

NOTAT

Projekt navn **Sammenligning af dedikeret og central rensning af miljøkritiske lægemidler og andre miljøkritiske stoffer**
Projektnr. **1100038765**
Kunde **KLAR Forsyning**
Notat nr. **1**
Version **3**

Udarbejdet af **TSHN, STHA**
Kontrolleret af **SRK**
Godkendt af **REBJ**

1 Indledning

Dato 01-02-2021

Med udgangspunkt i et ønske fra KLAR Forsyning og Køge Kommune er der udarbejdet dette notat, som sammenligner de miljømæssige og økonomiske konsekvenser for to scenarier med dedikeret og central rensning af hospitalsspildevand fra Universitetshospital Køge (SUH). Notatet fokuserer på fjernelse af miljøfremmede stoffer, herunder lægemidler.

Nærværende notat indeholder en opgørelse over mængder og toksicitetsækvivalenter for lægemiddel-stoffer, der vil blive fjernet ved henholdsvis en dedikeret- og central rensning af hospitalsspildevandet fra SUH. På baggrund af datagrundlaget er der lavet en opgørelse over hvilke lægemiddelstoffer, som kan opnå en $PEC_{\text{Køge Bugt}}/PNEC < 0,1$. Alle indløbs- og udløbskoncentrationer angivet i notatet er for indløbet og udløbet til de respektive renseanlæg (KER eller det dedikerede renseanlæg).

Rambøll
Olof Palmes Allé 22
DK-8200 Aarhus N

T +45 5161 1000
F +45 5161 1001
<https://dk.ramboll.com>

Der er som supplement lavet en vurdering af miljøkonsekvenserne for afledning af antibiotika, herunder om dette fremmer opdyrkning af resistente bakterier på KER og hvor i miljøet, antibiotikaene havner. Der er desuden udarbejdet en økonomisk sammenligning af dedikeret og central rensning med udgangspunkt i anlægs- og driftsomkostninger.

Notatet indeholder en vurdering af problematikken omkring omdannelse af bromid til bromat ved ozonering.

1.1 Generelle forudsætninger

Notatet tager udgangspunkt i DHI's kemikalie- og lægemiddelkortlægning fra 2019 /16/, hvor 40 lægemiddelstoffer er angivet som værende miljøkritiske. Af disse 40 miljøkritiske lægemidler er der 10, hvor datagrundlaget og erfaringstal har muliggjort den ønskede sammenligning mellem central og dedikeret rensning. I sammenligningen af de to anlægstyper tages udgangspunkt i den anlægssammensætning, som var omfattet af den tidligere udbudsproces for et dedikeret renseanlæg. For den centrale løsning er der taget udgangspunkt i et centralt renseanlæg med efterpolering i form af ozonering og aktiv kulfiltrering.

Med udgangspunkt i materialet fra SUEZ og de øvrige data, som har været til rådighed, vurderer vi ikke, at datagrundlaget kan blive mere repræsentativt.

Der er i DHI's lægemiddelkortlægning /16/ antaget, at al lægemiddelstof, udskrevet fra hospitalets apotek, udskilles på SUH til spildevandet og ikke indtages og udskilles hjemme ved patienten. Dvs. at al medicin udskilles på selve SUH, og at der ikke sker nogen omsætning af de indtagende lægemidler i patienterne. Sidstnævnte antagelse følger European Medical Agency's anbefaling om miljørisikovurdering af lægemiddelstoffer. Det kan antages, at der vil ske en vis omsætning i patienterne før udledning til kloak, men i hvilken grad afhænger af mange faktorer, som ligger uden for dette notat. En vis omsætning samt udledning til kloak fra eget hjem vil yderligere bidrage til en reel koncentration af lægemidlerne, der er lavere end den i lægemiddelkortlægningen beregnede.

Der er benyttet følgende data som grundlag til notatet:

- Vandforbrug på SUH: 120.000 m³/år
- Spildevands flow til Køge Egnens Renseanlæg (KER): 6.928.016 m³/år

Baggrunden for det benyttede vandforbrug på 120.000 m³ pr. år er, at Totalentreprise-udbuddet af det dedikerede renseanlæg skulle dimensioneres til denne flowmængde; SUH's drikkevandsledning er dimensioneret til 120.000 m³ pr. år, og DHI benytter denne flowmængde i deres koncentrationsberegninger i lægemiddelkortlægningen for SUH. For spildevands flowet til KER er benyttet den totale spildevandsmængde fremfor den debiterede vandmængde, således at der estimeres den reelle sammensætning i indløbet til KER.

I DHI's kemikalie- og lægemiddelkortlægning /16/ er hospitalsspildevandskoncentrationen for hvert af de 10 miljøkritiske lægemiddelstoffer oplyst.

Koncentrationen af de miljøkritiske lægemiddelstoffer i husholdningsspildevandet er beregnet på baggrund af den i DHI's kemikalie- og lægemiddelkortlægning /16/ oplyste mængde af aktivt stof og dennes procentvise andel af den samlede tilledning til KER.

Indløbskoncentrationerne til KER er beregnet som en samlet sammenblandet vandstrøm fra hospitalet og husholdningerne.

1.1.1 Scenarie 1, central rensning

Scenarie 1 er defineret som central rensning af den fulde spildevandsstrøm, hvor både husholdnings- og hospitalsspildevandet ledes til Køge Egnens Renseanlæg. Det er i notatet antaget, at den centrale rensning vil bestå af den eksisterende biologiske rensning på KER og et nyetableret efterpoleringstrin. Efterpoleringstrinnet vil behandle den fulde spildevandsstrøm. Dette efterpoleringstrin kan bestå af forskellige teknologier samt kombinationer af disse. I et notat udarbejdet til Hillerød Forsyning beskrives 4 mulige efterpoleringstrin, samt fordele og ulemper for disse /17/:

- Pulveriseret aktiv kul (PAC)
- Granuleret aktiv kul (GAC)
- Ozon
- Kombination af ozon og GAC

En central renseløsning med ozonering og GAC anses for at være Best Available Technology (BAT) for en central renseløsning. BAT er et udtryk for den teknologi, som i øjeblikket er den økonomisk og teknisk mest optimale teknologi indenfor et givent teknisk område. Derfor benyttes der data for denne renseløsning i notatet.

Udfordringen i forhold til ozonering er, at bromindholdet i spildevandsstrømmen kan være på et koncentrationsniveau, hvor der potentielt kan opstå kritiske niveauer af bromat. Derudover skal der være stor fokus på arbejdsmiljøet under drift af et ozon-anlæg.

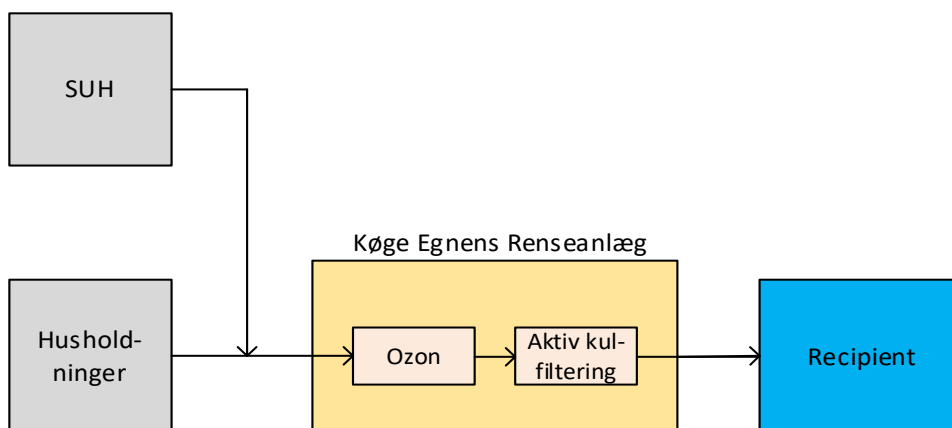
Der kan benyttes en aktiv kul-løsning som GAC for at nedbringe niveauet af bromat i udløbet fra renseanlægget. GAC er en løsning, hvor det aktive kul er placeret i et nedstrøms filter fremfor dosering i processtanken, som er fremgangsmåden ved PAC. Der vurderes ikke at være nogle arbejdsmiljømæssige problemstillinger omkring etablering af GAC.

PAC er ikke en ønskelig løsning, hvis KLAR Forsyning ønsker at sprede slam på landbrugsjord, idet de adsorbereede lægemidler og andre miljøfremmede stoffer potentielt kan havne på landbrugsjorden sammen med spildevandsslammet. Ydermere skal PAC-anlægget EX-klassificeres grundet eksplosionsfaren, der er knyttet til brug af det aktive kuls meget fine kornstørrelse.

Det vil være muligt at implementere UV-behandling som et yderligere behandlingstrin, hvis det ønskes at mindske risikoen for udledning af patogene mikroorganismer i udløbsspildevandet. Investerings- og driftsudgifterne skal undersøges nærmere, før der tages en beslutning omkring etablering af UV-anlæg.

SUEZ har bekræftet, at et centralt renseanlæg med efterpolering vil kunne fjerne både lægemiddelstoffer samt andre miljøfremmede stoffer som f.eks. PAH'er i spildevandsstrømmen. SUEZ ligger ikke inde med specifikke data for fjernelse af PAH'er, men henviser til, at studier generelt har vist at ozonering og aktiv kul reducerer koncentrationen af PAH'er. Hvis der ønskes en mere målrettet reduktion af PAH'er for at få kategoriseret spildevandsslammet fra KER som A-slam fremfor B-slam, vil etableringen af ozonering give mulighed for at ozonere overskudsslammet og derved nedbringe indholdet af PAH'er i slammet.

Der er i nærværende scenarie benyttet data givet af SUEZ baseret på deres forsøg på Brædstrup Renseanlæg.

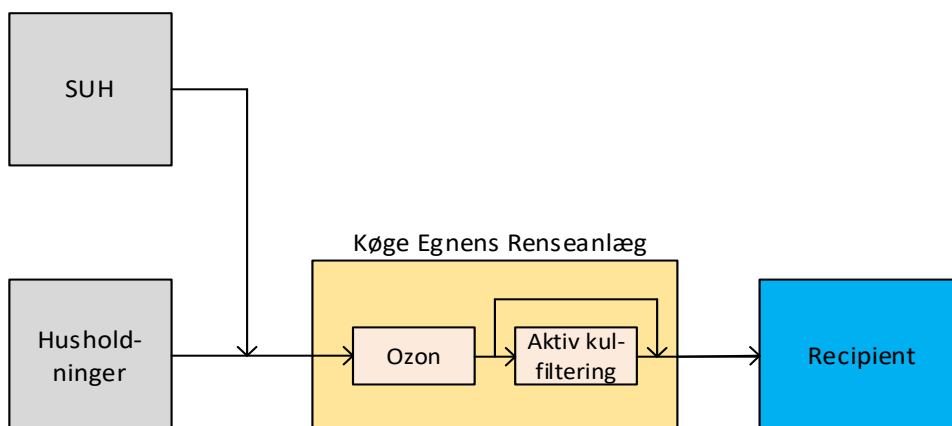


Figur 1 – Princip for scenarie 1 – Central rensning

1.1.2 Scenarie 2, central rensning

Scenarie 2 er defineret som central rensning, hvor både husholdnings- og hospitalsspildevandet ledes til Køge Egnens Renseanlæg. Hele spildevandstrømmen ozoneres tilsvarende scenarie 1. I dette scenarie efterpoleres 1.900.000 m³ pr. år af spildevandstrømmen igennem en aktiv kul-filtrering.

Der er i nærværende scenarie benyttet data baseret på forsøg udført af SUEZ på Brødstrup Renseanlæg.

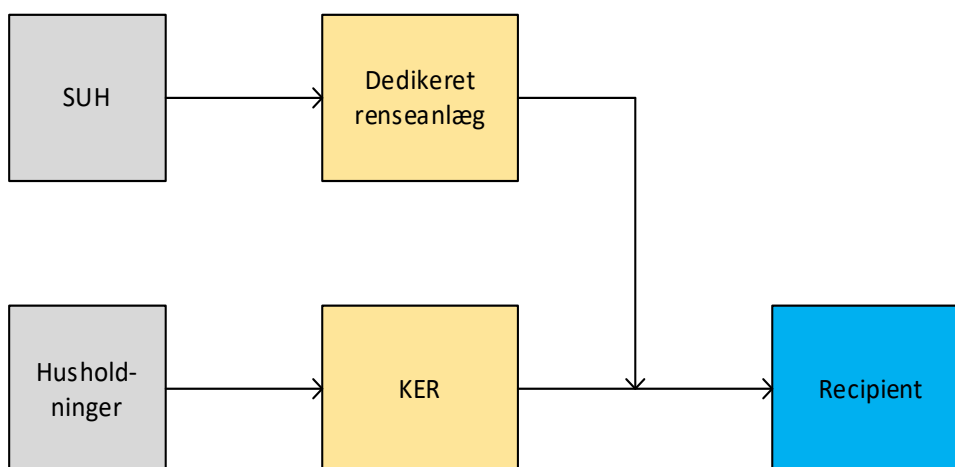


Figur 2 – Princip for scenarie 2 – Central rensning

1.1.3 Scenarie 3, dedikeret rensning

Scenarie 2 er defineret som dedikeret rensning af hospitalsspildevand fra Sjællands Universitetshospital, Køge (SUH), samt eksisterende rensning af husholdningsspildevand på KER.

Ved dedikeret rensning af hospitalsspildevandet fra SUH skal der benyttes en renseteknologi til fjernelse af miljøkritiske lægemidler svarende til Best Available Technology (BAT) for at overholde gældende lovgivning.



Figur 3 - Princip for scenarie 2 – dedikeret rensning

2 Mængde

For de 10 lægemidler, hvor der er tilgængelige data, er beregnet mængde af lægemiddelstoffer, der kan fjernes ved henholdsvis central- og dedikeret rensning.

Fjernelsesgraderne for den centrale renseløsning er estimeret på basis af data fra SUEZ's forsøg på Brædstrup Renseanlæg. Fjernelsesgraderne for det dedikerede rensanlæg er baseret på de af SUEZ oplyste fjernelsesgrader i forbindelse med KLAR Forsynings udbud af et dedikeret rensanlæg til SUH. Fjernelsesgraderne er vist i Tabel 1.

Tabel 1 – Fjernelsesgrader i et aktivt slam-anlæg, aktivt slam-anlæg med efterpolering og et dedikeret rensanlæg

| Lægemiddel | Fjernelsesgrader | | | |
|----------------|------------------|----------------------|----------------------------------|---------------------|
| | Aktivt slam | Aktivt slam med ozon | Aktivt slam med ozon + aktiv kul | Dedikeret rensanlæg |
| | % | % | % | % |
| Tramadol | 33,00 | 75,5 | 99,9 | 99,8 |
| Ciprofloxacin | 56,00 | 95,5 | 99,7 | 99,5 |
| Paracetamol | 85,00 | 100 | 100 | 99,7 |
| Clarithromycin | 37,00 | 66,0 | 99,6 | 99,8 |
| Atorvastatin | 81,00 | 97,5 | 99,8 | 95,0 |
| Propranolol | 9,00 | 62,0 | 98,6 | 91,7 |
| Diclofenac | 20,00 | 88,0 | 98,8 | 98,9 |
| Ibuprofen | 77,00 | 100 | 100 | 99,4 |
| Azithromycin | 28,00 | 69,5 | 98,1 | 99,2 |
| Bicalutamid | 2,00 | 53,5 | 99,4 | 99,6 |

Tabel 1 illustrerer, hvorledes fjernelsesgraderne for et aktivt slam anlæg suppleret med efterpolering med ozonering og aktiv kul-filtrering og et dedikeret rensanlæg er sammenlignelige.

Beregningerne for de tre scenarier er vedhæftet i Bilag 1, og resultaterne beskrives i det følgende.

2.1 Scenarie 1

I Scenarie 1 bliver den fulde spildevandsstrøm fra hospital og husholdninger rensat centralt på KER med ozon og aktiv kul. Tabel 2 angiver koncentrationer af spildevandet i ind- og udløbet fra KER samt mængden, der kan fjernes med central rensning.

Tabel 2 Indløbs- og udløbskoncentrationer fra KER med efterpolering, samt den forventede mængde lægemidler, der fjernes med denne renseløsning

| Lægemiddel | Indløbskoncentration KER [µg/L] | Udløbskoncentration KER [µg/L] | Mængde fjernet KER [kg/år] |
|----------------|---------------------------------------|--------------------------------------|----------------------------------|
| Tramadol | 10 | 0,010 | 72 |
| Ciprofloxacin | 3,1 | 0,0090 | 21 |
| Paracetamol | 726 | 0,029 | 5.027 |
| Clarithromycin | 1,4 | 0,0060 | 9,6 |
| Atorvastatin | 8,4 | 0,020 | 58 |
| Propranolol | 0,72 | 0,010 | 4,9 |
| Diclofenac | 0,80 | 0,010 | 5,5 |
| Ibuprofen | 108 | 0,011 | 747 |
| Azithromycin | 0,47 | 0,0089 | 3,2 |
| Bicalutamid | 1,8 | 0,010 | 12 |
| I alt | | | 5.961 |

2.2 Scenarie 2

I Scenarie 2 bliver hospitals- og husholdningsspildevandet rensat centralt på KER. Den fulde spildevandsstrøm ozoneres, mens kun 1.900.000 m³ pr. år efterpoleres i et aktiv kul-filtrer. Tabel 3 angiver koncentrationer af spildevandet i ind- og udløbet fra KER, samt mængden, der kan fjernes med central rensning.

Tabel 3 Indløbs- og udløbskoncentrationer fra KER med efterpolering, samt den forventede mængde lægemidler, der fjernes med denne renseløsning

| Lægemiddel | Indløbskoncentration KER [µg/L] | Udløbskoncentration KER [µg/L] | Mængde fjernet KER [kg/år] |
|----------------|---------------------------------------|--------------------------------------|----------------------------------|
| Tramadol | 10 | 1,8 | 59 |
| Ciprofloxacin | 3,1 | 0,12 | 21 |
| Paracetamol | 726 | 0,029 | 5027 |
| Clarithromycin | 1,4 | 0,35 | 7,3 |
| Atorvastatin | 8,4 | 0,16 | 57 |
| Propranolol | 0,72 | 0,20 | 3,6 |
| Diclofenac | 0,80 | 0,072 | 5,0 |
| Ibuprofen | 108 | 0,011 | 747 |
| Azithromycin | 0,47 | 0,11 | 2,5 |
| Bicalutamid | 1,8 | 0,60 | 8,1 |
| I alt | | | 5.938 |

2.3 Scenarie 3

I Scenarie 3 bliver hospitalsspildevandet fra SUH rensat i et dedikeret renselanlæg, og husholdningsspildevandet renses på KER. Tabel 4 angiver koncentrationer af spildevandet i ind- og udløbet fra det dedikerede renselanlæg og mængden af de 10 lægemiddelstoffer, der kan fjernes. Tabel 5 angiver indløbs- og udløbskoncentrationer af spildevandet på KER uden et efterpoleringstrin og mængden af de 10 lægemiddelstoffer, der fjernes på KER uden et efterpoleringstrin.

Tabel 4 Indløbs, og udløbskoncentrationer fra det dedikeret renseanlæg samt den forventede mængde lægemidler, der fjernes med denne renseløsning

| Lægemiddel | Indløbskoncentration Dedikeret RA [µg/L] | Udløbskoncentration Dedikeret RA [µg/L] | Mængde fjernet Dedikeret RA [kg/år] |
|----------------|--|---|---|
| Tramadol | 43 | 0,10 | 5,1 |
| Ciprofloxacin | 99 | 0,50 | 12 |
| Paracetamol | 3563 | 9,3 | 426 |
| Clarithromycin | 38 | 0,062 | 4,6 |
| Atorvastatin | 22 | 0,022 | 2,7 |
| Propranolol | 1,2 | 0,10 | 0,13 |
| Diclofenac | 6,0 | 0,066 | 0,71 |
| Ibuprofen | 431 | 2,6 | 51 |
| Azithromycin | 2,2 | 0,018 | 0,27 |
| Bicalutamid | 25 | 0,10 | 3,0 |
| I alt | | | 506 |

Tabel 5 angiver koncentrationer af spildevandet i ind- og udløbet fra KER uden et efterpoleringstrin og mængden af de 10 lægemiddelstoffer, der kan fjernes med et aktivt slam anlæg (KER).

Tabel 5 Indløbs- og udløbskoncentrationer fra KER samt den forventede mængde lægemidler, der fjernes med den eksisterende renseløsning (aktivt slam anlæg uden et efterpoleringstrin)

| Lægemiddel | Indløbskoncentration KER [µg/L] | Udløbskoncentration KER [µg/L] | Mængde fjernet KER [kg/år] |
|----------------|---------------------------------------|--------------------------------------|----------------------------------|
| Tramadol | 9,8 | 6,6 | 22 |
| Ciprofloxacin | 1,4 | 0,62 | 5,4 |
| Paracetamol | 676 | 101 | 3.910 |
| Clarithromycin | 0,74 | 0,47 | 1,9 |
| Atorvastatin | 8,2 | 1,6 | 45 |
| Propranolol | 0,71 | 0,65 | 0,44 |
| Diclofenac | 0,71 | 0,57 | 1,0 |
| Ibuprofen | 102 | 24 | 536 |
| Azithromycin | 0,44 | 0,31 | 0,83 |
| Bicalutamid | 1,3 | 1,3 | 0,18 |
| I alt | | | 4.522 |

Tabel 6 angiver den samlede mængde af de 10 miljøkritiske lægemiddelstoffer, der kan fjernes i scenarie 3.

Tabel 6 Samlet mængde lægemiddelstof, der kan fjernes med løsningen i scenarie 3

| Lægemiddel | Mængde fjernet [kg/år] |
|-----------------------------|---------------------------|
| Dedikeret RA | 506 |
| KER uden efterpoleringstrin | 4.522 |
| I alt | 5.028 |

2.4 Sammenligning af scenarierne

Af de 10 miljøkritiske lægemidler, hvor der er tilgængelige data, vil der i de tre scenarier blive fjernet hhv. 5.961 kg/år, 5.938 kg/år og 5.028 kg/år i Scenarie 1, 2 og 3 fra spildevandsstrømmen, før det ledes til recipienten Køge Bugt.

For de 10 miljøkritiske lægemidler, hvor det har været muligt at samle data til sammenligning af fjernet mængde miljøkritiske lægemidler, er forskellen ikke signifikant (> 20%). Årsagen til dette, er at paracetamol og ibuprofen er to let omsættelige lægemidler med høje fjernelsesgrader på hhv. 85% og 77% i et aktivt-slamanlæg, samtidig med at spildevandet indeholder meget store koncentrationer af disse lægemidler. Hvis der ses bort fra fjernelsen af paracetamol og ibuprofen i Scenarie 1 og 3, vil der årligt blive fjernet 187 kg i Scenarie 1, 164 kg i Scenarie 2 og 105 kg i Scenarie 3. Dette svarer til en fjernelse af hhv. 14% og 78% flere svært omsættelige lægemiddelstoffer i Scenarie 1 i forhold til Scenarie 2 og Scenarie 3.

3 Toksicitetsækvivalenter

For de 10 lægemidler, hvor der er tilgængelige data, er der beregnet toksicitetsækvivalenter (TEQ). TEQ er stoffernes toksicitetsbidrag til recipienten, udtrykt som vandvolumen pr. tidsenhed (l/år), svarende til den fortynding, der er nødvendig, for at Predicted No Effect Concentration (PNEC) bliver overholdt i recipienten. Ved beregning af TEQ vægtes stofferne efter deres giftighed udtrykt som PNEC /13/.

For komplekse blandinger, som spildevandet fra SUH Køge, summeres TEQ for at opnå et udtryk for det samlede toksicitetsbidrag. Σ TEQ beregnes vha. nedenstående formel /13/:

$$\Sigma TEQ_i = \sum_{i=1..n} (C_i \cdot V_i / PNEC_i)$$

hvor Σ TEQ er summen af toksicitetsækvivalenter for de 10 lægemidler, C er koncentrationen i hhv. indløbsvandet og udløbsvandet for de individuelle stoffer, og V er det årlige vandvolumen udledt.

Det er ikke umiddelbart muligt jf. SUEZ at estimere omdannelsen af bromid til bromat ved ozonering. Der er en række faktorer, der har indflydelse på bromat-koncentrationen, herunder er den vigtigste ozondosis og kontakttiden, men også pH, temperatur og spildevandets indhold af organisk stof (fysiske og kemiske egenskaber for spildevandet). Da det ikke er muligt at lave et estimat på niveauet for bromat-koncentrationen i udløbsvandet fra KER med de nuværende forudsætninger, vil det ikke være muligt at medtage påvirkningen fra bromat i toksitetsberegningerne.

Beregningerne for de to scenarier er vedhæftet i Bilag 1, og resultaterne beskrives i det følgende.

3.1 PNEC

PNEC er den maksimale stofkoncentration i miljøet, uden at der kan måles negative virkninger på det givne økosystem. I dette tilfælde er der brugt PNEC for marine økosystemer, da recipienten er Køge Bugt. PNEC for de 10 lægemidler er angivet i Tabel 7.

Tabel 7 PNEC for de ti lægemidler.

| Lægemiddel | PNEC (µg/l) | Reference |
|----------------|-------------|-------------------|
| Tramadol | 0,01 | /14/ |
| Ciprofloxacin | 0,0089 | /14/ |
| Paracetamol | 0,92 | /14/ |
| Clarithromycin | 0,006 | /14/ |
| Atorvastatin | 0,02 | Omregnet fra /16/ |
| Propranolol | 0,01 | Omregnet fra /16/ |
| Diclofenac | 0,01 | /14/ |
| Ibuprofen | 0,4 | /14/ |
| Azithromycin | 0,009 | /14/ |
| Bicalutamid | 0,01 | /15/ |

3.2 Scenarie 1

I Scenarie 1 bliver den fulde spildevandsstrøm bestående af spildevandet fra SUH og husholdningerne rensat centralt på KER med ozon og aktiv kul-filtrering. Antal TEQ i ind- og udløbsspildevandet fra KER med et efterpoleringstrin er angivet i Tabel 8.

Tabel 8 TEQ i indløbs- og udløbsspildevand ved Scenarie 1 for KER med et efterpoleringstrin.

| Lægemiddel | TEQ indløb (l/år) | TEQ udløb (l/år) |
|----------------|--|--|
| Tramadol | $7,2 \cdot 10^{12}$ | $7,2 \cdot 10^9$ |
| Ciprofloxacin | $2,4 \cdot 10^{12}$ | $7,0 \cdot 10^9$ |
| Paracetamol | $5,5 \cdot 10^{12}$ | $2,2 \cdot 10^8$ |
| Clarithromycin | $1,6 \cdot 10^{12}$ | $6,9 \cdot 10^9$ |
| Atorvastatin | $2,9 \cdot 10^{12}$ | $7,0 \cdot 10^9$ |
| Propranolol | $5,0 \cdot 10^{11}$ | $6,9 \cdot 10^9$ |
| Diclofenac | $5,5 \cdot 10^{11}$ | $6,9 \cdot 10^9$ |
| Ibuprofen | $1,9 \cdot 10^{12}$ | $1,9 \cdot 10^8$ |
| Azithromycin | $3,6 \cdot 10^{11}$ | $6,9 \cdot 10^9$ |
| Bicalutamid | $1,2 \cdot 10^{12}$ | $6,0 \cdot 10^9$ |
| ΣTEQ | $2,41 \cdot 10^{13}$ | $5,62 \cdot 10^{10}$ |

Som det ses i Tabel 8 indeholder spildevandet, der ledes til Køge Bugt, $5,62 \cdot 10^{10}$ TEQ, når man kigger på de 10 lægemidler.

I Scenarie 1 fjerner spildevandsrensningen $2,41 \cdot 10^{13}$ TEQ af de 10 lægemidler fra indløbsvandet.

3.3 Scenarie 2

I Scenarie 2 bliver spildevandet fra SUH rensset centralt. Antal TEQ i ind- og udløbsspildevandet fra KER med et efterpoleringstrin er angivet i Tabel 9.

Tabel 9 TEQ i indløbs- og udløbsspildevand ved Scenarie 2 for KER med et efterpoleringstrin.

| Lægemiddel | TEQ indløb (l/år) | TEQ udløb (l/år) |
|----------------|--|--|
| Tramadol | $7,2 \cdot 10^{12}$ | $1,3 \cdot 10^{12}$ |
| Ciprofloxacin | $2,4 \cdot 10^{12}$ | $2,4 \cdot 10^{10}$ |
| Paracetamol | $5,5 \cdot 10^{12}$ | $2,2 \cdot 10^8$ |
| Clarithromycin | $1,6 \cdot 10^{12}$ | $4,0 \cdot 10^{11}$ |
| Atorvastatin | $2,9 \cdot 10^{12}$ | $5,5 \cdot 10^{10}$ |
| Propranolol | $5,0 \cdot 10^{11}$ | $1,4 \cdot 10^{11}$ |
| Diclofenac | $5,5 \cdot 10^{11}$ | $5,0 \cdot 10^{10}$ |
| Ibuprofen | $1,9 \cdot 10^{12}$ | $1,9 \cdot 10^8$ |
| Azithromycin | $3,6 \cdot 10^{11}$ | $8,1 \cdot 10^{10}$ |
| Bicalutamid | $1,2 \cdot 10^{12}$ | $6,0 \cdot 10^9$ |
| ΣTEQ | $2,41 \cdot 10^{13}$ | $2,51 \cdot 10^{12}$ |

Som det ses i Tabel 8, indeholder spildevandet, der ledes til Køge Bugt, $2,51 \cdot 10^{12}$ TEQ, når man kigger på de 10 lægemidler.

I Scenarie 2 fjerner spildevandsrensningen $2,16 \cdot 10^{13}$ TEQ af de 10 lægemidler fra indløbsspildevandet.

3.4 Scenarie 3

Antal TEQ i ind- og udløbsspildevandet er angivet i Tabel 10 for det dedikerede renseanlæg.

Tabel 10 TEQ i indløbs- og udløbsspildevand ved Scenarie 3 for det Dedikerede Renseanlæg.

| Lægemiddel | TEQ indløb (l/år) | TEQ udløb (l/år) |
|----------------|--|--|
| Tramadol | $5,1 \cdot 10^{11}$ | $1,2 \cdot 10^9$ |
| Ciprofloxacin | $1,3 \cdot 10^{12}$ | $6,7 \cdot 10^9$ |
| Paracetamol | $4,6 \cdot 10^{11}$ | $1,2 \cdot 10^9$ |
| Clarithromycin | $7,7 \cdot 10^{11}$ | $1,2 \cdot 10^8$ |
| Atorvastatin | $1,3 \cdot 10^{11}$ | $1,3 \cdot 10^8$ |
| Propranolol | $1,4 \cdot 10^{10}$ | $1,2 \cdot 10^9$ |
| Diclofenac | $7,2 \cdot 10^{10}$ | $7,9 \cdot 10^8$ |
| Ibuprofen | $1,3 \cdot 10^{11}$ | $7,8 \cdot 10^8$ |
| Azithromycin | $3,0 \cdot 10^{10}$ | $2,4 \cdot 10^8$ |
| Bicalutamid | $3,0 \cdot 10^{11}$ | $1,2 \cdot 10^9$ |
| ΣTEQ | $3,76 \cdot 10^{12}$ | $1,47 \cdot 10^{10}$ |

Som det ses i Tabel 10, indeholder spildevandet, der ledes fra det dedikerede renseanlæg videre til recipient $1,47 \cdot 10^{10}$ TEQ, når der kigges på de 10 lægemidler.

I Scenarie 3 fjernes $3,75 \cdot 10^{12}$ TEQ af de 10 lægemidler fra hospitalsspildevandet i det dedikerede renseanlæg. Antal TEQ i ind- og udløbsspildevandet er angivet i Tabel 11 for KER uden et efterpoleringstrin.

Tabel 11 TEQ i indløbs- og udløbsspildevand ved Scenarie 3 for KER uden et efterpoleringstrin.

| Lægemiddel | TEQ indløb (l/år) | TEQ udløb (l/år) |
|----------------|--|--|
| Tramadol | $6,7 \cdot 10^{12}$ | $4,5 \cdot 10^{12}$ |
| Ciprofloxacin | $1,1 \cdot 10^{12}$ | $4,7 \cdot 10^{11}$ |
| Paracetamol | $5,0 \cdot 10^{12}$ | $7,5 \cdot 10^{11}$ |
| Clarithromycin | $8,4 \cdot 10^{11}$ | $5,3 \cdot 10^{11}$ |
| Atorvastatin | $2,8 \cdot 10^{12}$ | $5,3 \cdot 10^{11}$ |
| Propranolol | $4,8 \cdot 10^{11}$ | $4,4 \cdot 10^{11}$ |
| Diclofenac | $4,8 \cdot 10^{11}$ | $3,9 \cdot 10^{11}$ |
| Ibuprofen | $1,7 \cdot 10^{12}$ | $4,0 \cdot 10^{11}$ |
| Azithromycin | $3,3 \cdot 10^{11}$ | $2,4 \cdot 10^{11}$ |
| Bicalutamid | $9,1 \cdot 10^{11}$ | $9,0 \cdot 10^{11}$ |
| ΣTEQ | $2,03 \cdot 10^{13}$ | $9,13 \cdot 10^{12}$ |

Som det ses i Tabel 11, indeholder spildevandet, der ledes fra det dedikerede renseanlæg videre til recipient fra KER, $9,13 \cdot 10^{12}$ TEQ, når der kigges på de 10 lægemidler.

I Scenarie 3 fjernes $1,12 \cdot 10^{13}$ TEQ af de 10 lægemidler fra indløbsspildevandet på KER.

Tabel 12 Samet TEQ fjernet hhv. i det dedikerede renseanlæg og på KER uden et efterpolering i scenarie 2.

| Lægemiddel | TEQ fjernet |
|-----------------------------|--|
| Dedikeret RA | $3,75 \cdot 10^{12}$ |
| KER uden efterpoleringstrin | $1,12 \cdot 10^{13}$ |
| I alt | $1,50 \cdot 10^{13}$ |

3.5 Sammenligning af scenarierne

I forhold til de 10 lægemidler vil blive fjernet hhv. $2,41 \cdot 10^{13}$ TEQ, $2,16 \cdot 10^{13}$ og $1,50 \cdot 10^{13}$ TEQ i Scenarie 1-3.

I forhold til de 10 lægemidler, hvor det har været muligt at sammenligne TEQ, er det i Scenarie 1, der fjernes flest toksicitetsækvivalenter fra det spildevand, der løber ind til renseanlægget. Der bliver fjernet hhv. 11% og 61 % flere TEQ i Scenarie 1 i forhold til Scenarie 2 og Scenarie 3.

4 Risikokvotient (PEC/PNEC)

Risikokvotienten beskriver forholdet mellem PEC (Predicted Environmental Concentration) og PNEC. For at sikre, at organismerne i miljøet ikke påvirkes af stofferne i det udledte spildevand, skal PEC være mindre end PNEC, og stoffer, hvor $PEC/PNEC > 1$, anses derfor for at være miljøkritiske.

Da bidraget af lægemidler til spildevandet vil variere over tid, ønskes det af Køge Kommune, at stoffer med $PEC_{Køge\ Bugt}/PNEC > 0,1$ betragtes som miljøkritiske i nærværende notat.

$PEC_{Køge\ Bugt}$ for de 10 lægemidler er beregnet på baggrund af koncentrationerne i udløbsspildevandet fra renseanlægget og en fortyndingsfaktor på 20.

Beregningerne for hvorvidt lægemidlerne overskrider grænsen for om de miljøkritiske lægemidler for de to scenarier er vedhæftet i Bilag 1, og resultaterne beskrives i det følgende.

4.1 Scenarie 1

I Scenarie 1 renses hospitalsspildevandet fra SUH på KER sammen med husholdningsspildevandet.

$PEC_{Køge\ Bugt}$ og risikokvotienten ($PEC/PNEC$) for de 10 lægemidler er præsenteret i Tabel 13.

Tabel 13 $PEC_{Køge\ Bugt}$ og risikokvotienten ($PEC/PNEC$) for de 10 lægemidler i Scenarie 1. Overskridelse af risikokvotienten på 0,1 er markeret med fed.

| Lægemiddel | $PEC_{Køge\ Bugt}$ ($\mu\text{g/l}$) | $PEC_{Køge\ Bugt}/PNEC$ |
|----------------|--|-------------------------|
| Tramadol | 0,00052 | 0,052 |
| Ciprofloxacin | 0,00045 | 0,051 |
| Paracetamol | 0,0014 | 0,0016 |
| Clarithromycin | 0,00030 | 0,050 |
| Atorvastatin | 0,00010 | 0,051 |
| Propranolol | 0,00050 | 0,050 |
| Diclofenac | 0,00050 | 0,050 |
| Ibuprofen | 0,00054 | 0,0013 |
| Azithromycin | 0,00045 | 0,050 |
| Bicalutamid | 0,00050 | 0,050 |

Som det fremgår af Tabel 13, er $PEC_{Køge\ Bugt}/PNEC > 0,1$ for ingen af de 10 lægemidler i Scenarie 1.

4.2 Scenarie 2

I Scenarie 2 renses hospitalsspildevandet fra SUH på KER sammen med husholdningsspildevandet.

PEC_{Køge Bugt} og risikokvotienten (PEC/PNEC) for de 10 lægemidler er præsenteret i Tabel 14.

Tabel 14 PEC_{Køge Bugt} og risikokvotienten (PEC/PNEC) for de 10 lægemidler i Scenarie 2. Overskridelse af risikokvotienten på 0,1 er markeret med fed.

| Lægemiddel | PEC _{Køge Bugt} (µg/l) | PEC _{Køge Bugt} /PNEC |
|----------------|---------------------------------|--------------------------------|
| Tramadol | 0,92 | 9,25 |
| Ciprofloxacin | 0,0058 | 0,65 |
| Paracetamol | 0,0015 | 0,0016 |
| Clarithromycin | 0,017 | 2,9 |
| Atorvastatin | 0,0079 | 0,40 |
| Propranolol | 0,010 | 1,0 |
| Diclofenac | 0,0036 | 0,36 |
| Ibuprofen | 0,00054 | 0,0013 |
| Azithromycin | 0,0053 | 0,59 |
| Bicalutamid | 0,030 | 3,0 |

Som det fremgår af Tabel 14, er PEC_{Køge Bugt}/PNEC > 0,1 for 8 af de 10 lægemidler i Scenarie 2.

4.3 Scenarie 3

I Scenarie 3 renses spildevandet fra SUH Køge på et dedikeret renselanlæg, og husholdningsspildevandet renses på KER. PEC_{Køge Bugt} og risikokvotienten (PEC/PNEC) for de 10 lægemidler er præsenteret i Tabel 15.

Tabel 15 PEC_{Køge Bugt} og risikokvotienten (PEC/PNEC) for de 10 lægemidler i Scenarie 3. Overskridelse af risikokvotienten på 0,1 er markeret med fed.

| Lægemiddel | PEC _{Køge Bugt} (µg/l) | PEC _{Køge Bugt} /PNEC |
|----------------|---------------------------------|--------------------------------|
| Tramadol | 0,32 | 32 |
| Ciprofloxacin | 0,031 | 3,5 |
| Paracetamol | 5,0 | 5,4 |
| Clarithromycin | 0,023 | 3,8 |
| Atorvastatin | 0,077 | 3,8 |
| Propranolol | 0,032 | 3,2 |
| Diclofenac | 0,028 | 2,8 |
| Ibuprofen | 1,2 | 2,9 |
| Azithromycin | 0,015 | 1,7 |
| Bicalutamid | 0,065 | 6,5 |

Som det fremgår af Tabel 15 er PEC_{Køge Bugt}/PNEC > 0,1 for alle de 10 lægemidler i Scenarie 3.

4.3.1 Scenarie 3 uden hospitalets bidrag

Køge Kommune har ønsket et overblik over risikokvotienten for lægemidlerne, hvis hospitalets bidrag ikke medtages. For at undersøge dette, er hospitalets andel fra /16/ trukket fra koncentrationen af lægemidler i udløbsvandet i Scenarie 3. Der er brugt en fortyndingsfaktor i Køge Bugt på 20. $PEC_{Køge\ Bugt}$ og risikokvotienten (PEC/PNEC) for de 10 lægemidler er præsenteret i Tabel 16.

Tabel 16 $PEC_{Køge\ Bugt}$ og risikokvotienten (PEC/PNEC) for de 10 lægemidler i Scenarie 3 fratrukket hospitalets bidrag. Overskridelse af risikokvotienten på 0,1 er markeret med fed.

| Lægemiddel | $PEC_{Køge\ Bugt}$ ($\mu\text{g/l}$) | $PEC_{Køge\ Bugt}/PNEC$ |
|----------------|--|-------------------------|
| Tramadol | 0,32 | 32 |
| Ciprofloxacin | 0,031 | 3,5 |
| Paracetamol | 5,1 | 5,5 |
| Clarithromycin | 0,023 | 3,9 |
| Atorvastatin | 0,078 | 3,9 |
| Propranolol | 0,032 | 3,2 |
| Diclofenac | 0,028 | 2,8 |
| Ibuprofen | 1,2 | 2,9 |
| Azithromycin | 0,016 | 1,7 |
| Bicalutamid | 0,066 | 6,6 |

Som det fremgår af Tabel 16 er $PEC_{Køge\ Bugt}/PNEC > 0,1$ for alle de 10 lægemidler, selvom hospitalets bidrag ikke medtages.

Der vurderes ikke at være en signifikant forskel på, om hospitalets bidrag medtages eller ej.

4.4 Sammenligning af scenarierne

Sammenlignes Scenarie 1,2 og 3, er de beregnede risikokvotienter lavere for Scenarie 1 end Scenarie 2 og Scenarie 3. $PEC_{Køge\ Bugt}/PNEC$ overskrider 0,1 for alle 10 lægemidler i Scenarie 3, mens $PEC_{Køge\ Bugt}/PNEC$ overskrider 0,1 for hhv. 0 og 8 lægemidler i Scenarie 1 og 2.

5 Omkostninger til anlæg og drift

SUEZ har lavet et overslag på etablering af ozonering af den fulde spildevandsstrøm efterfulgt af tertiær granulær aktiv kul filtrering på både den fulde spildevandsstrøm og 1.900.000 m^3 om året. SUEZ vurderer, at anlægs- og driftsomkostninger til forbrugsstoffer for Scenarie 1 med ozonering og aktiv kul-filtrering af den fulde spildevandsstrøm vil være hhv. 45-53 mio. kr. og 0,45-0,50 kr. pr. m^3 . En driftsudgift til forbrugsstoffer på 0,45-0,50 kr. pr. m^3 svarer til ca. 3-3,3 mio. om året. Anlægs- og driftsomkostninger for Scenarie 2 med ozonering af den fulde spildevandsstrøm og aktiv kul-filtrering af 1.900.000 m^3 om året vurderes at være 24-30 mio. kr. og 0,50-0,55 kr. pr. m^3 . En driftsudgift til forbrugsstoffer på 0,25-0,30 kr. pr. m^3 for ozon og 0,25 kr. pr. m^3 for aktiv kul svarer til ca. 2,1-2,4 mio. kr. om året.

Der er i overslaget fra SUEZ omkring driftsomkostninger ikke inkluderet mandskab og vedligehold. Det estimeres, at der skal afsættes hhv. 2 % og 0,5 % af anlægssummen til vedligehold og reservedele, samt 1.040 mandskabtimer årligt. Der vurderes, at disse omkostninger vil være ca. 2,2-2,4 mio. kr. om året for Scenarie 1 og 1,7-1,9 mio. kr. om året for Scenarie 2.

Til vurdering af anlægs- og driftsomkostninger for det dedikeret renseanlæg benyttes de tilbud, som blev modtaget i forbindelse med KLAR Forsynings udbud af et dedikeret renseanlæg til SUH. Anlægs- og driftsomkostningerne vurderes at være hhv. 40 mio. kr. og 1-1,5 mio. kr. om året. Prisen for det dedikerede renseanlæg inkluderer al arbejde under Totalentreprise-udbuddet. Der skal til driftsomkostningen ydermere afsættes 1,25 mio. kr. til vedligehold og reservedele.

Det vurderes, at der skal afsættes 150.000 kr. for gennemførelse af myndighedsbehandling og en geoteknisk undersøgelse i forbindelse med en central renseløsning i Scenarie 1 og 2.

I forbindelse med etablering af en renseløsning for fjernelse af miljøfremmede stoffer skal der etableres en ny spildevandsledning mellem SUH og KER. Prisen for etablering af spildevandsledningen vurderes til 5.000.000 kr. Spildevandsledningen skal etableres i alle tre scenarier.

Der skal etableres tekniske foranstaltninger på KER i alle tre scenarier, som sikrer, at der ikke sker overløb af hospitalsspildevand direkte til recipienten. Dette vurderes at have en anlægsomkostning på 3.000.000 kr.

Det nuværende slam på KER kategoriseres som B-slam primært grundet indholdet af miljøfremmede stoffer herunder PAH'er. Ved etablering af et efterpoleringstrin på KER i den centrale renseløsning, vil mængden af PAH'er reduceres. Derfor forventes det, at spildevandsslammet kan kategoriseres som A-slam, hvis der etableres efterpolering med ozon. Dette vil føre til en besparelse på bortskaffelsen af slammet, som vurderes til omkring 300.000 kr. om året. Spildevandsafgiften forventes også reduceret med 300.000 kr. ved etablering af et efterpoleringstrin som i Scenarie 1 og 2. Hvis en central renseløsning vælges, skal en øget spildevandsmængde behandles på KER. Dette vil føre til, at driftsomkostninger for forbehandling, mellempumpestation, efterklaring, sparebassin og rådnetank stiger med ca. 200.000 kr.

Tabel 17 – Omkostninger forbundet med valg af renseløsning

| | Scenarie 1 | Scenarie 2 | Scenarie 3 |
|---|---------------------------|---------------------------|----------------|
| Myndighedsbehandling + Geoteknisk undersøgelse | 150.000 kr. | 150.000 kr. | 0 kr. |
| Afklaring af dimensioneringsgrundlag | 100.000 kr. | 100.000 kr. | 0 kr. |
| Rådgivningsomkostninger til EU-udbud | 350.000 kr. | 350.000 kr. | 250.000 kr. |
| Etablering af renseløsning | 45.000.000-53.000.000 kr. | 24.000.000-30.000.000 kr. | 40.000.000 kr. |
| Etablering af spildevandsledning fra SUH til KER | 5.000.000 kr. | 5.000.000 kr. | 5.000.000 kr. |
| Tekniske foranstaltninger mod overløb af hospitalsspildevand | 3.000.000 kr. | 3.000.000 kr. | 3.000.000 kr. |
| Uforudsete udgifter (15%) | 7.950.000-9.150.000 kr. | 4.800.000-5.700.000 kr. | 7.200.000 kr. |
| Bygherrerådgivning under etablering | 450.000 kr. | 450.000 kr. | 450.000 kr. |
| Total anlægsomkostning | 62.000.000-71.200.000 kr. | 37.850.000-44.750.000 kr. | 55.900.000 kr. |

De totale anlægsomkostninger forbundet med hhv. scenarie 1, 2 og 3 er hhv. 62.000.000-71.350.000 kr., 37.850.000-44.750.000 kr. og 55.900.000 kr.

6 Resistente bakterier i renselanlæg

I forbindelse med afledningen af spildevand fra SUH Køge har Køge Kommune spurgt ind til hvilke miljøkonsekvenser, der kan være forbundet med en øget afledning af antibiotika, resistente bakterier og gener fra resistente bakterier, i forhold til opdyrkningen af flere og andre resistente bakterier på et offentligt rensningsanlæg som KER.

For at besvare ovenstående er der foretaget en litteraturgennemgang. Nedenstående gennemgang tager dels udgangspunkt i et miljøprojekt fra Miljøstyrelsen dels i videnskabelig litteratur.

Miljøstyrelsen undersøgte i 2002 (Miljøprojekt 772) /1/ tilstedeværelsen af antibiotikaresistente bakterier i spildevand. Projektet undersøgte dels spildevandsafledningen fra en medicinalvirksomhed og et hospital, dels deres respektive indvirkning på tilstedeværelsen af den resistente bakterie *Acinetobacter* i kloakken. Derudover undersøgte de effekten af tertiær spildevandsrensning på de resistente bakterier ved prøvetagning på to renselanlæg (Avedøre Spillevandscenter I/S og Lynettefællesskabet I/S), samt overlevelsen af multiresistente bakterier i vandmiljøet. Undersøgelserne viste, at hospitalsspildevandet kun øgede forekomsten af resistens over for et antibiotikum (oxytetracycline) hos *Acinetobacter* i recipientkloakken. Der var kun små forskelle i forekomsten af de antibiotikaresistente bakterier opstrøms og nedstrøms hospitalet, i modsætning til medicinalvirksomheden, hvor større forskelle blev observeret. Desuden konkluderede undersøgelsen, at spildevandsrensning reducerede antallet af bakterier uafhængigt af deres modtagelighed overfor antibiotika. Studiet viste, at spildevandsrensningen reducerede det totale antal af resistente bakterier. Det er dog ikke alle resistente bakterier, der blev fjernet, og studiet viste samtidig, at de multiresistente bakterier kan overleve i det akvatiske miljø i en periode.

Novo & Manaia (2010) /2/ undersøgte forskellige kommunale spildevandsrenseanlæg, herunder et der modtog 15% hospitalsspildevand, i forhold til antibiotikaresistente bakterier (amoxicillin-, tetracycline-, og ciprofloxacinresistente heterotrofe bakterier, enterobakterier og enterokokker). Studiet viste, at tilledningen af hospitalsspildevand ikke øgede hyppigheden af antibiotikaresistente bakterier i det ubehandlede spildevand. Studiet viste dog samtidig, at selvom antallet af antibiotikaresistente bakterier ikke var øget i indløbsvandet hos det renselanlæg, der modtog hospitalsspildevand, så var andelen af bakterier i spildevandet, der kunne gro under tilstedeværelsen af visse typer antibiotika højere i spildevandet på det renselanlæg, der modtog hospitalsspildevand.

Stalder et al. (2014) /3/ undersøgte hospitalsaktiviteters indflydelse på spredningen af antibiotikaresistente bakterier i omgivelserne ved at overvåge intergroner¹ og deres kassetter i hospitalsspildevand. Studiet fandt, at bakteriesammensætningen i hospitalsspildevand indeholdt en stor andel intergroner, men at spildevandsrensningen reducerede diversiteten af intergronkassettegrupperingerne. Desuden fandt studiet, at hospitalsaktiviteterne ikke havde en specifik påvirkning af det omgivende miljø i forhold til spredningen af intergroner og antibiotikaresistente gen-kassetter.

Munck et al. (2015) /4/ undersøgte antibiotikaresistente gener i et spildevandsrenseanlæg (Aalborg Vest), der modtager både husholdnings- og hospitalsspildevand. Studiet viste, at selvom der findes resistente gener i spildevandsrenseanlæggets gen-sammensætning, sker der sjældent en udveksling af disse gener til patogene bakterier. Studiet modviste dog ikke, at der kan ske udveksling af antibiotikaresistente gener mellem bakteriearter så som patogene bakterier, der kun findes i lavt antal i spildevandsrenseanlægget, og bakterier i det omgivende miljø.

¹ Integroner er mobile DNA-elementer der kan fremme udvekslingen af genetisk materiale mellem bakterier

Erfaringer fra Brædstrup Renseanlæg viser, at behandling af spildevandet med multipoint ozonering reducerer antallet af både multiresistente bakterier og multiresistente gener /12/.

På baggrund af overstående litteratur vurderes det usandsynligt, at tilledningen af hospitalsspildevand til KER vil medføre en opdyrkning af antibiotikaresistente bakterier i renselanlægget. Dette skyldes dels, at udvekslingen af resistente gener mellem patogene bakterier og bakterierne i renselanlægget er usandsynlig, og at spildevandsrensningen generelt reducerer antallet af bakterier herunder også antibiotika-resistente bakterier. Det kan dog på baggrund af ovenstående ikke udelukkes, at der ved øget tilledning af antibiotika og antibiotika-resistente bakterier, ikke vil ske en vis øget udledning af antibiotika-resistente bakterier til recipienten Køge Bugt.

7 Lægemidler og resistente bakterier i spildevandsslam til udbringning på landbrugsjord

Køge Kommune har ønsket en vurdering af miljøkonsekvenserne ved et potentielt højere indhold af antibiotika og miljøfarlige lægemidler ved udbringning af spildevandsslam på landbrugsjord.

For at besvare ovenstående er der foretaget en litteraturgennemgang. Nedenstående gennemgang tager dels udgangspunkt i to miljøprojekter fra Miljøstyrelsen, videnskabelig litteratur, samt et hvidbogsprojekt udført for Brancheforeningen for Genanvendelse af Organiske Restprodukter til Jordbrugsformål.

Miljøprojekt nr. 661 fra 2002 /5/ omhandler human medicin i miljøet. Projektet undersøgte metabolitter og aktivstoffer fra lægemidler i miljøet med fokus på lægemidler i rensningsanlæg. Lægemidlerne i rensningsanlægget antages at være enten metabolitter udskilt fra mennesker via urin eller fæces eller aktivstoffer, eksempelvis fra håndtering af lægemidler fra hospitalet. Metabolitterne må som udgangspunkt forventes at have et lavt potentiale for at binde sig til slammet i rensningsanlægget, da metabolitter fra lægemidler omdannet i mennesker som oftest vil være vandopløselige. I et aktivt-slamanlæg vil lægemidlerne enten nedbrydes fuldstændigt, kun delvist eller slet ikke blive nedbrudt eller blive indbygget i biomassen (slam). Lægemidler, der ikke nedbrydes, kan udledes til miljøet enten via det rensede spildevand eller via udbringningen af slam på landbrugsjord. Stoffets fysiske og kemiske egenskaber vil bestemme, om det vil være at finde i vandfasen eller bundet til slammet. Projektet undersøgte blandt andet de 25 mest anvendte lægemidlers potentiale for at blive udvasket fra spildevandsslam til det akvatiske miljø. Der var mangel på data for mange af de lægemidler, der blev undersøgt, og det var derfor nødvendigt at foretage en række antagelser om stoffernes styrke, omdannelse og skæbne. Konklusionen af projektet var, at der ved en konservativ beregning baseret på det årlige forbrug af disse lægemidler, og hvor der ikke tages højde for metabolisering og nedbrydning, for flere lægemiddelgrupper ikke kunne udelukkes, at der potentielt kunne være en effekt på det omgivende miljø ved udbringning af spildevandsslam med lægemidler på landbrugsjord.

Ift. resistente bakterier vil hyppigheden af antibiotika-resistente bakterier, ud fra det tidligere omtalte studie, ikke øges på trods af tilledning af hospitalsspildevand. Det skal forventes, at mængden af resistente bakterier er sammenlignelig med den nuværende mængde, som findes på KER i dag. Ved opførelse af en dedikeret renseløsning til hospitalsspildevandet, vil en stor del af antibiotika fortsat ledes til KER via husholdningsspildevandet.

Der vurderes ikke at være en øget risiko for interferens, eller at lægemidler i spildevandet kan blive genaktive ved sammenblanding inden rensning på det centrale rensningsanlæg med efterpolering.

8 Omdannelse af bromid til bromat ved ozonering

Ved ozonering kan bromid omdannes til bromat, som er et kræftfremkaldende stof. Det antages, at bromidkoncentrationen i spildevandsstrømmen ved ozonering skal være højere end 500 µg/L, før der kan være risiko for signifikant bromat-dannelse. For at reducere denne risiko kan der udføres forskellige driftsmæssige indgreb, som f.eks. multi-point ozondosering fremfor for single-point dosering.

KLAR Forsyning har målt bromid-koncentrationen i indløbet til KER to gange. Bromid-koncentrationen er blevet målt til 160 og 410 µg/L. Disse målinger skal dog tages med forbehold. Det antages, at bromid-indholdet er afhængigt af mængden af indsivning af uvedkommende vand i ledningsnettet. I perioden, hvor der har været taget analyser, har grundvandsspejlet været lavt, og det forventes derved, at indsivningen er mindre end normal-situationen. Bromid er meget opløseligt i vand og vil kun fælde ved tilstedeværelse af guld-, sølv- og bly-ioner. Det vurderes derved ikke, at bromid aflejrer sig i ledningsnettet. Det er for tidligt at vurdere, om bromid-koncentrationen vil være under 500 µg/L, som er grænseværdien, hvor SUEZ vurderer, at der potentielt kan begynde at opstå kritiske koncentrationer af bromat.

Det foreslås, at det nuværende måleprogram for kortlægning af bromidkoncentrationen under forskellige forhold i indløbet til KER, fortsættes.

Der forventes ikke være bromat i udløbsspildevandet på nuværende tidspunkt, idet rensningen på KER ikke inkluderer ozonering, og der kan derved ikke forventes at ske en væsentlig omdannelse af bromid til bromat.

9 Opsummering

De tre scenarier summeres i Tabel 18.

Tabel 18 – Sammenligning af de to scenarier

| Scenarie | 1 (Central rensning) | 2 (Central rensning) | 3 (Dedikeret rensning) |
|--|-------------------------------|-------------------------------|------------------------|
| Vandmængde behandlet med BAT [m ³ /år] | 6.928.016 | 1.900.000 | 120.000 |
| Medicinmængde fjernet [kg/år] | 5.961 | 5.938 | 5.028 |
| Toksicitetsækvivalenter fjernet | 2,41*10 ¹³ | 2,16*10 ¹³ | 1,50*10 ¹³ |
| Lægemidler med PEC _{Køge Bugt} /PNEC > 0,1 | 0 | 8 | 10 |
| Projektøkonomi [kr.] | 62.000.000- 71.200.000 kr. | 37.850.000- 44.750.000 kr. | 55.900.000 |
| Driftsudgifter til anlæg pr. år [kr./år] | 4.800.000- 5.300.000 | 3.400.000- 3.900.000 kr. | 2.250.000-2.750.000 |

Notatet viser, at Scenarie 1 og Scenarie 2 med en central renseløsning fjerner en større mængde lægemiddelstoffer, samt et større antal toksicitetsækvivalenter end Scenarie 3. Der opnås en PEC_{Køge Bugt}/PNEC > 0,1 for færre lægemidler i Scenarie 1 forhold til Scenarie 2 og Scenarie 3.

Som efterpoleringstrin på det central renselanlæg anbefales ozonering og GAC baseret på Hillerøds Forsynings tekniske redegørelse /18/. Denne renseløsning vil også kunne reducere PAH'er og andre miljøfremmede stoffer.

En tredje mulighed, som nævnes i en teknisk redegørelse af Hillerød Forsyning /18/, kunne være etablering af BAT rensning både ved kilden og af husholdningsspildevandet. Denne løsning vurderes dog ikke at være realistisk, idet KLAR Forsyning vil blive pålagt anlægs- og driftsomkostninger for begge scenarier.

Hvis en dedikeret renselanlægsløsning til SUH vælges, kan KLAR Forsyning potentielt stå i en situation, hvor de har etableret et dedikeret renselanlæg for herefter at skulle etablere et efterpoleringstrin på KER grundet nationale lovkrav.

Rambøll har i samarbejde med KLAR Forsyning igangsat et måleprogram for bromid. Hvis der vælges en central renseløsning, igangsættes et måleprogram for de relevante lægemiddelstoffer, der vil give et repræsentativt grundlag til udbud for etablering af efterpolering på KER.

I nærværende notat har det ikke været muligt at sammenligne scenarierne på et bredere grundlag grundet manglende data på for en central renseløsning med ozonering. For at illustrere at en central renseløsning kan opnå høje fjernelsesgrader af lægemiddelstoffer, er der herunder opsummeret resultater fra et notat til Hillerød Forsyning udarbejdet af Jes de la Cour. I Tabel 19 og Tabel 20 er præsenteret data for fjernelsesgrader for en række lægemiddelstoffer for henholdsvis ozonering og granulær aktiv kul benyttet til central rensning.

Tabel 196 viser den forventede fjernelsesgrad ved en given ozondosering på forskellige typer lægemidler.

Tabel 19 – Fjernelsesgrader ved ozonering

| Substans | Gruppe | Dosering [g O ₃ /m ³] | | | |
|----------------|--------------------|--|-------------|-------------|-------------|
| | | 3 | 5 | 7 | 10 |
| Dichlofenac | Antiinflammatorisk | Green | Green | Green | Green |
| Ibuprofen | Antiinflammatorisk | Red | Yellow | Yellow | Yellow |
| Atenolol | Betablokkere | Red | Yellow | Light Green | Green |
| Metoprolol | Betablokkere | Yellow | Yellow | Light Green | Green |
| Ciprofloxacin | Antibiotika | Red | Red | Yellow | Green |
| Claritromycin | Antibiotika | Red | Red | Red | Red |
| Sulfametoxazol | Antibiotika | Light Green | Light Green | Green | Green |
| Karbamazepin | Beroligende | Green | Green | Green | Green |
| Venlafaxin | Antidepressivt | Yellow | Yellow | Light Green | Green |
| Tramadol | Smertestillende | Yellow | Yellow | Light Green | Light Green |
| Iohexol | Kontrastvæske | Red | Red | Red | Yellow |
| Karbendazim | Biocid | Yellow | Yellow | Green | Green |
| Diuron | Biocid | Yellow | Yellow | Yellow | Light Green |

| | |
|-------------|--------|
| Green | >90% |
| Light Green | 80-89% |
| Yellow | 50-79% |
| Red | <50% |

Ciprofloxacin, Claritromycin og Iohexol har en forventet fjernelsesgrad under 50 % ved en ozon-dosis på 5 g O₃/m³.

Tabel 207 herunder viser fjernelsesgraderne for en række lægemidler, hvor behandlingen sker igennem et filter med GAC.

Tabel 20 – Fjernelsesgrader ved aktiv kul

| Substans | 0 - <10,000 BV | 10,000 - <15,000 BV | 15,000 - 18,000 BV |
|----------------|----------------|---------------------|--------------------|
| Citalopram | 99 | 99 | 98 |
| Diclofenac | 98 | 76 | 76 |
| Erytromycin | 99 | 87 | 87 |
| Fluconazol | 96 | 59 | 50 |
| Ibuprofen | 97 | 77 | 84 |
| Carbamazepin | 98 | 85 | 83 |
| Claritromycin | 99 | 98 | 95 |
| Losartan | 97 | 78 | 85 |
| Metoprolol | 100 | 97 | 95 |
| Naproxen | 97 | 72 | 77 |
| Oxazepam | 99 | 80 | 78 |
| Sertralin | 58 | | |
| Sulfametoxazol | 82 | 36 | 7 |
| Tramadol | 98 | 94 | 94 |
| Trometoprim | 99 | 99 | 99 |
| Venlafloxin | 99 | 85 | 82 |
| Zolpidem | 94 | 95 | 94 |
| Østron | 98 | 96 | 98 |

 >90% reduktion

Ved aktiv-kulfiltrering opnås en fjernelsesgrad på 95-99% for Claritromycin, hvilket er et eksempel på, at teknologierne ozonering og efterfølgende aktiv-kulfiltrering generelt komplementerer hinanden til opnåelse af høje fjernelsesgrader for lægemiddelstoffer i en kombination.

Tabel 196 og Tabel 207 viser, at der for en lang række lægemiddelstoffer kan opnås høje fjernelsesgrader med en central renseløsning. Det må kunne antages, at der vil ses samme tendens for de 40 lægemiddelstoffer i forhold til at kunne opnå høje fjernelsesgrader på trods af, at der ikke findes data for 30 af lægemiddelstofferne.

10 Referencer

- /1/ Miljøstyrelsen (2002) Occurrence and fate of antibiotic resistant bacteria in sewage, Miljøprojekt No. 722
- /2/ Novo, A., Manaia, C. M. (2010) Factors influencing antibiotic resistance burden in municipal wastewater treatment plants, *Appl Microbiol Biotechnol*, 87:1157–1166
- /3/ Stalder, T., Barraud, O., Jove, T., Casellas, M., Gaschet, M., Dagot, C., Ploy, M. (2014) Quantitative and qualitative impact of hospital effluent on dissemination of the integron pool, *The ISME Journal* 8, 768–777
- /4/ Munck, C., Albertsen, M., Telke, A., Ellabaan, M., Nielsen, P.H., Sommer, M. O. A. (2015) Limited dissemination of the wastewater treatment plant core resistome, *Nature Communications* 6:8452
- /5/ Miljøstyrelsen (2002) Litteraturudredning vedrørende human medicin i miljøet, Miljøprojekt Nr. 661
- /6/ Miljøstyrelsen (2012) Risikoevaluering af fem miljøfremmede stofgrupper i spildevandsslam udbragt på landbrugsjord, Miljøprojekt Nr. 1405
- /7/ European Commission (2016) Applying sewage sludge to soil may spread antibiotic resistance, *Science for Environment Policy*
- /8/ Chen, Q., An, X., Li, H., Su, J., Ma, Y. & Zhu, Y. (2016). Long-term field application of sewage sludge increases the abundance of antibiotic resistance genes in soil. *Environment International*, 92–93: 1–10. DOI: 10.1016
- /9/ Magnér, J., Rosenqvist, L., Rahmberg, M., Graae, L., Eliaeson, K., Örtlund, L., Fång, J., Brorström-Lundén, E. (2016) Fate of pharmaceutical residues - in sewage treatment and on farmland fertilized with sludge, IVL Swedish Environmental Research Institute
- /10/ Ingvertsen, S. T., Magid, J., Jensen, L. S., Thaysen, E. M. (2010) Videnssynthese og factsheets om: Genanvendelse af spildevandsslam og anden affaldsbiomasse til jordbrugsformål - Hvidbogsprojekt udført for Brancheforeningen for Genanvendelse af Organiske Restprodukter til Jordbrugsformål
- /11/ Liu, F., Wu, J., Ying, G., Luo, Z., Feng, H. (2012) Changes in functional diversity of soil microbial community with addition of antibiotics sulfamethoxazole and chlortetracycline, *Appl Microbiol Biotechnol* 95:1615–1623
- /12/ SUEZ (2020) Oplysninger fra møde afholdt med SUEZ 25.06.2020
- /13/ Miljøstyrelsen (2002) Udledning af miljøfarlige stoffer med spildevand, Miljøprojekt Nr. 690
- /14/ DHI (2018) Fokusstoffer på BIOFOS' renseanlæg - Miljøskadelige stoffer i fokus for oplandskommunernes regulering
- /15/ DHI (2013) Forslag til administrationsgrundlag for lægemiddelstoffer i hospitalsspildevand
- /16/ DHI (2019) SUH Køge – Lægemiddel- og kemikaliekortlægning
- /17/ Indledende kortlægning af hvilke teknologier til reduktion af medicinrester, der umiddelbart kan etableres på Hillerød Centralrenseanlæg Syd (HCR Syd) og deres forventelige effekt på anlæggets kvælstoffjernelse, Jes La Cour Jansen, Januar 2020
- /18/ Rensning for medicinrester i spildevandet fra Nyt Hospital Nordsjælland, Teknisk redegørelse til byrådet, Hillerød Forsyning, 07.05.2020