



# Kortlægning af renseteknologier Til målrettet spildevandsrensning for metaller og miljøfremmede stoffer på centralrenseanlæg

Udgiver: Miljøstyrelsen

Redaktion:

Katrine Orland Led, Rambøll

René Bjerregaard, Rambøll

Mette Ryom Nielsen, Rambøll

ISBN: 978-87-7038-291-5

Miljøstyrelsen offentliggør rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, som er finansieret af Miljøstyrelsen. Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter. Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

Må citeres med kildeangivelse

# Indhold

<b>1.</b>	<b>Indledning</b>	<b>8</b>
<b>2.</b>	<b>Renseteknologier</b>	<b>10</b>
2.1	Ozonering	10
2.1.1	Introduktion	10
2.1.2	Renseteknik, rensekapacitet og skalerbarhed	10
2.1.3	Renseeffektivitet	10
2.1.3.1	Perfluorerede forbindelser	10
2.1.3.2	Antibiotika, farmaceutiske stoffer og østrogener	10
2.1.3.3	Tungmetaller	11
2.1.3.4	Aromatiske kulbrinter herunder PAH	11
2.1.3.5	Fenoler	11
2.1.3.6	Blødgørere	11
2.1.4	Miljømæssige udfordringer	11
2.1.5	Eventuelle driftsmæssige udfordringer/særlige krav til ekspertise, uddannelse, m.v.	12
2.1.6	Økonomi	12
2.2	UV	13
2.2.1	Introduktion	13
2.2.2	Renseteknik, rensekapacitet og skalerbarhed	13
2.2.3	Renseeffektivitet	13
2.2.3.1	Perfluorerede forbindelser	13
2.2.3.2	Antibiotika, øvrige farmaceutiske stoffer og østrogener	14
2.2.3.3	Tungmetaller	14
2.2.3.4	Aromatiske kulbrinter herunder PAH	14
2.2.3.5	Fenoler	14
2.2.3.6	Blødgørere	14
2.2.4	Miljømæssige udfordringer	15
2.2.5	Eventuelle driftsmæssige udfordringer/særlige krav til ekspertise, uddannelse, m.v.	15
2.2.6	Økonomi	15
2.3	UV/H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	15
2.3.1	Introduktion	16
2.3.2	Renseteknik, rensekapacitet og skalerbarhed	16
2.3.3	Renseeffektivitet	16
2.3.3.1	Perfluorerede forbindelser	16
2.3.3.2	Antibiotika, farmaceutiske stoffer og østrogener	16
2.3.3.3	Tungmetaller	17
2.3.3.4	Aromatiske kulbrinter herunder PAH	17
2.3.3.5	Fenoler	17
2.3.3.6	Blødgørere	17
2.3.4	Miljømæssige udfordringer	17
2.3.5	Eventuelle driftsmæssige udfordringer/særlige krav til ekspertise, uddannelse, m.v.	18
2.3.6	Økonomi	18
2.4	Photo-Fenton	18

2.4.1	Introduktion	18
2.4.2	Renseteknik, rensekapacitet og skalerbarhed	19
2.4.3	Renseeffektivitet	19
2.4.3.1	Perfluorerede forbindelser	19
2.4.3.2	Antibiotika, øvrige farmaceutiske stoffer og østrogener	19
2.4.3.3	Tungmetaller	20
2.4.3.4	Aromatiske kulbrinter herunder PAH	20
2.4.3.5	Fenoler	20
2.4.3.6	Blødgørere	20
2.4.4	Miljømæssige udfordringer	20
2.4.5	Eventuelle driftsmæssige udfordringer/særlige krav til ekspertise, uddannelse, m.v.	20
2.4.6	Økonomi	21
2.5	MBBR	21
2.5.1	Introduktion	21
2.5.2	Renseteknik, rensekapacitet og skalerbarhed	21
2.5.3	Renseeffektivitet	21
2.5.3.1	Perfluorerede forbindelser	21
2.5.3.2	Antibiotika, farmaceutiske stoffer og østrogener	21
2.5.3.3	Tungmetaller	22
2.5.3.4	Aromatiske kulbrinter herunder PAH	22
2.5.3.5	Fenoler	23
2.5.3.6	Blødgørere	23
2.5.4	Miljømæssige udfordringer	23
2.5.5	Eventuelle driftsmæssige udfordringer/særlige krav til ekspertise, uddannelse, m.v.	23
2.5.6	Økonomi	23
2.6	GAC	24
2.6.1	Introduktion	24
2.6.2	Renseteknik, rensekapacitet og skalerbarhed	24
2.6.3	Renseeffektivitet	24
2.6.3.1	Perfluorerede forbindelser	24
2.6.3.2	Antibiotika, farmaceutiske stoffer og østrogener	25
2.6.3.3	Tungmetaller	25
2.6.3.4	Aromatiske kulbrinter herunder PAH	25
2.6.3.5	Fenoler	26
2.6.3.6	Blødgørere	26
2.6.4	Miljømæssige udfordringer	26
2.6.5	Eventuelle driftsmæssige udfordringer/særlige krav til ekspertise, uddannelse, m.v.	26
2.6.6	Økonomi	26
2.7	Sand	26
2.7.1	Introduktion	27
2.7.2	Renseteknik, rensekapacitet og skalerbarhed	27
2.7.3	Renseeffektivitet	27
2.7.3.1	Perfluorerede forbindelser	27
2.7.3.2	Antibiotika, farmaceutiske stoffer og østrogener	27
2.7.3.3	Tungmetaller	27
2.7.3.4	Aromatiske kulbrinter herunder PAH	27
2.7.3.5	Fenoler	27
2.7.3.6	Blødgørere	27
2.7.4	Miljømæssige udfordringer	28
2.7.5	Eventuelle driftsmæssige udfordringer/særlige krav til ekspertise, uddannelse, m.v.	28

2.7.6	Økonomi	28
2.8	MBR	29
2.8.1	Introduktion	29
2.8.2	Renseteknik, rensekapacitet og skalerbarhed	29
2.8.3	Renseeffektivitet	29
2.8.3.1	Perfluorerede forbindelser	29
2.8.3.2	Antibiotika, farmaceutiske stoffer og østrogener	30
2.8.3.3	Tungmetaller	30
2.8.3.4	Aromatiske kulbrinter herunder PAH	30
2.8.3.5	Fenoler	30
2.8.3.6	Blødgørere	31
2.8.4	Miljømæssige udfordringer	31
2.8.5	Eventuelle driftsmæssige udfordringer/særlige krav til ekspertise, uddannelse, m.v.	31
2.8.6	Økonomi	31
2.9	Ultrafiltrering	32
2.9.1	Introduktion	32
2.9.2	Renseteknik, rensekapacitet og skalerbarhed	32
2.9.3	Renseeffektivitet	32
2.9.3.1	Perfluorerede forbindelser	32
2.9.3.2	Antibiotika, farmaceutiske stoffer og østrogener	32
2.9.3.3	Tungmetaller	33
2.9.3.4	Aromatiske kulbrinter herunder PAH	33
2.9.3.5	Fenoler	33
2.9.3.6	Blødgørere	33
2.9.4	Miljømæssige udfordringer	33
2.9.5	Eventuelle driftsmæssige udfordringer/særlige krav til ekspertise, uddannelse, m.v.	33
2.9.6	Økonomi	33
2.10	Nanofiltrering	34
2.10.1	Introduktion	34
2.10.2	Renseteknik, rensekapacitet og skalerbarhed	34
2.10.3	Renseeffektivitet	34
2.10.3.1	Perfluorerede forbindelser	34
2.10.3.2	Antibiotika, farmaceutiske stoffer og østrogener	34
2.10.3.3	Tungmetaller	35
2.10.3.4	Aromatiske kulbrinter herunder PAH	35
2.10.3.5	Fenoler	35
2.10.3.6	Blødgørere	36
2.10.4	Miljømæssige udfordringer	36
2.10.5	Eventuelle driftsmæssige udfordringer/særlige krav til ekspertise, uddannelse, m.v.	36
2.10.6	Økonomi	36
2.11	Omvendt osmose	36
2.11.1	Introduktion	36
2.11.2	Renseteknik, rensekapacitet og skalerbarhed	36
2.11.3	Renseeffektivitet	36
2.11.3.1	Perfluorerede forbindelser	36
2.11.3.2	Antibiotika, farmaceutiske stoffer og østrogener	37
2.11.3.3	Tungmetaller	37
2.11.3.4	Aromatiske kulbrinter herunder PAH	37
2.11.3.5	Fenoler	37
2.11.3.6	Blødgørere	37
2.11.4	Miljømæssige udfordringer	38

2.11.5	Eventuelle driftsmæssige udfordringer/særlige krav til ekspertise, uddannelse, m.v.	38
2.11.6	Økonomi	38
2.12	Fremadrettet osmose	38
2.12.1	Introduktion	38
2.12.2	Renseteknik, rensekapacitet og skalerbarhed	38
2.12.3	Renseeffektivitet	39
2.12.3.1	Perfluorerede forbindelser	39
2.12.3.2	Antibiotika, farmaceutiske stoffer og østrogener	39
2.12.3.3	Tungmetaller	39
2.12.3.4	Aromatiske kulbrinter herunder PAH	39
2.12.3.5	Fenoler	39
2.12.3.6	Blødgørere	39
2.12.4	Miljømæssige udfordringer	40
2.12.5	Eventuelle driftsmæssige udfordringer/særlige krav til ekspertise, uddannelse, m.v.	40
2.12.6	Økonomi	40
2.13	Ionbytning	40
2.13.1	Introduktion	40
2.13.2	Renseteknik, rensekapacitet og skalerbarhed	40
2.13.3	Renseeffektivitet	40
2.13.3.1	Perfluorerede forbindelser	40
2.13.3.2	Antibiotika, farmaceutiske stoffer og østrogener	41
2.13.3.3	Tungmetaller	41
2.13.3.4	Aromatiske kulbrinter herunder PAH	41
2.13.3.5	Fenoler	41
2.13.3.6	Blødgørere	41
2.13.4	Miljømæssige udfordringer	41
2.13.5	Eventuelle driftsmæssige udfordringer/særlige krav til ekspertise, uddannelse, m.v.	41
2.13.6	Økonomi	42
2.14	PAC	42
2.14.1	Introduktion	42
2.14.2	Renseteknik, rensekapacitet og skalerbarhed	42
2.14.3	Renseeffektivitet	42
2.14.3.1	Perfluorerede forbindelser	42
2.14.3.2	Antibiotika, farmaceutiske stoffer og østrogener	42
2.14.3.3	Tungmetaller	43
2.14.3.4	Aromatiske kulbrinter herunder PAH	43
2.14.3.5	Fenoler	43
2.14.3.6	Blødgørere	43
2.14.4	Miljømæssige udfordringer	44
2.14.5	Eventuelle driftsmæssige udfordringer/særlige krav til ekspertise, uddannelse, m.v.	44
2.14.6	Økonomi	44
2.15	Grafen	45
2.15.1	Introduktion	45
2.15.2	Renseteknik, rensekapacitet og skalerbarhed	45
2.15.3	Renseeffektivitet	45
2.15.3.1	Perfluorerede forbindelser	45
2.15.3.2	Antibiotika, farmaceutiske stoffer og østrogener	45
2.15.3.3	Tungmetaller	46
2.15.3.4	Aromatiske kulbrinter herunder PAH	46
2.15.3.5	Fenoler	46

2.15.3.6	Blødgørere	46
2.15.4	Miljømæssige udfordringer	46
2.15.5	Eventuelle driftsmæssige udfordringer/særlige krav til ekspertise, uddannelse, m.v.	46
2.15.6	Økonomi	46
2.16	Zeolites	46
2.16.1	Introduktion	46
2.16.2	Renseteknik, renskapacitet og skalerbarhed	47
2.16.3	Renseeffektivitet	47
2.16.3.1	Perfluorerede forbindelser	47
2.16.3.2	Antibiotika, farmaceutiske stoffer og østrogener	47
2.16.3.3	Tungmetaller	47
2.16.3.4	Aromatiske kulbrinter herunder PAH	47
2.16.3.5	Fenoler	47
2.16.3.6	Blødgørere	48
2.16.4	Miljømæssige udfordringer	48
2.16.5	Eventuelle driftsmæssige udfordringer/særlige krav til ekspertise, uddannelse, m.v.	48
2.16.6	Økonomi	48
2.17	Cyclodextrin polymere	48
2.17.1	Introduktion	48
2.17.2	Renseteknik, renskapacitet og skalerbarhed	48
2.17.3	Renseeffektivitet	48
2.17.3.1	Perfluorerede forbindelser	48
2.17.3.2	Antibiotika, farmaceutiske stoffer og østrogener	48
2.17.3.3	Tungmetaller	49
2.17.3.4	Aromatiske kulbrinter herunder PAH	49
2.17.3.5	Fenoler	49
2.17.3.6	Blødgørere	49
2.17.4	Miljømæssige udfordringer	49
2.17.5	Eventuelle driftsmæssige udfordringer/særlige krav til ekspertise, uddannelse, m.v.	49
2.17.6	Økonomi	49
2.18	Andre renseteknologier	49
<b>3.</b>	<b>Overblik over stofgrupper og teknologier</b>	<b>51</b>
<b>4.</b>	<b>Økonomisk overblik over de gennemgåede renseteknologier</b>	<b>53</b>
<b>5.</b>	<b>Referencer</b>	<b>54</b>

# 1. Indledning

I Danmark er den mest almindelige type centralrenseanlæg til kommunalt spildevand et MBNDK-anlæg. Her renses spildevandet først mekanisk (M) igennem riste som frasorterer faste genstande. Dernæst renses det biologisk (B) i luftningstanke, det gennemgår nitrificering (N) hvor ammonium iltes til nitrat, efterfulgt af denitrifikation (D) hvor bakterier omsætter nitrat til frit kvælstof som afgives til atmosfæren. Spildevandet gennemgår også kemisk rensning (K), hvor spildevandet tilsættes et eller flere kemiske stoffer som hjælper med bundfældningen af slammet og udfældning af fosfor (Miljø og Fødevareministeriet, 2019; Miljøministeriet Naturstyrelsen, 2014). I 2018 blev 74,3% af alt spildevand i Danmark rensat på et MBNDK-renseanlæg. Nogle af de større reneanlæg i Danmark har udbygget deres spildevandsrenseanlæg yderligere, så 19,4% af kommunalt spildevand bliver rensat på et MBNDKF, MBNDKL eller MBNDKS anlæg. Bogstaverne F, L og S i slutningen står for henholdsvis filtrering, lagune eller sandfiltrering. Omkring 94% af spildevandet i Danmark renses således på reneanlæg med MBNDK-rensning. I Danmark behandles over 76% af al kommunalt spildevand på reneanlæg, der er 15.000 PE eller større, og størstedelen bliver dermed behandlet på større reneanlæg (Miljø og Fødevareministeriet, 2019; Miljøministeriet Naturstyrelsen, 2014). DANVA Benchmarking for 2020 viste at den gennemsnitlige spildevandspris for forbrugerne er 47,25 kr./m<sup>3</sup> hvoraf 10,11 kr./m<sup>3</sup> er moms og afgifter. Denne benchmarking viste også at de gennemsnitlige faktiske driftsomkostninger for reneanlægget i 2019 var 10,94 kr./m<sup>3</sup> (DANVA, 2020). Denne renspris inkluderer vedligeholdelse af bygninger, maskiner og el, slamhåndtering, transport, rensning, og kundefølgning. Desværre kan et MBNDK-renseanlæg ikke fjerne flere af de miljøfremmende stoffer i spildevandet, og fjernelsen af disse stoffer kommer mere og mere i fokus, både i Danmark og i resten af verden. Årsagen er, at disse stoffer kan have store konsekvenser for miljøet, og de kan have sundhedsskadelige virkninger. I vandområdeplanerne er en række danske vandområder udpeget til at være i ikke-god kemisk tilstand. Udlodning af spildevand fra centralrenseanlæg kan være bidragende årsag til disse udpegninger.

Denne rapport vil i kapitel 2 gennemgå nogle af de renseteknologier der allerede er på markedet eller forventes at kunne implementeres indenfor 5 år. Blandt andet vil der for hver renseteknologi skrives en kort introduktion; en beskrivelse af renseteknikken og dens skalerbarhed; renseseffektiviteten for de udvalgte stoffergrupper; miljømæssige- og driftsmæssige udfordringer; og økonomien. I kapitel 3 er der opstillet en oversigtstabel med de forventede renseseffektiviteter af stofgrupper for hver af renseteknologierne. I kapitel 4 er der opstillet en tabel med overslag over de forventede anlægsudgifter og driftsomkostninger forbundet med renseteknologierne.

Denne litteraturgennemgang kigger kun på renseseffektiviteterne<sup>1</sup> for renseteknologierne, men dette er ikke relateret til indløbs- og udløbskoncentrationer. En høj renseseffektivitet i denne sammenhæng er ikke nødvendigvis ensbetydende med, at der ikke er stof tilbage i udløbet.

Stofferne kan stadig findes i skadelige koncentrationer til trods for høj renseseffektivitet. Udløbskoncentrationerne kommer bl.a. an på indløbskoncentrationen. Den specifikke afhængighed af indløbskoncentrationerne er årsagen til at der typisk foretages forsøg inden implementering af ny renseteknologi på et reneanlæg, så de forventede udløbskoncentrationer kan evalueres. Det anbefales at udløbskoncentrationen i reneanlæg for de enkelte stoffer ikke

---

<sup>1</sup> Ønskes der information om hvilke spildevandskoncentrationer der har ligget til grund for de specifikke vurderede rensesgrader, henvises til de angivne referencer.



overstiger PNEC værdien. PNEC står for Predicted No Effect Concentration, som betyder forventet nuleffekt-koncentrationen, og det er den højeste koncentration af et stof hvor der ikke forventes nogen negativ virkning i et økosystem.

## 2. Renseteknologier

I det følgende afsnit gennemgås 17 renseteknologier til målrettet spildevandsrensning for miljøfremmede stoffer på centralrenseanlæg nu og her, samt inden for en tidsramme på 5 år. For hver renseteknologi gives først en introduktion til teknologien, efterfulgt af en gennemgang af teknologiens renseteknik, renskapacitet og skalerbarhed, renseseffektivitet, eventuelle miljømæssige og driftsmæssige udfordringer og slutteligt økonomien forbundet med etablering og drift.

### 2.1 Ozonering

#### 2.1.1 Introduktion

Ozonering er den mest anvendte avanceret oxidation og desinfektion renseteknologi til spildevand og drikkevand på grund af teknologiens høje renseseffektivitet og gode oxidationsselektivitet, men ozon har desværre et højt energiforbrug (Zolfaghari, et al., 2014). Ozonering producerer frie radikaler (OH radikaler) som er stærkt oxiderende og nedbryder organiske forbindelser, cellevægge i virus og bakterier, og skader nukleinsyrerne. Denne teknologi blev opdaget i 1840 af Schönbein og blev førstegang anvendt til rensning af forskellige former for vand (kommunalt spildevand, drikkevand, industrielt spildevand, etc.) i slutningen af 1800-tallet, og teknologien har været brugt i mange årtier i hele verden (Lenntech, 2020).

#### 2.1.2 Renseteknik, renskapacitet og skalerbarhed

Generelt placeres ozon som efterpolering af spildevandet, og typisk i forbindelse med eksisterende eller ny biologisk rensning eller biologisk filtrering. Efterpolering betyder at den placeres efter det eksisterende renseanlæg, det vil sige på udløbet af MBNDK-rensanlægget. I nogle tilfælde har man multi-point ozonering, hvor ozon også tilsættes i procestankene. Ozonering er en meget kendt og gennemtestet teknologi, der er godt implementeret på markedet. Ozongeneratorer er nok den avanceret oxidations teknologi der bruger mest plads, men generelt mindre plads end andre typer teknologier og kan lettere implementeres i allerede eksisterende renseanlæg. Teknologien findes i forskellige størrelser så den let kan tilpasses og implementeres på alle størrelser anlæg fra meget små til meget store renseanlæg, og dette er ikke en begrænsning i forhold til implementering på danske centralrenseanlæg. I dag anvendes ozonanlæg både på fuldskala og delstrøm på mange renseanlæg til industrielt vand, drikkevand og spildevand over hele verden, blandt andet har man i mange år benyttet ozonering på Kalundborg renseanlæg.

#### 2.1.3 Renseeffektivitet

##### 2.1.3.1 Perfluorerede forbindelser

Ozonering blev fundet til ikke at være effektiv til at fjerne perfluorerede forbindelser, og i mange tilfælde blev der fundet højere koncentrationer af de perfluorerede forbindelse efter oxiderende teknologier (Appleman, et al., 2014; Pramanik, 2015). Årsagen til den øgede koncentration er at de mere end 4000 forskellige perfluorerede forbindelser nedbrydes til kortere kædede perfluorerede forbindelser. I et andet forsøg fjernede et ozonanlæg 15-30% af perfluorerede forbindelser i spildevand (Schröder, Jorge Jose, Gebhardt, Moreira, & Pinnekamp, 2010).

##### 2.1.3.2 Antibiotika, farmaceutiske stoffer og østrogener

Ozonering har vist høj renseseffektivitet af forskellige antibiotika, farmaceutiske stoffer, og østrogener, som blandt andet blev opnået på Brædstrup og i forskellige forskningsprojekter (Cimbritz, et al., 2016; Silva, Otero, & Esteves, 2012; Seo, et al., 2019). (Cimbritz, et al., 2016)

viste at en dosis på 3 g O<sub>3</sub>/m<sup>3</sup> fjerner >90% af farmaceutiske stoffer og sulfamethoxazol men <50% af antibiotikaene clarithromycin og ciprofloxacin i spildevandet efter forskellige spildevands renselanlæg i Schweiz og Tyskland. Ved en ændring af ozondoseringen til 10 g O<sub>3</sub>/m<sup>3</sup> fjernes >90% af antibiotika og de farmaceutiske stoffer. Forsøget på Brædstrup samt (Seo, et al., 2019) bekræfter disse resultater, hvor efterpolering med ozon af spildevandet fra et aktivt slam anlæg kan fjerne >85% af alle antibiotika og farmaceutiske stoffer. Lignende renseseffektivitet (>87%) kan opnås for østrogener ved hjælp af efterpolering af aktivt slam anlæg med ozon (Silva, Otero, & Esteves, 2012).

### 2.1.3.3 Tungmetaller

Svensk forskning viser at ren ozonering på spildevand ikke alene havde nogen renseseffektivitet overfor forskellige tungmetaller (Baresel, Magnér, Magnusson, & Olshammar, 2017). Et andet studie viste at oxidations teknologier kan oxidere metalkomplekserne og nedbryde dem så metallerne efterfølgende nemmere absorberes via fx biologiske processer (Du, Zhang, Li, & Lai, 2020). I dette forsøg blev 75-100% af metalkomplekserne fjernet ved ozonering og efterfølgende biologisk rensning.

### 2.1.3.4 Aromatiske kulbrinter herunder PAH

Høje renseseffektiviteter på >98% fra ozonering kan blive opnået for aromatiske kulbrinter herunder PAH i spildevand og forurenede vand (Yerushalmi, Nefil, Hausler, & Guiot, 2006; Rubio-Clemente, Torres-Palma, & Peñuela, 2014).

### 2.1.3.5 Fenoler

For fenolerne blev der opnået høje renseseffekter, mellem 77%-100%, i forskellige pilotskala-forsøg. Nogle af disse forskningsprojekter opnåede 100% fjernelse (Turhan & Uzman, 2008; Irmak, Erbatur, & Akgerman, 2005), og andre opnåede henholdsvis >77% (Manojlovic, et al., 2007) og >85% fjernelse af fenoler (Esplugas, Giménez, Contreras, Pascual, & Rodríguez, 2002). Disse forsøg er blevet foretaget på forskellige typer vand, så som spildevand og forurenede drikkevand.

### 2.1.3.6 Blødgørere

For blødgørere, Di(2-ethylhexyl)phthalate (DEHP), blev lave renseseffektiviteter på under 50% opnået i spildevand med ozon (Zolfaghari, et al., 2014; Zarean, Bina, Ebrahimi, Pourzamani, & Esteki, 2015; Anadan, Pugazhenthiran, Lana-Villarreal, Lee, & Wu, 2013; Huang Y. , 2010). Selv ved høj ozondosis blev kun <45% af DEHP fjernet i et pilotskalaforsøg (Huang Y. , 2010). I andre forsøgsanlæg blev kun 50% (Zarean, Bina, Ebrahimi, Pourzamani, & Esteki, 2015) og 30% af blødgørere fjernet (Anadan, Pugazhenthiran, Lana-Villarreal, Lee, & Wu, 2013).

## 2.1.4 Miljømæssige udfordringer

Der er forskellige parametre som har stor indflydelse på renseseffektiviteten af ozonen samt mængden af ozon, der kræves for at opnå den ønskede virkning. Disse parametre inkluderer temperatur, pH, uorganisk karbon, uorganiske salte, ionstyrken, nitrogenindholdet, ozondoseringen og kontakttiden (Urbano, Maniero, Pérez-Moya, & Guimaraes, 2017). Temperaturstigninger øger typisk reaktionsraten og mindsker opløseligheden af ozon i vandet; pH ændre oxidations mekanismen og har indflydelse på ligevægtskoncentrationen; uorganisk karbon og salte fjerner de frie radikaler produceret af ozonen og mindsker renseseffektiviteten af de uønskede stoffer; og øget ionstyrke mindsker boble sammenfaldet (bubble coalescence), hvilket betyder at overfladearealet på ozonboblerne og reaktionshastigheden stiger (Urbano, Maniero, Pérez-Moya, & Guimaraes, 2017). Disse parametre er nogle af årsagerne til at ozon oftest anvendes som efterpolering af spildevandet for at øge dens effektivitet samtidig med at mindske den krævede ozon dosering.

Ozon nedbryder forskellige forbindelser i vandet, som typisk bliver omsat til oxidations biprodukter, og i nogle tilfælde kan disse være mere miljøfremmende og sundhedsskadelige end

før oxidationen. Dette er bl.a. tilfældet for de perfluorerede forbindelser, da de funktionelle grupper oxideres af OH-radikalerne og derved nedbryde PFOA til PFHpA, PFHxA, PFPeA og PFBuA; nedbryde precursere til mere persistente, og sundheds- og miljøskadelige PFAS; samt nedbryde PFOS til enten PFCA eller perfluorosulfoniske forbindelser (Regionens videntcenter for Miljø og Ressourcer, 2018; Schröder, Jorge Jose, Gebhardt, Moreira, & Pinnekamp, 2010). Ozon og andre avanceret oxidationsteknologier producerer også andre oxidationsbiprodukter så som klorater og bromater, som er kræftfremkaldende.

På grund af de overnævnte udfordringer placeres ozon, og andre avancerede oxidations teknologier, som regel i forbindelse med biologisk rensning eller biologisk filtrering (GAC, MBBR, sandfiltre, MBR, PAC, etc.). Kombinationen af, ozonering med biologisk rensning eller biologisk filtrering øger renseseffektiviteten af de forskellige stofgrupper samtidig med at det holder udgifterne nede for de anvendte teknologier (Zolfaghari, et al., 2014).

### 2.1.5 Eventuelle driftsmæssige udfordringer/særlige krav til ekspertise, uddannelse, m.v.

Ozonanlæg producerer ikke en affaldsstrøm og har ikke en negativ effekt på slammet, ozon kan faktisk have en positiv effekt på slammet. Dog skal man sikre sig at der intet ozon er tilbage i spildevandsudledningen. Ozonanlæg er automatiserede og kræver ikke nogen speciel ekspertise i driftssituationen. Der vil være brug for ressourcer, der kan sikre automatisering og regelmæssigt tjek for lækager. Ozonanlægget forudsætter særlige arbejdsmiljømæssige forhold, på grund af den stærk korrosive og giftige ozon. Ozon kan være kræftfremkaldende ved lækager i ozon-systemet, og man skal altid have ozonmålere omkring ozonanlægget for at undgå farlige situationer for personalet.

### 2.1.6 Økonomi

Omkostninger er kun overslagspriser, som kan give en indikation af størrelsesordenen, da mange forskellige parametre, som er nævnt i afsnittene ovenfor, har stor indflydelse på omkostningerne ved ozonanlæg.

Tabellen nedenfor giver et overslag over anlægs- og driftsomkostninger i forbindelse med etablering af ozonbehandling for tre størrelser anlæg med en ozondosis på 20 g/m<sup>3</sup> (Clauson Kaas, et al., 2006).

**Table 1.** Anlægs- og driftsomkostninger i forbindelse med etablering af ozonbehandling

Anlægsstørrelse	Anlægsudgifter DKK	Driftsomkostninger DKK/år	Driftsomkostninger DKK/m <sup>3</sup>
2000 m <sup>3</sup> /dag 400 m <sup>3</sup> /time (max)	2.025.000	265.000	0,36
20.000 m <sup>3</sup> /dag 3000 m <sup>3</sup> /time (max)	5.850.000	2.050.000	0,28
50.000 m <sup>3</sup> /dag 7500 m <sup>3</sup> /time (max)	12.500.000	5.100.000	0,28

Anlægsudgifter inkluderer betonkonstruktioner, bygninger, maskin- og elinstallationer. Driftsomkostninger opfatter ekstra omkostninger for eksisterende anlæg, el, mandskab, vedligeholdelse, etc. Prisniveauet er ultimo 2005 eksklusiv moms (Clauson Kaas, et al., 2006).

Et ozonanlæg på et renseanlæg i Danmark på ca. 6.000.000 m<sup>3</sup>/året blev prissat i 2019 til CAPEX<sup>2</sup> på 16.500.000 kr. og OPEX<sup>3</sup> på 0,30 kr./m<sup>3</sup>. OPEX stemmer godt overens med tabellen ovenfor, men CAPEX-udgifterne er betydeligt højere. Dette kan skyldes behov for bl.a. ekstra bygninger, rørledninger, pumper eller andre omkostninger når man implementerer en ny renseteknologi på et eksisterende anlæg.

## 2.2 UV

### 2.2.1 Introduktion

UV-oxidation er en meget anvendt avanceret oxidation og desinfektion renseteknologi til spildevand og drikkevand, da den har en høj nedbrydning, er billigere i drift og mindre end ozonanlæg (Clauson Kaas, et al., 2006). UV har en lavere oxidations styrke og selektivitet end ozon. UV-lys med en bølgelængde mellem 240-300 nm indeholder energi, der ødelægger molekylstrukturen i DNA, ødelægger cellevægge i levende organismer, og nedbryder organiske forbindelser, dvs. kulstofholdige kemiske forbindelser i stoffer. Det gør UV til en effektiv oxidations- og desinfektionsmetode (Clauson Kaas, et al., 2006). UV-lys blev opdaget i 1801 af Johann Wilhelm Ritter, men blev først anvendt til rensning af vand i 1980'erne. Nu er det en vel-etableret renseteknologi til både drikkevand, kommunalt spildevand og industrielt spildevand i hele verden.

### 2.2.2 Renseteknik, rensekapacitet og skalerbarhed

Generelt placeres UV-oxidation som efterpolering af spildevandet, og typisk i forbindelse med eksisterende eller ny biologisk rensning eller biologisk filtrering.

UV-bestråling er en meget velkendt og gennemtestet teknologi, som har været benyttet globalt i en lang årrække og er godt implementeret på markedet. UV er en af de teknologier, der kræver mindst plads og kan let implementeres i allerede eksisterende anlæg. Der findes forskellige størrelser UV-anlæg, der let kan tilpasses og implementeres på alle størrelser anlæg fra meget små til meget store renseanlæg. Pladsbehovet er ikke en begrænsning i forhold til implementering på danske centralrenseanlæg. I Danmark er der indenfor de senere år blevet implementeret UV-anlæg på forskellige fuldskalarenselanlæg i Danmark inklusiv på Usserød renseanlæg, Vejle Centralrenseanlæg og Bov renseanlæg.

### 2.2.3 Renseeffektivitet

#### 2.2.3.1 Perfluorerede forbindelser

UV blev fundet til ikke at være effektiv til at fjerne perfluorerede forbindelser, og i mange tilfælde blev der fundet højere koncentrationer efter oxiderende teknologier (Appleman, et al., 2014). Årsagen er at der findes omkring 6000 PFOS der nedbrydes til de samme kortkædede perfluorerede forbindelser (Appleman, et al., 2014; Regionens videncenter for Miljø og Ressourcer, 2018).

---

<sup>2</sup> CAPEX står for capital expenditure, som oversættes til anlægsudgifter. Anlægsudgifterne er de omkostninger renseanlægget, kan forvente at have for at bygge den nævnte renseteknologi på det eksisterende anlæg.

<sup>3</sup> OPEX står for operational expenditure, som oversættes til driftsomkostninger. Driftsomkostninger er de årlige ekstra omkostninger renseanlægget kan forvente at have for drift af den nye renseteknologi.

### 2.2.3.2 Antibiotika, øvrige farmaceutiske stoffer og østrogener

Forskningsprojekter har givet meget forskellige resultater ved fjernelse af forskellige antibiotika, farmaceutiske stoffer og østrogener med UV-oxidation. Et bench-scale<sup>4</sup> forsøg på ultrapure vand, overfladevand, rensedrikkevand og kommunalt spildevand med UV-oxidation gav over 90% fjernelse af forskellige antibiotika (Yuan, et al., 2011). Ultrapure vand kaldes også for Mili-Q vand (MQ-vand) og er vand med meget høj renlighed da alle partikler og mineraler er blevet fjernet fra vandet og MQ-vand indeholder dermed kun H<sub>2</sub>O.

Forskellige forskningsprojekter har givet nedbrydninger på <7,5% til 100% fjernelse af farmaceutiske stoffer (Ali, Khan, Shah, Sayed, & Khan, 2018; Díaz-Rodríguez, et al., 2020; Alharbi, et al., 2017; Amine, Gomez, Halwani, Casellas, & Fenet, 2012; Silva, Otero, & Esteves, 2012). I laboratorieskalaforståelse med 5 mg/L carbamazepin i MQ-vand blev henholdsvis <7,5% og 25% af carbamazepin fjernet (Ali, Khan, Shah, Sayed, & Khan, 2018; Alharbi, et al., 2017). Man kan forvente højere nedbrydning for 2-Ethylhexyl 4-methoxycinnamate, der er en bestanddel i bl.a. sololie, på 40-43% med UV (Amine, Gomez, Halwani, Casellas, & Fenet, 2012). Denne nedbrydning blev opnået i et laboratorieskalaforståelse på vand fra forskellige forurenede floder i Middelhavet. Nedbrydningen for dichlofenac var derimod høj på >78% til 100% (Díaz-Rodríguez, et al., 2020; Alharbi, et al., 2017). Disse forsøg var udført i laboratorieskala på forskellige vandprøver eller i MQ-vand. Man kan opleve stor forskel på nedbrydningen på de forskellige farmaceutiske stoffer med UV-oxidation.

UV havde en lav nedbrydning på 20% af østrogener i spildevand direkte på et centralt rensningsanlæg (Silva, Otero, & Esteves, 2012). Man vil kun forvente en meget lav nedbrydning af østrogener med UV-oxidation.

### 2.2.3.3 Tungmetaller

Der kunne ikke findes nogle studier for fjernelse af tungmetaller med UV-oxidation. (Du, Zhang, Li, & Lai, 2020) viste at oxidations teknologier kan oxidere metalkomplekserne og nedbryde dem så de efterfølgende nemmere kan blive optaget via fx biologiske processer.

### 2.2.3.4 Aromatiske kulbrinter herunder PAH

UV-oxidation fjernede > 98% af aromatiske kulbrinter herunder PAH i forskellige vandmiljøer i et laboratorieskalaforståelse (Vilhunen, Vilve, Vepsäläinen, & Sillanpää, 2010).

### 2.2.3.5 Fenoler

Der er desværre ikke lavet særlig meget forskning om UV-oxidation af fenoler, men der er blevet foretaget en sammenligning af forskellige avanceret oxidations teknologier for fjernelse af fenoler. Dette bench-scale projekt viste en nedbrydning på <24% af fenoler ved UV-oxidation (Esplugas, Giménez, Contreras, Pascual, & Rodríguez, 2002). Sammenligningen viste at UV er den avanceret oxidations renseteknologi med den laveste nedbrydning af fenoler.

### 2.2.3.6 Blødgørere

Forskning viser en lav nedbrydning på <43% ved UV-oxidation af blødgørere i spildevand i et pilot-skalaforståelse (Zolfaghari, et al., 2014; Zarean, Bina, Ebrahimi, Pourzamani, & Esteki, 2015). UV-oxidation er den avanceret oxidations renseteknologi med den laveste nedbrydning af blødgørere.

---

<sup>4</sup> Et bench-scale forsøg er et lille pilot-skalaanlæg, men større end laboratorieskala. Laboratorieskalaforståelse foregår i laboratoriet og foregår typisk i forskellige glasudstyr. Et bench-scale eksperiment ligner et pilotskalaanlæg i miniature format som typisk kan opstilles på en "bænk"/bord (derfra navnet), og kan enten foretages direkte på anlægget i laboratoriet.

## 2.2.4 Miljømæssige udfordringer

De forskellige miljømæssige udfordringer nævnt for ozonering er også gældende for UV-oxidation. Der er forskellige parametre som har stor indflydelse på renseseffektiviteten af UV samt den krævede UV-dosis, som inkluderer typen af forurening, koncentrationerne, overordnet vandkvalitet, kontakttiden, etc. (Urbano, Maniero, Pérez-Moya, & Guimaraes, 2017).

Når UV nedbryder forskellige forbindelser i vandet, bliver disse typisk omsat til oxidations biprodukter. Disse biprodukter kan i nogle tilfælde være mere miljøfremmende og sundhedsskadelige end inden UV-oxidation, hvilket også var gældende for ozonering. Disse miljømæssige udfordringer kan læses om ovenfor under ozonering.

UV-oxidation placeres som regel i forbindelse med biologisk rensning eller biologisk filtrering (GAC, MBBR, sandfiltre, MBR, PAC, etc.). Kombinationen af, UV-oxidation og biologisk rensning eller biologisk filtrering øger renseseffektiviteten af de forskellige stofgrupper samtidig med at det holder udgifterne nede for de anvendte teknologier (Zolfaghari, et al., 2014).

## 2.2.5 Eventuelle driftsmæssige udfordringer/særlige krav til ekspertise, uddannelse, m.v.

Der kræves ingen speciel ekspertise i driftssituationen af UV-anlæg, da det er fuldt automatisk, men der vil være brug for ressourcer, der kan sikre automatiseringen og udskifte UV-lamperne jævnlige. UV-oxidation har ingen særlige arbejdsmiljømæssige forhold, der anvendes ingen kemikalier, og behandlingstiden er kort. Der produceres ingen affaldsstrøm, og der er en positiv effekt på slamkvaliteten ligesom for ozon.

## 2.2.6 Økonomi

Omkostninger er kun overslagspriser, som kan give en indikation af størrelsesordenen, da mange forskellige parametre, som er nævnt i afsnittene ovenfor, har stor indflydelse på omkostningerne ved UV-oxidation.

Tabellen nedenfor giver et overslag over anlægs- og driftsomkostninger i forbindelse med etablering af UV-behandling for tre størrelser anlæg (Clason Kaas, et al., 2006).

**Table 2.** Anlægs- og driftsomkostninger i forbindelse med etablering af UV-behandling

Anlægsstørrelse	Anlægsudgifter DKK	Driftsomkostninger DKK/år	Driftsomkostninger DKK/m <sup>3</sup>
2000 m <sup>3</sup> /dag 400 m <sup>3</sup> /time (max)	1.500.000	180.000	0,25
20.000 m <sup>3</sup> /dag 3000 m <sup>3</sup> /time (max)	4.000.000	1.500.000	0,21
50.000 m <sup>3</sup> /dag 7500 m <sup>3</sup> /time (max)	8.000.000	3.000.000	0,16

Anlægsudgifter inkluderer betonkonstruktioner, bygninger, maskin- og elinstallationer. Driftsomkostninger opfatter ekstra omkostninger for eksisterende anlæg, el, mandskab, vedligeholdelse, etc. Prisniveauet er ultimo 2005 eksklusiv moms (Clason Kaas, et al., 2006).

UV-anlæg på et vandværk i Danmark på 5.000.000 m<sup>3</sup>/året blev prissat i 2019 til CAPEX på 3.000.000 kr. og OPEX på 0,20 kr./m<sup>3</sup>. OPEX stemmer godt overens med tabellen ovenfor, men CAPEX-udgifterne er højere.

## 2.3 UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>

### 2.3.1 Introduktion

UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> er en avanceret oxidationsproces der første gang blev benyttet til behandling af vand i 1980'erne. Fordelen ved at kombinere UV og oxidationsmidler såsom brintoverilte er at oxidationsreaktionen forløber hurtigt. Brintoverilte skal aktiveres med UV-lys for at oxidationen af organiske kemikalier forløber. UV virker som et desinfektionsmiddel og fjerner patogene organismer, som er resistente overfor oxidationsmidler, og brintoverilten øger nedbrydningen og oxidationsselektiviteten samtidig med at det holder udgifterne nede (Clauson Kaas, et al., 2006). UV-lys med en bølgelængde mellem 240-300 nm indeholder energi samtidig med at brintoverilte producerer frie radikaler (OH radikaler), som ødelægger molekylstrukturen i DNA, ødelægger cellevægge i levende organismer, og nedbryder organiske forbindelser i molekylestrukturer. OH radikalerne og UV er tilsammen i stand til at nedbryde miljøfremmende stoffer og transformere dem (Garrido-Cardenas, Esteban-García, Agüera, Sánchez-Pérez, & Manzano-Agugliaro, 2020). Oxidationsteknologien er af denne årsag en effektiv oxidations- og desinfektionsmetode (Clauson Kaas, et al., 2006). UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> oxidation er en veletableret renses-teknologi til både drikkevand, spildevand og industrielt spildevand i hele verden.

### 2.3.2 Renseteknik, renskapacitet og skalerbarhed

Generelt placeres UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> oxidation som efterpolering af spildevandet, og typisk i forbindelse med eksisterende eller ny biologisk rensning eller biologisk filtrering.

UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> oxidation er en velkendt og gennemtestet teknologi, som er udbredt globalt og er godt implementeret på markedet. Anlægget kræver kun begrænset plads, og kan forholdsvis let implementeres i allerede eksisterende anlæg. UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> oxidationsanlægget kan forholdsvis let tilpasses og implementeres på alle størrelser anlæg. Pladsbehovet er ikke en begrænsning i forhold til implementering på danske centralrenseanlæg. UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> oxidation er blevet implementeret på mange fuldskalaanlæg i hele verden.

### 2.3.3 Renseeffektivitet

#### 2.3.3.1 Perfluorede forbindelser

UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> oxidation blev fundet til ikke at være effektiv til at fjerne perfluorede forbindelser, og i mange tilfælde blev der fundet højere koncentrationer efter oxiderende teknologier (Appleman, et al., 2014). Et forsøg på spildevand viste at UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> oxidation fjernede 10-20% af perfluorede forbindelser (Schröder, Jorge Jose, Gebhardt, Moreira, & Pinnekamp, 2010).

#### 2.3.3.2 Antibiotika, farmaceutiske stoffer og østrogener

Der blev opnået meget høj nedbrydning af antibiotika, farmaceutiske stoffer og østrogener ved UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> oxidation. Bench-scale forsøg på MQ-vand, overfladevand, rensedrikkevand og spildevand gav >98% fjernelse af forskellige antibiotika ved UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> oxidation (Yuan, et al., 2011). Forsøget viste at UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> oxidation er mere effektiv mod antibiotika end UV-oxidation. Et andet laboratorieskalaforsøg, hvor 5 mg/L sulfamethoxazol og trimethoprim blev blandet i MQ-vand, fjernede >91% af disse antibiotika med UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> oxidation (Alharbi, et al., 2017).

Forskning viste forskellige nedbrydninger for farmaceutiske stoffer på 60-100% (Alharbi, et al., 2017; Vogna, Marotta, Andreozzi, Napolitano, & D'Ischia, 2004; Seo, et al., 2019; Ali, Khan, Shah, Sayed, & Khan, 2018). 100% af både dichlofenac og carbamazepin blev fjernet med UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> oxidation i et laboratorieskalaforsøg, hvor 5 mg/L dichlofenac og carbamazepin blev blandet i MQ-vand (Alharbi, et al., 2017). Denne høje nedbrydning på 100% af carbamazepin blev ligeledes opnået i et andet laboratorieskalaforsøg, hvor carbamazepin blev blandet i almindeligt rent drikkevand (Vogna, Marotta, Andreozzi, Napolitano, & D'Ischia, 2004). Der blev også opnået 100% fjernelse af 2-Ethylhexyl 4-methoxycinnamate i et bench-scale forsøg på drikkevand og spildevand (Seo, et al., 2019). Et andet laboratorieskalaforsøg fjernede <60% af carbamazepin med UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> oxidation i en vandopløsning med iblandet carbamazepin (Ali,



Khan, Shah, Sayed, & Khan, 2018). Dette er lavere end de foregående studier, men alle studierne tyder på en høj nedbrydning af farmaceutiske stoffer med UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> oxidation.

Man kan opnå en høj nedbrydning af østrogener ved UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> oxidation på >90% (Silva, Otero, & Esteves, 2012). Dette blev opnået i et laboratorieskalaforsøg på overfladevand med naturlig højt indhold af østrogener.

### **2.3.3.3 Tungmetaller**

Det har ikke været muligt at finde studier for fjernelse af tungmetaller med UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> oxidation. Et forskningsprojekt (Du, Zhang, Li, & Lai, 2020) har vist at oxidations teknologier kan oxidere metalkomplekserne og nedbryde dem så de efterfølgende nemmere kan blive optaget via fx biologiske processer.

### **2.3.3.4 Aromatiske kulbrinter herunder PAH**

Forskellige forskningsprojekter viste alle meget høj nedbrydning (>90%, >99% og 100%) ved UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> oxidation af aromatiske kulbrinter herunder PAH i forskellige typer vand (Vilhunen, Vilve, Vepsäläinen, & Sillanpää, 2010; Vaferi, Bahmani, Keshavarz, & Mowla, 2014; Rubio-Clemente, Torres-Palma, & Peñuela, 2014). To af disse bench-scale forsøg var foretaget på overfladevand, forurenede grundvand og vaskevand fra industriel virksomhed og viste 100% og >99% fjernelse af forskellige typer aromatiske kulbrinter (Vilhunen, Vilve, Vepsäläinen, & Sillanpää, 2010; Rubio-Clemente, Torres-Palma, & Peñuela, 2014). Et andet bench-scale forsøg på syntetisk fremstillet spildevand viste lignende nedbrydning på >90% af forskellige aromatiske kulbrinter (Vaferi, Bahmani, Keshavarz, & Mowla, 2014). Der vil kunne forventes meget høj nedbrydning af aromatiske kulbrinter herunder PAH med UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> oxidation.

### **2.3.3.5 Fenoler**

Laboratorieskala forsøg viste høj nedbrydning med UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> oxidation af fenoler, >87% (Esplugas, Giménez, Contreras, Pascual, & Rodríguez, 2002). Et andet laboratorieskala forsøg hvor UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> oxidation blev brugt som efterpolering på spildevandet fra et MBNDK-renseanlæg viste en lavere nedbrydning på 67% for 4-nonylfenol og 89% for bisphenol A (Zhang & Li, 2014). Høj fjernelse af fenoler via UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> oxidation kan forventes.

### **2.3.3.6 Blødgørere**

For blødgørere viste et bench-scale studie, at op til 70% blev fjernet med UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> oxidation (Park & Kim, 2011). Dette var kun når nitrat var til stede i vandet. Nitrat opfanger de frie radikaler, der er produceret af UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> oxidationen, så hvis nitrat ikke var til stede i vandet, blev der opnået >85% fjernelse af blødgørere. Et laboratorieskalaforsøg, viste 100% fjernelse af blødgørere ved UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> oxidation (Chen C.-Y. , 2009).

## **2.3.4 Miljømæssige udfordringer**

De forskellige miljømæssige udfordringer nævnt for ozonering er også gældende for UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> oxidation. Der er forskellige parametre som har stor indflydelse på nedbrydningen med UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> herunder den krævede dosering, og typen af forurening, koncentrationerne, overordnet vandkvalitet, kontakttiden, etc. (Urbano, Maniero, Pérez-Moya, & Guimaraes, 2017).

Der bliver produceret oxidations biprodukter ved UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> oxidation. Disse biprodukter kan i nogle tilfælde være mere miljøfremmende og sundhedsskadelige end før UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> oxidation, hvilket er gældende for ozonering og UV. Disse miljømæssige udfordringer er beskrevet under ozonering.

UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> oxidation placeres som regel i forbindelse med biologisk rensning eller biologisk filtrering (GAC, MBBR, sandfiltrering, MBR, PAC, etc.). Kombinationen af disse øger rensningseffektiviteten af de forskellige stofgrupper samtidig med at det holder udgifterne nede for de anvendte teknologier (Zolfaghari, et al., 2014).

### 2.3.5 Eventuelle driftsmæssige udfordringer/særlige krav til ekspertise, uddannelse, m.v.

UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> oxidationen producerer ikke en affaldsstrøm eller har nogen negativ effekt på kvaliteten af slammet, og der er ikke H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> tilbage i spildevandsudledningen. UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>-anlæg er fuldt automatisk og kræver ikke nogen speciel ekspertise, kun en der har styr på automatiseringen, jævnligt udskiftning af UV-lamperne, og håndtering af brintoverilten. I forhold til arbejdsmæssige forhold skal man opmærksom på håndteringen af brintoverilten.

### 2.3.6 Økonomi

Omkostninger er kun overslagspriser, som kan give en indikation af størrelsesordenen, da mange forskellige parametre, som er nævnt i afsnittene ovenfor, har stor indflydelse på omkostningerne ved UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> oxidationen.

Tabellen nedenfor giver et overslag over anlægs- og driftsomkostninger i forbindelse med etablering af UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> oxidationen for tre størrelser anlæg (Clauson Kaas, et al., 2006).

**Table 3.** Anlægs- og driftsomkostninger i forbindelse med etablering af UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> oxidationen

Anlægsstørrelse	Anlægsudgifter DKK	Driftsomkostninger DKK/år	Driftsomkostninger DKK/m <sup>3</sup>
2000 m <sup>3</sup> /dag 400 m <sup>3</sup> /time (max)	2.100.000	700.000	0,96
20.000 m <sup>3</sup> /dag 3000 m <sup>3</sup> /time (max)	9.400.000	6.100.000	0,84
50.000 m <sup>3</sup> /dag 7500 m <sup>3</sup> /time (max)	21.500.000	13.900.000	0,76

Anlægsudgifter inkluderer betonkonstruktioner, bygninger, maskin- og elinstallationer. Driftsomkostninger opfatter ekstra omkostninger for eksisterende anlæg, el, mandskab, vedligeholdelse, etc. Prisniveauet er ultimo 2005 eksklusiv moms (Clauson Kaas, et al., 2006).

Udgifterne til UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> er væsentlig større end til UV (afsnit 2.2.6) hvilket skyldes, at UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> er en væsentlig mere avanceret metode. UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> stiller større krav til bygningsværk end et UV-anlæg, og der er flere driftsomkostninger til tilsyn, dosering, opbevaring af H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> mv.

## 2.4 Photo-Fenton

### 2.4.1 Introduktion

Photo-Fenton processen er en avanceret oxidations proces som virker ved dosering af jern(II), brintoverilte (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>) og UV-belysning. Fenton's reagens blev opdaget af Henry John Horstman Fenton i 1893, hvor han oxiderede vinsyre med brintoverilte og Jern(II) (Koppenol, 1993). I starten af 1990'erne blev det opdaget at belysning af reagensen med UV øgede nedbrydningshastigheden af mange organiske forbindelser i spildevand (Ruppert, Bauer, & Heisler, 1993). I dag bruges Photo-Fenton processen til at fjerne ikke-bionedbrydelige organiske stoffer såsom antibiotika i spildevand, samtidig med at det kan ødelægge levende organismer, nedbryde organiske forbindelser og cellevægge i virus og bakterier (Elmolla & Chaudhuri, 2010; Clauson Kaas, et al., 2006). Denne oxidationsteknologi er en meget effektiv oxidations-

og desinfektionsmetode, mere effektiv end både UV og UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> (Clauson Kaas, et al., 2006). Photo-fenton oxidation er en veletableret renseteknologi til både spildevand og industrielt spildevand i hele verden.

### **2.4.2 Renseteknik, renskapacitet og skalerbarhed**

Generelt placeres photo-fenton som efterpolering af spildevandet, og typisk i forbindelse med eksisterende eller ny biologisk rensning eller biologisk filtrering.

Photo-fenton er en vel gennemtestet teknologi, som er udbredt globalt og implementeret på markedet. Anlægget kræver begrænset plads, og kan let implementeres i allerede eksisterende anlæg. Photo-fenton kan let tilpasses og implementeres på alle størrelser anlæg, og dette er ikke en begrænsning i forhold til implementering på danske centralrenseanlæg. Photo-fenton er allerede implementeret på forskellige fuldskaalanlæg i hele verden til behandling af spildevand på centralrenseanlæg.

### **2.4.3 Renseeffektivitet**

#### **2.4.3.1 Perfluorerede forbindelser**

Forskning viser at photo-fenton kan nedbryde PFOA (Regionens videncenter for Miljø og Ressourcer, 2018). (Schröder, Jorge Jose, Gebhardt, Moreira, & Pinnekamp, 2010) viser en nedbrydning på op til 70% med Fenton og photo-Fenton. Et problem med oxidation er, at forbindelser med funktionelle grupper kan blive oxideret og skaber perfluoreret carboxylsyre (PFCA) og Perfluorsulfonsyre (PFSA) (Regionens videncenter for Miljø og Ressourcer, 2018). Lignende resultater rapporteres af (Hori, et al., 2004) og (Hori, et al., 2005), som undersøgte fenton oxidationers nedbrydning på perfluorerede forbindelser.

#### **2.4.3.2 Antibiotika, øvrige farmaceutiske stoffer og østrogener**

Forskellige forskningsprojekter gav meget høj nedbrydning af antibiotika, enten >95% eller 100% fjernelse ved photo-fenton (Trovó, Nogueira, Agüera, Fernandez-Alba, & Malato, 2011; Sun, et al., 2009; Perini, Tonetti, Vidal, Montagner, & Nogueira, 2018; Klamerth, Malato, Agüera, & Fernandez-Alba, 2013). Et laboratorieskalaforøg, hvor amoxicillin blev opblandet i destilleret vand gav 100% fjernelse af amoxicillin ved photo-fenton (Trovó, Nogueira, Agüera, Fernandez-Alba, & Malato, 2011). Et pilot-skalaforøg på hospitalsspildevand gav lignende resultater på >95% fjernelse af blandt andet amoxicillin og ciprofloxacin ved photo-fenton (Perini, Tonetti, Vidal, Montagner, & Nogueira, 2018). Disse resultater blev bekræftet af to bench-scale forøg, i det første blev 100% af ciprofloxacin fjernet i spildevand (Sun, et al., 2009), og i det andet blev 100% af ciprofloxacin, sulfamethoxazol, trimethoprim, og azithromycin blev fjernet ved efterpolering på spildevand fra et aktiv slam biologisk renseanlæg i Almería i Spanien (Klamerth, Malato, Agüera, & Fernandez-Alba, 2013). Photo-fenton er den oxidations teknologi der opnåede den største fjernelse af antibiotika.

Der var høj nedbrydning af farmaceutiske stoffer ved photo-fenton på 92% til 100% (Klamerth, Malato, Agüera, & Fernandez-Alba, 2013; Sun, et al., 2020). Det ene bench-scale forøg blev foretaget som efterpolering på spildevand fra et aktiv slam biologisk renseanlæg i Almería i Spanien, hvor 100% af dichlofenac og furosemid blev fjernet (Klamerth, Malato, Agüera, & Fernandez-Alba, 2013). Et laboratorieskalaforøg, hvor carbamazepin blev opblandet i vand, viste 92% fjernelse af carbamazepin ved photo-fenton oxidation, hvilket er en høj nedbrydning (Sun, et al., 2020). Photo-fenton, sammen med UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> oxidation, er de oxidationsteknologier der opnåede den største fjernelse af farmaceutiske stoffer.

Forskning viste høj nedbrydning af østrogener, hvor >95% af østrogenene fra fjernet ved photo-fenton oxidation (Frontistis, et al., 2011). Dette bench-scale forøg blev foretaget på spildevand fra et renseanlæg i Chania i Grækenland. Photo-fenton er den oxidations teknologi der opnåede den største fjernelse af østrogener.

### 2.4.3.3 Tungmetaller

Der kunne ikke findes nogle studier for fjernelse af tungmetaller med photo-fenton. Et studie viste at oxidations teknologier kan oxidere metalkomplekserne og nedbryde dem så de efterfølgende nemmere kan blive optaget via fx biologiske processer (Du, Zhang, Li, & Lai, 2020).

### 2.4.3.4 Aromatiske kulbrinter herunder PAH

Forskning viste forskellige nedbrydninger af aromatiske kulbrinter herunder PAH ved photo-fenton oxidation, på 76% til >98% (Manan, et al., 2019; Duarte & Silva, 2013; Rubio-Clemente, Torres-Palma, & Peñuela, 2014; Engwall, Pignatello, & Grasso, 1999). På et vandværk i Perak Tengah i Malaysia blev mellem 76% og 91% af polyaromatiske kulbrinter fjernet (Manan, et al., 2019). Høj nedbrydning på >90% af aromatiske kulbrinter herunder PAH blev opnået i laboratorieskalaforsøg på spildevand efter blot 5 minutter med photo-fenton oxidation (Duarte & Silva, 2013; Engwall, Pignatello, & Grasso, 1999). Anden forskning viste høje nedbrydninger af aromatiske kulbrinter ved photo-fenton oxidation på >98% i forskellige vand typer i laboratorieskalaforsøg (Rubio-Clemente, Torres-Palma, & Peñuela, 2014). Man vil kunne forvente en høj fjernelse af aromatiske kulbrinter herunder PAH ved photo-fenton oxidation.

### 2.4.3.5 Fenoler

Photo-fenton oxidation havde en høj nedbrydning af fenoler i forskellige typer vand >90% og >95% (Gernjak, et al., 2003; Kavitha & Palanivelu, 2004). Et bench-scale forsøg på spildevand og industrielt spildevand viste over 95% fjernelse af forskellige fenoler ved photo-fenton (Kavitha & Palanivelu, 2004). Et laboratorie og pilot-skala forsøg viste >90% til 100% fjernelse af forskellige fenoler i vand med højt indhold af fenoler (Gernjak, et al., 2003). Man vil kunne forvente en høj nedbrydning af fenoler ved photo-fenton oxidation. Photo-fenton er den avancerede oxidations teknologi, der har den største nedbrydning af fenoler.

### 2.4.3.6 Blødgørere

Photo-fenton oxidation havde en høj nedbrydning af blødgørere på 90% (Zolfaghari, et al., 2014). Dette var laboratorieskalaforsøg foretaget på både vand og spildevand. Photo-fenton er den avanceret oxidations teknologi der har den højeste nedbrydning for blødgørere, og man kan forvente høj fjernelse af blødgørere med photo-fenton.

## 2.4.4 Miljømæssige udfordringer

De forskellige miljømæssige udfordringer nævnt for ozonering er også gældende for photo-fenton oxidation. Der er forskellige parametre som har stor indflydelse på nedbrydningen af photo-fenton samt de krævede dosering.

Der bliver produceret oxidations biprodukter, som i nogle tilfælde være mere miljøfremmende og sundhedsskadelige end før oxidation. Disse miljømæssige udfordringer er beskrevet under ozonering.

Photo-fenton placeres oftest i forbindelse med biologisk rensning eller biologisk filtrering (GAC, MBBR, sand, MBR, PAC, etc.). Kombinationen af disse øger nedbrydningen af de forskellige stofgrupper samtidig med at det holder udgifterne nede for de anvendte teknologier (Zolfaghari, et al., 2014).

### 2.4.5 Eventuelle driftsmæssige udfordringer/særlige krav til ekspertise, uddannelse, m.v.

Photo-fenton producere ikke en affaldsstrøm eller har nogen negativ effekt på slamkvaliteten, man skal dog sikre, at der ikke er H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> tilbage i spildevandsudledningen. Anlægget er fuldt automatisk og kræver ikke nogen speciel ekspertise, kun at der er på automatiseringen, jævnlige udskiftning af UV-lamperne, og håndtering af brintoveriltten og jern(II). I forhold til arbejdsmæssige forhold skal man kun være opmærksom på håndteringen af brintoveriltten.

## 2.4.6 Økonomi

Man kan forvente lignende eller en smule højere anlægs- og driftsomkostninger for photo-fenton som UV/ H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> oxidation. Der kunne ikke findes et renseanlæg i Danmark med denne teknologi.

## 2.5 MBBR

### 2.5.1 Introduktion

Moving Bed Biofilm Reactor (MBBR) blev opfundet af Halvard Odegaard fra firmaet Kaldnes Miljøteknologi i Trondheim i slutningen af 1980'erne, og de fik patent på MBBR i 1996 (Ødegaard, 1999; Biase, Kowalski, Devlin, & Oleszkiewicz, 2019). Nu ejes MBBR af Veolia som efterfølgende har opkøbt Kaldnes Miljøteknologi. I starten blev det fremstillet til små renseanlæg, der var nemme at installere og operere (20-2000 mennesker). Interessen voksede for at opgradere og forstørre eksisterende anlæg, og man udviklede derfor biofilm-baserede teknologier. Desværre havde disse teknologier mange begrænsninger grundet dårlig optagelse af stoffer på filtermassen, der førte til reduceret reaktionshastighed. Det var her ideen om frit flydende bevægelige bærere opstod, og moving bed biofilm teknologien var opfundet (Biase, Kowalski, Devlin, & Oleszkiewicz, 2019). MBBR blev mest brugt til at fjerne organisk materiale og næringsstoffer som nitrogen og fosfor, men man har sidenhen fundet ud af at MBBR ligeledes kan bruges til at fjerne en lang række andre forureninger i vandet. MBBR er en veletableret renseteknologi til både drikkevand, spildevand og industrielt spildevand.

### 2.5.2 Renseteknik, rensekapacitet og skalerbarhed

Generelt placeres MBBR som efterpolering af spildevandet, og den kan sættes i forbindelse med avanceret oxidations teknologier for at optimere renseseffektiviteten.

MBBR er en meget velkendt og gennemtestet teknologi, som bruges globalt og er implementeret på markedet. MBBR kan produceres i forskellige størrelser så den let kan tilpasses alle størrelser anlæg, og er ikke en begrænsning i forhold til implementering på danske centralrenseanlæg. MBBR-filtre fylder en del og den kan være svær at etablere på allerede eksisterede anlæg.

MBBR er en udbredt teknologi, som både bruges til spildevand og industrispildevand, og i Danmark findes teknologien, på Mølleåværket hos Lyngby-Taarbæk Forsyning og Kalundborg forsyning (Andersen, et al., 2018). MBBR er blevet testet på testanlæg og fuldskalaanlæg rundt omkring i Danmark med gode resultater, bl.a. på Kalundborg Forsyning (Rickers, et al., 2015). Danish Oil Pipe A/S har fået godkendt en forlængelse af et MBBR testanlæg til rensning af spildevand (Miljøstyrelsen, 2019). I udviklingsprojektet MERMISS er det blevet vist at processen kan bruges til fjernelse af lægemiddelstoffer (Andersen, et al., 2018).

En anden fordel ved MBBR er at anlægget kan opbygges således at mikrobiologien i biofilmen kan specialisere sig til at omsætte præcis det organiske materiale, der findes i spildevandet. Mikroorganismene gror på bærere designet af plast i et flertrins tankanlæg, og selv langsomt voksende organismer kan gro og fastholdes i processen (Andersen, et al., 2018).

### 2.5.3 Renseeffektivitet

#### 2.5.3.1 Perfluorerede forbindelser

Der kunne ikke findes nogle studier for fjernelse af perfluorerede forbindelser med MBBR.

#### 2.5.3.2 Antibiotika, farmaceutiske stoffer og østrogener

MBBR gav meget forskellige renseseffektiviteter for de forskellige antibiotika, farmaceutiske stoffer og østrogener. En af årsagerne er, at mange forskellige parametre har indflydelse på renseseffektiviteten af MBBR, herunder især opholdstiden af vandet i MBBR-anlægget og typen

af MBBR filtret. Dette gør det svært at vurdere hvilke renseseffektiviteter man kan forvente. Forskning viser at typen af MBBR samt vandkvaliteten spiller en stor rolle for renseseffektiviteten. Et pilotskalaforløb på Skejby hospital foretaget af Krüger testede på spildevandet fra hospitalet, og viste generelt gode renseseffektiviteter på de forskellige antibiotika på mellem 52% og 79%. Pilotskalaforløbene i Mermis projektet på Viby renseanlæg, samt Aarhus universitetshospital, gav varierende renseseffektiviteter og testede blandt andet renseseffektiviteten ved forskellige opholdstider på mellem 1 og 4 timer (Møller, et al., 2018). På Viby renseanlæg blev 25-32% sulfamethoxazol og 100% af ciprofloxacin fjernet, og på Aarhus universitetshospital blev 58% sulfamethoxazol, 65% trimethoprim, 80% clarithromycin, 43% azithromycin og 64% ciprofloxacin fjernet. Et andet pilot-skalaforløb på spildevandet fra et hospital viste højest 30% fjernelse af sulfamethoxazol, trimethoprim og erytromycin ved en opholdstid på 6 timer i MBBR-anlægget (Escolà Casas, et al., 2015). De forskellige forskningsprojekters renseseffektivitet for de forskellige antibiotika kan ses i tabellen nedenfor.

**Table 4.** Renseseffektiviteter for forskellige antibiotika

Kilde	Sulfa-methoxazol	Tri-methoprim	Erythro-mycin	Clarithro-mycin	Azithro-mycin	Cipro-floxacin
Skejby Hospital <sup>1</sup>	57%			79%	52%	65%
Viby WWTP <sup>2</sup>	25-32%					100%
AUH hospital <sup>2</sup>	58%	65%		80%	43%	64%
Hospital <sup>3</sup>	30%	30%	<20%			

<sup>1</sup> Projekt gennem Krüger

<sup>2</sup> (Møller, et al., 2018)

<sup>3</sup> (Escolà Casas, et al., 2015)

Forskellige forsøg med MBBR gav varierende renseseffektiviteter for farmaceutiske stoffer. Pilotskalaforløbet på Skejby hospital udført af Krüger, som testede på hospitalsspildevandet, viste 46% fjernelse af carbamazepin og 90% af dichlofenac. Pilotskalaforløbet i Mermis projektet på Viby renseanlæg viste 100% fjernelse af dichlofenac og på Aarhus universitetshospital viste 50% fjernelse af carbamazepin og 82% fjernelse af dichlofenac (Møller, et al., 2018). Et andet pilot-skalaforløb på hospitalsspildevand viste 10% fjernelse af carbamazepin (Escolà Casas, et al., 2015). Disse forsøg tyder på at man kan forvente høj fjernelse af dichlofenac men middel til lav fjernelse af carbamazepin med MBBR.

MBBR gav høj renseseffektivitet, >95%, af østrogener i to forskellige forsøg (Amin, Bina, Ebrahim, Yavari, & Mohammadi, 2018; Ng, Weerakoon, Lim, & Padhye). Det ene forsøg var et bench-scale forsøg på spildevand der indeholdt naturlige og syntetiske østrogener (Amin, Bina, Ebrahim, Yavari, & Mohammadi, 2018). Det andet var et bench-scale forsøg på spildevand (Ng, Weerakoon, Lim, & Padhye). Man kan forvente høj fjernelse af østrogener med MBBR.

### 2.5.3.3 Tungmetaller

Der kunne ikke findes nogle studier for fjernelse af tungmetaller med MBBR.

### 2.5.3.4 Aromatiske kulbrinter herunder PAH

MBBR viste høj renseseffektivitet af aromatiske kulbrinter herunder PAH, på >70% og >95% fjernelse (Shu-Hui, Tian, Zhou, Zhao, & Wang, 2019; Oberoi & Philip, 2017). Det ene var et bench-scale forsøg på spildevand, som viste over 95% fjernelse af aromatiske kulbrinter herunder PAH med MBBR (Oberoi & Philip, 2017). Det andet var et bench-scale forsøg på spildevand fra et renseanlæg i Kina, hvor vandet indeholdte over 16 forskellige aromatiske kulbrinter, og MBBR fjernede over 70% af dem alle (Shu-Hui, Tian, Zhou, Zhao, & Wang, 2019).

### 2.5.3.5 Fenoler

Forskning viste blandede renseseffektiviteter for fenoler med MBBR, på >94%, >89% og 69-89% fjernelse (Oberoi & Philip, 2017; Li, Han, Du, & Wang, 2011; Schneider, Cerqueira, & Dezotti, 2011). Det første var et bench-scale forsøg på spildevandet forurennet med fenoler, som viste over 94% fjernelse af alle fenoler (Oberoi & Philip, 2017). Det andet var bench-scale forsøg på spildevand fra kulforgasning som har et højt indhold af fenoler, og her fjernede MBBR >89% af alle fenolerne (Li, Han, Du, & Wang, 2011). Det sidste var en bench-scale forsøg på spildevandet fra et olieraffinaderi, som har et naturligt højt indhold af fenoler, og her fjernede MBBR 69-89% (Schneider, Cerqueira, & Dezotti, 2011). Man kan forvente høje renseseffektiviteter for fenoler med MBBR.

### 2.5.3.6 Blødgørere

Der var desværre ingen forskning fundet om renseseffektiviteten af MBBR på DEHP. Der var et bench-scale forsøg på syntetisk spildevand med højt indhold af DEP og DAP, der er blødgørere og minder meget om DEHP, hvor MBBR fjernede over 90% af DEP og DAP (Ahmadi, Gholami, Farzadkia, Nabizadeh, & Azari, 2015). Det er svært at vurdere hvor høj renseseffektiviteten af DEHP med MBBR vil være, men man kan nok forvente en høj renseseffektivitet.

## 2.5.4 Miljømæssige udfordringer

Der er mange parametre som har indflydelse på at opnå den optimale renseseffektivitet af MBBR. For at verificere hvilken renseseffektivitet der kan opnås og hvordan man optimerer MBBR anlægget for det specifikke spildevand foretages der typisk bench-scale eller pilotskala-forsøg inden et fuldskalaanlæg bygges. Hvis der anvendes avanceret oxidation inden MBBR øges renseseffektiviteterne samtidig med at driftsomkostningerne for MBBR falder. Der er ingen studier der peger på dannelsen af uønsket mæssige forbindelser eller stoffer ved MBBR, som har miljøfremmede konsekvenser.

## 2.5.5 Eventuelle driftsmæssige udfordringer/særlige krav til ekspertise, uddannelse, m.v.

MBBR skal til tider vaskes (backwash) og dette backwash vand er den eneste affaldsstrøm der produceres fra MBBR filtret. Nogle anlæg renser dette vaskevand separat og andre anlæg blander vaskevandet med indløbsvandet på renseanlægget. Der er ingen negativ effekt på kvaliteten af slammet fra MBBR og der kræves ingen kemikalier til teknologien.

MBBR er semi-automatisk, men det er svært at overvåge biologiske anlæg, da man ikke kan måle biologisk aktivitet med en sensor. Operatører bliver regelmæssigt nødt til at overvåge den biologiske proces enten ved at tage prøver af filtermassen og analysere den for at være sikker på at bakterierne er i live og sunde og raske, eller holde godt øje med udløbskoncentrationerne og sikre sig de ikke ændre sig. For at overvåge denne biologiske proces bliver operatøren nødt til at være velvidende indenfor biologisk rensning for at sørge for optimering af MBBR-filtrene for at opnå den bedst mulige effektivitet.

## 2.5.6 Økonomi

MBBR-anlæg på et hospital i Danmark, decentralt anlæg på 160.000 m<sup>3</sup> om året blev prissat til CAPEX på 30.000.000 kr. og OPEX på 11,50 kr./m<sup>3</sup>. Dette inkluderer 2 procestanke, beluftningsudstyr og 1 buffertank, Maskiner/procesudstyr, Herunder: pumpebrønde, luftblæsere, luftrenseenhed, forbehandlingsudstyr, kompressorer for styreluft, membranfiltreringsudstyr, ozongeneratorer, GAC-tanke, slampresse, og slamtørrer inkl. containere, - El, instrumentering og styring.

Et andet projekt, der sammenlignede omkostningerne for forskellige renseteknologier for et kommunalt spildevandrensning anlæg på 100.000 PE i Danmark viste at de forventede driftsomkostninger for MBBR er <0,37 kr./m<sup>3</sup> (Aarhus Universitet, et al., 2020).

## 2.6 GAC

### 2.6.1 Introduktion

Kul og aktivt kul har været meget brugt gennem tiden og kan dateres helt tilbage til det gamle Egypten i 3750 f.Kr. til mange forskellige formål, så som rensning af drikkevand og til medicinsk brug. Aktivt kul blev brugt af sømænd under Columbus' tid i det 15. århundrede til at sode tønder indvendigt for at holde vandet friskt i længere tid. I 1862 forberedte Frederick Lipscombe et materiale af kul til at rense drikkevand, og dette blev startskuddet til udviklingen af det aktive kul som vi kender det i dag. Under 2. Verdenskrig brugte man for første gang granulært aktivt kul (GAC) i gasmasker til at adsorbere giftige gasser. Derefter brugte man det i vandrensning, genindvinding af opløsningsmidler og luftrensning. Det første fuldskala avancerede rensningsanlæg med GAC stod klart i 1965 i South Lake Tahoe, Californien. I dag bruges GAC filter oftest som et tertiært trin til at fjerne opløst og genstridigt organisk materiale i både drikkevand, spildevand og industrielt spildevand over hele verden (Çecen & Aktas, 2011).

### 2.6.2 Renseteknik, renskapacitet og skalerbarhed

Generelt placeres GAC som efterpolering af spildevandet, og den kan sættes i forbindelse med avanceret oxidations teknologier for at optimere rens effektiviteten.

GAC er en meget velkendt og meget gennemtestet teknologi, som bruges globalt og er godt implementeret på markedet. Der er mange parametre som er afgørende for om stoffer tilbageholdes i GAC-filtre: bl.a. afhænger adsorptionsprocessen af følgende faktorer: fysiske egenskaber af kullet, kulkildens kemiske natur eller mængden af ilt og brint associeret med den, den kemiske sammensætning og koncentration af forureningsstoffer i vandet, tilstedeværelse af andre stoffer (art og koncentration) i vandet, temperaturen og pH af vandet, kontakttiden mellem vand og kul, hvordan GAC-filtret vaskes, etc. (Miljøstyrelsen, Kemiske stoffers tilbageholdelse i aktivt kul – Internationale erfaringer, 1998).

GAC-filtre kan produceres i forskellige størrelser så de let kan tilpasses alle størrelser anlæg, og der er ikke en begrænsning i forhold til implementering på danske centralrenseanlæg. GAC-filtrene kan være rimelig store og vil optage meget plads på et rensningsanlæg, men der findes mange forskellige størrelser og typer, og nogle GAC-filtre kan bygges udenfor bygningen. Hvis GAC-filtrene placeres udenfor kan det give udfordringer bl.a. i frostvejr ved nødstop eller skift af kul, hvor der typisk skal drænes i over 24 timer uden vandflow til filtrene.

GAC-filtre er meget udbredt indenfor alle former for vandrensning i hele verden, både delstrøm og fuldskalaanlæg og man kender meget til dets rens effektiviteter samt optimal drift af GAC-filtre. En anden fordel ved GAC, ligesom for MBBR, er at anlægget kan opbygges således at mikrobiologien i biofilmen kan specialisere sig til at omsætte præcis det organiske materiale, der findes i det konkrete spildevand. Mikroorganismene gror på granulatet i tankanlægget, så selv langsomt voksende organismer kan gro og fastholdes i processen.

### 2.6.3 Renseeffektivitet

#### 2.6.3.1 Perfluorerede forbindelser

GAC fjerner PFOS og PFOA med en effektivitet på >90%, men teknologien kommer til kort når det kommer til korte PFAS-kæder (Regionens videncenter for Miljø og Ressourcer, 2018). I GAC kan PFOS nedbrydes til kortere PFOS'er og disse kan være lige så skadelige. En fjernelse på 90% af PFOS og PFOA kan resultere i en tilsvarende forøgelse af de kortere perfluorerede forbindelser. Det kan derfor være svært at vide om denne rens effektivitet reelt er en fjernelse af perfluorerede forbindelser eller en nedbrydning til kortere perfluorerede forbindelser. (Appleman, et al., 2014) observerede at fuldskala GAC var i stand til at fjerne PFAA i spildevand med lavt organisk indhold. (Schröder, Jorge Jose, Gebhardt, Moreira, & Pinnekamp, 2010) viste i et laboratorieforsøg at GAC kan fjerne PFOA og PFOS med en effektivitet på



>90% i spildevand. Et koreansk studie (Lee, Cho, Lee, & Lee, 2019) har fundet at aktivt kul kan fjerne perfluorerede forbindelser effektivt, og at fjernelsen afhænger af kontakttiden med det aktive kul. Ifølge det studie, så har PFNA den højeste fjernelse på 99%, derefter kommer PFOA på 95%, PFHxS på 94%, PFHxA på 92% og til sidst PFPeA på 90%. Studiet af (Ochoa-Herrera & Sierra-Alvarez, 2008) konkluderede at GAC er mere effektiv end PAC. Et svensk studie (Baresel, Magnér, Magnusson, & Olshammar, 2017) viser at både PAC og GAC har en fjernelsesgrad på >70%.

Sorptions potentialet er mindre for PFAS-forbindelser end mange andre organiske stoffer i vandet, som kan adsorberes til GAC, og man skal være opmærksom på at disse stoffer kan optage sorptions pladserne før PFAS-forbindelserne (Regionens videncenter for Miljø og Ressourcer, 2018). Dette betyder at andre organiske forbindelser i vandet fjernes før PFAS-forbindelser og PFAS kan bryde igennem filtret.

### **2.6.3.2 Antibiotika, farmaceutiske stoffer og østrogener**

GAC-filtre gav meget forskellige renseeffektiviteter for antibiotika, farmaceutiske og østrogener, da for eksempel filterets kontaktareal (bed volumen), kontakttiden og alderen på filtermassen har stor indflydelse på renseeffektiviteten. Et forskningsprojekt viste at et volumen af GAC filtreret på 0-<10.000 fjernede 82-99% af farmaceutiske stoffer, et volumen på 10.000-<15.000 fjernede 36-98% og et volumen på 15.000-18.000 fjernede mellem 7-95% (Edelfell, Ullman, & Bengtsson, 2019). I dette studie var det kun renseeffektiviteten for sulfamethoxazol der faldt fra 82% til 36% til 7% for de forskellige bed volumener, alle de resterende antibiotika havde en renseeffektivitet på >87% med alle de forskellige bed volumener. Dette 1-årigt pilotskalaforløb var foretaget som efterpolering af spildevandet fra et spildevandsrensning anlæg i Sverige. Et andet pilotskalaforløb, foretaget som efterpolering af spildevandet fra et spildevandsrensning anlæg i Sverige, viste lignende renseeffektiviteter for antibiotika på >80% herunder sulfamethoxazol (Baresel, Magnér, Magnusson, & Olshammar, 2017). Der er delte meninger angående renseeffektiviteten for GAC-filtre på antibiotika, men forsøg tyder på, at man kan forvente en høj fjernelse.

(Edelfell, Ullman, & Bengtsson, 2019) viste en renseeffektivitet på >76%-98% for farmaceutiske stoffer og >96% for østrogener ved forskellige bed volumener. Disse renseeffektiviteter blev opnået i et andet pilotskalaforløb i Sverige, hvor >80% fjernelse af både farmaceutiske stoffer og østrogener blev opnået (Baresel, Magnér, Magnusson, & Olshammar, 2017). Renseeffektiviteten for østrogener blev bekræftet af et andet pilotskalaforløb hvor >90% blev fjernet med GAC-filtre (Silva, Otero, & Esteves, 2012). Man kan forvente en høj renseeffektivitet af både farmaceutiske stoffer og østrogener med GAC-filtre.

### **2.6.3.3 Tungmetaller**

I et studie af (Azimi, Azari, Rezakazemi, & Ansarpour, 2017) blev det fundet at aktivt kul kan fjerne nikkel 100%. Et andet studie (Bali & Tlili, 2019) viser, at aktivt kul kan fjerne 71% af zink, 65% af bly, 67 af kobber og 78% af cadmium. Et svensk pilotskalaforløb på spildevandet fra et rensning anlæg viste, at GAC til dels fjerner tungmetallerne (Baresel, Magnér, Magnusson, & Olshammar, 2017). Dette studie viser, at tungmetallerne absorberes i biomassen og ophobes i filteret, og bliver derefter overført via backwash vandet til slammet. Der kan dermed ske en øgning af tungmetaller i slammet.

### **2.6.3.4 Aromatiske kulbrinter herunder PAH**

GAC-filtre viste generelt høj renseeffektivitet af aromatiske kulbrinter herunder PAH på mellem 50%->95% (Voice, Pak, Zhao, Shi, & Hickey, 1992; Rakowska, Kupryianchyk, Grotenhuis, Rijnaarts, & Koelmans, 2012; Massol-Deya, et al., 1997; Brändli, Hartnik, Henriksen, & Cornelissen, 2008; Hale, et al., 2012). To forskellige bench-scale forsøg begge foretaget på grundvand forurenet med forskellige aromatiske kulbrinter og PAH viste >90% og >95% fjernelse (Voice, Pak, Zhao, Shi, & Hickey, 1992; Massol-Deya, et al., 1997). Et andet bench-

scale forsøg på jord viste >84% fjernelse af aromatiske forbindelser med GAC-filter (Hale, et al., 2012). Dette er lavere fjernelse end tidligere forsøg, men dette var foretaget på forurenede jord og ikke forurenede vand. To andre bench-scale forsøg viste 50-90% fjernelse i sedimentvand og >64% fjernelse i vand/jord blanding (Rakowska, Kupryianchuk, Grotenhuis, Rijnaarts, & Koelmans, 2012; Brändli, Hartnik, Henriksen, & Cornelissen, 2008). Begge disse bench-scale forsøg gav lavere fjernelse end de tidligere nævnte forsøg, men der er stadig en høj renseeffektivitet. Man kan forvente en høj renseeffektivitet af aromatiske kulbrinter herunder PAH med GAC-filter.

### **2.6.3.5 Fenoler**

To forskellige bench-scale forsøg på spildevand viste 57-82,4% og 69% fjernelse af fenoler med GAC-filter (Pachimatla, Prasad, & Sundaramurthy, 2012; Xie, et al., 2019). Man kan forvente en middel renseeffektivitet med GAC-filter på fenoler.

### **2.6.3.6 Blødgørere**

En middel renseeffektivitet på 50-70% af blødgørere i spildevand med GAC-filter blev opnået i et bench-scale forsøg (Zolfaghari, et al., 2014). Dette forsøg viste at denne renseeffektivitet blev lavere ved neutral pH. Man vil kunne forvente lav til middel renseeffektiviteter af blødgørere.

## **2.6.4 Miljømæssige udfordringer**

Der er mange parametre som har stor indflydelse på renseeffektiviteten af GAC. For at verificere hvilken renseeffektivitet der kan opnås og hvordan man optimerer GAC anlægget for det specifikke spildevand foretages der typisk bench-scale eller pilotskalaforsøg inden et fuldskalaanlæg bygges. Hvis der anvendes avanceret oxidation inden GAC øges renseeffektiviteterne samtidig med at driftsomkostningerne for GAC falder. Der er ingen studier der peger på dannelsen af uønskelige forbindelser eller stoffer ved GAC som har miljøfremmende konsekvenser. Filtermassen på GAC skal til tider udskiftes eller reaktiveres, hvilket kan være miljømæssigt udfordrende. Reaktivering er pt ikke en mulighed i Danmark og kullene skal sendes til enten Tyskland eller Belgien for at blive reaktiveret, hvilket leverandøren typisk er ansvarlig for.

### **2.6.5 Eventuelle driftsmæssige udfordringer/særlige krav til ekspertise, uddannelse, m.v.**

De samme eventuelle driftsmæssige udfordringer som for MBBR gælder også for GAC-filtre. GAC-filtre vil kræve at man udskifter hele filtermassen på et tidspunkt og dette kræver ekspertise og erfaring indenfor området. Som nævnt ovenfor, dette kan være miljømæssigt udfordrende, da det enten skal bortskaffes eller reaktiveres.

### **2.6.6 Økonomi**

Et GAC-anlæg på et renseanlæg i Danmark på ca. 6.000.000 m<sup>3</sup> spildevand om året blev prissat i 2019 til CAPEX på 27.500.000 kr. og OPEX på 0,20 kr./m<sup>3</sup>.

Et andet projekt, der sammenlignede omkostningerne for forskellige renseteknologier for et spildevandrensning på 100.000 PE i Danmark viste at de forventede driftsomkostninger for GAC er <0,74 kr./m<sup>3</sup> (Aarhus Universitet, et al., 2020).

Omkostningerne er kun overslagspriser, som kan give en indikation af størrelsesordenen, da mange forskellige parametre, som er nævnt i afsnittene ovenfor, har stor indflydelse på omkostningerne ved GAC.

## **2.7 Sand**

## 2.7.1 Introduktion

Sand filtreringer har været meget brugt gennem tiden og kan dateres helt tilbage til 2000 f.Kr. hvor det blandt andet blev brugt i Grækenland. Det første storskala sand filter blev installeret i den skotske by Paisley i 1804 og har efterfølgende været installeret i både drikkevand og spildevands renselanlæg over hele verden. Der findes tre forskellige typer sandfiltre: hurtigt, opadgående og langsomme sandfiltre. Den hurtige og opadgående sandfilter bruger flokkuleringsmidler for at arbejde effektivt, hvorimod det langsomme sandfilter ikke behøver nogle kemikalier for at virke effektivt. Et konventionelt sandfilter behandler vand ved at føre det igennem sand under påvirkning af tyngdekraft eller under tryk. Partikelmateriale fjernes primært ved adsorption og i langsomme sandfiltre fjernes det via biologisk nedbrydning (Hammes & Juhna, 2011).

## 2.7.2 Renseteknik, rensekapacitet og skalerbarhed

Generelt placeres sandfiltre som efterpolering af spildevandet, og den kan sættes i forbindelse med avanceret oxidations teknologier for at optimere renseeffektiviteten.

Sandfiltrering er en meget kendt og gennemtestet teknologi der er godt implementeret på markedet og er allerede implementeret på mange renselanlæg i Danmark og i udlandet som fuldskalaanlæg.

De mest brugte sandfiltre på renselanlæg er gravitationsfiltre, der er betonbassiner fyldt med filtermateriale i forskellige lag, som spildevandet så siver ned igennem. Partikler i vandet tilbageholdes, når vandet siver igennem (Clauson Kaas, et al., 2006). Disse anlæg findes både til små og store anlæg og kan skales, men anlæggene kræve meget plads ved de store renselanlæg.

## 2.7.3 Renseeffektivitet

### 2.7.3.1 Perfluorerede forbindelser

Forskning viste at sandfiltrering ikke fjernede perfluorerede forbindelser i spildevand (Arvantiti & Stasinakis, 2015; Pramanik, 2015).

### 2.7.3.2 Antibiotika, farmaceutiske stoffer og østrogener

Der kunne ikke findes nogle forskningsprojekter der viste fjernelse af antibiotika og farmaceutiske stoffer med sandfiltrering alene. Et studie viste at man kan forvente en renseeffektivitet på 20-40% for østrogener med sandfiltrering i spildevand (Clauson Kaas, et al., 2006).

### 2.7.3.3 Tungmetaller

Et studie viser at man kan forvente en renseeffektivitet på 5-10% for cadmium, 2-4% for nikkel og 20-25% for bly med sandfiltrering (Clauson Kaas, et al., 2006).

### 2.7.3.4 Aromatiske kulbrinter herunder PAH

Der blev ikke opnået nogen fjernelse af aromatiske kulbrinter herunder PAH med sandfiltrering af forurennet vand i et bench-scale forsøg (Kalmykova, Moona, Strömvall, & Björklund, 2014).

### 2.7.3.5 Fenoler

Samme bench-scale forsøg som for aromatiske kulbrinter opnåede heller ingen fjernelse af fenoler med sandfiltrering af forurennet vand (Kalmykova, Moona, Strömvall, & Björklund, 2014). Et andet forsøg på spildevand viste at man kan forvente en renseeffektivitet på 20-40% for nonylphenol med sandfiltrering (Clauson Kaas, et al., 2006).

### 2.7.3.6 Blødgørere

Et bench-scale forsøg opnåede ingen fjernelse af blødgørere i sandfiltrering (Kalmykova, Moona, Strömvall, & Björklund, 2014). Et pilotskalaforsøg på spildevand viste i et slow sand

filter en renseseffektivitet på op til 70% af blødgørere (Xuezheng, Shuangji, Jie, & Xiangsheng, 2013). Andet studie på spildevand viste at man kan forvente 20-25% fjernelse af blødgørere med sandfiltrering (Clauson Kaas, et al., 2006). Der kan muligvis være noget fjernelse af blødgørere i sandfiltrering.

#### 2.7.4 Miljømæssige udfordringer

Ligesom for foregående renseteknologier, så er der mange parametre som har stor indflydelse på renseseffektiviteten af sandfiltre, som kan være med til at optimere virkning af sandfiltret. Hvis man anvender avanceret oxidation inden sandfiltre, øges renseseffektiviteterne samtidig med at driftsomkostningerne for sandfiltre falder. Der er ingen studier der peger på dannelsen af uhensigtsmæssige forbindelser eller stoffer ved sandfiltre som har miljøfremmende konsekvenser.

#### 2.7.5 Eventuelle driftsmæssige udfordringer/særlige krav til ekspertise, uddannelse, m.v.

Sandfiltre skal til tider vaskes (backwash) og dette backwash vand er den eneste affaldsstrøm der produceres. Nogle anlæg renser dette vaskevand separat og andre anlæg blander vaskevandet med indløbsvandet på renseanlægget. Sandfiltre har ikke nogen negativ effekt på slammet.

Sandfiltre er semi-automatisk, men det er svært at overvåge biologiske anlæg, da man ikke kan måle biologisk aktivitet med en sensor. Operatører bliver regelmæssigt nødt til at holde øje med udløbskoncentrationerne for at holde øje med effektiviteten af sandfilteret.

#### 2.7.6 Økonomi

Omkostninger er kun overslagspriser, som kan give en indikation af størrelsesordenen, da mange forskellige parametre, som er nævnt i afsnittene ovenfor, har stor indflydelse på omkostningerne ved sandfilter.

Tabellen nedenfor giver et overslag over anlægs- og driftsomkostninger i forbindelse med etablering af sandfilter for tre størrelser anlæg (Clauson Kaas, et al., 2006).

**Table 5.** Anlægs- og driftsomkostninger i forbindelse med etablering af sandfilter

Anlægsstørrelse	Anlægsudgifter DKK	Driftsomkostninger DKK/år	Driftsomkostninger DKK/m <sup>3</sup>
2000 m <sup>3</sup> /dag 400 m <sup>3</sup> /time (max)	9.000.000	400.000	0,55
20.000 m <sup>3</sup> /dag 3000 m <sup>3</sup> /time (max)	33.000.000	3.000.000	0,41
50.000 m <sup>3</sup> /dag 7500 m <sup>3</sup> /time (max)	61.000.000	6.000.000	0,33

Anlægsudgifter inkluderer betonkonstruktioner, bygninger, maskin- og elinstallationer. Driftsomkostninger opfatter ekstra omkostninger for eksisterende anlæg, el, mandskab, vedligeholdelse, etc. Prisniveauet er ultimo 2005 eksklusiv moms (Clauson Kaas, et al., 2006).

Et svensk studie gav meget lavere omkostninger for sandfilter, som ses i tabellen nedenfor (Cimbritz, et al., 2016):

**Table 6.** Anlægs- og driftsomkostninger ved etablering af sandfilter i svensk studie

Anlægsstørrelse	Anlægsstørrelse omregnet til m <sup>3</sup> /dag <sup>1</sup>	Anlægsudgifter DKK	Driftsomkostninger DKK/m <sup>3</sup>
20.000 PE	2160	0,36-0,51	0,01
50.000 PE	5140	0,22-0,29	0,01
100.000 PE	10.800	0,15-0,22	0,01

<sup>1</sup> Her antages at 1 PE er 108 L/d ifølge spildevandsvejledningen (Miljøstyrelsen, 2018)

## 2.8 MBR

### 2.8.1 Introduktion

De første Membran Bio Reaktorer (MBR) blev udviklet kommercielt af Dorr-Oliver i de sene 1960'ere, hvor ultrafiltrering blev kombineret med et MBNDK-renseanlæg, som foregår på de fleste danske renseanlæg. Forskellige former for MBR blev udviklet rundt om i verden, særligt i Japan fik de stor succes i spildevandsrensning. Samtidig med Japan begyndte USA i 1980 og 90'erne at udvikle MBR systemer til spildevandsrensning. I dag er MBR implementeret i mere end 200 lande (Chapter 2 - Introduction, 2011, s. 2-4; Zolfaghari, et al., 2014). En klassisk MBR består af en konventionel aktiv slam proces kombineret med membranseparation som tilbageholder biomassen. MBR producerer en klar og betydeligt desinficeret vand, da den effektive pore størrelse er under 0,1 µm. Derudover, koncentrere MBR biomassen således at den nødvendige tankstørrelse reduceres og øger effektiviteten af den biologiske rensning (Chapter 2 - Fundamentals, 2011, s. 95; Zolfaghari, et al., 2014).

### 2.8.2 Renseteknik, rensekapacitet og skalerbarhed

Generelt er MBR en stand-alone teknologi, da MBR kombinerer biologisk rensning og separering af slam og vand i én tank, så man kan med én MBR-tank erstatte procestank, efterklaringskammer, returslamføring og sandfilter, og det gør at MBR-anlæg er langt mindre pladskrævende end MBNDK-anlæg.

MBR er en meget kendt og gennemtestet teknologi der er godt implementeret på markedet. Fordelen ved MBR er at det er langt mindre pladskrævende og mere effektivt i forhold til rensning af vandet for forurenende stoffer som f.eks. tungmetaller og østrogen-lignende stoffer sammenlignet med et MBNDK-anlæg (Clauson Kaas, et al., 2006).

MBR-anlæg kan bygges i forskellige størrelser så den let tilpasses alle størrelser anlæg, men anlægget skal bygges til MBR, da MBR erstatter procestank, efterklaringskammer, returslamføring og sandfilter. Teknologien er ikke så udbredt i Danmark, men der arbejdes internationalt med videreudvikling og afprøvning. Størstedelen af de europæiske MBR-renseanlæg er i kapacitetsområdet på 100-10.000 m<sup>3</sup>/d og de største ligger i området omkring 45-50.000 m<sup>3</sup>/d, og de største anlæg i USA ligger på samme kapacitet (Jørgensen, et al., 2010). Der er viden om brugen af MBR-anlæg fra pilotskala, fuldskala og delstrøm både på drikkevand, kommunalt spildevand og industrielt spildevand. MBR har i de senere år blevet testet på flere anlæg i Danmark, bl.a. hos KMC i Brande og på Fredericia Rensningsanlæg og man fandt frem til en driftssikker løsning (Naturstyrelsen, 2015). MBR findes på Mølleåværket hos Lyngby-Taarbæk Forsyning.

### 2.8.3 Renseeffektivitet

#### 2.8.3.1 Perfluorerede forbindelser

MBR blev testet til fjernelsen af PFOA og PFOS i et studie (Schröder, Jorge Jose, Gebhardt, Moreira, & Pinnekamp, 2010). De fandt at 75-81% blev fjernet fra vandet og blev akkumuleret i

slammet, der skete derfor ingen biologisk nedbrydning af disse forbindelser. Et andet studie (Yu, Hu, Tanaka, & Fujii, 2009) viste at PFOA-koncentrationen steg med 77% efter MBR i spildevand. De vidste desværre ikke hvorfor koncentrationen af PFOA steg i MBR. Det er usikkert hvor høj fjernelse af perfluorerede man kan forvente med MBR, om den overordnede mængde af perfluorerede forbindelser overhovedet vil blive ændret.

### **2.8.3.2 Antibiotika, farmaceutiske stoffer og østrogener**

MBR gav meget forskellige renseseffektiviteter for antibiotika, farmaceutiske stoffer og østrogener. Et pilotskalafor søg på Himmerfjärdsverket i Sverige viste 57-84% fjernelse af sulfamethoxazol, 11-79% for trimethoprim og 64-66% for ciprofloxacin. Et andet pilotskalafor søg på Hammarsby sjöstadsverket i Sverige viste 88% fjernelse af sulfamethoxazol, 89% for trimethoprim, og 94% for ciprofloxacin. Disse to projekter er projekter fra Syvab (Sydvästra stockholmsregionens vaverksaktiebolag) i Sverige. Et bench-scale for søg på spildevand fra et rensesanlæg fjernede 73-74% af clarithromycin og 30% af azithromycin (Racar, et al., 2020). Et andet forskningsprojekt, bestående af et fuldskalafor søg og to pilotskalafor søg på et spildevandsrensanlæg, opnåede en renseseffektivitet på  $81\% \pm 12$  for sulfamethoxazol,  $67\% \pm 21$  for trimethoprim, og  $43\% \pm 51$  for erythromycin (Radjenovic, Petrovic, & Barcelo, 2009). Der er stor forskel på renseseffektiviteten for de forskellige antibiotika, men der er også stor afvigelse for hver af stofferne. Det er svært at forudsige hvor stor renseseffektivitet man kan forvente med MBR for antibiotika.

For farmaceutiske stoffer viste pilotskalafor søget på Himmerfjärdsverket i Sverige ingen fjernelse af carbamazepin, men 75% fjernelse for furosemid og 22-27% for dichlofenac. Pilotskalafor søget på Hammarsby sjöstadsverket i Sverige viste 18% fjernelse af carbamazepin, 64% for furosemid og 4% af dichlofenac. Et bench-scale for søg på spildevandet fra et rensesanlæg viste lav fjernelse af dichlofenac på under 10% (Racar, et al., 2020). Forskningsprojektet bestående af et fuldskalafor søg og to pilotskalafor søg på et spildevandsrensanlæg opnåede en renseseffektivitet på under 10% for carbamazepin men  $66\% \pm 13$  for dichlofenac. Der er stor forskel på renseseffektiviteten for de forskellige farmaceutiske stoffer, og det er svært at forudsige hvor stor renseseffektivitet man kan forvente med MBR.

For østrogener viste pilotskalafor søget på Hammarsby sjöstadsverket i Sverige mellem 89 og 96% fjernelse og man kan forvente høj renseseffektivitet for østrogener med MBR-filtre.

### **2.8.3.3 Tungmetaller**

To fuldskalafor søg på spildevand viste at MBR-filtre kan fjerne op til 80% af alle tungmetaller (Arevalo, Marina Ruiz, Perez, Moreno, & Angel Gomez, 2013).

### **2.8.3.4 Aromatiske kulbrinter herunder PAH**

Forskning viste høj renseseffektivitet for aromatiske kulbrinter herunder PAH med MBR-filtre på 80-95% (Fatone, Di Fabio, Bolzonella, & Cecchi, 2011). Dette var et fuldskalafor søg og to pilotskalafor søg som efterpolering på spildevand på centraliserede spildevandsrensanlæg i Italien. Man kan forvente en høj renseseffektivitet af aromatiske kulbrinter herunder PAH med MBR-filtre.

### **2.8.3.5 Fenoler**

I et pilotskalafor søg, hvor man testede renseseffektiviteten af MBR på syntetisk spildevand med højt indhold af fenoler, lykkedes det MBR at fjerne 100% af alle fenolerne (Barrios-Martinez, Barbot, Marrot, Moulin, & Roche, 2006). Lignende renseseffektiviteter,  $>99,7\%$ , af alle fenolerne blev fjernet i et laboratorieskalafor søg hvor man testede på spildevandet fra kulforgasning, som har et meget højt indhold af forskellige fenoler (Wang, Xu, Gong, & Yang, 2012). I et bench-scale for søg på syntetisk spildevand blev der fjernet  $>82\%$  af bisphenol A og nonylphenol ved lave koncentrationer, men hvis der var høje koncentrationer af bisphenol A

og nonylphenol blev >99% af dem fjernet (Chen, Huang, & Lee, 2008). Man kan forvente høj fjernelse af fenoler med MBR.

### **2.8.3.6 Blødgørere**

Tre forskellige forskningsprojekter gav meget forskellige renseseffektiviteter af blødgørere med MBR-filter, på <29%, <37% og >96% (Boonyaroj, Chiemchaisri, Chiemchaisri, Theepharaksapan, & Yamamoto, 2012; Camacho-Muñoz, et al., 2012; Sakiti, Kitpati Boontanon, & Boontanon, 2013). Et laboratorieskalafor søg på spildevand med blødgørere viste at kun <29% blev fjernet under forskellige forhold (Sakiti, Kitpati Boontanon, & Boontanon, 2013). Et pilotskalafor søg der løb over 1 år på spildevand fra et spildevandsrens anlæg viste <37% fjernelse i hele forsøgsperioden (Camacho-Muñoz, et al., 2012). Et andet pilotskalafor søg på spildevand fra et deponi, som har en meget høj koncentration af blødgørere og andre stoffer viser >96% af alle blødgørere under hele forsøget blev fjernet. (Boonyaroj, Chiemchaisri, Chiemchaisri, Theepharaksapan, & Yamamoto, 2012). Der er meget stor forskel på renseseffektiviteten af blødgørere med MBR-filter, og det er svært at vurdere hvor høj fjernelse man kan forvente.

### **2.8.4 Miljømæssige udfordringer**

Der er flere parametre der har stor indflydelse på renseseffektiviteten og driften af MBR. Der foretages typisk bench-scale eller pilotskalafor søg inden man bygger et fuldskalaanlæg for at verificere hvilken renseseffektivitet man kan opnå og hvordan man kan optimere MBR anlægget for det specifikke spildevand. Der er ingen studier der peger på dannelsen af u hensigtsmæssige forbindelser eller stoffer ved sandfiltre som har miljøfremmende konsekvenser.

### **2.8.5 Eventuelle driftsmæssige udfordringer/særlige krav til ekspertise, uddannelse, m.v.**

MBR indeholder et membranfilter, som producerer et koncentrat, som har et højt indhold af forskellige materialer og forureninger. Denne affaldsstrøm skal separeres og håndteres korrekt da den indeholder høj koncentration af mange forskellige miljøfremmende stoffer. MBR producerer også slam som skal bortskaffes korrekt, bl.a. fordi det indeholder perfluorerede forbindelser og andre stoffer der kan påvirke slamkvaliteten.

Der sker både tilsmudsning af membranen og tilstopning af kanalerne i membranen og man skal vaske og kemiske rense membranen regelmæssigt. Denne affaldsstrøm kan indeholde kemikalier og skal bortskaffes korrekt. Udover disse to affaldsstrømme har MBR ingen negativ effekt på slammet.

Andre udfordringer inkluderer automatisering, proces kontrol og operatørviden. Den operationelle kompleksitet af processen sammenlignet med almindeligt system kræver mere omfattende automatisering og kontrol. MBR's komplekse natur ligger ofte udenfor operatørers videns base, så passende træning kan være nødvendig.

### **2.8.6 Økonomi**

Omkostninger er kun overslagspriser, som kan give en indikation af størrelsesordenen, da mange forskellige parametre, som er nævnt i afsnittene ovenfor, har stor indflydelse på omkostningerne ved MBR.

Tabellen nedenfor giver et overslag over anlægs- og driftsomkostninger i forbindelse med etablering af MBR for tre størrelser anlæg (Clauson Kaas, et al., 2006).

**Table 7.** Anlægs- og driftsomkostninger i forbindelse med etablering af MBR

Anlægsstørrelse	Anlægsudgifter DKK	Driftsomkostninger DKK/år	Driftsomkostninger DKK/m <sup>3</sup>
2000 m <sup>3</sup> /dag 400 m <sup>3</sup> /time (max)	15.000.000	200.000	0,27
20.000 m <sup>3</sup> /dag 3000 m <sup>3</sup> /time (max)	100.000.000	1.600.000	0,22
50.000 m <sup>3</sup> /dag 7500 m <sup>3</sup> /time (max)	200.000.000	4.000.000	0,22

Anlægsudgifter inkluderer betonkonstruktioner, bygninger, maskin- og elinstallationer. Driftsomkostninger opfatter ekstra omkostninger for eksisterende anlæg, el, mandskab, vedligeholdelse, etc. Prisniveauet er ultimo 2005 eksklusiv moms (Clauson Kaas, et al., 2006).

Et andet projekt, der sammenlignede omkostningerne for forskellige renseteknologier for et kommunalt spildevandrens anlæg på 100.000 PE i Danmark viste at de forventede driftsomkostninger for MBR er >0,74 kr./m<sup>3</sup> (Aarhus Universitet, et al., 2020).

## 2.9 Ultrafiltrering

### 2.9.1 Introduktion

I 1861 færdiggjorde Schmidt succesfuldt et eksperiment med ultrafiltrering af et naturligt perikardium fra et kvæg for første gang i et laboratorie, men først i 1906 blev navnet "ultrafiltrering" foreslået af Becchhold et al. Den første rigtige ultrafiltreringsmembran blev lavet i de tidlige 1960'ere, og de blev til at starte med brugt i den kemiske og farmaceutiske industri. Først i 1990'erne blev det udviklet til spildevandsrensning. I dag bliver ultrafiltrering (UF) brugt i mange industrier og til behandling af drikkevand og spildevand. UF separerer, renser, og koncentrerer opløsninger mellem mikrofiltrering og nanofiltrering (Li, Jiang, & Li, 2018).

### 2.9.2 Renseteknik, rensekapacitet og skalerbarhed

Generelt placeres UF som efterpolering af spildevandet.

Ultrafiltrering er en meget kendt og gennemtestet teknologi der er godt implementeret på markedet. Der er viden om brugen af UF-anlæg fra pilotskala, fuldskala og delstrømme samt på drikkevand, kommunalt spildevand og industrielt spildevand i Danmark og i udlandet.

Ultrafiltreringsanlæg kan bygges i forskellige størrelser så det kan let tilpasses og implementeres på alle størrelser anlæg, og dette er ikke en begrænsning i forhold til implementering på danske centralrenseanlæg.

### 2.9.3 Renseeffektivitet

#### 2.9.3.1 Perfluorerede forbindelser

Ultrafiltrering har ingen renseeffekt på PFAS-forbindelser viser et svensk pilotskalaforsøg på spildevand (Baresel, Magnér, Magnusson, & Olshammar, 2017).

#### 2.9.3.2 Antibiotika, farmaceutiske stoffer og østrogener

Forskning viste meget forskellige renseeffektiviteter for ultrafiltrering på antibiotika, farmaceutiske stoffer og østrogener. Et pilotskalaforsøg, foretaget som efterpolering af spildevandet fra et spildevandsrenseanlæg i Sverige, viste ingen fjernelse af hverken antibiotika, farmaceutiske stoffer eller østrogener ved ultrafiltrering (Baresel, Magnér, Magnusson, & Olshammar, 2017). Et andet projekt, som både undersøgte en laboratorieskala og fuldskala ultrafiltreringssystem



som efterpolering af spildevandet fra et spildevandsrens anlæg, bekræftede at der ingen fjernelse af farmaceutiske stoffer var (Clara, Strenn, & Kreuzinger, 2004). Et andet bench-scale ultrafiltrerings system viste at >80% af østrogenerne blev fjernet, hvilket er modstridende med de andre forskningsprojekter (Heo, et al., 2012). Det er svært at vurdere om man kan forvente fjernelse af antibiotika, farmaceutiske stoffer og østrogener med ultrafiltrering.

### **2.9.3.3 Tungmetaller**

Et studie (Azimi, Azari, Rezakazemi, & Ansarpour, 2017) viser at ultrafiltrering kan bruges til fjernelse af tungmetaller, og at renseseffektiviteten for nikkel er 25-99,6%, for kobber er den 31-99,8%, for bly er den 96-99,9% og for zink er den 89-99,7%. I svensk pilotskalaforsøg viste at ultrafiltrering kan fjerne tungmetaller (Baresel, Magnér, Magnusson, & Olshammar, 2017).

### **2.9.3.4 Aromatiske kulbrinter herunder PAH**

Et bench-scale forsøg på industrielt spildevand med højt indhold af forskellige aromatiske kulbrinter herunder PAH viste at ultrafiltrering fjernede mellem 67 og 85% af disse stoffer (Smol & Wlodarczyk-Makula, 2012). Man kan forvente en høj fjernelse af aromatiske kulbrinter herunder PAH med ultrafiltrering.

### **2.9.3.5 Fenoler**

Et bench-scale forsøg med syntetisk spildevand med et højt indhold af fenoler viste at ultrafiltrering fjernede under 70% af fenolerne (Zeng, et al., 2008). Et andet bench-scale ultrafiltrerings system viste endnu lavere renseseffektiviteter af fenoler på under 40% (Heo, et al., 2012). Man kan kun forvente middel eller lav fjernelse af fenoler med ultrafiltrering.

### **2.9.3.6 Blødgørere**

Et bench-scale forsøg, hvor blødgørere var blandet i postevand, viste at ultrafiltrering, nanofiltrering og omvendt osmose alle fjernede over 98% af alle blødgørere (Bodzek, Dudziak, & Luks-Betlej, 2004).

## **2.9.4 Miljømæssige udfordringer**

Ligesom for MBR, så er der parametre der har stor indflydelse på renseseffektiviteten og driften, som vandkvaliteten, hydrofobiliteten af forureningerne, typen af membran, membranens aktive lag porøstørrelse, pH, vandtryk og polarisation modellen, etc. Der er ingen studier der peger på dannelsen af u hensigtsmæssige forbindelser eller stoffer ved ultrafiltrering som har miljøfremmende konsekvenser.

## **2.9.5 Eventuelle driftsmæssige udfordringer/særlige krav til ekspertise, uddannelse, m.v.**

Ligesom for MBR så er ultrafiltrering et membranfilter, som producerer et koncentrat med højt indhold af forskellige materialer og forureninger. Denne affaldsstrøm skal separeres og håndteres korrekt. Der sker både tilsmudsning af membranen og tilstopning af kanalerne i membranen og man skal vaske og kemiske rense membranen regelmæssigt. Denne affaldsstrøm kan indeholde kemikalier og skal bortskaffes korrekt. Udover disse to affaldsstrømme har ultrafiltrering ingen negativ effekt på slammet.

Der er andre driftsmæssige udfordringer for ultrafiltrering som også gælder for MBR. Disse udfordringer er beskrevet under MBR.

## **2.9.6 Økonomi**

Omkostninger er kun overslagspriser, som kan give en indikation af størrelsesordenen, da mange forskellige parametre, som er nævnt i afsnittene ovenfor, har stor indflydelse på omkostningerne ved UF.

Et svensk studie giver et overslag over anlægs- og driftsomkostninger i forbindelse med etablering af UF for forskellige størrelse anlæg og de kan ses nedenfor (Baresel, Magnér, Magnusson, & Olshammar, 2017).

**Table 8.** Anlægs- og driftsomkostninger i forbindelse med etablering af ultrafiltrering

Anlægsstørrelse	Anlægsstørrelse omregnet til m <sup>3</sup> /dag <sup>1</sup>	Anlægsudgifter DKK	Driftsomkostninger DKK/år
2000 PE	216	8-10 mio	290.000-360.000
10.000 PE	1.080	9-14 mio	440.000-730.000
20.000 PE	2.160	12-18 mio	580.000-1.160.000
100.000 PE	10.800	36-55 mio	2.550.000-4.370.000
500.000 PE	54.000	153-233 mio	10.190.000-18.190.000

<sup>1</sup> Her antages at 1 PE er 108 L/d ifølge spildevandsvejledningen (Miljøstyrelsen, 2018)

Anlægsudgifter inkluderer betonkonstruktioner, bygninger, maskin- og elinstallationer. Driftsomkostninger opfatter ekstra omkostninger for eksisterende anlæg, el, mandskab, vedligeholdelse, etc.

## 2.10 Nanofiltrering

### 2.10.1 Introduktion

Nanofiltrering (NF) blev navngivet af Dr. Peter Eriksson i 1984, og navnet relaterer til porestørrelsen i membranen som i størrelse ligger mellem ultrafiltrering og omvendt osmose. Applikationer til NF øges eksponentielt i vand og spildevandsrensning. NF bruges i mange industrier, og dens mange mulige applikationer gør at NF i fremtiden udskifter omvendt osmose (Amin M., 2018).

### 2.10.2 Renseteknik, rensekapacitet og skalerbarhed

Generelt placeres NF som efterpolering af spildevandet.

Ligesom for ultrafiltrering, så er nanofiltrering en kendt og gennemtestet teknologi der er implementeret på markedet. Der er viden om brugen af NF-anlæg fra pilotskala, fuldskala og delstrømme samt på drikkevand, spildevand og industrielt spildevand globalt.

Nanofiltrering kan bygges i forskellige størrelser så den kan let tilpasses og implementeres på alle størrelser anlæg, og dette er ikke en begrænsning i forhold til implementering på danske centralrenseanlæg.

### 2.10.3 Renseeffektivitet

#### 2.10.3.1 Perfluorerede forbindelser

Nanofiltrering fjerner PFAS-forbindelser effektivt, med en renseeffektivitet på 90-99% (Regionens videncentret for Miljø og Ressourcer, 2018). Dette blev bekræftet af (Arvantiti & Stasinakis, 2015), der lavede en redegørelse over perfluorerede forbindelser i spildevandsrensning. Et andet studie fra Australien viste at nanofiltrering fjernede 90-99% af perfluorerede i spildevand (Pramanik, 2015).

#### 2.10.3.2 Antibiotika, farmaceutiske stoffer og østrogener

Generelt var der god renseeffektivitet for antibiotika ved nanofiltrering, et bench-scale forsøg på spildevandet fra et spildevandsrenseanlæg viste over 98% fjernelse af forskellige antibiotika med nanofiltrering (Liu, Zhang, Feng, Yang, & Zhang, Removal of trace antibiotics from

wastewater: A systematic study of nanofiltration combined with ozone-based advanced oxidation processes, 2014).

Forskning viste blandede renseseffektiviteter for farmaceutiske stoffer. Et bench-scale forsøg på spildevand med højt indhold af carbamazepin og dichlofenac viste en renseseffektivitet på 60% af dichlofenac og kun en marginal fjernelse af carbamazepin (Röhrlich, Krisam, Weise, Kraus, & Düring, Elimination of carbamazepine, diclofenac and naproxen from treated wastewater by nanofiltration, 2009). Et andet bench-scale forsøg på spildevand viste en fjernelse på 65% og 0% for henholdsvis dichlofenac og carbamazepin (Röhrlich, Krisam, Weise, Kraus, & Düring, Elimination of pharmaceuticals from wastewater by submerged nanofiltration plate modules, 2010). Et andet bench-scale forsøg, hvor forskellige farmaceutiske stoffer, furosemid og carbamazepin, var blandet i MQ-vand viste at mellem 10-60% af furosemid og <30% af carbamazepin blev fjernet med nanofiltrering (Molinari, Pirillo, Loddo, & Palmisano, 2006). Dette forsøg viste at typen af nanomembran, pH og tryk havde stor indflydelse på renseseffektiviteterne for nanofiltrering. Der er stor forskel på renseseffektiviteterne for de forskellige farmaceutiske stoffer.

Generelt viste al forskning høj renseseffektivitet af østrogener gennem nanofiltrering på 80%, 88% og >90% (Semiao & Schäfer, Estrogenic micropollutant adsorption dynamics onto nanofiltration membranes, 2011; Semiao & Schäfer, Removal of adsorbing estrogenic micropollutants by nanofiltration membranes. Part A—Experimental evidence, 2013; Bodzek & Dudziak, 2006; Silva, Otero, & Esteves, 2012). Alle disse forsøg var bench-scale forsøg foretaget på forskellige typer vand.

### **2.10.3.3 Tungmetaller**

Et studie (Azimi, Azari, Rezakazemi, & Ansarpour, 2017) viser at nanofiltrering kan fjerne tungmetaller, og at renseseffektiviteten for cadmium er 65-100%, 85-99% for nikkel, >99% for bly og 53-95% for krom. Et andet bench-scale studie viste at nanofiltrering fjernede 97% af cadmium og kobber (Qdais & Moussa, 2004).

### **2.10.3.4 Aromatiske kulbrinter herunder PAH**

Forskellige bench-scale forsøg viste høje men forskellige renseseffektiviteter for aromatiske kulbrinter herunder PAH på >70%, >75% og >95% (Yoon, Westerhoff, Snyder, & Wert, Nanofiltration and ultrafiltration of endocrine disrupting compounds, pharmaceuticals and personal care products, 2006; Li, Luo, Hang, Zhao, & Wan, 2019; Wang, Zhang, Wang, & Guo, 2015). Et af disse bench-scale forsøg blev foretaget på syntetisk spildevand samt tre forskellige naturlige vand med højt indhold af forskellige aromatiske kulbrinter og viste >70% fjernelse (Yoon, Westerhoff, Snyder, & Wert, Nanofiltration and ultrafiltration of endocrine disrupting compounds, pharmaceuticals and personal care products, 2006). Et andet bench-scale forsøg viste >75% fjernelse af aromatiske kulbrinter i både syntetisk spildevand samt spildevand fra koks spildevand (coking wastewater) som begge havde et højt indhold af forskellige aromatiske kulbrinter (Li, Luo, Hang, Zhao, & Wan, 2019). Det sidste bench-scale forsøg viste over 95% fjernelse af aromatiske kulbrinter i forskellige typer vand (Wang, Zhang, Wang, & Guo, 2015).

### **2.10.3.5 Fenoler**

Forskning viste generelt høj renseseffektivitet for fenoler med nanofiltrering på 50-100% (Bódalo, et al., 2009; Zhang, Causserand, Aimar, & Cravedi, 2006; Yükel, Kabay, & Yüksel, 2013; Wintgens, Gallenkemper, & Melin, 2002). Et bench-scale forsøg på drikkevand viste 50-80% fjernelse af bisphenol A, men >90% fjernelse blev opnået i begyndelsen af filtreringen lige efter membranerne blev rensed (Zhang, Causserand, Aimar, & Cravedi, 2006). Et andet bench-scale forsøg viste >70%-100% fjernelse af nonylphenol og bisphenol A i spildevand

(Wintgens, Gallenkemper, & Melin, 2002). To andre bench-scale forsøg på spildevand og syntetisk spildevand viste høj renseseffektivitet på >80% fjernelse af fenoler med nanofiltrering (Bódalo, et al., 2009; Yükel, Kabay, & Yüksel, 2013).

#### **2.10.3.6 Blødgørere**

Et bench-scale forsøg viste høj renseseffektivitet af blødgørere på over 98% (Bodzek, Dudziak, & Luks-Betlej, 2004; Zolfaghari, et al., 2014). I dette forsøg blev blødgørere blandet i postevand og derefter fjernet med forskellige typer af membranfiltreringer.

#### **2.10.4 Miljømæssige udfordringer**

Ligesom for ultrafiltrering, er der parametre som har stor indflydelse på renseseffektiviteten og driften af NF, som nævnt under ultrafiltrering. Der er ingen studier der peger på dannelsen af uhensigtsmæssige forbindelser eller stoffer ved NF som har miljøfremmende konsekvenser.

#### **2.10.5 Eventuelle driftsmæssige udfordringer/særlige krav til ekspertise, uddannelse, m.v.**

De samme driftsmæssige udfordringer som for ultrafiltrering gælder også for NF.

#### **2.10.6 Økonomi**

Man kan forvente at anlægs- og driftsomkostningerne for NF vil minde om omkostningerne for ultrafiltrering. Det er kun overslagspriser, som kan give en indikation af størrelsesordenen, da der er mange forskellige parametre, som nævnt ovenfor, der har stor indflydelse på omkostningerne.

### **2.11 Omvendt osmose**

#### **2.11.1 Introduktion**

Det osmotiske fænomen blev opdaget i 1748 af franskmænden Abbé Nollet, men først i 1867 blev den første uorganiske semi-permeable membran lavet. Efter 2. Verdenskrig forskede man i Californien i at udnytte saltvand som drikkevand, og i 1950 færdiggjorde G.L. Hassler en rapport, hvori osmotiske membraner beskrives, og i 1954 blev "Hassler's reverse osmosis principle" verificeret (Glater, 1998). En af de mest vigtige applikationer af omvendt osmose (RO) er i vandbehandling, da omvendt osmose er i stand til at fjerne forureninger med lav koncentration såsom pesticider og hormoner (Nagy, 2019, s. 2).

#### **2.11.2 Renseteknik, rensekapacitet og skalerbarhed**

Generelt placeres RO som efterpolering af spildevandet.

Ligesom for ultrafiltrering (UF) og nanofiltrering (NF), så er omvendt osmose en meget kendt og gennemtestet teknologi der er godt implementeret på markedet. Der er viden om brugen af RO-anlæg fra pilotskala, fuldskala og delstrømme samt på drikkevand, kommunalt spildevand og industrielt spildevand globalt.

RO kan bygges i forskellige størrelser så den kan let tilpasses og implementeres på alle størrelser anlæg, og dette er ikke en begrænsning i forhold til implementering på danske centralrenseanlæg.

#### **2.11.3 Renseeffektivitet**

##### **2.11.3.1 Perfluorerede forbindelser**

Forskning viste at omvendt osmose har en renseseffektivitet på 99-100% (Regionens videntcenter for Miljø og Ressourcer, 2018). Dette blev bekræftet af andre forskningsprojekter på spildevand, hvor omvendt osmose fjernede alle de undersøgte PFAA til under detektionsgrænsen (Appleman, et al., 2014; Thompson, et al., 2011). (Schröder, Jorge Jose, Gebhardt,

Moreira, & Pinnekamp, 2010) fandt at omvendt osmose fjernede >80% af perfluorerede i spildevand. (Arvantiti & Stasinakis, 2015; Pramanik, 2015) viste begge at omvendt osmose var mere effektiv end nanofiltrering, som i deres studie har en renseeffektivitet på 90-99% i spildevand.

### **2.11.3.2 Antibiotika, farmaceutiske stoffer og østrogener**

Forskellig forskning viste høj renseeffektivitet af antibiotika med omvendt osmose på mellem 75-100% (Gholami, Mirzaei, Kalantary, Sabzali, & Gatei, 2012; Kosutic, Dolar, Asperger, & Kunst, 2007; Al-Rafi, Khabbaz, & Schäfer, 2011; Beier, Köster, Veltmann, Schröder, & Pinnekamp, 2010; Radjenovic J. , Petrovic, Ventura, & Barcelo, 2008). Det forskningsprojekt der viste den laveste renseeffektivitet var et pilotskalaforøg på syntetisk farmaceutisk spildevand, hvor omvendt osmose kun fjernede 75% af amoxicillin, men fjernede >95% af alle andre antibiotika (Gholami, Mirzaei, Kalantary, Sabzali, & Gatei, 2012). Alle andre bench-scale, pilotskalaforøg og fuldskalaforøg på forskellige typer vand viste alle over 97% fjernelse af alle antibiotika, og man kan forvente en høj renseeffektivitet af antibiotika med omvendt osmose (Kosutic, Dolar, Asperger, & Kunst, 2007; Al-Rafi, Khabbaz, & Schäfer, 2011; Beier, Köster, Veltmann, Schröder, & Pinnekamp, 2010; Radjenovic J. , Petrovic, Ventura, & Barcelo, 2008).

Omvendt osmose viste høj fjernelse af farmaceutiske stoffer på 74-100% (Al-Rafi, Khabbaz, & Schäfer, 2011; Beier, Köster, Veltmann, Schröder, & Pinnekamp, 2010; Radjenovic J. , Petrovic, Ventura, & Barcelo, 2008; Xie, Nghiem, Price, & Elimelech, 2012). Et fuldskalaforøg på spildevand viste 74-78% fjernelse af carbamazepin (Al-Rafi, Khabbaz, & Schäfer, 2011). Et andet fuldskalaforøg på drikkevand viste en højere fjernelse på >85% af carbamazepin (Radjenovic J. , Petrovic, Ventura, & Barcelo, 2008). Et andet fuldskalaforøg på hospitalsspildevand viste 100% fjernelse af både carbamazepin og dichlofenac (Beier, Köster, Veltmann, Schröder, & Pinnekamp, 2010). Et bench-scale forøg på spildevand viste 90% fjernelse af dichlofenac (Xie, Nghiem, Price, & Elimelech, 2012). Man kan generelt forvente høj fjernelse af farmaceutiske stoffer med omvendt osmose.

Tre forskellige bench-scale forøg på spildevand viste alle høj fjernelse af østrogener på >95-100% (Huang & Sedlak, 2009).

### **2.11.3.3 Tungmetaller**

Forskning viser at omvendt osmose kan bruges til fjernelse af tungmetaller, og at renseeffektiviteten for nikkel er >97%, for kobber >97% og for krom >98% (Azimi, Azari, Rezakazemi, & Ansarpour, 2017). Et andet studie har undersøgt effekten af omvendt osmose i spildevandsrensning på cadmium og kobber og fundet at rensegraden er >99%.

### **2.11.3.4 Aromatiske kulbrinter herunder PAH**

To forskellige bench-scale forøg på komplekst industrielt spildevand med højt indhold af forskellige aromatiske kulbrinter herunder PAH viste begge høj fjernelse med omvendt osmose på >86% og >90% (Gong, Huang, Qian, Zhang, & Wu, 2017; Jang, et al., 2019).

### **2.11.3.5 Fenoler**

Et laboratorieskalaforøg og bench-scale forøg viste høj fjernelse af fenoler og bisphenol A, på >87% og >98% på forskellige typer vand (Yükel, Kabay, & Yüksel, 2013; Khazaali, Kargari, & Rokhsaran, 2013).

### **2.11.3.6 Blødgørere**

Et bench-scale forøg viste høj renseeffektivitet af blødgørere på over 98% ved omvendt osmose (Bodzek, Dudziak, & Luks-Betlej, 2004; Zolfaghari, et al., 2014). I dette forøg blev blødgørere blandet i postevand og derefter fjernet med forskellige typer af membranfiltreringer.

#### **2.11.4 Miljømæssige udfordringer**

Der er flere parametre der har stor indflydelse på renseseffektiviteten og driften af RO, som beskrevet under ultrafiltrering. Nogle af disse parametre kan, være driftsbetingelser, vand flow, temperatur, start koncentration, vandkvaliteten, etc. (Zolfaghari, et al., 2014).

Der er ingen studier der peger på dannelsen af uhensigtsmæssige forbindelser eller stoffer ved RO som har miljøfremmende konsekvenser.

#### **2.11.5 Eventuelle driftsmæssige udfordringer/særlige krav til ekspertise, uddannelse, m.v.**

De samme driftsmæssige udfordringer som for ultrafiltrering (UF) og nanofiltrering (NF) gælder også for RO, og de kan læses om under UF.

#### **2.11.6 Økonomi**

Et svensk studie viste at energiforbruget i RO er 0,26 kWh/m<sup>3</sup>, hvilket svarer til 0,58 kr./m<sup>3</sup> (Hey, et al., 2017). Der er andre udgifter i forhold til OPEX end energiforbruget så som bemanding, udskiftning af membraner, kemikalier, etc.

Data fra Aquaporin viser at forventet driftsomkostningerne for RO for 100.000 PE-anlæg er 0,66 kr./m<sup>3</sup>, hvilket inkludere det ovennævnte energiforbrug, udskiftning af membraner hvert andet år samt udgifter til kemikalier, etc.

Et andet projekt, der sammenlignede omkostningerne for forskellige renseteknologier for et kommunalt spildevandseanlæg på 100.000 PE i Danmark viste at de forventede driftsomkostninger for RO er >0,74 kr./m<sup>3</sup> (Aarhus Universitet, et al., 2020).

Man kan forvente at anlægs- og driftsomkostningerne for RO vil minde om omkostningerne for ultrafiltrering og nanofiltrering, men muligvis en højere driftsomkostning. Det er kun overslagspriser, som kan give en indikation af størrelsesordenen, da der er mange forskellige parametre, som nævnt ovenfor, der har stor indflydelse på omkostningerne.

### **2.12 Fremadrettet osmose**

#### **2.12.1 Introduktion**

Ligesom omvendt osmose kræver fremadrettet osmose (FO) en selektiv permeabel membran, der separerer to væsker med forskelligt osmotisk tryk, og dette blev første gang observeret af Abbé Nollet i 1748. Membranen anvendt i fremadrettet osmose er generelt samme type som for omvendt osmose og har samme selektive permeabilitet. Forskellen mellem omvendt osmose og fremadrettet osmose er at omvendt osmose presser vandet igennem med meget højt tryk, hvorimod FO har en draw-solution på modtager siden som trækker kun vandmolekylerne igennem. Man kan generelt opnå en højere renseseffektivitet ved lavere energi samt langt mindre tilsmudsning af membranerne for FO frem for omvendt osmose. Fremadrettet osmose er ikke så udbredt på nuværende tidspunkt, men det er en voksende teknologi, da det har mange forskellige applikationer såsom energiproduktion, vandbehandling og afsaltning. Fordelene ved fremadrettet osmose er at der sker diffusion i begge retninger, og der sker mindre tilsmudsning af membranen end trykdrevne membranprocesser så som omvendt osmose, nanofiltrering og ultrafiltrering (Nicol, 2013).

#### **2.12.2 Renseteknik, rensekapacitet og skalerbarhed**

Generelt placeres FO som efterpolering af spildevandet.

Ligesom for ultrafiltrering, nanofiltrering og omvendt osmose er FO en kendt og gennemtestet teknologi der er implementeret på markedet. Der er viden om brugen af FO-anlæg fra pilot-skala, fuldskala og delstrømme på drikkevand, og spildevand globalt.

FO kan bygges i forskellige størrelser så den kan let tilpasses og implementeres på alle størrelser anlæg, og dette er ikke en begrænsning i forhold til implementering på danske centralrenseanlæg.

### **2.12.3 Renseeffektivitet**

#### **2.12.3.1 Perfluorerede forbindelser**

Der kunne ikke findes nogle studier for fjernelse af perfluorerede forbindelser med fremadrettet osmose. Fremadrettet osmose har højere renseseffektivitet end omvendt osmose på grund af typen af den semi permeable membran, og man kan forvente at de har omkring samme renseseffektivitet.

#### **2.12.3.2 Antibiotika, farmaceutiske stoffer og østrogener**

Fremadrettet osmose viste høj fjernelse af antibiotika på >85%->98% (Kosutic, Dolar, Asperger, & Kunst, 2007; Liu, Zhang, Feng, Shen, & Yang, Integrating electrochemical oxidation into forward osmosis process for removal of trace antibiotics in wastewater, 2015; Kong, Yang, Wu, Wang, & Xie, 2015; Cao, Yang, Yang, Wang, & Hao, 2020). Et bench-scale forsøg viste over 85% fjernelse af forskellige antibiotika i spildevand (Cao, Yang, Yang, Wang, & Hao, 2020). Et andet bench-scale forsøg viste højere renseseffektivitet, på >90%, af antibiotika med fremadrettet osmose på vand med højt indhold af antibiotika (Kong, Yang, Wu, Wang, & Xie, 2015). To pilotskalaforsøg viste på henholdsvis syntetisk spildevand og spildevand fra spildevandsrenseanlæg en fjernelse af forskellige antibiotika på >98% (Kosutic, Dolar, Asperger, & Kunst, 2007; Liu, Zhang, Feng, Shen, & Yang, Integrating electrochemical oxidation into forward osmosis process for removal of trace antibiotics in wastewater, 2015). Man kan forvente en høj fjernelse af antibiotika med fremadrettet osmose.

To forskellige bench-scale forsøg på syntetisk spildevand viste begge høj fjernelse af farmaceutiske stoffer på 80-90% af carbamazepin og 100% af dichlofenac (Kong, Yang, Wu, Wang, & Xie, 2015; Xie, Nghiem, Price, & Elimelech, 2012).

To andre bench-scale forsøg på spildevand viste høj fjernelse af østrogener med fremadrettet osmose på 77-99% og >99% (Cartinella, et al., 2006; Xie, Nghiem, Price, & Elimelech, 2012).

#### **2.12.3.3 Tungmetaller**

Et laboratorieskalaforsøg med fremadrettet osmose på spildevand med højt indhold af forskellige tungmetaller viste altid >99,5% fjernelse (Cui, Ge, Liu, & Chung, 2014).

#### **2.12.3.4 Aromatiske kulbrinter herunder PAH**

Et pilotskalaforsøg og bench-scale forsøg på forskellige typer industrielt spildevand viste høj fjernelse af aromatiske kulbrinter herunder PAH med fremadrettet osmose, på >90% og >92% (Maltos, et al., 2018; Bell, et al., 2017).

#### **2.12.3.5 Fenoler**

Fremadrettet osmose havde høj renseseffektivitet af fenoler på >89% i et laboratorieskalaforsøg på vand med højt indhold af forskellige fenoler (Xiao, et al., 2017). Fremadrettet osmose havde højere renseseffektivitet overfor fenoler, som det har viste for de fleste andre stofgrupper.

#### **2.12.3.6 Blødgørere**

Der kunne ikke findes nogle studier for fjernelse af blødgørere, DEHP, med fremadrettet osmose. Man kan på baggrund af den høje renseseffektivitet fremadrettet osmose har på de andre stofgrupper, kan man forvente en høj renseseffektivitet af blødgørere.

#### **2.12.4 Miljømæssige udfordringer**

Ligesom de andre membranfiltre, så er der mange parametre der har stor indflydelse på renseeffektiviteten og driften af FO, som er nævnt under ultrafiltrering og omvendt osmose (Zolfaghari, et al., 2014).

Der er ingen studier der peger på dannelsen af uhensigtsmæssige forbindelser eller stoffer ved FO som har miljøfremmende konsekvenser.

#### **2.12.5 Eventuelle driftsmæssige udfordringer/særlige krav til ekspertise, uddannelse, m.v.**

De samme driftsmæssige udfordringer for ultrafiltrering gælder også for FO, og de kan læses om under ultrafiltrering.

#### **2.12.6 Økonomi**

Et svensk studie viste at energiforbruget i FO er 0,26 kWh/m<sup>3</sup>, hvilket svarer til 0,58 kr./m<sup>3</sup> (Hey, et al., 2017). Der er andre udgifter i forhold til OPEX end energiforbruget så som bemanding, udskiftning af membraner, kemikalier, etc.

Data fra Aquaporin viser at forventet driftsomkostningerne for FO for 100.000 PE-anlæg er 0,66 kr./m<sup>3</sup>, hvilket inkludere det overnævnte energiforbrug, udskiftning af membraner hvert andet år samt udgifter til kemikalier, etc.

Man kan forvente at anlægs- og driftsomkostningerne for FO vil minde om omkostningerne omvendt osmose. Det er kun overslagspriser, som kan give en indikation af størrelsesordenen, da der er mange forskellige parametre, som nævnt ovenfor, der har stor indflydelse på omkostningerne.

### **2.13 Ionbytning**

#### **2.13.1 Introduktion**

Opdagelsen af ionbytning kan dateres tilbage til midten af det 19. århundrede, hvor Thomson og Way opdagede at ammoniumsulfat blev transformeret til calciumsulfat efter nedsivning gennem et rør fyldt med jord. I starten blev teknikken brugt til at blødgøre vand. Det var naturlige materialer, der blev brugt de første mange år, men i dag er det syntetiske materialer såsom polystyren harpiks (Dardel & Arden, 2012, s. 2-3). Siden opdagelsen har ionbytningsharpiks primært blevet brugt til vandbehandling. I 2006 blev 65-70% af harpikser produceret brugt til blødgøring eller demineralisering af vand (Dardel & Arden, 2012, s. 58).

#### **2.13.2 Renseteknik, rensekapacitet og skalerbarhed**

Generelt placeres ionbytning som efterpolering af spildevandet.

I ionbytning bliver ioner med en given ladning – enten kationer eller anioner – i en opløsning adsorberet til et fast materiale (ionbytteren) og bliver erstattet af lige mængder af andre ioner med samme ladning, der bliver frigjort fra ionbytteren (Dardel & Arden, 2012, s. 2). Renseteknikken bliver mest brugt til blødgøring af vand på vandværker, men den kan også bruges til spildevand. Ionbytning til spildevand er stadig under udvikling og forventes først at være klar indenfor 5 år.

#### **2.13.3 Renseeffektivitet**

##### **2.13.3.1 Perfluorerede forbindelser**

Harpiks-ionbytning er en teknologi under udvikling til fjernelse af PFAS (Regionens videntcenter for Miljø og Ressourcer, 2018). Både anion- og non-ion-bytningsharpiks kan bru-



ges til at fjerne PFAS. Et studie (Du, et al., 2014) viser at anion-bytningsharpiks har større adsorptionskapacitet, og at anion-bytningsharpiks virker mere effektivt på PFOA end biologisk filtrering. Ionbytningsharpiks anses for at være mest effektivt under lave PFAS-koncentrationer og store vand voluminer.

### **2.13.3.2 Antibiotika, farmaceutiske stoffer og østrogener**

Et bench-scale forsøg på vand med højt indhold af forskellige antibiotika, sulfamethoxazol og amoxicillin, viste at ionbytter med magnetisk resin (MIEX) fjernede stort set alle antibiotika (Wang, et al., 2017).

Et andet bench-scale forsøg på overfladevand og destilleret vand med højt indhold af forskellige miljøfremmende stoffer, herunder carbamazepin og østrogener, viste en fjernelse på <15% af carbamazepin og østrogener med en ionbytter med magnetisk resin (MIEX) (Lopez-ortiz, Sentana-Gadea, Varo-Galvan, Maestre-Perez, & Prats-Rico, 2018). Man kan kun forvente lave fjernelse af farmaceutiske stoffer og østrogener med ionbytter.

### **2.13.3.3 Tungmetaller**

Ved specifikke forhold kan ionbytning bruges til at fjerne tungmetaller fra spildevand, men både pH, anioner, temperatur, den oprindelige koncentration af adsorbenten og sorbenten, og kontakttiden er alle faktorer, der har en effekt på ionbytningen (Azimi, Azari, Rezakazemi, & Ansarpour, 2017). Dette studie viste at Dower HCR S/S harpiks kan fjerne omkring 98% af nikkel og zink ved optimale forhold og pH=4.

### **2.13.3.4 Aromatiske kulbrinter herunder PAH**

Der kunne ikke findes nogle studier for fjernelse af aromatiske kulbrinter med ionbyttere.

### **2.13.3.5 Fenoler**

Et bench-scale forsøg på vand med højt indhold af fenoler viste op til 91% fjernelse af fenolerne med ionbytter med en polymer resin (Caetano, Valderrama, Farran, & Cortina, 2009). Et andet bench-scale forsøg viste kun en fjernelse på 66% af bisphenol A med en ionbytter med magnetisk resin (MIEX) (Lopez-ortiz, Sentana-Gadea, Varo-Galvan, Maestre-Perez, & Prats-Rico, 2018). Dette bench-scale forsøg blev foretaget på forskellige typer overfladevand og destilleret vand med højt indhold af forskellige miljøfremmende stoffer herunder bisphenol A.

### **2.13.3.6 Blødgørere**

Der kunne ikke findes nogle studier for fjernelse af blødgørere med ionbyttere.

## **2.13.4 Miljømæssige udfordringer**

Der er flere parametre der har stor indflydelse på renseeffektiviteten og driften af ionbytning. Der foretages typisk bench-scale eller pilotskalaforøg inden man bygger et fuldskalaanlæg for at verificere hvilken renseeffektiviteter man kan opnå og hvordan man kan optimere ionbytning for det specifikke spildevand mest muligt. Der er ingen studier der peger på dannelsen af uhensigtsmæssige forbindelser eller stoffer ved ionbytning som har miljøfremmende konsekvenser.

## **2.13.5 Eventuelle driftsmæssige udfordringer/særlige krav til ekspertise, uddannelse, m.v.**

Ionbytning resins skal regenereres til tider, da deres aktive steder bliver fyldt. Dette gøres typisk ved at vaske ionbytteren med vand og et kemikalie. Dette vaskevand vil indeholde alle stofferne adsorberet at ionbytteren, og denne affaldsstrøm skal separeres og håndteres korrekt. Hvis kemikalie er nødvendigt for at regenerere ionbytteren, skal dette kemikalie opbevares korrekt. Udover denne affaldsstrøm har ionbytteren ingen negativ effekt på slammet.

Det kan ske at ionbytter resin bliver tilsmudset, hvilket har negative konsekvenser for udløbskvaliteten. Det kræver en vis viden om ionbytteren for at sørge for at tilsmudsningen ikke sker samt drift af ionbytteren for at opnå optimal effekt. Der kan ske andre problemer med ionbytteren som kræver en del viden, for eksempel oxidation af resin som gør den degraderes, deformeres og komprimeres over tid; utilstrækkelig regenerering; eller kanalisering, hvor vand passerer gennem ionbytteren ujævnt og den optimale renseeffekt for ionbytteren opnås ikke. Pas-sende træning af operatøren kan være nødvendig.

### **2.13.6 Økonomi**

En ionbytter til et anlæg på 350.000 m<sup>3</sup> om året blev prissat til CAPEX på 2.500.000 kr og OPEX på 0,80 kr./m<sup>3</sup>.

Omkostningerne er kun overslagspriser, som kan give en indikation af størrelsesordenen, da mange forskellige parametre, som er nævnt i afsnittene ovenfor, har stor indflydelse på omkostningerne ved ionbytteren.

## **2.14 PAC**

### **2.14.1 Introduktion**

Kul og aktivt kul har været brugt op gennem tiden dateret helt tilbage til det gamle Egypten i 3750 f.Kr. til mange forskellige ting, mest til medicinsk brug, men kul blev også brugt til f.eks. at sode tønder indvendigt med for at holde vandet friskt i længere tid af sømænd under Columbus' tid i det 15. århundrede. I 1862 forberedte Frederick Lipscombe et materiale af kul til at rense drikkevand, og dette blev startskuddet til udviklingen af det aktive kul som vi kender det i dag. I starten var det kun pulveriseret aktivt kul (PAC) der blev produceret, og det blev for første gang brugt som PAC i 1928 af Chicago kødpakkere til smag og luft kontrol. I dag bruges det i vidt omfang i spildevandsrensning, og ofte i kombination med biologisk rensning eller som PAC-assisteret membran som tertiært trin til fjernelse af opløst og genstridigt organisk materiale (Çecen & Aktas, 2011).

### **2.14.2 Renseteknik, rensekapacitet og skalerbarhed**

Generelt placeres PAC som efterpolering af spildevandet, og den kan sættes i forbindelse med avanceret oxidations teknologier for at optimere renseeffektiviteten.

PAC er en velkendt og vel gennemtestet teknologi, som bruges globalt og er allerede implementeret på markedet. PAC er ret udbredt i andre lande i Europa og tyder på et stort potentiale, men der mangler dokumentation og testning af renseanlæg i Danmark (DANVA, 2017). PAC kan produceres i forskellige størrelser så den let kan tilpasses alle størrelser anlæg, og det er ikke en begrænsning i forhold til implementering på danske centralrenseanlæg.

### **2.14.3 Renseeffektivitet**

#### **2.14.3.1 Perfluorerede forbindelser**

PAC fjerner PFOS og PFOA med en effektivitet på >90%, men de kommer til kort når det kommer til korte PFAS-kæder (Regionens videncenter for Miljø og Ressourcer, 2018). Et koreansk studie (Lee, Cho, Lee, & Lee, 2019) har fundet at aktivt kul kan fjerne perfluorerede forbindelser effektivt, og at fjernelsen afhænger af kontakttiden med det aktive kul. Ifølge det studie, så har PFNA den højeste fjernelse på 99%, derefter kommer PFOA på 95%, PFHxS på 94%, PFHxA på 92% og til sidst PFPeA på 90%. Et svensk studie (Baresel, Magnér, Magnusson, & Olshammar, 2017) viser at både PAC og GAC har en fjernelsesgrad på >70%.

#### **2.14.3.2 Antibiotika, farmaceutiske stoffer og østrogener**

Forskning og forsøg på Brædstrup renseanlæg viste blandede renseeffektiviteter for antibiotika på 69%->90% (Hörsing, et al., 2014; Baresel, Magnér, Magnusson, & Olshammar, 2017).

Et pilotskalaforøg på spildevandet på et spildevandsrens anlæg i Sverige viste >90% fjernelse af antibiotika med 1 mg PAC/m<sup>3</sup>. Et pilotskalaforøg på Brædstrup rense anlæg i Danmark viste at 5-10 mg PAC/L fjernede 69-81% sulfamethoxazol og trimethoprim og 84-85% azithromycin. Et andet pilotskalaforøg på spildevandet på et spildevandsrens anlæg i Sverige viste >80% fjernelse af alle antibiotika (Baresel, Magnér, Magnusson, & Olshammar, 2017).

De samme forskningsforøg viste høj fjernelse af farmaceutiske stoffer på 64->90% (Hörsing, et al., 2014; Baresel, Magnér, Magnusson, & Olshammar, 2017). (Hörsing, et al., 2014) viste >90% af carbamazepin med 1 mg PAC/m<sup>3</sup> og >90% af dichlofenac med 5 mg PAC/m<sup>3</sup>. Pilotskalaforøget på Brædstrup viste 64-73% fjernelse af dichlofenac, og (Baresel, Magnér, Magnusson, & Olshammar, 2017) viste >80% fjernelse af alle farmaceutiske stoffer med PAC.

For østrogener viste (Hörsing, et al., 2014) >90% af 17-Alpha-ethinylestradiol og 17-Beta-estradiol med 1 mg PAC/m<sup>3</sup>, men kun >90% af estrone med 25 mg PAC/m<sup>3</sup>. (Baresel, Magnér, Magnusson, & Olshammar, 2017) viste >80% fjernelse af alle østrogener med PAC. Et andet bench-scale forøg viste >90% fjernelse af forskellige østrogener med PAC (Silva, Otero, & Esteves, 2012).

### 2.14.3.3 Tungmetaller

I et studie af (Azimi, Azari, Rezakazemi, & Ansarpour, 2017) blev det fundet at aktivt kul kan fjerne nikkel 100%. Et andet studie (Bali & Tlili, 2019) viser at aktivt kul kan fjerne 71% af zink, 65% af bly, 67% af kobber og 78% af cadmium.

### 2.14.3.4 Aromatiske kulbrinter herunder PAH

Forskning viste høj rens effektivitet af aromatiske kulbrinter herunder PAH med PAC på >88%->99% (Lamichhane, Krishna, & Sarukkalige, 2016; Amstaetter, 2012; Brändli, Hartnik, Henriksen, & Cornelissen, 2008; Hale, et al., 2012). Et af disse forøg var et pilotskalaforøg på forurenede havvand fra Solbergstrand i Norge med højt naturligt indhold af aromatiske forbindelser og her fjernede PAC >88% (Lamichhane, Krishna, & Sarukkalige, 2016; Amstaetter, 2012). To bench-scale forøg på vand/jord blandinger med højt indhold af aromatiske forbindelser viste >99% og >93% fjernelse af alle aromatiske forbindelser med PAC (Brändli, Hartnik, Henriksen, & Cornelissen, 2008; Hale, et al., 2012).

### 2.14.3.5 Fenoler

Forskning viste høj fjernelse af fenoler med PAC på 83%-100% (Xie, et al., 2019; Tomaszewska, Mozia, & Morawski, 2004; Yoon, Westerhoff, Snyder, & Esparza, HPLC-fluorescence detection and adsorption of bisphenol A, 17 $\beta$ -estradiol, and 17 $\alpha$ -ethynyl estradiol on powdered activated carbon, 2003). Et af bench-scale forøgene på spildevand viste 83% fjernelse af alle fenoler (Xie, et al., 2019). Et andet bench-scale på rå drikkevand viste op mod >90% fjernelse af fenoler, men det kom meget an på PAC typen, dosen, andre forureningskilder i vandet, vandkvaliteten, etc. (Yoon, Westerhoff, Snyder, & Esparza, HPLC-fluorescence detection and adsorption of bisphenol A, 17 $\beta$ -estradiol, and 17 $\alpha$ -ethynyl estradiol on powdered activated carbon, 2003). Dette forøg viste at rens effektiviteten kunne falde helt ned til 31%, hvis man ikke optimerede PAC anlægget med, for eksempel den rigtige type og dose i forhold til vandkvaliteten. Et andet bench-scale forøg på rå drikkevand med højt indhold af fenoler viste ca. 100% fjernelse af alle fenolerne med PAC (Tomaszewska, Mozia, & Morawski, 2004).

### 2.14.3.6 Blødgørere

Et laboratorieskala- og pilotskalaforøg på forskellige spildevand viste op mod 100% fjernelse af blødgørere, men den svingede meget alt efter vandkvaliteten og PAC dosen (Choi, Kim, Kim, & Park, 2005).

#### 2.14.4 Miljømæssige udfordringer

PAC tilsættes spildevandet, som bliver sedimenteret ud og PAC ender dermed i slammet. Dette slam med PAC kan ikke bruges i landbruget, da de miljøfremmede stoffer absorberet af PAC også ender i slammet. Dette slam skal bortskaffes på anden vis.

Hvis der findes større mængder af andre organiske stoffer foruden de miljøfremmede stoffer i spildevandet, vil kulfilteret adsorbere begge slags stoffer. Derved kan filterets kapacitet til at fjerne de miljøfremmede stoffer reduceres således at metoden bliver dyr og man opnår ikke de ønskede renseseffektiviteter (Clauson Kaas, et al., 2006).

#### 2.14.5 Eventuelle driftsmæssige udfordringer/særlige krav til ekspertise, uddannelse, m.v.

PAC er et meget fint pulver der spredes let og skal opbevares separat, så det ikke spreder sig, da det er elektrisk ledende og kan forårsage store problemer. PAC kan kun bruges en gang og ender i slammet, som skal håndteres korrekt. Da slammet vil være forurenet med store mængder PAC og andre forureninger sætter det store begrænsninger for hvad man kan bruge slammet til efterfølgende. PAC-teknologien producerer ingen andre affaldsstrømme end slammet.

Det kan være nødvendigt at træne operatøren for at håndtere PAC og slammet korrekt, samt at sørge for at den passende dose PAC bliver tilsat vandet for at optimere processen og bruge mindst muligt PAC.

#### 2.14.6 Økonomi

Omkostningerne er kun overslagspriser, som kan give en indikation af størrelsesordenen, da mange forskellige parametre, som er nævnt i afsnittene ovenfor, har stor indflydelse på omkostningerne ved PAC.

Tabellen nedenfor giver et overslag over anlægs- og driftsomkostninger i forbindelse med etablering af PAC for forskellige størrelser anlæg (Baresel, Magnér, Magnusson, & Olshammar, 2017).

**Table 9.** Anlægs- og driftsomkostninger i forbindelse med etablering af PAC

Anlægsstørrelse	Anlægsstørrelse omregnet til m <sup>3</sup> /dag <sup>1</sup>	Anlægsudgifter DKK	Driftsomkostninger DKK/år
2000 PE	216	110.000	250.000
10.000 PE	1.080	150.000	730.000
20.000 PE	2.160	180.000	1.450.000
100.000 PE	10.800	580.000	6.180.000
500.000 PE	54.000	2.550.000	31.270.000

<sup>1</sup> Her antages at 1 PE er 108 L/d ifølge spildevandsvejledningen (Miljøstyrelsen, 2018)

Nogle af årsagerne til de store driftsomkostninger er, at PAC ikke kan genbruges, og at slammet evt. skal forbrændes eller på kommunekemi.

Et andet svensk studie gav følgende omkostninger for PAC med slamhåndteringen (Cimbritz, et al., 2016):

**Table 10.** Anlægs- og driftsomkostninger ved etablering af PAC i svensk studie

Anlægsstørrelse	Anlægsstørrelse omregnet til m <sup>3</sup> /dag <sup>1</sup>	Anlægsudgifter DKK/m <sup>3</sup>	Driftsomkostninger DKK/m <sup>3</sup>
100.000 PE	10.800	0,1-0,15	0,29-0,44

<sup>1</sup> Her antages at 1 PE er 108 L/d ifølge spildevandsvejledningen (Miljøstyrelsen, 2018)

Anlægsudgifter inkluderer betonkonstruktioner, bygninger, maskin- og elinstallationer. Driftsomkostninger opfatter ekstra omkostninger for eksisterende anlæg, el, mandskab, vedligeholdelse, etc.

Et andet projekt, der sammenlignede omkostningerne for forskellige renseteknologier for et kommunalt spildevandrens anlæg på 100.000 PE i Danmark viste at de forventede driftsomkostninger for PAC er <0,37 kr./m<sup>3</sup> (Aarhus Universitet, et al., 2020).

## 2.15 Grafen

### 2.15.1 Introduktion

Der findes endnu ikke fuldskalaanlæg med grafen, men denne teknologi er under udvikling og burde være klar til fuldskala implementering indenfor 5 år.

Grafen er et karbon materiale med en todimensionel bikagestruktur og et enkelt lag atomtykkelse. I 1940 blev grafen betragtet som en bestanddel af grafit (Liu Y. , 2017). Man har i de seneste årtier studeret nanopartikler for deres kapacitet som adsorbenter, og grafen oxid er en af disse. I 1962 blev grafen observeret for første gang, og det blev først senere genopdaget i 2004 af Andre Geim og Konstantin og de karakteriserede grafen nanopartikler, som de modtog en Nobel pris for i 2010 (Jayakaran, Nirmala, & Govindarajan, 2019). Grafen har en speciel struktur, som bl.a. giver den fremragende mekaniske egenskaber, høje elektriske egenskaber, fremragende termodynamiske egenskaber, og et meget stort overfladeareal (2630 m<sup>2</sup>/g teoretisk) (Jayakaran, Nirmala, & Govindarajan, 2019; Liu Y. , 2017). Disse egenskaber giver grafen stort potentiale til brug i en lang række applikationer, og forskere indenfor fysisk, kemi og biologi verden over er i gang med at forske i mulighederne for grafen. Grafen har bl.a. et stort potentiale som adsorbent til fjernelse af mikroforureninger, men der kræves mere forskning for en omkostningseffektiv løsning (Jayakaran, Nirmala, & Govindarajan, 2019).

### 2.15.2 Renseteknik, rensekapacitet og skalerbarhed

Grafen er et materiale, der kan fungere som adsorbent til fjernelse af forskellige stoffer i spildevand, men der kræves mere forskning på området.

### 2.15.3 Renseeffektivitet

#### 2.15.3.1 Perfluorerede forbindelser

Der kunne ikke findes nogle studier for fjernelse af perfluorerede forbindelser med grafen.

#### 2.15.3.2 Antibiotika, farmaceutiske stoffer og østrogener

Forskning viste høje adsorptioner af antibiotika på grafen-baserede nanokompositter på op til 100% (Li, Liu, Zeng, Liu, & Liu, 2019; Wang, Yin, Zeng, & Zhu, 2019; Nam, et al., 2015). To af disse viste at forskellige typer grafen fjernede >95% af forskellige antibiotika (Li, Liu, Zeng, Liu, & Liu, 2019; Wang, Yin, Zeng, & Zhu, 2019). Et andet forsøg med grafen-oxid fjernede kun omkring 30% af sulfamethoxazol i vand (Nam, et al., 2015).

For farmaceutiske stoffer viste et laboratoriskalaforsøg at forskellige typer grafen baserede adsorbenter i vandopløsninger fjernede op til 99% af dichlofenac (Zhang Hiew, et al., 2019). Et

andet forsøg viste at grafen-oxid kun fjernede 75% af dichlofenac (Nam, et al., 2015). Et forsøg med carbamazepin i forskellige typer vand viste at grafen-oxid fjernede omkring 95% af carbamazepin (Cai & Larese-Casanova, 2014).

Et forskningsprojekt viste at grafen-oxid fjernede <60% af østrogener fra forskellige typer vand (Akpotu, Lawal, Moodley, & Ofomaja, 2020).

### **2.15.3.3 Tungmetaller**

Et studie fandt at calcium alginate-graphene oxide kan bruges som adsorbent til fjernelse af tungmetaller så som bly, kviksølv og cadmium (Arshad, Selvaraj, Banat, & Haija, 2020). Et andet studie fandt at grafen-oxid med avispapir har gode adsorptionsegenskaber overfor bly, nikkel og cadmium (Chen, et al., 2020).

### **2.15.3.4 Aromatiske kulbrinter herunder PAH**

Et forskningsprojekt viste at man kan forvente en høj renseseffektivitet ved grafen-oxid på >73% for aromatiske kulbrinter (Zhang, et al., 2013).

### **2.15.3.5 Fenoler**

Et forskningsprojekt viste >81% fjernelse af forskellige fenoler med grafen-oxid, og man kan forvente høj renseseffektivitet af fenoler med grafen (Liu, et al., 2018).

### **2.15.3.6 Blødgørere**

Grafen adsorption viste højt fjernelse af blødgørere på 85% og 86% fjernelse i to forskellige bench-scale forsøg på spildevand med højt indhold af blødgørere og lægemidler (Yang, Tang, & Yen, Removal of micropollutants from municipal wastewater by graphene adsorption and simultaneous electrocoagulation/electrofiltration process, 2017; Yang & Tang, Removal of phthalates and pharmaceuticals from municipal wastewater by graphene adsorption process, 2016). Der er kun få studier for renseseffektiviteten for grafen på blødgørere, men ligesom for de overnævnte stofgrupper, er der stort potentiale for adsorption med forskellige grafen base-rede kompositter.

## **2.15.4 Miljømæssige udfordringer**

Da der endnu ikke eksisterer nogle fuldskalarenselanlæg af vand med grafen, vides det ikke hvilke eventuelle miljømæssige udfordringer der er.

## **2.15.5 Eventuelle driftsmæssige udfordringer/særlige krav til ekspertise, uddannelse, m.v.**

Da der endnu ikke eksisterer nogle fuldskalarenselanlæg af vand med grafen, vides det ikke hvilke eventuelle driftsmæssige udfordringer der er. Man kan forvente lignende udfordringer som for PAC, da de begge er adsorbenter.

## **2.15.6 Økonomi**

Da der endnu ikke eksisterer nogle fuldskalarenselanlæg af vand med grafen, vides det ikke hvad CAPEX og OPEX vil være.

## **2.16 Zeolites**

### **2.16.1 Introduktion**

Der findes endnu ikke fuldskalaanlæg med zeolites, men denne renseteknologi er under udvikling og burde være klar til fuldskala implementering indenfor 5 år.

Zeolitter er krystalliske stoffer med porer af molekylære dimensioner således at molekyler af en vis molekylær størrelse kan passere. Den første reference til zeolitter var i 1756 af Axel Fredrik Cronstedt, der observerede at den hurtige opvarmning af materialet producerede store

mængder damp fra vand, der tidligere var blevet adsorberet af materialet. Zeolitter har en porøs struktur, der kan have plads til en lang række af kationer såsom Na<sup>+</sup>, K<sup>+</sup>, Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup> og mange andre, og disse ioner sidder løst i porerne og kan let bytte plads med andre, når de kommer i kontakt i en opløsning (Montalvo, Huiliñir, Borja, Sánchez, & Herrmann, 2020). Zeolitter bruges som adsorbent i vand- og spildevandsrensning i de biologiske processer, og til fjernelse af miljøfremmede stoffer.

### **2.16.2 Renseteknik, rensekapacitet og skalerbarhed**

Zeoliter er krystalliske stoffer med porer af molekylære dimensioner således at molekyler af en vis molekylær størrelse kan passere. Teknologien er under udvikling, så der findes ingen anlæg i Danmark, der bruger denne teknologi på nuværende tidspunkt. Et studie er i gang med at undersøge dets effekt på fjernelsen af lægemidler i pilotskalaanlæg på spildevandsrenseanlæg i Holland og for at gøre klar til fuldskalaanlæg (Ministry of infrastructure and water management, 2019).

### **2.16.3 Renseeffektivitet**

#### **2.16.3.1 Perfluorede forbindelser**

Der er ikke særlig meget forskning foretaget om fjernelsen af perfluorede forbindelser med zeolite. (Ochoa-Herrera & Sierra-Alvarez, 2008) viste at zeolite ikke er en lige så god adsorbent som aktivt kul, GAC og PAC, men visse zeolites har større potentiale end andre, f.eks. hydrofobe zeolites.

#### **2.16.3.2 Antibiotika, farmaceutiske stoffer og østrogener**

Der er desværre ikke meget forskning endnu om zeolite adsorbenter på fjernelse af antibiotika, farmaceutiske stoffer og østrogener. Et studie viste høj fjernelse af antibiotika på >87% med silika baserede zeolite (Zeidman, Rodriguez-Narvaez, Moon, & Bandala, 2020). Andre forskningprojekter viste højt potentiale for fjernelse af dichlofenac og antibiotika med zeolite baserede adsorbenter (Perisic, et al., 2016; Martucci, Pasti, Marchetti, Cavazzini, & Dondi, 2012).

#### **2.16.3.3 Tungmetaller**

Forskning viste at zeolites kan fjerne tungmetaller med en renseseffektivitet på >99% (Koukouzas, Vasilatos, Itkos, Mitsis, & Moutsatsou, 2010). Et laboratorieskalaforøg viste at forskellige naturlige zeolites effektivt fjernede farvestoffer og tungmetaller (Hernandez-Montoya, Perez-Cruz, Mendoza-Castillo, Moreno-Virgen, & Bonilla-Petriciolet, 2013). De fandt varierende fjernelser alt efter hvilket naturligt zeolite, der blev brugt, og de fandt renseseffektiviteter på op til >99%.

#### **2.16.3.4 Aromatiske kulbrinter herunder PAH**

Forskningsprojekter for fjernelse af aromatiske kulbrinter med zeolite adsorbenter viste højt potentiale, men ingen af disse studier viste specifikke renseseffektiviteter (Meindersma & Haan, 2002; Chang, et al., 2004; Wolowiec, et al., 2017). Man kan forvente høj renseseffektivitet af aromatiske kulbrinter med zeolite.

#### **2.16.3.5 Fenoler**

Forskning viste højt potentiale for fjernelse af fenoler med zeolite (Khalid, Joly, Renaud, & Magnox, 2004; Kuleyin, 2007). Et studie viste meget høj fjernelse af fenoler i forskellige typer vand med zeolite baserede adsorbenter (Khalid, Joly, Renaud, & Magnox, 2004). Dette studie viste blandt andet at zeolite har højere absorption af fenoler end aktivt kul (GAC og PAC) og det er nemmere og billigere at regenerere. Et andet bench-scale forsøg med forskellige typer zeolite adsorbenter viste høj fjernelse af fenoler på 41-98% (Kuleyin, 2007). Man kan forvente høj fjernelse af fenoler med zeolite.

### **2.16.3.6 Blødgørere**

Der var kun få studier for fjernelse af blødgørere med zeolite (Wang, Feng Xu, Gao, & Song Guo, 2012; Zolfaghari, et al., 2014). Et bench-scale forsøg viste 75% fjernelse af blødgørere med zeolite (Wang, Feng Xu, Gao, & Song Guo, 2012). Der er højt potentiale for fjernelse af blødgørere med zeolite.

### **2.16.4 Miljømæssige udfordringer**

Da der ikke eksisterer nogle fuldskalarenselanlæg af vand med zeolite, vides det ikke hvilke eventuelle miljømæssige udfordringer der er ved anvendelse af zeolite.

### **2.16.5 Eventuelle driftsmæssige udfordringer/særlige krav til ekspertise, uddannelse, m.v.**

Da der ikke findes nogle fuldskalarenselanlæg med zeolite vides det ikke hvilke eventuelle driftsmæssige udfordringer der er. Man kan nok forvente lignende udfordringer som for PAC og grafen, da de begge er adsorbenter.

### **2.16.6 Økonomi**

Da der endnu ikke eksisterer nogle fuldskalarenselanlæg af vand med zeolite, vides det ikke hvad CAPEX og OPEX vil være.

## **2.17 Cyclodextrin polymere**

### **2.17.1 Introduktion**

Der findes endnu ikke fuldskalaanlæg med cyclodextrin polymere, men denne renseteknologi er under udvikling og burde være klar til fuldskala implementering indenfor 5 år.

Første gang cyclodextrin blev nævnt var i 1891 af A. Villiers. Men først i perioden efter 1970 har man brugt cyclodextrin i diverse industrielle applikationer, først i farmaceutiske- og fødevarerindustrier (Morin-Crini, et al., 2020). Til fjernelse af miljøfremmede stoffer og mikroforurenninger i spildevand bruges adsorption til faste materialer, og her er cyclodextrin polymere en mulig adsorbent (Khaoulani, et al., 2014).

### **2.17.2 Renseteknik, rensekapacitet og skalerbarhed**

Cyclodextriner har en hydrofil ydre overflade og et hult hydrofobisk indre. Dette indre "hul" kan modtage et andet molekyle, som har den korrekte størrelse og form. Teknologien bliver endnu ikke brugt i fuldskala i Danmark, men er under udvikling og har et stort potentiale, da det er et billigt materiale (Khaoulani, et al., 2014). Et studie er i gang med at undersøge dets effekt på fjernelsen af lægemidler i pilotskalaanlæg på spildevands renselanlæg i Holland og for at gøre klar til fuldskalaanlæg (Ministry of infrastructure and water management, 2019).

### **2.17.3 Renseeffektivitet**

#### **2.17.3.1 Perfluorerede forbindelser**

Der kunne ikke findes nogle studier for fjernelse af perfluorerede forbindelser med grafen.

#### **2.17.3.2 Antibiotika, farmaceutiske stoffer og østrogener**

Forskning viste stort potentiale og høj fjernelse af antibiotika med cyclodextrin polymere (Gomez-Morte, et al., 2020; Zhang, et al., 2014). Et bench-scale forsøg på vand forurenet med forskellige antibiotika viste at cyclodextrin polymere fjernede over 90% af clarithromycin og trimethoprim og >75-90% sulfamethoxazol (Gomez-Morte, et al., 2020). Et andet bench-scale viste 80% fjernelse af forskellige antibiotika (Zhang, et al., 2014). Man kan forvente en høj fjernelse af antibiotika med cyclodextrin polymere.



Bench-scale forsøget på vandet forurennet med forskellige antibiotika og farmaceutiske stoffer viste >75-90% fjernelse af carbamazepin, 60-75% fjernelse af dichlofenac og <50% fjernelse af furosemid (Gomez-Morte, et al., 2020). Man kan forvente høj renseseffektivitet af farmaceutiske stoffer med cyclodextrin polymere.

Forskningsprojekter viste høj fjernelse på >90% og >99% af østrogener med cyclodextrin polymere (Oishi & Moriuchi, 2010; Tang, et al., 2018). Et af disse bench-scale på spildevand viste >90% (Oishi & Moriuchi, 2010). Et andet bench-scale forsøg på vand med højt indhold af østrogener viste >99% fjernelse af østrogener med cyclodextrin polymere.

### **2.17.3.3 Tungmetaller**

Der kunne ikke findes nogle studier for fjernelse af tungmetaller med cyclodextrin polymere.

### **2.17.3.4 Aromatiske kulbrinter herunder PAH**

Der var desværre ikke nogen forskningsprojekter der havde beregnet renseseffektiviteten, men et forsøg viste højt potentiale i fjernelse af aromatiske forbindelser i forurennet jord med cyclodextrin polymere (Viglianti, Hanna, de Brauer, & Germain, 2006).

### **2.17.3.5 Fenoler**

Forskning viste høj renseseffektivitet af fenoler på >75% med cyclodextrin polymere (Faraji, 2005). Dette bench-scale forsøg var foretaget i forskellige typer vand med højt indhold af fenoler, og viste meget højt potentiale for cyclodextrin polymere.

### **2.17.3.6 Blødgørere**

Forskning viste høj renseseffektivitet af blødgørere på >92% med cyclodextrin polymere (Julinova & Slavik, 2012). Forsøget var foretaget i forskellige typer vand med højt indhold af blødgørere, og viste meget højt potentiale for cyclodextrin polymere.

## **2.17.4 Miljømæssige udfordringer**

Da der ikke er nogen fuldskalarenselanlæg med cyclodextrin polymere, vides det ikke hvilke eventuelle miljømæssige udfordringer der er ved anvendelse af cyclodextrin polymere.

## **2.17.5 Eventuelle driftsmæssige udfordringer/særlige krav til ekspertise, uddannelse, m.v.**

Da der ikke findes nogle fuldskalarenselanlæg med cyclodextrin polymere vides det ikke hvilke eventuelle driftsmæssige udfordringer der er. Man kan forvente lignende udfordringer som for PAC, grafen, og zeolite da de alle er adsorbenter.

## **2.17.6 Økonomi**

Da der endnu ikke eksisterer nogle fuldskalarenselanlæg af vand med cyclodextrin polymere vides det ikke hvad CAPEX og OPEX vil være.

## **2.18 Andre renseteknologier**

Teknologierne nævnt i tabellen nedenfor burde være klar til fuldskala implementering indenfor 5 år. Der forskes stadig meget i dem, og de fleste er med i et stort pilotskalastudie, der foregår i hele Holland på spildevandsrensaneanlæg (Ministry of infrastructure and water management, 2019). Dette studie viser de enkelte teknologiers potentiale som fuldskala. De typer af teknologier, der er med i STOWA-projektet er forskellige former for biologisk filtrering, membranfiltrering, enzym-behandling, filtrering og adsorber. Der forskes også i membrane aerated biofilm reactor (MABR) (Vandcenter Syd, 2018), Aktiflo (Krüger A/S, u.d.) og superkritisk vandoxidering (Lomborg, 2015). Disse teknologier er ikke med in STOWA-projektet, men forventes at være klar til at blive implementeret indenfor 5 år, og viser stort potentiale.

**Table 11.** Andre teknologier der burde være klar til fuldskala implementering indenfor 5 år

	<b>Renseteknologi</b>	<b>Kilder</b>
<b>Biologisk filtrering</b>	PACAS	STOWA-projekt*
	Cellu2carbon	STOWA-projekt*
	Bio-aktivt kul	STOWA-projekt*
<b>Membran filtrering</b>	Keramisk mikrofiltrering	STOWA-projekt*
	Membrane areated biofilm reactor (MABR)	Vandcenter Syd
<b>Enzym</b>	Pharem	STOWA-projekt*
<b>Filtrering</b>	1-step filter	STOWA-projekt*
<b>Adsorbent</b>	Silica gel	STOWA-projekt*
	Aktivflo	Krüger teknologi
	Superkritisk vand oxidering	

\* (Ministry of infrastructure and water management, 2019)

### 3. Overblik over stofgrupper og teknologier

I tabellen nedenfor kan man få et overblik over de forventede renseseffektiviteter fra de overnævnte renseteknologier på stofgrupperne.

Table 12. Overblik over stofgrupper og teknologier

Stofgrupper	Enkeltstoffer	MBNDK <sup>4</sup>	Renseteknologier																
			Avanceret oxidation				Biologisk filtrering				Membran filtrering				Ionbytning	Adsorbenter			
			Ozon <sup>2</sup>	UV <sup>2</sup>	UV /H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> <sup>2</sup>	Photo-fenton <sup>2</sup>	MBBR <sup>2</sup>	GAC <sup>2</sup>	Sand <sup>2</sup>	MBR <sup>3</sup>	Ultra-filtrering <sup>2</sup>	Nano-filtrering <sup>2</sup>	Omvendt osmose <sup>2</sup>	Fremadrettet osmose <sup>2</sup>	ionbytning <sup>1,2</sup>	PAC <sup>2</sup>	Grafen <sup>1,2</sup>	Zeolites <sup>1,2</sup>	cyclodextrin polymers <sup>1,2</sup>
Perfluorerede forbindelser	PFOS	Typisk stiger koncentrationer eller forbliver 0%	Forventet 15-30%	Ingen forventet	Forventet 10-20%	Forventet >70%		Forventet >90%	Ingen forventet	Forventet 75-81%	Ingen forventet	Forventet 90-99%	Forventet 99-100%	Forventet 99-100%	Under udvikling – stort potentiale	Forventet >90%		Under udvikling – stort potentiale	
	PFOSA																		
	PFHxS																		
	PFDA																		
	PFNA																		
	PFOA																		
	PFHxA																		
	PFHpA																		
	PFBS																		
	PFBA																		
PFPeA																			
FTS																			
Antibiotika	Amoxicillin		Forventet >85%	Forventet >90%	Forventet >98%	Forventet 95-100%		Forventet 85-98%	Ingen forventet		Ingen forventet	Forventet >98%	Forventet >95%	Forventet >90%	Under udvikling – forventet høj absorption	Forventet 69->90%	Forventet >95%	Forventet >87%	Forventet >75%
	Sulfamethoxazol	>10%																	
	Trimethoprim	>10%																	
	Erytromycin																		
	Clarithromycin																		
	Azithromycin																		
	Ciprofloxacin																		
Farmaceutiske stoffer	Carbamazepin		Forventet >90%	Forventet <25%	Forventet 100%	Forventet 92-100%		Forventet 76-98%	Ingen forventet		Ingen forventet	Forventet <20%	Forventet >85%	Forventet 80->98%	Under udvikling – forventet <15%	Forventet 64->90%	Forventet ~95%	Under udvikling – stort potentiale	Forventet 50-75%
	Furosemid	45%																	
	2-Ethylhexyl 4-methoxycinnamate																		
	Dichlofenac																		
Østrogener	17-Alpha-ethinylestradiol		Forventet >87%	Forventet ~20%	Forventet >90%	Forventet >95%		Forventet 96-98%	Forventet <40%	Forventet >89%	Forventet >80%	Forventet >90%	Forventet >95%	Forventet >99%	Under udvikling – <15%	Forventet >90%	Forventet <60%	Under udvikling – stort potentiale	Forventet >90%
	17-Beta-estradiol	>90%																	
	Estrone	>90%																	
Tungmetaller	Barium (Ba)	86%	Ingen forventet	Ingen forventet	Ingen forventet	Ingen forventet		Forventet 65-100%	Forventet <25%	Forventet 80%	Forventet 25-100%	Forventet 53-100%	Forventet >97%	Forventet >99,5%	Forventet 98%	Forventet 65-100%	Forventet 70%	Forventet >99%	Under udvikling – stort potentiale
	Bly (Pb)	>50%																	
	Cadmium (Cd)	>50%																	
	Krom (Cr)	>50%																	
	Kobber (Cu)	96%																	
	Kviksølv (Hg)	>50%																	
	Nikkel (Ni)	46%																	
	Vanadium (V)	>50%																	
Zink (Zn)	85%																		
Aromatiske kulbrinter herunder PAH	1-Methylnaphtalen		Forventet >98%	Forventet >98%	Forventet >90%	Forventet >90%		Forventet >84%	Ingen forventet	Forventet 80-95%	Forventet 67-85%	Forventet >75%	Forventet 86%	Forventet >92%		Forventet >88%	Under udvikling – stort potentiale	Under udvikling – stort potentiale	Under udvikling - Stort potentiale
	2-Methylnaphtalen																		
	Dimethylnaphthalener	>90%																	
	Naphtalen	82%																	
	Toluen	90%																	

	Trimethylnaphthalener																		
	Anthracen	>50%																	
	Benz[a]pyren	>50%																	
	Benz(ghi)perylene	>50%																	
	Indeno(1,2,3-cd)pyren	>50%																	
<b>Fenoler</b>	Bisphenol A	74%	Forventet	Forventet	Forventet	Forventet	Forventet	Forventet	Forventet	Forventet	Forventet	Forventet	Forventet	Forventet	Forventet 91%	Forventet	Forventet	Forventet	Forventet
	Nonylphenoler	86%	>77%	<24%	>87%	>95%	>89%	57-82%	<40%	82-100%	<40%	Forventet 70%	>87%	>89%		Forventet >83%	Forventet >81%	41-98%	>75%
	4-Nonylphenol																		
<b>Blødgørere</b>	DEHP	85%	Forventet 30-50%	Forventet 43%	Forventet 70%	Forventet 90%	Forventet >90%	Forventet 50-70%	Forventet 0-70%	Forventet 29->96%	Forventet >98%	Forventet >98%	Forventet >98%			Forventet 100%	Forventet 86%	Forventet 75%	Forventet 92%

<sup>1</sup> Teknologier der burde være klar til fuldskala implementering indenfor 5 år.

<sup>2</sup> Generelt placeres renseteknologien som efterpolering på spildevandet. Efterpolering betyder at den placeres efter det eksisterende renselanlæg, det vil sige på udløbet af MBNDK-renseanlægget.

<sup>3</sup> Generelt placeres renseteknologien som stand-alone.

<sup>4</sup> (Miljøstyrelsen, Nøgletal for miljøfarlige forurenende stoffer i spildevand fra renselanlæg - Opdatering på baggrund af data fra det nationale overvågningsprogram for punktkilder 1998-2019, 2021)

## 4. Økonomisk overblik over de gennemgåede renseteknologier

I tabellen nedenfor kan man få et overblik over de forventede anlægs- og driftsomkostninger for de overnævnte renseteknologier. Omkostningerne er kun overslagspriser, som kan give en indikation af størrelsesordenen, da mange forskellige parametre, som er nævnt i afsnittene ovenfor, har stor indflydelse på omkostningerne.

**Table 13.** Andre teknologier der burde være klar til fuldskala implementering indenfor 5 år

Renseteknologier		Anlægsudgifter (millioner DKK)	Driftsomkostninger (DKK/m <sup>3</sup> )
Avanceret oxidation	Ozon	16,5 <sup>1</sup>	0,3-0,35
	UV	4 <sup>2</sup>	0,2-0,3
	UV/H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	9,4 <sup>2</sup>	0,8-1
	Photo-fenton	9,4 <sup>2</sup>	0,8-1
Biologisk filtrering	MBBR	30 <sup>3,7</sup>	0,4
	GAC	27,5 <sup>1,7</sup>	0,2-0,7
	Sand	33 <sup>2,5</sup>	0,01-0,4
	MBR	100 <sup>2,7</sup>	0,2->0,7
Membran filtrering	Ultrafiltrering	36 -50 <sup>6</sup>	0,7-1
	Nanofiltrering	36 -50 <sup>6</sup>	0,7-1
	Omvendt osmose	36 -50 <sup>6</sup>	0,7-1
	Fremadrettet osmose	36 -50 <sup>6</sup>	0,7-1
Ionbytning	Ionbytning	2,5 <sup>4</sup>	0,8
Adsorbenter	PAC	2,1 <sup>5,7</sup>	0,4-1,6
	Grafen		Under udvikling
	Zeolites		Under udvikling
	Cyclodextrin polymers		Under udvikling

<sup>1</sup> Renseanlæg på ca. 6.000.000 m<sup>3</sup>/året

<sup>2</sup> (Clauson Kaas, et al., 2006) på 20.000 m<sup>3</sup>/dag og 7.300.000 m<sup>3</sup>/året


<sup>3</sup> Hospital, decentralt anlæg på 160.000 m<sup>3</sup>/året


<sup>4</sup> Renseanlæg på 350.000 m<sup>3</sup>/året


<sup>5</sup> (Cimbritz, et al., 2016) beregnet for 100.000 PE, ca. 10.800 m<sup>3</sup>/dag og 3.942.000 m<sup>3</sup>/året

<sup>6</sup> (Baresel, Magnér, Magnusson, & Olshammar, 2017) beregnet for 100.000 PE, ca. 10.800 m<sup>3</sup>/dag og 3.942.000 m<sup>3</sup>/året

<sup>7</sup> (Aarhus Universitet, et al., 2020) beregnet for 100.000 PE, ca. 10.800 m<sup>3</sup>/dag og 3.942.000 m<sup>3</sup>/året

 = <0,4 DKK/m<sup>3</sup>

 = 0,4-0,75 DKK/m<sup>3</sup>

 = >0,75 DKK/m<sup>3</sup>

## 5. Referencer

- Ahmadi, E., Gholami, M., Farzadkia, M., Nabizadeh, R., & Azari, A. (2015). Study of moving bed biofilm reactor in diethyl phthalate and diallyl phthalate removal from synthetic wastewater. *Bioresource Technology*.
- Akpotu, S., Lawal, I., Moodley, B., & Ofomaja, A. (2020). Covalently linked graphene oxide/reduced graphene oxide-methoxyether polyethylene glycol functionalised silica for scavenging of estrogen: Adsorption performance and mechanism. *Chemosphere*.
- Alharbi, S., Kang, J., Nghiem, L., Merwe, J., Leusch, F., & Price, W. (2017). Photolysis and UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> of diclofenac, sulfamethoxazole, carbamazepine, and trimethoprim: Identification of their major degradation products by ESI-LC-MS and assessment of the toxicity of reaction mixtures. *Process Safety and Environmental Protection*.
- Ali, F., Khan, J., Shah, N., Sayed, M., & Khan, H. (2018). Carbamazepine degradation by UV and UV-assisted AOPs: Kinetics, mechanism and toxicity investigations. *Process Safety and Environmental Protection*.
- Al-Rafi, J., Khabbaz, H., & Schäfer, A. (2011). Removal of pharmaceuticals and endocrine disrupting compounds in a water recycling process using reverse osmosis systems. *Separation and Purification Technology*.
- Amin, M. (2018). Nanofiltration systems and applications in wastewater treatment: Review article. *Ain Shams Engineering Journal*, 9(4).
- Amin, M., Bina, B., Ebrahim, K., Yavari, Z., & Mohammadi, F. (2018). Biodegradation of natural and synthetic estrogens in moving bed bioreactor. *Chinese Journal of Chemical Engineering*.
- Amine, H., Gomez, E., Halwani, J., Casellas, C., & Fenet, H. (2012). UV filters, ethylhexyl methoxycinnamate, octocrylene and ethylhexyl dimethyl PABA from untreated wastewater in sediment from eastern Mediterranean river transition and coastal zones. *Marine Pollution Bulletin*.
- Amstatter. (2012). Sorption of PAHs and PCBs to activated carbon: Coal versus biomass-based quality. *Chemosphere*.
- Anadan, S., Pugazhenthiran, N., Lana-Villarreal, T., Lee, G.-J., & Wu, J. (2013). Catalytic degradation of a plasticizer, di-ethylhexyl phthalate, using Nx-TiO<sub>2</sub>-x nanoparticles synthesized via co-precipitation. *Chemical Engineering Journal*.

- Andersen, H. R., Tang, K., Christensen, L. M., Hansen, A., Kragelund, C., Christensen, A. T., . . . Christenss. (2018). Lægemidler og miljøfremmede stoffer fjernes miljøvenligt med biofilm-teknologi. *Spildevand*, 10-12.
- Appleman, T., Higgins, C., Quiñones, O., Vanderford, B., Kolstad, C., Zeiger-Holady, J., & Dickenson, E. (2014). Treatment of poly- and perfluoroalkyl substances in U. S. full-scale water treatment systems. *Water Research*.
- Arevalo, J., Marina Ruiz, L., Perez, J., Moreno, B., & Angel Gomez, M. (2013). Removal performance of heavy metals in MBR systems and their influence in water reuse. *Water Science & Technology*.
- Arshad, F., Selvaraj, M., Banat, F., & Haija, M. (2020). Removal of metal ions and organics from real refinery wastewater using double- functionalized graphene oxide in alginate beads. *Journal of Water Process Engineering*.
- Arvantiti, O., & Stasinakis, A. (2015). Review on the occurrence, fate and removal of perfluorinated compounds during wastewater treatment. *Science of the Total Environment*.
- Azimi, A., Azari, A., Rezakazemi, M., & Ansarpour, M. (2017). Removal of heavy metals from industrial wastewaters: A review. *ChemBioEng Reviews*.
- Bali, M., & Tlili, H. (2019). Removal of heavy metals from wastewater using infiltrationpercolation process and adsorption on activated carbon. *International Journal of Environmental Science and Technology volume* .
- Baresel, C., Magnér, J., Magnusson, K., & Olshammar, M. (2017). *Tekniska lösningar för avancerad rening av avloppsvatten*. Svenska Miljöinstitutet.
- Barrios-Martinez, A., Barbot, E., Marrot, B., Moulin, P., & Roche, N. (2006). Degradation of synthetic phenol-containing wastewaters by MBR. *Journal of Membrane Science*.
- Beier, S., Köster, S., Veltmann, K., Schröder, H., & Pinnekamp, J. (2010). Treatment of hospital wastewater effluent by nanofiltration and reverse osmosis. *Water Science Technology*.
- Bell, E., Poynor, T., Newhart, K., Regnery, J., Coday, B., & Cath, T. (2017). Produced water treatment using forward osmosis membranes: Evaluation of extended-time performance and fouling. *Journal of Membrane Science*.
- Biase, A. d., Kowalski, M. S., Devlin, T. R., & Oleszkiewicz, J. A. (2019). Moving bed biofilm reactor technology in municipal wastewater treatment: A review. *Journal of Environmental Mangement*, 247, 849-866.
- Bódalo, A., Gómez, E., Hidalgo, A., Gómez, M., Murcia, M., & López, I. (2009). Nanofiltration membranes to reduce phenol concentration in wastewater. *Desalination*.

- Bodzek, M., & Dudziak, M. (2006). Removal of natural estrogens and synthetic compounds considered to be endocrine disrupting substances (EDs) by coagulation and nanofiltration. *Polish Journal of Environmental Studies*.
- Bodzek, M., Dudziak, M., & Luks-Betlej, K. (2004). Application of membrane techniques to water purification. Removal of phthalates. *Desalination*.
- Boonyaroj, V., Chiemchaisri, C., Chiemchaisri, W., Theeparaksapan, S., & Yamamoto, K. (2012). Toxic organic micro-pollutants removal mechanisms in long-term operated membrane bioreactor treating municipal solid waste leachate. *Bioresource Technology*.
- Brändli, R., Hartnik, T., Henriksen, T., & Cornelissen, G. (2008). Sorption of native polyaromatic hydrocarbons (PAH) to black carbon and amended activated carbon in soil. *Chemosphere*.
- Caetano, M., Valderrama, C., Farran, A., & Cortina, J. (2009). Phenol removal from aqueous solution by adsorption and ion exchange mechanisms onto polymeric resins. *Journal of Colloid and Interface Science*.
- Cai, N., & Larese-Casanova, P. (2014). Sorption of carbamazepine by commercial graphene oxides: A comparative study with granular activated carbon and multiwalled carbon nanotubes. *Journal of Colloid and Interface Science*.
- Camacho-Muñoz, D., Martín, J., Santos, J., Alonso, E., Aparicio, I., De la Torre, T., . . . Malfeito, J. (2012). Effectiveness of three configurations of membrane bioreactors on the removal of priority and emergent organic compounds from wastewater: comparison with conventional wastewater treatments. *Journal of Environmental Monitoring*.
- Cao, D.-Q., Yang, X.-X., Yang, W.-Y., Wang, Q.-H., & Hao, X.-D. (2020). Separation of trace pharmaceuticals individually and in combination via forward osmosis. *Science of The Total Environment*.
- Cartinella, J., Cath, T., Flynn, M., Miller, G., Hunter, K., & Childress, A. (2006). Removal of natural steroid hormones from wastewater using membrane contactor processes. *Environmental Science Technology*.
- Çecen, F., & Aktas, Ö. (2011). Water and Wastewater Treatment: Historical Perspective of Activated Carbon Adsorption and its Integration with Biological Processes. I *Activated Carbon for Water and Wastewater Treatment: Integration of Adsorption and Biological Treatment*. (s. 1-11). Weinheim: Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA.
- Chang, C.-F., Chang, C.-Y., Chen, K.-H., Tsai, W.-T., Shie, J.-L., & Chen, Y.-H. (2004). Adsorption of naphthalene on zeolite from aqueous solution. *Journal of Colloid and Interface Science*.
- Chapter 2 - Fundamentals. (2011). I S. Judd, & C. Judd (Red.), *The MBR Book (Second Edition)* (s. 55-207). Butterworth-Heinemann.



- Chapter 2 - Introduction. (2011). I S. Judd, & C. Judd (Red.), *The MBR Book (Second Edition)* (s. 1-54). Butterworth-Heinemann.
- Chen, C.-Y. (2009). The Oxidation of Di-(2-Ethylhexyl) Phthalate (DEHP) in Aqueous Solution by UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> Photolysis. *Water, Air, & Soil Pollution*.
- Chen, H., Meng, Y., Jia, S., Hua, W., Cheng, Y., Lu, J., & Wang, H. (2020). Graphene oxide modified waste newspaper for removal of heavy metal ions and its application in industrial wastewater. *Materials Chemistry and Physics*.
- Chen, J., Huang, X., & Lee, D. (2008). Bisphenol A removal by a membrane bioreactor. *Process Biochemistry*.
- Choi, K., Kim, S., Kim, C., & Park, J. (2005). Removal efficiencies of endocrine disrupting chemicals by coagulation/flocculation, ozonation, powdered/granular activated carbon adsorption, and chlorination. *Korean J. Chem.*
- Cimbritz, M., Tumlin, S., Hagman, M., Dimitrova, I., Hey, G., Mases, M., . . . Jansen, J. (2016). *Rening från läkemedelsrester och andra mikroföroreningar*. Svenskt Vatten Utveckling.
- Clara, M., Strenn, B., & Kreuzinger, N. (2004). Carbamazepine as a possible anthropogenic marker in the aquatic environment: investigations on the behaviour of Carbamazepine in wastewater treatment and during groundwater infiltration. *Water Research*.
- Clauson Kaas, J., Dahl, F., Dalgaard, O., Høibye, L., Kjølholt, J., Wenzel, H., & Larsen, H. F. (2006). *Videregående renseteknologier for kommunalt spildevand*. DANVA Forsknings- og Udredningsprojekt, Nr. 2.
- Cui, Y., Ge, Q., Liu, X.-Y., & Chung, T.-S. (2014). Novel forward osmosis process to effectively remove heavy metal ions. *Journal of Membrane Science*.
- DANVA. (1. oktober 2017). *Fremtidens renselanlæg*. Hentet fra DANVA's web site: <https://www.danva.dk/viden/danskvand-temaer/spildevand/fremtidens-renseanlaeg/>
- DANVA. (2020). *Vand i tal 2020 - Statistik & benchmarking*. DANVA.
- Dardel, F. d., & Arden, T. V. (2012). Ion Exchangers. I *Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry* (s. 474-545). Weinheim: Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA.
- Díaz-Rodríguez, D., Palacios-Antón, M., Santana, R., Fernández, L., Salcedo, Y., Lucena, A., . . . Rodríguez-Díaz, J. (2020). Comparative study of the degradation of the diclofenac drug Using photo-peroxidation and heterogeneous photocatalysis with UV-C and solar radiation. *Water, Air, & Soil Pollution*.

- Du, J., Zhang, B., Li, J., & Lai, B. (2020). Decontamination of heavy metal complexes by advanced oxidation processes: A review. *Chinese Chemical Letters*.
- Du, Z., Deng, S., Bei, Y., Huang, Q., Wang, B., Huang, J., & Yu, G. (2014). Adsorption behavior and mechanism of perfluorinated compounds on various adsorbents - A Review. *Journal of Hazardous Materials*.
- Duarte, M. L., & Silva, V. (2013). Solar photo-fenton treatment of petroleum extraction wastewater. *Desalination and Water Treatment*.
- Edelfell, E., Ullman, R., & Bengtsson, E. (2019). *Ultrafilter och granulerat aktivt kol för avskiljning av mikroföroreningar*. Svenskt Vatten Utveckling.
- Elmolla, E. S., & Chaudhuri, M. (2010). Comparison of different advanced oxidation processes for treatment of antibiotic aqueous solutions. *Desalination*, 256, 43-47.
- Engwall, M., Pignatello, J., & Grasso, D. (1999). Degradation and detoxification of the wood preservatives creosote and pentachlorophenol in water by the photo-fenton reaction. *Water Research*.
- Escolà Casas, M., Kumar Chhetri, R., Ooi, G., Hansen, K., Litty, K., Christensson, M., . . . Bester, K. (2015). Biodegradation of pharmaceuticals in hospital wastewater by staged Moving Bed Biofilm Reactors (MBBR). *Water Research*.
- Esplugas, S., Giménez, J., Contreras, S., Pascual, E., & Rodríguez, M. (2002). Comparison of different advanced oxidation processes for phenol degradation. *Water Research*.
- Faraji, H. (2005).  $\beta$ -Cyclodextrin-bonded silica particles as the solid-phase extraction medium for the determination of phenol compounds in water samples followed by gas chromatography with flame ionization and mass spectrometry detection. *Journal of Chromatography A*.
- Fatone, F., Di Fabio, S., Bolzonella, D., & Cecchi, F. (2011). Fate of aromatic hydrocarbons in Italian municipal wastewater systems: An overview of wastewater treatment using conventional activated-sludge processes (CASP) and membrane bioreactors (MBRs). *Water Research*.
- Frontistis, Z., Xekoukoulotakis, N., Hapeshi, E., Venieri, D., Fatta-Kassinou, D., & Mantzavinos, D. (2011). Fast degradation of estrogen hormones in environmental matrices by photo-Fenton oxidation under simulated solar radiation. *Chemical Engineering Journal*.
- Garrido-Cardenas, J. A., Esteban-García, B., Agüera, A., Sánchez-Pérez, J. A., & Manzano-Agugliaro, F. (2020). Wastewater Treatment by Advanced Oxidation Process and Their Worldwide Research Trends. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(1), 170.

- Gernjak, W., Krutzler, T., Glaser, A., Malato, S., Caceres, J., Bauer, R., & Fernández-Alba, A. (2003). Photo-Fenton treatment of water containing natural phenolic pollutants. *Chemosphere*.
- Gholami, M., Mirzaei, R., Kalantary, R., Sabzali, A., & Gatei, F. (2012). Performance evaluation of reverse osmosis technology for selected antibiotics removal from synthetic pharmaceutical wastewater. *Iranian Journal of Environmental Health Science & Engineering*.
- Glater, J. (1998). The early history of reverse osmosis membrane development. *Desalination*, 117, 297-309.
- Gomez-Morte, T., Gomez-Lopez, V., Lucas-Abellan, C., Marinez-Alcala, I., Ayuso, M., Martinez-Lopez, S., . . . Gabaldon, J. (2020). Removal and toxicity evaluation of a diverse group of drugs from water by a cyclodextrin polymer/pulsed light system. *Journal of Hazardous Materials*.
- Gong, C., Huang, H., Qian, Y., Zhang, Z., & Wu, H. (2017). Integrated electrocoagulation and membrane filtration for PAH removal from realistic industrial wastewater: effectiveness and mechanisms. *RSC Advances*.
- Hale, S., Elmquist, M., Brändli, R., Hartnik, T., Jakob, L., Henriksen, T., . . . Cornelissen, G. (2012). Activated carbon amendment to sequester PAHs in contaminated soil: A lysimeter field trial. *Chemosphere*.
- Hammes, F., & Juhna, T. (2011). *Sand Filter*. Hentet fra Sciencedirect: <https://www.sciencedirect.com/topics/agricultural-and-biological-sciences/sand-filter#:~:text=Filtration%20is%20an%20ancient%20water,flows%20through%20a%20defined%20medium>.
- Heo, J., Flora, J., Her, N., Park, Y.-G., Cho, J., Son, A., & Yoon, Y. (2012). Removal of bisphenol A and 17 $\beta$ -estradiol in single walled carbon nanotubes-ultrafiltration (SWNTs-UF) membrane systems. *Separation and Purification Technology*.
- Hernandez-Montoya, V., Perez-Cruz, M., Mendoza-Castillo, D., Moreno-Virgen, M., & Bonilla-Petriciolet, A. (2013). Competitive adsorption of dyes and heavy metals on zeolitic structures. *Journal of Environmental Management*.
- Hey, T., Bajraktari, N., Davidsson, Å., Vogel, J., Madsen, H., Helix-Nielsen, C., . . . Jonsson, K. (2017). Evaluation of direct membrane filtration and direct forward osmosis as concepts for compact and energy-positive municipal wastewater treatment. *Environmental Technology*.
- Hori, H., Hayakawa, E., Einaga, H., Kutsuna, S., Koike, K., Ibusuki, T., . . . Arakawa, R. (2004). Decomposition of environmentally persistent perfluorooctanoic acid in water by photochemical approaches. *Environmental Science Technology*.

- Hori, H., Yamamoto, A., Hayakawa, E., Taniyasu, S., Yamashita, N., Kutsuna, S., . . . Arakawa, R. (2005). Efficient decomposition of environmentally persistent perfluorocarboxylic acids by use of persulfate as a photochemical oxidant. *Environmental Science Technology*.
- Huang, C.-H., & Sedlak, D. (2009). Analysis of estrogenic hormones in municipal wastewater effluent and surface water using enzyme-linked immunosorbent assay and gas chromatography/tandem mass spectrometry. *Environmental Toxicology and Chemistry*.
- Huang, Y. (2010). *Degradation of waterborne contaminations by ozone and hydrogen peroxide*.
- Hörsing, M., Wahlsberg, C., Falås, P., Hey, G., Ledin, A., & Jansen, J. (2014). *Reduktion av läkemedel i svenska avloppsreningsverk - kunskapsställning*. Svenskt Vatten Utveckling.
- Irmak, S., Erbatur, O., & Akgerman, A. (2005). Degradation of 17 $\beta$ -estradiol and bisphenol A in aqueous medium by using ozone and ozone/UV techniques. *Journal of Hazardous Materials*.
- Jang, H.-Y., Johnson, J., Ma, Y., Mathias, R., Bhandari, D., & Lively, R. (2019). Torlon® hollow fiber membranes for organic solvent reverse osmosis separation of complex aromatic hydrocarbon mixtures. *AIChE Journal*.
- Jayakaran, P., Nirmala, G. S., & Govindarajan, L. (2019). Qualitative and Quantitative Analysis of Graphene-Based Adsorbents in Wastewater Treatment. *International Journal of Chemical Engineering*, 2019(2), 1-17.
- Julinova, M., & Slavik, R. (2012). Removal of phthalates from aqueous solution by different adsorbents: A short review. *Journal of Environmental Management*.
- Jørgensen, P. E., Madsen, K. B., Kristjansson, M., Heinen, N., Bak, S. N., & Madsen, J. S. (2010). *Test af membran bioreaktor-teknologier*. By- og Landskabsstyrelsen.
- Kalmykova, Y., Moona, N., Strömvall, A.-M., & Björklund, K. (2014). Sorption and degradation of petroleum hydrocarbons, polycyclic aromatic hydrocarbons, alkylphenols, bisphenol A and phthalates in landfill leachate using sand, activated carbon and peat filters. *Water Research*.
- Kavitha, V., & Palanivelu, K. (2004). The role of ferrous ion in Fenton and photo-Fenton processes for the degradation of phenol. *Chemosphere*.
- Khalid, M., Joly, G., Renaud, A., & Magnox, P. (2004). Removal of Phenol from Water by Adsorption Using Zeolites. *I&EC*.
- Khaoulani, S., Chaker, H., Cadet, C., Bychkov, E., Cherif, L., Bengueddach, A., & Fourmentin, S. (2014). Wastewater treatment by cyclodextrin polymers

- and noble metal/mesoporous TiO<sub>2</sub> photocatalysts. *Comptes Rendus Chimie*.
- Khazaali, F., Kargari, A., & Rokhsaran, M. (2013). Application of low-pressure reverse osmosis for effective recovery of bisphenol A from aqueous wastes. *Desalination and Water Treatment*.
- Klamerth, N., Malato, S., Agüera, A., & Fernandez-Alba, A. (2013). Photo-Fenton and modified photo-Fenton at neutral pH for the treatment of emerging contaminants in wastewater treatment plant effluents: A comparison. *Water Research*.
- Kong, F.-X., Yang, H.-W., Wu, Y.-q., Wang, X.-m., & Xie, Y. (2015). Rejection of pharmaceuticals during forward osmosis and prediction by using the solution–diffusion model. *Journal of Membrane Science*.
- Koppenol, W. H. (1993). The Centennial of the Fenton Reaction. *Free Radical Biology & Medicine*, 15, 645-651.
- Kosutic, K., Dolar, D., Asperger, D., & Kunst, B. (2007). Removal of antibiotics from a model wastewater by RO/NF membranes. *Separation and Purification Technology*.
- Koukouzas, N., Vasilatos, C., Itkos, G., Mitsis, L., & Moutsatsou, A. (2010). Removal of heavy metals from wastewater using CFB-coal fly ash zeolitic materials. *Journal of Hazardous Materials*.
- Kuleyin, A. (2007). Removal of phenol and 4-chlorophenol by surfactant-modified natural zeolite. *Journal of Hazardous Materials*.
- Lamichhane, S., Krishna, K., & Sarukkalige, R. (2016). Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) removal by sorption: A review. *Chemosphere*.
- Lee, S., Cho, Y., Lee, M., & Lee, B. (2019). Detection and Treatment Methods for Perfluorinated Compounds in Wastewater Treatment Plants. *Applied Sciences*.
- Lenntech. (2020). *History of Ozone*. Hentet fra Lenntech: <https://www.lenntech.com/library/ozone/history/ozone-history.htm>
- Li, H.-Q., Han, H.-J., Du, M.-a., & Wang, W. (2011). Removal of phenols, thiocyanate and ammonium from coal gasification wastewater using moving bed biofilm reactor. *Bioresource Technology*.
- Li, M.-F., Liu, Y.-G., Zeng, G.-M., Liu, N., & Liu, S.-b. (2019). Graphene and graphene-based nanocomposites used for antibiotics removal in water treatment: A review. *Chemosphere*.
- Li, S., Luo, J., Hang, X., Zhao, S., & Wan, Y. (2019). Removal of polycyclic aromatic hydrocarbons by nanofiltration membranes: Rejection and fouling mechanisms. *Journal of Membrane Science*.

- Li, X., Jiang, L., & Li, H. (2018). Application of Ultrafiltration Technology in Water Treatment. *IOP Conference Series Earth and Environmental Science*, 186(3), 012009.
- Liu, P., Zhang, H., Feng, Y., Shen, C., & Yang, F. (2015). Integrating electrochemical oxidation into forward osmosis process for removal of trace antibiotics in wastewater. *Journal of Hazardous Materials*.
- Liu, P., Zhang, H., Feng, Y., Yang, F., & Zhang, J. (2014). Removal of trace antibiotics from wastewater: A systematic study of nanofiltration combined with ozone-based advanced oxidation processes. *Chemical Engineering Journal*.
- Liu, Y. (2017). Application of graphene oxide in water treatment. *IOP Conf. Series: Earth and Environmental Science*.
- Liu, Y., Huang, Y., Chen, G., Huang, J., Zheng, J., Xu, J., . . . Ouyang, G. (2018). A graphene oxide-based polymer composite coating for highly-efficient solid phase microextraction of phenols. *Analytica Chimica Acta*.
- Lopez-ortiz, C., Sentana-Gadea, I., Varo-Galvan, P., Maestre-Perez, & Prats-Rico, D. (2018). Effect of magnetic ion exchange (MIEX®) on removal of emerging organic contaminants. *Chemosphere*.
- Maltos, R., Regnery, J., Almaraz, N., Fox, S., Schutter, M., Cath, T., . . . Cath, T. (2018). Produced water impact on membrane integrity during extended pilot testing of forward osmosis – reverse osmosis treatment. *Desalination*.
- Manan, T. S., Khan, T., Sivapalan, S., Jusoh, H., Sapari, N., Sarwono, A., . . . Malakahmad, A. (2019). Application of response surface methodology for the optimization of polycyclic aromatic hydrocarbons degradation from potable water using photo-Fenton oxidation process. *Science of The Total Environment*.
- Manojlovic, D., Ostojic, D., Obradovic, B., Kuraica, M., Krsmanovic, V., & Puric, J. (2007). Removal of phenol and chlorophenols from water by new ozone generator. *Desalination*.
- Martucci, A., Pasti, L., Marchetti, N., Cavazzini, A., & Dondi, F. (2012). Adsorption of pharmaceuticals from aqueous solutions on synthetic zeolites. *Microporous and Mesoporous Materials*.
- Massol-Deya, A., Weller, R., Ríos-Hernández, L., Zhou, J., Hickey, R., & Tiedje, J. (1997). Succession and convergence of biofilm communities in fixed-film reactors treating aromatic hydrocarbons in groundwater. *Applied and environmental microbiology*.
- Meindersma, G., & Haan, A. (2002). Economical feasibility of zeolite membranes for industrial scale separations of aromatic hydrocarbons. *Desalination*.

- Miljø og Fødevarerministeriet. (2019). *Punktkilder 2018*.
- Miljøministeriet Naturstyrelsen. (2014). *Opdatering af nøgletal for miljøfarlige forurenende stoffer i spildevand fra stoffer i spildevand fra renselanlæg*. Miljøministeriet Naturstyrelsen.
- Miljøstyrelsen. (1998). *Kemiske stoffers tilbageholdelse i aktiv kul – Internationale erfaringer*. Miljøstyrelsen.
- Miljøstyrelsen. (2018). *Spildevandsvejledningen til bekendtgørelse om spildevandstilladelser m.v. efter miljøbeskyttelseslovens Kapitel 3 og 4*. Miljøstyrelsen.
- Miljøstyrelsen. (2019). *Miljøgodkendelse: Tillægsgodkendelse til MBBR-testanlæg til rensning af spildevand*. Miljøstyrelsen.
- Miljøstyrelsen. (2021). *Nøgletal for miljøfarlige forurenende stoffer i spildevand fra renselanlæg - Opdatering på baggrund af data fra det nationale overvågningsprogram for punktkilder 1998-2019*. Miljøstyrelsen.
- Ministry of infrastructure and water management. (2019). *Innovation program removal of micropollutants at WWTPS*. Ministry of infrastructure and water management.
- Molinari, R., Pirillo, F., Loddo, V., & Palmisano, L. (2006). Heterogeneous photocatalytic degradation of pharmaceuticals in water by using polycrystalline TiO<sub>2</sub> and a nanofiltration membrane reactor. *Catalysis Today*.
- Montalvo, S., Huiliñir, C., Borja, R., Sánchez, E., & Herrmann, C. (2020). Application of zeolites for biological treatment processes of solid wastes and wastewaters - A review. *Bioresource Technology*, 301, 122808.
- Morin-Crini, N., Fourmentin, S., Fenyvesi, É., Lichtfouse, E., Torri, G., Fourmentin, M., & Crini, G. (2020). The History of Cyclodextrins. I *Environmental Chemistry for a Sustainable World vol 52* (s. 1-93). Springer, Cham.
- Møller, K., Møller Jensen, N., Møller, T., Sund, C., Sundmark, K., Prühs, M., . . . Toft Langerhuus, A. (2018). *Environmentally friendly treatment of highly potent pharmaceuticals in hospital wastewater - Mermis*. Ministry of Environment and Food of Denmark.
- Nagy, E. (2019). Chapter 20 - Reverse Osmosis. I E. Nagy (Red.), *Basic Equations of Mass Transport Through a Membrane Layer (Second Edition)* (s. 497-503). Elsevier.
- Nam, S.-W., Jung, C., Li, H., Yu, M., Flora, J., Boateng, L., . . . Yoon, Y. (2015). Adsorption characteristics of diclofenac and sulfamethoxazole to graphene oxide in aqueous solution. *Chemosphere*.

- Naturstyrelsen. (2015). *Finrensning af spildevand til teknisk vand - Teknisk vand hos KMC i Brande*. Miljø- og Fødevareministeriet.
- Ng, A., Weerakoon, D., Lim, E., & Padhye, L. (u.d.). Fate of environmental pollutants.
- Nicoll, P. G. (2013). Forward Osmosis - A Brief Introduction. *The International Desalination Association - World Congress on Desalination and Water Reuse*.
- Oberoi, A., & Philip, L. (2017). Performance evaluation of attached biofilm reactors for the treatment of wastewater contaminated with aromatic hydrocarbons and phenolic compounds. *Journal of Environmental Chemical Engineering*.
- Ochoa-Herrera, V., & Sierra-Alvarez, R. (2008). Removal of perfluorinated surfactants by sorption onto granular activated carbon, zeolite and sludge. *Chemosphere*.
- Oishi, K., & Moriuchi, A. (2010). Removal of dissolved estrogen in sewage effluents by  $\beta$ -cyclodextrin polymer. *Science of The Total Environment*.
- Pachimatla, R., Prasad, B., & Sundaramurthy, S. (2012). Use of granular activated carbon for the enhancement of phenol removal from wastewater by electrocoagulation. *International Journal of Biological Sciences and Engineering*.
- Park, C., & Kim, J. (2011). Effects of nitrate on the advanced UV photolysis of di(2-ethylhexyl) phthalate degradation in aqueous solution. *Desalination and Water Treatment*.
- Perini, J. A., Tonetti, A., Vidal, C., Montagner, C., & Nogueira, R. (2018). Simultaneous degradation of ciprofloxacin, amoxicillin, sulfathiazole and sulfamethazine, and disinfection of hospital effluent after biological treatment via photo-Fenton process under ultraviolet germicidal irradiation. *Applied Catalysis B: Environmental*.
- Perisic, D., Gilja, V., Stankov, M., Katancic, Z., Kusic, H., Stangar, U., . . . Bozic, A. (2016). Removal of diclofenac from water by zeolite-assisted advanced oxidation processes. *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry*.
- Pramanik, B. (2015). Occurrence of perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances in the water environment and their removal in a water treatment process. *Journal of Water Reuse and Desalination*.
- Qdais, H., & Moussa, H. (2004). Removal of heavy metals from wastewater by membrane processes: a comparative study. *Desalination*.
- Racar, M., Dolar, D., Karadacic, K., Cavarovic, N., Glumac, N., Asperger, D., & Kosutic, K. (2020). Challenges of municipal wastewater reclamation for



- irrigation by MBR and NF/RO: Physico-chemical and microbiological parameters, and emerging contaminants. *Science of The Total Environment*.
- Radjenovic, J., Petrovic, M., & Barcelo, D. (2009). Fate and distribution of pharmaceuticals in wastewater and sewage sludge of the conventional activated sludge (CAS) and advanced membrane bioreactor (MBR) treatment. *Water Research*.
- Radjenovic, J., Petrovic, M., Ventura, F., & Barcelo, D. (2008). Rejection of pharmaceuticals in nanofiltration and reverse osmosis membrane drinking water treatment. *Water Research*.
- Rakowska, M., Kupryianchuk, D., Grotenhuis, T., Rijnaarts, H., & Koelmans, A. (2012). Extraction of sediment-associated polycyclic aromatic hydrocarbons with granular activated carbon. *Environmental Toxicology and Chemistry*.
- Regionens videncenter for Miljø og Ressourcer. (2018). *Håndbog om undersøgelse og afværge af forurening med PFAS-forbindelser*. Regionens videncenter for Miljø og Ressourcer.
- Rickers, C. K., Litty, K., Lindholst, S., Langerhuus, A. T., Møller, T., Rasmussen, U., . . . Andersen, H. R. (2015). *Miljø- og energieffektiv rensning af miljøfremmede stoffer i særligt belastet spildevand*. København: Naturstyrelsen.
- Rubio-Clemente, A., Torres-Palma, R. A., & Peñuela, G. A. (2014). Removal of polycyclic aromatic hydrocarbons in aqueous environment by chemical treatments: A review. *Science of The Total Environment*.
- Ruppert, G., Bauer, R., & Heisler, G. (1993). The Photo-Fenton reaction - an effective photochemical wastewater treatment process. *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry*, 73(1), 75-78.
- Röhricht, M., Krisam, J., Weise, U., Kraus, U., & Düring, R.-A. (2009). Elimination of carbamazepine, diclofenac and naproxen from treated wastewater by nanofiltration. *CLEAN - Soil, Air, Water*.
- Röhricht, M., Krisam, J., Weise, U., Kraus, U., & Düring, R.-A. (2010). Elimination of pharmaceuticals from wastewater by submerged nanofiltration plate modules. *Desalination*.
- Sakiti, S., Kitpati Boontanon, S., & Boontanon, N. (2013). Removal of di-2-ethyl hexyl phthalates by membrane bioreactor. *Journal of Environmental Protection*.
- Schneider, E., Cerqueira, A., & Dezotti, M. (2011). MBBR evaluation for oil refinery wastewater treatment, with post-ozonation and BAC, for wastewater reuse. *Water Science & Technology*.

- Schröder, H., Jorge Jose, H., Gebhardt, W., Moreira, R., & Pinnekamp, J. (2010). Biological wastewater treatment followed by physicochemical treatment for the removal of fluorinated surfactants. *Water Science & Technology*.
- Semiao, A., & Schäfer, A. (2011). Estrogenic micropollutant adsorption dynamics onto nanofiltration membranes. *Journal of Membrane Science*.
- Semiao, A., & Schäfer, A. (2013). Removal of adsorbing estrogenic micropollutants by nanofiltration membranes. Part A—Experimental evidence. *Journal of Membrane Science*.
- Seo, C., Shin, J., Lee, M., Lee, W., Yoom, H., Son, H., . . . Lee, Y. (2019). Elimination efficiency of organic UV filters during ozonation and UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> treatment of drinking water and wastewater effluent. *Chemosphere*.
- Shu-Hui, L., Tian, W.-J., Zhou, J.-R., Zhao, J., & Wang, Z. (2019). Distribution and removal of polycyclic aromatic hydrocarbons and their derivatives in SBR/MBBR process. *Europe PMC*.
- Silva, C. P., Otero, M., & Esteves, V. (2012). Processes for the elimination of estrogenic steroid hormones from water: A review. *Environmental Pollution*.
- Smol, M., & Włodarczyk-Makula, M. (2012). Effectiveness in the removal of polycyclic aromatic hydrocarbons from industrial wastewater by ultrafiltration technique. *Versita*.
- Sun, S., Yao, H., Fu, W., Liu, F., Wang, X., & Zhang, W. (2020). Enhanced degradation of carbamazepine in FeOCl based Photo-Fenton reaction. *Journal of Environmental Chemical Engineering*.
- Sun, S.-P., Guo, H.-Q., Ke, Q., Sun, J.-H., Shi, S.-H., Zhang, M.-L., & Zhou, Q. (2009). Degradation of antibiotic ciprofloxacin hydrochloride by photo-fenton oxidation process. *Environmental Engineering Science*.
- Tang, P., Sun, Q., Suo, Z., Zhao, L., Yang, H., Xiong, X., . . . Hui Li, N. (2018). Rapid and efficient removal of estrogenic pollutants from water by using beta- and gamma-cyclodextrin polymers. *Chemical Engineering Journal*.
- Thompson, J., Eaglesham, G., Reungoat, J., Poussade, Y., Bartkow, M., Lawrence, M., & Mueller, J. (2011). Removal of PFOS, PFOA and other perfluoroalkyl acids at water reclamation plants in South East Queensland Australia. *Chemosphere*.
- Tomaszewska, M., Mozia, S., & Morawski, A. (2004). Removal of organic matter by coagulation enhanced with adsorption on PAC. *Desalination*.
- Trovó, A., Nogueira, R., Agüera, A., Fernandez-Alba, A., & Malato, S. (2011). Degradation of the antibiotic amoxicillin by photo-Fenton process – Chemical and toxicological assessment. *Water Research*.

- Turhan, K., & Uzman, S. (2008). Removal of phenol from water using ozone. *Desalination*.
- Urbano, V. R., Maniero, M. G., Pérez-Moya, M., & Guimaraes, J. R. (2017). *Influence of pH and ozone dose on sulfaquinoxaline ozonation*. Journal of Environmental Management.
- Vaferi, B., Bahmani, M., Keshavarz, P., & Mowla, D. (2014). Experimental and theoretical analysis of the UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> advanced oxidation processes treating aromatic hydrocarbons and MTBE from contaminated synthetic wastewaters. *Journal of Environmental Chemical Engineering*.
- Viglianti, C., Hanna, K., de Brauer, C., & Germain, P. (2006). Removal of polycyclic aromatic hydrocarbons from aged-contaminated soil using cyclodextrins: Experimental study. *Environmental Pollution*.
- Vilhunen, S., Vilve, M., Vepsäläinen, M., & Sillanpää, M. (2010). Removal of organic matter from a variety of water matrices by UV photolysis and UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> method. *Journal of Hazardous Materials*.
- Vogna, D., Marotta, R., Andreozzi, R., Napolitano, A., & D'Ischia, M. (2004). Kinetic and chemical assessment of the UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> treatment of antiepileptic drug carbamazepine. *Chemosphere*.
- Voice, T., Pak, D., Zhao, X., Shi, J., & Hickey, R. (1992). Biological activated carbon in fluidized bed reactors for the treatment of groundwater contaminated with volatile aromatic hydrocarbons. *Water Research*.
- Wang, L., Feng Xu, Y., Gao, X., & Song Guo, J. (2012). Adsorption of PAEs from Aqueous onto Modification Zeolite. *Applied Mechanics and Materials*.
- Wang, T., Pan, X., Ben, W., Wang, J., Hou, P., & Qiang, Z. (2017). Adsorptive removal of antibiotics from water using magnetic ion exchange resin. *Journal of Environmental Sciences*.
- Wang, X., Yin, R., Zeng, L., & Zhu, M. (2019). A review of graphene-based nanomaterials for removal of antibiotics from aqueous environments. *Environmental Pollution*.
- Wang, X., Zhang, H., Wang, L., & Guo, X. (2015). *Study of effects of ionic strength and pH on PAHs removal by nanofiltration*. Taylor & Francis Group.
- Wang, Z., Xu, X., Gong, Z., & Yang, F. (2012). Removal of COD, phenols and ammonium from Lurgi coal gasification wastewater using A2O-MBR system. *Journal of Hazardous Materials*.
- Wintgens, T., Gallenkemper, M., & Melin, T. (2002). Endocrine disrupter removal from wastewater using membrane bioreactor and nanofiltration technology. *Desalination*.

- Wolowiec, M., Muir, B., Zieba, K., Bajda, T., Kowalik, M., & Franus, W. (2017). Experimental study on the removal of VOCs and PAHs by zeolites and surfactant-modified zeolites. *ACS Engery&Fuels*.
- Xiao, T., Ngheim, L., Song, J., Bao, R., Li, X., & He, T. (2017). Phenol rejection by cellulose triacetate and thin film composite forward osmosis membranes. *Separation and Purification Technology*.
- Xie, B., Qin, J., Wang, S., Li, X., Sun, H., & Chen, W. (2019). Adsorption of phenol on commercial activated carbons: modelling and interpretation. *International Journal of Environmental Research and Public Health*.
- Xie, M., Nghiem, L., Price, W., & Elimelech, M. (2012). Comparison of the removal of hydrophobic trace organic contaminants by forward osmosis and reverse osmosis. *Water Research*.
- Xuezheng, M., Shuangji, J., Jie, L., & Xiangsheng, C. (2013). Di(2-ethylhexyl) phthalate removal performance of slow sand filter. *Chinese Journal of Environmental Engineering*.
- Yang, G., & Tang, P.-L. (2016). Removal of phthalates and pharmaceuticals from municipal wastewater by graphene adsorption process. *Water Science & Technology*.
- Yang, G., Tang, P.-L., & Yen, C.-H. (2017). Removal of micropollutants from municipal wastewater by graphene adsorption and simultaneous electrocoagulation/electrofiltration process. *Water Science & Technology*.
- Yerushalmi, L., Nefil, S., Hausler, R., & Guiot, S. R. (2006). Removal of pyrene and benzo(a)pyrene from contaminated water by sequential and simultaneous ozonation and biotreatment. *Water Environ Res*.
- Yoon, Y., Westerhoff, P., Snyder, S., & Esparza, M. (2003). HPLC-fluorescence detection and adsorption of bisphenol A, 17 $\beta$ -estradiol, and 17 $\alpha$ -ethynyl estradiol on powdered activated carbon. *Water Research*.
- Yoon, Y., Westerhoff, P., Snyder, S., & Wert, E. (2006). Nanofiltration and ultrafiltration of endocrine disrupting compounds, pharmaceuticals and personal care products. *Journal of Membrane Science*.
- Yu, J., Hu, J., Tanaka, S., & Fujii, S. (2009). Perfluorooctane sulfonate (PFOS) and perfluorooctanoic acid (PFOA) in sewage treatment plants. *Water Research*.
- Yuan, F., Hu, C., Hu, X., Wei, D., Chen, Y., & Qu, J. (2011). Photodegradation and toxicity changes of antibiotics in UV and UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> process. *Journal of Hazardous Materials*.

- Yükel, S., Kabay, N., & Yüksel, M. (2013). Removal of bisphenol A (BPA) from water by various nanofiltration (NF) and reverse osmosis (RO) membranes. *Journal of Hazardous Materials*.
- Zarean, M., Bina, B., Ebrahimi, A., Pourzamani, H., & Esteki, F. (2015). Degradation of di-2-ethylhexyl phthalate in aqueous solution by advanced oxidation process. *Int J Env Health Eng*.
- Zeidman, A., Rodriguez-Narvaez, O., Moon, J., & Bandala, E. (2020). Removal of antibiotics in aqueous phase using silica-based immobilized nanomaterials: A review. *Environmental Technology & Innovation*.
- Zeng, G.-M., Xu, K., Huang, J.-H., Li, X., Fang, Y.-Y., & Qu, Y.-H. (2008). Micellar enhanced ultrafiltration of phenol in synthetic wastewater using polysulfone spiral membrane. *Journal of Membrane Science*.
- Zhang Hiew, B., Yee Lee, L., Chiew Lai, K., Gan, S., Thangalazhy-Gopakumar, S., Pan, G.-T., & Yang, T. (2019). Adsorptive decontamination of diclofenac by three-dimensional graphene-based adsorbent: Response surface methodology, adsorption equilibrium, kinetic and thermodynamic studies. *Environmental Research*.
- Zhang, A., & Li, Y. (2014). Removal of phenolic endocrine disrupting compounds from waste activated sludge using UV, H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, and UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> oxidation processes: Effects of reaction conditions and sludge matrix. *Science of The Total Environment*.
- Zhang, C., Wu, L., Cai, D., Zhang, C., Wang, N., Zhang, J., & Wu, Z. (2013). Adsorption of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (fluoranthene and anthracenemethanol) by functional graphene oxide and removal by pH and temperature-sensitive coagulation. *ACS Applied Materials & Interfaces*.
- Zhang, Y., Cai, X., Xiong, W., Jiang, H., Zhao, H., Yang, X., . . . Chen, J. (2014). Molecular insights into the pH-dependent adsorption and removal of ionizable antibiotic oxytetracycline by adsorbent cyclodextrin polymers. *PLoS ONE*.
- Zhang, Y., Causserand, C., Aimar, P., & Cravedi, J. (2006). Removal of bisphenol A by a nanofiltration membrane in view of drinking water production. *Water Research*.
- Zolfaghari, M., Drogui, P., Seyhi, B., Brar, S., Buelna, G., & Dubé, R. (2014). Occurrence, fate and effects of Di (2-ethylhexyl) phthalate in wastewater treatment plants: A review. *Environmental Pollution*.
- Ødegaard, H. (1999). The moving bed biofilm reactor. *Water environmental engineering and reuse of water*, 250-305.

Aarhus Universitet, Lund University, Aalborg Universitet, BFG, Sweden Water Research, BIOFOS, . . . Aquaporin. (2020). *Bonus cleanwater project*.  
Bonus.

## **Kortlægning af reneteknologier - Til målrettet spildevandsrensning for metaller og miljøfremmede stoffer på centralreanseanlæg.**

Metaller og miljøfremmede stoffer finder vej til det danske vandmiljø, hvor de potentielt kan skade fisk og bunddyr. Spildevandsforsyningernes reanseanlæg kan fjerne en vis andel af stofferne, men fjernelsen kan altid blive bedre. Dette litteraturstudium kortlægger de reneteknologier, der allerede er på markedet, eller forventes at kunne implementeres på de centrale reanseanlæg inden for 5 år. Gennemgangen af teknologierne omfatter renskapacitet, teknologiens skalerbarhed til store spildevandsvolumener, rens effektivitet overfor forskellige stoffer og et overslag på etablerings- og driftsomkostninger. 17 teknologier inden for hovedområderne avanceret oxidation, biologisk filtrering, membran filtrering, ionbytning og adsorption gennemgås.



Miljøstyrelsen  
Tolderlundsvej 5  
5000 Odense C

[www.mst.dk](http://www.mst.dk)