Miljø- og
Fødevareministeriet
Miljøstyrelsen

Vandkvalitetsforbedring i svømmehaller ved udvikling af ny energieffektiv membranfiltreringsteknologi

MUDP-rapport

November 2017

Udgiver: Miljøstyrelsen

Redaktion: Henrik Hjelmsmark

Grafiker/bureau: Sani Membranes Aps

Fotos: Sani Membranes Aps

ISBN: 978-87-93614-79-6.

Miljøstyrelsen offentliggør rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter indenfor 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 indlægget udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

Må citeres med kildeangivelse.

Indhold

1.	**Indledning - Problemstilling**	**4**
2.	**Formål og aktiviteter**	**5**
2.1	Indledende teknisk udredningsfase	5
2.2	Udvikling af membranmodul til svømmebadsvand	5
2.3	Udvikling af membrananlæg til svømmehaller	5
3.	**Indledende teknisk udredning**	**7**
3.1	Forurening af bassinvand og behov for at fjerne den	7
3.1.1	Opløste forureninger	7
3.1.2	Partikulære forureninger og fouling	7
3.2	Erfaringer med membrananlæg til svømmebade	9
3.2.1	Tyskland og Schweiz	9
3.2.2	Danmark, Sverige	13
3.2.3	Andre lande	13
3.3	Membranmaterialer og modulgeometri	14
4.	**Udvikling af membranmodul til svømmebadsvand**	**16**
4.1	Valg af membraner	16
4.2	Udvikling af membranmodul	16
4.3	Optimering med *Computational Fluid Dynamics* (CFD)	16
5.	**Udvikling af membrananlæg til svømmehaller**	**18**
5.1	Anlægsdesign	18
5.2	Afprøvning i svømmesal	20
6.	**Resultat**	**23**
6.1	Driftsparametre	23
6.1.1	Belasting	23
6.1.2	Permeabilitet over tid	23
6.1.3	Effekt af CIP	25
6.1.4	Vandudbytte (recovery)	25
6.1.5	Elforbrug og vandforbrug	26
6.2	Vandkvalitetsparametre	26
6.3	Partikelstørrelsesfordelinger	28
7.	**Diskussion**	**32**
8.	**Konklusioner fra projektet**	**35**

1. Indledning - Problemstilling

I de senere år er der kommet stigende fokus på udvikling af teknologier, der sikrer en bedre badevandskvalitet i svømmehaller. Klorbiprodukter som trihalometaner (THM) og bundet klor (kloraminer) giver et usundt bademiljø, der kan føre til øjengener og astma. De nye teknologier fokuserer på at reducere disse gener. Vand fra de fleste svømmebassiner behandles stadig med traditionelle sandfiltre, hvor organisk stof ophobes i relativt lang tid mellem to returskylninger af filtreret. Den partikulære forurening består primært af hudceller fra badegæsterne. Disse vil ved lang opholdstid i sandfiltre og lignende filtre blive nedbrudt og indgå i førnævnte forbindelser med klor. Membranfiltre er i denne sammenhæng bedre end traditionelle sandfiltre eller filtre af Defender typen, idet membranfiltre renses hyppigere og dermed sikrer en tidlig fjernelse af partiklerne fra systemet.

I flere lande er der fokus på infektioner med parasitter, som er resistente over for klor. En dansk undersøgelse har ved hjælp af *Quantitative Microbial Risk Assessment* (QMRA) beregnet, at en forbedret fjernelse over filteret betyder en signifikant reduktion af risikoen for, at badegæster smittes med *Cryptosporidium*[1]. Membraner, hvor de største porer er under 5 µm, er en effektiv barriere imod denne type af parasitter.

Der eksister installationer med membranfiltre til svømmebade, som er baseret på traditionelle polymermembraner eller keramiske membraner. Disse anlæg bruger typisk almindelige kommercielle membranmoduler, som ikke er specifikt designet til svømmebadsapplikationer. Der har været tilfælde, hvor membrananlæg har været plaget af lav kapacitet, højt energiforbrug, højt vandforbrug til returskylning og dermed dårlig driftsøkonomi.

Sani Membranes ApS har fået en bevilling fra Miljøstyrelsen til at udvikle et membranfilteranlæg til forbedring af vandkvalitet i svømmebade, som samtidig har et lavt energiforbrug og et lavt forbrug af returskyllevand.

Med Sani Membranes Hollow Plate™ teknologi vil det være muligt at indstille en korrekt og bekendtgørelsesopfyldende udskiftning af bassinvandet og holde vandet klart. Samtidig forventes der at være mulighed for forbedring af vandkvaliteten ved bortskaffelse af opkoncentreret snavs.

[1] Heinicke, G. (2014): Risikovurdering af Cryptosporidium i svømmebade – effekt af forbedret filtrering. Svømmebadet nr. 38, december 2014.

2. Formål og aktiviteter

Formålet med projektet var at udvikle et membranfilteranlæg til svømmebade, som fører til en bedre vandkvalitet, end der kan opnås med traditionelle sandfiltre, samtidig med et lavt energiforbrug og et lavt forbrug af returskyllevand.

Formålet skulle opnås ved at udvikle et membranmodul og et membranfilteranlæg baseret på Sani Membranes Hollow Plate™ teknologi, som i projektet blev optimeret specifikt til vandkvaliteten i svømmehaller. Membranmodulet kendetegnes ved et højt flux (flow pr. m^2 membran) og en lang periode med stabil drift. Forbruget af vand til skylning skulle som udgangspunkt ikke være højere, end hvad svømmehallerne bruger til sandfiltre. Frekvensen af kemisk rensning (*Cleaning in place*, CIP) skulle være lav (dvs. sjældnere end dagligt), og forbruget af rensekemikalier som tensider, lud og syre skulle være lavt.

Membranfilteranlægget skulle som minimum levere samme vandkvalitet, som kan opnås med sandfiltre, også ved brug af flokkulanter. Membranfiltrene skulle gerne resultere i en bedre vandkvalitet, dvs. lavere koncentration af partikler i størrelsen 1-30 µm, og lavere koncentrationer af klorbiprodukter. For at sikre en effektiv barriere imod klorresistente humanpatogene parasitter skulle membranfiltret opnå en partikelfjernelse på minimum 2 $\log_{10}$ (99%) af 5 µm partikelstørrelse.

I projektet ønskede vi desuden at demonstrere, at design ved hjælp af *Computational fluid dynamics* (CFD) kan forbedre det hydrauliske design af membranfiltre.

2.1 Indledende teknisk udredningsfase

Under arbejdspakke 1 blev der gennemført et litteraturstudie vedrørende membranfiltre til svømmebadsapplikationer sammenlignet med konventionelle teknologier som sandfiltre og pulverfiltre. På baggrund af resultaterne har projektgruppen vurderet det markedsmæssige potentiale af den nye teknologi. Sani Membranes har valgt tre polymermembraner (type, porestørrelse), som anlægsdesign og tests har været baseret på.

2.2 Udvikling af membranmodul til svømmebadsvand

Under arbejdspakke 2 blev der designet membranmoduler til membrananlægget. En CFD model, som beskriver flowet gennem membranmodulet, blev udviklet til simulering af forskellige dimensioner og flowbetingelser, bl.a. for at fordele flowet jævnt over membranoverfladen. Modulerne er blevet optimeret i forhold til kanalbredde, cross-flow og design af indløbet. På denne baggrund designede og producerede Sani Membranes de membranmoduler, som skulle bruges i forsøgene.

2.3 Udvikling af membrananlæg til svømmehaller

Under arbejdspakke 3 blev der udviklet et forsøgsanlæg til membranfiltrering af bassinvand i svømmehaller. Membranmodulerne blev monteret i forsøgsanlægget. Test blev gennemført i svømmesalen hos Gladsaxe Gymnasium, som har et mindre bassin med 84 kubikmeter volumen (12 x 6 x 1,16 m). Membrananlægget var dimensioneret til at behandle hele bassinets recirkulationsflow. Dette muliggjorde observation af systemeffekter, dvs. membrananlæggets indvirkning på bassinets vandkvalitet.

Forsøgsprotokollen havde fokus på anlæggets driftsparametre (inkl. energiforbrug) og membranmodulernes evne til at fjerne partikler. Analyserne udføres med hjælp af DHI ved hjælp af en partikeltæller. Der udføres også målinger af frit og bundet klor i bassinvandet.

3. Indledende teknisk udredning

3.1 Forurening af bassinvand og behov for at fjerne den

Badegæsterne forårsager en forurening af bassinvandet med opløste organiske stoffer, kvælstofforbindelser og partikler. Antallet af badende og deres adfærd med hensyn til afvaskning før brug af bassinerne har stor betydning for vandkvaliteten i bassinet. Tilførsel af forureningen kan påvirke:

- Udviklingen af tryktab i filtre og deraf følgende behov for tilbageskylning af sandfiltre samt kemisk rensning af membranfiltre i form af *chemically enhanced backwash* (CEB) og/eller *cleaning in place* (CIP)
- Koncentrationsniveauet af desinfektionsbiprodukter (DBP) som trihalometaner (THM)
- Behovet for teknologier, som reducerer DBPs – f.eks. UV-anlæg
- Dannelse af bundet klor, dvs. forbrug af det frie klor
- Risikoen for mikrobiel smitte mellem badegæsterne

3.1.1 Opløste forureninger

De opløste forureninger stammer hovedsageligt fra sved, urin og hudfedt og danner desinfektionsbiprodukter ved reaktion med det frie klor. Generelt kan siges, at reaktionen af kvælstofforbindelser som urea og ammonium med frit klor danner kloramin (bundet klor)[2]. Bundet klor er ikke noget effektivt desinfektionsmiddel og skal fjernes fra vandet. Hudfedt anses for at være den vigtigste kilde til organisk kulstof i bassinvand[3]. Denne kulstofreaktion med frit klor leder blandt andet til dannelse af de forskellige trihalometaner.

De opløste forureninger kan ikke fjernes med nogen type filtre, og altså heller ikke lavtryksmembranfiltre som mikrofilter (MF) eller ultrafiltre (UF), der kun fungerer som barriere mod partikulære forureninger.

3.1.2 Partikulære forureninger og fouling

Partikler i bassinvand består hovedsageligt af hudceller (10-20 µm) samt mikroorganismer i forskellige størrelsesintervaller. De kan ses som en peak i partikelstørrelsesfordelingen (Fig 1.). Erfaringer fra tidligere målinger viser også, at vandets turbiditet domineres af mindre partikler under 5 µm, som findes i større antal end hudcellerne. Observationer tyder på, at hudceller ved lang opholdstid bliver gradvist nedbrudt og danner opløst organisk stof og dermed også DBP'er som THM[4]. Det er derfor hensigtsmæssigt at fjerne hudcellerne fra systemet hurtigt.

Også mikroorganismer kan i denne sammenhæng betragtes som partikler, der kan fjernes med filterteknologi.

---

[2] Hansen, K. M. S. og H. R. Andersen (2012): Effekt af pH på dannelse af flygtige klorbiprodukter i svømmebade. Naturstyrelsen.

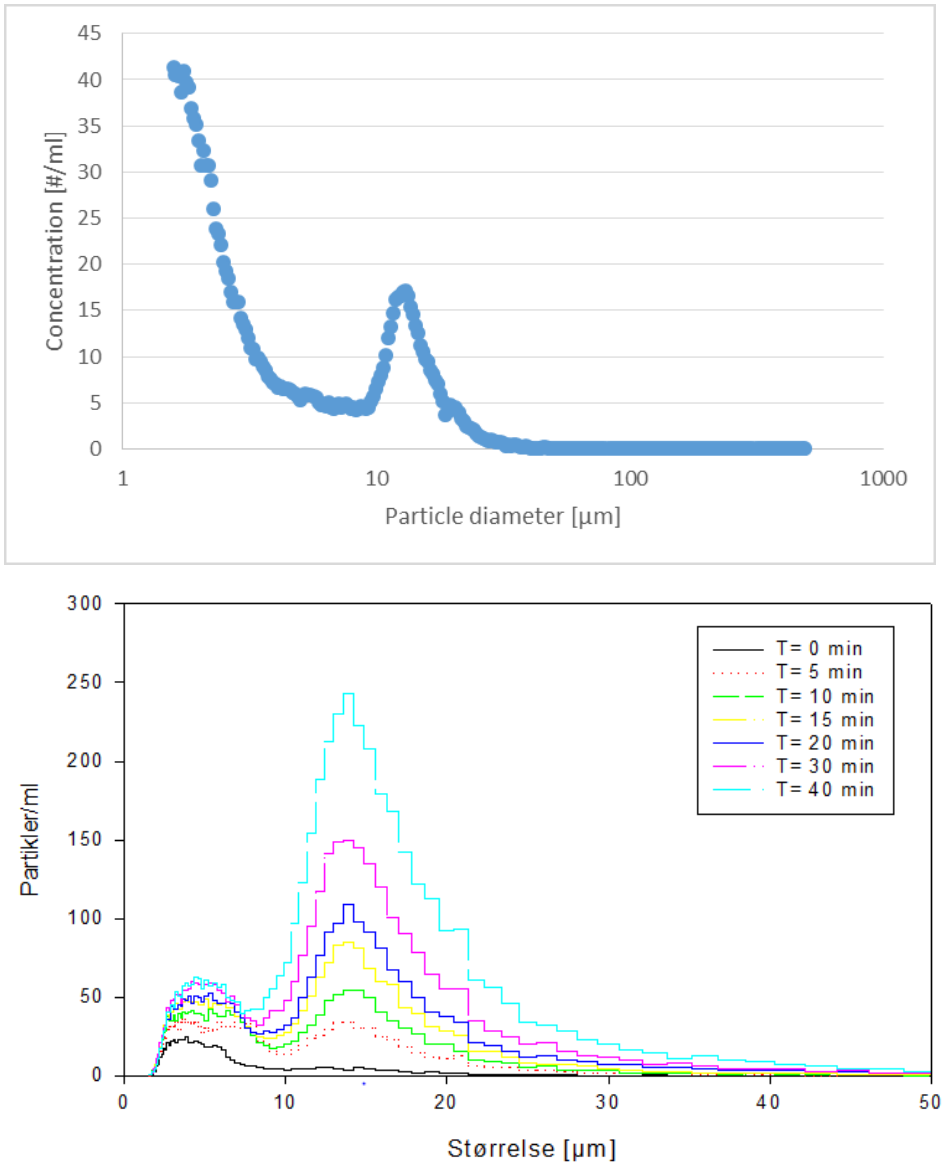
[3] Gardinier, S. *et al.*: Variations of skin biophysical properties after recreational swimming. Skin Research and Technology, 2009. 15(4): p. 427-432.

[4] Kim, H., J. Shim, and S. Lee: Formation of disinfection by-products in chlorinated swimming pool water. Chemosphere, 2002. 46(1): p. 123-130.

Den relevante mikrobiologiske forurening består af:

- Parasitære protozoer (specielt Cryptosporidium, 4-6 µm diameter)
- Bakterier (ca. 0,5-2 µm) og
- Vira (ca. 0,02-0,2 µm)

MF-membraner med 5 µm porestørrelse burde kunne fjerne hudceller og klorresistente parasitter. En membran med 0,2 µm absolut porestørrelse vil fungere som et "sterilfilter", der også fjerner alle bakterier. De fleste relevante bakterier er temmelig følsomme overfor klor og vil inaktiveres hurtigt i bassinet. Fysisk fjernelse af bakterier vha. membranfiltre er dermed mindre kritisk for den hygiejniske vandkvalitet. Ultrafiltre med porestørrelse 0,02-0,05 µm vil også fjerne vira og eventuelle nanopartikler over 100 nm.



Figur 1 **Eksempler på partikelstørrelsesfordeling i bassinvand (målt af DHI i bassinvand fra en svømmehal)**

Fjernelse af partikler fra bassinet afhænger af to faktorer: Opholdstiden i bassinet, dvs. recirkulationsflowet, og fjernelseseffektiviteten over filteranlægget (såkaldt log-reduktion). Med de almindelige opholdstider i svømmebade hjælper det ikke at øge $\log_{10}$-reduktionen over ca. 2, dvs. 99% fjernelse over filteret, fordi den samlede partikelfjernelse så begrænses af, hvor hurtigt vandet recirkuleres.[5] Dette er en væsentlig forskel i forhold til andre applikationer, hvor behandlingen er *once-through*, og hvor koncentrationen i det vand, som mennesker eksponeres for, direkte afhænger af behandlingskædens samlede log-reduktion. I svømmebade er det dermed ikke lige så kritisk, at membranen har en bestemt absolut porestørrelse, dvs. at den opnår total fjernelse af partiklerne over denne størrelse.

I traditionelle membranfiltre vil partikler, der er større end membranens porer, aflejres på membranoverfladen, og over tid dannes en filterkage. Det giver selvfølgelig en hydraulisk modstand, som øges med tiden. Erfaringer viser, at kagen normalt kan fjernes ved *backflush*, tømning og skylning af feed-siden (*forward flush*) eller kemisk rensning.

Partikler med lignende størrelse som membranens porer kan derimod komme ind i membranen. Denne poreblokering er betydelig vanskeligere at fjerne. Dosering af flokkuleringsmiddel i indløbet til membrananlæg kan fange de mindre partikler og danne lidt større aggregater, som ikke længere giver poreblokering.

I mange membranapplikationer er biofouling i form af biofilmdannelse en vigtig mekanisme, som nedsætter membranfiltres permeabilitet og skal begrænses gennem tilsætning af biocider eller kemisk rensning af membranerne (CEB/CIP). I bassinvand forventes indholdet af frit klor at forhindre udvikling af biofouling.

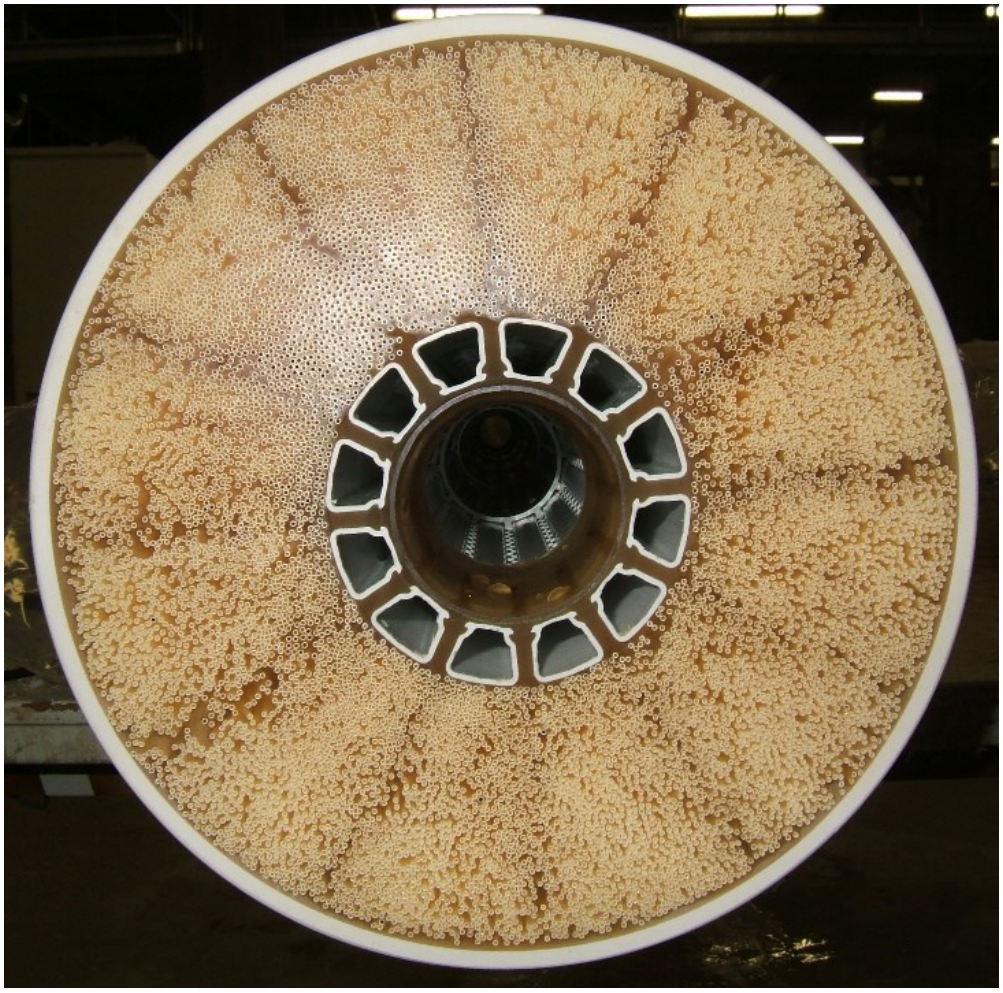
3.2 Erfaringer med membrananlæg til svømmebade

Dette afsnit sammenfatter erfaringer med eksisterende filteranlæg for svømmebade baseret på polymermembraner - i Danmark samt i udlandet. Der er også gjort forsøg på at indhente informationer om driftsparametre som f.eks. flux, *cross-flow*, vandudbytte (*recovery*) samt el- og kemikalieforbrug.

3.2.1 Tyskland og Schweiz

I Tyskland er UF-anlæg til svømmebade forholdsvist udbredte. Der anvendes almindelige UF-hulfiber-moduler i dead-end modus, og anlæggene findes i størrelser op til ca. 600 kubikmeter i timen. Litteraturen indikerer, at der må være nogle hundrede membrananlæg i drift. Figur 2. viser et typisk hulfibermodul.

[5] Se fx Heinicke, G. (2014): Risikovurdering af Cryptosporidium i svømmebade – effekt af forbedret filtrering. Svømmebadet nr. 38, December 2014.



Figur 2 UF-modul set fra siden (Foto: G. Heinicke)

I den nyeste version af den tekniske standard for vandbehandling i offentlige svømmehaller, DIN 19643, findes der et afsnit om UF-anlæg som en alternativ systemløsning. Hvis der vælges en løsning baseret på UF, foreskriver standarden proceskombinationen koagulering, adsorption (aktivt kul som PAC eller GAC), UF og kloring. Standarden beskriver desuden, hvordan anlæggene skal designes og drives, og hvilke krav der gælder for membranmodulerne. DIN 19643-4 kræver blandt andet, at membranen tåler mindst 50 ppm klor, og at den fjerner virus med mindst 4-log (99,99%). Det betyder, at membranerne typisk har en effektiv porestørrelse omkring 20 nm, da flere humanpatogene vira har en størrelse på omkring 27 nm.

Ifølge de tyske regler behøver UF-anlæg på grund af deres forbedrede partikelfjernelse kun at behandle ca. 50% af det flow, som er påkrævet for et sandfilteranlæg. Tyske svømmebade skal drives med 0,3-0,6 mg/l frit klor, hvilket er lavere end bestemmelserne i den danske bekendtgørelse (0,4-0,8 mg/l eller op til 1,5 mg/l).[6]

Konceptet er afprøvet ved et langtidsforsøg (2003-2008), hvor PAC, flokkulering og UF har opnået lignende vandkvalitet som konventionelle sandfiltre med flokkulering, men ved et recirkulationsflow på 50% eller mindre.[7] Detaljer fra høringsfasen inkluderer, at en typisk flux i dead-

[6] Miljø- og Fødevareministeriet (2016): Bekendtgørelse om svømmebadsanlæg m.v. og disses vandkvalitet. BEK nr. 918 af 27/06/2016

end modus er mellem 150 og 200 l/m²h ved brug af flokkulanter. Desuden nævnes det, at en membran med porestørrelse <50 nm i denne sammenhæng betragtes som et ultrafilter.[8]

Ved seminarer i Schweiz blev der gennemgået økonomiske aspekter af forskellige svømmebadsteknologier som trykfiltre, vakuumfiltre, tryk-pulverfiltre og UF (tilsyneladende uden flokkulering). Teknologierne blev sammenlignet for en specifik case med to anlæg - et for svømmehallens store bassiner (270 m^3/h ved 28 °C) og det andet for flere varmtvandsbassiner (170 m^3/h ved 32 °C) - i et samlet teknikrum[9]. Anlæggenes pladsbehov sammenlignes i Tabel 1.

Tabel 1 Krav til rummets dimensioner ved fire teknologier[6]

Filtersystem	Rummets højde (minimum, m)	Gulvareal (m^2)	Rummets volumen (m^3)
Trykfilter (tomedia)	3,2-3,5	50	170
Vakuumfilter (tomedia)	3,0	50	150
Tryk-pulverfilter	3,0-3,2	30	90
UF	2,0-2,5	25	50

Det er antaget, at flowet for UF er lavere (62,5% af de andre teknologier, ifølge schweizisk standard SIA 385/9). Alligevel krævede UF en betydeligt større investering (Tabel 2) og var også dyrere i drift (vand, el, vedligeholdelse, Tabel 3) end de konventionelle filtersystemer. Det gjorde den totale omkostning 80% højere for UF end for den billigste teknologi, dvs. pulverfiltre (Tabel 4). Oplægsholderens konklusions var, at UF kun har et marked for behandling af vand fra højtbelastede varmtvandsbassiner og som teknologi for eksisterende små teknikrum.

Tabel 2 Investeringsomkostninger ved de 4 teknologier (tusinde DKK). Det er antaget, at en kubikmeter rumvolumen koster 500 CHF[6]. Omregnet fra CHF til DKK med kurs 6,97 (28.2.2017)

Filtersystem	Anlæg inkl. tilbehør	Beholder etc.	Bygning etc.	SUM
Trykfilter	1.255	349	592	2.196
Vakuumfilter	1.394	349	523	2.266
Tryk-pulverfilter	1.464	279	314	2.057
UF	3.067	279	174	3.520

[7] Hagen et.al (2009): Großtechnische Umsetzung und Erprobung des Einsatzes einer Ultrafiltrationsanlage zur Kreislaufaufbereitung von Schwimmbeckenwasser. Fachlicher Schlussbericht zum BMBF Projekt 02WT0404.

[8] Hagen (2011): Der Entwurf der DIN 19643 – Teil 4 „Membranfiltration und deren Umsetzung in die Praxis". 5. Fachtagung „Sicherer Betrieb von Bädern" Badespaß – mit Sicherheit 09./10.11.2011 – Bad Steben

[9] Schweizerische Vereinigung für Gesundheitsschutz und Umwelttechnik, SVG (2013): Badewasser-Filtersysteme. Wirtschaft-liche Anwendung. Fachvortrag von Hugo Zürcher HK&T, Cham, SVG-Bädertagung 13.11.2013 in Zürich

Tabel 3 **Driftsomkostninger ved de 4 teknologier (tusinde DKK/år)[6]. Omregnet fra CHF til DKK med kurs 6,97**

Filtersystem	Vand m^3/år	El kWh/år	Forbrugs-materiale	Intern Service	Ekstern Service	SUM
Trykfilter	139 6850 m^3	258 185.000 kWh	70	70	21	558
Vakuumfilter	139 6850 m^3	223 158.000 kWh	70	70	21	523
Tryk-pulverfilter	84 4000 m^3	244 172.000 kWh	105	77	21	531
UF	369 17500 m^3	328 233.000 kWh	84	56	118*	955

Tabel 4 **Totalomkostninger ved de 4 teknologier (tusinde DKK/år) ved 20 års afskrivning og 3% rente.[6] Det svarer til en annuitet på 0,067. Omregnet fra CHF til DKK med kurs 6,97**

Filtersystem	Investering	Kapital/år	Drift/år	Omkostning/år	i %
Trykfilter	2196	146	558	704	106
Vakuumfilter	2265	153	523	676	102
Tryk-pulverfilter	2056	139	495	634	100
UF	3520	237	955	1.192	180

I et andet schweizisk foredrag præsenteres cases med "Dizzer" multibore-moduler fra Inge (BASF), som beskriver bassindimensioner, flow etc. For et anlæg med 27 m^3/h var UF 40% dyrere end et flerlagsfilter, og for et anlæg med 108 m^3/h var UF 60% dyrere. Omkostningen er ikke nærmere specificeret. Også her vurderede oplægsholderen, at UF fungerer godt og er egnet til opgradering af anlæg, hvor pladsen er begrænset. Det vurderes på baggrund af erfaringerne (status 2014), at membranmodulerne kan være i drift minimum 8-12 år[10]. Det betyder, at membranmodulerne antages udskiftet én gang under anlæggets livstid.

Proceskombinationen ved de tyske UF-svømmebadsanlæg ligner principielt de UF-anlæg, som pt. installeres på flere svenske vandværker, og hvor feed er overfladevand. Der bruges store UF-moduler med op til 64 m^2 membranoverflade kombineret med *in-line* flokkulering, dvs. dosering af flokkuleringsmiddel direkte i *feed*-strømmen til membrananlægget. I Varberg betyder det: Et hovedtrin med Pentair XIGA moduler med 0,6-0,7 mg/l Al som polyaluminiumklorid, *cross-flow* med *forward flush* hver time og daglig returskylning med kemikalier (*chemically enhanced backwash*, CEB). Returskyllevand oparbejdes i et andet trin med Pentair AQUAFLEX moduler.

[10] Richli, U. (2014): Ultrafiltrationsanlagen Erfahrungen aus dem Betrieb. Præsentation ved Swiss Bad 2014. Hjemmeside besøgt 2017.02.27. www.vhf.ch/PDF/2%20Ultrafiltrationsanlagen%20U.%20Richli.pdf

Begge membraner er en kombination af polyethersulfon (PES) og polyvinylpyrrolidon (PVP), som ifølge datablad tåler 250.000 ppm-timer Cl_2 ved pH>10 (altså tænkt som kloreksponering i kombination med alkalisk CEB eller CIP). Resultater fra Varbergs pilotanlæg viser, at den såkaldte kritiske flux er højere med flokkulantdosering (ca. 65 LMH) end uden[11]. Det betyder, at flokkulering i dette tilfælde beskytter membranen mod fouling.

3.2.2 Danmark, Sverige

I Danmark er erfaringen med membrananlæg til filtrering af svømmebadsvand begrænset. I svømmebadsbekendtgørelsen (BEK nr. 918 af 27/06/2016) er membranfiltre nævnt som teknologi. Krav til fjernelse af partikler mindre end 0,03 µm findes ved behandling af returskyllevand til genbrug (Bilag 4A til bekendtgørelsen). Der er ikke krav om en bestemt log-reduktion af partikler. Den tilladte opholdstid i bassinet er afhængig af vandtemperaturen og bassindybden, men ikke af den valgte teknologi. Desuden er der et krav om et minimumvolumen, som skal behandles pr. time og pr. badegæst.

Der findes en dansk teknisk standard for svømmebadsanlæg, DS 477:2013. I standarden er det nævnt, at teknologier, som fjerner frafiltreret materiale løbende og mindsker kontakttiden mellem organisk materiale og klor, vil reducere dannelsen af kloraminer. Standarden definerer nogle krav til vandkvalitet, hvor klasse C modsvarer myndighedskrav, klasse B yderligere krav ved brug af eksisterende teknologi. Desuden findes klasse A, som er ønskelige fremtidige krav efter teknologisk udvikling.

For membranfiltrering indeholder DS 477:2013 vejledende formuleringer om, at:

- membranfilter bør have en absolut porestørrelse på 0,35 µm, og at
- man til svømmebadsanlæg bør vælge en dead-end konfiguration for at reducere vand- og energiforbrug

Det er ikke et krav i bekendtgørelsen at følge DS 477:2013 med hensyn til vandbehandling og vandkvalitet. Naturstyrelsens "Vejledning om kontrol med svømmebade" fra 2013 giver en generel beskrivelse af mikro- og ultrafiltrering til partikelseparering fra bassinvand eller returskyllevand.

I danske medier og rapporter omtales enkelte fuldskala membrananlæg med brug af polymermembraner, bl.a. på Miljøstyrelsens hjemmeside. En svensk review-artikel sammenfatter erfaringer med danske keramiske MF-anlæg uden koagulering i enkelte danske og norske svømmehaller. Der nævnes returskylningsfrekvenser, TMP-område, elforbrug samt investerings- og driftsomkostninger[12]. Rapporten giver ellers indtryk af, at membranfiltre nærmest ikke er til stede på det svenske svømmebadsmarked.

3.2.3 Andre lande

I Frankrig er ultrafiltre til svømmebade nævnt på Aquasource's (Degrémont / Suez) hjemmeside, selv om de ikke angiver nogle svømmebadsapplikationer på referencelisten for UF-anlæg. En artikel fra 2008 beskriver forsøg med Aquasource "Ultrasource" celluloseacetat ultrafiltermoduler opstrøms den konventionelle behandling med flokkulering/filtrering[13]. Forfat-

[11] Keucken, A., Heinicke, G., Persson, K.M. and Köhler, S.J. (2017): Combined coagulation and ultrafiltration process to counteract increasing NOM in brown surface water. Water 2017, 9, 697; doi:10.3390/w9090697

[12] Almemark *et al*., (2015): Aktiva Badhus. IVL-rapport B 2231, IVL Svenska Miljöinstitutet AB

[13] Barbot, E. and P. Moulin (2008): Swimming pool water treatment by ultrafiltration-adsorption process. Journal of Membrane Science 314(1-2): 50-57

teren henviser ikke til de talrige publikationer om forsøg med UF i Tyskland i perioden 2002-2007.

Vi har ikke fundet eksempler på membranfiltre til svømmebade i Storbritannien eller USA. En leverandør af siliciumkarbidfiltre i Canada (H2O systems Inc.) beskriver et MF-system for svømmebade, men angiver ikke nogle referencer.

3.3 Membranmaterialer og modulgeometri

I dette afsnit beskrives kommercielt tilgængelige membranmaterialer og deres egnethed for filtrering af svømmebadsvand. I 2014 er der publiceret en omfattende review-artikel vedrørende UF-membraner og almindelige rensekemikaliers effekt på membranmaterialerne, hvad angår rensningseffekt og aldring[14]. I denne gennemgang henvises der konsekvent til review-artiklen i stedet for de mere end 200 kilder.

De mest udbredte membranmaterialer til lavtryksmembraner (dvs. MF og UF) er polysulfon (PSF), polyethersulfon (PES) og polyvinyldifluorid (PVDF). Materialerne tåler en koncentration af 200 ppm frit klor eller mere ved rensning (*chemically enhanced backwash, CEB* eller *cleaning in place, CIP*).

Natriumhypoklorit NaOCl anses for at være den mest skadelige rensekemikalie for polymermembraner. Frit klor kan bl.a. forårsage en forstørrelse af membranporerne, som leder til større permeabilitet for vand og en reduceret selektivitet eller integritet (dvs. tæthed ved retention af forureninger). Frit klor kan også angribe selve membranmaterialet og bevirke en mekanisk svækkelse. Klorens effekt afhænger af pH på grund af ligevægten mellem de forskellige klorspecies i vandet.

- For polysulfon (PSF) er der observeret en nedbrydning af selve polymeren, forårsaget af frit klor, og specielt i pH-området 8-10. Rensning af PSF med kloropløsninger anbefales derfor kun ved neutral eller stærkt alkalisk pH, dvs. omkring pH 7 eller pH 12.
- Også polyethersulfon (PES) kan blive nedbrudt af kloropløsninger, og flere kemiske mekanismer for membranens aldring er blevet beskrevet. Der er bl.a. observeret en øget sprødhed af selve filtreringslaget samt delaminering fra underlaget. Eventuelt kan tilstedeværelsen af detergenter ved rensning beskytte membranen mod nedbrydning.
- Polyvinyldifluorid (PVDF) kan blive modificeret i overfladen af frit klor, men polymeren bliver ikke nedbrudt på samme måde som andre materialer.
- Membraner af Celluloseacetat (CA) og Celluloseester (CE) tåler ikke rensning med frit klor. En forstørrelse af porerne med et tab af membranintegritet og en nedbrydning af membranmaterialet er observeret.

Additiver som polyvinylpyrrolidon (PVP) har stor betydning for membranernes egenskaber, bl.a. for hvor hydrofil overfladen er. PVP er mere følsom overfor klor end selve membranmaterialet. Nedbrydning og udvaskning af PVP-polymer har ledt til dårligere membranintegritet og til en forandret, mindre hydrofil overflade, som er mere modtagelig for fouling. Det er rapporteret, at PES-PVP-membraners aldring i kloropløsning forårsages af tabet af PVP, ikke af nedbrydningen af PES.

[14] Regula, C., E. Carretier, Y. Wyart, G. Gésan-Guiziou, A. Vincent, D. Boudot and P. Moulin (2014): Chemical cleaning/disinfection and ageing of organic UF membranes: A review. Water Research 56: 325-365

Nyere studier har bekræftet disse observationer. Det er observeret, at den største skade på PES-PVP-membraner sker ved kloring i pH-området 7-8, og at koncentrationen af frit klor er en vigtigere parameter end kontakttiden. Skaden bestod af forstørrede porer og en større tendens til fouling[15].

Også ved kloring af PSF-PVP-membraner var det nedbrydningen af PVP, som var årsagen til aldringen. Skaden var større ved pH 9 end ved pH 6 eller pH 4, hvilket forfatterne forklarer med forskydningen af klorspecies ligevægten mod hypoklorit ClO^-.[16]

I et aktuelt studie blev PSF- og PVDF-membraner (begge med additiverne PEG eller PVP) aldret med 400 ppm klor over forskellige tidsrum (10-500 timer). Klorbehandlingen gjorde begge membraner mere hydrofile i overfladen. PSF-membranen fik større porer, dårligere tilbageholdelse af partikler og en større tendens til foulingmekanismen *pore blocking*. Dette gjaldt specielt fouling forårsaget af hydrofile forureninger. PVDF-membranens struktur blev ikke ændret, og den dominerende foulingmekanisme forblev kagedannelse på overfladen.[17]

For applikation af membranfiltre på svømmebadsområdet dominerer i dag *hollow fibre*-moduler. Denne modultype karakteriseres af en høj specifik membranoverflade. Til gengæld er *hollow fibre*-moduler relativt følsomme over for fouling. *Flat sheet*-moduler har den fordel, at de er nemme at rengøre, mens de generelt har en højere pris pr. kvadratmeter membran.

[15] Causserand, C., B. Pellegrin and J. C. Rouch (2015): Effects of sodium hypochlorite exposure mode on PES/PVP ultrafiltration membrane degradation. Water Research 85: 316-326

[16] Xie, P., C. F. de Lannoy, J. Ma and M. R. Wiesner (2015): Chlorination of polyvinyl pyrrolidone-polysulfone membranes: Organic compound release, byproduct formation, and changes in membrane properties. Journal of Membrane Science 489: 28-35

[17] Zhang, Y., J. Wang, F. Gao, Y. Chen and H. Zhang (2017): A comparison study: The different impacts of sodium hypochlorite on PVDF and PSF ultrafiltration (UF) membranes. Water Research 109: 227-236

4. Udvikling af membranmodul til svømmebadsvand

4.1 Valg af membraner

På baggrund af gennemførlighedsanalysen samt tidligere erfaring med forskellige membraner er PVDF-membraner valgt til membranmodulerne. Vi har valgt en ultrafiltermembran med en porestørrelse omkring 0.2 µm støbt på polypropylen non-woven. Dette er en meget robust membran, der både tåler høje temperaturer under vask og har en god robusthed overfor kemikalier og klor. Ud over denne UF membran benytter vi os af finfiltre membraner i polyamid med porestørrelse på 1.0 µm og 5.0 µm.

Vægtmæssigt set skal vi fjerne partikler over 5 µm, men samtidig holde vandet klart, hvilket kræver fjernelse også af fine partikler ned til 0.1 µm.

4.2 Udvikling af membranmodul

Membranmodulerne er udviklet til sanitær filtration af for eksempel mælk, men kan også benyttes til stort set alle andre applikationer og derfor også til vand.

Filtreringsteknologien er baseret på cross-flow, dvs. at det ene (beskidte) medie strømmer meget hurtigt hen over membranen, således at selve overfladen holdes ren, samtidig med at der trykkes rent vand gennem membranen. Den beskidte strøm opkoncentreres herved, og koncentrationen holdes nede ved, at noget af strømmen tages fra, mens nyt let forurenet vand føres til. Det unikke ved membranelementerne er, at de er designet til at have meget lave tryk-fald på både permeat- (den rene side) og retentatsiden (det beskidte cross-flow vand).

Projektet har med CFD-beregninger simuleret funktion af dynamikken i filteret, hvilket fuldt har bekræftet designets egnethed.

4.3 Optimering med *Computational Fluid Dynamics* (CFD)

En stationær CFD-model af membranmodulet er etableret i simuleringsværktøjet COMSOL. Modellen blev anvendt til optimering af membranmodulet vedrørende kanalbredde, cross-flow hastighed og design af indløbsanordningen.

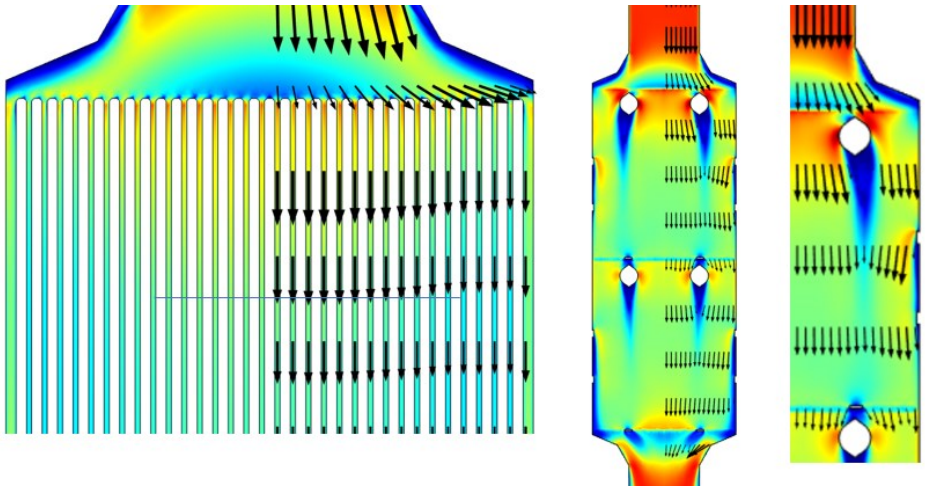
Vi har gennem adskillige beregninger med CFD-analyser optimeret ind- og udløbsflow i membranmodulerne og eftervist dueligheden af selve membranelement-konfigurationen.
De CFD-beregnede indløb har ledt til en fordelerplade installeret i elementerne under montage og vil senere lede til et forbedret støbt indløb.

Arbejdet bestod af:

- Import af CAD-filer fra præliminær design af membranmodulet til modelværktøjet, respektive manuel beskrivelse af geometrien, hvor automatisk import ikke var mulig
- Beskrivelse af randbetingelser etc.
- Udarbejdelse af CFD *mesh*
- Modelkørsler (flow og particle tracing) på en beregningscomputer
- Evaluering af resultaterne

Til CFD-beregningerne anvendtes en Reynolds-averaged Navier–Stokes (RANS) k-ε turbulensmodel.[18]

Nedenstående figur illustrerer resultatet fra et af udviklingstrinnene i simuleringerne:



Figur 3 Eksempel fra CFD beregninger

Det vurderes, at CFD-værktøjet har bidraget til at mindske tryktabet i indløbsanordningen ganske betragteligt, mens det yderligere materialebehov for filterhuset er blevet begrænset.

En video produceret ud fra CFD-værktøjet for at demonstrere arbejdet med modellen er blevet benyttet til at udvikle designet på fordelingssystemet.

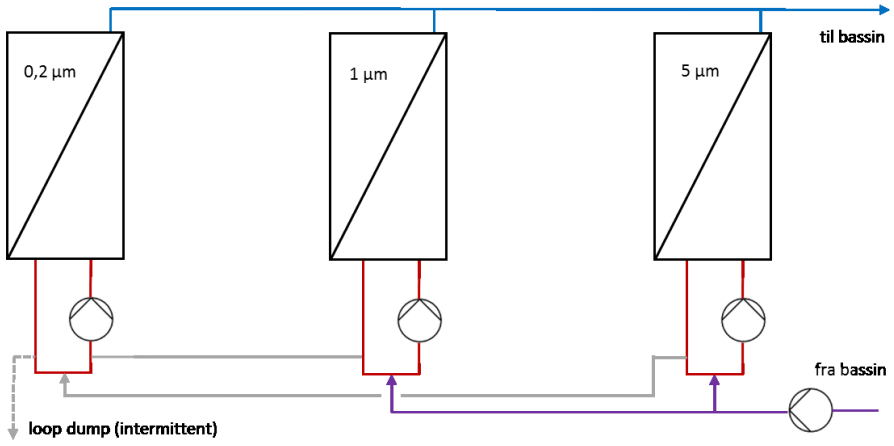
[18] D.C. Wilcox (1998): Turbulence Modeling for CFD, 2nd ed. DCW Industries.

5. Udvikling af membrananlæg til svømmehaller

5.1 Anlægsdesign

Forsøgsanlægget bestod af tre tårne med membranmoduler (Fig 4). De første to membrantårne med henholdsvis 5 µm og 1 µm nominel porestørrelse kan køres parallelt. Koncentratet fra disse to bliver til feed til det tredje, med 0,2 µm porestørrelse (et UF filter). Koncentratet fra dette tredje trin afledes til afløb i forudindstillede intervaller, dvs. en såkaldt *loop dump*. På den måde kunne vandudskiftningen tilpasses behovet.

I løbet af driftsperioden er der kørt forsøg også med automatisk loop dump, således at der kun udledes vand, når der har været en kraftig belastning af filteret.



Sort = membranmodulerne, lilla = feed fra bassin, Rød = cross-flow loops, grå = koncentrat, blå = permeat

Figur 4 Principskitse af forsøgsanlægget (kun hovedkomponenter)

Anlægget er udstyret med PLC og kan styres på afstand med en computer eller mobiltelefon. Driftsdata fra temperatur-, flow- og tryksensorer bliver logget. Anlægget bliver som udgangspunkt kørt med et foruddefineret ugeprogram, som angiver frekvensen for loop dumps og rensning af membranerne (CIP).

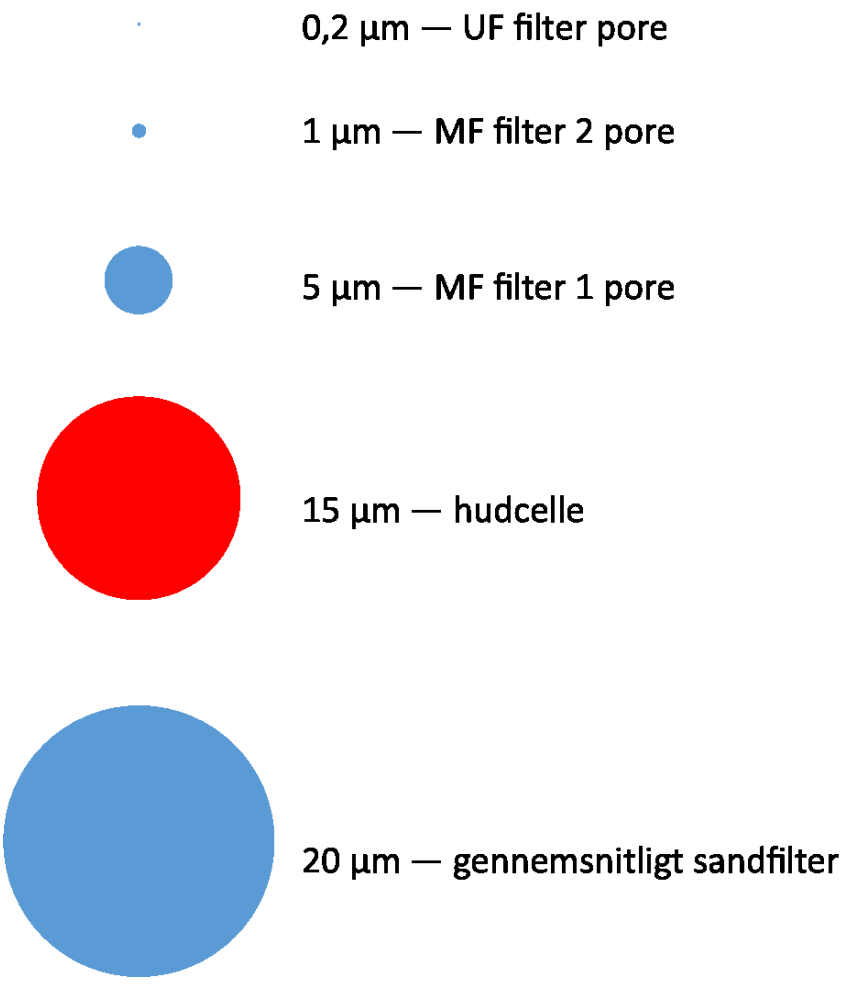
CIP bliver som udgangspunkt udført to gange om ugen med et kommercielt basisk membranrensningsmiddel. Det har i forløbet vist sig, at der en gang imellem skal vaskes efter med syre for at åbne op i filtrene, hvilket formentlig skyldes blandt andet kalkaflejringer, der så opløses med syre. Denne rengøringsproces er velkendt fra andre applikationer, for eksempel i mejeriindustrien.

Vi har i driftsperioden opnået gode resultater for rengøring, men det er meget sandsynligt, at disse kan forbedres yderligere, hvorved et endnu lavere energiforbrug – eller drift med mindre filterareal - vil kunne opnås.

Tabel 5 **Designparametre**

	5 µm membran	1 µm membran	0,2 µm membran
Membranoverflade (m^2)	60	60	60
Design Permeatflow (m^3/h)	36	18	12
Design cross-flow (m/s)	1.0-1.4	1.2-1.5	1.3-1.5
Design flux (m^3/m^2, h)	600	300	200

Herunder er der indsat relative størrelser for de tre valgte filtre, sammen med en hudcellestor kugle samt den teoretiske åbning i sandfiltre. Det ses tydeligt, at sandfiltre ikke er absolutfiltre, men de fungerer alligevel, da det flokkulerede snavs og mindre partikler bindes i filterstrukturen.



Figur 5 **Mål-relationer i og relateret til forsøgsanlægget**

5.2 Afprøvning i svømmesal

Test af teknologien foregik i Gladsaxe Gymnasiums svømmesal, som har et bassin med 84 kubikmeter volumen (12 x 6 x 1,16 m). Forsøgsanlægget blev installeret i juni 2017 i samarbejde mellem Sani Membranes og Gladsaxe kommune. Sani Membranes stod for selve membrananlægget, og kommunen modificerede de eksisterende tekniske installationer på testlokaliteten. Svømmesalen skulle have sin udtjente vandbehandling fornyet for at kunne bruges til svømmehold i efteråret 2017. Forsøgsanlægget behandlede derfor hele recirkulationsflowet fra bassinet. Dette muliggør en vurdering af systemeffekten, dvs. anlæggets effekt på bassinets vand. Det betyder dog også, at der ikke er en direkte sammenligning med konventionelle filtre. Der var i forsøgsperioden en pæn belastning på svømmesalen med 700-800 badegæster om ugen. Bassinet blev primært benyttet af små børn fra Gladsaxe Svømmeklub eller ældre til motion & vandgymnastik.

Flowet over anlægget blev indstillet til 40-42 kubikmeter i timen, så omsætningstiden på to timer ifølge svømmebadsbekendtgørelsen blev overholdt. Dog blev der i perioder kørt forsøg med forskellige filterkonfigurationer for at se effekten på vandkvalitet og energiforbrug.

Svømmesalens gamle filteranlæg var ikke i drift. De eksisterende varmelegemer blev anvendt til opvarmning, og et nyt (brugt) meget lille UV-anlæg blev monteret til destruktion af bundet klor. UV-lampen var på 1 kW, hvilket ifølge Gladsaxe Kommunes medarbejdere normalt ville være en klart underdimensionering til et flow på 42 m^3/h. Til sammenligning anbefaler DS 477:2013 en UV-dosis fra lavtrykslamper på 40-60 mJ/cm^2, hvad angår inaktivering af Cryptosporidium.

Figur 6 **Gladsaxe Gymnasiums svømmesal**

Figur 7 **Forsøgsanlægget installeret ved Gladsaxe Gymnasiums svømmesal**

Figur 8 **Forsøgsanlægget – PLC'en - installeret ved Gladsaxe Gymnasiums svømmesal**

Membrananlæggets effekt blev undersøgt i henhold til drifts- og vandkvalitetsparametre. Driftsparametre omfattede udvikling i membranernes permeabilitet (dvs. flux pr. bar TMP), behov for kemisk rensning og elforbrug. Disse parametre blev analyseret på baggrund af loggede sensordata.

Partikelkoncentrationen i intervallet 0,7-400 µm blev analyseret med en Accusizer 780 laserbaseret partikeltæller (Particle Sizing Systems, USA). Prøverne blev analyseret i lysekstinktions modus[19]. Vandprøver til partikeltælling blev udtaget både før, under og efter dagens badeaktivitet (holdsvømning), i vand fra bassinet og i permeat for de enkelte membrantrin.

Prøver for temperatur, pH, turbiditet, frit og bundet klor blev udtaget dagligt og analyseret lokalt. Yderligere vandkvalitetsparametre blev udtaget ugentligt og analyseret af et akkrediteret analyselaboratorium (temperatur, pH, frit og bundet klor, kimtal ved 37°C, trihalometaner).

[19] Måleprincippet forklares på producentens hjemmeside: http://pssnicomp.com/glossary/light-obscuration/

6. Resultat

6.1 Driftsparametre

Forsøgsanlæggets drift blev karakteriseret ved hjælp af følgende parametre:

- Udviklingen i membranernes permeabilitet over tid, elforbruget
- Effekt af den kemiske membranrensningen (CIP)
- Vandudbytte afhængigt af loop dump
- Elforbruget pr. kubikmeter filtreret vand

Montagen af filteret gik efter planen og blev gennemført af Sani Membranes sammen med Aqua Wellness (der stod for mekanisk installation af rørsystemer). Der har efter mindre justeringer ikke været utætheder eller andre problemer med installationen.

Styringen blev designet af Sani Membranes i samarbejde med Nikatech, og denne kom også i drift som planlagt. Styringen giver mulighed for passwordbeskyttet fjernbetjening af kontrolsystemet samt opsamling af data. Samtidig giver en ugeplan mulighed for at styre drift, herunder loop dumps, nattesænkning og rengøring, hvilket har været en stor hjælp i driften af filteret.

6.1.1 Belasting

Filteret blev sat i drift i juni måned, således at det kunne testes igennem i løbet af sommeren, inden belastningen i form af svømmehold fra GSK – Gladsaxe Svømmeklub - men også mange andre hold fra Gladsaxe Kommune tog bassinet i brug efter sommer.

Der er således ca. 800 brugere af bassinet hver uge - primært børn, babyer med forældre og pensionister - og bassinet bliver benyttet alle syv dage i ugen. I forhold til bassinstørrelsen er bassinet voldsomt belastet, idet holdene ofte er på 20 personer, hvilket er bassingrænsen.

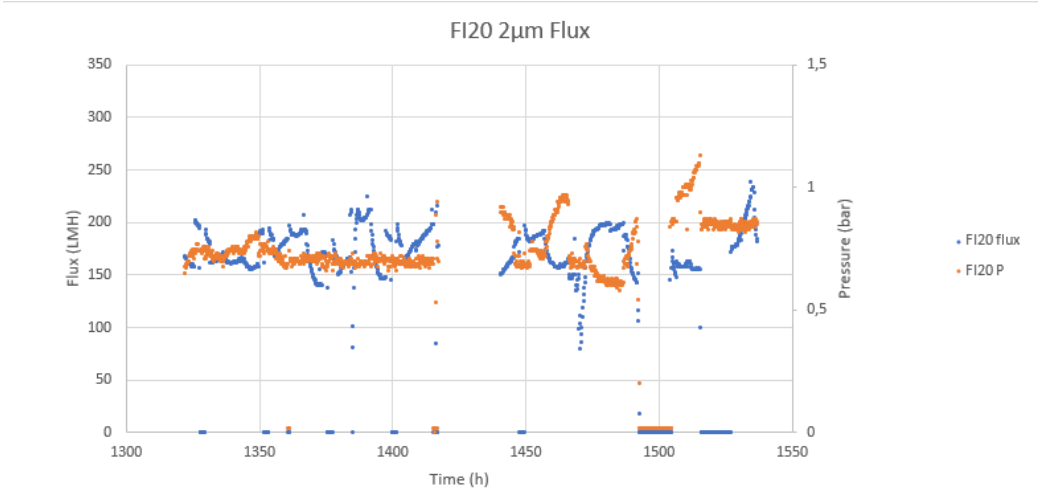
Driften af filteret har været meget stabil, og der har ikke været en eneste lukkedag i bassinet i driftsperioden!

6.1.2 Permeabilitet over tid

Membranernes permeabilitet er den flux (liter permeat pr. kvadratmeter og time), som opnås pr. bar transmembrantryk. Membranerne begyndte med en høj permeabilitet. I de første måneder blev bassinet næsten ikke anvendt. Fra medio af august kom der betydelig badebelastning på, hvilket førte til en sænket, men stabil permeabilitet.

Tabel 6 **Driftsmålinger og designparametre**

	5 µm membran	1 µm membran	0,2 µm membran
Membranoverflade (m^2)	60	60	60
Design Permeatflow (m^3/h)	36	18	12
Faktisk/typisk Permeatflow (m^3/h), idet mål er 40-42 m^3/h	27	11	4
Design flux (m^3/m^2, h)	600	300	200
Faktisk flux (m^3/m^2, h) afpasset til behov	450	185	67
Design cross-flow (m/s)	1.0-1.4	1.2-1.5	1.3-1.5
Faktisk cross-flow (m/s) begrænset af rørdimensioner	0.7-1.2	0.8-1.3	1.0-1.



Figur 9 **Eksempel på opsamling af driftsdata**

Det var tydeligt, at badebelastning umiddelbart påvirker permeabiliteten. Dette gav sig udtryk i, at trykfaldet over filtrene steg ved belastning, ved fastholdt flow, idet reguleringen skete ved at øge transmembrantrykket på alle filtre i drift.

Ved fastholdt tryk faldt flowet gennem filtrene tilsvarende, og begge reguleringsformer er anvendelige; dog skal regulering være baseret på, at bekendtgørelsens krav til minimumsflowet altid er opfyldt. I herværende bassin blev flowet således holdt på 40-42 m^3/h i dagtimerne og sænket til 30 m^3/h i nattetimerne.

Som det også fremgår af ovennævnte tabel 6, er filteret meget overdimensioneret, idet dette gav mulighed for at køre med forskellige filterkonstellationer og sammenholde disse med partikelmålinger i vandet.

Samtidig muliggjorde overkapaciteten, at der kunne være langt mellem rengøringerne, uden at dette gav nogen form for driftsproblemer.

6.1.3 Effekt af CIP

CIP blev gennemført med en varm alkalisk rensning – varm lud 55 grader Celcius - i typisk 40 minutter, hvilket er den traditionelle form for vask af membranfiltre. Fra tid til anden skal denne vask efterfølges af syreskyl, idet syren fjerner kalkaflejringer. Efter vask skylles filtrene igennem med badevand, der efter skyl ledes til dræn.

CIP blev gennemført fuldstændig automatiseret og ofte igangsat én gang ugentligt via ugeplanen i styringen. Til en vask blev der typisk brugt 1 liter lud med buffer – RoDan 220 - og ca. 400 liter vand, heraf de 250 liter som bassinvand, idet filtrene successivt tømmes, og vandet fra filteret benyttes til skyllevand.

Mellem to CIP faldt permeabiliteten typisk med 20%. Den kemiske rensning genoprettede hovedparten af permeabiliteten; dog aldrig ned til "som ny" kapaciteten, men nærmere omkring 50% heraf, hvilket svarede til designparametrene. En mere effektiv rensning, for eksempel med enzymer, kan muligvis forbedre flux efter CIP, men dette er ikke forsøgt i denne test, da målet her var at kunne vende tilbage til designparametrene, ved hvilke filteret var overdimensioneret i forhold til det absolutte behov.

6.1.4 Vandudbytte (recovery)

Vandudbyttet afhænger ved dette anlægsdesign direkte af frekvensen for loop dumps fra UF-membranen, og frekvensen for CIP. Ved et ønske om høj frekvens af loop dumps, med henblik på hele tiden at fjerne hudceller og snavs, kan filteret konfigureres med et mindre opkoncentreringsloop, der så dumpes baseret på flux, hvilket vil reducere vandforbruget.

Der var ikke den store fluxforandring på UF filteret ved stor snavsbelastning.

Ved loop dump afledes 75 L vand til afløb, hvilket svarer til indholdet i UF filteret og rørsystemer. Idet det var dette forsøgs formål at forbedre vandkvaliteten i svømmehallen, blev der typisk gennemført 2 x loop dumps om dagen, hvilket holdt ophobet affald (hudceller m.m.) nede på et meget lavt niveau, og der var på intet tidspunkt klorlugte fra bassinet som følge af nedbrudsprocesser.

Det er meget sandsynligt, at man kan reducere antallet af loop dumps og stadig holde bassinet fri for lugtgener.

Ved CIP anvendes 150 L til at berede CIP-opløsningen, og 250 L til at tømme filtrene og til at skylle membranen efter gennemført CIP.

Tabel 8 **Vandudbytte – det målte på faktuelt anlæg (recovery) afhængigt af frekvensen for loop dump og CIP**

Loop dump / CIP	1 CIP / uge	2 CIP / uge
1 loop dump /uge	99,4%	98,9%
7 loop dump / uge	98,9%	98,4%
14 loop dump / uge	98,2%	97,8%

Forventeligt vandudbytte ved et kommercielt designet anlæg vil være en del højere, idet vi her vil optimere filtervolumen til faktisk behov og forventeligt have to højkoncentrationsloops efter hinanden, hvilket kan reducere vandforbruget væsentligt.

Forventeligt vandudbytte på et kommercielt fuldskalafilter er 99,5% med mindst 14 loop dumps pr. uge – styret af timer og overstyret af NTU-måler samt én ugentlig CIP af systemet.

6.1.5 Elforbrug og vandforbrug

Ved effektberegninger for et svømmebassin giver det ikke mening at sammenligne enkelt-parametre, men derimod helheden af effektforbruget for svømmehalsdriften.

Det samlede effektforbrug for en svømmehal omfatter i grove punkter:

- Opvarmning af vandet for at holde badtemperaturen på 27°C
- Opvarmning af nyt vand til erstatning af filter-skyllevand
- Opvarmning af nyt vand til erstatning af loop dump-vand (der kan fravælges)
- Filtersystemets tryktab og medfølgende effektforbrug, der afsættes som varme i bassinvandet

Der er i svømmebassinet nu monteret to styk 8KW gennemstrømningsvarmere, der holder vandtemperaturen på 27°C. Disse el-varmere har været i brug i hele driftsperioden, men har grundet filterets effektforbrug været lidt mindre belastet end tidligere under almindelig drift og har især ikke været i drift i større udstrækning til at opvarme erstatning for skyllevand.

Forsøgsanlægget havde et gennemsnitligt effektbehov på 6 KW til filtersystemets tryktab og cross flow. Det modsvarer et elforbrug på 0,12 kilowatt timer pr. kubikmeter permeat. Et tilsvarende sandfilter vil sikkert kunne køres ved 2-3 KW pumpeeffekt, men da begge effektforbrug afsættes som varme i vandet, og da forbruget er betydeligt under varmetabseffekten, er differencen ikke relevant set udefra.

I forhold til effektforbruget til erstatning af skyllevand på filtre har det vist sig, at hvis et Hollow Plate™ membranfilter benyttes på samme vis som et sandfilter, altså uden loop dump, vil vaskefrekvensen være ens for sandfiltre og forsøgsfilteret. Imidlertid vil et sandfilter reelt bruge betydeligt mere vand til tilbageskyl og vask end forsøgsfilteret. Vi har ikke kunne få objektive data herpå, men ifølge involverede driftsfolk vil et 42 m^3/h sandfilter bruge i størrelsesordenen 4-5 m^3 vand pr. rengøring. Vandforbruget til vask af et sandfilter er altså en 10-faktor mere, og alt dette vand skal erstattes og opvarmes.

Til loop dump benyttes nu ca. 800 liter vand om ugen, så selvom vi nu får fint og rent vand ved hurtigt at bortlede snavset, og vi ikke har optimeret dette til et kommercielt niveau, har vi altså betydeligt mindre vandforbrug end med et tilsvarende sandfilter – og dermed et samlet set betydeligt lavere vand- og energiforbrug.

6.2 Vandkvalitetsparametre

Ifølge svømmebadsbekendtgørelsen (BEK nr. 918 af 27/06/2016) skal bassinvandet være klart og overholde følgende krav:

Frit klor, bassiner under 34°C	0,4 – 1,5 mg/
Bundet klor	maks. 0,5 mg/l, så lavt som muligt.
Trihalometaner (THM)	maks. 25 µg/l, så lavt som muligt
Kimtal dyrket ved 37 °C	maks. 500 per 100 ml
E.coli og *pseudomonas* bakterier	<1 i 100 ml

Tabel 9 sammenfatter resultaterne fra de lokalt udførte analyser. Analysedata er fra Eurofins, som er en akkrediteret leverandør til mange svømmehaller i landet.

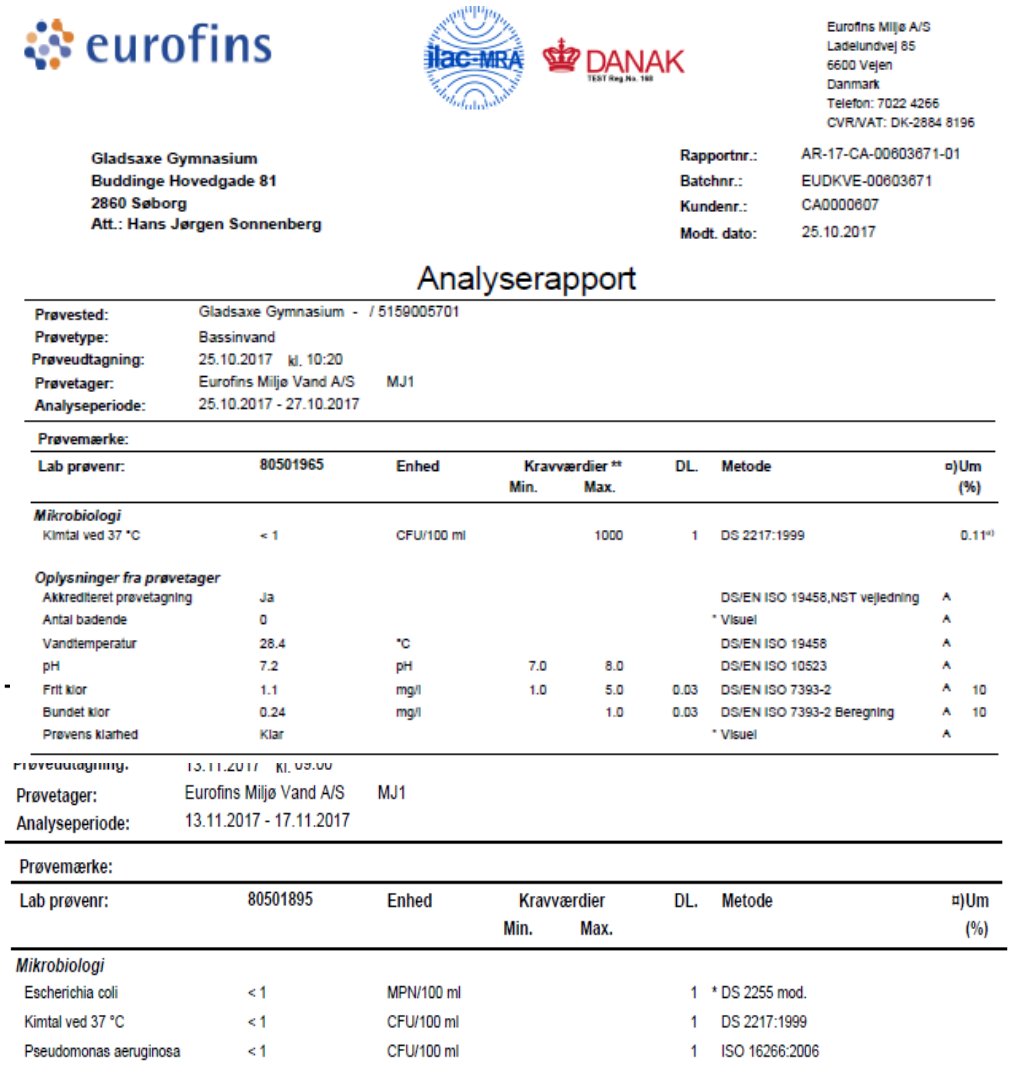
Svømmebassinet blev i stor udstrækning drevet som et almindeligt bassin, og der blev ikke optimeret på driften for at reducere klordosering. Resultaterne viste, at vi generelt havde meget lidt bundet klor, hvilket betyder, at vi fjerner snavsbundet klor ganske effektivt med luddumps. Ligeledes viste resultaterne et lavt niveau af trihalometaner og et lavt kimtal.

Samtidig skal det bemærkes, at der ikke på noget tidspunkt var klorlugt i bassinlokalet, og at tilbagemelding fra brugere var, at de ikke fik gener – hosten eller røde øjne - ved brug af bassinet. Brugergruppen var især små børn, hvor vi kunne forvente en stor grad af ”følsomhed”

Tabel 9 Vandkvalitetsparametre i bassinvand analyseret lokalt i perioden august til oktober 2017

Parameter	Gennemsnit	Minimum	Maximum
pH	7.3	7.1	7.8
Turbiditet, badevand	Klart (0.11)	Klart (0.08)	Klart (0.18)
Frit klor (mg/l)	1.3	1.1	2.6
Bundet klor (mg/l)	0.2	0.03	0.42
Trihalometaner (µg/l)	10	<1	51
Kimtal ved 37 °C	12	<1	42

Eksempler på måleresultater fra Eurofins ses i figur 10 herunder.



eurofins

Eurofins Miljø A/S
Ladelundvej 85
6600 Vejen
Danmark
Telefon: 7022 4266
CVR/VAT: DK-2884 8196

Gladsaxe Gymnasium
Buddinge Hovedgade 81
2860 Søborg
Att.: Hans Jørgen Sonnenberg

Rapportnr.:	AR-17-CA-00603671-01
Batchnr.:	EUDKVE-00603671
Kundenr.:	CA0000607
Modt. dato:	25.10.2017

Analyserapport

Prøvested:	Gladsaxe Gymnasium - / 5159005701
Prøvetype:	Bassinvand
Prøveudtagning:	25.10.2017 kl. 10:20
Prøvetager:	Eurofins Miljø Vand A/S MJ1
Analyseperiode:	25.10.2017 - 27.10.2017

Prøvemærke:

Lab prøvenr:	80501965	Enhed	Kravværdier ** Min.	Max.	DL.	Metode	¤)Um (%)
Mikrobiologi							
Kimtal ved 37 °C	< 1	CFU/100 ml		1000	1	DS 2217:1999	0.11 a)
Oplysninger fra prøvetager							
Akkrediteret prøvetagning	Ja					DS/EN ISO 19458,NST vejledning	A
Antal badende	0					* Visuel	A
Vandtemperatur	28.4	°C				DS/EN ISO 19458	A
pH	7.2	pH	7.0	8.0		DS/EN ISO 10523	A
Frit klor	1.1	mg/l	1.0	5.0	0.03	DS/EN ISO 7393-2	A 10
Bundet klor	0.24	mg/l		1.0	0.03	DS/EN ISO 7393-2 Beregning	A 10
Prøvens klarhed	Klar					* Visuel	A

Prøveudtagning: 13.11.2017 kl. 09:00
Prøvetager: Eurofins Miljø Vand A/S MJ1
Analyseperiode: 13.11.2017 - 17.11.2017

Prøvemærke:

Lab prøvenr:	80501895	Enhed	Kravværdier Min.	Max.	DL.	Metode	¤)Um (%)
Mikrobiologi							
Escherichia coli	< 1	MPN/100 ml			1	* DS 2255 mod.	
Kimtal ved 37 °C	< 1	CFU/100 ml			1	DS 2217:1999	
Pseudomonas aeruginosa	< 1	CFU/100 ml			1	ISO 16266:2006	

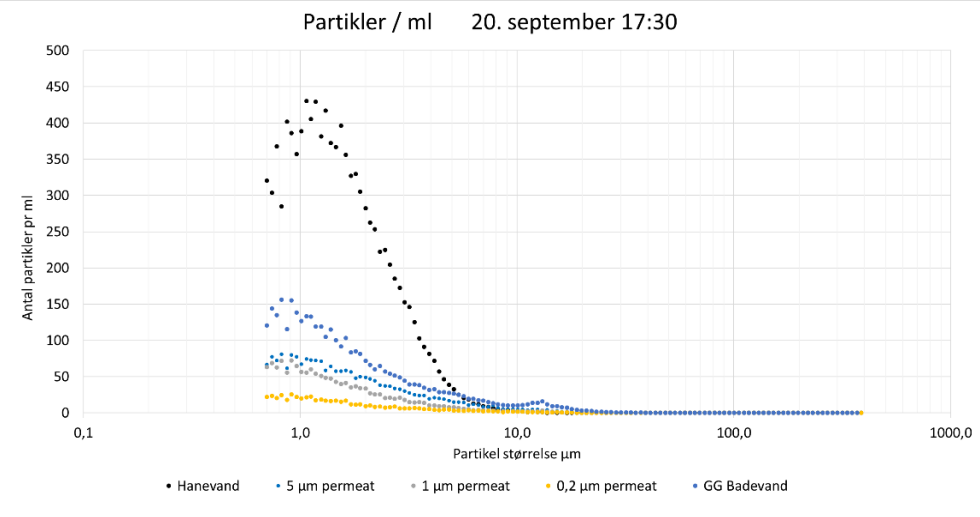
Figur 10 **Typiske målerapport fra bassinvand**

6.3 Partikelstørrelsesfordelinger

Ved et antal tilfælde blev partikelstørrelsesfordelingen i vandstrømmene karakteriseret.
Fig. 11 viser et typisk eksempel på størrelsesfordelingen. Det ses tydeligt, at forsøgsanlægget fjerner hudcellerne og de fleste øvrige mindre partikler.

Bassinvandet indeholder hovedsageligt partikler, som er mindre end 20 µm, og der ses også her det karakteristiske ”bumb” ved 15 µm partikler, hvilket skyldes hudceller. Dog er dette ”bump” en del mindre end set i andre bassiner, hvilket kan skyldes filterets meget effektive fjernelse af partikler over 5 µm.
Vi har her også lavet en måling på hanevand, og det ses tydeligt, at hanevand er ”forurenet” med utroligt mange meget små partikler. Disse fjernes af filteret, idet det ses, at alle tre filtre har en reducerende, filtrerende effekt på selv de mindste partikler.

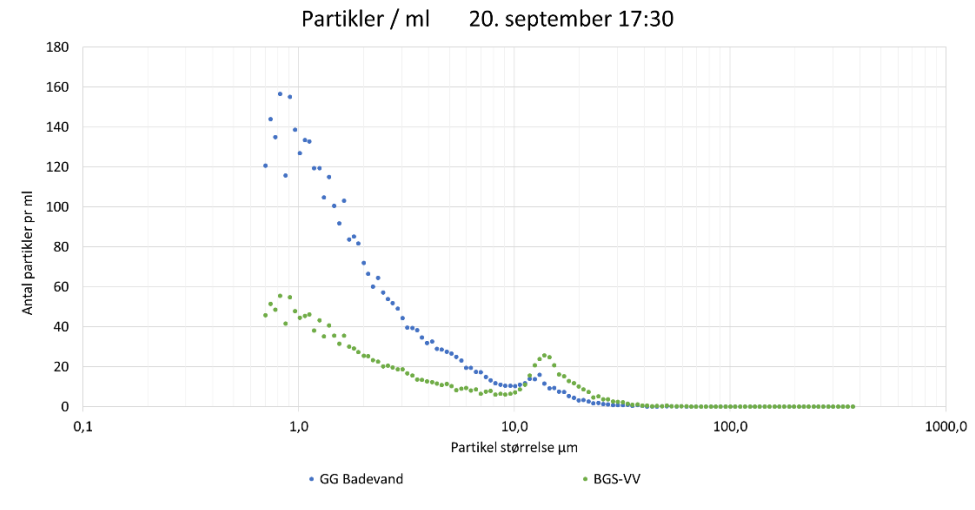
Permeatet fra UFµµ filteret var faktisk renere end det RO-vand, vi kunne skaffe til at rengøre partikeltælleren, så vask af denne skete med permeat fra UF filteret.



Figur 11 **En typisk partikelstørrelsesfordeling i bassinvand og permeat fra de tre membrantårne**

Fig. 12 viser et eksempel på partikelfordelingen i et traditionelt sandfiltreret svømmebad – Bagsværd Svømmehal - sammenlignet med forsøgsfilteret i Gladsaxe Gymnasium.
Det ses her, at vandet i det traditionelle bassin har flere større partikler end forsøgsbassinet. Vægtet har det traditionelle bassinvand samlet en partikelvolumen på 78.970 μm^3 mod forsøgsfiltervandet på 52.315 μm^3, hvilket svarer til 51% mere partikelvolumen belastning. Så på trods af, at grafen herunder viser flere mindre partikler ved forsøgsfilteret, er partikelfjernelsen i volumen tydelig bedre i forsøgsfilteret.

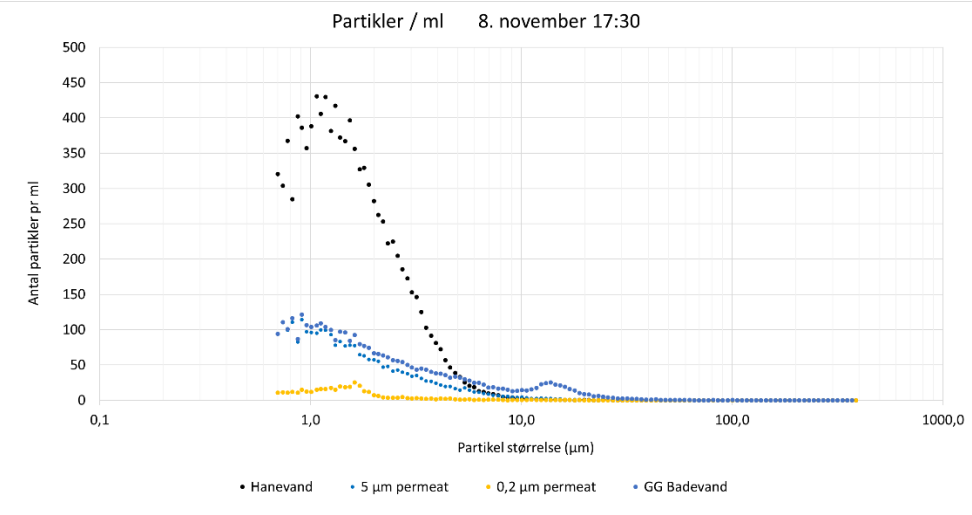
Forskellen i små partikler skyldes sandsynligvis, at forsøgsfilteret kører UDEN dosering af polymer flokkulent, hvilket sker i sandfilter-bassiner, og altså også i Bagsværd Svømmehal. Vi forventer, at vi ved en minimal tilsætning af flokkulent ligeledes kan fjerne disse mindre partikler, hvis ønskeligt, men det vil naturligvis ”koste” en gang forurenet flokkuleringsmiddel, så det er ikke sikkert, at det er hverken nødvendigt eller ønskeligt.



Figur 12 **En typisk partikelstørrelsesfordeling i bassinvand i Bagsværd Svømmehal og i Gladsaxe Gymnasium**

Figur 13 viser partikelsammensætningen på en meget atypisk dag, hvor der som led i forsøgsrækken kun er kørt med 5 µm filteret og UF filteret i syv dage op til målingen - heraf fire dage uden loop dumps og uden vask af membraner. Der har desuden været en stor belastning af bassinet i perioden, hvor svømmehallen har været fuldt booket, ligesom der kun er blevet kørt med 30 m^3/h mod normalt 42 m^3/h.

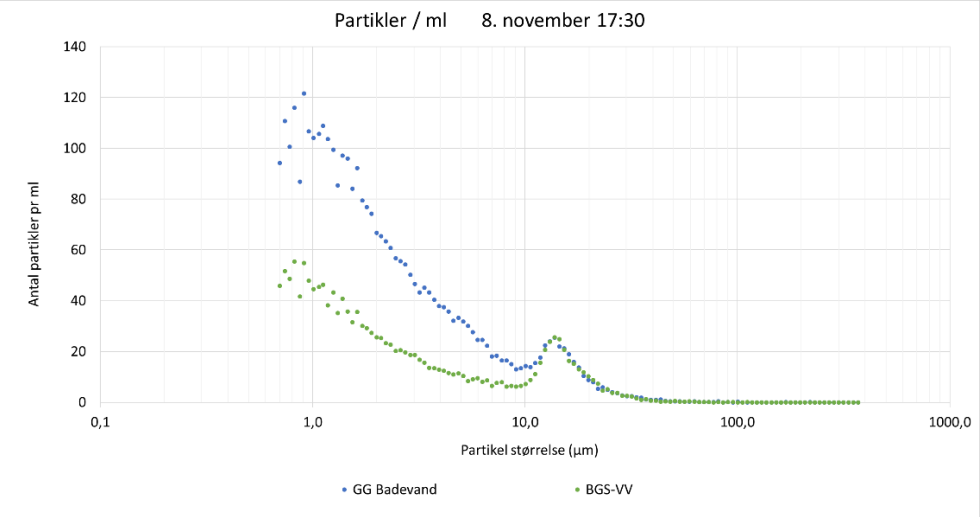
Det ses, at bassinvandet indeholder lidt flere hudceller (15 µm) end på en typisk dag og ca. den samme forurening af små partikler som på en typisk dag. Permeatet fra 5 µm filteret indeholder præcis det samme antal partikler som på en typisk dag, mens permeatet fra UF filteret er lidt mere forurenet med små partikler sammenlignet med en typisk dag. Den øgede forekomst af små partikler i UF permeatet skyldes, at der ikke har været foretaget loop dump i syv dage, og at forureningsgraden af feed'en i loopet derfor er meget høj. Et loop dump er derfor påkrævet for at beholde den gode vandkvalitet i bassinet.



Figur 13 **En atypisk partikelstørrelsesfordeling i bassinvand og permeat fra to membrantårne**

Fig. 14 viser partikelfordelingen i et traditionelt sandfiltreret svømmebad – Bagsværd Svømmehal - sammenlignet med forsøgsfilteret i Gladsaxe Gymnasium på en atypisk dag.
Det ses, at antallet af hudceller i bassinet er helt ens for de to målinger. Det ses også, at Gladsaxes bassin indeholder flere små partikler end Bagsværds. De mest sandsynlige grunde til dette er, at der ikke anvendes polymere flokkulanter, og at det anvendte UV-anlæg er underdimensioneret.

Men selv på en meget svær dag for forsøgsanlægget i Gladsaxe er vandkvaliteten som i en normal svømmehal, hvad partikler angår, ligesom der heller ikke var nogen sporbar klorlugt i lokalet.



Figur 14 **En atypisk partikelstørrelsesfordeling i bassinvand i Bagsværd Svømmehal og i Gladsaxe Gymnasium**

7. Diskussion

Det er lykkedes SANI Membranes at bygge et velfungerende og driftsstabilt forsøgsanlæg til Gladsaxe Gymnasiums svømmesal. Filteret leverer en godkendt vandkvalitet af den fulde og meget store belastning i bassinet. Nedenfor diskuteres spørgsmål, som har betydning for en optimering og kommercialisering af teknologien.

Overordnet design af anlægget
Forsøgsanlægget bestod af tre membrantrin med hver sin recirkulationspumpe. Med hensyn til vandkvalitet, økonomi og energieffektivitet kan et kommercielt anlæg bestå af forskellige konfigurationer.

Hvis man vil optimere badevandskvaliteten til den højest mulige vandkvalitet samtidig med, at man minimerer vandforbruget, skal man benytte et design med tre eller flere membranfiltreringstrin. To parallelle ”første trin” filtrerer hovedstrømmen med henholdsvis et 5 µm filter og et 1 µm filter, der begge sender permeatet tilbage til bassinet. Herved sørger trin 1 for hovedparten af vandudskiftningen i bassinet. Andet trin behandler det koncentrerede retentat fra de to første trin 1 med et UF filter, der koncentrerer retentatet yderligere uden at slippe selv små partikler igennem til bassinet. Permeatet herfra sendes til bassinet, mens retentatet opkoncentreres i loopet. Der foretages så loop dumps fra trin 2, når en online turbiditetsmåler når sit indstillede ’set point’ eller efter en forprogrammeret tid, hvis ’set pointet’ ikke nås inden. Ved at anvende denne kaskademetode sikrer man en optimal vandkvalitet samtidig med, at man minimerer vandforbruget til loop dumps og vask af membraner.

Ofte vil man kunne nøjes med, at begge de to første trin foregår med 5 µm filter, som tager hele flowet fra bassinet, samt et andet trin (1 µm eller UF filter), som fjerner mindre partikler fra retentat loopet fra første trin. Som testet i forsøgsanlægget vil det ikke betyde en voldsom forringelse af vandkvaliteten, og denne vil nemt og sikkert opfylde kravene i bekendtgørelsen til vandet.

Vandudbytte og loop dumps:
Der er en klar balance mellem antallet af loop dumps (vandforbruget) og den totale mængde af forurening i systemet. Ved at anvende et kaskadesystem med koncentration af retentat fra de foregående loops med mindre og mindre porestørrelsesfiltre sikrer man, at forureningen og dens løbende producerede nedbrydningsprodukter i maksimal grad holdes på retentatsiden af filteret, indtil der foretages loop dump af den koncentrerede forurening.

Anlægget kan fjerne snavs fra vandsystemet kort tid efter, at det er kommet ud i badevandet, idet vandet jo udskiftes på blot to timer. Et loop dump smider 75 liter vand ud, hvilket ikke er meget i forhold til bagskyld af et sandfilter, og selv over en uge bliver det til meget lidt.

Igennem hele testperioden er driften forløbet til stor tilfredshed fra brugerne. Der har været klare meldinger om behageligt badevand, ingen dunst af klor (kloraminer), ingen hosten og ingen røde øjne. Dette har også været tilfældet, når vi kun har kørt loop dump én gang hver anden eller tredje dag, hvor de 75 liter snavset vand ofte er gråligt, grumset og ulækkert.
Vi har ikke målinger nok til helt at kunne optimere, hvor ofte et loop dump er nødvendigt, men vi forventer, at dette bør foretags mindst én gang dagligt. Ved at måle forureningsgraden i sidste loop med en online turbiditetsmåler kan loop dumps også forceres ved ekstra høj belastning.

CIP frekvens
Der er en klar balance mellem frekvensen af membranvaske (vandforbruget) og energiforbruget til pumperne. Jo mere beskidte membranerne er, jo mere energi skal pumperne bruge for at foretage filtreringen.

Forsøgsanlægget blev CIP-renset automatisk om natten en til to gange om ugen, afhængigt af belastning og kørende konfigurationstest. En CIP-rensning foregår ved, at hvert loop vaskes efter tur med 52 grader varm lud-opløsning med pH 11 i ca. 60 minutter. Som skyllevand benyttes det badevand, der er i loopene ved vaskens påbegyndelse, idet dette føres til en tank til formålet. Til en hel CIP-rensning bruges i gennemsnit 1,5 liter lud og ca. 200 liter varmt vand samt ca. 200 liter badevand. Et kommercielt anlæg vil kunne optimeres betydeligt.

Energiforbrug
Set udefra brugte forsøgsanlægget mindre energi end et tilsvarende sand filter. Dette skal ses ud fra den betragtning, at anlægget samlet brugte meget mindre vand, og at meget mindre varmt vand blev sendt til kloakken end for alle sammenlignelige filtre. Samlet set var elforbruget det samme som tidligere, idet to styk 9 KW el-patroner opvarmede vandet/holdt vandtemperaturen. Forsøgsanlæggets pumper benyttede ca. 6 KW effekt, der alle afsættes som varme i bassinvandet. Vi aflastede således el-patronerne en smule mere end et sandfilter ville gøre, idet man her sikkert ville kunne nøjes med et 3-4 KW effektforbrug i pumper.

Forsøgsanlægget brugte som forventet en del mere strøm, fordi de gamle eksisterende installationer var udlagt med for små rør i forhold til pumpeeffekt og dermed vandmængde. Et kommercielt anlæg vil kunne optimeres betydeligt.

Investerings- og driftsomkostninger
Sani Membranes forventer, at et membranfilter som benyttet i forsøgsanlægget kan etableres for samme investering som et sandfilter.

Det er endnu meget tidligt at sammenligne med andre teknologier, men et bedste bud for investering og omkostninger sammenlignet med tallene fra de schweiziske anlæg fra litteraturstudiet er anført i tabel 10 herunder.

Tabel 10 **Investeringsomkostninger ved fire teknologier (tusinde DKK). Det er antaget, at en kubikmeter rumvolumen koster 500 CHF[6]. Omregnet fra CHF til DKK med kurs 6,97 (28.2.2017)**

Filtersystem	Anlæg inkl. tilbehør	Beholder etc.	Bygning etc.	SUM
Trykfilter	1.255	349	592	2.196
Tryk-pulverfilter	1.464	279	314	2.056
UF, traditionelt	3.067	279	174	3.520
Sani Membranes	1.700	300	200	2.200

Tabel 11 **Driftsomkostninger ved fire teknologier (tusinde DKK/år)[6]. Omregnet fra CHF til DKK med kurs 6,97.**

Filtersystem	Vand m^3/år	El kWh/år	Forbrugs-materiale	Intern Service	Ekstern Service	SUM
Trykfilter	139 6850 m^3	258 185.000 kWh	70	70	21	558
Tryk-pulverfilter	84 4000 m^3	244 172.000 kWh	105	77	21	530
UF, traditionelt	369 17500 m^3	328 233.000 kWh	84	56	118*	955
Sani Membranes	65 3000 m^3	245 172.000 kWh	105	55	60	530

8. Konklusioner fra projektet

Fra litteratur- og markedsstudiet kan det udledes, at membranfiltre er forholdsvist nye på det danske svømmebadsmarked. Samtidig er den generelle holdning, at det er en god løsning mht. vandkvalitet, men omkostningen forventes meget højere end sandfiltre. Der er meget få membranfiltre i brug i danske svømmehaller og i resten af verden, men en del er i brug i Tyskland.

Sani Membranes filter er et helt nyt produkt, der ikke er umiddelbart sammenligneligt med tidligere membranfiltre. Sani Membranes filter er i funktion tættere på et effektivt tromlefilter (der hurtigt kan fjerne forureningen) kombineret med et UF membranfilter, der kan fjerne små partikler i vandet.

Filterfunktionen med et 5 µm filter og et 1 µm filter, der effektivt og med lavt energiforbrug filtrerer hovedstrømmen af vand, kombineret med et meget tæt UF filter, der kan opkoncentrere snavs, så det kan bortledes hurtigt, sikrer en optimal vandkvalitet i bassinet.

Anlægget skal optimeres hydraulisk, og et kommercielt anlæg med kun to membrantrin (5 µm og UF filter) og mindre styring end på forsøgsfilteret må forventes at kunne dække de flestes behov for rigtig god vandkvalitet.

Et Sani Membranes ”Aqua” filter vil kunne etableres til konkurrencedygtig investeringspris og til en konkurrencedygtig driftsomkostning. Hertil kommer de fordele, der ligger i den forbedrede vandkvalitet, samt muligheden for at etablerer filteret på bassinniveau (en fordel ved f.eks. opgradering af eksisterende svømmehaller).

Det vurderes på baggrund af resultaterne, at en kommerciel version af teknologien vil være konkurrencedygtig over for andre membranfiltre og konventionelle filterteknologier.

En artikel om systemet er på vej i Svømmebadsteknisk forenings magasin ’Svømmebadet’. Filteret blev i november 2017 fremvist på FSB messen i Tyskland (den største fagrelevante messe i Europa). Filteret vil yderligere blive fremvist på diverse fagmesser, og vi forventer, at filteret bliver en succes, der vil forbedre vandkvaliteten i svømmehaller fremover.

Vandkvalitetsforbedring i svømmehaller ved udvikling af ny energieffektiv membranfiltreringsteknologi

Sani Membranes ApS har fået en bevilling fra Miljøstyrelsen til at udvikle et membranfilteranlæg til forbedring af vandkvalitet i svømmebade, som samtidig har et lavt energiforbrug og et lavt forbrug af returskyllevand.

Det er lykkedes at udvikle et helt nyt filterkoncept og eftervise at det er funktionsdueligt og markedsegnet.

Med Sani Membranes Hollow Plate™ teknologi vil det være muligt at indstille en korrekt og bekendtgørelsesopfyldende udskiftning af bassinvandet og holde vandet klart. Samtidig er der en tydelig forbedring af vandkvaliteten ved hurtig og jævnlig bortskaffelse af op-koncentreret snavs.

Miljøstyrelsen
Haraldsgade 53
2100 København Ø

www.mst.dk