Miljøministeriet
Miljøstyrelsen

Optimering af tromlefilter til partikelfjernelse i svømmebade MUDP-projekt

MUDP

November 2026

Udgiver: Miljøstyrelsen

Redaktion:
Peter Vittrup Christensen, Ultraaqua A/S

ISBN: 978-87-7564-169-7

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.

Miljøteknologisk Udviklings- og Demonstrations-program

Projektet, som er beskrevet i denne rapport, er støttet af Miljøteknologisk Udviklings- og Demonstrationsprogram (MUDP) under Miljøministeriet, der støtter udvikling, test og demonstration af miljøteknologi.

MUDP investerer i udvikling af fremtidens miljøteknologi til gavn for klima og miljø i Danmark og globalt, samtidig med at dansk vækst og beskæftigelse styrkes. Programmet understøtter dels den bredere miljødagsorden, herunder rent vand, ren luft og sikker kemi, men understøtter også regeringens målsætninger inden for klima, biodiversitet og cirkulær økonomi.

Det er MUDP's bestyrelse, som beslutter, hvilke projekter der skal modtage tilskud. Bestyrelsen betjenes af MUDP-sekretariatet i Miljøstyrelsen.

MUDP-sekretariatet i Miljøstyrelsen
Lerchesgade 35, 5000 Odense| Tlf. +45 72 54 40 00

Mail: ecoinnovation@mst.dk
MUDP's hjemmeside

Denne slutrapport er godkendt af MUDP, men det er alene rapportens forfatter/projektlederen, som er ansvarlige for indholdet. Rapporten må citeres med kildeangivelse.

Indhold

1.	**Resume**	**6**
2.	**Indledning**	**7**
3.	**Karakterisering af filterduge**	**10**
3.1	Kriterier for selektion af filterdug	10
3.2	Oversigt over udvalgte filterduge	10
3.3	Metode til karakterisering af filterduge	11
3.4	Resultater af filterdugskarakterisering	12
3.4.1	Indledende test	12
3.4.2	Partikelretention	13
3.4.3	Hydraulisk permeabilitet	18
3.5	Selektion af filterduge	20
4.	**Koagulering af bassinvand**	**21**
4.1	Baggrund for koaguleringsforsøg	21
4.2	Partikelegenskaber	22
4.3	Koaguleringsforsøg	23
5.	**Anvendelse af filteraid**	**26**
5.1	Filteraid til forbedring af partikelfjernelse	26
5.2	Brug af svømmehalspartikler som filteraid	26
5.3	Brug af perlite og cellulose fiber som filteraid	28
6.	**Dannelse af klorerede biprodukter fra partikler**	**32**
6.1	Metode til måling af dannelsespotentiale af klorerede biprodukter	32
6.1.1	Klorering af tromlefilterskyllevand	32
6.1.2	Klorering af bassinvand	32
6.2	Metode til måling af kinetik for dannelse af klorerede biprodukter	32
6.2.1	Klorering af tromlefilterskyllevand	32
6.2.2	Måling af partikelkoncentration under klorering	32
6.3	Resultater	33
7.	**Modellering af tromlefilter**	**36**
7.1	Numerisk tromlefilter model	36
7.2	Modelresultater	37
8.	**Fuldskalatest**	**41**
8.1	Koagulantdosering før tromlefilter	41
8.2	Test af ny dug	41
8.2.1	Permeabilitet	41
8.2.2	Retention	43
8.3	Seriekobling af tromlefiltre	45
8.3.1	Forsøgsresultater med seriekobling af tromlefiltre	45
8.3.2	Modellering af opstuvning i tromle	46
8.3.3	Opskalering af seriekobling af tromlefiltre til 50 m bassin	47

8.4 Resultater 47

9. Eco-efficiency analyse af udvalgte scenarier for anvendelse af svømmebadsteknologier 49
9.1 Indledning 49
9.2 Mål og afgrænsning af analysen 49
9.3 Dataindsamling og modelberegning 51
9.4 Vurdering af hotspot og Eco-efficiency analyse 53
9.4.1 Hotspot analyse 53
9.4.2 Eco-efficiency analyse af vandteknologier/konfigurationer 53
9.5 Sammenfatning 57

10. Konklusion 58

11. Referencer 59

Bilag 1.Emissionsfaktorer for udvalgte parametre relevante for svømmebadsdrift 60
Bilag 2.Modelresultater 63

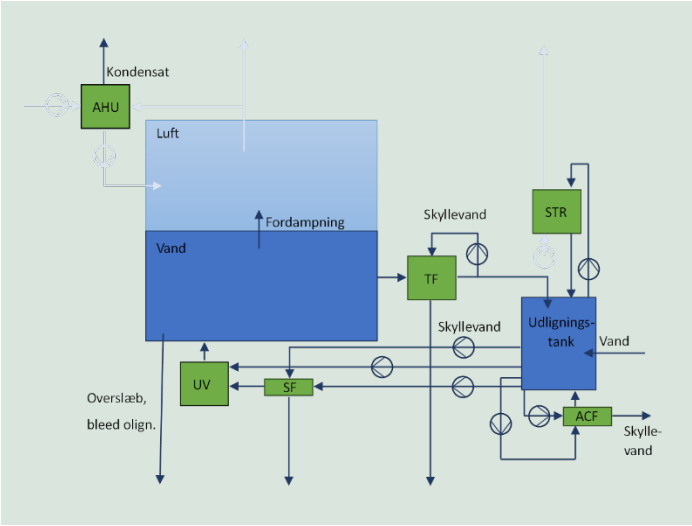
1. Resume

I svømmebade anvendes konventionelt sandfiltre til at filtrere bassinvandet. Disse filtre giver en god retention, men involverer et tryktab der har betydelig indflydelse på den samlede driftsomkostning af vandbehandlingen. Ultraaqua har udviklet inBlue konceptet, hvor sandfilteret delvist erstattes af et tromlefilter med betydeligt lavere tryktab. Konceptet involverer anvendelse af tromlefilter på hele den recirkulerende vandstrøm og sandfiltrering på 25% heraf. Herved reduceres anvendelsen af det mere driftsomkostningstunge sandfilter. Dog har tromlefilter en lavere retention af partikler sammenlignet med sandfilteret, og det er derfor ikke muligt helt at erstatte sandfilteret med den nuværende tromlefilterteknologi, da partikelkoncentrationen af særligt små partikler i bassinvandet bliver for høj, og vandet kan fremstå uklart.
Med henblik på at forbedre partikelretention i tromlefilteret og derigennem kunne reducere anvendelse af sandfilter yderligere eller helt erstatte det, er en række teknologitiltag undersøgt.
I laboratoriet er 25 forskellige typer filterdug karakteriseret, og partikelretention og hydraulisk permeabilitet fastlagt. Der er fundet to typer metalfiltre med en forbedret retention ift. standardfilteret, men grundet pris og problemer med at anvende denne type filtre i fuldskala, er der ikke foretaget fuldskalatest herpå. Derudover er der udvalgt et filter, der ligeledes er undersøgt i fuldskala, dog uden at udvise retentionsforbedringer.
Der er udført koaguleringsforsøg både i laboratorie og i fuldskala, hvilket har vist, at det ikke er muligt effektivt at koagulere partiklerne i svømmebadsvandet og derigennem opnå en forbedret retention på tromlefilteret.
Anvendelse af filteraid har vist en betydelig forbedring af tromlefilterets partikelretention, men kun ved anvendelse af store mængder filteraid. På baggrund heraf er det vurderet at denne løsning ikke kan anvendes i fuldskala, grundet det store forbrug af filteraid.
Opbygning af filterkage på tromlefilteret ved filtrering af bassinvand har ligeledes vist at forbedret partikelretentionen. Dog realiseres denne retentionsforbedring kun delvist under det driftsmønster der anvendes for tromlefilteret i dag. Ved at operere tromlefilteret ved lavere flux, vil driftsperioden mellem to skyl kunne forlænges, og filterkageopbygningen forøges. Herigennem er det påvist at retentionen af tromlefilteret kan forbedres betydeligt. Der er i et svømmebad udført forsøg med to serieforbundne tromlefiltre, hvor den første driftes normalt, mens den anden driftes efter dette nye koncept. Herigennem opnås en samlet partikelretention der overgår den retention der i dag observeres for inBlue konceptet med fuldstrøms tromlefilter og delstrøms sandfilter. Denne teknologi vil således kunne erstatte sandfilteret fuldstændigt.
Der er udført en eco-efficiency analyse, hvor driftsscenarier for vandbehandlingen i et svømmebad er sammenlignet. Det er påvist, at der kan opnås forbedringer i både driftsomkostninger og CO_2 foot print ved anvendelse af inBlue konceptet sammenlignet med konventionel teknologi.

2. Indledning

Svømmebade anvendes både til rekreative og idrætsformål, og kan rumme adskillige bassintyper som f.eks. 25 m eller 50 m bassiner til motion og konkurrencesvømning, varme lavbundede bassiner til børnesvømning, forlystelsesbassiner med f.eks. vandrutsjebaner og spabassiner. Disse bassintyper adskiller sig væsentligt fra hinanden på en række parametre, så som vandtemperatur, klorindhold, overflade/volumen forhold samt badebelastning, men fælles for dem alle er, at de løbende tilføres forureningskomponenter fra de badende, der opholder sig i vandet. Forureningen kan komme fra sved, urin, fæces, spyt, snot og andre sekreter, døde hudceller, hudfedt, hår, cremer osv., hvoraf nogle komponenter ville blive opløst i vandet (så som salte og urea), mens andre vil forekomme som suspenderede partikler (f.eks. hudceller). Da bassinvandet indeholder klor som desinfektionsmiddel, vil der løbende ske reaktioner mellem både det opløste og det partikulære organiske materiale og kloren, hvorved der kan dannes en lang række uønskede og sundhedsskadelige klorerede biprodukter. I Danmark er svømmebade regulerede på to grupper af disse klorerede biprodukter: en gruppe af klorede nitrogenholdige molekyler, der samlet betegnes bundet klor, og en gruppe af halogenerede metan molekyler, kaldet trihalomethaner (THM) [1].

For at oprette en tilfredsstillende vandkvalitet i bassinerne, som både er sikkert ud fra et sundhedsmæssigt synspunkt, og samtidig fremstår rent og klart, behandles bassinvandet løbende. FIGUR 1 viser en skematisk repræsentation af et typisk vandbehandlingssystem i en svømmehal.



FIGUR 1. Skematisk oversigt over et vandbehandlingsanlæg i et svømmebad. Figuren viser UV reaktor (UV), sandfilter (SF), tromlefilter (TF), gas stripper (STR) og aktivt kulfilter (ACF). Figuren viser endvidere ventilationsaggregatet (AHU).

Overordnet set består vandbehandlingsanlægget af følgende komponenter:

- Teknologi til partikelfjernelse. Dette vil typisk være sandfilter, tromlefilter, pulverfilter, membranfilter (mikrofiltrering) eller en kombination heraf.
- Teknologi til fjernelse af bundet klor. De to hyppigst forekommende teknologier er UV fotolyse og reduktion i aktivt kul.

- Teknologi til fjernelse af flygtige klorerede forbindelser, så som THM stripper.
- Dosering af klor.
- Justering af pH med en syre.
- Tilførsel af rent vand

Som det fremgår, indeholder vandbehandlingen i en typisk svømmehal ikke teknologier til at fjerne opløste stoffer fra bassinvandet, og i praksis sker dette primært ved reaktioner med klor i vandet og gennem vandskifte. Da vandskiftet ofte begrænses pga. omkostningerne forbundet med vandindtag, -opvarmning og -udledning, vil en betydelig del af det tilførte organiske stof omdannes ved reaktioner med klor. Som nævnt kan dette medføre dannelse af uønskede klorede forbindelser, hvorfor omfanget heraf ønskes reduceret. Disse reaktioner kan hæmmes ved at reducere koncentrationen af reaktanterne. Det kan derfor være en fordel at anvende en lav klorkoncentration i bassinvandet. Dog må klorkoncentrationen ikke være så lav, at klorens primære desinficerende formål tilsidesættes, og i praksis sætter den danske bekendtgørelse for svømmebade [1] en minimumsværdi for klorkoncentrationen. En reduktion af koncentrationen af opløste organiske forbindelser, kan enten ske ved at øge fjernelsen eller reducere tilførslen. Fjernelsen kan forøges ved at anvende et større vandskifte eller ved at implementere en vandbehandlingsteknologi, der kan fjerne det opløste stof (f.eks. ultra- eller nanofiltrering), men omkostninger forbundet med disse løsninger vil være betydelige, hvilket gør det problematisk at anvende i praksis. Tilførslen kan reduceres gennem forbedret baderhygiejne, så som bedre afvaskning inden anvendelse af bassinet og færre tilfælde af tilførsel af urin til vandet. Trods mange årtiers fokus på dette punkt må det erkendes, at den ideelle baderopførsel er vanskelig at opnå.
En del af det tilførte organiske materiale kommer fra partikler. Denne del er lettere at fjerne fra vandet, da partiklerne kan tilbageholdes af et filter. Den mest almindelig filtertype i svømmehaller er sandfiltre. Her tilbageholdes partikler gennem interaktion med sandkolonnen, og der er således tale om en dybdefiltrering. Partikler, der er større end porestørrelsen i sandmatricen, vil blive tilbageholdt på toppen af sandkolonnen. Under drift reduceres porestørrelsen i sandkolonnen pga. partikeldepositionen og aflejringen på toppen af filteret øges hvilket medfører at driftstrykket stiger. Dette modvirkes ved at rense sandfilteret ved at tilbageskylle det med enten bassinvand eller rent vand. Typisk sker dette med 1-2 ugers mellemrum. Mellem to tilbageskyl ophobes partikler i filteret, og da disse er i konstant kontakt med det klorerede bassinvand, vil de gradvis opløses og reagere med kloren. Herigennem frigives den pulje af organisk stof, der oprindeligt var bundet i partiklerne, og dannelsen af klorerede biprodukter øges. Ved at anvende en filtreringsteknologi, der hurtigere fjerner de frafiltrerede partikler fra kontakten med bassinvand, vil denne uhensigtsmæssige forøgelse af tilførslen af klorerede biprodukter reduceres.
Sandfiltre er endvidere forbundet med et stort vandforbrug, da der bruges store mængder vand til at tilbageskylle dem, og sandfilterskyl er således typisk den mest vandforbrugende proces i vandbehandlingssystemet. Endeligt betyder den hydrauliske modstand gennem sandkolonnen, hvilken øges gennem driftsperioden, at der skal anvendes en betydelig energimængde til at pumpe vandet igennem sandfiltrene.
Et alternativ til sandfiltre i vandbehandlingen af svømmebadsvand er tromlefiltre. I et tromlefilter anvendes en filterdug i stedet for en sandkolonne, og det er modsat sandfilteret ikke et dybdefilter. Tromlefilterets dug roteres og tilbageskylles, når der er oparbejdet et partikellag, der i tilstrækkelig grad reducerer filterets permeabilitet. Under normal drift vil dette typisk ske en gang hver 30 min. Således fjernes det frafiltrerede partikulære materiale langt hurtigere end hvad er tilfældet i et sandfilter, og dannelsen af klorerede biprodukter fra partiklerne sker derfor i langt mindre grad. Selvom tromlefilteret tilbageskylles hyppigt, sammenlignet med sandfilteret, er den anvendte vandmængde til spuledyserne så lille, at der samlet set er et mindre vandforbrug til skyl af tromlefiltre sammenlignet med sandfiltre. Endeligt opereres tromlefilteret ved gravitation, hvorfor der ikke er et energiforbrug til pumper. I praksis vil trykfaldet gennem filteret, typisk i størrelsesordenen 40 cm, dog være forbundet med en tilsvarende løftehøjde tilbage til bassinet. Dette er dog betydeligt mindre end tilsvarende tryktab for et sandfilter der

typisk opereres med et tryktab på flere meter. Desuden eliminerer et tromlefilter behovet for at inkludere et hårfilter i vandbehandling, idet denne grove filtrering foretages at selve tromlefilteret. Med et tromlefilter kan der således opnås 1) mindre dannelse af klorerede biprodukter, 2) mindre vandforbrug, 3) mindre energiforbrug og 4) besparelse ifm. opsætning og vedligehold af hårfilter. Tromlefilteret har dog ikke den samme retention af små partikler som et sandfilter. Tidligere studier med Ultraaquas tromlefilterteknologi har vist, at det effektivt fjerner partikler ned til 5 µm, og samlet tilbageholder 93% af partikelmassen, men for partikler <5 µm falder retentionen [2]. Dette betyder at den nuværende tromlefilterteknologi ikke fuldt ud kan erstatte sandfilteret, da den reducerede fjernelse af de mindste partikler, vil resultere i en akkumulering hvorved bassinvandet kommer til at fremstå uklart. I praksis håndteres dette i dag ved at foretage tromlefiltrering på 100% af den recirkulerende bassinvand og sandfiltrering på en delstrøm (typisk 25%). Herved realiseres en del af de positive effekter fra tromlefilteret, mens der opnås en tilfredsstillende fjernelse af de mindste partikler. Ifølge Bekendtgørelse om svømmebadsanlæg m.v. og disses vandkvalitet (BEK nr 918 af 27/06/2016) er kvalitetskravet til bassinvand at det skal være klart. Da kravet ikke er formuleret kvantitativt men kvalitativt, må det tolkes, at kravet til vandkvaliteten, når det kommer til partikelindhold, er at indholdet af partikler og kolloider ikke får vandet til at fremstå uklart. Der er således ikke et krav om, at vandet skal være partikelfrit, og det kan argumenteres at den ideale filtreringsteknologi til formålet er den, der med lavest mulig omkostning (energiforbrug og vandforbrug) kan sikre, at vandet lever op til dette kriterie.

Det er derfor et mål for Ultraaqua at forbedre den nuværende tromlefilterteknologi, så retentionen af de mindste partikler øges, hvorved sandfilteret helt kan undværes. Derigennem vil den fulde forbedring på vandkvalitet, vand- og energiforbrug kunne realiseres. I dette projekt vil mulighederne for at forbedre tromlefilterteknologien derfor afsøges gennem studier af 1) filtertyper, 2) forbehandling med koagulering og 3) driftsstrategier for tromlefilteret.

3. Karakterisering af filterduge

Med henblik på at forbedre partikelretentionen af den filterdug, der anvendes i Ultraaquas tromlefilterteknologi, er der udført filtreringstest på en lang række filterduge fra forskellige leverandører. Formålet har været at belyse filtertypernes partikelretention, hydrauliske kapacitet samt mekanisk styrke og resistens overfor bassinvandets klor.

3.1 Kriterier for selektion af filterdug

I Ultraaquas nuværende tromlefilterteknologi anvendes filtertypen Ultraaqua Sub5™. For at sammenligne nye typer af filterduge med denne, anvendes til den første screening følgende kriterier; 1) partikelretention, 2) hydraulisk permeabilitet og til efterfølgende vurdering; 3) kemisk og mekanisk styrke og 4) pris. Det har derudover været taget i betragtning om filterdugenes struktur vil kunne tillade et effektivt tilbageskyl.

3.2 Oversigt over udvalgte filterduge

I nedenstående tabel fremgår alle de filterduge, der er anvendt i projektet. Filterduge er fremskaffet direkte fra producenten eller gennem dennes danske leverandør. For de filterduge hvor materialet er kendt og må oplyses fremgår de af tabellens 4. kolonne. Ultraaquas egen filterdug er medtaget som reference.

TABEL 1. Oversigt over filterduge der er anvendt i projektet.

Filter Nummer	Leverandør	Navn	Materiale
1	Ultraaqua	Sub5™	N/A
2	Sefar	Textex DLW 05-8000-C 007	N/A
3	Fibertex	Comboflex 150-1208	Polypropylen
4	Fibertex	Comboflex 250-1212	Polypropylen
5	Fibertex	Comboflex 250-1401	Polypropylen
6	Fibertex	Rootseal Anthacite	N/A
7	Fibertex	Lakta 130	N/A
8	Fibertex	Pleatex G260	N/A
9	Fibertex	Pleatex G260 minus N	N/A
10	Haver & Boecker	RPD Hiflo 5s	Vævet metal
11	Haver & Boecker	RPD Hiflo 10s	Vævet metal
12	Haver & Boecker	RPD Hiflo 15s	Vævet metal
13	Saati	Uspecificeret	N/A
14	NC State University	Meltblown	N/A
15	Saati	Saatifil PES 7/2	Polyester
16	Sefar	Textex mono 05-1010-SK 006	Polypropylen
17	Sefar	Textex mono 05-1010-SK 011	Polypropylen
18	Sefar	Textex mono 05-1100-SK 014	Polypropylen
19	Sefar	Textex mono 05-1020-SK 025	Polypropylen
20	PVF	PP625/2.3	Polypropylen
21	GKD	ODW6	Vævet metal
22	GKD	ODW9	Vævet metal
23	Spörl	96157	Vævet metal

Filter Nummer	Leverandør	Navn	Materiale
24	Hydrotech	HT10	N/A
25	Hydrotech	HT7	N/A

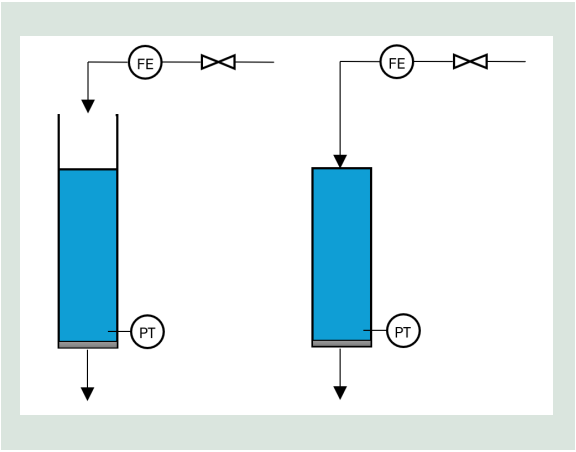
3.3 Metode til karakterisering af filterduge

De anvendte filterduge er karakteriseret i en cylindrisk filtreringscelle, hvor et cirkulært stykke af filterdugen med areal A_f er placeret i bunden af cylinderen. Forsøgene er udført i svømmebadet i Gigantium i Aalborg på en blanding af vand fra familiebassinet og børnebassinet. Vandet er taget direkte fra den cirkulerende strøm af bassinvand, der anvendes til den løbende monitorering af vandets klor og pH. Der er anvendt to forskellige opstillinger til forsøgene, et med frit vandspejl og et i en tryksat cylinder. En skematisk repræsentation af de to opstillinger fremgår af FIGUR 2.

I opstillingen med frit vandspejl tilføres bassinvand med et konstant flow Q_{ind} i toppen af cylinderen gennem en anordning der udjævner flowet over hele cylinderens tværsnit for at minimere plaskeeffekter. I cylinderen dannes en vandsøjle med frit vandspejl, højden af denne vandsøjle h måles med en tryktransmitter i bunden af cylinderen lige over filteret. Målingen kompenseres for det fysiske off-set mellem transmitter og filter. Gennem monitorering af vandhøjden kan fluxen gennem filteret J_f beregnes som funktion af tiden t ved:

$$\frac{dh}{dt} = \frac{Q_{ind}}{A_f} - J_f \qquad \text{Ligning 1}$$

I den tryksatte opstilling tilføres bassinvand ligeledes med et konstant flow, men idet cylinderen er væskefyldt, opbygges der et tryk i takt med at filterdugens modstand stiger. Dette tryk (p) monitoreres med en tryktransducer. Modsat opstillingen med frit vandspejl, er flow flowet gennem filteret her konstant.



FIGUR 2. Skematisk illustration af de to anvendte filtreringsopstillinger. Til venstre: Opstilling med frit vandspejl. Til højre: tryksat opstilling. FE: flowmåler. PT: Trykmåler.

Filterdugens permeabilitet P beregnes ud fra fluxen J_f og trykdifferencen Δp over filteret, hvilken sættes lig trykket i cylinderen, da bassinvandet frit kan løbe væk på filterets bagside og trykket her, dermed antages at være 0.

$$P = \frac{J_f}{p}$$ Ligning 2

Modstanden i filteret R_f kan nu beregnes ud fra permeabilitet og bassinvandets viskositet μ.

$$R_f = \frac{1}{\mu P}$$ Ligning 3

Før og efter udførsel af et filtreringsforsøg er partikelstørrelsesfordelingen fra 0,65-400 µm målt på det anvendte bassinvand med en Accusizer 780 Optical Particle Sizer (PSS-Nicomp) med en LE400-05 målecelle. Under forsøget er samme apparat anvendt til at monitorere partikelstørrelsesfordelingen i det filtrerede vand.
Da partikelmålingerne influeres af bobler i vandet, er det vigtigt at sådanne undgås. Da der i opstillingen med frit vandspejl kan forekomme dannelse af bobler når vandet rammer vandspejlet, er partikelmålinger primært foretaget i den tryksatte opstilling. I det følgende afsnit vil dette være tilfældet medmindre andet specifikt fremgår.

Filternes partikelretention R_p er for hver partikelstørrelse d_p beregnet ud fra koncentrationen af partikler i den størrelse i bassinvandet ($c_{dp,ind}$) og filtratet ($c_{dp,ud}$):

$$R_{p,d_p} = \frac{c_{d_p,ind} - c_{d_p,ud}}{c_{d_p,ind}}$$ Ligning 4

På baggrund af det målte flow og partikelretention som funktion af tid, er højden af den opbyggede partikelkage på filteret h_k beregnet som:

$$h_k = \frac{\sum_{d_p}\sum_t R_{p,d_p} c_{d_p,ind} \frac{4}{3}\pi\left(\frac{d_p}{2}\right)^3 Q_{ind}\Delta t}{A_f(1-\phi)}$$ Ligning 5

hvor ϕ er filterkagens porøsitet, hvilken antages at være 0,4.

3.4 Resultater af filterdugskarakterisering

De udvalgte filterduge (se TABEL 1) er karakteriserede i de to filtreringsopstillinger beskrevet i afsnit 3.3. Til evaluering af partikelretentionen er den tryksatte opstilling anvendt. Til evaluering af den hydrauliske permeabilitet giver begge opstillinger ens resultater, men i rapporten er data fra opstillingen med frit vandspejl anvendt.

3.4.1 Indledende test

I en række indledende test er et større antal filtre frasorteret, da de enten udviste en markant forringelse af enten partikelretention eller hydraulisk permeabilitet sammenlignet med Ultraaquas nuværende filter. De frasorterede filtre fremgår af TABEL 2, mens TABEL 3 viser listen over de filtre, der er undersøgt nærmere.

TABEL 2. Oversigt over filterduge der er sorteret fra i indledende test**.**

Filter Nummer	Leverandør	Navn	Årsag
2	Sefar	Textex DLW 05-8000-C 007	Partikel retention
3	Fibertex	Comboflex 150-1208	Partikel retention
4	Fibertex	Comboflex 250-1212	Permeabilitet
5	Fibertex	Comboflex 250-1401	Partikel retention

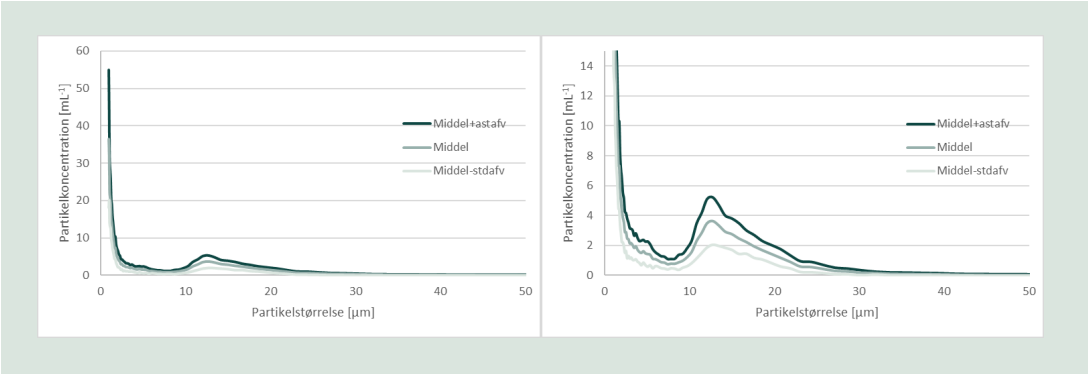
Filter Nummer	Leverandør	Navn	Årsag
6	Fibertex	Rootseal Anthacite	Partikel retention
7	Fibertex	Lakta 130	Partikel retention
8	Fibertex	Pleatex G260	Partikel retention
9	Fibertex	Pleatex G260 minus N	Partikel retention
10	Haver & Boecker	RPD Hiflo 5s	Permeabilitet
11	Haver & Boecker	RPD Hiflo 10s	Partikel retention
12	Haver & Boecker	RPD Hiflo 15s	Partikel retention
13	Saati	Uspecificeret	Permeabilitet
14	NC State University	Meltblown	Ikke klorresistent
15	Saati	Saatifil PES 7/2	Permeabilitet
16	Sefar	Textex mono 05-1010-SK 006	Permeabilitet
17	Sefar	Textex mono 05-1010-SK 011	Permeabilitet
18	Sefar	Textex mono 05-1100-SK 014	Permeabilitet
19	Sefar	Textex mono 05-1020-SK 025	Permeabilitet
20	PVF	PP625/2.3	Kan ikke tilbageskylles
22	GKD	ODW9	Partikel retention
25	Hydrotech	HT7	Permeabilitet

TABEL 3. Oversigt over filterduge der undersøges nærmere.

Filter Nummer	Leverandør	Navn	Materiale
1	Ultraaqua	Sub5™	N/A
21	GKD	ODW6	Vævet metal
23	Spörl	96157	Vævet metal
24	Hydrotech	HT10	N/A

3.4.2 Partikelretention

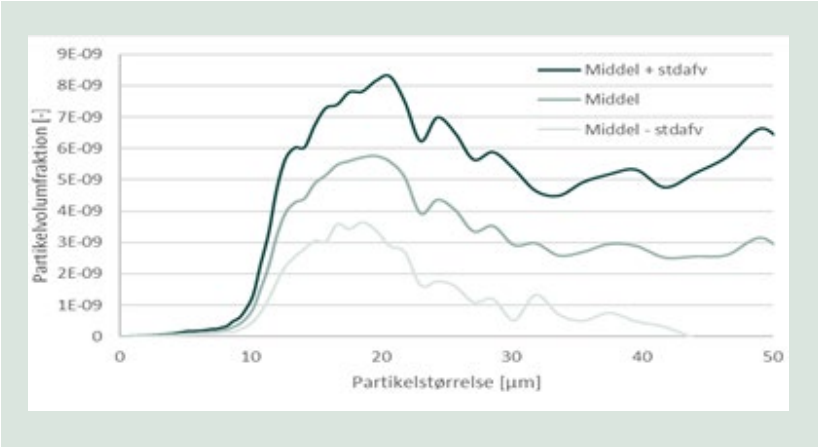
Partikelkoncentrationen i bassinvandet ændres over tid, idet der i åbningstiden frigives partikler fra de badende og hele døgnet fjernes partikler i vandbehandlingen. Der er således generelt flere partikler i bassinvandet i åbningstiden, og når der er mange badende. FIGUR 3 viser middelværdi og standardafvigelse af partikelstørrelsesfordelingen i bassinvandet målt i åbningstiden over en periode på 2 måneder.



FIGUR 3. Variationer i partikelstørrelsesfordeling baseret på antal i bassinvand præsenteret som middel (+/- standardafvigelse) af 48 målinger foretaget løbende over en 2 måneders periode. Til højre er y-aksen skåret for bedre at visualisere toppen omkring 12 µm.

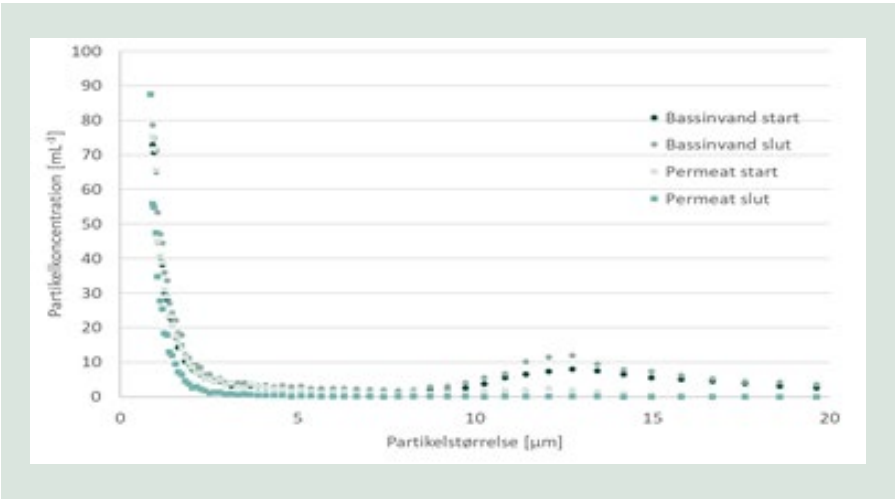
Det fremgår af FIGUR 3 at der omkring 12 µm er en peak. Det formodes at dette skyldes de badendes afgivelse af hudceller til bassinvandet. Endvidere ses det at antallet af partikler stiger for små partikelstørrelser (<2µm), hvilket formodes at bestå af bla. bakterier og nedbrydningsfragmenter af hudcellerne. Tidligere forsøg viser at de meget små partikler findes uanset filtreringsteknologi, da badende ufravigeligt afgiver et stort antal bakterier til vandet, som dør og sammen med støv mm afbildes som et stort antal partikler relativt set. Samme mønster med mange små partikler ses i mange andre vandtyper, eksempelvis drikkevand hvor antallet af små partikler typisk overstiger det antal, der her er målt.
I litteraturen findes videnskabelige artikler omkring sandfiltres effekt på små partikler i svømmebade, eksempelvis Amburgey et al.'s studie fra 2012 [3], hvor et sandfilters fjernelse af *Cryptosporidium parvum* samt polystyrenpartikler på 5 og 1 µm er undersøgt og fundet til henholdsvis 31%, 32% og 23% uden koagulant og 61%, 62% og 63% med koagulant. I en undersøgelse i Varde svømmehal [4] er fjernelsen af 3 µm partikler i et sandfilter med koagulering målt til ca. 86%. Et sandfilters effektivitet vil dog afhænge af driftsparametre så som kornstørrelse, overfladehastighed og sanddybde.
Den anvendte partikelmåler er i stand til at måle partikler ned til 0.65 µm. Der har været anvendt Dynamic Light Scattering (DLS) i et forsøg på at måle partikelstørrelser af partikler mindre end 0.65 µm, men grundet den lave koncentration af partikler i bassinvand generelt, har dette ikke vist sig muligt. Forsøg på at opkoncentrere bassinvandet 1000 gange med ultrafiltrering har ikke kunne løse dette problem. Det har således ikke været muligt at undersøge eksistensens eller størrelsesfordelingen af partikler/kolloider mindre end 0,65 µm. Dette indikerer at der enten ikke forefindes partikler/kolloider i denne størrelse, da de er blevet opløst i bassinvandet, eller at koncentrationen er så lav, at det ikke er målbart. Under alle omstændigheder vil massen af partikler/kolloider i denne størrelsesgruppe udgøre en forsvindende del af den samlede partikelmasse, grundet deres lave diameter og antal.
Den anvendte partikelmåler kan måle op til 400 µm, men da partikelkoncentrationen over 50 µm er nul eller meget lav, er disse data ikke vist i graferne.

Omregnes datasættet i FIGUR 3 fra koncentrationer baseret på antal til partikelvolumenfraktion fremgår det (se FIGUR 4) at den overvejende partikelvolumen (og dermed partikelmasse) findes i form af partikler >10µm, hvorimod de mange partikler <2µm betyder meget lidt for den samlede partikelmasse. Det fremgår også af FIGUR 4 at der for store partikler (>30 µm) er store relative variationer i partikelvolumenfraktionen, hvilket skyldes at der i udgangspunktet er meget få partikler af denne størrelse. Oprindelsen af partikler af denne størrelse formodes at være aggregater af døde hudceller, ekskreter fra de badende (snot og slim), hudprodukter og lign.



FIGUR 4. Partikelstørrelsesfordeling baseret på volumen i bassinvand præsenteret som middel (+/- standardafvigelse) af 48 målinger foretaget løbende over en 2 måneders periode. Figuren er baseret på de samme data som fremgår af FIGUR 3.

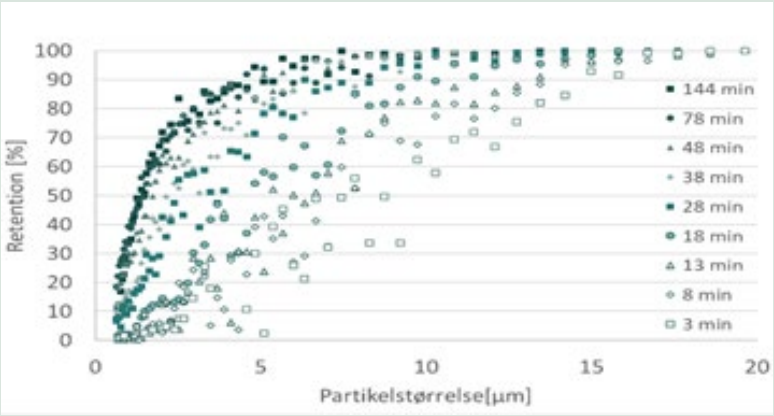
Ultraaquas nuværende tromlefilterdug er i stand til at fjerne de største partikler og dermed den overvejende partikelmasse fra bassinvandet, hvorimod de mindre partikler i højere grad er i stand til at passere filteret. FIGUR 5 viser partikelstørrelsesfordelingen baseret på antal for bassinvand og permeatet/filtratet i starten og slutningen af et filtreringsforsøg. Forsøgets varighed er 144 min og det fremgår at der er sket en mindre forøgelse af partikelkoncentrationen omkring 12 µm igennem forsøget. Permeatmålingerne viser en høj fjernelse af store partikler både til start og slut af forsøget, mens fjernelse af mindre partikler er lav fra start og forbedres gennem forsøget. Denne ændring skyldes at der undervejs i forsøget aflejres partikler på filterets overflade, og at der dermed dannes en filterkage. Da porerne i den dannede kage er mindre end filterets åbninger, bliver retentionen af de små partikler gradvist forbedret i takt med at filterkagen opbygges.



FIGUR 5. Partikelstørrelsesfordeling i bassinvand og permeat (filter 1) i starten og slutningen af et filtreringsforsøg der varede 144 minutter.

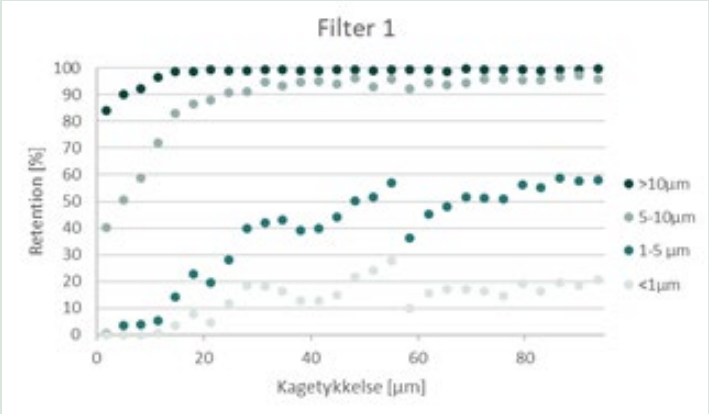
FIGUR 6 viser den beregnede retention (se Ligning 4) som funktion af partikelstørrelse under filtreringsforsøget. I beregning er bassinvandskoncentrationen til et givet tidspunkt estimeret ved lineær regression mellem de målte bassinvandskoncentrationer ved forsøgets start og slut. Det fremgår at filterdugens retention forbedres gennem forsøget, men at der efter ca. 48

min ikke opnås yderligere forbedring. Dette skyldes formodentlig, at der til dette tidspunkt er dannet en jævn filterkage over hele filteret, og at yderligere partikelaflejring blot øger tykkelsen af kagen uden at ændre på porestørrelse heri.

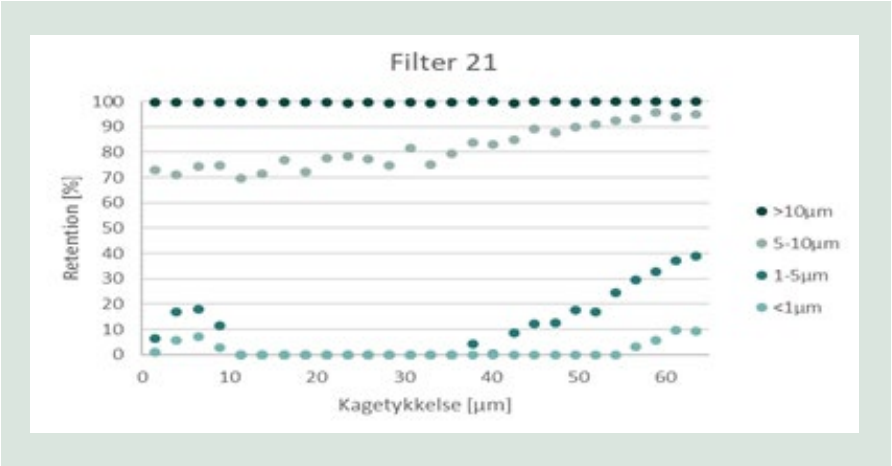


FIGUR 6. Partikelretention som funktion af filtreringstid for filter 1.

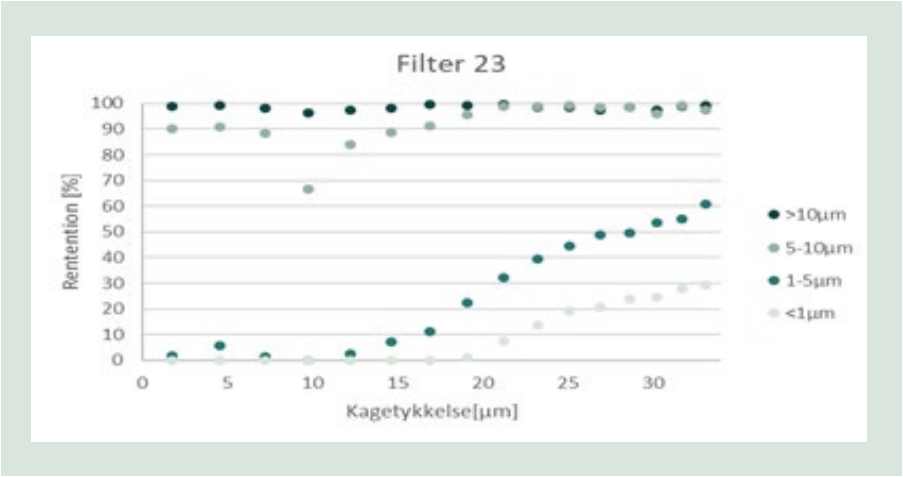
Da den tid det tager at opbygge filterkagen afhænger af bassinvandets partikelkoncentration og størrelsesfordelingen heraf, er det mere hensigtsmæssigt at beregne den aflejrede partikelmængde i form af filterkagetykkelse (se Ligning 5) og bruge denne som uafhængig variabel fremfor filtreringstid. FIGUR 7- FIGUR 10 viser gennemsnitlig retention for 4 partikelstørrelsesgrupper (<1µm, 1-5µm, 5-10µm og >10µm) som funktion af filterkagetykkelse for de 4 filtre der er anvendt i undersøgelsen (se TABEL 3).



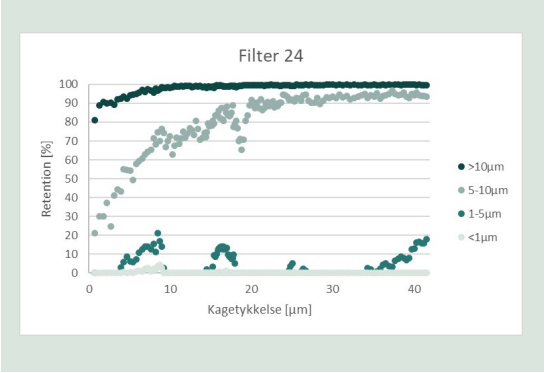
FIGUR 7. Retentionsforbedring under kageopbygning for Filter 1.



FIGUR 8. Retentionsforbedring under kageopbygning for Filter 21.



FIGUR 9. Retentionsforbedring under kageopbygning for Filter 23.



FIGUR 10. Retentionsforbedring under kageopbygning for Filter 24.

Generelt for alle filtertyper er der en tendens til at retentionen forbedres når kagetykkelsen øges. Dog er der væsentlige forskelle i effekten af kageopbygning.

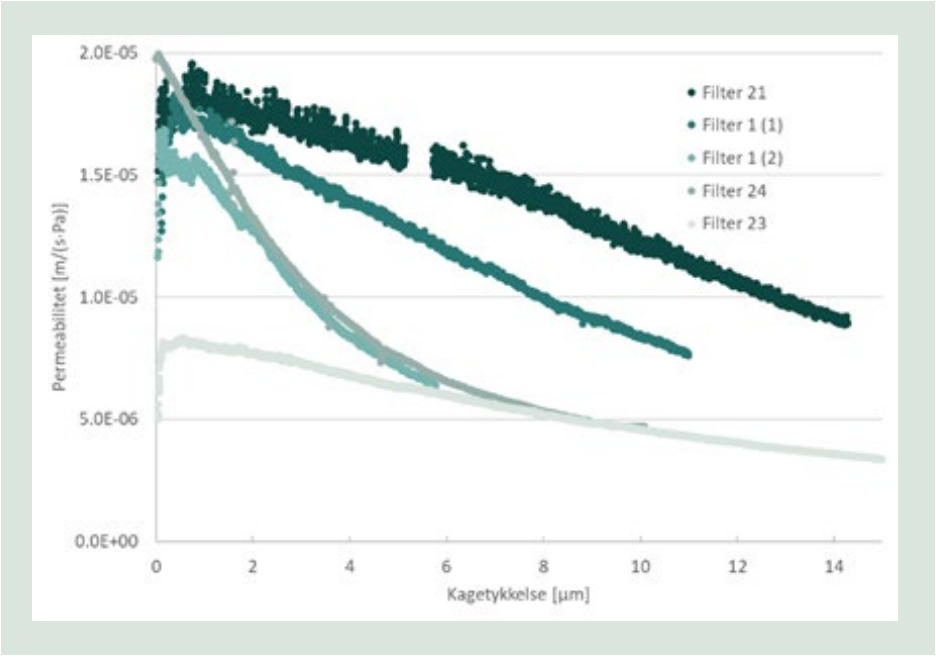
For filter 1 (FIGUR 7) er den initiale retention lavere end hvad observeres for filter 21 og 23, men opbygningen af filterkage giver anledning til en markant forbedring, særligt for partikler <10µm.
Retentionen for partikler >5µm er initialt høj for Filter 21 (FIGUR 8), men de observerede forbedringer af retentionen under kageopbygning for partikler <5µm er mindre end for filter 1.
Filter 23 (FIGUR 9) udviser den bedste initiale retention for partikler >5µm af de 4 filtertyper, samt en markant forbedring af retentionen under kageopbygning for partikler <5µm.
For filter 24 (FIGUR 10) er den initiale retention sammenlignelig med filter 1, dog er retentionsforbedringen under kageopbygning for partikler <5µm mindre tydelige. Det fremgår dog af figuren at den beregnede retention for partikler <5µm både stiger og falder under forsøget, hvilket kan indikere at partikelkoncentrationen i bassinvandet har ændret sig markant under forsøget og at den anvendte lineære regression mellem start og slutmåling i dette tilfælde ikke har været tilstrækkelig til at beskrive den faktiske variation under forsøget.

Det konkluderes således at der for alle filtertyper opnås en markant forbedring af retention under kageopbygning. Endvidere opnås den bedste initiale retention med filter 23.

3.4.3 Hydraulisk permeabilitet

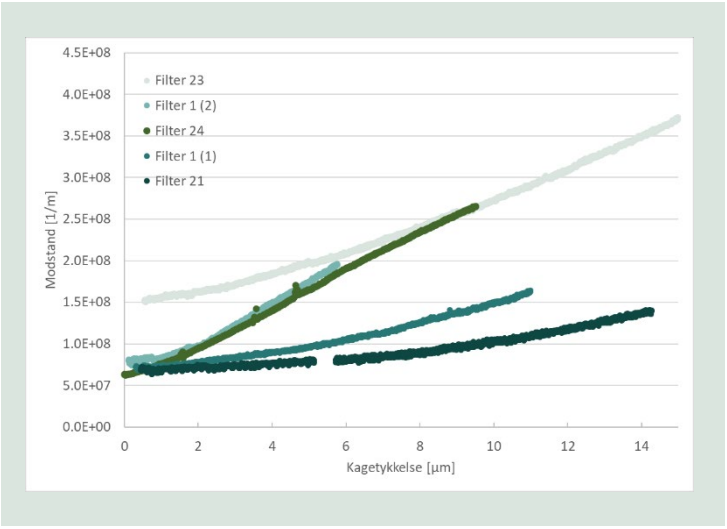
Filternes hydrauliske permeabilitet er undersøgt ved at måle sammenhørende værdier af flux og tryk over filteret som beskrevet i afsnit 3.3. Permeabiliteten er beregnet ved brug af Ligning 1 og Ligning 2.

FIGUR 11 viser permeabilitetsændringen under filtrering som funktion af den dannede filterkagetykkelse. Den initiale permeabilitet er et udtryk for filterets eget modstand mod flow, hvilket afhænger af porestørrelse og antallet af porer. Det fremgår, at filter 23 har den laveste initiale permeabilitet, hvilket stemmer overens med, at filterets initiale retention er høj (se FIGUR 9). Den højeste initiale permeabilitet findes for filter 24. Gentagne målinger af permeabiliteten af filter 1 har vist forskellige initiale værdier og forløb, hvilket ikke er tilfældet for de andre filtertyper. FIGUR 11 viser derfor data for 2 forsøg med filter 1, for at illustrere forskellene.
Det fremgår at permeabiliteten for alle filtertyper falder under filtrering, da modstanden øges grundet fouling af filteret. Fouling er tilstopning af filteret og består af tilbageholdte komponenter i vandet. Da data er plottet mod beregnet filterkagetykkelse, vil det være forventeligt at de fulgte lignende forløb, hvis kagefiltrering er den eneste eller dominerede fouling mekanisme. Da dette ikke er tilfældet, idet kurverne for filter 21 og 23 har en lavere hældning end filter 1 og 24, antydes det, at der kan forekomme mere end en foulingmekanisme.



FIGUR 11. Filterpermeabilitet under opbygning af filterkage for de 4 filtre. Der vises data for to forskellige filterstykker af filter 1.

Ved anvendelse af Ligning 3 er modstanden beregnet, hvilket fremgår af FIGUR 12. Her ses at modstanden stiger under filtrering og at hældningen er markant forskellig for de 4 filtre. Under kagefiltrering med en homogen filterkage vil hældningen være konstant og ens for alle filtre. Da dette ikke er tilfældet, konkluderes følgende. 1) Da filtermodstanden stiger hurtigere for filter 1 og 24, er der en anden foulingmekanisme udover kagefiltrering der bidrager væsentlig til opbygningen af modstand. Det vurderes at denne mekanisme kan være poreblokering. 2) Den lavere hældning for filter 21 og 23 betyder at poreblokering bidrager mindre til opbygningen af modstand for disse filtre, hvilket kan skyldes at filterets overfladestruktur (typen af vævning) er anderledes, og poreblokering derfor ikke sker. Dette betyder at filter 23 på trods af en lavere initial permeabilitet, over tid opnår samme permeabilitet som filter 1, grundet den langsommere opbygning af modstand.



FIGUR 12. Opbygning af modstand mod flow under filtreringsforsøg for de 4 filtre. Der vises data for to forskellige filterstykker af filter 1.

3.5 Selektion af filterduge

Filter 23 udviste den højeste initiale retention, men også den laveste permeabilitet. Da en retentionsforbedring er det primære formål med projektet, er en reduktion i permeabilitet acceptabel, hvis det forbedrer retentionen. Filter 21 har ligeledes en forbedret initial retention sammenlignet med filter 1, og permeabiliteten er samtidig høj. Dette kvalificerer både filter 21 og 23 til pilotskalatest, men da de begge er metalfiltre, er det valgt ikke at gå videre med disse. Dette skyldes dels en meget høj pris sammenlignet med filter 1, og dels erfaringer med problemer med montage af metalfiltre, der medfører brud på filterdugen.

Selvom filter 1 udviser en lavere initial retention sammenlignet med filter 21 og 23, resulterer opbygningen af filterkage at retentionen gradvist forbedres og bliver sammenlignet med filter 21 og 23. Dette skyldes, at det her er filterkagens retention og ikke filterets, der er afgørende for den resulterende retention. Under normal drift med Ultraaqua tromlefilterteknologi tilbageskylles filteret ved en gennemsnits kagetykkelse på omkring 3 µm, og den forbedrede retention, der opstår ved en tykkere filterkage, opnås derfor ikke fuldstændigt. Det er derfor muligt at forbedre den gennemsnitlige retention af filter 1 ved at fortsætte filtreringen længere inden tilbageskyl foretages. En sådan ændring af driften vil betyde, at den gennemsnitlige permeabilitet falder, og at det påkrævede filterareal dermed stiger.

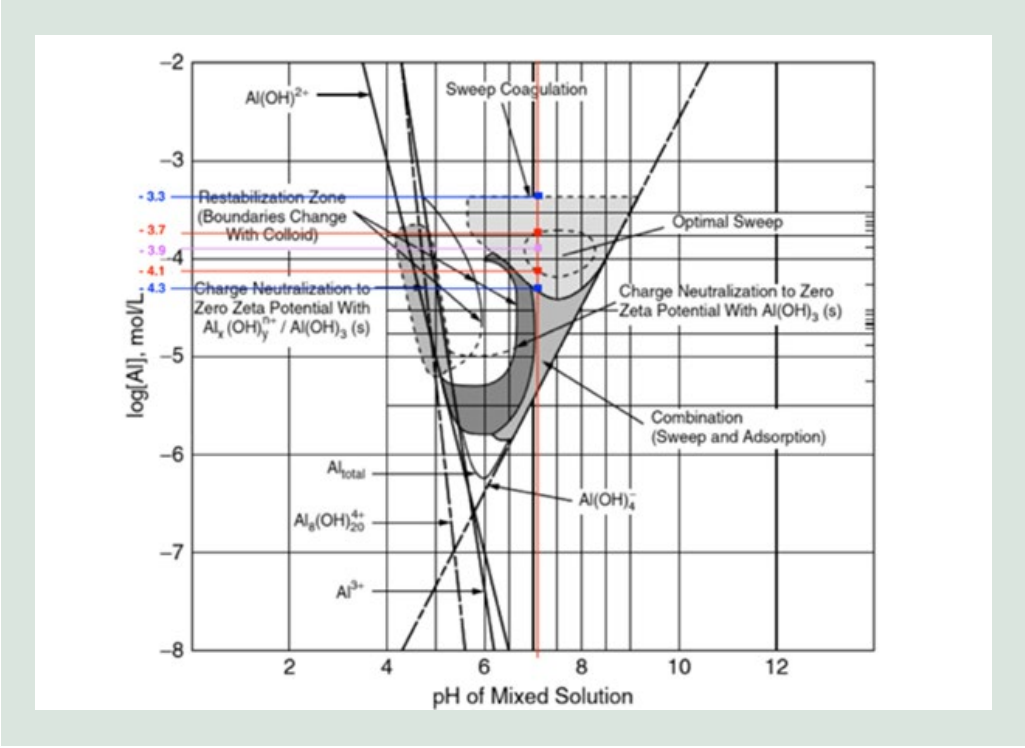
Retentionsdata for filter 24 (FIGUR 10) viste ikke den samme forbedring under opbygning af filterkage som de andre filtre. Det vurderes dog at dette skyldtes ændringer af partikelkoncentrationen i bassinvandet under forsøget. Den høje initiale permeabilitet sammenlignet med filter 1 betyder, at det er af interesse at undersøge dette filter sammen med filter 1 i en test med længere filtreringstid, hvor den resulterende permeabilitet forringes.

Filter 1 og 24 er således udvalgt til pilotskalatest, hvor filtreringstiden mellem skyl forlænges for at opnå bedre retention. Denne test er beskrevet i afsnit 8.

4. Koagulering af bassinvand

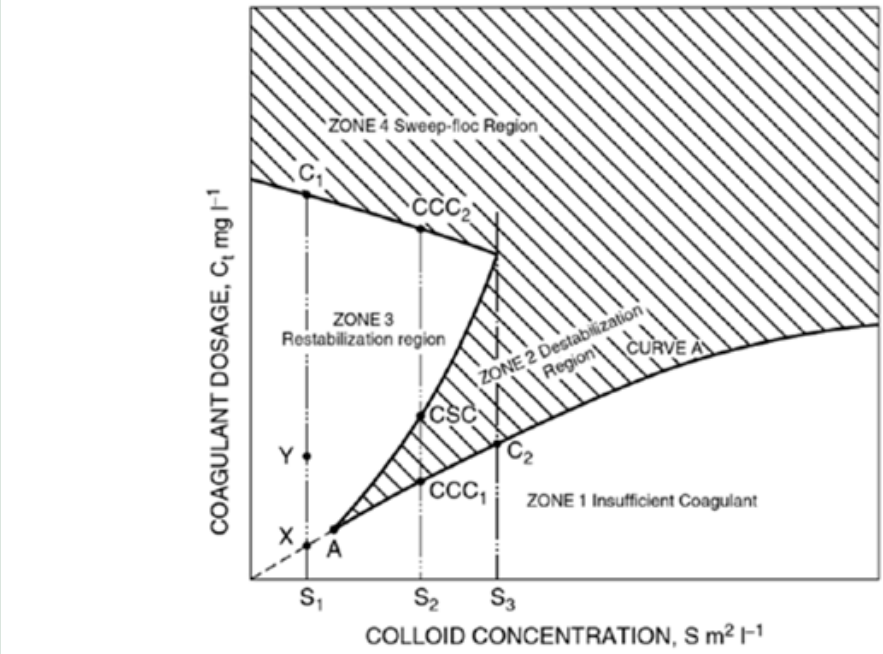
4.1 Baggrund for koaguleringsforsøg

Tilsætning af koagulanter til en vandig suspension er en velafprøvet teknologi til at aggregere partikler og dermed gøre det lettere at fjerne dem. Der eksisterer forskellige typer koagulanter typisk jern- eller aluminiumsalte. Koaguleringssaltene kan have mindst to funktioner 1) de kan reducere partiklernes negative ladning, så de ikke længere frastøder hinanden (destabilisation), og 2) de kan udfældes som små mineraler og binde partikler i væsken (sweep coagulation). Mekanismen for koaguleringen afhænger af doseringen og pH. Da vi har anvendt aluminiumsalte, vil vi i afsnittet alene fokusere på dette. I FIGUR 13 er der vist et fasediagram for aluminium. Diagrammet viser de koaguleringsmekanismer, der er dominerende ved forskellige doseringer og pH. Den røde lodrette linje viser den typiske pH for bassinvand som ligger 7.1. Den blå kurve indikerer området hvor sweep koaguleringen vil indtræffe og de røde linjer, det område, hvor koaguleringen forventes at fungere bedst [5] [6].



FIGUR 13. pC-pH diagram for opløste aluminium specier i ligevægt med aluminium-hydroxid, $Al(OH)_3(s)$ ved 25°C.

En af udfordringerne ved bassinsvand, er de meget lave partikelkoncentrationer i vandet. Tallet kan variere en del men ligger typisk omkring 2000 #/L. Det giver den udfordring, at det formentlig ikke er muligt at destabilisere partiklerne (mekanisme 1) og at der skal tilsættes forholdsvis meget koagulant for at udfælde og binde partikler i væsken (sweep koagulation). Vi ligger formentligt under S_1 koncentrationen på FIGUR 14.



FIGUR 14. Zoner for destabilisering, restabilisering og sweep flocculation som funktion af koagulant dosis og partikel koncentration [5].

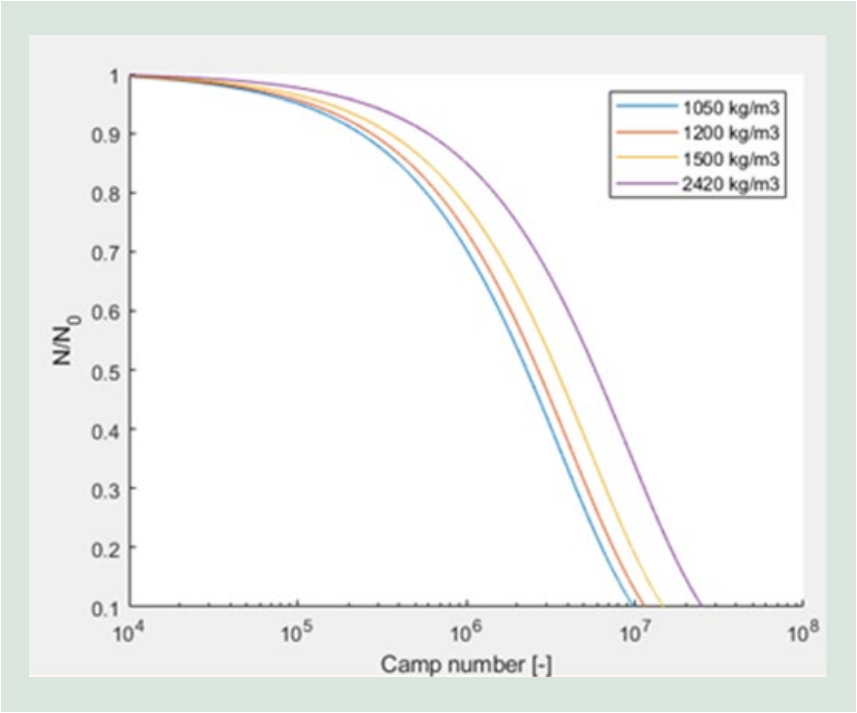
4.2 Partikelegenskaber

Prøver blev udtaget fra tromlefilterets skyllevand ved Slette Strand og analyseret. To vigtige faktorer for koaguleringesprocessen, udover koncentration, er partiklernes størrelse og ladning.
Partiklernes størrelse blev bestem ved måling af lysspredning. Resultatet kan ses i TABEL 4.

TABEL 4. Størrelsesfordeling af partikler i skyllevand fra tromlefilter på Slette Strand.

Volumenbaseret			**Antalsbaseret**		
Mean:	82,8	µm	Mean:	2,6	µm
Median:	43,7	µm	Median:	1,7	µm
SD:	114,4	µm	SD:	3,4	µm
d10:	14,3	µm	d10:	1,0	µm
d90:	184,1	µm	d90:	4,3	µm

Zetapotentialet er et mål for partiklernes ladning og blev bestemt -23 ± 2 mV, dvs. at partiklernes overflade er negativ ladet.
En teoretisk simulering blev foretaget for at vurdere, hvor kraftig omrøring der er behov for. Metoden er beskrevet i [7] og resultatet vist på FIGUR 15. Camp-tallet fås som produktet af shear rate (omrøringshastighed) og indblandingstid. Data antyder, at det er nødvendigt med meget kraftig omrøring, hvis partiklerne skal fanges og aggregeres.



FIGUR 15. Smolushowski ligning til beregning af partikel kollisioner som funktion og Camp tallet. Der er doseret 3,31 mg Al/L. Linjerne er gældende for forskellige densiteter af aluminiumpartiklerne. No er startkoncentrationen af partikler og N er koncentrationen til et given Camp tal.

4.3 Koaguleringsforsøg

Vi har testet to typer koagulanter (Dinofloc Aktiv og Sachtoklar), som vi har tilsat bassinvand under kraftig omrøring. Data for de to koagulanter er vist i TABEL 5.

TABEL 5. Fysiske og kemiske data for Sactoklar og Dinofloc Aktive [8].

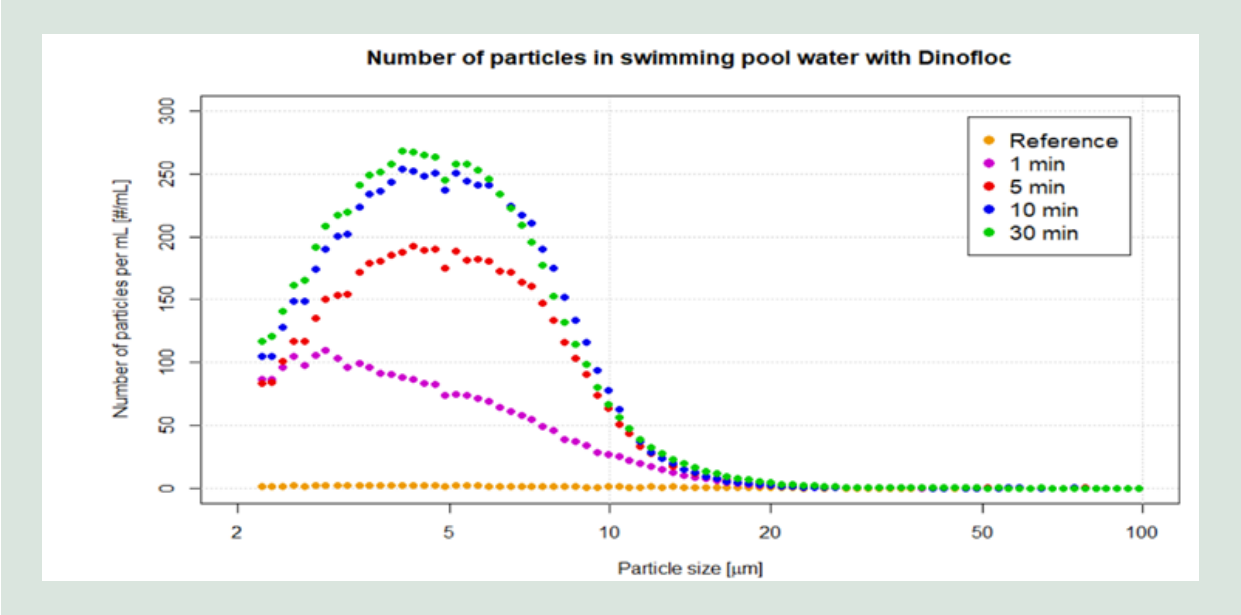
Product name	**Dinofloc Aktiv**	**Sachtoklar**
Manufacturer	Dinotec	Novadan
Chemical name PAC	Polyaluminium Hydroxychloride [2]/ Dialuminium Chloride Pentahydroxide [3]	Polyaluminiumhydroxidchloridesulfate[1]
Cas. #	1327-41-9 [4]/ 12042-91-0 [3]	39290-78-3 [1]
Mol. formula PAC	$[Al_2(OH)_nCl_{6-n}]_m$ [4]/ $Al_2(OH)_5Cl$ [6]	$Al_2Cl_2(OH)_2SO_4$ [5]
Aluminium content	approx. 6 w% [2]	5-15 w% [7]
Basicity	85% [2]	53% [8]
Density [9]	1.15 g/cm^3	1.20 g/cm^3

Indblanding er foregået i to trin: første trin med kraftig omrøring, 1000 rpm svarende til en shear rate på ca. 2300 s^{-1}, og et trin 2 med langsom omrøring, 100 rpm (se TABEL 6).

TABEL 6. Indblanding af koagulant [8].

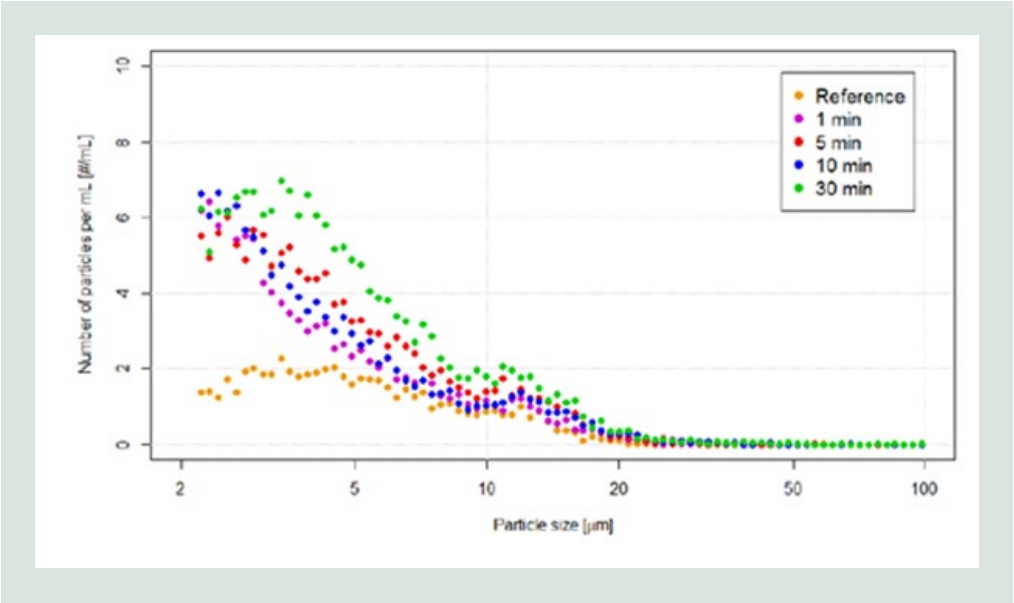
	Minutes 1000 rpm	Minutes 100 rpm
Sample 1	1	29
Sample 2	5	25
Sample 3	10	20
Sample 4	30	0

Bemærk at Camptallet for prøve 4 er $4.1 \cdot 10^6$, og dermed bør give en målbar reduktion af partiklerne jf. simuleringerne FIGUR 15. Samtidig vil energiforbrug og opholdstid ikke være realistisk i en svømmehal.



FIGUR 16. Partikelstørrelsefordeling i bassinvand koaguleret med Dinofloc [8].

Ved tilsætning af Dinofloc til bassinvand dannes der en del partikler omkring 2-10 µm (FIGUR 16), formentlig primært udfældning af aluminumsalte. Der dannes også partikler ved tilsætning af Sactoklar (FIGUR 17). Der dannes færre partikler og mindre partikler.



FIGUR 17. Partikelstørrelsefordeling i bassinvand koaguleret med Sactoklar [8].

Ved filtrering på filteret, målte vi ikke nogen reduktion i partikeltilbageholdelse. Derimod observerede vi en lille stigning i antallet af partikler mellem 2-5 µm i det filtrerede bassinvand.

Konklusionen på forsøgene er de testede koaguleringsmidler medfører, at der dannes partikler især i området fra 2-10 µm. Det er usikkert, om partikler fra bassinvandet indfanges. Efter filtrering ses ikke nogen forbedring af vandkvaliteten, og formentlig er de dannede partikler for små til, at det har nogen stor positiv effekt. Energiforbruget og indblandingstiden er for høj til, at koagulering er en attraktiv løsning.

5. Anvendelse af filteraid

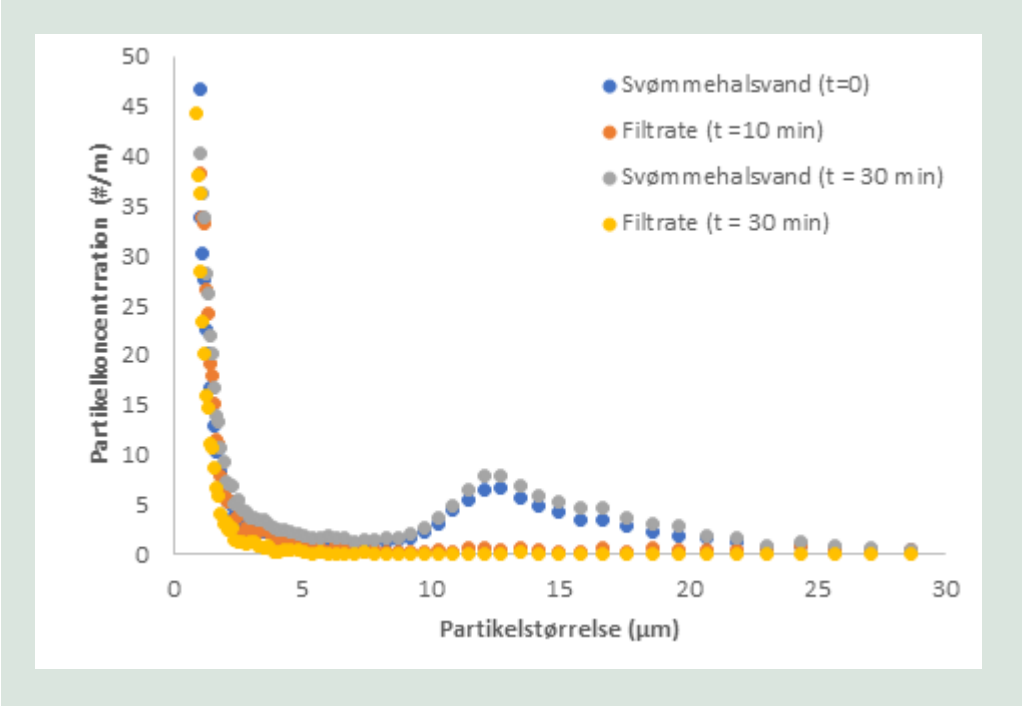
5.1 Filteraid til forbedring af partikelfjernelse

Filter aids er materiale der lægges på filterdugens overflade og er med til at forbedre partikelfjernelsen. Det kan ske ved at filteraiden danner en tæt struktur på overfladen af filterdugen, og derfor er uigennemtrængelig for partiklerne i suspensionen. Det kan ske ved at partikler i suspensionen adsorbere til filteraid materialet. En fordel ved metoden er at filteraid materialet relativ let kan udskiftes i modsætning til filterdugen.
I projektet laves to forskellige typer forsøg med filteraid. I første forsøgsrække bruges svømmehalspartiklerne som filteraid, og i anden forsøgsrække testes en række kommercielle filteraids.

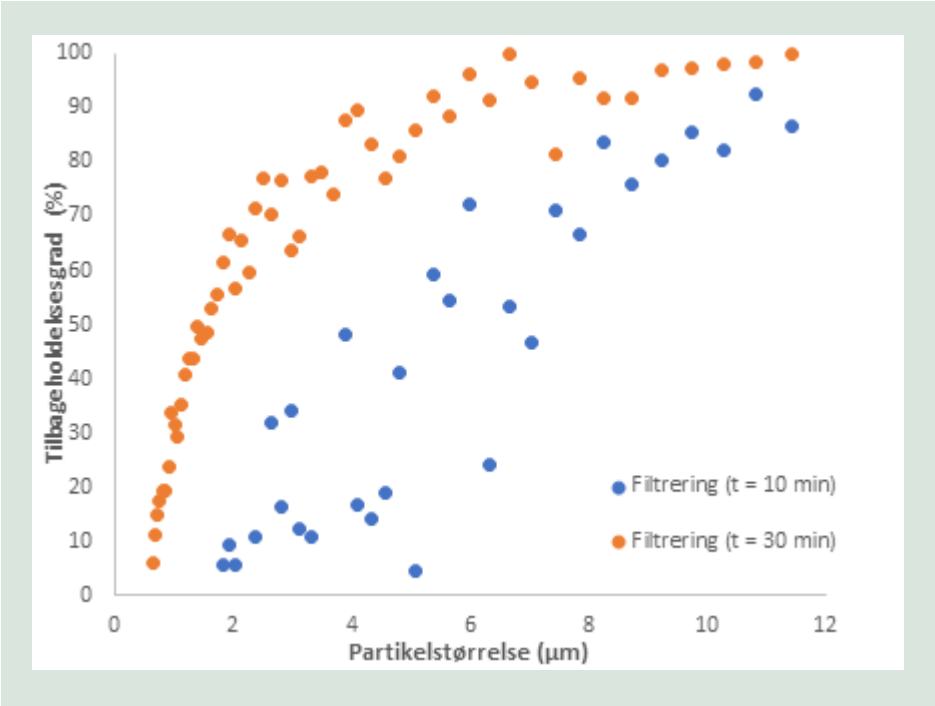
5.2 Brug af svømmehalspartikler som filteraid

De partikler vi ønsker at fjerne fra bassinvandet akkumuleres på filterdugen indtil de skylles af. Det forbedrer løbende partikelfjernelsen, da de aflejrede partikler fungerer som et filteraid (partikler der tilsættes til vandet ønskes filtreret med henblik på at skabe en aflejring på filteret der forbedrer separationsegenskaberne). Evnen til at fjerne partikler kan bestemmes ved at beregne tilbageholdelsesgraden, også kaldet retention eller rejection (*R*) (se Ligning 4)

FIGUR 18 viser at partikler over 10 µm effektivt fjernes af filterdugen, og at der sker en forbedring af partikelfjernelsen efter 30 min. Det ses at tilbageholdelsen af partikler forbedres i løbet af filtrering, og en stor del af partiklerne over 5 µm tilbageholdes effektivt efter 30 min (FIGUR 19). En lang række parametre vil påvirke dette f.eks. partikelkoncentrationen i bassinvandet, væskehastigheden gennem filterdugen og trykfaldet hen over dugen.

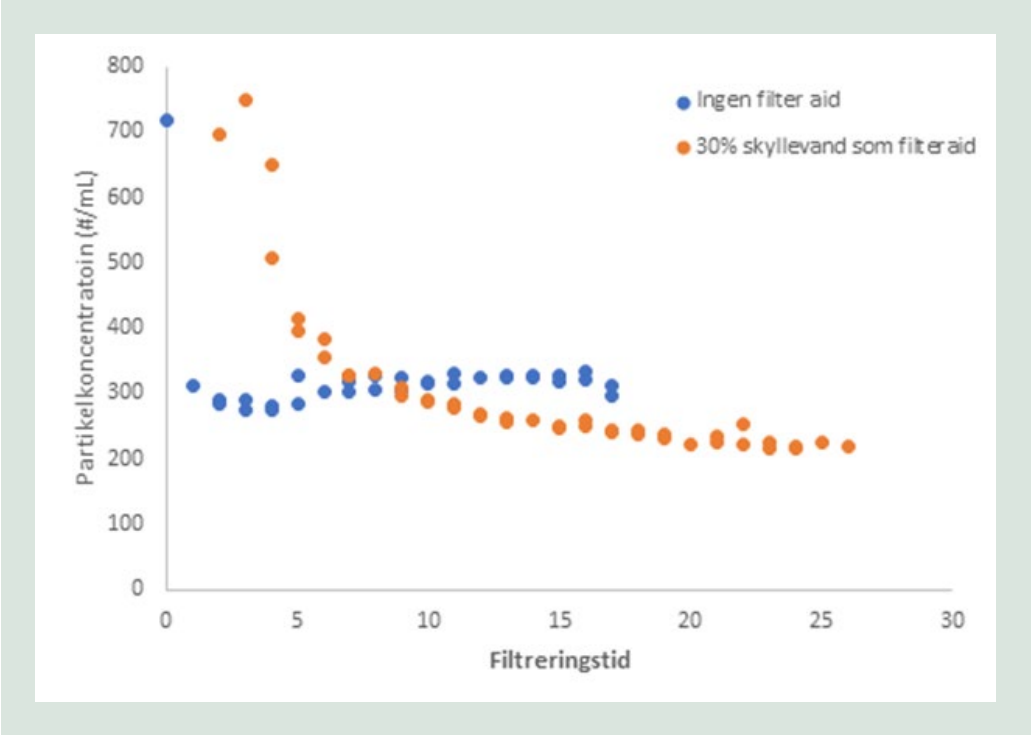


FIGUR 18. Partikelstørrelsesfordeling i bassinvand og filtreret vand.



FIGUR 19. Partikeltilbageholdelse efter 10 min filtrering og 30 min filtrering.

Det er undersøgt om denne viden kan udnyttes til at forbedre vandrensningen ved at bruge skyllevandet som filteraid.
Efter 90 min filtrering skylles partiklerne af filteret og bruges som filteraid på en ny filterdug. Hvis alle partikler anvendes, svarer det til at ca. 5 g/m^2 lægges ud på filterdugen.



FIGUR 20. Partikler mellem 1-2 µm i filtrat for 1) ren filterdug og 2) filterdug med partikler fra skyllevand som filteraid.

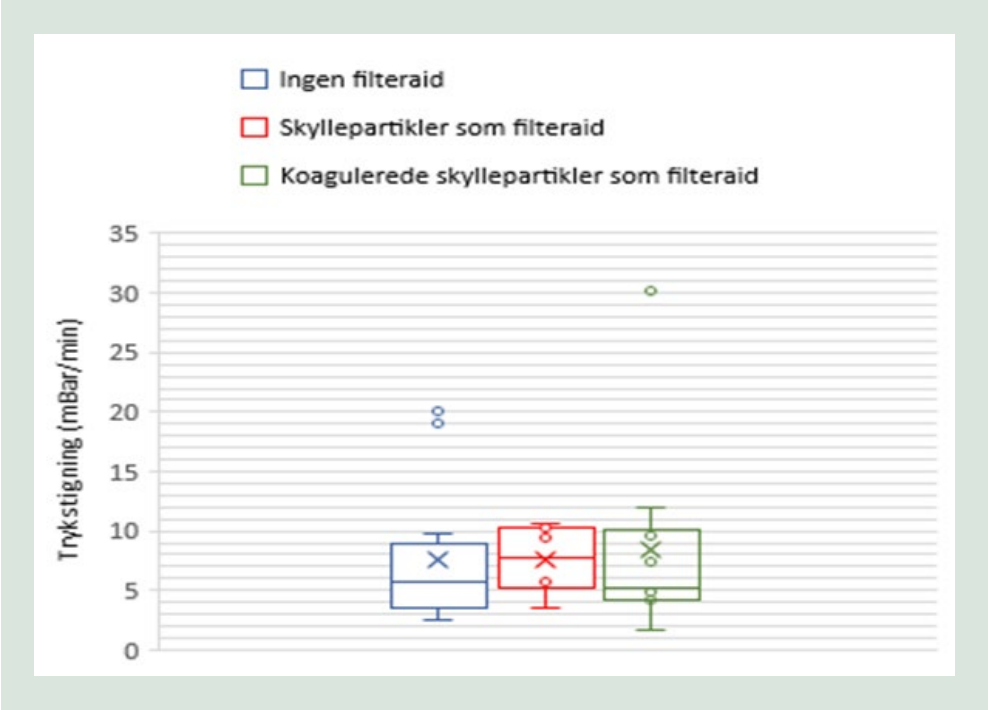
FIGUR 20 viser at det er muligt at opnå en forbedret effekt af partikelfjernelsen de første 5-10 min, men efterhånden som forsøget skrider frem, bliver effekten mindre/forsvinder.

En ulempe ved metoden, er at der under oplægningen af filteraid ender en række partikler i filtratet. Små partikler, som var fanget på filterdugen inden afskylningen, som resuspenderes. Denne fraktion skal håndteres, og det første filtrat, der kommer ud, under oplægning af skyldevand på filterdugen, bør ikke ledes tilbage til svømmehallen.

Der er lavet en række ekstra forsøg, hvor skyllevandet flokkuleres med Dinofloc eller Sactoklar (se afsnit 4) for at koagulere partiklerne, inden de bruges som filteraid. Det har ikke vist nogen forbedret partikeltilbageholdelse. Det tyder på, at partiklerne tilbageholdes pga. deres størrelse og ikke ved adsorption til materialet.

Forsøgene viser samlet set, at det er muligt at forbedre partikelfjernelsen ved, at der ligger frafiltrerede partikler på filterdugen, enten ved at foretage tromlefiltreringen over længere tid eller ved at returnere noget af skyllevandet til filterdugen. I begge tilfælde må det forventes at kapaciteten af filterdugen reduceres. Hvis skyllevandet returneres, skal det første filtrat ledes i kloakken, da vandet indeholder forhøjede koncentrationer af partikler.

Trykstigningen henover filterdugen er illustreret ved boksplot på FIGUR 21. Det viser den større hydrauliske modstand, der opstår under partikelaflejringen.



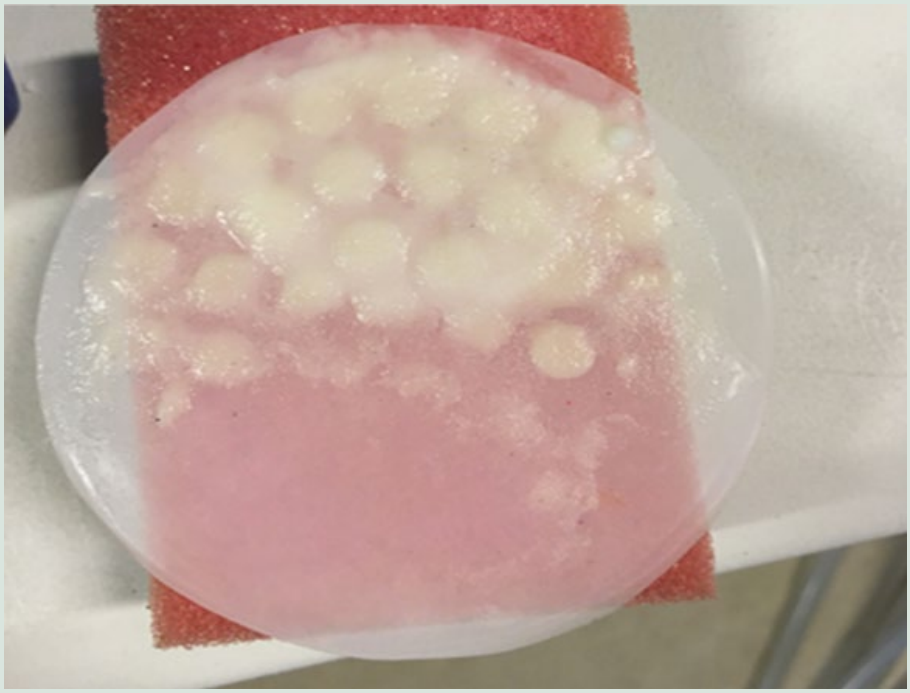
FIGUR 21. Trykstigning henover filterdug under filtreringsforsøg.

5.3 Brug af perlite og cellulose fiber som filteraid

Vi har testet to forskellige kommercielle filteraids, en af perlite (Harbolit) og en cellulose baseret produkt (Arbocel-900). Densiteten af perlite pulveret er 2,3 g/mL og densiteten af cellulose-produktet er 1,1 g/mL.

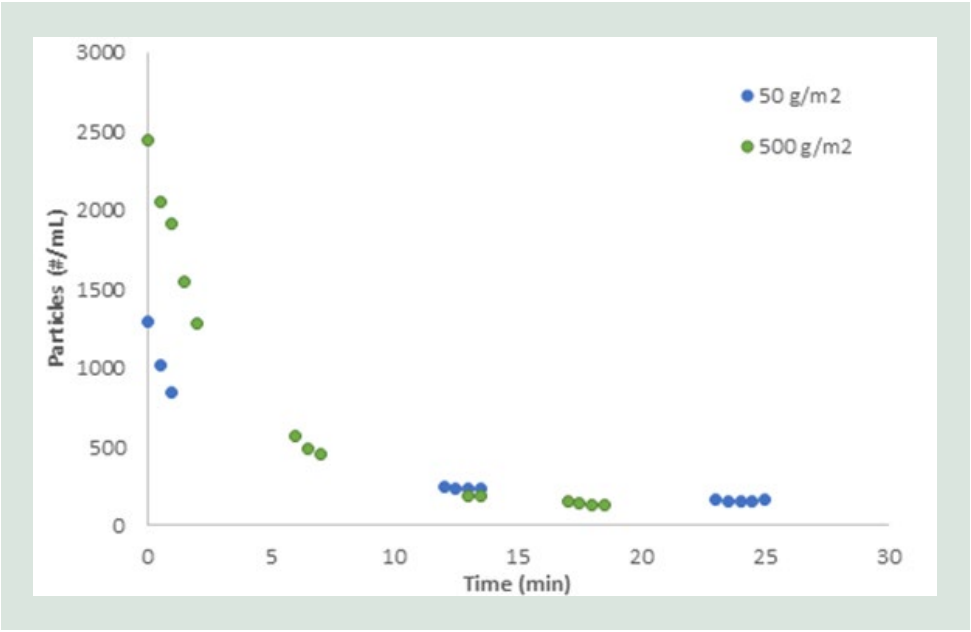
Der er lavet en række forsøg, hvor pulveret lægges på filterdugen. For perlite pulveret er der lavet forsøg med 50-200 g/m^2, og for arbocel med 100-500 g/m^2. Det er op til 100 gange så meget, som når skyllevandet anvendes.

En udfordring, der bliver tydeligt under forsøget er, at det kan være svært at få lagt filteraid materialet jævnt ud på filterdugen, især hvis der ønskes et tyndt lag af partikler på filterdugen. Dette er illustreret på FIGUR 22, hvor der anvendes 300 g/m^2. Udfordringen er større med celluloseproduktet end perlite. Problemet kan reduceres/løses ved at undgå alt for meget turbulens omkring filteret under udlægning af filteraid. Det er en problemstilling, der let kan løses i lille skala, men som skal kunne håndteres på fuldskala tromlefilteranlæg, hvis metoden skal anvendes.



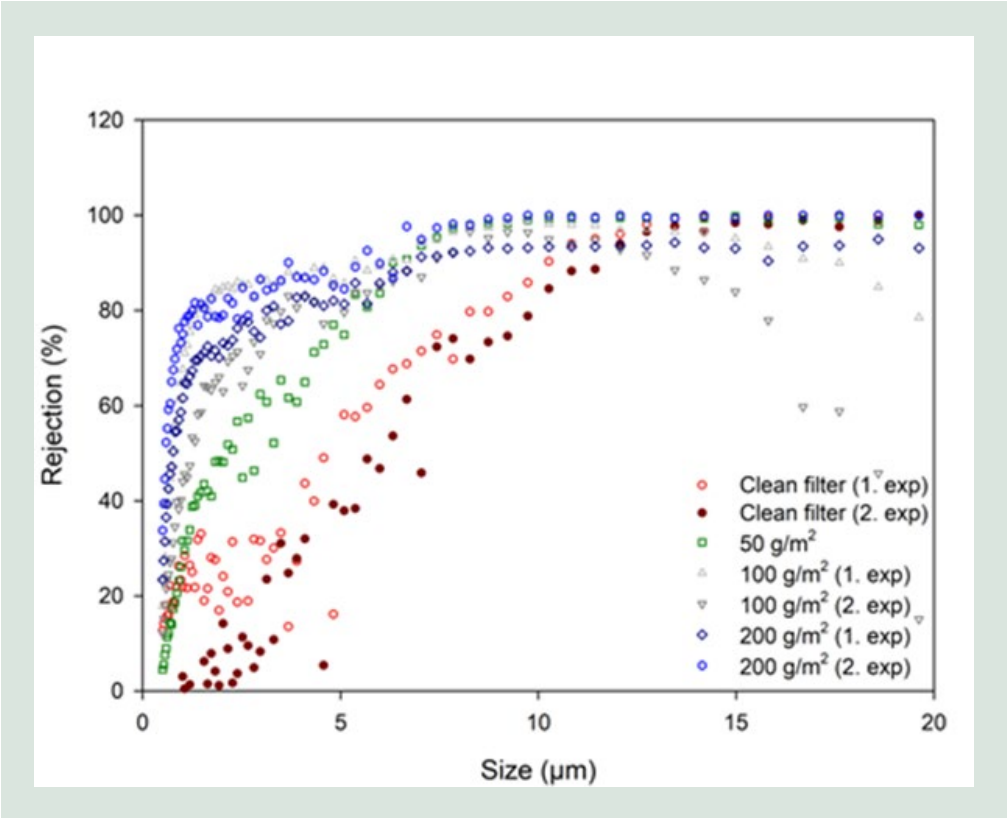
FIGUR 22. Arbocel (1g) udlagt på filterdug (32 cm^2).

Som for skyllevandet afgives der også partikler til filtratet umiddelbart efter pålægningen. Det kan overvejes at recirkulere vandet, så de sidste partikler fanges i materialet (se FIGUR 23).

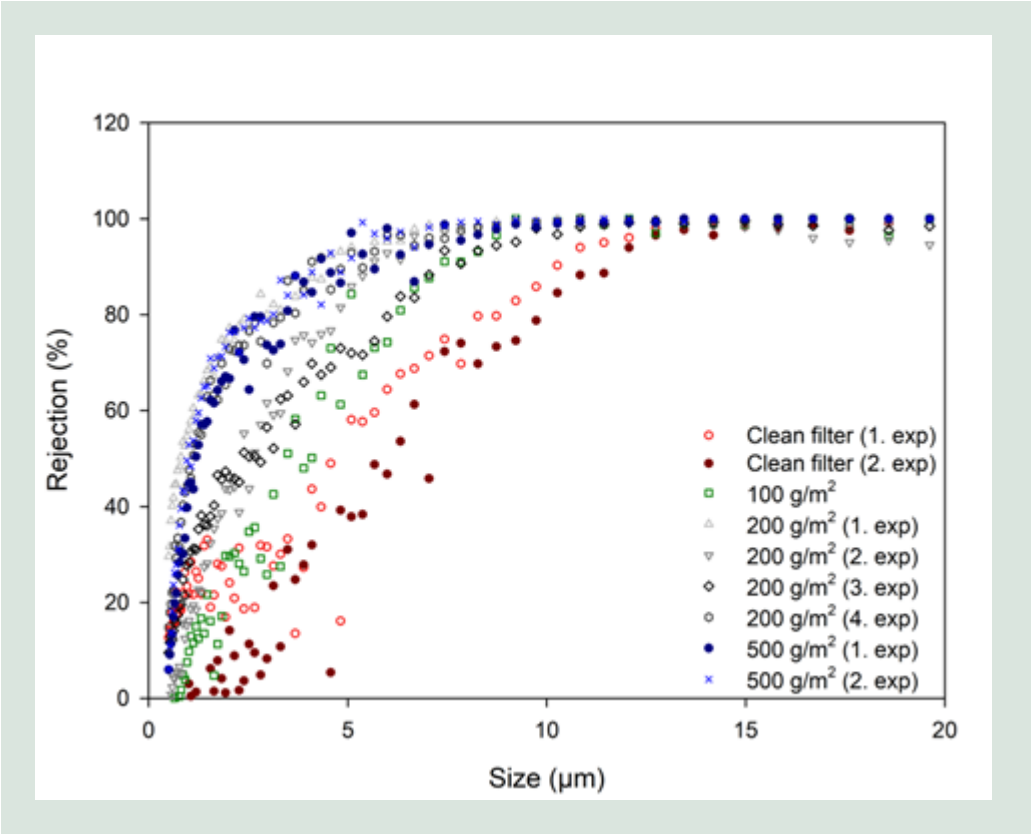


FIGUR 23. Partikler i filtrat under påføring af perlite filteraid.

Partikeltilbageholdelsen er målt efter 10 min for både perlite (FIGUR 24) og celluloseproduktet (FIGUR 25). Der opnås en væsentlig forbedring af vandkvaliteten ved brug af filteraid. Det er også en fin sammenhæng mellem mængden af filteraid og kvaliteten af det rensede vand.



FIGUR 24. Partikeltilbageholdelse ved brug af perlite som filteraid.



FIGUR 25. Partikeltilbageholdelse ved brug af celluloseprodukt som filteraid.

Filteraid er effektiv til at forbedre kvaliteten af det rensede bassinvand. Det er sværere at håndtere Arbocel, da det er opbygget af cellulose, som kan nedbrydes til organiske forbindelser, vil det formentlig være bedre at anvende perlite.

6. Dannelse af klorerede biprodukter fra partikler

I et svømmebad dannes klorede biprodukter så som trikloramin og kloroform ved reaktioner mellem klor og forureningskomponenter fra de badende. En del af forureningskomponenterne består af partikler, der ved filtrering potentielt kan fjernes fra systemet, inden de når at reagere og danne klorerede biprodukter. For at belyse størrelsen af denne pulje af biprodukter, er der udført forsøg med klorering af svømmebadspartikler. Til formålet er skyllevand fra et tromlefilter installeret på The Reef i Frederikshavn opsamlet og opbevaret på køl under transport til Ultraaquas laboratorie. Prøverne er analyseret dagen efter udtag. Der er udtaget bassinvand fra samme tidspunkt til analyse af baggrundskoncentrationer.

6.1 Metode til måling af dannelsespotentiale af klorerede biprodukter

6.1.1 Klorering af tromlefilterskyllevand

Prøvens indhold af suspenderet stof er målt til 145 mg/L.
300 mL prøve tilsættes 185 mg/L klor i en bluecap flaske med teflonlåg uden headspace. Beholderen omrøres og opbevares ved stuetemperatur i 7 dage. Herefter analyseres koncentrationen af frit klor, bundet klor, THM og nitrat.

6.1.2 Klorering af bassinvand

300 mL prøve tilsættes 4 mg/L klor i en bluecap flaske med teflonlåg uden headspace. Beholderen omrøres og opbevares ved stuetemperatur i 7 dage. Herefter analyseres koncentrationen af frit klor, bundet klor, THM og nitrat.

6.2 Metode til måling af kinetik for dannelse af klorerede biprodukter

6.2.1 Klorering af tromlefilterskyllevand

Prøvens indhold af suspenderet stof er målt til 182 mg/L.
Til 8 bluecap flasker med teflonlåg tilsættes 300 mL 10x fortyndet prøve tilsat 10 mg/L klor uden headspace. Beholderne omrøres og opbevares ved stuetemperatur i 15, 30, 100, 160, 270, 325, 1290 og 1620 min. Herefter analyseres koncentrationen af frit klor, bundet klor og THM.

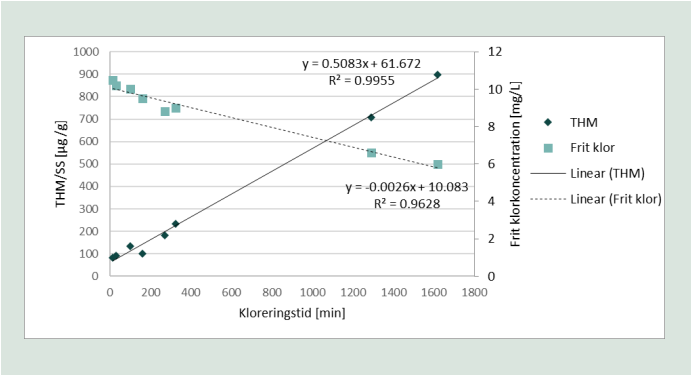
6.2.2 Måling af partikelkoncentration under klorering

Bassinvand udtages, og der tilsættes enten sulfit for at quenche kloren eller ekstra klor (0.5 mg/L) for at sikre, at klor er til stede under hele forsøget. Prøven placeres på magnetomrører, der skaber en svag omrøring.
I første forsøgstype recirkuleres prøven, udtaget fra bølgebassinet på The Reef i Frederikshavn, over partikelmåleren vha. en peristaltisk pumpe og partikelstørrelsesfordelingen måles kontinuerligt. Dette forsøg er udført ved ca. 30°C.
I den anden forsøgstype pumpes en del af prøven, der er udtaget fra varmtvandsbassin i Gigantium Aalborg, igennem partikelmåleren ca. hvert 30. minut og partikelstørrelsesfordelingen måles. Vandet der har passeret partikelmåleren returneres ikke til prøven. Pumpen er placeret efter partikelmåleren for at undgå en eventuel påvirkning af pumpen på partikelstørrelsesfordelingen. Dette forsøg er udført ved ca. 20°C.

6.3 Resultater

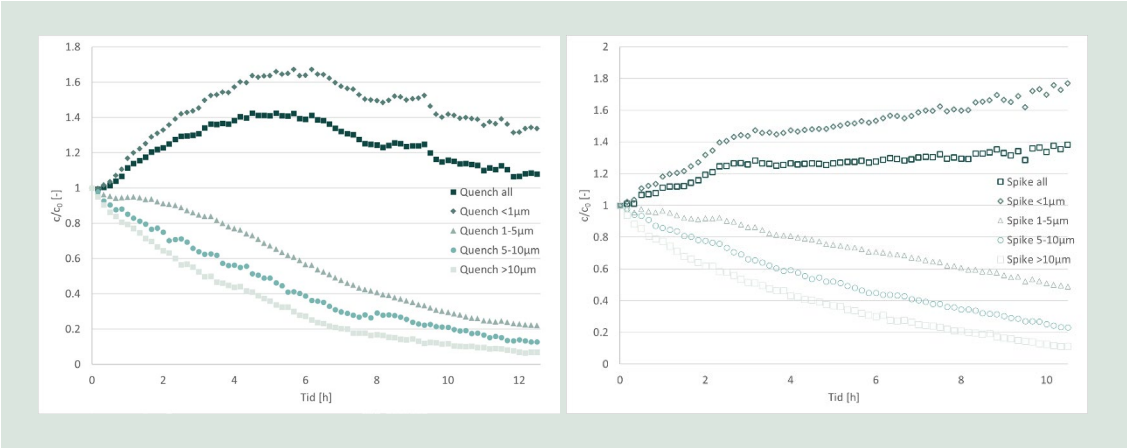
Den dannede THM i skyllevandsprøven efter 7 dages klorering med klor i overskud er korrigeret for tilsvarende dannet i bassin og normaliseret i forhold til skyllevandskoncentrationen af suspenderet stof (SS). Hermed er beregnet en potentiel THM-frigivelse på 5891 µg THM/g SS. Da den dannede bundet klor vil have reageret videre med den frie klor, der er i overskud i forsøget, kan det ikke måles direkte. Mulige produkter for den videre reaktion er N_2 og NO_3^-, men da klor er i overskud, vil NO_3^- være det dominerende produkt. Den potentielle bundet klor frigivelse er således beregnet som forskellen i nitratkoncentration før og efter klorering og normaliseret i forhold til prøvens indhold af suspenderet stof, hvilket giver 11.8 mg N/g SS. Antages det, at denne mængde kvælstof omdannes til trikloramin, svarer det til en bundet klor koncentration på 179 mg Cl_2/g SS.

Hastigheden, hvormed THM dannes ved klorering af tromlefilterskyllevand, er undersøgt i løbet af de første 1620 min af kloreringsprocessen og fremgår af FIGUR 26. THM-koncentrationen observeres at stige lineært i dette tidsrum, hvilket er et udtryk for en 0.ordens reaktion, hvor hverken klor eller THM precursorer begrænser raten. Dog må dannelsesraten formodes at aftage over tid, da klor og/eller THM precursorer på et tidspunkt vil blive begrænsende for reaktionen.



FIGUR 26. Dannelse af THM og fjernelse af klor under kloreringsforsøg af tromlefilterskyllevand fortyndet x10.

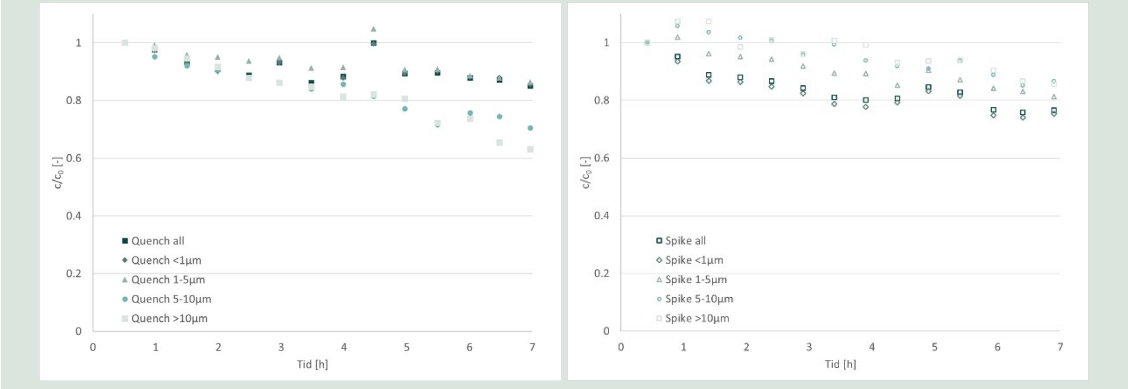
Ændringen af partikelkoncentration over tid fremgår af FIGUR 27, hvor partikel er opdelt i 4 fraktioner (<1µm, 1-5µm, 5-10µm og >10µm) samt summen af alle partikelstørrelser. Forsøget er udført med og uden klor til stede. I begge tilfælde observeres et fald i koncentrationen af partikler >1µm, men koncentrationen af partikler <1µm stiger. Der er forskelle mellem med forsøget med og uden klor, men overordnet set er tendensen den samme. Der er således ikke noget der indikerer at kloren spiller en betydelig rolle i ændringen af partikelstørrelsesfordelingen. En mulig forklaring på at antallet af de mindste partikler stiger kan være, at større partikler nedbrydes til mindre.



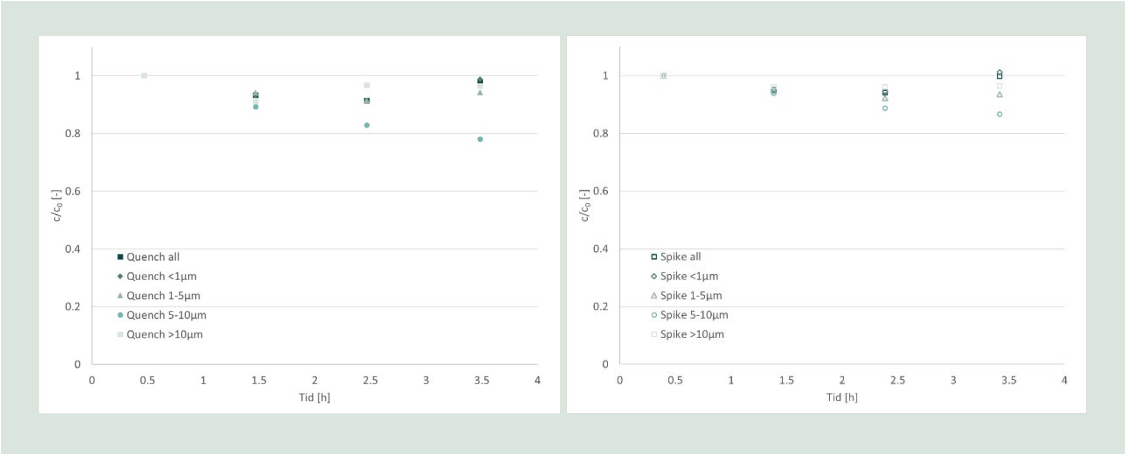
FIGUR 27. Ændring af partikelkoncentrationen af 4 partikelstørrelsesfraktion samt summen af de 4 over tid ved kontinuerlig pumpning af prøve gennem partikelmåler. Til venstre: klor quenched. Til højre: klor tilsat.

Til forsøget i FIGUR 27 er en peristaltisk pumpe anvendt til at cirkulere prøven kontinuerligt gennem partikelmåleren under forsøget. For at undersøge om den hydrauliske påvirkning fra pumpen har haft indflydelse på nedbrydningen af partikler, er forsøget gentaget i et setup, hvor prøven hvert 30. min suges gennem partikelmåleren med en pumpe uden recirkulering, og prøven dermed på intet tidspunkt passerer pumpen inden måling. Resultaterne heraf fremgår af FIGUR 28 og FIGUR 29 for to forskellige prøver, udtaget på forskellige dage. Forsøgene har haft en varighed på henholdsvis ca. 7 og 4 timer. Længere forsøgstider blev vurderet problematiske grundet problemer med mikrobiel vækst.

Sammenlignes FIGUR 27 med FIGUR 28 og FIGUR 29, fremgår det, at den hastighed hvormed partiklerne >1µm fjernes er mindre uden påvirkningen af pumpen, hvilket indikerer, at partiklerne er shear følsomme. Endvidere antyder forskellen på resultaterne med og uden klor ikke at partiklerne nedbrydes med klor, idet hastigheden hvormed de nedbrydes ikke er hurtigere i den klor-spikede prøve. Resultaterne antyder tværtimod. at nedbrydningen er hurtigere uden klor, men hvorvidt dette skyldes forsøgsusikkerheder vides ikke.



FIGUR 28. Ændring af partikelkoncentrationen af 4 partikelstørrelsesfraktion samt summen af de 4 over tid. Prøven pumpes kun gennem partikelmåler under måling. Til venstre: klor quenched. Til højre: klor tilsat. Prøve 1.



FIGUR 29. Ændring af partikelkoncentrationen af 4 partikelstørrelsesfraktion samt summen af de 4 over tid. Prøven pumpes kun gennem partikelmåler under måling. Til venstre: klor quenched. Til højre: klor tilsat. Prøve 2.

Med udgangspunkt i data fra FIGUR 28 og FIGUR 29 for de initiale 7 timers data er der foretaget kurvefitning af en eksponentialfunktion med henblik på at udlede en ratekonstant $k_{partikel}$ for nedbrydningen.

$$\frac{c_{partikel}}{c_{0,partikel}} = exp(-k_{partikel}t)$$

Værdier for ratekonstanten for nedbrydning af de forskellige partikelstørrelsesfraktioner fremgår af TABEL 7. Bemærk at negative værdier indikerer, at der dannes partikler. Der ses ikke en klar sammenhæng mellem størrelse og rate, og heller ikke en gennemgående tendens til at spiked og quenched er forskellige. Derimod er standardafvigelsen på raterne i alle fraktioner stor i forhold til gennemsnittet, hvilket indikerer, at der er stor variation i forsøgene. Det konkluderes således, at der er observeret en nedbrydning af partikler med en ratekonstant omkring 0.02 h^{-1}. Det har på grund af måleusikkerheder ikke kunnet påvises om denne rate er påvirket af tilstedeværelsen af klor, selvom klorens oxiderende effekt teoretisk burde forøge nedbrydningsraten.

TABEL 7. Ratekonstant for nedbrydning af partikler i enheden [h^{-1}].

Prøve	Alle	<1µm	1-5µm	5-10µm	>10µm
Prøve 1, spiked	$3{,}52 \cdot 10^{-2}$	$3{,}61 \cdot 10^{-2}$	$3{,}16 \cdot 10^{-2}$	$3{,}04 \cdot 10^{-2}$	$2{,}96 \cdot 10^{-2}$
Prøve 1, quenched	$1{,}64 \cdot 10^{-2}$	$1{,}44 \cdot 10^{-2}$	$1{,}81 \cdot 10^{-2}$	$5{,}04 \cdot 10^{-2}$	$6{,}58 \cdot 10^{-2}$
Prøve 2, spiked	$1{,}46 \cdot 10^{-3}$	$-3{,}25 \cdot 10^{-3}$	$2{,}25 \cdot 10^{-2}$	$4{,}80 \cdot 10^{-2}$	$1{,}08 \cdot 10^{-2}$
Prøve 2, quenched	$8{,}29 \cdot 10^{-3}$	$5{,}35 \cdot 10^{-3}$	$2{,}00 \cdot 10^{-2}$	$8{,}14 \cdot 10^{-2}$	$4{,}51 \cdot 10^{-3}$
Gennemsnit	$1{,}53 \cdot 10^{-2}$	$1{,}32 \cdot 10^{-2}$	$2{,}31 \cdot 10^{-2}$	$5{,}26 \cdot 10^{-2}$	$2{,}77 \cdot 10^{-2}$
Standardafvigelse	$1{,}46 \cdot 10^{-2}$	$1{,}69 \cdot 10^{-2}$	$5{,}98 \cdot 10^{-2}$	$2{,}12 \cdot 10^{-2}$	$2{,}76 \cdot 10^{-2}$

7. Modellering af tromlefilter

7.1 Numerisk tromlefilter model

Under antagelse af at filtreringsprocessen i et tromlefilter foregår homogent i længderetningen, kan processen modelleres med en 1D model, hvor den anvendte dimension udspænder periferien af tromlen, hvor filterdugen er monteret. Den anvendte del af filterdugen udgøres af den del af cirkelbuen, der er under vandspejlet inde i tromlen og betegnes s.

$$s = \theta r \qquad \text{Ligning 6}$$

hvor θ er den vinkel der udspændes af linierne fra center af tromlen ud til punkterne, hvor vandspejl og filterdug mødes, og r er tromlens radius.

Tilsvarende defineres s' som den del af cirkelbuen, der er under vandspejlet uden for tromlen.

Vinklen θ er afhængig af vandstanden i tromlen og derved det tværsnitsareal A af tromlen der indeholder vand. Denne sammenhæng kan beskrives ved:

$$\theta - \sin\theta = \frac{r^2}{2A} \qquad \text{Ligning 7}$$

Arealet vil øges hvis den tilførte vandmængde Q_{ind} overstiger flowet gennem filterdugen og vice versa, og således gælder:

$$\frac{dA}{dt} = \frac{Q_{ind}}{L} - \int_{-s/2}^{s/2} J dx \qquad \text{Ligning 8}$$

hvor L er tromlens længde og x er koordinatet på den akse der udgøres af tromlens cirkelperiferi med 0 punktet defineret som tromlens laveste punkt.

Fluxen gennem tromlefilterdugen J beskrives lokalt som

$$J = \frac{\rho g \Delta h}{\mu\left(R_{filter} + \sum_i \alpha_{k,i} h_{k,i}\right)} \qquad \text{Ligning 9}$$

Hvor ρ og μ er henholdsvis vandets densitet og viskositet, g er tyngdeaccelerationen, R_{filter} er filterdugens modstand, α_k er den specifikke filterkagemodstand og h_k tykkelsen af filterkagelaget (se Ligning 5). i repræsenterer kagelag med forskellige filtreringsegenskaber. I tilfælde af en homogent opbygget kage er i=1. Δh er den drivende kraft i form af forskel i vandspejlshøjden inde i og udenfor tromlen. I den del af filterdugen, der er over det ydre vandspejl, er Δh dog reduceret:

$$\Delta h = \begin{cases} h_{indre} - h_{ydre} & \text{for } |x| \le \frac{s'}{2} \\ h_{indre} - \frac{r}{1 - \cos\left(\frac{x}{r}\right)} & \text{for } |x| \ge \frac{s'}{2} \end{cases} \qquad \text{Ligning 10}$$

Når vandstanden i tromlen når en kritisk værdi h_{krit} vil foulingen reduceres med en skylleeffektivitetsfaktor f_{eff} svarende til at tromlefilteret tilbageskylles. Hermed reduceres kagetykkelsen til $h_{k,i,skyl}$:

$$h_{k,i,skyl} = h_{k,i}(1 - f_{eff}) \qquad \text{Ligning 11}$$

Tromlefiltermodellen er integreret med en model af et svømmebassin (beskrevet i detaljer i [9]. Modellen anvender input og randbetingelser som angivet i TABEL 8.

TABEL 8. Input og randbetingelser til svømmebassinmodel.

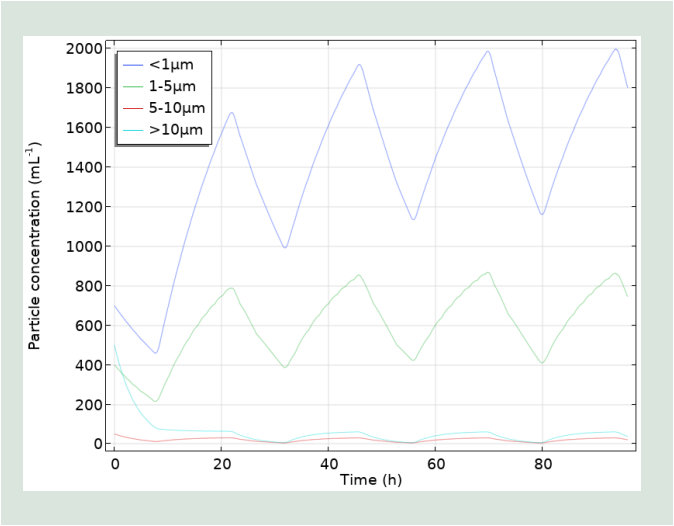
Parameter	Enhed	Værdi
Bassin volumen	m^3	1000
Badebelastning i åbningstid	Badende	100
Åbningstid	h/d	12
Friskvandsindtag	L/badende	30
Fordampning	m^3/d	4
Bassin temperatur	°C	28
Cirkulerende flow	m^3/h	200
Tromlefilter areal (tromle 1)	m^2	9
Tromlefilter areal (tromle 2)	m^2	90
h_{krit}	M	0.48
f_{eff}		1
R_{filter}	m^{-1}	$7 \cdot 10^7$
α_k	m^{-2}	10^{13}
Retention sandfilter <1µm		0,979
Retention sandfilter 1-5µm		0,992
Retention sandfilter 5-10µm		1
Retention sandfilter >10µm		1

7.2 Modelresultater

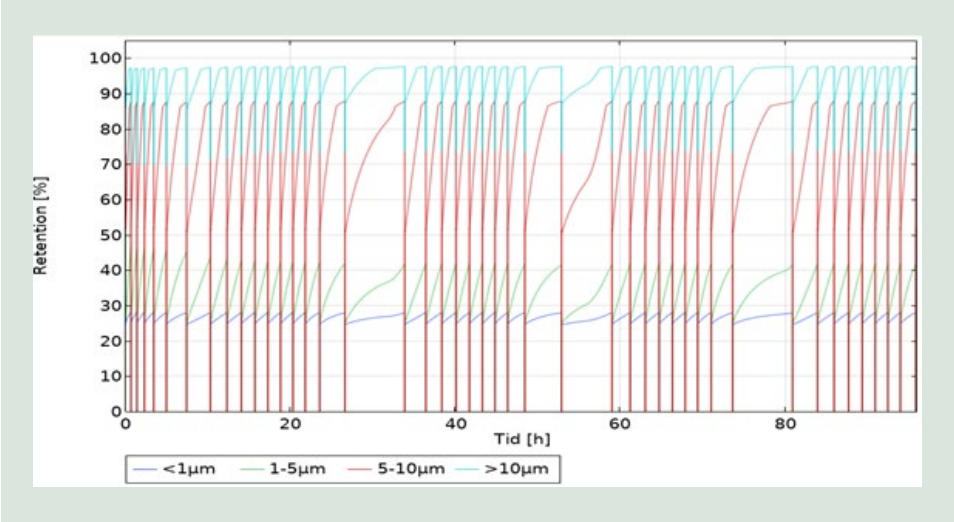
FIGUR 30 - FIGUR 35 viser den resulterende partikelkoncentration i bassinet samt vandbehandlingens effektive partikelretention over en periode på 4 dage for 3 scenarier: 1) Der anvendes tromlefilter på 100% af den cirkulerende vandstrøm og sandfilter på 25% (inBlue konceptet), 2) Der anvendes sandfilter på 100% af den cirkulerende vandstrøm (konventionel behandling) og 3) Der anvendes to serielkoblede tromlefiltre på 100% af den cirkulerende vandstrøm. Det sidste af de to tromlefiltre opereres med lav flux, hvormed et større filterareal er påkrævet. Herigennem er det muligt at udnytte den forbedrede retention, der opstår ved øget filterkagetykkelse.

Det fremgår at den laveste partikelkoncentration og den højeste retention opnås ved anvendelse udelukkende af sandfilter (Konventionel vandbehandling, se FIGUR 32 og FIGUR 33) og at anvendelse af tromlefilter og sandfilter på en delstrøm (inBlue konceptet, se FIGUR 30 og FIGUR 31), resulterer i højere partikelkoncentration og lavere retention. I praksis har det dog vist sig, at denne forskel ikke udgør et problem, da svømmebade med denne type vandbehandling ikke har problemer med at leve op til kravene til vandkvalitet. Scenariet med de to seriekoblede tromlefiltre (FIGUR 34 og FIGUR 35), viser at der med denne type vandbehandling kan opnås en vandkvalitet der er bedre end inBlue scenariet uden at bruge sandfilter. Det er

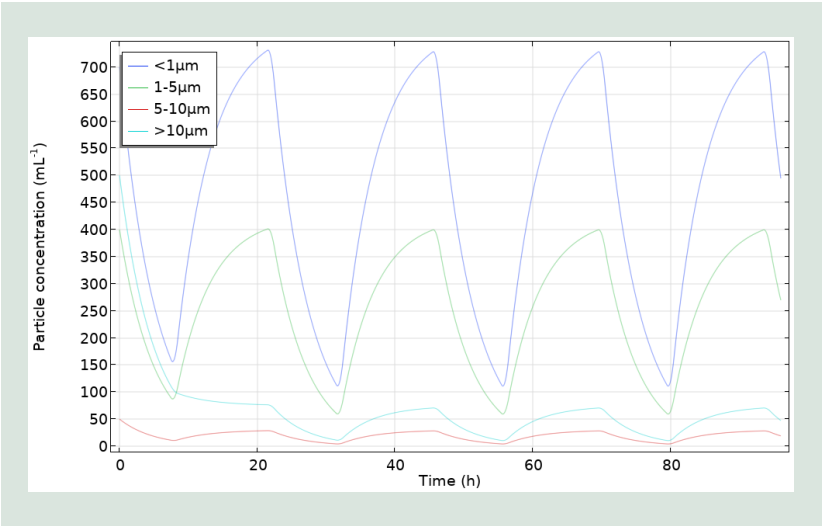
således sandsynliggjort at der ved at ændre på driften af tromlefilteret og indsætte to i serie, kan opnås en gevinst både på vandkvalitet og energiforbrug ift. det nuværende inBlue koncept. Sammenlignet med konventionel vandbehandling vil der være en stor energigevinst, da sandfilteret helt afskaffes, men turbiditeten vil forøges, dog inden for rammerne af det acceptable.



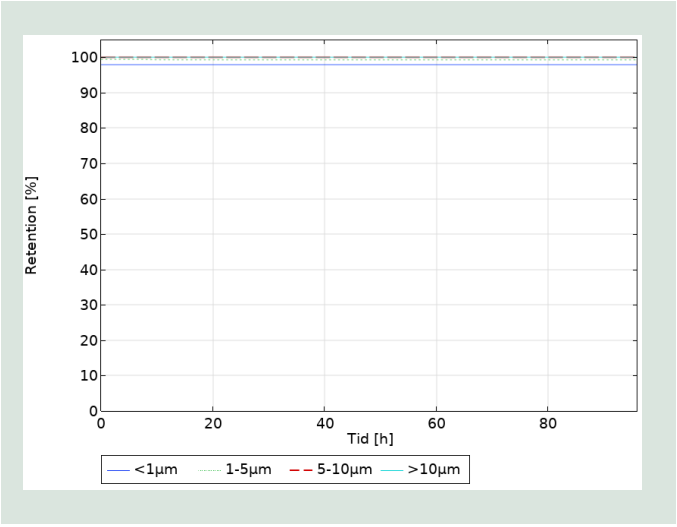
FIGUR 30. Simuleret partikelkoncentration i bassinvand ved anvendelse af tromlefilter på 100% og sandfilter på 25% af den cirkulerende vandstrøm.



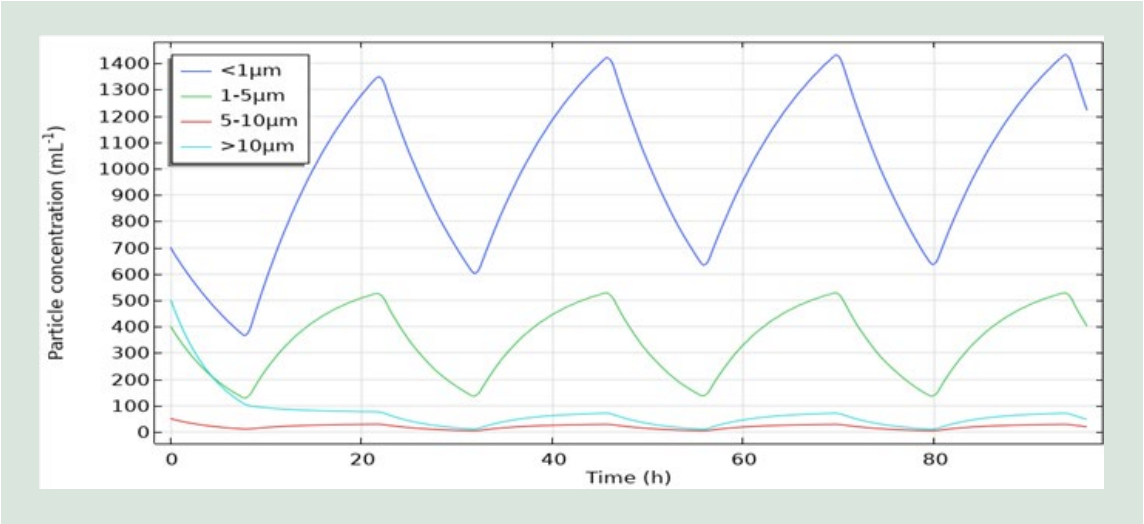
FIGUR 31. Simuleret partikelretention vandbehandlingen ved anvendelse af tromlefilter på 100% og sandfilter på 25% af den cirkulerende vandstrøm.



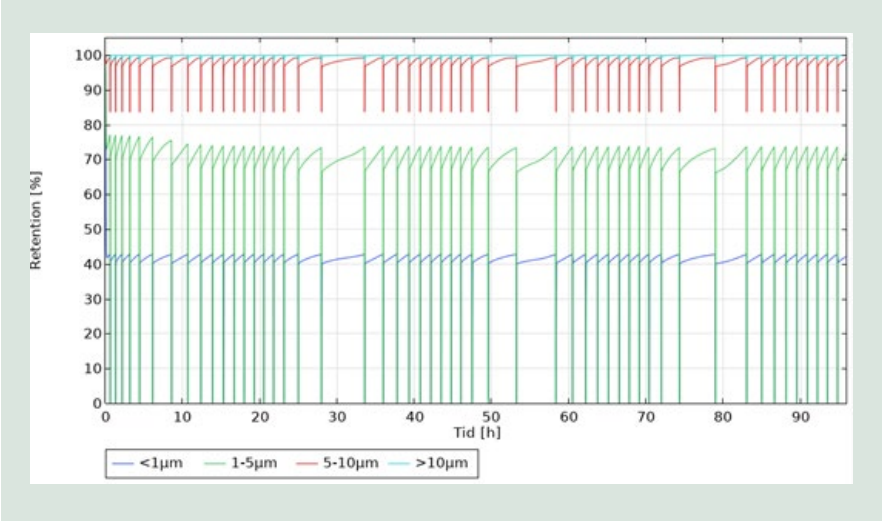
FIGUR 32. Simuleret partikelkoncentration i bassinvand ved anvendelse af sandfilter på 100% af den cirkulerende vandstrøm.



FIGUR 33. Simuleret partikelretention i vandbehandlingen ved anvendelse af sandfilterfilter på 100%.



FIGUR 34. Simuleret partikelkoncentration i bassinvand ved anvendelse af to serielkoblede tromlefiltre på 100% af den cirkulerende vandstrøm (tromlefilter 1 og tromlefilter 2).



FIGUR 35. Simuleret partikelretention i vandbehandlingen ved anvendelse af to serielkoblede tromlefiltre på 100% af den cirkulerende vandstrøm (tromlefilter 1 og tromlefilter 2).

8. Fuldskalatest

Der er udført forsøg i fuldskala med det formål at belyse tre mulige forbedringer af tromlefilterets retention.

1. Effekten af koagulanttilsætning før tromlefilter. Laboratorieundersøgelserne beskrevet i afsnit 4, har belyst udfordringerne ved at opnå den ønskede effekt af koaguleringen. Det er i fuldskala undersøgt om observationerne fra laboratorieskala kan genfindes.
2. Anvendelse af alternativ filterdug. Det er i fuldskala undersøgt om anvendelse af filterdug 24 kan give anledning til en tykkere filtekage inden filterskyl grundet en højere permeabilitet, og derigennem forbedre partikelfjernelsen.
3. Anvendelse af to tromlefiltre i serie. Det er undersøgt i hvor høj grad den forlængede driftstid mellem to filterskyl på tromlefilter 2, kan opbygge tilstrækkelige kagetykkelse til at forbedre retentionen.

8.1 Koagulantdosering før tromlefilter

Der er udført fuldskalatest med koagulering ved Slettestrand Feriecenter, hvor der anvendes tromlefilter til behandling af hele den cirkulerende vandstrøm (160 m^3/h). Koagulant blev tilsat med doseringspumpe til bassinets overløbsrende for at sikre maksimal reaktionstid inden tromlefiltreringen. Til start doseres 16 mL/min Nordach 808 A, hvilket gav anledning til forøgelse af partikelkoncentrationen i filtratet. Herefter blev dosering forøget til 50 mL/min, hvilket forårsagede hyppige skyl af tromlefilteret og en yderligere forringelse af partikelniveauet i filtratet.

Det blev således observeret at koagulant dosering inden tromlefilteret gav anledning til udfældning af aluminiumhydroxid partikler, der dels stoppede filterdugen til, og dels dannede små partikler, der passerede filterdugen og forringede vandkvaliteten i bassinet. Dette stemmer overens med observationer foretaget i afsnit 4. På baggrund heraf konkluderes det, at det ikke er muligt at forbedre filtreringen med tromlefilter gennem anvendelse af koagulant.

8.2 Test af ny dug

På The Reef Frederikshavn er der installeret 3 tromlefiltre i en parallelkobling til behandling af samlet 150 m^3/h fra et kombineret inde- og udebassin på 163 m^3 med en vandtemperatur på 28°C. På to af de tre filtre monteres der en ny filterdug henholdsvis af typen Filter 24 (tromlefilter 803-1) og Filter 1 (tromlefilter 803-2). Det sidste tromlefilter fortsætter med det eksisterende filter (Filter 1), der har været i drift i en længere periode og står overfor udskiftning (tromlefilter 803-3). Herved kan retention og permeabilitet af Filter 1 og 24 samt ny og brugt Filter 1 sammenlignes.

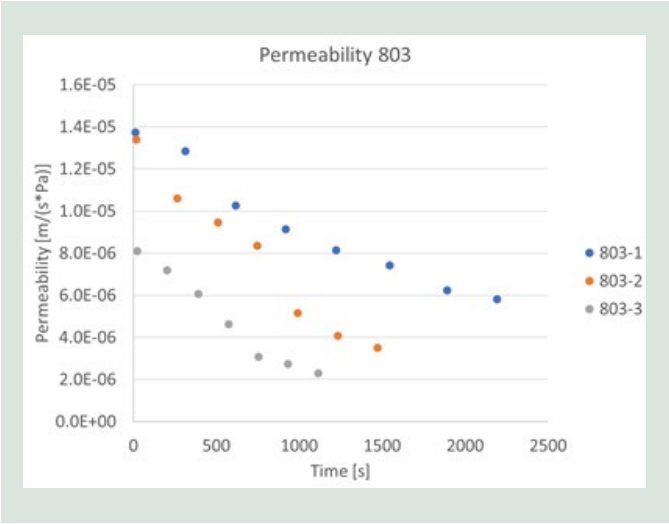
8.2.1 Permeabilitet

De tre filterduges permeabilitet er målt en tromle ad gangen ved stoppe vandtilførslen til det pågældende filter, mens vandstanden inde i tromlen og i karret udenfor tromlen måles hvert 0,1 s. Når vandet i tromlen er drænet gennem filteret, er vandtilførslen genoprettet i 3 min, hvorefter processen gentages. Målingerne er påbegyndt lige efter, filteret er tilbageskyllet og fortsat til, at det blev skyllet igen. Hermed måles permeabiliteten gennem en hel skyllecyklus.



FIGUR 36. Vandstandsniveau i tromlefilter under permeabilitetstest for tromlefilter 803-1 med nyt Filter 24.

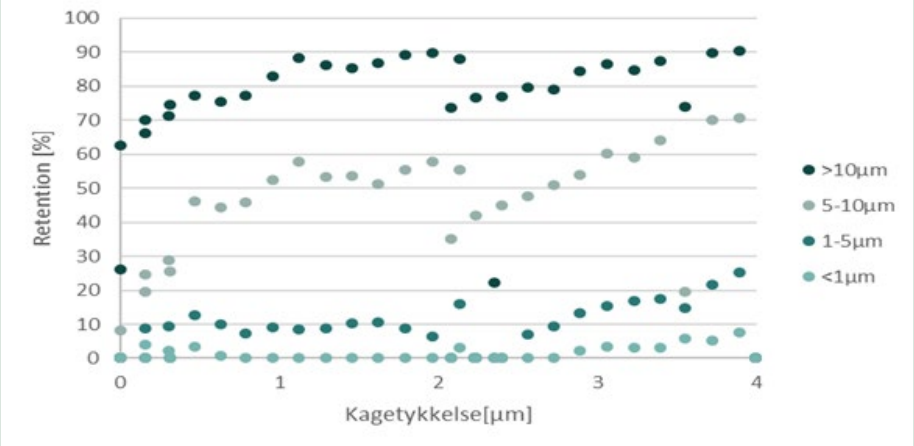
Et eksempel på måling af vandstanden i tromlefilter med Filter 24 fremgår af FIGUR 36. De perioder hvor vandstanden falder markant repræsenterer perioder hvor vandtilførslen har været afbrudt og vandet i tromlen dræner gennem filterdugen. Ud fra ændringerne i vandhøjden kan vandflowet beregnes og herigennem filterdugens permeabilitet (se Ligning 1, Ligning 2, Ligning 6, Ligning 7, Ligning 8 og Ligning 10). FIGUR 37 viser hvordan permeabiliteten for de tre filtre ændrer sig mellem to skyl. Det fremgår at permeabiliteten af det brugte Filter 1 (tromle 803-3) er lavere end for det nye Filter 1 (tromle 803-2), hvilket skyldes at filterdugen over lang tids drift er blevet delvist blokeret af hår og/eller udfældninger. Permeabiliteten for Filter 24 (tromle 803-1) er initialt sammenlignelig med det nye Filter 1, men falder langsommere gennem filtreringscyklussen. I permeabilitetstestene udført i mindre skala (se FIGUR 11) udviste Filter 24 en initial højere permeabilitet, men et sammenligneligt eller hurtigere fald en Filter 1. Der er således ikke sammenfald mellem observationer foretaget i laboratorieskala og fuldskala. En mulig forklaring kan være at der er lokale variationerne i filterdugenes permeabilitet (inhomogenitet), hvilke udjævnes i fuldskala, hvor et større filterareal anvendes. Generelt er der dog overensstemmelse mellem niveauerne i permeabilitet fundet i laboratorieskala og fuldskala.



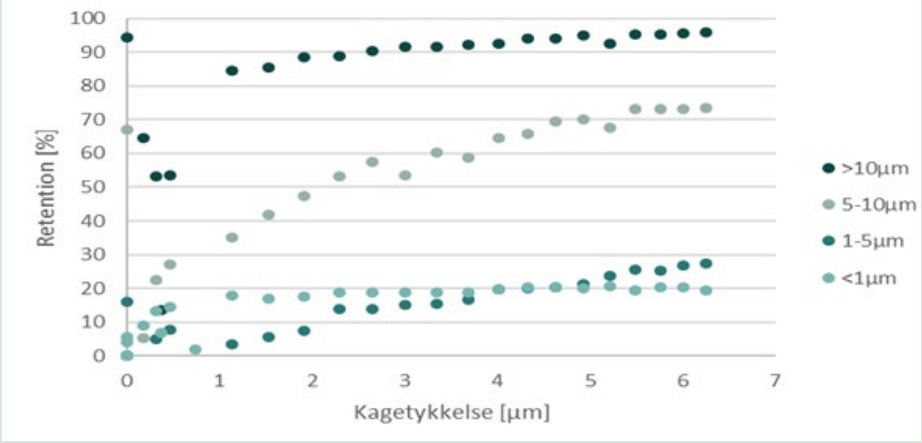
FIGUR 37. Permeabilitet for tromlefiltrene som funktion af tid mellem to skyl. Tromlefilter 803-1, 803-2 og 803-3 er monteret med Filter 24, Ny Filter 1 og Brugt Filter 1 henholdsvis.

8.2.2 Retention

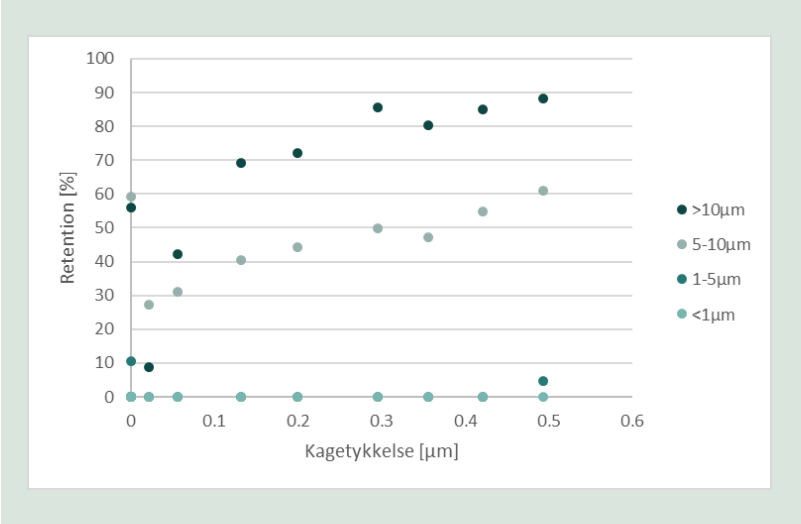
Partikelkoncentrationen måles skiftevis i fødestrømmen til tromlefilteret, ved at suge vand inde i tromlen, og i permeatstrømmen, ved at suge vand fra karret omkring tromlen. Den anvendte partikelmåler er beskrevet i afsnit 3.3 og beregningen af retention foretaget med Ligning 4. FIGUR 38 - FIGUR 40 viser ændringen af partikelretention for 4 partikelstørrelsesfraktioner mellem to skyl. Generelt observeres, at retentionen forbedres under opbygning af filterkage, hvilket kvalitativt svarer til observationer i laboratorieskala (se FIGUR 7 og FIGUR 10). For partikler >10µm opnås dog ikke 100% retention i fuldskala som i laboratorieskala, hvilket potentielt kan skyldes utætheder. Sammenlignes Filter 1 (nyt) og Filter 24 følger retentionskurverne samme tendenser, men generelt opnås lidt højere værdier for Filter 1. På det brugte Filter 1 opbygges væsentlig mindre filterkage mellem to skyl sammenlignet med de to andre filtre. Dette skyldes at filterets permeabilitet er nedsat pga. lang tids drift (se FIGUR 37), hvorved tilbageskyl aktiveres hyppigere og forhindrer længerevarende opbygning af filterkage. Den observerede partikelretention for dette filter er derfor lavere end for de to nye filtre.



FIGUR 38. Partikelretention for tromlefilter som funktion af filterkageopbygning mellem to skyl. Nyt Filter 24.



FIGUR 39. Partikelretention for tromlefilter som funktion af filterkageopbygning mellem to skyl. Nyt Filter 1.



FIGUR 40. Partikelretention for tromlefilter som funktion af filterkage-opbygning mellem to skyl. Brugt Filter 1.

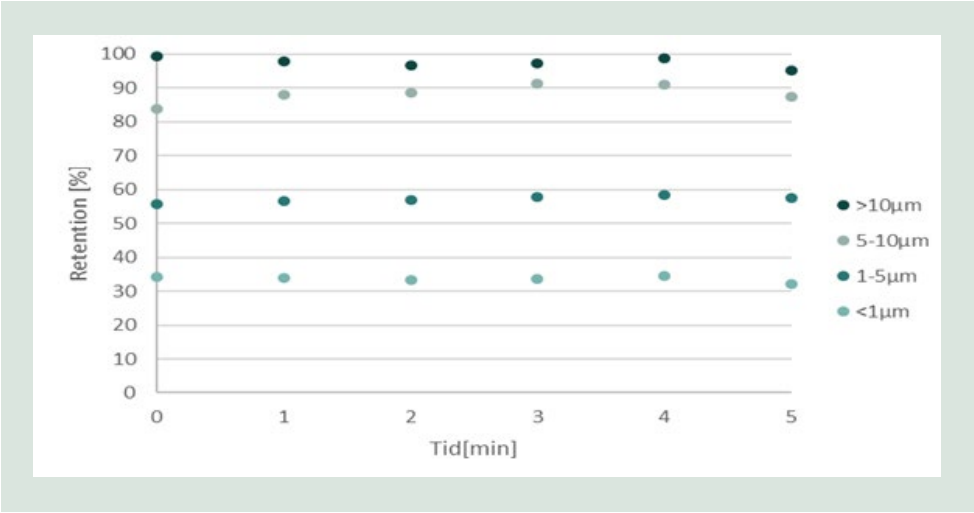
8.3 Seriekobling af tromlefiltre

På The Reef i Frederikshavn er opstillet et ekstra tromlefilter, der er koblet i serie med en af de eksisterende tre tromlefiltre (803-1 monteret med ny Filter 1). Det nye tromlefilter (Model 501) er en mindre model end de eksisterende (Model 803) (0,352 m^2 vs. 2,244 m^2), og tilføres et delflow af permeatet fra det eksisterende filter. Undervejs monitoreres vandniveau i og udenom tromlen, og partikelkoncentration i tilløb og permeat måles skiftevis. For at forlænge drifttiden på 501 tromlefilteret inden tilbageskyl reduceres tilløbsflowet undervejs, hvis vandstanden i tromlen bliver for høj.

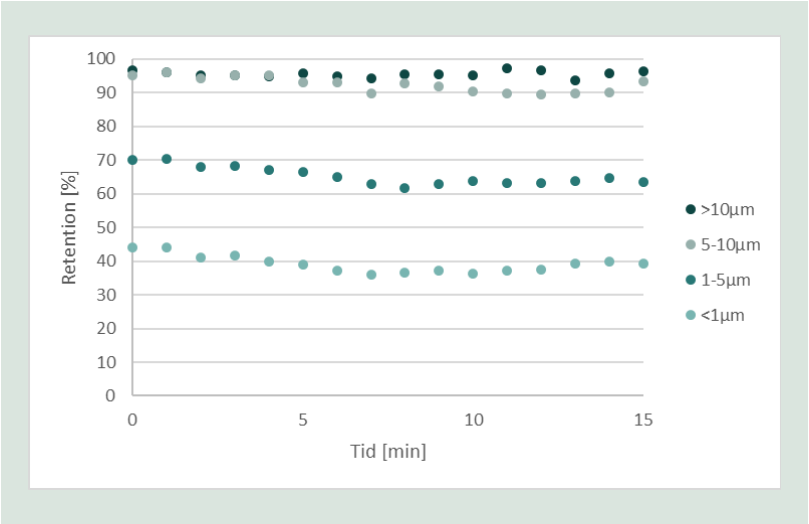
Der er udført forsøg både med Filter 1 og Filter 24 på 501 tromlefilteret. Ved forsøgets opstart tilføres bassinvand til 501 tromlefilteret for at opbygge en filterkage, hvorefter der skiftes til seriel opkobling, hvor permeat fra 803 tromlefilteret tilføres til 501 tromlefilteret. Under filteropbygningen er der ikke foretaget kontinuerlige partikelmålinger i tilløbsvandet, og den opbyggede kagemængde kendes derfor ikke nøjagtigt. Det er dog i begge forsøg estimeret, at den opbyggede kagetykkelse er >40 µm. Retentionen af 501 tromlefilteret er målt efter filterkage er opbygget og under stabil drift.

8.3.1 Forsøgsresultater med seriekobling af tromlefiltre

FIGUR 41 og FIGUR 42 viser den målte partikelretention over en periode med stabil drift for henholdsvis Filter 1 og Filter 24 på 501 tromlefilteret i seriekobling. For begge filtertyper observeres en høj og relativt konstant retention for alle partikelstørrelser sammenlignet med den retention, der ses under normal drift af et tromlefilter (se FIGUR 38 og FIGUR 39). Forbedringen i retention sker særligt for partikelstørrelser <5µm. Driften med denne forøgede filterkagetykkelse varede i begge tilfælde >3h, men ved lav flux sammenlignet med normal drift, og demonstrerer derved, at det er muligt at opnå en forbedret fjernelse af særligt de mindste partikler ved at anvende to tromlefiltre i serie sammenlignet med anvendelse af en enkelt tromlefilter.



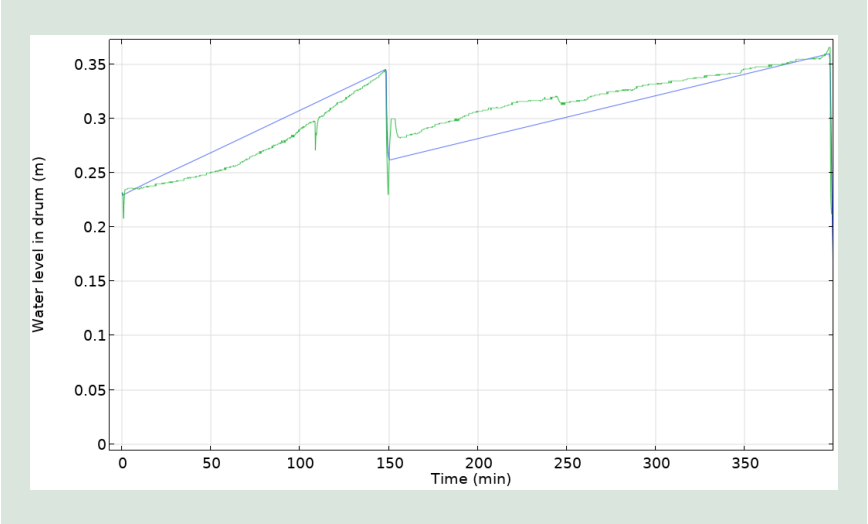
FIGUR 41. Partikelretention for tromlefilter 501 målt over tid under stabil drift med opbygget filterkage. Filter 1.



FIGUR 42. Partikelretention for tromlefilter 501 målt over tid under stabil drift med opbygget filterkage. Filter 24.

8.3.2 Modellering af opstuvning i tromle

Ved anvendelse af modellen beskrevet i afsnit 7.1 er filtreringsforløbet for tromlefilter 501 med Filter 24 simuleret. Den specifikke filterkagemodstand (α_k) er anvendt som fitningsparameter i modellen, hvilket betyder at denne parameter er varieret for at opnå den bedste overensstemmelse mellem målinger og model. Der er anvendt to forskellige værdier for den indledende fase, hvor bassinvand er anvendt i tilløbet, og den efterfølgende fase, hvor tromlefilteret modtager permeat fra tromlefilter 803. Dette er valgt, da den specifikke filterkagemodstand er afhængig af størrelsesfordelingen af de partikler, der afsættes i filterkagen. Ved anvendelse af permeat som fødestrøm vil partikelstørrelsen være markant anderledes end ved anvendelse af bassinvand, idet permeat relativt indeholder flere små partikler. Det er derfor rimeligt at antage, at den specifikke filterkagemodstand vil antage en større værdi i dette tilfælde. Da flowet ind i tromlefilter 501 er varieret under forsøget, er der anvendt variabelt flow i modellen. Ligeledes anvender modellen interpolerede partikelkoncentrationer for det tilførte vand baseret på målinger foretaget underforsøget.



FIGUR 43. Modelleret (blå) og målt (grøn) vandstand i tromlefilter 501 under forsøg med Filter 24.

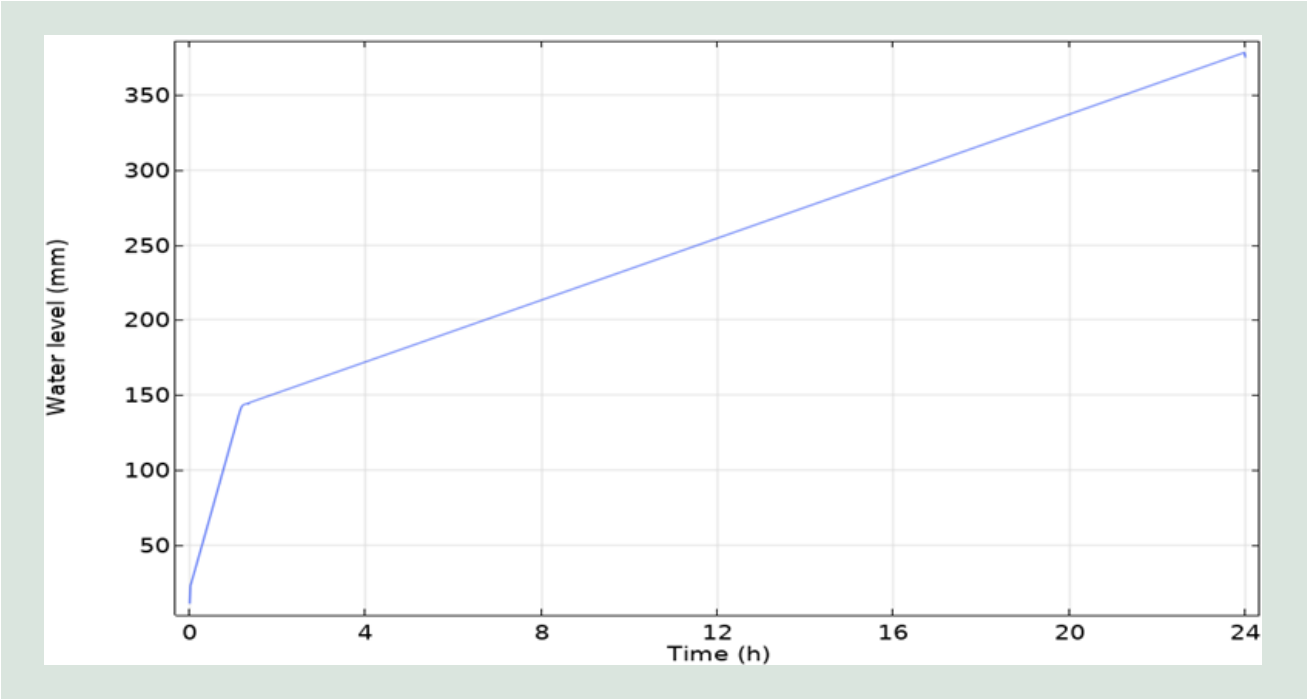
FIGUR 43 viser det målte og modellerede niveau af vandspejlet i tromlefilter 501 under forsøget. Ved ca. 150 min skiftes der fra at tilførsel af bassinvand til permeat fra tromlefilter 803. Samtidig reduceres flowet. Modellen skildrer overordnet udviklingen i vandstanden i tromlen, men er ikke i stand til at beskrive alle detaljer så som krumninger og hop i kurveforløbet. Dette skyldes sandsynligvis at modellen er baseret på enkelte målinger af input parametre (flow og partikelkoncentration) og en antagelse om at disse enten er konstante eller kan beskrives med lineær interpolation mellem målingerne, hvilket kan give anledning til nogen diskrepans mellem model og måling. Værdier af specifik filterkagemodstand på $4.7 \cdot 10^{12}$ og 10^{13} m^{-2} er anvendt i modellen.

8.3.3 Opskalering af seriekobling af tromlefiltre til 50 m bassin

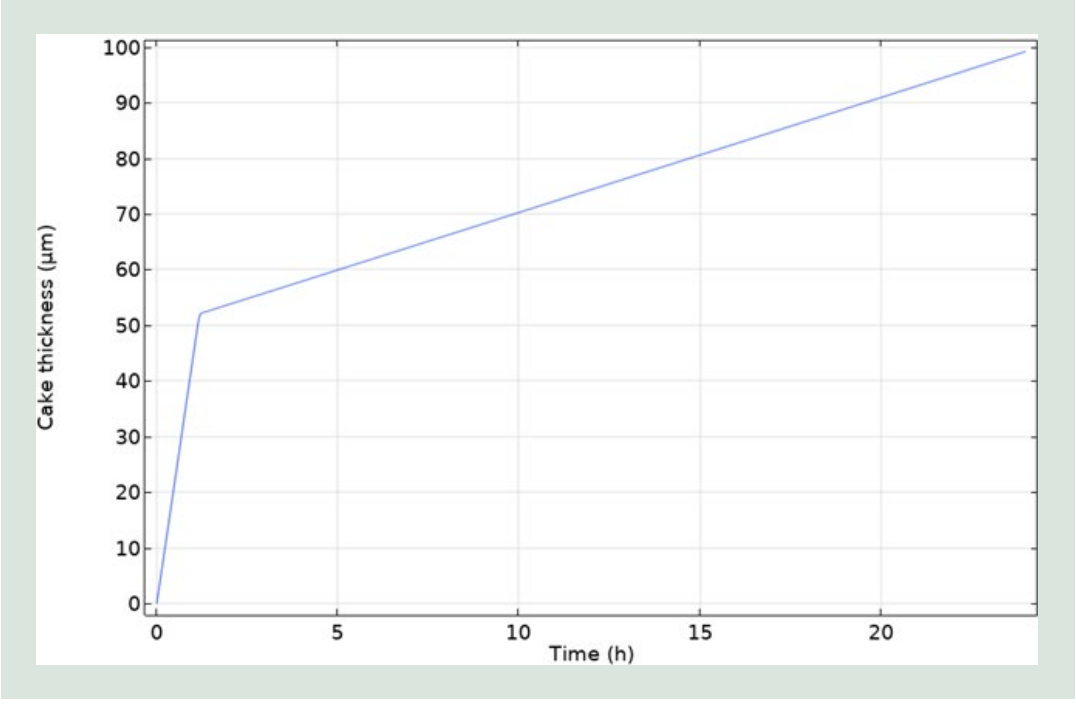
Ved at anvende model og fitningsparametre beskrevet i afsnit 7.1 og 8.3.2 er foretaget simulering af et seriekoblet filter til behandling af det recirkulerende bassinvand fra et 50 m bassin (300 m^3/h). Der er anvendt typiske partikelkoncentrationer for bassinvandet. Det første filter er et traditionelt tromlefilter, mens det andet filter er modelleret som et nedsænket diskfilter. Der er valgt at anvende et diskfilter, idet denne filtertype har et lavere footprint per filterareal, hvilket betyder filteret ikke optager så meget plads på trods af filterets store filterareal sammenlignet med det almindelige tromlefilter. Fordelen ved at anvende et nedsænket diskfilter er at hele filterarealet konstant er til rådighed. Dog kræves det at filteret drænes ifm filterskyl. Eftersom diskfilteret kun ønskes skyllet en gang per døgn, er denne begrænsning imidlertid af mindre betydning. Initialt tilføres diskfilteret bassinvand indtil en filterkagetykkelse på 52 µm er opnået, hvorefter der tilføres permeat fra tromlefilteret med en lavere partikelkoncentation. Af hensyn til diskfiltrenes strukturelle integritet ønskes opstuvningen holdt under 400 mm.

8.4 Resultater

Modellering af diskfilterdrift i ovennævnte scenarie er udført med filterareal af diskfilteret som variabel. Der er fundet at et areal på 85 m^2 vil imødekomme driftsbetingelserne, idet der i løbet af 24 timer opstuves mindre end 400 mm vand over diskfilteret. Resultaterne af modelleringen fremgår af FIGUR 44 og FIGUR 45.



FIGUR 44. Opstuvning af vand over diskfilter under filtrering. Initialt tilføres diskfilteret bassin og efter ca 1 time ændres tilførslen til permeat fra tromlefilter.



FIGUR 45. Tykkelse af filterkage på diskfilter under filtrering. Initialt tilføres diskfilteret bassin og efter ca 1 time ændres tilførslen til permeat fra tromlefilter.

Det fremgår af figurerne, at der under tilførsel af bassinvand sker en hurtig opstuvning og filterkageopbygning, men at hastigheden for begge reduceres, idet diskfilteret tilføres permeat fra tromlefilteret, hvilket betyder at driftstiden inden skyl kan forlænges betydeligt, hvorved retentionsforbedringen fra filterkagen kan udnyttes over en lang periode.

9. Eco-efficiency analyse af udvalgte scenarier for anvendelse af svømmebadsteknologier

9.1 Indledning

Der er foretaget en analyse af de årlige økonomiske driftsomkostninger og de årlige emissioner af stoffer, som kan bidrage til global opvarmning, beregnet som CO_2 ækvivalenter og vandforbrug. Der er endvidere foretaget en indledende analyse af mulighederne for også at inddrage økotoksicitet og human toksicitet ved udledning af toksiske stoffer til luft, vand og miljø.
Der foreligger kun få analyser baseret på livscyklusbetragtninger af svømmebade [10].
Analysen anvendt i dette projekt baserer sig på principperne i ISO 14045 (Eco-efficiency) og bruger en livscyklustilgang [11].
Ved Eco-efficiency metoden analyseres om anvendelsen af alternative teknologier, i forhold til en referencekonfiguration, i svømmebade kan generere mere økonomisk værdi samtidig med, at der bruges færre resurser, og miljøpåvirkningen, i form af CO_2-belastning, mindskes.
Som en del af analysen er der også indledningsvis foretaget en såkaldt "Hotspot Analyse" [12] hvor det analyseres, hvilke flows i det undersøgte system der i særlig grad bidrager til CO_2 emission, vandforbrug og toksicitet.

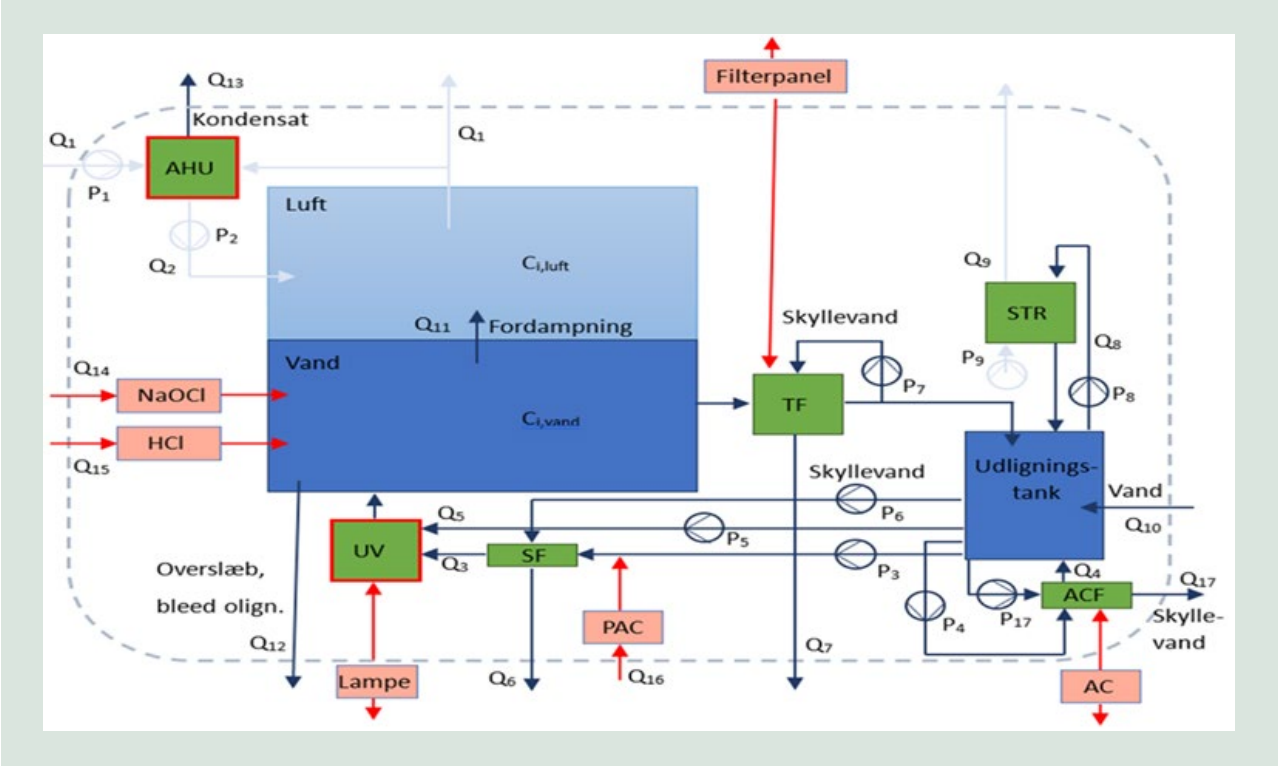
9.2 Mål og afgrænsning af analysen

Følgende scenarier (teknologier/kombinationer af teknologier) har indgået i eco-efficiency analysen:

1. Konventionel teknologi (100% sandfilter, 0% tromlefilter, aktivt kulfilter, ingen UV, ingen THM-stripper, fuld løftehøjde/ingen ecotank)
2. inBlue koncept (25% sandfilter, 100% tromlefilter, ingen aktivt kulfilter, UV, THM-stripper, reduceret løftehøjde/ecotank)
3. inBlue koncept uden sandfilter (0% sandfilter, 100% seriekoblet tromlefiltre (2), ingen aktivt kulfilter, UV, THM-stripper, reduceret løftehøjde/ecotank)
4. Konventionel teknologi med UV i stedet for aktivt kulfilter (100% sandfilter, 0% tromlefilter, ingen aktivt kul filter, UV, ingen THM-stripper, fuld løftehøjde/ingen ecotank)
5. Konventionel teknologi med THM-stripper (100% sandfilter, 0% tromlefilter, aktivt kul filter, ingen UV, THM-stripper, fuld løftehøjde/ingen ecotank)
6. Konventionel teknologi med tromlefilter (25% sandfilter, 100% tromlefilter, aktivt kulfilter, ingen UV, ingen THM-stripper, fuld løftehøjde/ingen ecotank)
7. Konventionel teknologi med ecotank (100% sandfilter, 0% tromlefilter, aktivt kulfilter, ingen UV, ingen THM-stripper, reduceret løftehøjde/ecotank)

Der regnes på tre belastningsniveauer af badende: 25%, 50% og 100% dimensionerende belastning således, at modelbelastningen med badende har været henholdsvis 25%, 50%, 100% i hele bassinets åbningstid, der har været fastsat til 12,7 timer/døgn. Dette er gjort af model-/beregningstekniske årsager, idet belastningen i et bassin i praksis vil udvise betydelig variation i løbet af en åbningstid. Scenariet med 100% middelbelastning er et usandsynligt og ikke i praksis et realistisk scenarie, men tjener her som end-point/grænseværdi for belastningssituationen.

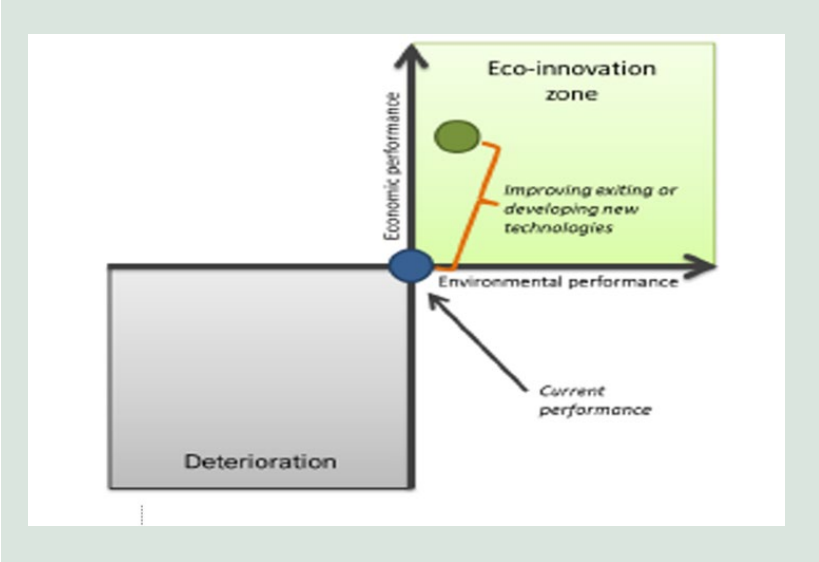
For at kunne sammenligne de enkelte processer er der anvendt en funktionel enhed: Drift af et 50 meter indendørs svømmebassin under overholdelse af gældende kravspecifikationer både til badevandskvalitet og indendørsmiljø i et år.
Der er foretaget en systemafgrænsning som vist i FIGUR 46. Det er alene driftsfasen af processerne som analyseres. De økonomiske omkostninger og miljøbelastningen ved indkøb og produktion af svømmebassin og svømmehal, og nedbrydning af faciliteterne efter endt brug er altså ikke medregnet i analysen. Det skal her bemærkes, at i langt de fleste tilfælde er det driftsfasen, der bidrager dominerende i Eco-efficiency analyser.



FIGUR 46. Systemafgrænsning for eco-efficiency analyse- inputs og outputs. AHU: Air Handling Unit med Kondensering; ACF: Aktivt kulfilter; SF: Sandfilter; PAC: Polyaluminiumchlorid koagulant; TF: Tromlefilter; STR: THM-stripper; UV: UV-reaktor; P: Pumper; Q: Massestrømme; C: Koncentrationer.

I analysen indgår således, hvad der går ind i systemet (f.eks NaOCl, HCl, vand, energi, aktivt kul, UV-lamper, filterdug, osv.) samt de resurser (energi, vand, kemiske stoffer), der er brugt til at producere disse, og hvad der går ud af systemet og derved kan påvirke det eksterne miljø uden for svømmehallen, samt hvad der går ind og ud af de enkelte delprocesser, som findes inde i systemet. Sidstnævnte indgår med det formål at identificere de processer, som bidrager mest til den samlede miljøpåvirkning, såkaldte hotspots.
De stof- og energistrømme, som indgår i systemet, er efterfølgende omregnet til miljømæssige potentialer ved at gange emissionsfaktorer (midtpunktsindikatorer) fundet i litteratur og opslagsværker på stof- og energistrømme.
Analysen af den økonomiske performance i systemet foregår ved, at man sætter økonomi på de samme strømme, som indgår i miljøanalysen.
I Bilag 1 findes en oversigt over de emissionsfaktorer, der er anvendt for de enkelte stof- og energistrømme. Der er ikke foretaget en egentlig Life Cycle Assessment (LCA) vurdering af svømmebadssystemet. I stedet er der anvendt litteraturdata fra LCA-analyser, hvor disse har været tilgængelige. Det bemærkes, at medens det har været muligt at finde data for det globale opvarmningspotentiale og til dels også for vandforbrug, har dette ikke været muligt for trihalomethaner og klorerede aminer. Med de begrænsede data er det vurderet, at eco-

efficiency analysen pt ikke giver mere information om teknologiernes effektivitet end de kemiske analyser af forekomsten af stofferne i vand og luft.
De strømme, der går ud af systemet, behandles ved spildevandsafledning, luftrensning og affaldsbehandling/genanvendelse. Der er foretaget en kvantitativ analyse af, i hvor høj grad disse processer har en indflydelse på størrelsen af det globale opvarmningspotentiale og vandforbrug og ligeledes af den økonomiske performance.
Eco-efficiency er baseret på et koncept om at fremstille flere varer eller services samtidig med, at der anvendes færre resurser og genereres mindre affald og forurening.
Eco-efficiency tiltag tilstræber at skabe mere værdi gennem teknologi og procesændringer, samtidig med at resurseforbrug og miljøbelastning reduceres i hele produktets eller servicens livstid. Resultatet af en eco-efficiency analyse afbildes ofte som illustreret i nedenstående FIGUR 47.



FIGUR 47. Illustration af udfaldsrum for eco-efficiency beregninger i forhold til referencescenarie.

9.3 Dataindsamling og modelberegning

Resultater fra modelberegninger af flows og massestrømme ved de 7 scenarier er viderebearbejdet til brug for en Eco-efficiency analyse. Analysen er gennemført for de ovennævnte 7 scenarier for tre belastningstilfælde: 25%, 50% og 100%. En belastning på 50% svarer således til at svømmebassinet er belastet konstant med 50% af kapaciteten i bassinets åbningstid på 12,7 timer. Der er for de tre belastningstilfælde gennemført beregninger og analyse svarende til overholdelse af en døgnmiddelværdi for bundet klor på hhv. 0,20 ppm, 0,15 ppm og 0,10 ppm.
Data for driftsøkonomi (DKK/år) og Global Warming Potential (GWP) (kg CO_2 eqv/år) for de indgående delprocesser i de 7 scenarier og tre belastningstilfælde er er for bundet klor holdt under 0,15 ppm vist i tabeller i Bilag 2. Visse dominerende bidrag, der for scenarier er ens med referencescenariet, er i en række tilfælde i tabellerne benævnt ”Ref”. Scenarier, der afviger fra ”Ref” - fx mht. forbrug af frisk vand og dermed opvarmning af dette, er her anført med en besparelse i form af en negativ omkostning af hensyn til sammenligningen.
Den matematiske systemmodel, som har været anvendt til beregning af flows i systemet, er beskrevet i et tidligere støttet MUDP projekt [9] med de tilføjelser, der er foretaget i denne rapport.
De forudsætninger, der er anvendt ved modelberegninger for de 7 scenarier, er som følger:

- Der er taget udgangspunkt i et etableret 50 m bassin i Sverige
- Recirkulering af bassinvand over sandfilter/tromlefilter jf. den svenske norm.

- Recirkulering af bassinvand i 15% delstrøm over aktivt kul filter
- Recirkulering af bassinvand over UV-anlæg svarer til flow gennem sandfilter/tromlefilter. Den tid UV-lamperne er tændt, er styret af den aktuelt målte koncentration af bundet klor i forhold til det ønskede setpunkt for døgnmiddelværdi, hhv. 0,10ppm, 0,15 ppm og 0,20 ppm.
- Tilsætning af spædevand svarende til det udledte spildevand fra returskyl af filtre samt den aktuelle fordampning.

Nedenstående TABEL 9 - TABEL 11 angiver de driftsparametre og input der er anvendt til modelleringen og beregningerne til eco-efficiency analysen.

TABEL 9. Fastsatte driftsparametre.

Kategori	Parameter	Værdi	Enhed
Bassin	Klordosering	2,5	g/badende
Bassin	Maksimal badebelastning	140	badende/h
Bassin	Vandtemperatur	28	°C
Bassin	pH	7,4	
Bassin	Klorkoncentration	0,7	mg/L
Bassin	Daglig åbningstid	12,7	h/d
Bassin	Volumen	1750	m^3
Bassin	Vandoverflade	1030	m^2
Bassin	Friskvandstemperatur	12	°C
Bassin	Temperaturtab i varmeveksler mellem friskvand og skyllevand	10	°C
Ventilation	Luftcirkulation svarende til en opholdstid på	10	min
Ventilation	Friskluftindtag – andel af cirkulerende flow	30	%
Ventilation	Luftfugtighed	53	%
Ventilation	Lufttemperatur	28	°C
Ventilation	Temperaturtab i varmeveksler	10	°C
Ventilation	Udetemperatur	9,5	°C
Ventilation	Luftfugtighed af udeluft	81,8	%
Ventilation	Tryktab ventilationssystem	0,1	m
Vandbehandling	Løftehøjde fra vandbehandling til bassin, konventionel	5	m
Vandbehandling	Løftehøjde fra vandbehandling til bassin, inBlue uden Eco-tank	4	m
Vandbehandling	Løftehøjde fra vandbehandling til bassin, inBlue med Eco-tank	3,5	m
Sandfilter	Filterskylsfrekvens	1	uge^{-1}
Sandfilter	Tryktab	10	m
Sandfilter	Koagulantdosering	0,1	mL/m^3 cirkulerende vand
Sandfilter	Skyllevandsmængde (25%/100% flow)	760/3042	m^3/år
Kulfilter	Andel af cirkulerende flow	15	%
Kulfilter	Tryktab	2,5	m
Kulfilter	Pris kuludskiftning	142.500	kr/år
Kulfilter	Skyllevandsmængde	292	m^3/år

Kategori	Parameter	Værdi	Enhed
Tromlefilter	Filterskylsfrekvens	75	d^{-1}
Tromlefilter	Skyllevandsmængde (single/dual)	547/606	m^3/år
UV-reaktor	Samlet lampeeffekt	6	kW
UV-reaktor	Tryktab	5	m
THM stripper	Vandflow	30	m^3/h
THM stripper	Luftflow	160	m^3/h
THM stripper	Tryktab vandside	4	m
THM stripper	Tryktab luftside	0,015	m

TABEL 10. Beregnede driftsparametre.

Kategori	Parameter	Beregnet på baggrund af
Bassin	Syretilsætning	Doseret klormængde og friskvandsindtag
Bassin	Friskvandsindtag	Beregnet på baggrund af fordampning og skyllevandsforbrug
Bassin	Fordampning	Beregnet med Shahs ligninger

TABEL 11. Priser anvendt i eco-efficiency analyse.

Kategori	Parameter	Værdi	Enhed
Energi	Elpris[1]	2,23	kr/kWh
Energi	Fjernvarmepris[2]	0,64	Kr/kWh
Kulfilter	Pris kuludskiftning[3]	142.500	kr/år
Tromlefilter	Pris filterpanelskift (single/dual)	9600/86400	kr/år
UV-reaktor	Pris lampeskift (hvis i drift 100% af tiden)	8760	kr/år

9.4 Vurdering af hotspot og Eco-efficiency analyse

9.4.1 Hotspot analyse

Det fremgår, ved anvendelse af UNEPs hotspot analysemetode på de modelberegnede flows, at det globale opvarmningspotentiale målt som CO_2 emission helt er domineret af energiforbruget - svømmebadets anvendelse af fjernvarme og el. Vandforbruget er helt domineret af vandindtaget til svømmebadet, og dermed er mulighederne for effektivitetsforbedring direkte knyttet til teknologikonceptets behov for tilledning af friskvand. For THM og klorerede aminer er det kloreringstrinet i vandbehandlingen, som bidrager til den samlede belastning. For klorbiprodukternes vedkommende har det ikke været muligt at anvende eco-efficiency begrebet, da der ikke er fundet en fælles referenceenhed mht. toksicitet for denne parameter.

9.4.2 Eco-efficiency analyse af vandteknologier/konfigurationer

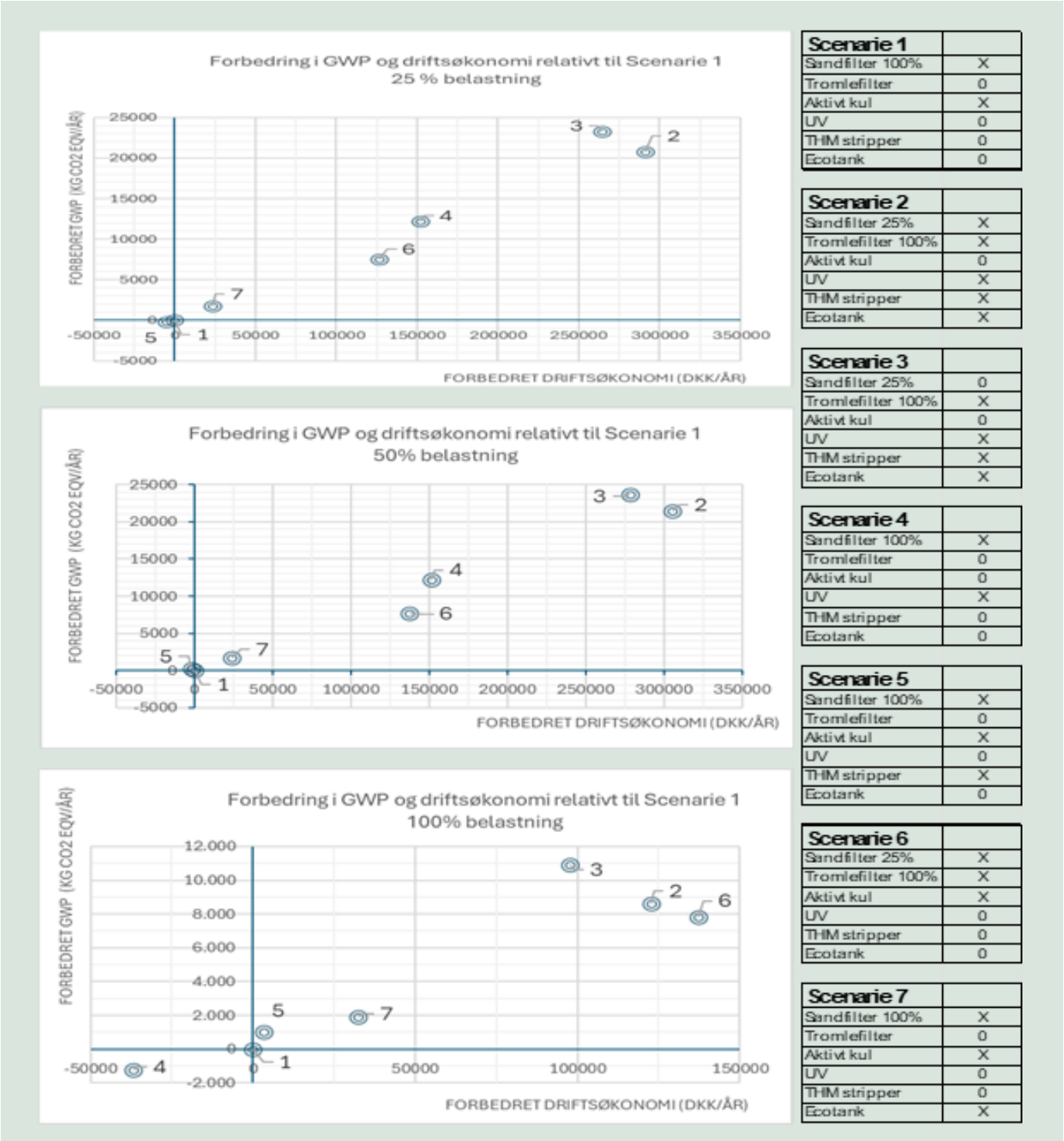
Ved valg/definition af scenarierne i undersøgelsen har fokus været på at kunne belyse, hvor i eco-efficiency-diagrammet anvendelse af alternative teknologielementer befinder sig i forhold

[1] Priser for Verdo Aalborg fundet på https://elpris.dk/#/results er anvendt

[2] Priser for Aalborg Forsyningen er anvendt

[3] Dimensionering og drift af kulfilter er baseret på erfaringer fra Jysk Svømmebads-Teknik

til det traditionelle scenarie for teknologien i et svømmebad, Scenarie 1, der er anvendt som referencescenarie.
I FIGUR 48 er vist resultater fra modelleringerne i form af eco-efficiency plot for de syv scenarier, hvor Scenarie 1 med konventionel vandbehandlingsteknologi er anvendt som reference placeret i Origo. De tre eco-efficiency plot viser den beregnede forbedring i GWP (kg CO_2-eqv/år) henholdsvis driftsøkonomi (DKK/år) for de seks scenarier i forhold til referencen, der som nævnt ovenfor er placeret i aksernes skæringspunkt (0,0).
Figuren viser resultatet for de tre bassinbelastninger, 25%, 50% og 100%, og alle scenarier er modelleret svarende til, at døgngennemsnittet for bundet klor (Combined Chlorine) i bassinet for alle modelkørsler har ligget under en grænseværdi på 0,15 ppm.
Ved modelkørslerne er vandforbruget for det enkelte scenarie fastsat til det nødvendige ud fra teknologikonceptets behov – altså uden unødvendigt vandskifte. Teknologikoncepter med vandbesparelsespotentialer er altså godskrevet realisering af dette potentiale.
Til højre i figuren er indsat et oversigtsskema over de vandbehandlingsteknologier, der indgår i de enkelte konfigurationer ved de syv sammenlignede scenarier. Eksempelvis indgår der i referencescenariet – Scenarie 1 – recirkulering af bassinvand gennem sandfilter og en delstrøm gennem aktivt kulfilter som markeret i skemaet.
På figurens plot er modelresultater for de enkelte scenarier og belastningstilfælde markeret med angivelse af scenariets nummer, og placeringen i diagrammet viser scenariets forbedring/forringelse i forhold til referencescenariet med hensyn til årlige driftsomkostninger i DKK/år (x-akse) og forbedring/forringelse i GWP kg CO_2 eqv/år (y-akse). Resultater i første kvadrant udviser således forbedring i begge parametre i forhold til referencescenariet.
Ud fra de gennemførte analyser og forudsætninger kan en række teknisk/økonomiske implikationer udledes.
Overordnet fremgår det at Scenarie 2 og 3 - uafhængigt af badebelastningen - begge er placeret højt på både x- og y-aksen, og at disse scenarier dermed giver anledning til forbedringer på driftsøkonomi og GWP. Det betyder, at der kan opnås en reduceret klimabelastning samtidig med at driftsomkostningerne reduceres. Årsagen til at disse to scenarier er placeret højt på begge akser er anvendelsen af tromlefilter, eco-tank og UV-reaktor, der giver anledning til en betydelig energi- og/eller vandbesparelse. Sammenlignes Scenarie 2 og 3, er fordelen ved at anvendes serieforbundne tromlefiltre (dual filter, Scenarie 3) en reduktion af pumpeenergi, da sandfilteret helt udelades, mens ulempen er, at det større filterareal medfører forøgede driftsomkostninger til filterskift. Scenarie 3 er således placeret højere på y-aksen, men lavere på x-aksen sammenlignet med Scenarie 2. Forbedringen forbundet med tromlefilteret alene er ligeledes illustreret gennem Scenarie 6, der viser en forbedring i både driftsomkostninger og GWP sammenlignet med referencescenariet uden tromlefilter (Scenarie 1). Det observeres at Scenarie 6 under maksimal badelastning er placeret højest på x-aksen, og dermed udviser forbedringer i driftsomkostninger sammenlignet med Scenarie 2, der ved lavere badelastning ligger højest på x-aksen. Dette skyldes, at energiomkostningerne til at drive UV-reaktoren ved meget høj badebelastning bliver så høj, at det er mere rentabelt at anvende kulfilter til at fjerne bundet klor. Det skal dog bemærkes, at dette scenarie med 100% badebelastning betragtes som værende ekstremt, da lange perioder med maksimal badelastning sjældent indtræffer. Dette illustreres også af Scenarie 4, hvor der anvendes UV-reaktor fremfor kulfilter, idet der observeres forbedringer ved 25% og 50% badebelastning, men en forringelse ved 100% badebelastning. Anvendelse af THM-stripper i Scenarie 5 har mindre indflydelse på driftsomkostninger og GWP, men medfører reducerede koncentrationer af THM og trikloramin i halluften. Det har desværre ikke været muligt at inkorporere denne effekt i eco-efficiency analysen som beskrevet tidligere. Scenarie 7 demonstrer effekten af eco-tanken der reducerer løftehøjden og dermed giver en reduktion i pumpeenergi der resulterer i forbedringer i både driftsøkonomi og GWP.



Scenarie 1	
Sandfilter 100%	X
Tromlefilter	0
Aktivt kul	X
UV	0
THM stripper	0
Ecotank	0

Scenarie 2	
Sandfilter 25%	X
Tromlefilter 100%	X
Aktivt kul	0
UV	X
THM stripper	X
Ecotank	X

Scenarie 3	
Sandfilter 25%	0
Tromlefilter 100%	X
Aktivt kul	0
UV	X
THM stripper	X
Ecotank	X

Scenarie 4	
Sandfilter 100%	X
Tromlefilter	0
Aktivt kul	0
UV	X
THM stripper	0
Ecotank	0

Scenarie 5	
Sandfilter 100%	X
Tromlefilter	0
Aktivt kul	X
UV	0
THM stripper	X
Ecotank	0

Scenarie 6	
Sandfilter 25%	X
Tromlefilter 100%	X
Aktivt kul	X
UV	0
THM stripper	0
Ecotank	0

Scenarie 7	
Sandfilter 100%	X
Tromlefilter	0
Aktivt kul	X
UV	0
THM stripper	0
Ecotank	X

FIGUR 48. Oversigt over forbedringspotentialet (eco-efficiency plot) – Driftsøkonomi DKK/år og GWP kg CO_2 eqv/år - for de 7 teknologiscenarier med referencepunkt i Scenarie 1. Forudsætninger er: Bleed lig med 0 og døgngennemsnit for bundet klor er under 0,15 ppm.

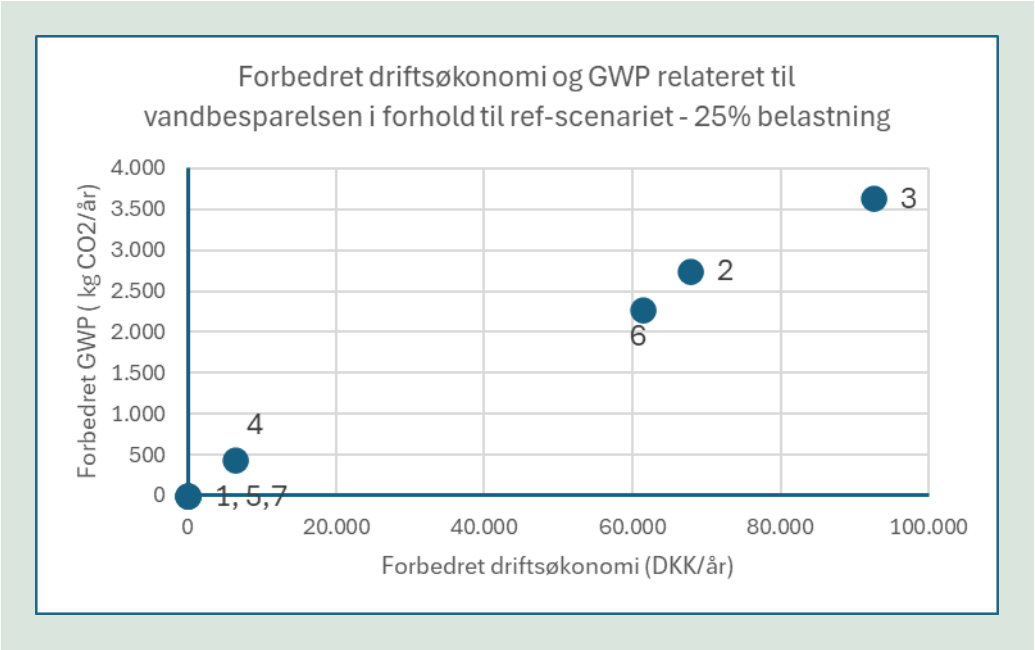
En række scenarier er opbygget med teknologier, der har et reduceret vandforbrug i forhold til referencescenariet. Det reducerede vandforbrug resulterer i reducerede omkostninger til betaling for frisk vand samt betaling for den reducerede afledning af spildevand. Herudover reduceres energiforbruget til opvarmning af frisk vand. I nedenstående tabel (FIGUR 49) og eco-

efficency plot (FIGUR 50) er vist en oversigt over den beregnede besparelse – driftsøkonomisk (DKK/år) såvel som på GWP (kg CO_2 eqv/år, der er direkte afledt af vandbesparelsen.

		Scenarie 1, 5, 7			Scenarie 2			Scenarie 3			Scenarie 4			Scenarie 6		
		Vand-forbrug	Årlig drift	Årlig drift	Vand-forbrug	Årlig drift	Årlig drift	Vand-forbrug	Årlig drift	Årlig drift	Vand-forbrug	Årlig drift	Årlig drift	Vand-forbrug	Årlig drift	Årlig drift
Belast-ning		m3/år	DKK/år	kg CO2 eqv/år	m3/år	DKK/år	kg CO2 eqv/år	m3/år	DKK/år	kg CO2 eqv/år	m3/år	DKK/år	kg CO2 eqv/år	m3/år	DKK/år	kg CO2 eqv/år
25%	Forbrug frisk vand	4.422	57.486	310	2.396	31.148	168	1.695	22.035	119	4.130	53.690	289	2.688	34.944	188
25%	Opvarmning af frisk vand		Ref	Ref	-15.360	-15.360	-2.550		-20.480	-3.360		-2.560	-420		-12.800	-2.100
25%	Afledning af vand		45.630	100		19.620	43		9.090	20		45.630	100		19.620	43
25%	**Besparelse i forhold til reference**	**0**	**0**	**0**	**2.026**	**67.708**	**2.749**	**2.727**	**92.471**	**3.631**	**292**	**6.356**	**441**	**1.734**	**61.352**	**2.279**
50%	Forbrug frisk vand	4.601	59.813	322	2.576	33.488	180	2.028	26.364	142	4.309	56.017	302	2.867	37.271	201
50%	Opvarmning af frisk vand		Ref	Ref	-15.360	-15.360	-2.550		-18.560	-3.045		-2.560	-420		-12.800	-2.100
50%	Afledning af vand		45.630	100		19.620	43		9.090	20		45.630	100		19.620	43
50%	**Besparelse i forhold til reference**	**0**	**0**	**0**	**2.025**	**67.695**	**2.749**	**2.573**	**88.549**	**3.305**	**292**	**6.356**	**441**	**1.734**	**61.352**	**2.279**
100%	Forbrug frisk vand	4.754	61.802	333	2.729	35.477	191	2.028	26.364	142	4.462	58.006	312	3.020	39.260	211
100%	Opvarmning af frisk vand		Ref	Ref	-15.360	-15.360	-2.550	-3.045	-18.560	-3.045		-2.560	-420		-12.800	-2.100
100%	Afledning af vand		45.630	100		19.620	43		9.090	20		45.630	100		19.620	43
100%	**Besparelse i forhold til reference**	**0**	**0**	**0**	**2.025**	**67.695**	**2.749**	**2.726**	**90.538**	**3.316**	**292**	**6.356**	**441**	**1.734**	**61.352**	**2.279**

FIGUR 49. Oversigt over besparelser relateret til reduceret forbrug af frisk vand.

FIGUR 50 illustrerer i et eco-efficiency plot den afledte besparelse i driftsøkonomi og GWP for fire teknologikoncepter med øget vandeffektivitet i forhold til referencescenariet. Figurens data viser data for situationen med 25% belastning. Som det ses af FIGUR 49 er der ingen større variation i data ved øget belastning, hvorfor belastningstilfældene med 50% henholdsvis 100% ikke er illustreret.
Af figuren fremgår den forbedrede eco-efficiency med hensyn til såvel driftsøkonomi som GWP. Det ses, at Scenarie 3 baseret på filtrering alene med tromlefiltre, er det mest fordelagtige, hvor skyllevandsmængden er reduceret mest. Placeringen af Scenarie 2 i figuren viser et reduceret eco-efficiency potentiale for begge illustrerede parametre i forhold til Scenarie 3, hvilket skyldes indflydelsen af den øgede anvendelse af filterskyllevand til sandfilteret. Den reducerede eco-efficiency for Scenarie 6 i forhold til Scenarie 2 illustrerer forskellen ved at skifte UV til aktivt kul filter med behov for filterskyllevand.



FIGUR 50. Illustration af forbedret driftsøkonomi og forbedret GWP relateret til vandbesparelsen i forhold til referencescenariet.

9.5 Sammenfatning

Gennem eco-efficiency analysen er indflydelsen af en række teknologier på driftsomkostninger og GWP blevet belyst. Tromlefilter og eco-tank giver en konsekvent forbedring af begge parametre uafhængigt af badebelastningen. Anvendelse af UV-reaktor giver ligeledes forbedringer når badebelastningen er lav, men ved meget høj belastning viser analysen, at det er favorabelt at anvende kulfilter fremfor UV-reaktor. Implementering af serieforbundne tromlefiltre og udeladelse af sandfilter forbedrer GWP, men på bekostning af højere driftsomkostninger sammenlignet med inBlue konceptet, hvor et enkelt tromlefilter og 25% sandfilter anvendes.

10. Konklusion

Filterduge til anvendelse på tromlefilter er blevet karakteriserede med henblik på at identificere filtertyper, der kan forbedre partikelretentionen og samtidig opretholde en acceptabel flux. Det er fundet at metalfiltre kan forbedre retentionen i forhold til den filtertype der anvendes i dag, samtidig med at fluxreduktionen er lille. Dog er denne filtertype betydeligt dyrere, og der kan potentielt opstå problemer med deres mekaniske integritet under tilbageskyl. Endvidere er en alternativ filterdug testet både i laboratoriet og i et svømmebad, men der er ikke påvist forbedringer af retentionen, og filteret vil således ikke kunne anvendes til at forbedre tromlefilterteknologien.
Mulighederne for at koagulere bassinvandet inden filtrering er undersøgt, men grundet den lave partikelkoncentration og derigennem koaguleringsrate, er denne løsning ikke fundet anvendelig.
Det er påvist at filteraid kan anvendes til at forbedre filterets retention, dog ved en reduktion i flux. Mængden af filteraid der skal anvendes, er dog så stor at det ikke vurderes at dette vil kunne lade sig gøre i praksis.
Tilstopning af filterdugen med partikler fra bassinvand giver ligeledes anledning til en forbedret retention. Det er således påvist gennem forsøg både i laboratorie og i et svømmebad, at der ved at seriekoble to tromlefiltre og drive det ene med lav flux og øget filterkagetykkelse, kan opnås en samlet partikelretention der overstiger den, der i dag realiseres i inBlue konceptet.
En eco-efficiency analyse påviser både en økonomisk og en miljømæssig forbedring ved anvendelse af inBlue konceptet ift. konventionel vandbehandling, idet omkostninger til drift samt CO_2 aftryk reduceres. Endvidere kan CO_2 aftrykket reduceres yderligere ved at anvende to tromlefiltre og helt udelade anvendelsen af sandfilter, dog med forøgede driftsomkostninger sammenlignet med inBlue konceptet.

11. Referencer

[1] Miljø- og Ligestillingsministeriet, *BEK917 - Bekendtgørelse om badevand og badeområder,* 2016.

[2] O. Grønborg, M. M. Klausen og G. H. Kristensen, »Udvikling og afprøvning af svømmebadsvandteknologi til energieffektiv reduktion af THM og andre flygtige klorbiprodukter samt energieffektiv fjernelse af partikulært organisk stof,« Naturstyrelsen, 2015.

[3] J. E. Amburgey, K. J. Walsh og R. R. Fielding, »Removal of Cryptosporidium and polystyrene microspheres from swimming pool water with sand, cartridge, and precoat filters,« *Journal of Water and Health,* årg. 10, nr. 1, pp. 31-42, 2012.

[4] M. L. Christensen, »Test og dokumentation af pulver-teknologi til behandling af svømmehalsvand,« https://issuu.com/welldana/docs/final_afrapportering_welldana_videnskupon, 2013.

[5] J. Bratby, Coagulation and flocculation in water and wastewater treatment, 3rd red., IWA Publishing, 2016.

[6] V. L. Snoeyink og D. Jenkins, Water Chemistry, Wiley, 1991.

[7] J. Gregory, »Flocculation in laminar tube flow,« *Chemical Engineering Science,* årg. 36, nr. 12, pp. 1789-1794, 1981.

[8] E. S. Thomsen, F. Herlev, K. S. Hedegaard, M. F. Thorstensen, M. R. Guldbøk og R. M. D. Cramer, »Sweep flocculation of particles in swimming pool water,« Aalborg Universitet, 2021.

[9] M. M. Klausen, P. V. Christensen og S. Gustafson, »Videreudvikling af innovativ UV-teknologi til sikring af den klorbiproduktfrie svømmehal,« Miljøstyrelsen, 2023.

[10] N. e. a. Forrest, »Life cycle environmental implications of Residential Swimming pools,« *Env.Sci.Technology,* årg. 44, pp. 5601-5607, 2010.

[11] ISO14045:2012, *ISO 14045:2012. Environmental Management- Ecoefficiency assessment of product systems-Principles, requirements and guidelines..*

[12] UNEP, »www.lifecycleinitiative.org/wp-content/2017.,« 2017. [Online].

Bilag 1. Emissionsfaktorer for udvalgte parametre relevante for svømmebadsdrift

TABEL 12. Emissionsfaktorer Global Warming Potential i kgCO_2eqv/enhed.

Type af forbrug og emission	Værdi kg CO_2eqv/enhed	Reference	Bemærkning til emissionsfaktor
Vandforbrug	0,07/m^3	DANVA Vand i Tal 2022. Gennemsnitligt energiforbrug per solgt m^3 vand i Danmark omregnet til CO_2 emission	Værdi varierer fra forsyning til forsyning afhængig af drift og energiforsyning
Energiforbrug	0,165/kWh	Energinet. Miljødeklarationer 2022. Vestdanmark	Værdi varierer fra land til land men også indenfor et land og fra år til år
Fjernvarmeforbrug	0,105/kWh	Bygningsreglement BR 18 (Bilag 2, TABEL 8)	Værdi varierer fra forsyning til forsyning afhængig af drift og energiforsyning
NaOCl 14,5% W/W	0,92/kg	data for 15% w/w	
HCL 9% W/W	1,2/kg	data for HCL 30% w/w	
PAC	0,45/kg	CO_2 regnskaber for forsyninger. DANVA Vejledning nr 88	
Aktiveret kul (mineralsk)	5,27/kg	Kilde	
Aktiveret kul (kokosnød)	1,43/kg	Noemi Arena, Life cycle Assessment of Activated Carbon Production from Coconut Shells. Journal of Cleaner Production, Vol, 125, 1. july	
Tromlefilter ramme	1,1/kg	Værdi angivet for polypropylen af Harding, K.G et al. Environmental analysis of plastic production processes: Comparing petroleum-based polypropylene and polyethylene with biologically based poly-hydroxy-butyric acid using lifecycle analysis. Journal of Biotechnology	
Tromlefilterdug	3,2/m^2	Værdi angivet for polyester dug	
Tromlefilterdug	2,3/kg	Værdi angivet for polyester dug	

Type af forbrug og emission	Værdi kg CO_2eqv/enhed	Reference	Bemærkning til emissionsfaktor
UV lampe	3-5 per UV Lampe	Korrespondance med Simon Grosse Freul ETA-UV. Leverandør af UV lamper til UltraAqua og Erika Elijosiute et al: Life cycle of compact fluorescent and Incandescent lamps, Comparative analysis. Environmental Research, Engineering and Management, 2012, No 3(61) p 65-72	

TABEL 13. Emissionsfaktorer for pres på vandresurse (kølevandsforbrug ikke inkluderet).

Type af forbrug	Værdi	Reference	Bemærkning til emissionsfaktor
Vandforbrug	1 m^3/ m^3	Beregnet som tab til spildevand, overslæb og fordampning	
Vandforbrug ved produktion af Na-OCl	0,007 m^3/kg	Eco Profile study- Chlorine (The Chlo-Alkali Process, september 2022	
Vandforbrug ved produktion af HCl	0,007 m^3/kg	Plastics Europe. Ecoprofiles of the European Plastics Industry. Hydrogen Chloride. March 2005	
Vandforbrug ved elproduktion	0,0002 m^3/kWh	Larsen and Drews, 2029, Water use in electricity generation for water-nexus analysis in the European case. Science of the Total Environment, 2044-2058	Værdi for kraftværk – vil variere fra anlæg til anlæg og teknologiniveau
Vandforbrug ved fjernvarmeproduktion	0,00005 m^3/kWh	Skanderborg-Hørning Fjernvarme, Grønt regnskab, 2021	Værdi for varmeværk – vil variere fra anlæg til anlæg. Inkluderer spædevand til fjernvarmesystem.
Vandforbrug ved produktion af polyesterdug	0,062 m^3/kg	Kilde	
Vandforbrug ved produktion af polypropylen	0,065 m^3/kg	Værdi angivet for polypropylen af Harding, K.G et al. Environmental analysis of plastic production processes: Comparing petroleum-based polypropylene and polyethylene with biologically based poly-hydroxybutyric acid using lifecycle analysis. Journal of Biotechnology	
Vandforbrug ved production af activated carbon	0,0015 m^3/kg	LCA Activated carbon, 2026	
PAC	0,00025 kg/kg	Incopa: Life Cycle Analysis of leading Coagulants,2023	

TABEL 14. Emissionsfaktorer Global Warming Potential I kgCO_2eqv/enhed i Sverige (nationalt gennemsnit).

Type af forbrug og emission	Værdi kg CO_2eqv/enhed	Reference	Bemærkning til emissionsfaktor
Energiforbrug	0,007/kWh	European Environment Agency. Green House gas emission intensity of electricity production in Europe, 2022	Værdi varierer indenfor Sverige afhængig af andelen af hydro, atomkraft og biomasse input
Fjernvarmeforbrug	0,0458/kWh	Kilde	Værdi varierer fra forsyning til forsyning afhængig af drift og energiforsyning

TABEL 15. Emissionsfaktorer Global Warming Potential I kgCO_2eqv/enhed i British Columbia i Canada.

Type af forbrug og emission	Værdi kg CO_2eqv/enhed	Reference	Bemærkning til emissionsfaktor
Energiforbrug	0,0076/kWh	Canada Energy Regulator. Provincial and Territorial Energy Profiles.2022	Værdi varierer meget fra provins til provins i Canada
Fjernvarmeforbrug	0,12/kWh	Canada Energy Regulator. Provincial and Territorial Energy Profiles. 2022	Værdi varierer fra forsyning til forsyning afhængig af drift og energiforsyning

Bilag 2. Modelresultater

Oversigt No bleed CC 0,15ppm

25% belastning	Scenario 1		Scenario 2		Scenario 3		Scenario 4		Scenario 5		Scenario 6		Scenario 7	
	DKK/år	kg CO2 eqv/år	DKK/år	kg CO2 eqv/år	DKK/år	kg CO2 eqv/år	DKK/år	kg CO2 eqv/år	DKK/år	kg CO2 eqv/år	DKK/år	kg CO2 eqv/år	DKK/år	kg CO2 eqv/år
Forbrug frisk vand	57.486	310	31.148	168	22.035	119	53.690	289	57.486	310	34.944	188	57.486	310
Dosering af NaOCl	23.791	2.488	23.791	2.488	23.791	2.488	23.791	2.488	23.791	2.488	23.791	2.488	23.791	2.488
Dosering af HCl	29.324	3.713	27.112	3.433	27.070	3.427	29.324	3.713	26.495	3.355	29.324	3.713	29.324	3.713
Dosering af PAC	7.205	110	1.801	28	0	0	7.205	110	7.205	110	1.801	28	7.205	110
Nye UV lamper	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Nyt aktivt kul	126.000	11.575	0	0	0	0	0	0	126.000	11.575	126.000	11.575	126.000	11.575
Nye tromlefilterpaneler	0	0	9.600	18	86.400	159	0	0	0	0	9.600	18	0	0
Udskiftning af aktiv kul	16.533	0	0	0	0	0	0	0	16.533	0	16.533	0	16.533	0
Afledning af vand	45.630	100	19.620	43	9.090	20	45.630	100	45.630	100	19.620	43	45.630	100
Pumpe 1 Frisk luft indtag	210	16	210	16	210	16	210	16	210	16	210	16	210	16
Pumpe 2 Recirk. halluft	700	52	700	52	700	52	700	52	700	52	700	52	700	52
Pumpe 3 Recirk. sandfilter	186.163	13.786	41.887	3.102	0	0	186.163	13.786	186.163	13.786	46.541	3.446	158.238	11.718
Pumpe 4 Recirk. aktivt kul	2.792	207	0	0	0	0	0	0	2.792	207	2.792	207	6.981	517
Pumpe 5 Recirk. (evt. gennem UV)	0	0	55.849	4.136	74.465	5.514	0	0	0	0	69.811	5.170	0	0
Pumpe 6 Sandfilter skyl	46	3	12	1	0	0	46	3	46	3	12	1	46	3
Pumpe 7 Tromlefilter skyl	0	0	416	31	460	34	0	0	0	0	416	31	0	0
Pumpe 8 Recirk. THM stripper	0	0	7.978	591	7.978	591	0	0	7.978	591	0	0	0	0
Pumpe 9 Luft THM stripper	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pumpe 17 Aktivt kul returskyl	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
UV reaktor	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Opvarmning frisk vand	Ref	Ref	-15.360	-2.520	-20.480	-3.360	-2.560	-420	Ref	Ref	-12.800	-2.100	Ref	Ref
Opvarmning frisk luft	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref
Opvarmning cirkulerende luft	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref
Opvarmning cirkulerende vand	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref
Kondensering cirkulerende luft	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sum	**495.880**	**32.359**	**204.763**	**11.584**	**231.719**	**9.059**	**344.199**	**20.136**	**501.030**	**32.591**	**369.294**	**24.874**	**472.144**	**30.601**

Oversigt No bleed CC 0,15ppm

50% belastning	Scenario 1		Scenario 2		Scenario 3		Scenario 4		Scenario 5		Scenario 6		Scenario 7	
	DKK/år	kg CO2 eqv/år	DKK/år	kg CO2 eqv/år	DKK/år	kg CO2 eqv/år	DKK/år	kg CO2 eqv/år	DKK/år	kg CO2 eqv/år	DKK/år	kg CO2 eqv/år	DKK/år	kg CO2 eqv/år
Forbrug frisk vand	59.813	322	33.488	180	26.364	142	56.017	302	59.813	322	37.271	201	59.813	322
Dosering af NaOCl	47.581	4.975	47.581	4.975	47.581	4.975	47.581	4.975	47.581	4.975	47.581	4.975	47.581	4.975
Dosering af HCl	57.787	7.316	51.921	6.574	51.986	6.582	57.787	7.316	51.631	6.537	57.787	7.316	57.787	7.316
Dosering af PAC	21.615	331	5.404	83	0	0	21.615	331	21.615	331	5.404	83	21.615	331
Nye UV lamper	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Nyt aktivt kul	126.000	11.575	0	0	0	0	0	0	126.000	11.575	126.000	11.575	126.000	11.575
Nye tromlefilterpaneler	0	0	9.600	18	86.400	159	0	0	0	0	9.600	18	0	0
Udskiftning af aktivt kul	16.533	0	0	0	0	0	0	0	16.533	0	16.533	0	16.533	0
Afledning af vand	45.630	100	19.620	43	9.090	20	45.630	100	45.630	100	19.620	43	45.630	100
Pumpe 1 Frisk luft indtag	210	16	210	16	210	16	210	16	210	16	210	16	210	16
Pumpe 2 Recirk. halluft	700	52	700	52	700	52	700	52	700	52	700	52	700	52
Pumpe 3 Recirk. sandfilter	186.163	13.786	41.887	3.102	0	0	186.163	13.786	186.163	13.786	46.541	3.446	158.238	11.718
Pumpe 4 Recirk. aktivt kul	2.792	207	0	0	0	0	0	0	2.792	207	2.792	207	6.981	517
Pumpe 5 Recirk. (evt. gennem UV)	0	0	55.849	4.136	74.465	5.514	0	0	0	0	69.811	5.170	0	0
Pumpe 6 Sandfilter skyl	46	3	12	1	0	0	46	3	46	3	12	1	46	3
Pumpe 7 Tromlefilter skyl	0	0	416	31	460	34	0	0	0	0	416	31	0	0
Pumpe 8 Recirk. THM stripper	0	0	7.978	591	7.978	591	0	0	7.978	591	0	0	0	0
Pumpe 9 Luft THM stripper	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pumpe 17 Aktivt kul returskyl	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
UV reaktor	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Opvarmning frisk vand	Ref	Ref	-15.360	-2.520	-18.560	-3.045	-2.560	-420	Ref	Ref	-12.800	-2.100	Ref	Ref
Opvarmning frisk luft	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref
Opvarmning cirkulerende luft	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref
Opvarmning cirkulerende vand	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref
Kondensering cirkulerende luft	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sum	**564.871**	**38.683**	**259.305**	**17.280**	**286.675**	**15.040**	**413.189**	**26.461**	**566.693**	**38.495**	**427.477**	**31.033**	**541.135**	**36.926**

Oversigt No bleed CC 0,15ppm

100% belastning	Scenario 1		Scenario 2		Scenario 3		Scenario 4		Scenario 5		Scenario 6		Scenario 7	
	DKK/år	kg CO2 eqv/år	DKK/år	kg CO2 eqv/år	DKK/år	kg CO2 eqv/år	DKK/år	kg CO2 eqv/år	DKK/år	kg CO2 eqv/år	DKK/år	kg CO2 eqv/år	DKK/år	kg CO2 eqv/år
Forbrug frisk vand	61.802	333	35.477	191	26.364	142	58.006	312	61.815	333	26.260	141	61.802	333
Dosering af NaOCl	95.163	9.951	95.163	9.951	95.163	9.951	95.163	9.951	95.163	9.951	95.163	9.951	95.163	9.951
Dosering af HCl	110.418	13.980	98.801	12.509	98.682	12.494	110.418	13.980	98.968	12.530	110.418	13.980	110.418	13.980
Dosering af PAC	21.615	331	5.404	83	0	0	21.615	331	21.615	331	5.404	83	21.615	331
Nye UV lamper	0	0	4.600	6	4.600	6	4.600	6	0	0	0	0	0	0
Nyt aktivt kul	126.000	11.575	0	0	0	0	0	0	126.000	11.575	126.000	11.575	126.000	11.575
Nye tromlefilterpaneler	0	0	9.600	18	86.400	159	0	0	0	0	9.600	18	0	0
Udskiftning af aktivt kul	16.533	0	0	0	0	0	0	0	16.533	0	16.533	0	16.533	0
Afledning af vand	45.630	251	19.620	108	9.090	20	45.630	100	45.630	100	19.620	43	45.630	100
Pumpe 1 Frisk luft indtag	210	16	210	16	210	16	210	16	210	16	210	16	210	16
Pumpe 2 Recirk. halluft	700	52	700	52	700	52	700	52	700	52	700	52	700	52
Pumpe 3 Recirk. sandfilter	186.163	13.786	41.887	3.102	0	0	186.163	13.786	186.163	13.786	46.541	3.446	158.238	11.718
Pumpe 4 Recirk. aktivt kul	2.792	207	0	0	0	0	0	0	2.792	207	2.792	207	6.981	517
Pumpe 5 Recirk. (evt. gennem UV)	0	0	55.849	4.136	74.465	5.514	0	0	0	0	69.811	5.170	0	0
Pumpe 6 Sandfilter skyl	46	3	12	1	0	0	46	3	46	3	12	1	46	3
Pumpe 7 Tromlefilter skyl	0	0	416	31	460	34	0	0	0	0	416	31	0	0
Pumpe 8 Recirk. THM stripper	0	0	7.978	591	7.978	591	0	0	7.978	591	0	0	0	0
Pumpe 9 Luft THM stripper	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pumpe 17 Aktivt kul returskyl	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
UV reaktor	0	0	183.869	13.616	183.869	13.616	183.869	13.616	0	0	0	0	0	0
Opvarmning frisk vand	Ref	Ref	-15.360	-2.520	-18.560	-3.045	-2.560	-420	Ref	Ref	-12.800	-2.100	Ref	Ref
Opvarmning frisk luft	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref
Opvarmning cirkulerende luft	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref
Opvarmning cirkulerende vand	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref
Kondensering cirkulerende luft	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref
Sum	**667.072**	**50.484**	**544.224**	**41.888**	**569.421**	**39.549**	**703.860**	**51.732**	**663.613**	**49.474**	**516.679**	**42.613**	**643.336**	**48.575**

FIGUR 51. Resultater fra modellering af data for driftsøkonomi samt relateret ækvivalent CO_2-belastning for de tre belastningsniveauer under forudsætning af bundet klor under 0,15 ppm som døgngennemsnit.

Resumé
I svømmebade anvendes konventionelt sandfiltre til filtrering af bassinvand. Disse giver god partikelretention (tilbageholdelse), men medfører et betydeligt tryktab og dermed høje drifts-omkostninger. Ultraaqua har udviklet inBlue-konceptet, hvor sandfilteret delvist erstattes af et tromlefilter med lavere tryktab. Konceptet anvender tromlefilter på hele den recirkulerende vandstrøm og sandfiltrering på kun 25%. Tromlefiltre har dog lavere partikelretention end sandfiltre, og sandfilteret kan derfor ikke helt udelades med nuværende teknologi.
Med henblik på at forbedre tromlefilterets retention er en række teknologi-tiltag undersøgt. I laboratoriet er 25 filterdugstyper karakteriseret. To metalfiltre viste forbedret retention, men er uegnede til fuldskala grundet pris og praktiske udfordringer. Et tredje filter blev testet i fuld-skala uden retentionsforbedring.

Koaguleringsforsøg i både laboratorium og fuldskala viste, at effektiv koagulering af partikler i svømmebadsvand ikke er opnåelig, og denne tilgang giver derfor ingen forbedring af tromlefil-terets retention.

Filteraid forbedrede retentionen markant, men kun ved store mængder, hvilket gør løsningen uegnet i fuldskala.

Opbygning af filterkage på tromlefilteret forbedrede ligeledes retentionen. Ved at reducere flux og dermed forlænge driftsperioden mellem skyl kan filterkageopbygningen forøges betydeligt. Forsøg med to seriekoblede tromlefiltre – ét driftet normalt og ét efter dette nye koncept – viste en samlet retention der overstiger inBlue-konceptets nuværende ydeevne. Denne teknologi kan potentielt erstatte sandfilteret fuldstændigt.

En eco-efficiency analyse bekræfter, at inBlue-konceptet giver forbedringer i både driftsom-kostninger og CO_2-aftryk sammenlignet med konventionel teknologi.

Miljøstyrelsen
Lerchesgade 35
5000 Odense C

www.mst.dk