

05/06/2009

Projektgruppe: B207A

Anne Waitz Vistrup

Jakob Badsberg Larsen

Jesper Ellerbæk Nielsen



[HYDRAULISK DESIGN AF KUNSTIGE VANDMILJØER]

Aalborg Universitet – Det Teknisk-Naturvidenskabelige Fakultet.
Bygge- og anlægssektorens Vand og Miljø, 10. semester 2009.

Titel: Hydraulisk design af kunstige vandmiljøer

Projekttype: Afgangprojekt

Projektperiode: 2. februar – 5. juni 2009

Synopsis

En tilfredsstillende vandkvalitet i kunstige vandmiljøer er af meget stor betydning for disses æstetiske samt sundhedsmæssige anvendelsesværdi. Denne afgangprojekt arbejder med fokus på de hydrauliske samt partikeldynamiske problemstillinger, der opstår i forbindelse med partikelfjernelse og hermed opretholdelse af en god vandkvalitet i disse miljøer. Formålet har således været at løse de nævnte problemstillinger allerede i designfasen gennem modellering af strømninger samt partikler, og således opnå en større viden omkring de forhold, der gør sig gældende for vandkvaliteten. De strømnings- og partikelmæssige problemstillinger er både belyst gennem en forsøgsmæssig og modelteknisk tilgangsvinkel. Konkret tager projektet udgangspunkt i flodhestebassinet i København Zoo. Det er dog forsøgt at tilgå problemstillingerne på en så overordnet måde, at den genererede viden også kan anvendes i andre sammenhænge, hvor det er nødvendigt med hydrauliske design for at sikre en hurtig partikelfjernelse, og dermed sikre en god vandkvalitet.

Projektgruppe: B207A

Anne Waitz Vistrup
Jakob Badsberg Larsen
Jesper Ellerbæk Nielsen

Vejleder:

Michael R. Rasmussen

Oplagstal: 9

Sideantal: 155

Rapportens indhold er frit tilgængeligt, men offentliggørelse (med kildeangivelse) må kun ske efter aftale med forfatterne.

Forord

Dette afgangsprøveprojekt er udarbejdet af gruppe B207A under det Teknisk-naturvidenskabelige Fakultet under B-sektorens Vand og Miljølinje i perioden fra d. 2. februar til d. 5. juni 2009.

Projektet består af én enkelt rapport med dertilhørende bilags-cd. Rapporten indeholder bl.a. resultater af modelberegninger og diskussion af disse, hvor et relevant udsnit af de opsatte modeller samt alle forsøgsresultater kan findes på den vedlagte bilags-cd. På bilags-cden kan en digital version af denne projektrapport også findes. I rapporten opsummeres og diskuteres hovedpointerne løbende i hvert hovedafsnit, og der afsluttes i rapporten med en endelig konklusion på de gennemarbejdede forhold.

Trykte kilder er angivet som: (Forfatter, udgivelsesår), hvor en uddybning kan findes i litteraturlisten. Kilder fra internettet er anvist som: (Hjemmesidenavn, årstal). Figurer og tabeller henvises til med kapitelnummeret efterfulgt af figur-/tabelnummeret adskilt af punktum.

I forbindelse med projektet vil vi gerne rette en stor tak til København Zoo og de ansatte, der har været os behjælpelige i tilknytning til vores projekt. Herudover vil vi også gerne takke UltraAqua for deres behjælpelighed i forhold til projektet.

Anne Waitz Vistrup

Jakob Badsberg Larsen

Jesper Ellerbæk Nielsen

Resumé

Nærværende afgangsprøve omhandler de problemstillinger, der er i forbindelse med opretholdelse af en tilfredsstillende vandkvalitet i kunstige vandmiljøer, og hvorledes der kan tages højde for disse i designfasen af et kunstigt vandmiljø. Med vandkvalitet menes der både god sigtbarhed samt en lav infektionsrisiko. Sigbarheden er valgt som parameter for den æstetiske anvendelsesværdi, mens infektionsrisikoen repræsenterer den sundhedsmæssige anvendelsesværdi. Et kunstigt vandmiljø består oftest af to dele; En bassindel og en vandrensingsdel. Denne rapport arbejder med fokus på de problemstillinger, der er i bassindelen vedrørende opretholdelse af en tilfredsstillende vandkvalitet, hvilket være sig at sikre en effektiv partikelfjernelse gennem design af strømningerne i vandmiljøet.

Formålet med projektet har været at opnå en større viden om de forhold, der gør sig gældende for vandkvaliteten ude i selve bassindelen af det kunstige vandmiljø gennem en forsøgsmæssig og modelteknisk tilgangsvinkel. Konkret tager projektet udgangspunkt i flodhestebassinet i København Zoo, men det er forsøgt at tilgå problemstillingerne på en så overordnet måde, at den genererede viden også kan anvendes i andre sammenhænge.

I projektet er der opnået viden omkring, hvordan designfasen af et kunstigt vandmiljø skal gribes an for at opnå den bedste partikelfjernelse og hermed skabe den bedste vandkvalitet i miljøet. Partikelproblematikkerne er gennem observationer og analyser af flodhestebassinet identificeret, og på baggrund heraf er der, foruden selve bassinet, undersøgt forskellige designs gennem strømnings- samt partikelmodellering. Endvidere er der som supplement til forståelsen af problemstillingen samt til validering og kalibrering af nogle af de opstillede modeller udført forskellige forsøg, som delvist tager udgangspunkt i flodhestebassinet, men som også belyser grundlæggende strømnings- samt partikelmæssig forståelse og egenskaber. Der er således tale om simple strømnings- samt partikelforsøg, hastighedsmålinger, forsøg til bestemmelse af den kritiske bundforskydningsspænding for udvalgte partikeltyper, diverse observationer af flodhestebassinet, densitetsbestemmelser af flodhestefækalier samt variation af stofkoncentrationen i flodhestebassinet.

Gennem den opnåede viden er det fundet, at et design af strømningerne har stor betydning for og er med til at skabe en god partikelfjernelse i de kunstige vandmiljøer. Ved modellering af strømningerne er det derfor vigtigt at skabe en tilstrækkelig beskrivelse af de virkelige strømforhold, da strømningsmodellen danner baggrunden for partikelmodelleringen og hermed partiklernes bevægelse og position. Ved modellering af partikler i forlængelse af strømningsmodellen, er det fundet, at det er muligt at vurdere og optimere den bedste partikelfjernelse allerede i designfasen. Dette gøres både ved at betragte de bundforskydningsspændinger, som optræder i bassinet, samt ved at modellere selve partiklernes bevægelse og position for at kunne placere udløb mest hensigtsmæssigt. Både strømnings- samt partikelmodellering er i designfasen af kunstige vandmiljøer således vigtig for at skabe den bedste vandkvalitet i anlægget.

Summary

The present master thesis deals with the issues involved in the maintenance of a satisfactory water quality in artificial aquatic environments, and how to take these into account during the design phase of artificial aquatic environments. In this thesis water quality is understood as having both a good visibility and low infection risk. Visibility is chosen as the parameter for aesthetic use value, whereas infection risk represents the health use value. An artificial aquatic environment usually consists of two parts; a pool unit and a water purification unit. This thesis has its focus on the issues that is in the pool unit regarding maintenance of a satisfactory water quality. This is achieved by ensuring an effective particle removal through the design of the flow in the aquatic environment.

The purpose of the thesis has been to achieve a greater knowledge on the relations, which is governing for the water quality in the pool unit of the artificial aquatic environment through an experimental and modelling approach. Specifically the thesis is based on the hippopotamus pool at Copenhagen Zoo, but it has been tried to view the issues in such a manner that the generated knowledge also can be used in other contexts.

The thesis has gained knowledge about how the design phase of an artificial aquatic environment must be approached to achieve the best particle removal and thus create the water quality in the environment. The particle problems has been identified through observations and analysis's of the hippopotamus pool and as a consequence there has, besides the pool, been explored various designs through flow and particle modelling. In addition to understanding the problem and for validation and calibration for some of the established model, there has been conducted various experiments, which is partly based on the hippopotamus pool, but also highlights basic flow and particle understanding and properties. Therefore there has been conducted simple flow and particle experiments, velocity measurements, experiments to determine the critical shear stress for selected particle types, various observations in the hippopotamus pool, density determination of hippopotamus faeces and variability of the matter concentration in the hippopotamus pool.

Through the gained knowledge, it is found that designing the flow has great importance and helps to create a good particle removal in artificial aquatic environments. When modelling the flow, it is therefore important to create a sufficient description of the real currents since the flow model provides the background for the modelling of the particles and thus the particles motion and position. By modelling of particles, it is found that it is possible to evaluate and optimize the particle removal at the design stage. This is done by considering the shear stress at the bottom that occur in the pool, as well as modelling the particle motion and position in order to place the outlets at the most appropriate position. Both flow and particle modelling in the design phase of artificial aquatic environments is therefore important to create the best water quality.

Indholdsfortegnelse

1	INDLEDNING	9
2	PROBLEMBESKRIVELSE	13
	2.1.1 <i>Badevand</i>	14
	2.1.2 <i>Zoologiske anlæg</i>	16
	2.2 SYSTEMBESKRIVELSE.....	19
	2.3 PROBLEMFOMULERING	23
	2.4 PROJEKTAFGRÆNSNING	24
3	FLODHESTEBASSINET	27
	3.1 FUNKTIONSANALYSE.....	28
	3.1.1 <i>Bassinets strømninger</i>	30
	3.1.2 <i>Energibetragtning</i>	36
	3.1.3 <i>Partikeltyper</i>	38
	3.1.4 <i>Stofkoncentration i bassinet</i>	42
	3.2 OPSUMMERING	45
4	PARTIKELMODELLERING	49
	4.1 PARTIKELBEVÆGELSE I RENDE.....	49
	4.1.1 <i>Partikelforsøg i strømningsrende</i>	50
	4.1.2 <i>Stillestående partikel i CFX-model</i>	52
	4.1.3 <i>Partikelmodel i CFX</i>	56
	4.1.4 <i>Partikelmodel i strømningsrende</i>	58
	4.2 PARTIKELBEVÆGELSE I BASSIN	63
	4.2.1 <i>Partikelforsøg i bassin</i>	64
	4.2.2 <i>Strømningsmodel for bassin</i>	65
	4.2.3 <i>Partikelmodel i bassin</i>	68
	4.3 OPSUMMERING	72
5	MODELLERING AF DYSER	75
	5.1 BEREGNINGSNET	76
	5.2 HASTIGHEDSPROFIL.....	81
	5.3 OPSUMMERING	83
6	DESIGN AF STRØMNINGER	87
	6.1 MODELOVERVEJELSER	87
	6.1.1 <i>Geometri</i>	87
	6.1.2 <i>Flow</i>	88
	6.1.3 <i>Stationær eller transient</i>	89
	6.1.4 <i>Modelopsætning</i>	91
	6.2 ROTERENDE STRØMNING	92

6.2.1	<i>Strømninger</i>	93
6.2.2	<i>Partikler</i>	100
6.2.3	<i>Ændring i energitilførsel</i>	105
6.3	OVERFLADESKIMMER.....	106
6.3.1	<i>Strømninger</i>	107
6.3.2	<i>Partikler</i>	109
6.4	BUNDSTRYGENDE STRØMNING	113
6.4.1	<i>Strømninger</i>	114
6.4.2	<i>Partikler</i>	115
6.5	OPSUMMERING.....	117
7	CASESTUDY	121
7.1	STRØMNINGSMODELLERING.....	122
7.2	BUNDFORSKYDNING	124
7.3	DYRENES EFFEKT PÅ BASSINET.....	126
7.3.1	<i>3-dimensionel flodhest</i>	127
7.3.2	<i>Flodhest i glidende bevægelse</i>	129
7.3.3	<i>Svømmende flodheste</i>	131
7.4	PARTIKLER I BASSINET	135
7.4.1	<i>Beregningsforudsætninger</i>	135
7.4.2	<i>Modelresultater</i>	136
7.5	OPSUMMERING.....	141
8	DISKUSSION OG ANBEFALINGER	145
9	KONKLUSION	151
10	LITTERATURLISTE	153
11	BILAGS-CD.....	155

1 Indledning

I Danmark har vi, ligesom det også gør sig gældende for store dele af den resterende verden, en lang tradition for at bygge kunstige vandmiljøer. Disse vandmiljøer har dels visuelle og æstetiske formål, men også i stor stil sociale og sportslige formål i form af badeanlæg, badeanstalter og svømmehaller. I de zoologiske haver er der i tidernes løb bygget mange vandmiljøer med det formål, at fornøje de besøgende med muligheden for at opleve dyrene i deres rette element. På verdensplan eksisterer der et utal af store akvarieanlæg, hvor det er muligt at få et tørskoet kig ind i undervandsverdenens forunderlige univers. I Danmark er Nordsøcentret, AQUA og Fjord- og Bæltcentret blot eksempler på sådanne akvariske miljøer, som foruden at danne rammen om en god oplevelse for de besøgende, også har til formål at forske og udbrede viden om livet under vandet. I badelande og forlystelsesparker, der i dag er udsøgte turistmål i Danmark såvel som i udlandet, er der store badeanlæg, som indbyder til timevis af leg, underholdning og aktivitet for ung som gammel.

Umiddelbart kan det være svært at se sammenhængen mellem de nævnte vandmiljøer, udover at de foruden alle indeholder vand og er kunstigt skabte også indeholder et element enten af fornøjelse, rekreation eller æstetik. Fælles for alle eksemplerne er imidlertid også, at kvaliteten af anlægget, uanset om der er tale om et zoologisk anlæg eller et badeland, direkte afhænger af vandkvaliteten i anlægget. Er vandkvaliteten eksempelvis ikke i orden i en svømmehal, kan det have mange ubehagelige sundhedsmæssige konsekvenser for de badende, og hvis vandet i et zoologisk anlæg eller fontæne er grumset og uklart, forsvinder alle de æstetiske og visuelle værdier ved



Figur 1.1

I 1985 åbnede Danmarks første store udendørs vandland i Djurs Sommerland. Vandlandet og parken er løbende blevet udbygget siden, så parken har i dag ca. 500.000 besøgende på årsbasis. (Djurs Sommerland, 2009)



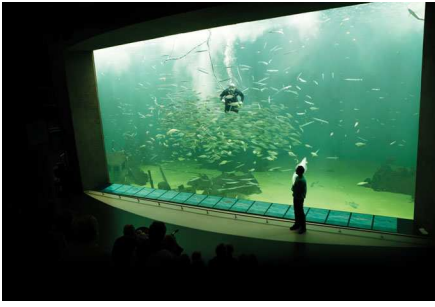
Figur 1.2

I Isbjørneanlægget i Aalborg Zoo kan man følge isbjørne både på land og til vands. (Aalborg Zoo, 2009)



Figur 1.3

Flodheste anlægget i København Zoo giver de besøgende mulighed for at se de store dyr bevæge sig under vandet.



Figur 1.4

I Nordsøcentrets oceanarium har man frit udsyn til nogle af Nordsøens mange fisk.

(Nordsøen Oceanarium, 2009)

anlægget. Selvom kravet til vandkvaliteten naturligvis kan variere mellem anlægstype og anvendelsestype, så er nøglebegrebet: 'god vandkvalitet' en direkte forudsætning for, at et kunstigt skabt vandmiljø kan fungere hensigtsmæssigt.

Nærværende projekt omhandler kort fortalt de problemstillinger der er i forbindelse med opretholdelse af en tilfredsstillende vandkvalitet i kunstige vandmiljøer, og hvorledes der kan tages højde for disse i designfasen af et kunstigt vandmiljø. Selve problemstillingerne er beskrevet i de følgende afsnit, men overordnet skal det dog her nævnes, at et kunstigt vandmiljø oftest består af to dele: en bassin del og en vandrensningsdel. Begge dele er i det følgende beskrevet, men der har i projektsammenhæng været særlig fokus på bassindelen af systemet, og det er således problemstillingerne heri, som danner kernen i nærværende projekt.

Formålet med projektet har været, at opnå en større viden om de forhold der gør sig gældende for vandkvaliteten ude i selve bassinet gennem en forsøgsmæssig og modelteknisk tilgangsvinkel. Konkret har projektet taget udgangspunkt i flodhestebassinet i Københavns Zoologiske have, men det er forsøgt at tilgå problemstillingerne på en så overordnet måde, at den genererede viden også kan anvendes i andre sammenhænge.

2 Problembeskrivelse

God vandkvalitet er, som indledningsvist beskrevet, en nødvendighed i forbindelse med kunstigt anlagte vandmiljøer, hvis værdien af anlægget skal opretholdes. Måderne, hvorpå denne gode vandkvalitet opnås, varierer selvfølgelig fra anlægstype og anvendelse, men fælles er det dog, at det ofte er meget ressourcekrævende, i form af vand, el og evt. kemikalier, at opretholde en tilfredsstillende vandkvalitet i anlæggene.

Den simpleste men også mest vandforbrugende måde at opnå en god vandkvalitet på er ved at skifte vandet i anlægget med en hastighed, der sikrer det ønskede kvalitetsniveau – dvs. at udskifte det beskidte vand i anlægget med f.eks. frisk grundvand og dermed uden videre vandbehandling. Dette har eksempelvis været tilfældet i sælbassinet i København Zoo indtil 2004, hvor et nyt anlæg med vandrensning stod klar. Indtil 2004 blev der således ikke foretaget nogen form for vandbehandling eller genanvendelse af vandet i anlægget, og vandet blev skiftet en gang om ugen (Ingeniøren, 2006). Grundvand er både en bekostelig og begrænset ressource, og i dag er nyanlæggelse af zoologiske vandmiljøer uden nogen form for vandrensning og genanvendelse nærmest utænkelig – i al fald hvis anlægget er af en vis størrelse, og hvis vandet skal fungere som kunstig biotop for anlæggets dyr.

En interessant historieanekdote, der viser at god vandkvalitet i vand med offentlig adgang har været en vigtig parameter, er Darcy's lov. Darcy's lov, som i dag bl.a. danner grundlag for de fleste grundvandshydrauliske betragtninger, blev formuleret af den franske ingeniør Henry Darcy i 1856. Denne fysiske lov formulerede han i forbindelse med sit forsøgsrægsarbejde med sandfiltre i Dijon, som havde til formål at forbedre vandkvaliteten i byens mange fontæner gennem vandbehandling.

I tilknytning til svømmehaller er der også en lang tradition for vandbehandling og genanvendelse af vandet i anlægget. Vandbehandling og genanvendelse er en ressourcemæssig nødvendighed for, at det overhovedet er muligt at drive en svømmehal. Vandet er i sig selv en dyr og begrænset ressource, men derudover er vandet i svømmehaller også opvarmet, hvorfor vandudskiftningen ressourcemæssigt fordyres på grund af den nødvendige opvarmning af det nye



Figur 2.1

Lalandia AquaDome åbnede i 2008 og tilbyder de badende et badeland med kun den halve mængde klor som i traditionelle badelande og svømmehaller (Lalandia, 2009)

kolde grundvand. Der stilles ydermere særdeles store krav til vandkvaliteten i svømmehaller og badelande på grund af den sundhedsmæssige risiko, der ellers kan være forbundet ved at opholde sig i det opvarmede vand. For at overholde denne vandkvalitet har det traditionelt været nødvendigt foruden den mekaniske rensning også at desinficere vandet gennem en kemisk rensning ved hjælp af klor. Dette er i dag den gældende praksis på området, men der har gennem de seneste år været en stigende fokus på anvendelse af klor i svømmeanlæg og dets negative sundhedsmæssige konsekvenser.

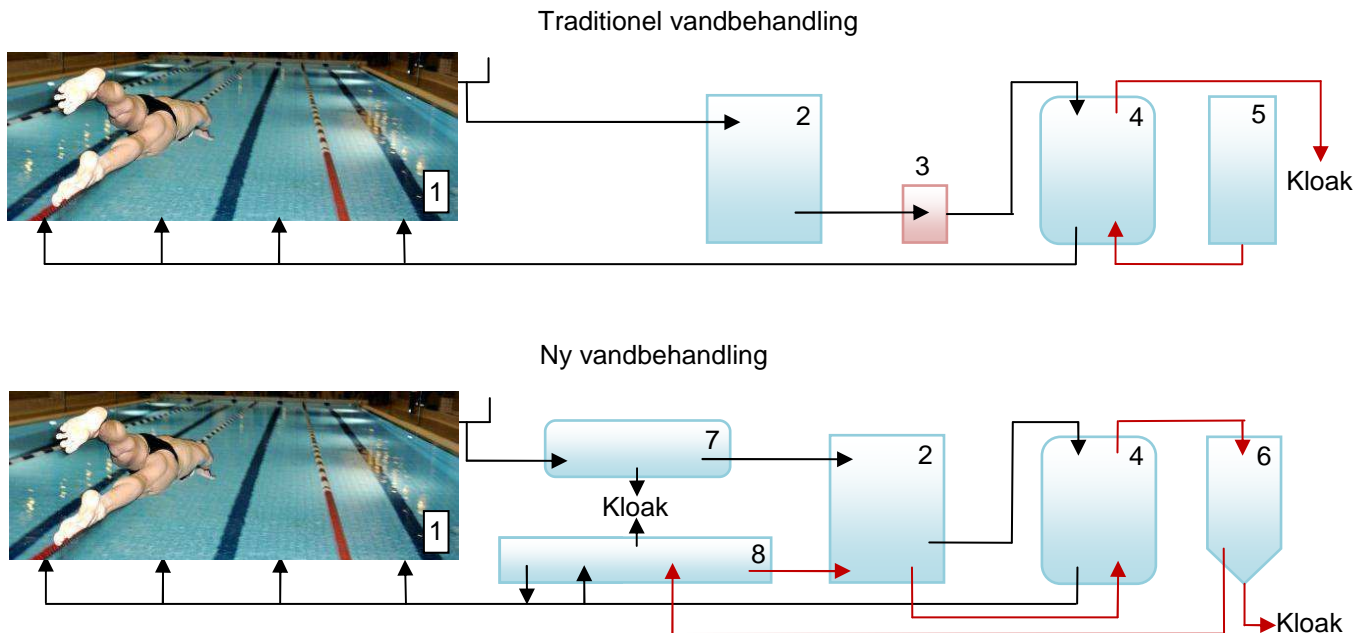
Klor og de nedbrydningsprodukter, som dannes under desinfektionen af vandet, fjernes ikke fra vandet under rensprocessen, men afdampes til luften i svømmehallen og mistænkes for at være astmafremkaldende (Ingeniøren, 2007). Derudover kan nedbrydningsprodukterne give irriterede slimhinder og sviende øjne. Så selvom den umiddelbare effekt af anvendelse af klor er bedre vandkvalitet, så bidrager nedbrydningsprodukterne til en forringelse af vandkvaliteten og indeklimaet i svømmehallen. Dette har medført, at der i dag er en stigende interesse for at nedbringe klorforbruget i svømmehaller og badelande, hvis det vel og mærke kan gøres uden at infektionsrisikoen forøges. Ydermere anses signalværdien i, at der i svømmehallen eller badelandet anvendes en reduceret mængde klor, som værende af en betydelig størrelse og som en konkurrenceparameter svømmehallerne eller badelandene imellem.

2.1.1 Badevand

Den stigende interesse i at nedsætte klorforbruget i forbindelse med den daglige drift af et badeanlæg har konkret medført, at der er blevet udviklet og indført nye teknologier i vandrensingsprocessen i flere danske svømmehaller og badelande. Et eksempel på dette er i Lalandia i Rødby på Lolland (figur 2.1), hvor de nye teknologier til rensning af bassin vandet har betydet halvering af klorforbruget og betydelig reduktion af vandforbruget (Jensen, 2008).

Uden at gå ind i samtlige detaljer, som er forbundet med vandrensning af badevandet i anlægget, er de væsentligste hovedpunkter fremhævet i det følgende. Af figur 2.2 ses øverst en principskitse af et traditionelt vandbehandlingsanlæg, mens der herunder ses en skitse over anlægget med de nye teknologier, som i dag bliver anvendt i Lalandia.

I det traditionelle anlæg ledes vandet direkte fra overfladeskimmerne og ind i udligningstanken, hvis primære formål er at sikre, at der ikke optræder vandstandsforskelle i selve bassinet. Herfra ledes vandet videre gennem et hårfilter og sandfilter, hvor det bliver rensat og gennemgår forskellige kemiske behandlinger, inden det bliver pumpet tilbage til bassinet.



Figur 2.2

Principskitse over den traditionelle og nye vandbehandlingsform i Lalandia.

1. Bassin
2. Udligningstank
3. Hårfilter
4. Sandfilter
5. Skyllevandstank
6. Bundfældningstank
7. Tromlefilter
8. Membranfilter

(Jensen, 2008)

Det nye anlæg skiller sig ud fra det traditionelle ved, at der med dette anlæg er fokus på at få urenhederne ud af systemet så hurtigt som muligt. Af denne grund er der i det nye anlæg installeret et tromlefilter inden udligningstanken, som opfanger urenheder ned til 30µm. Dette betyder, at op mod 85% af den organiske stofbelastning fjernes før, den egentlige vandbehandling er begyndt i det traditionelle anlæg. Derudover er vandforbruget minimeret i forhold til det traditionelle anlæg gennem en efterbehandling af skyllevandet (det røde system), som med bundfældning og membranfiltrering muliggør, at langt størstedelen af skyllevandet anvendes i anlægget igen. Sidst men ikke mindst anvendes membranfiltrene også på en delstrøm af hovedflowet, som medfører, at selv bakterier frafiltreres vandet.

Begge systemer fjerner størstedelen af urenhederne fra badevandet, men i det traditionelle anlæg ophobes væsentligt større mængder af organisk materiale. For det første, optræder der betydeligt større mængder organisk materiale i udligningstanken i det traditionelle anlæg, da vandet ledes hertil direkte fra bassinet. Men mere

væsentligt er det dog, at ved at genanvende skyllevandet fra sandfiltrene, så er det med det nye system muligt at skylle sandfiltrene dagligt, mens det i det traditionelle anlæg ressourcemæssigt kun er muligt at skylle sandfiltrene et par gange om ugen. Det ophobede organiske materiale nedbrydes af klor, hvorigennem de ubehagelige klorede organiske forbindelser dannes.

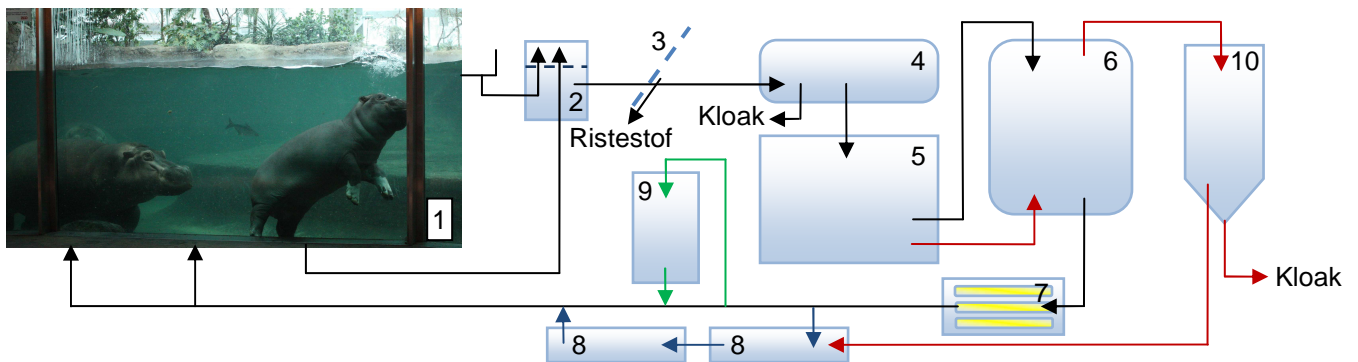
Det nye system muliggør, som beskrevet, en halvering af klorforbruget, og ved at genanvende skyllevandet, vil merudgiften ved anlægget i Lalandia (ca. 3 mill.kr) have tjent sig selv hjem i løbet af omkring 4 år (Jensen, 2008).

Rensningsanlæg efter samme princip er også blevet installeret, som demonstrationsanlæg på Bernstorffsminde efterskole på Fyn, hvor det er lykkedes at reducere klorforbruget til en tiendedel af, hvad det var med det gamle anlæg (Ingeniøren, 2007).

En forudsætning for, at de nye systemer fungerer tilfredsstillende, er imidlertid, at den organiske stofbelastning bliver transporteret hurtigt og effektivt fra, hvor det bliver tilført – nemlig i bassinet og ud til rensning. Er dette ikke tilfældet, så er klorbufferen i de nye systemer reduceret i en sådan grad, at det let kan give vandkvalitets- og sundhedsmæssige problemer i bassinet.

2.1.2 Zoologiske anlæg

Som eksempel på hvorledes vandbehandlingen kan foregå i et zoologisk anlæg, er det i principskiten på figur 2.3 vist, hvorledes vandbehandlingen er opbygget i det nye flodhesteanlæg i København Zoo. Det skal i denne sammenhæng dog nævnes, at rensning af vand i forbindelse med flodheste er væsentligt mere omfattende end ved de fleste andre dyr, da den stofmæssige belastning fra flodheste er betydeligt større. Vandbehandlingsanlægget er af denne grund også et af de mest avancerede, der i dag findes på området. Samtidigt er anlægget særdeles interessant i nærværende projektsammenhæng, da fremtidige anlæg med stor sandsynlighed opbygningsmæssigt vil ligne dette anlæg.



Figur 2.3

Principskitse over den vandbehandling, som i dag bliver foretaget i forbindelse med flodhesteanlægget i København Zoo.

1. Flodhestebassin
2. Samlingsbygværk
3. Sibåndsfilter (1 mm)
4. Tromlefilter (70 μm)
5. Udligningstank
6. Sandfilter (10 μm)
7. UV-behandling
8. Membranfilter (0.005 μm)
9. Ozon anlæg
10. Bundfældningstank

Sorte system:
Hovedstrøm ca. 500m³/t

Blåt system:
Membran delstrøm ca. 30m³/t

Grønne system:
Ozon delstrøm ca. 20m³/t

Rødt system:
Skyllevand

Umiddelbar ses der en tydelig lighed mellem Lalandias nye vandrensningsanlæg – præcenteret i figur 2.2, og vandrensningsanlægget til flodhesteanlægget i København Zoo, figur 2.3. Dette skyldes, at grundtanken bag de to anlæg er den samme. Der fokuseres i begge anlæg på at fjerne så mange af urenhederne så hurtigt og så tidligt i rensningsprocessen som muligt. Deslige fokuserer begge anlæg på at minimere vandforbruget gennem rensning og genanvendelse af skyllevandet, som samtidigt muliggør en hyppigere returskyllning af sandfiltrene. Systemerne er dog ikke helt ens, da anvendelsen samt partikel- og stofbelastningen i de to systemer er forskellige.

I flodhestebassinet er der for det første både overfladeskimmere og bundudløb, mens der i svømmehaller af badesikkerhedsmæssige årsager som hovedregel kun anvendes overfladeskimmere. Efter at vandet fra flodhestebassinets skimmere og bundudløb er blevet samlet i et mindre samlingsbygværk, ledes vandet straks videre gennem et sibåndsfilter, tromlefilter og til udligningstanken. Gennem disse to filtre renses vandet for partikler ned til 70 μm , hvorved langt størstedelen af det partikulære materiale hurtigt og effektivt fjernes fra vandet. Fra udligningstanken pumpes vandet videre gennem sandfiltre, hvor partikler ned til 10 μm filtreres fra. Efter sandfiltret bliver vandet desinficeret ved bestråling af ultraviolet lys, inden det ledes tilbage til selve bassinet. Denne hovedstrøm, som på figur 2.3 er vist med sort, er på ca. 500m³/t.

Metoden hvormed vandet desinficeres adskiller de to anlæg, fordi det af dyrevelfærdsmæssige grunde ikke er forsvarligt at anvende klor i zoologiske anlæg. Dette har dog været praksis i eksempelvis søløveanlæg og har medført irriterede hornhinder hos dyrene (Miljøministeriet, 2004). I nye anlæg desinficeres vandet primært gennem filtreringen og med UV-bestråling af de mindste organismer, som slipper gennem sandfiltrene.

Foruden hovedstrømmen er der i anlægget også en delstrøm med membranfiltrering og en delstrøm med ozonbehandling af vandet. Sidst men ikke mindst er der returskyllevandssystemet, som sikrer genanvendelse af skyllevandet fra sandfiltrene ved hjælp af bundfældning og membranfiltrering. Bundfældningsprocessen sikrer ydermere fosforfjernelse, da fosforen ved hjælp af flokkuleringskemikaler udfældes sammen med størstedelen af de øvrige urenheder i skyllevandet.

Ozonanlægget har ligesom membranfiltreringen til formål at fjerne humusstoffer fra vandet – stoffer som giver vandet en uønsket brun-/gullig farve. Derudover nedbryder ozon også mange andre organiske forbindelser og bidrager derigennem til at desinficere vandet. Det samme gør sig gældende for membranfiltreringen, som gennem filtrering ned til $0,005\mu\text{m}$ praktisk talt kun slipper vandmolekylerne og opløste salte igennem.

En sidste men også væsentlig lighed mellem det zoologiske vandrensningsanlæg og det nye vandrensningsanlæg til svømmehaller og badelande er, at begge systemer forudsætter, at der sker en effektiv stoftransport ude i selve bassinet. Er dette derimod ikke tilfældet, forsvinder grundlaget for hele konceptet bag systemerne - fjernelse af urenhederne så hurtigt som muligt, inden de ikke når at forringe vandkvaliteten i anlægget.

Hvorledes denne transport kan dannes og opretholdes i bassinerne uanset bassintype og anvendelse, er kerneområdet i nærværende specialeprojekt. Projektet fokuserer derfor ikke yderligere på, hvorledes vandrensningen foretages og eventuelt kan optimeres, men beskæftiger sig derimod med bassindelen af systemet. Bassinet er, uanset om der er tale om en svømmehal, zoologisk anlæg eller en helt tredje form for bassin, hele formålet med det kunstige vandmiljø, da det er her anvendelsen af anlægget sker. Samtidigt er det også her den stofmæssige belastning af systemet sker, og rensningsdelen er nødvendigt for at bassinet kan opretholde sin anvendelse, kvalitet og ikke mindst værdi.

2.2 Systembeskrivelse

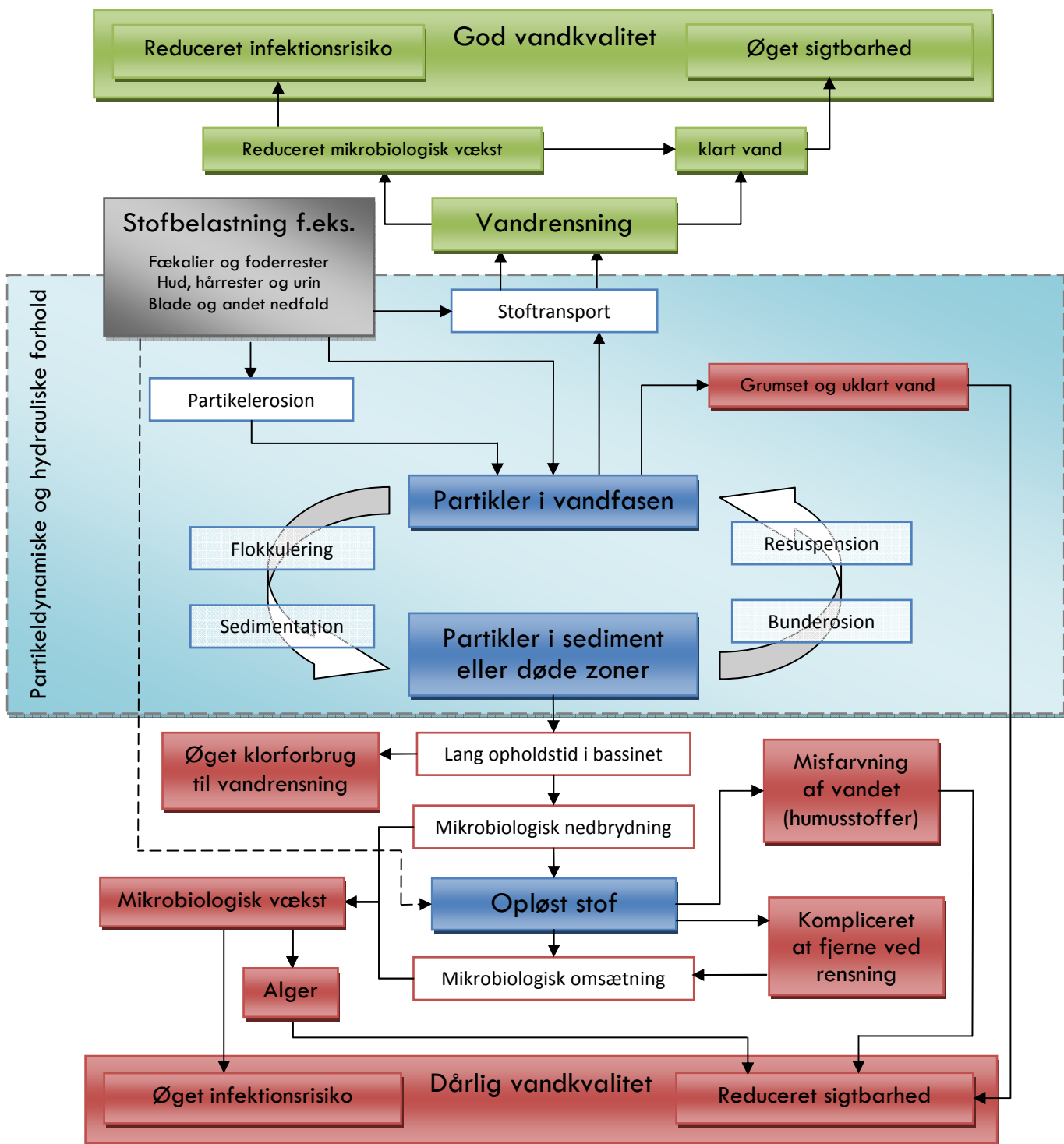
For at danne et overblik er der i det følgende systemmæssigt beskrevet, hvilke forhold der gør sig gældende for vandkvaliteten ude i selve bassindelen af systemet. Det er forsøgt at gøre denne beskrivelse så generel og bred som mulig, men da forholdene selvfølgelig varierer alt efter anvendelsestype, forekommer der forhold, som ikke er repræsentative for alle bassintyper.

Det er valgt at definere vandkvaliteten ud fra to integrerede parametre: Sigtbarhed og infektionsrisiko. Sigtbarheden er valgt som parameter for den æstetiske anvendelsesværdi af anlægget, imens infektionsrisikoen repræsenterer den sundhedsmæssige anvendelsesværdi af anlægget. De helt konkrete krav til disse parametre afhænger naturligvis af såvel anlægstype samt anvendelse af det specifikke anlæg.

Det er eksempelvis klart, at infektionsrisiko spiller en stor rolle i svømmehaller og badeanlæg, hvor de badende kan blive alvorligt syge af at være i kontakt med inficeret vand. Samtidig er det ikke sagt, at vandet i svømmehaller gerne må fremstå uklart, grumset eller misfarvet. I svømmehaller er der blot særlig fokus på infektion samt smitterisiko – en fokus, som samtidig umuliggør uacceptabelt uklart vand. Dette bevidner blot, at de to valgte parametre ikke er fuldstændigt uafhængige, selvom fokus kan være forskellig fra anlæg til anlæg.

I zoologiske bassiner er infektionsrisikoen også en væsentlig parameter, således at anlægget er sundhedsmæssigt forsvarligt overfor dyrene. Fungerer vandmiljøet dog som kunstig biotop for dyrene, vil sigtbarheden oftest blive den styrende parameter for vandkvaliteten. I naturen kan dyrene opholde sig eksempelvis i mudrede vandhuller, hvilket ikke fungerer i zoologiske bassiner med vandrensning, hvor vandet skal have en god sigtbarhed.

Uanset hvilken type anlæg der er tale om, er det stofbelastningen fra anlæggets anvendelse, som har betydning for vandkvaliteten i bassinet. I zoologiske anlæg vil denne belastning typisk bestå i fækalier fra dyrene og foderrester, imens det i svømmehaller primært er hår, hudceller og urin fra de badende. I fontæner og lignende vil stofbelastningen sandsynligvis mest bestå af blade og andet nedfald.



Figur 2.4

Procesdiagram over stofbelastningens skæbne i systemet.

Blå bokse angiver stoffets tilstand, hvide bokse angiver processer mens røde og grønne bokse angiver henholdsvis negative og positive konsekvenser for vandkvaliteten.

I figur 2.4 er opstillet et procesdiagram over stofbelastningens skæbne og påvirkning på vandkvaliteten. Uden at gå i detaljer med alle processer er diagrammet i det følgende beskrevet.

Overordnet kan det af diagrammet ses, at det organiske stof i systemet betragtes som værende i 3 forskellige tilstande:

1. Partikulært stof i vandfasen
2. Sedimenteret partikulært stof i døde zoner
3. Opløst stof

Den første tilstand – tilstanden stoffet er i, når det tilføres, afhænger

selvfølgelig af stoftypen; store aggregerede partikler som f.eks. fækalier, partikler af forskellige størrelser som f.eks. hudceller og på opløst form som f.eks. urin.

Den partikulære form for stof kan vha. strømningerne transporteres direkte til udløbet og blive fjernet fra systemet gennem vandrensningen. Er dette derimod ikke tilfældet, kan især de store aggregerede partikler efter en eventuel opbrydning cykle rundt i bassinet og overgå til mindre og mindre partikler i vandfasen. Disse partikler påvirker direkte vandkvaliteten i en negativ retning, da de gør vandet uklart og grumset, og får det til at fremstå urent og uæstetisk.

De frie partikler i vandfasen har to skæbner; enten kan de transporteres med strømningerne til rensning og herigennem ud af systemet eller også kan de aflejres på bassinets bund som sedimenteret partikulært stof gennem en flokkulerings- og sedimentationsproces i døde zoner af bassinet. Det sedimenterede partikulære stof har ikke direkte nogen særlig effekt på vandkvaliteten i bassinet, men kan dog, hvis der er tale om store mængder, påvirke det æstetiske indtryk. Derimod kan stoffet, som følge af eksempelvis aktivitet i bassinet, hvirvles op med uklart vand og reduceret sigtbarhed som umiddelbar konsekvens. Resuspensionen muliggør igen transport af partiklerne, som derved kan fjernes fra systemet.

Bliver det sedimenterede partikulære stof derimod ikke hvirvlet op, forlænges partiklernes opholdstid i systemet betydeligt. I systemer, hvor der anvendes klor, vil dette betyde et større klorforbrug til nedbrydning og desinficering af disse partikler. I systemer uden klor vil der derimod sandsynligvis ske en mikrobiologisk nedbrydning af de stillestående organiske stofpartikler, så stoffet overgår til opløst form. Denne proces har flere konsekvenser, direkte har nedbrydningen en øget biologisk vækst som effekt. Dette er ikke hensigtsmæssigt set fra et vandkvalitetsmæssigt synspunkt, da dette kan reducere sigtbarheden i vandet samt medføre en øget infektionsrisiko i bassinet. En anden konsekvens ved processen er, at når stoffet overgår til opløst form, vanskeliggøres fjernelsen i rensningsprocessen betydeligt, hvorfor stoffet ikke, selvom det nu kan transporteres med strømningerne, bliver fjernet fra systemet i samme grad, som da det var på partikulært form. Det opløste organiske stof stimulerer yderligere til mikrobiologisk vækst, da stoffet på denne form er let omsætteligt for

mikroorganismer. Til sidst resulterer nedbrydningen typisk også i, at der dannes svært omsættelige restprodukter (humusstoffer), som misfarver vandet, og som er ret komplicerede at fjerne gennem vandrensning, i al fald hvis der er tale om et system uden klor.

Den centrale del af procesdiagrammet (det markerede område i figur 2.4) er således meget afgørende for, hvilken skæbne stoffet i systemet har, og hvilke konsekvenser stofbelastningen har for vandkvaliteten i bassinet. Som det også fremgår, er denne del af systemet nærmest udelukkende styret af en kombination af de hydrauliske forhold i bassinet og partiklernes partikeldynamiske egenskaber, hvorfor en nærmere undersøgelse og et kendskab til disse forhold og egenskaber er nødvendige for at løse hovedproblemet – at få en acceptabel vandkvalitet i forhold til de krav bassinet skal opfylde.

Det essentielle i at opnå en god vandkvalitet i et kunstigt vandmiljø med rensning er således at sikre, at der sker en effektiv stoftransport i bassinet, da dette betyder, at partikler og opløst stof gør relativt mindre skade for vandkvaliteten og sikrer en mere effektiv vandrensning.

2.3 Problemformulering

Som belyst i det forrige, er det sandsynligvis muligt at opnå en betydelig vandkvalitetsmæssig gevinst ved at se på de hydrauliske og partikeldynamiske forhold under designfasen af kunstige vandmiljøer. Dette gør sig gældende, hvis designet medfører at stof og partikler i bassinet ledes hurtigere og mere intakte til rensning. Der er i dag en stigende interesse på dette område, og det er i flere forskellige sammenhænge forsøgt konkret at se på denne problemstilling eks. (Grønborg, Rasmussen, & Hammerich, 2007). Området er dog stadig forholdsvist grønt, og der eksisterer således ingen ingeniørmæssig praksis på området, som tager højde for hydraulikkens og partikeldynamikkens betydning for vandkvaliteten.

Nærværende kandidatspeciale arbejder således i periferien af den eksisterende ingeniørpraksis og viden på området, hvorfor det som projektets hovedproblemformulering er valgt at formulere ét bredt spørgsmål:

Efter hvilke principper kan strømningerne i et kunstigt vandmiljø designes, således at disse gennem en effektiv partikel- og sedimenttransport bidrager til renholdelse af vandet i systemet?

For at opnå en større viden omkring disse forhold samt belyse hvilke forhold der gør sig gældende, er det i projektmæssig og ikke mindst i forsøgsmæssig sammenhæng valgt at tage udgangspunkt i flodhestebassinet i Københavns Zoo. Her har der netop været klare krav til displaykvaliteten af vandet i anlægget fra bygherres og investorers side. I designfasen af anlægget var der derfor særlig fokus på de beskrevne problemstillinger for at opnå den ønskede display- og vandkvalitet. Af denne grund er det nærliggende at undersøge netop dette anlæg nærmere for herigennem at opnå en mere detaljeret viden omkring bassindesignets indvirkning på display- og vandkvalitet. Der foretages en analyse af dette anlæg med eksisterende modelværktøjer med henblik på at kunne opstille generelle designprincipper for bassiner med displayvand.

Selvom projektet har udgangspunkt i de konkrete problemstillinger omkring flodhestebassinet, er målet med projektet langt mere bredt. Målet er at opbygge generelle metodiske principper og værktøjer til bassindesign, der er så generelle som muligt, og som derved kan

anvendes på bassiner af andre typer samt anvendelse. Målet er således ikke at optimere det eksisterende flodhestebassin, men mere at opnå en større viden om, hvorledes bassiners udformning spiller sammen med partikeldynamikken, og hvorledes dette i sidste ende påvirker vandkvaliteten.

2.4 Projektafgrænsning

Det er i projektsammenhæng valgt at fokusere på selve bassindelen af systemet, hvorfor vandrensningsdelen ikke er behandlet yderligere. Det er ydermere valgt at tage en fysisk tilgangsvinkel til systemet, med hydraulikken og de fysiske partikeltransportmæssige forhold i centrum. Stoffet i systemet betragtes således som partikulært stof, som ikke påvirkes af mikrobiologisk aktivitet i systemet.

Der er i projektsammenhæng arbejdet ud fra de forhold, der i dag gør sig gældende for flodhestebassinet i Københavns Zoo. Den nye viden der er genereret i forbindelse med projektet, er således opnået gennem undersøgelse af de strømnings- og partikelforhold, som gør sig gældende her, samt gennem en efterfølgende modelmæssig gengivelse.

3 Flodhestebassinet

Som beskrevet tager nærværende projekt udgangspunkt i det kunstige vandmiljø, som i dag fungerer som hjemsted og kunstig biotop for flodhestene i København Zoo. Flodhestebestanden i haven består i øjeblikket af 3 voksne flodheste og 1 flodhesteunge.

Flodhestebassinet er i det følgende beskrevet og analyseret for herigennem at identificere, hvilke overordnede aspekter der i projektsammenhæng er relevante at belyse nærmere. Der er som indledningsvist beskrevet fokus på bassindelen af systemet og de hydrauliske og partikelmæssige forhold, der gør sig gældende her.



Figur 3.1

Flodhestehuset i København Zoo.

I forbindelse med projektet er der aflagt to besøg af flodhesteanlægget i København Zoo, hvor der er udtaget vandprøver samt prøver af flodhestenes fækalier. Den følgende beskrivelse er således foretaget på baggrund af såvel observerede forhold i anlægget og de analyser og forsøg, der efterfølgende er blevet foretaget på vand og fækalieprøver. Til beskrivelsen og analysen er yderligere en 3-dimensionel strømningsmodel, som det rådgivende ingeniørfirma Skjølstrup & Grønborg opbyggede under projekteringen af anlægget, også anvendt som et vigtigt element.

3.1 Funktionsanalyse

Figur 3.2

Panorama vindue som giver de besøgende mulighed for at følge med i flodhestenes aktivitet under vandet i den indendørs del af anlægget.



Flodhestebassinet i København Zoo er designet med henblik på at give tilskuerne mulighed for at kunne observere dyrene, når de færdes under vandet. Kravet, der stilles til vandkvaliteten, består således primært i, at sigtbarheden i bassinet skal være god, således at det er muligt at se flodhestene. Men samtidigt er det naturligvis af mindst ligeså stor vigtighed, at vandet sundhedsmæssigt er i orden overfor flodhestene i anlægget.

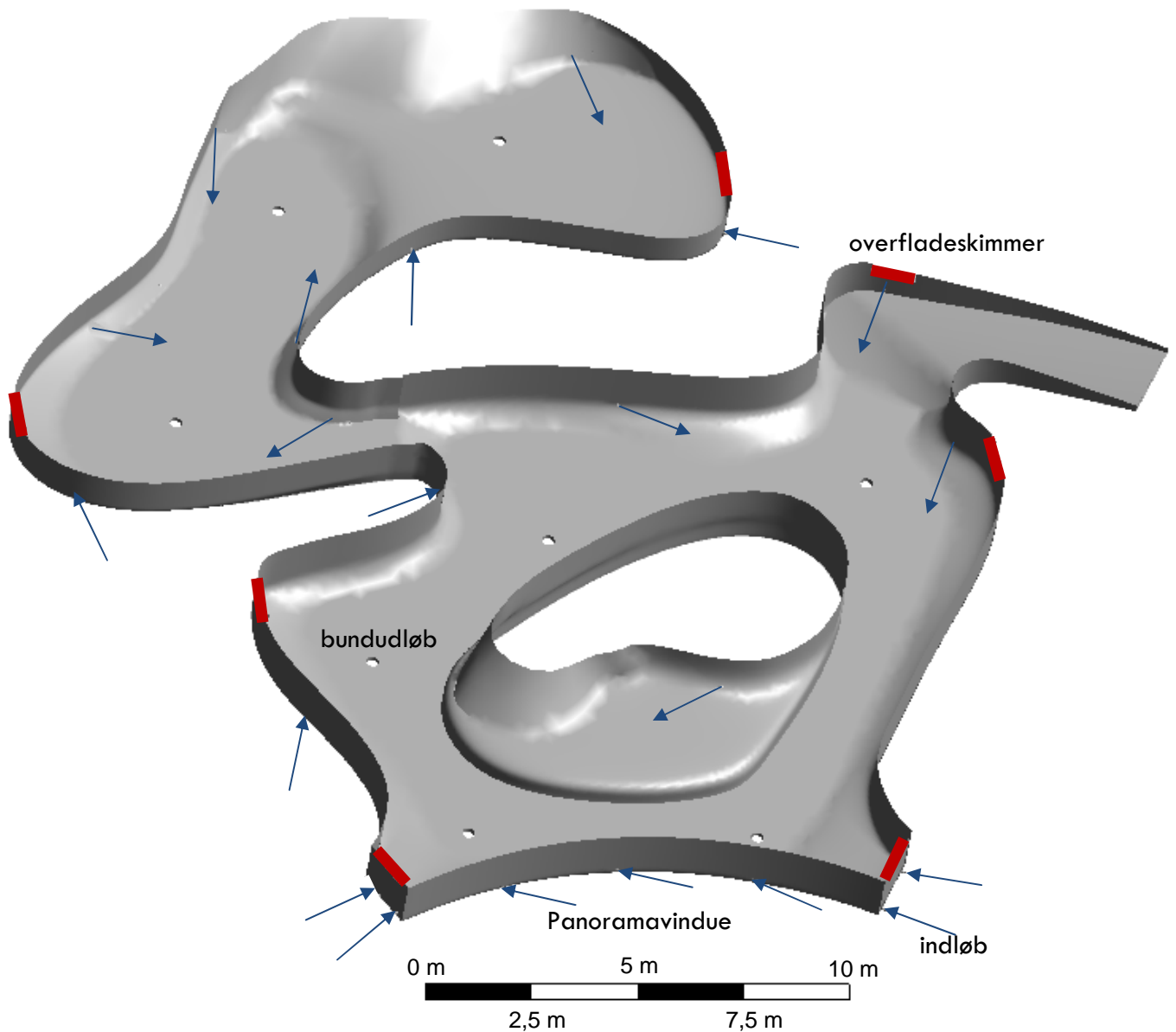
Flodheste er et dyr, der producerer store mængder afføring, og denne afføring afleverer de helst i vandet. Dette medfører, at der i perioder er en stor partikelmæssig belastning af vandet, som stiller store krav til en hurtig partikelfjernelse for at opretholde en tilfredsstillende sigtbarhed i bassinet.

Figur 3.3

Den udendørs del af anlægget



På figur 3.4 ses en oversigtstegning af geometrien i bassinet. Selve bassinet er ca. 1,5m dybt og har et samlet volumen på ca. 400m³. Som det ses af figur 3.2, figur 3.3 og figur 3.4, består bassinet af to dele; en indendørs og udendørs del. I den indendørs del er rampen længst til højre på figur 3.4 forbundet til staldanlægget, hvor dyrene bliver fodret. Centralt i det indendørs bassin er placeret en ø med en



Figur 3.4

Oversigtstegning af geometrien i flodhestebassinet i København Zoo.

forhøjning under vandet, hvor dyrene har mulighed for at ligge og hvile sig, som flodhesteungen gør det på figur 3.5. Denne forhøjning har retning direkte ud mod det store panoramavindue, hvorigennem publikum har mulighed for at se dyrene bevæge sig under vandet. Dette vindue er buen nederst på figur 3.4.

Udeanlægget er designet således, at dyrene har mulighed for at gå op på land, og publikum derved også har mulighed for at opleve dyrene på land udendørs.

Som det ses ud fra figur 3.4 er der 8 bundudløb og 7 overfladeskimmere. Derudover er der 21 indløb, hvor af de 13 er placeret i det indendørs bassin, imens de resterende 8 er placeret i det udendørs bassin. Det er gennem bundudløbene og overfladeskimmerne, vandet og dermed partiklerne bliver ført ud af bassinet og fjernet fra vandet i rensenanlægget.



Figur 3.5

Flodhesteungen hviler sig på øen i den indendørs del af anlægget.

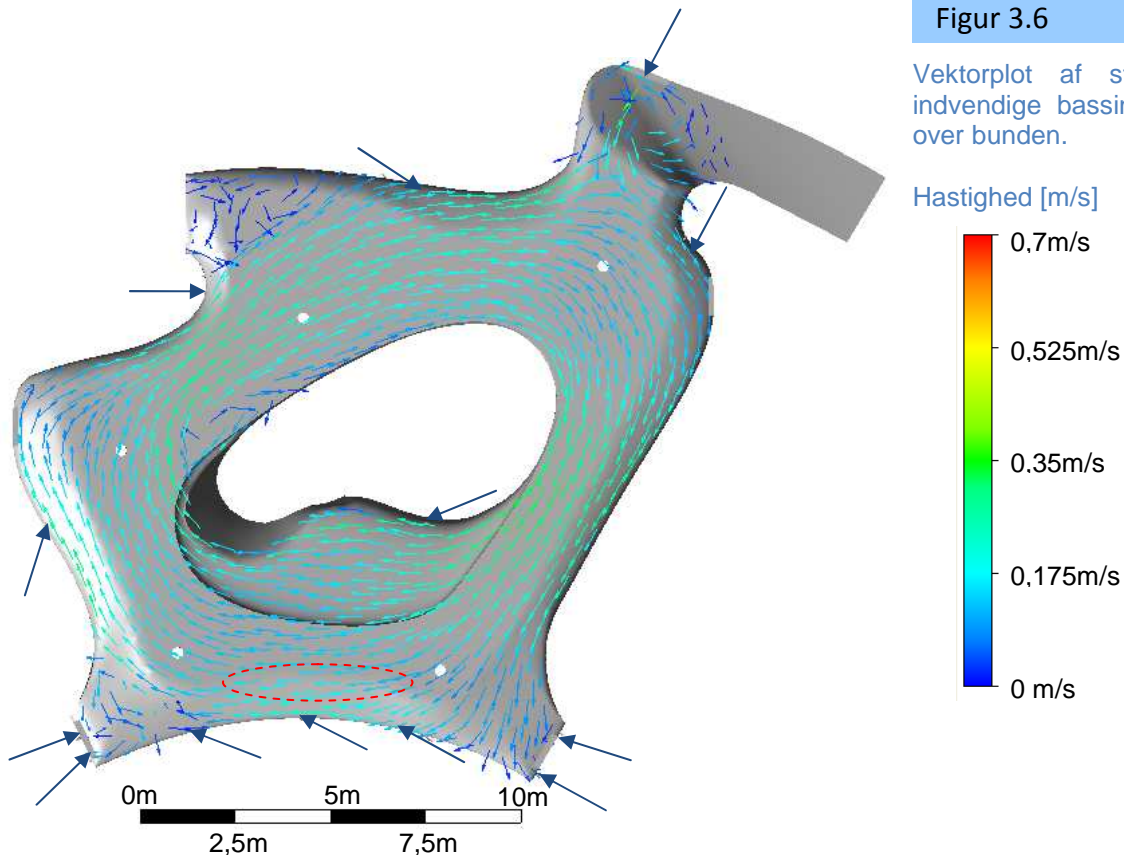
3.1.1 Bassinets strømninger

I dette afsnit er de overordnede strømninger i flodhestebassinet beskrevet. Det ville have været ideelt, hvis det havde været muligt at foretage målinger direkte i bassinet til at beskrive og forstå strømningerne. Dette har dog ikke været muligt, da bassinet er i brug og hjem for de 4 flodheste. Derfor er det som alternativ valgt at analysere strømningerne ud fra den strømningsmodel, som bassinet er dimensioneret på baggrund af. Dimensioneringsarbejdet er leveret af rådgiverne Skjølstrup & Grønborg, der har stået for design af strømningerne samt dimensionering og projektering af renseanlægget. Modellen, der er udført beregninger på, er den model, der er anvendt under designfasen, og det er dermed ikke sikkert at det anvendte flow stemmer helt overens med situationen i bassinet i dag. Under indkørselsfasen af anlægget er der foretaget justeringer på de enkelte dyser, således at nogle af dyserne i dag leverer mere eller mindre vand end anvendt i modellen. Det vurderes dog, at modellen er anvendelig til at give et overordnet billede af strømningerne i bassinet.

Selve modelleringen af strømningerne er foretaget i modelleringsværktøjet ANSYS CFX. Dette program baserer sig på bevarelsen af masse og impuls, hvilket kommer til udtryk gennem kontinuitetsligningen samt Navier-Stokes ligning, som løses for kontrolvolumener.

Et vigtigt bidrag til strømninger er forekomsten af turbulens, hvilket i modelberegninger medregnes ved brug af en turbulensmodel. Denne tager højde for de turbulente forskydningspændingers bidrag til strømningerne, som turbulenshvirvlerne i strømmingen giver anledning til. Flowet gennem flodhestebassinet er på $504\text{m}^3/\text{t}$ eller $140\text{L}/\text{s}$, hvilket svarer til en hydraulisk opholdstid på ca. 48min. Dette flow er i modellen jævnt fordelt på de 21 indløb i modellen, som dermed hver har et flow på $6,66\text{L}/\text{s}$. Indløbsrørene har en diameter ved indløbet til bassinet på 5cm, hvilket giver en indløbshastighed på $3,4\text{m}/\text{s}$.

På figur 3.6 ses modelresultatet for strømningerne i den indendørs del af bassinet. Hastighedsvektorerne er plottet i et horisontalt plan 0,75m over bunden dvs. midt i bassinet.



Som det ses resulterer indløbsdysernes retning og tilstedeværelse i bassinet i en overordnet strømning rundt om øen i bassinet, hvilket stemmer fint overens det overordnede indtryk, som blev observeret i forbindelse med besøget af anlægget.

Som det fremgår af figuren, varierer strømningshastighederne i planet fra 0m/s til 0,7m/s, hvoraf størstedelen af strømningshastighederne dog ligger mellem 0,2m/s og 0,3m/s. Det har som beskrevet ikke været muligt at udføre egentlige hastighedsmålinger i bassinet, men under besøgene af anlægget er der ud fra observationer af halmpartiklernes hastighed i vandet ud for panoramavinduet estimeret en vandhastighed i denne del af bassinet på omkring 0,2m/s. Dette er naturligvis ikke en særlig valid hastighedsbestemmelse, men sammenholdes hastigheden med modelresultatet i dette område (den rød-stiplede cirkel på figur 3.6), ses det, at der er en forholdsvis god overensstemmelse mellem den observerede hastighed og modelresultatet.

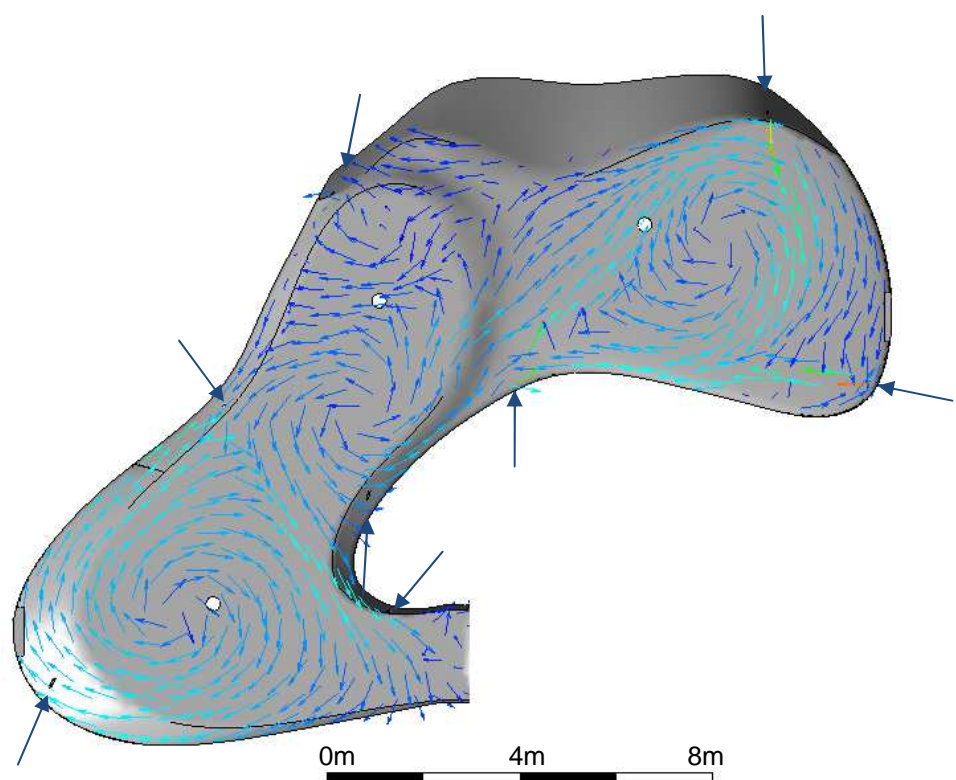
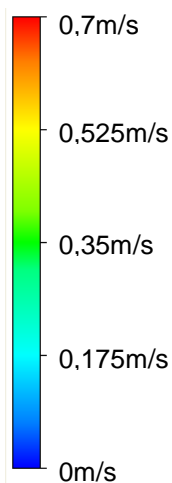
At der dannes en overordnet roterende strømning rundt om øen, er ikke blot et tilfælde. I designfasen af bassinets strømninger i den

indvendige del af bassinet var der særlig fokus på at opnå en sådan strømning. Tanken er, at få indløbsdyserne til at samarbejde og stimulere til en overordnet strømning rundt om øen, som derved vil medføre en transport af flodhestenes fækalier rundt om øen og til bundudløbene. Dette skal således sikre hurtig fjernelse af flodhestenes fækalier fra bassinet, så de ikke når at gå i opløsning og forringer sigtbarheden i bassinet. Ydermere har dyserne og strømmingen til formål at danne tilstrækkelige bundforskydningsspændinger på bassinbunden, som sikrer, at den let omsættelige stofmængde i flodhestefækalierne ikke deponeres på bunden, men derimod holdes i bevægelse og herved transporteres til bundudløb og overfladeskimmere. Set ud fra et vandkvalitetsmæssigt synspunkt er det særligt vigtigt at denne let omsættelige stofmængde fjernes effektivt fra bassinet, da det er denne stofmængde der stimulerer kraftigst til mikrobiologisk vækst. Dette kan som beskrevet medføre algevækst i bassinet og øge infektionsrisikoen for flodhestene i anlægget.

På figur 3.7 er vist et plot af hastighedsvektorerne i det udvendige bassin i et horisontalt plan ca. midt i bassinet. Som det ses ud fra figuren, er det også her forsøgt at stimulere til en overordnet roterende strømning i denne del af bassinet. Det er især tydeligt omkring det nederste udløb, hvor centrum af rotationen er i lige ved

Figur 3.7

Vektorplot af strømninger i det udvendige bassin i et plan 0,75m fra bunden

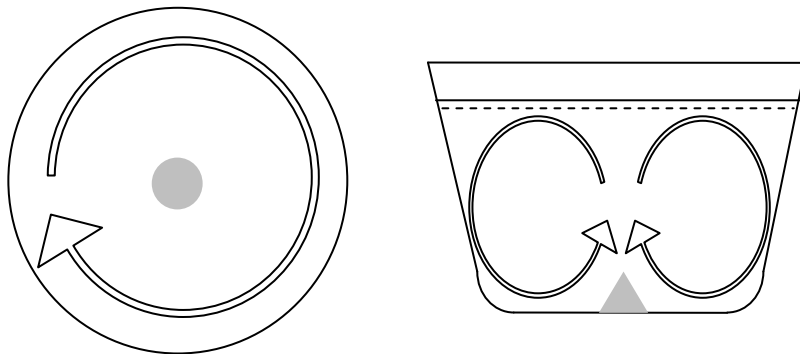


udløbet. At det er valgt at lave roterende bevægelse omkring udløbet er ej heller noget tilfælde, men er et forsøg på at udnytte den såkaldte ”tekop-effekt”.

Tekop-effekten

Tekop-effekten er et strømingsdesign, som er anvendeligt i bassiner, hvor der optræder partikler, der er tungere end vand.

I flodhestebassinet er der derfor i designfasen forsøgt gennem placering af indløbene at lave den såkaldte ”tekop-effekt”. Denne effekt kendes fra effekten af at røre rundt i en kop te med sukker, som, inden det bliver opløst, vil samle sig i midten af koppen sammen med tebladene. Dette skyldes, at den cirkulære hovedstrøm rundt i koppen genererer en ligeledes roterende sækundærstrøm, se figur 3.8, som resulterer i, at det uopløste sukker og teblade samles ved tekoppens midte.



Figur 3.8

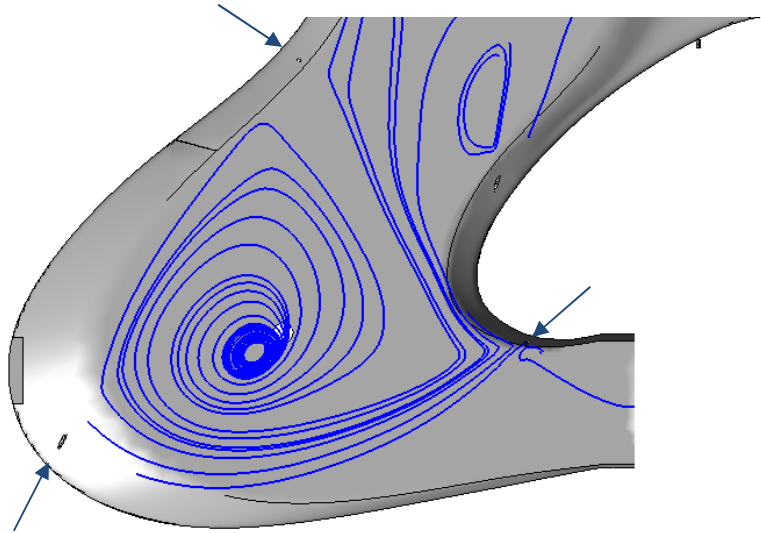
Illustration af en kop set fra oven (til venstre), som viser primær-strømmen og et snit gennem koppen (til højre), som viser sækundærstrømmen.

I flodhestebassinet eksisterer der, som beskrevet både roterende strømninger i den inden- og udendørs del af bassinet, hvorfor der med stor sandsynlighed optræder tekop-effekter begge steder. Dette er undersøgt nærmere ved at se på strømningerne i et horisontalt plan nogle få centimeter over bunden.

Ses der først på den udvendige del af bassinet med særlig fokus på det nederste bundudløb vist på figur 3.7, viser strømningerne tæt ved bunden, at den roterende bevægelse, som indløbsdyserne stimulerer til her, resulterer i en tekop-effekt omkring dette udløb. Dette ses af de spiralformede strømningsslinjer, som ender og har centrum tæt ved udløbet, som vist på figur 3.9. Det er også forsøgt at se på strømningerne omkring de to andre bundudløb i den udvendige del af bassinet, men her er strømningssbilledet mere rodet, og der dannes således ikke i samme omfang en strømningsspiral ved bunden.

Figur 3.9

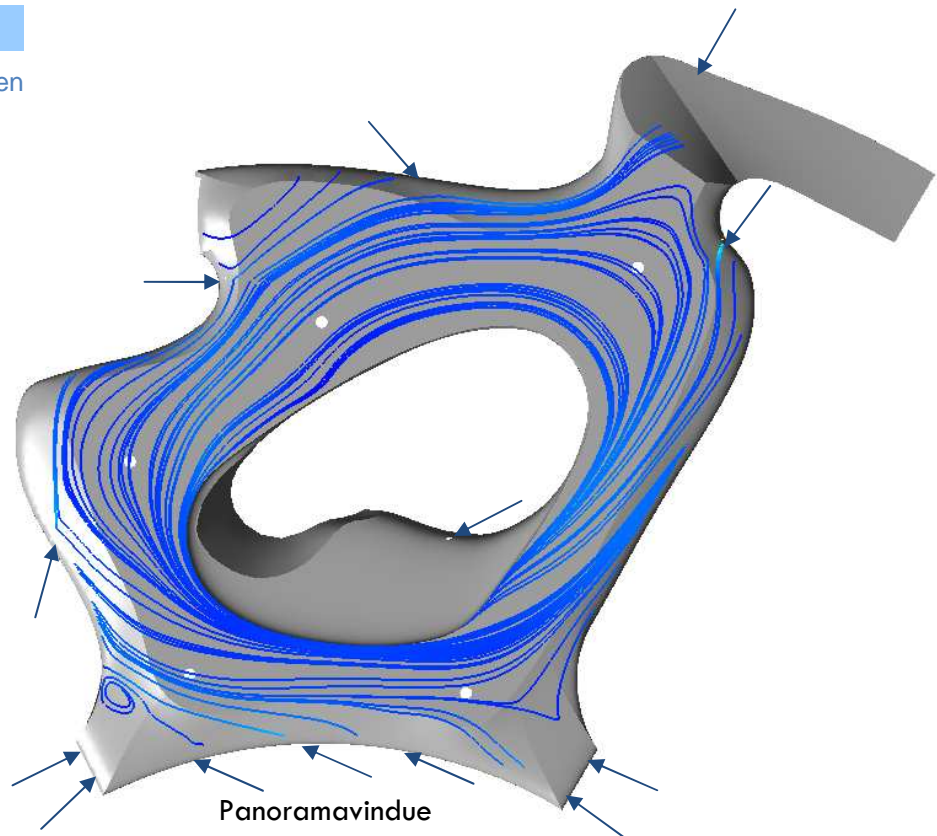
Strømlinjer i et plan 5cm over bunden i den udendørs del af bassin.



På figur 3.10 er strømlinjerne vist i et horisontalt plan 5cm over bunden i det indvendige bassin. Her ser det ud som om, at en del af strømlinjerne 'klistrer' sig til øen og følger denne rundt. Dette er formentlig et resultat af "tekop-effekten", samt at der langs panoramavinduet (buen for neden på figur 3.10) er placeret indløb, der ligeledes presser strømlinjerne ind mod øen.

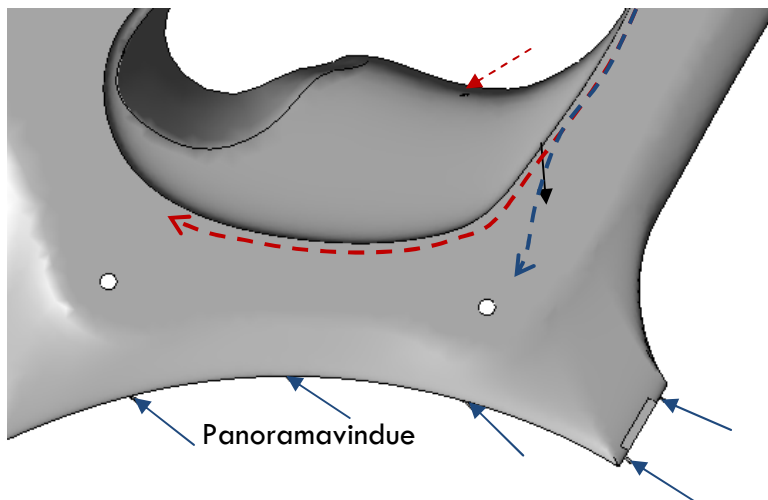
Figur 3.10

Strømlinjer i et plan 5cm over bunden i det indendøre bassin.



Der er naturligvis klart, at strømningsforløbet ved bunden af bassinet har stor betydning for, hvordan flodhestefækalierne bevæger sig i bassinet. Dette er også erfaret efter ibrugtagningen af anlægget,

hvor det er konstateret, at flodhestefækalierne ligesom strømningerne har en tendens til at blive samlet ved øen og følge denne rundt med strømmingen.



Figur 3.11

Udsnit af den indendørs dal af bassinet.

- - Fækaliebane før modificering
- - Fækaliebane efter modificering
- -> Dyseplacering før modificering
- > Dyseplacering efter modificering

Det har medført, at der i dag er foretaget en modificering af bassinet, således at indløbet, som før var placeret i øen, er flyttet til placeringen, som vist på figur 3.11. Denne dyse 'skyder' partiklerne ud fra øen i en retning mod det nærmeste udløb, som illustreret på figur 3.11. I forbindelse med besøget af anlægget er det observeret, at denne modificering virker efter hensigten, og sørger for at mange fækalier rammer udløbet.

Den nye dyseplaceringens betydning for strømmingen i dette område er modelmæssigt ikke undersøgt nærmere, men det må konstateres ud fra de beskrevne erfaringer og observationer, at strømmingens sekundære strømninger har stor betydning for fækaliernes bane i bassinet.

3.1.2 Energibetragtning

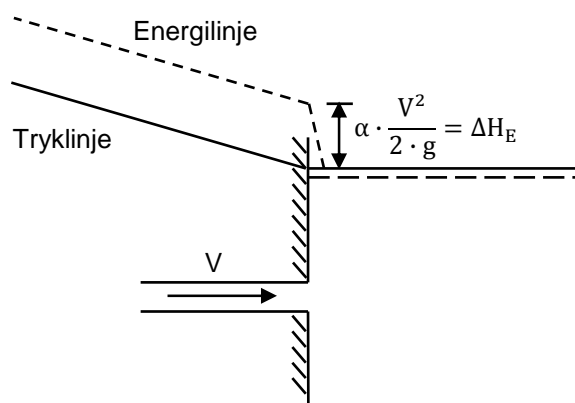
Et anlæg som flodhestebassinet i København Zoo, der består af et 400m³ opvarmet bassin med strømninger drevet af pumper samt har et avanceret renseanlæg, bruger store mængder energi. Det er af Skølstrup & Grønborg oplyst at anlægget gennem pumper forbruger 50kW (Ultraaqua, 2009). Dette vil altså sige, at det har et årligt energiforbrug på ca. 438.000kWh, hvilket er ca. 100 gange så meget som et normalt parcelhus med 2 beboere, som på et år ca. forbruger 4.000kWh (energinet, 2009). Der er altså tale om et forholdsvist stort energiforbrug i forbindelse med driften af et anlæg som flodhestebassinet.

Energien, som pumperne tilfører systemet, bliver brugt forskellige steder i anlægget, hvoraf renseanlægget er klart den største post. Der bliver således brugt 30kW på tryktab gennem sandfiltrene og 10 kW til tryktab gennem sidestrømmen til membranfiltre. For beskrivelse af renseanlægget henvises til afsnit: 2.1.2 'Zoologiske anlæg'. Dette efterlader 10kW til resten af processerne i forbindelse med driften af anlægget. Disse processer omfatter rørtab og enkelttab i distributionssystemet, løft af vandet fra kælderen, hvor renseanlægget er placeret, samt den energimængde der forbruges i selve bassinet til at generere strømningerne heri.

Det er klart, at det koster energi at skabe strømningerne i bassinet, og for at kvantificere dette nærmere er denne energimængde beregnet ud fra den i figur 3.12 viste betragtning.

Figur 3.12

Principskitse over betragtet system i forbindelse med energiberegning.



Som vist på figur 3.12, kan den energimængde, der tilføres systemet, tilnærmelsesvis betragtes som det enkelttab, der sker, når en rørstrømning munder ud i stort bassin med stillestående vand (Pedersen, 1988). Det ses ydermere, at dette enkelttab antager tabet af den kinetiske energimængde, som vandet har i inde i indløbsrøret. Energimængden, der tilføres bassinet, kan således bestemmes ud fra

hastighedshøjden i indløbet. Dette giver et enkelttab, eller overførsel af energi til bassinet per dyse på 0,65mVs, idet indløbshastigheden er 3,4m/s og α er valgt til 1,1 (Brorsen & Larsen, 2003). Totalt bliver enkelttabet på 13,6mVs for de 21 indløb i bassinet. Tabet i hastighedshøjde kan omregnes til watt ud fra den energimængde, som en pumpe skal tilføre vandet for at levere den beregnede hastighedshøjde (Larsen, et al., 2000):

$$P = Q \cdot \delta \cdot g \cdot \Delta H$$

Under forudsætning af at flowet er 6,67L/s per dyse, samt at densiteten for vandet er på 1.000kg/m³, giver dette en total tilført energimængde på 890Watt fra dyserne til bassinet. Dette viser, at den energimængde der reelt tilføres bassinets strømninger, kun udgør under 2% af den totale energimængde, som systemet forbruger.

Desuden kan det af beregningen også ses, at indløbshastigheden er den styrende parameter for den tilførte energimængde til bassinet, da hastighedshøjden afhænger af indløbshastigheden i anden potens. Energertilførslen kan således styres gennem en indsnævring af rør umiddelbart inden bassinet. Foretages denne indsnævring, som en glidende overgang, giver dette ikke anledning til betydelige enkelttab (Brorsen & Larsen, 2003), og den øgede energitilførsel til bassinet og dermed energiforbruget heri bliver således tilnærmelsesvis proportional med den øgede hastighedshøjde.

Reelt kan det diskuteres om energiforbruget i distributionssystemet også burde medregnes i bassinets energiforbrug. Ved at placere indløbene rundt omkring i bassinet, som er nødvendigt for at stimulere til de overordnede strømninger, resulterer dette naturligvis i et længere distributionssystem, end hvis vandet ledes den korteste vej fra rensningsanlægget og tilbage i bassinet. Dette har selvfølgelig konsekvenser for det overordnede energitab i rørsystemet, men ændrer ikke på den energimængde, der tilføres vandet, hvis indløbshastigheden og indløbsflowet til bassinet er det samme.

Det vurderes således, at det er mest relevant at se på den energimængde som tilføres bassinet og danner strømningerne heri, og derved betragte energitabet i distributionssystemet, som et energitab i forbindelse med vandrensningen. Der konkluderes således, at den tilførte energimængde til selve bassinet kun udgør en lille del af det samlede energiforbrug i systemet, og er således givet godt ud, og i øvrigt er nødvendig, hvis strømningerne skal bidrage til at holde bassinet rent.

3.1.3 Partikeltyper



Figur 3.13

Densitetsbestemmelse af flodhestefækalie.

Prøve	Densitet [kg/m ³]
1	1.036
2	1.031
3	1.021
Middelværdi	1.029
Spredning	7,6

Tabel 3.14

Densitet af tre udtagne afføringsprøver fra flodhesteanlægget i København Zoo.

Stofbelastningen af flodhestebassinet består primært af flodhestenes fækalier. Disse fækalier leveres primært som forholdsvis store klumper til vandet. Vandkvalitetsmæssigt, her tænkes på sigtbarheden i bassinet, har disse store partikler ikke den store effekt. Fækalierne består imidlertid af store mængder delvist fordøjede halmpartikler dvs. halmstrå og halmfibre (figur 3.13), som, når fækalierne går i opløsning, gør vandet grumset og nedsætter sigtbarheden. Mellem disse halmpartikler sidder en vis mængde let omsætteligt organisk materiale, som når fækalierne går i opløsning frigives til vandet. Denne stofmængde udgør kun en mindre del af den samlede fækalie og består primært af ganske små partikler og opløseligt stof.

Densitet og størrelse

Der har som indledningsvist nævnt i forbindelse med projektet været foretaget to ekskursioner til flodhestebassinet i København Zoo for gennem observationer og udtagne prøver at bestemme størrelse og densitet af de partikler, der optræder i bassinet. Der er i den forbindelse udtaget 3 fækalieprøver fra staldanlægget, hvor densiteten af disse prøver er udregnet ved at nedsænke dem i vand og registrere ændring i vægt og volumen, som vist på figur 3.13. Resultatet heraf ses af tabel 3.14, hvor det også ses, at middeldensiteten for de undersøgte flodhestefækalier er på ca. 1.030kg/m³. Flodhestenes fækalier er således estimeret til at være lidt tungere end vandet, hvilket stemmer fint overens med observationerne fra anlægget, hvor det er set, at fækalierne primært befinder sig på bunden af bassinet.

Det har ikke været muligt at få en intaktprøve af en flodhestefækalie, hvorfor det ikke har været muligt direkte at måle størrelsen på fækalierne. Det var dog muligt at observere fækalierne i bassinet, og på denne baggrund er de vurderet til at være omkring 7-10cm i diameter.

I forbindelse med besøget af anlægget, er det endvidere observeret, at når fækalierne driver og ruller hen over bunden, går disse langsomt i opløsning ved kontakt med bunden samt som følge af turbulens på fækaliernes overflade. En stor del af disse partikler, der eroderes fra de store fækalier, består som beskrevet af halmstrå og halmfibre, der grundet deres begrænsede størrelse hvirvles rundt i bassinet med forringet sigtbarhed til følge. Det er dog ikke alle de små partikler,

der hvirvles op i vandet. En del af dem driver også rundt på bunden, hvor nogen af dem i kortere eller længere tid ligger stille.

Kritisk bundforskydningsspænding

Den styrende parameter for, om en partikel ligger stille på bunden eller er i bevægelse, er den forskydningsspænding, der dannes som resultat af vandets bevægelse langs bunden. Den kritiske forskydningsspænding er således den forskydningsspænding, der skal til, for at alle partiklerne bevæger sig. Der er derfor lavet forsøg på halmstråene, halmfibrene og det let omsættelige materiale i de udtagne fækalioprøver med henblik på at estimere den kritiske forskydningsspænding for partiklerne, som fækalierne består af.

Selve forsøget er udført ved at benytte en rende, der består af en tagrende. Denne er således betragtet som værende et delvist fyldt rør. Forsøgsopstillingen og et tværsnit af røret ses på figur 3.15 og figur 3.16, hvoraf det fremgår, at røret har en diameter på 12,6cm. Renden har en hældning på 1,7‰ og strækker sig over en længde på ca. 7m. Under forudsætning af at der er tale om en strømning med naturlig dybde, der er ensformig og stationær, er det muligt at beregne forskydningsspændingen ud fra (Brorsen & Larsen, 2003):

$$\tau_0(y) = \gamma \cdot R(y) \cdot I,$$

hvor τ_0 er bundforskydningsspændingen, γ er væskens rumvægt, R er den hydrauliske radius, y er den naturlige vanddybde og I er energilinjegradienten.

Det skal dog bemærkes, at der i udledningen af denne ligning er antaget, at forskydningsspændingen er jævnt fordelt langs rørvæggen. Dette er naturligvis ikke tilfældet i virkeligheden, hvor forskydningsspændingen er størst i bunden af renden. Det er alligevel vurderet, at udtrykket og forsøgsopstillingen er tilstrækkeligt til at give et kvalificeret bud på den kritiske forskydningsspænding for partiklerne, som flodhestefækaliene består af.

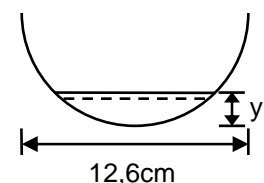
Til forskellige vandføringer er vanddybden, samt hvilke partikler, der er i bevægelse, noteret. Dermed kan der gives et bud på, hvilke partikler, der er i bevægelse til hvilke forskydningsspændinger. Da halmstråene og fibrene er lange tynde partikler refererer partikelstørrelsen til halmstråenes og fibrenes længde.

Som det fremgår af tabel 3.17 ligger de målte forskydningsspændinger mellem $0,026\text{N/m}^2$ og $0,12\text{N/m}^2$. Partikelstørrelsen i de udtagne prøver varierer fra meget små organiske partikler til halmfibre og halmstrå, som er vurderet til at have en størrelse på op til



Figur 3.15

Forsøgsopstilling til bestemmelse af kritisk bundforskydningsspænding.



Figur 3.16

Tværsnit af den anvendte rende til forskydningsspændingsforsøg.

Partikler i bevægelse	Forskydnings spænding [N/m ²]
De mindste organiske partikler	0,026
Halm partikler op til ca. 10mm	0,053
Halm partikler op til ca. 15mm	0,079
Alle partikler	0,121

Tabel 3.17

Forskydningsspænding hvorved de forskellige partikler bevæger sig.

25mm. Som det ses af tabel 3.17 er niveauet for, hvornår alle partikler bevæger sig på 0,12N/m². Men som det også ses, er der et forholdsvis stort spring fra 0,079N/m², hvor partikler op til 15mm bevæger sig, til 0,12N/m², hvor alle partiklerne bevæger sig. Et bud på den kritiske forskydningsspænding ligger derfor formentligt et sted mellem disse to målinger, og et kvalificeret bud er vurderet til at ligge på omkring 0,1N/m². Dette er et groft estimat for, hvad niveauet for den kritiske forskydningsspænding ligger på. Det vurderes dog stadig, at forsøget kan anvendes til at give et bud på den kritiske forskydningsspænding for fækaliernes halmpartikler.

Bundforskydning i bassinet

Som tidligere nævnt nedbrydes flodhestefækaliernes under kontakt med bunden og som følge af turbulens på overfladen af disse. Dette frigiver mindre partikler, som derefter driver rundt i bassinet. Det er ikke muligt at undgå, at disse partikler optræder i vandet og for at undgå sedimentation, kræves der en vis bundforskydning i bassinet.

Under designfasen af strømningerne var der særlig fokus på, at den let omsættelige organiske stofmængde i flodhestenes fækalier ikke bliver sedimenteret på bunden af bassinet. Grunden til dette er, at det som beskrevet er denne stofmængde, der stimulerer kraftigst til mikrobiologisk vækst, og således kan skabe sundhedsmæssige problemer for flodhestene i anlægget. Der blev i designfasen skønnet at en bundforskydningspænding på 0,05N/m² er til tilstrækkelig til at sikre en transport af disse partikler. Sammenholdes dette med den i transportforsøget estimerede kritiske bundforskydningspænding for de små organiske partikler, kan des ses, at dette kriterium er et udmærket valg, da transporten er sikret helt ned til en forskydningspænding på 0,026N/m².

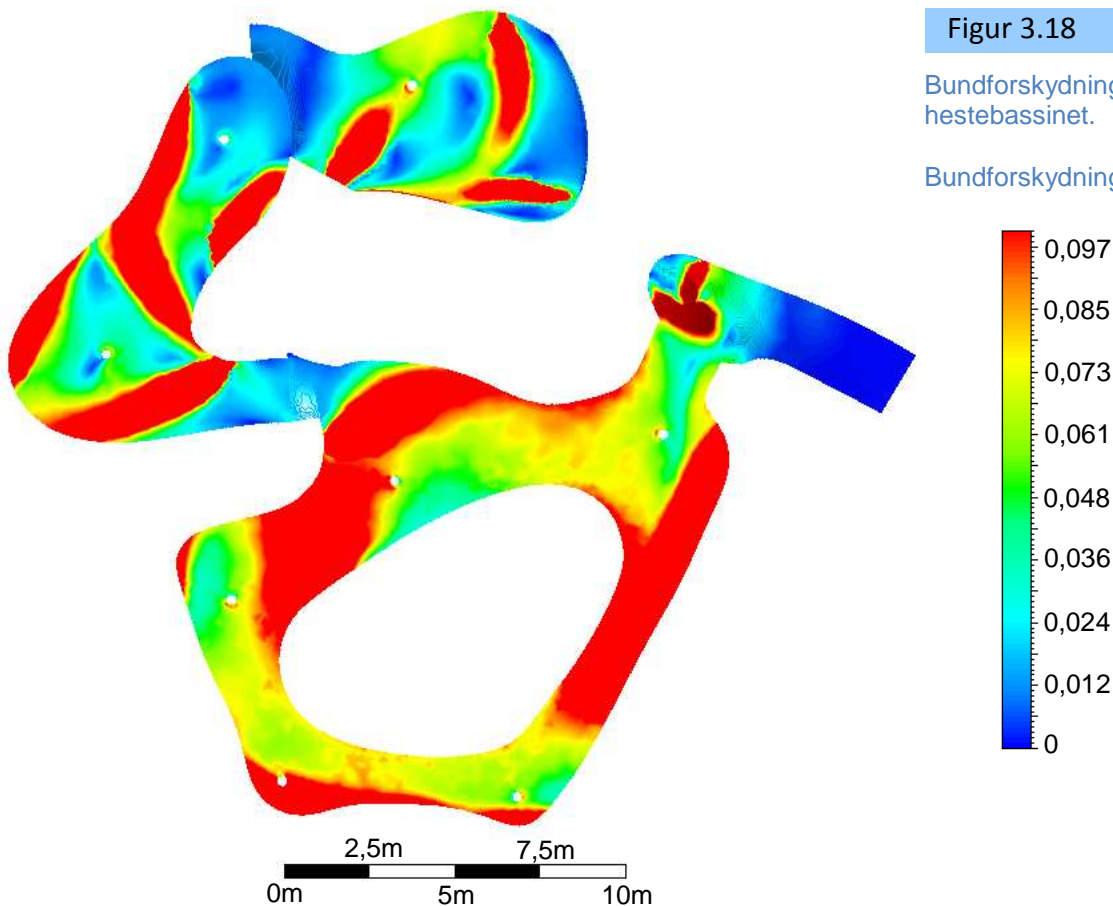
Figur 3.18 viser bundforskydningspændingen fordeling på bunden af bassinet. Ud fra figuren ses det, at kriteriet på 0,05N/m² er opfyldt i store dele af bassinet, og især i den indendørs del af bassinet. Dog er der områder i den udendørs del af bassinet, hvor kriteriet ikke helt er opfyldt. Nedsættes kriteriet imidlertid til det i transportforsøget estimerede kriterium på 0,026N/m², ses det dog at det kun er i en ret beskedel del, hvor dette kriterium ikke er overholdt.

Ses der på kriteriet for halmpartiklerne, som i transportforsøget er estimeret til 0,1N/m², ses det, at dette kriterium kun er overholdt i de røde områder af bunden.

Figur 3.18

Bundforskydningsspændingen i flodhestebassinet.

Bundforskydningsspænding [N/m^2]



Ifølge forsøget vil der således i de resterende områder kunne sedimenteres halmpartikler fra de iturevne fækalier. At dette rent faktisk er tilfældet er konstateret under besøgene til København Zoo. Flodhestene tilbragte den første del af dagen i det udendørs anlæg, hvorfor det indendørs anlæg kun blev påvirket af strømninger generet af dyserne i en lang periode. Dette førte til at vandet blev meget klart den pågældende dag, og der kunne tydeligt ses gennem hele bassinets længde. Hen på eftermiddagen bevægede flodhestene sig ind i det indendørs bassin, hvilket resulterede i, at materiale fra bunden blev hvirvlet op med forringet sigtbarhed til følge. Dette illustrerer to ting; til dels at der er områder i bassinet, hvor halmpartiklerne kan sedimenteres, som forudsagt gennem transportforsøget, men også at flodhestene påvirker bassinet ved at genere strømninger, som kan hvirvle dette materiale op igen, og at flodhestene således er med til at holde bassinet rent gennem deres færden i vandet.

Af det forrige kan det måske komme til at fremstå, at en stor bundforskydningsspænding ubetinget er godt for sigtbarheden i bassinet. Dette er selvfølgelig også rigtigt i en hvis udstrækning, da dette som beskrevet kan sikre en transport af bassinets partikler. Det er imidlertid også vigtigt at pointere, at den mest effektive

stoffjernelse fra bassinet sker, når flodhestefækaliene så intakte som muligt bliver transporteret af bassinets strømninger til bundudløbene. En unødvendig stor bundforskydning i bassinet vil også betyde en hurtigere nedbrydning af fækaliene, og som derved vil afgive flere partikler til vandet under transporten. Den ideelle situation er derfor den, hvor bassinets strømninger generere en bundforskydningspænding på bunden af bassinet, som på en og samme gang er i stand til at holde de små partikler i bevægelse, uden at det ødelægger de store fækalier.

3.1.4 Stofkoncentration i bassinet



Figur 3.19

Den automatisk vandprøvetager som blev anvendt ved forsøget.

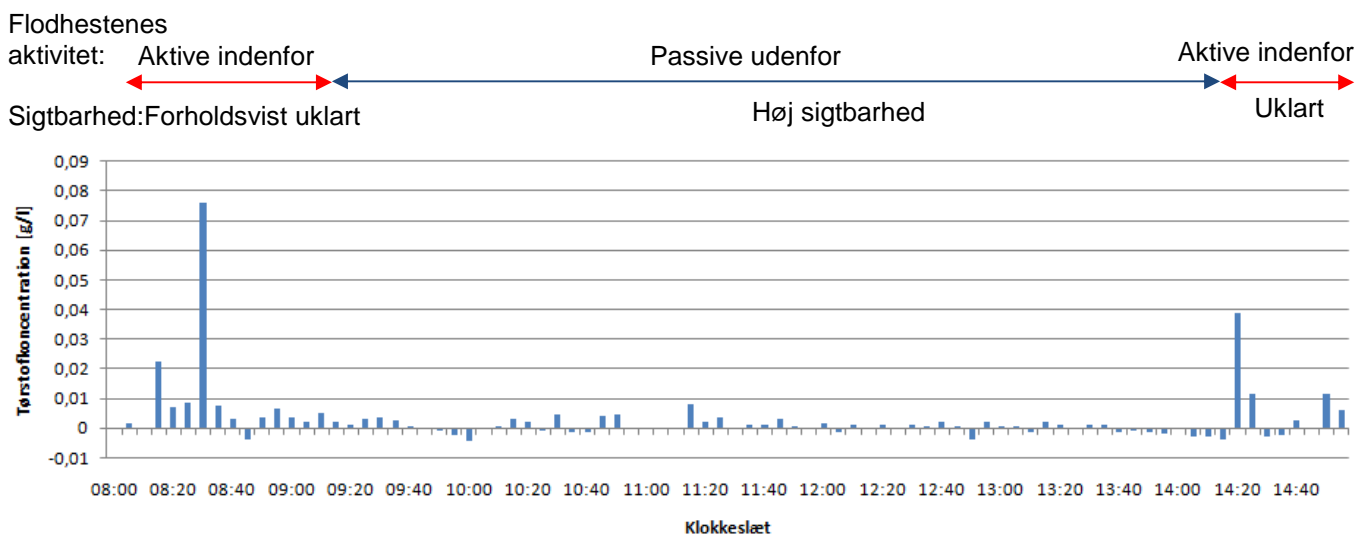
Ved at udtage vandprøver fra bassinet er det undersøgt, hvorledes stofkoncentrationen i udløbsvandet varierer over døgnet og i forhold til flodhestenes aktivitet i bassinet. Vandprøverne er udtaget i det samlingsbygværk, der samler vandet fra udløbene umiddelbart inden rensprocessen. I dette samlingsværk er det muligt at placere en automatisk prøvetager således, at vandet til prøverne kun kommer fra det indendørs bassin. Den automatiske vandprøvetager, er vist på figur 3.19. Der er udtaget vandprøver i omkring 1 døgn med skiftende hyppighed. Den automatiske prøvetager, er startet den 29. april kl. 15.30 og udtog vandprøver indtil næsten morgen kl. 8 hvert 15. minut. Derefter er der fra kl. 8 om morgenen til kl. 15 udtaget vandprøver hvert 5. minut.

Vandprøverne havde en størrelse på ca. 0,5L, og blev fragtet til Aalborg, hvor tørstofindholdet i vandprøverne er bestemt ved filtrering og efterfølgende ovtørring.

Det har imidlertid vist sig, at det havde været mere hensigtsmæssigt, at udtage større vandprøver, da stofmængderne, som blev fanget på filtrene, for nogle af prøverne var så små, at måleusikkerheder i forbindelse med den efterfølgende vejning resulterede i negative tørstofkoncentrationer.

Dette gjorde sig dog kun gældende for en mindre andel af prøverne, og ses der på forsøgsresultaterne som helhed viser disse, at der er en god sammenhæng mellem sigtbarheden i bassinet indenfor, flodhestenes aktivitet heri og stofkoncentrationen målt i udløbsvandet herfra, som illustreret på figur 3.20. Figuren viser det målte koncentrationsforløb i udløbsvandet fra bassinet indenfor fra kl. 8.00 til 15.00 den 30. april 2009. I den første periode fra kl. 8.00 til ca. kl. 9.20 var flodhestene forholdsvis aktive indenfor i bassinet, og det er

observeret, at vandet i bassinet i denne periode var forholdsvis uklart, med mange fritsvævende halmpartikler i vandet. Fra kl. 9.20 til 14.10 tilbragte foldhestene tiden i det udendørs bassin, hvor de primært lå passive i vandkanten. I samme periode bliver vandet i bassinet indenfor mere og mere klart, og der er til sidst kun en meget begrænset mængde fritsvævende halmpartikler i vandfasen. Omkring kl. 14.10 steg aktivitetsniveauet for flodhestene betydeligt, og de begav sig ind i det indendørs bassin, hvor de løb/svømmede rundt om øen herinde, indtil forsøget blev stoppet kl. 15.00. I denne periode er det konstateret, at forholdsvis hurtigt efter at flodhestene begyndte at være aktive indenfor, blev det ellers så klare vand hurtigt forholdsvis uklart med mange svævende halmpartikler i vandet. Dette skyldes



Figur 3.20

Målt koncentrations forløb, sigtbarhed og flodhestenes aktivitet i det indendørs bassin.

dels, at flodhestene leverede fækalier til vandet, men mere væsentligt at halmpartikler fra bunden blev hvirvlet op. De observerede forhold for sigtbarhed og flodhestenes aktivitet passer således overordnet set fint med de målte tørstofkoncentrationer, hvor de højeste koncentrationer er målt i de to perioder med mest flodhesteaktivitet og uklart vand.

Resultaterne viser med stor tydelighed, at flodhestenes aktivitet bidrager til stoffjernelsen fra bassinet, da deres aktivitet sikrer, at bundfaldne halmpartikler hvirvles op i vandfasen med mulighed for at blive ført til renseanlægget gennem udløbsvandet. Målingerne og observationerne bevidner også, at den estimerede kritiske bundforskydningspænding på $0,1\text{N/m}^2$ passer udmærket, da der i det indendørs bassin bundfældes halmpartikler, hvis dette kun er påvirket af de strømninger, som dyserne genererer i bassinet.

Ses der nærmere på de højest målte stofkoncentrationer i forsøget, viser målingerne at denne koncentration er mellem 0,04 til 0,07g/l. Sammenholdes dette med bassinvolumenet på 400m³, viser koncentrationsmålingerne således, at der er en suspenderet stofmængde i bassinet på op mod 16 til 28kg tørstof. Der er således tale om en betydelig total stofmængde i bassinet.

Selvom der i det foregående er fundet, at vandet i bassinet periodevis virker uklart, skal det dog bemærkes, at det på alle tidspunkter var muligt at se flodhestene i bassinet. Det ses også i de to perioder med aktive flodheste indendørs, hvor meget af det suspenderede stof var reduceret signifikant inden for 10-20 minutter, hvilket indikerer en effektiv partikelfjernelse.

3.2 Opsummering

I forbindelse med besøg af flodhesteanlægget i København Zoo er det konstateret, at flodheste leverer forholdsvis store fækalier til bassinvandet, som har en størrelse på omkring 7-10cm. Gennem laboratorieforsøg på udtagne fækalieprøver er densiteten af disse målt til ca. 1.030kg/m^3 . Selve fækalierne har ikke direkte den store effekt på sigtbarheden i bassinet. Sigbarhedsproblemerne opstår, når disse går i opløsning og derved frigiver store mængder mindre halmpartikler primært bestående af delvist fordøjede halmstrå og halmfibre. Den mest effektive stoffjernelse sker således i de situationer, hvor flodhestefækalierne så intakte som muligt føres direkte til bundudløbene af strømningerne.

Som beskrevet i det forrige er flodhestebassinet i København Zoo designet med strømninger i bassinet, som har til formål at sikre en effektiv fjernelse af flodhestenes fækalier fra bassinvandet. Dette er foretaget gennem overordnede roterende hovedstrømme i såvel den indvendige og udvendige del af bassinet, som er konstateret i stand til at holde flodhestefækalierne i bevægelse. Disse roterende primærstrømninger danner imidlertid også sekundære strømninger i bassinet, og det er ud fra observationer konstateret, at disse sekundære strømninger har betydning for fækaliernes partikelbane.

Under designfasen af bassinet er der primært set på, hvilke strømninger og bundforskydningsspændinger der er i bassinet, og der er således ikke direkte undersøgt, hvilken betydning dette har for fækalierne i bassinet. Ved at rette særlig fokus på de store flodhestefækalier i bassinet, er det i det følgende afsnit undersøgt, hvorledes bassinstrømninger såvel primære som sekundære strømninger påvirker fækaliernes partikelbane. Dette er gjort ud fra en forsøgsmæssig tilgangsvinkel og resulterer i en 3-dimensionel partikelmodel opstillet i beregningsværktøjet CFX.

Det at generere strømninger i et bassin kræver, som beskrevet, energi. Denne energimængde bliver tilført flodhestebassinet gennem indløbsdyser og udgør kun en lille del af anlæggets samlede energiforbrug. Det er således fundet nærliggende at undersøge energimængdens betydning for partikelfjernelse i andre designs end flodhestebassinet. Dette er i kapitel: 6 'Design af strømninger' beskrevet i forbindelse med en undersøgelse af forskellige generelle

designs af strømningsmønstre og deres betydning for partikelfjernelse af forskellige typer af partikler.

Ved analyse af flodhestebassinet i København Zoo er der således som beskrevet fundet forskellige problemstillinger, som i denne rapport skal undersøges og belyses yderligere gennem forsøg, strømningsmodelleringer samt partikelmodelleringer. Resultaterne af disse undersøgelser forventes således at munde ud i en større forståelse samt vejledning om, hvorledes bassiner, der skal indeholde vand af en displaymæssig god vandkvalitet, designes bedst mulig.

4 Partikkelmodellering

Hovedelementerne i at opnå en displaymæssig god vandkvalitet er, som tidligere omtalt, at få beskrevet hvorledes partiklernes bevæger sig i bassinet, som funktion af partikelegenskaber og strømningsmæssige forhold heri.

I det følgende er netop partiklernes bevægelse og sammenspillet mellem strømninger og bassinbunden undersøgt nærmere gennem to forsøg med kunstige partikler. Dette har gjort det muligt at anskue den virkelige situation på tæt hold, og observationerne er herefter forsøgt modelmæssigt gengivet i ANSYS CFX med programmets partikkelmodelleringsværktøj. På denne måde har det således direkte været muligt at sammenligne modellens resultater med de virkelige forhold. Kilderne der er anvendt i forbindelse med dette kapitel er (ANSYS, 2006) og (Laursen, 2005), hvis ikke andet er angivet.



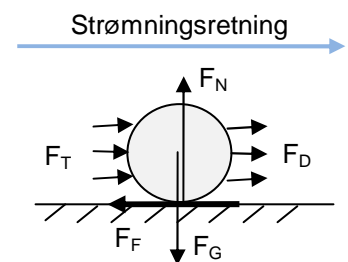
Figur 4.1

Partikelforsøg i strømningsrende. De kunstige partikler er lavet ved at fylde plasticbolde med saltvand.

4.1 Partikelbevægelse i rende

En partikel med de samme partikelegenskaber som en flodhestefækalie, dvs. med en diameter på 7-10cm samt en densitet på ca. 1.030kg/m^3 , vil, som tidligere beskrevet, bevæge sig lige over bunden i en rullende bevægelse, som vist på figur 4.1. Fækalien eller partiklen påvirkes af forskellige kræfter, der har betydning for, hvorledes partiklen bevæger sig i strømningen; altså med hvilken hastighed og i hvilken retning partiklen bevæger sig.

Mellem hele partiklens overflade og det omkringstrømmende vand vil der opstå en friktion, hvilket vil få trækkende kræfter til at påvirke partiklens bevægelse i strømningen. Den resulterende trækkende kraft vil være størst i strømningens hovedretning, se figur 4.2. Der vil ligeledes opstå en friktion mellem bunden og den del af partiklens overflade, der er i kontakt med bunden grundet partiklens tyngde. Denne friktion vil typisk resultere i en bremsende effekt af partiklen, således at der virker modsatrettede kræfter på partiklen i forhold til strømningens hovedretning. På grund af trykforskelle på hver side af partiklen vil der opstå kræfter med en trykkende virkning på den side af partiklen, hvor trykket er størst. Da vand vil strømme fra områder med højere tryk til områder med lavere tryk, vil disse kræfter virke på bagsiden af partiklen, altså i samme retning som de trækkende



Figur 4.2

Principskitse over kraftpåvirkningerne af en partikel der bevæger sig i en strømning lige over bassinbunden.

F_D : Trækkkræfter (drag)
 F_T : Trykkkræfter
 F_G : Tyngdekraft
 F_N : Normalkraft fra bunden
 F_F : Friktionskræfter ved bunden



Figur 4.3

Strømningsrenden der er anvendt til forsøget.

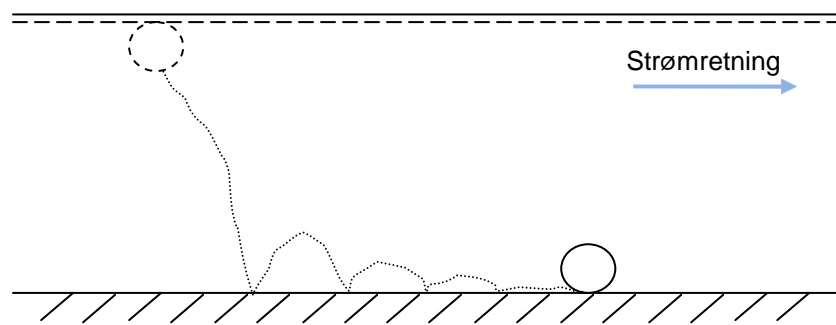
kræfter. Partiklen vil endvidere også påvirkes af den nedadrettede tyngdekraft.

4.1.1 Partikelforsøg i strømningsrende

De beskrevne påvirkninger er gennem forsøg i en 2 meter bred strømningsrende med en vanddybde på 35cm og konstant flow undersøgt nærmere. Strømningsrenden, der er anvendt til forsøget, er vist på figur 4.3. Forsøget er udført med kunstige partikler af en diameter på henholdsvis 7cm og 4cm med en densitet svarende til en flodhestefækalie på 1.030kg/m^3 . Endvidere er der udført forsøg med partikler af 4cm med en densitet på 1.003kg/m^3 ca. svarende til vandets densitet. Partiklerne er fremstillet ved at fylde plastikbolde med saltvand af forskellige koncentrationer, hvorigennem de ønskede partikeldensiteter er opnået.

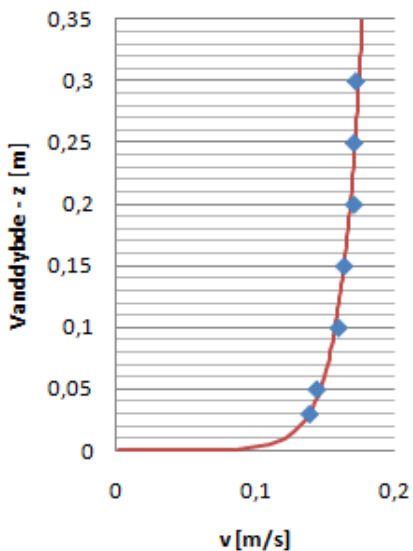
Figur 4.4

Bevægelse af en partikel i vand med en densitet på 1.030kg/m^3 .



Alle partikler slippes i vandoverfladen, hvorefter de tunge partikler med en densitet større end vand bevæger sig imod bunden, grundet tyngdekraften der virker på dem. Ved bunden hopper partiklerne 3-5 gange op og ned i en fremadrettet bevægelse i strømretningen som en gummibold grundet deres forholdsvis lave densitet i forhold til f.eks. sand, som har en densitet på omkring 2.600kg/m^3 . Den hoppende effekt dæmpes efterhånden, som partiklerne rammer bunden flere og flere gange, hvorefter de giver sig til at rulle langs med bunden, som illustreret på figur 4.4 og vist på figur 4.1.

Strømningshastigheden i forsøgsrenden er målt gennem propelmålinger i et vertikalt snit, hvortil der er tilpasset et logaritmisk hastighedsprofil. Resultatet heraf kan ses af figur 4.5.



Figur 4.5

Hastighedsprofil i forsøgsrenden målt med propel og logaritmisk profil.

- ◆ Propelmåling
- Logaritmisk model

Partiklernes hastighed

Partiklernes bevægelsehastighed er i forsøget målt, som den hastighed partiklerne bevæger sig med i strømningens retning, og resultatet heraf ses af tabel 4.6, hvor partiklernes middelhastig og spredning er angivet.

Sammenholdes bevægelsehastigheden for de to typer af partikler med en densitet på 1.030kg/m^3 med strømningshastigheden i en afstand over bunden svarende til partiklernes tyngde, dvs. hhv. 2cm og 3,5cm over bunden, er disse strømningshastigheder fundet ud fra det logaritmiske hastighedsprofil til $0,13\text{m/s}$ og $0,14\text{m/s}$. Det ses således, at partiklerne bevæger sig langs bunden langsommere end vandhastigheden i partiklernes tyngdepunkt.

En umiddelbar forklaring på partiklernes langsommere bevægelsehastighed må være, at den bagudrettede friktion, der opstår mellem partiklerne og bunden har en signifikant betydning for partiklernes bevægelse, og at partiklerne således bremses ved kontakt med bunden.

Partiklerne med en densitet svarende til vandets densitet på ca. 1.000kg/m^3 slippes ligeledes i vandets overflade. Partiklerne bevæger sig langsommere end de tunge partikler og styrer ikke direkte imod bunden. De svæver mere og følger vandet. Hvis de når bunden hopper de ikke som de tunge partikler. I stedet glider de nogle få centimeter hen over bunden, imens deres fart ved kontakt med bunden kraftigt bremses. Efter denne bratte opbremsning ruller nogle af partiklerne en omgang eller to på bunden for herefter igen at stige op i vandet, imens andre med det samme uden at rulle stiger op i vandet og følger strømningerne her. Selvom partiklerne der har en densitet nogenlunde svarende til vandet og følger strømningerne i vandet, bevæger disse densitetsneutrale partikler sig alligevel langsommere end de tunge partikler. Dette må hovedsageligt skyldes de bratte opbremsninger, der sker af partiklerne, så snart de kommer i kontakt med bunden, grundet den mindre mængde inertie de densitetsneutrale partikler har. Desuden bevæger de densitetsneutrale partikler sig mere rundt i strømningen, både i dybden og i rendens bredde, hvilket bevirker, at deres bevægelsesbane bliver længere. Dette resulterer i, at de tunge partikler overhaler de neutrale, da de tunge partikler bevæger sig den lige vej langs med bunden, og deres bane derved er kortere.

7 cm partikel, 1.030kg/m^3	
Middelhastighed [m/s]	0,1
Spredning [m/s]	0,008
4 cm partikel, 1.030kg/m^3	
Middelhastighed [m/s]	0,08
Spredning [m/s]	0,006
4 cm partikel, 1.003kg/m^3	
Middelhastighed [m/s]	0,06
Spredning [m/s]	0,004

Tabel 4.6

Målte partikelbevægelsehastigheder i strømningens retning i forsøget.

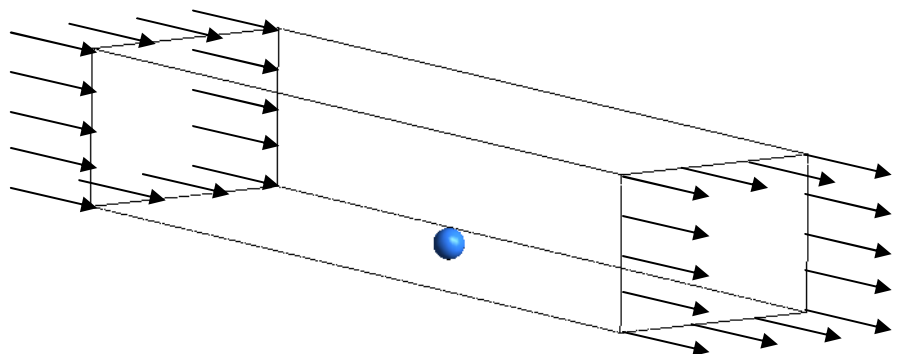
4.1.2 Stillestående partikel i CFX-model

For at undersøge nærmere hvorledes de tidligere omtalte kræfter påvirker partiklerne, når de bevæger sig hen over bunden i en trillende bevægelse, er der i CFX modelleret en stillestående partikel i den tidligere beskrevne forsøgsrende. Dette er foretaget for at kunne beskrive, hvorledes kræfternes størrelse varierer hen over partiklens overflade. Partiklernes størrelse gør, at de i dybden går ned igennem hele grænselagsstrømningen mellem bunden og vandet. En detaljeret beskrivelse og forståelse af de påvirkninger, der sker her på partiklerne, er derfor vigtig for partikelmodellering af partikler med en densitet, der bevirker, at de i størstedelen af tiden bevæger sig hen over bunden lige netop i grænselagsstrømningen.

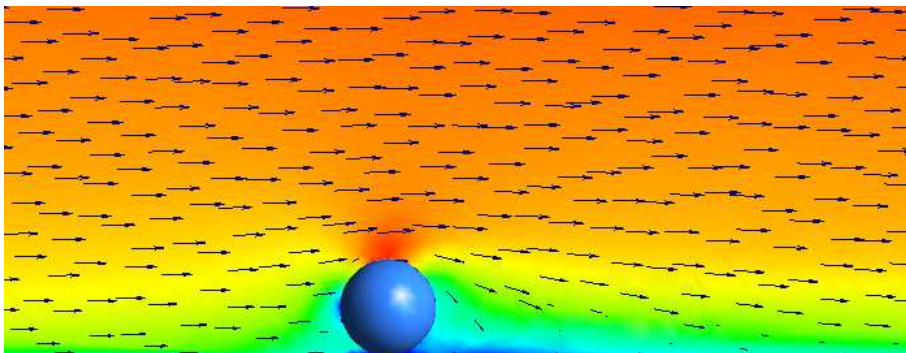
Den tænkte situation med en stillestående partikel udarbejdes i et modelleringsmæssigt øjemed som en rund kugle, der lige akkurat har kontakt til den definerede bund i modellen. Denne kugle defineres således ikke som en partikel i modellen, og selve partikelmodellen er i dette tænkte eksempel ikke koblet på strømningsmodellen. Resultatet af modellen med den stillestående partikel bliver således en bestemmelse af kræfternes variation over den definerede kugles overflade, som virker i det øjeblik, hvor partiklen slippes fri på bunden og ikke er kommet i bevægelse endnu. I modellen er der på indløbsranden defineret det tilnærmede logaritmiske hastighedsprofil ud fra de målte hastigheder med propel, se figur 4.5, mens udløbsranden modelleres som en trykrand. Kuglen, der undersøges, har en diameter på 7cm, vis overflade modelleres som hydraulisk glat. Det samme gør sig gældende for rendens bund, mens rendens sider og top modelleres som friktionsfrie overflader. Principskitse for modellen er illustreret på figur 4.7

Figur 4.7

Model opbygning for stillestående partikel i rende.



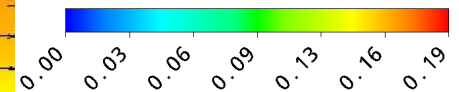
Rendens længde i modellen er 2m, bredden er 0,5m, imens højden er 0,35m. Disse dimensioner er valgt, da det vurderes, at modellens rande således ikke har betydning for modelresultatet omkring partiklen i modellen.



Figur 4.8

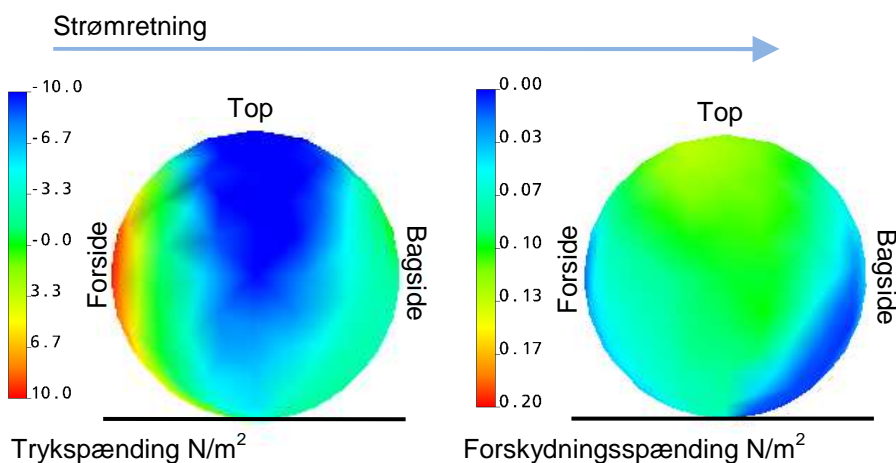
Modelresultat vist i et vertikalt plan midt i renden.

Hastighed m/s



På figur 4.8 er modelresultatet vist om et nærbillede omkring partiklen ved vektorer og strømningshastigheder i et vertikalt plan midt i renden og dermed midt igennem partiklen. Som det ses af figuren, resulterer partiklens tilstedeværelse i modellen i, at vandet, når det forcerer partiklen, bremses op på partiklens forside. Dette resulterer i højere hastigheder omkring partiklens top, og der dannes en kontraktionszone og slipstrøm på partiklens bagside.

På figur 4.9 er vist, hvorledes tryk- og forskydningspændinger fordeler sig over partiklens overflade. Trykspændingerne virker vinkelret på kuglens overflade, mens forskydningspændingerne virker parallelt på kuglens overflade. Som det ses, resulterer strømmingen omkring partiklen i, at der opbygges et positivt tryk på partiklens forside, hvor vandet rammer partiklen. Dette tryk bliver negativt på partiklens top og er et resultat af den acceleration, der sker i strømmingen, når vandet passerer ovenom og udenom partiklen. På partiklens bagside er trykket overordnet set neutralt.

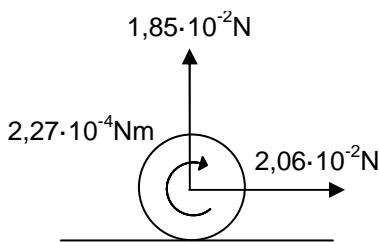


Figur 4.9

Tryk og forskydningspændingsfordeling på partiklens overflade.

Hastighedsvariationen over partiklens overflade kommer til udtryk i de viskose kræfter, som virker på partiklens overflade i form af forskydningspændinger. Her ses det, at forskydningspændingerne på partiklens for- og bagside stor set er nul, mens forskydningspændingerne er størst ved partiklens top, hvor de højeste hastigheder også optræder.

Ved at integrere samtlige trykkræfter og viskose forskydningskræfter op over hele partiklens overflade, kan de resulterende kræfter, som strømningen påvirker partiklen med, beregnes. Dette giver en resulterende kraft i strømretningen på $2,06 \cdot 10^{-2} \text{N}$, og en opadrettet kraft på $1,85 \cdot 10^{-2} \text{N}$. Grundet partiklens symmetri er den horisontale resulterende kraft på tværs af strømningen 0N . Da kræfterne, som virker på partiklen, ikke er symmetriske, vil strømningen omkring partiklen også give et resulterende moment på partiklen. Dette resulterende moment er beregnet til $7,27 \cdot 10^{-4} \text{Nm}$. Strømningens resulterende kræfter og moment på partiklen er illustreret på figur 4.10.



Figur 4.10

Strømningens resulterende kræfter og moment på partiklen.

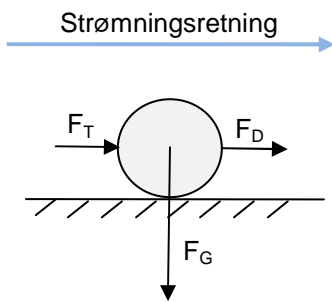
I modellen bevæger partiklen sig som beskrevet ikke, og den modellerede situation gengiver således kun de påvirkninger, som strømningen påvirker partiklen med i det øjebliksbillede, hvor partiklen begynder at bevæge sig. Resultatet viser således, at partiklen vil rotere om sin egen akse, hvis den har en densitet lig det omkringstrømmende vand, og vil bevæge sig skråt opad i strømningsretningen.

I forsøget i strømningsrenden er det dog, som tidligere nævnt, observeret, at partiklerne ruller langs bunden af renden. Dette skyldes naturligvis densiteten på 1.030kg/m^3 , som partiklerne har i forsøget. Beregnes den resulterende vertikale kraft på partiklen, som er forårsaget af den nedadrettede tyngdekraft og den opadrettede opdrift på partiklen, kan denne kraft bestemmes til en nedadrettet kraft på $5,52 \cdot 10^{-2} \text{N}$. Sammenholdes dette med den i modellen estimerede opadrettede kraft, som strømningen påvirker partiklen med, ses det, at partiklen vil blive ved bunden. Der er således en god overensstemmelse mellem modelresultatet og de faktiske observationer foretaget ved forsøget. Omvendt kan den opadrettede kraft også forklare, hvorfor de densitetsneutrale partikler kun bliver ved bunden ganske kort tid af gangen.

I den undersøgte situation er partiklen stationær, og det er dette, der gør det modelteknisk muligt at estimere de resulterende kræfter og

moment på partiklen i denne stillestående situation. I den virkelige situation resulterer strømningens påvirkning i, at partiklen bevæger sig med strømmen. I denne situation med bevægelse er det naturligvis klart, at de modellerede påvirkninger, som strømningen påvirker partiklen med, ikke er repræsentative. Når partiklen bevæger sig har rotationen og selve bevægelsen også betydning for strømningens påvirkning af partiklens overflade. Ligeledes skal partiklens densitet og friktion med bunden også medtages i modellen for at gengive partiklens bevægelse korrekt.

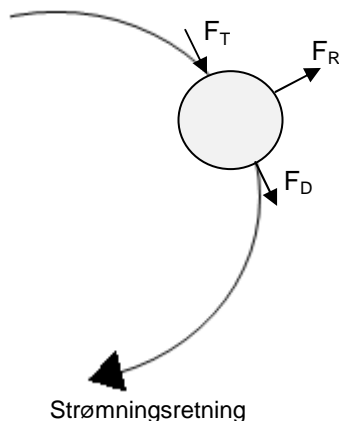
Ønskes det at bestemme strømningens påvirkning i denne tilstand, kompliceres situationen modelteknisk så betydeligt, at det ikke er realistisk at modellere strømningens påvirkning af partiklen på et så detaljeret niveau, som det her er gjort. Dette er sandsynligvis også grunden til, at partikelmodellen i ANSYS CFX tilgår problemstillingen lidt mere forsimplet, som det er beskrevet i det følgende afsnit.



Figur 4.11

Kræfter der virker på en partikel i et snit i dybden ifølge partikelmodellen i CFX.

F_D : Dragkraft (resulterende træk)
 F_T : Trykkraft (resulterende)
 F_G : Tyngdekraft



Figur 4.12

Kræfter der virker på en partikel set fra oven ifølge partikelmodellen i CFX, når der optræder roterende strømninger.

F_D : Dragkraft (resulterende træk)
 F_T : Trykkraft (resulterende)
 F_R : Rotationskraft

4.1.3 Partikelmodel i CFX

Selve partikelmodellen i CFX er en tilkobling af partikler på strømningssmodellen, hvor partiklerne spores igennem strømningssfeltet fra deres startposition, indtil de forlader strømningssdomænet eller til et begrænsende kriterium nås. Hermed opfattes partikelfasen som et antal individuelle partikler i modellen, der har forskellige partikelbaner alt efter startposition, flow, materialespecifikationer, turbulent dispersion mm. Springen sker ved løsningen af et sæt differentialeligninger i forhold til tiden for hver partikel, hvor der er ligninger for partiklens position samt hastighed.

Partiklernes position bestemmes ved en fremadrettet Euler-integration af partiklernes hastighed over tidsskridtet, δt .

$$\vec{x}^n = \vec{x}^g + \vec{v}_p \cdot \delta t,$$

hvor \vec{x}^n betegner partiklens nye positionsvektor, \vec{x}^g betegner partiklens gamle positionsvektor og \vec{v}_p betegner partiklens hastighedsvektor. Da positionen bestemmes ved fremadrettet integration, antages partiklens hastighed bestemt ved tidsskridtets begyndelse at gælde over hele tidsskridtet.

Partiklens hastighed bestemmes ud fra en analytisk løsning til følgende bevægelsesligning:

$$m_p \frac{d\vec{v}_p}{dt} = \vec{F}_D + \vec{F}_G + \vec{F}_R + \vec{F}_{VM} + \vec{F}_T,$$

hvor m_p betegner partiklens masse, \vec{v}_p betegner partiklens hastighedsvektor og t betegner tiden. Kræfterne på højre side betegner følgende, se figur 4.11 og figur 4.12:

F_D , Dragkraft (træk)

Kraft der virker på partiklen grundet det omkringliggende vands bevægelse, hvilket betyder at der opstår en friktion i grænsefladen mellem partiklens overflade og vandet.

F_G , Tyngdekraft

Massekraft der virker på partiklen grundet tyngde.

F_R , Rotationskraft

Kraft der virker på partiklen grundet centripetalkræfter.

F_{VM}, Virtuelle massekraft

Kraft der accelererer den virtuelle masse af væsken, der bliver fortrængt af partiklen. Denne kraft har stor betydning, når den fortrængte væske antager en større masse end partiklens, f.eks. ved bevægelse af bobler.

F_T, Trykkraft

Kraft der virker ved lokale trykgradienter over partiklen, der forekommer i det omkringliggende vand, som skyldes accelerationer i vandet. Denne kraft har stor betydning, når vandets densitet er større end eller sammenlignelig med partiklens densitet.

Kræfterne, der virker på partiklen, bevirker en acceleration af partiklen, der medfører en forskel i hastigheden mellem partiklen og vandet. Hver kraft på højre side af bevægelsesligningen bestemmes ved et lineariseret udtryk ud fra partiklens hastighed:

$$\vec{F} = \vec{R} + C_{lin} \cdot \vec{v}_p ,$$

hvor vektoren R, og lineariseringskonstanten, C_{lin}, findes for hver kraft ud fra forskellige ligninger, hvori parametre som tværsnitsareal, densiteter, hastigheder, masser, tyngdeacceleration, dragkoefficient mm. indgår alt afhængig af, hvilken kraft der skal bestemmes. For en mere detaljeret beskrivelse henvises til (ANSYS, 2006).

I partikelmodellen er partiklernes geometriske udbredelse ikke indarbejdet. Alle kræfter, der virker på partiklerne i modellen, virker i ét punkt i partiklernes centrum, dvs. modellen arbejder med den resulterende kraft, som den påfører i partiklens centrum. Partikelmodellen kobles på strømningsmodellen ved at angive, at det ønskes at spore partikler ned igennem strømningsfeltet. Herved påføres partiklerne automatisk dragkraften, som blandt andet bestemmes ud fra dragkoefficienten. Det er i modellen valgt at anvende Schiller Naumann Drag Model til bestemmelsen af dragkoefficienten, som er en kompleks funktion af Reynolds tal bestemt eksperimentelt for sfæriske partikler.

Hvis der opstår en roterende strømning i modellen, som partiklerne påvirkes af, påføres partiklerne også automatisk rotationskraften.

Tyngdekraften kobles på partiklerne ved at definere opdriften i modellen. Denne defineres som en nedadrettede kraft i z-retningen.

Generelle forudsætninger
Turbulent dispersion
Kraftpåvirkning
Dragkraft (træk)
Rotationskraft
Tyngdekraft
Trykkraft

Tabel 4.13

Generelle forudsætninger for partikelmodellen vedr. turbulent dispersion samt kraftpåvirkning. Disse forudsætninger gælder for alle opstillede partikelmodeller i denne rapport.

Trykkraften kobles på partiklerne, hvorimod der ses bort fra den virtuelle massekraft, da densiteten af vand ikke er nævneværdigt større end densiteten af de partikler, der ses på i denne forbindelse.

Der modelleres også med turbulent partikeldispersion i partikelmodellen, da strømmingen i alle eksempler gennem denne rapport er turbulent. Dette betyder, at to partikler af samme densitet og størrelse med samme startposition ikke nødvendigvis følger den samme partikelbane gennem strømningsfeltet, grundet den tilfældige fluktuation i strømmingen.

Den ovenfor beskrevne antagelse om kraftpåvirkning af partiklerne og dispersion er generel og gældende for alle opstillede partikelmodeller i denne rapport, jf. tabel 4.13.

4.1.4 Partikelmodel i strømningsrende

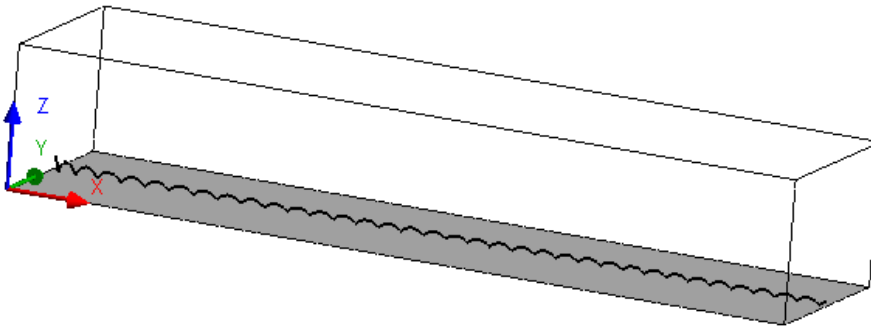
Partikelforsøget udført i den lange rende er modelleret i en opsætning af en strømningsmodel, hvortil en partikelmodel er tilkoblet i modelleringsværktøjet ANSYS CFX. For en nærmere beskrivelse af den generelle partikelmodel i CFX henvises der til afsnit: 4.1.3 'Partikelmodel i CFX'.

Beregningsforudsætninger

Strømningsmodellen modelleres som en turbulent stationær strømning, hvor de turbulente fluktuationer beskrives via k-ε modellen. På indløbsranden kobles det tilnærmede logaritmiske hastighedsprofil fundet ud fra propelmålinger i renden, se figur 4.5. Bunden angives som hydraulisk glat, imens siderne samt toppen regnes som friktionsfrie. Der defineres to størrelser af partikler med samme densitet på 1.030kg/m^3 med en diameter på henholdsvis 7cm og 4cm. Partiklerne introduceres i modellen lige over bunden. De beskrevne generelle forudsætninger som vist i tabel 4.13 er gældende.

Validering af partikelmodel

Partikelmodellen i CFX medregner de i afsnit: 4.1.3 'Partikelmodel i CFX' beskrevne kræfter, når partiklernes hastighed samt position skal bestemmes. Sammenholdes dette med den indledningsvist beskrevne kraftpåvirkning af en partikel, der bevæger sig lige over bunden i en strømning, ses det, at modellen ikke tager højde for, at partiklen påvirkes af de friktionskræfter, der optræder mellem bunden og partiklen. Det er derfor forventeligt, at partiklerne i modellen antager større hastigheder, end det reelt er tilfældet i virkeligheden.



Figur 4.14

Bevægelse af en partikel med en densitet på 1.030kg/m^3 og en diameter på 7cm i CFX.

Af figur 4.14 ses det, hvorledes partiklerne bevæger sig i modellen, hvoraf det fremgår, at de fortsætter med at hoppe langs med bunden ned igennem renden, i stedet for at den hoppende effekt aftager, hvorefter partiklerne begynder at trille langs med bunden, som det kunne observeres i forsøgsrenden.

Det der beskriver, hvorledes partikler påvirkes ved at ramme bunden, eller en hvilken som helst anden flade i modellen er den parallelle samt vinkelrette restitutionskoefficient. Ved en værdi på 1 beskrives sammenstødet med bunden som elastisk, imens en værdi på 0 beskriver sammenstødet som uelastisk. Den parallelle koefficient sættes oftest til 1, hvilket også er tilfældet her, og betyder, at partiklerne stødes op fra bunden i samme vinkel, som de rammer bunden i. Den vinkelrette koefficient afhænger af, hvilket materiale partiklerne består af, og hvor nemt partiklerne hopper af fladen igen. En værdi på 1 beskriver således partikler, der nemt hopper af en flade, hvilket det er observeret at en flodhestefækalie gør. En værdi på 0 beskriver omvendt partikler, der klæber til fladen. Grundet de observationer der er gjort i København Zoo vedrørende de store flodhestepartiklers hoppende effekt, sættes den vinkelrette restitutionskoefficient således til 1.

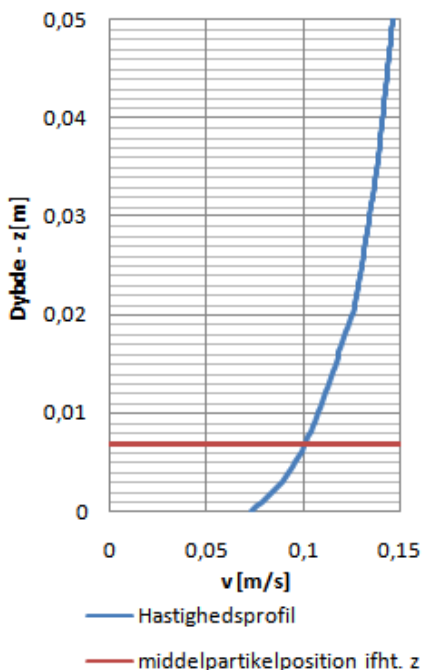
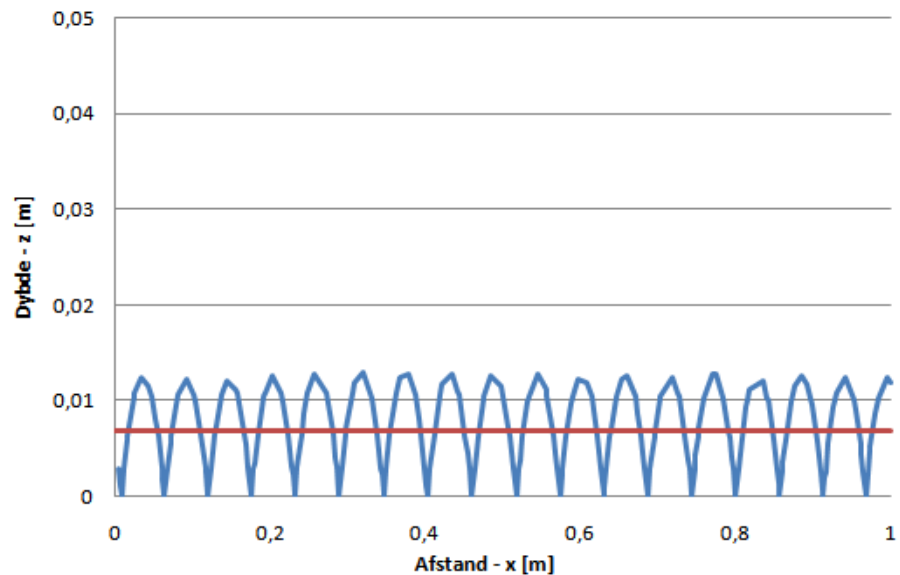
Det kan synes nærliggende at sætte den vinkelrette restitutionskoefficient ned, således at partiklerne i modellen klæber sig mere til bunden, så en mere parallel bevægelse langs bunden opnås.

Denne løsning er dog ifølge (ANSYS, 2006) ikke mulig, da det heri direkte er beskrevet, at en angivelse af lave værdier for den vinkelrette restitutionskoefficient ikke er en gyldig måde at simulere partikler, der glider langs en flade. Af (ANSYS, 2006) fremgår det desuden, at partikkelmodellen i CFX på nuværende tidspunkt ikke er i stand til at modellere denne type for glidende eller trillende bevægelse langs en flade. Der fastholdes derfor en vinkelret restitutionskoefficient på 1.

Figur 4.15

Positionen over bunden af en modelleret partikel i CFX med en densitet på 1.030kg/m^3 samt en diameter på 7cm.

— Partikelposition
— Middel



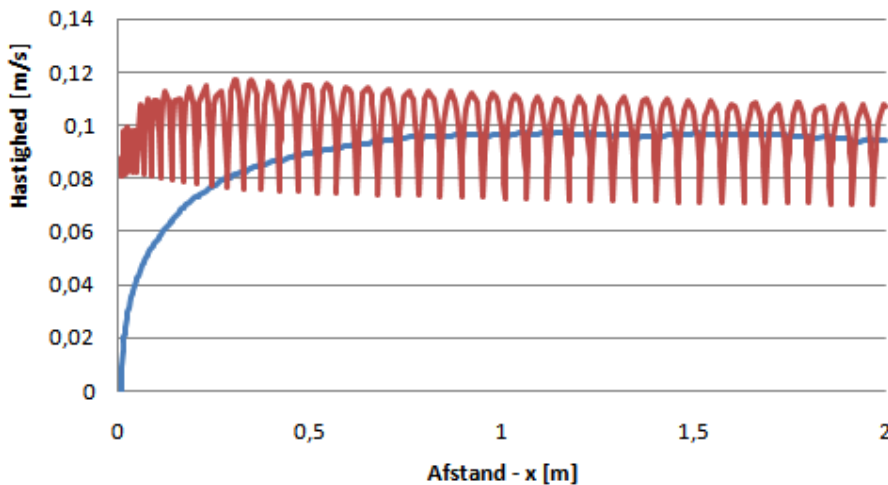
Figur 4.16

Partiklerne påvirkes ifølge partikkelmodellen i CFX i gennemsnit af en strømhastighed på $0,1\text{m/s}$ 7mm over bunden.

Hvor højt, partiklerne hopper ved angivelse af de beskrevne restitutionskoefficienter, ses af figur 4.15, hvor det fremgår, at centrum af de største modellerede partikler med en diameter på 7cm bevæger sig op i en gennemsnitlig højde på 7mm over bunden. Hermed befinder næsten halvdelen af partiklernes reelle volumen sig under bunden i modellen, hvilket virker urealistisk. I modellen kan dette imidlertid lade sig gøre, da modellen som beskrevet modellerer partiklernes position som et punkt og ikke en 3-dimensionel sfære.

De strømhastigheder partiklerne påvirkes af 7mm over bunden er på $0,1\text{m/s}$, se figur 4.16, hvilket er en lavere hastighed, end den der er målt i partiklernes reelle centrum i forsøgsrenden, som er på $0,14\text{m/s}$ 3,5cm over bunden.

Ses der derimod på partiklernes modellerede hastighed kontra de målte i forsøgsrenden, fremgår det af figur 4.17 og tabel 4.18, at partiklerne i modellen når op på en gennemsnitlig hastighed på $0,098\text{m/s}$, hvilket stemmer udmærket overens den gennemsnitlige målte hastighed i forsøget på $0,1\text{m/s}$, jf. afsnit: 4.1.1 'Partikelforsøg i strømningsrende'. De målte og de modellerede hastigheder stemmer altså overens, hvilket ikke umiddelbart er forventeligt, da modellen



Figur 4.17

Modellerede partikelhastigheder samt strømhastigheder i strømretningen ned i gennem renden.

- Partikelhastighed i strømretningen
- Strømningshastighed i partikel punktet

ikke medregner den friktion, der sker mellem partiklerne og bunden. Som beskrevet ovenfor påvirkes partiklernes centrum ikke af så store strømhastigheder i modellen som i virkeligheden, da partiklernes centrum har lavere placeringer over bunden. Dermed kompenseres der indirekte for, at modellen ikke medregner friktionen mellem partiklerne og bunden. Til trods for at den virkelige fysiske bevægelse af partiklerne ikke gengives helt korrekt i modellen, bestemmes en hastighed af partiklerne i modellen, der svarer fint til den målte.

For de mindre partikler på 4cm er der som nævnt også fundet modellerede partikelhastigheder. Deres gennemsnitlige afstand fra bunden når blot op på 5mm. Sammenlignes den modellerede partikelhastighed, som er på 0,085m/s, med den i forsøget målte middelhastighed på 0,08m/s stemmer disse også godt overens, se tabel 4.18.

Hvorvidt, det i andre sammenhænge, end det modellerede partikelforsøg i den lange rende, er tilfældet, at de modellerede partikelhastigheder vil stemme så godt overens med de målte til trods for, at modellen ikke medregner friktionen mellem bunden og partiklerne, er det svært at svare entydigt på. Det kan blot konstateres, at partiklernes centrum placeres længere nede i grænselagsstrømningen, end det reelt er tilfældet, og at dette bevirker at partikelhastigheden i modellen stemmer godt overens med den forsøgsmæssige bestemte hastighed. Det kan nok ikke generelt antages, at den lavere hastighedspåvirkning altid er størrelsesmæssigt identisk med den fejl, modellen begår ved ikke at beregne friktionen mellem partiklerne og bunden, men som modellen og forsøgsresultaterne bevidner, tyder det på, at der er en udmærket sammenhæng.

7 cm partikel, 1.030kg/m ³	
Målt hastighed [m/s]	0,1
Modelleret hastighed [m/s]	0,098
4 cm partikel, 1.030kg/m ³	
Målt hastighed [m/s]	0,08
Modelleret hastighed [m/s]	0,085

Tabel 4.18

Målte og modellerede partikelbevægelseshastigheder i strømretningen.

En vigtig pointe ved modellering af partikler, der bevæger sig lige over bunden, er således at bestemme strømningerne og hermed strømhastighederne nær bunden med stor nøjagtig, da partikler der befinder sig ved bunden påvirkes af strømhastigheder meget nær bunden.

Hvis partiklernes modellerede hastigheder ikke stemmer godt overens med de, der eventuelt kan måles i den virkelige verden, anbefales det ikke at justere partikelmodellen ved at ændre på restitutionskoefficienten, som tidligere beskrevet, da (ANSYS, 2006) direkte beskriver, at der begås en fejl ved denne handling. En mulighed for at opnå en bedre overensstemmelse mellem målte og modellerede partikelhastigheder kan være at ændre på dragkoefficienten, der indgår i bestemmelsen af dragkraften på partiklen.

Ud fra partikelforsøget i strømningsrenden og gengivelsen af dette med CFX's partikelmodel er det fundet, at modellering af partikler, der bevæger sig nær en overflade i CFX-modellen, ikke helt sker efter den fysiske sammenhæng, der kan observeres ved forsøg. Dels beskriver modellen ikke friktionen, der opstår mellem partiklerne og bunden, og dels bevæger partiklerne i modellen tættere på bunden end det fysisk er muligt.

Disse to mindre fejl eller ukorrektheder ved modellen, ser dog ud til at neutralisere hinanden, hvorfor partikelmodellen overordnet set gengiver meget gode resultater sammenlignet med partikelforsøget. Partikelmodellen vurderes således overordnet set velegnet til at beskrive partikelbevægelsen for de partikler og de strømningsforhold, som er relevante i projektsammenhæng.

4.2 Partikelbevægelse i bassin

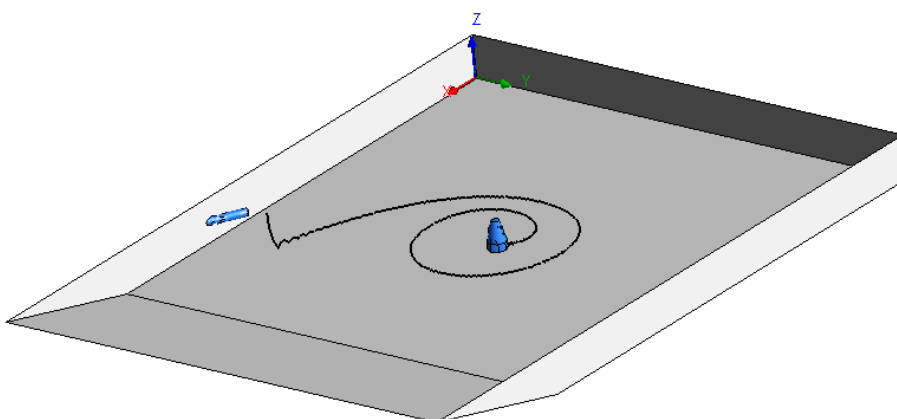
For yderligere at belyse sammenspillet mellem vandets strømning og partiklernes bevægelse, såvel forsøgmæssigt som modelmæssigt, er der foretaget partikelforsøg i et af de store bassiner på Aalborg Universitet. Dette bassin fungerer til dagligt som bølgebassin og har en overflade på ca. 100m² og et vandvolumen på ca. 67m³ og er vist på figur 4.19.



Figur 4.19

Det store bølgebassin, som danner rammen for partikelforsøget.

Med et bassin af denne størrelse og geometri er der mulighed for at skabe en roterende strømning, der er mere kompleks end den tidligere beskrevne simple strømning i renden. Som omtalt i afsnit: 3.1.1 'Bassinets strømninger' har der i designfasen af strømningerne i flodhestebassinet i København Zoo bl.a. været fokus på at få designet strømningerne, således at der optræder roterende spirallignende strømningsbevægelser, også tidligere omtalt som tekop-effekt. Tesen har således været, at partiklerne vil følge disse strømninger ind til spiralens centrum, hvor partiklerne hurtigt vil kunne forlade bassinet ved en udløbsplacering her, som vist på figur 4.20. Det følgende skal derfor belyse, om denne effekt opstår, når strømningerne designs for

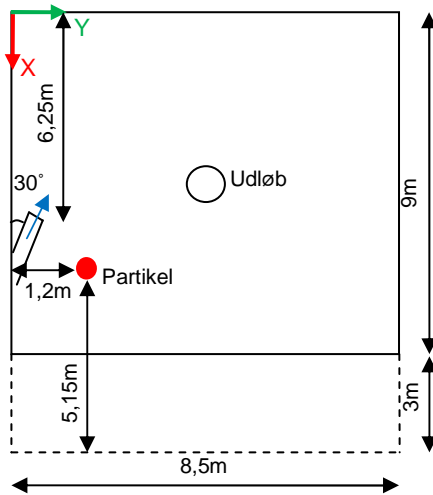


Figur 4.20

Principskitse over bassinet og forsøget.

at opnå dette. Desuden opsættes en partikelmodel for at validere, om det med de forudsætninger og antagelser, der gøres i partikelmodellen, som beskrevet i afsnit: 4.1 'Partikelbevægelse i rende', er muligt at opnå en tilfredsstillende beskrivelse af partiklernes bevægelse i forhold til, hvad der kan observeres i forsøgsbassinet.

4.2.1 Partikelforsøg i bassin



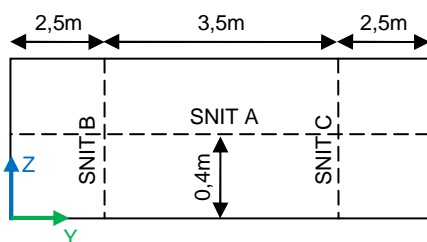
Figur 4.21

Principskitse af partikelforsøg i bassin.

Type	Densitet [kg/m ³]	Diameter [cm]
P1	1.030	7
P2	1.120	7
P3	1.030	4
P4	1.003	4

Tabel 4.22

Oversigt over typer af partikler, der udføres forsøg med i bassinet.



Figur 4.23

Snit, hvor der er foretaget hastighedsmålinger, i bassinet igennem pumpens centrum i $x = 4,5\text{m}$.

Forsøget med observation af partikelbevægelser i en roterende strømning udføres som beskrevet i et af bølgebassinerne på Aalborg Universitet. Bassinet måler $12 \times 8,5 \times 0,75\text{m}$, hvor den ene kant i bassinet er udført med anlæg af store sten med en gennemsnitlig diameter på 4cm, således at den fulde vanddybde kun strækker sig over et areal på $9 \times 8,5\text{m}$, som vist figur 4.20 og figur 4.21.

Midt i bassinet placeres en dykpumpe, der fungerer som udløb samt pumper vand op til indløbet, der er placeret 6,25m fra den lodrette endeflade i en vinkel på 30° ind i bassinet, se figur 4.21. Indløbet har en diameter på 9cm. Kunstige partikler af forskellige størrelser og densiteter, se tabel 4.22, slippes lige i vandoverfladen i det viste punkt på figur 4.21. Ved at følge partiklerne i vandet er det observeret, at alle partiklerne uanset størrelse og densitet bevæger sig i en roterende bane ind imod pumpen for til sidst at ramme denne. En tidsfordeling på, hvor lang tid det tager en partikeltype at bevæge sig fra startpositionen til udløbet (pumpen), er udarbejdet på baggrund af 60 tidsmålinger for hver partikeltype. Resultaterne af disse er præsenteret i afsnit: 4.2.3 'Partikelmodel i bassin'. Det tager den hurtigste partikel 30sek at bevæge sig fra injektionspunktet til udløbet, mens det tager ca. 10min for den langsomste.

I bassinet er der foruden partikelmålinger foretaget hastighedsmålinger med propel i bassinet tværs igennem pumpens centrum i et tværgående snit i 0,4m over bunden samt i to dybdegående snit 2,5m fra bassinkanterne, se figur 4.23. Resultater af disse er præsenteret i afsnit: 4.2.2 'Strømningsmodel for bassin'.

Da det i forsøgssammenhæng ikke direkte har været muligt at måle dykpumpens vandføring, er denne vandføring estimeret gennem en kalibrering af strømningsmodellen for bassinet, som beskrevet i det følgende. Indløbsvandføringen er herigennem estimeret til 16L/s. Umiddelbart er det forventeligt at dykpumpen kan levere en vandføring på 20 til 25L/s, men da rørføringen mellem pumpen og indløbet er foretaget gennem en brandslange, som snor sig en del,

vurderes den estimerede vandføring på 16L/s som meget sandsynlig. Sammenholdes dette med bassinets vandvolumen på 67m³, giver dette en hydraulisk opholdstid i bassinet på 70min.

4.2.2 Strømningsmodel for bassin

Det er i det følgende beskrevet, hvorledes den strømningsmodel, der skal danne baggrund for partikkelmodellen i bassinet, er opbygget.

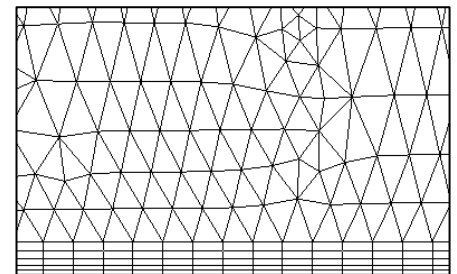
Beregningsforudsætninger

Geometrien er optegnet i modellen med de længdemål, som tidligere er beskrevet. Der beregnes på et tetraedeformet net med en gennemsnitlig sidelængde på 10cm. Som det tidligere er beskrevet, er det vigtigt at få beskrevet strømningerne ved bunden præcist, hvis det ønskes at koble partikler på strømningsmodellen. Derfor er beregningsnettet ved bunden udført som inflations, hvilket betyder, at nettet er udført som trekantformede prismer i smalle parallelle bånd, vis bredde øges med afstanden fra bassinbunden, se figur 4.24.

Strømningen beregnes som en turbulent stationær strømning. Der opstilles to forskellige turbulente strømningsmodeller, henholdsvis en k-ε model samt en Shear Stress Transport (SST) model for at afdække hvilken model, der bedst beskriver strømningerne i bassinet. For k-ε modellen er der således angivet en ruhed på bunden på 2mm samt en ruhed på den skrå bundflade på 40mm. For SST modellen, som ikke arbejder med ruheder, er den vandrette bund samt den skrå bundflade modelleret som hydrauliske glatte flader.

Hastighedskalibrering

Da det som beskrevet ikke direkte har været muligt at måle indløbsvandføringen, er denne vandføring modelmæssigt estimeret, ud fra de målte strømningshastigheder i de tre beskrevne snit: A, B og C i bassinet. Gennem en iterativ proces er det således modelmæssigt fundet, at strømningsmodellen ved den målte diameter for indløbet på 9cm samt en indløbsvandføring på 16L/s gengiver de målte strømningshastigheder i bassinet bedst. De målte og modellerede strømningshastigheder er præsenteret på figur 4.25 og figur 4.26.

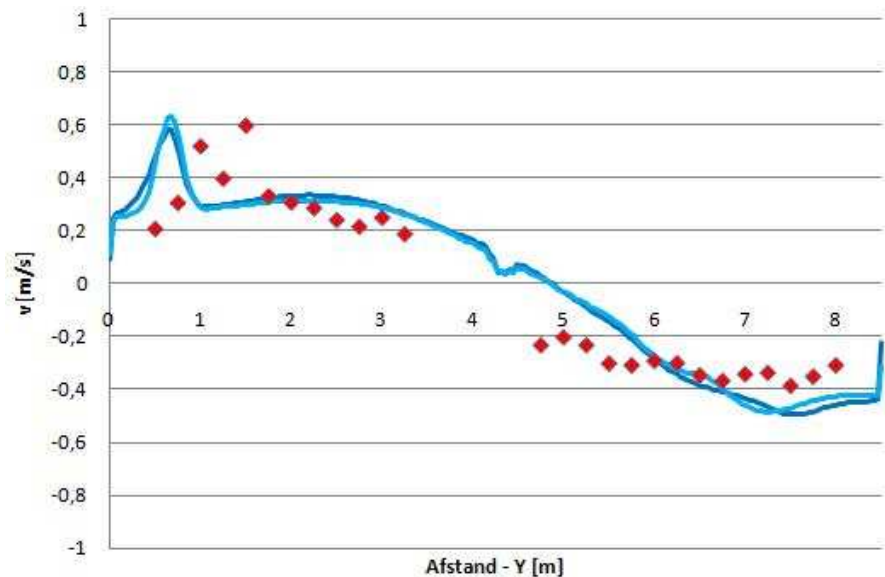
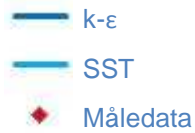


Figur 4.24

Beregningsnet med inflations ved bunden.

Figur 4.25

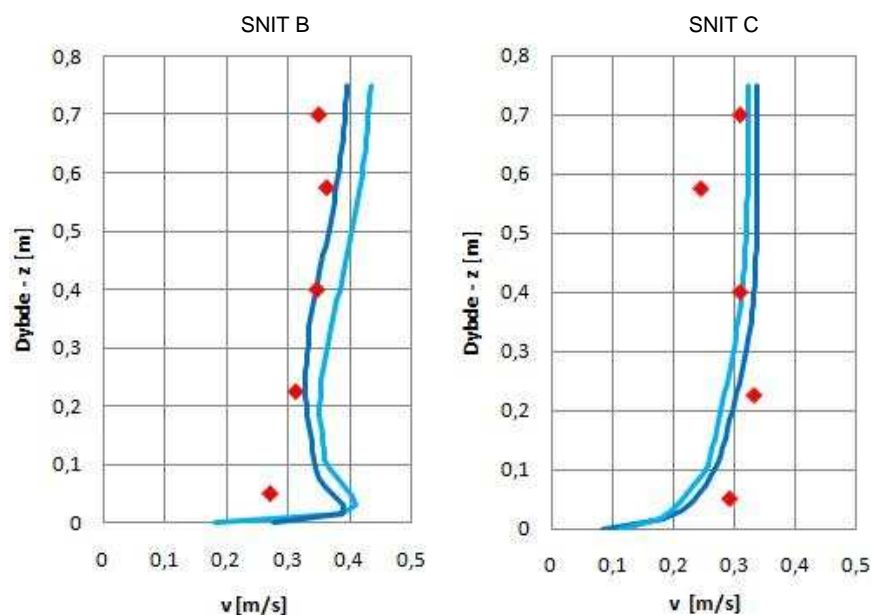
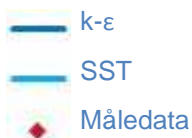
Hastighedskalibrering for bassinet i snit A. Hastigheden som funktion af afstanden i y-retningen.



Figur 4.26

Hastighedskalibrering for bassinet i snit B og C. Hastigheden som funktion af afstanden i z-retningen.

Signatur:



Forudsætninger
Beregningsnet
Tetraædeformet
10cm
Inflations ved bunden
Strømningstype
Turbulent
Turbulensmodel
K-ε
Ruhed
2mm bundflade
40mm skrån bundflade
Flow
16kg/s
Indløb
1 stk. Ø90
Udløb
1 stk. Ø350

Som det ses af figurerne, gengiver begge modeller overordnet set de målte strømningshastigheder i bassinet tilfredsstillende, selvom der er mindre afvigelser. Det ses endvidere også af de vertikale snit B og C i figur 4.26, at beregningsnettet med inflations ved bassinets bund sikrer realistiske hastigheder ved bassinbunden, og det vurderes således, at begge strømningsmodeller overordnet set er velegnede for den efterfølgende partikkelmodellering.

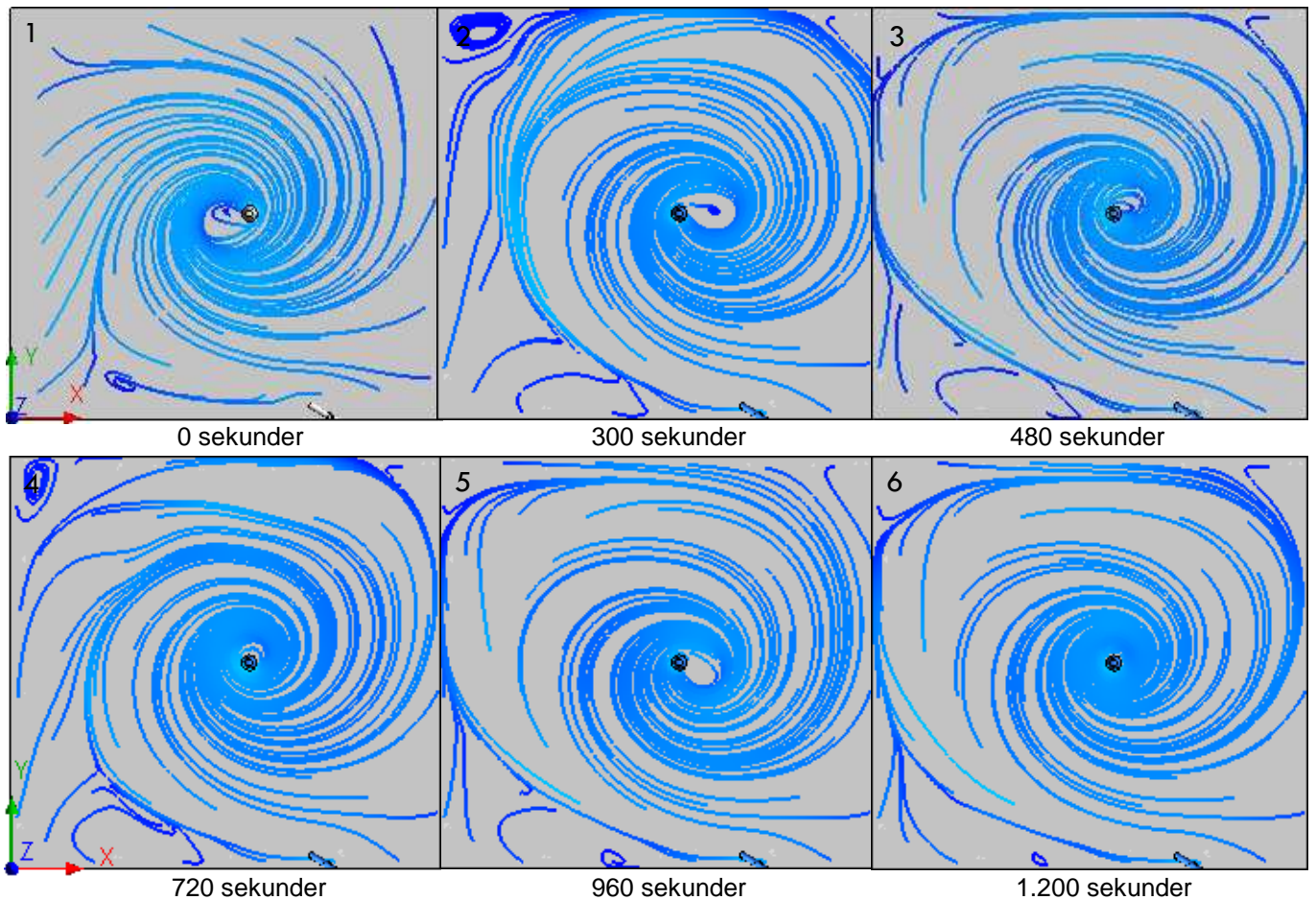
Det vælges dog at anvende en k-ε model til beskrivelse af de turbulente fluktuationer i strømningen, da simuleringstiden med denne turbulensmodel er kortere end simulering med SST modellen. Af tabel 4.27 ses hermed de endelige forudsætninger for strømningsmodellen i bassinet.

Tabel 4.27

Strømningsmodellforudsætninger for bassin.

Strømlinjer ved bunden

Ved modellering af partikelbevægelse langs med bunden er det, som tidligere beskrevet, væsentligt at få hastighederne beskrevet detaljeret her, så de kræfter, der bestemmer partiklernes hastigheder og position, bliver modeleret på et korrekt grundlag i modellen. Udover at få strømningshastighederne ved bunden detaljeret bestemt er det om end ikke mere vigtigt, at den overordnede hovedstrømning i bassinet bestemmes i overensstemmelse med de virkelige strømninger. Hastighederne nær bunden kan bestemmes nok så detaljeret, men uden effekt, hvis den overordnede strømning ikke er korrekt.



Figur 4.28

Af figur 4.28 billede 1 ses det, hvorledes strømlinjerne forløber lige over bunden i bassinet for den stationære løsning af strømningsmodellen. Det ses, at vandet strømmer rundt i en spirallignende bevægelse, hvilket også kunne observeres, at partiklerne gjorde det under selve forsøget. Altså vurderes det ud fra den stationære løsning, at hovedstrømmen er korrekt. Det ses dog, at spiralens centrum er forskudt i forhold til dykpumpen og dermed udløbet, hvilket også kunne observeres under forsøget. Dette centrum af spiralen bevægede sig under forsøget rundt, og var i nogle

Strømlinjer lige over bunden i bassinet for den stationære løsning samt til forskellige tider for den transiente løsning.

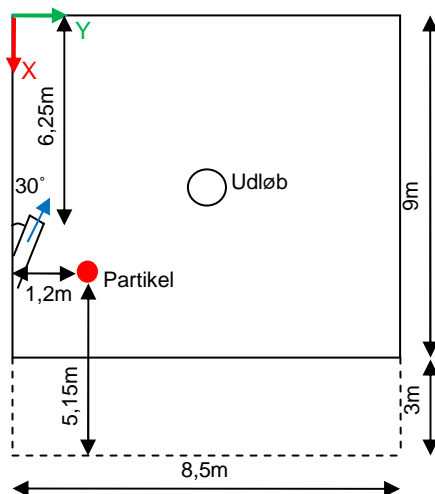
perioder lige over dykpumpen og i andre perioder lidt forskudt i forhold hertil.

De øvrige billeder 2-6 på figur 4.28 viser løsninger af en transient simulering med et beregningstidsskridt på 1sek af strømningsmodellen til forskellige tider. Det fremgår af de forskellige tider, at den spirallignende strømning netop har et centrum, vis placering varierer lidt i forhold til tiden, præcis som det kunne observeres under forsøget. Denne tidsmæssige variation i strømningen i bassinet gør således, at den bedste beskrivelse af strømningen sker ved en transient løsning af modellen. I andre sammenhænge end partikelmodellering vil en stationær beskrivelse kunne accepteres og give tilfredsstillende resultater. Hovedstrømmen må ifølge figur 4.28 også kunne betegnes som overordnet stationær, hvis der ses på de overordnede strømlinjer for den stationære løsning kontra den transiente. Den tidlige variation ligger blot i placeringen af spiralens centrum. Denne placering og variation er dog vigtig i partikelmodelleringssammenhæng, da partikler modeleret på det stationære strømningsbillede kan risikere at blive ført ind til spiralens centrum og ikke i udløbet, hvor forsøget viste at alle partiklerne blev ført hen. I den transiente løsning bliver partiklerne også ført til strømningsspiralens centrum, men da dette centrum i modellen flytter sig rundt omkring udløbet bliver partiklerne på mere realistisk vis til sidst ført til udløbet.

Type	Densitet [kg/m ³]	Diameter [cm]
P1	1.030	7
P2	1.120	7
P3	1.030	4
P4	1.003	4

Tabel 4.29

Oversigt over typer af partikler, der udføres forsøg med i bassinet.



Figur 4.30

Principskitse af partikelforsøg i bassin.

4.2.3 Partikelmodel i bassin

På baggrund af de beskrevne forhold vedrørende transiente samt stationære løsninger til strømningsmodellen vælges det at modellere partiklernes bane i bassinet på baggrund af den transiente strømningsløsning.

Beregningsforudsætninger

I modellen defineres der 4 typer af partikler; P1 med en diameter på 7cm og en densitet på 1.030kg/m³, P2 med en diameter på 7cm og en densitet på 1.120kg/m³, P3 med en diameter på 4cm og en densitet på 1.030kg/m³ samt P4 med en diameter på 4cm og en densitet på 1.003kg/m³, som angivet i tabel 4.29. Partiklerne introduceres i modellen i det angivne punkt på figur 4.30 i vandoverfladen. Der ledes en ny partikel ud i strømningen hvert sekund. Simuleringstiden vælges til 20min, da den langsomste partikel i forsøget tager 10min om at bevæge sig fra injektionspunktet ind til

udløbet. De generelle forudsætninger for partiklerne, jf. tabel 4.31, er ligeledes gældende i modellen.

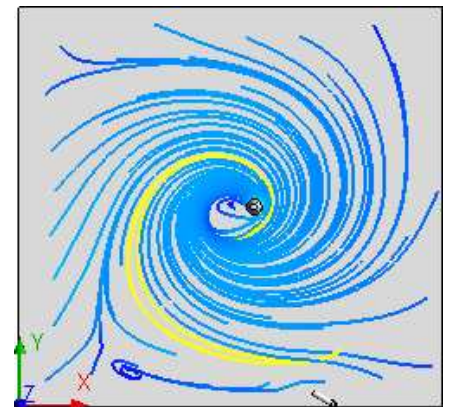
Validering af model

I partikelmodellen når alle partikler udløbet, som det ligeledes kunne observeres ved forsøget. Af figur 4.32 ses den stationære løsning af strømningsmodellen, hvor strømlinjerne lige over bunden sammenholdes med P1 partiklernes bevægelsesbaner. Grundet partikeldispersion er der en lille variation i partiklernes bevægelse, men det ses, at partiklerne overordnet følger strømlinjerne ind til spiralens centrum, som her er lidt forskudt i forhold til udløbet. Derfor er det, som tidligere beskrevet, den transiente løsning, der anvendes til bestemmelse af partiklernes tidsfordeling fra injektionspunkt til udløb. Partiklerne P2 og P3 der ligeledes bevæger sig hen over bunden følger også strømlinjerne i dette plan, imens partiklerne P4, der har stort set samme densitet som vand, følger strømlinjerne rundt i hele bassinet i forskellige XY-planer op og ned i dybden. Dette understreger blot vigtigheden af, at hovedstrømlinjerne ved bunden har retning imod udløbet, da bevægelsesretningen ved bunden af denne type af forholdsvis lette partikler afhænger meget af strømlinjerne her.

Generelle forudsætninger
Turbulent dispersion
Kraftpåvirkning
Dragkraft (træk)
Rotationskraft
Tyngdekraft
Trykkraft

Tabel 4.31

Generelle forudsætninger for partikelmodellen vedr. turbulent dispersion samt kraftpåvirkning.



Figur 4.32

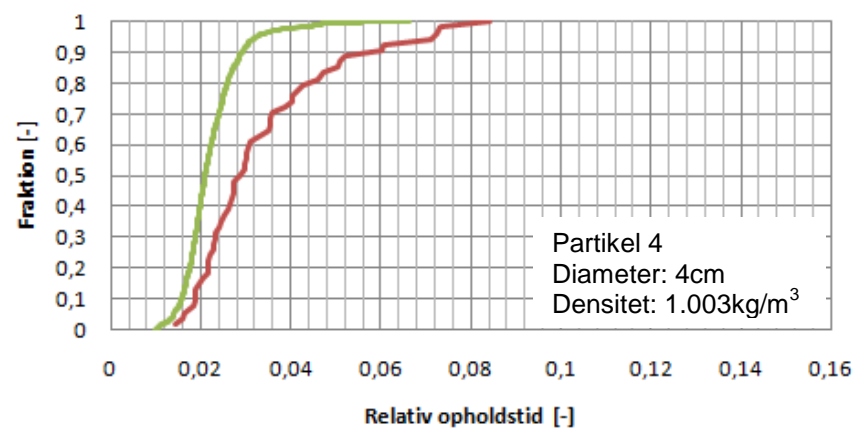
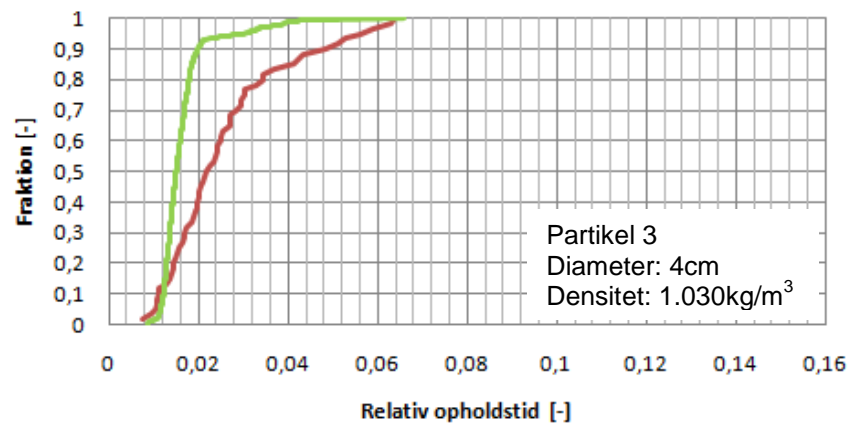
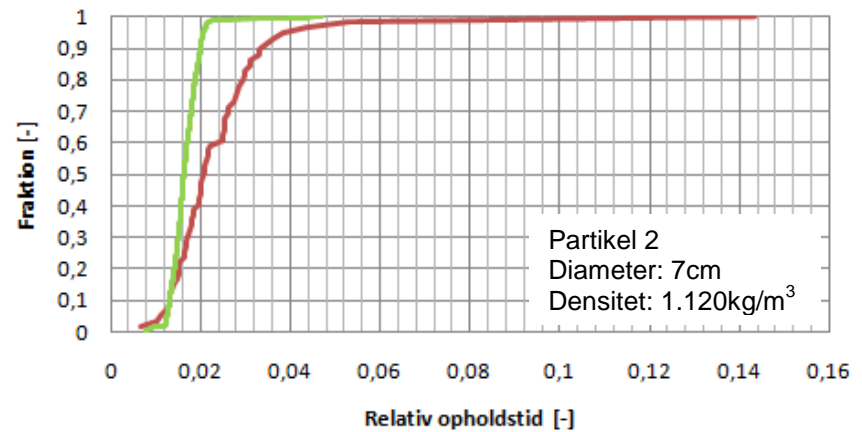
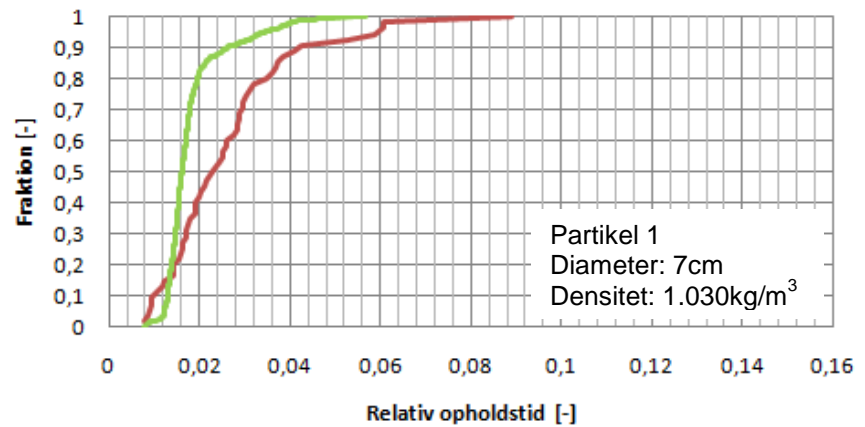
Partikelbaner for P1 (gule linjer) der følger strømlinjerne lige over bunden i bassinet.

Figur 4.33

Den relative tidsfordeling af partiklernes opholdstid i bassinet i forhold til vandets opholdstid.

Signatur:

- Måling
- Model



Af figur 4.33 ses de målte samt de modellerede tidsfordelinger for de fire partikeltypers relative opholdstid i forhold til vandets opholdstid i bassinet. Vandets opholdstid i bassinet er 70min, og det ses af alle

tidsfordelingerne, at partiklerne under forsøget når udløbet i løbet af 0,14 opholdstid, altså på under 10min.

Ses der for de målte resultater på 50%-fraktilen for de forskellige partikeltyper, jf. tabel 4.34, fremgår det at P1, P2 samt P3, der er lidt tungere end vand og bevæger sig langs med bunden, når udløbet før P4, som stort set har samme densitet som vandet. Endvidere ses det, at P3, der har samme densitet som P1, har en lidt lavere opholdstid i bassinet. Dette er også er forventet, da P3 har en mindre diameter end P1 og dermed en lavere masse, hvorfor rotationskraften på P3 er mindre. Da P2 har samme størrelse som P1 men en større densitet og dermed en større masse, kunne det umiddelbart forventes, at P2 har en længere opholdstid end P1, men der ses af tabel 4.34 det modsatte. Denne lavere opholdstid i bassinet må igen forklares ud fra rotationskraften (Raymond & Jewett, 2004):

$$F_R = m \cdot \omega^2 \cdot r,$$

som er beskrevet ud fra massen (m), vinkelhastigheden (ω) samt radius (r) på den cirkelbane partiklen bevæger sig i. Umiddelbart ud fra denne sammenhæng øges rotationskraften, når massen øges, men når massen øges, bevirker det også at friktionskraften øges (Raymond & Jewett, 2004):

$$F_F = F_N \cdot \mu_f = m \cdot g \cdot \mu_f,$$

som er beskrevet ud fra normalkraften (F_N), og dermed massen (m), samt friktionskoefficienten (μ_f). Det betyder, at partiklen bremses og hermed antager en lavere hastighed, hvilket har betydning for vinkelhastigheden (ω) (Raymond & Jewett, 2004):

$$v_p = \omega \cdot r,$$

som er beskrevet ud fra partikelhastigheden (v_p) samt radius (r) på den cirkelbane partiklen bevæger sig i. Hvis partiklen bremses og får en lavere bevægelseshastighed, betyder dette samtidig en lavere vinkelhastighed. Dette betyder igen, at rotationskraften, der påvirker partiklen, igen bliver lavere, selvom partiklens masse øges, hvorfor partiklen når hurtigere ind til udløbet og får en lavere opholdstid i bassinet.

Sammenholdes tidsfordelingerne for de målte samt de modellerede data ses det, at alle partikeltyperne i modellen har en lavere opholdstid, end ved forsøget. Tidsfordelingerne for de modellerede data er alle lidt stejle end fordelingerne for de målte data, og det er især for de partikler med de længste opsholdtider, at modellen afviger mest fra de målte data. Af tabel 4.34 ses 50%-fraktilen for

Partikel	50%-fraktil målt	50%-fraktil model	Afv. [%]
P1	0,023	0,016	0,7
P2	0,021	0,017	0,4
P3	0,022	0,015	0,7
P4	0,031	0,021	1

Tabel 4.34

50%-fraktiler ud fra de målte samt de modellerede tidsfordelinger for de fire partikeltyper.

tidsfordelingen af de forskellige partikler for de målte samt de modellerede data. Det ses, at forskellen mellem dem er under 1%, hvilket anses for at være en yderst acceptabel afvigelse. Ved 90%-fraktilen er forskellen dog ca. 4% for de største afvigelser, og det vurderes således, at der generelt er en rigtig god overensstemmelse mellem de målte samt de modellerede resultater.

Ses der på hvilke af de modellerede partikler, der har den længste relative opholdstid ud fra 50%-fraktilen, er det igen partiklerne P4, som også i forsøget opholder sig længst tid i bassinet. Ses der på de lidt tungere partiklers opholdstid, er det, i modsætning til de målte resultater, partiklerne P2 med den største densitet, der har den længste opholdstid. Denne forskel på de målte resultater og de modellerede må tillægges det faktum, at modellen ikke påfører partiklerne, der bevæger sig lige over bunden, den friktionskraft der opstår pga. friktion mellem bund og partikeloverflade. Herved bremses partiklerne ikke, således at vinkelhastigheden reduceres, hvorved rotationskraften, der påvirker partiklerne, bliver mindre, så partiklerne nemmere bevæger sig ind imod udløbet. Modelresultatet viser, dog ligesom forsøget, at der ikke er den store forskel i opholdstid, for de partikler, som bevæger sig ved bunden.

Alt i alt må det konstateres, at der er en rigtig god sammenhæng mellem de målte og observerede partikelopholdstider uanset partikel, og det konkluderes således, at strømningsmodellen og partikelmodellen på realistisk vis bestemmer partiklernes bane i bassinet.

4.3 Opsummering

Ved modellering af partikler i CFX, som bevæger sig ved bunden, er der to hovedpunkter, som gør sig gældende. De overordnede strømningslinjer og hermed hovedstrømningen, skal bestemmes i god overensstemmelse med de virkelige forhold, da disse har stor betydning for partiklernes bevægelsesbane. Endvidere har bestemmelsen af strømhastighederne nær ved bunden stor betydning for partiklernes kraftpåvirkning og hermed partiklernes hastighed, som igen får indflydelse på partiklernes opholdstid i bassinet.

Partikelmodellen i CFX modellerer, som nævnt, ikke direkte de kraftpåvirkninger, der reelt sker på partiklerne ved bunden, da partikelmodellen ikke medregner friktionskraften mellem bund og

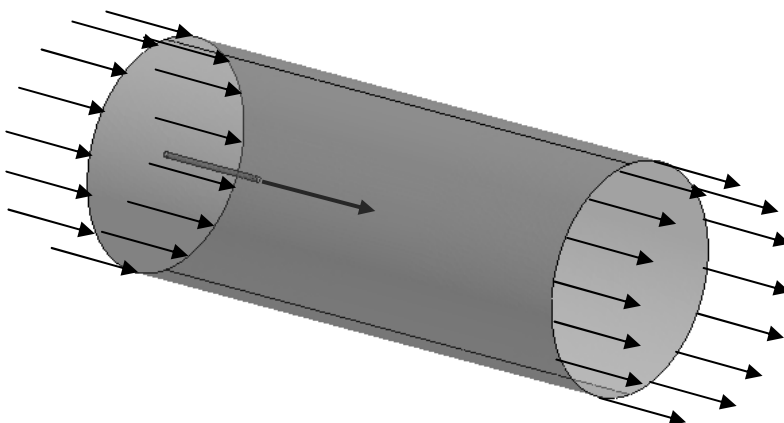
partikeloverflade. På trods af dette er der alligevel opnået gode resultater mellem de modellerede og de målte data, der danner baggrund for tidsfordelingen af den relative opholdstid af partiklerne. Det vurderes derfor, at en modellering af partikler med partikelmodellen i CFX i andre modelopsætninger er mulig og vil give pålidelige resultater, når hovedstrømningen beskrives korrekt, såfremt at der sker en detaljeret beskrivelse af hastighederne ved bassinbunden.

5 Modellering af dyser

I bassiner bliver den energi, der generer strømningerne i disse, ofte tilført gennem dyser. Med dyser menes en stråleinjektion af vand, hvis udbredelse ved tilførslen er lille i forhold til bassinets størrelse samt har en større hastighed end i resten af bassinet. Det er kompliceret at modellere strømningerne omkring en dysens nærområde korrekt, hvilket skyldes, at der omkring dysens stråle optræder store hastighedsgradienter, som stiller store krav til modellens beregningsnet. Ydermere er det også vanskeligt at modellere strålens turbulens korrekt. Dette skyldes, at den traditionelle turbulente blandingsteori, er baseret på andre strømningsfænomener end dem, der optræder omkring en dyse. Traditionelt bygger teorien på den betragtning, at turbulens kan anskues som cirkellignende hvirvelbevægelser, der opstår, når en strømning går fra den stabile og 'ordnede' laminære strømning til ustabile og 'uordnede' turbulente strømning. Den energimæssige betragtning, der traditionelt tilknyttes disse hvirvler, bygger på, at større hvirvler hele tiden overfører energi til mindre hvirvler indtil en vis minimum hvirvelstørrelse, hvor energien til sidst bliver omsat til varme og forsvinder fra strømningen.

Ses der derimod på en dyse, er denne konceptuelle tilgangsvinkel problematisk, da der i dysens nærområde vil ske en energiudveksling fra små energirige hvirvler, som rent fysisk ikke kan være større end dysens diameter, til større og større hvirvler ude i bassinet.

Formålet i nærværende projektsammenhæng er dog ikke at beskrive strømningen omkring dysen så detaljeret som muligt. Det er derimod at belyse, hvilken betydning dysen har på den overordnede strømning i bassinet. For at belyse dette nærmere er det valgt at se på de strømninger og flow en mindre dyse genererer i et større rør, hvor



Figur 5.1

Modelgeometri: Dysens diameter er 5cm, mens det ydre rør har en diameter på 2m. Længden af det ydre rør er 5m og dysens åbning er placeret centralt i det ydre rør 1m inde i det ydre rør. Dyseflowet er valgt til 6,66l/s

vandet kan strømme frit over det store rørs endeflader, som illustreret på figur 5.1. Dysens diameter er 5cm, mens det ydre rør har en diameter på 2m. Længden af det ydre rør er 5m, og dysens åbning er placeret centralt i det ydre rør 1m inde i det ydre rør. Dyseflowet er valgt til 6,66L/s.

5.1 Beregningsnet

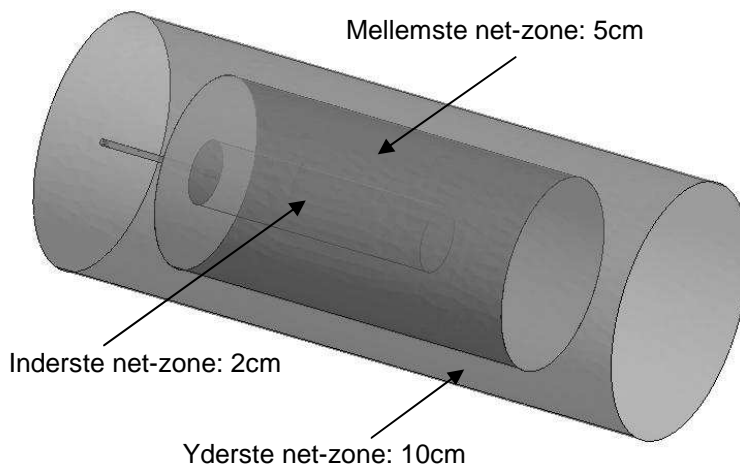
Det er en kendsgerning at kontrolvolumenopbygning, dvs. beregningsnettet for modellen har en betydning for modelresultatet. Valget af cellestørrelse og celleform kan således påvirke det modellerede strømningsresultat. Af tidsmæssige årsager er det dog valgt kun at se på tetraædeformede beregningsnet og dermed fokusere på cellestørrelsens betydning for modelresultatet. I denne sammenhæng er følgende netgenereringsstrategier for den beskrevne dyse opstillet:

- Groft net, 25cm sidelængde
- Mellem net, 10cm sidelængde
- Fint net, 5cm sidelængde
- Nesting-net, 2cm, 5cm, 10cm sidelængde
- Adaptionnet

Det groveste beregningsnet, der er undersøgt, er et net, hvor tetraederne i nettet har en tilnærmet sidelængde på 25cm. Med 'tilnærmet' menes, at denne sidelængde ikke er mulig for hele nettet. Dette skyldes, at modellens geometri gør, at mindre sidelængder er nødvendige i dele af modellen, men generelt set er beregningscellestørrelsen forholdsvis ens i modellen. Foruden det grove 25cm net, er der efter samme princip dannet 2 finere net; 10cm sidelængde og 5cm sidelængde.

Herudover er der også set på to nettyper, hvor beregningscellestørrelsen varierer gennem modellen, således at der er et forfined net i dysens nærrområde. Grundideen med at forfine nettet i dysens nærrområde er, at dette vil medføre en mere korrekt beskrivelse af strømningsforholdene omkring dysen og herigennem give en bedre beskrivelse af strømningsforholdene i den resterende del af modellen.

Nesting-nettet er opbygget af 3 net-zoner, som vist på figur 5.2, således at sidelængden i den inderste zone er på 2cm, den mellemste zone har en sidelængde på 5cm, mens den yderste zone har en cellelængde på 10cm. På denne måde opnås en finere diskretisering tæt ved dysen uden, at det totale antal beregningsceller bliver større. Dette kan være en stor fordel, da det giver en mindre beregningstid, og der muligvis opnås et lige så godt resultat som med et finere net.



Figur 5.2

Opbygning af nesting-net.

Inderste net-zone:
Diameter: 0,5m
Længde: 2m
Sidelængde: 2cm

Mellemste net-zone:
Diameter: 1,5m
Længde: 3m
Sidelængde: 5cm

Yderste net-zone:
Sidelængde: 10cm

Adaptionsnettet er det mest avancerede net, der er valgt at se på i denne sammenhæng. Nettet er dannet gennem en iterativ adaptionsproces ud fra det før omtalte 10cm beregningsnet. Nettet er således tilpasset den aktuelle strømningsituation i modellen med det fineste net i områder med store strømningshastigheder. Af denne grund er det ikke muligt at angive nogen entydig sidelængde, men det er valgt at foretage adaptationen således, at der opnås det fineste mulige net, som samtidigt kan anvendes ved den computerressource, der er til rådighed. Dette har resulteret i et beregningsnet med 4.000.910 kontrolvolumener. Dette kan også ses af tabel 5.3, hvor antallet af kontrolvolumener for de øvrige net ligeledes er angivet.

Net	Antal celler
Groft 25cm	15.508
Mellem 10cm	147.265
Fint 5cm	1.154.056
Nestingnet	892.668
Adaptionsnet	4.000.910

Tabel 5.3

Antal af kontrolvolumener for de 5 undersøgte beregningsnet.

Resultater

Det er valgt at modellere alle overflader som hydraulisk glatte flader, dvs. selve dyserørets overflade og den indre overflade på det omsluttende rør. Enderne på det omsluttende rør er modelleret som åbne trykrande, og der kan derved strømme vand ind og ud over rørenderne i modellen. Selve dysemundingen er modelleret med et jævnt fordelt hastighedsprofil og med en vandføring på 6,66L/s.

Selvom modelforudsætningerne er de samme for de forskellige net, afhænger modelresultatet i stor grad af nettypen. Ses der først på det resulterende flow gennem det omsluttende rør før dysen, kan det ses,

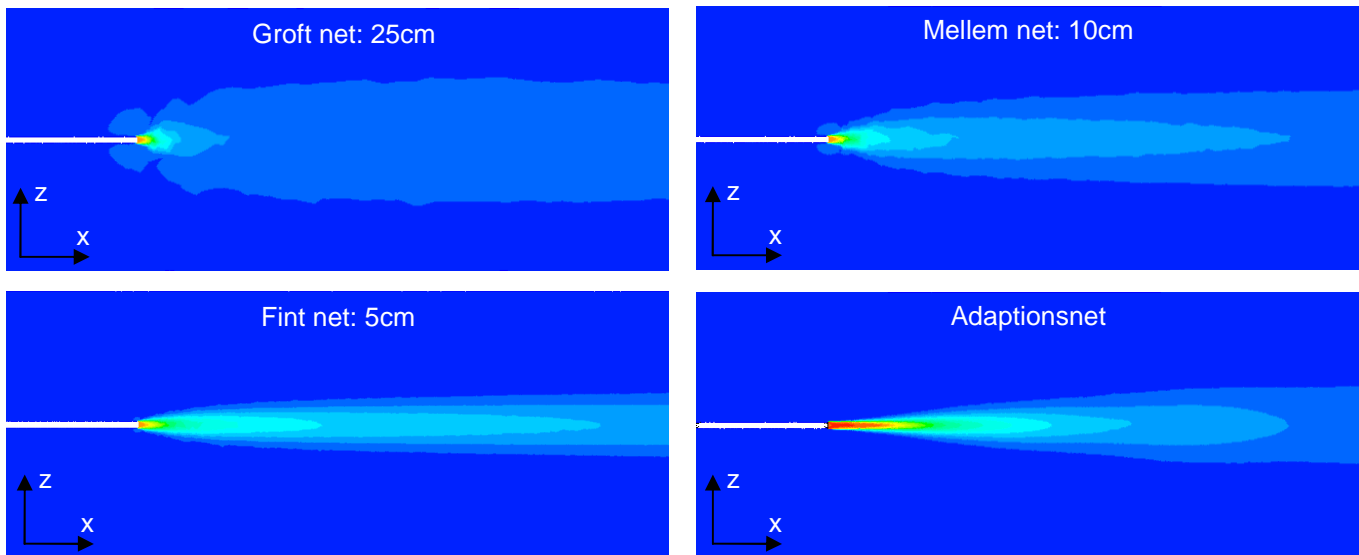
Net	Flow [L/s]
Groft 25cm	598,7
Mellem 10cm	534,7
Fint 5cm	429,8
Nestingnet	1502,3
Adaptionsnet	361,1

Tabel 5.4

Det resulterende flow gennem det omsluttende rør før dysens munding.

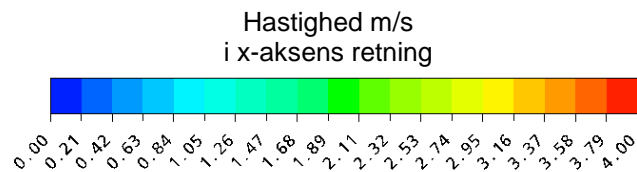
at dette flow varierer fra 1502,3L/s for nesting-nettet og til 361,1L/s for adaptionsnettet, se tabel 5.4. I denne sammenhæng skal det dog nævnes, at det høje flow, nestingnettet giver anledning til, er et resultat af ukorrekt beregnet interaktion mellem de forskellige net i nettet. Problemet ligger sandsynligvis i den store forskel i netstørrelse på de interagerende netflader. Af denne grund er det er valgt at fokusere på de øvrige net, hvor flowet varierer fra ca. 360L/s til 600L/s.

Af figur 5.5, som viser strømningshastighedens x-komponent, ses det, at dysens strålespredning afhænger af netopbygningen. Sammenlignes 25cm, 10cm og 5cm nettet ses det, at spredningen falder med beregningscellestørrelsen. Denne tendens fortsætter i en mindre grad i



Figur 5.5

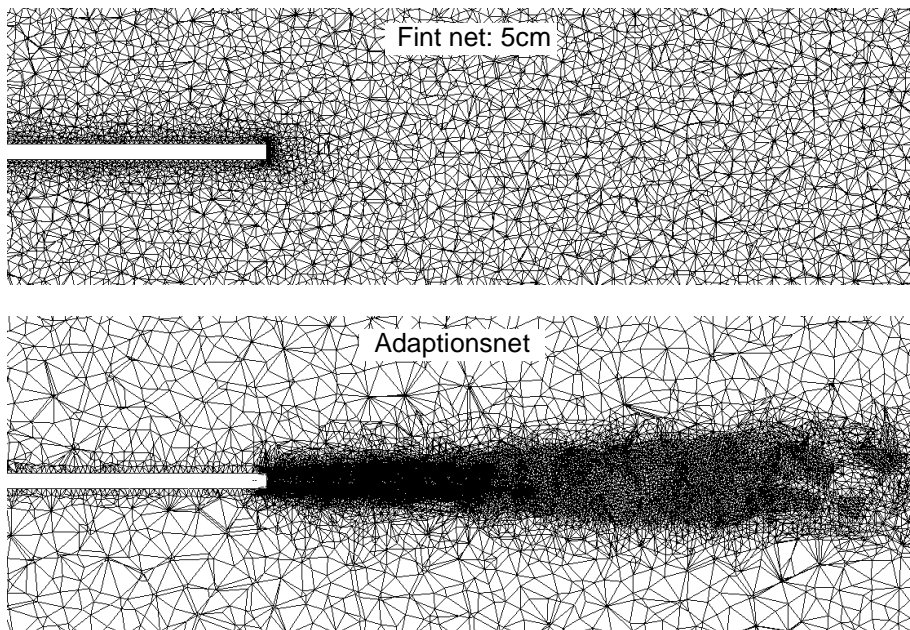
Hastigheder i modellens x-akses retning. Dette svarer til dyse-retningen og hovedstrømnings-retningen.



adaptionsnettet, hvis der ses på dysens nærområde. I og med at dysestrålen spredes mindre, betyder det, at der afsættes mindre energi fra dysen til det omkringliggende vand, og det er dette aspekt, som resulterer i et mindre samlet flow gennem det omsluttende rør.

Den faktiske strømningsituation og resulterende flow er ikke kendt for den beregnede dysesituation, og det kan derfor ikke entydigt bestemmes, hvilken beregnet strømningsituation der gengiver den virkelige situation bedst. Omvendt kan det dog siges, at ses der på dysestrålerne på figur 5.5, så er det adaptionsnettet, som umiddelbart giver den mest realistiske strålespredning. Dette begrundes med, at strålen i dette net, som den eneste, overordnet set spredes ens fra

dysens munding og til modellens rand, hvorimod strålen i de øvrige net spredes kraftigst tæt ved dysen.



Figur 5.6

De to billeder illustrerer forskellen i net opbygning mellem adaptionsnettet og det fine 5cm beregningsnet i det udsnit omkring dysemundingen. Som det ses, er adaptionsnettets beregningsnet betydeligt mere koncentreret om dysestrålen end 5cm nettet.

Ses der nærmere på beregningsnettet lige omkring dysemundingen, som illustreret på figur 5.6, ses det, at der ved adaptionsnettet er en betydeligt forfining af beregningsnettet ved dysens nærområde. Dette betyder, at modellen således er i stand til at beregne strømningssituationen væsentligt mere detaljeret i området med de største hastighedsgradienter, og det er denne egenskab, som resulterer i umiddelbart mere realistisk gengivelse af dysens strålespredning tæt ved dysen.

Dette betyder reelt, at en meget detaljeret beskrivelse af dysen er nødvendig for at kunne modellere dysens strålespredningen korrekt helt fra dysens munding. Omvendt viser resultaterne dog også, at når der ses på strålespredningen blot et stykke fra dysen, så er forskellen mellem de forskellige beregningsnet begrænset.

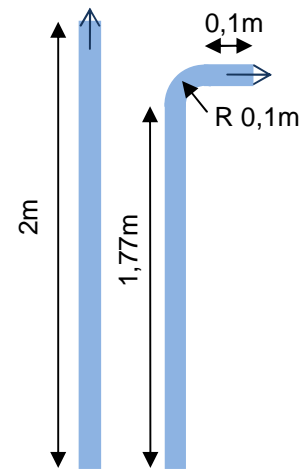
I den modellerede situation har trykkrandene og selve modellens længde imidlertid også en betydning for det resulterende flow i modellen. Dette skyldes, at dysestrålen kun kan afsætte energi til det omkringliggende vand over modellens længde. Den energimængde, der stadig ligger inde i dysestrålen ved modellens rand, forsvinder således helt ud af modellen. Dette betyder, at havde modellen været længere, således at al energien fra strålen blev afsat i modellen, ville der ikke være så stor forskel i det resulterende flow gennem det omsluttende rør. Forskellen i de beregnede resulterende flows, kan således ikke udelukkede tilskrives modellernes evne til at beskrive dysestrålens spredning. Dette ses tydeligt, hvis resultatet af 5cm

beregningsnettet sammenlignes med adaptationsnettet på figur 5.5. Her ses det, at selvom 5cm beregningsnettet resulterer i et flow gennem det omsluttende rør, der er væsentligt større end for adaptationsnettet, så er der ikke den store forskel i dysestrålens spredning.

Det vurderes således, at hvis dysen ikke modelleres ned til den mindste detalje, betyder dette blot at dysens strålespredning ikke er detaljeret beskrevet i dysens nærområde, men at dette ikke har en signifikant betydning på de overordnede strømninger i et mere lukket system, som eksempelvis et bassin.

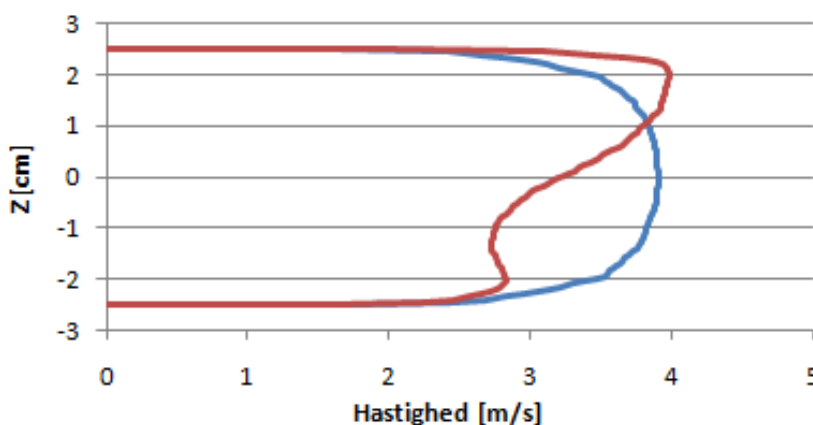
5.2 Hastighedsprofil

I de tidligere beskrevne dysemodelleringer er der anvendt et jævnt fordelt hastighedsprofil på dyseåbningen. Da dette naturligvis ikke stemmer overens med virkeligheden, er hastighedsprofilens betydning for de modellerede strømninger også undersøgt nærmere. Det faktiske hastighedsprofil i dyseåbningen afhænger selvfølgelig af flere faktorer; det være sig rørføringen inden dyseåbningen og selve dysens design. For at forenkle situationen en smule er det valgt at antage, at selve dysen er et regulært rør med en diameter på 5cm. Derimod er der set på to situationer, hvor først rørføringen før dysen er fuldstændig lige, og dernæst en situation hvor rørføringen foretager en 90° drejning 10cm før dyseåbningen med en radius på 10cm, som vist på figur 5.7. De resulterende hastighedsprofiler er beregnet ved



Figur 5.7

Undersøgte rørføringer. Begge rør har en total længde på 2m.



Figur 5.8

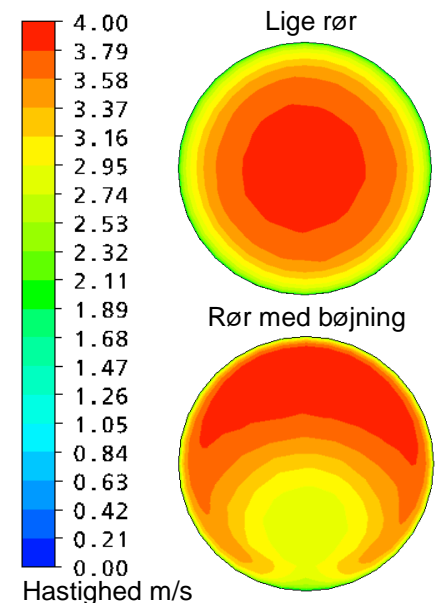
Hastighedsprofiler vertikalt centralt i dyseåbningen.

Signatur:

- Lige rør
- Rør med bøjning

at modellere to rørstrækninger med en længde på 2m med det beskrevne forløb. Den totale rørstrækning på 2m er valgt, fordi beregningerne viser, at hastighedsprofilen først efter denne afstand er fuldt udviklet.

Konturerne for de beregnede hastigheder i dyseåbningen ses af figur 5.9, og de vertikale hastighedsprofiler centralt i dyseåbningen er plottet på figur 5.8. Det ses, at rørføringen som forventet har betydning for hastighedsfordelingen i dyseåbningen. Bøjningen resulterer i en asymmetrisk hastighedsfordeling med de højeste hastigheder ved rørets top, mens hastighedsfordelingen for det lige rør er symmetrisk med de højeste hastigheder centralt i dyseåbningen.



Figur 5.9

Hastighedsfordeling i dyseåbningen ved de to undersøgte rørføringer.

Profil	Impuls [$\text{kg}\cdot\text{m}\cdot\text{s}^{-2}$]
Jævnt fordelt	22,6
Lige rør	23,3
Bøjet rør	23,3

Tabel 5.10

Impuls fra dysen

Denne hastighedsfordeling har også en konsekvens for dysens impuls i modellen, da hastigheden slår igennem i anden potens for impulsen (Pedersen, 1988):

$$P = \rho \int_A v^2 \cdot dA ,$$

hvor P er impulsen, ρ er væskens densitet, v er hastigheden og A er arealet.

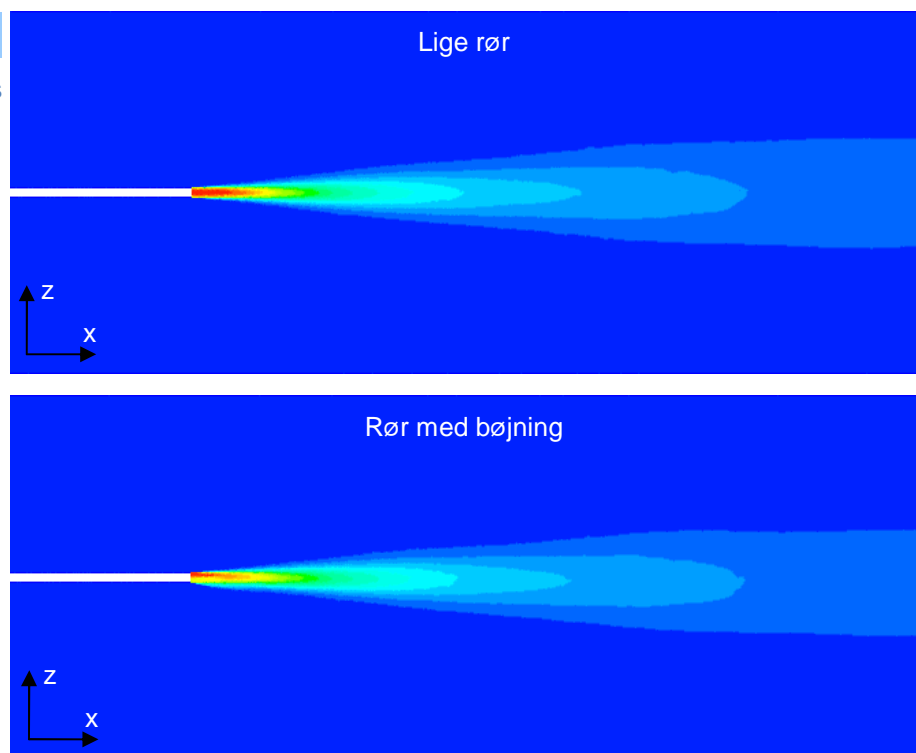
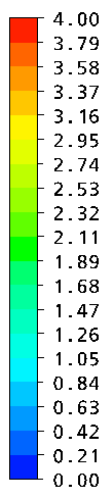
I det konkrete tilfælde betyder hastighedsfordelingerne, at den integrerede impuls over dysens overflade er ens for de to profiler, og en smule højere end ved det jævnt fordelte hastighedsprofil, se tabel 5.10. Dette er naturligvis et tilfælde, og der kan således ikke nødvendigvis forventes, at det generelt forholder sig sådan. I situationer med større hastighedsvariationer over dysemundingen vil der kunne optræde variationer i impulsen, som er større. I praksis er rørføringen inden dysen sandsynligvis ukendt, hvorfor det reelt kan være svært at medtage hastighedsfordelingens konsekvens i en modelleringssituation.

Da det som beskrevet i det forrige er fundet, at det er det adaptive beregningsnet, som er i stand til at modellere dysesituationen bedst i den opstillede model, er de to hastighedsprofilers effekt modelleret med et adaptivt net.

Figur 5.11

Hastigheder i modellens x-akses retning.

Hastighed m/s



Resultaterne heraf ses af figur 5.11, og det resulterende gennem det omsluttende rør ses af tabel 5.12.

For hastighedsprofilerne er det fundet, at den integrerede impuls for dysen er ens og større end for det jævnt fordelte hastighedsprofil. Dette bør umiddelbart betyde et større flow gennem det omsluttende rør. Som det imidlertid ses af tabel 5.12, forholder det sig modsat i modellen. Dette skyldes, at hastighedsfordelingen gør strålen i dysens nærområde mere samlet og intens. Dette betyder igen, at en mindre energimængde bliver afsat til det omkringliggende vand i modellens længde med et mindre resulterende flow som konsekvens. Ses der derimod på strålespredningen, er det i dysens nærområde, hvor hastighedsprofilerne har størst betydning, og det ses således, at hastighedsprofilerne overordnet set ikke har den store betydning for dysestrålens spredning.

Rørføring	Flow [L/s]
Jævnt fordelt hast.	361,1
Lige rør	280,9
Rør med bøjning	238,2

Tabel 5.12

Det resulterende flow gennem det omsluttende rør før dysens mund-
ing.

5.3 Opsummering

I det forrige er det fundet, at dysens strålespredning har stor betydning for det totale flow i det omsluttende rør i modellen, og der er således modelleret flows varierende fra ca. 600L/s til ca. 240L/s, hvilket må siges at være et forholdsvis stort spænd.

I den modellerede situation har trykrandene og selve modellens længde, imidlertid også en væsentlig betydning for det resulterende flow i modellen. Dysestrålen kan i modellerne kun afsætte energi til det omkringliggende vand over modellens længde, og den energimængde, der stadig ligger inde i dysestrålen ved modellens rand, forsvinder således helt ud af modellen. Forskellen i de beregnede resulterende flows kan således ikke udelukkede tilskrives modellernes evne til at beskrive dysestrålens spredning.

Det vurderes således, at beregningsnettet ikke har så stor betydning for den resulterende strømning i større mere lukket system, som de resulterende vandføringer gennem det omsluttende rør ellers indikerer. Et detaljeret beregningsnet omkring dysen giver selvfølgelig den mest detaljerede beskrivelse af dysestrålens spredning, men som det er vist, er dette kun tilfældet i dysens nærområde. Betragtes dysespredningen lidt væk fra dysen, gengiver både beregningsnettet på 5cm og 10cm en strålespredning, som ikke ligger langt fra det meget fine adaptationsnet.

Det vurderes således, at det overordnet set er muligt at gengive de resulterende strømninger en dyse genererer i et større lukket uden, det samtidigt er nødvendigt at modellere dysen ned til mindste detalje.

Net	Flow [L/s]
Groft 25cm	598,7
Mellem 10cm	534,7
Fint 5cm	429,8
Adaptionsnet	361,1

Tabel 5.13

Det resulterende flow gennem det omsluttende rør før dysens mund-
ing.

Det er i det ovenstående belyst, at hastighedsprofilet i dyseåbningen kan have betydning for, med hvilken impuls dysen påvirker systemet med. I det undersøgte tilfælde giver hastighedsprofilerne dog ikke anledning til de helt store ændringer. I en konkret dimensionerings-situation bør det dog overvejes, om rørføringen inden dysemundingen giver anledning til væsentligt asymmetriske hastighedsfordelinger i dyseåbningen, der kan have konsekvens for den resulterende impuls.

6 Design af strømninger

Det er, som tidligere nævnt, vigtigt af hensyn til vandkvaliteten at få partikler fjernet fra bassinet så hurtigt som muligt. En måde at sikre dette, er ved at designe strømningerne på en sådan måde at disse fører partiklerne hurtigt og effektivt hen til udløbene. Dette kan gøres ved at placere indløbene og udløbene i et forhold mellem hinanden, således at en strømningssituation der bidrager til partikelfjernelse opstår. I dette afsnit er der givet forslag til tre sådanne situationer som er betegnet: Roterende strømning, overfladeskimmer samt bundstrygende strømning. I de tre designs ses der på partikler i forskellige størrelser med en densitet lidt større end vand samt på partikler af én størrelse med en densitet lidt mindre end vand.

Der er på baggrund af flere strømningsundersøgelser af de forskellige designs udvalgt et til to designforslag, som bruges i den videre partikelmodellering og hermed undersøgelse af designets partikelfjernelse.

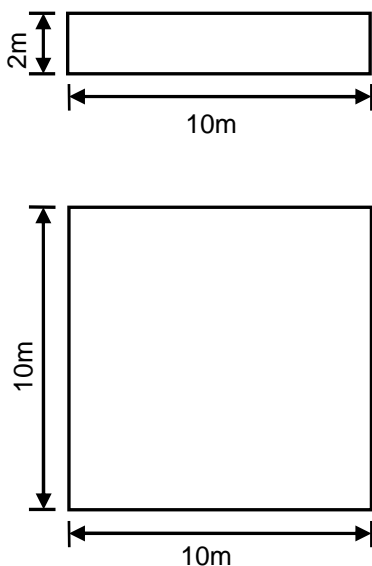
6.1 Modelovervejelser

I dette afsnit er de overvejelser der ligger til grund for valget af de generelle modelforudsætninger til undersøgelserne præsenteret. Valget af geometri, flow/opholdstid, turbulensmodel er således gennemgået. Derudover er det også for strømningeberegningerne undersøgt om det er nødvendigt med en transient beregning eller om en stationær løsning er tilstrækkelig.

6.1.1 Geometri

Inden undersøgelserne af de forskellige designforslag er det vigtigt, at der foretages overvejelser omkring valget af udformning samt størrelsen på den geometri, der undersøges for. Det er vigtigt, at der er en vis sammenhæng mellem størrelsen på det undersøgte bassin, og den størrelse bassiner har i praksis, således at erfaringer fra disse undersøgelser bedre vil kunne anvendes i senere designsituationer.

I denne rapport anvendes, som indledningsvist beskrevet, flodhestebassinet i København Zoo som casestudy. Dette bassin er forsøgt designet således at strømningerne bidrager til at føre partikler



Figur 6.1

Det anvendte bassin til designforslag set fra siden (øverst) og fra oven (nederst).

hurtigt og så intakt som muligt mod udløbene. Med udgangspunkt i flodhestebassinet er størrelsen af det bassin de forskellige designforslag er anvendt på således fundet. Bassinet i København Zoo er på 400m^3 , men som beskrevet består dette bassin af et indendørs og et udendørs anlæg af nogenlunde samme størrelse. Der er en fysisk sammenhæng mellem disse to anlæg, men de overordnede strømninger påvirker ikke hinanden nævneværdigt i de to dele af bassinet. Af denne grund er det valgt, at bassinets størrelse i designforslagene skal være på 200m^3 .

Selve bassinet er udformet som et kvadratisk bassin med sidebredder på 10m og en dybde på 2m, hvilket giver et volumen på 200m^3 . På figur 6.1 ses en oversigtstegning af bassinet. Denne geometri er anvendt i de 3 forskellige designforslag. I hver enkelt af disse vil det blive gennemgået, hvorledes indløb og udløb er placeret, da dette varierer, afhængigt af hvilket designforslag der er tale om og også indenfor det enkelte design.

6.1.2 Flow

Det flow, der anvendes, er vigtigt på to måder. Det valgte flow bestemmer den hydrauliske opholdstid af vandet i bassinet, hvilket kan have betydning for fjernelsen af partikler. Desuden er det valgte flow også styrende for, hvor stor strømningshastigheden er i indløbsdyserne, og dermed hvor stor impuls vandet bliver tilført. Det er denne impuls, der generer strømninger i bassinet, hvorfor denne er vigtig.

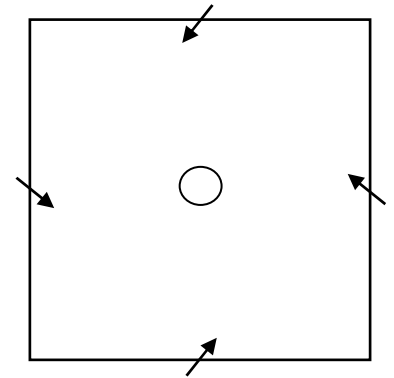
Der er i denne forbindelse ligesom ved valg af geometri hentet erfaringer fra flodhesteanlægget i København Zoo. Dette bassin kører med en hydraulisk opholdstid af vandet på lidt under en time, hvilket giver et masseflow på ca. $6,7\text{kg/s}$ per indløb. Designforslaget med henblik på at fjerne partikler tungere end vand har 4 indløb. Hvis der anvendes samme masseflow på disse indløb, som i flodhesteanlægget, giver dette et totalt masseflow på $26,7\text{kg/s}$ for designforslaget. Dette svarer til en opholdstid på ca. 2 timer, hvilket er vurderet til at være en god opholdstid at basere undersøgelserne på. Dette er vurderet på baggrund af, at en opholdstid på under en time ikke nødvendigvis er repræsentativt for alle typer bassiner, der ønskes undersøgt for. Andre eksempler kunne være en svømmehal eller et andet zoologisk bassin, hvor dyrene og ikke mindst menneskene ikke udleder så store mængder partikler som flodheste gør. Derfor er det valgt at fastholde det totale flow i bassinet på $26,7\text{kg/s}$ til samtlige designforslag.

6.1.3 Stationær eller transient

Det er tidligere fundet, at det er nødvendigt at foretage beregningen transient, når der modelleres partikler i en roterende strømning, hvis der er tale om en ikke stationær strømningssituation.

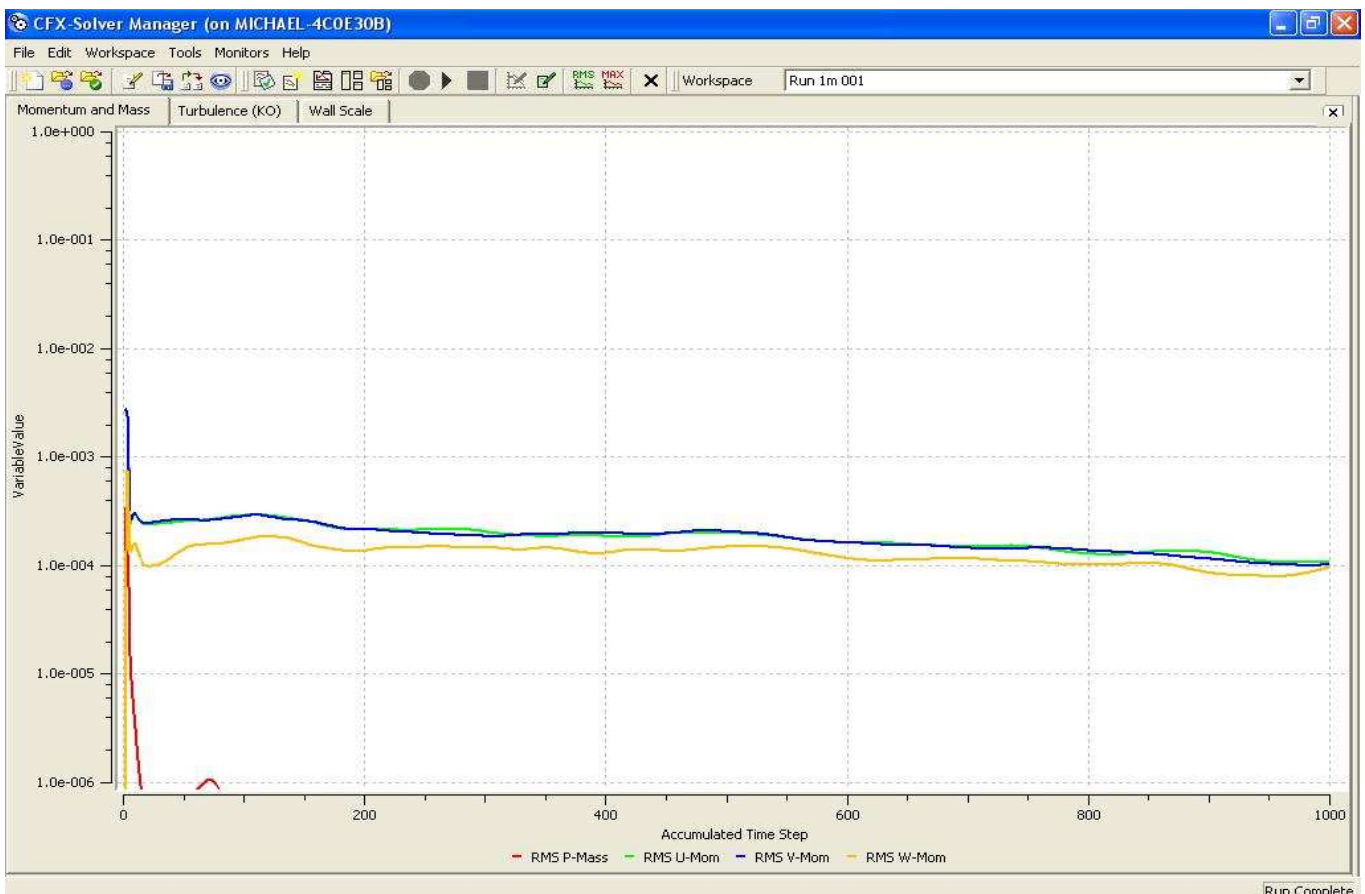
Det er derfor undersøgt om der med den beskrevne geometri, opstår en stationær strømningssituation for en roterende strømning. Som eksempel er der vist resultater fra et design med et bundudløb placeret midt i bassinet samt 4 indløbsdyser som vist på figur 6.2. For nærmere beskrivelse se afsnit: 6.2.1 'Roterende strømning'.

Designet er indledningsvis beregnet stationært, hvor niveauet for ændringer er fastsat således, løsningen antages som stationær, når RMS-værdien er under 10^{-4} . Det er dog ikke lykkedes at opnå en klar stationær løsning med det pågældende stopkriterium, på trods af at



Figur 6.2

Eksempel på opbygning af design med roterende strømning.



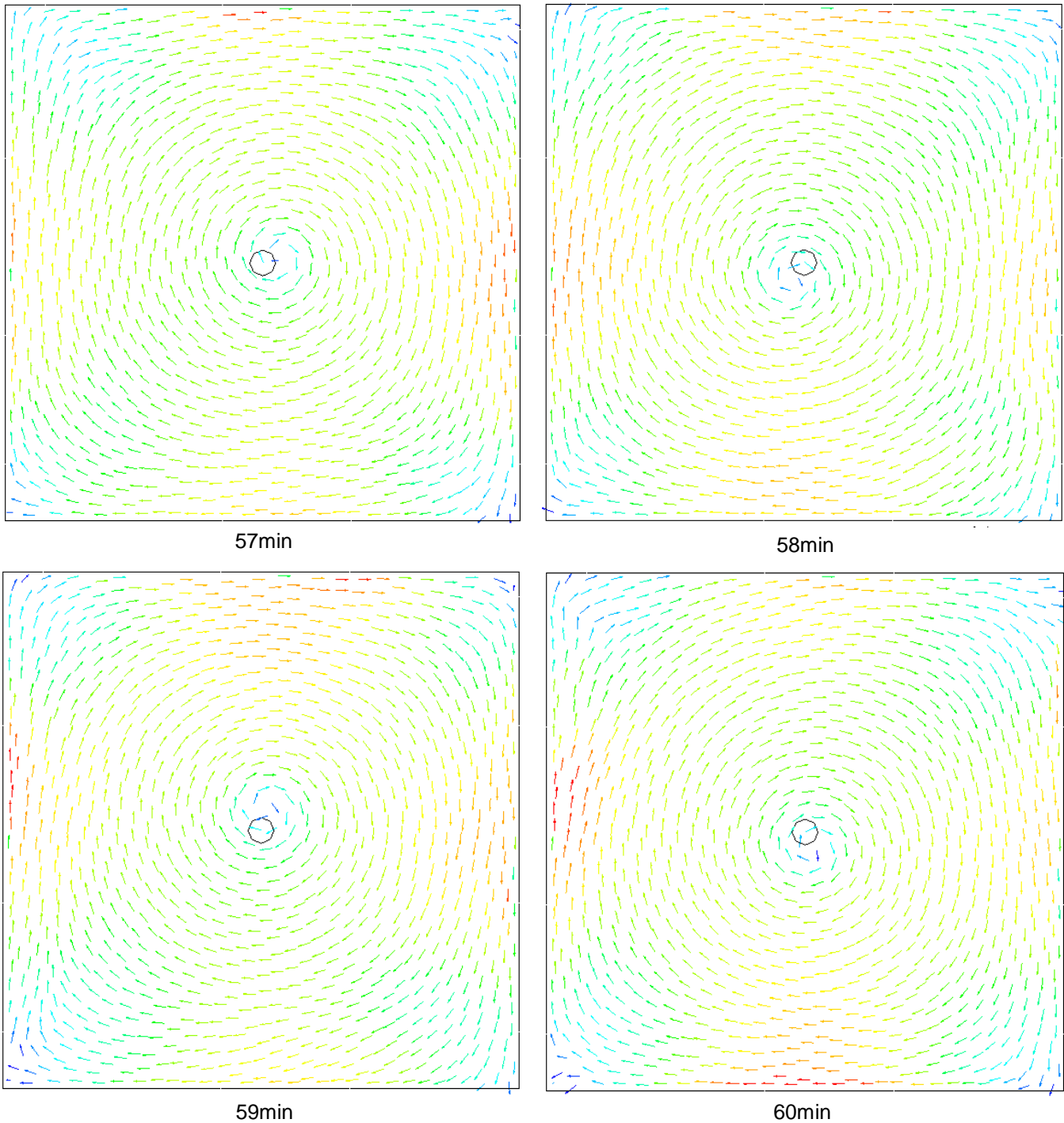
Figur 6.3

der er gennemregnet 1000 iterationer. Dog ses det af figur 6.3, at RMS-værdierne for to af hastighedskomponenter næsten når ned på 10^{-4} efter 1000 iterationer, imens den tredje faktisk når ned under 10^{-4} . Som det også ses af figuren, er der en generel faldende tendens under hele beregningsforløbet, men faldet fra omkring iteration nr. 600 til iteration nr. 1000 er meget begrænset. Ud fra det fastsatte

Screenshot af 'solveren' fra CFX, hvor der er foretaget 1000 iterationer.

stopkriterium er løsning ikke stationær efter 1000 iterationer, men det er tæt på, når RMS-værdiernes forløb betragtes.

Det er valgt at beregne en transient løsning på designet for at belyse, hvor stor en variation der er i strømningsbilledet. Det er valgt at regne 1 time og med et tidsskridt på 1 sek. På figur 6.4 er der vist hastighedsvektorplot for de sidste 4 minutter af den transiente



Figur 6.4

Hastighedsvektorplot af bassinet set ovenfra med udløbet placeret i midten.

beregning. Som det fremgår af figuren opnås der heller ikke i den transiente beregning en fuldstændig stationær situation. Strømningsbilledet varierer lidt især inde omkring udløbet i midten af

bassinet. Dog er det overordnede strømningsbillede rimeligt konstant og variationen forekommer hovedsageligt inde omkring udløbet, hvilket som belyst i afsnit: 4.2 'Partikelbevægelse i bassin' ikke er uvæsentligt, hvis strømningsresultatet skal danne baggrund for partikelmodellering.

De øvrige designs, som også er undersøgt i dette afsnit både for de tunge samt lette partikler, har vist samme tendens for deres strømningsmønstre. Der er en variation i strømningen, og den kan ikke betegnes for fuldstændig stationær, men hovedstrømningen i de forskellige design har en minimal variation og er rimelig konstant. På baggrund heraf samt at der i strømningsundersøgelserne af designene ofte midles over større arealer, er det vurderet, at det i disse indledende undersøgelser af strømningsresultaterne er tilstrækkeligt at regne stationært. Ud fra en stationær strømningsløsning vurderes det således at være muligt at give et billede af hvilken placering af indløb og udløb, der vil være mest hensigtsmæssigt i en efterfølgende partikelmodellering. Herefter er de udvalgte strømningsløsninger således bestemt transient, hvorefter partikelmodelleringen foretages.

6.1.4 Modelopsætning

Selve beregningen af strømningerne og partiklerne foretages af modelleringsværktøjet ANSYS CFX.

Det er gennemgående valgt at benytte tetraedeformet beregningsnet, der har en gennemsnitlig længde på 15cm. Som nævnt tidligere er det meget vigtigt af hensyn til partikelmodelleringen, at hastighederne langs bunden er detaljeret beskrevet. Derfor er der for de udvalgte strømningsløsninger til videre partikelmodellering udarbejdet et forfinet net langs bunden ved at lave inflations på denne. For de indledende strømningsundersøgelser er der kun anvendt et standard beregningsnet uden inflations på bunden.

Ved at anvende inflations på bunden er der i første omgang opstået en ustabilitet i beregningerne, som ikke umiddelbart genoprettes af programmet. Der er modelleret således, at CFX automatisk vælger tidsskridtet mellem hver enkelt iteration i de stationære løsninger. Ved indførelse af inflations vælger CFX selv dette tidsskridt til 3600timer, hvilket er et rimelig stort tidsskridt. Det er derfor mistænkt at dette gør beregningen ustabil, hvorfor det er forsøgt at anvende et tidsskridt på 0,1sek. Dette gør dog heller ikke beregningen stabil af uforklarlige årsager. Men løsningen på problemet bliver at anvende en stabil

Forudsætninger
Beregningsnet
Tetraedeformet
15cm
Strømningstype
Turbulent
Turbulensmodel
k-ε
Ruhed
2mm på bund og sider
Friktionsfri top
Flow
30kg/s

Tabel 6.5

Generelle strømningstype- forudsætninger for de forskellige designs.

Generelle forudsætninger
Turbulent dispersion
Kraftpåvirkning
Dragkraft (træk)
Rotationskraft
Tyngdekraft
Trykkraft

Tabel 6.6

Generelle forudsætninger for partikkelmodellen vedr. turbulent dispersion samt kraftpåvirkning for de forskellige designs.

løsning fra en beregning uden inflations på bunden som hot-start, altså startbetingelse, for strømningeberegningen med inflations på bunden.

Det er i projektsammenhæng ikke undersøgt yderligere, hvad der er skyld i denne ustabilitet i beregningerne, når der anvendes inflations.

En mulig løsning på problemet kan dog være at anvende et endnu lavere tidskridt end 0,1sek til en løsning, og så anvende dette som hot-start på en beregning med et højere tidskridt. En anden mulig løsning kan være at forsøge at ændre i antallet af inflationslag, der i den undersøgte situation er på 15.

De generelle forudsætninger for strømningmodellerne i de forskellige designs ses af tabel 6.5, hvoraf det fremgår, at der anvendes en k-ε-model for det turbulente bidrag til strømningerne. Dette er valgt, da der som beskrevet i kapitel: 4 'Partikkelmodellering', opnås de korteste simuleringstider med denne turbulensmodel. De generelle forudsætninger fundet i samme kapitel for partikkelmodellering ses af tabel 6.6 og er ligeledes gældende for de undersøgte designs i dette afsnit. Hvis der afviges fra disse opsætninger af modellerne, vil dette fremgå af det enkelte afsnit.

6.2 Roterende strømning

Dette designforslag baserer sig på roterende strømning i bassinet og har til formål at fjerne partikler, der er tungere end vand. Der er altså tale om partikler, der bevæger sig langs bunden. Det er derfor valgt at forsøge at benytte det princip, der er beskrevet som "teko-effekten". Det grundlæggende i dette designforslag er at skabe en roterende primærstrøm, i bassinet, der vil genere en sekundærstrøm, som har retning ind mod centrum af den roterende bevægelse. For yderlige beskrivelse henvises til afsnit: 3.1.1 'Bassinets strømninger'.

6.2.1 Strømninger

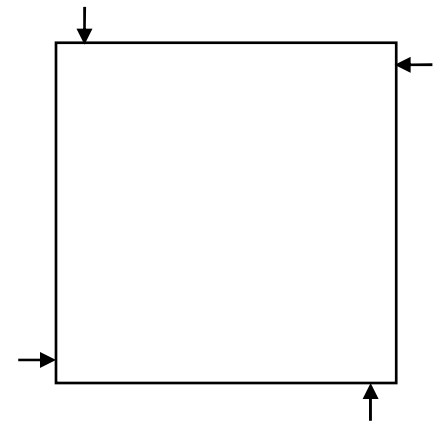
Der er valgt to fremgangsmåder til at forsøge at skabe den roterende strømning, der skal skabe den sekundærstrøm, der vil sikre partikelfjernelse. Fremgangsmåderne gennemgås her efter hinanden.

Vinkelret dyseplacering

Først vil en fremgangsmåde med dyserne placeret vinkelret ind på bassinvæggene blive gennemgået. På figur 6.7 er vist en skitse af bassinet set fra oven. Som det fremgår, er der placeret en dyse i hvert hjørne, der har strømrøret vinkelret på den flade, den er placeret på. På figur 6.8 er vist en principskitse af, hvorledes dyserne er placeret på siderne af bassinet. Som det fremgår, er dyserne placeret med den samme afstand fra siden og henholdsvis bunden eller toppen, afhængig af om indløbet er placeret i den øverste eller nederste halvdel af bassinet. Der er på denne måde placeret et indløb for hver 10. centimeter. Dette giver den trekant, der ses på figur 6.8. På denne måde er der undersøgt strømningssituationer for 19 forskellige placeringer af indløbsdyserne for 10cm til 190cm fra bunden.

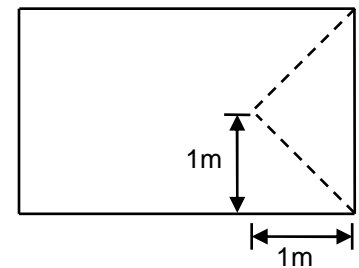
Det har været muligt at skabe denne overordnede roterende strømning i samtlige designs. På figur 6.9 er et vektorplot på en flade 1 meter over bunden i bassinet med dyserne placeret 50cm fra bunden og siderne. Som det ses, er der skabt en roterende bevægelse med centrum omkring udløbet. Det er netop denne roterende strømning, det er ønsket at skabe i dette designforslag. Der er dog stor forskel på, hvor stor denne roterende strømning har været.

På figur 6.10 er en skitse af bassinet set ovenfra, hvor der er indtegnet 4 flader. Det er gennem disse flader bestemt et masseflow for de forskellige designs. På figur 6.11 er det gennemsnitlige masseflow gennem de 4 flader for de forskellige placeringer af dyserne plottet. Som det ses, er der stor variation på masseflowet eller med andre ord, stor variation på hvor stor den roterende bevægelse er. Denne varierer fra omkring 100L/s op til næsten 700L/s, hvilket må siges at være en stor spredning på en situation, hvor den samme mængde energi tilføres de forskellige designs. Denne store forskel findes formentlig i placeringen af indløbene, for som det fremgår af figuren, er det ved placering af dyserne tæt på væggen, at de mindste masseflow opstår. Dette er forventeligt, da strømningerne fra dysen ikke når at sprede sig, inden disse rammer siderne. Da energitabet som følge af friktion med en overflade er med



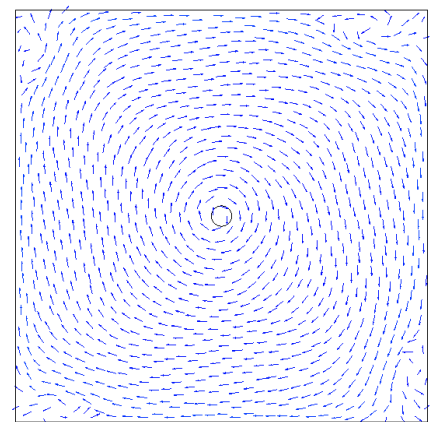
Figur 6.7

Dysernes placering i bassinet set oppe fra.



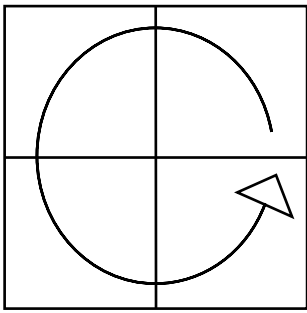
Figur 6.8

En principskitse af placering af indløbene i dette designforslag. Indløbene er placeret med ens afstand fra siden og toppen/bunden. Der vil således være placeret i alt 19 indløb med 10cm mellemrum på de stiplede linjer.



Figur 6.9

Vektorplot på en flade placeret 1 meter fra bunden i bassin med dyserne placeret 50cm fra bunden og siderne.

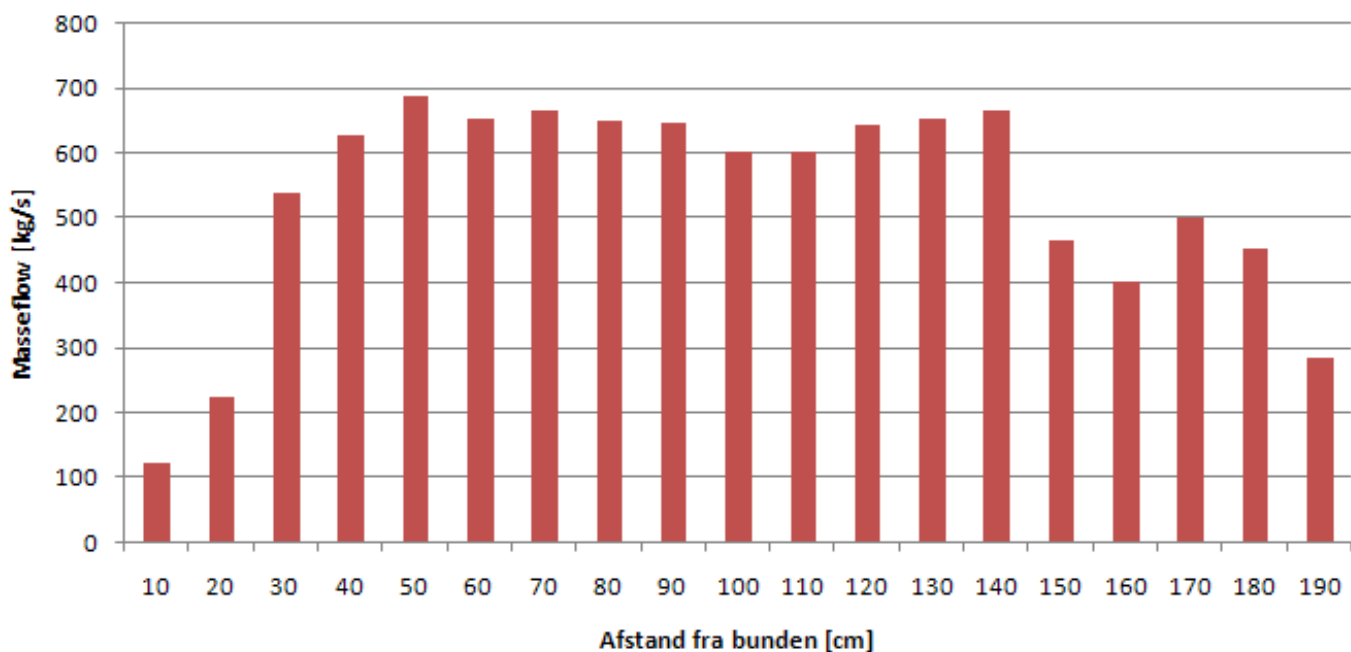


Figur 6.10

Bassinet set oppe fra og med de 4 flader igennem hvilke masseflowet er udregnet. Fladerne dækker hele bassinets dybde og har et tværsnitsareal på 10m^2 .

hastigheden i 2. potens, kommer dysens spredning til at have stor betydning.

Dette ses endvidere af, at masseflowet ved dyserne placeret længst væk fra bunden har et større masseflow end dyserne placeret tæt ved bunden. Dette skyldes at toppen, som tidligere nævnt er defineret som en friktionsfri overflade, og det dermed kun er på bassinkanterne energitabet sker. Dermed vil der være en større mængde energi til at skabe den roterende strømning, som da også bliver betydeligt større ved en placering af dyserne øverst i bassinet. Derudover ses det af figur 6.11, at det ser ud til at være placeringer af dyserne omkring 50-140cm fra bunden, der giver de største masseflows. En dyseplacering 50cm fra bunden og siderne giver således det maksimale masseflow på ca. 700L/s og dermed det største flow i den roterende bevægelse blandt de undersøgte placeringer. Det er altså tydeligt, at der er stor variation i energiudnyttelsen afhængigt af placeringen af dyserne, da der tilføres den samme mængde energi ved samtlige placeringer.



Figur 6.11

Det gennemsnitlige masseflow rundt i bassinet til de forskellige placeringer af indløbene her angivet med afstanden fra bunden.

En vigtig parameter i forbindelse med at holde bassinerne rene er, hvor store forskydningsspændingerne er på bunden af bassinet, da det er her de tunge partikler vil samle sig i tilfælde af for lave forskydningsspændinger. Derfor er det undersøgt, hvor store forskydningsspændingerne er på bunden af bassinerne i forhold til de forskellige dyseplaceringer. Det skal understreges, at det ikke har været forsøgt at justere flowet i indløbene af bassinet for at opnå en bestemt forskydningsspænding på bunden. Der er anvendt en

skæringsværdi på $0,01\text{N/m}^2$, og det er undersøgt på hvor stor en procentdel af bundarealet forskydningspændingen er over eller under denne værdi. Resultatet af dette ses i tabel 6.12.

Sammenholdes tabellens resultater med det resulterende masseflow, som vist på figur 6.11, ses det, at disse to generelt følges ad for dyseplaceringer tæt ved bunden, således at større flow giver større forskydningspændinger. Dette er dog noget overraskende ikke tilfældet med placeringen af dyserne i den øverste del af bassinet, hvor det omvendte nærmere er tilfældet. I hvert fald, hvis der ses på placeringen fra 150-190cm fra bunden. Den bedste placering med hensyn til forskydningspænding, er således 180cm fra bunden. Det er ikke helt klart, hvad dette skyldes, men en mulig forklaring kan være, at den forholdsvis høje placering af dyserne skaber nogle nedadgående strømninger, som medfører en større strømningshastighed og dermed større forskydningspændinger på bunden. At dette formentlig er tilfældet ses af figur 6.13, hvor der netop under dyserne er klart de største forskydningspændinger på trods af, at disse er placeret kun 10 cm fra toppen.

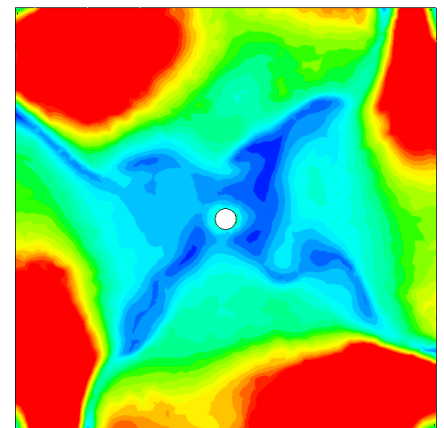
Generelt må det siges at være dyseplaceringerne i den nederste halvdel af bassinet, der giver de bedste resultater, da der her både opnås et højt flow og en høj forskydningspænding. Der er dermed god chance for at der skabes en sekundærstrøm, der vil føre partiklerne ind mod udløbet i midten af bassinet samtidig med at partikler formentlig ikke vil sedimentere i disse designs.

Som tidligere nævnt er formålet med de forskellige designs at finde ud af hvilket, der vil være bedst til at sikre partikelfjernelse. Partikler der i dette tilfælde hovedsageligt er tungere end vand, og derfor vil bevæge sig langs bunden. Der er som nævnt tidligere mange kræfter, der påvirker partikler, når disse bevæger sig gennem vandet. Dog er det for partikler, der bevæger sig langs bunden nærliggende at studere strømningerne langs bunden for at vurdere om et designforslag vil være godt til at fjerne partikler eller ej. På baggrund af undersøgelserne omkring masseflow og forskydningspænding er det valgt at kigge nærmere på to designforslag; et med dyserne placeret i den øverste halvdel af bassinet og et med dyserne placeret i den nederste halvdel. Det er således valgt at kigge nærmere på strømningerne i bassinerne med dyserne placeret 140cm fra bunden og 60cm fra siderne og 50cm fra bunden og siderne.

Afstand fra bunden	Forskydningspænding
10cm	17%
20cm	33%
30cm	86%
40cm	86%
50cm	86%
60cm	66%
70cm	61%
80cm	57%
90cm	53%
100cm	42%
110cm	52%
120cm	61%
130cm	65%
140cm	68%
150cm	80%
160cm	77%
170cm	88%
180cm	90%
190cm	85%

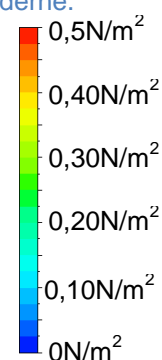
Tabel 6.12

Andelen af bundarealet der har en forskydningspænding på over $0,01\text{N/m}^2$ for de forskellige dyseplaceringer.



Figur 6.13

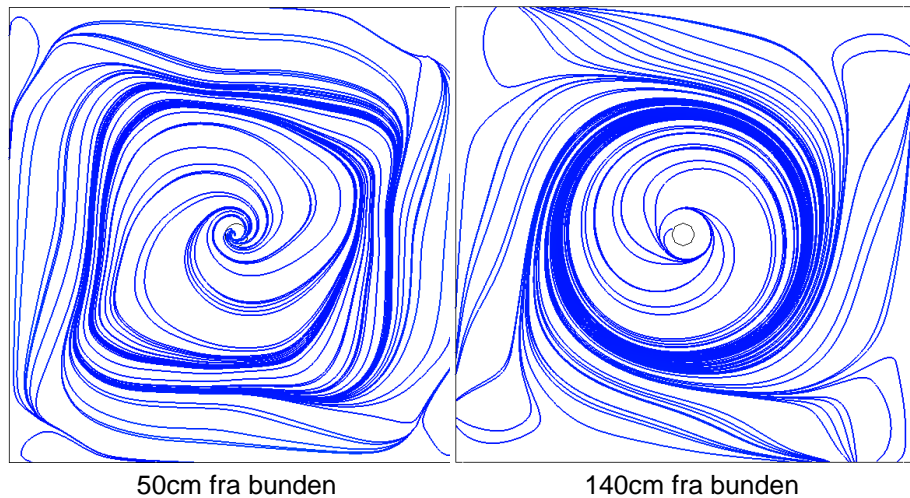
Forskydningspændingen på bunden af bassinet med dyserne placeret 10cm fra toppen og siderne.



På figur 6.14 er vist strømlinjer for de to designforslag. Som det fremgår af figuren, er der i begge tilfælde skabt den overordnede roterende strømning og forudsat partiklerne følger strømlinjerne, vil der i begge tilfælde ske en partikelfjernelse. Der er dog stor forskel på, hvor godt denne vil fungere. Ved en placering af dyserne 140cm fra bunden og 60cm fra kanterne, er der således kun en af

Figur 6.14

Strømlinjerne i et snit 5cm fra bunden i de to valgte designforslag, hvor dyserne er placeret henholdsvis 50cm fra bunden og kanterne samt 140cm fra bunden og 60cm fra kanterne.

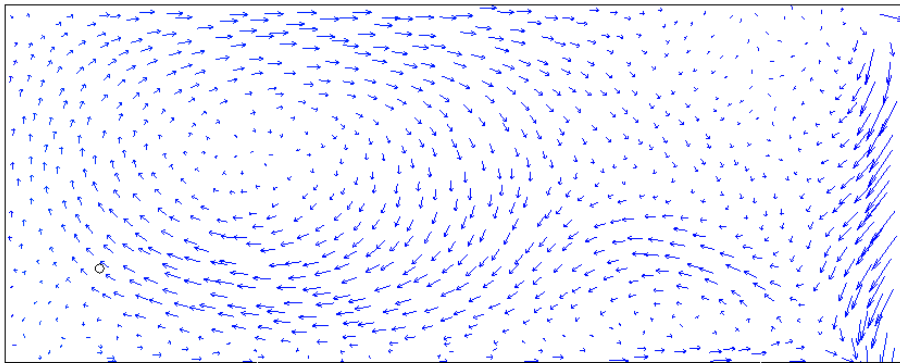


strømlinjerne, der fører ind til udløbet, mens de andre bliver fastholdt i en cirkulær bevægelse et stykke fra udløbet. Dette forløb ses ikke ved en placering 50cm fra bunden og kanterne, hvor det ser ud til, at alle strømlinjerne fører ind mod centrum.

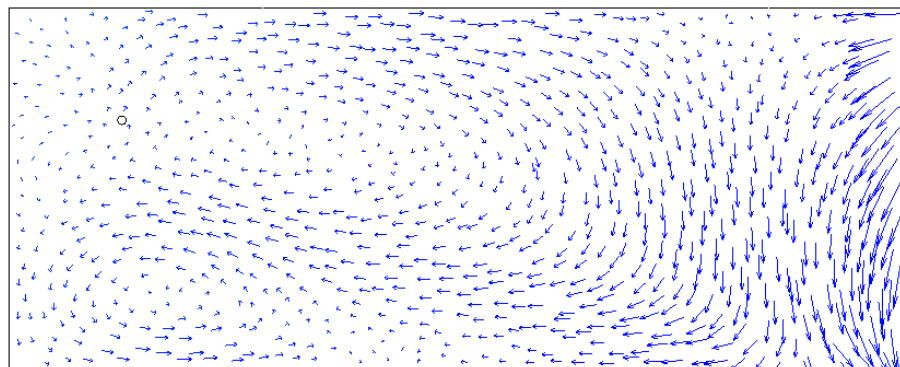
På figur 6.15 er vist et vektorplot for en flade i bassinet, der er placeret som vist på skitsen i figuren. Det er således sekundærstrømmen, der kan ses på denne figur. Hvis disse sammenlignes med strømlinjerne på forrige figur, ses det ved en placering af dyserne 140cm fra bunden og 60cm fra kanterne, at der er en indadgående sekundærstrøm ude ved kanten, imens strømmen fra centrum af bassinet har retning ud mod bassinkanten. Det er dette, der gør, at strømlinjerne kører i en cirkel et stykke væk fra udløbet. De bliver "fanget" mellem disse to hvirvler. Det ses også af figur 6.15, at det er kompliceret at skabe en regulær sekundærstrøm, som det er tiltænkt med 'teko-effekten', men som det ses af figuren er der langs bunden ved en placering af dyserne 50cm fra bunden og kanterne en indadgående strøm langs hele planet. Dette afspejles også i strømlinjerne, der fører ind mod centrum og dermed udløbet.

Det er valgt at anvende en dyseplacering 50cm fra bunden og kanterne som strømningens løsning på partikkelmodelleringen. Dette er valgt, da dette design har det største masseflow i den roterende bevægelse, samt stor procentdel forskydningspænding over

skæringsværdien på $0,01\text{N}/\text{m}^2$. Desuden er det som sagt konstateret, at den sekundære strøm fører ind mod udløbet.



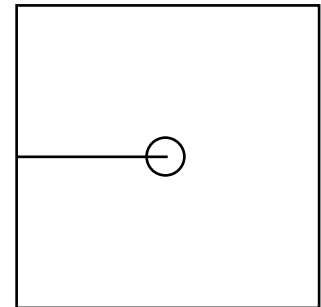
50cm fra bunden



140cm fra bunden

Figur 6.15

Vektorplot i en flade i placeret midt i bassinet som vist på skitsen nedenunder, hvor bassinet er set fra oven.

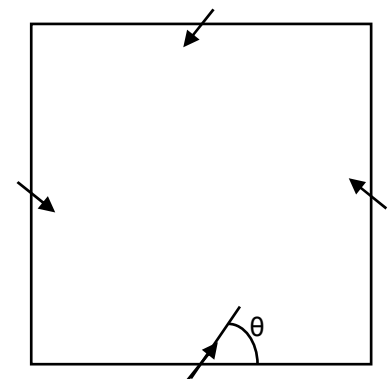


Vinklet dyseplacering

I denne fremgangsmåde er dyserne placeret midt på bassinets sidevægge, men er vinklet i forhold til siderne, som det ses på figur 6.16. Først er det forsøgt at placere dyserne 1m fra bunden, eller i midten af bassinets højde, og her ud fra forsøgt med forskellige vinklinger af dysen. Dette er gjort for at finde den vinkel, der giver den største roterende bevægelse. Når denne er fundet, er det forsøgt at ændre i hvilken højde, dysen er placeret, for at undersøge i hvilken højde dysen bør placeres.

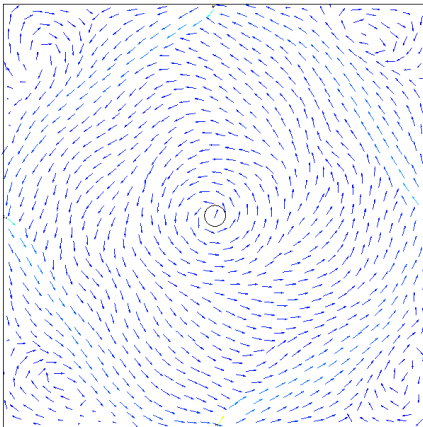
Med dette design lykkedes det ligeledes at skabe den overordnede roterende bevægelse for samtlige placeringer af dyserne. På figur 6.17 er et eksempel på denne roterende strømning, der ses at have centrum omkring udløbet placeret i centrum af bassinet. Ligesom i forrige afsnit er der stor forskel på, hvor stort masseflowet er i denne roterende strømning. Dette er undersøgt på tilsvarende vis, og der henvises til figur 6.10 for placering af de flader i gennem hvilke, masseflowet er bestemt.

På figur 6.18 er der vist det gennemsnitlige masseflow i den roterende bevægelse. Som det fremgår af figuren, er det klart ved en vinkling



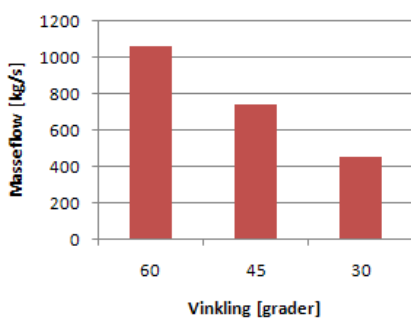
Figur 6.16

Dysernes placering i bassinet set oppe fra.



Figur 6.17

Vektorplot i et plan placeret 1 meter fra bunden. Dyserne er placeret 1 meter fra bunden og vinklet 60 grader i forhold til bassinsiderne.



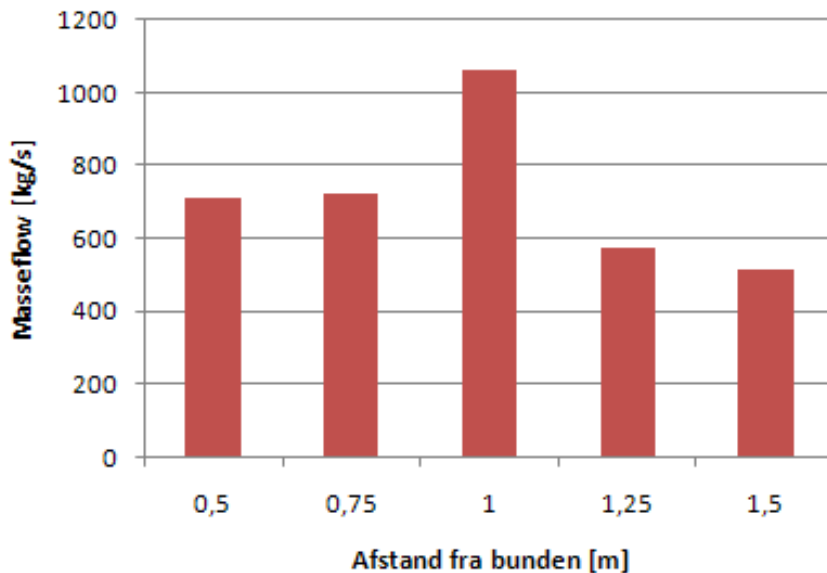
Figur 6.18

Det gennemsnitlige masseflow rundt i bassinet til de forskellige vinklinger af indløbene.

af indløbsdyserne på 60grader i forhold til bassinkanten, at der opnås det største masseflow. Det er mere end dobbelt så stort som ved en vinkling på 30grader. En mulig grund til dette er, at ved en vinkling på 60grader, skyder indløbene mere direkte vandet ind i spiralen og kan derfor påvirke den roterende bevægelse i højere grad. Desuden er det også fundet, at den roterende bevægelse har en tendens til at presse dysestrålen ned i en lavere vinkling således, at strålen ved en vinkling på 30grader presses ud mod væggen. Dette medfører større hastigheder langs siden af bassinet, men dog med større energitab til følge. Denne effekt er mindre ved en vinkling på 45grader og stort set ikke til stede ved en vinkling på 60grader. Det er derfor valgt at arbejde videre med en vinkling af rørene på 60grader.

Det er som tidligere nævnt forsøgt at placere indløbsrørene med en vinkling på 60grader men i forskellige højder. Dette er forsøgt for at se, om placeringen midt i bassinets højde er den ideelle placering til at skabe en gunstig situation for partikelfjernelsen. På figur 6.19 er vist det gennemsnitlige masseflow for de forskellige placeringer af de vinklede indløbsrør. Som det fremgår af figuren, er det stadig ved en placering 1 m fra bunden, der opnås det største masseflow. Derudover ses det, at der ikke er stor forskel mellem de andre placeringer af indløbsrøret. Dog er de to placeringer i den nederste del af bassinet en anelse bedre end de placeringer i den øverste halvdel. Ved en placering 1m fra bunden opnås næsten et dobbelt så stort masseflow som i de andre tilfælde.

Det er også undersøgt, hvordan bundforskydningsspændingen er for de forskellige dyseplaceringer. Der er igen anvendt en skæringsværdi på $0,01\text{N/m}^2$. I tabel 6.20 ses således, hvor stor en procentdel af bundarealet, der har en bundforskydningsspænding større end denne skæringsværdi. Det er ligesom tidligere ikke forsøgt at opnå en bestemt forskydningsspænding, men er her medtaget for at vise, hvilken placering af dyserne, der opnås størst forskydningsspændinger ved. Ud fra tabellen ses det, at det igen er ved en placering 1m fra bunden, der sker den bedste udnyttelse af energien og opnås størst bundforskydningsspænding, og at 90% af arealet således har en forskydningsspænding større end $0,01\text{N/m}^2$. Derudover ses det, at det er dyseplaceringerne i den øverste halvdel af bassinet, der giver de største bundforskydningsspændinger sammenholdt med placeringer af dyserne ved bunden. Disse er dog stadig omkring 10% lavere end ved en dyseplacering 1m fra bunden, altså midt på væggen.



Figur 6.19

Det gennemsnitlige masseflow rundt i bassinet til de forskellige placeringer med konstant vinkling på 60grader her angivet med afstanden fra bunden.

På baggrund af undersøgelserne for designforslaget med vinklede indløbsrør er det valgt at kigge nærmere på forslaget med indløbsrørene placeret 1m fra bunden og med en vinkling på 60grader. Dette er valgt, da dette forslag både har det største gennemsnitlige masseflow i den roterende bevægelse samt størst andel af bundforskydningsspændingen på over $0,01\text{N/m}^2$.

På figur 6.21 er vist strømlinjer for det valgte forslag i et plan 1cm over bunden. Som det fremgår, fører en stor del af disse ind mod centrum og i udløbet. Der dog områder i hjørnerne af bassinet, hvor der er hvirvler, som gør, at strømlinjerne bliver i disse områder. Dette kunne dermed være områder, hvor der potentielt kunne ophobes partikler. Men som det er vist i starten af dette afsnit, er det tilsyneladende ikke muligt at opnå en fuldstændig stationær situation med det pågældende system. Dette understreger blot, at det er nødvendigt med en transient beregning for de videre partikkelmodelleringer.

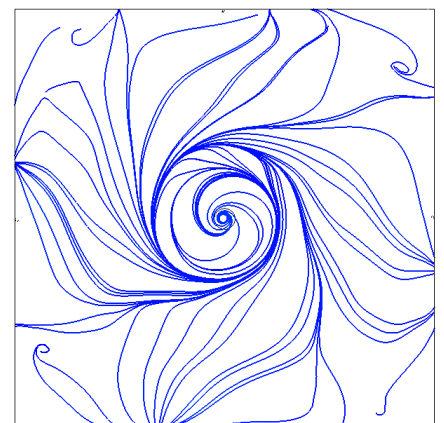
På figur 6.22 er et vektorplot i en flade placeret midt i bassinet, som kun dækker halvdelen af bassinets bredde, som vist på figuren. Det ses af dette vektorplot, er der langs bunden en indadgående strømning langs hele bredden, hvilket også ses ud fra strømlinjerne, hvor en stor del af disse ender inde i midten af bassinet. Vektorplottet er overordnet set lidt rodet, men den indadgående sekundære strømning langs med bunden er at finde.

På baggrund af undersøgelserne omkring masseflow, bundforskydningsspænding og strømlinjer, er det valgt at anvende designet, hvor dyserne er placeret midt på bassinvæggen 1m fra

Dyse-placering	Forskydnings-spænding
50cm	69%
75cm	66%
100cm	90%
125cm	80%
150cm	81%

Tabel 6.20

Andelen af bundarealet der har en forskydningsspænding på over $0,01\text{N/m}^2$ for de forskellige dyseplaceringer.



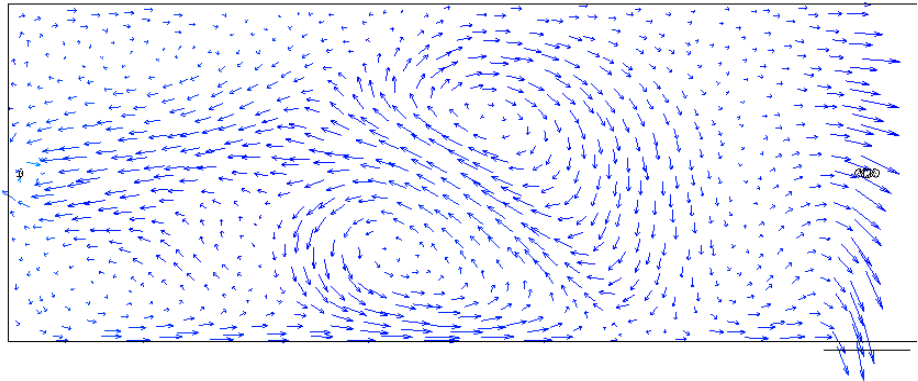
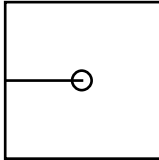
Figur 6.21

Strømlinjerne i et snit 1cm fra bunden med dyserne vinklet 60 grader og placeret 1m fra bunden.

bunden og vinklet 60grader, til at danne baggrund for en partikkelmodellering.

Figur 6.22

Vektorplot i en flade i placeret midt i bassinet som vist på skitsen nedenunder, hvor bassinet er set fra oven.



6.2.2 Partikler

Vandet i bassinet strømmer som beskrevet ind imod centrum i en spirallignende strømning, hvorfor det i en partikelsammenhæng som sagt vil være relevant at se på partikler, der er tungere end vand, og som bevæger sig hovedsageligt på bunden. 'Tekop-effekten' i forbindelse med partikkelmodellering er undersøgt ved forsøg, som beskrevet i afsnit 4.2 'Partikelbevægelse i bassin', men den skal her undersøges igen i en simpel geometri. Yderligere er der til forskel fra det indledende forsøg set både på store partikler, der er sammenlignelige med fækalier fra dyr, samt små partikler, som stammer fra erodering af deres overflader.

Beregningsforudsætninger

Der ses i partikelsammenhæng på to forskellige designs, hvor den spirallignende strømning opstår, som tidligere beskrevet. Næmlig et design hvor 4 indløb er placeret midt på bassinvæggen og vinklet 60grader ind i bassinet, samt et design hvor 4 indløb er placeret i hvert af bassinets hjørner og står vinkelret på bassinvæggen.

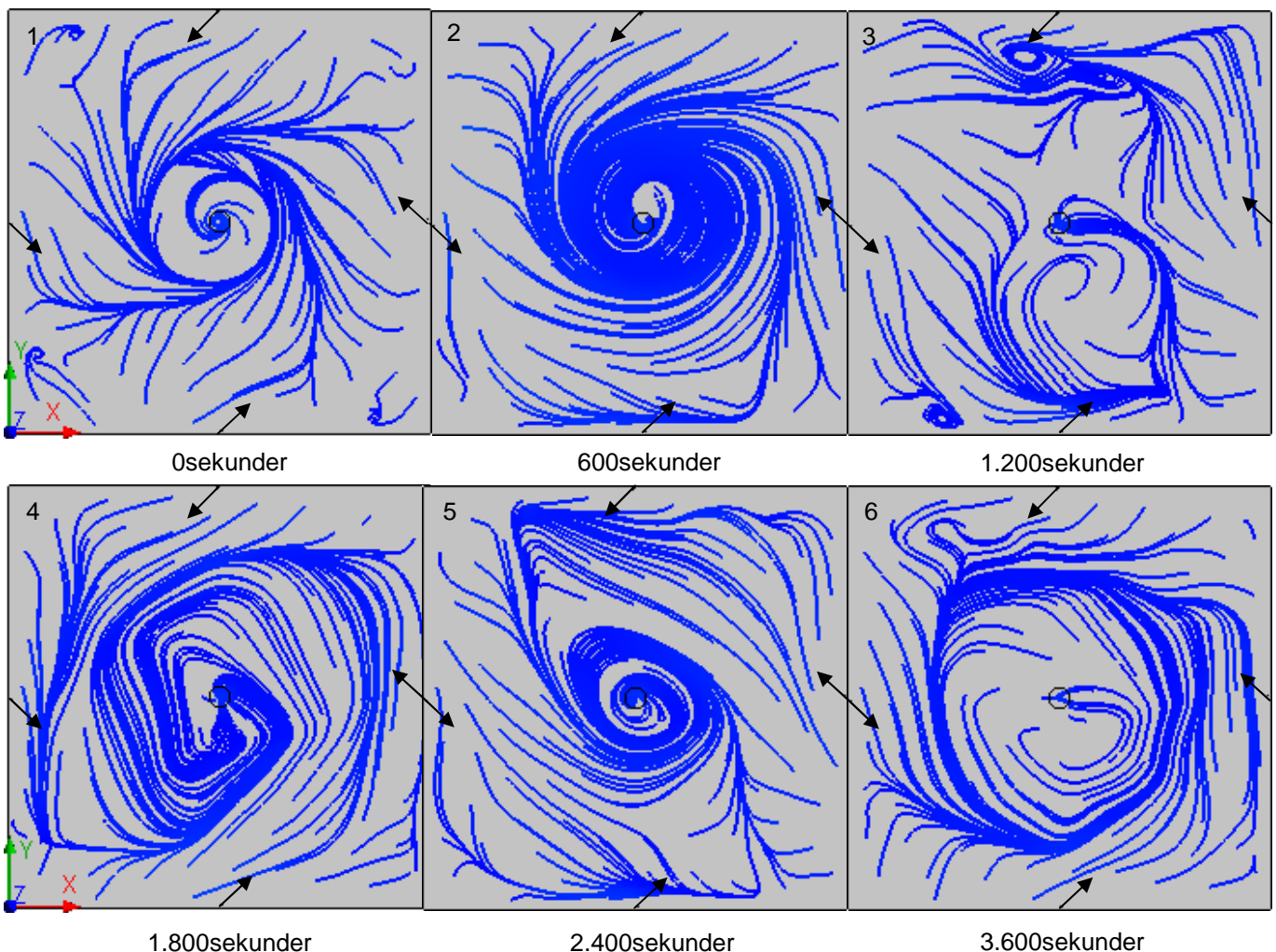
De tidligere beskrevne forudsætninger for strømningsmodellerne er også gældende for partikkelmodellerne, da disse som sagt danner baggrund for partikkelmodellerne. For partikkelmodelleringen er det dog en forudsætning for at opnå det bedste resultat, som det er beskrevet i afsnit: 4.2.3 'Partikelmodel i bassin', at partiklernes bevægelse og position bestemmes ud fra en transient løsning af strømningsmodellen. Derfor anvendes de fundne stationære strømningsløsninger på de to designs som en startbetingelse for de to transiente strømningsløsninger, hvor der spores partikler ned gennem

strømningsfeltet. Hver model simuleres i 2 timer med et tidsskridt på 1 sek, da den hydrauliske opholdstid netop er 2 timer.

For de to designs modelleres der partikler af en størrelse på 7 cm samt 1 mm begge med en densitet på 1.030 kg/m^3 . I hver model spores der for hver partikeltype 1000 partikler, som har en jævnt fordelt startposition over hele bassinets overflade. Det er vurderet, at der ved spring af 1000 partikler findes et brugbart resultat, samtidig med at simuleringstiden holdes på et rimeligt niveau.

For begge partikkelmodeller gælder endvidere de generelle forudsætninger om kraftpåvirkning samt turbulent dispersion, som er opstillet i afsnit: 6.1.4 'Modelopsætning'.

Resultater



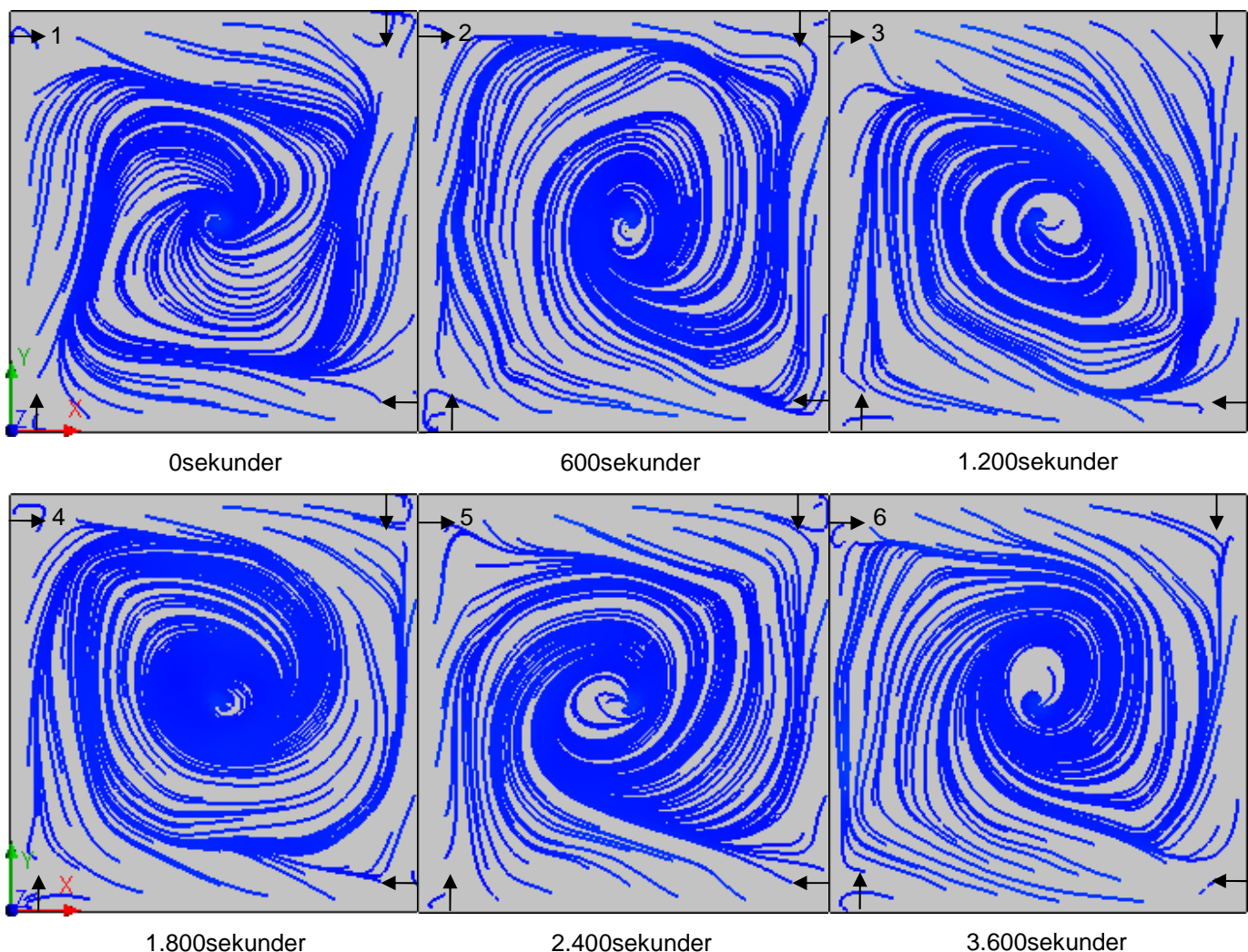
Figur 6.23

For begge designs er det tilfældet, at de store partikler på 7 cm følger den roterende strømning ind til udløbet i centrum af bassinets og bevæger sig langs med bunden. Det er derimod gældende for de små partikler på 1 mm, at disse bevæger sig rundt i hele strømmingen og ikke kun bevæger sig langs med bunden, men også hvirvles op i strømningerne, til trods for at deres densitet er større end vandet. De

Strømlinjer lige over bunden til forskellige tidsskridt i designet, hvor indløbene er placeret midt på væggen i en 60 graders vinkel ind i bassinet.

følger dog også den roterende strømning ind imod centrum og når udløbet her. Alle partikler, både store som små, i begge modeller når udløbet inden for én hydraulisk opholdstid, som tidligere beskrevet er på 2 timer. Til sammenligning kan det nævnes, at kun 85% af alle partikler ved en stationær løsning af strømningssmodellerne når udløbet. De resterende 15% cirkler rundt i bassinets hjørner og bliver ikke fjernet. Dette fænomen ses ikke for den transiente løsning, hvilket ligeledes underbygges af partikelforsøget, jf. afsnit 4.2 'Partikelbevægelse i bassin'. Dette understøtter, at det er nødvendigt at bestemme en transient løsning af den roterende strømning for at modellere tilfredsstillende resultater for partikelfjernelsen.

Af figur 6.23 ses det, hvorledes strømmlinjerne lige over bunden varierer til forskellige tidsskridt for den transiente løsning af det ene design,



Figur 6.24

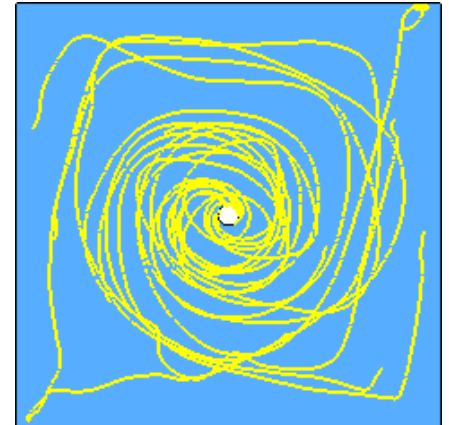
Strømmlinjer lige over bunden til forskellige tidsskridt i designet, hvor indløbene er placeret i hjørnet af væggen i en 90 graders vinkel ind i bassinet.

hvor indløbene er placeret midt på i bassinvæggen i en vinkel på 60grader ind i bassinet. Det ses, at strømmlinjerne overordnet set danner en spiral ind imod udløbet i centrum, men at strømmingen dog varierer. Af billede 3 på figur 6.23 hvor den transiente løsning af

strømningen ses til tidsskridtet på 1.200sek, altså 20min efter at partiklerne er tilført bassinet, strømmer vandet ifølge modellen ikke tydeligt ind imod udløbet, og den overordnede spiral fremstår ikke entydigt for dette tidsskridt. Dog ses det af de senere tidsskridt, at spiralen gendannes.

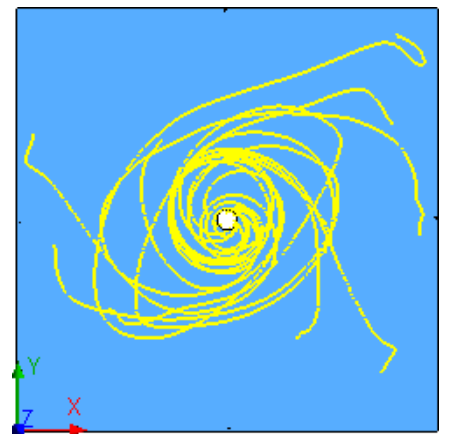
Tilsvarende ses det af figur 6.24, hvorledes strømmlinjerne lige over bunden varierer til forskellige tidsskridt for den transiente løsning af det andet design, hvor indløbene er placeret i hjørnerne i bassinvæggen i en vinkel på 90grader ind i bassinet. Det ses igen, at strømmlinjerne overordnet set danner en spiral ind imod udløbet i centrum. Variationen i strømningsbilledet for dette design er ikke så stort som for det første design, hvor indløbene er vinklet 60grader ind i bassinet. Strømningerne virker mere stabile i dette design ud fra en visuel vurdering af de seks billeder på figur 6.24. Denne forskel kan muligvis skyldes, at injektionen af vandet i bassinet sker gennem forholdsvis små dyser sammenlignet med bassinets volumen.

Vandet strømmer således ind i bassinet med en væsentlig større hastighed, end der gennemsnitligt er i bassinet. Når dyserne således er vinklet 60grader ind i bassinet, næsten direkte ind i hovedstrømningen, kan det nemt forestilles, at vandets store hastighed fra dyserne i en eller anden grad forstyrrer hovedstrømningen, hvorfor den spirallignende strømning til nogle tidsskridt ikke er så veldefineret som til andre tidsskridt. Forstyrrelsen af strømningsbilledet er ud fra de ovenstående to designs at dømme således mindst, når indløbene placeres i bassinvæggens hjørner i en 90 graders vinkel ind i bassinet. Af figur 6.25 og figur 6.26 ses det, i hvilke baner de største partikler på 7cm bevæger sig i langs med bunden ind imod udløbet for de to designeksempler. Der er på hver figur vist 10 tilfældige partikelbaner, og det ses umiddelbart, at partiklerne i designet, hvor indløbene er placeret i en 60 graders vinkel ind i bassinet, bevæger sig hurtigere ind imod centrum af strømningen ind til udløbet. Spiralen, der dannes i dette design, har en mere cirkulær form i modsætning til det andet design, hvor indløbene står vinkelret ind i bassinet, og spiralen bliver mere kantet. Dette bevirker, at partiklerne ved at følge strømningerne i designet, hvor indløbene er vinklet 60grader, umiddelbart hurtigere når i udløbet blot ved at betragte partikelbanerne for de to forskellige designeksempler.



Figur 6.25

10 partikelbaner lige over bunden i designet, hvor indløbene er vinklet 90 grader ind i bassinet.



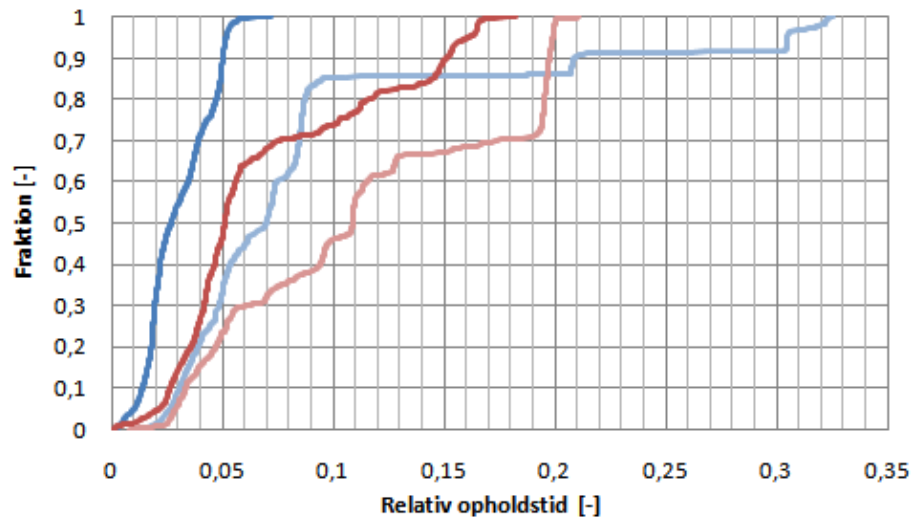
Figur 6.26

10 partikelbaner lige over bunden i designet, hvor indløbene er vinklet 60 grader ind i bassinet.

Figur 6.27

Tidsfordelinger af partiklernes relative opholdstid i forhold til den hydrauliske opholdstid for de to designs.

- 60gr 7cm
- 60gr 1mm
- 90gr 7cm
- 90gr 1mm



Denne visuelle vurdering underbygges af figur 6.27, hvor partiklernes tidsfordeling af deres relative opholdstid i bassinet i forhold til den hydrauliske opholdstid på 2 timer ses. Af figuren fremgår tidsfordelinger både for de store samt de små partikler for hvert af de to designs. For begge designs gælder det, at de små partikler på 1 mm har en lidt længere opholdstid i bassinet end de større partikler, hvilket ligger i størrelsesordenen af det dobbelte, hvis 50%-fraktilen for de to forskellige partikelstørrelser sammenholdes. Dette passer fint i overensstemmelse med observationerne for partiklernes bevægelse i hele strømmingen som indledningsvist beskrevet.

Design 1, 60grader	
Partikelstørrelse [cm]	50%-fraktil
7	0,027
0,1	0,070
Design 2, 90grader	
Partikelstørrelse [cm]	50%-fraktil
7	0,051
0,1	0,109

Tabel 6.28

50%-fraktiler for partiklernes relative opholdstid i de to designs.

Af tabel 6.28 fremgår 50%-fraktilen for partiklernes relative opholdstid for de to designs. Som vurderet tidligere har de store partikler på 7 cm i design 1 den korteste relative opholdstid med en 50%-fraktil på 0,027, hvilket svarer til et ophold på ca. 3,3 min. Alle de store partikler har nået udløbet i dette design i løbet af ca. 9 min., imens alle de store partikler for design 2 i alt tager ca. 6,4 min. om at nå udløbet. For design 2 ses det endvidere, at tidsfordelingen for de store partikler har et knæk omkring 0,7, hvorfor den sidste tredjedel af partiklerne får en endnu længere relativ opholdstid, end det er tilfældet for de store partikler i det første design.

Generelt når alle partikler udløbet relativt hurtigt for begge designs, og der ses en overordnet roterende spiralstrømning ind mod udløbet, hvilket er væsentlig for partiklernes fjernelse fra bassinet. Det må dog siges med baggrund i den tidligere beskrevne strømningsundersøgelse, at det bedste design opnås ved at placere indløbene midt i bassinet og vinkle disse. Med dette design er der både opnået det største masseflow, som er på ca. 1.000 kg/s, mens der for designet med vinkelrette indløb er et masseflow på ca.

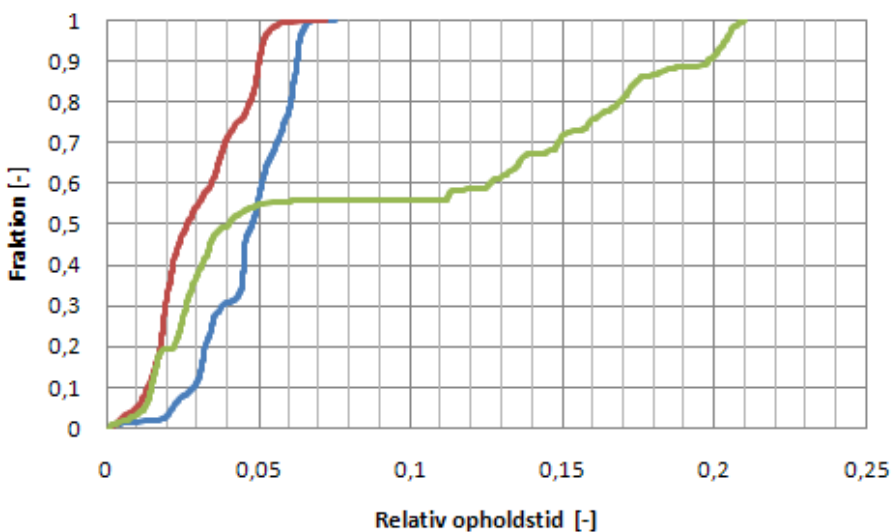
700kg/s. Ligeledes er der også med dette design opnået en større andel af arealet med en bundforskydningsspænding på over $0,01\text{N/m}^2$, som er på 90% til sammenligning med 80% for designet med vinkelrette indløb. Endelig viser partikelmodelundersøgelsen at designet med de 60graders vinklede indløb har en hurtigere partikelfjernelse.

6.2.3 Ændring i energitilførsel

Eftersom det er fundet, at det bedste design til fjernelse af tunge partikler er designet med indløbene placeret midt i bassinet og vinklet med 60 grader, er det forsøgt at ændre den energimængde der tilføres bassinet via indløbsdyserne ved at ændre på indløbsrørens diameter og hermed forøge eller reducere indløbshastighederne heri. Dette er gjort for at undersøge om en forøgelse eller en nedjustering af den energimængden, der tilføres bassinet, vil føre til en bedre eller en dårligere partikelfjernelse.

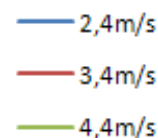
Den hydrauliske opholdstid på 2timer holdes, ved en ændring af dysernes diameter og hermed en ændring af indløbshastighederne, konstant i bassinet. Hastighederne er i de tidligere beskrevne designs $3,4\text{m/s}$, imens de nu ændres til henholdsvis $2,4\text{m/s}$ samt $4,4\text{m/s}$. Der ses på en partikelfjernelse af de store partikler på 7cm med en densitet på 1.030kg/m^3 .

På figur 6.29 ses partiklernes relative opholdstid i forhold til den hydrauliske opholdstid i bassinet til de forskellige indløbshastigheder. Som det ses af figuren, er det ved en indløbshastighed på $3,4\text{m/s}$, der sker den hurtigste partikelfjernelse. Tidsfordelingen ved en hastighed



Figur 6.29

Viser den relative opholdstid for partikler på 7cm med en densitet på 1.030kg/m^3 ved forskellige indløbshastigheder i dyserne.

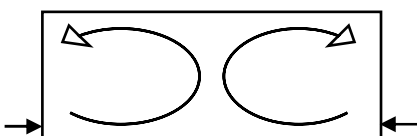


på $2,4\text{m/s}$ har stort set samme forløb som ved en hastighed på $3,4\text{m/s}$ men partikelfjernelsen sker lidt langsommere her, hvilket med stor

sandsynlighed skyldes de lavere hastigheder, som optræder i bassinet. Ud fra dette kan det synes som, at jo mere energi der tilføres bassinet og jo større hastigheder der er at finde i indløbsdyserne, jo hurtigere en partikelfjernelse sker der.

Dette er i midlertidig ikke tilfældet, hvis der ses på den sidste tidsfordeling, hvor indløbshastighederne er på 4,4m/s. Her følger kurven ligeledes de to andre fordelinger indtil omkring 50% af partiklerne er ude, men slår derefter et knæk, hvorfor de resterende 50% er væsentlig længere om at nå ud af bassinet. Grunden hertil skal formentlig findes i en af de kræfter der påvirker partiklerne, nemlig centrifugalkraften. Denne kraft virker modsatrettet rotationens centrum og vil derfor forsøge at drive partiklen væk fra udløbet. Om partiklerne når hurtigt ind til udløbet, er således en balancegang mellem de kræfter, der virker på dem, og ved større hastigheder i bassinet får centrifugalkraften efter tidsfordelingerne at dømme en større betydning for partiklernes opholdstid og dermed fjernelse.

Det er som tidligere nævnt ved en hastighed på 3,4m/s at partikelfjernelsen sker hurtigst og dermed mest effektivt, men forskellen herfra og til 2,4m/s er lille. Derfor kunne en måde at spare energi på, være at nedjustere hastigheden, da dette ikke har den store effekt på partikelfjernelsen. Samtidig er der i afsnit: 3.1.2 'Energibetragning' fundet, at størstedelen af den energimængde, som tilføres et kunstigt vandmiljø, ofte sker i vandrenningsdelen af anlægget. Derfor vil det ud fra en energimæssig betragtning godt kunne svare sig at poste så meget energi som muligt ud i bassinet til at designe strømningerne, så den hurtigste partikelfjernelse sker. Hermed skal det, som lige nævnt huskes, at mest energi ikke nødvendigvis er lig med hurtigst partikelfjernelse, da der ud fra en kraftligevægtsbetragtning i forbindelse med partiklernes bevægelse er et optimum for, hvornår flest partikler når hurtigst ud.



Figur 6.30

De ønskede strømninger i bassinet med dyserne placeret overfor hinanden i bunden af bassinet.

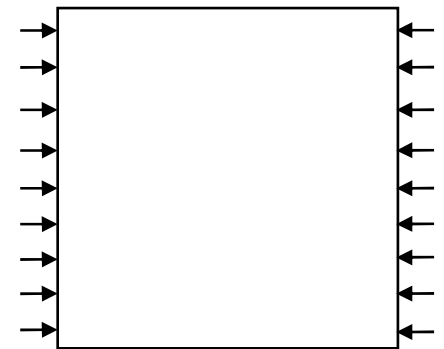
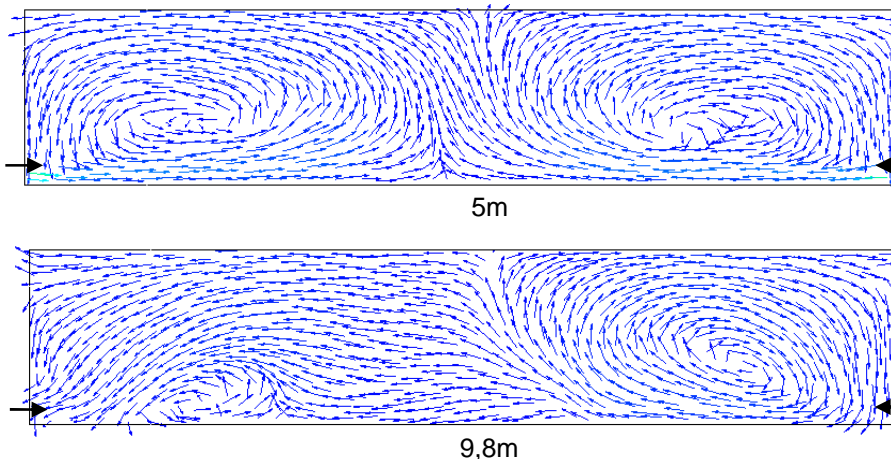
6.3 Overfladeskimmer

Dette designforslag har til formål at skabe en strømningssituation, hvor der er en opadgående strømning i bassinet, således at partikler, der er lettere eller kun lidt tungere end vand, kan blive transporteret op til overfladen. I overfladen vil der så være placeret skimmere langs bassinkanten, der kan fjerne disse partikler og bringe disse til rensning.

6.3.1 Strømninger

Den ønskede strømning, som det ønskes at skabe, er vist på figur 6.30. Som det fremgår, er det ønsket at skabe en todelt strømning, der går fra bunden og op mod toppen af bassinet. Denne ønskes skabt ved at placere indløbsdyserne overfor hinanden. Forhåbningen er så, at når strømmingen fra disse to dyser møder hinanden, vil den bevæge sig op ad og skabe den cirkulære bevægelse, der ses på figur 6.30. Det er valgt at placere 9 dyser i bassinets længde med en indbyrdes afstand på 1m. Den første dyse i hver side af bassinet er ligeledes placeret 1m fra kanten. På figur 6.31 er vist en principskitse af dette.

Det har været forsøgt at placere disse 18 dyser i forskellig afstand fra bunden for at vurdere, hvilken der er bedst. Derudover er det også forsøgt at vinkle indløbsdyserne for at vurdere, om dette er



Figur 6.31

Dysernes placering i bassinet set oppe fra. Som det fremgår, er der 9 dyser i hver side af bassinet.

Figur 6.32

Vektorplot på en flade gennem hele bassinets bredde. Dyserne er i dette tilfælde placeret 10cm fra bunden.

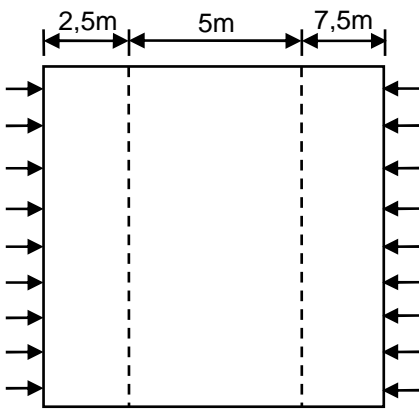
bedre til at skabe den roterende bevægelse, der ønskes. Det er således forsøgt at vinkle disse ned mod bunden, og forsøgt med 10 og 20graders hældning på dyserne.

Det er lykkedes i samtlige tilfælde at skabe den ønskede strømningssituation. På figur 6.32 er der vist vektorplot på en flade gennem hele bassinets bredde. Der er vist plot for henholdsvis 5m og 9,8m inde i bassinet. Som det ses, er der midt i bassinet skabt den ønskede roterende strømning. Der er således to veldefinerede hvirvler i hver sin side af bassinet. Ses der derimod på strømmingen i den ene ende af bassinet, ser strømningsfeltet noget mere rodet ud. Der er i højre side en hvirvel, mens der i venstre side ikke er nogen. Sådan ser det ud i begge ender nær bassinvæggene, hvilket skyldes, at den nærmeste dyse er placeret ca. 1m fra den undersøgte flade. Påvirkningen herfra er derfor ikke så stor længere. Det vurderes dog ikke til at være noget problem for strømningerne overordnet, hvilket



Figur 6.33

3D strømmlinier i bassinet. Dyserne er i dette tilfælde placeret 10cm fra bunden.



Figur 6.34

Placering af de flader, hvor gennem masseflowet er beregnet. Der er placeret to flader på hver 1m i hvert snit.

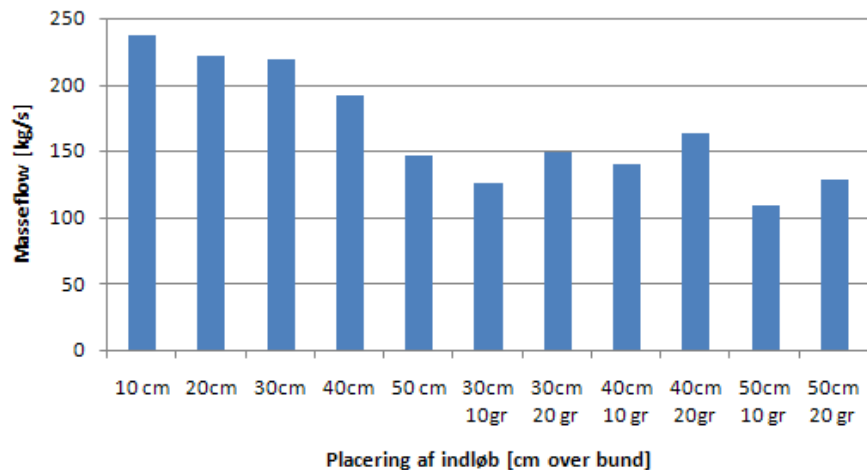
underbygges af figur 6.33, hvor det fremgår, at ingen af strømlinjerne bliver fanget i enderne af bassinet.

Det er også for disse forskellige designs undersøgt hvilken placering af dyserne, der giver det største gennemsnitlige masseflow. Det er igen valgt at bestemme masseflowet gennem 4 flader. Placeringen af disse ses af figur 6.34. Som det fremgår, er fladerne placeret 2,5m fra bassinkanterne i hver side af bassinet. Der er placeret to flader på hver 1m i højden, således at de dækker hele bassinets dybde.

Masseflowet gennem fladerne til de forskellige placeringer af dyserne ses af figur 6.35. Som det fremgår, er der undersøgt for 5 forskellige dybder af placeringer af dyserne samt forsøgt at vinkle dyserne i 3 af disse placeringer. Det ses at masseflowet mindskes med afstanden fra bunden. Det er således ved en placering af dyserne kun 10cm fra

Figur 6.35

Det gennemsnitlige masseflow gennem de 4 flader.



Dyse-placering	Forskydnings-spænding
10cm	45%
20cm	39%
30cm	31%
40cm	13%
50cm	2%
30cm10gr	34%
30cm20gr	39%
40cm10gr	53%
40cm20gr	61%
50cm10gr	23%
50cm20gr	31%

Tabel 6.36

Andelen af bundarealet der har en forskydningspænding på over $0,01\text{N/m}^2$ for de forskellige dyseplaceringer.

bunden, at der opnås det største masseflow, som i dette tilfælde er på næsten 250kg/s . Ved en placering 50cm fra bunden er masseflowet faldet til omkring 150kg/s . Dette skyldes formentlig, at dysen i dette tilfælde er placeret så højt, at den forstyrrer den roterende strømning, der er ønsket at skabe. Det er heller ikke ved en vinkling af dyserne lykkedes at skabe et større masseflow, og de er således alle sammen mindre end ved tilfældet, hvor dyserne står vinkelret på bassinsiden.

I tabel 6.36 ses hvor stor en del af bundarealet, der har en forskydningspænding på over $0,01\text{N/m}^2$. Som det fremgår, er det med de vinklede indløb, der opnås de største forskydningspændinger. Ved en placering 40cm fra bunden og vinklet 20grader ned mod bunden har 61% af bundarealet således en forskydningspænding, der er større end skæringsværdien. At det netop er ved 40cm de største forskydningspændinger opstår, hænger formentlig sammen med at der ved denne placering opnås større

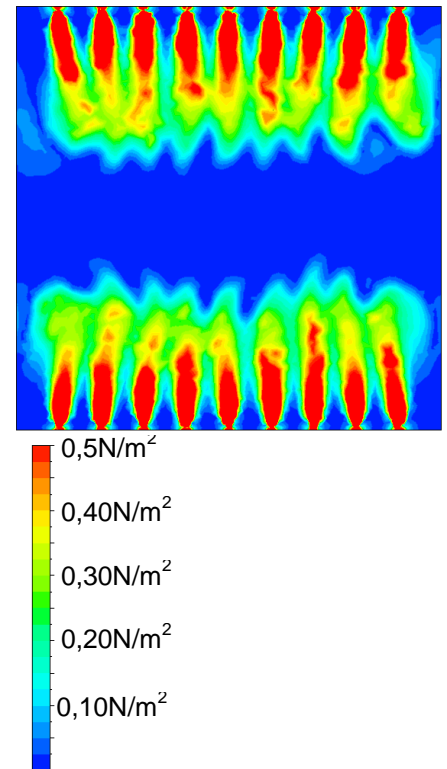
masseflow end ved en placering 30cm fra bunden. Det vil ellers have været forventet, at jo tættere dyserne er på bunden, jo større en andel af bundarealet vil være over skæringsværdien. Omvendt vil den tætte placering på bunden også medføre at en større del af den tilførte energi vil blive brændt som følge af friktion med bunden tæt ved dysen.

Ses der på de dyseplaceringer, hvor dyserne står vinkelret på bassinets sider er det ved en placering 10cm fra bunden, at den største andel af bundarealet er over skæringsværdien, som er på 45%. På figur 6.37 ses forskydningsspændingen på bunden af netop dette design. Som det ses er forskydningsspændingerne størst omkring dysernes udløb og mindst i midten.

På baggrund af denne undersøgelse er det vurderet, at det bedste design til at fjerne partikler, der er lettere eller kun lidt tungere end vand, vil være ved en vinkelret placering af dyserne tæt ved bunden, i dette tilfælde 10cm fra bunden. Dette er vurderet på baggrund af, at det er dette design, der giver det største masseflow og samtidig har en forholdsvis stor bundforskydningsspænding. Det er dog ikke i dette design, der optræder de største bundforskydningsspænding, men dette vurderes ikke som værende et problem, da der i dette bassin hovedsageligt optræder partikler, der vil flyde frit i vandet. Strømlinjerne i bassinet, som ses på figur 6.33, tyder også på, at der vil være et godt grundlag for partikelfjernelse i dette design, hvorfor dette er valgt til den yderligere partikkelmodellering.

6.3.2 Partikler

Vandet i bassinet strømmer, som beskrevet, langs med bunden ind imod centrum, hvor det her mødes med strømmingen fra den modstående væg, hvilket resulterer i, at vandet strømmer op og vender for at strømme tilbage øverst i bassinet og ud af overfladeskimmere her. I en partikelsammenhæng vil det være relevant at se på små partikler, der er lettere end vand, og som har en vis opdrift, så de kan bevæge sig ud af bassinet via overfladeskimmerne. Det skal dog også undersøges, om det er muligt med dette design at få små partikler med en lidt større densitet end vand til at følge hovedstrømmingen og nå overfladeskimmerne.



Figur 6.37

Forskydningsspændingen på bunden af bassinet med dyserne placeret 10cm fra bunden.

Beregningsforudsætninger

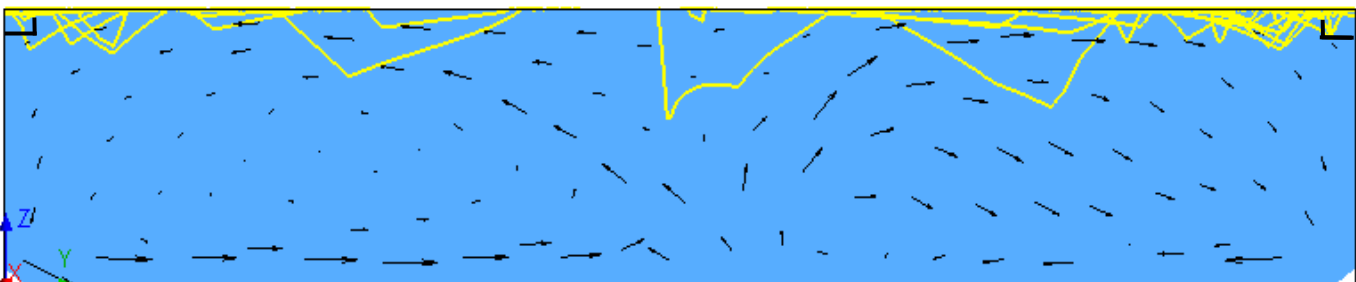
Der ses i partikelsammenhæng på det design, som tidligere beskrevet bedst strømningsmæssigt udnytter den energi, som tilføres bassinet. Herved undersøges partikeldynamikken for bassinet i det design, hvor indløbene er placeret 10cm over bunden.

De tidligere beskrevne forudsætninger for strømningsmodellen er også gældende for partikelmodellen. Som omtalt før, er det ifølge afsnit: 4.2.3 'Partikelmodel i bassin' en forudsætning for at opnå det bedste resultat, at partiklernes bevægelse og position bestemmes ud fra en transient løsning af strømningsmodellen. Det har dog vist sig ved modellering af små partikler, der bevæger sig rundt nær vandoverfladen og ikke kommer i kontakt med bunden, at modelleringen uanset, om der er tale om en transient eller stationær løsning på strømningsmodellen, finder stort set identiske resultater. Derfor kobles der både partikler direkte på den stationære løsning, imens denne også anvendes som en startbetingelse for den transiente strømningsløsning, hvor der spores partikler ned gennem strømningsfeltet. Den transiente model simuleres i 2timer med et tidskridt på 1sek, da den hydrauliske opholdstid netop er 2timer.

Der modelleres partikler af en størrelse på 1mm med en densitet på henholdsvis 1.030kg/m^3 samt 950kg/m^3 . I hver model spores der for hver partikeltype 1000 partikler, som har en jævnt fordelt startposition over hele bassinets overflade. Det er vurderet, at der ved sporing af 1000 partikler findes et brugbart resultat, samtidig med at simuleringstiden holdes på et rimeligt niveau.

For partikelmodellerne gælder endvidere de generelle forudsætninger om kraftpåvirkning og partikeldispersion, som er opstillet i afsnit: 6.1 'Modelovervejelser'.

Resultater



Figur 6.38

Snit midt i bassinet. Partiklerne med en densitet på 950kg/m^3 (gule linjer) bevæger sig fra midten og ud til hver væg, hvor overfladeskimmere er placeret.

Resultaterne af partikelmodelleringen viser, at det kun er de partikler, som er lettere end vand, der kommer ud af bassinet via

overfladeskimmerne. Ingen af de tungere partikler når ud af bassinet, imens alle de lette når ud inden for forholdsvis kort tid.

Af figur 6.38 ses det, hvorledes de lette partikler med en densitet på 950kg/m^3 bevæger sig i overfladen fra midten af bassinet ud til overfladeskimmerne, som er placeret øverst i hver væg. Der er vist 10 partikelbaner på figuren, og det fremgår, at enkelte partikler bevæger sig et stykke ned i dybden af bassinet, men strømmer således op til overfladen igen, grundet den opdrift der virker på partiklerne, idet de har en lavere densitet end vand. Ingen af de lette partikler er på noget tidspunkt i kontakt med bunden.

Af figur 6.39 ses det, hvorledes de tunge partikler med en densitet på 1.030kg/m^3 følger hovedstrømningen, der strømmer ud mod væggene øverst i bassinet, imens strømmen ved bunden er indadrettet imod bassinets midterlinje. Partiklernes nedadrettede tyngdekraft er dog så stor i forhold til de andre kræfter, der påvirker partiklerne, at partiklerne hele tiden har en resulterende bevægelse ned mod bunden



Figur 6.39

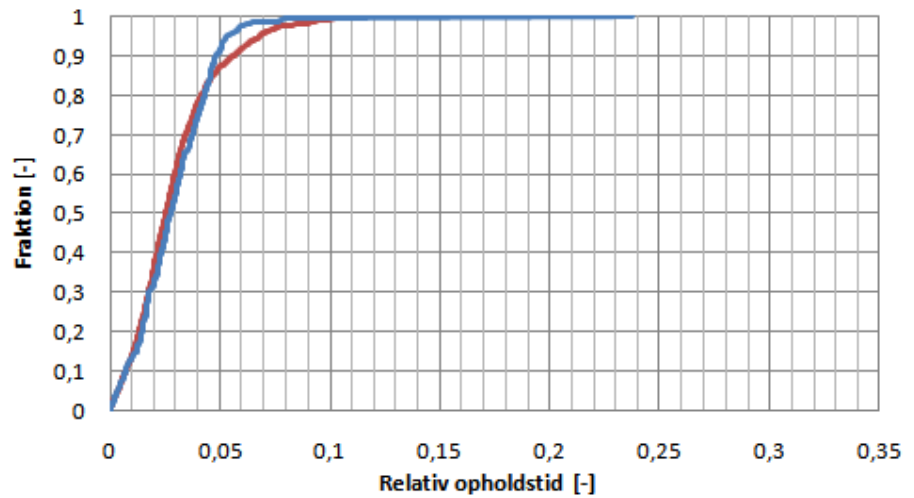
i bassinet. Ingen af de tunge partikler når derfor overfladeskimmerne, men placerer sig på bunden omkring midten af bassinet. Ideen om at partiklerne, trods en større densitet end vand, vil kunne nå overfladeskimmerne, fordi strømmen vil hvirvle dem op grundet deres begrænsede størrelse, sker altså ikke i følge modellens resultater. Hvorvidt, en kraftigere hovedstrøm eller partikler med en endnu mindre diameter vil kunne få partiklerne til at nå ud af bassinet via overfladeskimmerne, er ikke undersøgt yderligere. Det kan blot konstateres, at partikler med en diameter på 1mm samt en densitet på 1.030kg/m^3 ikke kan fjernes fra bassinet med et udløb placeret i bassinet overflade i form af overfladeskimmere. Partiklerne placerer sig på bunden, hvorfor det vurderes, at de mere hensigtsmæssigt fjernes fra bassinet via bundudløb.

Snit midt i bassinet. Partiklerne med en densitet på 1.030kg/m^3 (gule linjer) bevæger sig øverst fra bassinet og ned igennem strømningen til bunden. De når ikke overfladeskimmerne.

Figur 6.40

Tidsfordelinger af de lette partiklers relative opholdstid i forhold til den hydrauliske opholdstid for den stationære samt den transiente strømning.

— stationær
— transient



opholdstid i bassinet for den stationære samt transiente strømning. Af figur 6.40 fremgår, som tidligere nævnt, den ringe forskel der er på tidsfordelingen ved at bestemme partiklernes bevægelse i bassinet ud fra den stationære strømning kontra den transiente løsning. Fordelingerne er stort set identiske, hvilket skyldes, at strømningsbilledet i bassinet kun varierer svagt, når den transiente løsning studeres. Alle partiklerne når udløbet i begge løsninger i modsætning til det tidligere beskrevne design med den roterende strømning, hvor en tilkobling af partikler på den stationære strømning betyder, at ikke alle partikler når i udløbet. Da strømningsløsningerne er stort set identiske, vurderes det, at en stationær løsning af strømningsmodellen vil være tilstrækkelig til at bestemme partiklernes rette bevægelse og opholdstid i bassinet, hvilket nedsætter simuleringstiden væsentlig.

Af tabel 6.41 ses det endvidere at 50%-fraktilen for partiklernes relative opholdstid er stort den samme for de to løsninger og ligger på 0,025 og 0,027. Det vurderes, at denne ensartethed løsninger mellem hovedsagelig skyldes den meget stabile strømning, der er i bassinet. Årsagen hertil skal muligvis findes i den måde, hvormed udløbene er udført. Skimmerne, hvor vandet og hermed partiklerne i modellen strømmer ud igennem, er placeret langs to modstående sidevægge i bassinet. Vandet strømmer hermed ud over en 2x10m lang kant, i modsætning til den roterende strømning, hvor vandet skal ud gennem et forholdsvist lille bundudløb i forhold til hele bassinets volumen, hvilket betyder for strømmingen at den bliver mere stabil. Endvidere vurderes dysernes placering i dette design ikke at have en

Lette partikler, 1.030kg/m ³	
Løsning	50%-fraktil
Stationær	0,025
Transient	0,027

Tabel 6.41

50%-fraktiler for de lette partiklers relative opholdstid i bassinet for de to strømningens løsninger.

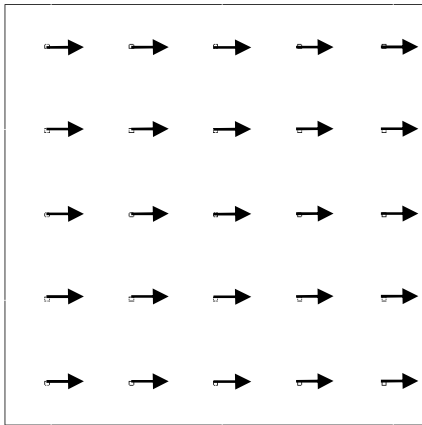
negativ effekt på hovedstrømningen, som det i mindre grad er tilfældet for den roterende strømning, hvor indløbsdyserne er placeret i vinkel på 60 grader ind i bassinet. Dette betyder overordnet set, at det er muligt med en stationær strømningsløsning at bestemme en funktionel partikkelmodellering for de lette partikler.

Som nævnt placerer de tunge partikler sig på bunden midt i bassinet og vil ved en placering af bundudløb her kunne fjernes fra bassinet. I forbindelse med dimensionering af svømmehaller, er det dog af sikkerhedsmæssige årsager ikke ønsket at udforme bundudløb i bassinet. Hovedvægten af partikler i svømmehaller er typisk små partikler, der bevæger sig rundt i vandvolumenet og ikke mindst i vandoverfladen. Herudover er der dog også små partikler, der er tungere end vand og ender på bunden, som vist i designtilfældet. Disse partikler der ender på bunden fjernes, når det er nødvendigt ved at støvsuge bunden ren. Ved at designe strømningerne ud fra et kriterium til bundforskydningsspændingen, som dog ikke er kendt for partikeltyperne i svømmehaller, forestilles det, at partiklerne på bunden, hvis dette kriterium overholdes, holdes i bevægelse og samles midt i bassinet, hvor strømningen vender og strømmer ud mod sidevæggene i retning af overfladeskimmerne. Rengøring af bassinbunden ved hjælp af støvsugning er således afgrænset til et mindre areal af bunden.

6.4 Bundstrygende strømning

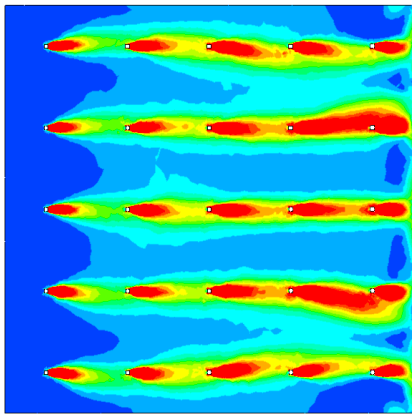
Ud fra filosofien om at holde de små lidt tungere partikler i svømmehaller i bevægelse og samle dem indenfor et afgrænset område på bunden, er en samling af partiklerne midt i bassinet måske ikke så hensigtsmæssig, som beskrevet i forrige afsnit. Det forestilles at være mere praktisk at samle partiklerne ved den ene endevæg i bassinet, evt. i den dybe ende af svømmehallen, hvis en sådan er til stede, således at partiklerne ikke hvirvles op ved evt. bevægelse af badende gæster, der går på bunden, samt således at partiklerne ikke er til gene for badegæsterne. For at gøre dette muligt er det derfor nødvendigt at designe strømningerne på anden vis i bassinet, hvilket er forsøgt og omtalt i dette afsnit.

Det er ligesom i forrige afsnit endvidere forsøget at lave en strømningssituation, der transporterer de lette partikler mod toppen af bassinet for at blive fjernet via overfladeskimmere, imens de lidt



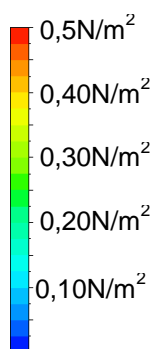
Figur 6.42

Dyserne er placeret på bunden af bassinet. Der i alt 25 dyser i dette design.



Figur 6.43

Forskydningsspændingen på bunden af bassinet.



Figur 6.44

Vektorplot på en flade gennem hele bassinets bredde placeret 5 m fra bassinkanten.

tungere partikler samles i den ene ende af bassinet, når den kritiske bundforskydningsspænding sikres.

Det er valgt kun at lave et design i dette konkrete designforslag. Det vurderes, at en ændring af dysernes placering i dette tilfælde ikke vil have den store effekt.

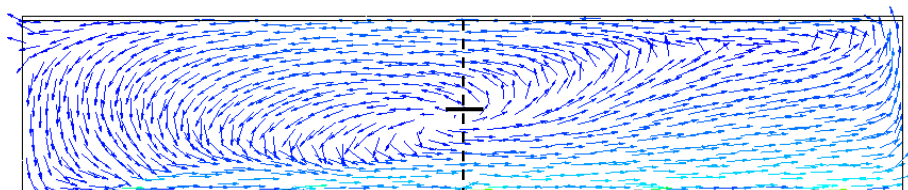
6.4.1 Strømninger

På figur 6.42 er en skitse, der viser dysernes placering i bassinet. Bassinet er set oppefra, og dyserne er placeret på bunden af bassinet således, at de har en indbyrdes afstand på 2m og 1m ud til bassinkanten. Dette giver 25 dyser i alt. Disse dyser er tænkt som retningsbestemte bunddyser, der i modelleringsammenhæng er lavet som små firkanter på bunden med et indløb på den ene side.

Med dette design er det lykkedes at lave den ønskede roterende effekt, hvilket ses af figur 6.44. Hvirvlen er dog ikke helt symmetrisk omkring midten af bassinet, men overordnet set har den det ønskede forløb, der gerne skal føre partiklerne mod overfladen og videre til overfladeskimmeren for enden af bassinet.

Der er endvidere udregnet masseflow for dette design, hvilket er gjort ved at placere to flader på tværs af strømningsretningen. Dette er angivet på figur 6.44 med en stiplede linje og en fed streg, der angiver hvor den ene flade ender og den næste starter. De er hver især en 1m høje og dækker dermed hele bassinets dybde, hvor ud fra masseflowet fundet til ca. 300kg/s. Hvis dette sammenlignes med det største masseflow fundet i forrige afsnit, som er lige under 250kg/s, ses det at masseflowet for dette design ligger på samme niveau, dog lidt højere.

En af ideerne med dette design er at få flyttet partikler, der er tungere end vand over til den ene kant for på den måde at forenkle rengøringen af bassinets bund. Det er forskydningsspændingen på bunden af bassinet, der skal sikre dette, som ses af figur 6.43. Som det fremgår, er forskydningsspændingen størst umiddelbart efter dyserne, hvilket er forventeligt da det er her, de største hastigheder optræder. Ud fra figuren ser det ud til, at der er to steder, hvor



partiklerne kan ophobe sig, og det er netop i de to bassinender. For at undersøge om, hvorvidt partiklerne placerer sig her samt hvor god partikelfjernelsen er for de lette partikler, er der i det følgende tilknyttet en partikelmodel til dette design.

6.4.2 Partikler

Vandet i bassinet strømmer, som beskrevet, langs med bunden ned mod den ene endevæg, hvor det her strømmer op og vender for at strømme tilbage øverst i bassinet og ud af overfladeskimmere her. I en partikelsammenhæng vil det være relevant at se på de samme typer af partikler, som er præsenteret i det forrige design, se afsnit: 6.3 'Overfladeskimmer', hvor der modelleres små partikler, der er lettere end vand, samt små partikler der er lidt tungere end vand.

Beregningsforudsætninger

Der er kun udarbejdet et design, hvor strømningsmodellen er modelleret for, hvorfor dette design også anvendes her i partikelmodelleringsammenhæng.

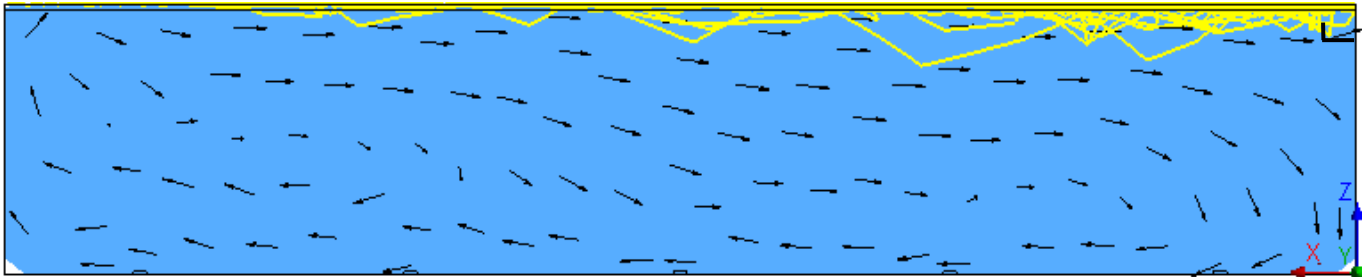
De tidligere beskrevne forudsætninger for strømningsmodellen er som før også gældende for partikelmodellen. Som i forrige afsnit kobles der både partikler direkte på den stationære strømningsløsning samt bestemmes en ny transient løsning. Den fundne stationære strømningsløsning anvendes som en startbetingelse for den transiente strømningsløsning, hvor der spores partikler ned gennem strømningsfeltet. Modellen simuleres i 2timer med et tidsskridt på 1sek, da den hydrauliske opholdstid netop er 2timer.

Der modelleres partikler af en størrelse på 1mm med en densitet på henholdsvis 1.030kg/m^3 samt 950kg/m^3 . I hver model spores der for hver partikeltype 1000 partikler, som har en jævnt fordelt startposition over hele bassinets overflade. Det er vurderet, at der ved sporing af 1000 partikler findes et brugbart resultat, samtidig med at simuleringstiden holdes på et rimeligt niveau.

For partikelmodellen gælder endvidere de generelle forudsætninger om kraftpåvirkning og partikeldispersion, som er opstillet i afsnit: 6.1 'Modelovervejelser'.

Resultater

Som for det forrige design, se afsnit: 6.3' Overfladeskimmer', viser resultatet af partikkelmodelleringen, at det kun er de partikler, der er lettere end vand, som kommer ud af bassinet via overfladeskimmerne,



Figur 6.45

Snit midt i bassinet. Partiklerne med en densitet på 950kg/m^3 (gule linjer) bevæger sig fra den ene ende af bassinet til den anden i overfladen for til sidst at komme ud via overfladeskimmeren.

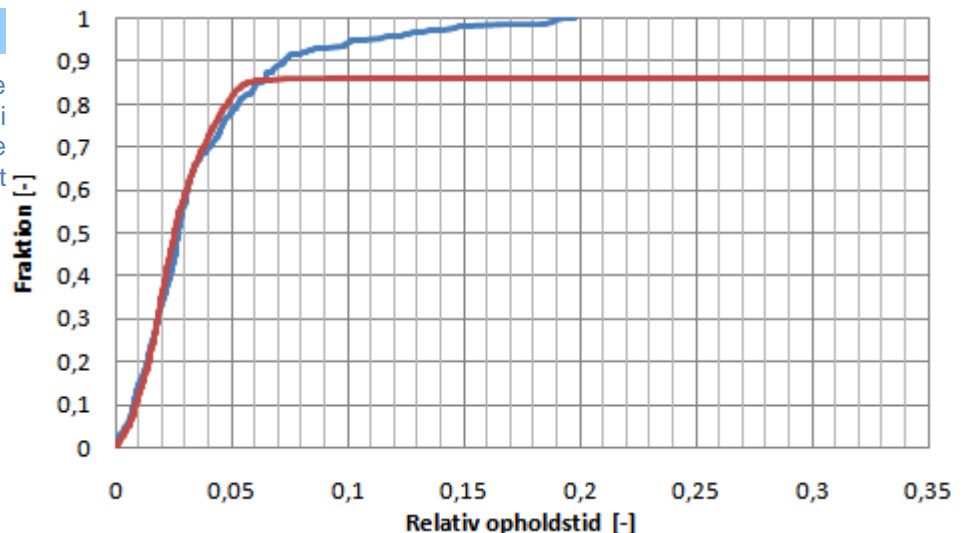
hvilket også er forventet. De tunge partikler ender endnu engang på bunden, men ligger sig i dette design på bunden ved den endevæg, hvor vandet strømmer op og vender 180grader for at strømme tilbage øverst i bassinet og ud via overfladeskimmeren. Dette design af strømningerne får hermed de tunge partikler til at bevæge sig som ønsket.

Af figur 6.45 ses det, hvorledes de lette partikler med en densitet på 950kg/m^3 bevæger sig i overfladen af bassinet fra den ene ende til den anden og ud via overfladeskimmeren. Som tidligere er ingen af de lette partikler er på noget tidspunkt i kontakt med bunden.

Figur 6.46

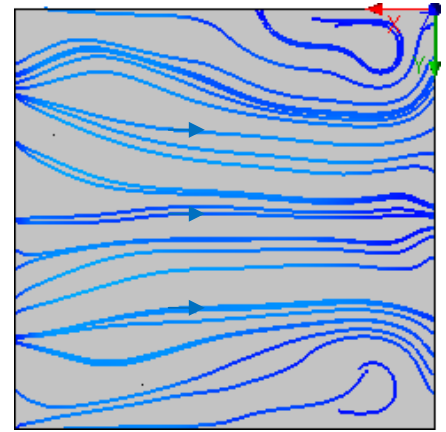
Tidsfordelinger af de lette partiklers relative opholdstid i forhold til den hydrauliske opholdstid for den stationære samt den transiente strømning.

— stationær
— transient



Der er udarbejdet tidsfordelinger for de lette partiklers relative opholdstid i forhold til vandets hydrauliske opholdstid for både den stationære samt den transiente strømning. Som det fremgår af figur 6.46, er det ikke alle partiklerne i den stationære løsning som når ud af bassinet i løbet af én hydraulisk opholdstid. Kun 85% når at blive fjernet fra bassinet, imens 100% fjernes i den transiente løsning i løbet af 0,2 opholdstid, hvilket svarer til ca. 25min., som det også er tilfældet for de lette partikler i det forrige design.

Af figur 6.47 fremgår det hvorledes vandet strømmer lige under bassinets vandoverflade for den stationære løsning. Det ses, at der i hvert hjørne af bassinet lige ud for skimmeren dannes en hvirvel i strømningsbilledet, fordi strømmingen her skal vende og strømme nedad for strømme tilbage imod den modstående væg langs med bunden. Ved at betragte partikelbevægelsen for de partikler, der ikke når ud via skimmeren, ses det netop, at denne hvirvel betyder, at partiklerne ikke fjernes. For den transiente strømningsløsning varierer disse hjørnehvirvlers placering og størrelse med tiden hvorfor alle partikler i løbet af én opholdstid fjernes.



Figur 6.47

Strømlinjer lige under bassinets vandoverflade i den stationære løsning. Vandet strømmer fra venstre imod højre, hvor overfladeskimmeren er placeret på endevæggen.

Det ses dog af figur 6.46, at tidsfordelingen af de partikler, der når overfladeskimmeren, er stort set identiske indtil en fraktion på 0,85, hvor den stationære løsning bliver konstant, og ikke flere partikler fjernes. Forskellen på den stationære og transiente strømningsløsning ligger altså i om alle partikler fjernes fra bassinet, imens de partikler som når udløbet, har stort set samme opholdstid. Sammenholdes 50%-fraktilen for de to løsninger, se tabel 6.48, ses det, at disse antager stort set samme værdi og mere bemærkelsesværdigt, at disse er fuldstændig identiske med 50%-fraktilerne for det forrige design, se afsnit: 6.3 'Overfladeskimmer'. Hermed må det kunne konstateres, at det i forhold til partiklerne med en densitet på 950kg/m^3 er underordnet, om strømningerne vender midt i bassinet eller ved den ene endevæg, når partiklernes relative opholdstid skal bestemmes.

På trods af dette vurderes designet med dyserne placeret på bunden alligevel at være bedre. Dette er vurderet med baggrund i, at de tunge partikler vil samle sig i den ene ende af bassinet, hvilket vil gøre en evt. vedligeholdelse mere simpel. Det er dog en klar fordel ved begge designs, at de samler tunge partikler et sted i bassinet. Dermed kan en evt. ekstra rensning af bassinet gøres langt mere effektiv, da det kun er nødvendigt med ekstra rengøring på et begrænset areal af bassinets bund.

Lette partikler, 1.030kg/m^3	
Løsning	50%-fraktil
Stationær	0,025
Transient	0,027

Tabel 6.48

50%-fraktiler for de lette partiklers relative opholdstid i bassinet for de to strømningsløsninger.

6.5 Opsummering

Det er i dette afsnit forsøgt at skabe strømningsituationer, der bidrager til partikelfjernelse ud fra et kvadratisk bassin på 200m^3 . Det har været forsøgt at skabe to overordnede situationer, der bidrager til fjernelse af henholdsvis lette partikler i den frie strømning,

som typisk er at finde i svømmehaller, samt store tunge partikler i bundstrømningen, som typisk er at finde i zoologiske bassiner.

For de store tunge partikler er det fundet at en god måde at fjerne dem på, er ved at skabe en roterende bevægelse i bassinet, og derigennem udnytte sekundærstrømmen til at føre partiklerne hen mod strategisk placerede udløb. I afsnittet er der undersøgt to forskellige designtyper, hvor indløbene henholdsvis er placeret vinkelret på bassinkanten samt vinklet i forhold til bassinkanten. Begge disse designs skaber en situation, hvor partikelfjernelse sker effektivt. Dog er designet med vinklede indløb mest effektivt.

Det er muligvis ikke sandsynligt, at et bassin til brug i f.eks. en zoologisk have vil have form som det undersøgte bassin, da tendensen her er, at anlæggene har mere organiske former for bedst muligt at efterligne dyrenes naturlige habitat. Dog kan resultaterne fra denne undersøgelse udnyttes allerede under designfasen af et sådant bassin, da det vil være en fordel at have strømningerne med allerede i designfasen af bassinet for på den måde bedre at kunne skabe en strømningssituation, der er gunstig for partikelfjernelsen.

Erfaringerne fra denne undersøgelse viser i den forbindelse, at det vil være mest hensigtsmæssigt at designe bassinet således, at indløbene placeres omkring midten af dybden i bassinet. Indløbsdyserne placeres således på en sådan måde, at dysestrålen bidrager mest muligt til den roterende strømning. Herved skabes den største roterende strømning, hvilket ligeledes betyder en god sekundærstrøm som sikrer hurtig partikelfjernelse. Endvidere optræder de største bundforskydnings-spændinger også i bassinet ved denne placering af dyserne. Under designet af strømningerne skal det dog huskes, at kraftigere strømninger ikke nødvendigvis giver bedre partikelfjernelse. Der eksisterer således et optimum for strømhastighederne i forhold til partikelfjernelse, som under en designfase, kun kan findes ved at benytte en partikelmodel.

Det er desuden i dette afsnit undersøgt, om det er muligt at skabe en strømningssituation, hvor små partikler kan fjernes effektivt. Her er det især svømmehaller eller badebassiner, som er i fokus, hvor små partikler med en densitet lidt mindre end vand samt lidt større end vand er undersøgt. Det er forsøgt at skabe en strømmende bevægelse, der fører partiklerne mod toppen af bassinet for derefter at blive fjernet via overfladeskimmere. Det er fundet, at denne designtype er meget effektivt til at fjerne partikler lettere end vand. Partiklerne

tungere end vand hvirvles ikke op af den strømmende bevægelse, men holder sig på bunden. I det ene strømningsdesign, som er undersøgt, er der to hvirvler i bassinet, som mødes på midten af dette, hvor de tunge partikler samler sig. Det er af sikkerhedsmæssige årsager ikke ønsket at placere bundudløb i svømmehaller, hvorfor bunden fra tid til anden suges ren for at sikre vandkvaliteten. Ved en samling af de tunge partikler på bunden, kan arbejdet i forbindelse med denne renholdelse mindskes. Det er dog vurderet, at en samling af partiklerne i midten af bassinet ikke er mest hensigtsmæssige af hensyn til de badende gæster, hvorfor et design, der får de lette partikler til overfladeskimmerne samt samler de tunge partikler i den ene ende af bassinet, er udfærdiget. I dette design placeres indløbsdyserne på hele bunden af bassinet, og der bliver på denne måde en fejende bevægelse skabt langs bunden, som således samler de tunge partikler i den ene ende af bassinet. Hvis det af praktiske grunde ikke er muligt at placere dyserne på bunden af bassinet, anbefales det, at indløbsdyserne placeres vinkelret på siden af bassinet tæt på bunden. På denne måde skabes den største strømmende bevægelse samtidig med, at der er et godt niveau for bundforskydningspændingerne.

Det er i dette afsnit vist, at det er muligt i designfasen af kunstige vandmiljøer, i såvel zoologiske bassiner som svømmehaller eller badelande, at skabe strømningsituationer, der bidrager til en hurtig partikelfjernelse for forskellige typer af partikler, og dermed også bidrager til en bedre vandkvalitet. Der er endvidere givet anbefalinger til, hvordan dette konkret kan indarbejdes i designfasen af forskellige bassintyper. Anbefalinger er både givet til typer af strømningsmønstre samt hensigtsmæssige placeringer af dyser således, at der skabes det rette strømningsmønstre til sikring af den bedste partikelfjernelse samtidig med, at energien, der tilføres bassinet, udnyttes bedst muligt.

7 Casestudy

I dette kapitel er den modeltekniske og partikeldynamiske viden, som i der er indset og udviklet i forbindelse med projektet, anvendt på flodhestebassinet i København Zoo. Formålet med dette er konkret at belyse, hvilken partikel og stoftransportmæssig indsigt dette giver for bassinets overordnede funktionalitet. På denne måde er det således testet, om de problemer der er konstateret i forbindelse med bassinet, med den modeltekniske viden kunne have været forudsagt i designfasen af bassinet.

I det forrige er fundet, at den mest effektive fjernelse af flodhestenes stofbelastning sker, når flodhestenes fækalier så intakte som muligt transporteres af strømningerne til bundudløbene i bassinet. Dette bevirker, at fækalierne ikke når at gå i stykker, og derved ikke når at frigive de mange halmpartikler, de består af, til bassinvandet. Sigtbarhedsmæssigt har dette stor betydning for vandkvaliteten i bassinet, da det primært er de mange halmpartikler, der forringer klarheden og sigtbarheden i bassinet. Designmæssigt er det således først og fremmest vigtigt at fokusere på en hurtig og effektiv fjernelse af de store flodhestefækalier i bassinet. Dernæst er det også fundet, at de halmpartikler, som flodhestefækalierne består af, i en mindre udstrækning sedimenteres på bunden af bassinet, hvorved denne mængde stof ikke direkte transporteres ud af bassinet. Denne stofmængde bliver dog hvirvlet op af flodhestenes aktivitet i bassinet, hvorved sigtbarheden reduceres.

Formålet med den følgende beskrivelse af systemet er således ikke udført med en decideret optimering af systemet for øje, men derimod at belyse hvilken viden, en modelmæssig beskrivelse med bassinets strømninger og partikeltransportmæssige forhold kan bidrage med i en dimensioneringssituation.

Den følgende beskrivelse tager således udgangspunkt i den geometri og det strømningsdesign, som flodhestebassinet er anlagt efter, og forholder sig således i modelleringen ikke direkte til de mindre justeringer og modifikationer, der er blevet foretaget på bassinet efter opførelsen af anlægget.

7.1 Strømningsmodellering

Strømningen i bassinet er som beskrevet designet, således at indløbsdyserne stimulerer til en overordnet strømning rundt i bassinet, som har til formål at holde partiklerne i bassinet i bevægelse og derved at transportere disse til udløbene i bassinet. For på realistisk vis at gengive dette modelmæssigt, er det vigtigt at den 3-dimensionelle strømningmodel gengiver strømningerne i bassinet tilstrækkeligt nøjagtigt, da det er på baggrund af disse strømninger, at partikkelmodellen beregner partiklernes bane gennem bassinet. Dette kan fremstå som en banal selvfølgelighed, men som det er beskrevet, kan selve modelopbygningen af den 3-dimensionelle strømningmodel medføre en ustabil model, som beregner en strømning, som reelt ikke har noget med virkeligheden at gøre.

I flodhestebassinet bliver vandet tilført bassinet gennem indløbsdyserne med en total vandføring på ca. $500\text{m}^3/\text{t}$ eller $140\text{L}/\text{s}$, og forlader bassinet igen gennem dels bundudløb og overfladeskimmere. I det virkelige bassin er vandmængden, der løber ud gennem overfladeskimmerne, kontrolleret gennem skimmerens overløbskant, og er således reelt styret gennem en kompleks sammenhæng mellem bassinets vandspejl og strømningernes påvirkning af dette spejl. Vandmængden der løber ud gennem bundudløbene er kontrolleret gennem det højdeniveau, hvormed vandet løber ind i samlingsbygværket, hvor alt vandet fra bassinet samles, inden det ledes videre til rensningsdelen af systemet. Bundudløbenes indløbsniveau og overløbskanterne i overfladeskimmerne er placeret således, at vandmængden, der forlader bassinet gennem bundudløbene og overfladeskimmerne, er af samme størrelse dvs. $70\text{L}/\text{s}$ pr. udløbstype.

I strømningmodellen regnes der ikke med frit vandspejl, og modellen er således reelt ikke i stand til på fuld realistisk vis at gengive strømningen ud gennem overfladeskimmerne. Mere realistisk kan modellen dog opbygges i forhold til bundudløbene, hvis disse defineres som trykrande med et betinget maksimalt flow på $70\text{L}/\text{s}$ for de 8 bundudløb.

For alligevel at kunne gengive strømningssituationen i bassinet modelmæssigt uden at opbygge modellen med frit vandspejl, har det således været nødvendigt at forenkle situationen omkring overfladeskimmerne en smule. Overfladeskimmerne er således

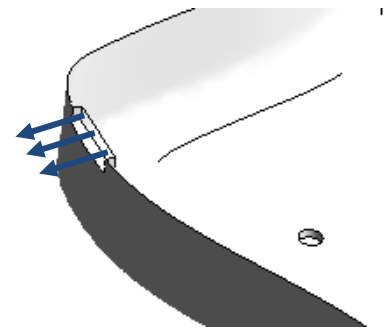
geometrisk indført i modellen som en vertikal udløbsflade i det område, hvor overfladeskimmerne er placeret. Dette er illustreret på principskitzen på figur 7.1.

I første omgang er det forsøgt at modellere disse overfladeskimmere som trykrande, således at den resterende vandføring på 70L/s, der ikke løber ud af bundudløbene, automatisk kan fordele sig ud over de 7 overfladeskimmere. Dette medfører imidlertid en forholdsvis urealistisk model. Dette skyldes, at når randen modelleres som en trykrand, så tillader ANSYS CFX kun vand at strømme ud af modellen i de områder af randen, hvor trykgradienten er negativ. Dette er som udgangspunkt også udmærket beskrivelse af en trykrand, men betyder i det konkrete tilfælde, at der over flere af overfladeskimmerne ikke strømmer vand ud af modellen.

For at omgå dette problem er det i stedet valgt at modellere 6 af de 7 overfladeskimmere som vandføringsrande med en negativ vandføring, og den sidste som en trykrand. Dette betyder, at udløbsvandføringen over de 7 overfladeskimmere bliver jævnt fordelt, med en samlet udløbs vandføring på 70L/s for de 7 skimmere, og giver således en realistisk gengivelse af overfladeskimmerne som udløb.

I forbindelse med partikelforsøgene i såvel strømningsranden som bølgebassinet og den modelmæssige gengivelse af partiklernes baner, er det fundet vigtigt at få beskrevet strømningshastighederne ved bunden korrekt. Det er fundet, at dette opnås ved at opbygge beregningsnettet med parallelle trekantformede prismer (inflation) ved bassinbunden. Det har dog vist sig, at det med flodhestebassinets organiske geometri ikke er muligt at opbygge et beregningsnet med inflation ved bassinbunden. I stedet er det derfor valgt at forfine beregningsnettet ved bunden, og derigennem sikre en god beskrivelse af strømningshastighederne tæt herved.

På denne måde er det således lykkedes at opbygge en strømningsmodel for flodhestebassinet, som på realistisk vis gengiver strømningerne i bassinet og har indbygget de anbefalinger, som er fundet vigtige i forrige afsnit, når modellen skal danne baggrund for partikelmodellering. Modelforudsætningerne for strømningsmodellen ses af tabel 7.2.



Figur 7.1

Principskitse for modellering af overfladeskimmer.

Modelforudsætninger
Beregningsnet
Tetraedeformet
Maks cellelængde 0,2m
771.812 Tetraeder
0,02m cellelængde ved bund
Strømningstype
Turbulent
Turbulensmodel
K-ε
Ruhed
2mm bundflade
Flow
140L/s
Indløb
12 stk. Ø50
Bundudløb
8 stk. Ø30
Samlet udløbsvandføring 70L/s
Overfladeskimmere
7 stk. 1m x 0,15m
Samlet udløbsvandføring 70L/s

Tabel 7.2

Strømningsmodelforudsætninger for flodhestebassinet.

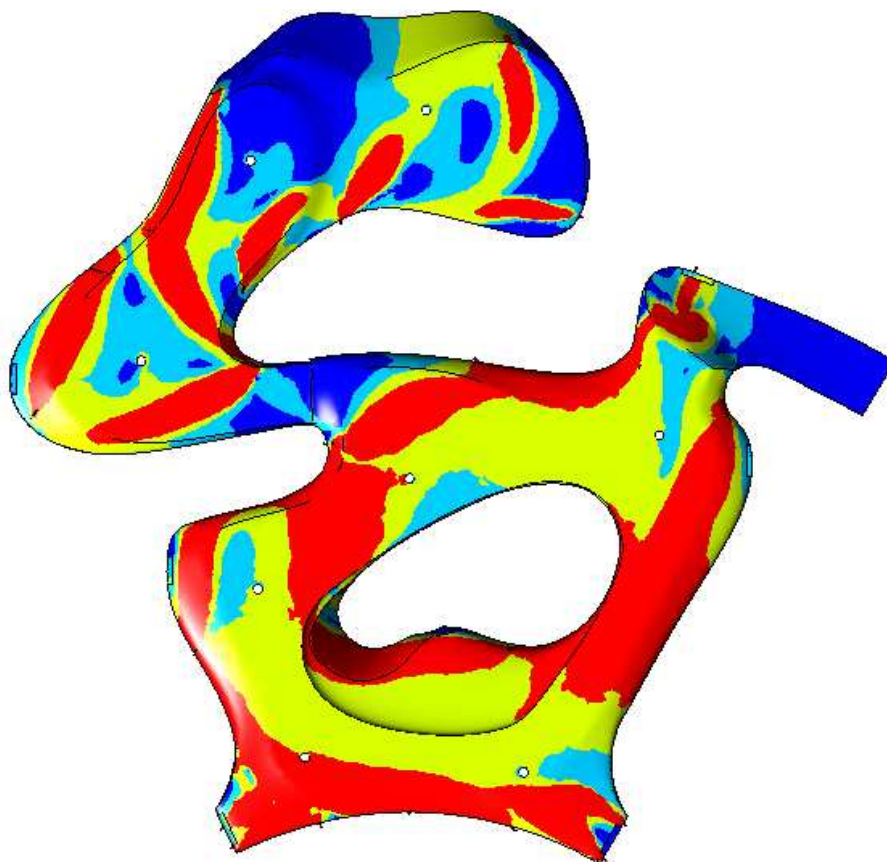
7.2 Bundforskydning

Under den oprindelige designfase af bassinet er der fokuseret på at skabe en bundforskydning i bassinet, som sikrer, at det let omsættelige organiske materiale i flodhestenes fækalier ikke sedimenterer i bassinet. I denne forbindelse er det skønnet, at en bundforskydning på $0,05\text{N/m}^2$ er tilstrækkelig. Set ud fra et vandkvalitetsmæssigt synspunkt er det vigtigt at denne let omsættelige stofmængde fjernes effektivt fra bassinet, da det er denne stofmængde, der stimulerer kraftigst til mikrobiologisk vækst. Dette kan som beskrevet medføre algevækst i bassinet og øge infektionsrisikoen for flodhestene i anlægget.

I forbindelse med undersøgelsen af flodhestefækaliernes partikelsammensætning er det fundet, at disse hovedsagligt består af delvist fordøjede halmstrå og halmfibre, hvor det let omsættelige materiale sidder herimellem som meget små mørke partikler, og kun udgør en beskedne del af den samlede fækalie. Gennem transportforsøg er det fundet, at den let omsættelige stofdel af fækalien bliver transporteret ved forskydningspændinger helt ned til $0,026\text{N/m}^2$. Den skønnede kritiske forskydningspænding under den oprindelige designfase er således i projektsammenhæng vist som værende et udmærket estimat. Betragtes vandkvaliteten ud fra et displaymæssigt synspunkt, hvor sigtbarheden er i højsædet, er det imidlertid de mange halmstrå og halmfibre, der giver anledning til de største displaymæssige problemer i anlægget. For disse partikler er det i transportforsøget fundet, at de kræver væsentligt højere bundforskydningspænding for at disse partikler holdes i bevægelse, og den kritiske bundforskydningspænding er estimeret til $0,1\text{N/m}^2$.

Ses der nærmere på den i strømningsmodellen beregnede bundforskydningspænding, som er vist på figur 7.3, ses det, at der for den indvendige del af bassinet stort set ikke optræder bundforskydningspændinger under $0,05\text{N/m}^2$. Lidt anderledes står det til i den udvendige del, hvor det ses, at kriteriet på $0,05\text{N/m}^2$ kun delvist er opnået. Sættes kriteriet ned til den forsøgsmæssigt estimerede kritiske bundforskydningspænding for det let omsættelige materiale ($0,026\text{N/m}^2$), ses det, at dette kriterium overordnet set også er overholdt i størstedelen af det udvendige bassin. På denne baggrund vurderes det, at bassinets strømninger på tilfredsstillende vis er i stand til at holde den mest kritiske stofandel i bevægelse i bassinet.

Modelresultatet viser imidlertid også, at bundforskydningsspændingen i bassinet overordnet set ikke er stor nok til at holde alle fækaliernes halmpartikler i bevægelse i bassinet. Bundforskydningskriteriet på $0,1\text{N/m}^2$ er kun overholdt på den røde del af bassinbunden. Dette stemmer fint overens med de observationer, der er foretaget i bassinet, hvor det er konstateret at halmpartiklerne sedimenterer i de perioder, hvor bassinet kun er påvirket af indløbsdysernes strømning i bassinet. Disse partikler bliver imidlertid også hurtigt hvirvlet op igen som følge af flodhestenes aktivitet i bassinet. Af denne grund er det i det følgende modelmæssigt undersøgt, hvilken betydning flodhestenes bevægelse har for strømningerne og bundforskydningen i bassinet.



Figur 7.3

Bundforskydningsspændingens fordeling i bassinet beregnet ud fra strømningssmodellen.

Bundforskydningsspænding [N/m^2]

- <0,025
- 0,026 – 0,05
- 0,05 – 0,1
- >0,1

7.3 Dyrenes effekt på bassinet

Flodheste er fra naturens side forholdsvis store dyr, og det er således klart, at flodhestenes tilstedeværelse i bassinet i større eller mindre grad har betydning for strømningerne heri. Dette er yderligere bestyrket i forbindelsen med de to besøg, der i projektsammenhæng har været aflagt flodhesteanlægget i København Zoo. Under besøgene er det konstateret, at flodhestenes aktivitetsniveau er meget varierende. Store dele af tiden ligger dyrene og daser i vandkanten, enten på øen i den indendørs del af bassinet eller i det lavvandede område udenfor, men af og til tager de en svømmetur rundt i bassinet, som det kan ses af figur 7.4.

Figur 7.4

Flodhestene tager en svømmetur rundt i bassinet.



Selvom bevægelsesmønstret for dyrene i bassinet principielt kan være fuldstændigt vilkårligt, viser det sig, at flodhestene af den ene eller anden grund foretrækker at svømme/løbe rundt om øen mod strømmen i det indendørs bassin. Hvad dette skyldes, er svært at svare entydigt på, men mønstret er ret entydigt, og det kan ikke afvises, at det har noget at gøre med dyrenes naturlige instinkter.

Det er forsøgt groft at estimere hastigheden, hvormed flodhestene svømmer, og det er fundet dyrene svømmer med en hastighed fra 0,5 til 1,5 m/s. At flodhestenes aktivitet har indvirkning på hydraulikken i bassinet er ret tydelig. For det første reduceres sigtbarheden betydeligt forholdsvis hurtigt efter, at dyrene begynder at svømme rundt, idet dyrenes bevægelse hvirvler partikler op fra bunden. For det andet ser det ud til at hovedstrømmen vender, som følge af svømmeturen. Der hersker således ingen tvivl om, at flodhestenes

aktivitet tilfører en energimængde til systemet, som er i en størrelsesorden, der har betydning for strømningerne i bassinet.

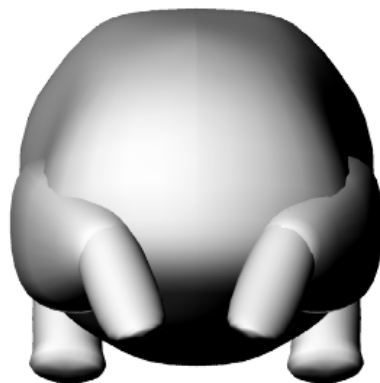
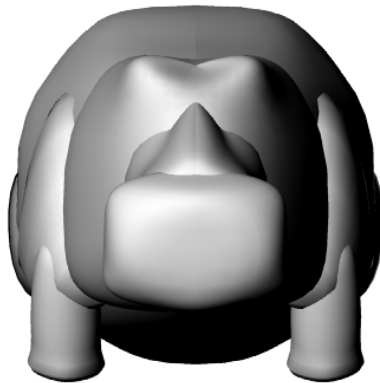
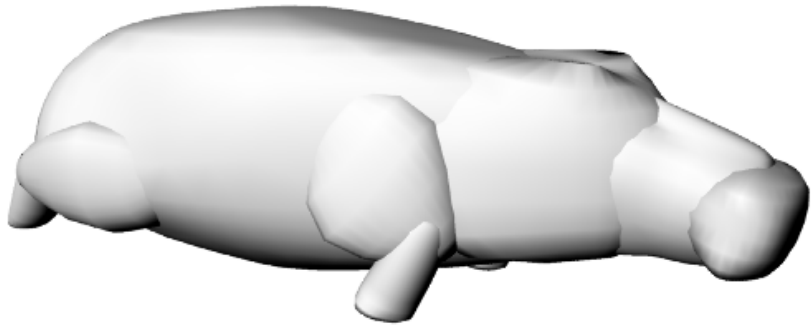
7.3.1 3-dimensionel flodhest

For at undersøge flodhestenes effekt på strømningerne i bassinet er der opstillet en model med fysiske svømmende flodheste. Til dette formål har det været nødvendigt at opbygge en 3-dimensionel geometrisk model af en flodhest. For at give så realistisk et billede som muligt er den digitale flodhest opbygget i den kropssposition, som flodhesten har, når den glider gennem vandet. Det er under besøget i København Zoo observeret, at flodhestenes kropssposition er væsentligt mere langstrakt og strømlignet, når de svømmer, end når de går på land. Ud fra billedmateriale af svømmende flodheste er det således lykkedes at opbygge en geometrisk model, der i overordnede træk og proportioner gengiver flodhestenes stationære kropssposition når den glider gennem vandet. Det anvendte billedmateriale og den 3-dimensionelle geometriske model ses i figur 7.5.

I litteraturen er angivet at flodheste i naturen kan have en længde på op til 4m, men ud fra et kvalificeret skøn er de voksne flodheste i København Zoo vurderet til at have en længde på omkring 3m og ungen omkring 1,8m. Det effektive areal for flodhestene, der virker mod vandet de svømmer igennem, er ud fra den geometriske model fundet til $0,86\text{m}^2$ for de voksne flodheste, mens arealet for flodhesteungen er fundet til $0,31\text{m}^2$.

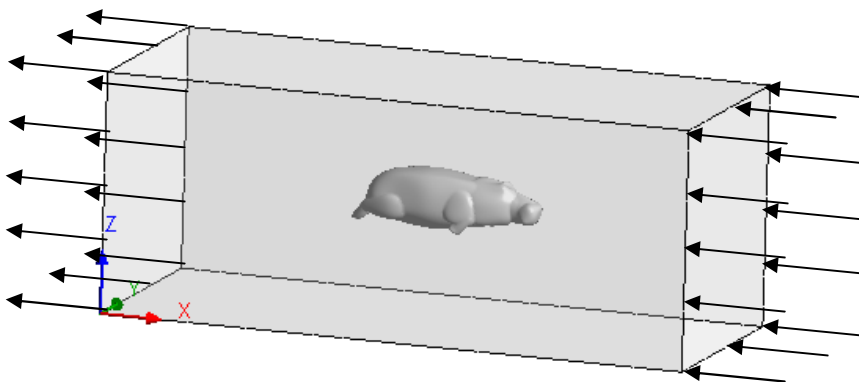
Figur 7.5

Geometrisk model af flodhest. Længden af de voksne flodheste er 3m. Længden af foldhesteungen er 1,8m. Flodhestens effektive tværsnitsareal med bevægelsesretningen som normal er for hhv. de voksne flodheste og ungen: $0,86\text{m}^2$ og $0,31\text{m}^2$.



7.3.2 Flodhest i glidende bevægelse

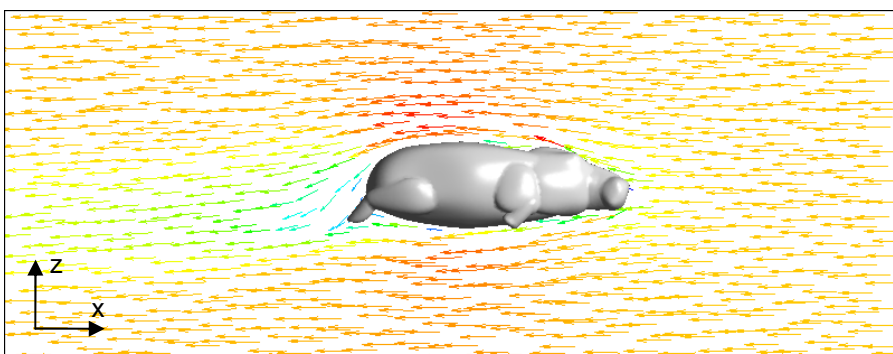
For at give et bud på hvor stort et energipotentiale der ligger i, at en flodhest bevæger sig gennem vandet, er strømningerne omkring en stationær voksen flodhest modelleret. Situationen er på denne måde vendt om, men analogt svarer det til, at flodhesten bevæger sig i en glidende bevægelse med konstant hastighed gennem stillestående vand. Modelteknisk er det dog væsentligt mere enkelt at modellere strømningerne omkring en stillestående flodhest end at modellere en bevægende flodhest gennem stillestående vand.



Figur 7.6

Modelopbygning.
 Rektangulært rør: 4m x 4m x 10m
 Strømningshastighed: 1m/s
 Røret regnes som friktionsfrit.
 Ækvivalent kornruhed for flodhestens overflade: 1mm

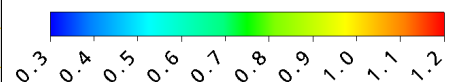
Det er valgt at opbygge modellen ved at placere den 3-dimensionelle model af en voksen flodhest i et rektangulært rør med dimensionerne 4m x 4m x 10m, som illustreret på figur 7.6. Endefladen foran flodhesten er valgt som en flowrand med en konstant strømningshastighed på 1m/s over hele endefladen, mens fladen bag flodhesten er valgt som en trykrand. På denne måde er flodhesten i modellen således placeret i en strømning på 1m/s svarende til, at flodhesten bevæger sig gennem stillestående vand med en hastighed på 1m/s. Hastigheden på 1m/s er valgt ud fra observationer af flodhestene i anlægget, hvor det skønnes at 1m/s er en passende middelhastighed for en svømmende flodhest. De resterende flader på det rektangulære rør er modelleret som friktionsfrie overflader for at minimere rørsidernes påvirkning af modelresultatet. Flodhestens



Figur 7.7

Vektorplot centralt i modellen.

Hastighed m/s



overflade er modelleret som en hydraulisk ru overflade med en skønnet ækvivalent kornruhed på 1 mm.

Modelresultatet er præsenteret i figur 7.7, som viser et vektorplot i et vertikalt snit centralt i det rektangulære rør.

Ved at integrere de i modellen beregnede trykk kræfter og viskose kræfter på flodhestens overflader over hele flodhestens overflade, kan den resulterende kraft, som vandet påvirker flodhesten med, bestemmes. Denne kraft er således estimeret til -162 N i x-aksens retning og kan betragtes som strømningens dragkraft på flodhesten. Sammenholdes dette med definitionen på dragkraft og dragkoefficienten C_d (Raymond & Jewett, 2004):

$$F_d = \frac{1}{2} \rho \cdot v^2 \cdot C_d \cdot A$$

$$C_d = \frac{F_d}{\frac{1}{2} \rho \cdot v^2 \cdot A},$$

hvor C_d [-] er dragkoefficienten, F_d [N] er dragkraften, ρ [kg/m³] er væskens densitet, v [m/s] er den relative hastighed mellem objekt og væske og A [m²] er objektets effektive areal vinkelret på strømningen, er flodhestens dragkoefficienten C_d estimeret til 0,38. Sammenlignes denne dragkoefficient med eksempelvis en kugles dragkoefficient, som er i størrelsesordenen 0,4 – 0,47 (Raymond & Jewett, 2004), kan det for det første ses, at modellen giver realistiske resultater, og dernæst at den modelerede flodhests kropsbygning gør den mere strømlignet end en kugle.

Ses der på dragkraften, som vandet påvirker flodhesten med ved at strømme omkring den, er denne kraft analog lig den kraft, som flodhesten skal yde for at svømme med en hastighed på 1 m/s gennem stillestående vand. Denne kraft på 162 N giver en energimængde, som afsættes til vandet på 162 Joule pr meter flodhesten bevæger sig. Da hastigheden, hvormed flodhesten bevæger sig, er 1 m/s, giver dette en energimængde pr tidsenhed på 162 Watt.

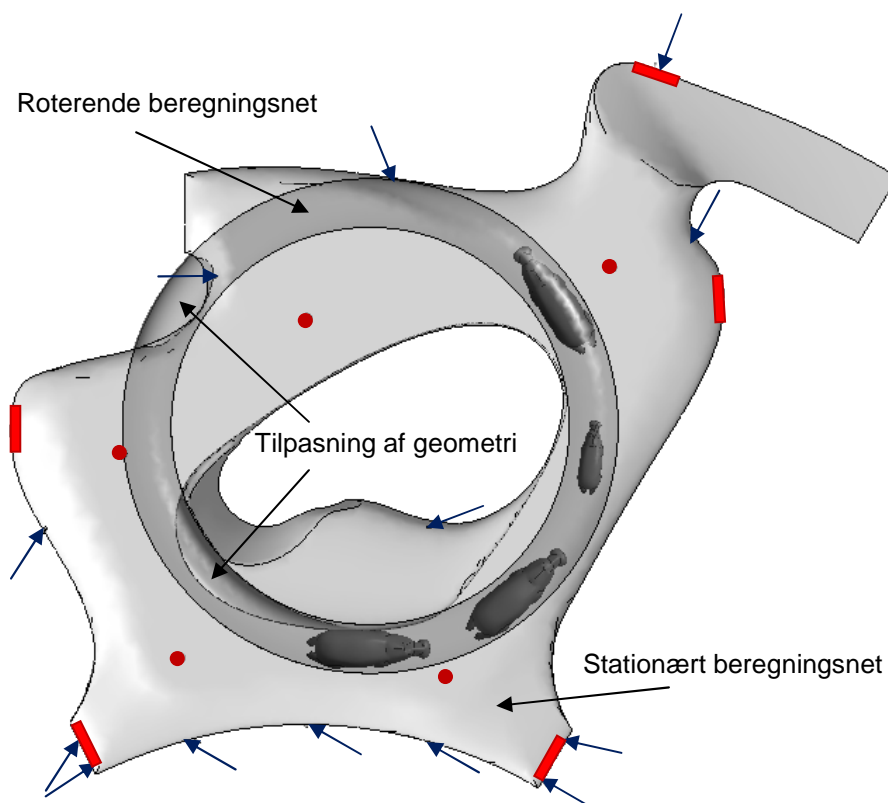
I flodhestebassinet er der som beskrevet 3 voksne flodheste og en unge. Ved at summere den estimerede effekt for de 3 voksne flodheste og beregne effekten for flodhesteungen ud fra den fundne dragkoefficient på 0,38 og ungens effektive areal på 0,31 m², er den totale effekt for de fire flodheste fundet til 545 Watt. Dette er naturligvis under forudsætning af, at de bevæger sig med en hastighed på 1 m/s gennem stillestående vand, og at flodhestene strømningsmæssigt ikke påvirker hinanden.

7.3.3 Svømmende flodheste

545Watt er, set i forhold til den energimængde kommende fra bassinets dyser, som i afsnit: 3.1.2 'Energibetraktning' er estimeret til 890Watt, en betydelig energimængde for bassinet som helhed. For at belyse hvad denne energimængde mere konkret har af betydning for strømningerne i flodhestebassinet, er der opbygget en model, hvor de fire flodheste svømmer rundt om øen i den indendørs del af bassinet.

Ønskes det at modellere bevægende elementer i CFX er der overordnet set to måder, hvormed dette kan ske på. Den første og mest avancerede er ved at lave en model, hvor beregningsnettet under beregningen deformeres og løbende tilpasses omkring flodhestens bevægelse. Som et mere enkelt alternativ til dette er det også muligt at opbygge modellen omkring to beregningsnet; et stationært og et roterende beregningsnet. Det roterende beregningsnet kan således geometrisk indeholde de bevægende elementer og rotere inde i det stationære beregningsnet og derved gengive bevægelsen i modellen.

Af computerressourcemeæssige årsager er det valgt at opbygge modellen med to beregningsgrid; et roterende og stationært net, da dette modelteknisk forenkler situationen betydeligt. Ydermere er det valgt kun at se på den indendørs del af bassinet.



Figur 7.8

Opbygning af model med bassinets fire flodheste svømmende i en cirkel rundt om øen mod uret.

Signatur:

→ Indløb

• Bundudløb

■ Overfladeskimmer

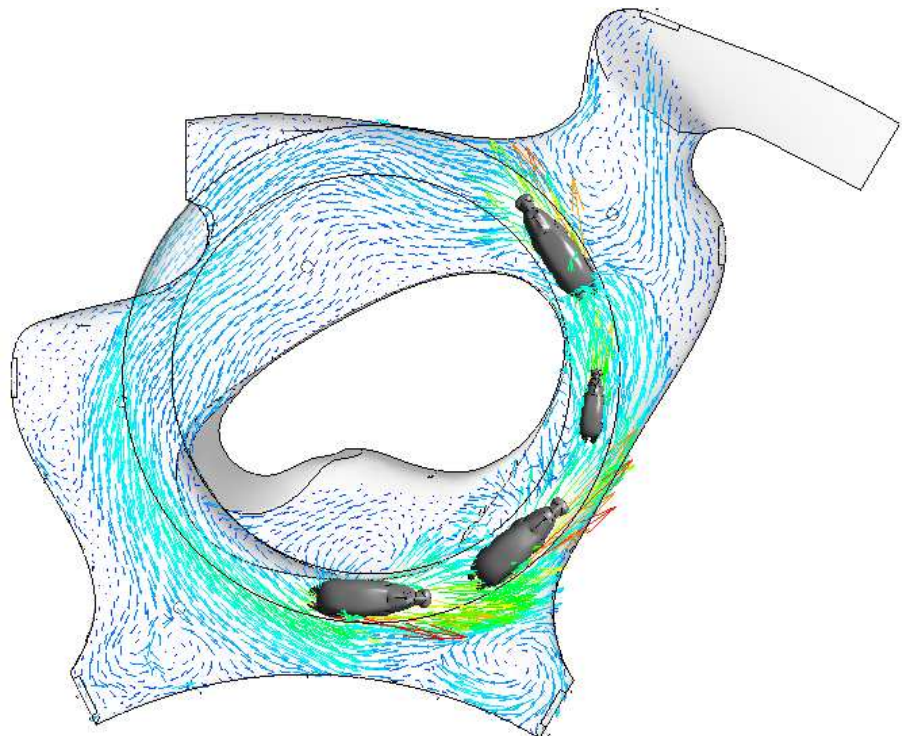
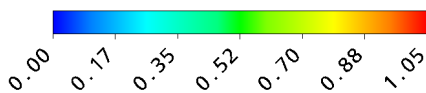
Ved at opbygge modellen med flodhestene i et roterende beregningsnet er det kun muligt at få flodhestene til at svømme rundt i en cirkelkuler bevægelse i bassinet. Dette betyder, at det desværre er nødvendigt at tilpasse bassinets geometri for fysisk at få plads til den cirkulære svømmebane, som det er vist på figur 7.8. I modellen er indløb, udløb og overfladeskimmere, der er relevante for den undersøgte del af bassinet medtaget, således at modellen på realistisk vis gengiver de resulterende strømninger i den indendørs del af bassinet, som følge af flodhestenes bevægelse. Flodhestene er placeret vertikalt midt i bassinet med en indbyrdes afstand på ca. 4m, og det roterende beregningsnet roterer med en vinkelhastighed på $0,172\text{rad/s}$. Denne vinkelhastighed giver en bevægelseshastighed for flodhestene på 1m/s , da disse er placeret i en radius på $5,81\text{m}$ fra det roterende beregningsnets rotationsakse.

Det er af tidsmæssige årsager valgt at betragte situationen stationært, og det modelerede resultat er således et udtryk for en situation, hvor vandet er sat i en stationær bevægelse som følge af flodhestenes cirkulære bevægelse i bassinet. Det stationære modelresultat er illustreret på figur 7.9, hvor et horisontalt vektorplot midt i bassinet ses.

Figur 7.9

Stationært modelresultat vist som vektorplot i et horisontalt plan midt i bassinet.

Hastighed m/s



Som det ses at vektorplottet i figur 7.9, viser modellen, at flodhestenes bevægelse resulterer i en strømning, som i hovedtræk trækker strømmer rundt om øen i samme retning som flodhestenes bevægelse. Dette stemmer fint overens med de observationer, som er foretaget i

forbindelse med besøget af anlægget, og det vurderes således, at modellen giver realistiske resultater.

Ses der på den energimængde, som flodhestene tilfører systemet i denne stationære situation, kan dette beregnes ud fra det resulterende moment omkring det roterende beregningsnets rotationsakse. Ved at sammenholde trykkræfter og viskosekræfter på flodhestens overflader med flodhestenes radius fra rotationsaksen, er det resulterende moment beregnet til 2.636Nm. Relateres dette til vinkelhastigheden for det roterende beregningsnet på 0,172rad/s kan energimængden, som tilføres systemet pr. tidsenhed, beregnes ud fra følgende sammenhæng (Raymond & Jewett, 2004):

$$P = M \cdot \omega ,$$

hvor P [Watt] er energimængde pr. tidsenhed, M [Nm] er det resulterende moment, og ω [rad/s] er vinkelhastigheden.

Dette giver en tilført energimængde pr. tidsenhed på 454Watt fra de fire flodheste til bassinet. Umiddelbart ses det, at denne effekt er lavere end den i afsnit: 7.3.2 'Flodhest i glidende bevægelse' estimerede effekt for de fire flodheste på 545Watt. Dette er imidlertid også forventeligt, da flodhestene i bassinet strømningsmæssigt påvirker hinanden og bevæger sig i en strømning, som tilnærmelsesvis strømmer i samme retning som flodhestenes bevægelse. Ses der på energimængden, som tilføres den undersøgte del af bassinet fra de 13 indløb i modellen, er denne energimængde estimeret til 551Watt. Det ses således, at energimængden til systemet tilført fra dyserne er af samme størrelsesorden, som den tilførte energi fra flodhestene. Dyserne stimulerer alle til en strømning med uret omkring øen i bassinet, mens flodhestene stimulerer til en strømning mod uret. Det er derfor bemærkelsesværdigt, at den resulterende strømning i bassinet bliver så udpræget i flodhestenes retning, som modellen viser. Dette bevidner, at energien afsat til systemet gennem flodhestenes forholdsvist store overflader er væsentligt mere dominerende for den overordnede strømning end dysernes energimængde afsat gennem spidse injektioner af vand tæt på bunden.

Bundforskydningsspænding

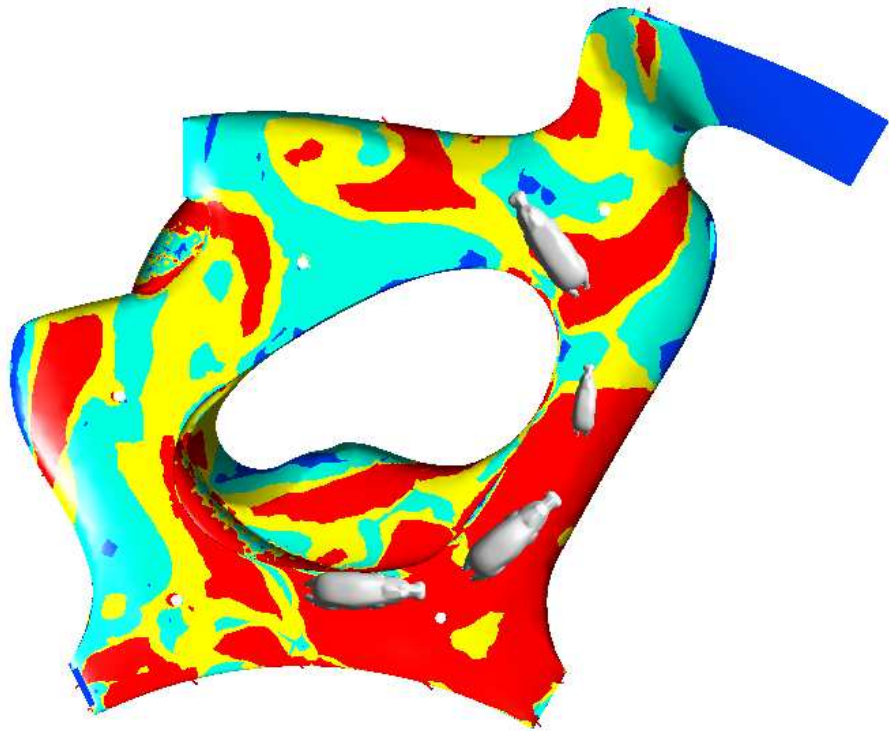
Ses der på den resulterende bundforskydningsspænding, som flodhestenes bevægelse skaber på bassinbunden, som vist på figur 7.10, ses det, at flodhestene skaber en forholdsvist stor bundforskydning i deres slipstrøm.

Figur 7.10

Bundforskydningsspændingens fordeling i bassinet, som resultat af flodhestenes bevægelse.

Bundforskydningsspænding [N/m^2]

- <0,025
- 0,026 – 0,05
- 0,05 – 0,1
- >0,1



Dette skyldes, at flodhestene fylder en forholdsvis stor del af bassinets tværsnit, og deres bevægelse derved skaber forholdsvis store strømningshastigheder mellem dem og bunden, når de presser sig gennem vandet. På figur 7.10 er bundforskydningen vist i et øjebliksbillede, men da flodhestene bevæger sig rundt i bassinet, vil den høje bundforskydningsspænding, som flodhestene genererer på bunden, følge deres bevægelse rundt om øen i bassinet.

Ses der på størrelsen af den skabte bundforskydningsspænding i flodhestenes nærområde, er denne større end $0,1\text{N/m}^2$. Sammenholdes dette med den forsøgsmæssig estimerede bundforskydningsspænding for halmpartiklerne, viser modellen således, at flodhestenes bevægelse vil hvirvle eventuelt sedimenterede halmpartikler op fra bunden, præcis som det er observeret for anlægget.

Set ud fra et praktisk synspunkt kan det reelt være svært at medtage bevægende elementer i en designsituation af et nyt anlæg, men som det i det forrige er vist, er det muligt. Konkret er det således modelmæssigt vist, at flodhestenes bevægelse i bassinet har en forholdsvis stor betydning for strømningerne og bundforskydningen i bassinet, som er i stand til at holde selv halmpartiklerne i bassinet i bevægelse.

Bundforskydningsspændingen siger imidlertid ikke noget direkte om partikelfjernelsen fra bassinet, men blot hvorvidt partiklerne kan forventes i bevægelse i bassinet. For mere konkret at belyse selve partikelfjernelsen fra bassinet, er den i projektsammenhæng udviklede

partikelmodel tilkoblet strømningsmodellen, og resultatet heraf er i det følgende beskrevet.

7.4 Partikler i bassinet

I flodhestebassinet er det som sagt flodhestenes fækalier, der ønskes fjernet herfra. Disse fækalier består, som tidligere beskrevet, af store mængder delvist fordøjede halmstrå samt organisk stof. Det organiske stof virker sammenbindende for halmstråene i fækalierne og bevirker, at disse holder deres form en vis tid i bassinet. Fækalierne er dog meget porøse og går med tiden i stykker, hvilket betyder, at bassinet tilføres meget små partikler i form af halmstrå samt organisk materiale. I en modelmæssig sammenhæng vil det derfor være relevant både at se på de store fækalier samt på nogle mindre partikler.

I det følgende er en partikelmodel opsat for flodhestebassinet efter de erfaringer der er indtil nu er gjort i denne rapport i forbindelse med partikelmodellering i CFX. Modellen har til formål at belyse, om det i designfasen af anlægget ved både at modellere strømningerne samt partikelbevægelsen i bassinet vil have været muligt på forhånd at forudsige mere præcist, hvor de kritiske steder i et partikeløjemed vil opstå i bassinet.

7.4.1 Beregningsforudsætninger

De tidligere beskrevne forudsætninger for strømningsmodellen er også gældende for partikelmodellen, da strømningsmodellerne jo som sagt danner baggrund for partikelmodellen.

Der modelleres partikler af en størrelse på 7cm med en densitet på 1.030kg/m^3 , som svarer til de store fækalier i bassinet. For at beskrive de mindre partikler, som fækalierne med tiden overgår til, er det både valgt at modellere små partikler med en densitet lidt større end vand samt en densitet lidt mindre end vand, da det ved observationer af anlægget kan konstateres, at nogle af de mindre partikler, som bevæger sig rundt i bassinet, har en vis opdrift og bevæger sig lige i vandoverfladen. I partikelmodellen modelleres der derfor også partikler med en diameter på 1mm med en densitet på henholdsvis 1.030kg/m^3 samt 950kg/m^3 , se evt. tabel 7.11.

I modellen spores der for hver partikeltype 1000 partikler, som har en jævnt fordelt startposition over hele bassinets overflade. Det er

Nr.	Densitet [kg/m^3]	Diameter [mm]
1	1.030	70
2	1.030	1
3	950	1

Tabel 7.11

Partikeltyper der modelleres i partikelmodellen.

Generelle forudsætninger
Turbulent dispersion
Kraftpåvirkning
Dragkraft (træk)
Rotationskraft
Tyngdekraft
Trykkraft

Tabel 7.12

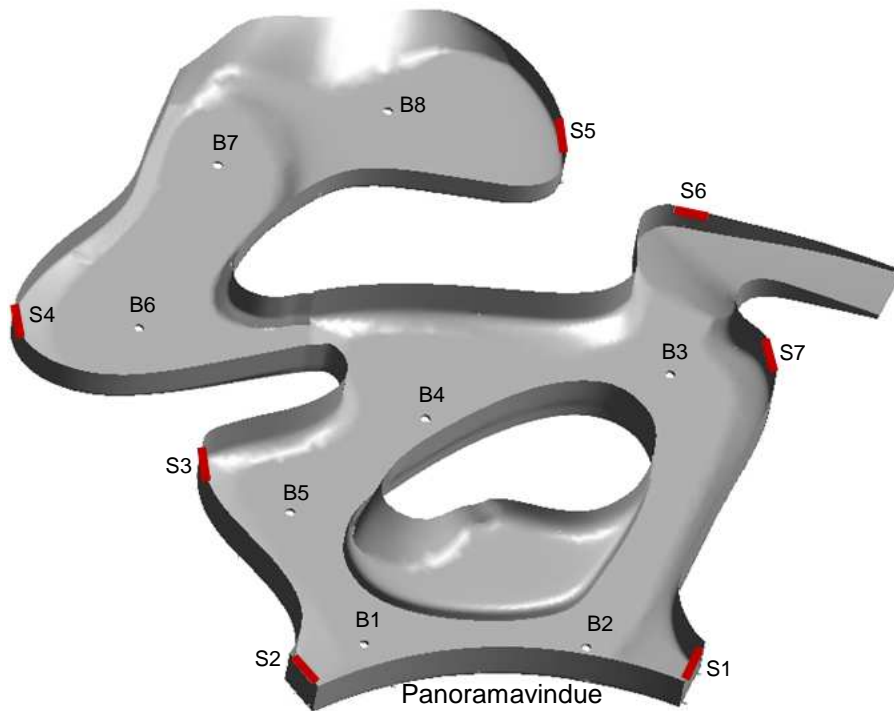
Generelle forudsætninger for partikkelmodellen vedr. turbulent dispersion samt kraftpåvirkning.

vurderet, at der ved sporing af 1000 partikler findes et brugbart resultat, samtidig med at simuleringstiden holdes på et rimeligt niveau. For partikkelmodellen gælder endvidere de generelle forudsætninger om kraftpåvirkning, samt at partiklerne er påvirket af dispersion, da strømmingen i bassinet er turbulent, tabel 7.12.

7.4.2 Modelresultater

Resultatet af partikkelmodelleringen viser, at de tunge partikler fjernes via bundudløbet fra bassinet, imens de lette partikler kommer ud via overfladeskimmerne. Dette er også forventet grundet partiklernes densitet samt de observationer, der er gjort af bassinet og partiklernes bevægelse heri. I modellen når enkelte af de små partikler med en densitet på 1.030kg/m^3 også ud af bassinet via overfladeskimmerne. Selvom de har en tyngde, der er større end vand, hvirvles de til tider op i overfladen, hvis strømningerne omkring dem har den rette kraft og retning, hvorfor de når overfladeskimmerne. Dette kan også observeres direkte i bassinet, hvor de små halmstrå, der fejer langsomt hen over bunden, når der ingen bevægelse er af flodhestene, hvirvles op i overfladen, når flodhestene begynder at svømme rundt i bassinet. I det virkelige bassin vurderes det, at en stor del af de små lidt tungere partikler når ud via overfladeskimmerne, at dømme efter de observationer der er gjort. En bedre gengivelse af dette kunne muligvis være gjort ved at modellere flodhestenes påvirkning af partiklerne. Endvidere modelleres alle partikler i CFX som sfæriske, hvilket ikke er tilfældet for de lange tynde halmstrå. Dette er dog ikke dyrket yderligere, da resultatet af partikkelmodellering af de små lidt tungere partikler viser en realistisk fjernelse af disse.

Som beskrevet tilledes bassinet i alt 1000 partikler af hver type. Modellen viser at der sker en god fjernelse af alle partikeltyperne, da 863 og 942 af de tunge partikler med en diameter på henholdsvis 7cm samt 1mm fjernes via bundudløbene inden for 1time. I overfladeskimmerne når 966 partikler med en densitet på 950kg/m^3 samt 22 partikler med en densitet på 1.030kg/m^3 ud inden for 1time. Af figur 7.13 ses en oversigt af bassinet med placering af bundudløb samt overfladeskimmere, hvor hvert udløb har fået tildelt et nummer. Af tabel 7.14 og tabel 7.15 fremgår det, hvor mange partikler der når i hvert udløb. Det ses for de tunge partikler, der fjernes via bundudløbene, at antallet af partikler er stort set jævnt fordelt ud over alle bundudløbene. Herved når der 100-200 partikler ud i hvert



Figur 7.13

Oversigt af flodhestebassinet med angivelse og nummerering af bundudløb (B) samt overfladeskimmere (S).

udløb i løbet af den time modellen følger partiklerne, dog med undtagelse af udløb B1 samt B7. Disse to udløb fjerner i modellen ikke så mange partikler, og værst er det for B1, der er placeret til venstre foran øen.

For de lette partikler ses det af tabel 7.15, at fordelingen er lidt mere skæv. Ifølge modellen fjernes 2/3 af partiklerne via S2. Hvis dette sammenholdes med hvilken vej strømmingen i bassinet roterer, hvilket er med uret, stemmer dette fint overens med en samling af mange partikler omkring S2. Færrest partikler når ud via S6 og S7, som derfor med stor sandsynlighed kunne have haft en bedre partikelfjernelse med en anden placering i bassinet. Dog skal det huskes, at flodhestene ved meget bevægelse i bassinet ændrer strømningsretningen, hvorfor disse to skimmere i en sådan situation meget muligt vil fjerne en større mængde lette partikler, end det med modellen er vist.

Det vurderes, at der for begge typer af de små partikler fjernes så mange partikler ud af de hver 1000 tilførte, at den resterende rest, der ikke når udløbene i løbet af 1 time, må betegnes som acceptabelt resultatet. En fjernelse på ca. 95% inden for 1 time vurderes derfor som tilfredsstillende, når der tænkes bassins dynamiske og organiske geometri.

Udløb	7cm	1mm
B1	6	8
B2	117	151
B3	123	100
B4	190	189
B5	143	144
B6	159	28
B7	21	13
B8	104	309
Total	863	942

Tabel 7.14

Antal partikler med en densitet på 1.030kg/m^3 i bundudløbene.

Udløb	1mm
S1	27
S2	601
S3	59
S4	88
S5	173
S6	17
S7	1
Total	966

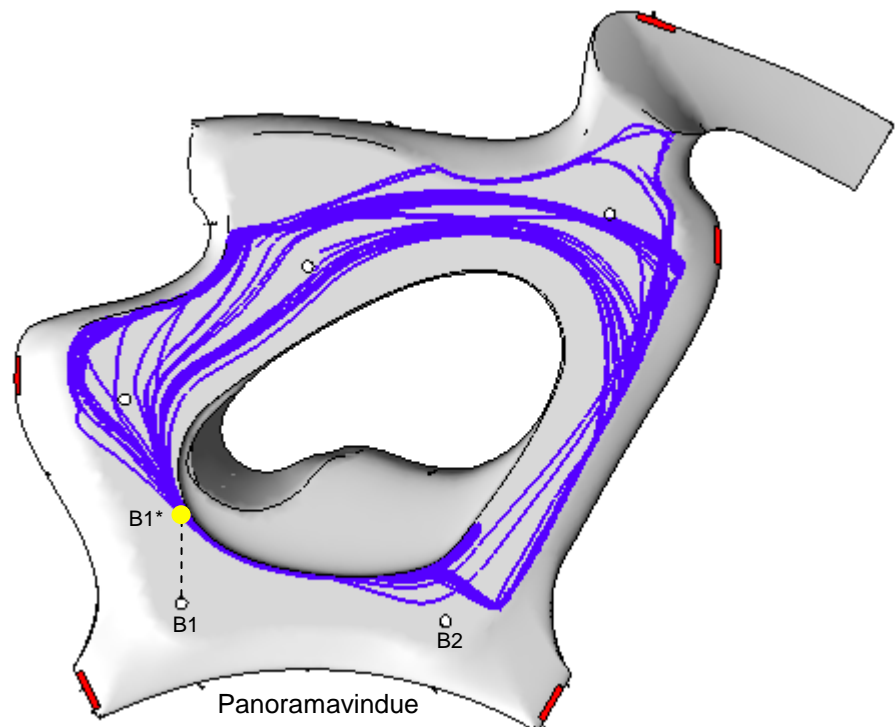
Tabel 7.15

Antal partikler med en densitet på 950kg/m^3 i overfladeskimmerne.

For de store partikler på 7cm er der set på, hvor de partikler, der ikke når udløbene, placerer sig, da antallet her er lidt større. For partiklerne i den indendøre bassin tegner der sig et klart billede. Det

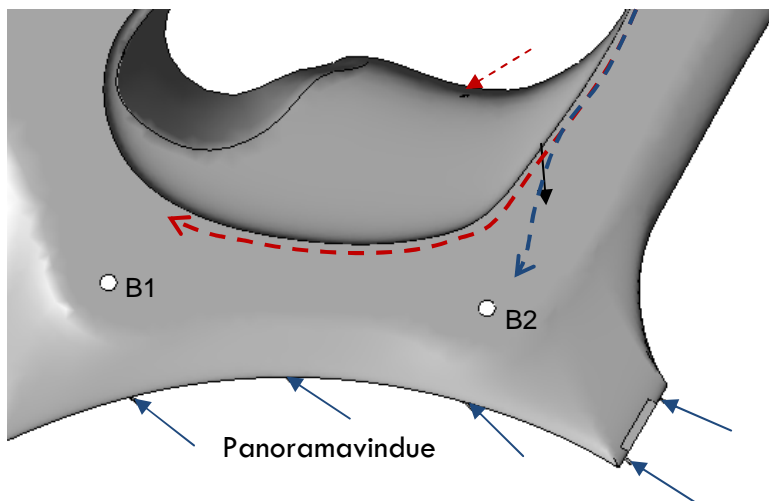
Figur 7.16

Partikelbaner (blå kurver) for de partikler der ikke når udløbene i det indendøre bassin.



ses ved at betragte partikelbevægelsesbanerne, at partiklerne bag om øen tager en lidt tilfældig bane, se figur 7.16. Derimod vælger alle partiklerne på forsiden af øen langs med panoramavinduet at bevæge sig helt tæt op af øens kant, for at nå rundt om hjørnet og bevæge sig endnu en tur bag om øen i en tilfældig bane. Sammenholdes dette med resultatet af, hvor mange partikler der fjernes fra de enkelte bundudløb, ses det, som tidligere beskrevet, at stort set ingen partikler når ud via B1. I en designsituation af bassinet vil det således være oplagt at placere B1 strategisk bedre i forhold til partikelbanerne. At flytte B1 til den angivne position på figuren: B1* er et forslag til en ny placering for en forbedring af partikelfjernelsen, således at flere af de partikler, modellen viser ikke når et udløb, nu bliver fjernet.

Som partikelmodellen beskriver det, kunne det i virkeligheden efter ibrugtagning af flodhestebassinet faktisk observeres, at nogle af de store fækalier ikke hurtigt nåede i udløbene, men i stedet bevægede sig langs med øens kant forbi panoramavinduet. Løsningen på problemet er i dag gjort ved at ændre bassinets strømningsmæssige design ved at flytte en af indløbsdyserne, som det tidligere er beskrevet. Af figur 7.17 ses det, hvorledes partiklerne i dag skubbes



Figur 7.17

Udsnit af den indendørs del af bassinet.

- - - Fækaliebane før modifikation
- - - Fækaliebane efter modifikation
- - - Dyseplacering før modifikation
- Dyseplacering efter modifikation

ud fra øen og når ud via B2. I en designsituation af anlægget vil det dog anbefales at studere partikelbanerne, som gjort her, og ændre på udløbsplaceringerne i stedet for ændring af indløbsdysernes placering. En ændring af dyseplaceringen kan skabe større ændrede strømningsforhold lokalt i bassinet, hvilket kan have en positiv konsekvens for partikelbevægelsen det pågældende sted, imens det andetsteds i bassinet kan have en negativ konsekvens. En samlet konsekvens ved en ændring af dyseplaceringen kan derfor være svær at vurdere, hvorfor det anbefales at flytte udløb, hvis det er praktisk muligt, da dette vurderes, at være en designændring der har en mindre effekt på det samlede strømningssbillede.

Det skal understreges, at etableringen af den nye dyse i bassinet umiddelbart ikke har skabt dårligere partikelfjernelse andetsteds i bassinet, ud fra de observationer der er gjort. Endvidere bevirker partiklernes tætte bevægelse forbi dysen, som det muligvis kunne frygtes, ikke, at partiklerne pga. strålens store kraft går fuldstændig i stykker. Det er med andre ord lykkedes at dirigere partiklerne i retning af B2, inden at de overgår til mindre partikler samt at få partiklerne hurtigere ud og dermed skabe en bedre partikelfjernelse.

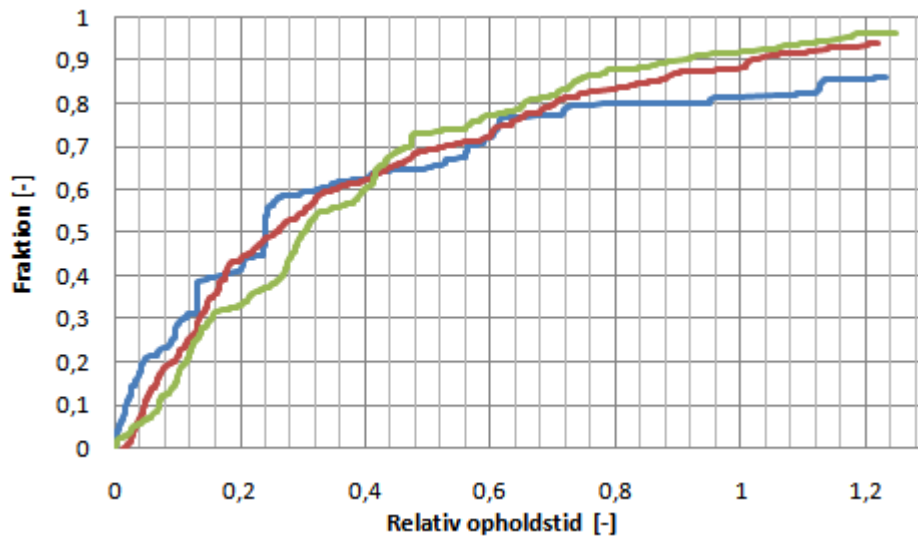
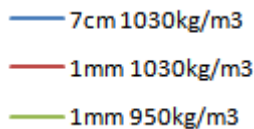
Partiklernes opholdstid

Alle partiklernes relative opholdstid i forhold til den hydrauliske opholdstid af vandet i bassinet, er fundet for at belyse, hvor hurtigt partiklernes fjernes fra bassinet. Som tidligere beskrevet er den hydrauliske opholdstid i bassinet fundet til ca. 48min. Af figur 7.18 fremgår de tre tidsfordelinger for de tre partikeltyper. Det ses, at de store partikler i begyndelsen fjernes lidt hurtigere fra bassinet end de små, men generelt er der ikke stor forskel på, hvor lang tid de forskellige partikler opholder sig i bassinet. Af tabel 7.19 ses 50%-

fraktilen for de tre partikeltyper, som viser, at halvdelen af de store partikler på 7cm fjernes i løbet af ca. en 1/4 af den hydrauliske opholdstid, hvilket stort set også gælder for de mindre partikler.

Figur 7.18

Partiklernes relative opholdstid i forhold til den hydrauliske opholdstid i bassinet.



Diameter [mm]	Densitet [kg/m ³]	50% fraktil
70	1.030	0,24
1	1.030	0,26
1	950	0,30

Tabel 7.19

50%-fraktiler for den relative opholdstid af de forskellige partikler.

Generelt gælder det ifølge tidsfordelingerne for de tre partikeltyper, at de stort set alle fjernes i løbet af 1 opholdstid, dvs. i løbet af ca. 48min. For de store partikler kan det dog diskuteres, om det er relevant, at modellen viser, at de fjernes fra bassinet i løbet af en opholdstid, da partikernes levetid i deres fulde størrelse reelt er mindre end 48min. Ved de observationer der er gjort i bassinet og af partiklerne heri, vurderes det, at de store partikler i deres fulde størrelse har en levetid på gennemsnitlig 15min., hvilket svarer til en relativ opholdstid på 0,3. I løbet af denne opholdstid fjernes ca. 60% af de store partikler, hvorefter det vil være mere relevant at betragte opholdstiden for de mindre partikler, som ifølge modellen når op til 90% i løbet af en hydraulisk opholdstid. Modellen viser således, at der i bassinet sker en effektiv partikelfjernelse fra bassinet, og svarer således godt overens med det indtryk stofkoncentrationsmålingerne for udløbsvandet giver af systemet, som beskrevet i afsnit: 3.1.4 'Stofkoncentration i bassinet'.

Ud fra dette afsnit er det vist, at det ved partikkelmodellering af partiklerne i flodhestebassinet i København Zoo har været muligt at eftervise hovedparten af de problemer, det efter ibrugtagning af bassinet har været erfaret. En modellering af partikler i en designmæssig sammenhæng er således med til at skabe et bedre overblik og en større forståelse for, hvordan partiklerne vil bevæge sig rundt i bassinet, således at udløb kan placeres mest hensigtsmæssigt, så der sker den hurtigste og bedste partikelfjernelse i bassinet. Ydermere er partikkelmodellen også et stærkt og unikt

redskab til på realistisk vis at vurdere partikelfjernelsen i bassinet i designfasen og derigennem vurdere bassinets overordnede funktionalitet.

7.5 Opsummering

Med udgangspunkt i den oprindeligt opstillede strømningsmodel i designfasen af flodhestebassinet i København Zoo er der opstillet en modificeret strømningsmodel for bassinet. Denne model anvender samme placering af ind- og udløb, som den oprindelige model foreskriver, men i den modificerede model er beregningsnettet på bunden af bassinet forfinet, for at gøre modellen i stand til at beskrive hastighederne her mere detaljeret. Endvidere modelleres 6 ud af 7 overfladeskimmere som udløb med vandføringsrande med en negativ vandføring, da dette giver en mere realistisk gengivelse af overfladeskimmerne som udløb, hvilket er vigtigt for partikelmodelleringen. På baggrund af de beskrevne modifikationer vurderes strømningsmodellen at gengive strømningerne i flodhestebassinet på tilfredsstillende vis samt at være i stand til at danne baggrund for partikelmodellen, der er opstillet i forlængelse af strømningsmodellen. Partikelmodellen beskriver tre forskellige typer partiklers bevægelse og fjernelse i bassinet. Der er tale om partikler, der tilsvarende flodhestenes fækalier i bassinet, samt nogle meget mindre partikler med en densitet lidt større end vand samt lidt mindre end vand. Disse mindre partikler beskriver de halmstrå og det organiske materiale, som fækalierne overgår til hvis de går i stykker i bassinet. Ved partikelmodellering af partiklerne i flodhestebassinet i København Zoo har det været muligt at eftervise de væsentligste af de problemer, der efter ibrugtagning af bassinet har været erfaret. Det er vist, at en modellering af partikler i en designmæssig sammenhæng således er med til at skabe et bedre overblik og en større forståelse for, hvordan partiklerne vil bevæge sig rundt i bassinet. Og denne forståelse kan således anvendes til at placere udløbene mest hensigtsmæssigt i designfasen, så den hurtigste og bedste partikelfjernelse i bassinet sker, når bassinet senere opføres og tages i brug.

For flodhestebassinet er det fundet, at der overordnet set sker en god partikelfjernelse i bassinet. Dette viser både den opstillede model samt de observationer, der er gjort i bassinet, hvor størstedelen af de store fækalier hurtigt finder ud via bundudløbene i bassinet. Det er

ligeledes set, at der på bunden ikke er områder, hvor det let omsættelige organiske materiale samler sig. Den antaget kritiske bundforskydningsspænding i den oprindelige designfase på $0,05\text{N/m}^2$ er således tilstrækkelig, hvilket endvidere i denne sammenhæng er eftervist ved forsøg. Ud fra observationer samt ud fra modelresultater og forsøg er det ligeledes fundet, at de mindre sigtbarhedsmæssige problemer der i dag stadig måtte være i bassinet skyldes indholdet af de små halmstrå. Forsøg til bestemmelse af den kritiske bundforskydningsspænding for disse halmpartikler, som er på $0,1\text{N/m}^2$, fortæller ved sammenholdelse af modellens resultater for bundforskydningsspændingen, at der kun er tilstrækkelig bundforskydning i ca. 50% af bassinet. Dette problem afhjælpes dog i stor stil af flodhestenes bevægelse i bassinet, som medfører, at bundforskydningsspændingen på bunden øges væsentligt, når en flodhest er i bevægelse lige over bunden. Det betyder således, at halmpartiklerne kommer i bevægelse og kan finde vej ud af bassinet via et udløb. Flodhestene er dog ikke i bevægelse i bassinet hele tiden, men ligger en stor del af tiden og slapper af og forholder sig ro, hvilket i et halmpartikel øjemed ikke er så hensigtsmæssigt. Dette betyder, at bassinet synes noget uklart, når flodhestene endelig bevæger sig, selvom det faktisk er positivt for partikelbevægelsen og partikelfjernelsen, at de gør det. For at sikre en mere konstant god sigtbarhed i bassinet, må det fundne kritiske kriterium for bundforskydningsspændingen på $0,1\text{N/m}^2$ overholdes i en designfase af anlæg, der skal indeholde dyr, som leverer fækalier, der indeholder så store mængder halmstrå.

Konkret vurderes det, at en bedre overholdelse af bundforskydningskriteriet kan opnås ved at anvende en mindre indløbsdiameter for dyserne. Dette vil selvfølgelig betyde et større energiforbrug i bassindelen af systemet, men da bassindelen kun står for en ganske lille del af det samlede energiforbrug ved anlægget, vurderes det som en relevant løsning. Som beskrevet tilføres der i dag bassinet 860Watt gennem indløbsdyserne i bassinet, og at dette energiforbrug kun udgør ca. 2% af det samlede forbrug. Det vurderes derfor muligt, som minimum at fordoble energitilførslen til bassinet, uden at det har en reel signifikant betydning for det samlede energiforbrug ved anlægget. En mindre indløbsdiameter og derved større energitilførsel til bassinet, vil selvfølgelig også betyde større strømningshastigheder i bassinet. Dette påvirker udover partiklerne

naturligvis også flodhestene, som opholder sig i bassinet. Uden at komme med konkrete bud på, hvor stor en strømning det er forsvarligt at udsætte en flodhest for, vurderes det dog at dyrene i anlægget på ingen måde er generet af den strømning der er i anlægget i dag, og at det umiddelbare indtryk er, at de godt kan lide strømningspåvirkningen. Dette begrundes i, at flodhestene næsten altid vælger at bevæge sig rundt i bassinet imod strømmen.

Den bedste partikelfjernelse vurderes altså i en designfase af et nyt anlæg både ved at betragte de bundforskydningsspændinger, som optræder i bassinet, samt ved at modellere selve partiklernes bevægelse og position for at kunne placere udløb mest hensigtsmæssigt. Dette har denne casestudy netop underbygget gennem modellering af flodhestebassinet, direkte observationer samt forsøg med partiklerne herfra.

8 Diskussion og anbefalinger

Et kunstigt vandmiljøes overordnede værdi afhænger i stor grad af vandkvaliteten heri, og det er således vigtigt, at det i designfasen er muligt at vurdere de forhold, der gør sig gældende for vandkvaliteten i anlægget. Herigennem opnås den bedst mulige vandkvalitet, når vandmiljøet tages i brug.

Det overordnede princip, der gør sig gældende for at opnå en god vandkvalitet, er at få fjernet stoffbelastningen fra systemet så hurtigt som muligt, da dette reducerer stoffets negative effekt på vandkvaliteten. Det er under designfasen af systemet således vigtigt at fokusere på, at der sker en effektiv stoftransport fra bassindelen af systemet til rensningsdelen af systemet, samt at stoffet effektivt fjernes fra vandet i rensningsdelen af systemet. Det kunstige vandmiljø skal i en dimensionerings- og designsituation således undersøges som én helhed, så der både opnås en god stoffjernelse fra bassinet og fra selve vandet gennem vandrensningen.

I forbindelse med stoftransporten i bassinet er det i projektsammenhæng vist, at 3-dimensionelle strømnings- og partikelmodeller er et anvendeligt og unikt redskab. Med modellerne er det muligt at opnå et detaljeret vurderingsgrundlag for den overordnede stoftransport i bassinet. Det anbefales derfor, at 3-dimensionelle strømnings- og partikelmodeller inddrages som en naturlig del af designfasen af fremtidige kunstige vandmiljøer.

For at få mest muligt ud af den 3-dimensionelle strømnings- og partikelmodel er det vigtigt, at denne er opsat korrekt. I den forbindelse er der i projektsammenhæng gjort en række erfaringer, der især knytter sig til at få modelleret partikeltransporten korrekt. Hvis der er tale om partikler der er tungere end vand, som dermed vil bevæge sig langs bunden, er det vigtigt at strømningshastighederne langs bunden bliver modelleret korrekt. Dette er især vigtigt, hvis partiklen har en sådan størrelse, at den bevæger sig i grænselagsstrømningen. Grænselaget kan være svært at få modelleret korrekt, grundet de store hastighedsgradienter, der ofte optræder her over forholdsvis kort afstand. Det er erfaret, at en god måde at modellere dette grænselag på er ved at anvende inflations på bunden i opbygningen af beregningsnettet i modellen. Det er dog endvidere fundet i projektsammenhæng, at det ved komplekse

geometrier ikke altid er muligt at udarbejde inflations på bunden. I sådanne tilfælde anbefales det derfor, at der laves et forfinet beregningsnet på bunden af bassinet for på den måde at få så god en beskrivelse af strømningerne ved bunden som muligt.

En anden forudsætning for at modellere partiklerne korrekt er naturligvis, at partikkelmodellen er opstillet korrekt i forhold til det, der ønskes at modellere. Det er således vigtigt, at modellen tager højde for de kræfter der påvirker partiklerne. Som udgangspunkt anbefales det, at de 5 forskellige kræfter, partikkelmodellen arbejder med, påføres partiklerne i modellen. Det kan dog i hvert enkelte tilfælde vurderes, om en eller flere kræfter kan undlades i en modelopsætning, hvis de findes uden stor betydning for partiklernes bevægelse. Dette er i projektsammenhæng gjort for den virtuelle masekraft, som har stor betydning for bevægelsen af partikler, der har en densitet betydeligt mindre end vand, hvilket partiklerne til fjernelse i kunstige vandmiljøer ikke vurderes at have.

Med strømningsmodeller er det, som vist i dette projekt, muligt allerede i designfasen at vurdere og analysere de hydrauliske forhold i bassinet, og gennem partikkelmodeller belyse disses effekt på stof- og partikelfjernelsen fra bassinet. Modellerne anses derfor som værdifulde i designsituationen, da disse giver mulighed for at foretage og udforme et hensigtsmæssigt hydraulisk design af bassinet i designfasen.

Hvilket hydraulisk design, der er det mest hensigtsmæssige, afhænger naturligvis af det konkrete bassin og dets geometri, men som det i projektsammenhæng er vist, er det generelt en fordel, at tænke i store ensartede strømninger for bassinet. Ved at designe hydraulikken i bassinet således at indløbsdyserne arbejder sammen og stimulerer til et ensartet strømningsbillede, opnås generelt en positiv stoffjernelse i bassinet.

En værdifuld metode til vurdering af stoftransporten er ved at undersøge de bundforskydningsspændinger, som dyserne og strømningerne resulterer i på bunden af bassinet. Det anbefales derfor, at der i den konkrete dimensionerings- og designsituation foretages en omhyggelig vurdering af kriteriet for den kritiske bundforskydningsspænding for de partikeltyper, der forventes i anlægget. Dette kriterium bør, hvis muligt, underbygges af et estimat bestemt gennem transportforsøg. I forbindelse med transportforsøgene i projektet er det til sammenligning fundet at en bundforskydnings-

spænding på $0,026\text{N/m}^2$, er i stand til at holde små organiske partikler i bevægelse. Mens lange tynde halmpartikler, der har tendens til at klæbe sig til bunden, kan holdes i bevægelse ved en bundforskydningsspænding på $0,1\text{N/m}^2$. Det vurderes således, at dette generelt er et fornuftigt interval for den kritiske bundforskydningsspænding, og kriteriet i de fleste situationer vil ligge indenfor dette interval.

Selvom bundforskydningsspændingen kan give et godt billede af, om partiklerne holdes i bevægelse ved bunden, siger bundforskydningsspændingen ikke noget om, hvorvidt denne transport kan forventes at føre partiklerne til udløbene og derved ud af bassinet. Denne side af sagen belyses først, når partiklernes baner modelleres. I denne forbindelse er det også vigtigt i dimensionerings- og designsituationen at forholde sig kritisk til, hvilke partikler der kan forventes i bassinet. Det er med andre ord nødvendigt at forholde sig til størrelse og densitet af partikler, og om der sker en nedbrydning af disse ved transport i bassinet. Med partikelmodellen tilkoblet strømningsmodellen er det muligt at vurdere det hydrauliske designs evne til at transportere bassinets partikler til udløbene, og der kan således etableres et solidt sammenligningsgrundlag for vurdering af forskellige hydrauliske designs for det konkrete bassin. På denne måde er det muligt at finde det bedste hydrauliske design i det konkrete tilfælde, under hensyntagen til bassinets geometri og partiklerne heri.

Det er denne helhedsbetragtning, som er den store force ved den 3-dimensionelle modellering, da disse direkte, som vist i projektet, kan belyse hydraulikkens resulterende stoffjernelse i bassinet. Det er således en meget stor fordel at inddrage 3-dimensionel strømnings- og partikelmodellering i designfasen af kunstige vandmiljøer, for gennem en helhedsbetragtning at opnå hydrauliske designs, der fungerer bedst i den konkrete situation. Disse 3-dimensionelle modeller gør det derfor muligt at vurdere anvendeligheden af forskellige bassin- og strømningsdesigns, inden disse opføres. Modellerne er med til at anskueliggøre, hvordan et konkret design vil fungere i praksis.

Energimæssigt er det i projektet vist, at selvom det naturligvis koster energi at generere strømningerne i bassinet, udgør energimængden til dette typisk kun en begrænset del af det samlede energiforbrug for anlæggene. Dette bestyrker blot incitamentet for at designe hydraulikken i bassinet, da den stoftransportmæssige gevinst i bassinet således kan opnås, uden at det har den store betydning for det

samlede energiforbrug. Det skal dog bemærkes, at større energitilførsel med resulterende større hastigheder i bassinet ikke nødvendigvis vil give en bedre stoftransport i bassinet. Der er således en balancegang mellem hastigheder, i form af energitilførslen, i bassinet og den optimale stoftransport.

I svømmehaller og badeanlæg anvendes der i dag af sikkerhedsmæssige grunde primært kun overfladeskimmere som udløb fra bassinerne. I forbindelse med de generelle strømningsdesigns der er undersøgt i dette projekt, viser modellerne, at det generelt kan være problematisk at få partikler, der har en densitet der er større end vand, transporteret til denne type udløb. I denne forbindelse anbefales det derfor for det fremtidige arbejde og design af svømmehaller og badeanlæg, at det nøje overvejes om det er muligt at konstruere en ny type bundudløb til svømmehaller, som ikke udgør en sikkerhedsrisiko for de badende. Ved både at kunne anvende overfladeskimmere og bundudløb i svømmehaller og badeanlæg udvides designmulighederne betydeligt, således det i fremtiden kan være muligt også at sikre en effektiv transport og fjernelse af de tungere partikler på bunden. Det er i designeksemplerne også vist, hvorledes en placering af dyser lige over bunden skaber en god bundstrygende strømning, som opretholder en vis bundforskydnings-spænding således at de små partikler på bunden holdes i bevægelse og kan samles på et lille areal af bunden. En samling af partiklerne kan således udnyttes i en fjernelse af partiklerne, hvis nye og sikre bundudløb udvikles til formålet. Dog lettes renholdelsesarbejdet af bunden i svømmebassiner endvidere hvis partiklerne samles, da denne i dag ofte sker ved støvsugning af bunden.

Under designfasen af et zoologisk bassin eller et andet type bassin, hvor der optræder partikler tungere end vand, kan designet af strømningerne ligeledes tænkes ind i idéudviklingen. Bassinets geometri kan således skabes i de former, der bidrager til at skabe de ønskede strømningssituationer. For partikeltyper der er tungere end vand, anbefales det at skabe horisontalt roterende strømninger. Herved udnyttes dels de primære strømninger samt de sekundære strømninger, der opstår som følge af den roterende strømning. Den bedste fremgangsmåde vil være først at optimere placeringen af indløbene samt flow ud fra det overordnede strømningsbillede, disse giver, og i første omgang placere udløb efter bedste evne. Derefter kan en endelig og mest optimal placering af udløbene ske ved en analyse af

partikelbevægelsen ud fra en partikelmodel gøres. Hele designfasen af bassinet er selvfølgelig en iterativ proces hvor ændringer af indløbsplaceringer samt udløbsplaceringer har betydning for det samlede strømningsbillede og ikke mindst partikelbevægelsen. Det vurderes dog at udløbenes placering i denne sammenhæng har mindst betydning, hvorfor placeringen af disse kan finjusteres efter partiklernes bevægelsesmønstre når de overordnede strømninger er fastlagt ud fra indløbsdyserne. For at skabe enhver strømning kræves der en vis mængde energi, der bliver tilført bassinet gennem indløbene. Erfaringer fra dette projekt viser, at der opnås den bedste udnyttelse af energien, hvis indløbene placeres midt i dybden af bassinet for dette design. Indløbsdyserne bør desuden placeres på en sådan måde, så de bidrager mest muligt til den roterende strømning, hvilket ofte opnås, hvis indløbene vinkles ind i bassinet.

Gennem arbejdet med projektet har det været muligt at skabe strømningssituationer, der bidrager til partikelfjernelse, hvilket være sig både partikler tungere og lettere end vand. Ved at anvende 3-dimensionelle strømnings- og partikelmodeller, der er sammenholdt med udførte forsøg, er en større viden på området opnået. Det har herudfra været muligt give anbefalinger til, hvorledes strømnings- og partikelmodeller opbygges for et kunstigt vandmiljø, når en effektiv partikelfjernelse skal sikres for at opnå en god vandkvalitet.

9 Konklusion

Gennem arbejdet med hydraulisk design af kunstige vandmiljøer i denne rapport er det fundet, at strømningerne skal designes således, at der skabes store ensartede strømninger for bassinet. Ved at designe hydraulikken så indløbsdyserne arbejder sammen og stimulerer til et ensartet strømningsbillede, opnås det bedste grundlag for partikelfjernelsen.

I designfasen af kunstige vandmiljøer, som har til hovedmål at sikre en hurtig og effektiv partikelfjernelse for at opretholde en tilfredsstillende vandkvalitet, er det fundet, at det bedste resultat opnås, hvis et design af strømninger gennem en 3D-strømningsmodel ikke står alene. Ved en partikelmodellering af de partikler der ønskes fjernet fra bassinet, kan partiklernes bane og position bestemmes, hvilket er en stor fordel for at skabe den mest optimale placering af især bundudløb.

For fjernelse af forholdsvis store partikler der overvejende bevæger sig på bunden af bassinet, bør der skabes en overordnet roterende spirallignende strømning, der fører partiklerne rundt eller til centrum af denne. For fjernelse af mindre partikler der bevæger sig rundt i hele dybden af bassinet, bør der skabes en god bundstrygende strømning, der sikrer, at den kritiske bundforskydningsspænding opretholdes således, at partiklerne ikke sedimenteres på bunden, men holdes i bevægelse og når ud via bundudløb eller samles i den ene ende af bassinet. For fjernelse af mindre partikler der overvejende bevæger sig i vandoverfladen, bør der skabes strømninger nær vandoverfladen, som fører partiklerne ud til bassinets kanter, så de via overfladeskimmere her kan fjernes fra bassinet.

Den mest effektive partikelfjernelse sikres ved i designfasen både at bestemme de overordnede strømningsbilleder samt partikelbevægelser via et 3D-modellerings-værktøj. Partikelfjernelse sikres således gennem en optimering af de overordnede strømninger, bundforskydningsspændingen samt partikelbevægelsen.

10 Litteraturliste

Henvisning i projekt	kilde
(ANSYS, 2006)	ANSYS. (2006). CFX-solver Theory Guide. ANSYS-CFX 11.0.
(Brorsen & Larsen, 2003)	Brorsen, M., & Larsen, T. (2003). Lærebog i hydraulik. Aalborg Universitetsforlag.
(Djurs Sommerland, 2009)	Djurs Sommerlands hjemmeside. Besøgt d. 25. februar. http://djurssommerland.dk/presse/om-djurs-sommerland.html?L=0
(Elforsk, 2009)	Elforsk.dk. Besøgt d. 26. maj 2009. http://www.elforsk.dk/doks/334-026/pjece_334-026.pdf
(Grønborg, Rasmussen, & Hammerich, 2007)	Grønborg, O., Rasmussen, M. R., & Hammerich, H. (september 2007). Hydraulik i svømmehaller. Svømmebadet nr. 9.
(Ingeniøren, 2006)	Ingeniørens hjemmeside. Besøgt d. 4. april 2009. Ingeniøren, 8. september 2006. http://ing.dk/artikel/73121-koebenhavns-zoo-samler-afrikas-dyr-i--storsavanne?highlight=flodhest
(Ingeniøren, 2007)	Ingeniørens hjemmeside. Besøgt d. 15. april 2009. Ingeniøren 1. januar 2007. http://ing.dk/artikel/79289-ny-teknik-skaerer-klorindholdet-i-svoemmehal-ned-til-entindedel
(Jensen, 2008)	Jensen, J. B. (august 2008). Banebrydende vandrensning bag Lollands blå lagune. Svømmebadet nr. 13.
(Lalandia, 2009)	Lalandias hjemmeside. Besøgt d. 4. april 2009. http://lalandia.nli.dk/Pressemeddelelser_2008/AquaDome+en+realitet/AquaDome+en+realitet+-+Bilder
(Larsen, et al., 2000)	Larsen, T., Borup, A., Brorsen, M., Olsen, J., Eriksen, J. J., Petersen, P., et al. (2000). Pumpe Ståbi (3. Udgave udg.). Ingeniøren.
(Laursen, 2005)	Laursen, J. (2005). WWTP Process Tank Modelling - The Integration of Advanced Hydrodynamic. Ph.D. afhandling.
(Miljøministeriet, 2004)	Miljøministeriet. (December 2004). Miljø Danmark nr 6.
(Nordsøen Oceanarium, 2009)	Nordsøen Oceanariums hjemmeside. Besøgt d. 8. februar 2009. www.nordsoenoceanarium.dk
(Pedersen, 1988)	Pedersen, F. B. (1988). Hydraulik for bygningsingeniører. Lyngby: Den private Ingeniørfond.
(Raymond & Jewett, 2004)	Raymond, S. A., & Jewett, J. W. (2004). Physics for Scientists and Engineers with Modern Physics. 6. udgave.
(Ultraaqua, 2009)	Ultraaqua. (2009). Energiforbrug i flodhestebassinet, personlig kommunikation.
(Aalborg Zoo, 2009)	Aalborg Zoos hjemmeside. Besøgt d. 12. april 2009. www.aalborgzoo.dk

11 Bilags-cd