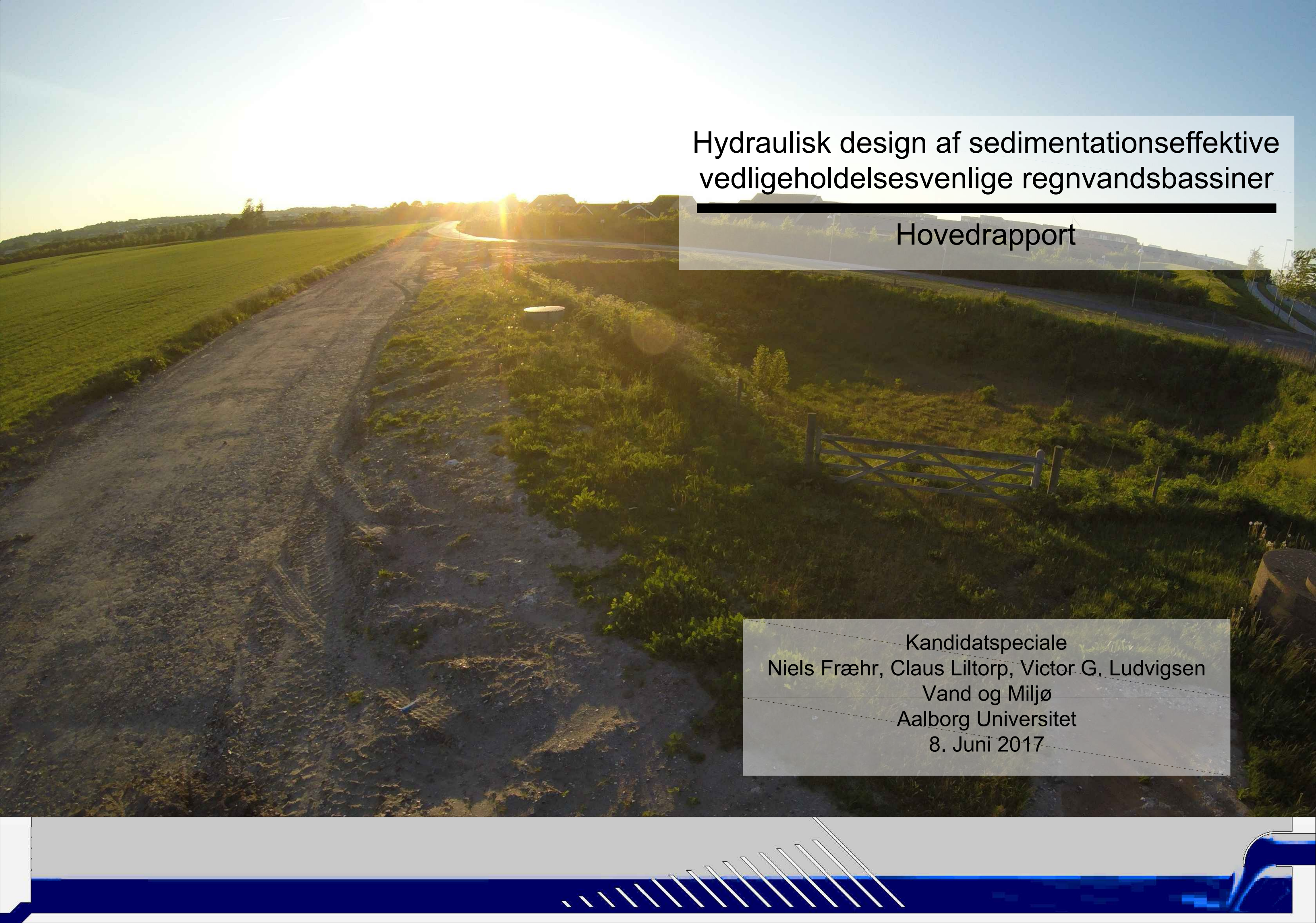




Hydraulisk design af sedimentationseffektive vedligeholdelsesvenlige regnvandsbassiner

Hovedrapport

Kandidatspeciale
Niels Fræhr, Claus Liltorp, Victor G. Ludvigsen
Vand og Miljø
Aalborg Universitet
8. Juni 2017

Forord

Dette kandidatspeciale omhandler hvordan volumen i et regnvandsbassin bibeholdes over tid. I den forbindelse er det undersøgt, hvorvidt hyppigere oprensning af sandfang i vejbrønde, kan øge mængden af sediment og intervallet af partikelstørrelser, som kan tilbageholdes. Endvidere designes et sedimentationseffektivt og vedligeholdelsesvenligt forbassin til partikeltilbageholdelse, som skal placeres forinden et forsinkelsesbassin. Undersøgelserne udføres vha. målinger i felten, laboratorieforsøg og numeriske modeller.

Projektet består af en hovedrapport og en bilagsrapport. Hovedrapporten indeholder de vigtigste undersøgelser og resultater, hvor der efter behov henvises til bilag i bilagsrapporten til yderligere beskrivelse af emnet. Endvidere er der i bilagsrapporten vedlagt bilagsdata på en USB stik. Formålet med de vedlagte bilagsdata er at dokumentere undersøgelser, samt muliggøre reproduktion af resultater og fortsættelse af undersøgelser. I bilag A fremgår en oversigt over dataene på USB stikken.

Ortofotos og baggrundskort på figurer kommer fra Kortforsyningen [2016] med mindre andet er angivet.

En stor tak rettes til Jesper Ellerbæk Nielsen og Michael Robdrup Rasmussen for engageret og inspirerende vejledning samt konstruktiv kritik. Endvidere rettes en tak til Lasse Sørensen for gode råd og hjælp til STAR-CCM+.

For hjælp i laboratorierne rettes en tak til det tekniske personale med en speciel tak til Anette Næslund Pedersen for hjælp og vejledning i det geotekniske laboratorium.

Rensningen af afløbssystem og vejbrønde på projektlokaliteten er finansieret af Aalborg Vandkoncern. Der rettes derfor en tak til Morten Steen Sørensen og Aalborg Vandkoncern. Endvidere rettes en tak til Morten Hass Rasmussen fra Envidan A/S for at organisere oprensningen samt for anskaffelsen af informationer omkring afløbssystemet.

Endvidere takkes Peter Berg fra Frederikshavn Forsyning og Johnny Kristensen fra RGS90 for oplysninger vedrørende omkostninger ved oprensning af regnvandsbassiner.

Niels Fræhr

Claus Liltorp

Victor G. Ludvigsen

Titel:

Hydraulisk design af sedimentationseffektive vedligeholdelsesvenlige regnvandsbassiner

Title:

Hydraulic design of basin, that has efficient sedimentation and are easy maintainable

Projekt:

Kandidatspeciale

Projektperiode:

September 2016 - Juni 2017

Projektgruppe:

Niels Fræhr
Claus Liltorp
Victor G. Ludvigsen

Vejledere:

Jesper Ellerbæk Nielsen
Michael Robdrup Rasmussen

Oplagstal: 6

Sideantal - Hovedrapport: 111

Sideantal - Bilagsrapport: 101

Afsluttet: 08-06-2017

Synopsis

Dette kandidatspeciale omhandler metoder til bibeholdelse af volumenet i regnvandsbassiner, så driften af bassinerne lettes. Projektet tager udgangspunkt i et mindre separatkløakeret boligområde i Aalborg med et tilknyttet regnvandsbassin. Der er taget sedimentprøver fra sandfang i vejbrønde og regnvandsbassinet i området, som indeholder lignende partikelstørrelser. Endvidere er der foretaget feltmålinger af sedimentopbygningen i vejbrøndene efter en oprensning, hvorved det konkluderes, at oprensning af sandfang ikke er tilstrækkeligt til at undgå reduktion af volumenet i regnvandsbassiner over tid, men at levetiden af et regnvandsbassin kan forlænges.

Dernæst er et forbassin specialiseret til tilbageholdelse af partikler gennem sedimentation undersøgt. Formålet med forbassinet er at separere den stofmæssige og hydrauliske beskyttelse af recipienten i hhv. forbassinet og det efterfølgende regnvandsbassin. Der er opbygget numeriske hydrodynamiske modeller og udført forsøg til undersøgelse af forbassinet. På baggrund heraf er en opbygning, der fremmer sedimentation, fundet. For at gøre forbassinet vedligeholdelsesvenligt tørlægges det mellem regnhændelser, hvorved tilledningen af ilt potentielt kan fjerne organisk stof og olieprodukter ved biologisk nedbrydning. Der er således bestemt en strategi for funktionen af bassinet under regnhændelser, der sikrer god renseseffektivitet ved variende vandstande i bassinet.

Afslutningsvis er omkostninger for oprensning af et regnvandsbassin kontra oprensning af sandfang og driften af forbassinet estimeret. Her er det påvist, at det er muligt at forlænge levetiden og dermed reducere udgifter til driften af regnvandsbassiner ved implementering af løsningerne fundet i dette projekt.

Summary

This Master's thesis explores methods to reduce sediment filling in storm water basins in order to facilitate maintenance. A study is conducted in a small residential area in Aalborg that has a separated sewer system attached to a storm water basin. Tests are undertaken to determine a effectiveness of gully pots for sediment reduction in storm water basin. It is found that sediment samples from gully pots and the storm water basin contain similar particle sizes. Furthermore, field measurements of the sediment build up in the gully pots are carried out after a cleaning of the sewer system. It is concluded, that gully pots are not sufficient to prevent sediment from filling the storm water basin, but they can prolong the lifetime of the basin.

A pretreatment basin specialized in retaining particles by sedimentation is also examined. The pretreatment basin is placed in front of the storm water basin. The purpose of the pretreatment basin and storm water basin is to clean and retard the rainwater respectively, before discharging it to the recipient. The pretreatment basin is studied using numerical hydrodynamic models and experiments. On the basis hereof, a construction, that enhances sedimentation in the pretreatment basin, is found. In order to make the pretreatment basin easy to maintain it is drained between rain events, hence a strategy is determined for the function of the basin during rain events. The strategy ensures good cleaning of the rainwater at varying water levels in the basin.

Finally, the expenses for cleaning of a storm water basin versus cleaning of gully pots and the maintenance of the pretreatment basin are estimated. This shows it is possible to prolong the lifetime of storm water basins and thereby reduce expenses for maintenance through implementation of the solutions determined in this thesis.

Indholdsfortegnelse

Kapitel 1 Afledning af regnvand	1
1.1 Hydraulisk belastning fra regnvandsafstrømning	2
1.2 Forureningsbelastning fra regnvandsafstrømning	3
Kapitel 2 Funktion af regnvandsbassiner	5
2.1 Bassintyper	7
2.2 Drift og vedligeholdelse	10
Kapitel 3 Problemformulering og løsningsstrategi	13
3.1 Løsningsstrategi	13
3.2 Baggrund for projekt	15
Kapitel 4 Projektlokalitet	16
4.1 Regnvandsbassin	17
4.2 Recipient	21
Kapitel 5 Tilbageholdelse af sediment i afløbssystemet	22
5.1 Sandfang i vejbrønde	22
5.2 Regnvandsbassin	28
5.3 Selvrensning i rørsystemet	33
Kapitel 6 Opbygning af sediment i sandfang	35
6.1 Sedimentopbygning	35
6.2 Partikelstørrelsesfordeling under opbygning i brønd 3.2 og 3.6	40
6.3 Organisk materiale under opbygning i brønd 3.2 og 3.6	41
Kapitel 7 Konceptuel opbygning af sedimentationsbassin	43
7.1 Partikeltilbageholdelse i bassiner	43
7.2 Fremgangsmåde til bestemmelse af udformning	46
7.3 Funktion af indløbskoncepter	51
7.4 Funktion af koncepter i bassinmidten	58
7.5 Funktion af koncepter ved udløb	64
7.6 Effektivitet af fuldt koncept	67
Kapitel 8 Funktion af sedimentationsbassin	73
8.1 Suspenderede partikler i regnhændelser	73
8.2 Forskydningsspændinger på bunden under fyldning	74
8.3 Udløbsvandføring for sedimentationsbassinet	81
8.4 Sikring af sedimentation før tømning påbegyndes	85
8.5 Funktion af lameller	88
8.6 Renseeffektivitet i sedimentationsbassin	97
Kapitel 9 Omkostninger ved oprensning	98
9.1 Priseksempler for oprensning af regnvandsbassiner	98
9.2 Forsinkelsesbassin på projektlokaliteten	99

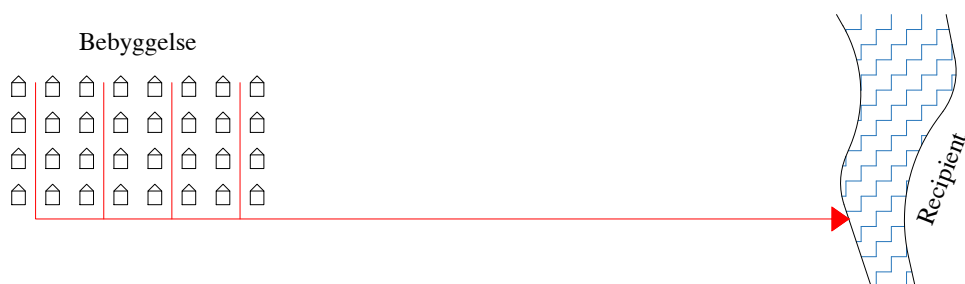
9.3 Sedimentationsbassin	101
Kapitel 10 Diskussion	104
Kapitel 11 Konklusion	107
Litteratur	108

Afledning af regnvand

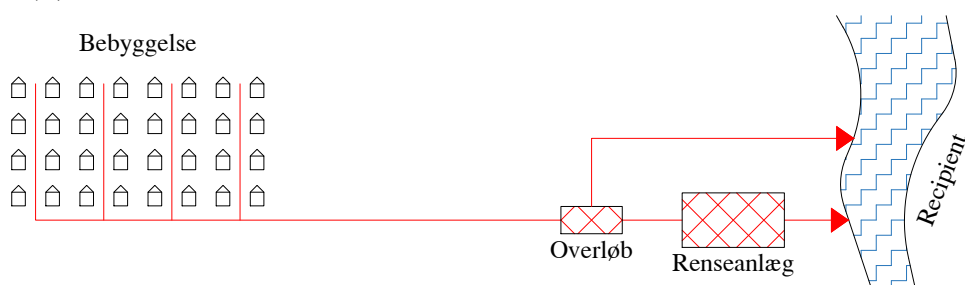
1

Når det regner i naturen vil vandet på overfladen enten fordampe, nedsive til grundvandet eller afstrømme til lavninger i terrænet, hvor det ledes til nærmeste vandløb eller sø. I undergrunden strømmer grundvandet ud i søer, vandløb eller havet. Herfra kan det fordampe og ny nedbør dannes. I bebyggede områder introduceres impermeable overflader, hvor regnvand ikke kan nedsive, hvorved den afstrømmede vandmængde øges. For ikke at oversvømme bebyggede områder ledes regnvandet ned i afløbssystemet og videre til en recipient; vandløb, sø eller hav.

I Danmark har der historisk været tradition for at benytte fællessystemer til afledning af både spildevand og regnvand direkte til recipienter, jf. figur 1.1a. Senere ændredes proceduren, så fællesvand ledes til renseanlæg, men ved kraftig regn aflastes der fortsat direkte til recipienter ved overløb, se figur 1.1b. Spildevand indeholder forureninger, og udgør dermed en trussel for faunaen i recipienten. I nyere tid er seperatsystemer blevet mere almindelige, hvor spildevand og regnvand afledes i hvert sit system. I seperatsystemer ledes spildevand til et renseanlæg, hvor det renses inden udledning til en recipient, mens regnvand udledes separat til recipienten, se figur 1.1c. [Winther et al., 2011]



(a) Fællessystem med afledning af regn- og spildevand direkte til recipienten.



(b) Fællessystem med renseanlæg og overløbsbygværk før udledning til recipienten.



(c) Separatsystem med afledning af regn- og spildevand i hvert sit system.

Figur 1.1: Historisk udvikling af afløbssystemer i Danmark.

1.1 Hydraulisk belastning fra regnvandsafstrømning

Udledning af regnvand fra bebyggede områder påvirker en recipient voldsomt i det punkt, hvor udledningen sker. Store mængder regnvand kan skabe høje strømningshastigheder, som kan erodere bundsedimentet, udgrave recipienten og ødelægge flora og fauna. Desuden kan områder omkring udledningspunktet oversvømmes, som konsekvens af høj belastning på kort tid, hvilket kan være problematisk for grundejere nær recipienten.

Kommunen giver tilladelse til udledning af regnvand [Miljø- og Fødevareministeriet, 2016a]. Det er hermed kommunens opgave at sikre, at recipienten bliver beskyttet imod store mængder regnvand fra bebyggede områder. Natur- og Miljøklagenævnet anbefaler, at den tilladte udledning vurderes på baggrund af afstrømningsoplandets reducerede areal, da det udelukkende er det reducerede areal, som giver anledning til en ikke-naturlig afstrømning til recipienten. Endvidere er det ved påklagelse om for høj udledning til vandløb afgjort af Natur- og Miljøklagenævnet, at medianmaksimum vandføringen ift. det naturlige afstrømningsopland for et vandløb skal benyttes for at beskytte recipienten, medmindre det kan påvises at en større vandføring ikke påvirker recipienten negativt. Dette svarer til afstrømningen fra et naturligt opland uden menneskeskabte forandringer. [Natur- og Miljøklagenævnet, 2015]

De høje udledningskrav sætter krav til måden hvorpå regnvand udledes til en recipient. Dette kan foregå gennem [Teknologisk Institut, 2017]:

- Nedsivning/Infiltration: Ved nedsivning til grundvandet udsættes vandløb og søer ikke for hydrauliske belastninger.
- Forsinkelse/magasinerings: Ved forsinkelse udledes regnvandet over en længere periode til recipienten, hvorved den hydrauliske belastning sænkes. Magasineringsen, der skaber forsinkelsen, øger desuden den samlede kapacitet af afløbssystemet.

I afløbssystemer, hvor der ikke er en recipient i umiddelbar nærhed, kan regnvandet ledes til grønne arealer, grøfter, regnbede, infiltrationsbassiner, vådområder eller permeabel belægning. Her vil regnvandet kunne fordampe eller nedsive.

Afledning af regnvand til en recipient kan ske igennem regnvandsbassiner, som giver god beskyttelse af recipienten, da disse giver mulighed for både opmagasinering, infiltration og forsinkelse af regnvand. Ved lave udledningstilladelser kræves der en stor kapacitet i

afløbssystemet til at forsinke vandet, hvorved bassiners magasineringsevne er fordelagtig [Gabriel og Vollertsen, 2012]. [Teknologisk Institut, 2017]

1.2 Forureningsbelastning fra regnvandsafstrømning

Udover regnvands hydrauliske belastning af recipienter er der i dag også fokus på de forurenende effekter af regnvand. Regnvand fra bebyggede områder er ikke rent, da afstrømningen fra tage og veje transporterer forurenende stoffer og partikler til afløbssystemet. De forurenende stoffer i regnvand optræder både som opløst og partikelbundet stof. Stofferne i regnvand kommer fra atmosfærisk deposition, trafik, vejsaltning etc. [Winther et al., 2011].

Almindeligvis er koncentrationerne af forskellige stoffer i regnvand ikke særligt høje, men nogle af disse stoffer kan ved længere tids eksponering have toksiske effekter på fauna og flora i recipienten. Typiske stofkoncentrationer i regnvand fremgår af tabel 1.1 og varierer fra regnhændelser til regnhændelse. [Vollertsen et al., 2012b]

Stof	Koncentration [g/m ³]
Total suspenderede partikler (TSS)	30-300
Kemisk iltforbrug (COD)	20-100
Biokemisk iltforbrug (BOD)	2-10
Total fosfor (P _{tot})	0,1-0,5
Opløst fosfor (P _{op})	0,05-0,3
Kvælstof (N)	1-3
Olie og fedt	1-3
Kobber (Cu)	0,005-0,1
Zink (Zn)	0,05-0,2
Bly (Pb)	0,003-0,3

Tabel 1.1: Stofkoncentrationer i separat regnvand. [Vollertsen et al., 2012b]

Desuden kan regnvand også indeholde inert materiale, som fx. gummi, træ, plastik og sand, der skaber uæstetiske forhold i recipienten.

Der kan ikke sættes krav til stofkoncentrationer i regnvandet, da forureningen kommer fra diffuse kilder, som derved er svære at lave en regulering overfor. Der kan dog fastsættes krav om brug af den bedste tilgængelige teknologi (BAT - Best Available Technology), så stofudledningen sænkes mest muligt. Udledning af overfladevand må ikke forhindre opfyldelse af kravene for økologisk tilstand og Dansk Vandløbsfaunaindeks (DVFI) for recipienten, medmindre der udføres tiltag, der sikrer mulighed for opfyldelse af kravene. Endvidere fremgår det i miljøbeskyttelsesloven, at der ikke må udledes stoffer, som forurener vandløb, søer eller havet. [Miljø- og Fødevareministeriet, 2016a; Miljøministeriet, 2011]

Derfor bør rensning inddrages som sekundær funktion ved beskyttelsen af recipienten. Rensning af regnvand kan ske ved benyttelse af [Teknologisk Institut, 2017]:

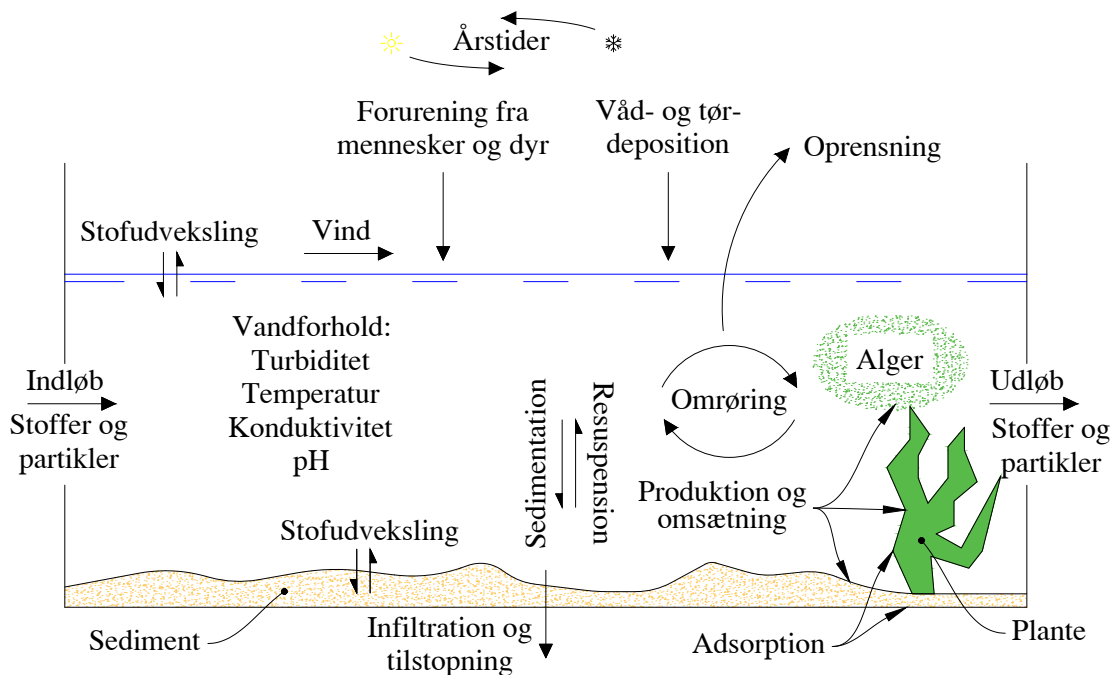
- Sandfang: Tilbageholder sandpartikler fra recipienten ved sedimentation.
- Filtrering: Fjerner partikler større end porestørrelsen i filteret.
- Olieudskiller: Separere olieprodukter og regnvand grundet forskel i densitet.
- Bassin/Vådområde: Fjerner forurening ved sedimentation, adsorption til overflader, plante- og algeoptag og biologisk nedbrydning [Vollertsen et al., 2012b].

Regnvandbassiner yder god beskyttelse af recipienten ved at sænke den hydrauliske belastning grundet en stor magasineringsevne, som er vigtig ved lave udledningstilladelser. Endvidere kan regnvandbassiner benyttes til rensning af regnvandet, hvorved forureningsbelastningen til recipienten nedsættes. Af disse grunde er det den mest almindelige metode til beskyttelse af recipienter og undersøges derfor nærmere ift. funktion og drift.

Funktion af regnvandsbassiner

2

I et regnvandsbassin foregår en række fysiske og biologiske processer, som påvirkes af både indre og ydre forhold, jf. figur 2.1.



Figur 2.1: Fysiske og biologiske processer i et fyldt regnvandsbassin, samt forhold der påvirker disse.

Indløbsvandet der strømmer til bassinet indeholder forurening både partikulært bundet og opløst, jf. afsnit 1.2. Tilstrømningen medvirker til omrøring og opblanding af forurening i bassinet.

Udledning fra bassinet kan ske gennem et udløb eller ved infiltration. Selvom der i bassinet foregår en vis rensning af vandet, vil der i udløbsvandet også være forurening i form af stoffer og partikulært bunden forurening. Ved infiltration gennem bunden reduceres bassinbundens hydrauliske ledningsevne over tid ved tilstopning forårsaget af fine partikler, der ophober sig.

Bassinets opbygning har betydning for de hydrauliske forhold og renseevnen. Ruheden af bunden, beplantning, øer etc. påvirker strømmingerne. Endvidere kan der være døde zoner, hvor vand står og cirkulerer rundt, hvorved hele bassinvolumen ikke udnyttes til rensning.

I bassinet foregår der stofudveksling imellem bundsediment og vandfasen samt imellem

vandet og luften. Stofudvekslingerne skyldes hovedsageligt en koncentrationsforskel, men ved bassinbunden kan også pH og konduktivitet af vandet og sedimentet påvirke udvekslingen. Udvekslingen kan øge stofmængden i vandfasen som potentielt ender i recipienten.

Renseprocesser

Den mest betydelige proces, som bidrager til tilbageholdelsen og fjernelsen af stoffer, er sedimentation af partikler. Effektiviteten af sedimentationen afhænger af de hydrauliske forhold i bassinet, samt opholdstiden. Foruden dette afhænger den af densiteten og størrelsen af partiklerne, som er tilstede i regnvandet, jf. bilag B. Koncentrationen af partikelbundet forurening er ofte højere ved de mindre partikelfraktioner grundet et større overfladeareal pr. masseenhed. Ladningen af partiklerne og indholdet af organisk stof kan få sediment til hænge sammen i flokke og øge sedimentationen, hvilket er gældende for kohæsive sedimenter. [Vollertsen et al., 2012b; Shrestha og Blumberg, 2005]

Sedimenterede partikler kan resuspenderes, hvis de hydrauliske forhold ændres, så partiklerne løftes fra bunden. Hvis partikler i vandfasen ikke strømmer ud gennem udløbet tilbageholdes de og ophobes. Sedimentophobning er tilsigtet, men vil med tiden resultere i hyppigere overfyldning af bassinet med overløb til følge, hvilket kan give problemer for de omkringliggende arealer og renseevnen. Bassinet bør derfor oprensnes for sediment. Oprensning af bassiner med fast vandspejl forstyrrer bundsedimentet, hvor der bliver lavet kunstig omrøring, der resulterer i en resuspension af partikler fra bunden.

Udover sedimentation bidrager også adsorption til overflader til tilbageholdelsen af stoffer i bassinet. Dette omfatter finpartikulært stof, der adsorberer sig til overflader som fx. bassinbunden eller planter. Generelt er viden indenfor adsorption til overflader i regnvandsbassiner lille, hvilket betyder, at omfanget og bidraget til stoffjernelse er svært at vurdere. Desuden kan planter, alger og bundfældet sediment optage og omsætte næringstoffer og olieforurening. [Vollertsen et al., 2012b]

Afhængig af næringsstofftilførslen kan der i bassinet ske en opblomstring af alger, som påvirker turbiditeten i vandet, hvorved lys får svært ved at trænge ned til bunden og planteproduktionen reduceres. Planter ved bunden producerer ilt ved fotosyntese og hjælper dermed til at regulere iltniveauet i bassinet. De hurtigste omdannelsesprocesser foregår under aerobe forhold, hvorfor iltforholdene i bassinet spiller en stor rolle i den biologiske rensningseffektivitet. Derfor ønskes der lav turbiditet i regnvandsbassiner. [Vollertsen et al., 2012b]

Ydre forhold

Årstidernes skift betyder ændrede forhold hvad angår temperatur, sollys og nedbør. I vinterhalvåret strømmer mere vand til bassinet, da det regner mere, men samtidig er dagens længde kortere og solskinstimerne færre, hvorved at rensningen af regnvand forventes at være anderledes end i sommerhalvåret. Dog renses regnvandsbassiner med permanent vandspejl lige så effektivt om vinteren som om sommeren [Vollertsen et al., 2012b]. Dette kan tyde på at renseevnen i bassinet er uafhængigt af om planterne er i vækst eller ej. Derfor er den egentlige effekt af årstidernes skift og plantevækstens

indvirkning på renseevnen svær at fastsætte.

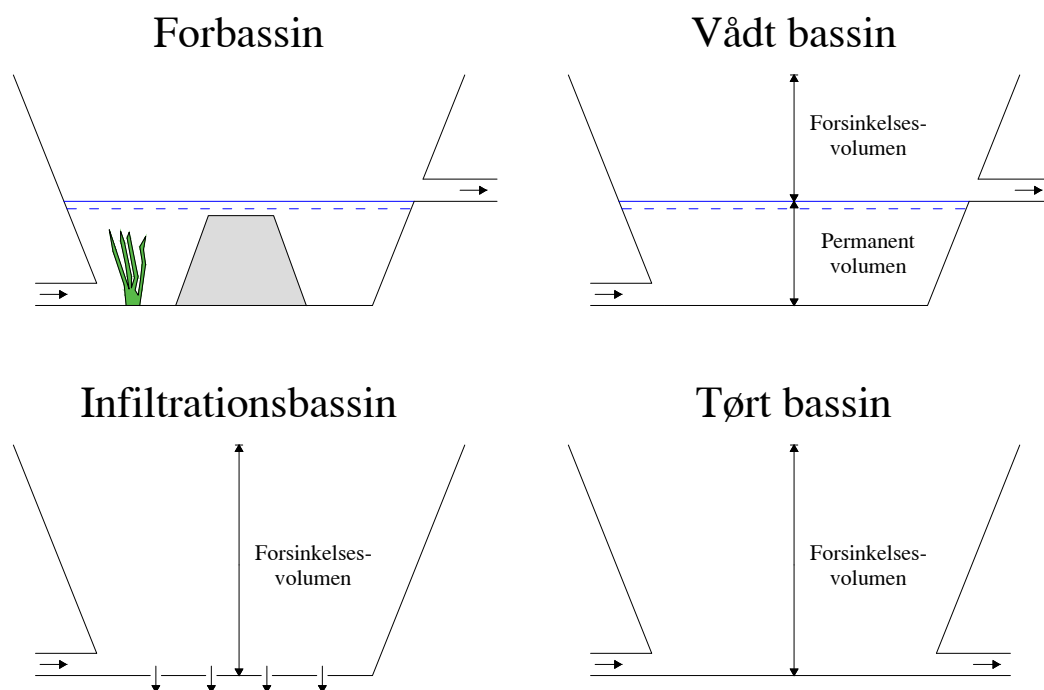
Når vind blæser henover vandoverfladen kan friktionen mellem luften og vandoverfladen skabe omrøring og stuvning i bassinet [Schroeder, 1976]. Vindeffekterne kan opblande partikler og stoffer i vandet og lede forurening mod udløbet [Bentzen, 2008]. Endvidere medvirker vindens opblandingen til øget tilførsel af ilt til vandfasen.

Udover vind kan også regn påvirke bassinet hydraulisk, men denne påvirkning er minimal. Regn bidrager dog til våddeposition af stoffer fra atmosfæren til bassinet. Der er også deposition af stoffer i tørvejr, men mængden er mindre. Mængden af atmosfærisk deposition direkte til bassinet afhænger af overfladearealet af bassinet.

Mennesker og dyr belaster bassinet ved at tilføre affald og fækalier, som kan mindske forsinkelsesvolumen, tilstoppe udløbet, samt forurene vandet og sedimentet. [Vollertsen et al., 2012b]

2.1 Bassintyper

Regnvandsbassiner findes i mange udformninger, som overordnet kan inddeles i tre hovedtyper; vådt-, tør- og infiltrationsbassin. Inden regnvand ledes til regnvandsbassiner anbefales det at benytte en form for rensning, hvor den mest anvendte er et forbassin [Københavns Kommune, 2009a]. Den konceptuelle opbygning af de fire bassintyper fremgår af figur 2.2.



Figur 2.2: Bassintyper til rensning og forsinkelse af regnvand.

2.1.1 Forbassin

Forbassiner benyttes til at sedimentere partikler og partikelbundet forurening inden regnvandet ledes videre til forsinkelse i et regnvandsbassin. Et eksempel fremgår af figur 2.3. Dette bevirker, at regnvandsbassiner nedstrøms i kloaksystemet har et reduceret behov for oprensning grundet en langsommere ophobning af bundsediment. [Københavns Kommune, 2011]



Figur 2.3: Forbassin foran vådt bassin ved Nordjyske i Aalborg (d. 05/02/17).

Forbassiner konstrueres med en vandtæt membran for at undgå nedsivning af forurenende stoffer og for at opretholde et permanent vandspejl. I bassinet ønskes en høj opholdstid, samt lave strømningshastigheder for at tilgodesee sedimentation og modvirke resuspension. Lave strømningshastigheder oprettholdes ofte vha. beplantning eller øer placeret efter indløbet, jf. figur 2.2. Endvidere øges fjernelsen af miljøfremmede stoffer i beplantede forbassiner grundet en forhøjet biologisk omsætning og filtrering i rodzonen. [Københavns Kommune, 2011]

2.1.2 Vådt bassin

Våde regnvandsbassiner, jf. figur 2.4 og 2.5, er konstrueret med en vandtæt membran for at opretholde et permanent volumen med vand under tørvejr. Ved regnhændelser sker forsinkelsen af regnvand ved stuvning over det permanente volumen, jf. figur 2.2. Udløbet er placeret så det permanente volumen ikke tømmes. Det permanente vandvolumen giver god renseevne grundet lang opholdstid for partikler. [Vollertsen et al., 2012b]



Figur 2.4: Aflangt vådt bassin ved E45 ud til Juelstrup Sø (d. 23/01/17).



Figur 2.5: Vådt bassin på Eternitten Aalborg (d. 05/02/17).

2.1.3 Tørt bassin

Tørre regnvandsbassiner etableres uden et permanent vandspejl og indeholder derfor kun vand under og i korte perioder efter regnhændelser, hvorved det totale volumen benyttes til forsinkelse af regnvand, jf. figur 2.6. Udløbet er derfor placeret ved bassinets bund. Da der ikke er noget permanent vandspejl er renseevnen nedsat ift. våde regnvandsbassiner. Hvor det er muligt kan tørre regnvandsbassiner konstrueres med nedsivning foruden det almindelige udløb. Endvidere kan de i tilfælde af pladmangel etableres som lukkede underjordiske bassiner. [Københavns Kommune, 2009a]



Figur 2.6: Tørt regnbassin med infiltration i udkanten af Aalborg Øst (d. 23/01/17).

2.1.4 Infiltrationsbassin

Infiltrationsbassiner konstrueres uden udløb, men med groft materiale af grus eller knust beton i bunden, hvor regnvand kan infiltrere ned. Bassintypen benyttes ofte, når der ikke er mulighed for afledning til vandløb, søer eller havet. Denne bassintype er dog ikke egnet til alle placeringer, da infiltration afhænger af grundvandsspejlets niveau. Magasineringen

af regnvand i infiltrationsbassiner foregår i hele volumenet, som det fremgår af figur 2.2. Den første meter ned i jorden filtrerer regnvandet, hvilket betyder bassinet har en høj renseevne. [Vollertsen et al., 2012a]

2.2 Drift og vedligeholdelse

For at opretholde effektiviteten af regnvandsbassiner er drift og vedligeholdelse nødvendigt.

I driften af regnvandsbassiner indgår jævnlig tilsyn med indløb- og udløbsriste, opsamling af affald, slåning af kantvegetation og evt. fjernelse af planter i bassinet. Efter behov repareres kanter, som er eroderet, og hegn omkring bassinet. [Aarhus Kommune, 2011c; Københavns Kommune, 2009b]

Som følge af renseprocessorerne, jf. afsnit 2, sker der en ophobning af sediment i regnvandsbassiner. I forbassiner og våde bassiner reduceres det permanente våde volumen, hvorved renseevnen nedsættes. I tørre bassiner og infiltrationsbassiner nedsættes forsinkelsesvolumen, hvilket betyder, at der kan forekomme oversvømmelse af omkringliggende arealer. Endvidere kan sediment tilstoppe bassinbunden, så infiltrationen begrænses i infiltrationsbassiner. Derfor skal sediment i regnvandsbassiner oprensnes så effektiviteten bibeholdes.

Tilvæksten af sediment i regnvandsbassiner er vist i tabel 2.1. [DANVA, 2016]

Sediment tilvækst [cm/år]	Kilde
1 – 5	[DANVA, 2016]
0,5 – 2	[Hvitved-Jacobsen et al., 2010]
0,6 – 1	[Bentzen, 2008]

Tabel 2.1: Årlig tilvækst af bundsediment i regnvandsbassiner.

Variationen i tilvækst af sediment kan skyldes forskellige størrelser bassiner ift. oplandsareal. Ved et højere relativt bassinareal (bassin overfladeareal ift. reduceret oplandsareal) er der højere renseevne, hvilket øger sedimenttilvæksten [Hvitved-Jacobsen et al., 2010].

I Aalborg Kommune oprensnes regnvandsbassiner, når den efterfølgende recipient bliver synligt påvirket af sediment, hvilket ofte sker før det reducerede volumen får bassinet til at oversvømmes [Sørensen, 2017]. Ifølge Hvitved-Jacobsen et al. [2010] bør bundsedimentet i regnvandsbassiner oprensnes når den effektive volumen af bassinet er reduceret med 10 % – 15 %. Anbefalinger for oprensning af sediment varierer ift. bassintypen og kommuner imellem.

- Forbassiner
 - én gang hvert 2 år – 5 år. [Aarhus Kommune, 2011a]
 - én gang hvert 10 år – 15 år. [Københavns Kommune, 2011]
- Våde bassiner
 - én gang hvert 10 år – 15 år. [Aarhus Kommune, 2011c; Københavns Kommune, 2009b]
- Tørre bassiner

– én gang hvert 5 år – 15 år. [Københavns Kommune, 2009a]

For infiltrationsbassiner er der ikke nogle specifikke anbefalinger, men oprensning af bunden skal ske, hvis bassinet mister evnen til at tømmes helt, eller hvis tømning tager længere tid end dimensioneringskriteriet. Driften bør derfor indebære monitorering af om bassinet tømmes med den dimensionerende hastighed. [Vollertsen et al., 2012a]

2.2.1 Opgravning af sediment

Bundsedimentet oprenses almindeligvis med en af følgende tre metoder.

Vådopgravning

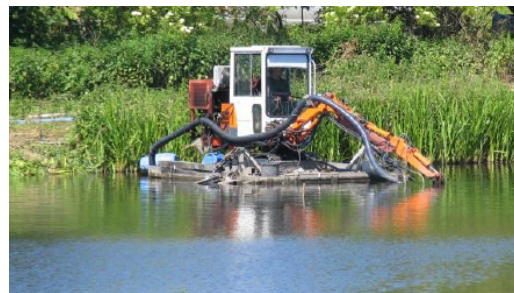
Vådopgravning udføres af en gravemaskine, som placeres ved kanten af regnvandsbassinet eller på en flydepram, jf. figur 2.7. Metoden er klassificeret som en delvis oprensning. Dette skyldes, at alt sedimentet ikke kan fjernes, da en del vil blive resuspenderet under opgravningen. Sedimentet er vådt og skal afvandes, hvilket kan være problematisk grundet pladsmangel på lokaliteten. Denne metode benyttes oftest kun, hvis tørlægning af bassinet ikke er en mulighed. Kapaciteten for udgravningen af sedimentet er ca. 100 m^3 pr. dag. [DANVA, 2016]



Figur 2.7: Opgravning i vådt bassin. [DANVA, 2016, Figur 6-4]

Vådoppumpning

Ved vådoppumpning benyttes en cuttersuger, jf. figur 2.8. Dette er en pumpe, hvor der er monteret et skærehoved for enden af slangen, som løsriver sedimentet fra bunden. Endvidere er der reduceret resuspension af sediment, hvorved oprensningen kan ske mere fuldstændigt. Der oppumpes 6 m^3 vand for hver m^3 sediment, som medfører, at sedimentet skal afvandes i bassiner eller containere. Ofte anvendes kemikalier til afvandingen, hvilket betyder, at vandet ikke må ledes tilbage i regnvandsbassinet. Kapaciteten er 100 m^3 pr. dag. [DANVA, 2016]



Figur 2.8: Oppumpning i vådt bassin. [DANVA, 2016, Figur 6-6]

Tøropgravning

Ved tøropgravning tømmes våde regnvandsbassiner for vand, mens dette ved tørre regnvandsbassiner allerede er tilfældet. Under opgravningen kan sedimentet ikke resuspenderes, og det er muligt, at se hvor der graves. Derfor kan alt sedimentet fjernes. Kapaciteten er $200\text{ m}^3 - 400\text{ m}^3$ pr. dag. [DANVA, 2016]



Figur 2.9: Opgravning i tørlagt bassin. [DANVA, 2016, Figur 6-10]

2.2.2 Klassifikation af sediment

Inden sedimentet opgraves foretages en klassificering af forureningsgraden og mængden, der bør opgraves, fastlægges. Klassificeringen af sedimentet afgør hvilke muligheder, der er for deponering. Klassifikation udføres på baggrund af kategorierne opgivet i jordflytningsbekendtgørelsen. [DANVA, 2016]

Jordflytningsbekendtgørelsen opdeler jord i kategori 1, 2 og uden for kategori. Kategori 1 klassificeres som ren jord, kategori 2 er lettere forurenet jord og uden for kategori er stærkt forurenet [DANVA, 2016]. Kategoriseringen foretages på baggrund af kemiske analyser af sedimentet, som ønskes deponeret. Analysen indebærer målinger af koncentrationen af forskellige miljøfremmede stoffer som tungmetaller, total kulbrinter og PAH'er. [Miljø- og Fødevareministeriet, 2015] Ved stigende forureningsgrad stiger prisen for deponering af sedimentet, jf. samtale med Johnny Kristensen fra jordrensningsfirmaet RGS90 [Kristensen, 2017]. Derfor ønskes så lav forureningsgrad af bassinsedimentet som muligt.

Genanvendelse af sedimentet foretrækkes frem for deponi, hvis forureningsgraden tillader det. Groft sand og grus kan anvendes til støjvolde, vejbyggeri og bundsikringsgrus. Genanvendelse kan skabe en besparelse på materialer anvendt til forskellige anlægsprojekter samt en pladsbesparelse til opbevaring af deponeret jord. Foruden kan sediment klassificeret som kategori 1 ofte genintroduceres omkring bassinet. [DANVA, 2016]

Problemformulering og løsningsstrategi

3

I et separatkloakeret område udledes regnvand til en recipient. For at beskytte recipienten benyttes regnvandsbassiner, som magasinerer og forsinker regnvandet inden det udledes til recipienten. Herved reduceres den hydrauliske belastning på recipienten, og der sker rensning af regnvandet hovedsageligt ved sedimentation.

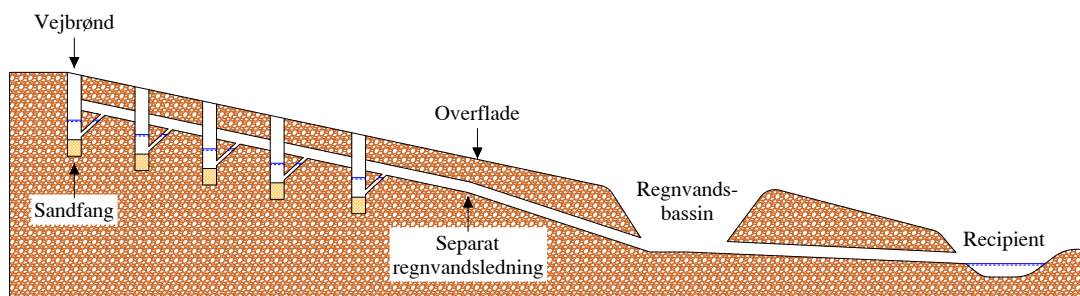
Under drift vil sedimentationen af partikler dog reducere volumen af regnvandsbassinet. Dette kan give problemer for renssevnen i våde bassiner og magasineringsskapaciteten sænkes i tørre bassiner og infiltrationsbassiner, hvilket kan forårsage hyppigere oversvømmelser af omkringliggende arealer. Derfor skal sedimentet oprensnes, men dette er en krævende proces, da det indebærer forundersøgelser af sedimentet og brug af store maskiner til opgravning, hvilket medfører betydelige omkostninger.

I dette projekt søges derfor at løse problemstillingen for hvordan volumen i et regnvandsbassin opretholdes, så levetiden forlænges og driften lettes.

3.1 Løsningsstrategi

For at undersøge og løse problemstillingen vælges der at tage udgangspunkt i et specifikt separatkloakeret opland med tilhørende regnvandsbassin.

Sediment kan potentielt befinde sig fem steder i et separatkloakeret afløbssystem, se figur 3.1: på overflader (veje/tage), i sandfang i vejbrønde, i regnvandsledninger, i regnvandsbassinet eller i recipienten.



Figur 3.1: Afløbssystem fra overflade til recipient - Tværsnit.

Partikler på overflader udgør kilden til sedimentet, som ophober sig i regnvandsbassinet, men sedimentet udgør først en trussel, når det befinder sig i afløbssystemet. Endvidere skal recipienten beskyttes mod sediment og forurening.

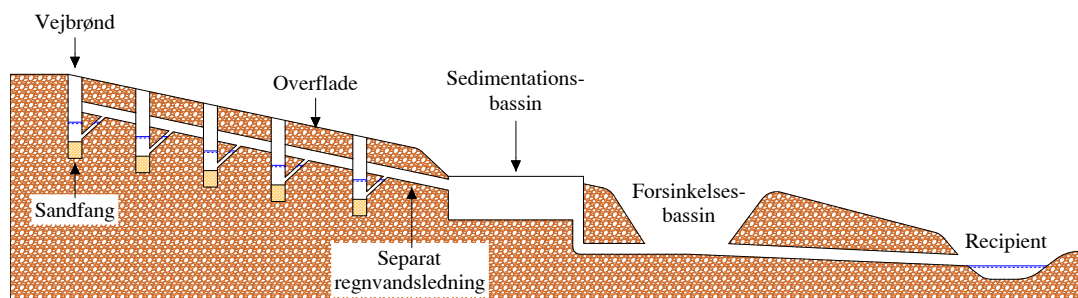
Derfor indsamles sedimentprøver fra sandfang i vejbrønde og regnvandsbassinet i oplandet

for at undersøge hvordan sammensætningen og opbygningen af sediment varierer. For at sikre sedimentprøverne er repræsentative for afløbssystemet undersøges selvrensningsevnen af regnvandsledningerne, da sediment også kan ophobes i ledningerne.

Det ønskes at separere den hydrauliske og stofmæssige beskyttelse af recipienten, så regnvandsbassinet udelukkende skal sikre reduktion af den hydrauliske belastning, idet de høje omkostninger til oprensning af regnvandsbassinet herved undgås.

Såfremt sandfang kan tilbageholde sediment, sammenligneligt med det observeret i regnvandsbassinet, foretages en oprensning af sandfangene. Formålet hermed er at undersøge opbygningen af sediment over tid, samt sandfangs evne til at tilbageholde partikler, så de ikke ledes til regnvandsbassinet.

Endvidere undersøges muligheden for brug af et forbassin specialiseret til rensning af regnvand gennem sedimentation (sedimentationsbassin). Sedimentationsbassinet placeres foran et almindeligt regnvandsbassin, jf. figur 3.2. Regnvandsbassinet skal herved kun opmagasinere og forsinke regnvandet (forsinkelsesbassin).



Figur 3.2: Implementering af sedimentationsbassin i afløbssystemet - Tværsnit.

Der udføres simuleringer af sedimentationsbassinet for at undersøge hvordan renseevnen kan effektiviseres gennem sedimentation ved anvendelse af forskellige koncepter i bassinet.

Sikres der god rensning af regnvandet i sedimentationsbassinet vil det, ligesom et almindeligt regnvandsbassin, fyldes med sediment, og skal derfor oprenses. Derfor undersøges hvordan sedimentationsbassinet tørlægges mellem regnhændelser, da det er nemmest at oprense et tørt bassin, jf. afsnit 2.2. Desuden kan tørlægningen tilføre ilt, hvilket kan sænke forureningsgraden af sedimentet ved biologisk nedbrydning, hvorved omkostninger for oprensning reduceres.

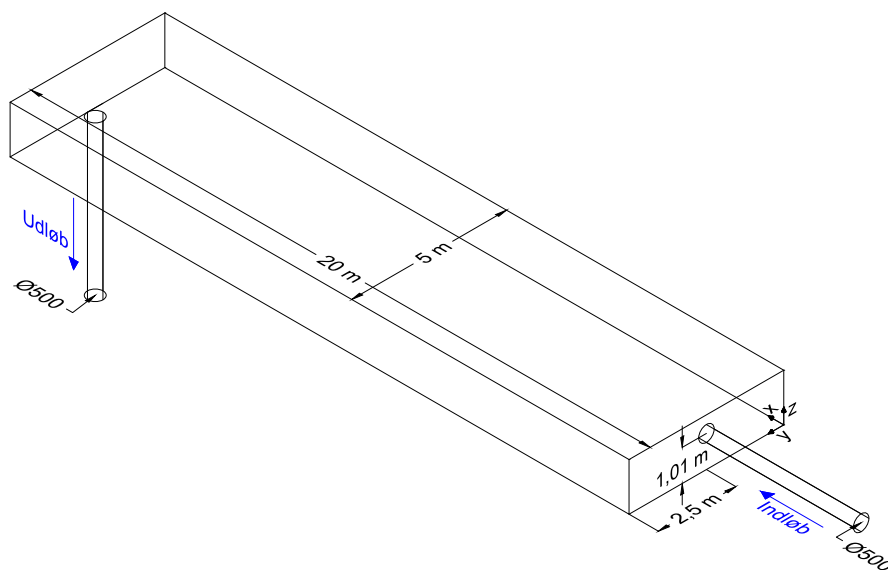
Endvidere bestemmes en strategi for funktionen af bassinet under regnhændelser, som sikrer en god renseevne af regnvandet, og som opretholder effektiviteten over tid.

Afslutningsvis estimeres driftsomkostningerne ved brug af løsningerne, samt anbefalinger og erfaringer diskuteres.

3.2 Baggrund for projekt

Projektet i denne rapport tager udgangspunkt i et større forskningsprojekt støttet af Vandsektorens Teknologiuudviklingsfond (VTUF). Forskningsprojektet er fremsat af Aalborg Forsyning, Kloak A/S i samarbejde med Aalborg Universitet og det rådgivende ingeniør firma Envidan A/S. [Teknologiuudviklingsfond, 2017]

Der er grundet forskningsprojektet bestemt at oplandet, som undersøges i dette projekt, er et mindre boligområde sydøst for Aalborg, se kapitel 4 for yderligere beskrivelse. Endvidere er målene af bassinet og placering af ind og udløb for sedimentationsbassinet, som undersøges, fastsat som angivet på figur 3.3.



Figur 3.3: Mål for sedimentationsbassin.

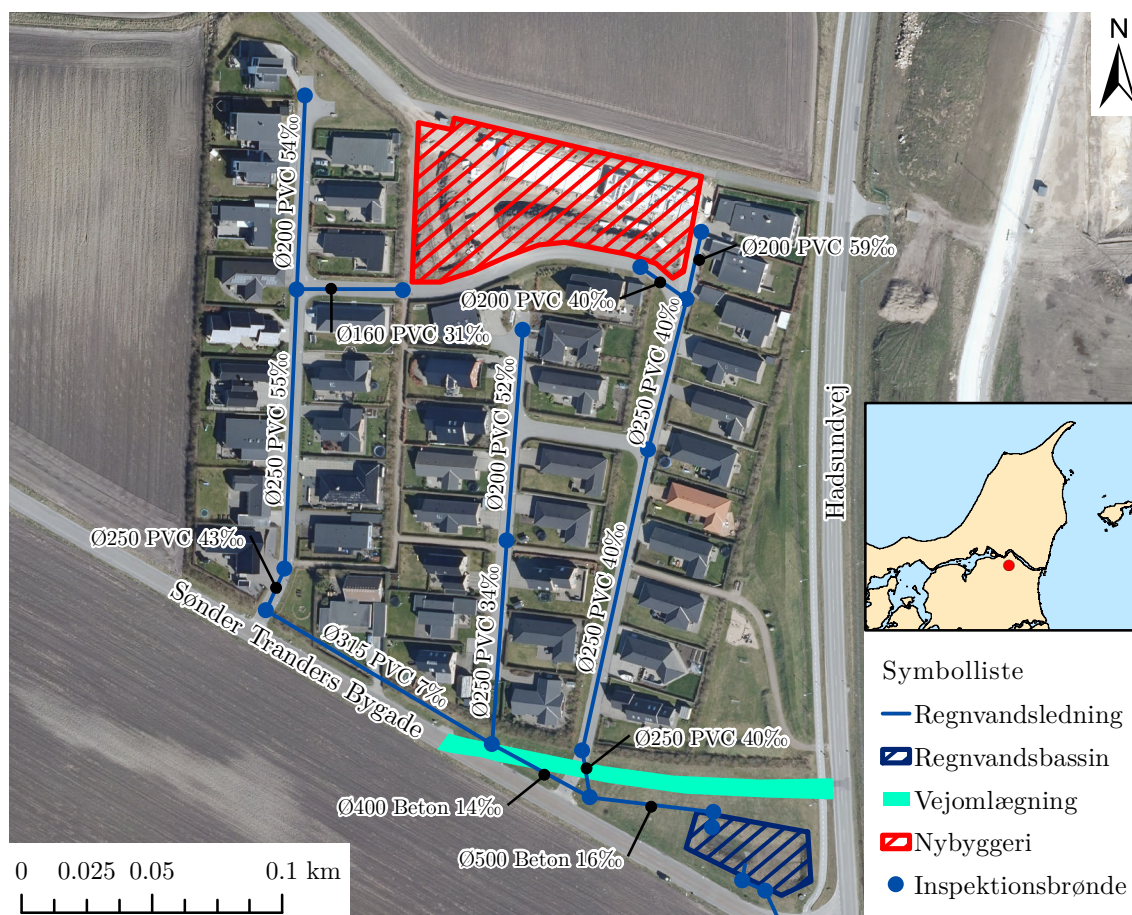
Ind- og udløb er Ø500 rør eftersom indløbsrøret til det nuværende forsinkelsesbassin i området har denne dimension [Aalborg Kommune, 2007]. Endvidere opføres bassinet i beton.

Projektlokalitet

4

Projektområdet er et separatkloakeret opland sydøst for Aalborg med tilhørende regnvandsbassin. Oplandet er på 5 ha total areal og har et reduceret areal på 2,1 ha [Nordjyllands Amt, 2006]. Regnvandsledningerne og oplandet er vist på figur 4.1.

Der er i dag igangværende anlægsprojekter i form af nybyggerier i den nordlige del af projektområdet, som er påbegyndt før dette projekts start i september 2016. Endvidere omlægges tracéet af Sønder Tranders Bygade, så vejen går nord om regnvandsbassinet. Vejoplægningen er startet i oktober 2016 og afsluttet i april 2017. Både anlægsprojektet og vejoplægningen kan påvirke mængden og sammensætningen af sedimentet, som strømmer til afløbssystemet og regnvandsbassinet.



Figur 4.1: Oversigt over projektområde med regnvandsledninger og regnvandsbassin. [Aalborg Kommune, 2007]

4.1 Regnvandsbassin

I den sydlige del af området er der placeret et regnvandsbassin, jf. figur 4.1, som forsinker regnvandet inden det udledes til recipienten, Landbækken. Bassinet er et tørt forsinkelsesbassin. Bassinets bund er etableret med stabilgrus, så regnvand kan infiltrere. Volumen er 800 m^3 og er dimensioneret til fuld udnyttelse hvert 5. år. Figur 4.2 viser regnvandsbassinet med indløb, udløb samt anlæg på siderne. [Nordjyllands Amt, 2006; Aalborg Kommune, 2007]



Figur 4.2: Regnvandsbassin i projektområdet med placering af indløb, udløb og bassinkant. Højdekurver og anlæg på siderne er estimeret på baggrund af en højdemodel fra Kortforsyningen [2016].

Billeder af regnvandsbassinet er vist på figur 4.3. Billederne viser bl.a. jordbunker opgravet ifm. omlægningen af tracéet for Sønder Tranders Bygade.

Bassinet modtog tidligere kun regnvand fra et vejopland på $0,5 \text{ ha}$, og der blev godkendt en udledningstilladelse på $101/\text{s}$. I 2006 blev udledningstilladelsen revurderet grundet tilkoblingen af boligområdet. Udledningstilladelsen blev hævet med yderligere $51/\text{s}$, svarende til $11/\text{s/ha}$ af det ny tilkoblede oplands totale areal. Dette resulterer i en samlet vandføring på $151/\text{s}$, hvilket stadig er den gældende udledningstilladelse i dag. [Nordjyllands Amt, 2006]



(a) Regnvandsbassinet set fra nordøst mod sydvest imod Sønder Tranders Bygade. Udløb i midten af billedet.



(b) Regnvandsbassinet set fra vest mod øst imod Hadsundvej.

Figur 4.3: Tørt regnvandsbassin i projektområdet.

4.1.1 Udnyttelse af bassinvolumen ift. udledningstilladelsen

Natur- og Miljøklagenævnet har afgjort at medianmaksimum vandføringen ift. det naturlige afstrømningsopland bør benyttes for at beskytte recipienten, jf. kapitel 1. Ifølge Nordjyllands Amt [2005] har Romdrup å, som Landbækken er en del af, en gennemsnitlig medianmaksimum vandføring på 0,41/s/ha for perioden år 1969-2005. En udledningsvandføring på 15 l/s vurderes derfor at være høj for et opland med et total areal på 5 ha og et reduceret areal på 2,1 ha, hvilket kan have hydrauliske konsekvenser for recipienten.

Det kan således være der udstedes en ny udledningstilladelse, hvis der foretages ændringer for regnvandsbassinet. Derfor undersøges konsekvenserne for bassinvolumen og udnyttelsen

af volumen ved brug af en ny udledningstilladelse efter Natur- og Miljøklagenævnets anbefalinger ift. den nuværende udledningstilladelse.

Nuværende udledningstilladelse

Bassinet har et volumen på 800 m^3 , som er dimensioneret til at udnyttes fuldt én gang hvert 5 år, jf. afsnit 4.1. Der forventes dog fuld udnyttelse sjældnere grundet den høje nuværende udledningstilladelse.

Til undersøgelsen af bassinudnyttelsen benyttes programmet Wet Detention Pood (WDP) med en regnserie fra Gistrup for en periode på 17 år og 7 måneder, jf. bilag C, til bestemmelse af hvor ofte bassinet udnyttes. WDP anvender en tid/areal metode til at beskrive tilstrømningen til bassinet. Vandvolumet i bassinet beregnes vha. kontinuitetsligningen, altså forskellen mellem indløbs- og udløbsvandføringen. [Vollertsen, 2012]

I programmet indsættes og antages følgende [Vollertsen, 2012]:

- Bassinet simplificeres til rektangulært uden anlæg med en dybde på 2,5 m. Længde/breddeforholdet er tilpasset, så det korrekte volumen opnås.
 - $8 \text{ m} \times 40 \text{ m} \times 2,5 \text{ m}$ (længde $\times$ bredde $\times$ højde) – 800 m^3
- Det reducerede oplandsareal er 2,1 ha.
- Koncentrationstiden er 10 min, vurderet på baggrund af oplandets størrelse.
- Initialtabet er 0,8 mm, hvilket er standard i WDP.
- Udløbsvandføringen er konstant. Vandføringen stiger og falder i virkeligheden ift. trykniveauet, men er simplificeret her til at være lig med maksimalværdien på 15 l/s.
- Overløb registreres, når vandstanden overstiger bassinkanten (Fuld udnyttelse). Separate overløb adskilles ved perioder længere end 6 timer mellem overløb.

Der forekommer fuld udnyttelse af bassinvolumen én gang ved simulering med den historiske regnserie. Dette svarer til en gentagelsesperiode på 17,2 år. Der kan som forventet konkluderes en lav udnyttelse af bassinvolumen med den nuværende udledningstilladelse.

Anbefalet udledningstilladelse

Såfremt der gives en ny udledningstilladelse ift. anbefalingerne fra Natur- og Miljøklagenævnet skal bassinet magasinere vand i længere tid, hvilket resulterer i en volumenforøgelse.

Til bestemmelse af det nye bassinvolumen anvendes en udløbsvandføring beregnet på baggrund af medianmaksimum vandføringen for recipienten og det reducerede oplandsareal, da dette antages som bedste praksis, jf. kapitel 1.

Bassinvolumenet beregnes på baggrund af regnformler. Beregningerne udføres vha. et regneark med regndata fra Spildevandskomiteens (SVK) skrift 30. [IDA Spildevandskomiteen, 2014]

I SVK regnearket angives følgende:

- Koordinater til bestemmelse af årsmiddelnedbør: UTM32 6 318 453 N, 560 339 E
 - Årsmiddelnedbør 720 mm/år .
- Gentagelsesperiode: 5 år for fuld udnyttelse.

- Sikkerhedsfaktor: 1,24 Klimafaktor. Bestemt for en 5 års gentagelsesperiode ved lineær interpolation mellem faktorer for 2 og 10 års gentagelsesperiode for en tidshorisont på 100 år. [IDA Spildevandskomiteen, 2014]
- Befæstet areal: 2,1 ha.
- Hydrologisk reduktionsfaktor: 1.
- Afskærende ledningskapacitet: 0,841/s. Beregnet på baggrund af medianmaksimum vandføringen for Landbækken og det reducerede oplandsareal. Der antages en konstant udløbsvandføring. [Nordjyllands Amt, 2005]
- Der tillægges 20 % ekstra volumen til det beregnede bassinvolumen for at tage højde for problemer med koblede regnhændelser, hvilket er standard i SVK regnearket.

Bassinvolumet bestemmes til 2069 m^3 , hvilket er ca. 2,5 gange større end de oprindelige 800 m^3 for regnvandsbassinet. Det større bassin vil kræve mere plads og derved øge anlægsmkostningerne. Forøgelsen i volumenet skyldes hovedsageligt ændringen af udløbsvandføringen fra 151/s til 0,841/s, men også klimafaktoren og tillægget af volumen for koblede regnhændelser er af betydning. Hvis udløbsvandføringen bliver mindre skal bassinet have et større volumen for at forsinke regnvandet i en længere periode, og derved stiger også opholdstiden.

Opholdstiderne for det fyldte nye regnvandsbassin med den anbefalede udledningstilladelse og det nuværende bassin bliver hhv. 684 t (28,51 d) og 14,8 t (0,58 d). Det nye bassin med en opholdstid på 28 dage tømmes sjældent på trods af det konstrueres som et tørbassin, da det sandsynligvis vil regne igen, før bassinet er tømt.

Den fulde udnyttelse af det nye bassin samt effekten af koblede regnhændelser analyseres også med programmet WDP. Der anvendes de samme input-parametre og antagelser som i afsnit 4.1.1 med undtagelse af bassinvolumen og udløbsvandføring, som ændres til hhv. 2069 m^3 og 0,81/s.

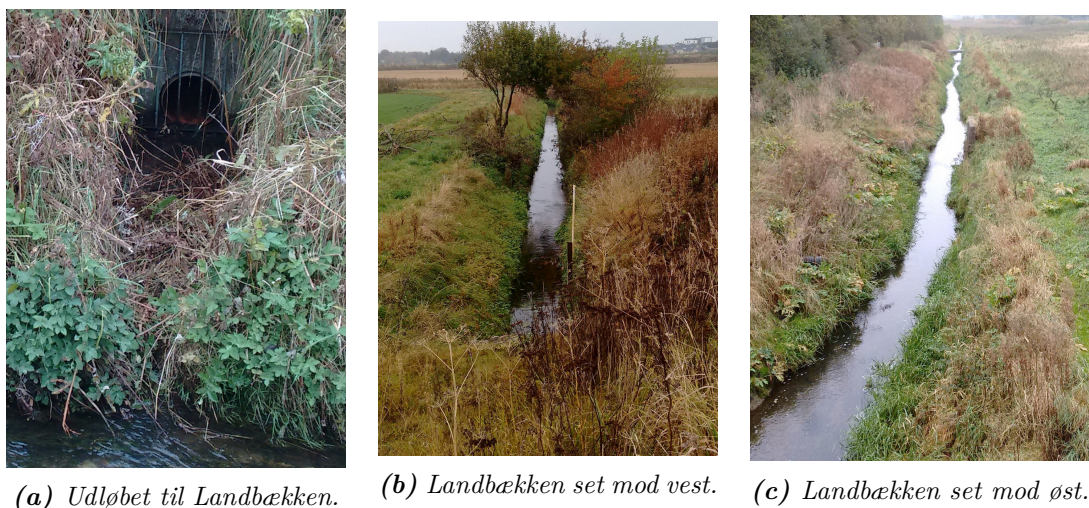
Der forekommer fire overløb i perioden på 17 år og 7 måneder, hvilket svarer til en gentagelsesperiode på 4,29 år. Alle fire overløb sker indenfor en periode på 13 dage. En periode hvor det udnyttede bassinvolumen grundet den høje opholdstid ikke kommer under 1800 m^3 altså 87 % af det fulde bassinvolumen. Det højere antal af overløb ved det nye bassin skyldes altså koblede regnhændelser, hvorved de 20 % ekstra volumen ikke er nok til at forhindre problemer med koblede regnhændelser.

I praksis kan det være nødvendigt at anvende en fast minimums udløbsvandføring til modvirkning af koblede regnhændelser. Dette er dog ikke en del af anbefalingerne fra Natur- og Miljøklagenævnet, jf. kapitel 1.

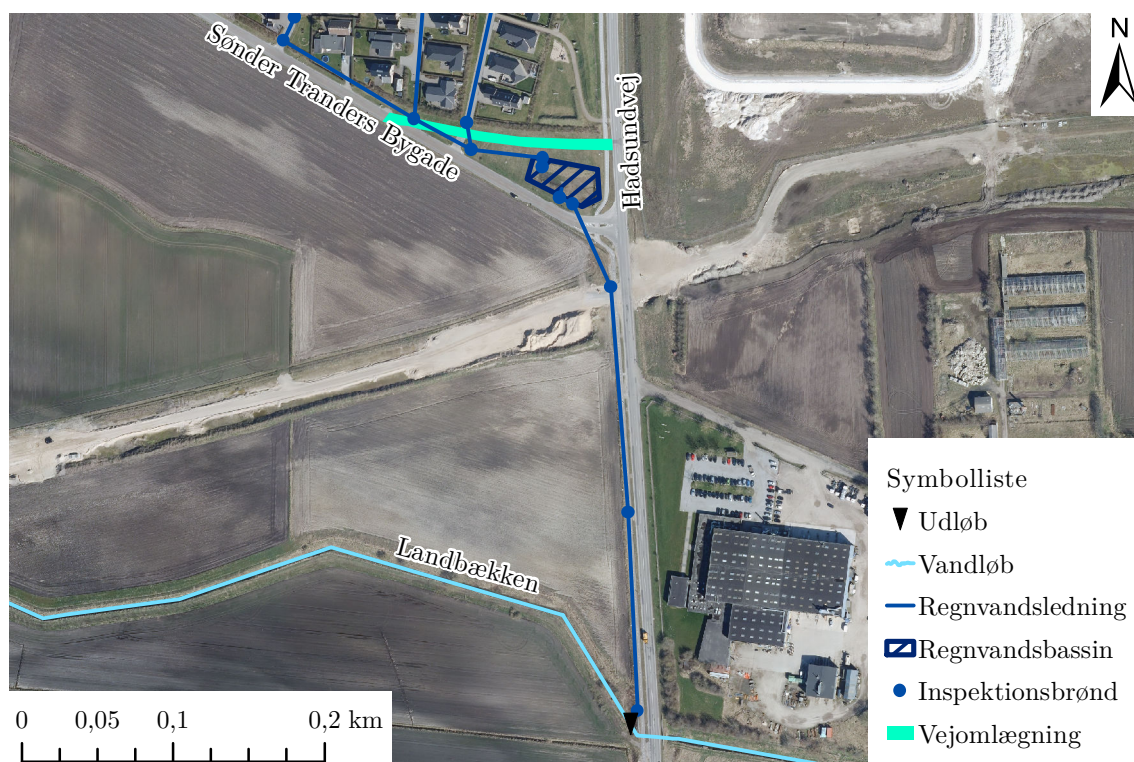
I dette projekt benyttes den angivne bassinvolumen (800 m^3) og udløbsvandføring (151/s) fra udløbstilladelsen til videre undersøgelser og sammenligninger med løsningerne, men det kan diskuteres hvorvidt dette er det optimale ift. beskyttelse af recipienten.

4.2 Recipient

Landbækken modtager regnvandet fra projektområdet via regnvandsbassinet. Landbækken er et mindre vandløb syd for projektområdet. Den økologiske tilstand er ringe og Dansk Vandløbsfaunaindeks (DVFI) er 4, hvor målet er hhv. god og 5 [Miljø- og Fødevareministeriet, 2016b]. Billeder af Landbækken og udløb er vist på figur 4.4, hvor det ses at Landbækken er udrettet. Placeringen af Landbækken ift. regnvandsbassinet fremgår af figur 4.5.



Figur 4.4: Landbækken med udløb fra projektområdet.



Figur 4.5: Placering af Landbækken og udløb fra projektområdet.

Tilbageholdelse af sediment i afløbssystemet

5

For at give indblik i hvor sediment tilbageholdes i afløbssystemet, og hvilken type sediment, der tilbageholdes, foretages der bestemmelse af partikelstørrelsesfordeling og organisk materiale på indsamlede sedimentprøver fra afløbssystemet projektområdet.

I systemet er der fem steder sediment kan befinde sig; Overfladen, sandfang i vejbrønde, rørsystemet, bassinet og recipienten, jf. figur 3.1. Sandfang og regnvandsbassinet udgør den primære kapacitet for tilbageholdelse af sediment i afløbssystemet inden regnvandet udledes til recipienten, og derfor tages der prøver fra disse i projektområdet. Endvidere undersøges, om der forekommer en lagdeling af sedimentet ift. partikelfraktioner i sandfang.

Udover tilbageholdelse af sediment i sandfang og regnvandsbassiner kan sediment ophobe sig i rørsystemet. Prøverne i sandfang og regnvandsbassinet vil i så fald ikke nødvendigvis være repræsentative for sedimentet i projektområdet. Derfor undersøges hvorvidt sediment tilbageholdes i rørsystemet ved at beregne afløbssystemets selvrensningsevne.

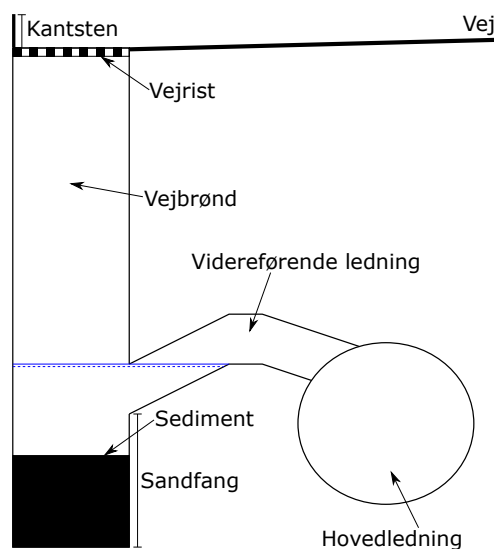
5.1 Sandfang i vejbrønde

Sandfang fungerer ved at regnvand på veje strømmer til en vejbrønd vha. kantsten og vejens hældning. I vejbrønden er den videreførende ledning til hovedledningen hævet, hvorved sediment kan fanges i sandfanget i bunden af brønden gennem sedimentation, jf. figur 5.1.

5.1.1 Indsamling af prøver i sandfang

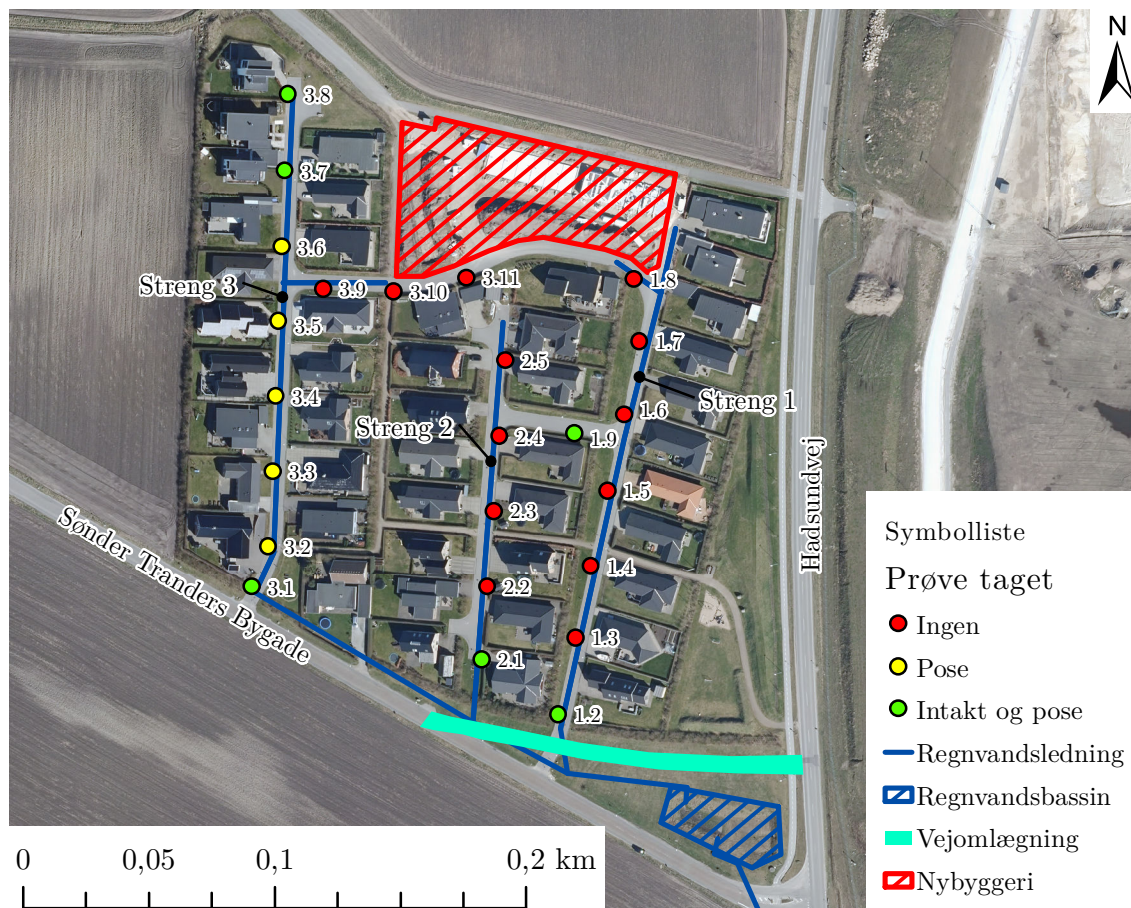
I projektoplandet er der d. 24/10/16 indsamlet intakt- og poseprøver af sediment fra sandfang. Det er valgt at opdele oplandet i 3 strenge, jf. figur 5.2.

Der er, grundet nybyggeri i den nordlige del af projektlokaliteten og vejoplægning i den sydlige del, valgt ikke at indsamle sedimentprøver i alle vejbrønde, da byggeriet kan påvirke sammensætningen af sedimentet i nærliggende vejbrønde. Der er valgt at indsamle prøver i brønd 3.1-3.8, da sedimentet i disse brønde forventes at være mindre påvirkede af nybyggeriet og vejoplægningen. Endvidere indsamles prøver også i brønd 1.2 og 2.1 for at



Figur 5.1: Opbygning af vejbrønd med sandfang - Tværsnit.

kunne sammenligne de nederste brønde i de tre strenge. Brønd 1.1 blev opgravet som følge af vejomlægningen og er derfor ikke medtaget i analysen. Indsamling af prøver i brønd 1.9, er en afprøvning af indsamlingsmetoden, hvorved den ikke undersøges nærmere i analysen. Endvidere undersøges brønd 3.9-3.11 ikke, da de ikke anses som inkluderet i hoveddelen af streng 3. Figur 5.2 viser placeringen af alle vejbrønde på projektlokaliteten, samt hvilke typer sedimentprøver, der er indsamlet i de udvalgte vejbrønde.



Figur 5.2: Alle vejbrønde på projektlokaliteten og typen af sedimentprøver indsamlet i de udvalgte vejbrønde.

Poseprøverne opsamles med en kloakskovl, jf. figur 5.3. Der er så vidt muligt taget en skovlfuld fra top, midt og bunden af sandfanget til hver poseprøve.



Figur 5.3: Indsamling af poseprøver med kloakskovl.

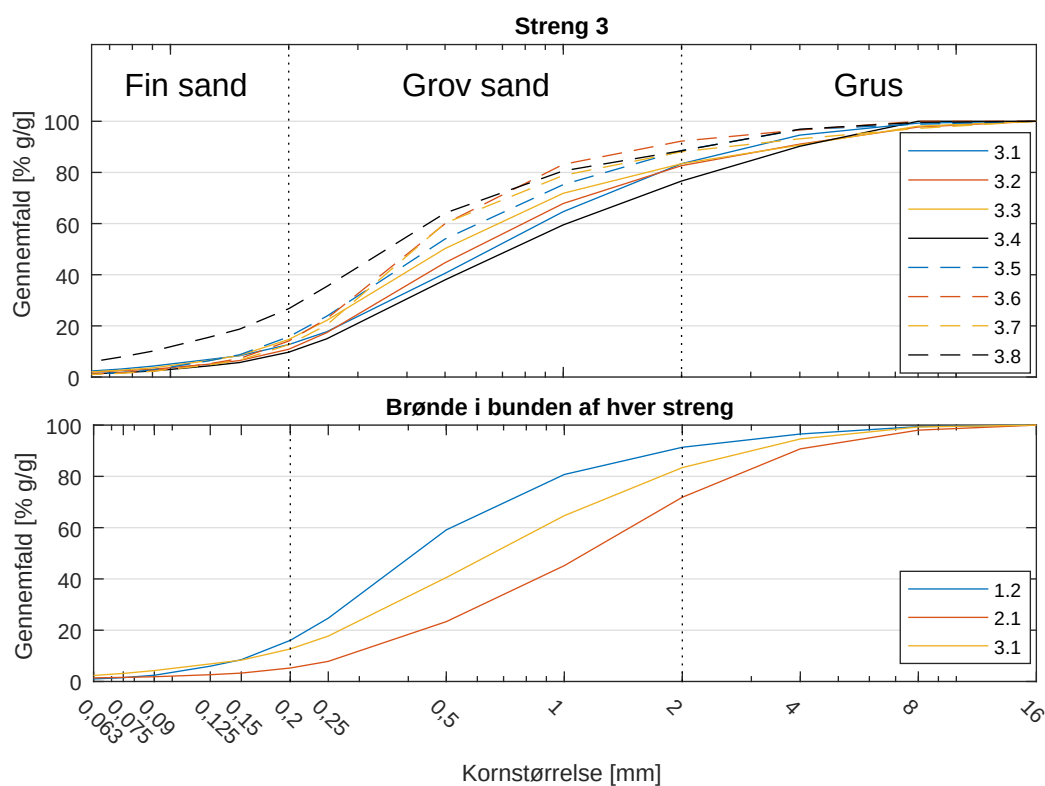
Intaktprøveudstyret og fremgangsmåden er vist på figur 5.4. Et prøverør nedsænkes og presses ned i sedimentet. Prøven løftes forsigtigt op og indkapsles med låg i prøverøret.



Figur 5.4: Intaktprøveudtagning.

5.1.2 Poseprøver

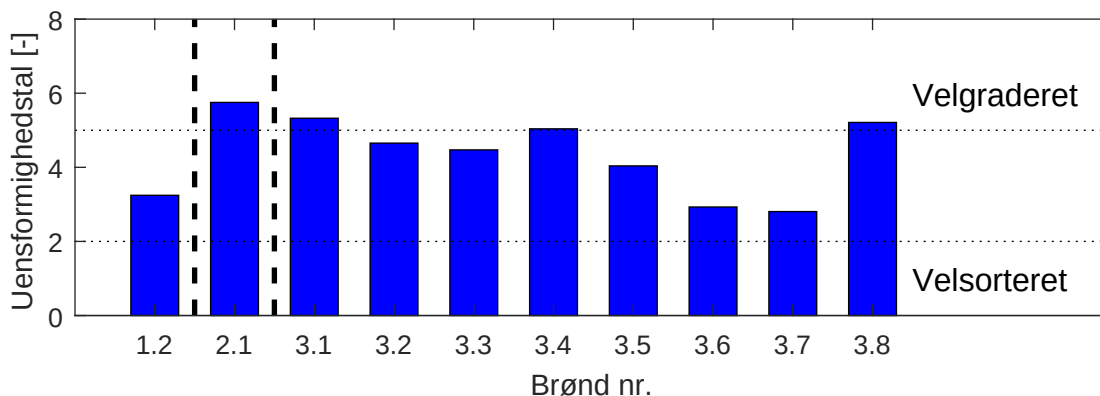
Der er udført sigte- og glødetabsanalyser på de indsamlede poseprøver for at finde partikelstørrelsesfordelingen og det organiske indhold for sandfangene i projektoplandet. Der er lavet kornkurver for poseprøver fra brønd 3.1-3.8, 2.1 og 1.2, jf. figur 5.5. Fremgangsmåden for forsøgene er beskrevet i bilag D.



Figur 5.5: Kornkurver for poseprøver.

Partikelstørrelsesfordelingerne på figur 5.5 for brøndene i streng 3 viser, at sedimentet

hovedsageligt består af groft sand, hvor brønd 3.8 indeholder mest fint sand. Brønd 1.2 indeholder primært groft sand. Brønd 2.1 og 3.1 har et højere indhold af grus end brønd 1.2 og er derfor mere spredte i deres fordeling. Dette er også udtrykt ved uensformighedstallet vist på figur 5.6. Både brønd 2.1 og 3.1 er velgraderet, mens brønd 1.2 ligger mellem velsorteret og velgraderet, hvilket kan skyldes, at brønd 1.2 er placeret tættere på vejomlægningen, og har sandsynligvis fået tilført konstruktionssand med en sorteret partikelstørrelsesfordeling, se bilag E.



Figur 5.6: Uensformighedstal for alle poseprøver.

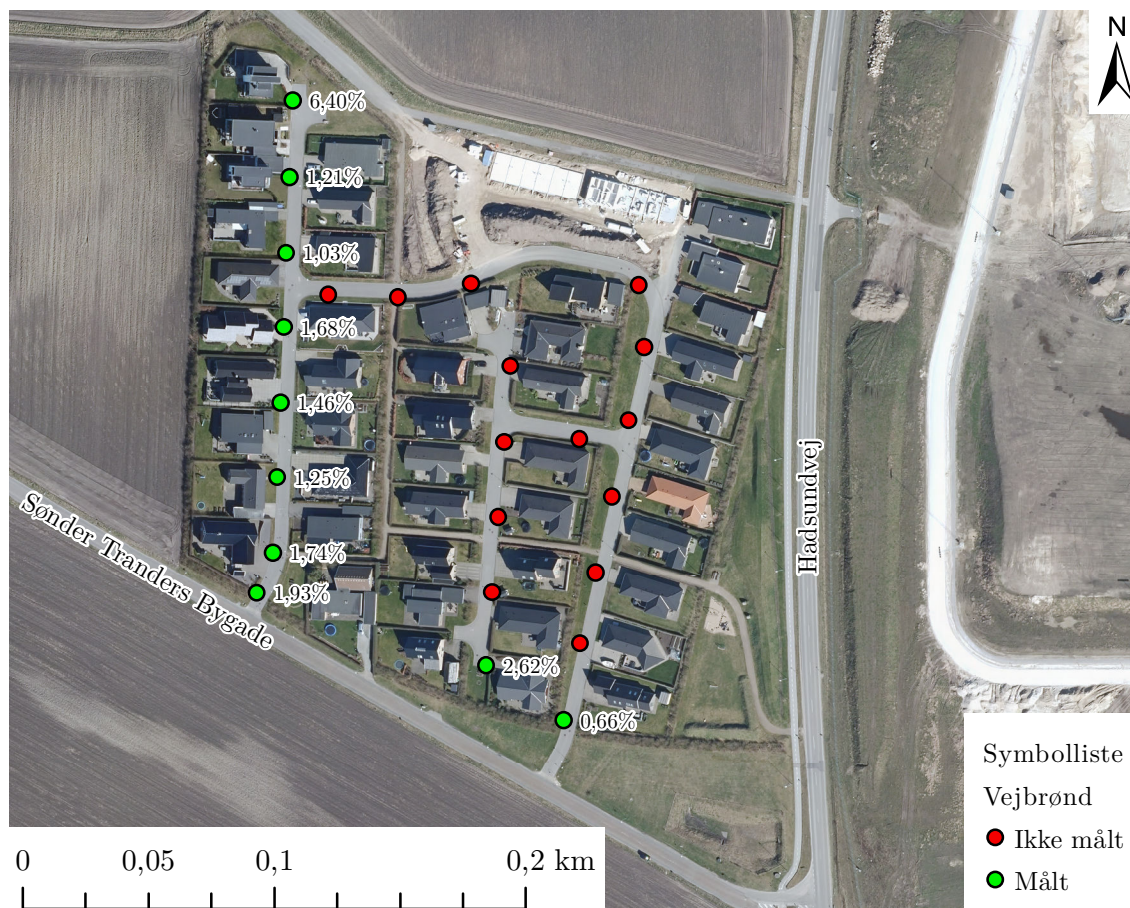
Uensformighedstallet varierer en del fra sandfang til sandfang i oplandet. Med undtagelse af brønd 3.8 stiger graderingen ned igennem streng 3. Ingen af sandfangene velsorterede, hvilket betyder at de ikke kun tilbageholder en bestemt partikelfraktion.

Kornkurverne viser at indholdet i sandfangene består hovedsageligt af groft sand (Kornstørrelse på 0,2 mm – 2 mm). Dette betyder sandfang kan fjerne en stor volumen af sedimentet, da de største partikler udgør den største del af volumen [Vollertsen et al., 2012b].

Generelt er 10 % – 20 % ift. total vægten af det som fanges i sandfangene fint sand og mindre partikelfraktion. Altså partikler med en kornstørrelse under 0,2 mm, hvilket viser at sandfang også kan tilbageholde mindre partikler, hvor forurening hovedsageligt bindes [Vollertsen et al., 2012b].

Grottker [1990] har undersøgt indholdet af sediment i sandfang placeret i forskellige tyske oplande. Undersøgelsen viste, at størstedelen af det tilbageholdte sediment hovedsageligt bestod af partikelstørrelser i intervallet 0,16 mm – 1,6 mm, hvilket generelt stemmer overens med resultaterne produceret i dette projekt. Endvidere viste Grottker [1990] undersøgelse at ca. 17 % – 24 % af det tilbageholdte sediment bestod af partikelstørrelser på under 0,16 mm, hvilket er større mængder af mindre partikler end sandfangene placeret på projektlokaliteten. Dette kan skyldes forskelle i udformningen af sandfang samt en forskel i fordeling af partikelfraktioner, som tilstrømmer fra oplandene.

Det organiske materiale bestemt vha. glødetabsanalyser og er vist på figur 5.7.



Figur 5.7: Organisk materiale i vejbrøndene.

Indholdet af organisk materiale i streng 3 varierer i intervallet 1 %–2 % vurderes dermed at være ensartet, hvis der ses bort fra brønd 3.8, der indholder ca. 3 gange så meget organisk materiale som de andre brønde i denne streng. Brønd 3.8 indeholder også mere fint sand end de andre brønde, jf. figur 5.5. Brønd 3.8's afvigelse fra de andre brønde kan skyldes dens placering i toppen af strengen. Endvidere modtager brønd 3.8 overfladevand fra et lille opland sammenlignet med de resterende brønde, jf. figur 5.2. Det lille opland vil under regnhændelser resultere i en lav tilstrømningsintensitet til brønd 3.8. Færre fine partikler og mindre let organisk materiale vil blive ophvirvlet i sandfanget, hvilket betyder, at der tilbageholdes mere fint sand og organisk materiale end i de andre brønde. Endvidere er denne brønd observeret fyldt over videreførende ledning, jf. figur D.4, hvilket kan påvirke sedimenttilbageholdelsen.



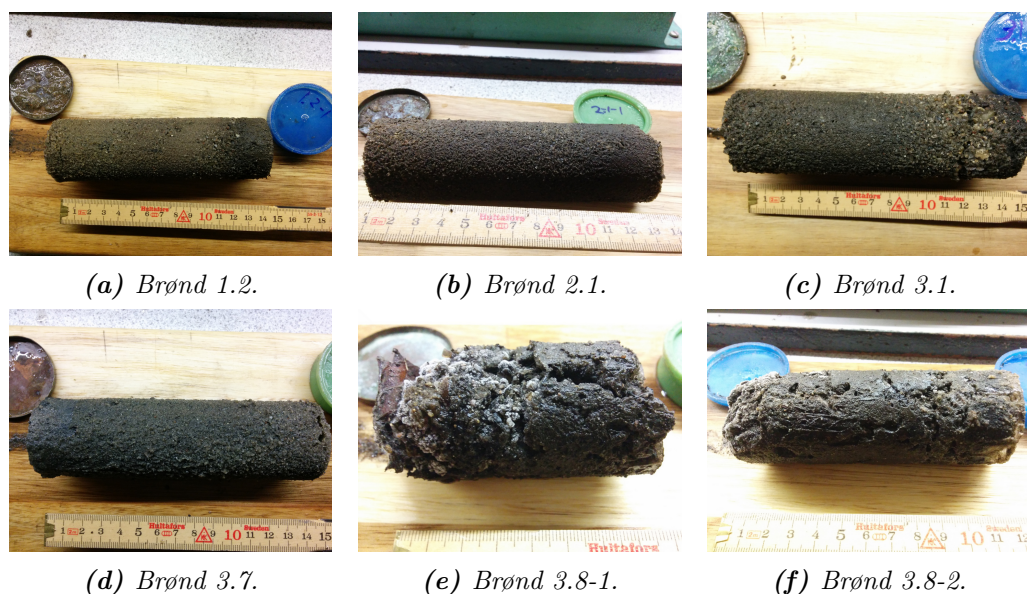
Figur 5.8: Brønd 1.2 ved vejomlægningen.

I brønd 1.2, 2.1 og 3.1 i bunden af hver streng er indholdet af organisk stof også varierende. Det organiske materiale i brønd 1.2 er betydeligt mindre end i brønd 2.1 og 3.1. Det kan skyldes vejomlægning nær brønd 1.2, se figur 5.8, som har tilført en øget mængde af konstruktionssand uden organisk materiale, jf. bilag E.

Desuden har Grottker [1990] undersøgt det organiske materiale i sedimentet tilbageholdt i sandfang. Undersøgelsen vidste at indholdet af organisk materiale var 17,9 % for sandfang placeret i boligområder. Sandfang placeret i byen indeholdte 15,4 % organisk materiale. Disse resultater er betydeligt højere end det observeret i sandfangene på projektilokaliteten. Dette kan skyldes, at større grene og blade er sorteret fra sedimentprøverne eller der generelt bliver tilført mindre organisk materiale fra oplandet til vejbrøndene, hvilket dog ikke er undersøgt.

5.1.3 Intaktprøver

Der er indsamlet intaktprøver i brønd 1.2, 2.1, 3.1, 3.7 og 3.8, jf. figur 5.2. Efter indsamlingen blev intaktprøverne frosset ned for at gøre det muligt at udpresse sedimentet uden at forstyrre opbygningen af prøven. De udpressede intaktprøver er vist på figur 5.9.



Figur 5.9: Intaktprøver udpresset af prøverør. Toppen af prøverne er til venstre.

Prøverne har forskellige farver hvilket kan indikere en forskel i indhold af organisk materiale [Lynn og Pearson, 2000]. Intaktprøve 1.2 er lysere end de andre prøver, og forventes derfor at have et lavere indhold af organisk materiale, hvilket stemmer overens med resultatet vist på figur 5.7. Endvidere bliver farven af intaktprøve 1.2 mørkere ned igennem, hvilket betyder, at der sandsynligvis er et højere indhold af organisk materiale i bunden end i toppen.

Hver intaktprøve er efter udpresningen inddelt i tre ca. lige store dele. Dette er dog undtaget intaktprøver fra brønd 3.8, der kun er inddelt i to dele, da prøverne er af en mindre størrelse, jf. figur 5.9e og 5.9f, fordi de er vanskelige at indsamle fra brønden. Efter inddelingen er der udført sigteanalyser og glødetab på hver del af intaktprøverne for at undersøge om, der forekommer lagdeling i sandfangene ift. partikelstørrelse og indhold af organisk materiale. Kornkurver, indholdet af organisk materiale og fremgangsmetoder for forsøgene er vist i bilag D.

Generelt stemmer partikelfraktionerne i intaktprøverne overens med fraktionerne fundet

i poseprøverne for de samme brønde. Endvidere viser uensformighedstallet i fire ud af de fem intaktprøver at bunden er mere velgraderet end toppen og midten, hvilket betyder at et større spænd af partikelfraktioner tilbageholdes. Dette kan være grundet opblanding under regnhændelser, og at et mindre interval af partikelstørrelser kan tilbageholdes i toppen af sandfanget, når det er fyldt.

Det organiske materiale viser ikke en konsekvent forskel på top, midt og bund af intaktprøverne. Hvilket kan skyldes variationen i oplandet og overfladevandet, samt omrøring af sedimentet under regn, så det ikke lagdeles. Intaktprøven fra brønd 1.2 havde som forventet et højere indhold af organisk materiale i bunden. Det højere organiske materiale indhold i bunden af intaktprøven kan skyldes, at det øverste lag i intaktprøven er konstruktionssand fra vejomlægningen, der har et lavt indhold af organisk materiale, jf. bilag E.

5.2 Regnvandsbassin

Sedimentprøver indsamlet i regnvandsbassinet på projektlokaliteten undersøges for at sammenligne med sedimentprøverne i sandfangene.

5.2.1 Prøvetagning i bassin

Der er taget sedimentprøver i bassinet vha. to sedimentfælder. Sedimentfælderne består af en kloakprop med gitter i toppen, som nedgraves i bassinet, så toppen af fælden er et par centimeter over bassinbunden, jf. figur 5.10. Herved kan vand strømme over fælden, mens partikler kan sedimentere i fælden. Der placeres en fælde ved indløb og udløb, jf. figur 5.11.

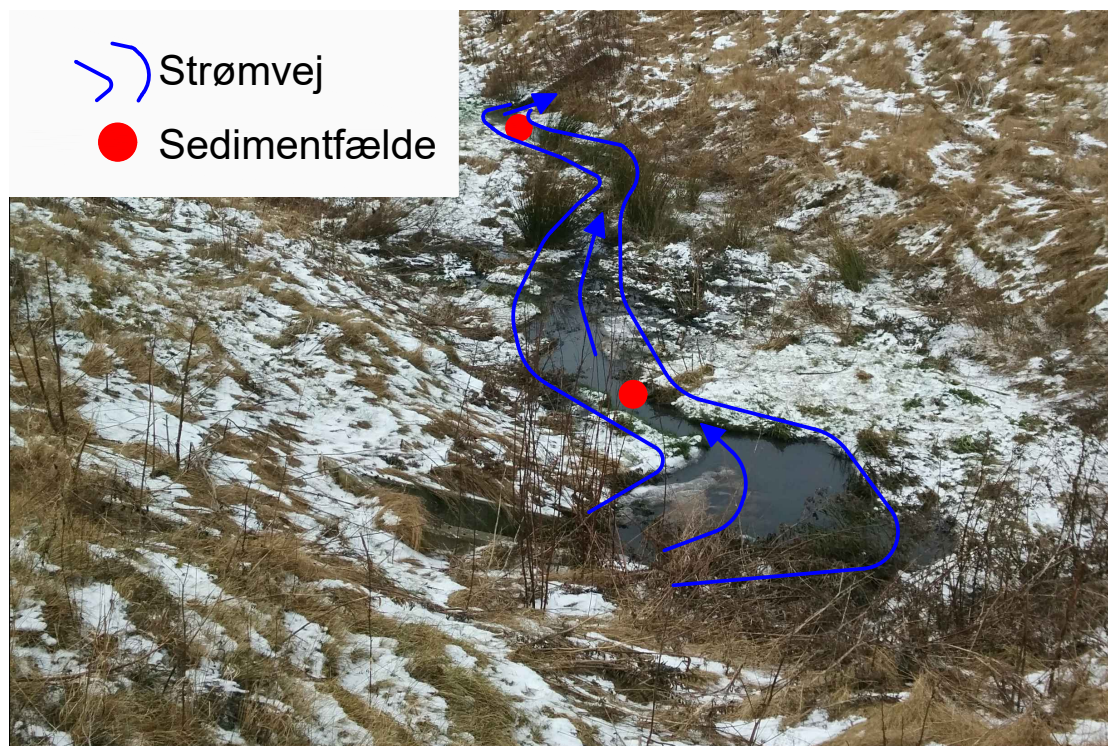


Figur 5.10: Sedimentfælde nedgravet i bassin.



Figur 5.11: Placering af sedimentfælder i regnvandsbassinet.

Sedimentfælderne er placeret i en strømningsvej, jf. figur 5.12, som er dannet under regnhændelser. Der opstår derfor en kortslutning, da regnvandet ledes direkte fra indløbet til udløbet, hvilket kan resultere i en forringet renseevne.



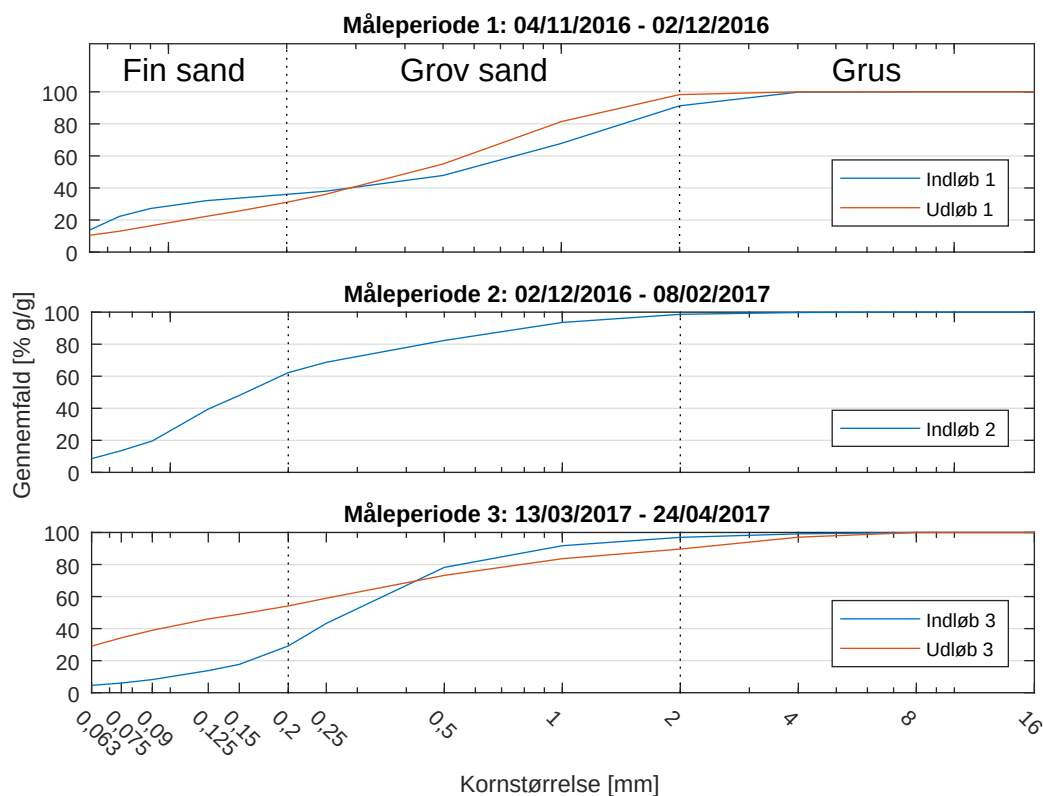
Figur 5.12: Strømningsvejen i regnvandsbassinet og placering af sedimentfælder. Billedet er taget ved rensningen af regnvandsledninger og sandfang i vejbrønde den 08/02/2017.

Der er foretaget prøver med sedimentfælder i tre måleperioder 04/11/2016–02/12/2016, 02/12/2016–08/02/2017 og 13/03/2017–24/04/2017. Dette giver i alt seks sedimentprøver

fra bassinet. Udløbsprøven for anden måleperiode er dog skyllet væk undervejs i målingen, og er først sat i brug igen d. 23/01/2017, hvorved mængden i denne prøve er minimal.

5.2.2 Partikelstørrelsesfordeling

Der foretages en sigteanalyse efter samme fremgangsmåde som beskrevet i bilag D.3. For udløbsprøven fra anden måleperiode var der ikke nok materiale til at foretage en sigteanalyse, hvorfor denne ekskluderes i denne undersøgelse. Partikelfordelingen fremgår af figur 5.13.



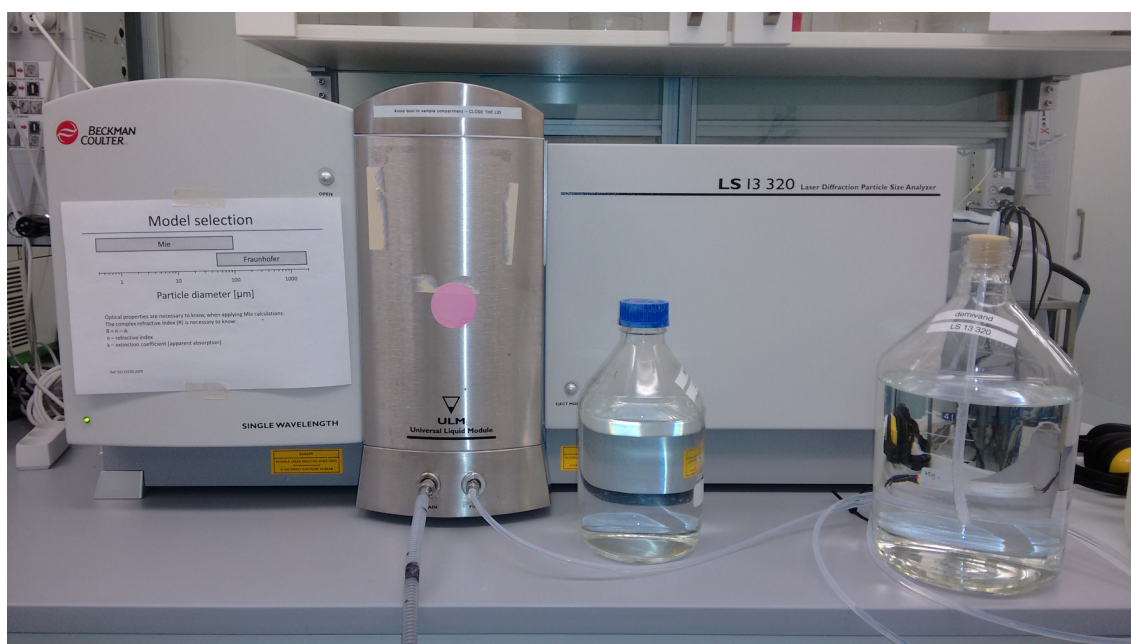
Figur 5.13: Sigtekurver for prøver i bassin. Tallet i signaturforklaringen angiver måleperioden.

Prøverne fra første måleperiode og indløbet fra tredje måleperiode indeholder hovedsageligt groft sand, hvilket kan skyldes konstruktionssand fra anlægsprojekterne i området. I indløbsprøven fra anden måleperiode er sedimentet mere sorteret, og der er mest fint sand.

Andelen af partikler mindre end 63 μm er for alle bassinprøver større end prøverne fra sandfangene, med undtagelse af indløb 3, hvis der sammenlignes med figur 5.5. Dette tyder på, at de mindste partikler fra oplandet transpores videre fra vejbrøndene til forsinkelsesbassinet.

Partikelstørrelsesfordeling under 63 μm

Alle prøverne indeholder en del sediment med kornstørrelse mindre end 63 μm , som er den mindste maskevidde, som kan benyttes i en tør sigteanalyse. Endvidere er der observeret aggregatdannelse under tørring af prøver, som skyldes de mindre partikelfraktion. Derfor foretages en analyse med Laser Diffraction Particle Size Analyzing (LDPSA), hvor størrelsen af partikler fra 0,017 μm – 2000 μm kan bestemmes. Partikelstørrelsen bestemmes vha. brydningen af lys, som sendes gennem en opløsning af sedimentet og demineraliseret vand i et apparat beregnet hertil. Partiklerne antages at være sfæriske. Partikelstørrelsesfordelingen bestemmes som en volumenfraktion, og det vælges kun at undersøge partikelstørrelsesfordelingen for partikler under 63 μm . For en mere detaljeret beskrivelse af LDPSA apparatet, jf. figur 5.14, og fremgangsmåden for forsøget henvises til bilag F.4. [Beckman Coulter, Inc., 2011]



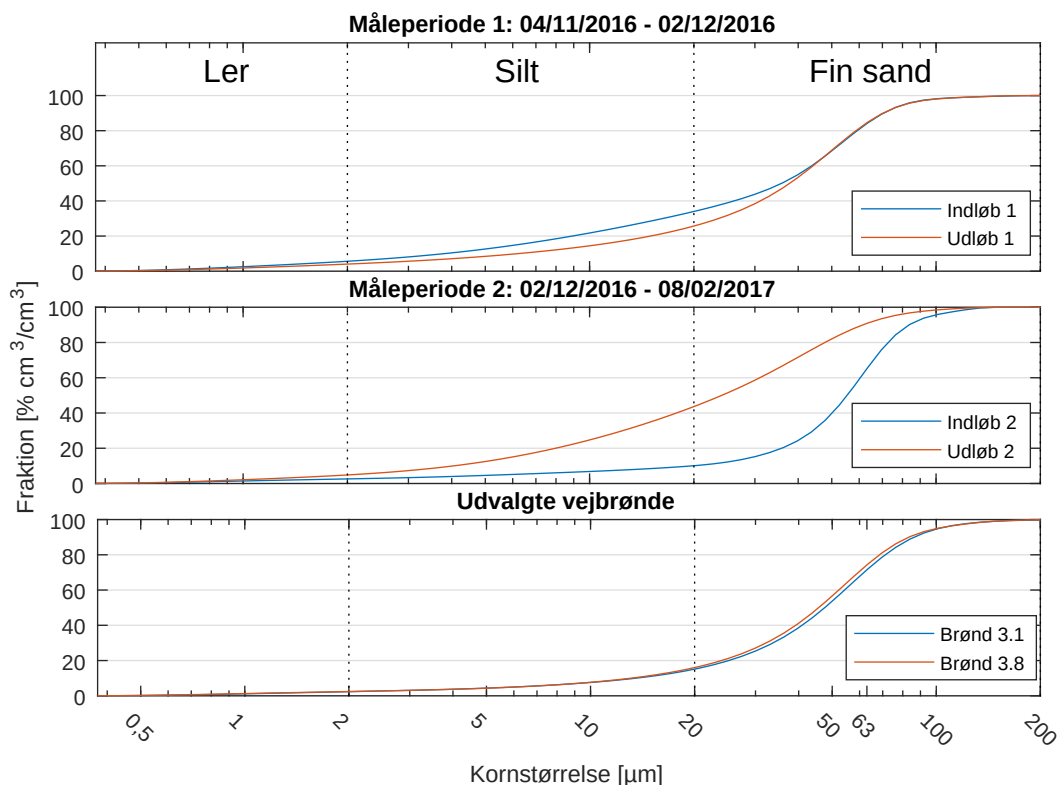
Figur 5.14: Apparat til LDPSA.

Materiemængden til forsøget er minimal, og forsøget udføres derfor for indløb og udløb fra bassinet for måleperiode 1 og 2 efter de er sigtet gennem en 63 μm sigte, samt sedimentprøverne fra vejbrønd 3.1 og 3.8. Disse brønde er udvalgt til sammenligning med bassinprøverne, da de angiver toppen og bunden af streng 3. Endvidere er brønd 3.8 den brønd i projektområdet, hvor andelen af partikler mindre end 63 μm er størst. Forsøget er ikke udført for bassinprøverne indsamlet i måleperiode 3, da apparatet til LDPSA har været utilgængelig.

Mængden af gennemfald igennem en 63 μm sigte for prøverne er vist i tabel 5.1. Partikelfordelingen for de undersøgte prøver fremgår af figur 5.15 og beskriver fordelingen af partikelstørrelserne i gennemfaldet.

	Indløb 1	Udløb 1	Indløb 2	Udløb 2	Brønd 3.1	Brønd 3.8
Gennemfald [%]	13,7	10,5	8,6	–	1,9	6,0
Gennemfald [g]	14,0	10,8	8,7	–	2,0	6,0

Tabel 5.1: Gennemfaldsmængde under 63 μm fra sigteanalyse af sedimentprøver. Grunnet den lille materiale mængde for udløbsprøven i anden måleperiode er der ikke lavet en sigteanalyse.



Figur 5.15: Partikelstørrelsesfordelinger for bassinsediment og udvalgte vejbrønde ved brug af LDPSA.

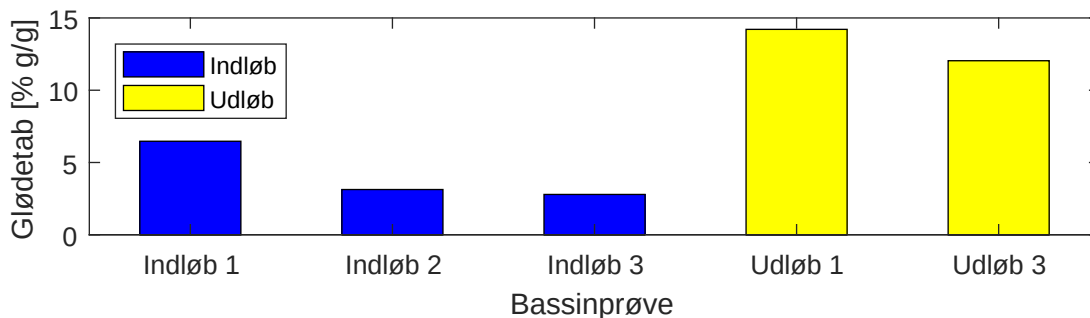
LPDSA forsøget angiver partikler større end 63 μm , hvilket kan forklares ved at mindre partikler flokkulerer, jf. bilag B.3, og derved opfattes af apparatet som én stor partikel.

Alle prøverne indeholder hovedsageligt fint sand, men også en del silt. Indløbsprøven for anden måleperiode indeholder mindst silt af alle prøver. Udløbsprøven for anden måleperiode, som havde for lidt materiale til en sigteanalyse, indeholder mest silt af alle prøver, hvilket sandsynligvis skyldes den korte måleperiode for denne prøve, hvor der ikke var kraftige regnhændelser, hvilket fremgår ved inspektion af regnserien fra Gistrup. Herved er det kun de mindste partikler, som er ledt til denne sedimentfælde.

Begge vejbrøndes fordeling er stort set ens. Prøverne fra vejbrøndene indeholder generelt en mindre andel silt end sedimentprøverne fra bassinet. Alle undersøgte prøver indeholder partikler ned til 1 μm –2 μm , hvilket viser, at sandfang kan tilbageholde lige så små partikler som bassinet.

5.2.3 Organisk materiale

Indholdet af organisk materiale bestemmes ved samme fremgangsmåde som for sedimentprøverne i sandfangene og er beskrevet i bilag D.4. Forsøget er dog ikke udført for bassinprøven for udløbet fra anden måleperiode grundet for lidt materiale. Glødetabet og dermed indholdet af organisk materiale for bassinprøverne fremgår af figur 5.16.



Figur 5.16: Glødetab for bassinprøver.

Indløbsprøverne indholder mindre organisk materiale end udløbsprøven. Dette skyldes, at organisk materiale har en lav densitet, og derfor transpores længere i bassinet. Endvidere har konstruktionssand fra byggeriet i området sandsynligvis påvirket indløbsprøverne mest, da sand sedimenterer hurtigt og har et lavt indhold af organisk materiale, jf. bilag E.

Forskellen i indløbsprøverne skyldes sandsynligvis forskel i nedbør og tilledning fra byggeriet i måleperioderne.

Generelt indeholder bassinprøver mere organisk materiale end sandfangsprøverne, jf. figur 5.7, hvilket passer med teorien om at organisk materiale transporteres langt i afløbssystemet grundet den lavere densitet.

5.3 Selvrensning i rørsystemet

Selvrensningsevnen i afløbssystemet undersøges, for at vurdere om der er en risiko for at sediment ophobes i rørene og senere skylles ud under kraftig regn. Hvis der er selvrensning, antages det, at sedimentprøver fra sandfang og bassin repræsenterer alt sediment i afløbssystemet.

For at en ledning opnår selvrensning skal bundforskydningsspændingen i ledningen være større end en kritisk forskydningsspænding. Der gøres følgende antagelser:

- Der anvendes en kritisk bundforskydningsspænding på 3 Pa, da dette er en normalt anvendt værdi for separate regnvandsledninger. [Winther et al., 2011]
- Selvrensningen undersøges for en vandføring på 10 % af den fuldtløbende vandføring. [Dansk Standard, 2009]
- Der benyttes en driftsrøhed for plast- og betonrør på hhv. 1 mm og 1,5 mm. [Winther et al., 2011]

- For diameter, længde og fald anvendes værdierne fra den udleverede kloakplan. [Aalborg Kommune, 2007]

De anvendte formler er vist i bilag G. Figur 5.17 viser den beregnede bundforskydningsspænding i afløbssystemet.



Figur 5.17: Bundforskydningsspændingen i afløbssystemet.

Da ingen af bundforskydningsspændingerne er under 3 Pa er der selvrensning i afløbssystemet. Ledningerne skylles dermed rene af regn, og det konkluderes, at sedimentprøver fra vejbrøndes sandfang og regnvandsbassinet er repræsentative for sedimentsammensætningen i afløbssystemet for perioden, hvor prøverne er indsamlet.

Opbygning af sediment i sandfang

6

I forrige kapitel konkluderedes det, at sandfang kan tilbageholde partikelstørrelser helt ned til $1\text{ }\mu\text{m}$ – $2\text{ }\mu\text{m}$ ligesom regnvandsbassinet. Kapaciteten af et enkelt sandfang i en vejbrønd er dog begrænset ift. et regnvandsbassin, men tilsammen har alle sandfang i et opland stor kapacitet, hvorfor tilbageholdelse af sediment i sandfang kan hjælpe til bevarelse af det effektive volumen i regnvandsbassiner. I projektområdet er der 24 sandfang, som tilsammen har en kapacitet på ca. $0,72\text{ m}^3$.

For at opretholde kapaciteten skal sandfangene jævnligt oprensnes for sediment. Aarhus Kommune [2011b] anbefaler, at sandfangene tømmes én gang årligt. Grundlaget for denne frekvens af oprensning er dog ikke angivet. Oprensningen udføres med en slamsuger, jf. figur 6.1, som er en betydeligt nemmere proces end oprensning af et regnvandsbassin, jf. afsnit 2.2.

Ifølge mail korrespondance med den ansvarlige for oprensningen er det 6 år siden vejbrøndene i projektområdet sidst er oprenset, hvorfor der kan slås tvivl ved hvorvidt anbefalingen for oprensning reelt følges [Rasmussen, 2017]. Derfor undersøges ophobningen af sediment i sandfang efter oprensning af afløbssystemet i projektområdet med henblik på at fremsætte nye krav til oprensningen, så det effektive volumen i regnvandsbassiner bibeholdes.

Ved oprensningen af afløbssystemet, gennemført d. 08/02/17, spules alle 3 ledningsstrenger i oplandet, hvorefter sandfangene renses med en slamsuger. Efter oprensning er der i brøndene observeret en ubetydelig mængde sediment i bunden, som ikke kan oprensnes med slamsugeren. Brønd 1.8 og 3.8, se figur 5.2, er ved en fejl først oprenset d. 27/03/17. Brønd 1.9 samt 3.9-3.11 oprensnes ikke, da de ikke opfattes som en del af hovedstrengene.



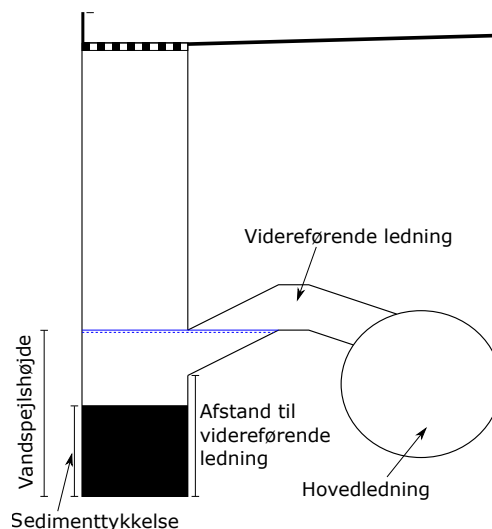
Figur 6.1: Slamsugning af sandfang i vejbrønd.

6.1 Sedimentopbygning

Der er regelmæssigt foretaget dybdemålinger i vejbrøndene i projektområdet for at bestemme sedimentopbygningen. Målingerne er udført med et 3 m langt metalspyd, der sænkes ned i vejbrønden til vandspejl, toppen af sedimentet og bunden af vejbrønden. Spyddet tages op og afstandene måles med en laserlineal der har en afvigelse på $\pm 3\text{ mm}$. Herudfra

kan sedimenttykkelsen og vandspejlshøjden bestemmes, se figur 6.2. Bunden af brøndene er buede, men effekten på målingerne er så lille, det er ubetydende ift. bestemmelse af sedimenttykkelsen.

Højden af vandspejlet er kun målt d. 24/10/16 og 23/01/17, da forskellen mellem de to målinger i samme brønd maksimalt er 3,7 cm. Forskellen skyldes hovedsageligt fordampning eller måleusikkerhed. Der er ingen tydelig sammenhæng mellem højden af vandspejlet og sedimenttykkelsen. Vandspejlshøjden styres hovedsageligt af det videreførende rør. Bunden af det videreførende rør er placeret i højden 37,5 cm fra bunden i alle vejbrønde med undtagelse af brønd 3.4, hvor det er 11 cm lavere. Når sedimentet opnår samme højde som bunden af det videreførende rør antages sandfanget at have nået fuld kapacitet. På figur 6.4 fremgår sedimenttykkelsen både før og efter oprensning af sandfangene.



Figur 6.2: Sedimenttykkelsen og vandspejlshøjde i sandfang.

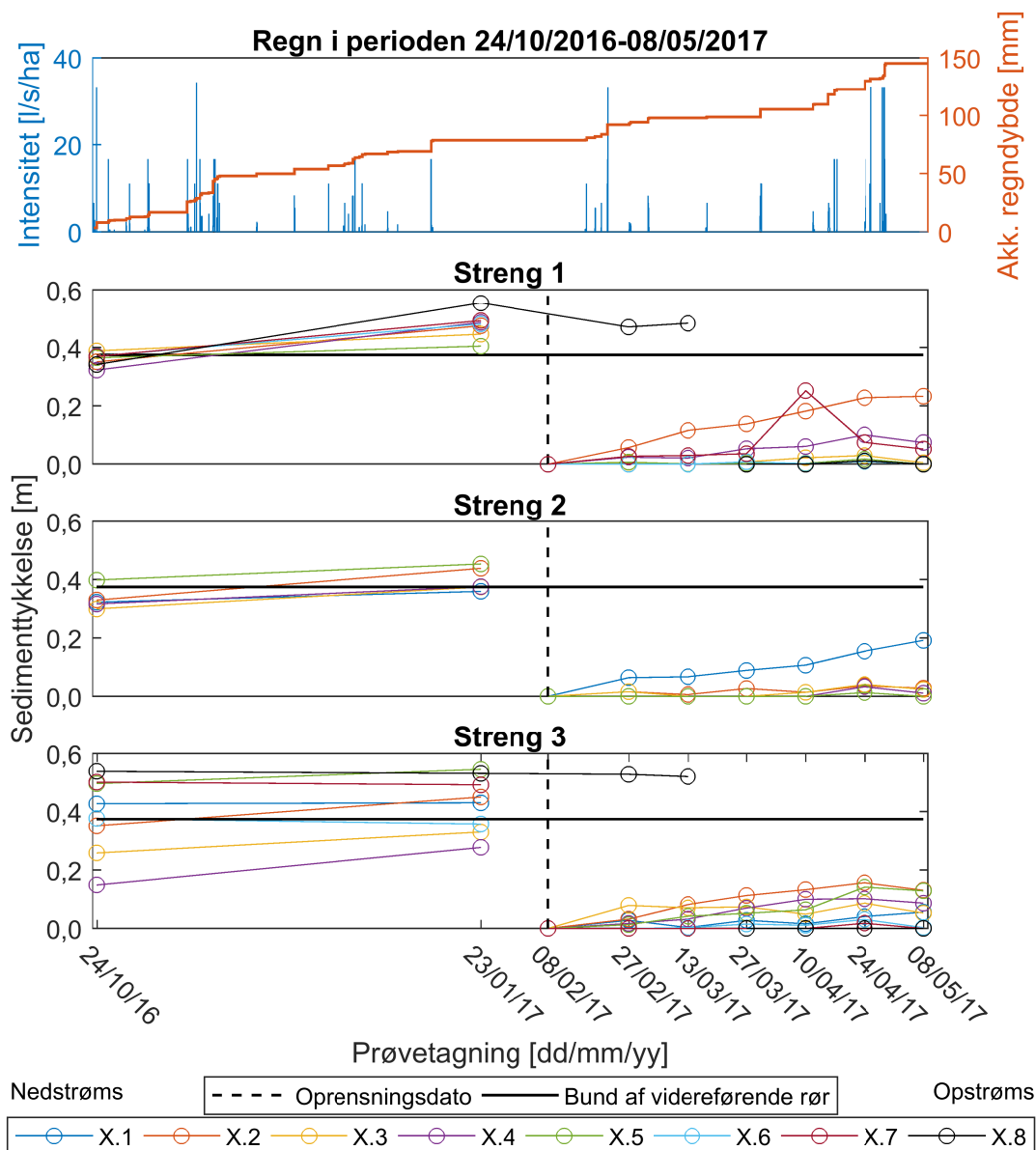
Der er i alle brønde, med undtagelse af fire i streng 3, observeret en tilvækst i sediment fra d. 24/10/16 til d. 23/01/17 før oprensningen, jf. figur 6.4. De største tilvækster i sediment er observeret i streng 1, hvilket sandsynligvis skyldes en mere udsat placering ift. nybyggeriet i den nordlige del af projektområdet samt vejoplægningen i den sydlige del.

Sedimenthøjden er i mere end halvdelen af brøndene steget til over det videreførende rør. Der skabes derfor en strømningsvej i sedimentet, hvor regnvandet kan ledes til den videreførende ledning, se figur 6.3. Når sandfangene er fulde opnås der en tilstand, hvor sedimentet opbygges under svag regn til en vis højde, hvorefter en del føres videre i systemet under kraftig regn og ny sediment kan opbygges igen. Sandfangene skal derfor oprensnes inden denne tilstand opnås, så sediment ikke ledes videre i systemet til regnvandsbassinet. I brønd 1.8 og 3.8 er sedimenthøjden observeret over normal vandspejlshøjde, hvorved funktionen til afledning af regnvand. Dette skyldes, at brøndene ligger helt opstrøms i hver deres streng, hvorved oplandsarealet til brønden er mindre og afstrømningen således også er begrænset, så ophobningen af sediment er forøget.



Figur 6.3: Strømningsvej i sandfang for brønd 1.8, fordybning i venstre side af billedet.

Efter oprensningen opbygges sedimentet forskelligt i hver vejbrønd, jf. figur 6.4. For enkelte brønde er der ikke observeret en tilvækst i sediment i måleperioden.



Figur 6.4: Sedimenttykkelse før og efter oprensning af vejbrønde, samt nedbør indenfor perioden. Brønd 1.8 og 3.8 er oprenset senere.

I streng 1 er der størst spredning i opbygning af sediment efter oprensningen, hvilket sandsynligvis skyldes vejoplægningen og byggeriet i den nordlige del af projektområdet, da dette kan tilføre mere materiale til enkelte brønde. Dette kan ses ved brønd 1.2, som har haft en hurtig opbygning af sediment efter oprensningen grundet den tætte placering på vejoplægningen. Endvidere er en ny oprettet brønd 1.1 tilsluttet direkte til brønd 1.2. Dette betyder, at brønd 1.2 modtager sediment fra to brøndes opland. Der er observeret en stor stigning i sedimenttykkelsen for brønd 1.7 mellem d. 27/03/17 og 10/04/17. Der er dog efterfølgende målt et fald i sedimenttykkelsen og det er senere afgjort, at målingen foretaget for brønd 1.7 d. 10/04/17 er fejlbehæftet.

Sedimentopbygningen er generelt mindst i streng 2, hvilket skyldes forskellen i oplandsområdet, idet antallet af ejendomme og vejarealer er mindre til denne streng. Derudover

er der ikke gennemkørsel i strengen, hvorved mindre sediment transporteres dertil. Stigningen er størst i brønd 2.1, som er i bunden af strengen og partikler på vejen kan samles der, idet vejen stopper og regnvandet derfor skal fjernes i denne brønd. I streng 3 er der mindre variation brøndene imellem efter oprensningen.

I et stort antal af brøndene er der registreret et fald i sedimenttykkelsen imellem d. 24/04/17 og 08/05/17. Dette kan skyldes ophvirvling og videre transport pga. større tilstrømning ved regnhændelser med større volumen, da figur 6.4 viser, at dette var tilstede her sammenlignet med resten af måleperioden.

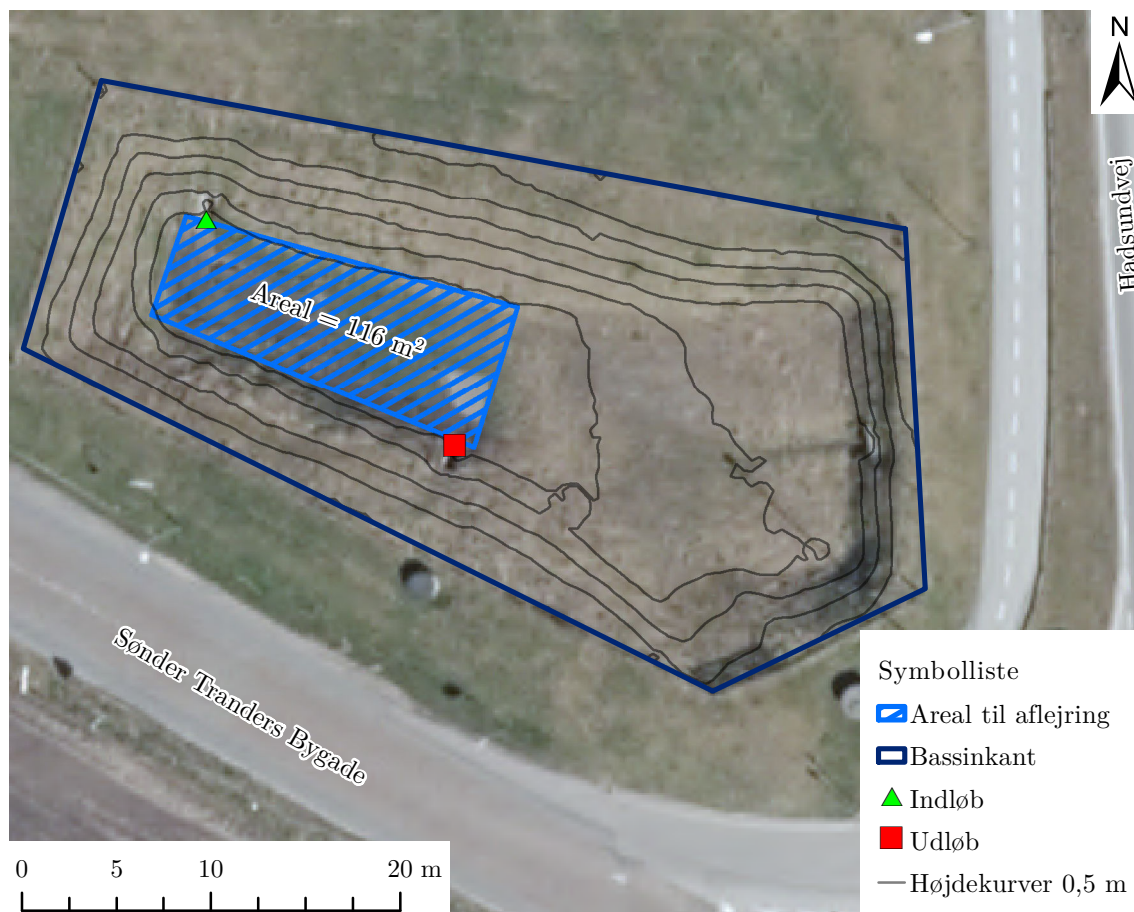
Afviselser i målinger kan skyldes, at sedimentet ikke aflejres jævnt i sandfanget, og derfor kan have forskellige sedimenttykkelser, alt efter hvor der måles. Foruden dette er der en usikkerhed, når målingen foretages, da sedimentet ikke kan ses for vandspejlet, og det derfor er svært at vide præcis, hvor målingen foretages i brønden. Usikkerhederne kan have påvirket alle målingerne.

Ved anvendelse af bootstrapping med 100000 sæt, hvor der antages en lineær opbygning af sediment i vejbrøndene mellem alle målinger efter oprensning, og sedimenttykkelsen ved oprensning er 0 m, vil det i gennemsnit tage $1,7 \pm 7,4$ år at fylde brøndene til bunden af det videreførende rør. Der er en stor usikkerhed i fyldningstiden, hvilket skyldes den korte måleperiode, og at der både er observeret negativ og positiv tilvækst i sediment mellem to målinger. For at give et bedre indblik i sedimentopbygningen skal den observeres over flere år, idet den sandsynligvis ikke stiger ens hvert år og henover et år. Tages der imidlertid udgangspunkt i den største tilvækst mellem to målinger vil brøndene være fyldt efter 0,2 år, hvorfor brønde med en sådan tilvækst skal oprenses mere end 5 gange om året for at opretholde kapaciteten og funktionen. Eftersom variationen brøndene imellem er stor bør tilvæksten monitoreres jævnligt, så brøndene kan oprenses, når de er fulde.

6.1.1 Tilbageholdt sedimentmasse

Massen af sediment som tilbageholdes under opbygning i sandfang estimeres for at kunne sammenligne med den estimerede tilbageholdte masse i forsinkelsesbassinet. Der anvendes middelopbygningsraten fra bootstrapping i forrige afsnit svarende til 22 cm/år. Der benyttes en diameter for vejbrønden på 31,5 cm, og der antages en densitet for sedimentet på 1700 kg/m³, som er anbefalet af Bentzen [2008] til beskrivelse af partikler i regnvandsbassiner. Det estimeres, at der tilbageholdes et volumen på 0,41 m³/år og en masse på 697 kg/år i de 24 vejbrønde, hvis der ses bort fra sedimentet er vandmættet.

Da forsinkelsesbassinet har en lav udnyttelse af bassinvolumen, jf. afsnit 4.1.1, forventes det at aflejring af sediment ikke vil finde sted på hele bassinbunden, men på arealet mellem ind- og udløbet, jf. figur 6.5.



Figur 6.5: Arealet i forsinkelsesbassinet, hvor sediment forventes at aflejres.

Alt efter hvilken opbygningsrate af sediment i bassinet som vælges i tabel 2.1, varierer tilvæksten i bassiner i intervallet 0,5 cm/år – 5,0 cm/år, hvorved sandfang er i stand til at tilbageholde mellem 7 % – 70 % ift. forsinkelsesbassinet på et år. Dette betyder at sandfang alene ikke kan bibeholde volumen i et regnvandsbassin, men de kan forlænge levetiden af bassinet. Hvis sandfangene ikke renses regelmæssigt, og derfor står fyldte, vil de ikke kunne tilbageholde denne mængde sediment. Sedimentet vil i stedet blive transporteret til forsinkelsesbassinet og reducere det effektive volumen yderligere. Sedimenttilvæksten varierer meget grundet forskelle på oplande og systemer. Endvidere kan høj tilvækst af sediment i et regnvandsbassin skyldes ringe vedligeholdelse af sandfang.

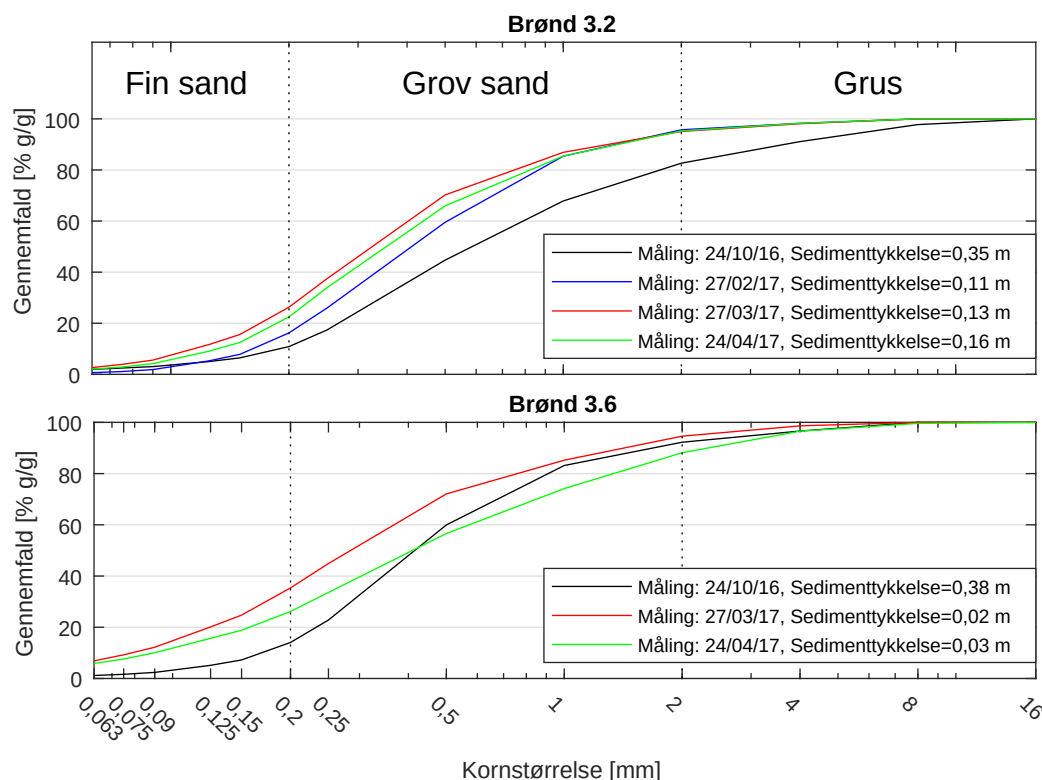
I estimatet er der anvendt en ens densitet i hhv. sandfang og bassin. Densiteten vil variere ift. hvilken type og størrelse af partikler, som sedimentet består af. Undersøgelserne i kapitel 5 viser, at partikelstørrelsefordelingerne fra sediment i forsinkelsesbassinet og sandfangene er forskellige, og der skal derfor nødvendigvis ikke anvendes den samme densitet for sedimentet.

Opbygningen af sediment i sandfang er målt over en periode på tre måneder. Det er sandsynligt, at opbygningsraten vil variere henover året, hvorved estimatet for massen af sediment, der tilbageholdes på et år ikke er korrekt. Om vinteren kan der endvidere falde sne, hvorved transporten af sediment til sandfangene er begrænset. Når sneen smelter transporteres sedimentet til afløbssystemet. Det er sandsynligt afstrømningen grundet snesmeltning, ikke er i stand til at transportere den samme mængde sediment. Om

sommeren er frekvensen af regnhændelser med høj intensitet større, hvilket vil være i stand til at transportere mere sediment, og derved øge opbygningsraten i sandfang. Endvidere resulterer løvfald i efteråret i at blade transporteres til sandfangene, som observeret i poseprøverne, jf. tabel D.1. Dette vil øge opbygningsraten i sandfangene.

6.2 Partikelstørrelsesfordeling under opbygning i brønd 3.2 og 3.6

Efter oprensningen af sandfangene er der jævnlige indsamlet poseprøver i brønd 3.2 og 3.6, som er repræsentative for oplandet grundet forskellen på gennemkørsel og aktivitet. Der er bestemt partikelstørrelsesfordeling efter samme fremgangsmåde som i kapitel 5. På figur 6.6 ses partikelstørrelsesfordelingen for de to udvalgte brønde.



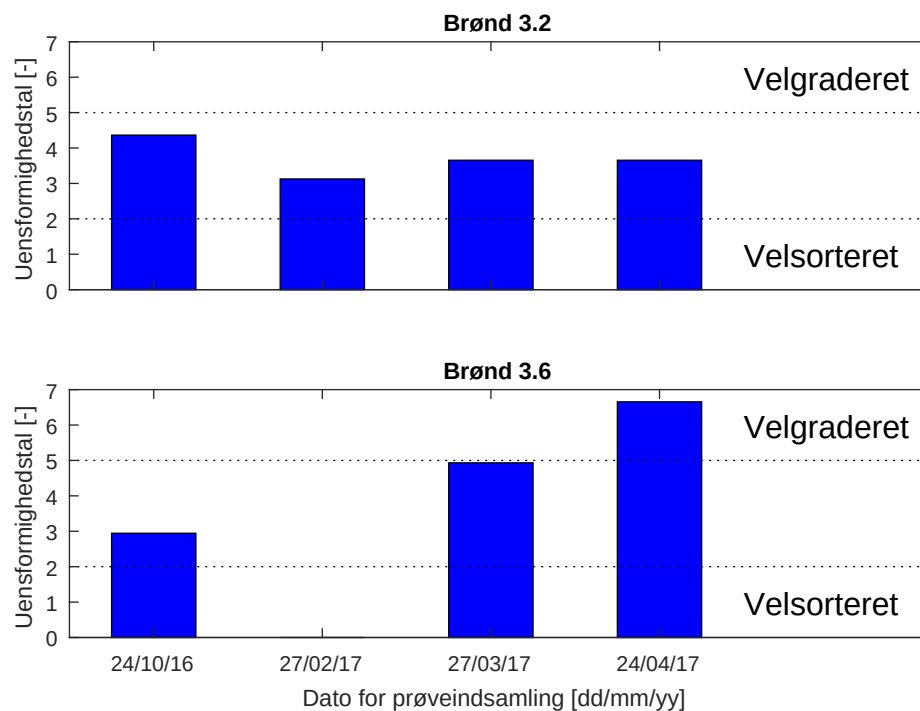
Figur 6.6: Partikelstørrelsesfordeling for brønd 3.2 og 3.6. Vejbrøndene er oprenset d. 08/02/17.

For begge vejbrønde er det tydeligt, at sedimentet som tilbageholdes efter oprensningen er finere. Der tilbageholdes altså mindre partikelfraktioner, når sedimenttykkelsen er lav. Dette skyldes den større afstand fra sedimenttoppen til det videreførende rør.

I brønd 3.2 er andelen af sediment under 63 μm ikke betydeligt mindre efter oprensningen, men for brønd 3.6 er andelen steget fra 1,2 % g/g til hhv. 6,9 % g/g og 5,9 % g/g. Forurening binder sig hovedsageligt til de mindste partikelfraktioner, jf. kapitel 2, hvorved mere forurening således kan tilbageholdes i sandfang, hvis sedimenttykkelsen holdes lav ved

jævnligt at oprense sandfangene.

Uensformighedstallet viser, at der ikke er nogen entydig tendens for brøndene, jf. figur 6.7. I brønd 3.2 varierer graderingen ikke betydeligt efter oprensning, mens sedimentet i brønd 3.6 bliver mere graderet.



Figur 6.7: Uensformighedstal for brønd 3.2 og 3.6 efter opbygning.

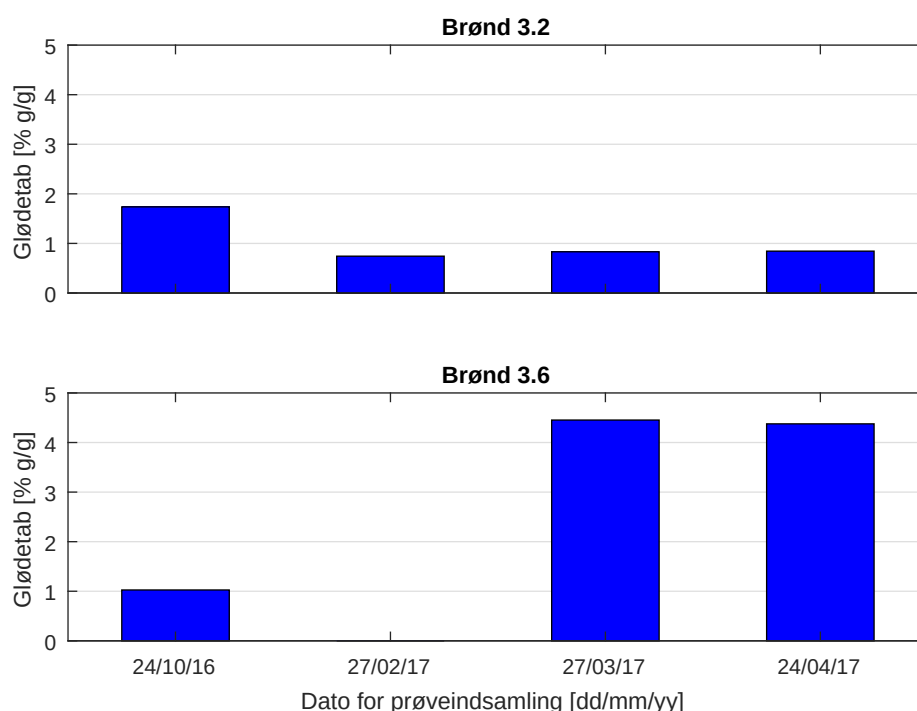
6.3 Organisk materiale under opbygning i brønd 3.2 og 3.6

Indholdet af organisk materiale i brønd 3.2 og 3.6 efter oprensning bestemmes vha. fremgangsmåden beskrevet i bilag D.4 ligesom i kapitel 5. Glødetabet og derved indholdet af organisk materiale i brønd 3.2 og 3.6 er vist på figur 6.8. Målingerne fra d. 24/10/16 er før oprensningen af vejbrøndene, mens de resterende målinger er efter.

Ifølge figur 6.6 tilbageholdes der generelt mere fin sand efter oprensning, hvorved det forventes, at der også kan tilbageholdes mere organisk materiale end før målingen d. 24/10/16. Det ses dog på figur 6.8, at indholdet af organisk materiale i brønd 3.2 efter d. 24/10/16 er faldet med ca. 1 % af sedimentets vægt efter oprensning. Dette kan skyldes, at målingen d. 24/10/16 er foretaget i efteråret, hvor der forekommer løvfald, og der derfor transporteres blade til vejbrøndene, som det også er observeret i mange af poseprøverne, jf. tabel D.1. Indsamlingen af prøver efter oprensningen foregik i vinteren og foråret, og der er derfor ikke observeret samme mængde af blade i prøverne. Endvidere er der i en del af perioden efter oprensningen af sandfang, lukket for udkørsel fra streng 1 til Sønder Tranders Bygade grundet vejomlægningen, jf. figur 5.2. Dette betyder, at udkørsel fra området er foregået via streng 3. Kørsel ifm. byggeriet i den nordlige del af projektområdet samt kørsel fra streng 1 og 2 er derfor foregået igennem streng 3, hvilket

betyder, at der er blevet tilført konstruktionssand fra byggeriet som har et lavt organisk materiale indhold til brønden, jf. bilag E.

Indholdet af organisk materiale i brønd 3.6 er steget markant fra prøverne indsamlet d. 24/10/16 til prøverne fra d. 27/03/17 og 24/04/17 med ca. 3,5 %. Dette kan skyldes, at der generelt tilbageholdes flere mindre partikler, og derfor også mere let organisk materiale. Det høje organiske materiale skyldes dog også et stort antal af regnorme i de indsamlede prøver efter oprensningen. Regnormene fjernes såvidt muligt inden prøverne tørres, men der er sandsynligvis nogle rester tilbage, som kan have hævet det organiske indhold for prøverne efter oprensning. Endvidere ligger brønd 3.6 i den øvre del af streng 3 over sidevejen til de øvrige strenge, hvilket betyder, at den ikke påvirkes i samme grad som brønd 3.2 af gennemkørsel.



Figur 6.8: Glødetab for brønd 3.2 og 3.6 i de indsamlede prøver. For brønd 3.6 var der ikke nok materiale til at udføre forsøget for prøven indsamlet d. 27/02/17.

Det er vanskeligt, at konkludere noget generelt omkring tilbageholdelsen af organisk materiale under sedimentopbygningen i sandfang, da der ikke har været en ens tendens i begge brønde, som er undersøgt.

Konceptuel opbygning af sedimentationsbassin

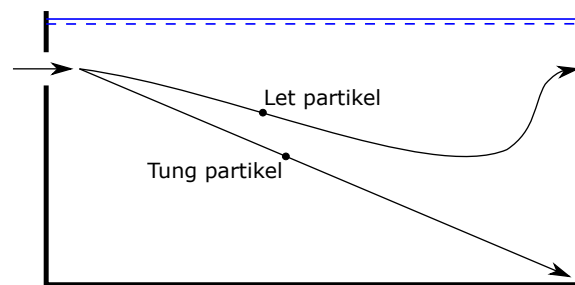
7

I dette projekt ønskes det at konstruere et forbassin specialiseret til sedimentation. Der fokuseres på sedimentation af partikler til rensning af regnvandet, idet denne proces er den mest betydelige af renseprocesserne i et bassin. Der ses derfor bort fra effekten af biologisk nedbrydning, adsorption til overflader og planteoptag, da disse processer er komplekse at beskrive og effekten svær at vurdere, jf. kapitel 2.

Sedimentationsbassinet skal udformes til at tilbageholde sediment, så volumen af det efterfølgende forsinkelsesbassin opretholdes.

7.1 Partikeltilbageholdelse i bassiner

Sedimentation afhænger af forholdet mellem tyngdekraften og strømningens kraft på partiklerne. For en stillestående væske er sedimentationshastigheden beskrevet ved Stokes lov, jf. bilag B. Ved stigende partikelstørrelse vil massen stige hurtigere end partiklens tværsnitsareal, og store partikler sedimenterer derfor hurtigst. En lang opholdstid vil altså sikre at mindre og mindre partikler sedimenterer. [Brorsen og Larsen, 2009]



Figur 7.1: Partikelsedimentation i bassin. [Rasmussen, 1997, Figur 2.10 red.]

I et rektangulært bassin er kriteriet for sedimentation af en partikel til bunden givet ved formel (7.1). Hvis formelen er opfyldt vil partiklen sedimentere som den tunge partikel på figur 7.1 eller tidligere i bassinet.

$$t_{bassin} \geq t_{partikel} \Leftrightarrow v_{s,k} \geq \frac{Q}{A_s} \quad (7.1)$$

Hvor

t_{bassin}	Opholdstid i bassin [s]
$t_{partikel}$	Sedimentationstid for partikel [s]
$v_{s,k}$	Kritisk sedimentationshastighed [m/s]
Q	Vandføring gennem bassin [m ³ /s]
A_s	Overfladeareal af bassin [m ²]

I et bassin er der dog variation i strømningshastighederne og turbulens, hvorfor den nødvendige opholdstid for sedimentation i bassinet er anderledes end den teoretiske.

Hazens formel beskriver den nødvendige opholdstid for sedimentation, og tilpasses det enkelte bassin vha. eksperimenter for at tage højde for disse variationer [Neerup-Jensen et al., 1999].

7.1.1 Renseeffektivitet af bassin

Når vand strømmer gennem et bassin kan der opstå døde zoner, hvor vandet blot cirkulerer. Døde zoner kan have den fordel at suspendede stoffer bliver fanget i dem, og derved ikke strømmer ud af udløbet. Døde zoner optager dog også plads i bassinvolumen, hvorved der kan opstå kortslutning imellem ind- og udløb, så en stor del af indløbsvandet opnår en kort opholdstid i bassinet. [Thackston et al., 1987]

Derfor benyttes normalt en effektiv opholdstid, når bassinets virkeevne undersøges.

Den effektive opholdstid kan bestemmes for et bassin ved at indføre en konservativ sporstof impuls i indløbet og måle koncentrationen i udløbet. Tidspunktet hvor 50 %-fraktilen (median) af traceren har nået udløbet angiver den effektive opholdstid, da dette svarer til massemidtpunktet.

Hvis bassinet fungerer som en ideelt opblandet reaktor vil sporstoffet øjeblikkeligt fordeles i hele bassinvolumenet, hvor der overalt vil være ens koncentration. Koncentrationen i udløbet vil herefter falde eksponentielt, se figur 7.2 og følge formel (7.2).

$$\frac{C(t)}{C_0} = e^{-t/t_n} \quad (7.2)$$

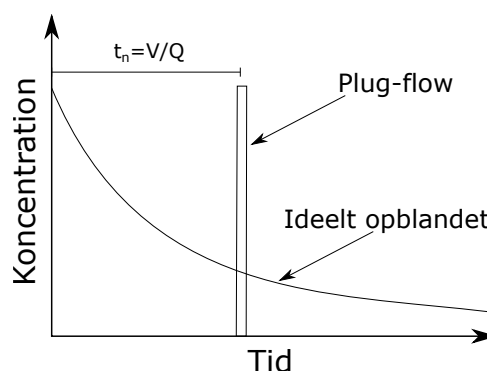
Hvor

$C(t)$	Koncentration målt til tidspunktet t [g/L]
C_0	Startkoncentration [g/L]
t	Tidspunkt for måling [s]
t_n	Teoretisk opholdstid [s]

Fungerer bassinet som en plug-flow reaktor vil sporstoffet ikke opblandes og derved strømme ud i samme rækkefølge som det kom ind, hvorfor koncentrationen i udløbet vil være ens med indløbskoncentrationen efter den teoretiske opholdstid, jf. formel (7.3). [Tchobanoglous et al., 2003]

$$\begin{aligned} \frac{C(t)}{C_0} &= 1 & t &= t_n \\ \frac{C(t)}{C_0} &= 0 & t &\neq t_n \end{aligned} \quad (7.3)$$

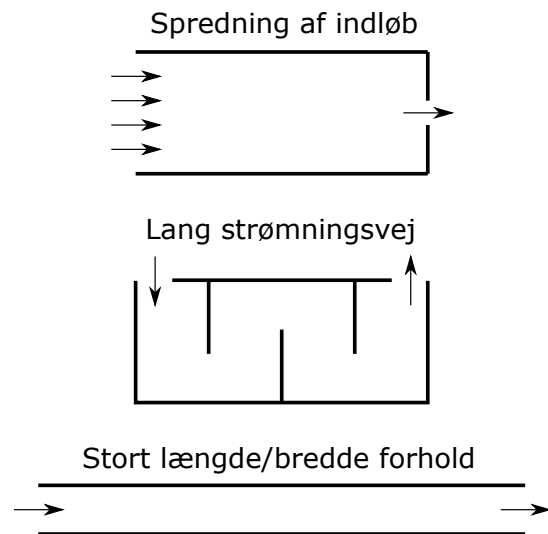
Et bassin vil fungere mest optimalt til sedimentation, hvis alt regnvandet opnår samme behandlingstid, hvilket er gældende i en plug-flow reaktor [Tchobanoglous et al., 2003].



Figur 7.2: Udløbskoncentration for ideelt opblandede og plug-flow reaktorer. Inspiration fra Tchobanoglous et al. [2003]; Persson et al. [1999].

Dette svarer til situationen med den tunge partikel på figur 7.1 som sedimenterer ved uændret strømningshastighed i hele bassinet. Dette er dog ikke muligt i praksis, da døde zoner, recirkulation og dispersion, vil skabe opblanding og kortslutning fra indløb mod udløbet i bassinet [Thackston et al., 1987].

Ifølge Persson et al. [1999], som har testet forskellige ind- og udløbskonfigurationer, vil stor spredning af indløbsvandføringen, en lang strømningsvej og et stort længde/bredde forhold give en lang effektiv opholdstid i bassinet, da alle giver en god udnyttelse af bassinvolumen, se figur 7.3. En lang strømningsvej er en måde at skabe et stort længde/bredde forhold i et kompakt bassin. En plug-flow reaktor kan betragtes som en rørstrømning, som er kendetegnet ved indløb over hele tværsnittet og et stort længde/bredde forhold, hvilket er grundet til disse udformninger angiver god renseeffektivitet [Tchobanoglous et al., 2003].



Figur 7.3: Bassinopbygninger der sikrer god renseeffektivitet ifølge Persson et al. [1999]. [Persson et al., 1999, Figur 2 red.]

7.1.2 Kohæsivt sediment

Hvis partiklerne i regnvandet har kohæsive egenskaber kan der ske øget sedimentation. Kohæsive egenskaber betyder, at der er tiltrækkende kræfter imellem partiklerne, som kan binde partiklerne sammen til aggregater. Aggregater kan sedimentere hurtigere end de enkelte partikler grundet den større diameter, jf. Stokes lov. Dannelsen af aggregater sker ved kollision mellem partiklerne, som øges ved stigende koncentration i væsken. Flokkuleringen til aggregater afhænger af mange parametre, derunder sedimentets og vandets kemiske egenskaber, samt partiklernes størrelse og form. Kohæsive sedimenter er normalt ler og silt, altså små partikelstørrelser, som er svære at sedimentere ifølge Stokes lov, hvorfor flokkuleringsevnen vil forbedre sedimentationen. [Shrestha og Blumberg, 2005]

Sediment bestående af større partikler, som fx sand kan almindeligvis ikke flokkulere og betegnes friktionssediment. Ved lerindhold på over 10 % kan friktionssediment dog have kohæsive egenskaber, og danne aggregater, så også disse partikler kan sedimentere hurtigere. [Shrestha og Blumberg, 2005]

Krishnappan og Marsalek [2002] har undersøgt flokkuleringsevnen for regnvand og konkluderer at strømningsforhold, der medfører bundforskydningsspændinger på 0,14 Pa – 0,16 Pa er mest optimale for dannelse af aggregater. Ved høje bundforskydningsspændinger eller turbulens risikerer aggregater at rives fra hinanden igen, hvorfor det kan være svært at opnå optimale forhold for flokkulering [Shrestha og Blumberg, 2005].

7.1.3 Aflejring af partikler

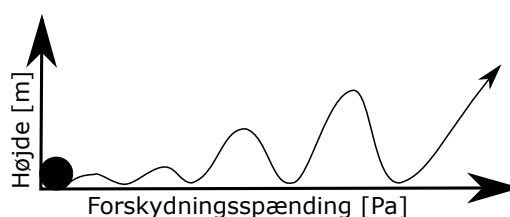
Når først en partikel er sedimenteret til en overflade, er det vigtigt, den bliver liggende og ikke strømmer videre i bassinet. Kriteriet for dette vælges på baggrund af forskydnings-spændingen på overfladen.

Bundforskydningsspændingen i bassinet afhænger af tværsnittets udformning, ruheden, vandshastigheden og vandstanden. Den kritiske bundforskydningsspænding for aflejring på en vandret overflade er af Adamsson [1999] bestemt til 0,04 Pa vha. et forsøg med knuste olivensten og Bentzen [2009] benytter 0,03 Pa–0,04 Pa.

Se bilag B for yderligere uddybning om sedimentation af partikler.

7.1.4 Transport af aflejrede partikler

Når en partikel er bundfældet kan den transporteres, hvis bundforskydningsspændingen stiger. Hvorvidt der er transport beskrives med Shields parameter, der angiver forholdet mellem bundforskydningsspændingen og tyngdekraften [National Research Council, 2007]. Ved stigende bundforskydningsspænding vil partiklerne først rulle, herefter hoppe og ved tilstrækkeligt



Figur 7.4: Transport af partikler ved stigende bundforskydningsspænding.

høje forskydningsspændinger være fuldt suspenderede over bunden, se figur 7.4 [Bentzen, 2006]. Små partikler resuspenderes lettest igen grundet den lave masse, men bundforskydningsspændingen for resuspension stiger, hvis der er tale om kohæsivt sediment eller komprimeret sediment [National Research Council, 2007].

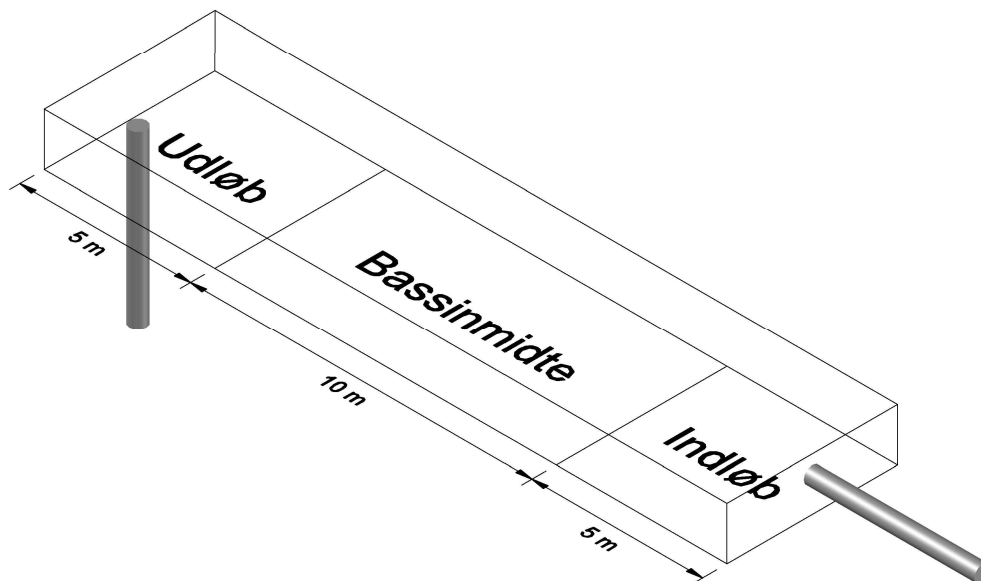
Ved forsøg har Bentzen [2009] bestemt den kritiske forskydningsspænding for resuspension af partikler til 0,1 Pa og 0,16 Pa–0,26 Pa ved en konsolideringstid på hhv. 24 timer og en uge. En større kritisk bundforskydningsspænding ved længere tids konsolidering bekræftes af Krishnappan og Marsalek [2002], der har bestemt den kritiske forskydningsspænding til 0,09 Pa og 0,12 Pa–0,21 Pa for konsolidering i hhv. 41 timer og 138 timer. Krishnappan og Marsalek [2002] vurderer dog at den højere kritiske forskydningsspænding ikke skyldes den længere konsolideringstid, men derimod biologiske processer som binder sedimentet sammen. En øget sammenhængskraft for partikler ved biologiske processer bekræftes af Droppo et al. [1997].

7.2 Fremgangsmåde til bestemmelse af udformning

Projektet er en del af et større forskningsprojekt, jf. afsnit 3.2. Derfor er længden, bredden, højden og placeringen af ind- og udløbet i sedimentationsbassinet fastlagt. Bassinet med mål fremgår af figur 3.3 og har et volumen på 153 m³. Vind kan påvirke strømningsforholdene og renseevnen i bassinet, jf. kapitel 2. Det antages derfor, udover de allerede fastlagte parametre, at bassinet konstrueres med låg på, og vindpåvirkningen betragtes

derfor ikke.

Bassinet opdeles, jf. figur 7.5, i tre områder: indløb, bassinmidte og udløb. Koncepter til sikring af effektiv sedimentation undersøges for hvert område, med hver sin primære funktion. Koncepterne tager udgangspunkt i opbygningen af sedimentationsbassinet. Der startes med at undersøge indløbskoncepter, hvorefter bassinmidtekoncepter undersøges i kombination med det bedste koncept for indløbet. Til sidst undersøges udløbskoncepter sammen med det udvalgte ind- og bassinmidtekoncept. På den måde sikres det at koncepterne i kombination resulterer i effektiv og stabil sedimentation.



Figur 7.5: Opdeling af bassin til undersøgelse af bassinudformninger.

Koncepterne udformes med fokus på følgende punkter, der tager udgangspunkt i teorien i afsnit 7.1:

- Lang effektiv opholdstid, der giver partikler tid til at sedimentere.
- Udformningen skal sikre udnyttelse af volumen og rolige forhold til sedimentation.
- Turbulente forhold der fremmer flokkulering, så de mindste partikler også kan nå at sedimentere.
- Lave forskydningsspændinger ved bunden, der både sikrer mulighed for aflejring af partikler og modvirker transport af allerede aflejrede partikler.
 - Aflejring opnås ved bundforskydningsspændinger under 0,04 Pa.
 - Transport undgås ved bundforskydningsspændinger under 0,1 Pa.

Der foretages ikke en følsomhedsanalyse af det enkelte koncept for at finde den optimale udformning af konstruktionen, da det er virkemåden som er af interesse.

Bassinet og koncepternes virkemåde undersøges vha. en numerisk model af bassinet. Den numeriske model opbygges i Computational Fluid Dynamics (CFD) programmet STAR-CCM+. STAR-CCM+ er valgt, da det indeholder mange muligheder ift. opbygning af komplekse geometrier, en-/flerfase modeller og turbulens modeller.

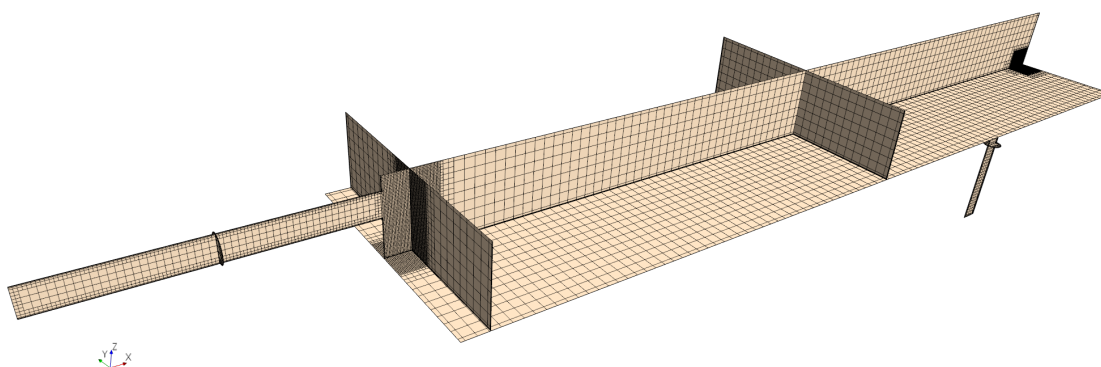
Der vælges at modellere under stationære forhold, da beregningstiden er kort, og mange koncepter således hurtigt kan undersøges. De stationære strømningsforhold giver et indblik i virkemåden af koncepterne med fast vanddybde, og er tilstrækkeligt til en umiddelbar sammenligning af koncepterne.

7.2.1 Modellering

Strømningen i bassinet modelleres i tre dimensioner. I STAR-CCM+ bestemmes strømningsmønsteret ved at løse den tidsligt glattede Navier-Stokes ligning og kontinuitetsligningen, der hver især beskriver bevarelsen af hhv. momentum og masse, jf. bilag H. Vand er stort set usammentrykkeligt, og der benyttes derfor en konstant densitet for vandet. Segregated Flow modellen i STAR-CCM+ er god til at håndtere usammentrykkelige væsker, og benyttes derfor til at løse de styrende ligninger for momentum og masse.

Eftersom bassinet modelleres under stationære forhold vælges der, at undersøge strømningen i en enfasemodel hvor bassinet er helt vandfyldt. En enfasemodel er mere stabil og konvergerer hurtigere end en flerfasemodel.

I numeriske modeller bestemmes strømninger i punkter i et beregningsnet. Præcisionen stiger med opløsningen af beregningsnettet, men det gør beregningstiden også. Det ønskes, at resultaterne er uafhængige af beregningsnettet. Derfor er der foretaget en konvergensanalyse af resultaterne for strømning i sedimentationsbassinet i bilag I. I konvergensanalysen startes der med et groft beregningsnet, hvorefter opløsningen øges indtil der er fundet en afvejning mellem præcisionen og beregningstiden. Der vælges at benytte et beregningsnet med kasseformede beregningsceller, idet dette forventes at beskrive bassingeometrien bedst. Beregningsnettets opløsning er ekstra fin i området mellem bassinet og hhv. ind- og udløbsrøret for at beskrive overgangen og forskellen i hastigheden præcist. Konvergensanalysen resulterer i et beregningsnet med 213 582 celler for sedimentationsbassinet uden konstruktioner, jf. figur 7.6.



Figur 7.6: Beregningsnet af sedimentationsbassinet i udvalgte snit.

Strømningen i bassinet er hovedsageligt turbulent. Idet det ikke er muligt at beskrive hvirvler mindre end cellestørrelsen i en numerisk model, benyttes der en turbulensmodel. Turbulensmodellen beskriver således turbulensens påvirkning på strømningen, og er et udtryk for udveksling i bevægelsesmængde, og indgår derfor i Navier-Stokes ligning. I bilag I.4 er valget af turbulens model undersøgt. Her sammenlignes en Realizable $k - \epsilon$

Two-Layer model og en $k - \omega$ SST(Menter) model ved simulering af strømningerne i sedimentationsbassinet. Begge turbulens modeller gælder for alle værdier af y^+ , som er den dimensionsløse vægafstand, hvorfor de er i stand til at beskrive både viskøse og turbulente strømninger tæt ved vægge. Der fremgår ikke at være betydelig forskel i strømningshastighederne og -mønstret, men beregningstiden er kortest for $k - \omega$ SST(Menter). Endvidere har både Yan et al. [2014] og Khan et al. [2013] sammenlignet $k - \epsilon$ og $k - \omega$ modellerne til beskrivelse af strømningerne i regnvandsbassiner, hvor $k - \omega$ SST(Menter) modellen resulterer i den bedste overensstemmelse mellem model og måleresultater. Derfor vælges det at benytte $k - \omega$ SST (Menter) turbulens modellen til at beskrive turbulensen i sedimentationsbassinet i dette projekt.

De numeriske modeller itereres gennem 10 000 iterationer, hvorefter løsningen er konvergeret.

Randbetingelser

I indløbet benyttes en flowrandbetingelse. Vandføringen vælges til 35 l/s (16,7 l/s/red. ha), bestemt på baggrund af nedbør målt i Gistrup syd for projektområdet, jf. bilag C. Vandføringen er 95%-fraktilen af vandet tilledt bassinet ved antagelse om alt regnvand fra det reducerede oplandsareal strømmer direkte til bassinet på samme tid og regnintensiteten er konstant mellem hver måling over hele den tidslige opløsning af regnserien, jf. figur C.2. Dette anses for konservativt, da denne vandføring giver høje hastigheder ved indløbet og hæmmer sedimentation.

For at sikre stabilitet i modellen anvendes en trykrandbetingelse i udløbet. Der vælges at have atmosfærisk tryk.

Bassinet modelleres som fuldt med en vanddybde på 1,53 m, jf. figur 3.3. Toppen af bassinet modelleres med en symmetri-randbetingelse. Randbetingelsen angiver tryk og hastigheder lig med den underliggende celle, hvorved der ikke er friktion. Denne type randbetingelse svarer nogenlunde til et frit vandspejl, da friktionen fra luften antages ubetydelig.

Resten af bassinets og rørenes overflader vælges til vægge (no-slip). Hvorved de kan påvirke strømmingen ved friktion, men der sker ikke udveksling af vand.

Ind- og udløbsrøret vælges 5 m lange, så de er langt fra bassinet og påvirker strømningerne minimalt. Dette sikrer også et fuld udviklet hastighedsprofil ved indløbet til bassinet. [Dufresne et al., 2009; Kouyi et al., 2010]

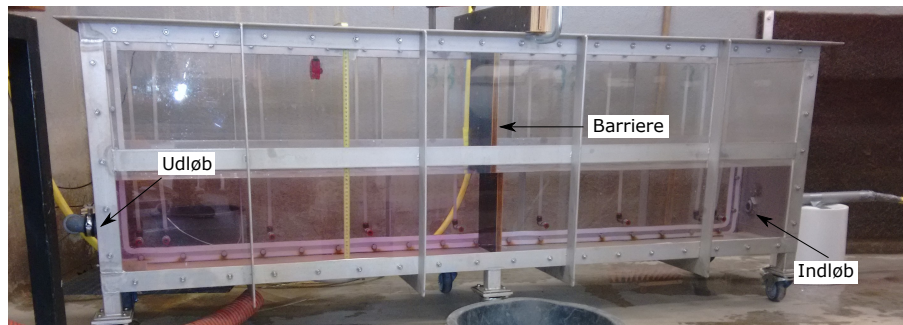
For yderligere uddybelse af opsætningen af de numeriske stationære modeller i STAR-CCM+ henvises der til bilag I.

7.2.2 Validering af STAR-CCM+

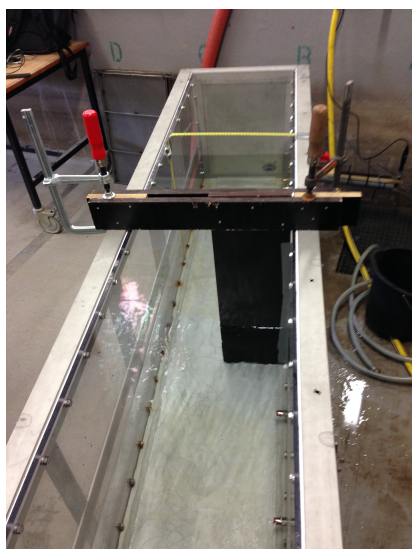
Der foretages en validering af STAR-CCM+ for at sikre at programmet er i stand til at beskrive virkeligheden tilstrækkeligt ifm. modellering af strømninger i bassiner. Valideringen foretages på baggrund af en sammenligning mellem et sporstofforsøg i et forsøgsbassin og en tilsvarende model i STAR-CCM+. Koncentrationskurver fra udløbet for forsøget

sammenlignes med modellen, og strømningsmønsteret inspiceres for ligheder.

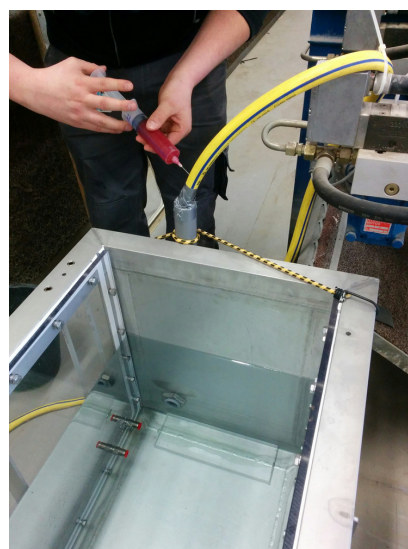
Forsøget udføres i forsøgsbassinet på figur 7.7a, hvor der haves stationær strømning fra indløb til udløb. Det udføres to gange med en barriere i forskellige placeringer, jf. figur 7.7b. Barrieren skal stabilisere strømningen gennem forsøgsbassinet, så det sikres at forsøg og model har ens strømningsmønster. Der doseres en impuls af saltvand med farvestof, se figur 7.7c.



(a) Bassin med indløb i højre side og udløb i venstre.



(b) Baffel indsat i forsøgsbassinet.

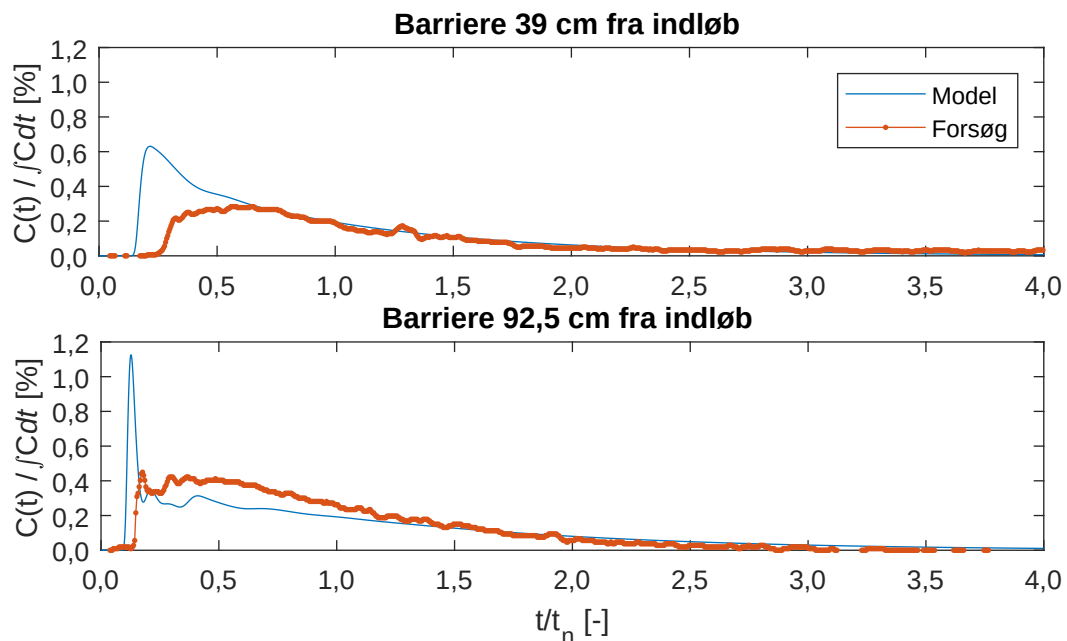


(c) Indsprøjtning af saltopløsning.

Figur 7.7: Bassin til sporstofforsøg.

Modelopsætningen til valideringen er ens med modelopsætningen af sedimentationsbassinet, jf. bilag I, da det ønskes at påvise de valgte modellers funktion. Dog er forsøget ikke i skala, hvorved resultaterne ikke er direkte anvendelige for sedimentationsbassinet.

De stationære modeller itereres 10 000 gange, hvorefter der foretages en visuel inspektion af hvirvler. For at kunne modellere sporstof konverteres de stationære modeller til dynamiske og Passiv Scalar modellen aktiveres. Med denne model kan indsættes et numerisk sporstof i indløbet. Sporstoffet påvirker ikke strømningerne, og registreres i udløbet. Koncentrationskurver fra modellerne sammenlignes med koncentrationskurver fra forsøgene på figur 7.8.



Figur 7.8: Målt og modelleret koncentrationskurve for sporstof i udløbet ved to forsøgs-konfigurationer.

Modellen angiver generelt for høje og tidlige registreringer af sporstof i udløbet ift. forsøget, dog er modellen efter en teoretisk opholdstid i stand til at modellere udløbskoncentrationen. Modellen for forsøget med en barriere ved 92,5 cm fra indløbet beskriver bedst forløbet af koncentrationskurven, da første registrering er tættere på målingerne. Afvigelserne kan skyldes varierende vandføring i forsøget, densitetsstrømme af saltopløsningen, usikkerhed ved måling af konduktiviteten og for lav opløsning af beregningsnet for modellerne. For yderligere uddybning af forsøg, model og diskussion af usikkerheder se bilag J.

Den visuelle inspektion af hvirvler viser, at modellen er i stand til at beskrive placeringen og udbredelsen af hvirvler samt døde zoner tilnærmelsesvist korrekt.

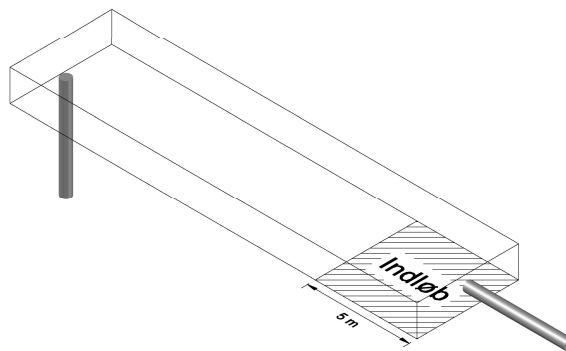
På baggrund af undersøgelsen konkluderes det, at der er uoverensstemmelser mellem forsøget og modellen. Dette skyldes hovedsageligt en række usikkerheder i forsøget. Dog beskriver STAR-CCM+ strømningerne tilnærmelsesvist, hvorved programmet i dette projekt er anvendeligt til en relativ sammenligning af forskellige koncepters indvirkning på sedimentationsevnen i sedimentationsbassinet.

7.3 Funktion af indløbskoncepter

Indløbet udgør en central funktion i sedimentationsbassinet, da resten af bassinets funktioner afhænger af, hvad der sker i indløbet. Derfor skal der, så tidligt som muligt skabes gode forhold for sedimentation.

Indløbskoncepter skal bryde indløbsstrålen, så en direkte strømningsvej fra indløbet til udløbet forhindres. Endvidere skal bruddet af indløbsstrålen medføre en stabil strømning, så afbøjning af indløbsstrålen, som ses i det tomme bassin, jf. afsnit 7.3.1, undgås.

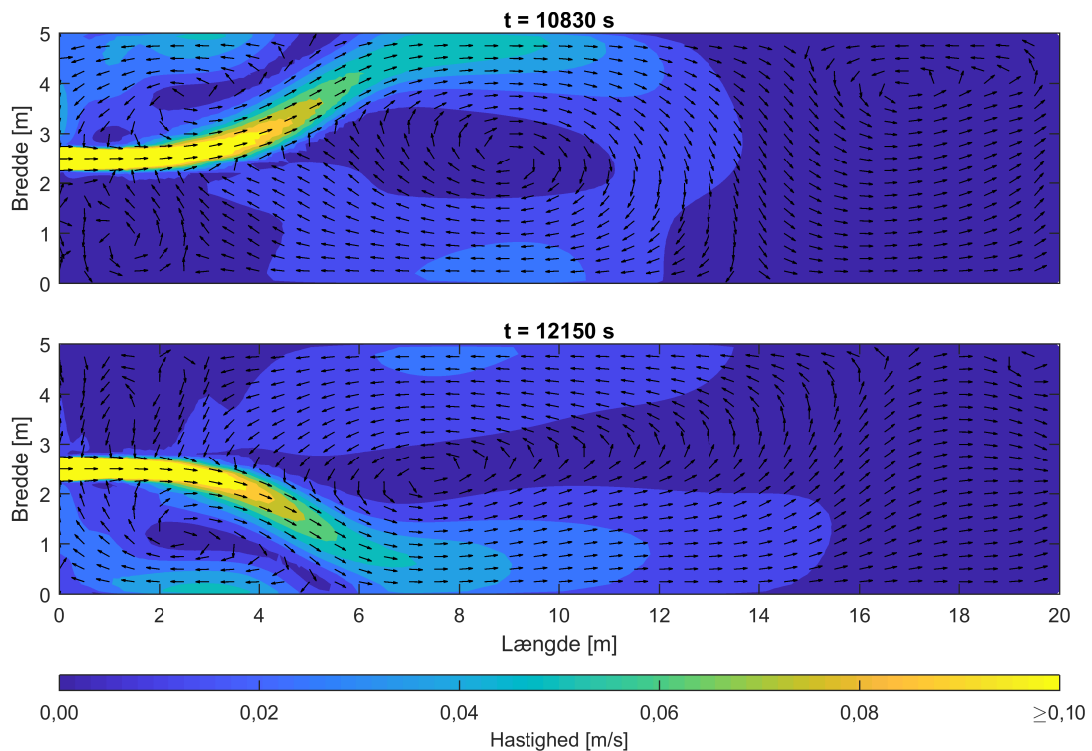
Indløbskoncepter skal skabe turbulens samt sprede strømmingen ud i hele bassinbredden. Herved nedsættes vandets hastighed, da der tages energi ud af strømmingen, og hastigheden udjævnes over det gennemstrømmede areal. Ved at sprede strømmingen ud i bassinet udnyttes en større del af bassinvolumen til strømmingen, hvorved risikoen for døde zoner og kortslutninger nedsættes. Turbulens og hvirvler skabt i indløbet kan også få kohæsive partikler til at hænge sammen, hvorved sedimentationen øges, jf. afsnit 7.1.2, men ved stor turbulens kan aggregaterne også rives fra hinanden igen. Formålet er således at skabe en ensformig strømning i midten af bassinet, hvor alt vandet får samme behandlingstid og partiklerne dermed har bedst mulighed for at sedimentere.



Figur 7.9: Indløbsområde i bassin.

7.3.1 Afbøjning af indløbsstråle

I sedimentationsbassinet er der foretaget en simulering med modelopsætningen fra afsnit 7.2.1. Modellen kan ikke konvergere til en fuldstændig stationær løsning, da der er flere løsninger til strømningsproblemet. Det fremgår, at indløbsstrålen skaber en jet som afbøjes i bassinvolumen. Indløbsstrålen afbøjer skiftevis til højre og venstre i indløbet. I bilag K benyttes derfor en dynamisk model til at undersøge om indløbsstrålen også afbøjer ved brug af denne models løsningsmetode. På figur 7.10 ses det, at indløbsstrålen fortsat afbøjer til begge sider over tid, og ikke kun ved stationær modellering.



Figur 7.10: Afbøjning af indløbsstråle ift. indløb. Indløb i venstre side af figurerne. Snit i højden 1,01 m over bunden.

Afbøjningen betyder, at renseeffektiviteten af bassinet ikke stabil fra regn til regn, da funktionen varierer. Endvidere vil nogle partikler blive transporteret langt i bassinet med den hurtige strømning.

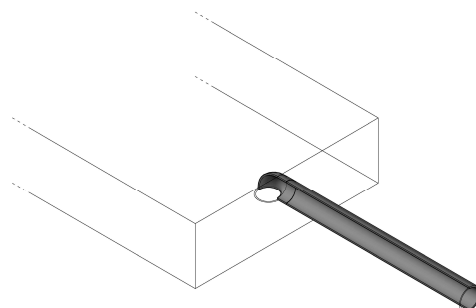
Der skal derfor skabes et stabilt indløb til sedimentationsbassinet, som sørger for indløbsstrålen ikke svinger og skaber en stabil renseeffektivitet.

7.3.2 Indløbskoncepter

Der undersøges 4 forskellige koncepter til at sikre en stabil renseeffektivitet og udbrede strømmingen i bassinet.

Afbøjet indløb

Indløbsstrømningen afbøjes direkte mod bassinbunden, jf. figur 7.11, hvorved strålen ikke kan svinge til en side længere ude i bassinet eller rettes direkte mod udløbet. Konceptet skal begrænse de største forskydningsspændinger ved bunden til at være koncentreret omkring indløbet, og sørge for at partiklerne transporteres ned til bunden tidligt i bassinet, hvorved sedimentationsafstanden til bunden er kort. Derudover skabes der turbulens, når strålen rammer bunden, hvilket spreder strømmingen ud over bassintværsnittet og sænker hastig-

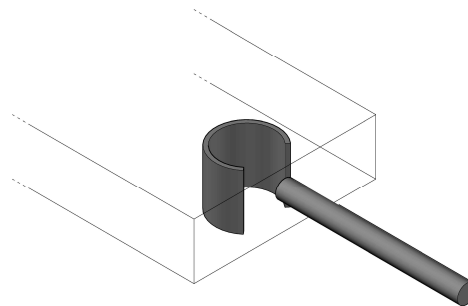


Figur 7.11: Afbøjet indløb.

heden.

Afskærmet indløb

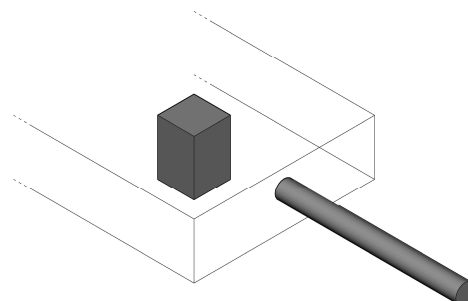
Konceptet bygger på ideen om at sprede indløbsstrålen. Den cirkulære form af konstruktionen skal bremse indløbsstrålen, skabe hvirvler og lede vandet bagud gennem konstruktion til siderne af bassinet. På den måde udnyttes en større del af volumen, og der undgås høje hastigheder i midten af bassinet direkte mod udløbet. Centrum af konstruktionen er 1 m fra indløbet, som forventes at være tæt nok på indløbet til strålen ikke kan bøje udenom, og der derved skabes en stabil løsning.



Figur 7.12: Afskærmet indløb.

Ø

For at sprede strømmingen ud i hele bassinet kan øer anvendes. Effekten af en ø i et regnvandsbassin er undersøgt af Khan et al. [2009], som påviser at den effektive opholdstid i bassinet stiger ved brug af en ø.



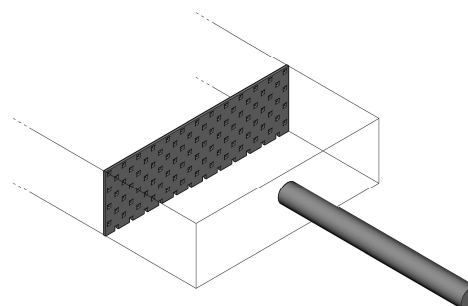
Figur 7.13: Ø.

Øen, se figur 7.13, skal bryde strømmingen for at sikre en stabil strømning. Øen er kvadratisk med målene 1 m × 1 m, da det forventes at skarpe hjørner yder størst modstand til strømmingen og skaber turbulens, så bassinvolumen udnyttes bedre og hastighederne nedsættes.

Khan et al. [2009] placerer øen 1/4 bassinlængde fra indløbet og konkluderer, at effektiviteten falder ved at flytte konstruktionen tættere på indløbet. Det er dog valgt i dette projekt at placere Øen 2,5 m, svarende til 1/8 bassinlængde, fra indløbet, da Øen skal være tæt på indløbet for at sikre indløbsstrålen ikke afbøjes udenom konstruktionen. Endvidere skal øen ikke være den eneste konstruktion i bassinet i dette projekt, som det er tilfældet for Khan et al. [2009], hvorved det ikke udelukkende er øen, som skal sikre en høj renseeffektivitet.

Gitter

Gitteret på figur 7.14 består af en plade med 100 kvadratiske huller. Hullerne har målene 0,1 m × 0,1 m og er placeret forskudt ift. hinanden. Gitteret fylder hele tværsnittet, hvorved vandet tvinges til at strømme gennem pladen. Hullerne skal splitte hovedstrømmingen op i mindre dele og derved sprede strømmingen mere ud i tværsnittet af bassinet. Endvidere ska-



Figur 7.14: Gitter.

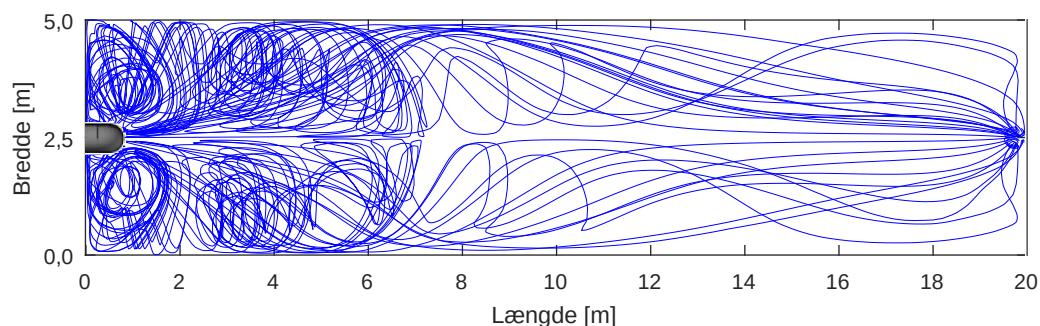
bes der hvirvler og tages energi ud af strømmingen, når den rammer pladen. Dette sænker strømningshastigheden i tværsnittet, hvilket giver bedre forhold for sedimentation.

Gitterpladen er placeret 2,5 m fra indløbet ligesom Øen, så strømmingen brydes tidligt i bassinet.

7.3.3 Strømningsmønster

Til at undersøge hvorvidt indløbskoncepterne spreder strømmingen ud i tværsnittet benyttes en visuel inspektion af strømningsmønsteret. Dette bestemmes ved at benytte Lagrangian Multiphase modellen i STAR-CCM+. I denne model indsættes der vandpartikler i indløbet. Partiklerne følger vandets strømning og kan derfor benyttes til at undersøge om der opstår døde zoner, recirkulation og kortslutning i bassinet, eller om strømmingen spredes ud i hele tværsnitsbredden. Ved modellering af partiklerne fastholdes vandets strømning.

Strømningsmønsteret for indløbskonceptet Afbøjet indløb set oppefra fremgår af figur 7.15. Yderligere uddybelse af modelopsætningen og figurer med strømningsmønsteret for de andre indløbskoncepter fremgår af bilag L.1.1.



Figur 7.15: Strømningsmønster for Afbøjet indløb.

Strømningsmønsteret er symmetrisk omkring indløbet for det afbøjede indløbskoncept. Der skabes turbulens og hvirvler, hvorved strømmingen spredes ud til bassinsiderne og bassinvolumen udnyttes. Det afbøjede indløb sikrer derved gode forhold til sedimentation af partikler.

Det afskærmede indløb, jf. figur L.2, skaber derimod ikke en symmetrisk strømning, hvilket betyder hastigheden er højere i den ene side end den anden, og partiklerne i denne side vil have kortere tid til at sedimentere. Der skabes dog meget turbulens inde i konstruktionen, hvorved der tages energi ud af strømmingen. Efter det afskærmede indløb skabes større hvirvler, hvilket bidrager til at hele bassinvolumen ikke udnyttes.

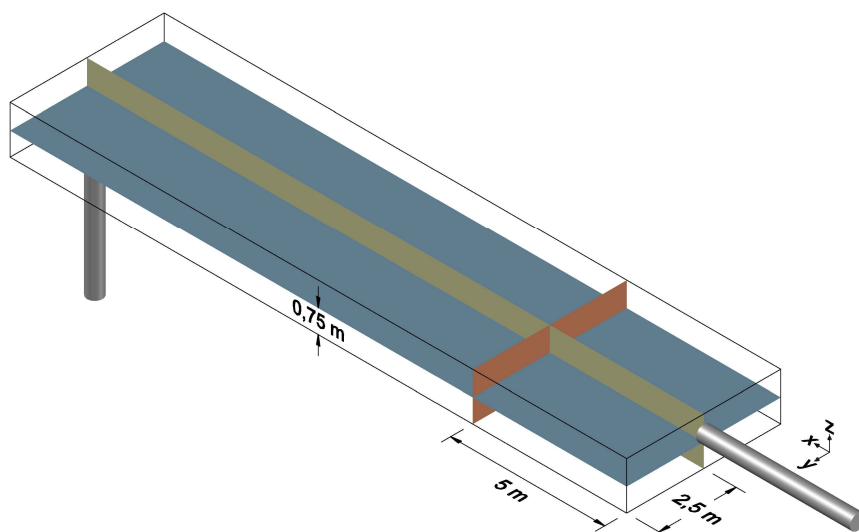
Ved indsættelse af en Ø brydes indløbsstrålen og strømmingen fordeler sig symmetrisk i bassinet, jf. figur L.3. Øen medvirker til turbulens og hvirvler, hvor også en stor del af tværsnitsarealet udnyttes til strømmingen. I midten af bassinet strømmer vandet dog ikke langs siderne af bassinet, hvorved partiklerne her vil strømme hurtigere mod udløbet.

Gitteret bryder ikke indløbsstrålen fuldstændigt og der sker strømning direkte til udløbet,

jf. figur L.4. Der skabes dog meget turbulens og hvirvler før gitterpladen, da ikke alt vandet kan ledes igennem på én gang. I siderne af bassinet efter konstruktionen er der store hvirvler og assymetrisk strømning, hvorved tværsnitsarealet ikke udnyttes fuldt.

7.3.4 Strømningshastighed

Udjævningen og reduktionen i strømningshastigheden, som skaber rolige forhold for sedimentation, undersøges ved visuelt at inspicere hastighederne i bassinet ved de 4 indløbskoncepter. Hastighederne undersøges i 3 snit som vist på figur 7.16, og fremgår for det afbøjede indløb af figur 7.17.



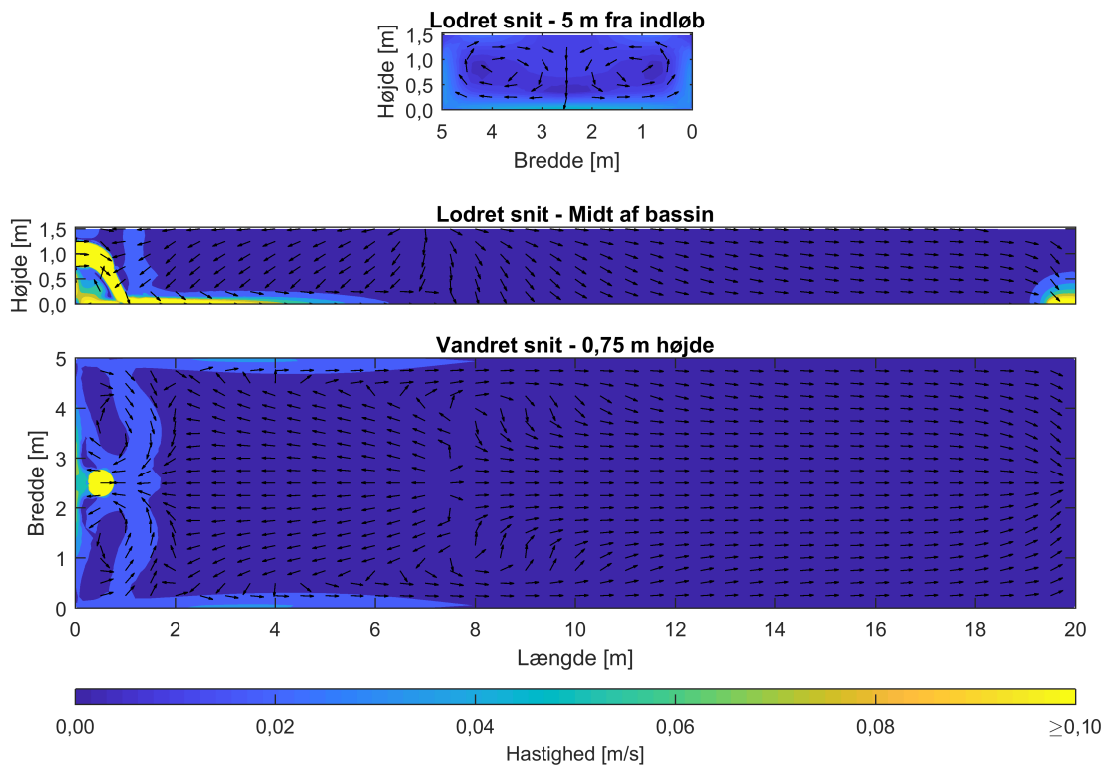
Figur 7.16: Snit hvor strømningshastigheden af indløbskoncepter undersøges.

Strømningshastighederne for de resterende indløbskoncepter kan ses i bilag L.1.2.

Det afbøjede indløb sikrer hurtig dæmpning af hastighederne længere nede i bassinet, men der er dog høje hastigheder ved bunden, hvilket kan resuspendere sedimenterede partikler. Der er strømning baglæns mod indløbet, samt fra siderne ind mod midten og bunden af bassinet, hvilket kan sænke afstanden partikler bevæger sig i bassinet.

Hastighederne udjævnes ikke i Afskærmet indløb, jf. figur L.7, og der er højere hastigheder i den ene side af bassinet helt til udløbet. Dette skaber problemer for sedimentation af partikler, som kan transporteres med det hurtigt strømmende vand.

Øen sænker hastighederne i bassinet tidligt og skaber en symmetrisk strømning omkring indløbet, se figur L.8. Hastighederne er lave i hele dybden efter konstruktionen og der sker strømning tilbage mod Øen efter konstruktionen. Derudover er der strømning mod bunden af bassinet, hvorved partikler føres tæt på bunden.



Figur 7.17: Strømningshastigheder for Afbøjet indløb.

I Gitter er der højere hastigheder næsten helt til udløbet i midten af bassinet, se figur L.9. Hastighedsprofilet er ujævnt over bredden, hvorved der ikke er rolige forhold til sedimentation. Vandet strømmer ind mod midten, og partikler vil derfor ledes til udløbet via det hurtigt strømmende område.

7.3.5 Stabilitet

Der ønskes ikke en forskellig funktion af bassinet ved to ens regnhændelser. Ved en dynamisk modellering af strømmingen i bassinet med indsættelse af indløbskoncepterne fremgår det, at indløbsstrålen ikke står og svinger, men konvergerer til en fast løsning for alle koncepterne. Opsætningen til den dynamiske modellering følger samme fremgangsmåde som i bilag K.

For Afskærmet indløb og Gitteret er strømmingen dog ikke symmetrisk, men konstruktionerne er symmetriske, hvorved det er tilfældigt til hvilken side strømmingen hovedsageligt foregår. Derfor sikrer Afskærmet indløb og Gitter ikke en stabil funktion af sedimentationsbassinet.

Afbøjet indløb og Øen sikrer begge stabile strømninger og symmetriske, hvorved der forventes ens forhold for sedimentation i bassinet ved to ens regnhændelser.

7.3.6 Diskussion og valg af indløbskoncept

Alle fire undersøgte indløbskoncepter fungerer bedre end uden brug af indløbskonfiguration. Der sikres en mere stabil funktionsevne, og strømningen spredes ud i tværsnittet.

Gitter bryder ikke indløbsstrålen fuldstændigt, da vandet fortsætter gennem hullerne i konstruktionen, hvorved der sker strømning direkte til udløbet. Funktionen af Gitter kan muligvis forbedres, hvis Gitteret flyttes længere fra indløbet, så der sker større dissipation af indløbsstrålen i bassinvolumenet, før den når konstruktionen. Dette undersøges dog ikke nærmere i dette projekt.

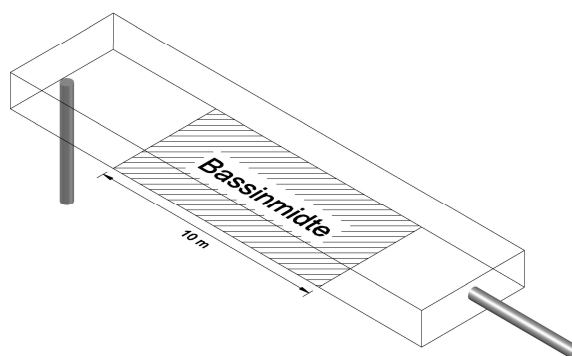
For Afskærmet indløb brydes indløbsstrålen, og der skabes turbulens, så der tages energi ud af strømningen. Der opstår dog en hurtigere strømning i den ene side af bassinet. Det er tilfældigt i hvilken side vandet strømmer hurtigt på trods af dette ikke fremgår af simuleringerne. Dette koncept sikrer ikke god stabilitet af sedimentationsbassinets funktion.

Afbøjet indløb og Øen fungerer begge godt som indløbskonfiguration, idet disse koncepter bryder indløbsstrålen, skaber turbulens tidligt i bassinet og spreder strømningen symmetrisk ud i hele tværsnitsbredden, hvorved strømningshastigheden nedsættes. I Afbøjet indløb strømmer vandet dog hurtigt ved bunden i starten af bassinet. Dette har både fordele og ulemper, idet partikler transporteres ned til bunden, hvorved sedimentationsafstanden er kort, men samtidig kan allerede sedimenterede partikler resuspenderes. Ved brug af Øen udnyttes hele bassinbredden ikke i midten af bassinet, hvilket kan påvirke funktionen af midterkonceptet, som skal sikre høj renseevne, jf. afsnit 7.4.

Det vælges at fortsætte med Afbøjet indløb i de videre undersøgelser. Under fyldning forventes Afbøjet indløb at opretholde sin funktion, mens Øens funktion vil variere, hvis indløbsstrålen falder ned på bunden før konstruktionen ved lave vandføringer. Endvidere vil Øen besværliggøre oprensning af bassinet, da sediment skal fjernes omkring den. Afbøjet indløb sidder ikke fast på bunden, hvorved denne gør oprensningen lettere.

7.4 Funktion af koncepter i bassinmidten

Formålet med koncepter placeret i midten af sedimentationsbassinet er at sikre effektiv sedimentation af partikler. Midterkoncepterne undersøges sammen med det valgte indløbskoncept. I indløbet er strømningen blevet spredt ud og vandhastigheden nedsat, hvorved der bør være gode forhold til sedimentation.



Partikler sedimenterer i et tomt bassin som vist på figur 7.1. Som følge af Stokes lov falder sedimentationshastigheden med diameteren af partiklerne. For at sikre små

Figur 7.18: Midterområde i bassin.

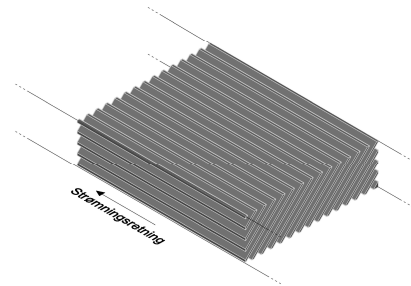
partikler når at bundfælde i bassinet skal midterkoncepterne enten forlænge partiklens strømningsvej gennem et bassin eller forkorte sedimentationsafstanden til en overflade. Ved at forlænge strømningsvejen skabes et kunstigt større længde/bredde forhold, hvorved partiklen har en længere afstand at sedimentere over. Skabes der en kort afstand fra partikel til overflade skal partiklen sedimentere en kort afstand, hvorved den nødvendige opholdstid til sedimentation forkortes.

7.4.1 Koncepter i bassinmidten

Der undersøges 4 forskellige koncepter til at sikre høj sedimentationseffektivitet i bassinet.

Lameller på langs

Skrå lameller reducerer afstanden partikler skal sedimentere, idet afstanden til en lameloverflade er kort. Strømningshastigheden mellem lamellerne er lav, hvilket sikrer gode forhold til sedimentation. Partikler i kontakt med en lameloverflade vil hermed transporteres på overfladen, og ledes mod bassinbunden via lamellen.



Figur 7.19: Lameller på langs.

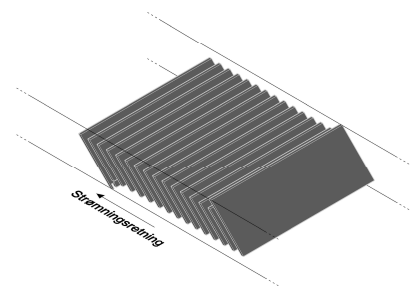
Endvidere strækker lamellerne sig fra bunden til toppen af bassinet, så partikler overalt i vandfasen kun skal sedimentere en kort afstand før de kommer i kontakt med en lamel. Lamellerne vendes langs med strømningsretningen, så strømningen påvirkes minimalt og de rolige strømninger fra indløbet kan bibeholdes.

Funktionen af lameller langs med strømningsretningen er undersøgt af Wood et al. [2004], som påviser at en lamelseparator kan øge renseevnen i et bassin, især hvis flokkuleringsmiddel tilsættes. I dette projekt fokuseres der udelukkende på hydrauliske koncepter, hvorfor der ses bort fra brug af kemiske stoffer til at øge renseeffektiviteten.

Der indsættes 18 lameller på langs i bassinet med en vinkelret afstand på 25 cm. Lamellerne er 1/3 bassinlængde, vinklet med 45° og placeret med centrum midt imellem ind- og udløb.

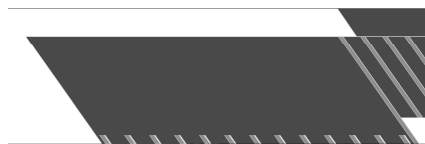
Lameller på tværs

Formålet med at placere lameller på tværs er ligesom for lamellerne på langs at reducere sedimentationsafstanden for partiklerne. Ved dette koncept er det dog valgt at hæfte den første lamel i toppen af bassinet og den sidste i bunden. Strømningsvejen forlænges herved ned under første lamel, og op igennem de resterende lameller. Partikler bringes tæt på bunden fra start af konstruktionen og skal overvinde tyngdekraften for at strømme til udløbet.



Figur 7.20: Lameller på tværs.

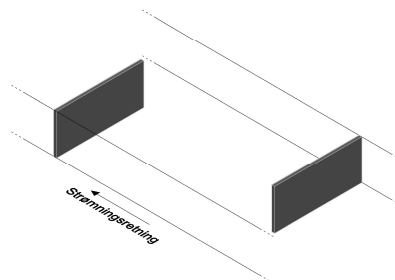
Der placeres 16 lameller på tværs af bassinet i hele bassinbredden. Lamellerne er vinklet 45° og har en indbyrdes vinkelret afstand på 25 cm. Alle lamellerne udgør $1/3$ bassinlængde med centrum i midten af bassinet. Eftersom bassinet skal kunne tømmes imellem regnhændelser vælges der, at lave $0,1\text{ m} \times 0,1\text{ m}$ huller i bunden af den sidste lamel, så vandet kan strømme til udløbet.



Figur 7.21: Huller i bagerste lamel.

Bafler

Et simpelt koncept til forøgelse af renseevnen i et bassin er bafler. Bafler er plader, som placeres på tværs af strømningsretningen i en del af bassinbredden, og derved forlænger strømningsvejen. German et al. [2005]; Matthews et al. [1997]; Khan et al. [2009] konkluderer alle, at effekten af bafler på renseevnen i et bassin er positiv.

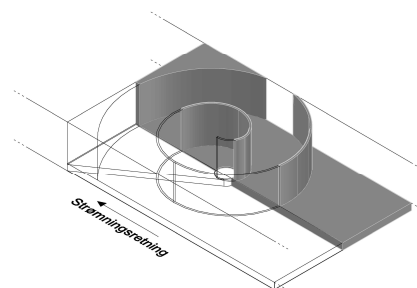


Figur 7.22: Bafler.

Det vælges at benytte to bafler ensartet fordelt på bassinets længde, som hver især udgør $2/3$ af bassinbredden og strækker sig i hele bassindybden. Baflerne indsnævrer strømningsbredden, og konflikter derved med indløbskonceptet. Denne opstilling sikrer en høj effektivitet ifølge Khan et al. [2009], som dog ikke har benyttet et indløbskoncept, som det er valgt i dette projekt, hvilket kan påvirke effektiviteten af baffel-konceptet.

Spiral

Spiralen sikrer en længere strømningsvej ved, at vandet skal cirkulere rundt i konstruktionen, før det kan strømme til udløbet. Konceptet ændrer strømningsmønstret, som er skabt af indløbskonceptet, hvilket kan have dårlig effekt på renseevnen eftersom en mindre del af tværsnitsarealet udnyttes til strømningen og hastigheden herved hæves.



Figur 7.23: Spiral.

Selve konstruktionen består af en hævet bund ved indløbet og en spiral, der leder strømningen ind mod midten. I midten af spiralen leder et rør vandet ned og videre til udløbsenden af bassinet. Centrum af spiralen er placeret midt i bassinet.

7.4.2 Fjernelsesgrad af partikler

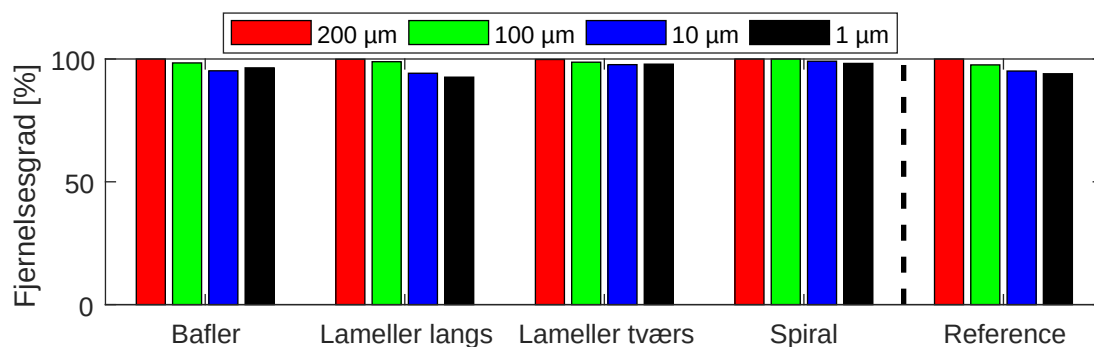
Fjernelsesgraden for partikler undersøges ved indsætte 4 gange 1000 partikler med diameter på hhv. $200\text{ }\mu\text{m}$, $100\text{ }\mu\text{m}$, $10\text{ }\mu\text{m}$ og $1\text{ }\mu\text{m}$. Der anvendes forskellige partikelstørrelser for at undersøge, hvor de forskellige partikler sedimenterer. Partiklerne indsættes i STAR-CCM+ ved hjælp af Lagrangian Multiphase modellen, ligesom i bestemmelsen af strømningsmønstret for indløbskoncepterne i afsnit 7.3.3. Der vælges følgende:

- Partiklerne er solide med en densitet på 1700 kg/m^3 . Det er anbefalet af Bentzen [2008] at benytte en densitet på $1600 \text{ kg/m}^3 - 1800 \text{ kg/m}^3$ ved modellering af partikler i regnvandsbassiner.
- Strømkraften virkende på partiklen beskrives med to komponenter; en drag-kraft og en løftekraft, jf. bilag B.1. I STAR-CCM+ beskrives disse med hhv. Drag Force og Shear Lift Force modellerne. Drag Force beskriver kraftpåvirkningen ved en hastighedsforskel mellem vandet og partikel, og Shear Lift Force er kraftpåvirkningen forårsaget af en hastighedsgradient vinkelret på strømningsretningen.
- Partiklerne påvirkes af turbulent dispersion. I STAR-CCM+ modelleres turbulensens effekt på partiklerne vha. en random walk metode. Der skal herved benyttes et stort antal partikler for at sikre statistisk valide resultater. 1000 af hver partikelstørrelse antages at være tilstrækkeligt.
- En partikel er aflejret, hvis bundforskydningsspændingen er under $0,04 \text{ Pa}$, ellers transporteres den fortsat. Dette kriterie for aflejring anvendes i studier af Adamsson [1999]; Bentzen [2009], og er tilstrækkelig lavt til partikler sedimenteres permanent, jf. afsnit 7.1.3. Partikler kan kun aflejres på bassinbunden, da den kritiske forskydningsspænding for sedimentation til lameloverflader ikke kendes.

Yderligere detaljer om undersøgelsen fremgår af bilag L.2.

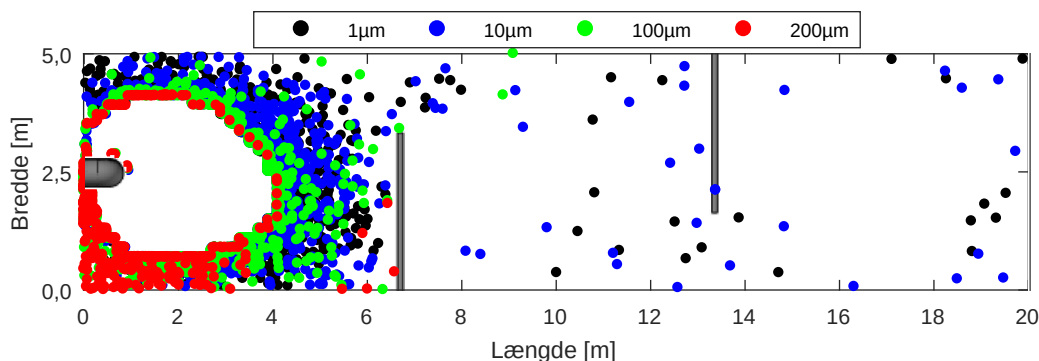
Partikler indsat i indløbet

Fjernelsesgraden ved brug af hvert midterkoncept fremgår af figur 7.24, samt referencen uden midterkoncept, men det afbøjede indløbskoncept. Der er ingen betydelig forskel i fjernelsesgraden for koncepterne, idet den er høj for alle partikelstørrelser. Partikler, der stadig befinder sig i vandfasen efter endt simulering, antages at aflejres i bassinet. Dette er en rimelig antagelse, da det kun er mellem $0\% - 3,2\%$ af partiklerne, som befinder sig i vandfasen.



Figur 7.24: Fjernelsesgrad ved indsættelse af partikler i indløbet til bassinet.

Den minimale forskel i fjernelsesgraden skyldes, at partiklerne sedimenterer i indløbsområdet i bassinet, og derfor ikke ledes til midterkoncepterne, hvilket også fremgår af figur 7.25, som viser hvor partikler aflejres på bunden i Bafler.



Figur 7.25: Placering af aflejrede partikler i Bafler.

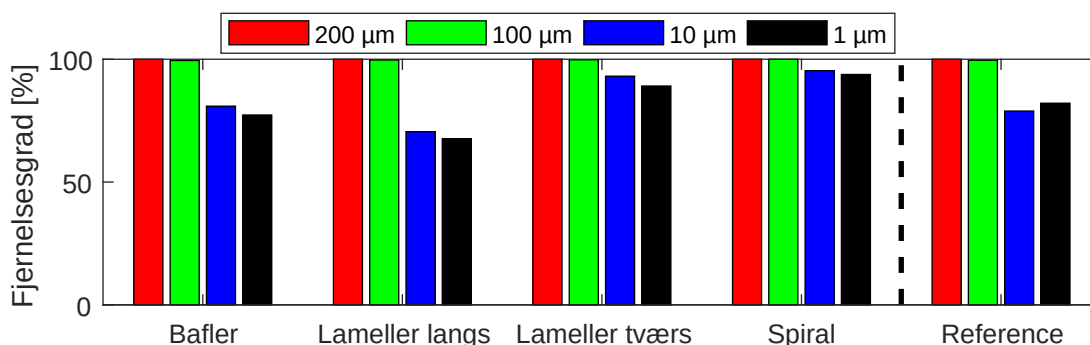
I indløbskonceptet Afbøjet indløb ledes indløbsstrømningen ned mod bassinbunden, hvorfor der skabes et stort område, hvor bundforskydningsspændingen er høj, og partikler derfor ikke kan sedimentere. Partiklerne ledes med vandet mod bunden af bassinet og sedimenterer derfor i indløbsområdet, hvor bundforskydningsspændingerne er lave. Denne tendens er gennemgående for alle midterkoncepter, jf. figur L.12.

For de to lamelkoncepter transporteres de mindste partikler kortere i bassinet end ved brug af Spiral og Bafler. Forskellen skyldes ændring i tværsnitsareal for de to asymmetriske koncepter, hvorved strømningshastigheden øges og de mindre partikler transporteres længere. Spiral har dog den bedste fjernelsesgrad, hvorfor partikler sandsynligvis strømmer ud af udløbet i lamel-koncepter fremfor at sedimentere.

Partikler indsat 5 m inde i bassinet

Hvis der sker stor resuspension af partikler nær indløbet ved fyldning af bassinet er det nødvendigt at koncepterne i bassinmidten kan sikre sedimentation af disse partikler. For at undersøge fjernelsesgraden udelukkende for koncepterne i bassinmidten vælges det at indsætte partiklerne 5 m inde i bassinet. Partiklerne fordeles ligeligt over tværsnittet med 10 cm til bassinsiderne, bunden og vandoverfladen, så partiklerne kan strømme frit fra deres udgangspunkt.

Fjernelsesgraden falder ved indsættelse af partikler længere inde i bassinet, jf. figur 7.26.



Figur 7.26: Fjernelsesgrad af partikler indsat 5 m inde i bassinet.

Lameller på langs har dårligere fjernelsesgrad end referencen uden midterkoncept, hvilket skyldes den skrå sedimentationsafstand via en lamel er længere end lodret fri sedimenta-

tion.

Bafler giver ikke anledning til en væsentlig anderledes fjernelsesgrad end referencen, hvorved effekten ved brug af bafler af negligerbar.

Lameller på tværs og Spiralen har begge en god fjernelsesgrad, hvor Spiralen har den bedste fjernelsesgrad. Ved undersøgelse af hvor partiklerne sedimenterer er der ikke væsentlig forskel på hvor mange partikler, der sedimenterer i udløbsenden.

7.4.3 Diskussion og valg er midterkoncept

Alle midterkoncepterne har god rensning af partikler på 200 μm og 100 μm , men dette har referencen også grundet bassinet har et stort længde/bredde-forhold og indløbskonceptet benyttes, hvilket giver god renseseffektivitet [Vollertsen et al., 2012b]. Bafler og Lameller på langs angiver en renssevne lige så god eller dårligere end referencen, hvorved der ikke er umiddelbare fordele ved at benytte disse midterkoncepter.

Bafler forlænger strømningsvejen, men begrænser også det gennemstrømmede areal, hvorved mindre partikler ledes med hurtigtstrømmende vand til udløbet. Baflernes virkemåde kan muligvis forbedres, hvis de gøres mindre brede, så vandet kan strømme langsommere forbi.

Lameller på langs har den laveste fjernelsesgrad af partikler, hvilket skyldes partikler ikke stoppes af lamellerne i dette koncept, men at lamellerne begrænser sedimentationen til bassinbunden. I modellen kan partikler kun aflejres på bassinbunden. I virkeligheden vil der sandsynligvis være permanent sedimentation på lameloverfladerne, hvilket vil øge renssevnen af dette koncept. Den kritiske forskydningsspænding herfor er dog ukendt, hvorfor det ikke er undersøgt nærmere.

Lameller på tværs sikrer en god renssevne af partikler i bassinet. Strømningsvejen forlænges og lamellerne hjælper til at lede partiklerne til bunden af bassinet. Fjernelsesgraden kan effektiviteres ved ændring i antallet af lameller, forskellig højde af lamellerne og hvis partikler kan sedimentere til lameloverfladerne.

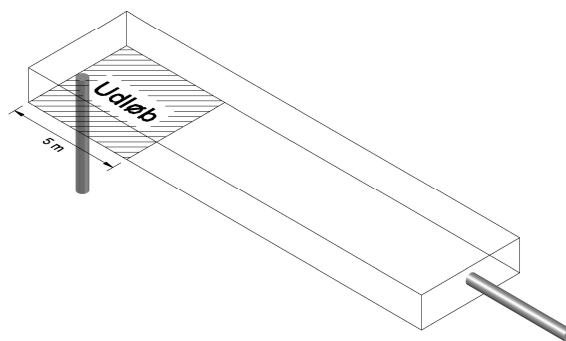
Konceptet med den højeste fjernelsesgrad er Spiralen. Dette koncept forlænger strømningsvejen og den hævede bund i første halvdel af bassinet gør afstanden partiklerne skal sedimentere kortere. Endvidere strømmer partikler mod bunden af konstruktionen, idet vandet ledes ud af bunden af Spiralen og videre til udløbet. Dette sikrer også at partiklerne er tæt på bunden og har kort sedimentationsafstand i udløbsområdet af bassinet.

Lameller på tværs og Spiralen har næsten ens fjernelsesgrad. Ved ændret vandstand kan effektiviteten af Lameller på tværs dog ændres, idet den sidste lamel er hæftet på bunden, og vandstanden dermed skal nå en bestemt højde, før vandet kan strømme over lameltoppen. Idet sedimentationsbassinet skal tømmes mellem regnhændelser er der lavet huller i bunden af den bagerste lamel, hvor igennem tværsnitsarealet er lille, og vandet vil strømme hurtigt. Den ændrede virkemåde ved lavere vandstande kan påvirke renseseffektiviteten i bassinet. Spiralens funktion opretholdes uanset vanddybden, men den komplicerede konstruktion kan være svær at fjerne ved oprensning af bassinet og placere præcis samme sted igen efter rensning. Endvidere konflikter Spiralen med indløbskonceptet, idet Afbøjjet

indløb spreder strømmingen ud i hele bassinbredden, hvorefter Spiralen snævrer det ind igen i den ene side. Lameller på tværs udnytter derimod hele bassinbredden til strømmingen. Volumen af sedimentationsbassinet nedsættes ved brug af Spiralen på grund af den hævede bund, hvorfor et bassin med dette koncept vil fyldes hurtigere med sediment. Af disse grunde vælges det at fortsætte med Lameller på tværs som midterkoncept i de videre undersøgelser af sedimentationsbassinet på trods af den manglende viden om funktionen ved varierende vandstand.

7.5 Funktion af koncepter ved udløb

Udløbsområdet er det sidste vandet passerer inden det strømmer ud af bassinet. Derfor er det udløbskonceptets formål at stoppe partikler, som ikke er aflejret ved midterkonceptet, fra at strømme ud af bassinet.



Figur 7.27: Udløbsområde i bassin.

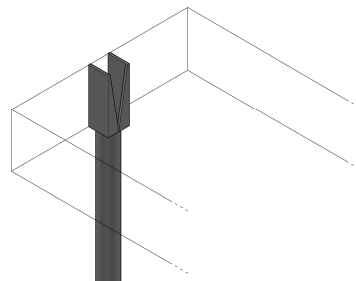
Udløbskonceptet skal desuden muliggøre tørlægning af bassinet mellem regnhændelser, som vil lette oprensning af bassinet. I slutningen af tømningssprocessen ved lav vandstand forøges hastighedsgradienten mellem vandspejl og bunden, hvis vandføringen fastholdes, hvorved forskydningsspændingerne ved bunden også forøges, jf. bilag H. Derfor er det essentielt, at konceptet også fungerer ved lave vandstande og mindsker udbredelsen af områder med forøgede bundforskydningsspændinger, hvor aflejrede partikler transporteres ud af udløbet.

7.5.1 Koncepter ved udløb

Der fremlægges to udløbskoncepter, som på hver deres måde skal tilbageholde partikler i sedimentationsbassinet.

Afskærmet udløb

Udløbet i enden af bassinet afskærmes med en konstruktion, se figur 7.28. På fronten af afskærmningen er lavet en V udskæring, som er smallest ved bunden. Idet partikler sedimenterer mod bunden er ideen, at der tømmes mest vand ud tæt ved vandspejlet, hvor der bør være færrest partikler. Herved kan flere partikler tæt ved bunden aflejres.



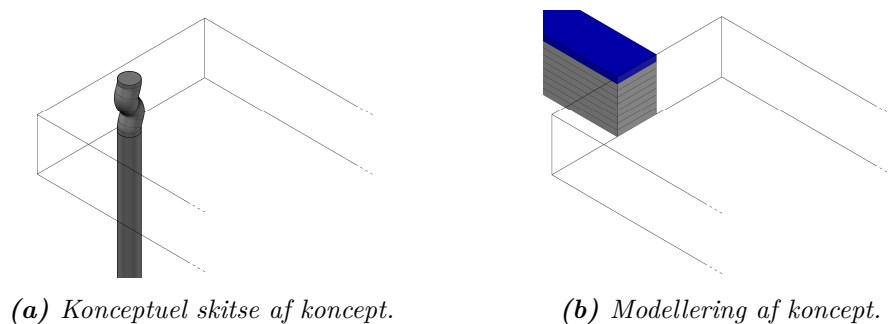
Figur 7.28: Afskærmet udløb.

Udskæringen går til bassinbunden, og giver derfor mulighed for fuldstændig tømning af bassinet. Afskærmningen tangerer udløbsrøret og har en vægtykkelse på 5 cm.

Flyde udløb

Et udløb flydende tæt ved vandspejlet, se figur 7.29a, sikrer at der kun tømmes vand ud af bassinet tæt ved vandspejlet. Partiklerne skal herved overvinde tyngdekraften for at strømme ud af bassinet. Som vandspejlet falder vil udløbet følge vandstanden, så det altid er det øverste vand, der strømmer ud.

Det flydende udløb består af en fleksibel rør, jf. figur 7.29a, som holdes tæt ved vandspejlet vha. flydende materiale. For at simplificere dette ved modellering af konceptet er det valgt at inddele midten af endevæggen i 9 felter, med samme gennemstrømmede areal som udløbsrøret. Herved benyttes feltet tættest ved vandspejlet som udløb. På figur 7.29b er dette vist, hvor det øverste udløbsfelt, markeret med blå, er det aktive, da bassinet er fyldt ved de stationære modelleringer i dette kapitel.

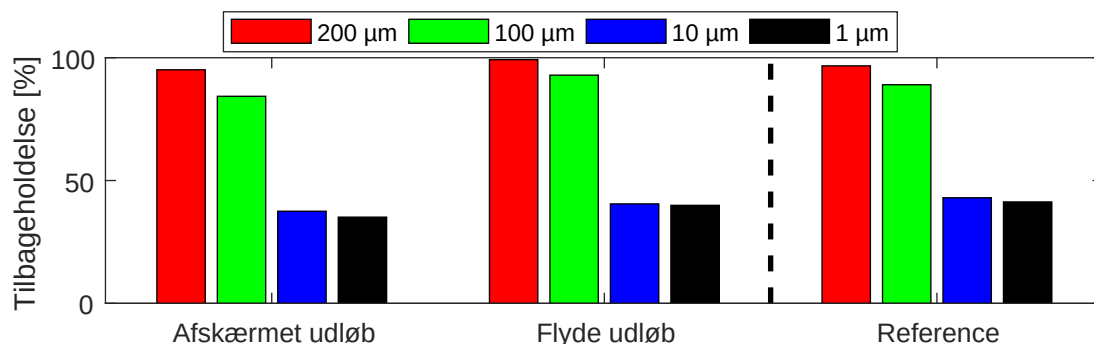


Figur 7.29: Flyde udløb.

7.5.2 Partikeltilbageholdelse ved udløbskoncepter

Partikeltilbageholdelsen undersøges vha. samme fremgangsmåde som i afsnit 7.4.2, dog placeres partiklerne i udløbsenden fuld suspenderet i hele vandfasen fra bund til top i fem snit ved hhv. 15 m, 16 m, 17 m, 18 m og 19 m fra indløbet. I alt benyttes 1000 partikler af hver partikelstørrelse (200 μm , 100 μm , 10 μm , 1 μm) fordelt på de fem snit. På den måde undersøges det mest kritiske scenarie for udløbskonceptet, hvor der i udløbsenden stadig er partikler i vandet fordelt over hele dybden.

På figur 7.30 ses partikeltilbageholdelsen for de to udløbskoncepter og referencen uden konstruktion ved udløbet. Flyde udløbet har minimal forbedret tilbageholdelsen af partikler i bassinet ift. referencen, mens Afskærmet udløb har dårligere tilbageholdelse. Forskellen er tydeligst for de større partikler.

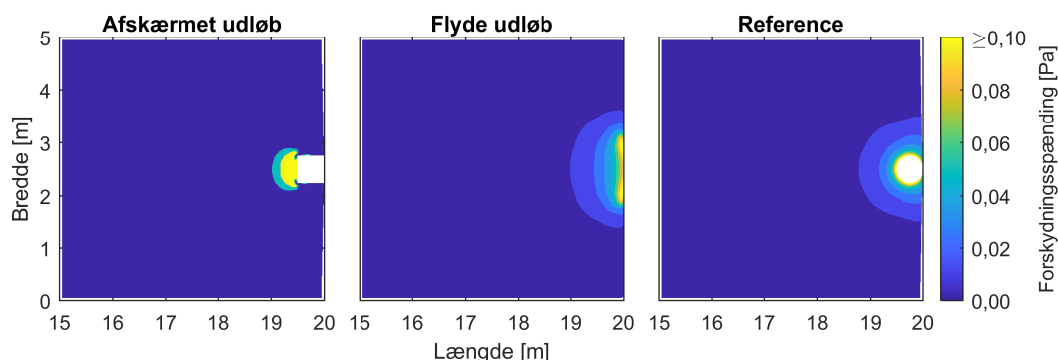


Figur 7.30: Partikeltilbageholdelse for udløbskoncepterne.

Den reducerede virkning af udløbskoncepterne skyldes sandsynligvis den stationære modellings høje vandstand og konstant høje vandføring gennem bassinet, hvorved partikler ledes mod udløbet.

7.5.3 Forskydningsspændinger ved tømning

Tømningssituationen undersøges med en stationær model for de sidste 5 m hen mod udløbet, hvor der benyttes en vandstand på 0,2 m. På figur 7.31 ses resultatet af denne modellering efter 10 000 iterationer, hvor bundforskydningsspændingerne for udløbskoncepterne og referencen uden koncept fremgår.



Figur 7.31: Bundforskydningsspændinger i udløbsområdet. Udløb til højre på hver figur.

For Afskærmet udløb er bundforskydningsspændinger over resuspensionskriteriet på 0,1 Pa, se afsnit 7.2, lige ved udløbet, som en afledt effekt af høje strømningshastigheder gennem konceptet. Disse opstår, da det gennemstrømmede areal gennem konceptet reduceres, når vandstanden falder.

Flyde udløbet præsterer bedre med et mindre område med forskydningsspændinger der overskrider resuspensionskriteriet. Dette område ligger helt tæt ved enden af bassinet hvor udløbet modelleres. I praksis vil vandet ved dette koncept tages ud ved vandspejlet og ikke i siden, men dette forventes blot at reducere forskydningsspændingerne yderligere.

Referencen i sig selv præsterer godt, hvor der kun er resuspension af partikler lige omkring udløbet. Dog anses placeringen af udløbet i bunden af bassinet som problematisk, da partikler, som sedimenterer til bunden, har større sandsynlighed for at transporteres ud af udløbet, jf. figur 7.1.

7.5.4 Diskussion og valg af udløbskoncept

Begge koncepter undersøgt ved udløbet har samme hensigt; at tømme mest vand ud ved vandspejlet hvor koncentrationen af partikler i enden af bassinet er mindst. Dette taget i betragtning, er det bemærkelsesværdigt at der ikke er en væsentlig forskel i tilbageholdelsen af partikler ved indsættelse af koncepterne. Forskellen ved indsættelse af udløbskoncepter er tydeligst i tilbageholdelsen af partikelfraktionerne 200 μm og 100 μm , hvor Flyde udløbet har den største tilbageholdelse, og Afskærmet udløb præsterer værre end referencen.

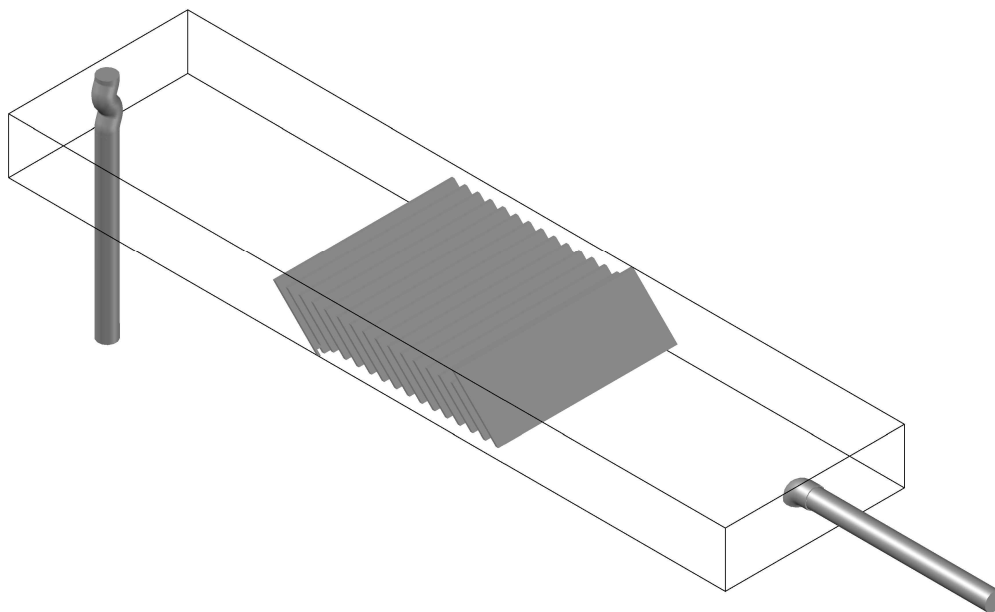
I undersøgelsen med lav vandstand er det tydeligt at hensigten med Afskærmet udløb, resulterer i forskydningsspændinger over resuspensionskriteriet tæt ved konstruktionen. Forskellen på referencen og Flyde udløb er minimal, men teorien jf. figur 7.1, betyder alligevel, at der bør vælges et udløbskoncept, hvor partikler ikke kan sedimentere direkte ned i udløbet.

Undersøgelsen med 0,2m vandstand er undersøgt med 95 % fraktil vandføringen for al regn i den historiske regnserie, se bilag C, hvorved det forventes at resultere i høje forskydningsspændinger ved bunden. Dette er dog ikke tilfældet for Flyde udløb eller referencen.

Det vælges, at benytte Flyde udløb som udløbskonfiguration til sedimentationsbassinet, da denne er bedst til partikeltilbageholdelse. Desuden bevarer dette koncept lave hastigheder ved bunden under tømning af bassinet, og reducerer derved sandsynligheden for, at partikler transporteres ud af sedimentationsbassinet.

7.6 Effektivitet af fuldt koncept

Effektiviteten af sedimentationsbassinet med de udvalgte koncepter implementeret, se figur 7.32, sammenlignes med det tomme reference bassin for at bestemme forbedringen i udnyttelse af bassinvolumen og fjernelsesgraden for partikler.



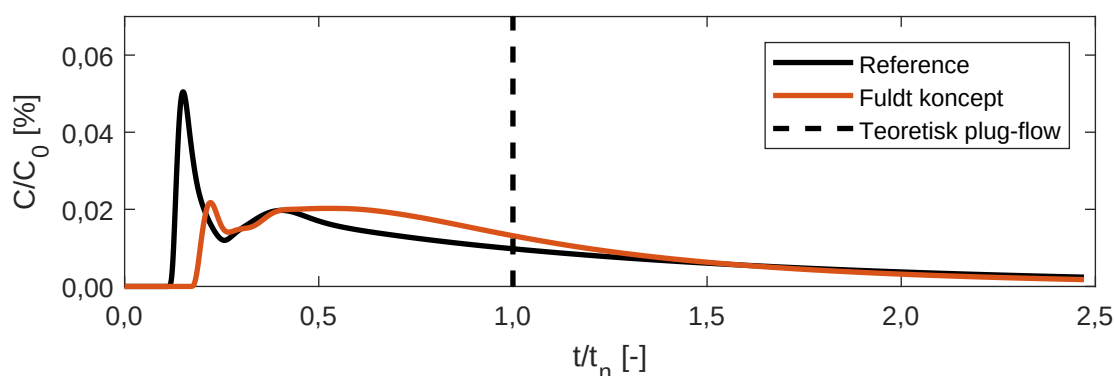
Figur 7.32: Fuldt konceptuel opbygning af sedimentationsbassinet.

7.6.1 Udnyttelse af bassinvolumen

Udnyttelsen af bassinvolumen undersøges ved at indsætte en impuls af konservativt sporstof i modellens indløb og monitorere koncentrationen i udløbet. Opholdstiden for spor-

stoffet angiver herved den effektive opholdstid i bassin, som stiger med stigende bassinudnyttelse, jf. afsnit 7.1.1. Modelleringen af et sporstof i STAR-CCM+ sker ved brug af Passiv Scalar modellen, som er et numerisk sporstof som ikke påvirker strømningerne. Transporten af sporstoffet bestemmes med den turbulente stoftransportligning gennemgået i bilag H.1. De stationære strømningsforhold fastholdes, og transporten af sporstoffet modelleres dynamisk. Sporstoffet introduceres i indløbet i tidsrummet 0,1 s–1,1 s fysisk tid. Den teoretiske opholdstid for bassinet er 1,2 t. Der modelleres i 10 800 s svarende til tre timer fysisk tid, da det forventes at størstedelen af det indførte sporstof her vil have nået udløbet. Modelopsætningen er beskrevet i detaljer i bilag L.4.1.

Figur 7.33 viser koncentrationskurverne for det tomme sedimentationsbassin samt bassinet med de udvalgte koncepter implementeret.



Figur 7.33: Koncentrationskurver for det tomme bassin og den fulde konceptopbygning.

Toppunktet bliver forsinket og den relative koncentration ved toppunktet bliver reduceret til ca. det halve i sedimentationsbassinet med de udvalgte koncepter implementeret. Reduktionen af udløbskoncentrations toppunkt betyder at sporstoffet er blevet mere jævnt fordelt over hele simuleringstiden. Dette betyder, at alt regnvandet ikke modtager samme behandlingstid. Det førstkommende sporstof har dog længere opholdstid for det fulde koncept.

Koncentrationskurverne for begge bassiner har to toppunkter, hvilket tyder på der er recirkulation i bassinet, så noget af vandet strømmer hurtigt igennem, mens en anden del forsinkes mere. De to toppunkter for det fulde koncept er dog ca. samme højde, i modsætning til referencen. Dette skyldes større dissipation, hvilket er grundet turbulensen skabt af indløbskonceptet.

Den effektive opholdstid er beregnet på baggrund af koncentrationskurverne. For referencen og det fulde koncept er den hhv. 51,9 min og 56,4 min. Implementeringen af koncepterne har forskudt massemidtpunktet for koncentrationskurven med ca. 4,5 min, hvilket gennemsnitligt vil give partiklerne lidt længere tid til at sedimentere. For mindre partikler vil forlængelsen dog være ubetydelig, da sedimentationstiden er markant længere.

Det er forventet at det fulde koncept ville have haft en større indvirkning på den effektive opholdstid. Den lille forlængelse kan skyldes, at strømningsforholdet der anvendes i sporstofmodellen er stationært med samme indløbs- og udløbsvandføring. Det kan derfor være vanskeligt at påvirke opholdstiden af en passiv skalar, ved indsættelse af konstruktioner i

sedimentationsbassinet, når sporstoffet primært følger vandets strømning, og vandet blot vil strømme hurtigere, hvis strømningsvejen forlænges.

Til yderligere undersøgelse om sedimentationsbassinets udnyttelse af bassinvolumen er blevet forbedret benyttes det effektive volumenforhold, formel (7.4), kortslutningsindekset, formel (7.5) og hydraulisk effektivitet, formel (7.6) [Persson et al., 1999; Ta og Brignal, 1998; Thackston et al., 1987].

$$e = \frac{t_{50}}{t_n} \quad (7.4) \quad S = \frac{t_{16}}{t_{50}} \quad (7.5) \quad \lambda = \frac{t_p}{t_n} \quad (7.6)$$

Hvor

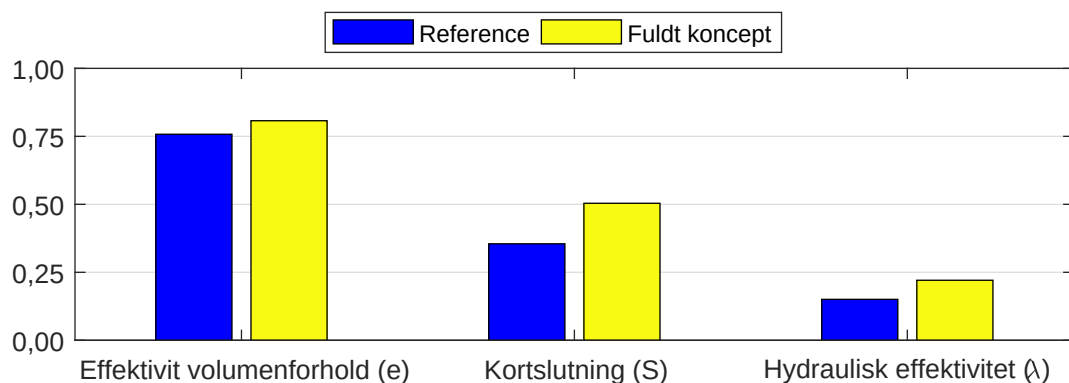
e	Effektiv volumenforhold [-]
t_{50}	Opholdstid for 50 % fraktil af partikler (Median) [s]
t_n	Teoretisk opholdstid [s]
S	Kortslutningsindeks [-]
t_{16}	Opholdstid for 16 % fraktil af partikler [s]
λ	Hydraulisk effektivitet [-]
t_p	Opholdstid hvor toppunktet af tracer opnås [s]

Det effektive volumenforhold angiver om den effektive opholdstid er lig med den teoretiske opholdstid for bassinet. Hvis den effektive opholdstid er markant lavere end den teoretiske betyder det at en del af bassinvolumen ikke udnyttes tilstrækkeligt.

Kortslutningsindekset benyttes til undersøge om en stor andel af traceren strømmer hurtigt igennem bassinet ift. medianen.

Den hydrauliske effektivitet angiver, hvornår toppunktet for udløbskoncentrationen forekommer ift. den teoretiske opholdstid.

Resultaterne for de tre parametre er vist på figur 7.34 og kan varierer indenfor 0-1. Hvis der er plug-flow forhold i bassinet, hvor alt regnvand vil have ens behandlingstid, vil alle parametre have værdien 1, men dette er i praksis ikke muligt.



Figur 7.34: Hydraulisk effektivitet, kortslutningsindeks og effektivt volumenforhold for den tomme reference og det fulde konceptopbygning af sedimentationsbassinet.

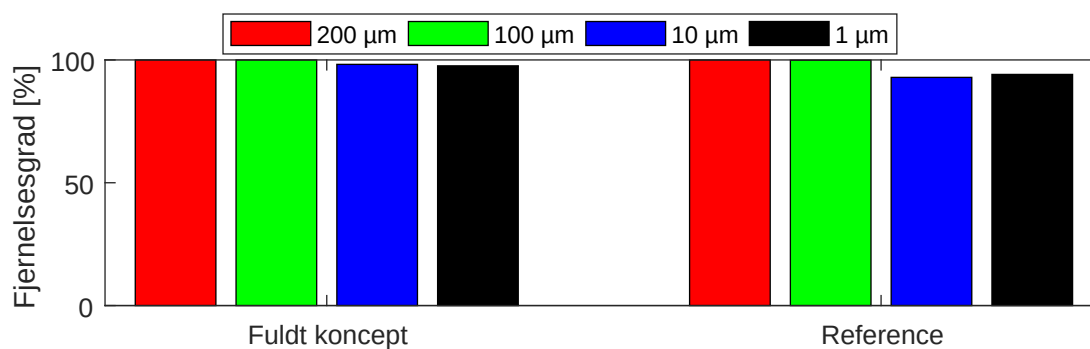
Det effektive volumenforhold har ikke ændret sig markant ved implementeringen af koncepterne, hvilket skyldes, som nævnt tidligere, at den effektive opholdstid kun er forlænget 4,5 min.

Resultatet for kortslutningsindekset viser en forbedring imellem referencen og implementeringen af det fulde koncept. Dette skyldes, at koncepterne har reduceret døde zoner og derved kortslutningen.

Den hydrauliske effektivitet er blevet højere ved indsættelsen af koncepterne, men er stadig langt fra 1, hvorved maksimalkoncentrationen af sporstoffet oplever kort tids rensning.

7.6.2 Fjernelsesgrad af partikler

Partikelfjernelse for det fulde koncept bestemmes ligesom for bassinmidtekoncepterne ved at indsætte partikler i indløbet til bassinet og undersøge, hvorvidt partiklerne sedimenteres på bassinbunden eller strømmer ud af udløbet, jf. afsnit 7.4.2. Fjernelsesgraden fremgår af figur 7.35, hvor det ses at sedimentationsbassinet har en høj fjernelsesgrad med og uden indsættelse af de tre koncepter.



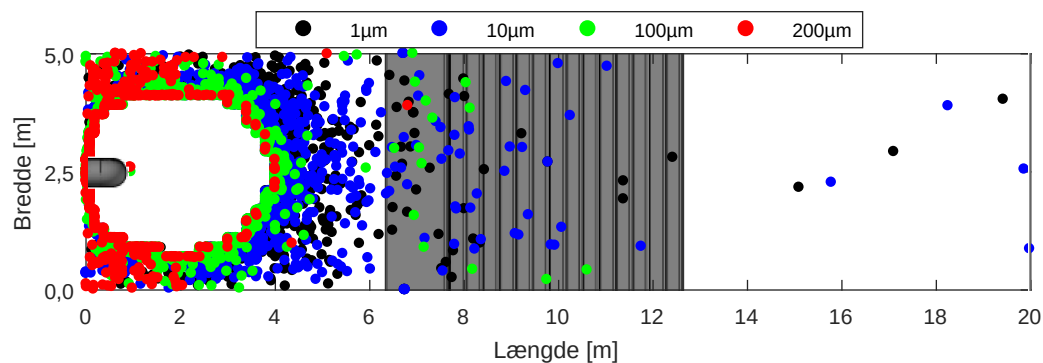
Figur 7.35: Fjernelsesgrad for den fulde koncept opbygning og referencen.

Ved de to mindste partikelstørrelser opnår det fulde koncept den bedste fjernelsesgrad, dog uden der er betydelig forskel ift. det tomme bassin.

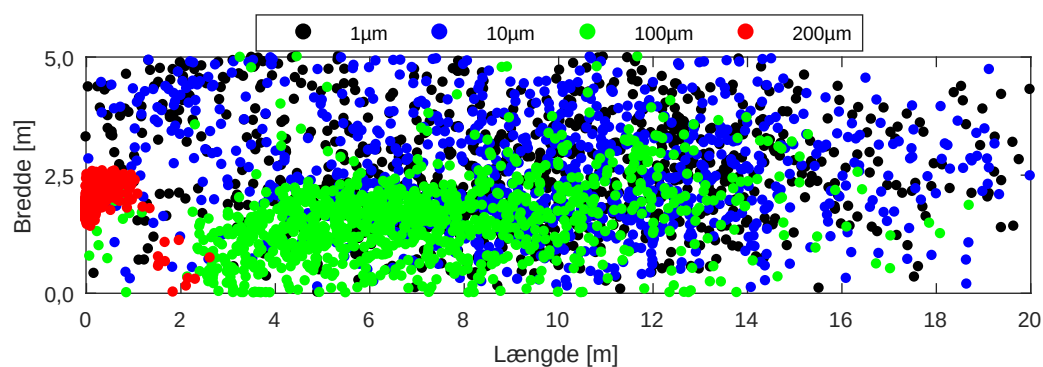
Sedimentationsbassinet har meget høje fjernelsesgrader med og uden koncepter, hvis der sammenlignes med våde regnvandsbassiner. For våde regnvandsbassiner med et specifikt volumen på ca. 200 m³/red. ha er der observeret median fjernelsesgrader på omkring 80 % [Vollertsen et al., 2012b].

Hvis det antages at et vådt regnvandsbassin har en udledningstilladelse på 1 l/s/red. ha vil det have en teoretisk opholdstid på 55,6 t når det er fyldt. Sedimentationsbassinet har en specifikt volumen på 73 m³/red. ha og en teoretisk opholdstid på 1,2 t i den stationære model. Sedimentationsbassinet har fjernelsesgrader tæt på 100 % selv for de mindste partikelstørrelser, på trods af markant lavere specifikt volumen (Bassinvolumen ift. reduceret oplandsareal) og opholdstid end et standard vådt regnvandsbassin. Dette indikerer, at partikkelmodellen ikke er i stand til at beskrive den eksakte fjernelsesgrad, hvilket sandsynligvis skyldes de stationære strømninger, en forkert tilført masse af partikler ift. virkeligheden samt at strømmingen ikke påvirkes af partiklerne fx. ved aflejring af sediment på bunden. Modellen er dog stadig et godt værktøj til relativ sammenligning af fjernelsesgraden for bassiner og koncepter imellem.

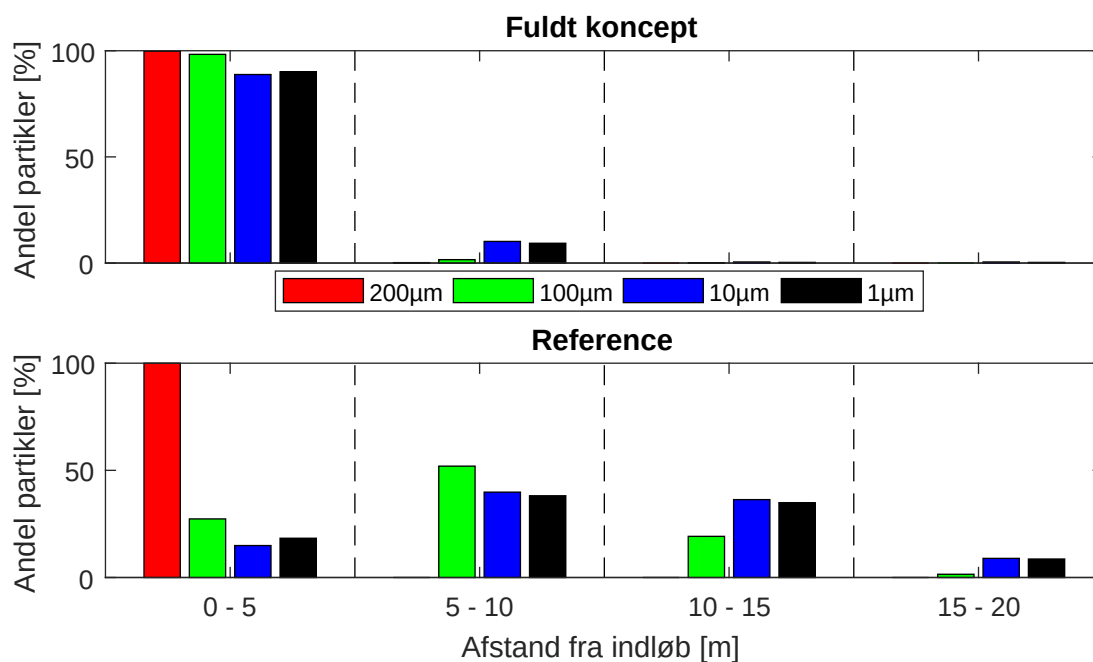
Der stor forskel på, hvor i sedimentationsbassinet partiklerne aflejres, jf. figur 7.36 og 7.37.



(a) Fuldt koncept.



(b) Reference.

Figur 7.36: Placering af aflejrede partikler i sedimentationsbassinet.**Figur 7.37:** Andelen af tilbageholdte partikler, som aflejres i forskellig afstand til indløbet.

I det tomme bassin er de bundfældede partikler spredt over hele bassinbunden. Størstedelen af partiklerne med en størrelse på 100µm, 10µm og 1µm aflejres 5 m – 15 m fra indløbet. Dette giver større risiko for partiklerne ender i udløbet ved transport under fyldning, idet transportafstanden til udløbet er kort for en stor del af partiklerne. Dette er ikke tilfældet for den fulde koncept opbygning, hvor 90 % eller mere af alle partikelstør-

relser bliver aflejret indenfor de første 5 m i sedimentationsbassinet. Dette kan også gøre oprensning af bassinet nemmere, da det muligvis kun er nødvendigt at oprense den ene ende af bassinet.

Den store forskel skyldes hovedsageligt det afbøjede indløbskoncept, som transporterer partiklerne ned og tæt på bunden tidligt i bassinet.

7.6.3 Diskussion

Den fulde konceptopbygning af sedimentationsbassinet viser sig at have en lidt bedre udnyttelse af bassinvolumenet og fjernelsesgrad for partikler ift. det tomme bassin. Der er dog ikke en betydelig forskel, hvorfor det kan overvejes hvorvidt den mere komplicerede opbygning af bassinet er nødvendig.

Der er på forhånd fremlagt en opbygning af sedimentationsbassinet, da projektet er del af et større forskningsprojekt, jf. afsnit 3.2. Det tomme bassin har et længde/bredde-forhold på 4/1, hvilket giver en god renseeffektivitet [Vollertsen et al., 2012b]. Det er dog påvist at indløbsstrålen afbøjes, hvorved renseeffektiviteten kan variere.

Formålet med undersøgelserne i dette projekt er at bestemme en opbygning af et bassin til at opnå en stabil og effektiv sedimentation. Det er således lykket at stabilisere indløbsstrålen vha. det afbøjede indløbskoncept, hvorved der forventes en stabil høj renseeffektivitet. Derudover er også partikelfjernelsen og udnyttelsen af bassinvolumen forbedret på trods af den allerede høje effektivitet.

Endvidere vil det konceptuelt opbyggede sedimentationsbassin fortsat have en god renseeffektivitet, hvis længde/bredde-forholdet gøres mindre eller hvis vandføringen ændres, idet alle koncepterne er undersøgt individuelt og derved ikke udelukkende forventes at fungere i dette bassin. I det tomme sedimentationsbassin vil der ske mindre dissipation af energien fra indløbsstrålen inden udløbet, hvis længde/bredde-forholdet sænkes eller vandføringen hæves, hvorved partikler vil strømme mere direkte fra indløb mod udløb. Forskellen i effektiviteten af det fulde koncept og referencen vil herved være større.

Udover at bassinet skal være sedimentationseffektivt skal det også være nemt at oprense. Ved den konceptuelle opbygning samles partiklerne i den første halvdel af bassinet, men de spredes ud over hele bassinbunden i det tomme bassin. Der er herved et større areal, som skal oprenses i det tomme bassin. Sedimentationen af partikler tidligt i bassinet sænker også risikoen for partikler som resuspenderes under nye regnhændelser ender i udløbet, idet transportafstanden er lang og midterkonceptet sikrer god renseeffektivitet. Mængden af resuspenderede partikler er sandsynligvis også lavere i det konceptuelle bassin, idet der sikres et fast område hvor indløbsstrålen falder ned, hvorved partikler ikke sedimenterer der uanset vandstanden. Dette er ikke tilfældet i det tomme bassin, hvor mange partikler er sedimenteret lige under indløbet.

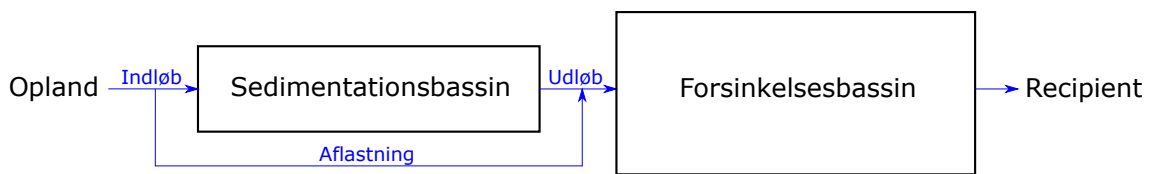
Samlet set giver det konceptuelle bassin en bedre renseeffektivitet end det tomme bassin og den konceptuelle opbygning er også anvendelig i andre bassiner. Derudover skal der også laves en strategi for hvordan bassinet skal fungere under regn, idet dette vil have betydning for renseeffektivitet under drift.

Funktion af sedimentationsbassin

8

Når bassinet fyldes og tømmes varierer vandstanden, hvilket vil ændre strømningsregimet i bassinet og dermed renseevnen. Udover partikler i det tilladte regnvand kan der opstå problemer med transport af partikler fra tidligere regnhændelser. Dette skyldes, at sedimenterede partikler kan resuspenderes under fyldning, hvis bundforskydningsspændingerne bliver tilstrækkeligt høje, som beskrevet ved Shields parameter, jf. bilag B.2.

Regnvolumen varierer fra regn til regn, hvor nogle indeholder mere vand end volumen af sedimentationsbassinet. Ydermere forventes frekvensen af disse regn med stort volumen at forøges i fremtiden som følge af klimaforandringer [DMI, 2017]. Derfor vælges det at placere sedimentationsbassinet og forsinkelsesbassinet i serie jf. figur 8.1, hvorved det volumen, der ikke kan behandles af sedimentationsbassinet, kan aflastes til forsinkelsesbassinet så oversvømmelse af omkringliggende områder undgås.



Figur 8.1: Oversigt over sedimentationsbassinet og forsinkelsesbassin.

For at opnå god renseevne søges en strategi for funktionen af sedimentationsbassinet. Strategien skal opfylde følgende målsætninger:

- De største partikelkoncentrationer i en regnhændelse behandles.
- Koncentration af partikler i vandfasen skal være lav, inden bassinet tømmes.
- Aflejrede partikler transporteres ikke til udløbet under tømning.
- Høj biologisk nedbrydning af forurening i sedimentet og let oprensning ved hyppig tørlægning.
- Renseevnen opretholdes under alle regnhændelser.

8.1 Suspenderede partikler i regnhændelser

Koncentrationen af forurening i afstrømmet regnvand varierer henover de enkelte regnhændelser. First flush betyder, at koncentrationen af forurening er betydelig højere i begyndelsen end senere i regnhændelsen [Deletic og Maksimovic, 1998]. Hvis der forekommer kraftigt first flush for koncentrationen af partikler i afstrømmet regnvand, er det muligvis kun nødvendigt at rense den første del af regnhændelser for at opretholde en høj rensegrad.

Lee et al. [2001] har undersøgt omfanget af first flush for forskellige typer forurening, heriblandt suspenderede partikler, i afstrømmet regnvand for 13 oplande i Sydkorea. Iblandt

at tillede vand til sedimentationsbassinet efter aflastning.

Bundforskydningsspændingerne i bassinet under fyldning undersøges derfor ved at opbygge en dynamisk tofase model i tre dimensioner med programmet STAR-CMM+. I modellen beskrives et tomt bassin, med Afbøjet indløb implementeret, indeholdende luft, som fyldes med vand.

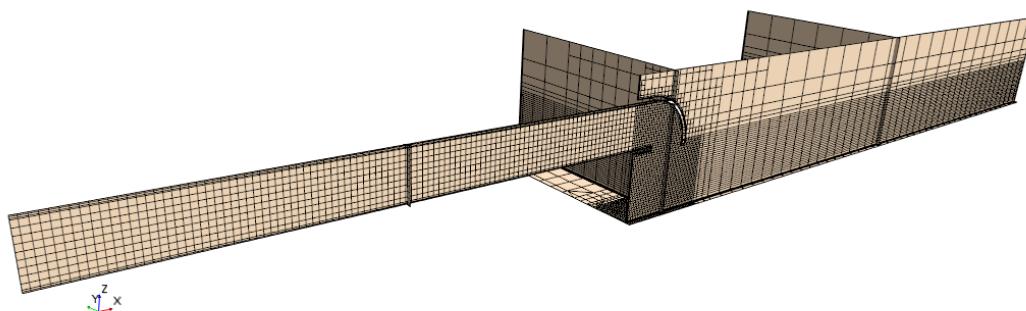
8.2.1 Modellering

Til at beskrive interaktionen mellem fluiderne benyttes Eulerian Multiphase modellen, hvori der vælges en Volume of Fluid (VOF) model, som er god til at beskrive strømninger med ikke blandbare væsker, som hver kan betragtes som ét stort legeme [CD-adapco, 2016]. Udover flerfasemodellen følger valget af modeller afsnit 7.2.1.

I en dynamisk flerfase model stiger beregningstiden betragteligt. Derfor gøres nogle tiltag for at nedbringe denne. Der vælges kun, at modellere de første 10 m af indløbsenden til bassinet uden midterkonceptet. Endevæggen, der afgrænser denne model fra hele bassinet, vil ved fyldning skabe en returbølge, hvilket forventes at svare tilnærmelsesvist til returbølgen fra den bagerste lamel i midterkonceptet, som er hæftet på bunden.

Det udnyttes, at indløbskonstruktionen er symmetrisk, hvorved der kun modelleres den ene side af bassinet jf. figur 8.3. Dette sparer beregningsceller og dermed beregningstid.

For bedre at beskrive vandspejlet vælges det at øge opløsningen af beregningsnettet i dybden ift. den stationære modellering i kapitel 7. Dog spares der beregningsceller ved at gøre beregningsnettet grovere over indløbet. Beregningsnettet fremgår af figur 8.2 og består af 76 936 celler.



Figur 8.2: Beregningsnet for fyldningsanalyse.

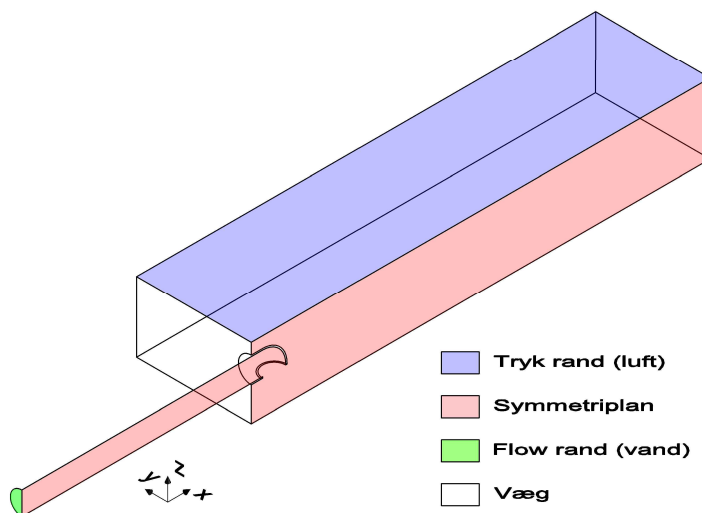
Modellen gøres dynamisk vha. Implicit Unsteady funktionen. Implicitte numeriske løsninger er normalt stabile ved lokale maksimale Courant-tal i intervallet 10-100, men det gennemsnitslige Courant-tal for hele modellen bør ikke overstige 1 [CD-adapco, 2016]. Der benyttes et fast tidsskridt på 0,01 s, som opfylder disse kriterier. For at sikre modellen konvergerer imellem hvert tidsskridt benyttes der 10 indre iterationer mellem tidsskridtene.

Den endelige opsætning af VOF-modellen og beregningsnettet er beskrevet i bilag M.

Rand- og begyndelsesbetingelser

Der benyttes en flowrandbetingelse i indløbet med en fast vandføring, se figur 8.3. Der udføres to simuleringer, hvor vandføringen er hhv. 10 og 50 l/s for at se variationen ved to forskellige vandføringer, der begge er i intervallet for vandføringer beregnet på baggrund af det reducerede areal og regndybden målt af regnmåleren i Gistrup jf. bilag C. Derudover vil vandføringen til sedimentationsbassinet sjældent overstige 50 l/s, jf. bilag C

For stabilitet er bassintoppen en trykrandbetingelse med atmosfærisk tryk. Der er kun luft på denne randbetingelse.



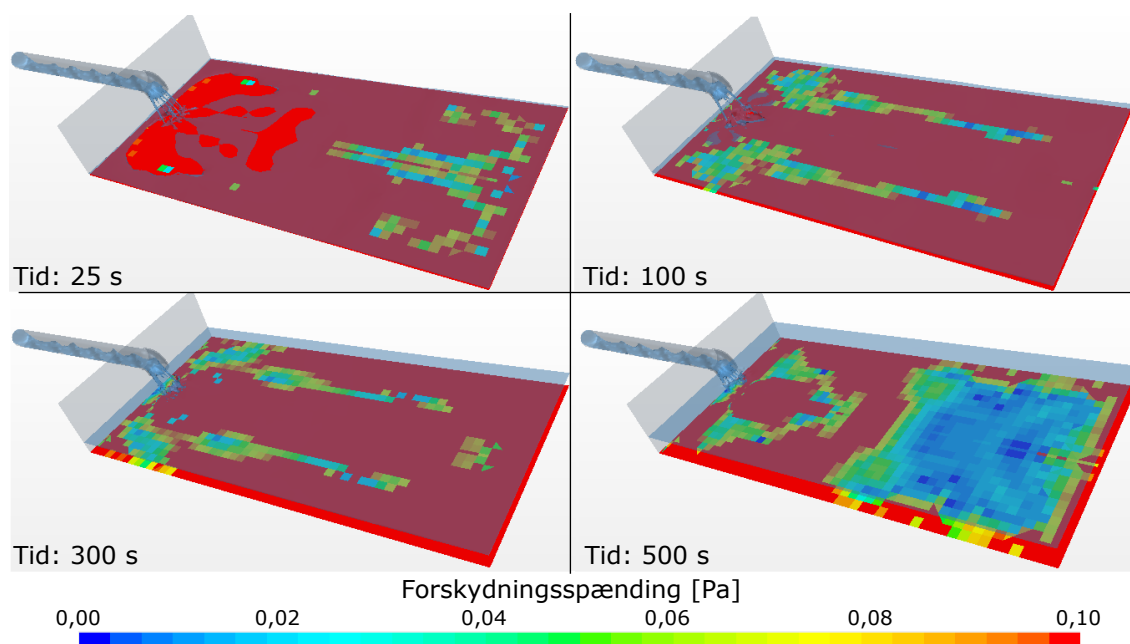
Figur 8.3: Modelopbygning og randbetingelser for modellen til fyldning.

Idet kun halvdelen af bassinet modelleres, vælges der en symmetri randbetingelse på siden bassinet er symmetrisk omkring. Ved en symmetri rand angives hastigheder og tryk svarende til den nærmest liggende beregningscelle. De resterende overflader vælges til vægge, og bidrager derfor med friktion, men ikke udveksling af luft eller vand.

Ved start af simuleringen er bassinet fyldt med luft. Der simuleres til der er indført 35 m³ vand i bassinet, og vandstanden vil være 70 cm.

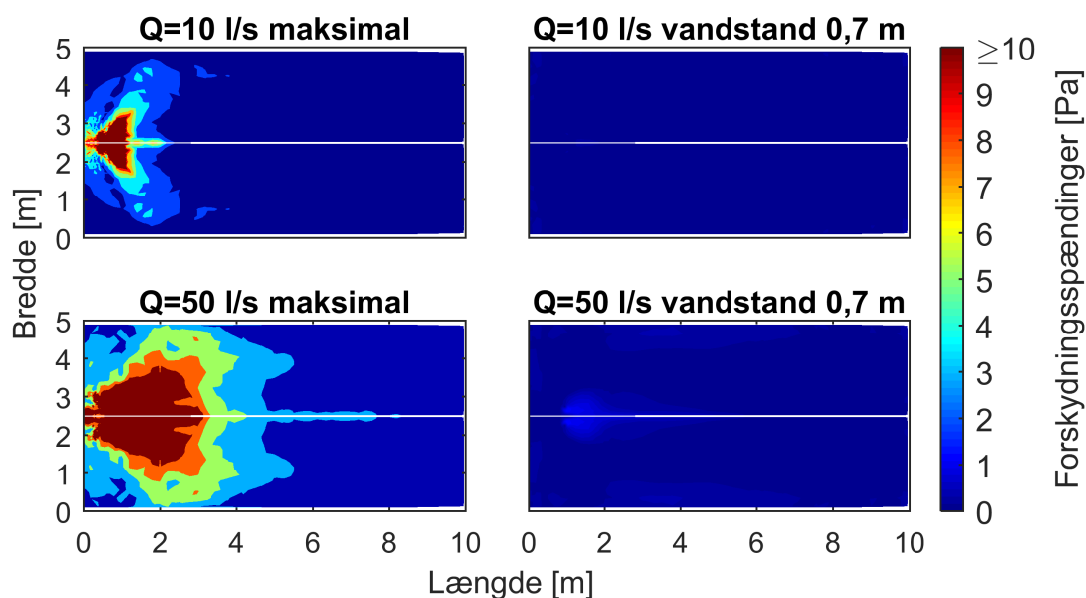
8.2.2 Maksimale bundforskydningsspændinger

For at bestemme hvorvidt der forekommer transport af aflejrede partikler ved fyldning af bassinet undersøges udviklingen af forskydningsspændinger ved bunden gennem simuleringsperioden for fyldning med hhv. 10 og 50 l/s. På figur 8.4 fremgår den dynamiske tofase model med indløbsvandføring på 50 l/s til forskellige tidspunkter. Det ses, at vandstanden i modellen stiger igennem simuleringsperioden og at bundforskydningsspændingerne på bunden ændres.



Figur 8.4: Fyldning af bassin med indløbsvandføring på 50 l/s.

De maksimale forskydningsspændinger gennem den simulerede periode og forskydningsspændingerne ved en vandstand på 0,7 m sammenlignes for simuleringen med 10 l/s og 50 l/s på figur 8.5.



Figur 8.5: Maksimale bundforskydningsspændinger over den fulde simulerede periode og ved en vandstand på 0,7 m. Stregen i midten angiver symmetri-aksen for modellen. Indløb i venstre side.

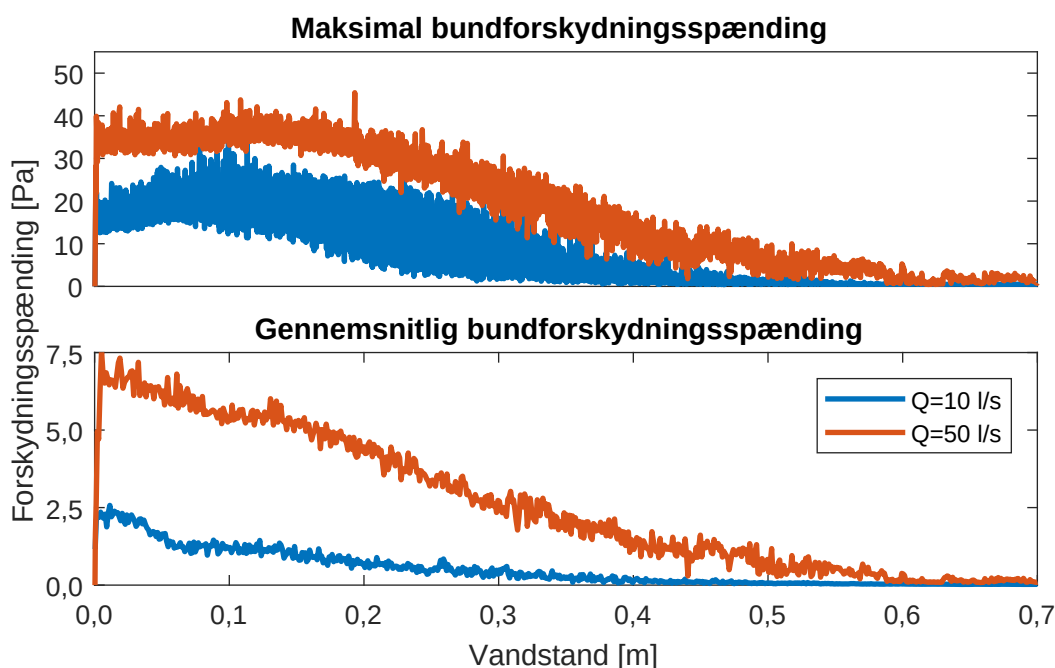
Vandføringen på 50 l/s resulterer i de højeste forskydningsspændinger og udbredelse af disse. De maksimale forskydningsspændinger er som forventet størst, hvor indløbsstrålen falder ned, og når lave værdier ca. 5 m fra indløbet. Uanset vandføringen er de maksimale

forskydningsspændinger overalt i bassinet over 0,1 Pa, som er kriteriet for resuspension, på mindst ét tidspunkt under fyldningen, hvorved der vil være transport af aflejret materiale. Dette betyder, at der bør ventes med at tømme bassinet indtil der igen er lave forskydningsspændinger i bassinet og partiklerne er bundfældet igen. Transporten vil dog være begrænset i afstanden 5 m fra indløbet, hvor kriteriet ikke overskrides betydeligt og kun i kort tid, hvorved partikler hurtigt vil aflejres igen.

Når der sammenlignes med bundforskydningsspændingerne ved en vandstand på 0,7 m ses det, at der er lave forskydningsspændinger over det meste af bunden, hvilket skyldes dissipation af indløbsstrålen i vandvolumenet. Der kan herved aflejres partikler på bunden. Ved indløbsvandføringen på 50 l/s er der dog et mindre område lige under indløbet med forskydningsspændinger over 1 Pa, hvor der ikke kan aflejres partikler.

8.2.3 Bundforskydningsspændinger ift. vandstand

De maksimale og gennemsnitlige forskydningsspændinger på hele bunden ift. vandstanden fremgår af figur 8.6, da vandstanden har betydning for dissipation af energien fra indløbsstrålen.



Figur 8.6: Maksimale og gennemsnitlige bundforskydningsspændinger ift. vandstanden ved vandføringer på 10 og 50 l/s.

Den maksimale bundforskydningsspænding flukturerer en del grundet forskellige celler kan have den største forskydningsspænding til hver vandstand. Ved stigende vandstand falder forskydningsspændingerne som forventet. Kurverne for 10 l/s angiver lave forskydningsspændinger ved en vandstand på omkring 0,5 m, hvilket tilgodeser sedimentation. Når vandstanden når over 0,6 m er forskydningsspændingerne også lave for simuleringen med 50 l/s. Dette er gældende både for den gennemsnitlige og maksimale forskydningsspænding. Ved inspektion af forskydningsspændingerne på bunden ved højere vandstande

end 0,6 m fremgår det, at disse ikke ændres betydeligt. En vandstand på 0,6 m er derfor tilstrækkeligt til at skabe rolige forhold til sedimentation, og vil være gældende for størstedelen af alt afstrømning til bassinet.

8.2.4 Fyldningsforsøg med Afbøjet indløb

Et fyldningsforsøg med det valgte indløbskoncept, Afbøjet indløb jf. afsnit 7.3, udføres med henblik på at undersøge, hvordan konceptet hjælper til bundfældning af sediment under fyldning af et bassin. Det er således ikke et skala-forsøg af sedimentationsbassinet, men en test af konceptets virkemåde. Aflejring af materiale på bunden undersøges ved visuel inspektion for at validere aflejringen af partikler, som fremgår af modellering af den fulde konceptopbygning af sedimentationsbassinet på figur 7.36a, hvor sedimentet aflejres i en ring omkring indløbet.

Endvidere undersøges tendensen med forøgelse af arealet, hvor partikler kan aflejres ved stigende vandstand, som fremgår af figur 8.5 og 8.6.

Desuden har forsøget også til formål at afdække, hvordan allerede aflejret sediment transporteres ved den efterfølgende fyldning og om der ved andre efterfølgende fyldninger er transport, som kan reducere renseeffektiviteten af et bassin.

I førnævnte forsøgsbassin, jf. afsnit 7.2.2, konstrueres et afbøjet indløb. Udløbet i bassinet er lukket under fyldning.

Forsøget udføres i følgende tre dele:

1. Sedimentation

- Vand strømmer gennem indløbet med en vandføring på ca. 0,21/s indtil en vandstand på 10 cm. Gennem hele fyldningen tilsættes baskarp sand jævnt, se figur 8.7.
- Bassinet tømmes.

2. Transport

- Kun vand ledes til bassinet med en vandføring på ca. 0,21/s indtil en vandstand på 10 cm. Herefter observeres ikke omlejring af partikler.
- Bassinet tømmes.

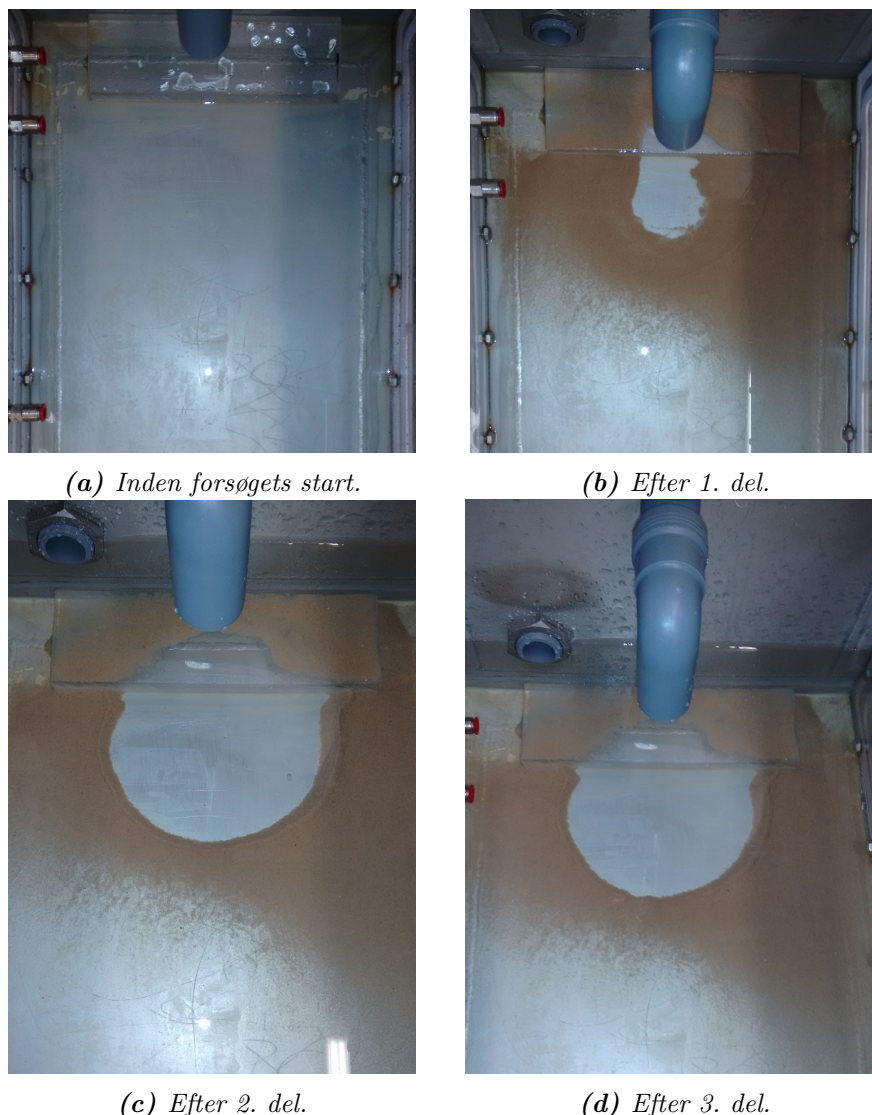
3. Transport

- Identisk med 2. del. Igen observeres ingen omlejring af partikler efter en vandstand på 10 cm.
- Bassinet tømmes.



Figur 8.7: Udformning af indløb, samt metoden hvorpå vand og sand tilføres forsøgsbassinet.

Bassinet tømmes efter hver del i den modsatte ende af bassinet ift. indløbet for at påvirke det aflejrede materiale mindst muligt. Forsøgsopstillingen og fremgangsmåden er beskrevet mere udførligt i bilag N. Figur 8.8 viser placeringen af sandet igennem forsøget.



Figur 8.8: Bassinbund under det afbøjede indløb før forsøget og efter hver del.

Figur 8.8b viser sandets placering efter den første del af forsøget. Der er et område under indløbet, hvor sandet ikke aflejres. Sandet bundfældes rundt om dette område, og det er observeret, at de største partikler aflejres tættest på indløbet, mens nogle af de mindre partikler placerer sig længere væk, hvilket stemmer overens med resultaterne for de stationære partikelmødelles i kapitel 7. Endvidere bliver området, hvor der ikke sedimenteres partikler, mindre når vandstanden stiger, hvilket stemmer overens med den dynamiske tofase model for fyldning af bassinet, der viser at forskydningsspændingerne på bunden falder, når vandstanden stiger. De mindste partikler er observeret i en maksimal afstand på ca. 0,5 m fra indløbet.

Under anden del af forsøget, hvor der kun tilføres vand, udvides området under indløbet, hvor der ikke er placeret sand, jf. figur 8.8c. Omlejringen af sedimentet foregår ved lave vandstande, idet der ikke længere synligt omlejres sand ved en vandstand på 10 cm. Der er

ikke observeret fuld resuspension af partikler under forsøget. Efter forsøget er der ligesom for første del også observeret mindre partikler i en afstand til indløb på ca. 0,5 m, hvilket tyder på, at partiklerne længere nede i bassinet har været upåvirkede under genfyldningen.

I tredje del undersøges det, om der kommer yderligere omlejring af sandet på bunden. Det kan på figur 8.8d ses, at der ikke forekommer en synlig omlejring af sedimentet. Dette betyder, at der er opstået en balance i, hvor meget sedimentet flyttes under fyldning ved den givne vandføring. Transporten af aflejrede partikler langt ned i bassinet er altså ikke betydelig og partiklerne aflejres på samme måde, som i de stationære modelleringer i kapitel 7.

Forsøget viser at sediment vil omlejres i en ring omkring indløbet med den valgte indløbskonstruktion. Dette bekræfter mønsteret for partikelaflejringen på figur 7.36a. En højere vandføring kan dog øge størrelsen af området under indløbet uden aflejret materiale og forårsage fuld resuspension og transportere de mindre partikler længere ned i bassinet, hvilket fremgår af figur 8.5, hvor de maksimale forskydningsspændingerne og udbredelsen stiger med vandføringen.

Ved genfyldning vil sedimentet nær indløbet omlejres, men transporteres ikke fortsat i bassinet ved gentagne fyldninger, såfremt vandføringen ikke ændres.

På baggrund af modellering og forsøget kan det konkluderes, at bassinet ikke skal tømmes under lave vandstande, samtidig med det fyldes.

8.3 Udløbsvandføring for sedimentationsbassinet

Sedimentationsbassinet skal tømmes mellem regnhændelser, så aflejret sediment kan iltes og biologiske nedbrydningsprocesser kan foregå, og for at lette oprensning. Varigheden af tørperioder mellem regnhændelser varierer, og det er derfor nødvendig at undersøge, hvor hurtigt sedimentationsbassinet kan tømmes for igen at kunne modtage regnvand. På baggrund af eksperimenter og modellering har Takamatsu et al. [2010] bestemt at langsommere tømning af bassiner, øger partikelfjernelsen, da færre partikler resuspenderes. Derfor ønskes det, at tømningen foregår i et tempo så transport af aflejret materiale undgås.

Udløbsvandføringen tilpasses derfor ift. bundforskydningsspændingerne nær udløbet. Vandføringen ønskes så høj som muligt, men hvis forskydningsspændingerne overstiger kriteriet for transport på 0,1 Pa, nedsættes vandføringen.

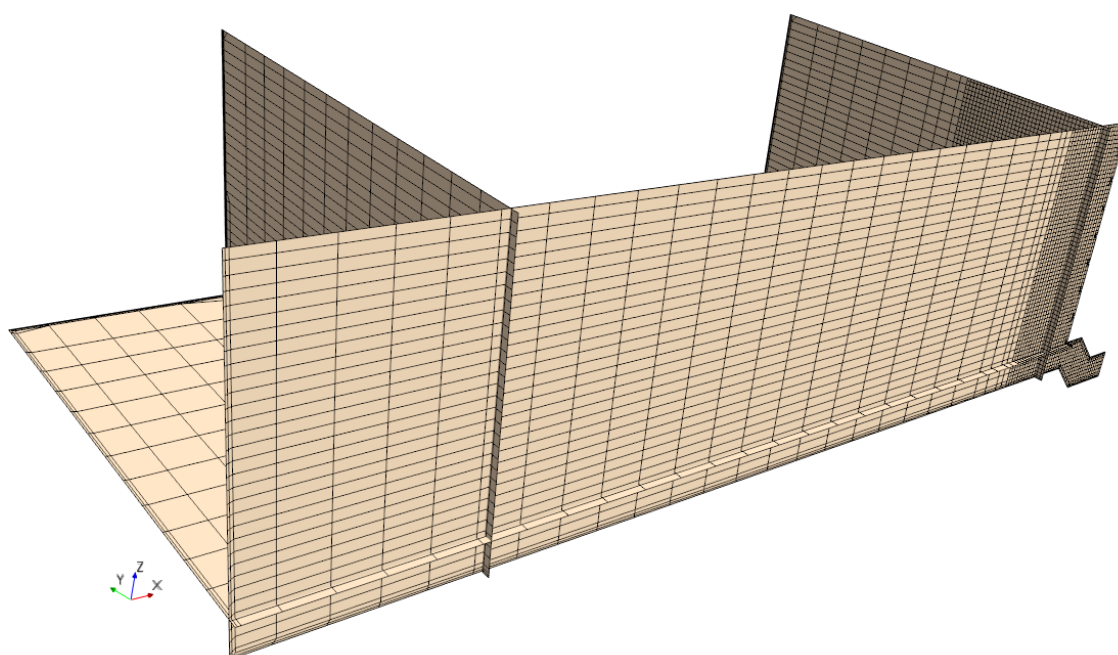
Der opbygges en dynamisk tofase model i STAR-CCM+, på samme måde som for fyldningsundersøgelsen i afsnit 8.2, men med den valgte udløbskonfiguration. Med modellen undersøges, hvor hurtigt tømning af sedimentationsbassinet fra helt fyldt med vand frem til fuldstændig tørlægning kan foregå uden der resuspenderes materiale.

8.3.1 Modellering

Modelopsætningen er sammenlignelig med undersøgelsen af fyldning af bassin, se afsnit 8.2.1. Der benyttes Eulerian Multiphase modellen med en VOF model.

I modellen medtages kun de 5 m tættest ved udløbet, da bundforskydningsspændingerne omkring udløbet ikke forventes at udbredes længere tilbage i systemet. Desuden modelleres kun den ene halvdel af udløbsenden af bassinet grundet symmetri.

På trods af simplificeringerne vælges det at diskretisere beregningsnettet finere nogle steder i modellen. Det vælges, at have finere diskretisering i dybden for at vandspejlet kan beskrives mere præcist. Ydermere haves fin isotrop diskretisering lige før og i udløbet, for at indsnævringen til udløbet kan beskrives tilstrækkeligt præcist. Beregningsnettet fremgår af figur 8.9 med 80 738 celler.



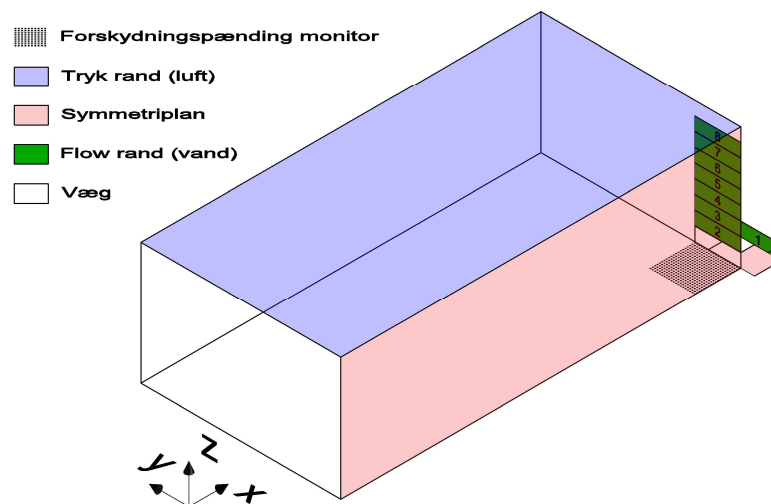
Figur 8.9: Beregningsnet for tømninganalyse.

Implicit unsteady modellen benyttes i STAR-CCM+, hvor det vælges at benytte et fast tidskridt på 0,01 s. Dette resulterer i lave couranttal og derved stabilitet af modellen. For at modellen kan nå at konvergere mellem hvert tidskridt benyttes 10 indre iterationer.

For mere uddybet forklaring af modelopsætningen og beregningsnettet henvises til bilag M.

Rand- og begyndelsesbetingelser

På figur 8.10 ses randbetingelserne der benyttes til at modellere tømning af sedimentationsbassinet. Der anvendes en symmetri randbetingelse, da bassinet er symmetrisk omkring midten.



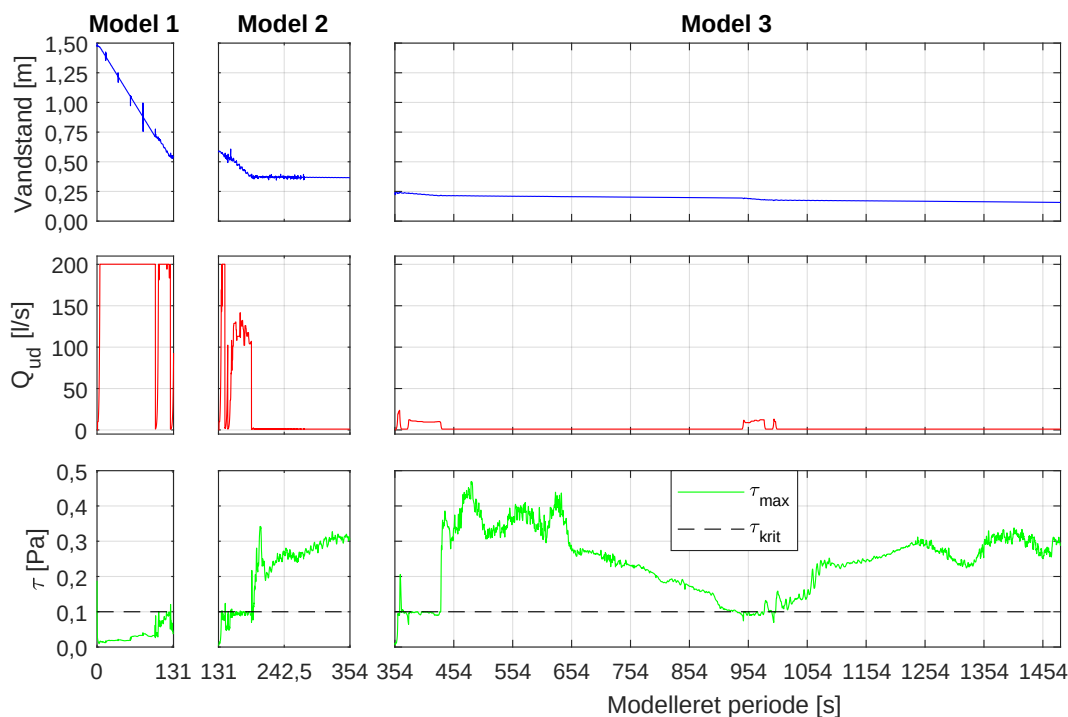
Figur 8.10: Modelopbygning og randbetingelser for modellen til tømning.

Der benyttes en trykrandbetingelse på bassintoppen med atmosfærisk tryk, hvor der kun sker udveksling af luft.

Ved udløbet benyttes en flowrandbetingelse for at trække vand ud af modellen med bestemt vandføring. Der sker kun udveksling af vand på denne rand. Randbetingelsen følger vandspejlet, så der kun trækkes vand ud tæt ved vandspejlet. Vandføringen gennem udløbet styres ift. bundforskydningsspændinger foran udløbet. Ved bundforskydningsspændinger under kriteriet for resuspension, 0,1 Pa, forøges vandføringen, og ved bundforskydningsspændinger over kriteriet reduceres vandføringen. Vandføringen varierer indenfor 11 l/s – 200 l/s.

8.3.2 Vandføring ift. bundforskydningsspændinger

Modellen er simuleret i tre omgange, idet instabilitet har fået modellen til at gå i stå, trods bestræbelserne på at sikre stabilitet. Ved modelstop er resultaterne gemt og en ny model er startet fra vandstanden, hvor problemet opstod. Resultaterne for de tre modeller fremgår af figur 8.11, hvor variation i hhv. vandstand og udløbsvandføring i model 1 og 2 skyldes skift mellem udløbsrandbetingelser. Ved et skift mellem to udløbsrande lukkes det ene udløb øjeblikkeligt, og den næste starter. Skiftet skaber en brat opbremsning af vandet, hvilket skaber bølger i bassinet. Denne ændring i strømningsforholdene kan resulterer i modellerne går i stå. Endvidere ses det, at modellen ikke er simuleret til fuldstændig tømning. Dette er valgt, da der gennem de sidste simulerede 1000 s ikke er observeret forhold der leder til væsentlige ændringer i udløbsvandføring i slutning af perioden. Desuden er varigheden for 1 s simuleret tid omtrent 220 s, hvorfor overflødig simuleret tid spares.



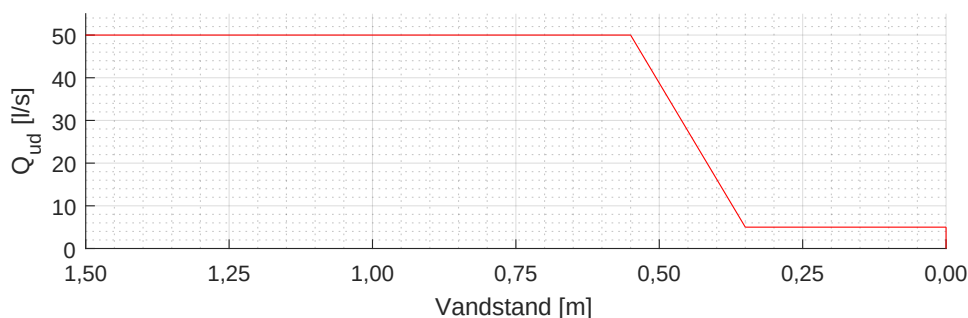
Figur 8.11: Vandstand, udløbsvandføring og bundforskydningsspændinger foran udløbet ved de 3 modelleringer.

Det fremgår af model 1 på figur 8.11, at der kan tømme vand ud af sedimentationsbassinet med høj vandføring indtil vandstanden er 0,55 m, uden høje bundforskydningsspændinger, hvor der kan ske transport af partikler. Således kan halvdelen af bassinvolumen tømme på kort tid, og bassinet kan være klar til at modtage mere regnvand. Af model 2 ses det, at når vandstanden er i intervallet 0,55 m – 0,35 m, falder vandføringen, eftersom der haves forskydningsspændinger omkring det kritiske niveau for resuspension af aflejrede partikler. I slutningen af model 2 er vandføring justeret til minimumet på 1 l/s, eftersom bundforskydningsspændingerne er steget til over det kritiske niveau. Model 3 viser, at der i den resterende simulerede periode kun kortvarigt opstår forhold ved bunden, der giver anledning til at vandføringen kan stige over det fastsatte minimum, hvilket resulterer i en lang tømningstid.

På baggrund af resultaterne for de tre modeller vælges sammenhængen mellem vandstand og udløbsvandføring som vist på figur 8.12. Sammenhængen tager udgangspunkt i muligheden for høj udløbsvandføring fra fyldt bassin til en vandstand på 0,55 m, hvorefter vandføringen reduceres lineært til en vandstand på 0,35 m, da bundforskydningsspændingerne i dette interval for vandstanden ligger omkring transportkriteriet.

Intervallet i vandføring gennem udløbet er valgt til 5 l/s – 50 l/s på baggrund af et dataark for pumper med anvendelsesområde indenfor regnvandspumpestationer [Grundfos, 2013]. 5 l/s er højere end den undersøgte minimumsvandføring, hvilket i undersøgelsen resulterer i partikeltransport. Bundforskydningsspændingerne er dog målt i et lille område tæt på udløbet, og udbredelsen af forskydningsspændinger over transportkriteriet vil sandsynligvis være minimal. Dette fremgår også af figur 7.31, hvor udløbet er undersøgt stationært med en vandstand på 0,2 m og en vandføring på 35 l/s.

Med denne konfiguration er det muligt at tømme bassinet fra helt fyldt på 2 timer og 48 minutter, hvoraf 64 % af volumen kan tømmes med 50 l/s, hvilket tager ca. 33 minutter. Dette betyder, der kan ledes meget vand igennem sedimentationsbassinet.



Figur 8.12: Valgt QH-relation for udløbet ved tømning af sedimentationsbassinet.

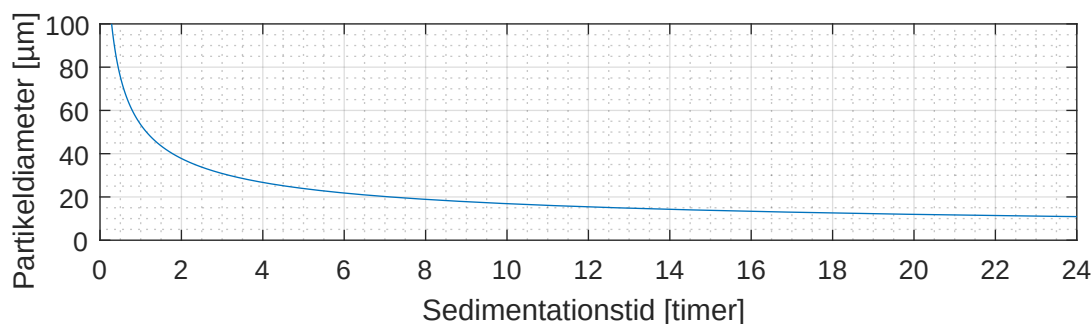
8.4 Sikring af sedimentation før tømning påbegyndes

Før der kan tømmes med vandføring bestemt i afsnit 8.3, skal der sikres gode forhold til sedimentation. Dette gøres ved at vente med at tømme bassinet til partiklerne er bundfældet. Desto længere der ventes desto mindre partikler kan bundfælde, jf. Stokes lov.

Når en vandstand på 0,6 m er nået vil der være lave forskydningsspændinger, jf. afsnit 8.2, hvorved partiklerne kan sedimentere til bunden af bassinet og aflejres. Den nødvendige opholdstid for sedimentation af partikler 0,6 m kan bestemmes vha. Stokes lov og Hazens formel, se bilag B. Der gøres følgende antagelser:

- Regnvandet er 10 °C.
 - Densitet af vand: 999,7 kg/m³. [Brorsen og Larsen, 2009]
 - Dynamisk viskositet af vand: 1,308 · 10⁻³ Ns/m². [Brorsen og Larsen, 2009]
- Densitet af partikler: 1700 kg/m³. Anbefalet af Bentzen [2008] til modellering af partikler i regnvandsbassiner.
- Tyngdeacceleration: 9,82 m/s².
- Konstant α i Hazens formel: 0,2. Nedre del af intervallet for denne konstant. Antages at være konservativt.

Sedimentationstiden ved forskellige partikelstørrelser kan nu bestemmes, jf. figur 8.13.



Figur 8.13: Sedimentationstid ift. partikelstørrelse.

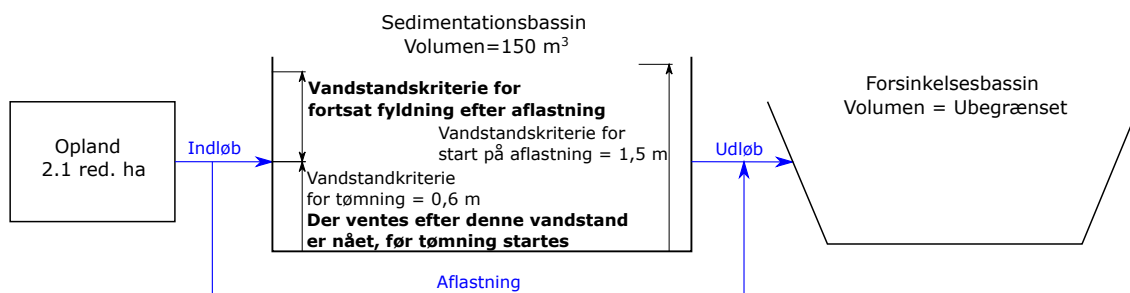
Den nødvendige sedimentationstid for de mindste partikelstørrelser bliver uendeligt lang. Undersøgelserne i kapitel 7 viser dog, at partikler ned til $1\text{ }\mu\text{m}$ kan sedimentere i sedimentationsbassinet indenfor ét døgn. I Stokes lov simplificeres strømningsregimet, da det antages, at partiklerne sedimenterer i stillestående vand. I sedimentationsbassinet er der hvirvler, turbulens og strømninger fra indløbskonstruktionen, som fører partikler tæt på bunden og sænker sedimentationsafstanden. Herved vil den nødvendige opholdstid sænkes, og der kan ventes kortere tid, før bassinet tømmes.

8.4.1 Behandlet regnmængde

Udover at rense regnvandet så godt som muligt, ønskes det også at behandle så meget af regnmængderne som muligt, så store mængder sediment ikke ledes direkte til forsinkelsesbassinet gennem aflastninger. Der kan behandles mindre vand, hvis der ventes længere med at starte tømningen af bassinet. Endvidere kan en lang ventetid lede til koblede regnhændelser, idet bassinet ikke når at tømme før den næste regn.

Der aflastes under ekstreme eller koblede regnhændelser til forsinkelsesbassinet ved en vandstand på $1,5\text{ m}$ i sedimentationsbassinet for at udnytte hele volumen og behandle first flush, før der aflastes. Når vandstanden falder i sedimentationsbassinet kan aflastningen stoppes, og der kan igen tilføres vand til sedimentationsbassinet. Dette vandstandskriterie for genfyldning har betydning for den mængde vand, som kan behandles i sedimentationsbassinet.

Der opbygges derfor en simpel boksmodel med volumenbevarelse, hvor volumen af vand i sedimentationsbassinet simuleres. Denne beregnes på baggrund af forskellen i indløbs- og udløbsvandføringen. Herved kan den behandlede regnmængde undersøges ift. ventetid for start på tømning og vandstand for fortsat fyldning af sedimentationsbassinet efter aflastning. Boksmodellen følger figur 8.1 med indløb og udløb fra sedimentationsbassinet, samt mulighed for aflastning direkte til forsinkelsesbassinet, se figur 8.14.



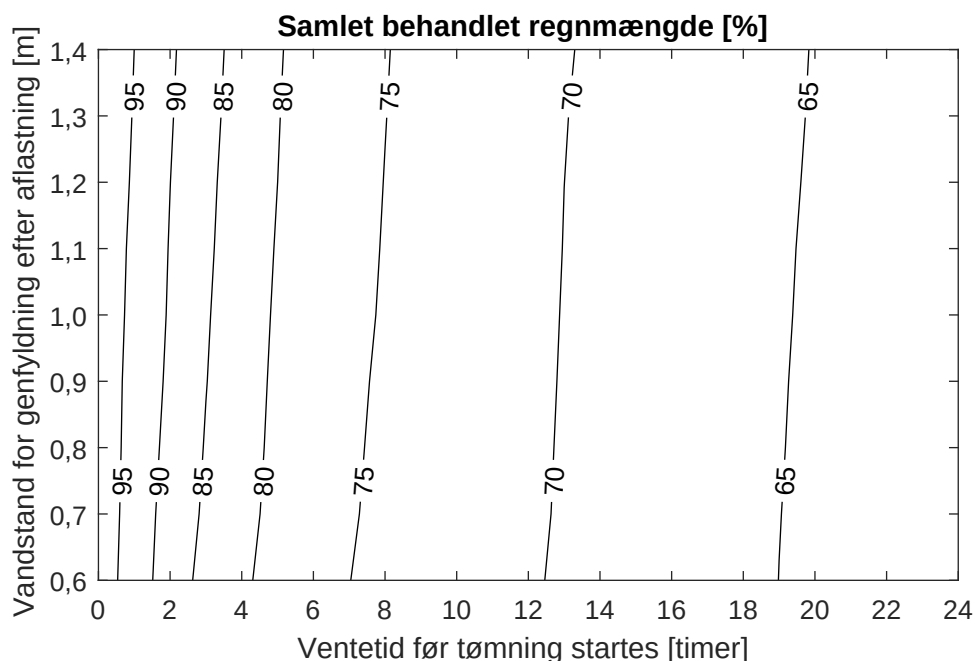
Figur 8.14: Opbygning af boksmodel. De undersøgte kriterier er markeret med fed.

Der gøres følgende forudsætninger, som følger erfaringerne bestemt for fyldning og tømning i de forrige afsnit i dette kapitel:

- Den tilladte vandføring er regndybden målt af regnmåleren i Gistrup på det reducerede areal for oplandet. Regnserien har en længde på 17 år og 7 måneder, som er tilstrækkeligt til at undersøge de mest hyppigt forekomne regnhændelser. Det regner i $4,1\%$ af hele regnseriens varighed.
- Alt regnvandet falder direkte i bassinet uden forsinkelse i oplandet.

- Der tømmes først efter vandstanden overstiger 0,6 m, eller efter der ingen indløbsvandføring er til bassinet grundet ingen regn eller aflastning til forsinkelsesbassinet.
 - Ventetiden for påbegyndelse af tømning efter et af disse kriterier er overskredet varierer fra 0 timer – 24 timer, da de fleste partikler bør sedimentere på denne tid ifølge den stationære modellering i kapitel 7.
- Udløbsvandføringen kontrolleres ift. vanddybden, som vist på figur 8.12.
- Der aflastes til forsinkelsesbassinet, hvis vanddybden i sedimentationsbassinet overstiger 1,5 m indtil vanddybden falder under vandstandskriteriet for genopfyldning af sedimentationsbassinet. Der er ingen begrænsning for aflastningen til forsinkelsesbassinet.
 - Vandstandskriteriet varierer i intervallet 0,6 m – 1,4 m, da der er dårlige betingelser for sedimentation ved vandstande under 0,6 m, se afsnit 8.2, og vandstanden skal være faldet lidt, før sedimentationsbassinet kan fyldes igen.
- Der benyttes et tidskridt på 1 min.
- Sedimentationsbassinet er tomt ved start af beregningen.

På baggrund af disse antagelser kan magasineringen af vand i sedimentationsbassinet løses frem i tiden vha. en simpel Euler metode, og den samlede mængde regn ledt gennem sedimentationsbassinet ift. den totale regnmængde målt i regnserien kan bestemmes, se figur 8.15.



Figur 8.15: Behandlet regnmængde ved variation af ventetiden før tømning påbegyndes og vandstandskriteriet for fortsat fyldning af sedimentationsbassinet efter aflastning.

Vandstanden for fortsat fyldning har lav indflydelse på den regnmængde, som kan behandles. Dette skyldes, der sjældent er aflastning og udløbsvandføringen i sedimentationsbassinet er høj ved høje vandstande, så der aflastes over lange perioder.

Det fremgår dog, at der kan behandles mest vand, hvis vandstand for fortsat fyldning vælges høj, idet der herved hurtigt tilføres sedimentationsbassinet vand igen efter vandstanden er faldet. Ved en høj vandstand for genfyldning vil der dog også ske flere skift mellem aflastning til forsinkelsesbassinet og fyldning af sedimentationsbassinet under én ekstremregnhændelse. Ved at fastholde strømningsforholdene i længere tid af gangen i sedimentationsbassinet vil der være rolige strømningsforhold i bassinet. Herved vil partikler i vandfasen have bedre tid til at bundfælde, fremfor at blive hvirvlet op ved gentagende fyldninger.

Boksmodellen er meget simplificeret ift. til virkelige forhold, men en vandstand for genopfyldning efter aflastning på 1,1 m vælges, eftersom der her sikres en høj behandlet vandmængde og få aflastninger under hver regnhændelser. Denne vandstand er 0,5 m over minimumskravet for genopfyldning, hvorved der ikke skabes problemer for bundfældning og transport af partikler i indløbsområdet.

Med hensyn til ventetiden før tømning af sedimentationsbassinet startes så falder den behandlede vandmængde som forventet med en længere ventetid. Dette skyldes flere og flere koblede regnhændelser, hvorved det er nødvendigt at aflaste til forsinkelsesbassinet, da sedimentationsbassinet ikke når at tømmes mellem regnhændelserne.

På en time kan partikler ned til $54\mu\text{m}$ nå at bundfælde fra en højde på 0,6 m, jf. figur 8.13. Ved undersøgelse af partikelfordelingerne af bassinsedimentet i afsnit 5.2 fremgår det, at 89 % eller mere af sedimentet består af partikler over $54\mu\text{m}$, hvilket betyder en stor andel af sedimentet vil bundfælde i sedimentationsbassinet inden tømningen påbegyndes. De mindste partikler, som ledes videre til forsinkelsesbassinet vil ikke reducere volumen af forsinkelsesbassinet væsentligt, men forurening binder sig hovedsageligt til de mindste partikelstørrelser, hvilket derfor muligvis kan skabe problemer ved udledning til recipienten. De mindste partikler kan dog flokkulere, såfremt de har kohæsive egenskaber, se afsnit 7.1.2. Dette kan forøge sedimentationen og derved tilbageholdelsen i sedimentationsbassinet yderligere. Det vælges derfor, at en times ventetid er tilstrækkeligt, fra vandstanden er oversteget 0,6 m i bassinet, til at sikre sedimentation af partikler før tømningen påbegyndes.

8.5 Funktion af lameller

Der er fundet en strategi for, hvornår sedimentationsbassinet skal aflaste til forsinkelsesbassinet, og hvordan tømningen af sedimentationsbassinet skal foregå.

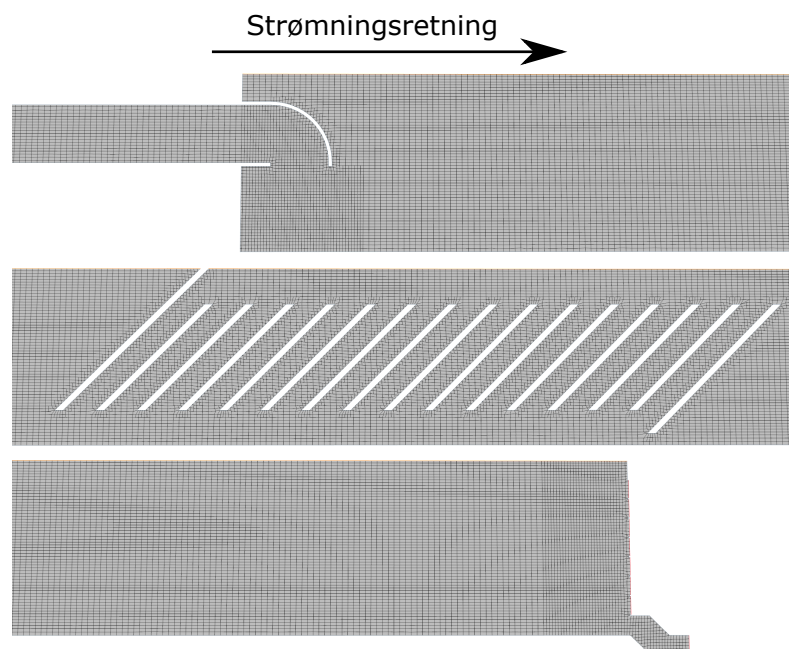
- Aflastning til forsinkelsesbassin
 - Start: Vandstanden i sedimentationsbassinet overskrider 1,5 m. Indløbet til sedimentationsbassinet lukkes.
 - Stop: Vandstanden i sedimentationsbassinet falder til under 1,1 m. Indløbet til sedimentationsbassinet åbnes.
- Tømning af sedimentationsbassin
 - Start: 1 time efter enten vandstanden i sedimentationsbassinet overskrider 0,6 m, eller indløbsvandføringen stoppes. Udløbsvandføringen følger figur 8.12.

- Stop: Vandstanden i sedimentationsbassinet falder under 0,6 m, mens det fortsat fyldes. Eller sedimentationsbassinet er tomt.

Sedimentationsbassinet fyldes og tømmes med den valgte strategi under en regnhændelse for at undersøge hvordan midterkonstruktionen fungerer, idet lamellerne er afhængig af vandstanden og kun er testet under stationære forhold.

8.5.1 Modellering

Det vælges at simulere sedimentationsbassinet i to dimensioner i et snit på langs i midten af bassinet, da dette forkorter beregningstiden betydeligt. I en todimensionel model antages hele modellen at have konstant bredde, hvilket ikke er tilfældet ved indløb og udløb, men da det er midterkonstruktionen som undersøges, er denne antagelse tilstrækkelig. Opsætningen af beregningsnettet fremgår af bilag M.4. Beregningsnettet har 29680 beregningsceller, og er vist på figur 8.16.



Figur 8.16: Beregningsnet for todimensionel model.

Der benyttes en dynamisk tofase model ligesom i undersøgelserne i afsnit 8.2 og 8.3. For at undersøge hvordan partikler agerer omkring lamellerne, indsættes partikler på 1 μm , 10 μm , 50 μm , 100 μm og 200 μm vha. Lagrangian Multiphase modellen. Opsætningen af denne model er ens med den stationære modellering i afsnit 7.4.2.

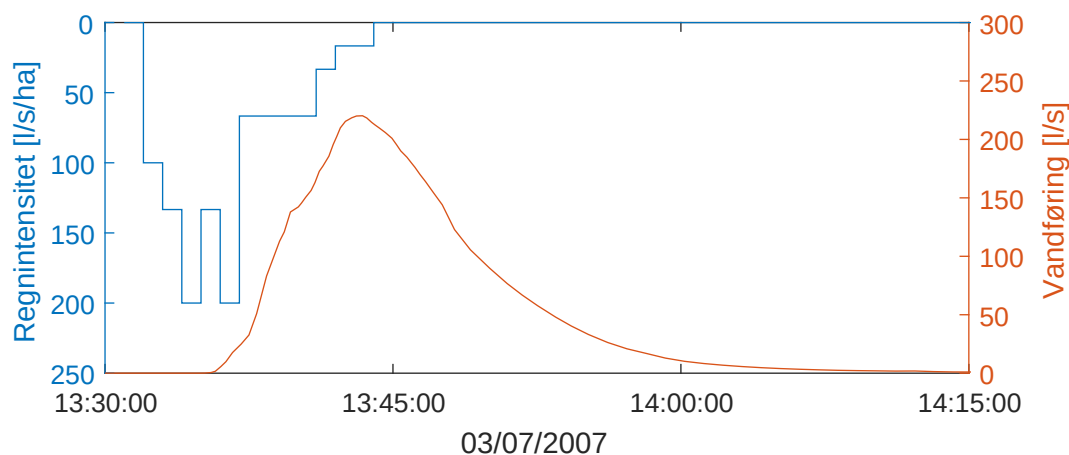
Der benyttes som udgangspunkt et tidsskridt på 0,02 s og 10 indre iterationer. Yderligere uddybning af modelopsætningen fremgår af bilag M.4.

Rand- og begyndelsesbetingelser

Indløbet til bassinet er en flowrandbetingelse med vand. Som indløbsvandføring er udvalgt en regnhændelse på 6,8 mm med 13 min varighed målt d. 03/07/2007 kl. 13:31 af regnmåleren i Gistrup, se figur 8.17. Dette svarer til et regnvolumen på 142,8 m³ på det reducerede

oplandsareal. Ved inspektion af regnserien har regnens volumen en gentagelsesperiode på 18 dage, mens den gennemsnitlige intensitet har en gentagelsesperiode på 5,87 år, hvilket betyder det er en højintensitiv regn, som sjældent forekommer, der er valgt grundet den korte varighed og dermed korte simuleringstid.

Regnhændelsen er simuleret i en udleveret Mike Urban model over projekt området, hvis reducerede areal er tilpasset, så det passer med udledningstilladelsen fra regnvandsbassinet [Envidan A/S, 2016]. Herved fås en mere naturlig tilstrømning til bassinet fra oplandet, idet der tages højde for forsinkelse af regnvandet på oplandet og i rørsystemet. Vandføringen til sedimentationsbassinet fremgår af figur 8.17. I alt varer tilstrømningen i modellen 2000 sekunder (kl. 13:36 til 14:09), da de mindste vandføringer i slutningen af afstrømningen fjernes af hensyn til beregningstid.



Figur 8.17: Afstrømningshydrograf fra regnhændelse.

I udløbet tømmes kun vand og partikler ud, og der tømmes ud ved toppen af vandspejlet. Udløbet er det eneste sted partikler kan fjernes fra modellen.

Toppen af bassinet er en trykrandbetingelse med atmosfærisk tryk af luft, som skaber stabilitet. De resterende overflader er vægrandbetingelser (no-slip).

Partiklerne kan kun aflejres på bunden ved forskydningsspændinger under 0,04 Pa. De transporteres videre i bassinet igen, hvis forskydningsspændingerne overstiger 0,04 Pa. Tidligere i dette projekt er 0,1 Pa været benyttet som kriterie for transport. Det ens kriterie for aflejring og transport skyldes måden, hvorpå STAR-CCM+ beskriver interaktionen mellem overflader og partikler, som ikke giver mulighed for forskellige kriterier. 0,04 Pa er dog et konservativt valg, da det giver større transport end der sandsynligvis vil være i bassinet. I den dynamiske model indsættes der 1 partikel af hver størrelse hvert 5. sekund i et punkt 4 cm over bunden i starten af indløbsrøret. Der indsættes i alt 2000 partikler over hele fyldningsperioden.

Ved start af simuleringen er bassinet fyldt med luft.

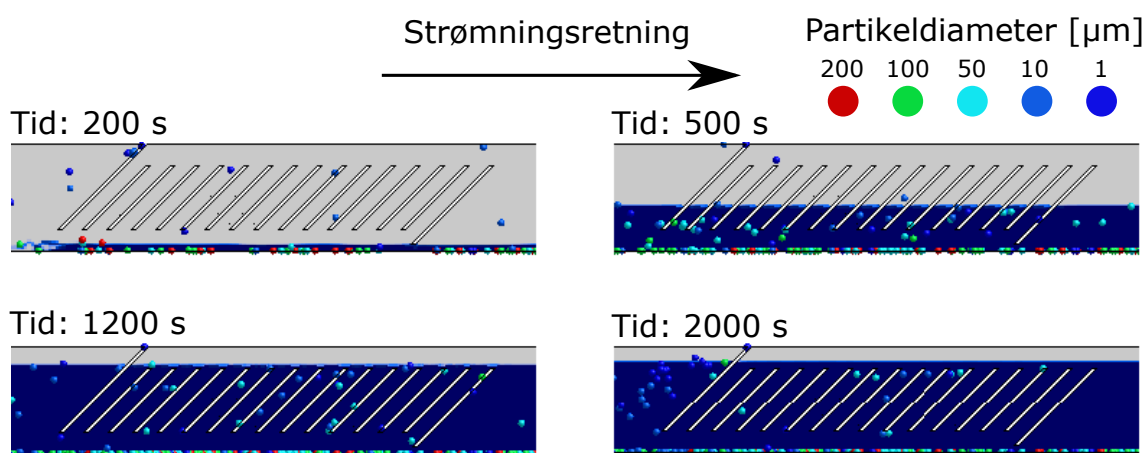
8.5.2 Fyldning af bassin

Vandstanden og partikler i lamelkonstruktionen ved fyldning fremgår af figur 8.18.

Under fyldning er der et hydraulisk spring fra strygende til strømmende bevægelse, når vandstanden er lav, hvilket skyldes den høje hastighed, hvor vandet rammer bunden. Dette forsvinder med stigende vanddybde, da strømningshastigheden ift. bølgehastigheden herved falder, jf. Froudes tal, og strømningen derved udelukkende er strømmende [Brorsen og Larsen, 2009].

Enkelte af de mindste partikler svæver rundt i luften, hvilket skyldes interaktionen mellem partiklerne og vandet ikke beskrives korrekt i STAR-CCM+, idet partikler i kontakt med vand normalt vil bindes hertil grundet ladningen af partikler og vandet. Derudover er der ved inspektion af forskydningsspændingerne på bunden forkert beskrivelse af disse ift. den tredimensionelle modellering, da de højeste forskydningsspændinger findes i udløbsenden af bassinet. Dette skyldes forsimplingerne i den todimensionelle model. Disse modeltekniske problemer har betydning for aflejring af partiklerne, da transporten og placeringen af partiklerne er usikker, men er konservativ ift. partikeltilbageholdelse, da partiklerne vil transporteres længere og færre vil sedimentere.

I bassinet er der en strøm fra indløbet mod udløbet under lamelkonstruktionen. Dette skyldes, at der i den todimensionelle model simuleres at være hul under hele bredden af den bagerste lamel. I virkeligheden vil der være enkelte mindre huller, hvorved lamellen mellem hullerne kan bremse strømningen. Flere partikler fanges dog mellem lamellerne i det langsomt strømmende vand, så de ikke ledes til udløbsenden af bassinet, hvilket betyder lamellerne fungerer som forventet med at bremse partiklerne.



Figur 8.18: Vandstand og partikler ved lamellerne under fyldning.

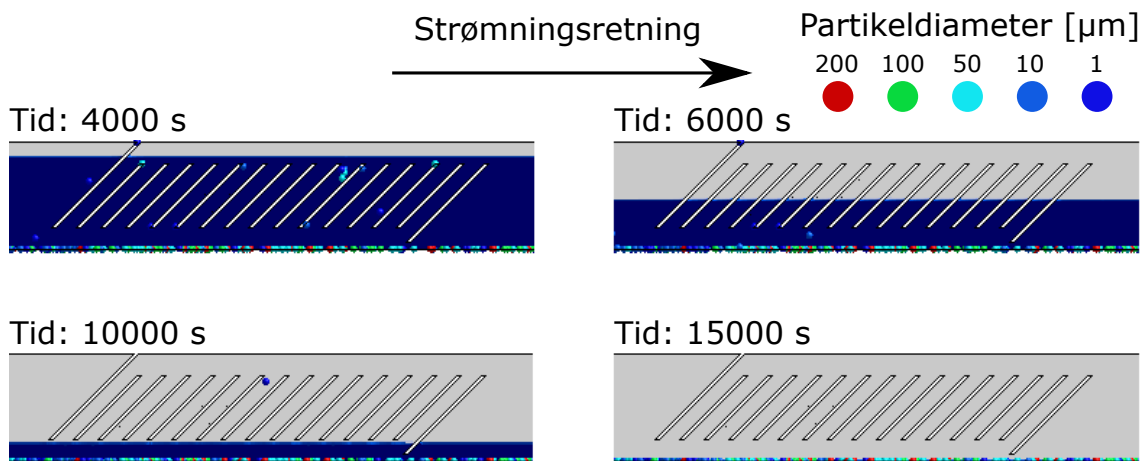
Figurer for fyldning af hele bassinet fremgår af bilag M.4.4.

8.5.3 Tømning af bassin

Tømningen af bassinet påbegyndes efter 4080 s simuleret tid, da der her er gået 1 time siden vandstanden oversteg 0,6 m. Vandstanden og partikler under tømning fremgår af figur 8.19.

Ved tømningen separerer den bagerste lamel udløbsenden fra resten af bassinet, hvorved der ikke sker stor transport af partikler fra indløbsenden af bassinet på trods af den høje udløbsvandføring ved høj vandstand, jf. figur 8.12.

Partiklerne imellem lamellerne ved start på tømningen ledes via lamellerne til bunden af bassinet, hvorved lamellerne udfylder deres formål. Den langsomme tømningshastighed ved de lave vandstande medfører, at partiklerne ikke løsrives fra bunden og transporteres til udløbet på trods af hullet under den bagerste lamel.



Figur 8.19: Vandstand og partikler ved lamellerne under tømning.

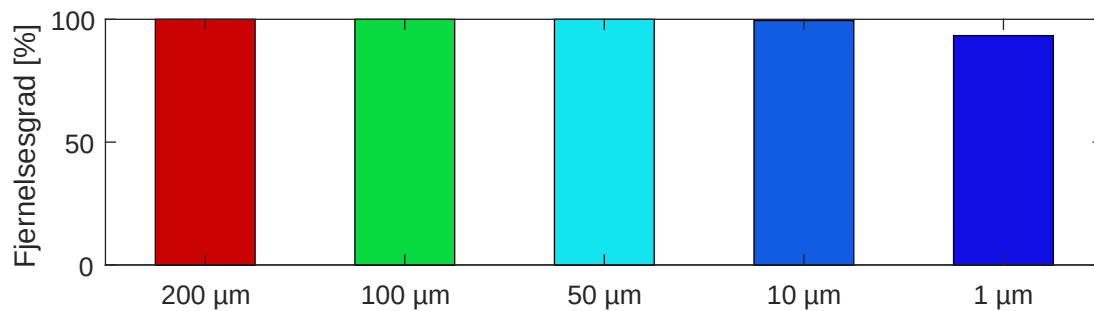
Figurer for tømning af hele bassinet fremgår af bilag M.4.4.

Partikeltilbageholdelse

Formålet med sedimentationsbassinet er at tilbageholde partikler fra at reducere volumen af forsinkelsesbassinet.

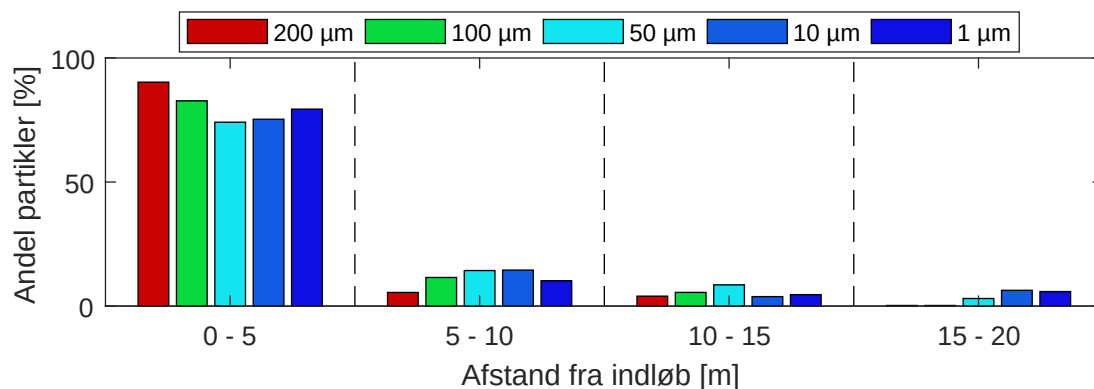
Partikler og forskydningsspændinger beskrives imidlertid ikke korrekt i den todimensionelle modellering af sedimentationsbassinet, se afsnit 8.5.2, men dette er konservativt ift. partikeltilbageholdelse, da partiklerne transporteres længere i bassinet.

Tilbageholdelsen af de forskellige partikelstørrelser fremgår derfor af figur 8.20, på trods af den ikke korrekte beskrivelse af partikeltransporten. Sedimentationsbassinet har en tilbageholdelse på 93,4 % af partikler på 1 μm , hvilket er den laveste tilbageholdelsesgrad af alle partikelstørrelserne. Der er 100 % fjernelse af partikler på 50 μm og større, hvilket stemmer overens med ventetiden før tømning påbegyndes, hvor partikler på 54 μm og større forventes at blive tilbageholdt, jf. afsnit 8.4. Der er altså god tilbageholdelse af partikler på trods af den ukorrekte beskrivelse af partikeltransporten og bundforskydningsspændingerne i sedimentationsbassinet.



Figur 8.20: Tilbageholdelse af partikler ved brug af strategi for funktionen af bassinet under regn.

På figur 8.21 ses andelen af aflejrede partikler i stigende afstande fra indløbet i bassinet. Der sedimenterer flest partikler indenfor de først 5 m, hvorefter andelen falder. Denne tendens stemmer overens med figur 7.37, for aflejring af partikler ift. indløbet i den stationære modellering af sedimentationsbassinet. Den tidligere placering af partiklerne i bassinet sikrer nem oprensning af sedimentet, da det er samlet indenfor et afgrænset område. Efter endt simulering er der 49 partikler i indløbsrøret, men disse forventes at skylles ud ved næste regnhændelse, og vil derfor ikke blokere røret.



Figur 8.21: Andel af tilbageholdte partikler i sedimentationsbassinet i stigende afstand fra indløbet ved todimensionel modellering af fyldning og tømning.

8.5.4 Effektivisering af lameludnyttelse

Vandstanden i bassinet overstiger først 1,22 m, som angiver toppen af lamellerne, efter 1044 s. Indtil dette punkt kan vandet kun strømme under lamellerne. Dette er lang tid hvor funktionen af lamellerne ikke udnyttes fuldt, på trods af partikler strømmer op imellem dem, og der er god renseevne i bassinet.

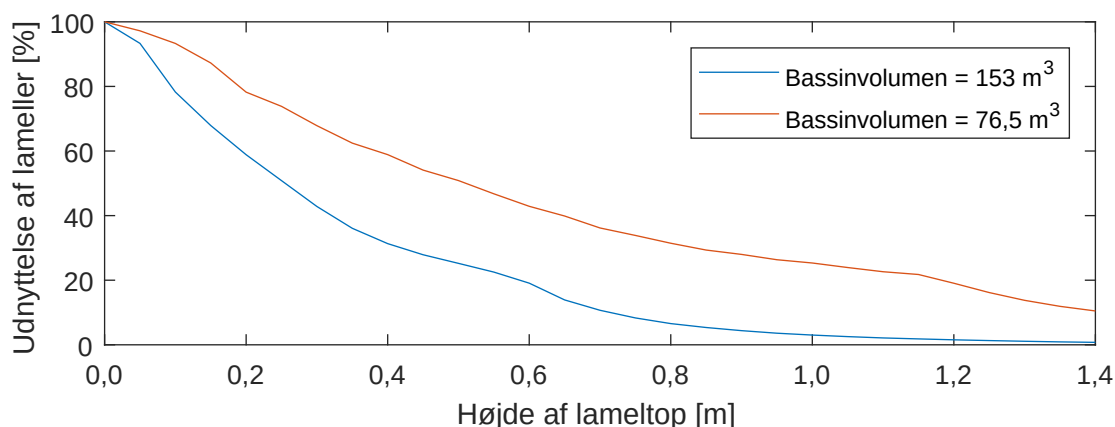
Det undersøges derfor vha. boksmodellen fra afsnit 8.4, hvor lang tid vandstanden er over lameltoppen, ift. hvor lang tid der er vand i bassinet gennem hele den simulerede regnseries længde. Det viser sig, at lamellerne kun udnyttes fuldt i 1,4 % af tiden med vand i bassinet ved den valgte styring. Dette er en meget lav udnyttelse og skyldes: den valgte styring, at lamelhøjden er stor og at volumen af sedimentationsbassinet er stort ift. oplandets størrelse, hvorved vandstanden sjældent er høj i bassinet.

I strategien vælges det at vente i en time efter vandstanden overstiger 0,6 m, før bassinet tømmes. Hvis der ventes i længere tid vil lamellerne komme i brug oftere grundet større tilledning af vand før bassinet tømmes, men dette sænker også den vandmængde, som kan behandles i bassinet, jf. figur 8.15. Såfremt der vælges et højere vandstandskriterie for tømning vil lamellerne også udnyttes en større del af tiden med vand i bassinet, men der vil også aflastes større vandmængder til forsinkelsesbassinet, da en højere vandstand skal overskrides før bassinet tømmes.

Lamellerne kan også sænkes og gøres lavere, så de bliver udnyttet tidligere under en regnhændelse. Der skal herved benyttes lameller af forskellig højde, så funktionen af lamellerne bibeholdes til partikeltilbageholdelse ved høje vandstande.

Udnyttelsen af lamellerne ved sænkning af lameltoppene i det nuværende bassin, samt et bassin af halv størrelse undersøges i boksmodellen og fremgår af figur 8.22. Hvis bassinvolumen er mindre vil bassinet fyldes hurtigere og lamellerne vil komme i brug tidligere, men herved kan også mindre vand behandles i bassinet.

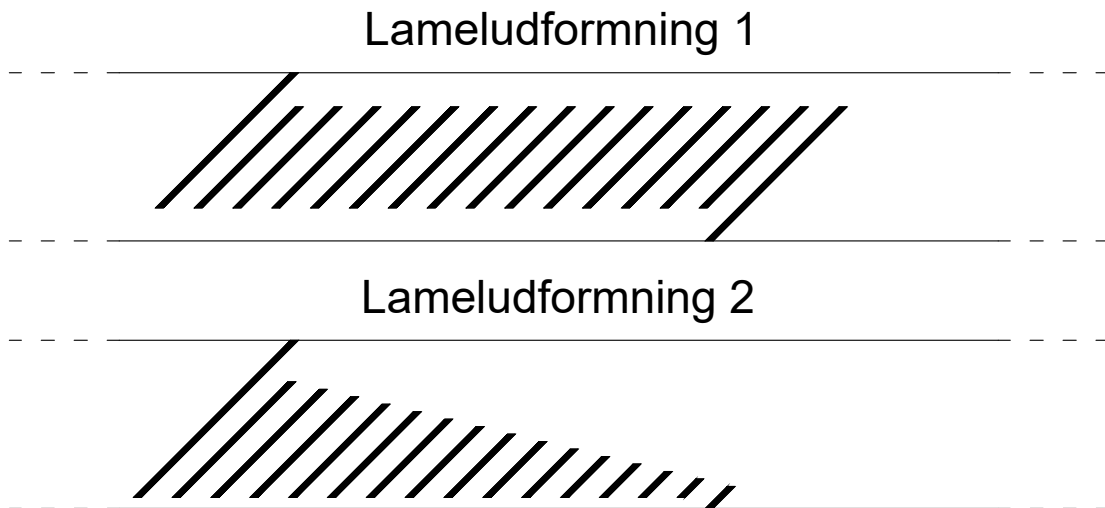
Uanset hvilken højde lamellerne har, vil der ikke kunne være 100 % udnyttelse, da der altid vil være en fyldning og tømningperiode, hvor vandstanden er lavere end lamellerne. Benyttes der en lavere lamelhøjde vil lamellerne udnyttes mere, hvilket kan skabe en bedre funktion af midterkonceptet.



Figur 8.22: Udnyttelsestid af lameller med varierende højde ift. den fulde tid der er vand i sedimentationsbassinet.

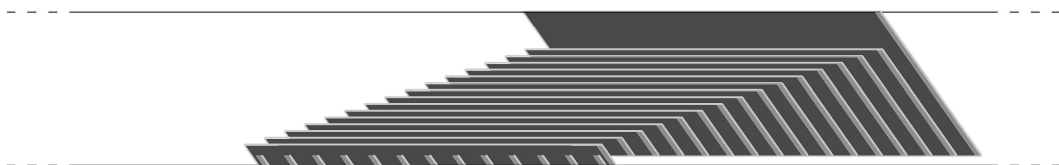
Der fremlægges en ny opbygning af lamelkonstruktionen, hvor der fortsat kan behandles den samme mængde vand i bassinet, da strategien og volumen af bassinet ikke ændres.

Det vælges at lave lameller af stigende højde, hvor den laveste er 0,2 m, hvilket resulterer i at vandstanden i 59 % af tiden, der er vand i bassinet, vil være over denne lamelhøjde, jf. figur 8.22. Den reviderede lamelkonstruktion ift. den tidligere fremgår af figur 8.23.



Figur 8.23: Lamelkonstruktion før (Lameludformning 1) og efter revidering (Lameludformning 2). Strømning fra venstre mod højre.

Lameludformning 2 skaber strømning over lamellerne ved forskellige vanddybder. Den højeste lamel vandet kan strømme over er i 1,22 m højde, ligesom lameludformning 1. På figur 8.24 fremgår lameludformning 2, hvor den første lamel er hæftet til toppen af bassin, hvorved vandet tvinges under denne. Derudover er den bagerste lamel hæftet til bunden og har huller, som vandet kan strømme igennem, så tømning af bassinet er muligt, hvilket følger lameludformning 1. Afstanden fra bunden af bassinet til lamelunderkanten er sænket fra 0,3 m til 0,1 m, da der ellers vil strømme vand igennem midten af bassinet uden at være i kontakt med lamelkonstruktionen. Antallet af lameller og afstanden imellem dem er uændret.



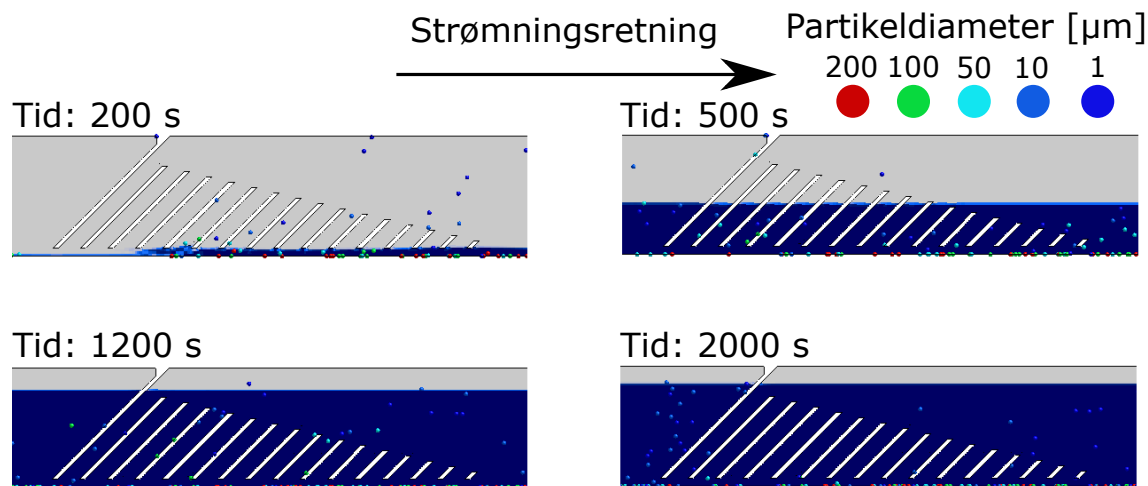
Figur 8.24: Revideret lamelkonstruktion med huller under den bagerste lamel.

Ændringerne bevirker at et mindre lamelareal leder partikler mod bunden af bassinet, hvilket kan påvirke renseseffektiviteten af bassinet. Renseseffektiviteten undersøges derfor ved stationær modellering af den fulde konceptopbygning med den nye lamelopbygning, hvor der indsættes partikler efter samme fremgangsmåde som i afsnit 7.6.2. Fjernelsesgraden af partikler er uændret ved lameludformning 2 ift. lameludformning 1, og partikler tilbageholdes lidt tidligere i bassinet grundet den lavere højde af underkanten for lamellerne, der tvinger partiklerne tæt på bunden.

Der konstrueres en todimensionel model ligesom med lameludformning 1, jf. afsnit 8.5.1. Ved modellering af samme regn som for lameludformning 1 fremgår det, at vandstanden når 0,2 m allerede efter 278 s, hvorefter vandet kan strømme over den laveste lamel. På figur 8.25 ses hvordan lameludformning 2 fyldes, hvor det fremgår at partiklerne også i lameludformning 2 strømmer op mellem lamellerne, hvorved funktionen af lamellerne er

bibeholdt trods den reviderede opbygning.

Figurer for fyldning af hele bassinet med lameludformning 2 fremgår af bilag M.4.4. Grundet lang beregningstid har det ikke været muligt at bestemme partikeltilbageholdelsen ved brug af lameludformning 2.



Figur 8.25: Vandstand og partikler ved brug af lameludformning 2.

En lamelseparator benyttes normalt i et fuldt bassin, hvor den altid er vanddækket, og vand strømmer gennem hele konstruktionen, som det er tilfældet i den stationære modelering i afsnit 7.4.1. Tæt ved lameloverfladerne vil hastigheden være lav grundet de viskøse forskydningskræfter er styrende, hvorved partikler sedimenteret til en lameloverflade vil være svære at transportere videre i bassinet. Der er herved fordelagtigt at have et stort overfladeareal af lamellerne.

Funktionen af sedimentationsbassinet konflikter derfor med den teoretiske baggrund for brug af lameller, da det fyldes og tømmes, og der sjældent er strømmingen gennem hele bassinet grundet ventetiden før tømning. Det kan således diskuteres om den høje renseevne skyldes den forreste lamel, som tvinger partikler tæt på bunden, hvor de kan aflejres. Dette er dog ikke tilfældet, da partikler fanges mellem lamellerne, jf. afsnit 8.5.2, hvorefter de bundfældes tidligere i bassinet, end hvis der ikke er lameller. Lamellerne har herved en betydning for renseevnen.

Lameludformning 2 har et mindre lamelareal end lameludformning 1, men hastigheden under den bagerste lamel sænkes hurtigere, da vandet kan strømme over lamellerne tidligere under fyldning, hvilket giver roligere strømningsforhold til partikelsedimentation ved lamellerne. Endvidere vil partikler i lameludformning 1 transporteres ud af lamellerne ved toppen af vandspejlet, hvor sedimentationsafstanden er stor. Dette er ikke tilfældet i lameludformning 2, hvor partikler vil være tættere på bunden i udløbsenden, og derfor har kortere sedimentationsafstand. Af disse grunde er lameludformning 2 bedre egnet til brug i sedimentationsbassin.

8.6 Renseeffektivitet i sedimentationsbassin

Med strategien for funktionen af sedimentationsbassinet kan der behandles 94 % af alt regn målt i regnserien, og bassinet er tomt i 91 % af hele regnseriens varighed ved beregning i boksmodellen. Hvis det antages, at alle partikler over 54 μm bundfældes i bassinet, grundet ventetiden før der tømmes på 1 time, efter vandstanden overstiger 0,6 m, vil 89 % af sedimentet tilført sedimentationsbassinet tilbageholdes, jf. afsnit 8.4. Dette giver en samlet renseseffektivitet på 84 % af alt sediment tilført bassinet i hele regnseriens længde.

Der behandles det første volumen af alle regnhændelser, hvor partikelkoncentrationen er størst grundet first flush, jf. afsnit 8.1, medmindre der er koblede regnhændelser, hvor det er nødvendigt at aflaste til forsinkelsesbassinet. Imellem koblede hændelser vil tørperioden dog være kort, og partikelkoncentrationen i den efterfølgende regnhændelse vil derfor være lav. Behandlingen af first flush vil øge mængden af sediment, som tilføres sedimentationsbassinet, hvorved en renseseffektivitet på 84 % er konservativt, da det er beregnet ved antagelse om en ligelig fordeling af partikler over hele tilstrømningen.

Den høje renseseffektivitet fremgår også af den stationære modellering i afsnit 7.6.2, hvor der er en partikeltilbageholdelse i sedimentationsbassinet på 97,6 % af partikler på 1 μm , og højere ved større partikelstørrelser. Endvidere viser analysen i to dimensioner med strategien for funktionen af sedimentationsbassinet implementeret, at sedimentationsbassinet ved den anvendte regn tilbageholder 93,4 % af partiklerne på 1 μm , se afsnit 8.5. Renseeffektiviteten er altså faldet fra den stationære modellering til den dynamiske modellering med tømning og fyldning af sedimentationsbassinet, men renseseffektiviteten er stadig høj.

I ingen af undersøgelserne er der taget højde for at de mindste partikler kan have kohæsive egenskaber og derved flokkulere til aggregater. Dette er dog konservativt, da flokkulering vil øge tilbageholdelsen i sedimentationsbassinet, da flere partikler vil sedimentere.

Dette betyder sammenlagt, at der kan forventes en renseseffektivitet på minimum 84 % af alt sediment i sedimentationsbassinet, hvilket er tilsvarende et vådt regnvandsbassin, som normalt har fjernelsesgrader på omkring 80 %, jf. afsnit 7.6.2 [Vollertsen et al., 2012b]. Dette er på trods af sedimentationsbassinet tørlægges mellem regnhændelser, hvorved der udover god renseevne også er lettere oprensningen af sedimentet.

Omkostninger ved oprensning

9

Som tidligere nævnt er oprensning af regnvandsbassiner en besværlig proces. I dette projekt er det imidlertid bestemt at hyppigere oprensning af sandfang samt implementering af et forbassin specialiseret til partikelfjernelse gennem sedimentation kan forlænge levetiden af et regnvandsbassin.

Ved driften af disse to løsninger er der dog nogle omkostninger involveret, da det koster mere at oprense sandfang hyppigere, men til gengæld skal mindre sediment oprenses fra regnvandsbassinet. Derudover har sedimentationsbassinet et mindre volumen end et regnvandsbassin, da volumentilbageholdelsen af regnvandet fortsat sker i regnvandsbassinet. Dette betyder, at sedimentationsbassinet skal oprenses oftere end et almindeligt regnvandsbassin, men tørlægningen mellem regnhændelser kan sænke forureningsgraden ved biologisk nedbrydning, samt gøre opgravning og afskaffelse af sedimentet lettere, da vandmættet sediment skal afvandes før deponering.

Det undersøges derfor hvilke omkostninger, som er forbundet med oprensning af et regnvandsbassin, og hvorvidt løsninger bestemt i dette projekt er fordelagtige set fra et økonomisk synspunkt. Der ses bort fra anlægsomkostningerne i denne undersøgelse da det forventes at være på driftomkostningerne, der kan opnås en besparelse.

9.1 Priseksempler for oprensning af regnvandsbassiner

Omkostningerne for oprensning af sediment fra regnvandsbassiner varierer meget de enkelte bassiner imellem. Prisen afhænger af sedimentets forureningsgrad, metoden anvendt til oprensningen og mulighederne for at borttransportere sedimentet. Nedenfor fremgår en række priseksempler for opgravning, transport og/eller deponering af sediment fra våde regnvandsbassiner. Renseeffektiviteten er størst i våde bassiner, hvorfor disse normalt oprenses hyppigere end tørre bassiner. Ifølge en telefonsamtale med Johnny Kristensen fra jordrensningsfirmaet RGS90 er tørreopgravet sediment 10 % – 15 % billigere at behandle og deponere end vådopgravet sediment, da vådt sediment skal afvandes [Kristensen, 2017].

- Frederikshavn Forsyning, Priser ifm. oprensning af et regnvandsbassin i Frederikshavn Kommune [Berg, 2017]:
 - Jord med forureningskategori 1 – 55 kr /ton inkl. transport og deponering, ekskl. opgravning.
 - Jord med forureningskategori 2 – 120 kr /ton inkl. transport og deponering, ekskl. opgravning.
 - Jord udenfor kategori – 230 kr /ton inkl. transport, deponering og vådtillæg, ekskl. opgravning.

- Orbicon, Pris anvendt under budgettering af drift for fire regnvandsbassiner i Albertslund Kommune [Orbicon, 2014]:
 - Gennemsnitlig pris for alle typer jord – 1000 kr /ton inkl. opgravning, transport og deponering.
- NFS Spildevand (Nyborg Forsyning og Service), Gennemsnitspriser for oprensning af bundsediment fra 33 regnvandsbassiner i Nyborg Kommune [Konkurrence- og Forbrugerstyrelsen, 2016]:
 - Gennemsnitlig pris for alle typer jord – 333,05 kr /m² vandspejl + fast omkostning på 27 856 kr inkl. opgravning, transport og deponering.
- RGS90 (Råstof og Genanvendelse Selskabet), Erfaringstal fra salgscchef for RGS90 [Kristensen, 2017]:
 - Jord med kategori 2 – 80 kr /ton inkl. deponering, ekskl. opgravning og transport.
 - Jord udenfor kategori – 750 kr /ton inkl. deponering, ekskl. opgravning og transport.
 - Gennemsnitlig pris uafhængig af forureningsgrad og geografi – 300 kr /ton til 400 kr /ton inkl. deponering, ekskl. opgravning og transport.

Det varierer hvad der er inkluderet i priserne. Foruden dette varierer priserne alt efter hvor i landet oprensningen udføres og alt efter hvilken forureningsgrad, som sedimentet har. Dette betyder, at det kan være vanskeligt at forudsige prisen for en oprensning af et regnvandsbassin.

Håndteringen af bundsediment er ikke det eneste der er udgifter til i forbindelse med oprensning af regnvandsbassiner. NFS Spildevand har også budgetteret til anstilling og hegn. Anstilling indebærer opstilling af arbejdsplads og adgangsveje ved bassinet ifm. oprensning af bundsediment. Dette vil være en fast udgift ved alle oprensninger og koster ifølge NFS Spildevand 25 000 kr . Derudover er der omkring nogle regnvandsbassiner hegn, som er nødvendig at fjerne for oprensning kan finde sted, og som efterfølgende skal sættes op igen. Udgifter ifm. hegn omfatter arbejdstid og materialer ved nedtagning og opsætning af hegn ved regnvandsbassinet og koster ifølge NFS Spildevand 40 000 kr . [Konkurrence- og Forbrugerstyrelsen, 2016]

9.2 Forsinkelsesbassin på projektlokaliteten

Der beregnes et overslag for omkostningerne ved oprensning af forsinkelsesbassinet på projektlokaliteten eksklusiv og inklusiv oprensning af sandfang i oplandet på trods af de meget varierende omkostninger for bassinoprensning. Overslagene laves for at afgøre effekten oprensning af sandfang kan have på økonomien for oprensning af forsinkelsesbassiner.

I overslaget for oprensning af forsinkelsesbassinet anvendes følgende priser:

- Anstilling: 25 000 kr . [Konkurrence- og Forbrugerstyrelsen, 2016]
- Opgravning, transport og deponering af sediment: 1000 kr /ton. [Orbicon, 2014]

Prisen for anstilling medtages i overslaget, da opstilling og etablering af adgangsveje og arbejdsplads altid vil være nødvendigt i forbindelse med oprensning af regnvandsbassiner. Prisen for afskaffelsen er jord benyttes da både opgravning, transport og deponering er inkluderet i denne og uafhængigt af forureningsgraden, da det ikke vides hvilken forureningsgrad sedimentet i forsinkelsesbassinet vil have.

Til at beregne massen af sediment, som skal opgraves, anvendes en sedimentdannelse i bassinet fra oplandet på $2,08 \text{ m}^3/\text{red. ha}$ årligt med en densitet på $1200 \text{ kg}/\text{m}^3$. Disse værdier er anvendt af Orbicon [2014] i forbindelse med en estimering af mængden af sediment, som skal oprenses fra våde regnvandsbassiner. Der benyttes et reduceret oplandsareal på $2,1 \text{ ha}$, som opgivet i udledningstilladelsen [Nordjyllands Amt, 2006].

For oprensning af sandfang anvendes en pris på $160 \text{ kr}/\text{sandfang}$ uafhængigt af mængden af sediment. Dette er prisen for oprensningen af vejbrøndene i projektområdet, ifølge Morten Hass Rasmussen fra Envidan A/S, som organiserede oprensningen af sandfangene [Rasmussen, 2017]. I alt 24 brønde i projektområdet kan bidrage med tilbageholdelse, og skal dermed oprenses, hvilket resulterer i en samlet udgift til oprensning af sandfang i oplandet på 3840 kr .

9.2.1 Forsinkelsesbassin ekskl. sandfang i oplandet

Ifølge Hvitved-Jacobsen et al. [2010] bør regnvandsbassiner oprenses, når det effektive volumen er reduceret med $10\% - 15\%$. Det vælges, at bassinet skal oprenses, når det effektive volumen er reduceret med 10% , da dette vil resultere i, at det skal oprenses flest gange og er dermed konservativt. Bassinet har et volumen på 800 m^3 , jf. afsnit 4.1, hvorved det skal oprenses, når der er 80 m^3 sediment i bassinet. Bassinet skal derfor oprenses efter $18,3$ år med den valgte sedimenttilførsel. Omkostningerne ved oprensning af forsinkelsesbassinet uden oprensning af sandfang er vist i tabel 9.1.

Opgave	Antal el. ton	kr/stk. el. kr/ton	Pris [kr]
Anstilling	1	25 000	25 000
Håndtering af sediment	96,0	1000	96 000
I alt			121 000
Bassin pr. år			6612

Tabel 9.1: Omkostninger ved oprensning af forsinkelsesbassin uden oprensning af sandfang. Forsinkelsesbassinet oprenses efter $18,3$ år.

9.2.2 Forsinkelsesbassin inkl. sandfang i oplandet

Alle sandfang i oplandet antages at blive oprenset én gang hvert år. På baggrund af den målte sedimentopbygning er det bestemt, at de tilsammen tilbageholder $0,41 \text{ m}^3$ sediment årligt, jf. afsnit 6.1.1. Sandfangene bevirker, at forsinkelsesbassinet skal oprenses hvert $20,2$ år, hvilket betyder, at sandfang forlænger levetiden af forsinkelsesbassinet med $1,9$ år. Resultatet for overslaget er vist i tabel 9.2.

Opgave	Antal el. ton	kr/stk. el. kr/ton	Pris [kr]
Oprensning sandfang	20,2	3840	77 568
Anstilling	1	25 000	25 000
Håndtering af sediment	96,0	1000	96 000
I alt			198 568
Bassin + sandfang pr. år			9830
Bassin pr. år			5990

Tabel 9.2: Omkostninger ved oprensning af forsinkelsesbassin med oprensning af sandfang med årlig tilbageholdelse på $0,41 \text{ m}^3$. Forsinkelsesbassinet oprenses efter 20,2 år.

Den samlede årlige pris er steget fra 6612 kr /år til 9830 kr /år, men den årlige pris udelukkende for oprensning af forsinkelsesbassinet er reduceret til 5990 kr /år, idet oprensning af sandfangene resulterer i at forsinkelsesbassinet ikke behøver at blive oprenset så ofte. En besparelse kan derfor forventes for myndigheden, der oprenser regnvandsbassiner, såfremt denne ikke også er ansvarlig for oprensning af sandfang i vejbrønde.

9.3 Sedimentationsbassin

I afsnit 8.6 er det påvist, at sedimentationsbassinet har en fjernelsesgrad på mindst 84 % for partikler. Det antages, at der tilføres hhv. $2,08 \text{ m}^3/\text{red. ha}$ og $1,88 \text{ m}^3/\text{red. ha}$ sediment fra oplandet på 2,1 ha eksklusiv og inklusiv tilbageholdelse i sandfang. Hvis de sidste 16 % af partiklerne tilbageholdes i forsinkelsesbassinet, og det skal oprenses, når der er tilført 80 m^3 sediment vil levetiden af bassinet forlænges fra 18,3 år, jf. afsnit 9.2.1, til hhv. 114,5 år og 126,6 år. Da levetiden af forsinkelsesbassinet forlænges markant vha. sedimentationsbassinet, antages det i overslagsberegningerne for omkostningerne, at forsinkelsesbassinet ikke skal oprenses. Alt sediment fra oplandet tilføres derfor til sedimentationsbassinet, hvilket er konservativt ift. oprensning af sedimentationsbassinet.

I beregningen af udgifterne for anvendelse af sedimentationsbassinet sedimenttilførslen på $1,88 \text{ m}^3/\text{red. ha}$, hvor tilbageholdelsen i sandfang i oplandet er medtaget.

Sedimentationsbassinet er mindre end forsinkelsesbassinet, hvorved det skal oprenses oftere, men prisen for håndtering af sedimentet kan muligvis sænkes grundet lavere forureningsgrad og let opgravning i betonbassinet.

Sedimentationsbassinet oprenses ligesom forsinkelsesbassinet, når det effektive volumen er reduceret med 10 %. Sedimentationsbassinet har et effektivt volumen på 153 m^3 , hvorved det skal oprenses når der er tilført $15,3 \text{ m}^3$ sediment. Sedimentationsbassinet skal således oprenses efter 3,8 år.

I prisen medregnes 12 500 kr ved hver oprensning for anstilling. Prisen for anstilling er reduceret til det halve ift. for forsinkelsesbassinet, jf. afsnit 9.2, da det forventes at adgangsveje til sedimentationsbassinet vil være permanente, og derfor ikke skal konstrueres før hver oprensning. Der vil i stedet være omkostninger forbundet med at fjerne overdækning og konstruktioner i sedimentationsbassinet.

Der benyttes en pris på 900 og 500 kr/ton for håndtering af sediment, da det forventes, at denne sænkes, hvis forureningsgraden er lavere. Resultatet er vist i tabel 9.3. For at sammenligne prisen med forsinkelsesbassinet benyttes overslaget fra tabel 9.2.

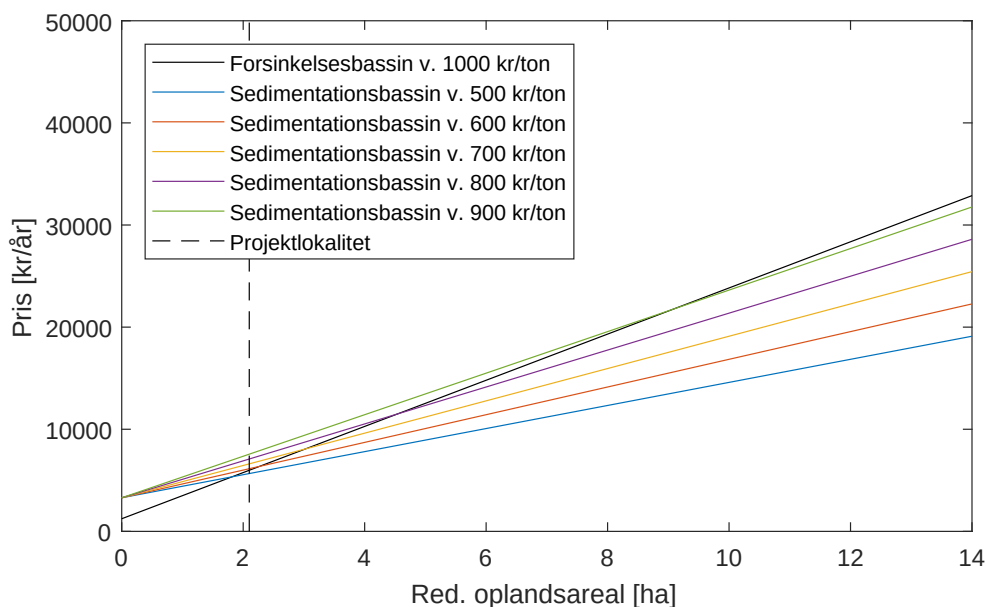
Bassin	Pris [kr /år]
Forsinkelsesbassin v. 1000 kr /ton	5990
Sedimentationsbassin v. 900 kr /ton	7588
Sedimentationsbassin v. 500 kr /ton	5668

Tabel 9.3: Priser for oprensning pr. år for sedimentationsbassinet og forsinkelsesbassinet.

Det kan ses af tabel 9.3, at det kan betale sig at oprense sedimentationsbassinet i stedet for forsinkelsesbassinet på projektlokaliteten, hvis prisen for håndtering reduceres til 500 kr /ton, men en så stor reduktion vil sandsynligvis være urealistisk.

For større oplande hvor håndteringen af sedimentet udgør en større andel af omkostningerne vil det være mere rentabelt at oprense sedimentationsbassinet i stedet for forsinkelsesbassinet. Derfor laves en analyse hvor oplandsarealet varieres. Det antages, at sedimentationsbassinets volumen vokser lineært med oplandsstørrelsen med $73 \text{ m}^3/\text{red. ha}$, da dette passer med bassinets størrelse ift. projektoplandets størrelse. Endvidere antages det, at der tilbageholdes $0,20 \text{ m}^3/\text{red. ha}$ i sandfangene, da dette svarer til tilbageholdelsen målt i projektoplandet pr. red. ha. Sedimenttilstrømningen til sedimentationsbassinet er derfor $1,88 \text{ m}^3/\text{red. ha/år}$, og skal oprenses hvert 3,8 år ligesom tidligere antaget.

Resultatet er vist på figur 9.1.



Figur 9.1: Årlige priser for oprensning af sedimentationsbassin ved stigende størrelse oplande og forskellige priser for håndtering af sediment.

Figur 9.1 viser, at det kan betale sig at oprense sedimentationsbassinet ift. forsinkelsesbassinet ved oplande med reducerede arealer fra ca. 2 ha – 9 ha alt efter prisen for håndteringen

af sedimentet.

Eftersom bassinet tømmes imellem regnhændelser vil der foregå en naturlig afvanding, som vil øge andelen af tørstof i sedimentet, hvilket kan reducere omkostningerne ifm. deponering ift. opgravning fra et vådbassin.

Desuden betyder tørlægning mellem regnhændelser, at der bliver tilført ilt til sedimentet, hvilket kan reducere forureningsgraden af sedimentet. Dette reducerer prisen for deponeringen af sedimentet, jf. afsnit 9.1. Reduktionen i prisen varierer dog efter hvilken forureningsklasse sedimentet havde som udgangspunktet, og hvilken klasse det kan reduceres til. Reduktion i prisen for afvanding og lavere forureningsgrad i sedimentet vil ikke kunne opnås på projektlokaliteten, da forsinkelsesbassinet er et tørbassin, hvorved sedimentet også er tørt. Denne besparelse vil derfor kun være opnåelig, hvis sedimentationsbassinet benyttes inden et vådt regnvandsbassin.

Sedimentationsbassinet har dog en højere renseevne end et almindeligt tørbassin, hvorved implementering foran et tørbassin vil resultere i en miljømæssig gevinst ift. recipienten. Placeringen foran et tørbassin har derfor også fordele om end ikke økonomiske.

Generelt er alle de økonomiske analyser baseret på data for våde regnvandsbassiner. Dette betyder, at analysen bedst beskriver sandfangs og sedimentationsbassinets betydning for økonomien i oplande med våde regnvandsbassiner.

I dette projekt er det undersøgt for et specifikt opland, hvordan volumen af regnvandsbassiner kan bibeholdes ved tilbageholdelse af partikler i sandfang og et sedimentationsbassin. Derfor diskuteres erfaringer, implementeringsmuligheder og videre undersøgelser, der bør udføres.

Sandfang kan tilbageholde partikelstørrelser lignende hvad der sedimenterer i regnvandsbassinet. Ved monitoreringen af opbygningen af sediment over 3 måneder har det imidlertid vist sig, at sedimentopbygningen varierer meget sandfangene imellem, hvorved det kan være svært at bestemme en generel periode for, hvornår oprensning af sandfang bør foretages. Oprensning af sandfang kan ikke i sig selv afhjælpe reduktion af volumen i bassiner, men oprensningen kan gøre driften af bassiner billigere, da de skal oprenses sjældnere. Derfor bør sedimentopbygningen monitoreres i de enkelte brønde, hvorved de kan oprenses efter behov. Belastningen til vejbrøndene varierer over tid, og derfor bør alle brønde monitoreres lige ofte. Monitoreringen kan foregå ved, at sedimentdybden enten måles manuelt, eller ved implementering af sensorer i vejbrøndene. Der vil således være udgifter forbundet med monitoreringen, hvorved ulemperne ved oprensning af sandfangene muligvis overgår fordelene i at undgå reduktion af volumen i regnvandsbassinet for et opland. Den totale opbygningsperiode for fyldning af sandfangene er ikke målt og der er udelukkende foretaget målinger i projektområdet. Ved at udvide måleperioden og måle på flere lokaliteter kan der opnås en bedre viden om hvornår sandfang bør oprenses.

I nye oplande kan vejbrønde alternativt udformes på en måde, så volumen af sandfangene er større, hvorved oprensningen skal foregå mindre hyppigt, eller på anden måde der kan sikre god tilbageholdelse af små partikelfraktioner, selv når sandfanget er ved at være fuldt.

Vejbrønde benyttes i de fleste byområder til afledning af regnvand fra veje, og etableres derved sammen med nybyggeri og vejanlægning. Det kan dog ses ud fra målingerne foretaget i dette projekt at sedimentopbygningen i vejbrønde og regnvandsbassiner påvirkes af byggeaktiviteten i et område, da der herved ledes sand til vejbrøndene. Brønde i områder med høj aktivitet har derfor behov for at blive oprenset oftere end brønde i mindre belastede områder. Det anbefales derfor, at der skal stilles krav om, at bygherrer sørger for oprensning af vejbrønde og bassin ved byggeriers afslutning, så kapaciteten i systemet ikke nedsættes.

Udover sandfang er det også muligt at benytte et forbassin specialiseret til sedimentation til at bibeholde volumen af regnvandsbassinet. Undersøgelserne viser at selv et tomt forbassin kan skabe god partikeltilbageholdelse. På nuværende tidspunkt er der imidlertid ikke krav om brug af et forbassin, da kravene til regnvandsbassiner er fastsat udelukkende ud fra den hydrauliske påvirkning af recipienten og ikke stofbelastningen, da denne kommer fra diffuse kilder. Der er derimod fastsat krav til anvendelsen af BAT. Et forbassin bør

derfor betragtes som BAT, hvorved det bliver et krav ved etablering af nye bassiner, så der skabes en bedre rensning af regnvand og beskyttelse af recipienter.

Almindeligvis benyttes våde regnvandsbassiner til at sikre god rensning. Oprensningen af disse er omkostningsrig, da sedimentet er vådt og derved skal afvandes før deponering. I dette projekt er det påvist, at der kan opnås god renseevne i et tørt forbassin, hvis der er kontrol over strømningerne i bassinet, samt hvordan vandet tømmes ud af bassinet igen. Tørlægningen mellem regnhændelser kan reducere omkostningerne ved at oprense bassinet. Reduktionen i omkostningerne ved oprensning er størst på store oplande, hvor sedimenttilstrømningen er tilsvarende stor. Dog er der naturligvis også øgede anlægskostninger ved etableringen af to bassiner, et forbassin og et forsinkelsesbassin, fremfor ét almindeligt bassin. Derfor er kombinationen af to bassiner ikke anvendelig på alle lokaliteter, men anbefales for områder med tæt trafik eller meget byggeri hvor sedimenttilførslen er stor.

Våde regnvandsbassiner sikrer vha. det permanente våde volumen en lang opholdstid for regnvand, hvilket øger partikelfjernelsen. Denne funktion vil imidlertid blive overflødig, forudsat at sedimentationsbassinet fjerner partiklerne i regnvandet. Regnvandsbassinets eneste funktion bliver derved at forsinke regnvandet inden det ledes videre til recipienten, hvilket gøres mere effektivt med et tørt regnvandsbassin, hvor hele volumen anvendes til forsinkelse af regnvandet. For oplande hvor der allerede er implementeret et vådt regnvandsbassin kan sedimentationsbassinet installeres for at forbedre rensningsevnen og sænke omkostningerne ifm. oprensning. For nye oplande bør der etableres tørre regnvandsbassiner, da disse er mest arealeffektive ift. forsinkelse af regnvand.

Anlægskostninger ved implementering af sedimentationsbassinet af beton undersøgt i dette projekt er dog væsentligt højere end ved etableringen af et almindeligt regnvandsbassin, men driften af sedimentationsbassinet er dog billigere. Det kan derfor være bassinet ikke skal bygges i beton, men kan konstrueres billigere i jord, hvor der også indsættes de forskellige konstruktioner. Dette vil sænke anlægskostninger og gøre afskrivningsperioden kortere.

Anvendelse af sedimentationsbassinet giver en miljømæssig gevinst, idet der som påvist er tilbageholdelse af 84 % af alt sediment fra oplandet. Bassinets renseevne reduceres desuden ikke med tiden, som i almindelige regnvandsbassiner, idet der er bestemt en strategi der sikrer høj renseevne uanset regnhændelsens intensitet og volumen. Derudover er bassinet udformet så oprensning er lettere, hvorved vedligeholdelsen er mindre besværlig. På den måde opnås bedre beskyttelse af recipienten og funktionen af det efterfølgende forsinkelsesbassin opretholdes i 114,5 år.

Der er generelt ikke nogle økonomiske fordele ved at oprense både sandfang og sedimentationsbassinet ift. de totale omkostninger for oprensning af både sandfang og bassin. Sedimentationsbassinet kan betragtes som ét stort sandfang i bunden af afløbssystemet, som i sig selv bør kunne bibeholde volumen af det efterfølgende forsinkelsesbassin. Dog er det stadig nødvendigt at oprense sandfang, eftersom rørsystemet ellers vil stoppe hurtigere til, og opbygningen af sediment i vejbrøndene kan overstige det videreførende rør. Herved vil kapaciteten til afledning af regnvand reduceres.

Turbiditetmålinger kan benyttes ifm. videre undersøgelser ved implementering af sedimen-

tationsbassinet til at teste om den valgte strategi for funktionen virker. Vandføringen i udløbet kan således tilpasses, så der opnås den renseevne, som er påvist i dette projekt. Strategien for funktionen af forbassinet under regn kan alternativt opbygges omkring måling af turbiditet i indløbet, vandfasen i bassinet og udløbet. På den måde kan indløbet være åbnet eller lukket ift. om der stor koncentration af partikler i regnvandet, så det kan ledes til sedimentationsbassinet, eller ved lav koncentration til forsinkelsesbassinet. Udløbet kan åbnes, når turbiditeten af vandet i bassinet er lav, hvorved partikler ikke tømmes med ud af sedimentationsbassinet.

I dette projekt er der fokuseret på partikelstørrelser, som tilbageholdes i afløbssystemet, da det er partikler, som forårsager reduktionen i volumen af regnvandsbassiner, hvorved den hydrauliske funktion nedsættes. I regnvand er det dog udover partikler også forureninger, som kan skabe problemer ved udledning til recipienten. Hvorvidt det er muligt at tilbageholde forureninger i sandfang og sedimentationsbassinet, samt forureningsgraden af sedimentet i det nuværende regnvandsbassin er imidlertid ikke undersøgt. Derfor bør der foretages målinger af forureningsgraden af sedimentprøver fra sandfang og regnvandsbassinet. Endvidere bør der ved implementering af sedimentationsbassinet tages sedimentprøver over en længere periode, for at klarlægge om der tilbageholdes de partikelfraktioner, som CFD-modellerne i dette projekt påviser. Sedimentprøverne kan også benyttes til at undersøge nedbrydningsraten af forskellig forurening under skiftevis våde og tørre forhold, med henblik på at klarlægge om tørlægning af sedimentationsbassinet giver den forventede reduktion i forureningsgraden af sedimentet.

Konklusion

11

Det konkluderes, at både sandfang i vejbrønde og regnvandsbassinet på projektlokaliteten tilbageholder sediment med partikelstørrelser ned til 1-2 μm . Dog kan sandfangene ikke tilbageholde en tilstrækkelig sedimentmængde til volumen i regnvandsbassinet på projektlokaliteten bibeholdes over tid, men oprensning af sandfang én gang årligt kan forlænge levetiden af regnvandsbassinet fra 18,3 år til 20,2 år.

Der er påvist en renseeffektivitet af partikler på minimum 84 % ved brug af et forbassin specialiseret til sedimentation, hvorved volumen i regnvandsbassinet bibeholdes, da levetiden forlænges til 114,5 år. Ved tilbageholdelse af sediment i både sandfang og forbassin forlænges levetiden af regnvandsbassinet yderligere til 126,6 år.

Overordnet er udgifterne forbundet med implementeringen af forbassinet høje, men driften af regnvandsbassiner bliver mere rentabel, og der er god beskyttelse af recipienten. Ud fra en miljømæssig betragtning er der således fordele ved at benytte forbassinet, hvorfor det bør anvendes til at sikre god rensning af regnvand.

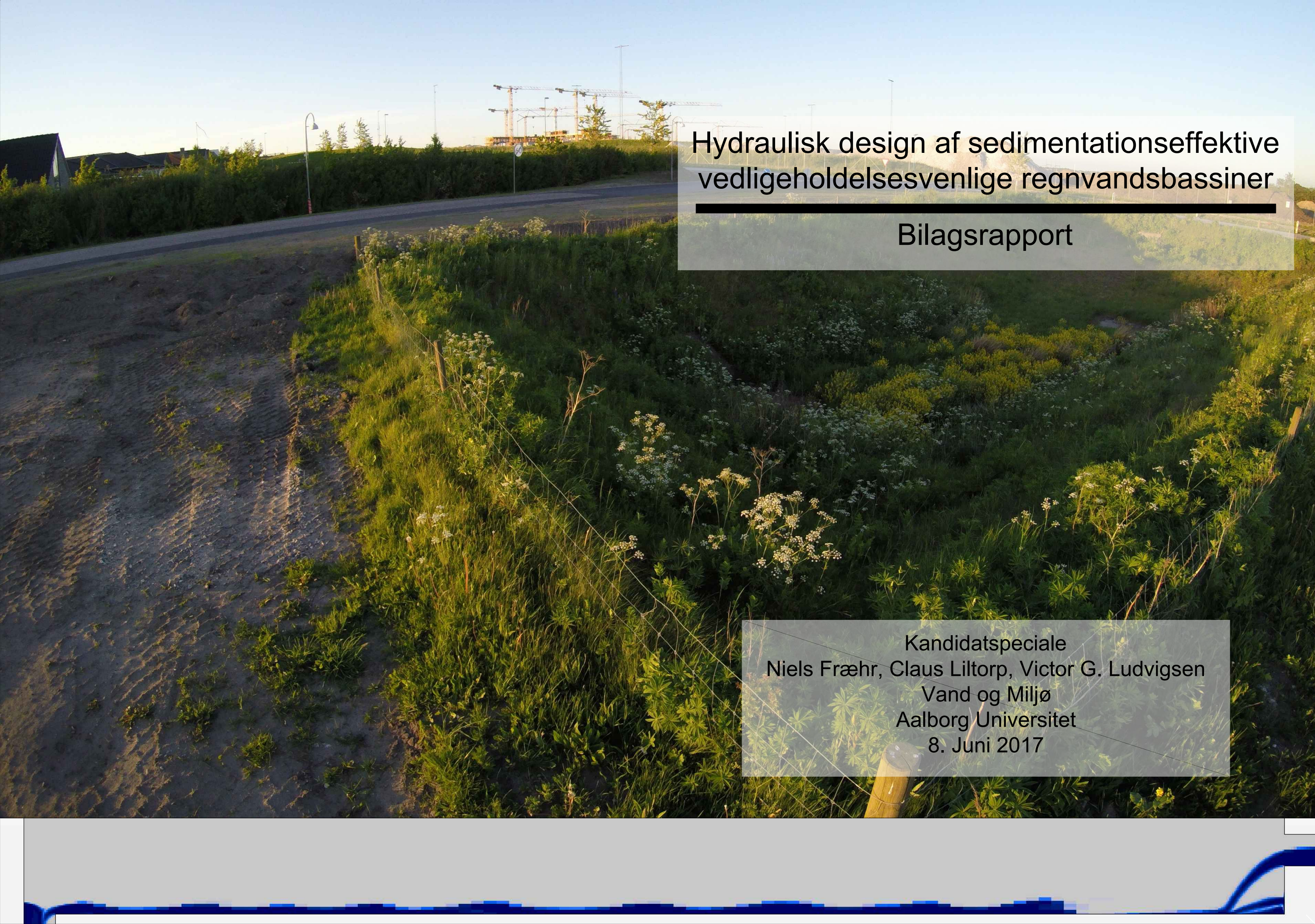
Litteratur

- Aalborg Kommune. *Kloakplan K.0.4.47*, 2007.
- Aalborg Universitet. *Glødetab*, 1997.
- Aalborg Universitet. *Sigteanalyse*, 2004.
- Aarhus Kommune. *Åbne sandfang*, 2011a.
- Aarhus Kommune. *Sandfangsbrønde*, 2011b.
- Aarhus Kommune. *Våde bassiner og damme*, 2011c.
- Anil Acharya, Thomas Piechota og Kumud Acharya. *Characterization of First Flush Phenomenon in an Urban Stormwater Runoff: A Case Study of Flamingo Tropicana Watershed in Las Vegas Valley*. 2010. doi: 10.1061/41114(371)347.
- Åsa Adamsson. *Computational Fluid Dynamics for Detention Tanks - Simulation of Flow Pattern and Sedimentation*, Department of Hydraulics, Chalmers University of Technology, SE-412 96 Göteborg, Sverige, 1999.
- Beckman Coulter, Inc. *LS 13 320 Laser Diffraction Particle Size Analyzer - Instruction For Use*, 2011.
- Thomas Ruby Bentzen. *3D Numerical Modelling of Transport, Deposition and Resuspension of Highway Deposited Sediments in Wet Detention Ponds*. 8UDM & 2RWHM: International Conference: 7th - 12th September, 2009, University of Tokyo, Japan, 2009.
- Thomas Ruby Bentzen. *Introduktion til sedimenttransport*. Department of Civil Engineering, Aalborg University, Danmark, 2006.
- Thomas Ruby Bentzen. *Accumulation of pollutants in highway detention ponds*, 2008.
- Peter Berg. *Mailkorrespondance om priser for oprensning af sediment fra regnvandsbassiner. Vedlagt på Bilags-USB.*, 2017.
- Bilags-USB stik. *USB stik med bilagsdata til denne rapport. Vedlagt.*
- Michael Brorsen. *Strømningslære*. Institutet for Vand, Jord og Miljøteknik, Aalborg Universitet, Danmark, 2005.
- Michael Brorsen og Torben Larsen. *Lærebog i hydraulik*. ISBN: 978-87-7307-978-2, 2. udgave, 2. oplag. Aalborg Universitetsforlag, 2009.
- CD-adapco. *STAR-CCM+ Documentation - Version 11.04*, 2016.
- Dansk Standard. *Norm for afløbsinstallationer*, 2009.
- DANVA. *Vejledning om drift og vedligehold af regnvandsbassiner*, 2016.
- Ana B. Deletic og C. T. Maksimovic. *Evaluation of Water Quality Factors in Storm Runoff from Paved Areas*. Journal of Environmental Engineering, 124(9), 869–879, 1998. doi: 10.1061/(ASCE)0733-9372(1998)124:9(869).
- DMI. *Regnserier fra regnmålerstationer*, 2016.
- DMI. *Fremtidens klima i Danmark*, 2017. URL <https://www.dmi.dk/klima/fremtidens-klima/danmark/>. Besøgt d. 01-05-2017.
- I.G. Droppo, G.G. Leppard, D.T. Flannigan og S.N. Liss. *THE FRESHWATER FLOC: A FUNCTIONAL RELATIONSHIP OF WATER AND ORGANIC AND INORGANIC FLOC CONSTITUENTS AFFECTING SUSPENDED SEDIMENT PROPERTIES*. Water, Air and Soil Pollution, 99, 43–54, 1997.

- Matthieu Dufresne, José Vazquez, Abdelali Terfous, Abdellah Ghenaim og Jean-Bernard Poulet. *CFD Modeling of Solid Separation in Three Combined Sewer Overflow Chamber*. JOURNAL OF ENVIRONMENTAL ENGINEERING, 135(1), 776–787, 2009.
- Envidan A/S. *Materiale udleveret af Envidan A/S. Vedlagt på Bilags-USB.*, 2016.
- Søren Gabriel og Jes Vollertsen. *Anbefalinger til udledning og nedsivning af regnvand*, 2012.
- J. German, K. Jansons, G. Svensson, D. Karlsson og L.-G. Gustafsson. *Modelling of different measures for improving removal in a stormwater pond*. Water Science & Technology, 52(5), 105–112, 2005.
- Matthias Grottker. *Pollutant removal by gully pots in different catchment areas*. The Science of the Total Environment, 93, 515–522, 1990.
- Grundfos. *SL1- og SLV-pumper*, 2013.
- William M. Haynes. *CRC handbook of chemistry and physics*. 96th edition (Internet Version 2015-2016). CRC Press/Taylor and Francis, Boca Raton, FL, 2016.
- Jette Rosenkilde Hedegaard og Marianne Borup Jensen. *Klassifikationsforsøg med baskarpsand No 15*, 1993.
- Thorkild Hvitved-Jacobsen, Jes Vollertsen og Asbjørn Haaning Nielsen. *Urban and Highway Stormwater Pollution: Concepts and Engineering*. ISBN: 978-1-4398-2685-0. CRC Press, 2010.
- IDA Spildevandskomiteen. *Opdaterede klimafaktorer og dimensionsgivende regnintensiteter, Skrift nr. 30*, 2014.
- Københavns Kommune. *Forbassiner*, 2011.
- Københavns Kommune. *Tørre bassiner*, 2009a.
- Københavns Kommune. *Våde bassiner og damme*, 2009b.
- Sher Khan, Bruce W. Melville og Asaad Y. Shamseldin. *Modeling the Layouts of Stormwater Retention Ponds using Residence Time*. 4th IASME/WSEAS Int. Conf. on Water Resources, Hydraulics & Hydrology (WHH 2009), World Scientific and Engineering Academy and Society (WSEAS) Press., Cambridge, U.K., pages 77–83, 2009.
- Sher Khan, Bruce W. Melville, M.ASCE, Asaad Y. Shamseldin og Christoph Fischer. *Investigation of Flow Patterns in Storm Water Retention Ponds using CFD*. JOURNAL OF ENVIRONMENTAL ENGINEERING, 139(1), 61–69, 2013.
- Konkurrence- og Forbrugerstyrelsen. *Korrektion af afgørelse om prisloft for 2016*, 2016.
- Kortforsyningen. *Geodatastyrelsen*, 2016. URL <http://kortforsyningen.dk>. Besøgt d. 01-10-2016.
- Gislain Lipeme Kouyi, Luis Arias, Sylvie Barraud og Jean-Luc Bertrand-Krajewski. *CFD Modelling of flows in large stormwater detention and settling basin*. 2010.
- B.G. Krishnappan og J. Marsalek. *Transport characteristics of fine sediments from an on-stream stormwater management pond*. Urban Water, 4, 3–11, 2002.
- Johnny Kristensen. *Telefonsamtale om priser for behandling og deponering af jord. Noter vedlagt på Bilags-USB.*, 2017.
- J.H. Lee, K.W. Bang, L.H. Ketchum, J.S. Choe og M.J. Yu. *First flush analysis of urban storm runoff*. The Science of the Total Environment, 293, 163–175, 2001.
- Per Loll og Per Moldrup. *Soil Characterization and Polluted Soil Assessment*, 2000.
- Warren C. Lynn og Michael J. Pearson. *The color of soils*, 2000. URL <http://www.envirothonpa.org/documents/munsellcharts.pdf>. Besøgt d. 12-01-2017.

- R.R. Matthews, W.E. Watt, J. Marsalek, A.A. Crowder og B.C. Anderson. *Extending Retention Times in a Stormwater Pond with Retrofitted Baffles*. Water Qual. Res., 32(1), 73–87, 1997.
- Miljø- og Fødevareministeriet. *Bekendtgørelse om anmeldelse og dokumentation i forbindelse med flytning af jord*, 2015.
- Miljø- og Fødevareministeriet. *Bekendtgørelse af lov om miljøbeskyttelse*, 2016a.
- Miljø- og Fødevareministeriet. *Vandplan 2015 – 2021 for vandområdedistrikt Jylland og Fyn*, 2016b.
- Miljøministeriet. *Vedrørende krav til forurenende stoffer i udledningstilladelser*, 2011.
- National Research Council. *Mitigating Shore Erosion along Sheltered Coasts*. The National Academies Press, Washington, DC, 2007. ISBN 978-0-309-10346-6. doi: 10.17226/11764. URL <https://www.nap.edu/catalog/11764/mitigating-shore-erosion-along-sheltered-coasts>. Besøgt d. 03-06-2017.
- Natur- og Miljøklagenævnet. *Afgørelse i sag om Odder Kommunes tilladelse til udledning af overfladevand fra [adresse1] til regnvandsbassin ved Torrild og videre til Stampmøllebæk*, 2015. URL <http://www.nmknafoerelser.dk/afgoerelse/nmk20150312-000g>. Besøgt d. 31-01-2017.
- O. Neerup-Jensen, T. Larsen og M. R. Rasmussen. *Tilbageholdelse af partikulært stof i forsinkelsesbassiner*. Stads og Havneingeniøren, årg. 90(12), 24–27, 1999.
- Nordjyllands Amt. *Afstrømningsmålinger*, 2005.
- Nordjyllands Amt. *Tilladelse til etablering af udløb og udledning af overfladevand fra K-område 0.4.47 til Landbækken, Sdr. Tranders*, 2006.
- Orbicon. *Notat: Beskrivelse af drift ved bassiner inkl. driftsbudget*, 2014.
- Niels Krebs Ovesen, Leif D Fuglsang, Gunnar Bagge, Annette Krogsbøll, Carsten S. Sørensen, Bent Hansen, Klaus Bødker, Lotte Thøgersen, Jens Galsgaard og Anders H. Augustesen. *Lærebog i Geoteknik*. ISBN: 978-87-502-1042-9. Polyteknisk Forlag, 2012.
- J. Persson, N. L. G. Somes og T. H. F. Wong. *Hydraulics Efficiency of Constructed Wetlands and Ponds*. Wat. Sci. Tech., 40(3), 291–300, 1999.
- Michael R. Rasmussen. *Solid Dynamics in Secondary Settling Tanks*. PhD thesis, 1997.
- Morten Hass Rasmussen. *Mailkorrespondance. Vedlagt på Bilags-USB.*, 2017.
- Hans Schroeder. *Coastal Hydraulics*, Danish Hydraulic Institute, 1976.
- Parmeshwar L. Shrestha og Alan F. Blumberg. *Encyclopedia of Coastal Science*. Springer Netherlands, Dordrecht, 2005. ISBN 978-1-4020-3880-8. doi: 10.1007/1-4020-3880-1_95. URL http://dx.doi.org/10.1007/1-4020-3880-1_95. Besøgt d. 03-06-2017.
- Morten Steen Sørensen. *Mailkorrespondance om o7prensning af sediment fra regnvandsbassiner med Morten Steen Sørensen fra Aalborg Vandkoncern. Vedlagt på Bilags-USB.*, 2017.
- C. T. Ta og W. J. Brignal. *Application of Computational Fluid Dynamics Technique to Storage Reservoir Studies*. Wat. Sci. Tech., 37(2), 219–226, 1998.
- Masatsugu Takamatsu, Michael Barrett og Randall J. Charbeneau. *Hydraulic Model for Sedimentation in Storm-Water Detention Basins*. Journal of Environmental Engineering, 136(5), 527–534, 2010.
- G. Tchobanoglous, F.L. Burton, H.D. Stensel og Inc. Metcalf & Eddy. *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*. McGraw-Hill higher education. McGraw-Hill Education, 2003. ISBN 9780070418783. URL <https://books.google.dk/books?id=L1MAXTAkL-QC>. Besøgt d. 03-06-2017.
- Teknologisk Institut. *Lokal afledning af regnvand - LAR*, 2017. URL <http://www.teknologisk.dk/lokal-afledning-af-regnvand-lar/28273>. Besøgt d. 25-01-2017.

- Vandsektorens Teknologiuudviklingsfond. *Rensning af regnvand*, 2017. URL <http://vtu-fonden.dk/projektzonen/projekter/2014/7776-bassiner.aspx>. Besøgt d. 20-03-2017.
- Edward L. Thackston, F. Douglas Shields og Paul R. Schroeder. *RESIDENCE TIME DISTRIBUTIONS OF SHALLOW BASINS*. Journal of Environmental Engineering, 113(6), 1316–1332, 1987.
- V. L. Thurmond, R. W. Potter II og M. A. Clyne. *The Densities of Saturated Solutions of NaCl and KCl from 10° to 105°C*, 1984.
- Jes Vollertsen. *WDP brugervejledning - version 1.01*, 2012.
- Jes Vollertsen, Thorkild Hvitved-Jacobsen og Asbjørn Haaning Nielsen. *Større anlæg til overfladenedsivning af separat regnvand*, 2012a.
- Jes Vollertsen, Thorkild Hvitved-Jacobsen, Asbjørn Haaning Nielsen og Søren Gabriel. *Våde bassiner til rensning af separat regnvand*, 2012b.
- Wavin. *Produktkatalog*, 2016.
- Leif Winther, Jens Jørgen Linde, H. Thorkild Jensen, Leo Lund Mathiasen og Niels Bent Johansen. *Afløbsteknik*. ISBN: 978-87-502-1015-3, 6. udgave, 1. oplag. Polyteknisk Forlag, 2011.
- Jim Wood, Samir Dhanvantari, Mingdi Yang, Quintin Rochfort, Patrick Chessie, Jiri Marsalek, Sandra Kok og Peter Seto. *Feasibility of Stormwater Treatment by Conventional and Lamellar Settling With and Without Polymeric Flocculant Addition*. Water Qual. Res., 39(4), 406–416, 2004.
- WTW. *TetraCon® 925 - Operating manual*, 2009.
- Hexiang Yan, Gislain Lipeme Kouyi, Carolina Gonzalez-Merchan, Céline Becouze-Lareure, Christel Sebastian, Sylvie Barraud og Jean-Luc Bertrand-Krajewski. *Computational fluid dynamics modelling of flow and particulate contaminants sedimentation in an urban stormwater detention and settling basin*. Environ Sci Pollut Res, 21, 5347–5356, 2014.

The background image is a photograph of a landscape. In the foreground, there is a grassy field with some white flowers. A road or path runs diagonally across the middle ground. In the background, there are several construction cranes and some buildings under a clear sky.

Hydraulisk design af sedimentationseffektive vedligeholdelsesvenlige regnvandsbassiner

Bilagsrapport

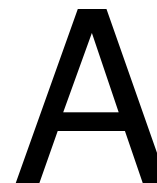
Kandidatspeciale
Niels Fræhr, Claus Liltorp, Victor G. Ludvigsen
Vand og Miljø
Aalborg Universitet
8. Juni 2017

Indholdsfortegnelse

Bilag A	Bilags-USB stik	1
Bilag B	Sedimentation i bassiner	3
B.1	Sedimentation af partikler	3
B.2	Transport af sedimenterede partikler	5
B.3	Sedimentation og transport af kohæsive sedimenter	6
Bilag C	Historisk regnserie fra Gistrup	8
Bilag D	Sedimentprøver i sandfang	10
D.1	Prøvetagning	10
D.2	Visuel inspektion	12
D.3	Sigteanalyse	14
D.4	Organisk materiale i prøver	21
Bilag E	Karakterisering af konstruktionssand	24
Bilag F	Sedimentprøver i bassin	26
F.1	Prøvetagning	26
F.2	Tørring af prøver	29
F.3	Sigteanalyse	29
F.4	Partikelstørrelsesfordeling under 63 µm	30
F.5	Organisk materiale	35
Bilag G	Selvrensning i afløbssystemet	36
G.1	Teori	36
G.2	Resultater	37
Bilag H	Turbulent strømningsteori	39
H.1	Stofspredning	40
Bilag I	Analyse af beregningsnet	42
I.1	Modelopbygning	42
I.2	Resultater	46
I.3	Valg af beregningsnet	48
I.4	Turbulensmodel	48
Bilag J	Sporstofforsøg til validering af STAR-CCM+ model	51
J.1	Forsøgsbeskrivelse	51
J.2	Modelopbygning	54
J.3	Resultater	55
Bilag K	Afbøjning af indløbsstråle	60
K.1	Variation i afbøjning	60
Bilag L	Funktion af koncepter	63

L.1 Indløbskoncepter	63
L.2 Koncepter i bassinmidte	69
L.3 Udløbskoncepter	77
L.4 Fuldt koncept	79
Bilag M Fyldning og tømning af sedimentationsbassin	84
M.1 Opsætning af VOF-model	84
M.2 Modelling af fyldning	85
M.3 Modelling af tømning	87
M.4 Todimensionel modellering af sedimentationsbassin	91
Bilag N Fyldningsforsøg med Afbøjet indløb	99
N.1 Forsøgsbeskrivelse	99
N.2 Resultater	101

Bilags-USB stik



Dette bilag beskriver og giver overblik over Bilags-USB stikket. Mappedstrukturen og en forklaring af hvad der er i mapperne fremgår af nedenstående punktopstilling.

STAR-CCM+ modeller er vedlagt til hver undersøgelse.

- **Afløbssystem (Kapitel 5)**

Mike Urban model af projekt området inkl. regnserien fra Gistrup, samt resultater for overfladeafstrømning og rørstrømning for regn d. 03/07/17. Beregning af selvrensning i afløbssystemet og GIS lag med resultatet.

- **Bassinudnyttelse med WDP (Kapitel 4)**

WDP beregning, excel-ark til redimensionering og regnserien fra Gistrup.

- **Forsøg (Kapitel 5, 6, 7 & 8)**

- **Fyldning af forsøgsbassin**

Billeder, video og noter fra fyldningsforsøg med Afbøjet indløb i forsøgsbassin.

- **Laser Diffraction Particle Size Analyzing**

Data fra LDPSA. Beregning og plot af kornkurve og noter ved brug af apparatet.

- **Sigteanalyser, glødetab og sedimentopbygning**

Forsøgsdata, beregning og plot af sigtekurver, organisk materiaale og uensformighedstal af sediment fra sandfang og bassin på projektlokaliteten, samt konstruktionssand. Noter fra den visuelle inspektion af poseprøver. Endvidere data for opbygningen af sediment i sandfang

- **Sporstofforsøg**

Data fra hhv. sporstofforsøget og modellerne, der passer til. Noter fra forsøget og fortyndingsrækker til at omregne fra konduktivitet til saltkoncentration. Videoer fra forsøget til visuel inspektion af strømninger.

- **Funktion af sedimentationsbassin (Kapitel 8)**

- **Boksmode - Funktion og udnyttelse**

Boksmode af sedimentationsbassin til beregning af ventetid før tømning startes og vandstanden hvor bassinet genfyldes efter aflastning. Beregning af udnyttelse for lameludformning 1. Plot af afløbshydrograf for regnen, der benyttes til modellering i to dimensioner af lameludformning 1 og 2. Beregning med Stokes lov for hvilken størrelse partikler der tilbageholdes ift. hvornår bassinet tømmes.

- **Fyldning**

Data udtræk fra modellering af hhv. 50l/s og 10l/s. Beregning og plot af maksimale og gennemsnitlige forskydningsspændinger ved bunden ift. vandstand.

- **Partikler i 2D-model**

Beregning og inspektion af partikeltilbageholdelse i to dimensioner for lameludformning 1. GIF animationer ses af hhv. lameludformning 1 og 2 med og uden partikler.
- **Tømning**

Beregning og plot af vandstand, udløbsvandføring og bundforskydnings-spændinger gennem modellering af tømning med 3 modeller pga. instabilitet. QH-plot af valgt tømningsstrategi.
- **Korrespondancer**

E-mails og noter til korrespondancer med fagfolk. Disse benyttes ifm. afklaring af område specifik viden og erfaringsindsamling ift. oprensning af regnvandsbassiner.
- **Omkostning oprensning (Kapitel 9)**

Undersøgelse af omkostninger ved oprensning af regnvandsbassin, sandfang og sedimentationsbassin.
- **Regnmåler 5049 Gistrup**

Data fra regnmåleren i Gistrup med stationsnr. 5049. Beregning af volumen af hver regn i serien ift. projektområdet.
- **Stationær mesh-analyse (Kapitel 7)**

Model data udtræk fra de stationære STAR-CCM+ modeller brugt i konvergensanalysen for beregningsnet og plot af hastigheder i snit.
- **Udformning af sedimentationsbassin (Kapitel 7)**
 - **Fuldt koncept**

Beregning af partikeltilbageholdelse og effektiv opholdstid for reference og fuldt koncept med data fra partikel- og passiv skalar model.
 - **Indløb**

Dataudtræk, beregning og plot af: Stationært svingende jet, dynamisk svingende jet, partikelbaner og hastighedssnit. I Dynamisk jet findes også GIF animationer til visuel vurdering af svingninger i indløbskoncepterne.
 - **Midte**

Beregning af partikeltilbageholdelse ved midterkoncepter.
 - **Udløb**

Beregning af partikeltilbageholdelse og forskydningspændinger ved lav vandstand i udløbskoncepter.

Sedimentation i bassiner

B

I dette bilag gennemgås forskellige teorier for sedimentation og transport af partikler. Endvidere undersøges sedimenttypens betydning for sedimentationen.

B.1 Sedimentation af partikler

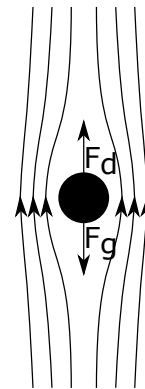
Stokes' lov beskriver hastigheden, hvormed en partikel sedimenterer i en stillestående væske, jf. formel (B.1).

Stokes' lov gælder for laminær strømning omkring kugleformede partikler med en diameter $< 0,1$ mm [Bentzen, 2006]. Den er bestemt ved en ligevægt mellem opdriften på partiklen (drag) og tyngdekraften, se figur B.1, hvorved sedimentationshastigheden er konstant. En partikel sedimenterer, hvis tyngdekraften er større end opdriften. [Brorsen og Larsen, 2009]

$$v_s = \frac{d^2 g}{18\mu} (\rho_p - \rho_v) \quad (\text{B.1})$$

Hvor

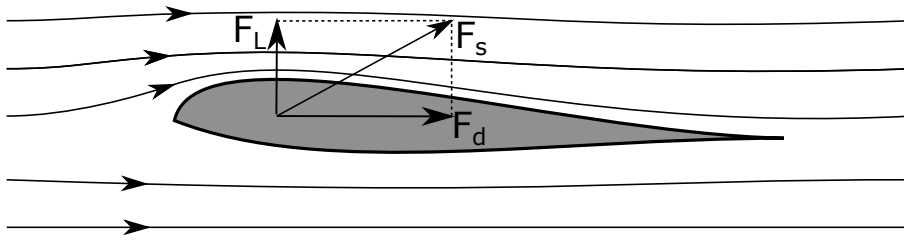
v_s	Sedimentationshastighed [m/s]
d	Diameter af partikel [m]
g	Tyngdeaccelerationen [m/s ²]
μ	Dynamisk viskositet [N · s/m ²]
ρ_p	Partikeldensitet [kg/m ³]
ρ_v	Væskens densitet [kg/m ³]



Figur B.1: Kræfter virkende på partikel ifølge Stokes lov.

Partikler i overfladevand er dog ikke kugleformede og har mange forskellige størrelser. Dette påvirker strømkraften på partiklerne.

Strømkraften kan opdeles i to komponenter; drag- og løftekraften, jf. figur B.2. Når væske strømmer henover en partikel vil der skabes et undertryk på oversiden af partiklen, hvis hastighedsgradient her er størst. Dette udtrykkes med løftekraft-komponenten. Drag-kraften angiver den horisontale kraft på tværsnitsarealet af partiklen grundet hastighedsforskel mellem partikel og væske.



Figur B.2: Strømkraft på partikel. [Brorsen og Larsen, 2009, Figur 9.5 red.]

Ved stigende størrelse af partiklen vil volumen stige hurtigere end tværsnitsarealet. Tyngdekraften bliver derved hurtigere større end strømkraften, hvorved partikler sedimenterer hurtigere ved stigende størrelse.

I et regnvandsbassin skal opholdstiden i bassinet være lig med eller større end sedimentationstiden af en partikel, for den kan nå at sedimentere. For et rektangulært bassin med stationære forhold gælder følgende:

$$t_{bassin} \geq t_{partikel} \Leftrightarrow v_{s,k} \geq \frac{Q}{A_s} \quad (\text{B.2})$$

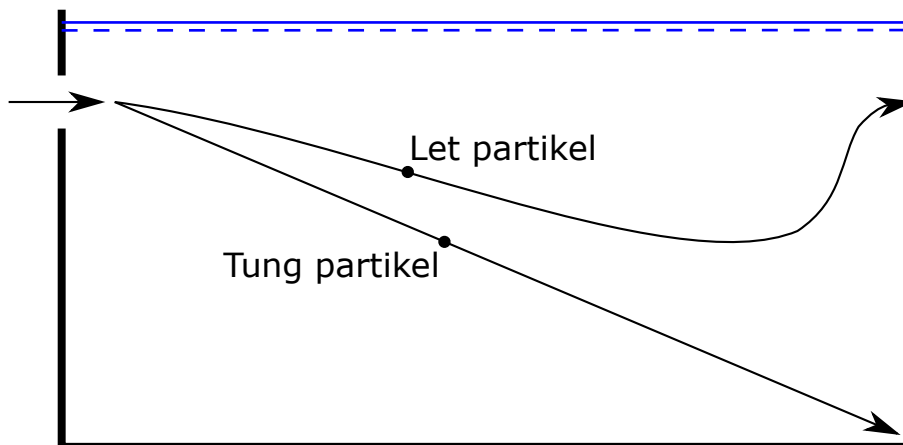
$$t_{bassin} = \frac{h \cdot A_s}{Q} \quad (\text{B.3})$$

$$t_{partikel} = \frac{h}{v_{s,k}} \quad (\text{B.4})$$

Hvor

t_{bassin}	Opholdstid i bassin [s]
$t_{partikel}$	Sedimentationstid for partikel [s]
$v_{s,k}$	Kritisk sedimentationshastighed [m/s]
Q	Vandføring gennem bassin [m ³ /s]
A_s	Overfladeareal af bassin [m ²]
h	Vanddybde [m]

Hvis formel (B.2) lige præcis er opfyldt vil partiklerne sedimentere som den tunge partikel på figur B.3. Såfremt partiklen er let, og dermed har en lav sedimentationshastighed, vil den blive skyllet med ud i udløbet.



Figur B.3: Partikelsedimentation i regnvandsbassin. [Rasmussen, 1997, Figur 2.10 red.]

I praksis vil der sandsynligvis være variation i strømningshastigheder og turbulens i bassinet, hvorved ovenstående formler ikke er gældende. Hazens formel bygger på empiri og kan benyttes til at bestemme den nødvendige opholdstid i bassinet, så en bestemt størrelse partikler kan nå at sedimentere, jf. formel (B.5). [Neerup-Jensen et al., 1999]

$$t_{bassin} = \frac{h}{v_s \cdot \alpha} \quad (\text{B.5})$$

Hvor

α | Konstant på 0,2-0,6 [-]

Konstanten α bestemmes eksperimentielt for det enkelte bassin.

Generelt konkluderes det, at ved stigende opholdstid i bassinet kan partikler med lavere og lavere densitet og volumen nå at sedimentere.

B.1.1 Betingelser for permanent sedimentation

Bundforskydningsspændingerne benyttes ofte som parameter til vurdering af, hvorvidt partikler bliver liggende, når de er sedimenteret til bunden af et bassin. Bundforskydningsspændingerne afhænger af tværsnittets udformning, ruheden, vandshastigheden og vandstanden, som alle har betydning for strømningsforholdene. Betragtes bassinet som en kanal med frit vandspejl, hvor der er ensformig og stationær strømning, kan bundforskydningsspændingen bestemmes efter fremgangsmåden i bilag G.1.

Bundforskydningsspændinger er i flere studier undersøgt og brugt som parameter for sedimentation. Bentzen [2009] benytter kritiske værdier i intervallet 0,03 Pa–0,4 Pa. I et forsøg med knuste olivensten, som har densitet på 1500 kg/m³ og en diameter på 47 μ m, har Adamsson [1999] bestemt at den kritiske forskydningsspænding for permanent sedimentation er på 0,04 Pa.

Krishnappan og Marsalek [2002] bestemte, at partikler i overfladevand kan flokkulere og danne aggregater ved bundforskydningsspændinger på 0,14 Pa–0,16 Pa. Aggregater kan øge sedimentationen, da større legemer sedimenterer hurtigere end mindre. Ved lavere bundforskydningsspændinger er turbulensen for lav til partiklerne kolliderer og aggregaterne kan dannes, og ved højere bundforskydningsspændinger rives aggregaterne fra hinanden. Det er altså muligt, at forskydningsspændingerne i bassinet ikke blot skal minimeres mest muligt, men at der skal findes et optimum, hvor de mindre partikler kan danne aggregater og derved sedimentere hurtigere.

B.2 Transport af sedimenterede partikler

Når en partikel er sedimenteret kan den transporteres igen. Kriteriet for transport af kugleformede partikler kan udtrykkes ved Shields parameter, som angiver forholdet mellem bundforskydningsspændingen og tyngdekraften. [National Research Council, 2007]

$$\Theta = \frac{\tau}{(\rho_p - \rho_v) \cdot g \cdot d} \quad (\text{B.6})$$

Hvor

Θ | Shields parameter [-]

Ved stigende værdi af bundforskydningsspændinger vil partiklerne starte med at rulle henover bunden, herefter hoppe på bassinbunden og ved tilstrækkelig høje værdier være i fri suspension i vandsøjlen. [Bentzen, 2006]

Den kritiske bundforskydningsspænding stiger hvis sedimentet komprimeres eller er kohæsivt, hvorved det kan bindes sammen [National Research Council, 2007].

B.2.1 Betingelser for transport af sedimenterede partikler

Bentzen [2009] har bestemt den kritiske forskydningsspænding for resuspension af partikler i et vådt bassin, der er konsolideret i 24 timer, til ca. 0,1 Pa. Ved en forlænget konsolideringstid på ca. en uge stiger den kritiske forskydningsspænding til 0,16 Pa–0,26 Pa. En længere konsolideringstid vurderes ikke at forøge den kritiske forskydningsspænding yderligere.

Krishnappan og Marsalek [2002] har ligeledes lavet forsøg med konsolidering af partikler fra et regnvandsbassin i Kingston, Canada. Her blev den kritiske forskydningsspænding bestemt til 0,09 Pa ved konsolidering i 41 timer, og til 0,12 Pa–0,21 Pa for konsolidering i 138 timer. Forskellen konkluderes her ikke kun at skyldes den forlængede konsolidering, men også biologiske processer i sedimentet. Ifølge Droppo et al. [1997] kan biologiske processer ændre sammensætningen af sedimentet. Tilledningen af ilt ved tømning, som vil øge den biologiske aktivitet i sedimentet, kan derfor muligvis hjælpe til at hæve den kritiske forskydningsspænding for resuspension.

De forskellige kritiske forskydningsspændinger fra litteraturen er sammenlignelige ift. konsolideringstid og tilsvarende kritisk forskydningsspænding.

B.3 Sedimentation og transport af kohæsive sedimenter

Kohæsive sedimenter har en evne til at binde sammen i flokke, kaldet aggregater, pga. tiltrækkende kræfter partiklerne imellem. Denne evne har friktionssediment ikke, men hvis der er over 10 % ler i sedimentet, kan det opføre sig som et kohæsivt sediment. [Shrestha og Blumberg, 2005]

Aggregater formes ved kollision mellem partikler, hvorved der skabes større partikler (flokke), som sedimenterer hurtigere ifølge Stokes lov. Kollisioner sker som følge af brownske bevægelser, turbulens og forskellig sedimentationshastighed, hvorved større partikler kan kolliderer med mindre. Udover kollisionen af partiklerne afhænger flokkuleringsevnen for sedimentet af pH, temperaturen, saltindholdet, densiteten, natrium absorptionsforholdet, størrelsen og formen af partiklerne og graderingen. [Shrestha og Blumberg, 2005]

Kollisionen af partikler er betinget af koncentrationen i vandfasen. Der sker følgende for koncentrationer på: [Shrestha og Blumberg, 2005]

- $0,1 \text{ kg/m}^3 - 0,3 \text{ kg/m}^3$: Koncentrationen har ikke indflydelse på sedimentationen.
- $1 \text{ kg/m}^3 - 10 \text{ kg/m}^3$: Der laves større og tungere flokke, som sedimenterer hurtigere.
- $>10 \text{ kg/m}^3$: Der er hæmmet sedimentation, da vand har svært ved at strømme igennem sedimentlaget.

Hvorvidt aggregaterne aflejres afhænger dog af bundforskydningsspændingerne.

Når flokkene er aflejret vil de konsolideres i sedimentbunden. Der frigives vand fra sedimentet og flokkene pakkes tættere sammen. Densiteten stiger derfor ned gennem sedimentlaget og herved stiger den kritiske forskydningsspænding for transport også, som udtrykt ved Shields parameter i bilag B.2. [Shrestha og Blumberg, 2005]

Historisk regnserie fra Gistrup

C

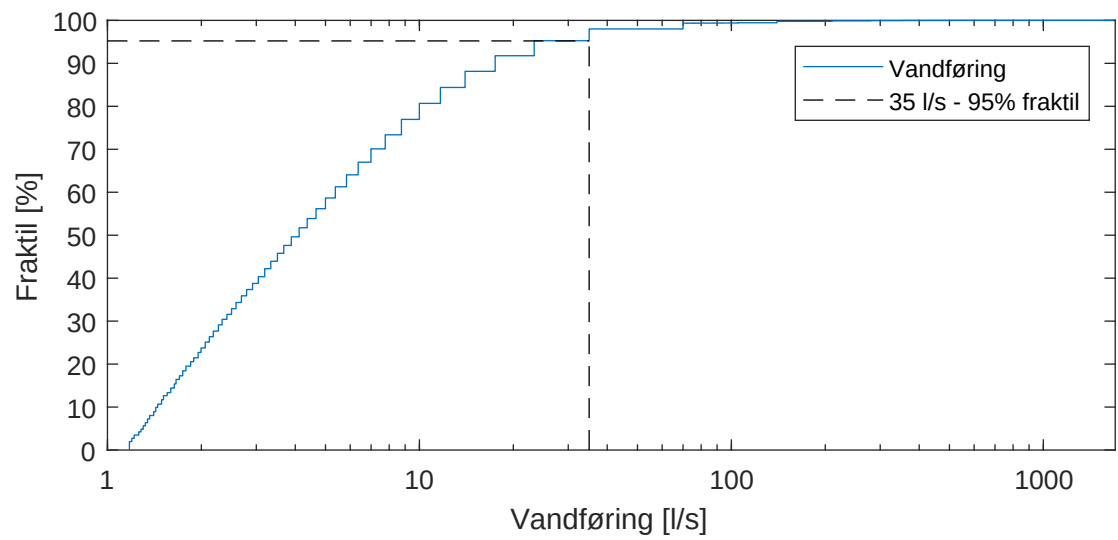
Der er udleveret en historisk regnserie fra en regnmåler i Gistrup syd for projektområdet, jf. figur C.1. Regnserien strækker sig fra d. 30/09/1999 til 09/05/2017, en periode på ca. 17 år og 7 måneder. I hele regnserien er der registreret 3651 regnhændelser, med en gennemsnitlig årlig brutto nedbør på 574,3 mm. [DMI, 2016]

En regnmåler består af et vippekar, som vipper, når det er fyldt med 0,2 mm regnvand. Regnserien har en tidslig diskretisering på 1 min, hvor antallet af vip tælles. To regn separeres ved mere end én time mellem to vip i regndataene.



Figur C.1: Placering af den anvendte regnmåler ift. projektoplandet.

På baggrund af regnserien er der beregnet vandføringer til bassinet for hver måling under antagelsen om at alt regnvand fra det reducerede oplandsareal strømmer direkte til bassinet på samme tid. Figur C.2 viser hvilken fraktil hver vandføring i regnserien svarer til.



Figur C.2: Sorterede vandføringer for hver måling i regnserien, samt hvilken fraktil de svarer til.

Sedimentprøver i sandfang

D

I dette bilag undersøges og analyseres prøver indsamlet i vejbrøndes sandfang i projektområdet.

D.1 Prøvetagning

Der er indsamlet sedimentprøver fra sandfang i vejbrønde i projektområdet. Der er taget både poseprøver og intaktprøver, for at undersøge den generelle partikelstørrelsesfordeling, og hvorvidt der er en lagdeling i sedimentet.

Der er, som det fremgår af figur 5.2, ikke valgt at tage prøver i alle vejsidebrønde. Dette skyldes, at der bygges rækkehuse i den nordlige del og foretages en vejomlægning i den sydlige del af området. Det forventes, jf. figur D.1, at disse byggerier vil påvirke det reelle billede af, hvad sandfangene tilbageholder. Det er derfor valgt at tage prøver i den såkaldte streng 3 længst væk fra byggeriet, samt den nederste brønd i alle 3 strenge; brønd 1.2, 2.1 og 3.1. Brønd 1.1 er fjernet i forbindelse med vejomlægningen.

Prøverne taget i brønd 1.9 er et forsøg, som blev taget før alle andre, for at fastslå om prøvetagningsteknikken ville fungere. Analyser af brønd 1.9 vil derfor kun fremgå af [Bilags-USB stik].

I hver brønd er intaktprøverne indsamlet først, da disse skal tages ved den uforstyrrede opbygning af sedimentet i brøndene.



Figur D.1: Brønd 1.2 ved vejomlægningen.

D.1.1 Fremgangsmåde for indsamling af intaktprøver

Intaktprøverne indsamles med prøvetagningsudstyret vist på figur D.2. Der sættes et prøverør (længde 14 cm, diameter 4,3 cm) på enden af prøvetagningsudstyret, hvorefter dette nedsænkes i en brønd og presses ned i sedimentet. Hvis sedimentet er hårdt lejret, bankes prøveudtageren ned med en gummihammer. Når prøverøret er fyldt med sediment løftes det op. Dette gøres forsigtigt, så prøven ikke falder ud. Intaktprøven indkapsles i prøverøret med låg i begge ender.



Figur D.2: Intaktprøveudtagning.

De brønde i streng 3, hvor der ikke er taget intaktprøver, er indholdet af prøven tabt ved optagningen, og sedimentet i brønden er forstyrret.

Intaktprøverne er efterfølgende prøvetagningen opbevaret i en fryser, så de nemmere kan trykkes ud af røret, jf. bilag D.2.1.

D.1.2 Fremgangsmåde for indsamling af poseprøver

Poseprøverne er udtaget efter intaktprøven er forsøgt udtaget, da poseprøverne ikke behøver være udtaget fra uforstyrret sediment. Poseprøverne opsamles med en kloakskovl, jf. figur D.3. Der er så vidt muligt taget en skovlfuld fra top, midt og bunden af sandfanget til hver poseprøve.



Figur D.3: Indsamling af poseprøver med kloakskovl.

D.2 Visuel inspektion

Der foretages en visuel inspektion af prøverne fra sandfangene for at undersøge om der er en variation i indholdet af prøverne.

D.2.1 Intaktprøver

Intaktprøverne udtrykkes af prøverørerne for at foretage en visuel inspektion af dem. Resultatet af udpresningen ses på figur D.5, hvor alle prøver fremgår med undtagelse af brønd 1.9. Der er taget to prøver i brønd 3.8, da den første knækkede ved optagningen. Som det ses på figur D.4, er der ikke et synligt vandspejl, og sedimentet er ikke påvirket af den første prøvetagning, som er foretaget i hullet i midten af sedimentet.



Figur D.4: Brønd 3.8 uden vandspejl.



(a) Brønd 1.2.



(b) Brønd 2.1.



(c) Brønd 3.1.



(d) Brønd 3.7.



(e) Brønd 3.8-1.



(f) Brønd 3.8-2.

Figur D.5: Kerner udpresset af prøverør. Top af prøver til venstre på billeder.

Hvis der sammenlignes mellem de tre brønde i bunden af hver streng inden bassinet, jf. figur D.5a, D.5b og D.5c, ses det, at de alle er sandede og grove i udseendet. For brønd 1.2 og 3.1 er der en forskel i farve og kornstørrelse ned gennem prøven. Dog synes brønd 1.2 i bunden at være finere end i toppen, hvor det for brønd 3.1 er omvendt. I bunden af brønd 3.1 skiller prøven grundet større korn.

Prøve 2.1 og 3.1 bør have mere organisk materiale end brønd 1.2, som er lysere i farven i den øvre del af profilet. [Lynn og Pearson, 2000]

Prøverne fra brønd 3.7 og 3.8, jf. figur D.5d, D.5e og D.5f, stammer fra toppen af streng 3, vist på figur 5.2. Der er væsentligt forskel på prøverne, selvom brøndene ligger ved siden af hinanden. Brønd 3.7 ser sandet ud, men forventes at indeholde organisk materiale grundet den mørke farve. I brønd 3.8 er der i begge prøver hele blade, og prøverne indeholder huller

eller store porer.

For at undersøge om den visuelle lagdeling ift. kornstørrelse og organisk materiale er korrekt deles hver prøve i tre omtrent lige store dele. Prøverne fra brønd 3.8 deles kun i to dele, da prøverne er mindre. Delingen sker med en kniv, som det ses på figur D.6. Ved delingen viser prøverne generelt et homogent opbygget tværsnit.



Figur D.6: Deling af intaktprøver med kniv og et tværsnit efter delingen.

D.2.2 Poseprøver

Ved den visuelle inspektion tages poseprøverne ud af poserne og skilles ad i en skål, som vist på figur D.7. Noterne for inspektionen fremgår af tabel D.1.



Figur D.7: Visuel inspektion af poseprøve fra brønd 3.7.

Brønd nr.	Noter / Indhold af prøver
1.2	Regnorm, groft sand, grus, blade. Meget vandet prøve. Bobler i vand.
2.1	Ret groft sand og grus. Større blade. Småsten og sten. Pind. Små grene. Ikke så meget vand i prøve.
3.1	Blandet groft og fint sand. Grene og blade. Begrænset med organisk materiale. Lidt vandet prøve.
3.2	Småsten. Sandet/gruset prøve. Små blade og grene. Lidt vand i prøve.
3.3	Lidt undertryk i posen. Sandet, lidt gruset prøve. Blade og mindre grene. Sten. Rimelig tør prøve
3.4	Undertryk i pose. Måske luften er brugt af biologisk aktivitet. Meget groft sand/grus. Mindre sten. Umiddelbart meget små blade eller grene. Rimelig tør prøve.
3.5	Fuglefjer. Blade, grene. Groft sand. Små sten. Ikke så vandet prøve.
3.6	Blade, grene. Sandet prøve. Cigaretskod. En del vand i prøve. Bobler i vand.
3.7	Et ca. 6 cm langt stykke gummi. Flere større blade. Hvidt materiale, der tænkes at være kalk. Sandet prøve. Flere klumper i prøve. En del vand i prøve.
3.8	Generelt fint sand. Sand. Større grene. Lugter fælt. Blade. Ikke så meget vand i prøven.

Tabel D.1: Noter taget under den visuelle inspektion af poseprøver.

Generelt er der mange forskellige materialer som fanges i sandfangene, hvilket også betyder at mange forskellige forureninger tilføres afløbssystemet og kan fanges der.

De stykker gummi, grene, blade, regnorme, fjer, cigaretskodder og store sten, som findes i poseprøverne, frasorteres inden tørring før sigteanalysen, jf. bilag D.3, da de ikke er interessante ift. en analyse af partikelfraktioner i poseprøverne. Dette har dog en betydning for glødetabsanalysen, som vil vise et lave indhold af organisk materiale.

D.3 Sigteanalyse

Der udføres sigteanalyse på poseprøverne og intaktprøverne, for at bestemme partikelstørrelsesfordelingen. Intaktprøverne sigtes i dele, for at undersøge om sedimentet i vejsidebrønden sandfang er lagdelt.

D.3.1 Fremgangsmåde

Fremgangsmåden for sigteanalysen følger vejledningen om geotekniske klassifikationsforsøg ved Aalborg Universitet. [Aalborg Universitet, 2004]

Inden prøverne kan sigtes, tørres de ved 50 °C. Poseprøverne tørres i 4 døgn og intaktprøverne i 2 døgn, hvilket er relativt til hvor våde prøverne er, og hvor meget materiale der er. Prøverne kunne tørres hurtigere ved højere temperaturer i ovnen, men det er fravalgt, da højere temperaturer kan brænde organisk materiale væk. Undersøgelsen af organisk materiale fremgår af bilag D.4.

Når prøverne er tørre, løsnes de fra skålene, hvori de er tørret, og alle klumper udjævnes med håndkraft.

Til poseprøverne benyttes sigter med en diameter på 20 cm, hvor der anvendes en prøvestørrelse omkring 100 g. Ved de delte intaktprøver haves ikke prøvestørrelser større end omtrent 50 g, hvorfor mindre sigter på 10 cm i diameter benyttes.

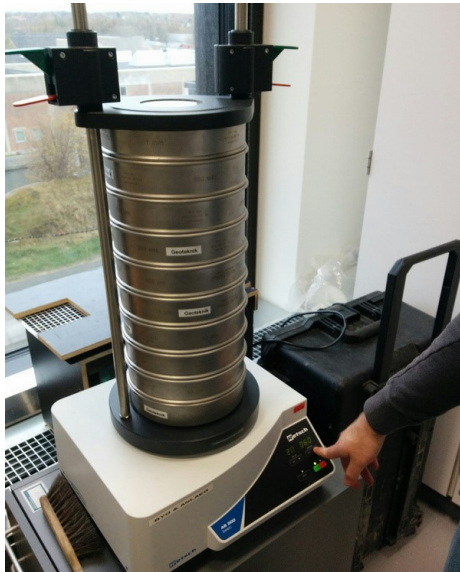
For begge typer prøver laves først en grov håndsigtning med de grove sigter, og bagefter foretages en finsigtning. Opbygningen af begge sigtetårne fremgår af tabel D.2.

Sigteform	Poseprøver Maskevidde [mm]	Intaktprøver Maskevidde [mm]
Håndsigtning	16	16
	8	8
	4	4
	2	bund
	bund	2
Finsigtning	1	1
	0,5	0,5
	0,25	0,25
	0,2	0,2
	0,15	0,15
	0,125	0,125
	0,09	0,1
	0,075	0,075
	0,063	0,063
	bund	bund

Tabel D.2: Opbygning af sigtetårn for pose- og intaktprøver.

Håndsigtningen foregår i hånden ved at ryste sigtetårn i nogle minutter. Sigtetårnet til finsigtningen er væsentligt højere, og denne sigtning foregår med en Retsch Vibratory Sieve Shaker AS 200 basic sigteryster, der ryster i 20 minutter med en amplitude på 60, se figur D.8a.

Efter sigtning tømmes indholdet af hver sigte ud på glat papir og fejes ned i afvejede bakker, se figur D.8b. Materialet i hver sigte vejes, da det angiver partikelfractionen for de undersøgte kornstørrelser. Der vejes med en nøjagtighed på 0,001 g.



(a) Sigtetårn til finsigtning.



(b) Tømning af sigte.

Figur D.8: Sigteanalyse af prøver.

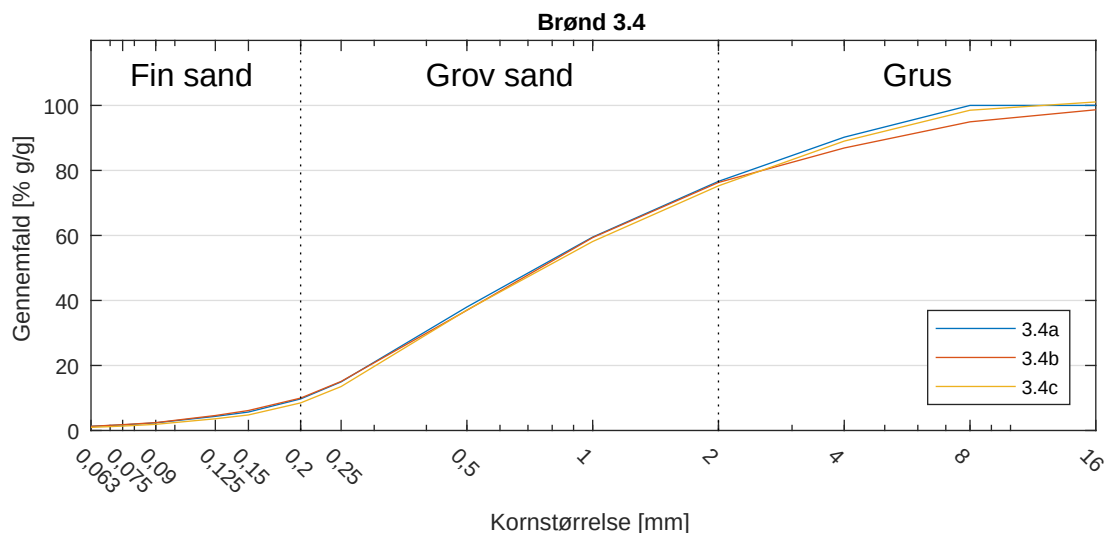
Under både håndsigtning og finsigtning er der mistet materiale. Ved fejlprocenter over 1 % mistet materiale ift. totalvægten af prøven gentages sigtningen.

På baggrund af sigteanalysen kan der laves kornkurver. Kornkurver viser procenten af gennemfaldet materiale ift. det totale materiale som funktion af kornstørrelsen. Hermed er det muligt visuelt at se, hvilke kornstørrelser, der tilbageholdes.

En af poseprøverne sigtes tre gange, for at undersøge om fremgangsmåden, prøvens ensartethed, måleusikkerhed og inkonsistent rengøring af sigter gør, at resultatet varierer ved hver sigtning.

Brønd 3.4 er tilfældigt udvalgt blandt alle brønde, hvor der er indsamlet poseprøver. Figur D.9 viser resultatet af de tre sigteanalyser. Som det ses, er de tre kornkurver stort set ens, hvilket validerer metoden benyttet til denne sigteanalyse.

Inddeling af grus og sandfraktioner er ift. International Soil Science Society (ISSS) standarder [Loll og Moldrup, 2000].



Figur D.9: Kornkurve for tre prøveudtag af brønd 3.4.

Uensformighedstallet, beregnet med formel (D.1), er udtryk for om kornkurven er flad (velgraderet) eller stejl (velsorteret). Den flade kornkurve betyder, at prøven indholder jævn fordeling af mange forskellige partikelstørrelser, og den stejle kurve betyder, at prøven er domineret af enkelte partikelstørrelser. En velgraderet og velsorteret prøve har uensformighedstal på hhv. over fem og under to. [Ovesen et al., 2012]

$$U = \frac{d_{60}}{d_{10}} \quad (\text{D.1})$$

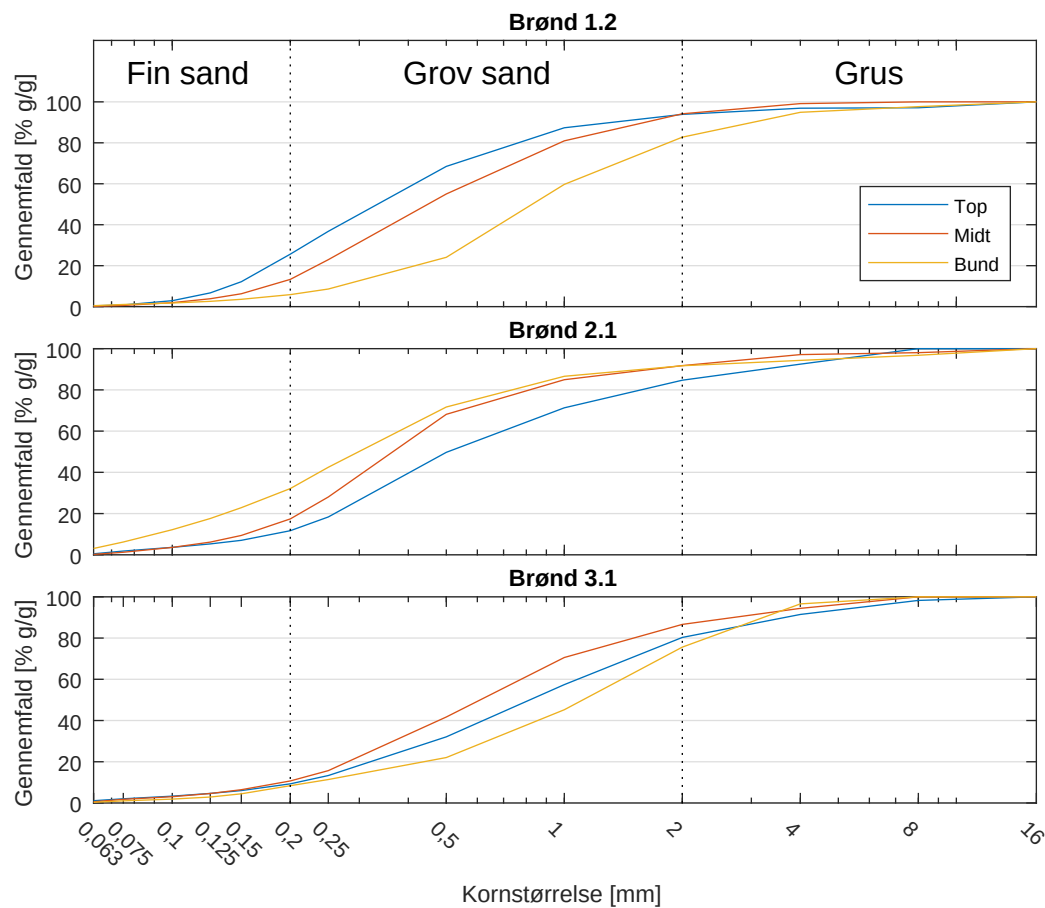
Hvor

U	Uensformighedstal [-]
d_{60}	Kornstørrelsen for 60 % fraktilen [mm]
d_{10}	Kornstørrelsen for 10 % fraktilen [mm]

D.3.2 Partikelstørrelsesfordeling for intaktprøver

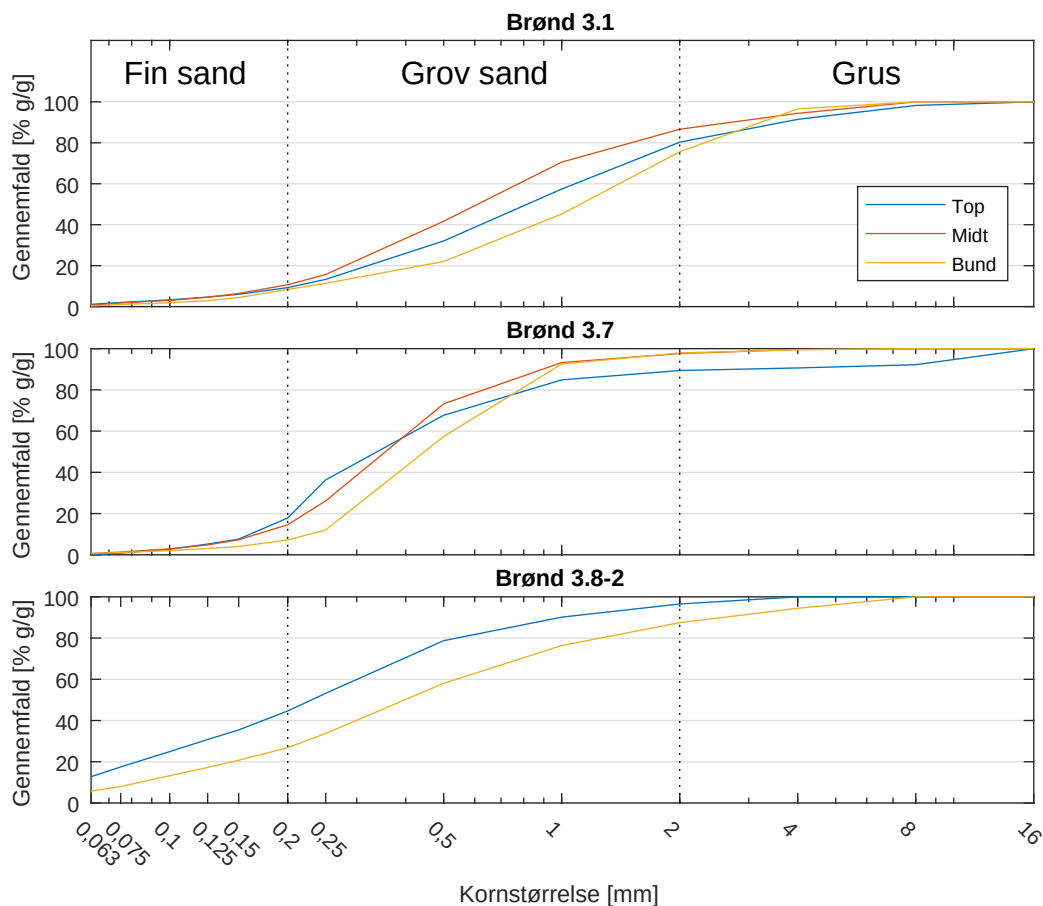
I dette afsnit fremlægges resultaterne for sigteanalysen for intaktprøverne. Der er ikke foretaget sigtning af intaktprøve 3.8-1 grundet en lav mængde, jf. bilag D.2.1.

På figur D.10 fremgår kornkurverne for lagdelingen top, midt og bund af intaktprøverne i brøndene i bunden af hver streng. Resultatet af analysen bekræfter ikke entydigt i den visuelle inspektion af intaktprøverne. Bunden af brønd 1.2 er ikke væsentlig finere end bunden af brønd 3.1. Der er ikke en tydelig lagdeling i brønd 3.1. Brønd 1.2 og 2.1 har lagdeling, men det er ikke konsekvent om de fine partikler er i bunden eller i toppen af prøven.



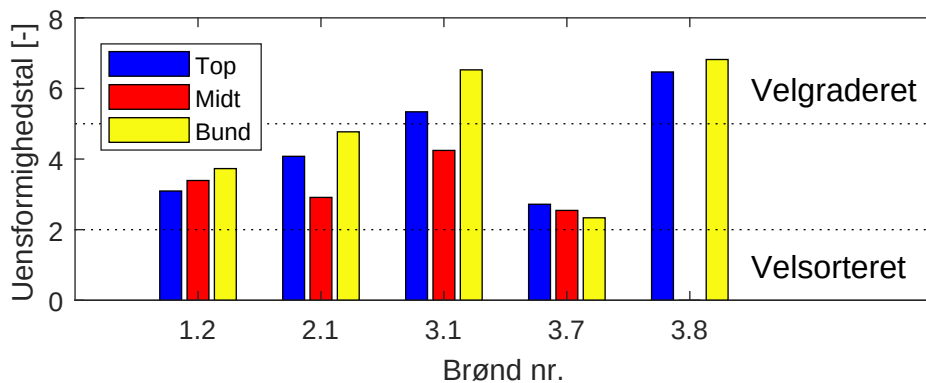
Figur D.10: Sammenligning af sigtekurver for intaktprøver af brønde i bunden af hver streng.

På figur D.11 fremgår kornkurver for de tre brønde med intaktprøver i streng 3. I Brønd 3.1 er der en del grove sandfraktioner og grusfraktioner, som ikke er i brønd 3.7 og 3.8-2. Der er kun tydelig lagdeling i brønd 3.8-2, hvor det ses at de grovere partikler ligger ved bunden.



Figur D.11: Sammenligning af sigtekurver for intaktprøver i streng 3 og lagdeling af disse.

Ingen af intaktdelprøverne er velsorterede, jf. figur D.12. Ydermere er kun brønd 3.8 og en del af brønd 3.1 velgraderet, hvilket betyder at fraktionerne er jævnt fordelt over alle undersøgte kornstørrelser i analysen.



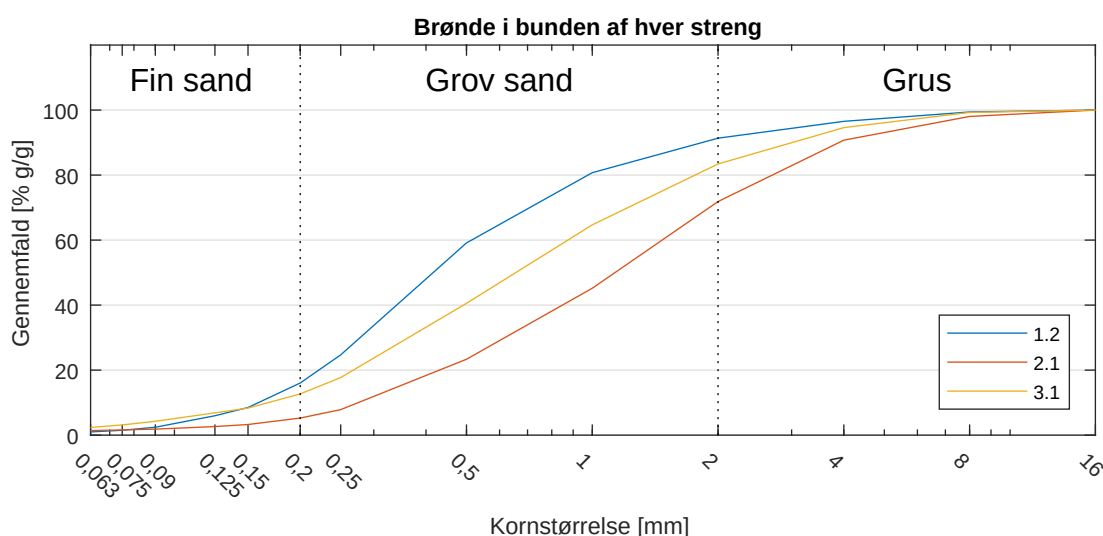
Figur D.12: Uensformighedstal for intaktprøver.

Generelt ser bundsedimentet ud til at være mere velgraderet end topsedimentet i intaktprøverne, med undtagelse af brønd 3.7. Dette kan skyldes opblanding som følge af regn-

hændelser, og at et mindre interval af partiklerfraktioner kan fjernes i toppen af sandfang, når det er fyldt.

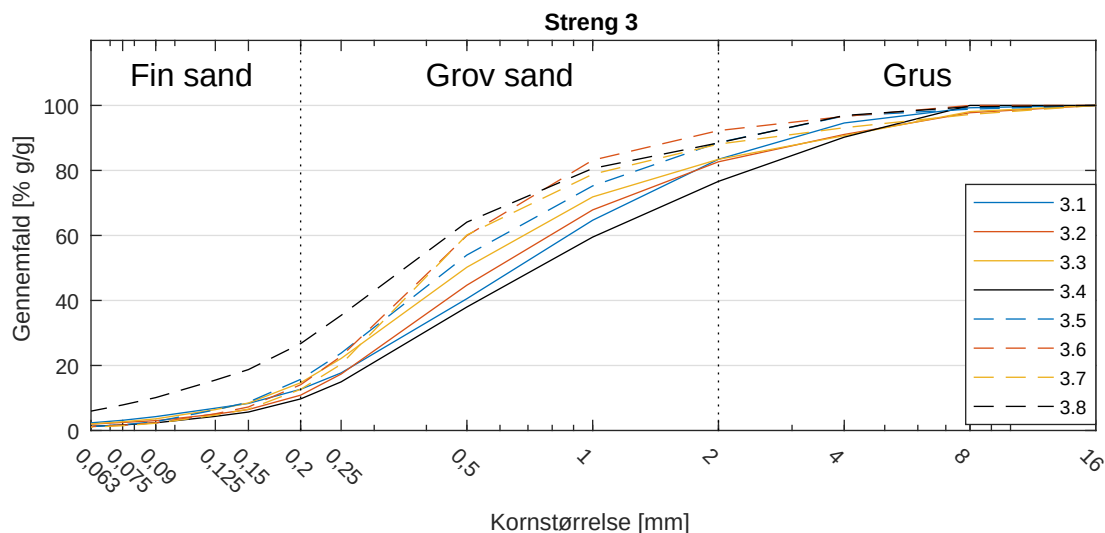
D.3.3 Partikelstørrelsesfordeling for poseprøver

Resultaterne af sigtningen for alle tre brønde i bunden af hver streng ses på figur D.13. Brønd 1.2 indeholder næsten kun sandfraktioner. Brønd 2.1 og 3.1 er mere fordelt over hele spektret og uensformighedstallet for begge, se figur D.15, er også velgraderet. Brønd 1.2 er ikke velgraderet, hvilket sandsynligvis skyldes at sedimentet i brønd 1.2 er påvirket af vejomlægningen i området, da konstruktionssand er mere sorteret, se bilag E.



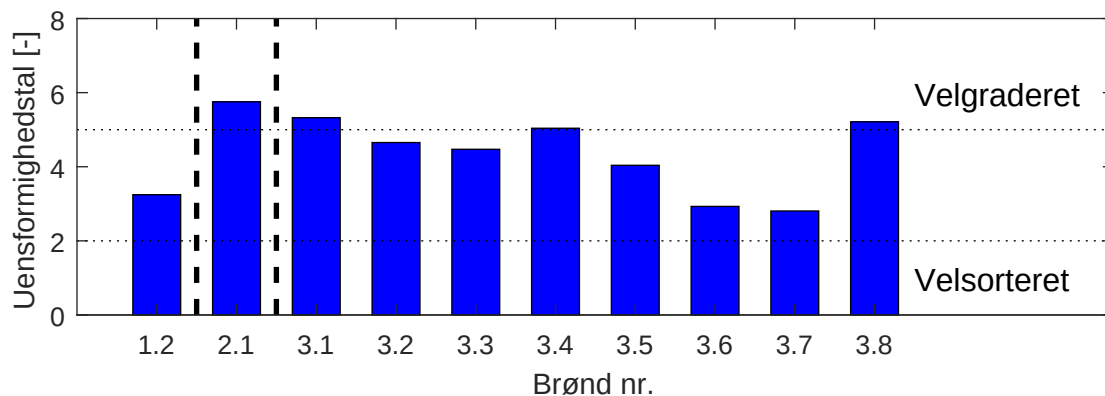
Figur D.13: Kornkurve for brøndene 1.2, 2.1 og 3.1.

På figur D.14 ses kornkurver for alle brønde i streng 3, hvor der er taget poseprøver. Antageligvis bør sedimentsammensætningen i hver brønd være nogenlunde ens fordelt, da brøndene ligger med omtrent samme afstand til hinanden og indholdet på diverse grunde i området ikke forventes at variere. Dog er der betydelig forskel, da brønd 3.8 indeholder mere end 10 % mere fin sand end alle de andre. Endvidere indeholder brønd 3.4 flere grovere partikler end de resterende, da den ligger nederst ved de grove fraktioner.



Figur D.14: Kornkurve for alle brønde i streng 3.

Uensformighedstallet viser ikke en gennemgående tendens, da dette varierer en del fra brønd til brønd, jf. figur D.15. Dog er ingen af poseprøverne velsorterede, hvilket viser at sandfang ikke udelukkende tilbageholder en bestemt størrelse partikler.



Figur D.15: Uensformighedstal for alle poseprøver.

D.4 Organisk materiale i prøver

Indholdet af organisk materiale i poseprøver og de delte intaktprøver undersøges ift. variation i afløbssystemet og den enkelte brønd.

D.4.1 Fremgangsmåde

Fremgangsmåden for glødetabsanalysen følger ligesom sigteanalysen vejledningen om geotekniske klassifikationsforsøg ved Aalborg Universitet. [Aalborg Universitet, 1997].

En repræsentativ mængde materiale udtages og mortes. 20 g–25 g prøve placeres i en rensed digle og vejes med en nøjagtighed på 0,001 g. Alle afvejede digler placeres på en bakke, så de kan sættes i ovnen, se figur D.16. Diglerne indsættes i en kold ovn. Der glødes

i minimum 4 timer fra tidspunktet ovnen har nået en temperatur på 550 °C. Herefter tages alle digler ud af ovnen og placeres i en eksikkator til nedkøling under vakuum, så prøverne ikke suger fugt fra luften under nedkølingen. Når diglerne har stuetemperatur vejes de igen. Glødetabet er lig vægten af det organiske materiale.



Figur D.16: Placering af digler på bakke til glødeovnen.

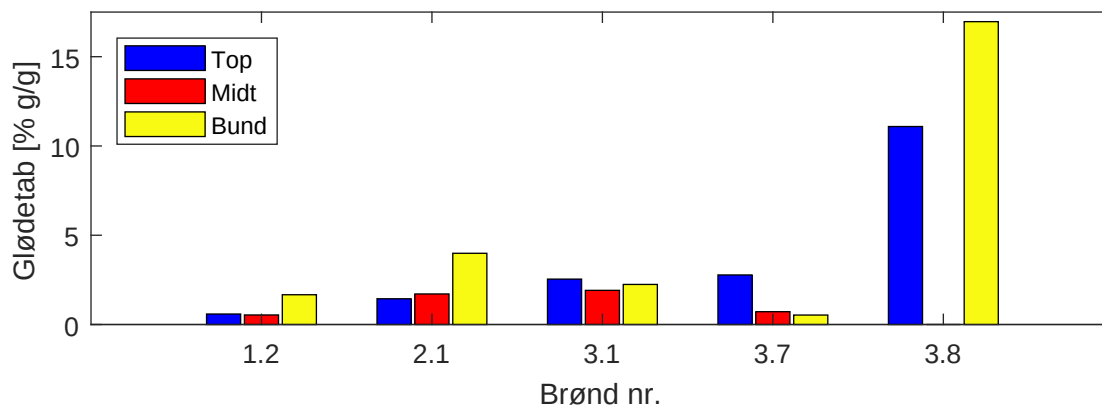
Forsøget er foretaget to gange for poseprøverne, hvorefter der er lavet et gennemsnit. Resultaterne mellem de to forsøg varierer minimalt. Der er kun foretaget ét forsøg for intaktprøverne, da der ikke er materiale nok i alle delprøver til dobbelt bestemmelse. Idet afvigelsen mellem de to forsøg for poseprøver har vist sig minimal, er ét forsøg for intaktprøver tilstrækkeligt.

D.4.2 Intaktprøver

Undersøgelsen af organisk materiale i intaktprøverne, jf. figur D.17, viser at brønd 3.8-2 indeholder klart mest organisk materiale. Dog overrasker det at indholdet af organisk materiale er størst ved bunden af intaktprøven, hvor kornene er størst, og hvor der er observeret lufthuller. Det større indhold ved bunden skyldes sandsynligvis en årstidsvariation i tilførslen af organisk materiale, når sedimentet strømmer til brønden.

I den visuelle inspektion er det konstateret, at organisk materiale hovedsageligt vil være i bunden af brønd 1.2, men at brønd 2.1 og 3.1 ville indeholde mere end brønd 1.2, hvilket er tydeligt på figur D.17.

Der blev i den visuelle inspektion af prøverne lagt vægt på farvens betydning for hvor meget organisk materiale, der er i prøven. Dette er ikke korrekt i alle tilfælde, da brønd 3.7 ikke indeholder meget organisk materiale, som farven antydede. Der er mest organisk materiale i toppen af denne.

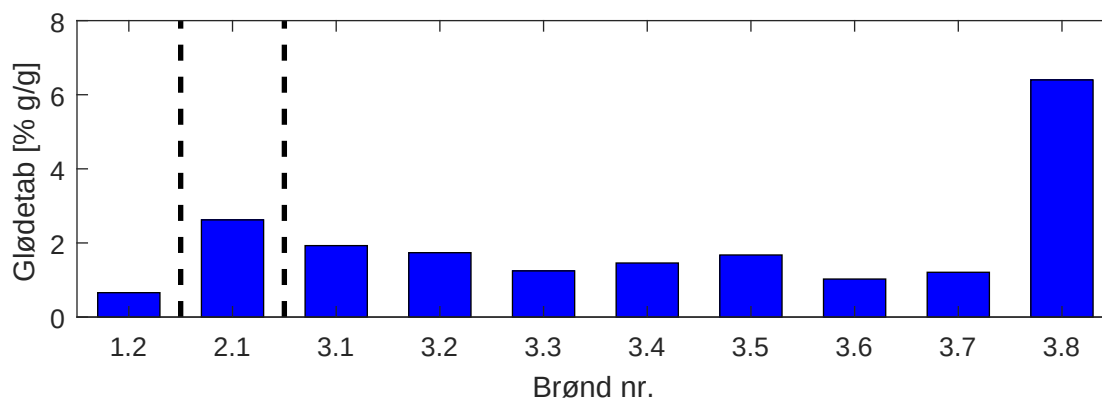


Figur D.17: Glødetab for alle intaktprøver.

Der er ikke en generel tendens til at det organiske materiale er størst i toppen eller bunden af intaktprøverne. Dette kan skyldes, at sedimentet omrøres under regn, forskel i oplandet til hver brønd og forskel i indholdet af organisk materiale i nedbøren regnhændelserne imellem.

D.4.3 Poseprøver

Indholdet af organisk materiale er omtrent ens for alle brønde i streng 3 med undtagelse af brønd 3.8. Hvis der ses bort fra brønd 3.8 ligger resten af brøndene i intervallet 0,99 % – 2,02 %. For brøndene 1.2, 2.1 og 3.1 i bunden af hver streng er det mærkværdigt, at brønd 1.2 indeholder mindre organisk materiale end de to andre. Dette kan være fordi færre blade eller at mindre mængder af organisk nedbrydelig materiale ender i denne brønd. Derudover er dette brønden, som ligger tættest på vejomlægningen, hvorved konstruktionssand med lav organisk indhold kan være tilført, jf. bilag E.



Figur D.18: Glødetab i poseprøverne.

I hele streng 3, hvis der igen ses bort fra brønd 3.8, er der en tendens til indholdet af organisk materiale stiger fra brønd 3.7 mod 3.1. Dette kan skyldes variation i det indsamlede sediment fra sandfanget, oplandet i nærheden af hver brønd varierer i tilførslen af organisk materiale eller at en længere transport på veje vil opsamle og lede mere organisk materiale til sandfangene i bunden af en streng.

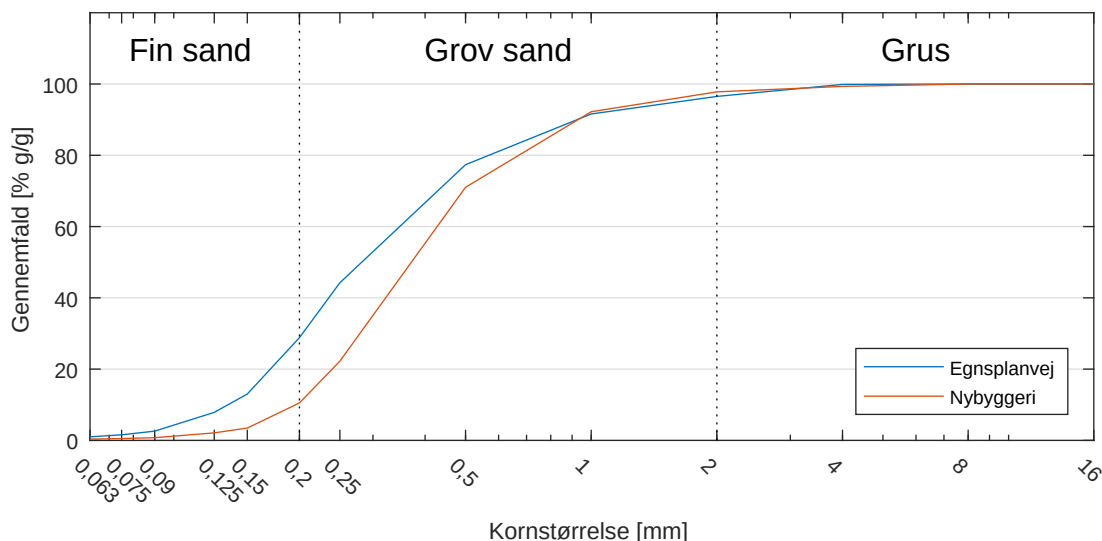
Karakterisering af konstruktionssand

E

I projektområdet er der nybyggeri i den nordlige del af området og en vejumlægning nær bassinet. Konstruktionssand herfra kan påvirke partikelstørrelsesfordelingen og indholdet af organisk materiale i sandfang og bassinet. Der er derfor taget poseprøver af konstruktionssandet fra nybyggeriet i den nordlige del af projektområdet, samt en poseprøve fra en vejanlæggelse af Egnsplanvej syd for regnvandsbassinet, da det ikke har været muligt at tage prøver fra vejumlægning lige ved bassinet. Der er foretaget en sigteanalyse af konstruktionssandet og partikelstørrelsesfordelingen for de to prøver fremgår af figur E.1.

Hovedandelen består i begge prøver af groft sand. Dette betyder, at hvis der er en stor andel af konstruktionssand i en prøve fra en vejbrønd, vil partikelstørrelsesfordeling for denne sandsynligvis vil vise en større andel af groft sand end der vil være, hvis den ikke er påvirket af byggeriet. Derudover er andelen af partikler under $63\text{ }\mu\text{m}$ under $1\text{ }\%/\text{g}$ for begge prøver, hvilket også kan forskyde prøver til at se grovere ud, end de normalt vil være.

Ved undersøgelse af uensformighedstallet bestemmes dette til 2,7 og 2,3 for hhv. Egnspl. anvej og Nybyggeri prøverne. Dette er mere sorteret end alle prøver fra sandfangene, jf. figur D.15, hvilket sandsynligvis er grunden til poseprøven fra brønd 1.2, som er placeret tæt ved vejumlægningen, er mere sorteret end prøverne fra brønd 2.1 og 3.1, som også er placeret i bunden af en streng. På figur D.13 er brønd 1.2 også den brønd, hvori der er mest groft sand, hvilket passer med konstruktionssand hovedsageligt består af groft sand.



Figur E.1: Kornkurver for udvalgte prøver med konstruktionssand.

Ved undersøgelse af glødetabet for de to prøver med konstruktionssand bestemmes indholdet af organisk materiale for Egnspl. anvej og Nybyggeri prøverne til hhv. $0,38\text{ }\%/\text{g}$ og

0,24 %g/g. Dette er lavere end alle prøver fra vejbrønde og bassin, hvilket betyder en stor mængde af konstruktionssand i en prøve vil sænke indholdet af organisk materiale. Dette kan ses for brønd 1.2, hvis indhold er det laveste af alle brøndprøver.

Sedimentprøver i bassin

F

I dette bilag undersøges og analyseres sedimentprøver indsamlet i det tørre regnvandsbassin på projektlokaliteten, jf. figur F.2.

F.1 Prøvetagning

Prøver udtages i sedimentfælder, hvor sediment tilført bassinet under regnhændelser tilbageholdes. På figur F.1a ses en sedimentfælde, der benyttes til prøveindsamlingen. Den består af en kloakprop med udvendig højde på 91 mm og en udvendig diameter på 250 mm [Wavin, 2016]. I kloakproppen er et gitter i bunden og et ved overkanten, som sikrer lave hastigheder i fælden til sedimentation og frasortering af større sten og blade. Gitteret har kvadratiske huller på 15 mm $\times$ 15 mm. Sedimentfælden nedgraves så kanten af fælden ligger et par centimeter over bassinbunden, jf. figur F.1b, så kun transporteret sediment tilføres fælden. Desuden betyder nedgravningen, at fælden ikke skylles bort under kraftige regnhændelser.



(a) Sedimentfælde.



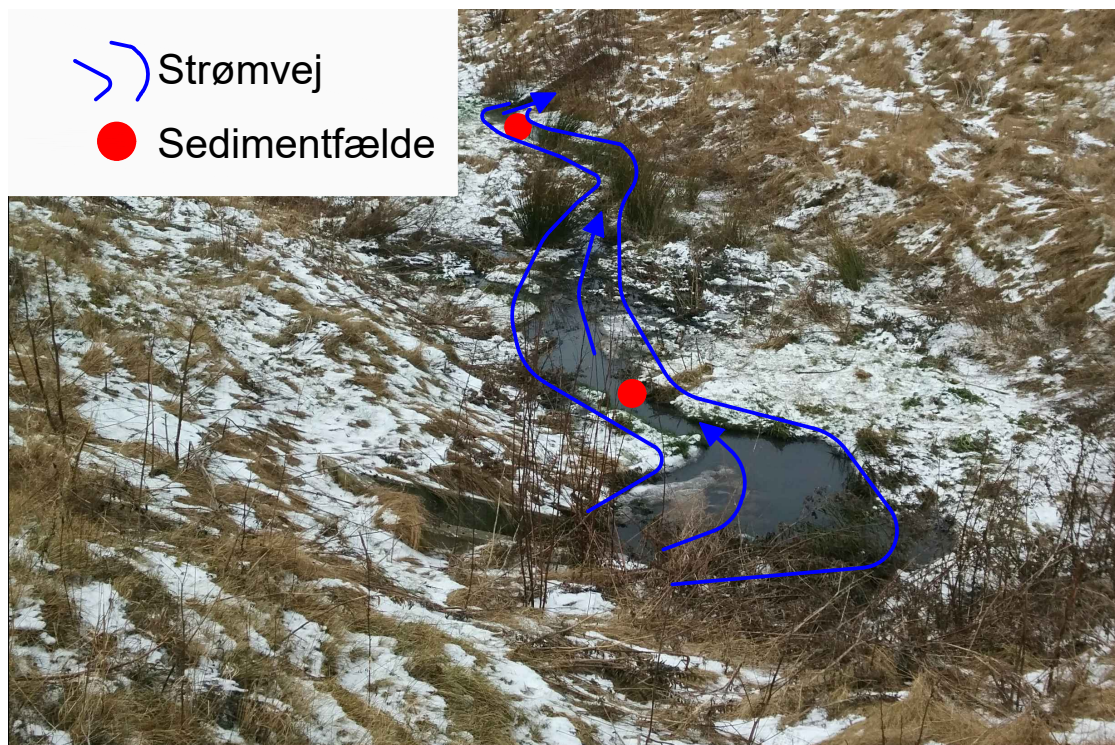
(b) Nedgravet sedimentfælde.

Figur F.1: Prøvetagning i regnvandsbassin.

Der nedgraves to sedimentfælder i regnvandsbassinet, se figur F.2, én i indløbets nærhed og én umiddelbart før udløbet. Begrundelsen for den specifikke placering af sedimentfælderne findes i strømvejen gennem bassinet, jf. figur F.3.



Figur F.2: Placering af sedimentfælder i regnvandsbassinet ift. indløb og udløb.



Figur F.3: Strømningsvejen i regnvandsbassinet og placering af sedimentfælder. Billedet er taget ved rensningen af regvandsledninger og sandfang i vejbrønde den 08/02/2017.

Fælderne er en passiv indsamlingsmetode og kan derfor efterlades til prøvetagning i længere perioder. De inspiceres jævnligt for overfyldning. Sedimentfælderne optages forsigtigt efter endt måleperiode, og både vand og sediment i fælden hældes i en spand, så der ikke mistes materiale.

Der er taget prøver i regnvandsbassinet af tre omgange; én i slutningen af efteråret, én i vinterperioden og én i foråret. Dato og varighed for prøvetagningen fremgår af tabel F.1.

Måleperiode nr.	Nedgravning [dd/mm/yyyy]	Optagelse [dd/mm/yyyy]	Varighed [d]
1	04/11/2016	02/12/2016	28
2	02/12/2016	08/02/2017	68
3	13/03/2017	24/04/2017	43

Tabel F.1: *Prøvetagninger med sedimentfælder i regnvandsbassinet.*

Varigheden for prøvetagningen varierer, eftersom sedimentophobningen i fælden afhænger af nedbørsmængden og sedimenttilførslen fra oplandet. Fælderne er efter første måleperiode fyldte efter 28 dage, men er efter anden måleperiode kun optaget fordi kloaksystemet renses, og fælderne derved kunne risikere at blive kunstigt fyldte. Derudover er der i anden prøvetagning en begrænset mængde sediment i udløbsfælden, da denne fælde er skyllet væk under en regnhændelse. Den er sat tilbage d. 23/01/2017, hvorfor den reelle måleperiode for denne fælde kun er 16 dage. Prøverne fra tredje måleperiode er taget op ifm. den sidste indsamling af sedimentprøver i sandfangene, så de kan behandles i laboratoriet samtidig.

Bassinprøverne kan ligesom prøverne fra sandfang være påvirket af byggeriet og vejomlægningen i området, hvorved der er tilført konstruktionssand til bassinet, jf. figur F.4. Men byggeri er almindeligt og forekommer i områder jævnlige, hvorfor bassinsedimentet blot undersøges med forbehold for dette.



Figur F.4: *Konstruktionssand ved indløb af bassin.*

F.2 Tørring af prøver

Bassinprøverne skylles fra spande over i skåle, hvorefter skålene sættes i ovnen indstillet på 50 °C til tørring.

Tørringen af bassinprøverne fra første måleperiode varer 5 dage pga. meget vand i prøverne både fra fælden og fra udskylningen af prøven. Men ved afsluttet tørring er bassinprøverne, jf. figur F.5, klumpet sammen i kraftige aggregater, som ikke kan nedbrydes tilstrækkeligt til en sigteanalyse uden at ødelægge prøven. Dannelsen af aggregaterne skyldes fine partikler, jf. bilag B.3.



Figur F.5: Oventørret sediment fra bassin i kraftig aggregatdannelse.

Prøverne gøres derfor våde igen og en ny tørring af prøverne foretages. Der føres opsyn med prøverne og bundfældet sediment resuspenderes jævnligt ved omrøring, hvilket skal forhindre aggregatdannelsen, så der kan foretages en sigteanalyse af prøverne. Efter tørring er det muligt, at nedbryde de aggregater som er til stede uden at ødelægge prøven. Og denne fremgangsmåde for tørring benyttes derfor for alle bassinprøver.

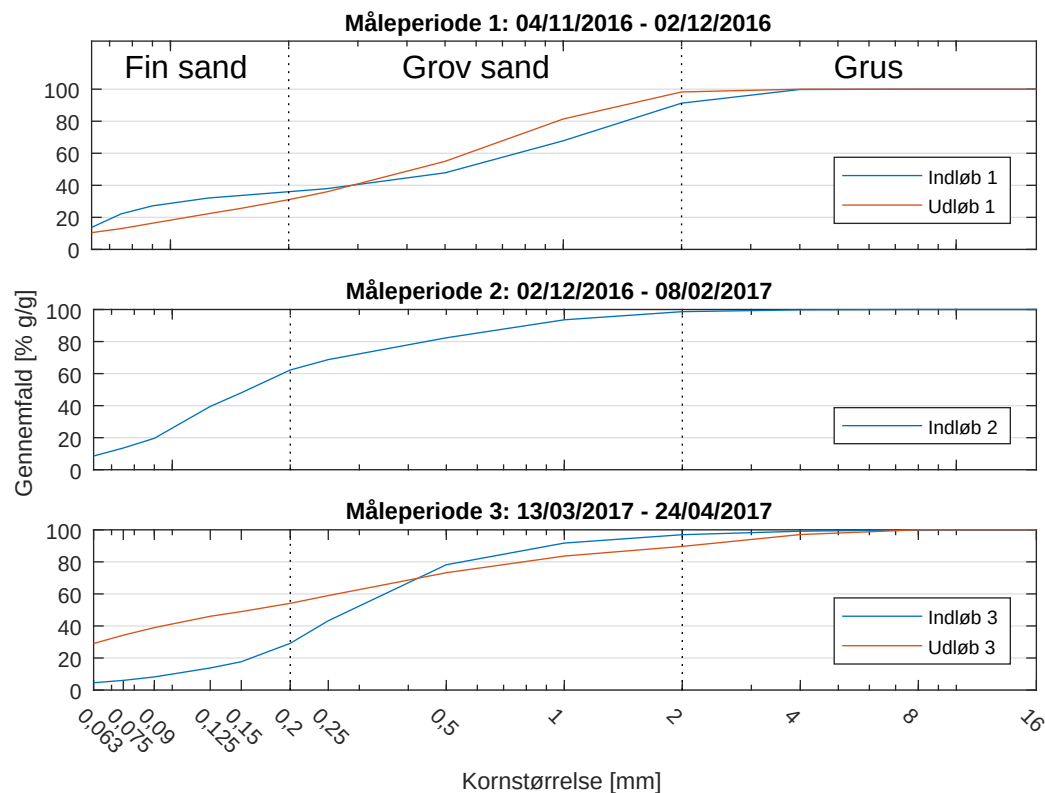
F.3 Sigteanalyse

Med det tørrede bassinsediment udføres sigte- og glødetabsanalyse efter samme fremgangsmåde, som i bilag D. Der er ikke foretaget en sigteanalyse af sedimentet for udløbet i anden måleperiode grundet for lidt materiale.

Ved sigtningen fremgår det, at nogle aggregater ikke helt er skilt ad, hvorfor materiale er finere end det fremgår af sigteanalysen. Det påvirker ikke resultaterne betydeligt.

F.3.1 Partikelstørrelsesfordeling

Partikelstørrelsesfordeling for bassinsedimentet for ind- og udløbsprøver fremgår af figur F.6.



Figur F.6: Sigtekurver for prøver ved ind- og udløb af bassin. Indekset ved hver kurve angiver måleperioden.

Generelt fremgår det at både indløb 1 og udløb 1 indeholder mere groft sand end indløb 2. Endvidere var anden måleperiode længere end den første og tredje, da der faldt mindre regn og fælderne derfor er fyldt langsommere, hvilket er bekræftet ved inspektion af regnserien fra Gistrup.

Andelen af materiale med kornstørrelse mindre end $63\ \mu\text{m}$ er mindst for indløb 2 og 3.

F.4 Partikelstørrelsesfordeling under $63\ \mu\text{m}$

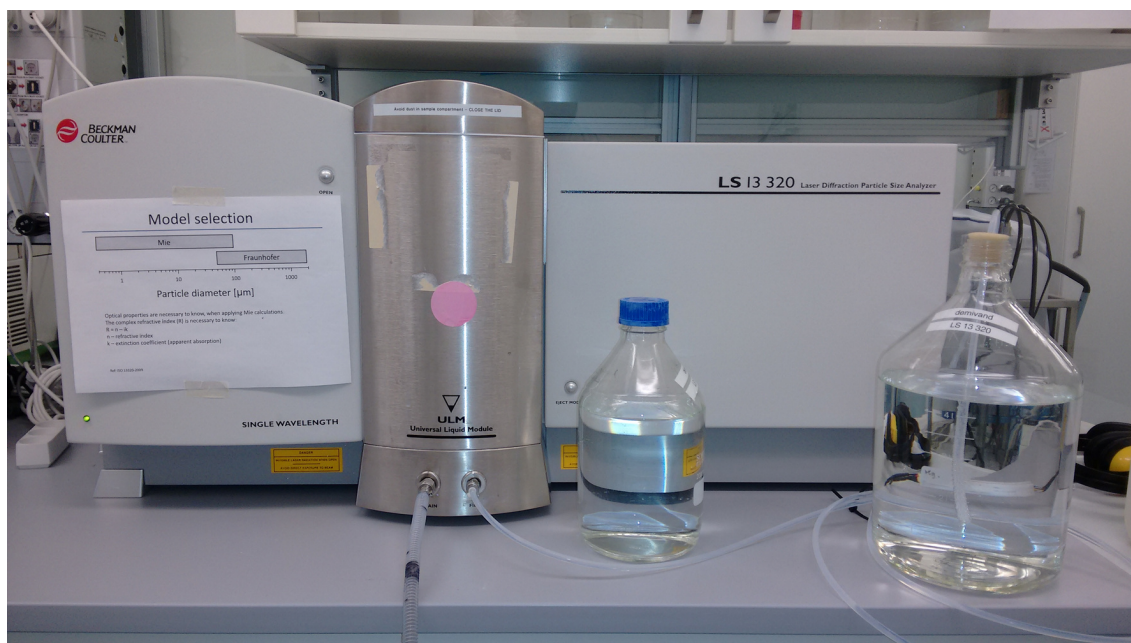
Den kraftige aggregatdannelse observeret ved tørring af de første bassinprøver tyder på et stort antal af fine partikler og kohæsive sedimenter i prøverne. Derfor søges partikelstørrelsesfordelingen undersøgt nærmere for korn mindre end $63\ \mu\text{m}$, som er mindste maskevidde, der kan benyttes i en tør sigteanalyse. Dette er muligt med Laser Diffraction Particle Size Analyzing (LDPSA), som kan analysere partikelstørrelsesfordeling i intervallet $0,017\ \mu\text{m}$ – $2000\ \mu\text{m}$ [Beckman Coulter, Inc., 2011].

Forsøget udføres ikke for bassinprøverne indsamlet i den tredje måleperiode, da apparatet til LDPSA har været utilgængelig i perioden efter prøven er indsamlet.

F.4.1 Fremgangsmåde

Først sigtes prøverne gennem en sigte med maskevidde på 63 μm . Materialet, som falder igennem sigten, opsamles og benyttes i de videre undersøgelser.

Partikelstørrelsesfordelingen bestemmes med en LS 13 320 Laser Diffraction Particle Size Analyzer, jf. figur F.7. I apparatet suspenderes partikler i demineraliseret vand. Der sendes herefter lys igennem opløsningen, og afbøjningen af lyset afhænger således af størrelsen af partiklerne, hvorved partikelstørrelsesfordelingen af prøven kan bestemmes. I bestemmelsen af partikelstørrelsen antages det, at partiklerne er tilnærmelsesvis sfæriske. Partikelstørrelsesfordelingen som findes ved LDPSA, er en volumenfraktion i modsætning til en sigteanalyse, hvor fordelingen er angivet ift. vægt, men er sammenligneligt, hvis alle partikler er solide med konstant densitet. [Beckman Coulter, Inc., 2011]



Figur F.7: Apparat til LDPSA.

Før forsøget startes første gang foretages en tilpasning af laseren vha. funktionen "Align". Herved sikres det at laseren er i centrum af måleområdet for apparatet.

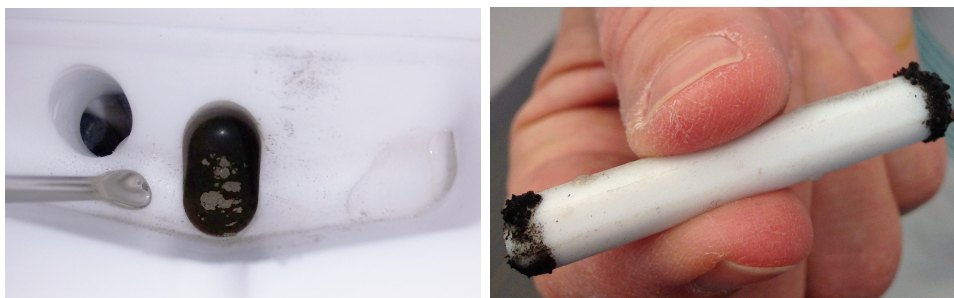
Apparatet er nu klar til at måle. Ved hver prøve foretages følgende [Beckman Coulter, Inc., 2011]:

1. Baggrundsmåling ("Measure Background"): Der foretages en måling af det rene demineraliserede vand, for at sikre der ikke er overskydende materiale fra den forrige måling.
2. Måling af mængde materiale ("Measure Loading"): Materialet tilsættes i toppen af apparatet. Der tilsættes materiale indtil turbiditeten er så høj, at lyset bliver dæmpet 8 % – 12 %. Hvis lysdæmpningen overstiger 12 %, fortyndes opløsningen ved at skylle lidt af opløsningen ud og tilsætte mere demineraliseret vand. Denne proces foretages automatisk af apparatet ved at åbne indløbet med demineraliseret vand og benytte funktionen "Short drain".

3. 2 målinger af prøven ("Start 2 Runs"): Partikelstørrelsesfordelingen af prøven bestemmes ved to hovedgennemløb. Hvert hovedgennemløb består af to cirkulationer af materialet i apparatet. Partikelstørrelsesfordelingen bestemmes for hver cirkulation, og ét hovedgennemløb er således gennemsnittet af to cirkulationer.
 - a) Det vælges at cirkulere materialet i 20 sekunder.
 - b) Vandet pumpes rundt med en pumpehastighed på 36 % af fuld ydeevne. Pumpehastigheden holdes lav, så der ikke dannes luftbobler, som kan påvirke målingen.
 - c) Der benyttes en Fraunhofer.rf780z som optisk model til bestemmelse af partikelstørrelsen ud fra lysspredningen.
4. Rensning af apparatet ("Auto Rinse"): Opløsningen inklusiv prøven skylles ud af apparatet, og der skylles igennem med demineraliseret vand, så apparatet er klar til en ny prøve.

Der foretages to separate undersøgelser efter ovenstående fremgangsmåde af hver sedimentprøve, da partikelstørrelsesfordelingen bør være ens i hele sedimentprøven.

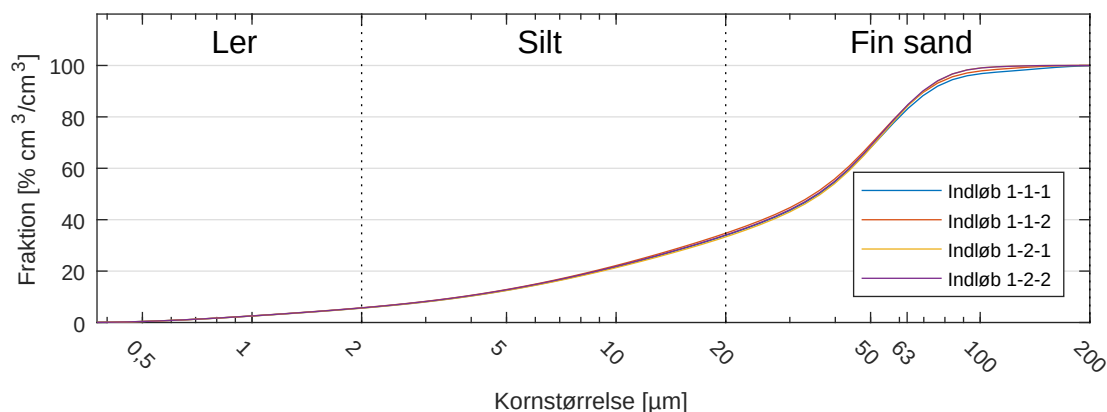
Alle prøver ligger sig på vandoverfladen ved indførsel i apparatet, jf. figur F.8a, og opblandes derfor med det demineraliserede vand i apparatet vha. en pipette, så målingen kan foretages. Det er forsøgt at lave en opblanding vha. en magnetomrører inden tilsætning i apparatet, men materialet i prøverne er magnetiske og binder sig til magneten, se figur F.8b, hvorfor løsningen med pipetten er valgt. Det faktum at materialet bindes til magneten viser dog, at sedimentet indeholder jern, mængden er dog uvis.



(a) Bassinsediment tilsat apparat til LD-PSA. (b) Bassinsediment bundet til magnet.

Figur F.8: Bassinsediment i LDPSA apparat og bundet til magnet.

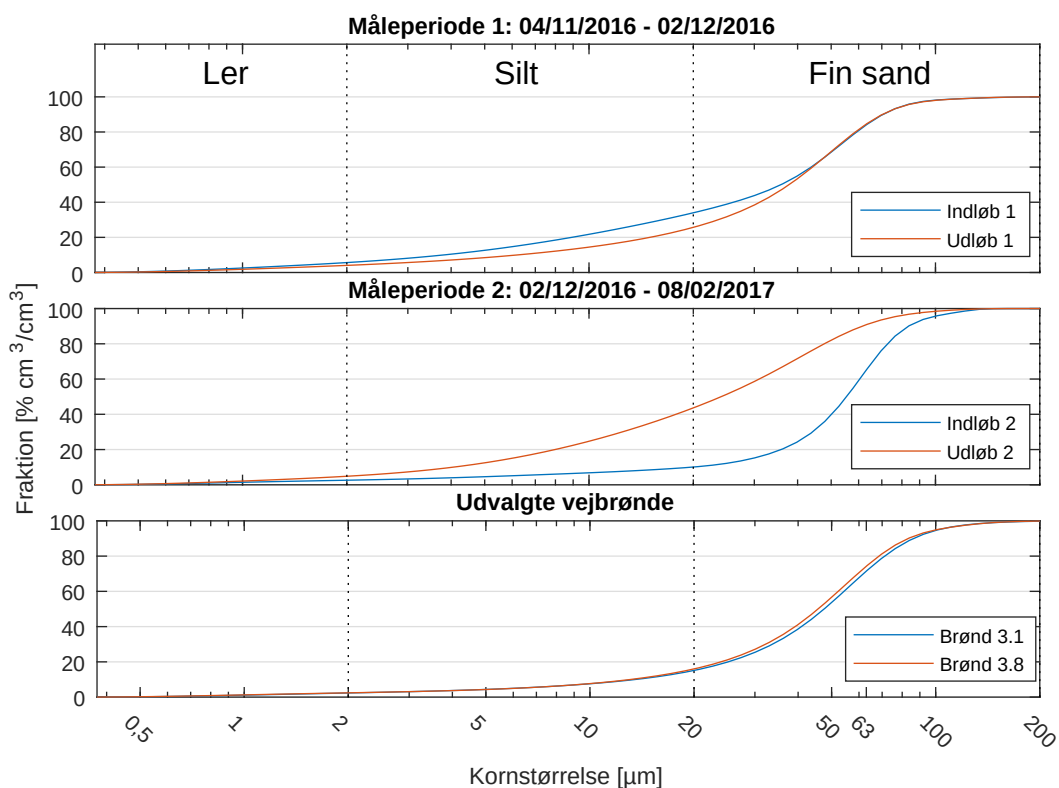
For at teste hvorvidt partikelstørrelsesfordelingen ændrer sig for hvert hovedgennemløb og cirkulation er alle 4 kornkurver for sedimentprøven for indløbet til bassinet for første måleperiode vist på figur F.9. Kurverne er stort set ens for alle tests, og derfor giver metoden en repræsentativ fordeling for sedimentet.



Figur F.9: Partikelstørrelsesfordelinger for Indløb 1. Indløb 1-1-1 angiver: Indløb, 1. måleperiode, 1. Hovedgennemløb, 1. cirkulation.

F.4.2 Partikelstørrelsesfordeling med LPDSA

Partikelstørrelsesfordelingen for prøverne med bassinsediment fremgår af figur F.10. Kurverne er gennemsnit for alle 4 hovedgennemløb i LPDSA apparatet med sedimentet mindre end 63 μm . Udover prøverne med bassinsediment er LPDSA også foretaget for vejbrønd 3.1 og 3.8 til sammenligning. Brønd 3.8 er udvalgt, da det er brønden med mest fint materiale mindre end 63 μm af alle undersøgte vejbrønde, jf. bilag D, og brønd 3.8 er i toppen af streng 3. Brønd 3.1 er i bunden af streng 3, og er derfor valgt for at se hvorvidt fordelingen ændres i bunden af strengen ift. toppen.



Figur F.10: Partikelfordelinger for bassinsediment og udvalgte vejbrønde for partikelstørrelser mindre end 63 μm .

Ifølge LPDSA undersøgelsen indeholder alle prøver partikler større end $63\mu\text{m}$. Dette skyldes flokkulering af nogle af de små partikler, så de måles som én stor istedet for flere små. Endvidere er partiklerne ikke sfæriske, som antages ved brug af metoden.

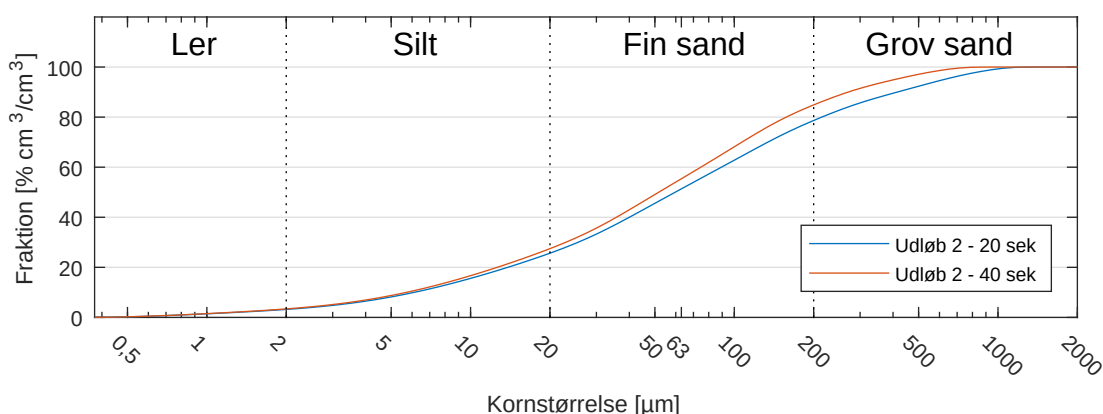
Udløb 2, indholder mere silt end udløb 1. Forskellen heri kan skyldes fejlen med udløb 2, hvor sedimentfælden er skyllet væk undervejs i målingen, jf. bilag F.1. Der er derfor en meget lille mængde sediment i prøven, hvorved det muligvis kun er de mindste partikler, som er transporteret til denne sedimentfælde, grundet få eller ingen kraftige regnskyl i den forkortede måleperiode, som kan transportere større partikler til sedimentfælden.

Sedimentet fra vejbrøndene indeholder generelt mindre silt end bassinprøverne med undtagelse af indløb 2. Endvidere viser begge vejbrønde en meget ens fordeling for de mindre partikler på trods af forskellen i indholdet af partikler mindre end $63\mu\text{m}$ og placeringen af de to vejbrønde er i toppen og bunden af streng 3.

Alle prøver indeholder mest fint sand, men den mindste partikelstørrelse som bassinet kan tilbageholde er $1\mu\text{m} - 2\mu\text{m}$. Dette gælder også vejbrøndene, som derved kan tilbageholde ligeså fine partikler som bassinet.

Partikelstørrelsesfordeling for udløb 2

Der er ikke foretaget en sigteanalyse af sedimentprøven fra udløbet fra anden måleperiode, da der er en for lav mængde materiale. Derfor er der foretaget LDPSA på prøven for at undersøge den fulde partikelstørrelsesfordeling af prøven. LDPSA kan kun måle partikelstørrelser op til 2 mm. Derfor sigtes prøven gennem en sigte med 1 mm maskevidde, så det sikres partiklerne i prøven ikke er for store til LDPSA apparatet. Ved visuel inspektion fjernede denne sigtning næsten intet sediment, men kun større blade og grene. Da prøven indeholder større partikler end de andre sedimentprøver, som er sigtet gennem en $63\mu\text{m}$ sigte, vælges det at undersøge om en længere cirkulationstid for en måling giver anledning til en anden partikelstørrelsesfordeling. På figur F.11 ses partikelstørrelsesfordelingen for udløbsprøven for anden måleperiode med 20 sekunder og 40 sekunders cirkulationstid.



Figur F.11: Partikelstørrelsesfordelinger for Udløb 2 med forskellige cirkulationshastigheder.

Partikelstørrelsesfordelingen ændres lidt indenfor fint sand og groft sand fraktionerne ved en længere cirkulationstid. Ved 40 sekunders cirkulation er der mindre andel af groft sand, men ved overgangen til siltfraktionen er de to kurver stort set ens. Dette skyldes

sandsynligvis, at den længere cirkulationstid separer de større partikler bedre. Tendensen for kurverne er dog ens, og der vælges derfor ikke at benytte 40 sekunders cirkulationstid for sedimentprøverne under $63\text{ }\mu\text{m}$.

Hovedandelen af prøven består af fint sand. Endvidere er det bemærkelsesværdigt at silt- og lerfraktioner i prøven udgør ca. 30 % af prøven på trods af der er medtaget partikler helt op til 1 mm. Sedimentet i prøven er altså meget fint ift. vejbrøndene 3.1 og 3.8, som havde under 20 % silt og ler, selvom det udenlukkende var partikelstørrelser mindre end $63\text{ }\mu\text{m}$ som undersøgtes, jf. figur F.10.

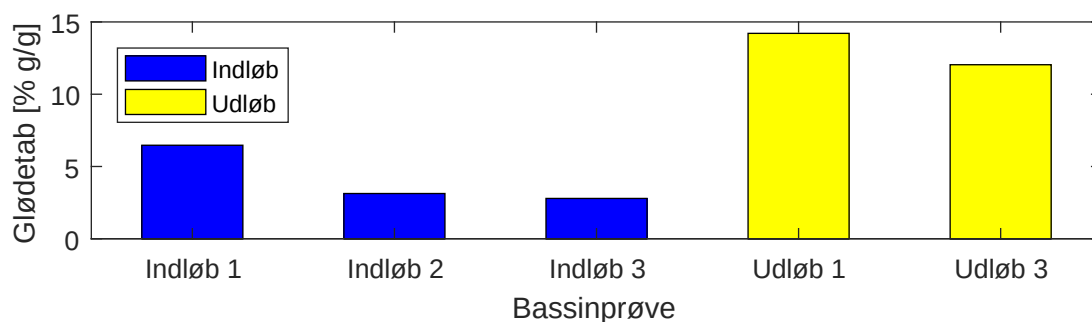
F.5 Organisk materiale

Bassinprøverne klumpede sammen og dannede aggregater ved tørring. Indholdet af organisk materiale har betydning for aggregatdannelsen og undersøges derfor. Fremgangsmåden følger den beskrevet i bilag D.4. Der kan ikke foretages analyse af organisk materiale for anden måleperiode af bassinsedimentet i udløbet grundet den lave materialemængde.

Glødetabsanalysen er foretaget to gange for at undersøge om der er variation i indholdet af organisk materiale i hver prøve. Variation er så lille, at der anvendes et gennemsnit for hver prøve.

F.5.1 Indhold af organisk materiale for bassinprøver

Glødetabet og dermed det organiske materiale for de 5 bassinprøver fremgår af figur F.12.



Figur F.12: Glødetab for bassinprøver.

Udløb 1 og 3 er betydeligt højere end de tre prøver fra indløbet. Dette kan skyldes at det organiske materiale har en lavere densitet end sand, hvorfor det bliver transporteret længere i forsinkelsesbassinet. Det kan også være, at mængden af organisk materiale til både indløbs- og udløbsprøverne er ens, men at byggeriet i området har ledt mere sand til bassinet end normalt. Konstruktionssand har et lavt indhold af organisk materiale og vil derfor sænke indholdet i en prøve ved fortynding, jf. bilag E. Endvidere har indløb 1 et højere indhold af organisk materiale end indløb 2 og 3. Forskellene kan også skyldes variationer i nedbør samt tilførsel af konstruktionssand fra byggeriet og vejoplægningen i oplandet.

Selvrensning i afløbssystemet



I dette bilag undersøges selvrensningsevnen i afløbssystemet, for at afgøre om der i perioder kan være risiko for, at sediment ophobes i afløbssystemet og senere skylles ud under kraftig regn. Hvis der er selvrensning antages det, at sedimentprøver taget i sandfang og bassin repræsenterer sedimentet i afløbssystemet.

For at en ledning opnår selvrensning, skal bundforskydningsspændingen i ledningen være større end en kritisk forskydningsspænding. Ifølge Winther et al. [2011] ligger den kritiske bundforskydningsspænding i intervallet 3 Pa – 4 Pa for regnvandsledninger. Selvrensningen undersøges for en vandføring på 10 % af fuldt løbende [Dansk Standard, 2009]. Endvidere benyttes en driftsrøhed for plast- og betonrør på hhv. 1 mm og 1,5 mm [Winther et al., 2011].

For de resterende rørdato anvendes værdierne fra den udleverede udleverede kloakplan [Aalborg Kommune, 2007].

G.1 Teori

Bundforskydningsspændingen beregnes vha. formel (G.1). [Winther et al., 2011]

$$\tau = \rho \cdot g \cdot R \cdot I \quad (\text{G.1})$$

Hvor

τ	Bundforskydningsspænding [Pa]
ρ	Densitet [kg/m ³]
g	Tyngdeacceleration [m/s ²]
R	Hydraulisk radius [m]
I	Energilinjegradient [m/m]

Der forudsættes ensformig og stationær strømning med frit vandspejl. Energilinjegradienten antages derfor at være lig med ledningsfaldet. Den hydrauliske radius bestemmes ved formel (G.2). [Brorsen og Larsen, 2009]

$$R = \frac{1}{4} \left(1 - \frac{\sin \theta}{\theta} \right) \quad (\text{G.2})$$

θ er vinklen med vandspejlet ift. en given vanddybde i røret. Denne kan beregnes vha. formel (G.3).

$$\theta = 2 \cdot \cos^{-1} \left(1 - \frac{2 \cdot y}{D} \right) \quad (\text{G.3})$$

Hvor

y	Vanddybde [m]
D	Diameter af rør [m]

Brettings formel benyttes til at beregne vanddybden i et delvist fyldt rør, jf. formel (G.4). [Winther et al., 2011]

$$\frac{Q}{Q_{fuld}} = 0,46 - 0,5 \cdot \cos\left(\pi \cdot \frac{y}{D}\right) + 0,04 \cdot \cos\left(2 \cdot \pi \cdot \frac{y}{D}\right) \quad (\text{G.4})$$

Hvor

Q	Vandføring [m ³ /s]
Q_{fuld}	Fuldtløbende vandføring [m ³ /s]

Til at bestemme den fuldtløbende vandføring benyttes formel (G.5), en omskrivning af modstandsformlen. Den hydrauliske radius af et fuldtløbende rør bestemmes vha. formel (G.6). [Brorsen og Larsen, 2009]

$$Q_{fuld} = \sqrt{\frac{2 \cdot g \cdot I \cdot R_{fuld} \cdot A^2}{f}} \quad (\text{G.5})$$

$$R_{fuld} = \frac{D}{4} \quad (\text{G.6})$$

Hvor

f	Friktionstallet [-]
A	Tværsnitsareal af rør [m ²]
R_{fuld}	Hydraulisk radius af fuldtløbende rør [m]

Colebrooke and Whites formel, jf. formel (G.7), itereres til beregning af friktionstallet. [Brorsen og Larsen, 2009]

$$\sqrt{\frac{2}{f}} = 6,4 - 2,45 \cdot \ln\left(\frac{k}{R_{fuld}} + \frac{4,7}{Re \cdot \sqrt{f}}\right) \quad (\text{G.7})$$

$$Re = \frac{V \cdot R_{fuld}}{\nu} \quad (\text{G.8})$$

k	Ækvivalent sandruhed [m]
Re	Reynolds' tal [-]
V	Middel vandhastighed [m/s]
ν	Kinematisk viskositet [m ² /s]

G.2 Resultater

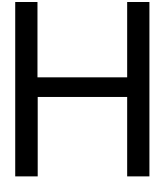
Bundforskydningsspændingen i afløbssystemet er vist på figur G.1.



Figur G.1: *Bundforskydningsspændingen i afløbssystemet.*

Alle ledningerne har bundforskydningsspændinger over minimumskriteriet på 3 Pa, hvorfor der er selvrensning i hele systemet. På baggrund af undersøgelsen vil der ikke forekomme nogen betydelig ophobning af sediment ledningerne i afløbssystemet, og alt tilbageholdt sediment derfor vil være i sandfang eller bassin.

Turbulent strømningsteori



I dette kapitel gennemgås den grundlæggende teori bag turbulente strømninger og stofspredning, som benyttes ved numeriske modeller.

For at beskrive en strømmende væske skal der være bevarelse af bevægelsesmængde og masse. Bevarelsen af bevægelsesmængde for en turbulent strømning af en usammentrykkelig væske beskrives med den tidsligt glattede Navier-Stokes ligning (H.1). Teorien er beskrevet på baggrund af Brorsen [2005], hvorfor der henvises hertil for yderligere uddybelse.

$$\rho \frac{dU_i}{dt} = -\frac{\partial \bar{p}^+}{\partial x_i} + \frac{\partial}{\partial x_j} \left(\mu \left(\frac{\partial U_i}{\partial x_j} + \frac{\partial U_j}{\partial x_i} \right) - \rho \overline{u_i u_j} \right) \quad (\text{H.1})$$

Hvor

ρ	Densitet af væske [kg/m ³]
U	Middelstrømningshastighed [m/s]
u	Turbulente fluktuationer [m/s]
t	Tid [s]
p^+	Tryk afvigende fra hydrostatisk tryk [Pa]
x	Afstand [m]
μ	Væskens dynamiske viskositet [N · s/m ²]
i, j	Dimensionsindeks [-]

Navier-Stokes ligning bygger på Newtons 2. lov, og venstre side af lighedstegnet angiver ændringshastigheden i bevægelsesmængde, hvor ledene på højre side angiver de forskellige bidrag, der giver anledning til en ændring.

I en stillestående væske er der udelukkende tyngdekraft og hydrostatisk tryk til stede. Det hydrostatiske tryk vokser med dybden, da dette tryk svarer til tyngdekraften fra det overliggende vand. Det kan således påvises, at det kun er det tryk i en strømmende væske, som afviger fra hydrostatisk tryk, som vil ændre bevægelsesmængden, hvorfor kun dette led er medtaget i Navier-Stokes ligning.

En væske består af en samling molekyler. Det er dog umuligt at beskrive hvert enkelt molekyles bevægelse, men det er vigtigt at medtage effekten af molekylebevægelserne. Derfor simplificeres bevægelsesmængden af molekylerne til forskydningsspændinger mellem to væskelegemer. Disse forskydningsspændinger afhænger af væskens viskositet og hastighedsgradienten imellem væskelegemerne.

I en turbulent strømning vil der imidlertid ikke kun være udveksling af bevægelsesmængde pga. molekylebevægelser, men også udveksling pga. turbulens. Turbulens består af hvirvler. For at opløse disse skal der benyttes et uendeligt fint beregningsnet, hvilket ikke er muligt i praksis. Derfor skal virkningen af hvirvlerne medtages, hvilket gøres vha. forskydningsspændinger, der beskriver udvekslingen af bevægelsesmængde som følge af turbulens.

Derfor opdeles den totale forskydningsspænding i en turbulent strømning normalt i to dele; en viskøs og en turbulent. Ved tidslig glatning af Navier-Stokes ligning bestemmes forskydningsspændingen i en turbulent strømning ved formel (H.2), som også er de sidste to led i Navier-Stokes ligning (H.1). [Brorsen, 2005]

$$\tau_{ji} = \tau_{ji}^{visk} + \tau_{ji}^{turb} \quad (\text{H.2})$$

$$\tau_{ji}^{visk} = \mu \left(\frac{\partial U_i}{\partial x_j} + \frac{\partial U_j}{\partial x_i} \right) \quad (\text{H.3})$$

$$\tau_{ji}^{turb} = -\rho \overline{u_i u_j} = \rho \nu_T \left(\frac{\partial U_i}{\partial x_j} + \frac{\partial U_j}{\partial x_i} \right) \quad (\text{H.4})$$

Hvor

τ_{ji}^{visk}	Viskos forskydningsspænding [N]
τ_{ji}^{turb}	Turbulent forskydningsspænding [N]
ν_T	Hvirvelviskositet [m^2/s]

τ_{ji}^{turb} er normalt meget større end τ_{ji}^{viskos} , men tæt ved vægge er de viskøse forskydningspændinger styrende. Hvirvelviskositeten bestemmes vha. en turbulensmodel og er over 0 i alle områder med turbulens. I dette projekt er $k-\omega$ Turbulence SST (Menter) turbulensmodellen valgt, da denne normalt anvendes til beskrivelse af bassinstrømninger, jf. bilag I.4.

Massebevarelsen i en strømning beskrives med kontinuitetsligningen, jf. formel (H.5), som ligeledes formel (H.1), gælder for en usammentrykkelg væske.

$$\frac{\partial U_i}{\partial x_i} = 0 \quad (\text{H.5})$$

H.1 Stofspredning

Spredning af stof i en væske sker ved diffusion og advektion. Den samlede stoftransport i en turbulent strømning af en usammentrykkelig væske kan beskrives med formel (H.6). [Brorsen, 2005]

$$\frac{d\bar{c}}{dt} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left(\left(D + \frac{\nu_T}{\sigma_c} \right) \frac{\partial \bar{c}}{\partial x_i} \right) - U_i \frac{\partial \bar{c}}{\partial x_i} + S_c \quad (\text{H.6})$$

Hvor

$\bar{c}$	Tidslig glattet stoffkoncentration [kg/m^3]
t	Tid [s]
x	Afstand [m]
D	Diffusionskoefficient [m^2/s]
ν_T	Hvirvelviskositet [m^2/s]
σ_c	Schmidts tal [-]
U	Middelstrømningshastighed [m/s]
S_c	Stoftilførsel [$\text{kg}/\text{m}^3/\text{s}$]

Ændringshastigheden for stofkoncentrationen i et vandlegeme er angivet på venstre side af lighedstegnet, og afhænger af tilførslen og fjernelsen af stof, som er beskrevet på højre side.

Diffusion sker grundet en koncentrationsgradient og transporten af stof styres ved en diffusionskoefficient. Turbulens i en strømning skaber en udveksling af bevægelsesmængde, hvorfor denne også skaber stofspredning. For at beskrive den turbulente stofspredning anvendes en turbulent diffusionskoefficient, og den samlede stofflux ved en koncentrationsgradient i en væske kan derfor beskrives med formel (H.7).

$$F_i = -(D + D_T) \frac{\partial \bar{c}}{\partial x_i} \quad (\text{H.7})$$

Hvor

$$\begin{array}{l|l} F_i & \text{Stofflux gennem et snit vinkelret på koncentrationsgradienten [kg/m}^2\text{/s]} \\ D_T & \text{Turbulent diffusionskoefficient [m}^2\text{/s]} \end{array}$$

Hvirvelviskositeten styrer udvekslingen i bevægelsesmængde som følge af turbulens. Den turbulente diffusionskoefficient af stof bestemmes derfor vha. hvirvelviskositeten. Imidlertid er den turbulente stofudvekslingen ikke helt ens med udvekslingen af bevægelsesmængde, hvorfor konstanten Schmidts tal indføres til bestemmelse af stofspredningen i en turbulent strømning. Schmidts tal er defineret ved formel (H.8). [Brorsen, 2005]

$$\sigma_c = \frac{\nu_T}{D_T} \quad (\text{H.8})$$

Advektion er transport af stof med væskens strømninger, hvorfor denne afhænger af middelstrømningshastigheden. Endvidere vil koncentrationen i en væske ændres, hvis der sker en tilførsel af stof fra en kilde. Disse er beskrevet ved de sidste to led i formel (H.6).

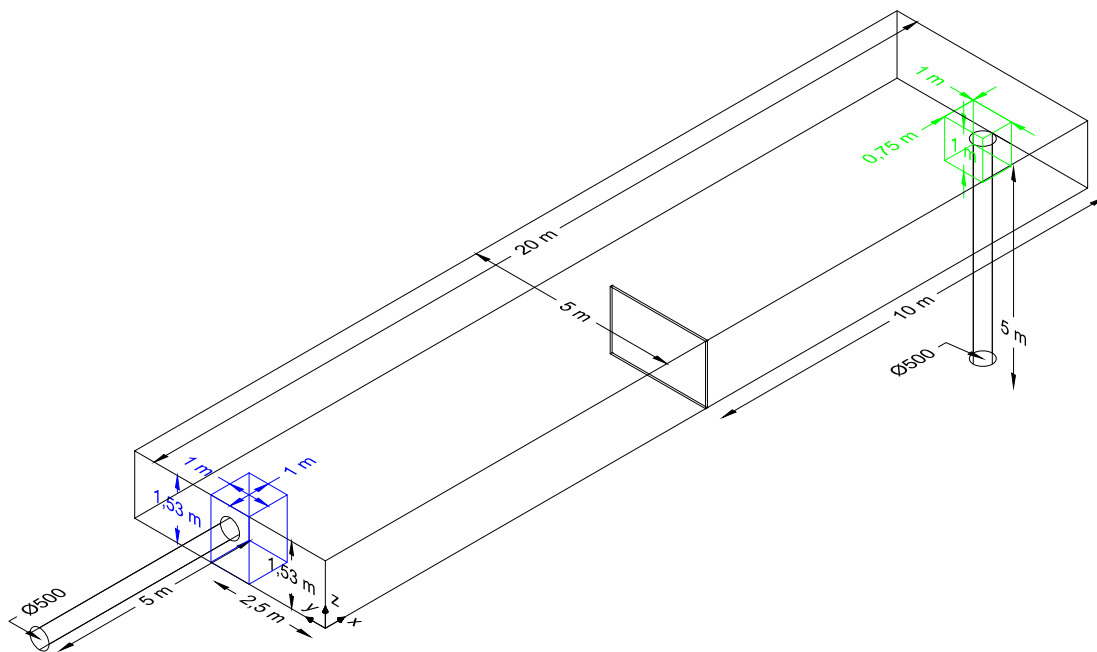
Analyse af beregningsnet

Der foretages en konvergensanalyse af beregningsnettet for at afgøre, hvilken opløsning beregningsnettet skal have til analyse af sedimentationsbassinet. Analysen foretages under stationære forhold, og det ønskes at beregningerne er uafhængige af beregningsnettet. Endvidere foretages også en undersøgelse af valg af turbulensmodel for at undersøge dennes betydning.

Konvergensanalysen startes med et groft beregningsnet, som forfines indtil forskellen i resultaterne mellem to beregningsnet er minimal. Præcisionen af beregningerne stiger med opløsningen af beregningsnettet, men det gør beregningstiden også. Der laves derfor en afvejning mellem præcisionen og beregningstiden. Analysen foretages på baggrund af en visuel inspektion af strømningshastighederne.

I.1 Modelopbygning

Sedimentationsbassinet opbygges i STAR-CCM+ som angivet på figur I.1. De blå og grønne kasser angiver områder, hvor beregningsnettet styres lokalt, og er ikke konstruktioner i bassinet.



Figur I.1: Model med mål til konvergensanalysen.

Der er indsat en forhindring i den ene side af bassinet for at tvinge strømmingen til en bestemt løsning. Dette skyldes, at indløbsstrålen i modellen svinger fra side til side, hvis der ikke indsættes nogen barriere, jf. bilag K.

I.1.1 Modelopsætning

For at simulere sedimentationsbassinet i STAR-CCM+ benyttes følgende fysiske modeller:

- Three Dimensional
- Steady
- Liquid
- Segregated Flow
- Constant Density
 - Vand ($\rho = 997,561 \text{ kg/m}^3$)
- Turbulent
- $k - \omega$ Turbulence (SST (Menter) $k - \omega$)
- Gravity

STAR-CCM+ tilføjer selv en række modeller automatisk. Endvidere anvendes der standardværdier i alle modeller med mindre andet er oplyst.

Modellen opbygges som en tredimensionel stationær enfase model. Der benyttes en tre-dimensionel model, da de forskellige koncepter, som undersøges for at øge stoftilbageholdelsen, vil skabe strømning i alle tre dimensioner. Segregated Flow modellen anvendes, da den er god til at modellere strømmingen for usammentrykkelige væsker. [CD-adapco, 2016]

Strømningerne i bassinet vil hovedsageligt være turbulente, hvorfor der er valgt en $k - \omega$ SST (Menter) turbulens model til at beskrive dette. I bilag I.4 er denne turbulens model nærmere uddybet.

Modellerne simuleres gennem 10 000 iterationer, hvorefter de er konvergeret til en løsning.

I.1.2 Randbetingelser

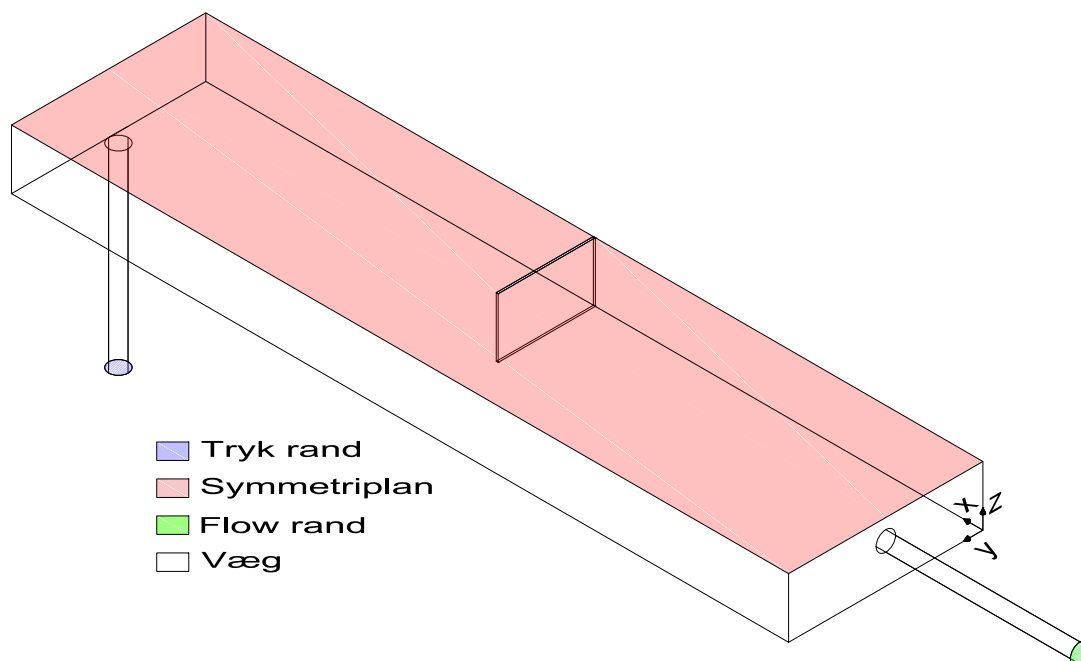
Der anvendes en flowrandbetingelse i indløbet med en vandføring på 35 l/s, hvilket svarer til 95 %-fraktilen af vandføringer fra oplandet, ved antagelse om nedbøren strømmer direkte til bassinet fra det reducerede opland på samme tid. Nedbøren er målt i en regnmåler ved Gistrup, jf. bilag C, og vandføringen antages konstant mellem målingerne i regnserien.

Ved enden af udløbsrøret anvendes en trykrandbetingelse. Trykket fastholdes på 0 Pa, hvilket i STAR-CCM+ svarer til atmosfærisk tryk. Trykrandbetingelsen sikrer stabilitet i kombination med en flowrandbetingelse.

Der benyttes også en symmetri-randbetingelse i toppen af bassinet. Ved en symmetri-randbetingelse er der ingen friktion. Hastigheden og trykket er ens med den nærmeste underliggende celle [CD-adapco, 2016]. Dette svarer nogenlunde til strømning med fri vandoverflade, da friktionen fra luften er minimal.

Bassinets sider og bund samt rørvæggene defineres som væg-randbetingelser (no-slip). Der sker herved ikke udveksling af vand ved randbetingelsen, men strømmingen påvirkes af friktion fra overfladerne.

Indløbsrøret er 5 m langt, svarende til 10 gange diameteren, da det er tilstrækkeligt til fuld udvikling af hastighedsprofilet. Udløbsrøret er også 5 m. Ind- og udløbsrandbetingelserne er placeret i tilstrækkelig afstand fra bassinet til ikke at påvirke beregningerne. Randbetingelserne er vist på figur I.2.



Figur I.2: Randbetingelser i model til analyse af beregningsnet.

I.1.3 Beregningsnet

Beregningsnettet for sedimentationsbassinet opbygges i STAR-CCM+ og konstrueres vha. følgende funktioner [CD-adapco, 2016]:

- Trimmer: Konstruerer et tredimensionelt beregningsnet af kubiske beregningsceller for bassinvolumen. Sedimentationsbassinet er rektangulært med undtagelse af ind- og udløbsrøret, hvorved kubiske celler er bedst til at beskrive geometrien. Størrelsen af cellerne kan kun ændres med en potens af 2 ift. basisstørrelsen.
- Prism layer: Gør beregningsceller mindre nær bassinvæggene. Dette ønskes for at øge præcisionen af beregningerne i det viskøse lag nær overflader. Der er ikke prism layers ved tryk-, flow- og symmetri-randbetingelserne.
- Surface remesher: Konstruerer et todimensionelt beregningsnet for overfladen af sedimentationsbassinet, som optimeres ift. tredimensionelt beregningsnettet af bassinvolumet. Dette øger præcisionen for udvekslingen mellem randbetingelser og tredimensionelt beregningsnettet.

Alle beregningsceller konstrueres ift. en basisstørrelse. Herved ændres kun basisstørrelsen hver gang beregningsnettet forfines. De globale og lokale betingelser ift. basisstørrelsen er:

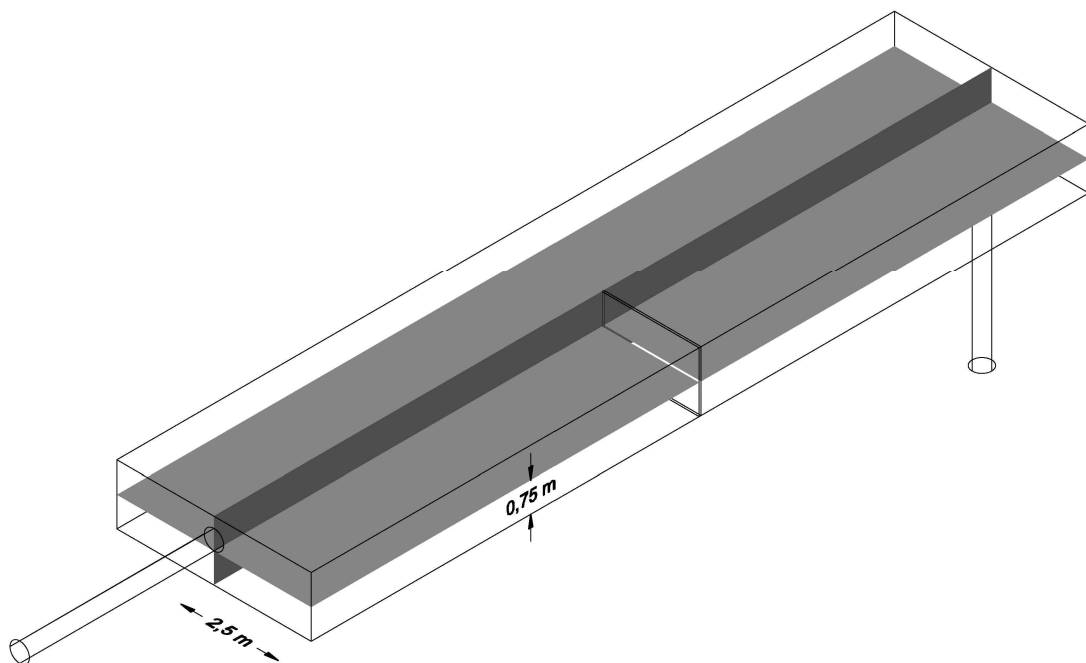
- Maksimal størrelse af beregningsceller - 200 %
- Samlet tykkelse af prism layers - 20 %
- Antal prism layers - 2
- Relativ minimum størrelse af beregningsceller ved overflader - 25 %
- Kasse ved indløb og udløb i bassin, jf. figur I.1.
 - Isotropiske beregningsceller - 25 %

Til genereringen af beregningsnettet vælges der at forfine beregningscellerne i kasserne ved ind- og udløbet, se figur I.1, så overgangen mellem det store og de mindre tværsnit, hvor hastigheden vil være forskellig, beskrives mere præcist.

Der anvendes standardværdier for parametre, som ikke er angivet her.

I.1.4 Evaluering af konvergens af beregningsnet

Konvergens af beregningsnettet bestemmes på baggrund af hastigheden og strømningerne i bassinet i et lodret snit gennem midten af bassinet fra indløb til udløb og et horisontalt snit gennem bassinet i 0,75 m højde, jf. figur I.3. Hastigheden og strømningerne skal således være uafhængige af beregningsnettet. Der ses bort fra ind- og udløbsrøret i denne analyse, da det er strømningerne i bassinet, som er af interesse i analysen af sedimentationsbassinet.



Figur I.3: Snit hvor hastigheden undersøges.

I.2 Resultater

I tabel I.1 ses forskellen i antal beregningsceller og beregningstid for de forskellige beregningsnet.

Basisstørrelse	Antal beregningsceller [-]	Beregningstid [t]
0,3 m	17 640	0,12
0,2 m	49 764	0,28
0,1 m	214 146	1,26
0,05 m	1 367 637	8,61

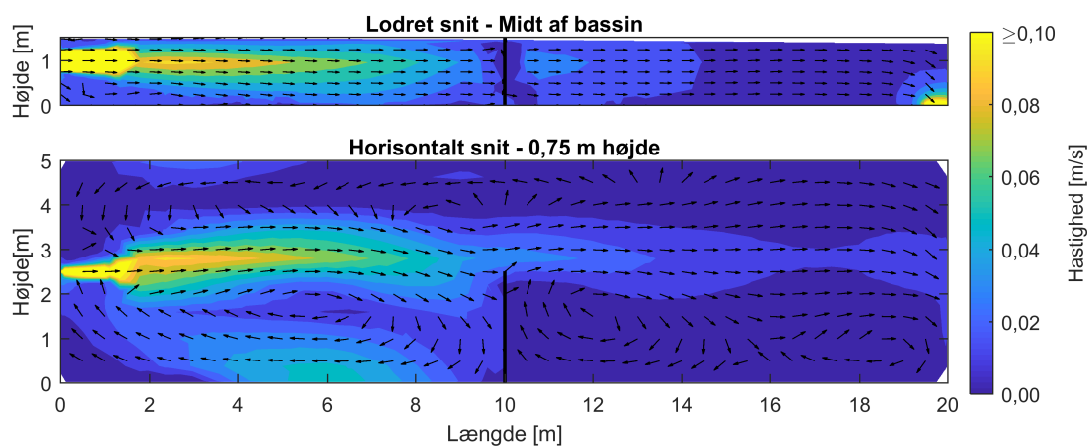
Tabel I.1: Antal beregningsceller og beregningstid ift. basisstørrelsen.

På trods af barrieren i bassinet svinger indløbsstrålen ved hver iteration. Ved undersøgelse af resultaterne er svingningen dog så lille, at den ikke vil påvirke valget af beregningsnet.

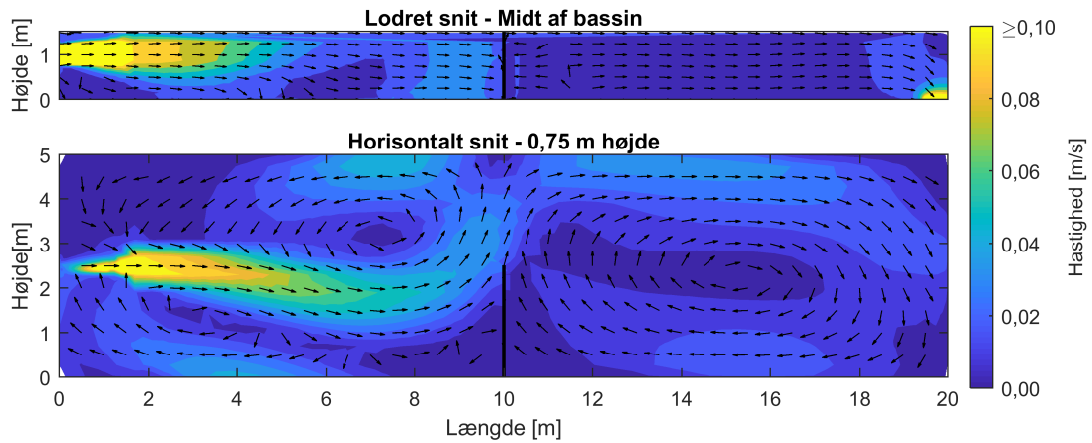
I.2.1 Hastighed og strømningsretning

Størrelsen og retningen af hastighederne i sedimentationsbassinet ved simulering med de 4 beregningsnet fremgår af figur I.4.

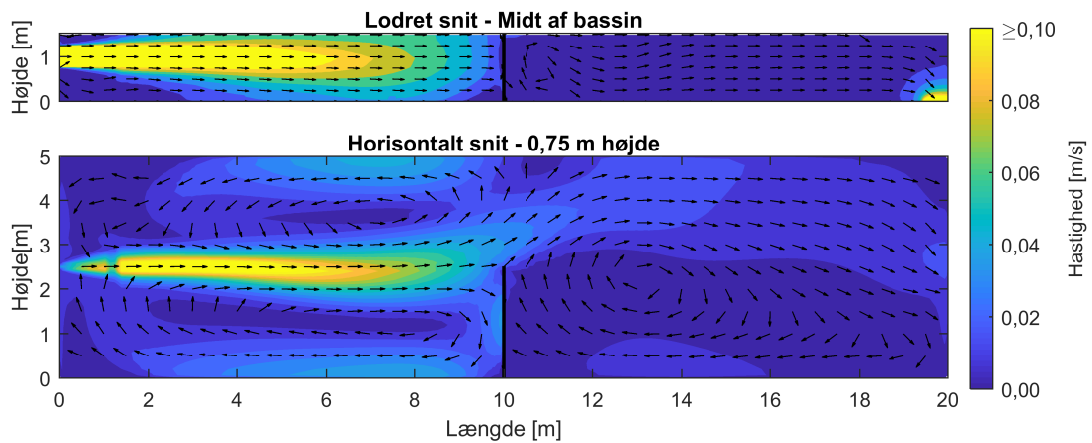
Pilene angiver kun retningen af strømmingen og ikke størrelsen af strømningshastigheden. Hastigheden angives vha. farveskalaen. Hvert beregningsnet har ikke samme opløsning, hvorved der er valgt af nemheds grunde og sammenlignelighed at vise alle resultater med en opløsning på 1 cm² vha. lineær interpolation.



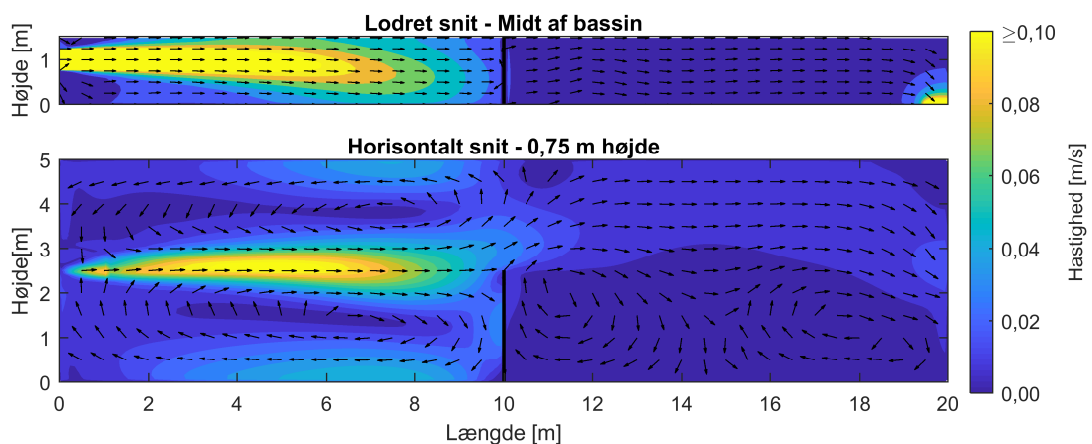
(a) Basisstørrelse 0,3 m.



(b) Basisstørrelse 0,2 m.



(c) Basisstørrelse 0,1 m.



(d) Basisstørrelse 0,05 m.

Figur I.4: Hastighed og strømninger i sedimentationsbassinet.

Strømningen er rimelig ens i beregningsnettene med basisstørrelse 0,1 m og 0,05 m. Indløbsstrålen afbøjer mere i de to grovere beregningsnet, hvilket både skyldes svingningen

i indløbsstrålen og beregningsnettets opløsning. Endvidere sker der større dissipation af de høje hastigheder i de grove beregningsnet, da hastigheden falder i kort afstand fra indløbet.

I.3 Valg af beregningsnet

Beregningsnettet med basisstørrelse 0,05 m har den højeste opløsning og antages derfor, at give de mest korrekte resultater. Basisstørrelse 0,1 m beregningsnettet resulterer dog i resultater stort set ens med 0,05 m, men med en beregningstid 6,8 gange kortere.

Det ønskes, at undersøge virkemåden af mange forskellige koncepter i kapitel 7, hvorfor beregningstiden vægtes højt. Derfor vælges det at benytte beregningsnettet med en basisstørrelse på 0,1 m.

I.4 Turbulensmodel

I STAR-CCM+ findes der mange forskellige turbulensmodeller til at løse den turbulente del af den tidsligt glattede Navier-Stokes (RANS) ligning, se bilag H, hvor hver har sine fordele og ulemper.

Ofte benyttes $k - \epsilon$ eller $k - \omega$ modellen til CFD modellering af strømninger i bassiner og overløb, hvorfor disse også undersøges her. Begge modeller findes i mange udgaver. I denne undersøgelse vælges udgaverne, som anbefales i STAR-CCM+, hvis der er tvivl om hvilken turbulensmodel, som skal bruges. [CD-adapco, 2016]

Ved valg af $k - \epsilon$ som turbulens model i STAR-CCM+ vælges automatisk en Realizable $k - \epsilon$ Two-Layer Model. $k - \epsilon$ modellen er en turbulens model, der løser to transport ligninger; en for den turbulente kinetiske energi k og dissipationsraten ϵ . Realizable $k - \epsilon$ Two-Layer modellen er ikke sensitiv overfor fri strømning nær randbetingelser, men der benyttes et ekstra led til bedre beskrivelse af viskøse lag tæt på vægge. [CD-adapco, 2016]

Ved valg af en $k - \omega$ model vælges automatisk en $k - \omega$ SST(Menter) model i STAR-CCM+. $k - \omega$ modellen løser, ligesom $k - \epsilon$ modellen, to transport ligninger; den turbulente kinetiske energi k , og den specifikke dissipationsrate ω . $k - \omega$ SST(Menter) modellen er god til at beskrive turbulensen tæt ved randbetingelser og overgangen mellem det viskøse lag tæt ved vægge og de turbulente områder. Endvidere skifter denne model til $k - \epsilon$ modellen i frie strømninger nær randbetingelser for at udnytte fordelene $k - \epsilon$ modellen har i disse områder. [CD-adapco, 2016]

Begge modeller gælder for alle y^+ , som er den dimensionsløse vægafstand. Dette giver en stor alsidighed ved variation i hastigheder og geometri, som der forventes at være i bassinet ved indsættelse af forskellige konstruktioner.

Der køres en simulering efter samme fremgangsmåde som i analysen af beregningsnettets med hver turbulensmodel med standardparametre. Der benyttes det valgte beregningsnet med en basisstørrelse 0,1 m.

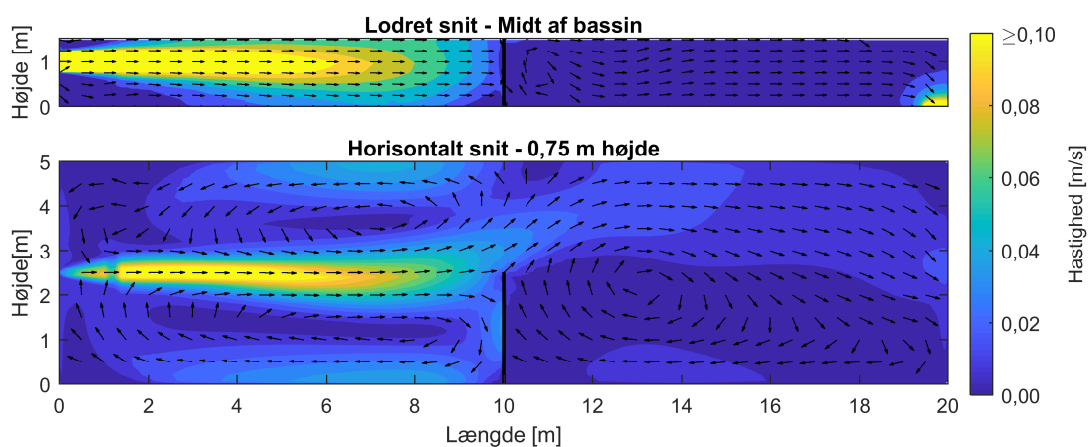
I.4.1 Resultater

Der er 3 min forskel mellem $k - \epsilon$ og $k - \omega$ modellerne, jf. tabel I.2.

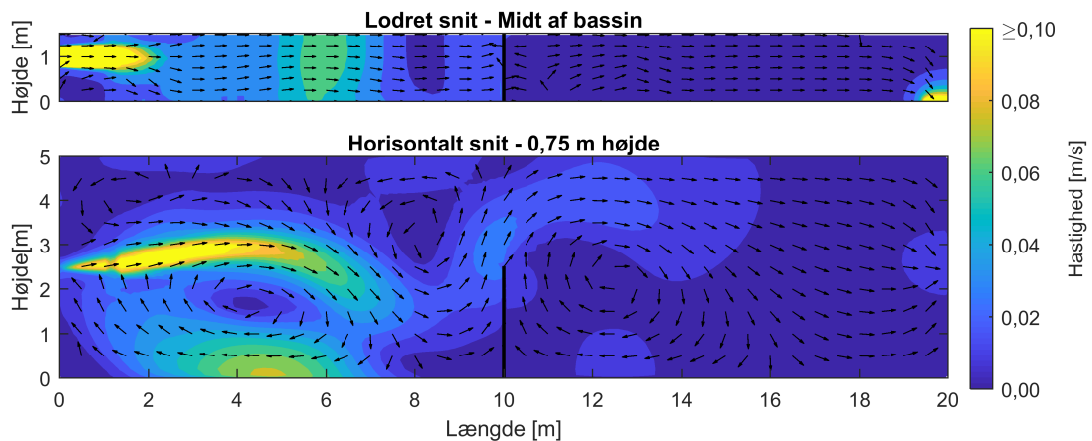
Turbulensmodel	Beregningstid [t]
$k - \omega$ SST(Menter)	1,26
Realizable $k - \epsilon$ Two-Layer	1,31

Tabel I.2: Beregningstid ift. turbulensmodel.

På figur I.5 ses hastighederne og strømningerne i bassinet ved brug af de to turbulensmodeller.



(a) $k - \omega$ SST(Menter).



(b) Realizable $k - \epsilon$ Two-Layer.

Figur I.5: Hastighed og strømninger i sedimentationsbassinet ved $k - \epsilon$ og $k - \omega$ turbulensmodellerne.

Strømningerne og størrelsen af hastighederne i bassinet er forskellige ved de to turbulensmodeller, hvorfor det er svært at sammenligne resultaterne. Stabiliteten af modellerne undersøges, og der fremgår det, at i simuleringen med $k - \epsilon$ modellen svinger indløbsstrålen ved hver iteration, men ved brug af $k - \omega$ modellen varierer strømmingen ikke betydeligt.

$k - \omega$ modellen er derfor mere stabil.

Yan et al. [2014] har i et studie af strømning og sedimentation i regnvandsbassiner sammenlignet eksperimentielle målinger med CFD-modelleringer hvor hhv. $k - \epsilon$ og $k - \omega$ turbulens modeller benyttes. Her konkluderer Yan et al. [2014], at brug af $k - \omega$ modellen resulterer i den største overensstemmelse mellem model og målinger. Det fremgår dog ikke præcis hvilken udgave af turbulens modellerne, som benyttes.

Khan et al. [2013] har også foretaget en undersøgelse af strømningerne i et regnvandsbassin. Her laves en sammenligning af standard $k - \epsilon$ og $k - \omega$ SST turbulens modellerne, hvor $k - \omega$ SST modellen giver lidt bedre overensstemmelse med eksperimentielle målinger end standard $k - \epsilon$ modellen, men det konkluderes at forskellen er minimal.

Der vælges i dette projekt at benytte $k - \omega$ SST(Menter) turbulens modellen, da denne er mest stabil, har den korteste beregningstid, og giver den bedste overensstemmelse mellem CFD-modelleringer og eksperimentielle målinger for strømninger i regnvandsbassiner ifølge Yan et al. [2014] og Khan et al. [2013].

Sporstofforsøg til validering af STAR-CCM+ model



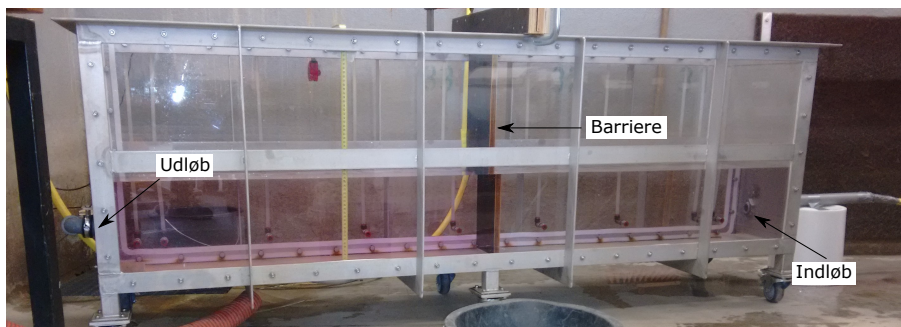
Der udføres et sporstofforsøg i et forsøgsbassin. Sporstofforsøget modelleres i STAR-CCM+ og sammenlignes med målinger foretaget under forsøget for at undersøge om programmet er i stand til at beskrive virkeligheden tilfredsstillende, så det kan benyttes til at modellere strømningerne i sedimentationsbassinet i kapitel 7. Endvidere undersøges placeringen af større hvirvler i bassinet for at validere strømningsmønsteret.

J.1 Forsøgsbeskrivelse

Forsøget udføres i et 2 m langt og 0,4 m bredt bassin. Indløb og udløb er placeret i hver sin ende af bassinet. Indløbet består af et vandret rør med en fastmonteret vandslange. Udløbet er et krumt rør efterfulgt af et ret rør, der opretholder en fast vandstand. Opbygningen af bassin fremgår af figur J.1.

Vandføringen i bassinet styres vha. en vandhane med påsat vandslange, der føres til indløbet. Vandhanen åbnes fuldt og vandføringen måles. Vandføringen findes ved at måle tiden det tager at fylde en 10 L spand. Vandføringen måles flere gange før forsøget startes for at undersøge om vandføringen er konstant. Det er ikke muligt at holde vandføringen fuldstændig konstant, hvilket sandsynligvis skyldes mindre afvigelser i trykket fra vandhanen og præcisionen af målemetoden. Ved alle udførelserne af forsøget ligger vandføringen i intervallet $0,891/s - 0,971/s$, hvor vanddybden er ca. 25 cm.

Der ønskes tilnærmet dynamisk lighedannethed imellem forsøgsbassinet og sedimentationsbassinet, hvilket betyder kræfterne, der påvirker strømmingen skal være skaleret ens. Ifølge Reynolds' modellov er dette tilfældet, når Reynolds' tal i modellen er ens med det i forsøget. Reynolds' tallet for sedimentationsbassinet og forsøgsbassinet er hhv. 3318,9 og 823,7. Begge Reynolds' tal er over 750, hvilket betyder at strømningerne er turbulente, der vil dog sandsynligvis være områder hvor der er laminære strømninger. Reynolds' tallet for sedimentationsbassinet er fire gange højere end i forsøgsbassinet, og der vil derfor ikke være tilnærmet dynamisk lighedannethed. Hvis Reynolds' tallet for forsøgsbassinet skal hæves kan indløbsvandføringen øges, men da vandhanen allerede er åbnet fuldt, og kapaciteten af udløbsrøret er nået, er dette ikke en mulighed. [Brorsen og Larsen, 2009]



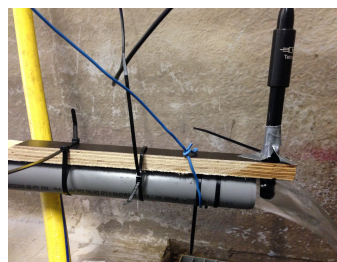
(a) Bassin med indløb i højre side og udløb i venstre.



(b) Indløb.



(c) Udløb.



(d) Sensor opsætning.

Figur J.1: Bassin til sporstofforsøg.

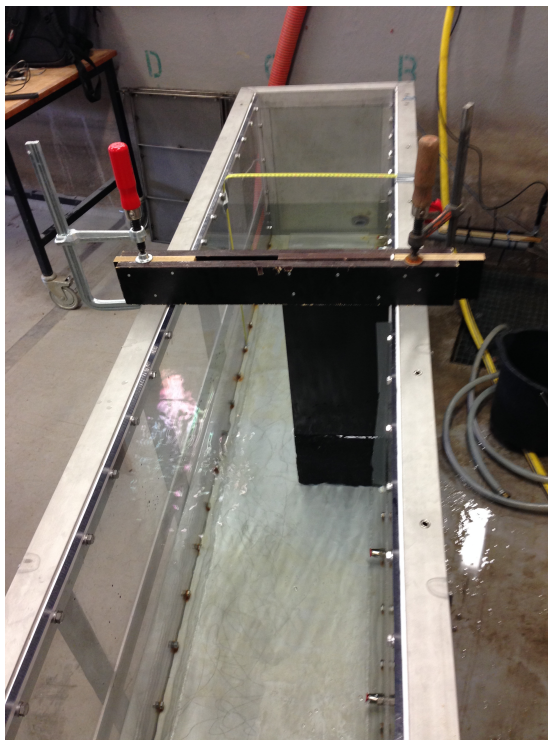
Som sporstof benyttes der saltvand. Saltvand har en højere densitet end postevand, men er valgt da muligheden for benyttelse af et fuldstændig konservativt sporstof ikke er tilgængelig. Koncentrationen af saltvandet i udløbet fra bassinet bestemmes ved at måle konduktiviteten af vandet, da denne afhænger af saltkoncentrationen. Postevandet har en konduktivitet omkring $620 \mu\text{S}$. Konduktiviteten omregnes til en saltkoncentration vha. en ligning for sammenhængen mellem konduktivitet og saltkoncentrationen. Denne koncentrationsligning er bestemt ved at måle konduktiviteten af en række saltopløsninger med kendt koncentration og herefter bestemme en tilnærmet funktion. Se bilag J.1.1 for yderligere beskrivelse.

I hvert forsøg benyttes 50 mL sporstof. Sporstoffet skydes ind i vandslangen ved indløbet vha. en kanyle over en periode på ca. 3 sekunder. I udløbet er fastmonteret en sensor, se figur J.1d, hvor konduktiviteten måles ved en tidslig opløsning på 1 sekunder. Forsøget filmes for at kunne sammenligne strømningsmønsteret i forsøget med STAR-CCM+ modellen.

Når saltvand anvendes som sporstof risikeres det, at densitetsstrømme dannes grundet forskelle i densitet. Dette er ikke et problem ved test, da saltvandet opblandes af turbulensen ved indløbet. Endvidere indsættes en barriere i bassinet, som skal øge turbulensen, når indløbsstrålen rammer den og derved øge opblandingen af saltet. Derudover skal barrieren sikre, at indløbsstrålen ikke svinger fra side til side, som vist i et tomt bassin, jf. bilag K. Barrieren slutter tæt i den ene side af bassinet, så vand kun kan strømme forbi barrieren i den anden side. Barrieren fylder halvdelen af forsøgsbassinets bredde (20 cm) og er vist på figur J.2.

Forsøget udføres med en saltkoncentration på $13 \text{ g NaCl}/100\text{mL H}_2\text{O}$. Der tilsættes frugt-

farve til opløsningen for at muliggøre visuel inspektion af strømningerne. Frugtfarvens påvirkning af konduktiviteten for saltkoncentrationen er negligerbar. Forsøget udføres to gange, en hvor barrieren er placeret i en afstand fra indløbet på 39 cm og en på 92,5 cm. Mellem hvert forsøg tømmes bassinet helt, så der ikke overføres salt forsøgene imellem.



Figur J.2: Barriere indsat i forsøgsbassinet.

J.1.1 Koncentrationsligning

Da salt benyttes som sporstof, hvor konduktiviteten måles, er det nødvendigt at vide hvad forskellige konduktiviteter svarer til i koncentration af salt. Derfor konstrueres en fuldt mættet saltopopløsning, hvor koncentrationen er kendt. Den mættede saltopopløsning laves ved at tilføje opvaskemaskine salt (NaCl) til vand indtil saltet ikke længere kan opløses. En mættet saltopopløsning ved 20°C har en densitet på $1,2021\text{ g/mL}$ og en koncentration på $36\text{ g NaCl}/100\text{ mL H}_2\text{O}$ [Thurmond et al., 1984; Haynes, 2016].

Densiteten af saltopopløsningen måles til $1,1987\text{ g/mL}$, og opløsningen vurderes saltmættet grundet temperaturen er $21,5^\circ\text{C}$ og densiteten falder ved stigende temperatur. Endvidere kan der være usikkerheder ved densitetsmålingen. Konduktiviteten måles med en WTW Multi 3430 datalogger hvor en WTW TetraCon 925 sensor er tilsluttet. For den mættede saltopopløsning og demineraliseret vand måles konduktiviteten til hhv. 255 mS/cm og $0,0005\text{ mS/cm}$. Den mættede saltopopløsning fortyndes med demineraliseret vand og konduktiviteten måles ved forskellige koncentrationer i intervallet $36\text{--}0,0003\text{ g NaCl}/100\text{ mL H}_2\text{O}$. Herefter tilnærmes ligningssættet (J.1) til dataene. Intervallerne for ligningssættet er fastsat på baggrund af hvad der er målt i forsøgsbassinet.

$$\begin{aligned} C_{\text{salt}} &= 0,0558 \cdot \kappa - 0,0005 & 0,0455 \leq \kappa \leq 0,592 \\ C_{\text{salt}} &= 0,0257 \cdot \kappa - 1 \cdot 10^{-5} & 0,0005 \leq \kappa < 0,0455 \end{aligned} \quad (\text{J.1})$$

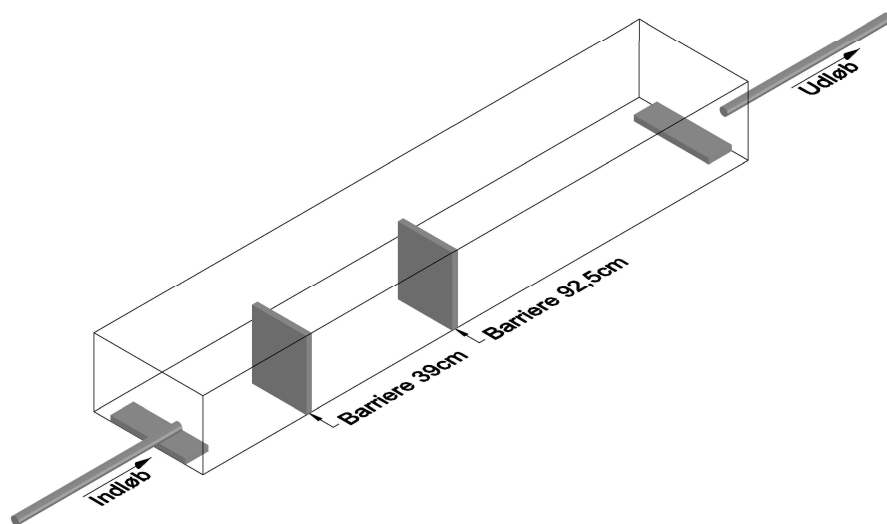
Hvor

C_{salt}	Koncentration af saltopløsning [g NaCl/100mL H ₂ O]
κ	Konduktivitet [mS/cm]

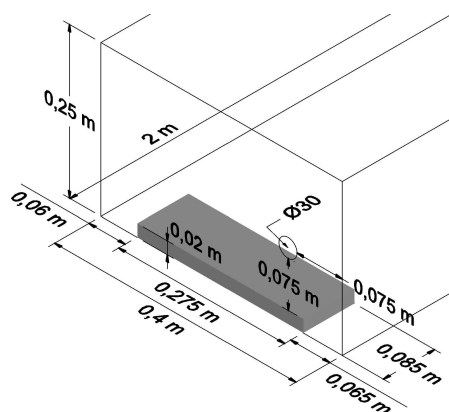
J.2 Modelopbygning

Forsøget modelleres i STAR-CCM+ for at undersøge om modellen kan gengive målingerne fra i forsøget.

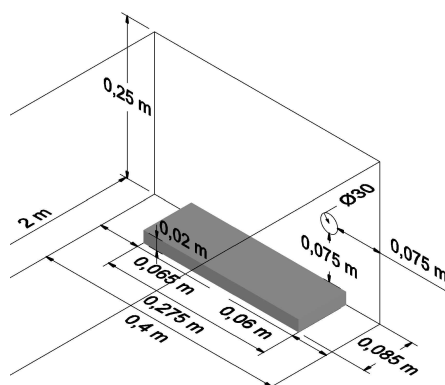
Det våde volumen af forsøgsbassinet opbygges i STAR-CCM+, jf. figur J.3a. I henholdvis indløbs- og udløbsenden er der en plexiglasplade på bassinbunden, som der tages højde for i modellen. Målene i hver ende af forsøgsopstillingen fremgår af figur J.3b og J.3c.



(a) Vådvolumen der modelleres.



(b) Mål på indløbsenden.



(c) Mål på udløbsenden.

Figur J.3: Bassin til modellering af sporstofforsøg.

I modellen er valgt følgende randbetingelser:

- Vandoverfladen er en symmetri-randbetingelse i højden 25 cm.
- Indløbsfladen er flowrandbetingelse, med gennemsnitsvandføringen fra alle forsøg på 0,931/s.
- Udløbsfladen er trykrandbetingelse, atmosfærisk tryk.
- Resten af fladerne er vægge (no-slip).

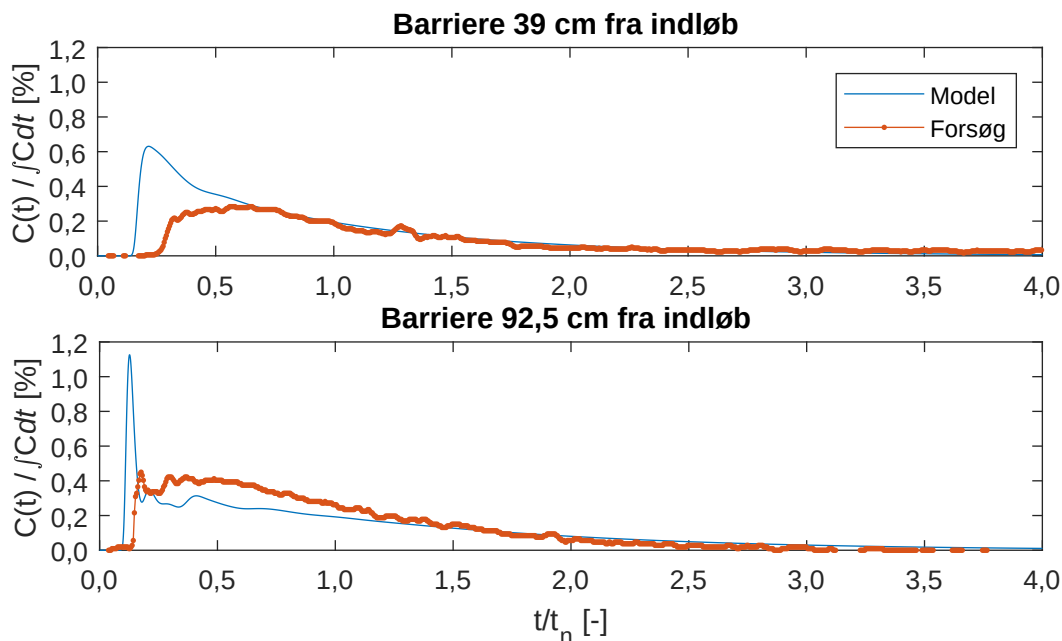
Opbygningen af beregningsnettet til denne model følger beskrivelsen i bilag I.1.3, men uden forfinet beregningsnet ved ind- og udløbet fra bassinet. Ydermere benyttes en basisstørrelse for beregningscellerne på 0,01 m, hvilket svarer til en 1/10 af sedimentationsbassinet jf. afsnit 7.2.1.

Sporstoffet modelleres vha. Passive Scalar modellen i STAR-CCM+, som er beskrevet nærmere i bilag L.4. Der opsættes en stationær model, hvor strømmingerne benyttes som begyndelsesbetingelse for den dynamiske modellering med passiv skalar. Den stationære model opsættes præcis som beskrevet i bilag I. Efterfølgende opsættes modellen til at modellere passiv skalar ved at konvertere den til dynamisk som beskrevet i bilag L.4. Den passive skalar indføres i 3 sekunder, da indskydningen af salt varede 3 sekunder.

Der simuleres to modeller, en hvor barrieren er placeret i en afstand på 39 cm og 92,5 cm fra indløbet. Begge modeller simuleres over en periode på 1200 sekunder. Forsøget har en teoretisk opholdstid på 215 sek.

J.3 Resultater

Resultatet for forsøget og modelleringen af forsøget er vist på figur J.4. Y-aksen angiver forholdet imellem mængden der måles i udløbet til et specifikt tidspunkt, ift. hvad der total måles i udløbet over hele måleperioden. Det samme gælder for modellerne her er der dog målt på en passiv skalar i stedet for. X-aksen er normaliseret ift. den teoretiske opholdstid.



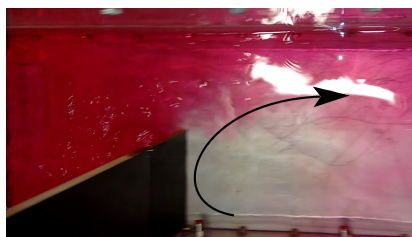
Figur J.4: Målt og modelleret koncentrationskurve for sporstof i udløbet ved to forsøgs-konfigurationer.

Modellen af forsøget med barrieren placeret 39 cm fra indløbet stemmer ikke overens med målingerne fra forsøget. Modellen viser et toppunkt med maksimal værdi efter ca. $0,25 t/t_n$, hvor forsøgsresultaterne ikke har et egentligt toppunkt, men en mere jævn fordeling af koncentrationen over tid. Endvidere registreres sporstoffet i modellens udløb $0,13 t/t_n$ før end i forsøget. Koncentrationen aftager dog ens i model og forsøg efter ca. $0,6 t/t_n$.

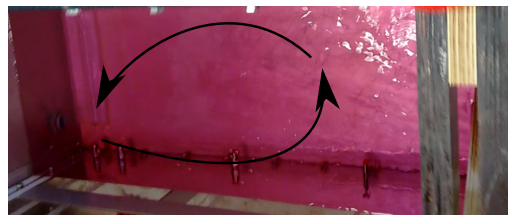
Med barrieren placeret 92,5 cm fra indløbet viser både modellen og forsøget et toppunkt omkring $0,2 t/t_n$, men modellen er først. I forsøget forekommer flere lige store toppunkter i modsætning til modellen, som har et stort og flere små. Modellens toppunkt er endvidere højere end det registreret under forsøget. Ydermere registreres sporstoffet i udløbet i modellen $0,05 t/t_n$ før end i forsøget.

J.3.1 Strømningsmønstre

For at undersøge om modellen er i stand til at beskrive strømningen, sammenlignes strømningsmønstret i modellerne med videoer af overflade strømningen i forsøgene. Figur J.5 viser billeder udtaget fra videoerne, som strømningsmønstret i modellen sammenlignes med. Figur J.6 viser strømningshastighed og -retning fra modellen i vandoverfladen.

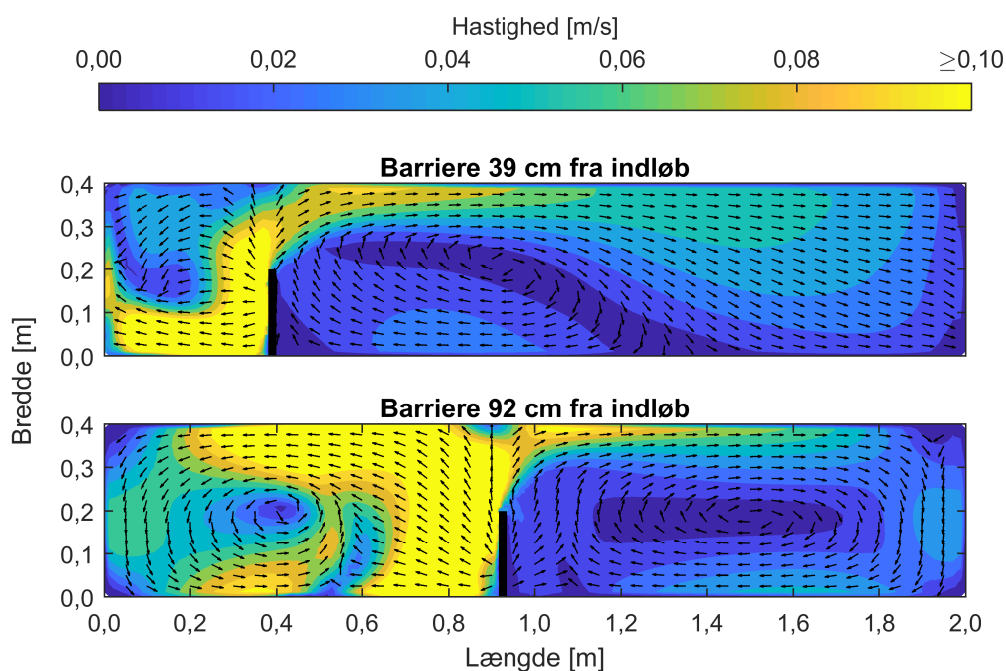


(a) Billede fra forsøget hvor barrieren var placeret 39 cm fra indløbet.



(b) Billede fra forsøget hvor barrieren var placeret 92,5 cm fra indløbet.

Figur J.5: Billeder udtrukket fra videoer af sporstofforsøget til sammenligning med STAR-CCM+ model. Indløbet er på begge billeder placeret til venstre for barrieren.



Figur J.6: Strømningshastigheder og -retning i vandoverfladen i modellen. Indløbet er placeret i den venstre side af figuren. Pilene på billederne viser de generelle observationer fra videoerne.

Figur J.5a af barrieren ved 39 cm viser at der opstår en zone bag barrieren, hvor kun lidt sporstoffet kommer ind. Figur J.6 viser at der i modellen dannes et område bag barrieren hvor hastighederne er lave og vandet strømmer væk fra, hvilket indikerer, at den zone også bliver beskrevet i modellen. Endvidere observeres der i videoen af forsøget, at strømmingen i vandoverfladen strømmer tilbage mod indløbet fra barrieren af, hvilket stemmer overens med modellens resultater jf. figur J.6.

Der opstår en hvirvel på indløbssiden af barrieren 92,5 cm fra indløbet, jf. figur J.5b. Videoen af forsøget viser, at hvirvlens cirkulation fylder størstedelen af bassinet før barrieren. Modellen viser en hvirvel med ca. samme placering og udbredelse som hvirvlen observeret i videoen. I forsøget opstår der også en hvirvel på udløbssiden af barrieren, denne hvirvel er også beskrevet i modellen, jf. figur J.6.

J.3.2 Usikkerheder og fejlkilder

Forskellene imellem forsøget og modellerne kan skyldes forskellige usikkerheder og fejlkilder. Disse fejlkilder og usikkerheder kan både være i forbindelse med udførelsen af forsøget, og måden modellen beskriver forsøget.

Vandføringen er målt i forbindelse med udførelsen af forsøget og varierede i intervallet 0,891/s–0,971/s. I modellen er der anvendt en vandføring på 0,931/s, hvilket svarer til gennemsnittet af de målte vandføringer. Hvis vandføringen under udførelsen af forsøget er lavere end den anvendt i modellen kan det forklare, hvorfor sporstoffet i forsøget er registreret senere i udløbet end i modellen. Grundet den varierende vandføring varierer vandstanden også mellem 25 cm–26 cm, hvor 25 cm anvendes i modellen.

Strømningen i forsøget er modelleret stationært og derefter fastlåst, under den dynamiske modellering af sporstoffet. Variationen i vandføringen og vandstanden betyder, at strømningerne i forsøget ikke er fuldstændig stationære, hvilket kan betyde at et mere korrekt beskrivelse af transporten af sporstoffet kunne være opnået, hvis strømningerne også var modelleret dynamisk.

Den højere densitet af saltvandet ift. postevandet er ikke beskrevet i modellen, da den passive skalar har samme densitet som vandet. Det er derfor en risiko for densitetsstrømninger. Dette vurderes dog ikke at være problemet, da turbulensen opblander saltet, og der ikke er observeret saltvand, strømmer mod bunden.

Til at beskrive geometrien af forsøgsbassinet og strømningen er det valgt at benytte et beregningsnet med en basisstørrelse på 0,01 m. Forskellen imellem resultatet af forsøget og modellen kan skyldes en for lav opløsning af strømningen i modellen. Dog viste sammenligningen mellem strømningerne i overfladen af modellen og forsøget, at de er beskrevet tilfredsstillende, hvorved det forventes at beregningsnettet opløser det tilstrækkeligt. Sammenligningen er dog foretaget på baggrund af visuelle observationer i vandoverfladen. Det vides derfor ikke om modellen beskriver strømningsmønsteret korrekt i hele dybden. Endvidere er hastighederne i forsøget ikke målt, hvorved det ikke har været muligt at sammenligne disse.

Til at måle konduktiviteten benyttes en TetraCon 925 sensor, jf. bilag J.1.1. Ifølge WTW [2009] har sensoren en usikkerhed på $\pm 0,5\%$ af den målte konduktivitet. Målingen af baggrundskonduktivitet var ca. 620 $\mu\text{S}/\text{cm}$, hvorved usikkerheden er ca. $\pm 3 \mu\text{S}/\text{cm}$. Denne usikkerhed vil være af betydning ved de lavere saltkoncentrationer, hvor konduktiviteten typisk ikke ændrer sig meget mere end dette.

Sensoren er placeret med spidsen ned i vandstrålen, som strømmer ud af udløbet, jf. figur J.1d, da det ikke har været muligt at placere den inde i udløbsrøret. Når sensoren placeres med spidsen i vandstrålen medfører det, at den målte konduktivitet varierer selv før indførelsen af saltopløsningen. Det kan derfor være vanskeligt, specielt ved lave saltkoncentrationer, at afgøre om det er saltkoncentrationen eller baggrundskonduktiviteten, der giver udslaget på måleren og derved finde den korrekte saltkoncentration. Endvidere er fortyndingsrækken, til omregning fra konduktivitet til saltkoncentration, konstrueret under rolige forhold i stillestående vand, mens målingerne foretages i strømmende vand, hvilket kan betyde at formel (J.1) ikke er gyldig, da måleren kan være påvirket af forhold

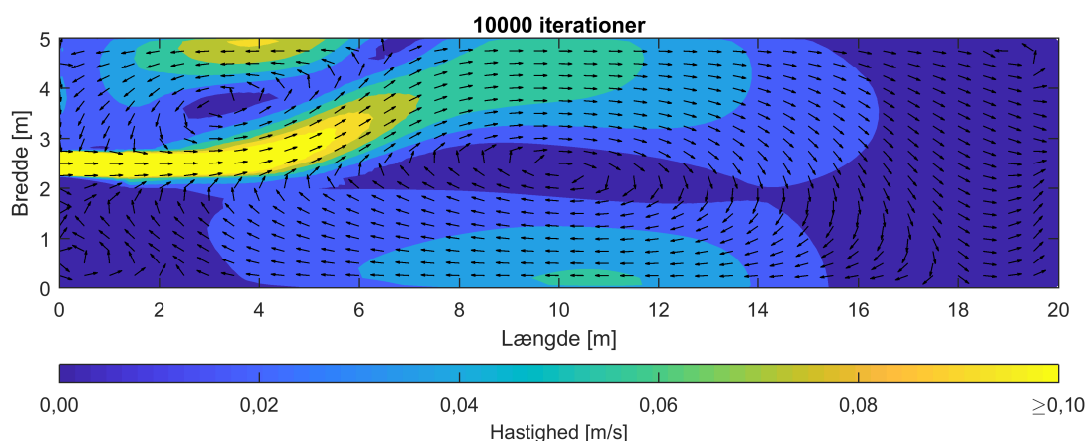
dene. Dette har resulteret i en massefejl, hvor mængden af salt, der er registreret i udløbet ift. den indsprøjtede mængde, er lav.

STAR-CCM+ modellen er generelt i stand til at beskrive strømmingerne i forsøget og programmet er derfor med den valgte modelopsætning i stand til at beskrive virkelige strømminger tilstrækkeligt til, at det kan anvendes til den relative sammenligning af koncepter i sedimentationsbassinet i kapitel 7. Dette vælges på trods af at koncentrationskurverne for model og forsøg ikke er ens, men afvigelserne skyldes usikkerhederne og fejlkilderne nævnt ovenfor.

Afbøjning af indløbsstråle

K

I det tomme sedimentationsbassin sker en afbøjning af indløbsstrålen, da der er flere løsninger til strømningsproblemet. Ved den stationære modellering af sedimentationsbassinet varierer afbøjningen ved hver iteration, og svinger derved fra side til side. Dette ses på figur K.1 med løsningen for strømningsproblemet ved 10 000 iterationer. Dette skaber problemer, da modellen ikke kan konvergere til fast en stationær løsning.



Figur K.1: Afbøjning af indløbsstråle ift. indløb. Indløb i venstre side af figuren.

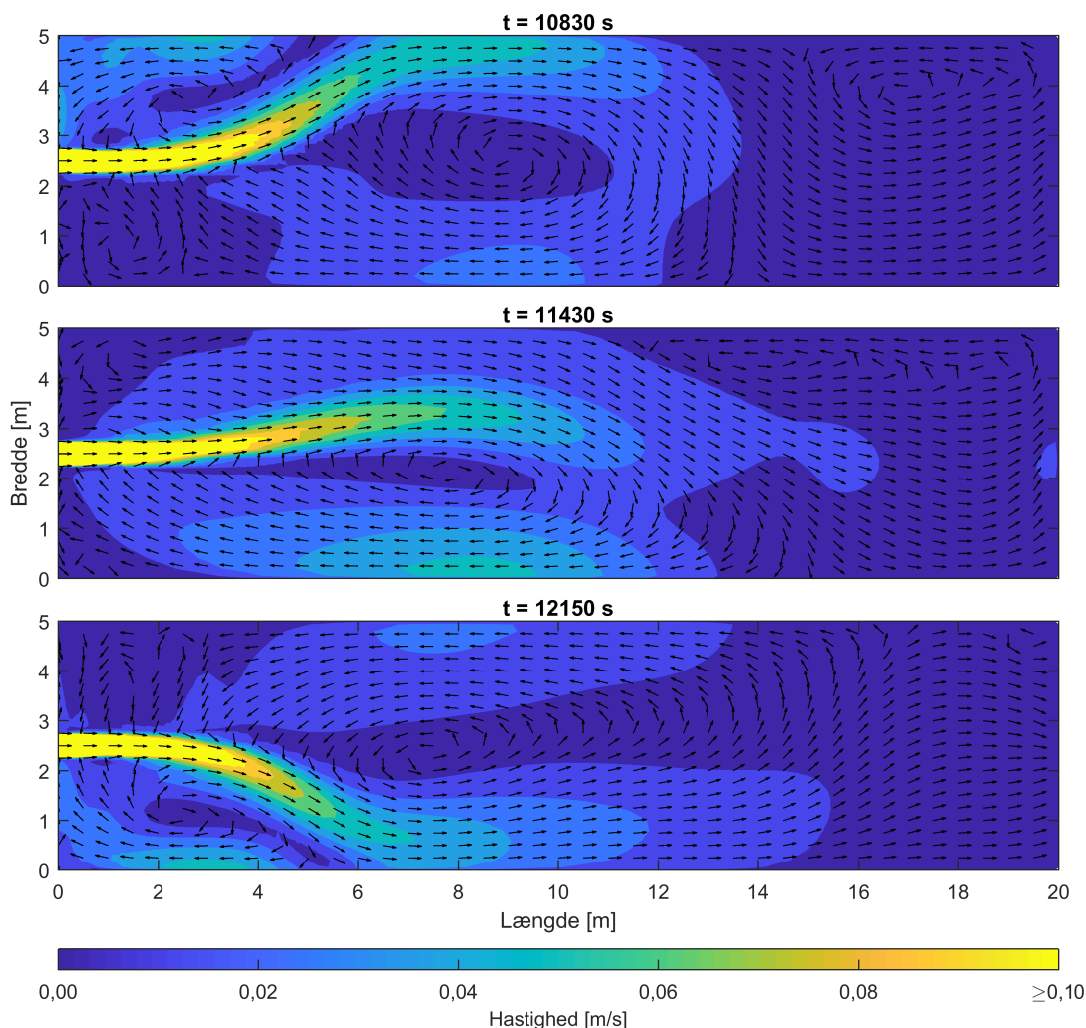
For at undersøge betydningen af denne afbøjning konstrueres en model af sedimentationsbassinet efter samme fremgangsmåde som i bilag I, dog uden barriere. Det vælges i denne analyse at modellere bassinet dynamisk. Der vælges derfor en Implicit Unsteady i stedet for Steady i STAR-CCM+, for at sikre løsningsalgoritmen for den stationære model ikke er skyld i problemet. Alle randbetingelser er konstante, den eneste forskel er, at strømmingen modelleres over tid med et tidskridt på 15 sekunder og 10 indre iterationer, fremfor at iterere stationært til en løsning. Dette gøres for at undersøge, hvorvidt afbøjningen også sker ved dynamisk modellering og hvor stor den er. Der simuleres 15 000 sekunder for, at indløbsstrålen kan udvikle sig fuldt.

K.1 Variation i afbøjning

Ved den dynamiske modellering svinger indløbsstrålen mere og mere, indtil der er simuleret ca. 7000 sekunder. Herefter svinger indløbsstrålen med en fast periode og størrelse af udsvingene. Dette skyldes, at der ikke er en fast strømningsvej, som vandet skal følge, og der derfor er flere løsninger til strømningsproblemet, som det også blev observeret ved den stationære model.

Afbøjningen i et horisontalt snit i 1,01 m over bunden, svarende til centrum af indløbsrøret,

fremgår af figur K.2.

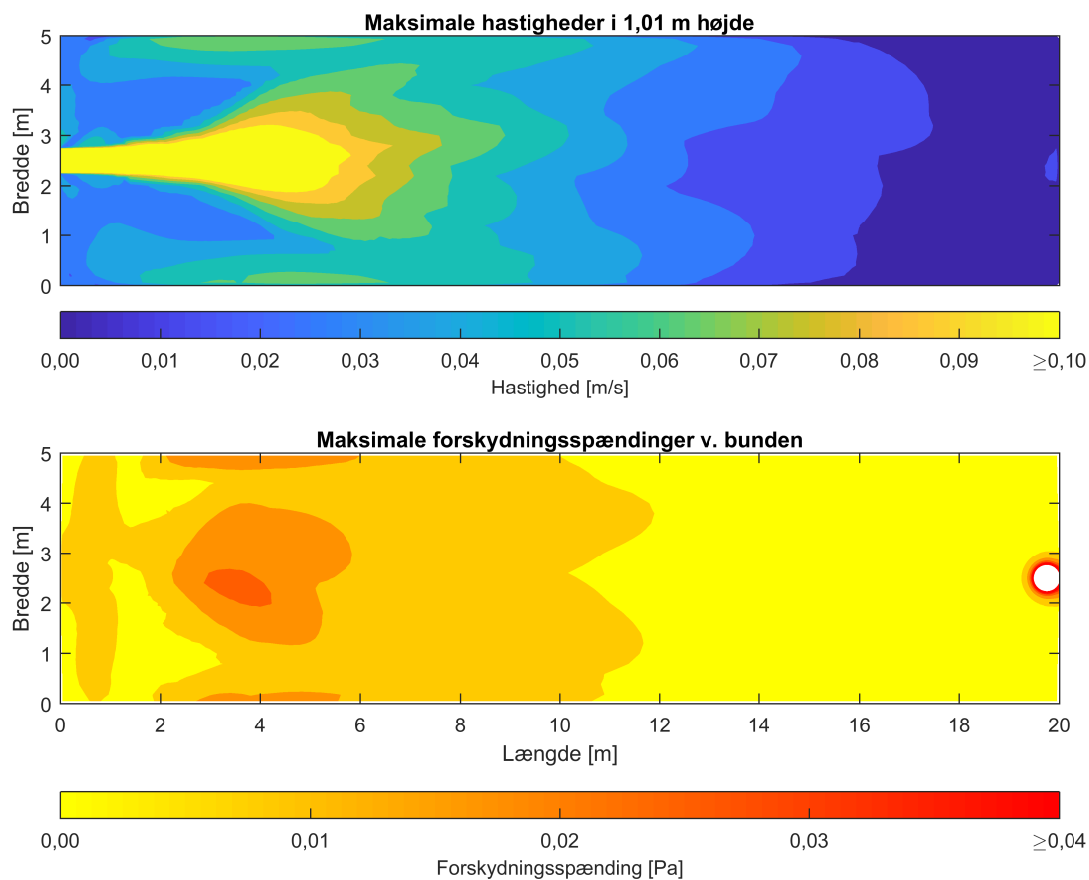


Figur K.2: Afbøjning af indløbsstråle ift. indløb. Indløb i venstre side af figurerne.

Figur K.2 viser de mest ekstreme afbøjninger og indløbsstrålen svinger således inde imellem disse. Det kan herved være svært at sammenligne strømningsmønstre for bassinopbygninger, som ligner hinanden. Da der er flere løsninger til strømningsproblemet vil det tomme sedimentationsbassin fungere forskelligt ved hver regnhændelse. Dette skaber problemer for renseeffektiviteten.

På figur K.3 ses de maksimale hastigheder for hele den simulerede periode i et horisontalt snit af sedimentationsbassinet i samme højde som centrum af indløbsrøret. Afbøjningen har størst indvirkning på området 5 m fra indløbet og 1,5 m til hver side fra indløbet. Ydermere ses på figuren de maksimale forskydningsspændinger ved bunden som konsekvens af afbøjningen af indløbsstrålen. I området med de højeste hastigheder ses forhøjede forskydningsspændinger, men det er kun ved udløbet forskydningsspændingerne overstiger den kritiske værdi for aflejring af partikler på 0,04 Pa jf. bilag B.1. Ved lav vandstand vil der være højere forskydningsspændinger på bunden. Såfremt indløbsstrålen også svinger her vil funktionen af sedimentationsbassinet ikke opretholdes ved forskellige regnhændelser.

Endvidere kan partikler fra indløbet blive transporteret langt i bassinet med indløbsstrålen, og har derfor kort behandlingstid i bassinet, så de muligvis ikke når at bundfælde.



Figur K.3: Maksimale hastigheder i et snit 1,01 m over bunden og forskydningsspændinger ved bunden i sedimentationsbassinet.

Funktion af koncepter



Funktionen af koncepterne undersøges, så de bedste koncepter kan udvælges.

L.1 Indløbskoncepter

L.1.1 Strømningsmønster

Der foretages en visuel undersøgelse af strømningsmønstret for koncepterne fra den stationære modellering i kapitel 7. Dette gøres for, at afgøre hvordan vandet strømmer gennem koncepterne, og om bassinvolumen udnyttes, så kortslutning og dødzoner kan lokaliseres.

Strømningsmønstret undersøges ved at indsætte vandpartikler i STAR-CCM+ modellerne for hvert koncept. Partiklerne følger vandets strømning.

Opsætning af partikelmodel

Til at modellere vandpartiklerne benyttes Lagrangian Multiphase modellen i STAR-CCM+. I Lagrangian Multiphase modellen oprettes en fase, hvor en række modeller vælges:

- Material Particles
- Liquid
- Constant Density
 - Vand ($\rho = 997,561 \text{ kg/m}^3$)
- Track File
- Drag Force

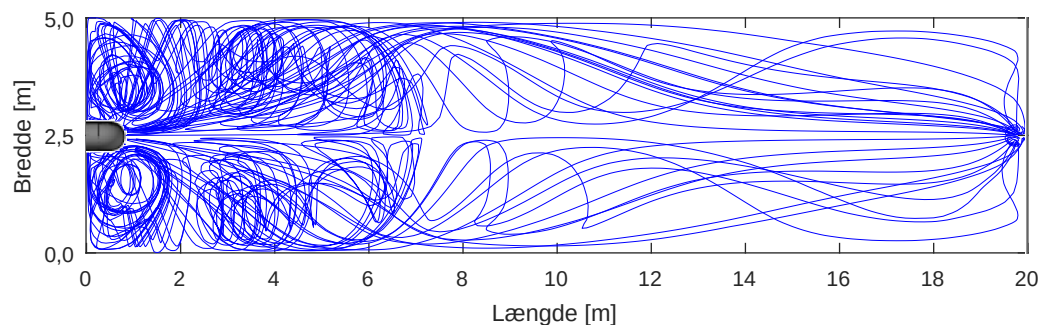
Der anvendes partikler med samme densitet som vand, samt Drag Force for at partiklerne skal følge vandets strømning. Drag Force er kraften forårsaget af en hastighedsforskel mellem vand og partikel. Endvidere benyttes en Track File til at følge partiklernes advektive strømvej. Der indsættes 1 partikel i alle beregningsceller i et snit i indløbsrøret 1 cm før bassinet. Der oprettes en injektor, hvor fasen med partikler tilføjes.

Partiklerne simuleres gennem 1 iteration, hvor den hydrodynamiske model er fastholdt. Der benyttes en maksimal opholdstid på 1 år, hvorefter partiklernes strømning stoppes, og maksimum substeps på 100 000, som afgør, hvor mange iterationer partikelbanen gennemgår før beregningen stoppes.

Resultater

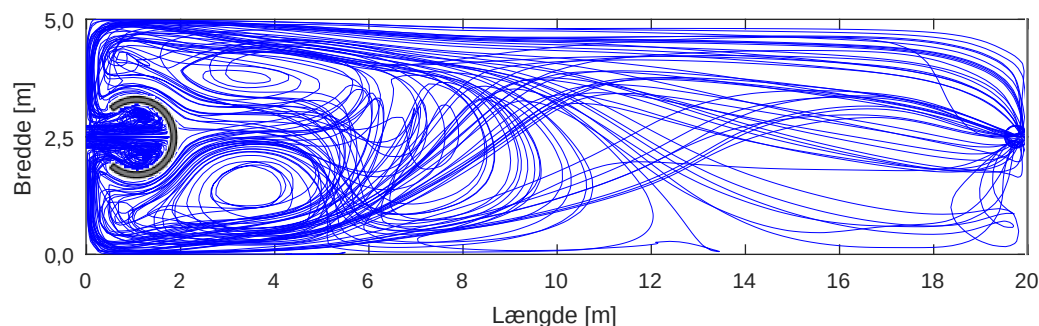
Strømningsmønsteret for hvert indløbskoncept fremgår af figur L.1-L.4. For overskuelighedens skyld er kun hver 6. partikelbane vist. Figurerne er set oppefra, hvor indløbet er i venstre side og udløbet i højre side af hver figur. Analysen bygger udelukkende på visuel

analyse af strømningsmønsteret set oppefra, hvorfor forskellig dybde af strømbanerne ikke betragtes.



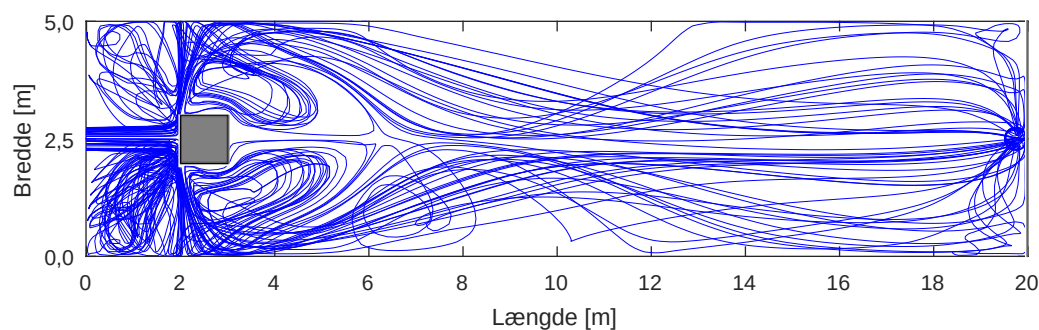
Figur L.1: Afbøjet indløb.

Det afbøjede indløb spreder strømmingen ud helt henne ved indløbet, og der dannes hvirvler. Strømningsmønsteret er symmetrisk omkring indløbet. I midten og i hjørnerne ved udløbet af bassinet er der dog områder, hvor volumen ikke rigtig udnyttes. Der skabes ikke store hvirvler og døde zoner, hvor vandet recirkuleres.



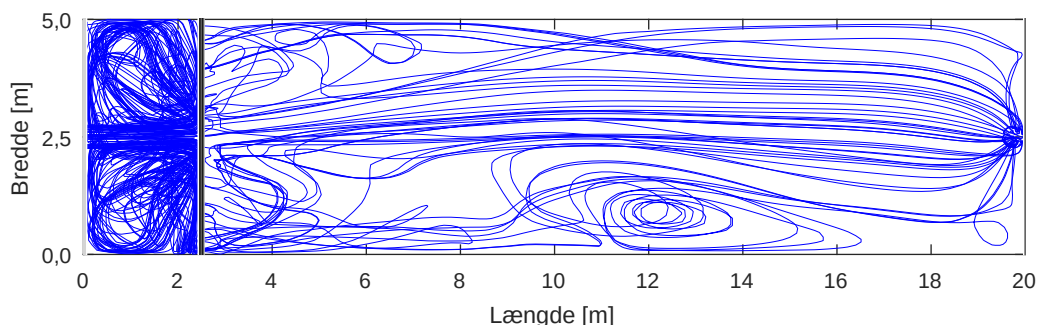
Figur L.2: Afskærmet indløb.

I Afskærmet indløb strømmer vandet ind i konstruktionen og sendes modsat retning ud igen. Inde i konstruktionen brydes indløbsstrålen, og der er meget turbulens. Vandet spredes ud i siderne af bassinet lige omkring konstruktionen, men efter konstruktionen opstår der nogle hvirvler, og vandet strømmer ikke symmetrisk mod udløbet. Dette skyldes, at strømmingen ud af konstruktionen ikke er fordelt jævnt til hver side, og vandet strømmer derfor hurtigere i én af siderne, hvilket vil påvirke renseevnen af bassinet.



Figur L.3: Ø.

Øen skaber hvirvler og spreder strømmingen ud lige omkring Øen. Strømningen er stort set symmetrisk ift. indløbet. Der er ikke store hvirvler, hvor vandet recirkuleres, men i midten af bassinet udnyttes hele tværsnitsarealet ikke, hvilket betyder hastigheden er øget, og partiklerne vil strømme hurtigere til udløbet.



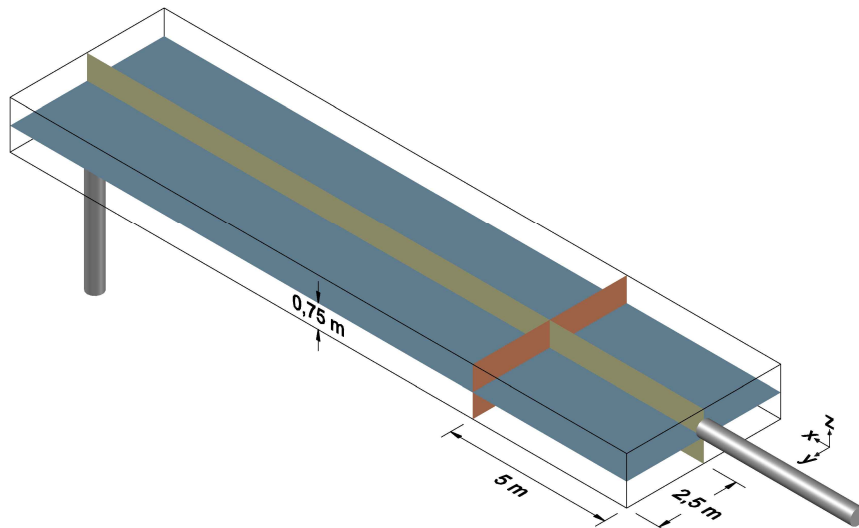
Figur L.4: Gitter.

Gitter skaber stor turbulens og hvirvler før konstruktionen, idet dele af indløbsstrålen rammer pladen mellem hullerne, og kan derved ikke strømme igennem Gitteret. Efter gitter-konstruktionen spredes strømmingen minimalt ud i hele bassinbredden, og indløbsstrålen fortsætter direkte mod udløbet. Ved bassinets højre side er der hvirvler, hvorfor dette område ikke udnyttes til strømmingen. Kortslutningen til udløbet har højere hastighed end resten af tværsnittet, og regnvand i denne strøm vil have kort effektiv opholdstid i bassinet.

L.1.2 Strømningshastighed

Hastighedsprofiler i tre snit undersøges visuelt for indløbskoncepterne. Profilerne skal afdække om kravene for et velfungerende indløbskoncept opnås, herunder skabe et ensartet hastighedsprofil i det gennemstrømmede tværsnit og sikre lave hastigheder, som skaber gode forhold til sedimentation.

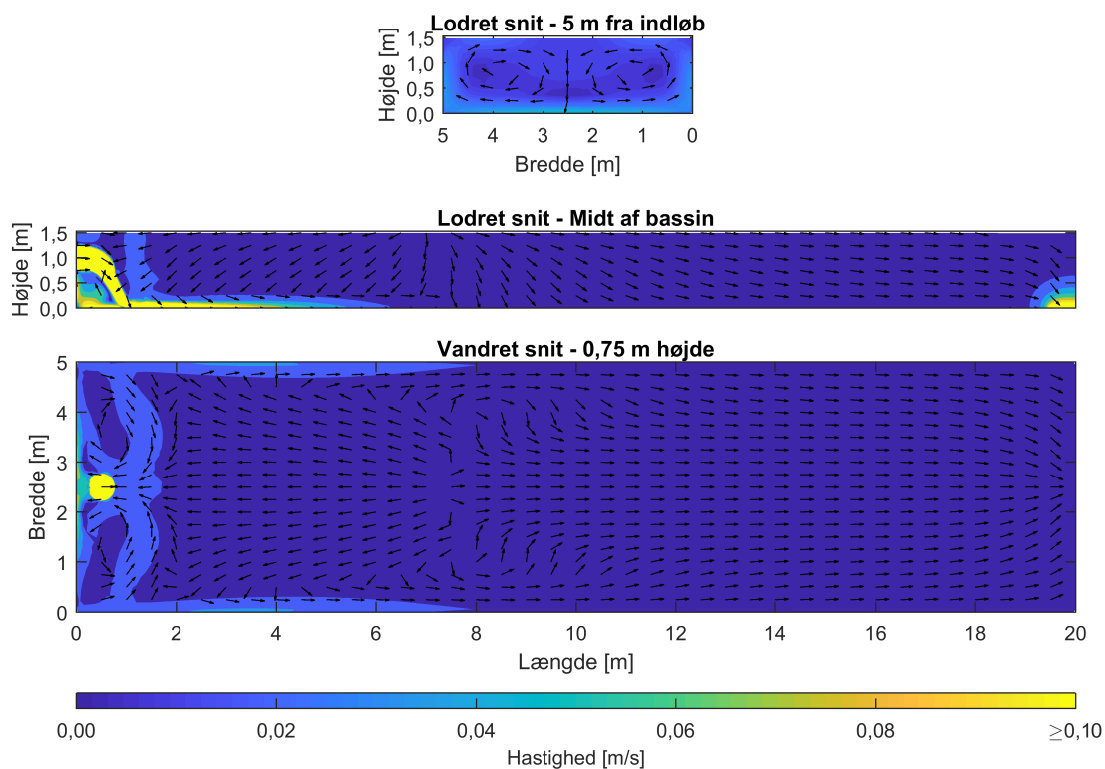
Strømningshastigheden i bassinet undersøges for snittene som fremgår af figur L.5.



Figur L.5: Snit hvor strømningshastigheden med indløbskoncepter i sedimentationsbassinet undersøges.

Resultater

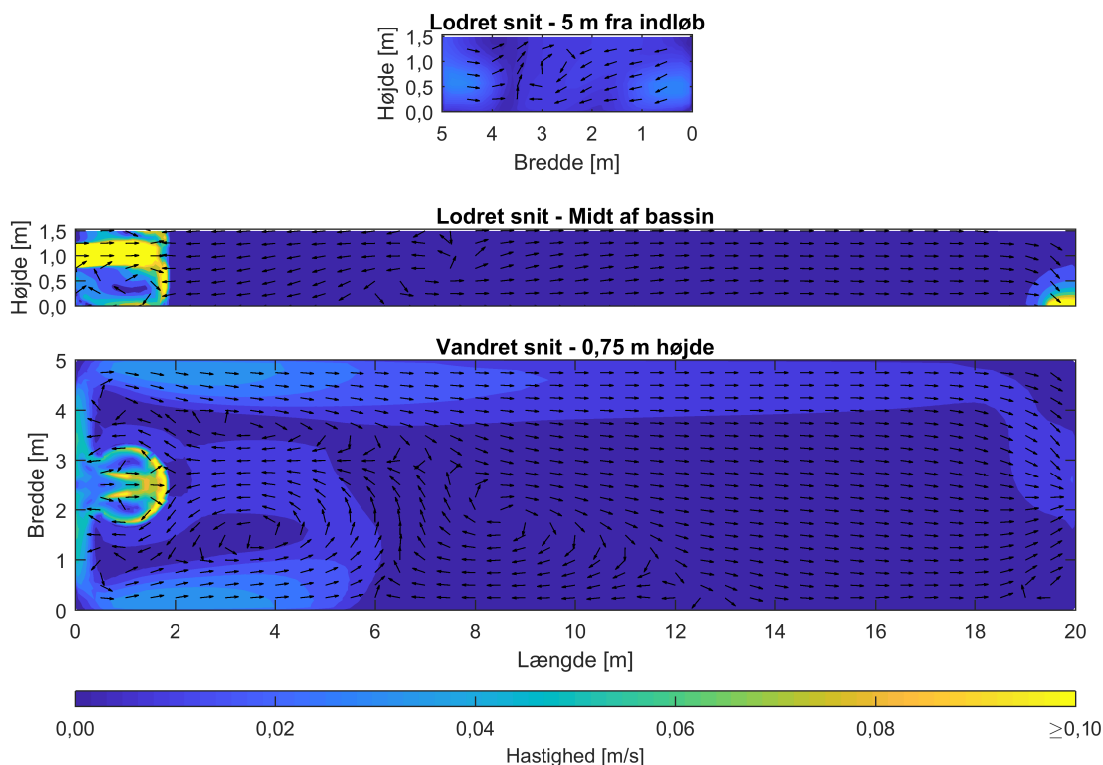
Hastighederne varierer indløbskoncepterne imellem, som det fremgår af figurerne nedenfor.



Figur L.6: Afbøjet indløb.

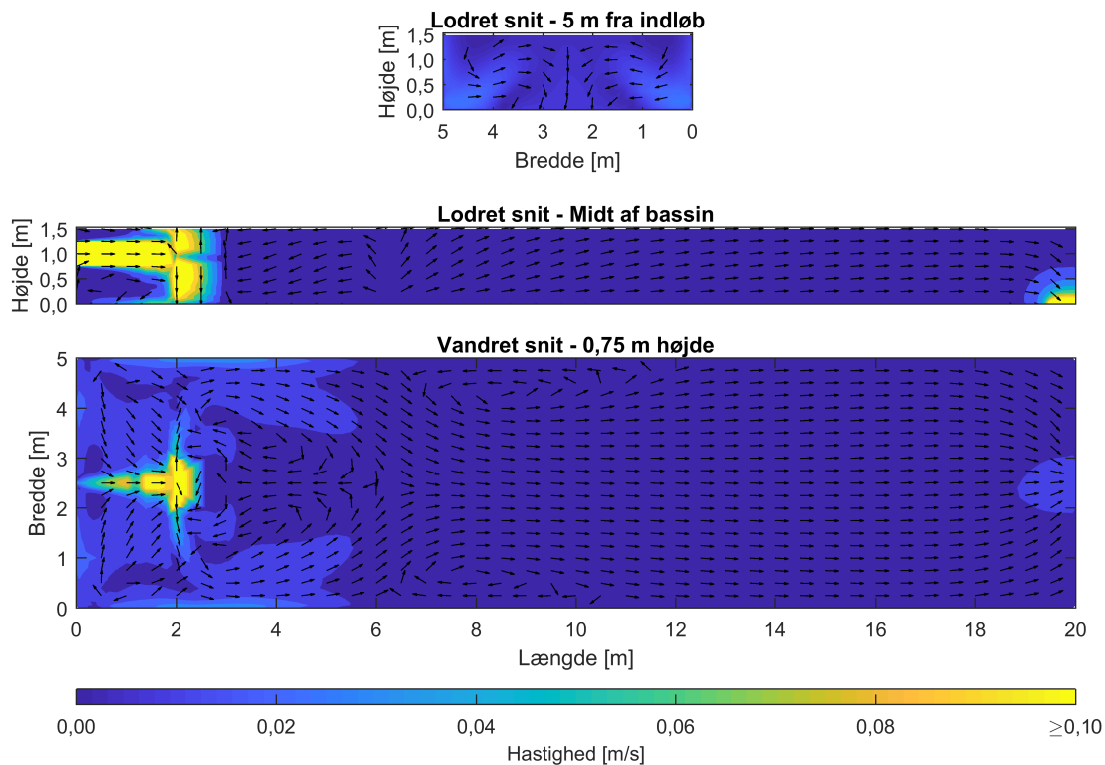
Det afbøjede indløb sender indløbsstrålen ned mod bunden, hvorfor der ses højere hastigheder ved bunden og siderne end toppen af bassinet indtil ca. 8 m fra indløbet. Den høje

hastighed af indløbsstrålen skaber en baglæns strømning tilbage mod indløbet i den øverste del af bassinet. Endvidere skabes en cirkulerende strømningen ind mod midten og bunden af bassinet. Hastighedsprofilen er symmetrisk omkring ind- og udløb. Strømningshastighederne er lave ca. 10 m inde i bassinet, hvilket skaber gode forhold for sedimentation. De høje hastigheder ved bunden og siderne kan dog resuspendere allerede sedimenteret materiale.



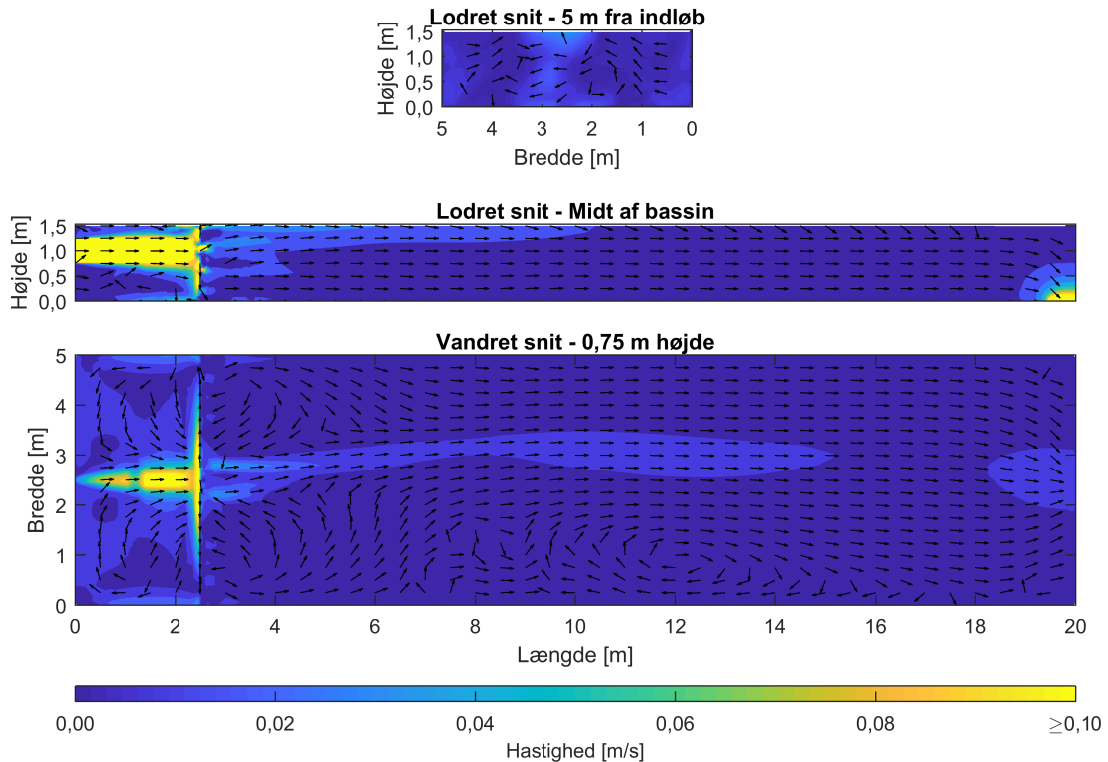
Figur L.7: Afskærmet indløb.

I det afskærmede indløbskoncept fortsætter de høje hastigheder hele vejen til udløbet. Strømningen er ikke symmetrisk og er ikke udjævnet, men der er lave hastigheder ved bunden, hvorved risikoen for resuspension af sedimenterede partikler reduceres. Der sker dog transport op i vandsøjlen, hvis det lodrette snit 5 m fra indløbet betragtes, hvilket vil skabe problemer for sedimentation af partikler.



Figur L.8: Ø.

Øen sænker hastigheden tidligt i bassinet. Hastighedsprofilet har en symmetrisk form omkring indløbet. Hastighederne er rolige i hele dybden efter ca. 6 m. Endvidere er der strømninger ned mod bunden og tilbage mod indløbet, hvilket sikrer en kort sedimentationsafstand for partikler og holder partikler væk fra udløbet.



Figur L.9: Gitter.

Ved Gitter er der høje hastigheder ved vandspejlet og midten af bassinet, hvorved partikler hurtigt strømmer mod udløbet. Hastighedsprofilen er endvidere ikke jævnt fordelt over bredden. Ved bunden af bassinet efter konstruktionen er der dog lavere hastigheder, hvorved partikler ikke resuspenderes. I siderne af bassinet er der også lavere strømningshastigheder, men vandet strømmer mod det hurtigt strømmende vand i midten, hvorved partikler også vil ledes dertil.

L.2 Koncepter i bassinmidte

L.2.1 Partikelfjernelse

Det undersøges hvilke koncepter i bassinmidten, i kombination med det valgte indløbskoncept, som bedst fjerner solide partikler, da dette er den primære funktion af koncepterne i bassinmidten. Det vælges at indsætte partikler med en diameter på 200 μm , 100 μm , 10 μm og 1 μm , da de forskellige partikelstørrelser sedimenterer med forskellig hastighed, og derved giver et indblik i hvilke partikler, som aflejres hvor. Det undersøges herefter hvor mange partikler, der tilbageholdes og hvor mange, som når udløbet.

Modelopsætning

Der benyttes, ligesom for undersøgelsen af strømningsmønsteret i bilag L.1.1, Lagrangian Multiphase modellen i STAR-CCM+. Der laves en fase hvor følgende modeller vælges:

- Material Particles

- Solid
- Constant density
 - Der anvendes en densitet på 1700 kg/m^3 , da der ifølge Bentzen [2008] bør benyttes en densitet mellem 1600 kg/m^3 – 1800 kg/m^3 , når partikler i regnvandsbassiner modelleres.
- Track File
- Drag Force
- Shear Lift Force
- Turbulent Dispersion

Partiklerne er sfæriske og solide med en konstant densitet, da dette er den mest simple beskrivelse af partikler, hvilket er tilstrækkeligt til at give et billede af renseeffektiviteten. I virkeligheden kan partikler være porøse, samt former og densitet kan variere.

Der benyttes Drag force, som er kraften virkende på partikler grundet en hastighedsforskel mellem partiklen og vandet. Hvis vandet strømmer hurtigere over en partikel end under, vil trykket være lavere over partiklen, og der vil herved være en løftekraft, jf. bilag B.1. Dette beskrives med Shear Lift Force modellen i STAR-CCM+, som beskriver løftekraften fra vandet forårsaget af en hastighedsgradient vinkelret på strømningsretningen. Disse to krafter styrer vandets påvirkning af partiklen. [CD-adapco, 2016]

I en turbulent strømning vil partiklernes transport og sedimentation imidlertid også påvirkes af turbulensen i bassinet. Der anvendes Turbulent Dispersion modellen som benytter en random walk metode til at bestemme effekten de turbulente hvirvler har på partiklernes bevægelse. Da denne metode indebærer et tilfældigt element, er det nødvendigt at benytte et stort antal partikler, hvis resultaterne skal være statistisk anvendelige. [CD-adapco, 2016]

Da turbulent dispersion medtages i modellen, indsættes 1000 partikler for hver af de fire valgte størrelser. Dette antal er højt nok til, at resultatet er anvendeligt.

Der oprettes et net af punkter, hvor partiklerne indsættes. Nettet laves som 40×25 (b $\times$ h) punkter (1000 punkter i alt). Nettet placeres ved indløbsrandbetingelsen. Efterfølgende oprettes fire injektorer, en til hver partikelstørrelse, som indstilles til at indsætte partikler i punkterne i nettet. Der vil derfor komme fire partikler ud af hvert punkt, som alle har en forskellig diameter.

Der anvendes ligesom i undersøgelsen af strømningsmønsteret for indløbskoncepterne, jf. bilag L.1.1, 1 iteration, hvor den hydrodynamiske model er stoppet, men partikler simuleres, og der benyttes en maksimum opholdstid på 1 døgn og maksimum substeps på 100 000.

Kriterie for aflejring

Der benyttes et kriterie til at vurdere om en partikel er bundfældet. Kriteriet vælges som en kritisk bundforskydningsspænding på $0,04 \text{ Pa}$. Ved denne forskydningsspænding er det muligt for alle partikler, som rammer bunden at aflejres, jf. afsnit 7.1.

Kriteriet implementeres i modellen ved at anvende en composite randbetingelse på bassinets bund, der skal styre, hvordan partikler interagerer med fladen i modellerne. Dette

giver mulighed for at definere to interageringsmetoder. Den ene benyttes, når kriteriet er opfyldt, mens den anden anvendes ellers.

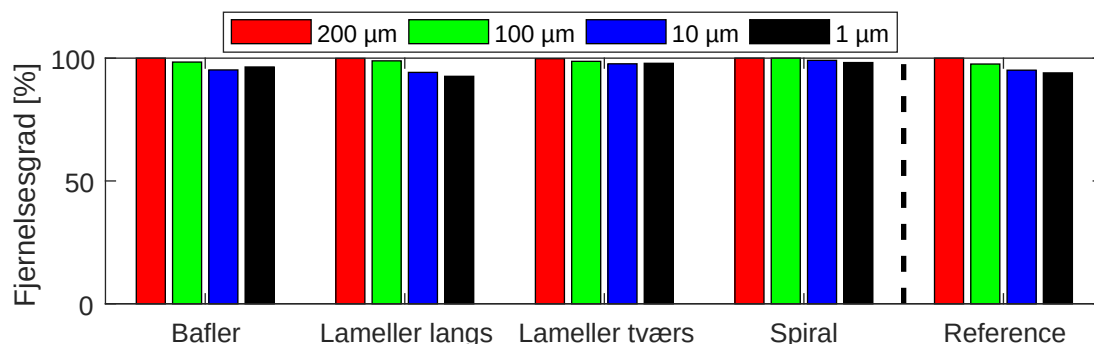
Hvis forskydningsspændingen er over 0,04 Pa, hvor partiklen rammer fladen, benyttes en rebound metode, hvor partikler hopper på fladen og bliver i modellen. Er forskydningsspændingen lig eller under 0,04 Pa anvendes en escape metode, hvor partiklen udtages fra modellen, og der ikke regnes yderligere på den. Ved dette scenarie anses partiklen som bundfældet.

Dette kriterie anvendes kun på bassinets bund. Partikler kan muligvis også aflejres på de skrå lameloverflader, men lamellernes opgave er at transportere partiklerne til bassinbunden, og den kritiske forskydningsspænding på skrå overflader er ukendt. Derfor vælges det, at partikler ikke kan aflejres på lameloverflader, hvilket anses som konservativt i undersøgelsen af renseevnen for lamelkoncepterne.

På alle andre flader end bunden anvendes rebound metoden, da disse flader ikke kan bidrage til aflejring af partikler.

Fjernelsesgrad for indsættelse af partikler i bassinindløbet

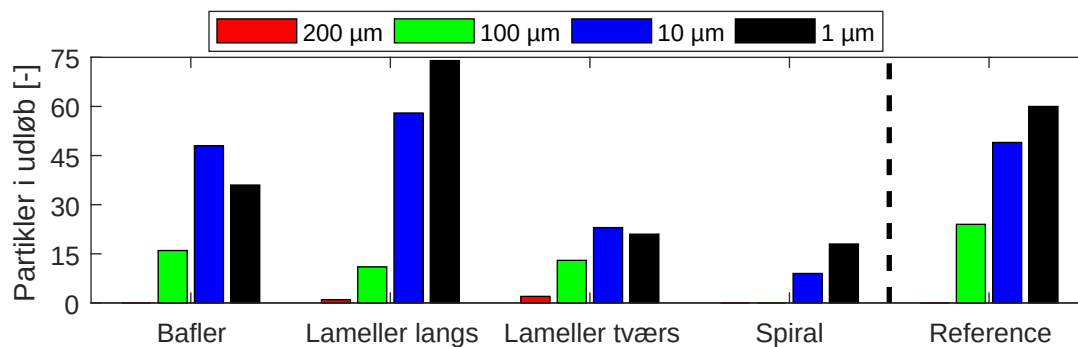
Fjernelsesgraden af partikler for hvert koncept er vist på figur L.10. Efter endt simulering er der fortsat partikler i vandfasen for modellerne. Disse partikler antages, at aflejres i bassinet og ender derfor ikke i udløbet.



Figur L.10: Fjernelsesgrad af partikler indsat i indløbet for koncepterne i bassinmidten.

Alle koncepterne har en høj fjernelsesgrad for alle partikelstørrelser. Der er ikke betydelig forskel koncepterne imellem, men Bafler og Lameller på langs har en lidt lavere fjernelsesgrad for de fine partikler.

Antallet af partikler i udløbet angiver en mere tydelig tendens for koncepterne og fremgår af figur L.11.

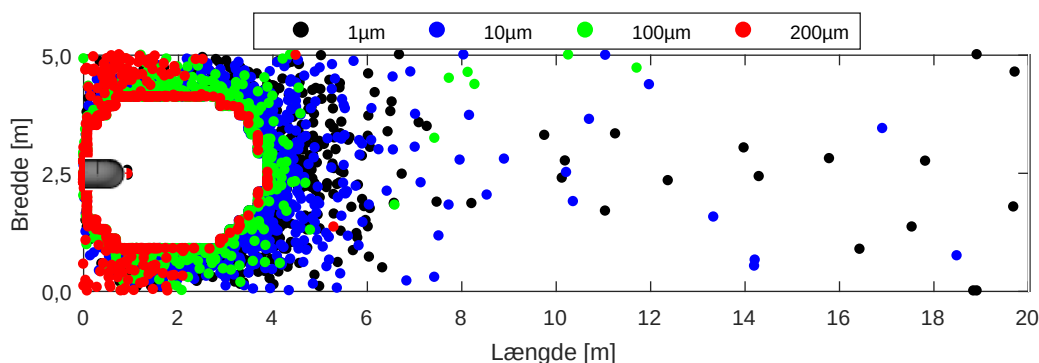


Figur L.11: Antal partikler i udløbet ved indsættelse i indløbet til bassinet.

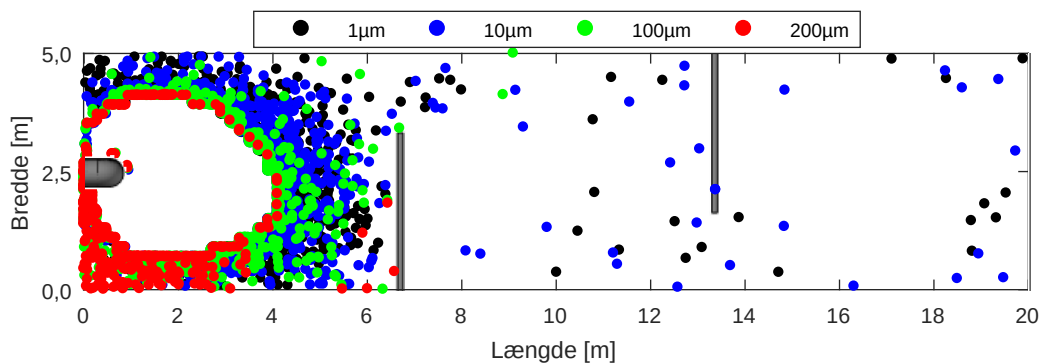
I Bafler strømmer flest af partikler på 100 µm ud af alle de fire midter-koncepter. Ved Lameller på langs strømmer flest partikler på 10 µm og 1 µm i udløbet.

Spiralen har stor tilbageholdelse af partikler, hvorved det færreste antal af alle strømmer ud af udløbet ved dette koncept. Lameller på tværs har næsten ligeså høj fjernelsesgrad som Spiralen ved alle partikelstørrelser.

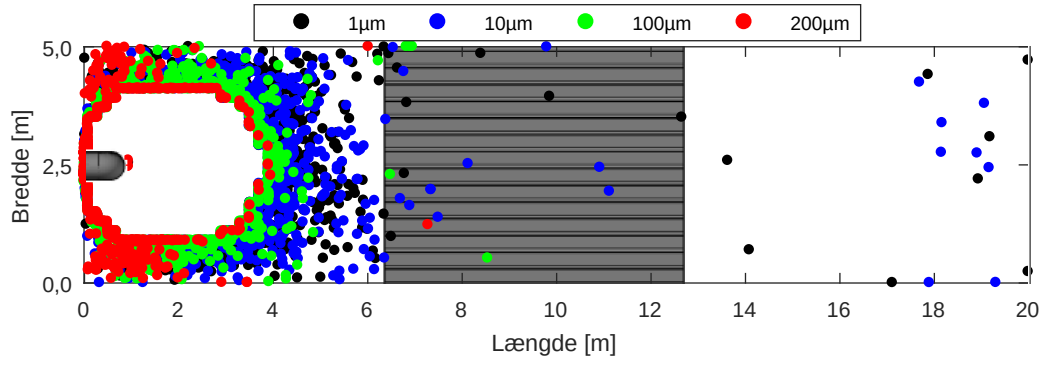
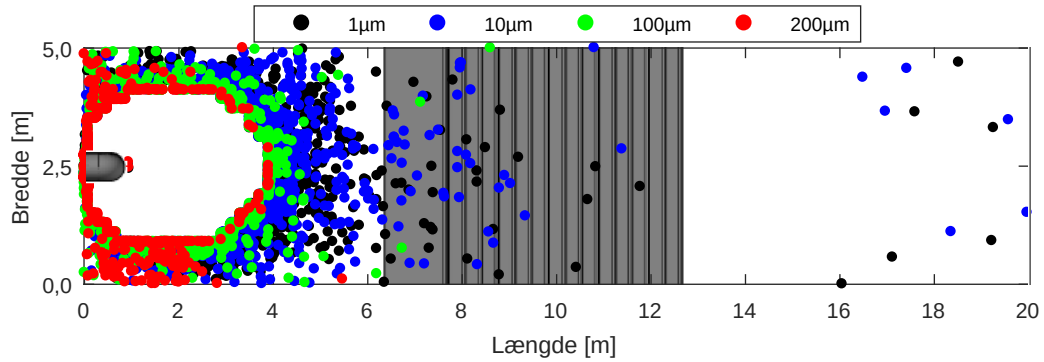
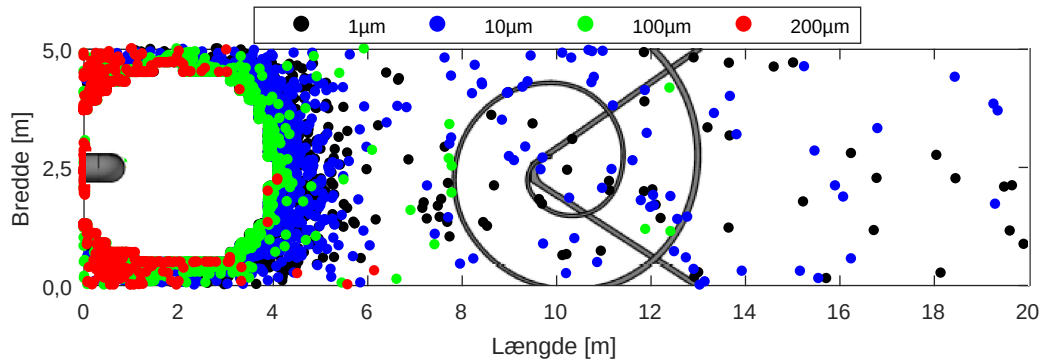
Der er modelleret partikler af forskellige størrelser, og de aflejres forskellige steder i bassinet, hvilket også har betydning for renseevnen. Det ønskes, at partikler bundfælder så tidligt i bassinet som muligt, da partikler aflejret tæt ved udløbet nemmere kan resuspenderes og transporteres ud af udløbet. Placeringen af de bundfældede partikler for koncepterne fremgår af figur L.12.



(a) Reference uden midterkoncept.



(b) Bafler.

(c) *Lameller på langs.*(d) *Lameller på tværs.*(e) *Spiral.*

Figur L.12: Placering af aflejede partikler i sedimentationsbassinet med koncepter i bassinmidten. Partikler indsat i indløbet.

I alle koncepterne er der et stort område ved indløbet hvor omkring partikler aflejres. Dette skyldes det afbøjede indløbskoncept, som retter indløbsstrømningen mod bunden og skaber høje forskydningsspændinger lige under indløbet. Partikler kommer tæt på bunden tidligt i bassinet og bundfælder derfor tæt på indløbet.

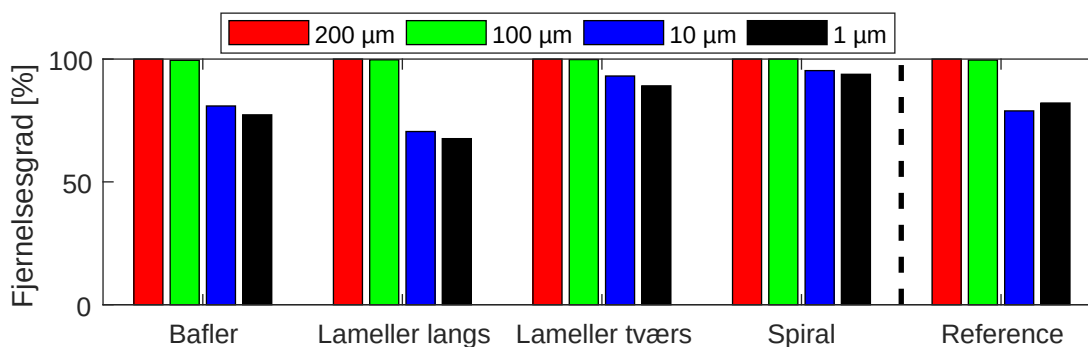
De to koncepter med lameller tilbageholder partiklerne tidligere i bassinet end Bafler og Spiral, hvor der er betydeligt flere partikler aflejret i den sidste halvdel af bassinet. Partiklerne transporteres også længere i Bafler og Spiral end i referencen, hvor der ikke benyttes et midterkoncept, men hvor hele tværsnittet udnyttes. Forskellen skyldes sandsynligvis, at Bafler og Spiral ikke er symmetriske, hvorved der i nogle områder af tværsnittet er højere strømningshastighed end i andre. De små partikler strømmer med det hurtigtstrømmende

vand og transporteres derfor længere i bassinet.

Fjernelsesgrad ved indsættelse af partikler 5 m efter indløbet

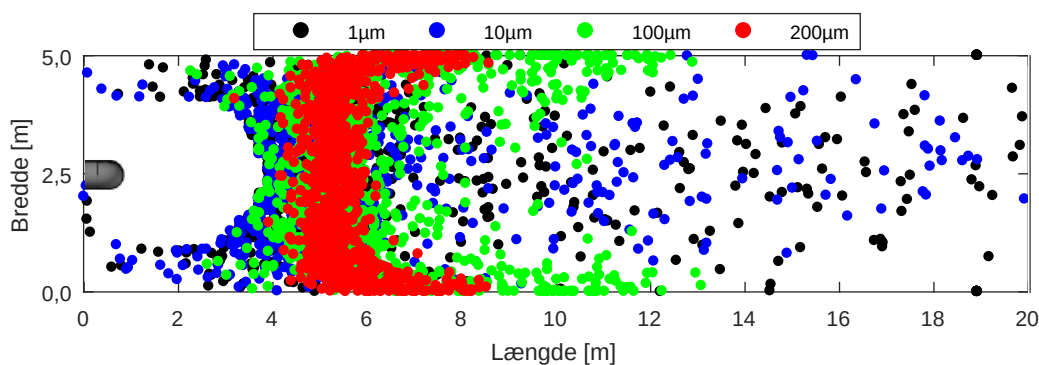
I det der sker stor sedimentation af partikler i starten af bassinet er der risiko for resuspension ved fyldning. Derfor undersøges renseevnen af midterkonceptet i sig selv. Dette gøres ved at indsætte partiklerne 5 m inde i bassinet, hvor de fordeles over tværsnittet med 10 cm afstand til siderne, bassinbunden og vandoverfladen, så partiklerne kan strømme i alle retninger, og ikke er bundfældet ved start af simuleringen.

Fjernelsesgraden for koncepterne ændrer sig, men tendensen er ens, som ved indsættelse af partikler i indløbet, jf. figur L.13. Spiral og Lameller på tværs angiver den højeste fjernelsesgrad og Lameller på langs den laveste. Den lave fjernelsesgrad for Lameller på langs skyldes, at partiklerne transporteres mod udløbet på trods af kontakt med lamellerne. Den skrå sedimentationsafstand langs lamellerne er længere end den lodrette i den frie vandfase, hvorfor Lameller på langs er dårligere end uden brug af midterkonstruktion som ved referencen.

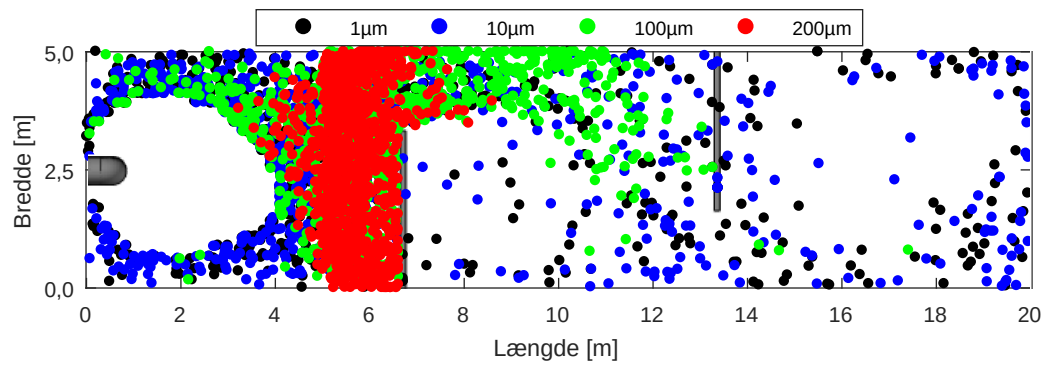


Figur L.13: Fjernelsesgrad af partikler indsat 5 m inde i bassinet.

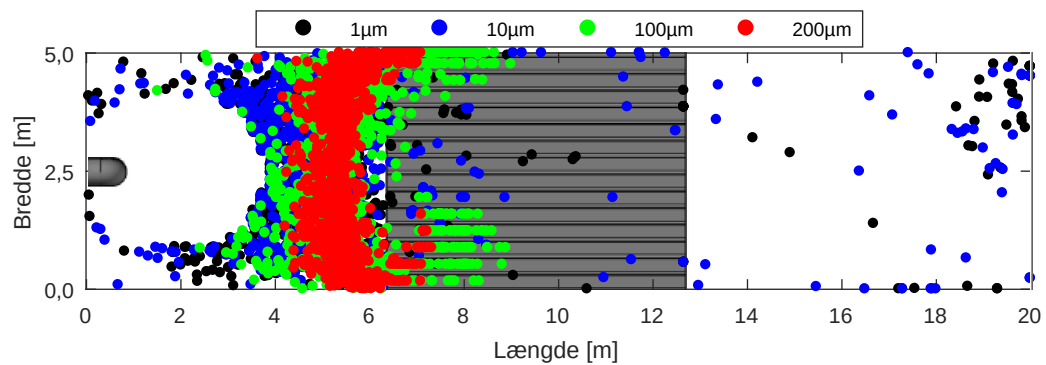
Placeringen af bundfældede partikler i bassinet fremgår af figur L.14.



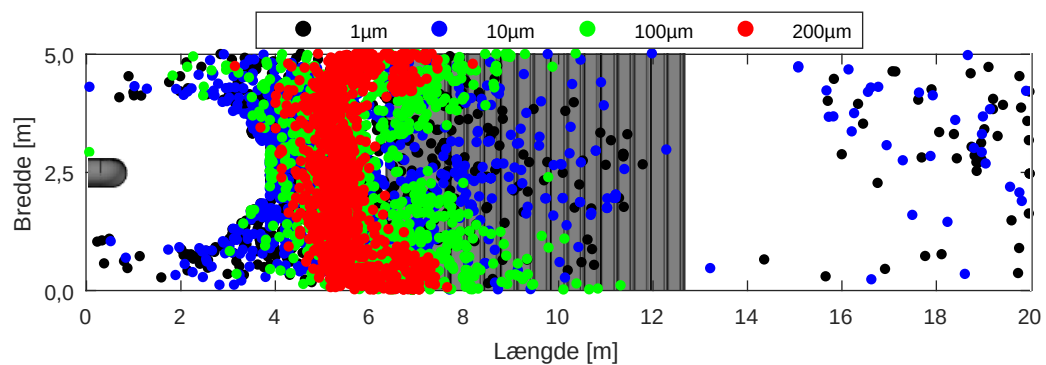
(a) Afbøjet indløb.



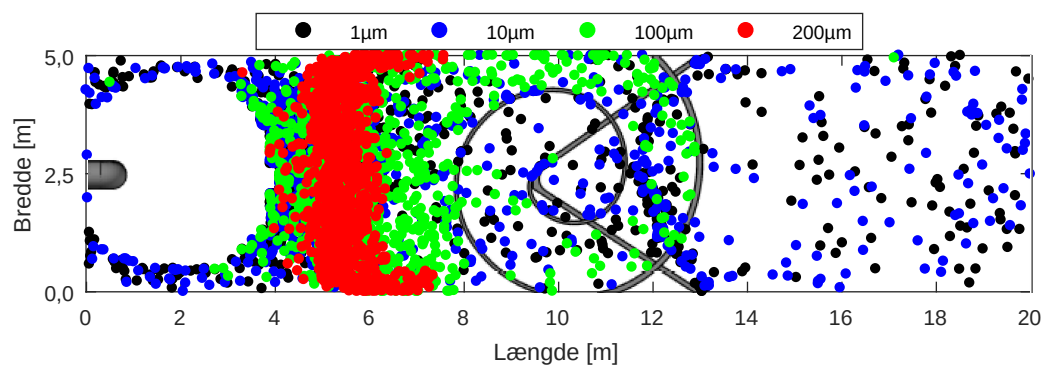
(b) Bafler.



(c) Lameller på langs.



(d) Lameller på tværs.



(e) Spiral.

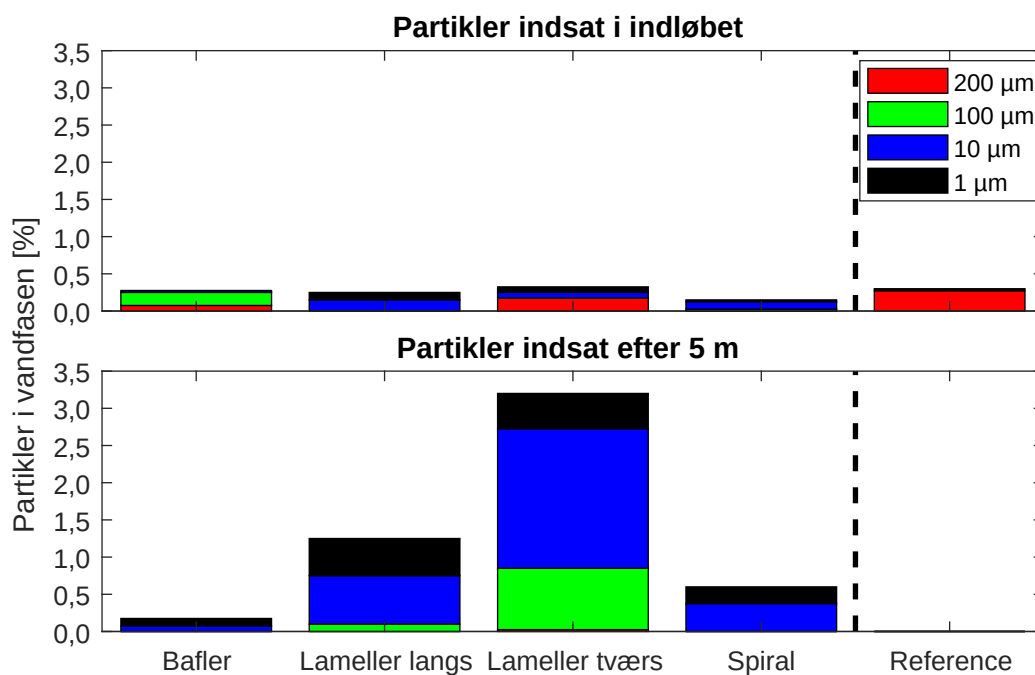
Figur L.14: Placering af bundfældede partikler i bassin med koncepter i bassinmidten. Partikler indsat 5 m efter indløbet.

De største partikler sedimenterer hurtigt i alle koncepter, hvilket er forventet. De mindste partikler transporteres længst både mod ind- og udløbet grundet den turbulente dispersion og deres lave masse.

Der er en del partikler i udløbsområdet af Spiral, når partiklerne indsættes 5 m inde i bassinet. I Spiral når partikler på 100 μm næsten hele vejen rundt i konstruktionen, så de kan blive ledt til udløbsområdet, hvilket ikke er ønsket. I Bafler er der også en del partikler i udløbsområdet, hvor der i lamel-koncepterne er lidt færre. Dette kan både skyldes de tilbageholdes tidligere eller er strømmet i udløbet, hvor fjernelsesgraden tyder på det sidste, da Spiral har den højeste fjernelsesgrad.

Partikler i vandfase

Når simulering af partikler er færdig er der fortsat nogle partikler i vandfasen, som hverken er aflejret eller strømmet ud af udløbet. Dette skyldes recirkulation, døde zoner eller lang sedimentationstid, hvorved partiklerne har oversteget kriteriet om maksimal opholdstid på 1 døgn, eller det maksimale antal substeps på 100 000, jf. bilag L.2.1. I undersøgelsen af fjernelsesgraden i de forrige afsnit er det antaget, at alle partikler i vandfasen vil aflejres, og dermed fjernes i bassinet. Betydningen af denne antagelse undersøges, da den kan ændre fjernelsesgraden, hvis alle partiklerne i vandfasen transporteres ud af udløbet. Andelen af partikler i vandfasen fremgår af figur L.15.



Figur L.15: Partikler i vandfasen.

Der er flest partikler i vandfasen for Lameller på tværs, både når partiklerne indsættes i indløbet og 5 m inde i bassinet. I Lameller på tværs fanges partikler mellem lamellerne, men kan ikke sedimentere ned til bunden grundet hurtigt strømmende vand under lamellerne.

I Bafler og Spiral skyldes partiklerne i vandfasen sandsynligvis, at de fanges i hvirvler, og derved ikke strømmer mod bunden eller udløbet. For Lameller på langs fanges partiklerne også på lamellerne og kan ikke sedimentere.

I modellerne hvor partiklerne er indsat i indløbet fanges nogle partikler i indløbskonceptet, hvilket skyldes en modelleringsfejl af konstruktionen. Andelen heraf er dog minimal.

Samlet set er andelen af partikler i vandfasen maksimalt 3,2 %, hvorved antagelsen om, de fjernes i bassinet ikke giver anledning til en betydelig ændring i fjernelsesgraden, såfremt alle partikler i vandfasen strømmer ud af udløbet.

L.3 Udløbskoncepter

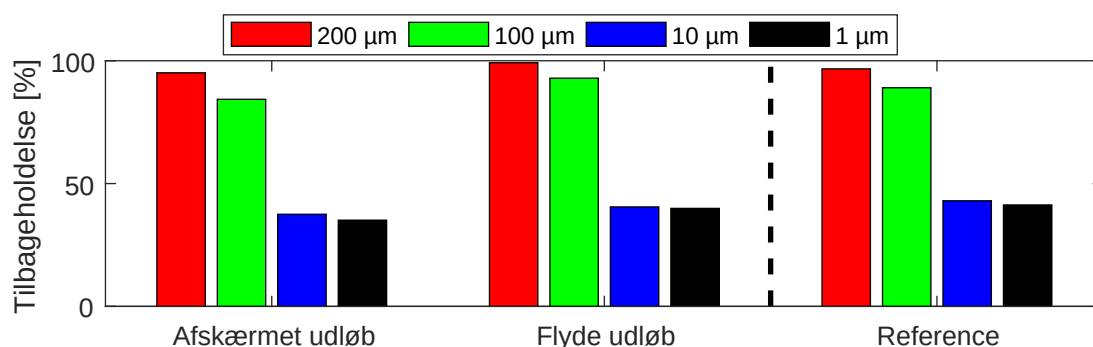
L.3.1 Partikeltilbageholdelse

Formålet med et udløb er at sikre partikler ikke strømmer ud samtidig med det skal muliggøre tømning af bassinet. Begge de foreslåede koncepter muliggør tømning, hvorfor partikeltilbageholdelsen undersøges. Dette gøres ved at indsætte partikler efter samme fremgangsmetode som for koncepterne i bassinmidten og bestemme fjernelsesgraden, jf. bilag L.2.1.

I udløbsområdet kan der ske resuspension og opblanding, hvis der er høje bundforskydningsspændinger og turbulens. For at beskrive opblandingen fordeles partiklerne i udløbsvolumenet. Der placeres 200 partikler af hver størrelse (200 μm , 100 μm , 10 μm og 1 μm) i fem lodrette snit i udløbsområdet. Snittene er placeret hhv. 15 m, 16 m, 17 m, 18 m og 19 m fra indløbet, hvor der er minimum 10 cm til vægge og vandoverfladen. Partiklerne fordeles homogen i snittene.

Tilbageholdelse af partikler i udløbsområdet

Partikeltilbageholdelsen for de to udløbskoncepter varierer ikke betydeligt ift. referencen, hvor indløbs- og midterkonceptet er implementeret, jf. figur L.16.



Figur L.16: Partikeltilbageholdelse af partikler for udløbskoncepterne.

Flyde udløbet har den bedste tilbageholdelse for de to største partikelstørrelser, men forskellen er ikke væsentlig i denne undersøgelse. I den stationære modellering strømmer vandet gennem hele modellen med konstant vandføring. Den minimale forskel koncepterne imellem skyldes sandsynligvis, at hastighederne stiger hen imod udløbet grundet en reduktion i tværsnittet i udløbet. For størstedelen af partiklerne på 10 μm og 1 μm overstiger strømkraften tyngdekraften, hvorved partiklerne følger vandet ud af bassinet.

Valget af udløbskonstruktion ændrer derved ikke væsentligt på partikeltilbageholdelsen i en stationær model.

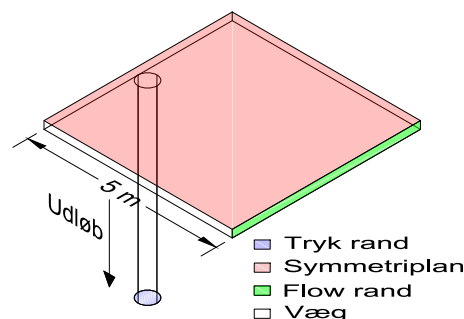
L.3.2 Forskydningsspænding ved lav vandstand

Udløbskoncepterne undersøges ved lav vandstand, da det er vigtigt at koncepterne fungerer ved tømning og ved lave vandstande reduceres sandsynligheden for resuspension af allerede aflejrede partikler. Den kritiske bundforskydningsspænding for resuspension er valgt til 0,1 Pa, jf. afsnit 7.2.

I denne undersøgelse modelleres de sidste 5 m af sedimentationbassinet ved en vandstand på 0,2 m. Denne vandstand antages at være repræsentativ til at undersøge koncepterne ved lav vandstand. Bundforskydningsspændingerne undersøges for, om der vil forekomme transport eller om udløbskoncepterne kan afhjælpe dette.

Modelopsætning

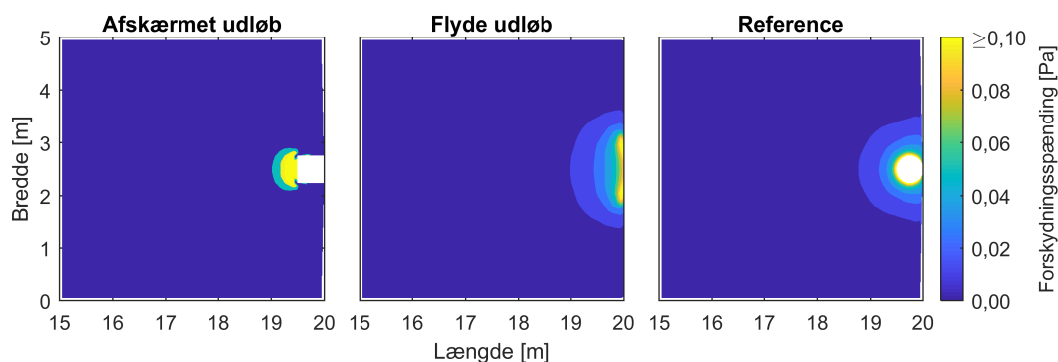
Der modelleres stationært efter samme fremgangsmåde og med samme opbygning af beregningsnet som i konvergensanalysen i bilag I. Da det kun er de sidste 5 m af sedimentationsbassinet som modelleres, vælges indløbsrandbetingen fra indløbsrøret til at være uniformt fordelt på hele indløbsfladen jf. figur L.17. Vandføringen er 35 l/s som i de resterende stationære bassinmodelleringer. Modellerne itereres 10000 gange.



Figur L.17: Lavvandet model af udløbsområdet i bassinet.

Transport af partikler i udløbsområdet

Bundforskydningsspændingerne for de to udløbskoncepter ses på figur L.18.



Figur L.18: Bundforskydningsspændinger i udløbsområdet. Udløb til højre.

I Afskærmet udløb er der høje hastigheder grundet det mindre gennemstrømmede areal i bunden af konstruktionen. Af denne grund er bundforskydningsspændingerne høje lige nær udløbet.

I Flyde udløb er der et større område med forhøjede forskydningsspændinger. Den kritiske

forskydningsspænding for resuspension på 0,1 Pa er dog kun overskredet helt tæt ved udløbet. I modelleringen af Flyde udløbet med lav vandstand sker tømningen helt ned til bunden i siden af modellen. I virkeligheden vil tømningen ske ved vandspejlet, hvorved forskydningsspændingerne sandsynligvis vil sænkes yderligere.

I referencen uden udløbskoncept sker der ikke resuspension andre steder end lige ved udløbet. Denne har derfor god funktion, men teoretisk vil flere partikler ende i dette udløb, da det er placeret i bunden af bassinet, hvor også partiklerne kan sedimentere ned i udløbet grundet tyngdekraften.

L.4 Fuldt koncept

Der er fundet en fuld konceptuel opbygning af sedimentationsbassinet med indløbs-, midter og udløbskoncept. Det ønskes således at undersøge hvorvidt denne færdige løsning har højere udnyttelse af volumen og renseeffektivitet end det tomme bassin uden koncepter.

L.4.1 Udnyttelse af det effektive volumen

Udnyttelsen af det effektive volumen undersøges for sedimentationsbassinet med de udvalgte koncepter implementeret. Resultatet sammenlignes med det tomme sedimentationsbassin. Sammenligningen udføres for at afgøre om koncepterne har forlænget den effektive opholdstid og derved undgår døde zoner samt kortslutninger, så regnvandet opnår en længere behandlingstid.

Undersøgelsen udføres ved at introducere et konservativt sporstof som impuls i modellen ved indløbet og monitorere hvornår og med hvilken fordeling, det når udløbet. Nedenfor beskrives opsætningen af modellering med konservativ sporstof i STAR-CCM+.

Modelopsætning

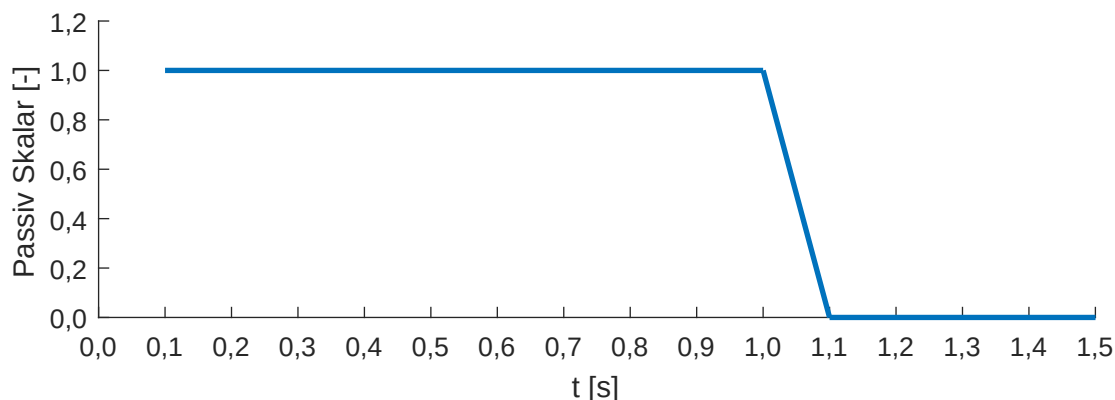
Modellering af konservativt sporstof i STAR-CCM+, kræver at modellen er dynamisk. Ændring fra stationær til dynamisk gøres ved at vælge Implicit Unsteady i stedet for Steady ved fysiske modeller. Desuden tilvælges Passive Scalar modellen, hvori der oprettes en skalar med standardindstillinger. En passiv skalar er et enhedsløst numerisk sporstof, som ikke påvirker strømninger i modellen.

Der benyttes stationære modelresultater for strømningshastigheder og trykfordeling som begyndelsesbetingelse, hvorved modellen er stabil og den passive skalar kan introduceres allerede fra første tidsskridt. Koncentrationen af den passive skalar er lig nul for alle celler i modellen ved start. Selvom modellen er dynamisk fastholdes strømningsberegningerne, hvorved hastighedsfeltet og strømningerne er stationære, så kun den passive skalar modelleres. Dette reducerer beregningstiden.

Den passive skalar indføres med en mængde på 1 i hver celle ved indløbsrandbetingelsen i tidsrummet 0,1 s – 1,1 s, jf. figur L.19, hvorefter der ikke tilføres mere.

Tidsskridtet for den dynamiske model er i de første 10 s valgt til 0,1 s, så sporstoffet kan

indføres i korrekt mængde, hvorefter tidsskridtet justeres til 1 s for resten af simuleringstiden.

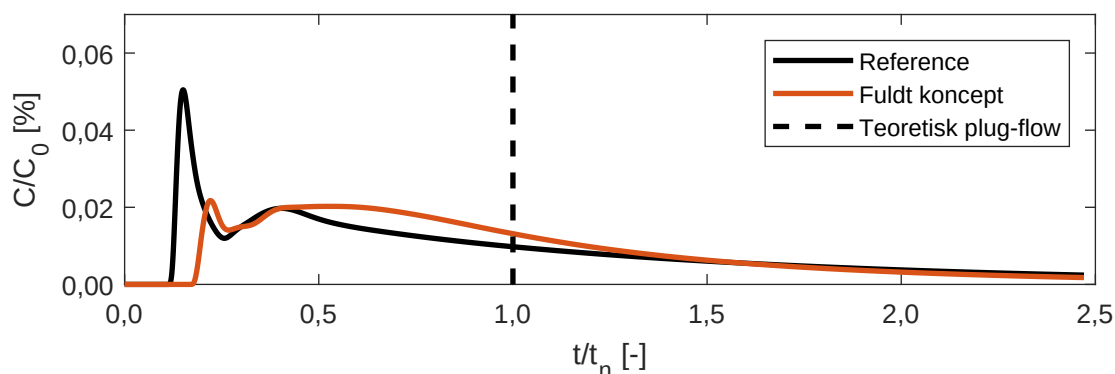


Figur L.19: Injektionskurve for den passive skalar ved indløbsrandbetingelsen.

Modellerings tiden er valgt til 10 800 s, tre timer fysisk tid, da det er længe nok til at den væsentlige del af den indførte skalar er passeret gennem bassinet. Desuden benyttes 10 indre iterationer for hvert tidsskridt.

Effektiv opholdstid og udnyttelse af bassinvolumen

Koncentrationen for den passive skalar registreres i udløbet, og kurverne normaliseres ift. mængden af passiv skalar indført i modellen og den teoretiske opholdstid. Koncentrationskurven for de tomme reference bassin og det fulde koncept for sedimentationsbassinet fremgår af figur L.20.



Figur L.20: Koncentrationskurver for det tomme reference sedimentationsbassinet samt med de udvalgte koncepter implementeret.

Den effektive opholdstid for sedimentationsbassinet med og uden de valgte koncepter er hhv. 51,9 min og 56,4 min. Koncepterne har forlænget den effektive opholdstid med 4,5 min, hvilket giver partikler længere tid til at sedimentere.

Det var forventet, at implementeringen af koncepterne ville have haft en større indvirkning på den effektive opholdstid.

Til yderligere at undersøge om de valgte koncepter har forbedret udnyttelsen af bassinvolumen anvendes parametrene effektivt volumenforhold jf. formel (L.1), kortslutnings-

indekset, jf. formel (L.2) og den hydrauliske effektivitet, jf. formel (L.3) [Persson et al., 1999; Ta og Brignal, 1998; Thackston et al., 1987].

$$e = \frac{t_{50}}{t_n} \quad (\text{L.1}) \quad S = \frac{t_{16}}{t_{50}} \quad (\text{L.2}) \quad \lambda = \frac{t_p}{t_n} \quad (\text{L.3})$$

Hvor

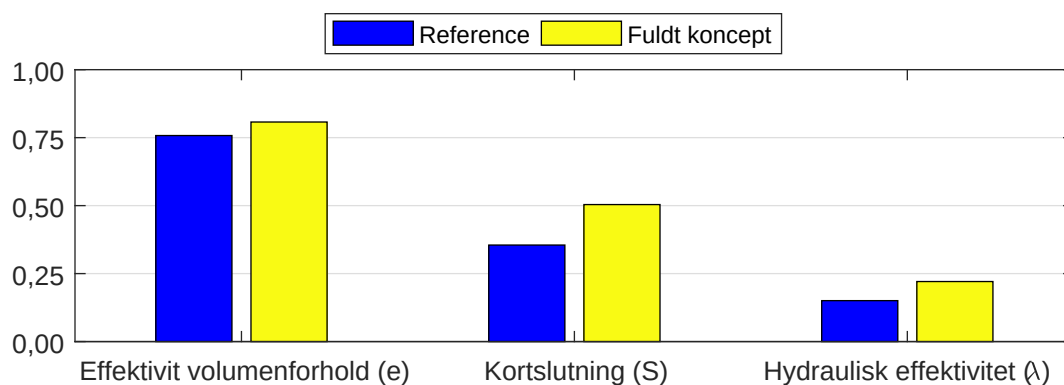
e	Effektiv volumenforhold [-]
t_{50}	Opholdstid for 50 % fraktil af partikler (Median) [s]
t_n	Teoretisk opholdstid [s]
S	Kortslutningsindeks [-]
t_{16}	Opholdstid for 16 % fraktil af partikler [s]
λ	Hydraulisk effektivitet [-]
t_p	Opholdstid hvor toppunktet af tracer opnås [s]

Det effektive volumenforhold angiver om median opholdstiden i modellen er lig med den teoretiske. Herved kan det bestemmes om hele volumen af bassinet udnyttes eller om den effektive opholdstid generelt er lavere i bassinet end den teoretiske. Normalt benyttes gennemsnittet i stedet for medianen, men ved brug af medianen behøves simuleringen ikke fortsættes til den fulde mængde af traceren har nået udløbet [Khan et al., 2009].

Kortslutningsindekset benyttes til at undersøge om en stor andel af sporstoffet strømmer hurtigt igennem bassinet ift. medianen. Ved plug-flow forhold skal alt strømme igennem lige hurtigt.

Den hydrauliske effektivt angiver forholdet mellem tidspunktet med den højeste udløbskoncentration af sporstof og den teoretiske opholdstid. Dette tager højde for at udløbskoncentrationen kan flade ud, så gennemsnittet eller medianen er ens med den teoretiske opholdstid, men ved plug-flow skal også toppunktet være ens med den teoretiske opholdstid.

Alle tre parametre kan antage værdier mellem 0-1, og hvis der er fuldstændig plug-flow forhold i bassinet vil alle tre parametre være lig med 1, hvilket ikke er muligt. På figur L.21 er resultatet for de tre parametre vist.



Figur L.21: Hydraulisk effektivitet, kortslutningsindeks og effektivt volumenforhold for den tomme reference og det fulde koncept.

Det effektive volumenforhold har ikke ændret sig markant ved implementeringen af kon-

cepterne, hvilket skyldes, som nævnt tidligere, at den effektive opholdstid kun er blevet forlænget med 4,5 min.

Resultatet for kortslutningsindekset viser en forbedring imellem referencen og implementeringen af det fulde koncept. Dette indikerer, at koncepterne har reduceret døde zoner og derved kortslutningen.

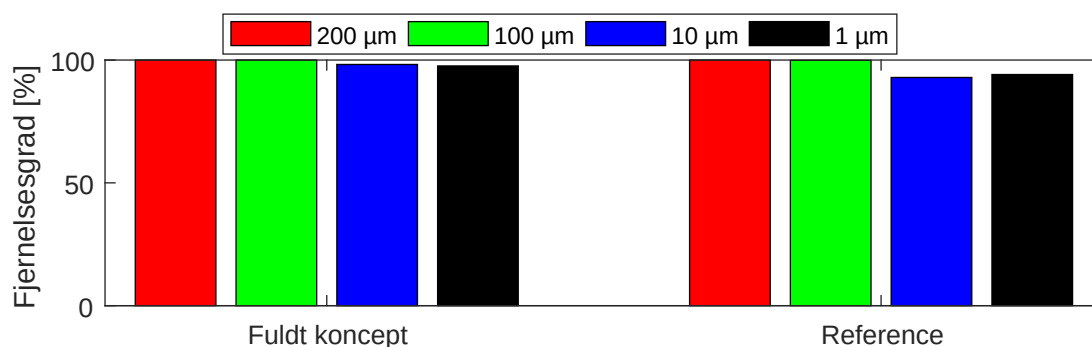
Den hydrauliske effektivitet er blevet højere ved indsættelsen af koncepterne men stadig lav.

L.4.2 Partikelfjernelse

Det fulde koncepts evne til at fjerne partikler, før de når udløbet, er vigtig, idet dette er hovedformålet med sedimentationsbassinet. Partikelfjernelsen undersøges ligesom for bassinmidtekoncepterne ved at indsætte partikler i indløbet og undersøge fjernelsesgraden, jf. bilag L.2.1.

Fjernelsesgrad

Fjernelsesgraden for den fulde koncept opbygning af sedimentationsbassinet og det tomme bassin for de forskellige partikelstørrelser er ikke betydelig forskellig, jf. figur L.22.

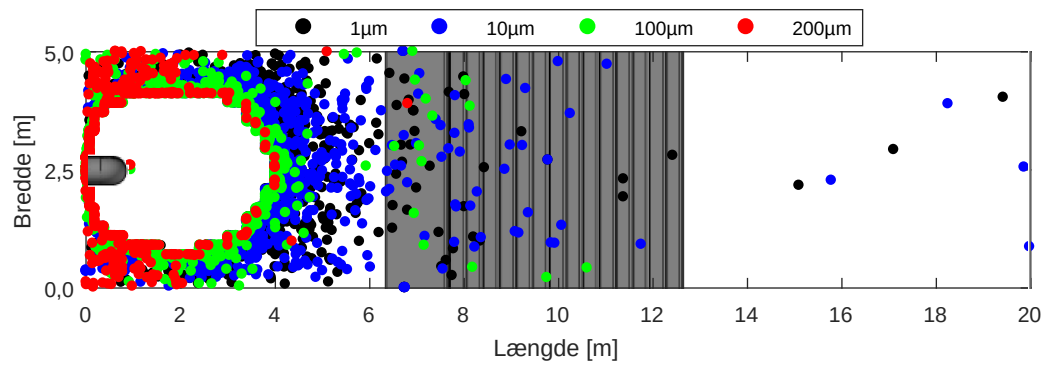
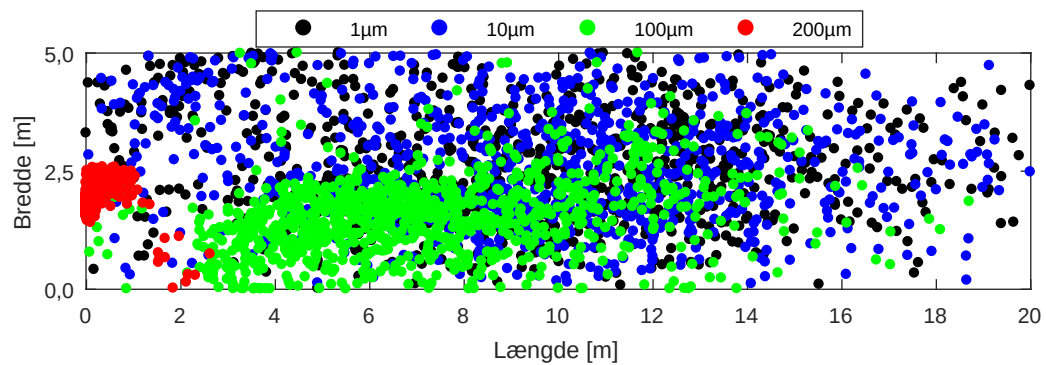
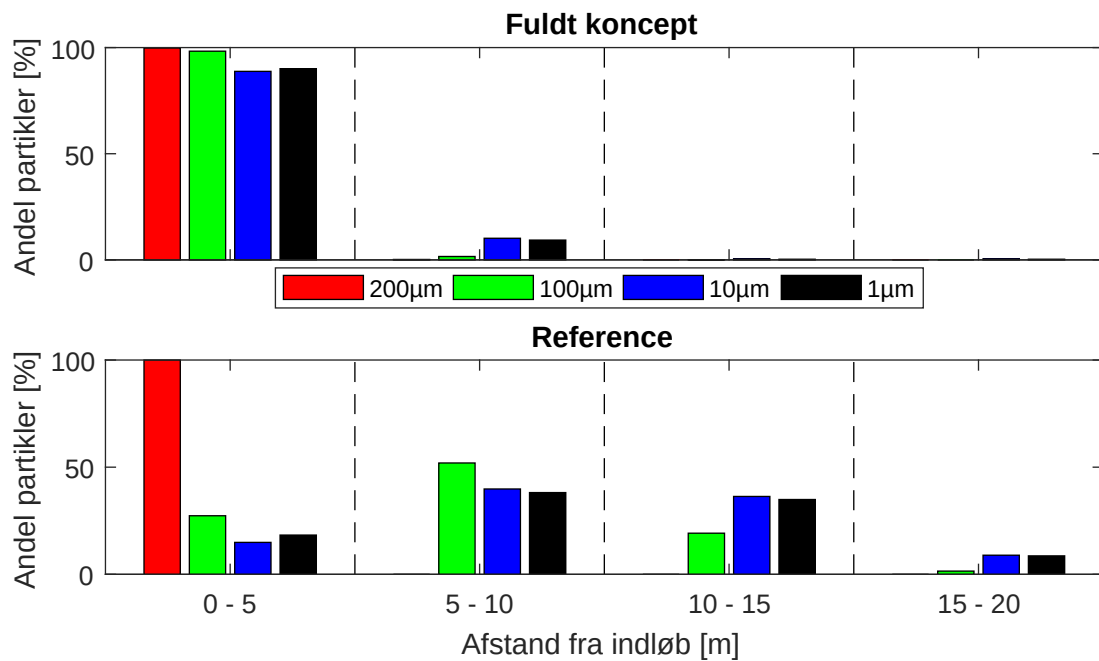


Figur L.22: Fjernelsesgrad for referencen og den fulde konceptuelle opbygning.

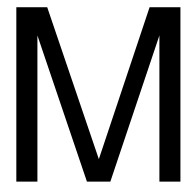
Begge bassiner angiver en fuld fjernelse for partiklerne på 200 µm og 100 µm, hvilket skyldes den store diameter af disse partikler og derfor høje sedimentationshastighed.

Konceptopbygningen af sedimentationsbassinet angiver en højere renseevne for partiklerne på 10 µm og 1 µm. Begge bassiner har dog en høj fjernelsesgrad. Dette tyder på der ikke er betydelige fordele ved implementering af koncepterne i sedimentationsbassinet.

Der er dog stor forskel på hvor partiklerne aflejres i bassinet, jf. figur L.23. I den konceptuelle opbygning af bassinet sedimenterer partikler til bunden hovedsageligt i den første halvdel af bassinet. Dette letter oprensning af bassinet, da hele bassinet muligvis ikke behøver at blive oprenset. I reference bassinet er partiklerne spredt ud over hele bassinbunden, hvorved der er større risiko for partiklerne ledes til udløbet ved resuspension. Figur L.24 viser også at partikler aflejres tidligere i det fulde konceptuelt opbyggede bassin.

(a) *Fuldt koncept.*(b) *Reference.***Figur L.23:** Placering af udsedimenterede partikler i sedimentationsbassinet.**Figur L.24:** Andelen af tilbageholdte partikler, som aflejres i forskellig afstand til indløbet.

Fyldning og tømning af sedimentationsbassin



I dette bilag beskrives opsætningen af modellerne og beregningsnet anvendt til at undersøge fyldning og tømning af det fulde koncept for sedimentationsbassinet.

M.1 Opsætning af VOF-model

For at modellere fyldningen og tømningen i sedimentationsbassinet vælges det at anvende følgende fysiske modeller:

- Three Dimensional
- Implicit Unsteady
- Eulerian Multiphase
 - Volume of Fluid (VOF)
 - Segregated Flow
 - Der oprettes to faser; luft og vand, hvor der anvendes konstante densiteter på hhv. $1,184 \text{ kg/m}^3$ og $997,561 \text{ kg/m}^3$.
- Turbulent
 - $k - \omega$ SST (Menter)
- Gravity

Modellen er dynamisk for at modellere et vandspejl i sedimentationsbassinet, som varierer tidsligt under fyldning og tømning.

Til beskrivelse af det varierende vandspejl benyttes en Eulerian Multiphase model, som er i stand til at beskrive interaktionen mellem forskellige væsker. Der anvendes en VOF-model, da denne er god til at beskrive fase overgangene imellem ikke blandbare væsker, hvorved denne er ideel til at beskrive et vandspejl. VOF-modellen benytter en volumenfraktion til at angive den stedslige fordeling af faserne i modellens celler. Derudover anvender VOF-modellen Segregated Flow modellen til at beskrive strømning og transport af faserne. [CD-adapco, 2016]

Der oprettes en gas og en væske fase til at beskrive hhv. luften og vandet, der skal strømme i bassinet. Ved Sharpening Factor for VOF-modellen anvendes en værdi på 1. Sharpening Factor reducerer den numeriske diffusion i modellen og ved en værdi på 1 er der ingen numerisk diffusion, hvorved overgangen mellem luft og vand beskrives skarpt [CD-adapco, 2016].

Turbulensmodellen, som anvendes er en $k - \omega$ SST (Menter) model. Denne model anvendes, da det i bilag I er konkluderet, at det er den mest fordelagtige turbulensmodel til beskrivelse af strømninger i et regnvandsbassin.

I modellen er der anvendt standardværdier fra STAR-CCM+ medmindre andet er oplyst.

M.2 Modellering af fyldning

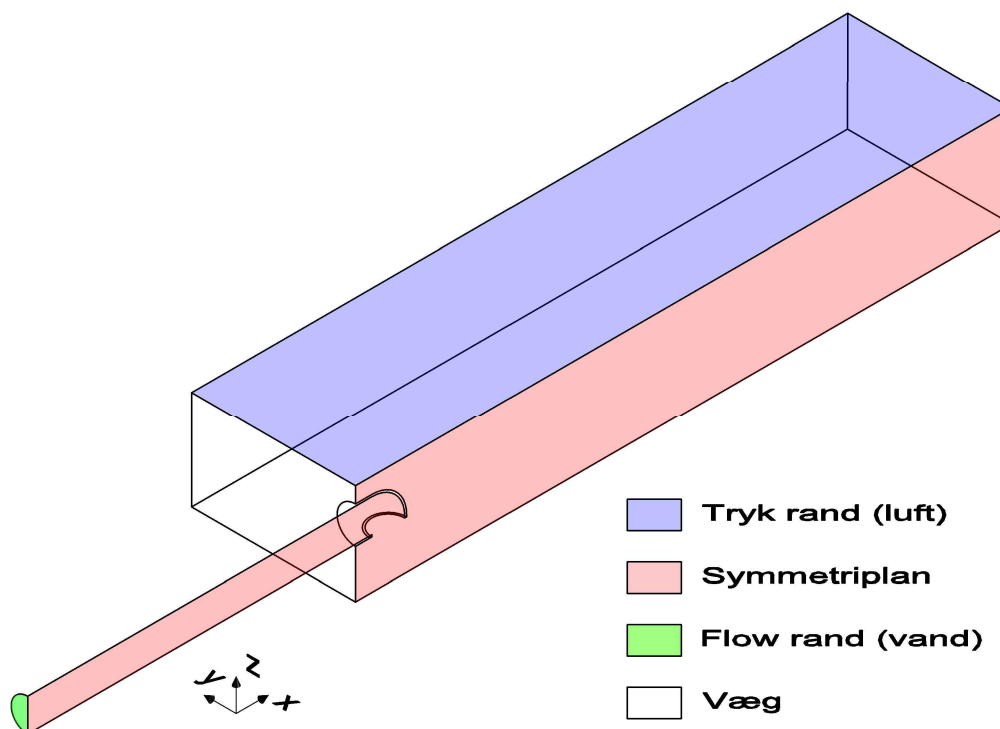
I analysen modelleres de første 10 m af sedimentationsbassinet og indløbsrøret under fyldning. Der haves ingen udløb, da det er sammenhængen mellem bundforskydningsspændinger og stigende vandstand, der undersøges. Desuden indeholder modellen kun indløbskonceptet, idet midterkonceptet ikke antages at have nogen effekt på forskydningsspændingerne ved bunden under fyldningen af bassinet.

M.2.1 Rand- og begyndelsesbetingelser

Modellen til fyldning ses på figur M.1. Der benyttes en flowrandbetingelse i indløbet med 100% vand på randen til at indføre vand i modellen ved 2 simuleringer; en med vandføring på 10 l/s og en med vandføring på 50 l/s. I toppen af modellen benyttes en trykrandbetingelse med atmosfærisk tryk, hvor der udelukkende er luft på randen. Disse randbetingelser i kombination sikrer en god stabilitet af modellen.

Eftersom modellen er symmetrisk om indløbet, er det muligt kun at modellere den ene halvdel, hvorefter løsningen kan spejles. Dette gøres vha. en symmetri-randbetingelse, som beskrevet i bilag I spejler celler-værdien for tryk og hastighed henover planen.

Alle andre randbetingelser er som standard valgt til væg-randbetingelser (no-slip).



Figur M.1: Randbetingelser benyttet i modellen for fyldning.

Begyndelsesbetingelsen for fyldning er et tomt bassin, hvorfor der haves luft i alle celler.

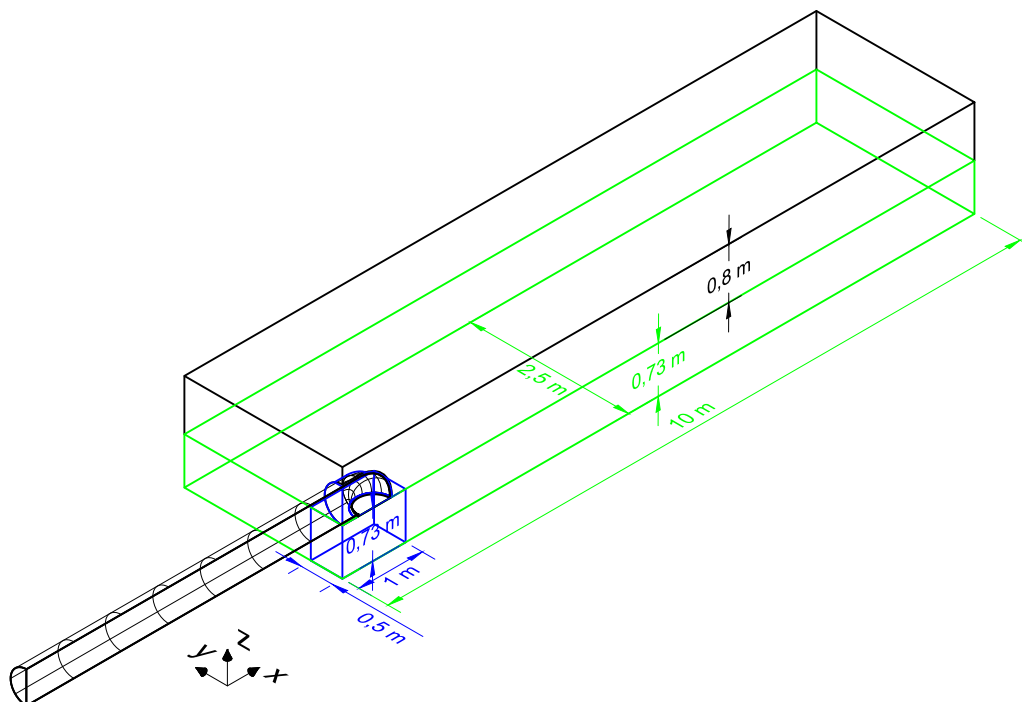
M.2.2 Beregningsnet

Trimmer, Prism layer og Surface remesher anvendes til at opbygge beregningsnettet som beskrevet i bilag I.1.3. Der benyttes en basisstørrelse på 10 cm til opbygning af beregningsnettet. Cellerne skales ift. basisstørrelsen ved:

- Maksimal størrelse af beregningsceller - 600 %
- Samlet tykkelse af prism layers - 20 %
- Antal prism layers - 2
- Relativ minimum størrelse af beregningsceller ved overflader - 25 %
- Under en højde på 0,73 m anvendes cellestørrelser på:
 - X- og Y-retningen - 200 %
 - Z-aksen - 25 %
- Kasse ved indløb og ind i afbøjning på rør:
 - Isotropiske beregningsceller - 25 %

Der anvendes grove celler i en højde over 0,73 m for at reducere antallet af celler. Dette forventes ikke at påvirke præcisionen af modellen, da bassinet ikke fyldes over dette punkt.

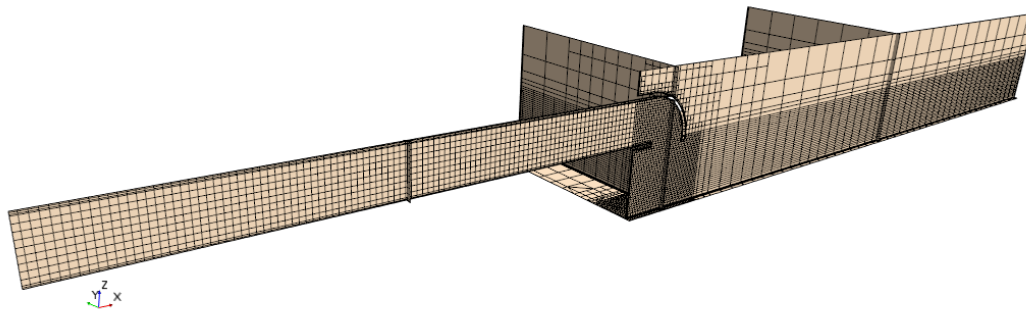
Fra bunden og de første 0,73 m, se grøn boks på figur M.2, anvendes en diskretisering af X- og Y-aksen på 200 % af basisstørrelsen, så beregningsnettet har samme opløsning i XY-retningen som i konvergensanalysen af beregningsnettet, jf. bilag I. Endvidere anvendes en diskretisering i Z-aksen på 25 % for at kunne beskrive det varierende vandspejl under fyldningen af bassinet.



Figur M.2: Områder beregningsnettet forfines i fyldningsmodellen.

Der anvendes en finere diskretisering i en kasse, se blå markering på figur M.5, ved indløbet ligesom i bilag I. Kassen går i denne analyse dog kun op til kanten af det afbøjede indløb for at spare celler. Endvidere fortsættes den finere diskretisering ind i det afbøjede indløb. Den finere diskretisering anvendes for at kunne opløse indløbsstrålen, når den kommer ind i bassinet, og når den rammer bunden.

Det endelige beregningsnet til analysen af fyldning af sedimentationsbassinet indeholder 76 936 celler og er vist på figur M.3.



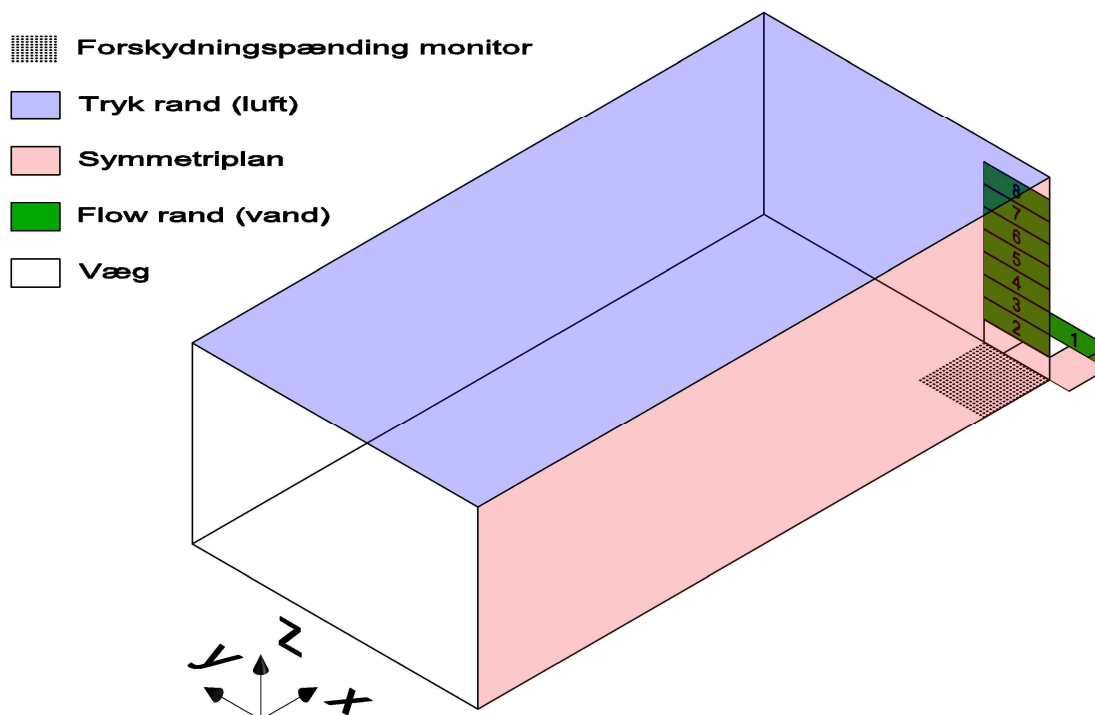
Figur M.3: Beregningsnet for fyldningsanalyse.

M.3 Modellering af tømning

I tømningen modelleres de sidste 5 m af sedimentationsbassinet og udløbet. Der er ingen indløb, eftersom det er tømning af bassinet fra fyldt med vand, der undersøges. Det undersøges hvor høj en udløbsvandføring bassinet kan tømmes med uden at skabe forhold ved bunden der giver anledning til transport af aflejrede partikler.

M.3.1 Randbetingelser

På samme måde som i fyldningsanalysen benyttes symmetri-randbetingelse i fladen bassinet er symmetrisk omkring, se figur M.4. Desuden haves en trykrandbetingelse på bassintoppen med atmosfærisk tryk, hvor der kun udveksling af luft.



Figur M.4: Randbetingelser benyttet i modellen for tømning.

Ved udløbet benyttes en flowrandbetingelse for at trække vand ud af modellen med bestemt vandføring. Der sker kun udveksling af vand på denne rand. Randbetingelsen er delt op i 8 felter med ens areal, se figur M.4. Der skiftes, som beskrevet i afsnit 7.5, mellem randbetingelserne ift. vandstanden for at beskrive et flydende udløb, hvor der kun tages vand ud ved vandspejlet.

De øverste 7 randbetingelser ligger helt tæt op af bassinkanten, for at skift mellem randene kan foregå ved minimal påvirkning af vandvolumen. Nederste rand tæt ved bunden er sænket, for at kunne opnå fuldstændig tørlægning af bassinet. Modelteknisk styres skiftene mellem udløbsrandene på baggrund trykket ved bunden af det sænkede udløb, hvorved monitorering af vandstanden i bassinet kan foregå helt ned til og med bunden.

Et skift mellem randbetingelser sker, når vandstanden sænkes til overkanten af den aktuelle randbetingelse. Dette er valgt således at randbetingelsen altid er helt dækket af vand, når den er aktiv, hvorved risikoen for instabilitet i modellen reduceres. Det forklarer også hvorfor der i denne modelopsætning kun er 8 flowrande og ift. de 9 beskrevet i afsnit 7.5.

Vandføringen, der benyttes ved den aktuelle flowrandbetingelse, styres ift. den maksimale bundforskydningsspænding i et felt foran nederste udløbsrandbetingelse, se figur M.4. Feltet består af 20×20 punkter og strækker sig over et område på $0,575 \text{ m} \times 0,575 \text{ m}$. Bndforskydningsspændingerne vil i dette område være de mest kritiske ift. transport, når vandstanden bliver lav, som det også fremgår af figur 7.31.

Vandføringen er, som det fremgår af formel (M.1), i det første sekund af simuleringen nul, så trykket i modellen kan stabiliseres, inden der tømmes. Det næste sekund anvendes en

udløbsvandføring på 10 l/s, for at påbegynde tømningen, se formel (M.2).

$$Q_{ud} = 0,01 \text{ l/s} \quad t < 1 \text{ s} \quad (\text{M.1})$$

$$Q_{ud} = 10 \text{ l/s} \quad 1 \text{ s} < t < 2 \text{ s} \quad (\text{M.2})$$

Formel (M.3) og (M.4), definerer udløbsvandføringen for den resterende simuleringsperiode. Hvis den maksimale bundforskydningsspænding overskrider den kritiske bundforskydningsspænding for transport af aflejrede partikler på 0,1 Pa, jf. afsnit 7.1.4, sænkes vandføringen. Ligeledes hæves vandføringen, hvis bundforskydningsspændingen falder til under 0,09 Pa. Vandføringen ændres ikke i intervallet herimellem.

For at sikre stabilitet vælges det at udløbsvandføringen ikke kan stige til højere værdier end 200 l/s. Desuden er indsat en nedre grænse for vandføringen på 1 l/s.

$$Q_{ud} = Q_{ud} \cdot 1,001 \quad t > 2 \text{ s} \quad \tau_{kri} < 0,09 \text{ Pa} \quad (\text{M.3})$$

$$Q_{ud} = Q_{ud} / 1,001 \quad t > 2 \text{ s} \quad \tau_{kri} > 0,1 \text{ Pa} \quad (\text{M.4})$$

Som begyndelsesbetingelse er sedimentationsbassinet fyldt til en vanddybde på 1,5 m, hvorfor alle celler under denne dybde er vand og alle over den er luft.

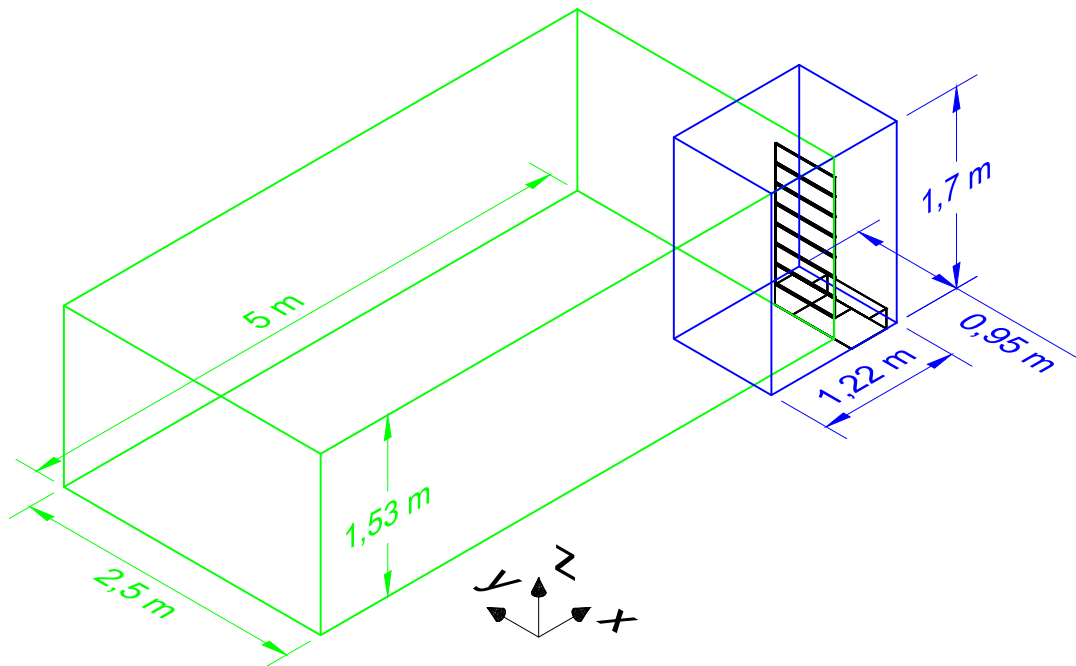
M.3.2 Beregningsnet

Modellerne brugt til at konstruere beregningsnettet er de samme som ved fyldning, se i bilag I.1.3, med basisstørrelse på 10 cm. Cellerne i beregningsnettet skaleres ift. basisstørrelse med følgende indstillinger:

- Maksimal størrelse af beregningsceller - 200 %
- Samlet tykkelse af prism layers - 20 %
- Antal prism layers - 2
- Relativ minimum størrelse af beregningsceller ved overflader - 25 %
- I hele bassinets dybde anvendes cellestørrelser på:
 - Z-aksen - 25 %
- Kasse ved udløb:
 - Isotropiske beregningsceller - 25 %

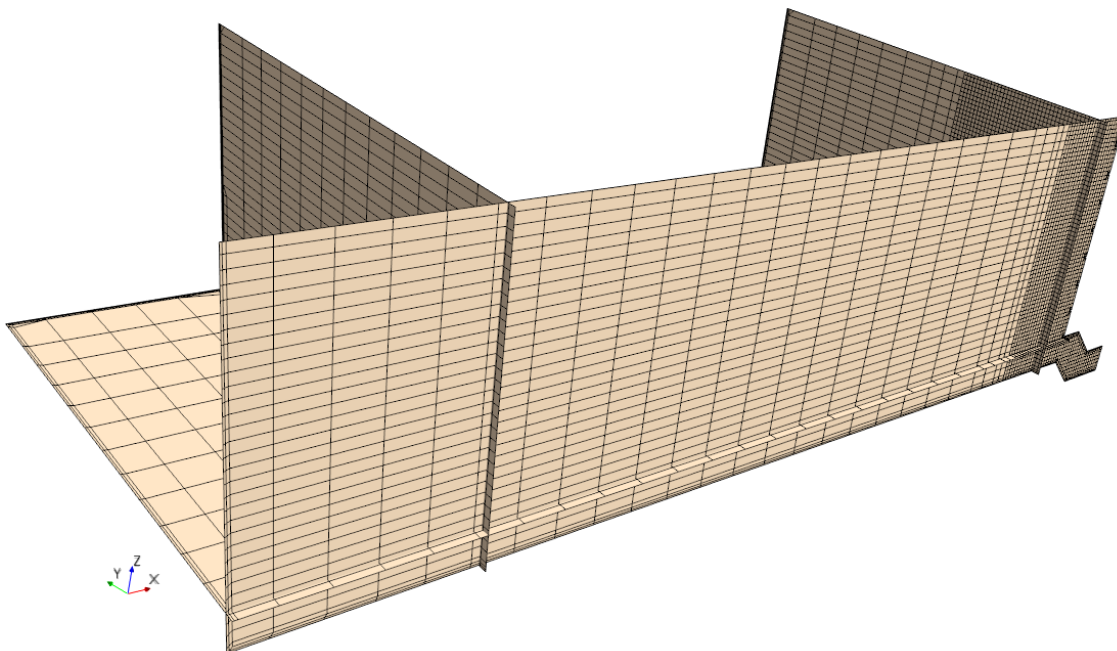
Der anvendes finere diskretisering i hele bassinets dybde, jf. grøn markering på figur M.5. Eftersom det er vandspejlets præcise placering, der definerer hvilken udløbsrandbetingelse, som er aktiv.

I en kasse ved udløbet, jf. blå markering figur M.5, anvendes finere diskretisering, som anvist i bilag I, dog tilpasset ift. flydeudløbet. Her benyttes finere isotropiske beregningsceller, der passer til den finere diskretisering i dybden, og sikrer at overgangen til det mindre udløbstværsnit beskrives tilstrækkeligt bedre.



Figur M.5: Områder beregningsnettet forfines i tømningsmodellen.

Det konstruerede beregningsnet har i alt 80 738 beregningsceller og er vist på figur M.6.



Figur M.6: Beregningsnet for tømningsanalyse.

M.4 Todimensionel modellering af sedimentationsbassin

Sedimentationsbassinet simuleres i to dimensioner, altså et snit på langs af hele bassinet. Idet simuleringer kun foregår i to dimensioner forkortes beregningstiden betydeligt.

M.4.1 Modelopsætning

Der benyttes en VOF model med vand og luft som de to faser, ligesom i fyldning- og tømningssmodellerne. Der benyttes de samme modeller som beskrevet bilag M.1.

For at gøre modellen todimensionel skal beregningsnettet først opbygges i tre dimensioner, hvorefter det konverteres til to dimensioner. For at denne konvertering kan finde sted skal modellen af bassinet have ens bredde overalt, også i ind- og udløbet. En todimensionel model skal være i X-Y planet. Der konstrueres en 5 cm bred model af et snit på langs af bassin. Den bagerste lamel i midterkonstruktionen har huller i bunden så bassinet kan tømmes. Det vælges at benytte en model, hvor der er hul under denne model, for at undersøge betydningen af disse huller for funktionen af konceptet under fyldning og tømning.

Der indføres partikler i indløbet vha. Lagrangian Multiphase modellen, hvor der benyttes de samme modeller som i undersøgelsen af partikelfjernelsen for den stationære modellering, jf. bilag L.2.1. Der indsættes partikler på 1 μm , 10 μm , 50 μm , 100 μm og 200 μm i et punkt ved start af indløbsrøret 4 cm over rørbunden. Der anvendes et maksimum antal substeps for partikler på 10 000.

Simuleringen af den dynamiske todimensionelle tofase model udføres med et tidsskridt på 0,02 sekunder og 10 indre iterationer imellem tidsskridtene.

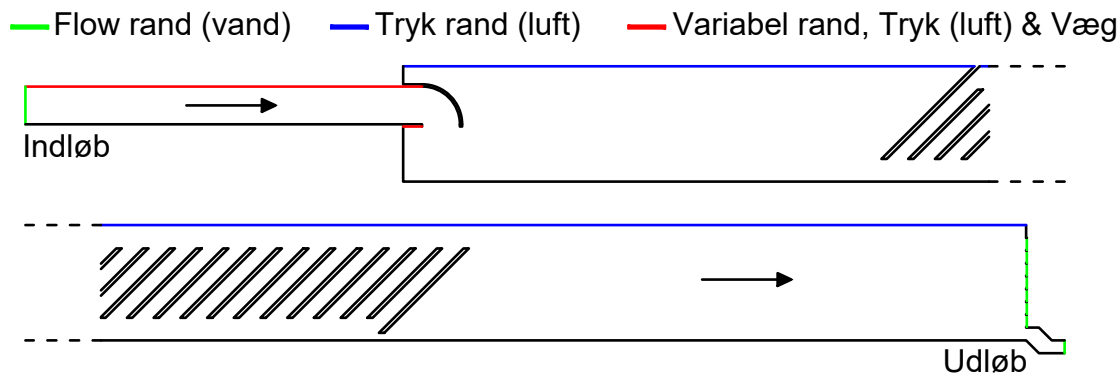
Ændring af simuleringskriterier

Efter 900,56 s simuleret tid ændres en række simuleringskriterier grundet lang beregningstid. Fejlen herved vurderes minimal.

- Tidsskridtet for modellen sættes op til 0,05 s.
- Lagrangian Multiphase:
 - Det maksimale couranttal for konvergens imellem substeps ændres fra 0,35 til 0,5.
 - Maksimum antal substep ændres til 1000.

M.4.2 Rand- og begyndelsesbetingelser

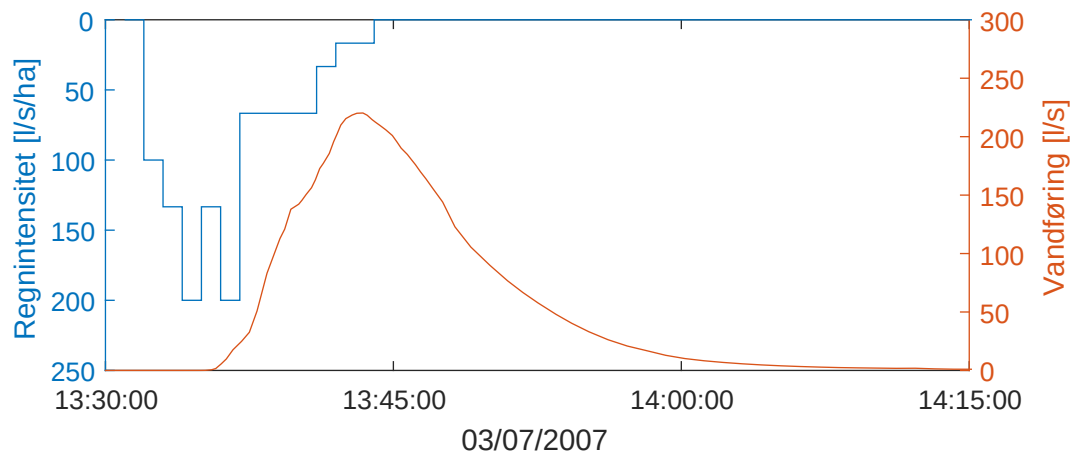
Placeringen af alle randbetingelser fremgår af figur M.7.



Figur M.7: Randbetingelser i to-dimensionel VOF model.

Sedimentationsbassinet skal kunne fungere under regnhændelser, hvor vandføringen ændres over tid. Der er derfor udvalgt en regnhændelser fra regnserien i Gistrup, se bilag C. Regnhændelsen fandt sted d. 03/07/2007 kl. 13:31. Denne regnhændelse er valgt, da den har en regndybde på 6,8 mm, hvilket giver en samlet afstrømning på $142,8 \text{ m}^3$ fra det reducerede oplandsareal, hvis der ses bort fra initialtab, hvorved bassinet næsten fyldes helt, og den fulde funktion af midterkonceptet derfor kan undersøges. Endvidere varer regnhændelsen kun 13 min, hvorved der er tale om en regn med høj intensitet, hvilket giver en kritisk belastning af bassinet ift. renseeffektivitet, samt den simulerede fyldningsperiode for bassinet er kort.

Regnhændelsen simuleres igennem en udleveret Mike Urban model af oplandet for at tage højde for forsinkelse i oplandet og rørsystemet til regnvandsbassinet [Envidan A/S, 2016]. Oplandet har i Mike Urban modellen et samlet befæstet areal på 1,96 ha, hvorfor der benyttes en global hydrologisk reduktionsfaktor på 1,07, så afstrømningen passer med det reducerede areal på 2,1 ha, som angivet i udledningstilladelsen [Nordjyllands Amt, 2006]. I Mike Urban anvendes der en tid/areal metode til overfladeafstrømningen og en fuldt dynamisk bølgemodel til rørafstrømningen. I tid/areal metoden er koncentrationstiden valgt til 10 min, ligesom i afsnit 4.1.1 til undersøgelsen af udnyttelsen af bassinvolumen i forsinkelsesbassinet. Endvidere anvendes der intet initialtab, da alt vandet ønskes tilledt bassinet. Simuleringen i Mike Urban resulterer i en afstrømningshydrograf for regnhændelsen, jf. figur M.8.



Figur M.8: Afstrømningshydrograf fra regnhændelse.

Afstrømningstiden afkortes i STAR-CCM+ simuleringen til 2000 sekunder af hensyn til beregningstid. Vandmængden resterende efter denne periode er ubetydelig. Indløbet til modellen er en flow-randbetingelse, som følger regnhændelsen. Der tilføres kun vand ved denne randbetingelser.

Idet denne regnhændelse ikke resulterer i aflastning fra sedimentationsbassinet, er der ingen styring af indløbet til bassinet. Udløbet styres, så tømningen først startes en time efter vandstanden overskrider 0,6 m, hvorefter udløbsvandføringen følger forløbet på figur 8.12 ift. vandstanden. Udløbet er ligesom indløbet en flow-randbetingelse, hvor der kun fjernes vand. Udløbet er endvidere det eneste sted partikler kan strømme ud af modellen, men først efter 4000 s simuleret tid.

Vandføringerne i ind- og udløb omregnes til hastigheder ved at dividere med arealet af bassinbredden multipliceret med højden af røret i hhv. ind- og udløb, da hastigheden beskriver vandføringen pr. meters bredde af bassinet over rørets højde.

Toppen af bassinet vælges som en tryk-randbetingelse for at skabe stabilitet. Der er atmosfærisk tryk og luft på denne flade.

De resterende flader er væg-randbetingelser (no-slip). Partiklerne kan sedimentere til bunden, og aflejres såfremt forskydningsspændingen er under 0,04 Pa. Hvis forskydningsspændingen overskrider dette kriterier senere i simuleringen, vil partiklerne transporteres igen. Tidligere i projektet er der benyttet et kriterie for frigivelse af partikler på 0,1 Pa, altså højere end kriteriet for aflejring, men i STAR-CCM+ kan der ikke laves individuelle krav for den enkelte partikel, men derimod overfladen. Dette vil således skabe problemer, hvis en partikel er aflejret på en overflade, og forskydningsspændingen er mellem 0,04 Pa–0,1 Pa. Så skal en ny partikel, der rammer overfladen, ikke aflejres, men fortsat transporteres, og den partikel, som allerede er aflejret, skal blive liggende, hvilket i STAR-CCM+ ikke kan lade sig gøre. Det lave kriterie både for aflejring og frigivelse er dog konservativt ift. partikelfjernelse, da der vil ske større transport end der sandsynligvis vil være i bassinet. Der indsættes 1 partikel af hver størrelse hvert 5 sekund i de 2000 sekunder, hvor bassinet fyldes. Desto flere partikler som indføres i modellen, desto længere bliver beregningstiden.

Idet simuleringen foregår i to dimensioner kan der ikke komme luft ind fra siden under

det afbøjede indløb, hvilket gør at indløbsstrålen klapper sammen mod bagvæggen. For at undgå dette gøres underkanten af det afbøjede indløb til en midlertidig tryk-randbetingelse med luft. Når vandstanden er steget til 0,7 m ændres denne flade til en væg-randbetingelse, så der ikke strømmer vand ud der igennem. Toppen af indløbsrøret er også en tryk-randbetingelse med luft, indtil vandstanden når 1,24 m, hvorefter den skiftes til en væg-randbetingelse. Herved kan der strømme luft ud af røret, når vandstanden overstiger underkanten af røret.

Bassinet er fyldt med luft ved start af simuleringen.

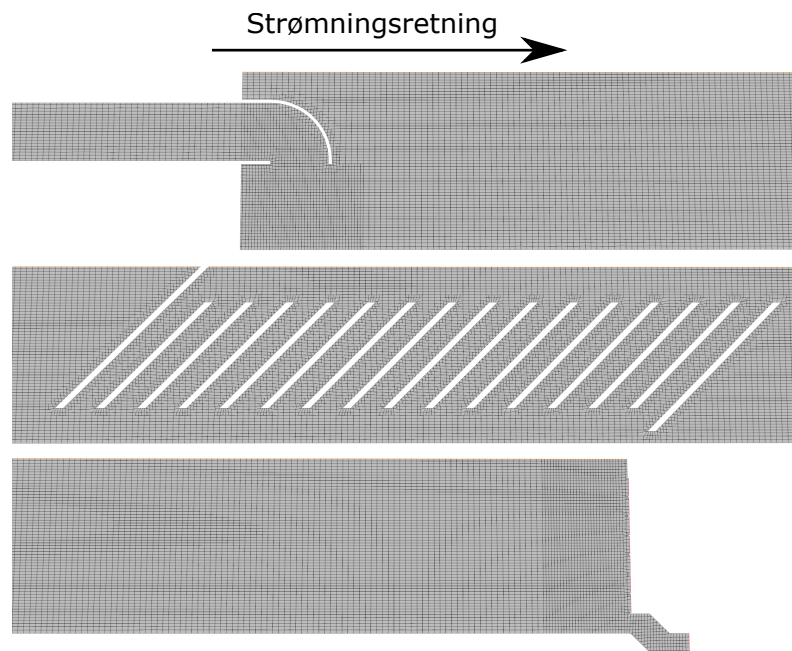
M.4.3 Beregningsnet

Modellerne brugt til beregningsnettet er enslydende med det beskrevet i bilag I.1.3. Idet modellen som beregningsnettet laves ud fra er smal, konstruerer STAR-CCM+ mange mindre celler, hvorfor der vælges en basisstørrelse for beregningscellerne på 0,2 m, der er større end basisstørrelsen på 0,1 m anvendt i konvergensanalysen af beregningsnettet, jf. bilag I.

- Maksimal størrelse af beregningsceller - 200 %
- Samlet tykkelse af prism layers - 20 %
- Antal prism layers - 2
- Relativ minimum størrelse af beregningsceller ved overflader - 25 %
- I hele bassinets dybde anvendes celledørrelser på:
 - Y-aksen - 12,5 %
- Kasse ved ind- og udløb:
 - Isotropiske beregningsceller - 12,5 %

Der anvendes højere opløsning af beregningsnettet i dybden af bassinet for at beskrive vandspejlet mere præcist. Derudover anvendes finere isotropiske celler i ind- og udløbet, for at beskrive overgangen mellem tværsnittene, hvor hastigheder er højere grundet det mindre tværsnit.

Beregningsnettet er vist på figur M.9 og har 29680 beregningsceller.

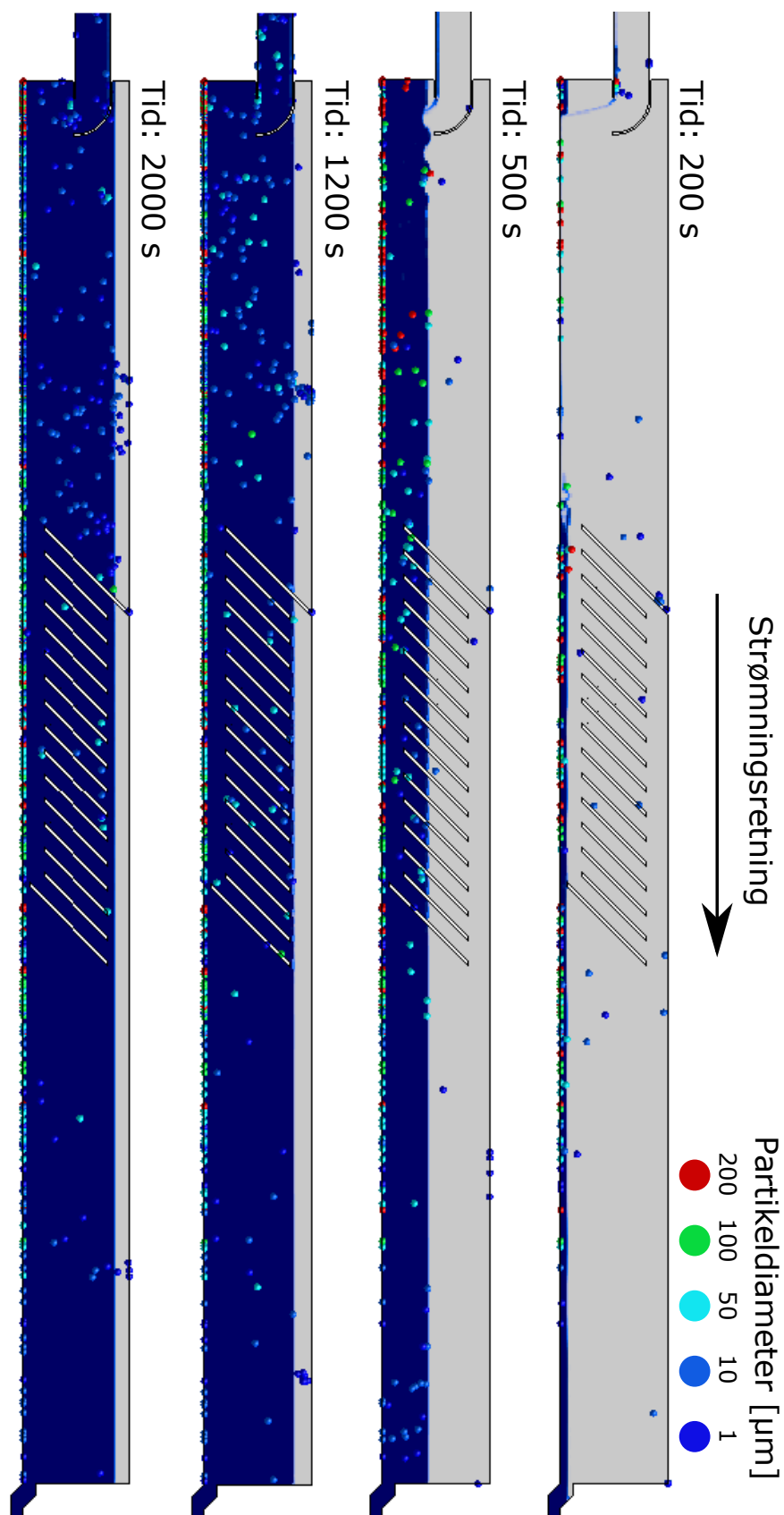


Figur M.9: Beregningsnet for todimensionel model.

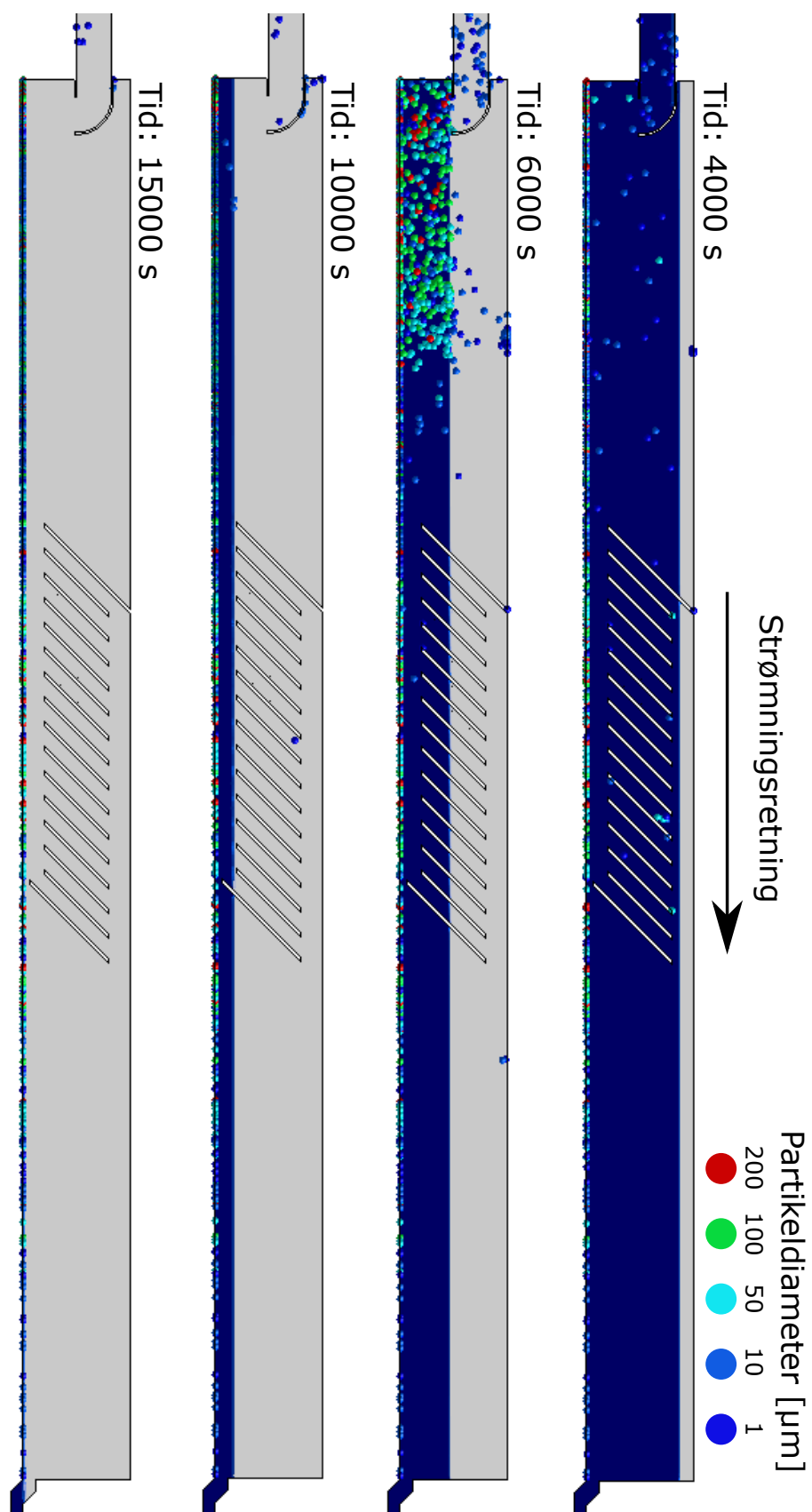
M.4.4 Resultater for fyldning og tømning ved todimensionel modellering

I den todimensionelle model fremgår det at vandføringen i indløbsrøret er lav under fyldning, jf. figur 8.18. Dette skyldes måden todimensionel modellering foregår på, hvor hele modellen antages at have samme bredde, hvorved strømningen fra indløbet foregår over et større tværsnit end det vil i praksis.

De mange partikler i vandfasen i indløbsenden efter 6000 s skyldes, partiklerne var tilbageholdt i røret pga. lave vandføringer i slutningen af regnen, som ikke kunne transportere partiklerne ud af røret. Partiklerne kan først transporteres ud når vandhastigheden stiger, hvilket sker ved tømning af indløbsrøret. Røret tømmes når vandstanden i bassinet er ved underkanten af indløbskonstruktionen, og luft kan trænge ind i røret. Partiklerne bundfælder dog, og ledes derfor ikke ud af bassinet.

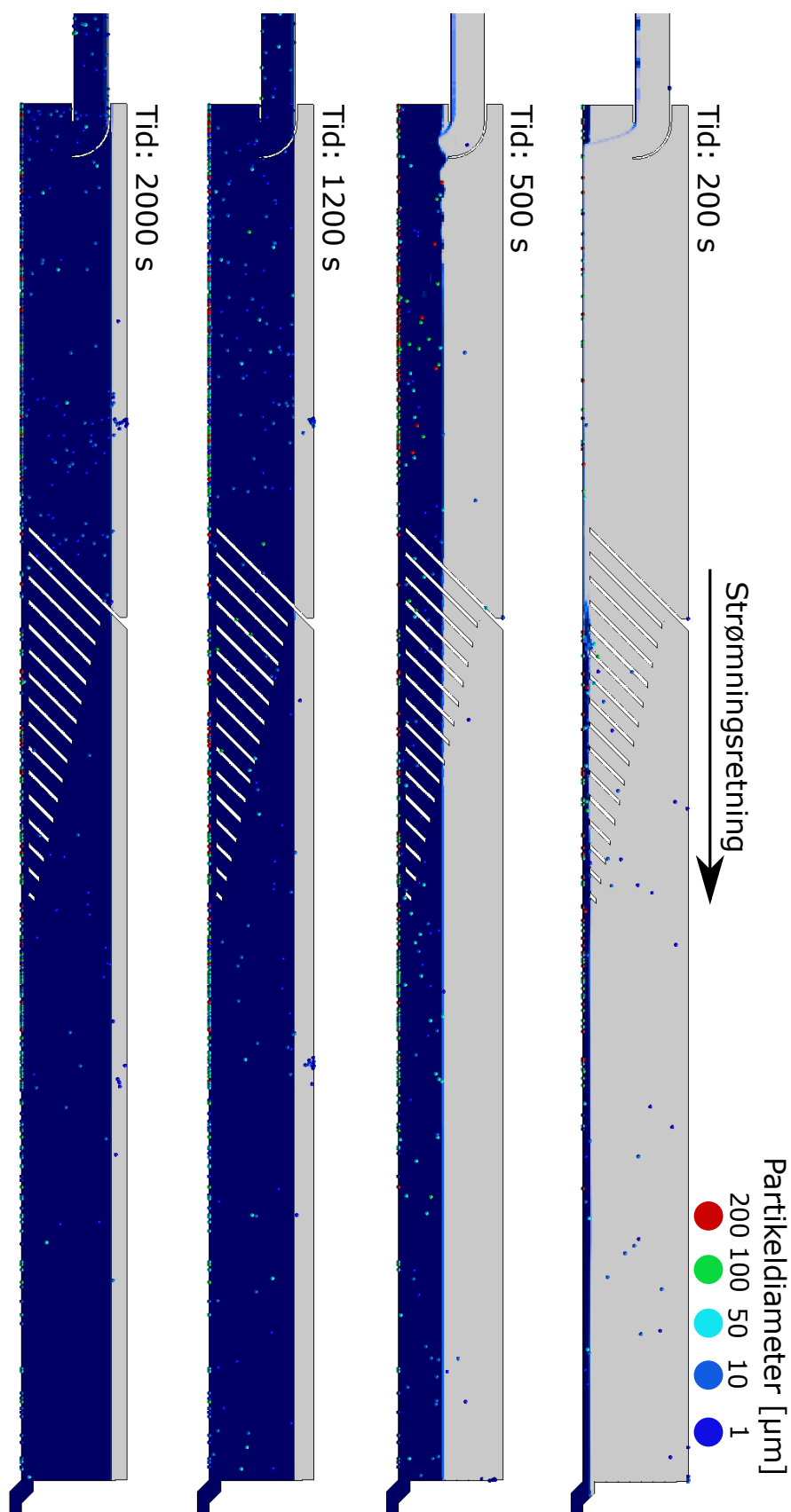


Figur M.10: Fyldning af sedimentationsbassin i todimensionel model.



Figur M.11: Tømning af sedimentationsbassin i todimensionel model.

Lameludformning 2



Figur M.12: Fyldning af sedimentationsbassin i todimensionel model med lameludformning 2.

Fyldningsforsøg med Afbøjet indløb

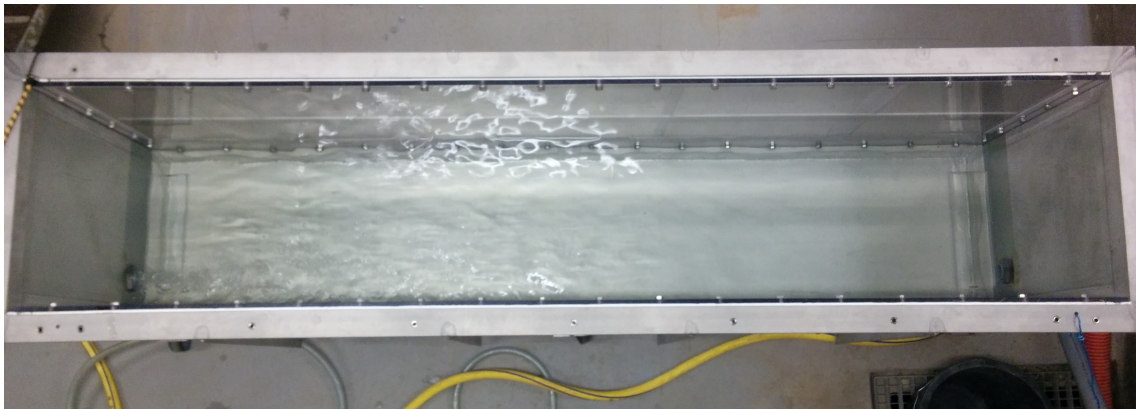
N

For at undersøge hvordan sediment bundfælder i et bassin, når det valgte indløbskoncept, Afbøjet indløb, anvendes, udføres et forsøg. I forsøget konstrueres et afbøjet indløb og der tilføres herefter baskarpsand og vand i indløbet. Efterfølgende undersøges det om der kommer transport og i så fald, hvordan sandet fordeler sig på bassinbunden.

Baskarpsand, som anvendes i forsøget er en sorteret fin sand, hvor tæt på 100 % af partiklerne ligger i intervallet $75\text{ }\mu\text{m}$ – $300\text{ }\mu\text{m}$. [Hedegaard og Jensen, 1993]

N.1 Forsøgsbeskrivelse

Til forsøget anvendes samme forsøgsbassin som ved sporstofforsøget. Bassinet er 2 m langt og 0,4 m bredt, se figur N.1.



Figur N.1: Forsøgsbassin set oppefra.

I den ene side af bassinet er der konstrueret et indløb formet som indløbskonceptet, Afbøjet indløb, vha. et lige rør og to krumme rør, jf. figur N.2. Indløbet er placeret i midten af bredden og underkanten af indløbet er placeret 20 cm over bunden. Udløbet fra forsøgsbassinet er lukket, da udløbet i sedimentationsbassinet også vil være lukket ved fyldning af et sedimentationsbassinet.

Forsøget udføres i tre dele, som er gennemgået nedenfor.

- Første del (Sedimentation)
 - Vand tilføres bassinet vha. en vandslange gennem indløbet med en vandføring på ca. $0,21/\text{s}$. Sandet tilføres samtidig med vandet så jævnt som muligt indtil vandstanden i bassinet har nået ca. 10 cm. Sandet opblandes i vandet vha. en tragt inden det løber ind i bassinet, jf. figur N.2. Der tilføres i alt 146 g sand

over hele fyldningen.

- Anden del (Transport)
 - Sandet fra første del af forsøget ligger på bunden med samme placering. Der tilføres igen vand med en vandføring på ca. 0,2 l/s, men ikke sand. Bassinet fyldes til en vandstand på ca. 10 cm. Det observeres efterfølgende om sandet på bunden har flyttet sig grundet transport.
- Tredje del (Transport)
 - Sandet er placeret som efter anden del. Der tilføres igen vand med en vandføring på 0,2 l/s for at se om sandet bliver liggende i samme position eller om der forekommer yderligere omlejring. Bassinet fyldes igen til en vandstand på ca. 10 cm.

Mellem hver del tømmes bassinet vha. af en slange i den modsatte ende af bassinet ift. indløbet for at forstyrre sandet på bunden minimalt. Bassinet tømmes til en vandstand på ca. 0,5 cm, da yderligere tømning ikke er muligt uden at forstyrre sedimentet. Ved alle tre dele af forsøget observeres det, hvor i bassinet sandet placerer sig.



Figur N.2: Udformning af indløb, samt metoden hvorpå vand og sand tilføres forsøgsbassinet.

N.2 Resultater

Placeringen af det tilførte sand inspiceres visuelt. Billeder af bassinbunden under det afbøjede indløb før forsøget samt efter hver del er vist på figur N.3.



(a) Inden forsøgets start.



(b) Efter 1. del.



(c) Efter 2. del.



(d) Efter 3. del.

Figur N.3: Bassinbund under det afbøjede indløb før forsøget og efter hver del.

Det ses på figur N.3 at sandet danner en ring under indløbet, hvilket stemmer overens med tendensen på figur 7.36a fra den stationære modellering. Derudover stiger ringens diameter ved første genfyldning, men der sker ikke yderligere transport ved flere genfyldninger med samme vandføring. Aflejringen af de mindste partikler er ikke observeret længere fra indløbet end 0,5 m, hvilket er ens ved alle delforsøg.

