
**Titel: Bestemmelse af gasdispersivitet
i porøse medier
- Metode og anvendelse**

**Title: Estimation of gasdispersion in porous media
- Method and application**

Semester: 10. semester for miljøteknik

Vejleder: Tjalfe G. Poulsen

Udarbejdet af: Maren A. K. Hostrup

Rapport

Oplag: 3 stk.

Antal sider rapport: 44

Bilag: 2

Elektroniske bilag: 7 på CD-Rom

Afsluttet:

11. februar 2008

Resumé

Der er blevet afprøvet en simpel metode til bestemmelse af gasdiffusionsdispersionskoefficienter i porøse medier baseret på iltransport igennem mediet. Metoden er en forsøgsopstilling bestående af en kolonne med et porøst materiale med gasindløb i den ene ende og udløb i den anden ende. Iltkoncentrationen i udløbsluften fra kolonnen måles med en iltelektrode og herud fra der optegnes gennembrudskurver for gasen. Ud fra dette kan diffusionsdispersionskurven bestemmes ved at fitte data til en analytisk model for konvektionsdispersionsligningen. Som gas blev der benyttet atmosfærisk luft og kvælstof. Ved at plote diffusionsdispersionskoefficienten mod poreluft-hastigheden blev dispersiviteten og diffusionen bestemt.

Kolonnerne der blev benyttet til forsøgene var 103 cm lange og havde en diameter på 14 cm. Målingerne blev foretaget på et homogent finkornet sand med en partikelstørrelse mellem 0,40 og 0,80 mm. Volumenvægten for prøverne lå mellem 1,06 – 1,62 g/cm³ og det gravimetrisk vandindhold var mellem 0,005 – 0,100 g vand/g tørstof.

Der viste sig en god overensstemmelse mellem forsøgsdata og den analytiske model af konvektionsdispersionsligningen. Ved brug af konvektionsdispersionsligningen blev det fundet, at det er vigtigt med nøjagtighed ved fastsættelse af starttidspunktet, da små ændringer i starttiden kan betyde forholdsvise store ændringer for estimatet af poreluft-hastigheden og diffusionsdispersionskoefficienten.

Ved undersøgelser blev der ikke konstateret en forskel i resultaterne, ved de der er estimeret på baggrund af en gennembrudskurve fremkommet ved at sende atmosfærisk luft igennem en søjle fyldt med kvælstof og de der er fremkommet ved at sende kvælstof ind i en sandsøjle med atmosfærisk luft.

Under forsøget blev vandindholdet i prøverne ændret pga. udvekslinger mellem det tørre luft og porevandet, dette bevirkede at sandet mistede vand efterhånden som forsøget skred frem. Vandtabet var mellem 5 og 37% for prøverne

Dispersiviteterne for prøverne i dette projekt ligger mellem 0 - 0,445 cm. Dispersiviteterne stiger generelt proportionelt med vandindholdet i prøverne, hvorimod de falder invers proportionelt med volumenvægten. Ved de lavere volumenvægte viste dispersiviteten en større afhængighed af vandindholdet end ved de højere volumenvægte. Ved de lave volumenvægte var dispersiviteten 2 - 3 gange større end de er ved de højere volumenvægte. Dette kan skyldes at der ved de løsere pakninger af mediet er flere frie makroporer i mediet, og at der derved opstår en større forskel i poreluftshastighederne i sandet, hvorved den mekaniske opblanding øges. Dette bør dog søges bekræftet ved flere målinger.

De vigtigste parametre ved estimering af dispersiviteten i det benyttede sand er volumenvægten og vandindholdet, og der er forsøgt opstillet en model for dispersiviteten vha. disse to parametre.

Ved sammenligninger med tidligere resultater for umættede sandprøver, ligger dispersiviteterne fra dette projekt under de andre. Dog stemmer resultaterne forholdsvis godt overens med Levenspiels model fra 1972. Dette kan skyldes den forholdsvis store homogenitet på prøverne og den lille spredning på partikelstørrelsen.

Diffusionen er estimeret til at være mellem 5,44 og 8,65 cm²/min for prøverne. Diffusionen falder med mindsket porevolumen, det vil sige når vandindholdet eller volumenvægten øges. Dette stemmer overens med tidligere observationer af diffusion i litteraturen. Diffusionen estimeret her er højere end tidligere målinger for det samme sand, samt højere end hvad der kan estimeres med WLR modellen som præsenteret af Moldrup *et al.*, i 2000 og i målingerne af Pindstofte 2007. Det leder til en vurdering af at den estimerede diffusion næppe kun et udtryk for diffusion, men nærmere et udtryk for alt andet end dispersionen i mediet.

Det konkluderes, at forsøgsopstillingen er velegnet til at estimere dispersiviteter med, mens diffusionen bliver kombination af flere ting og derfor er udstyret ikke umiddelbart velegnet til bestemmelse af størrelsen af denne. Til at foretage målinger er den atmosfæriske luft og kvælstoffet ligeledes udmærket, hvilket er med til at bringe omkostninger ved brug af denne målemetode ned i forhold til andre målemetoder. Endvidere er udstyret simpelt at betjene og kan formodentlig benyttes til at foretage målinger på mange forskellige medier.

Abstract

A simple model for determining the gas diffusion-dispersion coefficient in porous media based on oxygen transportation was tested. The method is an experimental setup consisting of a column containing a porous media, with a gas inlet in one end and a gas outlet in the other end. The oxygen concentration in the exit gas is measured with an oxygen electrode and from the measurements, a breakthrough curve is drawn. From the breakthrough curves, the diffusion-dispersion coefficient can be determined by fitting data to an analytical model for the convection-dispersion equation. Atmospheric air and nitrogen were used as breakthrough gas. By plotting the diffusion-dispersion coefficient against the pore velocity the dispersivity the diffusion was found.

The columns used for the experiment had a length of 103 cm and a diameter of 14 cm. The measurements carried out in this project were performed on a homogenous small grained sand with a particle size between 0,40 and 0,80 mm. The dry bulk density was between 1,06 and 1,62 g/cm³ and the gravimetric water content was between 0,005 and 0,100 g water/g dry matter.

A good consistency between the measured data and the analytical model of the convection-dispersion equation was found. By using the convection-dispersion equation, it was found that it was important to be precise in deciding the starting time, because small changes in the starting time can lead to comparatively large changes in the estimation of the pore velocity and the diffusion-dispersion coefficient.

There were observed no distinction between results obtained by using oxygen and results obtained by using nitrogen as the send through gas.

During the experiment, the water level in the test sampels changed due to the equilibrium between the dry gas and the porewater. This caused the sand to lose water as the experiment was conducted. The loss of water in the samples was between 5 and 37 %.

The dispersivities for the samples in this project are between 0 and 0,445 cm. Generally, the dispersivities are rising in proportion with the water content of the samples, whereas they fall invert proportional with the dry bulk density. At the lower dry bulk densities, the dispersivity showed a greater dependence on the water content than at the higher dry bulk densities. At the lower dry bulk densities, the dispersion was 2 – 3 times larger than they were at the higher dry bulk densities. This might be due to the possibility of more free macropores in the media at the looser packings of the sand. This might cause a larger difference in the pore velocities in the sand and thereby enlarge the mechanical mixing. This has to be investigated by more measurements.

The most important parameters in estimating the dispersivity for sand are dry bulk density and the water content. A model for the dispersivity in sand has been set up using these two parameters.

When comparing with former results for unsaturated sand samples, the dispersivity estimated in this project is below the others. One exception is the model by Levenspiel from 1972. This can be due to the homogeneity of the samples and the small scattering on the particle sizes.

The diffusion for the samples are estimated to be between 5,44 og 8,65 cm²/min. The diffusion is lessened with falling porevolumn, this beeing when the water content or the dry bulk density is rising. This fits well with observations of diffusion in earlier literature. The diffusion coefficients measured in this project are larger than coefficients measured earlier on the same sand by Pindstofte 2007 and larger than what can be estimated by the WLR model as presentet by Moldrup *et al.*, 2000. This leads to the assumption that the estimated diffusion contains more than just the diffusion and more likely is a token for everything else than the dispersion in the sand.

It is concluded that the experimental setup is suitable for estimating dispersivities, while the diffusion becomes a combination of more things and therefore, the equipment is not well suited for estimating the size of this. For conducting measurements the atmospheric air and the nitrogen are suitable, and this helps to bring down the costs in using this form of measurements compared to other setups. Furthermore, the equipment is easy to use and is presumed to be usable for measuring on different porous mediums.

Forord

Denne rapport er udarbejdet som et afgangprojekt på 10. semester for Miljøteknik ved Aalborg Universitet 2008. Rapporten henvender sig til studerende på samme niveau og personer med lignende forudsætninger. Formålet med K10-projektenheden er formuleret i studievejledningens formål for semesteret:

” At give den studerende tid til en selvstændig videnskabelig fordybelse samt planlægning og gennemførelse af et længerevarende videnskabeligt projekt.” [Aalborg Universitet, 2008].

Bagest i rapporten findes litteraturlisten. I rapporten henvises til kilder på følgende måder:

- Bøger: [forfatter, år], [forfatter & forfatter, år] eller [forfatter *et al.*, år]
- Internetsider: [forfatter/organisation, år]

Figurer, tabeller og ligninger nummereres fortløbende gennem rapporten på følgende vis:

- Figur kapitel.nr i kapitlet
- Tabel kapitel.nr i kapitlet
- Ligning (kapitel.nr i kapitlet)

Der henvises løbende til bilag i rapporten. En oversigt over bilag findes bagest i rapporten.

- Bilag i papirformat findes bagerst i rapporten. Der henvises til disse med et bogstav, f.eks. Bilag A.
- Til bilag vedlagt på CD-ROM henvises der med et nummer f.eks. CD-bilag 1.

Maren K. A. Hostrup

Indholdsfortegnelse

1	Indledning og problemformulering.....	1
1.1	Transport i jordens gasfase	1
1.1.1	Spredning under transport i gasfasen.....	3
1.1.2	Tidligere forskning om gasdispersion i porøse medier.....	6
1.2	Problemformulering	9
1.3	Oversigt over rapporten	9
2	Teori - de benyttede ligninger og sammenhænge.....	10
2.1	Fasefordeling i porøse medier.....	10
2.2	Gastransport i porøse medier	12
2.3	Bestemmelse af diffusions-dispersionskoefficienten i porøse medier	14
2.4	Bestemmelse af dispersion og diffusion i porøse medier	16
3	Metoder og materialer.....	18
3.1	Beskrivelse af forsøgsopstillingen.....	19
3.2	Forsøgsbeskrivelse	22
3.2.1	Afprøvning af forsøgsopstilling	22
3.2.2	Beskrivelse af forsøgssandet	22
3.2.3	Beskrivelse af måleserierne.....	22
3.2.4	Tørring, afvejning og justering af vandindhold.....	23
3.2.5	Pakning af materialet i kolonner.....	24
3.2.6	Måling af gennembrudskurverne.....	24
3.2.7	Test af vandindhold	24
4	Resultater.....	26
4.1	Egnethed af forsøgsopstillingen	26
4.1.1	Undersøgelse af kolonnernes tæthed	26
4.1.2	Overensstemmelse mellem de teoretiske gennembrudskurver og måledata	27
4.1.3	Starttidspunktets betydning for den estimerede diffusions-dispersionskoefficient og poreluftshastigheden.....	28
4.1.4	Forskydning af reelt starttidspunkt pga. gasvolumen i slanger og fordelingsrum.....	29
4.1.5	Forskelle i resultater ved brug af kvælstof og atmosfærisk luft.....	31
4.1.6	Vandtab under forsøgets udførelse	33
4.2	Dispersivitet og diffusion i sand.....	34
4.2.1	Bestemmelse af dispersion og diffusion	34
4.2.2	De estimerede gasdispersiviteter	35
4.2.3	Dispersivitetens sammenhæng med vandindhold og volumenvægt for prøverne	36
4.2.4	Model til bestemmelse af dispersivitet for sand.....	37
4.2.5	Diffusionskoefficienter, bestemmelse og sammenligninger	42
5	Konklusion.....	45
6	Litteraturliste.....	48
7	Oversigt over bilag.....	51
7.1	Bilag.....	51
7.2	CD-bilag.....	51
A	Beskrivelse af forsøgsopstillingen.....	I
B	Logger og software.....	IV

1 Indledning og problemformulering

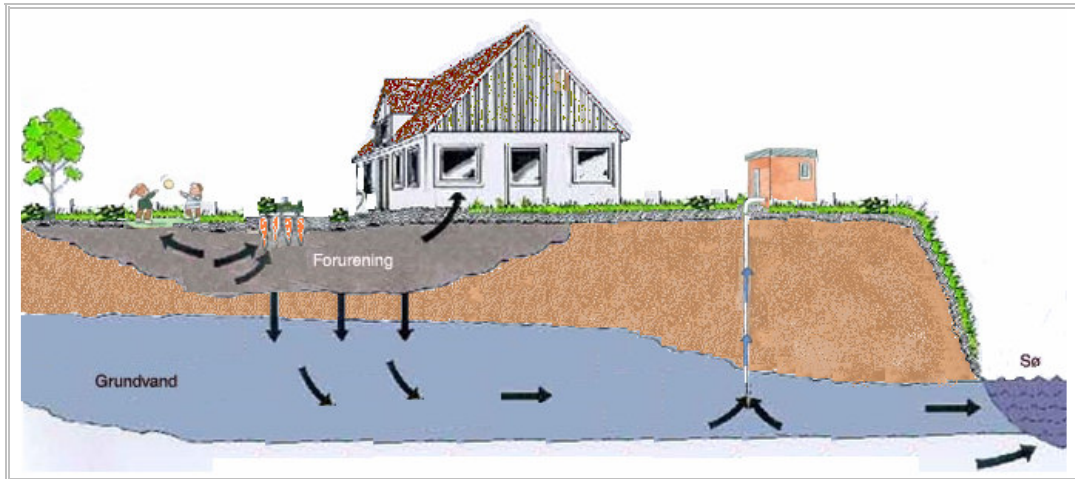
Jord består af tre faser: Partikler, gas og vand. Alle tre faser og interaktionerne mellem dem er vigtige for jordens egenskaber. Igennem en jordsøjle kan der foregå forskellige former for transport, transport i væskefasen og i gasfasen, samt transport ud og ind af de forskellige faser. I denne rapport vil fokus være rettet mod gastransport. Her i kapitlet vil udvalgte situationer omkring gasfasetransport blive beskrevet, herunder en kort litteraturgennemgang af tidligere studier. Desuden indeholder kapitlet en problemformulering for projektet samt en oversigt over de forskellige kapitler i rapporten.

1.1 *Transport i jordens gasfase*

Der er i disse år ekstra fokus på global opvarmning og herunder den øgede mængde drivhusgasser i atmosfæren. Drivhusgasser kan stamme fra flere forskellige kilder. En drivhusgas som metan, kan bl.a. frigives fra lossepladser, vådområder og områder hvor der tidligere var permafrost. Størrelsen af denne frigivelse skyldes til dels interaktioner mellem gasfasen i jorden og atmosfæren, men transporten igennem mediet har ligeledes betydning for i hvilke mængder og hvor hurtigt metanen frigives til omgivelserne. For at bestemme frigørelsen af drivhusgasser fra disse steder, er det derfor vigtigt at forstå de processer og mekanismer, der foregår i jordens gasfase og i overgangen mellem jord og atmosfære. Ligeledes kan frigivelsen af giftige komponenter fra lossepladser være styret af transport af forurening i gasfasen. Mekanismer som vindturbulens, trykgradienter og koncentrationsgradienter kan være medvirkende til denne frigivelse af stoffer. [Gidda *et al.*, 2005] [Little *et al.*, 1992]

Et andet naturligt stof der frigives fra jorden til skade for menneskene er radon. Radon er et, for mennesker, skadeligt stof, der i for store mængder kan skade helbredet. Radon frigives fra jorden og kan blive et problem i områder med større koncentrationer af stoffet. Radon bliver et problem for mennesker, når det spreder sig til indeklimaet i huse og på andre befærdede steder. Strømning af jordgasser ind i bygninger er drevet af en trykgradient, der er et resultat af temperaturforskellene indenfor og udenfor, af vindpres på bygningens struktur og, i nogle tilfælde, brugen af udluftere og ventilatorer. En lille, men vedvarende, trykforskel der er oprettet mellem det indre og det ydre af en bygning kan lede til infiltration af jordgasser gennem fundamentet. Jordgasforurening kan også diffundere igennem revner eller åbninger i bygningens fundament eller igennem bygningens materialer. Derfor vil en større viden om mekanismerne bag spredningen af radon kunne øge forståelsen af de sårbare områder, samt forståelsen af hvor det er nødvendigt at gøre en indsats. [Little *et al.*, 1992]

En ting er de naturlige stoffer der kan skabe problemer for mennesker ved frigivelse fra jorden, noget andet er den menneskeskabte forurening der ligeledes findes i undergrunden. Ved forureninger i jorden er det vigtigt at have et kendskab til hvorledes spredningen foregår, da en af de måder hvormed mennesker, planter og dyr kan blive udsat for jordforurening er ved spredning af forurenede dampe til det omkringliggende miljø. På Figur 1.1 kan det ses hvorledes en forurening i undergrunden kan sprede sig og dermed få betydning for mennesker og dyr.



Figur 1.1: Figuren viser hvorledes en jordforurening kan sprede sig både i undergrunden og op i nærmiljøet. Pilene symboliserer transportvejene for forureningskomponenterne.
Efter [Vibamt, 2007] og [Vest sjællands Amt, 2004].

Den gasformige spredning der ses på Figur 1.1 er relevant for mange tilfælde af jordforureninger, da mange af de gængse forureninger i jorden er flygtige. Herunder mange benzinprodukter og opløsningsmidler. Gasfasetransportprocesser påvirker og styrer således i mange tilfælde udbredelsen af forureninger med hydrocarboner under jordoverfladen [Batterman *et al.*, 1995]. Flygtige organiske forbindelser er mere opløselige i gasfasen end i vandfasen af jorden og lufttransport er mellem 100 til 10.000 gange hurtigere end vandtransport [Loll & Møldrup, 2000]. Ved forureninger med flygtige forbindelser i jorden kan disse forureninger sprede sig i flere retninger. Spredningen kan bl.a. ske ned til grundvandet, op igennem jordsøjlen til ovenfor liggende bygninger og anlæg, eller ud i atmosfæren. Disse spredninger kan føre til at mennesker og dyr bliver udsat for forurening enten igennem vand til bad og indtagelse eller igennem den luft vi indånder. Så her gælder de samme mekanismer som ved radon indtrængning i bygninger og igen er det vigtigt for en god risikovurdering, at der foreligger forståelse for hvorledes gastransporten i jorden foregår. [Little *et al.*, 1992]

På lokaliteter der er forurenede, med de førnævnte flygtige forureninger, i undergrunden benyttes der ofte oprensningsteknikker baseret på ekstraktion og behandling af den forurenede luft fra jorden, samt de kemiske forbindelser heri, i stedet for behandling af

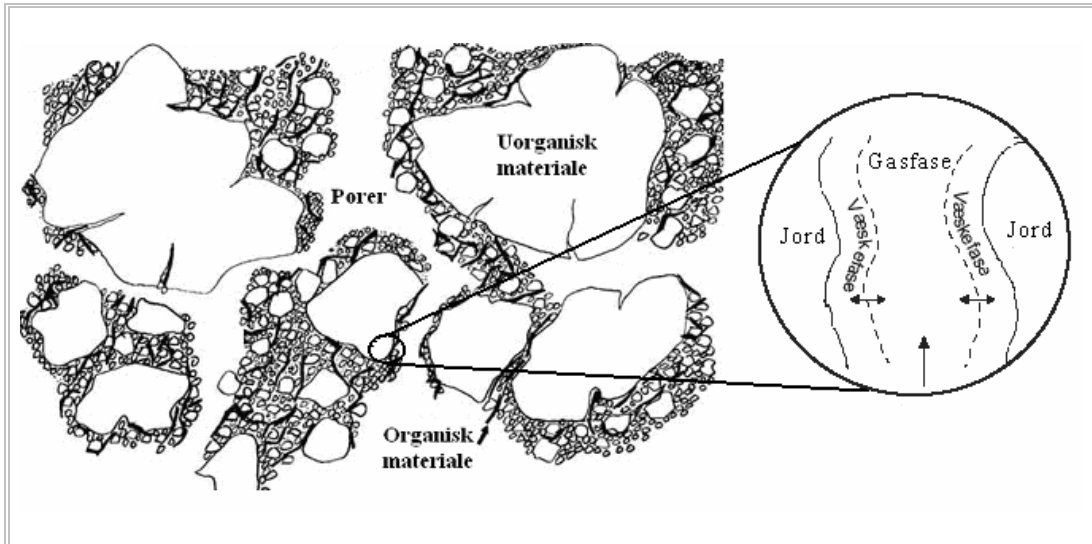
det forurenede vand. Gasfasetransporten har stor betydning for fjernelse af forureninger ved sådanne oprensingsmetoder som f.eks. jordventilering og bioventilering. Jordventilering er baseret på oprettelsen af en luftgennemstrømning som får forureningen til at fordampe til gasfasen og dermed fjernes fra jorden, bioventilering er baseret på stimulering af mikroorganismer i jorden med ilt og næringsstoffer for at øge nedbrydning af forureningen. Ved bioventilering kan der være tale om både geniltning af jorden og tilførelse af andre gasformige næringsstoffer som f.eks. metan. For disse oprensingsmetoder er det yderst vigtigt at forstå gastransporten i jorden, således at risikovurdering og oprensetiltag kan blive baseret på så korrekt en viden som muligt. [Loll & Møldrup, 2000], [Batterman *et al.*, 1995], [Gidda *et al.*, 2005].

Der er mange faktorer der har indflydelse på transport og fordeling af stoffer i jord. Heriblandt både de fysiske og kemiske egenskaber for stofferne og jorden. Jordens karakteristika har betydning dvs. fordelingen af partikler, porøsiteten og indholdet af jordvand samt indholdet af organisk stof. Ligesom gaspermeabiliteten, gasflow i jorden, vindpåvirkninger af overfladen, det barometriske tryk, jordens temperatur, temperaturgradienter i jorden osv. har betydning. For det stof der skal transporteres igennem jorden har den initiale fordeling mellem partikler, vand og gas betydning, ligesom koncentrationen af stoffet får betydning. De kemiske karakteristika så som opløseligheden i vand og gas, adsorption, polaritet osv. har også betydning for transporten igennem jorden. [Batterman *et al.*, 1995] I det følgende vil der blive gået i mere dybden med hvorledes stoffer der transporteres i gasfasen spreder sig igennem en jordsøjle.

1.1.1 Spredning under transport i gasfasen

Forskellige typer jord har forskelligt indhold af gas, vand og partikler. Hvor stor en andel af jorden den enkelte fase udgør, har betydning for hvorledes transporten igennem jorden uddarter sig. Ligeledes er der stor forskel på beskaffenheden af de partikler der findes i jorden, indholdet af organisk stof osv. hvilket ligeledes har betydning for transporten. Porevolumen skifter f.eks. med typen, indholdet og størrelsen af partikler. Udformningen af porevolumenen har bl.a. den betydning at vandet trækker sig ind i de små porer og dermed kan de store porer give mulighed for en god sammenhæng imellem gaslommerne.

På Figur 1.2 ses hvorledes de tre faser i jorden, partikler, vand og gas, kan fordele sig imellem hinanden.



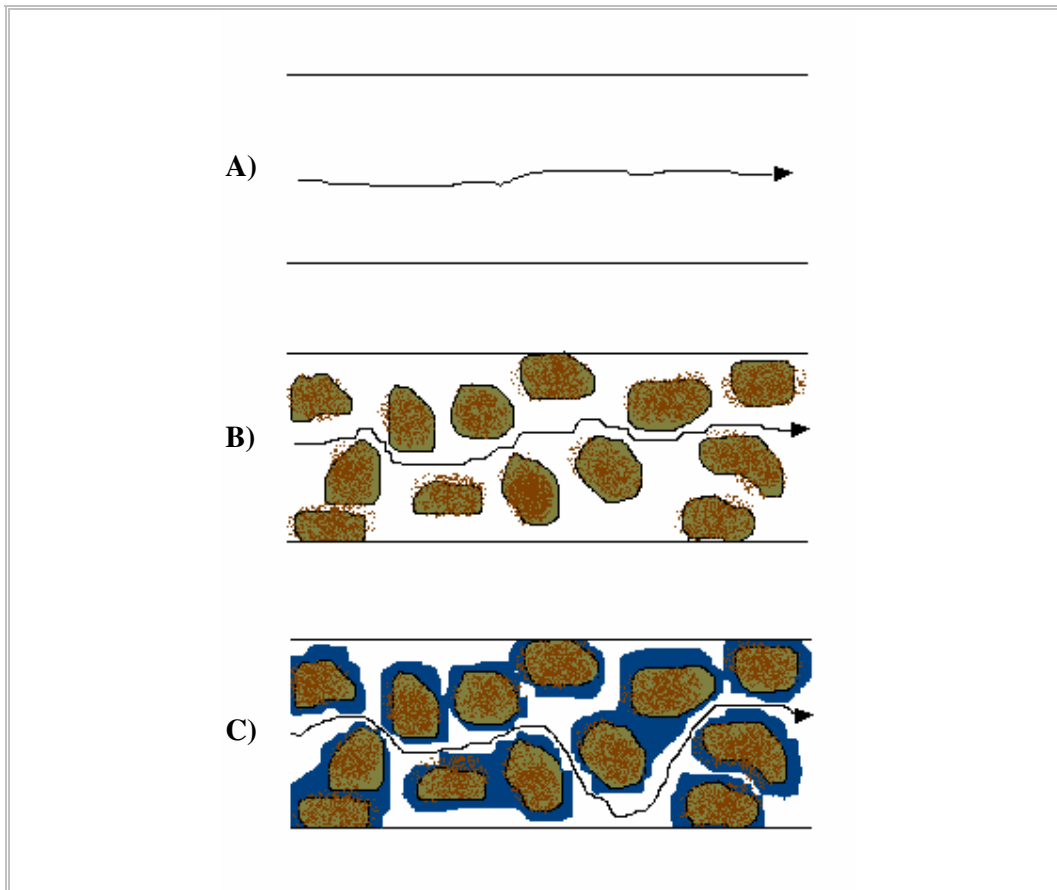
Figur 1.2: Forstørrelse af en jordmatrice. Til højre ses en forstørrelse af en pore med angivelse af interaktionerne mellem gas og væskefasen. Efter[DPI, 2002].

Gastransport igennem et porøst medie styres af tre overordnede processer: Advektion, diffusion og dispersion. Herunder beskrives de tre processer og hvilke parametre der er styrende for hver af dem.

Advektiv gastransport forårsages af gradienter i det totale gstryk. Gradienter i gstrykket kan opstå som følge af ændringer i det barometriske tryk, temperaturgradienter, påvirkninger fra vind over jordoverfladen, samt påførte trykgradienter i forbindelse med for eksempel jordoprensning med ventilering eller bioventilering. Yderligere kan gstrykket påvirkes af gennemstrømning af vand igennem jordsøjlen ved infiltration, hvilket kan forårsage forskydninger eller kompression af gasfasen, endvidere kan variationer i grundvandsspejlet påvirke trykket, ligesom planters vandoptag kan påvirke trykket lokalt.

Diffusiv transport opstår som følge af forskelle i koncentrationen af stof i gasfasen i forskellige dele af jordsøjlen. Hvis stoffekonzentrationen er høj et sted men lav et andet, så vil stoffet diffundere fra stedet med den høje koncentration til steder med en lavere koncentration. Hermed vil gradienterne i stoffekonzentration udjævne sig.

Figur 1.3 viser en skitse af principperne for hvorledes mediet der skal passeres påvirker gasdiffusion.

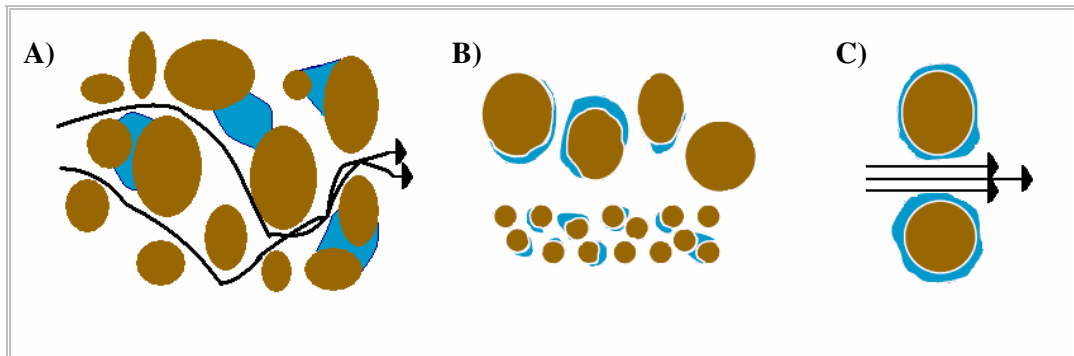


Figur 1.3: Skitsering af hvorledes diffusionen i gasfasen ændrer sig med beskaffenheden af materialet. A) diffusion igennem kolonne kun med luft, B) diffusion igennem kolonne med luft og partikler og C) gasdiffusion igennem kolonne med luft, partikler og vand. Efter [Loll & Møldrup, 2000].

Som det ses af Figur 1.3 afhænger diffusionshastigheden af hvilket materiale stoffet skal passere, herunder hvilke faser det givne materiale består af, porestørrelse fordeling og sammenhængen mellem de enkelte luftfyldte porer. Det tilgængelige tværsnitsareal har den betydning for diffusion at jo mindre tilgængeligt tværsnitsareal jo mindre betydning får diffusionen for spredningen. Den hastighed hvormed diffusionen sker betegnes af diffusionskoefficienten. Dermed afhænger diffusionskoefficienten bl.a. af diffusionsvejens længde.

Gasdispersion forårsages af rumlige forskelle i gastransporthastigheden. Spredningen af stof ved dispersion skyldes lokale variationer i hastigheder og forskellige bevægelsesbaner i jorden for de stoffer der transporteres.

På Figur 1.4 er det vist hvorledes hastigheden og vejen ændrer sig med forskelligt materiale.



Figur 1.4: Her vises hvorledes det porøse medie påvirker dispersiviteten. De brune forestiller partikler og der blå er porevandet. A) viser hvorledes forskelle i transportvejene kan resultere i forskellige hastigheder, B) illustrerer hvorledes transport vejene kan ændre sig med partikelstørrelsen, C) illustrerer hvorledes passage af partiklerne kan skabe spredning.

Som det ses af Figur 1.4 kan partikelstørrelsen have betydning for dispersiviteten, da denne påvirker udformningen og antallet af luftfyldte porehulrum. Ligeledes får vandindholdet betydning for tilgængelige gastransportveje og dermed betydning for dispersiviteten.

1.1.2 Tidligere forskning om gasdispersion i porøse medier

Ud af de tre processer, gasadvektion, gasdiffusion og gasdispersion er advektion og diffusion de bedst beskrevne, mens viden om gasdispersion er mere begrænset. Tidligere har de fleste studier om spredning ved transport i porøse medier været koncentreret omkring diffusion og advektion, da disse to processer blev tillagt størst betydning for spredningen. Dispersion ofte blev set som negligerbart i forhold til de andre processer [Scanlon *et al.*, 2002]. Constanza-Robinson & Brusseau skriver således i 2006 at det under naturlige koncentrationsgradienter, nok vil være diffusion der er den dominerende mekanisme. De bedømmer at dispersion sandsynligvis kun er den dominerende mekanisme under menneskeskabt gasadvektion (eksempelvis fortrængningseksperimenter og jordventilation) og ved relativt store udsving i det barometriske tryk. Poulsen & Møldrup, 2006 har dog beregnet, at dispersion kan stå for op til 40 % af gasemission ud af lossepladser i forbindelse med vindturbulens.

I 1969 blev der foretaget forsøg af Rolston *et al.* til bestemmelse og modellering af gasdiffusion for et antal af kunstige og naturlige porøse medier, herunder glasperler og ompakket jord. Her fandt [Rolston *et al.*, 1969] at noget indikerede at opblandingen af gasfaserne ikke kun kunne skyldes diffusion, men at der måtte være en anden faktor der også påvirkede spredningen af gassen. Nogle forsøg udført af Constanza-Robinson & Brusseau i 2002 antyder ligeledes at både dispersion og diffusion bidrager væsentligt til

gasfase transport i umættede porøse medier. Det konkluderes her at dispersionen giver det dominerende bidrag til den samlede diffusions-dispersionskoefficient ved de højeste vandindhold, hvorimod det modsatte er gældende for diffusionen. [Constanza-Robinson & Brusseau, 2002].

De fleste dispersionsforsøg for jord er udført for dispersion i vandfasen, denne viden kan ikke umiddelbart overføres på gasdispersion, da dispersionen arter sig anderledes i gasfasen end i vandfasen. Vand har stor affinitet for de små mineral partikler i jorden og trækkes ind i de små porer af de kapilære kræfter, hvorimod gas oftest befinder sig i de store porer. Dette skaber forskellige konduktiviteter og permeabiliteter for de to faser i jorden, da konduktivitet og permeabilitet afhænger af de effektive porediametre, snoetheden og forbindelserne mellem de porer der indeholder den enkelte fase. [Scanlon *et al.*, 2002] Dermed opstår der forskellige dispersionskoefficienter for de to faser.

Mange af de transportprincipper der er udviklet til at beskrive opførslen i mættede porøse medier kan dog i en vis grad overføres på gastransport, dog er gas mere påvirkelig af tryk og temperatur forhold end vand [Constanza-Robinson & Brusseau, 2006]. Endnu en forskel er at permeabilitet, hastighed, viskositet og længde af kolonnen alle havde betydning for vanddispersion [Sternberg & Greenkorn 1994], mens [Edwards & Richardson 1968] ikke fandt nogen afhængighed af længden af kolonnen ved gasdispersion. Dermed kan erfaringer fra væskedispersion ikke umiddelbart overføres på gasdispersion, da det kan give anledning til misfortolkninger, men der kan dog drages visse paralleller mellem gasdispersion og væskedispersion, da mekanismerne grundlæggende er de samme. Sidst men ikke mindst er størrelsen på de to dispersioner forskellige da de bl.a. afhænger af hvilket medie de foregår i. [Scanlon *et al.*, 2002], [Loll & Møldrup, 2000], [Constanza-Robinson & Brusseau, 2006]

Dispersionen forårsages som sagt af rumlige forskelle i gastransporthastigheden, derfor er det givet, at de fysiske karakteristika for mediet har indflydelse på dispersionen. Dispersionen øges ved øget strømningshastighed. Deraf gives at hvis gassen bevæger sig hurtigere igennem jorden vil spredningen af stoffet øges og dispersionen bliver højere. Dispersionen er stærkt afhængig af jordens tekstur og struktur [Gidda *et al.*, 2005]. Størrelsen af dispersionen afhænger således af hvor heterogent det fysiske system er. Dispersionen er dermed afhængig af hvilket medie gastransporten foregår i. Mange forsøg er udført med glasperler og andre menneskeskabte materialer, dette kan ikke umiddelbart overføres på jord eller andre uhomogene materialer med mange forskellige porestørrelser. [Scanlon *et al.*, 2002] [Constanza-Robinson & Brusseau, 2006]

Dispersionsegenskaberne er ret forskellige for de homogene og de uhomogene jorde. Forskellen ligger i dispersiviteten, hvis kontrasterne mellem komponenterne øges så øges dispersiviteten indtil et maksimum hvorefter den falder igen til en mellemliggende værdi. [Ujfaludi, 1986] Der er gjort gentagne forsøg på at beskrive dispersiviteten som en funktion af middel partikelstørrelser for det givne materiale. Det har dog vist sig at jo

større spredningen af partikelstørrelsen bliver jo mere upræcis bliver denne antagelse [Gidda *et al.*, 2005]. Jorde med stor spredning i partikelstørrelsen er vanskelig at beskrive ved hjælp af formler baseret på en middel partikelstørrelse. [Gidda *et al.*, 2005] [Sternberg & Greenkorn, 1994] Test har vist en linear sammenhæng mellem dispersionen og poreluftshastigheden både for homogene og uhomogene jorde [Ujfaludi, 1986]. Dog havde dispersion en kompleks opførsel i uhomogene jorde, specielt i de jorde hvor kornstørrelses fordelingskurven ikke var kontinuert. Her kan dispersionen forøges op til den dispersionskoefficient der foreligger for de grovere kornstørrelser afhængig af spredningen omkring middel kornstørrelsen [Ujfaludi, 1986].

[Constanza-Robinson & Brusseau, 2002] konkluderede at det først og fremmest var de forskellige diffusionskoefficienter der havde betydning for spredningen af stofferne og at ændringer i gasfasens snoethed og poreluftshastigheden pga. ændringer i jordvandsindhold i mediet havde sekundær betydning. Resultaterne indikerer at jordvandsindholdet alene ikke dramatisk influerer gasfasedispersionen i porøse medier. Hvorimod sorption til de faste partikler og opløsning af stofferne i vandfasen, parret med højt vandindhold lader til at give en signifikant øgning i dispersionen. [Constanza-Robinson & Brusseau, 2002] I lufttørre jorde er det ved tidligere undersøgelser fundet at dispersionen øges med porestørrelsesvariabiliteten for jorden med en faktor 2 til 3. Dette skyldes den øgede kompleksitet af gassens strømningsvej i de mere komplekse jorde, og dermed en større spredning. [Gidda *et al.*, 2005]

Tidligere undersøgelser har vist at vigtigheden af diffusion for den samlede diffusionsdispersionskoefficient mindskedes med øget poreluftshastighed og vandindhold. Generelt blev diffusion fundet til at være lille sammenlignet med dispersion ved undersøgelser af forurening i undergrunden. [Gidda *et al.*, 2005].

I våde jorde blev der konstateret en ikke linear sammenhæng med vandindhold [Gidda *et al.*, 2005]. Endvidere er det fundet at for våde jorde var partikeludformningen og indholdet af organisk stof en vigtig faktor ved de lave vandindhold, mens det ved højere vandindhold var proportionerne af de makroporer der var fyldt med vand der var vigtigste. [Gidda *et al.*, 2005]. Jorde med mikroporer kunne holde vandet i de små porer hvorved de store porer var fri til gasflow. Når mikroporerne manglede øgedes dispersiviteten pga. den mere snoede vej. Ved højere vandindhold varierede dispersionen ikke kun som funktion af vandindholdet, men også proportionerne af de makroporer der blev fyldt med vand. Den relative effekt af diffusion i forhold til mekanisk miksning blev mindre med øget porehastighed og vandindhold. [Gidda *et al.*, 2005]

Typiske gasfase dispersiviteter falder normalt inden for 0,1 til 5 cm. [Constanza-Robinson & Brusseau, 2002] Dog har [Gidda *et al.*, 2005] kun fundet dispersiviteter fra 0,42 til 2,6 cm over lufttør og våd jord. Gasdispersioner i den lave ende er ofte fundet i

sand og/eller homogen jord, mens høje dispersioner findes i leret jord og/eller struktureret jord. [Gidda *et al.*, 2005]

1.2 Problemformulering

I dette projekt tages der udgangspunkt i problemstillingen omkring den manglende viden omhandlede gasdispersion igennem porøse medier. I projektet vil der blive fokuseret på udvikling og opstilling af laboratorieudstyr til bestemmelse af gasdispersionskoefficienten. Endvidere skal målinger med udstyret benyttes til at afdække hvilke fysiske karakteristika der påvirker gasdispersionskoefficienten for et medie. Pga. tidsfaktoren er det valgt i dette projekt, at koncentrere målingerne omkring et enkelt medie. Som medie er der valgt at benytte en filtersand. Dette er valgt pga. de gennemarbejdede data der foreligger omhandlede dette medie, samt mediets ensartethed og simplicitet. Projektets formål udmunder i to konkrete punkter:

- Opstilling og afprøvning af laboratorieudstyr til bestemmelse af gasdispersionskoefficienten i forskellige porøse medier.
- Mulig identifikation af de parametre der påvirker gasdispersionskoefficienten i et homogent porøst medie.

Der vil blive taget udgangspunkt i målinger af dispersionskoefficienter for ilt, idet denne gas er forholdsvis let at måle samt let tilgængelig i form af atmosfærisk luft. Laboratorieudstyret vil således blive opbygget omkring en kolonne indeholdende det porøse medie kombineret med en sensor til måling af iltkoncentrationer i gasfasen.

1.3 Oversigt over rapporten

Her gives et overblik af hvad hvert af kapitlerne i rapporten indeholder.

Kapitel 2: **Teori - de benyttede ligninger og sammenhænge:** Her beskrives definitioner der benyttes i projektet og de sammenhænge og ligninger der benyttes til at bestemme diffusions-dispersionkoefficienten, poreluftshastigheden, dispersiviteten, diffusionen.

Kapitel 3: **Metoder og materialer:** I dette kapitel beskrives forsøgsopstillingen, hvad der er undersøgt og hvorledes forsøgene er udført.

Kapitel 4: **Resultater:** Her præsenteres forsøgsopstillingen egnethed, samt de resultater der er fremkommet under målingerne og databehandlingen. Kapitlet indeholder også diskussion af forsøgsresultaterne samt sammenligning med resultater fra tidligere publikationer.

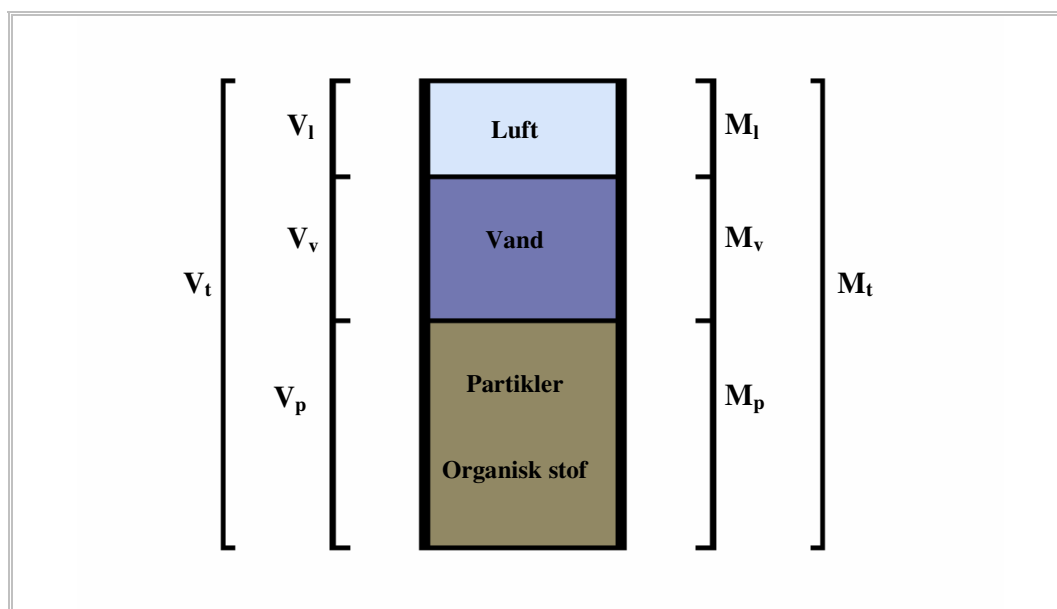
Kapitel 5: **Konklusion:** Konklusion og opsamling på projektet.

2 Teori - de benyttede ligninger og sammenhænge

I dette kapitel beskrives teorien bag bestemmelsen af dispersivitet og diffusion i porøse medier, samt de ligninger der benyttes til beregninger. Jord og andre naturlige porøse medier består, som beskrevet i kapitel 1, af tre faser: Partikler, vand og luft. Fasefordelingen samt de ligninger der beskriver denne beskrives nærmere i det følgende. Herefter præsenteres teorien for estimering af diffusion, dispersion og dispersivitet ved gastransport i porøse medier.

2.1 Fasefordeling i porøse medier

De tre faser er fordelt mere eller mindre jævnt imellem hinanden. Vandet trækker ind i eventuelle mikroporer hvor dette er muligt, dermed er de store porehulrum oftest fyldt med luft med mindre vandindholdet er så højt at også disse fyldes med vand. Et porøst medie har en evne til at holde en hvis mængde vand, når denne kapacitet er blevet fyldt vil vandet begynde at dræne ud af mediet. Ved jord kaldes dette punkt for markkapacitet. Størrelsen af markkapaciteten er bl.a. baseret på udformningen af porehulrum, mængden af små porehulrum samt indholdet af organisk materiale i jorden. På Figur 2.1 er nogle af de indbyrdes forhold skitseret.



Figur 2.1: Illustration af de forskellige sammenhænge mellem betegnelserne benyttet til at beskrive et porøst materiale. Den venstre side af figuren viser de volumetriske (V) betegnelser og den højre side viser betegnelserne for massen (M). l er luftfasen, v er vandfasen og p er partiklerne i mediet.

Ud fra sammenhængene i Figur 2.1 kan forskellige forhold defineres. Volumenvægten benyttes i det følgende og fortæller noget om mængden af tørstof pr. volumen.

$$\rho_b = \frac{M_p}{V_t} \quad (2.1)$$

Hvor ρ_b er volumenvægten [g/cm³]
 M_p er partiklernes vægt [g tørstof]
 V_t er det totale volumen [cm³]

En anden måde at beskrive vægten på er ved hjælp af densiteten, der beskriver vægten af partikler pr. det volumen der fyldes af partikler.

$$\rho_s = \frac{M_p}{V_p} \quad (2.2)$$

Hvor ρ_s er densiteten [g/cm³]
 M_p er partiklernes vægt [g tørstof]
 V_p er det partiklernes volumen [cm³ partikler]

Den totale porøsitet i et medie beskrives som et volumen og ses herunder

$$\phi = \frac{V_v + V_l}{V_t} = 1 - \frac{\rho_b}{\rho_s} \quad (2.3)$$

Hvor ϕ er det totale porevolumen [cm³ hulrum/cm³ medie]
 V_v er vandets volumen [cm³ vand]
 V_l er luftens volumen [cm³ luft]
 V_t er det totale volumen [cm³]
 ρ_b er volumenvægten [g/cm³]
 ρ_s er densiteten [g/cm³]

Når der kigges på gastransport er det vigtigt at have den luftfyldte del af porøsiteten for øje, den kan betegnes således:

$$\varepsilon = \frac{V_l}{V_t} = \phi - \theta \quad (2.4)$$

Hvor ε er det luftfyldte porehulrum [cm³ luft/cm³ medie]
 V_l er luftens volumen [cm³ luft]
 V_t er det totale volumen [cm³]
 ϕ er det totale porevolumen [cm³ hulrum/cm³ medie]
 θ er det volumetriske vandindhold [cm³ vand/cm³ medie]

Endelig kan den vandfyldte porøsitet beskrives på følgende vis:

$$\theta = \frac{V_v}{V_t} \quad (2.5)$$

Hvor θ er det volumetriske vandindhold [cm^3 vand/ cm^3 medie]
 V_v er vandets volumen [cm^3 vand]
 V_t er det totale volumen [cm^3]

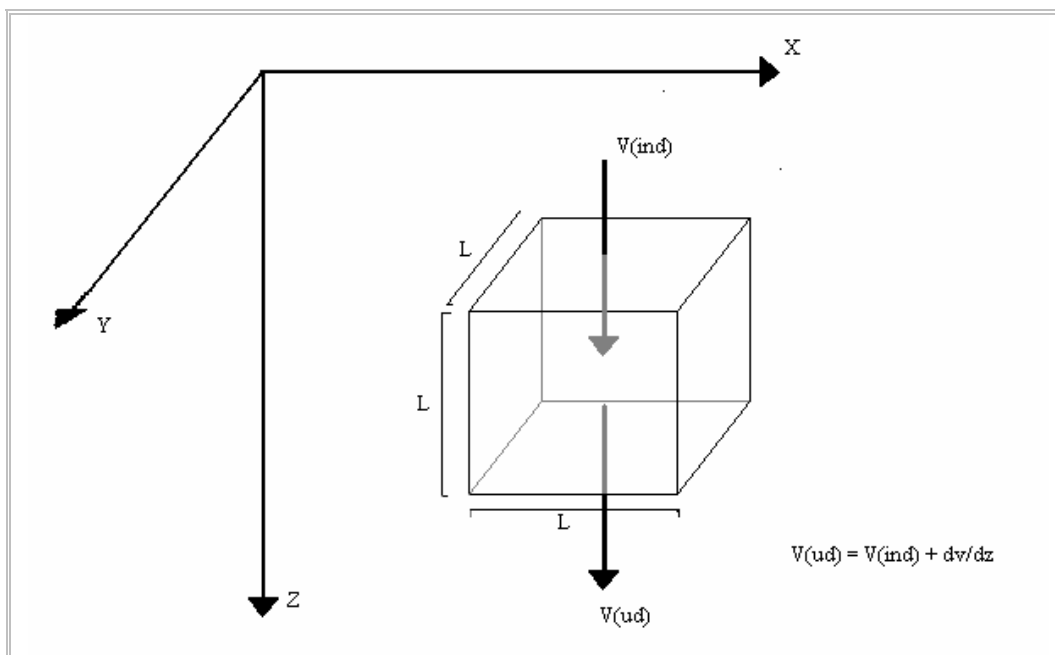
Vandindholdet kan ligeledes beskrives på vægtbasis, her vises det gravemetriske vandindhold:

$$W = \frac{M_v}{M_p} \quad (2.6)$$

Hvor W er det gravemetriske vandindhold [g vand/g tørstof]
 M_v er vandets vægt [g vand]
 M_p er partiklernes vægt [g tørstof]

2.2 Gastransport i porøse medier

For faserne i en jord gælder kontinuetsprincipperne, således at der er en klar sammenhæng mellem fluxen af masse ind og ud af et givet volumen af porøst medie, se Figur 2.2.



Figur 2.2: Illustration af kontinuetsprincippet for en kube med et porøst medie med et endimensionelt flux ind og ud af mediet. L er længden og V er volumen.

Kontinuitetsprincippet betyder, som det ses af ovenstående figur, at hvis der kommer en vis mængde gas ind, så tilsvarende mængden af gas i det porøse medie, det som er kommet ind minus det som er kommet ud og dette gælder for samtlige forhold. Sendes der en ny gas ind kan den fortrænge den gas, der før var inde i kuben, ligeledes kan væske og gas fortrænge hinanden. Væsken kan også optages i en gennemstrømmende gas og transporteres med ud af det porøse medie. Den endimensionelle kontinuitetsligning for en konservativ gas der hverken nedbrydes eller dannes i det porøse medie kan ses i Ligning (2.7) [Løll & Moldrup, 2000].

$$\frac{\partial \varepsilon C_g}{\partial t} = -\frac{\partial J_g}{\partial z} \quad (2.7)$$

Hvor ε er det luftfyldte porehulrum [cm^3 luft/ cm^3 medie]
 C_g er koncentrationen i poreluften
 t er tiden [min]
 J_g er den totale gas flux [$\text{g}/(\text{cm}^2 \cdot \text{min})$]
 z er dybden af mediet [cm]

Den totale masse flux i gasfasen kan beskrives ved hjælp af Fick's lov [Løll & Moldrup, 2000]:

$$J_g = -\varepsilon \cdot D \frac{\partial C_g}{\partial z} + v \cdot C_g \quad (2.8)$$

Hvor J_g er den totale masse flux [$\text{g}/(\text{cm}^2 \cdot \text{min})$]
 ε er det luftfyldte porehulrum [cm^3 luft/ cm^3 medie]
 D er diffusions-dispersionskoefficienten [cm^2/min]
 C_g er koncentrationen i poreluften
 z er dybden af mediet [cm]
 v er Darcy-hastigheden [cm/min]

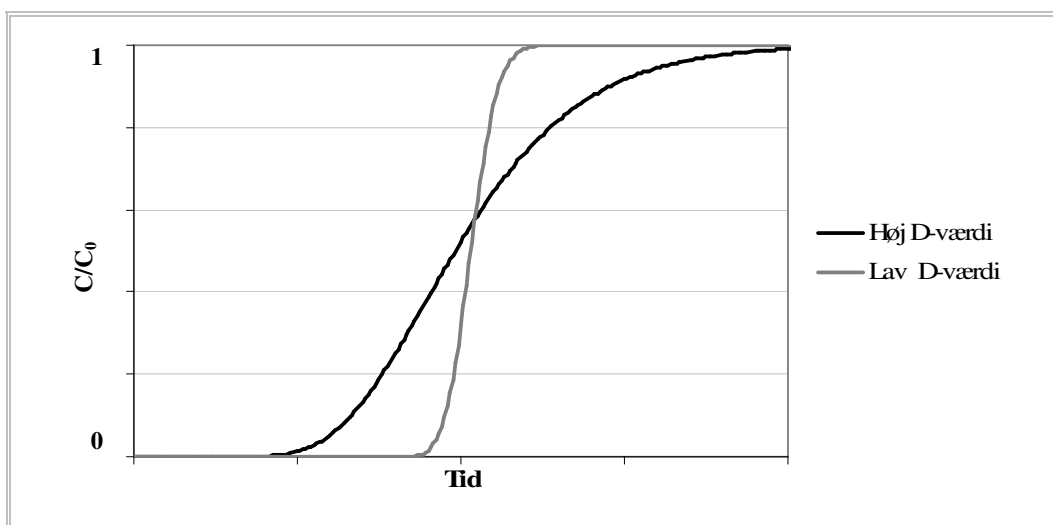
Gasdiffusions-dispersionskoefficienten i et porøst medie beskriver spredningen af et stof der transporteres i gasfasen. Diffusions-dispersionskoefficienten består som det fremgår af navnet af både diffusion og dispersion, se Ligning (2.9) [Løll & Moldrup, 2000]

$$D = D_a + D_h \quad (2.9)$$

Hvor D er diffusions-dispersionskoefficienten [cm^2/min]
 D_a er diffusionskoefficienten [cm^2/min]
 D_h er dispersionskoefficienten [cm^2/min]

2.3 Bestemmelse af diffusions-dispersionskoefficienten i porøse medier

Diffusions-dispersionskoefficienten bestemmes oftest ved at måle gennembrudskurver for en gas der passerer igennem et medie. Gennembrudskurver måles for mediet ved at fortrænge en gas fra mediet med en anden gas, samtidigt måles koncentrationen i ind og udløbet af prøven. Når en gas i et porøst medie fortrænger en anden gas, vil dette ikke ske med en veldefineret skarp adskillelse mellem de to gasser. På grund af dispersion og diffusion sker der en vis blanding af de to gasser under fortrængningen. Koncentrationsændringen i udløbet fra en kolonne af porøst medie vil derfor ikke ske momentant. På Figur 2.3 er der vist et eksempel på hvorledes en gennembrudskurve kan se ud.



Figur 2.3: Eksempel på hvorledes gennembrudskurver kan se ud. C er koncentrationen i udløbsluften og C_0 er her koncentrationen i indløbsluften til kolonnen. Her er plottet to grafer, for at vise hvilken indflydelse diffusions-dispersionskoefficienten (D) har på gassens transport igennem mediet.

På Figur 2.3 kan det ses hvorledes en høj diffusions-dispersionskoefficient giver langsommere koncentrationsændringer end ved en lavere værdi. Dette skyldes at en høj diffusions-dispersionskoefficient betyder at der er en stor opblanding af de to gasser og en stor spredning af den gas der tilføres mediet. Ved den høje diffusions-dispersionskoefficient tager det således også længere inden hele den fortrængte gas er ude af kolonnen.

Gennembrudskurver kan benyttes til bestemmelse af diffusions-dispersionskoefficienten, og dermed til bestemmelse af dispersiviteten og diffusionskoefficienten. Dette gøres ofte ved at fitte en teoretisk model til de målte gennembrudsdata. Ved at kombinere kontinuitetsligningen (2.7) og Fick's lov (2.8) fås følgende sam-

menhæng, også kaldet konvektions-dispersions ligningen (2.10) [Loll & Moldrup, 2000]:

$$\frac{\partial \varepsilon C_g}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left(\varepsilon \cdot D \frac{\partial C_g}{\partial z} \right) - \frac{\partial (v \cdot C_g)}{\partial z} \quad (2.10)$$

Hvor ε er det luftfyldte porehulrum [cm^3 luft/ cm^3 medie]
 C_g er koncentrationen i poreluften
 t er tiden [min]
 z er dybden af mediet [cm]
 D er diffusions-dispersionskoefficienten [cm^2/min]
 v er Darcy hastigheden [cm/min]

Ligning (2.10) beskriver et endimensionelt gasflow igennem et porøst medie indeholdende gas. Når der er tale om en stationær gennemstrømning (dvs. at strømningshastigheden ikke ændrer sig over tid), og et homogen medie (dvs. at det luftfyldte porehulrum, diffusions-dispersionskoefficienten og poreluftshastigheden er konstante alle steder i mediet) kan ligning (2.10) simplificeres til ligning (2.11) [Loll & Moldrup, 2000].

$$\frac{\partial C_g}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C_g}{\partial z^2} - u \cdot \frac{\partial C_g}{\partial z} \quad (2.11)$$

Hvor C_g er koncentrationen i poreluften
 t er tiden [min]
 D er diffusions-dispersionskoefficienten [cm^2/min]
 z er dybden af mediet [cm]
 u er poreluftshastigheden [cm/min]

Ligning (2.11) kan løses analytisk og løsningen under forudsætning af en momentan ændring i tracer gas koncentrationen i indløbet fra 0 til C_0 til tiden 0 er givet ved ligning (2.12) [Loll & Moldrup, 2000].

$$\frac{C_g(L, t)}{C_0} = \frac{1}{2} \cdot \operatorname{erfc} \left(\frac{L - u \cdot t}{\sqrt{4D \cdot t}} \right) + \frac{1}{2} \cdot \exp \left(\frac{u \cdot L}{D} \right) \cdot \operatorname{erfc} \left(\frac{L + u \cdot t}{\sqrt{4D \cdot t}} \right) \quad (2.12)$$

Hvor: C_g er koncentrationen i poreluften
 L er længden af kolonnen [cm]
 t er tiden [min]
 C_0 er koncentrationen i indløbet
 erfc er den komplementære fejlfunktion
 u er poreluftshastigheden [cm/min]
 D er den samlede diffusions/dispersionskoefficient [cm^2/min]

Ved at fitte ligning (2.12) til de målte gennembrudskurver og benytte diffusions-dispersionskoefficienten og poreluftshastigheden som fitteparametre kan diffusions-dispersionskoefficienten bestemmes ud fra eksperimentelle målinger. I dette projekt er

fitteproceduren foretaget i Microsoft Excel ved bl.a. at benytte værktøjet problemløser, se CD-bilag 1 for eksempler herpå.

2.4 Bestemmelse af dispersion og diffusion i porøse medier

Gasdiffusionskoefficienten for et porøst medie estimeres oftest ud fra det gasfyldte porehulrum og totalporøsiteten for mediet som vist i ligning (2.13) [Moldrup *et al*, 2000] Denne model betegnes WLR-modellen.

$$D_a = \frac{\varepsilon^{2.5}}{\phi} \cdot D_0 \quad (2.13)$$

Hvor: D_a er gasdiffusionskoefficient [cm^2/min]
 D_0 er diffusionen i fri luft [cm^2/min]
 ε er det luftfyldte porehulrum [cm^3 luft/ cm^3 medie]
 ϕ er det totale porevolumen [cm^3 hulrum/ cm^3 medie]

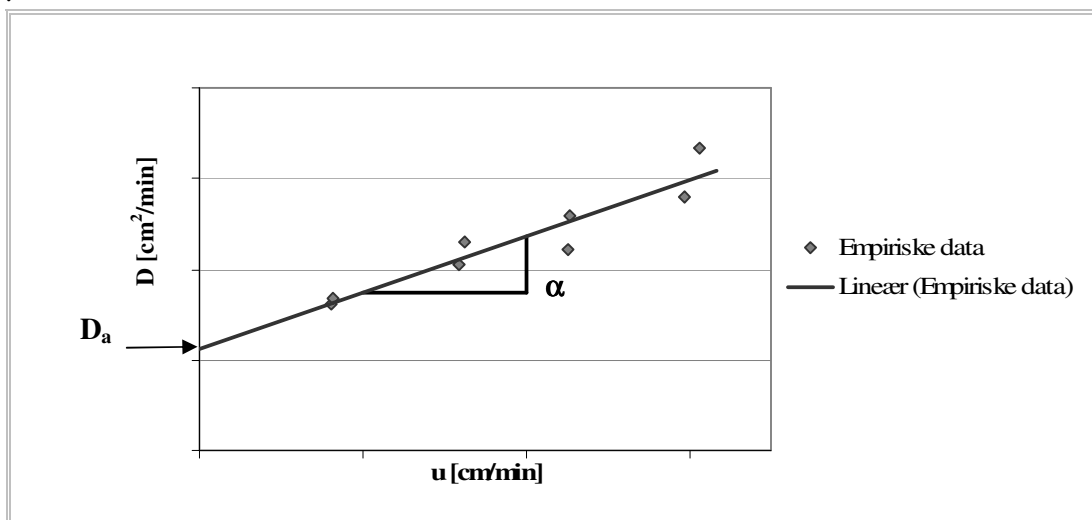
Når dispersionskoefficienten skal bestemmes for et porøst medie, så estimeres den oftest ud fra det dispersiviteten og poreluftshastigheden, som vist i ligning (2.14) [Loll & Moldrup, 2000]

$$D_h = \tau \cdot u \quad (2.14)$$

Hvor D_h er gasdispersionskoefficienten [cm^2/min]
 τ er dispersiviteten [cm]
 u er poreluftshastigheden [cm/min]

Dispersiviteten er den faktor der angiver spredningen igennem mediet, den afhænger af det porøse medies karakteristika og ændrer sig når teksturen eller strukturen ændres. Som det kan ses ud af ligning (2.14) afhænger dispersionskoefficienten også af poreluftshastigheden og en øget poreluftshastighed fører til en øget dispersionskoefficient. Som beskrevet i afsnit 2.3 kan diffusions-dispersionskoefficienten bestemmes ved at måle gennembrudskurver ved gastransport i porøse medier. Hvis dette gøres ved forskellige flow, dvs. ved forskellige poreluftshastigheder for mediet, så varierer diffusions-dispersionskoefficienten da dispersionskoefficienten varierer.

Plottes diffusions-dispersionskoefficienten som funktion af poreluftshastigheden får man et plot som det ses i Figur 2.4, ud fra dette plot kan dispersiviteten bestemmes som hældningen og diffusionskoefficienten kan findes som skæringen med y-aksen.



Figur 2.4: Bestemmelse af dispersion (α) og diffusion (D_a), ud fra diffusions-dispersionskoefficienten (D) og poreluftshastigheden (u).

Den poreluftshastighed der benyttes til bestemmelse af dispersiviteterne og diffusionen er i dette projekt den igennem konvektions-dispersions ligningen estimerede poreluftshastighed. Poreluftshastigheden kan også bestemmes ud fra Darcy-hastigheden og det luftfyldte porehulrum som beskrevet i ligning (2.15) [Loll & Moldrup, 2000]:

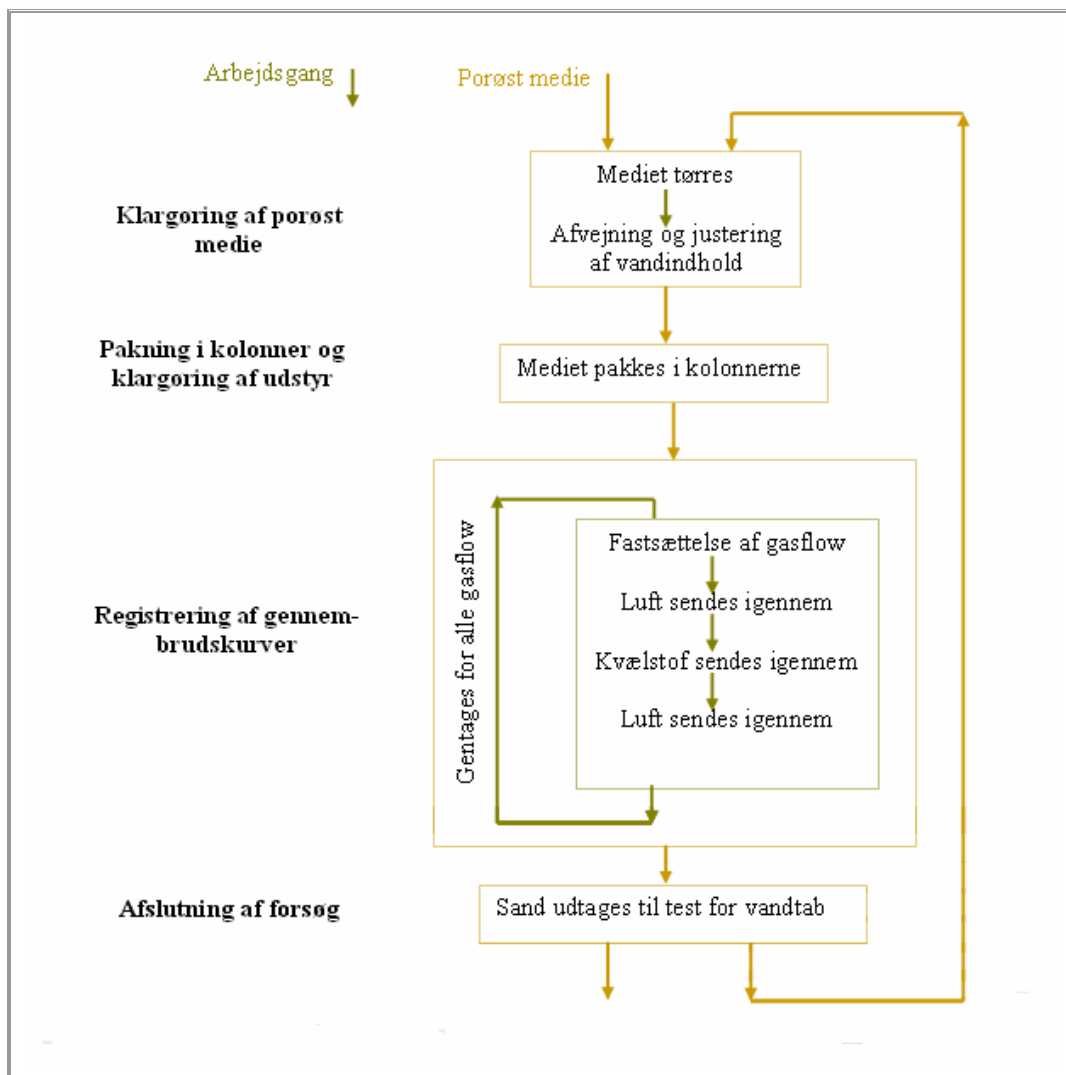
$$u = \frac{v}{\epsilon} \quad (2.15)$$

hvor

- u er poreluftshastigheden [cm/min]
- v er Darcy-hastigheden [cm/min]
- ϵ er det luftfyldte porehulrum [cm^3 luft/ cm^3 medie]

3 Metoder og materialer

I dette kapitel beskrives forsøgsopstillingen, samt de forsøg der er udført til kontrol af denne. Endvidere beskrives de måleserier, der er foretaget med forsøgsopstillingen i dette projekt, samt udførelsen af disse forsøg. Forsøgene har til formål til dels at godtgøre hvorvidt udstyret er egnet til bestemmelse af gasdispersivitet i porøse materialer, og til dels at undersøge hvorledes vandindhold, pakning af materialet og forskellige strømningshastigheder for gassen påvirker dispersiviteten i en filter sand. Resultater for forsøgene kan ses i kapitel 4. På Figur 3.1 ses en skematisk model over forsøgsgangen.

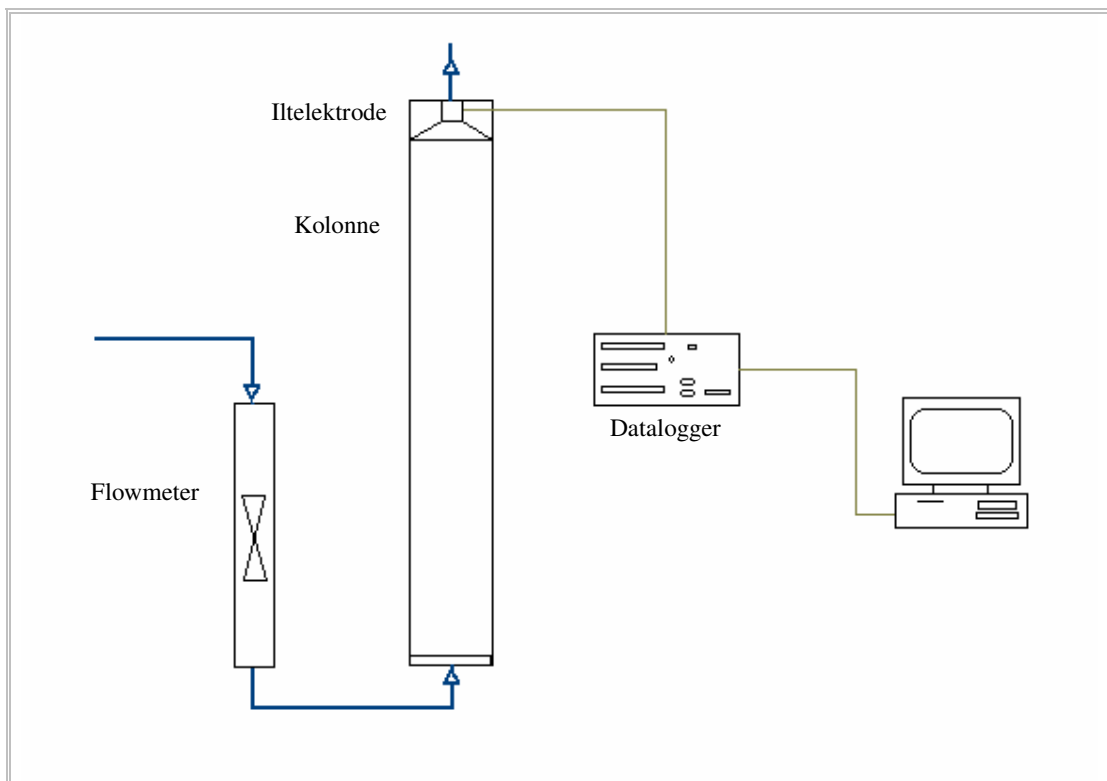


Figur 3.1: Skematisk oversigt over delelementerne i udførelsen af gasdispersionsforsøget.

Tanken bag forsøget er at tage et porøst materiale, pakke det i et kammer, hvor der i den ene ende kan sendes gas indeholdende forskellige iltkoncentrationer ind igennem det porøse materiale, og i den anden ende kan iltindholdet i udgangsluften måles. Ved at sende gas med forskelligt iltindhold igennem på skift, fremkommer der gennembruds-kurver for ilten, disse benyttes til bestemmelse af dispersiviteten for det porøse materia-le.

3.1 Beskrivelse af forsøgsopstillingen

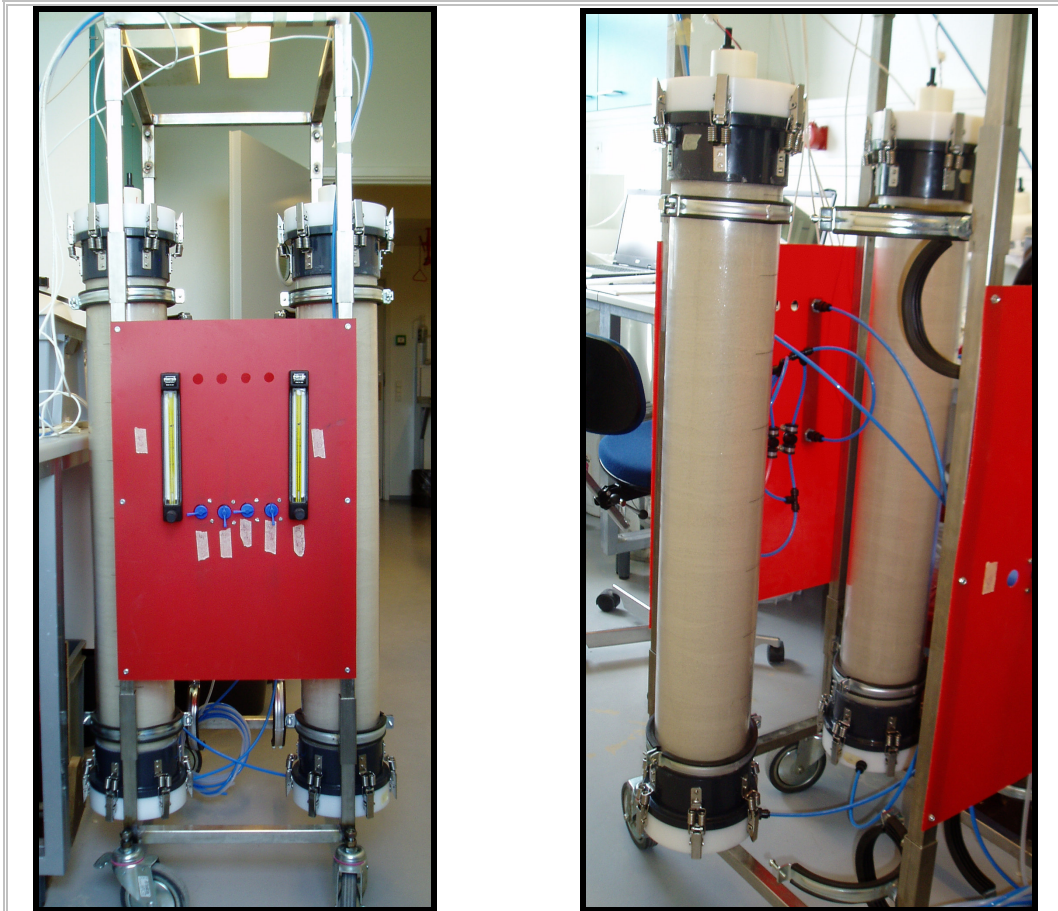
Udstyret er udviklet med baggrund i allerede eksisterende udstyr til måling af molekylær diffusion under nul-flow-forhold ved Aalborg Universitet. Udstyret er modificeret med udgangspunkt i et diffusionskammer, der blev foreslået af Currie 1960. Diffusionskammeret er veltestet og er bl.a. blevet brugt i over tre år på Aalborg universitets sektion for miljøteknik. På Figur 3.2 er der vist en principskitse af den modificerede forsøgsopstilling, der her bliver benyttet til bestemmelse af dispersiviteter.



Figur 3.2: Principskitse af forsøgsopstillingen. De blå streger viser strømningssvejen for gassen, først igennem flowmeteret, så igennem kolonnen og ud forbi iltelektroden. De grå streger viser dataveje. Loggeren indhenter data fra iltelektroden hvorefter det kan opsamles med computeren.

På Figur 3.2 er opstillingen optegnet med kun en kolonne, mens den egentlige forsøgsopstilling har fire kolonner, som kan benyttes samtidigt. De fire kolonner er helt ens opbygget og er opstillet således, at der kan køres forsøg med flere materialer samtidigt,

eller laves ensartede prøver med samme materiale samtidigt, og således gøre forholdene for dobbelt-, trippel- eller quatro-prøver så ens som muligt. De fire kolonner er tilkøbet den samme gasforsyning, men med individuelle justeringsmuligheder for valg af gas og tryk af denne. Se eventuelt Bilag A for yderligere beskrivelse af hvorledes dette fungerer. To fotografier af forsøgsopstillingen kan ses på Figur 3.3.



Figur 3.3: Her ses forsøgsopstillingen med de fire plastikkolonner spændt fast i en ramme. Gasindløbet er i bunden af kolonnerne og udløbet i toppen, de justerbare gashaner og flowmetre sidder på de røde plader.

De benyttede kolonner har en længde på 104 cm, og en diameter på 14 cm. Det giver rum til 15.856 cm^3 porøst materiale. Som det kan fornemmes ud fra Figur 3.3 er der slanger mellem stophanerne og der hvor gassen rammer materialet, ligeledes er der i hver ende af kolonnerne nogle fordelingsrum til gassen. Størrelsen af disse hulrum kan ses i CD-bilag 4.

Forsøgsmaterialet skal have tilpasset vandindholdet og pakkes til den ønskede volumenvægt i det antal kolonner, det ønskes at benytte ved forsøget.

Figur 3.4 viser de remedier der benyttes ved pakning af kolonnerne.



Figur 3.4: Billede af det udstyr der benyttes til pakning af kolonnerne. Fra venstre mod højre ses: Kolonne til pakning af materiale, stamper, top (benyttes ved pakning af top lag), metalstang til løsning af materialet, endestykke til kolonne, foran den ses (til indsats i endestykket for tilbageholdelse af materialet): metalgitter samt elefantpapir.

Som det ses på Figur 3.4 benyttes der et metalgitter samt et filter af papir (elefantpapir) til at tilbageholde det porøse materiale i kolonnen. Elefantpapiret kan i enkelte tilfælde tilstoppe pga. støv, problemet løses ved at skifte papir. For yderligere beskrivelse af forsøgsopstillingen henvises der til Bilag A.

Efter montering af kolonnerne i holderen kan målingerne påbegyndes. Indløbet af gas reguleres på et flowmeter hvor indløbet kan indstilles mellem nul og to en halv liter gas pr minut. Det benyttede flowmeter er af mærker Porter og er et Forged Body flowmeter. På forsøgsopstillingen er det muligt at have to gasslanger tilkoblet, og på den måde gøre skiftet mellem de to gasarter nemt og hurtigt, derved mindskes den opblanding af gasserne der kunne forekomme under et eventuelt skifte. Iltkoncentrationen i udløbsluften måles ved hjælp af iltelektroder af mærket KE 12 fra GS Yuasa Power Supply Ltd. monteret i udløbsventilen. Se evt. Bilag A for den præcise placering af elektroderne. De målte data bliver logget af en cr1000 logger fra Campbell Scientific INC. og overført til computer ved hjælp af PC200W starter software fra samme selskab. Detaljer vedrørende opsætning af loggeren og programmet kan ses i Bilag B.

3.2 Forsøgsbeskrivelse

Herunder beskrives de forsøg der er udført med forsøgsopstillingen i dette projekt. Der er som tidligere nævnt valgt at udføre forsøg med ét porøst materiale, men ved en serie af forskellige vandindhold, volumenvægt og ved forskellige lufthastigheder.

3.2.1 Afprøvning af forsøgsopstilling

Kolonnerne blev tæthedstestet før forsøgsopstart. Først afprøves opstillingens respons på fortrængning af ilten vha. kvælstof, så fyldes de med atmosfærisk luft, så kvælstof igen, for at se om der var indtrængning af ilt under kørsel med udstyret. Da kolonnerne var tømt for luft og blev både indløb og udløb med lukket med parafilm, således at der ikke kunne ske udveksling herigennem. Herefter blev indholdet af ilten i kolonnerne under stilstand målte vha. iltelektroderne. Hermed kunne det godtgøres hvorvidt og i så tilfælde hvor utætte kolonnerne var.

3.2.2 Beskrivelse af forsøgssandet

Det blev valgt at udføre målingerne på en veldefineret finkornet sand, hvorpå der forelå tidligere målinger af diffusion. Sandet kaldes Silkeborgsand eller sand nr. 0 og er rekvireret hos Dansand AS. Sand nr. 0 er en sigtesand, som er ”skrubbet”, vandsorteret, tørret med naturgas og sigtet til en kornstørrelse mellem 0,40 og 0,80 mm med maks. 5 % over- og underkorn. Sandet har en densitet på $1,586 \text{ g/cm}^3$ ved naturlig lejring og et glødetab opgivet til 0,2 % [Dansand AS, 2007]. Markkapaciteten for sandet er tidligere bestemt til værende mellem 0,037 og 0,053 g vand/g tørstof [Pindstofte, 2007]. Ved at vælge Silkeborgsand frem for andre mere uhomogene medier, ønskes det at forsimple forsøget. Forsimplingen har det formål at de påvirkende faktorer mindskes og det derfor bliver nemmere at fokusere på forsøgsopstillingen og ikke kun mediets egenskaber.

3.2.3 Beskrivelse af måleserierne

Forud for forsøget blev der foretaget prøvepakninger af sandet ved de forskellige vandindhold i 100 cm^3 prøveringe af stål, for at fastlægge inden for hvilket volumenvægtsinterval sandet kunne pakkes. Disse pakninger blev benyttet til at bestemme hvilke vandindhold og volumenvægte der skulle anvendes i dispersionsforsøgene. Det var dog muligt at pakke både løsere og hårdere i 100 cm^3 prøvepakningerne end i de store kolonner benyttet i forsøget pga. den effekt væggene havde på de løse pakninger, samt at det var muligt at stampe hårdere og af flere gange i prøveringene.

I Tabel 3.1 er det vist, under hvilke vandindhold og hvilke volumenvægte det er valgt at foretage dispersionsforsøg.

Tabel 3.1: Den grå farve angiver ved hvilke vandindhold og til hvilke volumenvægte forsøget blev udført ved.. Romertallene er de betegnelser der hermed tildeles hvert forsøg for at give overblik igennem rapporten.

		Vandindhold [g vand/g tørstof]			
		0,005	0,025	0,050	0,100
Volumenvægt [g TS/cm ³]	1,06				(IX)
	1,25			(VI)	(X)
	1,40		(III)	(VII)	
	1,47		(IV)	(VIII)	
	1,55	(I)	(V)		
	1,62	(II)			

Som det kan ses af Tabel 3.1 bevirkede sandets egenskaber at der ved de valgte vandindhold ikke var muligt at finde en volumenvægt der kunne benyttes ved alle vandindhold. Den højeste og den laveste volumenvægt for hvert vandindhold er den hårdeste og den løseste pakning der kunne pakkes, dog med små tilpasninger for at opnå de samme volumenvægte for flere vandindhold. I Tabel 3.2 angives porøsiteterne og det luftfyldte porevolumen for de forskellige pakninger.

Tabel 3.2: Data for den valgte forsøgsrække.

Betegnelse	Volumenvægt [g TS/cm ³]	Vandindhold [g vand/g TS]	Total porøsitet [cm ³ porevolumen/cm ³ sand]	Luftfyldt porøsitet [cm ³ luft/cm ³ sand]
(I)	1,55	0,005	0,408	0,400
(II)	1,62	0,005	0,381	0,373
(III)	1,40	0,025	0,465	0,430
(IV)	1,47	0,025	0,439	0,402
(V)	1,55	0,025	0,408	0,369
(VI)	1,25	0,050	0,523	0,460
(VII)	1,40	0,050	0,465	0,395
(VIII)	1,47	0,050	0,439	0,365
(IX)	1,06	0,100	0,595	0,489
(X)	1,25	0,100	0,523	0,398

Som det kan ses af Tabel 3.2 er sandet langt fra vandmættet, så mulighederne for gastransport bør være til stede.

3.2.4 Tørring, afvejning og justering af vandindhold

Sandet lufttørres, udbredt på elefantpapir i laboratoriet, til et vandindhold på 0,005 g vand/g tørstof, herefter bliver vandindholdet opjusteret ved tilsætning af demineraliseret vand til de ønskede vandindhold. Sandet bliver opdelt i mindre portioner, hvor vandet bliver tilsat, så følger en manuel miksning, hvorefter det bliver henstillet i lukkede spande til udligning af de sidste gradienter i vandindholdet. Det samme sand blev tørret og genbrugt flere gange, uden tegn på ændringer i struktur eller egenskaber.

3.2.5 Pakning af materialet i kolonner

Efter tilpasning af vandindholdet afvejes den ønskede mængde sand, alt efter hvilken volumenvægt det er ønsket at benytte i forsøget. Sandet pakkes i det antal kolonner det ønskes at benytte til forsøget. Det blev valgt at køre med to kolonner af gangen med ens vandindhold og volumenvægt. Dette blev gjort således, at to kolonner kunne klargøres samtidigt med at der blev målt på de to andre, hvilket både sparede tid og mindskede behovet for flere tørrepladser til sand.

Kolonnen opdeles i 10 sektioner, således at materialet pakkes af 10 gange inden i kolonnen. Dette gøres for at opnå en så ensartet pakning ned igennem kolonnen som muligt, og derved opnå den samme volumenvægt i top og bund af materialet. Hvert lag pakkes med stamperen, hvorefter toppen på hvert lag løsnes med en metalstang for ikke at forårsage komprimerede områder med lav permeabilitet.

3.2.6 Måling af gennembrudskurverne

Der blev benyttet atmosfærisk luft og kvælstof til at bestemme gennembrudskurver for kolonnerne. Kurverne blev baseret på målinger af iltkoncentrationen i udløbsluften. Koncentrationen af ilt blev målt som en spænding og siden konverteret til en iltkoncentration. Det blev valgt at køre med fire flow ind i kolonnerne. 0,5 – 1,0 – 1,5 – 2,0 L/min, hvilket svarer til Darcy-hastigheder på 3,25 – 6,50 – 9,74 – 12,99 cm/min. Ved en oprensning af forurenede jord vha. luftekstraktion i Hjørring blev der benyttet en Darcy-hastighed på 2,08 cm/min, derfor vurderes det at hastighederne benyttet i dette projekt giver et godt billede af virkeligheden. For hvert flow blev der først ledt atmosfærisk luft igennem indtil målingerne af iltkoncentrationen var stabile, så blev der tilført kvælstof efter samme model og til sidst atmosfærisk luft igen, inden der blev skiftet til et andet flow. Således er der for hvert flow fremkommet to gennembrudskurver, en for fjernelse af ilten og en for genopfyldning med ilt. Der blev endvidere foretaget dobbeltprøver i den forstand, at der var to kolonner pakket med samme vandindhold og til samme volumenvægt der blev målt gennembrudskurver på samtidigt.

3.2.7 Test af vandindhold

For at teste hvor stort et vandtab der forekom i kolonnerne under forsøget, blev det valgt at udtage prøver for nogle af kolonnerne til at undersøge vandindholdet efter endt målerunde. Der blev udtaget prøver 3 forskellige steder for at se eventuelle forskelle.

Se Tabel 3.3 herunder for hvilke målinger der er foretaget.

Tabel 3.3: Her ses for hvilke vandindhold og volumenvægte der er foretaget test af vandindholdet efter endt målerunde. De grå celler er de forhold hvorved der er foretaget forsøg. **T** betyder at der er udtaget prøve i toppen af kolonnen, **M** i midten og **B** i bunden af søjlen, (-) angiver at der ikke er foretaget målinger af vandindholdet her.

		Vandindhold [g vand/g tørstof]			
		0,005	0,025	0,050	0,100
Volumenvægt [g TS/cm ³]	1,06				T M B
	1,25			T M B	T M B
	1,40		(-)	T M B	
	1,47		T M B	(-)	
	1,55	T M B	(-)		
	1,62	(-)			

Prøverne i top og bund er taget et stykke inde i kolonnen ca. 10 cm fra endestykkerne. Vandindholdet i de udtagne prøver er undersøgt ved henholdsvis tørring i tørreskab ved 105°C i 24 timer og med en Mettler-Toledo moisture analyser, model HB43 Halogen.

4 Resultater

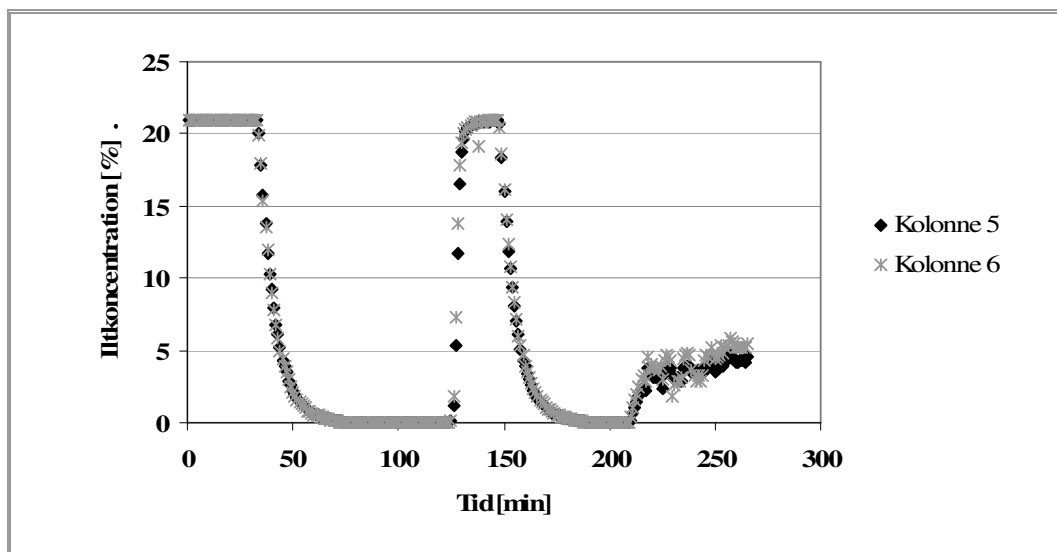
I dette kapitel beskrives de opnåede resultater. Først forsøges klarlagt hvor egnet forsøgsopstillingen er til bestemmelsen af gasdispersivitet i sand. Herefter behandles de estimerede gasdispersioner og diffusioner for forsøgssandet.

4.1 Egnethed af forsøgsopstillingen

For at undersøge brugbarheden af forsøgsopstillingen er følgende undersøgt: Tætheden af kolonnerne, gennembrudskurvernes overensstemmelse med måledata, betydningen af nøjagtig fastsættelse af starttidspunkt for forsøg, betydning af gasvolumen i slanger og fordelingsrum, forskelle i resultater ved anvendelse af henholdsvis kvælstof eller ilt og til sidst i afsnittet er vandtabet i sandet under forsøgets udførelse undersøgt.

4.1.1 Undersøgelse af kolonnernes tæthed

Før forsøgenes udførelse blev kolonnerne tæthedstestet, for at sikre at der ikke ville trænge ilt ind i kolonnen under forsøgets udførelse. Først blev tætheden undersøgt under drift, hvorefter kolonnen forsegles og indtrængningen af ilt i kolonnen observeres, se afsnit 3.2.1 for nærmere detaljer om fremgangsmåden. Figur 4.1 viser resultaterne fra målingerne.



Figur 4.1: Tæthedstest af kolonnerne. Kolonnerne tømmes, genfyldes og tømmes igen for ilt. Efter forsegling observeres iltindtrængning. Måledata og beregninger er at finde i CD-bilag 2.

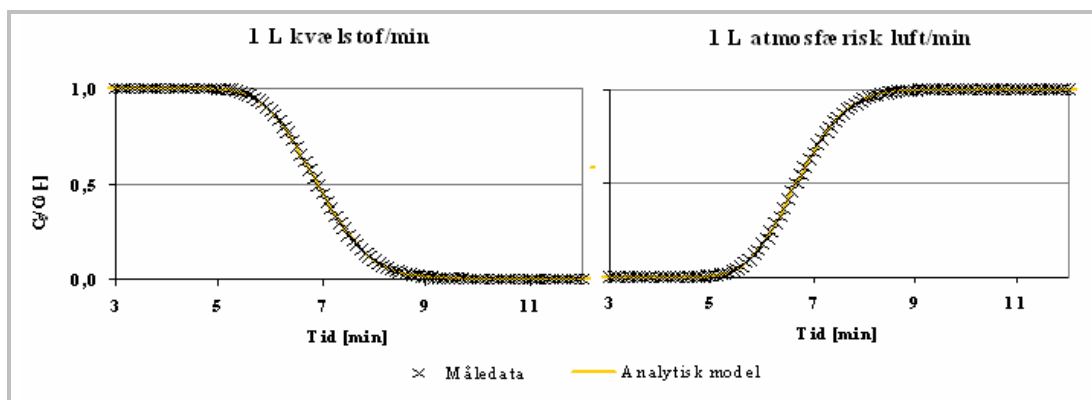
Figur 4.1 viser, at der trænger ilt ind i den ellers forseglede kolonne når den henstår uden gastryk på. Stigningen sker hurtigst i begyndelsen og efter de første minutter stiger iltindholdet kun langsomt. Den kraftige stigning i iltindholdet, der kan konstateres lige

efter forseglingen, skyldes næppe en lækage. Ved en lækage vil stigningen i iltindholdet være jævn, og ikke først kraftig og så langsommere, derfor virker det sandsynligt, at der er blevet presset luft ind under forsegling af udløbsventilen. Hvis der også er presset luft ind i den modsatte ende af kolonnen, så vil ilten herfra komme langsommere frem til iltelektroden, og tilmed vil et sådant bidrag være opblandet i gassen i kolonnen og dermed ikke give en først kraftig og senere langsommere stigning i iltindhold. Efter 40 minutter er iltprocenten nået op på et niveau af ca. 5 procent og iltindholdet i kolonnen stiger kun langsomt, hvilket tyder på at lækagen er forholdsvis lille.

Figur 4.1 viser ligeledes, at kolonnen kan tømmes for ilt ved en strømning af kvælstof ind i kolonnen svarende til det flow der benyttes under forsøget. Dermed formodes utæthederne i kolonnerne ikke at få betydning for resultaterne opnået i forsøget.

4.1.2 Overensstemmelse mellem de teoretiske gennembrudskurver og måledata

Den samlede diffusions-dispersionskoefficient og poreluftshastighed bestemmes, som tidligere beskrevet i afsnit 2.4, ved at tilpasse en analytisk model for gennembrudskurven til forsøgsdata. På Figur 4.2 er der vist to repræsentative eksempler på hvorledes gennembrudskurverne fremstår.



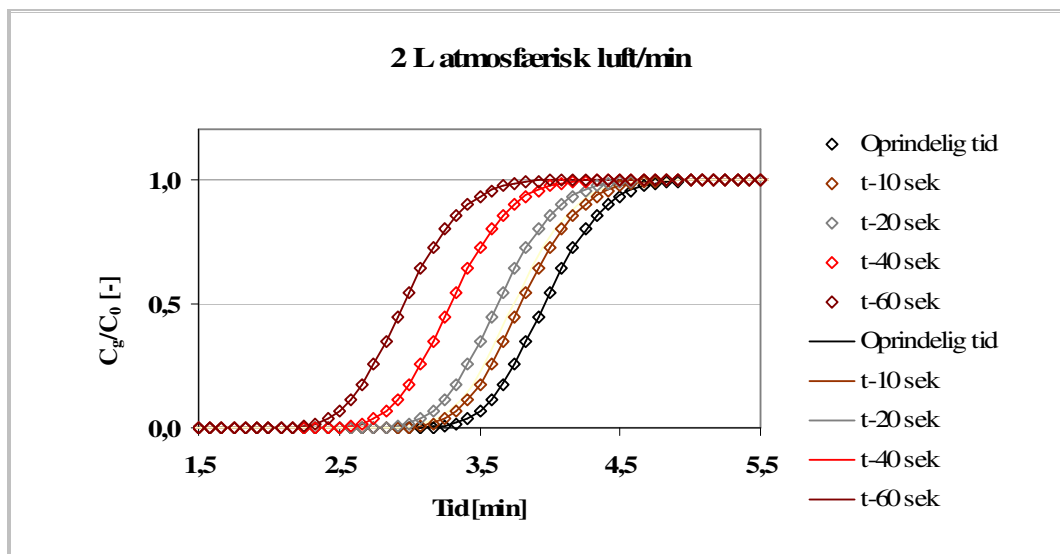
Figur 4.2: Eksempler på to gennembrudskurver, en fremkommet ved tilførelse af kvælstof, og en ved brug af atmosfærisk luft. C_g er koncentrationen af ilt i gasfasen og C_0 er koncentrationen af ilt i atmosfærisk luft. Figurerne viser hvorledes den analytiske model stemmer overens med måledataene. Disse eksempler er for forsøget med et vandindhold på 0,050 g vand/g tørstof og ved en volumenvægt på 1,25 g tørstof/cm³ (VI). For at se samtlige gennembrudskurver henvises til CD-bilag 1.

Som det ses af Figur 4.2 er der en god overensstemmelse mellem de målte data og data beregnet ved hjælp af den analytiske model, dette illustreres også af at Root Mean Squared Error (RMSE) ved sammenligning for samtlige forsøgsresultater er under 0,006. Gennembrudskurverne viser næsten ingen tegn på haledannelse, dette indikerer at der kun forekommer en lille tilbageholdelse af ilt i kolonnen. Tilbageholdelsen kan skyldes udveksling med vandfasen eller en eventuel immobil fase. Udvekslingerne virker dog til at være tæt på ligevægt da det ellers ville resultere i mere haledannelse på gennembrudskurverne. Den gode overensstemmelse mellem de målte data og den fitte-

de kurve betyder, at de ud fra fittet estimerede værdier vil være tæt op ad de reelle værdier for mediet. Samtidigt viser den gode overensstemmelse, at udstyret er egnet til at frembringe sådanne gennembrudskurver. Samtlige gennembrudskurver samt tilhørende RMSE-værdier kan ses i CD-bilag 1.

4.1.3 Starttidspunktets betydning for den estimerede diffusionsdispersionskoefficient og poreluftshastigheden

Tiden indgår, som det fremgår af afsnit 2.3 ligning (2.12) i den analytiske model af konvektions-dispersionsligningen. Her har fastsættelsen af starttidspunktet betydning for de estimerede værdier af både den samlede diffusions-dispersionskoefficient og den effektive poreluftshastighed. På Figur 4.3 kan det ses, hvorledes gennembrudskurven flytter sig ved brug af forskellige starttidspunkter. t angiver den oprindelige tid, således at $t-10$ betyder at starttidspunktet ($t = 0$) flyttes 10 sekunder frem, således at tiden først starter hvor det før hed 10 sekunder passeret.



Figur 4.3: Gennembrudskurver ved forskellig fastsættelse af starttidspunkt. C_g er koncentrationen af ilt i gasfasen og C_0 er koncentrationen af ilt i atmosfærisk luft. Gennembrudskurven er for prøven med et vandindhold på 0,050 g vand/g tørstof og en volumenvægt på 1,25 (VI). For beregninger af gennembrudskurverne henvises til CD-bilag 3.

I Tabel 4.1 kan det ses hvilken betydning forskubningen af starttidspunktet har for diffusions-dispersionskoefficient og poreluftshastigheden.

Tabel 4.1: Estimerede værdier af dispersionskoefficient og poreluftshastighed for forskellige starttidspunkter. Beregningerne er for prøven med et vandindhold på 0,050 g vand/g tørstof og en volumenvægt på 1,25 (VI), ved 2 L atmosfærisk luft/min. For beregninger henvises til CD-bilag 3.

Starttidspunkt [sek]	Samlet diffusions-dispersionskoefficient [cm ² /min]	Poreluftshastighed [cm/min]
Oprindelig starttid (t)	9,50	25,99
t – 10	10,80	27,13
t – 20	12,36	28,38
t – 40	16,51	31,25
t – 60	22,74	34,78

Som det kan ses af Tabel 4.1 har starttidspunktet for den enkelte gennembrudskurve betydning for resultatet. Skubbes starttidspunktet 10 sekunder betyder det en stigning for den samlede diffusions-dispersionskoefficient på næsten 14% mod ca. 4% stigning for poreluftshastigheden. Hvis starttidspunktet ændres et minut fra det oprindelige tidspunkt betyder det en stigning på 139% for den samlede diffusions-dispersionskoefficient og på ca. 34% for poreluftshastigheden. Dermed kan det konstateres at en nøjagtig fastsættelse af starttidspunktet er vigtigt for at opnå korrekte resultater.

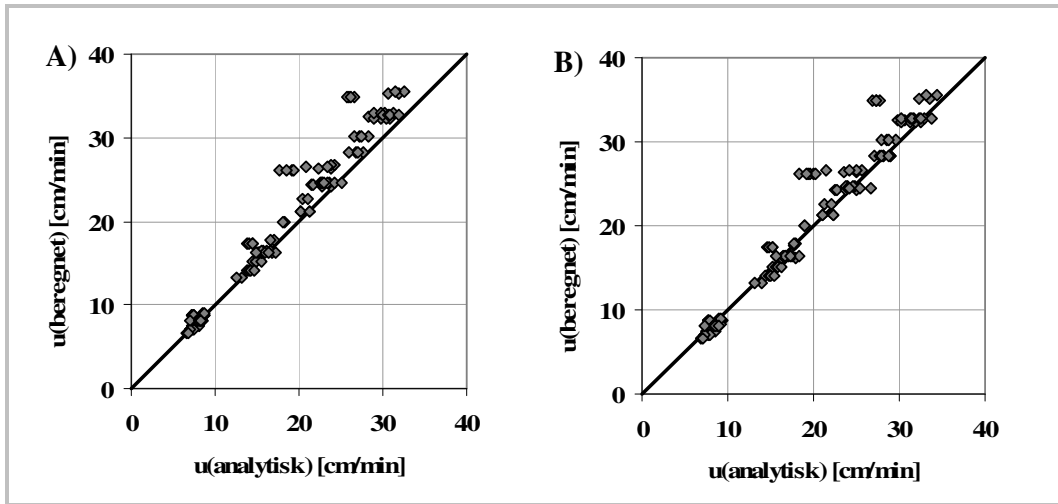
4.1.4 Forskydning af reelt starttidspunkt pga. gasvolumen i slanger og fordelingsrum

Som beskrevet i afsnit 0 findes der mellem reguleringsenheden for gasflow og forsøgs-materialet, både slanger og et fordelingshulrum, ligesom der mellem materialet og iltelektroden er endnu et fordelingsrum. Fordelingsrummet og slangerne udgør et volumen, som skal passeres inden koncentrationen reelt kan måles vha. elektroden. Dermed er det reelle starttidspunkt ikke der hvor der åbnes for gastilførslen, men det tidspunkt hvor gassen rammer forsøgsmediet. På samme måde er gennembruddet ikke der hvor gassen når iltelektroden, men der hvor gassen forlader mediet. Så den reelle transporttid er egentlig der, hvor den tid det tager at passere disse hulrum er trukket fra. I afsnit 4.1.3 blev det vist at ændringer i starttidspunktet har betydning for estimererne af den samlede diffusions-dispersionskoefficient og af poreluftshastigheden. Under forsøget udføres der målinger ved fire forskellige gasflow, hvert flow vil resultere i ændringer i det reelle starttidspunkt. I Tabel 4.2 ses hvor meget starttidspunktet skal flyttes beregnet ud fra gasflow og volumen der skal passeres.

Tabel 4.2: Transporttiderne igennem slager og mellemrum inden iltelektroden ved de forskellige gasflow som forsøget er udført ved. Beregninger heraf kan ses i CD-bilag 4.

Flow [L/min]	0,5	1,0	1,5	2,0
Transport tid [sek]	40	20	13	10

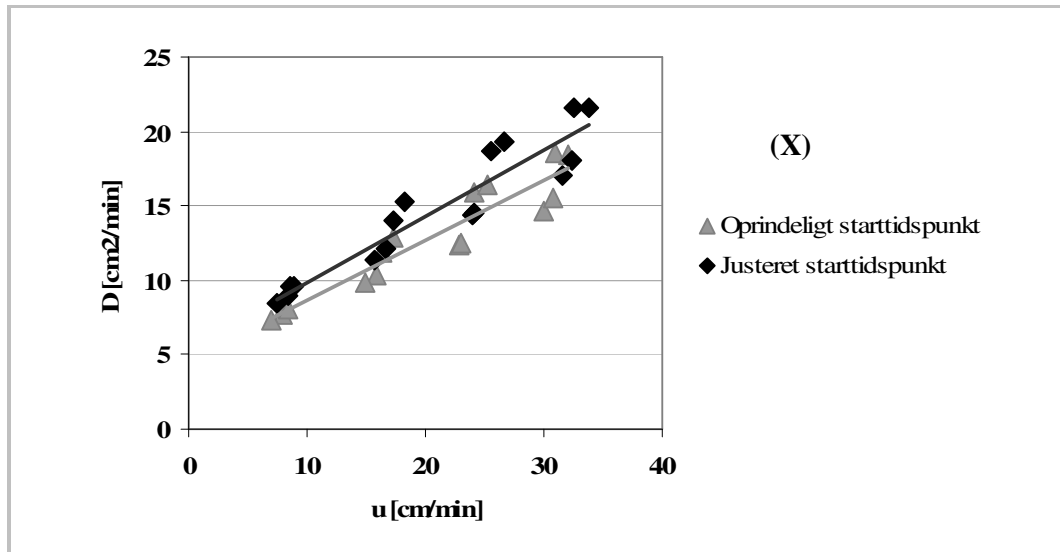
Som beskrevet i afsnit 2.4 kan poreluftshastigheden estimeres ud fra gasflowet og det luftfyldte porehulrum, denne kan sammenlignes med den effektive poreluftshastighed estimeret ved at fitte ligning (2.12) til den målte gennembrudskurve. Poreluftshastighederne bestemt på disse to måder er plottet mod hinanden på Figur 4.4. For at illustrere betydningen af en nøjagtig bestemmelse af det reelle starttidspunkt, er de estimerede poreluftshastigheder vist både med og uden justering af starttidspunktet.



Figur 4.4. Graferne viser overensstemmelsen mellem de beregnede poreluftshastigheder ($u(\text{beregnet})$) og poreluftshastigheden bestemt ved den analytiske model ($u(\text{analytisk})$). **A)** illustrerer sammenhængen før justering af starttidspunkt, og **B)** illustrerer sammenhængen efter justering af starttidspunkt. Linierne er 1 til 1 linier. Samtlige egnede prøvedata er benyttet til disse grafer. For beregninger henvises til CD-bilag 5.

Som det ses ud af Figur 4.4 så viser grafen med justeret starttidspunkt bedst overensstemmelse mellem den beregnede og den analytiske poreluftshastighed. Før justering er RMSE 2,73 efter justeringen er RMSE 2,29. Der er stadig en forskel på den beregnede og den analytisk bestemte poreluftshastighed, denne kan bl.a. skyldes tilbageholdelse ved udveksling med vandfasen og en eventuel immobil gasfase.

Starttidspunktet får også betydning for de estimerede værdier af dispersionskoefficienten, dette er illustreret på Figur 4.5.



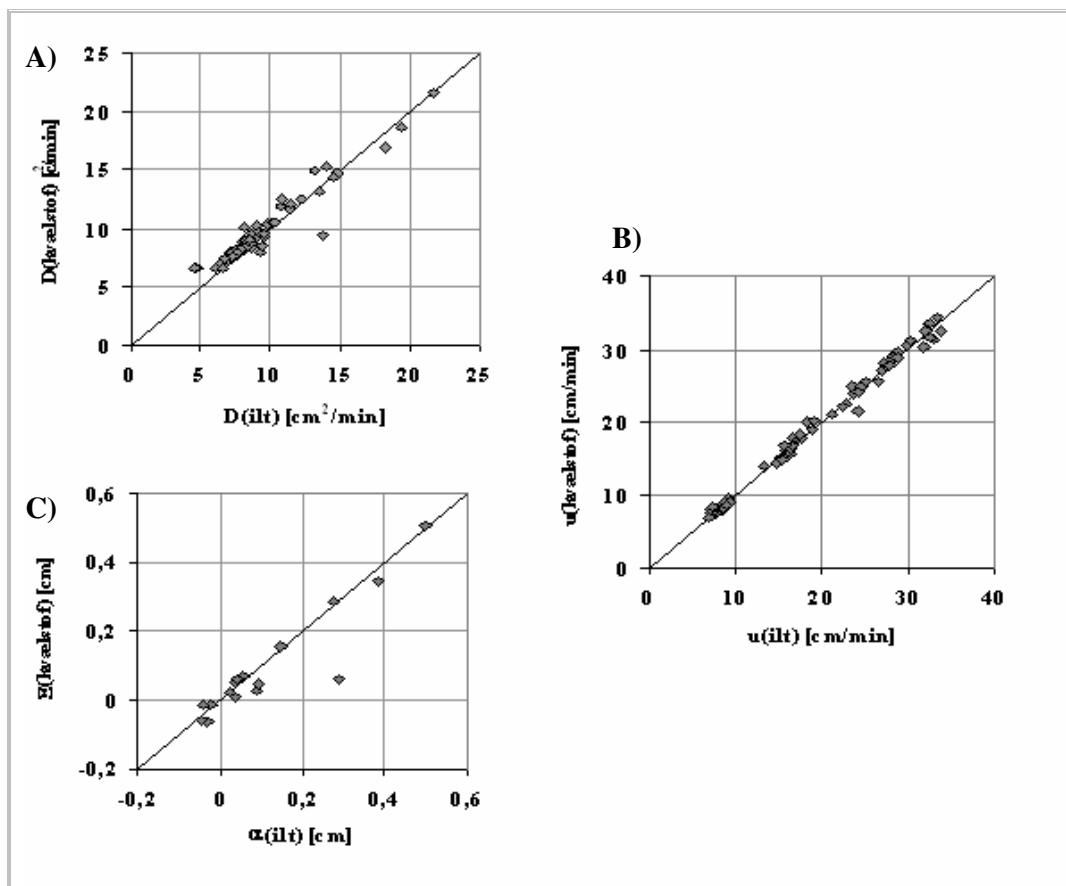
Figur 4.5: Her ses det at den beregnede dispersivitet ligeledes ændrer sig ved justeringerne af starttidspunktet. Måleserien der ses her har et vandindhold på 0,1g vand/g tørstof og en volumenvægt på 1,25 g/cm (X). For beregninger henvises til CD-bilag 3.

Eksemplet i Figur 4.5, viser at der i dette tilfælde findes en øgning på 0,05 cm i dispersiviteten fra 0,40 til 0,45 cm. Regressionslinierne for både den justerede og den der ikke er justeret har en R^2 værdi på 0,9. Det vurderes derfor at starttidspunktet får en betydning for det endelige resultat, derfor er det videre i rapporten bestemt at benytte det justerede starttidspunkt.

4.1.5 Forskelle i resultater ved brug af kvælstof og atmosfærisk luft

For at undersøge hvorvidt de estimerede værdier af diffusions-dispersionskoefficienten og poreluftshastigheden afhænger af om der benyttes atmosfærisk luft eller kvælstof i transportforsøgene, er resultaterne herfra vurderet mod hinanden.

På Figur 4.6 er de estimerede diffusions-dispersionskoefficienter, poreluftshastigheder og dispersiviteter for henholdsvis ilt og kvælstof for hver af de målte gennembrudskurver plottet.



Figur 4.6: Her vises forskelle i bestemmelsen af den diffusions-dispersionskoefficienten (D), poreluftshastigheden (u) og dispersiviteten (α) alt efter om der benyttes ilt eller kvælstof ved bestemmelsen af disse. Linierne er 1 til 1 linier. Graferne viser samtlige prøver ved samtlige hastigheder for at se beregninger og plot henvises til CD-bilag 5.

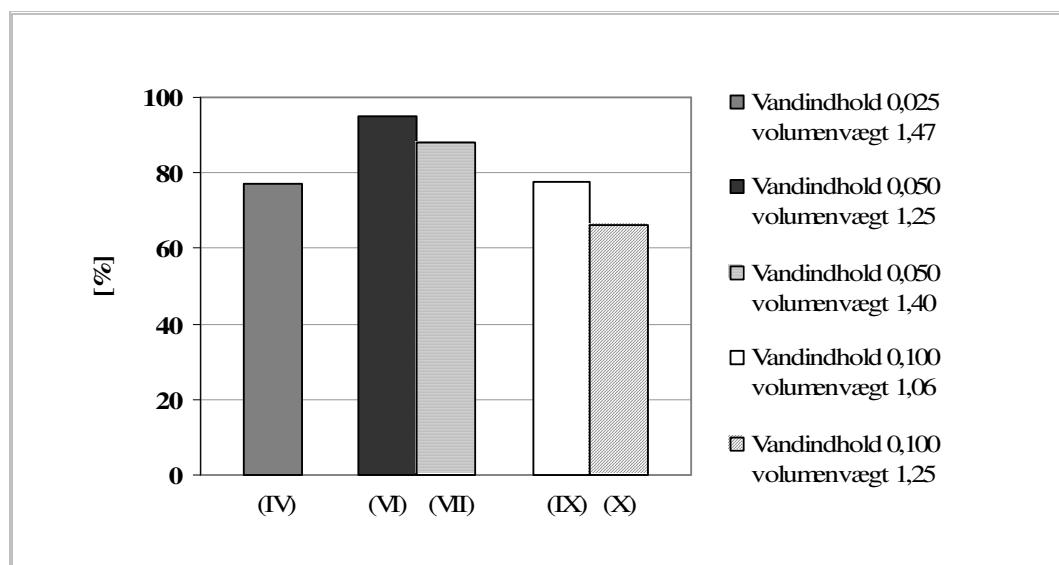
Fra Figur 4.6 (A) kan der ses en svag tendens til at den diffusions-dispersionskoefficient der bliver fundet ved at benytte kvælstof bliver større end den der er fundet ved hjælp af atmosfærisk luft. Tendensen er svag, og generelt er overensstemmelsen mellem de to forskellige bestemmelser af diffusions-dispersionskoefficienten relativ god med en RMSE-værdi på 0,947. Den svagt højere diffusion-dispersionskoefficient fundet med kvælstof kan skyldes, at diffusionen teoretisk bliver højere når der sendes kvælstof ind pga. den højere diffusionsrate i fri luft, men generelt er forskellen for lille til at der konkluderes noget på den baggrund. Plottet af poreluftshastighederne på Figur 4.6 (B) har en RMSE-værdi på 0,794, her ses ingen tendenser til at være en forskel i brugen af de to gasser. Figur 4.6 (C) viser hvorledes dispersiviteten fundet med henholdsvis kvælstof og ilt er i forhold til hinanden. Resultatet for dispersiviteten viser umiddelbart ingen forskel

på om de er fremkommet ved brug af kvælstof eller ilt. Tendensen fra sammenligningen af diffusions-dispersionskoefficienten ses ikke ved sammenligningen af dispersiviteterne.

Således lader der ikke til at være nogen væsentlig forskel i hvorvidt der benyttes atmosfærisk luft eller kvælstof til at frembringe gennembrudskurverne, og dermed ingen forskelle i resultaterne fremkommet herfra. Det er vigtigt at huske på at det er atmosfærisk luft og kvælstof der benyttes og ikke ilt og kvælstof. Forskellen er at den atmosfæriske luft indeholder ca. 78% kvælstof, ca. 21% ilt og resten er andre stoffer, dermed er de to gasser ikke så forskellige endda og eventuelle forskelle udlignes heraf.

4.1.6 Vandtab under forsøgets udførelse

Der er som beskrevet i afsnit 3.2.7 foretaget målinger af vandindholdet i prøverne før og efter gastransportsforsøgene for at bestemme hvor stort et vandtab der finder sted i kolonnerne under forsøgets udførelse. Der blev fundet et vandtab for prøverne på mellem 5 og 37% af det oprindelige vandindhold. På Figur 4.7 er vist hvor stor en del af den originale vandmængde der er tilbage i kolonnerne efter forsøgetes afslutning.



Figur 4.7 Søjlerne viser hvor meget af det oprindelige vandindhold der er tilbage i sandet efter forsøgets afslutning. Romertallene henviser til de tidligere opsatte betegnelser for forsøgene. Værdierne er gennemsnit af flere bestemmelser, både mellem kolonner med samme oprindeligt vandindhold og fra målinger forskellige steder i kolonnerne. Beregningerne kan ses i CD-bilag 4.

Der er observeret et vandtab på op til 38% ved prøven med et vandindhold på 0,1 g vandindhold/g tørstof og en volumenvægt på 1,25 g tørstof/cm³. Det gennemsnitlige vandtab for samtlige forsøgsrunder er på ca. 20%. Vandtabet lader til at være størst hvor vandindholdet er på 0,1 g vand/g tørstof. Dette skyldes sandsynligvis at dette vandindhold er over markkapaciteten, og noget at vandet lader til at være drænet af kolonnen, idet der efter forsøget kunne observeres en øget mængde vand i bunden af denne.

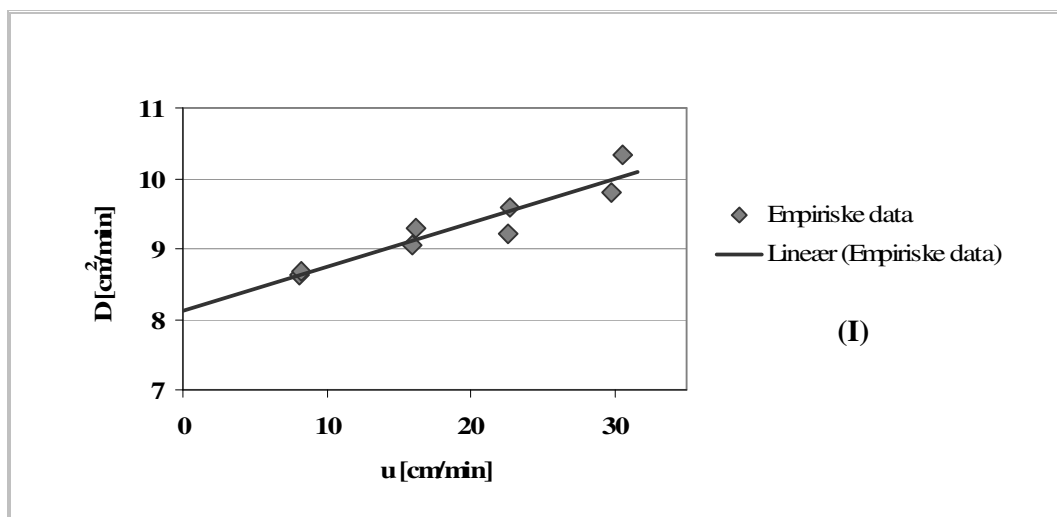
Inden for prøver med samme vandindhold, har det taget længere tid at måle på dem med den højeste volumenvægt. Tørstof målingerne indikerer at jo længere tid forsøget pågår, altså jo længere der sendes tør gas igennem kolonnerne, desto mere vand vil disse miste. Dette stemmer godt overens med teorien. Det vil betyde, at des længere forsøget pågår, jo længere fjerner det sig fra udgangspunktet. Derfor bør forsøgstiden holdes på et minimum. Samtlige tørstofprøver kan ses i CD-bilag 4.

4.2 Dispersivitet og diffusion i sand

I dette afsnit ses der nærmere på forsøgsresultaterne for at vurdere hvorledes dispersiviteten ændrer sig med vandindhold og volumenvægt i filter sandet. Endvidere præsenteres resultaterne for diffusion i sandet.

4.2.1 Bestemmelse af dispersion og diffusion

Dispersiviteten findes, som beskrevet i afsnit 2.3, som hældningen af funktionen for den samlede diffusions-dispersionskoefficient plottet mod poreluftshastigheden. Diffusionen kan ligeledes bestemmes ud fra dette plot, som skæringen med y-aksen. I projektet blev der fundet poreluftshastigheder varierende mellem 7 og 34 cm/min. På Figur 4.8 er der vist en repræsentativ bestemmelse af dispersiviteten og diffusionen.



Figur 4.8: Eksempel på bestemmelse af dispersion og diffusion, dispersionen findes som hældningen af tendenslinjen og diffusionskoefficienten findes som skæringen med y-aksen. u er poreluftshastigheden og D er diffusions-dispersionskoefficienten. Eksemplet er for prøven med et vandindhold på 0,005 g vand/g tørstof og med en volumenvægt på 1,55 (I) For samtlige beregninger og bestemmelser af dispersiviteten og diffusionen henvises til CD-bilag 5.

På Figur 4.8 kan det ses at diffusions-dispersionskoefficienten stiger lineært med poreluftshastigheden, det samme er tilfældet for de fleste af prøverne. En lignende sammenhæng er fundet af Gidda *et al.*, 2005. Diffusion vil blive yderligere behandlet i afsnit 4.2.5, mens dispersiviteterne bliver nærmere behandlet herunder.

4.2.2 De estimerede gasdispersiviteter

I de kommende afsnit præsenteres de fundne dispersiviteter. Som det beskrives i afsnit 2.2 formodes gasdispersiviteten for sand bl.a. at være afhængig af vandindholdet og af volumenvægten for det pakkede sand, derfor undersøges denne sammenhæng nærmere herunder i afsnit 4.2.3 og 4.2.4. Dispersiviteterne bestemt i dette projekt ligger mellem -0,047 og 0,445 cm, som det kan ses i Tabel 4.3 herunder.

Tabel 4.3: Her ses de i forsøget estimerede dispersiviteter sammen med de vigtigste data for prøverne. W er vandindholdet, ρ_b er volumenvægten, ϵ er det luftfyldte porehulrum og α er dispersiviteten for sandprøverne. Beregningerne kan ses i CD-bilag 5.

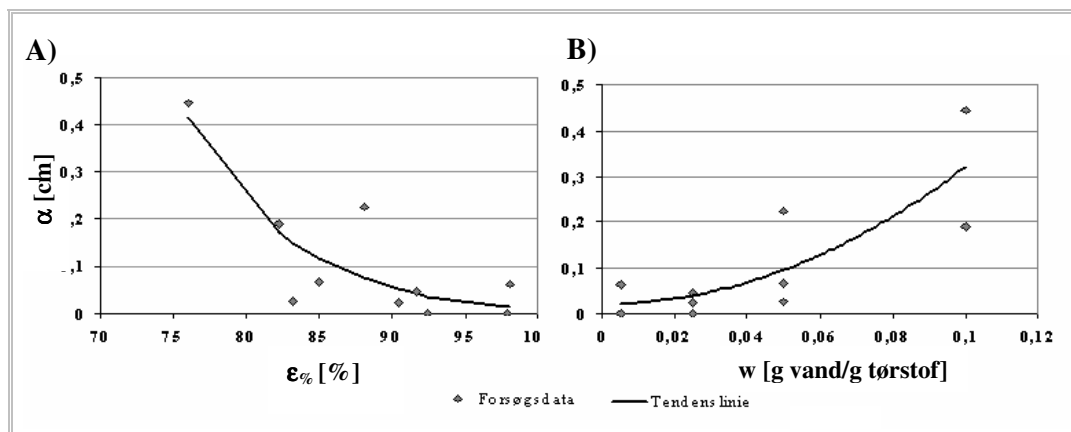
Betegnelse	W [g vand/g TS]	ρ_b [g tørstof/cm ³]	ϵ [cm ³ luft/cm ³ medie]	α [cm]
(I)	0,005	1,55	0,400	0,062
(II)	0,005	1,62	0,373	-0,047
(III)	0,025	1,40	0,430	-0,023
(IV)	0,025	1,47	0,402	0,046
(V)	0,025	1,55	0,369	0,023
(VI)	0,050	1,25	0,460	0,225
(VII)	0,050	1,40	0,395	0,065
(VIII)	0,050	1,47	0,365	0,025
(IX)	0,100	1,06	0,489	0,190
(X)	0,100	1,25	0,398	0,445

Det er valgt videre i dette kapitel at antage, at de fra forsøget bestemte negative dispersiviteter er nul og ikke negative. Dermed kommer dispersiviteterne til at ligge mellem 0 og 0,445 cm. Antagelsen er foretaget fordi negative dispersiviteter i sagens natur ikke er realistiske, se eventuelt kapitel 2 herfor. Det drejer sig om to prøver: (II) med et vandindhold på 0,005 g vand/g tørstof og en volumenvægt på 1,62 g tørstof/cm³ og (III) med et vandindhold på 0,025 g vand/g tørstof og en volumenvægt på 1,40 g tørstof/cm³. Denne justering vil betyde, at forsøg på at modellere de forskellige sammenhænge for dispersiviteten ikke vil blive påvirket i samme grad som hvis de negative dispersiviteter blev medtaget som negative og ikke som nul.

Som beskrevet tidligere har sand ofte en lav dispersivitet, men de estimerede dispersiviteter på 0 til 0,445 cm ligger i underkanten af de tidligere bestemte dispersiviteter på 0,1 til 5 cm af Constanza-Robinson & Brusseau 2002. Faktisk ligger kun tre af dispersiviteterne inden for dette interval, resten ligger under, se Tabel 4.3. Sammenlignes resultaterne med dispersiviteter bestemt af Gidda *et al.*, 2005 for lufttør og våd jord kan det konstateres at kun en enkelt af dispersiviteterne ligger inden for deres interval på 0,42 til 2,6 cm. De lavere dispersiviteter kan eventuelt skyldes en større homogenitet af sandprøverne i dette projekt, da en større heterogenitet øger dispersiviteten. Sandet der er målt på i dette projekt har et lille indhold af organisk stof, se afsnit 3.2.2, og indholdet af organisk stof i prøverne kan ligeledes have en stor betydning for dispersiviteten [Gidda *et al.*, 2005].

4.2.3 Dispersivitetens sammenhæng med vandindhold og volumenvægt for prøverne

For at se sammenhængen mellem sandets vandindhold og dispersiviteten så er der på Figur 4.9 plottet gasdispersiviteten som funktion af vandindholdet og som funktion af det procentvise luftfyldte porehulrum.

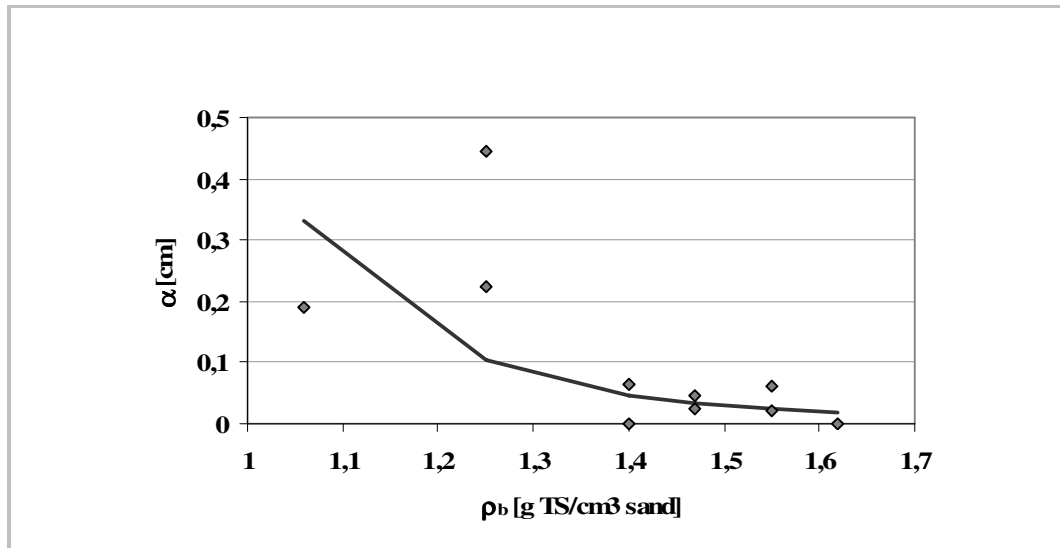


Figur 4.9: Dispersivitetens afhængighed af vand- og luftindholdet i sandet. **A)** viser dispersiviteten (α) som funktion af luftindholdet som procent af den totale porøsitet ($\epsilon_{\%}$). **B)** viser dispersiviteten som funktion af vandindholdet (w). Tendenslinierne er vist som de optrukne streger.

For beregninger henvises til CD-bilag 5.

Som det ses af ovenstående figur er gasdispersiviteten i sandet stigende med stigende vandindhold, eller faldende med stigende luftindhold. R^2 -værdien for tendenslinien på Figur 4.9 **A)** er 0,74 og R^2 -værdien for Figur 4.9 **B)** er 0,67. Denne afhængighed af vandindholdet skyldes sandsynligvis, at der med et øget vandindhold bliver et mindre luftfyldt porevolumen. Dermed ændres transportvejene, mediet bliver mere heterogent og spredningen bliver større. Graferne indikerer samtidigt at andre forhold, som forventet, også spiller ind på gasdispersivitetens størrelse, dette indikeres ved spredningen på de målinger der er ved hvert vandindhold. Forskellen på de to grafer viser også at det ikke kun har betydning hvor stort vandindholdet har, men også hvor stort det tilbage værende luftfyldte porehulrum er, dette afgøres bl.a. af pakningen af prøverne.

Dispersiviteten er derfor plottet som en funktion af volumenvægten, dette er gjort på Figur 4.10.



Figur 4.10: Dispersivitet (α) som funktion af volumenvægt (ρ_b). Linien er en tendens linie. Beregningerne kan ses i CD-bilag 5.

Som det ses af ovenstående figur er gasdispersiviteten for sandet faldende med stigende volumenvægt. Ved de lavere volumenvægte viser dispersiviteten en større afhængighed af vandindholdet end ved de højere volumenvægte. Ved de lavere volumenvægte er dispersiviteten 2 til 3 gange større end ved de høje volumenvægte. Dette kan skyldes at løsere pakket medier indeholder større porer, dette kan give øge hastighedsforskellene i materialet, og dermed øge den mekaniske miksning. Den højere dispersivitet ved de lave volumenvægte, kan måske også skyldes at det kan være svært at opnå en ensartet pakning i de løse pakninger. Tendenslinien er en potensfunktion og har en lav R^2 -værdi på 0,23, dette skyldes at det er svært at beskrive de høje spredte dispersiviteter og samtidigt beskrive de lavere dispersiviteter ved højere volumenvægt.

4.2.4 Model til bestemmelse af dispersivitet for sand

I dette afsnit forsøges det at finde ud af hvilke parametre der har størst betydning for dispersiviteten i sand. Dette forsøges illustreret ved hjælp af en model. Ud fra iagttagelserne i afsnit 4.2.3 er det forsøgt at opstille en model ud fra de parametre der menes at kunne have en betydning for bestemmelsen af dispersiviteten. De udvalgte parametre er først og fremmest volumenvægten, vandindhold og luftindhold i sandet, endvidere er den totale porøsitet medtaget for at estimere hvorvidt der er volumenvægten eller den totale porøsitet der bør medtages.

Det er valgt at indsætte luft og vand indholdet i modellen som luft- og vandfyldt porehulrum. En sådan model kan se således ud:

$$\alpha = a_1 \rho_b^{a_2} + a_3 \varepsilon^{a_4} + a_5 \theta^{a_6} + a_7 \phi^{a_8} + a_9 \quad (4.1)$$

Hvor α er dispersiviteten [cm]
 $a_1 - a_9$ er fitte konstanter [-]
 ρ_b er volumenvægten [g tørstof/cm³ medie]
 ε er det luftfyldte porehulrum [cm³ luft/cm³ medie]
 θ er det vandfyldte porehulrum [cm³ vand/cm³ medie]
 ϕ er det totale porevolumen [cm³ porer/cm³ medie]

Konstanterne i ligning (4.1) er fittet ved hjælp af værktøjet problemløser i Microsoft Excel, hvorledes kan ses i CD-bilag 5. For at identificere hvorvidt nogle af parametrene i bestemmelsen af dispersiviteten kan elimineres fra modellen er det valgt at prøve forskellige modeller. De modeller der blev valgt er med udgangspunkt i den oprindelige fra ligning (4.1), herfra er det forsøgt at fjerne en eller flere af parametrene. Herefter er fittekonstanterne bestemt på ny for de nye modeller, med udgangspunkt i konstanterne fundet til den oprindelige ligning. Her efter er sum of squared errors (SSE) for hver model sammenlignet. De modeller med de mindste SSE-værdier kan ses i Tabel 4.4, den oprindelige ligning står øverst.

Tabel 4.4: Sammenligning af de forskellige modeller til bestemmelse af dispersivitet i sand. Her vises de fem modeller med bedst SSE. Samtlige modeller og beregninger kan ses i CD-bilag 5. ρ_b er volumenvægten, ε er det luftfyldte porehulrum, θ er det vandfyldte porehulrum og ϕ er det totale porevolumen. De grå felter i modellen symboliserer de led der er fjernet fra modellen i forhold til den først afprøvede.

Model	SSE	ρ_b	ε	θ	ϕ
$\alpha = a_1 \rho_b^{a_2} + a_3 \varepsilon^{a_4} + a_5 \theta^{a_6} + a_7 \phi^{a_8} + a_9$	0,0398				
$\alpha = a_1 \rho_b^{a_2} + a_5 \theta^{a_6} + a_7 \phi^{a_8} + a_9$	0,0398		-		
$\alpha = a_5 \theta^{a_6} + a_7 \phi^{a_8} + a_9$	0,0411	-	-		
$\alpha = a_3 \varepsilon^{a_4} + a_5 \theta^{a_6} + a_9$	0,0411	-			-
$\alpha = a_5 \theta^{a_6} + a_9$	0,0411	-	-		-

Som det ses af Tabel 4.4 beskriver den oprindelige model dispersiviteten bedst, men modellen hvor det luftfyldte porehulrum er udtaget af er ligeså god. Dermed lader det luftfyldte porehulrum ikke til at have stor betydning for modellen og dette kan således udelades af modellen. Dog bliver der i denne løsning fundet det bedste fit ved at medtage både volumenvægten og den totale porøsitet, selvom disse kan beregnes som funktion af den anden. Det kan bemærkes at de 5 modeller der havde det bedste fit alle indeholdt det vandfyldte porehulrum som parameter.

For yderligere at screene parametrene i modellen er det valgt at undersøge korrelationen mellem de forskellige parametre indbyrdes samt korrelationen med dispersiviteten. det er valgt at undersøge samtlige af parametrene fra ligning (4.1), korrelationen er bestemt i Microsoft Excel ved hjælp af korrelationsfunktionen. Resultatet heraf kan ses i Tabel 4.5. Korrelationen går fra -1 til 1, hvor -1 og 1 betyder at der er en god korrelation, mens at jo tættere på nul man kommer jo ringere er korrelationen.

Tabel 4.5: Korrelation mellem de forskellige parametre der formodes at kunne benyttes til bestemmelse af dispersiviteten. ρ_b er volumenvægten, ε er det luftfyldte porehulrum, θ er det vandfyldte porehulrum og ϕ er det totale porevolumen. Beregninger kan ses i CD-bilag 5.

	α	ρ_b	ϕ	ε	θ
α	-	-0,688	0,688	0,365	0,780
ρ_b		-	-1,000	-0,833	-0,817
ϕ			-	0,833	0,817
ε				-	0,362
θ					-

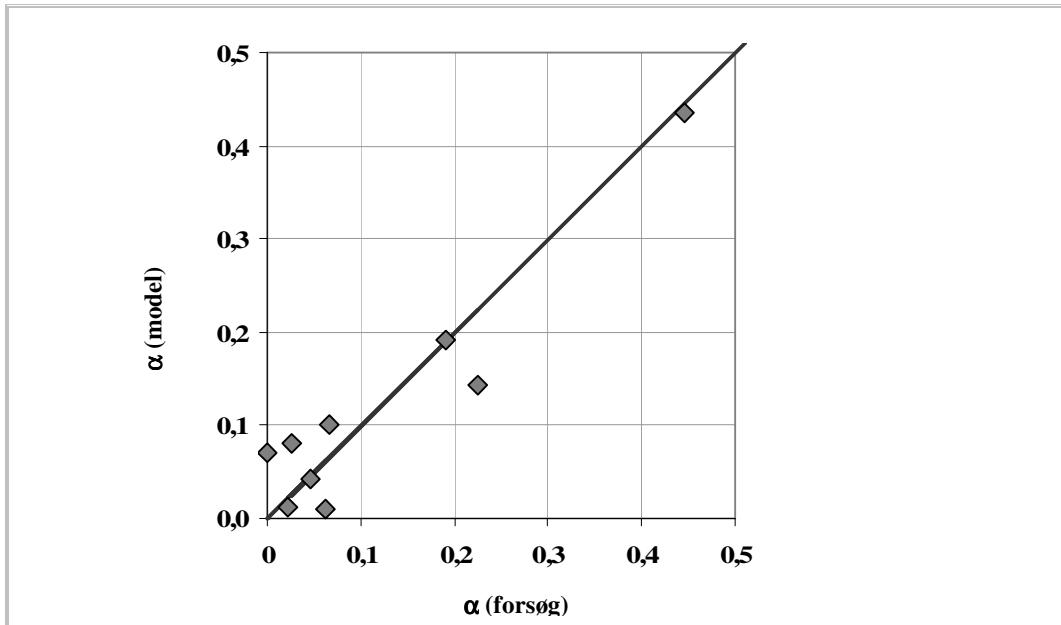
Ud fra Tabel 4.5 kan det ses at den ringeste korrelation mellem dispersiviteterne og parametrene er korrelationen med det luftfyldte porehulrum. Dette stemmer også godt overens med at undersøgelserne af modellerne viste at denne parameter kunne udelades og stadig få en lige så god SSE. Endvidere viser Tabel 4.5 den perfekte korrelation mellem volumenvægten og porøsiteten som der også blev forventet. Videre bliver den totale porøsitet erstattes med et lineart fit af sammenhængen mellem volumenvægten og porøsiteten, for at forenkke modellen. Den endelige formel til bestemmelse af dispersiviteterne i dette projekt kommer således til at se ud som i (4.2)

$$\alpha = a_1 \rho_b^{a_2} + a_5 \theta^{a_6} + a_7 (b_1 \rho_b + b_2)^{a_8} + a_9 \quad (4.2)$$

- Hvor
- α er dispersiviteten [cm]
 - $a_1 - a_9$ er fitte konstanter [-]
 - $b_1 - b_9$ er fitte konstanter for den lineare sammenhæng mellem ρ_b og ϕ [-]
 - ρ_b er volumenvægten [g tørstof/cm³ medie]
 - ε er det luftfyldte porehulrum [cm³ luft/cm³ medie]
 - θ er det vandfyldte porehulrum [cm³ vand/cm³ medie]
 - ϕ er det totale porevolumen [cm³ porer/cm³ medie]

Ved at benytte ligning (4.2) bliver der opnået en SSE identisk med den SSE der blev fundet for modellen i ligning (4.1), dermed kan det konstateres at den reducerede model er lige så god at benytte som den oprindelige model. Dermed kan dispersiviteten i sandet bestemmes ud fra volumenvægten og vandindholdet i sandet og det må vurderes at disse to parametre er de vigtigste i bestemmelsen af dispersiviteten i Silkeborg sandet.

Figur 4.11 viser overensstemmelsen mellem de estimerede dispersiviteter fra forsøget og dispersiviteter frembragt ved hjælp af modellen fra ligning (4.2).



Figur 4.11: Sammenligning af den ud fra forsøget bestemte dispersivitet ($\alpha_{\text{forsøg}}$) og den ud fra modellen bestemte dispersivitet (α_{model}). Linien er en 1 til 1 linie. Beregninger kan ses i CD-bilag 5.

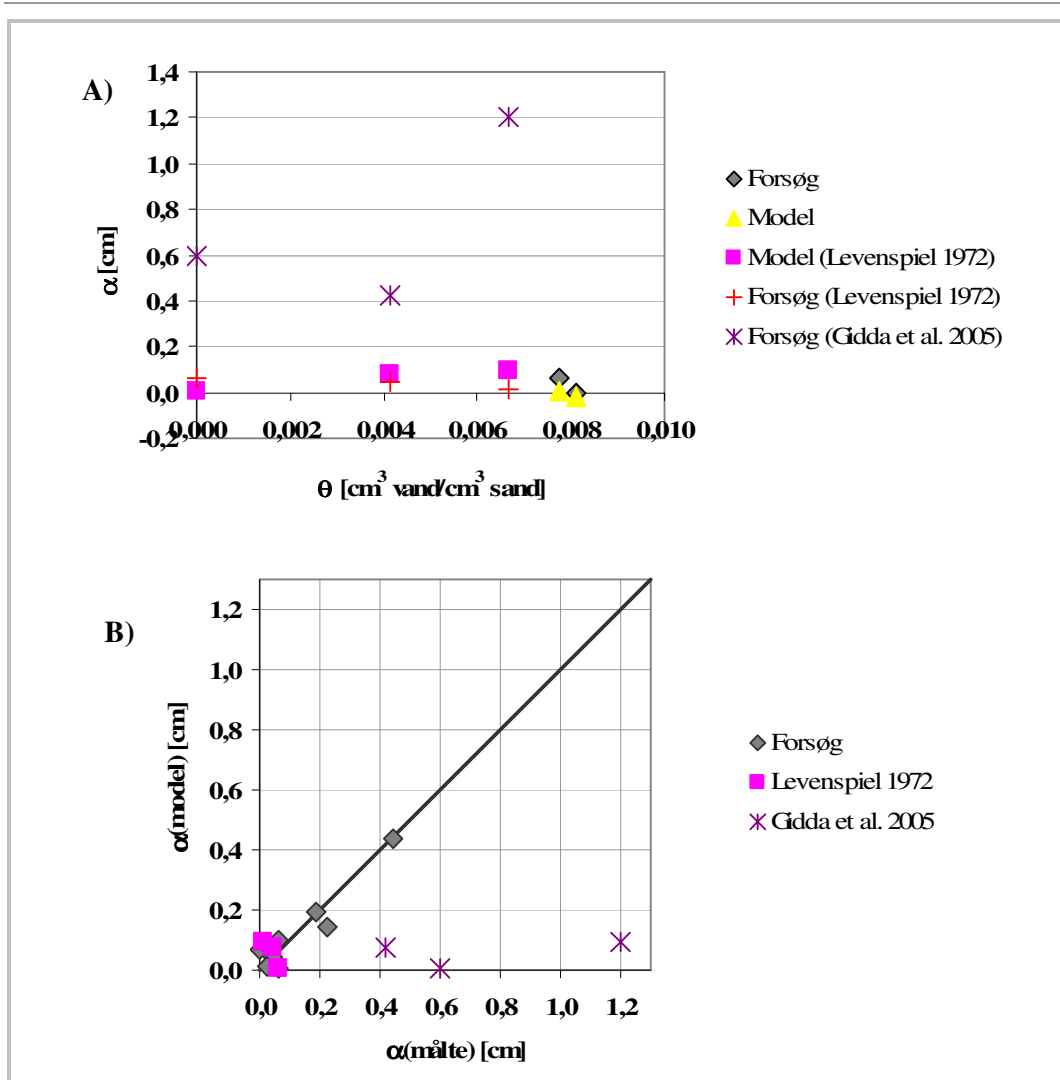
Ud fra Figur 4.11 kan det ses at fittet ikke er helt perfekt men med de spredninger der foreligger i målingerne anses denne model for at kunne repræsentere dispersiviteterne opnået i dette projekt. For at afprøve modellen holdes beregnede dispersiviteter op mod resultater fra tidligere forsøg.

Data for de medier der sammenlignes kan ses i Tabel 4.6, hvor der også er medtaget to prøver fra dette projekt for sammenligningens skyld.

Tabel 4.6: Tabellen viser data for de målinger som modellen sammenlignes med i Figur 4.1. W er vandindholdet, θ er det vandfyldte porehulrum, ρ_b er volumenvægten, ϕ er porøsiteten og α er dispersiviteten for sandprøverne. Beregningerne kan findes i CD-bilag 5.

	W [g vand/g TS]	ρ_b [g TS/cm ³ sand]	ϕ [cm ³ po- rer/cm ³ sand]	θ [cm ³ vand/cm ³ sand]	α [cm]
Silkeborg sand (I)	0,005	1,55	0,408	0,008	0,0623
Silkeborg sand (II)	0,005	1,62	0,381	0,008	0
Ottawa sand (Levenspiel, 1972)	0	1,56	0,41	0	0,06
Delhi Loamy sand (Levenspiel, 1972)	0,003	1,38	0,48	0,004	0,043
Delhi Loamy sand 140 (Levenspiel, 1972)	0,003	1,33	0,5	0,007	0,01
Ottawa sand (Gidda <i>et al.</i> , 2005)	0	1,56	0,41	0	0,6
Delhi Loamy sand (Gidda <i>et al.</i> , 2005)	0,003	1,38	0,48	0,004	0,42
Delhi Loamy sand 140 (Gidda <i>et al.</i> , 2005)	0,003	1,33	0,5	0,007	1,2

På Figur 4.12 er dispersiviteterne fra Tabel 4.6 plottet sammen med dispersiviter beregnet ved hjælp af dispersivitetsmodellen for prøver med de samme data som i tabellen.



Figur 4.12: Figurerne viser overensstemmelsen mellem modellen og måledata. **A)** Her er dispersiviteten (α) plottet mod vandindholdet (θ). Dispersiviteterne for forsøg i dette projekt (grå), de modellerede dispersiviteter baseret på data fra dette projekt (gul), Forsøgsdata fra Levenspiel, 1972 og fra Gidda et al., 2005 (blå og lilla), samt modellerede dispersiviteter baseret herpå (lyserød). **B)** er et 1 til 1 plot for de samme data, hvor linien er en 1 til 1 linie. Samtlige beregningerne kan ses i CD-bilag 5.

Som det kan ses af ovenstående figur ligger resultaterne fra Levenspiel, 1972 forholdsvis tæt på resultaterne opnået i dette projekt, mens dispersiviteterne fra Gidda *et al* 2005 ligger noget længere fra. Mens de modellerede dispersiviteter selvfølgelig ligger tættest på den fra Levenspiel 1972, da de også ligger tættest på de resultater modellen er lavet over. Modellen må konstateres ikke at være gældende for alle jorder.

4.2.5 Diffusionskoefficienter, bestemmelse og sammenligninger

Diffusionskoefficienten for sandprøverne er, som beskrevet i afsnit 2.3, forsøgt bestemt på følgende to måder: Som skæringen med y-aksen i et plot af diffusions-

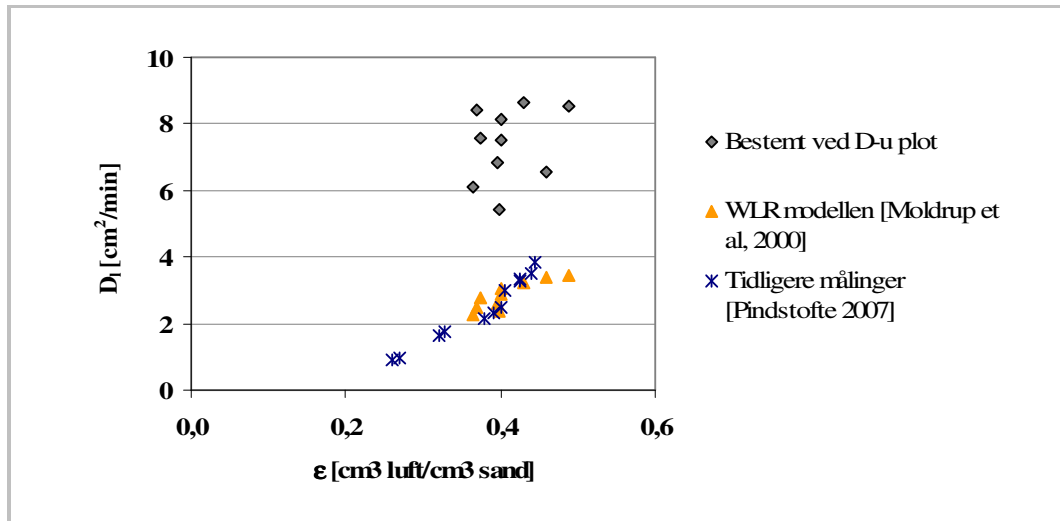
dispersionskoefficienter mod poreluftshastigheden og ved hjælp af WLR modellen. I Tabel 4.7 ses resultaterne for bestemmelsen ved hjælp af skæringen med y-aksen.

Tabel 4.7: Diffusionen bestemt som skæring mellem diffusions-dispersionskoefficienterne og poreluftshastigheden. Resultaterne er her sorteret efter volumenvægten for at vise tendenser inden for hver volumenvægt. ρ_b er volumenvægten, W er vandindholdet, ϵ er det luftfyldte porehulrum og D_1 er gasdiffusionen for sandprøverne. For beregninger henvises til CD-bilag 5 og 6.

Betegnelse	ρ_b [g TS/cm ³]	W [g vand/g TS]	ϵ [cm ³ luft/cm ³ medie]	D_1 [cm ² /min]
(IX)	1,06	0,100	0,489	8,52
(VI)	1,25	0,050	0,460	6,57
(X)	1,25	0,100	0,398	5,44
(III)	1,40	0,025	0,430	8,65
(VII)	1,40	0,050	0,395	6,82
(IV)	1,47	0,025	0,402	7,54
(VIII)	1,47	0,050	0,365	6,13
(I)	1,55	0,005	0,400	8,12
(V)	1,55	0,025	0,369	8,42
(II)	1,62	0,005	0,373	7,59

Som det ses af ovenstående Tabel 4.7 så falder diffusionskoefficienten ved fastholdt volumenvægt med vandindholdet. Det er som forventet for diffusionskoefficienten at denne falder med mindsket luftfyldt porehulrum. Dette indikerer at diffusionskoefficienten er korrekt bestemt. Denne metode giver en diffusionskoefficient mellem 5,44 og 8,65 cm²/min. Noget tyder dog på at resultaterne her overestimerer værdien af diffusionskoefficienten, da WLR-modellen tegner et andet billede af resultaterne med diffusionskoefficienter mellem 2,26 og 3,46 cm²/min. I 2007 blev der foretaget målinger af diffusionskoefficienterne i Silkeborg sand ved lignende pakninger og vandindhold som i dette projekt af Pindstoft 2007. Disse målinger er benyttet til sammenligninger med resultaterne fundet i dette projekt.

På Figur 4.13 er diffusionskoefficienterne, bestemt på alle tre måder, plottet i forhold til luftindholdet i sandet.



Figur 4.13: Diffusionen (D_1) fra forsøget og diffusion beregnet ud fra WLR modellen plottet mod det luftfyldte porehulrum (ϵ). D er diffusions-dispersionskoefficienten og u er poreluftshastigheden. Endvidere er der plottet målinger udført på samme slags sand i 2007. Beregningerne kan ses i CD-bilag 6.

Som det ses af ovenstående Figur 4.13 er den beregnede diffusion fra WLR modellen, samt de tidligere målte diffusionskoefficienter noget lavere end de her i projektet fundne. Forskellen kan til dels skyldes fordelingsrum, slanger, skalaforskelle ved forsøgene osv. Generelt må det formodes at det resultat for diffusion der fremkommer ved plottet af diffusions-dispersionskoefficienten mod poreluftshastigheden beskriver alt det der ikke er dispersivitet i prøverne.

5 Konklusion

Der er blevet afprøvet en simpel metode til bestemmelse af gasdiffusionsdispersionskoefficienter i porøse medier baseret på iltransport igennem mediet. Metoden indebærer en forsøgsopstilling bestående af en kolonne med et porøst materiale med gasindløb i den ene ende og udløb i den anden ende. Iltkoncentrationen i udløbsluften fra kolonnen måles med en iltelektrode og herud fra optegnes gennembrudskurver for gassen. Ud fra dette kan diffusions-dispersionskurven bestemmes ved at fitte data til en analytisk model for konvektions-dispersionsligningen.

Kolonnerne der blev benyttet til forsøgene var 103 cm lange og havde en diameter på 14 cm. Målingerne blev foretaget på et homogent finkornet sand med en partikelstørrelse mellem 0,40 og 0,80 mm. Volumenvægten for prøverne lå mellem 1,06 – 1,62 g/cm³ og det gravimetriske vandindhold var mellem 0,005 – 0,100 g vand/g tørstof.

Ved tæthedstest af kolonnerne viste der sig en lille utæthed. Utætheden blev ikke vurderet til at have en større indflydelse på resultaterne, da der ikke blev konstateret nogen indtrængning af luft under kørsel med apparaturet, sikkert pga. et lille overtryk i kolonnerne og fordi størrelsen af lækagen var forholdsvis lille.

Der viste sig en god overensstemmelse mellem forsøgsdata og den analytiske model af konvektions-dispersionsligningen, hvor samtlige RMSE var lavere end 0,006 ved sammenligninger af de to. Der var stort set ingen haler på kurverne, hvilket tydede på en lille retention af ilten i mediet. Den forholdsvis lille retention kan skyldes at udvekslingen med et eventuelt stillestående porehulrum og porevandet er tæt på ligevægt.

Ved brug af konvektions-dispersionsligningen blev det fundet, at det er vigtigt med nøjagtighed ved fastsættelse af starttidspunktet, da små ændringer i starttiden kan betyde forholdsvis store ændringer for estimatet af poreluft hastigheden og diffusionsdispersionskoefficienten. I forsøgsopstillingen er der et misforhold mellem det tidspunkt hvor gassen tændes og det tidspunkt hvor gassen når til kolonnen, og senere mellem det tidspunkt hvor gasen forlader mediet og hvor koncentrationen måles i iltelektroden. Den tid det tager for gassen at tilbagelægge disse hulrum, er forskellig for hver hastighed der anvendes og dermed ændres estimatet af gasdispersionen. Derfor er der i dette projekt korrigeret for denne skævhed. En mulighed ved senere forsøg ville være at forsøge at minimere hulrummene før og efter kolonnen, således at disse ikke får så stor indflydelse på resultaterne.

Ved undersøgelser blev der ikke konstateret en forskel i resultaterne ved de der er estimeret på baggrund af en gennembrudskurve fremkommet ved at sende atmosfærisk luft igennem en søjle fyldt med kvælstof, og de der er fremkommet ved at sende kvælstof ind i en sandsøjle med atmosfærisk luft.

Under forsøget blev vandindholdet i prøverne ændret pga. udvekslinger mellem det tørre luft og porevandet, dette bevirkede at sandet mistede vand efterhånden som forsøget

skred frem. Vandtabet var mellem 5 og 37% for prøverne. Derfor er det vigtigt at begrænse den tid hvorunder der sendes luft igennem mediet mest muligt.

De papirfiltre der blev benyttet i bunden af kolonnerne til at tilbageholde mediet, kan stoppe til pga. støv. Derfor bør det overvejes til senere forsøgsrækker at udskifte papiret med noget mindre stoppende, men dog stadig tilbagelukkende materiale, f.eks. et finmasket net i stedet for papir.

Ved at plotte diffusions-dispersionskoefficienten mod poreluftshastigheden blev dispersiviteten og diffusionen bestemt. Dispersiviteterne for prøverne i dette projekt ligger mellem 0 - 0,445 cm og er bestemt ved en poreluftshastighed mellem 7 og 34 cm/min. Dispersiviteterne stiger generelt proportionelt med vandindholdet i prøverne, hvorimod de falder invers proportionelt med volumenvægten. Ved de lavere volumenvægte viste dispersiviteten en større afhængighed af vandindholdet end ved de højere volumenvægte. Ved de lave volumenvægte var dispersiviteten 2 - 3 gange større end de er ved de højere volumenvægte. Dette kan skyldes at der ved de løsere pakninger af mediet er flere frie makroporer i mediet, og at der derved opstår en større forskel i poreluftshastighederne i sandet, hvorved den mekaniske opblanding øges. Dette bør dog søges bekræftet ved flere målinger.

De vigtigste parametre ved estimering af dispersiviteten i Silkeborg sandet er volumenvægten, totalporøsiteten og vandindholdet. Volumenvægten og totalporøsiteten kan samskrives til en, og dermed kan der opstilles en model for dispersiviteten vha. den vandfyldte porøsitet og volumenvægten.

Ved sammenligninger med tidligere resultater for umættede sandprøver, ligger dispersiviteterne fra dette projekt under de tidligere bestemte. Dog stemmer resultaterne forholdsvist godt overens med Levenspiels model fra 1972. Dette kan skyldes den forholdsvis store homogenitet på prøverne og den lille spredning på partikelstørrelsen. Levenspiels model har netop vist sig bedst egnet til homogene prøver uden for stor spredning af partikelstørrelsen [Gidda *et al.*, 2005].

Diffusionen er estimeret til at være mellem 5,44 og 8,65 cm²/min for prøverne. Diffusionen falder med mindsket porevolumen, det vil sige når vandindholdet eller volumenvægten øges. Dette stemmer overens med tidligere observationer af diffusion i litteraturen. Diffusionen estimeret her er højere end tidligere målinger for det samme sand, samt højere end hvad der kan estimeres med WLR modellen som præsenteret af Moldrup *et al.* i 2000 og i målingerne af Pindstofte, 2007. Det leder til en vurdering af at den estimerede diffusion næppe kun et udtryk for diffusion, men nærmere et udtryk for alt andet end dispersionen i mediet. Herunder også den opblanding der foregår i de førømtalte slanger og fordelingsrum.

En opsummering viser, at tendenserne for både diffusion og dispersivitet bestemt i dette projekt generelt var som forventet, dog var dispersiviteten lavere end forventet mens diffusionen var højere end forventet. Den noget lavere dispersivitet kan formodentlig forklares med homogeniteten af sandet. Så det må konkluderes, at forsøgsopstillingen er velegnet til at estimere dispersiviteter med, mens diffusionen bliver kombination af flere ting og derfor er udstyret ikke umiddelbart velegnet til bestemmelse af størrelsen af denne. Til at foretage målinger er den atmosfæriske luft og kvælstoffet ligeledes udmærket, hvilket er med til at bringe omkostninger ved brug af denne målemetode ned i forhold til andre målemetoder. Endvidere er udstyret simpelt at betjene og kan formodentlig benyttes til at foretage målinger på mange forskellige medier. Undersøgelserne af forsøgsopstillingen leder således til en bedømmelse af, at udstyret er egnet til målinger af diffusions-dispersionskoefficienten.

6 Litteraturliste

Aalborg Universitet, 2008

Studievejledning for Miljøteknik Aalborg universitet, Aalborg universitets hjemmeside, http://www.bio.aau.dk/en/education/k-study_board/studievejledninger.htm, Opdateret 2/10 2007.

Batterman *et al.*, 1995

Stuart Batterman, Adarsh Kulshrestha and Hsiang-Yin Cheng, "Hydrocarbon Vapor Transport in Low Moisture Soils", Environmental Science & Technology vol. 29. no. 1, 1995, s. 171-180, American Chemical Society 1995.

Campbell inc., 2008

Campbell Scientific, Inc., "CR1000 Measurement and control datalogger", Product information, http://www.campbellsci.com/documents/lit/b_cr1000.pdf, Campbell Scientific, Inc., Januar 2008.

Constanza-Robinson & Brusseau, 2002

Molly S. Constanza-Robinson and Mark L. Brusseau, "Gas phase advection and dispersion in unsaturated porous media", Water resources research, vol. 38, no. 4, 2002, American Geophysical Union 2002.

Constanza-Robinson & Brusseau, 2006

Molly S. Constanza-Robinson and Mark L. Brusseau, "Gas-Phase Dispersion in Porous Media", Gas Transport in Porous Media by C. Ho and S. Webb (eds.), s. 121-132, Springer 2006.

Currie, 1960

J. A. Currie 1960, "Gaseous diffusion in porous media. Part 1. A non-steady state method." British Journal of applied physics. 11 s. 314-317. 1960.

Dansand AS, 2007

Dansand A/S, "Sigteanalyser filtersand", Datablade og hjemmeside, <http://www.dansand.dk/index.asp>, Dansand A/S, Opdateret 24/1 2007.

DPI, 2002

Department of Primary Industries (DPI), Victoria, Australia, [http://www.dpi.vic.gov.au/ca25677d007dc87d/Lubydesc/lc0102c/\\$file/lc0102c.jpg](http://www.dpi.vic.gov.au/ca25677d007dc87d/Lubydesc/lc0102c/$file/lc0102c.jpg), besøgt: 4/5 2007, opdateret: 29/08/2002.

-
- Edwards & Richardson, 1968
M. F. Edwards and J. F. Richardson, "*Gas dispersion in packed beds*",
Chemical Engineering Science 1968 Vol. 23, s. 109-123, Pergamon Press.
1968.
- Gidda *et al.*, 2005
T. Gidda, D. Cann, W.H. Stiver and R.G. Zytner, "*Airflow dispersion in
unsaturated soil*", Journal of Contaminant Hydrology 82 (2006), s. 118–
132, Elsevier 2005.
- Levenspiel, 1972
O. Levenspiel, "*Chemical Reaction Engineering*", Second edition. John
Wiley and Sons, New York, 2007.
- Little *et al.*, 1992
John C. Little, Joan M. Daisey and William W. Nazaroff, "*Transport of
Subsurface contaminants into Buildings, an exposure pathway for volatile
organics*", Environ. Sci. Technol. Vol. 26, No. 11, 1992, s. 2058-2066,
American Chemical Society 1992.
- Loll & Møldrup, 2000
Per Loll og Per Møldrup, "*Soil Characterization and Polluted Soil
Assessment*", M.Sc.Course, Aalborg University, 2000.
- Moldrup *et al.*, 2000
P. Moldrup, T. Olesen, J. Gamst, P. Schjønning, T. Yamaguchi and D. E.
Rolston, "*Predicting the gas Diffusion Coefficient in Repacked Soil:
Water-Induced Linear Reduction Model*", Soil Science Society of
America Journal, volume 64, no. 5, 2000.
- Pindstofte, 2007
Katrine Pindstofte, "*Gasdiffusion i Jord – Jordtypeeffekt, Modeller og Ri-
sikovurdering*", 10. semester, afgangprojekt, Miljøteknik, AAU, 2006.
- Poulsen og Møldrup, 2006
Tjalfe G. Poulsen og Per Møldrup. "*Evaluating effects of wind-induced
pressure fluctuations on soil-atmosphere gas exchange at a landfill using
stochastic modelling.*" Waste Manage Res. 2006: 24: 473-481, ISWA
2006, ISSN 0734-242X, 2006.
- Rolston *et al.*, 1969
D. E. Rolston, Don Kirkhan and D. R. Nielsen, "*Miscible displacement of
gases through soil columns*", Soil Science, s. 488 – 492, 1969.
- Scanlon *et al.*, 2002
Bridget R. Scanlon, Jean Phillippe Nicot and Joel W. Massmann, "*Soil
Gas Movement in Unsaturated Systems*", Soil Physics Companion by
Arthur W. Warrick s. 297-341, ISBN 0849308372, CRC Press 2002.

Sternberg & Greenkorn, 1994

Steven P. K. Sternberg and Robert A. Greenkorn, "*An Experimental Investigation of Dispersion in Layered Porous Media*", *Transport in Porous Media* 15 s. 15-30, 1994, Kluwer Academic Publishers 1994.

Vibamt, 2007

Vibamt, "*Retningslinie226, Jordforurening*", <http://www.vibamt.dk/mt/Regionplanen/Regionforslag/Retningslinie26.htm>, Viborg Amts hjemmeside, Opdateret 2007.

Vestsjællands Amt, 2004

Vestsjællands Amt, "*Gode råd til hvordan du benytter din ejendom*", http://www.vestamt.dk/natur/jordforurening/ejere/boligejere/gode_raad_sundhed.htm, Vestsjælland Amts hjemmeside, Vestsjællands Amt Natur & Miljø, Opdateret 20/1 2004.

Ujfaludi, 1986

László Ujfaludi, "*Longitudinal dispersion tests in non-uniform porous media*", *Hydrological Science – Journals – des Sciences Hydrologiques*, 31,4, 12/1986 s. 467-474. 1986.

7 Oversigt over bilag

Bilagene er at finde bagerst i rapporten, mens CD-bilagene er vedlagt på en CD-ROM.

7.1 Bilag

A	Beskrivelse af forsøgsopstillingen.....	I
B	Logger og software.....	IV
B.1	Logger – model og tilslutning	IV
B.2	Software – Hvad er brugt og hvorledes	IV
B.2.1	PC200W	IV
B.2.2	Short Cut	V

7.2 CD-bilag

CD-bilag 1: Opstilling og modellering af gennembrudskurver.
(Excel ark).

CD-bilag 2: Beregninger i forbindelse med tæthedstest af kolonnen.
(Excel ark).

CD-bilag 3: Estimering af betydningen af ændringen af starttidspunktet.
(Excel ark).

CD-bilag 4: Beregninger af tørstof og glødetab i sandet.
(Excel ark).

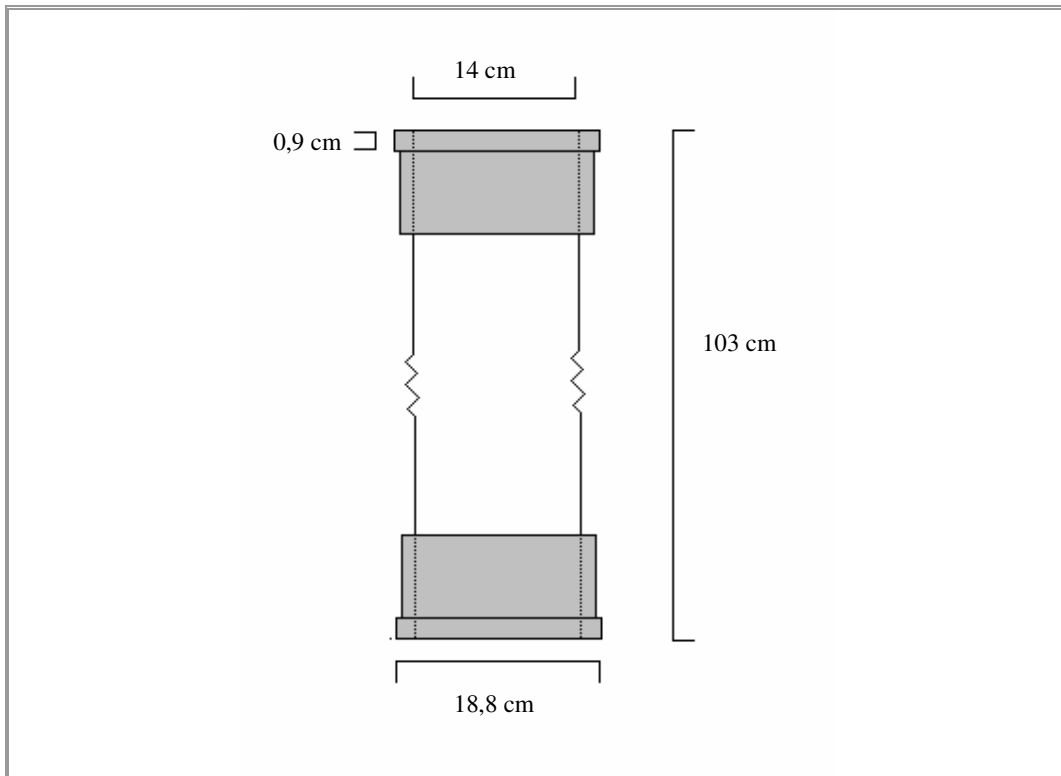
CD-bilag 5: Videre behandling af data fra gennembrudskurverne, bl.a. dispersivitet.
(Excel ark).

CD-bilag 6: Beregning og modellering af diffusion. (Excel ark).

CD-bilag 7: Short Cut program.

A Beskrivelse af forsøgsopstillingen

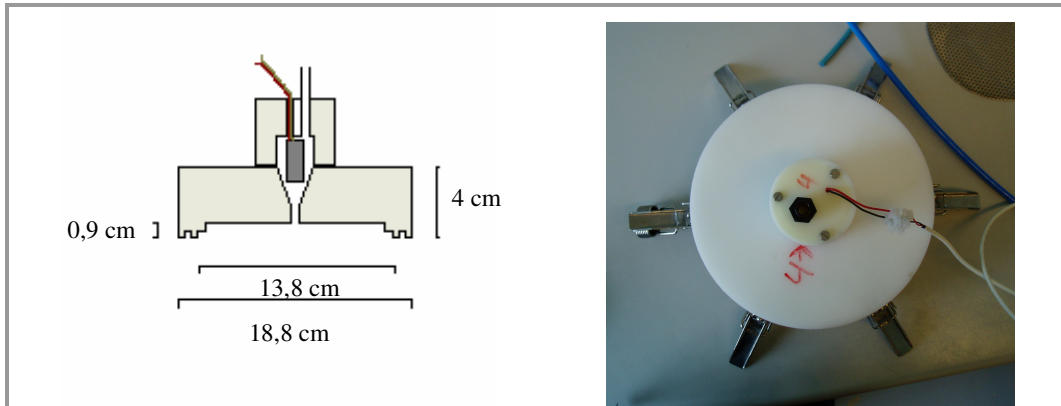
Her beskrives detaljerne bag forsøgsopstillingen til bestemmelse af diffusionsdispersionskoefficienter. Kolonnerne er lavet af 3 mm tyk plastic, med ende stykker i 0,9 cm tyk plastic. De forskellige dele af opstillingen er skruet sammen og tætnet med silikone. På Figur A.1 ses en tegning af kolonnen.



Figur A.1: Skitse af kolonne med størrelses angivelser.

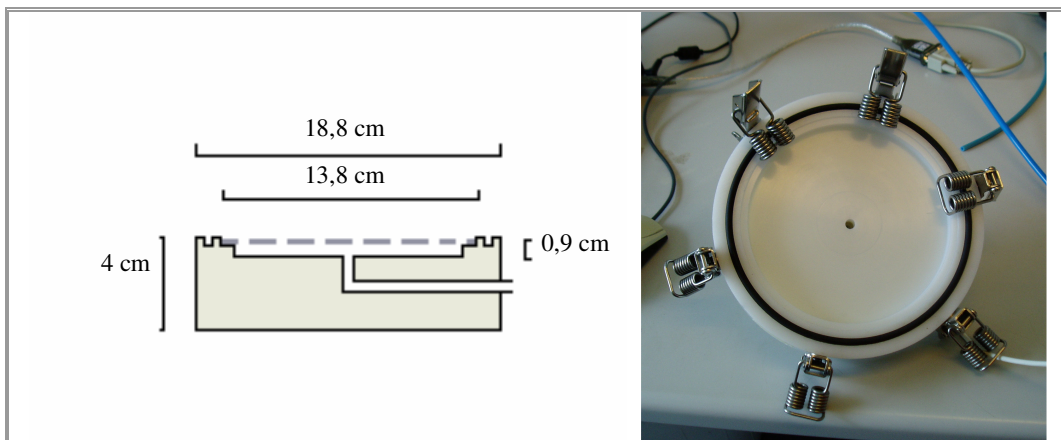
Top og bund stykkerne er forskelligt udformet. Bunden er til indløb af gassen, mens toppen også indeholder en iltelektrode til målinger. Overgangen mellem endestykkerne og kolonnen er tættest med en gummiring der er nedlagt i endestykket.

På Figur A.2 er udformningen af topstykket skitseret sammen med et billede.



Figur A.2: Topstykket til kolonnen. I topstykket er der placeret en iltelektrode til at måle iltindholdet i udgangsluften fra kolonnen. Billedet til venstre er taget oppe fra.

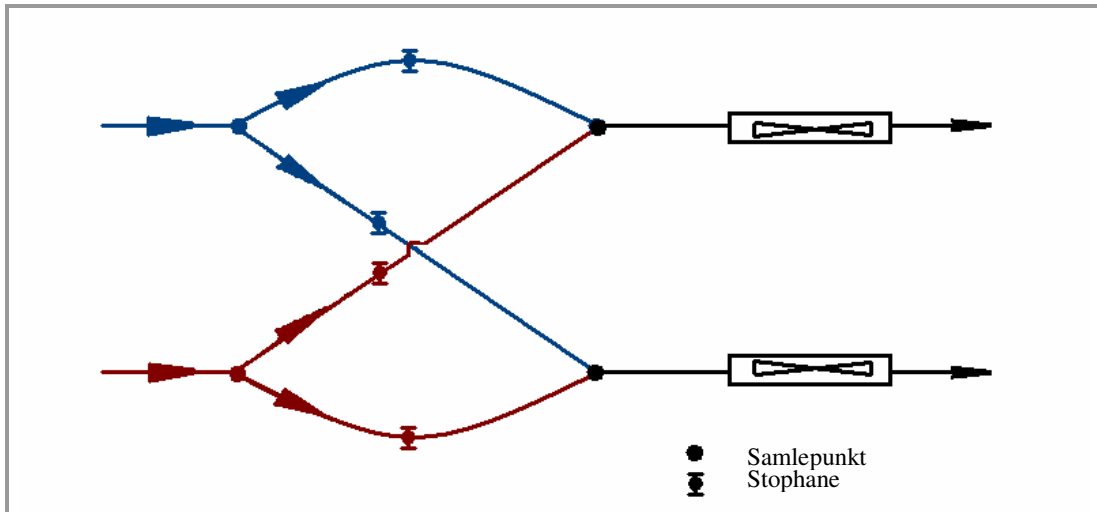
I bunden kan der indsættes et gitter til at holde det porøse materiale inde i kolonnen. Dette gitter er 1 mm tykt og har huller på 2 mm. På Figur A.3 ses en tegning og et billede af bundstykket.



Figur A.3: Bundstykke til kolonnen. Bunden er hvor indløbet til kolonnen er, her kan der indsættes et gitter til at holde materialet på plads i kolonnen, dette er vist med den grå streg på tegningen.

De slanger der forbinder forsøgsopstillingen er plastikslanger med en indvendig diameter på 4 mm.

Den måde hvorpå slangerne for de to forskellige gasser er samlet kan ses på Figur A.4.



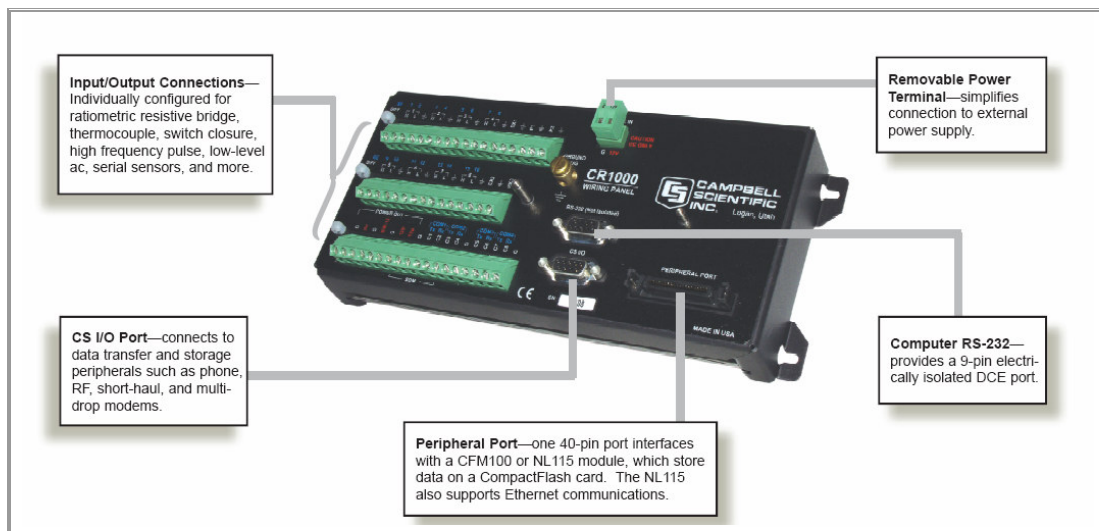
Figur A.4: Tegning af sammenkoblinger mellem slangerne. De to forskellige farver symboliserer to forskellige gasser.

B Logger og software

I dette bilag beskrives den logger der benyttes til dataopsamling under forsøget, samt det software der er benyttet i den sammenhæng. Endvidere beskrives hvilke input der er benyttet ved opsamlingen, og hvorledes loggeren er forbundet med forsøgsopstillingen. Disse ting beskrives for senere at lette opsætningen af et lignede forsøg.

B.1 Logger – model og tilslutning

Loggeren er en CR1000 model fra Campbell Scientific Inc. Den består af en måle- og kontrol del samt en del til sammenkobling. Figur B.1 viser et billede af modellen med forklaring af de forskellige dele herpå.



Figur B.1: Model CR100 fra Campbell Scientific Inc. før den blev skjult i en kasse. Billedet er fra Campbell Inc. 2008.

Loggeren er monteret i en kasse til beskyttelse af den under forsøg. Der er monteret fast strømforsyning og iltelektroderne er koblet til indgang 5, 6, 7 og 8.

B.2 Software – Hvad er brugt og hvorledes

Til brugt af loggeren blev der benyttet to slags software: PC200W og Short Cut, begge programmer er freeware fra Campbell Inc.

B.2.1 PC200W

PC200W er Datalogger Support Software, der benyttes til at kommunikere med data loggeren og sende programmer dertil. I dette projekt er version 3.2, build 3.2.0.5 benyttet.

Tabel B.1 viser de indstillinger der blev benyttet som indstillinger for PC200W.

Tabel B.1: De indstillinger der blev benyttet ved opsætningen af PC200W softwaren.

Datalogger Information	
Datalogger Name:	CR1000
Datalogger Type:	CR1000
Direct Connect Connection	
COM Port:	COM3
COM Port Communication Delay:	3000
Datalogger Settings	
Baud Rate:	115200
PakBus Address:	1
Security Code:	0
Extra Response Time:	0s

Selve programmet til indhentning af data fra dataloggeren blev lavet i Short Cut og importeret i PC200W.

B.2.2 Short Cut

SCWin Short cut for Windows kan benyttes til at generere CR1000 programmer ved hjælp af fire trin. I dette projekt blev Short Cut 2.5, build 2.5.3.0 benyttet. Indstillingerne for det genererede program kan ses i Tabel B.2.

Tabel B.2: De indstillinger der blev benyttet ved opsætning af programmet i Short Cut.

Datalogger Model	CR1000
Scan interval	5 sec.
Sensor	Differential Voltage
Range of Sensor Voltage	Autorange
Measurement Integration	Reject 50 Hz Noise
Reverse Input to cancel Offsets	True
Settling Time	0 sec.
Multiplier	1,0
Offset	0,0
Store every	5 sec.

Som det ses af Tabel B.2 er det muligt via programmet at omregne spændingsforskellen til en iltkoncentration direkte, men i dette projekt blev det valgt at importere de rå spændingsforskelle og senere omregne dem i Microsoft Excell. Det genererede CR1000 program er vedlagt projektet i CD-bilag 7.