AALBORG UNIVERSITET

Designværktøj til optimering af vandgennemstrømning og tilbageholdelse i infiltrationsbassin og filtermedie ('SUDS' og 'LAR')



Forfattere: Maiken Møller Larsen Tanja Pipaluk Karing Vejledere: Jesper Ellerbæk Nielsen Per Møldrup

09. Juni 2023



Titel: Designværktøj til optimering af vandgennemstrømning og tilbageholdelse i infiltrationsbassin og filtermedie ("SUDS" og "LAR") Projekt: Afgangsspeciale (MSc thesis) Projekt periode: 1. sep. 2022 - 9. jun. 2023 ECTS point 45 ECTS Vejledere: Jesper Ellerbæk Nielsen og Per Møldrup

Forfattere:

Maifen U. Javon

Maiken Møller Larsen

Tanja Pipaluk Karing

Antal sider: 98 Bilag: 11 (30 sider)

Department of Build Environment

Thomas Manns Vej 23 9220 Aalborg Øst https://www.en.build.aau.dk/

Synopsis:

I dette projekt udvikles et designværktøj ud fra simpelt input, der muliggør optimering af vandgennemstrømning og tilbageholdelse af miljøfremmede stoffer i filterjord. Designværktøjet er på pilotskala.

Værktøjet er delt op i to modeller, en 1D numerisk vandtransportmodel baseret på MMS-modelen og en analytisk stoftransportmodel. Disse udvikles på baggrund af casen - St. Restrup Fælled og PFAS. Der er udtaget prøver fra St. Restrup Fælled og udført laboratorieforsøg på disse for at kunne sammenligne og vurdere diverse empiriske modeller med virkeligheden. De empiriske modeller undersøges, for at kunne minimere mængden af laboratorieforsøg og dermed tiden det tager, før en beregning kan udføres.

Værktøjet kan bruges til at bestemme højden af et infiltrationbassin og designet af en filterjord på baggrund af et ønsket kriterie i forhold til, hvor hurtigt en given mængde af stoffet må passere filterjorden (5%, 50% eller 90%). Den ønsket filterjord designes på baggrund af kornstørrelsefordelingen, ved en iterativ proces. I den iterative proces, kan jordfraktionerne (ler, silt, fint sand, groft sand og organisk materiale), kompakteringen samt overfladearealet af bassinet ændres indtil det ønskede resultat opnås.

Ud fra værktøjet vurderes det, at det organiske indhold har størst betydning på stoftransporten, da det forudsættes, at stoffet sætter sig på det organiske materiale. Det er dog ikke realistisk at tilføje en stor mængde af organisk materiale, da dette vil gøre jorden ustabil, og jorden risikerer at kollapse. Der anbefales et indhold af organisk på maksimalt 5%. Det vurderes derudover, at et lerindhold på over 35% har en for stor effekt på højden i bassinet og ikke på tilbageholdelsen af stof. Afgangsprojekt (MSc thesis) skrevet i forbindelse med afslutningen af Civilingeniøruddannelsen i Vand og Miljø (Water and Environmental Engineering), på Aalborg Universitet (AAU). Specialet er 45 ETCS point, tilsvarende at arbejde et semester på deltid og et semester på fuldtid. Projektet er skrevet i perioden fra 1. september 2022 til 9. juni 2023. Specialet er skrevet under vejledning af Per Møldrup og Jesper Ellerbæk Nielsen.

I forbindelse med projektet skal der lyde en særlig tak til;

- Per Møldrup og Jesper Ellerbæk Nielsen for altid at stå til rådighed med vejledning, hjælp samt svar på spørgsmål
- Jacob Birk Jensen for at må tage jordprøver på lokationen St. Restrup Fælled
- Anette Næslund Pedersen for hjælp og vejledning til udførsel af laboratorieforsøg
- Kollegagruppe Benjamin Terndrup Hedevang og Frederik Bang Sørensen, for at udveklse data fra lokationen og krydsvalidering af model.
- Kollegagruppe Frederik Kofoed Madsen og Søren Bagge Pedersen for krydsvalidering af model.
- Kollegagrupperne i grupperummet for sparring og hyggelige stunder i forbindelse med specialeskrivningen. Her skal, der lyde en ekstra tak til Anders Pinholt Hansen for hjælp og sparring i forbindelse med opsætning af model.

In this project, a design tool is developed based on simple input, enabling the optimization of water flow and retention of environmental contaminants in filter media. The design tool is at pilot scale.

The tool is divided into two models: a 1D numerical water transport model based on the MMS model and an analytical chemical transport model. These are developed based on a case study - St. Restrup Fælled for the location and PFAS as the chemical. Samples have been taken from St. Restrup Fælled, and laboratory experiments have been conducted to compare and evaluate various empirical models with the samples taken. The empirical models are being investigated to minimize the amount of laboratory experiments and the time it takes before a calculation can be performed.

The tool can be used to determine the depth of an infiltration basin and the distribution of grain size in filter media. These are determined based on a desired criterion regarding how quickly a given amount of substance should pass through the filter media (5%, 50%, or 90%). The grain size distribution is found through an iterative process. In this iterative process, the soil fractions (clay, silt, fine sand, coarse sand, and organic matter), bulk density, and surface area of the basin can be changed until the desired result is achieved.

In the designed tool, the content of organic matter is considered to have the greatest impact on chemical transport, as it is assumed that the chemical adsorbs to the organic matter. However, adding a large amount of organic matter is not realistic as it would make the soil unstable and prone to collapsing. A content of organic matter up to 10% is recommended. It is also assessed that a clay content of over 35% has a significant effect on the depth in the basin but not on retention of the chemical.

For the St. Restrup Fælled case, a filter media consisting of 20% clay, 2% silt, 35,5% fine sand, 35,5% coarse sand, and 7% clay is designed. With this filter media, it will take 6,7 years, 17,2 years, 7,2 years, and 11,9 years for 50% of PFHxS, PFOS, PFNA, and PFOA, respectively, to travel through 1 meter of the recommended filter media when the basin is 20m x 20m in size. The basin will then have a maximum depth of 0,62m and a volume of $250m^2$ over the calculated 31 years.

Indhold

1	Ind	ledning	1
	1.1	Klimaforandringer	1
	1.2	Lokal afledning af regnvand	1
	1.3	De miljøfremmede stoffer i dansk kontekst	2
	1.4	Design af filtermedie i dag	2
	1.5	Problemformulering	4
2	Et	værktøj til at bestemme vand- og stoftransport i umættet jord	5
	2.1	Opbygning af værktøjet via en case	6
	2.2	Rapportstrukturen	7
3	Inp	utparametre fra casen: St. Restrup Fælled	9
	3.1	Jordprøver på lokaliteten	12
	3.2	Klassifikation af jorden	13
	3.3	Jordens tørvægtsdensitet, total- og effektiv porøsitet	14
	3.4	Jordens organisk materiale	15
	3.5	Jordens partikelfordeling	16
	3.6	Jordens vandindhold ved markkapacitet	18
	3.7	Opsummering af jordklassifikationen	20
4	\mathbf{Des}	signparametre til værktøj: Opsætning af retentionskurver	22
	4.1	Retentionskurve med beregnet Campbell b-værdi	24
	4.2	Retentionskurve med tilpasset b-værdi	26
	4.3	Spænd for retentionskurven	26
	4.4	Sammenligning mellem empirisk og eksperimentel retentionskurve	28
	4.5	Empirisk bestemt vandindhold ved pF 2	30
	4.6	Empirisk bestemt vandindhold ved p F 6	33
	4.7	Opsummering af hvilke modeller og parametre der benyttes i vandtransportmodellen \ldots .	34
5	\mathbf{Des}	signparametre til værktøj: Mættede og umættede hydrauliske konduktivitet	35
	5.1	Analyse af fem mættede hydrauliske ledningsevne modeller	36
	5.2	Fra den mættede til den umættede hydrauliske ledningsevne	39
	5.3	Opsummering af valgte metoder til bestemmelse af den hydrauliske ledningsevne (mættet og	
		umættet)	41
6	Opł	bygning af model: vandtransport igennem den umættede zone	43
	6.1	Processer over jordoverfladen	44
	6.2	Processer under jorden	44
	6.3	MMS-model - Grundstenen i vandtransportmodellen	46
	6.4	Implementering af retentionskurver	48

	6.5 Vandinput til modellen	48
	6.6 Opbygning af bassinmodel	49
	6.7 Evapotranspiration	51
	6.8 Opsummering af vandtransport igennem cellerne	54
7	Validering af vandtransport model	56
	7.1 Retentionskurve og hydraulisk ledningsevnekurve	56
	7.2 Vandfronten igennem jordlaget	57
	7.3 Validering af vandindhold ved håndberegninger	58
	7.4 Krydsvalidering af vandindhold med to kollega afgangsprojekter	59
8	Designparameter til stofmodel: Forsinkelsesfaktor for stof	61
	8.1 Teori for bestemmelse af forsinkelsesparameteren, R	62
9	Case af de forurenende stoffer: PFAS	65
	9.1 Hvad er PFAS	66
	9.2 Forsinkelsesfaktoren for PFAS	67
10	Opbygning af model: stoftransport igennem den umættede zone	69
	10.1 Beregning af gennemtrængningskurver	70
11	Følsomhedsanalyse af inputparametre	73
	11.1 Kornstørrelsefordeling for filterjorden	74
	11.2 Lerfraktionens betydning	75
	11.3 Organisk materiales betydning	76
	11.4 Evapotranspirationens betydning	76
	11.5 Opsummering	78
12	Resulater af casen: St. Restrup Fælled	79
	12.1 Bassindybde	80
	12.2 Gennemtræningskurver	81
	12.3 Anbefalet kornstørrelsefordeling og bassinoverfladeareal	83
13	Anbefalinger til modellering og etablering af bassin	84
	13.1 Sammensætning af filterjord og originaljord	85
	13.2 Graden af kompaktering	85
	13.3 Opland til bassin	86
	13.4 Dimensionsgivende stof	86
	13.5 Vegetation \ldots	86
	13.6 Sikkerhedsfaktorer	86
	13.7 Løsninger på jorde som ikke opnår tilfredsstillende stoftilbageholdelse	87
14	Konklusion	89
15	Perspektivering	91
	15.1 Videreudvikling af vandtransportmodellen	91
	15.2 Videreudvikling af stoftransportmodellen	92

15.3 Levetiden af filterjorden \ldots	93
15.4 Konceptet i landbrugsammenhænge	93
15.5 Ideer udenfor konceptet	94

Litteratur

95

Bilag		Ι
А	Bestemmelse af vandindhold	Ι
В	Bestemmelse af organisk materiale	III
С	Sigteanalyse	V
D	Hydrometeranalyse	VI
Ε	Vandmætnings - og sugeboks	XII
F	pH måling	XV
G	Jordfraktioner	XVII
Η	Hydraulisk ledningsevne modeller	XIX
Ι	Forsinkelsesfaktorer for PFAS stoffer bestemt ved forskellige parametre	XXV
J	Bassindybde over tid	XXVIII
Κ	Elektronisk bilag	XXX

1.1 Klimaforandringer

Klimaet i Danmark og i udlandet er under forandring. Denne forandring betyder en stigning i temperatur, nedbør samt vandstande. FN's klimapanel *Intergovernmental Panel on Climate Change* (IPCC) har udregnet forskellige scenarier *Representative Concentration Pathways* (RCP) for hvordan klimaforandringerne vil se ud i fremtiden, alt efter hvor stor strålingspåvirkningen er, ved udledningen af forskellige mængder af drivhusgasser. Scenarierne der oftest bliver snakket om er RCP2,5 RCP4,5 og RCP8,5, hvor RCP 8,5 scenariet er indtil videre det højeste udregnet scenarie. I Danmark vil RCP8,5 betyde, at temperaturen forventes at stige i gennemsnit med 3,4 °C. Nedbøren i Danmark forventes at stige med 25% om vinteren og regnvejrshændelserne bliver mere ekstreme/kraftigere om sommeren på trods af samme nedbørsmængde som nu. De stigende vandstande betyder, at stormflode sker oftere og oftere, og dermed skaber en større risiko for oversvømmelser [Miljøstyrelsen, 2023]. Klimaforandringerne kan basalt set håndteres på to forskellige måder - enten ved at modvirke eller at tilpasse sig. Modvirkningen sker i forhold til at nedsætte udledningen af drivhusgasser, hvor tilpasningen sker ved at mindske negative effekter at klimaforandringerne [Hansen, 2015a].

1.2 Lokal afledning af regnvand

I forbindelse med pariseraftalen, der blev fastlagt i 2015, indgik medlemslandende en aftale om, at den globale opvarmning fortsat fra dags dato, kun må stige med 1,5°C, dette er tilsvarende klimascenariet RCP4,5. Da klimaforandringerne ikke er uundgåelige er klimatilpasnings-delen et vigtigt led i forhold til at leve med klimaforandringerne. Klimatilpasing er et område, der stadigvæk udvikles og nye løsninger bliver stadigvæk udviklet i forbindelse med design af byrummet. Nogle af disse løsninger kaldes i Danmark LAR (lokal afledning af regnvand), og der findes forskellige udgaver af dette i udlandet. Her benævnes løsningerne blandt andet med SUDS (Sustainable Urban Design, UK), LID (Low Impact Development, USA), WSUD (Water Sensitive Urban Design, Australien) samt SCC (Sponge City Concept, Kina) [Jensen et al., 2020].

Fælles for dem alle er, at det er en løsning, der benyttes til, at håndtere uønsket vand på terræn, ved at opsamle og forsinke eller øge infiltrationen [Hansen, 2015b]. Det kan være regnvandsbede, grønne tage, faskiner, grøfter samt tørre og våde bassiner. I dag dimensioneres LAR-løsninger primært ved brug af nationale regneark, der er udviklet af Spildevandskomitéen [Kommune og Vand, 2016]. Her benyttes kun nedbøren og den mættede hydrauliske ledningsevne som input til designet af bassiner. LAR-løsninger dimensioneres generelt til, at kunne fjerne det uønsket vand på terræn så hurtigt som muligt, dette giver dog en anden problemstilling, stoftransporten. Der tages ikke hensyn til den mængde af stoffer som transporteres til en LAR-løsning via overfladeafstrømning og som til slut kan ende i grundvandet via nedsivning igennem jorden. Stoftransporten igennem umættet jord er afhængig af jordens struktur og tekstur samt nedsivningshastigheden af vandet. Dette betyder, at den hurtige nedsivning af uønsket vand på terræn vil modvirke den ønskede langsomme transport af miljøfremmede stoffer. Dermed er nedsivningen af vand og tilbageholdelsen af stof, to modstridende faktorer, og det kan være kompleks at imødekomme begge problemstillinger.

1.3 De miljøfremmede stoffer i dansk kontekst

I Danmark består 99,9% af drikkevandet af grundvand, og man gør meget i at beskytte grundvandet mod miljøfremmede stoffer. Dette er fordi man har en grundvandpolitik som består i, at forebygge forurening af grundvandet frem for at rense drikkevandet. I Danmark renses drikkevandet kun ved simpelt vandbehandling og ikke ved en udvidet vandbehandling. Dette gør, at der generelt er et større fokus på forbygningen af forurening af de miljøfremmede stoffer, hvilket kræver, at der kigges på løsninger til dette, samt metoder til at teste effekten af sådan en afværgeforanstaltning [Miljøstyrelsen, NA].

Miljøfremmede stoffer er stoffer, der enten er skabt af mennesker eller naturlige stoffer, som forekommer i større koncentrationer i miljøet end det er ønskeligt [Jensen og Lindegaard, 2023]. Der bliver hele tiden fundet nye miljøfremmede stoffer i miljøet, og fokuset på en lang række stoffer bliver større og større [Eurofins, 2023].

I forbindelse med den øgede interesse for de miljøfremmede stoffer stiger antallet af steder de findes i miljøet. I det danske vandmiljø er det generelle problem følgende miljøfremmede stoffer; tungmetaller, pesticider og andre industrielt skabt kemikalie [Eurofins, 2023]. Disse stoffer udgør en risici for vandmiljøets sundhed og i sidste ende kan det udgøre en risici for mennesker, da stofferne kan bioakkumulere op igennem fødekæden.

1.4 Design af filtermedie i dag

En metode til at imødekomme problemmatikken med nedsivning er stof, er at etablere et filterlag i forbindelse med LAR-løsningen, hvor blandingsforholdet er kendt. Her er det muligt at tilføje en ønsket mængde af groft sand, fint sand, ler, silt samt organisk materiale [Københavns Universitet, 2015b]. På den måde, kan man styre teksturen af jorden, og styre nedsivningen af nedbør og adsorptionen af de miljøfremmede stoffer. Det er vigtigt, at blandingen kun består af ren jord, som ikke er forurenet.

Forstyrrelser af jorden, betyder en vis ustabilitet i starten indtil jorden igen har 'sat' sig, hvilket man skal være opmærksom på. Det betyder, at der i den første tid efter udlægning kan ske en udvaskning af fine partikler sand og opløst organisk materiale [Jensen et al., 2019].

Interessen for brugen af filtermedie i Danmark har været stigende siden 2008, hvor ideen om filterjord blev undersøgt som en del af, et forskningsprojekt fra Københavns Universitet. Her ville man undersøge virkningen af tyske filterjorde. Tyskland har siden 1992 benyttet filterjord under faskiner. I 2011 blev det første fuldskalaforsøg opsat med filterjord under vejbede. Trods den stigende interesse, er brugen af filterjord stadigvæk begrænset. I Danmark var der i 2019 benyttet filterjord på 29 projekter [Jensen et al., 2019]. Den begrænsede brug kan skyldes, at der stadig i dag ikke er standarder i forhold til design og etableringen af filterjord. I 2015 udkom Københavns Universitet [2015b] med et vidensblad, der har samlet anbefalinger i forhold til sammensætningen af filterjord. Anbefalingerne ses i tabel 1.1.

Parameter	Anbefaling
Renhed	Jorden skal være ren, eller næsten ren i udgangs- punktet
Ler og silt	Samlet indhold af ler og silt skal være mindst 5% og maksimalt 10%
Organisk materiale	$\begin{array}{c} \text{Mellem 1\% og 3\%} \\ \text{(vægtprocent)} \end{array}$
pH	Mellem $6,5 \text{ og } 7,5$
Metaloxider	Et vist indhold af jern- og aluminiumsoxider er en fordel
Dybde	Min. 0,3 m og maks. 0,5 m
K_{sat}	$10^{-5} \mathrm{~m/s}$ - $10^{-4} \mathrm{~m/s}$
Homogenitet	Jorden skal være homogent opblandet
Vegetation	Filterjord skal være vegetationsdækket

Tabel 1.1. Anbefalinger til sammensætningen af filterjord, udtaget fra Jensen et al. [2019]

Disse anbefalinger er som nævnt lavet på baggrund af erfaringer fra Tyskland i forhold til, at filterjorden både kan infiltrere afstrømmende regnvand og tilbageholde stoffer. Renseeffekten af filterjorde er stadig ikke veldokumenteret, men Københavns Universitet [2015a] har undersøgt en række ældre nedsivningsanlæg i Tyskland. Grundet filterjordens evne til at adsorbere forurenende stoffer, vil jorden på et tidspunkt over en årrække begynde at blive mættet, og dermed kunne begynde at udgøre en forureningsrisiko i sig selv og stofferne vil begynde at kunne udvaskes [Københavns Universitet, 2015a]. Derfor skal filterjorden udskiftes, men hvornår dette skal ske kan være svært at afgøre, grundet vanskeligheden i at dokumentere filterjordens renseeffektivitet. Renseeffekten er svær at undersøge, fordi der er stor variation i nedbøren og forureningsmængden fra oplandet. Derfor er det nødvendigt at tage flere prøver for at få et repræsentativt billede af renseeffekten.

Designet af en optimal LAR-løsning er dermed en afvejning imellem nedsivning og tilbageholdelse af miljøforurenende stoffer. En afvejning som i dag ikke benyttes, når bassiner designes via nationale regneark. Her er fokus nedbøren og den mættede hydrauliske ledningsevne, K_{sat} som de styrende parametre for, hvordan et LAR-anlæg skal dimensioneres. Hermed tages der heller ikke højde for stofbelastningen, der kan forekomme via overfladeafstrømningen. Så som det er i dag, findes der ikke er værktøj som kan bruges til dimensioneringen af et LAR-anlæg, hvor der både tages højde for en detaljeret vandtransport, en detaljeret stoftransport samt en mulighed for at designe sin egen filterjord.

Design og optimering af LAR-løsninger er dog under udvikling. Der er lige nu et EU-projekt igang, som har fokus på at innovere de traditionelle rørsystemer og nyere grønne/blå infrastrukturer (LAR og SUDS). EU-projektet er benævnt Co-UDlabs, og startede i 2021 og afsluttes i 2025 [CO-UDlabs, 2021].

1.5 Problemformulering

Formålet med denne rapport er at skabe et værktøj som kan bestemme vand- og stoftransport igennem den umættede jordzone, for på den baggrund at kunne designe et bassin (LAR-løsning) med dertilhørende filterjord. Dette betyder, at værktøjet imødekommer problemstillinger, som i dagens praksis ikke tages højde for når LAR-anlæg skal dimensioneres, nemlig en præcis vandtransport og vurderingen af stofbelastningen fra et afstrømmende opland. På baggrund af dette er følgende problemstilling stillet:

Hvordan udvikles et beregningsværktøj der ud fra simpelt input (jordtekstur og kompaktering) muliggør optimering af vandgennemstrømning og tilbageholdelse af miljøfremmede stoffer i filterjord?

Værktøjet skal kunne benyttes til at bestemme følgende på en given lokalitet:

- Hvor stort et infiltrationsbassin skal være, for at kunne infiltrere nedbør fra et givent opland
- Hvordan en filterjord fysisk skal designes, i forhold til:
 - Sammensætningen af kornstørrelsefordelingen (procentmæssige indhold af groft og fint sand, silt, ler og organisk indhold)
 - $-\,$ Dybden af filterjorden
- Hvornår 5%, 50% og 90% af det forurenende stof har passeret filterjorden

Et værktøj til at bestemme vandog stoftransport i umættet jord

Formålet med rapporten og konceptet er at bygge et beregningsværktøj, der kan benyttes til at dimensionere LAR-løsninger i form af infiltrationsbassiner med en filterjord under, hvor der er fokus på både vandtransporten og stoftransporten. Værktøjet bygges således, at det er letanvendeligt og brugbart for en 'almindelig bruger' (fx. forsyninger og rådgivende ingenører), som ikke har mulighed for ressource- og tidskrævende laboratorieforsøg. Værktøjet bygges således på grundlæggende principper og tendenser, for at gøre værktøjet så simpelt og gennemskueligt som muligt. Det er meningen, at værktøjet skal kunne beregne punkterne beskrevet under problemformuleringen på en given jord i Danmark. En bruger skal blot indtaste simple data for jorden på lokaliteten samt tal for oplandsarealet og bassinarealet. Det er meningen, at det skal være let for en bruger at ændre jordteksturen og oplandsegenskaberne således, at de passer bedst muligt til brugerens lokalitet. Det skal være muligt at differentiere imellem den originale jord og en filterjord, således at det kan undersøges hvordan filterjorden skal designes, for at opnå de ønskede resultater.

Værktøjet bygges i Matlab, hvor vandtransporten igennem den umættede zone modelleres numerisk og stoftransporten analytisk på baggrund af data fra vandmodellen. Der er ekstra fokus på beregningen af vandtransporten til udviklingen af værktøjet for, at imødekomme en mere præcis dimensionering af bassiner og for at kunne imødekomme stoftransporten, da denne bygges på baggrund af vandtransporten. Modsat i dag, hvor der benyttes nationale regneark, hvor det eneste input er vandet og den mættede hydrauliske ledningsevne, K_{sat} . Samtidig er der i dag ikke fokus på stoftransporten i forbindelse med LAR-løsninger. Resultatet fra værktøjet der designes i dette projekt er en bassindybde, bassinvolumen og rejsetiden for et stof igennem filtermediet. Rejsetiden angiver, hvor længe der går før 5%, 50% samt 90% er kommet igennem filterjorden.

Værktøjet designes på pilot niveau og bygges på principper og tendenser udviklet af andre, som derefter undersøges og analyseres i denne rapport. De valgte metoder og sammenhænge undersøges i de følgende kapitler. En bruger af værktøjet skal selv iterativt ændre på parametrene i modellen, for at opnå det ønskede resultat af vand- og stoftransporten.



Figur 2.1 viser den iterative proces en bruger af værktøjet kan komme igennem.

Figur 2.1. Flowdiagram over værktøjet. Figuren illustrer hvordan en bruger iterativt skal ændre på parametre for at opnå det ønskede resultat.

Modellen vil som udgangspunkt være sat til nogle standardværdier i forhold til visse faktorer. Det vil være muligt for brugeren, at ændre nogle af disse, for at tilpasse værktøjet til netop den konkrete lokalitet og stofgruppe. I kapitel 13 vil der være et kapitel med anbefalinger, som gør det muligt for brugeren at ændre disse standardværdier inde for et realistisk spænd uden at skulle søge igennem litteraturen.

2.1 Opbygning af værktøjet via en case

Værktøjet bygges på en specifik case som vil ligge til grund for modellens opbygning. Casen vil bestå af en specifik lokation, og en specifik stofgruppe. Men målet til slut er, at en given dansk jord og en given stofgruppe skal kunne benyttes i værktøjet for at skabe det brede koncept. Lokaliteten er i dette projekt valgt til at være St. Restrup Fælled, placeret imellem Nibe og Aalborg, jf. afsnit 3. Casen for stofgruppen er bestemt til at være PFAS stofferne: PFOS, PFOA, PFNA og PFHxS.

På lokaliteten er der indsamlet intaktprøver, som benyttes til laboratorieforsøg for at kunne klassificere jorden. Følgende forsøg laves i laboratoriet:

- Jordens kornstørrelsesfordelingen findes ved sigteanalyser (indholdet af fint sand samt groft sand).
- Jordens vandindhold ved markkapacitet findes ved vandmætnings- og sugeboks.
- Jordens tørvægtsdensiteten (kompaktering), effektive og total porøsitet findes ved ovntørring ved 105 °C og empiriske formler
- Jordens let og svært omsættelige organiske indhold findes ved glødetab ved 225 °C og 550 °C
- Jordens ler og siltindhold bestemmes ved hydrometerforsøg

Klassifikationen benyttes til at finde inputparametre til værktøjet, samt til at kunne sammenligne forskellige modeller, som skal bruges til værktøjet, således at en eventuel bruger ikke skal lave disse tidskrævende forsøg på sin egen jord, for at kunne benytte vores værktøj. I denne rapport benævnes *inputparametre* og *designparametre*. *Inputparametre* er de parametre, en eventuel bruger af modellen skal indtaste for at kunne anvende værktøjet. *Designparametre* er derimod de parametre der er nødvendige for at kunne designe og opbygge værktøjet.

2.2 Rapportstrukturen

Der opbygges to modeller. En vandtransportmodel og en stoftransportmodel, jf. figur 2.2. Vandtransportmodellen opsættes først med de nødvendige inputparametre, designparametre samt, hvordan modellen konkret er modelleret. Vandtransportmodellen opbygges først for at kunne bruge vandtransporten som input til stoftransportmodellen. Stoftransportmodellen er opbygget analytisk, hvorimod vandtransporten er numerisk.



Figur 2.2. Flowdiagram over værktøjet. Modellen indeholder to modeller. 1: en vandtransportmodel og 2: en stoftransportmodel. Vandtransportmodellen opsættes først

Kapitel 3, 4, samt 5 benyttes til at finde inputparametre og designparametre til vandtransportmodellen således. I kapitel 7 valideres vandtransportmodellen.

I kapitel 8 klarlægges beregningsmetoden til en forsinkelsesfaktor i forhold til vandet, hvor denne findes for den givne case i kapitel 9, og opbygningen af selve stoftransportmodellen beskrives i kapitel 10. Det samlede værktøjs følsomhed på baggrund af inputparametre som brugeren kan skrue på, undersøges i kapitel 11, og værktøjet testes for casen i kapitel 12.

Inputparametre fra casen: St. Restrup Fælled

Inputparametere så som, partikelfordelingen, totalporøsiteten, tørvægtsdensiteten samt vandindholdet ved pF 2, er nødvendige parametre i forhold til, at kunne bestemme vandtransporten og således stoptransporten i værktøjet. Parametrene er derimod også nødvendige for at kunne sammenligne de målte data med empiriske modeller. Dette bliver gjort senere i rapporten, jf kapitel 4 og 5.

I dette kapitel undersøges den specifikke case, St. Restrup Fælled, i forhold til placering og jordforholdene på lokaliteten. Der laves en klassifikation af jordtypen for efterfølgende at kunne benytte denne data, til at finde empiriske modeller, som vil blive benyttet i udarbejdelsen af det endelige værktøj, for vand- og stoftransport i umættet jord. Som vist i figur 3.1 er formålet ved dette kapitel at finde inputparametre til værktøjet.



Figur 3.1. Flowdiagram over værktøjet. Dette kapitel gennemgår de parametre (inputpatametre), som skal indsættes af en bruger.

De fundne parametre vil ydermere blive brugt i de følgende kapitler til undersøgelsen af hvilke modeller og tendenser som skal benyttes under uarbejdelsen af værktøjet.

Lokationen St. Restrup Fælled er beliggende i Nordjylland, imellem Nibe og Aalborg. Projektlokaliteten består på nuværende tidspunkt af en brakmark med højt græs. Grunden har et fald fra vest mod øst på omkring 7,5 meter, jf figur 3.2.



Figur 3.2. Lokaliteten for projektet og højdekurve for grunden ved St. Restrup Fælled.

Planen for lokaliteten er, at der skal bygges en lille landsby, hvor der er kvarterer med parcelhuse, et landsbytorv og kvarterer med landelige egenskaber som en bydam og små marker, jf. figur 3.3. Visionen er at få det bedste fra bylivet ved at have naboer tæt på (at have et fælleskab), men samtidig kunne nyde landlivet ved at have dyr og kunne dyrke sine egne grønsager. Samtidig passer visionen ind i den grønne tankegang om, at tilpasse sig klimaet i form af håndteringen af regnvand på egen grund.



Figur 3.3. Planskitse for byggeriet på grunden ved St. Restrup Fælled. Skitsen er vejledende [Aalborg Kommune, 2020]. Den blå linje som går igennem oplandet er grøften som leder vand til bydammen.

Som vist på figur 3.3 kommer der til at være en grøft, som løber tværs igennem hele grunden, således at vandet vil blive ledt ned til bydammen. Bydammen kommer til at være designet således at denne bruges som et infiltrationsbassin.

Grunden St. Restrup fælled er 272m x 187m, hvilket vil være oplandet til infiltrationsbassinet i for denne case. Den reelle mængde af vand, der vil nå bydammen er da afhængig af, det hydrologiske tab, der sker på vejen. Især befæstelsesgraden spiller en rolle her. Størrelsen på bassinet er endnu ikke endelig bestemt, men forventes at have en størrelse på ca. 20m x 20m.

St. Restrup Fælled er da en god case at benytte, fordi visionen og planen for området falder i hak, med formålet for værktøjet, der ønskes udviklet, nemlig at opnå en mere bæredygtig tilstedeværelse, hvor man går klimaet imøde istedet for at modarbejde det. For eksempel ved at håndtere regnvandet lokalt på grunden.

3.1 Jordprøver på lokaliteten

Lokaliteten har i flere år været benyttet af Aalborg Universitet (AAU) til, at tage jordprøver af 7. semester på Vand og Miljø. Jordprøverne bliver taget for at lære at klassificere jord. Der er dermed meget data for denne jord. I dette projekt benyttes data for VM7-21 og VM7-22 til sammenligning med de prøver, der er udtaget i forbindelse med dette projekt. Der er i dette projekt udtaget både intaktprøver og løsprøver. På figur 3.4 kan områderne hvorved jordprøverne er udtaget vist. Områderne er inddelt i område 1, 2 og 3, hvor område 1 er prøver udtaget af VM7-21, område 2 er VM7-22 og område 3 er udtaget i dette projekt, jf. figur 3.4.



Figur 3.4. Projektlokaliteten St. Restrup fælled. Figuren viser lokaliteten for de udtaget jordprøver. Område 1 indikerer prøver taget af VM7-21, hvor område 2 viser prøver fra VM7-22 og område 3 viser prøver udtaget til dette specialeprojekt.

Ved område 3 er der udtaget 11 intaktprøver og 4 løsprøver fordelt udover 3 huller. Område 3 er valgt, da dette er området, hvor infiltrationsbassinet kommer til at blive placeret. Prøverne er taget i dybden 60 - 80 cm.

Jordprøverne benyttes til at klassificere jorden på lokaliteten, for efterfølgende at kunne bruge denne data til opsætning af model.

3.2 Klassifikation af jorden

I dette afsnit klassificeres jordtypen på St. Restrup Fælled i område 3, hvor infiltrationsbassinet kommer til at ligge. Klassifikationen benyttes som tidligere nævnt til at kunne finde og sammenligne målte data med de empiriske modeller og parametre, som vil blive benyttet til designparametrene i værktøjet, samt som inputparametre en bruger skal indsætte i modellen. Klassifikationen benyttes derudover til at kunne vurdere jordtypen, for senere i valideringen af værktøjet, samt i følsomhedsanalysen til at kunne vurdere tendenser af jorden.

Der er som nævnt i udtaget 11 intaktprøver og 4 løsprøver ved område 3, derudover er der fra de forrige semestre ligeledes udtaget prøver ved område 1 og 2, jf. figur 3.4 på forrige side.

Prøverne fra område 3 går igennem følgende laboratorieforsøg som et led i at klassificere jordtypen på lokaliteten. Laboratorietforsøgene er beskrevet yderligere i bilag A, B, C, D, E, F.

Laboratorieforsøg	Intaktprøver	Løsprøver
Vandindhold til bestemmelse af: tørvægtsdensitet, total- og effektiv porøsitet	х	
Glødetab til bestemmelse af indhold af organisk materiale	х	х
Sigteanalyse til bestemmelse af partikelfordeling	х	х
$\mathbf{Hydrometerfors} \mathbf{\emptyset g}$ til bestemmelse af ler og silt indhold	х	х
Fugtningsboks/vandmætningsboks til at sikre at intaktprøverne er tilstrækkeligtvandmættet	х	
Sugeboks til bestemmelse af vandindhold ved p F 2	х	
\mathbf{pH} værdien i jorden	Х	х

Det er ønskeligt at undersøge jordens tørvægtsdensitet, totalporøsitet samt den effektive porøsitet, da disse er parametre som er vigtige at klassificere, for at kunne vurdere jordens evne til, at transportere vand og derved stoffer som følge af vandet.

Det er derudover ønskeligt, at vide hvor meget ler og organisk materiale, der er i jorden, for at kunne vurdere, hvor god jordens evne er til at tilbageholde miljøfremmede stoffer. Det organiske indhold i jorden findes ved glødetabsforsøg, og lerindholdet bestemmes ved at lave sigtnings- og hydrometeranalyse. Hvis indholdet af disse er lavt, vil det være fordelagtigt at tilføje ler og OM til filterjorden. Effekten af dette kan undersøges med værktøjet.

Prøverne udtaget på lokation er undersøgt for pH-værdien. Da dette ikke indgår i den videre udarbejdelse af værktøjet ligger dette i bilag F.

3.3 Jordens tørvægtsdensitet, total- og effektiv porøsitet

Tørvægtsdensiteten, totalporøsiteten samt den effektive porøsitet er parametre som er en indikator for, hvor komprimeret jorden er. Jo mere kompakt jorden er, desto dårligere vil jordens egenskab til at transportere vand være. Den totale porøsitet beskriver jordens samlede porevolumen. Parameteren dækker den effektive og indeffektive porøsitet. Den effektive porøsitet beskriver anddelen af porevolumenet, der er i stand til at dræne og modtage vand. Den indeffektive porøsitet er de porer, som ikke er i stand til at dræne vand. Disse porer er ikke forbundet med de andre porer. Tørvægtdensiteten er derimod det modsatte, det er andelen af jorden, som er fast stof. Parameteren indikerer mængden af fast materiale pr. volumen, og værdien afhænger af partikeltypen [Loll og Moldrup, 2000a]. Tørvægtsdensiteten stiger typisk med dybden, da kompakteringen stiger med dybden grundet presset fra den overstående jord [Loll og Moldrup, 2000c].

Tabel 3.1 viser en oversigt over tørvægtsdensiteten, totalporøsiteten samt den effektive porøsitet. Proceduren til bestemmelse af disse kan forefindes i bilag A.

Tabel 3.1. Tørvægtsdensiteten, totalporøsiteten samt den effektive porøsitet for alle de udtaget intakt prøver. I noteringen for prøven, angiver H1-H2-H3, hvilken udgravning prøven er taget i. Hvor I eller L angiver om det er en intaktprøve eller en løsprøve.

	Tørvægtsdensitet	Total porøsitet	Effektiv porøsitet
	$[{ m g}/cm^3]$	$[cm^3 \text{ vand}/cm^3 \text{ jord}]$	$[cm^3 \; { m luft}/\; cm^3 \; { m jord}]$
H1I1	1,44	0,46	0,40
H1I2	$1,\!57$	$0,\!41$	0,33
H1I3	$1,\!57$	$0,\!41$	$0,\!35$
H1I4	1,48	$0,\!44$	0,39
H1I5	$1,\!60$	$0,\!39$	0,33
H2I6	$1,\!54$	$0,\!42$	0,33
H2I7	1,48	$0,\!44$	0,36
H2I8	$1,\!48$	$0,\!44$	0,22
H3I9	$1,\!58$	$0,\!40$	0,29
H3I10	$1,\!63$	$0,\!38$	0,34
H3I11	$1,\!59$	$0,\!40$	$0,\!35$
Middel	1,54	$0,\!42$	0,34

Tabellen viser, at alle prøverne generelt har ens værdier for henholdsvis tørvægtsdensitet og porøsiteter. Den gennemsnitlige tørvægtsdensitet for alle prøverne er 1,54 $\frac{g}{cm^3}$. Dette er en anelse højere end den gennemsnitlige tørvægtsdensitet fundet for jordene undersøgt i Hansen [1976] (Det Danske Jordkartotek - 50 danske jorde), værdien er her 1,48 $\frac{g}{cm^3}$. Dette tyder på en lidt højere kompaktering end gennemsnitsjorden i Det Danske Jordkartotek. Dette giver god mening i forhold til, at jorden på St. Restrup Fælled, har været brugt til landbrug, og maskiner har kørt over marken. Påvirkningen af kompakteringen på jordens dræningsevne kan yderligere undersøges ved porøsiteterne. Figur 3.5 og 3.6 viser den totale og den effektive porøsitet for prøverne udtaget ved St. Restrup Fælled. Samtidig er der vist porøsiteter for tidligere semestre, der ligeledes har udtaget prøver ved St. Restrup Fælled.





Figur~3.5.Totalporøsiteten for prøver udtaget ved St. Restrup.



Totalporøsiteten er generelt ens ved alle prøver taget ved St. Restrup Fælled, på trods af at prøverne er udtaget i forskellige områder hen over forskellige år. Modsat svinger den effektive porøsitet mere i forhold til, hvilke prøver der kigges på. Prøver udtaget i område 3, har højere effektiv porøsitet i forhold til de øvrige prøver. Dette kunne indikere at prøverne fra område 3 indeholder flere af de større og forbundene porer, der dræner hurtigt i forhold til prøver udtaget længere oppe på marken (område 1 og 2). Den effektive porøsitet udgør i gennemsnit 80% af den totale porøsitet, hvilket indikerer en grovsandet jord, og at jorden således har en rigtig god dræningsevne. Dette er fordelagtigt i forhold til at undgå oversvømmelse på tærren.

3.4 Jordens organisk materiale

Jordens organiske materiale er vigtigt at kende for at kunne vurdere, hvor god jorden er til at tilbageholde stoffer. Tilbageholdelsen af stoffer afhænger af en lang række parametre, hvori organisk stof er et led i dette. Den forureningstype som vil sætte sig på det organisk materiale vil oftest være stoffer som er apolære (hydrofobisk), da organisk materiale er mere apolært end vand. Bindingsevnen vil selvfølgelig afhænge af stoffet og typen af det organisk materiale [Loll og Moldrup, 2000d].

Det organiske materiale er negativt ladet, hvilket betyder, at de positive kationer sætter sig fast på materialet, og der sikres dermed en tilbageholdelse af visse forurenende stoffer. Det organiske materiale i jord består af en let omsættelig og svær omsættelig del. De forskellige fraktioner bestemmes ved at isætte jordprøverne i ovnen ved henholdsvis 225 grader og 550 grader. For en yderligere beskrivelse af proceduren henvises til bilag B.

Tabel 3.2 viser mængden af let og svært omsætteligt organisk materialer fundet i prøverne fra St. Restrup Fælled.

Tabel 3.2.	Tabelov	versigt over	indholde	et af organisk	k material	e i alle pi	røver ud	dtaget fr	a St. Res	strup Fælle	d. I noterin	igen
for prøven,	angiver	H1-H2-H3	, hvilken	udgravning	prøven e	r taget i.	Hvor 1	l eller L	angiver	om det er	en intaktpr	:øve
eller en løsp	orøve.											

	Letomsættelig OM [%]	Sværtomsættelig OM $[\%]$	Total OM [%]
H1I1	0,17	0,40	$0,\!58$
H1I2	0,26	0,28	$0,\!54$
H1I3	0,31	0,25	0,56
H1I4	$0,\!28$	0,17	$0,\!45$
H1I5	0,26	0,12	0,38
H2I6	0,21	0,20	$0,\!41$
H2I7	$0,\!25$	0,25	0,50
H2I8	$0,\!30$	0,16	$0,\!46$
H3I9	$0,\!42$	0,14	$0,\!56$
H3I10	0,18	0,17	$0,\!35$
H3I11	$0,\!12$	0,24	0,36
Middel	0,25	0,22	0,47

Det totale organiske indhold er lavt i alle prøver. Samtidig viser tabellen, at indholdet af let og sværtomsætteligt organisk materiale er næsten ligeligt fordelt, hvor der dog i gennemsnit er en lille overvægt af let omsættelig organisk. Jorden undersøgt på St. Restrup Fælled indeholder under 1/3 af det gennemsnitlige organiske materiale indhold sammenlignet med jordene undersøgt i Hansen [1976], hvor det gennemsnitlige indhold af total organisk materiale var 1,6%. Dette er en betydelig forskel, og det vurderes således, at St. Restrup Fælled jorden er fattigt i forhold til organisk materiale. På baggrund af dette vurderes St. Restrup Fælled jorden til, at være ringe til at tilbageholde visse miljøfremmede stoffer. Da det generelt kan konkluderes, at prøverne ikke indeholder en betydelig mængde af organisk materiale, kunne OM være en parametre at justere på i forhold til design af filtermedie, for at imødekomme tilbageholdelsen af miljøfremmede stoffer.

3.5 Jordens partikelfordeling

Partikelfordelingen af jorden benyttes til at klassificere hvilken jord, der er tale om og er baseret på kornkurver. I denne rapport består kornkurverne af to dele, hvor den øverste del (de store partikler) er bestemt på baggrund af en sigteanalyse i et sigtetårn. Den nederste del (de mindre partikler) af kornkurven er bestemt ved hydrometerforsøg, for mere præcist at kunne bestemme, hvor stor del af partiklerne, der er silt, ler samt fint sand. Hydrometerforsøget laves for bunden af sigteprøven (sigteresten) fra en 63 μm sigte. Proceduren for hydrometerforsøg er beskrevet i bilag D og proceduren for sigteanalysen er beskrevet i bilag C.

Tabel 3.3 viser en oversigt over de gennemsnitlige fraktioner i prøverne i forhold til, hvor prøverne er taget.

Tabel 3.3. Oversigt over fordelingen af partiklerne i forhold til hvilket område de er taget i (Hul 1, 2, 3 eller et samlet gennemsnit af disse). Disse gennemsnit er baseret på tabel G.7 i bilag G. Området hvor prøverne fra de tre huller er taget kan ses på figur 3.4.

Gennemsnitlige fraktionsfordeling							
af prøver taget fra St. Restrup							
Procentandel af de forskellige korntyper							
	i hele	prøven	[%]				
	Hul 1	Hul 2	Hul 3	Samlet gennemsnit			
Groft sand	26,03	$14,\!59$	$65,\!38$	$35,\!33$			
Fint sand	70,57	82,27	$31,\!63$	$61,\!49$			
Silt	$0,\!87$	$3,\!33$	$1,\!88$	2,03			
Ler	$2,\!40$	-0,06	$1,\!56$	$1,\!3$			
Procenta	ndel af o	de forske	ellige kor	ntyper			
i bu	nden af e	en 63 μr	n sigte [%]			
	Hul 1 Hul 2 Hul 3 Samlet gennemsnit						
Groft sand	-	-	-	-			
Fint sand	$26,\!40$	$57,\!95$	13,76	32,7			
Silt	$18,\!90$	$43,\!20$	$25,\!63$	29,24			
Ler	54,71	-1,14	$60,\!61$	38,06			
Hele	prøven	OM ink	luderet [%]			
	Hul 1	Hul 2	Hul 3	Samlet gennemsnit			
Letomsættelig OM	0,26	$0,\!25$	$0,\!24$	$0,\!25$			
Sværtomsættelig OM	$0,\!25$	0,20	$0,\!18$	0,21			
Total OM	$0,\!50$	$0,\!45$	$0,\!42$	0,46			
Groft sand	$25,\!94$	14,50	$64,\!80$	35,08			
Fint sand	70,29	81,79	$31,\!37$	$61,\!15$			
Silt	$0,\!87$	$3,\!31$	$1,\!87$	2,02			
Ler	$2,\!39$	-0,06	$1,\!54$	$1,\!29$			

Tabellen viser, at hul 1 og hul 2 generelt minder mest om hinanden i forhold til fordelingen af sand. Hul 1 og 2 indeholder mest fint sand og mindre groft sand, hvorimod hul 3 har en højere procentdel af groft sand kontra fint sand. Dette var også, det der blev observeret i forbindelse med prøvetagningen ved St. Restrup Fælled. På de andre parametre, silt, ler og OM, er fordeling nogenlunde ens, dog er det hul 1 der indeholder mest ler. Nogle af resultaterne fra hydrometeranalysen giver en negativ værdi for ler og silt, hvilket skyldes aflæsningsfejl i forbindelse med forsøget. Disse tal er ikke korrigeret, fordi det vurderes, at der på de positive tal ligeledes vil være en aflæsningsfejl, og derfor skulle disse også korrigeres. Dermed bliver aflæsningsfejlen udlignet når der benyttes et gennemsnit. Der er ikke brugt særligt meget prøvemateriale til hydrometerforsøgene, og dette kunne være en fordel i forhold til at få flere stabile aflæsninger.

Normalt benyttes en forudsætning af at bunden af en 63 μm sigte består af 1/3-del af silt, ler og fint sand.Det kan ud fra tabellens samlede gennemsnit ses, at prøverne passer ind i forudsætningen om, at det er ca. 1/3 del af henholdsvis ler, silt og fint sand, som er i bunden af sigten med størrelsen på 63 μm Møldrup [2023].

For St. Restrup Fælled jorden gælder det generelt for alle prøverne, at indholdet af ler og organisk materiale er lavt, og at jorden primært er en sandet jord. Dette betyder, at jorden er god til infiltration men ringere til at tilbageholde stoffer, grundet den lave mængde af organisk materiale og ler. Det lave indhold af ler kan også ses på kornkurverne illustreret på figurerne 3.7, hvor inddelingen viser, at kornkurverne for hul 3 stiger senere end for de to andre udgravninger, indikerende at disse jordprøver indeholder mere groft sand end de to andre huller. Figuren viser samtidig, at indholdet af ler og silt er tilnærmelsesvis ens i alle udgravningerne. Figur 3.8, 3.9 samt 3.10 viser de enkelte kornkurver for hver udgravning.



Figur 3.7. Alle kornkurver samlet



Figur 3.9. Kornkurver for prøver udtaget i hul 2



Figur 3.8. Kornkurver for prøver udtaget i hul 1



Figur 3.10. Kornkurver for prøver udtaget i hul 3

3.6 Jordens vandindhold ved markkapacitet

Markkapacitet angiver det sted, hvor jorden ikke længere drænes kun ved tyngdekraft, og vandet vil herfra og ned mod ingen vand, være bundet hårdere og hårdere. Modsat vil vandet fra markkapacitet og mod fuldt vandmættet være bundet løsere, og dette vil let kunne drænes [Loll og Moldrup, 2000c]. Et lavt vandindhold ved markkapacitet vil betyde, at jorden ikke er særlig god til at holde på vand, og højst sandsynligt vil være god til at dræne. Vandindholdet ved markkapacitet angives vandindholdet ved pF2, hvilket for de fleste jorde vil være tilsvarende -100 cm H_2O i porevandstryk.

Vand bevæger sig i jorden på grund af den potentielle energi i jorden. Den potentielle energi består af tyngdekrafts-potentialet (grundet gravitationskraftfeltet), tryk-potentialet (grundet kapillar - og adsportionskrafter) samt det osmotiske potentiale (grundet forskellen af potentiel energi mellem jordens

indhold af stoffer og rent vand). I forbindelse med vandtransport igennem jorden, undlades det osmotiske potentiale som oftest grundet forudsætningen om, at disse gradienter er små. Det betyder, at det fulde potentielle i jorden er består af trykpotentialet og tyngdekraften. Da trykpotentialet i en umættede jord er negativ, benævnes det også som porevandstryk [Loll og Moldrup, 2000c]. Det er netop de overstående egenskaber, der skal beskrives i forhold til at kunne modellere vandtransporten igennem jorden. Til dette benyttes retentionskurver, som beskriver, vandindholdet ved forskellige porevandstryk i jorden. Porevandstryk i jorden kan variere mellem -10 cm H_2O og -794.328 cm H_2O . Porevandstryk udtrykkes også i pF, som er logaritmen til porevandstryk og kan dermed være mellem 0 og 6,9 [Loll og Moldrup, 2000c]. Det er ønskeligt at bestemme jordens vandindhold ved markkapacitet, da dette er en indikator for hvor god jorden er til at holde på vand, samt at denne parameter skal benyttes til den videre modellering af værktøjet.

Under forsøget sættes sugeboksen til -120 cm H_2O tilsvarende en pF-værdi på 2,08. Dette er gjort da det mistænkes, at sugeboksen ikke suger lige så meget som apparatet viser. Derfor er den skruet lidt op. Hvis det er tilfældet, at sugeboksen virker optimalt, vil der være en lille underestimering af vandmængden i prøverne fra St. Restrup Fælled ved markkapaciteten. En underestimering af vandindholdet vil gøre, at vandet modelleres til at dræne hurtigere end det i realiteten gør, og i forhold til stoftransport vil man således være på den sikre side.

Beskrivelse af sugeboksen forefindes i bilag E. Figur 3.11 viser udviklingen af vandindholdet i intaktprøverne henover tiden, hvor de var isat sugeboksen.



Suctionboks - intaktprøver

Figur 3.11. Vandindholdet på intaktprøverne målt hver dag, i syv dage indtil vandindholdet er stabilt.

Figuren viser, at det er indefor det første døgn, at den største mængde af vand drænes, og efter nogle få dage er vandindholdet næsten stabilt og ændrer sig ikke meget. Prøverne har således nået markkapaciteten allerede efter de første dage, hvilket indikerer, at jorden er meget sandet. Prøverne behøves da ikke nødvendigvis at stå i 7 dage for at opnå markkapaciteten, hvis det er en meget sandet jord som denne.

	Vandindhold	Vandindhold ved pF 2
	$[\mathbf{g}]$	$[cm^3/cm^3]$
H1I1	$5,\!56$	0,056
H1I2	7,2	0,072
H1I3	$5,\!29$	0,053
H1I4	4,48	$0,\!045$
H1I5	$6,\!28$	0,063
H2I6	8,49	$0,\!085$
H2I7	8	$0,\!080$
H2I8	21,74	0,218
H3I9	$10,\!67$	$0,\!107$
H3I10	4,63	0,046
H3I11	$4,\!9$	$0,\!049$
Middel	7,93	0,08

Tabel 3.4. Vandindholdet i alle prøver ved markkapacitet (pF 2)

Vandindholdet i prøverne ved pF 2 er vist i tabel 3.4.

Tabel 3.4 viser, at vandindholdet ved pF 2 prøverne generelt er lavt. Dette indikerer, at jorden ved St. Restrup Fælled drænes hurtigt, hvilket stemmer overens med den høje effektive porøsitet og indholdet af groft og fint sand, som har vist samme tendens, at jorden er meget sandet, god til at dræne og forventes mindre god til at tilbageholde stoffer.

3.7 Opsummering af jordklassifikationen

Overstående klassifikation af jorden ved St. Restrup viste, at jorden består hovedsageligt af groft og fint sand samt næsten ingen silt og ler, hvilket gør jorden ideel i forhold til nedsivning af overfladevand. Dette understøttes af den høje effektive porøsitet og det lave vandindhold ved markkapacitet (pF 2), der indikerer, at jorden indeholder mange store og forbundet porer, der hurtigt drænes.

Hydrometeranalysen viste, at forudsætningen om, at bunden i en sigte
analyse (under 63 μm) består af 1/3 del af henholdsvis fint sand, silt og ler ([Møldrup, 2023]), stem
te fint overens.

Jorden ved St. Restrup Fælled har et lavt indhold af organisk materiale, hvilket er lavere end gennemsnittet i Det Danske Jordkartotek indikerende, at prøverne er taget under O-horisonten. Det organiske materiale i prøverne er i gennemsnit 0,47%, hvor 0,25% er letomsætteligt organisk materiale og 0,22% er sværtomsætteligt. Det lave indhold af små partikler, så som organisk stof og lerpartikler betyder, at jorden ikke egner sig til tilbageholdelses af stoffer. Det er derfor en tilføjelse af ler og organisk materiale, der ønskes i forhold til at kunne designe den perfekte filterjord.

Figur 3.12 viser, hvilke parametre som tages med videre i den følgende opbygning af værktøjet til bestemmelsen af vand- og stoftransport ned igennem den umættede jordsøjle.



Figur 3.12. Flowdiagram over værktøjet. Diagrammet illustrer hvilke parametre der skal indsættes af en bruger for at kunne benytte værktøjet.

Parametrene er fundet for St. Restrup Fælled jorden, og forventes også at en eventuel bruger skal indsætte de samme parametre.

Designparametre til værktøj: Opsætning af retentionskurver

For at kunne designe et værktøj, som kan modellere vand- og stoftransport igennem den umættede jordsøjle, skal designparametre bestemmes. For at kunne bestemme en given jords evne, til at flytte vand ned igennem en jordsøjle, benyttes retentionskurver og den hydrauliske ledningsevne, som begge er karakteristiske for en given jord. Jord-vands retentionskurver kan benyttes til at karakterisere en given jords evne til at tilbageholde vand i jordmatricen, hvor den mættede og umættede hydrauliske ledningsevne beskriver selve jordmatricens evne til at lede vand [Loll og Moldrup, 2000c].

I dette kapitel undersøges, hvordan jord-vands retentionskurven opsættes for en given jord, og hvordan denne kurve vil ligge til grund for opbygningen af værktøjet, i forbindelse med vandtilbageholdelsen igennem den umættede zone. Figur 4.1 viser designparametrene, og hvilken der undersøges i dette kapitel. Det er i denne rapport ønskeligt at kunne optegne retentionskurven empirisk baseret på kun fem faste punkter, ved brug af kun jordens tekstur. I kapitel 5 undersøges, hvordan den hydrauliske lednigsevne for en given jord findes, og hvordan disse også vil ligge til grund for modelleringen af vandtransporten igennem den umættede jordsøjle.



Figur 4.1. Flowdiagram over værktøjet. Dette kapitel beskæftiger sig med designparametre til vandmodellen. Her undersøges designparameteren retentionskurver.

En jord-vands retentionskurve beskriver som nævnt jordens evne til at tilbageholde vand i jordmatricen. Mængden af vand som tilbageholdes afhænger af et givent porevandstryk (sug) i jorden, og det er netop dette retentionskurven fortæller; vandindholdet ved forskellige porevandstryk i jorden. Jordtypen vil være afgørende for jordens evne til at tilbageholde vandet ved forskellige porevandstryk og retentionskurver er derfor specifikke for den givne jord Loll og Moldrup [2000c].

Den mest præcise måde at optegne en retentionskurve på er ved at måle vandindholdet ved forskellige porevandstryk. Dette er en tidskrævende proces, og det er derfor ønskeligt at kunne lave kurven ud fra empiriske formler. Kurven består af en våd og en tør del, som modelleres på forskellig vis. Den våde del af kurven (i spændet mellem pF 1 og pF 3,2) kan beskrives ved brug af Campbell's formel, jf. formel 4.1 [Loll og Moldrup, 2000c].

$$\theta = \theta_s \cdot \left(\frac{\psi_e}{\psi}\right)^{1/b} \qquad \qquad \psi = \psi_e \cdot \left(\frac{\theta}{\theta_s}\right)^{-b} \tag{4.1}$$

Hvor

ψ	Porevandstryk i jorden	$[cmH_2O]$
ψ_e	Air-entry, hvorved de store pore begynder at dræne	$[cmH_2O]$
θ	Vandindholdet i jorden	$\left[\frac{cm^3}{cm^3}\right]$
θ_s	Det mættede vandindhold/ totalporøsiteten	$\left[\frac{cm^3}{cm^3}\right]$

Campbell's model benyttes således, at vandindholdet ved pF 2 sættes til en fast værdi og air-entry ændres indtil kurven går igennem pF 2. Air-entry er det porevandstryk, hvorved de store porer begynder at dræne. Det er derfor nødvendigt at kende Campbell b-værdien for jorden. Campbell b-værdien kan bestemmes eksperimentelt, ved at udføre hydraulisk ledningsevneforsøg i felten. Dette kunne være et single/dobbelt-ring forsøg, hvor en jernring bankes ned i jorden, der ønskes undersøgt. Der påfyldes vand, hvorefter vandhøjden noteres efter en tid og indtil en del af vandet er infiltreret. Herefter laves samme forsøg, men hvor jorden nu forudsættes at være vandmættet. På baggrund af disse forsøg laves en kurve med tiden ud af x-aksen og den akkumuleret infiltration op af y-aksen. Hældningen på kurven kan da bruges til at udregne en b-værdi. Det er dog også muligt at bestemme b-værdien ud fra formel 4.2, hvor det kun er nødvendigt at kende ler-indholdet i jordprøverne [Loll og Moldrup, 2000c].

$$b = 13, 6 \cdot CF + 3, 5 \tag{4.2}$$

Hvor

b	Campbell b-værdi	[-]
CF	Vægtfraktion af ler i prøven	$\left[\frac{kg}{kg}\right]$

Den tørre del af kurven (i spændet mellem pF 3,2 til 6,9) beskrives ud fra 3 faste punkter, som let kan måles i laboratoriet. Punkterne ligger ved pF 4,2, pF 6 samt pF 6,9. Hvor pF 4.2 er visnegrænsen og er det punkt, hvor planter ikke kan trække mere vand ud af jorden. pF 6 er vandindholdet i jorden efter lufttørring i 3 uger. Og pF 6,9 er det punkt, hvor der ikke er mere vand i jorden, og den er total tør. Derfor er vandindholdet ved dette punkt lig 0.

Da Campbell-formlen kun gælder inde for spændet imellem p
F1- pF3,2, kan porevandstrykket mellem pF
 3,2 og pF4,2 beskrives lineært ud fra formel
 4.3.

$$\psi = a \cdot \theta + b \qquad a = \left(\frac{\psi_{wp} - \psi_{3,2}}{\theta_{wp} - \theta_{3,2}}\right) \qquad b = \psi_{3,2} - a \cdot \theta_{3,2} \tag{4.3}$$

Hvor

ψ	Porevandstrykket i jorden	$[cmH_2O]$
θ	Vandindholdet i jorden	$\left[\frac{cm^3}{cm^3}\right]$
ψ_{wp}	Porevandstrykket ved visnegrænsen	$[cmH_2O]$
$\psi_{3.2}$	Porevandstrykket ved pF 3.2	$[cmH_2O]$
θ_{wp}	Vandindholdet ved visnegrænsen	$\left[\frac{cm^3}{cm_3^3}\right]$
$\theta_{3.2}$	Vandindholdet ved pF 3.2	$\left[\frac{cm^3}{cm^3}\right]$

Vandindholdet ved pF 4,2 kan bestemmes ud fra lerindholdet og det organiske indhold i jorden, jf. formel 4.4 [Hansen, 1976].

$$\theta_{pF4.2} = \left(\frac{0,365 \cdot CF + 0,76 \cdot OM + 0,38}{100}\right) \cdot \rho_b \tag{4.4}$$

Hvor

$\theta_{pF4.2}$	Vandindholdet ved pF 4.2	$\left[\frac{m^3}{m^3}\right]$
CF	Vægtfraktion af ler i prøven	$\left[\frac{kg}{kq}\right]$
OM	Vægtfraktion af organisk materiale i prøven	$\left[\frac{kg}{kq}\right]$
$ ho_b$	Tørvægtsdensiteten	$\left[\frac{\breve{g}DM}{m^3 jord}\right]$

Der er altså 5 faste punkter, som kurven skal gå igennem; pF 0, pF 2, pF 4.2, pF 6 samt pF 6.9. Det ønskes i denne rapport, at beregne så mange af disse på baggrund af jordens tekstur, hvilket undersøges i det følgende. I de følgende afsnit optegnes retentionskurven på baggrund af jorden udtaget ved St. Restrup Fælled, jf. kapitel 3 og figur 3.4 for placeringen af udtagelserne af prøverne.

4.1 Retentionskurve med beregnet Campbell b-værdi

Kurven optegnes på baggrund af de gennemsnitlige værdier for ler (1,27%), organisk (0,47%), tørvægtsdensiteten (1,54 $\left[\frac{gDM}{cm^3 jord}\right]$), vandindhold ved pF 2, vandindhold ved lufttørring (pF 6) samt totalporøsiteten (pF 0), jf. afsnit 3.2. På baggrund af disse og formel 4.2 er b-værdien for jorden i St. Restrup Fælled 3,67. Dette svarer til en grovsandet, tæt på finsandet jord, hvilket stemmer overens med analysen af jorden [Hansen, 1976].

Vandindholdene for de 5 faste punkter kan ses i tabel 4.1.

Tabel 4.1. De 5 faste punkter, som benyttes til at optegne retentionskurven. Vandindholdene er fundet på baggrund af laboratorieforsøg og udregninger.

$$\begin{array}{c|c|c} pF [-] & \theta \left[\frac{cm^3}{cm^3} \right] \\ \hline 0 & 0,417 \\ 2 & 0,0795 \\ 4,2 & 0,021 \\ 6 & 0,0035 \\ 6,9 & 0 \end{array}$$

På baggrund af data for jorden i St. Restrup Fælled er det muligt at optegne kurven. Kurven er vist på figur 4.2, hvor kriteriet er, at kurven skal igennem pF 2 ved at ændre air-entry til det passer.



Figur 4.2. Retentionskurve med en b-værdi beregnet på baggrund af ler-indholdet i jorden. De røde punkter indikerer de 5 faste punkter på kurven, som er kendt enten ved laboratorieforsøg eller beregning. Værdierne for de 5 punkter kan findes i tabel 4.1.

Det lave vandindhold ved pF 2 tvinger air-entry'en til at komme under pF 0 (-0,22 cm H_2O) for at ramme pF 2 punktet, og dette medfører, at kurven bliver negativ. Dette vil fysisk betyde, at porestørrelsen på de største porer vil være 1,5 cm [Loll og Moldrup, 2000c] (ved en air-entry værdi på -0,22 cm H_2O), hvilket virker usandsynligt i forhold til prøvecylinderen er 5 cm i diameter. For at undgå dette sker skal retentionskurven tilpasses ved at holde air-entry og vandindholdet ved pF 2 konstant for at få en realistisk retentionskurve. Dermed skal b-værdien justeres så kurven stadigvæk går igennem de 5 faste punkter. En justering af bværdien er realistisk, da det også er sandsynligt, at den fundne b-værdi på baggrund af lerindholdet, ikke er korrekt, da lerindholdet i jorden er besværlig og svær at bestemme helt nøjagtigt.

4.2 Retentionskurve med tilpasset b-værdi

Grundet usikkerheden i den beregnet b-værdi, justeres denne indtil punktet ved totalporøsiteten rammer pF 0 og går igennem de 5 faste punkter, med en air-entry på -1 cm H_2O . Dette er illustreret på figur 4.3, hvor b-værdien er iterativt bestemt til 2,9 i stedet for 3,67, således at den passer til air-entryen og vandindholdet ved pF2.



Figur 4.3. Retentionskurve med en tilpasset b-værdi. De røde punkter indikerer de 5 faste punkter på kurven, som er bestemt enten ved laboratorieforsøg eller beregning. Værdierne for de 5 punkter kan findes i tabel 4.1.

En b-værdi på 2,9 betyder, at jorden nu er mere grov og længere væk fra den finsandet kategori end før [Hansen, 1976]. Dette stemmer fint overens i forhold til de høje effektive porøsiteter for jorden og det lave pF 2 vandindhold, der er fundet i afsnit 3.2. Dette viser følsomheden af b-værdien, da det er vigtigt, at b-værdien repræsenterer den pågældende jord i forhold til at kunne bestemme en realistisk retentionskurve.

Det er en b-værdi på 2,9 og en air-entry på -1 cm H_2O der benyttes i udarbejdelsen af værktøjet. De overstående retentionskurver er som nævnt lavet ud fra gennemsnitsværdier af jordprøverne taget ved St. Restrup Fælled. Den øvre og nedre grænse for retentionskurven beskrives da i forhold til standardafvigelser.

4.3 Spænd for retentionskurven

Den øvre og den nedre grænse er for at beskrive usikkerheden i de forskellige parametre og finde spændet for hvori retentionskurven vil ligge for denne jord. Især Campbell b og air-entry er kritiske værdier i forhold til at beskrive kurven. Derfor optegnes, der et spænd for retentionskurven. Det er at foretrække et spænd i forhold til to standardafvigelser, men det betyder i dette tilfælde en urealistisk retentionskurve. To standardafvigelser betyder, at den nedre grænse får et negativt vandindhold ved pF 2.

Derfor er den øvre og nedre grænse bestemt i forhold til én standardafvigelse for alle parametrene. Tabel 4.2 parameter og punkter til optegning af den øvre og nedre grænse for retentionskurven.

Tabel 4.2. Parametre til bestemmelse og optegning af øvre og nedre grænse for retentionkurven. De øvre og de nedre grænse værdier er fundet ved en standardafvigelse.

		Nedre grænse	Middel	Øvre grænse
CF	$\left[\frac{kg}{kq}\right]$	0	0,0127	0,0351
OM	$\left[\frac{kg}{kq}\right]$	0,0038	$0,\!0047$	0,0055
Tørvægtsdensiteten	$\left[\frac{gDM}{cm^3}\right]$	1,48	$1,\!543$	$1,\!606$
Totalporøsiteten	$\left[\frac{cm^3}{cm^3}\right]$	0,393	$0,\!417$	$0,\!441$
pF 2,08	$\left[\frac{cm^3}{cm^3}\right]$	0,03	0,0795	$0,\!129$
pF 4,2	$\left[\frac{cm^3}{cm^3}\right]$	0,013	0,022	0,037
pF 6	$\left[\frac{cm^3}{cm^3}\right]$	0,003	$0,\!004$	0,004
pF 6,9	$\left[\frac{cm^3}{cm^3}\right]$	0	0	0
Campbell b	[-]	1,87	2,9	2,9
Air-entry	$[cmH_2O]$	-1	-1	-3,45

Som beskrevet før, er det ikke realistisk, at air-entry kommer under -1, i forhold til porestørrelsen, derfor justeres Campbell b-værdien for den nedre grænse for igen at få en realistisk kurve. Den øvre og nedre grænse er illustreret på figur 4.4



Figur 4.4. Øvre og nedre grænse af retentionskurven for jorden fra St. Restrup. Den øvre og nedre grænse er bestemt ud fra én standardafvigelse.

4.4 Sammenligning mellem empirisk og eksperimentel retentionskurve

Det er især den våde del af kurven, som er vanskelig at bestemme helt konkret ud fra målinger, fordi disse målinger er tidskrævende. Spørgsmålet er derfor, hvor stor forskel der er i at udføre laboratoriemålinger ved brug af sugeboks kontra at benytte Campbell's formel med færre nødvendige målinger.

Dette undersøges i det følgende, hvor der sammenlignes med målte data for St. Restrup Fælled jord og sammenlignelige jorde fra Det Danske Jordkartotek [Hansen, 1976]. De målte punkter er lånt af en kollega afgangsgruppe Hedevang og Sørensen [2023], som også har taget prøver ved St. Restrup Fælled, i område 3, jf figur 3.4.

I Det Danske Jordkartotek er der udvalgt to jordtyper (ud af 50 jorde) som sammenlignes med St. Restrup Fælled jorden. Prøverne er valgt på baggrund af kornstørrelsefordelingernes generelle tendens. Tabel 4.3 viser kornstørrelsefordelingen på de to udvalgte jorde (Jyndevand og Borris), og på den gennemsnitlige kornstørrelsefordeling af St. Restrup Fælled jorden, jf. kapitel 3 for klassificeringen af dette.

Tabel 4.3. Kornstørrelsefordelingen på de to jorde; Jyndevad og Borris fra Hansen [1976] og St. Restrup Fælled. Kornstørrelserne for St. Restrup Fælled er et gennemsnit for prøverne som er undersøgt i afsnit 3.2.

	Dybde	Ler	Silt	Finsand	Grovsand	OM	Total porøsitet
	[cm]	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]	$[\mathrm{cm}^3 \mathrm{ vand}/\mathrm{cm}^3 \mathrm{ jord}]$
St. Restrup Fælled	60 - 80	$1,\!27$	$2,\!07$	$58,\!66$	$37,\!66$	$0,\!47$	0,4
Jyndevad	0 - 20	$_{3,9}$	4,1	12,2	$76,\!8$	3	$0,\!425$
Jyndevad	25 - 31	4,4	3,6	$6,\!8$	81,1	4,1	$0,\!481$
Jyndevad	31 - 75	4	2,9	4,7	$85,\!8$	2,6	$0,\!429$
Jyndevad	70 - 100	1,6	1,1	14,9	82	0,4	$0,\!422$
Borris	0 - 40	5,3	6,9	48,4	37,2	2,2	$0,\!420$
Borris	40 - 90	5	4	50,2	40,2	0,6	$0,\!408$
Borris	90 - 120	4,3	$1,\!6$	47	46,8	$0,\!3$	0,368



Figur 4.5 viser den våde del af kurven for målte punkter og ved brug af Campbell's formel for St. Restrup Fælled jorden. Derudover viser figuren også målte punkter fra Jyndevad og Borris fundet i Hansen [1976].

Figur 4.5. Den våde del af retentionskurven, fundet for gennemsnittet samt én standardafvigelse til og fra, af St. Restrup Fælled jordprøver ved brug af Campbell's model. Figuren viser derudover målte punkter for jorde. De runde er for St. Restrup Fælled jorden fundet af en kollega afgangsgruppe Hedevang og Sørensen [2023] og de trekantet er fra Hansen [1976].

Figur 4.5 viser, at de forskellige dybder for de to sammenlignelige jord, Jyndevad og Borris, ligger delvist indenfor den spændet og delvist over den øvre standardafvigelse. Hvis spændet var bestemt på to standardafvigelser og ikke kun en, vil en del af punkterne højest sandsynligt havde passet ind i spændet. Det skal derudover benævnes, at jord-vands retentionskurver er individuelle for hver jord, og at de indsatte jorde således kun kan være med til at vise en tendens for denne jordtype.

Figuren viser derudover, at ved brug af Campbell's formel overestimeres kurven generelt en anelse i forhold til de målte punkter for St. Restrup Fælled jorden. Dette betyder, at ved brug af Campbell's formel, drænes jorden en anelse hurtigere end den højest sandsynligt vil i virkeligheden. Dog ligger de målte punkter inde for spændet af, hvor retentionskurven vurderes til at være, som er fundet ved én standardafvigelse til og fra middelværdierne. Det tyder da på, at ved at bruge Campbell's formel rammer man et fornuftigt bud på den våde del af kurven for denne jord.

Da det er ønskeligt, at en eventuel bruger ikke skal igennem de besværlige laboratorieforsøg benyttes Campbell modellen (formel 4.1). Da brugen af Campbel modellen kræver en værdi for vandindholdet ved pF2 (markkapacitet), og at vandindholdet ved pF 2 kræver, at en eventuel bruger har en sugeboks og tid til rådighed (og omkring 7 dage til at bestemme vandindholdet), vil det være det optimale at kunne bestemme vandindholdet ved pF 2 empirisk ved brug af jordteksturen. Dette undersøges i det følgende.
4.5 Empirisk bestemt vandindhold ved pF 2

Der findes forskellige modeller til at bestemme vandindholdet ved pF 2. Der i denne rapport undersøgt to; én udviklet på amerikanske jorde og én på danske jorde.

Den amerikanske model er baseret på 1731 jorde fordelt på 119 forskellige lokationer. Disse jorde repræsenterer 11 ud af 12 USDA's teksturklasser. Markkapacitet er defineret som vandindholdet ved pF 2,5 (-330 cm H_2O) og visnegrænsen af er vandindholdet ved pF 4,2 (-15000 cm H_2O) [Bagnall et al., 2022]. Denne model er dermed udviklet på et stort datasæt og gør det muligt at bestemme vandindholdet ved markkapacitet ved brug af formel 4.5.

$$\theta_{FC} = \frac{(37,217 - 140 \cdot L - 0,304 \cdot S - 0,222 \cdot OC + 0,051(S \cdot OC) + 0,085(L \cdot OC) + 0,002(L \cdot S)) \cdot \rho_b}{100}$$
(4.5)

Hvor

θ_{FC}	Vandindholdet ved markkapacitet	$\left[\frac{cm^3}{cm^3}\right]$
L	Lerindholdet	[%]
S	Sandindholdet	[%]
OC	Organisk carbon	[%]
$ ho_b$	Tørvægtsdensiteten	$\left[\frac{gDM}{cm^3}\right]$

I modellen indgår fraktionerne af ler og sand. Sandindholdet i den amerikanske model er defineret i forhold til USDA's inddeling, som i stedet er mellem 50 μm og 2000 μm [Bagnall et al., 2022], modsat ISSS som inddeler sand mellem 20 μm og 2000 μm . Indholdet af organisk carbon bestemmes ud fra indholdet af organisk materiale ved at bruge formel 4.6 til at konvertere.

$$f_{OC} = 0,58 \cdot f_{OM} \tag{4.6}$$

Hvor

 $\begin{array}{c|c} f_{OC} & \text{Indholdet af organisk carbon} & [\%] \\ f_{OM} & \text{Indholdet af organisk materiale} & [\%] \end{array}$

Vandindholdet ved markkapacitet overestimeres ved at benytte denne model. Det målte vandindhold ved pF 2 i prøverne fra St. Restrup Fælled ligger på 0,0795 $\frac{cm^3}{cm^3}$, hvorimod vandindholdet ved brug af modellen estimeres til 0,14 $\frac{cm^3}{cm^3}$. Modellen ændrer sig primært ved skiftende indhold af sandfraktionerne. Denne overestimering kan skyldes, på trods af det store forskelligeartet datasæt, at de amerikanske jorde ikke ligner de danske jorde tilstrækkeligt til at kunne bestemme vandindholdet præcis. Så på trods af det er en international model, benyttes denne ikke til videreudviklingen af vandtransportmodellen til bestemmelse af vandindholdet ved pF 2.

Der er i studenterrapporten 'Den resiliente skovhave - En geografisk analyse af Lindemosehuse' [Hyttel et al., 2022], udviklet en model til bestemmelse af vandindholdet ved markkapacitet (-100 cm H_2O), baseret på Det Danske Jordkartotek [Hansen, 1976]. Den er udviklet på baggrund af væsentlig færre datapunkter (23 ud af 50 jorde i Det Danske Jordkartotek) end den amerikanske, men rammer dog en fornuftigt R^2 -værdi [Hyttel et al., 2022]. De 23 jorde fra Det Danske Jordkartotek er udvalgt på baggrund af, at de alle har et samlet indhold af groft sand og fint sand på over 20%. Modellen er beskrevet i formel 4.7.

$$\theta_{FC} = 0,0908 \cdot \log\left(\frac{L \cdot OM \cdot SI}{GS \cdot FS}\right) + 0,3346 \tag{4.7}$$

Hvor

SI | Indholdet af silt [%] FS | Indholdet af fint sand [%]

GS Indholdet af groft sand [%]

Med den danske model estimeres vandindholdet ved markkapacitet (pF2) til 0,039 $\frac{cm^3}{cm^3}$, hvilket betyder, at den danske model estimerer vandindholdet bedre end den amerikanske. Det bestemte vandindhold ved markkapacitet (pF2) er dog stadig lidt lavere end de målte i laboratoriet, hvilket betyder, at modellen vil vurdere jorden til dræne hurtigere end den gør i virkeligheden. Hvis denne model bruges i vandtransport modellen vil jordens evne til at dræne overestimeres. Dette vil dog betyde, at modellen er på den sikre side i forhold til stoftransport.

Som udgangspunkt er den danske model et det godt estimat for bestemmelse af vandindholdet ved pF 2. Men da der, samtidig i dette projekt er udtaget egne prøver (11 intakt prøver), hvor jordstrukturen og vandindholdet ved pF 2 er målt i laboratoriet, kan datasættet udvides yderligere. De 8 af de 11 intakt prøver indsættes, og der udføres nye regressioner for at undersøge om fittet på modellen forbedres, ved at tilføje de ekstra datapunkter. De resterende 3 intaktprøver gav et negativt indhold af ler og silt ved hydrometerforsøgene 3.2, og er derfor taget ud.

Figur 4.6, viser de 8 intaktprøver sammen med de 23 udvalgte jorde fra Det Danske Jordkartotek. De 8 intaktprøver indeholder over 20% groft og fint sand, ligesom de 23 udvalgte jorde til den originale danske model.





Figur 4.6. En lineær og eksponentiel model på de 23 udvalgte jorde fra Det Danske Jordkartotek og de 8 indsamlet intaktprøver.

Figuren viser, at det er den lineære model, der fitter datapunkterne bedst i forhold til R²-værdien. Den lineære model er beskrevet i formel 4.8.

$$\theta_{FC} = 0,0734 \cdot log\left(\frac{L \cdot OM \cdot SI}{GS \cdot FS}\right) + 0,3202 \tag{4.8}$$

Hvor

- SI | Indholdet af silt [%]
- FS Indholdet af fint sand [%]
- GS Indholdet af groft sand [%]

Ved at benytte formel 4.8, estimeres vandindholdet ved pF 2 til at være 0,081 $\frac{cm^3}{cm^3}$, hvilket stemmer overens med det målte gennemsnit på 0,0795 $\frac{cm^3}{cm^3}$.

Figur 4.7 viser den øvre og nedre grænse for spændet af retentionskurven af egne data. Derudover viser den retentionskurven med målt pF2 og modelleret pF2 ved den danske model [Hyttel et al., 2022], og ved den modificerede danske model.



Figur 4.7. Den våde del af retentionskurven. Plottet indeholder den øvre og nedre grænse for retentionskurven fra St. Restrup Fælled (baseret på middelværdier), den eksperimentelle retentionskurve samt en retentionskurve, hvor pF 2 er estimeret ud fra en model.

Figuren viser, at retentionskurven med den originale danske pF2 model (den grønne kurve) har et estimeret vandindhold ved markkapacitet liggende i den nedre del af spændet for den oprindelige retentionskurve. Det betyder at ved brug af den danske model estimeres en retentionskurve, som ligger inde for én standardafvigelse af den oprindelige kurve. Derudover viser figuren at ved brug af den modificerede danske model fås en retentionskurve, som ligger oven i den, som er lavet ved den målte pF2 i laboratoriet, hvilket er ønskeligt. Derfor benyttes den modificerede danske model (formel 4.8) i det videre arbejde.

4.6 Empirisk bestemt vandindhold ved pF 6

Vandindholdet ved pF 6 kan som nævnt før, bestemmes ved måling af jordprøverne efter lufttørring i omkring 3 uger. En anden metode er at benytte formel 4.9 [Nielsen et al., 2018].

$$ADW_{50} = \frac{(L+2,65\cdot OM) - 1,39}{12,2}$$
(4.9)

Hvor

ADW_{50}	Vandindholdet ved pF 6	[%]
L	Indholdet af ler	[%]
OM	Indholdet af organisk materiale	[%]

Formlen fra Nielsen et al. [2018] er baseret på et datasæt med 45 jorde, hvor indholdet af ler og organisk materiale varierer fra 2% til 41,5%. Ved brug af formel 4.9, bliver vandindholdet ved pF 6 0,09%, hvorimod det målte vandindhold er 0,23%. Denne forskel kan skyldes, at det samlet indhold af organisk materiale og ler er under de 2%, som modellen er udviklet på baggrund af. Hvis modellen benyttes på værdierne for den øvre grænse af retentionskurven, passer modellen bedre. Her estimeres vandindholdet til 0,29%, hvor værdien er 0,28%. Det vurderes derfor, at modellen kan benyttes til udregning af vandindholdet ved pF 6, hvis indholdet af ler og det organiske materiale er over 2%, ellers underestimerer modellen vandindholdet. Vandindholdet ved pF 6 bruges ikke direkte i vandmodellen til for at kunne beskrive vandtransporten, da det ikke forventes, at vandindholdet bliver så lavt, men er i værktøjet for at en bruger har mulighed for at få optegnet en estimeret retentionskurve.

4.7 Opsummering af hvilke modeller og parametre der benyttes i vandtransportmodellen

Retentionskurven for jorden er en afgørende parameter for at kunne modellere vandtransporten gennem den umættede zone. Generelt kræver retentionskurven flere forskellige laboratorieforsøg, som kan være tidskrævende. På baggrund af dette kapitel, er det undersøgt, at der på St. Restrup Fælled jorden, skal være en air-entry på -1 cm H_2O og en Campbell b-værdi på 2,9 baseret på det målte vandindhold ved pF 2. Derudover er der fundet en model for vandindholdet ved pF 2, som er baseret på 23 jorde fra Det Danske Jordkartotek og 8 intaktprøver udtaget fra St. Restrup. En eventuel bruger af værktøjet behøver således ikke at udføre forsøgene med fugtnings- og sugeboks for at finde pF 2, som beskrevet i kapitel 3.2. Modellen for pF 2 estimerer vandindholdet ved St. Restrup Fælled til 0,081 $\frac{cm^3}{cm^3}$ imod et gennemsnitlig målt vandindhold på 0,0795 $\frac{cm^3}{cm^3}$. Samtidig kan vandindholdet ved pF 6 bestemmes ved jordteksturen til, hvis brugeren ønsker en estimeret retentionskurve. Figur 4.8 viser de endelig fundet parametre, der indgår i retentionskurver.



Figur 4.8. Flowdiagram over opbygningen af værktøjet. Diagrammet viser de parametre som indgår i at skulle modellere vandindhold i den givne jord.

Designparametre til værktøj: Mættede og umættede hydrauliske konduktivitet

Dette kapitel omhandler bestemmelsen af den mættet hydrauliske konduktivitet K_{sat} ud fra jordens tekstur, i forhold til at kunne bestemme den umættede hydrauliske ledningsevne nemmest og hurtigst muligt. Da disse er vigtige designparametere i forhold til at kunne modellere vandtransporten. Figur 5.1 viser designparametrene, og hvilken der undersøges i dette kapitel.



Figur 5.1. Flowdiagram over værktøjet. Dette kapitel beskæftiger sig med designparametre til vandmodellen. Her undersøges designparameteren den hydrauliske ledningsevne.

Vandets bevægelse igennem en jordsøjle kan udtrykkes ved den hydrauliske ledningsevne (K), som er et udtryk for, hvor permeablet en given jord er. En høj hydraulisk ledningsevne angiver, at den givne jord er meget permeablet i forhold til vand, hvor en lav K-værdi derimod angiver en svær permeable jord i forhold til vand. Den hydrauliske ledningsevne varierer alt efter en given jords fugtighed, og kan inddeles i mættet og umættet hydrauliske ledningsevne (K og K_{sat}) [Loll og Moldrup, 2000e]. Hvordan den hydrauliske ledningsevne (både mættet og umættet) bestemmes for en given jord undersøges i dette kapitel, samt hvordan dette indgår som en designparameter i værktøjet.

Der findes mange forskellige inddirekte modeller, både danske og udenlandske, som kan beskrive K_{sat} ud fra jordteksturen. Der udføres i dette kapitel en analyse af to danske og tre udenlandske K_{sat} -modeller; Nielsen et al. [2018], Poulsen et al [Loll og Møldrup, 2000], Beyer [Blohm, 2016], USBR [Blohm, 2016] samt Slichter [Blohm, 2016]. Disse modeller analyseres og vurderes på baggrund af de 50 undersøgte jorde i Det Danske Jordkartotek [Hansen, 1976]. For at kunne gøre dette er det nødvendigt at kende fordelingen af de kendte mættede hydrauliske ledningsevner. Der testes derfor om det kendte data er normalfordelt eller lognormalfordelt, i forhold til om standardafvigelser skal bestemmes på baggrund af værdier eller log-værdier ved brug af Lilliefors test.

Denne test kræver en sandsynlighedsfordeling både for de originale værdier og for de logtransformeret værdier af den mættede hydrauliske ledningsevne. Bilag H, beskriver en mere detaljeret gennemgang af disse fordelinger og selve Lilliefors-testen. Testen viser, at de mættede hydrauliske ledningsevner med 20% signifikansniveau er lognormal-fordelt. Det betyder, at der i fremtidige beregninger benyttes den logtransformeret værdi af K_{sat} , til vurdering af de fem modeller.

5.1 Analyse af fem mættede hydrauliske ledningsevne modeller

Der er udregnet K_{sat} -værdier i forhold til de 5 modeller, der er mere detaljeret beskrevet i bilag H. Disse er, derefter plottet mod de målte K_{sat} -værdier fra Det Danske Jordkartotek. Dette kan ses på figur 5.2 til 5.6. Formlerne for de enkelte figurer kan ses i bilag H.



Figur 5.2. Nielsen et al. [2018] K_{sat} -model. Den stiplet linje er den lineær regression og den massive sorte linje er 1:1 linjen.



Figur 5.3. Poulsen et al K_{sat} -model. Den stiplet linje er den lineær regression og den massive sorte linje er 1:1 linjen.





Figur 5.4. Beyer K_{sat} -model. Den stiplet linje er den lineær regression og den massive sorte linje er 1:1 linjen.

Figur 5.5. USBR K_{sat} -model. Den stiplet linje er den lineær regression og den massive sorte linje er 1:1 linjen.



Figur 5.6. Slichter K_{sat} -model. Den stiplet linje er den lineær regression og den massive sorte linje er 1:1 linjen.

Som figurerne viser er der ingen af modellerne der giver 1:1 de samme værdier som de målte. Nielsen et al. [2018] modellen er den eneste, som underestimerer den mættede hydrauliske ledningsevne, hvor de resterende overestimerer. Dette kan ses på placeringen af den stiplet linje i forhold til den massive sorte linje (1:1 linje). Til vurderingen af modellernes præstationsevnen, undersøges RMSE (Root mean square error) og NSE (Nash-Sutcliffe Coefficient). RMSE beskriver den gennemsnitlige usikkerhed af det beregnet data [Nielsen et al., 2018]. RMSE beregnes ved brug af formel 5.1 [Nielsen et al., 2018].

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^{n} (M_i - O_i)^2}$$
(5.1)

Hvor

RMSE	Root-mean-square-afvigelsen
n	Antallet af observationer
M_i	Det målte data
O_i	Det beregnet data

RMSE-værdien er dog skalaafhængig, hvilket gør det svært at benytte denne værdi til at vurdere modellerne, hvis de er lavet på forskellige skala. Derfor beregnes der ligeledes en NSE-værdi, der beskriver modellens prædiktive evne. NSE-værdien beregnes ud fra formel 5.2 [Nielsen et al., 2018].

$$NSE = 1 - \frac{\sum_{i=1}^{n} (M_i - O_i)^2}{\sum_{i=1}^{n} (O_i - \bar{O})^2}$$
(5.2)

Hvor

NSE	Nash-Sutcliffe Koefficient	[-]
M_i	Det målte data	[log]
O_i	Det beregnet data	[log]
$\overline{(}O)$	Middelværdien af det beregnet data	[log]

Der er beregnet en RMSE og en NSE for hver af modellerne. Disse kan ses i tabel 5.1.

Tabel 5.1. RMSE-værdi og NSE-værdi for de 5 undersøgte modeller.

	Nielsen et al. [2018]	Poulsen et al	Beyer	USBR	Slichter
RMSE	0,56	0,91	1,03	$0,\!95$	$1,\!46$
NSE	0,30	-1,05	-3,49	-2,91	-7,13

Tabellen viser, at Nielsen et al. [2018] modellen har den laveste RMSE-værdi, hvilket betyder, at den gennemsnitlige afvigelse mellem de estimeret mættede hydrauliske ledningsevner og de målte er den laveste. Afvigelsen svarer til en faktor $10^{0,56} = 3,6$. Det betyder, at for en $K_{sat} = 100 \frac{\mu m}{s}$, vil intervallet for den mættede hydrauliske ledningsevne være mellem $360 \frac{\mu m}{s}$ og $27 \frac{\mu m}{s}$. NSE-værdien indikerer samtidig, at Nielsen et al. [2018] modellen er bedst til at prædikere K_{sat} -værdier, fordi værdien er tættest på 1. En negativ NSE-værdi betyder, at det er bedre at bruge den gennemsnitlige værdi end den målte K_{sat} og en NSE-værdi på 0 betyder at det er ligeså korrekt at bruge modellen som et gennemsnit at målte værdier [Nielsen et al., 2018].

Det skal dog noteres, at Nielsen et al. [2018] modellen også er udviklet på baggrund af sandet jorde, hvilket størstedelen af jorden i Det Danske Jordkartotek er. Hvorimod at Poulsen et. al. er udviklet på et bredere spænd af jorde, der indeholder silt og ler. Dette kan være grunden til, at Poulsen et. al.-modellen ikke klarer sig ligeså godt som Nielsen et al. [2018], baseret på jordene fra Det Danske Jordkartotek. De udenlandske modeller er generelt dårligere end de danske, men dette kan skyldes, at de udenlandske modeller er baseret på andre jordtyper, end der er at finde i Det Danske Jordkartotek. Samtidig består de udenlandske modeller generelt af flere parametre, hvilket hvis inputparametrene ikke er særlig gode, kan gøre modellen dårligere til at estimere den hydrauliske ledningsevne end modeller med færre parametre [Poulsen et al., 1999]. Det er dog også vigtigt at notere, at hver model har et gyldighedsområde og dette skal selvfølgelig tages i betragtning i forhold til, hvilken model der ønskes benyttet. Gyldighedsområderne for hver model forefindes i bilag H. Alle modellerne er benyttet på hele datasættet i Det Danske Jordkartotek, selvom nogle af jordene, da ikke passede i forhold til gyldighedsområdet. Det kan da være nødvendigt for brugeren af værktøjet at ændre den ønskede model, i forhold til den specifikke jord, der arbejdes med.

På baggrund af RMSE-værdien, NSE-værdien, og at konceptet i denne rapport som udgangspunkt er designet til danske jorde, benyttes Nielsen et al. [2018]-modellen til det videre arbejde. Nielsen et al. [2018]-modellen er baseret på et ler og organiske indhold på mellem 2-10%. Dermed kan denne godt benyttes til jorden fra St. Restrup Fælled, jf. kapitel 3.2. Det betyder, at den mættede hydrauliske ledningsevne, der benyttes i vandtransport-modellen er lig med 315 $\frac{\mu m}{s}$.

5.2 Fra den mættede til den umættede hydrauliske ledningsevne

Den mættede hydrauliske ledningsevne (K_{sat}) benyttes til at bestemme den umættede hydrauliske ledningsevne (K) i jorden, hvilket gør det muligt at beskrive vandtransporten igennem jorden. Den beskrives ud fra Campbell's formel, jf. formel 5.3 [Loll og Moldrup, 2000e].

$$K(\psi) = K_s \cdot \left(\frac{\psi_e}{\psi}\right)^{2+3/b} \tag{5.3}$$

Hvor

K	Den umættede hydrauliske ledningsevne	$\left[\frac{\mu m}{s}\right]$
K_s	Den mættede hydrauliske ledningsevne	$\left[\frac{\mu m}{s}\right]$
ψ_e	air-entry	$[cm H_2 O]$
ψ	Porevandstrykket i cellen	$[cm H_2 O]$
b	Campbell b-værdien	[-]

Formlen er gældende i området pF 1 og pF 3.2.

Figur 5.7, viser den estimeret umættede ledningsevne kurve for jorden udtaget fra St. Restrup Fælled i det gældende spænd.



Figur~5.7. Den umættede hydrauliske ledningsevne i spændet p
F1til p F3,2 for jorden udtaget ved St. Restrup
 Fælled.

Uden for pF 3.2 er det nødvendigt at have en anden metode til at beskrive den umættede hydrauliske ledningsevne. Her kan en lineær relation benyttes baseret på at den umættede hydrauliske ledningsevne ved pF 4.2 (visnegrænsen) er lig 0. Det lineære stykke er beskrevet jf. formel 5.4

$$K(\psi) = a \cdot \psi + b \qquad a = \left(\frac{K_{wp} - K_{3.2}}{\psi_{wp} - \psi_{3.2}}\right) \qquad b = K_{3.2} - a \cdot \psi_{3.2} \tag{5.4}$$

Hvor

K	Den umættede hydrauliske ledningsevne	$\left[\frac{\mu m}{s}\right]$
K_{wp}	Den umættede hydrauliske ledningsevne ved visnegrænsen	$\left[\frac{\mu m}{s}\right]$
$K_{3.2}$	Den umættede hydrauliske ledningsevne ved en pF 3.2	$\left[\frac{\mu m}{s}\right]$
ψ_{wp}	Porevandstrykket ved visnegrænsen	$[cm H_2 O]$
$\psi_{3.2}$	Porevandstrykket ved pF 3.2	$[cm H_2 O]$

Det er dermed muligt at beskrive den umættede hydrauliske ledningsevne fra p
F1til p F4.2. Dette er illustreret på figur
 5.8.



Figur 5.8. Den umættede hydrauliske ledningsevne i spændet pF 1 - 4,2, for jorden udtaget ved St. Restrup Fælled. Den grønne linje indikerer Campbell-stykket og den blå linje indikerer det lineære stykke.

Figuren viser, at ved stigende porevandstryk, bliver den hydrauliske ledningsevne i jorden lavere. Dette giver god mening da der ved stigende porevandstryk, vil være lavere vandindhold i jorde, jf kapitel 4 og retentionskurve figuren 4.1.

5.3 Opsummering af valgte metoder til bestemmelse af den hydrauliske ledningsevne (mættet og umættet)

Til at bestemme den mættede hydraulisk ledningsevne, er det bestemt, at benytte modellen fra Nielsen et al. [2018], på baggrund af den lave RMSE-værdien og høje NSE-værdi. Med denne model får jorden udtaget fra St. Restrup Fælled en mættede hydraulisk ledningsevne på 315 $\frac{\mu m}{s}$. Det er denne værdi, der benyttes i det videre arbejde. Modellen gør det desuden muligt at bestemme den mættede hydrauliske ledningsevne ved brug af jordteksturen. På baggrund af den mættede hydrauliske ledningsevne er det muligt at bestemme den umættede ved brug af Campbell mellem pF 1 og pF 3,2 og en lineær relation mellem pF 3,2 og pF 4,2. Figur 5.9 viser de fundet parametre, der arbejdes videre med i forhold til vandtransportmodellen.



Designparametre

- 1. Retentionskurver
- Campbell b
- Air-entry
- Model til pF 2
- Vandindhold/suget fra pF 1 pF 3,2 (Campbell)
- Vandindhold/suget fra pF 3,2 pF 4,2 (Lineær)

2. Hydraulisk ledningsevne

- Nielsen et al model til forudsigelse af *K*_{sat}
- Vandtransport fra pF 1 pF 3,2 (Campbell)
- Vandtransport fra pF 3,2 pF 4,2 (Lineær)

Figur 5.9. Flowdiagram til opbygningen af værktøjet. Diagrammet hvis de parametre som indgår under designet af vandtransportmodellen. Dette er for begge designparametre.

Opbygning af model: vandtransport igennem den umættede zone

Efter at have gennemgået inputparametrene i kapitel 3.2, designparametrene for at kunne modellere vandindholdet og porevandstrykket i kapitel 4 og designparameteren hydraulisk ledningsevne i kapitel 5 er det nu muligt at opbygge vandtransportmodellen. Der vil i dette kapitel blive gennemgået opbygningen af vandtransportmodellen til værktøjet, jf. figur 6.1.



 $Figur \ 6.1.$ Flowdiagram til opbygningen af værktøjet. Dette kapitel omhandler opbygningen af vandtransportmodelen.

Der opstilles en numerisk 1 dimensionel model for vandtransporten igennem den umættede zone. Modellen er lavet med finite difference og bygger på Moving Mean Slope (MMS) princippet, som ligger til grund for modelleringen af vandtransporten igennem jordsøjlen. Der bygges en række processer oven på MMS-modellen, dette gælder både processer over og under jorden. Disse vil blive forklaret i det følgende.

6.1 Processer over jordoverfladen

Det er over jordoverfladen nedbøren falder. Nedbøren falder over et givent opland, som vil afstrømme ned til infiltrationsbassinet. I infiltrationsbassinet sker der en opmagasinering af det afstrømmende vand. Mængden af vand, der kan trænge ned i jorden er da afhængig af den trykhøjde, der skabes når vandet opmagasineres i bassinet. Mængden af nedbøren, som afstrømmer til infiltrationsbassinet vil afhænge af parametre som oplandets størrelse og det reducerede areal. Figur 6.2 viser processerne over jorden, der ønskes modelleret.



Figur~6.2.Illustration af processerne, der ønskes modelleret over jorden.

6.2 Processer under jorden

Under jorden, vil vandet fra bassinet nedsive til den umættede zone, og vandet vil herfra blive transporteret ned igennem jordsøjlen. Jorden deles op i et filterjordslag og i et originaljordslag. I den øverste del af filterjorden er rodzonen, hvor der trækkes vand ud fra i form af evapotranspirationen, når bassinet er tomt. Omvendt når der er vand i bassinet sker der ingen evapotranspiration, som illustreret på figur 6.3.



 $Figur\ 6.3.$ Illustration af processerne over jorden, der ønskes modelleret.

Disse processer skal da transformeres således, at de kan beskrives i den numeriske 1D-model. Figur 6.4 illustrerer den 3 dimensionelle virkelighed, og hvordan denne opbygges i en 1 dimensionel model.



Figur 6.4. Illustration, der viser 3D virkeligheden, og hvordan dette transformeres til at kunne beskrive med en 1D-model

1D model betyder, at det antages, at vandtransporten kun sker i z-retningen, jf. figur 6.4. Da, der kigges på et udsnit af den virkelig verden forudsættes det, at cellen ved siden af den, der beregnes på (i x og y retningen) opfører sig ens. Det betyder dermed, at vandindholdet i cellerne er ens, og der vil derfor ikke

være et porevandstryk, som kan flytte vandet i disse retninger. Den tværgående vandtransport negligeres da. I virkeligheden vil der være en lille tværgående vandtransport, hvis jorden ved siden af har et andet porevandstryk. Men da der i denne rapport desuden regnes på et bassin, der er betydeligt bredere end den celle, der kigges på, vil dette tab ikke være signifikant i modellen. Forudsætningen om at alt vandet løber ned af betyder, at modellen er på den sikre side, fordi vandtransporten da regnes en anelse hurtigere end det ville foregå i virkeligheden.

I det følgende beskrives grundstenen til at kunne beskrive vandtransporten igennem den umættede zone, MMS-modellen, dernæst beskrives processerne over jorden (regninputtet og bassinet) og evapotranspirationen. Der beskrives også, hvordan retentionskurven er implementeret, så disse nemt ændres når jordtypen ændres. Til slut er der et overblik over vandtransportmodellen.

6.3 MMS-model - Grundstenen i vandtransportmodellen

Formålet i denne rapport er at kunne beskrive vandtransporten igennem den umættede zone. Til det er der i denne rapport benyttet MMS-modellen (Moving Mean Slope-model) [Moldrup et al., 1989].

Modellen er valgt, fordi den udrydder nogle af de problemstillinger, der ellers kan være ved at skulle modellere vandtransporten igennem den umættede zone. Inkluderende hurtig beregningstid, ingen diskonitnuitet ved pludselig ændret porevandstryk (våd til tør celle), og at den kan benyttes til at beskrive vandtransporten igennem lagdelte jorde. Når man ikke bruger MMS-modellen kombineres Darcy's Lov med kontinuitetsligningen for at få en differentialligning, der beskriver det vertikale vandflow (i z-retningen) i en umættede og homogen jord, under antagelsen af, at vandtemperaturen ikke ændres ned igennem jordsøjlen. Løsningen til denne differentialligning findes ved finte-difference eller finite-element beregninger, som er tidskrævende [Moldrup et al., 1989].

Dette er undgået i MMS-modellen, da hastigheden heri, bygger på en model beskrevet af Wind og van Doorne, hvor Darcy's Lov og Kontinuitetsligningen er brugt særskilt . Denne model benytter eksponetielle tilnærmelser af den reelle K- ψ kurve til at beskrive den hydrauliske ledningsevne. Denne model er dog kun gældende for en relativ våd jord, og derfor er modellen udvidet i 1980 af Richter til at gælde for relativ tørre jorde [Moldrup et al., 1989]. Hastigheden er beskrevet i formel 6.1.

$$v_{1+1/2} = -\frac{K_N e^{\alpha \psi_{i+1}} - K_N e^{\alpha \psi_i}}{e^{\alpha_N \Delta z - 1}} + K_N e^{\alpha \psi_i}$$
(6.1)

Hvor:

 K_N Gennemsnitlig ledningsevne mellem to celler $[\frac{cm}{t}]$ α_N Gennemsnitlig hældning mellem to celler $[cm^-1]$

Én af de helt store problemer i forbindelse med Richter. [1980]'s udvidelse af formlen er hvilken K_N -værdi og α_N , der skal benyttes. Valg af K_N er let, hvis porevandstrykket i den fortløbende celle er inde for det samme interval. Hvis ikke, betyder det, at der er to sæt af K_N og α_N værdier, der kan benyttes. Hvis porevandstrykket i den næste celle er i et andet interval end i cellen før, betyder det, at et nyt sæt af K_N og α_N skal benyttes, hvilket kan betyde, at der sker en diskontinuitet når hastigheden beregnes. Disse udfordringer kommer MMS-modellen ud over, ved at tilføje en lokal eksponentiel approksimation af den reelle K- ψ kurve, som beregnes i hver celle. Denne lokale hydrauliske ledningsevne beskrives ved brug af formel 6.2. Formlen er en omskrivning af den præsenteret af Wind og van Doorne [1975].

$$K_L = K(\psi_i) \cdot e^{-\alpha_i \psi_i} \tag{6.2}$$

Hvor:

ψ	Porevandstrykket	$[cm H_2 O]$
K_L	Den lokale hydrauliske ledningsevne	$\left[\frac{cm}{t}\right]$
α_L	Hældningen på den lokale K- ψ kurve	$[cm^{-}1]$

Den lokale hydraulisk ledningsevne K_L kan godt være højere end den umættede hydrauliske ledningsevne, K, fordi K_L beskriver den hydrauliske ledningsevne lokalt. Det betyder, at der lokalt kan være store porrer, som kan dræne, og dermed kan den hydrauliske ledningsevne blive højere end K og K_{sat} , fordi der i nogle tilfælde regnes på en jord svarende til groft sand/grus.

Den lokale hældning, α_L kan enten bestemmes ved brug af ligning 6.3 [Moldrup et al., 1989] eller ved brug af Campbell, jf. ligning 6.4 [Loll og Moldrup, 2000e]. I denne rapport benyttes Campbell (ligning 6.4) inden for det spænd, hvor Campbell gælder (pF 1 til pF 3,2). Ligning 6.3 benyttes ved det lineære stykke (mellem pF 3,2 og 4,2).

$$\alpha_L = \frac{\ln[K(\psi_i + \frac{1}{2}\Delta\psi) - \ln[K(\psi_i - \frac{1}{2}\Delta\psi)]}{\Delta\psi}$$
(6.3)

 $\Delta \psi$ anbefales at være mellem 0,5 - 3 cm H_2O .

$$\alpha_L = \frac{2+3/b}{-\psi_i} \tag{6.4}$$

De lokale hydrauliske ledningsevner gør det muligt at bestemme én K_N og én α_N værdi til at bruge i ligning 6.1. Dette gøres ved at tage gennemsnittet mellem den lokale umættede hydrauliske ledningsevne i celle 'i' og celle 'i+1', jf. formel 6.5 [Moldrup et al., 1989]. Hermed fåes én værdi til at beskrive hastigheden imellem to celler.

$$\alpha_N = \frac{\alpha_{L,i} + \alpha_{L,i+1}}{2} \qquad K_N = \frac{K_{L,i} + K_{L,i+1}}{2} \tag{6.5}$$

Hastigheden mellem to celler kan da bestemmes ved brug af ligning 6.1, hvor K_N og α_N bestemmes ved ligning 6.5. De lokale umættede hydrauliske ledningsevner findes jf. formel 6.2, hvor $K(\psi)$ bestemmes ud fra Campbell's model, der beskriver den umættede hydrauliske ledningsevne på baggrund af den mættede, jf. formel 5.3 i kapitel 5.

På baggrund af hastigheden kan vandindholdet i cellerne bestemmes ved brug af kontinuitetligningen. Vandindholdet bestemmes på baggrund af ligning 6.6 [Moldrup et al., 1989].

$$\theta_i^{t+\Delta t} = \theta_i^t - (v_{i+1/2}^t - v_{i-1/2}^t) \frac{\Delta t}{\Delta z}$$
(6.6)

Hvor θ er vandindholdet og kan bestemmes ud fra porevandstrykket jf. Campbell's formel beskrevet i kapitel 4. Vandindholdet bliver beregnet i hver celle på baggrund af hastighederne, der beregnes i grænsefladen mellem to celler.

6.4 Implementering af retentionskurver

Vandtransporten igennem jordsøjlen bestemmes som nævnt på baggrund af retentionskurven for den pågældende jord. Dette kræver dog to konstanter, air-entry og Campbell b-værdien. Disse er beskrevet i kapitel 4.

Der er i modellen lavet en air-entry-optimizer-funktion, som gør det muligt at bestemme air-entry og b-værdien, baseret på Campbell og jordteksturen. Funktionen fungerer således, at vandindholdet holdes konstant ved pF 2, og air-entry-værdien optimeres indtil porevandstrykket er lig -100 cm H_2O . Her benyttes en b-værdi udregnet ved brug af formel 4.2 på side 23. Hvis air-entry-værdien da er mindre negativ end -1, fastsættes værdien til -1 og b-værdien optimeres. Værdierne optimeres i forhold til at ramme den lavest mulig forskel mellem parametrene og målet på de -100 cm H_2O .

Det er da disse værdier, der benyttes videre i beregningerne. Der beregnes én air-entry og én b-værdi for både filterjorden og originaljorden. På baggrund af de fundet konstanter, er det muligt i modellen at se en estimeret retentionskurve for den pågældende jord.

6.5 Vandinput til modellen

Regninputtet til modellen består af to dele. Den del af regnen, der falder direkte i regnvandsbassinet og den del, som strømmer til regnvandsbassinet på overfladen, grundet terrænet og oplandet. Det betyder, at den totale mængde, der kan infiltrere til den umættede zone, kan beskrives jf. formel 6.7

$$N=P-F-R-S$$

Hvor:

Ν	Infiltration	$\left[\frac{mm}{daq}\right]$
Р	Bruttonedbør	$\left[\frac{m\tilde{m}}{dag}\right]$
F	Fordampning	$\left[\frac{m\tilde{m}}{daq}\right]$
R	Overfladeafstrømning	$\left[\frac{m\tilde{m}}{daq}\right]$
\mathbf{S}	Magasinering	$\left[\frac{m\breve{m}}{dag}\right]$

I modellen er der indsat en bruttonedbør P, målt fra DMI ved Østerport pumpestation i Aalborg (målestationsnr. 5052) fra d. 01-03-1990 til d. 15-05-2021 (31 år) [Danmarks Metrologiske Institut, NA].

(6.7)

Regnstationen er antaget at være repræsentativ for nedbørsmængden ved St. Restrup Fælled, da afstanden fra regnmåleren i fugleflugt er 11 km. Enheden for regninputtet er cm/min. I modellen er der indsat en mulighed for at tage højde for klimaforandringer, ved at gange en sikkerhedsfaktor på den målte nedbør.

Overfladeafstrømningen, R, beskriver den del af vandet, der forsvinder grundet hydrologiske tab, når vandet løber på overfladen. Dette sker på baggrund af tilslutningsgraden, befæstelsesgraden, den hydrologiske reduktionsfaktor og initialtabet. Initialtabet er ikke medtaget i modellen, hvilket betyder, at der medtages mere vand til infiltrationen og dermed overdimensioneres regnvandsbassinet, hvilket er konservativt. For at kunne finde den mængde, der reelt kan infiltrere, er det nødvendigt at kende det reduceret areal, som er det areal, der bidrager med vand til infiltrationen. Det reduceret areal bestemmes jf. formel 6.8 [Winther

et al., 2016].

$$A_{red} = \alpha_{hudro} \cdot \gamma \cdot \beta \cdot A \tag{6.8}$$

Hvor:

A_{red}	Reduceret areal	$[km^2]$
α_{hydro}	Hydrologisk reduktionsfaktor	[—]
γ	Tilslutningsgraden	[—]
β	Befæstelsesgraden	[-]
А	Areal af oplandet	$[km^2]$

Den mængde af regnvand, der ender i bassinet, er i modellen det reduceret areal ganget med den nedbør, der falder pr. tidsskridt. Anbefalinger til valg af hydrologisk reduktionsfaktor, tilslutningsgraden, befæstelsesgraden er beskrevet i kapitel 13.

Fordampningen dækker over interceptionstabet, og evapotranspirationen. Interceptionstabet beskriver den mængde af regn, der lægger sig på vegetationsoverflader og fordamper derfra, og dermed ikke bidrager til den totale infiltration. Da infiltrationsbassinet ikke har overvejende vegetation på overfladen, og at den begrænset vegetation, der vil være er græs, antages det, at der intet interceptionstab er, og dette modelleres således ikke.

Evapotranspiration, beskriver den mængde af regnen, der forsvinder som følge af vegetationen, der trækker vand fra jorden via rødderne, og fordampingen under jordoverfladen. Evapotranspirationen er beskrevet yderligere i afsnit 6.7.

Magasineringen, S, er den mængde af vand, der ophobes i vandløb og søer, og som ender med ikke at infiltrere. Der modelleres ikke søer eller vandløb på oplandsarealet, og der vil således ikke mistes nedbør til disse. Denne parameter negligeres således i modellen, og det antages at alt vand, der ender i infiltrationsbassinet, ender med at infiltrere.

6.6 Opbygning af bassinmodel

Over jordoverfladen skal der beregnes en opmagasinering af nedbøren, der falder på det reduceret areal. Derfor opbygges en bassinmodel. Den fungerer både som opmagsinering af nedbør, der falder på oplandet, og til at finde den øvre rand til jordmodellen (inputtet til jordmodellen). Den øvre rand af jordmodellen er den nedre rand af bassinmodellen. Ved implementeringen af et bassin i modellen, kan der i første celle flyttes mere vand ind end ved normal infiltration, grundet den gradient, der opstår i takt med, at bassinet fyldes op.

Inputtet til bassinet for hvert tidskridt beregnes ved formel 6.9.

$$P_{ind(t)} = \frac{(P_{(t)} \cdot A_{red})}{A_{bassin}} \tag{6.9}$$

Hvor:

P_{ind}	Mængden af vand, der tilføjes til bassinet til hvert tidsskridt	$\left[\frac{cm}{min}\right]$
P	Nettonedbøren	$\left[\frac{cm}{min}\right]$
A_{bassin}	Arealet af bassinet	$[cm^2]$
t	tid	[min]

Højden i bassinet beregnes jf. formel 6.10 og er afhængig af inputtet fra det reduceret areal, P_{ind} , og hastigheden ud af bassinet, v_{top} .

$$h_{bassin,(t)} = h_{bassin,(t-1)} + (P_{ind,(t-1)} - v_{top,(t-1)} \cdot dt)$$
(6.10)

Hvor:

h_{bassin}	Højden af bassin	[cm]
P_{ind}	Mængden af vand, der tilføjes til bassinet til hvert tidsskridt	$\left[\frac{cm}{min}\right]$
v_{top}	Darcy-hastigheden ud af bassinet	$\left[\frac{cm}{min}\right]$

Hastigheden, v_{top} , hvorved bassinet tømmes er afhængig af højden i bassinet, og porevandstrykket i den første celle under bassinet, fordi dette skaber en trykgradient, som øger transporten af vand. Hastigheden ud af bassinet beregnes ved brug af formel 6.11 (Darcy's Lov), og er afhængig af den umættede hydrauliske ledningsevne og den pågældende trykgradient [Loll og Moldrup, 2000e].

$$v_{top,(t)} = K_{(t-1)} \cdot \frac{h_{bassin,(t-1)} - \psi_{(t-1)} + dz/2}{dz/2}$$
(6.11)

Hvor:

v_{top}	Darcy-hastigheden ud af bassinet	$\left[\frac{cm}{min}\right]$
K	Den umættede hydrauliske ledningsevne i første jordcelle	$\left[\frac{cm}{min}\right]$
h_{bassin}	Højden af bassin	[cm]
ψ	Porevandstrykket i første jordcelle	$[cm H_2 O]$
dz	Tykkelsen af jordcelle	[cm]

Det forudsættes, at der kun sker infiltration ud af bunden af bassinet selvom, at der i virkeligheden også vil ske en infiltration ud af siderne. Det antages samtidig, at alt vandet skal infiltrere ned igennem jorden, og at der dermed ikke er udløb til andet anlæg, jf. figur 6.5.





 $Figur \ 6.5.$ Illustration af, hvordan bass
inet er designet i modellen

 $Figur \ 6.6.$ Illustration af, hvor et bassin typisk er designet.

Det skal samtidig noteres, at der i forbindelse med implementeringen af et bassin i modellen ikke er taget højde for designet af bassinet. Det betyder, at det i modellen forudsættes, at designet af bassinet er som illustreret på figur 6.5 og ikke som et traditionelt bassin vist på figur 6.6. Det betyder, at hvis bassinet skal etableres i virkeligheden, kræver det et større areal end det, der indtastes i modellen. Højderne, der udregnes i bassinet er på den sikre side, hvis der ønskes at etablere et design som på figur 6.6. Det betyder, at spidspunkterne vil blive mindre, når et bassin etableres med skrå sider.

På baggrund af de overstående formler er det muligt at vurdere arealet af bassinet, baseret på højden i bassinet. Hvis dette ikke er tilfredsstillende, skal arealet af bassinet eller teksturen af jorden ændres, indtil det ønsket resultat er opnået.

6.7 Evapotranspiration

I cellerne der er beliggende i rodzonen modelleres en aktuel evapotranspiration. Evapotranspiration er en samlet betegnelse for evaporation og transpiration. Evaporation dækker over fordampning på både frie vandoverflader, som blandt andet er vandpytter og dug på jord- og planteoverflader. Transpiration dækker over fordampning, som sker i forbindelse med planterne, for eksempel fordampningen af vand fra plantemateriale [Allen et al., 2006].

Evapotranspirationen modelleres for hver celle beliggende i rodzonen. Længden af rodzonen er afhængig af afgrødetypen, og for græs (som forventes at være på overfladen af infiltrationsbassinet) er den 0,70 m [DHI, 2017]. I modellen sættes længden til at være 60 cm tilsvarende til 3 celler.

Den aktuelle evapotranspiration er beregnet ud fra den potentielle og reference evapotranspirationen.

6.7.1 Reference evapotranspirationen

Reference evapotranspirationen er den mængde vand, der fordamper ved et reference område, hvor afgrøderne består af græs og området ikke mangler vand. Reference evapotranspirationen beregnes ved brug af Penmann's ligning [Allen et al., 2006]:

$$ET_0 = \frac{0,408(R_n - G) + \gamma \frac{900}{T + 273} u_2(e_s - e_a)}{\Delta + \gamma(1 + 0,34u_2)}$$
(6.12)

Hvor

ET_{0}	Reference evapotranspiration	$\left[\frac{mm}{time}\right]$
\mathbf{R}_n	Nettostråling ved planteoverflade	$\left[\frac{MJ}{m^2 time}\right]$
G	Jordvarmeflux	$\left[\frac{MG}{m^2 time}\right]$
γ	Psykrometrisk konstant	$\left[\frac{kPa}{C}\right]$
Т	Lufttemperatur i 2 m højde	[°Č]
u_2	Vindhastighed i 2 m højde	$\left[\frac{m}{s}\right]$
\mathbf{e}_s	Mættet damptryk	[kPa]
e_a	Aktuelle damptryk	[kPa]
Δ	Hældning af damptryk kurve	$\left[\frac{kPa}{C}\right]$

Reference evapotranspirationen beregnes ved brug af data om luftfugtighed, lufttryk, temperatur, vindhastighed og strålingsdata fra DMI ved Østerport pumpestation 2017 - 2020 [Danmarks Metrologiske Institut, NA]. Resultater af reference evapotranspiration er lånt fra Christensen et al. [2021]. Reference evapotranspirationen bruges for alle de beregnede år (31 år).

6.7.2 Den potentielle evapotranspiration i hver celle

Den potentielle evapotranspiration er den mængde vand, der maksimalt vil kunne fordampe som følge af evapotranspiration under de perfekte forhold. Den potentielle evapotranspiration beregnes ud fra reference evapotranspirationen ved at gange en afgrødekoefficient på. Da den potentielle evapotranspiration er det maksimale vand, som kan fjernes ved evapotranspiration, fordeles denne ud på de celler hvori evapotranspirationen sker (rodzonen). Dette er de 3 første celler i modellen. Den potentielle evapotranspiration per celle beregnes således ved formel 6.13.

$$ET_c = (ET_0 \cdot K_c)/z_n \tag{6.13}$$

Hvor

ET_c	Potentiel evapotranspiration	$\left[\frac{mm}{daq}\right]$
ET_0	Reference evapotranspiration	$\left[\frac{m\tilde{m}}{daq}\right]$
K_c	Afgrødekoefficient, afhængig af planteart	[-]
z_n	Antal celler hvori evapotranspirationen foregår i	[-]

For græs er afgrødekoefficienten (K_c) 1,1, denne værdi er fundet ved brug af MIKE SHE's database [DHI, 2017].

6.7.3 Den aktuelle evapotranspiration i hver celle

Den aktuelle evapotranspiration er den mængde vand, som vil fordampe under reelle forhold. Denne værdi vil være mindre end den potentielle evapotranspiration. Den aktuelle evapotranspiration afhænger af en række faktorer som jordfugtighed og saltindholdet i jorden. I dette projekt er den simplificeret til at være afhængig af en vandstresskoefficient W_s , som reducerer den potentielle evapotranspiration.

$$ET_a = ET_c \cdot W_s \tag{6.14}$$

Hvor

ET_a	Aktuel evapotranspiration	$\left[\frac{mm}{daa}\right]$
ET_c	Potentiel evapotranspiration	$\left[\frac{mm}{daa}\right]$
W_s	Vandstresskoefficient	[-]

Vandstresskoefficienten W_s modelleres til at have en værdi imellem 0 og 1. Hvor 1 er værdien svarende til fuld vandmætning, og 0 er værdien, hvis vandindholdet er ved visnegrænsen, og der dermed ikke sker nogen evapotranspiration. Figur 6.7 illustrer, hvordan vandstresskoefficienten er modelleret, kontra hvordan denne koefficient forventes at være i virkeligheden.



Figur 6.7. Vandstresskoefficienten W_s

I forhold til kurven for vandstresskoefficienten i virkeligheden så vides det ikke, hvor stejl kurven på vandstresskoefficienten i virkeligheden er, hvilket er et af argumenterne for, at den modelleres mere 'kantet'. Vandindholdet ved markkapacitet er i modellen sat til at være 0,081 $\frac{cm^3 H_2O}{cm^3 jord}$ for jorden udtaget fra St. Restrup Fælled, hvor visnegrænsen ligger på 0,022 $\frac{cm^3 H_2O}{cm^3 jord}$ på jorden fra St. Restrup Fælled.

Ved at modellere den potentielle og den aktuelle evapotranspiration på denne måde, vil man opdele den potentielle evapotranspiration over alle de gældende celler, og dette omregnes så til aktuel evapotranspiration i de gældende celler, fordi den aktuelle vil være afhængig af cellens vandindhold grundet vandstresskoefficienten, W_s .

6.8 Opsummering af vandtransport igennem cellerne

Som benævnt tidligere er modellen 1 dimensionel. Vandtransporten igennem den umættede zone modelleres ved MMS-modellen og bygger på principperne bag retentionskurver og ledningsevnekurver, jf. kapitel 4 og kapitel 5.

I det følgende beskrives, hvordan vandtransporten er modelleret igennem de forskellige celler i den umættede zone:

Vandinput til jordsøjlen: Hastigheden hvorved vand infiltrerer ind i modellen v_{top} , er udregnet ud fra Darcy's Lov og er baseret på gradienten, der opstår imellem vandspejlet i bassinet og midten af cellen som vandet presses ned i.

Rodzone: Jordsøjlen har en rodzone. Rodzonen er afhængig af beplantningstypen. I modellen sættes rodzonen til 60 cm. I modellen benyttes rodzonen til at bestemme, hvor evapotranspiration skal afgrænses til.

Evapotranspiration: Den aktuelle evapotranspiration trækkes fra i de celler, der er beliggende i rodzonen, hvis bassinet er tomt.

Filterjord dybde: I modellen er filterjorden sat til at have en standarddybde på 1 m. Denne kan ændres, hvis det ønskede resultat ikke opnås. Den kan nedsættes, hvis vandet dræner for langsomt igennem filterjorden og stoftransporten tilbageholdes mere end nødvendigt, og omvendt kan den forlænges, hvis stoftransporten ikke stoppes tilstrækkeligt.

Vandtransport ved et porevandstryk mellem pF0 - pF3,2: Når porevandstrykket i cellen/erne er imellem pF0 - pF3,2 beregnes vandtransporten ud fra Campbell og MMS-metoden, jf. afsnit 6.3 .

Vandtransport ved et porevandstryk mellem pF3,2 - pF4,2: Når porevandstrykket i cellen/erne er imellem pF3,2 - pF4,2 (visnegrænsen) beregnes vandtransporten ud fra en lineær sammenhæng mellem disse to punkter.

Minimum vandindhold: Vandindholdet i cellerne kan ikke gå under visnegrænsen (vandindholdet ved et porevandstryk på pF 4,2) i cellerne beliggende i rodzonen, og under markkapacitet i de øvrige celler (der vil være to forskellige grænser, hvis filterjorden og originaljorden ikke er ens).

Maksimum vandindhold: Vandindholdet i cellerne kan ikke overskride totalporøsiteten. Når vandindholdet i cellerne når totalporøsiteten, sættes cellen til ikke at kunne modtage vand hurtigere end cellen er i stand til at dræne, sådan at cellen ikke bliver overmættet (der vil være to forskellige grænser, hvis filterjorden og originaljorden ikke er ens).

Overgang mellem filterjord og originaljord: Da MMS-modellen benyttes til at beregne vandtransporten, kan overgangen mellem filterjorden og original jorden blot modelleres ved at ændre de jordspecifikke parametre, så de matcher originaljorden.

Dybden af jordsøjlen: Modellen er bygget således, at brugeren selv kan indstille længden til grundvandet. Som standard er denne sat til at være 100 cm.

Hastigheden ud af sidste celle: Hastigheden ud af den sidste celle, er sat til at være lig med K(i) af den pågældende celle.

Der er nu opstillet en model for vandtransporten igennem jorden, indeholdende de overstående processer. Der er nogle standardindstillinger i forhold til fx. antallet af tidsskridt. Disse indstillinger er vist i tabel 6.1.

Tabel 6.1. Tabel med standardindstillingerne for modellen. De 16.414.561 er tidsskridtene og svarer til de 31 år fra regnserien.

Startbetingelsen for vandindholdet er essentielt, fordi det er vigtigt, at vandindholdet ikke er for lavt når modellen starter, da der er risiko for, at modellen bliver ustabil og ikke kan køre, når startsbetingelsen for bassinet er, at bassinet indeholder vand. Derfor er vandindholdet i modellen ved start sat til at være gennemsnittet mellem vandindholdet ved markkapacitet og vandmættet (θ_{FC} og θ_s). Det betyder, at startsværdien for filter og originaljorden er forskellige, når der undersøges for forskellige jorde.

Validering af vandtransport model

I det forgående kapitel blev vandtransportmodellen opstillet. I dette kapitel undersøges og eftertjekkes, at vandmodellen er opstillet korrekt. Dermed laves en validering. Efter valideringen af vandmodellen vil denne kunne benyttes i stoftransportmodellen i de følgende kapitler. Figur 7.1 viser hvor i konceptet dette kapitel befinder sig.



Figur 7.1. Flowdiagram til opbygningen af værktøjet. Figuren viser, hvordan det ikke længere er opbygningen eller indholdet af modellen, men at modellen valideres i dette kapitel.

7.1 Retentionskurve og hydraulisk ledningsevnekurve

Den første validering af vandtransportmodellen sker i form af et tjek af retentionskurven og den hydrauliske ledningsevnekurve. Dette gøres for at sikre, at modellen arbejder inde for det spænd, der forventes. Som nævnt er disse to kurver de drivende kræfter i forhold til vandindhold og vandtransport. Der er til valideringen af retentionskurven og ledningsevnekurven benyttet følgende parametre fra tabel 7.1.

Tabel 7.1. Parametre benyttet til at tjekke retentionskurve og ledningsevnekurve.

Figur 7.2 viser retentionskurven for filterjorden, og figur 7.3 viser hydrauliske ledningsevne kurve for filterjorden.



Figur 7.2. Retentionskurve for filterjorden, beskrevet i det overstående. Kurven er illustreret for celle 3.



Figur 7.3. Den hydrauliske ledningsevnekurve for filterjorden, beskrevet i det overstående. Kurven er illustreret for celle 2.

Retentionskurven for filterjorden viser, at vandindholdet ikke overstiger totalporøsiteten, som den skal. Samtidig rammer retentionskurven et vandindhold på 0,1835 $\frac{cm^3}{cm^3}$ ved pF 2 (-100 cm H_2O). Den hydrauliske ledningsevne kurve, må ikke overstige den mættede hydrauliske ledningsevne, K_{sat} . Den hydrauliske ledningsevne er plottet i forhold til den naturlige logaritme. Det betyder, at den ikke må blive større end -1.5 på y-aksen (tættere på nul). Det gør den ikke, som illustreret på figur 7.3.

7.2 Vandfronten igennem jordlaget

Næste validering består i at undersøge, hvordan vandfronten bevæger sig ned igennem de forskellige celler indtil vandmætning (θ_s). For at beregne denne front, er der indsat en konstant regn på 0,1 cm/min, der falder direkte bassinet. Herfra kommer vandet ind i første celle, ved brug af bassinmodellen, som beskrevet i kapitel 6. Jorden, der beregnes på er beskrevet i tabel 7.2 og vandfronten er illustreret på figur 7.4

Tabel 7.2. Jordegenskaberne for den jord, der er benyttet til beregningerne af vandfronten.

Ler $[\%]$	Silt $[\%]$	FS [%]	GS [%]	OM [%]	$ heta_s$	$ ho_b$
3,75	3,75	$45,\!25$	$45,\!25$	2	$0,\!4384$	$1,\!44$



Vandmætningsgraden for vandfronten

Figur 7.4. Bevægelsen af vandfronten ned igennem jorden. Figuren starter på en vandmætning på 70%. Der er til udregningen af vandmætningen benyttet en totalporøsitet på $0,4384 \text{ } cm^3/cm^3$. Cellestørrelsen er 20 cm.

Figuren viser, at der især i den første celle er en 'hakket' tendens. Dette stammer fra at der i modellen udregnes, at der skal flyttes mere vand ind i første celle end der er plads til. For at undgå dette er der indsat en regel om, at der kun fyldes den mængde vand ind i første celle som er plads til, og den 'hakkede' tendens opstår således. Tendensen ses en smule ved celle 2 også, men jo længere ned i jorden, der kigges jo mere udjævnes denne tendens. Samtidig illustrerer figuren, at vandfronten bevæger sig som forventet; Den første celle vandmættes først, og dernæst de andre celler.

7.3 Validering af vandindhold ved håndberegninger

Der undersøges om modellen udregner vandtransporten korrekt ved at validere de modelleret vandindhold med vandindhold 'håndberegnet' i Excel. 'Håndberegningerne' er beregnet ved samme metode som i modellen (MMS). Der er i valideringen ikke taget højde for evapotranspirationen eller regn, men den øvre rand er stadig bassinmodellen. Bassinet har en starthøjde på 50 cm.

Der er beregnet i alt 13800 tidsskridt (min), svarende til 10 dage. Valideringen er lavet på baggrund af værdierne listet i tabel 4.1.

Tabel 7.3. Konstanter brugt til valideringen af modelleret vandindhold.

$$\frac{\psi_e \ [cmH_2O]}{-1} \quad \begin{array}{c} \text{Campbell b [-]} \quad \theta_s \ [\frac{cm^3}{cm^3}] \quad K_{sat} \ [\frac{cm}{min}] \quad \text{dz [cm]} \quad n_{cells \ filter} \ [-] \\ \hline 1 \quad 2,82 \quad 0,417 \quad 1,81 \quad 20 \quad 5 \end{array}$$

Figur 7.5 viser det modelleret vandindhold mod det 'håndberegnet' vandindhold i Excel i et scatterplot.



Figur 7.5. Det modelleret vandindhold versus det 'håndberegnet' vandindhold. Vandindholdet er taget fra den første celle, men de resterende celler viste den samme tendens.

Figuren viser en ret linje, som er 1:1, hvilket betyder, at det modelleret vandindhold er det samme som de 'håndberegnet'. Vandindholdet, der er illustreret på figuren er udtaget fra celle 1. Dog viser de andre celler den helt samme tendens.

7.4 Krydsvalidering af vandindhold med to kollega afgangsprojekter

Under udarbejdelsen af dette speciale har to kollega afgangsgrupper i samme periode også udarbejdet en MMS-model i forbindelse med deres afgangsspeciale. Kollega afgangsgrupperne er følgende Hedevang og Sørensen [2023] og Madsen og Pedersen [2023]. Dette har skabt en mulighed for at krydsvalidere modellens rå vandtransport - MMS-modellen. MMS-modellen ligger som tidligere beskrevet til grund for modelleringen af vandtransporten igennem jordsøjlen (og dermed er grundstenen) i værktøjet designet i dette speciale og i modellerne i de to andre specialer. For på den måde at kunne tjekke, at modellernes grundsten kører, som den skal, og at der ikke er en mindre indtastnings- eller fortegnsfejl. Modellerne sammenlignes uden infiltrationsbassin, evapotranspiration, hjælpefunktioner mm, da disse kan være modelleret forskellige i de tre modeller eller at nogle af modellerne indholder parametre som andre ikke gør. Tabel 7.4 viser, hvad parametrene i de tre modeller sættes til at være, for at have det samme sammenligningsgrundlag.

Tabel 7.4. De tre modeller sættes til at have følgende betingelser, så sammenligningsgrundlaget er det samme. Den øvre rand er vandinputtet, som sættes ind i jordsøjlen til hvert tidsskridt. θ_{start} angiver startbetingelsen for alle celler og denne er lig med markkapaciteten.

Celle str.	Tidskridt	Øvre rand	K_{sat}	ψ_e	$ heta_s$	$ heta_{fc}$	$ heta_{start}$
[cm]	[sek]	$[\mathrm{cm}/\mathrm{time}]$	$[\mathrm{cm}/\mathrm{time}]$	$[\mathrm{cm} \mathrm{H2O}]$	$[\mathrm{cm}^3/\mathrm{cm}^3]$	$[\mathrm{cm}^3/\mathrm{cm}^3]$	$[\mathrm{cm}^3/\mathrm{cm}^3]$
1	1	2	$19,\!61$	-2,19	0,434	0,0812	0,0812

I figur 7.7 og 7.6 sammenlignes vandindholdet i første celle i modellen fra dette speciale med modellerne fra Hedevang og Sørensen [2023] og Madsen og Pedersen [2023].



Figur 7.6. Krydsvalidering med Madsen og Pedersen [2023]'s MMS model. Der sammenlignes vandindhold i første celle, i 7199 sekunder for de to modeller.



Figur 7.7. Krydsvalidering med Hedevang og Sørensen [2023]'s MMS model. Der sammenlignes vandindhold i første celle, i 7199 sekunder for de to modeller

Figur 7.6 viser, at vandindholdet er tilnærmelsesvis det samme i første celle, i disse to modeller, hvor forskellen er marginal. Dette gør sig gældende for alle celler til alle tidsskridt, og forskellen mellem disse to modeller er den samme for alle cellerne. Der indsættes ikke en graf for de resterende celler imellem disse modeller, da de alle giver en ret linje.

Som det kan ses på figur 7.7 afviger vandindholdet en smule mellem disse to modeller. Dette er dog ikke signifikant i første celle.

Det mistænkes, at forskellen mellem disse to modeller kan skyldes en forskel i tidsskridtene. Dette vil gøre at modellerne regner vandindholdene til forskellige tidsskridt, og der mistes således sammenligningsgrundlag. Det kan derudover også mistænkes, at der ikke er fjernet de samme hjælpefunktioner i de to modeller, og modellerne kan således opføre sig forskellig, og der ikke er samme sammenligningsgrundlag imellem disse projekters MMS-modeller længere. Derudover har Hedevang og Sørensen [2023] og Madsen og Pedersen [2023] tidligere valideret deres MMS-modeller, hvor de fik resultatet af en lineær 1:1 sammenhæng.

Baseret på mistanken om forskellen i de beregnede tidsskridt eller forskellen i hjælpefunktioner, og at Hedevang og Sørensen [2023] og Madsen og Pedersen [2023] tidligere har valideret deres modeller, lægges der ikke betydelig vægt på sammenligningen mellem disse to projekter.

Baseret på afsnit 7.3 og på de sammenlignelige resultater imellem Madsen og Pedersen [2023], vurderes det fortsat, at modellen i dette projekt må være valid. Dette understøttes af tjekket af retentionskurven og ledningsevnekurven. Vandtransportmodellen kan således benyttes under udarbejdelsen af stoftransportmodellen.

Designparameter til stofmodel: Forsinkelsesfaktor for stof

Konceptet af værktøjet, der laves i dette projekt bygger på, at en bruger skal kunne benytte modellen på en given dansk jord, og skal kunne udregne vand- og stoftransporten for denne.

I de forgående kapitler blev modelleringen og opsætningen af vandmodellen beskrevet. Stoftransporten ønskes modelleret således, at et givent stofs rejsetid igennem den umættede jordsøjle kan bestemmes. Dette dækker både over rejsetiden igennem filterjorden, og igennem hele jorden og ned til grundvandet.

Stoftransporten i dette værktøj, modelleres på baggrund af vandtransporten (advektion), dog med en medregnet forsinkelse af stoffet i forhold til vandet. Denne forsinkelse kaldes en forsinkelsesfaktor (R). En forsinkelsesfaktor beskriver forsinkelsen af et givent kemikalie i forhold til vand. Ved en R-værdi på 1 betyder det, at stoffet følger vandet 1:1, en værdi under 1 betyder, at stoffet løber hurtigere igennem jordsøjlen end vandet, og omvendt betyder en R over 1, at stoffet bevæger sig langsommere end vandet. Vandmodellen er som beskrevet modelleret numerisk, hvor stofmodellen modelleres analytisk. Modelleringen af den analytiske løsning af rejsetiden for stoffet, beskrives yderligere i kapitel 10. Det er ønskeligt, at modellen bygger på grundlæggende principper, således at en bruger har muligheden for at benytte modellen til andre kemiske stoffer også.

I dette kapitel undersøges designparameteren; forsinkelsesfaktoren, R, som skal indgå i opbygningen af stoftransportmodellen, jf. figur 8.1.



Figur 8.1. Flowdiagram til opbygningen af værktøjet. Dette kapitel undersøger designparameteren forsinkelsesfaktoren R.

8.1 Teori for bestemmelse af forsinkelsesparameteren, R

I dette projekt er stoftransporten igennem den umættede zone modelleret på baggrund af vandtransporten igennem heri. Det er data for denne model, benyttes til analytisk at udregne stoftransporten. Formålet er at bestemme rejsetiden for henholdsvis 5%, 50% og 90%, af et givent miljøfremmede stof igennem filterjorden på baggrund af gennemtrængningskurver.

Forsinkelsesfaktoren R beregnes for det givne stof, i netop den givne jord. R-værdien afhænger af jordtypen, og kan derfor variere fra jord til jord. Forsinkelsefaktoren R for de enkelte stoffer findes ved følgende formel.

$$R = 1 + \frac{\rho_b}{\theta_{gns}} \cdot K_d \tag{8.1}$$

Hvor

Tørvægtsdensiteten over det effektive vandindhold i jorden, er karakteriserende for den gældende specifikke jord, og for St Restrup Fælled-prøverne er tørvægtsdensiteten i gennemsnit 1,543, jf 3.1. Det effektive vandindhold er i denne rapport sat til at være gennemsnittet af vandindholdet i alle celler til alle tidspunkter, udtaget fra vandtransportmodellen. Det gennemsnitlige vandindhold for St. Restrup Fællede er 0,2564 cm³ vand/cm³ jord, for de kørte 31 år. Ved at bruge det gennemsnitlige vandindhold er man lidt konservativ, da det antages, at alt vandet bidrager til vand- og stoftransporten. I nogle tilfælde kan det være en fordel at tage det gennemsnitlige vandindhold og trække vandindholdet ved pF3 fra. På den både fjernes det vand, som er hårdt bundet, og som højest sandsynligt ikke bidrager til vand eller stoftransporten. Da jorden ved St. Restrup Fælled, som beskrevet i kapitel 3, er meget grovkornet, og dermed vil have en mindre mængde af hårdtbundet vand, vurderes det, at denne faktor har mindre betydning, og det gennemsnitlige vandindhold fra alle cellerne benyttes fortsat. Samtidig betyder en gennemregning med det gennemsnitlige vandindhold, at modellen er på den sikre side.

Den lineære adsorptionskoefficient K_d beskriver fordelingen af stoffet i den opløste fase og stoffet der adsorberes til jordpartikler. K_d -værdien er specifik for den gældende jord, og kan findes enten eksperimentelt ved udvaskningsforsøg eller findes ved brug af formel 8.2. K_d -værdien er oftest ikke eksperimentelt bestemt, men bestemt ved brug af formlen. Formlen benyttes under antagelsen, at stoffet kun adsorberes til jordens organiske materiale, samt at det ikke afhænger af typen af det organiske stof [Loll og Moldrup, 2000d].

$$K_d = K_{oc} \cdot f_{oc} \tag{8.2}$$

Hvor

1

Fraktionen af organisk carbon f_{oc} findes ved konvertering af fraktionen af organisk materiale f_{om} . Konverteringsfaktoren fra f_{oc} til f_{om} er 0,58 [Loll og Moldrup, 2000d]. For at benytte overstående formel skal der kendes en fordelingskoeffient imellem opløst stof i vandet og adsorberet stof til jordens organiske carbon, Koc.

Koc kan findes eksperimentelt, eller ved en relation mellem logaritmen til Koc og logaritmen til fordelingskoefficient Kow.

Relationen mellem Log(Kow) og Log(Koc) er ofte lineær og har derfor følgende formel:

$$Log(K_{oc}) = A \cdot Log(K_{ow}) + B \tag{8.3}$$

Hvor konstanterne A og B er fundet i forskelligt litteratur alt efter den givne stofgruppe, jf. tabel 8.1. Fordelingskoefficienten Kow beskriver fordelingen af et stof i et tofasesystem mellem vand og octanol [Loll og Moldrup, 2000d]. Dette er udtrykt i en brøk, hvor det opløste stof i vand er over det opløste stof i octanol. Denne fordelingskoefficient relaterer sig ikke til den specifikke jord, men er en grundlæggende kemisk egenskab for stoffet. Denne parameter er let at måle i laboratoriet og er undersøgt for de fleste stoffer. Log(Kow) bliver derudover hyppigt benyttet i forbindelse med kemiske risikoanalyser, og bliver ofte brugt som et estimat i forhold til andre undersøgelser af de fysisk/kemisk egenskaber (Koc, bioakkumulering, biomagnifikation økotoksologi mm.) [Interstate Technology and Regulatory Council (ITRC), 2022].

Baseret på overstående er det ønskeligt at benytte Log(Kow) til modellering af stoffers bevægelse ned igennem den umættede zone. Således vil modellen let kunne benyttes af en lang række andre stoffer også.

Der findes en række forskellige lineære relationer mellem Log(Kow) og Log(Koc) alt efter den givne stofgruppe. I tabel 8.1 er samlet et overblik undersøgte lineære forbindelser.

Tabel 8.1	. A	og B	-værdier	for	forskellige	komponenter	til:	den	lineære	relation,	gyldighedsområder	· og	referencen	ı til
disse.														

Komponent	Gyldighedsområde K_{ow}	Gyldighedsområde f_{oc}	А	В	Reference
Opløsningsmidler, BTX, PAH, CB og PCB	2,1 - 6,4	0,4 - 2,0	1,04	-0,88	Abdul et al. [1987]
AH og PAH	2,1 - 6,3	2,8 - 3,3	$1,\!00$	-0,21	Karickhoff et al. [1979]
Pesticider	0,4 - $6,3$	-	1,029	-0,18	Rao og Davidson [1980]
PFAS	-	-	0,5643	0,6833	Geosyntec [2019]

Den benyttede model, og de benyttede $Log(K_{ow})$ -værdier klarlægges for casen i dette projekt (for PFAS stoffer) i kapitel 9. Dermed er designparametrene bestemt for at kunne bestemme stoftransporten, jf. figur 8.2.



Figur 8.2. Konceptdiagram til opbygningen af værktøjet. Stoftransportmodellens designparameter er forsinkelsesfaktoren, og figuren viser hvilke input parametre, der skal bruges.

Case af de forurenende stoffer: PFAS

For at kunne bestemme stoftransport igennem den umættede zone, på samme måde, som beskrevet i kapitel 8, er det nødvendigt at kigge på et givent stof. Casen for stoffet er i dette projekt PFAS stoffer, jf. figur 9.1. Der er fokus på PFOS, PFOA, PFNA og PFHxS.



Figur 9.1. Flowdiagram til opbygningen af værktøjet. For at kunne anvende modellen benyttes en case, for stoftransporten er dette PFAS stoffer.

I dette kapitel klarlægges casen i forhold til de miljøfremmede stoffer PFAS. Der vil i kapitlet blive kortlagt, hvad PFAS er for en størrelse, hvad denne betegnelse dækker over, hvad problematikken vedrørerende disse stoffer er, samt hvorfor og hvordan de udgør en risiko. Dette kortlægges for at give en grundlæggende forståelse for, hvor nyt området og interessen for stofgruppen PFAS er, samt at give et indblik i, hvordan den viden, der er indenfor emnet er i stor udvikling. Dette bliver gjort i afsnit 9.1.

Efter klarlægningen af, hvad PFAS stofferne er, undersøges og udregnes PFOS, PFOA, PFNA og PFHxS's forsinkelsesfaktor R, så de kan benyttes i den yderligere modellering af stoftransporten igennem den umættede zone i kapitel 10.
9.1 Hvad er PFAS

PFAS er et stigende problem, som man i nyere tid, særligt i 2020-2023 har fået en skærpet opmærksomhed omkring. Medieovervågningen startede særligt i forbindelse med Korsør-sagen i 2021, hvor der blev fundet forhøjede PFAS koncentrationer i 187 personer. Årsagen til denne forhøjede koncentration i mennesker bundede i, at de havde spist oksekød fra køer, som havde græsset på en tidligere brandslukningsøveplads, som var fyldt med PFAS stoffer [Sundhedsstyrelsen, 2022b].

PFAS findes ikke naturligt i naturen, da de er syntetisk fremstillet. PFAS har været brugt siden 1950'erne som en vandafvisende komponent i foreksempel stegepander, regnjakker, brandslukningsskum, makeup og madindpakning [Sundhedsstyrelsen, 2022b]. PFAS stofferne er fundet i stort set alle miljøer i dag. Der er fundet PFAS i jorden, i luften, på arktis og skummet på havet, men også mere bekymrende steder som i blodet på mennesker, i grundvandet samt fødevarer som økologiske æg og som nævnt køer.

PFAS er en overordnede betegnelse for mere end 12.000 forskellige forbindelser, som alle har det tilfælles, at de har et rigtigt højt indhold af flourstoffer. PFAS stofferne er persistente og betegnes oftest som evighedskemikalier, da de er utroligt stabile grundet deres carbon-flour bindinger. De er dermed svært nedbrydelige eller nedbrydes til svært nedbrydelige stoffer [Sundhedsstyrelsen, 2022a]. PFAS stofferne inddeles i om de er kort eller langkædet. Det mest undersøgte PFAS stoffer er PFOS, PFOA, PFNA og PFHxS, som alle er klassificeret som langkædet.

For mange af PFAS stofferne er der fundet sundhedsskadelige effekter. PFAS stofferne er generelt ikke høj akut toksiske, men problemet er, at stoffernes toksisitet stiger ved længerevarig eksponering af stofferne. Stofferne PFOS, PFOA og PFNA mistænkes for at være reproduktionstoksiske og kræftfremkaldende, herunder særligt nyre-, bryst- og testikelkræft [Sundhedsstyrelsen, 2022a]. Derudover har stofferne en evne til at bioakkumulere i mennesker og dyr, samt biomagnificerer op igennem fødekæden [Bergman et al., 2022]. Hos mennesker optages PFAS stofferne igennem indtagning af føde og væske, igennem huden og luftvejene, og stoffernes toksisitet afhænger af eksponeringsvejen, mængden og varigheden [Bergman et al., 2022].

I takt med den øgede interesse for PFAS stofferne, samt at der tilegnes mere og mere viden indenfor området, skærpes lovgivningen, så den passer til de sundhedsfaglige vurderinger [Miljøstyrrelsen, 2022]. I lovgivningen er der sat grænseværdier for summen af de førnævnte fire mest undersøgte PFAS stoffer, og grænseværdier for summen af de 22 mest undersøgte stoffer.

Grænseværdien for PFAS stoffer i jord, 0,01 mg/kg tørstof for summen af de fire PFAS stoffer (PFOS, PFOA, PFNA og PFHxS), og 0,4 mg/kg for de 22 PFAS stoffer. I Danmark mistænkes 16.000 grunde for at overskride grænseværdien for PFAS stoffer i jorden, dette er et problem da PFAS stoffer vil kunne biomagnificere igennem afgrøde og dyr, og dermed ende i mennesker, på samme måde som i Korsør-sagen. Derudover kan stofferne bevæge sig ned igennem den umættede zone og ende i grund- og drikkevandet.

1. januar 2022, i drikkevandsbekendgørelsen, blev grænseværdien for indholdet af PFAS stoffer i drikkevand skærpet Fra før at måtte have 100 μ g/L for i alt 12 PFAS stoffer i drikkevandet, til nu at må have 0,02 μ g/L af de fire PFAS stoffer (PFOS, PFOA, PFNA og PFHxS) i drikkevandet [Miljøstyrrelsen, 2022]. Miljøstyrrelsen lavede i 2022 en landsdækkende undersøgelse af PFAS stoffer i drikkevandsboringer. I 20% af de undersøgte boringer er der fundet PFAS under grænseværdierne og i 4% af boringerne er der fundet PFAS værdier over grænseværdierne, og i 76% er der ikke fundet PFAS stoffer [Miljøstyrrelsen, 2022]. Miljøstyrrelsen havde ønsket, at der slet ikke var fundet PFAS stoffer i boringerne, men mener dog at undersøgelsen ikke tyder på at der er problemer med PFAS stoffer i grundvandet på nuværende tidspunkt. Det er dog relevant at

undersøge, hvordan PFAS stofferne bevæger sig ned igennem den umættede jordzone, for at kunne vurdere hvor stor en risiko de 16.000 grunde, som mistænkes for at være PFAS forurenet.

9.2 Forsinkelsesfaktoren for PFAS

PFAS stoffer bevæger sig langsommere end vand igennem den umættede zone, og vil således have en Rværdi på over 1. For at kunne bestemme, hvor meget langsommere PFAS stofferne bevæger sig igennem den umættede zone, skal der udregnes forsinkelsesfaktorer. Dette gøres på samme måde som beskrevet i kapitel 8, ved at benytte en fordelingskoefficient mellem vand og octanol fasen $(Log(K_{ow}))$.

Det er dog for de fleste PFAS stoffer ikke muligt eksperimentelt at måle fordelingskoefficienten, grundet PFAS stoffernes fysisk-kemisk egenskab, som både er lipofob (fedtafvisende) og hydrofob (vandafvisende) på samme tid. Dette gør, at PFAS stoffer har en særlig overfladeaktivitet. Under det eksperimentelle forsøg vil PFAS stofferne helst placere sig i grænsefladen mellem de to faser, og det gør det besværligt at måle $Log(K_{ow})$ [Bergman et al., 2022]. Derfor er Log(Kow)-værdierne for PFAS estimeret ved en målt lineær adsorptionskoefficient (Kd-værdi) i Bergman et al. [2022]. På den måde vil Bergman et al. [2022] eksperimentelt bestemme en Kd-værdi, for på baggrund af denne estimere en Log(KOW)-værdi. I dette projekt benyttes denne Log(KOW)-værdi til at beregne Kd-værdien. Der stilles spørgsmålstegn ved om der ved denne omregning frem og tilbage fås de mest korrekte forsinkelsesværdier R.

I bilag I er forskellen ved at udregne forsinkelsesfaktorværdien baseret på de forskellige inputparametre $(Log(K_{ow}), Log(K_{oc}), K_{oc} \text{ eller } K_d)$. På baggrund af den analyse, arbejdes der videre med $Log(K_{ow})$ -værdierne. Denne parameter er en mere grundlæggende parameter. Stoftransportmodellen kan således stadig bygges på de grundlæggende principper, således at andre kemikalier også kan benyttes i modellen.

Tabel 9.1 viser de benyttede $Log(K_{ow})$ -værdier, og de benyttede R-værdier. R-værdierne er beregnet ud fra metoden beskrevet i kapitel 8. Værdierne benyttes i den videre modellering af stoffransporten og rejsetiden af stoffet igennem filterjorden.

Tabel 9.1. De benyttede $Log(K_{ow})$ for de fire PFAS stoffer og de tilsvarende beregnede R værdier. R værdierne er bestemt ud fra metoden beskrevet i kapitel 8. $Log(K_{ow})$ -værdierne er fra Bergman et al. [2022].

	PFOS	PFOA	PFNA	PFHxS
Log(Kow)	6,3	5,3	5,92	5,17
R	$49,\!49$	$14,\!22$	$30,\!60$	$12,\!17$

I princippet burde beregningsmetoden af R-værdien udvides, da PFAS stoffer er lipofobe, hydrofobe og ikke flygtige. Dette betyder, som tidligere beskrevet, at PFAS stofferne har en særlig overfladeaktivitet, der gør, at stofferne foretrækker at befinde sig i grænsefladen mellem: [Brusseau, 2018].

- Vand og fast stof
- Vand og ikke-vandbaseret-væske
- Vand og gasfasen
- Ikke-vandbaseret-væske og fast stof
- Ikke-vandbaseret-væske og gasfasen

Og principielt burde forsinkelsesfaktoren udvides, således at den tager højde for alle af de steder stofferne vil forsinkes ift. vandbevægelsen, og forsinkelsesformlen vil således se ud på følgende måde [Brusseau, 2018].

$$R = 1 + \left(\frac{\rho_b}{\theta_{gns}} \cdot K_d\right) + \left(\frac{A_{ai}}{\theta_{gns}} \cdot K_{ai}\right) + \left(\frac{V_g}{\theta_{gns}} \cdot H\right) + \left(\frac{A_{ni}}{\theta_{gns}} \cdot K_{ni}\right) + \left(\frac{V_n}{\theta_{gns}} \cdot K_{nw}\right)$$
(9.1)

Hvor

R	forsinkelsefaktor	[-]
$ ho_b$	Tørvægtsdensitet på jorden	$[m g/cm^3]$
θ_{gns}	Effektiv vandindhold	$[\rm cm^3 \ vand/cm^3 \ soil]$
K_d	Lineær adsorptionskoefficient til fast stof	[L/kg]
A_{ai}	Overfladeareal af luft-vand interfase	$[\mathrm{cm}^2/\mathrm{cm}^3]$
K_{ai}	Adsorptionskoefficient af luft og vand	$[\mathrm{cm}^3/\mathrm{cm}^2]$
V_g	Volumetrisk gas	$[\rm cm^3~gas/cm^3~soil]$
H	Henrys konstant	[-]
A_{ni}	Overfladeareal af vand og ikke-vandbaseret-væske interfase	$[\mathrm{cm}^2/\mathrm{cm}^3]$
K_{ni}	Adsorptionskoefficient af vand og ikke-vandbaseret-væske	$[\mathrm{cm}^3/\mathrm{cm}^2]$
V_n	Volumetrisk ikke-vandbaseret-væske	$[\rm cm^3 \ væske/cm^3 \ soil]$
K_{nw}	Fordelingskoefficient mellem vand og ikke-vandbaseret-væske	[-]

Denne udvidelse gør sig dog primært gældende for PFAS stofferne, og modellen ønskes stadig at være generel for miljøfremmede stoffer, så udvidelsen medtages ikke i den videre modellering. Det kan også argumenteres for at negligeringen af de led, der omhandler den ikke-vandbaseret-væske er realistisk, da der ikke modelleres på ikke-vandbaserede-væske. Derudover forventes det, at jorden under et infiltrationsbassin oftest vil være ret vandmættet og vand-gas fasen elimineres således også i disse perioder.

Opbygning af model: stoftransport igennem den umættede zone

Dette kapitel indeholder det sidste skridt, inden at værktøjet kan tages i brug og testes. Der vil i dette kapitel blive gennemgået opbygningen af stoftransportmodellen til værktøjet, jf. figur 10.1



Figur 10.1. Flowdiagram til opbygningen af værktøjet. Dette kapitel omhandler opbygningen af stoftransportmodellen, som bygger på resultater fra vandtransportmodellen.

Stoftransportmodellen består i at kunne beregne hvor lang tid, der går før en given mængde af kemikalie bryder igennem en valgt længde. Til dette er det nødvendigt at kende vandets bevægelse for at kunne modellere stoffets gennemtrægningskurve. Når vandtransporten igennem jordsøjlen modelleres, er man ikke nødvendigvis interesseret i at vide, hvornår 'nyt' vand erstatter det 'gamle' vand i cellerne. Dette er dog relevant at have kendskab til, når man kigger på kemikaliegennemtræningen i jorden. Hvis man ikke tager højde for dette, vil man modellere et pistolflow, som resulterer i, at kemikaliegennemtræningen ikke sker i de første tidsskridt hvorefter at 100% af gennemtrængningen, da sker øjeblikkelig, jf. figur 10.2 [Loll og Moldrup, 2000b]. For at undgå dette modelleres spredningen. Spredningen modelleres ud fra diffusion og dispersion af vandet og dermed kemikaliet igennem jorden. Det betyder, at gennemtræningen sker langsommere end før, jf. figur 10.2.



Gennemtrængning med og uden spredning

Figur 10.2. Gennemtrængningsprocenten igennem et jordlag med og uden spredning.

10.1 Beregning af gennemtrængningskurver

Gennemtrængningskurven af vandet igennem jordsøjlen findes ved at benytte en simplificeret 1D konvektivdispersions ligning (CDE) for transport igennem den umættede zone. Ligningen er simplificeret ud fra antagelserne, at der er steady state flow, homogen jord, og at vandindholdet i cellerne θ , Darcy-hastigheden v, og porevandshastigheden u, ikke ændrer sig over tid og sted [Loll og Moldrup, 2000b]. Den 1D konvektiv-dispersions ligning er følgende:

$$\frac{\delta C_l}{\delta t} = D \cdot \frac{\delta^2 C_l}{\delta z^2} - u \cdot \frac{\delta C_l}{\delta z} \tag{10.1}$$

Hvor

$\frac{\delta C_l}{\delta t}$	Ændringen gennemtræningenskoncentrationen over tid	[-]
D	Hydrodynamisk dispersionskoefficient	$\left[\frac{cm^2}{min}\right]$
u	Porevandshastighed	$\left[\frac{cm}{min}\right]$

Den analytiske løsning til ligningen er beskrevet i formel 10.2 [Loll og Moldrup, 2000b]. Ligningen benyttes til at finde gennemtrængningskoncentrationerne af vand igennem den givne jord.

$$\frac{C_l(L,t)}{C_0} = 1/2 \cdot erfc\left(\frac{L-u \cdot t}{\sqrt{4 \cdot D \cdot t}}\right) + 1/2 \cdot exp\left(\frac{u \cdot L}{D}\right) \cdot erfc\left(\frac{L+u \cdot t}{\sqrt{4 \cdot D \cdot t}}\right)$$
(10.2)

Hvor

$\frac{C_l(L,t)}{C_0}$	Gennemtrængningskoncentration	[-]
erfc	Komplimentær fejlfunktion	[-]
L	Længden hvorved kemikaliet transporteres igennem	[cm]
t	Tid	[min]
D	Hydrodynamisk dispersionskoefficient	$\left[\frac{cm^2}{min}\right]$
u	Porevandshastighed	$\left[\frac{cm}{min}\right]$

Længden L er den længde, som vand- og stoftransporten skal rejse igennem. I dette projekt er der tale om længden af filterjorden. Som standard er længden sat til 1 meter for filterjorden og 2 meter for filterog originaljord. For at benytte ligning 10.2 er det nødvendigt at kende en porevandshastighed, u, og en hydrodynamisk dispersionskoefficient, D. Porevandshastigheden findes ved formel 10.3. Den findes som et gennemsnit for alle celler, til alle tidsskridt af vandmodellen.

$$u = \frac{v_{gns}}{\theta_{gns}} \tag{10.3}$$

Hvor

u	Porevandshastigheden	$\left[\frac{cm}{min}\right]$
v_{gns}	Den gennemsnitlige Darcy-hastighed imellem cellerne fra vandtransportmodellen	$\left[\frac{cm}{min}\right]$
θ_{gns}	Det gennemsnitlige vandindhold i alle celler fra vandtransportmodellen	$\left[\frac{cm^3}{cm^3}\right]$

Den hydrodynamiske dispersionskoefficienten, D, er en faktor, der beskriver, hvordan vand (og dermed stof, som følger vand) vil sprede sig igennem den umættede jordsøjle, for netop den givne jord. Den hydrodynamiske dispersionskoefficient findes ved at benytte dispersiviten α og porevandshastigheden for netop den gældende jord.

Formlen er følgende og D benyttes i ligning 10.2 [Gelhar et al., 1997].

$$D = \alpha \cdot u \tag{10.4}$$

Hvor

- $\left[\frac{cm^2}{min}\right]$ Den hydrodynamiske dispersionskoefficienten D[cm]
- Dispersivitet α

Dispersiviteten α er den mekaniske spredning for vand og stof. Den kan findes for alle retninger (x,y og z). I modellen benyttes spredningen for den vertikale retning z. Gelhar et al. [1997] har undersøgt og fundet en række α -værdier for forskellige jorde på markskala. Det gode ved at benytte værdier for markskala frem for laboralorieskala er, at der ved markskala medregnes flere heterogeniteter og derfor mere irregular vandflow end der gøres på laboratorieskala. Laboratorieskala-værdierne vil således give en mindre spredning. I modellen benyttes der som standard en α -værdi på 0,1 m [Gelhar et al., 1997]. Denne α -værdi er fundet ved en markskala på 1 meter, og værdien vil således betyde en spredning på 0,1 m pr. 1 m.

For at finde gennemtræningskurven af vandet igennem jordsøjlen plottes $\frac{C_l(L,t)}{C_0}$ på y-aksen, mod den tilsvarende tid på x-aksen. For at kunne beregne gennemtræningskoncentrationerne af PFAS igennem et jordlag, benyttes forsinkelsesfaktorværdierne fundet i kapitel 9. For at finde gennemtræningskoncentrationerne for stofferne skal R divideres på vandets porevandshastighed, u, og dispersivitetkoefficienten, D, alle steder i ligning 10.2.

Ud fra gennemtræningskurverne kan det aflæses, hvornår henholdsvis 5%, 50% og 90% af stoffet er løbet igennem længden L.

Følsomhedsanalyse af inputparametre

I dette kapitel undersøges følsomheden af inputparameter en bruger skal indsætte i værktøjet. Figur 11.1 viser, at kapitlet undersøger følsomheden af værktøjet. Følsomheden undersøges for, at finde eventuelle svagheder i værktøjet og vurdere, hvilke parametre, der er særlige følsomme. Baseret på følsomheden vil der laves anbefalinger til, hvilke inputparametre som skal bestemmes særligt præcist, jf. kapitel 13. Der undersøges følsomheden af lerindholdet, indholdet af det organiske materiale samt evapotranspirationen. Derudover er indholdet af silt, fint sand, groft sand, dispersiviteten samt dybden af jorden også undersøgt og vil blive beskrevet i opsummeringen.



Figur 11.1. Flowdiagram til opbygningen af værktøjet. Dette kapitel undersøger følsomheden af det samlede værktøj (vand- og stoftransportmodellen.

Der er i følsomhedsanalyserne taget udgangspunkt i et standardscenarie for filterjorden, orginaljorden samt infiltrationsbassinet. Det er dette scenarie, der tages udgangspunkt i.

Jordparameterværdierne kan ses i tabel 11.1, oplands parameterværdierne ses i 11.2 og parameterværdierne for stof 11.3.

Tabel 11.1. Jordparameterværdier til opsætning af standardscenarie til brug i følsomhedsanalysen. Filterjordsparameterne er taget ud fra anbefalingerne beskrevet i indledningen, jf tabel 1.1 på side 3. Originaljordsparameterne er gennemsnitsværdierne fra St. Restrup Fælled.

Filterjords kornstørrelsefordeling							
Ler	Silt	Fint sand	Groft sand	Organisk materiale	Tørvægtsdensitet	Dybde	
[%]	[%]	[%]	[%]	[%]	$[m g/cm^3]$	[cm]	
3,75	3,75	$45,\!25$	$45,\!25$	2	$1,\!44$	100	
	Originaljords kornstørrelsefordeling						
Ler	Silt	Fint sand	Groft sand	Organisk materiale	Tørvægtsdensitet	Dybde	
[%]	[%]	[%]	[%]	[%]	$[m g/cm^3]$	[cm]	
$1,\!27$	$2,\!07$	$58,\!66$	$35,\!66$	$0,\!47$	1,543	100	

I standardscenariet er jordfraktionerne for originaljorden sat til at tilsvarende gennemsnittet af prøverne udtaget ved St. Restrup Fælled. For filterjorden er værdierne bestemt ud fra de anbefalinger der er beskrevet i indledningen, i tabel 1.1.

Tabel 11.2. Oplands parameterværdier til opsætning af standardscenarie til brug i følsomhedsanalysen. Værdierne er de samme som standardværdierne indsat i værktøjet.

Infiltrationsbassin						
Opland A_{opl}	Bassin A_{bas}	Tilslutningsgrad γ	Hydrologisk reduktion α_{hyd}	Befæstelsesgrad β		
$[m^2]$	$[m^2]$	[-]	[-]	[-]		
$187 \cdot 272$	$10 \cdot 20$	1	$0,\!25$	$0,\!25$		

Tabel 11.3. Parameterværdier af stoftransporten til opsætning af standardscenarie til brug i følsomhedsanalysen. Dispersiviteten er den samme som benyttet i modellen, og forsinkelsesfaktoren R er beregnes for hvert scenarie for de fire PFAS stoffer.

${f Stoftransporten}$					
Dispersivitet α	For sinkelsesfaktor ${\cal R}$				
[cm]	[-]				
10	afhænger af stoffet				

Til vurderingen af følsomheden regnes der på hele regnserien (31 år), hvor der kigges på den maksimale dybde i bassinet, og hvor lang tid det tager for 5%, 50% samt 90% af PFAS stofferne (PFOS, PFOA, PFNA og PFHxS) at komme igennem filterjorden. For de forskellige parametre regnes der uden evapotranspirationen, dette betyder, at beregningerne er konservative, fordi der ikke fjernes ekstra vand. Betydningen af evapotranspirationen undersøges ligeledes i dette kapitel.

11.1 Kornstørrelsefordeling for filterjorden

Kornstørrelsefordelingen er en vigtig parameter i udviklingen af dette koncept, da værktøjet baseres på kornstørrelsesfordelingen af jorden. Kornstørrelsefordelingen undersøges for filterjorden, hvor indholdet af ler, silt, fint sand, groft sand samt organisk materiale ændres. Ændringen af én parameter, vil dog resultere i en ændring af de øvrige partikelfraktioner. Det forudsættes da i denne følsomhedsanalyse, at for hver procent en

fraktion ændres (ler, silt, fint sand eller groft sand), tilføjes eller fjernes $\frac{1}{3}$ fra de øvrige kornstørrelsefraktioner. Det organiske materiale holdes konstant, når der ændres på ler, silt, fint sand samt groft sand. Når det organisk materiale ændres med én procent ændres de øvrige fraktioner med $\frac{1}{4}$. På den måde ændres de resterende partikler lige meget, når der skrues på en enkelt fraktion, og man kommer ikke ud i, at den samlede sum af fraktionerne overstiger 100%.

En ændring i én fraktion vil betyde en ændring i den mættede hydrauliske ledningsevne, og vandindholdet ved markkapacitet, som i modellen beregnes ud fra jordfraktionerne. En ændring i den mættede hydrauliske ledningsevne, vil da betyde en ændring i vandtransporten, og dermed en ændring i stoftransporten. Når det organiske materiale ændres, ændres totalporøsiteten også, hvilket ligeledes har indflydelse på vandtransporten og dermed på stoftransporten.

11.2 Lerfraktionens betydning

Den første parameter, der ændres på er ler-fraktionen. Det forventes, at jo mere ler der er i filterjorden, jo langsommere bliver vandtransporten, og dermed øges rejsetiden for PFAS stofferne. Den langsommere vandtransport forventes også at have indflydelse på bassindybden, da en langsommere vantransport igennem den umættede zone vil betyde at en større mængde vand vil ophobe sig i bassinet, og derfor vil en større bassinddybde være nødvendig. Figur 11.2 viser den maksimale bassindybde i forhold til indholdet af ler i filterjorden. Figur 11.3 viser, hvornår 50% af PFAS stofferne er nået igennem filterjorden, ved ændringen af lerindholdet i jorden.



 $Figur\ 11.2.$ Den maksimale bassinhøjde i forhold til indholdet af ler i filterjorden.



Figur~11.3. Rejset iden for 50% af PHxS gennem filterjorden i forhold til indholdet af silt.

På figur 11.2 ses det, at udslaget i bassinhøjden først sker, når indholdet af ler kommer over de 30-35%, før dette påvirkes bassindybden ikke betydelig i forhold til indholdet af ler. For rejsetiden af 50% af PFAS stofferne igennem filterjorden ses ændringen hurtigere. Dog illustrerer figur 11.3, at ændringerne for de fire stoffer ikke er betydelig pr. stof i forhold til mængden af ler. Dette vurderes på baggrund af rejsetiden kun ændres med 10-20 dage for de enkelte stoffer. Grunden til den lille indflydelse af ler, kan være på grund af måden stoftransporten regnes på. Ler-indholdet påvirker 'kun' den mættede hydrauliske ledningsevne og b-værdien.

11.3 Organisk materiales betydning

Indholdet af organisk materiale benyttes til bestemmelse af totalporøsiteten, den mættede hydrauliske ledningsevne, vandindholdet ved markkapacitet og i forsinkelsesfaktoren R. Det forventes, at en øgning i det organiske materiale, vil resultere i en lavere mættede hydraulisk ledningsevne. Det forventes derudover at en øgning af indholdet af det organiske materiale vil øge rejsetiden for stofferne igennem jordsøjlen. Dette forventes både grundet den mindre mættede hydrauliske ledningsevne og grundet at forsinkelsesfaktoren bliver højere.

Figur 11.4 viser den maksimale bassinh
dybde i forhold til organisk materiale. Figur 11.5 viser rejsetiden det tager 50 % af PFAS stofferne at trænge i
gennem filtermedier, ved forskellige scenarier af organisk materiale.



Figur 11.4. Den maksimale bassinhøjde i forhold til indholdet af organisk materiale i filterjorden.



Figur~11.5. Rejsetiden for 50% af PHxS gennem filterjorden i forhold til indholdet af organisk materiale.

Figur 11.4 og figur 11.5 viser, at indholdet af det organiske materiale er følsomt i forhold til stoftransporttiden, men ikke i forhold til bassindybden. Figur 11.4 viser, at uanset indholdet af organisk materiale stiger dybden i bassinet en anelse. Dette er forventeligt fordi det organiske materiale bidrager til en lavere mættede hydraulisk ledningsevne. Dog er ændringen så minimal, at det organiske materiale ikke vurderes til at være følsom i forhold til bassindybden. Det organiske materiale er dog meget følsomt når det gælder rejsetiden for stoffet. Figur 11.5 illustrerer en lineær tendens i forhold til indholdet af organisk materiale og rejsetiden for stoffet.

11.4 Evapotranspirationens betydning

I dette afsnit undersøges betydningen af evapotranspirationen. Evapotranspirationen sker kun når, der ikke er vand i bassinet.

Der sammenlignes først med vandindholdet med og uden evapotranspiration. Dernæst sammenlignes der i forhold til rejsetiderne for PHxS for at se om det manglende vand giver en betydelig forskel i rejsetiderne.

Figur 11.6 viser vandindholdet i første celle med og uden evapotranspiration og figur 11.7 viser et udsnit, for bedre at kunne se forskellen.





Figur 11.6. Vandindholdet i første celle plottet med og uden indflydelse af evapotranspiration. Der er plottet fra tidsskridt 1 til 7000 (5 dage).

Figur 11.7. Udsnit af figur 11.6, der viser forskellen i vandindhold i første celle med og uden indflydelse af evapotranspiration.

Figur 11.6 viser, at der ikke er særlig stor forskel mellem, at der regnes med eller uden evapotranspiration. Dette kan skyldes, at bassinet generelt ikke at tomt særlig længe, og at evapotranspirationen ikke når at få en stor effekt. Figur 11.7 viser netop af forskellen mellem med og uden evapotranspiration er minimal. Det kan også ses her, at evapotranspirationen er en anelse forskudt i forhold til vandindholdet uden evapotranspiration. Figurene repræsenterer marts måned, hvilket betyder, at her er evapotranspirationen ikke på sit højeste. Derfor undersøges juni måned, for at se om der her er en mere betydelig forskel. Disse er vist på figur 11.8 og 11.9.



Vandindhold m. og u. evapotranspiration 0.3 Uden evapotranspiration Med evapotranspiration 0.28 0.26 Vandindhold, ⊖[cm³/cm³ 0.24 0.22 0.2 0.18 0.16 0.14 0.12 0.1 1 1.02 1.04 1.06 1.08 1.1 1.12 1.14 1.16 1.18 Tid [min] ×10⁵

Figur 11.8. Vandindholdet i første celle plottet med og uden indflydelse af evapotranspiration. Der er plottet fra tidsskridt fra marts til juni 1990.

Figur 11.9. Udsnit af figur 11.8, der viser forskellen i vandindhold i første celle med og uden indflydelse af evapotranspiration.

Figurene viser stadig, at forskellen mellem at regne med og uden evapotranspiration virker ubetydelig. Derfor undersøges det også, hvilken betydning det har for rejsetiden af PHxS igennem filterjorden (1 m). Rejsetiderne er vist i tabel 11.4.

	Tid for 5%	Tid for 50%	Tid for 90%
	gennemtrængning	gennemtrængning	gennemtrængning
	[dage]	[dage]	[dage]
Uden evapotranspiration	13,11	26,95	49,16
Med evapotranspiration	13,19	27,10	49,16

Tabel 11.4. Tiden det tager henholdsvis 5, 50 og 90 % af vand at trænge igennem filterjorden på 1 m.

Tabellen viser, som figurene, at betydningen af evapotranspirationen kan negligeres, da rejsetiden påvirkes minimalt. Dette stemmer overens med, at bassinet som oftest er fyldt med vand, og at evapotranspirationen dermed ikke har en indflydelse på vandindholdet. Derfor beregnes der fortsat uden evapotranspiration. Evapotranspirationens betydning vil stige ved et stigende bassinoverfladeareal, da det forventes, at der her vil være mindre vand i bassinet, og at bassinet således vil have længere tørre perioder.

11.5 Opsummering

Der er i dette kapitel beskrevet betydningen af ler, organisk materiale samt evapotranspirationen. Ud over de beskrevet parametre i kapitlet, er der ligeledes undersøget betydningen af silt, fint sand og groft sand. Denne undersøgelse viste, at disse parametre ikke var følsomme. Silt var en anelse mere følsom end sandfraktionerne, men dette vurderes at være et udtryk for, at et forhøjet indhold af silt betyder et mindre indhold af de andre fraktioner. Derudover er der undersøgt betydningen af filterjordsdybden og dispersiviteten, hvor tendensen af disse var som forventet. For dybden af filterjorden betød det, at jo dybere jorden blev, jo længere tid gik der før stoffet var kommet igennem. Denne tendens var lineær. En større dispersivitet betød længere rejsetider, fordi spredningen blev større. Samtidig viste analysen, at disse parametre heller ikke var særlig følsomme i forhold til dybden af bassinet og rejsetiden.

Lerindholdet har ikke en stor betydning for rejsetiden af stoffet. Dog begynder mængden af ler at have betydning for dybden af bassinet, når indholdet kommer over 35%.

En øgning af organisk materiale, betyder at rejsetiden for stoffet øges, men dybden af bassinet øges ikke betydelig. Dette betyder, at det organiske materiale er en ideel parameter at skrue på. Her skal det dog noteres at for meget organisk materiale kan gøre jorden ustabil og skabe en risiko for at jorde kollapser.

Det vurderes dermed, at den mest følsomme parameter for vandmodellen i form af højden af bassinet er ler-indholdet, og at den mest følsomme parameter for stoftransporten er det organiske materiale.

Resulater af casen: St. Restrup Fælled

For at kunne teste værktøjet, der opbygges i dette projekt, testes værktøjet på casen. Figur 12.1 viser, at kapitlet gennemgår resultater for casen ved brug af værktøjet. Casen er som beskrevet i kapitel 2, St. Restrup Fælled for lokationen og PFAS for de miljøfremmede stoffer.



Figur 12.1. Flowdiagram til opbygningen af værktøjet. Dette kapitel gennemgår resultaterne fra værktøjet i forhold til casen St. Restrup Fælled og PFAS.

I det følgende gennemgåes resultater for fem scenarier. Resultaterne der kigges på er bassindybden, det samlede bassinvolumen samt tiden det tager 5%, 50% og 90% af de fire PFAS stoffer at trænge igennem 1 meter jordsøjle, svarende til filterjorden. Scenarierne er som følgende:

- 1. Grundscenarie: St. Restrup Fælled, uden filterjord, og med en bassinstørrelse på 10m \cdot 20m
- 2. Scenarie: En filterjord med 5% organisk materiale, 10% ler, og en bassinstørrelse på 10m \cdot 20m
- 3. Scenarie: En filterjord med 5% organisk materiale, 10% ler, og en bassinstørrelse på $20m \cdot 20m$
- 4. Scenarie: En filterjord med 7% organisk materiale, 10% ler, og en bassinstørrelse på $10m \cdot 20m$
- 5. Scenarie: En filterjord med 7% organisk materiale, 20% ler, og en bassinstørrelse på $20m \cdot 20m$

For den konkrete kornstørrelsefordeling af de fem scenarier se tabel 12.1.

Tabel 12.1. Kornstørrelsefordelingen til resultaterne af de fem scenarier. Grundscenariet er den originale jord fra St. Restrup Fælled (første linje). Værdierne er gennemsnitlige værdier af prøverne udtaget på lokationen jf. kapitel 3.2. Kornstørrelsesfordelingen for scenarie 2 til 4 er fundet iterativt ved at benytte værktøjet designet i denne rapport.

	Grov sand	Fin sand	Silt	Ler	Organisk materiale	Tørvægtdensitet
	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]	[g/cm3]
Grundscenarie	$37,\!66$	58,66	2,07	1,27	0,47	1,54
2. Scenarie	41,5	41,5	2	10	5	1,54
3. Scenarie	41,5	41,5	2	10	5	1,54
4. Scenarie	40,5	40,5	2	10	7	1,54
4. Scenarie	$35,\!5$	35,5	2	20	7	$1,\!54$

For de konkrete oplandsparametre, der benyttes i de fem scenarier se i tabel 12.2

Tabel 12.2. Oplandsparameterværdier til udarbejdelsen af resultaterne for St. Restrup Fælled jorden, med og uden filterjord. Oplandet er tilsvarende grundens størrelse. Bassinstørrelsen er estimeret ud fra figur 3.3.

	Opland	Bassin str.	Tilslutningsgrad	Hydrologisk reduktion	Befæstelsesgrad
	$[m^2]$	$[m^2]$	[-]	[-]	[-]
Grundscenarie	$187 \cdot 272$	$10 \cdot 20$	1	$0,\!25$	$0,\!25$
2. scenarie	$187 \cdot 272$	$10 \cdot 20$	1	$0,\!25$	0,25
3. scenarie	$187\cdot272$	$20 \cdot 20$	1	$0,\!25$	$0,\!25$
4. scenarie	$187\cdot 272$	$10 \cdot 20$	1	$0,\!25$	$0,\!25$
5. scenarie	$187\cdot 272$	$20 \cdot 20$	1	$0,\!25$	$0,\!25$

Dispersiviteten for stoftransporten α er den samme, som er benyttet i tabel 11.3 (0,1) i alle fem scenarier, og forsinkelsesfaktoren R beregnes på samme måde som tidligere, og vil variere lidt alt efter det gennemsnitlige vandindhold i alle cellerne, som vil ændre sig alt efter kornstørrelsefordelingen.

12.1 Bassindybde

I alle scenarierne og grundscenariet er der ikke lange perioder uden vand i bassinet. Bassindybden over tid for alle scenarierne er illustreret i bilag J.

Uanset scenariet, indeholder bassinet stort set altid vand i en større eller mindre grad, og infiltrationsbassinet vil tendere til at være et vådbassin. Forskellen mellem scenarierne vil primært bestå i, hvor meget vand der i bassinet (ændringen i bassindybden).

Resultaterne af bassindybden og bassinvolumen i de fem scenarier ses i tabel 12.3. Når man kigger på tabellen skal man have i mente, at forskellen mellem scenarierne er:

Scenarie 2 og 3 har en ændring i bassinoverfladearealet Scenarie 2 og 4 har en ændring på fraktionen af organisk materiale Scenarie 4 og 5 har en ændring på fraktionen af ler og en ændring i bassinoverfladearealet

Comorio	Maksimale bassindybde	4. største bassindybde	Bassinvolumen
Scenarie	[m]	[m]	[m3]
Grundscenarie	1,28	0,72	256
2. scenarie	1,22	$0,\!78$	244
3. scenarie	$0,\!58$	$0,\!43$	232
4. scenarie	1,25	$0,\!93$	250
5. scenarie	$0,\!62$	$0,\!47$	250

Tabel 12.3. Resultater af bassinhøjde, det højeste nødvendige bassindybde, den fjerde største og bassinvolumen ved maksimale bassindybde, for begge scenarier.

Ud fra tabel 12.3 kan det ses, at scenarie 2 - 5 alle har en lavere bassindybde end grundscenariet (som er uden filterjord). Dette indikerer, at ved en etablering af filterjord ved St. Restrup Fælled er behov for et mindre dybt infiltrationsbassin. Dette skyldes, at der tilføjes en større fraktion af groft sand end der er i jorden ved St. Restrup Fælled (grundscenariet). Scenarie 5 er dog en undtagelse, men det er svært at begrunde dette, da der både ændres på størrelsen af bassinoverfladen og på fraktionerne på samme tid.

De scenarier med størst forskel i bassindybde mellem grundscenariet, er scenarie 3 og 5. Dette skyldes at disse scenarier har et større overfladeareal, og vanddybden påvirkes således naturligt af dette, når mængden af vand der strømmer til bassinet er det samme.

Det kan derudover i tabellen ses, at bassinvolumen er tilnærmelsesvis det samme i alle scenarierne. Forskellen i bassinvolumen er marginal, og det kan vurderes, at filterjorden ikke har en signifikant betydning for det nødvendige volumen. Det samme gør sig gældende for bassinoverfladearealet.

Det kan således vurderes, at ved at etablere en filterjord på lokationen, vil det samlede bassinvolumen og bassindybde ikke ændres betydeligt. Den parameter med den største betydning for bassinet, er størrelsen af bassinoverfladearealet. Det kan vurderes generelt, at etableringen af disse filterjorde ikke vil have en signifikant betydning på bassindybden og bassinvolumenet. Alle scenarierne er acceptable som løsning på lokationen St. Restrup Fælled i forhold til bassinstørrelsen.

12.2 Gennemtræningskurver

Effekten af at indsætte filterjorden undersøges nu på stoftransporten. I det følgende vises gennemtræningskurverne for vand og de fem PFAS stoffer (PFOS, PFOA, PFNA og PFHxS) for de fem scenarier.

Figur 12.2 viser gennemtræningskurverne for de fire PFAS stoffer og for vand, igennem 1 meter i grundscenariet (uden filterjord), for at give et indtryk af forskellen i tiden, hvorved gennemtræningen af vand og de fire stofferne sker.



Figur 12.2. Gennemtrængningkurven for de fire PFAS stoffer og vand igennem jorden ved St. Restrup Fælled. Gennemtrængningen er igennem 1 m jordsøjle.

Som det kan ses på figur 12.2 er der en betydelig forskel på tiden det tager de forskellige stoffer at trænge igennem 1 meter jordsøjle ved St. Restrup Fælled jorden. Dette stemmer fint overens med forsinkelsesfaktoren R for de forskellige PFAS stoffer fundet i kapitel 9.

Tiden det tager de fire PFAS stoffer at løbe igennem 1 meter jordsøjle med og uden filterjord, kan ses i tabel 12.4. Og i tabel 12.5 kan antallet af gange scenair, der i gennemsnit laves for scenarie 2 - 5 i forhold til grundscenariet ses.

Som tidligere nævntnår skal man have i mente at forskellen mellem scenarierne er:

Scenarie 2 og 3 har en ændring i bassin overfladearealet

Scenarie 2 og 4 har en ændring på fraktionen af organisk materiale

Scenarie 4 og 5 har en ændring på fraktionen af ler og en ændring i bassin overfladearealet

 $Tabel \ 12.4.$ Tiden det tager 5%, 50% og 90% af stofferne at trænge igennem 1 meter jordsøjle i de fem forskellige scenarier.

	PFHxS		PFOS			PFOA			PFNA			
	5%	50%	90%	5%	50%	90%	5%	50%	90%	5%	50%	90%
	[år]	[år]	[år]	[år]	[år]	[år]	[år]	[år]	[år]	[år]	[år]	[år]
grundscenarie	0,04	$0,\!07$	0,2	0,2	0,4	0,2	0,06	0,1	0,06	0,1	0,2	0,1
Scenarie 2	0,3	0,7	1,2	1,4	3,0	5,2	0,4	0,8	1,5	0,9	1,8	3,2
Scenarie 3	0,6	1,3	2,3	2,6	5,4	9,6	0,7	1,5	2,7	$1,\!6$	3,3	$5,\!9$
Scenarie 4	1,4	2,2	5,0	3,7	7,6	$13,\!5$	1,5	3,1	5,5	2,5	$4,\!9$	9,2
Scenarie 5	3,2	6,7	11,7	8,4	17,2	$_{30,3}$	3,5	7,2	12,7	5,7	$11,\!9$	20,9

Tabel 12.5. A	Antal gange tiden for dobles i gennemsnit af de tre gennemtræningsprocenter 5%, $50%$ og $90%$ for de fire
PFAS stoffer.	Fordoblingen er udregnet ved at tage tiden til scenariet over tiden for grundscenariet ved den pågældende
gennemtrænin	gsprocent. Derefter tages et gennemsnit af de tre gennemtrængingsprocenter for de enkelte PFAS stoffer.

	PFHxS	PFOS	PFOA	PFNA
scenarie 2	10	20	18	21
scenarie 3	18	38	34	39
scenarie 4	26	38	51	44
scenarie 5	66	86	118	101

I tabel 12.4 kan det ses, at der er en betydelig forskel i tiden det tager de fire stoffer at løbe igennem den 1 meter jordsøjle i scenarierne og grundscenariet.

Scenarie 2 er det scenarie med mindst indflydelse på ændringen af rejsetiden for PFAS stofferne. Dette scenarie er bygget på en realistisk og gennemsnitligt filterjord. Scenariet har en øgning af tiden det tager på 10 - 21 gange så meget som grundscenariet.

Scenarie 3 har den samme filterjord som scenarie 2, men et større bassinoverfladeareal end scenarie 2. Scenarie 3 har en større øgning af rejsetiden scenarie 2. Rejsetiden ændres her med imellem 18 - 39 gange i forhold til grundscenariet. Dette kan forklares med, at stofferne transporteres med vandet. I et scenarie hvor 'der er mere vand' - altså i dette tilfælde hvor bassinet oftere vil være fyldt, grundet det mindre overfladeareal, vil vandet og således stofferne transporteres igennem jordsøjlen under vådere forhold, og vandet vil således bevæge sig hurtigere. På den baggrund vurderes det, at hvis man ikke vil ændre filterjorden yderligere, og man har massere af plads til et bassin, så vil det være favorabelt at skabe et større bassin i overfladearealet, da dette vil øge stoftilbageholdelsen.

På baggrund af de to tabeller, kan det ud fra scenarie 4 og 5 ses, at ved en større fraktion af det organiske materiale vil rejsetiden igennem den 1 meter jordsøjle øges markant. Det scenarie med den bedste tilbageholdelse af stofferne er scenarie 5. Her tilbageholdes stofferne 66 - 118 gange bedre end ved grundscenariet, som er status quo. ude på lokaliteten. Dette vil svare til at tilbageholde de fire PFAS stoffer i 6,7 år, 17,2 år, 7,2 år og 11,9 år for de fire PFAS stoffer, PFHxS, PFOS, PFOA og PFNA ved 50% gennemtrængning. Tiden for hvorved dette sker er realistisk, i forhold til den tid det forventes at en etableret filterjord skal holde, før filterjorden skal skiftes. Det skal dog noteres, at det i dette værktøj ikke er muligt at bedømme, hvornår filterjorden er mættet og dermed skal skiftes. Det kan dog diskuteres om 20% ler og 7% organisk materiale er lidt på grænsen af det realistiske i forhold til design af filterjord, da det høje indhold af organisk materiale kan påvirke stabiliteten af jorden.

12.3 Anbefalet kornstørrelsefordeling og bassinoverfladeareal

Det kan konkluderes,
at bassinoverfladen skal være størst mulig for at hindre stoftransporten ig
ennem den umættede zone. Bassinoverflade
arealet skal dog stadig være realistisk i forhold til lokaliteten. Det anbefal
es at have et bassinoverflade
areal på $20m \cdot 20m$ på lokaliteten St. Restrup Fælled.

For at hindre stoftransporten højest muligt anbefales det, at det organisk materiale er højest muligt inden for rammen af, at jorden stadig er stabil. Hvis fraktionen af organisk materiale er højt, anbefales det at lerindholdet også forhøjes, således at jorden stabiliseres. Det anbefales således, at lerindholdet i filterjorden på St. Restrup Fælled er 20%. Denne sammensætning af kornstørrelsefordelingen er tilsvarende den i scenarie 5, hvilket også er scenariet med den største tilbageholdelse af PFAS.

Anbefalinger til modellering og etablering af bassin

For at kunne benytte modellen skal brugeren indsætte data for sin givne jord, oplandsarealet og bassinarealet. Data for jorden er kornstørrelsesfordelingen, indholdet af organisk materiale, tørvægtsdensiteten (kompakteringen) for jorden både filterjorden og originaljorden. Figur 13.1 illustrerer, hvilke stadier brugeren skal gennemgå for at få de ønskede resultater. Figuren viser derudover, hvilke parametre som skal ændres på, hvis det ønskede resultat ikke opnås efter første kørsel af modellen.



Figur 13.1. Flowdiagram over det færdige værktøj. Figuren illustrer hvordan brugeren iterativt finder den optimale filterjord, der ligger i et spænd hvor både vandet drænes, men også stoftransporten tilbageholdes tilstrækkeligt. Figuren viser de parametre en bruger kan ændre på, samt de resultater modellen giver.

13.1 Sammensætning af filterjord og originaljord

Når filterjorden designes er det vigtigt, at jorden også er stabil så den ikke falder sammen ved infiltreringen af vand. Det anbefales derfor, at der maksimalt justeres med et organisk materiale op til 10% ellers bliver systemet ustabilt, og der er risiko for, at jorden ikke holder den ønskede struktur. En jord bestående over 10% organisk materiale betyder også, at jorden bliver domineret af organisk materiale, hvilket betyder det bliver en muldjord. Dette er ikke ønskeligt i forhold til vandtransport og tilbageholdelse af stoffer i forbindelse med et infiltrationsbassin.

Jorden kan stabiliseres ved at tilføje ler, da leret danne aggregater af ler og organisk materiale, og det organiske materiale vil således holdes på plads.

Den hydrauliske ledningsevne model ([Nielsen et al., 2018]) der benyttes i værktøjet, er udviklet på jorde med i lerindhold mellem 2-10%. Det betyder, at hvis der tilføjes mere ler end de 10%, kommer man udenfor det spænd, som modellen virker bedst i. Derfor anbefales det, at lerindholdet i modellen ikke sættes til mere end 10% for at sikre en realistisk beregning med værktøjet.

Derudover er det vigtigt, at jorden under filterjorden (originaljorden) ikke fungerer som en stopkolds, fordi der ikke er nok infiltrationkapacitet. Derfor skal originaljorden ikke indeholde for meget ler og silt, der nedsætter infiltrationsevnen for jorden. Hvis originaljorden fungerer som en stopklods, kan det overvejes, om der skal etableres en længere filterjord, et rigtig stort bassin eller om, der skal findes en anden lokation for etableringen af LAR-anlægget.

Det anbefales, at der først køres en beregning på originaljorden i hele jordsøjlen, for at få et billede af, hvordan denne opfører sig i forhold til infiltration og stoftilbageholdelse.

13.2 Graden af kompaktering

Det er muligt at bestemme kompakteringen af den gældende jord i laboratoriet, men da konceptet er, at jorden skal designes, vil det betyde en ændring i kompakteringen (og dermed totalporøsiteten). Derfor anbefales det, at kompakteringen bestemmes på baggrund af, hvad der kan lade sig gøre ved en entreprenør. Kompakteringen er derudover en parameter som en bruger kan skrue på under designet af filterjorde.

Hvis der ønskes overslagsberegninger kan der med fordel vælges en højere kompaktering for at være på den sikre side.

For jorde i Danmark vil man generelt kunne have en tørvægtsdensitet på imellem 1,0 - 2,2 g/cm^2 . I De Danske Jordkartotek ligger spændet for tørvægtsdensiteten på 0,76 - 1,77 g/cm^2 , for de 50 undersøgte jorde [Hansen, 1976]. Jo mere organisk materiale der tilføjes jorden, desto lettere vil tørvægtsdensiteten være for den samlede jord. Og omvendt jo mere sandet jorden er desto tungere vil tørvægtsdensiteten være. Til sammenligning har rent kvarts sand en tørvægtdensitet på 2,65 g/cm^2 .

Til filterjord under bassiner anbefaldes der i forbindelse med dette projekt, ikke at komme op på tørvægtsdensiteter på over 1,7 g/cm^2 , da jorden her vil være for kompakteret. Dette gælder særligt ved høje fraktioner af organiske materiale i filterjorden. Det anbefales generelt at have en tørvægtdensitet på omkring 1,4 - 1,6 g/cm^2 for filterjorden under bassiner.

13.3 Opland til bassin

De hydrologiske tab, der er i forbindelse med, at vandet strømmer på overfladen ned til bassinet er afhængige af oplandet. De hydrologiske tab i modellen består af den hydrologiske reduktionsfaktor, tilslutningsgraden samt befæstelsesgraden som tilsammen bruges til at finde det reduceret areal.

Den hydrologiske reduktionsfaktor sættes oftest til at være mellem 0,8 og 1. Tilslutningsgraden er den del af oplandet, der er tilsluttet afløbssystemet. Den er i modellen sat som standard til 1, hvilket forudsætter, at intet af vandet forsvinder til afløbssystemet.

Befæstelsesgraden er afhængig af, hvordan oplandet er udnyttet, om der er er mange grønne arealer eller meget asfalt og bygninger. Tabel 13.1 viser nogle typiske værdier for befæstelsesgraden i forhold til udnyttelsen af oplandet.

Tabel 13.1. Typiske værdier for befæstelsesgraden i forhold til udnyttelsen af oplandet. Udtaget fra Nielsen og Hjerrild [2011]

Туре	Befæstelsesgrad
Fuldt befæstede område, fx asfalt	1,0
Flisebelægning/betonsten	0,7
Grusmacadam/stabilgrus	$0,\!5$
Græsarmering	$0,\!4$
Grusarealer	$0,\!3$
Grønne områder	$0,\!1$

13.4 Dimensionsgivende stof

Hvis man vil være sikker på at have dimensioneret en filterjord, som kan tilbageholde flere forskellige stoffer, anbefales det, at den laveste forsinkelsesfaktor, R, i forhold til de stoffer, der kigges på benyttes som den dimensionsgivende. Da dette stof vil transporteres hurtigst igennem filterjorden. Hvis der kigges på andre stoffer end PFAS, så er der i værktøjet indsat muligheden for at omregne Log(Kow) til Log(Koc) for andre stoffer. Omregningen af disse ses i tabel 8.1.

13.5 Vegetation

I forbindelse med etableringen af en filterjord er det nødvendigt, at der er en vegetationsdækket overflade med græs (eller andet tæppedannende vegetation med trevlerødder). Vegetationen er vigtigt i forhold til at undgå tilstopning af filterjorden. Der bør ikke være vegetationstyper, som har dybdegående rødder, da dette kan skabe en vandgang når disse vegetationer dør og rødderne rådner, hvor vandet lige pludselig kan strømme igennem [Jensen et al., 2019].

13.6 Sikkerhedsfaktorer

Sikkerhedsfaktoren benyttes til at tage højde for usikkerheder i regndata, ændring i befæstelsesgraden samt udviklingen i klimaet og dermed øget nedbør. Disse faktorer bestemmes/vælges på baggrund af lokale forhold og levetiden af det aktuelle anlæg. Sikkerhedsfaktoren ganges da på regnserien for at tage højde for de overstående ting.

13.6.1 Klimafaktor - klimaforandringer

Klimafaktoren for Danmark er udtaget fra skrift 30, og faktorene er estimeret på baggrund af 17 klimamodeller fra ENSEMBLES-projektet og yderligere to andre sæt modelkørelser. ENSEMBLES-projektet er baseret på A1B-scenarierne (forudsætter af reduktionen af drivhusgasser sker hurtigt), og de andre sæt modeller er da tilføjet for at kunne tage højde for RCP-scenarierne, som har en mere realistisk tilgang til reduktionen af CO2 (RCP 4.5 og RCP 8.5).

Tabel 13.2, viser de anbefalede klimafaktorer over en 50 og 100 års horisont i forhold til forskellige hændelser.

Tabel 13.2. Klimafaktorer til at tage højde for det ændrende klima. Tabellen er udtaget fra skrift 30 fra Spildevandskomiteen [2014].

50 års horisont					
	Standard	Høj			
2-års hændelse	$1,\!10$	$1,\!23$			
10-års hændelse	$1,\!15$	$1,\!35$			
100-års hændelse	$1,\!20$	$1,\!50$			
100 års horisont					
	Standard	Høj			
2-års hændelse	1,2	$1,\!45$			
10-års hændelse	$1,\!3$	1,7			
100-års hændelse	$1,\!4$	2			

Tabellen viser, da at jo højere en hændelse, der ønskes dimensionering for, jo højere bliver sikkerhedsfaktoren og dermed regnen også. Det er samtidig muligt at vælge en standardfaktor og en høj faktor. Standard klimafaktoren er den, der giver det bedste bud på den forventede klimaeffekt. Den høj klimafaktor svarer til det bedste bud på middelværdien plus én standardafvigelse på faktoren [Spildevandskomiteen, 2014].

13.6.2 Øvrige sikkerhedsfaktorer

Udover klimafaktoren benyttes andre sikkerhedsfaktorer. En fortætningsfaktor, som tager højde for, hvis områdets befæstelsesgrad ændrer sig, og en regnseriefaktor, som tager højde for, hvis der er fejl i den regnserie, der benyttes.

Fortætningsfaktoren sættes mellem 1 og 1,1 [Nielsen og Hjerrild, 2011]. Korrektionsfaktoren til regnserien sættes mellem 1 og 1,2 [Nielsen og Hjerrild, 2011].

13.7 Løsninger på jorde som ikke opnår tilfredsstillende stoftilbageholdelse

I dette afsnit gennemgås løsninger, som kan benyttes, hvis en bruger oplever, at en given jord ikke opnår den nødvendige tilbageholdelse i forhold til stoftransporten som ønskes. Dette kan være i tilfælde, hvor vandtransporten prioriteres højere for at undgå oversvømmelser.

Det anbefales at have så højt et indhold af organisk materiale som muligt, uden at jorden bliver ustabil. Dette anbefales da en lang række af de miljøfremmede stoffer vil have en tendens til at adsorbere på partiklerne af det organiske materiale.

Det anbefales derudover at have et så stort bassinoverfladeareal som muligt, fordi stoftilbageholdelsen vil øges, fordi der vil være mindre vand til at transportere stofferne ned igennem jordsøjlen, jf. kapitel 12.

Hvis man derudover har en situation, hvor der skal dimensioneres et infiltrationsbassin inde i tættere bebygget byområder, hvor oplandet er stort, det reducerede areal er stort, og bassin overfladearealet er småt, er der brug for andre løsninger. Dybden på filterjorden kan ændres og laves længere. Dette vil medføre, at barrieren, der er designet til at adsorbere de miljøfremmede stoffer, er længere.

Hvis de overstående anbefalinger ikke er nok, kan der derudover kigges på designet af hele infiltrationssystemet. Der kan designes flere forskellige infiltrationsbassiner og laves en trappeløsning, hvor at et bassin fordrer det næste bassin med vand.

De øvre bassiner kan designes således, at de imødekommer sedimenteringen af visse miljøfremmede stoffer og vandet, som ledes videre, til de øvrige bassiner vil således være renere. På den måde vil det nederste bassin have det reneste vand og således kan tilbageholdelsen af visse miljøfremmede stoffer imødekommes.

Konklusion 14

Der er i denne rapport udviklet et beregningsværktøj, der muliggør optimering af vandgennemstrømning og tilbageholdelse af miljøfremmede stoffer i filterjord, på baggrund af simpelt input (jordteksturen og kompaktering). Værktøjet er udviklet på pilotniveau. Værktøjet, som det er nu, giver mulighed for at finde dybden af et bassin, undersøge hvor lang tid det tager for 5%, 50% og 90% at rejse igennem en filterjord, for på den baggrund at kunne designe en optimal filterjord. Værktøjet består af to dele; en vandtransportmodel og en stoftransportmodel. Vandtransportmodellen opbygges nummerisk og i 1D, hvor stoftransportmodellen opbygges analytisk. Vandtransportmodellens grundsten består af MMS-modellen, som benyttes til at beregne vandtransporten igennem jorden ved brug af et glidende gennemsnit, retentionskurve samt hydraulisk ledningsevnekurve for den pågældende jord.

Vandmodellen består derudover også af en bassinmodel. Bassinmodellen er bygget således, at den tager højde for et givent opland, hvori der modelleres de hydrologiske tab og afstrømning ned til bassinet.

Stoftransportmodellen bygger på vandtransportmodellen. Stoffet modelleres til at følge vandet ved advektion, hvor der dog modelleres en forsinkelse af stoffet i forhold til vandet. Dette gøres ved en forsinkelsesfaktor R. Vand- og stoftransporten igennem den umættede zone findes ved at beregne gennemtræningsprocenter, hvortil der laves en gennemtrængningskurve. For at modellere dette tages der højde for dispersiviteten af vand og stofferne igennem jordsøjlen. Til beregningen af gennemtrængningsprocenterne indsættes data fra vandtransportmodellen. Dette er porevandshastighed og gennemsnitlig vandindhold i jorden.

Værktøjet benyttes ved at indsætte indholdet af ler, silt, fint sand, groft sand samt organisk materiale. Indholdet i orginaljorden bestemmes da på baggrund af en sigteanalyse, hvor der er tilføjet en 200 μ m-sigte til et standard sigtetårn. Derudover skal der indsættes en kompaktering. Kompakteringen er en parameter, man kan skrue på, og er afhængig af, hvad der er muligt hos en entreprenør. Brugeren skal selv indsætte arealet af bassinet, og ændre dette iterativt indtil det ønsket resultat er opnået. Der skal dermed kun udføres en sigteanalyse på den pågældende jord for at kunne benytte værktøjet.

Der er to outputs fra værktøjet; dybden bassinet (og volumenet) samt rejsetiden af stof igennem filterjorden. Disse to outputs påvirkes forskelligt i forhold til, hvilke parametre, der ændres i værktøjet. Den mest følsommme parameter i forhold til bassindybden er lerindholdet, hvis lerindholdet sættes til over 35%. I forhold til stoftransporten, er det organisk materiale der har størst betydning. Dette stemmer overens med, at stoftransportmodellen er opbygget på baggrund af det organiske materiale. Det skal dog noteres, at det ikke er realistisk bare at tilføje en stor mængde af organisk materiale, da dette vil gøre jorden ustabil, hvilket udgør en risiko for at jorden kollapser. Det anbefales derfor, at der maksimalt tilføjes 10% organisk materiale. Der er i forbindelse med følsomhedsanalysen også undersøgt effekten af evapotranspirationen på outputtene. Da der ikke tages højde for evapotranspirationen, når der er vand i bassinet, og at der i størstedelen af tiden er vand i bassinet kan evapotranspirationen negligeres. Evapotranspirationen vil få større betydning, hvis oplandet ændres og bassinet har flere og længere perioder uden vand. Beregningsværktøjet er testes for en case. Denne case er St. Restrup Fælled for lokaliteten og PFAS som de miljøfremmede stoffer. Her benyttes værktøjet til at finde en passende filterjord til lokaliteten, som både imødekommer infiltration af vand og tilbageholdelsen af de miljøfremmede stoffer (PFAS). Når man imødekommer vandtransport, modvirker man stoftilbageholdelsen. Værktøjet kan bruges til at finde et passende spænd, hvor begge imødekommes.

Derudover benyttes værktøjet til at bestemme lokalitetens nødvendige bassinoverfladeareal. På St. Restrup Fælled vurderes det, at bassinoverfladearealet skal være relativt stort, for at imødekomme stoftilbageholdelsen. Dette skyldes at ved et større bassinoverfladeareal vil bassinet have kortere perioder, hvor der er vand i bassinet, og jorden under bassinet vil således være mindre våd. På den måde vil vandtransporten og således stoftransporten igennem jordsøjlen være mindre. Det anbefales at bassinoverfladearealet på St. Restrup Fælled er i størrelsesordenen $20m \cdot 20m$. Det kan konkluderes at et større bassinoverfladeareal vil være fordelagtigt i forbindelse med stoftransporten.

Det anbefales derudover, at filterjorden på lokaliteten består af 35,5% groft sand, 35,5% fint sand, 2% silt, 20% ler og 7% organisk materiale. De 20% ler anbefales, da dette både bremser vand- og stoftransporten, samt er med til at stabilisere filterjorden. Stabiliseringen er nødvendig, da det anbefales, at jorden har et højt indhold af organisk materiale, hvilket ligger på 7%, som gør jorden mere ustabil. Baseret på de anbefalede kornstørrelsefordelinger og bassinoverflade, vil det tage 6,7 år, 17,2 år, 7,2 år og 11,9 år for 50% af PFHxS, PFOS, PFNA og PFOA at trænge igennem 1 meter af den anbefalede filterjord. Og bassinet vil have en maksimal bassindybde på 0,62 m og bassinvolumnet vil således være på 250 m³.

Perspektivering 15

I perspektiveringen gennemgåes de ændringer og videreudviklinger, der kunne være i forbindelse med værktøjet (vand - og stoftransportmodellen), da værktøjet kun er designet på pilot niveau. Derudover sættes konceptet i større sammenhængen og der reflekteres over hvordan værktøjet kan benyttes i andre sammenhænge. Til slut beskrives idéer udenfor konceptet i denne rapport.

15.1 Videreudvikling af vandtransportmodellen

Der er i denne rapport opbygget et koncept, hvor vandtransportmodellen er essensiel. Derfor er der også ting som kunne bygges oven på, og ting der kunne videreudvikles på, i forhold til vandtansportmodellen.

I modellen er den øvre rand bassinmodellen, som sørger for at opmagasinere vand, når der ikke er plads i den øverste jordcelle. Der vil derfor under modelleringen af vandtransporten i jorden opstå meget mættede forhold og modellen sættes på spidsen i forbindelse med de store vandmængder. Derfor kunne det være relevant at arbejde videre med at tilpasse modellen bedst muligt de store vandmængder, således at værktøjet bliver mere robust overfor dette.

Dette kunne foreksempel være at forfine de øverste jordceller, således at disse er mindre end de resterende celler i jorden. Dette vurderes på baggrund af, at valideringen af vandtransportmodellen viste at udsvingene i modellen er størst her. Derfor kunne det være relevant at videreudvikle grænsefladen mellem bassinet og jorden.

Da værktøjet er opbygget på tanken om, at filterjorden bestemmes iterativt, er det ønskeligt, at beregningstiden ikke er for lang. Beregningstiden af modellen er afhængig af hvilken computer, der benyttes, men det er også muligt at optimere beregningstiden ved at tilføje variable tidsskridt til modellen. Det betyder, at når der fx ikke er store regnhændelser så sættes tidsskridtet op, og når der da igen kommer meget vand til modellen sætte tidsskridtene ned. Dette er netop en af fordelene ved at benytte MMS til at beregne vandtransporten, fordi det gør det muligt at tilføje variable tidsskridt. Hvordan tidsskridtet skal variere over tid er afhængig af vandindholdet og den umættede hydrauliske ledningsevne [Moldrup et al., 1989]. Dette ville være en fordel for brugeroplevelsen af værktøjet.

Én af de helt store drivende faktorer i vandtransportmodellen er Campbell b-værdien, som i denne rapport er bestemt kun på baggrund af lerindholdet i jorden. Dette er en parameter, der kunne videreudvikles på således, at den var afhængig af andre parametre. Dette kunne være organisk materiale og kompakteringen, da dette også vil have indflydelse på b-værdien. B-værdien findes ved den negative hældning på den lineære kurve, der passer bedst på et pF - $\log(\theta)$ plot. På den baggrund vil de andre fraktioner af jorden også kunne have en betydning for, hvad b-værdien ender med at blive [Loll og Moldrup, 2000c]. En metode kunne da være, at b-værdien også skulle genberegnes, når vandindholdet i modellen er fundet. En central del i værktøjet er udregningen af den mættede hydrauliske ledningsevne. Der er i værktøjet valgt at benytte Nielsen et al. [2018] til at beskrive den mættede hydrauliske ledningsevne. Dette har dog nogle begrænsninger i forhold til design af filterjord, nemlig at modellen er udviklet på baggrund af et lerindhold på maksimalt 10%. Det kunne derfor være en idé at videreudvikle på, hvordan den mættede hydraulisk ledningsevne bestemmes. Her kunne man benytte orkestrermodellering, og dermed ikke blot inkludere en K_{sat} -model, men benytte flere. Ved at medtage flere modeller, skabes der et spænd for den mættede hydrauliske ledningsevne. Da der stadigvæk ønskes en K_{sat} for den pågældende jord, kan denne udvælges på baggrund af medianen imellem modellerne. Dette sikrer, at hvis nogle af modellerne giver en K_{sat} , der ligger uden for det realistiske, medtages disse ikke i det endelig valg af K_{sat} i forhold til at benytte medianen.

Når en bruger benytter værktøjet, er et af outputtene dybden af bassinet i forhold til, hvilket overfladeareal, der er valgt. Modellen tager derfor ikke højde for designet af bassinet. Det er derfor ikke muligt at trække et helt konkret bassinvolumen ud af modellen, som den er nu. Dette kunne da være ønskeligt, at værktøjet kunne beskrive volumen/arealet i forhold til et design (fx et klassisk trapezformet design), således at værktøjet blev endnu mere brugervenligt, og at LAR-løsningen var nemmere at implementere direkte. Måden at implementere dette på i modellen, kunne være at benytte trigonometri til at beregne det ekstra areal, der skal til for at siderne på bassinet går fra at være lige til, at have en ønsket hældning. Således benyttes den beregnet dybde i bassinet til at omregne til et 'aktuelt' areal.

Vandtransportmodellen er valideret i forhold til andre modeller og håndberegninger for at kunne vurdere, om resultaterne fra modellen er valide. Udover disse, kunne det have været en fordel at validere de forskellige modeller i vandtransportmodellen med laboratorieforsøg - dette kunne være et kolonneforsøg. Dette ville give mulighed for at designe den jord, der er fundet i modellen, i laboratoriet og køre test på denne for at sammenligne modellen med noget eksperimentelt. Dette ville give en fornemmelse af, hvor godt modellen prædikterer. Det samme gælder for stof.

15.2 Videreudvikling af stoftransportmodellen

Til videreudviklingen af værktøjet i forbindelse med stoftransporten, kunne det være relevant at udføre kolonneforsøg for den designede jord og de undersøgte stoffer. På den måde vil man kunne teste at den designede filterjord er robust, stabil og ikke kollapser under store regnhændelser, eller efter en kort årrække. Kolonneforsøget vil i forbindelse med stoftransporten kunne bruges til, at validere og kalibrere de beregnede tider det tager stofferne, at transporteres igennem det designede filterlag.

Til en videreudvikling af stoftransportmodellen, kunne det også være relevant at indbygge andre parametre, som har indflydelse på forsinkelsen af stoffet. I dette koncept følger stoffet, som beskrevet, vandet og der udregnes en forsinkelse, som primært tager højde for stoffernes adsorptionsvillighed på organisk materiale. Da dette projekt er i pilotskala, var konceptet at bygge et værktøj, som kunne benyttes på de fleste lokationer til de fleste stoffer. Hvis man ønsker resultater for et specifikt stof eller en specifik stofgruppe, kunne det således være relevant at videreudvikle værktøjet, således at den passer til netop disse stoffer. Det kunne være ved at indbygge indflydelsen af jordens pH eller stoffernes villighed til at adsorbere på lerpartikler.

Hvis man skulle udbygge modellen i forbindelse med PFAS stoffer, kunne det være relevant, at arbejde mere med forsinkelsen af stoffet baseret på stoffernes særlige overfladeaktivitet. Altså at tage højde for, at stofferne gerne vil være i grænsefladen mellem vand og luft, samt vand og andre væsker. Jo mindre vand der er i systemet, jo større vil disse grænseflade mellem de fysiske elementer. I disse perioder vil forsinkelsen af stofferne da være højere.

Derudover kunne det være relevant at kigge på forsinkelsen af PFAS ved at opblande en særlig pulver, der er designet til netop at tilbageholde PFAS stofferne i jorden [Bergman et al., 2022]. Dette pulver består af aktivt carbon, aluminium hydroxid og organisk materiale, som gør, at PFAS stofferne adsorberer kraftigere til dette pulver end til jorden. Pulveret kan både anvendes som opblandingsmateriale, men også som en barriere. Der er i dette projekt ikke taget højde for PFAS stoffernes villighed til at binde sig til andet end organisk materiale, og derved ikke disse specialdesignede pulverblandinger. Derfor kunne det være relevant at undersøge dette yderligere, hvis man skal benytte værktøjet til netop PFAS stoffer.

Der kan i forbindelse med andre stoffer også tilføjes sorbenter til jorden, som øger bindingskapaciteten. Dette kunne fx være ammoniumoxider, calcium og magnesium [Københavns Universitet, 2015a].

Derudover hvis der kigges på stoffer, som ikke er evighedskemikalier på samme måde som PFAS stofferne er, kunne det være relevant at indbygge en nedbrydning af stoffet i jorden. For mange af de miljøfremmede stoffer vil der nemlig ske en biologisk nedbrydning eller en kemisk reaktion af stofferne, som gør at de omdannes til andre stoffer, og udgangspunktsstoffet bliver således mindre og mindre over tid og ned igennem jordsøjlen.

Værktøjet i dette projekt regner på den procentmæssige gennemtrængning af stoftransport igennem jordsøjlen. Hvis værktøjet udvides til at kunne udregne specifikke mængder, for eksempel hvis der skal regnes på spild af specifikke stoffer på jordoverfladen, skal en bruger af værktøjet have kendskab til koncentrationen af det forurenende stof på lokaliteten. Derudover kunne det i forbindelse med nedbør i bynære områder være relevant at viderebygge modellen, således at den vil kunne tage højde for first flush perioden, og hvordan der kommer større mængder af miljøfremmede stoffer i starten af en nedbørsperiode når der har været en længerevarig tørperiode.

15.3 Levetiden af filterjorden

I værktøjet er det muligt at bygge en filterjord, og da se, hvornår 5%, 50% samt 90% af et specifikt stof har bevæget sig igennem filterjorden. Dette giver en indikation af, hvor hurtigt en forurening spreder sig i forhold til det vand, der kommer igennem. Der er i dette ikke taget højde for levetiden på filterjorden. Værktøjet har ikke mulighed for at udregne, hvornår filterjorden bliver mættet og overmættet af et specifikt stof. Det betyder, at det ikke er muligt at vurdere, hvornår filterjorden begynder at udgøre en forureningsrisiko i sig selv (pga. udvaskning).

En af måderne kan være løbende at dokumentere renseeffekten af filterjorden når det er i drift. Der er forskellige metoder til dette, men generelt er det svært at dokumentere. Dette er især på grund af vanskeligheden i at udtage repræsentative prøver fordi nedbøren og forureningsmængden af dynamisk [Jensen et al., 2019]. Der er foreslået 3 forskellige metoder i Jensen et al. [2019]; Indsamling af prøver under regn, tilsætning af en væskeblandning til indløbet, som gør det muligt at monitorere stoffet, samt at udtage intaktprøver fra filteranlægget og teste disse i et laboratorie ved at tilsætte en stofmængde og vandmængde.

15.4 Konceptet i landbrugsammenhænge

Værktøjet i denne rapport henvender sig til at blive brugt på LAR-løsninger, med henblik på etablering i byrummet. Et andet aspekt værktøjet vil kunne bruges til er i landbrugsjord, dette kræver dog nogle modificeringer.

I forbindelse med landbruget kan det være relevant at benytte værktøjet til at sikre, at afgrødernes rødder ikke bliver for våde. Her vil man kunne teste at jorden er i stand til at dræne tilfredsstillende således at dette undgås.

Det kunne derudover være relevant at modificere værktøjet således, at værktøjet er i stand til at beregne stabiliteten af jorden. Dette vil kræve kendskab til jordensstruktur og tekstur.

Afgrøderne kan gøre jorden ustabil, fordi når rødderne rådner, skaber dette kanaler i jorden, som kan betyde, at vandet kan ledes hurtigere og dermed fragte stoffet hurtigere. I forbindelse med landbruget vil værktøjet derudover være relevant at benytte i forbindelse med stoftransport af nitrat og fosfor.

15.5 Ideer udenfor konceptet

I denne rapport designes filterjorden som en sammenblandet masse af alle fraktionerne (ler, silt, OM, FS samt GS). En anden mulighed kunne dog være at dele jordens fraktioner således, at filterjordens fraktioner gradvist bliver finere og finere jo længere ned i filterjorden man kommer. Dette kan være en fordel i forhold til at skabe ekstra infiltrationskapacitet i toppen, magasinering i jorden og samtidig få forsinkelsen og renseeffekten fra filteret. Dermed bliver filterjorden lagdelt istedet.

En vigtig del af etableringen af et filtermedie er drift og vedligeholdelse af dette, så effekten ikke forringes. Driften består hovedsageligt i at pleje vegetationen oven på filterlaget, og da fjerne skrald og andet, som kan forhindre vandet i at strømme frit. Samtidig skal sediment fjernes ved indløbet, igen for at sørge for vandet kan strømme frit [Jensen et al., 2019]. Vedligeholdelsen af filterjorden består i at være opmærksom på, hvornår filterjorden skal udskiftes, så den ikke udgør en forureningskilde i sig selv. Hvis der er tale om tilbageholdelsen af tungmetaller kan en del af vedligeholdelsen også bestå i at tjekke for pH-værdien, og hvis denne ikke er tilstrækkelig da justere den så anlægget igen virker optimalt [Jensen et al., 2019].

Der er i denne rapport ikke lavet en økonomisk vurdering i forhold til at skulle designe og etablere et bassin med en dertilhørende filterjord. Det er vigtigt i forbindelsen med etableringen af filterjorden, at jorden, der blandes i er ren, så filterjorden ikke fra starten af indeholder miljøfremmede stoffer. Udover det økonomiske ved etableringen af et LAR-anlæg, er der også en udgift i forhold til at vedligeholde og drifte det. Det betyder også, at når filterjorden skal udskiftes skal der igen blandes en jord, der matcher kriterierne, og den jord der fjernes skal renses ud fra, de kriterier der er til behandling af jordforurening. Der er dermed udgifter forbundet med LAR-anlæget i hele levetiden.

- Aalborg Kommune (2020). Lokalplan 6-6-105 Boliger, St. Restrup Fælled, St. Restrup. https://referater.aalborg.dk/usercontrols/AalborgKommune/Referater/Pdf.aspx?pdfnavn= 21030060-22062383-1.pdf&type=bilag&pdfid=113993. Downloadet: 29-05-2023.
- Aalborg Universitet (AAU). Glødetab vejledning.
- Aalborg Universitet (AAU). Hydrometeranalyse vejledning.
- Aalborg Universitet (AAU). ph-måling vejledning.
- Aalborg Universitet (AAU). Sigteanalyse vejledning.
- Abdul, A. S., Gibson, T. L., og Rai, D. N. (1987). Statistical correlations for predicting the partition coefficient for nonpolar organic contaminants between aquifer organic carbon and water. *Hazardous Waste and Hazardous Materials*, 4:211 – 222.
- Allen, R. G., Pereira, L. S., Raes, D., og Smith, M. (2006). Fao irrigation and drainage paper no. 56: Crop evaporation. Teknisk rapport.
- Bagnall, D. K., Morgan, C. L., og Cope, M. (2022). Carbon-sensitive pedotransfer functions for plant available water. Soil Science Society of America Journal, Journal 89/2022:s. 612 629.
- Bergman, L. F., Jensen, H. B., Højbjerg, L. S., Bentzen, A. T., , Mortensen, K. B., Rokkjær, A., Howitz, R. M. V., Schrøder, D. L., Nordtorp, H., Munch, K., Ljungberg, A. T., og Thomsen, N. I. (2022). Håndbog om undersøgelse og afværge af forurening med PFAS-forbindelser. Regionernes Videnscenter for Miljø og Ressourcer.
- Blohm, F. J. A. (2016). Determination of hydraulic conductivities through grain-size analysis. Teknisk rapport.
- Brusseau, M. L. (2018). Assessing the potential contributions of additional retention processes to pfas retardation in the subsurface. *Science of the Total Environment*, Journal 613 614:s. 176 185.
- Christensen, B. T., Thomsen, H. H., Sørensen, F. B., Birch, M. D., Glinvad, R., og Larsen, N. N. (2021). Effect of afforestation on water transport mechanisms and nitrate leaching. Teknisk rapport.
- CO-UDlabs (2021). Innovating the Urban Drainage System: a new collaborative approach. https://co-udlabs.eu/. Downloadet: 08-06-2023.
- Danmarks Metrologiske Institut (NA). *DMI vejrarkiv*. https://www.dmi.dk/vejrarkiv/3. Downloadet: 14-12-2021.
- DHI (2017). Mike she manuals v1 & v2. Teknisk rapport.

- Eurofins (2023). Mikroforurening i vandmiljøet- lægemidlers vej fra kemisk forbindelse til recipienten. https://www.eurofins.dk/miljoe/vores-ydelser/vandkvalitetsmonitorering/ miljoefremmede-stoffer/. Downloadet: 07-06-2023.
- Gelhar, L. W., Welty, C., og Rehfeldt, K. R. (1997). A critical review of data on field-scale dispersion in aquifers. *Water Resources Research*, Vol 28, No 7:s. 1955 1975.
- Geosyntec (2019). Kow, Koc and Mass Distribution Calculations. I CORRECTIVE ACTION PLAN Chemours Fayetteville Works, Kapitel Appendix C, pages 1 – 8. Geosyntec Consultants of NC, PC.
- Hansen, A. S. (2015a). Indledning. I *Klimatilpasning hvorfor og hvordan?*, Kapitel 1, pages 7–13. Aarhus Universitetsforlag. N.A.
- Hansen, A. S. (2015b). Usikkerhed og risiko. I *Klimatilpasning hvorfor og hvordan?*, Kapitel 5, pages 55–64. Aarhus Universitetsforlag. N.A.
- Hansen, L. (1976). Jordtyper ved statens forsøgsstationer. Tidsskrift for planteavl, 80:s. 742–758.
- Hedevang, B. T. og Sørensen, F. B. (2023). Indsivning af udvedkommende vand i afløbssystemer numerisk og eksperimentelt bestemmelse. Teknisk rapport.
- Hyttel, B., Jensen, E. A., Taylor, L., og Butler, M. N. (2022). Den resiliente skovhave en geografisk analyse af lindemosehuse. Teknisk rapport.
- Interstate Technology and Regulatory Council (ITRC) (2022). Physical and Chemical Properties. chrome-extension://efaidnbmnnnibpcajpcglclefindmkaj/https: //pfas-1.itrcweb.org/4-physical-and-chemical-properties/?print=pdf. Downloadet: 25-05-2023.
- Jensen, K. S. og Lindegaard, C. (citeret juni 2023). Forurening med miljøfremmede stoffer.
- Jensen, M. B., Backhaus, A., og Fryd, O. (2020). Introduktion. I Regn med mere Lokal håndtering af regn i byens landskab, Kapitel 1, pages 7–20. Grønt Miljø. N.A.
- Jensen, M. B., Markussen, H., og Holm, P. E. (2019). Filterjord erfaringer og status i dk 2019. Teknisk rapport.
- Karickhoff, S. W., Brown, D. S., og Scott, T. A. (1979). Sorption of hydrophobic pollutants on natural sediments. Water Research, 13:241 – 248.
- Kommune, A. og Vand, A. (2016). Regnvandsbassiner design og dimensionering. Teknisk rapport.
- Københavns Universitet (2015a). Filterjord en metode til håndtering af vejvand. https://videntjenesten.ku.dk/park_og_landskab/genanvendelse_af_organiske_restprodukter/ spildevand_slam_og_regnvand/videnblad_07.03-03/. Downloadet: 25-04-2023.
- Københavns Universitet (2015b). Sammensætning og brug af filterjord. https://videntjenesten.ku.dk/park_og_landskab/genanvendelse_af_organiske_restprodukter/ spildevand_slam_og_regnvand/videnblad_07.03-06/. Downloadet: 25-04-2023.
- Loll, P. og Moldrup, P. (2000a). Basic soil properties and soil as a multi-phase reactor. I Soil Characterization and Polluted Soil Assessment, Kapitel 2, pages 1–16. Aalborg University. N.A.

- Loll, P. og Moldrup, P. (2000b). Convective-dispersive transport of solutes in the unsaturated zone. I Soil Characterization and Polluted Soil Assessment, Kapitel 4, pages 57–74. Aalborg University. N.A.
- Loll, P. og Moldrup, P. (2000c). Pore-size distribution and soil-water retention. I Soil Characterization and Polluted Soil Assessment, Kapitel 2, pages 17–34. Aalborg University. N.A.
- Loll, P. og Moldrup, P. (2000d). Solute sorption in soil. I Soil Characterization and Polluted Soil Assessment, Kapitel 5, pages 75 94. Aalborg University. N.A.
- Loll, P. og Moldrup, P. (2000e). Water flow in the unsaturated zone. I Soil Characterization and Polluted Soil Assessment, Kapitel 3, pages 35–56. Aalborg University. N.A.
- Loll, P. og Møldrup, P. (2000). Soil Characterization and Polluted Soil Assessment. Number NA in Paperback. Aalborg Universitet.
- Madsen, F. K. og Pedersen, S. B. (2023). noget med pfas. Teknisk rapport.
- Miljøstyrelsen (2023). Vejret i Danmark bliver varmere, vådere og vildere. https://www.klimatilpasning.dk/viden-om/fremtidens-klima/klimaaendringeridanmark/. Downloadet: 24-04-2023.
- Miljøstyrelsen (NA). Sådan beskytter vi grundvandet. https://mst.dk/natur-vand/vand-i-hverdagen/grundvand/saadan-beskytter-vi-grundvandet/. Downloadet: 07-06-2023.
- Miljøstyrrelsen (20-01-2022). PFOS fundet i grundvandet. https://mst.dk/service/nyheder/nyhedsarkiv/2022/jan/pfas-stoffer-fundet-i-grundvandet/. Downloadet: 24-02-2023.
- Moldrup, P., Rolston, D. E., og Hansen, J. A. (1989). Rapid and numerically stable simulation of one-dimensional, transient waterflow in unsaturated layered soils. *Soil Science*, Vol. 148, nr. 3:s. 219 – 226.
- Møldrup, P. (2022-2023). Personlig kommunikation.
- Nielsen, C. N. og Hjerrild, L. (Oktober 2011). Hydraulisk forudsætninger (lar-metodekatalog). Teknisk rapport.
- Nielsen, J. E., Karup, D., og de Jonge, L. W. (2018). Can the volume ratio of coarse to fine particles explain the hydraulic properties of sandy soil? Soil Science Society of America Journal, 82:s. 1093 1100.
- Poulsen, T. G., Moldrup, P., Yamaguchi, T., og Jacobsen, O. H. (1999). Predicting saturated and unsaturated hydraulic conductivity in undisturbed soils from soil water characteristics. *Soil Science Society of America Journal*, 164:s. 877–887.
- Rao, P. S. C. og Davidson, J. M. (1980). Estimation of pesticide retention and transformation parameters required in nonpoint source pollution models. *Environmental Impact of Nonpoint Source Pollution*, N.A:23 – 67.
- Spildevandskomiteen (2014). Opdaterede klimafaktorer og dimensionsgivende regnintensiteter. Teknisk rapport.

- Sundhedsstyrelsen (2022a). *Helbredseffekter af PFOA, PFNA, PFOS og PFHxS*. Number ISBN: 978-87-7014-417-9 in Elektronisk. Sundhedsstyrelsen.
- Sundhedsstyrelsen (26-08-2022b). PFAS består af en stor gruppe syntetisk fremstillede fluorstoffer, som har været brugt siden begyndelsen af 1950'erne. https://www.sst.dk/da/viden/forebyggelse/miljoe/pfas. Downloadet: 24-02-2023.
- Winther, L., Jensen, H. T., Linde, J. J., Mathiasen, L. L., og Johansen, N. B. (2016). Regn og regnafstrømning. I *Afløbsteknik*, Kapitel 5, pages 91 134. Polyteknisk Forlag. N.A.

A Bestemmelse af vandindhold

Når intaktprøverne har været i sugeboksen i en uges tid, skal de 100 cm^3 prøvecylindere tømmes, og jorden lægges i bakker, og vægten noteres inden de sættes ind i ovnen på 105 °C i 24 timer. Efter 24 timer tages prøverne ud af ovnen og sættes i vaccummaskinen indtil de er afkølet for at undgå prøverne optager fugt. Prøverne vejes nu og vægten noteres. Forskellen i vægten fra start til efter ovntørringen beskriver mængden af vand i prøverne, og gør det muligt at bestemme tørvægtsdensitet og porøsiteter for intaktprøverne. For at kunne bestemme total porøsiteten og den effektive porøsitet for prøverne, skal tørvægtsdensiteten, mængden af partikler i prøven samt det volumetrisk vandindhold (porerum optaget af vand) bestemmes.

Tørvægtsdensiteten beskriver ratioen mellem tørret jord i forhold til det totale volumen af jord og beregnes ud fra formel 1 [Loll og Moldrup, 2000a].

$$\rho_b = \frac{M_s}{V_s} \tag{1}$$

Hvor

 $\begin{array}{c|c} \rho_b & \text{tørvægtsdensitet} & [\frac{g \ jord}{cm^3 \ jord}] \\ M_s & \text{masse af den tørret jord} & [g] \\ V_s & \text{volumen af prøvecylinderen} & [cm^3] \end{array}$

Mængden af partikler i prøven, V_p beregnes ud fra 2, hvor tørvægtsdensiteten og middeldensiteten for partiklerne benyttes [Loll og Moldrup, 2000a].

$$V_p = \frac{\rho_b}{\rho_p} \tag{2}$$

Hvor

 $\begin{array}{c|c} V_p & \text{volumen af partikler} & [cm^3] \\ \rho_p & \text{middeldensitet af partikler} & [\frac{g}{cm^3}] \end{array}$

Middeldensiteten kan variere i forhold til hvilket mineral, der er tale om. Da densitetsmålinger generelt er omstændige, er der valgt en mere simple metode til at bestemme middeldensiteten af prøven, ved at lave en vægtning mellem partikler og organisk materiale ud fra densiteten på partikler $(2,65 \left[\frac{g}{cm^3}\right]))$ og organisk materiale $(1 \left[\frac{g}{cm^3}\right])$. Det organiske materiale findes ved glødetab, jf. bilag B, hvor mængden af partikler i prøven, da kan bestemmes ved at trække mængden af organisk materiale fra hele prøven. Det vil sige at middeldensiteten regnes som beskrevet i ligning 3 [Loll og Moldrup, 2000a].

$$\rho_p = V_{partikler} \cdot 2,65 \ \frac{g}{cm^3} + V_{organisk} \cdot 1 \ \frac{g}{cm^3} \tag{3}$$

På baggrund af middeldensiteten og tørvægtsdensiteten er det muligt at bestemme volumen af porerum (total porøsiteten) for intaktprøverne ved at anvende formel 4 [Loll og Moldrup, 2000a]:

$$\phi = 1 - V_p \tag{4}$$

Totalporøsiteten beskriver, hvor stor en mængde af prøven, der består af porerum og benyttes sammen med det volumetriske vandindhold til at bestemme den effektive porøsitet. Det volumetriske vandindhold bestemmes ved brug af formel 5 [Loll og Moldrup, 2000a].

$$\theta = \frac{W_{vand}}{V_{sample}} \tag{5}$$

Hvor

 $\begin{array}{c|c} \theta & \text{volumetrisk vandindhold} & \left[\frac{cm^3H_2O}{cm^3jord}\right] \\ W_{vand} & \text{vandindholdet i prøven} & \left[g\right] \\ V_{sample} & \text{volumen af prøvecylinderen} & \left[cm^3jord\right] \end{array}$

Det volumetriske luftindhold i prøven er lig med den effektive porøsitet, når prøverne er ved markkapacitet. Den effektive porøsitet bestemmes ved ligning 6 [Loll og Moldrup, 2000a].

$$\epsilon = \phi - \theta \tag{6}$$

Da prøverne har været i sugeboksen i en uge antages det, at prøverne er ved markkapacitet, og at det volumetriske luftindhold dermed er lig med den effektive porøsitet, jf. ligning 7 [Loll og Moldrup, 2000a].

$$\phi_{eff} = \phi - \theta \tag{7}$$

Resultaterne herfra er beskrevet i afsnit 3.3.

Rådata for vandindholdet i prøverne, fundet ved at have prøverne i ovnen er listet i tabel A.1.

Tabel A.1. Rådata for vandindholdet fundet efter prøverne har været i ovnen. I noteringen for prøven, angiver H1-H2-H3, hvilken udgravning prøven er taget i. Hvor I eller L angiver om det er en intaktprøve eller en løsprøve.

Vandindhold i prøverne					
	Masse	Vandindhold			
	[g]	[g]			
H1I1	143,94	5,56			
H1I2	157,33	7,20			
H1I3	157,25	$5,\!29$			
H1I4	148,28	4,48			
H1I5	160,22	6,28			
H2I6	154,28	8,49			
H2I7	147,80	8,00			
H2I8	147,74	21,74			
H3I9	158,27	$10,\!67$			
H3I10	162,98	4,63			
H3I11	159,15	4,90			

B Bestemmelse af organisk materiale

Det organiske materiale i prøverne bestemmes ved glødetab. Alle beskrivelser vedrørende beskrivelse af labotatorieforsøg er fra Aalborg Universitet (AAU) [a]. Bestemmelsen af organisk materiale kræver, at prøverne er tørre, sådan at der ikke er porevand tilstede. Derfor benyttes materialet, som har været i ovnen ved 50 °C, jf. bilag A. Diglerne vejes inden, der ifyldes prøvemateriale og vejes igen efter påfyldning af prøvematerialet. Prøvematerialet skal mortes godt før det kommer i diglerne. Der skal ca. 20-25 g prøvemateriale i diglerne. Diglerne sættes på en bakke, der passer til glødeovnen, og der sættes låg på alle diglerne, jf figur B.1 for at se diglerne.



Figur B.1. Digler der benyttes til at lave glødetab på jordprøverne

Alle prøverne skal i første omgang i ovnen i ca. 24 timer på 225 °C, for at kunne bestemme det letomsætteligt organiske materiale. Efter 24 timer isættes prøverne i en eksikator, indtil de er kølet nok ned og kan vejes. Efter vejningen sættes prøverne igen i ovnen, her ved 550 °C i 24 timer, for at finde det sværtomsætteligt organiske materiale. Igen nedkøles prøverne i eksikatoren for at undgå de tager fugt til sig og vejes.

Forskellen mellem de forskellige brændinger fortæller da om, hvor stor en del af prøverne, let - og sværtomsætteligt organisk materiale.

Det rå data fra glødetabet kan ses i tabel B.2.
			Vægt uden b	oakke	
	Før ovn	Efter 105 grader	før 225 grader	Efter 225 grader	Efter 550 grader
H1I1	149,5	143,94	43,28	43,205	43,030
H1I2	$164,\!53$	157,33	47,78	47,655	47,520
H1I3	162,54	157,25	40,125	40,000	39,900
H1I4	152,76	148,28	49,595	49,455	49,370
H1I5	166,5	160,22	48,09	47,965	47,905
H2I6	162,77	154,28	40,605	40,520	40,440
H2I7	155,8	147,80	43,685	43,575	43,465
H2I8	169,48	147,74	40,03	39,910	39,845
H3I9	168,94	$158,\!27$	52,455	52,235	52,160
H3I10	167,61	162,98	38,46	38,390	38,325
H3I11	164,05	159,15	49,91	49,850	49,730

Tabel B.2. Rå data for glødetabet for prøverne. I noteringen for prøven, angiver H1-H2-H3, hvilken udgravning prøven er taget i. Hvor I eller L angiver om det er en intaktprøve eller en løsprøve.

C Sigteanalyse

Alle beskrivelse vedrørende sigteanalysen er jf. Aalborg Universitet (AAU) [d] Det overskydende prøvemateriale, der fra hydrometerforsøget ikke kom igennem 0,063 mm sigten under opslæmning og udvaskningen af prøvematerialet benyttes til at bestemme den øverste del af kornkurven ved at lade det komme igennem et sigtetårn.

Sigtetårnet består af 8 sigter med varierende størrelse (2 mm, 1 mm, 500 μ m, 250 μ m, 200 μ m, 125 μ m, 75 μ m samt 63 μ m) og til slut en bund, som benyttes til alt materiale under 0,063 mm. Figur C.2 viser opstillingen af sigtetårnet:



Figur C.2. Sigtetårn med de 8 forskellige sigter

Prøvematerialet vejes, og vægten noteres inden prøvematerialet lægges i den øverste sigte. Sigtetårnet flyttes til rystemaskinen, hvor tårnet rystes i 20 minutter. Derefter tømmes hver sigte forsigtigt for materiale, og vægten af dette noteres. Rystemaskinen indstilles jf. figur C.2.

Resultaterne fra kornkurverne kan ses i afsnit 3.5. Den rå data for sigteanalyse kan ses i det elektroniske bilag i fil '2. Rådata til kornkurver og hydrometeranalyse.xlsx'. Den behandlede data (jordfraktionerne i prøverne) kan ses i bilag G.

D Hydrometeranalyse

Hydrometerforsøget benyttes til at bestemme fraktionen af ler, silt og finsand i prøverne, ved at bruge et hydrometer som måler densiteten af vandet. Alle beskrivelser vedrørende hydrometeranalysen er jf. Aalborg Universitet (AAU) [b]. På baggrund af densitetsmålinger kan man ved brug af Stokes Lov bestemme partiklernes diameter. Proceduren for hydrometerforsøget beskrives i det følgende.

Analysen består af i alt 3 trin:

- Opslæmming og udvaskning af prøvemateriale
- Sigteanalyse af resten af prøvematerialet
- Hydrometerforsøget, hvor densiteten aflæses

D.1 Opslæmming og udvaskning af prøvemateriale

Det første trin i analysen er at opslæmme en del af prøvemateriale. Hvor stor denne del skal være afhænger af prøverne. Hvis jorden består af sand, kan vægten prøvematerialet være op til 75 g og jo mindre sand, jo mindre kan prøvematerialet være.

I dette tilfælde er der ilagt ca. 50 g prøvemateriale for hver af prøverne udtaget fra St. Restrup Fælled. De 50 g prøvematerialer blandes med 100 ml peptisatorvæske, som sørger for, at partiklerne ikke koagulerer. Peptisatorvæsken består i dette forsøg af 0,05 molær Natriumpyrophosphat opløsning.

Tabel D.3 og D.4 viser de præcise mængder af prøvemateriale til hydrometerforsøget for hver af prøverne fra St. Restrup Fælled.

Tabel D.3. Prøvemængder til hydrometerforsøget for løsprøverne. Tabellen viser både den totale prøvemængde og den mængde som benyttes til hydrometerforsøget (mængde under $0.063 \mathrm{mm}$)

Prøve:	H1L1	H2L2	H3L3	H3L4
Total				
prøvemængde	$50,\!57$	50,09	$49,\!45$	$51,\!11$
[g]				
Mængde under				
$0,063 \mathrm{~mm}$	1,78	$3,\!01$	$2,\!18$	$1,\!17$
g				

Tabel D.4. Prøvemængder til hydrometerforsøget for intaktprøverne. Tabellen viser både den totale prøvemængde og den mængde som benyttes til hydrometerforsøget (mængde under 0,063mm)

Prøve:	H1I1	H1I2	H1I3	H1I4	H1I5	H2I6	H2I7	H2I8	H3I9	H3I0	H3I11
Total											
prøvemængde	49,61	$49,\!43$	$50,\!05$	$49,\!37$	$49,\!89$	$49,\!69$	49,91	$49,\!68$	49,79	49,96	$49,\!65$
$[\mathbf{g}]$											
Mængde under											
$0{,}063~\mathrm{mm}$	2,63	$2,\!47$	$2,\!66$	$1,\!47$	$2,\!13$	$3,\!34$	$3,\!91$	$4,\!13$	$4,\!67$	1,02	$1,\!54$
g											

De 50 g materialer og 100 ml peptisatorvæske lukkes tæt sammen i en beholder, som vist på figur D.3, og isættes rystemaskinen i minimum 4 timer på 170 RPM (revolutions per. minute), jf. D.4 for opstillingen.



 $Figur \ D.3.$ Beholder hvori prøvematerialet og peptisatorvæske lukkes tæt sammen i

Figur D.4. Prøver i rystemaskine

Efter 4 timer er prøvematerialet klar til at blive udvasket igennem to sigter - 2 mm og 0,063 mm. Den 2 mm sigte benyttes for at være sikker på, at der er kapacitet i 0,063 mm sigten. Der udvaskes højst med 800 mL demineralisret vand for at være sikker på, at der er plads i det 1000 mL cylinderglas, hvor forsøget skal laves i. Alt prøvematerialet skylles med demineraliseret vand ned i en skål og flyttes over i cylinderglasset ved brug af en tragt. Her er det vigtigt, der er noget skyllevand tilbage til at rengøre skålen totalt. Dermed ser opstillingen ud som på figur D.5.



Figur D.5. Opstilling af opslæmning og udvaskning af prøvematerialet

D.2 Sigteanalyse af resten af prøvematerialet

Det af prøvematerialet, der er tilbage på de to sigter skylles ligeledes med demineraliseret vand og ned i en skål, med kendt vægt. Her er det vigtigt, at alt restmaterialet ender i skålen, som skal tørre i ovnen indtil vandet er fordampet. Og det er denne mængde, der benyttes til sigteanalysen, hvor den første del af kornkurven bestemmes.

Sigteanalysen benyttes også til at være sikker på, at alt materiale under 0,063 mm bliver brugt i hydrometerforsøget. Det betyder, at det materiale, der eventuelt måtte ligge i bunden efter en endt sigteanalyse, flyttes til det respektive cylinderglas, og glassene fyldes op til 1000 mL mærket. Der burde dog ikke være meget materiale i bunden, fordi der er skyllet igennem.

En yderligere beskrivelse af proceduren for sigteanalysen forefindes i bilag C.

D.3 Hydrometerforsøg

Næste skridt er at igangsætte selve hydrometerforsøget, hvor densiteten aflæses ved brug af et hydrometer. Dette gøres ved først at ryste cylinderglasset, for at sørge for ingen af partiklerne allerede er bundfældet. Lige så snart, at cylinderglasset sættes på bordet, startes stopuret og hydrometeret nedsættes forsigtigt for at undgå, at der går for lang tid inden hydrometeret er stabilt. I starten skal hydrometeret aflæses efter 30, 60, 120 sekunder samt en tilhørende temperatur. Denne aflæsning gentages et par gange indtil hydrometeraflæsningerne minder om hinanden. Dette tager som oftest 2-3 omgange. Opstillingen af et igangværende forsøg kan ses på figur D.6.



Figur D.6. Opstillingen af et igangværende hydrometerforsøg. På billedet laves der forsøg for 5 prøver, hvor cylinderen i midten er skyllevand og cylinderen til højre er referencevæsken.

Efterfølgende aflæses hydrometeret og temperaturen efter 4, 8, 90, 240, 480 samt 1440 minutter. Hvis prøven indeholder meget ler, kan det være en fordel at aflæse efter 2880 minutter (2 dage), fordi nogle af partiklerne kan være så små, at der går lang tid inden de bundfælder.

Udover cylinderglassene med prøvematerialet i, er der et cylinderglas med demineraliseret vand, der benyttes

som skyllevand samt et cylinderglas med referencevæske, som benyttes til at bestemme nulpunktet for hydrometerne og menisken.

Størelsen af menisken er vigtig at kende. Dette skyldes, at når der aflæses på hydrometeret, er det kun oversiden af menisken, der kan aflæses på grund af det grumset vand med prøvemateriale. Derfor korrigeres hydrometeraflæsningerne for menisken efterfølgende. Figur D.7 og D.8 viser hydrometeret i referencevæsken, hvor størrelsen af menisken kan aflæses.



Figur D.7. Hydrometeret i referencevæsken



 $Figur \ D.8.$ Hydrometeret i referencevæsken zoomet ind. På billedet ses, hvordan der dannes en overside af menisken på hydrometeret

(8)

D.4 Beregning af partikeldiameteren

Diameterne af partiklerne bestemmes på baggrund af Stokes Lov, jævnfør ligning 8.

$$v_s = \frac{1}{18} \cdot \frac{d^2 \cdot g \cdot (\rho_p - \rho_w)}{\mu}$$

Hvor

IX

v_s	kuglens hastighed	$\left[\frac{m}{s}\right]$
d	kuglens diameter	[m]
g	tyngdeacceleration	$\left[\frac{m}{sek^2}\right]$
$ ho_p$	partikeldensiteten	$\left[\frac{kg}{m^3}\right]$
$ ho_w$	densiteten af vand	$\left[\frac{kg}{m^3}\right]$
μ	viskositeten af væsken	$\left[\frac{kg}{m \cdot s}\right]$

Som nævnt skal målingerne korrigeres for den fejl i aflæsningen, der kommer fordi man ikke kan aflæse bunden af menisken, fordi vandet er grumset. Dermed tager man hydrometeraflæsningen R'_h og lægger størrelsen af menisken til, jf. ligning 9

$$R_h = R'_h + meniske \tag{9}$$

Hvor

R_h	den korrigeret hydrometeraflæsning	$\left[\frac{g}{l}\right]$
R'_h	original hydrometeraflæsning	$\left[\frac{g}{l}\right]$
meniske	størrelsen af menisken	$\left[\frac{\hat{g}}{l}\right]$

Dernæst skal der korrigeres i forhold til nulpunktsfejl, peptisator samt temperaturen. Denne korrektion sker ved brug af måling i referencevæsken og er beskrevet i ligning 10.

$$R_d = R_h - R_0 \tag{10}$$

Hvor

R_d	hydrometeraflæsning korrigeret for nulpunktsfejl	$\left[\frac{g}{l}\right]$
R_0	referencemåling	$\left[\frac{\hat{g}}{l}\right]$

Hvis der er udført forsøg til at bestemme den relative densitet af partiklerne korrigeres hydrometeraflæsningen yderligere. I dette tilfælde er der ikke udført øvrige forsøg, i forhold til at bestemme den specifikke densitet på partiklerne, men blot gået med det anbefalet på 2.65 $\frac{g}{m^3}$ [Loll og Moldrup, 2000a]. Dette betyder, at der ikke er korrigeret yderligere, og det er muligt at bestemme vægtprocenten af små partikler ved brug af ligning 11.

$$P = \frac{R_d}{W_s} \cdot 100\% \tag{11}$$

Hvor

Pvægtprocenten af småpartikler[-] W_s mængden af prøvemateriale, der er kommet igennem 0,063 mm sigten[g]

Kornstørrelserne af partiklerne kan da bestemmes jf. ligning 12, som er omskrevet i forhold til ligning 8.

$$d = K \cdot \sqrt{\frac{h}{t}} \tag{12}$$

Hvor

d	partikelstørrelsen	[mm]
K	faktor, der er afhængig af temperaturen og den relative densitet	[-]
h	faldhøjden	[cm]
t	tiden	[min]

Faldhøjden findes ud fra skemaer, udleveret fra laboratoriet. Disse faldhøjder er forskellige fra hver af hydrometerne. Tiden er den tid, hvor hydrometeraflæsningen er foretaget. Faktoren K aflæses ligeledes på et skema eller ved at benytte ligning 13

$$K = \sqrt{\frac{18\eta \cdot 100}{(d_s - d_0) \cdot g \cdot 60}}$$
(13)

Hvor

η	den dynamiske viskositet	[mm]
d_s	densiteten af partikler	$\left[\frac{g}{cm^3}\right]$
d_0	densiteten af vandet	$\left[\frac{g}{cm^3}\right]$

Der beregnes derfor en partikelstørrelse for alle hydrometeraflæsninger. Disse partikelstørrelser benyttes da til at beskrive den nederste del af kornkurven. Resultatet fra hydrometeranalysen forefindes i afsnit 3.5.

Den rå data for sigteanalyse kan ses i det elektroniske bilag i fil '2. Rådata til kornkurver og hydrometeranalyse.xlsx'. Den behandlede data (jordfraktionerne i prøverne) kan ses i bilag G.

E Vandmætnings - og sugeboks

Det første skridt i klassificering og analyse af de udtaget intaktprøver er at vandmætte dem tilstrækkeligt til, at det er muligt at finde vandindholdet ved markkapacitet (pF 2).

Alle intaktprøverne isættes vandmætningsboksen, som består af et lag kaolin ler. Inden nedsættelsen af prøverne, fugtes vandmætningsboksen med almindelige postevand. Der benyttes postevand for at undgå at fjerne salte og ødelægge strukturen af prøverne. Det er vigtigt, at leret ikke overmættes, da dette kan betyde, at prøverne begynder at dræne i stedet for at trække vand ind. Figur E.9 viser vandmætningsboksen med kaolinler og prøver der står til fugtning.



Figur E.9. Prøver i vandmætningsboksen der står til fugtning. Ved fugtning af boksen fyldes vand i beholderen hjørnet

Efter 24 timer er prøverne vandmættet tilstrækkeligt og intaktprøverne flyttes til sugeboksen, hvor de skal være indtil vægten af prøverne ikke variere mere. Denne tid varierer i forhold til hvilken type jord, der er i prøverne. Intaktprøverne stod i sugeboksen i omkring en uge med et tryk på -120 cm H_2O , svarende til pF 2,08. Dette er lidt højere end markkapaciteten, dette er dog valgt i forhold til at tage højde for, hvis sugeboksen ikke viser det rigtig tryk. På den her måde er der da større sandsynlighed for at prøverne ren faktisk ender ved pF 2 (-100 cm H_2O).

Figur E.10 og E.11 viser opstillingen af sugeboksen fra siden og ovenfra.



 $Figur\ E.10.$ Opstillingen af sugeboksen set udefra når boksen er lukket og forsøget kører. På maskinen til højre bestemmes trykket hvorved sugeboksen vil suge. Enheden er i cm H_2O



Figur E.11. Sugeboksen set ovenfra uden prøver i

Vandindholdet ved markkapacitet (pF 2,08 i dette tilfælde) bestemmes ved at sætte prøverne i ovnen efter de er nået markkapaciteten i sugeboksen. I ovnen fordamper vandindholdet og ved at kende vægten på prøverne før og efter, kan vandmængden ved markkkapacitet findes. Dette vandindhold benyttes til at bestemme vandindholdet ved pF 2, ved at dele vandindholdet med størrelsen på prøverne (100 cm^3).

Den rå data for forsøget kan ses i figur E.5.

Tabel E.5. Rå data for prøverne i sugeboks over syv dage. I noteringen for prøven, angiver H1-H2-H3, hvilken udgravning prøven er taget i. Hvor I eller L angiver om det er en intaktprøve eller en løsprøve.

	Slutvægt	246,21	261,98	260,69	249,98	263,595	259,68	257,305	265, 35	265,99	264, 435	260,525
	Dag 7	246,275	262,05	260, 75	250,045	263,695	259,74	257,4	265,535	266,045	264,485	260,595
	Dag 6	247,400	262,240	260,925	250,150	263,865	259,910	257,650	265,845	266, 120	264,640	260,685
	Dag 5	247,620	262,677	261,608	250,377	264, 292	260,482	259,045	266,548	266,177	264,800	260,832
	Dag 4	247, 840	263,113	262, 292	250,603	264,718	261,053	260,440	267, 252	266,233	264,960	260,978
	Dag 3	248,060	263,550	262,975	250,830	265,145	261,625	261,835	267,955	266,290	265, 120	261,125
Vægt [g	$\operatorname{Dag} 2$	248,910	264, 235	264,485	252,860	267,180	262,550	263,475	269,500	266,455	265, 370	261,355
	$\mathrm{Dag}\ 1$	249,703	265,135	267, 225	257, 595	270,555	263,625	265,640	270,880	266,625	265,540	261,600
	Startvægt	271,07	283,775	286, 89	280,6	287,805	282,015	281,465	285,425	286, 195	287,88	281, 22
	${ m Film} + { m elastik}$	1,80	2,03	1,77	1,9	1,985	1,845	1,945	1,865	1,88	1,8	1,815
	Før wetting + film	249, 13	263,955	264, 225	253,14	266,92	265, 87	264,995	272,08	269,09	268,585	262,97
		H111	H1I2	H1I3	H114	H115	H2I6	H2I7	H2I8	H3I9	H3I10	H3I11

F pH måling

For alle prøverne ønskes pH-værdien målt, da dette har betydning for jordens egenskaber i forhold til at tilbageholde nogle stoffer, så som tungmetaller. Beskrivelser vedrørende måling af pH er jf. Aalborg Universitet (AAU) [c].

pH-værdien måles i jorden, ved først at opslæmme 20 g mortet jord med 100 mL demineraliseret vand. Det er vigtigt blandingen sættes på rystebordet ved 170 rystninger i 10 minutter. Efter de 10 minutter skal blandingen hvile i 30 minutter, hvorefter pH-værdien kan måles ved brug af et pH-meter.

Det er vigtigt at pH-meteret er kaliberet inden brug og at elektroden vaskes med demineraliseret vand mellem hver måling. Tabel F.6 viser resultaterne fra pH-målingerne.

Prøve nr.	$_{\rm pH}$
H1I1	6,88
H1I2	$6,\!91$
H1I3	$6,\!84$
H1I4	$7,\!27$
H1I5	$6,\!85$
H2I6	7,01
H2I7	6,71
H2I8	$7,\!58$
H3I9	$6,\!84$
H3I10	$6,\!90$
H3I11	7,06
H1L1	$6,\!96$
H2L2	6,78
H3L3	6,75
H3L4	$6,\!83$
Middel	6,94

Tabel F.6. pH-værdier for prøverne

Figur F.12 viser opstillingen af forsøget.



 $Figur\ F.12.$ Opstillingen af udstyr der benyttes til at måle pH i jorden

Undersøgelsen viser, at pH-værdien i gennemsnit ligger på **6,94** for jorden fra St. Restrup Fælled. Dette stemmer godt overens med forventningerne til pH-værdien i prøverne, da mængden af organisk materiale i prøverne er lav og at indholdet af ler, ved en fysisk inspektion på projektlokationen indikerede en meget sandet jord. pH-værdien indflydelse på ionbytningen i jorden.

G Jordfraktioner

Tabel G.7 viser kornstørrelsesfordelingen af prøverne udtaget i denne rapport. I noteringen for prøven, angiver H1-H2-H3, hvilken udgravning prøven er taget i. Hvor I eller L angiver om det er en intaktprøve eller en løsprøve.

Groft sand ligger i intervallet 2 - 0,2 mm, fint sand ligger i intervallet 0,2 - 0,02 mm, silt ligger i intervallet 0,02 - 0,002 mm og ler i intervallet < 0,002 mm.

LOM i tabellen angiver letomsætteligt organisk materiale, SOM angiver svært omsætteligt organisk materiale og TOM det totale organiske materiale.

					OVe	rblik o	ver for	deling a	f frakti	onstype	Sr.					
							Mæ	engder [<u>.</u> 00							
	H111	H112	H1I3	H1I4	H115	H2I6	H2I7	H2I8	H3I9	H3I10	H3I11	H1L1	H2L2	H3L3	H3L4	gns
Groft sand	13,20	16,07	10,59	14,66	10,07	7,80	6,39	7,58	28,92	33,60	35,15	13, 36	14,12	34,58	37, 36	18,90
Fint sand	34,48	30,49	38, 35	33,29	38,72	40,61	43,26	38,95	18,41	15,24	13,60	35,49	34,07	12,72	12,87	29,37
Silt	0,61	1,20	0,00	0,29	0,05	0,93	2,74	1,31	2,53	0,14	0,14	0,00	2,91	2,18	0,45	1,03
Ler	1,41	1,20	1,10	1,17	1,07	0,37	-2,35	1,88	0,00	0,93	1,40	1,68	-1,00	0,00	0,67	0,63
Hele nrøven føl	49,61	49, 43	50,05	49,37	49,89	49,69	49,91	49,68	49,79	49,96	49,65	50,57	50,09	49, 45	51,11	
Bunden [g]	2,63	2,47	2,66	1,47	2,13	3,34	3,91	4,13	4,67	1,02	1,54	1,78	3,01	2,18	1,17	
	H111	H112	H1I3	H114	H115	H2I6	Hele H2I7	prøven H2I8	[%] H3I9	H3I10	H3I11	H1L1	H2L2	H3L3	H3L4	ens
Groft sand	26,61	32,51	21,16	29,69	20,18	15,70	12,80	15,26	58,08	67, 25	70,80	26,42	28,19	69,93	73.10	37,85
Fint sand	69,50	61,68	76,63	67,43	77,61	81,73	86,68	78,40	36,98	30,51	27,39	70,18	68,03	25,72	25,18	58,91
Silt	1,23	2,43	0,00	0,59	0,11	1,87	5,49	2,65	5,08	0,28	0,28	0,00	5,81	4,41	0,88	2,07
Ler	2,84	2,43	2,19	2,38	2,13	0,75	-4,70	3,78	0,00	1,86	2,82	3, 32	-2,00	0,00	1,31	1,27
							I bu	inden [⁰	[º2							
	H111	H1I2	H1I3	H114	H115	H2I6	H2I7	H218	H3I9	H3I10	H3I11	H1L1	H2L2	H3L3	H3L4	gns
Groft sand	ı	ı	I	ı	ı	ı	ı	ı	ı	ı	ı	ı	ı	ı	ı	
Fint sand	23,21	2,44	58,82	0,00	47,50	61,11	90,00	22,73	45,83	-4,55	0,00	5,63	36,67	0,00	4,28	26,25
Silt	23,21	48,78	0,00	20,00	2,50	27,78	70,00	31,82	54, 17	13,64	9,09	0,00	96,67	100,00	38,52	35,74
Ler	53,57	48,78	41,18	80,00	50,00	11,11	-60,00	$45,\!45$	0,00	90,91	90,91	94, 37	-33,33	0,00	57,21	38,01
						Hele p	røven	OM ink	luderet	%						
	H111	H112	H1I3	H114	H115	H2I6	H2I7	H2I8	H3I9	H3I10	H3I11	H1L1	H2L2	H3L3	H3L4	gns
LOM	0,17	0,26	0,31	0,28	0,26	0,21	0,25	0,30	$0,\!42$	0,18	0,12	ı	ı	ı	ı	0,25
SOM	0,40	0,28	0,25	0,17	0,12	0,20	0,25	0,16	0,14	0,17	0, 24	ı	ı	ı	ı	0,22
TOM	0,57	0.55	0,56	0,45	0,38	0,40	0,50	0,46	0,56	0,35	0,35	ı	ı	ı	ı	0,47
Groft sand	26,41	32,64	21,05	29,53	20,10	15,63	12,71	15,18	57,68	67,09	69,65	26,44	28,18	69, 89	72,76	37,66
Fint sand	68,98	61,93	76,22	67,06	77,29	81, 37	86,02	77,98	36,72	30,44	26,95	70,24	68,01	25,71	25,06	58,66
Silt	1,22	2,44	0,00	0,59	0,11	1,86	$5,\!45$	2,63	5,04	0,28	0,28	0,00	5,81	4,41	0,88	2,07
Ler	2,82	2,44	2,18	2,37	2,13	0,74	-4,67	3,76	0,00	1,85	2,77	3,32	-2,00	0,00	1,30	1,27

 $Tabel\ G.7.$ Fraktions over sigt over prøver udtaget ved St. Restrup fælled, område 3

H Hydraulisk ledningsevne modeller

Dette bilag omhandler modeller til bestemmelse af mættede hydrauliske ledningsevne, der skal benyttes i den numeriske model. Formålet er at kunne bestemme den hydrauliske ledningsevne baseret på jordstrukturen.

Der undersøges 5 forskellige modeller - 2 danske og 3 udenlandske; Nielsen et al, Poulsen et al, Beyer, USBR samt Slichter.

H.1 Fordeling af den mættede hydrauliske ledningsevne

For statistisk at kunne vurdere de forskellige modeller, er det nødvendigt at kigge på det benyttede data. Der benyttes 50 jorde fra Det Danske Jordkartotek [Hansen, 1976] til at teste de 5 modeller.

Der udføres en Lilliefors-test på datasættet for at bestemme om det er normal eller lognormal-fordelt. Dette kræver da en sandsynlighedsfordeling ud fra det rangeret datasæt (fra lavest til højest) ved brug af formel 14.

$$F_N(x) = \frac{Observationsnummer}{Total antal af observationer}$$
(14)

Sandsynlighedsfordelingen er illustreret på figur H.13. Det er denne fordeling, som normal og log-fordelingen skal passe over.



Sandsynlighedsfordeling af K_{sat}-værdier

Figur H.13. Sandsynlighedsfordeling af målte K_{sat} -værdier fra Det Danske Jordkartotek.

Excel's indbygget funktioner benyttes til at finde en normal og lognormal-fordeling ud fra standardafvigelsen og middel af observationerne benyttes. Figur H.14 viser normal og figur H.15 lognormal-fordelingen sammen med sandsynlighedsfordelingen.



Figur H.14. Sandsynlighedsfordelingen sammen med normalfordelingen af den mættede hydrauliske ledningsevne fra Det Danske Jordkartotek. Er baseret på standardafvigelsen og middel af prøven



Figur H.15. Sandsynlighedsfordelingen sammen med normalfordelingen af den mættede hydrauliske ledningsevne fra Det Danske Jordkartotek. Er baseret på standardafvigelsen og middel af den logtransformeret prøve

Figur H.15 indikerer, at de mættede hydrauliske ledningsevner er log-normalfordelt. Dette kan dog ikke siges med sikkerhed, og derfor udføres en Lilliefors test.

Lilliefors testen udføres ved at trække normal fordelingen og log-normalfordelingen fra sandsynlighedsfordelingen. Dette giver en T_i -værdi for hver af observationerne. Den maksimale værdi, benyttes til at sammenligne med Lilliefors-testskema, hvor der udregnes en T_{α} . Figur H.16 viser testskemaet.

	α-value				
Ν	0,20	0,15	0,10	0,05	0,01
4	0,303	0,320	0,344	0,374	0,414
5	0,290	0,302	0,319	0,344	0,398
6	0,268	0,280	0,295	0,321	0,371
7	0,252	0,264	0,280	0,304	0,353
8	0,239	0,251	0,266	0,290	0,333
9	0,227	0,239	0,253	0,275	0,319
10	0,217	0,228	0,241	0,262	0,303
11	0,209	0,219	0,232	0,252	0,291
12	0,201	0,210	0,223	0,243	0,281
13	0,193	0,203	0,215	0,233	0,270
14	0,187	0,196	0,209	0,227	0,264
15	0,181	0,190	0,202	0,219	0,256
16	0,176	0,184	0,195	0,212	0,248
17	0,170	0,179	0,190	0,207	0,241
18	0,166	0,174	0,185	0,201	0,234
19	0,162	0,171	0,181	0,197	0,230
20	0,159	0,167	0,177	0,192	0,223
21	0,155	0,163	0,173	0,188	0,219
22	0,152	0,160	0,170	0,185	0,214
23	0,149	0,156	0,165	0,181	0,210
24	0,145	0,153	0,162	0,177	0,205
25	0,144	0,151	0,159	0,173	0,202
26	0,141	0,147	0,156	0,170	0,198
27	0,138	0,145	0,153	0,166	0,193
28	0,136	0,142	0,151	0,165	0,191
29	0,134	0,140	0,149	0,162	0,188
30	0,132	0,138	0,146	0,159	0,183
>=31	0.741/d	0.775/d	0.819/d	0.895/d	1.035/d

Figur H.16. Testskema til udførelse af Lilliefors-test.

Når antallet af observationer overstiger 31, er det nødvendigt at udregne en d for at kunne bestemme T_{α} for de forskellige signifikansniveau. Jo større signifikansniveauet, jo større sandsynlighed er der for, at datasættet er normal/log-normal fordelt, hvis testen bliver bestået. Testen er bestået, hvis den maksimale T_i er mindre end T_{α} . d udregnes jf. ligning 15

$$d = N^{0,5} - 0,01 + \frac{0,083}{N^{0,5}}$$
(15)

Hvor

N | Antallet af observationer [-]

d-værdien for de mættede hydrauliske ledningsevner er lig med 7,07.

Tabel H.8 viser den maksimale T_i -værdi sammen med T_{α} for forskellige signifikansniveauer.

t_{lpha}		t _{mak}	cs
lpha=0,05	$0,\!13$	normal	0,32
$lpha=0{,}10$	$0,\!12$	log	$0,\!10$
$lpha=0{,}15$	0,11		
$lpha=0,\!20$	$0,\!10$		

Tabel H.8

Tabellen viser, at datasættet for den mættede hydrauliske ledningsevne med 20% signifikansniveau er lognormalfordelt. Det betyder, at der efterfølgende i vurderingen af modellerne benyttes den log-transformeret værdi af den mættede hydrauliske ledningsevne.

H.2 Nielsen et al Ksat-model

Nielsen et al beskriver den mættede hydrauliske ledningsevne på baggrund af ratioen mellem store (sand) og små (ler og OM) partikler, fordi de grove partikler bidrager til porenetværket, der kan transportere vand, hvorimod de fine partikler blokerer dette porenetværk. Sandpartikler er, som nævnt, mellem 20 μm til 2000 μm . På grund af det store spænd, er sandfraktionen opdelt i fint sand (20 μm til 200 μm) og groft sand (200 μm til 2000 μm).

Det er porer over 30 μm , der bidrager til vandtransporten i jorden. Det betyder, at hvis det samtidig antages, at porerstørrelsen er en $\frac{1}{5}$ af pratikelstørrelsen, så skal der være partikler i jorden på 150 μm for at skabe porer på 30 μm . Det betyder, at for spændet af fint sand, vurderes til, at kun 25% af det fine sand bidrager til vandtransport [Nielsen et al., 2018]. Samtidig er indholdet af organisk materiale skalleret med en faktor 2,65, da dette er forskellen i densitet mellem organisk materiale partikler og jordpartikler. På baggrund af det overstående, kan K_{sat} bestemmes ud fra formel 16 [Nielsen et al., 2018].

$$K_{sat} = A \cdot \phi_{total} \cdot \left(\frac{GS + 0, 25 \cdot FS}{L + 2, 65 \cdot OM}\right)^{P_{NC}}$$
(16)

Hvor

K_{sat}	Den mættede hydrauliske ledningsevne	$[\mu m/s]$
A	Fitting konstant lig med 3,1	[—]
P_{NC}	Porenetværkskonnektivitet lig med 1,8	[-]
θ_{total}	Totalporøsitet	$\left[\frac{cm^3}{cm^3}\right]$
GS	Vægtfraktions af groft sand	$\left[\frac{kg}{kg}\right]$
FS	Vægtfraktions af fint sand	$\left[\frac{kg}{kq}\right]$
L	Vægtfraktions af ler	$\left[\frac{kg}{kq}\right]$
OM	Vægtfraktions af organisk materiale	$\left[\frac{kg}{kg}\right]$

Det er vigtigt at have for øje, at modellen er udviklet på baggrund af jordprøver med et organisk og ler indhold på mellem 2-10%. Prøverne fra St. Restrup Fælled har generelt et lavt indhold af både organisk materiale og ler, jf. 3.2, hvilket kan have en betydning for, hvor præcis modellen forudsiger den mættede hydrauliske ledningsevne.

Modellen har en tendens til at overestimere den mættede hydrauliske ledningsevne, betydende at jorden vurderes til at have en bedre dræningsevne end i virkeligheden [Nielsen et al., 2018].

H.3 Poulsen et al Ksat-model

Endnu en dansk model er Poulsen et al, som er baseret på 90-horisonter (23 uforstyrret jorde) [Loll og Møldrup, 2000]. Poulsen et al-modellen er en simpel model, hvor der blot benyttes én parameter, nemlig den effektive porøsitet, fordi det er pore på over 30 μm , der bidrager til vandtransporten. Formel 17 beskriver modellen.

$$K_{sat} = e^{(9,9+2,8\cdot\phi_{eff})}$$
(17)

Hvor

 K_{sat} | Den mættede hydrauliske ledningsevne $[\mu m/s]$ ϕ_{eff} | Den effektive porøsitet $[cm^3/cm^3]$

H.4 Beyer

Beyer Ksat-model er empirisk udviklet. Denne model er ikke afhængig af den totale porøsitet, men det betyder dog at estimeringen af K_{sat} er mindre præcise. [Blohm, 2016] Formel 18 beskriver Beyer-modellen.

$$K_{sat} = \frac{g}{\nu} \cdot 6 \cdot 10^{-4} \cdot \log\left(\frac{500}{U}\right) \cdot d_{10}^2 \tag{18}$$

Hvor

K_{sat}	Den mættede hydrauliske ledningsevne	$\left[\frac{m}{s}\right]$
g	Tyngdeaccelerationen	$\left[\frac{m}{s^2}\right]$
ν	Den dynamiske viskositet lig med $\frac{\mu}{\rho}$	$\left[\frac{mm^2}{s}\right]$
μ	Den kinematiske viskositet	[Pa]
ρ	Densiteten af vand	$\left[\frac{kg}{m^3}\right]$
U	Uniformitetskoefficeinten $\frac{d_{60}}{d_{10}}$	[-]
d_{60}	Porestørrelsen for 60%-fraktilen	[mm]
d_{10}	Porestørrelsen for 10%-fraktilen	[mm]

Denne model estimerer den mættede hydrauliske ledningsevne mest præcis for jorde, der er ikke velsorteret og har en effektive porestørrelse (d_{10}) på mellem 0,06 og 6 mm samt en U < 20. [Blohm, 2016].

H.5 USBR

USBR-modellen er en simple model, der kun er afhængig af partikelstørrelsen for 20%-fraktilen. USBRmodellen er udviklet af 'United States Bureau of Reclamation' sammen med et hold forskere [Blohm, 2016].

$$K_{sat} = 0,36 \cdot d_{20}^{2,3} \tag{19}$$

Hvor

 K_{sat} | Den mættede hydrauliske ledningsevne $\left[\frac{m}{s}\right]$ d_{20} | Porestørrelsen for 20%-fraktilen [mm]

Modellen er gældende for U < 5, og for en porestørrelse for 10%-fraktilen på mellem 0,06 og 2 mm. Er især god til sandet jord.

Nogle studier viser, af USBR-modellen har en tendens til at underestimere den mættede hydrauliske ledningsevne [Blohm, 2016]. Dette er også en tendens, der observeres når modellen benyttes på Det Danske Jordkartotek i forhold til de andre udenlandske modeller.

H.6 Slicther

Slicther's K_{sat} -model er afhængig af jordens uniformitetskoefficient og partikelstørrelsen for 10%-fraktilen.

$$K_{sat} = \frac{g}{v} \cdot 1 \cdot 10^{-2} \cdot (0,255(1+0,83)^U)^{3,287} \cdot d_{10}^2$$
⁽²⁰⁾

Hvor

K_{sat}	Den mættede hydrauliske ledningsevne	$\left[\frac{m}{s}\right]$
g	Tyngdeaccelerationen	$\left[\frac{m}{s^2}\right]$
ν	Den dynamiske viskositet lig med $\frac{\mu}{\rho}$	$\left[\frac{mm^2}{s}\right]$
μ	Den kinematiske viskositet	[Pa]
ρ	Densiteten af vand	[]
U	Uniformitetskoefficeinten $\frac{d_{60}}{d_{10}}$	[-]
d_{60}	Porestørrelsen for 60%-fraktilen	[mm]
d_{10}	Porestørrelsen for 10%-fraktilen	[mm]

Den originale model (1898) bruger den gennemsnitlige partikelstørrelse og tager ikke højde for formen på partiklerne. Flere studier har testet modellen på forskellige materialer. Disse studier viste at modellen er gældende for en d_{10} mellem 0,01 mm til 5 mm. Der er dermed ingen begrænsning på uniformitetskoefficienten [Blohm, 2016].

I Forsinkelsesfaktorer for PFAS stoffer bestemt ved forskellige parametre

Jo længere den kemiske carbonkæde er i PFAS-stoffet, desto mindre mobil bliver stoffet, og R-værdien vil således være større for de forbindelser med de længste kæder.

For forbindelser med høje Log(Kow)-værdier, forventes en lavere mobilitet af stofferne igennem den umættede jordsøjle, og vil således have en højere forsinkelsesfaktor R. Mobiliteten kan defineres på baggrund af Log(Kow)-værdien, og grænseværdierne kan ses i tabel I.9.

Tabel I.9. Mobiliteten af forbindelser baseret på deres Log(Kow)-værdi [Bergman et al., 2022].

Mobilitet	Høj	Medium	Lav
Log(Kow)	$<\!3$	3-4	>4

PFAS forbindelser har oftest en Log(Kow)-værdi på over 2, og forventes at være mere jordbundet, end vandbundet. Der vil dog være forskel i graden hvorved de er det, alt efter PFAS stoffet [Bergman et al., 2022]. Jo længere carbonkæden er for PFAS stofferne, jo mindre mobile vil stoffet være, og vil således oftest have højere Log(Kow)- og forsinkelsesfaktor-værdier. Grænsen for hvorved PFAS stofferne vurderes, som langkædet er ved 6-7 carbonatomer, hvilket er gældende for de fire PFAS stoffer, som undersøges i dette projekt (PFOS, PFOA, PFNA og PFHxS) [Bergman et al., 2022]. De undersøgte PFAS stoffer har følgende carbonlængder jf. tabel I.10.

Tabel I.10. De undersøgte PFAS' forbindelsers kemiske formel.

	PFOS	PFOA	PFNA	PFHxS
Kemisk formel	$C_8 HF_{17} O_3 S$	$C_8HF_{15}O_2$	$C_9HF_{17}O_2$	$C_6HF_{13}O_3S$

Baseret på overstående antagelse forventes det, at PFNA bevæger sig langsommest igennem den umættede zone, og dermed har den højeste forsinkelsesfaktor R. Omvendt forventes det, at PFHxS bevæger sig hurtigst igennem jordsøjlen, og dermed har den laveste R-værdi. Da PFAS forbindelserne har forskellige mobiliteter, vil forureningsfanen over tid ikke flytte sig samlet, men istedet blive længere, og der fås en lang forureningsfane bestående af forskellige PFAS stoffer [Bergman et al., 2022]. Da PFHxS forventes at udvaske hurtigst (af de stoffer der undersøges i dette projekt), forventes denne at dominere i forureningsfronten. Da PFAS stofferne er persistente er det ikke nødvendigvis forbindelserne med højest mobilitet, der udgør den største risici i forhold til udvaskning til grundvandet. De originale forbindelser kan også omdannes til mindre forbindelser med højere mobilitet. På den måde kan forureningsfanens dynamik også løbende ændres over tid [Bergman et al., 2022].

I.1 Analyse af beregningsmetoderne

Området PFAS er et svært emne, med stadig meget lidt viden. Området er i udvikling og interessen for området stiger. Dette medfører dog, at der stadig er en ret begrænset viden omkring området, og at der kan være uenighed omkring nogle af de fysisk, kemiske og toksologiske egenskaber.

I Interstate Technology and Regulatory Council (ITRC) [2022] beskrives det, at for PFAS forbindelserne kan fordelingskoefficienten Kow generelt ikke benyttes som et estimat for en række fysisk/kemiske egenskaber, herunder Koc, da PFAS forbindelserne ikke reagerer på samme måde som andre kemiske forbindelse. Der er i

Geosyntec [2019] undersøgt en sammenhæng mellem Log(Kow) og Log(Koc) for 20 PFAS forbindelser, og der er fundet en lineær sammenhæng, jf tabel 8.3. Kilden har både Log(Kow) og Log(Koc)-værdier. For de fleste PFAS forbindelser er det ikke muligt eksperimentelt at bestemme fordelingenskoefficienten Log(Kow). Dette skyldes at de fleste PFAS stoffer både er lipofob og hydrofob på samme tid, og derfor har en overfladeaktivitet, som gør det besværligt at måle Log(Kow) [Bergman et al., 2022]. Dermed estimeres Log(Kow)-værdierne for PFAS, oftest ved en målt Kd-værdi.

Da Log(Kow) og Log(Koc)-værdierne estimeres og ikke bestemmes direkte, stilles der spørgsmålstegn ved om det vil være mere relevant at bestemme, hvor hårdt stofferne binder til jorden, ved brug af parametrene som måles direkte. Dette analyseres i det følgende og der beregnes forsinkelsesfaktor værdier ud fra de forskellige metoder.

Den lineære adsorptionskoefficient værdi Kd, er et udtryk for adsorptionsevnen af det givne stof, i netop den undersøgte jord. Bergman et al. [2022] har eksperimentelt bestemte Kd-værdier er for fire forskellige jordtyper, fundet ved et udvaskningsforsøg af en batch eller kolonneforsøg. Da Kd-værdier er specifik for jorden, er disse værdier ikke tilsvarende hvad den er i St. Restrup Fælled-jorden. Tabel I.11 viser Kd-værdier for PFOS, PFOA, PFNA og PFHxS.

Tabel I.11. Den lineære adsorptionskoefficient for PFOS, PFOA, PFNA og PFHxS i forskellige jordtyper fundet i Bergman et al. [2022].

	Kd								
	PFOS	PFOA	PFNA	PFHxS					
Sandmuld	34,3	2,84	$10,\!69$	$2,\!12$					
Sand	$3,\!22$	$0,\!53$	$1,\!27$	$0,\!28$					
Lermuld	3,71	0,74	2,1	$0,\!52$					
Ler	$5,\!66$	$0,\!86$	$2,\!46$	$0,\!63$					
Middel	11,72	$1,\!24$	$4,\!13$	$0,\!89$					

I Bergman et al. [2022] beskrives fraktionerne af sand, silt og ler for de undersøgte prøver til bestemmelsen af Kd-værdien. Prøven, der er undersøgt for sand består af 93% sand, 1% silt og 5% ler. Da St. Restrup Fælled jorden vurderes at være sandet (bestående af i gns. 96,8% sand, 2% silt og 1% ler), som beskrevet i kapitel 3.2, benyttes Kd-værdien for sand i den videre analyse. De andre jordtyper og middelværdien undersøges ikke nærmere. Kd-værdierne er i Bergman et al. [2022] benyttet til at estimere værdier for Log(Kow) og Koc-værdier (beregnet ved en omvendt baseret på samme ligning som 8.2), jf tabel I.12 for Log(Kow) og Koc værdier. Værdierne fra Bergman et al. [2022] og Geosyntec [2019], for Kd, Koc, Log(Koc) og Log(Kow) for de undersøgte PFAS stoffer kan ses i tabel I.12.

Tabel I.12. Log(Kow), log(Koc) og Koc-værdier for PFOS, PFOA, PFNA og PFHxS fundet i Bergman et al. [2022], Geosyntec [2019]. Værdierne er ikke fundet teoretisk med ligning 8.3. Kolonerne benævnt miljø er tal fra Bergman et al. [2022] og kolonnerne benævnt Geo er tal fra Geosyntec [2019].

	PFOS		PFO	А	PFN	А	PFHxS	
	Miljø	Geo	Miljø	Geo	Miljø	Geo	Miljø	Geo
Log(Kow)	6,3	6,43	5,3	5,3	$5,\!92$	5,92	$5,\!17$	5,17
Log(Koc)	-	3	-	$2,\!35$	-	$2,\!39$	-	1,78
Koc	889	-	166	-	392	-	145	-
Kd	se tabel	-	se tabel	-	se tabel	-	se tabel	-

Ved at benytte Kd, Log(Kow) eller Koc-værdierne fra tabel I.11 og I.12 til at bestemme forsinkelsesfaktoren R, fås forskellige værdier. De udregnet R-værdier kan ses i tabel I.13 udregnet ved Bergman et al. [2022] og i tabel I.14 udregnet ved Geosyntec [2019].

Tabel I.13. Beregnede R-værdier ud fra litterære værdier for Log(Kow), Koc eller Kd. De grønne tal udgør de litterære værdier og de gule tal udgør de beregnede værdier. De litterære værdier er fra [Bergman et al., 2022], hvor Koc-værdien er median for 10 jordarter og Kd-værdien er for sand. Beregningerne fra Log(Kow) til Log(Koc) er lavet ved [Geosyntec, 2019].

	PFOS		PFOA			PFNA			PFHxS			
Log(Kow)	6,3	-	-	$5,\!3$	-	-	5,92	-	-	5,17	-	-
Log(Koc)	$2,\!87$	-	-	$2,\!31$	-	-	$2,\!66$	-	-	$2,\!23$	-	-
Koc	744,37	889	-	$203,\!00$	166	-	$454,\!31$	392	-	$171,\!45$	145	-
Kd	8,63	$10,\!31$	3,22	$2,\!35$	$1,\!93$	$0,\!53$	$5,\!27$	$4,\!55$	$1,\!27$	$1,\!99$	$1,\!68$	$0,\!28$
R	49,49	$58,\!92$	19,08	14,22	11,81	$3,\!98$	$30,\!60$	$26,\!54$	8,13	$12,\!17$	$10,\!45$	$2,\!57$

Tabel I.14. Beregnede R-værdier ud fra litterære værdier for Log(Koc) fra Geosyntec [2019]. De grønne tal udgør de litterære værdier og de gule tal udgør de beregnede værdier.

	PFAS	PFOA	PFNA	PFHxS
Log(Kow)	-	-	-	-
Log(Koc)	3	$2,\!35$	$2,\!39$	1,78
Koc	1000	$223,\!87$	$245,\!47$	60,26
Kd	$11,\!60$	$2,\!60$	$2,\!85$	0,70
R	66, 15	$15,\!58$	16,99	4,93

I tabel I.13 og I.14 ses de udregnede forsinkelsesfaktorværdier for de PFOS, PFOA, PFNA og PFHxS. Det kan ses at ved at benytte de tre ud af de fire forskellige parametre til udregningen af R-værdien fås værdier i samme størrelsesorden (inde for det pågældende stof). De forskellige metoder giver en lille afvigelse i forhold til hinanden.Baseret på dette og på, at det er ønskeligt at basere modellen på de mest grundlæggende principper, vurderes det, at stoftransporten igennem den umættede jordsøjle bestemmes ved brug af Log(Kow) i dette projekt.

I tabellerne kan det derudover ses, at PFOS har den højeste R-værdi, og dermed den højeste forsinkelse i forhold til vandet, som har en værdi på 1. Det er dermed det stof, ud af de fire, som har den laveste mobillitet og bevæger sig langsomst ned igennem den umættede zone.

PFHxS har den laveste R-værdi, og vil som forventet bevæge sig hurtigst igennem jordsøjlen. Det er således stoffet med den hurtigste udvaskning og vil derfor være dimensionsgivende for filtermediets længde og sammensætning.

J Bassindybde over tid

I dette bilag præsenteres bassindybderne over tid for de fem scenarier kørt i resultatafsnittet.

Figur J.17 - J.21 viser bassindybden over tid. Disse figurer er fundet ved brug af bassinmodellen i de fem scenarier, og ud fra figurene kan der ses hvor meget vand der er i bassinet til hvert tidsskridt.



Figur J.17. Bassindybden over tid, for scenariet af kun St. Restrup Fælled jord (baselinjen).



Figur~J.18.Bassindybden over tid, for scenarie 2; med filterjord med 5% organisk materiale, 10% ler og 10m \cdot 20m bassinoverfladeareal



Figur~J.19.Bassindybden over tid, for scenarie 3; med filterjord med 5% organisk materiale, 10% ler og 20m \cdot 20m bassinoverfladeareal



Figur~J.20.Bassindybden over tid, for scenarie 4; med filterjord med 7% organisk materiale, 10% ler og 10m \cdot 20m bassinoverfladeareal



Figur J.21. Bassindybden over tid, for scenarie 4; med filterjord med 7% organisk materiale, 10% ler og 10m \cdot 20m bassinoverfladeareal

K Elektronisk bilag

Det elektroniske bilag består følgende dele;

- 1 Selve værktøjet og filer tilhørende værktøjet. Mappen indeholder følgende filer:
 - 'Vaerktoej speciale.m' er selve værktøjet, og er udviklet i matlab.
 - 'AirEntryOptimizer.m' er optimeringsværktøj til at bestemme air-entry og b-værdien for jorden.
 - 'data_1990-03-01_00-00_2021-05-15_23-59-00.csv' er filarket til nedbøren fra Østerport pumpestation i perioden 1. marts 1990 - 15. maj 2021.
 - 'ETref.csv' er filarket til den potentielle evapotranspiration som benyttes i modellen
- 2 **Rådata** og behandlet data til kornkurver og hydrometeranalysen ligger i fil = 'Rådata til kornkurver og hydrometeranalyse.xlsx'