

Design af filtermedie til nedsivning af regnvand

Mikkel Schumacher

Februar 2019 - September 2019



AALBORG UNIVERSITET
STUDENTERRAPPORT



AALBORG UNIVERSITET
STUDENTERRAPPORT

**Det Teknisk-
Naturvidenskabelige Fakultet**
Institut for Byggeri og Anlæg
Thomas Manns Vej 23
9220 Aalborg Øst
<http://www.tek-nat.aau.dk>

Titel:

Design af filtermedie til
nedsivning af regnvand

Projekttype:

Kandidatspeciale

Projektperiode:

Februar 2019 - September 2019

Deltagere:

Mikkel Schumacher

Vejledere:

Per Møldrup
Jacob Birk Jensen
Charles Pesch
Niels Claes

Synopsis:

Foreliggende rapport handler om, at undersøge et filtermedies opbygning og undersøge muligheden om at kunne forbedre tilbageholdelsesevnen, uden at hæmme vandtransporten. I projektet tages udgangspunkt i jord fra St. Restrup, hvor der skal bygges et nyt boligområde, og hvor nedsivning af regnvand er tiltænkt som løsning i området. I rapporten indgår et litteraturstudie om, hvilke jordfysiske parametre der indgår i et filtermedie. I studiet blev der fundet frem til, at andelen af fine partikler i en jord, udgør en væsentlig faktor. Til at forbedre filtermediets tilbageholdelsesegenskaber udføres forsøg ved at iblande gletsjermel i jorden fra St. Restrup. Gletsjermel er knust grundfjeld og har en partikelstørrelse svarende til ler og silt partikler. Eksperimentelt er det undersøgt, hvorledes tilføjelsen af gletsjermel påvirker de hydrauliske egenskaber for jorden, fra St. Restrup. Endeligt er der modelleret hvorledes tilbageholdelsesegenskaben forventes, at blive ud fra forskellige scenarier.

Sideantal: 60

Afsluttet: 17. september 2019

Abstract

The project in hand is about to investigate structure of a filter medium and how to better the retardation of chemicals without reducing the hydraulic properties. In the project a soil from St. Restrup will be used. In St. Restrup, a new residential area is about to be build, and infiltration of rainwater will be used as a solution within the area.

The report includes a literature study on the soil physical parameters in a filter medium. The study found that proportion of fine particles in the soil is a significant factor. Therefore, in order to improve the retention properties of the filter medium, experiments are made by mixing glacial rock flour into the soil from St. Restrup. Glacial rock flour is crushed bedrock and has a particle size similar to clay and silt particles.

Experimentally, it has been investigated how the glacial rock flour affects the hydraulic properties of the soil from St. Restrup. Finally, it is modelled how the retention property is expected to be affected based on different scenarios.

Forord

Denne rapport er resultatet af et kandidatspeciale ved Water and Environment på Aalborg Universitet. Specialet er udført i perioden 1. februar 2019 til 17. september 2019. Projektet omhandler hvordan et filtermedies sorberingsevne kan forbedres, uden at hæmme de hydrauliske egenskaber.

Projektet er bestående af en rapport og tilhørende appendiks. Vedlagt er også et elektronisk appendiks, som kort er beskrevet i appendiks C.

I rapporten anvendes Harvard-metoden til referering af kilder. I kilder hvor der ikke er en forfatter, for eksempel hjemmesider, anvendes institutionen/websiden som forfatter, for eksempel [Retsinformation, 2019].

Tabeller, figurer og ligninger er nummereret i forhold til deres respektive kapitel. For eksempel Figur 3.2 er figur nummer 2 i kapitel 3.

Mikkel Schumacher

Indholdsfortegnelse

Kapitel 1	Indledning	1
1.1	Grundvand som drikkevandskilde	1
1.2	Betydningsfulde aspekter til nedsivning af regnvand	2
1.3	Nyt bolig område med fokus på nedsivning	3
Kapitel 2	Projektkonkretisering	5
2.1	Formål	5
2.2	Projektafgrænsning	5
Kapitel 3	Litteraturstudie	7
3.1	Betydningsfulde aspekter	7
3.2	Forureningskomponenter	8
3.3	Mobilitet af stof	10
3.4	Udvalgte stoffers mobilitets egenskaber	13
3.5	Gletsjermel	14
Kapitel 4	Hydraulisk eksperimentering med gletsjermel	15
4.1	Beskrivelse af forsøgsrække	16
4.2	Resultater	19
Kapitel 5	Modellering	29
5.1	Valg af model	29
5.2	Validering af model	30
5.3	Kalibrering af model	31
5.4	Virkning af gletsjermel	32
Kapitel 6	Konklusion	39
Litteratur		41
Bilag A	Eksperimenter	43
A.1	Darcy forsøg	43
A.2	Fasefordeling	43
A.3	Partikeldensitet	44
A.4	Porøsitet	44
A.5	Glødetab	44
A.6	Kornfordeling	45
Bilag B	Model	47
Bilag C	Elektronisk appendiks	49
C.1	Forsøg	49
C.2	Model	49

Indledning 1

I Danmark er der sket en stigning i nedbøren, særligt de sidste år, og sådan vil det fortsætte i fremtiden, grundet klimaforandringer [Olesen, 2015]. Stigningen i nedbør, særligt ekstrem regn, har medført mange problematikker, såsom åløb der overstiger sine breder og oversvømmelser i byer, fordi kloakken ikke kan følge med. Der bliver derfor rundt i Danmark lavet alternativer for at hindre disse problematikker. De fleste steder er der fælleskloakeret, hvilket betyder at både regnvand og spildevand løber i samme kloakledning ud til et renseanlæg. I forbindelse med en ekstremregn vil kloakledningerne overstige deres kapacitet, fordi de er dimensioneret på baggrund af gennemsnitlig daglig vandføring. Der er derfor begyndt at blive separatkloakeret rundt omkring i Danmark. Separatkloakeringen gør at regn- og spildevand bliver adskilt i hver sin kloakledning, hvoraf spildevandsledningen løber til renseanlægget og regnvandsledningen løber til en recipient i form af sø, åløb eller hav.

Det er ikke overalt det kan lade sig gøre at aflede regnvandet igennem en kloakledning til hav eller lignende, uden at pumpe på det, hvilket ikke ønskes. Som løsning herpå er begrebet LAR indført. LAR er en forkortelse for lokal afledning af regnvand. Konceptet består af anvendelse, forsinkelse, fordampning og nedsivning.

LAR-løsningerne bliver ofte indtænkt ved nye tiltag i bolig- og erhvervsområder. Her skabes både forsinkelsesbassiner som kan opmagasinere en stor del af et kraftig regnskyl, samt kan medvirke til et rekreativt element i området. Forsinkelsesbassinet vil have et udløb til for eksempel et åløb, hvor udløbet er tilpasset således der kun bliver udledt den mængde vand, som åløbet har kapacitet til. I forbindelse med et forsinkelsesbassin kan nedsivning af vandet også være en mulig løsning. Ved både udledning til åløb og ved nedsivning skal der tænkes på forureningskomponenter. Som nævnt er LAR-løsningerne ofte i forbindelse med bynære områder, hvilket betyder at noget af vandet vil transporteres på urbane overflade som veje og tage. På disse overflader vil der være forureningskomponenter, som bliver skyllet med regnvandet. I indeværende projekt vil der udelukkende fokuseres på nedsivning af regnvand i bynære områder.

1.1 Grundvand som drikkevandskilde

Nedsivning af regnvand kan være en potentiel kilde til at forurene grundvandet, da der i regnvandet kan forekomme høje koncentrationer af miljøfremmede stoffer. Grundvandet er kilden til drikkevand mange steder i Europa, og der er derfor fra Europa-Parlamentets side opstillet krav til beskyttelse af grundvandet. Dette er gjort ved udarbejdelse af vandramme direktivet, som alle medlemslande skal følge. I vandramme direktivet fremgår der kun kravværdier for udvaskning af nitrat og pesticider. Der fremgår ligeledes en liste med stoffer der som minimum skal opstilles kravværdier for. [Europaparlamentet, 2006]

I Danmark forefindes der ingen krav i forhold til koncentration af stoffer ved nedsivning af regnvand. I stedet findes der kvalitetskrav i forbindelse med forurenede jord og drikkevandskvalitet. I projektet anvendes kriterierne for drikkevand, som grundvandskvalitetskravene. Kravværdierne fremgår af drikkevandsbekendtgørelse som senest er revideret 01/05/2019 [Retsinformation,

2019].

1.2 Betydningsfulde aspekter til nedsivning af regnvand

For at hindre forurening af grundvandet skal jorden sammensættes således forureningskomponenter fjernes fra vandet. Nogle aspekter der har betydning for rensningen, er jordens sammensætning, områdets hydrologi og de processer der forekommer i jorden. Dette er tænkt at ske i det øverste jordlag i den umættede zone.

Jordens sammensætning

Topjorden er oftest indeholdende organisk materiale, som har betydning for kapaciteten af kationer. Ved en øget mængde organisk indhold vil kapaciteten stige og dermed kunne binde flere kationer. Dette er væsentligt i forbindelse med nedsivning af regnvand, da nogle af de forureningsstoffer der kan forekomme i regnvand, er tungmetaller. Tungmetaller er positivt ladet og vil dermed udgøre kationer. Ligeledes har organisk indhold et stort overfladeareal såvel som ler og silt partikler. Det store overfladeareal vil også bidrage til binding af forureningspartikler. Mængden af organisk indhold og fine partikler (ler + silt) kan have en negativ effekt på den hydrauliske ledningsevne, hvilket er en væsentlig faktor for nedsivning af regnvandet. Dette vil nærmere belyst senere.

Områdets hydrologi

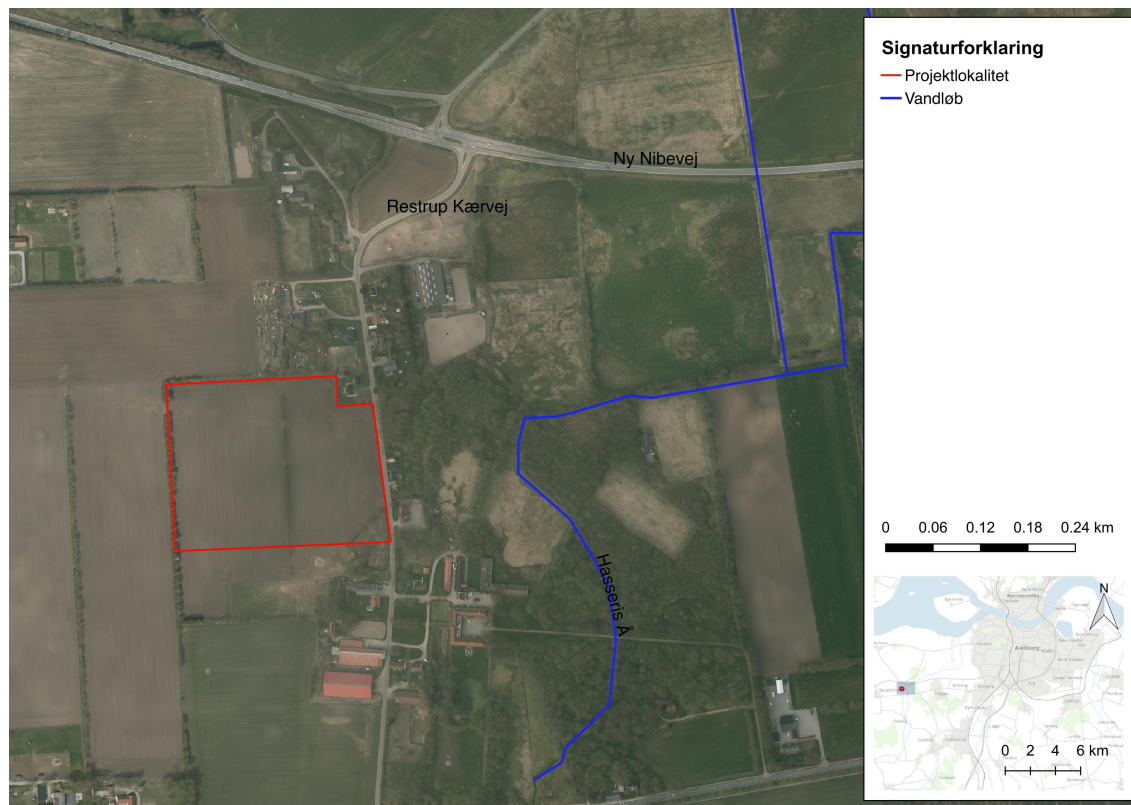
En anden væsentlig faktor er områdets geologi, som er vandbalancen i området. Vandbalancen er afgørende, for at definere mængden af vand der skal nedsive. Som nævnt bliver nedbøren mere intens, hvilket kan betyde en større mængde vand der skal nedsives, samt på kortere tid. Oversat har vandbalancen stor betydning for den hydrauliske ledningsevne såvel som jordens sammensætning har. De to aspekter arbejder mod hinanden og løsningen kan derfor være mere kompleks end først antaget. Den øget intensitet vil også kunne betyde at de hydrauliske forhold ændre sig. Dette kunne være en øget porevandshastighed som kan skabe forhold der ikke er i ligevægt, der ellers antages.

Processer i jordlagene

De sidste væsentlige aspekt der på nuværende vil blive belyst, er processerne i jorden. Mængden af det organisk indhold vil betyde noget for hvilke mikroorganismer der vil være i jordlaget, og dermed være af betydning i forhold til binding og nedbrydning af miljæfremmede stoffer. Derudover kan diverse reaktioner, såsom redox, påvirke pH-værdien i jorden, som har betydning for særligt binding af tungmetaller.

1.3 Nyt bolig område med fokus på nedsivning

Som en del af dette projekt anvendes en projektlokalitet i St. Restrup 12 km sydvest for Aalborg. Her er der planlagt et nyt boligområde med 34 nye ejendomme. Det nye boligområde, kaldet St. Restrup Fælle, er placeret på Restrup Kærvej og kan ses på figur 1.1.



Figur 1.1. Figur af projektlokaliten i St. Restrup.

ARKPLAN Landskabsarkitekter står for projektet af det nye boligområde og har udviklet en foreløbig plan for hvordan området kommer til at se ud.

Som en del nye boligområde er det tiltænkt regnvandet skal kunne håndteres lokalt i form af nedsivning og forsinkelse, således grundvand og Hasseris Å ikke bliver påvirket. I dette projekt vil der kun fokuseres på nedsivningsdelen.

Projektkonkretisering 2

I dette afsnit vil projektets formål fremgå. Endvidere vil projektets afgrænsninger blive belyst.

2.1 Formål

I forbindelse med projektet vil der undersøges, om det er muligt at fremme tilbageholdelsen af miljøfremmede stoffer, uden at hæmme de hydrauliske egenskaber for jorden. Dette vil ske dels eksperimentelt og dels igennem modellering. I den eksperimentelle del, vil der blandes en større mængde fine partikler i jorden, for at se hvorledes de hydrauliske egenskaber ændre sig. Konklusionerne fra den eksperimentelle del, vil medtages til modellering, hvor det vil undersøges hvordan det påvirker tilbageholdelsen af miljøfremmede stoffer.

Hvorledes kan sorberingsevnen af et filtermedie forbedres, uden at hæmme de hydrauliske egenskaber?

2.2 Projektafgrænsning

I projektet vil der fokuseres på nedsivningen af regnvand. Nedsivningshastigheden vil blive sat til de fundende hydrauliske ledningsevner i den eksperimentelle del, og vil derfor ikke blive valgt på baggrund af nedbør eller lignende. Til at udføre eksperimenterne er der anvendt to jordtyper fra St. Restrup. I modelleringsdelen vil det kun være den ene jordtype der modelleres. Modelleringsdelen er opstillet som en simpel analytisk løsning, og vil derfor ikke kunne tilgodese mange af de forskellige sorberingsprocesser der ellers foregår. Modelleringsdelen skal ikke ses som en løsning til St. Restrup, men ses som en illustration af virkning for tilføjelsen af fine partikler til jorden. St. Restrup er derfor kun et model område.

Igennem følgende kapitel vil de betydningsfulde aspekter for nedsivning af regnvand blive undersøgt, herunder jordsammensætnings betydning for nedsivning. Derudover vil der blive redegjort for nogle af de forureningskomponenter der kan indgå i regnvand, samt grundvandskvalitetskriterierne for disse. I forbindelse med redegørelsen af forureningskomponenterne vil nogle af stofferne udvælges, som vil bruges som modelleringsstoffer. Herefter vil der redegøres for de udvalgte stoffers mobilitet. Slutteligt vil der redegøres for gletsjermel, som potentielt kan forbedre tilbageholdelsesegenskaberne i jorden.

3.1 Betydningsfulde aspekter

I indledningen blev der nævnt tre betydningsfulde aspekter for nedsivning af regnvand. Områdets hydrologi vil ikke blive belyst yderligere, da det ikke har relevans for projektets omfang. Processerne i jorden vil heller ikke belyst yderligere.

Jordens sammensætning

Jordens sammensætning er et af de vigtigste aspekter i henhold til nedsivning af regnvand. Sammensætningen har stor indflydelse på både den hydrauliske del og stoftilbageholdelsen. En af de parametre der har betydning for både hydraulikken og stoftilbageholdelsen, er kornfordelingen, altså hvor stor en andel af partikler, der har en givet størrelse. Indenfor geologi skelnes mellem ler, silt, fin sand, grov sand og grus. Størrelsen på de forskellige partikeltyper fremgår af tabel 3.1.

	Kornstørrelse [μm]
Ler	<2
Silt	2-60
Fin sand	60-200
Grov sand	200-2000
Grus	>2000

Tabel 3.1. Partikelstørrelse for de nævnte partikeltyper.

Ler og silt fraktionen udgør tilsammen, hvad der vil benævnes 'fine partikler'. Mængden af fine partikler, vil sammen med organisk indhold, fremme stoftilbageholdelsen for de fleste stoffer, da disse partikler har et stort specifikt overfladeareal. Et større specifikt overfladeareal øger chancen for, at forureningsstoffet rammer et areal, hvorpå det kan binde sig. Hvorvidt et forureningsstof binder sig, afhænger af stoffets egenskaber, herunder flygtighed af stoffet. Forureningsstoffets egenskaber har også indflydelse på, om det er til det organiske materiale eller de fine partikler det binder sig på. Senere vil udvalgte stoffer blive belyst, sammen med deres egenskaber.

Som nævnt har fordelingen af partikler også indflydelse på hydraulikken. Ved en større mængde fine partikler, kan den effektive porøsitet svækkes, og derfor besværliggøre transporten af vand igennem jorden. Den effektive porøsitet er et udtryk for de hulrum, i jorden, der bidrager til transport af vandet, og er defineret som porer større end 30 μm . Ved at tilføre flere fine partikler til en jord, kan disse partikler placeres sig i de effektive porer og derfor mindske den

effektive porøsitet, og dermed formindske den hydrauliske ledningsevne. Mængden af de fine partikler og organisk materiale kan også have den modsatte virkning og i stedet bidrage til en øget effektiv porøsitet. Dette scenarie kan forekomme ved aggregatdannelse, hvor dine fine partikler og organiskmateriale binder sig sammen til større partikler. Hvorledes aggregatdannelse forekommer bliver ikke nærmere belyst i denne rapport.

En anden parameter der påvirker den effektive porøsitet, og dermed hydraulisk ledningsevne, er densiteten af jorden, også kaldet kompakteringsgraden. Desto mere kompakt en jord er, desto lavere vil den effektive porøsitet blive. I en tidligere undersøgelse, i forbindelse med etablering af et filtermedie på Marshalls Allé i Aalborg, kunne det konkluderes at, kompakteringen nemt kan blive påvirket i anlægsfasen. Der er derfor vigtigt, at forholde sig til vigtigheden af kompakteringsgraden i forbindelse med anlæggelse og vedligehold, således løsningen fungerer som planlagt. Anlæggelsesfasen vil ikke blive nærmere belyst.

En sidste vigtig parameter i sammensætningen af jorden, er homogeniteten. I de fleste modelleringssammenhænge antages hvert jordlag som homogent, med ét sæt af parametre, der er konstante. Dette er blandt andet de parametre beskrevet ovenfor, kompakteringsgrad, organisk indhold og kornfordeling. I Schumacher et al. [2017] blev det vurderet, at tykkelsen på det øverste jordlag kan have stor betydning. På Marshalls Allé i Aalborg, var filtermediet udlagt i varierende tykkelse, hvilket vil betyde, at vandet hellere vil trænge igennem det tyndere lag. Dette kan betyde at kapaciteten i jorden, til at tilbageholde forureningsstoffer, er hurtigere opbrugt end det er formidlet i løsningen.

For hurtigt at opsummere ovenstående: Jordens sammensætning er i høj grad påvirket af følgende parametre:

- Kornfordeling
- Organisk indhold
- Kompakteringsgrad
- Homogenitet

De to førstnævnte parametre har indflydelse på jordens evne til at tilbageholde forureningsstoffer sammen med stoffets egenskaber. En større indhold af fine partikler vil øge tilbageholdelsen, men kan medvirke til en mindskning i effektiv porøsitet og dermed hydraulisk ledningsevne. Kompakteringsgraden kan ligeledes påvirke den effektive porøsitet i forskellig grad. Det er derfor væsentligt at kende til jordens sætning, samt at formidle vigtigheden i anlæggelsesfasen.

3.2 Forureningskomponenter

3.2.1 Tungmetaller

Nogle af de partikler der indgår i regnvandet er tungmetaller. Tungmetallerne findes naturligt i jorden, og er derfor ikke et miljøfremmet stof. Ved store koncentrationer af tungmetaller, kan der forekomme en toksisk effekt, og derfor er tungmetaller et vigtigt stof at kigge på. Tungmetallerne der forekommer i regnvand, stammer dels fra atmosfærisk deponering, men størstedelen kommer fra trafik og tage. Forekomsten fra trafik kommer som følge af slidtage på særdeles dæk og bremses. Her er det ofte metallerne zink, bly, cadmium og kobber der indgår. Fra tagkonstruktioner er det zink og kobber. [Naturstyrelsen, 2013]

Der i flere steder i litteraturen lavet undersøgelser om i hvilke koncentrationsniveauer tungmetallerne kommer i, afhængig af områdets anvendelse. I Gistrup, Nordjylland, er der foretaget undersøgelser i et separat kloakeret boligområde.

I en anden undersøgelse lavet i Norge er der ligeledes lavet undersøgelser i et boligområde. Her er der også angivet koncentrationer i forbindelse med sne. Tungmetallerne vil akkumuleres i sne, og der kan derfor, når sneen smelter, forekomme i meget høje koncentrationer, i afløbsvandet. [Hvitved-Jacobsen et al., 2010] Koncentrationerne fra de to undersøgte studier samt kvalitetskriteriet fremgår af tabel 3.2.

Komponent	Drikkevandskriterie [$\mu\text{g L}^{-1}$]	Gistrup [$\mu\text{g L}^{-1}$]	Norge [$\mu\text{g L}^{-1}$]	Sne [$\mu\text{g L}^{-1}$]
Bly	5	3,8 - 12	1 - 8	maks. 690
Cadmium	2	0,03 - 0,26	0,1 - 0,4	3,9 - 26
Kobber	100	1 - 11	3 - 15	13 - 430
Zink	100	5 - 130	5 - 140	200 - 740

Tabel 3.2. Drikkevandskriterie, gennemsnitskoncentrationer og smeltevandskoncentration for fire udvalgte tungmetaller.

Som det ses i tabel 3.2 holder cadmium og kobber sig under drikkevandskriteriet under normale forhold. For både bly og zink er der registreret koncentrationer højere end drikkevandskriteriet og vil derfor potentielt udgøre en fare for grundvandet. Alle fire tungmetaller udgør en trussel for grundvandet i forbindelse med perioder med sne.

Tungmetaller er kendt for at være hårdt bindende til jordstrukturen, særligt ved en lidt basiske forhold. Ved en højere pH-værdi er lerpartikler negativt ladet, hvor tungmetallerne er positivt ladet, og derfor tiltrækkes af hinanden. [Larsen et al., 2012]

De fire nævnte tungmetaller er alle interessante i forbindelse med en risikovurdering, men kun cadmium medtages som modelleringsstof i dette projekt.

3.2.2 Biocider og pesticider

Biocider og pesticider er kemikalier der anvendes som bekæmpelsesmiddel mod blandt andet ukrudt, svamp og skadedyr. Der skelnes mellem de to begreber biocid og pesticid afhængig af kemikaliet formål. Biocid er relateret til blandt byggematerialer, som her kunne være tage. Pesticid er derimod relateret til bekæmpelse af ukrudt, hvad enten der er i haven eller landbrug. Biocider og pesticider frigives dels fra byggemateriale og fra jorden, samt deponeres fra atmosfæren i forbindelse med regn. [Naturstyrelsen, 2013]

I dette projekt er pesticidet glyfosat medtaget. Glyfosats drikkevandskriterie og gennemsnitlige koncentration i regnvand fremgår af tabel 3.3.

Komponent	Drikkevandskriterie [$\mu\text{g L}^{-1}$]	Gistrup [$\mu\text{g L}^{-1}$]
Glyfosat	0,1	0,05 - 1,3

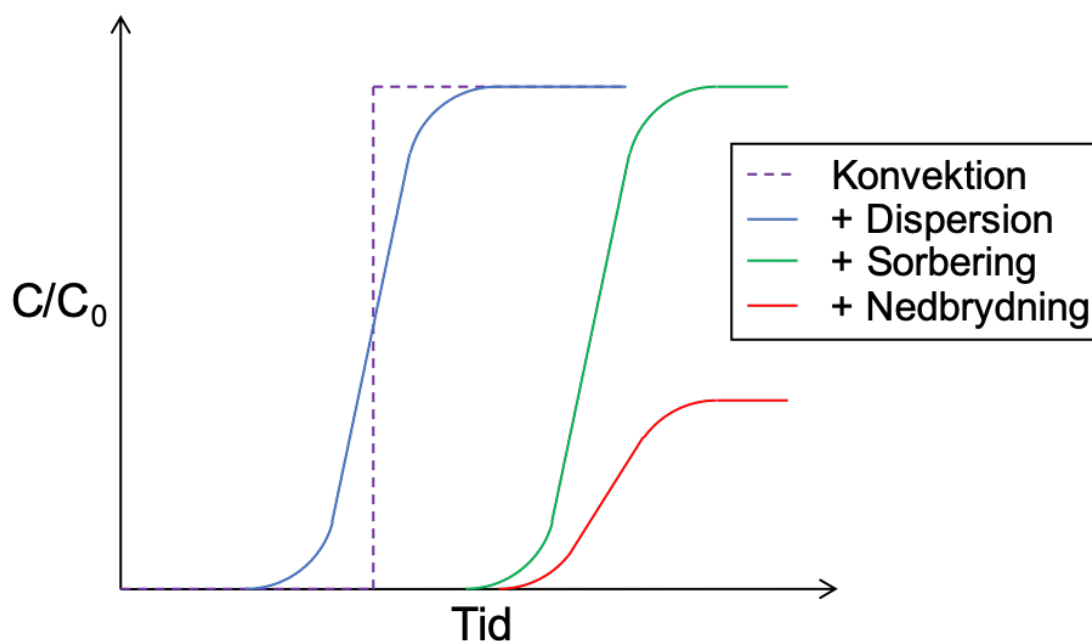
Tabel 3.3. Drikkevandskriterie, gennemsnitskoncentration for glyfosat.

Glyfosat er et af de mest brugte kemikalier og findes blandt andet i Roundup, som er et af de mest anvendte midler til bekæmpelse af ukrudt. I et studie er der fundet frem til sorberingsegenskaberne for Glyfosat. Her blev der fundet frem til at pH og mængden lerpartikler har indflydelse. Yder-

ligere blev der fundet frem til at organisk indhold ikke er af betydning for binding af glyfosat. [Christensen, 2017] Stoffets mobilitet vil blive beskrevet nærmere senere i rapporten.

3.3 Mobilitet af stof

Til at vurdere hvorledes stoffer er en trussel mod grundvandet er det væsentligt at kende til stoffets mobilitet. Mobiliteten af stoffet beskrives igennem en 'breakthrough curve' som fortæller hvor stor en andel af stoffet der er gennemtrængt et eller flere jordlag. Til beskrivelse af kurven iagttages fire processer. Hver af de fire processer vil blive beskrevet i følgende afsnit. En principskitse af en 'breakthrough curve' med hver af de fire processer fremgår af figur 3.1. [Løll og Møldrup, 2000]



Figur 3.1. Principskitse af kemisk transport.

3.3.1 Konvektion

Når vandet strømmer igennem jorden, følger gangene mellem alle jordpartiklerne. Stoffer er bundet til vandet og vil derfor følge samme vej. Når der ses på konvektionsdelen, iagttages det slingrende forløb i jorden ikke, men derimod kun gennemsnitshastigheden.

3.3.2 Dispersion

Dispersion tager højde for variationen i hastigheder. Der er flere parametre som påvirker dispersion. Disse er listet nedenunder;

- Diffusion
- Hastighed omkring jordpartikler
- Tunnel
- Snoning
- Opskalering

Diffusion

Diffusion er når stoffet transporteres via koncentrationsgradienter. Dette sker i særdeleshed i en umættet jord, som er tilfældet for denne rapport. Diffusionen er afhængig hvor flygtigt stoffet er. Da både tungmetaller og glyfosat ikke er flygtige stoffer, vil bidraget for diffusion ikke være af betydning.

Hastighed omkring jordpartikler

Ved konvektion ses der på gennemsnitshastigheden af porevandet. Fra gennemsnitshastigheden og til de egentlige hastigheder kan være en meget stor variation. Ved at betragte gennemsnitshastigheden antages det at hastighedsprofilen mellem to jordpartikler er ens over hele profilet. I virkeligheden vil det være i midten af hastighedsprofilet hastigheden er størst, og hel tæt på jordpartiklerne vil vandet stå tilnærmelsesvis stille. Dette betyder også at hastigheden i en stor pore er væsentligt større end hastigheden i en lille pore. Denne form for dispersion går under navnet hydrodynamisk dispersion. [Loll og Møldrup, 2000]

Tunnel

I jorden kan der komme nogle små gange med fri passage for både vand og stof. Dette kan ske som følge af regnorme, nedbrudte rødder for planter eller sprækket ler/kalk. Tunnelgange vil grundet den frie passage bidrage til at noget af vandet vil have gennembrud før gennemsnittet. [Loll og Møldrup, 2000]

Snoning

Som nævnt ved konvektion vil jordpartiklerne skabe en snoet passage gennem jordmatricen. Grundet snoningen kan vandet finde på en mere kompleks vej og derfor vil der komme en variation mellem den hurtigste vej og den langsomste.

Opskalering

Opskalering er en væsentlig kilde til dispersion. Dispersion kan være målt for et lille stykke af jorden, og når det opskales skal dispersionen derfor være tilsvarende større. Ved opskalering antages at jorden er homogen og dispersion derfor ikke vil variere, hvilket kan være langt fra virkeligheden ved store arealer. [Loll og Møldrup, 2000]

3.3.3 Sorption

Det tredje led på gennembrudskurven er sorption, som er binding af forureningsstofferne. Binding af stofferne vil forskyde gennembrudskurven, som det ses på figur 3.1. Forskydningen af kurven kan ses som en tilbageholdelse af stoffet og kan beskrives med en tilbageholdelsesfaktor, R . R er afhængig af hvorledes systemet repræsenteres, hvad enten det er i ligevægt eller ikke-ligevægt. Dette vil blive nærmere beskrevet i følgende afsnit:

Ligevægt

I de fleste tilfælde når der modelleres kemisk transport anvendes isotermer der forudsætter momentan ligevægt. En anden væsentlig faktor er at der i ligevægtstilfælde forudsættes fuld reversibilitet. Ligevægtsisotermerne er derfor simplere og nemmere at opstille end for systemer der ikke er i ligevægt. I ligevægtstilfælde skelnes der mellem tre isotermer, med hver sine fordele.

Lineær isotherm

Den lineære isotherm bygger på en fordelingskoefficient, K_d , der beskriver forholdet mellem adsorberet koncentration, i forhold til koncentrationen i vandfasen. Der er således ingen begrænsninger for, hvor meget jorden kan optage, samt der er ikke forskel på de forskellige sorptions pladser i form af energiforskelle, som vil være mere realistiske tilgange. Forskellen i energi kan blandt andet udgøres af forskelligt organisk materiale, samt forskellen på organisk materiale og overfladespænding på de fine partikler. Den lineære isotherm er simpel og bygger kun på én faktor. Der er lavet mange undersøgelser og empiriske sammenhænge til bestemmelse af K_d for et stort antal forureningsstoffer. [Loll og Møldrup, 2000]

Langmuir isotherm

Langmuir isothermen tager højde for den gældende adsorptionskapacitet, der vil være at finde i jorden. Isothermen har derfor modsat den lineære, en ekstra faktor, som er den maksimalt optagede koncentration i jorden. Dette skaber et ikke lineært forhold, så snart den adsorberede koncentration nærmer sig den maksimale adsorptionskapacitet. Isothermen bygger, som ved det lineære, på at der ikke er forskel på energiniveauer i de forskellige bindinger. [Loll og Møldrup, 2000]

Freundlich isotherm

Freundlich isothermen bygger, som Langmuir, på to parametre. Den bygger på en fordelingskoefficient, K_F , og en eksponent for ikke-linearitet. Ikke-lineariteten er blandt andet et udtryk for forskellen i energiniveauer, således at sorptionen ikke foregår med samme hastighed. Ved isothermen skal bemærkes at der igen ikke er en adsorptionskapacitet tilknyttet og derfor vil dette isotherm også kunne forsætte til det uendelige. [Loll og Møldrup, 2000]

Ikke-ligevægt

Som nævnt ved ligevægt er der en forudsætning omkring momentan ligevægt. Dette vil realistisk set ikke altid være tilfældet. I jorden foregår der flere processer der foregår med lav hastighed og vil derfor tage tid inden der indstiller sig ligevægt. Her introduceres begrebet absorption, der er binding af forureningsstoffer inde i jordpartiklen. Dette kan ske ved transport af vand og stof gennem små gange eller ved diffusion. Begge processer er betydeligt langsommere end adsorption, og det vil derfor kunne tage flere år før der indstiller sig ligevægt.

Ved ligevægt var der også en forudsætning omkring fuld reversibilitet og med samme hastighed for både adsorption og desorption. I flere tilfælde er der fundet frem til at desorptionsprocessen forløber langsommere end adsorptionsprocessen. Derudover vil desorptionsprocessen forløbe ikke-lineært og kan ændres over tid. Der er lavet et studie med PAH'er, hvor konklusionen blev at jo længere tid stoffet har været bundet i jorden, desto lavere er desorptionsraten.

Sorption i dette projekt

Igennem litteraturstudiet er der fundet frem til forskellige antagelser og processer der kan påvirke hvorledes sorptionen forløber. I projektet ses bort fra forskellen i adsorptions- og desorptionsrate. Derudover ses der også bort fra absorptionen og der kan derfor forudsættes et system i ligevægt. Til at beskrive adsorptionen anvendes den lineære tilgang, da det vurderes at koncentrationerne er forholdsvis små og vil derfor ikke være påvirket af adsorptionskapacitet og ikke-linearitet. Ved anvendelse af den lineære isotherm kan tilbageholdelsesfaktoren beskrives ved formel 3.1.

$$R = 1 + \frac{\delta_b}{\theta} K_d \quad (3.1)$$

hvor:

R	Retentionsfaktor [-]
δ_b	Tørvægtsdensitet [g/cm ³]
θ	Porøsitet [cm ³ /cm ³]
K_d	Fordelingskoefficient mellem adsorberet koncentration og koncentration i vandfasen [L/kg]

Ved formel 3.1 forudsættes derfor at laget er homogent og der derfor ikke forekommer ændringer i kompakteringsgraden og porøsiteten. Derudover er der antagelser om at der er fuld reversibilitet med ens hastigheder, momentan ligevægt, og at der ikke er konkurrence mellem de forskellige forureningsstoffer, om sorptions pladserne.

3.3.4 Nedbrydning

Det sidste led på figur er nedbrydning. Nedbrydning vil ske hvis de rette forhold og mikroorganismer er til stede i jordlaget. Nedbrydningsprocessen vil hjælpe til at der er en mindre koncentration der trænger igennem jordlaget og der ses derfor et fald i C/C_0^{-1} . Nedbrydning kan have stor betydning for nogle af de flygtige stoffer, men vil ikke blive yderligere vurderet i denne rapport.

3.4 Udvalgte stoffers mobilitets egenskaber

3.4.1 Cadmium

I litteraturen findes mange modeller for hvordan K_d afhænger af pH-værdien. En af modellerne er beskrevet i Loll og Møldrup [2000] og fremgår af ligning 3.2.

$$\log(K_d) = 0,64 \cdot pH_{H_2O} - 1,53 \quad (3.2)$$

hvor:

K_d	Fordelingskoefficient mellem adsorberet koncentration og koncentration i vandfasen [L/kg]
pH_{H_2O}	pH målt i H ₂ O [-]

Jævnfør Melgaard et al. [2018] er pH-værdien for jorden i St. Restrup lig 6,1. Dette vil medføre en K_d faktor på 236,6. Derudover vil der jævnfør formel 3.2 ske en fordobling af K_d ved en øgning af pH med cirka 0,5. Dette stemmer også overens med resultaterne fra Christensen [1989]. I Christensen [1989] blev det konkluderet at en øgning i organisk indhold på 2%, vil ligeledes fordoble K_d .

3.4.2 Glyfosat

Gletsjermel afhænger ligesom cadmium af pH. For glyfosat har pH den modsatte effekt end det har ved cadmium. Det betyder altså en stigning i pH vil for K_d til at blive mindre. Glyfosat afhænger også mængden af fine partikler, hvor en større andel vil medføre en bedre tilbageholdelse. Et empirisk udtryk for hvorledes K_d for glyfosat kan beregnes, fremgår af formel 3.3. [Christensen, 2017]

$$K_d = -162 \cdot pH + 11,5 \cdot Clay + 1111 \quad (3.3)$$

hvor:

Clay | Lerindholdet [%]

Ud fra formel 3.3 kan der findes frem til at en stigning på 0,5 pH enhed vil kræve en tilføjelse af 7% ler for at opretholde samme K_d .

3.5 Gletsjermel

Fra afsnit 3.1 blev der redegjort for vigtigheden af små partikler med et stort overfladeareal, hvilket netop karakteriserer ler. Lerpartikler er små flade partikler som vil hæmme de hydrauliske egenskaber. I stedet er der fundet frem til nogle andre partikler, kaldet gletsjermel. Gletsjermel er nogle små fine partikler på størrelse med ler og silt, men i stedet for ovale/flade er partiklerne runde. Gletsjermel er et produkt fra knust grundfjeld, som sker under gletsjer, hvorefter det sammen med det smeltede gletsjervand strømmer ud til floder, hvor det deponeres. Gletsjermel har desuden den egenskab, at det er med til at hæve pH-værdien, som kan hjælpe med at fremme adsorberingsevnen overfor tungmetaller. [Hansen, 04-06-2018]

I dette projekt er gletsjermel GM3 anvendt, som er blevet tildelt fra et ph.d.-projekt der forløber på Aalborg Universitet. [Pesch, 2019] Det specifikke overfladeareal er opgivet til $48,47 \text{ m}^2 \text{ g}^{-1}$, hvilket er i samme interval som lerpartikler ($5-800 \text{ m}^2 \text{ g}^{-1}$) [Løll og Møldrup, 2000]. Kornfordelingen af GM3 er opgivet som vist i tabel 3.4.

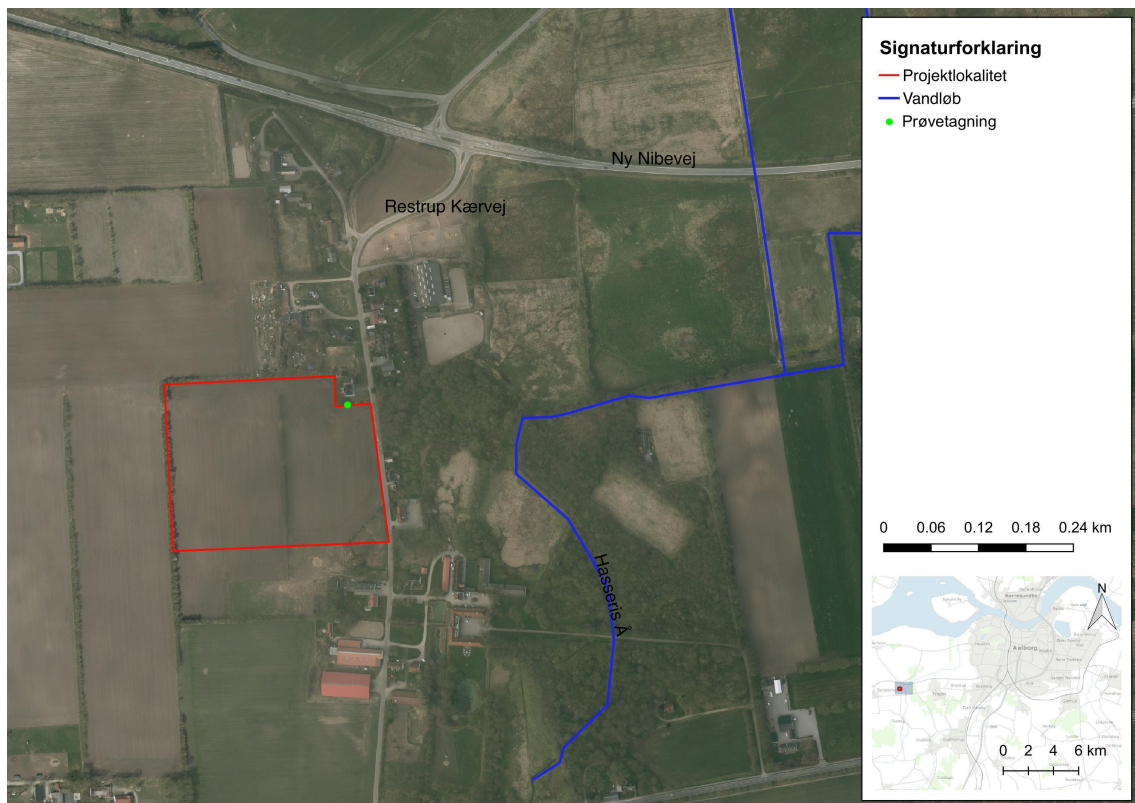
	Kornstørrelse [μm]	Vægt [$\text{g } 100\text{g}^{-1}$]	Procent [%]	Sum procent [%]
Ler	>2	34,0	33,97	33,97
Silt	2-20	39,9	39,86	73,83
	20-60	12,4	12,39	86,22
Fin sand	60-200	5,6	5,59	91,81
Grov sand	200-2000	8,2	8,19	100,00

Tabel 3.4. Kornfordeling af gletsjermel, GM3.

Som det fremgår af tabel 3.4 er en stor mængde af partiklerne af samme størrelse som ler og silt, og kun få er af en størrelse som fin sand og grov sand. [Pesch, 2019]

Hydraulisk eksperimentering med gletsjermel 4

I følgende kapitel vil der blive redegjort for de eksperimentelle tiltag i forbindelse med dette projekt. Først vil hele forsøgsrækken præsenteres, hvor hvert forsøg vil blive forklaret kort. Forsøgsrækken har til formål, at vurdere forskellen i jordsammensætningen efter tilsætning af gletsjermel. Forsøgene er udført på løs jord, som er hentet på projektlokaliteten og kan ses på figur 4.1.



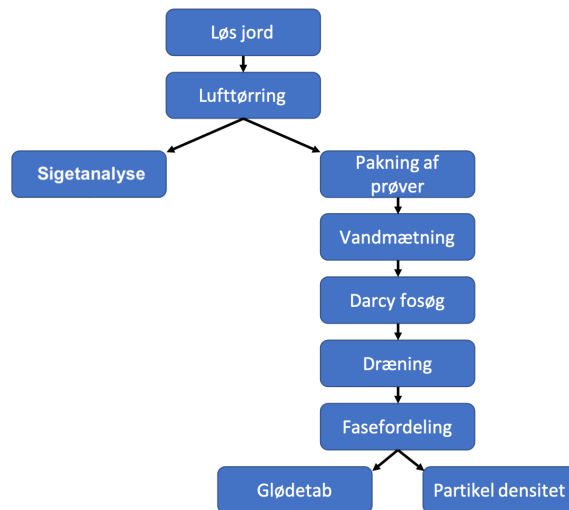
Figur 4.1. Kortudsnit af hvor det løse jord er udtaget i St. Restrup.

Der er indsamlet jord i to jorddybder som vil repræsentere henholdsvis topjord og underjord. Topjorden vil være den bærende element i form af rensning af regnvandet. Underjorden vil blive testet for at vurdere om underjorden er hydraulisk belastende, svarende til den hydrauliske ledningsevne for underjorden er lavere end topjorden, hvilket er et tilfælde der ikke ønskes.

Først vil hvert forsøg i forsøgsrækken blive kort forklaret, hvorefter resultaterne vil blive præsenteret. Formler til beregning af resultater for hvert forsøg fremgår af appendiks A. Data og beregninger vil fremgå af appendiks C.

4.1 Beskrivelse af forsøgsrække

Forsøgsrækken der er lavet i forbindelse med projektet, kan ses på figur 4.2.



Figur 4.2. Figur af forsøgsrække.

Pakning af prøver

For at have en reference er der lavet to prøver, én af topjorden og én af underjorden, som skal hjælpe til at beskrive de forskelle der vil komme ved iblanding af gletsjermel. Disse vil fremover benævnes top_{ref} og $under_{ref}$.

Herudover er der opstillet tre blandingsjorde, som er et produkt af jord fra St. Restrup og gletsjermel. To af blandingsjorde er lavet, som en blanding mellem løs topjord og gletsjermel. De to blandingsjorde er blandet i forholdet 400 gram topjord, og henholdsvis 5 gram og 10 gram gletsjermel. Disse jorde vil fremover benævnes $topBoost_1$ og $topBoost_2$. Den sidste blandingsjord er en blanding mellem underjorden og gletsjermel. Denne jord er blandet i forholdet 400 gram underjord og 5 gram gletsjermel, og vil fremover benævnes $underBoost$.

De ialt 5 jordtyper der bliver brugt igennem forsøgsrækken, er hver pakket i en cylinder med dimensionerne; højde=5,1cm, radius=5cm. Hver jordtype er pakket ved 3 forskellige densiteter for at få et bedre billede af, hvorledes jordtypen agere i forhold til kompaktering. 5 jordtyper ved 3 densiteter giver 15 prøver. Hver af de 15 prøver er der lavet et duplikat som en sikkerhed for forsøgsresultaterne. Der er derfor i alt lavet 30 prøver. Densiteten prøverne er pakket med, er som en start ukendt, men vil blive bestemt ud fra fasefordelingsforsøget senere i forsøgsrækken.

Der er lavet en blød-, medium- og hård pakning af prøver, som er kategoriseret ud fra hvor mange slag og hvor højt loddet på stamperen er faldet. Cylinderen blev fyldt med 1/3 jord, hvorefter der er blevet stampet. Dette er gjort igen da cylinderen var 2/3 fyldt og hel fyldt. Kategoriseringen er lavet som vist i tabel 4.1.

	Antal slag	Fald højde [cm]
Blød pakning	5	18,5
Medium pakning	7	28,5
Hård pakning	10	43,5

Tabel 4.1. Kategorisering af blød-, medium- og hård pakning.

Vandmætning af prøver

Efter pakning af prøverne, blev de stillet i en boks, hvor de over 10 dage skulle blive vandmættet. Igennem de 10 dage blev prøverne målt for at se hvornår vægtforøgelsen stagneret, og dermed kunne vurderes til at være vandmættet. Efter prøverne er blevet vandmættet, er de nu klar til Darcy-forsøget.

Darcy forsøg

Darcy forsøget her til formål at bestemme den hydrauliske ledningsevne for hver af prøverne. Vandmætning af prøverne er essentielt for forsøget, da det er den mættet hydrauliske ledningsevne der ønskes bestemt. Derudover vil der i forsøgsopstillingen kunne indgå luftbobler, der vil fremprovokere friktionstab og give et forkert resultat. Forsøget går sin enkelthed ud på at bestemme parametrene i Darcy's ligning som er givet ved formel 4.1.

$$K_{\text{sat}} = \frac{Q}{A} \cdot \frac{L}{\Delta h} \quad (4.1)$$

Forsøget bliver udført således at der er en beholder med vand, hvor trykhøjden, Δh , er kendt og derefter lader vandet sive igennem cylinderen med jord. I alt føres 300 gram væske ved en densitet på 1000 kg m^{-3} igennem jorden. Under forsøget tages tid på hvor lang tid det tager for de 300 gram at gennemstrømme, og dermed kan Q bestemmes. A og L i ligning er dimensionerne på cylinderen hvori jordprøverne er pakket, som er opgivet tidligere. Et billede af forsøgsopstillingen kan ses på figur 4.3.



Figur 4.3. Billede Darcy opstilling.

Forsøget er lavet for alle 30 prøver, hvor forsøget er kørt igennem 2-3 gange for at sikre evt. udsving i resultatet. Dette kunne være tilfældet hvis prøven endnu ikke er fuldt vandmættet, så kan resultatet efterfølgende give en højere hydraulisk ledningsevne. Dette var ikke tilfældet i forbindelse med dette projekt.

Dræning af prøverne

For at kunne skelne mellem den immobile- og effektive porøsitet i fasefordelingsforsøget, skal prøverne drænes til $pF=2$, svarende til naturlig dræning. Ligesom da prøverne blev vandmættet blev prøverne sat i en boks, hvor der er tilsluttet en pumpe, der sikrer trykket/suget er konstant, svarende til $pF=2$. Prøverne blev undervejs vejlet for at se hvornår vægten ville stagnere og dermed ville være naturligt drænet.

Fasefordelingsforsøg

Fasefordelingsforsøget har til formål at bestemme tørvægtsdensiteten. Derudover kan man fra forsøget finde den immobile porøsitet, hvis prøverne er drænet til naturlig dræning. Forsøget foregår ved at have prøverne til at stå i en ovn ved $60\text{ }^{\circ}\text{C}$ i 24 timer. Således fordamper det vand der er i prøven, og der er kun tørstof tilbage. Inden prøverne sættes i ovnen spredes hver prøve ud i en lille foliebakke så det ligger i et tyndt lag. Tørvægtsdensiteten kan nu bestemmes ud fra vægten af tørstoffet divideret med volumen af cylinderen som er opgivet til 100 cm^3 . Den immobile porøsitet kan findes ved vægtforskellen før og efter ovnen, altså vægten af det fordampede vand.

Partikeldensitet

Efter fasefordelingsforsøget kan den udtørrede jord bruges til at bestemme partikeldensiteten. Denne er væsentlig at kende, fordi den i sammenspil med tørvægtsdensiteten skal udlede andelen af partikler, og endeligt den effektive porøsitet. Partikeldensitetsforsøget er udført ved at bruge en lille smule af den udtørrede jord fra fasefordelingsforsøget. Først fyldes et lille pyknometer glas med vand, hvor vægt og temperatur findes. Herefter tilføjes en kendt mængde jord, cirka 10 gram, til pyknometer glasset. Derefter kan vægtforskellen fortælle om partikeldensiteten.

Glødetab

Sideløbende med partikeldensitetsforsøget blev det organiske indhold i jordprøverne bestemt ved et glødetabs forsøg. Til glødetabs forsøget skulle der også anvendes en lille del, cirka 40 gram, af den udtørrede jord fra fasefordelingsforsøget. Den udtørrede jord blev puttet i små krukker som derefter blev puttet i en glødetabsovn i 4 timer. Glødetabsovn er $600\text{ }^{\circ}\text{C}$ varm og forbrænder alt organisk indhold. Således kan det organiske indhold af prøven bestemmes ud fra vægtforskellen før og efter ovnen.

Sigteanalyse

Sidste forsøg i forsøgsrækken er en sigteanalyse af jorden. Formålet med sigteanalysen er at bestemme hvorledes fordelingen af de forskellige partikelstørrelser er fordelt. Analysen kan derfor fortælle noget om hvor stor en andel af fine partikler, fin sand og grov sand der er i jorden. Sigteanalysen bliver udført ved at der samles et sigtetårn med forskellige sigte, med hver sin gitterstørrelse. Det anvendte sigtetårn kan ses på figur 4.4. Der hældes cirka 100 gram løs jord i den øverste sigte, hvorefter sigtetårnet placeres i en rystemaskine i 20 minutter. Herefter kan vægten af hver sigte afgøre hvor stor en andel af en given fraktion der er i jorden.

2000 μm
1000 μm
500 μm
250 μm
200 μm
125 μm
90 μm
75 μm
63 μm
Bund

Figur 4.4. Figur af anvendt sigtetårn til sigteanalyse.

4.2 Resultater

Organisk indhold

Det organiske indhold er målt ved glødetabsforsøget. I glødetabsforsøget skelnes ikke mellem referencejorderne og blandingsjorderne, da det organiske indhold ikke er forskellig i disse prøver. Middelværdi og spredning af det organiske indhold fremgår af tabel 4.2.

	Middel [%]	Standard afvigelse
Topjord	2,27	0,085
Underjord	0,46	0,075

Tabel 4.2. Middelværdi og standard afvigelse for organisk indhold i topjorderne og underjorderne.

Kornfordeling

I kornfordelingen forventes en øgning af fine partikler og en mindskning i sand fraktionerne, grundet tilføjelsen af gletsjermel. Der er lavet sigteanalyse af de to referencejorde, og resultatet fremgår af tabel 4.3. Til at beregne kornfordelingen af blandingsjorderne anvendes kornfordelingen for gletsjermel, se tabel 3.4 på side 14, og resultaterne fra referencejorderne. Hver fraktion er lagt sammen i forhold til det opgivte vægtforhold nævnt tidligere i dette kapitel. Et eksempel på en beregning fremgår af appendiks A.

	Ler + silt [%]	Fin sand [%]	Grov sand [%]	Organisk indhold [%]
Top _{ref}	2,3	44,6	50,6	2,27
TopBoost ₁	3,4	44,1	50,1	2,27
TopBoost ₂	4,4	43,6	49,6	2,27
Under _{ref}	0,7	28,1	67,0	0,46
UnderBoost ₁	1,8	27,8	66,3	0,46

Tabel 4.3. Kornfordeling af de 5 jordtyper, der anvendes til forsøg.

Som det fremgår af tabel 4.3 øges mængden af fine partikler med cirka 1% ved at iblande 5 gram gletsjermel med 400 gram jord. Blandingsforholdet har derfor vist at gavne mængden af

fine partikler, og vil derfor kunne forbedre adsorberingsegenskaberne for de forureningsstoffer der binder sig på ler og silt partikler.

Blandingsforholdet vurderes også til at være realistisk i forhold til virkelige blandingsforhold. I projektet med gletsjermel udføres forsøg med forskellige blandingsforhold op til 50.000 kg gletsjermel til 1.500.000 kg jord. Det højeste blandingsforhold indenfor hvad der vurderes realistisk er derfor 0,033 g gletsjermel g jord⁻¹, hvor de anvendte forhold i projektet er 0,012 og 0,025 g gletsjermel g jord⁻¹.

Specifikt overfladeareal

En typisk dansk jordtype, men samme kornfordeling som for referencejorderne har et specifikt overfladeareal på op til cirka 15 m² g⁻¹. Petersen et al. [1996]

Ved at anvende et specifikt overfladeareal på 15 m² g⁻¹ for referencejorden, medføre iblanding af gletsjermel en stigning til henholdsvis 15,4 og 15,8 m² g⁻¹. Det samlede specifikke overfladeareal vurderes derfor ikke at være blevet betydeligt større.

Partikel densitet

Partikeldensiteten er ikke berørt af i blandingen af gletsjermel, såvel som det organiske indhold. Resultatet af partikeldensitets forsøget kan derfor opgøres i henholdsvis topjord og underjord. Middelværdi og spredning for partikeldensiteten fremgår af tabel 4.4.

	Middel $\left[\frac{\text{g partikler}}{\text{cm}^3 \text{ soil}} \right]$	Standard afvigelse
Topjord	2,62	0,009
Underjord	2,66	0,008

Tabel 4.4. Middelværdi og standard afvigelse for partikel densitet for topjorderne og underjorderne.

Fra tabel 4.4 ses det at partikeldensiteten for underjorden er en anelse højere end for topjorden. Dette giver mening grundet den højere fraktion af sand, samt lavere indhold af organisk indhold. Værdierne for både top- og underjord vurderes også rimelige, da de er omkring 2,65 g cm⁻³ som normalt anvendes. [Loll og Møldrup, 2000]

Tørvægtsdensitet

Middelværdi og spredning for tørvægtsdensiteten fremgår af tabel 4.5 og 4.6 for henholdsvis topjorderne og underjorderne.

		Middel $\left[\frac{\text{g partikler}}{\text{cm}^3 \text{ soil}} \right]$	Standard afvigelse
Blød pakning	Reference	1,47	0,001
	Boost1	1,53	0,003
	Boost2	1,51	0,013
Medium pakning	Reference	1,49	0,015
	Boost1	1,53	0,003
	Boost2	1,54	0,008
Hård pakning	Reference	1,55	0,006
	Boost1	1,59	-
	Boost2	1,58	0,009

Tabel 4.5. Middelværdi og standard afvigelse af tørvægtsdensiteter for topjorderne afhængig af jordtype og pakning.

4.2 Resultater

		Middelværdi $\left[\frac{\text{g partikler}}{\text{cm}^3 \text{ soil}} \right]$	Standard afvigelse
Blød pakning	Reference	1,64	0,009
	Boost	1,64	0,006
Medium pakning	Reference	1,65	0,009
	Boost	1,66	0,005
Hård pakning	Reference	1,71	0,044
	Boost	1,70	0,013

Tabel 4.6. Middelværdi og standard afvigelse af tørvægtsdensiteter for underjorderne afhængig af jordtype og pakning.

I både tabel 4.5 og 4.6 ses at der ved en øget pakningsgrad er en øget tørvægtsdensitet. For underjorderne ses der ikke nogen effekt på tørvægtsdensiteten ved iblanding af gletsjermel. For topjorderne ses en lille ændring ved at iblande gletsjermel, men ikke den store forskel på mængden af gletsjermel.

Porøsitet

Middelværdi og spredning for immobil-, effektiv- og total porøsitet fremgår af tabel 4.7 og 4.8 for henholdsvis topjorderne og underjorderne.

		Middel $\left[\frac{\text{cm}^3}{\text{cm}^3 \text{ soil}} \right]$			Standard afvigelse		
		θ_{immobil}	θ_{effektiv}	θ_{total}	θ_{immobil}	θ_{effektiv}	θ_{total}
Blød pakning	Reference	0,10	0,28	0,38	0,025	0,025	0,000
	Boost1	0,11	0,30	0,41	0,024	0,026	0,001
	Boost2	0,10	0,32	0,42	0,011	0,016	0,005
Medium pakning	Reference	0,13	0,28	0,41	0,056	0,050	0,006
	Boost1	0,10	0,31	0,41	0,000	0,001	0,001
	Boost2	0,10	0,31	0,41	0,009	0,006	0,003
Hård pakning	Reference	0,11	0,30	0,41	0,004	0,002	0,002
	Boost1	0,13	0,27	0,40	-	-	-
	Boost2	0,10	0,30	0,40	0,010	0,014	0,004

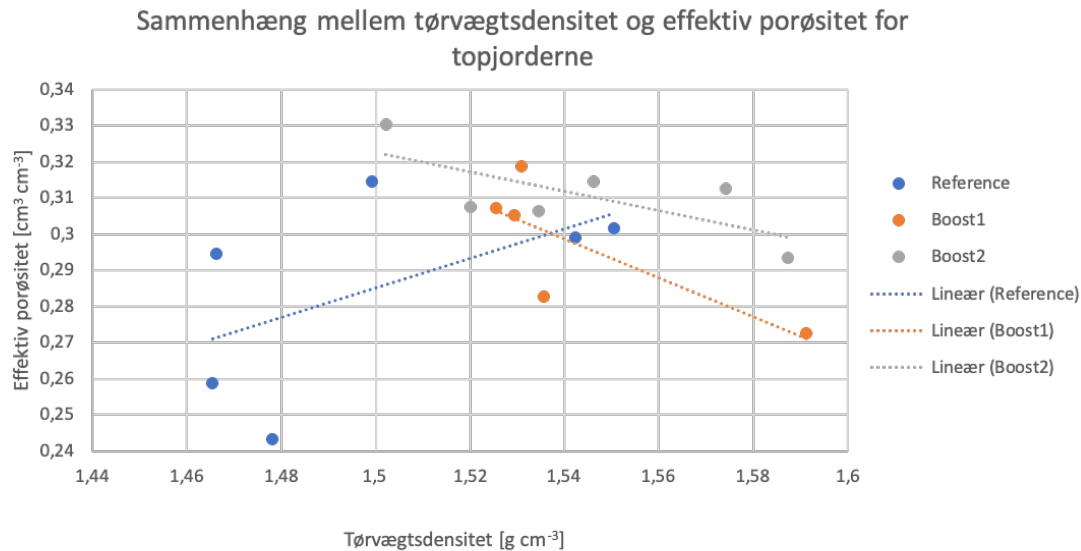
Tabel 4.7. Middelværdi og standard afvigelse af porøsiteter for topjorderne afhængig af jordtype og pakning.

		Middel $\left[\frac{\text{cm}^3}{\text{cm}^3 \text{ soil}} \right]$			Standard afvigelse		
		θ_{immobil}	θ_{effektiv}	θ_{total}	θ_{immobil}	θ_{effektiv}	θ_{total}
Blød pakning	Reference	0,04	0,35	0,39	0,005	0,009	0,003
	Boost	0,02	0,36	0,38	0,007	0,009	0,002
Medium pakning	Reference	0,07	0,31	0,38	0,048	0,052	0,004
	Boost	0,02	0,36	0,38	0,005	0,006	0,002
Hård pakning	Reference	0,05	0,31	0,36	0,009	0,026	0,016
	Boost	0,02	0,34	0,36	0,003	0,003	0,006

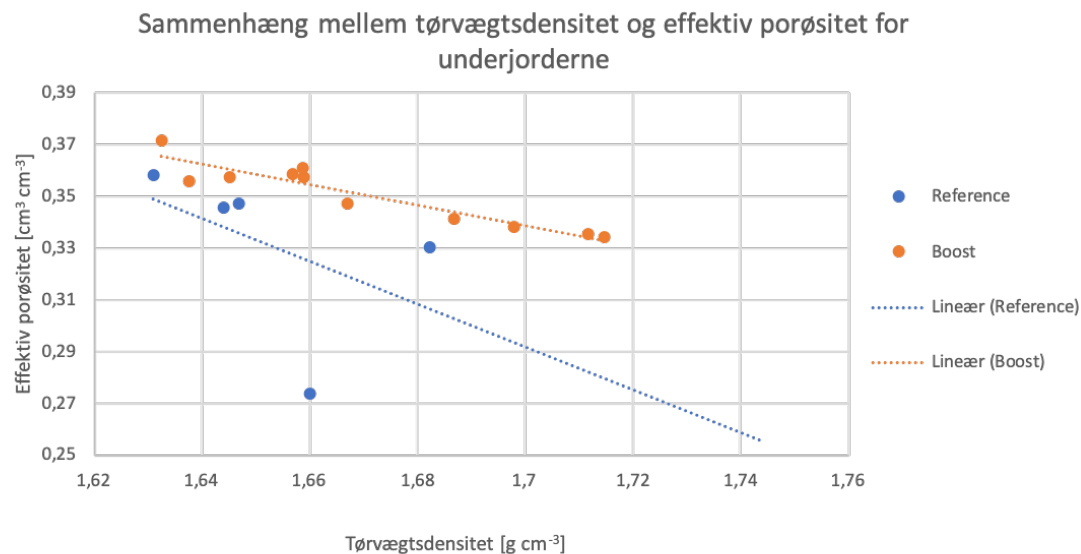
Tabel 4.8. Middelværdi og standard afvigelse af porøsiteter for underjorderne afhængig af jordtype og pakning.

For topjorderne ses der en lille stigning i den effektive porøsitet ved iblanding af gletsjermel. For underjorderne ses der et fald i den totale porøsitet ved en højere pakningsgrad. For underjorderne ses også et tydeligt billede af en øget effektiv porøsitet og et fald af immobil porøsitet ved iblanding af gletsjermel.

For at få et mere tydeligt billede af hvorledes tørvægtsdensiteten og den effektive porøsitet hænger sammen, er figur 4.5 og 4.6 opstillet. Figur 4.5 er dataene fra topjorderne mens figur 4.6 er for underjorderne.



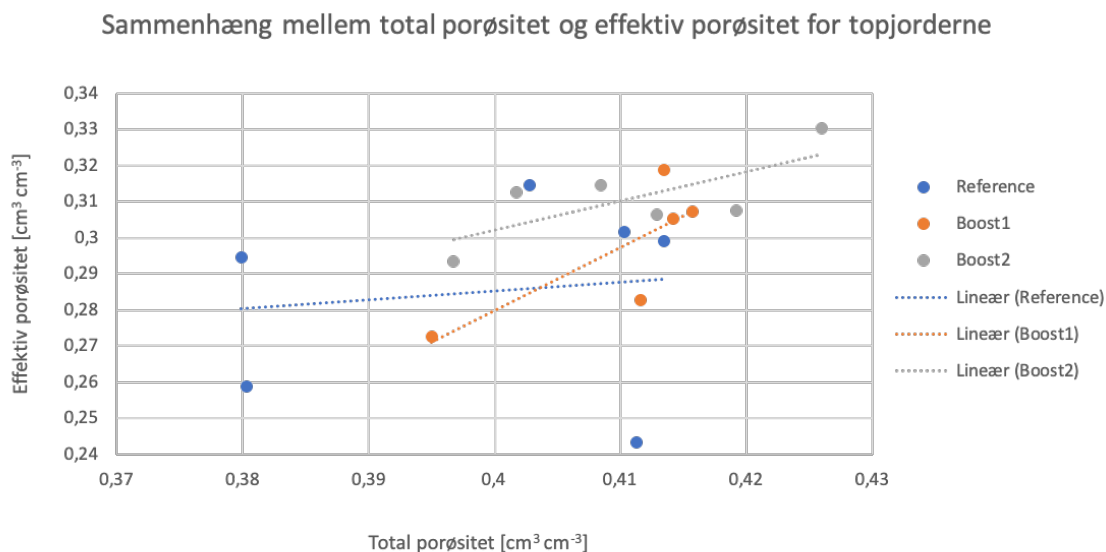
Figur 4.5. Tørvægtsdensitets påvirkning på effektiv porøsitet for topjorderne.



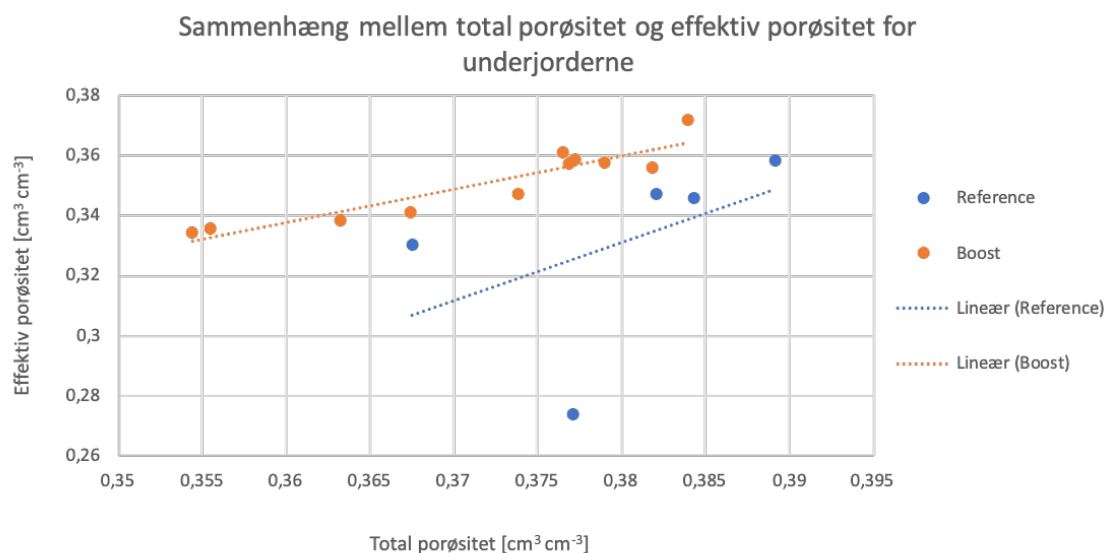
Figur 4.6. Tørvægtsdensitets påvirkning på effektiv porøsitet for underjorderne.

På figur 4.5 ses det at der ud fra forsøgsresultaterne er en stigning i effektiv porøsitet med en stigende tørvægtsdensitet, for top_{ref} . For topjorderne med iblandet gletsjermel ses en lineær faldende sammenhæng mellem tørvægtsdensiteten og den effektive porøsitet. På figur 4.6 ses ligeledes et fald i den effektive porøsitet med stigende tørvægtsdensitet, hvor det er lineær sammenhæng.

Sammenhængen mellem total- og effektiv porøsitet er ligeledes blev tjekket, og kan ses på figur 4.7 og 4.8.



Figur 4.7. Graf for hvad en ændring i total porøsitet betyder for den effektive porøsitet for topjorderne.



Figur 4.8. Graf for hvad en ændring i total porøsitet betyder for den effektive porøsitet for underjorderne.

På figur 4.7 ses at der for top_{ref} er lidt spredt data, dette skyldes i særdeleshed de to målinger med en effektiv porøsitet på henholdsvis 0,26 og 0,24. Disse to prøver adskiller sig væsentligt for deres duplikat og kan skyldes at cylinderen ikke er blevet fyldt helt op med jord, som også kan ses på figur 4.9.



Figur 4.9. Billede af prøve 1,2, hvor det kan ses cylinderen ikke er fyldt med jord, og derfor giver afvigelse i resultater.

På figur 4.7 ses at der for jorderne med gletsjermel er en tilnærmelsesvis lineær sammenhæng, hvor et fald i total porøsitet medføre et fald i effektiv porøsitet. Det samme gør sig gældende for underjorderne, se figur 4.8. For $under_{ref}$ ses et enkelt data der udskiller sig betydeligt fra den lineære sammenhæng, men fejlkilden til denne kan ikke vurderes.

Hydraulisk

Resultaterne af hydraulisk ledningsevne fra Darcy forsøget fremgår af tabel 4.9 og 4.10.

		Middel $\left[\frac{cm}{t}\right]$	Standard afvigelse
Blød pakning	Reference	9,42	2,25
	Boost1	9,90	2,98
	Boost2	5,10	0,80
Medium pakning	Reference	7,29	0,03
	Boost1	4,98	0,85
	Boost2	4,37	0,27
Hård pakning	Reference	5,10	0,34
	Boost1	5,09	-
	Boost2	5,39	2,18

Tabel 4.9. Middelværdi og standard afvigelse af hydraulisk ledningsevne for topjorderne afhængig af jordtype og pakning.

		Middel $\left[\frac{cm}{t}\right]$	Standard afvigelse
Blød pakning	Reference	22,24	0,15
	Boost	19,00	1,27
Medium pakning	Reference	21,37	0,11
	Boost	18,20	0,62
Hård pakning	Reference	21,37	-
	Boost	16,65	0,55

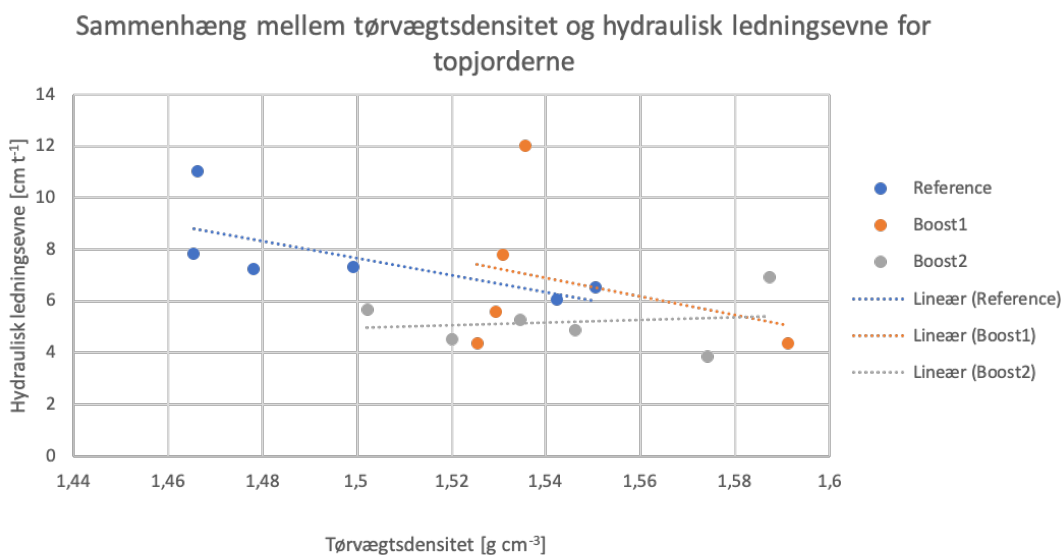
Tabel 4.10. Middelværdi og standard afvigelse af hydraulisk ledningsevne for underjorderne afhængig af jordtype og pakning.

Af tabel 4.9 ses en variation mellem reference jorden og blandingsjorderne. Der sker et fald i hydraulisk ledningsevne på cirka 50% for en blød pakningsgrad ved tilførsel af 10 gram gletsjermel. Det ses yderligere at der er en stor spredning med resultaterne for blød pakning reference og med

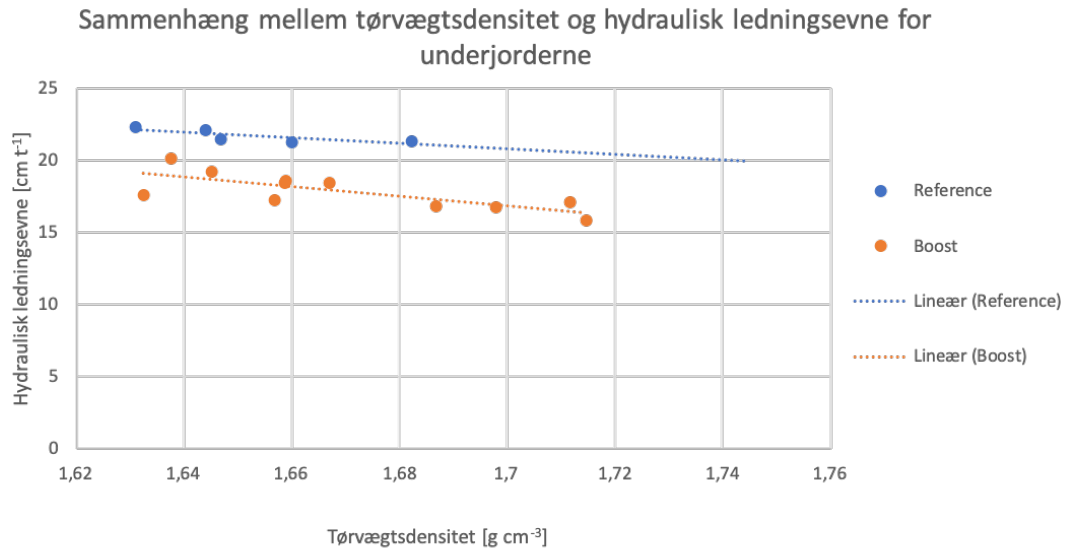
5 gram gletsjermel. Dette skyldes at det ene resultat gav en meget høj hydraulisk ledningsevne, hvilket vurderes at være fordi prøverne ikke er pakket ordenligt. Et mere realistisk bud ville være lidt lavere værdier for blød pakning reference og Boost1. For den hårde pakning ses ingen forskel på reference jorden og blandingsjorderne. Yderligere ses det at ved en hårde pakningsgrad falder den hydrauliske ledningsevne, og må derfor være afhængig af tørvægtsdensiteten. Ud fra resultaterne vurderes det at for topjorden ikke sker et betydeligt fald i den hydrauliske ledningsevne i forhold til tilførslen af fine partikler.

Af tabel 4.10 ses et lille fald i hydraulisk ledningsevne for underjorden med iblandet gletsjermel. Derudover ses det at den hydrauliske ledningsevne for underjorderne er betydeligt større end for topjorderne, hvilket betyder at underjorden ikke vil være hydraulisk begrænsende. Som ved topjorderne ses en lille forskel i hydraulisk ledningsevne ved en hårdere pakningsgrad.

Til at visualisere betydningen af tørvægtsdensiteten er figur 4.10 og 4.11 opstillet.



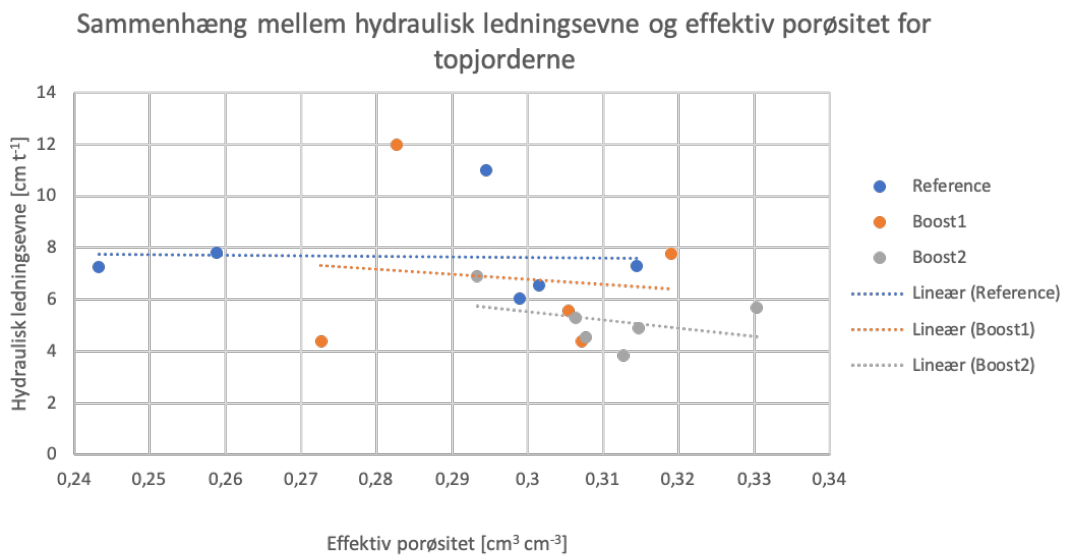
Figur 4.10. Tørvægtsdensitets påvirkning på hydraulisk ledningsevne for topjorderne.



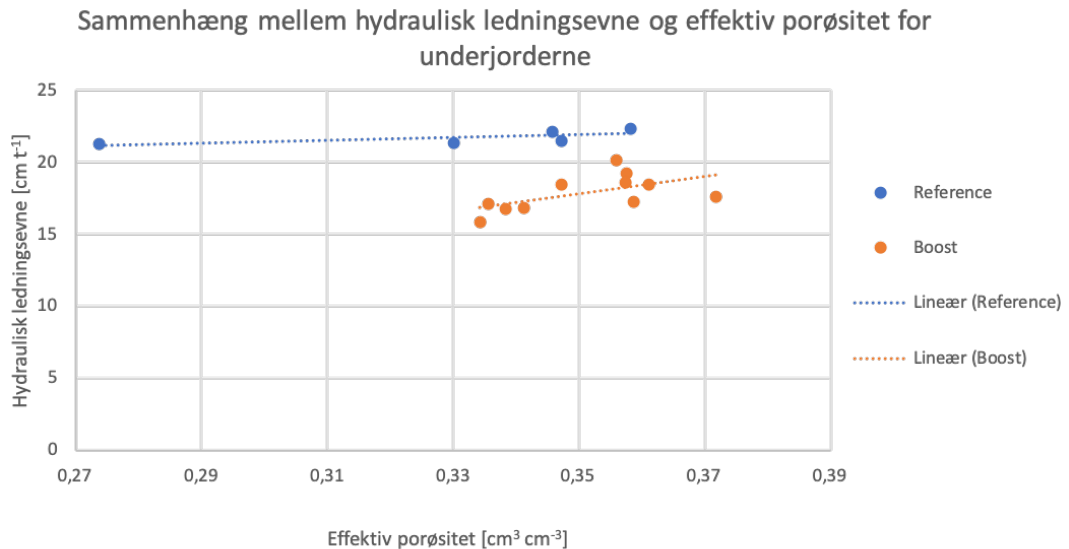
Figur 4.11. Tørvægtsdensitets påvirkning på hydraulisk ledningsevne for underjorderne.

På figur 4.10 ses en lineære sammenhæng mellem tørvægtsdensitet og hydraulisk ledningsevne, men enkelte data der afviger. Det ses at ved en højere tørvægtsdensitet sker et fald i den hydrauliske ledningsevne. Sammen tendens ses på figur 4.10.

Der er ligeledes tjekket, hvorledes den effektive porøsitet og hydrauliske ledningsevne hænger sammen. Dette kan ses på figur 4.12 og 4.13.



Figur 4.12. Graf for sammenhæng mellem effektiv porøsitet og hydraulisk ledningsevne for topjorderne.



Figur 4.13. Graf for sammenhæng mellem effektiv porøsitet og hydraulisk ledningsevne for underjorderne.

Af figur 4.12 ses et blandet billede af sammenhængen mellem effektiv porøsitet og hydraulisk ledningsevne. Dataene er en smule spredt samt et billede af et lille fald i hydraulisk ledningsevne med stigende effektiv porøsitet. Dette vurderes at skyldes fejlkilder i forsøgene.

Af figur 4.13 ses en mere klar sammenhæng, hvor den hydrauliske ledningsevne stiger med stigende effektiv porøsitet, hvilket er som forventet inden udførsel af forsøgene.

Opsamling

Ud fra forsøgene er der vist følgende, ved tilførsel af gletsjermel til top- og underjord i St. Restrup:

- En øgning af fine partikler
- En lille øgning af effektiv porøsitet
- Et lille fald i hydraulisk ledningsevne

Faldet i hydraulisk ledningsevne vurderes til ikke at være betydeligt, i forhold til potentialet jorden har fået med den øgede mængde fine partikler.

Til bestemmelse af hvorledes gletsjermel bidrager til tilbageholdelsen af de to udvalgte stoffer, opstilles en analytisk model. Den analytiske model kommer til at tage udgangspunkt i den lineære isotherm, for et system i ligevægt, som beskrevet i afsnit 3.3.3. Igennem kapitlet vil der blive redegjort for valg af model samt hvilke randbetingelser der er knyttet hertil. Herefter vil der blive lavet en validering af modellen er korrekt opsat. Der vil også blive lavet en kalibrering af modellen mod et tidligere studie, der har udført eksperimenter med cadmium. Slutteligt vil modellen anvendes på topjorden i St. Restrup samt blandingsjorderne med gletsjermel, således der kan ses hvilken virkning gletsjermelet har på det samlede system.

5.1 Valg af model

I projektet anvendes en analytisk konvektion-dispersions model. I modellen er der inkorporeret en tilbageholdelsesfaktor, et led med momentan 0.-ordens produktion og et led med 1.-ordens nedbrydning.

Produktionen i modellen vil altid være 0. Nedbrydning vil senere vise sig at gavne modellen, og i stedet for at tænke på det som en nedbrydningskonstant, skal det tænkes som et led der beskriver immobiliseringen af cadmium.

Indløbskoncentrationen til modellen starter som en impuls indtil tiden t_0 , hvorefter indløbskoncentrationen bliver 0.

Den styrende ligning for modellen er angivet i ligning 5.1.

$$R \frac{\partial c}{\partial t} = D \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} - v \frac{\partial c}{\partial x} - \mu c + \gamma \quad (5.1)$$

Til at opstille den analytiske løsning er der opstillet begyndelses- og randbetingelser, se formel 5.2 til 5.5.

$$c(x, 0) = c_i \quad (5.2)$$

for $0 < t < t_0$

$$c(0, t) = c_0 \quad (5.3)$$

for $t > t_0$

$$c(0, t) = 0 \quad (5.4)$$

$$\frac{\partial c}{\partial x}(\infty, t) = 0 \quad (5.5)$$

Formel for den analytiske løsning fremgår af appendiks B.

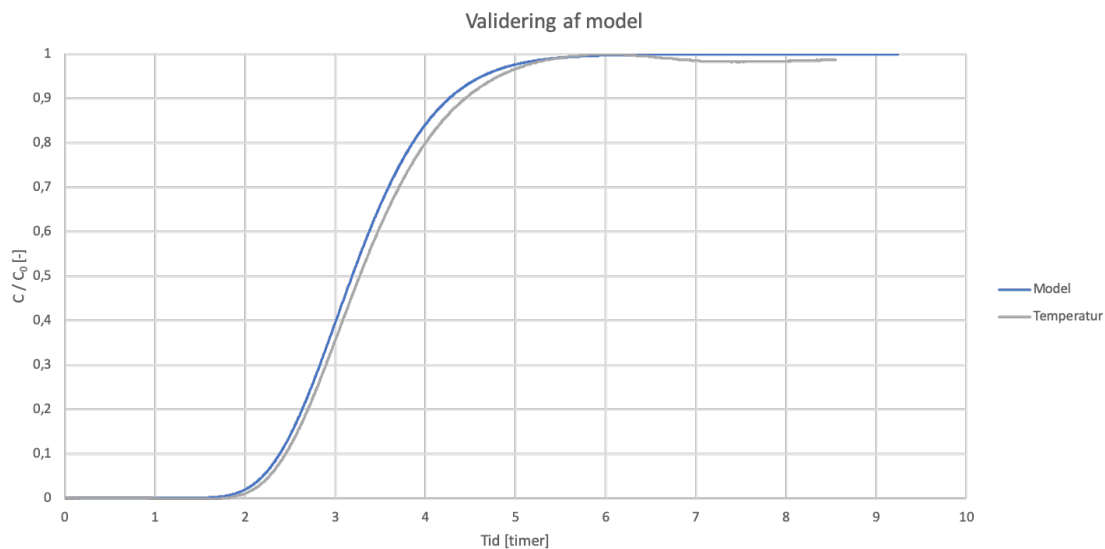
5.2 Validering af model

Til validering af modellen er anvendt et simpelt tracer forsøg. I forsøget er temperatur anvendt som tracer. Som input er der anvendt følgende data;

- Højde, $x = 50 \text{ cm}$
- Porevandshastighed, $v = 15,3 \text{ cm t}^{-1}$
- Dispersion, $D = 20 \text{ cm}^2 \text{ t}^{-1}$
- Tilbageholdelsesfaktor, $R = 1$
- Nedbrydning, $\mu = 0$
- Produktion, $\gamma = 0$
- Inputkoncentration, $c_0 = 25,225 \text{ }^\circ\text{C}$
- Start koncentration, $c_i = 19,032 \text{ }^\circ\text{C}$
- Impulstid, $t_0 = 100 \text{ t}$

Porevandshastigheden, dispersionen, startkoncentrationen og inputkoncentrationen er alle opgivet i forbindelse med forsøget. Forsøget er stoppet inden der slukkes for impulsen, og derfor skal impulstiden være større end længden af forsøget, således impulsen i modellen ikke stopper inden forsøget er slut.

Resultatet for ovenstående input i modellen, samt dataene fra forsøget fremgår af figur 5.1.



Figur 5.1. Figur af validering for tracer forsøg og opstillet model.

Som det ses på figur 5.1 stemmer modellen og dataene meget godt overens. Det vurderes derfor at modellen er opsat korrekt.

5.3 Kalibrering af model

Som nævnt i 3.3.3 kan der flere processer have påvirkning på sorptionen. Ifølge Pang et al. [2002] har porevandshastigheden betydning for denne, da det har betydning for hvorledes de forskellige processer kan forløbe. I Pang et al. [2002] har de derfor udført forsøg på en række tungmetaller, heriblandt cadmium, for at vise denne virkning. I deres forsøg bruger de en mere kompleks model som blandt andet beskriver absorption og desorption ved forskellige hastigheder, samt et system der ikke er ligevægt. Modellen fra Pang et al. [2002] medtager altså flere processer og bør derfor repræsentere tilbageholdelsen af cadmium bedre end den opstillede analytiske model i forbindelse med dette projekt. Den analytiske model kalibreres derfor op imod modellen fra Pang et al. [2002], således denne stemmer mere overens med virkeligheden. Dette gøres udelukkende ved at skrue på tilbageholdelsesfaktoren, R , og nedbrydningskonstanten, μ , som er de to faktorer der påvirker tilbageholdelsen.

I Pang et al. [2002] er der opstillet forsøg ved tre forskellige porevandshastigheder og giver en forskellig tilbageholdelsesfaktor. Den analytiske model kalibreres op imod alle tre modeller. Kalibreringen af den analytiske model er lavet ved brug af 'trial and error'. Input til modellen opgivet i Pang et al. [2002] er listet i tabel 5.1.

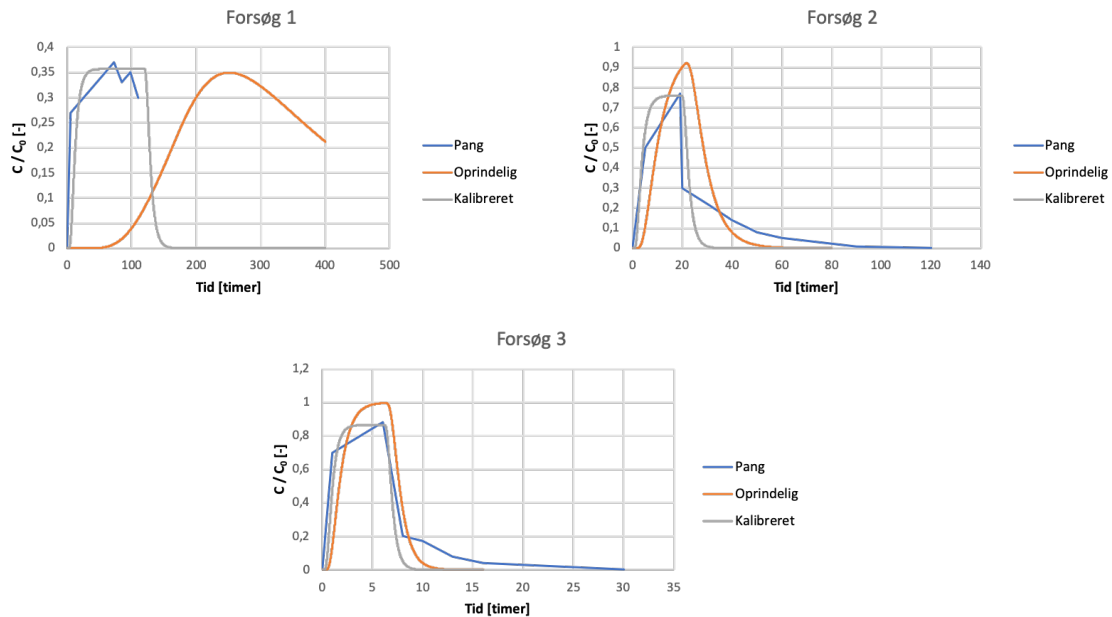
		Forsøg 1	Forsøg 2	Forsøg 3
Produktion, γ	[mg/(cm ³ time)]	0	0	0
Startkoncentration, c_i	[mg/cm ³]	0	0	0
Højde, x	[cm]	18	18	18
Porevandshastighed, v	[cm/time]	14,625	62,917	244,167
Dispersion, D	[cm ² /time]	50	187,5	583,3
Inputkoncentration, c_0	[mg/cm ³]	2,67	4,22	4,69
Impulstid, t_0	[time]	117	19	6

Tabel 5.1. Input fra de tre forsøg i Pang et al. [2002], som ikke bliver kalibreret.

Tilbage er de to konstanter der bliver kalibreret, R og μ . De opgivet data for de to konstanter samt de kalibreret værdier fremgår af tabel 5.2. Endvidere fremgår gennembrudskurven fra før og efter kalibreringen af figur 5.2. På figuren fremgår også resultatet fra Pang et al. [2002].

		Forsøg 1	Forsøg 2	Forsøg 3
Tilbageholdelsesfaktor, R [-]	Oprindelig	254	39,7	26
	Kalibreret	15	15	15
Nedbrydningskonstant, μ [time ⁻¹]	Oprindelig	0	0	0
	Kalibreret	1	1	2

Tabel 5.2. Oprindelig og kalibreret værdi for tilbageholdelsesfaktoren, R og nedbrydningskonstanten, μ .



Figur 5.2. Figur af data fra Pang et al. [2002], model med oprindelig data fra Pang et al. [2002] og model med kalibreret værdier.

Af tabel 5.2 fremgår at der i den analytiske model ikke er forskel på tilbageholdelsesfaktoren ved de forskellige porevandshastigheder. Til gengæld tilføjes en nedbrydningskonstant der karakteriserer immobiliseringen af cadmium. Det ses endvidere at immobiliseringen er større ved forsøg 3, hvor porevandshastigheden er størst. Dette kan gøre sig gældende ved at porevandshastigheden bliver så stor at de små porer i systemet begynder at bidrage, og dermed er der et større antal partikler cadmium kan binde sig til. På figur 5.2 ses at modellen simulere en koncentration på 0 umiddelbart efter impulsen stopper, mens der i Pang et al. [2002] er en hale-effekt. Dette vil være et udtryk for mobiliseringen af de immobiliseret cadmiumpartikler. Det vurderes ud fra kalibreringen, at det er muligt at simulere tilbageholdelsen af cadmium med en mere simpel model end i Pang et al. [2002] og stadig opnå et rimeligt resultat.

Forud for anvendelse af modellen er det vigtig at tage højde for de gældende forhold. I Pang et al. [2002] anvendes en jordtype bestående af udelukkende af sand, og der vil derfor ikke være et ligeså stort overfladeareal tilgængeligt som ved jordtypen fra St. Restrup. Derudover er der i Pang et al. [2002] en pH på 7,9, hvor der i St. Restrup er en pH på 6,1. [Melgaard et al., 2018] I afsnit 3.4.1 blev det vurderet at pH har en stor betydning sorptionen af cadmium. Ved anvendelsen af modellen til jordtypen for St. Restrup skal der derfor korrigeres for disse to parametre.

5.4 Virkning af gletsjermel

Som nævnt i introduktionen til dette kapitel opstilles der en model for hver af de tre topjordtyper. Til de to jordtyper hvor der er iblandet gletsjermel er der opstille to forskellige scenarier 1) fraktionen af ler i gletsjermelet har 100% styrke af almindelige lerpartikler 2) fraktionen af ler i gletsjermelet har 50% styrke af almindelige lerpartikler. Først vil inputparametrene til modellen defineres, hvorefter resultaterne vil blive redegjort.

5.4.1 Inputparametre

Tykkelse af filter

Tykkelsen af topjorderne sættes til 50 cm, jævnfør erfaringer fra Schumacher et al. [2017].

Porevandshastighed

Til at opstille modeller for St. Restrup skal porevandshastigheder til hver model defineres. Her er valgt at bruge resultaterne fra de medium pakket prøver. Jævnfør tabel 4.7 og 4.9 kan den totale porøsitet og hydrauliske ledningsevne, for de medium pakket prøver, findes. Herefter kan den gennemsnitlige porevandshastighed bestemmes ved brug af formel 5.6.

$$u = \frac{v}{\theta_{\text{total}}} \quad (5.6)$$

hvor:

u	Porevandshastighed [cm/t]
v	Mættet hydraulisk ledningsevne [cm/t]
θ_{total}	Den totale porøsitet [cm ³ /cm ³]

Porevandshastigheden for henholdsvis top_{ref} , topBoost_1 og topBoost_2 kan da bestemmes til værdierne i tabel 5.3. Bemærk at der i formel 5.3 anvendes mættet hydraulisk ledningsevne og total porøsitet. Ved anvendelse af disse, forudsættes fuld vandmætning af jorden, hvilket ikke vil være tilfældet hele tiden, da filtermediet er placeret i den umættede zone.

		top_{ref}	topBoost_1	topBoost_2
v	[cm/t]	7,29	4,98	5,09
θ_{total}	[cm ³ /cm ³]	0,407	0,415	0,411
u	[cm/t]	17,90	11,99	12,39

Tabel 5.3. Anvendte porevandshastigheder for de tre modellerede jordtekstur.

Dispersion

Til hver porevandshastighed skal der defineres en dispersion, dette kan ske ved brug af formel 5.7.

$$D = u \cdot \tau \quad (5.7)$$

hvor:

D	Dispersions koefficient [cm ² /t]
τ	Dispersivitet [cm]

Dispersiviteten er forskellig fra jordtype til jordtype og er desuden afstandsafhængig. I Melgaard et al. [2018] blev dispersiviteten for topjorden i St. Restrup fundet til 0,26 cm, udført på en 20 cm jordprøve. Dispersiviteten skal derfor opskaleres, hvilket gøres med formel 5.8.

$$\frac{\tau}{L_S} = \frac{\tau_{\text{op}}}{L_{\text{op}}} \quad (5.8)$$

hvor:

τ	Dispersivitet [cm]
τ_{op}	opskaleret dispersivitet [cm]
L_S	Længde på prøve hvor dispersivitet er fundet [cm]
L_{op}	Længde af det opskaleret jordstykke [cm]

Ud fra formel 5.8 kan dispersiviteten for den ønskede tykkelse på 50 cm findes til 0,65 cm. Herefter kan dispersionen for de tre jordtyper findes til værdierne i tabel 5.4, ved brug af formel 5.7. Bemærk at ved denne opskalering forudsættes homogenitet, hvilket betyder at tykkelsen på 50 cm er identisk til jordstykket hvor dispersiviteten er fundet.

	top_{ref}	$topBoost_1$	$topBoost_2$
D [cm ² /t]	11,64	7,80	8,05

Tabel 5.4. Anvendte dispersions koefficienter for de tre modellerede jordtyper.

Inputkoncentration

For glyfosat er der ifølge litteraturstudiet er der en naturlig variation i koncentrationen, hvor koncentrationen kan nå op til en faktor 10 af drikkevandskriteriet. Ved uhensigtsmæssigt brug af pesticidet, vil der kunne opnås endnu højere koncentrationer. Derfor vurderes rimeligt at antage en inputkoncentration på 100 gange drikkevandskriteriet, for at modellere et ekstrem, som er 'worst-case'. For cadmium ses en koncentration i afsmeltede snevand på op til 13 gange drikkevandskriteriet. Her anvendes også en faktor 100 til inputkoncentrationen, hvilket vurderes til at være et konservativt bud.

Impulstid

Da det er et koncept der modelleres anvendes en lang impulstid således det er et ekstrem af høj kaliber. Impulstiden er sat til 100 timer. Realistisk vil der ikke ske en tilførsel af vand med de nævnte koncentrationer, i så lange tidsrum. Resultatet vil derfor bære præg af disse konservative betragtninger, men tydeliggør effekten gletsjermelet.

Retentionsfaktor for cadmium

I kalibreringen indgik cadmium som forureningsstof, og der blev fundet frem til en retentionsfaktor på 15. Retentionsfaktoren er specifik ud fra jorden og givet ved formel 3.1 på side 13.

I Pang et al. [2002] er tørvægtsdensiteten 1,9 g cm⁻³ og porøsiteten 0,27 cm³ cm⁻³. Da kan K_d findes til 1,99 L kg⁻¹. I afsnit 3.4.1 blev der fundet ud af, at pH og organisk indhold har betydning for K_d for cadmium. K_d faktoren fundet i Pang et al. [2002] skal derfor korrigeres til forholdende for jordtypen i St. Restrup. I afsnit 3.4.1 blev der også fundet ud af, at en pH ændring på 0,5 vil fordoble/halvere K_d , mens en øgning af organisk indhold med 2% også vil fordoble K_d . pH værdien i Pang et al. [2002] er angivet til 7,9, og for St. Restrup 6,1. 7. sem I Pang et al. [2002] er det organiske indhold 0% mens det for St. Restrup er 2,27%, se tabel 4.2.

Korrigeringen af K_d sker således ved at halvere K_d 3,6 gange, og fordoble 1,135 gange. Den korrigeret K_d faktor bliver dermed 0,36 L kg⁻¹. Retentionsfaktoren for de tre modellerede jordtyper kan dermed bestemmes med formel 3.1 på side 13. Der modelleres to tilfælde for de tre jordteksturer 1) pH og OM fra Pang et al. [2002] 2) pH og OM fra St. Restrup. Retentionsfaktorerne fremgår af tabel 5.5.

		top _{ref}	topBoost ₁	topBoost ₂
δ_b	[g/cm ³]	1,49	1,53	1,54
θ_{total}	[cm ³ /cm ³]	0,407	0,415	0,411
R (pH=7,9 ; OM=0)	[-]	8,28	8,32	8,46
R (pH=6,1 ; OM=2,3)	[-]	2,32	2,33	2,35

Tabel 5.5. Anvendte retentionsfaktorer for cadmium.

Retentionsfaktor for glyfosat

For glyfosat kan K_d bestemmes ved formel 3.3 på side 14. I formelen indgår to parametre, pH og lerindhold. pH-værdien sættes til 6,1, som er pH værdien for St. Restrup. I forhold til lerindholdet opstilles to scenarier som forklaret i introduktionen til dette kapitel.

Scenarie 1: fraktionen af ler i gletsjermellet har 100% styrke af almindelige lerpartikler

Scenarie 2: fraktionen af ler i gletsjermellet har 50% styrke af almindelige lerpartikler.

Først bestemmes andelen af ler partikler i reference jorden og derefter i gletsjermellet. Jævnfør sigteanalysen findes 2,3 % fine partikler i referencejorden. Heraf antages det at halvdelen af de fine partikler er ler. I gletsjermellet findes 33,97 % ler partikler.

Forholdet mellem gletsjermel og reference jord er henholdsvis 5 gram gletsjermel til 400 gram jord, og 10 gram gletsjermel til 400 gram jord. Dette betyder at gletsjermel udgør henholdsvis 1,23 % og 2,49 % af den totale vægt for blandingsjorderne. Herefter kan lerfraktioner i henholdsvis gletsjermel og referencejorden vægtes i forhold til vægtprocent. Som eksempel er beregningen lavet for topBoost₁ med scenarie 1, se formel 5.9.

$$\text{Ler}\% = \frac{1,23\% \cdot 33,97\% + 98,77\% \cdot 2,3\%}{100\%} = 1,56\% \quad (5.9)$$

For topBoost₂ er der lavet samme beregning med ændret andel af procent. I scenarie 2 hvor der antages halvstyrke er ler fraktionen i gletsjermel, halveres de 33,97%. Samlet giver det lerprocenterne i tabel 5.6.

	top _{ref}	topBoost ₁	topBoost ₂
Reference	1,15	-	-
Scenarie 1	-	1,56	1,96
Scenarie 2	-	1,35	1,54

Tabel 5.6. Anvendte lerprocenter til udregning af K_d for glyfosat.

Lerprocenter kan nu anvendes til at bestemme K_d ud fra formel 3.3 på side 14. Efter bestemmelse af K_d , kan retentionen bestemmes på samme vis som for cadmium, ved brug af formel 3.1. Retentionsfaktorerne for glyfosat fremgår af tabel 5.7.

	top _{ref}	topBoost ₁	topBoost ₂
Reference	5308	-	-
Scenarie 1	-	7064	8899
Scenarie 2	-	6173	7110

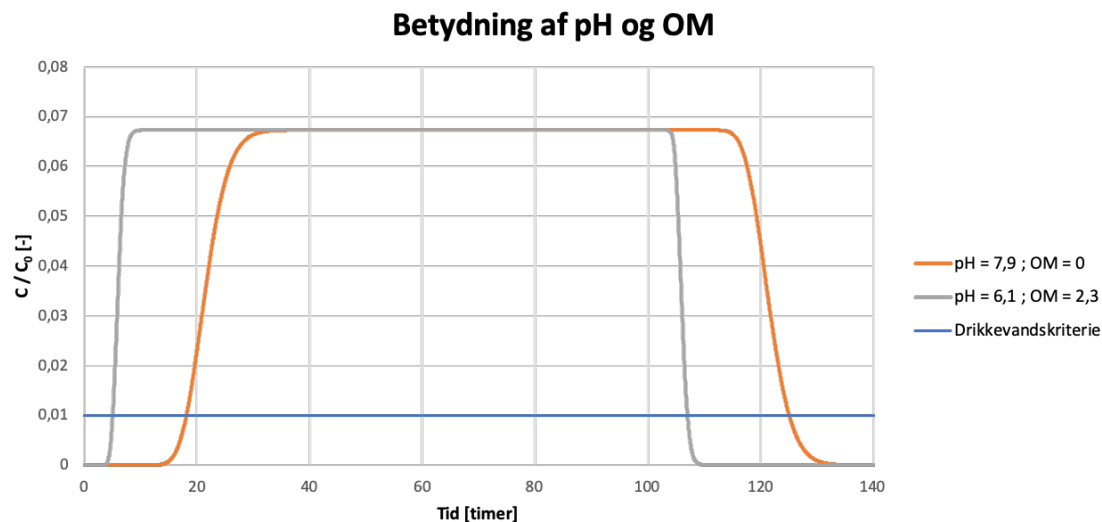
Tabel 5.7. Anvendte retentionsfaktorer for glyfosat.

5.4.2 Resultater

Ud fra de beskrevne inputparametre kan der opstilles modeller for både cadmium og glyfosat. Modelleringen af cadmium vil forsøge at vise hvad ændringen i pH og organisk indhold har af praktisk betydning for gennembrudskurven for topjorden i St. Restrup. Derudover vil der drages konklusioner ud fra forskellen i jordtekstur, da denne har betydning for den endelige retention af stoffet.

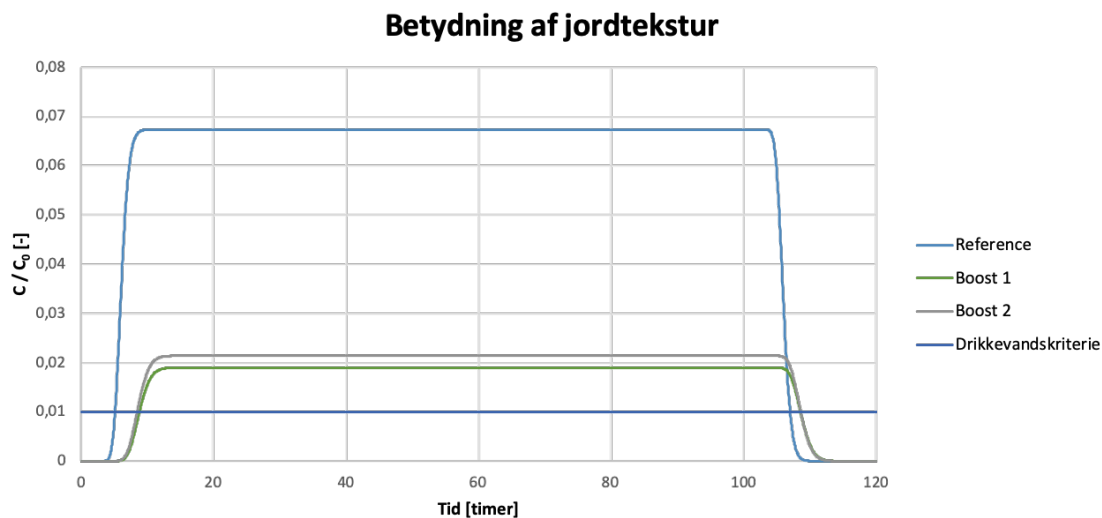
For glyfosat vil forskellen i indhold af lerpartikler blive vurderet. Dette er som nævnt gjort for to scenarier, hvor styrken af lerpartiklerne i gletsjermelet er forskellige.

Ændringen i pH for cadmium er opstillet således der anvendes jordteksturen fra de forskellige topjordtyper fra dette projekt. Forskellen på modellerne er K_d og dermed R. Resultatet for alle tre jordtyper viser sammen tendens, og resultatet for referencejorden er derfor alene medtaget, se figur 5.3.



Figur 5.3. Gennembrudskurve for cadmium med forskel i pH og organisk indhold.

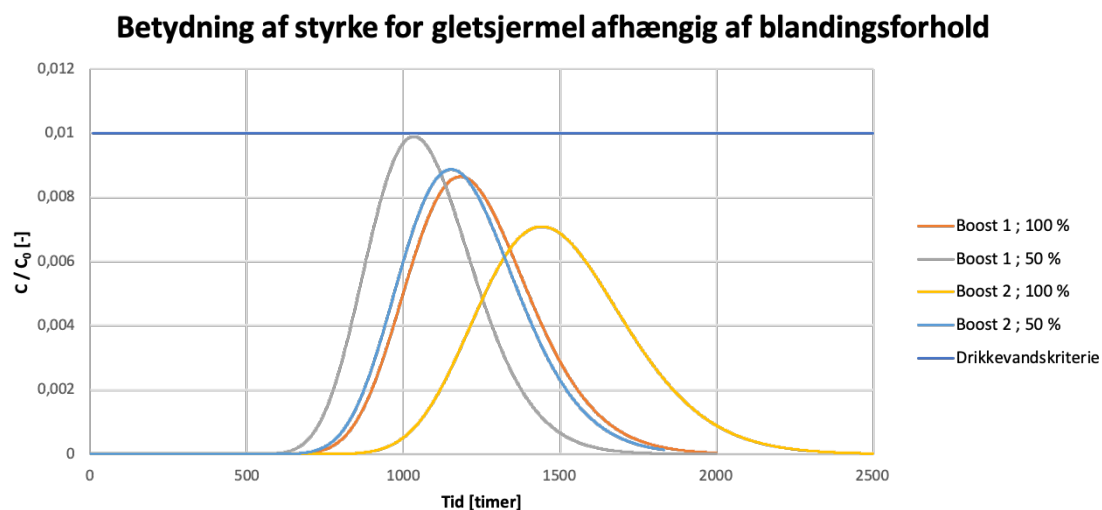
Af figur 5.3 fremgår det at tilbageholdelsen af gennembrudskurven bliver skubbet mod venstre således der går kortere tid før der sker gennembrud. Det er samme resultat som for de to blandingsjorde. På figuren fremgår det ligeledes at kun knap 7% af inputkoncentrationen der trænger igennem jorden. Dette er anderledes for blandingsjorderne, og kan ses på figur 5.4.



Figur 5.4. Gennembrudskurve for cadmium med de tre modellerede jordteksturer.

På figur 5.4 ses det at ved blandingsjorderne sker der en væsentlig mindskning af gennembruds-koncentration. Dette skyldes ændringen i tekstur, hvor porevandshastigheden er lavere, og dermed større opholdstid i jorden, hvormed cadmiumpartiklerne kan binde sig.

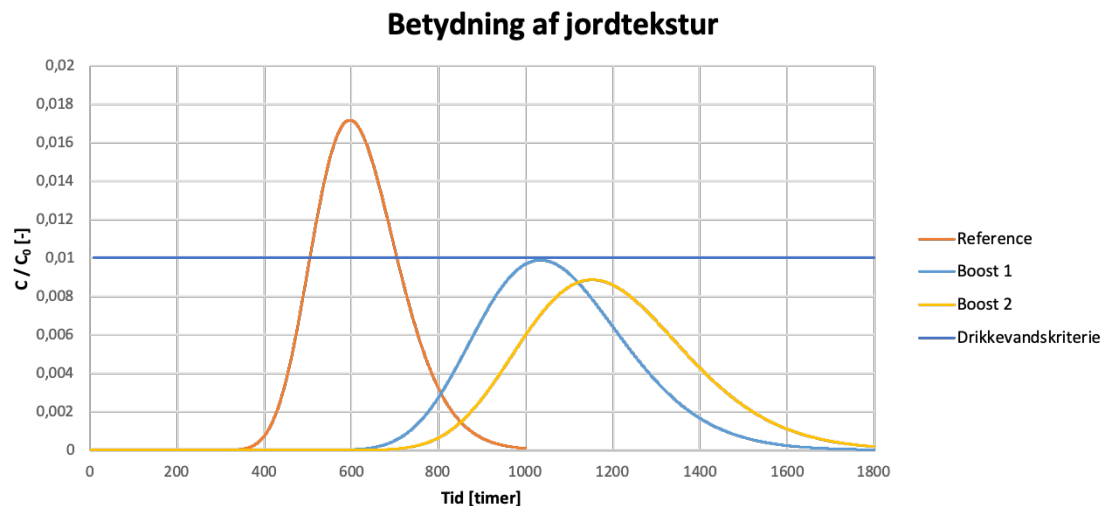
På figur 5.5 ses resultat for betydning af styrken af lerpartiklerne i gletsjermelet.



Figur 5.5. Gennembrudskurve for glyfosat med forskellig styrke af gletsjermelet og forskellig jordtekstur.

Af figur 5.5 fremgår det at der er en tydelig effekt af ler den anvendte styrke. For gletsjermel vides endnu ikke hvor godt det adsorberer i forhold til ler og kræver derfor yderligere undersøgelser, således der beregnes med den rigtige adsorbering.

For glyfosat er det ligeledes vurderet hvorledes ændringen i tekstur har betydning, se figur 5.6. Her er medtaget resultatet fra scenarie 2 alene, da tendensen er den samme for scenarie 1.



Figur 5.6. Gennembrudskurve for glyfosat med de tre modellerede jordteksturer.

Af figur 5.6 ses det at der er en tydelig effekt i at tilføre gletsjermel. Ved reference jorden overholder er tilbageholdelsen af glyfosat ikke tilstrækkelig og der vil på et tidspunkt ske gennembrud med en koncentration større end drikkevandskvalitets kravet. For blandingsjorderne, hvor styrken af gletsjermel er blot 50% af ler, er tilbageholdelsen tilstrækkelig således gennembrudskoncentrationen ikke overstiger det gældende krav.

På baggrund af resultaterne vurderes det at pH har en særdeles stor betydning for gennembrud af cadmium. En ændret jordstruktur vil kunne afhjælpe problemet ved at forlænge opholdstiden, som er sket ved iblanding af gletsjermel. For glyfosat ses en stor påvirkning af tilbageholdelsesegenskaberne ved iblanding af gletsjermel.

Konklusion 6

I gennem indeværende projekt har der været fokus på hvorledes en jords evne til at tilbageholde miljøfremmede stoffer kan forbedres uden at hæmme de hydrauliske egenskaber. I gennem et litteraturstudie er der fundet frem til flere parametre der påvirker en jords egenskaber både hydraulisk og i forhold til tilbageholdelse af stoffer. I litteraturstudiet blev der fundet frem til at de hydrauliske egenskaber er sammenhængende med den effektive porøsitet i jorden. Den effektive porøsitet afhænger af kornfordelingen, organisk indhold og tørvægtsdensitet. For tilbageholdelsen af miljøfremmede stoffer blev der fundet frem til at andelen af fine partikler, særligt ler har en indflydelse. Derudover afhænger tilbageholdelsen af stof også af pH-værdien for jorden samt det organiske indhold. Parametre som kornfordeling og organisk indhold går altså igen i både de hydrauliske egenskaber, såvel som for stoftilbageholdelse. Ved en kornfordeling med flere grove partikler som sand forbedres de hydrauliske egenskaber mens stoftilbageholdelsen mindskes. I litteraturstudiet fandtes frem til gletsjermel, der er en meget finkornet jordtype, bestående af hovedsageligt partikler på størrelse med ler og silt. For gletsjermel er partikler runde som sandkorn, men størrelse som ler og silt, og potentielt kunne dette iblandes en jord, som svar på problemformuleringen.

I gennem en eksperimentel del af projektet blev der opstillet en forsøgsrække hvor det er forsøgt at iblande gletsjermel og derefter vurdere ændringen i tekstur. Gletsjermelet er blandet ved to forskellige forhold, hvoraf det ene forhold har tilføjet 1% ekstra fine partikler og det andet 2% ekstra. Begge blandingsforhold er i et realistisk interval ifølge andre undersøgelser med gletsjermel. Resultatet for eksperimenterne viser en øgning i fine partikler, mens der sker et lille fald i den hydrauliske ledningsevne. For at vise hvorledes den større andel af fine partikler og ændring i struktur påvirker tilbageholdelsesegenskaberne er der opstillet en analytisk model.

I litteraturstudiet blev der fundet frem til der er flere processer i sorptionen af miljøfremmede stoffer. For at overkomme disse processer blev den analytiske model kalibreret op imod en mere avanceret numerisk model. Den numeriske model er opstillet på baggrund af en forsøgsrække med tungmetaller, hvor cadmium blandt andet indgår. Den analytiske model fik tildelt en nedbrydningskonstant som illustrerer immobiliseringen af cadmium i jorden, og er dermed ikke en egentlig nedbrydning. Ud fra den analytiske model kunne derefter konkludere på tilbageholdelsesegenskaberne for to udvalgte stoffer, cadmium og glyfosat. Resultatet af de to modellerede stoffer viste en forbedring af begge stoffer. For cadmium er det ikke gletsjermelet i sig selv, men ændringen i jordtekstur, som har forlænget opholdstiden i jordlaget. Gennembrudskoncentrationen for cadmium var derfor mindre efter iblanding af gletsjermel. I forsøget med cadmium blev der også vurderet på pH-værdiens indflydelse. Her kunne der laves en konklusion på at pH har stor indflydelse, hvor en mere basisk jord vil forskyde gennembrudskurven i forhold til tid, således levetiden for jorden forlænges. For glyfosat kunne det konkluderes der er en stor virkning af tilbageholdelsesegenskaberne ved iblanding af gletsjermel, dette kunne vurderes både på gennembrudskoncentrationen og tiden hvor der sker gennembrud. Levetiden for jordlaget er derfor større efter iblanding af gletsjermel, samt gennembrudskoncentrationen er betydelig mindre. Ved vurderingen af glyfosat blev der opstillet to scenarier som beskrev hver sin styrke af lerpartiklerne

i gletsjermelet. Den endelige styrke af disse partikler vides endnu ikke, og skal derfor undersøges nærmere.

Samlet kan det konkluderes der er stort potentiale i at forbedre tilbageholdelsesegenskaberne for en jord til nedsivning af regnvand, uden at hæmme de hydrauliske egenskaber betydeligt, ved at iblande gletsjermel i de viste forhold.

- Christensen, 2017.** Laura Thode Christensen. *Controlling factors for glyphosate sorption*, 2017.
- Christensen, 1989.** Thomas H. Christensen. *Cadmium sorption at low concentrations: VIII. Correlation with soil parameters*, 1989. URL <https://link.springer.com/article/10.1007/BF00228779>. Besøgt 17-06-2019.
- Europaparlamentet, 2006.** Europaparlamentet. *Europa-parlamentets og rådets direktiv 2006/118/EF af 12. december 2006 om beskyttelse af grundvandet mod forurening og forringelse*, 2006. URL <https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2006:372:0019:0031:da:PDF>. Besøgt 21-08-2019.
- Hansen, 04-06-2018.** Janne Hansen. *Kan landbrugsjorden i Grønland forbedres?*, 04-06-2018. URL <http://dca.au.dk/aktuelt/nyheder/vis/artikel/kan-landbrugsjorden-i-groenland-forbedres/>. Besøgt 09-08-2019.
- Hvitved-Jacobsen et al., 2010.** Thorkild Hvitved-Jacobsen, Jes Vollertsen og Asbjørn Haaning Nielsen. *Urban and Highway Stormwater Pollution*, 2010.
- Larsen et al., 2012.** Thomas H. Larsen, Jes Vollertsen og Søren Gabriel. *Risiko ved nedsivning og udledning af separatkloakeret regnvand*, 2012. URL http://separatvand.dk/download/Risikovurdering_BAGGRUNDSRAPPORT.pdf. Besøgt 21-08-2019.
- Loll og Møldrup, 2000.** Per Loll og Per Møldrup. *Soil Characterization and Polluted Soil Assessment*. Aalborg University, 2000.
- Melgaard et al., 2018.** Mathias Pommerencke Melgaard, Andreas Kvist Fredberg, Frederik Graversen, Kevin Saanjeve Patrick Ramesh Casipillai, Magnus Hvarregaard Pedersen og Vincenzo Gionti. *Udvikling af et nul forurenings område ved St. Restrup Fælle ved brug af lokal infiltration*, 2018. URL https://projekter.aau.dk/projekter/files/293716659/VM7_report_grp1.pdf. Besøgt 17-06-2019.
- Naturstyrelsen, 2013.** Naturstyrelsen. *Afstrømning fra tagflader og befæstede arealer – Vurdering af forureningsrisici for grundvandet*, 2013. URL <https://naturstyrelsen.dk/media/nst/66823/NST%20Afstr%20omning%20fra%20tagflader%20og%20bef%20aestede%20arealer%20ENDELIG%20RAPPORT%2012%20FEBRUAR%202013.pdf>. Besøgt 21-08-2019.
- Olesen, 2015.** Martin Olesen. *Nedbøren i Danmark fra 1874 til i dag*, 2015. URL <https://www.klimatilpasning.dk/viden-om/fremtidens-klima/klimaaendringeridanmark/\T1\ændringer-i-nedboer/nedboeren-i-danmark-fra-1874-til-i-dag/>. Besøgt 17-06-2019.
- Pang et al., 2002.** Liping Pang, Murray Close, Daniela Schneider og Greg Stanton. *Effect of pore-water velocity on chemical nonequilibrium transport of Cd, Zn, and Pb in alluvial gravel columns*, 2002. URL <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0169772201002236?via%3Dihub>. Besøgt 17-06-2019.

Pesch, 2019. Charles Pesch. *NewLand 2019*. Master Thesis (in progress), Aalborg University, 2019.

Petersen et al., 1996. L. W. Petersen, Per Moldrup, O. H. Jacobsen og D. E. Rolston. *Relationship between specific surface area and soil physical and chemical properties*, 1996. URL https://journals.lww.com/soilsci/Abstract/1996/01000/RELATIONS_BETWEEN_SPECIFIC_SURFACE__AREA_AND_SOIL.3.aspx#print-article-link. Besøgt 17-06-2019.

Retsinformation, 2019. Retsinformation. *Bekendtgørelse om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg - BEK nr 524*, 2019. URL <https://www.retsinformation.dk/pdfPrint.aspx?id=209065>. Besøgt 21-08-2019.

Schumacher et al., 2017. Mikkel Schumacher, Morten Nørgaard Stenkær, Lasse Ehlert Nedergaard Dichmann og Line Bønnelycke Nørgaard. *Filtermedie - Jord som renseløsning i infiltrationssystemer*, 2017. URL https://projekter.aau.dk/projekter/files/267778736/Filtermedie_jord_som_renselosning.pdf. Besøgt 17-06-2019.

van Genuchten og Alves, 1982. M. Th. van Genuchten og W. J. Alves. *Analytical Solutions of One Dimensional Convective Dispersive Solute Transport Equations*, 1982. URL https://www.researchgate.net/publication/234255114_Analytical_Solutions_of_One_Dimensional_Convective_Dispersive_Solute_Transport_Equations. Besøgt 17-06-2019.

Igennem følgende appendiks vil der blive redegjort for de ligninger der er anvendt til at beregne resultater i den eksperimentelle del af projektet.

A.1 Darcy forsøg

Til darcy forsøget er darcys ligning anvendt:

$$K_{\text{sat}} = \frac{Q}{A} \cdot \frac{L}{\Delta h} \quad (\text{A.1})$$

hvor:

K_{sat}	Mættet hydraulisk ledningsevne [m/s]
Q	Vandgennemstrømning [m^3/s]
A	Overfladeareal vandet gennemstrømmer [m^2]
L	Længden af mediet vandet gennemstrømmer [m]
Δh	Forskel i trykhøjde [m]

A og L kan bestemmes ud fra dimensionerne på cylinderen, højde=5,1 cm, diameter=5cm.

Trykhøjden kan bestemmes ved at måle afstanden fra vandspejlet i vandbeholderen til hanen hvorved vandet kommer ud efter at have gennemløbet jorden.

Q kan bestemmes ved V / t . Volumen, V , er de 300 gram vand, hvor der forudsættes en densitet på $1000 \text{ kg}/\text{m}^3$. Tiden, t , findes imens forsøget kører.

A.2 Fasefordeling

Ved fasefordelingsforsøget kan både den immobile porøsitet og tørvægtdensiteten findes. Dette sker ved følgende formler:

$$\theta_{\text{immobil}} = \frac{W_{\text{før}} - W_{\text{efter}}}{V_{\text{cylinder}}} \quad (\text{A.2})$$

$$\delta_b = \frac{W_{\text{efter}}}{V_{\text{cylinder}}} \quad (\text{A.3})$$

hvor:

θ_{immobil}	Den immobile porøsitet [cm^3/cm^3]
$W_{\text{før}}$	Vægt af jord før oven [g]
W_{efter}	Vægt af jord efter oven [g]
δ_b	Tørvægtdensitet [g/cm^3]

A.3 Partikeldensitet

Partikeldensiteten kan bestemmes ud fra følgende udtryk:

$$d_s = \frac{W_s \rho_w}{W_s + W_2 - W_1} \quad (\text{A.4})$$

hvor:

d_s	Partikeldensiteten [g/cm^3]
ρ_w	Densitet af vandet [g/cm^3]
W_s	Vægt af jord [g]
W_1	Vægt af pyknometer + jord + vand [g]
W_2	Vægt af pyknometer + vand [g]

A.4 Porøsitet

Ved at kende tørvægtensiteten og partikeldensiteten kan andelen af partikler af den pakkede cylinder bestemmes:

$$V_{\text{solid}} = \frac{\delta_b}{d_s} \quad (\text{A.5})$$

Når andelen af partikler findes, kan den totale porøsitet bestemmes:

$$\theta_{\text{total}} = 1 - V_{\text{solid}} \quad (\text{A.6})$$

Herefter kan den effektive porøsitet bestemmes:

$$\theta_{\text{effektiv}} = \theta_{\text{total}} - \theta_{\text{immobil}} \quad (\text{A.7})$$

A.5 Glødetab

Andel af organisk materiale kan findes ved følgende udtryk:

$$\text{OM} = \frac{W_{\text{før}} - W_{\text{efter}}}{W_{\text{jord}}} \cdot 100\% \quad (\text{A.8})$$

hvor:

OM	Organisk indhold [%]
----	----------------------

A.6 Kornfordeling

Sammenlægningen af kornfordelingen for referencejorden og gletsjermel gøres ved at vægte andelen af given fraktion i forhold til blandingsforholdet. I formel A.9 er der givet et eksempel.

$$\text{Ler}\% = \frac{\text{ler}\%_{\text{ref}} \cdot \text{andel}_{\text{ref}} + \text{ler}\%_{\text{gm}} \cdot \text{andel}_{\text{gm}}}{100\%} \quad (\text{A.9})$$

hvor:

Ler%	Den nye lerprocent [%]
ler% _{ref}	Lerprocenten i referencejorden [%]
andel _{ref}	Den procentvise andel af referencejord i forhold til den samlede vægt af blandingsjorden [%]
ler% _{gm}	Lerprocenten i gletsjermelet [%]
andel _{gm}	Den procentvise andel af gletsjermel i forhold til den samlede vægt af blandingsjorden [%]

Til at modellere tilbageholdelsen af cadmium og glyfosat er der opstillet en analytisk model. Modellen er en konvektion-dispersions model og udvalgt fra modelsamlingen van Genuchten og Alves [1982]. Den udvalgte model er model C5 i artiklen. Modellen regner stofinputtet som en impuls. Modellen tager højde for konvektion, dispersion, tilbageholdelse, produktion og nedbrydning. I projektet medtages ikke produktion, hvorfor denne altid vil være 0. Nedbrydningen medtaget som et led til at karakterisere immobilisering af cadmium fundet ud fra kalibrering af modellen mod Pang et al. [2002].

Modellens styrende ligning fremgår af ligning B.1.

$$R \frac{\partial c}{\partial t} = D \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} - v \frac{\partial c}{\partial x} - \mu c + \gamma \quad (\text{B.1})$$

For at kunne opstille den analytiske løsning er følgende begyndelses- og randbetingelser opstillet:

$$c(x, 0) = c_i$$

for $0 < t < t_0$

$$c(0, t) = c_0$$

for $t > t_0$

$$c(0, t) = 0$$

$$\frac{\partial c}{\partial x}(\infty, t) = 0$$

Ved disse betingelser bliver den analytiske løsning;

For $0 < t < t_0$

$$c(x, t) = \frac{\gamma}{\mu} + \left(c_i - \frac{\gamma}{\mu} \right) A(x, t) + \left(c_0 - \frac{\gamma}{\mu} \right) B(x, t) \quad (\text{B.2})$$

For $t > t_0$

$$c(x, t) = \frac{\gamma}{\mu} + \left(c_i - \frac{\gamma}{\mu} \right) A(x, t) + \left(c_0 - \frac{\gamma}{\mu} \right) B(x, t) - c_0 B(x, t - t_0) \quad (\text{B.3})$$

hvor

$$A(x, t) = \exp\left(\frac{-\mu t}{R}\right) \left(1 - \frac{1}{2} \operatorname{erfc}\left[\frac{Rx - vt}{2\sqrt{DRt}}\right] - \frac{1}{2} \exp\left(\frac{vx}{D}\right) \operatorname{erfc}\left[\frac{Rx + vt}{2\sqrt{DRt}}\right] \right) \quad (\text{B.4})$$

$$B(x, t) = \frac{1}{2} \exp\left(\frac{(v - u)x}{2D}\right) \operatorname{erfc}\left[\frac{Rx - ut}{2\sqrt{DRt}}\right] + \frac{1}{2} \exp\left(\frac{(v + u)x}{2D}\right) \operatorname{erfc}\left[\frac{Rx + ut}{2\sqrt{DRt}}\right] \quad (\text{B.5})$$

$$u = v \sqrt{1 + \frac{4\mu D}{v^2}} \quad (\text{B.6})$$

Dette appendiks udgør en liste af de filer der indgår i det elektroniske appendiks. Filer fungere som dokumentation for beregninger i forbindelse med rapporten.

C.1 Forsøg

Navn: 1_Forsøg.xlsx

Dette er et excel-dokument indeholdende alle data fra de udførte forsøg i forbindelse med projektet. Endvidere fremgår beregninger, samt data til opstilling af grafer medtaget i rapporten.

C.2 Model

Navn: 2_Nedbrydning.xlsx

Dette er et excel-dokument indeholdende alle data for de opstillede modeller i forbindelse med projektet. I dokumentet indgår også validering og kalibrering af den anvendte model. Der fremgår ligeledes beregning af input faktorene til modellerne.

