

Urban klimatilpasning med lokal afledning af regnvand

*Water and Environmental Engineering
Aalborg Universitet - Juni 2020*

Andreas Kvist Fredberg & Magnus Hvarregaard Pedersen



AALBORG UNIVERSITET
STUDENTERRAPPORT

**Det Ingeniør- og
Naturvidenskabelige Fakultet**
BUILD - Institut for Byggeri, By og Miljø
Thomas Manns Vej 23
9220, Aalborg Øst
<https://www.build.aau.dk>

Titel:

Urban klimatilpasning med lokal
afledning af regnvand

Projekt:

Afgangsspeciale

Projektperiode:

3. februar 2020 - 10. juni 2020

Deltagere:

Andreas Kvist Fredberg
Magnus Hvarregaard Pedersen

Vejleder:

Asbjørn Haaning Nielsen

Samarbejdspartnere:

Anders Badsberg Larsen (Niras)
Jasper Vagner Jensen (Niras)

Synopsis:

I denne rapport udvikles værktøjer og metoder, som kan anvendes i forbindelse med design af danske anlæg med lokal afledning af regnvand (LAR). Det undersøges, hvordan LAR-anlæg kan dimensioneres efter den hydrauliske belastning samt den stofmæssige belastning fra regnvandsafstrømningen. Der udarbejdes et screeningsværktøj, som kan indikere potentialet for LAR-anlæg med nedsivning. Til at dimensionere LAR-anlæg baseret på den hydrauliske belastning, er et nyt LAR-dimensioneringsprogram udviklet. Programmet anvender historiske regndata til at dimensionere størrelsen på LAR-anlæggene samt bestemme den tilhørende gentagelsesperiode for overløb. I programmet inkluderes effekten af koblede regnhændelser samt muligheden for at serie- og parallelforbinde anlæg. Til at dimensionere anlæggene i forhold til den stofmæssige belastning, benyttes en filterjord til at tilbageholde stoffer. Der præsenteres en anbefaling til sammensætningen af en filterjord til LAR-anlæg samt en metode til at estimere den forventede levetid af filterjorden. Slutteligt i rapporten er en vejledning udarbejdet, som beskriver, hvordan LAR-anlæg kan dimensioneres efter den hydrauliske belastning samt forbedre kvaliteten af regnvandsafstrømningen.

Oplagstal: 3

Hovedrapport sidetal: 90

Bilag sider: 13

Total antal sider: 103

Afsluttet: 10-06-2020

Forord

Denne rapport er et resultat af et afgangspeciale i vand og miljø på Aalborg Universitet. Projektet er udarbejdet i perioden 3. februar 2020 til 10. juni 2020.

Formålet med afgangsprojektet er at udvikle værktøjer og metoder, som kan anvendes i forbindelse med design og dimensionering af danske LAR-anlæg. Der udvikles et LAR-dimensioneringsprogram, som kan benyttes til at dimensionere fremtidige anlæg på baggrund af historiske regndata. Yderligere præsenteres anbefalinger til en sammensætning af filterjord, som kan rense overfladevand for forurenende stoffer. Programmet stilles frit tilgængeligt uden krav til licenser.

En stor tak rettes til vejleder Asbjørn Haaning Nielsen for et godt samarbejde og konstruktiv vejledning. Ligeledes rettes en stor tak til Anders Badsberg Larsen og Jasper Vagner Jensen fra Niras, som har bidraget med data, vejledning og idégenerering. Endelig takkes alle som i større eller mindre grad har bidraget til projektet i form af data, rådgivning, feedback og netværk, hvilket igennem hele projektperioden har været en vigtig del af projektet.

Læsevejledning

Projektrapporten består af en hovedrapport med tilhørende bilag. Bilag A til D findes i rapporten, mens bilag E findes elektronisk i den medsendte bilagsmappe. I rapportens bilag D er der en beskrivelse af indholdet af det elektroniske bilag.

I rapporten er Harvard metoden anvendt som kildehenvisningsmetode. Kilder vil i rapporten stå i kantede parenteser med angivelse af forfatter efterfulgt af årstal, som eksempelvis [Cappelen, 2010]. Anvendes kilderne som aktive kilder angives de med forfatter efterfulgt af årstal i kantede parenteser, som eksempelvis Cappelen [2010].

Kilderne er i litteraturlisten opskrevet i alfabetisk rækkefølge. Formler, tabeller og figurer er nummereret efter afsnit/bilag og hvilken rækkefølge, de optræder i. De figurer og tabeller, som ikke besidder kilder, er udarbejdet af projektgruppen.

Når den hydrauliske ledningsevne omtales i rapporten refereres der altid til den mættede hydrauliske ledningsevne.

Andreas Kvist Fredberg

Magnus Hvarregaard Pedersen

Abstract

In order to handle climate problems and to develop climate-adapted cities, requirements to establish solutions for sustainable urban drainage systems (SUDS) are existing when new projects or renovation of existing ones are conducted. SUDS solutions handle rainwater as close to the source as possible and they can include soaking, delaying, evaporating, transporting or recycling of rainwater. More extreme rainfall events in the future will cause more frequently flooding in urban areas, which SUDS solutions can reduce. SUDS also support and strengthen the development of blue and green cities, which furthermore increases the recreational value of an area. This report deals with the design of Danish SUDS systems in relation to the hydraulic loads, for which a screening tool has been developed to assess the infiltration potential of new SUDS solutions. Furthermore, the report focuses on the chemical load to which the recommendations for a filter media are presented, which efficiently treat the surface water of pollutants. In relation to the hydraulic modelling a new design tool has been developed. The tool uses historical rain data, in which it is possible to connect multiple SUDS systems in series. Finally, a guidance how to design new SUDS system is presented in order to design solutions that handle the chemicals and hydraulic loads.

Indholdsfortegnelse

I	Del I - Introduktion	
1	Indledning	1
1.1	Regnvandshåndtering	2
1.2	Problemformulering	3
2	Lokal afledning af regnvand	5
2.1	Faskine	6
2.2	Vejbed og regnbed	8
2.3	Permeabel belægning	9
2.4	Grønt tag	12
2.5	Lokal renseteknologi	14
2.6	Opsummering	16
3	Eksisterende dimensioneringsværktøjer	17
3.1	Spildevandskomiteens dimensioneringsark	17
3.2	WDP-software	18
3.3	Stofkoncentrationer i regnvandsafstrømning	19
II	Del II - Design af LAR	
4	Screeningsanalyse	23
4.1	Terrænnært grundvand	23
4.2	Drikkevandsboringer	25
4.3	Geologiske forhold	25
4.4	Forurening	28
4.5	Potentiale for nedsivning	29
5	Udvikling af dimensioneringsprogram	31
5.1	Udviklingsbehov	31

5.2	Beskrivelse af LDP	32
5.3	Serieforbundne LAR-elementer	33
5.4	Antagelser og begrænsninger	34
5.5	Analyse af regninput	35
5.6	Analyse af infiltrationsareal	39
5.7	Analyse af afløbskoefficienter fra grønne tage	41
5.8	Validering af LDP	42
5.9	Resultatsammenligning med Spildevandskomiteens dimensioneringsark	45
5.10	Opsummering	46
6	Filterjord til rensning af regnvandsafstrømning	47
6.1	Erfaringer med filterjord	47
6.2	Begrænsninger ved filterjord	49
6.3	Vurdering af renseevne	49
6.4	Anbefaling til sammensætning af filterjord	59

III

Del III - Sammenfatning

7	Vejledning til LAR-dimensionering	63
7.1	Screeningsanalyse	63
7.2	Hydraulisk design	64
7.3	Stofbelastning	64
8	Diskussion	65
8.1	Terrænnært grundvand	65
8.2	Diskussion af konstant afløbstal	65
8.3	Analyse og diskussion af beregningstid	67
8.4	Betydning af fordampning	70
8.5	Filterjord	71
9	Konklusion	73
10	Perspektivering	75
10.1	Webbaseret interaktivt screeningsværktøj	75
10.2	Opretholdelse af infiltrationsevne i LAR-anlæg	75
10.3	Videreudvikling af dimensioneringsprogram	76

Litteratur	81
-------------------------	-----------

IV	Del V - Bilag	
A	Dataoversigt for RegnKvalitet	91
B	Beregningsgrundlag for dimensionering	93
C	Filformat til anvendelse i program	101
D	Elektronisk bilag	103

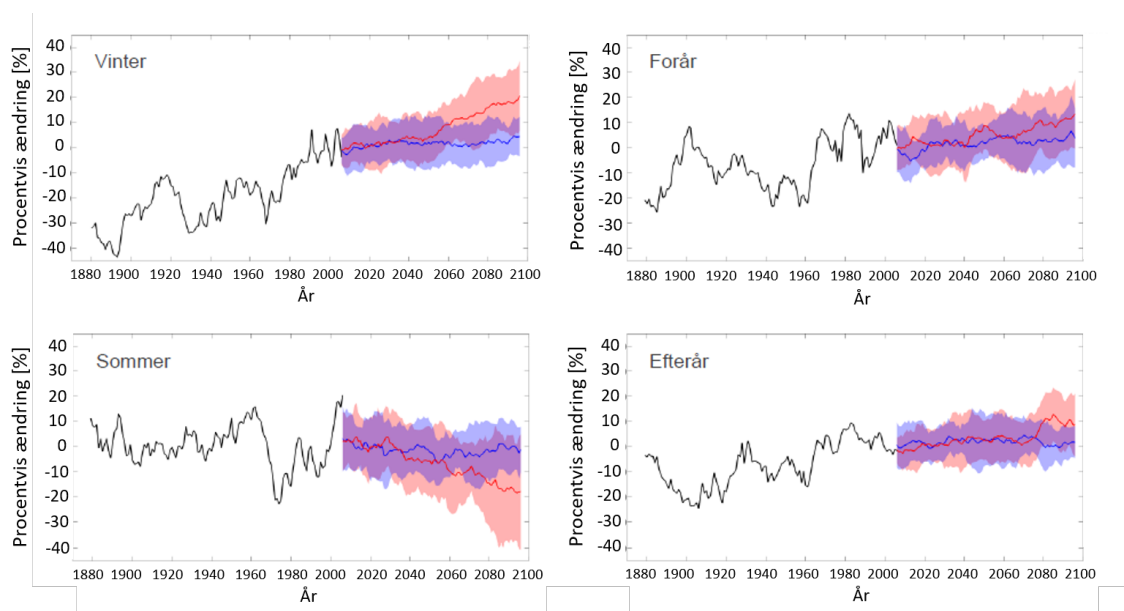
I

Introduktion

1	Indledning	1
2	Lokal afledning af regnvand	5
3	Eksisterende dimensioneringsværktøjer	17

1. Indledning

En af nutidens og fremtidens samfundsmæssige udfordringer er og bliver håndtering af og tilpasning til et ændret klima. Klimatilpasning står højt på den politiske dagsordenen, og i forbindelse med stigende nedbørsmængder og flere ekstremregnhændelser indtræffer, stilles der større krav til både nuværende afløbssystemer og fremtidige løsninger. Ifølge Cappelen [2010] er den årlige nedbør på landsplan i Danmark steget med omkring 100 mm siden år 1874. Ifølge Danmarks Meteorologiske Institut, DMI, og FN's klimapanel, IPCC, kan der forventes en ændring af nedbørsmønstret, hvilket konkluderes i klimamodeller gældende for Danmarks fremtidige nedbør [Olesen et al., 2014]. Af figur 1.1 fremgår klimamodellernes fremskrivning af de årlige nedbørændringer frem til år 2100.



Figur 1.1: Årtidsvarierede nedbørsændringer i Danmark. Den sorte kurve angiver observationer fra 1874 til 2005, hvor den blå og røde kurve repræsenterer modelsimuleringer for perioden 2005-2100 for henholdsvis RCP2.6-scenariet og RCP8.5-scenariet, som ændringer i forhold til referenceperioden. De skraverede områder omkring angiver +/- 1 standardafvigelse for RCP-simuleringerne. Kilde: [Olesen et al., 2014].

De forskellige RCP-scenarier (Representative Concentration Pathways) er et udtryk for udvalgte koncentrationer af drivhusgasser i atmosfæren frem mod år 2100 [Olesen et al., 2014]. Ifølge klimamodellerne jævnfør figur 1.1 kan der forventes mere nedbør om vinteren og mindre nedbør om sommeren, dog flere ekstreme regnhændelser om sommeren. Der forventes en mindre ændring i forår og efterår, som det fremgår på figur 1.1. Ændringerne i nedbørsmængden har konsekvenser, som resulterer i hyppigere oversvømmelser, som er forbundet med samfundsmæssige omkostninger. Yderligere resulterer urbaniseringen i, at flere befæstede områder tilkøbes kloaksystemet, som dermed belastes yderligere. De øgede regnmængder og den øgede urbanisering stiller derfor større krav til regnvandshåndteringen og de urbane klimatilpasningsløsninger.

1.1 Regnvandshåndtering

Tidligere har al regnvand været håndteret i fælleskloakerede systemer, hvor både spildevand og regnvand transporteres i samme ledning til renseanlæggene. Kommuner og forsyninger er i gang med at omlægge fælleskloakerede områder til separatkloakerede områder, hvor regn- og spildevand adskilles. Formålet med at separere kloakledningerne er både at sikre mod oversvømmelse fra fremtidige ekstremhændelser og lede mindre vand til renseanlæggene. Med et separeret kloaksystem udledes regnvandsledningen direkte eller forsinket fra et teknisk anlæg til en recipient, hvilket betyder, at potentielt forurenede overfladevand ledes til recipienterne. Larsen et al. [2012] og DHI [2015] beskriver forureningsgraden af overfladevand fra urbane områder, og det er tydeligt, at overfladevandet er forurenede og dermed har konsekvenser for vandmiljøet ved at blive udledt urensede til recipienter.

Afløbssystemer er anlagt med det formål at aflede vand og spildevand for at sikre folks sundhed, beskytte værdier mod oversvømmelse og nærrecipienter mod miljøpåvirkning. Hvis byer ikke klimasikres, vil der komme flere ukontrollerede oversvømmelser, som forvolder stor skade på bygninger og infrastruktur [Gregersen et al., 2014]. For at minimere skader og opretholde folkesundheden skal der ske en fortsat håndtering af vand i byer. Én af løsningerne på regnvandshåndteringen er at håndtere og rense regnvandet lokalt, hvilket betegnes som lokal afledning af regnvand, LAR. De største hydrauliske udfordringer i et afløbssystem stammer fra regnvand, og LAR har derfor et stort potentiale [Winther et al., 2006]. Alle danske kommuner har udarbejdet klimatilpasningsplaner i 2013-2014 samt spildevandsplaner, hvori lokal håndtering af regnvand indgår. Ifølge Aalborg Kommunes klimatilpasningsstrategi skal *"anvendelse af LAR-løsninger i både eksisterende og nye boligområder være grundlag for fremtidig håndtering af regnvand."* [Aalborg Kommune, 2011].

Afløbssystemer fungerer, som førnævnt, ved at lede vand bort fra områder med mennesker, mens LAR fungerer ved at forsinke, fordampe, rense og/eller nedsive vandet lokalt i anlæg på eller under jordoverfladen. Med LAR afkobles regnvandet fuldstændigt eller delvist fra det traditionelle afløbssystem, hvilket reducerer den hydrauliske belastning i systemerne. Eftersom den hydrauliske belastning reduceres, betyder det ligeledes, at ledningsdimensioner kan reduceres, og derfor at mindre rør kan anlægges. Som følge af lokal nedsivning øges den naturlige grundvandsdannelse ligeledes. Ifølge Spildevandskomiteens Skrift 30 er et væsentligt anderledes punkt i nutidens regnvandshåndtering i forhold til tidligere, at der er mere fokus på at håndtere regnvand synligt på terræn og ikke kun i lukkede afløbssystemer. Denne trend kommer specielt til udtryk blandt byudviklere og i klimatilpasningsplanerne, hvor der fokuseres på at designe og indtænke grønne og blå løsninger i byerne [Caspersen et al., 2013]. For at sikre disse grønne og blå løsninger er det nødvendigt at regnvandet håndteres korrekt og renses for forurenende stoffer.

1.2 Problemformulering

Som følge af flere ekstreme regnhændelser kan lokal håndtering af regnvand være et godt redskab til at undgå fremtidige oversvømmelser i urbane områder. Desuden er LAR med til at understøtte og styrke byudviklingen samt øge den rekreative værdi, som disse anlæg tilfører. Foruden rekreativ værdi kan LAR-anlæg tilbageholde vand, og jordens nedsivningsevne kan derfor udnyttes til at aflede og rense vandet lokalt. Det stiller krav til det hydrauliske design, som bør tage højde for de fremtidige nedbørsmængder. I denne rapport udvikles værktøjer, som kan anvendes til screening af et projektområde og design af LAR.

En udfordring ved at håndtere regnvandet lokalt er, at regn- og overfladevand kan indeholde forurenende stoffer fra blandt andet veje og tage. Overfladevand fra veje kan blandt andet indeholde oliestoffer, mikroplast og tungmetaller, mens overfladevand fra tage kan indeholde høje koncentrationer af zink [Larsen et al., 2012]. Ved udledning og nedsivning af regn- og overfladevand, som potentielt indeholder disse skadelige stoffer, kan vandmiljøet og grundvandet påvirkes negativt. I urbane miljøer, hvor der oftest er begrænset plads, indtænkes løsninger indenfor lokal afledning af regnvand, som eksempelvis faskiner, grøfter, regnbede, permeabel belægning og grønne tage. I denne rapport udfordres den eksisterende dimensioneringspraksis af disse løsninger, hvor der arbejdes fra ud fra følgende problemstilling:

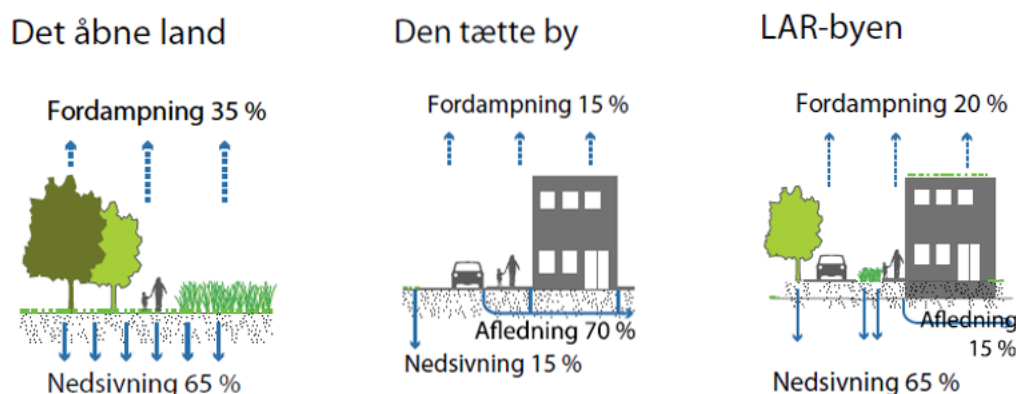
Hvordan kan anlæg til lokal håndtering af regnvand dimensioneres i forhold til den hydrauliske belastning og samtidig forbedre kvaliteten af regnvandsafstrømningen?

1.2.1 Fremgangsmåde

Rapporten er opbygget i tre dele, hvor første del indeholder en redegørelse af regnvandshåndteringen i Danmark og beskrivelser af traditionelle anlæg til lokal afledning af regnvand. I anden del af rapporten udvikles et screeningsværktøj, hvor potentialet for nedsivning i jorden vurderes. Der udvikles og præsenteres et nyt program til dimensionering af LAR-anlæg, som analyseres og diskuteres i forhold til den nuværende dimensioneringspraksis. Ligeledes præsenteres anbefalinger til sammensætningen af en filterjord til rensning af overfladevand. Den sidste del af rapporten sammenfatter, diskuterer og perspektiverer rapportens indhold.

2. Lokal afledning af regnvand

Når regnvand håndteres lokalt i det område, hvor nedbøren falder, betegnes det i daglig tale LAR, som er forkortelsen for lokal afledning af regnvand. LAR kan håndteres med mange forskellige metoder og fremgangsmåder, og dette kapitel beskriver principperne med LAR ved at gennemgå og undersøge konkrete elementer til håndtering af overfladevand ved nedsivning, forsinkelse, fordampning og rensning. Med LAR forsøges det at imitere naturens vandkredsløb, hvor nedenstående figur 2.1 illustrerer vandkredsløbet i henholdsvis det åbne land, den tætte by, og LAR-byen, hvor potentialet af LAR som bæredygtig håndtering af byens regnvand fremgår. Når byer udbygges, øges befæstningsgraden, som betyder at overfladevand samles og afledes med en større belastning til vandmiljøer, end naturligt. Ved at implementere grønne LAR-løsninger øges den naturlige grundvandsdannelse, hvorved et mere naturligt vandkredsløb opretholdes.



Figur 2.1: Illustration af vandkredsløbet i tre forskellige scenarier. Procenterne er vejledende og baseret på årsnedbør. Illustration fra Gabriel et al. [2011].

Som det illustreres i figur 2.1, øges både fordampningen og nedsivningen, når LAR indtænkes i byens miljø og håndtering af regnvand sammenlignet med den tætte by. Dette resulterer i, at mindre vand skal håndteres af byens afløbssystem. LAR-elementer, hvis funktion er nedsivning til jorden, forudsætter, at jorden har en tilstrækkelig nedsivningsevne, således at vandet kan ledes bort. Hvis der i et område ikke er optimale forhold til nedsivning, kan andre løsninger, såsom forsinkelse eller fordampning, anvendes. Udfordringerne i byområder er ofte pladsbegrænsning eller forurenede områder, som vanskeliggør nedsivning og opførelsen af store tekniske anlæg. Det kommende afsnit tager udgangspunkt i de traditionelle elementer indenfor LAR. Ud fra viden om systembeskrivelse, forudsætninger og virkningsgrad, kan det vurderes, hvilke elementer, der anbefales til et specifikt projektområde, når LAR skal implementeres. Denne viden er også en forudsætning for at evaluere den eksisterende dimensioneringspraksis og udvikle et nyt dimensioneringsprogram.

Herunder nævnes de forskellige LAR-metoder og de specifikke elementer under hver metode. Faskine, vejbed, regnbed, permeabel belægning, grønne tage og nye tekniske anlæg til rensning af overfladevand vil blive beskrevet.

2.1 Faskine

En faskine er et underjordisk bassin, hvorfra vand nedsives til grundvandet. For at understøtte bassinet opbygges faskiner med letklinker (leca-sten), stenmateriale (singles) eller plastkassetter, hvorved jordens porøsitet øges betragteligt indenfor et givet område. Hulrummet gør det muligt at magasinere vandet og lade det nedsive til den omkringliggende jord. Denne teknik betegnes også perkolation, men beskrives som nedsivning gennem rapporten [Winther et al., 2006]. Af figur 2.2 fremgår etablering af en faskine med plastkassetter.



Figur 2.2: Etablering af faskiner. Kilder: [Gabriel et al., 2011] og [Gabriel et al., 2012].

En faskine er ikke synlig på overfladen, hvilket muliggør anden anvendelse på overfladen. Faskiner lever ikke op til nutidens ønske om at synliggøre regnvand på terræn, men indgår ofte i kombination med andre LAR-elementer for at øge systemets samlede opstuvningsvolumen

2.1.1 Teknisk systembeskrivelse

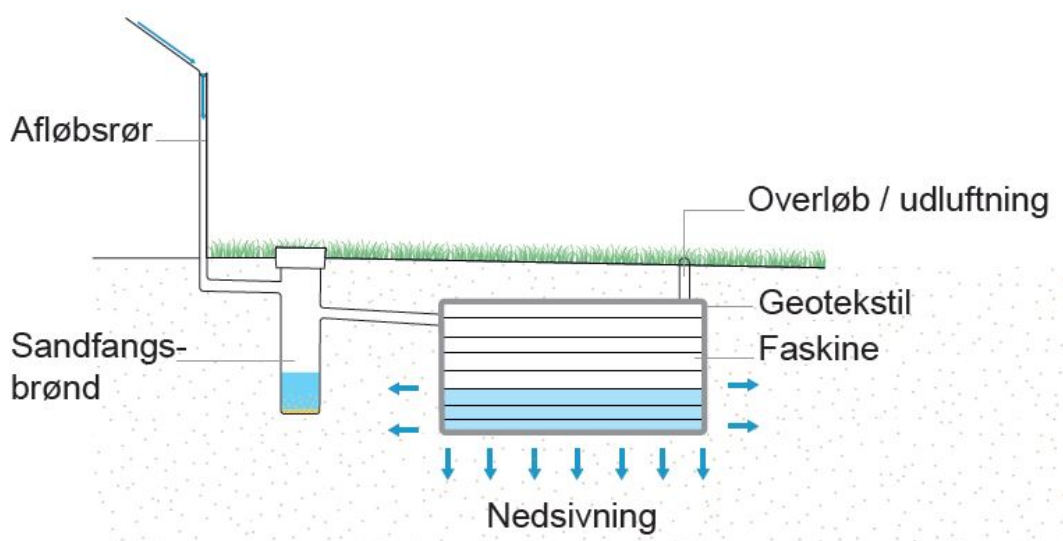
Opstrøms for selve faskinen etableres en sandfangsbrønd, som er en teknisk simpel løsning til at tilbageholde sand og blade for at undgå, at faskinens indre overflader, især bunden, tilstopper, og nedsivningsevnen dermed reduceres [Petersen et al., 2013]. Partikulært bundet forurenende stoffer kan aflejres i sandfanget, men effekten af dette medtages ikke i denne rapport. Det tilstræbes at dimensionere faskiner som lange og smalle, således at bundareal reduceres [Petersen et al., 1995]. Med letklinker er porøsiteten ifølge Leca [2017] omkring 0,50, med stenmateriale opnås typisk en porøsitet omkring 0,25, og med plastkassetter opnås en porøsitet omkring 0,95 [Winther et al., 2006]. Tabel 2.1 opsummerer typiske værdier for hulrumsandelen.

Tabel 2.1: Typiske hulrumandele for faskiner.

Faskine type	Hulrumsandel
Letklinker	0,50
Stenmateriale	0,25
Plastkassetter	0,95

Faskiner er typisk foret med geotekstil, så den omkringliggende jord ikke trænger ind i faskinen. Faskinens porevolumen fyldes i takt med at overfladevandet bidrager, og nedsivning sker fra faskinens bund og sider. Der kan etableres et overløb i faskinen, som udleder til andre LAR-elementer eller til traditionel regnvandsledning, der ligeledes fungerer som udluftning. Overløbet

træder i kraft ved kraftig regn, når faskinens magasineringsvolumen er opbrugt, så tilbagestuvning eller ukontrolleret vand på terræn begrænses. Af figur 2.3 er opbygningen af en faskine illustreret.



Figur 2.3: Illustration af faskineopbygning med sandfang og overløb.

2.1.2 Generelle forudsætninger for nedsivning

Afstanden til grundvandet og jordens hydrauliske ledningsevne er en vigtig forudsætning for alle nedsivningsmetoder. For at sikre en optimal nedsivning og rensning af vandet, bør bunden af nedsivningsanlægget placeres mindst 1 meter over grundvandsspejl, og så vidt det er teknisk muligt 2,5 meter over grundvandsspejl [Miljø- og Fødevarerministeriet, 2019]. Evnen til nedsivning er essentiel, hvilket er bestemt af den hydrauliske ledningsevne i den underliggende jordbund. Jordbundsforholdene kan undersøges med en nedsivningstest, og det anbefales at jordens hydrauliske ledningsevne ikke er mindre end 10^{-7} m/s for at sikre tilstrækkelig nedsivning, og ikke større end 10^{-2} m/s, da renseeffekten ellers reduceres betragteligt [Aalborg Kommune, 2016]. Det betyder, at sandjord fungerer godt, mens lerede jorde kan give problemer i forhold til nedsivningsevnen. Derfor er det også vigtigt, at jorden ved anlægsarbejdet ikke sammentrykkes af f.eks. tunge køretøjer, da dette gør jorden mere kompakt og reducerer nedsivningsevnen. Afstanden til vandløb, søer og havet og til vandindvindingsanlæg, hvortil der er krav om drikkevandskvalitet, skal være mindst 25 meter [Aalborg Kommune, 2016].

2.1.3 Hydraulisk aflastning og stoffjernelse

Studier af Bergman et al. [2011] konkluderer, at faskiners nedsivningsevne fra bundarealet reduceres efter flere års anvendelse grundet tilstopning. I forhold til anvendelse i byer kan der opstå udfordringer i forhold til stoffjernelsen eftersom stoffkoncentrationer i byer er højere end ikke-bynære områder. For at sikre tilstrækkelig rensning ved faskineløsninger kan der stilles krav til vandet der ledes til faskiner.

Rensning af regnvand i en faskine sker dels ved bundfældning i sandfanget og tilbageholdelse af partikler i faskinens omkringliggende jord. Større partikler som sand og blade bundfældes i sandfanget, mens mindre partikler og forurenende stoffer i et vist omfang tilbageholdes i den

omkringliggende jord. Faskiner er mindre ideelle til rensning af forurennet vand, eftersom vandet ikke nedsives i den øverste jordzone, hvor den biologiske aktivitet og omsætning er størst [Løll og Møldrup, 2000]. Derfor kan nedsivning af vejvand i faskiner være problematisk. Der må ikke anlægges faskiner i forurennet jord, da der er risiko for, at forureningen derved siver ned til grundvandet.

2.2 Vejbed og regnbed

Et vejbed er et beplantet bed langs vejen, hvorfra regnvand fra vejarealer tilledes. Vejbede udgør en fordybning i vejforløbet, hvor overfladevand forsinkes, fordampes, renses og nedsives. Vejbede kan virke fartdæmpende, da de etableres på kørebanen, og med fordel kan etableres ved allerede eksisterende trafikchikaner. Beplantningen bidrager til et grønt element i bybilledet. Et regnbed er ligeledes en beplantet fordybning, som på mange minder om et vejbed. Af figur 2.4 fremgår et billede af både et vejbed og regnbed.

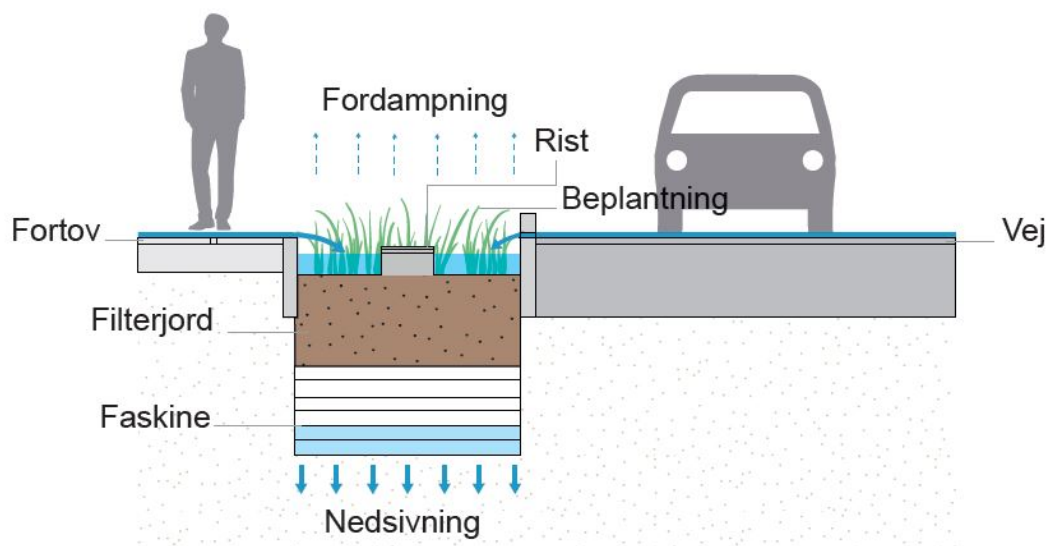


Figur 2.4: Billede af vejbed til venstre og regnbed til højre. Kilder: [Strømberg og Knudsen, 2015] og [Aalborg Kommune, 2016]

Eftersom et regnbed har næsten identiske forudsætninger som et vejbed, kommenteres der kun på vejbedet i den resterende del af dette afsnit.

2.2.1 Teknisk systembeskrivelse

Vejbedet opbygges af en filterjord, hvor der er mulighed for beplantning. Under filterjorden kan der anlægges en faskine så forsinkelses- og nedsivningsvolumnet øges. Der etableres et overløb fra vejbedet, som træder i kraft ved kraftige regnhændelser. Ifølge et studie af Jensen [2015] om et vejbed i Vejle anbefales det, at der etableres et sandfang ved indløbet for at reducere tilstopning og dermed opretholde nedsivningsevnen, hvilket erfaringer fra Strømberg og Knudsen [2015] understøtter. En illustrativ opbygning af et vejbed er præsenteret i figur 2.5.



Figur 2.5: Illustration af vejbedsopbygning.

2.2.2 Forudsætninger

I filterjorden skal etableres beplantning, som kan tåle både tørre og våde forhold, og beplantningen skal samtidig være modstandsdygtig overfor salt, da vejarealer saltes i frostperioder. Eftersom vejbedet anvendes til nedsivning, er det vigtigt at sikre en hydraulisk ledningsevne, som både tillader nedsivning i anlægget, men også i den underliggende jord. Ligesom for andre nedsivningsmetoder gælder forudsætninger for jordbundsforholdene og grundvandsstand, og i dette tilfælde har både filterjord og den underliggende jord betydning for nedsivningsevnen.

2.2.3 Hydraulisk aflastning og stoffjernelse

Eftersom der sker magasinering, nedsivning og fordampning fra et vejbed, reduceres belastningen på afløbssystemet. Et studie af Jensen [2015], som har undersøgt vejbedes funktion, viser at, den hydrauliske funktion reduceres ved indløb af blade og sand således at porestrukturen tilstoppes. Derfor kræver vejbedet vedligeholdelse for at opretholde dets funktion. Nedsivningsevnen bør ideelt set ligge imellem $5 \cdot 10^{-3}$ og $1 \cdot 10^{-6}$ m/s [Aalborg Kommune, 2016].

Vejvand fra trafikerede veje er forurenset, og stoffjernelsen fra vandet er essentielt inden nedsivning eller udledning. Stoffjernelsen i et vejbed er meget afhængig af sammensætningen og effektiviteten af den anvendte filterjord. Senere i rapporten kommenteres mere på filterjordssammensætningen til at opnå god rensning. Stoffer optages i bedets planter og nedbrydes af mikroorganismer og af solens ultraviolette stråler. Samtidig vil stoffer tilbageholdes i filterjorden og i det underliggende jordlag. Ifølge Larsen et al. [2012] bør et filteroverfladeareal, som tommelfingerregel, designes til en arealreduktion i forhold til det befæstede areal på cirka en faktor 20.

2.3 Permeabel belægning

En permeabel belægning er en gennemtrængelig overflade, hvorfra overfladevand nedsiver, og derved reduceres overfladeafstrømningen og den hydrauliske belastning på afløbssystemet. Der findes

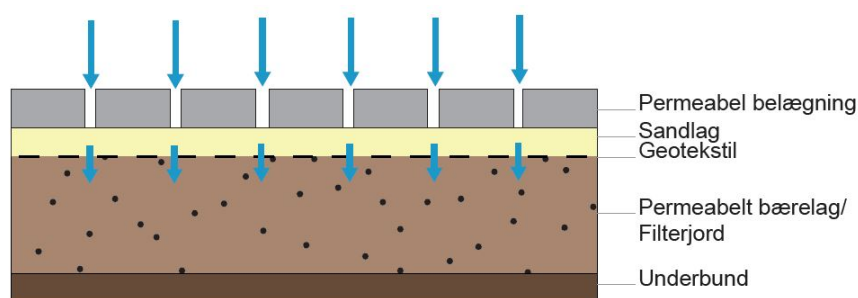
forskellige typer af permeable belægninger, som kan benyttes til håndtering af overfladevand. En type af permeabel overflade kunne f.eks. bestå af plast- eller betonstrukturer, hvorimellem græs kan etableres og medvirke til nedsivning. Et andet eksempel er permeabel asfalt eller flisebelægning, hvor porestrukturen tillader nedsivning. Grus- og græsarealer kan også fungere som permeable overflader, hvorfra der kan ske nedsivning. Figur 2.6 viser forskellige permeable belægninger.



Figur 2.6: Billede af permeabel belægning med græsarmering og grusopbygning. Kilde: [Aalborg Kommune, 2016].

2.3.1 Teknisk systembeskrivelse

Regnvand nedsiver mellem belægningselementer, som er etableret på et underlag, der er opbygget til at kunne aflede og opmagasinere vand samtidig med, at bæreevnen bevares. Bærelaget fungerer både som et dræn- og magasineringslag, hvorigennem vandet kan nedsive. Bærelaget kan dimensioneres med et øget magasinivolumen ved at kombineres med en underliggende faskine. I tilfælde af kraftige, intensive regnhændelser er der ofte etableret et overløb, som sikrer kontrolleret udledning fra anlægget [Aalborg Kommune, 2016]. Den permeable belægning har en hulrumsandel, som ifølge Aalborg Kommune [2016], er cirka 0,25 for permeabel beton, permeabel asfalt og stenmateriale. Figur 2.7 illustrer opbygningen af en permeabel belægning.



Figur 2.7: Illustration af permeabel belægning.

2.3.2 Forudsætninger

Da dette LAR-element er en nedsivningsmetode, er placeringen af grundvandsspejlet en essentiel forudsætning for nedsivningsevnen. Der tages oftest udgangspunkt i den højeste grundvandsstand, som opstår i vinterhalvåret. Ligesom for andre nedsivningsmetoder gælder de generelle

forudsætninger, som er beskrevet tidligere. En anden forudsætning for at sikre nedsivning er, at overfladen vedligeholdes for at undgå tilvoksning eller tilstopning. Ved manglende vedligeholdelse vil belægningen erfaringsmæssigt tilstoppes [Aalborg Kommune, 2016]. Med nedsivningsmetoder af overfladevand fra arealer med en væsentlig trafikbelastning bør det vurderes, om der er risiko for forurening af grundvandet.

2.3.3 Hydraulisk virkningsgrad og stoffjernelse

Belægningens infiltrationskapacitet afhænger dels af belægningens design, dels af den hydrauliske ledningsevne af bærelaget og dels af den underliggende råjord [Klimatilpasning.dk, 2019]. Det betyder, at lerede forhold i den underliggende jord vil begrænse nedsivningsevnen. Tabel 2.2 viser typiske værdier for den hydrauliske ledningsevne af forskellige typer belægninger.

Tabel 2.2: Typiske værdier for hydraulisk ledningsevne af nyetablerede belægninger. Kilde: [Aalborg Kommune, 2016].

Belægningstype	Hydraulisk ledningsevne [m/s]
Porøs asfalt	$>8,3 \cdot 10^{-2}$
Permeabel beton	$>1,7 \cdot 10^{-1}$
Belægningsten med afvanding gennem fuger	$1,7 \cdot 10^{-3} - 1,5 \cdot 10^{-1}$
Porøse belægningssten	$2,5 \cdot 10^{-3} - 2,5 \cdot 10^{-2}$
Græsarmeringssten	$8,3 \cdot 10^{-4} - 5,0 \cdot 10^{-2}$
Grus	$8,3 \cdot 10^{-4} - 5,0 \cdot 10^{-2}$

Eftersom den hydrauliske ledningsevne for belægninger ofte er højere end den underliggende jord, vil jorden ofte være den begrænsende faktor for nedsivning. Over tid vil nedsivningsevnen fra belægningen dog reduceres, hvorfor vedligeholdelse er nødvendigt. Ifølge Aalborg Kommune [2016] er den målte afstrømning fra permeable belægninger omkring 5 % af den samlede årlige nedbør. Der konstateres kun overfladeafstrømning ved særligt kraftige hændelser, hvilket vidner om en effektiv hydraulisk virkningsgrad. Eftersom der findes flere forskellige permeable belægninger, er det vigtigt, at bemærke at der er forskel i både afstrømningsforhold og virkningsgrad. Det anbefales, at dybden af laget under den permeable belægning overdimensioneres, da der kan ske tilstopning, hvilket nedsætter kapaciteten af anlægget og dermed også levetiden af anlægget [Aalborg Kommune, 2016]. Permeable belægninger har en fordampningsevne, grundet den porøse opbygning, hvor der, ifølge britiske studier lavet på permeable belægninger, fordamper 0,2-5,5 mm regnvand/dag [Pratt et al., 1995]. Resultaterne af afstrømningen og fordampningen fra permeable belægninger indikerer altså, at kun en lille andel regnvand afstrømmer til afløbssystemet.

Stoffjernelsen er forskellig, afhængig af hvilken type af permeabel belægning, der benyttes. Græs-armerede overflader anses for at fungere mere effektivt end f.eks. permeabel asfalt, eftersom flere stoffer og partikler tilbageholdes ved nedsivning i jord. I græsarmeringsbelægninger sker stoffjernelse ved filtrering og nedbrydning i jordlaget Aalborg Kommune [2016]. Ifølge amerikanske studier af Scholz og Grabowiecki [2007] vurderes det at de fleste forurenende komponenter tilbageholdes i jordmatricen, mens kvælstoffjernelse anses for at være lav. Stoffjernelse fra permeable belægninger bør vurderes afhængig af hvilken type der designes og anlægges. Filtreringen i permeabel asfalt anses værende mindre, men der kan dannes biofilm i porestrukturen, hvilket øger nedbrydningen af forurenende stoffer. I laboratorieforsøg udført på fuldskala permeable

græsarmeringssten af Dierkes et al. [2002], hvor renseeffekteten af bly, cadmium, kobber og zink er undersøgt, ved tilsætning af kunstig kontamineret regn, konkluderes det, at mellem 72 % og 98 % af stofferne tilbageholdes. Det samme studie blev udvidet til at undersøge forureningsophobningen på en 15 år gammel permeabel belagt parkeringsplads, hvis anvendelse har været høj. Forskerne i dette studie fandt efter 15 års anvendelse lave koncentrationer af tungmetallerne og kulbrinter, hvilket indikerer en god nedbryningsevne af disse stoffer.

2.4 Grønt tag

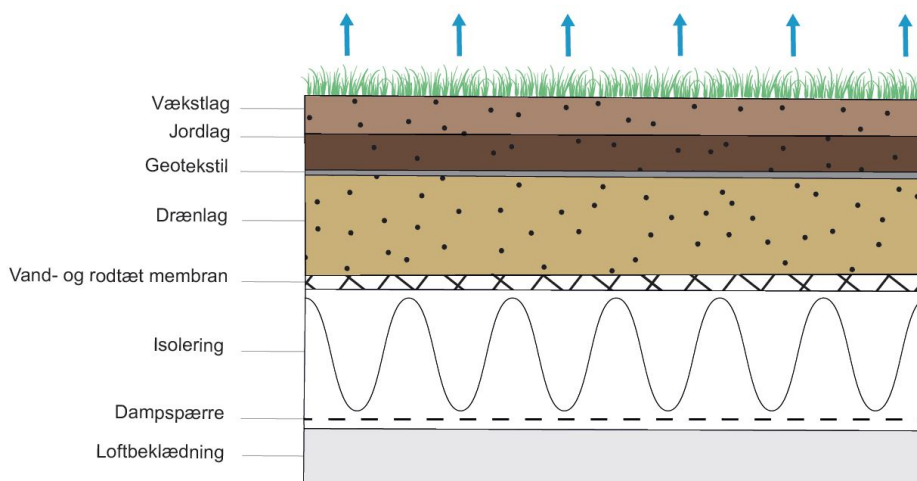
Et grønnt tag er en tagkonstruktion, der anvender beplantning ovenpå tagkonstruktionen. I forhold til et almindeligt tag, hvor regnvand afstrømmer langs tagfladen, vil beplantningen på et grønnt tag optage, forsinke og fordampe regnvandet. Tagkonstruktionen dækkes af en vegetation, som kan klare sig under både våde og tørre forhold, og på figur 2.8 fremgår et eksempel på grønne tage. Særligt fordampning er et fokuspunkt og en vigtig funktion for grønne tage.



Figur 2.8: Billeder af grønne tage [Aalborg Kommune, 2016].

2.4.1 Teknisk systembeskrivelse

Der findes forskellige typer af grønne tage, som inddeles i to overordnede typer afhængig af tykkelsen på taget. De to typer henvises til værende enten intensivt eller ekstensivt anlagt, hvor de intensivt konstruerede tage er tykke og kraftige, mens ekstensivt anlagte tage er tyndere opbygget. De forskellige typer af tag opbygges på samme måde, hvor kun tykkelsen på vækstlaget og drænlaget varierer [FFL - Landscape Development and Landscaping Research Society, 2018]. Tykkelsen på drænlaget har betydning for tagets funktion som magasinerings- og forsinkelsesanlæg og typen af planter, der kan gro. På figur 2.9 fremgår den generelle opbygning af et grønnt tag.



Figur 2.9: Opbygning af grønt tag.

På figur 2.9 fremgår det, at isoleringen og drænlaget er adskilt af en vand- og rodtæt membran, som sikrer, at regnvand ikke nedsiver i bygningens tagkonstruktion. Membranen og drænlaget sikrer yderligere, at regnvandet ledes til tagrende og nedløbsrør. Jordlaget og drænlaget fungerer som forsinkelse og magasineringsvolumen, og vækstlaget øverst i opbygningen definerer typen af mulig beplantning på taget. Planterne på taget optager en del af regnvandet, der falder på taget, mens det underlæggende drænlag forsinker og tilbageholder vandet. Når jordlaget er vandmættet, vil planterne via deres rodnet optage vandet og fordampe det med tiden.

2.4.2 Forudsætninger

Da de grønne tage blandt andet fungerer som magasinering af regnvand, er taghældningen en essentiel faktor for effektiviteten og afstrømningsmængden. Grønne tage forudsætter en taghældning på mindre end 45 grader for at undgå tekniske, strukturelle og vegetationsproblemer [FFL - Landscape Development and Landscaping Research Society, 2018]. Det er en vigtig forudsætning for grønne tage, at tagkonstruktionen er designet til den øgede belastning på taget, både i form af planter, jord og vand. Derfor anbefales det ikke, at grønne tage etableres på eksisterende bygninger, men på nybyggede tagkonstruktioner.

2.4.3 Hydraulisk aflastning og stoffjernelse

Det anbefales, at grønne tage er et LAR-element, som benyttes i samspil med andre løsninger. Det skyldes, at grønne tage ikke alene kan håndtere kraftige hændelser, hvor drænlaget vandmættes. Ved kraftige, længerevarende regnskyld, når drænlaget mættes, ledes regnen til tagrende og nedløbsrør uden yderligere forsinkelse. Grønne tage kan mindske mængden og hastigheden af vand, som ledes i afløbssystemet eller til andre LAR-elementer, men volumenreduktionen og tilbageholdelsen afhænger af tagets opbygning og egenskaber. Et studie udført i Malmø, Sverige, af den hydrauliske effekt på et ekstensivt grønt tag, har undersøgt den årlige fordampningen af regnvand fra taget [Berndtsson et al., 2009]. Ifølge undersøgelsen fordamper 56% af nedbøren i sommerhalvåret, mens der i vinterhalvåret fordamper 33 %. Undersøgelsen viste yderligere, at den årlige fordampning svarer til 46% af nettonedbøren, hvilket resulterer i en væsentlig aflastning af afløbssystemet. Erfaringer fra Portland, USA, viser, at den gennemsnitslige årlige

tilbageholdelse, over en 6-årig periode, er 53 % [Rasmussen et al., 2013]. Den årlige tilbageholdelse har ofte ikke direkte afløbsteknisk betydning, da afstrømning og magasinering har en tidsskala på timer og dage. I et notat om grønne tages hydrauliske egenskaber af [Rasmussen et al., 2013] diskuteres den afløbstekniske modellering af grønne tage. I notatet konkluderes det, at grønne tage som konsekvens af at tilbageholde og forsinke nedbør, dermed reducerer belastningen på spidsbelastede tidspunkter (peak flow) i afløbssystemet [Rasmussen et al., 2013]. Disse to studier stemmer overens med erfaring fra [FFL - Landscape Development and Landscaping Research Society, 2018], hvor der tilbageholdes mellem 40 og 90 % af den årlige nedbør på grønne tage, hvilket betyder, at afstrømningsmængden nedstrøms i systemet reduceres. I tabel 2.3 findes typiske værdier for den årlige vandtilbageholdelse og fordampningsrater baseret på vækstlagets tykkelse.

Tabel 2.3: Den årlige tilbageholdelse for grønne tage i relation til vækstlagets tykkelse. Erfaringer stammer fra tyske lokaliteter med en årlig nedbør på mellem 650 og 800 mm [FFL - Landscape Development and Landscaping Research Society, 2018]. * Bestemt med en gennemsnitsnedbør fra 2006 til 2015 på 792 mm/år ifølge DMI [2020].

Tagtype	Vækstlagets tykkelse [cm]	Årlig tilbageholdelse [%]	Anbefalede værdier for fordampningsrate* [mm/dag]
Ekstensivt	2-4	40	0,87
	>4-6	45	0,98
	>6-10	50	1,08
	>10-15	55	1,19
	>15-20	60	1,30
Intensivt	>15-25	60	1,30
	>25-50	70	1,52
	>50	>90	1,95

I forhold til effekten af stoffjernelse fra grønne tage har Berndtsson et al. [2009] foretaget et studie, som omhandler effekten af intensive og ekstensive beplantede tage på regnvandskvaliteten. Studiet er udført på tage i henholdsvis Japan og Sverige, hvor der blandt andet testes for tagenes evne til at fjerne kvælstof og tungmetaller. I studiet er det ekstensive tag tilført gødning i 2 år, for efterfølgende at udelukke gødning. De konkluderer, at begge typer tage optager kvælstof. I forhold til tungmetallerne er resultatet blandet, hvor koncentrationer af jern, bly og zink er faldende i afløbsvandet fra det intensive tag, mens koncentrationer af blandt andet zink og kobber var stigende i de ekstensive tage. Berndtsson et al. [2009] konkluderer yderligere, at grønne tage derfor ikke anbefales som et element til at forbedre kvaliteten af regnvandsafstrømningen. Ifølge Aalborg Kommune [2016] bidrager grønne tage til rensning af partikler og støv fra luften, men vurderer samtidig også at kvælstoffjernelsen er lav.

2.5 Lokal renseteknologi

Grundet større fokus på, og mere viden om, forurenende stoffer i overfladevand stilles der højere krav til rensning inden nedsivning eller udledning. Specielt i urbane områder, hvor overfladevandet kan indeholde høje koncentrationer af forurenende stoffer, er det nødvendigt med en mere omfattende rensning. Det kommer blandt andet som et ønske af god badevandskvalitet i forbindelse med havnebassiner, men også af vandområdeplaneres målsætning om en forbedret tilstand i

vandmiljøet [Miljøstyrelsen, 2020]. I forbindelse med separatkloakering i byer og behovet for rensning af overfladevand, er der de seneste år udviklet mange forskellige tekniske anlæg til rensning og håndtering af overfladevand i byer, hvor pladsen ofte er begrænset. Disse anlæg er kendetegnet ved, at de kan installeres bynært og renser vandet effektivt selv ved større hydrauliske belastninger. Fælles for disse teknologier er, at de økonomisk har højere omkostninger til både etablering og drift, sammenlignet med de traditionelle LAR-elementer. Chefkonsulent Jes Clauson-Kaas fra HOFOR udtaler:

"Vi holder et vågent øje med de nye teknologier, men der er ingen tvivl om, at driftsomkostningerne og renseeffektiviteten kommer til at vægte højere end anskaffelsesprisen, når vi skal til at investere i renseteknologierne." [Klimatilpasning.dk, 2013]

Jes Clauson-Kaas's udtalelse vidner om et øget fokus på renseeffektivitet. Eksempler på renseteknologier til overfladevand er dobbeltporøs filtrering, aktiv flokkuleringsanlæg, hydroseparator, og underjordiske sedimentationsrør. Figur 2.10 visualiserer en stenuldsfaskine, som er etableret ved Langelands Plads i Frederiksberg.



Figur 2.10: Billede af renseteknologi ved brug af stenuldsfaskiner. Kilde: [Hoang, 2019].

Disse ovenstående eksempler på teknologier er alle nedgravede anlæg, som kan etableres i byer, da overfladen fortsat kan anvendes til andre formål, såsom fortov, vej eller parkareal. Det skal dog bemærkes, at der i allerede etablerede byområder eksisterer et enormt ledningsnet og kloaksystem under overfladen, hvilket kan give udfordringer med placering af disse renseteknologier. Disse renseteknologier kan fordelagtigt anvendes i allerede etablerede tætte byområder, hvor der skal separatkloakeres, og forholdene ikke tillader traditionelle LAR-elementer. Den hydrauliske aflastning og stoffjernelse er meget individuel for de forskellige teknologier, og derfor anbefales en individuel vurdering af det specifikke anlæg og projekt. Eftersom disse anlæg renser overfladevand inden udløb, vil de med tiden opkoncentrere forurenende stoffer, hvilket kræver en oprensning af anlægget. Dette kan ske ved manuel rensning eller tømning, eller automatisk med afskylning til en eksisterende spildevandskloak.

2.6 Opsummering

Når regnvand skal håndteres lokalt, forsøges det at imitere det naturlige vandkredsløb, for på denne måde at reducere den hydrauliske belastning på afløbssystemet. Fem LAR-elementers systembeskrivelse, forudsætninger, hydraulisk aflastning og stoffjernelse er beskrevet. Disse fem udvalgte LAR-elementer har forskellige egenskaber som vurderes i forhold til deres evne til nedsivning, magasinering, fordampning og rensning. Til at dimensionere disse i forhold til den hydrauliske belastning eksisterer der i dag en række værktøjer, hvilket beskrives i det kommende afsnit.

3. Eksisterende dimensioneringsværktøjer

I dette kapitel klarlægges eksisterende dimensioneringsværktøjer, som kan anvendes til dimensionering af LAR-elementer. LAR-elementer dimensioneres i dag primært efter et dimensioneringsark udarbejdet af Spildevandskomiteen. Der findes også alternativer, som eksempelvis programmet Wet Detention Pond, WDP, som dog primært er udviklet til bassindimensionering. LAR-elementer og bassiner dimensioneres ofte efter en ønsket gentagelsesperiode, hvilket beskriver hvor ofte, der sker overløb fra anlægget. Spildevandskomiteens dimensioneringsark anvender udelukkende den hydrauliske belastning til dimensionering, hvorimod WDP kan dimensionere efter både hydraulisk- og stofmæssig belastning. Der eksisterer også andre værktøjer, såsom MIKE URBAN, SWMM og STORM, som ofte anvendes til at analysere mere komplicerede systemer. Der introduceres sidst i kapitlet et eksisterende værktøj til at estimere stofkoncentrationer i regnvandsafstrømningen, eftersom der er et øget fokus på regnvandskvalitet og stofkoncentrationer.

3.1 Spildevandskomiteens dimensioneringsark

Spildevandskomiteens dimensioneringsark anvendes i dag i høj grad til dimensionering af LAR-elementer, og følger dansk dimensioneringspraksis som følge af Spildevandskomiteens Skrift 25 [Petersen et al., 1995]. Dimensioneringsarket er den anerkendte dimensioneringsmetode til LAR-elementer og introduceres i flere kommuners LAR-metodekataloger. Dimensioneringsarket kan dimensionere LAR-elementerne faskiner, grøfter, regnbede og permeable belægninger. Til dimensioneringen benytter dimensioneringsarket en kunstig regn til at bestemme den kritiske regnvarighed, der giver anledning til den ønskede gentagelsesperiode. Den dimensionsgivende regnvarighed bestemmer derved LAR-elementets opstuvningsvolumen, hvor det forudsættes, at LAR-elementets opstuvningsvolumen er tomt ved begyndelsen af hver regnhændelse. Denne antagelse er en af begrænsningerne ved værktøjet, hvilket kommenteres yderligere i næste afsnit. Det hydrologiske oplandsareal, hydrologisk reduktionsfaktor, klimafaktor og jordens hydrauliske ledningsevne defineres. På baggrund af de definerede karakteristika og den ønskede gentagelsesperiode kan dimensionerne på de fire forskellige LAR-elementer bestemmes.

3.1.1 Begrænsninger ved dimensioneringsarket

Dimensioneringsarket er nemt tilgængeligt og har en simpel brugerflade, men simplificeringen sætter begrænsninger for anvendelsen. LAR-elementerne antages at være tomme ved begyndelsen af hver regnhændelse, hvilket ekskluderer effekten af koblede regnhændelser. Det betyder, at mindre regnintensiteter end den dimensionsgivende kan give anledning til overløb, da opstuvningsvolumenet fra forrige regnhændelse reelt set endnu ikke er drænet ud af systemet. Der kompenseres for effekten af koblede regn ved at øge volumenet med 20 %. En anden antagelse er, at faskiner og grøfter dimensioneres, som værende halvt fyldte, hvilket betyder, at halvdelen af infiltrationsarealet bidrager til nedsivning.

Yderligere tager dimensioneringsarket ikke højde for forskellige former og udformninger af LAR-elementer. Et eksempel på dette er udformningen af grøfter, hvor det kun er muligt at definere kronekantens bredde, og ikke tilføje en bundbredde. I det følgende afsnit undersøges WDP nærmere, som tager højde for flere af de ovenstående udfordringer og antagelser.

3.2 WDP-software

Wet Detention Pond (WDP) er en software, som er udviklet under projektet "Renere teknologi til håndtering og rensning af separat regnvand". Denne software kan anvendes til hydraulisk og stofmæssig dimensionering af regnvandsbassiner og nedsivningsanlæg med udgangspunkt i historiske regnserier eller tidsserie af tilløbsflow [Vollertsen et al., 2018a]. Afstrømning fra befæstede arealer beregnes i softwaren med tid-areal metoden. Oplandets karakteristika i softwaren dækker over initialtab, afstrømningstid og størrelsen af det reducerede opland. Det er muligt at medtage fordampning, basisvandføring, nedsivningsrate og udsivning. Begrænsningerne ved softwaren undersøges, og desuden undersøges muligheden for at anvende softwaren til at dimensionere LAR-elementer, eftersom flere af begrænsningerne ved Spildevandskomiteens dimensioneringsark ikke er gældende med dette værktøj.

3.2.1 Begrænsninger ved WDP

Ved at benytte historiske regndata, begrænses mulighederne for klimafremskrivning og bestemmelse af høje gentagelsesperioder, hvilket er en generel begrænsning ved anvendelse af historiske regnserier. Længden af regnserien er begrænsende for beregningen af gentagelsesperioden, da der ikke kan modelleres en højere gentagelsesperiode end længden af den anvendte regnserie. Det anbefales at anvende den længste lokale regnserie for at opnå størst statistisk datagrundlag. Spildevandskomiteens regnmålerstationer dækker ikke alle lokaliteter i Danmark, hvilket betyder, at lange regndata ikke er tilgængelig for alle projekteringsområder. Denne stedslige fordeling af regnmålere kan give anledning til begrænsninger ved brug af historiske regndata.

WDP er et effektivt værktøj til dimensionering og kobling af våde og tørre bassiner og giver et godt estimat af stoffjernelsen herfra. Softwaren er dog ikke målrettet dimensionering af LAR-elementer, men det er undersøgt, hvordan disse kan implementeres som nedsivningsløsninger i softwaren. Faskiner og grøfter kan designes i WDP som tørre bassiner, men for faskiner er det ikke direkte muligt at justere hulrumsandelen, som har betydning for faskinens faktiske opstuvningsvolumen. Der præsenteres ikke en detaljeret beskrivelse af hvordan disse modelteknisk designes i WDP, da det vurderes at dokumentationen af dimensionering af LAR-elementer er begrænset.

Modsat Spildevandskomiteens værktøj er det med WDP en manuel iterativ proces at bestemme en gentagelsesperiode for overløb eller ønsket stoffjernelse, som gøres ved at ændre på dimensioner eller andre hydrauliske parametre. For både Spildevandskomiteens dimensioneringsark og WDP gælder desuden, at der kun kan kobles et opland til hvert individuelt system, hvorimod mere komplicerede afstrømningsmodeller og oplandskarakteristika kan defineres i eksempelvis MIKE URBAN. Efterfølgende kan en tidsserie af tilløbsflow dog kobles til WDP. Foruden den hydrauliske dimensionering undersøges design og dimensionering i forhold til stoffjernelse. Det er derfor essentielt at have kendskab til stofkoncentrationer i regnvandsafstrømningen, hvilket beskrives i næste afsnit med henblik på værktøjer, som kan anvendes til at opnå dette kendskab.

3.3 Stofkoncentrationer i regnvandsafstrømning

I bynære områder er der stor variation på stofkoncentrationer i det regnvand, der afstrømmer fra overflader. LAR-elementer kan designes intelligent i forhold til stoffjernelse ved at have kendskab til den forventede stofbelastning. Kendskabet til forventede koncentrationer kan ligeledes anvendes til at dokumentere den forventede rensning og dimensionering af LAR-elementet. I forbindelse med projektet, "Regnvandskvalitet og klimatilpasning", igangsat og finansieret af Regnvandsforum, blev værktøjet RegnKvalitet udviklet [DHI, 2015]. Et af projektets formål var at fremskaffe viden om stofsammensætning i overfladevand fra veje, tage og pladser i byområder under regnhændelser. Værktøjet anvender danske data og studier, som sikrer relevansen og kvaliteten af værktøjet, således at det afspejler stofkoncentrationer i regnvandsafstrømningen i Danmark [DHI, 2015]. RegnKvalitet er senest opdateret i august 2018 og indeholder derfor også nyere studier af regnvandskvalitet. Værktøjet beregner stofkoncentrationer på baggrund af fordelingen af det reducerede oplandsareal, som er inddelt i 17 overfladekategorier og kendte stofkoncentrationer fra disse overflader. I bilag A på side 91 præsenteres en dataoversigt over hvilke stofkoncentrationer, der anvendes til beregning, samt inddelingen af de 17 overfladekategorier. Der findes data på 32 udvalgte forurenende indikatorstoffer, der vurderes som de mest essentielle til at vurdere regnvandskvalitet under danske forhold, hvilke også fremgår af bilag A.

3.3.1 Tidsvarieret stofkoncentrationer

Det skal bemærkes, at indløbskoncentrationer til et anlæg i virkeligheden er tidsvarierende. Når det ikke regner, opkoncentreres stoffer på overflader og i atmosfæren. Disse stoffer strømmer af overfladen når det regner, og de højeste stofkoncentrationer stammer oftest fra den første afstrømningsmængde, som betegnes first flush. I RegnKvalitet anvendes 75 % fraktilen af stofkoncentrationen til at bestemme overfladeafstrømningens gennemsnitskoncentration [DHI, 2015]. Stofbelastning bestemmes ud fra den givne stofkoncentration multipliceret med den årlige nedbør, hvor der i RegnKvalitet anvendes 10-års normalen fra 2001-2010 på 765 mm.

Med viden om stofbelastningen og de hydrauliske forudsætninger for LAR-elementer kan der opstilles anbefalinger og udvikles værktøjer, som kan bruges i dimensioneringen af LAR-elementer.

II

Design af LAR

4	Screeningsanalyse	23
5	Udvikling af dimensioneringsprogram	31
6	Filterjord til rensning af regnvandsafstrømning	47

4. Screeningsanalyse

Når et projektområde med lokal håndtering af regnvand skal iværksættes og designes, skal en vurdering af potentialet for forskellige LAR-elementer foretages. Dette kapitel går i dybden med forudsætningerne for etableringen af nedsivningsanlæg, hvor der afslutningsvist i kapitlet præsenteres et nedsivningskort, som kan anvendes som et screeningsværktøj til vurdering af, hvor egnet et område er til nedsivning. Denne screeningsanalyse er udført med fokus på fire parametre, som vurderes at have betydning for placeringen af nedsivningsanlæg. Metoden til nedsivningskortet kan anvendes i hele Danmark, men udføres i denne rapport over Aalborg Kommune, hvor de følgende fire parametre inddrages i screeningsanalysen:

- Terrænnært grundvand
- Drikkevandsboringer
- Geologiske forhold
- Forurening

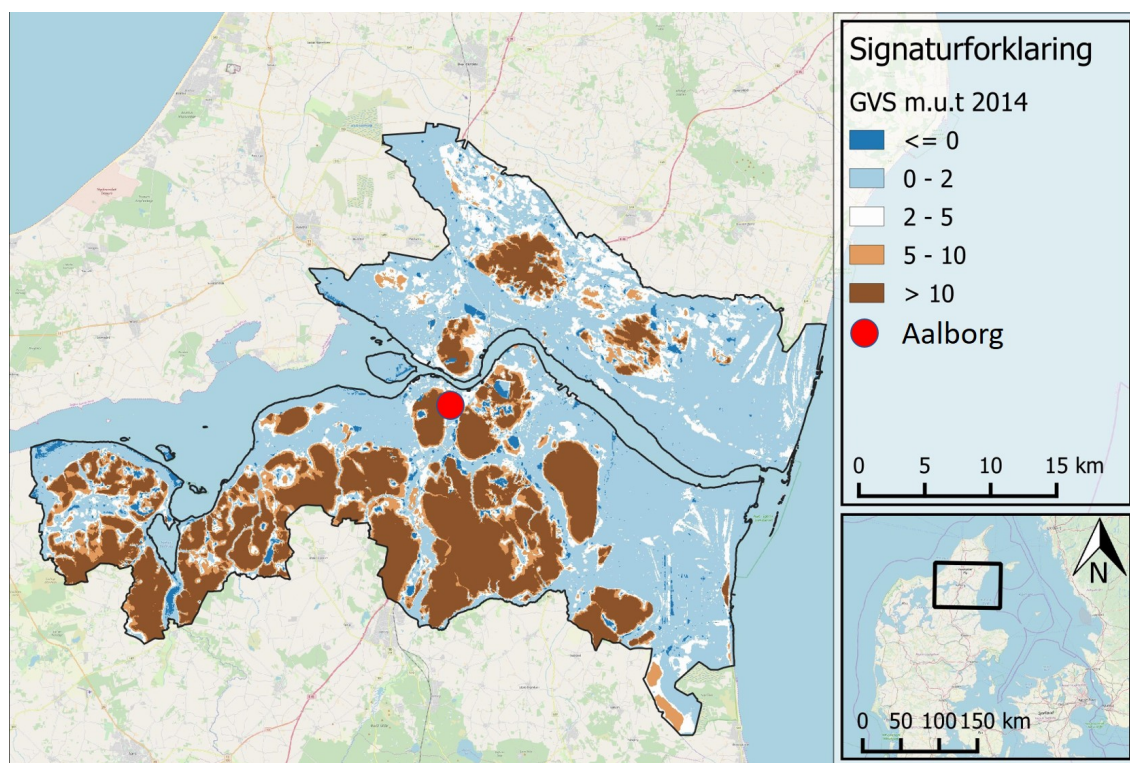
Herunder kommenteres der i hver sektion på de fire parametre samt hvilke anbefalinger og lovkrav, der bør følges ved etablering af nedsivningsanlæg.

4.1 Terrænnært grundvand

Til at vurdere nedsivningselementers funktion er grundvandsstanden helt essentiel. Hvis grundvandet ligger for tæt på terræn, er nedsivning ikke mulig, da nedsivning forudsætter, at den underliggende jord er i stand til at nedsive vand. Derfor spiller afstanden fra terræn til grundvandsspejlet en central rolle for LAR-elementer med nedsivning. Ifølge anbefalinger fra Aalborg Kommune [2016] skal der være minimum 1 meters afstand fra nedsivningselementets bund til grundvandsspejlet for at sikre tilstrækkelig nedsivning. På figur 4.1 fremgår afstanden til det terrænnære grundvand. Figuren over terrænnært grundvand er fremstillet ud fra et datagrundlag, som er baseret på baggrund af følgende data:

- Pejlinger som repræsenterer det terrænnære grundvand
- Støttepunkter langs vandløb
- Støttepunkter langs søer
- Støttepunkter langs kyst
- Støttepunkter i områder med vand på terræn
- Støttepunkter i dræned områder

Der kommenteres ikke yderligere på databehandlingen af disse data. De ovenstående data interpoleres til en kommunedækkende flade.



Figur 4.1: Afstand til terrænnært grundvandsspejl (GVS). Data og kort er udleveret af Niras.

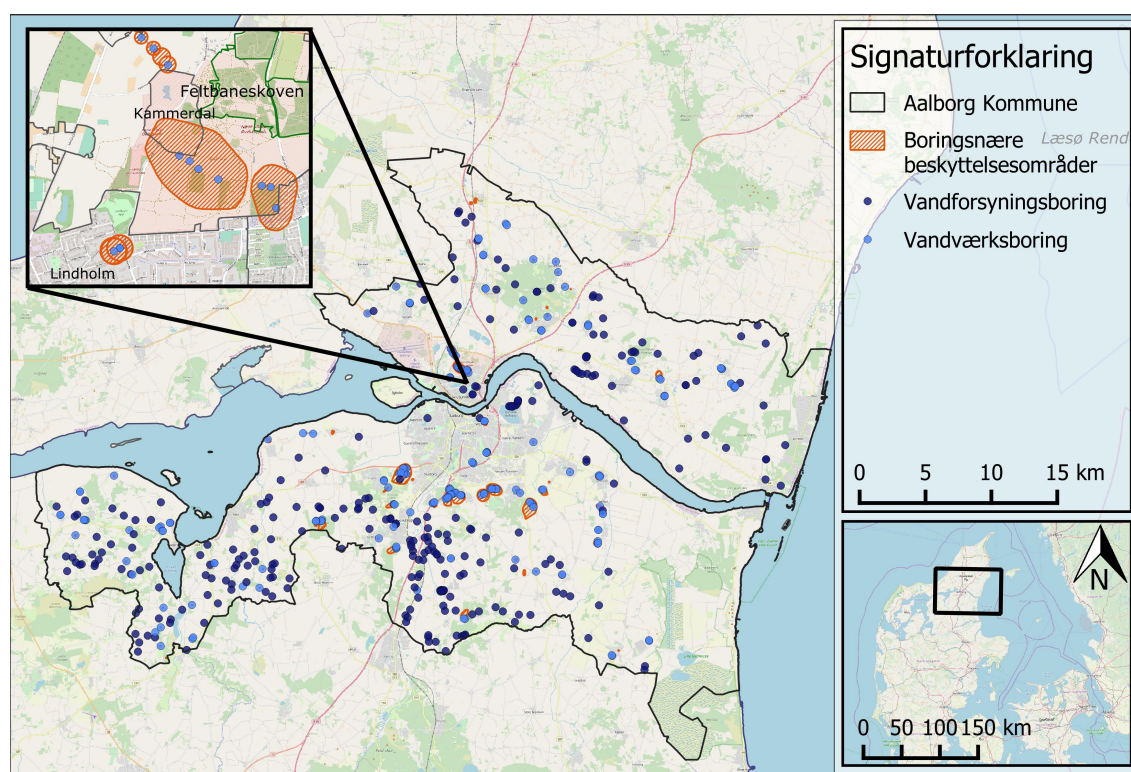
På figur 4.1 fremgår det, at områder nær Limfjorden har terrænnært grundvand, mens områderne syd for Aalborg og centralt i Nørresundby har længere afstand til grundvandet, hvilket giver bedre forudsætninger for nedsivning. I den østlige del af Aalborg Kommune observeres yderligere store områder med højtstående grundvand. I forhold til implementeringen af LAR er det værd at bemærke, at grundvandsstanden kan variere, hvor havstigninger og en øget mængde nedbør påvirker den terrænnære grundvandsstand. Grundvandsstanden kan monitoreres og verificeres med pejleboringer. Ligeledes kan implementeringen af LAR-anlæg medvirke til en øget grundvandsdannelse.

Som tidligere nævnt anbefales det, at grundvandsspejlet skal være minimum 1 meter fra anlæggets bund. Afstanden til grundvandsspejlet varierer i løbet af året, hvor grundvandsspejlet normalt er højest i perioden fra sen vinter til tidligt efterår og lavest om sommeren. Derudover etableres LAR-elementer typisk 0,5-1 meter under terræn, og derfor vurderes det, at nedsivning ikke er egnet, når der er mindre end 2 meter fra terræn til grundvandsspejl. I forhold til nedsivningspotentialet vurderes en afstand mellem 2 og 4 meter fra terræn til grundvandsspejl at være måske-egnet, da det afhænger af lokalitetsspecifikke parametre, såsom nedsivningstests og dybden til nærmeste lerlag. Hvis afstanden til grundvandsspejlet er større end 4 meter, vurderes nedsivning at være egnet.

Udover grundvandsstanden kan også områder med særlig drikkevandsinteresse have betydning for tilladelsen til nedsivning. Områder med drikkevandsinteresse er ikke direkte forbundet med, om nedsivning er egnet eller ikke egnet, hvorfor disse områder ikke medtages i nedsivningskortet. Områder nær drikkevandsboringer kan også have betydning vedrørende nedsivningstilladelse, men dette kommenteres i sektionen om boringer herunder.

4.2 Drikkevandsboringer

Placeringen af drikkevandsboringer har betydning for, om et nedsivningselement er egnet i et område eller ej. For at beskytte drikkevand og vandmiljø er der i Spildevandsbekendtgørelsen et afstandskrav på 25 meter til anlæg til indvinding af vand, hvortil der stilles krav til drikkevandskvaliteten. Der er ligeledes et afstandskrav på 25 meter til vandløb, søer og havet [Miljø- og Fødevarerministeriet, 2019]. På figur 4.2 fremgår vandforsyningsboringer og vandværksboringer i Aalborg Kommune.

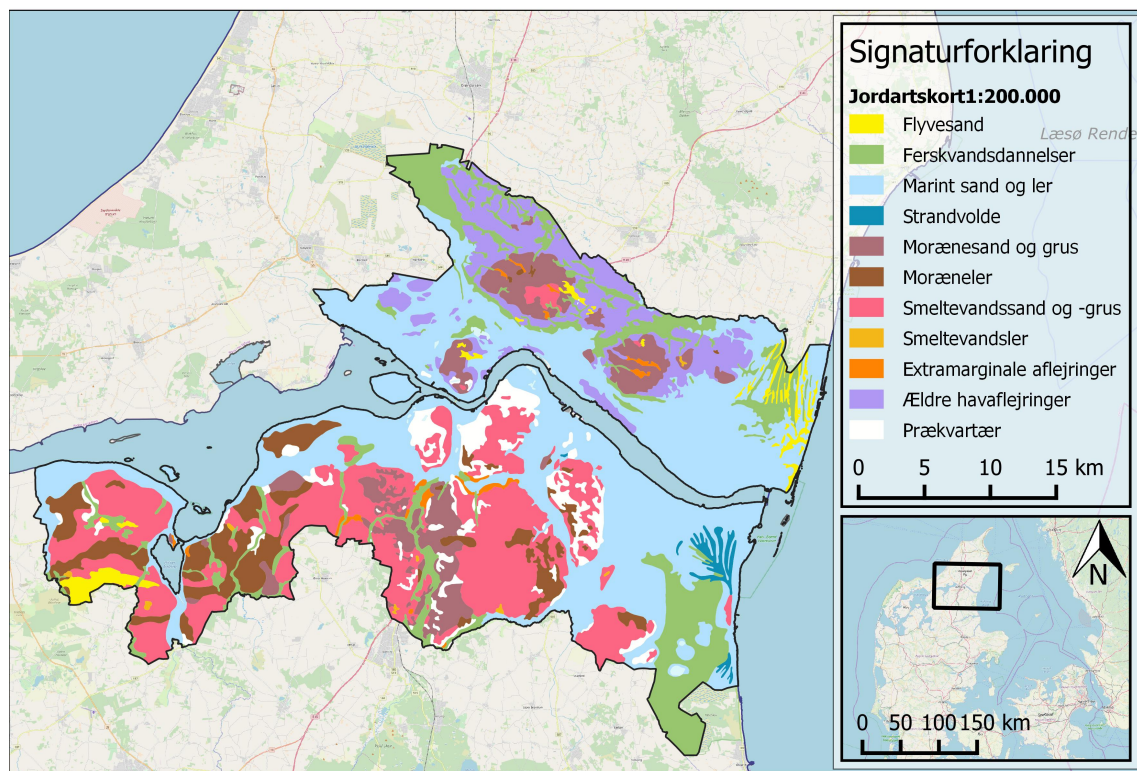


Figur 4.2: Vandværksboringer, vandforsyningsboringer og boringernære beskyttelsesområder i Aalborg Kommune. Data fra Miljø- og Fødevarerministeriet [2020] og GEUS [2020].

På figur 4.2 fremgår det, at boringer er spredt over hele kommunen, dog hovedsageligt udenfor byerne. Både de boringesnære beskyttelsesområder og boringerne vist i denne figur indgår i det endelige nedsivningskort.

4.3 Geologiske forhold

Eftersom vandet nedsiver gennem jorden, er de geologiske forhold centrale i forhold til nedsivningsanlæg. De geologiske forhold kan undersøges ud fra eksisterende boreprofiler, nedsivningstest og jordartskort. Danmarks digitale jordartskort fra GEUS anvendes til at få kendskab til overfladejorden, som kan indikere nedsivningsforholdene. Jordartskortet indeholder oplysninger om jordarternes type og udbredelse i en dybde af 1 meter. I denne dybde opnås en beskrivelse af de oprindelige jordarter under pløje- og kulturlaget, hvilket dermed vurderes at repræsentere den underliggende jord. Jordartskortet er systematisk kortlagt ved spydkatering, som har været brugt til at kortlægge overfladenære sedimenter de sidste cirka 125 år i Danmark [GEUS, 2020]. På figur 4.3 illustreres jordtyperne i Aalborg Kommune.



Figur 4.3: Overfladegeologi i Aalborg Kommune. Data fra GEUS [2020].

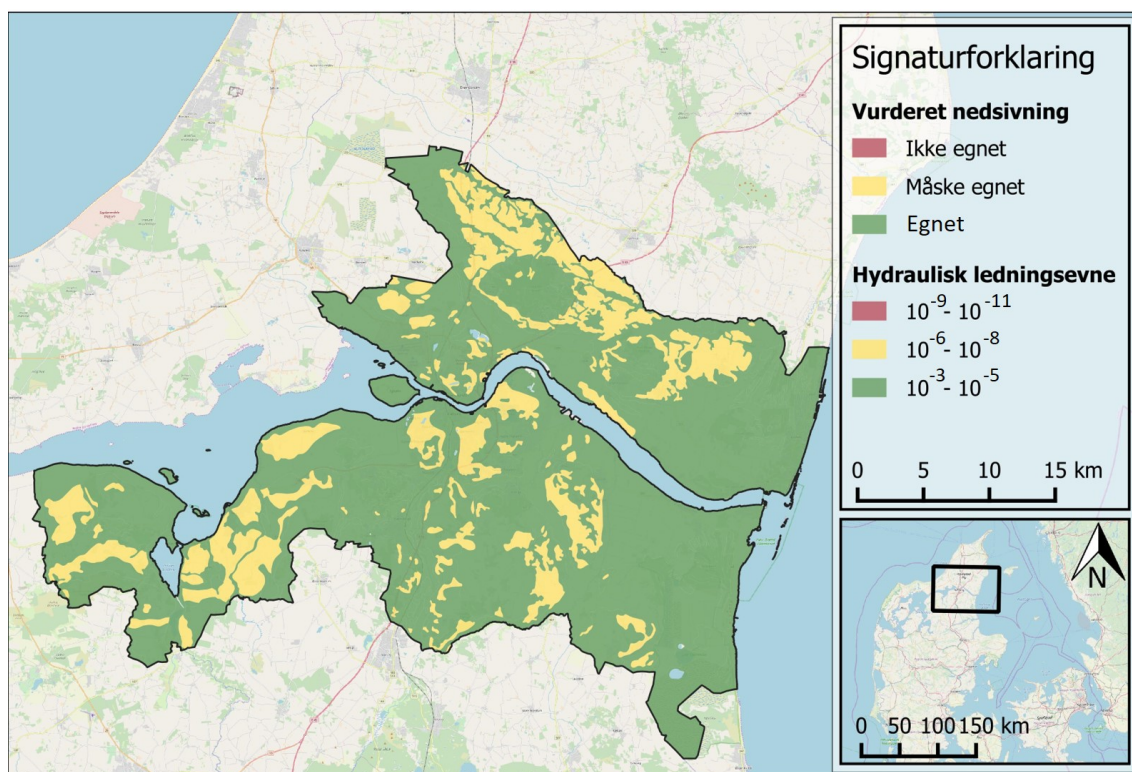
De geologiske forhold i Aalborg Kommune som fremgår af figur 4.3, består hovedsageligt af smeltevandssand og -grus, marint sand og ler samt prækvartære lag, som primært består af kalk. De forskellige jordlag har forskellig hydraulisk ledningsevne, hvilket betyder, at muligheden for nedsivning varierer. Ifølge Aalborg Kommune bør regnvandet ikke nedsives, hvis det øverste geologiske lag består af ler med en hydraulisk ledningsevne mindre end 10^{-7} m/s og med en tykkelse på mere end tre meter [Aalborg Kommune, 2016]. Til trods for at geologien i et område består af et lerlag, kan der fortsat være mulighed for at placere nedsivningsanlæg, da jorden kan indeholde sandlinser og makroporer, der fungerer som højhastigheds strømningsveje. Disse kan være med til at sikre, at det infiltrerende vand får kontakt til et større jordvolumen, og dermed har en bedre nedsivningsevne [Bockhorn et al., 2015].

Til at vurdere nedsivningsevnen i Aalborg Kommune estimeres den hydrauliske ledningsevne for hver af de 12 jordartstyper i figur 4.3. De hydrauliske ledningsevner er estimeret på baggrund af Spitz og Moreno [1996], og resultaterne kan findes i tabel 4.1.

Tabel 4.1: Oversigt over jordlagenes hydrauliske ledningsevne.

Jordtyper	Hydraulisk ledningsevne Interval [m/s]	Hydraulisk ledningsevne Valgt [m/s]	Vurderet nedsivningsevne
Flyvesand	$10^{-2} - 10^{-5}$	10^{-3}	Egnet
Extramarginale aflejringer	$10^{-3} - 10^{-5}$	10^{-4}	Egnet
Strandvolde	$10^{-4} - 10^{-5}$	10^{-4}	Egnet
Smeltevandssand og -grus	$10^{-3} - 10^{-6}$	10^{-4}	Egnet
Ferskvandsdannelser	$10^{-4} - 10^{-6}$	10^{-5}	Egnet
Morænesand og grus	$10^{-4} - 10^{-7}$	10^{-5}	Egnet
Marint sand og ler	$10^{-4} - 10^{-8}$	10^{-5}	Egnet
Smeltevandsler	$10^{-4} - 10^{-8}$	10^{-6}	Måske-egnet
Moræneler	$10^{-5} - 10^{-9}$	10^{-7}	Måske-egnet
Ældre havaflejringer	$10^{-6} - 10^{-9}$	10^{-7}	Måske-egnet
Prækvatær	$10^{-6} - 10^{-10}$	10^{-7}	Måske-egnet

De hydrauliske ledningsevner inddeles i tre intervaller, som henviser til en enten god, mellem eller dårlig nedsivningsevne. I figur 4.4 er jordens hydrauliske ledningsevne illustreret, hvor det vurderes, at størstedelen af kommunen har god mulighed for nedsivningsanlæg. Vurderingen om jordlagene har god, mellem eller dårlig ledningsevne, er vurderet på baggrund af Spitz og Moreno [1996] og Aalborg Kommune [2016], hvor jordlag med en ledningsevne mindre end 10^{-7} m/s ikke egner sig til nedsivning, og grænsen mellem egnet og måske-egnet er vurderet til at være 10^{-6} m/s. Grænsen mellem egnet og måske-egnet er bevidst sat lavt for ikke at udelukke nogen jordarter, da der vurderes at være stor usikkerhed i måden, hvorpå de hydrauliske ledningsevner fastsættes samt lokale variationer i geologien. For hvert af jordlagene er en værdi estimeret som værende repræsentativt for hele jordlaget.

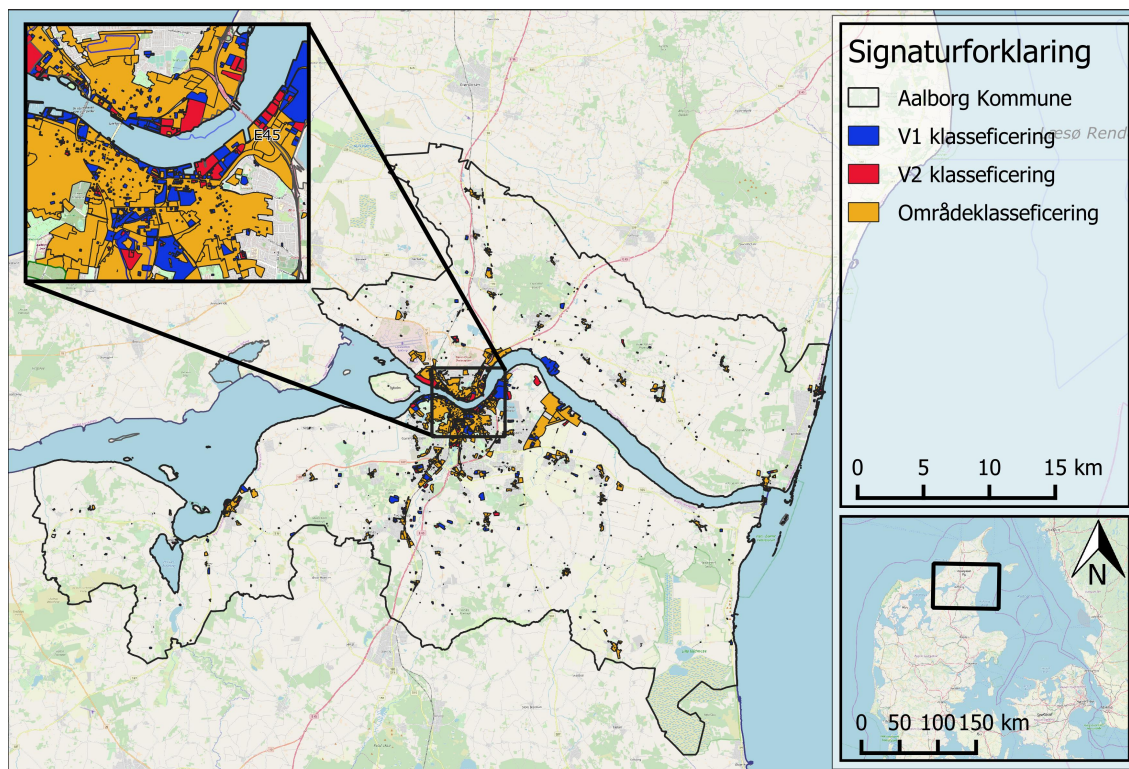


Figur 4.4: Vurdering af overfladejordens nedsivningsevne i tre inddelinger.

På baggrund af figur 4.4 observeres der ingen områder, hvor nedsivning vurderes værende ikke egnet, hvilket er en bevidst beslutning. Eftersom intervallet for nogle af jordlagstyperne varierer mellem god nedsivning og uegnet til nedsivning, betegnes disse områder som værende måske-egnet for ikke at udelukke nedsivning i disse områder. Derudover er kortlægningen af de geologiske forhold baseret på et 100 x 100 meter til 200 x 200 meter grid, hvorfor store udsving kan forekomme i et projektområde [Bockhorn et al., 2015]. Blandt andet af denne grund vurderes inddelingen af jordlagenes ledningsevne at være acceptabel til et screeningsværktøj. Der bør altid foretages yderligere analyse af den specifikke geologi. En undersøgelse af de underliggende jordlag kan udføres med en hydrostratigrafisk model, boreprofiler, nedsivningstest eller med værktøjer såsom Geo Atlas Live eller WatsonC's Calypso værktøj. Værktøjerne kan anvendes til at undersøge jordbunden, herunder afstanden til nærmeste lerlag og tykkelsen heraf.

4.4 Forurening

For at sikre, at der ikke etableres nedsivningsanlæg på allerede kortlagte forurenede grunde, er forurenede områder medtaget i denne screeningsanalyse. Forurenede grunde er omfattet og klassificeret efter jordforureningsloven, hvis formål er "*at medvirke til at forebygge, fjerne eller begrænse jordforurening og forhindre eller forebygge skadelig virkning fra jordforurening på natur, miljø og menneskers sundhed*" [Miljø- og Fødevareministeriet, 2017]. Klassificeringen sker i to niveauer, som vurderer kendskabet til og graden af forurening. Der klassificeres efter vidensniveau 2, (V2), og vidensniveau 1, (V1), hvor der ved V2 er dokumentationsgrundlag for, at arealet med sikkerhed er forurenet i en sådan grad, at koncentrationen kan have en skadelig virkning på mennesker og miljøet. På forurenede grunde med vidensniveau 1 er der viden om aktiviteter på arealet, som kan være kilde til jordforureningen [Miljø- og Fødevareministeriet, 2017]. Derudover betegnes byområder normalt som værende områdeklassificeret, hvilket omfatter områder med antagelser om lettere forurenet jord. Det anbefales derfor, at der foretages jordprøver ved etablering af nedsivningsløsninger for at dokumentere forureningen. Figur 4.5 viser forurenede områder i Aalborg Kommune.



Figur 4.5: Forureningsklassificeret grunde. Data fra Danmarks Miljøportal [2020].

Til trods for at byzoner er områdeklassificeret, kan der godt etableres nedsivningsanlæg, såfremt der tages hensyn til de aktuelle forhold.

4.5 Potentiale for nedsivning

Som sidste del af screeningsanalysen præsenteres et nedsivningskort, der er gældende for hele Aalborg Kommune. Nedsivningskortet er baseret og udarbejdet på baggrund af de ovenstående fire parametre, som tilsammen beskriver nedsivningspotentialet. Forudsætningerne for nedsivning er opsummeret nedenfor.

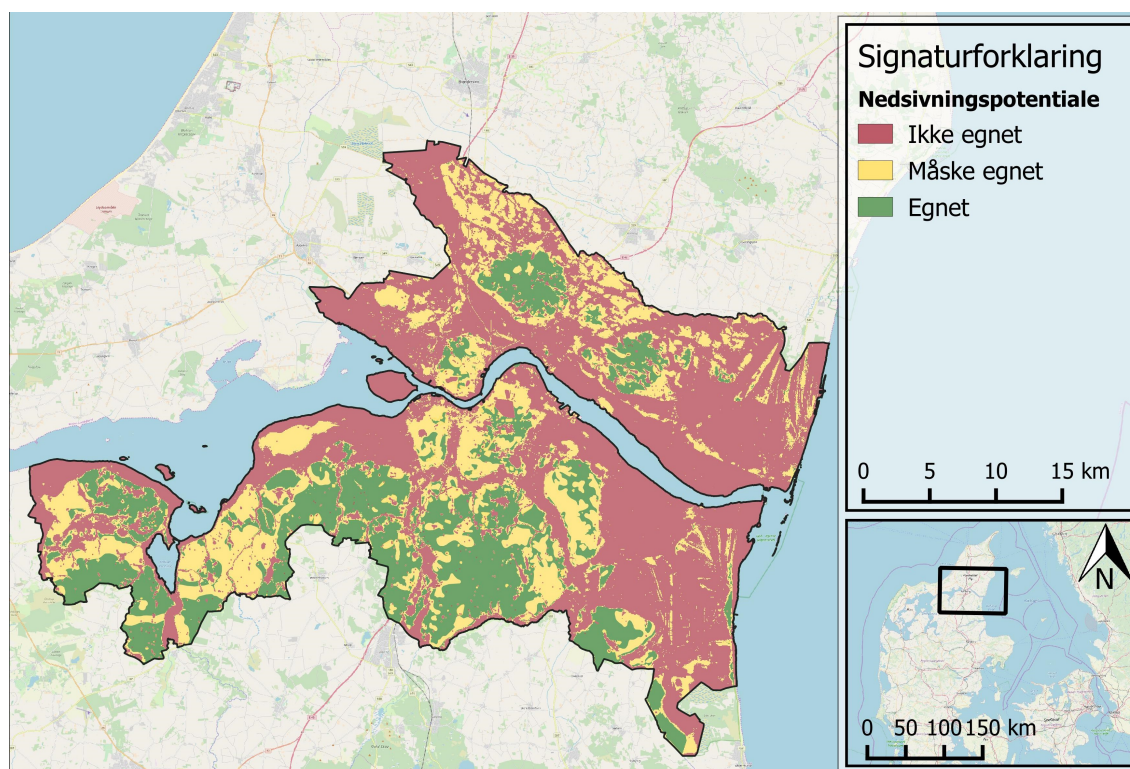
Ikke-egnet

- Terrænnært grundvand < 2 m.u.t
- Jordklassificering V2
- Hydraulisk ledningsevne < 10^{-9} m/s
- Boringer med buffer på 25 meter

Måske-egnet

- Terrænnært grundvand mellem 2-4 m.u.t
- Jordklassificering V1
- Hydraulisk ledningsevne mellem 10^{-6} - 10^{-8} m/s
- Vandmiljøer med buffer på 25 meter
- Borningsnære beskyttelsesområder

Baseret på de ovenstående betingelser er et nedsivningskort over Aalborg Kommune udarbejdet. Kortet fremgår af figur 4.6, hvor nedsivningens potentiale er inddelt i tre kategorier: egnet, måske-egnet og ikke-egnet. Det skal bemærkes, at det i realiteten drejer sig om sandsynligvis egnet, måske egnet og sandsynligvis ikke egnet. Der bør fortsat foretages en specifik undersøgelse i form af pejlinger, jordprøver og nedsivningstest på projektlokaliteten for at vurdere nedsivningsevnen.



Figur 4.6: Nedsivningsskort for Aalborg Kommune.

Omkring Aalborg Centrum vurderes et stort område at være ikke egnet og måske-egnet, primært på grund af forurenede områder og høj grundvandsstand. Terrænnært grundvand og geologiens nedsivningsevne er central for nedsivningspotentialet, eftersom disse har stor udbredelse sammenlignet med de andre parametre, som resulterer i måske- og ikke-egnet områder. I en radius af 25 meter omkring drikkevandsboringer vurderes nedsivning som ikke-egnet, mens der ved recipienter som vandløb, søer og hav også er en 25 meters buffer, men vurderes som måske-egnet. Det skyldes, at nedsivning omkring recipienter kan behandles som en udledningstilladelse i stedet for nedsivningstilladelse, hvortil der derfor kan accepteres at etablere nedsivningsanlæg [Aalborg Kommune, 2016]. Forurening er medtaget på forskellige niveauer i forhold til egnethed. Ved V2 klassificering, hvor der er dokumentationsgrundlag for forurening med skadelig virkning, vurderes disse områder ikke at være egnet til nedsivning. Hvis et område er V1 klassificeret, vurderes nedsivning måske egnet, hvis der tages hensyn til forureningen. Det skal bemærkes, at nedsivningsskortet er et screeningsværktøj, som kan anvendes til en indledende vurdering af potentialet for nedsivning af regnvand. Der skal fortsat foretages nedsivningsundersøgelser af de lokale forhold.

Efter en overordnet screening skal det valgte anlæg dimensioneres i forhold til den hydrauliske belastning, som er essentiel til fastsættelsen af designet af LAR-elementet.

5. Udvikling af dimensioneringsprogram

I dette kapitel introduceres et LAR-dimensioneringsprogram, forkortet LDP, der er udviklet til at dimensionere både enkeltstående og koblede LAR-elementer. Programmet er udviklet til at dimensionere LAR-elementerne faskine, grøft, regnbed, permeabel belægning og grønt tag. I programmet anvendes historiske regndata, hvor det på baggrund af ønskede dimensioner er muligt at bestemme gentagelsesperioden for overløb i LAR-elementer. Foruden en beskrivelse af programmets beregningsprincipper foretages en sammenligning og validering af programmet med andre eksisterende dimensioneringsværktøjer. Der foretages desuden diverse analyser af programmets metode. Alle ligninger som anvendes i programmet er udeladt af kapitlet og præsenteret i appendiks B. Programmet er udviklet i Matlab's App Designer og kan downloades og anvendes uden licens.

- Præsentationsvideo af programmet findes her: <https://youtu.be/EakRs3x4iAw>
- Programmet kan downloades fra: <https://1drv.ms/u/s!AtcCSLEN6C41ggG3kk4FNYHQagbv?e=G3emNF>

5.1 Udviklingsbehov

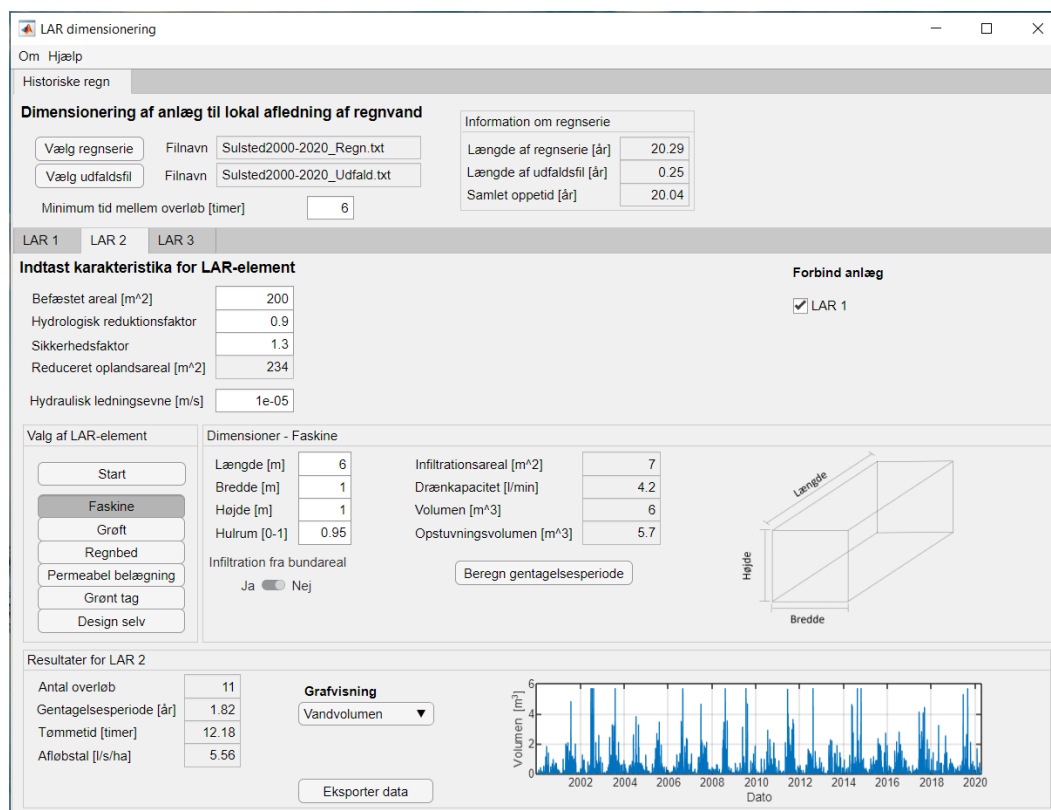
I kapitel 3 blev de eksisterende dimensioneringsværktøjer, der i dag anvendes som dimensioneringspraksis indenfor lokal afledning af regnvand, præsenteret. Udfordringerne og begrænsningerne ved de eksisterende metoder er grundlaget for udviklingsbehovet til et nyt værktøj. Udviklingsbehovet er præsenteret herunder.

- Anvende historiske regn som medregner effekten af koblede regn
- Serieforbundne LAR-elementer
- Fleksibelt design af LAR-elementets dimensioner

Disse udviklingsbehov er alle integreret i LDP. Eftersom der benyttes historiske regndata i LDP, er det muligt at medtage effekten af koblede regn. Det betyder, at der ved starten af en ny regnhændelse kan være et eksisterende vandvolumen i LAR-elementet, som ikke er drænet ud siden forrige regnhændelse. Det er foruden effekten af koblede regn muligt at serie- og parallelforbinde flere LAR-elementer, hvilket Arnbjerg-Nielsen og Sørup [2019] konkluderer, at der mangler dimensioneringspraksis for. For at medtage effekten af serieforbundne LAR-elementer overføres overløbsvolumen fra ét LAR-element til det næste. LAR-elementernes dimensioner er gjort mere fleksible, hvor det eksempelvis for grøfter er gjort muligt at definere både bund- og topbredde af grøften. LAR-elementer udføres i dag på mange nye og forskellige måder, og derfor er der udviklet et design-selv modul, hvor beregninger udelukkende tager udgangspunkt i et opstuvningsvolumen og infiltrationsareal.

5.2 Beskrivelse af LDP

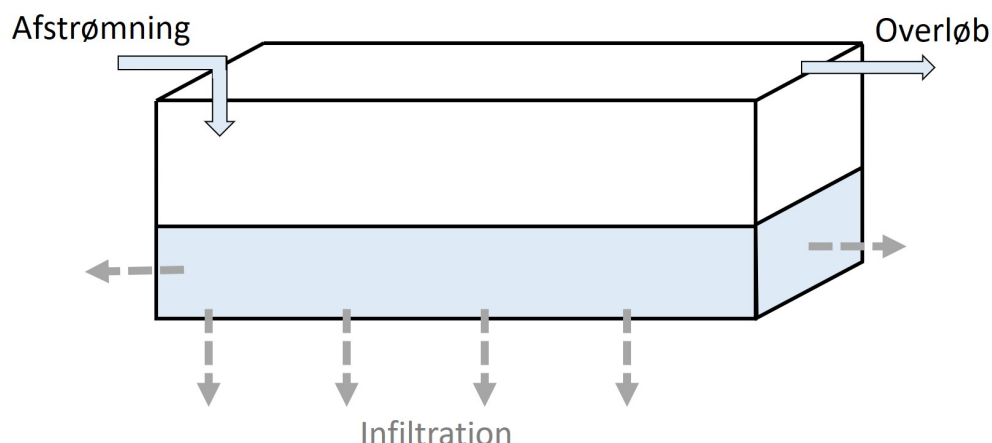
Programmet består af tre dele; Importering og konvertering af regndata, indtastning af oplandskarakteristika og definering af LAR-elementets karakteristika. Der anvendes en simpel afløbsmodel, hvor afløbshydrografer genereres og tilføres direkte til LAR-elementet. Der udføres volumenberegninger til hvert tidsskridt, hvor afstrømningsmængden, infiltrationen, fordampningen og overløbsvolumen bestemmes. Beregningerne udføres med en tidsdiskretisering på 1 minut. På figur 5.1 er programmets brugerflade efter indtastning af data og resultatbehandling præsenteret.



Figur 5.1: Programmets brugerflade.

5.2.1 Teknisk beskrivelse

I programmet anvendes, som tidligere nævnt, historiske regndata, hvilket bruges til at bestemme den afstrømningsmængde, der tilføres LAR-elementet. Fra LAR-elementet sker der infiltration når vand indtræffer på infiltrationsoverfladen, hvor den omkringliggende jords hydrauliske ledningsevne er dimensionsgivende for infiltrationsevnen. Infiltrationsevnen betegnes også drænkapaleteten. For grønne tage anvendes ikke en drænkapaletet, men en fordampningsrate, hvilket er beskrevet mere detaljeret i appendiks B. Såfremt LAR-elementets opstuvningsvolumen overskrides vil der ske overløb. Alle beregninger bygger på volumenbestemmelser og massebalancer, og det fulde beregningsgrundlag for dimensioneringen er præsenteret i appendiks B på side 93. Figur 5.2 illustrerer beregningsprincippet for modellen, som anvendes i programmet.



Figur 5.2: Beregningsprincip bag programmet.

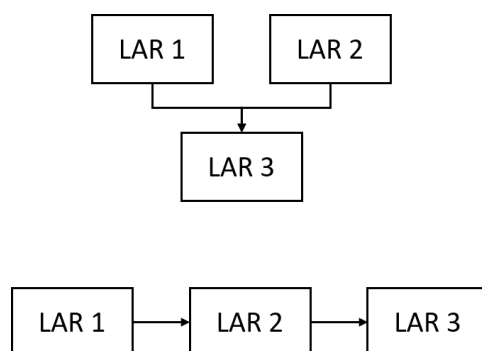
På figur 5.2 fremgår det, at der sker infiltration fra bundfladen og sidefladerne. For dimensioneringen af faskiner kan infiltration fra bundarealet fravælges for at tage højde for eventuel fremtidig tilstopning. For både grøfter og faskiner sker der udsivning gennem sidefladerne svarende til halvdelen af infiltrationsarealet. Denne metode er ifølge Petersen et al. [1995] og Arnbjerg-Nielsen og Sørup [2019] dimensioneringspraksis i dag, og den anvendes derfor også i LDP. I afsnit 5.6 foretages en analyse af betydningen af infiltrationsarealet. Når afstrømningsmængden er højere end dræncapaciteten sker der opstuvning i LAR-elementet. Antallet af overløb i løbet af regnseriens længde bestemmes og gentagelsesperioden fastlægges.

Grønne tage

Beregningerne for grønne tage adskiller sig fra de andre LAR-elementer, eftersom der regnes med fordampning i stedet for infiltration. For grønne tage er der opstillet en model, hvor der inddrages en fordampningsrate i stedet for en dræncapacitet. Det antages at fordampningsraten er konstant over året, selvom der reelt set vil være en tidslig variation med størst fordampning om sommeren. I LDP anvendes en fordampningsrate på 1 mm/dag som standard, som er baseret på anbefalede fordampningsrater fra tabel 2.3 på side 14. Fordampning medregnes ikke for de andre LAR-elementer, hvilket diskuteres senere i rapporten.

5.3 Serieforbundne LAR-elementer

LAR-elementer anlægges ofte i kombination med andre LAR-elementer eller afløbssystemer, hvorfor effekten af serieforbundne LAR-elementer kan være relevant at medtage i dimensioneringen. I LDP er det muligt at forbinde flere LAR-elementer i både parallel- og serieforbundne anlæg, hvor overløbsmængden fra ét LAR-element overføres til et andet LAR-element. Mulighederne for at forbinde LAR-elementer er præsenteret på figur 5.3.



Figur 5.3: Illustration af mulighederne for at forbinde LAR-elementer i serie og parallel.

Det er i programmet muligt at forbinde LAR-elementer med forskellige oplandskarakteristika. I det følgende afsnit diskuteres antagelser og begrænsninger i programmet.

5.4 Antagelser og begrænsninger

I programmet er der foretaget antagelser, hvor effekten af en forsimpning vurderes at være ubetydelig for dimensioneringen. Der vil i dette afsnit redegøres for de antagelser og begrænsninger, som programmet og dets beregningsprincipper er udarbejdet efter.

Afstrømningstid

Når der beregnes afløbshydrografer negligeres afstrømningstiden i oplandet, og dermed bestemmes afstrømningsmængden uden forsinkelse af afstrømningen på overfladen. Antagelsen om at udelade afstrømningstiden vurderes at være acceptabel, da oplande til LAR-elementer typisk ikke er store, hvilket betyder at vandet ikke transporteres langt på overfladen. Desuden vurderes det, at LAR-elementets fyldetid er mange gange større end regnvandets afstrømningstid i oplandet. Det er ligeledes undladt at tage initialtab med i beregningerne, da dette også vurderes at have negligibel effekt ved dimensionsgivende hændelser.

Fordampning

Fordampning fra overflader er udelukkende medtaget i beregninger af grønne tage. I og med at fordampning ikke medtages i andre LAR-elementer, overdimensioneres systemerne, eftersom fordampning vil reducere vandvolumenet yderligere. Fordampning forventes dog at have en begrænset betydning ved dimensionsgivende regnhændelser.

Historiske regn

Når der anvendes historiske regndata, baseres beregninger på fortidens regn, mens systemet dimensioneres til fremtidens regn. For at tage højde for fremtidige regnhændelser kan en klimafaktor benyttes, som i programmet kan indgå i sikkerhedsfaktoren. Klimafremskrivning af historiske regn kommenteres og diskuteres i afsnit 5.5. Derudover kan længden af historiske regndata være begrænsende for bestemmelsen af gentagelseperioden, der dimensioneres efter. Denne udfordring er også diskuteret i afsnit 5.5.

Dimensioner på LAR-element

I bymiljøer skal LAR-elementer oftest indpasses indenfor et begrænset fysisk område, og derfor er det valgt, at alle LAR-elementets dimensioner skal defineres, hvorefter der bestemmes

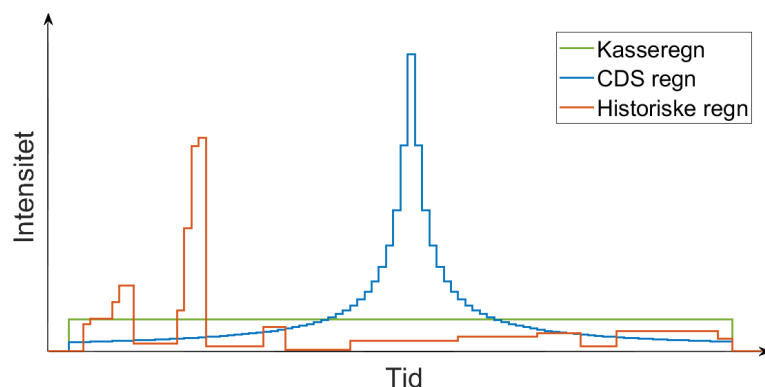
en tilhørende gentagelsesperiode for overløb. Det betyder, at der manuelt skal justeres på dimensionerne for at bestemme den ønskede gentagelsesperiode, hvorimod Spildevandskomiteens LAR-dimensioneringsark bestemmer dimensioner baseret på en ønsket gentagelsesperiode.

Forbundne LAR-elementer

Metoden begrænser ikke antallet af elementer der kan forbindes, men i programmet begrænses antallet til tre LAR-elementer.

5.5 Analyse af regninput

I dette kapitel analyseres regninputtet og konsekvenserne ved valg af dimensionsgivende regn og betydningen af koblede regnhændelser. Kapitlet analyserer yderligere klimafremskrivning af historiske regnserier samt korrektion af regndata. I første del af afsnittet analyseres forskellene på tre typer regninput samt fordele og ulemper ved hver regntype. Regntyperne er kasseregn, Chicago Design Storm (CDS-regn) og historiske regn, som illustreres på figur 5.4.



Figur 5.4: Illustration af regntyper.

Kasseregn

Den simpleste regntype er en kasseregn med fast varighed og intensitet. En kasseregn betegnes som en kunstig regn, og den fremstilles så volumenet svarer til den gentagelsesperiode systemet dimensioneres efter. Det vil sige, at en kritisk varighed med konstant regnintensitet er dimensionsgivende for systemet. Med en kasseregn skal systemet analyseres enkeltvis for forskellige varigheder. For at optimere dette kan der anvendes en kunstig CDS-regn, hvor flere intensiteter og varigheder bruges til at analysere systemet.

CDS-regn

Udover kasseregnen er også CDS-regn en kunstig regnhændelse. Metoden er udarbejdet af Keifer og Chu [1957] og benyttes i dag bredt indenfor dimensionering af afløbssystemer. En CDS-regn beskriver maksimumsintensiteter for regn ved forskellige varigheder bestemt for en valgt gentagelsesperiode.

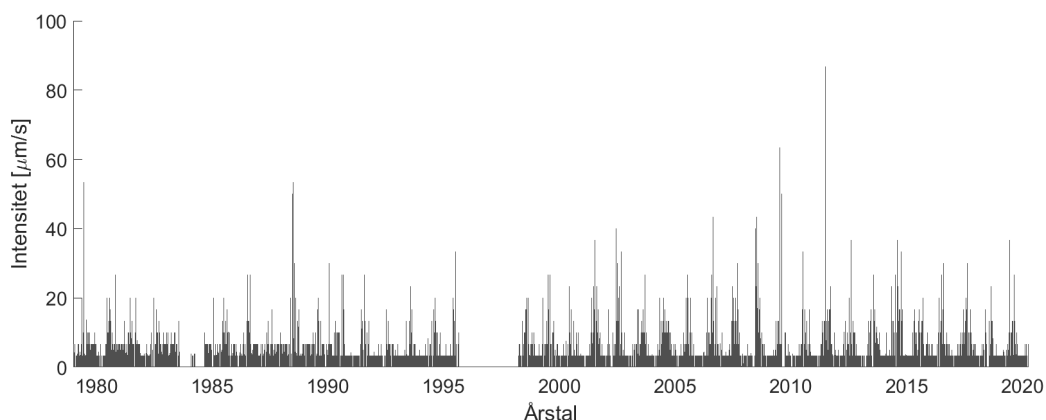
Historiske regn

Historiske regn tager udgangspunkt i nedbør der er registreret i regnmålere. Spildevandskomiteen har siden 1979 varetaget driften af et landsdækkende regnmålersystem med regnmålere fordelt over

hele landet [DMI og Spildevandskomiteen, 2020]. Disse regnmålere registrerer regnintensiteten hvert minut under regnhændelser, hvilket giver en detaljeret tidslig opløsning af regnhændelserne. Netop disse regndata anvendes som input i det udviklede program, hvor appendiks C beskriver det korrekte filformat og enheder som skal anvendes.

Jævnfør Spildevandskomiteens Skrift 27, omkring funktionspraksis for afløbssystemer under regn, udføres dimensioneringspraksis på tre niveauer af beregninger: håndberegning, beregning med kunstig regn og beregning med historiske regndata [Harremoës et al., 2005]. Det sidste beregningsniveau kan foretages for at optimere og analysere systemet.

Kunstig regn, som kasseregner og CDS-regn, kan kun anvendes til at dimensionere efter en given gentagelsesperiode for regnhændelsen. Det vil sige, at det antages at gentagelsesperioden for regnen er den samme som gentagelsesperioden for systemet, hvilket ikke altid er gældende. Ved brug af historiske regndata dimensioneres LAR-elementet efter systemets gentagelsesperiode, da dimensioneringen med historiske regndata tager højde for koblede regnhændelser [Nielsen, 2017]. En begrænsning ved at benytte sig af historiske regndata er, at lange tidsserier skal anvendes, hvis der skal dimensioneres efter høje gentagelsesperioder. Det skyldes, at det statistiske grundlag reduceres, jo højere gentagelsesperiode der tilstræbes. Det anbefales at regnseriens længden som minimum er 3-4 gange længere end den ønskede gentagelsesperiode, for at sikre det statistiske grundlag [Nielsen, 2017]. Den længste regnserie i Aalborg Kommune er regnserien fra Sulsted pumpestation med startdato 01-01-1979 og med en korrigeret længde på cirka 37 år. Denne regnserie anvendes til analyser i dette kapitel, og er vist på figur 5.5.

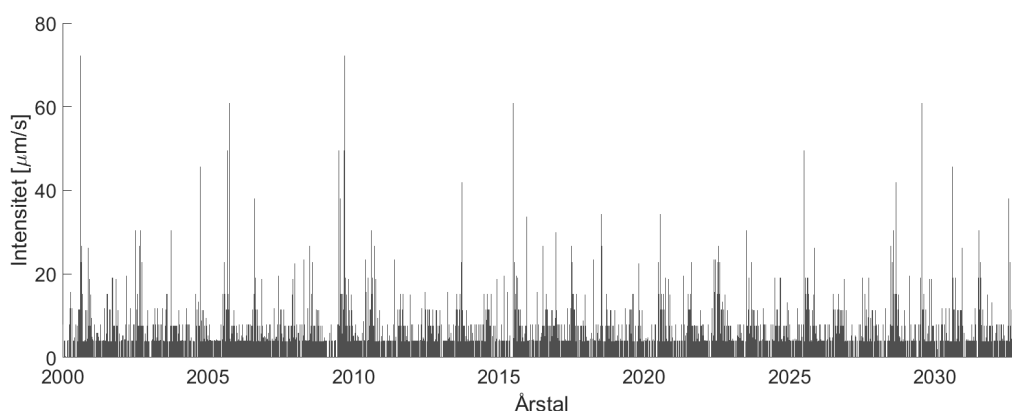


Figur 5.5: Regnserie fra Sulsted pumpestation med 37 års korrigeret data på minutbasis. Data fra [DMI og Spildevandskomiteen, 2020].

5.5.1 Klimafremskrivning af historiske regn

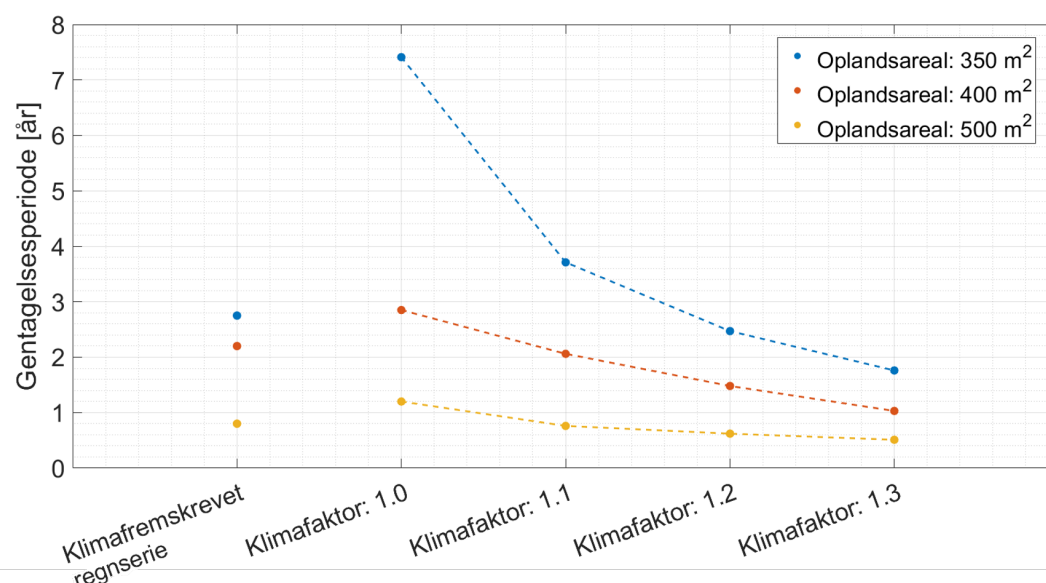
En kunstig regn kan klimafremskrives ved at gange en klimafaktor på regnintensiteten, hvilket giver dimensioneringsgrundlag for de højere regnintensiteter forårsaget af fremtidige klimatiske ændringer beskrevet i indledningen i kapitel 1 på side 1. Til klimafremskrivning af historiske regn er denne metode dog forbundet med usikkerheder, da den vil resultere i for meget vand opgjort på årsnedbøren, og dynamikken i årstidernes variation udelades, som beskrevet i 1 på side 1. En klimafremskrevet regnserie skal kunne beskrive færre, men kraftigere sommerhændelser, fald i sommernedbør og en øget eller normal nedbør resten af året. Thorndahl et al. [2017] har udviklet en metode til klimafremskrivning af historiske regnserier, hvor dynamikken i fremtidens nedbør

inkluderes. Princippet bag metoden er at generere en ny regnserie med de samme statistiske forudsætninger som den oprindelige historiske regnserie. Klimafremskrivning af Sulsted regnserien fremgår på figur 5.6.



Figur 5.6: Klimafremskrivning af regnserie fra Sulsted.

For at undersøge klimafremskrivningens betydning for gentagelsesperioden er der foretaget en analyse af en klimafremskrevet historisk regnserie sammenlignet med en historisk regnserie fremskrevet med traditionelle klimafaktorer. De traditionelle klimafaktorer stammer fra Spildevandskomiteens Skrift 30 [Gregersen et al., 2014], som præsenterer opdaterede klimafaktorer og dimensionsgivende regnintensiteter. Klimafaktorerne varierer afhængig af den ønskede gentagelsesperiode samt planlægningshorisonten. I analysen er klimafaktorerne multipliceret på regnintensiteterne i historiske regn. Den klimafremskrevne regnserie er gældende for Sulsted fra år 2100-2133. Figur 5.7 viser beregnede gentagelsesperioder for en faskine med tre forskellige oplandsarealer tilknyttet.



Figur 5.7: Analyse af klimafremskrivning af historiske regn. Analysen er foretaget på en faskine med udsivning fra bundarelet, en længde på 10 m, bredde på 1 m og højde på 1 m, hulrumsandel på 1 og en hydraulisk ledningsevne på 10^{-5} m/s. Den hydrologiske reduktionsfaktor og sikkerhedsfaktor er 1 og Sulsted regnserien er anvendt som input.

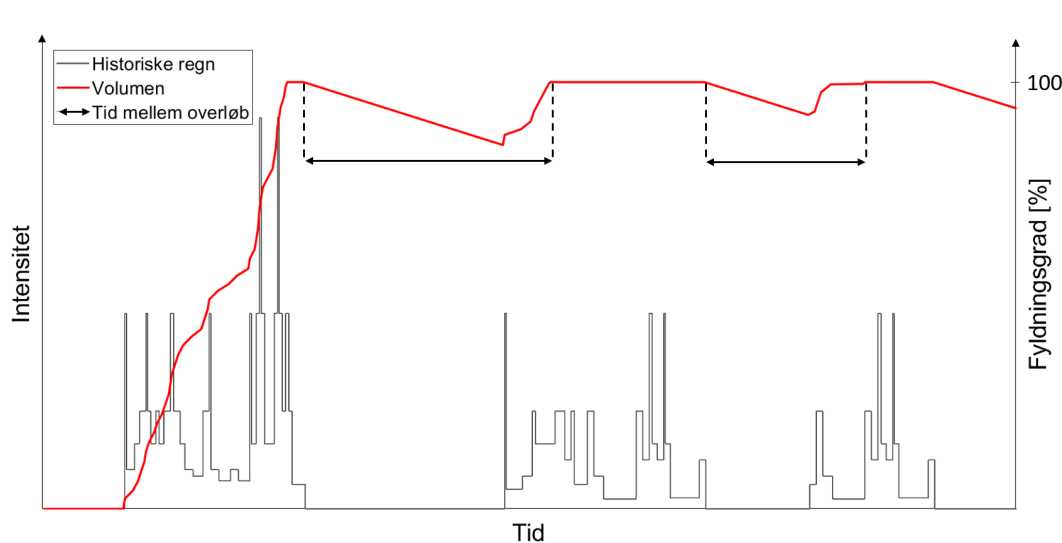
Det fremgår af figur 5.7, at gentagelsesperioden for den klimafremskrevne regn tilnærmelsesvis beskrives med en klimafaktor omkring 1,1-1,2. Generelt vurderes det, at klimafaktoren har større betydning jo højere gentagelsesperiode der dimensioneres efter, hvilket er tydeligt for gentagelsesperioderne bestemt ved et oplandsareal på 350 m². Når der ganges en klimafaktor på alle regnintensiteter tages der ikke højde for dynamikken i fremtidens nedbørsændringer, hvor derimod en statistisk genereret klimafremskrevet regnserie forsøger at inkludere denne dynamik. Der er usikkerheder forbundet med begge metoder, men det vurderes, at en statistisk klimafremskrevet regnserie repræsenterer de fremtidige nedbørsdynamikker bedre.

5.5.2 Korrektion af regndata

Som udgangspunkt er regndata fra Spildevandskomiteens regnmålersystem ukorrigerede, hvilket betyder at der ikke tages højde for vindforhold og lokale læforhold ved nedbørsregistreringen. Den manglende korrektion betyder at den målte nedbør underestimeres. Der er størst påvirkning ved lave regnintensiteter, høje vindhastigheder og ingen læforhold [Nielsen, 2017]. I dag findes ingen dimensioneringspraksis for at korrigere regndata. Der er desuden også usikkerheder forbundet med denne korrektion, da det kræver præcise vinddata omkring regnmålerstationen og kendskab til den historiske ændring af læforholdene omkring måleren. Korrektionen indgår indirekte i den generelle sikkerhedsfaktor, som kan benyttes til dimensioneringen, hvorfor det er vurderet at undlade korrektion af regndata i LDP.

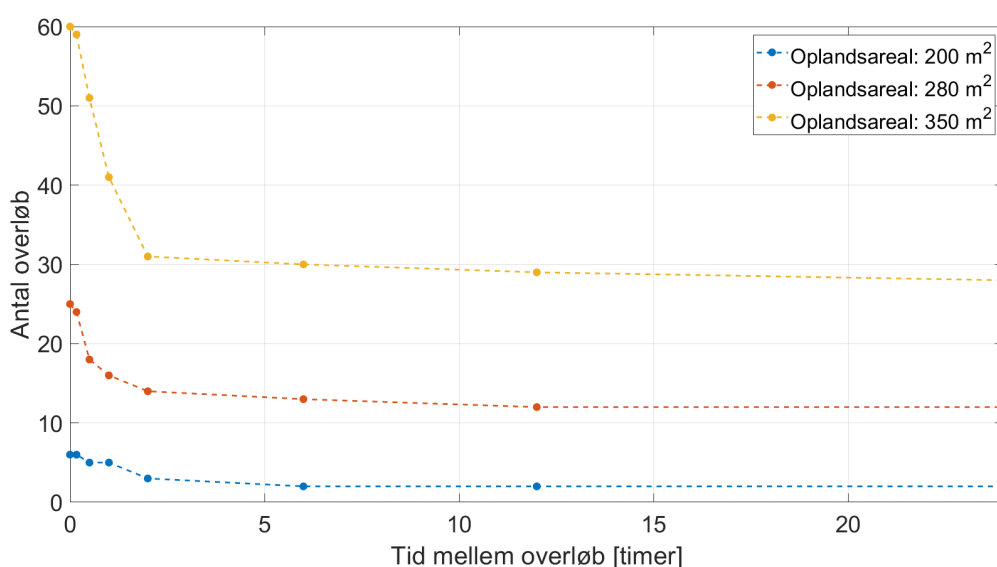
5.5.3 Effekt af koblede regn

Der er de seneste år observeret flere oversvømmelser, som har været karakteriseret ved, at der er faldet regn på tidspunkter, hvor kanaler, vandløb, søer, bassiner og grundvandszonen ikke har været tømt efter en tidligere regn [Paludan et al., 2011]. Når der dimensioneres med historiske regndata, tages der netop højde for denne udfordring, da regnens tidslige variation medtages. Dette er tilfældet, hvis systemet ikke er tømt for vand, når en ny regnhændelse begynder. Et eksempel på effekten af koblede regn er illustreret på figur 5.8, hvor det fremgår at de tre regnhændelser betragtes som koblede, eftersom der fortsat er vand i systemet.



Figur 5.8: Illustration af koblede regn og tid mellem overløb.

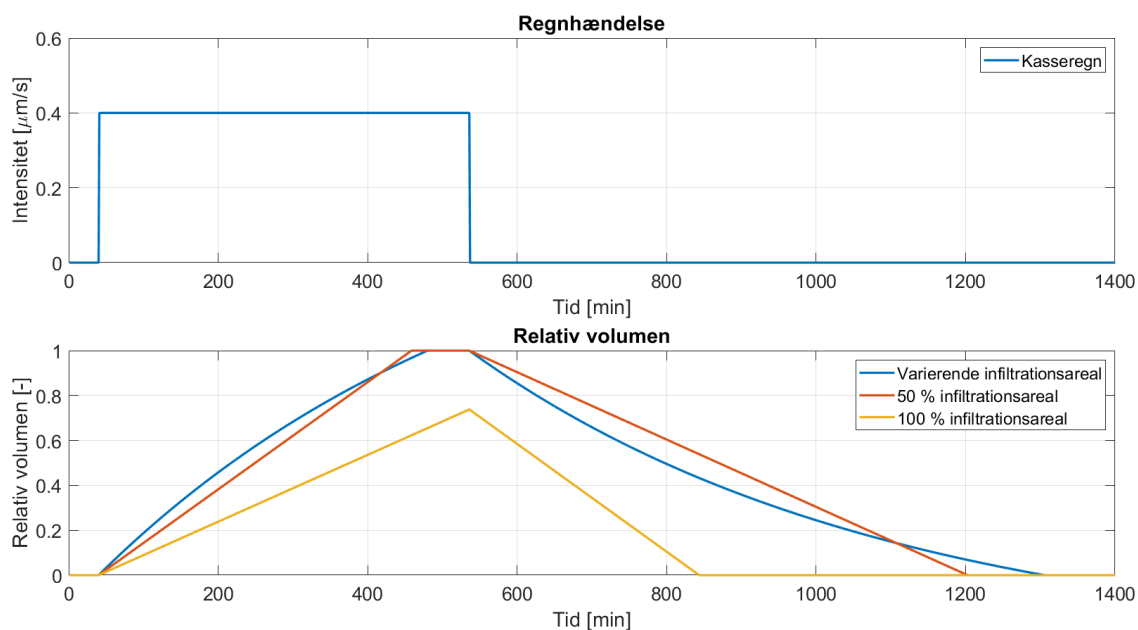
I forbindelse med effekten af koblede regn skal der tages en beslutning om metoden, hvormed antallet af overløb registreres som individuelle overløb. De tre regnhændelser på figur 5.8 resulterer principielt set i tre overløb eftersom systemet bliver 100 % fyldt ved hver regnhændelse. I LDP er det muligt, at specificere den ønskede minimumstid mellem overløb, hvormed et overløb registreres som et individuelt overløb. Eksempelvis kan det på figur 5.8 vurderes, at tiden mellem overløbet fra regnhændelse 2 og 3 er for kort og derfor skal de to overløb kun registreres som ét overløb. Der eksisterer ingen praksis for fastsættelsen af tiden imellem regnhændelser, hvormed individuelle overløb registreres, men 6 timer anvendes som standard i LDP og i de videre analyser i rapporten. Dette er vurderet på baggrund af figur 5.9, hvor det fremgår at antallet af overløb ikke reduceres væsentligt ved længere tid end 6 timer imellem overløb.



Figur 5.9: Analyse af antallet af overløb som funktion af tiden mellem overløb med tre forskellige reducerede oplandsarealer. Analysen er udført på en faskine med udsivning fra bundarelet, en længde på 7 m, bredde på 1 m og højde på 1 m, samt en hulrumsandel på 1. Den hydrologiske reduktionsfaktor og sikkerhedsfaktor er 1 og Sulsted regnserien er anvendt som input.

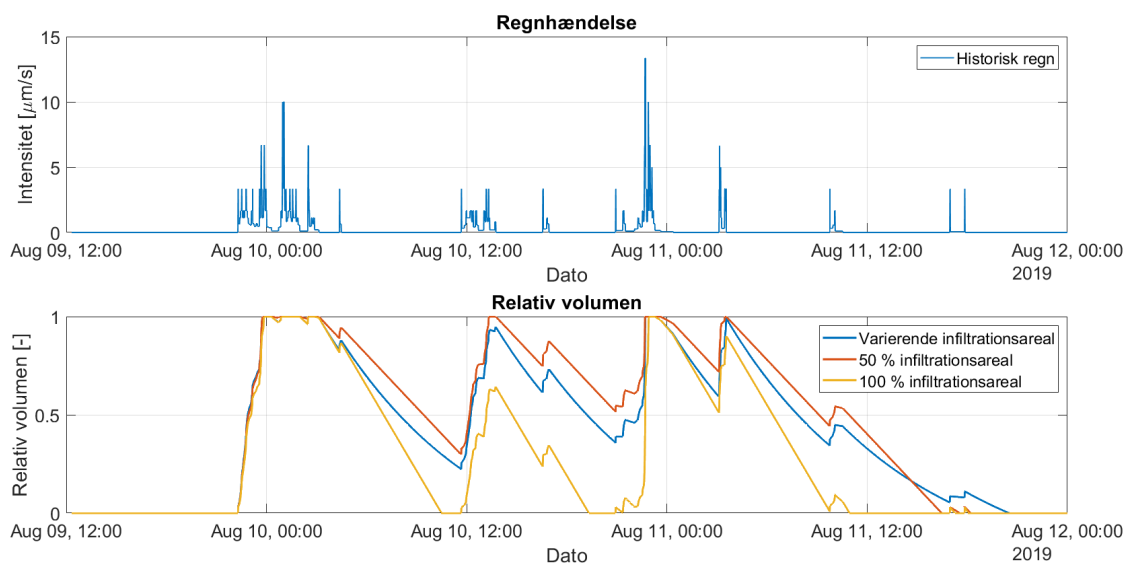
5.6 Analyse af infiltrationsareal

I Spildevandskomiteens LAR-dimensioneringsark antages grundlæggende at faskiner og grøfter er halvt fyldte, hvilket betyder at halvdelen af infiltrationsarealet bidrager til nedsivning. Når der ved en regnhændelse tilføres vand til grøfter og faskiner, vil vandet infiltrere fra det effektive infiltrationsareal. Effekten af et infiltrationsareal på både 50% og 100 % af det samlede infiltrationsareal og et varierende infiltrationsareal er analyseret og illustreret i et eksempel på figur 5.10.



Figur 5.10: Illustration af infiltrationsarealets betydning. Illustrationen er baseret på en kasseregn.

Figur 5.10 illustrerer, at såfremt et 100 % infiltrationsareal anvendes, opnås et mindre relativt volumen, da infiltrationen ud af systemet sker hurtigt. For varierende infiltrationsareal og 50 % infiltrationsareal er volumen i systemet tilnærmelsesvis ens. Dog observeres der ved 50 % infiltrationsareal en kontant fyldning når regnen starter, og en konstant infiltration når regnen stopper, hvilket ikke er tilfældet for varierende infiltrationsareal. Når regnen stopper, vil der med varierende infiltrationsareal være vand i systemet længere tid sammenlignet med 50 % infiltrationsareal, hvilket observeres på figur 5.10 efter 1200 minutter. Disse illustrative dynamikker observeres også på regnhændelser fra Sulsted regnserien fra d. 9 august 2019 til d. 12 august 2019, som er vist på figur 5.11.



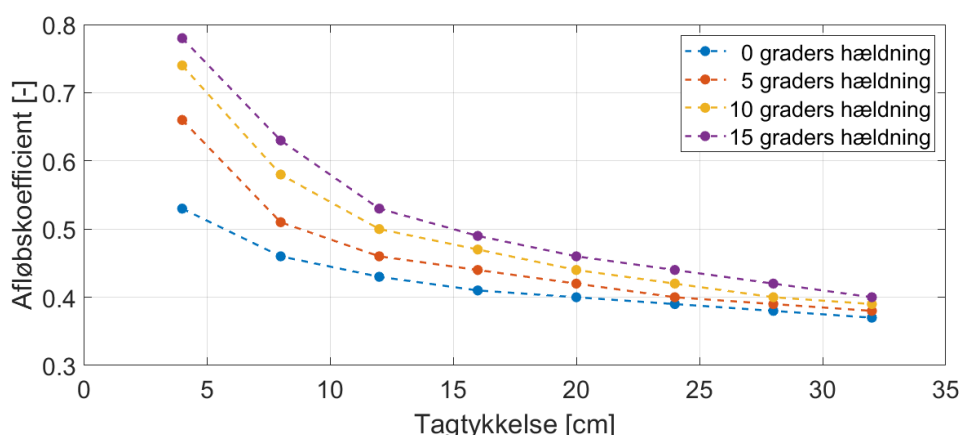
Figur 5.11: Eksempel på infiltrationsarealets betydning med historiske regnhændelser i august 2019.

På figur 5.11 fremgår det, at vandvolumenet med et infiltrationsareal svarende til 50% af det samlede infiltrationsareal har højere peak-værdier end med et varierende infiltrationsareal. Eksempelvis observeres der d. 10 august kl. 13 at systemet er 100 % fyldt såfremt 50 % infiltrationsareal anvendes, hvilket ikke er tilfældet ved varierende infiltration. Det skyldes, at der vil være mere vand i systemet når 50 % infiltrationsareal anvendes som metode.

Analysen og figur 5.11 indikerer, at modellen med varierende infiltrationsareal og 50 % infiltrationsareal tilnærmelsesvis er ens. Der anvendes derfor 50 % infiltrationsareal i LDP, da denne metode ligeledes sikrer hurtigere beregningstid. I kapitel 8.3 på side 67 diskuteres infiltrationsarealets betydning for beregningstiden.

5.7 Analyse af afløbskoefficienter fra grønne tage

I modulet for grønne tage dimensioneres der ikke efter en gældende gentagelsesperiode, men i stedet efter at forsinke og reducere afstrømningsmængden. Det betyder, at LDP kan anvendes til at estimere et grønt tags afløbskoefficient. I LDP sker en konstant fordampning fra tagets opstuvningsvolumen, som betyder at den totale overløbsmængde fra taget kan bestemmes i forhold til den totale afstrømningsmængde. Dette forhold beskriver andelen af nedbør, som fordamper fra det grønne tag. Der er med denne fremgangsmåde foretaget en analyse af afløbskoefficienter fra grønne tage bestemt ved forskellige tagtykkelser og taghældninger, som fremgår på figur 5.12



Figur 5.12: Analyse af afløbskoefficienter fra grønne tage bestemt på 1 m² tag med hulrumsandel på 0,40 og en fordampningsrate på 1 mm/dag, hvortil Sulsted regnserien er anvendt som input.

Som resultat af analysen observeres der afløbskoefficienter mellem 0,37-0,78, som er bestemt på baggrund af 37 års data fra Sulsted regnserien. Tendensen viser at jo større tagtykkelse jo mindre afløbskoefficient, hvilket skyldes at opstuvningsvolumenet øges når tagets tykkelse øges. Dette resulterer i, at mere vand kan tilbageholdes løbende og derved fordampes. Det fremgår ligeledes at større taghældning giver anledning til højere afløbskoefficienter. En afløbskoefficient på 0,40 betyder, at 60 % af den årlige nedbør reduceres som følge af fordampning. Tilbageholdelsen bestemt i denne analyse stemmer godt overens med tyske erfaringer præsenteret i tabel 2.3 på side 14.

5.8 Validering af LDP

For at validere LDP's metode og dets beregninger opsættes en dynamisk MIKE URBAN model. Modellen sættes op med det formål at simulere og beregne de samme LAR-elementer i LDP. Der foretages en evaluering af massebalancer, hvor overløbsmængder og opstuvningsmængder analyseres. Der fokuseres på at validere metoden af serieforbundne LAR-elementer.

5.8.1 Opsætning af MIKE URBAN model

MIKE URBAN modellen er opbygget med et opland, hvortil der anvendes historiske regndata som randbetingelse. Der tages udgangspunkt i regnhændelser fra d. 15 og d. 16 oktober 2014 fra Sulsted regnserien. Der simuleres en afstrømningsmodel med tid-areal metoden uden forsinkelse eller tab på overfladen. Oplandet er forbundet til det første LAR-element, hvortil afstrømningsmodellen kobles. LAR-elementerne opbygges som "soakaways" i MIKE URBAN, hvorfra vandet enten nedsiver eller løber over når kapaciteten i LAR-elementet overskrides. Overløbet modelleres som et overløbsbygværk, hvor overløbsmængden fra et LAR-element føres videre til det næste LAR-element. For at bestemme overløbsmængden fra næste LAR-element tilsluttes endnu et overløbsbygværk, som fører vand ud af modellen. Der anvendes en konstant infiltration, med en rate svarende til dræncapaciteten, bestemt med ligning 5.1.

$$I = K_{sat} \cdot A_{eff} \quad (5.1)$$

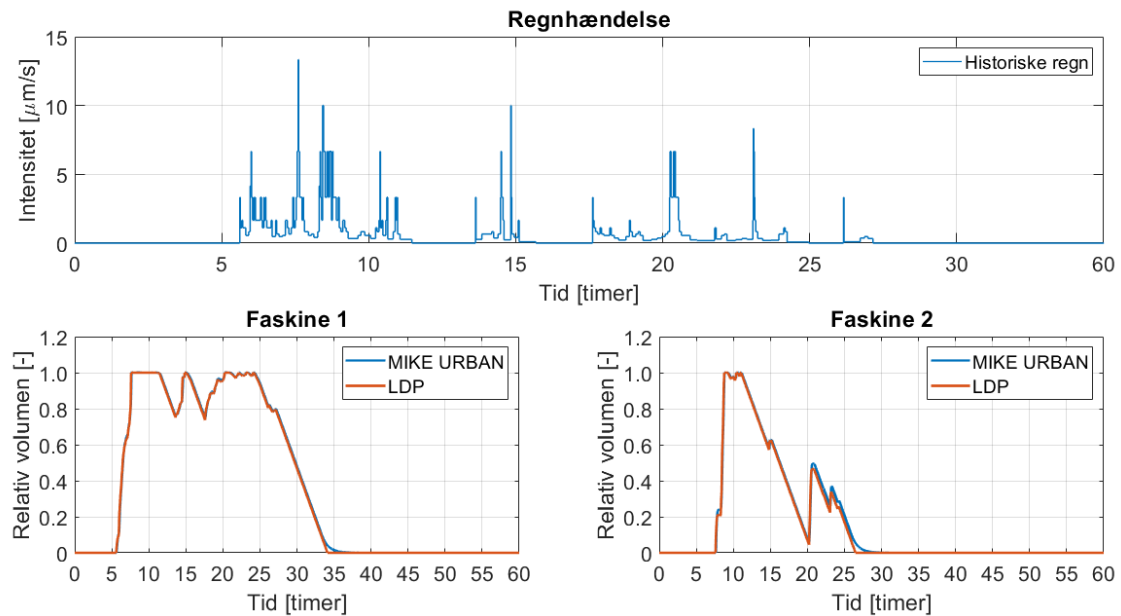
Hvor:

I	Dræncapacitet [m^3/min]
K_{sat}	Mættet hydraulisk ledningsevne [m/min]
A_{eff}	Effektivt infiltrationsareal [m^2]

For faskiner og grøfter bestemmes det effektive infiltrationsareal ud fra antagelsen om at elementet er halvt fyldt, således at det svarer til den eksisterende dimensioneringspraksis. LAR-elementerne opbygges simpelt, hvor faskiner og regnbede dimensioneres som kvadratiske kasser, begge med 1x1 m dimensioner. Grøften regnes som en trekant med bundbredde på 0 m og en topbredde, højde og længde på 1 m.

5.8.2 Sammenligning af resultater

I dette afsnit sammenlignes resultaterne for LAR-elementerne faskine, grøft og regnbet bestemt med LDP med resultaterne fra MIKE URBAN modellen. Permeabel belægning har samme beregningsgrundlag som regnbetet, hvorfor det vurderes at verificeringen af regnbet også er gældende for permeabel belægning. Alle modelparametre indstilles til at være identiske. På figur 5.13 nedenfor er resultatet for to serieforbundne faskiner præsenteret.



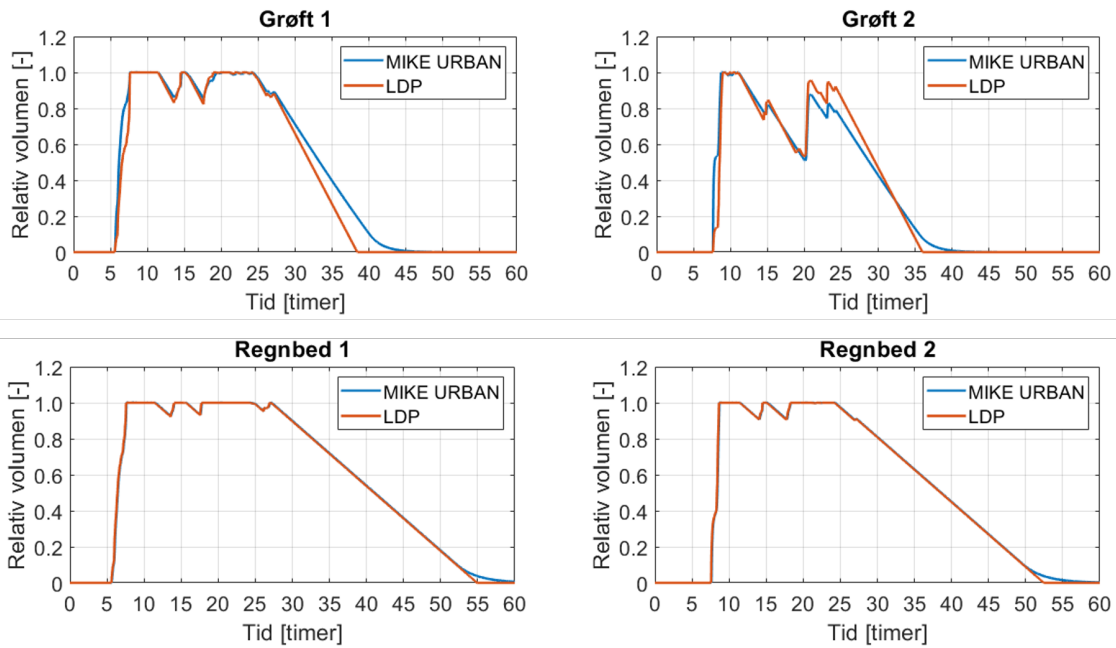
Figur 5.13: Sammenligning af resultater for faskiner forbundet i serie. Tilstødende reducerede oplandsareal til første faskine er 100m^2 .

Den øverst graf på figur 5.13 illustrerer regnserien, som anvendes i modellen, hvor afstrømningsmodellen efterfølgende forbindes til den første faskine. De to nederste grafer illustrerer faskinernes relative opstuvningsvolumen, hvor der sker overløb ved 1,0. Det fremgår på disse to grafer at opstuvningsvolumenet i LDP og i MIKE URBAN simuleres næsten identisk. Når opstuvningsvolumenet nærmer sig nul, observeres der i MIKE URBAN, at infiltrationen ikke længere er konstant af modeltekniske årsager. Dette fremgår på figur 5.13 efter 35 timer i den første faskine, og efter 27 timer i den anden faskine. Dette er en generel udfordring for valideringen, som også observeres ved de andre LAR-elementer i MIKE URBAN. I tabel 5.1 nedenfor sammenlignes afstrømnings-, infiltrations- og overløbsmængder for at kvantificere forskellen med modellerne.

Tabel 5.1: Sammenligning af massebalance for faskiner.

	Faskine 1			Faskine 2	
	Afstrømning [m^3]	Infiltration [m^3]	Overløb [m^3]	Infiltration [m^3]	Overløb [m^3]
LDP	5,480	3,080	2,399	2,041	0,358
MIKE URBAN	5,480	3,074	2,406	2,035	0,371
Difference	0,000	0,006	-0,007	0,006	-0,013

Differencen mellem de to modeller er få liter og det vurderes derfor, at beregningsprincippet for faskinen og serieforbindelsen i LDP accepteres. Den samme analyse er foretaget for grøften og regnbedet, hvor resultaterne fremgår af figur 5.14.



Figur 5.14: Sammenligning af resultater for både serieforbundne grøfter og regnbed. Tilstødende reducerede oplandsareal til første grøft er 50 m² og Tilstødende reducerede oplandsareal til første regnbed er 100 m².

Valideringen af grøfterne og regnbedene fremgår på figur 5.14, hvor der observeres større usikkerheder i det relative volumen i grøfterne sammenlignet med regnbedene og faskinerne. I den første grøft infiltreres der en større mængde fra MIKE URBAN modellen sammenlignet med LDP, mens der for den anden faskine infiltreres mere fra LDP. I forhold til regnbedene fremgår det af figur 5.14, at forskellen mellem MIKE URBAN og LDP er minimal. I tabel 5.2 og 5.3 fremgår en sammenligning af afstrømning, infiltration og overløb mellem MIKE URBAN og LDP.

Tabel 5.2: Sammenligning af massebalance for grøfter.

	Grøft 1			Grøft 2	
	Afstrømning [m ³]	Infiltration [m ³]	Overløb [m ³]	Infiltration [m ³]	Overløb [m ³]
LDP	2,795	1,413	1,382	1,221	0,160
MIKE URBAN	2,795	1,480	1,314	1,040	0,272
Difference	0,000	-0,067	0,068	0,181	-0,112

Af tabel 5.2 fremgår massebalancen for grøfterne. Der er en forskel på 4 % mellem afstrømning til den første grøft og overløbet fra den anden grøft, hvorfor modellen vurderes at være acceptabel. Massebalancen for regnbedene fremgår af tabel 5.3.

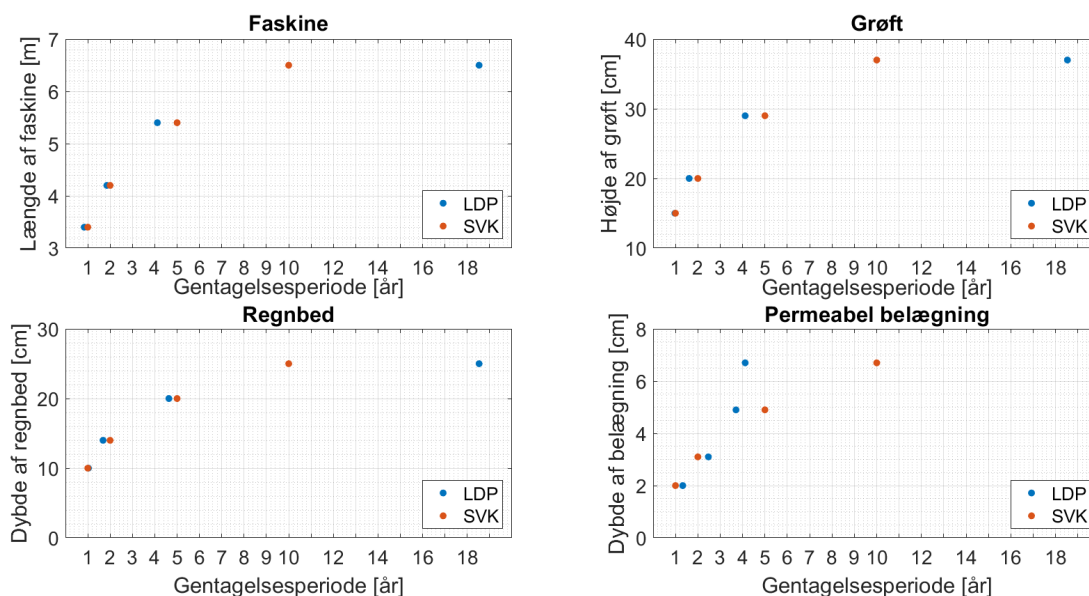
Tabel 5.3: Sammenligning af massebalance for regnbed.

	Regnbed 1			Regnbed 2	
	Afstrømning [m ³]	Infiltration [m ³]	Overløb [m ³]	Infiltration [m ³]	Overløb [m ³]
LDP	5,535	1,775	3,760	1,615	2,144
MIKE URBAN	5,535	1,774	3,761	1,616	2,146
Difference	0,000	0,001	-0,001	-0,001	-0,002

Tabel 5.3 bekræfter, at forskellene mellem MIKE URBAN og LDP er minimale. På baggrund af denne validering af serieforbundne LAR-elementer accepteres LDP's beregningsmetode.

5.9 Resultatsammenligning med Spildevandskomiteens dimensioneringsark

I dette afsnit sammenlignes resultater bestemt med LDP med resultater fra Spildevandskomiteens dimensioneringsark. I Spildevandskomiteens dimensioneringsark er der dimensioneret LAR-elementer efter 1, 2, 5 og 10 års gentagelsesperioder, hvorefter resultatet af LAR-elementets dimensioner er anvendt i LDP med historiske regn, hvor resultaterne af gentagelsesperioder sammenlignes. Figur 5.15 præsenterer en sammenligning af gentagelsesperioder for fire LAR-elementer.



Figur 5.15: Sammenligning af gentagelsesperioder fra Spildevandskomiteens dimensioneringsark (SVK) og gentagelsesperioder bestemt med historiske regn i LDP. Analysen er udført på følgende system: 200 m² befæstet areal, sikkerhedsfaktor og hydrologisk reduktionsfaktor på 1, hydraulisk ledningsevne på 10⁻⁵ m/s. For faskinen gælder desuden en højde på 0,5 m, en bredde på 2 m og hulrumsandel på 0,95, samt infiltration fra bundarealet. Infiltration fra faskinens bundareal er inkluderet. Grøften er dimensioneret med en kronebredde på 2 m og en bundbredde på 0 m. Regnbedet har et areal på 25 m² og permeabel belægning har et areal på 400 m², samt en hulrumsandel på 0,25. Som historisk regnserie anvendes Sulsted regnserien med en korregeret måleperiode på 37 år.

Det fremgår af figuren at gentagelsesperioderne generelt er i overensstemmelse ved gentagelsesperioder på 1, 2 og 5 år, mens der observeres en større forskel, når der dimensioneres efter en 10 års gentagelsesperiode. For faskinen, grøften og regnbedet fås med historiske regn en gentagelsesperiode på 18,5 år, hvilket der i Spildevandskomiteens dimensioneringsark bestemmes som en 10-årig gentagelsesperiode. Dette resultat indikerer, at disse tre LAR-elementer reelt set har en højere gentagelsesperiode. Det er værd at bemærke, at det statistiske grundlag for en gentagelsesperiode på 18,5 år er svagt, da der kun sker 4 overløb i løbet af regnseriens 37-årige måleperiode. Det modsatte observeres for permeabel belægning, hvor en gentagelsesperiode på 4,1 år med historiske regn observeres sammenlignet med gentagelsesperioden fra dimensioneringsarkets på 10 år. Anvendelse af historiske regndata vurderes at give en mere retvisende gentagelsesperiode for overløb, eftersom effekten af koblede regn inkluderes. Koblede regn vurderes at have betydelig effekt for LAR-elementer, og bør derfor inkluderes i metoden.

5.10 Opsummering

I dette kapitel blev et nyt dimensioneringsprogram, LDP, præsenteret, som kan anvendes til at dimensionere LAR-elementerne: faskiner, grøfter, regnbede og permeable belægninger. Derudover indeholder værktøjet et modul til grønne tage og design-selv. Programmet er udviklet baseret på begrænsninger ved den eksisterende dimensioneringspraksis og et ønske om en ny dimensioneringsmetode. Ved hjælp af langtidssimulering med historiske regnserier er det muligt at inkludere effekten af koblede regnhændelser, og i LDP er det ligeledes gjort muligt at serie- og parallelforbinde flere LAR-elementer. Programmets metode er valideret imod en MIKE URBAN model, som bekræfter metodens beregningsgrundlag.

Efter den hydrauliske dimensionering er det vigtigt at kende stofbelastningen, og hvorledes forurenende stoffer i regnvand tilbageholdes, inden der sker nedsivning. Én af løsningerne på at tilbageholde forurenende stoffer i LAR-elementer er ved at etablere filterjord i forbindelse med LAR-elementet.

6. Filterjord til rensning af regnvandsafstrømning

Filterjord er en konstrueret jord med en specifik sammensætning og specifikke egenskaber, som sikrer en god balance mellem vands nedsivningshastighed og jordens evne til at tilbageholde forurening. Udover disse egenskaber bør filterjorden understøtte plantevækst, da beplantning bidrager til vedligeholdelse og opretholdelse af den biologiske aktivitet [Cederkvist et al., 2015]. Bepantning medvirker til at holde filteroverfladen åben for vandgennemtrængning og understøtter ønsket og visionen om grønnere byer. I forbindelse med nedsivning af overfladevand i jord er der en lang række processer, som påvirker den endelige koncentration af stofferne i den modtagne recipient. Disse processer er listet herunder:

- Tilbageholdelse
- Dispersion
- Udfældning af metaller
- Abiotisk nedbrydning (f.eks. sollys)
- Biologisk nedbrydning

Eftersom flere komplicerede processer har betydning for kvaliteten af det vand, der udledes, kan det være udfordrende at estimere den teoretiske udledningskoncentration. Filterjord kan være en effektiv metode til at reducere koncentrationen af forurenende stoffer, såfremt denne filterjord sammensættes korrekt [Vollertsen et al., 2012]. I dette afsnit vil filterjordens evne til at reducere stofkoncentrationer estimeres, hvor udelukkende tilbageholdelsesprocesser tages i betragtning. Der udarbejdes en anbefaling til sammensætning af en filterjord til LAR-anlæg på baggrund af eksisterende erfaringer samt den estimerede renseevne.

6.1 Erfaringer med filterjord

I december 2019 publicerede Jensen et al. [2019] en rapport omkring erfaringer med filterjord i Danmark, som blandt andet indeholder erfaringsopsamlinger fra alle danske LAR-anlæg med filterjord og anbefalinger til sammensætningen af filterjord. I Danmark er der ingen regler eller retningslinjer for sammensætning og anvendelse af filterjord, men kommunerne begynder at stille krav til brug af filterjord og dokumentation af disse ved etablering af LAR-anlæg [Aalborg Kommune, 2016]. I lande som Tyskland, Holland og USA findes et solidt dokumentationsgrundlag for sammensætning og anvendelse af filterjord, som flere danske anbefalinger bygger på - især tyske erfaringer. Da der ikke eksisterer konkrete retningslinjer i Danmark endnu, benytter kommunerne forskellige vejledninger til sammensætningen af filterjord. Jensen et al. [2019] erfarer, at filterjord kan være et effektivt medie til rensning af overfladevand, og bakkes desuden op af Davis et al. [2009], som konkluderer det samme baseret på forskellige casestudier omhandlede stoffjernelse i anlæg med filterjord.

Sammensætningen af filterjord

Der skal sammensættes en jordblanding, som tilgodeser behovet for både tilbageholdelse af stoffer samt nedsivning af vand. Ifølge Vollertsen et al. [2018b] gælder det, at uensartet jorde med lav nedsivningsevne filtrerer bedst, mens jordens evne til at tilbageholde opløst stof blandt andet afhænger af jordens pH-værdi og dets indhold af organisk stof. Ingvertsen et al. [2015] har udarbejdet en anbefaling for sammensætning af en filterjord, som består af 30-50 cm uforurennet, homogen jord med et ler- og siltindhold på 5-10 % og 3% af stabilt organisk materiale. Tykkelsen af filterjorden kan dog variere afhængigt af rensningsbehovet og den ønskede vegetation. Filterjordens indhold af organisk stof, mineraler samt pH-værdi bestemmer rensesevnen af opløst og kolloidt stof [Vollertsen et al., 2018b]. Det anbefales, at jordens pH-værdi er mellem 6,5 og 8. Tungmetallers opløselighed og jordens evne til at tilbageholde metaller afhænger af pH-værdien. Tungmetallerne bindes generelt bedst, når jorden er lettere basisk, men dette er dog forskelligt fra stof til stof [Ingvertsen et al., 2015]. Tilsætning af kalk kan være med til at øge jordens pH-værdi. Ifølge Vollertsen et al. [2018b] er organisk stof godt til at binde organiske forbindelser som f.eks. PAH, mens kalk og lermineraler er gode til at binde f.eks. metaller og fosfor.

Ifølge Vollertsen et al. [2018b] frarådes det at benytte kompost og velgødet jord i filterjorden, da materialet er ustabilt og kan resultere i forhøjet udvaskning af næringsstoffer og kolloider. I stedet for kompost anbefales spagnum, som er en næringsfattig tørv, der fungerer som organisk sorbent ligesom kompost, men er fysisk og biologisk stabilt. Jensen et al. [2019] er dog uenige og fraråder brugen af spagnum i filterjord, da det er en begrænset naturressource. Vollertsen et al. [2018b] har erfaringer med at tilsætte vasket filtersand for at hæve jordens hydrauliske ledningsevne.

Fokus på recipienten

Recipienten hvortil det filtrerede vand udledes bør tages i betragtning, således at der tages forbehold for sårbarheden. Ved at kende recipientens sårbarhed kan filterjorden designes til at opnå det nødvendige rensbehov inden udledning. På baggrund af Jensen et al. [2019] anbefales det ved nedsivning til grundvandet at være opmærksom på miljøfremmede forbindelser (f.eks. tungmetaller og organiske mikroforureninger), mens det ved udledning til overfladerecipient anbefales at være særlig opmærksom på fosfor.

Vedligeholdelse og levetid

Når en filterjord over en længere årrække tilledes forurennet overfladevand, opstår en stofakkumulering, hvis konsekvenser kan være vanskelige at forudsige. Stofakkumuleringen kan resultere i en tilstopning, som reducerer filterjordens samlede nedsivningsevne. Samtidig konkluderer studier af Nielsen og Winther [2013] dog, at dette forbedrer tilbageholdelsen af tungmetaller og biocider. Det er vanskeligt at forudsige, hvornår en filterjord bør udskiftes eller vedligeholdes, men ifølge Jensen et al. [2019] anbefales det at udtage jordprøver hvert 5. eller 10. år. Yderligere anbefales det at udskifte jorden, når indholdet af tungmetaller og/eller kulbrinter akkumuleres til et kritisk niveau som eksempelvis svarende til forureningsklasse 3 efter Region Sjællands vejledningen for håndtering af forurennet jord [Region Sjælland, 2001]. Når den hydrauliske ledningsevne i anlægget reduceres således, at der efter 1-2 dage efter en kraftigt regnhændelse stadig ligger vand på filterjorden, kan det indikere at en udskiftning, oprensning eller vedligeholdelse er nødvendig for at sikre nedsivningsevnen i anlægget [Vollertsen et al., 2018b]. Analyser af tyske filterjordsanlæg langs veje indikerer, at en levetid på over 20 år ikke er urealistisk [Jensen et al., 2019]. Disse ovenstående erfaringer danner grundlag for, at der senere i kapitlet kan anbefales en sammensætning af en filterjord til rensning af regnvandsafstrømning.

6.2 Begrænsninger ved filterjord

Til trods for at filterjord har gode renseeegenskaber, opstår der også begrænsninger ved brug af filterjord både ved praktisk implementering og teknisk anvendelse. Nedbrydning af stoffer sker primært i planternes rodzone og i den øverste del af jorden, hvor ilt tilstedeværelse øger den biologiske omsætning. Ifølge Cederkvist et al. [2015] betyder det, at en filterjord som placeres under f.eks. en faskine, ikke forventes at performe tilsvarende med en filterjord, som har kontakt med overfladen.

Når filterjorden etableres, foregår det oftest ved at anvende projektlokalitetens allerede eksisterende muldjord, hvor f.eks. filtersand, lerminerale og kalk blandes i muldjorden. Det betyder, at jo flere komponenter der skal indkøbes og blandes i, jo dyrere bliver filterjorden. Det stiller desuden krav til entreprenøren om at blande filterjorden korrekt, således at der opnås en homogen blanding. Erfaringer fra Københavns Universitet [2015] beretter, at opblanding af filterjord til større anlæg kan blandes med gravemaskine. Ved mindre anlæg kan benyttes en cementblander eller fræser som alternativ. Selve anlæggelsen og komprimeringsgraden af jorden er væsentlig for både den hydrauliske nedsivningsevne og for renseeffektiviteten. Når jorden komprimeres, vil den hydrauliske ledningsevne reduceres, hvilket resulterer i dårligere nedsivningsevne, som derved giver anledning til større dimensioner af LAR-elementet. Omvendt vil renseeffektiviteten øges, da vandets og dermed stoffernes opholdstid i jorden øges. Effekten af øget opholdstid er en større stoftilbageholdelse og nedbrydning. Stofophobning vil over tid føre til reduceret nedsivningsevne, men effekten af dette undersøges ikke nærmere.

En anden kendt udfordring og en fortsat uopklaret problemstilling i forbindelse med overfladevand er vejsalt. I vinterperioder når veje saltes, observeres ifølge Larsen et al. [2012] saltkoncentrationer op til flere tusinde mg/l i regnvandsafstrømningen. Filterjord designes ikke til at kunne håndtere dette, og derfor udvaskes salt til recipienten. Der findes flere tilgængelige alternativer til vejsalt, hvor f.eks. Aarhus Kommune i vintersæsonen 2020 har eksperimenteret med vulkansk aske som erstatning for vejsalt [Villumsen, 2019]. Der er også udviklet tekniske løsninger, hvor en slusekonstruktion kan afskærme regnvandsafstrømningen om vinteren for at undgå vejsalt i LAR-anlægget [Milford, 2020]. Desuden kan salttilførsel have betydning for frigivelse af forurenende stoffer, da natrium kan fungere som ionbytter og derved binde sig til jordpartiklerne, som derved kan frigive eventuelt forurenende stoffer [Randrup og Pedersen, 1996]. Generelt gælder det, at jo højere valens et stof har, jo stærkere er det bundet, og dermed også sværere at frigive. Derfor vil mono- og divalente stoffer mobiliseres før trivalente stoffer [Loll og Møldrup, 2000]. Effekten af frigivelse af stoffer ved tilførsel af vejsalt undersøges ikke nærmere i denne rapport.

6.3 Vurdering af renseevne

Det er nødvendigt at vurdere filterjordens renseevne og estimere virkningsgraden for at sikre, at forurenende stoffer ikke udledes i for høje koncentrationer til vandmiljøet. Denne sektion beskriver, hvordan renseevnen af en sammensat filterjord vurderes for at estimere levetiden, således at udskiftningsgraden af filterjorden kan bestemmes. Når filterjorden ikke længere kan tilbageholde stoffer, anses jordens kapacitet for at være opbrugt, og det anbefales at filterjorden udskiftes. Renseevnen estimeres ud fra en simpel udviklet model baseret på et litteraturstudie af adsorptionsisoterm. Adsorptionsisoterm beskriver, hvor meget stof en given jord eller et materiale kan tilbageholde i forhold til koncentrationen i væskefasen. Der anvendes desuden

erfaringer fra Fredberg et al. [2018] omkring stoftransport og modelberegning af stoftransport i den umættede og mættede jordzone. Der er udvalgt fire forskellige stoffer fra forskellige stofkategorier, som anvendes til vurdering af renseevnen. De fire nedenstående stoffer er udvalgt på baggrund af deres tilstedeværelse og anvendelse i urbane miljøer.

- Næringsstof: Fosfor
- Tungmetal: Zink
- Polyaromatisk hydrocarbon (PAH): Fenantren (Phenantren)
- Pesticid: Glyfosat

Foruden de fire udvalgte stoffers tilstedeværelse i det urbane miljø kræver vurderingen af renseevnen, at der findes forskning og undersøgelser af de udvalgte stoffer. Herunder beskrives valget af de udvalgte indikatorstoffer indenfor deres respektive stofgrupper.

Næringsstoffer

Tilførslen af næringsstoffer fra nedsivning af afstrømmet regnvand vurderes ifølge Petersen et al. [2013] at udgøre en begrænset belastning til grundvandet sammenlignet med næringsstoftilførslen fra landbruget, men den kan derimod give direkte skadevirkninger i form af eutrofiering i søer, fjorde og have [Winther et al., 2006]. Udledning af kvælstof vil ifølge Winther et al. [2006] være uden særlig betydning under regnhændelser, mens fosfor kan have betydning for følsomme recipienter. Derfor er fosfor udvalgt som indikatorstof for næringsstoffer.

Tungmetaller

De fem mest studerede tungmetaller er cadmium, krom, kobber, bly og zink, som desuden ofte overskrider grænseværdier [Petersen et al., 2013]. I en artikel af Rothenborg [2020], udgivet i Ingeniøren d. 21 februar 2020, refereres til en analyse foretaget af Center for Miljøbeskyttelse i København Kommune, hvor zink beskrives som den største kilde til forurening af vandmiljøet. Zink er særligt et problem i vejvand, men frigives også fra korrosionsbeskyttede metaloverflader, f.eks. tage og tagrender [Hvitved-Jacobsen et al., 2010]. Eftersom zink observeres i høje koncentrationer, anvendes zink som indikator for tungmetaller.

PAH

PAH er en stofkategori, som består af mange enkelte stofkomponenter. I litteraturen og kemiske analyser refereres ofte til summen af udvalgte PAH'er. For at være i stand til at finde adsorptionsisotermene, er det derfor nødvendigt at udvælge en enkelt PAH, som kan anvendes som indikator. Generelt gælder der for PAH'er at jo mere kompleks opbygning stoffet har, jo bedre tilbageholdes stoffet, men de er dog sværere at omsætte. Omvendt gælder det for mere simpelt opbyggede PAH'er at disse lettere omsættes, men er svære at tilbageholde. Napthalen er en simpel PAH, mens eksempelvis benz(a)pyren og indeno(1,2,3cd)pyren er komplekse PAH'er. Erfaringer fra Gabriel [2012] vurderer at PAH'er som ligger herimellem kan være problematiske i forhold til nedsivning, hvilket gælder for PAH'en, fenantren. Derfor er fenantren udvalgt som indikatorstof for PAH-stofgruppen.

Pesticid

På befæstede arealer er der strenge restriktioner for anvendelse af pesticider, men glyfosat er et af de få lovlige og desuden i dag det mest anvendte pesticid [Petersen et al., 2013]. Et dansk

studie af Birch et al. [2011] har undersøgt forekomsten af miljøfremmede stoffer i overfladevand i Storkøbenhavn, hvor glyfosat er fundet i alle prøver. Derfor er glyfosat udvalgt som indikator for pesticider.

Desuden foreslår Ingvertsen et al. [2011] også at anvende fosfor, zink og fenantren samt et pesticid som indikatorstoffer da de er karakteriseret ved at være kritiske overfor overfladevand.

Til at bestemme renseevnen benyttes stoffernes adsorptionsisotermer, hvor der tages udgangspunkt i både lineære og ikke-lineære isotermer. I de lineære adsorptionsisotermer tages der højde for jordens fysiske og kemiske egenskaber såsom indhold af organisk materiale, lerindhold og pH-værdi. For ikke-lineære adsorptionsisotermer er der kun fokus på kalks og spagnums adsorptionsevner, da det i henhold til Vollertsen et al. [2018b] anbefales at tilsætte kalk og spagnum i filterjorden. Disse to materialer vil ifølge erfaringer øge rensekapaciteten og dermed levetiden.

6.3.1 Lineære adsorptionsisotermer

Den lineære isotherm er den mest anvendte og simpleste isotherm [Løll og Møldrup, 2000]. Isothermen antager en konstant sammenhæng mellem væskens stofkoncentration og den sorberede stofmængde. Isothermen beskrives i ligning 6.1 og anvender fordelingskoefficienten, K_d , som beskriver forholdet mellem adsorberet koncentration og koncentrationen i vandfasen. Stofkoncentrationen i vandfasen kan estimeres med RegnvandsKvalitet-værktøjet, som vurderer koncentrationerne på baggrund af aktiviteterne i oplandet. I en lineær isotherm begrænses adsorptionskapaciteten ikke af nogen øvre grænse, men studier konkluderer, at den lineære beskrivelse godt kan anvendes til lave stofkoncentrationer, som oftest forekommer i miljøteknisk sammenhæng [Løll og Møldrup, 2000].

$$c_s = K_d \cdot c_l \quad (6.1)$$

Hvor:

c_s	Adsorberet koncentration [g stof/kg jord]
K_d	Fordelingskoefficient [L væske/kg jord]
c_l	Koncentration i vandfasen [g stof/L væske]

Fordelingskoefficienten kan anvendes til at estimere filterjordens levetid, men eftersom hvert stof har forskellige egenskaber, skal der bestemmes en fordelingskoefficient for hvert stof. Baseret på et litteraturstudie, præsenteres herunder ligninger for hvert stof.

Fosfor

Ifølge Moazed et al. [2010] kan fordelingskoefficienten for fosfor bestemmes ved brug af ligning 6.2. Studiet relaterer forskellige jordegenskaber herunder, pH-værdi, calcium-indhold og lerindhold til adsorptionen af fosfor. Adsorptionen af fosfor beskrives ved at anvende jordens lerindhold, hvor Moazed et al. [2010] finder en sammenhæng med en regressionskoefficient på 0,82.

$$K_d = 6,9 \cdot Clay + 370 \quad (6.2)$$

Hvor:

Clay | Lerindhold [g/kg]

Zink

For zink benyttes et studie af Anderson og Christensen [1988], som er præsenteret i ligning 6.3. Studiet er baseret på 38 danske jordprøver med et gyldighedsområde for pH mellem 5,5 - 7,5.

$$\log(K_d) = 0,89 \cdot pH_{H_2O} - 3,16 \quad (6.3)$$

Hvor:

pH_{H_2O} | Jordens pH målt i vand [-]

Fenantren

For fenantren gælder ifølge Loll og Møldrup [2000] ligning 6.4 med et gyldighedsområde for f_{oc} højere end 0,1 %.

$$K_d = K_{oc} \cdot f_{oc} \quad (6.4)$$

Hvor:

K_{oc} | Fordelingskoefficient mellem organisk karbon og vand [L H_2O /kg oc]
 f_{oc} | Fraktionen af organisk karbon [%]

Det skal bemærkes, at der er en konverteringsfaktor på 0,58 mellem f_{oc} og fraktionen af organisk materiale [Loll og Møldrup, 2000]. Til at bestemme K_{oc} anvendes ligning 6.5 bestemt af Abdul et al. [1987].

$$\log(K_{oc}) = A \cdot \log(K_{ow}) + B \quad (6.5)$$

Hvor:

A | Empirisk konstant [-]
B | Empirisk konstant [-]
 K_{ow} | Oktanol-vand fordelingskoefficient [-]

De empiriske konstanter A og B bestemmes til henholdsvis 1,04 og -0,88. Disse konstanter afhænger af $\log(K_{ow})$ og f_{oc} , hvor konstanterne bestemmes ud fra intervallerne af $\log(K_{ow})$ og f_{oc} . Intervallerne som konstanterne A og B er bestemt ud fra, ligger med et gyldighedsområde for $\log(K_{ow})$ mellem 2,1 - 6,4, mens det for f_{oc} gælder mellem 0,4 - 2,0. Med konverteringsfaktoren på 0,58 og en f_{oc} værdi på 2,0 kan det maksimale indhold af organisk materiale i jorden udgøre 3,45 %, hvis ligning 6.5 skal være gældende [Abdul et al., 1987]. I forhold til $\log(K_{ow})$ er denne bestemt ud fra Loll og Møldrup [2000] til at være 4,57 for fenatren. Baseret på A, B og $\log(k_{ow})$ bestemmes K_{oc} med ligning 6.5 til at være 7461 L H_2O / kg oc .

Glyfosat

I et dansk studie af Christensen [2017] om kontrollerende faktorer til adsorption af glyfosat er der bestemt fordelingskoefficienter målt ved laboratorieforsøg. Yderligere er en model til bestemmelse af koefficienter ud fra jordens pH-værdi og lerindhold udviklet. Denne fremgår af ligning 6.6 og er baseret på en samling af danske jordbunde.

$$K_d = -162 \cdot pH_{H_2O} + 11,5 \cdot Clay\% + 1111 \quad (6.6)$$

Hvor:

Clay% | Lerindhold [%]

For glyfosat afhænger K_d både af pH-værdien og lerindholdet, som det fremgår i ligning 6.6. Hvis pH-værdien øges, falder fordelingskoefficienten, hvilket betyder, at tilbageholdelsen af glyfosat forbedres ved basiske forhold. De ovenstående fordelingskoefficienter er gældende for lineære isotermer, og der foretages et nyt litteraturstudie, som er gældende for ikke-lineære isotermer.

6.3.2 Ikke-lineære adsorptionsisotermer

Freundlich og Langmuir adsorptionsisotermerne er begge eksempler på ikke-lineære adsorptionsisotermer. Langmuir adsorptionsisotermerne tager højde for en maksimal optagelse i jord, mens Freundlich ikke har en maksimal grænse. Med en maksimal optagelse i jorden betyder det, at selvom koncentrationen i væskefasen stiger, kan der ikke optages mere stof i jorden. Omvendt vil der ifølge en Freundlich isotherm kunne optages mere stof, hvis koncentrationen i væsken stiger. Freundlich adsorptionsisotermerne er den mest anvendte ikke-lineære isotherm og er derfor den isotherm, der anvendes i denne rapport. I ligning 6.7 præsenteres Freundlich isotermerne.

$$c_s = K_f \cdot c_l^n \quad (6.7)$$

Hvor:

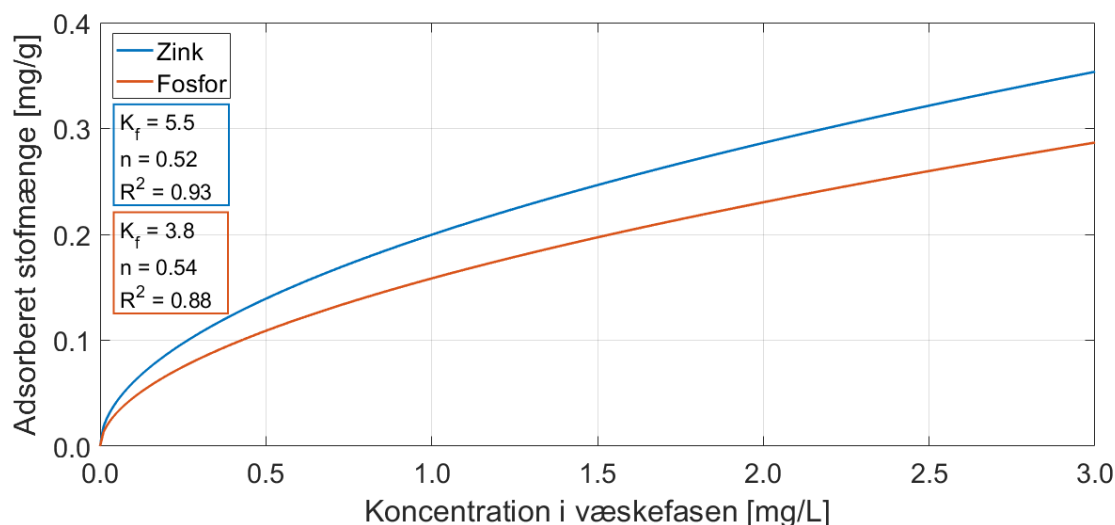
K_f | Fordelingskoefficient [L væske/kg jord]
n | Empirisk konstant [-]

For at fastlægge adsorptionsisotermerne er et litteraturstudie af adsorptionsisotermer for vandbehandlingskalk og spagnum foretaget. Litteraturstudiet omfatter kun zink og fosfor, og hvordan spagnum og kalk forbedrer levetiden af disse stoffer. Litteraturstudiet af disse to materialer tager udgangspunkt i forskningsforsøg, hvor forudsætningerne og forhold for bestemmelse af isotermerne er kendte, for at sikre at resultaterne kan sættes i relation til en filterjord. I de følgende afsnit præsenteres studierne, resultaterne og forudsætningerne for bestemmelse af de ikke-lineære adsorptionsisotermer.

Kalk

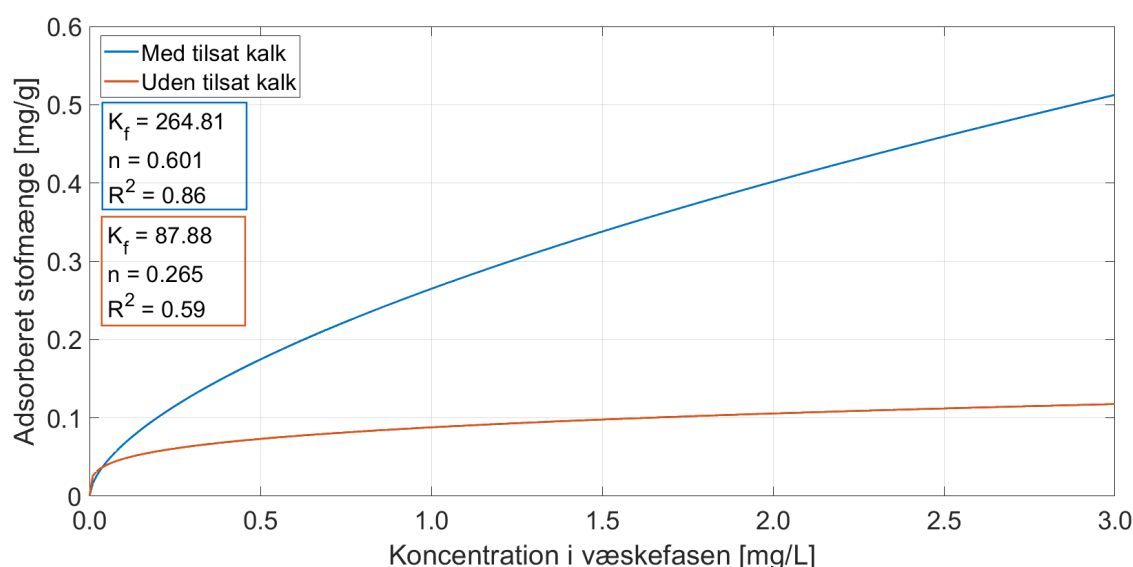
I dette afsnit refereres til et dansk studie af Wium-Andersen et al. [2012], som har undersøgt adsorptionskapaciteten af zink og fosfor i vandbehandlingskalk. Studiet er udført ved at benytte regnvand med tilført zink og fosfor og derved beregne adsorptionskapaciteten af de to stoffer i

vandbehandlingskalk. I studiet vurderes zink og fosfor at følge en Freundlich isoterm, som fremgår på figur 6.1.



Figur 6.1: Adsorptionsisoterm for zink og fosfor i vandbehandlingskalk bestemt af Wium-Andersen et al. [2012].

Det fremgår af figur 6.1, at der i kalk kan adsorberes mere zink end fosfor. Yderligere af figur 6.1 fremgår fordelingskoefficienten, K_f , og den empiriske konstant, n , for zink og fosfor. Disse parametre anvendes i ligning 6.7, som senere anvendes til at vurdere levetiden af en filterjord. For at underbygge resultaterne af kalks adsorptionsevne fra Wium-Andersen et al. [2012] refereres der til et andet studie udført af Mihoub et al. [2016] på algerisk landbrugsjord. Studiet undersøger kalks adsorptionsevne af fosfor. Studiet bygger på en siltet sandjord med et kalkindhold på 4,2 %, hvor absorptionen undersøges i prøver med og uden tilsat kalk. Mihoub et al. [2016] vurderer, at adsorptionen af fosfor følger en Freundlich isoterm og resultaterne af studiet fremgår af figur 6.2.



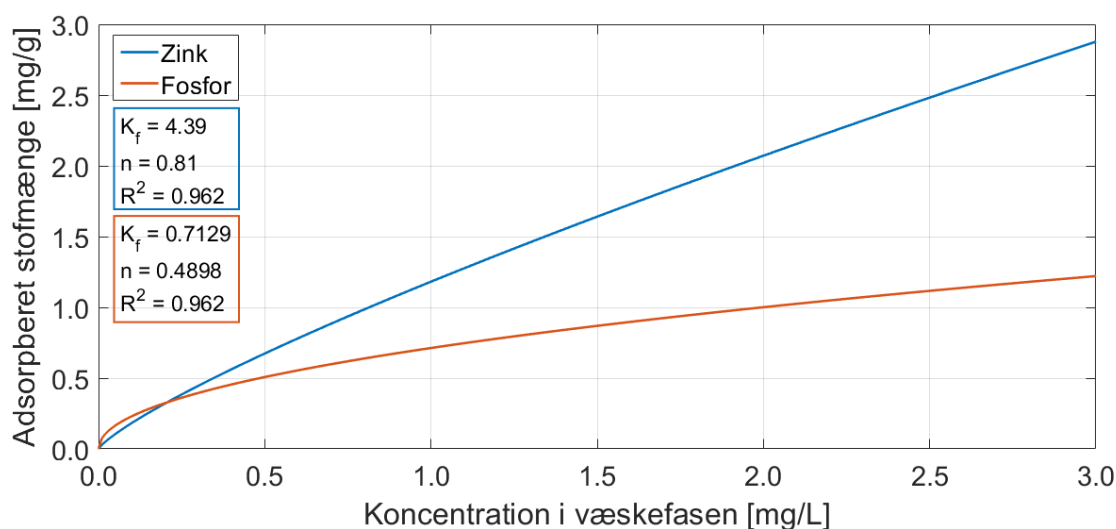
Figur 6.2: Adsorptionsisoterm for fosfor i kalkholdig jord bestemt af [Mihoub et al., 2016].

Der fremgår af figur 6.2 en tydelig forskel i den adsorbereede stofmængde i prøverne med og uden tilsat kalk. Dette illustrer, at kalk har en betydelig effekt for mængden af tilbageholdt fosfor i

jorden. Foruden adsorptionsevnen ved tilsætning af kalk, er også et litteraturstudie af spagnums effekt udført.

Spagnum

Der er flere faktorer, som påvirker stoffers adsorption i spagnum som blandt andet pH-værdien og typen af spagnum. Et svensk studie af Kalmykova et al. [2008] har undersøgt adsorption af forskellige metaller i spagnumjorde med en pH-værdi på 5,6. Studiet fandt en Freundlich isoterm for zink som følger adsorptionen, der er illustreret på figur 6.3. Ligeledes har et kinesisk studie af Xiong og Mahmood [2010] undersøgt adsorptionen af fosfor i spagnum. Det kinesiske studie konkluderer også, at adsorptionen følger en Freundlich isoterm, som yderligere er præsenteret på figur 6.3.



Figur 6.3: Freundlich adsorptionsisoterm for zink i svenske spagnumjorde [Kalmykova et al., 2008] og fosfor bestemt af [Xiong og Mahmood, 2010].

Det fremgår af figur 6.3, at spagnum har en større effekt på tilbageholdelse af zink end tilbageholdelsen af fosfor. På baggrund af litteraturstudiet og fordelingskoefficienterne, kan levetiden af et filter bestemmes, hvilket introduceres i følgende sektion.

6.3.3 Vurdering af levetid

Eftersom fordelingskoefficienter beskriver, hvor meget stof der kan adsorberes i en jord eller et materiale, anvendes disse til at vurdere levetiden af en filterjord. I dette afsnit vurderes levetiden af filterjord med stoffer, der følger lineære og ikke-lineære adsorptionsisotemer. For begge isotemer er et udtryk for levetiden opsat, som er baseret på filterjordens adsorptionsevne og den årlige stofbelastning, der tilføres filterjorden. Den årlige stofbelastning bestemmes på baggrund af årsmiddelnedbøren, størrelsen på oplandsarealet og en gennemsnitlig stofkoncentration fra oplandet. Filterjordens adsorptionsevne er baseret på massen af filterjorden og dens evne til at adsorbere stof. Udtrykket for de lineære isotemer fremgår af ligning 6.8 og 6.9 nedenfor.

$$T = \frac{\text{Filterjordens adsorptionsevne}}{\text{Årlig stofbelastning}} = \frac{K_d}{1000} \cdot \frac{C_L \cdot A_o \cdot D \cdot \rho_{\text{filter}}}{C_L \cdot A_{\text{red}} \cdot N} \quad (6.8)$$

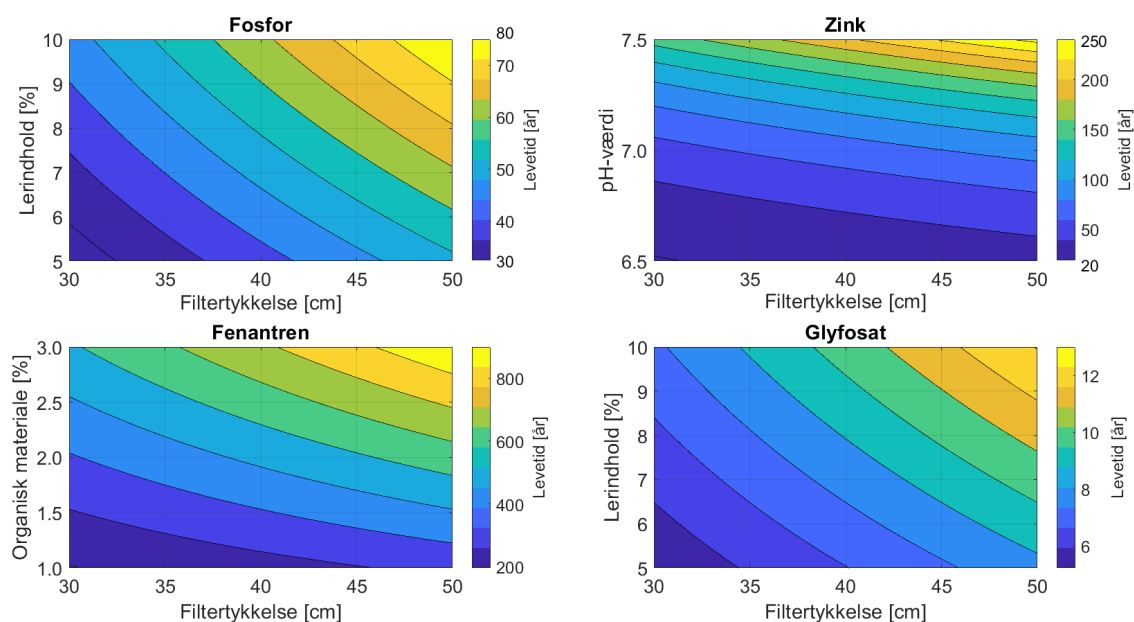
I ligning 6.8 fremgår ligningen bag filterjordens levetid, som reduceres yderligere til ligning 6.9.

$$T = \frac{K_d}{1000} \cdot \frac{A_o \cdot D \cdot \rho_{filter}}{A_{red} \cdot N} \quad (6.9)$$

Hvor:

T	Estimeret levetid af filter [år]
K_d	Fordelingskoefficient [L væske / kg jord]
A_o	Overfladeareal af filter [m^2]
D	Dybde af filterjord [m]
ρ_{filter}	Filterets gennemsnitsdensitet [kg jord / m^3]
A_{red}	Areal af det tilhørende reducerede opland [m^2]
N	Årsmiddelnedbør [m / år]

Til at bestemme massen af filteret, som indgår i ligning 6.9 kan der, hvis ikke den nøjagtige densitet kendes, anvendes en gennemsnitsdensitet på 1600 kg/m^3 [Loll og Møldrup, 2000]. Ligning 6.9 kan desuden anvendes til at optimere forholdet mellem oplandsareal og overfladeareal af filteret. Dette betyder, at overfladearealet af filterjorden kan optimeres i forhold til oplandsarealet for at opnå en given levetid. Ligeledes kan det reducerede oplandsareal til filterjorden optimeres i forhold til at opnå en given levetid for filterjorden. Adsorptionsisotermerne medtager ikke nedbrydningsrater for stofferne, ligesom der ikke tages højde for stofoptag i planter. Dette medvirker til, at vurderingen af levetiden anses som værende en konservativ vurdering. Det forudsættes endvidere at stoffet fordeles og afsættes i hele filterets jordmatrice. Ved at anvende ligning 6.9 for hvert af de fire undersøgte indikatorstoffer kan levetider bestemmes. Ifølge Ingvertsen et al. [2015] varierer forholdet mellem filterareal og oplandsareal fra cirka 1:5 til 1:25. Figur 6.4 illustrerer et eksempel, hvor der anvendes et forhold på 1:15 mellem filterareal og oplandsareal.



Figur 6.4: Levetid bestemt med ligning 6.9 af en $13,3 \text{ m}^2$ filterjord, 707 mm årlig nedbør, filterdensitet på 1600 kg/m^3 og et oplandsareal på 200 m^2 . For glyfosat anvendes endvidere en konstant pH-værdi på 6.5.

På figur 6.4 observeres det, at en øget filtertykkelse øger levetiden for alle fire stoffer. Det skyldes, at tykkelsen øger adsorptionskapaciteten og dermed tilbageholdelsen af mere stof. Fosfor og zink giver begge anledning til levetider omkring 20-30 år ved en filtertykkelse på 30 cm, lerindhold på 5 % og pH-værdi på 6,5. Levetiden af zink øges dog betragteligt, op til 250 år, når pH-værdien øges. For fenantren observeres meget høje levetider på mellem 200 - 960 år, hvilket stemmer overens med erfaringer fra et studie af Diblasi et al. [2009]. Studiet undersøgte tilbageholdelsen af PAH'er fra regnvandsafstrømning i byer og konkluderer, at PAH'er i meget høj grad tilbageholdes i de første millimeter af jorden. På figur 6.4 observeres det, at glyfosat er det stof, som resulterer i de mindste levetider på mellem 5 - 12 år, hvilket derfor i dette eksempel er det dimensionsgivende stof for filterjordens levetid. Dette betyder, at filterjorden bør optimeres i forhold til dette stof, hvilket kan gøres ved at øge lerindhold, øge filtertykkelsen, sænke pH-værdien eller begrænse stoffets anvendelse og udbredelse. Såfremt det forventes, at regnvandsafstrømningen i projektområdet indeholder glyfosat, kan det vurderes om det er acceptabelt at reducere jordens pH-værdi under 6,5 for at opnå højere levetider. Alternativt kan der stilles krav om hyppigere prøvetagning for at dokumentere de faktiske stofkoncentrationer i jorden. Der er undersøgt to andre danske studier i forhold til at evaluere tilbageholdelsen af glyfosat. I det første studie af Kumari et al. [2016] bestemmes fordelingskoefficienter på danske jorde med et lerindhold under 10 % og med pH-værdier omkring 6,7. Anvendes resultaterne fra dette studie til at bestemme levetiden med ligning 6.9 fås en levetid på 8-19 år. I et andet studie af Pérez et al. [2015] udført på danske jorde med pH-værdi på 6,7 og lerindhold på 11 % vil resultaterne give anledning til levetider på 15-24 år i forhold til glyfosat. Dette indikerer, at filterjordens levetid på figur 6.4 i forhold til glyfosat er et konservativt estimat. Det betyder dog fortsat, at glyfosat er det begrænsende stof for den samlede levetid af filterjorden. Disse to studier indikerer en højere fordelingskoefficient, hvilket resulterer i øget levetid. Overordnet kan figur 6.4 og ligning 6.9 give en indikation af levetiden af en filterjord i forhold til fire udvalgte indikatorstoffer, hvor pesticider i dette tilfælde er begrænsende for levetiden.

For de ikke-lineære isotermer præsenteres et tilsvarende eksempel og en ligning til bestemmelse af levetiden, som tager udgangspunkt i et materiale, der tilsættes jorden. I denne rapport tages der kun udgangspunkt i kalk og spagnum. Yderligere skal koncentrationen i væskefasen kendes, hvilket kan estimeres med RegnKvalitet's værktøj. Ligningen til bestemmelse af levetiden baseret på ikke-lineære isotermer fremgår i ligning 6.10.

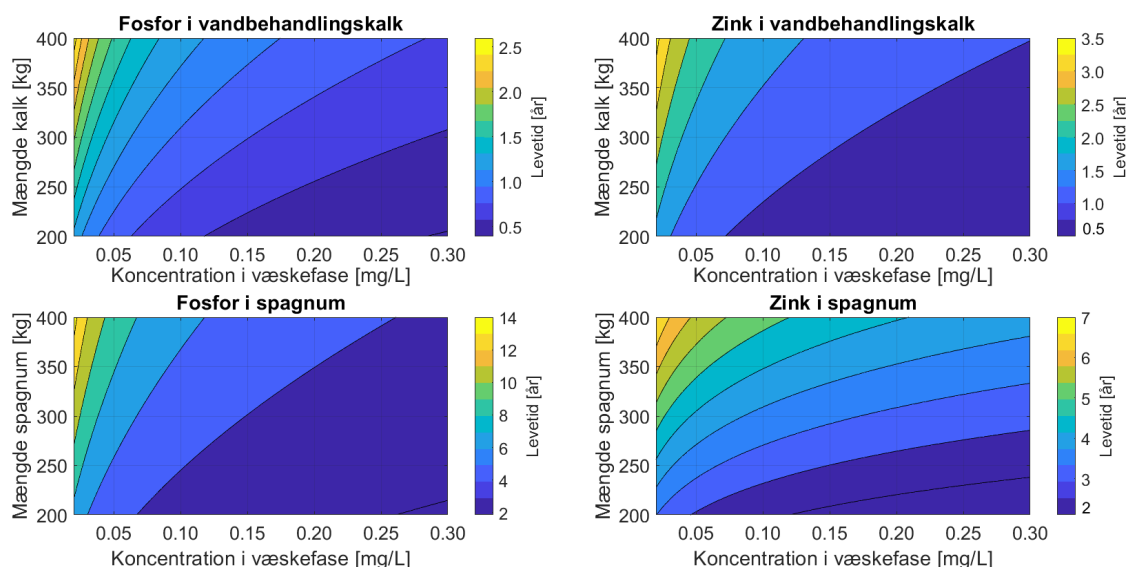
$$T = \frac{c_s}{c_l \cdot 1000} \cdot \frac{m_{mat}}{A_{red} \cdot N} = \frac{c_s}{c_l \cdot 1000} \cdot \frac{A_o \cdot D \cdot \rho_{filter} \cdot \frac{p_{mat}}{100}}{A_{red} \cdot N} \quad (6.10)$$

Hvor:

c_s	Adsorberet koncentration [g stof / kg jord]
c_l	Koncentration i væskefasen [g stof / L væske]
m_{mat}	Masse af tilsat materiale [kg]
p_{mat}	Procentvis vægtandel som tilsat materiale udgør af filteret [%]

I ovenstående ligning 6.10 kan levetiden optimeres ved at justere mængden af tilsat kalk eller spagnum. Det gælder, at adsorptionskapaciteten øges ved at tilsætte mere materiale, hvormed også den samlede levetid forøges.

På figur 6.5 illustreres levetiden for filterjord ved kalks og spagnums adsorptionskapacitet for henholdsvis fosfor og zink. Der anvendes et realistisk koncentrationsinterval på 0,05-0,30 mg/L for væskefasen, som er vurderet ud fra stofkoncentrationer i RegnKvalitet's værktøj.



Figur 6.5: Levetid bestemt med ligning 6.10 af en 13,3 m² filterjord, 707 mm årlig nedbør, filterdensitet på 1600 kg/m³ og et oplandsareal på 200 m² og filtertykkelse på 40 cm. Bemærk at en kalktilsætning på 200 kg med disse forudsætninger svarer til 2,3 % af filterets masse. For fosfor og zink i kalk anvendes isotermerne fra Wium-Andersen et al. [2012], for fosfor i spagnum anvendes isotermerne fra Xiong og Mahmood [2010] og for zink i spagnum anvendes isotermerne fra Kalmykova et al. [2008].

På figur 6.5 fremgår det, at spagnum tilbageholder fosfor og zink i højere grad end kalk, hvilket desuden stemmer overens med isotermerne præsenteret på figur 6.1 og figur 6.3. Fosfor tilbageholdes dog mere effektivt end zink i spagnum, hvilket resulterer i en højere levetid. Figuren indikerer yderligere, at filterjordens levetid kan forøges ved at tilsætte kalk og spagnum. Ligning 6.9 og 6.10 kan altså give en indikation af, hvornår en filterjord skal udskiftes. Til trods for denne vurdering af filterjordens levetid, anbefales det fortsat at udtage jordprøver for at undersøge de faktiske stofkoncentrationer i filterjorden. Baseret på erfaringerne med filterjord og de netop introducerede levetider er der udarbejdet en anbefaling til sammensætning af en filterjord, som præsenteres i den kommende sektion.

6.4 anbefaling til sammensætning af filterjord

Her fremlægges anbefalinger til design af en filterjord, som kan anvendes til danske LAR-anlæg. Denne anbefaling er baseret på eksisterende erfaringer samt vurderingen af renseevnen bestemt med adsorptionsisotermene for fire forskellige stoffer. For at minimere etableringsomkostninger anbefales det at tage udgangspunkt i projektlokalitetens eksisterende muldjord, såfremt denne er uforurenet. Nedenstående punkter opsummerer sammensætningen, som bør tilstræbes for at opnå god nedsivningsevne, god stoftilbageholdelse samt mulighed for vegetation. Alle procentviser indhold opgøres som vægtprocent.

- 5-10 % ler- og siltindhold
- 1-3 % stabilt organisk materiale
- pH mellem 6,5 - 7,5
- Filterjordstykkelse på 30-50 cm
- Hydraulisk ledningsevne mellem 10^{-5} m/s og 10^{-4} m/s

For at øge den hydrauliske ledningsevne kan der blandes filtersand i den eksisterende jord, som anbefales at være en vasket filtersand. Det anbefales at tilsætte spagnum uden gødningstilsætning for at opnå det ønskede indhold af organisk stof. Hvis jordens pH-værdi er for lav, kan denne øges ved tilsætning af kalk. Kalktilsætning vil desuden øge levetiden af filterjorden, hvor det anbefales at anvende vandbehandlingskalk. Det anbefales yderligere, at anlægge filterjorden som værende homogen.

III Sammenfatning

7	Vejledning til LAR-dimensionering	63
8	Diskussion	65
9	Konklusion	73
10	Perspektivering	75
	Litteratur	81

7. Vejledning til LAR-dimensionering

I rapporten er en række værktøjer til design og dimensionering af LAR præsenteret. I dette kapitel inddrages værktøjerne aktivt i en kortfattet vejledning for LAR projektering og dimensionering samt overvejelser heromkring. Vejledningen inddeles i rækkefølgen, jævnfør figur 7.1



Figur 7.1: Overordnet rækkefølge i vejledningen.

Jævnfør figur 7.1 foretages først en screeningsanalyse, hvorefter LAR-elementet designs i forhold til det hydrauliske design og til sidst undersøges stofbelastningen, hvor muligheden for renseløsninger vurderes. Herunder beskrives de enkelte kategorier.

7.1 Screeningsanalyse

I mange LAR-elementer anvendes nedsivning som den primære egenskab til at aflede regnvand, hvilket derfor også er fokus i denne vejledning. Nedsivning forudsætter, at de omkringliggende forhold tillader det. Derfor bør en overordnet screening foretages for at belyse mulighederne for LAR, hvor det udviklede nedsivningskort kan anvendes til en vurdering af nedsivningspotentialet indenfor Aalborg Kommune. Nedsivningskortet kan give en indikation af, hvor nedsivningsanlæg kan etableres, men der bør altid foretages en nærmere geologisk undersøgelse af projektområdet. Dette kan gøres ved at undersøge nærliggende geologiske boreprofiler, hvor disse kan give en indikation af eventuelle lavpermeable jordlag, tykkelsen af lagene og dybden. For yderligere at klarlægge nedsivningsforholdene i projektområdet, bør en nedsivningstest altid foretages. Herunder opsummeres punkter, som bør anvendes eller overvejes i screeningsanalysen:

- Nedsivningskort
- Geologiske undersøgelser
- Nedsivningstest

7.2 Hydraulisk design

Efter screeningen skal LAR-anlægget dimensioneres i forhold til den hydrauliske belastning. Her anbefales det at anvende det udviklede dimensioneringsprogram, LDP, til at bestemme systemets dimensioner samt gentagelsesperiode for overløb. Når der sker overløb fra anlægget, bør det overvejes, hvor overløbet føres hen for at minimere eventuelle skader. Herunder opsummeres punkter i forbindelse med det hydrauliske design:

- Anvend nyt dimensioneringsprogram
- Overvej afstrømningen ved overløb

7.3 Stofbelastning

Efter screeningen og det hydrauliske design skal løsninger til stofbelastningen vurderes. For at estimere stofbelastningen fra regnvandsafstrømningen kan RegnKvalitet-værktøjet benyttes. Værktøjet kan give en indikation af, hvilke stoffer der giver anledning til forurening i et projekt-område. For tilbageholdelse af de forurenende stoffer kan en filterjord anvendes som renseløsning. Filterjorden kan sammensættes på mange måder, og det er netop vigtigt, at den sammensættes til at tilbageholde de forventede stoffer og koncentrationer fra regnvandsafstrømningen til at overholde et ønsket niveau. Når filterjorden er etableret, skal den holdes ved lige, og det anbefales, at der udtages jordprøver hvert 5. eller 10. år for at sikre, at filteret opretholder den nødvendige standard. Ligeledes anbefales det, at filterjorden udskiftes, når forureningen i jorden svarer til jordforureningsklasse 3 efter Region Sjællands vejledningen for håndtering af forurennet jord [Region Sjælland, 2001]. Dette sikrer, at høje stofkoncentrationer ikke udledes til vandmiljøet eller grundvandet. Herunder opsummeres punkterne i forbindelse med etablering af anlæg med henblik på stofbelastning:

- Definer forureningskilder i oplandet og estimer stofbelastning
- Valg af filterjordssammensætning
- Overvågning af filterjordens stofbelastning

Ved at anvende metoden i denne vejledning vurderes det at LAR-elementer dimensioneres effektivt i forhold til den hydrauliske belastning og ligeledes, at kvaliteten af regnvandsafstrømningen forbedres.

8. Diskussion

I dette kapitel diskuteres rapportens indhold og de beslutninger, der er truffet i forhold til værktøjerne, der er udviklet til at designe LAR.

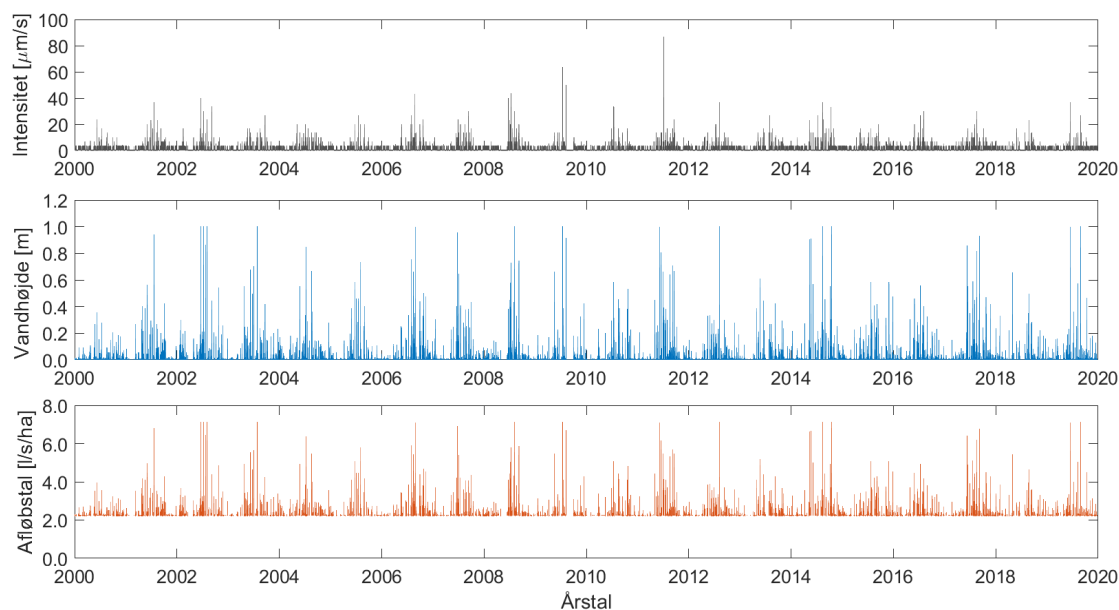
8.1 Terrænnært grundvand

En væsentlig parameter i det udviklede nedsivningskort i forhold til potentialet for nedsivning er terrænnært grundvand. Ifølge et notat udleveret af Niras er der i Danmark generelt relativt få data, der beskriver det terrænnære grundvandsspejl. Det betyder, at datagrundlaget kan være forbundet med usikkerheder, hvilket begrænser kortets anvendelse. I samme notat vurderes det at kortet over terrænnært grundvand kun bør anvendes på et overordnet screeningsniveau. Kortet giver en indikation af nedsivningspotentialet, men stigende nedbørsmængder og havstandsstigninger påvirker det terrænnære grundvandsspejl. Når der implementeres LAR, hvor vand nedsives, øges også den naturlige grundvandsdannelse, som yderligere resulterer i hævet grundvandsspejl [Mielby et al., 2015]. Disse ændringer resulterer i ringere nedsivningsevne i fremtiden, hvilket bør tages i betragtning ved vurdering af nedsivningspotentialet.

Kortvarige grundvandsstigninger kan også have betydning for dimensioneringen af LAR. I situationer med kraftige regnhændelser, som er kritiske i forhold til oversvømmelse, observeres også at grundvandsspejlet kortvarigt kan hæves, hvorved nedsivningspotentialet reduceres. Eftersom dette ikke medtages i vurderingen af nedsivningspotentialet, kan det betyde, at der dimensioneres med en bedre nedsivningsevne end den reelle nedsivningsevne. Det vil i så fald betyde et højere antal overløb i de kritiske regnhændelser, og at systemer systematisk underdimensioneres.

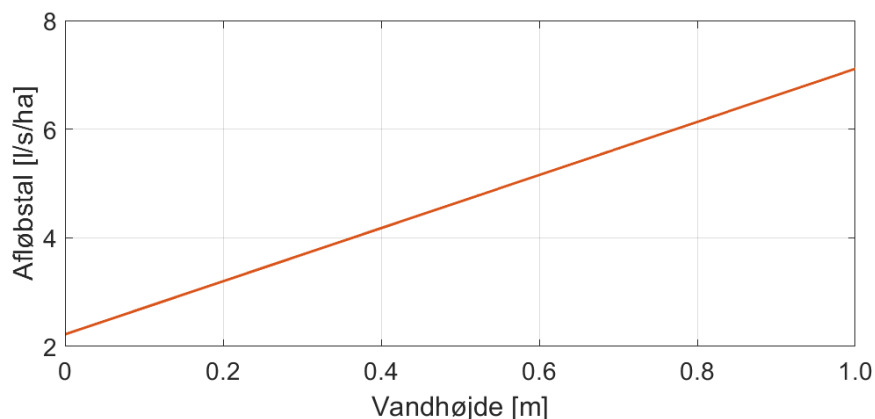
8.2 Diskussion af konstant afløbstal

Både i Spildevandskomiteens dimensioneringsark og i det udviklede dimensioneringsprogram antages infiltrationsarealet at være konstant, hvilket betyder, at afløbstallet også er konstant. I denne del undersøges og diskuteres antagelsen om et konstant afløbstal, og forholdet mellem systemets vandhøjde og afløbstal. På figur 8.1 præsenteres regnintensiteten for en 20-årig periode, hvor også vandhøjden og afløbstallet er afspejlet.



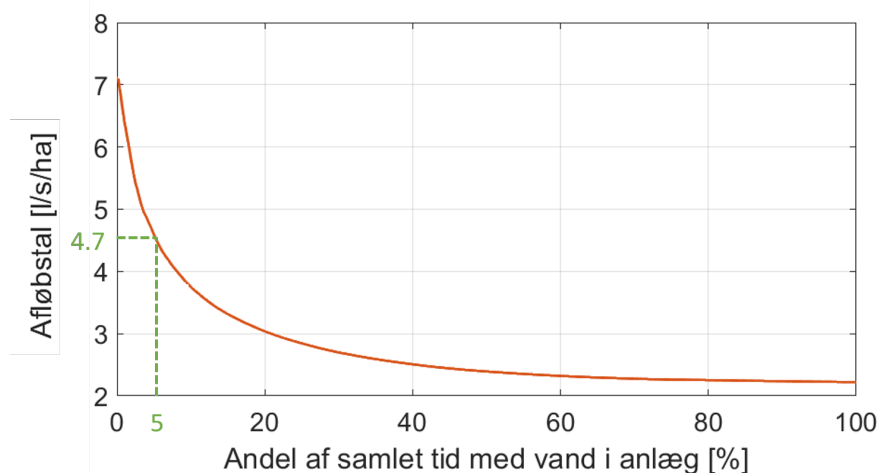
Figur 8.1: Analyse med varierende infiltrationsareal. Analysen er udført på en faskine med en længde på 10 m, bredde på 1 m, højde på 1 m, hulrum på 1, sikkerhedsfaktor på 1, hydrologisk reduktionsfaktor på 1 og en hydraulisk ledningsevne på 10^{-5} m/s. Infiltration fra bundarealet er inkluderet. Oplandsarealet er opgjort til 450 m^2 og Sulsted regnserien er anvendt som regninput. Systemet giver anledning til en gentagelsesperiode på 1,6 år.

Figur 8.1 viser, at afløbstallet varierer fra 2,2-7,1 l/s/ha i løbet af perioden. Det maksimale afløbstal opnås i situationer, hvor anlægget er fyldt, som sker ved kraftige regnhændelser. For at illustrere sammenhængen bedre, fremgår afløbstallet som funktion af vandhøjden på figur 8.2.



Figur 8.2: Afløbstallet som funktion af vandhøjden. Analysen er foretaget med samme betingelser som beskrevet i figur 8.1.

På figur 8.2 fremgår det, at afløbstallet varierer i forhold til vandhøjden i anlægget. I Spildevandskomiteens dimensioneringsark benyttes et afløbstal svarende til en halvt fyldt faskine, som i dette tilfælde vil give anledning til et afløbstal på 4,7 l/s/ha. Det kan diskuteres, hvor ofte faskinen er halvt fyldt, og derfor hvor ofte et afløbstal på 4,7 l/s/ha er gældende. Ved at rangere afløbstallene fra figur 8.1 og præsentere disse som funktion af andelen af den samlede tid med vand i anlægget, fremkommer figur 8.3, som belyser denne sammenhæng.



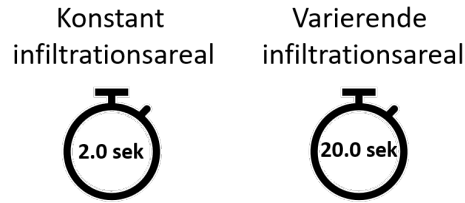
Figur 8.3: Afløbstaten som funktion af tiden med vand i anlægget i procent. Analysen er foretaget med samme betingelser som beskrevet i figur 8.1.

Figur 8.3 viser, at der i kun 5 % af tiden opnås et afløbstaten på 4,7 l/s/ha eller højere, hvilket anvendes i den nuværende dimensioneringspraksis. Det betyder, at der anvendes et konstant afløbstaten, som i realiteten kun er gældende 5 % af tiden når der er vand i anlægget. For dimensioneringen betyder det, at vand hurtigere forlader systemet, end det i realiteten vil gøre, hvilket med varierende afløbstaten resulterer i højere tømmetider end med konstant afløbstaten. Det er et generelt problem ved den nuværende dimensioneringspraksis, og det vurderes derfor, at et varierende infiltrationsareal, og dermed også et varierende afløbstaten, bør benyttes i fremtidige dimensioneringer.

Det skal bemærkes, at denne analyse kun er udført på ét system med gældende betingelser, som beskrevet i figur 8.1, hvor andre systemer giver anderledes resultater. I studiet af Arnbjerg-Nielsen og Sørup [2019] vurderes det ud fra langtidssimuleringer, at den eksisterende praksis generelt resulterer i veldimensionerede LAR-anlæg. Dog konkluderer studiet også, at alle typer LAR-anlæg bliver dårligere dimensioneret, når jordens hydrauliske ledningsevne bliver mindre og opholdstiderne i LAR-anlæggene stiger. Det gælder desuden, at faskiner systematisk bliver underdimensioneret. Yderligere har Christensen et al. [2018] undersøgt effekten af et konstant afløbstats betydning for bassindimensionering i Spildevandskomiteens dimensioneringsark, regional regnrække. Studiet konkluderer, at der bør korrigeres ved lave afløbstaten, hvor tømmetiden i bassinet er lang. Disse to studier understøtter resultaterne af denne diskussion.

8.3 Analyse og diskussion af beregningstid

I LDP har et stort fokus været på at optimere beregningstiden da der håndteres store datamængder. I en videreudvikling af LDP kan der anvendes beregninger for varierende infiltrationsareal som funktion af varierende vanddybder. Dette er ikke medtaget i den nuværende udgave af LDP, da dette medførte stor forøgelse af beregningstiden. Der er udført en analyse af forskellen i beregningstid, som illustreres på figur 8.4.

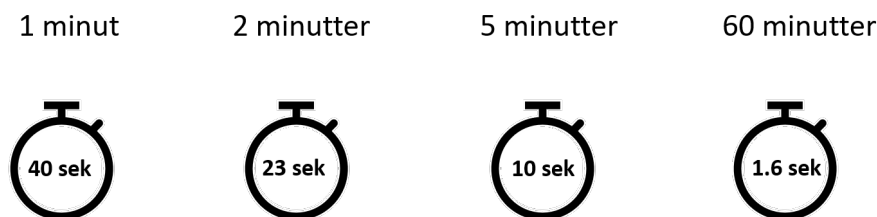


Figur 8.4: Estimeret beregningstid per års regndata beregnet en tidsdiskretisering på 1 minut.

I figur 8.4 observeres en 10 gange så lang beregningstid, når der anvendes varierende infiltrationsareal. Beregningstiden inkluderer to typer beregninger: indlæsning og konvertering af regnserien samt beregningen af antal overløb. Tiden til konverteringen udgør 50 % af den samlede beregningstid ved konstant infiltrationsareal, mens tiden for konverteringen kun udgør 5 % af den samlede beregningstid ved varierende infiltrationsareal. Det betyder, at den lange beregningstid skyldes beregningen af antal overløb, når der anvendes varierende infiltrationsareal. Denne del af beregningen er vigtig at optimere, da der skal itereres frem til en ønsket gentagelsesperiode, og beregningen skal udføres flere gange. Det er også værd at bemærke, at der sker en øget beregningstid ved brug af App Designer, som udfører selve visualiseringen, sammenlignet med den samme beregning i Matlab.

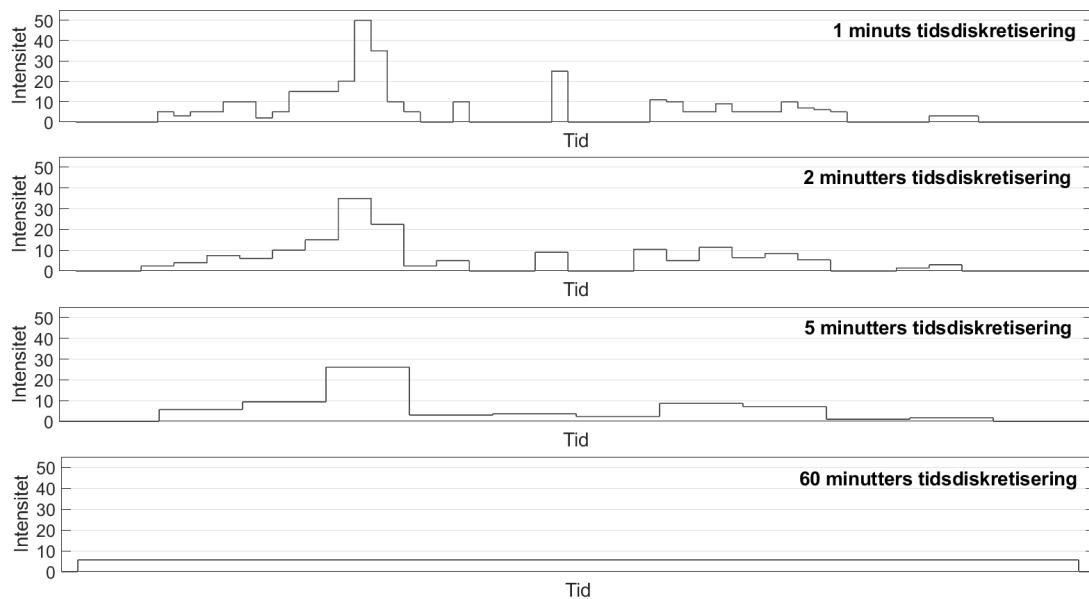
8.3.1 Analyse af tidsdiskretisering

I LDP beregnes, som tidligere beskrevet, med en tidsdiskretisering på 1 minut. Med historiske regndata resulterer denne diskretisering i mange beregningsgange, som øger beregningstiden. Derfor er der foretaget en analyse af denne tidsdiskretisering om hvorvidt, det er muligt at reducere til 2, 5 og 60 minutters tidsdiskretisering i forhold til anvendelsen af modellen. Figur 8.5 illustrerer forskellen i beregningstid med forskellige tidsdiskretiseringer, hvor det er tydeligt, at beregningstiden reduceres betragteligt ved at anvende grovere tidsdiskretisering.



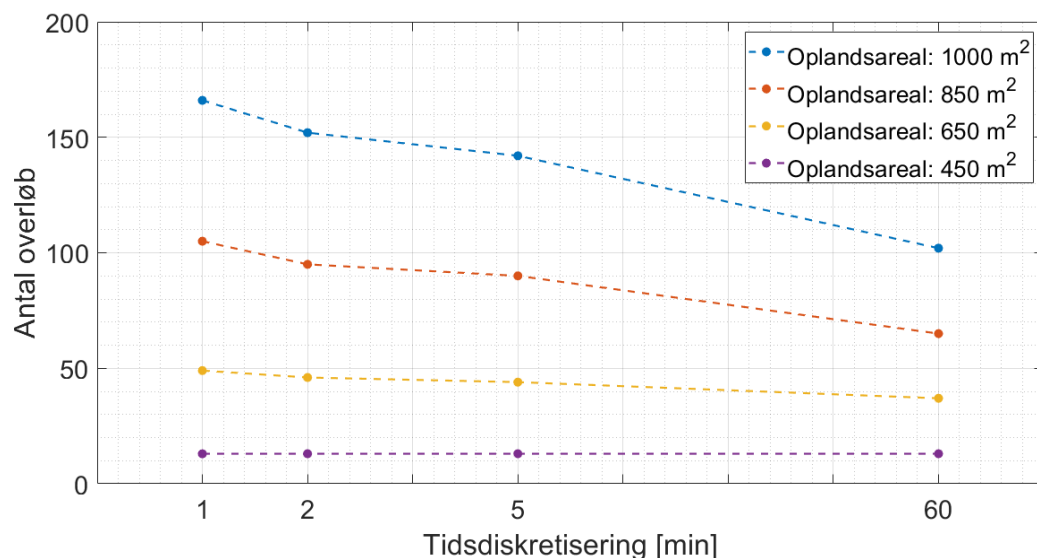
Figur 8.5: Illustration af beregningstid som funktion af tidsdiskretisering. Der er anvendt 41,29 års historiske regndata fra Sulsted regnserien, og modellen regner med konstant infiltrationsareal. Beregningstiden inkluderer ikke konverteringen af regnserien.

Når diskretiseringen gøres grovere, begrænses dynamikken i modellen, og relevant information kan gå tabt. Et eksempel på dette er illustreret med en regnserie på figur 8.6.



Figur 8.6: Illustration af tidsdiskretiseringens betydning for regninputet.

Af figur 8.6 fremgår det, at detaljeringsgraden fra plottet med 1 minuts tidsdiskretisering reduceres, jo grovere diskretiseringen bliver. Reduceringen i regns detaljeringsgrad kan have en effekt på resultaterne fra modellen. Dette er undersøgt, og i figur 8.7 er antallet af overløb som funktion af tidsdiskretiseringen undersøgt.



Figur 8.7: Illustration af tidsdiskretiseringens betydning for antallet af overløb. Analysen er udført på en faskine med en længde på 10 m, bredde på 1 m, højde på 1 m, hulrum på 1, sikkerhedsfaktor på 1, hydrologisk reduktionsfaktor på 1 og en hydraulisk ledningsevne på 10^{-5} m/s. Infiltration fra faskinens bundareal inkluderes. Der anvendes en minimumstid på 6 timer mellem registrerede overløb. Sulsted regnserien fra år 2000 til 2020 er anvendt som regninput.

Figur 8.7 illustrerer effekten af tidsdiskretiseringen for antallet af overløb fra et LAR-element i fire forskellige scenarier. I situationer, hvor LAR-elementet er udsat for mere end 50 overløb over en 20-årig periode, observeres det, at tidsdiskretiseringen har større betydning for antallet

af overløb end situationer med færre overløb. Det betyder, at diskretiseringen har en effekt på antallet af overløb. I situationerne med et oplandareal på henholdsvis 850 m² og 1000 m², hvor tidsdiskretiseringen har størst betydning, er gentagelsesperioden i begge tilfælde under 1 år. I situationen med oplandsarealet på 450 m² er antallet af overløb stort set uændret, uafhængig af tidsdiskretiseringen. Til trods for at antallet af overløb stort set er uændret, observeres der en ændring i den samlede mængde overløb fra systemet, hvilket er vist i tabel 8.1.

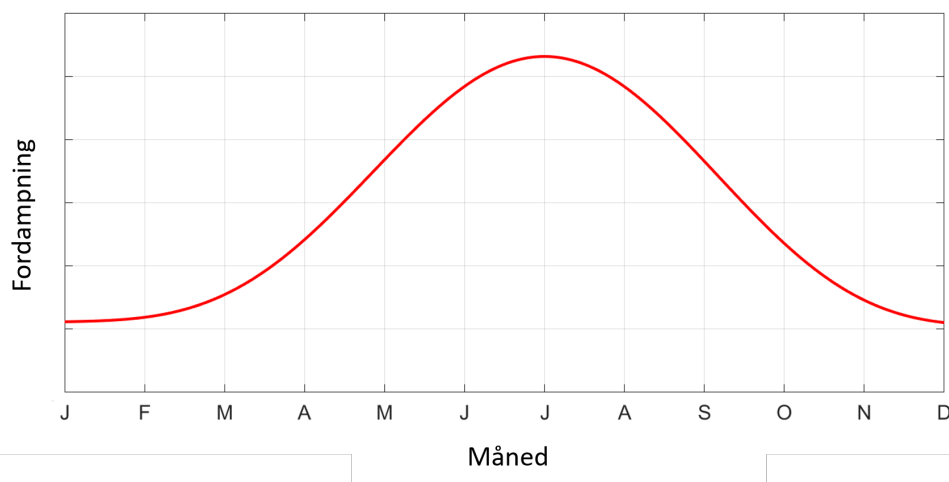
Tabel 8.1: Tabellen viser antallet af overløb og overløbsmængden fra systemet med et oplandsareal på 450 m². Analysen er lavet med samme forudsætninger som beskrevet i figur 8.7.

Tidsdiskretisering [min]	1	2	5	60
Antal overløb [-]	13	13	13	12
Overløbsmængde [m ³]	39,61	39,52	39,24	34,07

Som det fremgår af tabel 8.1, har tidsdiskretiseringen betydning for overløbsmængden, og hvis systemets dynamik skal beskrives meget detaljeret, bør en finere tidsdiskretisering anvendes. Omvendt, hvis der udelukkende dimensioneres efter høje gentagelsesperioder med lange historiske regnserier, kan en grovere tidsdiskretisering overvejes for at minimere beregningstiden.

8.4 Betydning af fordampning

I LDP anvendes fordampning udelukkende på modulet for grønne tage, hvor det antages at være konstant hen over året. Fordampningens størrelse varierer ellers i løbet af døgnet og hen over året, hvor fordampningen er høj på en varm sommerdag og lav på en kold vinterdag. Men betydningen af fordampning i de andre LAR-elementer diskuteres i denne sektion. Det er muligt at inkorporere en årstidsvarieret fordampning på alle LAR-elementer, som aktivt kan til- og fravælges samt reguleres efter behov. Fordampningen vil i LDP kunne inkluderes som et led i massebalancen. Et eksempel på en årstidsvarieret fordampningsrate er illustreret på figur 8.8.



Figur 8.8: Eksempel på årstidsvarierende fordampningsrate i løbet af året Scharling [2001]

Scharling [2001] præsenterer og sammenligner to forskellige metoder til at bestemme potentiel fordampning, som kan anvendes til at bestemme værdier, der kan implementeres i en videreudvikling af LDP. Hvis betydningen af fordampningen sammenlignes med nedsivningsevnen, udgør fordampningen ofte en begrænset betydning for systemet, hvilket er illustreret i tabel 8.2.

Tabel 8.2: Fordampningens betydning sammenlignet med nedsivningsevnen.

Hydraulisk ledningsevne		Fordampning	Forskel
[m/s]	[mm/dag]	[mm/dag]	[%]
10^{-4}	8640,0	1	0,01
10^{-5}	864,0	1	0,12
10^{-6}	86,4	1	1,16

Fordampningen har en begrænset betydning, men betyder mere i den samlede massebalance, når den hydrauliske ledningsevne reduceres. Såfremt fordampningen fordobles, fordobles også betydningen af denne sammenlignet med nedsivningsevnen. På baggrund af denne analyse vurderes det acceptabelt, at fordampning ikke medtages fra andre LAR-elementer end grønne tage.

8.5 Filterjord

Baseret på danske erfaringer med filterjord og et litteraturstudie af adsorptionsisotermes er der i rapporten præsenteret en anbefaling til sammensætningen af en filterjord til danske LAR-anlæg. Med denne sammensætning er levetiden af et filter vurderet. I denne vurdering tages udelukkende højde for jordens evne til at tilbageholde stof, mens flere processer påvirker den endelig levetid. Processer såsom dispersion, biologisk aktivitet, nedbrydning og optagelse, samt abiotisk nedbrydning har betydning for virkningsgraden og dermed levetiden af filterjorden. Det forventes at levetiden øges, jo flere af disse processer der inkluderes i estimeringen af levetiden. Herunder diskuteres anvendelsen af filterjord.

8.5.1 Dokumentation ved laboratorieforsøg

For at dokumentere virkningsgraden af denne sammensætning, bør der foretages laboratoriekolonneforsøg, som fastsætter renseevnen ved typiske, forekommende stofkoncentrationer. Efterfølgende kan filterjorden testes i virkelige LAR-anlæg med mulighed for prøvetagning. På denne måde kan anbefalingen om sammensætningen styrkes, og der kan opnås bedre forudsætninger for retningslinjer om etablering af filterjord i LAR-anlæg, så færre forurenende stoffer udledes.

8.5.2 Optimering i forhold til anvendelse

Erfaringer med filterjord, introduceret i kapitel 6 på side 47, viser at filterjorden bør være i kontakt med atmosfæren, så den biologiske omsætning opretholdes, da ilt tilstedeværelse accelerer omsætningen. Det skal dog bemærkes at visse stoffer også nedbrydes under iltfrie forhold. I denne rapport differentieres der ikke i filterjordens placering og anvendelse. I princippet kan der designes unikke filterjorde til hver deres formål og stofbelastning. Det gøres i en amerikansk rapport af Claytor og Schueler [1996], omkring design af regnvandsfiltreringssystemer, som har udviklet

forskellige typer af filterjorde til forskellige formål. På denne måde kan filterjorden optimeres til dets formål.

8.5.3 Sedimentophobning i anlæggene

I LDP medtages ikke betydningen af eventuel sedimentophobning i LAR-anlæg. Ved sedimentophobning i anlægget kan nedsivningsevnen blive forringet, og effekten af anlægget reduceres. Et sedimentationslag i bunden af anlægget kan til gengæld øge opholdstiden i anlægget, hvilket resulterer i en bedre tilbageholdelse af stoffer og en bedre renseevne i anlægget.

8.5.4 Filteropbygning

I rapportens anbefaling til filterjord vurderes det ud fra erfaringer, at en homogen filterjord bør tilstræbes, så hele jordmatricen har samme forudsætninger for stoftilbageholdelse. Der er en praktisk udfordring i forhold til at blande filterjorden, så en homogen blanding sikres. I stedet for en homogen blanding kan filterjorden etableres som værende lagdelt, hvor et lagdelt filteranlæg af Vollertsen et al. [2018c] viser gode resultater med høj stoffjernelse. En lagdeling gør det ligeledes muligt at operere med forskellige pH-værdier ned igennem jordmatricen, som kan anvendes til at optimere stoffjernelsen. Spagnum- og kalktilsætning ændrer filterjordens pH-værdi og porevandet heri. Porevandets pH-værdi sænkes når det infiltrerer gennem spagnum, da spagnums som udgangspunkt er surt med pH-værdier omkring 4-5 [BMB Import, 2020]. Dette kan anvendes til at optimere stoftilbageholdelsen af f.eks. PAH'er, da disse tilbeholdes bedre under sure forhold. Når porevandet nedsives igennem et kalklag, vil pH-værdien øges, hvilket kan optimere stoftilbageholdelsen af f.eks. tungmetaller. Da kalk over tid kan blive nedbrudt, er det ifølge Jensen et al. [2019] vigtigt, at der tilsættes andre sorbenter, såsom ler og metaloxider (f.eks. aluminiumcoated sand). Hvis det ønskes at øge rensningsgraden yderligere kan aktivt kul tilsættes [Larsen et al., 2012]. Det skal bemærkes, at en lagdelt filterjord resulterer i forskellige hydrauliske ledningsevner for hvert lag, hvortil et vægtet gennemsnit kan anvendes til den hydrauliske modellering. Der kan være praktiske udfordringer med en lagdelt filterjord i mindre LAR-anlæg, da det kan være svært at etablere tynde individuelle lag.

9. Konklusion

Fremtidens ændringer i nedbørsmønstret stiller større krav til de nuværende afløbssystemer og den fremtidige regnvandshåndtering. I forbindelse med den urbane klimatilpasning vurderes lokal afledning af regnvand (LAR) at have et stort potentiale som løsning på byernes regnvandshåndtering. LAR tilfører desuden et blåt og grønt element til byen, som er centralt i byudviklingen.

En central egenskab for LAR-anlæg er evnen til at reducere, forsinke og/eller nedsive regnvandsafstrømningen. For at vurdere nedsivningspotentialet for LAR-anlæg, er et nedsivningskort over Aalborg Kommune udarbejdet. Nedsivningskortet er baseret på jordforhold, grundvandsstand, boringer og forurenede områder.

Til at dimensionere LAR-anlæg for den hydrauliske belastning er der på baggrund af en række udviklingsbehov udviklet et nyt LAR-dimensioneringsprogram, forkortet LDP. Programmet anvender historiske regndata til at dimensionere størrelsen på LAR-anlæg samt bestemme den tilhørende gentagelsesperiode for overløb. I programmet inkluderes effekten af koblede regnhændelser og muligheden for at serie- og parallelforbinde flere anlæg, hvilket den nuværende dimensioneringspraksis ikke tillader. Programmet er analyseret i forhold til den nuværende dimensioneringspraksis og desuden valideret med en MIKE URBAN model. Det vurderes, at det udviklede program har et stort potentiale, og kan anvendes til fremtidig dimensionering af LAR-anlæg.

Når anlæggets størrelse er bestemt kan der anvendes en række værktøjer til at minimere nedsivning af forurenende stoffer fra LAR-anlæg. Det er væsentligt at kende stofbelastningen til et anlæg for at designe disse i forhold til stoffjernelsen. I dette projekt er der fokuseret på filterjord til stoffjernelse i LAR-anlæg. Der benyttes erfaringer og anbefalinger til sammensætning af en filterjord, som kan forbedre regnvandskvaliteten. Ligeledes er et udtryk til at estimere levetiden af en filterjord ved en given stofbelastning opstillet.

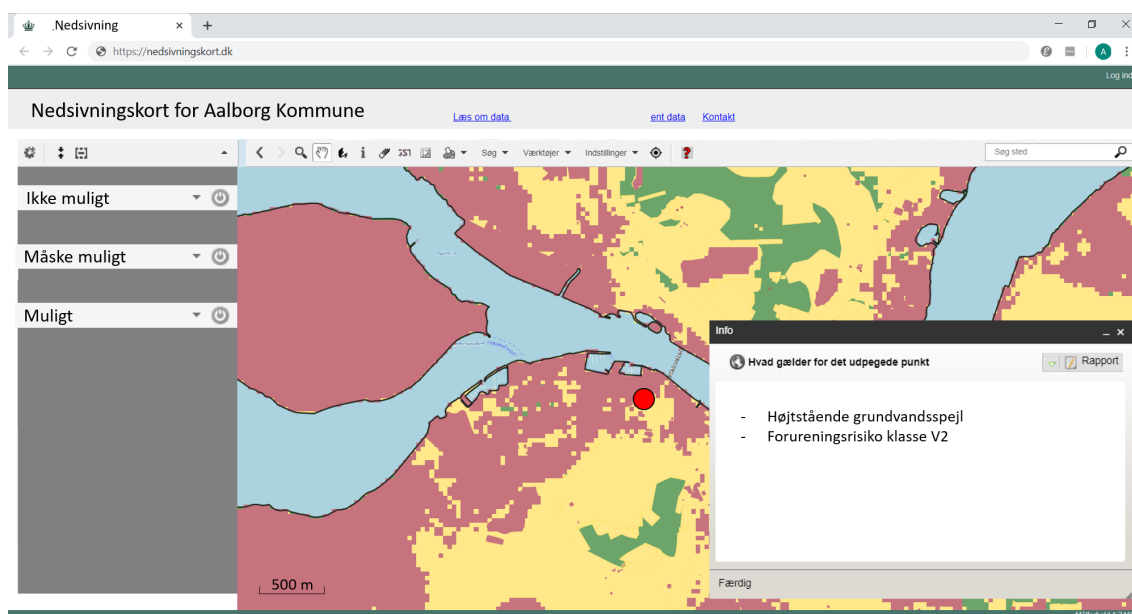
Med screeningsværktøjet, anvendelse af det udviklede dimensioneringsprogram samt metoden til estimering af en filterjords levetid, kan LAR-anlæg i fremtiden dimensioneres til stigende nedbørsmængder og ligeledes forbedre kvaliteten af regnvandsafstrømningen.

10. Perspektivering

I dette kapitel perspektiveres og reflekteres over de forbedringer, der kan udføres af screeningsværktøjet, anbefalinger til filterjord og det udviklede dimensioneringsprogram, LDP. Der lægges vægt på perspektivering af dimensioneringsprogrammet og hvordan LDP kan videreudvikles.

10.1 Webbaseret interaktivt screeningsværktøj

I kapitel 4 på side 23 blev et nedsivningskort over Aalborg Kommune præsenteret. Kortet er udviklet som et GIS-kort, men for at gøre værktøjet let tilgængeligt for en bredere målgruppe, kan kortet udvikles som et webbaseret interaktivt kort, der ved hjælp af adressesøgning kan kortlægge potentialet for nedsivning, f.eks. på egen grund. Det kunne derved være muligt aktivt at til- og fravælge kortlag og ligeledes give oplysninger om, hvilke begrænsninger, det søgte område indeholder for blandt andet nedsivning. Et illustrativt eksempel er vist på figur 10.1.

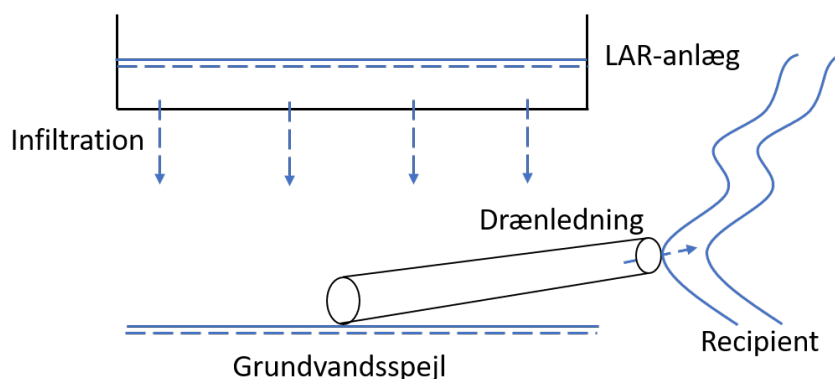


Figur 10.1: Illustration webbaseret screeningsværktøj. Layout inspireret fra Miljø- og Fødevareministeriet [2020].

10.2 Opretholdelse af infiltrationsevne i LAR-anlæg

Jordens evne til at transportere og nedsive vand er oftest begrænsende for anlæggets infiltrationssevne. Når regnvand infiltreres lokalt, kan det resultere i hævnning af grundvandsspejlet under og omkring anlægget, hvilket kan reducere jordens infiltrationsevne. For at opretholde en høj

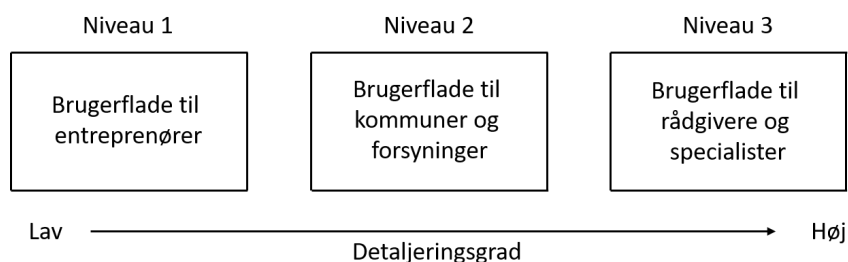
og stabil infiltrationsevne kan drænledninger etableres under LAR-anlæg, som også sikrer en kortere tømmetid. Drænledningerne afvander til nærliggende recipient og medvirker samtidig til regulering af grundvandsspejlet. Dræningen vil også være til gavn for recipienten, da der opnås konstante udledninger med lavere temperaturer, som kan indeholde mere ilt samt renset CO₂-holdigt vand efter jordens respiration [Sand-Jensen et al., 2006]. Figur 10.2 illustrerer konceptet.



Figur 10.2: Illustration af drænledning under LAR-anlæg til at opretholde høj infiltrationsevne.

10.3 Videreudvikling af dimensioneringsprogram

I denne del præsenteres forbedringer og tilpasninger, som kan videreudvikles i dimensioneringsprogrammet til LAR. Spildevandskomiteens LAR-dimensioneringsark, som blev offentliggjort i 2011, fungerer i dag som dimensioneringspraksis blandt rådgivere og forsyninger. En styrke ved dimensioneringsarket er den simple brugerflade, som en bred målgruppe forstår at anvende. En begrænsning ved brugerfladen i LDP, at brugeren skal have kendskab og adgang til historiske regndata, hvilket betyder, at målgruppen for anvendelse af programmet reduceres. For at gøre LDP lettere tilgængeligt, og derved opnå en større målgruppe og bredere anvendelse, kan der oprettes forskellige niveauer af brugerflader. Der kan eksempelvis etableres en brugerflade for entreprenører, hvor et minimalt antal af valg skal træffes for at kunne foretage en dimensionering. En anden og mere detaljeret brugerflade kan etableres for kommuner og forsyninger. Endelig kan den nuværende brugerflade med adgang til alle forudsætninger og funktioner benyttes. Den henvender sig primært til rådgivere og specialister, som har behov for at analysere større systemer med høje gentagelsesperioder med en høj detaljeringsgrad. På figur 10.3 er konceptet skitseret.



Figur 10.3: Illustration af forskellige niveauer af brugerflader.

Et eksempel på disse inddelinger af brugerflader kan være infiltrationsevnen fra bundarealet i en faskine, hvor det i niveau 1 kan forudsættes, at der ikke sker infiltration fra bundarealet. I niveau 2 kan infiltration fra bundarealet til- eller fravælges, hvilket er den nuværende metode som benyttes i programmet. På niveau 3 kan det gøres muligt at inkludere to forskellige hydrauliske ledningsevner, der gør det muligt at differentiere nedsivningsevnen fra side- og bundflader. Resultaterne bør blive mere konservative jo lavere niveau, der dimensioneres på for at være på den sikre side. Det bør ligeledes gælde, at jo lavere niveau, jo færre valg skal brugeren træffe. På denne måde sikres det, at en bred målgruppe forstår at anvende programmet.

10.3.1 Datatilgængelighed

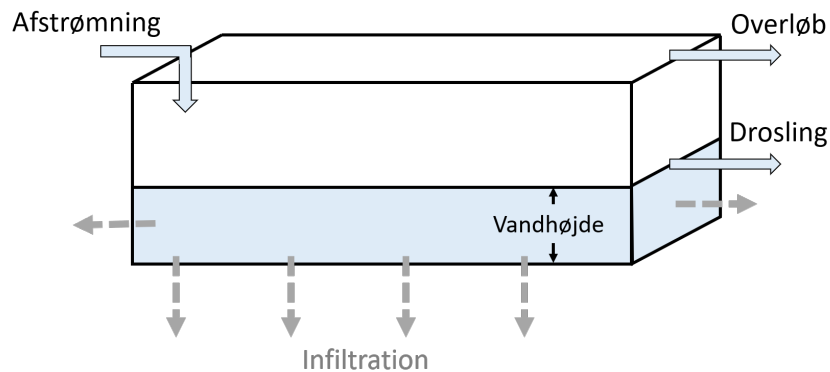
Tilgængeligheden af troværdige og gode data er en forudsætning for videreudviklingen af dimensioneringsværktøjer, der kan bruges til blandt andet LAR-dimensionering. Det udviklede dimensioneringsprogram anvender historiske regndata fra Spildevandskomiteens regnmålersystem, som ikke er frit tilgængelige. Derimod stiller DMI fra år 2020 deres historiske regndata frit tilgængeligt. Ved at frigøre og anvende disse data er der mulighed for udvikling og innovation af nye værktøjer. Såfremt DMI's data eller Spildevandskomiteens data inkluderes i LDP, øges anvendelsesmulighederne ligeledes, da det ikke forudsætter, at brugeren har adgang og kompetencer til at anvende det korrekte inputdata. Brugeren skal dermed blot kende forudsætningerne for systemet, der skal dimensioneres, som eksempelvis projektlokaliteten.

10.3.2 Fleksibilitet i beregninger

I Spildevandskomiteens dimensioneringsark bestemmes LAR-elementernes dimensioner ud fra en valgt gentagelsesperiode, hvor LDP bestemmer LAR-elementets gentagelsesperiode ud fra opgivne dimensioner. Til videreudvikling af beregningsmetoden bag LDP og inddragelse af mere fleksibilitet, kunne næste skridt være, at LDP regner den ubekendte størrelse i ligningen uagtet, om det er dimensioner eller gentagelsesperiode. På denne måde ville værktøjet blive meget fleksibelt og mere anvendeligt for en bredere målgruppe.

10.3.3 Drosling af udløb

Drosling af udløb er ikke inkluderet i LDP, men dette kan implementeres i en detaljeret brugerflade med mulighed for at angive en vandstandskote, hvortil der placeres et droslet udløb. Denne drosling vil i massebalancerne indgå som endnu et udløbsled, som træder i kraft, såfremt vandstanden når et bestemt niveau, som det illustreres i figur 10.4.

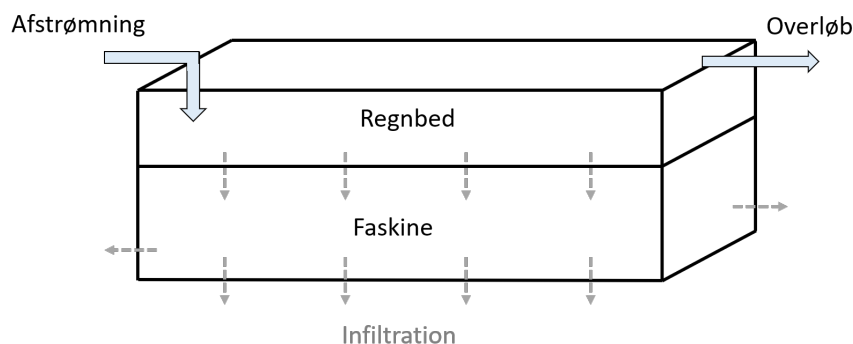


Figur 10.4: Principskitse af beregning med drosling.

10.3.4 Metode til at forbinde LAR-elementer

Tidligere i rapporten, sektion 5.3, blev det præsenteret, at det er muligt at serieforbinde LAR-elementer. Det sker ved, at overløbsmængden fra ét LAR-element overføres til det næste. I denne sektion reflekteres over en alternativ metode, som kan inkluderes i programmet.

I flere klimatilpasningsprojekter bliver LAR-elementer forbundet på en anderledes måde end med overløbsmængder, som i LDP. Et eksempel på dette kan observeres i et vejbed, der oftest dimensioneres som et regnbed med en underliggende faskine. I det tilfælde betyder det, at nedsivningsmængden fra regnbedet skal forbindes til faskinen og ikke overløbsmængden. Figur 10.5 illustrerer konceptet.



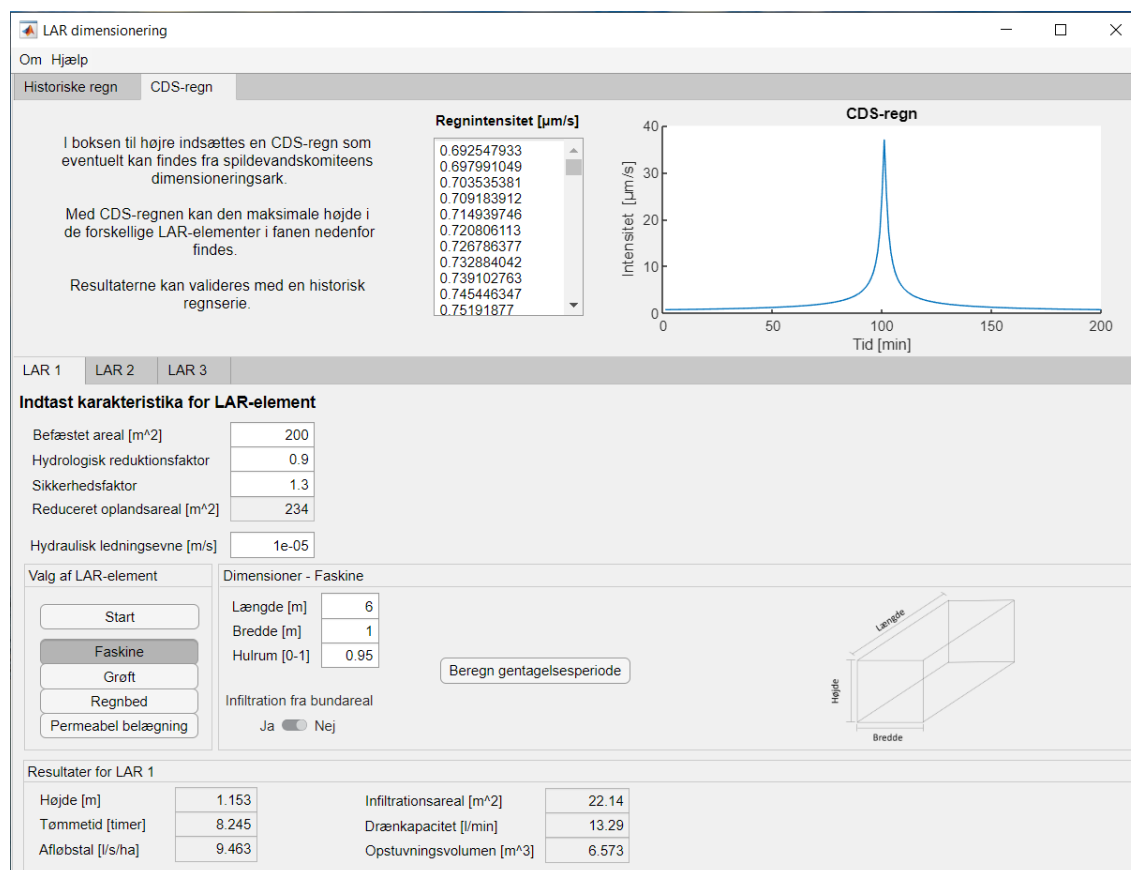
Figur 10.5: Illustration af metode til at forbinde forskellige LAR-elementer med nedsivning.

I dette system kan der ske opstuvning i først faskinen og efterfølgende i regnbedet. Det betyder, at de to elementer er dynamisk afhængige, hvilket ikke er muligt i LDP. Dog vurderes denne metode at være meget relevant at implementere i en videreudvikling af programmet.

10.3.5 Øget troværdighed med CDS-modul

For at øge troværdigheden af det udviklede program kan det udvides til at indeholde et modul til at dimensionere på samme måde som den eksisterende praksis. Det vil således være nemt og praktisk at sammenligne resultaterne med de to forskellige metoder. Dette kan eksempelvis gøres ved at

implementere et CDS-modul. En CDS-regn kan genereres med Spildevandskomiteens regneark, regional regnrække, fra Skrift 30, som efterfølgende kan indsættes i programmet og anvendes til beregning [Gregersen et al., 2014]. Figur 10.6 illustrerer brugerfladen, hvor et CDS-modul er inkluderet.



Figur 10.6: Brugerflade med CDS-modul.

10.3.6 Tilgængelighed af program

Tilgængeligheden og muligheden for at downloade og dele programmet er et væsentligt aspekt for dets udbredelse og målgruppe. Programmet skal være hurtigt, nemt og effektivt at dele samt stilles frit tilgængeligt, så det kan blive accepteret som beregningsgrundlag og dimensioneringspraksis. Det nuværende program er kodet i Matlab's App Designer, hvilket betyder, at brugeren skal installere den korrekte version af Matlab's runtimer. Denne runtimer kræver ikke licens og kan inkluderes som en del af programfilen, men gør fildelingen besværlig, da filpakken bliver stor og runtimeren tager lang tid at installere. Dette kan optimeres ved at kode programmet i eksempelvis Python, som er en open source software. På denne måde sikres programmets tilgængelighed og effektive anvendelse, som vurderes at være et hovedelement i en videreudvikling af programmet. Programmets kan også udvikles som en webapplikation, som kan øge brugertilgængeligheden. Hvis ovenstående idéer implementeres i en videreudvikling af programmet vurderes det, at et rigtig stærkt værktøj til LAR-dimensionering kan udvikles.

Litteratur

- Aalborg Kommune, 2011.** Aalborg Kommune. *Klimastrategi 2012-2015 - Tilpasning*, 2011.
- Aalborg Kommune, 2016.** Aalborg Kommune. *LAR-metodekatalog*.
<https://www.aalborg.dk/business/miljoe-energi-og-affald/lokal-anvendelse-af-regnvand-lar>, 2016.
Besøgt d. 31-05-2020.
- Abdul et al., 1987.** A. S. Abdul, T. L. Gibson og D. N. Rai. *Statistical correlations for predicting the partition coefficient for nonpolar organic contaminants between aquifer organic carbon and water*. Hazardous Waste and Hazardous Materials, bind 4, side 211-222, 1987.
- Anderson og Christensen, March 1988.** P. R. Anderson og T. H. Christensen. *Distribution coefficients of Cd, Co, Ni and Zn in soils*. *European Journal of Soil Science*, bind 39, 1. udgave, side 15-22. 1988.
- Arnbjerg-Nielsen og Sørup, 2019.** Karsten Arnbjerg-Nielsen og Hjalte Jomo Danielsen Sørup. *Validering af eksisterende dimensioneringspraksis for LAR-anlæg ved hjælp af langtidssimuleringer*. EVA: Erfaringsudveksling i vandmiljøteknikken, nr. 32, side 16–22, 2019.
- Bergman et al., 2011.** Melissa Bergman, Mathilde Hedegaard, M Petersen, Philip Binning, Ole Mark og Peter Mikkelsen. *Evaluation of two stormwater infiltration trenches in central Copenhagen after 15 years of operation*. *Water science and technology : a journal of the International Association on Water Pollution Research*, bind 63, side 2279–2286, 2011. doi: 10.2166/wst.2011.158.
- Berndtsson et al., 2009.** Justyna Czemieli Berndtsson, Lars Bengtsson og Kenji Jenno. *Runoff water quality from intensive and extensive vegetated roofs*. *Ecological Engineering*, bind 35, 3. udgave, side 369–380, 2009. doi: 10.1016/j.ecoleng.2008.09.020.
- Birch et al., 2011.** H. Birch, P. S. Mikkelsen, J. K. Jensen og H.-C. Holten Lützhøft. *Micropollutants in stormwater runoff and combined sewer overflow in the Copenhagen area, Denmark*. *Water Science and Technology*, bind 64, side 485–493, 2011. ISSN 0273-1223. doi: 10.2166/wst.2011.687.
- BMB Import, 2020.** BMB Import. *Spagnum*. <https://www.bmbimport.dk/produkter/spagnum/>, 2020.
Besøgt d. 05-06-2020.
- Bockhorn et al., 2015.** Britta Bockhorn, Marina Bergen Jensen, og Knud Erik Klint. *Notat 4: Geologisk variation og LAR*, Byer i Vandbalance, 2015.
- Cappelen, 2010.** John Cappelen. *Danmarks klima 2010 med Tórshavn, Færøerne og Nuuk, Grønland*, Danmarks Meteorologiske Institut, 2010.
- Caspersen et al., 2013.** Ole Hjorth Caspersen, Hans Peter Ravn, Marina Bergen Jensen, Jens Kristoffer Nielsen og Gertrud Jørgensen. *Biodiversitet og grønne byer - Et eksempel katalog*, Naturstyrelsen, 2013.

- Cederkvist et al., 2015.** Karin Cederkvist, Marina Bergen Jensen og Simon Toft Ingvertsen. *Filterjord – en metode til håndtering af vejvand*, Videnblad 07.03-03, Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning, Københavns Universitet, 2015.
- Christensen, 2017.** Laura Thode Christensen. *Controlling factors for glyphosate sorption and the prediction of sorption coefficients for cultivated soils of Southern Greenland and elsewhere*, Aalborg Universitet, 2017.
- Christensen et al., 2018.** Simon Smetana Christensen, Jonas Sandner Jensen og Simon Reuss Rahbek. *Dimensionering af regnvandsbassiner - forslag til forbedring af nuværende dimensioneringspraksis*, Aalborg Universitet, 2018.
- Claytor og Schueler, 1996.** Richard A. Claytor og Thomas R. Schueler. *Design of Stormwater Filtering Systems*, Center for Watershed Protection, 1996.
- Danmarks Miljøportal, 2020.** Danmarks Miljøportal. *Data om miljøet i Danmark*. <https://arealinformation.miljoportal.dk/html5/index.html?viewer=distribution>, 2020. Besøgt d. 31-05-2020.
- Davis et al., 2009.** Allen P. Davis, William F. Hunt, Robert G. Traver og Michael Clar. *Bioretention Technology: Overview Of Current Practice and Future Needs*. Environmental Engineering, bind 153, 3. udgave, 2009. doi: 10.1061/(ASCE)0733-9372(2009)135:3(109).
- DHI, 2015.** DHI. *Regnvandskvalitet og klimatilpasning*, Regnvandsforum, 2015.
- Dibiasi et al., 2009.** Catherine Dibiasi, Houng Li, Allen Davis og Upal Ghosh. *Removal and Fate of Polycyclic Aromatic Hydrocarbon Pollutants in an Urban Stormwater Bioretention Facility*. Environmental science technology, bind 43, side 494–502, 2009. doi: 10.1021/es802090g.
- Dierkes et al., 2002.** Carsten Dierkes, Lothar Kuhlmann, Jaya Kandasamy og George Angelis. *Pollution Retention Capability and Maintenance of Permeable Pavements*. Global Solutions for Urban Drainage, 2002. doi: 10.1061/40644(2002)40.
- DMI, 2020.** DMI. *Nedbør og sol i Danmark*. <https://www.dmi.dk/klima/temaforside-klimaet-frem-til-i-dag/nedboer-og-sol-i-danmark/>, 2020. Besøgt d. 07-05-2020.
- DMI og Spildevandskomiteen, 2020.** DMI og Spildevandskomiteen. *SVK bestilling loginside - kræver login*. http://svk.dmi.dk/dmi/RainEvents/div/*.login, 2020.
- FFL - Landscape Development and Landscaping Research Society, 2018.** FFL - Landscape Development and Landscaping Research Society. *Green Roof Guidelines - Guidelines for the Planning, Construction and Maintenance of Green Roofs*. https://commons.bcit.ca/greenroof/files/2019/01/FLL_greenroofguidelines_2018.pdf, 2018.
- Fredberg et al., 2018.** Andreas K. Fredberg, Frederik Graversen, Kevin S. P. R. Casipillai, Magnus Hvarregaard, Mathias P. Melgaard og Vincenzo Gionti. *Development of a zero emission area by local infiltration in St. Restrup Fælled*, Aalborg Universitet, 2018.
- Gabriel, 2012.** Søren Gabriel. *Myndighedshåndtering af LAR i praksis*. http://www.atv-jord-grundvand.dk/Afholdte_moeder/260412moede82/Soeren%20Gabriel.pdf, 2012. Besøgt d. 22-05-2020.

- Gabriel et al., 2011.** Søren Gabriel, Jonas Smit Andersen og Paul Chr. Erichsen. *LAR-Bygherreguide*. <http://regnvandskvalitet-abc.teknologisk.dk/media/1105/lar-bygherreguide.pdf>, 2011. Besøgt d. 31-05-2020.
- Gabriel et al., 2012.** Søren Gabriel, Jonas Smit Andersen og Inge Faldager. *Anvisning for håndtering af regnvand på egen grund - Rørcenter-anvisning 016*, Teknologisk Institut, 2012.
- GEUS, 2020.** GEUS. *Jupiter og jordartskort fra De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland*, GEUS. <https://www.geus.dk/>, 2020. Besøgt d. 11-02-2020.
- Gregersen et al., 2014.** Ida Bülow Gregersen, Henrik Madsen, Jens Jørgen Linde og Karsten Arnbjerg-Nielsen. *Opdaterede klimafaktorer og dimensionsgivende regnintensiteter, Spildevandskomiteen, Skrift nr. 30*, Ingeniørforeningen IDA, 2014.
- Harremoës et al., 2005.** Poul Harremoës, Claus Møller Pedersen, Anne Laustsen, Sonia Sørensen, Bo Laden, Kristian Friis, Helle Katrine Andersen, Jens Jørgen Linde, Peter Steen Mikkelsen og Carsten Jakobsen. *Funktionspraksis for afløbssystemer under regn, Spildevandskomiteen, Skrift nr. 27*, Ingeniørforeningen IDA, 2005.
- Hoang, 2019.** Andy Hoang. *Skybrudskonceptet "RockNRoad" på Langelands Plads er med til at løse fire samfunds- og miljøproblemer*. <https://www.linkedin.com/pulse/skybrudskonceptet-rocknroad-p%C3%A5-langelands-plads-er-med-andy-hoang/>, 2019. Besøgt d. 31-05-2020.
- Hvitved-Jacobsen et al., 2010.** Thorkild Hvitved-Jacobsen, Jes Vollertsen og Asbjørn Haaning Nielsen. *Urban and Highway Stormwater Pollution: Concepts and Engineering*. Taylor Francis, kapitel 4, 2010.
- Ingvertsen et al., 2011.** Simon Toft Ingvertsen, Marina Bergen Jensen og Jakob Magid. *A Minimum Data Set of Water Quality Parameters to Assess and Compare Treatment Efficiency of Stormwater Facilities*. Journal of Environmental Quality, bind 40, side 1488–1502, 2011. doi: 10.2134/jeq2010.0420.
- Ingvertsen et al., 2015.** Simon Toft Ingvertsen, Karin Cederkvist og Marina Bergen Jensen. *Sammensætning og brug af filterjord*, Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning, Københavns Universitet, 2015.
- Jensen et al., 2019.** Marina Bergen Jensen, Helle Markussen og Peter Engelund Holm. *Filterjord - erfaringer og status i DK 2019*, Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning, Københavns Universitet, 2019.
- Jensen, 2015.** Peter Overvad Jensen. *Undersøgelse af vejbedes funktion over tid*, Aalborg Universitet, 2015.
- Kalmykova et al., 2008.** Yuliya Kalmykova, Ann-Margret Strömvall og Britt-Marie Steenari. *Adsorption of Cd, Cu, Ni, Pb and Zn in Sphagnum peat from solutions with low metal concentrations*. Journal of Hazardous Materials, bind 152, 2. udgave, side 885–891, 2008. doi: 10.1016/j.jhazmat.2007.07.062.
- Keifer og Chu, 1957.** Clint J. Keifer og Henry Hsien Chu. *Synthetic Storm Pattern for Drainage Design*, Journal of the Hydraulics Division, bind 83, 1957.

- Klimatilpasning.dk, 2019.** Klimatilpasning.dk. *Permeabel belægning*.
<https://www.klimatilpasning.dk/sektorer/vand/regnvand-som-ressource/lar-lokal-afledning-af-regnvand/permeabel-belaegning/>, 2019. Besøgt d. 20-2-2020.
- Klimatilpasning.dk, 2013.** Klimatilpasning.dk. *Effektiv teknologi til rensning af overfladevand*.
<https://www.klimatilpasning.dk/cases/items/ny-eksempelsamling-effektiv-teknologi-til-rensning-af-overfladevand/>, 2013. Besøgt d. 31-05-2020.
- Kumari et al., 2016.** Inoka Kumari, Per Møldrup, Marcos Paradelo, Lars Elsgaard og Lis de Jonge. *Soil Properties Control Glyphosate Sorption in Soils Amended with Birch Wood Biochar*. Water, Air, Soil Pollution, bind 227, 2016. doi: 10.1007/s11270-016-2867-2.
- Københavns Universitet, 2015.** Københavns Universitet. *Baggrundsrapport - IP02: Dokumentation af filterjord*, Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning, 2015.
- Larsen et al., 2012.** Thomas H. Larsen, Jes Vollertsen og Søren Gabriel. *Risiko ved nedsivning og udledning af separatloakeret regnvand*, Aalborg Universitet, Danmarks Tekniske Universitet, Teknologisk institut og Orbicon A/S, 2012.
- Leca, 2017.** Leca. *Leca faskine krav - dimensionering*,
<https://leca.dk/sites/default/files/Teknisk%20information/Brochurer/Leca%20faskine.2017.pdf>, 2017.
 Besøgt d. 07-02-2020.
- Loll og Møldrup, 2000.** Per Loll og Per Møldrup. *Soil Characterization and Polluted Soil Assessment*. Aalborg Universitet, 2000.
- Mielby et al., 2015.** Susie Mielby, Gert Laursen, Johan Linderberg, Peter Sandersen og Jan Jeppesen. *Udvikling af en 3D geologisk/hydrogeologisk model som basis for det urbane vandkredsløb - delrapport 1*, De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland, GEUS, 2015.
- Mihoub et al., 2016.** Adil Mihoub, Mustapha Daddi Bouhoun og Mohamed Lakhdar Saker. *Phosphorus Adsorption Isotherm: A Key Aspect for Effective Use and Environmentally Friendly Management of Phosphorus Fertilizers in Calcareous Soils*. Communications in Soil Science and Plant Analysis, 2016. doi: 10.1080/00103624.2016.1206923.
- Milford, 2020.** Milford. *Regnvand som Ressource*. <https://www.milford.dk/produkter/kerbcell>, 2020.
 Besøgt d. 20-05-2020.
- Miljø- og Fødevareministeriet, 2017.** Miljø- og Fødevareministeriet. *Bekendtgørelse af lov om forurennet jord - LBK nr 282 af 27/03/2017*.
<https://www.retsinformation.dk/Forms/R0710.aspx?id=188394>, 2017.
- Miljø- og Fødevareministeriet, 2020.** Miljø- og Fødevareministeriet. *MiljøGIS - data om natur og miljø på webkort*. <https://mst.dk/service/miljoegis/>, 2020. Besøgt d. 11-02-2020.
- Miljø- og Fødevareministeriet, 2019.** Miljø- og Fødevareministeriet. *Bekendtgørelse om spildevandstilladelser m.v. efter miljøbeskyttelseslovens kapitel 3 og 4 - BEK nr 1317 af 04/12/2019*.
<https://www.retsinformation.dk/Forms/R0710.aspx?id=211572>, 2019.

- Miljøstyrelsen, 2020.** Miljøstyrelsen. *Vandområdeplaner 2021-2027*.
<https://mst.dk/natur-vand/vandmiljoe/vandomraadeplaner/vandomraadeplaner-2021-2027/>, 2020.
 Besøgt d. 6-2-2020.
- Moazed et al., 2010.** Hadi Moazed, Yaser Hoseini, Abd Ali Naseri og Fariborz Abbasi.
Determining Phosphorus Adsorption Isotherm in Soil and its Relation to Soil Characteristics.
 International Journal of Soil Science, bind 5, 3. udgave, side 131–139, 2010. doi:
 10.3923/ijss.2010.131.139.
- Nielsen og Winther, 2013.** Anne Rørbæk Nielsen og Rasmus Lucas Høj Winther. *Evaluering af en designet filtermuld til rensning af afstrømmet regnvand*, Aalborg Universitet, 2013.
- Nielsen, 2017.** Jesper Ellerbæk Nielsen. *Modellering med historisk regn*, Aalborg University, Department of Civil Engineering, 2017.
- Olesen et al., 2014.** Martin Olesen, Kristine Skovgaard Madsen, Carsten Ankjær Ludwigsen, Fredrik Boberg, Tina Christensen, John Cappelen, Ole Bøssing Christensen, Katrine Krogh Andersen og Jens Hesselbjerg Christensen. *Fremtidige klimaforandringer i Danmark*, Danmarks Meteorologiske Institut, 2014.
- Paludan et al., 2011.** Birgit Paludan, Nanna Høegh Nielsen, Lina Nybo Jensen, Annette Brink-Kjær, Jens Jørgen Linde og Ole Mark. *En kogebog for analyser af klimaændringers effekter på oversvømmelser i byer*, DANVA, 2011.
- Petersen et al., 1995.** Carsten Rosted Petersen, Per Jacobsen og Peter Steen Mikkelsen.
Nedsivning af regnvand - Dimensionering - Spildevandskomiteen, Skrift nr. 25,
 Ingeniørforeningen IDA, 1995.
- Petersen et al., 2013.** Mette Fjendbo Petersen, Liselotte Clausen, Jens Sølling, Luca Vezzaro, Eva Eriksson og Peter Steen Mikkelsen. *Afstrømning fra tagflader og befæstede arealer – Vurdering af forureningsrisici for grundvandet*, Naturstyrelsen, 2013.
- Pratt et al., 1995.** C.J. Pratt, J.D.G. Mantle og P.A. Schofield. *UK research into the performance of permeable pavement, reservoir structures in controlling stormwater discharge quantity and quality*. Water Science and Technology, bind 32, 1. udgave, side 63–69, 1995. ISSN 0273-1223. doi: 10.1016/0273-1223(95)00539-Y.
- Pérez et al., 2015.** Marcos Paradelo Pérez, Trine Nørgaard, Per Møldrup, T. P. A. Ferre, K. G. I. D. Kumari, Emmanuel Arthur og L. W. De Jonge. *Prediction of the glyphosate sorption coefficient across two loamy agricultural fields*. Geoderma, bind 259-260, side 224–232, 2015. ISSN 0016-7061. doi: 10.1016/j.geoderma.2015.06.011.
- Randrup og Pedersen, 1996.** Thomas Barfoed Randrup og Lars Bo Pedersen. *Vejsalt, træer og buske - En litteraturundersøgelse om NaCl's effekter på vedplanter langs veje*, Vejdirektoratet, 1996.
- Rasmussen et al., 2013.** Michael R. Rasmussen, Hanne Kjær Jørgensen, Per Bjerager, Lotte Fjendbo Møller, Ole Mark og Marina Bergen Jensen. *Grønne tages hydrauliske egenskaber - et diskussionsoplæg*, Aalborg Universitet, 2013.

- Region Sjælland, 2001.** Region Sjælland. *Vejledning i håndtering af forurennet jord på Sjælland*, <https://www.regionsjælland.dk/Miljo/jordforurening/Publikationer/Documents/jordvejledning-sjaelland-juli-2001-med-rettelser.pdf>, 2001. Besøgt d. 01-07-2020.
- Rothenborg, 2020.** Michael Rothenborg. *Skadelig kemi i tagvand belaster søer og vandløb*. Ingeniøren, nr. 8 sektion 1, side 11–14, 2020.
- Sand-Jensen et al., 2006.** Kaj Sand-Jensen, Nikolai Friberg og John Murphy. *Running Waters*. kapitel 3, side 48. ISBN: 978-87-7772-929-4. National Environmental Research Institute, Denmark, 2006.
- Scharling, 2001.** Mikael Scharling. *Sammenligning af potentiel fordampning beregnet ud fra Makkinks formel og den modificerede Penman formel*, Danmarks Meteorologiske Institut, 2001.
- Scholz og Grabowiecki, 2007.** Miklas Scholz og Piotr Grabowiecki. *Review of Permeable Pavement Systems*. Building and Environment, bind 42, 11. udgave, side 3830–3836, 2007. doi: 10.1016/j.buildenv.2006.11.016.
- Spitz og Moreno, 1996.** Karlheinz Spitz og Joanna Moreno. *A practical guide to groundwater and solute transport modeling*. ISBN: 0-471-13687-5. John Wiley and Sons Ltd, 1996.
- Strømberg og Knudsen, 2015.** Christine Krag Strømberg og Ida Marie Knudsen. *Anlæg af vejbede - Erfaringer fra vejbede i Brøndby og København*, Byer i Vandbalance, 2015.
- Thorndahl et al., 2017.** Søren Thorndahl, Aske Andersen og Anders Larsen. *Event-based stochastic point rainfall resampling for statistical replication and climate projection of historical rainfall series*. Hydrology and Earth System Sciences Discussions, side 1-26, 2017. doi: 10.5194/hess-2017-71.
- Villumsen, 2019.** Søren Villumsen. *Nyt miljøvenligt våben mod glatte fortøve: Vulkansk aske erstatter salt og sand*. <https://stiften.dk/artikel/nyt-milj%C3%B8venligt-v%C3%A5ben-mod-glatte-fortove-vulkansk-aske-erstatte-salt-og-sand>, 2019. Besøgt d. 17-02-2020.
- Vollertsen et al., 2012.** Jes Vollertsen, Søren Gabriel og Thomas H. Larsen. *BAT - Lokale nedslivnings- og renseløsninger*, Aalborg Universitet, Danmarks Tekniske Universitet, Teknologisk institut Orbicon A/S, 2012.
- Vollertsen et al., 2018a.** Jes Vollertsen, Thorkild Hvitved-Jacobsen, Asbjørn Haaning Nielsen, Søren Gabriel, Inge Faldager og Karsten Arnbjerg-Nielsen. *Renere teknologi til håndtering og rensning af separat regnvand*. <http://separatvand.dk/>, 2018.
- Vollertsen et al., 2018b.** Jes Vollertsen, Niels Krogh Kristensen og Nikki van Alst. *Etablering af filteranlæg til efterpolering af vejvand*. Trafik og Veje, bind 95, udgave 5, side 52-55, 2018.
- Vollertsen et al., 2018c.** Jes Vollertsen, Niels Krogh Kristensen og Nikki van Alst. *Driftserfaring med filteranlæg til efterpolering af vejvand*. Trafik og Veje, bind 95, udgave 5, side 56-58, 2018.
- Winther et al., 2006.** Leif Winther, Jens Jørgen Linde, H. Thorkild Jensen, Leo Lund Mathiasen og Niels Bent Johansen. *Afløbsteknik*. ISBN: 87-502-0975-2. Polyteknisk Forlag, 2006. 5. udgave.

- Wium-Andersen et al., 2012.** Tove Wium-Andersen, Asbjørn H. Nielsen, Thorkild Hvitved-Jacobsen, Niels Krogh Kristensen, Hans Brix, Carlos Arias og Jes Vollertsen. *Sorption Media for Stormwater Treatment - A Laboratory Evaluation of Five Low-Cost Media for Their Ability to Remove Metals and Phosphorus fra Artificial Stormwater*, 2012.
- Xiong og Mahmood, 2010.** Jibing Xiong og Qaisar Mahmood. *Adsorptive removal of phosphate from aqueous media by peat*. Desalination, bind 259, 1-3. udgave, side 59–64, 2010. doi: 10.1016/j.desal.2010.04.035.

IV

Bilag

A	Dataoversigt for RegnKvalitet	91
B	Beregningsgrundlag for dimensionering	93
C	Filformat til anvendelse i program	101
D	Elektronisk bilag	103

A. Dataoversigt for RegnKvalitet

Dette bilag indeholder på næste side en dataoversigt fra værktøjet RegnKvalitet, hvor overfladekategori, databasekoncentrationer og stoffer fremgår. Dette værktøj anvendes til at vurdere stofbelastningen fra et område baseret på dets opland.

Data oversigt

Dette fondblad viser 75% fraktierne for de enkelte parametre for hver overfladekategori. Specuelt for PAH'erne er det vigtigt at være opmærksom på at 75% fraktien kan indeholde mange koncentrationer under detektionsgrænsen. Cellernes farvemærkning viser antallet af prøver, som 75% fraktien bygger på. Rød: Ingen data; Orange: 1-4 prøver; Grøn: > 4 prøver

Du kan bruge oversigten til at se, hvilke overfladekategorier som bidrager mest til belastningen med enkelte parametre.

Antal prøver

Ingen data:
1-4 dataset:
5 dataset eller flere:



Gårde og haver				Tage				Veje				P-pladser		Industri		Boligområder		
Haver og græsarealer	Centrale bymiljøer	Kunstræsbaner		Grønne tage r/inddræknge bly	Tage/tagrende r/inddræknge r af kobber og zink	Tage/tagrende r/inddræknge r af zink	Tage af andre materialer	Veje (ADT <500)	Veje (ADT 500 - < 5.000)	Veje (ADT 5.000 - < 15.000)	Veje (ADT > 15.000)	P-pladser	P-pladser for busser og lastbiler	Industri-områder	Opbejlingspladser til skrot og affald	Lave boligområder	Høje boligområder	
Parameter	Ledningsseve	2.000					28	87	38	220		4,9			520		55	
	Suspenderet Stof	17					8,1	77	61	800	190	27		44	680		66	170
	BOD	7,3					3,7	8,4	5,8	12		12			490		7,6	5,6
	COD	110					17	77	62	310		150		54	1.200		58	96
Næringsstake																		
Total-P	0,14	0,59					0,13	0,49	0,19	0,96	0,24	0,15		0,23	3,4		0,25	0,38
Total-N	2,2	3,5					2,4	2,5	1,5	5,9	2,6	1,6		2,7	28		2,3	2,6
Metaller																		
Zink	710	57					150	24	36	480	570	57		160	2.500		190	170
Zink fit	360	12					62	16	18	24		20					320	46
Kobber	7,4	8,4					4,8	17	16	110	130	20		33	540		11	21
Kobber fit	7,7	8,4					2,4	7,6	7,6	18		8,4					2,7	14
Bly	34	1,6					0,44	18	3,5	55	32	2,4		11	480		7,6	8,4
Bly fit	9,5	0,28					0,43	0,30	0,45	0,38		0,25					0,25	
PAH																		
Acenaphthen	0,0050	0,010					0,0050	0,0050	0,0050	0,017		0,0050		0,039	0,10		0,0050	0,0050
Fluoren	0,0050	0,0050					0,0050	0,0050	0,0050	0,024		0,0050		0,050	0,46		0,0050	0,0050
Phenanthren	0,0085	0,0050					0,016	0,033	0,025	0,20		0,081		0,050	2,4		0,021	0,024
Fluorantthen	0,012	0,0050						0,055	0,051	0,36		0,17		0,050	1,8		0,024	0,053
Pyren	0,023	0,0050					0,0065	0,053	0,041	0,39		0,12		0,12	1,6		0,030	0,053
Benz(a)pyren	0,0050	0,0050					0,0050	0,027	0,031	0,058		0,032		0,059	0,34		0,0050	0,015
Benz(b)fluorantthen	0,0050	0,0050					0,0050	0,053	0,054	0,29		0,14		0,095	0,78		0,026	0,071
Indeno(1,2,3cd)pyren	0,0050	0,0050					0,0050	0,013	0,016	0,11		0,025		0,049	0,27		0,010	0,021
Benz(ghi)perylene	0,0050	0,0050					0,0050	0,025	0,021	0,13		0,065		0,061	0,31		0,015	0,033
Sum PAH	0,078	0,011					0,027	0,29	0,36	1,4		0,62		0,34	8,2		0,17	0,32
Phthalater																		
DBP		0,25						0,25	0,083		0,13			0,10	5,6		0,25	0,24
BBP		0,050						0,050	0,050		0,050			0,10	1,2		0,15	0,050
DEHP		2,0						2,9	7,1	2,2	5,6	5,8		11	37		1,2	6,6
DEHA		0,050						0,085						0,10	0,67		0,25	0,35
Øvrige org. Stoffer																		
Bisphenol A		0,024						1,4	1,2	2,4		1,1		0,16	8,4		0,13	0,40
Pesticider																		
2,6-diklorbenzamid (BAM)																	0,0050	0,060
Isoproturon																	0,026	0,010
Mechlorprop																	0,95	0,38
Glyphosat																	0,23	0,26
KMPPA																		

B. Beregningsgrundlag for dimensionering

Dette bilag redegør for beregningsgrundlaget for dimensioneringen af LAR-elementerne i programmet, LDP, beskrevet i kapitel 5 på side 31. Bilaget indeholder forklaringer og skitser af de forskellige LAR-elementer samt tilhørende ligninger til at bestemme infiltrationsareal, fordamning og opstuvningsvolumen. Ligning B.1 beskriver det reducerede areal, som er en vigtig forudsætning for at bestemme vandvolumenet der tilføres systemet.

$$A_{red} = A_b \cdot \phi \quad (B.1)$$

Hvor:

A_{red}	Reduceret areal [m ²]
A_b	Befæstet areal [m ²]
ϕ	Afløbskoefficient [-]

Det befæstede areal bestemmes med ligning B.2

$$A_b = A \cdot \beta \quad (B.2)$$

Hvor:

A	Oplandsareal [m ²]
β	Befæstelsesgrad [-]

Afløbskoefficienten beskrives i ligning B.3, hvortil der er inkluderet en sikkerhedsfaktor.

$$\phi = \alpha \cdot \gamma \cdot f \quad (B.3)$$

Hvor:

α	Hydrologisk reduktionsfaktor [-]
γ	Tilslutningsgrad [-]
f	Sikkerhedsfaktor [-]

I programmet er kun en sikkerhedsfaktor og hydrologisk reduktionsfaktor inkluderet. Baseret på det reducerede opland og regnintensiteten kan afstrømningsmængden til hvert tidsskridt fastsættes ud fra ligning B.4. I tilfælde hvor det regner direkte på eller i et LAR-element, hvilket gælder grøfter, permeabel belægning og regnbede, adderes overfladearealet til det reducerede opland. Bemærk, at det for grønne tage udelukkende er tagets overfladeareal, som bidrager til afstrømningsmængden, og A_{red} indgår derfor ikke i ligningen for grønne tage. Eftersom faskiner er placeret under jorden bidrager faskinens overfladeareal ikke til afstrømningsmængden, og $A_{overflade}$ indgår derfor ikke i ligningen for faskiner.

$$V_{ind} = i \cdot (A_{red} + A_{overflade}) \cdot dt \quad (B.4)$$

Hvor:

V_{ind}	Afstrømningsmængde [m^3]
$A_{overflade}$	Overfladeareal af LAR-element [m^2]
i	Regnintensiteten [m/min]
dt	Tidsskridt [min]

Afstrømningsmængden er inputtet til LAR-elementet. Udover inputtet vil vand infiltrere ned i den omkringliggende jord og i tilfælde, hvor LAR-elementet er fyldt, vil der ske overløb. Drænkapa-
citeten som bestemmer infiltrationen bestemmes med ligning B.5.

$$I = K_{sat} \cdot A_i \quad (B.5)$$

Hvor:

I	Drænkapa- citet [m^3/min]
K_{sat}	Hydraulisk ledningsevne [m/min]
A_i	Infiltrationsareal [m^2]

Drænkapa-
citeten bestemmes dog anderledes for grønne tage, hvor der bestemmes en konstant
fordampning i stedet for en infiltration. Fordampningen bestemmes med ligning B.6.

$$F = F_{rate} \cdot A_{tagoverflade} \quad (B.6)$$

Hvor:

F	Fordampning [m^3/min]
F_{rate}	fordampningsrate [m/min]
$A_{tagoverflade}$	Tagets overfladeareal hvorfra der sker fordampning [m^2]

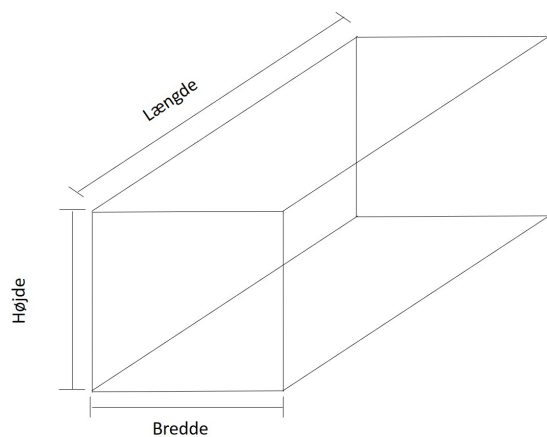
For hvert tidsskridt bestemmes det aktuelle opstuvningsvolumen i LAR-elementet på baggrund af en massebalance, som vist i ligning B.7. For grønne tage anvendes fordampningen, F , i stedet for drænkapa-
citeten, I .

$$V_{opstuv}^i = V_{opstuv}^{i-1} + V_{ind} - V_{ud} - I \cdot dt \quad (B.7)$$

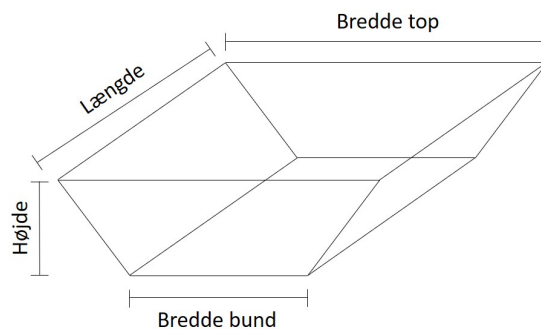
Hvor:

V_{opstuv}^i	Opstuvningsvolumen i nuværende tidsskridt [m^3]
V_{opstuv}^{i-1}	Opstuvningsvolumen i forrige tidsskridt [m^3]
V_{ud}	Overløbsvolumen [m^3]

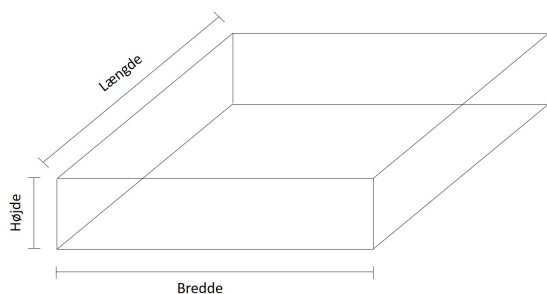
Det er nødvendigt at bestemme infiltrationsarealer samt volumener af de forskellige LAR-elementer. Skitser på figur B.1, B.2, B.3, B.4 og B.5 illustrerer dimensioner, der anvendes til beregninger for LAR-elementer og tilhørende ligninger præsenteres herunder.



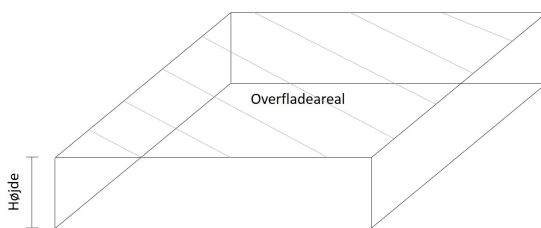
Figur B.1: Illustration af volumenberegning for en faskine.



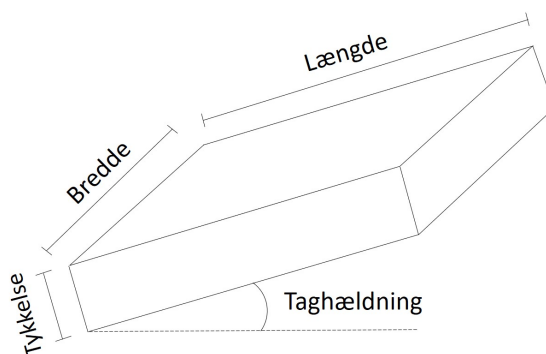
Figur B.2: Illustration af volumenberegning for en grøft.



Figur B.3: Illustration af volumenberegning for permeabel belægning.



Figur B.4: Illustration af volumenberegning for et regnbet.



Figur B.5: Illustration af volumenberegning for grønne tage.

Faskine

Her præsenteres ligninger der er gældende for infiltrationsarealet og volumenbestemmelser af faskiner. Infiltrationsarealet bestemmes med ligning B.8.

$$A_i = (2 \cdot h \cdot b + 2 \cdot h \cdot l) \cdot m_1 + (l \cdot b \cdot m_2) \quad (\text{B.8})$$

Hvor:

A_i	Infiltrationsareal [m^2]
l	Længde [m]
h	Højde [m]
b	Bredde [m]
m_1	Dimensionsgivende infiltrationsandel [-]
m_2	Infiltrationsbidrag fra bundareal [-]

Ifølge Spildevandskomiteens Skrift 25 dimensioneres faskiner som værende halvt fyldte og derfor medtages konstanten m_1 , som fastsættes til 0,5 således at kun halvdelen af infiltrationsarealet fra siderne bidrager til infiltrationen. Ligeledes kan det bestemmes, om der sker infiltrationen fra faskinens bund ved brug af konstanten m_2 , som antages at være 0, hvis ikke der sker infiltration fra bundarealet.

$$V_{total} = l \cdot h \cdot b \quad (\text{B.9})$$

Hvor:

$$V_{total} \quad | \quad \text{Total volumen} [\text{m}^3]$$

For at finde opstuvningsvolumet benyttes følgende formel B.10:

$$V_{opstuv} = V_{total} \cdot \varepsilon \quad (\text{B.10})$$

Hvor:

$$\begin{array}{l|l} V_{opstuv} & \text{Opstuvningsvolumen} [\text{m}^3] \\ \varepsilon & \text{Hulrumsandel} [-] \end{array}$$

Hulrumsandelen antager en værdi mellem 0-1, hvor en hulrumsandel på 1 betyder at faskinens opstuvningsvolumen er lig faskinens totale volumen. Anbefalede værdier for hulrumsandelen er præsenteret i tabel 2.1 på side 6.

Grøft

Her præsenteres ligninger der er gældende for grøfter. Ifølge Arnbjerg-Nielsen og Sørup [2019] bidrager halvdelen af sidefladernes infiltrationsareal til dimensioneringen.

$$A_i(b_{bund} < 0) = \sqrt{h^2 + \left(\frac{b_{top} - b_{bund}}{2}\right)^2} \cdot 2 \cdot l \cdot m_1 \quad (\text{B.11})$$

Hvor:

$$\begin{array}{l|l} b_{top} & \text{Bredde top} [\text{m}] \\ b_{bund} & \text{Bredde bund} [\text{m}] \end{array}$$

$$A_i(b_{bund} > 0) = b_{bund} \cdot l + \sqrt{h^2 + \left(\frac{b_{top} - b_{bund}}{2}\right)^2} \cdot 2 \cdot l \cdot m_1 \quad (\text{B.12})$$

Opstuvningsvolumener bestemmes med ligning B.13 og B.14.

$$V_{opstuv}(b_{bund} < 0) = \frac{1}{2} \cdot h \cdot b_{top} \cdot l \quad (B.13)$$

$$V_{opstuv}(b_{bund} > 0) = \left((h \cdot b) + h \cdot \left(\frac{b_{top} - b_{bund}}{2} \right) \right) \cdot l \quad (B.14)$$

I beregninger tages der ikke højde for grøftens hældning. Hældning i grøfter vil i forhold til beregningerne betyde at grøftens opstuvningsvolumen reduceres jo større hældning grøften anligges med.

Permeabel belægning og regnbede

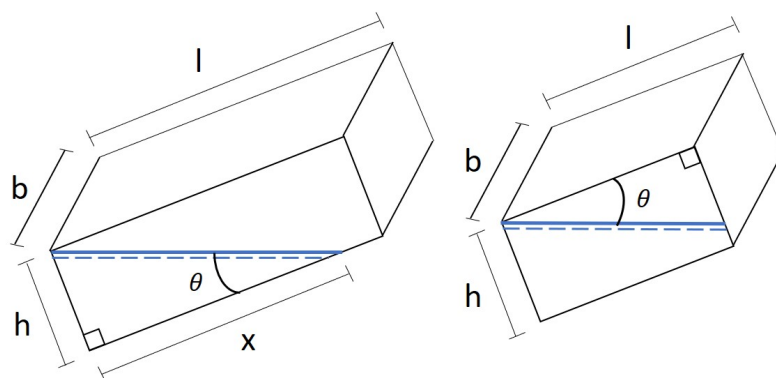
Her præsenteres ligninger som er gældende for permeabel belægning og regnbede. Infiltration fra permeabel belægning og regnbed sker udelukkende fra bundarealet. Bemærk at hulrumsandelen for regnbede er 1, da hele volumenet kan indeholde vand.

$$A_i = l \cdot b \quad (B.15)$$

$$V_{opstuv} = l \cdot h \cdot b \cdot \varepsilon \quad (B.16)$$

Grønne tage

Her præsenteres ligninger, som er gældende for grønne tage. Fordampningen og afstrømningen fra grønne tage er i realiteten mere kompleks end de anvendte ligninger. I realiteten afhænger vandtilbageholdelsen i grønne tage af jordens mætningsgrad, hvor det gælder at mere vand kan tilbageholdes jo tørre jorden er. Ved en regnhændelse vil jorden optage vand, hvorefter en andel af dette efterfølgende drænes væk. Det resterende vand, som jorden tilbageholder ved kapillære kræfter vil løbende fordampe. For at medtage effekten af fordampning samt muligheden for tilbageholdelse af vand anvendes et beregningsprincip, som illustreret på figur B.6. Det forudsættes, at opbygningen har et opstuvningsvolumen og overløb sker, når opstuvningsniveauet overstiger tykkelsen, h. Eftersom der forudsættes et opstuvningsvolumen, kan der ske fordampning fra dette vandvolumen, som antages at ske fra hele tagets overflade.



Figur B.6: Illustration af beregningsprincip for grønne tage.

Først bestemmes opstuvningslængden af vandspejlet, hvorefter den våde vandopstuvningsvolumen beregnes.

$$x = \frac{h}{\tan(\theta)} \quad (\text{B.17})$$

Hvor:

x	Opstuvningslængde [m]
h	Tykkelsen af taget [m]
θ	Tagets hældning [grader]

Opstuvningsvolumenet bestemmes med ligning B.18.

$$V_{opstuv} = \frac{1}{2} \cdot h \cdot x \cdot b \cdot \varepsilon \quad (\text{B.18})$$

Hvor:

b	Bredden af taget [m]
---	----------------------

Hulrumsandelen i grønne tage vurderes i følge erfaringer af FFL - Landscape Development and Landscaping Research Society [2018] at være omkring 0,3, hvilket anvendes som standard i LDP. Såfremt opstuvningslængden af vandspejlet, x, er længere end længden af selve taget, bestemmes opstuvningsvolumenet med ligning B.19.

$$V_{opstuv} = \left((l \cdot b \cdot h) - \left(\frac{1}{2} \cdot \tan(\theta) \cdot l^2 \cdot b \right) \right) \cdot \varepsilon \quad (\text{B.19})$$

Hvor:

l	Længden af taget [m]
---	----------------------

Andre karakteristika

Udover areal- og volumenberegninger bestemmes andre LAR-specifikke karakteristika, såsom tømmeid og afløbstal, som bestemmes med B.20 og B.21:

$$t_t = \frac{V_{opstuv}}{I} \quad (\text{B.20})$$

Hvor:

t_t	Karakteristisk tømmeid [min]
-------	------------------------------

$$a = \frac{I}{A_{red}} \quad (\text{B.21})$$

Hvor:

a	Afløbstal [m/min] (angives ofte som l/s/ha)
---	---

I forbindelse med fastsættelse af gentagelsesperioden for overløb anvendes ligning B.22 og B.23:

$$F = \frac{n}{t} \quad (\text{B.22})$$

Hvor:

F	Frekvensen for overløb [1/overløb]
n	Antal overløb [-]
t	Længden af regnserie [år]

$$T = \frac{1}{F} \quad (\text{B.23})$$

Hvor:

T	Gentagelsesperiode for overløb [år]
---	-------------------------------------

Når opstuvningsvolumenet i LAR-elementet er fyldt og der tilføres yderligere vandvolumen, vil der til hvert tidsskridt ske overløb. Selvom der principielt kan ske overløb flere gange for en regnhændelse registreres maksimalt et overløb per regnhændelse. Derudover tælles der ikke individuelle overløb som sker indenfor et bestemt tidsrum af hinanden. Dette tidsrum er i LDP vurderet til 6 timer som standard baseret på analyser præsenteret i sektion 5.5.3 på side 38

C. Filformat til anvendelse i program

Dette bilag beskriver de korrekte filformater, som skal anvendes i det udviklede dimensioneringsprogram. Korrekte filformater med bestemte enheder er en forudsætning for at programmet kan indlæse filerne og ligeledes dimensionere korrekt. De historiske regndata som anvendes kan downloades fra Spildevandskomiteens regnmålersystem [DMI og Spildevandskomiteen, 2020]. Herfra skal godkendte regnhændelser udtrækkes med enheden $\mu\text{m/s}$. På figur C.1 præsenteres et eksempel af regnseriens korrekte format.

Sulsted1979_2020_Regn.km2 - Notesblok

Filer	Rediger	Formater	Vis	Hjælp						
1	19790323	0909	5047	52	1	5.8	1			
	3.333	0.278	0.278	0.278	0.278	0.278	0.278	0.278	0.278	0.278
	0.278	0.278	0.278	0.833	0.833	0.833	0.833	1.111	1.111	1.111
	1.111	1.111	1.111	1.667	1.667	3.333	1.667	1.667	3.333	3.333
	3.333	6.667	6.667	3.333	6.667	3.333	3.333	3.333	1.667	1.667
	3.333	3.333	1.667	1.667	1.667	1.667	3.333	1.667	1.667	1.111
	1.111	1.111								
1	19790325	1327	5047	324	1	6.6	1			
	3.333	0.222	0.222	0.222	0.222	0.222	0.222	0.222	0.222	0.222
	0.222	0.222	0.222	0.222	0.222	0.222	0.196	0.196	0.196	0.196
	0.196	0.196	0.196	0.196	0.196	0.196	0.196	0.196	0.196	0.196
	0.196	0.196	0.196	0.175	0.175	0.175	0.175	0.175	0.175	0.175

Figur C.1: Korrekt filformat af regnserie til anvendelse i programmet.

I forbindelse med Spildevandskomiteens Skrift 28 er regnserier indtil år 2005 stillet frit tilgængeligt, som KM2-filer, og kan downloades her: <http://svk28.env.dtu.dk/>.

Vær dog opmærksom på eventuelle udfald i disse filer.

Der bør ligeledes downloades en udfaldsfil, som beskriver perioder hvor regnmåleren har været ude af drift. Denne fil inkluderes i programmet for at bestemme den nøjagtige længde af regnserien, som anvendes til at bestemme gentagelsesperioden for overløb. Det korrekte filformat fremgår på figur C.2.

STATIONSNEDBRUD				
Station: 5047 SULSTED STOKBROVEJ PUMPEST. 20000101/20200311				
Start UTC	Stop UTC	Varighed	samlet varighed	dage tt:mm
ååååmmdd tt:mm	ååååmmdd tt:mm	dage tt:mm	for perioden	92 17:11
20000809 15:00	20000809 17:00	0 02:00		
20010216 07:00	20010216 08:00	0 01:00		
20010420 17:00	20010420 19:00	0 02:00		
20010428 10:00	20010428 13:00	0 03:00		
20010629 02:00	20010703 09:00	4 07:00		
20011124 08:00	20011124 12:00	0 04:00		
20011208 14:00	20011208 16:00	0 02:00		
20020222 04:49	20020222 07:00	0 02:11		
20020425 12:00	20020425 14:00	0 02:00		
20020625 10:00	20020625 12:00	0 02:00		
20030123 14:00	20030123 15:00	0 01:00		
20040902 14:00	20040902 16:00	0 02:00		
20040903 04:00	20040903 06:00	0 02:00		
20050120 15:00	20050120 16:00	0 01:00		

Figur C.2: Korrekt filformat af udfaldsfil til anvendelse i programmet.

D. Elektronisk bilag

I dette bilag findes en beskrivelse af de filer, der er vedhæftet elektronisk. Alt der præsenteres i dette kapitel findes i den vedlagte mappe kaldet Bilag E - Elektronisk bilag.

Det elektroniske bilag indeholder:

- QGIS med nedsivningskort
- Matlab model til LAR-beregninger
- Det udviklede dimensioneringsprogram og tilhørende beskrivelser af installation

De tre ovenstående bilag findes i respektive mapper kaldet "Nedsivningskort", "Matlab" og "Program". I hver mappe findes en "readme.txt", som beskriver og forklarer anvendelsen af bilaget.