

Ekspert rapport

# Opdatering af viden om våde regnvandsbassiner

Udarbejdet af  
Teknologisk Institut  
Gregersensvej 1  
2630 Taastrup

Opdatering af viden om våde regnvandsbassiner - 20. april 2026  
Ekspertreport  
Version 1 – 2026 april

Forfattere: Jacob Bennedsgaard Krog, Steffen Reestorff Frandsen og Sara Bugge Ploug, NIRAS; Thomas Aabling, Ingeni-ørfirma TAV; Anja Thrane Thomsen og Søren Gabriel, WSP; Luca Vezzano og Sissel Tønder, Krüger; Jes Vol-lertsen, Aalborg Universitet; samt Sara Egemose, Syddansk Universitet.

Til rapporten bidrog desuden: Anders Hestbech, Anja Sloth Ziegler, Anja Thrane Thomsen, Anne Kirstine Lindvang, Freya Mosbæk, Inge Faldager, Jens Bøgh Vinther, Jens Stærdahl, Jimmy Grønbæk Teilmann, Katrine Nielsen, Kristina Buus Kjær, Lars Wieboe Pilman, Max Friis, Nina Thune, Peter Steen Mikkelsen, Steffen Reestorff Frandsen og Tobias Holm.

Fotos: Forside foto – Katrine Nielsen

ISBN 97887-85411-00-6



# Forord

Denne rapport er udarbejdet som led i projektet "Opdatering af viden om våde regnvandsbassiner" med det formål at samle og opdatere den nyeste viden om planlægning, design og dimensionering af våde regnvandsbassiner. Rapporten bygger delvist på nyere forskning, samt erfaringer fra danske forsyningsselskaber, kommuner og rådgivere.

Formålet med projektet har været at sikre, at etableringen af fremtidens våde regnvandsbassiner sker på baggrund af den nyeste viden, og at både ny og eksisterende viden anvendes bedst muligt i det fremtidige design. Arbejdet bygger videre på "Faktablad om dimensionering af våde regnvandsbassiner" fra Aalborg Universitet (Vollertsen et al., 2012a), DANVA-Anvisning nr. 102 (DANVA, 2018) og Rørcenter-anvisning nr. 025 (Teknologisk Institut, 2018).

Rapporten er udarbejdet af ekspertgruppen bestående af Jacob Bennedsgaard Krog, Steffen Reestorff Frandsen og Sara Bugge Ploug, NIRAS; Thomas Aabling, Ingeniørfirma TAV; Anja Thrane Thomsen og Søren Gabriel, WSP; Luca Vezzano og Sissel Tønder, Krüger; Jes Vollertsen, Aalborg Universitet; samt Sara Ege-mose, Syddansk Universitet.

Som et resultat af projektet og denne ekspertrapport, er der udarbejdet en Rørcenter-anvisning, der indeholder både anvisninger inden for nye emner som er beskrevet i denne rapport og præciseringer af anbefalinger fra tidligere anvisninger og vejledninger. Rørcenter-anvisning nr. 035 – Våde regnvandsbassiner: Planlægning, udførelse og drift, kan findes igennem dette link <https://www.teknologisk.dk/ydelser/roercenter-anvisninger-og-rapporter-fra-roercentret/486>

Projektet vil gerne takke samarbejdspartnere og eksterne bidragsydere, herunder DANVA, EVA-udvalget, Dalgas A/S, Regnudvalget under Spildevandskomiteen og følgende kommuner: Aalborg, Allerød, Egedal, Esbjerg, Gladsaxe, Fredericia, Hørsholm, Frederikssund og Varde for deres bidrag til projektet.

Projektet er gennemført i perioden december 2024 – maj 2026 og har været ledet af Katrine Nielsen, Teknologisk Institut. Projektet er finansieret af Novafos, DIN Forsyning, Aalborg Forsyning, Fredericia Forsyning og Fors.

I projektet har der været nedsat en arbejdsgruppe bestående af: Anders Hestbech, Anja Sloth Ziegler, Anja Thrane Thomsen, Anne Kirstine Lindvang, Freya Mosbæk, Inge Faldager, Jens Bøgh Vinther, Jens Stærdahl, Jimmy Grønbæk Teilmann, Katrine Nielsen, Kristina Buus Kjær, Lars Wieboe Pilman, Max Friis, Nina Thune, Peter Steen Mikkelsen, Steffen Reestorff Frandsen og Tobias Holm.

Fra projektlederen skal der lyde en stor tak til arbejdsgruppen og ekspertgruppen, for deres store bidrag til projektet. Der har været mange sjove, spændende og lærerige møder.



# Indholdsfortegnelse

<b>1. Indledning .....</b>	<b>11</b>
1.1. Projektets organisering og opbygning .....	11
1.2. Projektets faser .....	12
1.3. Manglende viden .....	12
<b>2. Planlægning af våde regnvandsbassiner .....</b>	<b>13</b>
2.1. Våde regnvandsbassiner og sammenhæng med andre vandkilder .....	14
2.1.1. Våde regnvandsbassiner til håndtering af dimensionsgivende regn og ekstremregn .....	14
2.1.2. Terrænnært grundvand .....	14
2.1.3. Planlægning af regnvandsbassiner og synergi til andre fagområder .....	15
2.2. Myndighedsforhold og plangrundlag .....	15
2.2.1. Plangrundlag .....	15
Planhierarki i relation til planlægning af våde regnvandsbassiner .....	16
Vandområdeplaner .....	16
Kommuneplan .....	17
Spildevandsplan .....	18
Klimatilpasningsplan .....	19
Lokalplan .....	20
Vandhåndteringsplan .....	20
2.2.2. Myndighedsforhold .....	22
Spildevandsplan .....	22
Udledningstilladelse .....	22
VVM-screening .....	23
Landzonetilladelse .....	23
Jordflytningstilladelse .....	23
Andre tilladelser .....	23
2.3. Ejerskab og rollefordeling .....	24
2.4. Planlægnings- og dimensioneringsværktøjer .....	24
2.4.1. Dimensioneringsværktøjer .....	24
Dimensionering af vådvolumen .....	24
Dimensionering af stuvningsvolumen .....	25
2.4.2. Planlægningsværktøjer .....	26
2.5. Procesbeskrivelse for planlægning af våde regnvands- bassiner .....	27
2.5.1. Opstartsfasen .....	27
2.5.2. Grundlagsfasen .....	28
2.5.3. Afklaringsfasen .....	29
2.5.4. Lokalplansfasen .....	31
Lokalplansfasen for nye udviklingsprojekter med udarbejdelse af vandhåndteringsplan .....	31

Lokalplansfasen for kloaksaneringsprojekter .....	31
2.5.5.    Myndighedsfasen.....	32
2.6.    Sikkerhed i planlægningsfasen .....	33
2.6.1.    Skråningsanlæg.....	33
2.6.2.    Hegn og beplantning .....	34
2.6.3.    Adgangsforhold og adgangsvej.....	34
2.6.4.    Sikkerhed ved brønde og bygværker .....	34
2.7.    Referencer .....	34
<b>3.    Drift af våde regnvandsbassiner .....</b>	<b>37</b>
3.1.    Baggrund og formål med bassiner.....	37
3.2.    Erfaringer fra driften .....	38
3.2.1.    Navngivning af "Udløb" .....	38
3.2.2.    Forbassiner .....	38
3.2.3.    Udformning af fraløb - dykket fraløb .....	39
3.2.4.    Membraner.....	39
3.2.5.    Kant-hældning.....	40
3.2.6.    Olieudskillere.....	41
3.2.7.    Sandfang .....	42
3.2.8.    Riste på rør til og fra bassiner .....	42
3.2.9.    Drosling af fraløbet og nødoverløb .....	42
3.2.10.    Gode naturtiltag.....	43
3.3.    Dybde.....	43
3.4.    Løbende drift af regnvandsbassiner .....	44
3.4.1.    Særlige driftsbehov.....	45
3.4.2.    Drift af naturtiltag mv.....	45
3.5.    Oprensning af bassiner .....	46
3.5.1.    Hvornår skal der bassiner renses op?.....	46
3.5.2.    Metoder til oprensning .....	47
3.5.3.    Tøropgravning.....	47
3.5.4.    Vådopgravning .....	48
3.5.5.    Vådoppumpning (cuttersuger).....	48
3.6.    Referencer .....	49
<b>4.    Design af våde regnvandsbassiner .....</b>	<b>50</b>
4.1.    Udformning af våde regnvandsbassiner .....	50
4.1.1.    Generelle faktorer med indvirkning på renseeffektiviteten .....	51
4.1.2.    Specifikt for rensning i våde bassiner .....	51
4.1.3.    Stoffer og rensmekanismer.....	52
4.2.    Projektering af våde regnvandsbassiner .....	53
4.2.1.    Design af regnvandsbassiner i StormTac .....	53
4.2.2.    Overordnet størrelse af regnvandsbassiner .....	54

4.2.3.	Bassiner med alternative designs.....	54
4.2.4.	Permanent vanddybde .....	56
4.2.5.	For-rensning og sandfangselement.....	57
	Design af åbent vådt for-bassin (selvstændigt og integreret).....	58
	Design af åben sandfangskasse .....	60
	Design af lukkede sandfang.....	61
4.2.6.	Placering og udformning af ind- og udløbspunkter .....	62
4.2.7.	Olieudskillere og regnvandsbassiner .....	63
	Rensning i regnvandsbassiner og olieudskillere .....	63
	Myndighedskrav til rensning for olie .....	63
	Regler for olieudskillere på regnvandskloakken .....	63
	Sammenfattende vurdering af olieudskillere relateret til våde regnvandsbassiner .....	64
4.3.	Materialevalg - Membraner i bassiner .....	64
	Membrantype a) og b) .....	65
	Membran-type c).....	66
	Membrantype d).....	66
	Bassiner uden membraner .....	66
4.3.1.	Sikring af grundvandsressourcen .....	67
4.3.2.	Geologi og hydrologi .....	67
	Geologi .....	67
	Grundvandsforhold og opdriftssikring .....	68
4.4.	Reduktion af klimaaftryk fra anlæg og drift af regnvandsbassiner .....	68
4.4.1.	Reduktion i CO <sub>2</sub> -udledninger.....	69
4.4.2.	Generelle Tiltag .....	69
4.4.3.	Specifikke Tiltag.....	71
4.4.4.	CO <sub>2</sub> -reduktioner ved forbassin.....	71
4.4.5.	CO <sub>2</sub> -reduktioner i driften .....	71
4.4.6.	Design af regnvandsbassiner med fokus på natur og rekreativ kvalitet .....	72
	Natur.....	72
	Drift og naturhensyn .....	72
4.4.7.	Rekreative Aktiviteter .....	73
4.5.	Arbejds miljø og sikkerhed .....	73
4.5.1.	Normer og vejledninger vedr. arbejdsmiljø i drifts- og vedligeholdelsesfasen.....	74
4.5.2.	Hensyntagen til arbejdsmiljø-forhold i designfaserne .....	74
4.5.3.	Aflevering og overdragelse af vådt regnvandsbassin til drift .....	75
4.6.	Referencer .....	75
<b>5.</b>	<b>Hydraulik i våde regnvandsbassiner.....</b>	<b>77</b>
5.1.	Hydrauliske kriterier til design af våde regnvandsbassiner .....	77

5.1.1.	Metode 1 - Specifik bassin størrelse.....	77
5.1.2.	Metode 2 - Middelopholdstid.....	78
5.1.3.	Metode 3 - Tørvejsperiode mellem hændelser.....	78
5.1.4.	Metode 4 - Simulering med historiske regnserier.....	79
5.2.	Litteraturgennemgang.....	79
5.2.1.	Metode.....	79
5.3.	Resultater - er der ny viden?.....	80
5.3.1.	Bassin udformning.....	80
5.3.2.	Oplandets karakteristikkere.....	82
5.3.3.	Lokale nedbørmængder og variabilitet i klima.....	82
5.3.4.	Dynamisk styring af bassiner.....	82
5.4.	Virkelighedstjek - hydrauliske forhold i nyopførte bassiner.....	83
5.4.1.	Metode.....	83
5.5.	Resultater.....	84
5.6.	Anbefalinger.....	84
5.7.	Konklusioner.....	85
5.8.	Referencer og datakilder.....	86
<b>6.</b>	<b>Vandkvalitet af våde regnvandsbassiner.....</b>	<b>88</b>
6.1.	Opbygning af våde bassiner.....	88
6.2.	Renseprocesser i våde regnvandsbassiner.....	88
6.2.1.	Stof i afstrømmet regnvand.....	88
6.2.2.	Stoftyper i afstrømmet regnvand og deres egenskaber.....	89
6.2.3.	Opløst versus partikulært stof.....	89
6.2.4.	Koagulationsegenskaber.....	89
6.2.5.	Sorptionsegenskaber.....	89
6.2.6.	Nedbrydelighed.....	91
6.2.7.	Princip for vurdering af renseseffekt for ukendte stoffer.....	91
6.3.	Rensemeter for uønskede stoffer i regnvand.....	91
6.3.1.	Tilbageholdelse af partikelbundet stof.....	91
	Sedimentation.....	91
	Advektion, turbulent opblanding og binding til faste overflader.....	92
	Erosion og resuspension.....	92
	Filtrering.....	92
6.3.2.	Tilbageholdelse af opløste stoffer.....	93
	Sorption.....	93
	Planters betydning.....	93
6.3.3.	Nedbrydning af stoffer.....	93
6.4.	Rensning i våde bassiner.....	94
6.4.1.	Målt renseseffekt.....	95

6.4.2.	Forskellige studier på rensning i våde bassiner.....	95
6.4.3.	Et dansk studie for monitorering af vejvandsbassiner .....	97
6.4.4.	Renseeffekter for stoffer hvor der ikke foreligger målinger .....	98
6.5.	Tilbageholdelse og omsætning af næringssalte i bassiner .....	98
6.6.	Referencer .....	101
<b>7.</b>	<b>Biodiversitet og udledning af våde regnvands bassiner .....</b>	<b>103</b>
7.1.	Vegetation i og omkring våde regnvandsbassiner .....	103
7.1.1.	Effekter af vegetation .....	103
7.1.2.	Vegetation på brinker og omgivelser .....	104
7.1.3.	Vegetationen i filterzoner .....	104
7.1.4.	Artssammensætningen.....	104
7.1.5.	Biodiversitet i våde regnvandsbassiner .....	104
7.1.6.	Effekt af ophobet stof på biodiversiteten .....	105
7.1.7.	Bassiner og naturbeskyttelse .....	106
7.2.	Monitoringsmetoder .....	106
7.3.	Designparametre som påvirker naturindholdet.....	106
7.3.1.	Invasive arter og ikke-hjemmehørende arter .....	108
7.3.2.	Udledning fra våde regnvandsbassiner .....	108
7.3.3.	Lokale forholds betydning.....	109
7.4.	Referencer .....	109
<b>8.</b>	<b>Bilag.....</b>	<b>112</b>
8.1.	Bilag 1: StormTac – værktøj til dimensionering.....	112
8.1.1.	StormTac Model.....	113
8.1.2.	Resultater af analysen.....	115
8.1.3.	Konklusion .....	117



# 1. Indledning

I dag udgør våde regnvandsbassiner den mest anvendte løsning til rensning og opstuvning af regnvand. Det fælles vidensgrundlag i branchen blev etableret i forbindelse med projektet *Teknologier til håndtering og rensning af separat regnvand* i 2011-2012. I den forbindelse blev der udarbejdet et baggrundsnotat samt et faktablad om regnvandsbassiner, som er tilgængelige på [www.separatvand.dk](http://www.separatvand.dk).

Siden da er der publiceret en række designguides, herunder *Designguide for regnvandsbassiner*, *DANVA Vejledning nr. 102, 2018* og *Rørcenter-anvisning nr. 025* fra Teknologisk Institut. Alle indeholder afsnit om våde regnvandsbassiner. Herudover har flere forsyninger udarbejdet egne kravspecifikationer for denne type anlæg. DANVAs designguide henviser til [separatvand.dk](http://separatvand.dk) som grundlag, og forsyningernes kravspecifikationer baseres typisk på dette materiale suppleret med praktiske erfaringer.

Siden 2012 er der fremkommet ny viden og yderligere erfaringer på området. Denne viden er imidlertid ikke umiddelbart tilgængelig for forsyninger, kommuner og rådgivere, idet den er spredt på tværs af en række danske og internationale publikationer. Samtidig forventes de danske forsyninger i de kommende år at skulle etablere et betydeligt antal våde regnvandsbassiner, idet disse ofte indgår som et centralt element i både klimatilpasning af eksisterende afløbssystemer og byggemodning af nye byudviklingsområder.

Formålet med projektet *Opdatering af viden om våde regnvandsbassiner* har været at ajourføre det eksisterende vidensgrundlag med inddragelse af fagpersoner inden for relevante områder. Det er vurderingen, at denne opdatering vil kunne bidrage væsentligt til, at de kommende investeringer gennemføres på et fagligt velfunderet og omkostningseffektivt grundlag.

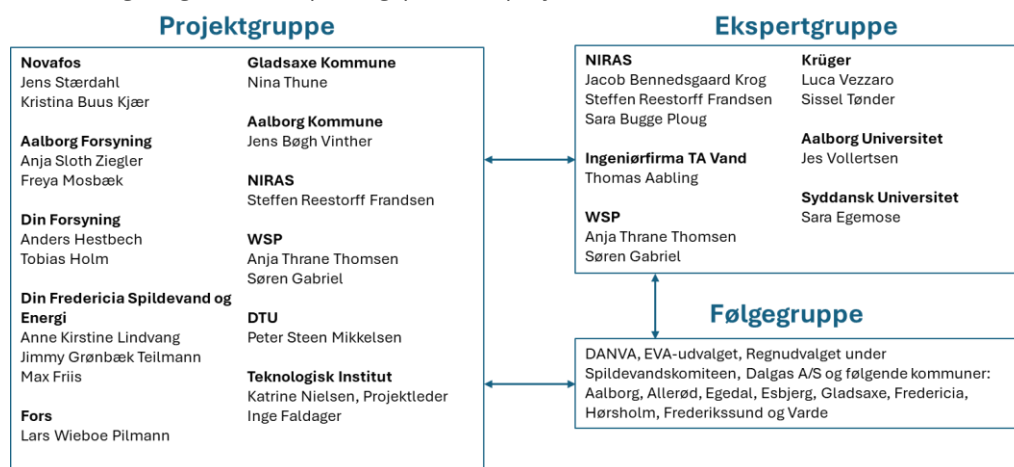
## 1.1. Projektets organisering og opbygning

Projektet har været forankret på Teknologisk Institut, som har varetaget projektledelsen.

Projektet har været organiseret med en arbejdsgruppe og en ekspertgruppe. De fem finansierende forsyninger — Novafos, Aalborg Forsyning, DIN Forsyning, Fredericia Spildevand og Energi og FORS — har alle været repræsenteret i arbejdsgruppen. Herudover har arbejdsgruppen bestået af repræsentanter fra rådgivervirksomheder, myndigheder og videninstitutioner (figur 1.1). Arbejdsgruppens opgaver har været at kvalificere projektets indhold og retning, identificere manglende viden om våde regnvandsbassiner, bidrage til udarbejdelsen af Rørcenter-anvisning 035, samt stille egne erfaringer og faglige indsigter til rådighed.

Ekspertgruppen har bestået af særligt udvalgte fagpersoner inden for relevante specialområder. Ekspertterne har bidraget til udarbejdelsen af rapportens enkelte kapitler med afsæt i deres respektive faglige kompetencer. Arbejdsgruppen har haft mulighed for at stille opklarende spørgsmål til kapitlernes indhold, men har ikke bidraget direkte til den konkrete tekstudarbejdelse.

Ud over arbejdsgruppen og ekspertgruppen har projektet været understøttet af en følgegruppe, som har deltaget i møder og fungeret som sparringspartner i projektforløbet.



Figur 1.1: Oversigt over projektgruppe, ekspertgruppe og følgegruppe.

## 1.2. Projektets faser

Projektet har været opdelt i tre hovedfaser, som omfattede følgende aktiviteter:

### Fase 1

I projektets første fase blev der nedsat en projektgruppe med henblik på at opdatere det eksisterende vidensgrundlag. I denne fase blev der gennemført en afdækning af branchens vidensbehov. Afdækningen omfattede en spørgeskemaundersøgelse, interview i forsyninger, workshop i projektgruppen, samt workshop med driftspersonale fra forskellige forsyninger.

På baggrund af denne afdækning udarbejdede projektgruppen en beskrivelse af de områder og emner, hvor der var behov for en opdatering af vidensgrundlaget. I denne proces indgik projektgruppen i dialog med deltagerne i følgegruppen, som bidrog med sparring.

### Fase 2

I projektets anden fase blev deltagerne til ekspertgruppen identificeret på baggrund af de fagområder og emner, der var udpeget i fase 1. Efter indgåelse af aftaler med de udvalgte eksperter påbegyndte disse arbejdet med at udarbejde kapitler til ekspertrapporten. Kapitlerne havde til formål at samle og formidle ny viden, der er fremkommet siden 2012.

Under udarbejdelsen af kapitlerne blev der afholdt et midtvejsseminar, hvor det foreløbige arbejde blev præsenteret. I seminaret deltog eksperterne, projektgruppen samt dele af følgegruppen. Projektgruppen har haft mulighed for at kommentere på udkast til kapitlerne i ekspertrapporten, men eksperterne har haft det faglige ansvar for kapitlernes endelige indhold.

### Fase 3

I projektets tredje fase blev Teknologisk Instituts Rørcenter-anvisning 035 udarbejdet med inddragelse af den opdaterede viden om våde regnvandsbassiner, præsenteret i ekspertrapporten. Projektgruppen har bidraget til dette arbejde og har haft mulighed for at kommentere på det endelige produkt. Følgegruppen har ligeledes haft mulighed for at kommentere på anvisningen.

## 1.3. Manglende viden

Arbejdet, der er gennemført og beskrevet i ekspertrapporten, viser, at vidensgrundlaget om våde regnvandsbassiner er blevet udbygget gennem de seneste 10 år. Samtidig viser arbejdet, at der fortsat mangler viden og værktøjer til at kunne belyse og præcisere en række centrale forhold.

Der er især en betydelig mangel på viden om våde regnvandsbassiners renssevne. Hvor formålet med våde regnvandsbassiner tidligere primært var forsinkelse og opmagasinering af regnvand, stilles der i dag i højere grad krav om, at bassinerne også skal bidrage til en skærpet rensning af regnvandet. Den eksisterende viden om bassinernes renssevne er imidlertid i vid udstrækning baseret på ældre undersøgelser, og de tilgængelige data er vanskelige at sammenholde med nutidens udledningskrav.

Der er derfor behov for et væsentligt styrket vidensgrundlag for at kunne dimensionere og udforme bassiner, så de opfylder de gældende krav til rensning. Dette forudsætter mere viden om bassinernes renssevne i relation til de krav, der i dag stilles til udledning.

Ud over den manglende viden om renseseffekten viser projektarbejdet også, at der er behov for en bedre forståelse af, hvordan våde regnvandsbassiner mest hensigtsmæssigt dimensioneres, og hvilke kriterier der bør ligge til grund herfor.

I forlængelse heraf er der desuden behov for øget viden om, hvordan temperaturforhold og biodiversitet i bassinerne påvirker renseseffekten.

## 2. Planlægning af våde regnvandsbassiner

Jacob Bennedsgaard Krog og Sara Bugge Ploug, NIRAS

---

Våde regnvandsbassiner er pladskrævende. Ofte opleves det, at placering og indtænkning af våde regnvandsbassiner, og vandhåndtering generelt, kommer for sent ind i lokal- og byudviklingsplaner. Dette medfører, at pladsen til bassiner og vandhåndtering bliver trang, og realiseringen af bassinerne besværliggøres. Placering af bassiner skal typisk være lavtliggende med passende koter i forhold til den omkringliggende arealudnyttelse og recipienten. Samtidig er der ofte et ønske om, at bassinerne skal bidrage til det omkringliggende miljø med æstetik og rekreativitet.

Med en langsigtet og målrettet fysisk planlægning, hvor vandhåndtering indtænkes tidligt i planarbejdet, vil det være muligt at forebygge mange udfordringer samtidig med, at der skabes fremtidige bæredygtige byomdannelses- og udstykningsprojekter. Derfor bør planlægningen altid tage afsæt i, at vand indtænkes, så arealudvikling ikke skaber ugunstige forhold for områderne. Desuden vil en tidlig indtænkning af vandhåndtering i planerne kunne give andre positive indtryk, hvor funktion og æstetik samtænkes som en helhed og giver helstøbte byområder. Derfor skal vandhåndtering med reservation af bassinarealer, ses som en gevinst for området i form af ny natur, rekreative arealer og en sikring af samfundsmæssige værdier. Desuden kan indtænkning af vandplanlægning tidligt forebygge, at realiseringen forsinkes pga. udfordringer med eksisterende udledningstilladelse.

Samtidig er det væsentligt, at der i den tidlige planlægningsfase er fokus på sammenhæng mellem vandkvalitetsstyring, byudvikling og hensyn til naturen. Eksempler på dette er fastlæggelse af maksimale befæstelsesgrader samt kildestyring, dvs. forbud mod anvendelse af bestemte materialer i byggeri eller andre gøremål, hvorfra der afgives miljøfarlige forurenende stoffer. I dag planlægges byudvikling med ringe, eller ingen hensyntagen til, om det er muligt at opnå en udledningstilladelse. Der er således et flerfoldigt behov for, at regnvandshåndtering indtænkes tidligt i planlægningsfasen for nye områder.

Administrationspraksis for planlægning af våde regnvandsbassiner (og vandhåndtering generelt), er individuelt fra kommune til kommune. Kravene til processen for planlægning af vandhåndtering er varierende. Flere og flere kommuner er dog begyndt at stille krav til udarbejdelse af vandhåndteringsplaner ifm. lokalplansprocesser, hvori der skal redegøres for regnvandshåndtering, samt for andre vandkilder. Af åben, tilgængelig litteratur inden for planlægningsområder, har Rørcentret v. Teknologisk Institut i 2018 udgivet Rørcenter-anvisning 025, "Regnvandsbassiner med natur og aktivitet" (Teknologisk Institut, 2018), hvori planlægningsaspekter og projektproces beskrives kortfattet. I DANVAs designguide for regnvandsbassin, "Designguide for regnvandsbassiner og DANVA vejledning nr. 102, 2018" (DANVA, 2018), er der ligeledes ganske lidt beskrivelse, der knytter sig til planlægning af regnvandsbassiner.

I planlægningen af våde regnvandsbassiner, bør sikkerheden ligeledes have høj prioritet. Dette gælder både for sikkerheden for den fremadrettede drift af bassinet, men ligeledes for borgere, der opholder sig omkring bassinet. Nærværende kapitel søger at beskrive retningslinjer og anbefalinger ud fra litteratur og afholdt workshop.

I nærværende kapitel udspecificeres planlægningsaspekter ud fra følgende hovedemner:

1. Våde regnvandsbassiner og sammenhæng med andre vandkilder<sup>1</sup> og synergiprojekter.
2. Myndighedsforhold og plangrundlag er rammesættende og retningsgivende for projekter med våde regnvandsbassiner. Myndighedsforholdene og plangrundlaget beskrives for at udpege, hvor der kan rettes øget opmærksomhed i forbindelse med planlægning af våde regnvandsbassiner
3. Planlægningsværktøjer der kan anvendes i det indledende planarbejde med udpegningsaf arealreservation til bassiner samt bassindimensionering
4. Procesbeskrivelse for planlægning af våde regnvandsbassiner
5. Sikkerhed i planlægningsfasen

---

<sup>1</sup> Vandkilder defineres som regnvand (hverdags- og ekstremregn), grundvand, havvand samt overfladevand, herunder vandløb og søer.

Den beskrevne proces skal sikre, at våde regnvandsbassiner indarbejdes allerede i de tidlige plan-faser for at opnå de bedst mulige løsninger. Dette omfatter optimal placering, tilstrækkelig pladsreservation samt udnyttelse af synergier med den øvrige planlægning i området, så rekreative og æstetiske kvaliteter integreres fra begyndelsen. Processen kan anvendes for nye udviklingsområder samt byomdannelse. Processen beskriver ikke direkte aspekterne ved eksisterende by, men mange af de beskrevne punkter vil fortsat kunne anvendes.

Dette kapitel tager udgangspunkt i administrationspraksis og plangrundlag fra kommuneplaner, spildevandsplaner og kommunale vejledninger.

## **2.1. Våde regnvandsbassiner og sammenhæng med andre vandkilder**

I nærværende kapitel er der fokus på de planmæssige udfordringer og opmærksomhedspunkter i forbindelse med planlægning af våde regnvandsbassiner til håndtering af nedbør. Planlægning af fremtidige udviklingsområder bør dog gennemføres med hensyn til alle vandkilder, eftersom vandkilderne som oftest påvirker hinanden. Ved at tage hensyn til alle vandkilder reduceres risikoen for oversvømmelse af fremtidig bebyggelse og der sikres en robust vandhåndtering. Det vil ikke være ved alle projektområder, at planlægningen påvirkes af alle vandkilder, men vandkilderne bør belyses i en indledende screening.

### **2.1.1. Våde regnvandsbassiner til håndtering af dimensionsgivende regn og ekstremregn**

Når der tales om nedbør, skelnes der i den fysiske planlægning mellem hverdagsregn, dimensionsgivende regn og ekstremregn. Hverdagsregn er en betegnelse for den regn, der er mindre end den dimensionsgivende regn. Den dimensionsgivende regn angiver den hændelse, som forsyningsselskaber, kommunen eller grundejere selv skal håndtere i deres afløbssystemer eller på egen grund. Den dimensionsgivende regn er defineret som nedbør op til en given gentagelsesperiode, der fastsættes i kommunens spildevandsplan. Typisk anvendes der gentagelsesperioder på 5 år for separatkloakerede områder, og 10 år for fælleskloakerede områder. Dimensioneringen vil normalt indeholde klima-, fortætnings- og sikkerhedsfaktorer. Et serviceniveau angives i spildevandsplaner med, at der maksimalt må ske stuvning til terræn fra afløbssystemet, eller overløb fra regnvandsbassiner, ved den definerede gentagelsesperiode inkl. klimafremskrivning. Forsyningsselskaberne er ansvarlige for at håndtere regnhændelser op til dimensionsgivende regn.

Ekstremregn er modsat den dimensionsgivende regn, regnhændelser der overstiger det definerede serviceniveau. Ekstremregn kan både falde som korte hændelser med høj intensitet, skybrud, eller som længerevarende hændelser med en samlet stor nedbørsmængde. Ekstremregn kan medføre, at kapaciteten i regnvandssystemet overstiges, hvorved risikoen for oversvømmelse stiger. I planlægning af nye byområder skal der derfor tages højde for ekstremregn, sådan at disse kan håndteres forsvarligt, når regnvandssystemet er fyldt. Håndtering af ekstremregn er udviklers ansvar.

Våde regnvandsbassiner kan anvendes til håndtering af både den dimensionsgivende regn og ekstremregn, hvis der i planlægningsprocessen tages højde for det. Dimensionsgivende regn kan håndteres på traditionel vis med et permanent vådvolumen til behandling/rensning og stuvningsvolumen til forsinkelse, inden udledning til recipient. For yderligere at kunne håndtere ekstremregn, kan de omkringliggende områder friholdes for bebyggelse og sikre, at bebyggelse kotemæssigt ligger højere end terrænet omkring bassinet. I størstedelen af tiden vil et område omkring et regnvandsbassin udlagt til ekstremregn fremstå tørt, mens det kun vil være vandfyldt under og efter ekstreme regnhændelser. Forsyningsselskaberne kan ikke selv erhverve arealer til håndtering af ekstremregn, eftersom det ikke er selskabernes ansvar at håndtere. Arealer til håndtering af ekstremregn, skal derfor stilles til rådighed af udvikler i nye områder, eller private i projekter indenfor eksisterende bebyggelse.

### **2.1.2. Terrænnært grundvand**

I juni 2025 vedtog folketinget lov om håndtering af terrænnært grundvand (Miljø- og Ligestillingsministeriet, 2025). Lovgivningen giver kommuner og forsyningsselskaber mulighed for at kunne håndtere terrænnært grundvand i fælles- og separatkloakerede oplande. Kommunen er myndighed for håndtering af det

terrænnære grundvand, mens forsyningsselskaber er forsyningspligtige, hvis der er samfundsøkonomisk hensigtsmæssighed mellem investering og skadesreduktion.

Jævnfør den nye lovgivning, skal kommunalbestyrelsen i spildevandsplanen udpege områder med risiko for oversvømmelse fra det terrænnære grundvand, hvorefter forsyningsselskaberne skal gennemføre samfundsøkonomiske beregninger for afværgeløsninger i de udpegede områder. Hvis det er samfundsøkonomisk hensigtsmæssigt at gennemføre tiltag, skal forsyningsselskabet etablere afværgeløsninger.

Det er på nuværende tidspunkt uklart, hvilke betingelser der mødes ved håndtering af terrænnært grundvand og de tiltag der gennemføres. Det er ikke fastlagt, hvilke krav der gælder for forsinkelse og udledning af det grundvand der drænes. Her opstår der spørgsmål om, hvorvidt håndteringen af grundvand skal/kan håndteres sammen med regnvand i våde regnvandsbassiner, og hvad dette får af betydning for planlægning og dimensionering af våde regnvandsbassiner og for bassinernes renseseffekt. Dette er opmærksomhedspunkter, der ikke kan besvares på nuværende tidspunkt. Den nye lovgivning gælder kun for eksisterende bebyggelse og er således ikke gældende ved byggemodninger og byudvikling.

### **2.1.3. Planlægning af regnvandsbassiner og synergi til andre fagområder**

Formålet med anlæggelse af våde regnvandsbassiner er at forsinke og rense regnvandet inden det udledes til recipient, eller videre i afløbssystemet. Veldimensionerede bassiner er hydraulisk robuste og bidrager til rensningen af regnvandet.

Våde regnvandsbassiner kan med god planlægning, fungere som mere end blot tekniske anlæg. Våde regnvandsbassiner kan opfylde rekreative og æstetiske formål samt forøge biodiversiteten i projektområdet. Derudover kan våde regnvandsbassiner også indtænkes som en vandressource, hvor det opsamlede regnvand i tørre perioder kan anvendes til at opretholde vandføring i vandløb, som ellers ville tørre ud. Her skal der dog være opmærksomhed på, at det udledte vand har de rette temperatur- og iltforhold. Det kan derfor være nødvendigt med særlige anlægstekniske løsninger, der tilgodeser netop dette.

Løsninger med tilbageholdelse af vand i våde perioder, og udledning til vandløb i tørre perioder, er f.eks. set ved Rønnebæk i Næstved Kommune. Ved Rønnebækken er der anlagt en klimasø, hvor drænvand tilbageholdes i våde perioder og udledes til Rønnebækken i tørre perioder om sommeren og efteråret. For at sikre, at temperaturen i det udledte vand fra søerne ikke er for høj i sommerperioden, sker udløb gennem dræn i bunden af søerne (Næstved Kommune, 2018). Samme synergiprojekt, med tilbageholdelse af store vandmængder og udledning til recipienter i risiko for sommerudtørring, vil kunne overføres til våde regnvandsbassiner. Her må anlægsteknikken dog tilpasses, så udledning via bunden ikke dræner bassinets våde renseløbet. Det våde regnvandsbassin skal indrettes med et dynamisk vandspejl, som dog aldrig må komme under en permanent vanddybde på 1 m, hvilket ikke er ukompliceret.

Regnvandsbassiner etableres som tekniske anlæg men får med tiden karakter af naturlige søer. Det permanente vandspejl, og lavvandede zoner langs brinkerne giver gode forhold for naturens forskellige arter. Ved design af våde regnvandsbassiner, og i projekter hvor det skønnes fornuftigt, kan bassiner udformes og beplantes med elementer, som understøtter de lokale økosystemer (Silkeborg Forsyning, 2025).

## **2.2. Myndighedsforhold og plangrundlag**

Plangrundlaget, der ligger i de enkelte kommuner, er rammesættende og retningsgivende for planlægning og etablering af våde regnvandsbassiner. Det er ligeledes i plangrundlaget, at man med rettidig omhu kan regulere ønsker for fremadrettet planlægning af bassiner. Foruden plangrundlaget er der en række myndighedsforhold, der har væsentlig betydning for et bassinprojekt. Myndighedsforholdene såsom tilladelser, tillæg og dispensationer der skal søges og overholdes. I dette kapitel introduceres plangrundlaget og myndighedsforholdene, der er styrende for arbejdet med planlægning af våde regnvandsbassiner.

### **2.2.1. Plangrundlag**

I DANVAs designguide for regnvandsbassiner beskrives det: "I den indledende planlægning af bassinet skal det sikres, at kommunens plangrundlag for det pågældende lokalområde screenes for emner, der måtte have indflydelse på projektet. Ud fra de juridiske og tekniske forhold gældende for området, kan der være særlige planer, strategier, politikker og visioner, som er med til at sætte rammen for bassinets rolle i

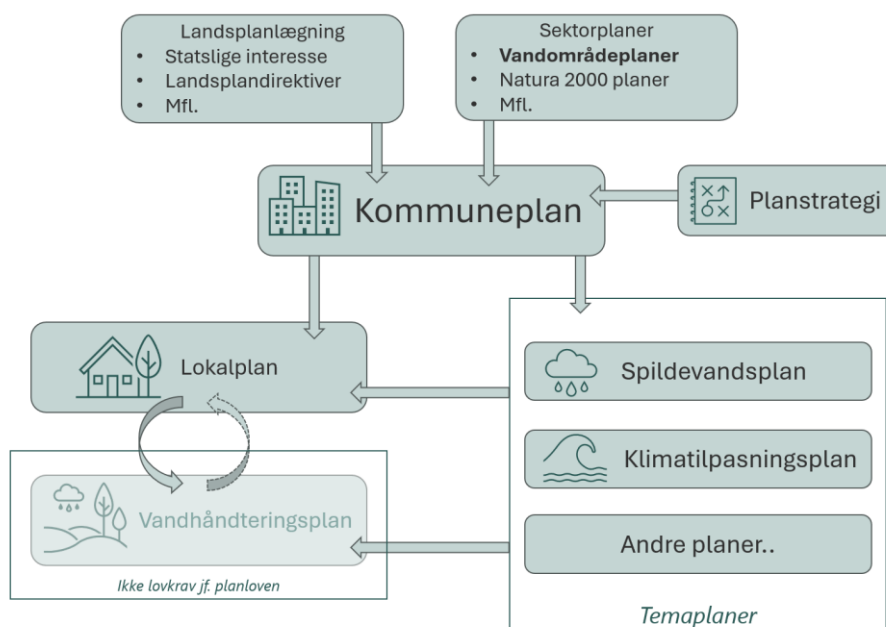
nærmiljøet” (Teknologisk Institut, 2018). Med denne beskrivelse angives det, at planlægningen af regnvandsbassiner må afvente til efter en lokalplansproces. Der er dog behov for en langt mere smidig proces, hvor vandhåndtering tænkes ind sammen med, eller endda før en vedtagelse af en lokalplan.

### Planhierarki i relation til planlægning af våde regnvandsbassiner

Planloven (LBK nr. 572 af 29/05/2024, Bekendtgørelse af lov om planlægning) (By-, Land-, og Kirkeministeriet, 2024) skitserer et plan-hierarki for at sikre en sammenhæng fra de helt overordnede statslige strategiske planlægningsniveauer og ned til den detaljerede konkrete planlægning, som beskrives i lokalplaner.

Kommunerne har ansvaret for at udarbejde kommuneplan, lokalplaner og temaplaner hertil som klimatilpasningsplanen, samt sektorplaner som spildevandsplanen. Herudover skal kommunen hvert fjerde år udarbejde og vedtage en planstrategi. I planstrategien skal det besluttes, hvilke ændringer kommunen har til hensigt at foretage i kommuneplanen.

Af overordnede statslige sektorplaner har især vandområdeplanerne væsentlig betydning for planlægningsarbejdet for våde regnvandsbassiner. På **Error! Reference source not found.** 2.1 er vist det overordnede planhierarki på kommunalt niveau, i relation til planlægning af regnvandsbassiner og vandhåndtering. I de følgende afsnit beskrives hhv. vandområdeplaner, kommuneplan, spildevandsplan, klimatilpasningsplan samt lokalplan og vandhåndteringsplan. Sidstnævnte er ikke et retligt krav jf. planloven.



Figur 2.1: Planhierarki på kommunalt niveau, i relation til planlægning af regnvandsbassiner.

### Vandområdeplaner

Søer, vandløb, kystnære farvande og grundvandsforekomster er inddelt i vandområder, og udpeget i Vandområdeplanerne 2021-2027, udarbejdet af det tidligere Miljøministerie (Miljøministeriet, 2023). Vandområdeplanerne er siden udgivelsen opdateret i et genbesøg, og er i dag under ansvar ved Ministeriet for Grøn Trepert og Miljø- og Ligestillingsministeriet (Ministeriet for Grøn Trepert, 2025). Vandområdeplanerne er en samlet plan for at forbedre det danske vandmiljø, og skal sikre en god tilstand i de udpegede danske vandområder i overensstemmelse med EU's vandrammedirektiv. Direktivet fastsætter en række miljømål og opstiller overordnede rammer for planlægning og gennemførelse af indsatser samt for overvågning af vandmiljøet. I dansk lovgivning er dette implementeret gennem lov om vandplanlægning (LBK nr. 126 af 26/01/2017) (Miljø- og Ligestillingsministeriet, 2017), som er grundlag for vandområdeplanerne. Loven beskriver de tiltag, som skal iværksættes for at opnå god miljøtilstand. Denne tilstand er opnået for overfladevand, når både den samlede økologiske tilstand og den kemiske tilstand er god, og for grundvand når både den kvantitative og kemiske tilstand er god. Den økologiske tilstand omfatter tilstanden af biologiske kvalitetselementer og nationalt specifikke miljøfarlige forurenende stoffer, og den kemiske tilstand omfatter tilstanden af EU-prioriterede miljøfarlige forurenende stoffer.

I vandområdeplanerne er den økologiske og kemiske tilstand for vandområderne vurderet, på baggrund af kvalitetselementer som f.eks. planter, fisk og nationalt specifikke stoffer. Vandområdernes økologiske og kemiske tilstand er væsentlige at forholde sig til i den tidlige planlægningsfase. Udledningen af regnvand må ikke være til hinder for målopfyldelsen i recipienten, ligesom udledningen ikke må forringe tilstanden i recipienten.

Tilstanden og målsætningen i recipienten der udledes til, vil udgøre en væsentlig binding i forbindelse med realisering af et bassinprojekt. I forbindelse med enhver udledning af regnvand, skal der søges og udstedes en udledningstilladelse af miljømyndigheden. Udledningstilladelsen skal netop sikre, at der kan ske målopfyldelse i recipienten. Hvis der ikke kan gives udledningstilladelse, kan bassinprojektet ikke gennemføres. Recipientvurderinger, herunder hydraulisk og kemiske vurdering af recipienten, bør derfor udarbejdes tidligt i planlægningsfasen.

### **Kommuneplan**

Kommuneplanen er en lovpligtig plan jf. Planloven (By-, Land-, og Kirkeministeriet, 2024), som alle kommuner skal udarbejde. Kommuneplanen beskriver, hvordan den pågældende kommune kan udvikle sig inden for en række områder, over en periode på de næste 12 år. Kommuneplanen er rettet mod den fysiske planlægning og skal ses som en langsigtet og helhedsorienteret strategi for prioritering indenfor byudvikling samt beskyttelse og benyttelse af det åbne land. Kommuneplanen revideres som minimum hvert fjerde år af det respektive byråd. Omfanget af revisionen fastlægges i kommunens planstrategi.

Kommuneplanen angiver arealanvendelse, herunder reservation af arealer til byudvikling samt arealer til grønne og blå områder. Kommuneplanen skal beskrive visioner om rekreativt brug af grønne og blå områder, hvor visioner og strategier videreføres i lokalplaner.

Når der planlægges for et vådt regnvandsbassin, er kommuneplanen central, eftersom den sætter de overordnede retningslinjer. Kommuneplanen indeholder som regel afsnit (retningslinjer) omkring håndtering af regnvand i hverdagsituationer, samt retningslinjer for klimatilpasning i områder med oversvømmelsesrisiko. Retningslinjerne kan angive hensyn og krav for håndtering af hverdagsregn, såvel som oversvømmelsesrisici, som skal medtages i forbindelse med al planlægning og etablering af både kommunale og private projekter. F.eks. kan retningslinjer formuleres således, at der i forbindelse med opførelse af nye boligområder, skal etableres regnvandsløsninger, så regnvand kan tilbageholdes indenfor området.

"I forbindelse med opførelse af nye boligområder, skal der etableres regnvandsløsninger, så regnvandet kan tilbageholdes inden for området" (Ringsted Kommune, 2025).

Retningslinjerne i kommuneplanen kan desuden beskrive udformning af bassiner samt retningslinjer for placering af bassiner. Forsyningsselskaberne har metodefrihed, hvorfor detaljegraden af beskrivelse og retningslinjer kan være varierende. I Silkeborg Kommunes Kommuneplan beskrives der specifikt omkring regnvandsbassiner, at de i nye byvækstområder skal placeres mest hensigtsmæssigt på lavtliggende arealer og udformes som naturlige søer, som tilfører det område de placeres i, en rekreativ værdi (Silkeborg Kommune, 2020).

I kommuneplanen er der desuden mulighed for at specificere krav til den dokumentation, der skal udarbejdes for håndtering af regnvand i nye områder. En lang række kommuner er i de senere revisioner af kommuneplanerne, begyndt at stille krav om udarbejdelse af vandhåndteringsplaner (regnvandshåndteringsplaner, vanddisponeringsplaner mv.) ved planlægning af nye områder.

"Ved planlægning af nye byudviklingsområder skal regnvand som udgangspunkt håndteres lokalt i området. Planlægningen skal ske på baggrund af en vandhåndteringsplan, der beskriver hvordan hverdagsregn og skybrud håndteres, og hvordan det sikres, at regnvandet ledes til arealer, hvor det gør mindst mulig skade" – Silkeborg Kommune, Kommuneplan 2020-2032 (Silkeborg Kommune, 2020).

"Ved byudvikling og udarbejdelse af lokalplaner, skal der som udgangspunkt udarbejdes en vandhåndteringsplan, men det skal vurderes i det enkelte tilfæld. En vandhåndteringsplan skal dokumentere, at byudviklingen tager højde for fremtidens klima, og hvordan vandet håndteres, så risikoen for oversvømmelser og skader forebygges i planlægningen. Vandhåndteringsplanen skal forholde sig til hele vandkredsløbet og de risici, der er aktuelle for det konkrete planlægningsområde" – Vejle Kommune, Kommuneplan 2025-2037 (Vejle Kommune, 2025).

"I forbindelse med udarbejdelse af nye lokalplaner, vil bygherre derfor altid blive bedt om at redegøre for, hvordan vand håndteres inden for planområdet via en såkaldt vandhåndteringsplan. Heri skal der tages højde for såvel overfladevand fra nedbør, terrænnært grundvand samt havvand ved kystnære placeringer. Vandforholdene på et sted kan have betydning for, hvor stor udnyttelsesgrad, der kan tillades i et område" – Svendborg Kommune, Kommuneplan 2025-2037 (Svendborg Kommune, 2025).

Indhold af vandhåndteringsplaner gennemgås i afsnit 2.1.3.

### **Spildevandsplan**

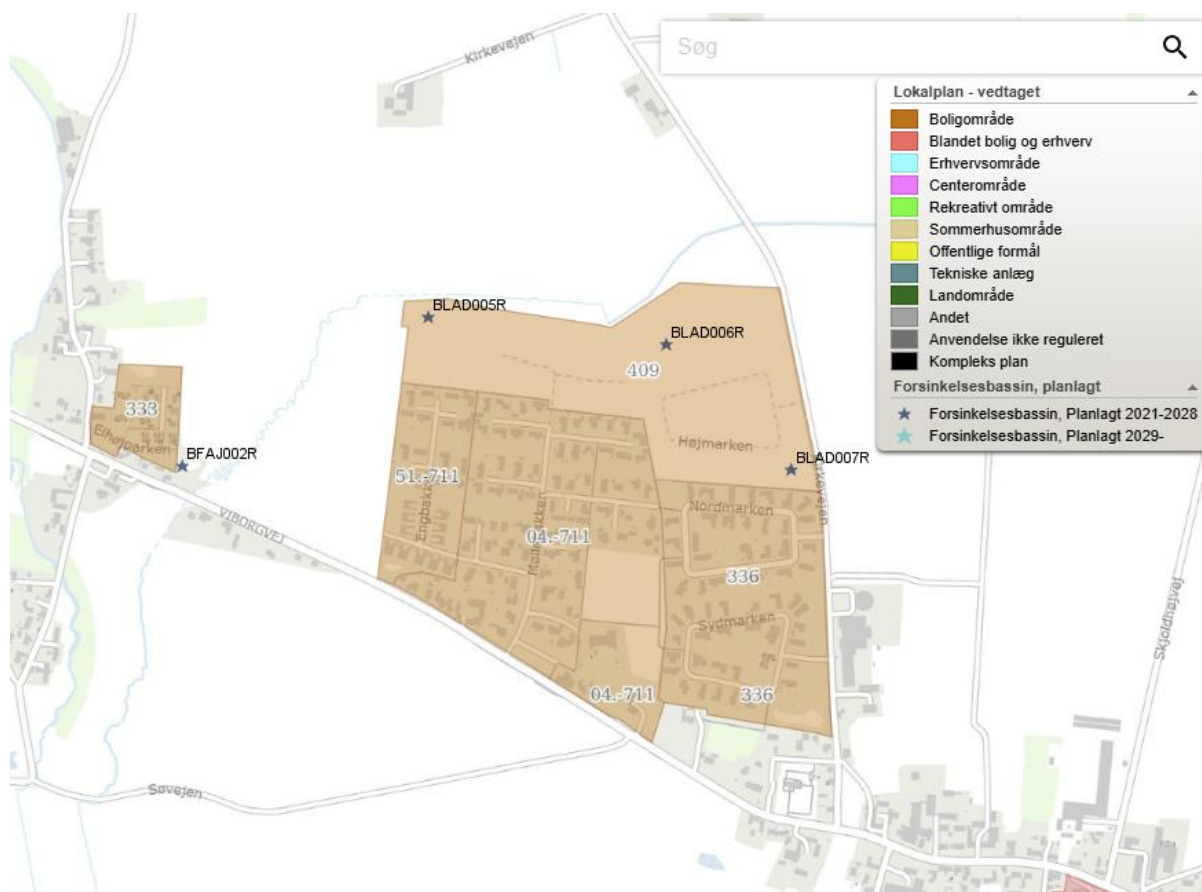
Alle kommuner er forpligtet til at udarbejde en spildevandsplan jf. Miljøbeskyttelsesloven (Miljø- og Ligestillingsministeriet, 2024). I spildevandsplanen fastlægges håndteringen af spildevand og regnvand i kommunen. Spildevandsplanen er bindende for forsyningsselskabet og danner grundlag for deres investeringsplanlægning. Spildevandsplanen skal respektere de retningslinjer der stilles i kommuneplanen.

I spildevandsplanen fastlægges kommunens, og dermed forsyningens, serviceniveau for håndtering af regn- og spildevand. Dette danner grundlaget for dimensioneringsforudsætninger for våde regnvandsbassiner. Flere kommuner beskriver direkte i spildevandsplanen, eller bilag hertil, hvordan regnvandsbassiner skal dimensioneres og designes, eksemplificeret ved Billund Kommune og Ringkøbing-Skjern Kommune (Billund Kommune, 2018; Ringkøbing Skjern Kommune, 2025). I spildevandsplanens dimensioneringspraksis for regnvandsbassiner kan de tekniske specifikationer, beregningsværktøjer og beregningsfaktorer, herunder klimafremskrivning, specificeres. Spildevandsplanen fastlægger desuden ofte afløbskoefficienter på et overordnet niveau for kloakoplande. Dog har forsyningerne metodefrihed, hvorfor detaljegraden af tekniske specifikationer i spildevandsplaner er varierende.

I planlægning og dimensionering af våde regnvandsbassiner anvendes afløbskoefficienten til at estimere, hvor stort et areal der reelt afleder til bassinet, beskrevet som det reducerede areal. Det reducerede areal er det areal, som er tilsluttet afløbssystemet, korrigeret for, hvor impermeable de overflader som regnen falder over er. Afløbskoefficienten er en enhedsløs værdi mellem 0-1. Afløbskoefficienten kan forveksles med befæstelsesgraden, men de to parametre repræsenterer ikke de samme forhold. Befæstelsesgraden angiver, hvor stor en andel af en matrikel eller et område der er befæstet med bygninger og anden befæstelse i form af fliser, asfalt, terrasser mv. Afløbskoefficienten kan godt være lavere end befæstelsesgraden, hvis ikke alt befæstet areal løber til systemet. Angivelse af maksimale afløbskoefficienter i spildevandsplanen er ikke et krav. Afløbskoefficienter kan angives for enkelte matrikler, for kloakoplande eller for typer af områder. Eksempler på afløbskoefficienter baseret på typen af område er 0,25 for parcelhusområder, 0,35 for tæt-lave bebyggelser og 0,60 for erhvervsområder (Køge Kommune, 2021).

Spildevandsplanens maksimale afløbskoefficienter udgør et administrationsgrundlag for udstedelse af tilslutningstilladelse for grundejerne, hvori kommunen kan angive afløbskoefficienter, som først da vil være bindende for grundejerne. Hvis de udstedte afløbskoefficienter overskrides, vil forudsætningen for dimensionering af afløbssystemet skride. Konsekvensen kan være for stor afledning af regnvand til et vådt regnvandsbassin, hvormed bassinet vil være underdimensioneret. Dette kan medføre for store udledninger til recipient og skader på denne. Desuden kan der være risiko for opstuvninger i afløbssystemet, således serviceniveauet ikke kan overholde. Hvis grundejer overskrider den tilladte afløbskoefficient, må myndigheden tage stilling til, hvordan sagen skal håndteres. Dette kan f.eks. ske ved at sikre, at grundejeren naturligvis overholder afløbskoefficienten, eller kompensere ved at etablere forsinkelse på egen grund eller nedsive på grunden, hvis sidstnævnte kan tillades. Alternativt kan spildevandsselskabet opdimensionere afløbssystemet, og meddele en udledningstilladelse med en større udledningsmængde (Novafos, 2024).

I bassinsammenhæng er spildevandsplanen et aftalegrundlag der udpeger, hvor der kan placeres tekniske anlæg, herunder regnvandsbassiner. Spildevandsplanen danner grundlag for, at arealer kan eksproprieres til regnvandshåndtering mv. Udpegningerne kan være mere eller mindre konkrete og enten vist som punkter eller udstrækninger i form af arealer. Flere kommuner har i kortmaterialet udarbejdet til spildevandsplanerne, udpeget placeringer af bassiner, som vist på figur 2.2, hvor potentielle regnvandsbassiner er markeret med punkter.



Figur 2.2: Eksempel på udpegning af planlagte forsinkelsesbassiner, fra Favrskov Kommunes Spildevandsplan 2021-2028 (Favrskov Kommune, 2021). De planlagte bassinplaceringer er vist med stjerne-markeringer. Som det ses, er der i det viste eksempel udpeget bassinplaceringer inden for et vedtaget lokalplansområde.

Ved udpegning af fremtidige regnvandsbassiner i spildevandsplanen, er det væsentlig at gøre sig overvejelser omkring placeringerne heraf. Regnvandsbassiner skal som udgangspunkt placeres i de topografiske laveste punkter i et projektområde, og arealer der skal kloakeres, bør kunne afledes dertil ved gravitation. I udpegningen bør der være øje for de lokale terrænforhold for at minimere terræntilpasning og jordmængder. Desuden skal der være fokus på risiko og dermed konsekvenser ved skybrud og overløb.

### Klimatilpasningsplan

Klimatilpasningsplaner har til formål at skabe overblik og systematisere klimatilpasningsindsatsen, ved at kortlægge og prioritere risikoområder. Tiltagene og prioriteringerne af risikoområder bør integreres i kommunens generelle planlægning for at opnå helhedsorienteret klimatilpasning.

Ved lokalplanlægning af nye eller eksisterende byområder er det vigtigt at tage højde for eventuel oversvømmelsesrisiko, samt for afstrømning på terræn af regnvand under skybrud. Dette kan have betydning for byggekoter, samt placering af bebyggelse både over og under terræn. Eller det kan betyde, at bebyggelse helt bør undlades i visse oversvømmelsestruede områder.

Kommunernes retningslinjer for klimatilpasning mod skybrud, og andre vandkilder, kan beskrives i klimatilpasningsplanen. Kommunerne kan udstikke retningslinjer for, at skybrud i risikoområder bør indtænkes ifm. håndtering af hverdagsregn, F.eks. i forbindelse med regnvandsbassiner. Risikoområderne fra klimatilpasningsplanen skal indarbejdes i de enkelte projekter på lokalplansniveau. Derved får potentielle udfordringer i områderne omkring det enkelte projekt et fokus, og derved kan flere problemstillinger løses i samme ombæring.

## **Lokalplan**

En lokalplan er den juridisk bindende plan, der fastlægger de konkrete rammer for et afgrænset område. Lokalplanen fastlægger bl.a. hvordan arealer må anvendes og bebygges, samt hvilke tekniske anlæg, veje, stier og grønne områder mv. der skal etableres. I relation til regnvandsbassiner, kan lokalplanen bl.a. fastlægge, at et område reserveres til regnvandsbassin, som teknisk anlæg eller til rekreativt formål med klimatilpasning. I lokalplanen defineres bassinets placering og udstrækning visuelt på kort, samt de detaljerede specifikationer som koter, skråningsanlæg og eventuel beplantning.

Det skal sikres, at lokalplanen forankres i de højereliggende planer i kommunens planhierarki, dvs. kommunenplan, spildevandsplan, klimatilpasningsplan mv.

I lokalplanen har kommunen således stort råderum, ift. at fastsætte de konkrete retningslinjer, for grundlag, placering og udførelse af bassiner inden for lokalplansområdet. Som en del af grundlaget, giver lokalplanen mulighed for at fastlægge befæstelsesgrader inden for området, hvilket er fordelagtigt særligt, hvis lokalplanen realiseres indenfor en kort tidshorisont. Da lokalplanen er juridisk bindende, kan fastlæggelsen af befæstelsesgrader dog være uhensigtsmæssig, såfremt lokalplanen vedtages med en lang tidshorisont. Vi er bevidst om, at vilkår, klimascenarier, bygningsreglement, branchestandarder mv. kan ændre sig over tid. Derfor kan der opstå en situation, hvor der ikke kan opnås tilstrækkeligt areal til vandhåndtering, hvis befæstelsesgraden skal realiseres.

Arealreservationerne til udlæg af regnvandsbassiner, indtegnes som oftest i lokalplanernes kort-grundlag, dvs. på situationsplaner, arealanvendelseskort mv. Ved arealreservationerne og udlæggene skal det sikres, at disse foretages på et så konkret grundlag som muligt. Et værktøj hertil er en vandhåndteringsplan, der beskrives i afsnit 2.1.3.

Lokalplaner er historisk vedtaget uden særlig hensyntagen til, hvorvidt det er muligt at opnå en udledningstilladelse for det regnvand, som skal håndteres fra lokalplansområdet. Et øget fokus på recipienternes tilstand betyder, at muligheden for opnåelse af udledningstilladelse bør undersøges i forbindelse med lokalplansarbejdet. En udledningstilladelse skal være udstedt, før et bassinprojekt kan gennemføres. Gennem det seneste årti, har der været stor opmærksomhed omkring udfordringer med at opnå udledningstilladelser, hvor de konkrete udfordringer har haft skiftende fokus. I perioden fra 2010 til starten af 2020'erne, har fokus i høj grad været på hydraulisk kapacitet og belastning på recipienten fra udledningen af regnvand fra våde regnvandsbassiner. Bygherrer har i højere grad mødt strengere krav til afløbstal, hvilket medfører større regnvandsbassiner. Lavere afløbstal medfører større regnvandsbassiner og dermed større arealudlæg. Gennem de seneste år, er der yderligere kommet et stort fokus på miljøfarlige forurenende stoffer i regnvandet, og hvordan dette tilbageholdes i våde regnvandsbassiner. Afgørelser i Miljø- og Fødevarerklagenævnet har medført, at våde regnvandsbassiner der har status som BAT (Bedst Tilgængelige Teknik), i flere tilfælde ikke er tilstrækkeligt. Eksempler herpå er klagenævnets afgørelser fra februar 2023 og januar 2025 (Miljø- og Fødevarerklagenævnet 2023, Miljø- og Fødevarerklagenævnet 2025).

Med lokalplanen har kommunen mulighed for at begrænse/forbyde anvendelse af specifikke byggematerialer, aktiviteter mv., der kan bidrage med miljøfarlige forurenende stoffer til regnvandet, og i sidste ende til vandmiljøet. Forbud mod at anvende zink, bly og kobber i tagmaterialer, nedløbsrør og tagrender er eksempler på dette. Med udgangspunkt i grundige forundersøgelser af tilstanden i recipienter, kan der træffes velovervejede beslutninger om at forbyde anvendelse af materialer, der bidrager med problematiske stoffer. Reguleringen af materialeanvendelse vil dermed være saglig og foretaget af planlægningsmæssige hensyn, jf. planlovens §15, stk. nr. 7 (By-, Land-, og Kirkeministeriet, 2024). Det kan dog være svært at håndhæve forbud mod brug af algebekæmpelse og sprøjtemidler med pesticider på tag og andre overflader i private haver.

## **Vandhåndteringsplan**

En vandhåndteringsplan er ikke et retligt bindende dokument og er heller ikke et krav jf. planloven. Vandhåndteringsplaner er et stærkt værktøj, både for kommunen og bygherre, der detaljeret beskriver de fremtidige forhold for håndtering af regnvand, både i hverdags- og skybrudssituationer, såvel som håndtering af andre vandkilder i et område. Som angivet i afsnit 2.1.3, er der i kommuneplanen mulighed for at stille krav om udarbejdelse af vandhåndteringsplaner for nye lokalplansområder. Vandhåndteringsplanen vil være et væsentligt input til en lokalplan, hvor nødvendige arealer til vandhåndtering afsætte. Dermed sikres det, at

der tidligt i processen for et bassinprojekt, reserveres det nødvendige areal til forsinkelse og rensning af regnvandet.

En vandhåndteringsplan skal beskrive, hvordan regnvand, spildevand, vandløb og søer, hav og grundvand håndteres i dag, og hvordan det planlægges at blive håndteret i fremtiden ifm. gennemførelse af et projekt, f.eks. en ny lokalplan. Som en del af vandhåndteringsplanen beskrives ansvaret for vandhåndteringen i planlægning-, anlæg- og driftsfasen - både på fællesarealer og matrikelniveau. På den måde indtænkes vandhåndtering tidligt i projektet. En vandhåndteringsplan skal løbende revurderes, hvis der sker væsentlige ændringer i forudsætninger, hvor ændringer i bebyggelsesplanen kan påvirke arealdisponeringen, befæstelsesgrader, strømningsveje mv. I forbindelse med detailprojekteringen skal vandhåndteringsplanen inddrages og eventuelt opdateres. Gennem en kontinuerlig opmærksomhed på forudsætninger i vandhåndteringsplanen minimeres risikoen for at det afsat areal til vandhåndtering ikke er tilstrækkeligt. Gennemførelse af et projekt må ikke forøge risikoen for oversvømmelse inden for og uden for projektområdet, med hjemmel i vandløbslovens §6 (Miljø- og Ligestillingsministeriet, 2019). Derudover skal der i en vandhåndteringsplan afsættes tilstrækkeligt areal til håndtering af hverdagsregn inden for projektområdet, hvilket drejer sig om eks. afsætning af arealer til regnvandsbassiner samt at arealerne ligger hensigtsmæssigt.

Omfanget og detaljeringsgraden af vandhåndteringsplaner vil variere, afhængig af projektets kompleksitet og omfang. Flere kommuner har udarbejdet vejledninger og skabeloner til vandhåndteringsplaner, i forlængelse af, at udarbejdelse af vandhåndteringsplaner stilles som krav i kommuneplanerne. Vejledningen kan sikre, at vandhåndteringsplanen udarbejdes i en kvalitet, der er tilstrækkelig og fagligt forsvarlig. Det er dog altid bygherrens ansvar at garantere planens endelige kvalitet.



Figur 2.3: Udklip af forsider til skabeloner og vejledninger til udarbejdelse af vandhåndteringsplaner (nævnt vandhåndteringsnotat, regnvandshåndteringsplan) fra Vejle (tv.), Aarhus (m.) og Hedensted (th.) kommuner (Vejle Kommune, 2024; Aarhus Kommune, 2025; Hedensted Kommune, 2025).

En vandhåndteringsplan skal udarbejdes efter principper, der har ophæng i de overordnede planer som kommuneplan og spildevandsplan. Herudover skal vandhåndteringsplanen udarbejdes ud fra det grundlag, som foreligger i lokalplanen såsom situationsplaner, befæstelsesplaner mv. Vandhåndteringsplaner udarbejdes som baggrundsmateriale til lokalplaner og illustrerer og beskriver, hvor regnvandsbassiner placeres mest optimalt. Der er således et loop mellem vandhåndteringsplaner og lokalplanen, for at få de gensidige afhængigheder indarbejdet. F.eks. skal størrelsen på et regnvandsbassin i en vandhåndteringsplan, fastlægges med det grundlag der vedtages i lokalplanen, dvs. bebyggelsesplan, situationsplan og befæstelsesgrader/plan. Vandhåndteringsplanen skal også håndtere de rammer, der sættes af recipient, både hvad angår hydraulik og kemi. Det nødvendige bassinareal der skitseres i vandhåndteringsplanen, skal herefter håndhæves i lokalplanen, ligesom væsentlige bindinger og forudsætninger fra vandhåndteringsplanen bør gengives direkte i lokalplanen. Hvis forsyningselskabet skal overtage anlægget efter etablering, bør de inddrages tidligt i processen af bygherre.

Vandhånderingsplaner bør som minimum omfatte (uddrag fra vejledninger fra Aarhus og Hedensted Kommuner (Aarhus Kommune, 2025; Hedensted Kommune, 2025):

- Beskrivelse af lokalplanområdet, herunder jordbundsforhold, grundvand, recipientforhold, dræn, eksisterende afløbsforhold, beskyttet natur og fredninger mv.
- Beskrivelse af fremtidig håndtering af spildevand.
- En topografisk/hydraulisk analyse, der viser det eksisterende terræn, strømningsveje (inkl. strømningsretning) og oversvømmede arealer inden for lokalplanområdet før bebyggelse. Det skal tydeligt fremgå hvilke arealer der afleder til strømningsvejene.
- Placering og arealreservation til fremtidige regnvandsbassiner herunder kortmateriale for fremtidig håndtering af hverdagsregn, på baggrund af situations- og befæstelsesplaner i lokalplanen.
- Beskrivelse af dimensioneringskriterier. Dimensioneringskriterier skal være i overensstemmelse med spildevandsplan eller alternativ aftales med pågældende myndighed og forsyningsselskab. Der skal desuden tages udgangspunkt i den mulige recipients hydrauliske og kemiske tilstand, herunder afløbstal og behov for rensning af regnvandet.
- Beskrivelse af byggefelter og befæstelsesgrader samt et kort der udpeger befæstede arealer der benyttes i bassindimensioneringen. Kortet bør også vise hvilke arealer der ledes til de enkelte regnvandsbassiner, såfremt der etableres flere end ét.
- Punkter for udledning til recipient, tilslutning til kloak eller nedsivning af regnvand.
- En plan for fremtidig håndtering af ekstremregn, foretaget ud fra det fremtidige terræn, sammenholdt med den fremtidige situationsplan.
- Der skal redegøres for, at der er plads til fremtidige strømningsveje på terræn ved ekstremregn. Hvis ekstremregn skal håndteres i render/trug, skal beregninger og kortmateriale redegøre for, at dybde og arealudlæg er i overensstemmelse med situationsplanen. Hvis ekstremregn skal håndteres via vejudlæg, skal beregninger og kortmateriale redegøre for, at hældning på vej, vejudlæg, kantstenshøjde mm. er tilstrækkeligt.
- Byudvikling må ikke stille op- eller nedstrøms naboer dårligere, end inden gennemførelse af projektet. Strømningsveje ind- og ud af udviklingsområdet må ikke afbrydes, mens volumener der opstøver under ekstremregn, også skal være tilgængeligt efter udvikling af området.
- (Ved flere ejere skal det angives, hvilke forpligtelser der påhviler hver enkelt bygherre/grundejer ved byggemodning inden for lokalplanen, både ved etablering og fremtidig drift.)

## 2.2.2. Myndighedsforhold

I forbindelse med planlægning og etablering (eller ændring) af våde regnvandsbassiner, er der en række myndighedsforhold som projektet skal forholde sig til og som skal overholdes. Myndighedsforholdene dækker tilladelser, godkendelser og tillæg som skal ansøges om og udstedes før etablering.

### **Spildevandsplan**

Matrikler, der berøres af et kloakprojekt eller hvorpå der påtænkes at skulle etableres et regnvandsbassin, bør være beskrevet i spildevandsplanen, eller i et tillæg til spildevandsplanen. Ved kloakprojekter i eksisterende by, hvor der kan være behov for at ekspropriere eller erhverve arealer på ekspropriationslignende vilkår, skal matriklerne fremgå af spildevandsplanen eller i et vedtaget tillæg hertil. Ved nye byudviklingsprojekter bør regnvandsbassiner placeres inden for lokalplanområdet. Spildevandsplanen beskriver kommunens og forsyningens plan for spildevandshåndtering og udledninger af regnvand. Spildevandsplanen beskriver derfor nødvendigvis ikke alle udledninger, f.eks. private og kommunale udledninger.

### **Udledningstilladelse**

Før opstart på anlægsarbejdet for et vådt regnvandsbassin, eller enhver anden udledning af regnvand, skal der foreligge en godkendt udledningstilladelse. Det endelige bassinprojekt skal opfylde krav og vilkår der stilles i tilladelsen. Der skal så tidligt som muligt i planlægningsfasen opstartes en dialog med kommunen, der er miljømyndighed og udsteder udledningstilladelsen. Væsentlige punkter, der skal afklares tidligt, og som får stor betydning for størrelse og omfang af et vådt regnvandsbassin, er afløbstal samt krav til vandkvaliteten i det udledte regnvand. Netop disse to parametre vil variere afhængig af recipienten. Andre forhold som gentagelsesperiode/serviceniveau, sikkerheds- og klimafaktor, oplyses typisk i kommunernes og forsyningsselskabernes design- og dimensioneringspraksis. Disse bør også verificeres ved myndigheden, eftersom der kan stilles lempede eller skærpede krav.

På hvilket stadi i projekter, som udledningstilladelsen skal søges på, afhænger af projektets kompleksitet og omfang. I nogle tilfælde er det den fordel at ansøge om udledningstilladelsen inden detailprojekteringen af bassinet går i gang, da tilladelsen vil oplyse de funktionskrav, der stilles til bassinet. I andre projekter er der behov for at gå mere i detaljen, inden der ansøges om udledningstilladelse. Nogle myndigheder ser desuden også helst, at tilladelsen udstedes på baggrund af et detailprojekt. Generelt opfordres der til tidlig og løbende dialog med myndigheder for hvert enkelt bassinprojekt.

De indledende forundersøgelser, f.eks. i forbindelse med vandhåndteringsplan, bør indgå i grundlaget for ansøgningen om udledningstilladelsen. Ansøgningen om udledningstilladelsen, samt den efterfølgende tilladelse, skal redegøre for, at udledningen ikke forringer tilstanden eller forhindre målopfyldelse i recipienten, hvorfor grundlaget skal være så fyldestgørende som muligt. I udledningstilladelsen kan der også stilles krav om at udarbejde driftsjournal og vedligeholdelsesplan for regnvandsbassinet. Ved udarbejdelse af vedligeholdelsesplan, skal denne godkendes af miljømyndigheden. Ved indarbejdelse af vilkår for fremtidig oprensning og drift af bassinet og vedligehold af de bassinnære arealer i udledningstilladelsen, kan fremtidige konflikter undgås, når bassinet opnår status af §3-område. Generelt opfordres der til tidlig og løbende dialog med myndigheder for hvert enkelt bassinprojekt. Her gøres opmærksom på, at afklaring af udstedelse af udledningstilladelser for nogle bassinprojekter kan være tidskrævende.

### **VVM-screening**

Ved etablering af våde regnvandsbassiner skal der udføres en VVM-screening. Såfremt projektet påvirker miljøet væsentligt, er det VVM-pligtigt. Det er bygherres ansvar, at der udføres og fremsendes VVM-screening til den pågældende kommune.

### **Landzonetilladelse**

Placeres et vådt regnvandsbassin i en landzone, skal der efter planlovens §35 søges landzonetilladelse. Landzonetilladelsen skal søges, hvor der sker ændring af arealanvendelser i landzone.

### **Jordflytningstilladelse**

Som udgangspunkt bør det tilstræbes, at overskudsjord fra anlægsarbejdet ved etablering af et vådt regnvandsbassin, kan indarbejdes i f.eks. brinker, volde og terræntilpasning omkring bassinet. Såfremt bassinet anlægges på jord, der ikke er intakt (ren jord), skal der indhentes jordflytnings-tilladelse ved myndigheden. Etableres bassinet på et kortlagt areal (Jordforurening V1 eller V2), skal der udtages jordprøver til analyse, samt udarbejdes jordhåndteringsplan efter aftale med myndigheden.

### **Andre tilladelser**

Bassinprojekter kan være mere eller mindre komplekse i omfang, hvorfor det kan være yderligere forhold og tilladelser der skal undersøges og indhentes, inden realisering af projektet. Dette kan være:

- Tilladelser/dispensationer i forhold til naturbeskyttelsesloven: Det skal i høj grad bestræbes, at bassiner ikke placeres i naturbeskyttede områder (§3-beskyttet). Er der alligevel forhold der betyder, at beskyttede naturtyper påvirkes (eks. i anlægsfasen), skal der indhentes dispensation fra myndigheden
- Tilladelse til omlægning af eksisterende dræn: Placeres et regnvandsbassin i et område med drænelledninger, kan der være behov for at omlægge disse for at bevare funktionen. Hertil skal der indhentes tilladelse ved myndighed jf. vandløbsloven
- Midlertidig indvindings- og udledningstilladelse: Er der i anlægsfasen behov for grundvandssænkning, kan det være nødvendigt med en midlertidig indvindings- og udledningstilladelse
- Lodsejeraftaler: I projekter hvor der skal erhverves areal (f.eks. ved omdannelse af eksisterende by eller kloaksanering), skal der foreligge lodsejeraftaler både ift. køb og erstatning ifm. selve arealudlægget af bassinet, men også i forbindelse med udlagte serviceveje og lignende. Desuden skal der laves aftaler med relevante lodsejere, når der foreligger en medbenyttelsesret til eks. rørlagte vandløb og drænelledninger, ved udledning fra regnvandsbassiner
- Orientering af museum og udtalelse herfra samt evt. undersøgelse for fortidsminder
- Tilladelse til terrænregulering ud over den halve meter, der typisk står i lokalplanerne
- Jordflytningstilladelse: Anlægges bassinet i et område, hvor jorden ikke er ren, skal der indhentes jordflytningstilladelse efter jordflytningsbekendtgørelsen hos myndigheden

- Tilladelse til dispensation fra fredning: Skal bassinet anlægges i et fredet område, skal der ansøges om dispensation fra fredning. Ansøgningen behandles af Fredningsnævnet, der udsteder dispensation, såfremt projektet ikke er i strid med fredningens formål

## 2.3. Ejerskab og rollefordeling

Gennemførelsen af et bassinprojekt, kræver involvering af mange parter og interessenter, herunder myndighed, private udviklere og forsyningsselskab. Herudover kan der være eksterne interessenter (borgere mv.), der kan have ønsker og input til det konkrete projekt.

I det foregående afsnit, er vandhåndteringsplanen, og værdien heraf ved nye udviklingsprojekter og lokalplaner, beskrevet. Det vil være udvikleren, uanset om det er kommunal eller privat, som skal udarbejde og finansiere vandhåndteringsplanen. Dette er med ophæng i Planlovens §13, der giver kommunalbestyrelsen hjemmel til at forlange, at udvikler udarbejder en vandhåndteringsplan som teknisk bistand til lokalplanlægningen. Vandhåndteringsplanen godkendes af myndigheden.

Forsyningsselskabets rolle i forbindelse med vandhåndteringsplaner og nye udviklingsområder, afhænger af områdets fremtidige kloakeringstype, som angives i spildevandsplanen. Hvis området er udlagt til separatkloak, er det forsyningsselskabet der varetager håndteringen af regnvand op til den dimensionsgivende regn. Det kan være i forsyningsselskabets interesse selv at etablere eller overtage systemet, hvis dette er dimensioneret efter forsyningsselskabets dimensioneringskriterier. Dette skal afklares tidligt i processen, hvorfor det er vigtigt at forsyningsselskabet inddrages tidligt. Hvis området er udlagt som spildevandskloakeret området, skal udvikler selv håndtere regnvandet.

Ansvar for ansøgning om myndighedsgodkendelser, afhænger ligeledes af kloaktypen i området. I eksisterende områder, f.eks. fælleskloakerede områder der skal separeres, er det altid forsyningsselskabets ansvar at indhente de relevante myndighedsgodkendelser.

Ved udarbejdelse af vandhåndteringsplaner, indgår våde regnvandsbassiner primært som forsinkelse af den dimensionsgivende regn, om end det ofte også indgår i udlægning af arealer til håndtering af ekstremregn. En stor del af systemet til håndtering af den dimensionsgivende regn og ekstremregn, udgør således ét samlet system. Derfor bør der udarbejdes en drift- og vedligeholdelsesmanual for det samlede system, hvor ansvarsfordeling mellem den fremtidige grundejerforening og evt. forsyningsselskabet beskrives.

## 2.4. Planlægnings- og dimensioneringsværktøjer

I planlægningsfasen for våde regnvandsbassiner er det en nødvendighed, at der tillægges et vist detaljeringniveau til den fysiske planlægning, for at den videre proces får så gode vilkår og rammer som muligt. I planlægningsfasen anvendes der derfor en række forskellige værktøjer, der sikrer at mange af de beskrevne forhold såsom placering, hensyn til natur mv. tages i betragtning. Ligeledes er det i planlægningsfasen, at størrelserne på regnvandsbassinerne estimeres indledningsvist, hvorfor der her er behov for at introducere dimensioneringsværktøjer til processen.

### 2.4.1. Dimensioneringsværktøjer

I kommunernes og forsyningernes design- og dimensioneringspraksis for våde regnvandsbassiner, angives der ofte, efter hvilke værktøjer våde regnvandsbassiner bør dimensioneres. Vejledningerne er dog ikke entydige, eftersom kompleksitet af projekt kan have betydning for valg af dimensioneringsværktøj. I nærværende afsnit gennemgås værktøjer til dimensionering af hhv. permanent vådvolumen og stuvningsvolumen. I rapportens kapitel 0 findes en mere detaljeret gennemgang af beregningsmetoder for dimensionering af vådvolumen, samt opsamling på nyere viden og undersøgelsen.

#### **Dimensionering af vådvolumen**

Typisk dimensioneres det permanente vådvolumen i våde regnvandsbassiner på baggrund af nøgletal på 200-300 m<sup>3</sup>/red. ha, med henvisning til Faktablad om dimensionering af våde regnvandsbassiner, fra Aalborg Universitet 2012 (Vollertsen et al, 2012a). Denne metode er dog kun én af fire metoder som beskrives i Baggrundsrapport for våde regnvandsbassiner (Vollertsen et al, 2012b). Nedenfor gengives de fire metoder kort. For uddybning henvises der til nærværende rapportens kapitel 5 eller baggrundsrapporten fra 2012.

1. Design af vådvolumen baseret på specifik bassinvolumen per reduceret oplandsareal (200-300 m<sup>3</sup>/red. ha)
2. Design af vådvolumen baseret på viden om stoffjernelse versus en dimensionsløs variabel, der beskriver bassinvolumenet relativt til det afstrømmede volumen fra en typisk "middel regnhændelse"
3. Design af vådvolumen baseret på minimum varighed af tørvejrperioder mellem to på hinanden følgende hændelser, men en hertil hørende gentagelsesperiode for overskridelse af dette kriterium
4. Design af vådvolumen baseret på en numerisk nedbør/afstrømningsmodel for oplandet, samt en numerisk model af stoffjernelse i regnvandsbassinet

### **Dimensionering af stuvningsvolumen**

Dimensionering af stuvningsvolumen afhænger af de beregningsmæssige faktorer, der fastsættes tidligt i bassinprojektet, herunder afløbskoefficienter, afløbstal, sikkerhedsfaktorer mv. Stuvningsvolumenet kan dimensioneres med forskellige værktøjer, i voksende kompleksitet. I nærværende afsnit beskrives typiske dimensioneringsværktøjer.

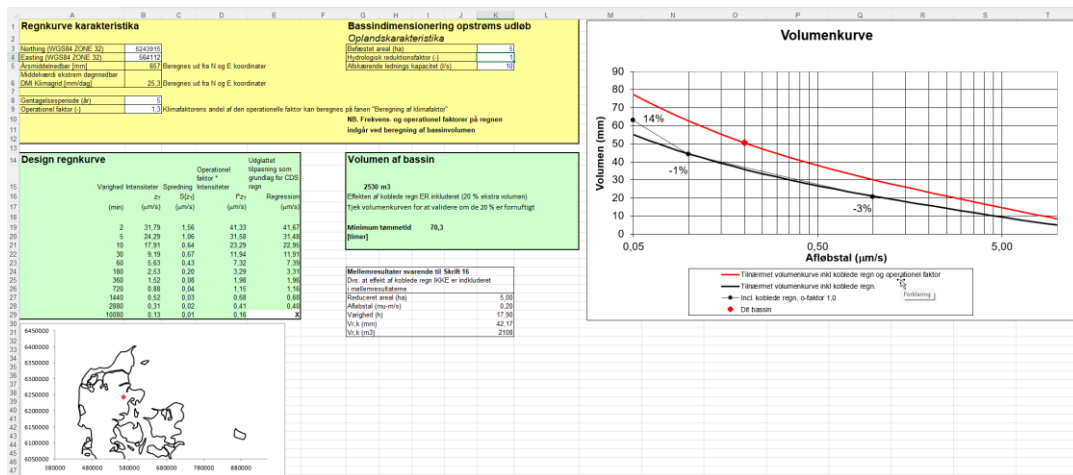
#### **SVKs Regional Regnrækkeværktøj – skrift 32**

SVKs Regional Regnrækkeværktøj (SVK-regnark) nævnes i design- og dimensioneringspraksis som et primært dimensioneringsværktøj. I SVK-regnearket er det med få informationer, muligt at få estimeret et bassinvolumen. Med inputs om projektets placering, gentagelsesperiode, sikkerheds- og klimafaktor, samt viden om oplandet som befæstet areal, hydrologisk reduktionsfaktor og afløbstal, beregnes et nødvendigt stuvningsvolumen. Bassindimensionering foretages på baggrund af de regionale regnrækker, og benyttes til dimensionering af bassiner under simple afløbsforhold. Simple afløbsforhold kan eks. være mindre byggeomodninger, hvor afløbssystemet etableres uden styringselementer som pumper og spjæld. Værktøjet kan ligeledes bruges til at få et første bud på magasineringsvolumenet i mere komplekse projekter.

Værktøjet er intuitivt, og giver brugeren et resultat med det samme. Udfordringerne ved anvendelse af værktøjet er, at der ikke regnes på koblede regnhændelser. For at tage højde for koblede hændelser, tillægges der i beregningen et ekstra volumen på 20 %. Derudover er beregningen følsom overfor afløbstal mindre end 2 l/s/ha, hvor regionalmodellen ikke er gyldig. I bassinprojekter er afløbstallene ofte mindre end 2 l/s/ha.

I forbindelse med udgivelse af SVK-regnearket, er der udarbejdet et notat, der ser på bassindimensioneringen med fokus på begrænsningerne i anvendelsen af værktøjet. Det følgende er uddrag fra notatets opsummering. Overordnet tyder analysen foretaget i forbindelse med notatet, at SVK-regnearket er robust for høje afløbstal (højere end 2 l/s/ha). For meget små afløbstal til SVK-regnearket systematisk undervurdere det nødvendige bassinvolumen, fordi betydningen af koblede hændelser undervurderes, eftersom bassinet i praksis ikke vil kunne nå at tømmes mellem regnhændelser. Det er derfor vigtigt at have fokus på koblede hændelser og hændelsesdefinitionen, når der dimensioneres bassiner med lave afløbstal. Værktøjets beregnede volumen bør i sådanne tilfælde suppleres med en manuel vurdering. SVK-regnrække værktøj er begrænset til kun at vise afløbstal højere end 0,5 l/s/ha (0,05 µm/s), som det ses på Figur 2.4 (Gregersen et al 2023).

Der henvises til SVKs Skrift 32 samt brugervejledningen for værktøjet for uddybning (Arnbjerg-Nielsen et al, 2023; Sørup et al, 2023).



Figur 2.4: Udklip fra SVKs regional regnrækkeværktøj v2023, til dimensionering af stuvningsvolumen i regnvandsbassiner. (Arnbjerg-Nielsen et al. 2023)

### Dynamiske modeller under simple afløbsforhold

Hvor SVK-regnearket vurderes at være uden for gyldighedsområdet til bassindimensionering ved dimensionering af bassiner under simple afløbsforhold, kan der alternativt anvendes dynamiske modeller. Relativt simple dynamiske modelværktøjer kan f.eks. være WDP (Wet Detention Pond), udarbejdet i forbindelse med Baggrundsrapport for våde regnvandsbassiner (Vollertsen et al, 2012a), eller SUMBA (Sum Af Vand i Bassiner), udviklet af WSP (A. Thomsen, 2024). Med modellerne kan bassindimensioneringen foretages på baggrund af historiske regneserier, hvormed koblede regnhændelser tages i betragtning. I modellerne kan der arbejdes med koblede bassiner og simple styringsmekanismer i bassinerne. Sammenligninger af resultater for forsinkelsesvolumener mellem SUMBA-modelværktøjet og SVK-regnearket viser, at de beregnede volumener er relativt ens for afløbstal ned til 2 l/s/ha. Ved afløbstal mindre end dette, stiger forskellene mellem beregningerne, hvor SVK-regnearket underestimerer forsinkelsesvolumenet.

I de nævnte værktøjer er der desuden mulighed for at regne på stoffjernelse i bassinerne. Som input til modellerne er det nødvendigt at angive en bassingeometri. Hertil kan SVK-regnearket anvendes som et første skøn på en nødvendig dimension.

### Dynamisk model under komplekse afløbsforhold

Ved dimensionering af våde regnvandsbassiner under komplekse forhold, kan det være nødvendigt at opsætte en dynamisk model med langtidssimulering (LTS) af en historisk regneserie. Komplekse afløbsforhold kan f.eks. være afløbssystemer med seriekoblede bassiner og styringer af afløbssystemet som eks. pumper og spjæld. Dette kan gøres i modelværktøjer som MIKE+/MIKE URBAN. Med komplekse dynamiske modeller kan der regnes med komplekse styringer, dynamik med afløbssystemet mv. Model-kompleksiteten kan være omfangsrig, hvorfor det kan tage lang tid både at opsætte en dynamisk model, ligesom gennemregning af lange tidsserier er tidskrævende.

## 2.4.2. Planlægningsværktøjer

Planlægningsværktøjer i den indledende planlægningsfase for et bassinprojekt, beskriver værktøjer der anvendes i forundersøgelsen af de fysiske forhold på og omkring projektlokaliteten. Forhold der undersøges og skal tages hensyn til, dækker bl.a. over:

- 53-beskyttede naturtyper, herunder søer, vandløb, enge, heder, overdrev, moser og strandenge
- Natura2000 beskyttede naturtyper
- Drikkevandsinteresser, herunder indvindingsoplande, grundvandsdannende oplande, 300 m beskyttelseszoner omkring vandværksboringer, Boringsnære beskyttelsesområder (BNBO) og nitratfølsomme indvindingsområder
- Jordforurening og tidligere arealanvendelse
- Fredede arealer, fortidsminder og beskyttelseslinjer
- Geologi og hydrologi, herunder jordbundsforhold, grundvandsstand mv
- Terrænforhold, herunder lavninger og strømningsveje på terræn

- Oversvømmelsestruede områder og kritiske koter
- Recipienter – herunder placering af recipient samt tilstanden heri

Til undersøgelse af ovenstående nedslagspunkter, kan der anvendes frit tilgængeligt kortmateriale via en række udbydere. Via Arealinformation, Danmarks Miljøportal (Arealinformation, Danmarks Miljøportal, 2025), tilbydes frit tilgængelige data for en lang række af de nævnte punkter. På miljøportalen kan der ligeledes fremsøges baggrundsdata til recipientvurderinger, herunder vandkemi for miljøfremmede stoffer. Målsætninger og tilstandsvurderinger for recipienter kan tilgås i MiljøGIS for vandområdeplanerne (Styrelsen for Grøn Arealomlægning og Vandmiljø, 2024).

I kommuneplaner for den enkelte kommune, er der udarbejdet kortmateriale som viser oversvømmelsestruede områder, typisk op til en 100-års gentagelsesperiode. Oversvømmelseskortene tydeliggør områder, som enten skal friholdes for bebyggelse og udlægges til andet formål eller beskyttes med afværgeløsninger.

Såfremt der er behov for tilpassede oversvømmelseskortlægninger, kan et værktøj som Scalgo Live anvendes. Heri kan strømningsveje, oversvømmede lavninger samt terrænforhold analyseres. Scalgo Live kan ligeledes anvendes i planlægningsfasen til at vurdere det nødvendige arealudlæg og indpasning i terrænet, på baggrund af en indledende dimensionering af bassinvolumenet.

## 2.5. Procesbeskrivelse for planlægning af våde regnvandsbassiner

Nærværende afsnit søger at beskrive en proces for planlægning af våde regnvandsbassiner. Processen består af en rækkefølgeplan der beskriver væsentlige opmærksomhedspunkter for planlægningsprocessen.

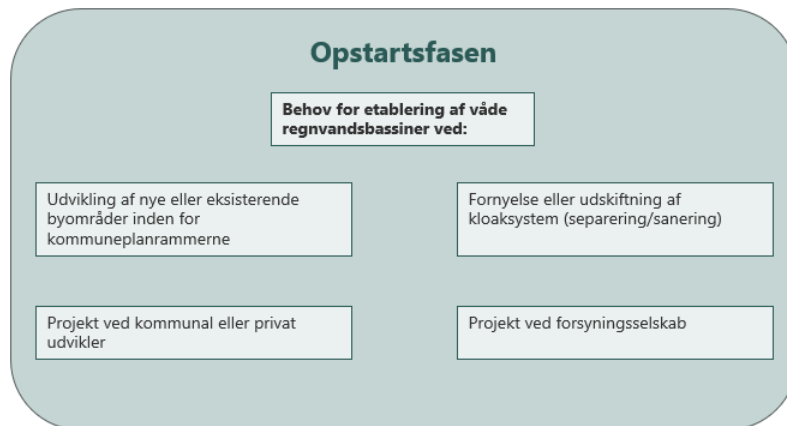
Regnvandsbassiner planlægges i udgangspunktet ud fra et forsyningsbehov, dvs. tekniske anlæg der skal opretholde et serviceniveau ift. håndtering af regn, samt bidrage til at målsætninger for vandområders tilstand kan opfyldes. Regnvandsbassiner kan dog blive meget mere end funktionelle tekniske anlæg, da man med den rette planlægning og involvering, kan opnå en stor synergi og merværdi for det lokale område.

Baggrunden for etablering af et regnvandsbassin, har betydning for planlægningsprocessen. Regnvandsbassiner kan etableres i forbindelse med udvikling af nye områder, hvor projektet kan modnes helt fra lokalplansarbejdet og frem til udførelse. I flere tilfælde anvendes våde regnvandsbassiner også i forbindelse med f.eks. kloakseparering og omdannelse af eksisterende by. Disse typer af projekter vil i nogen grad afvige fra "bar-marks" projekter, eftersom der kan være eksisterende bindinger som skal overholdes.

### 2.5.1. Opstartsfasen

Ved gennemførelse af ethvert byudviklings- eller kloakfornyelsesprojekt, vil der i større eller mindre omfang, være behov for håndtering af regnvand. Behovet for, at regnvand forsinkes og renses, inden, det ledes til recipient, eller videre i afløbssystemet, afhænger i høj grad af projektets omfang, lokalitet mv.

Ved udvikling af nye byområder fastlægges det indledningsvist, hvorvidt projektet foregår på kommunale hænder, eller udviklingen foretages af privat bygherre (privat udvikler). Ved kloakseparering/kloaksanering er det forsyningsselskabet der er bygherre på projektet. I forbindelse med kommunal/privat udvikling af nye områder, kan forsyningsselskabet efter udvikling/byggeomdning efter aftale eller krav overtage anlægget.



Figur 2.5: Opstartsfasen.

## 2.5.2. Grundlagsfasen

Grundlagsfasen beskriver det indledende forarbejde i et bassinprojekt, hvor det eksisterende plangrundlag screenes for emner, rammer og bindinger, der måtte have indflydelse på bassinprojektet. Formålet er at sikre, at projektet er i overensstemmelse med de gældende planer og strategier. Figur 2.6 og teksten nedenfor beskriver planer og emner der bør undersøges:

**Kommuneplan:** Kommuneplanen er rettet mod den fysiske planlægning, og udstikker de overordnede rammer for udvikling af områder inden for kommune. Kommuneplaner opstiller ofte retningslinjer for regnvands-håndteringen for nye byområder, med krav om at der ved planlægning af nye byområder skal håndteres regnvand lokalt inden for områderne.

**Spildevandsplan:** Spildevandsplanen er rammesættende for dimensioneringsgrundlaget for et vådt regnvandsbassin. I spildevandsplanen defineres serviceniveau for regnvand som forsyningen skal kunne overholde.

**Klimatilpasningsplan:** Kommunernes retningslinjer for klimatilpasning mod skybrud, og andre vandkilder, kan beskrives i klimatilpasningsplanen. Kommunerne kan udstikke retning for, at skybrud i risikoområder bør indtænkes ifm. håndtering af hverdagsregn, F.eks. i forbindelse med regnvandsbassiner.

**Vandområdeplan:** Vandområdeplanerne er den statslige sektorplan, der har til formål at sikre, at der opnås god økologisk og kemisk tilstand i vandmiljøet.



Figur 2.6: Oversigt over plangrundlag og retningslinjer heri, der bør undersøges i grundlagsfasen.

### 2.5.3. Afklaringsfasen

Afklarings- og forundersøgelserfasen har til formål at afklare hvorvidt bassinprojektet er i tråd med de rammer og bindinger der opstilles i kommunens plangrundlag. Der kan desuden være et yderligere behov for afklaringer af spørgsmål som grundlagsfasen medfører. Afklaringsfasen skal desuden afdække områdets fysiske rammer, bindinger og muligheder. Relevante forhold at undersøge ifm. planlægning af regnvandsbassiner er:

- Topografi, lavninger og overordnede strømningsveje herunder kortlægning af lave områder, hvor placering af bassin er mest hensigtsmæssig
- Oversvømmelsestruede områder og kritiske koter
- Eksisterende ledningsanlæg eller andre ledninger, inkl. dræn
- Geologi og jordbundsforhold, herunder jordbundsforhold, grundvandsstand mv
- Kortlægning af andre fysiske forhold, herunder §3- og Natura2000-beskyttede naturtyper, drikkevandsinteresser, jordforurening, fredede arealer og beskyttelseslinjer
- Indledende recipientvurderinger, herunder tilstand og kapacitet

De indledende forundersøgelser i afklaringsfasen, bør opsummeres i en startredegyrelse/forudsætningsnotat. Viser de indledende forundersøgelser, at området er problematisk, skal udfordringerne håndteres. Hvis håndteringen af regnvand ikke kan gennemføres, skal der være mulighed for at tilbagerulle udviklingsområdet.

Flere af de ovenstående punkter, er forhold der i sig selv kan spænde ben for, at et bassinprojekt kan gennemføres. Væsentlige punkter er placering af regnvandsbassinet ift. den overordnede topografi i området ved nye udviklingsprojekter, eller i relation til ledningssystemet ifm. saneringsprojekter. Derudover har vurdering af recipienten stor betydning for projektets fremdrift og gennemførelse, idet den fastlægger betingelserne for kravene i den endelige udledningstilladelse.

Såfremt recipienten er målsat til at opnå god økologisk og god kemisk tilstand, jf. vandområdeplanerne, må en udledning af regnvand fra et vådt regnvandsbassin ikke forringe tilstanden i vandløbet eller forhindre mål opfyldelse. Er der ikke udledning direkte til en målsat recipient, vil der forventeligt være en målsat

recipient længere nedstøms, som må taget i betragtning. Det vil derfor oftest være gavnligt for det samlede projekt, at der tidligt i planlægningsfasen foretages så konkret recipientvurdering som muligt. Derfor bør datagrundlag for vurderinger af både biologiske og kemiske tilstandsparametre undersøges, ligesom datagrundlag for kapaciteten i recipienten skal granskes. En indledende recipientvurdering kan afklare, om der forventes at kunne opnås udledningstilladelse til recipienten, og har samtidig betydning for bassinets endelige dimensionering. Resultaterne fra vurderingen kan desuden anvendes i projektets efterfølgende faser.

Viser forundersøgelserne, at der er behov for kvalificering af grundlaget, kan der igangsættes yderligere undersøgelser, herunder grundvandspejlinger, recipientanalyser mv. Kommunalbestyrelsen kan i nogle situationer forlange, at bygherre yder teknisk bistand til planens udarbejdelse jf. Planlovens §13. I andre situationer vil udgiften afholdes af kommunen selv. Hvem der skal finansiere undersøgelserne vil være afhængig af hvem, som har nytte af dem. Hvis undersøgelserne, f.eks. grundvandspejlinger, udføres for at sikre vandhåndteringen og dermed lokalplanens realiserbarhed, vil det være projektudvikler (privat eller kommunal), som skal afholde udgiften hertil. Forsyningen kan dog have en interesse i at afholde udgiften til f.eks. robusthedsanalyse af recipient, hvis formålet er at opnå en udledningstilladelse. Dog skal de projektspecifikke forhold tages i betragtning for at træffe den rigtige beslutning for finansiering.

Tilsvarende kan Kommunalbestyrelsen ved udvikling af nye områder forlange, at udvikler udarbejder en vandhåndteringsplan for udviklingsområdet som en del af den tekniske bistand til lokalplanlægningen jf. Planlovens §13, stk 3. For at kunne forlange bistand til udarbejdelse af lokalplan og indholdet heri, skal udstykningsplanen eller byggearbejdet være i overensstemmelse med kommuneplanen. Det er projektudvikler (privat eller kommunal), som skal afholde udgiften til udarbejdelse af vandhåndteringsplan, da udvikler ejer de arealer, hvor vandet kommer fra. Udvikler har derfor ansvaret for at der stilles arealer til rådighed for en realiserbar vandhåndtering. Der skal derfor opstartes en dialog omkring vandhåndteringsplanen, hvor proces og lovkrav overleveres. I dialogen skal forundersøgelsens resultater og evt. problemstillinger herfra diskuteres. Myndigheden opstiller vilkår og krav til vandhåndtering, samt udarbejder evt. vejledninger og skabeloner, som stilles til rådighed for bygherre. Vandhåndteringsplanen skal anvendes i den videre fase med udarbejdelse af lokalplan.

Vandhåndteringsplaner udarbejdes typisk i forbindelse med nye udviklingsprojekter eller omdannelse af eksisterende by i områder, hvor arealanvendelsen ændres og der dertil skal udarbejdes lokalplaner. Ved kloaksaneringsprojekter udarbejdes typisk ikke vandhåndteringsplaner. De indledende undersøgelser og kortlægning skal fortsat foretages og drøftes, i relation til bassinprojektet.



Figur 2.7: Flowdiagram over forhold der bør undersøges i afklaringsfasen.

## 2.5.4. Lokalplansfase

Lokalplansfasen beskriver arbejdet frem mod en vedtagelse af en lokalplan for et nyt udviklingsområde. For kloaksaneringsprojekter er lokalplansfasen også central, da eventuelle krav i lokalplanen for det pågældende område skal overholdes. Disse krav kan omfatte udformning, rekreative funktioner og arealanvendelse i forbindelse med et vådt regnvandsbassin.

### **Lokalplansfasen for nye udviklingsprojekter med udarbejdelse af vandhåndteringsplan**

I udviklingsprojekter for nye områder, skal der udarbejdes en lokalplan der juridisk beskriver de forhold som er gældende for området. Opstarten af lokalplansfasen, i relation til vandhåndtering og regnvandsbassiner, indledes med en dialog om f.eks.:

- Muligheder for vandhåndtering, herunder indledende arealreservation til våde regnvandsbassiner, samt om våde regnvandsbassiner er tilstrækkelige til at kunne opnå en udledningstilladelse
- Terrænforhold, herunder om alle planlagte områder til bebyggelse forventes at kunne aflede til et regnvandsbassin ved gravitation, samt at der kan afledes fra bassin til recipient ved gravitation
- Afløbskoefficienter og afledningsret, hvis området skal aflede til forsyningens afløbssystem
- Klimatilpasning for nedbør, skal dette håndteres selvstændigt eller i sammenhæng med et regnvandsbassin
- Begrænsninger eller forbud mod anvendelse af specifikke materialer og aktiviteter i området, pba. recipientvurderinger
- Andre forhold som eksisterende anlæg, jordbundsforhold, nærtliggende områder mv.

Til lokalplanen, udarbejder udvikler en situationsplan for området, der viser den fremtidige bebyggelse, herunder bygninger, parkeringsarealer, veje, stier samt grønne og rekreative arealer. Situationsplanen skal desuden indeholde en indledende arealreservation til regnvandsbassiner inkl. adgangsvej samt andre tekniske anlæg. Situationsplanen skal understøttes med en befæstelsesplan.

Ved krav om vandhåndteringsplan udarbejdes planen indledningsvist med udgangspunkt i udviklingsområdets situationsplan og de af myndighed fastsatte retningslinjer og forudsætninger. Vandhåndteringsplanen skal give et mere detaljeret overblik over det nødvendige areal til regnvandsbassiner og -håndtering. Vigtige forudsætninger ved udarbejdelse af vandhåndteringsplan med våde regnvandsbassiner er situations- og befæstelsesplan, afløbstal og gentagelsesperiode, da disse er definerende for det nødvendige volumen og dermed arealudlæg for bassinet. Vandhåndteringsplanen bør indeholde en så detaljeret beskrivelse af regnvandsbassinet som muligt.

Arbejdet mellem en vandhåndteringsplan og en lokalplan er typisk en iterativ proces, eftersom de to planer i høj grad påvirkes af hinanden. Lokalplanen, og det heri udarbejdede kortmateriale, opstiller de indledende fysiske rammer for vandhåndteringsplanen. De forhold der fastlægges i vandhåndteringsplanen, arealudlæg mv., skal videreføres i lokalplanen. Vandhåndteringsplanen skal desuden sikre, at vandhåndteringsprincipperne i lokalplanen indarbejdes med ophæng i kommuneplanen og spildevandsplanen. Endeligt skal der ved ændringer af materialet i lokalplanen ske en revision af vandhåndteringsplanen, eftersom en godkendt vandhåndteringsplan bør være en forudsætning for godkendt lokalplan.

De væsentlige bindinger og risici der udstilles i vandhåndteringsplanen, og er afgørende for at overholde krav og udfordringer indenfor udviklingsområdet, skal indskrives i lokalplanen. Den detaljerede plan vedlægges lokalplanen som bilag sammen med relevante kort. Vandhåndteringsplanen skal udarbejdes af udvikler af området (kommunal eller privat). Hvis forsyningsselskabet skal overtage anlægget inden for området, skal det inddrages tidligt i processen af udvikleren.

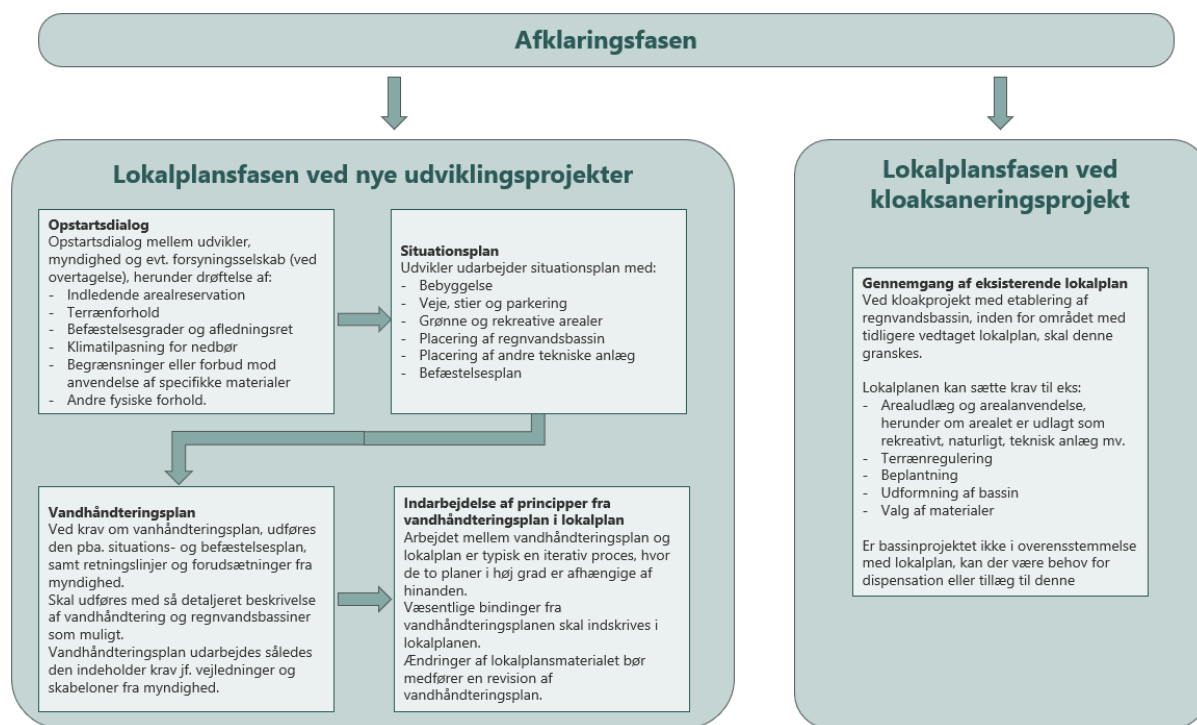
Ved godkendelse af vandhåndteringsplan og efterfølgende lokalplan, kan lokalplanen godkendes politisk, sendes i offentlig høring og endelig vedtages.

### **Lokalplansfasen for kloaksaneringsprojekter**

Ved kloaksaneringsprojekter hvor der planlægges at etablere våde regnvandsbassiner, skal lokalplangrundlaget for det relevante område vurderes og indarbejdes i planlægningen. Eksisterende lokalplaner kan sætte krav til regnvandshåndtering, herunder evt. arealudlæg til regnvandsbassiner samt zoner, dvs. om arealet er udlagt som rekreativt, naturligt, teknisk anlæg mv. Herudover kan der i eksisterende lokalplan være begrænsninger om terrænregulering, beplantning, udformning af bassin samt valg af

byggematerialer, f.eks. brug af zink. Såfremt bassinprojektet ikke stemmer overens med lokalplanens bestemmelser, kan der være behov for dispensation eller tillæg til lokalplanen.

Grundlaget for, om et bassinprojekt overholder bestemmelserne i en tidligere vedtaget lokalplan, bør udføres på samme grundlag som for en vandhåndteringsplan. Der bør således forlægges en foreløbig dimensionering af bassinet, både i volumen og arealudlæg, på baggrund af befæstelsesgrad, afløbstal og gentagelsesperiode.



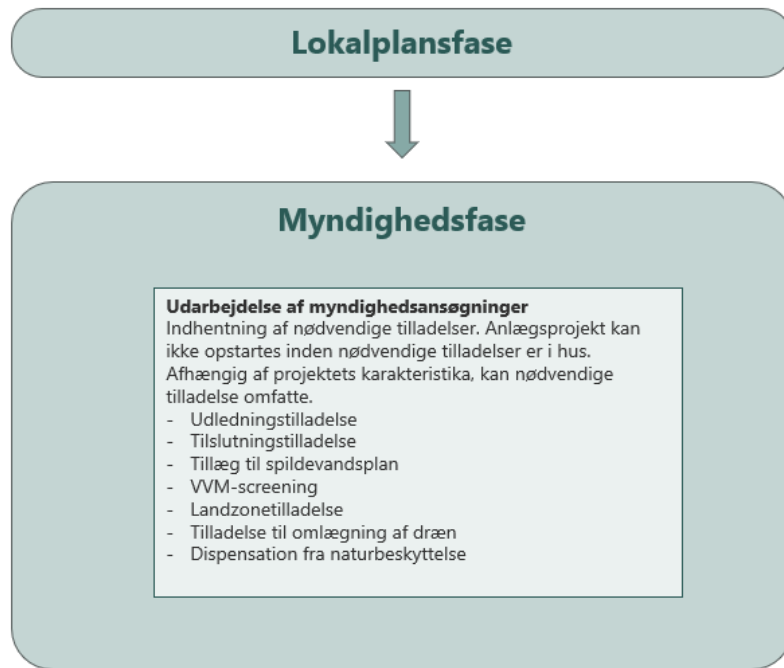
Figur 2.8: Flowdiagram over forhold der afklares i lokalplansfasen, vist både for nye udviklingsprojekter samt for kloaksaneringsprojekt.

## 2.5.5. Myndighedsfasen

Myndighedsfasen skal tydeliggøre de nødvendige tilladelser og evt. tillæg der må indhentes i forbindelse med et bassinprojekt. Tilladelserne skal ansøges ved den relevante myndighed, og projektet kan ikke opstartes, før de nødvendige tilladelser foreligger.

Tilladelserne skal søges, med udgangspunkt i de forudgående forundersøgelser fra de tidligere faser. Omfanget af tilladelser der skal ansøges om, afhænger af projektets omfang, placering mv. Tilladelser der typisk ansøges om i bassinprojekter, omfatter bl.a.:

- Udledningstilladelser ved projekter med udledning til recipient
- Tilslutningstilladelse ved projekter med afledning til forsynings eksisterende afløbsledning
- Tillæg til spildevandsplan, såfremt området ikke indgår i spildevandsplanen, eller projektet medfører ændringer af kloakoplande eller afledningsforhold
- VVM-screening for at vurdere om projektet har væsentlig påvirkning på miljøet
- Landzonetilladelse, hvis bassinet placeres i landzone
- Andre tilladelser som: Jordflytningstilladelse, tilladelse til omlægning af dræn, tilladelse til dispensation fra naturbeskyttelsesloven, midlertidig indvindings- og udledningstilladelse, lodsejeraftaler (frivillig, ekspropriation) samt orientering og udtalelse fra museum



Figur 2.9: Oversigt over nødvendige tilladelser, der muligvis skal indhentes til et anlægsprojekt.

## 2.6. Sikkerhed i planlægningsfasen

Våde regnvandsbassiner planlægges ofte at skulle bidrage til rekreativitet og æstetik, i forbindelse med udvikling af nye områder, eller fornyelse af eksisterende områder. Adgang til vand giver adgang til oplevelser, men vil samtidig udgøre en risiko. Adgang til våde regnvandsbassiner medfører øget risiko for ulykker, både for besøgende og for driftspersonale, som har ansvar for den daglige drift.

Der findes ikke klare retningslinjer for sikkerhed og adgang til våde regnvandsbassiner, f.eks. hvornår der skal anvendes hegn omkring bassiner, krav til skråningsanlæg mv. Nærværende kapitel søger at opsamle på relevant viden og retningslinjer ift. sikkerhed omkring bassiner, både med henblik på besøgende og driftsmedarbejdere.

Rørcentret ved Teknologisk Institut udgav i 2018 Rørcenter-anvisning 025, "Regnvandsbassiner med natur og aktivitet", hvori betragtninger om sikkerhed ved ophold omkring vand beskrives (Teknologisk Institut, 2018). Ligeledes er der i DANVAs "Designguide for regnvandsbassiner" fra 2018 (DANVA, 2018) beskrevet generelle sikkerhedsforanstaltninger ved konstruktioner ved regnvandsbassiner. Derudover er der i design- og dimensioneringspraksis fra forskellige kommuner og forsyningsselskaber, retningslinjer for sikkerhedsforanstaltninger ved bassiner. I forbindelse med nærværende projekt om "Vidensopdatering af våde regnvandsbassiner", er der afholdt workshop for driftspersonale fra de deltagende forsyningsselskaber. Her blev der diskuteret nødvendighed og omfang af sikkerhedsforanstaltninger ved regnvandsbassiner. Nærværende beskrivelser er en gennemgang og opsummering af anbefalinger og retningslinjer.

### 2.6.1. Skråningsanlæg

Bassinsider ved regnvandsbassiner skal have et passende anlæg, så de er lette at vedligeholde og ikke udgør en risiko for besøgende. Generelt anbefales det, at skråningsanlæg på bassinsiderne udføres med en hældning på 1:5. Dette sikrer, at det er muligt at komme op af bassinet, såfremt man skulle falde i vandet. Skråningsanlægget får betydning for bassinarealet, eftersom et fladere skråningsanlæg medfører en større udbredelse af bassinet. I projekter, hvor der er større terrænforskelle eller begrænset plads, kan hældningen øges til anlæg 1:3. I sådanne tilfælde vil det være en god idé at etablere plateau eller sti omkring den våde del af bassinet.

Fra workshoppen med driftsmedarbejdere blev det bemærket, at retningslinjerne med en hældning på 1:5, var et fornuftigt udgangspunkt. En mindre hældning på bassinsiderne er bedre for arbejdsmiljøet, men det

blev samtidig bemærket, at anlæg med en hældning på f.eks. 1:7 bliver for flade. Stejlere hældninger op til 1:3 kræver desuden andet udstyr at drifte og vedligeholde, kontra de fladere hældninger.

### 2.6.2. Hegn og beplantning

Hegn har til formål at markere overgang til teknisk anlæg. Hegn i sig selv, udgør et ekstra driftspunkt, som skal vedligeholdes. Som udgangspunkt bør der ikke sættes hegn ved bassinsider med hældning på 1:5 eller fladere. Ved stejlere bassinsider kan der etableres hegn omkring bassinet. Et hegn på ca. 1 meter i højden, vil ofte være tilstrækkeligt til at holde uvedkommende væk fra bassinet. Etablering af hegn kan virke skæmmende i rekreative områder, og må derfor indpasses til bassinets udseende. Alternativt til at etablere hårde hegn, kan stejle skråninger beplantes med eks. slåen eventuel i kombination med almindelig tjørn, for at undgå at der tages ophold på bassinsiderne.

Nødvendighed for opsætning af hegn, må vurderes fra projekt til projekt. I områder hvor der dagligt opholder sig børn, eks. i områder nær ved børneinstitutioner og legepladser kan hegn være nødvendigt. I boligområder eller områder hvor bassinet ønsker at indgå som et rekreativt element, eller i områder uden for byerne, er der sjældent behov for indhegning.

### 2.6.3. Adgangsforhold og adgangsvej

Adgangsvej og adgangsforhold skal sikre, at driftspersonale har gode muligheder for at tilgå, tilse og oprense bassinanlægget og tilhørende bygværker. Adgangsforhold kan evt. tænkes sammen med den rekreative anvendelse af området, f.eks. i form af gangstier omkring bassinet. Adgangsvej til bassinet samt ind- og udløbsbygværker og brønde skal være tilpas store og opbygget således, at denne kan bære relevante køretøjer, som eks. slamsuger. Minimumsbredden på adgangsvej bør være 4 meter. Hvor der er tilstrækkelig plads, kan overvejes at etablere adgangsvej rundt om bassinet, for at undgå at bakke med store køretøjer (f.eks. slamsuger).

Ved oprensning af bassiner for sediment, kan der være behov for oplagring af sedimenter på bassinkanten til mellemdeponi og afvanding. Hvis det er muligt, bør der afsættes areal hertil omkring bassinet.

### 2.6.4. Sikkerhed ved brønde og bygværker

For at minimere risikoen for, at medarbejdere falder ned i brønde og bygværker i forbindelse med vedligehold, kan dæksler i brønde og bygværker etableres med sikkerhedsriste. Ristene bør etableres efter samme retningslinjer som ved f.eks. pumpestationer eller lignende. Det kan desuden være en fordel at opløfte toppen på brønde og bygværker til 1 meter over terræn, hvilket yderligere vil minimere risikoen for at falde ned i brønden. Låg på dæksler bør desuden forsynes med sikkerhedslås, for at undgå uvedkommendes adgang.

## 2.7. Referencer

Aarhus Kommune, 2025. Vejledning om udarbejdelse af regnvandshåndteringsplaner i Aarhus Kommune. Weblink: <https://aarhus.dk/media/0a9dcccwi/vejledning-om-udarbejdelse-af-regnvandshaandteringsplaner-i-aarhus-kommune.pdf>

Arealinformation, Danmarks Miljøportal 2025. Weblink: <https://danmarksarealinformation.miljoeportal.dk/?viewer=distribution>

Arnbjerg-Nielsen K., Bülow I., Madsen H. og Sørup H., 2023. Regional variation af ekstremregn i Danmark (1979-2019) inkl. korrektion for klimaændringer – Spildevandskomiteen, Skrift nr. 32.

Billund Kommune, 2018. Spildevandsplan 2018-2024, Bilag 6, Dimensionerings- og administrationspraksis. Weblink: [https://www.billundvand.dk/media/1221/spildevandsplan\\_2018-24\\_inkl\\_bilag.pdf](https://www.billundvand.dk/media/1221/spildevandsplan_2018-24_inkl_bilag.pdf)

By-, Land-, og Kirkeministeriet, 2024. Bekendtgørelse af lov om planlægning (Planloven), LBK nr. 572 af 29/05/2024. Weblink: <https://www.retsinformation.dk/eli/ta/2024/572>

DANVA, 2018. Designguide for regnvandsbassiner, DANVA vejledning nr. 102. ISBN 978-87-92651-24-2. Weblink: [https://www.danva.dk/media/4817/danva\\_regnvandsbassiner\\_designguide\\_2018\\_final.pdf](https://www.danva.dk/media/4817/danva_regnvandsbassiner_designguide_2018_final.pdf)

Favrskov Kommune, 2021. Spildevandsplan 2021-2028, kortbilag. Weblink: <https://favrskov.viewer.dkplan.niras.dk/plan/38#/8650>

Gregersen I. B, Arnbjerg-Nielsen K., Sørup H., Paludan B., Thorndal S., Møllerup A., Illeris T. og Rosbjerg D. Bassindimensionering med SVKs Regionale Regnrækkeværktøj.

Weblink: <https://spildevandskomiteen.dk/wp-content/uploads/Bassindimensionering-med-SVKs-Regionale-Regnrækkeværktøj.pdf> (Kræver login)

Hedensted Kommune, 2025. Vejledning om udarbejdelse af et vandhåndteringsnotat til brug i lokalplaner, mv. i Hedensted Kommune.

Køge Kommune, 2021. Regn- og Spildevandsplan 2021-2026, Bilag 8 Administrationspraksis.

Weblink: <https://www.koege.dk/borger/bolig-og-byggeri/kloak-spildevand-og-regnvand/regn-og-spildevandsplan-2021-2026-bilag-8-administrationspraksis>

Miljøministeriet, 2023. Vandområdeplanerne 2021-2027. ISBN 978-87-91824-01-2.

Weblink: <https://mgtp.dk/Media/638796229422916609/Vandomr%C3%A5deplanerne%202021-2027.pdf>

Miljø- og Fødevareklagenævnet 2023. Ophævelse og hjemvisning af §25-tilladelse til etablering af ny forbindelsesvej. Weblink: [https://mfkn.naevneneshus.dk/afgoerelse/bc4708b3-1fd6-4d50-87a0-0b1d1df3f520?highlight=horsens%20vega#\\_Toc128038687](https://mfkn.naevneneshus.dk/afgoerelse/bc4708b3-1fd6-4d50-87a0-0b1d1df3f520?highlight=horsens%20vega#_Toc128038687)

Miljø- og Fødevareklagenævnet 2025. Ophævelse og hjemvisning i sag om tilladelse til udledning af tag- og overfladevand til dræn med udløb i Køge Bugt i Stevns Kommune. Weblink: <https://mfkn.naevneneshus.dk/afgoerelse/1666559b-22fd-49d0-a7fc-2b3eaed255bc?highlight=Regnvandsbassin>

Miljø- og Ligestillingsministeriet, 2017. Bekendtgørelse af lov om vandplanlægning, LBK nr. 126 af 26/01/2017.

Weblink: <https://www.retsinformation.dk/eli/Ita/2017/126>

Miljø- og Ligestillingsministeriet, 2019. Bekendtgørelse af lov om vandløb, LBK nr. 1217 af 25/11/2019. Weblink:

<https://www.retsinformation.dk/eli/Ita/2019/1217>

Miljø- og Ligestillingsministeriet, 2024. Bekendtgørelse af lov om miljøbeskyttelse, LBK nr. 1093 af 11/10/2024.

Weblink: <https://www.retsinformation.dk/eli/Ita/2024/1093>

Miljø- og Ligestillingsministeriet, 2025. Lov om ændring af lov om miljøbeskyttelse, lov om vandforsyning m.v., lov om betalingsregler for spildevandsforsyningselskaber m.v. og vandsektorloven, Lov nr. 752 af 20/06/2025. Weblink: <https://www.retsinformation.dk/eli/Ita/2025/742>

Ministeriet for Grøn Trepert, 2025. Arbejdsområde for Vandområdeplanerne 2021-2027.

Weblink: <https://mgtp.dk/arbejdsomraader/vandmiljoe/vandomraadeplanerne/vandomraadeplanerne-2021-2027>

Novafos, 2024. Novafos-samarbejdet, Afledning af tag- og overfladevand – Planlægning og regulering af grund-ejernes afledningsret. Oktober 2024. Internt notat.

Næstved Kommune, 2018. Klimasø ved Rønnebækken. Weblink: <https://klimatilpasning.dk/kommuner-og-forsyning/loesninger/synergiprojekter/naestved-kommune-roennebaekken>

Ringkøbing Skjern Kommune, 2025. Bilag 6 til Spildevandsplan 2024-2031, Dimensionerings- og administrationspraksis. Weblink: <https://www.rksk.dk/Files/Files/Borger/Affald-energi-miljo/Spildevand%20og%20nedsivning/Spildevandsplan%202024-2031/Bilag-6-Dimensionerings-og-administrationspraksis.pdf>

Ringsted Kommune, 2025. Forslag til kommuneplan 2026-2038, Klimatilpasning og regnvands-håndtering. Weblink: <https://ringsted.cowiplan.dk/kommuneplan/ringsted-kommuneplan-2026-2038/kommuneplanens-temaer/7-miljoe-og-ressourcer/75-klimatilpasning-og-regnvandsshaandtering/>

Silkeborg Kommune, 2020. Kommuneplan 2020-2032, Klima og bæredygtighed. Weblink:

<https://silkeborg.viewer.dkplan.niras.dk/plan/11#/14358>

Silkeborg Forsyning, 2025. Regnvandsbassiner og biodiversitet. Weblink:

<https://www.silkeborgforsyning.dk/regnvandsbassiner>

Styrelsen for Grøn Arealomlægning og Vandmiljø, 2024. MiljøGIS for høring af genbesøg af vand-områdeplanerne 2021-2027. Weblink: <https://miljoegis.mim.dk/spatialmap?profile=vandrammedirektiv3genbesoeg2024>

Svendborg Kommune, 2025. Kommuneplan 2025-2037, Klima. Weblink: <https://kommuneplan25.svendborg.dk/maal-og-retningslinjer/klima/>

Sørup H., Sloth T., og Bülow I., 2023: Brugervejledning og teknisk dokumentation til "Spildevandskomitéens Regionale Regnrækkeværktøj, version 2023"

Teknologisk Institut, 2018. Regnvandsbassiner med natur og kvalitet. Rørcenter-anvisning 025. <file:///C:/Users/saege/Downloads/R%C3%B8rcenter-Anvisning%2025%20-%20Regnvandsbassiner.pdf>

Thomsen A., 2024. SUMBA-beregninger: Hvordan og hvad kan de bruges til?, Præsentationsmateriale. Weblink: <https://vandportalen.blob.core.windows.net/vandlobsdage/2024/indlaeg/WSP%20VandI%C3%B8rcenter%202024%20-%20dag%202%20-%20SUMBA.pdf>

Vejle Kommune, 2024. Skabelon for vandhåndteringsplan. Weblink: <https://www.vejle.dk/media/thibhfhb/skabelon-for-vandhaandteringsplan-09-09-2024.pdf>

Vejle Kommune, 2025. Kommuneplan 2025-2037, Vandhåndtering. Weblink: <https://vejle.cowiplan.dk/kommuneplan25/kommuneplanrammer/generelle-maal-og-rammer/vandhaantering/>

Vollertsen J., Hvitved-Jacobsen T., Haaning Nielsen A., 2012a. Faktablade om dimensionering af våde regnvandsbassiner. Weblink: [https://separatvand.dk/download/Faktablade\\_V%C3%A5de%20bassiner\\_3.pdf](https://separatvand.dk/download/Faktablade_V%C3%A5de%20bassiner_3.pdf)

Vollertsen J., Hvitved-Jacobsen T., Haaning Nielsen A., Gabriel S., 2012b. Våde bassiner til rensning af separat regnvand, Baggrundsrapport. Weblink: [https://separatvand.dk/download/V%C3%A5de%20bassiner\\_BAGGRUNDRAPPORT.PDF](https://separatvand.dk/download/V%C3%A5de%20bassiner_BAGGRUNDRAPPORT.PDF)

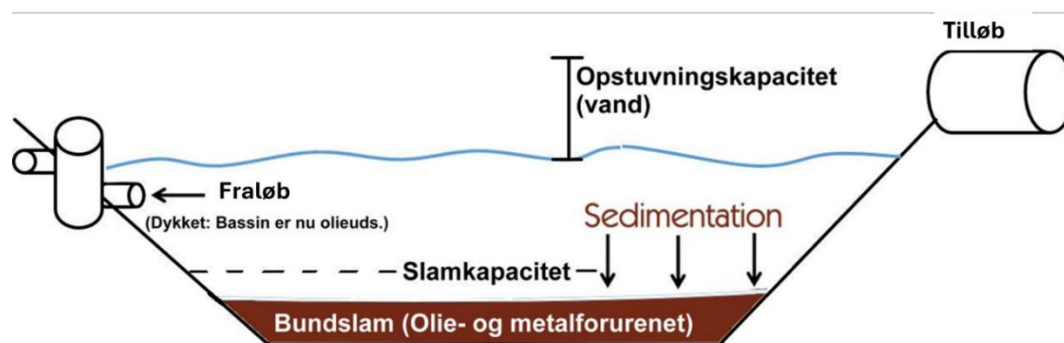
## 3. Drift af våde regnvandsbassiner

Thomas Aabling, Ingeniørfirma TA Vandmiljø

Dette kapitel er skrevet på baggrund af forfatterens mangeårige erfaringer med drift, oprensning og generelle arbejde med våde regnvandsbassiner. Kapitlet vil bidrage med forslag til løsninger på udfordringer, der er set i designet af våde regnvandsbassiner. Forfatterne har indenfor de sidste 25 år tilstandsvurderet over 1.000 bassiner i Danmark og deltaget i oprensningen af op mod 100 regnvandsbassiner.

### 3.1. Baggrund og formål med bassiner

Regnvandsbassiner blev oprindeligt anlagt alene for at opstuve vand. I løbet af et par årtier blev det klart, at der samlede sig store mængder forurenede sediment på bunden de våde bassin, mens tørbassiner ikke samlede sediment. Sedimentet består af alt, hvad der ender på veje og tage, f.eks. dækslid, bremsebelægninger, oliedryp, jord og sand, asfaltslid, tungmetaller, mv. Det betyder, at den opsamlede forurening tilbageholdes i de våde bassiner. Dermed vil den nedstrøms recipient - ofte et naturligt vandløb - forskånes for denne forurening. Det er baggrunden for, at alle nye bassiner skal anlægges som våde bassiner, og eksisterede tørbassiner ombygges til permanent våde bassiner.



Figur 3.1: Skitsetegning over vådt regnvandsbassin (T. Aabling).

Der er også kommet opmærksomhed på, at våde bassiner hurtigt får en natur svarende til et naturligt vandhul, og da der historisk er forsvundet mange tusinde vandhuller i Danmark ved dræning og opfyldning, er vandhullet en vigtig naturtype. Samtidig har bynære regnvandsbassiner ofte også en rekreativ brug og har værdi i bybillede- fx indgår bassiner som parksø, spejlbassin, arkitektonisk by-element, lokal hundeluftning- og gå-tur-sted, mentalt åndehul mv. Enkelte steder har bassinerne også en mere aktiv brug som f.eks. vandski-sø, modelskibssø, undervisningsfacilitet eller vand-legeplads.

Regnvandsbassiner tjener dermed fire hovedformål i følgende orden, formålshierarkiet:

1. Opstuvning
2. Rensning
3. Natur
4. Rekreativ

De fire formål beskrives således:

**Opstuvning:** Ved regn opstøver vej- og tagvand i bassinet, så nedstrøms områder ikke oversvømmes, nedstrøms rør kan dimensioneres meget mindre og billigere, samt i nedstrøms vandløb spules dyr og planter ikke væk, og erosion begrænses.

**Rensning:** Partikler fra især vejvandet bundfælder i det rolige vand i bassinerne. Det meste forurening er på partiklerne og bundfælder med dem. Rensegraden for partikler i bassiner er ca. 80 %. I og med at langt den meste forurening er bundet til partiklerne, bundfælder ca. 80 af forureningen også.

**Natur:** Søer og især vandhuller er i mange årtier blevet sløffet ved dræning i Danmark, i en grad, hvor det var nødvendigt i 1978, at den lille tilbageværende del af de oprindelige søer blev generelt beskyttede. Regnvandsbassiner hører til naturtypen sø, fordi de indeholder en værdifuld akvatisk natur, og de er ofte er

hjemsted for fredede padder. Bassinerne må derfor ikke ændres, herunder oprensning, uden dispensation. Det er meget positivt, at et kloakteknisk anlæg kan være hjemsted for værdifuld og presset natur, men det kræver særlige hensyn ved drift mv.

**Rekreative værdi:** Mange folk opfatter særligt bynære bassiner som deres lokale sø, hvor de lufter hund, nyder udsigten mv. Ofte ved folk slet ikke, at 'deres sø' er et kloakteknisk anlæg. Der er prisværdigt, når teknisk infrastruktur kan laves, så borgere ikke ser et teknisk anlæg, men opfatter det som natur.

Formålshierarkiet er sådan at forstå, at tiltag for at bedre forhold inden for en af de fire kategorier ikke må forringe forholdene i kategorierne oven over, men kan i nogle tilfælde godt forringe forholdene i kategorierne neden under.

Denne opstilling er generel. Der er selvsagt variationer, F.eks. vil rensningen i bassiner med udløb til søer være langt vigtigere end stuvningen, da søen har stor kapacitet til at modtage vand, ligesom tiltag, der væsentligt forringer naturforholdene lokalt - uden samtidig at medføre en naturmæssigt samlet forbedring - kan sandsynligvis ikke accepteres.

Formålshierarkiet er formuleret på baggrund af flere interessekonflikter, hvor enkeltparter eller dele af myndighedskomplekset har ment, at netop deres område eller deres interesse er den vigtigste - det kan f.eks. være naturfolk eller naboer. Med formålshierarkiet kan en diskussion indledningsvis løftes op på et mere overordnet niveau.

Ved ny-anlæg af multifunktionsbassiner med særlig rekreative- eller særlige naturværdier, kan formålshierarkiet være godt at få tinglyst eller på anden måde få tidligt ind i det administrative grundlag.

Formålet med ovenstående afsnit er ikke at advare mod multifunktionsbassiner, men at gøre det lettere at anlægge og drifte bassiner med flere funktioner, da multifunktionsbassiner, foruden at være kloaktekniske anlæg, kan berige lokalmiljøet, øge biodiversiteten og naturværdien, samt bidrage med en stor rekreativ og arkitektonisk værdi.

## 3.2. Erfaringer fra driften

I det følgende er listet en lang række erfaringer opnået ved mange års drift, oprensninger af forskellige slags bassiner og general tilgang til bassiner.

### 3.2.1. Navngivning af "Udløb"

Udløb er et dårligt ord, for spildevandsfolk opfatter ofte dér, hvor et rør ender som et udløb, dvs. indløbet til et bassin, mens bassinets fraløb også er et udløb. Det har ofte ført til misforståelser.

Brug derfor ordene "Tilløb" og "Fraløb" om bassiner, for at undgå misforståelser.

### 3.2.2. Forbassiner

Forbassiner er en idé, der alene er opstået for at gøre driften billigere, ved at forbassinet nemt og hurtigt skal kunne oprensning for grovere materiale. Forbassiner anlægges ikke for at forbedre rensningen, og myndigheder bør ikke stille krav om forbassin. I og med, at forbassiner er mindre end hovedbassinet, vil alt hvad der vil bundfælde i et forbassin, alligevel bundfælde i hovedbassinet, så forbassiner forbedrer ikke bundfældningen. Dog vil volden mellem forbassin og hovedbassin bryde eventuelle kraftige vandstrømme fra store tilløb, som ellers vil kunne ophvirvle ophobet sediment. Forbassinet bidrager derfor til en roligere vandmasse i hovedbassinet, men en rolig vandmasse i bassinet under kraftig regn, kan også opnås ved at udlæg af store kampesten 1 til 2 meter foran tilløb, sten der bryder vandstrømmen fra tilløbet.

Der forelægger endnu ikke en entydig konklusion på om forbassinerne bidrager til en bedre rensning og bedre naturtilstand i hovedbassinet. Dog er det rimeligt sikkert, at veldrevne forbassiner kan forlænge intervallet imellem oprensning af hovedbassinerne. Myndigheden kan eventuelt stille krav om bremsning af vandstrømme, afstand mellem til- og fraløb, men bør lade forsyningen selv vurdere om et forbassin giver økonomisk mening.

I praksis har det vist sig, at forbassiner ikke oprensning efter den foreskrevne frekvens, da de er lige så besværligt oprensning, som at oprensning selve bassinet (etablering af kørevej, tømning for vand, §3-disp. mv).

Forbassinerne har vist sig ikke at spare penge, men i virkeligheden gøre bassinerne dyrere at etablere, og dyrere at oprense, fordi der nu er to bassiner, der skal håndteres.

De eneste forbassiner, der erfaringsmæssigt oprenses er en betonkasse foran tilløb (COWI-kasse) eller store sandfangsbrønde på tilløbsledninger, såfremt de nemt kan oprenses af krangrabbil eller slamsuger.

Det skal dog nøje beregnes om det kan betale sig at drifte dem i forhold til den almindelige oprensning.

Først skal det overvejes om prisen for at drifte sandfanget/COWI-kassen med f.eks. en slamsuger er billigere pr ton fjernet sediment end den traditionelle oprensning. Er det billigere, så overvej, hvor mange år det tager inden anlægsinvesteringen har tjent sig ind. Er det et fornuftigt resultat, bør man anlægge forbassin – og drifte det.

Det er helt uproblematisk at lade være med at etablere forbassin, for det grove sediment, der bundfælder i et forbassin eller sandfang, vil under alle omstændigheder altid bundfælde i bassinet, da bassiner har en langt større opholdstid end forbassiner og sandfang.

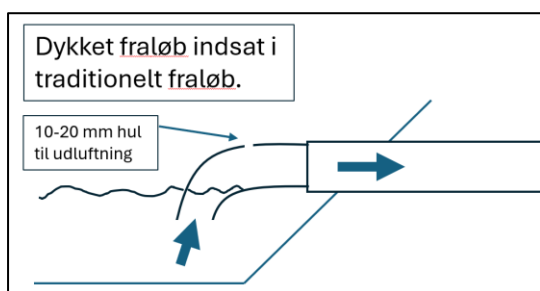
### 3.2.3. Udformning af fraløb - dykket fraløb

Bassinets fraløb er et kritisk sted. Ofte kan vandplanter, tagrør, grene og andet, der flyder på vandet tilstoppe fraløbet, især hvis fraløbet er udstyret med en rist. Overfladefraløb kræver derfor ofte tilsyn og rensning med f.eks. rive. Hvis manglende tilsyn og fjernelse af gods medfører oversvømmelse og skader bagud i systemet, vil forsyningen sandsynligvis kunne ansvarspådrages pga. utilstrækkeligt vedligehold.

Fraløbet bør udformes som et dykket fraløb, der tager vand fra midten af vandsøjlen. Alt gods i vandet - tagrør, blade, affald mv - vil enten synke eller vil flyde, hvorfor midten af vandsøjlen altid er fri for gods - det udnyttes ved et dykket fraløb med meget mindre driftsbehov til følge. Der bør laves et lille f.eks. 10 mm udluftningshul i toppen af fraløbsrøret, så der ikke kommer til at stå en stationær luftboble inde i røret, eller opstår hæverteffekt ved fuldløbende rør.

Røret bør føres så langt ud i bassinet, at der er over 80 cm vanddybde på stedet, så fraløbsåbningen ikke gror til med tagrør og dunhammer omkring, hvilket ellers vil kræve vedligehold.

Samtidig medfører et dykket fraløb, at olie ikke kan løbe videre fra bassinet, og etablering af olieudskillere før eller efter bassinet er ikke nødvendigt. Bassiner med dykket fraløb er på grund af deres størrelse og den lave vandhastighed meget mere effektive til at tilbageholde olie end almindelige olieudskillere. Eftermonteret dykket fraløb kan laves som på figur 3.2 herunder, eller som vist på figur 3.1 ved nyetablering.



Figur 3.2: Eksempel på eftermonteret dykket fraløb. Fraløbet er her i metal, fordi det sidder et sted, hvor børn/folk må forventes at træde ud på. Det kan sagtens være almindelig PVC-rør, der sættes ind i betonfraløbet. (Foto: T. Aabling).

### 3.2.4. Membraner

Brugen af membraner i regnvandsbassiner er et relativt nyt tiltag. Nogle steder er membraner blevet en fast del af designet, uden der er grund til dette. Gennem mere end 50 år har tusindvis af bassiner fungeret uden membraner og uden at der er konstateret spredning af forurening. Flere undersøgelser fra hovedstadsområdet af råjorden lige under sedimentet i bassiner uden membran viser, at forureningen fra bassinerne ikke siver ned i råjorden, ligesom bassiner uden membran (normalt) heller ikke taber vand (ej pub. data).

Alligevel ses det nu, at membraner i stigende grad indarbejdes i designprocessen, til trods for at de reelt kun er nødvendige i en meget lille andel af bassinplaceringerne. Af forfatterens ca. 1000 bassiner besigtiget på Sjælland og Fyn igennem de sidste 25 år har, er der kun fundet problemer med udsivning to gange – et bassin anlagt med et meget lille opland, hvor 50 procent af vandtabet i øvrigt var fordampning, samt ét bassin anlagt med membran, hvor membranen var utæt.

I de fleste tilfælde forsøger man med membraner at løse et problem, der reelt ikke eksisterer. Resultatet er ofte, at membraner i stedet skaber flere nye udfordringer. Ulemperne kan være betydelige: Installationen af membraner er en omkostningstung løsning, både økonomisk og miljømæssigt, da produktion og montering af membraner medfører et forøget CO<sub>2</sub>-aftryk. Desuden kan membraner gøre drift og især oprensning af bassinerne væsentligt mere besværlig og kostbar, hvilket risikerer at føre til hyppigere og dyrere vedligeholdelse. Det er endda forfatterens erfaring, at bassiner med membraner relativt oftere bliver utætte sammenlignet med traditionelle bassiner uden membran.

På den positive side kan membraner dog være en fordel i særlige situationer. F.eks. kan membraner være nødvendige, hvis der skal gives ekstra beskyttelse af grundvandet mod forurening fra særligt belastet regnvand, eller hvis nedsivning skal forhindres i områder med meget høj grundvandsstand eller særligt porøs undergrund. I sådanne tilfælde kan membraner fungere som en vigtig sikkerhedsforanstaltning og være med til at understøtte lovgivningsmæssige krav eller specifikke miljøhensyn.

Erfaringsmæssigt har det vist sig, at regnvandsbassin-sediment i sig selv udgør et meget tæt lag på bunden. Infiltrationsbassiner, hvor der er anlagt drænrør i bunden, ender erfaringsmæssigt med at stoppe til i løbet af 1-2 år, så vandet løber fra via overløb og ikke ud gennem bunden. Det skyldes, at bassinbunden over drænrørene stopper til med sediment, så bunden bliver vandtæt. Regnvandsbassin-sediment består overvejende af fine lerpartikler, og fint ler er i praksis vandtæt. Bunden bliver dermed af sig selv hel tæt med tiden.

Den paradoksale erfaring, at bassiner med membraner oftere er utætte end bassiner uden membraner, bunder også det fakta, at sedimentet tætnet bunden. Ved membraner sker udsivningen ofte ét sted, hvor der er hul i membranen, og under membraner er lagt nøddesten eller andet drænmateriale. Den normale oppakning af de fine tættende sedimentpartikler udover bunden, forhindres ved et hul i membranen, fordi partiklerne suges ned gennem hullet til drænlaget. Det formodes at være baggrunden for forfatteres observation af, har paradoksalt oftere har set udsivningsproblemer i bassiner anlagt med membran end bassiner gravet i råjord uden membran.

Gadekær er gennem mere end 400 år blevet opbygget ved at grave et hul, og stampe den lerede råjord, i praksis lave traktose. Var der sandkiler eller gruskiler i bunden, blev de gravet ud til ca. 30 cm dybde, og der blev lagt leret råjord i stedet, som blev stampet. Gadekær har holdt tæt siden da. I og med at denne opbygning har vist sig at holde vand i hundrede af år, anbefales det at bruge den til anlæg af bassiner. Det er både billigt, nemt og har historisk vist sig at holde tæt. Det eneste, der kræves, er et tilsyn i det nyudgravede endnu tørre bassin, hvor bunden gennemgås for eventuelle sand- eller gruslag og kiler, som så udskiftes og stemples/pladevibreres med råjord med minimum 30 procent lerindhold.

Sammenfattende kan det siges, at membraner i langt de fleste regnvandsbassiner i dag repræsenterer en overdimensioneret og unødvendigt ressourcekrævende løsning, og der så vidt vides aldrig er observeret spredning af forurening fra et bassin anlagt uden membran. Ofte opvejer de væsentlige ulemper de få fordele, og i de fleste tilfælde vil en membranløs løsning være både mere driftssikker og bæredygtig.

Er der lokalt et særligt behov for at en membran er nødvendig, f.eks. meget nærliggende drikkevandsboring eller sandjord, bør der tages stilling til, hvilken membran, der skal benyttes, og undersøge erfaringerne med den valgte type membran. Der kommer hele tiden nye membraner på markedet. Den traditionelle udlægning og stampning af minimum 30 cm bentonitler, har gennem mange årtier vist sig at fungere, også når pælerødderne fra dunhammer er vokset ned i leret og herefter rådner væk, vil et tilstrækkelig tykt lag bentonitler ekspandere af sig selv og lukke hullet.

### **3.2.5. Kant-hældning**

Ofte er kanthældning som udgangspunkt 1:5 i hele bassinet for at tilgodese en stort naturlig brinkzone. Det giver meget store bassiner og er efter forfatterens erfaring ikke naturmæssigt nødvendigt.

Det vigtige er en lav kanthældning mod nord (brink-solsiden), så padder kan få varmt vand til deres æg. På sydsiden kan kanten fint være stejlere, f.eks. 1:3 eller endda et lodret bolværk, som på foto herunder (Kildesøerne, Ølstykke). Naturmæssigt vil fysisk variation ofte føre til en større biodiversitet, end hvis bassinet udformes med samme monotone brink hele vejen rundt.



Figur 3.3: Eksempel på lodret sider i regnvandsbassiner, med beplantning. (Foto: T. Aabling).

Dog skal man være opmærksom på, at brinker med hældning stejlere end 1:5 kan være problematiske for arbejdsmiljøet eller ikke er driftbare og derfor vokser til.

Ved kanter stejlere end 1:3 skal børns sikkerhed tænkes ind, f.eks. i form af gærde- eller singlesten, der presses let ned i bunden ud til ca. ½ meters vanddybde. Det sikrer, at børns fødder ikke glider, men kan få fodfæste, når børn skal op af vandet. Før eller siden går børn ud i bassiner, og en stejl bassinbund af våd ler kan være meget glat og vanskelig af komme op fra. Ved hel lodrette sider, som bolværket på foto herover, bør der plantes tjørn eller andre stikkende buske, samt være en plan fast bund den første meter ud fra bolværket og en vanddybde på maksimalt 70 cm, så børn kan bunde.

### 3.2.6. Olieudskillere

Olieudskillere kræves til tider af myndigheden ifbm. bassiner. Har bassinet dykket udløb, forhindres oliespild i at kunne løbe ud af bassinet, og bassinet vil fungere som en (kæmpestor) olieudskiller, og fungere væsentligt bedre end traditionelle olieudskillere. Ved store oliespild kan beredskabet opsuge olien direkte i bassinet. Ligeledes opdages oliespild oftere, når olien ligger synlig, end hvis den ligger skjult under dæksler i en olieudskiller.

Olieudskillere før eller efter bassiner er alene fordyrende og vil ikke fjerne olie effektivt.

En undersøgelse af 5 meget store (5 x 30 m<sup>3</sup>) lamel-olieudskillere-sandfang opsat lige opstrøms de 5 tilløb til Bassin K i Albertslund viste følgende:

- Bassinet tilbageholdt 37 kg olie over tre måneder, mens de fem olieudskillere tilsammen kun tilbageholdt 3,4 kg olie
- Det svarer til, at 8,4 % af systemets olie blev fanget i olieudskillerne, mens 93,5 % blev tilbageholdt i bassinet
- På intet tidspunkt i undersøgelsen blev der fundet fri fase olie på overfladen i olieudskillerne – olie var bundet til sedimentet i sandfangsdelen af olieudskilleren
- Koncentrationen af olie i sedimentet var faktisk højere i bassinet (5.300 mg/kg) end i udskillernes sandfang (3.280 mg/kg)

Dette kan virke overraskende, men skyldes, at olie binder sig til partikeloverflader. Fint leret sediment har en meget større overflade end grovere sandet sediment, hvorfor det fine sediment i bassinet indeholder næsten dobbelt så meget olie pr. kg som det grove sediment i udskillerne.

Olieudskillere virker ved at tilbageholde fri fase olie – altså olie, der flyder oven på vejvandet eller er som oliedråber i vejvandet. Almindeligt tag- og vejvand indeholder dog sjældent fri fase olie. Vejvandet er typisk bare brunligt grumset vand, uden oliefilm på overfladen.

Dette skyldes, at der normalt er så meget sediment i vejvandet, at der er rigeligt med sediment-partikler til at binde den olie, der er i vejvandet. Olie er hydrofob (ikke vandopløseligt) og vil derfor meget hellere

binde sig til partikler end at være som fri olie i vandet. Olie vil kun danne fri fase, når alle sedimentoverflader først er mættet med olie.

Lokalt i regnvandssystemet kan der dog være fri fase olie, f.eks. ved tankstationer, hvor olieudskillere er berettiget. Fra trafikintensive veje i den første del af et regnvejr efter en længere tørvejrperiode, kan der også være olie, men når denne fri olie blandes med andet regnvand med et overskud af sedimentpartikler, vil olien lynhurtigt sorbere på partiklerne i stedet for at flyde som fri olie – og dermed ikke blive tilbageholdt i en olieudskiller.

Har bassinet dykket fraløb, forhindres oliespild i at kunne løbe ud af bassinet, og bassinet vil fungere som en (kæmpestor) olieudskiller – væsentligt bedre end traditionelle olieudskillere.

Derfor giver olieudskillere hverken før eller efter bassiner mening for almindeligt tag- og vejvand, da olien vil være bundet til fine partikler, som olieudskillere ikke renser for. Den eneste berettigelse kan være ved uheld, f.eks. en væltet tankvogn i oplandet, men her vil et simpelt dykket fraløb fra bassinet tilbageholde meget mere fri olie i bassinet, end nogen olieudskiller kan.

Lokalt i regnvandssystemet, hvor der er en så høj oliekoncentration, at der dannes fri fase olie (f.eks. ved tankstationer), giver det mening at installere olieudskillere.

### 3.2.7. Sandfang

Sandfang giver resemæssigt ingen mening ifbm. bassiner, da bassiner er meget mere effektive til at fange sand og partikler, end sandfang er. Det skyldes, at opholdstiden for vandet er mange hundrede gange større i bassinet end i et sandfang, og sedimentationen er dermed meget mere effektiv i bassinet.

Sandfang giver kun mening, hvis det er billigere at fjerne sand/sediment fra sandfanget end det er at fjerne sand/sediment fra bassinet, målt som pris "ton sand/sediment fjernet pr krone". I og med, at der i sandfang ofte fjernes relativt små mængder med slamsuger, er det meget tvivlsomt om prisen kan hamle op med tons-prisen for sediment fjernet ved bassinoprensning.

### 3.2.8. Riste på rør til og fra bassiner

Rist på tilløb: Blade, grene og andet gods i vandet i tilløbet forhindres i at komme ud i bassinet og kan stoppe til på bagsiden af risten, så vandet ikke kan komme ud i bassinet. Det giver opstuvning opstrøms og risiko for oversvømmelser i oplandet, derfor bør riste på tilløb fjernes. Dog kan det ved meget store rørdimensioner være sikkerhedsmæssigt en god idé at sætte en rist, så børn ikke løber ind i rørene, men brug en så stor gitterafstand, at børn ikke kan komme ind, mens blade, grene og andet nemt kommer ud i bassinet.



Figur 3.4: Tilløb med rist, hvor risten er stoppet til på bagsiden med blade m.m. (Foto: T. Aabling)

### 3.2.9. Drosling af fraløbet og nødoverløb

Når recipienten ikke er havet eller en stor sø, men et vandløb eller anden hydraulisk følsom natur, følger der i udledningstilladelsen et krav til makisimalt flow i bassinets fraløb. Mange gange installeres en vandbremse, som dog nemt stopper til med blade, småkviste, vandplanter osv., hvilket medfører en risiko for oversvømmelse.

I stedet for en traditionel vandbremse kan drosling af fraløbet også ske ved blot at gå ned i rørdimension på fraløbet. Ved denne meget simple type vandbremse er afløbskurven dog mindre stejl end for en traditionel vandbremse, men risikoen for tilstopning er væsentligt mindre. Vælges en rørdimension på fraløbsrøret, så tømmetiden for bassinet modsvarer tømmetiden ved det krævede afløbstal, vil myndigheden ofte acceptere kravet som overholdt. Det svarer nogenlunde til, at flowet modsvarer afløbstallet, når opstuvningsvolumenet er halvt fyldt. Når bassinet er mere end ca. halvt fyldt, vil der være et større flow end afløbstallet, og når det er mindre end ca. halvt fyldt, vil der være et mindre flow end afløbstallet. I og med, at bassiner sjældent er mere end halvt fyldte, og kun er dimensioneret til at fyldes helt maksimalt hvert 5. år, er det relativt sjældent, at det faktiske flow ved en simpel rør-drosling overstiger afløbstallet, og det sker kun kortvarigt.

Alle afløb kan før eller siden stoppe til, og manglende fokus på dette dengang bassinet blev designet og anlagt, eller senere tilkomne veje, bebyggelse eller andet nyt omkring bassinet, kan betyde, at bassinet vil flyde over et uheldigt sted, hvilket medfører oversvømmelser, der skader ejendomme mv. Når man står ved bassinet, er det tit ikke så svært at se, hvor et bassin vil flyde over – tjek eventuelt med en landmåler-GPS. Ellers er højdemodellen meget anvendelig til at se, hvor et bassin vil flyde over. Hvis bassinet flyder over et uheldigt sted, bør der laves et mere overvejet nødoverløb, ved f.eks. at forhøje terrænet, hvor man ikke ønsker overløb, eller sænke kanten i den retning, hvor vandet ønskes hen ved overløb. Mange gange er der designet et nødoverløb inde i fraløbsbrønden, i form af en overløbskant. Det nytter dog ikke noget, hvis fraløbet er stoppet til, og vandet slet ikke kan komme til fraløbsbrønden – derfor bør terrænet omkring bassinet også tænkes ind som nødoverløb.

### 3.2.10. Gode naturtiltag

Padder er en af de grupper, som har mistet mange levesteder. Padder kan ofte yngle i regnvandsbassiner. Padder og især deres æg kan lide sol og at vandet opvarmes tidligt på foråret.

Lav kanthældning på sydvendte brinker (nordenden af bassinet), evt. på kortere strækninger, og afgræs eller klip tagrør, dunhammer mv. langs brinken, og etabler et lavvandet område – en 'paddezone' – hvor der kommer lys og varme til vandet.

## 3.3. Dybde

Baggrundsrapporten til Faktabladet (Vollertsen et al. 2012b) diskuterer valg af dybde på regnvandsbassiner og belyser de driftsmæssige og miljømæssige konsekvenser ved forskellige bassindybder. I rapporten anbefales en maksimumdybde på kun 1,0 til 1,5 meter, hvilket ses som et forsigtigt skøn ud fra de inddragede data i baggrundsrapporten til Faktabladet 2012 (tabel 3.1). Beslutningen om en oprensingsdybde på 0,8 meter anses for fornuftig, når der ses på det udregnede gennemsnit.

Tabel 3.1: Oversigt over data til fastlæggelse af anbefalede vanddybde, benyttet i baggrundsrapporten til Faktabladet fra 2012 (Vollertsen et al. 2012b).

Fra Baggrundsrapport, til faktablad, AU 2012	Minimum dybde	Maksimum dybde
Georgia, New Jersey, USA	--	2,5 m
Minesota	0,9 m	3,0 m
New York	--	1,8 m
Debo & Reese, 2003	0,6 m	3,0 m
Federal Highway Administration	1,0 m	2,5 m
Gennemsnit	0,83 m	2,6 m
Danmark	1,0 m	1,5 m

En væsentlig fordel ved dybere bassiner er, at der går længere tid, før oprensning bliver nødvendig. For eksempel skal et bassin med en dybde på 1,0 meter renses, når det er fyldt op til cirka 20 %, hvilket forventeligt svarer til hvert 10. år. Øges dybden til 1,5 meter, kan bassinet fyldes op til 45 % før oprensning er påkrævet, svarende til intervaller på op til 25 år. Vælges en dybde på 2,5 meter, kan bassinet rumme op til 70 % sediment, før rensning bliver nødvendig, hvilket nedsætter oprensningsintervallet til helt op mod 35 år. Denne vurdering tager udgangspunkt i et bassin med et volumen på 250 m<sup>3</sup> pr. reduceret hektar, en årlig sedimentation på 2 cm samt lodrette kanter.

Tabel 3.2: Sammenhold imellem bassin dybde og oprensningshyppighed.

Bassin dybde	Sedimentvolumen før oprensning	Oprensnings hyppighed
1 m	20 %	10 år
1,5 m	45 %	25 år
2,5 m	70 %	35 år

Det betyder, at et øget bassinvolumen reducerer det fremtidige driftsbehov markant, da der vil være længere tid mellem nødvendige oprensninger. Samtidigt kan større dybde medføre, at bassiner kræver markant mindre plads – mellem 30 og 60 % mindre end tidligere. Hvis eksisterende bassiner uddybes fra f.eks. 1,5 meter til 2,5 meter, kan oprensningshyppigheden reduceres fra hvert 25. år til op til hvert 85. år – tæt på selve bassinkonstruktionens forventede levetid. Dette skal dog ses i sammenhæng med afsnittet "Permanent vanddybde" i Kapitlet "Design af våde regnvandsbassiner", som anbefaler at volumen på dybder over 1,5 meter ikke medregnes i renservolumenet.

Der er dog visse ulemper ved større dybder, specielt i nye bassiner, hvor sedimentet kan optage en forholdsvis større del af renservolumenet. For opgraderede, dybere bassiner vil denne problemstilling være mindre væsentlig, da de typisk bliver overdimensionerede. Iltsvind på bunden opstår lettere i dybere bassiner, men da sedimentet i regnvandsbassiner overvejende er uorganisk, er iltforbruget lavt, og risikoen for iltsvind anses som begrænset.

Bekymringen om bundvendinger, hvor iltfrit bundvand pludselig bringes op til overfladen og forårsager iltsvind og frigivelse af næringsstoffer – afvises i rapporten. Ifølge baggrundsrapporten vil bundvendinger ikke forekomme i regnvandsbassiner, fordi sedimentet her har for lavt indhold af organisk stof. Bundvendinger var primært et fænomen i 1970'erne, hvor urensset spildevand ofte blev udledt direkte til søer og bassiner. I dag forekommer dette kun i vandområder med mange spildevandsoverløb eller fejltilslutninger.

Et reelt problem ved iltsvind i sedimentet er dog, at der kan frigives fosfor fra de øverste millimeter af bundlaget. Det anslås, at kun ca. 1 mm af sedimentet er iltet, og at denne mm indeholder omkring 0,5 gram total-fosfor pr. kvadratmeter (kilde?). Hvis 20 % af dette fosfor frigives under iltfrie forhold, vil det svare til ca. 0,1 gram fosfor pr. m<sup>2</sup> pr. år (hvorfor ikke 100 %). Til sammenligning modtager et bassin på 1,5 meter med et volumen på 250 m<sup>3</sup> pr. reduceret hektar omkring 6,3 gram fosfor pr. år pr. m<sup>2</sup> tilført regnvand. Heraf vil kun ca. 1,5 % af den årligt bundfældede fosfor frigives det første år, og over en 20-års periode vil det samlede tab være nede på ca. 0,05 % af det samlede bundne fosfor. Rapportens vurdering er derfor, at dette fosfortab udgør et meget lille miljøproblem (Aabling, 1996).

Samlet set er argumentet for dybere regnvandsbassiner med plads til opstuvning af mere sediment klart: Ved at forlænge tidshorisonten mellem oprensninger fra for eksempel hver 10.-25. år til hver 35.-80. år, kan der spares betydelige ressourcer. Det drejer sig ikke blot om lave CO<sub>2</sub>-udledninger (potentiale for reduktion op til omkring 50 %), men også om lavere driftsudgifter, lavere rådgiverudgifter og en sjældnere forstyrrelse af bassinerne. Nedgangen i fosforbinding vurderes til at være ubetydelig i denne sammenhæng.

### 3.4. Løbende drift af regnvandsbassiner

Et veldesignet regnvandsbassin behøver meget lidt løbende drift. Er fraløbet dykket og sat så langt ude i bassinet, at det er frit af brinkzonen, kræver det kun et let tilsyn én gang hvert år, hvor man i vaders går

rundt og tilser fra- og tilløb: Kan vandet kan løbe til og fra ubesværet? Erfaringsmæssigt ophobes der ofte ca. 2,5 m<sup>3</sup> sediment pr. red. ha. pr. år, hvilket normalt svarer til, at sedimentet årligt vokser ca. 1-2 cm. Der er naturligvis store variationer; F.eks. kan jordkørsel eller byggeprojekter, hvor regnvand med jord løber til regnvandsafløb, fylde et bassin med sediment på et halvt år, ligesom langt fra alle bassiner er korrekt dimensionerede og derfor fyldes hurtigere.

Med nogle års mellemrum, fra ca. 10 år før bassinet forventes at skulle oprensnes, bør sedimentdybden og hvile-vanddybden måles med cm-stok – det gøres nemmest om vinteren, når vandet er klart efter nogle dages tørvejr. Er vandet uklart, kan det være umuligt at se sedimentet, og det er svært at mærke, da det øverste sediment er meget løst. Dog, hvis cm-stokken svinges frem og tilbage nede i vandet som et pendul og samtidigt sænkes langsomt, er det nemmere at mærke modstanden, når cm-stokken rammer sediment-overfladen. En let plastskive, f.eks. et låg fra en spand bundet til en snor med et lille lod, kan også sænkes ned på bunden, da den vil lægge sig til hvile oven på sedimentet. Ved at trykke et stadie eller en kraftig stok ned gennem sedimentet kan dybden til den oprindelige bund måles.

Bemærk, at sedimentet er ret flydende og ofte lægger sig vandret på bunden, hvorfor man ofte ikke behøver at måle vanddybden særligt mange steder i bassinet.

Et veldesignet regnvandsbassin med minimalt vedligehold har:

- Stort sedimentvolumen (sjældnere oprensning)
- Gerne stejlere kanthældning mod nord (større volumen af bassin)
- Dybt (gror ikke til i tagrør og dunhammer, sjældnere oprensning)
- Dykket fraløb (stopper ikke til og overflødigør olieudskillere)
- Helst ingen riste (stopper sjældnere til)
- Lav kun forbassin, hvis det giver økonomisk mening
- Lav kun sandfang, hvis det giver økonomisk mening
- Kampesten foran tilløb (så vandstråler spredes)
- Undgå vandbremser, men brug i stedet lille rørdiameter (vandbremser stopper nemt til med blade og er besværlige at rense)

Samlet set kræver korrekt anlagte bassiner med dykket fraløb og uden traditionel vandbremse meget lidt drift ud over oprensning af sedimentet, forventeligt ca. hvert 20.-40. år, alt efter sedimentations-volumen.

### 3.4.1. Særlige driftsbehov

Nogle bassiner tiltrækker affald som cykler, indkøbsvogne, trafikkegler og andet, som "er sjovt at smide i vandet". Affaldsbelastningen varierer meget fra bassin til bassin, men affald tiltrækker mere affald, og fjernes affaldet ikke, kan bassinet pludselig blive det lokale sted, hvor folk smider haveaffald, juletræer, gamle cykler mv.

Fodring af ænder kan også blive et problem, der medfører meget dårlig vandkvalitet, unødvendig stor næringsstofbelastning, grim lugt og erosion af brinker, fordi ænderne nedtramper græs, der ellers vil holde på brinken. Oplysningstavler og -foldere plejer at løse problemet.

### 3.4.2. Drift af naturtiltag mv.

I nogle bassiner er anlagt naturtiltag som f.eks. paddezoner og rekreative tiltag som bænke til udsigt, fiskepladser mv. Disse skal som regel holdes fri for tagrørsopvækst, og paddezonen fungerer kun, hvis sollys opvarmer vandet – det sker ikke i bunden af en tæt rørskov. At holde rørskov og dunhammer nede på lavt vand kræver fire nedklipninger i løbet af vækstsæsonen med f.eks. hækkesaks. Klip under vandspejlet, da tagrørene bruger stænglen som snorkel for at give rodkagen ilt. Ved fire nedklipninger er det meget overkommeligt at holde paddezoner og udsigtskiler.

## 3.5. Oprensning af bassiner

### 3.5.1. Hvornår skal der bassiner renses op?

Erfaringsmæssigt ophobes der ofte ca. 2,5 m<sup>3</sup> sediment pr red. ha pr år, hvilket normalt svarer til, at sedimentet årligt vokser ca. 1-2 cm. Det er naturligvis store variationer, F.eks. kan jordkørsel eller byggeprojekter, hvor regnvand med jord løber til regnvandsafløb, fylde et bassin med sediment på et halvt år, ligesom langt fra alle bassiner er korrekt dimensionerede og derfor fyldes hurtigere.

Med nogle års mellemrum fra ca. 10 år før bassinet forventes at skulle oprensnes, bør sedimentdybden og hvile-vanddybden måles eller vurderes. En metode er at anvende en cm-stok – det gøres nemmest om vinteren, når vandet er klart efter nogle dages tørvejr. Er vandet uklart kan det være umuligt at se sedimentet, og det er svært, at mærke, da det øverste sediment er meget løst. Dog, hvis cm-stokken svinges frem og tilbage nede i vandet som et pendul, og samtidigt sænkes langsomt, er det nemmere at mærke modstanden, når cm-stokken rammer sedimentoverfladen. En mere præcis metode er at bruge en let plastskeive, fx en snor bundet et låg fra en spand med et lille lod, kan også sænkes ned på bunden, da den vil lægge sig til hvile oven på sedimentet. Bemærk, at sedimentet er ret flydende og ofte lægger sig vandret på bunden, hvorfor man ofte ikke behøver at måle vanddybden særlig mange steder i bassinet. Dybden til den oprindelige bund måles ved at trykke et stadie eller en kraftig stok ned gennem sedimentet. Udbredelsen af dunhammer og tagrør ud i bassinet kan også bruges som indikator, da de sjældent gror på dybere vand end 60 cm i regnvandsbassiner.

Grundlæggende skal at bassin oprensnes for sediment, når det ikke længere renser regnvandet tilstrækkeligt godt nok. Rensning af vandet i bassinerne sker ved, at partikler i vandet bundfælder, og at partiklerne efterfølgende bliver liggende på bunden.

En dårlig rensning skyldes som ofte, 1) lav vanddybde, så sedimentet ikke længere er stabilt, men ophvirvles i vandsøjlen, eller 2) at vandets opholdstid i bassinet er så lille, at partikler i vandet ikke kan nå at sedimentere.

I praksis hos forsyningerne er det ofte kriterie 1) en lav vanddybde - der er afgørende for oprensning, mens kriterie 2) for lille opholdstid sjældent bliver udregnet. Den nedre grænse for opholdstid er et effektivt vandvolumen på 150 m<sup>3</sup> pr red ha, som af praktiske årsager bør omsættes som en minimumvanddybde for hvert enkelt bassin. Når renservolumenet, dvs. vådvolumenet, er reduceret til 150 (til 190) m<sup>3</sup> pr. red ha., svarer det til 25% fyldning for et bassin, der er korrekt anlagt, men uden ekstra sedimentationsvolumen.

Sediment bliver ofte ustabil ved en vanddybde under 75 cm, da det er dybden, hvor svaner og andre andefugle begynder at rode i bunden<sup>2</sup>. Derfor kan 75 cm vanddybde anses som en minimumsdybde for oprensning, og bassiner med vanddybde mindre end 75 cm bør altid oprensnes.

#### **Særlige forhold: Gamle bassiner anlagt for små eller for lavvandede:**

Er et gammelt bassin F.eks. anlagt lavvandet (dybde på mindre end 90 cm), er det driftsøkonomisk fordelagtigt at uddybe bassinet samtidig med en oprensning. Det kan som regel altid betale sig at uddybe et bassin, da der ved uddybningen fjernes ren jord, som det er billigt at komme af med, mens oprensningsfrekvensen for bassinet reduceres, hvilket vil være driftsøkonomisk fordelagtigt ved alle fremtidige oprensninger, da udgifterne til anstilling, rådgiver, planlægning, ansøgninger og sagsbehandling skal afholdes sjældnere.

#### **Særlige forhold: Vindens ophvirvling af sediment i store bassiner**

Finkornet sediment på bunden er mekanisk stabilt, når det ligger dybere end afstanden mellem to bølgetoppe (toppe af bølger på bassinets vandoverflade). Bølgelængden afhænger af vindstyrken og længen af vindens frie stræk hen over vandoverfladen - ved den mest ugunstige vindretning vil vinden blæse på den lange led af bassinet.

---

<sup>2</sup> Upubliceret data fra udbredning af undervandplanter i bl.a., Utterslev Mose

I bassiner med et længere frit stræk hen over vandoverfladen end ca. 130 m, vil sediment i 75 cm dybde begynde at blive ophvirvlet ved 20 m/sek (hård kuling). Bassiner større end 130 m på den lange led, bør sektionsopdeles i længder af maksimalt 130 m med fx en jordvold eller en undervandsspuns, der når lige op til lige under hvile vandspejlet. Hvis bassinet ikke sektionsopdeles, bør det oprenses tidligere end ved en vanddybde på 75 cm, ved ca. 10 cm højere vanddybde for hver 30 meter bassinet er længere end 130 meter, fx et 160 m langt bassin bør oprenses ved 80 cm vanddybde. I praksis er det nemmeste og mest driftsøkonomiske, at sektionsopdele bassinet ved at trykke en plastspuns ned på tværs af bassinet. Det kan også meget nemt gøres på eksisterende bassiner i forbindelse med en oprensning – vær opmærksom på en eventuel membran.

#### **Sammenfatning**

Et bassin bør oprenses, hvis vanddybden er 75 cm eller mindre, eller hvis det aktuelle vandvolumen er mindre end 150 m<sup>3</sup> pr red. ha. opland.

Bassiner med et længere frit stræk end 130 m for vind hen over overfladen, bør sektionsopdeles.

### **3.5.2. Metoder til oprensning**

Der findes tre hovedmetoder til oprensning af bassiner: tøropgravning, vådopgravning og vådoppumpning, som hver har deres fordele og ulemper afhængig af de fysiske forhold (Notat, 2017).

For at minimere udgifterne til deponering skal sedimentet afvandes grundigt:

- Lad sedimentet tørre i mindst en uge i det tørpumpede bassin
- Lav render i sedimentet til en fordybning, hvor vandet kan samle sig
- Pump løbende frit vand væk med en dykpumpe
- Sedimentet "sveder" vand ud (konsoliderer), og porevandet lægger sig som frit vand på toppen

### **3.5.3. Tøropgravning**

Ved tøropgravning tømmer bassinet/søen for vand, og sedimentet graves op fra bunden. Den helt store fordel ved denne metode er, at det er muligt at se, hvad der graves, samt at sedimentet ikke hvirvles op i vandet. Samtidig er metoden relativ hurtig og simpel. Ved bassiner er denne metode at foretrække.

En ulempe ved metoden kan opstå i naturlige søer. Naturlige søer har, i modsætning til gravede bassiner, ofte en meget blød bund, hvorfor maskiner, der arbejder på en naturlig søbund, kan have en tendens til at synke i og køre fast.

Er sedimentet dyrt at komme af med, er det vigtigt inden der graves, at sedimentet får lov til at tørre en uge ved, at der kontinuerligt pumpes vand væk. Herved forsvinder så meget frit vand fra sedimentet som muligt.

Det er naturligvis ikke muligt at tørpumpe og dermed tøropgrave meget dybe søer pga. grundvandssænkning, med mindre der afspundes, eller jordbunden fryses, som ved dybe anlægsarbejder. I stedet kan man udføre vådopgravning eller vådoppumpning.



Figur 3.5: Eksempel på tøropgravning af voldgrav. Her er der ikke afvandet og oppumpet tilstrækkeligt, idet der ligger frit vand (Foto: T. Aabling).

### 3.5.4. Vådopgravning

Anvendes, hvor bassinet ikke kan tømmes (f.eks. pga. risiko for sætningsskader på bygninger eller ved meget store bassiner). Sedimentet opgraves fra flydende pram og sejles til land. Metoden giver kun delvis oprensning, da slam flytter sig rundt og ophvirvles, og den efterlader ofte et "æggebakke-landskab" på bunden. Metoden er ikke at foretrække, hvor de to andre metoder er mulige.



Figur 3.6: Eksempel på vådopgravning. Sedimentet opgraves til pram, der sejles bort til tømning (Foto: T. Aabling).

### 3.5.5. Vådoppumpning (cuttersuger)

Sedimentet suges op med pumpe, evt. med skærehoved. For hver m<sup>3</sup> sediment suges 5-7 m<sup>3</sup> vand med, hvorfor slammet efterfølgende skal afvandes i bassin, containere eller Geo-tube-poser. Metoden er velegnet ved trange pladsforhold, da sedimentet pumpes væk gennem slanger. Ofte bruges afvandingskemikalier (polymerer), men der kommer nye bionedbrydelige polymerer på markedet.



Figur 3.7: Eksempler på forskellige former for oprensning (Foto: T. Aabling)

**Herover:** Cuttersuge-hoved. Den savtakkede kniv kører rundt mens mudder bliver suget ind.

**Højre øverst:** Sedimentet suges op gennem slangen på maskinen.

**Højre midt:** Afvandingsposer (Geo-tube). Den første pose er åbnet.

**Højre nederst:** Vandopblandet sediment løber ud i bundfældningsbassin.



### 3.6. Referencer

Aabling, T, 1996. Jerns binding af fosfor i Furesøen. Danmarks Tekniske Universitet

Notat – Oprensning af søer og bassiner, 2017, Ingeniørfirma Thomas Aabling Vandmiljø, Web: [www.tav.dk](http://www.tav.dk)

Vollertsen J, Hvitved-Jacobsen T., Haaning Nielsen A., Gabriel S., 2012b. Våde bassiner til rensning af separat regnvand, Baggrundsrapport. Weblink: [https://separatvand.dk/download/V%C3%A5de%20bassiner\\_BAGGRUNDSRAPPORT.PDF](https://separatvand.dk/download/V%C3%A5de%20bassiner_BAGGRUNDSRAPPORT.PDF)

## 4. Design af våde regnvandsbassiner

Steffen Reestorff Frandsen, NIRAS og Anja Thrane Thomsen, WSP

---

I nærværende kapitel beskrives gængse design-kriterier og -overvejelser relateret til følgende hovedemner:

1. Udformningen af bassiner med henblik på rensning af regnvand. Herunder udformning af alternative design, vanddybde, formålet med og behovet for for-rensning, samt beskrivelse af olieudskillere i forbindelse med våde regnvandsbassiner
2. Materialevalg til udformning af de våde regnvandsbassiner med fokus på membraner, opdriftssikring og udfordringer med højtstående grundvand
3. Muligheder for reduktion af klimaaftryk i design, anlæg og drift af bassiner med fokus på opnåelse af god biodiversitet og rekreative muligheder
4. Beskrivelse af design af våde regnvandsbassiner, der udføres med godt arbejdsmiljø for øje

Det eksisterende fælles vidensgrundlag i branchen blev udarbejdet under projektet "Teknologier til håndtering og rensning af separat regnvand" i 2011-2012. Der blev udarbejdet et Faktablad samt et baggrundsnotat om regnvandsbassiner (Vollertsen et al., 2012a-b). Siden er der udgivet en række designguides, herunder Designguide for regnvandsbassiner, DANVA vejledning nr. 102, 2018, og Rørcenter-anvisning 025, Regnvandsbassiner med plads til natur og aktivitet. En række forsyninger har derudover udarbejdet egne manualer og kravspecifikationer for våde regnvandsbassiner. DANVA's designguide henviser til Vollertsen et al., 2012a-b som grundlag, og forsyningernes manualer og kravspecifikationer baseres ligeledes oftest på udviklingsprojektet fra 2012, suppleret med egne praktiske erfaringer og holdninger.

Ift. drift af våde regnvandsbassiner henvises ofte til Vejledning om drift og vedligehold af regnvandsbassiner, DANVA vejledning nr. 97 2016 samt Normer og vejledning anlægsgartnerarbejde 2023, Danske Anlægsgartnere, og Kvalitetsbeskrivelse for drift af grønne områder 2015, Københavns Universitet.

Dette kapitel tager udgangspunkt i ovennævnte grundlag, designguides fra de nordiske lande og engelsktalende lande (primært USA), erfaringer fra NIRAS' og WSP's egne projekter samt dialog med udvalgte repræsentanter fra forskellige forsyningsselskaber.

Kapitlet er opdelt i fem hovedafsnit, hvor afsnit 1 giver en indflyvning til processerne for rensning af regnvand i våde bassiner, mens de efterfølgende fire afsnit adresserer hver af de fire hovedemner.

### 4.1. Udformning af våde regnvandsbassiner

I nærværende afsnit beskrives de overordnede processer for rensning af regnvand, og disse kobles specifikt til processerne i våde regnvandsbassiner. Generelle udformninger af regnvandsbassiner testes i beregningsprogrammet StormTac, der oplister nogle konkrete design-input til våde regnvandsbassiner. Ligeledes gennemgås olieudskillerfunktionen i våde regnvandsbassiner.

Vandkvaliteten kan generelt forbedres gennem en række forskellige processer og mekanismer, herunder sedimentering, filtrering, adsorption, biotransformation og temperaturregulering (Davis, et al., 2010).

Den sidste mekanisme - temperaturregulering - fokuserer primært på at forbedre vandkvaliteten ved at nedkøle vandet, inden det udledes til recipienten. Dette kan f.eks. opnås ved infiltration gennem filtermateriale ned til køligere, dybere lag. Omvendt kan regnvandsbassiner og opstuvning i lavvandede områder medføre en udledning med højere temperatur end den oprindelige afstrømning.

Sedimentering og filtrering er begge effektive til at fjerne partikulært materiale fra vandet. Dette er væsentligt, da mange forurenende stoffer binder sig til partikler. Store og tunge partikler sedimenterer lettere, mens mindre partikler effektivt kan fjernes gennem infiltration i et filtermedie. Adsorption refererer til bindingen af forurenende stoffer til overfladen af et medie. Ved at lede vand gennem et egnet filtermateriale skabes gode betingelser for adsorption og dermed fjernelse af opløste stoffer (Davis, et al., 2010). Filtrering er derfor effektivt til tilbageholdelse af partikler.

Biologiske processer kan bidrage til nedbrydning eller transformation af forskellige forurenende stoffer, herunder hydrocarboner. Effektiviteten af disse processer afhænger af tilstedeværelsen af mikroorganismer samt gunstige forhold som tilstrækkelig ilt, passende pH, temperatur og næringsstof-indhold. Desuden

kræver biologisk nedbrydning en vis opholdstid, da processerne ofte foregår mellem nedbørshændelser (Davis, et al., 2010).

Vegetation spiller også en rolle i rensningsprocessen ved at forsinke og sprede vandstrømme, øge tilbageholdelsen af suspenderet stof, øge fordampningen, regulere næringsstofbalancen og stimulere mikrobiologiske processer i og omkring rodzonen. Disse effekter er endnu ikke kvantificeret i detalje og bør undersøges yderligere. Det antages, at planter især er effektive til at fjerne næringsstoffer fra vandet (Davis, et al., 2010). Planter kan ligeledes have den funktion, at hvis regnvandet ledes over et område med vegetation, kan partikler tilbageholdes på planterne, hvilket bidrager til en simpel rensning af vandet (Liu, et al., 2022).

#### **4.1.1. Generelle faktorer med indvirkning på renseseffektiviteten**

Rensetypologiens ydeevne afhænger i høj grad af regnvandets karakteristika – særligt partikel-størrelse og koncentrationen af forureningsstoffer. Derudover har volumen af afstrømmet regnvand en væsentlig indflydelse på renseseffektiviteten (Lee, et al., 2020).

Indløbskoncentrationen kan have stor betydning for, hvor effektivt renseløsningen virker. Dette skyldes, at det ved høje koncentrationer er lettere at tilbageholde en større mængde stof, hvorved den procentvise rensning kan blive stor. Ved renere vand er det vanskeligere at tilbageholde en større mængde stof, hvorved rensesgraden mindskes. En stor rensesgrad kan dog ikke ligestilles med en lav udløbskoncentration.

#### **4.1.2. Specifikt for rensning i våde bassiner**

Flere af de ovennævnte processer kan indgå som en del af rensningen i våde regnvandsbassiner.

**Sedimentering:** Rensning af overfladevand i våde bassiner virker primært ved sedimentation. For at sikre bedst mulige forhold for dette, skal vandhastigheden sænkes, så partiklerne har tid til at sedimentere (Davis, et al., 2010). Afhængigt af partikeldensiteten kan det tage alt fra minutter til dage, før partiklen er sedimenteret (Carpenter et al., 2014). Dette understreger vigtigheden af en lang opholdstid i bassinet. Opholdstiden kan bl.a. øges ved at gøre bassinarealet større, sænke vandhastigheden, sikre en lang strømningsvej og skabe barrierer gennem bassinet. Da bindingen af forurenende stoffer i høj grad sker til overfladen af det suspenderede stof, ses det, at de mindste partikler, som har den største specifikke overflade, også har de højeste koncentrationer af mange forureningskomponenter.

Våde bassiner med større areal giver bedre rensning. Dog ses der kun en marginal stigning i effektiviteten hvis arealet hæves til mere end 250 m<sup>2</sup>/ha reduceret areal ved en middeldybde på 1 m (Pettersson, 1999).

**Nedbrydning af forurening:** Mange af de organiske forureningsstoffer, der findes i regnvand, kan nedbrydes eller omsættes. Dette sker i høj grad gennem biologiske processer, men f.eks. også ved fotokemisk nedbrydning. Omfanget og hastigheden af omsætning har bl.a. sammenhæng med stofspecifikke egenskaber, iltforhold, stoffernes opholdstid, kontakt til et eventuelt filtermateriale og den generelle biologiske aktivitet i renseløsningen.

**Biologisk optag:** I våde bassiner kan ske et vist optag af næringsstoffer og i mindre grad tungmetaller og organiske forureningsstoffer i biomasse. Stofferne bliver i nogen grad frigivet igen, hvis biomassen forbliver i anlægget og nedbrydes der.

**Fordampning:** I vådbassiner og løsninger i terræn med lang opholdstid kan fordampning medvirke til at fjerne bl.a. lette kulbrinter.

Andre parametre

Andre parametre kan også have en indflydelse på renseseffekten af våde regnvandsbassiner (Pettersson, 1999). Parametrene, der er nævnt herunder, har ikke været mulige at inkludere i de efterfølgende vurderinger i StormTac:

- Vegetationen i våde bassiner kan give mulighed for adsorption til blade / organisk materiale, hvilket bidrager yderligere til tilbageholdelsen af partikler
- Vindforhold (intensitet og retning) kan påvirke flowmønstre i bassinet, men er vanskelige at kvantificere og modellere præcist

- Flowdynamik i bassinet befinder sig typisk mellem mixed flow og plug flow. Man vil gerne undgå zoner uden flow, samtidig med at der bør sikres en lav hastighed af vandet. Som beskrevet nedenfor er begge situationer idealsituationer, men det søges typisk i videst mulige omfang at opnå en situation svarende til mixed flow. Det bemærkes også i Vollertsen et al, 2012b, at flowdynamikken typisk hurtigt vil opleves som et mixed flow
  - Mixed flow beskriver den idealsituation, hvor indløbsflowet blandes øjeblikkeligt med vandet i bassinet; denne situation er fordelagtig til at reducere peak-koncentrationer af forureningsstoffer
  - Plug flow beskriver den idealsituation, hvor indløbsflowet ledes som en "prop" igennem bassinet uden en reel opblanding; denne situation er effektivt til at tilbageholde vandvolumener, der er mindre end bassinets samlede volumen
- Regnintensitet har betydning for flowhastighed, turbulens og dermed sedimentationsprocesser. Dog er der begrænset viden om de præcise mekanismer og effekter
- Hastighedsgradienten bør holdes lav for at undgå resuspension af sediment og forhindre erosion af bassinets bund og sider. Dette kræver omhyggelig geometrisk udformning af bassinet

### 4.1.3. Stoffer og rensmekanismer

I det følgende er en gennemgang af de rensmekanismer, der er relevante i forhold til forskellige stof-grupper. For de stoffer, hvor der ikke findes data for rensning ved forskellige teknologier, er rensgraden vurderet på baggrund af nedenstående.

#### Tungmetaller

Tungmetaller findes i regnvand bundet i og sorberet til partikler samt på opløst form. Graden af sorption er bl.a. bestemt af partiklernes specifikke overflade, og det må derfor forventes, at de mindste partikler har det højeste indhold af metaller.

Sedimentation i våde regnvandsbassiner vil primært fjerne større partikler, mens de helt små partikler vil forblive suspenderede i vandfasen. Renseeffekten er således afhængig af metallernes evne til at binde sig til partikler.

#### PAH

PAH findes i regnvand indlejret i og sorberet til partikler. Enkelte af de lette PAH'er er i begrænset grad vandopløselige. Graden af sorption er bl.a. bestemt af de enkelte PAH'ers affinitet til at binde sig til partiklernes overflade, og det må derfor forventes, at de mindste partikler har det højeste indhold af PAH. Bionedbrydeligheden af PAH'er er forskellig for de enkelte stoffer men generelt lav.

Renseeffekten for PAH i våde regnvandsbassiner vil lige som for metaller være korreleret til fjernelsen af suspenderet stof.

#### Oliestoffer

Sediment i regnvandsbassiner indeholder væsentlige mængder tunge oliefraktioner, hvilket viser, at denne stofgruppe i høj grad bindes til partikler eller bundfældes i sig selv. Samtidig vil langt størstedelen af de lette kulbrinter blive nedbrudt eller fordampe fra bassinets overflade. Derfor er det vigtigt, at bassinet etableres med dykket udløb.

#### Blødgørere

Nedenstående er resumeret på baggrund af ECHA, 2024 og PubChem, 2024:

- Di-(2-ethylhexyl) adipat (DEHA) er ikke opløseligt i vand og vil binde sig til suspenderet stof og derved i nogen grad fjernes ved sedimentation. Stoffet er let bionedbrydeligt
- Diisononylphthalat har en lav opløselighed og må derfor i nogen grad forventes at binde sig til sedimentet. Stoffet er let bionedbrydeligt
- Di-n-butylphthalat (DBP) er vandopløseligt og vil derfor kun i ringe grad fjernes ved sedimentation. Stoffet er let bionedbrydeligt
- Di-n-octylphthalat (DNOP) sorberer godt til organisk materiale og fjernes derfor i nogen grad ved sedimentation. Stoffet er langsomt nedbrydeligt

## PFAS-stoffer

PFAS-stofferne er generelt vandopløselige, sorberer kun i mindre grad til partikler og er tungt nedbrydelige i miljøet. Der er målt PFAS i luft og nedbør ved Risø i en del af 2023, hvor der er fundet lave værdier svarende til 3,3 ng/l for summen af 23 målte PFAS-forbindelser (Teknisk rapport, 2024).

Der findes ikke data til at vurdere fordelingen af PFAS i vand- hhv. sedimentfasen i regnvand. Data fra recipienter omkring Esbjerg Brandskole (Esbjerg Brandskole, 2021) kan dog indikere, at en del af stoffet er bundet i sedimentet og derved det suspenderede stof. Analyser af vand og sediment fra et belastet vandløb og et regnvandsbassin på Brandskolen viste, at koncentrationen af PFAS i sedimentet oversteg vand-koncentrationen med en faktor 50-100. Hvis tallene kan overføres til fordelingen mellem vand og SS i regnvand, vil det med et forventet indhold af SS i regnvand på omkring 100 mg/l (altså i forholdet 1:10000) betyde, at vandfasen vil indeholde op til 100 gange større mængde PFAS end sedimentet (men ved en lavere koncentration end hvad der findes i sedimentet).

## Næringsstoffer, COD og BOD

Partikulært bundet fosfor fjernes sammen med suspenderet stof, og opløst fosfor kan fjernes ved binding til partikler og optag i alger i regnvandsbassiner.

Partikulært bundet kvælstof, BOD og COD fjernes sammen med suspenderet stof, og opløste fraktioner kan fjernes ved binding til partikler, optag i alger eller i mindre grad ved biologisk omsætning i regnvandsbassiner.

## Øvrige stoffer

Nedenstående er resumeret på baggrund af ECHA, 2024 og PubChem 2024.

- Bisphenol A er ikke opløseligt i vand og vil binde sig til suspenderet stof og derved i nogen grad fjernes ved sedimentation. Stoffet er let bionedbrydeligt
- Diethylhexyl phthalat (DEHP) er ikke opløseligt i vand og vil binde sig til suspenderet stof og derved i nogen grad fjernes ved sedimentation. Stoffet er let bionedbrydeligt
- Diethylphthalat (DEP) er ikke opløseligt i vand og vil binde sig til suspenderet stof og derved i nogen grad fjernes ved sedimentation. Stoffet er let bionedbrydeligt
- Nonylphenoler er vandopløseligt og vil derfor kun i ringe grad fjernes ved sedimentation. Stofferne er bionedbrydelige
- Pesticider – Glyphosat er vandopløseligt og har lang nedbrydningstid i vand. MCPA er vandopløseligt og har relativt lang nedbrydningstid i vand. Mechlorprop er vandopløseligt og relativt bionedbrydeligt

## 4.2. Projektering af våde regnvandsbassiner

Ved indretning af den våde del af et vådt regnvandsbassin er der traditionelt set, primært fokus på volumen, som dimensioneres til 200-300 m<sup>3</sup>/red. ha., med en permanent vanddybde på 1-1,5 m og et længde-bredde-forhold på 3:1 til 4:1.

Som det fremgår af Vollertsen et al., 2012a, udgør disse "tommelfingerregler" hoved-essensen af et såkaldt *veldimensioneret* regnvandsbassin, men er dog samtidig en simplificering af de faktiske forhold i et vådt regnvandsbassin, hvor nærmere forhold såsom sektionsopdeling, kortslutningsstrømme, varierende dybdeforhold, vinkling og udformning af ind- og udløb, basis-vandføring (dræntilførsel), vind-forhold, døde zoner, beplantning mv. har indflydelse på den faktiske renseseffekt.

### 4.2.1. Design af regnvandsbassiner i StormTac

StormTac Web (StormTac Web, 2024) er et brugervenligt webbaseret værktøj til modellering af regnvand og recipientpåvirkning. Mulighederne for at designe bassiner i StormTac findes nærmere beskrevet i Bilag 1. StormTac bruges ved design af regnvandsbassiner i Sverige og har en række funktioner:

- Beregning af både vandmængder (regn- og grundvand) og transport af forurenende stoffer for oplande med forskellige arealanvendelser

- Design og dimensionering af afløbsledninger, faskiner, bassiner, bioretention og andre renseløsninger - op til 10 anlæg i serie - med simulering af både rensning og magasinering
- Vurdering af recipientpåvirkning ved at fastlægge tilladte forureningsbelastninger og beregne nødvendige reduktioner for vandløb, søer og kystområder
- Integration af hele vandkredsløbet i ét flowchart med standardværdier, med mulighed for brugerdefinerede input og løbende opdateret database af forurenings- og nedbørskaraktistika.

I Bilag 1: *StormTac som værktøj til dimensionering af våde regnvandsbassiner til rensning af regnvand*, findes en sammenligning af design af regnvandsbassiner i StormTac med dansk dimensioneringspraksis.

Når regnvandsbassiner med permanent vådt renseløbet dimensioneres i StormTac ud fra de danske kriterier for et BAT-bassin, opnås en beregnet rensningseffekt, der ligger inden for det interval, der er opgivet for regnvandsbassiner på [separatvand.dk](http://separatvand.dk) og i Vollertsen et al, 2012b.

Fra StormTac analysen konkluderes i øvrigt, at bassinstørrelse, arealer med lavere vandstande og vegetation (wetland zone), længe-/breddeforhold, samt brugen af forbassin (med sektionering) har en betydning for rensningseffekten. Derudover har den valgte indløbskoncentration en betydning, da vand med høje koncentrationer generelt renses med større rensningseffekt end vand med lave koncentrationer. På trods af den større rensningseffekt vil høje koncentrationer i indløbsvandet føre til højere koncentrationer i udløbet, end hvis indløbsvandet har lave koncentrationer.

I StormTac har vanddybden og anlægget på bassinet ikke nogen indflydelse på rensningen. På trods af brugervenligheden skal det dog bemærkes, at programmet på sin vis er en "black-box-model", hvor man ikke nødvendigvis kan redegøre for sammenhængen mellem resultaterne fra forskellige designmetoder.

I bilaget er der yderligere set på optimering af designet, og det vises, at det (i hvert fald modelteknisk) gennem optimering af ovenstående designforhold, er muligt at øge bassinrensningen med op til 16 procentpoint for visse stoffer, mens rensningseffekten for andre stoffer har en begrænset effekt.

#### **4.2.2. Overordnet størrelse af regnvandsbassiner**

I regnvandsbassiner, der er små i forhold til oplandet, er der risiko for at bassinets rensningseffektivitet nedsættes, grundet for lav opholdstid og risiko for kortslutning.

For vel-dimensionerede våde regnvandsbassiner tilhørende små oplande vil rensningseffektiviteten hurtigt reduceres, medmindre der jævnligt foretages en effektiv drift og oprensning. Ifølge Sønderup et al, 2016, anbefales det, at afstanden mellem ind- og udløb bør være minimum 50 m og helst over 80 m. Hvis et længde-bredde-forhold på ca. 3:1 skal overholdes, betyder dette et minimumsareal på over 830 m<sup>2</sup> og helst over 2.100 m<sup>2</sup> for den permanent våde del af et vådt regnvandsbassin.

I Aarhus Kommunes design- og dimensioneringskrav fra 2024 stilles krav om, at det våde volumen skal være minimum 700-800 m<sup>3</sup>. Alternativt skal der i Aarhus Kommune planlægges med andre LAR-anlæg, såsom regnbæde, infiltrationsbassiner eller lignende.

Som hovedregel er der mere grøn drift- og pleje af små regnvandsbassiner ift. større regnvandsbassiner, da disse vokser hurtigere til i f.eks. dunhammer og tagrør og i større buske og træer. Derved antages det, at små bassiner er mindre omkostningseffektive end store bassiner i driftsfasen.

For ekstraordinært store regnvandsbassiner med tilhørende store oplandsarealer kan der være en væsentlig økonomi relateret til driften og særligt oprensningen af bassinet. I visse tilfælde kan den selvstændige økonomi til oprensning af et ekstraordinært stort vådt regnvandsbassin overstige den økonomiske årlige driftsramme for f.eks. et forsyningsselskab. Der bør i disse tilfælde laves en økonomisk vurdering af udgifterne i den fulde levetid i designfaserne, som efter etableringsfasen kan videreføres i bassinernes drifts- og vedligeholdelsesplan.

#### **4.2.3. Bassiner med alternative designs**

Der er fra branchen udtrykt behov for mere viden om udformning af våde bassiner med alternative designs.

I udlandet arbejdes med at designe regnvandsbassiner som kunstige vådområder (artificial wet-lands), hvor lave partier i bassinet er begroet med f.eks. tagrør. Mange af disse løsninger er designet, så der er en fri strømningsrende til vandet. I modsætning til traditionelle våde regnvandsbassiner, hvis primære rensmekanisme er sedimentation, inkorporerer vådområder også en række andre biogeokemiske processer. Disse processer forbedrer især behandlingen af opløste forureninger og næringsstoffer. Velanlagte og velholdte vådområder er derfor ofte et mere effektivt rensanlæg end en dam. Der er i Danmark enkelte erfaringer med etablering af kunstige vådområder til håndtering af regnvand, dog uden at der er gennemført signifikante monitoringsprogrammer og erfaringsopsamling ift. effektivitet, drift og vedligehold mv. I realiteten kan nogle regnvandsbassin være en mellemting mellem et traditionelt vådt regnvandsbassin og kunstigt vådområde. I Albertslund har WSP f.eks. bidraget til etablering af et regnvandsbassin, hvor bassinet er opdelt i seks underbassiner, adskilt af beplantede jordvolde (figur 4.1). I dette bassin er der således ikke en dedikeret strømningsrende til vandet, der i stedet skal passere gennem vegetationen på voldene. Monitoring på bassinet viser en tydelig reduktion af sedimentmængden gennem de enkelte underbassiner som følge af, at vandet bliver renere undervejs.



Figur 4.1: I Albertslund Kommune har WSP etableret et regnvandsbassin, der er opdelt i seks underbassiner, adskilt af beplantede jordvolde. Der ses en effektiv tilbageholdelse af suspenderet stof med denne løsning (Foto: WSP).

Ledeflader i form af vægge fra bassinets bund til overfladen kan også benyttes til at opnå længst mulig strømningsvej mellem ind- og udløb, se eksempel herpå i figur 4.2.



Figur 4.2: Eksempel på etablering af skillevæg i et regnvandsbassin i Gladsaxe Kommune, hvor ind- og udløb oprindeligt er sket i samme brønd. Væggen sikrer, at vandet på vejen fra ind- til udløb strømmer gennem hele bassinet (Foto: WSP).

#### 4.2.4. Permanent vanddybde

Jf. Natur- og Miljøklagenævnets afgørelse af 17. december 2014 (NMK 10-00641) skal et regnvandsbassin have en permanent vanddybde på 1-1,5 m for at leve op til kravene om BAT.

I praksis opleves det, at lavvandede regnvandsbassiner kræver mere drift og vedligehold og oftere oprensning end ved bassiner med større vanddybde, for at leve op til funktionskravene og vilkårene i bl.a. udledningstilladelse. For mindre bassiner med permanente vanddybder på 1,0 m eller lavere, vokser disse hurtigt til i bl.a. dunhammer og tagrør. Samtidig anbefales det, at bassiner oprenses, når vanddybden bliver mindre end 0,6-0,8 m (Vollertsen et al, 2012b) for at undgå resuspension. Ved lavvandede bassiner med en forholdsmæssig hurtig ophobning af sediment betyder dette, at der relativt ofte skal foretages en oprensning. Således skal et bassin med 1 m permanent vanddybde potentielt oprenses allerede ved ca. 20% fyldningsgrad, mens et bassin med 1,5 m permanent vanddybde først skal oprenses ved en fyldningsgrad på ca. 50%.

Jf. Vollertsen et al., 2012b kan det forventes, at der i et regnvandsbassin aflejres ½-2 cm pr. år sediment. Vejdirektoratet lavede i 2011 sedimentanalyser fra 70 regnvandsbassiner, hvor der blev opgjort en gennemsnitlig sediment-tilvækst på 0,77 cm/år (Rapport 191, Sedimentanalyser fra 70 bassiner, Vejdirektoratet, 2011). Jf. DANVA vejledning nr. 97, 2016, viser erfaringstal, at tilvæksten af sediment i regnvandsbassiner, uden for-bassin (sandfangs-element), er 1-5 cm. pr. år.

Hvis der tages udgangspunkt i almindeligt belastet regnvand, og at sedimentet aflejres med 20 % tørstof, vil sedimenttilvæksten i et bassin, dimensioneret efter Vollertsen et al, 2012b, være mindre end 1 cm pr. år, hvis sedimentet fordeles på hele bassinets bundareal. I praksis kan der forventes en sedimenttilvækst på et par centimeter i bassinets dybe del. Anvendes en sediment-tilvækst på 2 cm skal et bassin med 1,0 m permanent vanddybde (uden forbassin), oprenses hvert ca. 10. år, mens et bassin med 1,5 permanent vanddybde (uden forbassin), skal oprenses med 30-40 års mellemrum (under forudsætning af at der minimum skal opretholdes en vanddybde på 0,6-0,8 m).

Derfor anbefales det, at man generelt forsøger at etablere regnvandsbassiner med en permanent vandstand, der bliver så dyb som muligt og gerne op mod 1,5 m (eller mere), selvom dette giver et større vådt volumen end de anbefalede 200-300 m<sup>3</sup>/red. ha. På denne måde spares der både på driftsudgifter og bassinerne forstyrres sjældnere. Projektspecifikke forhold, såsom geologi, grundvand, jordbalance og andre driftshensyn kan dog i visse tilfælde besværliggøre etableringen af bassiner med større dybde end 1,0 m.

I NMK 10-00641 (afgørelse fra Miljø- og Fødevareklagenævnet) henvises til at BAT er Faktabladet fra 2012 (Vollertsen et al., 2012b). I baggrundsrapporten til Faktabladet henvises til et ph.d.-projekt fra Aalborg Universitet fra 2007 (Madsen H.I.,2007), hvor det konkluderes, at dybder på op til 1,5 m er uproblematisk ift., at eutrofiering ikke fører til iltsvind og bundvending. Samtidig nævnes dog i Baggrundsrapporten, 2012 (Vollertsen et al, 2012a), flere amerikanske standarder og vejledninger, hvor der designes med dybder på op mod 3,0 m.

WSP har i flere undersøgelser dokumenteret, at sedimentet også i lavvandede regnvandsbassiner er iltfrit og derfor frigiver fosfor om sommeren. Der er dog som oftest ikke væsentlig risiko for bundvending, fordi sedimentet i våde regnvandsbassiner er alt for fast og indeholder typisk for lidt organisk stof (ca. 20 %). Det vurderes på den baggrund, at der ikke er væsentlige faglige argumenter imod at etablere bassiner med et permanent vådt volumen med større dybde end 1,5 meter, da iltfri forhold vil opstå uagtet hvad, såfremt bassinet etableres et sted, hvor der ikke forventes at komme meget organisk materiale.

Etableres bassiner med større dybde end 1,5 m skal der dog være opmærksomhed på, at sedimentationseffektiviteten – og dermed rensegraden – primært afhænger af bassinets areal og udformning. En større dybde giver dermed ikke en mere effektiv rensefunktion, men giver udelukkende et længere interval mellem oprensning. En større dybde skal således ses som et driftshensyn, fremfor et funktionshensyn. Tommelfingerreglen på 200-300 m<sup>3</sup>/red skal altså fortsat respekteres for bassinets øverste 1-1,5 m permanent våde del.

Man kan med fordel opdele det permanente våde volumen i et såkaldt "*rense-volumen*" og et "*sediment-volumen*". Sediment-volumenet udgør selve drifts-delen af det permanente våde volumen i et vådt regnvandsbassin, inden der er behov for en oprensning. Sediment-volumenet er altså det volumen der kan tages i

anvendelse til sediment-ophobning, og er det volumen der overstiger vanddybder på ca. 0,8 m fri vandsøjle. Rense-volumenet udgør "funktionskravet" af det permanente våde volumen.

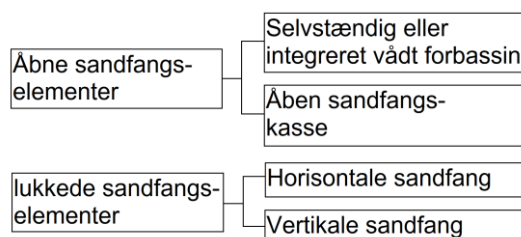
- Rense-volumenet defineres ved den øverste del af den permanente vandsøjle, inden bassinet skal oprensnes (de øverste 0,8-1,5 m vandsøjle) og indeholder ved ibrugtagning 200-300 m<sup>3</sup>/red. ha
- Sediment-volumenet defineres ved den nederste del af den permanente vandsøjle, inden bassinet skal oprensnes (under 0,8 m vandsøjle)

#### 4.2.5. For-rensning og sandfangselement

Inden udledning til et vådt regnvandsbassin kan der med fordel etableres en såkaldt for-rensning. For-rensningen har til formål at tilbageholde de største partikler (groft sediment som sand og grus) før hovedbassinet, hvorfor for-rensningen også kan benævnes som et sandfangs-element. Derved begrænses sediment-ophobningen i hovedbassinet, og hovedbassinet skal oprensnes sjældnere. Som eksempel anslås det, Jf. Vollertsen et al, 2012b, at etableringen af et vådt for-bassin fordobler tiden mellem oprensning af selve hovedbassinet fra mellem 10-20 år til mellem 20-40 år.

For-rensningen er altså en drifts-funktion, som har til formål at lette den samlede drift- og vedligeholdelse af et vådt regnvandsbassin (eller andre typer af bassinanlæg). I det følgende kaldes for-rensningen for *sandfangs-elementet*.

Sandfangs-elementet kan udformes på mange måder. I figur 4.3 er vist en oversigt over de gængse, overordnede sandfangs-elementer.



Figur 4.3: Oversigt over forskellige sandfangs-elementer.

I praksis kan designet af det konkrete sandfangs-element være en blanding af de nævnte løsninger og ligeledes kan elementerne kombineres, f.eks. med både et lukket sandfang efterfulgt af et åbent for-bassin.

Lukkede sandfang kan konstrueres og dimensioneres efter forskellige hydrauliske og sedimentations-tekniske principper, og deres udformning varierer. Rørsandfang og andre horisontale sandfang er typisk baseret på teorien fra Stokes lov, hvor reduktion af strømningshastigheden giver bundfældelige partikler tilstrækkelig opholdstid til at synke til bunds. Nogle vertikale sandfang anvender desuden teori om centrifugalkraft, hvor tunge partikler separeres fra hovedstrømmen og ledes mod periferien af bygværket, hvor de deponeeres i en sandfangszone.

Intervalleret for tømning/oprensning af sandfangs-elementet kan variere meget fra opland til opland og afhænger meget af det specifikke opland (de drifts- og anlægsaktiviteter der foregår) samt udformningen og tilstanden af selve kloaksystemet (både det offentlige og det private). Ligeledes kan intervallet variere ift. sandfangs-elementets specifikke udformning og dimensionering.

En gængs praksis for intervallet for tømning af sandfangs-elementer er når 50 % af elementets volumen er fyldt med sediment (se f.eks. Vollertsen, et al., 2012b angående for-bassiner og Teknologisk Instituts Rørcenter-anvisning 026, LAR-anlæg, juli 2018 angående lukkede sandfangsbygværker/brønde). Et vilkår der i øvrigt også ofte fremgår af udstedte udledningstilladelser. I amerikanske vejledninger varierer tallet mellem 25-75 % af volumenet eller dybden af et for-bassin.

En gennemgang af retningslinjer fra flere amerikanske stater, England og New Zealand, angiver en forventet periode for oprensning/tømning af for-bassiner på mellem 1-3 år og 5-10 år (oftest når 25-50 % af kapaciteten er opbrugt). Et studie fra North Carolina indikerer, at for-bassiner typisk skal tømmes hvert 5-10 år, men at ved større anlægsarbejder i oplandet, øges frekvensen af tømningen til at skulle foretages hvert år (Hunt & Lord, 2006). Dette stemmer godt overens med praktiske erfaringer fra bl.a. byggemodningsprojekter i Danmark.

Det synes åbenlyst, at den forlængede levetid for et hoved-bassin kun opnås, såfremt sandfangs-elementerne reelt driftes og tømmes, når kapaciteten af disse er opbrugt. Generelt er der en opfattelse i branchen om, at der er et efterslæb på vedligehold og renovering af våde regnvandsbassiner, så de lever op til funktionskravene fra bl.a. udledningstilladelser mv., herunder også den løbende tømnning af sandfangs-elementer.

Flere forsyningsselskaber er begyndt at implementere andre former for for-rensning og sandfangs-elementer end traditionelle åbne, våde for-bassiner. Årsagerne hertil er bl.a., at der er en oplevelse af, at der er en tung administrativ byrde i at koordinere og opnå tilladelse ved myndighederne til at udføre oprensninger af våde for-bassiner, at det er omkostningstungt at tømme de traditionelle våde forbassiner, og at oprensningen af våde for-bassiner kræver specialudstyr og -viden, som ikke nødvendigvis findes i forsyningernes interne drifts-organisationer. Dvs. at oprensningen af de åbne våde for-bassiner mere får karakter af og opfattes som et decideret selvstændigt projekt frem for en almindelig driftsopgave.

Det bemærkes i denne sammenhæng, at driften af sandfang, herunder for-bassiner, ikke er benævnt som en selvstændig driftsopgave i DANVA's vejledning nr. 97 – Vejledning om drift og vedligehold af regnvandsbassiner.

Generelt opleves der i branchen en efterspørgsel på erfaringsopsamling omkring drift- og vedligehold af de forskellige løsninger til sandfang, og det kunne være relevant at gennemføre et projekt, f.eks. ved interviews af flere forsyningsselskaber, som en erfaringsopsamling ift. design, drift- og vedligehold, myndighedskrav og -dialog, anlægs- og driftsøkonomi mv.

Alt efter hvilket sandfangselement der vælges, kan elementet også medvirke til at opnå en generel bedre rensning i det efterfølgende hoved-bassin. Ved etablering af for-bassin, integreret med hoved-bassinet eller med en bred overløbskant til hoved-bassinet, tages energien ud af vandet (nedsætter vandhastigheden) og derved sikres bedre sedimentering samt fordeling af vandstrømme i bassinets tværsnit (hvorved kortslutningsstrømme reduceres eller helt undgås).

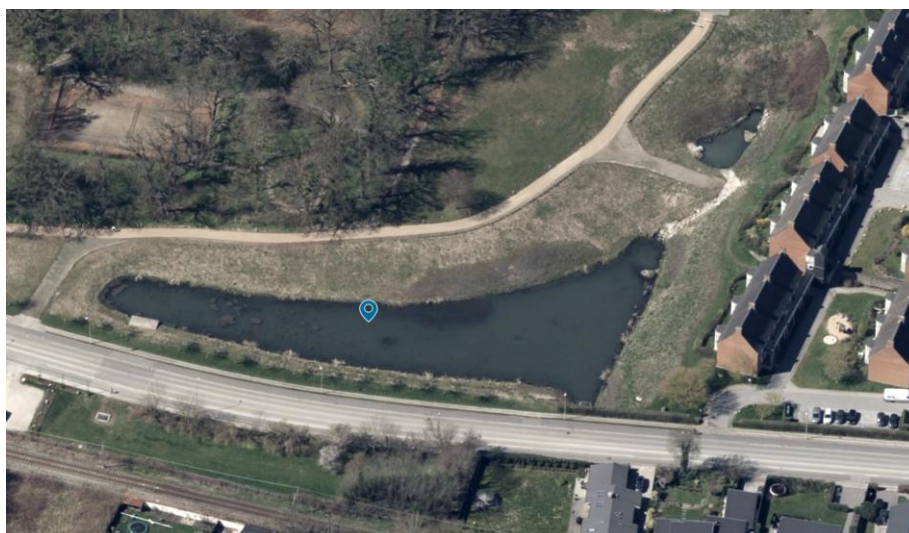
Det følger af Vollertsen et al., 2012a, at rensegraderne som er angivet, er for et såkaldt "veldimensioneret" bassin. Dvs. at bassinet designes med en relativ høj effektiv "hydraulisk virkningsgrad". Det følger indirekte af faktabladet og det tilhørende baggrundsnotat, at dette bl.a. indebærer en effektiv fordeling af vandstrømme i bassinets tværsnitsareal ved etablering af et for-bassin eller anden sektionering.

Hvis der ikke etableres et for-bassin, der fordeler vandstrømmene i hovedbassinet, er det således væsentlig at sikre, at der ikke opstår kortslutningsstrømme på anden vis og at vandhastigheden fortsat sænkes, til der opnås tilstrækkelig opholdstid. Dette kan delvist imødekommes ved at sikre, at ind- og udløbspunkter ikke peger direkte mod hinanden, og at bassin-geometrien fordrer en lang strømningsvej. Der kan suppleres med en anden form for barriere ved indløbet til opbremsning af vandet og fordeling af vandstrømmene, f.eks. en ledevæg, stensætning, "ø" eller lignende.

### ***Design af åbent vådt for-bassin (selvstændigt og integreret)***

Et traditionelt, åbent, for-bassin kan enten etableres som en integreret del af et vådt regnvandsbassin eller som et selvstændigt bassin (figur 4.4).

Etableres for-bassinet, som en helt selvstændig bassin-enhed, kan det være en fordel, at overflade-arealet af det permanent våde volumen bliver mindre end 100 m<sup>2</sup>, for at reducere risikoen for automatisk udpegning til §3 sø jf. Naturbeskyttelsesloven.



Figur 4.4: Eksempel på vådt regnvandsbassin med selvstændigt for-bassin (i øverste højre hjørne af billedet) (Foto: Statens Skråfoto, Klimadatatstyrelsen, 2023).

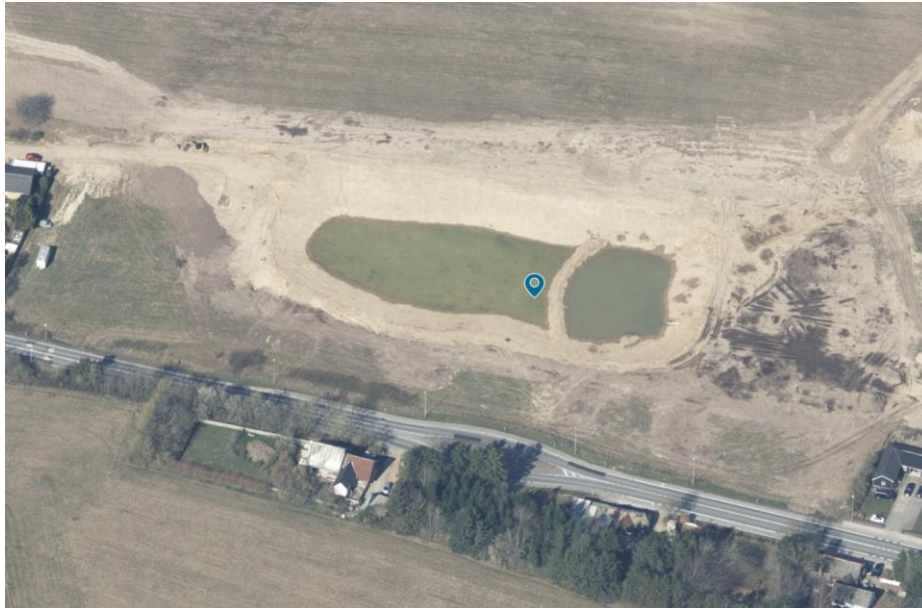
Kigger man på amerikanske vejledninger, er der tradition for etablering af selvstændige for-bassiner, som dog primært er adskilt fra hoved-bassinet med en erosionsikkert overløbskant. Overløbskanten mellem for- og hoved-bassin har til formål at kunne tømme for-bassinet for sediment uden indvirkning på hoved-bassinet og skaber samtidig en effektiv fordeling af vandstrømme på tværs af hoved-bassinets tværsnitsareal.

Etableres forbindelsen mellem et selvstændigt for-bassin og hoved-bassinet, som en rør-forbindelse, bør man ydermere overveje hvorledes indløbsarrangementet i hoved-bassinet udformes, så der sikres fuld udnyttelse af hovedbassinets permanent våde areal, og så kortslutningsstrømme undgås.

For-bassiner, integreret i hoved-bassinet, kan f.eks. være ved etablering af en sektionsoptdeling ved en spærring mellem for- og hoved-bassin. Eksempler på dette er bl.a. ved jordvolde i ler, spunsvægge, gabionsvægge eller lignende. I Danmark er der tradition for at spærringen etableres 10-20 cm under det permanente vandspejl, hvilket antages fortsat at give effekten med spredning af vandstrømme, bl.a. fordi denne spærring/bræmme ofte vokser til i siv og dunhammer.



Figur 4.5: Foto fra etablering af vådt regnvandsbassin, med sektionsoptdeling i form af vold med lermembran. Permanent vandspejl er planlagt 20 cm over overkant af ler-vold (Foto: VAM A/S, 2023).



Figur 4.6: Eksempel på vådt regnvandsbassin med integreret for-bassin til højre i billedet, adskilt af ler-vold. Bassinet er ikke fyldt til det planlagte permanente vandspejl på billedet (Foto: Statens Skråfoto, Klimadatastyrelsen, 2023).

Som tidligere nævnt er der få og blandede erfaringer i branchen for en løbende drift og tømning af for-bassiner og der er få forsyningsselskaber og statslige selskaber, som har en reel drifts-turnus på åbne for-bassiner, hvor løbende tilses og tømmes ved 50 % fyldning.

En tilgang til dimensionering af for-bassiner er at betragte det som et horisontalt sandfang, hvor sandfanget f.eks. kan dimensioneres ved hjælp af principperne fra Stokes Lov. Jf. Winther et al., 1978, har gennem praktiske erfaringer vist, at horisontale sandfang bør dimensioneres med en gennemstrømningshastighed på ca. 0,3 m/s.

Jf. Vollertsen et al, 2012a, bør for-bassiner have et volumen på ca. 20-50 m<sup>3</sup> (som en del af det samlede våde volumen på 200-300 m<sup>3</sup>/red. ha.). Til sammenligning viser en gennemgang af amerikanske guidelines, at der opereres med en generel dimensionering på 10-15 % det våde regnvandsbassins samlede areal eller volumen. Vejdirektoratet angiver et volumenkrav på ca. 25 % af det samlede vådvolumen jf. Typetegning 26822, Projektering af regnvandsbassin, rev. F, 2022.

De fleste amerikanske design-guides angiver dybder på for-bassiner på 1,2-1,8 m. Her opereres i enkelte guidelines også med en længde:bredde forhold på 3:1.

I flere amerikanske vejledninger til for-bassiner anbefales det, at der etableres en fast bund i hele eller dele af forbassinet, f.eks. som en betonplade, for at undgå mere opgravning/opsugning end nødvendigt. Dette gentages til dels i Vollertsen et al, 2012b, hvor det anbefales at for-bassinets bund er kørefast. Dette synes dog ikke at være den gængse standard i designet af danske regnvandsbassiner. Såfremt man omhyggeligt registrerer geometrien af forbassinet, er der dog også muligt at gps-styre de fleste gravemaskiner, cuttersugere mv.

Flere amerikanske vejledninger angiver også behovet for etablering af en fast skalapæl, som kan anvendes til måling af dybden af aflejret sediment.

Traditionelle åbne for-bassiner skal typisk oprensnes ved våd- eller tørreopgravning med gravemaskine med langarm eller lignende.

### **Design af åben sandfangskasse**

Flere forsyninger er begyndt at introducere større åbne sandfangs-kasser (oftest i beton, som præfabrikerede eller in-situ støbte elementer), som implementeres ved tilløbet til våde regnvandsbassiner. Se bl.a. Designguide for regnvandsbassiner og DANVA vejledning nr. 102, 2018, Paradigme for etablering af våde

regnvandsbassiner, Herning Vand, 2021 og Retningslinjer for etablering af bassiner, Silkeborg Forsyning, 2019 m.fl.



Figur 4.7: Eksempel på sandfangkasse i beton, opdelt i 4 elementer, fra bassin-projekt i Silkeborg. Til venstre ses forbassinet i anlægsfasen. Til højre ses bassinanlæg ca. 1 år efter endt udførelse, hvor afslutning på kassen med rækværk og overkant af gavl kan ses i front af sandfangkassen (Foto: NIRAS).

Disse beton-kasser kan f.eks. tømmes ved opgravning fra en lastvogn med påmonteret grab, som typisk har en rækkevidde på 10-14 m fra kørefast vej. Dette betyder oftest, at de enkelte "kasser" kun kan anvendes ved mindre bassiner med små oplandsarealer, eller alternativt ved opdeling i flere tilløb med hver sin "kasse". Enkelte forsyninger planlægger at tømme betonkasserne med slamsuger. Der er dog få konkrete drifts-erfaringer med tømning af sandfangkasserne.

Betonkasserne dimensioneres typisk som et horisontalt sandfang med en gennemstrømningshastighed på ca. 0,3 m/s, hvorved der i teorien sedimenteres partikler ned til 0,5 mm.

Flere af de forsyninger, der har implementeret disse betonkasser, har en aftale med den kommunale myndighed om, at tømningen ikke kræver ekstern koordinering eller tilladelser, som f.eks. §3-dispensationer, da det regnes for et spildevandsteknisk bygværk.

Da etableringen af langt størstedelen af disse betonkasser er sket indenfor de sidste 10-15 år er der minimalt med konkrete langvarige driftserfaringer. Dog kan nævnes følgende, foreløbige erfaringer:

- Opgrabbet sediment har stort vådindhold og kan med fordel afdrænes inden bortkørsel. Herning Vand har bl.a. gjort sig nogle erfaringer med afdræning direkte i container på lastvogn
- Det kan være svært for driftspersonalet at orientere sig ift. "kassens" sider og man opgraber "i blinde". Det kræver således en erfaren fører af grabben
- Kasserne bør designes med en dybde under indløbskoten på 1,0 m eller mere, for at sikre at aflejret sand/grus ikke re-suspenderes som følge af turbulens og kraftigere regnhændelser

### **Design af lukkede sandfang**

Andre forsyninger opererer også med lukkede sandfang før tilløbet til bassinerne, f.eks. som større sandfangs-bygværker, præfabrikerede produkter og rørbassiner med indbyggede tværvægge (se bl.a. Designguide for regnvandsbassiner, DANVA vejledning nr. 102, 2018 og Bassinmanual for Aarhus Vand, 2021). Ofte vælges lukkede sandfang af drifts-hensyn, enten fordi selve hovedbassinet er relativt ufremkommeligt ift. oprensning eller fordi man har vurderet at driften af det lukkede sandfang er mere fordelagtig end driften af et åbent sandfangs-element.

De lukkede sandfang skal tømmes med slamsuger. Flere forsyninger ser fordele i disse løsninger, da forsyningerne enten har egen slamsuger eller fast slamsuger-ordning og således kan driften heraf indgå, som en fast del af den daglige drift. Som tilfældet er med betonkasserne, er der dog få opsamlede driftserfaringer med flere af disse lukkede sandfangs-løsninger.

Slamsugere tømmes som oftest på forsyningens renseanlæg og sediment fra oprensede sandfang vil dermed indgå i en ny proces med udskilning af grove partikler og evt. slam via renseanlæggets sandfang. Herunder efterbehandling og bortskaffelse.

Dimensioneringen af lukkede sandfang afhænger bl.a. af udformningen. Rørsandfang og "sandfangs-kasser" dimensioneres f.eks. efter samme principper som horisontale sandfang ved anvendelse af principperne fra Stokes Lov. Andre sandfang, f.eks. nogle vertikale sandfang dimensioneres desuden ud fra de teoretiske principper omkring centrifugalkraft.

De lukkede sandfang anvendes typisk ved mindre oplande (< 10 ha), hvor sandfanget etableres direkte på regnvandslednings-systemet. Man kunne dog forestille sig at lukkede sandfang også kunne komme i anvendelse ved større oplande, ved at anvende principper for sandfang ved olieudskillere med omløb (se også Rørcenter-anvisning 006, Olieudskilleranlæg, Teknologisk Institut, april 2021).



Figur 4.8: Eksempel på præfabrikeret sandfangs-produkt. Etableret i Hjallerup (Foto: NIRAS).

#### 4.2.6. Placering og udformning af ind- og udløbspunkter

Jf. Vollertsen et al., 2012b bør ind- og udløb placeres så strømningsvejen og opholdstiden i bassinet bliver så lang som muligt.

Ved indløbet bør det sikres at energien tages ud af vandet for at undgå kortslutningsstrømme og resuspension af sediment. Etableres der ikke et for-bassin med indbygget barriere eller lignende til dette formål, bør det på anden vis sikres at strømhastigheden sænkes, f.eks. ved etablering af andre barrierer/ledevægge eller udformninger af indløbet. Ligeledes bør det overvejes hvordan ind- og udløb er vinklet ift. hinanden og ift. geometrien af bassinet, for at sikre længst muligt strømningsvej og undgå døde zoner og fuld udnyttelse af det permanent våde bassinareal.

I Danmark stilles der ofte krav om at udløbet (også kaldet fraløbet eller afløbet) er dykket for at sikre funktion som olieudskiller. Dette har også den fordel af evt. flydende elementer såsom grene mv. ikke tilstopper udløbet. Ligeledes bør bunden af udløbet placeres over bunden af bassinet og højere end det forventelige niveau for sedimentophobning, inden oprensning er påkrævet.

Hvorvidt ind- og udløb etableres som ledningsanlæg eller som bygværkskonstruktioner afhænger ofte af den enkelte bygherres præferencer og vejledninger og udfoldes ikke nærmere.

Af hensyn til driften og drifts-tilsynet opleves et øget fokus på synlighed/markering og fremkommelighed til ind- og udløbspunkter/bygværker. F.eks. har Vejdirektoratet som standard, at der etableres en trappe i præfabrikerede betontrin til afløbsbygværket (Vejdirektoratets Typetegning 26632, Afløbsbygværk i regnvandsbassin, rev. C, 2025). Flere forsyningsselskaber er også begyndt at kræve, at dykkede ind- og udløbsrør markeres, f.eks. med en markeringsstolpe.

## 4.2.7. Olieudskillere og regnvandsbassiner

Separatkloakeret regnvand er forurennet med olie, der kan stamme fra aktiviteter på terræn, f.eks. dryp fra biler, spild i forbindelse med uheld eller atmosfærisk deposition. Når vandet ledes til et regnvandsbassin, vil en del af olien lægge sig på vandoverfladen, mens en anden del vil binde sig til partikler, der sedimenterer i bassinet. Samlet har regnvandsbassiner med dykket udløb en højere rensgrad for olie end olieudskillere.

Hvis man ser bort fra spild i forbindelse med uheld, vil lette olieforbindelser normalt fordampe direkte fra de befæstede overflader eller fra vandoverfladen i kloakker og regnvandsbassiner, hvor olie samles på vandoverfladen. Dette bekræftes af analyser af sediment i regnvandsbassiner, hvor der stort set udelukkende findes tunge olier. Over tid vil der desuden ske en biologisk nedbrydning af olieprodukterne. Placering af dykkede udløb, medfører at olie på overfladen ikke udledes.

### ***Rensning i regnvandsbassiner og olieudskillere***

For at undgå, at olieforurening ledes til de naturlige recipienter, skal regnvandet renses. Det kan f.eks. i enten olieudskillere eller regnvandsbassiner med permanent vådt rensesvolumen.

Et vådt regnvandsbassin fungerer principielt som en meget stor olieudskiller, hvor vandets lange opholdstid giver fri olie tid til at samle sig på vandoverfladen, hvorfra det fordamper over tid. Olieholdige partikler udskilles effektivt ved sedimentation og fjernes i forbindelse med oprensning af sediment. Ved at etablere regnvandsbassinet med dykket afløb sikres, at eventuel olie på vandoverfladen ikke ledes ud gennem afløbet til recipient.

Olieudskillere har på grund af deres størrelse kun begrænset hydraulisk kapacitet og renseseffekt og indrettes derfor så større vandstrømme går i omløb eller overløb. Det betyder, at olieudskillere kun har begrænset renseseffekt, hvis de etableres på det uforsinkede tilløb før regnvandsbassinet. Hvis olieudskilleren etableres på det forsinkede afløb fra bassinet, vil den ikke blive hydraulisk overbelastet, men da bassinet fjerner olie langt mere effektivt end en olieudskiller, giver denne placering ingen mening.

På den baggrund er det en generel faglig anbefaling, at der stilles krav om rensning i bassin med permanent vådt volumen og dykket udløb (BAT-bassin). Dette er afspejlet i, at det hverken i DANVAs vejledninger eller på Separatvand.dk anbefales at etablere olieudskillere i forbindelse med regnvandsbassiner.

### ***Myndighedskrav til rensning for olie***

Der er forskel på kommunernes praksis, når det gælder krav til olieudskillere i regnvandssystemer. Det betyder, at man kan finde eksempler på udledningstilladelser, hvor der blot er krav om rensning i vådt bassin med dykket afløb og tilladelser, hvor der både er krav om olieudskiller og vådt bassin. Da traditionelt dimensionerede olieudskillere ikke renses til BAT, ses kun få eksempler på at olieudskillere accepteres som eneste renseløsning.

I Albertslund Kommune findes en del olieudskillere på regnvandskloakken. En årsag til dette kunne være, at Kommunens regnvandssystem oprindeligt er udformet, så kun en mindre del af nedbøren ledes til regnvandsbassiner. Praksis i Albertslund Kommune er i dag at stille krav til olieudskiller, hvis der f.eks. vaskes biler eller materiel på virksomhedens udearealer. Her er kravet, at der skal indrettes en vaskeplads med sandfang og olieudskiller, og at afløb skal tilsluttes spildevandskloakken.

### ***Regler for olieudskillere på regnvandskloakken***

Olieudskillere på regnvandskloakken behandles ikke særskilt i Bekendtgørelse om spildevandstilladelser (Spildevandsbekendtgørelsen).

I Vejledningen til Spildevandsbekendtgørelsen (Miljøstyrelsen, 2018) fremgår det, at det er Kommunalbestyrelsen, der fastsætter krav for tilslutning af spildevand, herunder regnvand. Det beskrives her, at formålet med olieudskillere er at undgå, at der tilføres olieprodukter til spildevandssystemet og det berørte vandområde (recipienten), og at olieudskillere anvendes ved tilslutninger, hvor der vil kunne forekomme olie og fedt, f.eks. afløb fra tankpladser, garageanlæg, parkeringshuse, bilvaskeanlæg og befæstede arealer, hvor der sker afvaskninger mv., der genererer olieholdigt spildevand. Der er i vejledningen ikke taget stilling til regnvandsbassiner som alternativ til olieudskillere.

Miljøklagenævnet har i en afgørelse stadfæstet Syddjurs Kommunes tilladelse til udledning af overfladevand til en recipient (Nævnets hus, 2009). Nævnet vurderer, at afløbet fra forsinkelsesbassinet bør forsynes med olieudskillere af tilstrækkelig størrelse eller at afløbet bør etableres på en sådan måde, at bassinet fungerer som olieudskillere, således at det sikres, at bassinet kan tilbageholde olien fra en tankvogn. Klagenævnet ligestiller altså rensning i olieudskillere og bassiner.

### **Sammenfattende vurdering af olieudskillere relateret til våde regnvandsbassiner**

Det er WSP's vurdering, at der hverken er formelt eller fagligt belæg for at stille krav om olieudskillere i forbindelse med regnvandsbassiner, forudsat at regnvandsbassinet udformes og dimensioneres korrekt med et permanent vådt renselumen og dykket afløb.

Ved at etablere et dykket udløb fra forbassin eller hovedbassin sikres det, at bassinet fungerer som olieudskillere.

## **4.3. Materialevalg - Membraner i bassiner**

Formålet med det permanente vandspejl og det permanente våde volumen er at sikre den nødvendige rensning af overfladevandet, bl.a. ved bundfældning, og det skal samtidig sikres, at der ikke er risiko for re-suspension af aflejret sediment.

Bunden og siderne i et vådt regnvandsbassin, op til koten for det permanente vandspejl, skal derfor være tilstrækkelig impermeabel ("tætte") til at koten for det permanente vandspejl i bassinet er nogenlunde stabilt, uden at der forekommer væsentlig ind- eller udsivning.

Til at opnå dette mål anvendes som oftest lav- eller impermeable membraner i bassiner.

I nærværende kapitel skelnes mellem følgende membran-typer til våde regnvandsbassiner:

- a) Lavpermeabel in-situ lermembran - Membran af intakte aflejringer såsom egnet moræneler, eller anden ler i bunden af bassinet
- b) Lavpermeabel udlagt lermembran - Komprimeret tilkøbt lerlag (naturligt forekommende ler) under bund af bassinet
- c) Lavpermeabel præfabrikeret membran - Fabriksproduceret membran samt tilhørende overlejrings- og beskyttelseslag af egnet jord-materiale. Som oftest anvendes bentonitmembraner
- d) Impermeabel membran - Såsom membraner i plast og gummi (HDPE, LDPE, EPDM mm.) samt tilhørende overlejrings- og beskyttelseslag af egnet jord-materiale

Jf. den danske ordbog (DDO) betyder *membran* en tynd hinde eller lag, der adskiller to rum eller områder, og som kan være gennemtrængelig for nogle stoffer, men ikke for andre. I denne rapport anvendes termen *membran* dog også for tætningslag af ler-materialer, da dette traditionelt også benævnes membran i branchen (f.eks. jf. DS/INF 466 - Membraner til deponeringsanlæg, 1999).

Membran-type a), b) og c) skal generelt have egenskaber, der gør at vandspejlet fastholdes i normale vejrligsperioder. I længerevarende tørkeperioder vil vandstanden synke midlertidigt, dels ved fordampning og dels ved mindre udsivning fra den lavpermeable bund og sider. Ved efterfølgende regnhændelser vil det permanente vandspejl dog hurtigt indfinde sig igen. Den teoretiske udsivning fra bassinbund og sider kan evt. beregnes og sammenholdes med årsmiddelnedbøren i de konkrete projekter. Praktiske erfaringer viser samtidig, at bassinbunden klogger til over tid grundet aflejret, finpartikulært, sediment. Til sammenligning ses dette også ofte som en problematik ved etablering af nedslivningsbassiner, hvor det ofte opleves at nedslivningsbassinernes overflade klogger til i finpartikulært sediment.

Hvilken membrantype der anvendes i det konkrete projekt udvælges ud fra forskellige parametre såsom de geologiske og hydrologiske forhold på stedet, mulighederne for tilkørsel af egnet ler fra nærområdet, myndighedskrav til membranen (f.eks. ift. grundvands-beskyttelse) mv.

Som oftest er der metodefrihed ift. krav fra myndighederne, så længe der opnås en tilstrækkelig tæthed. Medmindre der er skærpede krav grundet grundvands-interesser, er et ofte set krav, at bassinet holder "tæt" til det permanente vandspejl indenfor et år efter etablering.

### **Membrantype a) og b)**

Membran-type a) (in-situ lermembran) er som oftest den mest fordelagtige at anvende, hvis geologien i bassin-området tilgodeser denne løsning. Dette gælder både ift. økonomi, bæredygtighed og "bygbarhed" i udførelsesfasen samt den efterfølgende drift. Etableres et regnvandsbassin i et område med lerede aflejringer kan bassinet oftest etableres ved afgravning direkte til bassinets fremtidige bundkote og en efterfølgende bearbejdning af leren, evt. suppleret med udskiftning af grusede/sandede lommer med komprimeret tilkørt ler.



*Figur 4.9: Eksempel på etablering af regnvandsbassin med bentonitmembran (Foto: VAM A/S, 2023).*

Membran-type b) finder typisk anvendelse i områder med mere sandede aflejringer, hvor den lokale geologi ikke fordrer anvendelsen af en in-situ lermembran. Dette kræver, at der kan findes en egnet ler fra anden udgravning i umiddelbar nærhed, eller at egnet ler kan skaffes fra råstof-grav eller lignende.

I Danmark er der bred erfaring med anvendelsen af moræneler til etablering af lermembraner.

Om en lerjord (in-situ eller tilkørt) er egnet til membran bør vurderes af egnet fagperson, såsom geotekniker eller lignende. Erfaringsmæssigt kan man med lerjord med et ler-indhold,  $L > 14 \%$ , og et plasticitetsindeks,  $I_p > 5 \%$ , opnå en permeabilitetskoefficient på  $k < 10^{-10}$  m/s, som i praksis er "tæt".

Praktiske erfaringer viser dog også at ler med et ler-indhold,  $L > 10 \%$ , og et plasticitetsindeks,  $I_p > 4 \%$ , kan anvendes som "tæt" membran, såfremt der er øget fokus i udførelsen på homogenisering og komprimering. Dette skal også ses i lyset af at bassin-bunden klogger relativt hurtigt til med tilstrømmende finpartikulært sediment.

Etableres bassinet i område med f.eks. sandet eller stærkt sandet moræneler, bør der foretages en nærmere risikovurdering af anvendeligheden af lerjorden til membran og der bør være øget kontrol i udførelsen.

Uagtet om der anvendes type a) eller b) bør lerjorden komprimeres med jordkompaktor eller tromle i en dybde på minimum 0,3 m. Evt. partier med sand-indslag og lignende bør fræses og homogeniseres inden komprimering. Overfladen af ler-membranen bør beskyttes mod udtørring, erosion og opfrysning, da dette kan medføre sprækker.

### **Membran-type c)**

Anvendes membran-type c) (f.eks. bentonitmembraner) skal der være opmærksomhed på, at der er behov for et beskyttende overlejringslag, typisk på 30-50 cm af egnet jord. Laget har flere funktioner, både som ballastjord til membranen og som et lag der markerer en overgang når der skal tages sedimentprøver og oprensnes. Ligeledes vil der være andre krav til udførelse af tætninger omkring ind- og udløb, bygværker og øvrige konstruktioner.

Nogle forsyningselskaber kræver også at der etableres et markeringsnet over bentonitmembranen, som det kendes fra markering af forurenede jord.

Ved anvendelse af denne membrantype skal der bl.a. være opmærksomhed på, dybden af membranen i zonen fra det permanente vandspejl til 0,6-0,8 m under vandspejlet. I denne zone vil der ofte komme beplantning (såsom dunhammer mm.) som har dybe og kraftige rødder og for en sikkerheds skyld bør membranen derfor etableres med et større overlejringslag i denne zone.

Anvendes membran-type c) skal leverandørens anvisninger følges ift. materialekontrol, opbevaring og etablering.



Figur 4.10: Eksempel på etablering af regnvandsbassin med bentonitmembran (Foto: VAM A/S, 2023).

### **Membrantype d)**

Anvendelse af membrantype d) (f.eks. plastmembran) hører til sjældenhederne i forbindelse med etablering af våde regnvandsbassiner, men kan finde anvendelse, hvor myndighederne stiller krav om decideret impermeable membraner.

Generelt følger de samme opmærksomhedspunkter, som for membrantype c).

Anvendes denne type membran bør der være ekstra opmærksom på risikoen for opdrift og samling af gas under membranen, som kan gøre at membranen "bobler op".

Anvendes membran-type d) skal leverandørens anvisninger følges ift. materialekontrol, opbevaring og etablering.

### **Bassiner uden membraner**

I enkelte tilfælde kan et vådt regnvandsbassin etableres uden egentlig membran, men hvor det permanente vandspejl i bassinet styres af grundvandspejlet. Denne løsning hører til sjældenhederne, men kan finde anvendelse hvor grundvandspejlet er forholdsvis stabilt og gradienten er opadrettet. Dette kan også være gældende i områder med såkaldte blødbundsaflejringer. I praksis bør man indtænke en "fleksibel zone", som både kan have funktion af vådt volumen eller stuvningsvolumen alt efter årstid og stand af grundvandspejlet.

### 4.3.1. Sikring af grundvandsressourcen

Udsivning af vand fra våde regnvandsbassiner (perkolat) kan potentielt medføre en forurening af grundvandsressourcen.

I tilfælde hvor bassiner placeres i områder med grundvandsinteresser kan der foretages en konkret risikovurdering ift. krav til membranen og risiko for grundvandsressourcen. Dette kan f.eks. være indenfor indvindingsoplande, indenfor nitratfølsomme områder (NFI), i kildepladszoner og områder tæt ved drikkevandsboringer (f.eks. boringsnære beskyttelsesområder – BNBO), mm. I risikovurderingen kan indgå parametre såsom oplandstypologi (større vejarealer, boligområder, tung eller let erhverv) til bassinet, sårbarheden af grundvandsmagasinet/drikkevandsboringer og den teoretiske flux fra bassinet til grundvandsmagasinet kan evt. beregnes og risikovurderes.

Således stiller flere kommuner skærpede krav til membranen i områder, hvor grundvandet er særligt sårbart, og hvor der samtidig vurderes at være en potentiel stor forureningsrisiko. Det kan f.eks. gælde ved oplande med tungt erhverv eller større vejanlæg. I disse tilfælde stiller flere myndigheder krav om at membranen designes og etableres iht. DS/INF 466, Membraner til deponeringsanlæg, 1. udgave, 1999.

Ovenstående risikovurdering bør ligeledes foretages, hvor bassiner skal etableres i områder med kendt jordforurening, hvor der kan være risiko for at mobilisere uønskede stoffer, såfremt membranen ikke er tilstrækkelig tæt.

Membran-type a), b), c) og d) kan i princippet alle anvendes til at opfylde krav i DS/INF 466. Skal standarden følges jf. myndighedskrav, kræves en skærpet materiale- og udførelseskontrol samt efterfølgende indmåling og efterkontrol.

DS/INF 466 giver bl.a. retningslinjer for etablering af bund- og sidemembraner af ler og/eller af polymerer (såsom plastmaterialer som HDPE, LDPE eller gummimaterialer som EPDM). Retningslinjerne omfatter både krav til forundersøgelser, materialer, dimensionering, udførelse og kontrol.

Aarhus Kommune har i 2009 udgivet en praktisk arbejdsprocedure for etablering af lermembraner (type a) og b)) i regnvandsbassiner, hvor membraner kræves etableret i overensstemmelse med DS/INF 466.

### 4.3.2. Geologi og hydrologi

Når der vælges membran-opbygning, er det vigtigt at gøre dette ud fra et oplyst grundlag vedrørende den lokale geologi og hydrologi.

Geotekniske undersøgelser og bestemmelse af jordtyper bør især tage sigte på en afklaring af:

- Sætningsgivende eller på anden måde ustabile forekomster som tørv, dynd, gytje, opfyld e.lign., der på sigt vil kunne medføre uhensigtsmæssige sætninger
- Forekomst af ler og kvalitet af denne
- Beliggenhed af grundvandsspejl med henblik på en vurdering af risiko for indsivning eller opdrift

#### **Geologi**

Etableres bassinet i område med lerede forekomster, kan membranen ofte etableres som en in-situ lermembran.

Etableres bassinet i område med sandede aflejringer med høj permeabilitet, hvor risikoen for udsivning er større, skal der være øget opmærksomhed på projektering, udbud og udførelse af membran ift. materialevalg og kontrol.

Ligeledes er det vigtigt at kortlægge evt. blødbundsaflejringer såsom tørv og gytje. Disse aflejringer har lav styrke og høj kompressibilitet, hvilket bl.a. kan føre til sætninger og skred. I forbindelse med projekteringen og udførelsen af membranen og den efterfølgende drift er det bl.a. vigtigt at forholde sig til, om disse blødbundsaflejringer skal og kan udskiftes. Hvis de ikke udskiftes, skal evt. sætninger indtænkes i designet af membran og bygværker, og forhold omkring den efterfølgende drift skal overvejes. Det kan betyde øgede udgifter til den fremtidige oprensning af bassinet at etablere bassiner over blødbundsaflejringer, da det kan kræve anden udførelsesmetode og materiel end f.eks. tårngravning med almindelige gravemaskiner.

### **Grundvandsforhold og opdriftssikring**

I forbindelse med etablering og efterfølgende funktion og drift af regnvandsbassinet skal det nuværende og fremtidige grundvandsspejl (sekundært eller primært) kortlægges.

Placering af bassiner i områder med højtliggende grundvandsspejl kræver nærmere vurdering.

Det kan f.eks. være nødvendigt at grundvandssænke eller lænse udgravningerne i forbindelse med regnvandsbassiner og tilhørende ledningsanlæg og bygværker. En grundvandssænkning kan udføres på forskellig vis, afhængig af den lokale geologi, evt. jordforurening, funderingsforhold for nærliggende bebyggelse og infrastruktur, årstid og vejrliget.

Nedsivning eller afledning af oppumpet grundvand til recipient kræver som oftest tilladelse fra myndighederne. Afledning til kloak kræver ligeledes tilladelse fra forsyningen og myndigheden.

Ved lavpermeable og især ved impermeable membraner er der risiko for løft af membranen eller i ekstreme tilfælde brud ved højtliggende grundvandsspejl. Dette kan f.eks. forekomme ved højtstående grundvandsspejl kombineret med en driftssituation, hvor bassinet tømmes for vand og sediment. I disse tilfælde kan der ved etablering af bassinet etableres et ballastlag ovenpå membranen, hvis tykkelse og egenskaber designes ud fra et fremtidigt driftsscenario.

Alternativt kan det forudsættes at oprensning foretages ved vådopgravning/cuttersugning eller at der skal foretages en grundvandssænkning inden tømning af bassin.

Endeligt kan der etableres et sikringsdræn i en given højde, f.eks. som et drænsystem under eller omkring bassinet, der kan fastholde grundvandsspejlet i et maksimalt niveau. Etableringen af sådanne dræn kan med fordel sammentænkes med den nødvendige grundvandssænkning i etableringsfasen af bassinet. Afløb fra sikringsdræn kan f.eks. føres til nedstrøms-liggende kloaksystem eller recipient via gravitation. Alternativt kan drænene forberedes til en fremtidig oppumpning. Uagtet løsningsmetode skal dette forhold afklares med den lokale myndighed.

Etableres et sikringsdræn er det vigtigt at den efterfølgende drift- og vedligeholdelse er gennemtænkt og velbeskrevet ift. overdragelsen til driftsorganisationen. Der skal bl.a. være opmærksomhed på, at drænene potentielt tilklogger inden bassinet f.eks. skal tømmes for sediment, og at disse dræn også udgør et driftspunkt og bl.a. kan kræve spuling og renovering og bør derfor etableres i materialer, der muliggør spuling og rodfræsning.

Når der er højtliggende grundvandsspejl over det permanente vandspejl, kan der forekomme indsivning af grundvand til bassinet. I tilfælde hvor afløbstallet fra bassinet er relativt lille kan dette betyde at det permanente vandspejl i en længere periode indstiller sig på et højere niveau end planlagt og derved optager en del af det planlagte stuvningsvolumen. Samme problematik gør sig generelt gældende, når der kommer større drænmængder på afløbssystemet til bassinet, f.eks. fra grønne områder, omfangsdræn, vejdræn og lignende. Jf. Vollertsen et al., 2012b, vil en basisvandføring fra f.eks. dræn reelt medføre en forringelse af bassinets renssevne (da opholdstiden nedsættes) og optimalt set bør bassinvolumenet tilsvarende forøges.

## **4.4. Reduktion af klimaaftryk fra anlæg og drift af regnvandsbassiner**

Dette afsnit fokuserer på klimapåvirkningen fra anlæg og drift af bassiner, og hvordan denne kan reduceres. Yderligere ses der på den mere generelle udformning af bassinerne, og hvordan det både kan bidrage til at øge biodiversiteten og de rekreative muligheder for beboere i området omkring regnvandsbassinet. Der findes mange andre miljømæssige faktorer, man kan overveje, men det er vurderet, at CO<sub>2</sub> er en god proxy for flere andre miljømæssige faktorer, da en reduktion i CO<sub>2</sub> ofte vil resultere i en reduktion af påvirkning på andre typer af miljøbelastning og af ressourceforbrug.

Et anlægsprojekt vil altid føre til en klimabelastning, og jo mindre man anlægger, jo mindre vil belastningen være. Klimabelastningen fra anlægget og mulighederne for at reducere disse skal derfor afvejes i forhold til anlæggets nødvendige funktion som rens- og forsinkelsesløsning.

#### 4.4.1. Reduktion i CO<sub>2</sub>-udledninger

CO<sub>2</sub> benyttes i det følgende som en fælles betegnelse for klimagasser. CO<sub>2</sub>-aftrykket opgøres i CO<sub>2</sub>-ækvivalenter. CO<sub>2</sub>-ækvivalenter betyder, at alle drivhusgasser er omregnet med en faktor, der afspejler deres effekt på global opvarmning, relativt til 1 kg CO<sub>2</sub>. Dvs. når CO<sub>2</sub> udtrykket bruges, så dækker det over alle typer drivhusgasser.

WSP har i samarbejde med Novafos udarbejdet et idé-ark om Inspiration til reduktion af CO<sub>2</sub>-aftryk fra anlægsprojekter til forsinkelse af regnvand tilbage i 2024. Formålet med arket var at give projektledere et større overblik og redskaber til at træffe valg, der giver CO<sub>2</sub>-besparelser i de forskellige projektfaser. Dele af dette arbejde er præsenteret i de følgende afsnit.

#### 4.4.2. Generelle Tiltag

Der er en række generelle tiltag, det er vigtigt at overveje i alle typer projekter. Disse baserer sig på principperne, der fremgår af Handlingscirklen i figur 4.11 og knytter sig til forskellige projektfaser. F.eks. vil fasen "Byg mindre" være noget man kan overveje i de helt tidlige projektfaser, da det er her man kan beslutte, om det reelt er nødvendigt at udføre projektet, eller om det kan udskydes eller dimensioneres mindre. "Byg med lavt CO<sub>2</sub>-aftryk" bliver mere relevant længere henne i projektet, hvor man i projekteringen kan optimere på typen af materialer, arbejdsprocesser og genanvendelsesgraden af f.eks. jord og hvor langt, det transporteres.

### WSP "Handlingscirklen" – en nem tilgang til optimering og reduktion

*Handlingscirklen er en systematisk og enkelt tilgang til optimering og reduktion af jeres projekter – vi hjælper jer med at identificere de største optimeringspotentialer i alle projektfaser – og reducere klimaaftrykket af jeres projekt.*



Figur 4.11: Handlingscirklen, der giver en oversigt over principper til generel reduktion af klimapåvirkninger i projekts forskellige faser.

Med afsæt i principperne fra figuren er der formuleret generelle tiltag for anlæg i forbindelse med regnvandshåndtering. Disse fremgår af tabel 4.1, og viser en oversigt over de generelle tiltag, samt i hvilke faser i projektet, det givne tiltag er relevant.

Tabel 4.1: Oversigt over generelle tiltag til reduktion af CO<sub>2</sub>-aftryk for regnvandshåndtering og over hvilke projektfaser, de er relevante i.

Generelle tiltag til reduktion af CO <sub>2</sub> -aftryk	Præ-Projekt-fasen	Idé & Analyse fasen	Projekterings- & Udførelses-fasen
Vurder, om projektet kan forbedres ved at udfordre de opstillede mål og rammer og gå i dialog med Myndighed om dette.	X	X	(X)
Overvej, om det eksisterende system kan levetidsforlænges.	X	X	
Udskyd hele eller dele af anlægsprojekter, så de kan anlægges med lavere CO <sub>2</sub> -aftryk i fremtiden, hvor materialer og anlægsprocesser har et lavere CO <sub>2</sub> -aftryk.	X	X	
Etablér kun det bassinvolumen, der er brug for nu (i relation til det delopland, man er ved at udvikle i et byudviklingsprojekt), med mulighed for at udbygge anlægget senere, hvis eller når der bliver behov	X	X	
Overvej at dimensionere til det aktuelle befæstede areal og klimafaktor = 0 med mulighed for senere udbygning		X	
Minimer befæstet areal i oplandet til bassinet	X	X	X
Optimer udnyttelse af nuværende kapacitet i systemet, med f.eks. "oplandsstyring"			
Overvej løsninger, hvor vand stuver op på og løber på terræn, vej eller parkeringspladser ved kraftig regn (og informer borgerne om, at det er hensigten)	X	X	(X)
Udnyt synergi og samtidighed med andre projekter, hvor muligt, men husk at udnytte restlevetid (f.eks. med andre ledningsanlæg, slidlag etc.).	(X)	X	(X)
Samarbejd med kommunen om at tilskynde borgere / arealejere til at reducere det befæstede areal, der bidrager med regnvand	X	X	
Anlæg løsninger på terræn frem for under jorden, hvor det kan lade sig gøre.	X	X	(X)
Nedsiv vand lokalt i oplandet, hvor det giver mening.		X	
Forsink vand lokalt i oplandet	X	X	
Arbejd med løsninger i grønne arealer, hvor det er muligt	X	X	(X)
Placer anlæg, så der skal graves mindst muligt og indbyg opgravet jord lokalt	X	X	(X)
Opstil regnskab for jordbalance og lav en jordhåndteringsplan. Beregn CO <sub>2</sub> fra transport af jord tidligt i projektet	X	X	(X)
Genanvend og mellemdponer jord, grus og andre materialer lokalt, hvis det kan genanvendes. Find plads til lokale jordhoteller.	X	X	X
Indtænk kalkstabilisering af jord, så det kan genindbygges. Vær opmærksom på, at kalkstabilisering i sig selv har et meget højt CO <sub>2</sub> -aftryk.		X	X
Undgå, så vidt muligt, anlægsarbejder i forurenede jord.		X	(X)
Minimer materialeforbrug, inkluder overvejelser vedr. transportafstande for levering af materialer og at bruge genbrugsmaterialer og CO <sub>2</sub> -lette materialer		X	X
Anvend eldrevne anlægsmaskiner, når det er muligt		X	X
Anvend biler og lastbiler, der kører på el			X
Indtænk CO <sub>2</sub> -reduktion ved etablering af byggeplads.			X
Indarbejd krav til minimering af CO <sub>2</sub> -aftryk og dokumentation af CO <sub>2</sub> -aftryk i udbud	X	X	X

### 4.4.3. Specifikke Tiltag

Som et supplement til de generelle tiltag, fremgår også specifikke tiltag for våde regnvandsbassiner. Her konkluderes det, at det væsentligste CO<sub>2</sub>-aftryk kommer fra bortkørsel af jord samt fra materialer til membran, rør og bygværker. Tabel 4.2 viser en oversigt over de specifikke tiltag, man kan overveje, samt i hvilke faser i projektet, tiltaget er relevant.

Tabel 4.2: Specifikke tiltag for reduktion af CO<sub>2</sub>-aftryk fra våde bassiner.

Specifikke Tiltag	Præ-Projekt-fasen	Idé & Analyse fasen	Projekterings- & Udførelses-fasen
Placer bassinet, så der skal graves mindst muligt og så CO <sub>2</sub> -aftryk til rør minimeres	X	X	(X)
Etabler til- og afløb i åbne render / grøfter frem for rør.	X	X	X
Etabler bygværker i træ (f.eks. overfaldsplanker i egetræ) og sten (gerne lokalt indsamlede sten fra landjorden, ikke fra havbunden) frem for beton. Ved træ, overvej levetid og vedligehold.		X	X
Reducer mængden af beton i et eventuelt forbassin eller anvend cement med reduceret CO <sub>2</sub> -aftryk, hvis muligt.		X	X
Indtænk areal til afdræning af sediment i forbindelse med fremtidig oprensning. (sparer transport af vandmættet slam)	X	X	
Undgå membran i bassinet. Skal vurderes i forhold til risiko for tab af vådt renselovolumen og forurening af grundvand.	X	(X)	
Placer bassinet, så der ikke graves i tørvejord, der vil blive nedbrudt og afgasse CO <sub>2</sub> , hvis det opgraves og tørrer ud.	X	(X)	

I idé-arket er der desuden lavet overslagsberegninger på CO<sub>2</sub>-aftryk for forskellige bassinløsninger. Overslagsberegninger viser, at et bassin med 7.000 m<sup>3</sup> permanent vådt volumen og 17.500 m<sup>3</sup> supplerende magasin volumen, hvor der både anlægges membran, og hvor jorden bortkøres, har et CO<sub>2</sub>-aftryk på 284 ton, svarende til 16 kg CO<sub>2</sub>/m<sup>3</sup> magasin volumen. Hvis man, i stedet for at bortskaffe jorden, indbygger jorden lokalt på projektsitet, ses der en reduktion fra 284 ton til 99 ton, altså en reduktion på 65 %, svarende til 6 kg CO<sub>2</sub>/m<sup>3</sup> magasin volumen. Hvis man også vælger at fjerne membranen, ses en udledning på 63 ton, 3,6 kg CO<sub>2</sub>/m<sup>3</sup> magasin volumen, og dermed en reduktion på 78 % sammenlignet med scenariet med både bortkørsel af jord og en membran.

### 4.4.4. CO<sub>2</sub>-reduktioner ved forbassin

Forbassiner kan lette driften ved at fange de største partikler og dermed mindske hyppigheden af oprensning i hovedbassinet. Novafos anbefaler, at forbassiner anlægges i beton. Størrelsen af forbassinet afhænger af tilløbets dimension, men for at lave en overslagsberegning, antages det, at et forbassin har dimensionerne 10,4/2,8/1,2 inkl. endegavle jf. Teknisk Kravspecifikation – Regnvands-bassiner af Novafos.

Et forbassin i beton og med bund og en tykkelse på 20 cm beregnes derfor til en udledning på ca. 7,6 ton CO<sub>2</sub>, svarende til 0,1 kg CO<sub>2</sub>/m<sup>3</sup> magasin volumen. hovedbassinet, antaget at volumen er den samme, som i eksemplet i forrige afsnit på 17.500 m<sup>3</sup> magasin volumen. Alternativt kan man anlægge forbassinet i træ og med bund af stabilgrus. Baseret på emissionsfaktorer for det tropiske træ azobe, kan man opnå en besparelse på mere end 50 % sammenlignet med et forbassin i beton, når man kigger over en periode på 50 år, hvor træspuns udskiftes én gang, altså en udledning på 3,3 tons CO<sub>2</sub> eller 0,04 kg CO<sub>2</sub>/m<sup>3</sup> magasin volumen. Anlægger man forbassinet i stål med bund af stabilgrus i stedet, vil udledningen være ca. 2,5 gange så stor som den i beton, altså 19 tons CO<sub>2</sub>, svarende til 0,25 kg CO<sub>2</sub>/m<sup>3</sup> magasin volumen.

### 4.4.5. CO<sub>2</sub>-reduktioner i driften

Regnvandsbassiner oprenses ved at opgrave det aflejrede sediment med 30-50 års mellemrum. Overslagsberegninger over en driftsperiode på godt 50 år estimerer, at CO<sub>2</sub>-udledningerne ved opgravning og direkte bortkørsel af forurenede sediment udgør omkring 10 % af udledningerne ved anlægget af det våde regnvandsbassin, hvor al opgravet jord er bortkørt. Beregningerne hviler på en forudsætning om, at der i

bassinet aflejres 500 kg tørstof pr. ha red. pr. år svarende til 100 mg tørstof pr. liter vand, og at sedimentet aflejres med et tørstofindhold på 20 %. Ved at indtænke plads i forbindelse med bassinet til udtørring af sediment kan der opnås en CO<sub>2</sub>-reduktion som følge af, at sedimentet tørrer ud, så der skal bortkøres en mindre mængde.

#### 4.4.6. Design af regnvandsbassiner med fokus på natur og rekreativ kvalitet

I Rørcenter-anvisning 025 fra april 2018, har Teknologisk Institut og WSP i samarbejde med en række forsyninger og kommuner lavet et inspirationskatalog om Regnvandsbassiner med Natur og Aktivitet. Her præsenteres idéer til udformningen af regnvandsbassiner, der øger deres rekreative værdi og højner naturkvaliteten og biodiversiteten i og omkring bassinet. Indsænkningen af disse værdier kræver, at man allerede tidligt i projektplanlægningen tænker disse hensyn ind. Det er først og fremmest vigtigt at gøre sig klart, hvilken målgruppe, der bliver påvirket og som man gerne vil ramme. Hvem skal det nye regnvandsbassin være rekreativt for? Er det et bynært bassin med stor berøringsflade? Det er altså vigtigt tidligt at kortlægge, hvordan områdets borgere, brugere og andre aktører er forbundet og vil blive påvirket ved etablering af et regnvandsbassin samt informere og involvere relevante aktører ved udarbejdelsen af planer.

##### **Natur**

Regnvandsbassinerne kan have en naturmæssig værdi i sig selv og bidrage til det omkringliggende landskab. Naturværdien af et regnvandsbassin er på mange måder sammenlignelig med naturlige vandhuller og småsøer. I sådanne områder indfinder arter af både planter og dyr med tilknytning til vand sig hurtigt, med gode muligheder for med tiden at kunne udvikle sig til en både artsrig og varieret natur med både sjældne og beskyttelseskrævende arter. Naturindholdet i et regnvandsbassin kan højnes på flere parametre. Rørcenter-anvisning 025 beskriver flere designparametre med betydning for at opnå bassiner med høj naturkvalitet.

Jo større den fysiske variation i bassinet er, og jo mere naturlige omgivelserne er, desto rigere og mere varieret bliver naturindholdet både i og omkring bassinet. Dette indbefatter komponenterne:

- Omrids: Et uregelmæssigt omrids er en nem og simpel måde at skabe fysisk variation
- Bundhældning: En mere subtil parameter, men som har synlige forskellige mht. udviklingen i vegetation. Bundhældning er nært koblet til terrænhældningen over vandlinjen. Her skal der både tages naturmæssig og sikkerhedsmæssige foranstaltninger, der begge taler for en flad bundhældning i bredzonen
- Dybdevariation: Dette er i høj grad bestemmende for arternes forekomst og udvikling, bl.a. for bassinets egnethed som ynglested for padder. For at sikre bassinets renseseffekt, skal vanddybden i hovedbassinets permanent våde volumen mindst være 1-1,5 m
- Jordbearbejdning: Ved udgravning til bassinet, når man typisk ned i mere næringsfattig råjord under den næringsrige topjord. Det er vigtigt at undgå udlægning af den næringsrige topjord i og omkring bassinet, så man kan opnå et næringsfattigt miljø i bassinet. Næringsfattig råjord vil erfaringsmæssigt blive bevokset med en mere alsidig og mindre næringskrævende vegetation, der også mindsker behovet for vedligeholdelse, sammenlignet med steder, hvor topjorden genudlægges. Tilledning af regnvand til bassinet vil over tid berige den vandfyldte del af bassinet med næringsstoffer
- Beplantning: Af hensyn til de naturmæssige forhold bør der ikke etableres beplantning tæt på bassinet og særligt på bassinets sydside. Beplantning kan skygge for vandhullet og dermed forringe vilkårene for insekter, padder og vandplanter. Ved løvfald, kan blade, der falder i vandet, have en negativ betydning for vandkvaliteten og føre til øget sedimentdannelse. Høj beplantning tæt på området kan desuden have en negativ effekt på vandfugles brug af området. Der bør fokuseres på naturligt forekommende arter, f.eks. rødæl, hæg, dunbirk og gråpil. Man skal dog være varsom med gråpil, da denne nemt spreder sig og ved tilbageholdelse/nedskæring kan øge omkostninger til drift. Overordnet kan det være en god idé at se tiden an, inden der foretages beplantning, da både rødæl, pil, m.fl. ofte indvandrer af sig

##### **Drift og naturhensyn**

Våde regnvandsbassiner vil, ligesom naturlige småsøer, som regel være beskyttet jf. Naturbeskyttelseslovens §3. Dette er som udgangspunkt ikke i konflikt med bassinernes tekniske funktion, da både bassinets

renseeffekt og naturkvalitet er afhængig af, at bassinerne løbende oprenses. I praksis er det dog vigtigt, at forsyning, der er bassinejer og driftsansvarlig, indgår i konstruktiv dialog med myndighederne om vilkårene for drift og rensning, herunder tidspunktet for oprensning.

Mht. naturindholdet i området, bør man undgå at området springer i skov og at dele af bredzonen fremstår lysåben og solbeskinnet af hensyn til padder og frøer. Dette bør indskrives i plejeplanerne. Man bør også undgå ande- og fiskefodring i området af hensyn til næringsstofindholdet i vandet.

#### 4.4.7. Rekreative Aktiviteter

Ved planlægning af de rekreative funktioner ved bassinet er vigtigt at have foretaget en grundig analyse af det område, man befinder sig i, samt den målgruppe og de borgere og aktører, der evt. skal inddrages. Sikkerheden for brugerne er vigtig og behandles særskilt i Rørcenter-anvisningen. Analysearbejdet inkluderer en forståelse for:

- Den geografiske placering
- Den lokale kontekst
- Områdets formål
- Brugere (nuværende og fremtidige) og deres ønsker
- Forbindelserne og grænsefladerne til tilstødende områder (stier, grønne arealer, mv.)
- Adgangs til området (offentlig/privat)
- Herfra kan fastlægges de overordnede tanker for stedet og hvad det skal kunne. Dette kan inkludere:
  - Bevægelse og adgang: Dette reguleres i høj grad af stisystemet. Stierne kan variere, og man kan med fordel indtænke et hierarki i stisystemet og kombinere dem efter behov. Stisystemet bør anlægges, så det er muligt at gå rundt i området og ikke kun igennem, og de må ikke ende blindt. Stihierarkiet kan bestå af følgende
  - Forbindelsesstier: Anlægges med fast hård belægning og bør ikke oversvømmes. Anvendes til at komme hurtigt rundt for fodgængere og cyklister
  - Rekreative stier: Udformes i klippet græs eller fint grus og kan risikere at blive oversvømmet. Anvendes til moderat tempo og sikrer tilgængelighed for kørestolsbrugere og barnevogne
  - Aktivitetsstier: Udlægges med træflis eller som trampestier i de tørre områder, der kan oversvømmes. Stien slynger sig gennem landskab og inviterer til opdagelse, nysgerrighed, samarbejde og afprøvning af motoriske færdigheder eller fysisk træning. Kan f.eks. udformes som en forhindringsbane
  - Brugere: Området skal tilpasses, så de bedst muligt tilgodeser brugernes behov. Her bør man indtænke variation til aldersgrupper og tilgængelighed
- Oplevelse ved og omkring vandet: Dette er en afvejning af stedets karakter og de behov og mål, der måtte være. Det kan inkludere bænke i landskabet, bålhytter, anlæg til leg og idrætsaktiviteter. Terrænets bearbejdning og beplantning har også betydning for, hvad området inviterer til
- Oplevelse tæt på vand: Dette er koblet til adgangen med stisystemer og drejer sig om, at gøre oplevelser tæt på vandet tilgængelige
- Oplevelse ved ophold og aktiviteter ved vand: Dette drejer sig om virkemidler til at øge opholdstiden ved området, f.eks. i form af bænke, aktiviteter, sanseindtryk og et naturskønt område

#### 4.5. Arbejdsmiljø og sikkerhed

I nærværende afsnit oplistes forhold vedrørende arbejdsmiljø og sikkerhed, som bør indtænkes i designfaserne for våde regnvandsbassiner.

Vedrørende "publikumssikkerhed", dvs. sikkerhedsovervejelser ift. offentligheden og brugere af området ved regnvandsbassinet, henvises til Rørcenter-anvisning 025, "Regnvandsbassiner med natur og aktivitet", 2018, og notatet "Planlægning – Videnopdatering af våde bassiner", relateret til nærværende overordnede projekt.

I forbindelse med designfaserne (projekteringsfaserne) for våde regnvandsbassiner har bygherre pligt til at indarbejde arbejdsmiljøforholdene for både designfaserne og udførelsen af anlægsarbejdet samt den efterfølgende vedligeholdelse. Dette fremgår af Arbejdsmiljøloven og tilhørende bekendtgørelser, herunder:

- Arbejdstilsynets bekendtgørelse nr. 117 af 5. februar 2013 om bygherrens pligter (BEK nr. 117)
- Arbejdstilsynets bekendtgørelse nr. 110 af 5. februar 2013 om projekterendes og rådgiveres pligter mv. efter lov om arbejdsmiljø (BEK nr. 110)

Bygherre har ansvar for at fastlægge arbejdsmiljøniveauet for hele projektet – fra planlægning til drift – og stille krav til rådgivere og entreprenører, så der indarbejdes hensyn til fremtidig vedligeholdelse og reparation. Bygherren skal udpege en arbejdsmiljøkoordinator (P) under projekteringen, og en arbejdsmiljøkoordinator (B) under byggefasen/udførelsen, som på vegne af bygherren sørger for de konkrete opgaver i forbindelse med koordinering af projektet. Selv om bygherren har overdraget sine opgaver, så er det fortsat bygherren, der har ansvaret for, at arbejdsmiljøkoordineringen foregår tilfredsstillende.

For rådgiver og den projekterende gælder, at de også har en række forpligtigelser, jf. arbejdsmiljøloven, som de skal overholde. Af BEK nr. 110 fremgår bl.a. at "Den projekterende af et bygge- og anlægsarbejde skal med sine angivelser i projektet sikre, at reglerne i arbejdsmiljølovgivningen kan overholdes i forbindelse med projektets gennemførelse og det gennemførte projekts vedligeholdelse".

I nærværende og efterfølgende afsnit fokuseres primært på arbejdsmiljøet i drifts- og vedligeholdelsesfasen og i mindre grad på arbejdsmiljøet i udførelsesfasen.

I forbindelse med nærværende projekt omkring "Vidensopdatering af våde regnvandsbassiner", er der afholdt workshop for driftspersonale fra de deltagende forsyningsselskaber. Her blev der diskuteret nødvendighed og omfang af sikkerhedsforanstaltninger ved regnvandsbassiner og hovedkonklusioner herfra er indarbejdet i afsnittene omkring "Udformning af bassiner" og "Materialevalg".

#### **4.5.1. Normer og vejledninger vedr. arbejdsmiljø i drifts- og vedligeholdelsesfasen**

Flere kommuner, forsyningsselskaber og statslige bygherrer (såsom Vejdirektoratet) har udarbejdet egne manualer, vejledninger og kravspecifikationer for design af våde regnvandsbassiner. Af disse fremgår ofte krav til design af våde regnvandsbassiner relateret til den efterfølgende drifts- og vedligeholdelsesfase. Dette indebærer bl.a. specifikationer og krav til adgangsforhold og serviceveje, bygværker og ledningsanlæg, skråningsanlæg, beplantning mv.

Derudover kan henvises til følgende normer og vejledninger for forhold, der bør indtænkes og overvejes i designfaserne:

- Arbejdstilsynets bekendtgørelse nr. 473 af 7. oktober 1983, om kloakarbejde mv.:
  - Ift. våde regnvandsbassiner dækker BEK nr. 473 primært krav vedrørende arbejde i og indretning af ledningsanlæg og bygværker
  - DANVA vejledning nr. 97, Vejledning om drift og vedligehold af regnvandsbassiner, april 2016
- Omhandler primært planlægning og udførelse af grøn pleje samt oprensning og sedimenthåndtering
- Normer og vejledning for Anlægsgartnerarbejde 2023, Danske Anlægsgartnere, 2023
- Kvalitetsbeskrivelser for drift af grønne områder 2015, Københavns Universitet, 2015

Slutteligt er der ofte leverandør-specifikke vejledninger til installation og drift og vedligehold. Dette kan f.eks. gælde for produkter som spjæld, vandbremsere, membraner, tilbageløbssikringer mv.

#### **4.5.2. Hensyntagen til arbejdsmiljø-forhold i designfaserne**

Udover indtænkning af krav og anvisninger i vejledninger, normer mv. i designet af regnvandsbassinet, kan det være en fordel at en repræsentant for driftspersonalet (f.eks. fra forsyningsselskabet) inddrages i design-faserne til afklaring og godkendelse af særlige forhold.

Det kan ydermere overvejes, om der i design-faserne skal udarbejdes en form for journal til dokumentation af, at arbejdsmiljøet i driftsfasen er indtænkt. En sådan journal kan samtidig tjene som udgangspunkt for den drifts- og vedligeholdelsesplan, der som oftest udarbejdes i forbindelse med aflevering og overdragelse af et regnvandsbassin til drift.

### 4.5.3. Aflevering og overdragelse af vådt regnvandsbassin til drift

I forbindelse med aflevering af et etableret vådt regnvandsbassin og afslutning af projekt, udarbejdes sædvanligvis en form for drifts- og vedligeholdelsesplan af det våde regnvandsbassin og tilhørende bygværker og ledningsanlæg.

De forskellige forsyningsselskaber og statslige selskaber har vidt forskellige krav og standarder for drifts- og vedligeholdelsesplaner, men indebærer som oftest følgende:

- Således udført tegningsmateriale (planer, snit, detaljer mv.)
- Plejeplaner for grønne arealer, adgangs- og serviceveje og evt. pleje af den litorale og pelagiske zone (se bl.a. DANVA vejledning nr. 97, Vejledning om drift og vedligehold af regnvands-bassiner, april 2016)
- Krav og forhold vedr. tilsynsopgaver og drift- og vedligehold af regnvandsbassinet og tilhørende bygværker og ledningsanlæg, herunder:
- Udpegning af elementer der kræver løbende tilsyn såsom ind- og udløbspunkter, bygværker, sandfang, for-bassin og hovedbassin mv.
- Oplæg til interval for tilsyn og primært tilsynsfokus (f.eks. måling af sedimentdybder, test af spjæld og vandbremsere, sikring af fri passage for ind- og udløb osv.)
- Krav fra udledningstilladelse og evt. øvrige tilladelser vedr. sediment-ophobning og oprensning, meldepligt mv.
- Særlige opmærksomhedspunkter, såsom dræn og opdriftssikring, membraner, adgangsforhold, natur-forhold, særlig bruger-anvendelse af området mv.
- Leverandør-anvisninger på produkter

## 4.6. Referencer

Aarhus Kommune, 2024. Aarhus Kommune – Gældende design og dimensioneringskrav. Teknik og Miljø Aarhus Kommune. Weblink: <https://aarhus.dk/media/3m1gvuyt/aarhus-kommune-gaeldende-design-og-dimensioneringskrav-270224.pdf>

Aarhus Kommune - Gældende design og dimensioneringskrav, 27. februar 2024, Teknik og Miljø, Aarhus Kommune.

Abrishamchi, A., Massoudieh, A. & Kayhanian, M., 2010. Probabilistic modeling of detention basins for highway stormwater runoff pollutant removal efficiency. Urban Water Journal, pp. 357-366.

Arbejdstilsynets bekendtgørelse nr. 117 af 5. februar 2013 om byherrens pligter (BEK nr. 117).

Arbejdstilsynets bekendtgørelse nr. 110 af 5. februar 2013 om projekterendes og rådgiveres pligter m.v. efter lov om arbejdsmiljø (BEK nr. 110).

Arbejdstilsynets bekendtgørelse nr. 473 af 7. oktober 1983, om kloakarbejde mv.

Carpenter, J. F. et al., 2014. Pollutant removal efficiency of a retrofitted stormwater detention pond. Water Quality Research Journal of Canada, Issue 124.

DANVA Vejledning nr. 102, 2018. Designguide for regnvandsbassiner, DANVA

DANVA vejledning nr. 97, 2016, Vejledning om drift og vedligehold af regnvandsbassiner, april 2016, DANVA.

Davis, A. P., Traver, R. G. & Hunt, W. F., 2010. Improving Urban Stormwater Quality: Applying Fundamental Principles. Contemporary Water Research & Education, December, Issue 146, pp. 3-10. DS/INF 466 – Membraner til deponeringsanlæg, 1. udgave, 1999. Dansk Standard

ECHA, 2024, European Chemicals Agency (database) [www.echa.europa.eu](http://www.echa.europa.eu)

Esbjerg Brandskole, 2021; Undersøgelser for PFAS-stoffer Esbjerg Brandskole

Jes Vollertsen, Thorkild Hvitved-Jacobsen, Asbjørn Haaning Nielsen, 2012a. Faktablad om dimensionering af våde regnvandsbassiner. Weblink: [https://separatvand.dk/download/Faktablad\\_V%C3%A5de%20bassiner\\_3.pdf](https://separatvand.dk/download/Faktablad_V%C3%A5de%20bassiner_3.pdf)

Jes Vollertsen, Thorkild Hvitved-Jacobsen, Asbjørn Haaning Nielsen, Søren Gabriel, 2012b. Våde bassiner til rensning af separat regnvand, Baggrundsrapport. Weblink: [https://separatvand.dk/download/V%C3%A5de%20bassiner\\_BAGGRUNDSRAPPORT.PDF](https://separatvand.dk/download/V%C3%A5de%20bassiner_BAGGRUNDSRAPPORT.PDF)

Kjøller, C. P., Kristoffersen, P., Tang, K., Nielsen, J. N., Højholt, M., Himmer, S., Nielsen, J. L., & Bavngaard, J. (2015). Kvalitetsbeskrivelser for drift af grønne områder 2015: Branchestandard. Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning, Københavns Universitet

Lee, Won, S., Lee, J. & Cha, S. M., 2020. Assessment of Factors Affecting the Removal Efficiency of Suspended Solids and Particulate Matters for Pretreatment Units in a Stormwater Management Facility. *Water*, 12(1529).

Liu, A., Egodawatta, P. & Goonetilleke, A., 2022. Ranking Three Water Sensitive Urban Design (WSUD) Practices Based on Hydraulic and Water Quality Treatment Performance: Implications for Effective Stormwater Treatment Design. *Water*, Issue 1296.

Madsen H.I., 2007. Air-water mass transfer and ventilation in environmental systems. PhD thesis, Heidi Ina Madsen. Aalborg Universitet, The Environmental Engineering Laboratory, 72 sider.

Miljøstyrelsen, 2018, Spildevandsvejledningen til bekendtgørelse om spildevandstilladelser m.v. efter miljøbeskyttelseslovens kapitel 3 og 4.

Natur- og Miljøklagenævnets afgørelse af 17. december 2014 (NMK 10-00641).

Normer og vejledning for Anlægsgartnerarbejde 2023, Danske Anlægsgartnere, 2023.

Notatet "Planlægning – Videnopdatering af våde bassiner".

Nævnets hus, 2009, Tilladelse til udledning af overfladevand ved Møllestedet. MKN-100-00390.

Pettersson, T. J. R., 1999. Stormwater Ponds for Pollution Reduction. ISBN: 91-7197-846-1, Chalmers Tekniska Högskola.

PubChem, 2024, National Library of Medicine, National Center for Biotechnology Information (database)

Rørcenter-anvisning 025, "Regnvandsbassiner med natur og aktivitet", 2018.

Stormtac Web, 2024, <https://app.stormtac.com/index.php>

Sønderup, M. J., Egemose, S., Hansen, A. S., Grudinina, A., Madsen, M. H., & Flindt, M. (2016). Factors affecting retention of nutrients and organic matter in stormwater ponds. *Ecohydrology*, 9(5), 796-806. <https://doi.org/10.1002/eco.1683>.

Teknisk rapport, 2024: Måling af PFAS i luft og nedbør, DCE.

Vejdirektoratet, 2025, Typetegning Afvanding, Afløbsbygværk i regnvandsbassin, tegning 26632, rev. C, 7. januar 2025

# 5. Hydraulik i våde regnvandsbassiner

Luca Vezaro og Sissel Tønder, Kruger

---

Formålet med nærværende kapitel er at opdatere vidensgrundlaget sammenfattet i rapporten af Vollertsen et al. (2012a), herefter benævnt "*baggrundsrapport*". Det specifikke fokus i nærværende kapitel er de *hydrauliske forhold*, der er redegjort for i baggrundsrapporten, som i nærværende kapitel er opdelt i følgende delelementer:

- Udformningen af våde regnvandsbassiner (i det følgende betegnet "*bassiner*") og deres fysiske egenskaber, samt effekten af eksterne faktorer (vind, og den såkaldt *fetch effekt* dvs. vinddrevet resuspension af sediment)
- Forholdet mellem oplandets karakter og bassinernes rensesgrad. De undersøgte elementer af oplandets karakter inkluderer: oplandets sammensætning, lokale nedbørsmønstre og mængder, variationer i klimaet og forventet forureningsprofil
- Muligheden for at anvende "intelligente løsninger", som optimerer bassinernes udløb med henblik på at effektivisere sedimentationen

Nærværende kapitel undersøger også den eksisterende praksis anvendt for beregning af bassinvolumen, for at undersøge, om dimensioneringsmetoder i *baggrundsrapporten* fortsat er anvendelige, eller om der er behov for en opdateret tilgang og nye værktøjer baseret på den nyeste viden indenfor området.

Undersøgelsen er baseret på offentligt tilgængelig litteratur (videnskabelige artikler og rapporter). Der er også udarbejdet et simpelt "virkelighedstjek" for at undersøge, hvordan anbefalinger fra baggrundsrapporten er blevet implementeret i bassinerne etableret efter udgivelsen af baggrundsrapporten (dvs. bassiner opført efter 2012).

Kapitlet afsluttes med anbefalinger til fremtidig udvikling og opdatering af den nuværende praksis i forhold til bassinernes hydrauliske forhold.

## 5.1. Hydrauliske kriterier til design af våde regnvandsbassiner

I afsnittet "Fastlæggelse af nødvendigt bassinvolumen" i baggrundsrapporten, er fire forskellige metoder gennemgået (jf. afsnit 2.4 i denne rapport). Disse fire metoder er uddybet i de følgende afsnit. Det skal dog understreges, at i "*Faktablad om dimensionering af våde regnvandsbassiner*" (Vollertsen et al., 2012b), i det følgende benævnt "*Faktabladet*", som opsummerer resultaterne fra baggrundsrapporten, er hovedfokus på *metode 1*:

"Erfaringer har vist, at våde volumener omkring 200-300 m<sup>3</sup> per reduceret hektar er et fornuftigt valg for et vådt regnvandsbassin. Volumener større end dette, fører kun til en beskedent mer-effekt."

Metode 4 er også nævnt i Faktabladet, med direkte henvisning til software som kan anvendes til formålet:

"Er der behov for at gå mere detaljeret til værks for at vurdere et bassins størrelse og rensesevne, kan man benytte computersimulering. Man kan f.eks. benytte freeware programmet WDP, der kan downloades på [www.separatvand.dk](http://www.separatvand.dk)."

### 5.1.1. Metode 1 - Specifik bassinstørrelse

Som det beskrives i baggrundsrapporten, er metode 1 "den simpleste metode til fastlæggelse af den nødvendige bassinstørrelse, idet størrelsen i al enkelhed bestemmes som den relative bassinstørrelse per oplandsareal multipliceret med det tilhørende oplandsareal".

Værdien af 200-300 m<sup>3</sup>/red. ha. blev bestemt baseret på analyse af tilgængelige data vedr. bassiner, på tidspunktet hvor baggrundsrapporten var skrevet. Baggrundsrapporten har dog også flere bemærkninger og anbefalinger om denne metode, bl.a.:

- "*Bassinets renseseffekt afhænger ikke kun af bassinstørrelsen, men også i høj grad af nedbørsmængder samt nedbørsmønstre*". Ved beregning af bassinvolumen til et vilkårligt projekt, skal der derfor tages

hensyn til, om regnkarakteristikken i det pågældende område ligner den fra området, der blev analyseret i baggrundsrapporten.

- "Renseeffektivitet" skal man endvidere være opmærksom på, da det gælder for "veldimensionerede" bassiner. Det vil blandt andet sige, at der ikke må forekomme kortslutningsstrømme mellem indløb og udløb, at vanddybden er stor nok til, at der ikke sker vinddrevet resuspension af bundsediment, at bassinet er "normalt belastet", samt at der ikke er en væsentlig basisvandføring gennem bassinet.
- "Man skal være forsigtig med at overføre rensegrader fra et system til et andet, idet våde regnvandsbassiner – i lighed med mange andre rensesystemer – snarere nedbringer stofkoncentrationer til et givent niveau, end at de fjerner en fast procentdel af indholdet" [...] "Brug af rensegrader er derfor kun rimelig, hvis der er tale om anlæg der modtager sammenlignelige tilløbskoncentrationer"

### 5.1.2. Metode 2 - Middellopholdstid

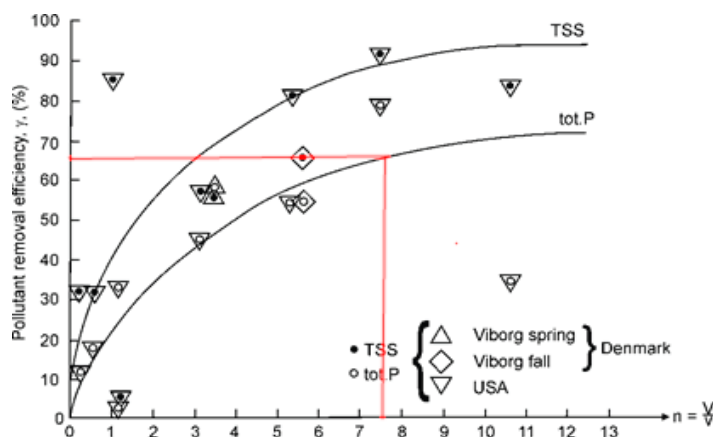
Metoden har til formål at sikre en tilstrækkelig opholdstid i et bassin. Dette opnås ved at bruge en repræsentativ regnhændelse, betegnet som "middelregn", der beregnes på baggrund af en historisk regnserie. Ud fra middelregnets volumen beregnes en "relativ regnvolumen" ( $v$ ), som er forholdet mellem volumen af regnen og oplandets reducerede areal [ $m^3/red. ha.$ ]. Bassinvolumen bestemmes ved at identificere den normerede bassinvolumen, defineret som:

$$n = \frac{V}{v} \quad \text{Eq. 1}$$

hvor  $V$  er bassinvolumen per reduceret arealenhed [ $m^3/red. ha.$ ].

For en ønsket rensegrad, bruges kurverne i grafen i figur 5.1 til at identificere  $n$ . For eksempel, hvis der ønskes 65 % fosforfjernelse for et opland med en middelregn af 5 mm (som giver  $50 m^3/red. ha.$ ), giver det en normeret volumen på 7.5. Dette medfører en relativ bassinstørrelsen på  $7.5 * 50 = 225 m^3/red. ha.$

Ifølge baggrundsrapporten skal det bemærkes, at volumenet fundet ved denne metode er "en mellemting mellem de to volumener" (dvs. det permanente våde volumen og summen af det permanente våde volumen og magasinvolumenet) "idet rensningen finder sted såvel under som efter afstrømningshændelsen".



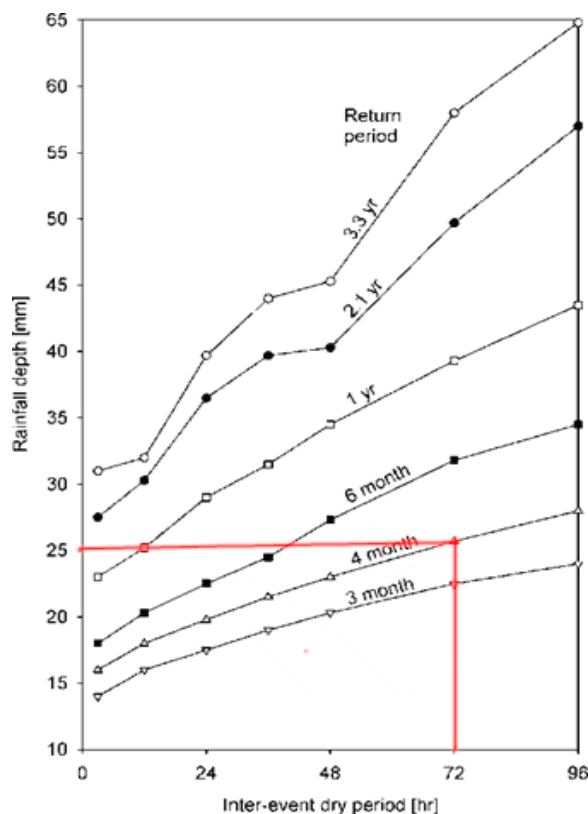
Figur 5.1: Design kurve for metode 2 (tilpasset fra baggrundsrapporten. Volletersen et. al. 2012b).

### 5.1.3. Metode 3 - Tørvejsperiode mellem hændelser

Metoden er baseret på den erkendelse, at hovedparten af stoffjernelsen i et vådt regnvandsbassin foregår i tørvejsperioden mellem regnhændelser. Ifølge baggrundsrapporten: "En tørvejsperiode mellem hændelser på 2-3 døgn er passende for at sikre en god fjernelse af stof fra det afstrømmede regnvand".

Denne metode kræver analyse af langstids regnmålinger, for at lave en statistisk analyse af tørvejsperioder, som er opsummeret i en graf såsom i figur 5.2.

I et eksempel fra baggrundsrapporten beskrives det, at for at holde sig til en tørvejsperiode på 72 timer med en 4 måneders gentagelsesperiode, skal volumen være 25 mm nedbør, passende til  $250 m^3/reduceret hektar$ .



Figur 5.2: Eksempel af design kurve for metode 3, for en hændelse med 4 måneder gentagelsesperiode (tilsvarende til 25 mm) og en ønsket opholdstid af 72 timer (tilpasset fra Baggrundsrapporten).

### 5.1.4. Metode 4 - Simulering med historiske regnserier

Som det kan bemærkes af de foregående gennemgåede metoder, er regnvandsafstrømning en dynamisk proces, og der er derfor en betydelig usikkerhed ved at anvende faste ligninger som antyder en statisk proces. Derfor sikrer anvendelse af en dynamisk model "et rimelig præcist billede af den hydrauliske variation, et givent bassin kunne have været udsat for i den givne periode, og for det geografiske område som (regn)serien dækker".

Disse dynamiske modeller anvender typisk en "kaskade" af fuldt-opblandede tank-modeller (CSTR = Continuously Stirred Tank Reactor) samt med dynamiske fjernelsesprocesser (typisk som 1. ordens reaktioner). Antallet af tanke kan tilpasses til at simulere de hydrauliske forhold i bassinet (f.eks. 1 tank = fuldt opblandet bassin; uendeligt antal tanke = plug flow - jf German et al., 2005). Samtidigt med, at baggrundsrapporten blev offentliggjort, kom også WDP software, som fortsat kan anvendes til formålet. Siden da, er flere modeller blevet tilgængelige, og disse er baseret på lignende matematiske modeller.

Modellen anvendes ved at teste forskellige bassinvolumener ved historiske regnserier og ved at beregne de udledte stofmængder og udløbskoncentrationer. Volumenet tilpasses indtil den ønskede udløbskrav er opnået. For yderligere detaljer om anvendelse af Metoden 4, henvises til baggrundsrapporten afsnit 5.6 (Vollertsen et al., 2012a).

## 5.2. Litteraturgennemgang

### 5.2.1. Metode

Videnskabelige artikler og den såkaldte "grå litteratur" (rapporter og retningslinjer) er blevet undersøgt ved brug af Google Scholar-søgemaskine. Kun kilder udgivet efter 2012 er blevet undersøgt (dvs. efter baggrundsrapportens udgivelse). Søgeord i undersøgelsen inkluderede "stormwater", "wet pond", "removal", "factor". På grund af den korte tidsramme for nærværende undersøgelse, har hovedfokus været på gennemgang af artikler frem for dokumentation og studier af enkelte bassiner. Søgeresultater om "wetlands"

er også blevet undersøgt, da der er mange paralleller mellem rensningsprocesserne i "free surface wetlands" (vådområder) og bassiner.

### 5.3. Resultater - er der ny viden?

Størstedelen af de undersøgte kilder (tabel 5.1.) fokuserer på næringsstoffer (kvælstof og fosfor), da disse er de mest velundersøgte vandkvalitetsparameter, og rummer et stort datagrundlag, der strækker sig over flere årtier. Behovet for flere målinger af miljøfarlige stoffer (f.eks. andre tungmetaller end kobber, zink, og bly; PAH'er og phthalater) er udtrykt i den seneste analyse af data fra *International Stormwater BMP Database* (Clary et al., 2020).

Tabel 5.1: Undersøgte Kilder.

Kilde	Type af kilde
Andradóttir & Mortamet (2016); Andradóttir (2017)	Måling og modellering af vindens påvirkning på rensegraden i et lille islandsk bassin
Clary et al., 2020	Statistisk analyse af store mængde af data (International BMP database) - analysen er kun på <i>typen</i> af renseløsning
Dykes et al., 2025	Tracer studie vedr. et vådt regnvandsbassin, anvendt til rensning af udløbet fra et renselanlæg (spildevand) over flere årstider
Idris et al., 2024	Gennemgang af hydrauliske faktorer som påvirker rensegraden af et vådområde ("free surface wetlands")
Janke et al., 2022	Monitering af 3 bassiner der er over 25-30 år gamle (USA)
Koch et al., 2014	Gennemgang af videnskabelige artikler (data om >100 bassiner), fokus kun på kvælstof
Leisenring et al., 2013	Detaljeret statistisk analyse af data fra den International BMP database på forskellige faktorer af renseløsninger
Liu et al. 2016	Monitering af rensegrad af et rodzoneanlæg under forskellige indløbsflow
Lusk et al. 2025	Review af negligerede faktorer og processer som påvirker effektivitet af bassiner til at fjerne kulstof, kvælstof, og fosfor
Sønderup et al., 2016	Analyse af målinger fra 66 bassiner (DK)
Zhao et al. 2024	Review af videnskabelige artikler (2018-2023) om forhold mellem hydrauliske faktorer og renseseffektivitet i rodzoneanlæg (free surface wetlands)

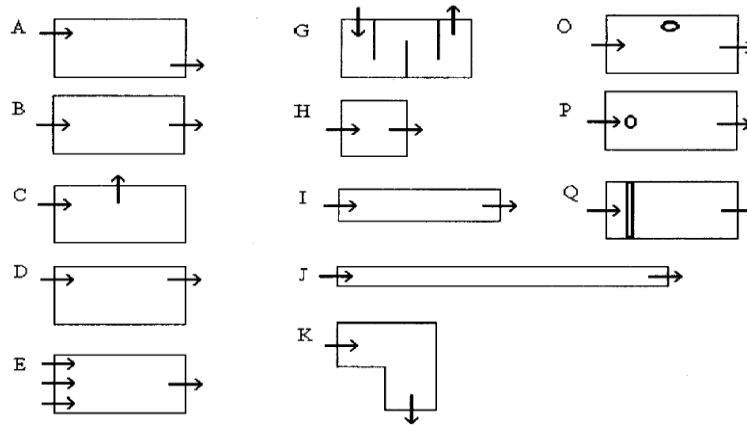
Rensegraden af flere vandkvalitets-indikatorer i forskellige typer af grønne løsninger til rensning af regnvand, er præsenteret i Clary et al. (2020), hvoraf den nyeste detaljerede analyse af design karakteristikker af grønne løsninger stammer fra 2013 (Leisenring et al., 2013 - omtrent samtidig med Baggrundsrapport).

#### 5.3.1. Bassin udformning

Allerede i baggrundsrapporten fremhæves bassinudformningen som en af de mest betydningsfulde faktorer, for at sikre en god rensegrad i bassiner. En sektionsopdeling af bassinerne er anbefalet, for at minimere risikoen for kortslutningsstrømme. Eventuelle kortslutningsstrømme kan spille en betydelig rolle i rensprocesserne, da den faktiske opholdstid i bassinet kan blive kortere end designet. For at beskrive kortslutningsstrømme i design af bassiner, har Persson et al. (1999) fremlagt konceptet om den "hydrauliske effektivitet"  $\lambda$ :

$$\lambda = \frac{t_{effektiv}}{t_{teoretisk}} \quad \text{Eq. 2}$$

Hvor  $t_{effektiv}$  er den faktiske opholdstid, og  $t_{teoretisk}$  er den teoretiske opholdstid, beregnet ud fra forholdet mellem indløbsflow og bassinvolumen. Persson et al. (1999) undersøgte forskellige bassinudformninger og indløbs-udløbs forhold (figur 5.3.), og beregnede den tilsvarende  $\lambda$  værdi (tabel 5.2). Et længde-bredde-forhold højere end 4:1 anbefales i Persson et al. (1999) for at opnå en god hydraulisk effektivitet, og dermed fuld udnyttelse af bassinets volumen. Resultaterne blev beregnet med en 2D detaljeret model (Mike21 - jf. Persson 2000), som antydede en fast vanddybde over hele bassinet (dvs. effekt af f.eks. plantevækst, skrånede kanter eller forskellige vanddybde er ikke regnet med).

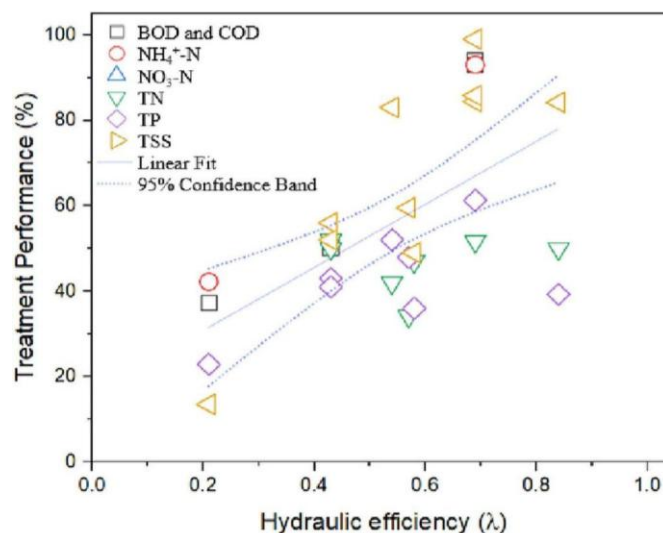


Figur 5.3: Bassinudformning og indløb-udløb konfigurationer undersøgt af Persson et al. (1999).

Tabel 5.2: Gruppering af bassinets hydrauliske effektivitet ( $\lambda$ ), baseret på deres udformning (Persson et al., 1999).

Klasse	Udformning og beregnet hydraulisk effektivitet ( $\lambda$ )
Lav hydraulisk effektivitet ( $\lambda < 0.5$ )	A (0.30), B (0.26), C (0.11), D (0.18), H (0.11), I (0.41), K (0.36), O (0.26)
Tilfredsstillende hydraulisk effektivitet ( $0.5 < \lambda < 0.75$ )	P (0.61), Q (0.59)
God hydraulisk effektivitet ( $\lambda > 0.75$ )	E (0.76), G (0.76), J (0.90)

Disse 25 år gamle anbefalinger er aktuelt fortsat gældende, hvilket er bekræftet af resultaterne fra studiet udarbejdet af Zhao et al. (2024) for "free surface wetlands". Mens resultater fra Persson et al. (1999) var estimeret ved brugen af en matematisk model, har Idris et al. (2024) undersøgt målinger fra fem free surface wetlands og fundet en klar korrelation mellem den hydrauliske effektivitet og renseeffektiviteten for partikler (TSS – figur 5.4). Der var ikke observeret en klar korrelation for kvælstof (TN) eller fosfor (TP), sandsynligvis fordi disse næringsstoffer er typisk i opløst form eller er påvirket af andre processer end bare sedimentering.



Figur 5.4: Korrelationen mellem målt hydraulisk effektivitet ( $\lambda$ ) og rensegraden for forskellige forureningsstoffer (Idris et al., 2024).

Fleere videnskabelige artikler har bekræftet, at opholdstiden er den mest betydningsfulde parameter for rensekapaleten i et vådt regnvandsbassin (Zhao et al., 2024; Koch et al., 2014), og kan også kompensere for andre processer der kan føre til en degradation af renseeffektiviteten over tid (f.eks. manglende

vedligeholdelse; lagdeling og dannelse af betingelser, der fremmer processer, der frigiver forurenende stoffer - Janke et al., 2022).

Der er desuden konstateret en omvendt korrelation mellem vanddybde og renseseffektivitet for ammonium (Koch et al., 2014): dybere bassiner er mere udsatte for lagdeling, som kan skabe iltfattige forhold på bunden (som observeret af Janke et al. 2022 for bassiner i Minnesota, USA), som kan have en negativ indvirkning på rensningsprocesserne.

### 5.3.2. Oplandets karakteristika

Alle undersøgte kilder understreger, at den nuværende monitoring af bassiner negligerer betydningen af karakteriseringen af oplandet der afleder til bassinet afvandsområdet (Zhao et al., 2024; Clary et al., 2020). Variabiliteten af forureningsniveauet i indløbet til et bassin og dens påvirkning på renseseffektiviteten er dokumenteret i flere kilder (Koch et al., 2014; Sønderup et al., 2016). Specifikt, Sønderup et al. (2016) analyserede 66 bassiner i Aabenraa kommune og fandt ud af, at "[...] koncentrationerne ved udløbet var afhængige af koncentrationen ved indløbet og dermed indirekte af oplandstypen".

Oplandets karakterisering skal derfor tages i betragtning ved bestemmelse af bassinets størrelse. En opdateret udgave af *RegnKvalitet* værktøjet er for nylig blevet offentliggjort (DHI, 2025), og kan bruges til at vurdere forureningsniveauet i indløbet til et bassin.

I baggrundsrapporten understreges det, at der skal tages hensyn til variabilitet af indløbskoncentrationer, og der anbefales brugen af en stokastisk tilgang (Monte Carlo), for at få et bedre estimat af et bassins rensesevne. Ved en beskrivelse af et bassins rensesgrader skal der derfor tages hensyn til flere værdier i indløbskoncentrationerne, samt forskellige intervaller for rensesgraden.

Betydningen af oplandets karakteristika for forureningsniveauet i udløbet understreger vigtigheden af kildeopsporing/kildekontrol. Dette kan implementeres i planlægningsfasen f.eks. ved at undgå brugen af visse materialer såsom zink og kobber i opførelsen af nybyggeri, ved at støtte aktiviteter til at erstatte forurenede materialer, ved at støtte installationen af lokal rensning på husstands niveau (f.eks. adsorptions filtre på tagrenden), og mindske brugen af forureningsstoffer (f.eks. maling med biocider der kan udvaskes i vandmiljøet).

### 5.3.3. Lokale nedbørmængder og variabilitet i klima

Nedbørmængden påvirker indløbsflowet til et bassin, og dermed opholdstiden og vandstanden i bassinet. Dermed kan der forventes en reduceret renseseffektivitet ved større regnhændelser med højt flow, som blev demonstreret for det eksperimentelle anlæg monitoreret af Liu et al. (2016).

I baggrundsrapporten anbefales brugen af historiske regnserier (metode 4) for bedre at kunne vurdere effekten af den naturlige variabilitet i regn, og dens overordnede påvirkning på effektiviteten af bassinet.

I bassiner med betydelig vegetation, såsom i bassinet undersøgt af Dykes et al. (2024), varierer opholdstiden og renseseffektiviteten som konsekvens af planternes vækstsæson.

Vindens påvirkning på et bassins renseseffektivitet er også bredt anerkendt i den videnskabelige litteratur (Dykes et al., 2024; Alighardashi & Goodarzi, 2020; Moustafa & Wang, 2020; Banerjee et al., 2015). Resultaterne stammer dog fra laboratorieanalyser, matematiske modeller, eller rodzoneanlæg.

Andradóttir & Mortamet (2016) målte vindens effekt i et mindre islandsk bassin, og målingerne påviste en hydraulisk kortslutning og dermed et fald i opholdstiden, som var forårsaget af vinden. I en efterfølgende artikel af Andradóttir (2017), blev der anvendt en matematisk model til at beregne vindens påvirkning på partikelfjernelsen i det samme bassin. Resultaterne tyder på, at turbulens forårsaget af vinden kan mindske sedimentering af mindre partikler.

### 5.3.4. Dynamisk styring af bassiner

En effektiv løsning til håndtering af variabiliteten i indløbet til et bassin er en dynamisk styring af udløbsflowet og det opmagasinerede vandvolumen. Xu et al. (2021) har præsenteret flere eksempler på styring af bassiner. Ligeledes har Mullapudi et al. (2018) demonstreret styring af to bassiner i fuldskalaforsøg, til optimering af flowet i nedstrøms bassiner. Blandt studier som har anvendt matematiske modeller, skal nævnes

studiet fra Muschalla et al. (2014), som undersøgte en eco-hydraulisk styring af et bassin, ved at optimere opholdstiden uden at øge risikoen for oversvømmelser (og minimere risikoen for vækst af skadedyr såsom myg). De tre danske bassiner undersøgt af Thomsen (2019) var også udstyret med spjæld, der kan kontrollere bassinets udløb, og dermed give mulighed for en dynamisk optimering af et bassins opholdstid.

Et vigtigt aspekt der skal tages i betragtning ved planlægning og implementering af realtidsstyring af bassiner til optimering af deres renseseffektivitet, er dialogen med miljømyndighederne. De nuværende udledningskrav er typisk defineret for statiske processer, f.eks. faste udledningskoncentrationer eller fjernelsesgrader. Ved implementering af styring, ændres udledningen aktivt (f.eks. stiger udløbsflowet for at sikre det nødvendige opmagasineringsvolumen til en kommende regn), og dette kunne i visse tilfælde resultere i en forringelse af udløbskvaliteten (f.eks. kan rensning af regnvand fra en lille regnhændelse blive forringet for til gengæld at sikre en bedre rensning af en større, kommende regnhændelse). Desuden kan styring minimere andre negative påvirkninger, såsom stigning i vandtemperaturen i bassinet ved lange opholdstid i sommertid. Implementering af styring kræver derfor at miljømyndigheder godkender afvigelse fra den statiske tilgang for at opnå bedre rensesgrader og mindre miljøpåvirkning over længere tidsperioder (dvs. at rensesgraden skal vurderes over lange tidsserier af flere hændelser).

Hvis der implementeres en model-prædiktiv-styring (dvs. at vejrudsigter bliver anvendt til at styre volumen i regnvandsbassinet), tilføjes der desuden en vis grad af usikkerhed som følge af vejrudsigterne. Dette kunne også resultere i en forringelse af bassinets effektivitet ved enkelte regnhændelser. Derfor bør det drøftes i dialog med miljømyndigheden, hvad der er den acceptable fejlrate for systemet.

## 5.4. Virkelighedstjek - hydrauliske forhold i nyopførte bassiner

Resultaterne fra nærværende litteraturundersøgelse understreger betydningen af opholdstiden og den hydrauliske virkningsgrad, for at opnå en effektiv fjernelse af forureningsstoffer. Dermed er overvejelserne fra baggrundsrapporten bekræftet. Det er dog interessant at undersøge, om metoderne fra baggrundsrapporten er blevet anvendt korrekt.

Der er derfor udført et groft virkelighedstjek i bassinerne bygget efter udgivelse af baggrundsrapport, som har fokuseret på de vigtigste faktorer; nemlig bassinudformning og placering af indløb og udløb i bassinerne.

### 5.4.1. Metode

Det grove virkelighedstjek er baseret på analyser af luftfoto af bassiner, opført siden 2012. Billeder fra *Skråfoto*, en online tjeneste (<https://skraafoto.dataforsyningen.dk/>) er brugt til formålet. Tre vandforsyninger tilknyttet projektet har bidraget med adressen til 84 bassiner, som blev opført siden 2012 (tabel 5.3).

For hvert bassin er luftfotos anvendt til at identificere placeringen af indløb og udløb og dermed klassificere bassinet i henhold til formerne undersøgt af Persson et al. 1999 (figur 5.3). Bassinerne blev derefter grupperet efter den forventede renseseffektivitet (tabel 5.4).

Tabel 5.3. Undersøgte regnvandsbassiner. Skemaet angiver, om der er data om bassiner.

Forsyning	Antal Bassiner	Volumen	Red. areal	Ortofoto	Detaljerede info om Indløbets og udløbets placering
A	32	Ja	Ja	Ja	Ja
B	22	Nej	Nej	Ja	Nej
C	24	Nej	Nej	Ja	Nej

Tabel 5.4: Undersøgte regnvandsbassiner, fordelt efter udformning beskrevet i Figur 5.3.

Forsyning	A	B	C	D	E	G	H	I	J	K	O	P	Q	NA
A	-	8	5	9	1	-	1	3	1	-	-	-	4	-
B	-	4	3	1	-	-	-	2	-	-	-	-	11	1
C	-	3	3	-	-	-	-	2	-	-	-	-	4	12

NA: Bassin ikke fundet på luftfoto eller ikke synligt indløb og udløb

## 5.5. Resultater

Den simple analyse (tabel 5.4.) viser, at en betydelig del af bassinerne, hvor indløbs- og udløbsplaceringen kunne identificeres, har sandsynligvis en lav hydraulisk effektivitet. Denne grove analyse kræver yderligere og mere detaljerede undersøgelser, før der kan drages klare konklusioner. For eksempel, for forsyning A og B er det ikke blevet undersøgt, om der er forbassiner eller andre undervandsstrukturer, som kan fremme partikelfjernelse eller sikre en længere opholdstid.

Ikke desto mindre er det muligt at identificere disse videnshuller, som i fremtiden kunne undersøges og adresseres for at forbedre effektiviteten af bassiner. Videnshuller, der med fordel kan afdækkes, er følgende:

- Muligheden for ombygning af eksisterende bassiner for at øge den faktiske opholdstid: Hvilke tiltag kan tages for at undgå hydraulisk kortslutning med en begrænset investering i ny infrastruktur? (jf. Guo et al. (2025); Khan et al. (2019); Farjood et al. (2015); Kerr-Upal et al. (2000); Marsalek et al., (1992)
- Udvikling af beregningsmetoder, som tager hensyn til den effektive opholdstid, kan bidrage til bedre at kunne vurdere den forventede renseseffektivitet. For eksempel kan tilgangen, som er implementeret i WDP softwaren, videreudvikles for bedre at kunne beskrive hydraulisk kortslutning uden behov for mere komplekse modeller (jf. German et al. (2005); Janson et al. (2005,2004); Persson & Wittgren (2003)
- Inddragelse af overvejelser vedrørende hydraulisk effektivitet i design retningslinjerne af bassiner

## 5.6. anbefalinger

Undersøgelsen vedrørende den nye viden om de hydrauliske forhold af bassiner viser, at der er kommet nyere videnskabelige resultater siden baggrundrapportens udgivelse, men at datamængden fortsat er begrænset og ikke kan anvendes til store statistiske analyser. Der mangler især "metadata", dvs. informationer om bassinets og oplandets karakteristika, som har en betydelig påvirkning på de simple indløbs- og udløbskoncentrationer.

På baggrund af de tilgængelige oplysninger er der identificeret en række tiltag og områder der med fordel kan undersøges nærmere:

Fastlæggelse af nødvendigt bassinvolumen: Ud af de fire metoder beskrevet i baggrundrapporten, er metode 1 den suverænt mest anvendte. Metode 4 giver dog en bedre beskrivelse af bassinets rensesgrad over varierende indløbs- flow og koncentrationer. Derfor anbefales en bredere anvendelse af metode 4, som sikrer en fastlæggelse af et bassinvolumen, som er bedre tilpasset de enkelte oplande og klimatiske karakteristika i et givent opland.

Den hydrauliske virkningsgrad - Indarbejdelse af den hydrauliske virkningsgrad i designovervejelser (og planlægning): Udformningen af bassiner samt placeringen af indløb og udløb bør tilrettelægges, så opholdstiden i bassinerne optimeres. En indikator som  $\lambda$  kan anvendes til at evaluere bassinets forventede fjernelsesgrad, hvilket gør det muligt at vurdere og forbedre effektiviteten allerede i designfasen. I planlægningsfasen bør der derfor lægges særlig vægt på bassinets geometri for at opnå bedre  $\lambda$ -værdier. Dette indebærer, at der afsættes tilstrækkelig plads i oplandet til aflange bassiner, hvilket reducerer risikoen for hydraulisk kortslutning, i modsætning til cirkulære eller firkantede bassiner, som ofte er mere udsatte for kortslutning.

Den hydrauliske virkningsgrad - Opgradering af eksisterende bassiner: Der bør etableres retningslinjer og anbefalinger til omlægning af bassiner, der har en lav hydraulisk virkningsgrad. Disse omlægninger inkluderer bl.a. nye dæmninger ind i bassinet, øer, og beplantning, som sikrer længere opholdstid i bassinet.

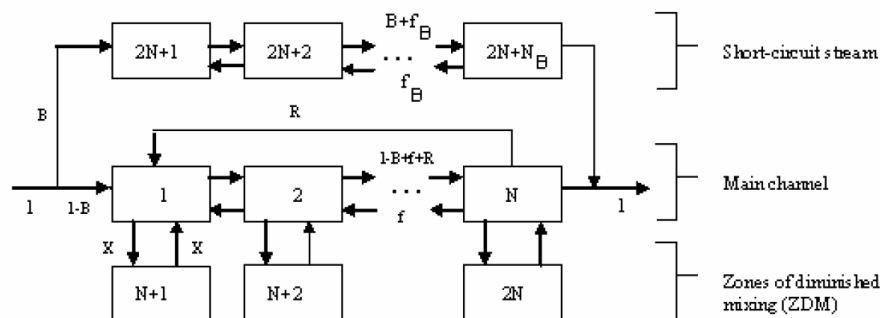
Implementering af kildekontrol/erstatning af forurenende byggematerialer: Da bassinets udløbskoncentrationer er stærkt afhængige af indløbskoncentrationerne, spiller kildekontrol en vigtig rolle for at reducere

udledningen af forurening. Indgreb bør foretages på planlægningsniveau og f.eks. i bygningsreglement, for at minimere anvendelsen af forurenende materialer i byggeriet.

**Bredere anvendelse af en stokastisk tilgang:** Der er stor variabilitet i både regnvands- kvalitet og kvantitet. Derfor er det mere realistisk at evaluere et bassins rensegrad over længere tidsperioder (dvs. ved at tage hensyn til variabilitet i regnhændelser) og med Monte Carlo metoder (for at tage hensyn til variabilitet i indløbskoncentrationer og i parametrene af renseprocesser), fremfor at kigge på enkelte regnhændelser. Disse stokastiske metoder skal anerkendes af miljømyndigheder, og det er derfor vigtigt at involvere dem i metode-fastlæggelsen.

**Online-styring til at forbedre rensegraden:** Den dynamiske styring af bassiner har et stort potentiale i at øge renseeffektiviteten af eksisterende bassiner. Styring kan dog resultere i stor variabilitet i udløbskoncentrationerne, samt risikere at øge stofudledningen under enkelte hændelser, mens den samlede rensegrad over længere perioder vil være højere. Der kan derfor med fordel etableres en dialog med miljømyndigheder om, at afvigelser fra den traditionelle, statiske regulering af udløb kan accepteres.

**Opgradering af modelværktøj til metode 4:** Nuværende software har en meget begrænset mulighed for at beskrive hydrauliske kortslutninger og at blive tilpasset til den hydrauliske virkningsgrad. Derfor anbefales implementering af brugervenlige og fleksible styrings-konfigurationer (såsom figur 5.5) og muligheden for at simulere flere processer (Vezaro et al., 2015).



Figur 5.5: Eksempel på en kaskade CSTR-model som tager hensyn til hydrauliske kortslutning og den hydrauliske virkningsgrad (Jansson et al., 2004, 2005). Opsætning af CSTR er baseret på  $\lambda$ , som er enten beregnet baseret på målinger ellers med detaljerede (2D) model beregninger.

## 5.7. Konklusioner

Opdateringen af vidensgrundlaget, viser, at baggrundsrapportens overvejelserne vedr. de hydrauliske forhold, som skal bruges ved bestemmelse af bassinstørrelsen, fortsat er relevante. De vigtigste konklusioner er:

- at metoderne til bestemmelse af volumen giver en større fleksibilitet end den, som er beskrevet i Faktabladet (som opsummerer baggrundsrapporten)
- at baggrundsrapporten fremlægger flere metoder til dimensionering af bassiner, som giver større fleksibilitet end Metoden 1 (som er primært fremlagt i Faktabladet, og som er tit brugt i praksis)
- opholdstiden er én af de vigtigste parametre for at sikre en god renseevne, og der er dermed behov for grundige overvejelser og beregninger i designfasen, samt med mulighed for at opgradere eksisterende bassiner med hensyn til at øge opholdstiden
- sammensætningen af forureningen i regnvand er meget variabel, og det er afhængigt af kilderne i oplandet, samt af regnhændelsens størrelse. Der er derfor behov for en bredere anvendelse af metoder, der anerkender denne variabilitet, og dermed sikrer et mere robust design under variable forhold. Det er samtidigt vigtigt, at denne tilgang drøftes i tæt dialog med miljømyndigheder

- nye metoder til monitorering og optimering af bassiner kan bidrage med en bedre mulighed for at øge renseseffektiviteten af bassiner

## 5.8. Referencer og datakilder

- Alighardashi, A., Goodarzi, D. (2020). Simulation of depth and wind effects on the hydraulic efficiency of sedimentation tanks. *Water and Environment Journal*, 34(3), 432–440. doi:10.1111/wej.12478.
- Banerjee, T., Muste, M., Katul, G. (2015). Flume experiments on wind induced flow in static water bodies in the presence of protruding vegetation. *Advances in Water Resources*, 76, 11–28. doi:10.1016/j.advwatres.2014.11.010.
- Clary, J., Leisenring, M., Hobson, P., Strecker, E., (2020). International Stormwater BMP Database: 2020 Summary Statistics, The Water Research Foundation, <https://bmpdatabase.org/> (tilgået 2025/10/02).
- DHI (2025). Screeningsværktøj RegnKvalitet (version 2.0), <https://www.regnvandskvalitet.dk/> (tilgået 2025/10/09).
- Dykes, C., Pearson, J., Bending, G. D., Abolfathi, S. (2025). Hydraulic efficiency and mixing dynamics in surface flow constructed wetlands: Influence of design, vegetation phenology, and climate variability. *Water Research*, 285, 124110. doi:10.1016/j.watres.2025.124110.
- Farjood, A., Melville, B. W., & Shamseldin, A. Y. (2015). The effect of different baffles on hydraulic performance of a sediment retention pond. *Ecological Engineering*, 81, 228–232. doi: 10.1016/j.ecoleng.2015.04.063.
- Fassman-Beck, E. A., Tiernan, E. D., Cheng, K. L., Schiff, K. C. (2025). A data-driven index for evaluating BMP water quality performance. *Water Research*, 282, 123769. doi:10.1016/j.watres.2025.123769.
- German, J., Jansons, K., Svensson, G., Karlsson, D., & Gustafsson, L.-G. (2005). Modelling of different measures for improving removal in a stormwater pond. *Water Science and Technology*, 52(5), 105–112. doi: 10.2166/wst.2005.0120.
- Guo, M., Goodarzi, D., Pearson, J., Mohammadian, A., & Abolfathi, S. (2025). The effects of permeable baffles on hydraulic and treatment performance in retention ponds. *Journal of Water Process Engineering*, 69, 106593. Doi: 10.1016/j.jwpe.2024.106593.
- Idris, N. N., Chua, L. H. C., Mustafa, Z., Das, S., Takaijudin, H. (2024). A review study on the association between hydraulic performance and treatment effectiveness in free surface flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*, 203, 107258. doi:10.1016/j.ecoleng.2024.107258.
- Janke, B. D., Finlay, J. C., Taguchi, V. J., Gulliver, J. S. (2022). Hydrologic processes regulate nutrient retention in stormwater detention ponds. *Science of The Total Environment*, 823, 153722. doi:10.1016/j.scitotenv.2022.153722.
- Jansons, K., German, J., Howes, T. (2004). Evaluating the impact of imperfect mixing on the performance of stormwater treatment ponds. *Proceedings of WSUD 2004: Cities as Catchments; International Conference on Water Sensitive Urban Design*.
- Jansons, K., German, J., Howes, T. (2005). Evaluating hydrodynamic behaviour and pollutant removal in various stormwater treatment pond configurations. *10th International Conference on Urban Drainage, Copenhagen/Denmark, 21-26 August 2005*.
- Kerr-Upal, M., Seasons, M., Mulamootil, G. (2000). Retrofitting a stormwater management facility with a wetland component. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 35(8), 1289–1307. doi: 10.1080/10934520009377037.
- Khan, S., Shoaib, M., Khan, M. M., Melville, B. W., Shamseldin, A. Y. (2019). Hydraulic investigation of the impact of retrofitting floating treatment wetlands in retention ponds. *Water Science and Technology*, 80(8), 1476–1484. doi: 10.2166/wst.2019.397.
- Koch, B. J., Febria, C. M., Gevrey, M., Wainger, L. A., Palmer, M. A. (2014). Nitrogen Removal by Stormwater Management Structures: A Data Synthesis. *Journal of the American Water Resources Association*, 50(6), 1594–1607. doi:10.1111/jawr.12223.

- Leisenring, M., Hobson, P, Clary, J, Krall, J. (2013)., International Stormwater Best Management Practices (BMP) Database Advanced Analysis: Influence of Design Parameters on Achievable Effluent Concentrations. Water Environment Research Foundation, <https://bmpdatabase.org/> (tilgået 2025/10/02).
- Liu, J. J., Dong, B., Guo, C. Q., Liu, F. P., Brown, L., Li, Q. (2016). Variations of effective volume and removal rate under different water levels of constructed wetland. *Ecological Engineering*, 95, 652–664. doi:10.1016/j.ecoleng.2016.06.122.
- Lusk, M. G., Bean, E. Z., Iannone, B. v., Reisinger, A. J. (2025). Stormwater ponds: Unaccounted environmental challenges of a widely-adopted best management practice in urban landscapes. *Journal of Environmental Management*, 374, 124170. doi:10.1016/j.jenvman.2025.124170.
- Marsalek, J., Watt, W. E., Henry, D. (1992). Retrofitting Stormwater Ponds for Water Quality Control. *Water Quality Research Journal*, 27(2), 403–422. doi:10.2166/wqrj.1992.027.
- Moustafa, M., Wang, N. (2020). Assessment of Wind and Vegetation Interactions in Constructed Wetlands. *Water*, 12(7), 1937. doi:10.3390/w12071937.
- Mullapudi, A., Bartos, M., Wong, B., Kerkez, B. (2018). Shaping Streamflow Using a Real-Time Stormwater Control Network. *Sensors*, 18(7), 2259. doi:10.3390/s18072259.
- Persson, J., Wittgren, H. B. (2003). How hydrological and hydraulic conditions affect performance of ponds. *Ecological Engineering*, 21(4–5), 259–269.
- Persson, J. (2000). The hydraulic performance of ponds of various layouts. *Urban Water* 2, 243–250. [https://doi.org/10.1016/S1462-0758\(00\)00059-5](https://doi.org/10.1016/S1462-0758(00)00059-5).
- Persson, J., Somes, N.L.G., Wong, T.H.F. (1999). Hydraulics efficiency of constructed wetlands and ponds. *Water Science and Technology* 40, 291–300.
- Sønderup, M. J., Egemose, S., Hansen, A. S., Grudinina, A., Madsen, M. H., Flindt, M. R. (2016). Factors affecting retention of nutrients and organic matter in stormwater ponds. *Ecohydrology*, 9(5), 796–806. doi:10.1002/eco.1683.
- Thomsen, A. T. H. (2019). Quantification of the hydraulic effects of discharge from stormwater detention ponds into streams. Aalborg Universitetsforlag. PhD thesis.
- Vezzaro, L., Sharma, A. K., Ledin, A., Mikkelsen, P. S. (2015). Evaluation of stormwater micropollutant source control and end-of-pipe control strategies using an uncertainty-calibrated integrated dynamic simulation model. *Journal of Environmental Management*, 151. doi: 10.1016/j.jenvman.2014.12.013.
- Vollertsen, J., Hvitved-Jacobsen, T., Nielsen, A.H., Gabriel, S. (2012a). Våde bassiner til rensning af separat regnvand - Baggrundsrapport. [https://separatvand.dk/download/V%C3%A5de%20bassiner\\_BAGGRUNDSRAPPORT.PDF](https://separatvand.dk/download/V%C3%A5de%20bassiner_BAGGRUNDSRAPPORT.PDF) (tilgået 2025/10/02).
- Vollertsen, J., Hvitved-Jacobsen, T., Nielsen, A.H., Gabriel, S. (2012b). Faktablad om dimensionering af våde regnvandsbassiner - [https://separatvand.dk/download/Faktablad\\_V%C3%A5de%20bassiner\\_3.pdf](https://separatvand.dk/download/Faktablad_V%C3%A5de%20bassiner_3.pdf) (tilgået 2025/10/02).
- Xu, W. D., Burns, M. J., Cherqui, F., Fletcher, T. D. (2021). Enhancing stormwater control measures using real-time control technology: a review. In *Urban Water Journal*. doi:10.1080/1573062X.2020.1857797.
- Zhao, F., Zhang, X., Xu, Z., Feng, C., Pan, W., Lu, L., & Luo, W. (2024). Review of hydraulic conditions optimization for constructed wetlands. *Journal of Environmental Management*, 370, 122377. Doi: 10.1016/j.jenvman.2024.122377.

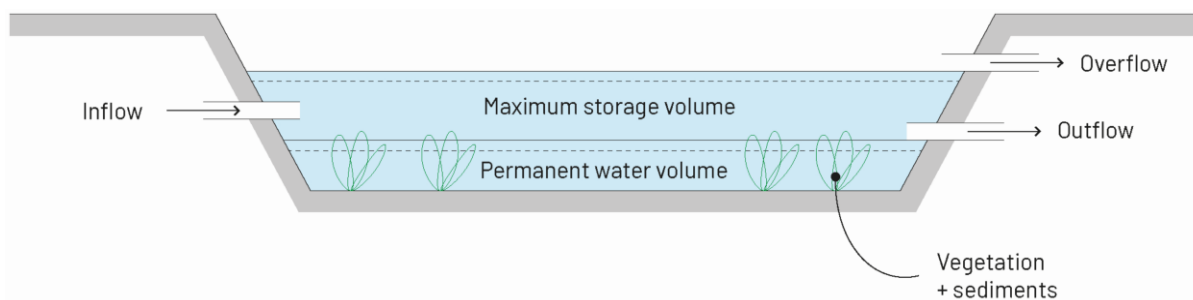
## 6. Vandkvalitet af våde regnvandsbassiner

Jes Vollertsen, Aalborg Universitet

### 6.1. Opbygning af våde bassiner

Et vådt bassin fremstår i landskabet som en lille lavvandet sø og kan ofte ikke skelnes fra en naturlig sø. Bassinet tilbageholder det afstrømmede regnvand i nogen tid, hvor forurenende stoffer nedbringes ved processer, der ligner dem der sker i naturlige søer og vådområder. Bassinet består af et permanent vådt volumen, hvor hovedparten af stoffjernelsen foregår mens vandet befinder sig i bassinet. En typisk gennemsnitlig opholdstid i et vådt bassin designet i henhold til retningslinjerne angivet på [www.separatvand.dk](http://www.separatvand.dk) er et par uger. Det er væsentligt at bemærke, at hovedparten af rensningen derfor foregår mellem regnhændelserne. Et vådt bassin skal have en permanent vandmængde uden væsentlig ind- eller udsivning, og er derfor ofte designet med en tæt bund. Det våde volumen kan kombineres med et forsinkelsesvolumen, så nedstrøms vandløb beskyttes mod oversvømmelse og erosion (figur 6.1).

Størrelsen på bassinets permanent våde volumen afhænger af dets afløbstal. Anvisningerne for bassinvolumen på [www.separatvand.dk](http://www.separatvand.dk) er angivet for et afløbstal på 1 L/(s red.ha). For at opnå samme rensning ved andre afløbstal skal det permanente våde volumen mindskes når afløbstal mindskes, og øges når afløbstallet øges. I yderste konsekvens betyder dette, at et vådt bassin også kan fungere uden et egentligt tilknyttet forsinkelsesvolumen (Hvitved-Jacobsen et al., 2010).



Figur 6.1: Principskitse for et vådt regnvandsbassin.

### 6.2. Renseprocesser i våde regnvandsbassiner

De væsentligste renseprocesser i et vådt bassin, er:

- Akkumulering af forurenende stoffer i bassinets sedimenter. Hovedprocessen er sedimentation af primærpartikler og partikler dannet ved koagulation og flokkulering, kombineret med advektiv transport samt turbulent opblanding
- Adsorption af fine partikler og kolloider på faste overflader såsom planter, sten og bundsedimenter
- Sorption af opløste forurenende stoffer til bundsedimentet
- Organismers optag og omsætning af forurenende stoffer
- Nedbrydning af organiske forurenende stoffer i de forskellige matricer

#### 6.2.1. Stof i afstrømmet regnvand

Hovedparten af vandet i separatsystemer stammer fra overfladeafstrømning fra impermeable overflader. De primære årsager til, at regnvand bliver forurenede under afstrømning på overfladerne er, at det samler forurening op fra forskellige kilder:

- Stof, som regnen opsamler på sin vej gennem atmosfæren, dvs. våddeposition
- Stof, som det afstrømmende vand opsamler på overfladerne, det strømmer af på:
  - Frigivelse af stoffer fra overflader som vandet er i kontakt med
  - Aktiviteter på overflader, der tilfører forurenende stoffer til overfladerne, f.eks. biltrafik
  - Vedligeholdelse af overflader, f.eks. vintervedligeholdelse med salt
  - Emissioner fra lækager, spild og ulykker

- Atmosfærisk deposition, som også omfatter nedfald fra omkringliggende områder med landbrug, industri, trafik, osv.
- Stof indeholdt i overfladenært grundvand, der strømmer til ledningerne via f.eks. omfangsdræn og indsigvning
- Stof indeholdt i spildevand, der strømmer til ledningerne via f.eks. fejlkoblinger, altså spildevand der fejlagtigt er koblet på separate regnvandsledninger

Da kilderne er mange og alsidige, kan der i princippet forekomme et meget stort antal uønskede stoffer i afstrømmet regnvand, inklusive stoffer, der normalt ikke associeres med regnvand, f.eks. medicinrester.

## 6.2.2. Stof typer i afstrømmet regnvand og deres egenskaber

Et utal af kemiske stoffer kan i princippet forekomme i afstrømmet regnvand. For nemheds skyld grupperer man ofte stofferne, f.eks. i tungmetaller, PAH, PFAS, kulbrinter, pesticider, lægemidler, phenoler, phthalater, osv. Nogle af disse grupper er sammenstillet ud fra specifikke egenskaber ved stofferne, der indgår i grupperne, f.eks. tungmetaller, der ofte defineres som metaller med en densitet over 5 g/cm<sup>3</sup>. Andre eksempler er PAH, PFAS og kulbrinter, der er defineret ud fra ligheder i deres kemiske sammensætning. Andre grupper er defineret i forhold til stoffernes anvendelser, f.eks. pesticider, biocider og medicinrester, og her er der ikke nogen simpel sammenhæng mellem gruppen og de enkelte stoffers kemiske egenskaber. I alle tilfælde kan stofferne i grupperne have vidt forskellige kemiske, biologiske, og fysiske egenskaber.

Stofferne kan også grupperes ud fra hvordan de opfører sig i vandmiljøet, hvilket kan være en mere givende måde at gruppere dem på i forhold til rensning af separat regnvand. Her giver det mening at se på de egenskaber, der påvirker hvorvidt de kan tilbageholdes i forskellige typer af renseløsninger, eller bedre, hvordan de tilbageholdes ved forskellige typer af enhedsoperationer. En væsentlig gruppering er i denne sammenhæng graden med hvilken de er associeret med forskellige typer partikler (hvorvidt de binder stærkt til partikler og overflader), er i sig selv partikler, eller om de er opløste. En anden væsentlig gruppering er graden af og måden hvor ved de nedbrydes, henholdsvis om de er persistente eller omsættelige.

## 6.2.3. Opløst versus partikulært stof

Hvad der er opløst, og hvad der er partikulært, er en definitionssag. Der findes ikke en skarp grænse mellem det, de fleste vil opfatte som en partikel, f.eks. et sandkorn, og det de fleste vil opfatte som opløst, f.eks. et salt. Traditionelt betragter man partikulært stof som det, der bliver hængende på et filter med pore størrelse på 0.4 – 1.6 µm, og opløst stof som det, der passerer gennem et sådant filter. Porestørrelsen på filtret er ikke altid defineret i analyseforskrifterne, og hvis den er, så er den ikke nødvendigvis ens fra forskrift til forskrift. Definitionen er pragmatisk, idet den beskriver en nem metode til at skelne mellem opløst stof og suspenderet stof. Den har dog en begrænset anvendelighed, når det kommer til at beskrive processer, der er relevante for rensning. For eksempel vil store partikler med en densitet højere end vand have en tendens til at synke til bunds i et bassin, mens meget små partikler vil have en tendens til at forblive i vandfasen, selvom de måtte have en densitet større end vand.

## 6.2.4. Koagulationsegenskaber

Mindre partikler har ofte en tendens til at koagulere og flokkulere, hvilket fører til dannelse af større partikler, som så kan være mere eller mindre stabile. Koagulation er en proces, hvorved små partikler, kolloider, og store molekyler danner aggregater. Processen skyldes tiltrækning og frastødning mellem partikler, ofte på grund af deres ladninger. Koagulation forekommer naturligt i renseløsninger, og kan fremmes ved at tilsætte en såkaldt koagulant, for eksempel et jern- eller aluminiumssalt.

## 6.2.5. Sorptionsegenskaber

Nogle stoffer binder stærkt til partikler eller overflader. Disse kan være faste overflader såsom sediment eller filtermateriale, eller de kan være kolloider og andre partikler i vandfasen. Den slags stoffer vil derfor tendere til at forekomme som en del af partiklerne og derfor transport- og tilbageholdelsesmæssigt opføre sig som partiklerne.

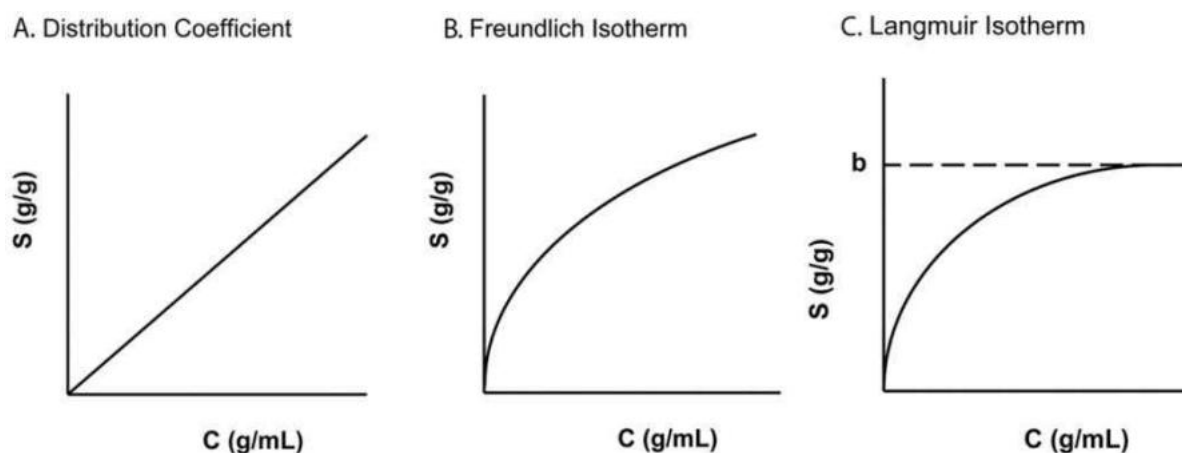
En praktisk måde at angive sorption for organiske stoffer er ved at se på deres octanol-vand fordelingskoefficient ( $K_{ow}$ ). Denne koefficient blev oprindeligt defineret for at vurdere, hvorvidt et stof bioakkumulerer i fedtvæv, og dertil bruger man octanol, der er en slags "olie" (en fed alkohol). Koefficienten er ratioen

mellem hvor meget af et stof, der er i vand, versus hvor meget der er i octanol, efter at der har indstillet sig ligevægt mellem de to faser. Kort fortalt tilsættes stoffet, man undersøger, til en beholder med vand og octanol, hvorefter det rystes til der har indstillet sig ligevægt mellem de to faser. Derpå måles indholdet i faserne og  $K_{ow}$  beregnes efter nedenstående ligning. Man angiver typisk logaritmen til  $K_{ow}$  ( $\log(K_{ow})$ ), der ofte skrives som  $pK_{ow}$  da tallene ellers bliver meget store/små.

$$K_{ow} = \frac{C_{\text{ligevægt octanol}}}{C_{\text{ligevægt vand}}} \quad pK_{ow} = \log(K_{ow})$$

I mange situationer er man interesseret i fordelingskoefficienten mellem stoffet i vand og i andre stoffer end octanol. Derfor har man defineret andre koefficienter efter samme opskrift, for eksempel  $K_{oc}$ , som beskriver partitioneringen mellem organisk kulstof og vand. Denne anvendes ofte ved binding af organiske stoffer til jord, og bestemmes på lignende måde som  $K_{ow}$  (eller  $pK_{ow}$ ). Man kan definere og anvende andre partitioneringskoefficienter, her er det specielt jord-vand eller sediment-vand partitioneringskoefficienten, der er interessant, ofte kaldet  $K_d$  (eller  $pK_d$  der er det samme som  $\log(K_d)$ ). Såvel  $K_{oc}$  som  $K_d$  er dog mindre veldefinerede end  $K_{ow}$ , idet  $K_{oc}$  og  $K_d$  er afhængige af den matrix, man måler sorptionen op imod. Det vil sige, hvilken type organisk stof der bruges, og hvilken type jord/sediment der bruges. Selvom de i princippet bør være mere rimelige at benytte end  $K_{ow}$ , skal man derfor være varsom med at bruge værdier fra litteraturen for disse parametre.

Det er ikke ualmindeligt at antage, at partitioneringen er uafhængig af koncentrationen, altså at der er et lineært sammenhæng mellem koncentrationen i vand og den anden fase. For octanol-vand partitionering er dette en rimelig antagelse, mens den har begrænset gyldighed for organisk stof, sediment, og jord. En antagelse om lineær sammenhæng betyder, at der antages ubegrænset sorptionskapacitet for det stof, man ser på, i forhold til den matrix det bindes til (f.eks. jord, sediment, eller organisk stof). Denne antagelse er dog kun korrekt ved (relativt set) lave koncentrationer, idet sorptionen er koncentrationsafhængig ved højere værdier. Den slags sammenhæng beskrives typisk ved sorptionsisotermer, så som Freundlich og Langmuir isotermer. De tre måder at betragte sorption på, er illustreret i figur 6.2.



Figur 6.2: A) fordelingskoefficienten, som den bruges til at bestemme f.eks.  $K_{oc}$  og  $K_d$ ; B) Freundlich isotherm, der antager at der i princippet er uendeligt meget sorptionskapacitet, men at effektiviteten falder med stigende mængde der er bundet; C) Langmuir isotherm der antager at bindingen når et maksimum, hvorefter der ikke kan bindes mere.

Hertil kommer, at sorption ikke er en øjeblikkelig (instantan) proces, men tager tid at forløbe. Processen er hurtigst i begyndelsen, de første minutter til timer, hvorefter sorptionshastigheden aftager. Ofte bestemmer man sorption efter 24 timer og antager, at hovedparten af sorptionen sket indenfor det tidsrum. Man bør dog være opmærksom på, at binding til en jord eller lignende matrix vil fortsætte over måneder og år. Sorptionskapaciteten bestemt efter 24 timer kan derfor give en vis (ukendt) underestimering af den totale bindingskapacitet.

## 6.2.6. Nedbrydelighed

Mange uorganiske stoffer kan ikke nedbrydes; de er persistente, mens organiske stoffer måske kan nedbrydes. Et eksempel på persistente stoffer er tungmetallerne. Visse af disse kan dog ændre form (f.eks. speciering), for eksempel krom(III) og krom(VI) eller Fe(II) og Fe(III), der kan ændre deres opførsel og miljøpåvirkning.

Nedbrydningen af organiske stoffer kan ske på forskellig vis og med forskellig hastighed. Nogle stoffer nedbrydes ved sollys, nogle nedbrydes ved kemiske processer, nogle nedbrydes af mikroorganismer, og nogle nedbrydes ved flere mekanismer i kombination. For nogle stoffer sker nedbrydningen hurtigt, mens den for andre sker så langsom, at det ingen praktisk betydning har for rensning i regnvandsbassiner. For nogle stoffer sker nedbrydningen under oxiderede forhold, for andre under reducerede forhold, eller så sker nedbrydning på forskellig vis under forskellige redoxforhold. For enkelte stoffer kan man finde konkrete målinger af nedbrydelighed under forskellige forhold, og man kan derpå vurdere, om disse forhold er relevante under de givne procesbetingelser. Alternativt kan man estimere nedbrydningen ved brug af modeller udviklet til formålet. Som det fremgår af ovenstående, er nedbrydning af et konkret stof ganske komplekst, og det kan være svært at kvantificere den faktiske nedbrydning under praktiske forhold. Ofte er man derfor begrænset til mere overordnede betragtninger så som "let nedbrydeligt" og "svært nedbrydeligt", uden at kunne sætte konkrete tal på.

## 6.2.7. Princip for vurdering af renseseffekt for ukendte stoffer

For nogle af de potentielt problematiske stoffer eller stofgrupper, der kan forekomme i separat regnvand, findes der solid målebaseret viden om hvor effektivt tilbageholdelsen er i forskellige renseløsninger. For lidt flere, findes der sporadiske målinger, der giver et vist indtryk af renseløsningens effektivitet, mens der for mange stoffer ikke foreligger nogen form for måling.

Når renseseffekten i en given renseløsning skal vurderes for et stof, der er blevet målt i utilstrækkeligt omfang, kan en vurdering baseres på den effekt, der kan opnås for stoffer med lignende kemiske og biologiske egenskaber, og hvor der foreligger måledata for samme type renseløsning. Hvis der ikke foreligger måledata for lignende stoffer i samme type renseløsning, må vurderingen baseres på en grundlæggende viden om stoffets fysiske, kemiske, og biologiske egenskaber sammen med de enhedsoperationer, der bringes i spil for den pågældende renseløsning. Dette kan typisk kun gøres kvalitativt, altså uden at kunne sætte konkrete tal på.

## 6.3. Rensemeter for uønskede stoffer i regnvand

Enhver renseløsning implementerer en række fysiske, kemiske, og biologiske enhedsoperationer og enhedsprocesser, der udgør de grundlæggende byggeklodser, der tilsammen udgør en renseløsning. Der findes et væld af renseløsninger, men de gør alle brug af et begrænset antal enhedsprocesser og -operationer, der så implementeres på forskellig vis og i forskellig grad.

Et eksempel kan være et sandfang kontra et vådt regnvandsbassin. Sandfanget gør brug af sedimentation som enhedsoperation, og kan beskrives ved hjælp af fysisk sedimentationsteori. Et vådt regnvandsbassin implementerer også sedimentation som enhedsoperation, men implementerer derudover enhedsprocesserne koagulering og flokkulering, binding af fine partikler til overflader og sedimenter, sorption af opløste stoffer til overflader, planteoptag, samt kemisk/biologisk nedbrydning af organiske stoffer.

### 6.3.1. Tilbageholdelse af partikelbundet stof

Rensemeter for separat regnvand bringer de tidligere beskrevne processer i spil i forskellige kombinationer og i forskellig grad. Alle renseløsninger for separat regnvand udnytter, at størstedelen af de uønskede stoffer optræder i forbindelse med partikler – både makroskopiske partikler, mikroskopiske partikler, og kolloider – og at en effektiv tilbageholdelse af partikler derfor vil føre til en effektiv tilbageholdelse for de til partiklerne knyttede stoffer. En del af de uønskede stoffer, der er knyttet til partiklerne, vil derpå blive nedbrudt i sedimenterne mens andre vil akkumulere sammen med de uorganiske stoffer knyttet til partiklerne.

#### **Sedimentation**

Sedimentation beskrives almindeligvis ved hjælp af Stokes lov. Selvom Stokes lov for bundfældning af partikler ikke er forkert, har den betydelige begrænsninger med hensyn til fuldt ud at beskrive processer i en

renseløsning for separat regnvand. Dens antagelser – nemlig at partikler skal være sfæriske og stive, at væskens viskositet er den væsentligste begrænsning af accelerationen, at der ikke er interaktion med andre partikler eller stoffer i vandet, og at vandet ikke er i bevægelse – er i praksis sjældent gyldig. I praksis har den desuden en tendens til kun at give rimelige estimater for sfæriske partikler omkring 40–100 µm i diameter og retter sig derfor kun mod en meget begrænset del af de relevante partikler. Der eksisterer andre teorier og modeller for sedimentation af partikler, men de kræver alle, at der findes viden om partiklernes størrelse, form og densitet, samt om turbulensforholdene.

På grund af den store mangfoldighed af partikelstørrelser og -former, koagulering, flokkulering, stabilitet af aggregerede partikler, samt den komplekse makroskopiske hydraulik i en renseløsning, er alle modeller udfordret, når det kommer til virkelige systemer. Hertil kommer, at de randbetingelser der kræves (partikelstørrelser, partikelformer, partikeltæthed, tilløbsmønstre, vindinduceret blanding, med mere) ikke kendes på det nødvendige detaljeringsniveau. Derfor opstår behovet for at beskrive sedimentation ved hjælp af empiriske udtryk, hvilket typisk ender i beregninger baseret på overfladebelastning eller volumetrisk belastning, kombineret med retningslinjer for, hvordan man kan designe sedimentationssystemer for at optimere tilbageholdelse af stof.

### ***Advektion, turbulent opblanding og binding til faste overflader***

Advektion, også kaldet konvektiv transport, beskriver en transportform, hvor et opløst stof eller en fin partikel transporteres af vandfasens nettostrøm. Turbulent opblanding beskriver den kaotiske bevægelse af vand ved hvirvler og eddier ("krøllerne" på og i vandet), der transporter små legemer af vand i andre retninger og/eller med anden hastighed end vandets nettostrøm. Turbulent opblanding forekommer, når vandets nettostrøm er turbulent (i modsætning til laminær). Nettostrømmen og opblandingen fører til, at opløst stof, samt partikler der ikke kan synke (eller kun synker med en meget lav hastighed), alligevel af og til kommer i kontakt med faste overflader, for eksempel bundsedimentet, hvor de potentielt set kan blive bundet.

Denne transportform fører til, at opløst stof samt små partikler (eller agglomerater af partikler) der i princippet burde flyde, eller synke med en meget lille hastighed, alligevel kan ende i sedimentet.

### ***Erosion og resuspension***

Når partikler først er aflejret som sediment, bør de forblive aflejret. Dette er dog ikke altid tilfældet, da ændringer i hydrauliske forhold kan føre til erosion og resuspension af tidligere bundfældet materiale. De erosive forhold kan være skabt af store tilstrømninger af vand eller af stærk vind, der skaber indre strømme i vandsøjlen. Resuspension kan også forekomme ved udløbet af et anlæg, hvis den lokale hastighed gør, at kritiske forskydningsspændinger overskrides. Som med sedimentering, er disse processer i praksis svære at beskrive deterministisk, da der er for mange ukendte parametre. For eksempel i hvilken grad sedimentet er kohæsive, hvor det aflejres, hvorvidt plantevækst beskytter sedimentet mod resuspension, og så videre. Også her ender man derfor typisk med et design baseret på empiriske retningslinjer.

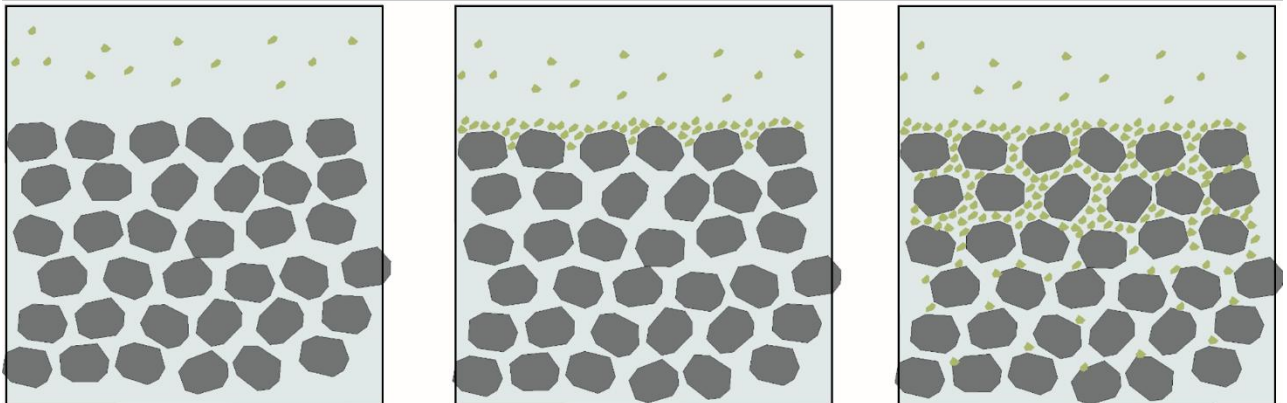
### ***Filtrering***

Filtrering er en effektiv måde til at tilbageholde partikler. Dens effektivitet afhænger af det medie, hvorigennem vandet strømmer, samt egenskaberne af partiklerne i vandet, der filtreres. Når vand med et indhold af fine partikler passerer gennem et porøst medium så som jord, vil partiklerne i vandet tilstoppe det øverste lag af jorden. Det dannede lag omtales ofte som kolmationslaget og processen er illustreret i figur 6.3, hvor vand indeholdende fine partikler filtreres gennem en grovere jord.

En frisk overflade begynder at blive udsat for partikler. Vandets gennemstrømning af jorden styres af jorden hydrauliske ledningsevne.

Efter et stykke tid, begynder porerne i jorden at stoppes til, og vandets gennemstrømning påvirkes af partiklerne der stopper porerne.

Efter længere tid, er porerne i den øverste del af jorden stoppet til og der er aflejret materiale på overfladen. Vandets gennemstrømning styres nu af partiklerne på jorden og i porerne.



Figur 6.3: Kolmering (tilstopning) af et porøst medie (jord).

Kolmationslaget vil definere den reelle porestørrelse af filtermaterialets øverste lag og herved styre filterets hydrauliske kapacitet. Dette fører til, at filteroverflader kan være i stand til at tilbageholde partikler, der er væsentligt finere end porestørrelsen af det oprindelige filtermateriale. Dette fænomen er velkendt fra forskellige sammenhænge, hvor det har vist sig at forbedre en jords evne til at tilbageholde forurenende stoffer væsentligt. Denne gevinst kommer dog på bekostning af en reduceret hydraulisk kapacitet.

Meget fine partikler og kolloider kan forblive mobile i jordens porerum. Den præcise størrelse og egenskaber af partikler, der kan gøre dette, er ikke veldefineret, men er typisk i kolloidområdet. Forståelsen af kolloidtransport i jord og andre filtermaterialer er dog stadig begrænset.

### 6.3.2. Tilbageholdelse af opløste stoffer

En mindre del af de forurenende stoffer i separat regnvand forekommer som frie molekyler eller ioner. Disse vil stå i ligevægt med systemets faste faser (for eksempel jord og sediment), hvor de kan fastholdes midlertidigt eller permanent. Mens de tilbageholdes, kan nogle organiske stoffer blive nedbrudt, og nogle stoffer kan ændre deres binding fra en løs binding til matricen til en stærk og irreversibel binding, så de potentielt bliver en del af den mineralske eller inerte organiske stofstruktur.

#### **Sorption**

Sorption kan opdeles i to fænomener: Adsorption og absorption. Adsorption er vedhæftning af stoffer til overfladen af en partikel. Interaktionerne mellem et stof i opløsning og en fast overflade er styret af kræfter på tværs af væske-faststof-grænsefladen. Absorption dækker over fænomenet, hvor et stof trænger ind i og bliver optaget i en anden fase, typisk et fast stof. Se også afsnit 6.2.5.

#### **Planters betydning**

Planter (makrofytter) kan optage forurenende stoffer fra omgivelserne. Planteoptag er dog generelt ikke en vigtig proces for den samlede fjernelse af uønskede stoffer fra regnvand (Brix, 1997). Målinger over året for rensning i våde bassiner har understøttet denne konklusion, og ikke kunnet påvise forskelle på procesrater hen over året (Vollertsen et al. 2009, 2010). Makrofytters primære rolle i en renseløsning relaterer sig til fysiske forhold. For eksempel at stabilisere sedimentbede og reducere turbulens, hvorved risikoen for resuspension reduceres og forholdene for sedimentation forbedres. Eller på filteroverflader, hvor de kan bidrage til at løsne op i de øverste jordlag.

### 6.3.3. Nedbrydning af stoffer

Forurenende stoffer kan nedbrydes i vandfasen af en renseløsning, i biofilm, der vokser på dens faste overflader, og i dens sedimenter. Nedbrydning i vandfasen er primært et resultat af fotonedbrydning, da mængden af suspenderet biomasse i en renseløsnings vandfase typisk er lav. Biologisk nedbrydning er derfor hovedsageligt relateret til mikroorganismer i biofilm og sedimenter. Denne nedbrydning kan fremmes, hvis

stoffet binder sig til matricen og herved tillader stoffet at forblive længere og i højere koncentrationer. Undersøgelser fra forskellige jord- og sedimentrelaterede miljøer indikerer, at sedimenter kan udgøre miljøer, hvor biologisk nedbrydning af miljøfarlige stoffer, som for eksempel biocider og pesticider, kan forløbe under både aerobe og anaerobe forhold.

Der findes få detaljerede undersøgelser af nedbrydningen af specifikke forurenende stoffer i renseløsninger for separat regnvand. Generelt har undersøgelser af sådanne løsninger fokuseret på den overordnede effekt af disse løsninger til at tilbageholde uønskede stoffer, mens der kun har været beskedent fokus på at forstå de underliggende biologiske og kemiske mekanismer. En del undersøgelser har adresseret pesticider, hvor både sedimenterne og planterne har vist sig at spille en rolle for midlertidig tilbageholdelse såvel som for nedbrydning. Man har for eksempel fundet, at visse pesticider tilbageholdes i vækstperioden, men så igen frigives når planterne henfalder (Maillard og Imfeld, 2014). Andre pesticider kan undergå en egentlig nedbrydning. Et andet eksempel er tilbageholdelse og omsætning af PAH, hvor enkelte undersøgelser har fundet, at mængden af kortkædede PAH'er var relativt lav i forhold til de langkædede PAH'er, hvilket indebærer, at de kortkædede PAH'er har været relativt mere nedbrydelige end de langkædede (Chai et al., 2022). For infiltrationssystemer har man fundet, at for eksempel kulbrinter har en tendens til kun at findes i de øverste jordlag (Mikkelsen et al., 1996; Tedoldi et al., 2017), og i koncentrationer der kan tyde på, at de til en vis grad bliver nedbrudt.

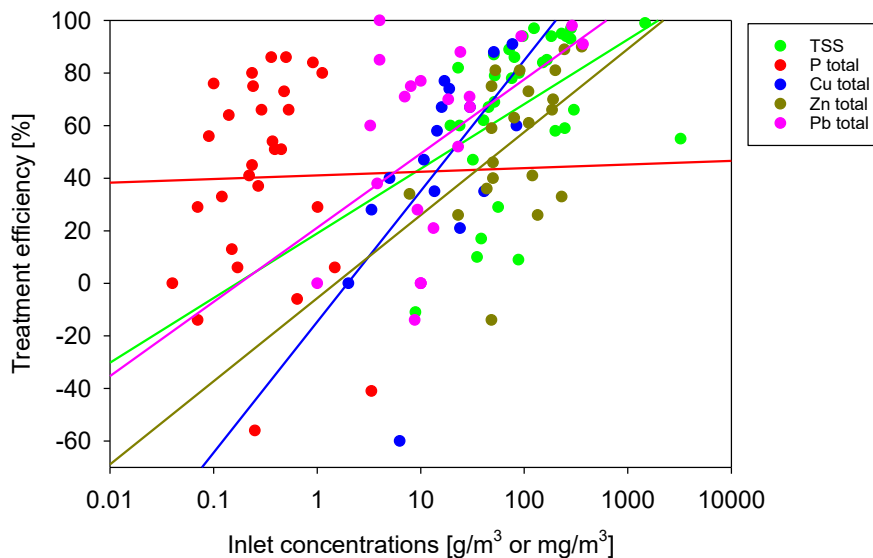
## 6.4. Rensning i våde bassiner

De fleste datasæt vedrørende renseløsninger for separat regnvand dækker en kombination af by-, vej- og motorvejsafvanding. Disse afstrømninger adskiller sig dog ikke med hensyn til oplandshydrologi og strømningsegenskaber i bassinerne. Den overordnede kemiske sammensætning af afstrømningen er også ret ens med hensyn til de fleste uønskede stoffer. Som følge heraf er teknologierne til behandling af afstrømning fra de forskellige typer af oplande identiske. Erfaring med renseløsninger for en type opland kan derfor i vidt omfang overføres til andre typer oplande. Det samme gælder for data fra forskellige klimazoner, bortset fra når specifikke forhold så som snesmeltning dominerer rensningen.

De forurenende stoffer, der historisk set har været mest i fokus, er suspenderet stof (SS eller TSS), tungmetaller og næringsstoffer (Clary og Jones, 2017). I en række tilfælde er PAH (polycykliske aromatiske kulbrinter) også blevet undersøgt. Angivelse af rens effektiviteten af en bestemt kategori af renseløsninger, f.eks. våde bassiner, er ikke ligetil selv for stoffer, der er blevet undersøgt meget detaljeret. Våde bassiner som renseløsning adskiller sig på en lang række parametre, såsom deres specifikke rens volumen (forholdet mellem det impermeable oplandsareal og det permanente rens volumen), forsinkelsesvolumen, størrelse, geometri, geografisk placering samt arealanvendelse. Skal man svare på spørgsmålet "hvor effektivt er en renseløsning", er man nødt til samtidigt at beskrive hvordan det er designet.

Et andet væsentligt forhold man skal forholde sig til, når man fortolker måledata fra renseløsninger, er at prøvetagningsmetoderne ofte er forskellige, og det samme gør sig gældende for metoderne til at analysere prøverne. Ofte sker prøvetagninger ved at tage samtidige stikprøver af indløb og udløb under en regnhændelse. Renseeffekten er så vurderet ved at forholde de to værdier til hinanden. Denne tilgang tager dog ikke højde for, at ind- og udløbskoncentrationer varierer stærkt over tid, og at den hydrauliske forsinkelse i en renseløsning gør, at prøverne ofte ikke stammer fra samme vandvolumen. Denne tilgang giver derfor data med meget stor usikkerhed. Nogle enkelte undersøgelser er gennemført som flow- eller tidsvægtede prøver over lange perioder (halve og hele år), og giver et langt mere solidt datagrundlag.

Et andet problematisk forhold, er at effektiviteten af en renseløsning ofte angives som rensgrader, altså som den relative fraktion af et stof, der fjernes af anlægget. Denne tilgang er problematisk, idet den ignorerer hvordan en renseløsning rent faktisk fungerer. Tager man for eksempel et system og udsætter det for en høj indløbskoncentration, vil det udvise en højere rens effektivitet end hvis det samme system udsættes for en lavere indløbskoncentration. Der er med andre ord korrelation mellem indløbskoncentration og rensgrad. Dette illustreres af reelle data for våde bassiner fra den amerikanske bmp-database inklusiv nogle danske og norske data (figur 6.4), hvor det ses, at rens effektiviteten afhænger stærkt af indløbskoncentrationerne af fire ud af de fem adresserede forurenende stoffer. Samlet set er det derfor svært at komme med præcise tal på hvor effektiv en bestemt rens teknologi er til at fjerne et bestemt forurenende stof – også når der er rigeligt med data for det pågældende stof.



Figur 6.4: Koncentration i tilløb til våde regnvandsbassiner versus behandlingseffektivitet. Dataene er efter Vollertsen et al. (2012a) og stammer BMP-databasedata ([www.bmpdatabase.org](http://www.bmpdatabase.org)) samt nogle danske og norske studier.

#### 6.4.1. Målt renseeffekt

Våde regnvandsbassiner, og de hermed beslægtede konstruerede vådområder, er den bedst beskrevne teknologi til håndtering af separat regnvand. Deres effektivitet til at tilbageholde en bred vifte af partikelrelaterede stoffer er veldokumenteret, specielt med hensyn til suspenderet stof, fosfor og nogle udvalgte metaller. For andre stoffer er datagrundlaget mere begrænset eller helt fraværende. Der findes også data der viser, at de kan reducere en del af de opløste forurenende stoffer. Datagrundlaget for opløste stoffer er dog begrænset, og det er vanskeligt at opstille præcise tal for våde bassiners effektivitet overfor opløste stoffer (Hvitved-Jacobsen et al., 2010; Vollertsen et al., 2012).

I det efterfølgende gennemgås et udvalg af undersøgelser der har adresseret rensning i forskellige type bassiner.

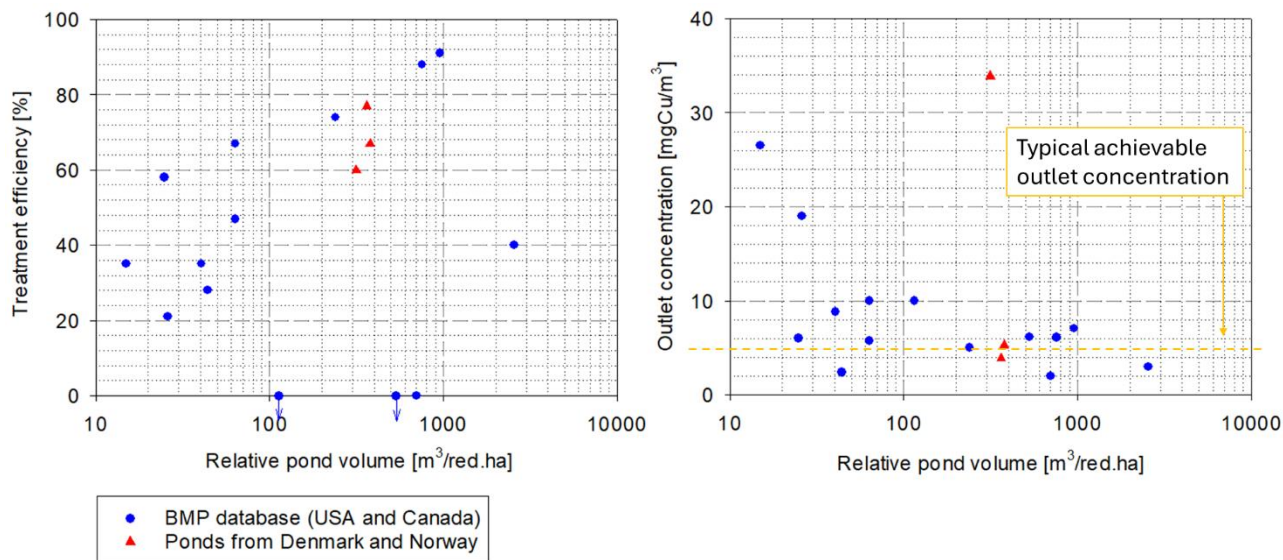
#### 6.4.2. Forskellige studier på rensning i våde bassiner

De stoffer der er bedst belyst, er metallerne. Der findes et større antal sådanne studier, og i det efterfølgende er enkelte blevet udvalgt som eksempler. Således undersøgte f.eks. Al-Rubaei et al. (2016) effektiviteten af et ældre vådområde i Sverige, der havde været drevet i 19 år. De fandt, at systemet fortsatte med at være effektivt til at tilbageholde stoffer som total-cadmium, total-kobber, total-bly, total-zink, TSS og total-fosfor til mellem 89 og 96 %. Sébastien et al. (2014) undersøgte et forsinkelsesbassin (altså et bassin der løber tørt mellem regnhændelser) for en række tungmetaller og pesticider. For metallerne fandt de f.eks. total-nikkel, total-bly, total-kobber og total-zink med medianfjernelser på mellem 60 % og 74 %. Vollertsen et al. (2009) rapporterede data fra et motorvejsbassin i Norge, hvor der blev målt kontinuerligt og flowproportionalt i godt et år. De fandt, at renseeffektiviteten for metaller som total-zink, total-kobber, total-cadmium og total-bly lå mellem 58 % og 76 %.

Vollertsen et al. (2010) rapporterede renseeffektivitet for tre våde bassiner i Danmark, hvor der blev målt kontinuerligt og flowproportionalt i godt et år. De fandt rensegrader for zink, bly, cadmium og krom mellem 47 % og 64 %, mens et metal som nikkel blev "dannet" i et af bassinerne, formentlig på grund af højt nikkelindhold i indsvivende grundvand.

Vollertsen et al. (2012) sammenstillede renseeffektivitet for et antal våde bassiner i USA og Canada med udgangspunkt i BMP-databasen samt for det norske motorvejsbassin beskrevet i Vollertsen et al. (2009) og de tre danske bassiner beskrevet i Vollertsen et al. (2010). De sammenstillede renseeffekten for forskellige metaller og andre miljøfarlige stoffer i forhold til den specifikke størrelse af de våde bassiner. De fandt, at et bedre mål for renseeffekt af våde bassiner er udløbskoncentrationen der kan opnås, snarere end rensegrader. For total-kobber opnåede store og veludformede våde bassiner udløbskoncentrationer på typisk 5 µg/L

(figur 6.5). Total-zink reduceredes typisk til omkring 30 µg/L, total-bly til omkring 2 µg/L (når man ser bort fra gamle data fra dengang der var bly i benzin), total-kviksølv lå oftest under detektionsgrænsen, total-nikkel blev nogle gange dannet, andre gange fjernet, total-cadmium reduceredes til typisk under 0,1-0,2 µg/L, total-krom blev typisk reduceret til under 0,5-1 µg/L, og total-arsen blev typisk ligeledes reduceret til under 0,5-1 µg/L. For kviksølv, nikkel, cadmium, krom og arsen var værdierne dog så tæt på detektionsgrænsen, at renseeffekten skal tages med et gran salt.



Figur 6.5: Data efter Vollertsen et al. (2012a) for total-kobber. Rensegrad og opnået udløbskoncentration.

Sébastien et al. (2014) undersøgte et forsinkelsesbassin for en række tungmetaller, PAH'er og pesticider. De rapporterede, at hændelsesbaserede fjernelsesrater for PAH'er (sum af 15 individuelle PAH'er, nemlig Acy, Ace, Flu, Phe, A, Flh, Pyr, BaA, Chr, BbF, BkF, BaP, IP, D(a,h)A, Bper) var mellem 24 % og 67 %. Effektiviteten over for andre organiske miljøfarlige stoffer var lavere. For eksempel varierede rensegraden for alkylphenoler mellem 2 % og 31 % med en medianværdi på 14 % for 4-nonylphenol. Polybromerede diphenylethere (PBDE'er) blev målt i én hændelse, der viste retentioner fra 20 % til 60 %, afhængigt af forbindelsen. Pesticiderne i det separate regnvand så ikke ud til at blive tilbageholdt i bassinet. Ved fortolkning af disse data skal man dog huske på det tidligere nævnte forbehold omkring prøvetagning, hvor indløb og udløb af et vådt bassin udtages under samme begivenhed. En sådan prøvetagningsstrategi vil ikke resultere i korrekte estimater af renseeffektivitet, da det ikke er den samme vandmængde, der udtages. Det er mere hensigtsmæssigt at se på udløbskoncentrationerne fra disse damme. For PAH (sum af 15) var udløbskoncentrationerne i området 165-600 ng/L. For 4-tert-octylphenol var den omkring 40 ng/L, 4-nonylphenol varierede fra 122 til 1332 ng/L, diuron fra 3 til 1400 ng/L og isoproturon fra 0,8 til 65 ng/L. Der skal dog udvises forsigtighed ved fortolkning af disse data for vurdering af, hvad der udledes fra et vådt bassin, da dette ikke var et bassin med permanent vådt volumen.

Vollertsen et al. (2009) rapporterede data fra et motorvejsbassin i Norge og fandt, at renseeffekten for totale PAH'er (USEPA 16 PAH) var 85 %, mens den var 89 % for summen af 4 udvalgte prioriterede PAH'er. I den undersøgelse blev renseeffekten beregnet som et gennemsnit over 1 års kontinuerlig, flowproportional prøveudtagning. Til sammenligning var renseeffekten for PAH'er lidt højere end for suspenderet stoffer. Medianen af udløbskoncentrationerne var kun lidt over grænserne for kvantificering (henholdsvis 100 og 10 ng/L). De rapporterede også, at snesmeltning havde en negativ indvirkning på fjernelsesraterne.

Walaszek et al. (2018) rapporterede resultater fra et konstrueret vådområde i Frankrig. Vådområdet blev bygget som et sedimentationsbassin efterfulgt af et vådområde (filter) med lodret gennemstrømning. Vandet blev udtaget under hensyntagen til den hydrauliske opholdstid, hvilket muliggjorde en rimelig vurdering af den faktiske renseeffekt. Bassinets effekt afhang af den konkrete PAH (der blev målt USEPA 16 PAH'er), men var oftest tæt på 100 %. Filteret var i stand til at reducere PAH'erne yderligere, hvilket førte til udløbskoncentrationer, der næsten altid var under kvantifikationsgrænsen for de enkelte PAH'er (10 ng/L).

Maillard og Imfeld (2014) opstillede massebalancen for et vådområde med hensyn til pesticider. Vådområdet behandlede afstrømning fra en vingård, hvor der blev brugt forskellige pesticider. De analyserede for glyphosat, AMPA, dithiocarbamater, kresoxim-methyl, pyrimethanil, metalaxyl, tetraconazol, difenoconazol, fludioxonil, spiroxamin, cyprodinil og cyazofamid. De fandt, at pesticiderne næsten alle var opløst, men gennemgik sorption til sedimenter og også nedbrydning. Planter (makrofyter) forstærkede nedbrydningen i vækstsæsonen, men viste sig at frigive nogle af pesticiderne under planternes henfald. Retentionen på ugentlig basis af opløste pesticider var i gennemsnit 96 %, mens partikelbundne pesticider blev tilbageholdt med 98 %. Variationerne var dog betydelige.

Ivanovsky et al. (2018) undersøgte en sø, der modtog en blanding af regnvand og rått byspildevand. De så på PAH'er, PCB'er, koffein og carbamazepin. De fandt, at carbamazepin ( $pK_{OW} = 2,45$ ) blev reduceret med 28 %, mens koffein ( $pK_{OW} = -0,07$ ) blev reduceret med 74 %. Det var altså ikke det stof, der sorberede bedst, der også blev fjernet bedst. Forskellen i fjernelsesgrader blev forklaret med nedbrydningsprocesser i søen. Reduktionen af PAH i søen var 64 % og også PCB'erne blev reduceret. De observerede fjernelsesrater var dog påvirket af, at søen havde flere input og typer af input, og renseseffekterne skal derfor ikke ses som en reel renseseffektivitet af systemet.

Mikroplast er en ny gruppe forurenende stof, der er kommet i fokus i de senere år. Rasmussen et al. (2023) udførte et studie af hvordan fire våde bassiner tilbageholdt denne forureningstype. De målte på forskellig slags mikroplast, og fandt at bassinerne tilbageholdt 95 % af dækpartiklerne i det separate regnvand. For partikler af plastmateriale andet end bildæk var tilbageholdelsen 95 % for partikler  $>500 \mu\text{m}$  og 88 % for partikler  $<500 \mu\text{m}$ . Også plastpartikler der var lettere end vand, altså som i princippet skulle flyde på overfladen, blev tilbageholdt i sedimentet. Man argumenterede med at dette måtte skyldes adjektiv transport sammen med turbulent opblanding i bassinet.

### 6.4.3. Et dansk studie for monitorering af vejvandsbassiner

Det hidtil største studie (nationalt og internationalt) for rensning i våde bassiner blev gennemført i 2024-2025 af Aalborg Universitet og Vejdirektoratet (Vollertsen et al., 2025). Der blev målt på 14 våde vejvandsbassiner samt to filterbassiner. Filterbassinerne efterpolerer det rensede vejvand ved at sende det gennem et godt 1 m tykt filterlag. Detaljer herom findes i Vollertsen et al. (2018a; 2018b; 2025). Halvdelen af vejvandsbassinerne var placeret på motorvejen mellem Middelfart og Odense, og halvdelen på motorvejen mellem Aarhus og Silkeborg. Bassinerne er alle af nyere karakter, og dimensionerede i henhold til Vejdirektoratets seneste retningslinjer, herunder et vådt volumen på mindst  $200\text{-}250 \text{ m}^3/(\text{red. ha})$ .

Der blev målt kontinuerligt over et år for at få et retvisende billede af tilførslen fra et opland, samt tilbageholdelsen i et bassin. Der blev desuden målt på atmosfærisk deposition i en afstand af gennemsnitlig 65 m fra motorvejene. Ind- og udløbsprøverne blev udtaget tidsproportionale under regn, og samlet til 2-måneders blandeprøver. Prøverne blev derpå sendt til analyse for miljøfarlige stoffer og analyseret for i alt 191 parametre. Detaljer findes i Vollertsen et al. (2025).

Indholdet af velundersøgte stoffer så som visse metaller, suspenderet stof, og fosfor var på niveau med tidligere erfaring. Sammenlignes studiet med tidligere estimater for velundersøgte stoffer jf. Vollertsen et al. (2012a; 2012b) findes at:

- Medianværdien for suspenderet stof i udløbet fra vejvandsbassinerne lå på 11 mg/L, hvor de tidligere estimater lå på 5-20 mg/L med en gennemsnitlig værdi på 12 mg/L.
- For total fosfor lå medianværdien på 68  $\mu\text{g/L}$ , hvor de tidligere estimater lå på 50-200  $\mu\text{g/L}$  med en gennemsnitsværdi på 90  $\mu\text{g/L}$ .
- For totalt kvælstof lå medianværdien på 1,1 mg/L, hvor de tidligere estimater lå på 0,7-2 mg/L med en gennemsnitsværdi på 1,2 mg/L.
- Totalt kobber havde en medianværdien i udløbet på 6,01  $\mu\text{g/L}$ , hvor de tidligere estimater lå på 2-8  $\mu\text{g/L}$  med en gennemsnitsværdi på 5  $\mu\text{g/L}$ .
- For total zink lå medianværdien på 32,5  $\mu\text{g/L}$ , hvor de tidligere estimater lå på 5-60  $\mu\text{g/L}$  med en gennemsnitsværdi på 30  $\mu\text{g/L}$ .

Mens motorveje i det åbne land selvsagt ikke er det samme som urbane oplande, så indikerer denne overensstemmelse, at mange data fra dette studie også kan anvendes på almindelige urbane områder.

Mange af de stoffer, der blev målt på kunne ikke detekteres i det afstrømmede vand.

Vollertsen et al. (2025) sammenligner desuden de målte parametre med miljøkvalitetskrav. Udvalgte konklusioner fra arbejdet er:

- Mens bassinerne generelt er effektive, indeholder vandet efter rensning i et vådt bassin fortsat en række stoffer over nogle af miljøkvalitetskravene for recipienter.
- Efter at vandet fra de våde bassiner har passeret et filterbassin, er indholdet af miljøfarlige stoffer yderligere reduceret, men ligger for nogle af stofferne fortsat over nogle af miljøkvalitetskravene for recipienter.
- For nogle af stofferne tillader analysemetodernes detektionsgrænse ikke en vurdering af hvorvidt det pågældende stof ligger over nogle af miljøkvalitetskravene for recipienter.
- En del af stofferne på vejen stammer formentlig ikke fra vejen og dens trafik, men tilføres via atmosfærisk deposition.

#### 6.4.4. Renseeffekter for stoffer hvor der ikke foreligger målinger

Ud over det nye danske studie for vand fra motorveje, ved vi for langt de fleste miljøfarlige stoffer kun lidt om hvorvidt de forekommer i separat regnvand, og hvis de gør, så i hvilke koncentrationer. Den eneste mulighed for at vurdere hvor effektivt sådanne stoffer tilbageholdes i et vådt bassin er ved at se på stoffernes egenskaber (afsnit 6.2). Dette vil give et første bud på hvor effektivt de tilbageholdes. Ved sammenligning med andre stoffer med lignende egenskaber, f.eks. sorptionsegenskaber, fotonedbrydelighed, og bionedbrydelighed, kan man give et bud på hvor effektivt et ukendt stof tilbageholdes. Et af problemerne ved metoden er dog, at der ikke altid findes solide data for "lignende" stoffer som man kan sammenligne med. Et andet er, at stofferne skal forekomme med cirka samme indløbskoncentration som de stoffer, der ønskes vurderet, idet effektiviteten af tilbageholdelse i et vådt bassin er bedre for et stof i høje koncentrationer end for samme stof ved lavere koncentrationer.

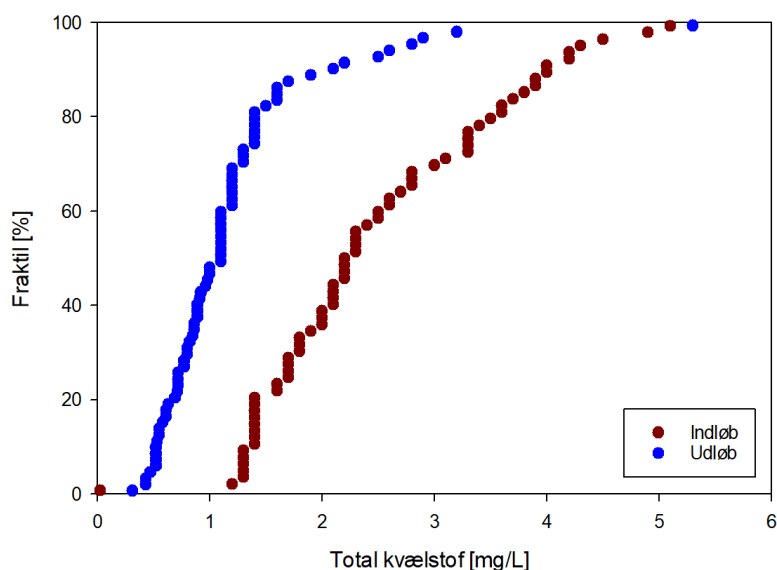
En vurdering af tilbageholdelse af et ukendt stof er derfor kun kvalitativ og der kan ikke angives præcise tal.

### 6.5. Tilbageholdelse og omsætning af næringsalte i bassiner

Næringssaltene fosfor og kvælstof tilbageholdes og omsættes i våde regnvandsbassiner. Det mest detaljerede studie på området er Vollertsen et al. (2025), der også målte den samlede rensning for disse stoffer. Her fandt man at medianværdien af kvælstofindholdet blev halveret (tabel 6.1 og figur 6.7). Rensegraden for fosfor (medianværdier) lå lidt højere, nemlig på 66 % (tabel 6.2 og figur 6.8).

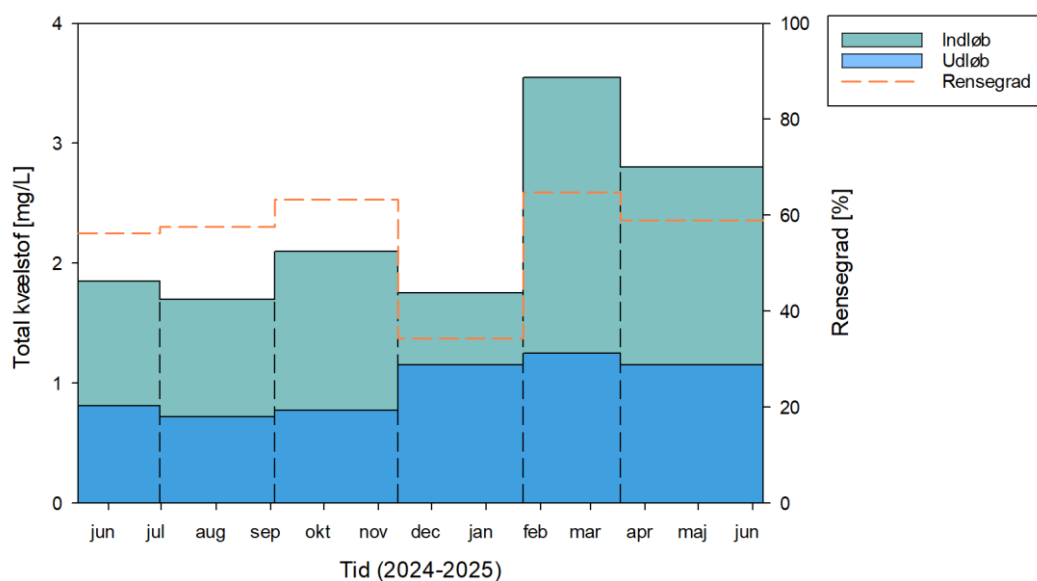
Tabel 6.1: Statistik for tilbageholdelse af totalt kvælstof som målt af Vollertsen et al. (2025). Detektionsgrænsen (LOD) var 0.05 mg/L.

	Antal prøver	Antal >LOD	Middel	Spredning	5 % fraktil	25 % fraktil	50 % fraktil	75 % fraktil	95 % fraktil
	[-]	[-]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]
<b>Bassin tilløb</b>	71	70	2.482	1.052	1.3	1.7	2.2	3.3	4.38
<b>Bassin udløb</b>	76	76	1.19	0.761	0.464	0.72	1.1	1.4	2.815
<b>Filter udløb</b>	9	9	1.178	0.515		0.7	1.1	1.6	
<b>Atmosfærisk deposition</b>	6	6	2.445	3.703		0.875	0.965	3.325	
<b>Rensegrad bassin ind til bassin ud</b>			52.1 %				50.0 %		



Figur 6.7: Indløb versus udløb for totalt kvælstof fra 14 våde motorvejsbassiner. Data efter Vollertsen et al. (2025).

Der blev udtaget 6 blandingsprøver over det ene års prøvetagning. Når data splittes op over tidspunkt for prøvetagningerne, ses at indløbskoncentrationerne var lavest i perioden maj 2024 til januar 2025, mens udløbskoncentrationerne var lavest i perioden maj 2024 til november 2024. Der var dog ikke noget klart sammenhæng mellem vækstsæsoner (og dermed optag af næringsalte) og udløbskoncentrationen fra bassinerne.

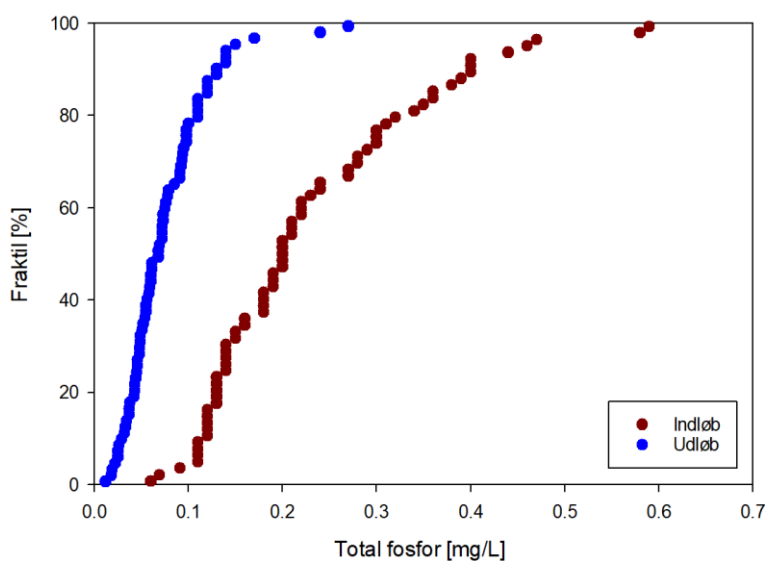


Figur 6.8: Variation af totalt kvælstof i indløb og udløb fra bassinerne, samt den dertilhørende rensegrad.

Der blev i 2008-2009 målt kontinuert og flowproportionalt på tre våde bassiner i Danmark i forbindelse med LIFE Treasure projektet. Her kunne man ikke se noget klart sammenhæng over tid for kvælstof (Vollertsen et al., 2010).

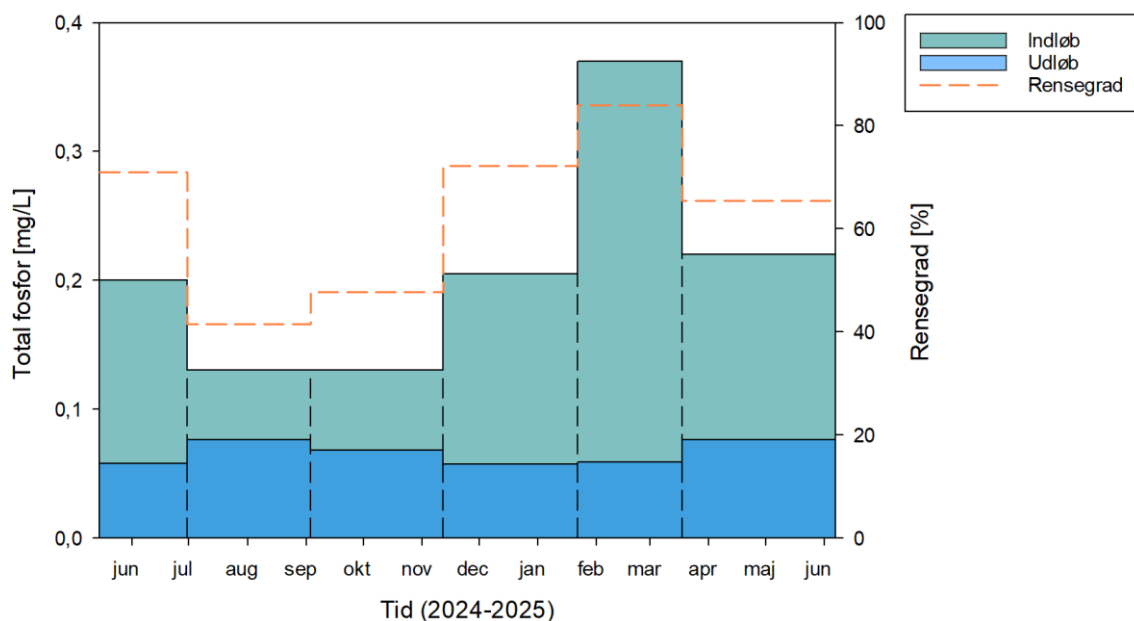
Tabel 6.2: Statistik for tilbageholdelse af total fosfor som målt af Vollertsen et al. (2025). Detektionsgrænsen (LOD) var 0.01 mg/L.

	Antal prøver	Antal >LOD	Middel	Spredning	5 % fraktil	25 % fraktil	50 % fraktil	75 % fraktil	95 % fraktil
	[-]	[-]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]
Bassin tilløb	71	71	0.23	0.118	0.102	0.14	0.2	0.3	0.464
Bassin udløb	76	76	0.076	0.046	0.022	0.045	0.068	0.098	0.153
Filter udløb	9	9	0.075	0.112		0.026	0.039	0.059	
Atmosfærisk deposition	6	6	0.274	0.601		0.014	0.026	0.424	
Rensegrad bassin ind til bassin ud			66.9 %				66.0 %		



Figur 6.9: Indløb versus udløb for total fosfor fra 14 våde motorvejsbassiner. Data efter Vollertsen et al. (2025).

Når data for total fosfor splittes op over tidspunkt for prøvetagningerne, ses at indløbskoncentrationerne var lavest i perioden juli til november, mens udløbskoncentrationerne var lavest i perioden november 2024 til marts 2025 samt i juni 2024. Der var dog ikke noget klart sammenhæng mellem vækstsæsoner (og dermed optag af næringssalte) og udløbskoncentrationen fra bassinerne.



Figur 6.10: Variation af total fosfor i indløb og udløb fra bassinerne, samt den dertilhørende rensegrad.

Der blev i 2003-2004 målt kontinuert og flowproportionalt på et motorvejsbassin i Norge, øst for Oslo (Vollertsen et al., 2009). Her kunne man ikke se noget klart sammenhæng over tid for fosfor. Det samme gjorde sig gældende for de kontinuerte målinger, der blev udført i LIFE Treasure projektet i 2008-2009 (Vollertsen et al., 2010).

## 6.6. Referencer

Al-Rubaei AM, Engstrom M, Viklander M, Blecken G (2016). Long-term hydraulic and treatment performance of a 19-year old constructed stormwater wetland finally-matured or in need of maintenance? *Ecological Engineering*, 95:73-82.

Brix H (1997). Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? *Water Science & Technology* 35 (5): 11-17.

Chai G, Wang D, Shan J, Jiang C, Yang Z, Liu E, Meng H, Wang H, Wang Z, Qin L, Xi J, Ma Y, Li H, Qian Y, Li J, Lin Y (2022). Accumulation of high-molecular-weight polycyclic aromatic hydrocarbon impacted the performance and microbial ecology of bioretention systems. *Chemosphere*, 298:134314.

Clary J, Jones J (2017). International Stormwater BMP Database – 2016 SUMMARY STATISTICS. Water Environment & Reuse Foundation. ISBN: 978-1-94124-285-8, downloadable from [www.bmpdatabase.org](http://www.bmpdatabase.org).

Hvitved-Jacobsen T, Vollertsen J, Nielsen AH (2010). Urban and Highway Stormwater Pollution – Concepts and Engineering. CRC Press/Taylor & Francis Group, pp 347, ISBN: 978-1-4398-2685-0.

Ivanovsky, A., Belles, A., Criquet, J., Dumoulin, D., Noble, P., Alary, C., Billon, G. (2018). Assessment of the treatment efficiency of an urban stormwater pond and its impact on the natural downstream watercourse. *Journal of Environmental Management*, 226, 120-130.

Maillard E and Imfeld G (2014). Pesticide mass budget in a stormwater wetland. *Environmental Science & Technology* 48(15, SI):8603-8611.

Mikkelsen PS, Hafliger M, Ochs M, Tjell JC, Jacobsen P, Boller M (1996). Experimental assessment of soil and groundwater contamination from two old infiltration systems for road run-off in Switzerland. *Science of the Total Environment*, 189: 341-347.

Rasmussen LA, Liu F, Klemmensen NDR Lykkemark J, Vollertsen J (2023). Retention of Microplastics and Tyre Wear Particles in Stormwater Ponds. *Water Research*, 120835. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2023.120835>.

Sebastian C, Barraud S, Gonzalez-Merchan C, Perrodin Y, Visiedo R (2014). Stormwater retention basin efficiency regarding micropollutant loads and ecotoxicity. *Water Science and Technology* 69(5):974-981.

Tedoldi D, Chebbo G, Pierlot D, Kovacs Y, Gromaire M-C (2017). Assessment of metal and PAH profiles in SUDS soil based on an improved experimental procedure. *Journal of Environmental Management*, 202(1):151-166.

Vollertsen J, Åstebøl SO, Coward JE, Fageraas T, Nielsen AH, Hvitved-Jacobsen T (2009). Performance and Modeling of a Highway Wet Detention Pond Designed for Cold Climate. *Water Quality Research Journal of Canada*, in 44(3): 253–262.

Vollertsen et al. (2010). Task E, 5th delivery: Final report (English) on the environmental and technical performance of the treatment unit processes. TREASURE LIFE06 ENV/DK/000229.

Vollertsen J, Hvitved-Jacobsen T, Haaning Nielsen A, Gabriel S (2012a). Våde bassiner til rensning af separat regnvand – Baggrundsrapport (Retention ponds for treatment of stormwater runoff – background report). Pp. 71, kan hentes fra [www.separatvand.dk](http://www.separatvand.dk).

Vollertsen J, Hvitved-Jacobsen T, Nielsen AH, Gabriel S (2012b). Faktablad om dimensionering af våde regnvandsbassiner. Pp. 6, kan hentes fra [www.separatvand.dk](http://www.separatvand.dk).

Vollertsen J, Kristensen NK, Dencker J, Koch H (2025). Monitoring af vejvandsbassiner for miljøfarlige stoffer. Rapport udført af Aalborg Universitet i 2024 - 2025 for Vejdirektoratet. Rapporten kan hentes på <https://api.vejdirektoratet.dk/sites/default/files/2025-11/Vejvandsbassiner%20m%C3%A5lekmapagne%202024-25.pdf>

Vollertsen J, Nielsen KK, Alst Nv (2018a). Etablering af filteranlæg til efterpolering af vejvand. *Trafik & Veje*, 2018(5): 52-55.

Vollertsen J, Nielsen KK, Alst Nv (2018b). Driftserfaringer med filteranlæg til efterpolering af vejvand. *Trafik & Veje*, 2018(5): 56-58.

Walaszek M, Bois P, Laurent J, Lenormand E, Wanko A (2018). Micropollutants removal and storage efficiencies in urban stormwater constructed wetland. *Science of the Total Environment* 645:854-864.

# 7. Biodiversitet og udledning af våde regnvands bassiner

Sara Egemose, Syddansk Universitet

---

Nedenstående tekst opsummerer de vigtigste sammenhænge og opmærksomhedspunkter i forhold til biodiversitet, vegetation som rensemekaniske, invasive arter og biologisk drift samt recipienternes følsomhed overfor udledning fra regnvandsbassiner. Der er fokuseret på danske forhold. Indholdet af dette afsnit er en udbygning af afsnittene omkring samme emne i rapporten af Vollertsen et al. 2012. Våde regnvandsbassiner er tekniske anlæg, men mange af dem er også små biotoper. De kan have et mindst lige så stort og varieret dyre- og planteliv som mange naturlige bynære små søer og vandhuller. Et naturligt dyre- og planteliv kan både bidrage til bassinernes effektivitet og indikerer bassinernes funktionsniveau.

## 7.1. Vegetation i og omkring våde regnvandsbassiner

Planter, både over, under og omkring vandet, spiller en rolle. Det gælder både i forhold til rensning af regnvandet i bassiner samt de fysiske, kemiske og biologiske forhold i bassinet.

### 7.1.1. Effekter af vegetation

Vegetation i bassinet øger sedimentationen, idet vandsøjlen stabiliseres, vandhastigheden bremses, vandets vej igennem bassinet øges og partikeltilbageholdelsen øges. Omvendt kan mange planter i bassinerne optage plads. Dermed mindskes det våde volumen, hvilket formindsker bassinets kapacitet via lavere retentions- og dermed større risiko for overløb fra bassinet ved lavere belastning, end hvad bassinet oprindeligt er designet til. Det er dog ikke alle planter som optager lige meget plads. Overordnet set kan man opdele bassinernes vegetation i vandplanter og sumpplanter. Vandplanterne er f.eks. vandaksarter og vandranunkel. Disse arter varierer meget i forhold til, hvor meget plads de optager i vandfasen. Nogle vandaksarter har f.eks. kun flydeblade og optager derfor meget lidt plads i vandsøjlen. Svømmende vandaks er en af de arter, som meget ofte ses i regnvandsbassiner og som kan opnå store dækningsgrader, da de synes at trives godt i de meget varierende vandstande (Moeslund 2010). Sumpplanter såsom tagrør og dunhammer optager derimod langt mere plads i vandsøjlen. De vokser naturligt i bredzonen, men kan særligt i bassiner med lav dybde eller i ældre bassiner med stor sedimentmængde vokse i store dele af bassinet og dermed markant formindskes både det permanente våde volumen og magasineringsvolumen. Arter som f.eks. tagrør har en fordel i blød og mudret bund og trives bedst i stillestående eller langsomt strømmende vand. En høj sedimentation i bassinet forbedrer rensningseffekten, men øger også sedimentvolumen og dermed får bassinet også en kortere levetid inden der er behov for oprensning.

Planter i bassinet bidrager ikke kun til øget sedimentation, men også til optag, omsætning og fjernelse af de forurenende stoffer. Fjernelsen kan være fysisk via sedimentation, kemisk via iltproduktion, som stimulerer kemiske processer i f.eks. sedimentet eller biologisk via optag af næringsstoffer til vækst og indbygning i biomasse. Det gælder både alger og planter. Algerne henfalder dog hurtigt og omsættes i vandsøjlen eller sedimentet og næringsstofferne frigives igen med mindre, at sedimentationen af sediment er så stor, at biomassen begraves. Planterne har en langt længere levetid, men hovedparten henfalder stadig om vinteren. Planterne optager ikke kun næringsstoffer. En del arter bl.a. tagrør er kendt for at være gode til fyto-remediering, hvor planterne f.eks. optager og indbygger metaller i biomassen, forbedrer forholdene for immobilisering af stoffer i sedimentet eller øger nedbrydningen af organiske forbindelser. Metallerne kan komme ind i planterne via samme mekanismer som essentielle næringsstoffer (f.eks. calcium og magnesium), fordi metallerne har lignende kemiske egenskaber. Stofferne ophobes både i skud og rødder i områder af planterne, hvor de ikke skader vitale processer. På den måde øger det også planternes muligheder for at leve i forurenede områder som f.eks. et regnvandsbassin. En årlig fjernelse af f.eks. tagrør i bassinet (i foråret og/eller skæring i forsommeren) kan således både bidrage til fjernelse af stof, så det ikke omsættes og frigives igen samt sikre, at planterne ikke fylder mere end ønskeligt i vandsøjlen. Hvis man ønsker at fjerne specifikke arter eller udvalgte områder med planter kan man anvende den såkaldte pincetmetode, som også anvendes i vandløb, hvor en "pincet" monteret på en lastbil eller gravemaskine trækker planterne op.

Planter producerer ilt til vandsøjlen og ofte også ilt som udskilles i rodzonen. Iltten forbedrer levevilkårene for bassinets dyreliv, men fremmer også mikrobiel nedbrydning af visse forurenende stoffer i sedimentet og evt. omdannelse af toksiske stoffer til mindre toksiske former. Ilt i rodzonen sikrer aerobe forhold som bl.a. sikrer iltning af sedimentets jernindhold som, bidrager til at tilbageholde fosfor i sedimentet. Udover tagrør er eksempler på andre arter som er gode til fyto Remediering og som også er tilpasset de våde forhold i og omkring regnvandsbassiner er f.eks. dunhammer, pileurt, poppel og pil. Bassinerne kan særligt i varme og tørre perioder temperaturlagde og her er både et lavt indhold af organisk stof i overfladesedimentet og mængden af planter i bassinet af stor betydning for at undgå iltfattige forhold i bundvandet.

### **7.1.2. Vegetation på brinker og omgivelser**

Det er ikke kun vegetation i bassinets vandsøjle som kan have værdi. Også bevoksning omkring bassinet eller langs bredden kan være positivt. Dels skaber det levesteder for områdets dyreliv og endelig skaber f.eks. træer og buske skygge og dermed køling af vandmassen i bassinet. En delvis træbevoksning omkring bassinet er ønskværdigt, da det ikke er ønskeligt med meget skygge, da lyset også er afgørende for dyrelivet (f.eks. solbeskinnede lavvandede sydvendte områder af hensyn til padder) og vegetationen i bassinet, og men omvendt er en helt solesponeret vandflade i hele bassinet heller ikke optimal, særlig i varme perioder uden nedbør hvor vandets opholdstid bliver lang og hvor vandsøjlen kan opvarmes til uønsket høje temperaturer. Brinkvegetation bidrager også til øget fordampning fra bassinet. Omvendt bør træer med stor bladbiomasse i form af udhængende grene undgås, da de tilfører store mængder blade til vandfasen, hvilket ikke ønskes da det tilfører organisk masse, som forbruger ilt når det omsættes. Endelig kan delvis bevoksning omkring bassinet bidrage til at mindske resuspension.

### **7.1.3. Vegetationen i filterzoner**

I bassiner med en kombination af vådt volumen og infiltrationszone anvendes ofte tagrør som bevoksning på infiltrationszonen som kan være et sandfilter med enten horisontalt eller vertikalt flow. Planterne har her flere funktioner: 1) de fordamper og bremser vandet og øger sedimentationen, 2) de kan optage stof, men også frigive dele af det igen, hvis biomassen ikke fjernes, 3) de kan udskille ilt over rodzonen og dermed øge omsætningen i filteret og 4) endelig kan planternes rødder via vækst og plantens bevægelser i vinden sikre at overfladen på filteret ikke kloppe til, da bassiner med vertikalt flow har en udbredt tendens til at klotte til i de øverste cm da partiklerne fanges første gang de "sidder fast" så at sige (se f.eks. Egemose et al. 2018).

### **7.1.4. Artssammensætningen**

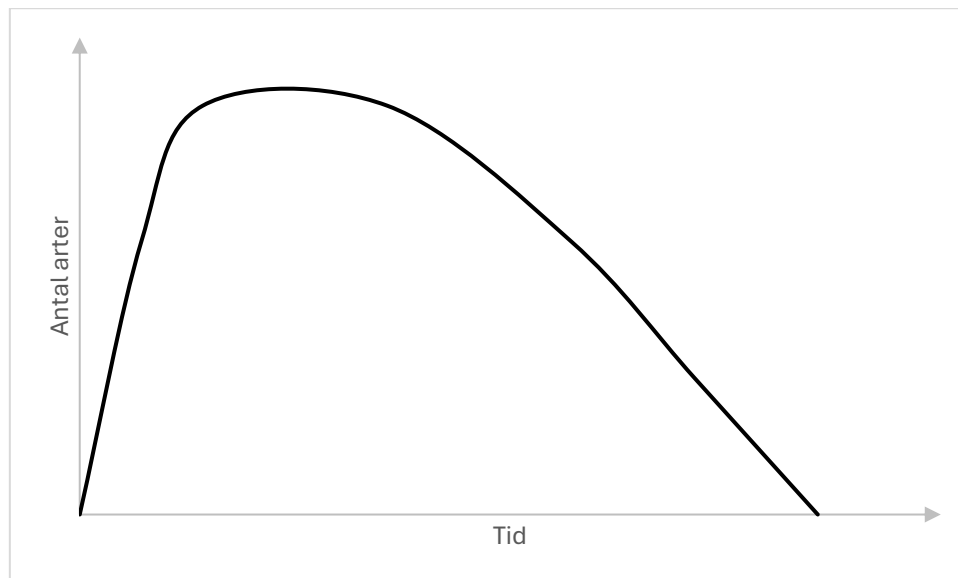
Vegetationen i bassinerne kan udplantes ved etablering og/eller indvandre selv. Ved udplantning er det vigtigt at sikre brug af hjemmehørende danske arter dels for at skabe et naturligt dansk vandhulsmiljø, men også for at hindre floraforurening af de vandmiljøer, som vandet fra bassinet ledes videre til og hvor frø eller skud fra bassinets planter kan transporteres med. Hvis der er naturlige vegetation i området omkring bassinet, som arter kan indvandre fra, så opnås den mest naturlige og varierede vegetation oftest ved at lade arterne indvandre selv. Omvendt hvis der er ikke er muligheder for at vegetationen kan sprede sig fra nærliggende områder så kan det være nødvendigt at plante arter ud.

Våde bassiner har oftest et næringsrigt miljø, hvilket artssammensætningen i bassinerne også vil afspejle. Det vil typisk være næringstolerante plantearter som ses i bassinerne. Dertil kommer at bassinerne særligt over årene kan ophobe sediment med et lavere eller højere indhold af miljøfremmede stoffer og potentielt også toksiske stoffer for dyr og planter, hvilket også kan påvirke artssammensætningen (Kolath et al. 2021).

### **7.1.5. Biodiversitet i våde regnvandsbassiner**

Våde regnvandsbassiner udvikler sig ofte til naturlige små biotoper med et varieret dyreliv og planteliv. Igennem årene er mange små søer og vandhuller forsvundet i Danmark pga. dræning, udtørring eller opfyldning og i mange bebyggede områder udgør regnvandsbassinerne små nye søer, som kan bidrage til områdets naturværdi (Sand-Jensen et al. 2020). Lige når bassinet er etableret vil artsantallet være meget lavt, men allerede inden for 1-2 år stiger artsantallet markant. Det gælder både arter i vandsøjlen, i brinkzonerne og i sedimentet. Ofte ses artsudviklingen ved at følge figur 7.1. Over tid stabiliserer artsantallet sig og efter et antal år begynder artsantallet af falde og kan ende lige så lavt som det startede. Faldet kan skyldes ophobning af forurenende stoffer i bassinet, manglende vandsøjle idet bassinet fyldes op, tilgroning og/eller dårlige iltforhold pga. ophobet organisk materiale samt manglende eller dårlige levesteder. Ofte er det

en kombination af de kemiske, fysiske og biologiske forhold i og omkring bassinerne som er betydende for om artsdiversiteten er høj eller lav. Le Viol et al. (2009) fandt ingen forskel på dyrelivet i franske regnvandsbassiner tilsvarende naturlige vandhuller, men dog flere smådyr med kort levetid i regnvandsbassinerne, hvilket tyder på at dyr med en kort livscyklus bedre kunne klare sig.



Figur 7.1: Den typiske udvikling i antallet af arter i et vådt bassin igennem bassinets levetid, men den konkrete kurve afhængig meget af design, tilført forurenede materiale, ratio imellem bassinvolumen og oplandsstørrelse samt mængden af akkumuleret sediment.

### 7.1.6. Effekt af ophobet stof på biodiversiteten

Ophobningen af sedimenteret materiale i bassinerne kan over tid give koncentrationer som kan være toksiske over for dyr og planter. Om noget er toksisk eller ej, samt hvor toksisk det er varierer dog rigtig meget både fra stof til stof og fra art til art. Dertil kommer at cocktail-effekten af flere stoffer i en blanding kan både forstærke og/eller reducerer de toksiske effekter afhængig af hvilke stoffer der er tale om, hvilke arter der påvirkes og hvordan forholdene i øvrigt er i vand eller sediment ifht. f.eks. pH eller ilt. F.eks. er kobber meget giftigt overfor alger, men langt mindre giftigt for større organismer. Endelig kan toksiciteten være forskellige i forskellige stadier af et dyrs livscyklus. Stephansen et al. (2012) undersøgte indholdet af metaller i et antal danske våde regnvandsbassiner hvor hovedparten af de undersøgte stoffer generelt lå over indholdet i naturlige søer og vandhuller af sammenlignelig størrelse. Dette er også vist i en række andre studier i og uden for Danmark. Omvendt har senere studier af samme og flere bassiner vist at selvom indholdet af metaller var højere i både dyr, planter og sediment i våde bassiner sammenlignet med naturlige lavvandede søer, så kunne der ikke påvises nogen sammenhæng imellem indholdet i sedimentet og indholdet i dyr eller planter ligesom der generelt ikke sås nogen signifikant forskel i artsdiversiteten imellem bassiner og naturlige søer (Stephansen et al. 2014 og 2016). Det siger dog ikke nødvendigvis noget om hvorvidt naturindholdet var godt eller dårligt idet det også kunne være udtryk for at biodiversiteten i det naturlige småsøer var tilsvarende påvirket af dårlige fysiske, kemiske og biologiske forhold. Andre studier såsom Wik et al. 2008 så en lav artsdiversitet af bundlevende organismer i svenske bassiner, men kunne heller ikke direkte korrelerer det til indholdet af forurenende stoffer i sedimentet. Det kan skyldes at det ikke kun er den direkte påvirkning af de forurenende stoffer som spiller ind, men f.eks. også over tid dårligere iltforhold, forringede levesteder mv. Brand et al. 2010 konkluderede at saltspredning kunne være potentielt problematisk i våde regnvandsbassiner, som levested for padder idet særligt æggene er følsomme overfor saltpåvirkning, mens larverne klarer sig bedre. Grolin og Møller (2025) har i et dansk studie af 70 vandhuller inkl. våde bassiner i og omkring byer vist at selv lave saltkoncentrationer forsinket klækningen af æg fra spids-snudet frø.

I studie af regnvandsbassiner i Odense blev bassinernes biodiversitet undersøgt (Kolath et al. 2021). Der var en positiv sammenhæng imellem bassinernes biodiversitet og deres volumen/oplands-ratio. Så jo større bassinvolumen i forhold til oplandet jo bedre biodiversitet. Der sås ikke nogen direkte signifikant

sammenhæng mellem biodiversitet og bassinalder, men der sås en negativ sammenhæng imellem biodiversitet og mængden af akkumuleret sediment i bassinerne. Så det er ikke direkte alderen af bassinet, som betyder noget negativt for biodiversiteten men derimod hvor meget sediment inkl. forurenende stoffer som er akkumuleret og det kan ske indenfor få år hvis bassinet har lille volumen i forhold til oplandsstørrelse og efter mange år hvis det omvendte er tilfældet. Så man kan sige at bassinets biodiversitet eller artsdiversitet bliver også en indikator for renseseffektiviteten da renseseffektiviteten og levetiden også i høj grad er styret af bl.a. volumen/opland-ratio i danske bassiner (bl.a. Sønderup et al. 2016 og Egemose et al. 2015). Som indikator for oprensingsbehov kan f.eks. bruges fald i artsantallet eller antallet af arter (se bl.a. Kolath et al. 2021).

### **7.1.7. Bassiner og naturbeskyttelse**

Ofte vil bassinerne over tid, når de udvikler et naturligt dyre- og planteliv blive registreret jf. Naturbeskyttelseslovens §3. Undersøgelser af naturindholdet i våde regnvandsbassiner viser også, at nogle bassiner er levesteder for arter af dyr og planter som kan have yderligere beskyttelsesstatus, f.eks. såkaldte "bilag 4-arter", der i sig selv vil udløse at bassinet skal håndteres som beskyttet natur jf. EU's habitatdirektiv. Indimellem forlyder det, at der kan være en potentiel konflikt i at våde bassiner får §3-status, men gode samarbejder imellem kommune og forsyning løser oftest dette. Årsagen er at f.eks. en oprensning i §3-beskyttede bassiner kræver en tilladelse fra kommunen. En fælles forståelse og dialog mellem myndighed og forsyning omkring regnvandsbassiner som §3-områder, der skal vedligeholdes for at opretholde både optimal naturkvalitet og renseseffekt er derfor en stor fordel. Dermed sikres bassinernes oprindelige formål som virkemiddel til at undgå uønskede effekter i nedstrøms recipienter. Hvis bassinerne ikke oprenses efter en år-række, vil både renseseffekt og antallet af arter og dermed naturkvaliteten falde. Myndigheden giver derfor tilladelse til vedligehold og oprensning af bassinerne og stiller vilkår for, hvordan og hvornår, det skal foregå. Nogle steder er der allerede ved etablering af bassinet udarbejdet en plejeplan for bassinets drift og vedligehold. Af hensyn til både dyr og planter bør oprensning af sediment ske i perioden 1. oktober til 1. marts.

## **7.2. Moniteringsmetoder**

Der er flere måder at måle og vurdere plante- og dyrelivet i bassinerne på. Der kan være fokus på enkelte arter, grupper af arter eller hele økosystemet. Hvis der er fokus på enkelte arter f.eks. padder, så vil man typisk via feltstudier på relevante tidspunkter af året registrere tilstedeværelsen af de enkelte arter og evt. foretage en både kvalitativ og kvantitativ vurdering. Hvis der er fokus på grupper af arter f.eks. smådyrene i vandsøjlen og i sedimentet, så kan man anvende registrering via screening af tilstedeværende arter på forskellige tidspunkter af året i bredzone, vandfase og sedimentfase evt. via transekter eller kvantitative metoder. Diversiteten kan evt. beregnes via relevante diversitetsindeks (som f.eks. i Kolath et al. 2021). I forbindelse med en evt. §3-registrering noteres bl.a. søareal, søtype, strukturindikatorer i søen og der foretages en artsregistrering (Fredshavn 2010, Fredshavn et al. 2018). Metoden er velbeskrevet og kan evt. anvendes til også at følge udviklingen i bassiner og/eller naturstatus i bassiner som ikke er §3-registreret. Men der er også andre måder at vurdere biodiversiteten i bassinerne på. Ifht. undersøgelse af vegetationen kan metoden i den tekniske anvisning til overvågning af søer < 5 ha anvendes (Johansson 2011). For nyligt kom forslaget til registrering af indikatorer for biodiversitet i byer vha. UrbanBioScore og app'en Bynatur (Strandberg og Rasmussen 2024). Her er fokus på alle typer af natur i byerne og ikke kun vandhuller/søer/bassiner. Endelig opstår der hele tiden nye muligheder f.eks. vha. eDNA hvor der allerede ligger også danske studier omkring mulighederne til anvendelse af vurdering af smådyrsfaunaen i vandløb (Kuntke et al. 2020) og hvor et igangværende MUDP-projekt undersøger muligheden for at anvende metoden til at se på effekter af spildevandsbetingede udledninger. Moniteringen kan anvendes af kommuner og forsyninger til at vurdere oprensingsbehov, naturkvaliteten i bassinerne og indirekte også som et mål for bassinernes renseseffekt.

## **7.3. Designparametre som påvirker naturindholdet**

Forskellen på et vådt regnvandsbassin og andre vandhuller og små søer er at vandstanden og opholdstiden i våde bassiner varierer meget. Det kan påvirke nogle arter positivt og andre arter negativt. F.eks. ses der af og til arter tilpasset livet i vandløb i våde bassiner da gennemstrømningen i perioder er langt større end i små søer. Dertil kommer at arterne via udløbet fra bassinet måske også har nemmere ved at sprede sig fra vandløbene og ind i bassinerne. Mange af de typiske plantearter i våde bassiner klarer fluktuerende vandstande fint, da de er tilpasset disse forhold også fint.

I perioder uden regn kan det permanente vandvolumen i bassinerne have en lang opholdstid og noget vil fordampe. Det betyder at træer og buske langs dele af bredden, som kan skabe skygge og dermed bidrage til temperaturregulering så vandet ikke bliver for varmt, vil have en positiv indvirkning på arterne i bassinet. Skyggen kan evt. også skabes af kunstige elementer i bassinerne såsom flydeøer. Vandet i våde regnvandsbassiner kan blive meget varmt – særligt i bassiner med et lavt afløbstal hvor vandudskiftningen er meget lille. Som eksempel er der i bassiner af denne type i Odense målt temperaturer i bundvandet i et af bassinerne op til 42 ° C i sommerperioden (Reuss 2020). Temperaturregulering er derfor afgørende inden evt. udledning fra de store bassiner og temperaturregulering via bevoksning ved udløbet og evt. ved at et udløb i form af en udløbsstrækning kan bidrage positivt til miljøet både for arter i bassinerne og til bassinernes funktion idet varmt vand også bliver hurtigere iltfattigt. I forhold til produktionen af ilt i bassinet er et varieret planteliv vigtigt – se foregående afsnit.



*Figur 7.2: Glisholm Sø i Odense. Et regnvandsbassin, hvor der ved etablering via samarbejde imellem forsyning, kommune og interesseorganisationer, blev etableret bl.a. fugleøer, områder tilpasset padder, fokus på variation i habitater i form af forskellige dybder, brinkoter, substrat og vegetation. (Foto: Anja S. Kolath).*

Hvis man vil optimere forholdene for bassinets dyreliv, er også design af bassinet vigtigt. Det gælder f.eks. lavvandede og dybere områder og områder uden stejle brinker omkring bassinet. Jo større fysisk variation i forhold til levesteder jo større mulighed for en større variation af arter. Også bassinernes omgivelser kan have stor betydning for bassinernes samlede naturpotentiale. Mange af de arter af f.eks. smådyr har kun en del af deres livsstadie som f.eks. æg, nymfer, larver eller haletudser i vandfasen, mens de som voksne er flyvende insekter eller andre former for landlevende arter. Det betyder, at bassinernes omgivelser i form af levesteder, overvintringsområder, skjulesteder, fødeområder mv. samlet set også har betydning for hvor god biodiversiteten i bassinet bliver. Rapporten "Regnvandsbassiner med natur og aktivitet" (Teknologisk Institut 2018) giver et overblik over de vigtigste elementer designmæssigt mht. naturindhold i bassinerne. Det er fokus på at sikre så næringsfattige omgivelser som muligt ved etablering af bassinet. Undgå derfor så vidt muligt reetablering af brinker mv. med overjord. Brug i stedet råjord da det er langt mere

næringsfattigt. Et andet fokuspunkt er belastning af bassinernes kapacitet i deres første levetid. Ofte er det sådan at bassinerne anlægges som noget af det første sammen med veje og kloaksystemer i en udstykningsproces. Når byggerierne går i gang kan det medføre en del tilsigtet eller utilsigtet afstrømning af vand indeholdende jord/silt/sand til bassinerne. Det bundfælder og tilbageholdes, men der bør være fokus på om det er af et omfang som kræver fjernelse efter at byggeprocessen er overstået, for ikke at forkorte bassinets levetid og dermed også forringe vilkårene for både renseseffektivitet og naturindhold.

### 7.3.1. Invasive arter og ikke-hjemmehørende arter

Ikke hjemmehørende og/eller invasive dyr og planter er en udfordring ikke kun i naturlige søer men også i regnvandsbassiner. Se lister med alle invasive og ikke-hjemmehørende arter på SGAV's hjemmeside (SGAV 2025). De kan forstyrre eller ødelægge bassinets naturlige økosystem og de kan vanskeliggøre driften af bassinerne. Endelig kan arterne sprede sig fra bassinerne og ud i de nærliggende naturlige recipienter og skabe yderligere udfordringer eller spredning af problemet.

Det kan f.eks. være karper, sumpskildpadder eller vandplanten almindelig vandpest. Karper udsættes indimellem af mennesker som ønsker at kunne fiske efter dem i bassinerne, men karperne kan have en række uønskede effekter (Søndergaard og Lauridsen 2014). De resuspenderer bassinernes sediment, hvilket forringer sigtbarheden i vandet, kan medføre forringede iltforhold samt frigivelse af forurenende stoffer fra sedimentet. Derudover er både bunddyr, paddeyngel og dyreplankton fødekilder, som kan påvirke plantevæksten og smådyrenes levesteder, mindske dyreplanktons predation på planteplankton og påvirke fødekæderne i bassinerne. Karperne er svære at fjerne når de først har etableret sig i bassinerne. De kan forsøges opfisket ved medefiskeri eller fjernes ved tørlægning af bassinet f.eks. i forbindelse med fjernelse af sediment. Almindelig vandpest kan medføre store driftsmæssige udfordringer, da arten kan opnå meget store biomasser i bassinerne og dermed vandvoluminet i bassinet. Andre arter som ses udsat i bassinerne er f.eks. guldfisk (som kan være til stede i endog meget stort antal) og koikarper (f.eks. Moeslund 2010), som kan påvirke negativt da de lever af bassinernes smådyr samt paddernes larver. Generelt bør der være fokus på at informere borgerne omkring det u hensigtsmæssige i at udsætte akvarieplanter- og dyr, kæledyr mv. i naturen herunder i regnvandsbassiner.

### 7.3.2. Udledning fra våde regnvandsbassiner

Våde bassiner har både et hydraulisk og rensesædigt formål. Ser man i første omgang udelukkende på reduktionen af den hydrauliske belastning vha. et vådt bassin så er det konkrete behov meget afhængig af den konkrete recipients lokale forhold. Tidligere er mange bassiner designet til en max-udledning på 1-2 L/s ha opland, men i dag ses også eksempler på bassiner med meget lave afløbstal, da der nu designes efter naturlig afstrømning. Udfordringen er at lave afløbstal giver lang opholdstid i bassinerne, hvilket kan medføre høje temperaturer i bassinerne og risiko for perioder med iltfattige forhold.

Flere studier, også i Danmark, har vist at regnbetingede udledninger kan føre til bortskylning af det finpartikulære materiale nedstrøms udledningerne i vandløbene. Hvis det fører til erosion og bortskylning af dyr og planter, så er det ubetinget en negativ påvirkning, men det behøver ikke at være i en grad så det er negativt. Kolath et al. 2022 viste i et studie, at jo mere befæstet areal der var i oplandet til en given vandløbsstation, jo mindre var andelen af finpartikulært stof (<63 µm) og jo større var middelmørstørrelsen i vandløbs sedimentet. Samtidig sås der en signifikant negativ sammenhæng mellem andelen af finpartikulært stof (<63 µm) og antallet af arter på vandløbsstationen (vand og sediment) og den samme signifikante sammenhæng sås ifht. DVFI (Dansk Vandløbsfaunaindex) og antallet af EPT-taxa (antal ordener af hhv. døgnfluer, slørvinger og vårfluer), da de er indikatorer for vandløbskvalitet.

Der findes ikke pt. i Danmark studier som entydigt har påvist, at vandløb bliver negativt påvirket af det varme vand fra bassiner, men der mangler stadig viden på området. I et studie fra Fyn blev det påvist at byen Årslev havde en urban heat effekt på Vindinge Å som løber igennem byen og at temperaturen steg i vandløbet fra indløb til udløb af byen særligt i nogle dele af året, men det kunne ikke påvises, at det var de regnbetingede udledninger som bar ansvaret for den generelle temperaturstigning, til trods for lokale observationer af temperaturstigninger ved udløb i forbindelse med nedbørshændelser (Kolath og Egemose 2023). En undersøgelse af udledningen fra et nyere østjysk bassin viste en kortvarig temperaturstigning på op mod 1,5 °C i forbindelse med nedbør (Hørup og Fink 2020). I en anden undersøgelse i bassinet Glisholm med udledning til Lindved Å, hvor udløbet er designet til at modvirke temperatureffekter (via beplantning til skygge og langt åbent udløb i terræn designet som et vandløb), sås signifikante temperaturforskelle i

vandløbet op- og nedstrøms udløbet fra bassinet ved kontinuerede målinger i 2 år, og der sås markante forskelle i dele af året til trods for at den gennemsnitlige forskel kun var 0,1 °C (Kolath 2022 og upubliceret). Det er dog vigtigt at huske at dyrelivet er ligeglade med gennemsnitsværdier. For dem er det de konkrete forhold på levestederne som er afgørende og selv korte perioder med ugunstige forhold kan betyde at arter påvirkes negativt. Derfor anbefales det at afveje de potentielle effekter på recipienten ved fastsættelse af afløbstal. Med fokus på recipientens økosystemer så kan en temperaturstigning eller et iltfald også være skadeligt for økosystemerne ligesom hydrauliske påvirkninger i form af erosion og medrivning af dyr og planter. Koziel et al. 2019 og Egemose et al. 2019 undersøgte vandløbsbiodiversiteten op- og nedstrøms udløb fra seks våde regnvandsbassiner i Danmark over 2 år og så en lavere artsdiversitet i vandløbene nedstrøms sammenlignet med opstrøms. Årsagen er ukendt, men alle de undersøgte bassiner var alle over 10 år, så manglende eller nedsat renseseffektivitet kombineret med eventuelle temperatur-, substrat- eller hydrauliske effekter kan være en årsag ligesom flere af dem enten havde lave volumen/opland-ratioer end den gængse anbefaling og havde industriopland.

De enkelte bassiner kan også være designet meget forskelligt og med forskellige formål. Et eksempel som kan påvirke recipienten i form af mangelfuld rensning af bassiner som er designet som parallelbassiner (de betegnes forskelligt forskellige steder i landet og er typisk ældre bassiner). Det er bassiner hvor en ofte betragtelig andel af årsnedbøren ledes udrenset til recipient idet bassinerne oprindeligt udelukkende har haft et hydraulisk formål som bufferkapacitet under hændelser, hvor afstrømningshastigheden overskrider afløbstallet.

### 7.3.3. Lokale forholds betydning

De danske vandløb varierer meget og nogle vandløb har i perioder meget ringe vandføring enten pga. ringe fald eller hvis det er gravet dybt ned i landskabet. I denne type af vandløb kan en kontrolleret udledning af vand via et regnvandsbassin bidrage til at øge vandføringen. Så det er afgørende at afveje om fastsættelsen af afløbstallet i et givent niveau er af hensyn til recipientens dyreliv eller om det også er for at undgå oversvømmelser nedstrøms og hvad den samlede påvirkning af recipienten forventes at være. Udfordringen ved de meget store bassiner med lave afløbstal er også at tømmeperioden bliver meget lang og så øges risikoen markant for at de ikke når at blive tømt inden næste hændelse og så øges antallet af overløb fra bassinerne, hvilket er en negativ påvirkning af recipienten, idet vandet så hverken er forsinket eller renses. Der er også stor forskel på vandføringen i vandløb som følge af oplandets afstrømning på baggrund af den samme mængde nedbør, afhængig af, om det er sommer eller vinter (f.eks. data i Egemose 2009). Det skyldes forskel i grundvandsstand, fordamning, optag i biomasse, opfugtning af jorden mv. Recipienternes dyre- og planteliv er følsomme overfor den samlede påvirkning som de udsættes for. Det kan være både akutte og akkumulerede påvirkninger, så bassinernes påvirkning bør altid ses i sammenhæng med påvirkningerne fra det øvrige opland på en given vandløbsstation. Et eksempel er oplandsundersøgelsen af den ca. 1000 km<sup>2</sup> store Aabenraa Kommune, som via et GIS-studie på tilgængeligt data viste, at biodiversiteten i vandløbene målt som DVFI (Dansk Vandløbs Fauna Index = et mål for kvaliteten af smådyrssammensætningen) var mere negativt påvirket af afstrømning fra dyrkede områder end af vand fra urbane områder (Karlsen et al. 2019, Madsen et al. 2013). Sås der udelukkende på påvirkningen fra urbane områder så påvirkede separat-kloakerede områder mindre end fælleskloakerede områder, og DVFI i vandløbene har generelt højere i separatkloakerede oplande med bassiner sammenlignet med oplande uden bassiner (Madsen et al. 2013). Endelig er det vigtigt at huske at oversvømmelser er en naturlig del af vandløbshydrologien. Udfordringen er mange af de vandtilbageholdene elementer i landskabet er væk (vådområder, enge, vandhuller mv.), vandløbene er stærkt reguleret og bl.a. de vandløbsnære arealer anvendes til urbane formål eller landbrugsproduktion. Det betyder at oversvømmelser skaber problemer også i vandløbene med erosion, bortskylning af dyr og planter mv.

## 7.4. Referencer

Brand AB, Snodgrass JW, Gallagher MT, Casey RE, Meter RV (2010). Lethal and Sublethal Effects of Embryonic and Larval Exposure of *Hyla versicolor* to Stormwater Pond Sediments. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 58(2): 325-331.

Egemose, S. (2009): Chemical lake restoration. PhD- afhandling, Biologisk Institut, Syddansk Universitet.

Egemose, S. (2018): Removal of particulate matter and phosphorus in sand filters treating stormwater and drainage runoff: A case study. *Urban Water Journal* 15(4): 388-391.

Egemose, S., Koziel, L., Karlsen, C., Juhl, M., Flindt, M.R. (2019): Effekter af droslede regnuldøb på vandløb. *Vand & Jord* 3.

Fredshavn, J. (2010): Besigtigelse af § 3-natur - Sø/vandhul. DMU, Aarhus Universitet. [https://ecos.au.dk/fileadmin/ecos/Temasider/Raadgivning/Registrering\\_af\\_naturdata\\_soe\\_104.pdf](https://ecos.au.dk/fileadmin/ecos/Temasider/Raadgivning/Registrering_af_naturdata_soe_104.pdf).

Fredshavn, J., Nygaard, B., Ejrnæs, R. (2018): Teknisk anvisning til besigtigelse af naturarealer.

omfattet af Naturbeskyttelseslovens §3 mv. Version 1.05. DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet. [https://ecos.au.dk/fileadmin/ecos/Temasider/Raadgivning/TA\\_og\\_feltskemaer\\_Samlet\\_Pgf3-105.pdf](https://ecos.au.dk/fileadmin/ecos/Temasider/Raadgivning/TA_og_feltskemaer_Samlet_Pgf3-105.pdf).

Grolin, K., Møller, M.S. (2025): Vejsalt truer spidssnudet frø. *Vand & Jord* 32(3), s. 104-106.

Hørup, L.K., Fink, M.S. (2020): Recipienteffekter som konsekvens af udledning fra våde regnvandsbassiner. Kandidatspeciale. Aalborg Universitet, Institut for Byggeri, By og Miljø [https://vbn.aau.dk/ws/files/335183178/Recipienteffekter\\_som\\_konsekvens\\_af\\_udledning\\_fra\\_vade\\_regnvandsbassiner.pdf](https://vbn.aau.dk/ws/files/335183178/Recipienteffekter_som_konsekvens_af_udledning_fra_vade_regnvandsbassiner.pdf).

Karlsen, C., Flindt, M.R., Sønderup, M.J., Madsen, M.H. and Egemose, S. (2019): Impact of Land Use and Runoff on Stream Quality. *Sustainability* 11, 5479.

Kolath, A.S., Pedersen, C.S., Gangelhof, U.G., Egemose, S. (2021): Biodiversity and sediment contamination in wet stormwater ponds depending on design and catchment characteristics. *Sustainability*, 13, 11809, <https://doi.org/10.3390/su132111809>.

Kolath, A. (2022): Climate adaptation from an environmental perspective. PhD thesis. Department of Biology, University of Southern Denmark.

Kolath, A.S. & Egemose, S. (2023): Influences of Urban Discharges and Urban Heat Effects on Stream Temperature, *Hydrology*. 10, 2, 17 s., 30.

Koziel, L., Juhl, M. and Egemose, S. (2019): Effects on biodiversity, physical conditions and sediment in streams receiving stormwater discharge treated and delayed in wet ponds. *Limnologica* 75: 11-18.

Johansson, L. (2011): Naturtypebestemmelse, vegetationsundersøgelse og feltmålinger til brug ved tilstandsvurdering af søer og vandhuller <5 ha samt eventuelt udtagning af vandprøve.

Fagdatacenter for Ferskvand, Institut for Ecoscience, Aarhus Universitet. [https://ecos.au.dk/fileadmin/ecos/Fagdatacentre/Ferskvand/TAS10\\_ver7.pdf](https://ecos.au.dk/fileadmin/ecos/Fagdatacentre/Ferskvand/TAS10_ver7.pdf).

Kuntke, F., Junge, N., Hesselsøe, M, Nielsen, J.L. (2020): Stream water quality assessment by metabarcoding of invertebrates. *Ecological Indicators* 111.

Le Viol I, Mocq J, Julliard R, Kerbiriou C (2009). The contribution of motorway stormwater retention ponds to the biodiversity of aquatic macroinvertebrates. *Biological Conservation*. 142(12): 3163-3171.

Madsen, M.H, Egemose, S., Flindt, M., Sønderup, M.J. & Bochdam, T. (2013): Oplandets effekt på recipientkvaliteten. *Vand og Jord* (4): 157-159. <https://vand-og-jord.dk/wp-content/uploads/2021/01/vj413-oplandseffekt-157.pdf>.

Moelund, B. (2010): Naturindholdet i regnvandsbassiner, *Vand og Jord*, 17(4) 4, s. 135-137.

Reuss, L. (2020): Hydraulik og næringsstoff tilbageholdelse i regnvandsbassiner og deres funktion i klimatilpasning. Specialeprojekt, Biologisk Institut, Syddansk Universitet.

SGAV (2025): <https://sgavmst.dk/arter/artsforvaltning/invasive-arter/de-invasive-arter/besogt-d-13-10-2025>.

Sand-Jensen, K., Søndergaard, M., Egemose, S. (2020): Søer nu og i fremtiden. *Vand & Jord* 4: 122-126. [https://vand-og-jord.dk/wp-content/uploads/2022/04/VJ-4\\_20\\_Nye-soer-nu-og-frem\\_s122-126.pdf](https://vand-og-jord.dk/wp-content/uploads/2022/04/VJ-4_20_Nye-soer-nu-og-frem_s122-126.pdf).

Stephansen DA, Nielsen AH, Hvitved Jacobsen T, Vollertsen J (2012). Bioaccumulation of heavy metals in fauna from wet detention ponds for stormwater runoff. In *Highway and Urban Environment. Book Series: Alliance for Global Sustainability Series*, vol. 19: 329-338. Editors: Rauch S, Morrison G M, ISBN 978-94-007-2539-3.

Stephansen, D.A.; Nielsen, A.H.; Hvitved-Jacobsen, T.; Arias, C.A.; Brix, H.; Vollertsen, J. (2014): Distribution of metals in fauna, flora and sediments of wet detention ponds and natural shallow lakes. *Ecol. Eng.*, 66, 43–51.

Stephansen, D.A.; Nielsen, A.H.; Hvitved-Jacobsen, T.; Pedersen, M.L.; Vollertsen, J. (2016): Invertebrates in stormwater wet detention ponds—Sediment accumulation and bioaccumulation of heavy metals have no effect on biodiversity and community structure. *Sci. Total. Environ.*, 566, 1579–1587.

Strandberg, B., Rasmussen, K.K. 2024. Registrering af indikatorer for biodiversitet i byer. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 27 s. - Teknisk rapport nr. 312.

Sønderup, M.J., Egemose, S., Hansen, A.S., Grudinina, A., Madsen, M.H. & Flindt, M.R. (2016): Factors affecting retention of nutrients and organic matter in stormwater ponds. *Ecohydrology* 9(5): 796-806.

Søndergaard, M. & Lauridsen, T.L. 2014. Fugle og karpers påvirkning af søer. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 50 s. - Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 84 <http://dce2.au.dk/pub/SR84.pdf>.

Teknologisk Institut (2018): Regnvandsbassiner med natur og kvalitet. Rørcenter-anvisning 025. <file:///C:/Users/saege/Downloads/R%C3%B8rcenter-Anvisning%2025%20-%20Regnvandsbassiner.pdf>.

Vollertsen, J., Hvitved-Jacobsen, T., Nielsen, A.H., Gabriel, S. (2012): Våde bassiner til rensning af separat regnvand – baggrundsrapport. Aalborg Universitet, Danmarks Tekniske Universitet, Teknologisk institut & Orbicon A/S.

Wik A, Lycken J, Dave G (2008). Sediment quality assessment of road runoff detention systems in Sweden and the potential contribution of tire wear. *Water Air Soil Pollution*, 194(1-4):301-331.

## 8. Bilag

### 8.1. Bilag 1: StormTac – værktøj til dimensionering

StormTac Web ([www.stormtac.com](http://www.stormtac.com)) er et brugervenligt webbaseret værktøj til modellering af regnvand og recipientpåvirkning. Stormtac kan:

- Beregne både vandmængder (regn- og grundvand) og transport af forurenende stoffer for oplande med forskellige arealanvendelser
- Designe og dimensionere afløbsledninger, faskiner, bassiner, bioretention og andre renseløsninger - op til 10 anlæg i serie - med simulering af både rensning og magasinering
- Vurdere recipientpåvirkning ved at fastlægge tilladte forureningsbelastninger og beregne nødvendige reduktioner for vandløb, søer og kystområder
- Integre hele kredsløbet i ét flowchart med standardværdier, men mulighed for brugerdefinerede input og løbende opdateret database af forurenings- og nedbørskaraktistika

I det følgende beskrives forskellige designparametres betydning for renseseffektiviteten i våde regnvandsbassiner på baggrund af StormTac.

Overordnede processer til forbedring af vandkvaliteten af regnvand

Vandkvaliteten kan som beskrevet ovenfor forbedres gennem en række forskellige processer og mekanismer, herunder sedimentering, filtrering, adsorption, biotransformation og temperaturregulering (Davis, et al., 2010).

Den sidste mekanisme, temperaturregulering, fokuserer primært på at forbedre vandkvaliteten ved at nedkøle vandet, inden det udledes til recipienten. Dette kan f.eks. opnås ved infiltration gennem filtermateriale ned til køligere, dybere lag. Omvendt kan regnvandsbassiner og opstuvning i lavvandede områder medføre en udledning med højere temperatur end den oprindelige afstrømning.

Sedimentering og filtrering er begge effektive til at fjerne partikulært materiale fra vandet. Dette er væsentligt, da mange forurenende stoffer binder sig til partikler. Store og tunge partikler sedimenterer lettere, mens mindre partikler effektivt kan fjernes gennem infiltration i et filtermedie. Adsorption refererer til bindingen af forurenende stoffer til overfladen af et medie. Ved at lede vand gennem et egnet filtermateriale skabes gode betingelser for adsorption og dermed fjernelse af opløste stoffer (Davis, Traver, & Hunt, 2010). Filtrering er derfor effektivt til tilbageholdelse af partikler.

Biologiske processer kan bidrage til nedbrydning eller transformation af forskellige forurenende stoffer, herunder hydrocarboner. Effektiviteten af disse processer afhænger af tilstedeværelsen af mikroorganismer samt gunstige forhold som tilstrækkelig ilt, passende pH, temperatur og næringsstofindhold. Desuden kræver biologisk nedbrydning en vis opholdstid, da processerne ofte foregår mellem nedbørshændelser (Davis, Traver, & Hunt, 2010).

Vegetation spiller også en rolle i rensningsprocessen ved at virke som sedimentfælder, forsinke vandstrømme, øge fordampning, regulere næringsstofbalancen og stimulere mikrobiologiske processer i og omkring rodzonen. Disse effekter er endnu ikke kvantificeret i detalje. Det antages at planter især er effektive til at fjerne næringsstoffer fra vandet (Davis, et al., 2010). Hvis regnvandet ledes over et område med vegetation, kan partikler tilbageholdes på planterne, hvilket bidrager til en simpel rensning af vandet (Liu, et al., 2022).

#### Faktorer med indvirkning på renseseffektiviteten

Renseløsningers effektivitet afhænger i høj grad af regnvandets karakteristika – særligt partikelstørrelse og koncentrationen af forurenende stoffer i tilløbet. Derudover har volumen af afstrømmet regnvand en væsentlig indflydelse på renseseffektiviteten (Lee, et al., 2020).

#### Specifikt for rensning i våde bassiner

Flere af de ovennævnte rensprocesser kan i StormTac indgå som en del af rensningen i våde regnvandsbassiner.

## Sedimentering

Våde bassiner virker primært ved sedimentation. For at sikre bedst mulige forhold for dette, skal vandhastigheden sænkes, så partiklerne har tid til at sedimentere (Davis, et al., 2010). Afhængigt af partikeldensiteten kan det tage alt fra minutter til dage før partiklen er sedimenteret (Carpenter, et al., 2014). Dette understreger vigtigheden af en lang opholdstid i bassinet. Opholdstiden kan øges ved at gøre bassinarealet større, og sikre en lang strømningsvej.

Våde bassiner med større areal giver bedre rensning. Dog ses der kun en marginal stigning i effektiviteten hvis arealet hæves til mere end 250 m<sup>2</sup>/ha reduceret areal (Pettersson, 1999).

Dybden af det permanente vådvolumen anbefales at ligge mellem 1 m og 1,5 m. Lave vanddybder kan føre til resuspension af sediment eller overvækst af planter.

Strømningsvejen mellem indløb og udløb skal helst være så lang som muligt. En anbefaling lyder at bassinet er tre gange så langt, som det er bredt (DANVA, 2018). Dog skal man undgå kortslutningsstrømme og "dødzoner" hvor renseseffekten ikke udnyttes pga. manglende flow (Vollertsen, et al., 2012).

Vegetationen i våde bassiner kan give mulighed for adsorption til blade / organisk materiale, hvilket bidrager yderligere til tilbageholdelsen af partikler.

## Forbassin

En opdeling af bassinet i flere sektioner kan bidrage til en mere effektiv rensning, hvilket reducerer mængden af forurening, der når udløbet (Abrishamchi, et al., 2010). Dette gøres ved at lave overløb fra det første bassin over i det næste (eller den næste sektion).

Denne opdeling ses ofte som et forbassin. Forbassiner kan være effektive til at sikre sedimentering af store og hurtigt bundfældige partikler (Lee, et al., 2020). Da især sand og grus tilbageholdes, kaldes bassinet også ofte for et sandfang. Forbassinet er med til at mindske behovet for oprensning af bassinet (DANVA, 2018). Forbassin eller sandfangsbrønde bør have et volumen på ca. 20-50 m<sup>3</sup> (Vollertsen, et al., 2012).

## Andre parametre

Andre parametre kan også have en indflydelse på renseseffekten af våde regnvandsbassiner (Pettersson, 1999). Parametrene, der er nævnt herunder, har ikke været mulige at inkludere i de efterfølgende vurderinger i StormTac:

- Vegetationen i våde bassiner kan give mulighed for adsorption til blade / organisk materiale, hvilket bidrager yderligere til tilbageholdelsen af partikler
- Vindforhold (intensitet og retning) kan påvirke flowmønstre i bassinet, men er vanskelige at kvantificere og modellere præcist
- Flowdynamik i bassinet befinder sig typisk mellem mixed flow og plug flow. Man vil gerne undgå zoner uden flow, samtidig med at der bør sikres en lav hastighed af vandet. Som beskrevet nedenfor er begge situationer idealsituationer, men det søges typisk i videst mulige omfang at opnå en situation svarende til mixed flow. Det bemærkes også i Vollertsen et al, 2012b, at flowdynamikken typisk hurtigt vil opleves som et mixed flow
  - Mixed flow beskriver den idealsituation, hvor indløbsflowet blandes øjeblikkeligt med vandet i bassinet; denne situation er fordelagtigt til at reducere peak-koncentrationer af forureningsstoffer
  - Plug flow beskriver den idealsituation, hvor indløbsflowet ledes som en "prop" igennem bassinet uden en reel opblanding; denne situation er effektivt til at tilbageholde vandvolumener, der er mindre end bassinets samlede volumen
- Regnintensitet har betydning for flowhastighed, turbulens og dermed sedimentationsprocesser. Dog er der begrænset viden om de præcise mekanismer og effekter
- Hastighedsgradienten bør holdes lav for at undgå resuspension af sediment og forhindre erosion af bassinets bund og sider. Dette kræver omhyggelig geometrisk udformning af bassinet

### 8.1.1. StormTac Model

Modelopsætning

I StormTac er opstillet en model baseret på følgende input:

- Selvdefineret oplandstype med MST typetal (tabel 8.1)
- 100 % befæstet opland
- Intet baseflow, kun runoff (baseflow i Stormtac er grundvand og andet drænvand)

De valgte inputs har ikke nogen effekt på rensningen, da den ikke afhænger af vandmængden.

Tabel 8.1: Typetal brugt i analysen, fra MST Typetalsrapport + faktaark for våde regnvandsbassiner.

Parameter	Typetal [ $\mu\text{g/l}$ ]	Parameter	Typetal [ $\mu\text{g/l}$ ]
Suspenderet stof	90.000	PAH	
Nitrogen (N)	2.000	Benzo(a)pyren	0,004
Fosfor (P)	300	Benz(b+j+k)fluranthen	0,012
COD	55	Pyren	0,015
BOD	6	Anthracen	0,005
Metal		Fluoranthen	0,013
Bly (Pb)	4	Andet	
Kobber (Cu)	9	Naphtalen	0,007
Zink (Zn)	130	DEHP	0,7
Cadmium (Cd)	0,07	Diuron	0,011
Chrom (Cr)	4	Arsen	1,3
Nikkel (Ni)	4	MCPA	0,013
Kviksølv (Hg)	0,03		

Bassindimensionering – klassisk vådt bassin

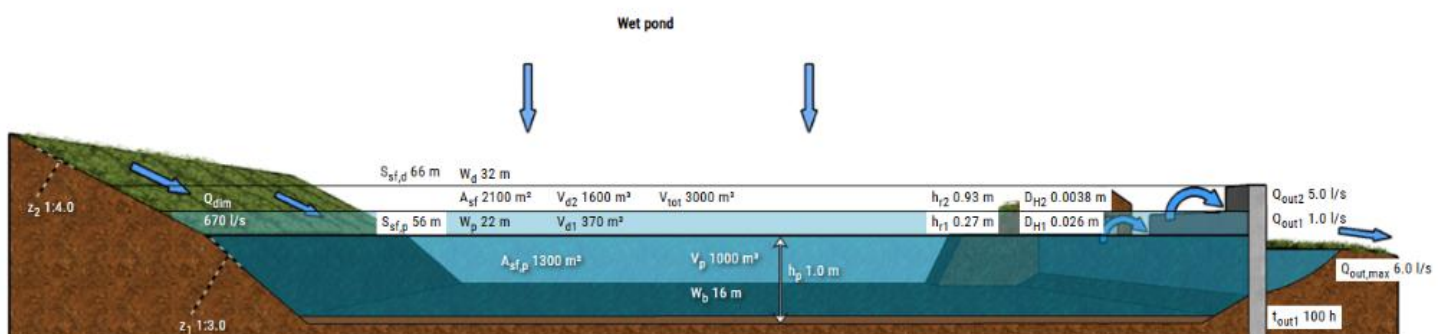
Der laves et "klassisk" vådt bassin i StormTac. Rensegraderne for dette bassin bruges til sammenligning når der skrues på de enkelte elementer.

StormTac input	Værdi
Part facility permanent water area of reduced watershed area	250 $\text{m}^2/\text{ha}$
Permanent water depth	1 m
Facility width of wetland zone (lavvandet område i siderne)	0 m
Facility length/width relation	2.5

Der kan ændres på flere inputs i StormTac, som dog ikke har betydning for renseseffektiviteten, og derfor ikke bruges. Det gælder:

- Forsinkelsesvolumen
- Oplandstørrelsen. Større opland = højere runoff flow. Har ingen betydning fordi bassindimensioneringen er sat per hektar
- Permanent- og max outflow fra bassinet: Er afprøvet både højt og lavt – har ingen indflydelse
- Inlet/outlet type: sewer and well, eller ditch and weir
- "Factor for reduced maximum outflow"
- Dybden af wetland zone: "Water depth of wetland zone"
- Skråningsanlægget på bassinet: "Lower side slope" og "Upper side slope". Det stemmer overens med Faktabladet for dimensionering af våde bassiner (Vollertsen, et al., 2012)

Det modellerede bassin er vist her:



$A_{sf,p}$	Facility permanent water area	$Q_{dim}$	Design flow
$A_{sf}$	Facility total (detention) area	$Q_{out,max}$	Maximum outflow from facility
$W_p$	Facility width at permanent water level	$Q_{out1}$	Outflow from permanent water level
$W_d$	Facility width at maximal water level	$Q_{out2}$	Outflow from upper detention volume
$D_{H1}$	Diameter of lower weir hole	$t_{out1}$	Emptying time for $Q_{out1}$
$D_{H2}$	Diameter of upper weir hole	$V_p$	Permanent water volume
$h_p$	Permanent water depth	$V_{tot}$	Total water volume
$h_{r1}$	Lower detention height	$V_{d1}$	Lower detention volume
$h_{r2}$	Upper detention height	$V_{d2}$	Upper detention volume
$S_{sf,p}$	Facility length at permanent water level	$W_b$	Facility bottom width
$S_{sf,d}$	Facility length at maximum water level	$z_1$	Lower slide slope
		$z_2$	Upper slide slope

## 8.1.2. Resultater af analysen

De følgende parametre er analyseret individuelt i StormTac, og resultaterne er beskrevet nedenfor. Stigningen i procentpoint på baggrund af ændringen i modelinput ses i Tabel 22.

### Indløbskoncentration

Typetallene fra typetalsrapporten er generelt lavere end dem, der anvendes i StormTac for "Residential area". En højere koncentration i indløbet kan føre til en mere effektiv rensning i StormTac, men effekten er begrænset og ses ikke for alle stoffer.

### Bassinareal

Et større bassinareal medfører generelt bedre renseseffekt. StormTac ser ikke ud til at have en øvre grænse for betydningen, hvilket sandsynligvis skyldes, at renseseffekten beregnes ud fra en fast faktor. I praksis vil der dog være en grænse for, hvor stort et areal der reelt bidrager til forbedret rensning.

### Længde-/breddeforhold

Renseeffekten forbedres, jo længere bassinet er i forhold til dets bredde, da dette øger afstanden mellem ind- og udløb.

### Wetland zone

"Wetland zone" i StormTac er et mere lavvandet område i siderne af bassinet, hvor der kan vokse planter. I StormTac kan man ændre på bredden af wetland-zone.

Wetland-zonen har betydning for renseseffekten, da den består af lavt vand med vegetation. Det har en effekt på metallerne og enkelte PAH. Uden en wetland-zone er vegetationsprocenten automatisk 0 %. Zonen placeres under det permanente vandspejl.

### Forbassin

Et større forbassin bidrager til bedre rensning. I StormTac modelleres forbassin og hovedbassin som serie-rensning, hvilket kan føre til en overvurdering af renseseffekten i forbassinet sammenlignet med virkeligheden. StormTac beregner den samlede rensegrad for bassiner i serie som beskrevet i bilaget.

Tabel 8.2: Stigningen i rensegraden for en række af stoffer ved ændring af et model-input. Rød farve indikerer større virkning af at ændre parameteren.

Stofparameter	Rensning i "klassisk vådt bassin" [%]	Stigning i rensegrad ved ændring af modelinput [procentpoint]			
		Areal af vand-spejl	Længde-bredde forhold	Wetland zone	Forbassin
		Fra 250 til 350 m <sup>2</sup> /ha	Fra 2:5 til 3:5	Fra 0 til 5 meter	Fra intet forbassin til 10 m <sup>2</sup> /ha
Fosfor	61	5	6	0	4
Nitrogen	29	2	3	0	12
Bly	60	3	5	5	14
Kobber	47	3	4	6	12
Zink	66	4	6	6	13
Cadmium	47	3	4	3	13
Chrom	70	5	7	0	10
Nikkel	56	4	5	0	11
Kviksølv	41	4	4	3	10
Suspenderet stof	78	5	7	8	6
Benz(a)pyren	73	3	7	9	14
Pyren	72	0	7	0	18
Anthracen	70	0	6	0	18
Flouranthen	66	0	6	0	20
Naphtalen	66	0	6	0	20
Benz(j)flouranthen	83	0	2	0	12
Benz(k)flouranthen	83	0	2	0	12
DEHP	0	0	0	0	0
Diurion	50	0	4	0	22
Arsen	37	0	4	0	21
COD	34	2	3	0	15
BOD	31	2	3	0	12
MCPA	50	0	4	0	22

Optimalt bassin på baggrund af resultaterne.

Der laves et "optimalt bassin" med MST typetal. Der tilføjes et mindre forbassin.

StormTac input	Hovedbassin	Forbassin
Part facility permanent water area of reduced watershed area	350 m <sup>2</sup> /ha	50 m <sup>2</sup> /ha
Permanent water depth	1 m	1 m
Facility width of wetland zone	5 m	0 m
Facility length/width relation	3.5	1

Forbassinet er mindre, har ikke nogen wetland zone og er antaget at være rundt (længde:bredde = 1). Det primære bassin kan ses herunder. Tilføjes af et "wetland" areal ses i siderne af bassinet, hvor en del af det permanente vådvolumen dækker et areal med vegetation.



I StormTac har dybden og anlægget på bassinet ikke nogen indflydelse på rensningen.

## Referencer

- Abrishamchi, A., Massoudieh, A. & Kayhanian, M., 2010. Probabilistic modeling of detention basins for highway stormwater runoff pollutant removal efficiency. *Urban Water Journal*, pp. 357-366.
- Carpenter, J. F. et al., 2014. Pollutant removal efficiency of a retrofitted stormwater detention pond. *Water Quality Research Journal of Canada*, Issue 124.
- DANVA, 2018. Designguide for regnvandsbassiner. *Vejledning nr. 102*.
- Davis, A. P., Traver, R. G. & Hunt, W. F., 2010. Improving Urban Stormwater Quality: Applying Fundamental Principles. *Contemporary Water Research & Education*, December, Issue 146, pp. 3-10.
- Lee, Won, S., Lee, J. & Cha, S. M., 2020. Assessment of Factors Affecting the Removal Efficiency of Suspended Solids and Particulate Matters for Pretreatment Units in a Stormwater Management Facility. *water*, 12(1529).
- Liu, A., Egodawatta, P. & Goonetilleke, A., 2022. Ranking Three Water Sensitive Urban Design (WSUD) Practices Based on Hydraulic and Water Quality Treatment Performance: Implications for Effective Stormwater Treatment Design. *Water*, Issue 1296.
- Pettersson, T. J. R., 1999. Stormwater Ponds for Pollution Reduction. *ISBN: 91-7197-846-1*, Chalmers Tekniska Högskola.
- Vollertsen, J., Hvidtved-Jacobsen, T. & Nielsen, A. H., 2012. Faktablad om dimensionering af våde regnvandsbassiner. *Aalborg Universitet*.

## Bilag a

Rensegraden i StormTac ved rensning i serie:

Når bassinerne sættes i serie for at simulere et forbassin i StormTac, udregnes den endelige rensegrad som beskrevet:

RE = Renseeffekt

RE1 = Renseeffekten af 1. rensetype

RE2 = Renseeffekten af 2. rensetype

RE=RE1+RE2-(RE1·RE2·0,01)

$$RE = RE_1 + RE_2 - (RE_1 \cdot RE_2 \cdot 0,01)$$

Eksempel: To bassiner som hver renses 80 %:

$$80 \% + 80 \% - (80 \cdot 80 \cdot 0,01) = 96 \%$$
$$80 \% + 80 \% - (80 \cdot 80 \cdot 0,01) = 96 \%$$

Det antages i ovenstående eksempel, at der renses 80 % af den første indløbskoncentration, så er der 20 % tilbage. Derefter renses 80 % på det rensede vand, altså 80 % af 20 % = 16 %. I alt bliver rensegraden 96 %.



**Teknologisk Institut** er et uafhængigt og almen-nyttigt forsknings- og udviklingsinstitut, der er godkendt som GTSinstitut af uddannelses- og forskningsministeren. Instituttet har siden 1906 arbejdet for at fremme udnyttelsen af teknologiske fremskridt til gavn for erhvervsliv og samfund gennem udvikling, rådgivning og formidling. Vi opfylder dette formål ved at udvikle ny viden gennem forsknings- og udviklingsaktiviteter, som omsættes til teknologiske serviceydelser og stilles til rådighed på markedsvilkår.

