

BAT - Lokale nedslivnings- og renseløsninger

Baggrundsrapport

Udkast oktober 2012

Søren Gabriel, Thomas H. Larsen og Jes Vollertsen

Aalborg Universitet, Danmarks Tekniske Universitet, Teknologisk institut & Orbicon A/S - 2012



TEKNOLOGISK
INSTITUT



Indholdsfortegnelse

1	Formål....	3
2	Forudsætning....	3
3	Anvendelige teknikker	4
3.1	Sedimentation....	4
3.2	Filtrering....	4
3.2.1	Mekanisk filtrering....	4
3.2.2	Sorptionsfiltre....	5
3.2.3	Filtre med fokus på nedbrydning....	6
3.3	Tommefingerregler for filteropbygning....	7
4	Eksempler på filteropbygning i LAR-anlæg....	8
4.1	Faskiner med indbygget rensemedie....	9
5	Principper og BAT – Udformning af lokal nedsivning og rensning....	10
5.1	Principper for BAT...	10
5.2	Principper for lokal nedsivning af vand....	11
5.2.1	Nedsivning gennem grøn overflade	11
5.2.2	Nedsivning gennem permeable belægninger	12
5.2.3	Nedsivning gennem faskine	13
5.3	Principper for lokal rensning af vand ved filtrering gennem overfladen	13
5.3.1	Rensning ved filtrering gennem filtermuld med grøn overflade	14
5.3.2	Rensning ved filtrering gennem permeable belægninger	14
5.3.3	Rensning i indbyggede rensemedier	15
6	Referencer....	15

1 FORMÅL

Dette notat er udarbejdet som et led i projektet "Teknologier til håndtering og rensning af separat regnvand", støttet af Miljøstyrelsens program "tilskudsordning til miljøeffektiv teknologi", der er udarbejdet for Naturstyrelsen. Formålet med notatet er, at beskrive teknologier, der kan tages i anvendelse i forbindelse med forbehandling af vand forud for nedsivning gennem jorden i små lokale anlæg. Andre af projektets baggrundsnotater beskæftiger sig med rensning af regnvand i regnvandsbassiner /1/ og større nedsivningsbassiner.

2 FORUDSÆTNINGER

Indholdet af forskellige stoffer i overfladevand er beskrevet i baggrundsnotatet "Risiko ved nedsivning og udledning af separatkloakeret regnvand" /2/. I hovedtræk kan de stoffer, der er til stede i opløste koncentrationer, og som overskrider grundvandskvalitetskriterierne karakteriseres ved at stamme fra følgende stofgrupper: metaller (særligt zink og bly), oliekomponenter, PAHer og diverse plastblødgørere primært DEHP. Et særligt element er chlorid, der forekommer i vinterperioden som et produkt af vejsaltningen. Herudover kan der ved ulykker eller andre ikke tilsigtede spild forekomme en del andre organiske stoffer med forskellige egenskaber.

Udover opløste stoffer er der en lang række stoffer, der er bundet til suspenderet stof. I forhold til grundvand i forbindelse med nedsivning udgør dette typisk ikke noget problem på grund af filtereffektiviteten i jorden, der meget effektivt fjerner partikler. De frafiltrerede partikler vil, hvis der ikke udføres en forbehandling inden nedsivning, samle sig i de øverste lag af jorden, hvor vandet nedsives, og hermed øge indholdet af de komponenter, der er bundet til det suspenderede stof. Dette drejer sig både om metaller, olieprodukter og PAHer.

Sammensætningen og belastning er typisk karakteriseret ved, at der er i forhold til almindelige renseteknikker er tale om lave koncentrationer, for hovedparten af komponenterne i lavt µg/l niveau, og relativt store vandmængder, der kommer med uregelmæssige intervaller. Dette stiller forholdsvis store krav til de teknikker, der kan bringes i anvendelse.

En anden kendetegnende ting ved kravene til rensfaciliteter er, at de helst skal være relativt lavteknologiske og ikke kræve eksempelvis pumpning eller elektrisk styring. Dette giver ligeledes en række begrænsninger i forhold til den hydrauliske udformning.

I de følgende afsnit er givet beskrivelser af en række forskellige teknikker, der i større eller mindre grad kan fjerne eller reducere stofindholdet i overfladevand forud for at en egentlig nedsivning i intakte jordlag foretages. Teknikkerne er målrettet små anlæg til lokal håndtering af regnvand, hvorfor der er fokus på teknikker, der kræver en minimal driftsindsats. Sidst i notatet beskrives, hvordan teknikkerne kan indarbejdes i en konkret udformning af anlæg til nedsivning og rensning af regnvand.

3 ANVENDELIGE TEKNIKKER

3.1 Sedimentation

Ud over de opløste stoffer, der udgør de potentielt største risici for grundvandet, er der en lang række stoffer på suspenderet form i overfladevandet. En stor del af disse kan fjernes ved sedimentation i våde bassiner. Effektivitet og indretning er beskrevet i detaljer i /1/. Med en rimelig indretning har et vådt bassin en fjernelsesrate på ca. 80 % af det suspenderede stof, svarende til en mediankoncentration i udløbet på 5-10 mg/l. Dimensioneringen for at opnå disse rensningseffektiviteter kræver et vådt bassinvolumen i størrelsen 200-300 m³/reduceret ha jf. /1/. Såfremt bassinet kombineres med en mekanisk vandbremse og en mulighed for opstuvning i en periode kan udløbsflowet i princippet også kontrolleres, hvilket i forhold til de fleste af de beskrevne processer vil være en fordel.

Sedimentationsbassiner vil typisk ikke kunne indpasses i lokale anlæg, men sedimentationsprocessen vil medvirke til at fjerne partikler fra vandet i forbindelse med at det nedsiver.

3.2 Filtrering

Filtrering er i praksis den dominerende rensemetode i lokale anlæg til nedsivning og rensning af regnvand. Ved nedsivning sker der en filtrering gennem jordbunden, men lokale anlæg til nedsivning og rensning af regnvand kan også opbygges, så vandet indledende filtreres gennem et lag af beplantet filtermuld og gennem særlige filtermedier. I anlæggene vil der desuden typisk indgå magasiner til forsinkelse af vandet, så den hydrauliske belastning af filtrene udjævnes.

3.2.1 Mekanisk filtrering

Afhængig af arealet for infiltrationens størrelse vil hastigheden af væskestrømningen variere. Hvis der ikke er indbyggede forsinkelser kan der opstilles en tabel som vist i tabel 1, der beskriver den hydrauliske belastning igennem et givent areal under forskellige regnintensiteter.

Hyppighed	Regnintensitet (mm/min)	Arealforhold 1 m ² til 5 m ²	Arealforhold 1 m ² til 10 m ²	Arealforhold 1 m ² til 20 m ²	Arealforhold 1 m ² til 30 m ²
Ofte	0,1	0,03	0,06	0,12	0,18
Årligt	0,5	0,15	0,3	0,6	0,9
Hvert 5. år	1	0,3	0,6	1,2	1,8
Hvert 20. år	2	0,6	1,2	2,4	3,6

Tabel 1 Hydraulisk belastning af filter (m³/m² h) som funktion af reduktionsforhold mellem regnflade og filterflade samt regnintensitet på minimum en 10 minutters regn.

Som det ses af tabel 1 vil der ved de mest hyppige belastninger og arealforhold være tale om hydrauliske belastninger på $0,1^{-0,6}$ m/h. Dette svarer til, hvad man tidligere anvendte i såkaldte "langsomfiltre" i bl.a. vandværker. Disse filtre er karakteriseret ved at have kornstørrelser svarende til ca. 0,1-0,2 mm og tykkelsen på filtermaterialet på 0,5-2 m. Denne type filter bliver normalt ikke returskyllet og egner sig derfor specielt godt i bl.a. LAR sammenhæng. /4/ beskriver et forsøg med et sandfilter og et sorptionsfilter koblet efter et sedimentationsbassin. I artiklen refereres flere sandfiltre, hvor de mindste gennemstrømningsrater var ca. $0,4 \text{ m}^3/\text{m}^2 \text{ h}$ ved en trykforskel på 0,5 m over filteret, hvilket meget ligner de traditionelle langsomfiltre i permeabilitet.

Ved gennemløbet af et langsomfilter sker der dels en afsætning af det partikulære materiale, primært i den allerøverste del af filteret, og dels en række biologiske processer, der omsætter dele af det organiske materiale, der er en del af det suspenderede stof. /3/ angiver typiske rensningseffektiviteter på 1.000-10.000 gange for bakterier, stort set 100 % fjernelse af suspenderet stof ($> 1 \text{ mg SS/l}$) og TOC reduktioner på 20-70 %, højest ved høje indløbskoncentrationer. /5/ angiver reduktionskapaciteter for 3 forskellige sandfiltre monteret efter sedimentationsbassiner for en lang række stoffer. Fjernelsen for SS er sammenlignet med traditionelt drevne filtre meget lav med udløbskoncentrationer i samme størrelse som indløbet. For metallerne, PAH og total olie/fedt (DS209) ses typisk fjernelser på 50-90 % ved gennemløb af de opstillede sandfiltre.

3.2.2 Sorptionsfiltre

Sorption er en betegnelse for processerne adsorption og absorption. Adsorption er stoffers binding til partikeloverflader og absorption er binding via diffusion ind i partiklen. I princippet styres sorptionen af følgende parametre:

- Det specifikke overfladeareal på filtermaterialet (m^2/g), større areal giver mere effektiv sorption.
- Den indgående koncentration, generelt giver højere koncentration større binding til fyldmaterialet.
- For de organiske stoffer vedkommende, kulstofindholdet i filtermaterialet, højere organisk indhold giver flere bindingsmuligheder.
- For de organiske stoffers vedkommende, opløseligheden i vand af stoffet, mindre opløselighed giver større sorption.
- For metallernes vedkommende overfladernes polaritet og kationbytningssevne, og vandets pH. Negativt ladede overflader med stor kationbytningskapacitet giver størst sorption/ionbytning. Ved lave pH (<5) er sorptionen typisk lav.
- Hastigheden gennem filteret. Lavere hastighed giver den korteste zone, hvori sorptionen foregår.

I forhold til traditionel vandbehandling har der mange steder været brugt filtre med forskellige former for aktivt kul som fyldmateriale. Dette er karakteriseret ved både, at have et meget stort overfladeareal, et højt kulstofindhold og en vis evne til optag af metaller udover de organiske forbindelser. Der foreligger meget store datamængder på aktivt kuls egenskaber. Typiske opholdstider i kulfiltre (målt som volumen i tomt filter/flow) ligger på ca. 10-20 minutter i tryksatte filtre og kan være op til ca. en time i langsomme gravitationsfiltre.

Da aktivt kul dels har en relativt høj pris og kræver en del bearbejdning med tilhørende energiforbrug, har der været et fokus på afprøvning af mere enkle filtermaterialer. I /5/ er der beskrevet afprøvning af et filtermateriale i forbindelse med et bassin i Odense. I dette er der anvendt kalcit og dolomit (nedknuste marine skaller). Et af formålene har været fjernelse af fosfor i forhold til beskyttelse af recipient. Både total-P og Orto-P blev reduceret i dette filter med 80-90 %, der var dimensioneret med en minimum opholdstid på 10 min. Kobber og zink indholdet blev ligeledes reduceret med samme størrelsesorden. For de resterende metaller lå både ind og udløbskoncentrationen omkring detektionsgrænsen, så en vurdering af effekten overfor disse komponenter kan ikke umiddelbart udledes. Det samme gælder for de anvendte metoder til måling af olie og PAH.

Der foreligger ikke meget litteratur fra Danmark omkring anvendelse af alternative filtermaterialer i forhold til de organiske stoffer, der umiddelbart sammen med chlorid er vurderet til at udgøre de største risici ved nedsivning. Bemærk i øvrigt, at chlorid normalt ikke påvirkes ved anvendelse af traditionelle medier i filtrene. I USA er der arbejdet en del med emnet, hvor der har været anvendt forskellige blandinger af sand, kompost, tørv. I princippet har disse organiske komponenter samme funktion som aktivt kul i et kulfilter, men deres specifikke overflade er typisk mindre og derfor er de knap så effektive. For de lidt tungere kulbrinter og PAH'erne kan der dog opnås store reduktioner i indholdet i væskefasen ved anvendelse af disse blandinger. Udfordringen kan være at opnå både et tilstrækkeligt organisk indhold og samtidig have en tilstrækkelig hydrauliske ledningsevne igennem filteret. Som for gravitationsfiltre med aktivt kul alene, skal der dimensioneres med en rimelig lang opholdstid. Kapaciteten på medierne kan skønnes ud fra de samme sammenhænge, der anvendes til beregning af fordelingen mellem vand og jord generelt.

3.2.3 Filtre med fokus på nedbrydning

Omsætning af mange af de stoffer der tilstede i overfladevandet er dokumenteret igennem en lang række studier. Helt overordnet gælder at omsætningen er hurtigst, der hvor der er aerobe forhold, dvs. nær jordoverfladen generelt. Umættede forhold med en forholdsvis grov jordstruktur med et højt organisk indhold understøtter generelt bioaktiviteten og dermed typisk også nedbrydningen af stofferne, der med fordel kan fjernes inden nedsivning i jorden. Tilstedeværelsen af det organiske stof fremmer også tilstedeværelsen og tilgængeligheden af forskellige mikronæringsstoffer. Den intermitterende tilførsel af vand, samt de meget varierende koncentrationer er faktorer der påvirker nedbrydningen negativt, ligesom lav temperatur om vinteren også reducerer raten. For nogle stoffer vil der være en tærskelværdi mht. til tid og koncentration, der skal overvindes før bakterierne inducerer det nødvendige enzymesystem, der kan nedbryde de relevante stoffer.

I en del forsøg med almindelige dykkede sandfiltre med lavt kulstofindhold, hvor sorptionen kun spiller en begrænset rolle, ses omsætning og relativ effektiv fjernelse af bl.a. oliestofferne med op til 80-90 %, hvilket udelukkende kan forklares ved biologisk fjernelse.

I /6/ er der vist en række eksempler på filtre der både har filtrering, sorption og biologisk fjernelse som fokus. Fyldmaterialet i et lodret filter består af en sandwich konstruktion, hvor der øverst er sand, i midten en 50/50 % blanding af kompost/tørv og sand. I /6/ anbefales at den hydrauliske ledningsevne i materialet holdes på omkring $1 \cdot 10^{-5}$ m/s.

De styrende parametre der skal tages hensyn til i forhold til vurdering af nedbrydningen i et filter er opholdstiden i filteret og nedbrydningsraten for de specifikke stoffer. For både PAH, oliestofferne og plastblødgørerne er der dokumenteret mulighed for komplet mineralisering. Nedbrydningsraterne for både PAH og oliestoffer ligger forventeligt i intervallet 0,01-0,1 d⁻¹ i jord under aerobe forhold, når stofferne er biotilgængelige. Dette svarer til halveringstider på 7-70 dg. Højere rater kan dog opnås i bl.a. filtre, der kontinuert udsættes for stofferne. Her observeres halveringstider på minutter til få timer for mange stoffer. Filterne skal derfor være relativt store, hvis stofferne skal være omsat inden udsivning til jorden.

I praksis foregår der ofte alle processer, sideløbende i et hvilken som helst filter, dvs. både en fysisk filtrering, sorption og nedbrydning. Filteret kan derfor med fordel designes ud fra dette. I bl.a. USA og Tyskland findes der i dag kommercielt tilgængelige filtre, der er designet til at fjerne en lang række stoffer fra overfladevandet inden udledning til recipient eller nedsivning.

3.3 Tommefingerregler for filteropbygning

Baseret på ovenstående betragtninger og de anvendte referencer kan der opstilles nogle tommefingerregler for hvordan et filter skal indrettes med hensyn til materialer og størrelse. Disse regler er anvendt i beskrivelsen af opbygning af konkrete nedsivnings- og renseanlæg i det følgende kapitel.

Forud for en egentlig filtrering kan der med stor fordel foretages en egentlig sedimentation i et vådt bassin, så tilklogning af filteret reduceres mest muligt. Dette er dog sjældent muligt i lokale nedsivningsanlæg, men en kombination af sedimentation i form af "wadier" / regnbede / grøfter er også en mulighed. Dog skal man her være endnu mere opmærksom på tilklogningsfænomener. Bevoksning i form af eksempelvis tagrør, hvis rødder kan åbne filteroverfladen op, kan være afgørende for at skabe den tilstrækkelige permeabilitet for nedsivning. Bioturbation som følge af bl.a. regnorme kan ligeledes medvirke til at bryde et tæt overfladelag og forbedre og vedligeholde filterets permeabilitet.

Filteroverfladearealet bør designes så belastningen ikke overstiger $0,1 \text{ m}^3/\text{m}^2 \text{ h}$ i hovedandelen af tiden og helst ikke over $0,5 \text{ m}^3/\text{m}^2 \text{ h}$ periodevis. Dette svarer i praksis nogenlunde til en arealreduktion i forhold til det befæstede areal på ca. en faktor 20, hvis der ikke skal opbygges frit vand over filteret i for store dele af tiden, hvilket vil gøre filteret anaerobt. Hvis der anvendes et vertikalt filter kan filteret med fordel opbygges som en sandwich konstruktion, hvor der i toppen er ca. 10-20 cm relativt groft sand (ca. 1-2 mm korn), underlejret af en blanding af organisk materiale som kompost eller tørv med sand. Der skal stiles efter en hydraulisk ledningsevne på ca. $1-2 \cdot 10^{-5} \text{ m/s}$ (som fint sand, ca. 0,1-0,2 mm korn). Mægtigheden bør være minimum 0,5 m svarende til en samlet opbygningshøjde på 60-70 cm. Et sådan filters hydrauliske kapacitet vil være ca. 50 mm/dag fra en flade, der er 20 gange større end filteret og vil være rimelig effektivt både med hensyn til sorption, filtrering af partikulært bundne stoffer samt nedbrydning i hovedparten af tiden, hvor filteret vil være umættet og aerobt. Afhængig af belastning vil filteret skulle vedligeholdes, eksempelvis ved en regelmæssig harvning af overfladen, hvor filterhuden dannes, samt med lange mellemrum (>10 år) udskiftning af selve filtermaterialet, hvor metaller, PAH og tunge olieprodukter mm. vil ophobes.

4 EKSEMPLER PÅ FILTEROPBYGNING I LAR-ANLÆG

I LAR-anlæg, hvor der nedsives gennem en vegetationsdækket overflade kaldes det øverste biologisk aktive jordlag for filtermuld. Under filtermulden kan vandet sive direkte ned, magasineres i en faskine før nedsivning eller det kan blive opsamlet og afledt til regnvandskloak eller recipient.

Af hensyn til anlæggets hydrauliske funktion er det vigtigt, at filtermulden har en god hydraulisk ledningsevne. Både filtermuldens sammensætning og vegetationsdækket har betydning for denne. Hvis der ledes forurenede regnvand fra f.eks. veje til anlægget, har filtermulden desuden en vigtig funktion som rensemedie, der tilbageholder eller nedbryder den tilførte forurening.

I praksis kan det eksisterende muldlag ofte anvendes som filtermuld, men forhold som høj hydraulisk belastning eller indhold af forurenende stoffer i det tilførte vand kan tale for at udskifte muldlaget.

Følgende parametre kan indgå, når der skal fastlægges en opbygning og sammensætning af filtermuld i regnbede:

- Den hydrauliske belastning af anlægget (oplandsareal i forhold til anlægsareal)
- Regnvandets forureningsgrad
- Slutrecipient for regnvandet og det resulterende rensesbehov.
- Minimum nedsivningsevne gennem filtermulden (normalt mindst 10-5 m/s af hensyn til anlæggets kapacitet)
- Tykkelse af filtermulden og maksimum nedsivningsevne gennem filtermulden for at sikre en vis kontakttid mellem vand og filtermuld
- Sorptionsegenskaber – indhold af organisk stof, ler- og kalkminerale
- Filtermuldens egenskaber som vækstmedie til planter

Nedenstående tre eksempler repræsenterer forskellige opbygninger og sammensætning af filtermulden i tre forskellige regnbede, der håndterer vand fra vejafvanding.

Vejle Kommune:

Regnbedene afvander et opland af parcelhusveje og er dimensioneret, så arealet af regnbedene udgør ca. 5 procent af det areal, de afvander. Filtermulden er opbygget i en tykkelse af 40 cm. Mulden er sammensat af 85 procent vasket sand (0-4 mm), 13 procent kalk (Granufax fra Faxe Kalk) og 2 procent kompost fra en genbrugsstation. Mulden er sammensat for at sikre en god nedsivningsevne og er tilført kalk for at forbedre tilbageholdelsen af tungmetaller.

Det færdige regnbed er bl.a. tilplantet med engelskræs (*Armeria maritima*), der tåler saltning.



Foto 1: Netop udplantet engelskræs i regnbed i Bredballe ved Vejle

København og Brøndby Kommuner:

Regnbedene modtager vand fra vejene i et parcelhusopland og er dimensioneret, så arealet af regnbedene udgør ca. 5 procent af det areal, de afvander. Regnbedene opbygges som "kantstensregnbede" med en opstuvningshøjde på 15 cm oven på filtermulden og en faskine med en dybde på 120 cm under filtermulden. Filtermulden udlægges i et lag på 50 cm tykkelse og tilsås med græs eller et tæt dække af urter.

Filtermulden er opbygget af en standard vækstmuldtilsætning tilsat ca. 10 procent kalk (Granufax fra Faxe Kalk) for at forbedre renseevnen for tungmetaller.

Syddansk Universitet, Odense:

Regnbedene afvander et opland af parkeringspladser og udgør et areal, der svarer til 20 procent af det afvandede areal. Bedene er bygget op med 30 cm filtermuld, der er dækket med græs. Mulden er sammensat med inspiration fra tyske standarder med op til 10 procent ler eller silt, 1 til 3 procent organisk stof og kalk til justering af pH.

4.1 Faskiner med indbygget rensemedie

Flere producenter markedsfører faskiner, hvor magasinvolumen er pakket som et sorptionsfilter med et rensemedie, der er designet til at tilbageholde de opløste forureninger, der findes i regnvandet. Rensemedierne er tilpasset de stoffer, der skal fjernes og kan være mineralske eller organiske og naturlige eller syntetiske.

Fælles for produkterne er, at rensemediets bindingskapacitet med tiden vil blive fyldt op, så mediet skal udskiftes. Og at det tilførte vand skal renses for partikler før det ledes til filteret for at undgå tilklokning af filteret.

5 PRINCIPPER OG BAT – UDFORMNING AF LOKAL NEDSIVNING OG RENSNING AF REGNVAND VED INFILTRATION Gennem JORD

5.1 Principper for BAT

Regnvand kan som beskrevet ovenfor renses, forsinkes og nedsives lokalt ved at udnytte jorden som renseanlæg og ved at indbygge forskellige former for forsinkelse i anlæggene. I områder, hvor nedsivning ikke er muligt eller ønskeligt, kan jorden i samme typer af anlæg udnyttes som filtermedium, så regnvand kan renses og forsinkes lokalt før det afledes til recipient eller kloak.

Der kan ikke anvises en enkelt anlægstype som værende BAT (bedst tilgængelige teknologi) til håndtering af regnvand, da vurderingen af teknologien altid vil afhænge af, hvilke lokale forhold, der gør sig gældende:

- Recipientens følsomhed er afgørende for kravene til forsinkelse og rensning af vandet uanset om vandet nedsives til grundvand eller afledes til overfladerecipient. Således vil der være større behov for både forsinkelse og rensning ved udledning til et lille følsomt vandløb end ved udledning direkte til hav. Og tilsvarende gælder, at der for forskellige grundvandsforekomster er forskel på både følsomheden og de interesser, der er knyttet til ressourcen.
- Mængden og kvaliteten af det tilførte vand er afgørende for kravene til anlæggets magasineringsevne og til anlæggets rensesevne. Således vil tagvand fra små tage som regel have en kvalitet og mængde, der hverken stiller væsentlige krav til forsinkelse eller rensning. Derimod vil vand fra en større parkeringsplads normalt skulle renses før nedsivning eller udledning, samtidig med, at der som regel vil være behov for at forsinke vandet af hensyn til nedsivningsanlæg eller recipient.
- Det eksisterende afløbssystem vil ofte kunne spille sammen med lokale afløbsløsninger som modtager af overløb, forsinket afløb, almindeligt afløb for first flush eller særligt forurenede strømme af regnvand. Ved at indtænke det eksisterende afløbssystem aktivt kan kapaciteten af og mulighederne med de lokale løsninger således øges væsentligt.
- Det tilgængelige areal er afgørende for, hvilke løsninger, det er muligt at etablere og for omkostningerne ved at etablere løsningen.
- Rekreative interesser og lokal natur i lokalområdet er bestemmende for, om der også skal være fokus på at løsningen bidrager med egne kvaliteter som blå eller grøn biotop i byen. Der kan findes yderligere input til valg af den rigtige LAR-metode i Københavns Kommunes LAR-projekthåndbog, hvor nogle iboende egenskaber ved forskellige LAR-metoder er sammenfattet.

5.2 Principper for lokal nedsivning af vand

Regnvand kan nedsives lokalt efter tre principper:

- Ved afledning til grøn overflade, f.eks. rabatten, hvor vandet siver ned
- Ved nedsivning gennem belægningen og vejkassen ved etablering af permeable belægninger
- Ved opsamling og afledning til faskiner f.eks. i forbindelse med vejbrønde.

I det følgende gennemgås de tre principper kort.

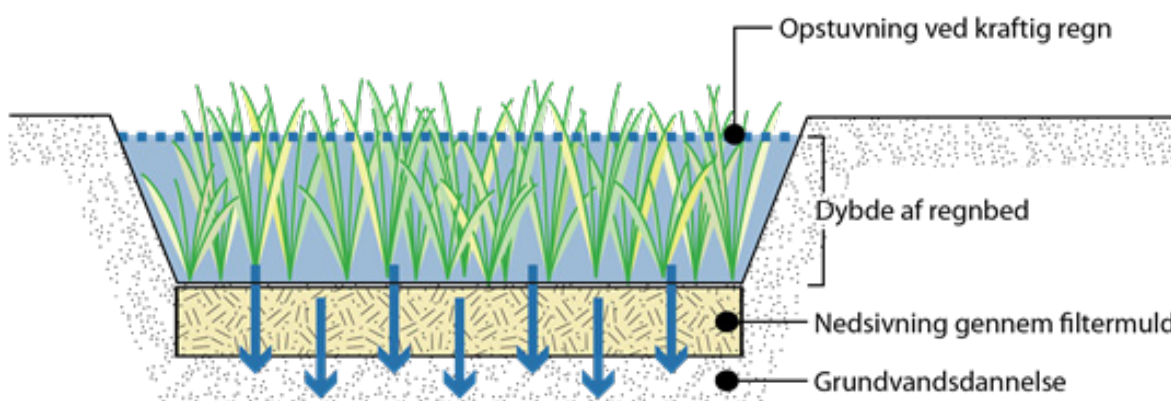
For alle løsninger gælder, at regnvandet, når det har forladt anlægget, siver gennem råjorden og til grundvandet. For vandløbsnære anlæg kan grundvandets strømningsretning være rettet mod vandløbet, så der snarere sker en udledning end en nedsivning.

5.2.1 Nedsivning gennem grøn overflade – regnbede, wadier, mulden regolen, grøfter og rabatter

Figur 1 og 2 illustrerer princippet for nedsivning gennem en grøn overflade. Princippet er det samme for regnbede, wadier, mulden regolen og for nedsivning i grøfter og i rabatter, idet der dog kan være forskelle på, hvordan anlæggets dele er opbygget og dimensioneret.

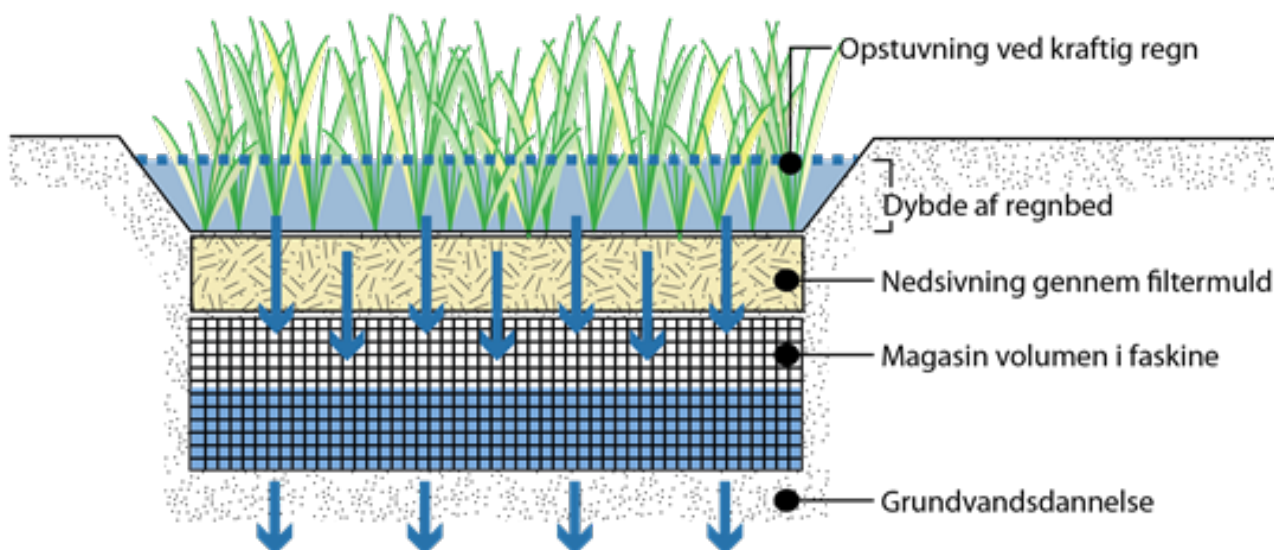
Figur 1 viser anlæggets enkelte dele, hvor dybden af regnbedet er afgørende for magasineringskapaciteten og derved medbestemmende for dimensioneringen af anlægget. Ved udledning af vand til plane overflader som græsplæner eller rabatter, hvor der ikke er udformet et afgrænset opstuvningsvolumen, regnes i dimensioneringssammenhæng med en opstuvningsdybde på f.eks. 2 eller 5 cm.

Nedsivning sker gennem et lag af filtermuld, der kan være sammensat med henblik på optimal rensning eller udgøres af den lokale jord. Filtermulden kan udlægges i forskellige tykkelser i bunden af anlægget og op ad anlæggets sider. Under filtermulden siver vandet gennem den lokale råjord mod grundvandet. Anlæggets hydrauliske kapacitet vil være bestemt af oplandets størrelse, nedsivningsevnen i filtermuld og råjord og af anlæggets forsinkelsesvolumen.



Figur 1: Princip for nedsivning gennem en grøn overflade i f.eks. regnbede, wadier, mulden regolen samt nedsivning i grøfter og rabatter. Anlæggets enkelte dele kan udformes og dimensioneres på forskellige måder.

For at reducere behovet for opstuvning af regnvand på jordoverfladen, kan anlæg til nedsivning af regnvand gennem en grøn overflade udformes med en underliggende faskine, der magasinerer vandet før det siver videre gennem råjorden mod grundvand eller recipient. Denne opbygning forudsætter, at permeabiliteten af filtermulden overstiger permeabiliteten af den underliggende råjord. Dette gælder f.eks. for kunstigt sammensat filtermuld, hvor der ofte arbejdes med permeabiliteter på omkring 10^{-4} m/s. Der kan desuden etableres et overløb, der leder vandet direkte til faskinen, hvis anlæggets øverste magasin bliver fyldt op.



Figur 2: Princip for nedsivning gennem grøn overflade, hvor regnbedets opstuvningskapacitet er forøget ved etablering af en faskine under filtermulden.

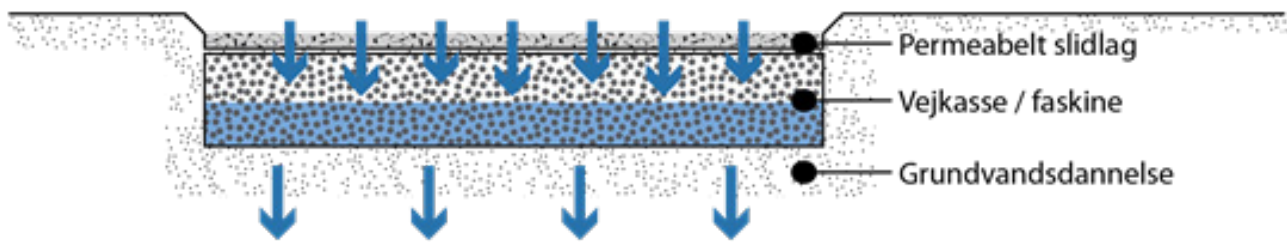
5.2.2 Nedsivning gennem permeable belægninger

Figur 3 illustrerer princippet for nedsivning gennem en permeabel belægning. Princippet er det samme uanset om der arbejdes med græsarmeringssten, grus, permeable stenbelægninger eller drænasfalt. Slidlaget opbygges, så det kan gennemsives af regnvandet, der herefter løber ned i vej-kassen. Vej-kassen, der også skal være permeabel, tjener sammen med hulrum i selve belægningen som magasin indtil vandet siver ned i den underliggende råjord for at ende i grundvandet.

Behovet for og opbygningen af magasin-volumen er afhængig af belægningens anvendelse, råjords permeabilitet og tilledning af vand fra andre befæstede overflader.

Magasin-volumen i vej-kassen kan opbygges som sten-faskiner eller i plastik-kassetter.

Mellem belægning og vej-kasse ligger typisk et lag finkornet afretningsgrus. Dette lag kan principielt suppleres med yderligere lag, der renser ligesom filtermuld i regnbede, idet den biologiske aktivitet dog vil være begrænset. En udskiftning af dette lag forudsætter dog, at belægningen lægges om.



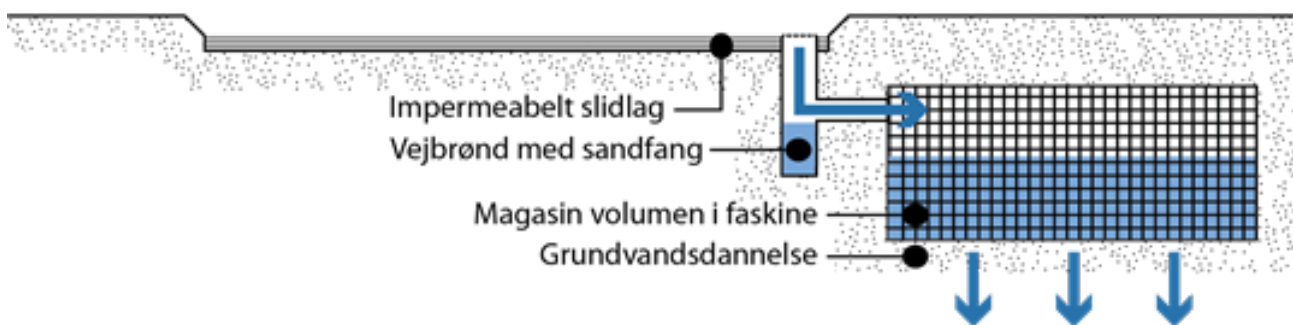
Figur 3: Princip for nedsivning af vejvand gennem permeable belægninger, hvor vandet siver gennem slidlaget og magasineres i vej-kassen indtil det siver ned i den underliggende råjord.

5.2.3 Nedsivning gennem faskine

Figur 4 illustrerer princippet for nedsivning af regnvand gennem en faskine. Regnvandet opsamles fra en impermeabel overflade og afledes gennem en sandfangsbrønd til faskinen, der tjener som magasin volumen og hvor det siver direkte ud i råjorden og videre mod grundvandet.

Faskiner kan dimensioneres og udformes forskelligt, så de afleder vand fra større eller mindre oplande og så de udformes som kassefaskiner eller som drænrør eller bevidst utætte ledninger i regnvandskloakken. Selvom der sker en vis mekanisk rensning af det tilførte vand i sandfangsbrønden, stopper faskiner erfaringsmæssigt til i løbet af en årrække.

I faskineanlæg sker ingen væsentlig rensning før vandet siver ud i råjorden.



Figur 4: Princip for udformning af faskine til nedsivning af regnvand. Vandet renses i en sandfangsbrønd inden det magasineres i faskinen og siver gennem råjorden mod grundvandet.

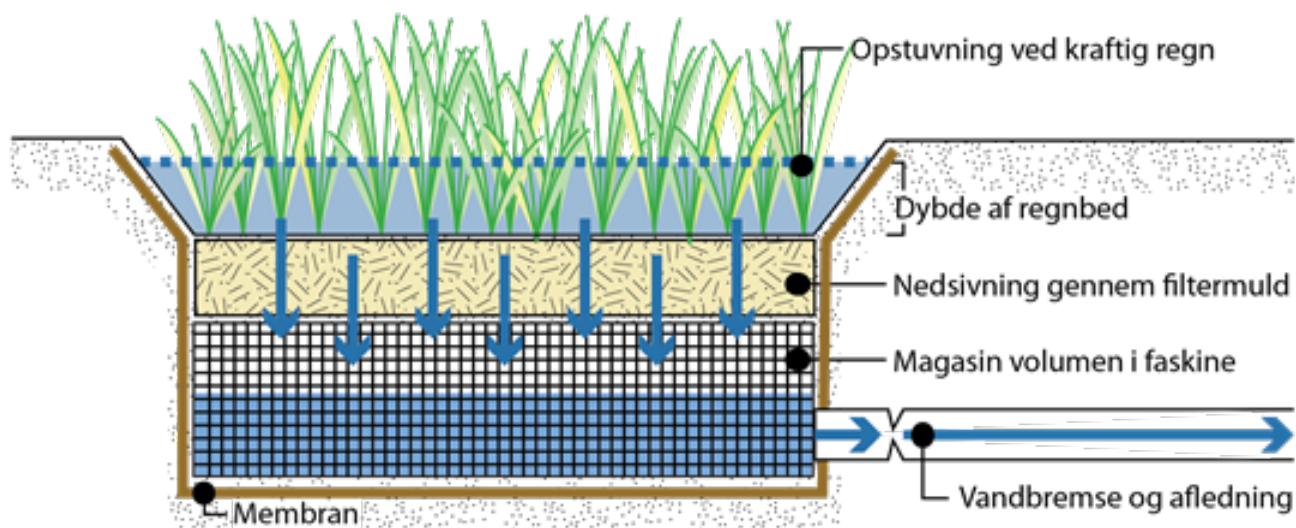
5.3 Principper for lokal rensning af vand ved filtrering gennem overfladen

Nedsivningsløsninger til regnvand kan udformes, så de renses og magasinerer vandet ved filtrering gennem filtermuld med grønne overflader eller permeable belægninger, før det afledes til kloak eller recipient. Dette sker ved at udnytte jordens renssevne og lægge en tæt dug under anlægget og opsamle og aflede det nedsivende vand via et dræn.

Disse løsninger er særligt relevante i områder, hvor nedsivning til grundvand ikke er muligt eller ikke kan accepteres. Løsningerne kan også indpasses i eksisterende fælles eller separatkloakerede områder, hvor det vil løse kapacitets eller kvalitetsproblemer at rense eller forsinke regnvand før afledning til kloak. Løsningerne kan principielt også rense og magasinere vand, der senere skal anvendes til sekundavandformål.

5.3.1 Rensning ved filtrering gennem filtermuld med grøn overflade

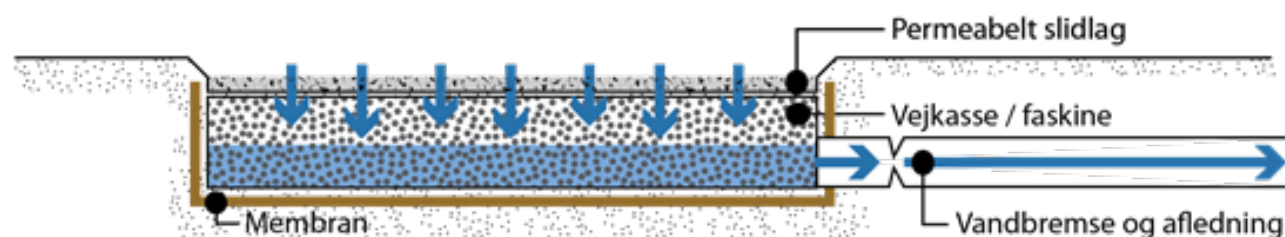
Både regnbede, wadier, mulden regolen og grøfter kan etableres med en tæt membran, der sikrer, at det rensede vand ikke nedsiver til grundvand. Figur 5 illustrerer rensning ved filtrering gennem filtermuld og opstuvning i en faskine under regnbedet.



Figur 5: Princip for udformning af anlæg til rensning og forsinkelse af regnvand ved filtrering gennem en grøn overflade. Det rensede og forsinkede vand kan afledes til recipient eller eksisterende kloak.

5.3.2 Rensning ved filtrering gennem permeable belægninger

Permeable belægninger kan udformes, så nedsivende vand holdes tilbage af en tæt membran under vej-kassen. Anlægget fungerer ved at vandet renses ved gennemsivning af belægning, grus, vej-kasse og eventuelle renselag og magasineres i hulrum i belægningen og vej-kassen. Renset og forsinket vand kan afledes til recipient eller kloak.



Figur 6: Princip for udformning af anlæg til rensning og forsinkelse af regnvand ved filtrering gennem permeabel belægning. Det rensede og forsinkede vand kan afledes til recipient eller eksisterende kloak.

5.3.3 Rensning i indbyggede rensemedier

Rensemedier, der f.eks. tilbageholder tungmetaller og fosfor kan indbygges i lokale nedsivnings- og renseanlæg ved at tilsætte rensemediet til filterjorden eller ved at bruge rensemediet som faskinemateriale. Lige som filterjord vil rensemediets bindingskapacitet med tiden blive opbrugt, hvorefter mediet skal skiftes for at opretholde renseevnen. Som rensemedie kan f.eks. anvendes sand af kalk eller muslingeskaller. Udnyttes rensemediet som faskinemateriale skal vandet være renses ved passage gennem permeable belægninger eller regnbed for at undgå tilstopning.

6 REFERENCER

/REF1/ Vollertsen, J (2011): Baggrundsnotat: Våde bassiner til rensning af separat regnvand, Jes Vollertsen, Thorkild Hvitved-Jacobsen, Asbjørn Haaning Nielsen

/REF2/ Larsen, T. H. (2011): Baggrundsnotat: Risiko ved nedsivning og udledning af separatkloakeret regnvand

/REF3/ Miljø og Ressourcer (2004): Langsomfiltreres effekt på drikkevands biostabilitet – Litteraturudredning udarbejdet af Orbicon for Københavns Energi.

/REF4/ Vollertsen, J, Lange, K.H., Pedersen, P., Hallager, P., Bruus, A., Lausten, V., Bundesen, W., Brix, H., Nielsen, A.H., Nielsen, N.H., Wium-Andersen, T., Hvidtved-Jacobsen (2009): Monitoring the startup of a wet detention pond equipped with sand filters and sorption filters. *Water Science and Technology*, 60.4, 1071-1079.

/REF5/ Vollertsen et al (2009): Task E, 5th delivery: Final report (English) on the environmental and technical performance of the treatment unit processes. EU-LIFE: TREASURE LIFE06 ENV/DK/000229.

/REF6/ Claytor, R.A., Schueler, T.R. (1996): Design of Stormwater Filtering Systems. Prepared for the Chesapeake Research Consortium., Maryland, USA.

txt

txt