

Filterjord – erfaringer og status i DK 2019

Marina Bergen Jensen, Helle Markussen og Peter Engelund Holm

Titel

Filterjord – erfaringer og status i DK 2019

Forfattere

Marina Bergen Jensen, Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning, KU

Helle Markussen, Institut for Plantevidenskab og Miljø, KU

Peter Engelund Holm, Institut for Plantevidenskab og Miljø, KU

Bedes citeret

Jensen, M.B., Markussen, H. og Holm, P. E. (2019): Filterjord – erfaringer og status i DK 2019. IGN Rapport, december 2019, Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning, Frederiksberg. 47 s. ill.

Udgiver

Københavns Universitet

Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning

Rolighedsvej 23

1958 Frederiksberg C

ign@ign.ku.dk

www.ign.ku.dk

Ansvarshavende redaktør

Claus Beier

ISBN

978-87-7903-823-3

Layout omslag

Jette Alsing Larsen

Forsideillustration

Marina Bergen Jensen

Publicering

Rapporten er publiceret på www.ign.ku.dk og www.klimatilpasning.dk

Gengivelse er tilladt med tydelig kildeangivelse

Skriftlig tilladelse kræves, hvis man vil bruge instituttets navn og/eller dele af denne rapport i sammenhæng med salg og reklame

Forord

Nærværende notat er udarbejdet i regi af udviklingsprojektet 'Filterjord version 2.0', under Vand i Byer netværket, der også har stået for finansiering. Notatet samler op på danske erfaringer med brug af filterjord og giver et overblik over udbredelsen af filterjordsanlæg i Danmark. Det er baseret på eksisterende rapporter, samt på spørgeskema udfyldt af aktører i Vand i Byer netværket.

Forfatterne bag notatet er af Marina Bergen Jensen, Helle Marcussen og Peter E. Holm, alle KU. Vi vil gerne sige stor tak til alle, der har bidraget ved at udfylde spørgeskema. Der skal også lyde en særlig tak til følgende personer for at bidrage med konstruktive kommentarer til rapporten og fremskaffelse af materiale: Simon Toft Ingvertsen, Karin Cederkvist, Peter Bassø Duus, Ivar Felsager Rosendal, Anne Mette Dahl Jensen, Yngve Juul de Voss, Lisbet Gervin, Morten Ejsing og Martin Macnaughton. Vi vil også gerne sige tak til landskabsarkitektstuderende Cecil Olausson for hjælp til udarbejdelse af illustrationer. Det er alene forfatterne der står bag det videnskabelige indhold.

Resumé

Filterjord benyttes udbredt i LAR-løsninger som et renseselement, typisk til rensning af vejvand før nedsivning. Det består af en optimeret jordblanding udlagt i en vis tykkelse. Partikler fanges ved filtration og danner efterhånden et sedimentlag øverst, mens opløste forureninger tilbageholdes ved sorption til overfladen af filterjordens bestanddele. I filterjorden kan der ske en biologisk nedbrydning af visse organiske forureninger, mens tungmetaller og vanskeligt nedbrydelige organiske forureninger vil akkumulere, og indebære at filterjorden helt eller delvis skal udskiftes efter en årrække. Levetiden af filterjord afhænger dels af forureningstrykket i området, dels af hvor stort et opland (vejareal), der er tilkoblet anlægget. Bortkørt filterjord skal håndteres som forurenede jord. Filterjord har ingen effekt på klorid (Cl⁻), og vejsalt (NaCl) vil derfor passere igennem. Generelt er filterjord yderst effektivt til tilbageholdelse af partikler (suspenderet stof) og kan også reducere indholdet af tungmetaller og organiske mikroforureninger som f.eks. PAH'er og pesticider til et lavt niveau. Der er dog set udvaskning af fosfor fra filterjord.

Ved anlæg i grønne områder, parker og baggårde bør den eksisterende jord så vidt muligt benyttes, og blot justeres ved iblanding af sand, kalk og kompost efter anbefalingerne for filterjords sammensætning. Ved anlæg på vejarealer og andre områder, hvor den oprindelige jord allerede er fjernet, eller jorden er forurenede, er det nødvendigt at køre jord ind, eksempelvis uforurenede jord fra depot. Det er vigtigt, at filterjord er vegetationsdækket, for at forhindre tilstopning. Her er græs mest effektivt fordi græssets trævlerødder kontinuerligt modvirker tilstopning. For at sikre maksimal udnyttelse af filterjordens renskapacitet skal det fysiske anlæg udføres omhyggeligt, med fokus på jævn fordeling af vandet over filterjorden, god plads til magasinering af vandet og forhindring af bypass-strømning (præferentiel strømning) langs anlæggets kant, overløbsrør, gamle pælerødder m.v. Det centrale spørgsmål ved drift af filterjordsanlæg er, hvornår filterjorden skal udskiftes og i givet fald til hvilken dybde. Udskiftning bør senest ske, når indholdet af tungmetaller og/eller kulbrinter når et kritisk niveau, eksempelvis forureningsklasse 3 efter Region Sjællands vejledning for håndtering af forurenede jord, evt. allerede ved forureningsklasse 2, der tillader flere efterfølgende anvendelsesmuligheder af den fjernede jord. Eftersom akkumuleringen er størst i toppen vil udskiftning af de øverste 5-10 cm sandsynligvis være tilstrækkeligt. Data fra analyse af tyske filterjords-anlæg langs veje indikerer, at en levetid på over 20 år ikke er urealistisk.

Der er i regi af nærværende projekt registreret i alt 29 projekter i danske kommuner hvor filterjord indgår, typisk i flere bede i hvert projekt. I alle tilfælde benyttes filterjord til rensning af vejvand. I de fleste tilfælde benyttes en filterjord sammensat i stil med de tyske filterjorde, men der er også afvigelser, eksempelvis er kalkblandet grus benyttet i mindst et tilfælde. Recipienten for det rensede vand er i et enkelt tilfælde en sø, ellers er der tale om nedsivning til grundvand. De fleste bede er anlagt vandret, men der er også terrasse-rede bede. Ved fremtidige anlæg bør der være skærpet opmærksomhed omkring anlægskoter, risiko for bypass, udformning af forbassin, valg af sammensætning og valg af vegetation.

Indholdsfortegnelse

Forord	3
Resumé	4
Indholdsfortegnelse.....	5
1. Introduktion.....	7
2. Historik og terminologi.....	8
2.1 Filterjord som renseelement i LAR-anlæg er opfundet i Tyskland	8
2.2 Hedder det filterjord eller filtermuld?.....	9
3. Filterjords sammensætning og fremstilling.....	10
3.1 Anbefalet sammensætning	10
3.2 Fremstilling	13
4. Rensefunktion.....	15
4.1 Rensemekanisme per stofgruppe og faldgruber	15
4.1.1 Suspenderet stof.....	15
4.1.2 Tungmetaller	15
4.1.3 Opløste organiske forureninger	16
4.1.4 Opløste næringssalte.....	16
4.1.5 Sygdomskim.....	16
4.1.6 Salt (NaCl)	17
4.2 Øvrige aspekter omkring resemekanismer	18
4.2.1 Dybde.....	18
4.2.2 Hydraulisk ledningsevne.....	18
4.2.3 Vegetation	18
4.2.4 Undgå præferencestrømning (bypass).....	19
5. Dokumentation for reseeffektivitet	19
5.1 Metoder til dokumentation af filterjords reseeffektivitet	19
5.1.1 Indsamling af prøver under regn.....	19
5.1.2 Tilsætning af cocktail	20
5.1.3 Intakte jordsøjler i laboratoriet	20
5.2 Vurdering af kvalitet af udløbsvand	20
5.3 Danske målinger af filterjords reseeffektivitet.....	23
5.2.1 Trug ved Syddansk Universitet, samt kantstensbed på Lindevang og Møllebakken	23
5.2.2 Vejbed i Bredballe.....	25

5.2.3 Øvrige analyser af filterjords renseeffektivitet	27
6. Anlæg af bede med filterjord	29
6.1 Dimensionering	29
6.2 Drift og vedligehold	29
6.3 Eksempler på anlægskonstruktioner og anlægsovervejelser	30
6.3.1 Eksempler på anlægskonstruktioner	30
6.3.2 Anlægstekniske overvejelser for optimal hydraulik	36
6.3.2 Øvrige aspekter	40
7. Status på udbredelse af anlæg med filterjord i Danmark	41
8. anbefalinger	45
9. Litteraturliste	46

1. Introduktion

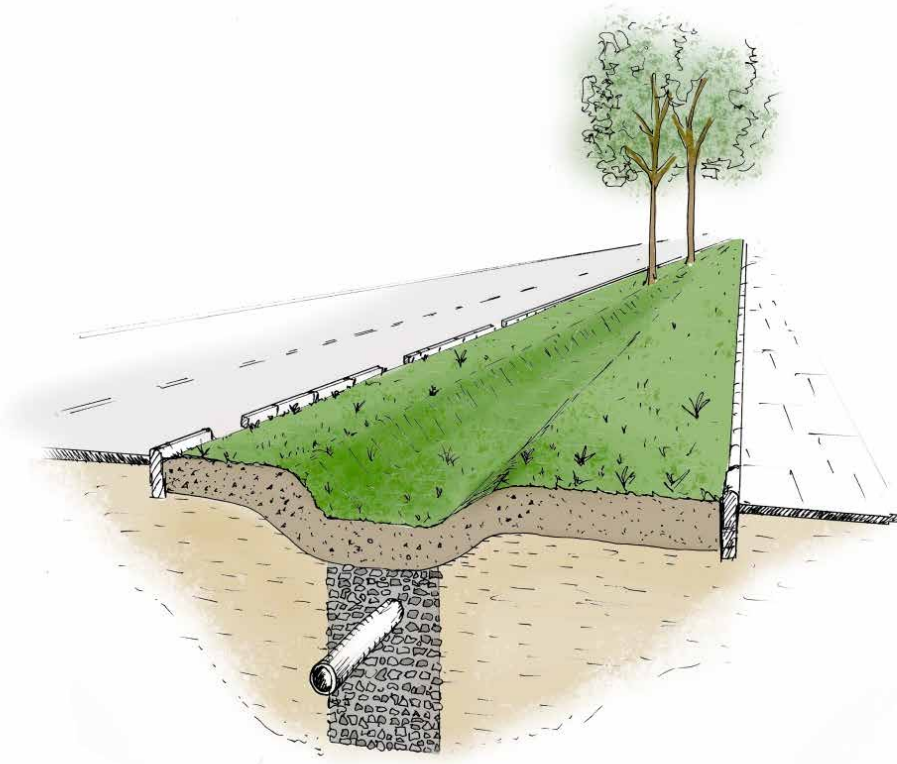
I tilpasningen af danske byer til et klima præget af voldsommere nedbør og hyppigere tørke er Lokal Afledning af Regnafstrømning (LAR) en mulighed. Her håndteres afstrømningen tæt på det sted den opstår (kilden), og primært ved nedsivning og fordampning, hvorved byens robusthed over for tørke øges. Sekundært benyttes forsinkelse og udledning. Desværre er byens overflader ikke rene. Regnafstrømning kan derfor indeholde forurenende stoffer, både organiske og uorganiske og på såvel opløst som partikulær form (Cederkvist, Jensen og Holm, 2017a). For at beskytte grundvand og overfladerecipienter vurderer miljømyndighederne i flere tilfælde, at det er nødvendigt at foretage rensning af regnafstrømningen før nedsivning eller udledning kan tillades. En mulig renseløsning er filtrering gennem en optimeret jordblanding, såkaldt filterjord. Ideen til filterjord stammer fra Tyskland, og har siden ca. 2011 fundet stigende anvendelse i Danmark. Generelt vurderes renseseffektiviteten at være god, men lækage af især fosfor kan være et problem ved udledning til søer og andre ferske recipienter. Der er også set enkelte andre stoffer i udløbsvandet. Vejsalt (NaCl) fra vintervedligeholdelse af gang- og vejarealer udgør en udfordring for vejbede, idet det ikke kan tilbageholdes og tilmed er skadeligt for vegetationen i bedet.

Formålet med nærværende notat er at give en samlet fremstilling af vores viden om filterjord, herunder begrundelse for anbefalet sammensætning og dokumenteret renseseffektivitet. Formålet er desuden at give en status for brugen af filterjord i Danmark, herunder de forskellige typer af anlæg, som filterjord ses indbygget i.

2. Historik og terminologi

2.1 Filterjord som renseelement i LAR-anlæg er opfundet i Tyskland

Ideen til filterjord stammer fra Tyskland, hvor man typisk indbygger filterjord i vadier, der på tysk går under betegnelsen Mulden-Rigolen-Systeme. Beskrivelser af de tyske systemer daterer sig tilbage til 1992 (Grotehusmann, Khelil, Sieker, og Uhl, 1992). En vadi, der på dansk bedst kan oversættes til 'trug-faskine', består helt enkelt af et trug over en infiltrationsrende, som vist i figur 1. I truget indbygges filterjord. Vejbede, eller kantstensbede, der benyttes som LAR-element til håndtering af vejvand, kan opfattes som en kort variant af vadien. Fra Tyskland har ideen bredt sig, og nåede omkring 2008 til Danmark i regi af 2BG-projektet, hvor forskere fra KU undersøgte virkningen af de tyske filterjorde via feltmålinger og laboratorieforsøg på intakte filterjordskolonner (Ingvertsen, Cederkvist, Jensen and Magid, 2012a og b). De første fuldskalaeksemplarer blev anlagt i Danmark i 2011 i form af vejbede med filterjord. I engelsksproget litteratur omtales filterjord som "filter soil", "engineered soil" eller "filter media".



Figur 1: Vadien, eller 'trug-faskinen', består af et trug, dvs. en fladbundet grøft, placeret over en infiltrationsrende. Jorden i truget fungerer som filter, der tilbageholder forurening fra det indkommende vand i takt med at vandet passerer jordlaget. Jordlagets sammensætning skal optimeres, så rensfunktion og hydraulisk ledningsevne er tilpas. I infiltrationsrenden kan det rensede vand magasineres og herfra langsomt sive ind i den omkringliggende jord. Infiltrationsrenden kan eventuelt forsynes med et lille dræn i en passende dybde, der sikrer at truget tømmes i tilfælde af langsom infiltration eller periodevis højtstående grundvand.

2.2 Hedder det filterjord eller filtermuld?

Af og til benyttes betegnelsen filtermuld i stedet for filterjord. Dette kan dog ikke anbefales, da muld betegner en mineraljord med et pænt indhold af organisk stof, udviklet over lang tid under naturlige forhold. Det øverste mørkebrune jordlag, som man typisk støder på under gravearbejde i haver, parker, marker og skove, er det vi kalder muldjord eller blot muld. Det ligger i naturlig lejring og indeholder hovedparten af planternes rødder samt jordbundsfaunaen, og er afgørende for jordens egenskaber som dyrkningsmedie. Selve ordet muld hentyder til indholdet af organisk stof (humus). Da filterjord som oftest må fremstilles, enten ved justering af den lokale (muld-)jord eller jord fra depot, er der sjældent tale om muldjord. Derfor er det mest korrekt at benytte betegnelsen filterjord.

3. Filterjords sammensætning og fremstilling

Filterjord er en homogen jordblanding beregnet til rensning af forurenede regnafstrømning. Stort set enhver jord kan justeres til at fungere som filterjord, og i nogle tilfælde vil jorden allerede i udgangspunktet overholde anbefalede specifikationer. Det vil typisk være tilfældet for jordbundstyperne 'grov lerblandet sandjord' og 'fin lerblandet sandjord', henholdsvis JB nr. 3 og 4 i dansk landbrugs klassificeringssystem (Marcussen, 1990).

3.1 Anbefalet sammensætning

Der findes ingen officielle krav til hvordan filterjord skal sammensættes. Med udgangspunkt i anbefalinger fra Tyskland har Københavns Universitet udarbejdet en anbefaling til filterjord under danske forhold. Denne er gengivet i tabel 1 sammen med begrundelsen for anbefalingen. I næste afsnit forklares nærmere hvordan justering af jord i praksis kan foretages.

Tabel 1: Anbefalinger til filterjords sammensætning under danske forhold og begrundelse herfor. Modificeret efter anbefalinger fra 2015 (Ingvertsen, Cederkvist og Jensen, 2015a), der igen er baseret på en tysk vejledning, DWA -A138E fra 2005.

Parameter	Specifikation	Begrundelse
Renhed	Jorden skal være ren, eller næsten ren i udgangspunktet	Derved sikres en vis kapacitet til ophobning af ikke nedbrydelig forurening. Til vurdering af jordens renhed kan f.eks. benyttes Sjællandsvejledning, og her kræve Klasse 0 eller 1 (Region Sjælland, 2001).
Ler (og silt)	Det samlede indhold af ler og silt bør ligge på mindst 5 % og højst 10 % (vægtprocent).	Ler defineres her som den del af mineraljorden, der har en partikeldiameter på mindre end 0,002 mm. Ler og i mindre grad silt (<0,020 mm) består overvejende af lagdelte silikatminerale som kan binde forurenende stoffer, især positivt ladede tungmetal-ioner, og udgør den reaktive del af mineraljorden. I lerfraktionen findes også metaloxider, se nedenfor. Lerindholdet må ikke være højere, idet jordens hydrauliske ledningsevne da bliver for lav. Hvis udgangsjorden er for sandet iblandes ler. Et vist lerindhold sikrer desuden vandholdende evne og dermed vegetationens trivsel.
Organisk stof	1 og 3 % (vægtprocent)	Organisk stof i jord består primært af humus, der er stabilt eller langsomt nedbrydeligt, og sekundært af levende og døde mikroorganismer, dyr og planter, der er ustabil og nedbrydeligt. Dannelsen af humus er kompleks og langsom. Humus er kendetegnet ved at udgangsmaterialet ikke kan erkendes (helt omdannet). Humusindholdet har stor betydning for jordens evne til at binde en bred vifte af forurenende stoffer. Metaller tilbageholdes både via kovalente bindinger til funktionelle grupper (syrer, fenoler og aminer) og elektrostatisk, da det organiske materiale er negativt ladet. Olieforbindelser, PAHer, phtalater og mange pesticider er hydrofobe stoffer med lav opløselighed i vand, og disse stoffer har høj affinitet for humus. Er humusindholdet for lavt kan der suppleres med velomsat kompost, der har mange af de samme egenskaber som humus. Et vist indhold af organisk stof forbedrer ligesom lerindholdet jordens vandholdende evne. Det er vigtigt, at der er tale om velomsat kompost og at mængden ikke er for stor, for ellers stiger risikoen for udvaskning af såvel fosfor (P) som organiske ligander, der kan trække tungmetaller med ud.
pH	6,5 – 7,5 (8)	pH-værdien er vigtig for jordens evne til at binde forurenende stoffer. Mest udtalt er det for tungmetaller, som for de flestes vedkommende binder bedst ved en pH-værdi omkring det neutrale eller derover. Modsat metallerne vil udvaskning af organisk stof stige med stigende pH, hvorfor en pH på maks. 7,5 bør tilstræbes. For optimal plantevækst skal pH helst ikke overstige pH 7,5, da tilgængeligheden af forskellige næringsstoffer da reduceres. Specifikt gælder for græsser at de foretrækker pH 6 – 6,8. Ved for lav pH iblandes kalk. Ved overskud af kalk ender pH i jordvæsken dog på omkring 8, hvorfor det kan være svært at holde pH på maks. 7,5 – se yderligere i næste afsnit.

Metal-oxider	Et vist indhold af jern- og aluminiumsøxider er en fordel	Jern, mangan- og aluminiumsøxider findes naturligt i jordens lerfraktion (<0,002 mm) og binder effektivt metaller, fosfat og nogle vandopløselige organiske forbindelser. Der har dog ikke været meget fokus på disse metaloxiders rensningseffekt i filterjord i den hidtidige forskning. Det er blevet foreslået, at indholdet af jern-oxider i filterjord kan øges, f.eks. ved tilsætning af uforurenede okkerslam fra vandværker, ligesom der har været gennemført forsøg med aluminiumscoatet sand (Ingvertset et al., 2016).
Dybde	Min. 0,3 m og gerne op til 0,5 m	Dybden (lagtykkelsen) bestemmer sammen med den hydrauliske ledningsevne, hvor lang tid vandet er i kontakt med filterjorden. En dybere jord giver længere kontakttid og større rensningskapacitet. En vis dybde er også væsentlig for planternes rodudvikling. Omvendt giver det ikke mening at udlægge til større dybde, da sorptionsprocesser er relativt hurtige, og der derfor ikke opnås bedre rensning. Risiko for præference-strømning (bypass/kortslutning) kan næppe forhindres med større dybde, se senere.
Mættet hydraulisk ledningsevne, K_{sat}	Mindst 10^{-5} m/s og højst 10^{-4} m/s (0,0001 – 0,00001 m/s)	Det er vigtigt, at jorden er tilpas gennemtrængelig for vandet. Hvis den mættede hydrauliske ledningsevne er for høj, f.eks. 10^{-3} m/s, bliver kontakttiden for kort til at rensningsprocesserne kan nå at finde sted. Hvis den er væsentligt lavere, f.eks. 10^{-6} m/s, bliver anlægget for ineffektivt, og lægger beslag på unødigt store overfladearealer.. Med et ler- og siltindhold på 5-10 % og en homogen opblanding vil K_{sat} normalt have i det ønskede interval. Ved for lav K_{sat} iblandes sand.
Homogenitet	Jorden skal være homogent opblandet	Herved sikres, at reaktive overflader er jævnt fordelt. Samtidig sikres, at vandet passerer ensartet igennem jorden under udskiftning af alt gammelt vand, såkaldt stempelstrømning.
Vegetation	Filterjord skal være vegetationsdækket	Vegetationens primære rolle er at forhindre erosion, der især er et problem ved indløb, samt at forebygge tilstopning, hvilket ellers typisk vil ske i takt med at partikulært materiale fra det indkommende vand akkumuleres på overfladen. Røddernes kontinuerte vækst er her afgørende. Bedst er vegetation med tæppedannende, krybende vækst, med trevlerødder, og gerne udløbere. Planter med pælerødder kan forårsage præferencestrømning og bør undgås. Græs er ideelt. Vegetationen kan derudover spille en æstetisk rolle og fremme biodiversitet. Desuden er det velkendt, bl.a. fra studier af fytoremedieringsteknologier, at vegetation fremmer nedbrydningen af visse organiske forureninger ved at stimulere mikroorganismer knyttet til rodzonen. Egentlig optag af forurening i planter, eksempelvis optag af tungmetaller, spiller ikke nogen afgørende rolle for rensningsfunktionen, idet processen går for langsomt, og i øvrigt ville kræve at vegetationen løbende fjernes.

3.2 Fremstilling

Hvis der findes jord på stedet, bør denne anvendes; alternativt må der tages udgangspunkt i uforurenet jord fra depot. I begge tilfælde justeres jordens sammensætning, indtil specifikationerne nævnt i Tabel 1 er opnået (Figur 2). Som alternativ til jord fra depot kan der indkøbes færdigblandet filterjord fra producent.



Figur 2: Fremstilling af filterjord på stedet. Oprindelig muldjord fra tidligere landbrugsareal opblandes med sand for at justere hydraulisk ledningsevne. Kilde: Københavns Universitet, 2015.

pH: Hvis pH er for lav justeres ved tilsætning af jordbrugskalk, der er hurtigt opløseligt. Hvor meget, der skal benyttes, afhænger af, hvor meget pH skal hæves, og jordens bufferkapacitet. pH måles i en opslemning af jord og 0,01 M calciumchlorid (CaCl_2) vandig opløsning, i vægtforholdet 1 del jord til 2,5 dele væske, ved brug af pH-meter eller pH-strips (Landbrugsministeriet, 1988). Filterjord er at sammenligne med lerblandet sandjord (jordbundstype 3 og 4), hvor der i landbruget kræves 0,5 – 1 ton kalk pr. hektar for at hæve pH med 0,1 enhed. Hvis der regnes med 0,2 m muldlag, svarer det til, at der skal bruges 0,25 – 0,5 kg kalk pr. m^3 filterjord for at hæve pH 0,1 enhed. Det skal bemærkes, at der også kan iblandes en kalk, der kun går langsomt i opløsning, dvs. over mange år, eksempelvis bryozokalk. En sådan kalkform kan opfattes som en selvstændig sorbent, og ikke kun pH-justerende. Hård kalk kan bidrage til at sorbere opløste forureninger. Den tilførte kalk vil dog over tid gå i opløsning, og kalk må derfor aldrig være den eneste sorbent, men bør kun opfattes som en hjælpesorbent. Derudover skal man være opmærksom på, at den ligevægt, der indstil-

ler sig mellem calcium-carbonat opløst i jordvæsken og på fast, ligger på omkring pH 8,2, hvilket er lidt for højt i forhold til optimal pH, jf. Tabel 1. Summa summarum er det mest optimalt at justere pH til omkring 7 ved brug af letopløselig jordbrugskalk, og efterfølgende, med års mellemrum, at måle pH, og evt. udstrø en ny portion, hvis pH falder til under 6,5.

Ler: Ler har kornstørrelse (partikelstørrelse) under 0,002 mm. Kan indkøbes fra grusgrav. Hvis jorden er for sandet kan der alternativt blandes med lerholdig jord fra depot.

Sand: Sand har kornstørrelse 0,02 – 2 mm. Kan indkøbes fra grusgrav. Sand benyttes til at gøre en tung, lerholdig jord tilpas porøs, og dermed justering af hydraulisk ledningsevne.

Organisk stof: Hvis jordens naturlige humusindhold er for lavt må der iblandes organisk stof. Den mest oplagte kilde er her kompost. Det er ekstremt vigtigt at den benyttede kompost er velomsat og dermed har lang levetid i filterjorden. Hvis der benyttes ufuldstændigt omsat organisk materiale vil der udvaskes næringsstoffer, herunder fosfor, og små organiske syrer, der kan kompleks-binde tungmetaller og dermed trække dem med ud af filterjorden. Normalt vil en mindst tre år gammel kompost være velegnet. Det er desuden vigtigt, at der under komposteringsprocessen er opnået så høje temperaturer, at ukrudtsfrø har mistet spireevnen. Dette vil normalt være tilfældet ved brug af kompost produceret professionelt.

Moden jord versus konstrueret/forstyrret jord: Jord konstrueret ved sammenblanding af forskellige størrelse- eller mineralfraktioner vil være ustabil og kræve tid for at der kan ske den rette indlejring og sammenkitning/aggregering af partiklerne, der gør at jorden "sætter sig". Det samme vil være tilfældet ved bearbejdning af jord i naturlig lejring, idet aggregater brydes, og overflader, der har ligget skjult i mange år, eksponeres. Man må derfor altid forvente, at der kan ske en vis udvaskning af fine partikler og opløst organisk stof i den første tid efter udlægning.

Faldgruber: I dette afsnit er anbefalinger til sammensætning og fremstilling af filterjord forklaret. Der er dog også en række faldgruber, det er vigtigt at være opmærksom på. De vigtigste af disse er nævnt i afsnit 4.1.

4. Rensefunktion

Filterjord har til formål at rense forurenede regnafstrømning og derved beskytte det miljø, der i sidste ende modtager byens regnafstrømning. Æstetik, biodiversitet, mindsning af varmeøeffekt (urban heat island effect), osv. er alt sammen vigtige øvrige formål, men i situationer, hvor forskellige formål modarbejder hinanden, bør rensfunktionen prioriteres.

Regnafstrømning fra byer kan indeholde forurenende stoffer såsom metaller, mineralsk olie, polyaromatiske hydrocarboner (PAH'er) og pesticider, ligesom der kan være patogener (sygdomskim) og salt (NaCl). Der vil desuden altid være et større eller mindre indhold af suspenderet stof, dvs. organiske og uorganiske partikler opslemmet i vandet (Cederkvist, Jensen og Holm, 2017a). Princippet i filterjord er, at regnafstrømningens indhold af suspenderet stof tilbageholdes ved filtration, mens opløste forureninger tilbageholdes ved sorption i så høj grad, at restindholdet kan tillades nedsivet til grundvandet eller udledt til overfladerecipient via dræn. Herudover er det afgørende, at der opnås god hydraulisk kontakt i tilpas lang tid mellem det indkommende vand og filterjordens overflader. Vandet skal strømme jævnt gennem filterjordslaget under udskiftning af alt gammelt vand, dvs. stempelstrømning. Præferentielle strømningsmønstre, hvor dele af det strømmende vand løber gennem større kanaler eller sprækker, og derved forbipasserer filtermaterialet ("kortslutning"), skal undgås. Organiske forureninger tilbageholdt i filterjorden kan over tid, og mere eller mindre effektivt, nedbrydes mikrobielt og omdannes til uorganiske forbindelser i form af salte og CO₂, mens uorganiske forureninger (tungmetaller) og svært nedbrydelige organiske forureninger vil akkumulere og indebære, at filterjorden på et tidspunkt skal udskiftes helt eller delvist. Salt, der anvendes til saltning af veje, NaCl, kan ikke tilbageholdes.

4.1 Rensemekanisme per stofgruppe og faldgruber

Her gennemgås de mekanismer i filterjorden, der kan bidrage til fjernelsen af diverse forureningskomponenter i regnafstrømning. Desuden gøres opmærksom på nogle oplagte faldgruber.

4.1.1 Suspenderet stof

Suspenderet stof, ofte forkortet SS, fjernes ved fysisk frafiltrering, også kaldet straining. Filteret består af de fine porer, der opstår mellem partiklerne i filterjorden. Sammen med suspenderet stof fjernes den del af de øvrige forurenende stoffer, der er bundet hertil, dvs. det såkaldte partikulært bundne eller 'ikke opløste' stof. Porestørrelsen mellem partiklerne i filterjorden skal være så lille, at afstrømningens indhold af finpartikulært materiale ikke kan passere igennem. Dette vil være tilfældet hvis anbefalingerne til ler, organisk stof og hydraulisk ledningsevne følges.

Faldgrube: Hvis filterjorden sammensættes af mere grusede materialer, kan finpartikulært suspenderet stof, og forurening knyttet hertil, passere igennem filterjorden.

4.1.2 Tungmetaller

Opløste uorganiske forureninger, dvs. tungmetaller på ionform, fjernes ved sorption til sorbenter, primært lermineraller, metal-oxider, og organisk stof. Over tid kan der ske en dybere migration via mikroporer, hvor tungmetallet trænger længere ind i det sorberende materiale og bliver fikseret, således at det kun vanskeligt kan afgives igen. Positivt ladede metal-ioner som Zn²⁺, Cu²⁺, og Pb²⁺, og Cr³⁺ kan sorberes via ionbindinger til de negativt ladede lermineraller og negativt ladede funktionelle grupper i det organiske stof, samt via stærke kovalente bindinger til andre dele af det organiske stof, samt til metal-oxider af jern, aluminium

og mangan. De kan også sorberes til kalk, men eftersom kalk over tid kan opløses, bør kalk ikke benyttes alene. Kalk kan være fint til at fange forureningen under vandets passage. Det er dog vigtigt at de tilbageholdte metaller kan sorberes til andre sorbenter ud over kalk, så en mere stabil sorption opnås over tid. Her kan migration ind i jordaggregater være en vigtig faktor. Tungmetaller kan ikke nedbrydes, og det vil derfor typisk være dem, der vil udløse krav om udskiftning af filterjord. For Cr gælder, at det også kan optræde på anionform, såkaldt kromat (CrO_4^{2-} , også betegnet CrVI). I jorden forventes kromat dog hurtigt at reduceres til CrIII, der som nævnt villigt sorberer og udfælder (Cederkvist, 2012).

Faldgrube: Hvis der alene benyttes eksempelvis sand, kalk og kompost, og ler og metal-oxider dermed udelades, er der en risiko for at kalken efterhånden går i opløsning og komposten nedbrydes. Resultatet er at forureningen kun tilbageholdes midlertidigt, og i sidste ende frigives til miljøet. Det er derfor vigtigt også at inkludere sorbenter, der ikke nedbrydes inden for anlæggets levetid, dvs. ler og metal-oxider, jf. kriterierne angivet i Tabel 1.

4.1.3 Opløste organiske forureninger

Opløste organiske forureninger, ofte refereret til som organiske mikroforureninger, fjernes ved sorption til sorbenter, der især udgøres af filterjordens indhold af organisk stof (humus, kompost). Over tid kan mange organiske forbindelser nedbrydes mikrobielt og af sollys (fotolyse). Gruppen af organiske mikroforureninger er stor, og indeholder bl.a. PAH'er, pesticider og phtalater. De er generelt hydrofobe og sorberer derfor til filterjordens indhold af organisk stof. Under de rette betingelser kan en del forbindelser nedbrydes fuldstændig til salte og CO_2 . Det vil derfor sjældent være indhold af organiske forureninger, der foranlediger udskiftning.

4.1.4 Opløste næringsalte

Næringssaltene N og P optræder på opløst form i regnafstrømning som nitrat-N (NO_3^-) ammonium-N (NH_4^+) og fosfat-P (HPO_4^{2-}). N-forbindelserne forekommer i forholdsvis lave koncentrationer og vil næppe kunne udgøre et problem i hverken grundvand eller overfladevand, og er desuden letomsættelige i jordplantemiljøer, hvor de under aerobe forhold vil indbygges i den levende biomasse, ikke mindst vegetation. Fosfat er til gengæld et problem, hvis det udledes til ferskvandsrecipienter, især søer, hvor fosfor kan udløse algeopblomstring. Filterjords evne til at sorbere og fastholde fosfor er vigtigt. Heldigvis er fosfor reaktivt og binder til især metal-oxiderne i jorden, ved neutral til basisk pH.

Faldgrube: Uomsat kompost vil frigive fosfor. Hvis der benyttes landbrugsjord som udgangspunkt for fremstilling af filterjord, vil denne typisk have et højt indhold af fosfor, og bearbejdningen af filterjorden i forbindelse med udlægning og evt. iblanding af sand, jf. moden versus konstrueret jord, kan øge frigivelsen. Det er derfor vigtigt, at benytte velomsat kompost, og evt. lade filterjorden gennemvaskes, før regnafstrømning ledes til sø eller anden overfladerecipient. Ved nedsivning til grundvand udgør fosfor ikke en bekymring. Selv om indholdet af organisk stof kan være svært at håndtere, kan det på den anden side ikke anbefales helt at udelade en organisk fraktion. Hertil er gruppen af organiske mikroforureninger, og deres tilbageholdelse, for vigtig.

4.1.5 Sygdomskim

Sygdomskim (patogener) kan som navnet indikerer gøre mennesker syge, og optræder i regnafstrømning i form af bakterier, vira, protozoer og parasit-æg, dog normalt kun i lave koncentrationer med mindre der er

tale om afstrømning fra tage med større fuglekolonier, eller arealer med mange hundelorte (Clauson-Kaas, Dalsgaard, Fotel og Thuesen, 2011). Bortset fra vira er der tale om organismer og partikler, der er så store (0,5 – 3 µm), at de frafiltreres fysisk i filterjorden. I forhold til vira (0,02 – 0,1 µm), kan der også ske en frafiltrering fordi de kan klumpe sig sammen eller allerede være klistret (sorberet) til en mineralisk partikel. Desuden kan der ske en vis sorption af vira til positivt ladede overflader (Schijven og Hassanizadeh, 2000). Desuden er det de færreste sygdomskim, der kan overleve i længere tid i jordsystemer. I forbindelse med filterjord vil sygdomskim sjældent være et problem, for man behøver kun at bekymre sig om fjernelse af sygdomskim, hvis det rensede vand skal benyttes til formål, hvor mennesker kommer i direkte berøring med vandet i ufortyndet form, og her er filterjord næppe den mest oplagte renseløsning eftersom der altid er et betydeligt volumentab. Selv hvis det rensede vand opsamles med drænledning under filterjorden vil der være et betydeligt volumentab på grund af fordampning, der gør denne renseteknologi uegnet til forsyningsformål. Ved nedsivning til grundvand og udledning til overfladerecipienter er sygdomskim i de niveauer, der ses i regnafstrømning, ikke væsentlige.

4.1.6 Salt (NaCl)

Salt fra vejsaltning (NaCl) kan ikke tilbageholdes i filterjord. Det samme gælder andre tømidler, der baserer sig på klorid (Cl⁻), f.eks. MgCl₂. Klorid er en anion, der altid forbliver i væskefasen, og vil trække en kation med sig ud. I områder hvor der er bekymring for en høj saltkoncentration i grundvandet, må der i forbindelse med filterjordsanlæg med nedsivning til grundvandet, enten benyttes alternative tømidler (Kaliumformiat, Calcium-Magnesium-Acetat (CMA), urea, m.v.), tyes til grusning, eller laves en vinter-sommer spjæld-anordning, således at kun sommerafstrømning fra veje ledes til filterjordsanlæg, mens vinterafstrømningen indeholdende vejsalt ledes til kloak. Hvis der benyttes urea, skal man være opmærksom på, at det indeholder N, der kan føre til eutrofiering ved udledning til fersk recipient.

Det skal bemærkes, at vejsalt også kan have en skadelig virkning på filterjordens vegetationsdække. Hvis der vælges vegetation, der går i vinterdvale (løvfældende), eller som har hurtig genvækst (f.eks. græs) er salt dog sjældent et problem; dels kan vegetationen tåle saltet i dvaletilstand, dels sker der en effektiv genenskylning af jorden ved den første regn om foråret, fordi der jo er tilkøbt store arealer. I tilfælde af et tørt forår kan det anbefales at skylle vejbede igennem med 35 L/m² i marts/april (Dragsted, 1988).

4.2 Øvrige aspekter omkring resemekanismer

4.2.1 Dybde

Selv et tyndt lag filterjord har filteringssegenskaber, og fra studier af vejrabatter vides at hovedparten af forureningen akkumuleres i toppen (Jensen, Holm, Laursen og Hansen, 2006). Når et tykkere lag alligevel anbefales, er det for at være på den sikre side med hensyn til resemkapacitet og for at vegetationsdækket kan trives godt. Større dybde betyder længere kontakttid med filterjorden, og dermed bedre mulighed for at sorptions- og nedbrydningsprocesser kan nå at finde sted. Driftsmæssigt vil et tykkere lag muliggøre at det øverste lag kan skrælles af som alternativ til at udskifte hele filterjorden. Dog kan dybder udover de anbefalede næppe betale sig, jf. Tabel 1, samt afsnit om præferencestrømning nedenfor.

4.2.2 Hydraulisk ledningsevne

Det er vigtigt, at den hydrauliske ledningsevne justeres via justering af pore størrelsen i en homogen jordblanding, og ikke via eksempelvis et drølet udløb. Det handler om, at der skal opnås god kontakt mellem det indkommende vand og de kemisk reaktive overflader af filterjorden. Billedet af vand, der trykkes som et stempel ned igennem en matrice af hulrum omkranset af "sultne" faste overflader, er godt at have i hovedet. For at undgå en inhomogen jordblanding skal eventuel iblanding af sand foretages grundigt.

Man skal være lidt tålmodig ved vurdering af hydraulisk ledningsevne. Ofte vil den i perioden umiddelbart efter anlæg være lavere end forventet. Over tid vil jorden imidlertid sætte sig, og vegetationens rødder vil sammen med vandgennemstrømning, optørring, frost og tø, efterhånden skabe noget mere struktur. Dette er også en erfaring man har fra anlæg af faskiner, som ofte først fungerer optimalt efter 1 – 2 år.

4.2.3 Vegetation

Vegetationen er som nævnt afgørende for at modarbejde tilstopning/klogning af filterjorden, efterhånden som suspenderet stof filtreres fra og ophobes på overfladen. Et godt vegetationsdække er alfa og omega for at bevare en høj infiltrationskapacitet. Græs anbefales, da græsser danner en tæt rodmatte i jordoverfladen bestående af trævlerødder. I takt med at sediment afsættes, formår græsset at løfte sit vækstpunkt op, så nye rødder og udløbere gennemborer det aflejrede slamlag, og kontinuert genskaber jordaggregater, og dermed struktur, porøsitet og i sidste ende infiltrationskapacitet. Denne mekanisme er dokumenteret for trug langs med motorveje (Jensen, Holm, Laursen og Hansen, 2006) og for rabatter langs indfaldsveje (Aarhus Amt, 1997). For at sikre god trivsel, anbefales det at lade græsset vokse sig højt, før det slås. Blomstring bør dog undgås for at bevare et tæt dække. Der kan også benyttes andre planter med lignende vækstmønster, dvs. tæppedannende og trævlerødder. Planter med pælerødder bør undgås, da de ved nedbrydning efterlader makroporer, se næste afsnit.

Af æstetiske og biodiversitetsmæssige årsager kan der være ønske om andre planter, herunder mindre buske og træer. Hvorvidt dette kan anbefales, må afhænge af lokale overvejelser omkring det forventede forureningstryk og recipientens sårbarhed. I Tyskland har man i Berlin anlagt vadier langs veje, hvor forskellige typer af vegetation er afprøvet, herunder små bunddækkende buske såsom cotoneaster, roser og lave busk-potentiller. Der er valgt planter, der kan klare tilbageskæring med buskrydder. Det er effektivt, selv om beplantningen i ugerne umiddelbart efter klipning har et hæret udtryk. Der kan være nogle fordele omkring brug af små buske i forhold til at modvirke erosion. Igen er det vigtigt at benytte buske med et overfladisk rodnet.

Det skal også nævnes, at der i Odense er gennemført en række forsøg med forskellige typer af beplantninger af vejbede (Bjørn, Howe og Sangill, 2019). Her har formålet været at forbedre vilkårene for insekter og fugle, mens overvejelser omkring vegetationens hydrauliske funktion ikke har været berørt.

4.2.4 Undgå præferencestrømning (bypass)

Det er vigtigt at undgå præferencestrømning; dvs. det fænomen at det indkommende vand forbipasserer filterjorden, uden at interagere ordentlig med den, og forurening slipper igennem. Præferencestrømning kan opstå langs lodrette elementer som dybe kantstene, overløbsrør, refleks-steler m.v. Her handler det om at pakke filterjorden tæt ind mod disse elementer. Det kan også opstå på grund af makroporer, hvor indkommende vand forbipasserer filterjorden via ormegange eller kanaler efter planterødder. Ormegange efter især stor regnorm, *L. terrestris*, er problematiske. Dog foretrækker stor regnorm dybe jorde, da de skal overvintre i frostfri dybde, dvs. 1 m under terræn, og er derfor ikke specielt glade for vejbede, der jo typisk har et gruslag eller en regnvandskassette under filterjordlaget. Planter, der danner tykke, dybtgående rødder, såsom pælerødder fra én- og flerårige urter, herunder stauder, eller buske og træer, der danner forveddede (træagtige) rødder, kan efter død og nedbrydning efterlade en ret stabil kanal. Det er begrundelsen for at anbefale græsser og andre arter med trevlerødder.

5. Dokumentation for renseeffektivitet

Dokumentation af filterjord er en større opgave. For det første er det krævende at udtage repræsentative prøver, fordi der er så stor variation i såvel nedbørens dynamik som forureningstrykket i oplandet. En enkelt prøve siger derfor ikke meget. For det andet er det dyrt at analysere for den nærmest endeløse række af stoffer, der potentielt kan forekomme i regnafstrømning. Det er derfor begrænset hvor mange analyser, der overhovedet findes. Det samlede billede er, at filterjord er et bredspektret filter, der yderst effektivt tilbageholder suspenderet stof, inklusive det helt finpartikulære og dermed forureningsmæssigt mest kritiske, og desuden har en god virkning overfor såvel organiske som uorganiske opløste forureninger. Problematikken omkring udvaskning af fosfor skal man være opmærksom på, hvis det rensede vand ledes til en overfladerecipient, og passende forholdsregler tages.

5.1 Metoder til dokumentation af filterjords renseeffektivitet

Ved dokumentation af filterjords renseeffektivitet sammenlignes indhold af forurening i indløbsvand med indholdet i udløbsvand. Dette kan gøres på forskellig vis. Indløbsvand kan også betegnes indkommende vand eller influent, mens udløbsvand tilsvarende kan betegnes udstrømmende vand, perkolat eller effluent.

5.1.1 Indsamling af prøver under regn

Mest oplagt er det at indsamle prøver i forbindelse med nedbør. Eftersom forureningstrykket varierer over året og med nedbørens karakter, er det nødvendigt at indsamle flere prøver. Anbefalinger til hvor mange prøver, der bør indsamles, hvordan de bør fordeles over året, og hvilke regndybder, der bør udvælges, findes i Byer I Vandbalance notat nr. 5 (Jensen, Cederkvist, Holm, Ingvertsen, og Bjerager, 2015).

En stor udfordring er, at mange af de stoffer, der vides at kunne forekomme, ikke nødvendigvis ses i de prøver, der indsamles. Eksempelvis kan det være svært at dokumentere renseeffekter overfor pesticider, da de typisk kun optræder i få regnhændelser, afhængigt af hvornår de private grundejere har benyttet dem. En anden udfordring er, at det i praksis er krævende at indsamle ved regnhændelser, fordi det kun

regner under 5 % af tiden, og ligeså ofte om natten og i weekenden som inden for normal arbejdstid. Endelig er vejrudsigterne ofte upræcise med hensyn til mængde og tidspunkt, hvilket vanskeliggør planlægning.

5.1.2 Tilsætning af cocktail

Et alternativ til prøvetagning under regn er at dosere de bekymrende stoffer direkte til indløbet, dvs. efterligne en regnhændelse, hvor alle stoffer tilsættes i realistiske (evt. worst case) koncentrationer på opløst form i en såkaldt cocktail, fremstillet på forhånd i laboratoriet. Normalt tilsættes ikke suspenderet stof, for dels er det vanskeligt at skaffe et repræsentativt materiale, dels er det ikke nødvendigt fordi suspenderet stof altid optræder i målbare koncentrationer og derfor kan analyseres på enhver regn-hændelse. Det er filterjordens effektivitet over for opløste forureninger, der kan være vanskelig at dokumentere. Til gengæld er det vigtigt samtidig at tilsætte en non-reaktiv tracer, dvs. et sporstof, der transporteres med vandet gennem filterjorden, uden at reagere med denne, f.eks. bromid eller tritium. Traceren benyttes for det første til at dokumentere, at det er det tilsatte vand, der opsamles og analyseres (og ikke gammelt vand fra tidligere regn). For det andet benyttes traceren til at skelne mellem tab af forureningsstof, der skyldes tilbageholdelse i filterjorden, og tab, der skyldes andre processer, herunder diffusion ind i immobile vandvolumener eller ud i vandet i den jord, der omkranser filterjordsanlægget. Traceren kan også bruges til at dokumentere vandets mindste opholdstid ("gennembrud", dvs. tidspunkt for første observation af tracer i udløbsvand) og gennemsnitlige opholdstid (tidspunkt for maksimal tracer-koncentration i udløbsvand). Ved tilsætning af cocktail skal man samtidig have adgang til en vandkilde, der kan simulere afstrømningen. En fordel ved tilsætning af cocktail, udover at alle bekymrende stoffer kan garanteres at optræde, er, at testen kan gennemføres i tørvejrperioder. Fremstilling af en cocktail kræver adgang til laboratorie samt viden om opløsningsforhold, udfældningsproblematikker og sorption til emballage. Metoden har været anvendt til test af filterjordsbedene på Lindevang i Brøndby og Møllebakken i Brønshøj (anlæg nr. 4 og 5 i Tabel 6) og er beskrevet med hensyn til cocktail sammensætning, doserings-metode og analyse af resultater i en artikel af Cederkvist, Jensen og Holm, fra 2017.

5.1.3 Intakte jordsøjler i laboratoriet

En tredje dokumentationsmetode er at udtage intakte jordsøjler fra filterjordsanlægget og undersøge disse under laboratorieforhold. Kunstigt fremstillet regnafstrømning med indhold af forureningskomponenter tilsættes til overfladen af søjlen, og sammenlignes med perkolat opsamlet fra bunden af søjlen. Som ved brug af cocktails bør der tilsættes en tracer. Denne metode har været anvendt til dokumentation af tyske vadiers renseeffektivitet (Ingvertsen, Cederkvist, Jensen og Magid, 2012b).

5.2 Vurdering af kvalitet af udløbsvand

Når miljømyndighederne skal vurdere om filterjord renser tilstrækkeligt, er der tale om et skøn. Der kan ikke opstilles specifikke koncentrationsniveauer (udlederkrav), som regnafstrømning skal overholde før vandet må nedsives eller udledes. Generelt gælder, at miljøkvalitetskravene i Bekendtgørelse 1625 om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvand af 19.12 2017, bilag 2, del B, ikke må overstiges i recipienten, så god økologisk tilstand efter EU Vand-rammedirektivet forhindres. I alle målsatte recipienter skal der opnås eller opretholdes en god/høj tilstand. Det betyder at koncentrationer ude i recipienterne, ikke må overstige miljøkvalitetskriterierne i bilag 2. Derfor skal nedsivning og udledning af regnvand afstemmes med disse værdier, så de ikke overskrides. Miljømyndighederne skal således foretage en vurdering fra sag til sag, og her afgøre om nedsivning eller udledning kan betyde at EU's Vandrammedirektiv ikke kan opfyldes for den pågældende recipient. Den del af recipientbelastningen, der skyldes forurening fra regnafstrømning, skal således holdes op imod belastningen fra øvrige kilder i reci-

ipientens opland. Hvis myndighederne vurderer, at regnafstrømningen vil være kritisk, kan der stilles krav om rensning før udledning eller nedsivning. Hvis der ikke kan anvises en fornuftig rensningsteknik, kan tilladelse ikke gives.

Også i tilfælde hvor udledning eller nedsivning af regnafstrømning ikke vurderes at være kritisk for at recipienten kan opfylde målsætningen, skal myndighederne alligevel forsøge at minimere tilførslen af forurenende stoffer til grundvand, vandløb, søer og hav ved at kræve at bedste tilgængelige teknik (BAT) anvendes. Dette følger af Miljøbeskyttelseslovens §27 stk. 1 om forbud med tilførsel af forurenende stoffer til vandløb, søer og hav, samt §3, der siger at man ved lovens administration skal lægge vægt på hvad der er opnåeligt med anvendelse af bedste tilgængelige teknologi.

Der findes således ingen absolutte koncentrationsniveauer, som filterjords-udløbsvand kan sammenlignes med. For alligevel at få en ide om, hvor alvorligt et observeret niveau for ind- og udløbsvand er, kan der skeles til værdierne opstillet i Tabel 2. De stammer dels fra BEK 1625 nævnt ovenfor, der forholder sig til hvilke forhold, der skal gælde i recipienten, og udgør den nationale oversættelse af Vandrammedirektivet, dels fra Miljøstyrelsens vejledende krav til hvornår forurenede jord kan frigives (og der f.eks. ikke længere skal foretages afværgepumpning), de såkaldte Grundvandskvalitetskriterier. Ingen af de to finder altså direkte anvendelse på almindeligt belastede separate regnvandsudledninger og kan derfor kun ses som udgangspunkt for en vurdering. Ved udledning kan der også skeles til Bekendtgørelse 1433 om krav til udledning af visse forurenende stoffer til vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og havområder. Det er altid miljømyndighederne, der med henvisning til Lov om Vandplanlægning, Vandområdeplanerne, eller Indsatsbekendtgørelsen, der udgør den nationale implementering af Vandrammedirektivet, skal foretage en vurdering i den konkrete sag og træffe beslutning om evt. at knytte krav om rensning til en udlednings- eller nedsivningstilladelse.

I Københavns Kommune har man valgt den strategi at sætte rensningskrav i forhold til det areal, som regnen afstrømmer fra. Sagerne skal stadig afgøres efter et konkret skøn, men ved at opdele afstrømningsarealer i kategorier, sikrer kommunen at rensning kræves dér, hvor der er størst risiko for at vandet er forurenede. Hvilket niveau, der så skal renses ned til for hvilke stoffer, vil så afhænge af recipientens sårbarhed.

Tabel 2: Koncentrationsniveauer (i µg/L), der evt. kan skeles til ved vurdering af kvalitet af regnafstrømning og tilhørende udløbsvand fra filterjord. Grundvandskvalitetskriterierne er totalindhold, mens udledningskriterierne er andel på opløst form, anført som maksimum koncentration (generelt kvalitetskrav anført i parentes). Kilder: Miljøstyrelsen 2015; Miljø- og Fødevarerministeriet, 2017.

	Grundvandskvalitetskriterier	BEK 1625, bilag 2 (tabel 3 og 5)
Cadmium (Cd) ¹⁾	0,5	<0,45–1,5 (<0,08–0,25)
Chrom (Cr):		
Cr(III) + Cr(VI)	25	
Cr(VI)	1	124 (17)
Cr(III)		4,9 (3,4)
Kobber (Cu)	100	2 (1)
Nikkel (Ni)	10	34 (4)
Bly (Pb)	1	14 (1,2 – 1,3)
Zink (Zn)	100	8,4 (3,1 - 7,8)
Acenaphthen	Intet krav	3,8 (0,38 - 3,8)
Benzo(a)pyren	0,01	Intet krav
Fluoranthen	0,1	0,12 (0,0063)
Naphthalen	1	2 (130)
Phenanthren	Intet krav	4,1 (1,3)
Pyren	Intet krav	0,023 (0,0017 – 0,0046)
Sum af polyaromatiske hydrocar- boner (PAHer)	0,1 ²⁾	Intet krav
Enkelt pesticider	0,1	Se tabel 5 i bilag 2 til BEK 1626
Sum af pesticider	0,5	Intet krav

1) Afhængigt af vandets hårdhed

2) Sum af benzo(b)fluoranthen, benzo(k)fluoranthen, benzo(g,h,i)perylene og indeno(1,2,3-cd)pyren.

5.3 Danske målinger af filterjords renseseffektivitet

Det er begrænset, hvad der findes af offentliggjorte målinger for kvalitet af udløbsvand efter passage af filterjord under danske forhold. Her bringes et resumé.

5.2.1 Trug ved Syddansk Universitet, samt kantstensbed på Lindevang og Møllebakken

Der er i 2014 gennemført målinger på to vadier anlagt med filterjord til håndtering af regnafstrømning fra P-plads ved Syddansk Universitet, Odense (anlæg nr. 1 i Tabel 6). I samme periode er renseseffekten af to kantstensbede, nemlig ét bed på vejen Lindevang i Brøndby (anlæg nr. 4 i Tabel 6) samt ét bed på vejen Møllebakken i København (anlæg nr. 5 i Tabel 6) forsøgt dokumenteret. Som metode er i alle tre tilfælde benyttet sammenligning af regnafstrømning før og efter passage af filterjord, dvs. metoden beskrevet i 5.1.1.

I Odense blev indkommende vand målt ved 12 hændelser, mens der i Brøndby og København blev målt på 10 hændelser i en samlet kampagne. I Odense blev afstrømning fra P-pladsen (influent) opsamlet i et 2 m langt linjedræn, placeret på overgangen mellem P-pladsen og den ene vadi. Linjedrænet kunne opsamle de første 20 L regnafstrømning. Udløbsvandet blev opsamlet i en drypbakke ophængt i regnvandskassetterne under hvert trug i de to vadier. Influent til kantstensbedene på Lindevang og Møllebakken blev ikke målt direkte, men i stedet benyttedes analyser af vejvand fra et tilsvarende område, dvs. en slags proxy. Udløbsvand fra kantstensbedene blev opsuget med vakuumpumpe via slange placeret i regnvandskassetterne under filterjorden, og trukket til terræn gennem lodret overløbsrør. De nærmere detaljer, herunder analysemetoder, er beskrevet i en artikel (Cederkvist, Jensen, Ingvertsen og Holm, 2016), samt i Byer i Vandbalance notat 5 (Cederkvist, Jensen, Ingvertsen, og Bjerager, 2015).

I Tabel 3 er resultaterne gengivet. De observerede indløbskoncentrationer var generelt lave, hvilket tilskrives lav trafikintensitet ved alle tre lokaliteter. Selv om det indkommende vand således kun var svagt belastet, var der alligevel en del stoffer, hvor koncentrationen var højere end niveauerne opstillet i Tabel 2. Det drejede sig om: P, Cu, Pb, Zn og benzo(a)pyren. Dette kan anføres, som er et argument for at anvende filterjord også i lavt trafikerede områder.

Filterjord reducerede indholdet af suspenderet stof, Cu, Ni, Pb, Zn og PAH'er. Ved sammenligning med værdierne i Tabel 2 ses, at Zn blev reduceret til under de anførte kriterier, mens Cu fortsat overskred niveauet for udledning til fersk overfladevand, og Pb og benzo(a)pyren overskred niveauerne for nedsivning til grundvand. Det skal igen understreges, at værdierne opstillet i Tabel 2 ikke har noget med regnafstrømning at gøre, og derfor kun kan ses som udgangspunkt for en vurdering.

For fosfor, P, sås en stigning i udløbsvandet, til niveauer, der er kritiske i forhold til at undgå algeopblomstring. Ifølge Jeppesen et al. (2000) udløses algeopblomstring ved indhold af total-P på 0,08 – 1.5 mg/L i vandelementet, afhængigt af lys-skygge, vanddynamik og øvrige forhold.

Tabel 3: Kvalitet af indløbsvand (influent) og udløbsvand (perkolat) fra tre anlæg med filterjord i henholdsvis Odense, Brøndby og København, angivet som gennemsnit, med standardafvigelse anført i parentes. De tre anlæg er beskrevet nærmere i Tabel 6 (anlæg nr. 1, 4 og 5). Det skal bemærkes, at PAH-værdier anført som 0,01 svarer til detektionsgrænsen, og indikerer således at stoffet ikke blev detekteret. Kilde: Cederkvist et al., 2016.

	To trug ved P-plads Syddansk Universitet, Odense			To kantstensbede, Lindevang og Møllebakken		
	Influent n=12 ¹⁾	Perkolat vest-trug n=9 ¹⁾	Perkolat øst-trug n=15 ¹⁾	Influent (proxy) n=10 eller 5 ¹⁾	Perkolat Lindevang n=10 eller 5 ¹⁾	Perkolat Mølle- bakken n=10 eller 5 ¹⁾
pH	7,0 (0,3)	8,1 (0,2)	8,2 (0,2)	7,5 (0,3)	8,0 (0,2)	8,5 (0,6)
EC (mS/m)	4,1 (1,6)	28,4 (14,4)	32,0 (9,4)	11,4 (3,8)	20,3 (3,7)	24,5 (8,0)
Suspenderet stof (mg/L)	16 (11)	8,9 (5,5)	8,6 (6,2)	26,7 (23,5)	n.a.	5,5 (4,2)
Org. stof ²⁾ (mg/L)	4,3 (2,7)	8,2 (3,6)	8,5 (3,4)	12,3 (14,5)	6,2 (2,1)	5,3 (1,1)
N _{total} (mg/L)	1,2 (0,7)	1,2 (0,8)	1,2 (0,6)	1,6 (0,6)	1,1 (0,3)	1,3 (0,4)
NH ₃ +NH ₄ -N opl. (mg/L)	n.a.	n.a.	n.a.	0,3 (0,2)	0,02 (0,02)	1,5 (3,3)
NO ₃ -N opl. (mg/L)	n.a.	n.a.	n.a.	0,7 (0,4)	0,8 (0,3)	0,9 (0,4)
P tot. (mg/L)	0,1 (0,03)	0,2 (0,1)	0,2 (0,1)	0,1 (0,1)	0,2 (0,1)	0,2 (0,1)
P opl. (mg/L)	0,03 (0,02)	0,1 (0,1)	0,1 (0,1)	0,03 (0,02)	0,2 (0,1)	0,2 (0,1)
Cl opl. (mg/L)	n.a.	n.a.	n.a.	7,9 (9,1)	3,9 (1,6)	9,6 (5,7)
Al tot. (µg/L)	n.a.	n.a.	n.a.	793 (643)	271 (146)	348 (166)
Al opl. (µg/L)	n.a.	n.a.	n.a.	69,2 (113,0)	54 (37)	113 (68,2)
Pb tot. (µg/L)	1,8 (1,7)	1,2 (0,5)	1,8 (1,5)	2,4 (1,8)	0,8 (0,3)	0,8 (0,4)
Pb opl. (µg/L)	0,6 (0,5)	0,6 (0,2)	0,6 (0,1)	0,5	0,5	0,5 (0,03)
Cd tot. (µg/L)	0,1 (0,02)	0,2 (0,3)	0,1 (0,1)	0,1 (0,01)	0,1 (0,1)	0,1 (0,01)
Cr tot. (µg/L) ³⁾	5,0 (13, 6)	4,9 (5,4)	4,8 (3,1)	2,1 (1,5)	5,3 (10,4)	8,1 (10,3)
Cr opl. (µg/L)	2,5 (6,5)	1,3 (0,7)	1,8 (1,7)	0,7 (0,3)	4,9 (10,6)	7,2 (10,0)
Cu tot. (µg/L)	7,2 (4,6)	6,5 (3,1)	7,1 (3,6)	11,7 (5,1)	6,0 (2,5)	9,6 (6,9)
Cu opl. (µg/L)	5,1 (5,7)	6,4 (4,1)	5,7 (3,5)	6,2 (3,3)	4,3 (3,0)	6,6 (5,5)
Ni tot. (µg/L)	n.a.	n.a.	n.a.	7,2 (14,4)	1,4 (0,7)	2,2 (1,7)
Ni opl. (µg/L)	n.a.	n.a.	n.a.	1,4 (0,4)	1,2 (0,4)	2,0 (1,9)
Zn tot. (µg/L)	25,9 (15,3)	11,1 (7,7)	11,5 (9,9)	27,9 (12,1)	8,1 (5,4)	5,7 (1,0)
Zn opl. (µg/L)	18,4 (20,7)	5,8 (2,0)	6,1 (2,1)	12,1 (10,3)	5,8 (2,1)	5,0
Acenaphthene (µg/L)	n.a.	n.a.	n.a.	0,01	0,01 (0,01)	0,01
Naphthalene (µg/L)	n.a.	n.a.	n.a.	0,01	0,01 (0,005)	0,01
Phenanthrene (µg/L)	n.a.	n.a.	n.a.	0,02 (0,01)	0,01	0,01
Fluoranthene (µg/L)	n.a.	n.a.	n.a.	0,03 (0,03)	0,01	0,01 (0,004)
Pyrene (µg/L)	n.a.	n.a.	n.a.	0,03 (0,03)	0,01	0,01 (0,005)
Benzo(b)fluorant. (µg/L)	n.a.	n.a.	n.a.	0,05 (0,06)	0,01	0,02 (0,01)
Benzo(a)pyrene (µg/L)	n.a.	n.a.	n.a.	0,02 (0,02)	0,01	0,01 (0,003)
Indeno(123cd)pyr. (µg /L)	n.a.	n.a.	n.a.	0,02 (0,02)	0,01	0,01 (0,004)

- 1) I Odense blev 12 nedbør opsamlet i linjedræn (influent), mens udløbsvand fra 9 af disse hændelser blev målt i vest-truget, samt alle 12 for øst-truget. For Lindevang og Møllebakken afhæng antal gentagelser af analyseprogram, idet de dyre analyser ikke blev målt ved alle hændelser. Øvrige afvigelse: Suspenderet stof, Odense n=10 for truget mod vest, men kun n=4 for truget mod øst. Naphthalen, Møllebakken: n=8. Alle PAH, Lindevang: n=3 undtagen naphthalene: n=2
- 2) Odense: målt som DOC (opløst organisk stof); Lindevang og Møllebakken: målt som TOC (total organisk stof)
- 3) Lindevang og Møllebakken: De første prøver viste markant højere indhold end efterfølgende. Tilskrives udvaskning fra betonelementer. Odense: En enkelt måling viste Cr_{total} indhold på 48 µg/L, hvilket tilskrives forurening, idet samme prøve havde indhold af opløst Cr under detektionsgrænsen. Denne måling er ikke inkluderet i gennemsnit.

5.2.2 Vejbede i Bredballe

I forbindelse med et afgangsprøveprojekt ved Aalborg Universitet har to studerende målt på kvalitet af regnafstrømning før og efter passage af to vejbede anlagt med filterjord i Bredballe, Vejle Kommune (Nielsen og Winther, 2013). Vejbedene er præsenteret som nr. 3 i Tabel 6. Som filterjord benyttes en speciel blanding, uden indhold af materiale i lerfraktionen (se Tabel 6). Der er tale om terrasserede vejbede, bestående af otte celler, hvor første celle fungerer som indløb, med overløb til de efterfølgende. Den sidste celle er forsynet med en dyb infiltrationsbrønd. Et drænrør, der løber under filterjorden i alle otte celler, leder evt. ikke-nedsivt vand til infiltrationsbrønden. Med automatiske fraktionsopsamlere blev der udtaget tidsproportionale prøver af regnafstrømning fra celle 1 og af drænvand udledt til infiltrationsbrønden ved tre regnhændelser, for et enkelt af de to vejbede. Prøverne blev analyseret for indhold af Zn, Cu, Ni og P, både opløst og total. Resultatet er gengivet i Tabel 4, samt Figur 3. Eftersom det tager tid for vandet at nå fra celle 1 hen til infiltrationsbrønden i celle 8, er der en tidsforskydning i måleserierne; denne kan ses i Figur 3.

Ved sammenligning med data for de øvrige vejbede (Tabel 3) ses de observerede niveauer for indløbsvandet til vejbedene i Bredballe at ligge noget højere, især hvad angår fosfor, men også de tre metaller ved hændelse 2.

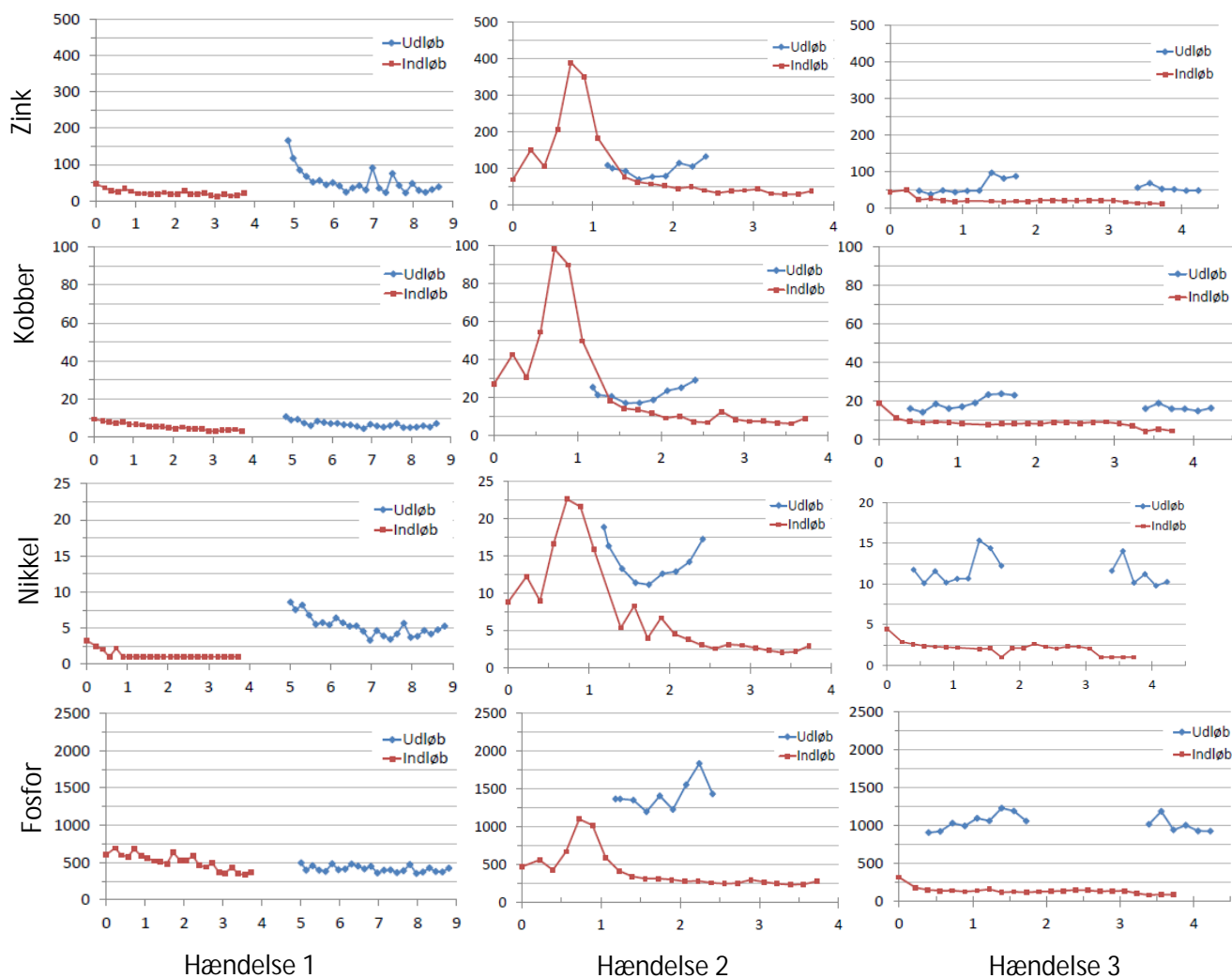
Ved hændelse 1 ses indløbskoncentrationer for de tre metaller og fosfor at ligge på samme niveau som udløbskoncentrationerne, med tendens til at filterjorden ligefrem beriger udløbsvandet med især Zn og Ni. For hændelse 2, hvor der er et markant koncentrationspeak for alle fire stoffer, ses en god reduktion i udløbsvandet hvad angår Zn og Cu. For Ni ligger niveauet fortsat højt i udløbsvandet, hvilket i afgangsprøvet tilskrives et vist Ni indhold i det anvendte sand. For fosfor ses et tydeligt højere niveau i udløbsvandet sammenlignet med indløbsvandet. Ved hændelse tre ses udløbsniveauerne i alle tilfælde at ligge over indløbsniveauerne.

Selv anfører forfatterne bag rapporten følgende om manglende tilbageholdelse/frigivelse af fosfor, og også biocider (data ikke vist her): *"Fosfor var mere problematisk, fordi komposten frigav store mængder, samt at der var en begrænset sorptionskapacitet i filtermulden. Sorptionskapaciteten for biociderne var også begrænset, hvilket formodes at skyldes et lavt organisk stofindhold i mulden. Muligheder for forbedring af bindingskapaciteten i filtermulden er at øge både indholdet af organisk stof og kalk, mens fraktionen af kvartssand reduceres. Ændring af den organiske stof kilde fra kompost til et næringsfattigt materiale som spagnum kan være en måde at undgå udvaskning af fosfor."*

En bedre fosforbinding ville sandsynligvis være opnået ved iblanding af mineraler i lerfraktionen, der ville have beriget blandingen med både ler og metal-oxider. Et andet kritisk aspekt er, at blandingen formodes at have høj hydraulisk ledningsevne, og dermed muligvis for kort opholdstid. Ideen med at øge indholdet af organisk materiale og kalk kan være kritisk, da begge dele på sigt nedbrydes. Derfor vigtigt med iblanding af også en stabil mineralsk sorbent som ler og metal-oxider.

Tabel 4: Kvalitet af indløbsvand og udløbsvand (i $\mu\text{g/L}$) fra vejbed med filterjord i Bredballe ved tre nedbørshændelser. Anlægget er beskrevet nærmere i Tabel 6 (anlæg nr. 3). De anførte intervaller afspejler spredningen i hændelsen, dvs. fraktioner opsamlet til forskellige tidspunkter. Tal i parentes angiver andelen af stoffet på opløst form. Kilde: Nielsen og Winther, 2013.

Hændelse		Total (opløst)			
		Zn	Cu	Ni	P
1	Indløb	14-47 (11-28)	4-10 (3-6)	<2-3 (<2)	362-693 (362-605)
	Udløb	22-166 (-)	5-11 (-)	3-9 (-)	359-495 (-)
2	Indløb	26-351 (-)	24-88 (-)	6-20 (-)	375-989 (-)
	Udløb	63-120 (-)	16-26 (-)	10-17 (-)	1076-1652 (-)
3	Indløb	13-51	4-19	1-5	80-315
	Udløb	39-98	14-24	10-15	905-1229



Figur 3: Observationer af Zn, Cu, Ni og P i indløb (rød graf), og udløb (blå graf), målt som totalconcentration i $\mu\text{g/L}$ som funktion af tiden (timer), for de tre hændelser analyseret i Bredballe. Regndybden for hændelse 1 er ikke anført, men for hændelse 2 var den 13,2 mm og for hændelse 3 var den 18 mm. Kilde: Nielsen og Winther, 2013.

5.2.3 Øvrige analyser af filterjords renseseffektivitet

For det undersøgte vejbed på Møllebakken (anlæg 5, Tabel 6), er der udover de ovenfor beskrevne målinger på 10 nedbør, gennemført et forsøg med tilsætning af en cocktail, efter metoden beskrevet i afsnit 5.1.2. Her blev en række bekymrende stoffer tilsat på opløst form, i høje, men stadig – ifølge den internationale litteratur - realistiske koncentrationer. Det drejede sig om fosfor (P), tungmetallerne Cd, Cr (VI), Cu, Ni, Pb, Zn, PAH'erne acenaphthene, naphthalene, og phenanthrene, samt pesticiderne glyphosat og MCP, samt detergenten LAS. Som tracer benyttedes bromid. Forsøget blev gentaget. Resultater for begge tilsætninger er gengivet i Tabel 4.

Cocktailforsøget viser at pH steg en smule, hvilket tilskrives filterjordens indhold af kalk, samt at en smule suspenderet stof vaskes med ud. En andel af bromid ses ikke at genfindes, og indikerer at der sker et kontinuert tab ind i jordmatricen omkring vejbedet. En tilsvarende fortynding må øvrige stoffer forventes at være udsat for; dette tab kan ikke tilskrives tilbageholdelse i filterjorden, og de observerede udløbskoncentrationer bør derfor sammenlignes med "Korrigeret koncentration", der er indløbskoncentrationer korrigeret for dette tab. Forsøget bekræfter at filterjord med kompost kan lække fosfor; her ses stort set ingen forskel på forventet og observeret koncentration. Til gengæld viser cocktailforsøget at alle tungmetaller reduceres markant, undtagen kromat (CrVI). PAH'erne reduceres også, men optræder stadig i målbare koncentrationer. For glyphosat ses en vis reduktion, mens dette kun er tilfældet ved den ene af de to tilsætninger for MCA. For LAS sås markant reduktion. Forekomsten af kromat i regnafstrømning er ikke godt belyst, fordi der sjældent analyseres for de to former (CrIII og CrVI) men kun for total. Det skal også understreges at alle stoffer er tilsat i høje koncentrationer, og at reduktionen opnået med filterjord dermed sandsynligvis er tilfredsstillende i mange sammenhænge.

Tabel 5: Resultat af cocktail-tilsætning til vejbed på Møllebakken. Koncentrationer i µg/L. Tal i kursiv angiver koncentrationen af stoffet på opløst form, mens øvrige angiver totalindhold. Efter Cederkvist et al., 2016.

Parameter	Første tilsætning			Anden tilsætning		
	Tilsat konc.	Korr. konc. ¹	Obs. konc.	Tilsat konc.	Korr. Konc. ¹	Obs. Konc.
pH	7.8		8.2	8		8.3
Suspended solids	1.1		3.2	0.7		3.7
Br [mg/L]	3000		2100	3300		1600
Zn [µg/L]	200 <i>20</i>	140	<5 <i><5</i>	190 <i>180</i>	92.1	6.4 <i>< 5</i>
Pb [µg/L]	18 <i>12</i>	12.6	1,6 <i><0.5</i>	19 <i>15</i>	9.2	< 0.5 <i>< 0.5</i>
Cd [µg/L]	3.9 <i>3.8</i>	2.7	0,055 <i><0.05</i>	4.6 <i>4.5</i>	2.2	< 0.05 <i>< 0.05</i>
Ni [µg/L]	20 <i>1.1</i>	14	2,5 <i>2.1</i>	20 <i>17</i>	9.7	1.2 <i>1.1</i>
Cu [µg/L]	51 <i>41</i>	35.7	8 <i><1</i>	54 <i>45</i>	26.2	8.1 <i>2.7</i>
Cr(VI) [µg/L]	36 <i>33</i>	25.2	26 <i>19</i>	380 <i>390</i>	184.2	300 <i>300</i>
P [µg/L]	390 <i>350</i>	273	250 <i>200</i>	23 <i>19</i>	11.2	9.8 <i>9.5</i>
Acenaphthene [µg/L]	1.0	0.7	0.05	0.7	0.3	0.03
Naphthalene [µg/L]	0.8	0.6	0.02	0.8	0.4	0.02
Phenanthrene [µg/L]	0.8	0.5	<0.01	0.6	0.3	0.01
Glyphosate [µg/L]	0,9	0.6	0.09	0.8	0.4	0.08
MCPA [µg/L]	0.5	0.4	0.5	1.4	0.7	0.1
Lineær alkylbenzen sulfonat [µg/L]	No data		No data	130	63.0	< 0.03

- 1) "Korrigeret koncentration" er baseret på fortyndingen af den non-reaktive tracer bromid, der blev reduceret fra 3000 til 2100 µg/L ved første tilsætning og fra 3300 til 1600 µg/L ved anden tilsætning. En tilsvarende fortynding må forventes at ske for øvrige tilsatte stoffer. Hvis observeret koncentration er lavere end "korrigeret koncentration", tilskrives forskellen tilbageholdelse i filterjorden.

Der findes sandsynligvis yderligere analyser af danske filterjordsanlægs renseeffektivitet, men data synes ikke at foreligge i offentligt tilgængelige rapporter.

6. Anlæg af bede med filterjord

6.1 Dimensionering

Et stort afstrømningsgivende areal (opland) koblet på et lille nedsvivningsareal vil, alt andet lige, resultere i en dårligere rensning sammenlignet med et mindre opland koblet på et større nedsvivningsareal. Er man bekymret for effektiviteten bør arealforholdet mellem opland og filterjordsoverflade derfor være lille. De danske filterjordsanlæg har et opland:filterjord arealforhold, der varierer mellem ca. 5:1 og 28:1 (Ingvertsen, Cederkvist og Jensen, 2015b).

Hvis filterjorden har en hydraulisk ledningsevne på 10^{-4} m/s og der skal kunne håndteres eksempelvis 40 mm over 2 timer (svarende nogenlunde til en 5-års hændelse), fra 100 m² vej, kræves et filterjordsareal på 5,6 m² (på to timer kan der infiltrere: $2 \text{ t} * 3600 \text{ s/t} * 0,0001 \text{ m}^3/\text{m}^2 * \text{s} = 0,72 \text{ m}^3/\text{m}^2$. 40 mm fra 100 m² = 4 m³ vand, hvilket så kræver $4 \text{ m}^3 / 0,72 \text{ m}^3/\text{m}^2 = 5,6 \text{ m}^2$). Er den hydrauliske ledningsevne kun 10^{-5} m/s kræves et 10 gange så stort areal.

I Københavns Kommune opererer man med at en andel af årsafstrømningen, f.eks. 95 %, fra områder hvor rensning er påkrævet, skal passere gennem rensenhed, mens de resterende 5 % får lov at passere urensset (bypass, overløb). Dette svarer til en regndybde på ca. 33 mm (baseret på regndata fra Botanisk Have 1983-2012). Kravet på 95 % gælder typisk ved nedsvivning. Ved udledning til havnen kan overløbs-andelen være større. I alle tilfælde skal man ved fastsættelsen af krav til kvalitet af rensset vand indregne den belastning overløbene medfører.

I øvrigt henvises til LAR-dimensioneringsregnearket under Spildevandskomiteen. Her dimensioneres efter gældende praksis med anvendelse af gentagelsesperioder.

6.2 Drift og vedligehold

Filterjord bør udskiftes når det akkumulerede forureningsniveau er kritisk, eksempelvis når jordklasse 3 i Sjællandsvejledningen overskrides. Det må forventes at være de ikke nedbrydelige tungmetaller, der først udløser krav om udskiftning, eftersom forholdene for nedbrydning af organiske forureningsgenerelt må forventes at være gode i filterjord, selvom der kan være visse undtagelser i form af vanskeligt nedbrydelige forbindelser. I og med at der også aflejres en del uproblematisk suspenderet stof, især på overfladen af filterjordsanlægget, sker der en vis fortynding af de akkumulerede metaller.

Undersøgelser af filterjord i en række tyske anlæg har vist at filterjorden med få undtagelser ikke var forurenede med tungmetaller til et niveau, der oversteg forureningsklasse 2 (lettere forurenede jord), jf. Sjællandsvejledningen (Ingvertsen, Cederkvist, Jensen og Magid, 2012). De ældste anlæg var på undersøgelsestidspunktet omkring 10 år gamle.

Eftersom forureningen primært akkumuleres øverst i filterjordsprofilen kan man sandsynligvis nøjes med at udskifte, eller bortskrælle, de første 5-10 cm af filterjorden.

Udover at kontrollere forureningsgraden af filterjord, bør jordens pH tjekkes løbende, og justeres hvis den falder til under 6,5. Herved optimeres sandsynligheden for at anlægget fungerer. I Københavns Kommune stilles krav om jævnlig kontrol af såvel jordforureningsniveau som pH.

Ideelt set bør der udføres tjek af anlæggets evne til at tilbageholde forurening, og ikke kun graden af akkumulering i filterjorde. Hertil kan benyttes en cocktail metode, men det kræver at der kan udtages prøver af perkolatet.

Driften af filterjordsbede går først og fremmest ud på at pleje vegetationen. Her anbefales det, jf. afsnit 4.2.3 at gå efter en tæt, tæppedannende vegetation med trævlerødder. Det betyder at planter med pælerødder skal opfattes som ukrudt og fjernes. Herudover skal evt. affald og skrald, der havner i bedet fjernes, så vandet frit kan strømme ind i bedet. Hvis sediment hober sig op tæt ved indløbet bør dette enten fordeles over hele bedet så blokering forhindres, eller fjernes med det samme.

6.3 Eksempler på anlægskonstruktioner og anlægsovervejelser

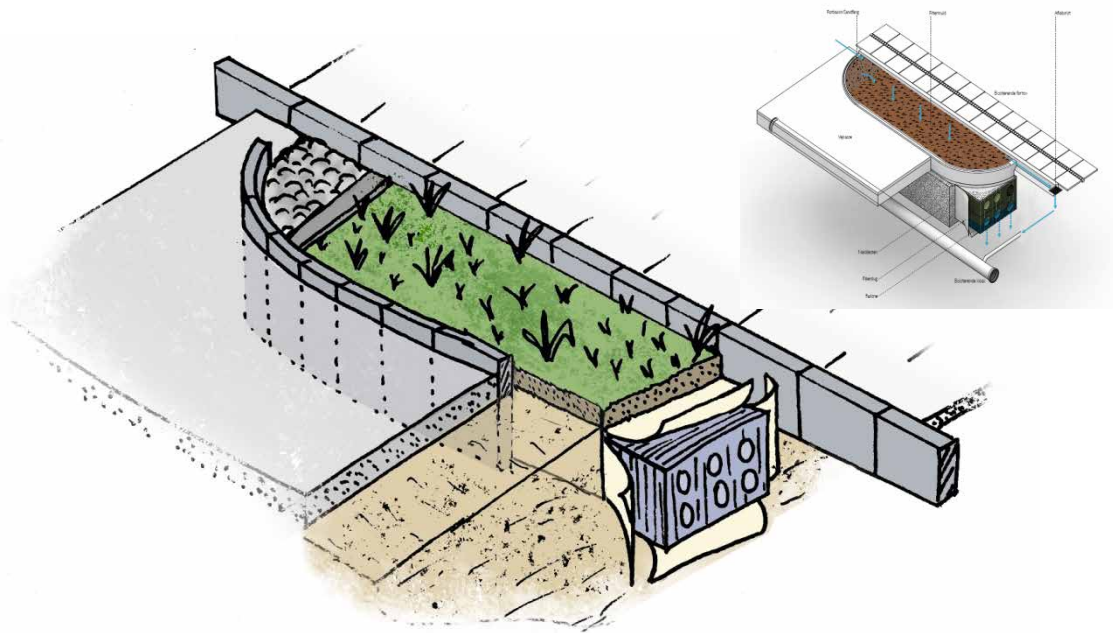
I det følgende gives først nogle eksempler på udførte LAR-anlæg, hvori filterjord indgår. Efterfølgende oplistes nogle forhold, der bør overvejes ved anlæg.

6.3.1 Eksempler på anlægskonstruktioner

Eksempler på filterjordsanlæg anlagt i vej på jævnt terræn er vist i Figur 4 og 5, mens eksempler på anlæg anlagt på skrånende terræn er vist i Figur 6 og 7. Ved skrånende terræn er det oplagt at arbejde med terrasser. I Figur 8 er vist et eksempel på brug af filterjord i et nedsivningsbed anlagt i et grønt område.

Begge vejbede vist i Figur 4 og 5 er udstyret med et forbassin med betonbund og søsten. Forbassinet er tiltænkt akkumulering af sand og blade, samt sikring af jævn fordeling af indløbsvandet ved brug af overløbskant i beton ind mod bedet. Desuden har begge bede et lodretstående rør med kuppelrist (ikke vist i figurerne). Røret, der er placeret i den bagerste ende af anlægget, forbinder terræn-niveau med regnvandskassetter. Ideen er at skabe mulighed for overløb direkte til regnvandskassetterne, hvis indløbshastigheden overstiger bedets samlede infiltrationskapacitet. Herved fyldes kassetterne op før der sker overløb til vej. Desuden kan røret fungere som adgangsrør ved spuling af kassetter. Røret kan også sikre at luften i kassetterne kan komme tilpas hurtigt ud, under nedsivning af vand. Endelig kan røret bruges til at udtage prøver af udløbsvand, hvilket var tilfældet ved prøvetagningen beskrevet i afsnit 5.2.1.

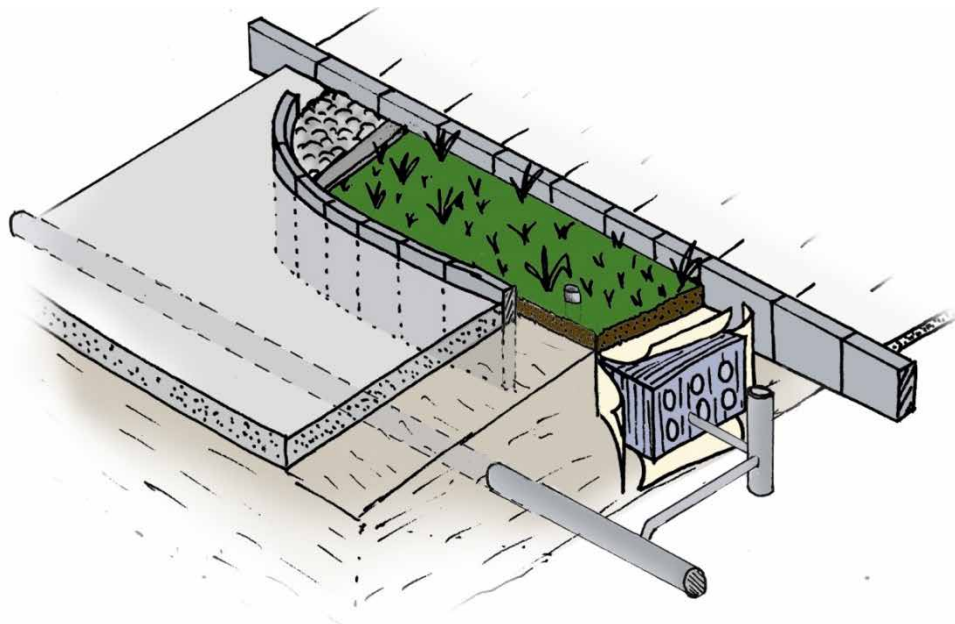
Efter anlæg af vejbedene på Lindevang og Møllebakken samlede aktørerne bag op på erfaringerne og kom med anbefalinger til fremtidig planlægning, implementering og drift (Strømberg og Knudsen, 2015).



Figur 4a: Filterjordsanlæg på fladt terræn (Lindevang, anlæg nr. 4 i Tabel 6). De forskellige bede måler alle 1,8 m i bredden, men varierer i længde fra 4-10 m. Øverst ligger 0,4 m filterjord, herunder regnvandskassetter i to lag svarende til 1,2 m, sat i 0,1 m nøddestenslag. Der er en fiberdug omkring kassetterne. Fra bedet er der overløb til vej i form af sænket kantsten, placeret modsat indløbet (vist på indsat figur i højre hjørne). Kilde: Strømberg og Knudsen, 2015.



Figur 4b: Lindevang, der siden 2012 har været afvandet via vejbede. På Lindevang er mange af villaerne ligeledes afkoblet helt eller delvis. Fra LAR-anlæg på egen grund er der overløb til offentlig vej. En enkelt vejbrønd i vejens lavpunkt er ikke afblændet, men beregnet til afdræning til kloak i tilfælde af at vejbedene fejler. Foto: @Lene H. Poulsen.

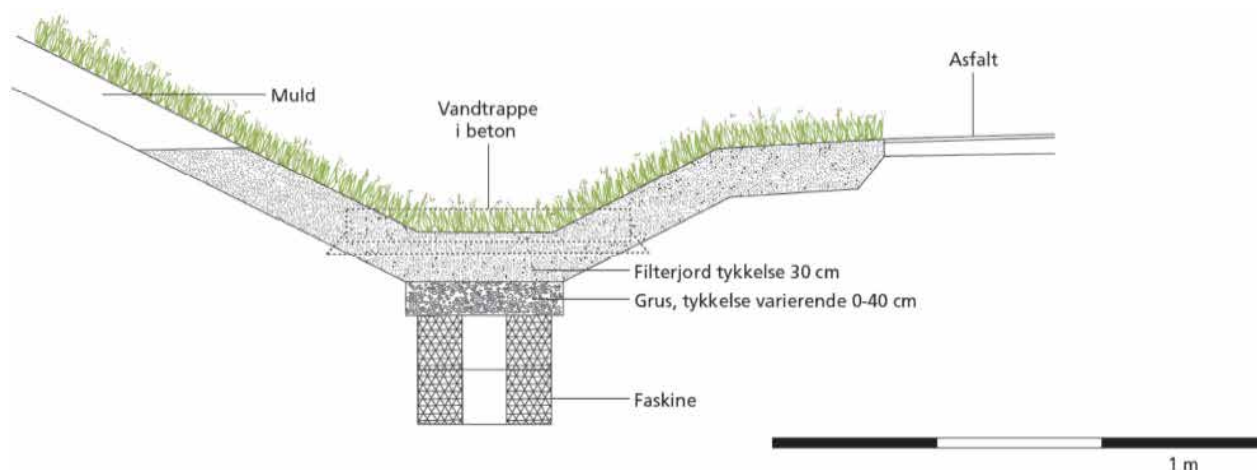


Figur 5a: Filterjordsanlæg på fladt terræn (Møllebakken, anlæg nr. 5 i Tabel 6). Samme opbygning som anlægget i Figur 4, bortset fra at der er indskudt droslet afdræning af regnvandskassetterne via vand-bremse til kloak, før der sker overløb til vej. Denne aktiveres ved vandstand på 1,4 m og afledning sker med 6,5 L/s. Ved vandstand i terræn er der udroslet overløb direkte til kloak. Kun i tilfælde af fyldt kloak sker overløb til vej via overløb over kantsten. Ideen med droslet afdræning, når vandstanden når et vist niveau, er, at sikre at bedet altid kan tage den første del af afstrømningen, også ved dårlige drænforhold i den omkringliggende jord. Der er lavet en model-baseret vurdering af hvad effekten af denne kombinerede retentions- og detentionsløsning kan have for den samlede overløbsrisiko i et opland (Locatelli et al., 2014). Kilde: Strømberg og Knudsen, 2015.



Figur 5b: Møllebakken, der siden 2012 har været afvandet med vejbede. En enkelt vejbrønd i vejens lavpunkt er ikke afblændet. Foto: Mulighedskatalog for grønne regnvandsløsninger, HOFOR (https://klikovand.dk/wp-content/uploads/2016/04/HOFOR_mulighedskatalog_version-1A-juni-16.pdf).

Filterjordsanlægget vist i Figur 6 er anlagt på skrånende terræn. Her har man valgt at lade truget følge terrænet, men sikre opstuvning over hele strækket ved opdæmning af vandet i sektioner. Dette giver et smukt udtryk, fordi løsningen er godt integreret i landskabet.

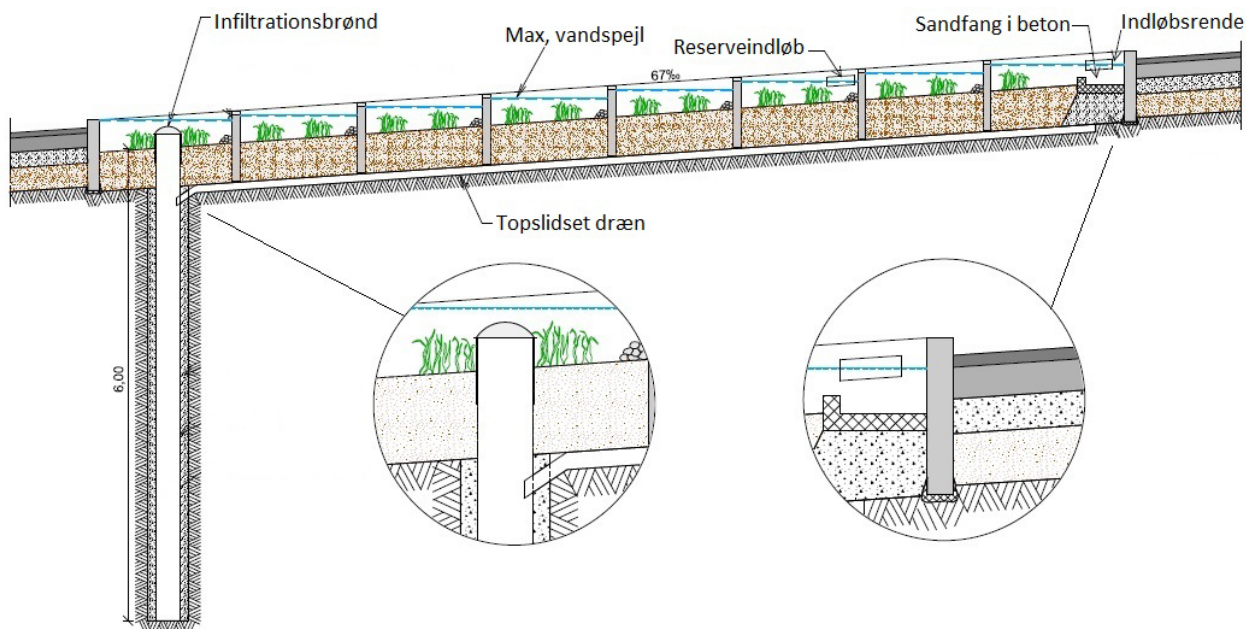


Figur 6a: Filterjordsanlæg på skrånende terræn, i form af vadi (P-plads Syddansk Universitet, anlæg nr. 1 i Tabel 6). Her er truget anlagt med jævnt fald, men sektionsoptaget ved hjælp af tværgående betonelementer. Selve regnvandskassetterne står vandret. Niveauforskellen mellem kassette og trug er udjævnet med gruspude. Kilde: Københavns Universitet, 2015.



Figur 6b: Foto af anlægget skitseret i Figur 6a. Til venstre ses etableringen af faskine-elementet, bestående af regnvandskassetter omviklet af filterduk. Gruspude regulerer overkant til at flugte med terrænet. Til højre ses truget med de tværgående betonelementer. Rullegræs er ved at blive lagt ud. Kilde: Københavns Universitet, 2015.

Anlægget vist i Figur 7 er placeret mellem cykelsti og kørebane. Der er anlagt i alt to bede forskudt med et i hver sin side af vejen, der tilsammen fungerer som hastighedsregulerende foranstaltning.

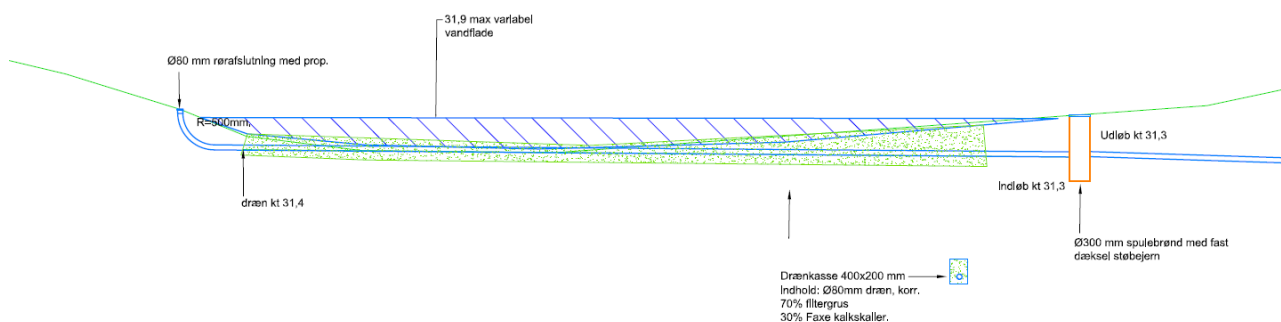


Figur 7a: Filterjordsanlæg på skrånende terræn, i form af terrasserede celler, der hver især står vandret (Bredballe, anlæg nr. 3 i Tabel 6). Dette anlæg er desuden udstyret med dræn under filterjorden, der sikrer afdræning også i tilfælde af at den underliggende jord trækker dårligt. Drænet munder ud i en 6 m dyb infiltrationsbrønd. Kilde: Nielsen og Winther, 2013.



Figur 7b: Foto af anlægget skitseret i Figur 7b. Kilde: Nielsen og Winther, 2013.

I det sidste eksempel udledes det rensede vand til en sø i et grønt område. Dette er vist i figur 8.



Figur 8a: Vejvand modtages i lavning, hvor under et dræn er placeret. Drænet leder vandet til en sø. Drænet er placeret i en drænkasse, eller drænrønde, der fyldes med filterjord. Filterjorden er sammensat af 70 % filtergrus og 30 % Faxe kalkskaller, og afviger dermed betydeligt fra den anbefalede sammensætning af filterjord. Kilde: Gladsaxe Kommune.



Figur 8b: Fotos fra anlæg af lavning med drænkasse vist i Figur 8a. Kilde: Gladsaxe Kommune.

6.3.2 Anlægstekniske overvejelser for optimal hydraulik

For optimal udnyttelse af filterjorden er det vigtigt at vandet strømmer optimalt. Det vil sige at vandet skal fordele sig jævnt over hele bedet, og der skal først ske overløb til henholdsvis overløbsbrønd og vej, når hele bedet er fyldt op. Man skal derfor være omhyggelig i anlægsfasen, og de udførende folk skal have klar instruks om at de forskellige koter er tiltænkte og vigtige. Opmærksomhedspunkter er uddybet i Figur 9, 10 og 11.



Figur 9a: Hydrauliske detaljer - terræn og koter. Til venstre: Nyanlagt filterjordsbed. Til højre: Et vejbed i funktion. Det er vigtigt at vandet fordeles sig jævnt over hele bedet. Vandet skal strømme som et lagen henover en madras, og ikke som en flod igennem et landskab. Derfor skal bunden være rettet lige af, og ikke trukket op imod kanterne. Der må også gerne være en højere fri-kant, f.eks. 15 cm. For at undgå erosion er det en fordel, at vegetation (helst græs) etablerer sig og dækker jorden, før der tilføres vand. For at udnytte kapaciteten maksimalt skal koter være overholdt omhyggeligt.



Figur 9b: Hydrauliske detaljer – overløbsrør. Til venstre: En overløbsrør med kuppelrist. Til højre: Overløbsrør hvor kuppelristen er løftet af for at observere indløb. Et overløbsrør er en god ide, men kronekanten skal stå så højt at vandet først løber ind i røret, når der ikke kan være mere i bedet. Dette er ikke lykkedes i situationen til højre. Det er også vigtigt at jorden pakkes tæt omkring røret, så der ikke opstår præferencestømning langs rørets yderside, hvorved en stor del af vandet risikerer ikke at passere filterjorden. De viste sten har ingen funktion. Vigtigere er det at vegetationen får godt fat.



Figur 10: Vegetation. Øverst: Fotos af vegetation i Bredballe-anlægget (anlæg nr. 3 i Tabel 6), august 2012 (anlægsår). Der ses at være meget bar jord. Kilde: Nielsen og Winther, 2013. Nederst til venstre: Samme anlæg fotograferet en aften i november 2013. Der ses primært blade og ingen tegn på vegetation. I de dybe celler i det terrasserede vejbede har vegetationen muligvis svært ved at få fat. Nederst til højre: Fladt filterjordsbed, hvor lysforholdene er bedre. Vegetationen har fået godt fat allerede i anlægsåret.



Figur 11a: Indløb -forbassin. Til venstre: Nyanlagt forbassin med støbt bund og søsten. Til højre: Forbassin efter brug. Indløbsbassin med sten er vanskeligt at rense op. Man kan også spørge om forbassinet har nogen funktion efterhånden som det fyldes op med blade og sediment; hyppig drift er i hvert fald en forudsætning. Et stærkt græsdække er sandsynligvis den bedste måde at modtage det indkommende vand på. Alternativt kan små bunddækkende buske eller stauder, der kan tåle årlig nedklipping med buskrydder overvejes. En tredje mulighed er at lave et forbassin som vist her, men dækket med en rist.



Figur 11b: Indløb – vand fra modsatte side af vejen. Transport af vand fra modsatte side af vejen sker i rør, der er ført under vejen i frostfri dybde. Det tilsluttes forbassinet i en vis dybde, og vandet kan have svært ved herfra at stuve op til terræn, og oversvømme filterjorden. Det er sandsynligt at en betydelig del af vandet fra denne side af vejen strømmer direkte i regnvandskassetterne via frostsikrings drænhul i forbassinet. En bedre løsning vil sandsynligvis være at lede vandet via en lille kanal med rist på tværs af kørebanen, så vandet fortsat holdes i overfladen og dermed har gradient til at passere filterjorden.

6.3.2 Øvrige aspekter

I Risvang i Århus er der anlagt en del vejbede, hvor der er benyttet kantsten i granit. Det giver et smukt udtryk (Figur 12).

I Odense er der anlagt vejbede, hvor vandet fordeles via en stål-kanal over hele bedets længderetning. Det forventes at give en bedre fordeling af både vand og sediment, og mindske risiko for erosion (Figur 12).



Figur 12: Til venstre: Vejbed anlagt med granitkantsten (Foto: Århus Vand). Til højre: Vejbed anlagt med fordelerrende i bedets længderetning (Foto: Bjørn et al., 2019).

7. Status på udbredelse af anlæg med filterjord i Danmark

Trods erfaring fra flere lande og efterhånden en del eksempler på anlæg med filterjord i Danmark, må brugen af denne renseløsning stadig siges at være i den tidlige fase. Selv om der er sket en betydelig vækst i både antallet af anlæg og udbredelsen fra kommune til kommune, har hovedparten af landets kommuner ingen erfaring med filterjord. Et vigtigt formål med mange af de anlæg, der er blevet etableret, har da også været at øge viden om filterjord. I Tabel 6 er vist en oversigt over ældre danske LAR-anlæg hvor filterjord anvendes. Nyere anlæg er beskrevet i Tabel 7, der er baseret på information fra deltagerne i Vand i Byer workshop afholdt 2018. Tabel 6 er opstillet kommunevis, og anlæg nævnt i Tabel 6 går igen.

Der er registreret projekter i 17 danske kommune, hvor filterjord indgår. Typisk er der tale om flere anlæg i hvert projekt. De første anlæg med filterjord blev udført i 2011, og i perioden 2011 til 2015 er der gennemført i alt syv projekter. I årene 2016-2018 er der gennemført yderligere 22 projekter, hvilket kan indikere at brugen af filterjord vinder stigende indpas i håndteringen af vejvand. Der ses at være en pæn variation i design og udtryk, og eksempler på anlæg på såvel fladt som skrånende terræn. Der ses mange eksempler på indbygning af regnvandskassetter under filterjorden, men også en del undtagelser, hvor der enten blot benyttes et gruslag, eller ingenting.

Der findes sandsynligvis en række anlæg udover de her anførte.

Man må samlet sige, at filterjord i Danmark har vundet et godt fodfæste og at mange aktører i disse år høste erfaringer. Det bekræftes af denne rapport, der dog også viser, at det stadig er sparsomt med dokumentation af anlæggenes rensfunktion, samt opsamling på drift og vedligehold.

Tabel 6: Oversigt over de første LAR-anlæg i DK hvor filterjord blev benyttet. Vadi: se figur 1. Vejbed: bed placeret i kørebanen, med asfalt på begge sider, se figur 10. Kantstensbed: bed placeret i kørebanen langs med fortov, så kantsten løber rundt om, se figur 4 og 5. Tabellen er baseret på kilder nævnt nedenfor.

1	<p>2011. P-plads til 200 biler ved Syddansk Universitet, Odense. Indbygget i 0,3 m dybt lag i trug i vadi. To vadier ialt. Lokal landbrugsjord iblandet sand (1 del sand til 1 del jord). Desuden iblanding af vandbehandlingskalk (3 kg bryozokalk/m³ filterjord) som forsøg. Vegetation: græs. Græs. 5 m² P-areal pr. kvadratmeter filterjord. 55°22'5.99"N; 10°25'26.70"Ø.</p>	
2	<p>2011. Dahlsvej, Odense, nyt boligområde. Indbygget til ukendt dybde i vadi. Antal ukendt. 50 % lokal landbrugsjord, 50 % sand/grus. Vegetation: ukendt. Forhold mellem tilkøbt areal og filterjords-overflade ukendt. 55°20'10.10"N; 10°21'2.39"Ø.</p>	
3	<p>2012. Strandvejen, Bredballe, ADT 2000. Indbygget i 0,5 m dybt lag i vejbed, der er terrasseret i otte celler. Dræn under filterjord, koblet til dyb infiltrationsbrønd i sidste celle. To bede i alt. 83 % sand, 15 % kalk, 2 % kompost. Vegetation: engelsk græs, guldjordbær og røllike. 28 m² vej pr. kvadratmeter filterjord. 55°42'40.86"N; 9°37'26.92"Ø.</p>	
4	<p>2012, Lindevang, Brøndby, villavej. Indbygget i 0,4 m dybt lag i kantstensbed, placeret over 1,2 m regnvandskassetter. Syv bede i alt. Jord fra depot (RGS90, "Vækstmuld, blanding 4"). Vegetation: Forskellige stauder. 21 m² vej pr. kvadratmeter filterjord. 55°42'17.33"N; 12°27'45.05"Ø.</p>	

5	<p>2012. Møllebakken, Brønshøj, villavej. Indbygget i 0,4 m dybt lag i kantstensbed, placeret over 1,2 m regnvandskassetter. Droslet afdræning af øvre kassette til kloak. Fire bede i alt. Jord fra depot (RGS90, "Vækstmuld, blanding 4"). Vegetation: Forskellige stauder. 23 m² vej pr. kvadratmeter filterjord. 55°42'17.33"N; 12°27'45.05"Ø.</p>	
6	<p>2014-2015. Langelinje, Odense, villavej. Indbygget i xx m dybt lag i kantstensbed, placeret over regnvandskassetter med overløb til ledningsgrav. Vandret fordelende midt ned igennem bedet. 30 bede i alt. Under 10 % ler + silt, 1-3 % organisk stof. Vegetation: Græsser og stauder. Gennemsnitligt 17 m² vej pr. kvadratmeter filterjord. 55°22'43.75"N; 10°22'36.16"Ø.</p>	
7	<p>2014. Lørenskogvej, Rødovre, villavej, ADT: 700. Indbygget i trug langs vej. Overløb via droslet brønd til kloak. Jord fra depot (RGS90, "Vækstmuld, blanding 4"). Vegetation: præfabrikerede plantemåtter med græs og urter. 8 m² vej pr. kvadratmeter filterjord. 55°41'23.96"N; 12°26'26.73"Ø.</p>	

Links til rapporter m.v. for de enkelte anlæg

- 1) <http://www.vandibyer.dk/projekter/afsluttede-innovationsprojekter/ip02-udvikling-og-dokumentation-af-nedsivningsloesninger-med-filterjord/>
- 2) <http://www.laridanmark.dk/lar-i-dahlsvej-kvarteret-odense/forside/35263>
- 3) <http://www.laridanmark.dk/nedsivning-og-rensning-af-vejvand-i-vejle/forside/32544>. Desuden dokumenteret i studenterprojekt ved Aalborg Universitet, 2013: Evaluering af designet filtermuld til rensning af afstrømmet regnvand. Af Anne R. Nielsen og Rasmus L. H. Winther
- 4) <http://www.laridanmark.dk/vejbede-paa-lindevang-i-broendby/forside/32848>. BIV-notat 3: <https://www.teknologisk.dk/ydelser/byer-i-vandbalance/innovationskonsortie/35897>
- 5) <http://www.laridanmark.dk/vejbede-paa-moellebakken-broenshoej/forside/33926>. BIV-notat 3: <https://www.teknologisk.dk/ydelser/byer-i-vandbalance/innovationskonsortie/35897>
- 6) <https://www.envidan.dk/cases/klimasikring-af-langelinie>
- 7) <http://www.laridanmark.dk/loerenskoegvej-roedovre/forside/35678>

Tabel 7: Eksempler på lokaliteter for danske LAR-anlæg med filterjord, der modtager afstrømning fra veje eller parkeringsarealer. Baseret på information fra deltagere ved Vand i Byer workshop 2018.

Kommune	Anlæg	Koordinater
Albertslund	Politigården, Birkelundsvej 2	55°40'0.49"N; 12°20'56.23"Ø
Allerød	Widex A/S parkering	55°50'29.74"N; 12°18'59.51"Ø
Ballerup	Gørshøjvej	
Birkerød	Gasværksvej	
Brøndby	Lindevang	55°42'17.33"N; 12°27'45.05"Ø.
Frederiksberg	Lindevangsparken	
Gentofte	Ved Renden	
Gladsaxe	Kong Hans Allé, Søborg	55°45'1.29"N; 12°29'22.02"Ø
	Hagevej, Søborg Andelsforeningen Marielyst	55°43'56.08"N; 12°30'8.35"Ø
København	Prøvestens Allé, Amager	55°39'37.42"N; 12°37'0.81"Ø
	Kongedybs Allé, Amager	55°39'35.42"N; 12°36'57.27"Ø
	Møllebakken, Brønshøj	55°42'17.33"N; 12°27'45.05"Ø.
	C.J. Frandsensvej, Emdrup	
	Folevadsvej m.fl., NV	
	Limfjordsvej m.fl., Vanløse	
	Dublinvej m.fl., Amager	
	Stenlandsvej, Amager De Gamles By, Nørrebro	
Lyngby-Taarbæk	Lundtoftevej	55°46'56.30"N; 12°30'39.84"Ø
Middelfart	A. C. Hansens Alle/Kongebrovej	55°30'24.67"N; 9°43'20.53"Ø
	Ældrecenter Skovgade	
	Karensvej Egevej	55°30'17.27"N; 9°42'47.97"Ø 55°30'17.54"N; 9°43'8.89"Ø
Odense	Syddansk Universitet	55°22'5.99"N; 10°25'26.70"Ø.
	Dahlsvej	55°20'10.10"N; 10°21'2.39"Ø.
	Langelinje	55°22'51.09"N; 10°22'37.55"Ø
Ringkøbing-Skjern	Villakvarter, Tarm (Lærkevej m.fl.)	
Rudersdal	Henriksholms Allé, Vedbæk	
	Holmebjerg, Trørød	
	Viekær, Trørød	
	Vejlesøvej/Dronninggårds Allé, Holte	
Rødovre	Lørenskogvej	55°41'23.96"N; 12°26'26.73"Ø.
Vejle	Strandvejen, Bredballe	55°42'40.86"N; 9°37'26.92"Ø.
Århus	Gustav Holms Vej	56°11'3.10"N; 10°12'42.91"Ø

8. anbefalinger

- 1) Brug filterjord som en bredspektret beskyttelse. Kombiner evt. med forebyggelse (undgå brug af pesticider i oplandet).
- 2) Ved nedsivning til grundvand er det især miljøfremmede forbindelser (tungmetaller og organiske mikroforureninger) man skal være opmærksom på. Ved udledning til overfladerecipient er det især fosfor.
- 3) Følg anvisningerne til sammensætning og dybde, og sørg for et ordentligt plantedække, gerne græs.
- 4) Undgå kalk og kompost som eneste sorbenter. Sørg for at der også er lermineraller og metal-oxider i blandingen.
- 5) Ud fra et bæredygtighedsperspektiv er det ikke optimalt at skifte eksisterende jord ud med jord fra depot. Juster i stedet den eksisterende jord. Kun hvor der ikke findes jord, f.eks. i en vejkasse, bør der køres jord ind.
- 6) Anlægsteknisk skal overløbskoter kontrolleres. Vigtigt med god stuvningshøjde over hele bedet, og at overløb først aktiveres, når bedet er helt fyldt, ellers udnyttes filterjordens kapacitet ikke ordentligt. Vær opmærksom på risiko for præferentiell strømning. Overvej om forbassin og fordelerrander er nødvendige; et godt græsdække kan sandsynligvis fungere som alternativ. Overvej om det er nødvendigt med plastkassetter og geotextiler i jorden. Måske kan en grus-rende eller grus-skakt gøre det. På den måde kan det samlede anlæg få et mindre CO₂-aftryk.
- 7) Husk at lave en analyse af jorden efter udlægning, så forureningsniveau kan følges. Tag derefter prøver hvert 5. eller 10. år. Udskift filterjorden helt eller delvist når kritisk forureningsklasse nås, hvilket fastsættes lokalt.
- 8) Det er vigtigt at bevare en organisk sorbent i filterjordsblandingen. Her anbefales kompost. Ulempen ved kompost er dog et betydeligt næringsstofindhold. En mere mager organisk sorbent vil være en fordel, dog kan spagnum ikke anbefales, det er en knap ressource. Med en mere mager kilde vil der også være basis for øget biodiversitet, da mange blomstrende arter foretrækker næringsfattig jordbund.
- 9) Behovet for dokumentation og videndeling kan ikke understreges nok. Hvis vi i Danmark skal lære af hinanden, og kunne stå ordentligt inde for de anlæg, vi laver, bør der være styr på dokumentationen. Det gælder både i forhold til kvalitet af perkolat (udløbsvand) og akkumulering af forurening i jordoverfladen (behov for udskiftning), og i forhold til drift og vedligehold, herunder erfaringer med udskiftning af filterjord, efterbehandling med kalk, ukrudsbekæmpelse m.v.
- 10) Hold fanen højt: Det, at få regnafstrømningen tilbudt til byens grønne infrastruktur, er en vanskelig øvelse. Det er så meget lettere blot at lukke vandet ud i havet, men derved mistes ferskvandet som ressource for grundvandsdannelse, vanding af vegetation, og begrønning af byens hårde overflader.

9. Litteraturliste

- Bjørn, M.C., Howe, A. G. og Sangill, L.K. 2019. Forskningsbaseret anvisning i plantevalg, etablering og drift af LAR-vejbede. Teknisk Rapport.
- Cederkvist, K. 2012. Chromium in stormwater runoff : determination and control options. PhD-afhandling, Københavns Universitet.
- Cederkvist, K., Jensen, M.B., Ingvertsen, S.T. og Bjerager, P.E. 2015. Renseeffektivitet af filterjord – danske erfaringer. Byer i Vandbalance notat 6.
- Cederkvist, K., Jensen, M.B., Ingvertsen, S.T. og Holm, P.E. 2016. Controlling stormwater quality with filter soil – Event and dry weather testing. *Water*, 8(8):349.
- Cederkvist, K., M.B. Jensen and P.E. Holm. 2017. Method for assessment of stormwater treatment facilities - Synthetic road runoff application including micro-pollutants and tracer. *Journal of Environmental Management* 198: 107-117.
- Clauson-Kaas, J., Dalsgaard, A., Fotel, F. og Thuesen, L.B. 2011. Sundhedsaspekter ved regnbaseret rekreativt vand i større byer. Naturstyrelsen.
- Dragsted, J. 1988. Undersøgelse af nogle løvtræarters reaktion på saltbelastning. København, Fonden for træer og miljø. Fondsregistreringsnr. 000 233.
- Grotehusmann, D.; Khelil, A.; Sieker, F.; Uhl, M.: Naturnahe Regenwasserentsorgung durch Mulden-Rigolen-Systeme. *Korrespondenz Abwasser*, 39 (1992), Nr. 5, S. 666-687
- Ingvertsen, S.T., Cederkvist, K., Jensen, M.B., Magid, J.. 2012a. Assessment of existing roadside swales with engineered filter soil: I. Characterization and lifetime expectancy. *Journal of Environmental Quality*, 41: 1960-1969.
- Ingvertsen, S.T., Cederkvist, K., Jensen, M.B., Magid, J.. 2012b. Assessment of Existing Roadside Swales with Engineered Filter Soil: II. Treatment Efficiency and in situ Mobilization in Soil Columns. *Journal of Environmental Quality*, 41: 1970-1981.
- Ingvertsen, S., Cederkvist, K., Jensen, M.B. 2015a. Sammensætning og brug af filterjord. Videnblad nr. 07.03-06.
https://videntjenesten.ku.dk/park_og_landskab/genanvendelse_af_organiske_restprodukter/spildev_and_slam_og_regnvand/videnblad_07.03-06/
- Ingvertsen, S., Cederkvist, K. og Jensen, M.B. 2015b. Filterjord – et spadestik dybere. *Vand og Jord*, 22:101-104. <http://www.vand-og-jord.dk/artikler/vj315-filterjord-101.pdf>
- Jensen, M.B., Holm, P.E., Laursen, J. og Hansen, H.C.B. 2006. Contaminants aspects of blackish surface deposits at highway road sides. *Water, Air and Soil Pollution*, 175: 305-321.
- Jensen, M.B., Cederkvist, K., Holm, P.E., Ingvertsen, S.T. og Bjerager, P.E. 2015. Byer i Vandbalance notat 5: Vurdering af regnafstrømningens kvalitet før og efter rensning.
- Jeppesen, E., Jensen, J.P., Søndergaard, M., Lauridsen, T. og Landkildehus, F. 2000. Trophic Structure, Species Richness and Biodiversity in Danish Lakes: Changes along a Phosphorus Gradient. *Freshwater Biology*, 45:201-219.
- Københavns Universitet. 2015. Baggrundsrapport IP02: Dokumentation af filterjord. Vand i Byer.
www.vandibyer.dk. http://www.vandibyer.dk/media/1138/baggrundsrapport-ip02_final.pdf
<https://www.teknologisk.dk/ydelser/byer-i-vandbalance/innovationskonsortie/35897>
- Landbrugsministeriet. 1988. Forskrift om fælles arbejdsmetoder for jordbundsanalyser, FSK nr. 13377 af 25/08/1988. <https://www.retsinformation.dk/Forms/R0710.aspx?id=79498>

- Locatelli, L, Gabriel, S., Mark, O., Mikkelsen, P.S., Arnbjerg-Nielsen, K., Taylor, H., Bockhorn, B., Larsen, H., Kjølby, M.J., Blicher, A.S., og Binning, P.J. 2015. Modelling the impact of retention–detention units on sewer surcharge and peak and annual runoff reduction. *Water Science and Technology*, 71:898-903.
- Marcussen, I. 1990. Danmarks jordarter. Kort fortalt. Miljøministeriet, GEUS. ISBN 87-88640-47-7
- Miljø- og Fødevarerministeriet, 2017. Bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvand. BEK nr. 1625 af 19/12/2017.
- Ingvertsen, S.T., Cederkvist, K., Holm, P.E., von Siebenthal, J., Vester, M.A., og Nielsen, J.B. 2016. Aluminiumoxidcoatet sand. Udvikling og test af et jordforbedringsmiddel til nedsivningsløsninger. Udgivet af Naturstyrelsen. ISBN 978-87-7175-549-7.
- Nielsen, A.R. og Winther, R.L.H. 2013. Evaluering af en designet filtermuld til rensning af afstrømmet regnvand. Kandidatspeciale, Aalborg Universitet.
- Region Sjælland, 2001. Vejledning i håndtering af forurenede jord på Sjælland.
<https://www.regionsjaelland.dk/Miljo/jordforurening/Publikationer/Documents/jordvejledning-sjaelland-juli-2001-med-rettelser.pdf>
- Schijven, J. og Hassanizadeh, S.M. 2000. Removal of Viruses by Soil Passage: Overview of Modeling, Processes, and Parameters. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 30(1):49-127.
- Strømberg, C. og Knudsen, I.M., 2015. Anlæg af vejbede – erfaringer fra vejbede i Brøndby og København. Byer i Vandbalance notat 3. <https://www.teknologisk.dk/ydelser/byer-i-vandbalance/innovationskonsortie/35897>
- Århus Amt, Natur og Miljø. 1992. Jordforurening langs veje. Teknisk rapport.

