

## Fosforrensning af regnvand i urbane miljøer - afsluttende notat

Projekt Fosforrensning af regnvand i urbane miljøer  
Kunde Vand i Byer  
Notat nr. 01  
Dato 2018-04-13  
Til Vand i Byer  
Fra Linda Bredahl, Kasper Reitzel, Sara Egemose  
Kopi til Henning Smith Nielsen

### Contents

|  |    |
|--|----|
| 1. Baggrund.....   | 1  |
| 1.1 Fosforkrav til rensed regnvand i urbane miljøer .....                          | 2  |
| 1.2 Udfordringer med prøveudtagninger .....  | 3  |
| 2. Graden af rensning i regnvand generelt .....                                    | 4  |
| 3. Filtermedier som rensemetode .....  | 5  |
| 3.1 Eksisterende forskningsresultater vedr. filtertyper .....                      | 5  |
| 3.2 Optimering og standardisering af filterjord.....                               | 7  |
| 4. Test af fosforbindende produkter som filtermaterialer i regnvandsbassiner ..... | 9  |
| 4.1 Metode .....   | 9  |
| 4.2 Resultater og diskussion.....  | 10 |
| 5. Test af relevant software for stoffjernelse .....                               | 12 |
| 5.1 Modelling of Water Management (STORM) .....                                    | 12 |
| 5.2 Wet Detention Pond model (WDP) .....   | 13 |
| 6. Opsamling .....   | 14 |
| 7. Referencer.....   | 15 |
| 8. Bilag .....   | 17 |

Dato 2018-04-13

Rambøll  
Hannemanns Allé 53  
DK-2300 København S

T +45 5161 1000  
F +45 5161 1001  
www.ramboll.dk

Ref. 1100029554  
Version 0.25

Udarbejdet af LNDB  
Kontrolleret af HSN  
Godkendt af LNDB

### 1. Baggrund

I klimatilpasningsprojekter i urbane miljøer er der ofte et ønske om at føre og rense regnvandet synligt på terræn inden udledning til recipient. I bymiljøer er der ofte begrænset fysisk plads, og rensningstiltag skal derfor placeres flere steder i byrummet enten i deloplande eller i serie gennem oplandet. Endvidere stilles der høje krav til vandkvalitet og æstetik i forhold til de synlige vandelementer og slutrecipienten.

Fosfor (P) er den stofkomponent, der kan være sværest at fjerne, og der er derfor i nærværende projekt primært fokus på rensning for fosfor.

Nærværende notat opsamler forskellige rensemetoder for fosfor, hvor vandet håndteres synligt i terræn eller i filtermaterialer, herunder renseseffekten af serieforbundne rensemetoder og omtaler software, som kan beskrive dette.

Håbet er at notatet kan samle op på nyttig viden og sprede den til myndigheder, rådgivende ingeniører og forsyningsselskaber, der arbejder med klimatilpasningsprojekter og rensning af regnvand i urbane miljøer.

### 1.1 Fosforkrav til rensed regnvand i urbane miljøer

På nationalt niveau er der ikke krav til, hvad det maksimale indhold (koncentrationen) af eksempelvis fosfor skal være i udledt vand, så længe koncentrationen af stoffet i recipienten ikke overstiger recipientkvalitetskravene.

Recipientkvalitetskrav for mange stoffer er fastsat på grundlag af lovgivningen (bekendtgørelse om fastsættelse af miljømål for vandløb, søer, kystvande, overgangsvande og grundvand) /2/ og indgår også i miljømålene i statens vandplaner /3/. Dette gælder især miljøfarlige forurenende stoffer, men et biologisk og fysisk-kemisk kvalitetselement som niveauet for fosfor i en recipient er ikke fastsat i lovgivningen, og de angivne fosfor-koncentrationer i vandplanerne indgår kun som støtteparameter til at vurdere, hvornår målsætningen skønnes opfyldt i den enkelte recipient. I mange tilfælde i vandplanen (Øresund) er disse fosfor-koncentrationer i søer sat til 70 µg total-P/l, mens der også ses 25 µg total-P/l samt værdier omkring dette interval /3/.

Det fremgår også af Vandområdeplanen (Øresund) /4/, at den væsentligste årsag til, at søer ikke har god økologisk tilstand, er tilførslen af fosfor.

Så længe miljømålene for recipienterne opfyldes, er det op til den enkelte kommune at fastsætte, hvordan det bliver opfyldt og dermed at fastsætte det endelige kvalitetskrav for fosfor i en udledning til en recipient. Københavns Kommune har fastsat krav til indholdet af fosfor i en eventuel udledning til visse recipienter /5/ - se også Tabel 1.

Grundet sådanne krav er det relevant at undersøge de optimale metoder til rensning af regnvand, inden vandet udledes til urbane miljøer.

Tabel 1. Københavns Kommunes forslag til kvalitetskrav for total-P niveauer i kommunens ferskvandsreceptier og til eventuel rensemetode af vand, som skal udledes til disse. Tabel fra /5/.

| sø                                | Sø sommer-middel TP (mg/l) | Sø års-middel* TP (mg/l) | Tilløb, årsmiddelkrav TP (mg/l) |                   |                   |                    |
|-----------------------------------|----------------------------|--------------------------|---------------------------------|-------------------|-------------------|--------------------|
|                                   |                            |                          | Maks. op-lands-areal            | 50% maks. op-land | 25% maks. op-land | 10 % maks. op-land |
| Damhussøen                        | 0,043                      | 0,043                    | 0,051                           | 0,052             | 0,053             | 0,054              |
| Kirkemosen                        | 0,050                      | 0,049                    | 0,057                           | 0,058             | 0,060             | 0,062              |
| Degnemosen                        | 0,070                      | 0,064                    | 0,073                           | 0,075             | 0,077             | 0,080              |
| Sø i Brønshøjpark; "Louisehullet" | 0,070                      | 0,064                    | 0,074                           | 0,076             | 0,077             | 0,079              |
| Ryvangsø                          | 0,070                      | 0,064                    | 0,073                           | 0,075             | 0,077             | 0,078              |
| Fælledpark Sø                     | 0,050                      | 0,049                    | 0,055                           | 0,056             | 0,057             | 0,059              |
| Sø i Ørstedpark                   | 0,070                      | 0,064                    | 0,075                           | 0,078             | 0,081             | 0,085              |
| Kildevæld Sø                      | 0,070                      | 0,064                    | 0,073                           | 0,076             | 0,078             | 0,082              |
| Kastrup Fort Sø                   | 0,070                      | 0,064                    | 0,074                           | 0,076             | 0,077             | 0,080              |
| Valbypark Sø                      | 0,070                      | 0,064                    | 0,082                           | 0,082             | 0,082             | 0,082              |
| Brønshøj Gadekær                  | 0,070                      | 0,064                    | 0,072                           | 0,074             | 0,076             | 0,078              |
| Skt. Jørgen Sø N**                | 0,025**                    | 0,040**                  | 0,047                           | 0,047             | 0,048             | 0,048              |
| Pebbling Sø + Sortedam Sø S+N     | 0,040                      | 0,041                    | 0,049                           | 0,050             | 0,051             | 0,052              |
| Utterslev Mose                    | 0,070                      | 0,064                    | 0,074                           | 0,074             | 0,074             | 0,074              |
| Sø i Østreaanlæg                  | 0,050                      | 0,049                    | 0,055                           | 0,056             | 0,056             | 0,057              |
| Kastelsgraven                     | 0,070                      | 0,064                    | 0,066                           | 0,067             | 0,068             | 0,069              |
| Emdrup Sø                         | 0,070                      | 0,064                    | 0,066                           | -                 | -                 | -                  |

\*Type 9 lavvandet sø; \*\*Målsat: Type 10 dyb sø, krav til sommer-klorofyl på 12 µg/l og sommer-TP på 0,025 mg/l

## 1.2 Udfordringer med prøveudtagninger

Til at opnå et bedre nationalt vidensgrundlag omkring rensning af regnvand er det også relevant at undersøge hvilke beregningsmetoder, der er optimale at anvende til dette. I urbane områder bliver det i dag mere og mere almindeligt at indbygge LAR-elementer/renebassiner i serie. I tætbebyggede områder sker dette som oftest pga. pladsmangel, mens der i ydre mere provinsielle byområder sker det, at et villaområde, der indeholder et renebassin, med tiden kommer til at ligge f.eks. opstrøms et nyt villaområde. Det ny område får også et renebassin og således er der opstået serielt forbundne renebassiner, hvorfor stofsammensætningen af det nedstrøms bassin er anderledes end det opstrøms bassin.

Man behøver måleresultater for rensemetoder som f.eks. serielt forbundne renebassiner (treatment-trains). Der er pt. ikke nok viden om, hvad renegraden er i et bassin, som modtager vand fra et opstrøms renebassin. Hvis man vil have nogen idé om, hvad renegraden egentlig er, når det let-sedimenterende materiale er fjernet i et opstrøms bassin, er det først og fremmest nødvendigt at etablere mulighed for prøveudtagning for hvert enkelt renebassin, der er forbundet i serie. I dag er udfordringen dog ofte, at der simpelthen mangler mulighed for at kunne udtage prøver, fordi der ved etablering af det pågældende anlæg ikke

blev taget højde for, at udtagninger skulle kunne lade sig gøre. Dette kan udbedres ved at etablere en brønd ved henholdsvis indløb og udløb for hvert rensebassin.

Prøvetagninger forbedrer muligheden for at kunne opnå bedre estimater på rensningen i et LAR-anlæg generelt ved brug af standardiserede beregningsmetoder.

## 2. Graden af rensning i regnvand generelt

Da der er et begrænset datamateriale på området, er det vanskeligt i praksis at kvantificere hvor meget, at de forskellige rensemetoder rent faktisk rens vandet. Alene det, at graden af rensning afhænger af stofkoncentrationerne i indløbsvandet, udgør en stor usikkerhed omkring det at sammenligne forskellige rensegrader.

I nærværende notat er udarbejdet en oversigt over fundne rensegrader fra litteraturen i forbindelse med kvalitet af regnvand. Oversigten ses i bilag 1 og dækker blandt andet filtermedier/filtermaterialer og våde bassiner. Bilaget skal ses som en oversigt med forbehold for ovenstående usikkerheder som forskellige i målemetoder, forudgående regnhændelser etc.

Alt efter rens metode ses fosfortilbageholdelser på alt fra 20% til 90% (bilag 1). Renseeffektiviteten for fosfor ligger i bassiner omkring 55-80% af total-P, ned til koncentrationer på omkring 0,1 mg total-P/l (bilag 1). Renses fosfor i filtermaterialer ses renseeffektiviteter på alt fra 35% til 90% afhængigt af de forskellige filtermaterialer og eventuelle berigelse af disse.

Det er klart, at de store intervaller på renseeffekter afhænger af rigtig mange faktorer ud over dimensioner på rensenheden. I f.eks. bassiner varierer stofkoncentrationerne i tilløbet til et givent bassin meget mellem regnhændelser såvel som under selve hændelsen. Uden detaljerede målinger er det ikke muligt at fastlægge disse variationer. Den store variation under den enkelte regnhændelse, samt variationen fra hændelse til hændelse gør, at det kræver en større målekampagne at bestemme, hvad der er en typisk belastning for et givent bassin. Vollertsen et al. /7/ udtaler, at "enkelte stikprøver er i denne sammenhæng helt uden værdi".

Opholdstiden er også afgørende for renseeffektiviteten. Opholdstiden vil variere for hver regnhændelse afhængigt af regnmængde og -intensitet. Der er i litteraturen angivet at et vådvolumen på 250 m<sup>3</sup>/red.ha eller derover sikrer en tilstrækkelig lang opholdstid til at rensprocesserne kan nå at finde sted /7/,/8/. Er dette opfyldt, er der god sandsynlighed for at et bassin rens med de i bilag 1 viste typiske rensegrader.

For filtermaterialer, hvor der sker en reaktion med indholdsstoffer, vil opholdstiden ligeledes have en betydning. Derudover er det for filtermaterialer af betydning for renseeffektiviteten, at der bliver fjernet tilstrækkeligt med partikler i vandet, inden vandet når filtermaterialet. Herved undgås at filtermaterialet tilstoppes.

Det bemærkes, at rensegrader, i stedet for at stå alene, gerne skal ses sammen med indløbskoncentrationer i bassiner, idet et bassin reducerer høje indløbskoncentrationer mere end lave indløbskoncentrationer. For veldimensionerede bassiner (> 250 m<sup>3</sup>/red.ha) vides

det, at udløbskoncentrationen fra bassinerne ofte vil være omtrent ens, uanset om indløbskoncentrationen er høj eller lav /7/.

Rensegrader ses ofte i forhold til den totale fosforpulje (Total-P). Hvor effektivt fosfor kan fjernes afhænger dog også af partikelstørrelse samt den form, som fosfor er på. Overordnet kan total-P siges at bestå af ca. 50/50 opløst P og partikulært P /9/. Af total-P er ca. 75% af puljen biotilgængelig, idet ikke kun det opløste fosfor men også en andel af det partikulære fosfor er biotilgængeligt /9/.

Den partikelbundne del af fosforpuljen kan fjernes ved sedimentation, og generelt renser våde regnvandsbassiner mere effektivt overfor partikelbundet forurening end for forurening på opløst form /7/. Dog er det meste fosfor bundet til små partikler, som er de partikler, der sedimenterer langsomt.

Det er altså ikke kun behovet for at finde metoder, der kræver mindre plads end regnvandsbassiner. Der er også behov for at anvende metoder, der effektivt fjernes de små partikler og den opløste del af fosforpuljen.

### 3. Filtermedier som rensemetode

Københavns Kommune har tidligere lavet en oversigt over en række rensemetoder, og hvilke af disse, der er gode til at fjerne hvilke forurenende stoffer, jf. /6/. Af oversigten fremgår, at i forhold til sandfiltre, forceret sedimentation og kemisk fældning vil fosfor fjernes mest effektivt ved hjælp af fældning.

#### 3.1 Eksisterende forskningsresultater vedr. filtertyper

Dette afsnit opsummerer de nyeste, allerede eksisterende forskningsresultater på mulige filtertyper fra de danske forskningsinstitutioner på området. Bilag 2 indeholder en opsummering over en række parametre for diverse filtermaterialer til rensning af vand inklusiv relevante referencer.

Der er fokus på danske studier af filtermaterialer, da disse artikler typisk nævner alle de relevante internationale artikler. Endvidere er fokus på tilbageholdelse af fosfor. Derfor er tilbageholdelse af andre stoffer kun nævnt sporadisk. Opsamlingen er udarbejdet med den tilgængelige tid og er derfor ikke nødvendigvis 100 % fyldestgørende for området, ligesom der kan være studier, som ikke er publiceret, og som vi dermed ikke er bekendt med.

Tabellen i bilag 2 indeholder kun filtermaterialer, som har været testet eller anvendt i Danmark. Sand er det eneste filtermateriale, som der er solid erfaring med at bruge i Danmark. Alle de andre materialer nævnt i tabellen (bilag 2) er således kun testet i laboratorieforsøg eller anvendt i ganske få tilfælde eller i pilotanlæg. Det betyder også, at datagrundlaget er meget begrænset. Det gælder også for sand, da langt de fleste anlæg ikke er monitoreret.

Endelig gælder det generelt, at langtidsstudier over filtermaterialer stort set ikke eksisterer. De fleste fosfor-tilbageholdelser er målt i filtrenes første leveår. For nogle af filtertyperne gælder det, at de ikke er anvendt/testet i regnvandsbassiner men anvendt/testet som filtermateriale i rodzoneanlæg eller til rensning af diffus afstrømning og de vil dermed potentielt også kunne anvendes i regnvandsbassiner.

Supplerende til bilag 1 viser nedenstående Tabel 2 en oversigt over nogle af alle de produkter, som bruges også til rensning af vand i det åbne land /24/. Det er dog langt fra alle som er testet i Danmark.

| Material           | Useful for     | P removal                             |
|--------------------|----------------|---------------------------------------|
| Allophane          | Soil amendment | High                                  |
| Pumice soil        | Soil amendment | Low                                   |
| Sand               | Soil amendment | Low                                   |
| Amended sand       | Soil amendment | Medium                                |
| Tephra (P)         | Soil amendment | High                                  |
| Pumice             | Filter         | Medium                                |
| Shale              | Soil amendment | High                                  |
| Shell-sand         | Filter         | Medium                                |
| Limestone          | Both           | Medium                                |
| Serpentinite       | Filter         | Medium                                |
| Wollastonite       | Filter         | Medium                                |
| Zeolites           | Filter         | Medium                                |
| Phosphate rock     | Filter         | Medium (based on apatite performance) |
| Alum               | Soil amendment | High                                  |
| Amended zeolites   | Filter         | High                                  |
| Filtralite-P       | Both           | High                                  |
| LECA               | Both           | High                                  |
| Phoslock™          | Both           | High                                  |
| DWTRs              | Soil amendment | High                                  |
| Fly ashes          | Soil amendment | High                                  |
| Seashells          | Filter         | Medium                                |
| Slag               | Both           | High                                  |
| Fe-based materials | Soil amendment | High                                  |
| Tree bark          | Filter         | Low                                   |
| Subsoil            | Substrate      | Medium                                |

Tabel 2 Resultater opnået vha. potentielle jordforbedrende midler og filtermaterialer /24/.

### 3.2 Optimering og standardisering af filterjord

Nærværende afsnit fremhæver filterjord, dels pga. dens popularitet som lokal renseløsning i urbane områder og dels på grund af filterjords tvivlsomme evne til at fjerne fosfor trods løsningsens popularitet. Som nævnt er der i det urbane miljø ofte fysisk pladsmangel, så renseløsninger, som kan integreres med andre funktioner, er populære. En renseløsning med filterjord anses for en rensemetode, som kan integreres i landskabelige elementer, fx regnbede, og renseløsningen anvendes i dag i bred udstrækning.

Filterjord benævnes også filtermuld i litteraturen, men filterjord anses for bedre benævnelse, da det er en bred betegnelse for mange forskellige typer af jord. Til disse jorde kan forskellige stoffer tilsættes, hvorefter den berigede filterjord opnår bedre evner til at fjerne forureningskomponenter som fx fosfor. Filterjord er derfor i mange tilfælde grundlæggende for eventuel tilsætning af jordforbedrende midler.

I Danmark findes ingen officiel standard-filterjord. Hvis rensemetoden skal udvikles og forbedres, er der behov for en bedre standardisering af filterjord samt anvendelse heraf. Dette ville give bedre mulighed for at sammenligne forsøgsresultater af rensemetoder med berigede filterjordsløsninger – til fordel for fosforfjernelse.

Der er kun få målinger af filterjords evne til at tilbageholde materiale. Filterjord er anvendt flere steder i Tyskland igennem længere tid til rensning af vejvand inden nedsivning. Et filterjordsanlæg vil dog miste en del af kapaciteten efter et stykke tid, fordi vejvandet tilfører nyt materiale til toppen af jorden, som fortættes. Filterjorden skal derfor udskiftes efter en årrække.

Tyske krav til filterjord ses i Tabel 3. Den tyske manual danner baggrunden for nogle af forskningsinstitutionernes forskning indenfor filterjord, hvorfra haves krav til indholdet i filterjord. I den tyske manual er der angivet intervaller for indholdet i jord, og der er dermed kun den ene type filterjord. Den tyske manual anviser, at pH skal være mellem 6 og 8, mens danske kilder mere nævner den lave ende af dette (6,5-7).

I udlandet er der dog ikke i samme grad interesse for forureningen i regnvand, fordi forureningsgraden er så meget lavere end i spildevand. I Danmark er filterjordskonceptet stadig meget nyt (ca. 7-8 år gammelt) og forskningsresultaterne sparsomme.

Tabel 3 sammenholder oversigter over de optimale egenskaber i filterjord.

|   | Vidensblad 2015 /10/   | Tyske krav ifølge Kliikovand /11/<br>Tyske manuel /12/  |
|---|--|---|
| Tykkelse                                  | Filterjordlaget bør være 30-50 cm tykt afhængigt af behovet for rensning og ønsker til plantevækst.  | Mindst 10 cm tykt lag topjord. Med en lav kvalitet af jorden herunder skal laget af topjord øges til mindst 20 cm.  |
| Lednings-<br>evne                         | Jordens hydrauliske ledningsevne bør ikke være lavere end $10^{-5}$ m/s ved anlæggelse (afhænger af jordens tekstur og kompakt-hed), men heller ikke højere end $10^{-4}$ m/s. Justeres ved iblanding af sand. | Hydraulisk ledningsevne justeret til $10^{-4}$ - $10^{-5}$ m/s ved iblanding af sand.   |
| Blandings-<br>forhold og<br>kornstørrelse | Filterjorden skal være homogent blandet. Det samlede indhold af ler (<0,002 mm) og silt (<0,063 mm) bør ligge mellem 5 og 10 % (vægtprocent).  | Et vist lerindhold (3 – 10 %). Filterjord kan f.eks. fremstilles af muld fra depot iblandet sand med kornstørrelse 0,02-2 mm i forholdet 1 del muld til 1 del sand. Muld og sand blandes grundigt, så der opnås en homogen blanding.                          |
| Stof-<br>parametre                        | Jorden skal være ren i udgangspunktet, fx Klasse 0 i Sjællandsvejledningen. Det gælder også, at der ikke bør være høje mængder fosfor, som let kan udvaskes med regnvandet.                                    |   |
| Organisk<br>stof                          | Indholdet af organisk materiale bør være mellem 1 og 3 % (vægtprocent) og af så stabil karakter som muligt.  | Et vist humusindhold (1 - 3 %)  |
| pH  | pH mellem 6,5 og 8, men helst i den lave ende af spektret.   | /11/ anviser en høj pH (8,2 ligevægt med kalk), mens /12/ angiver at pH skal være mellem 6 og 8.<br>Ved tilsætning af kalk, under hensyntagen til de naturlige lokale jordbundsforhold, kan den ønskede pH-værdi på 6 til 8 opnås.                            |
| Tilsætninger                              | En større bindingskapacitet og længere levetid kan opnås ved at iblande stærke 'sor-benter'.   | Anvendelse af letopløseligt kalk er ikke til-rådeligt, da dette hurtigt udvaskes som hydrogencarbonat. Hvis f.eks. sand skal inkorporeres som blanding til jorden i et nedsivningsanlæg pga. meget lav permeabilitet, bør der vælges et sandholdigt carbonat. |
| Oplandska-<br>rakteristik                 | Forholdet mellem vejareal eller parkeringsareal og nedsivningsareal kan variere alt efter det forventede forureningstryk og dybden af jordlaget. Danske eksempler varierer mellem ca. 1:5 og 1:25.             |   |
| Dække                                     | Jordlaget skal placeres ved overfladen i anlægget og bør være vegetationsdækket.   |   |

**Table 3. Optimal properties in filter soil. The source /11/ is a note on LAR-limit values and recommendations, which refers to the German manual on filter soil. There is a slight discrepancy in pH between the sources.**



#### 4. Test af fosforbindende produkter som filtermaterialer i regnvandsbassiner

Afsnittet omhandler test af om visse produkter ville kunne bruges som filtermateriale i en eventuel videreudvikling af filtertyper, der renses bedre for fosfor. I følgende test og forsøg er fokuseret på at undersøge og dokumentere potentialet i anvendelse af produkter, der er udviklet med det primære formål at tilbageholdelse af fosfor.

I forsøget er der således testet 3 forskellige fosforbindende produkters evne til at binde fosfatkoncentrationer naturligt forekommende i regnvand, ved forskellige opholdstider. De 3 produkter er kort beskrevet i Tabel 4.

Det er vigtigt at fastslå, at dette forsøg ikke kan bruges til at konkludere, hvorvidt de 3 testede produkter vil være egnede som filtermateriale. Derimod skal testen vise, hvorvidt de 3 produkter er i stand til at binde fosfor under de korte opholdstider, der må forventes under håndtering af bynært regnvand, og dermed danne vidensgrundlag for hvorvidt det er relevant at foretage yderligere laboratorieforsøg, der nærmere vil kunne teste de enkelte produkters egnethed som decideret filtermateriale.

|                                   |   |
|-----------------------------------|---|
| Phoslock                          | Phoslock er et modificeret lerprodukt, hvor grundstoffet Lanthan (La) er blevet ionbyttet ind mellem de negativt ladede bentonitlag i lermatricen. Lanthan har en meget høj affinitet for P, og ved P binding dannes to typer af mineraler (Rhabdophane og Monazite), der begge er meget tungtopløselige og ikke påvirkes af naturligt forekommende pH-udsving /13/, /14/ og /15/.  |
| Aqual-P                           | Aqual-P er en zeolit, hvor Aluminium (Al) er ansvarlig for P bindingen. Ifølge producenten, vil Aqual-P pga. dens negativt ladede porøse struktur også være i stand til at binde $\text{NH}_4^+$ . Upublicerede forsøg på SDU indikerer at Aqual P er mindre pH følsom end rent Al, men der ses dog stadig frigivelse af Al ved højere og lavere pH værdier. For yderligere info se f.eks. /16/.                                  |
| Lagdelte dobbelt-hydroxider (LDH) | LDH'er består af lagdelte positivt-ladede lag, der er i stand til at tilbageholde forskellige anioner, som f.eks. fosfat /17/. LDH'er forekommer både naturligt, men er også relativt simple og billige at syntetisere, hvorfor de har tiltrukket en del opmærksomhed fra industri og forskning. Der findes mange forskellige typer af LDH'er, og typen brugt i dette forsøg er en kommerciel magnesium-aluminium hydroxynitrate. |

Tabel 4 De 3 udvalgte produkter

##### 4.1 Metode

Til alle forsøgene i dette projekt blev der anvendt kunstigt regnvand, der bestod af MilliQ vand (demineraliseret og filtreret vand) med en pH værdi på 7. De 3 produkters maksimale fosforbindingskapacitet i det kunstige regnvand, blev indledningsvist bestemt gennem et 24 timers fosforadsorptionsforsøg, og kan ses i Tabel 5.

Den maksimale fosforbindingskapacitet blev efterfølgende brugt til at dosere de enkelte produkter i forhold til en fosforkoncentration på  $100 \mu\text{g P/l}$ , som ligger inden for det spænd i fosfatkoncentrationer, der er fundet i regnvand i København (Pers. Info. Morten Ejsing Jørgensen, Københavns Kommune).

| Fosforbindende produkt | Maksimal P bindingskapacitet<br>(mg P/g produkt) |
|------------------------|--|
| Phoslock               | 10:1   |
| Aqual-P                | 5:1  |
| LDH                    | 7:1  |

**Tabel 5** Maksimal fosforbindingskapacitet af Phoslock, Aqual-P og LDH

I et delforsøg blev der kun anvendt en produkt dosis svarende til den maksimale fosforbindingskapacitet (Tabel 5), hvilket vil simulere fosforbindingskapaciteten i et ældre filter, hvor fosforbindingskapaciteten er ved at være opbrugt.

Derudover testede vi også fosforbindingskapaciteten ved et 50 x større overskud af de enkelte produkter i forhold til P, for at simulere en situation, hvor der er et større overskud af fosforbindingskapacitet (f.eks. et nyanlagt filter).

Der er ikke foretaget detaljerede beregninger på, hvor stort et fosforbindingsoverskud et nyanlagt filter vil have, og vi forventer at det testede overskud på 50 x dosis stadig vil være stærkt underdoseret i forhold til en naturlig situation, hvor man må forvente et anlæg med ca. 5 års fosforbindingskapacitet.

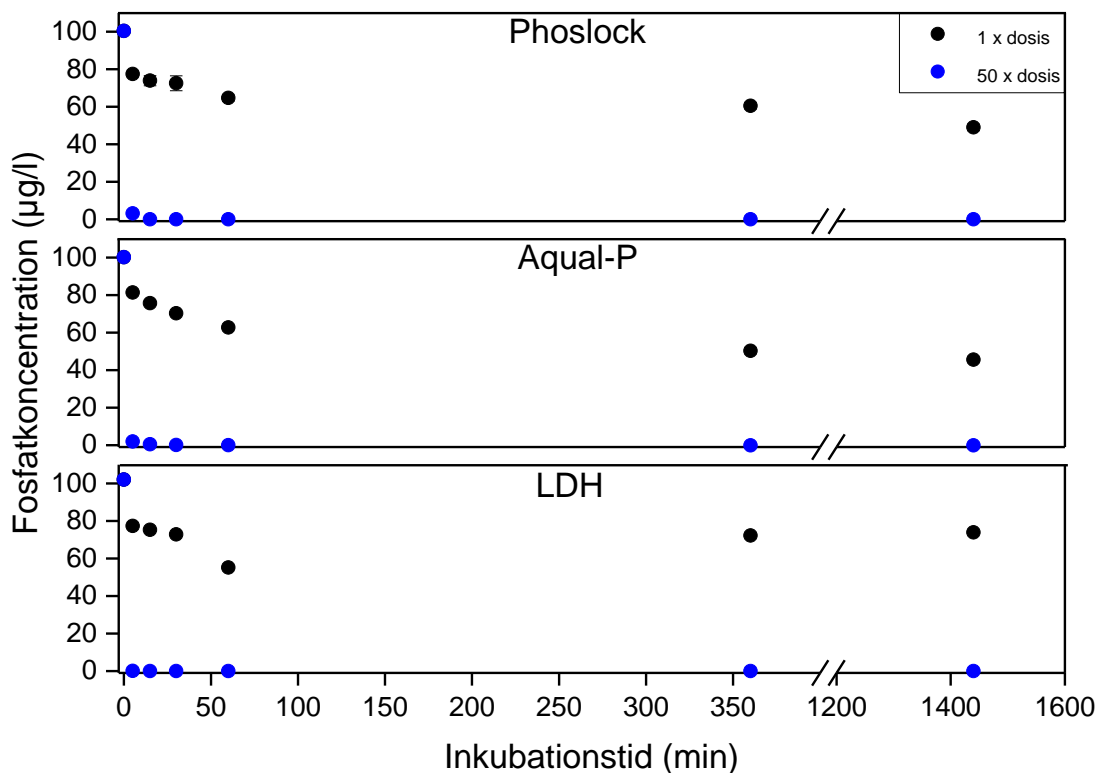
Forsøget blev udført i 50 ml centrifugerør i triplikater. Der blev tilsat en fosfatopløsning til det kunstige regnvand svarende til en koncentration på 100 µg/l, hvorefter de fosfatbindende produkter blev doseret til de respektive centrifugerørene i: 1) et forhold svarende til den maksimale fosforbindingskapacitet, samt 2) en dosis svarende til 50 x den maksimale fosforbindingskapacitet.

Herefter blev prøverne inkuberet på rystebord og triplikater blev udtaget til tiderne: 5 min., 15 min., 30 min., 60 min., 6 timer og 24 timer, for at teste produkternes evne til at binde fosfor, også ved korte opholdstider. Udover prøverne med de fosfatbindende produkter, blev der også lavet en måleserie, hvor der kun var kunstigt regnvand med en fosfatkoncentration på 100 µg P/l for at kunne korrigere for eventuelle ændringer i fosforkoncentrationen, der måtte skyldes andre faktorer end de fosforbindende produkter. Efter inkubation af prøverne blev disse filtreret på et 0,2 µm membranfilter, hvorefter fosfat blev analyseret. Filterstørrelsen på 0,2 µm blev anvendt, fordi det er standard ved testning af Phoslock, idet fx Lanthan kan eksistere i små kolloider, som kan passere gennem f.eks. et 0,65 eller 0,45 µm filter /18/.

## 4.2 Resultater og diskussion

Af Figur 1 ses resultatet af adsorptionsforsøget. Det ses generelt at produkterne ved den lave produkt dosis kun binder omkring 50 % af den initiale fosfatkoncentration på 100 µg/l indenfor de første 24 timer. Derimod formår alle 3 produkter at binde 100% af fosfaten så snart de er overdoseret med 50 gange, og det selv efter kun 5 min. Det tyder således på at disse produkter ville kunne bruges som filtermateriale til fældning af fosfor selv i systemer med meget korte opholdstider. Da den anvendte overdosering på 50 gange ydermere forventes at være meget lav i forhold til et færdigt filtersystem, hvor man vil forvente en langt højere overdosering (for at opnå en langvarig effektivitet af filtersystemet), giver dette

forsøg forhåbninger om at det vil være muligt at anvende de testede produkter, som filtermaterialer.



Figur 1. Fosfatkoncentrationen som funktion af adsorptionstiden for Phoslock, Aqual-P og LDH, ved 1x dosis og ved 50x dosis i forhold til fosfatmængden i inkubationsrørene. Standardafvigelser er angivet, men ofte så små at de ikke kan ses af figuren.

Før man ville kunne designe systemer med fosfatfiltre ud fra ovenstående materialer er det dog vigtigt at foretage yderligere test og evt. videreudvikling af materialerne, således at man sikrer, at produkterne f.eks. ikke skylles ud af systemet eller frigiver skadelige metaller som f.eks. lanthan (La). For Phoslock ved man f.eks., at partikelstørrelsen af lermatricen afhænger af vandets hårdhed /15/, /18/, således at der dannes meget fine partikler i vand med lav bufferkapacitet (som f.eks. regnvand). Dette ville potentielt kunne føre til at Phoslock og små Lanthan-partikler skylles ud af systemet. Det er muligt at zeolitmatricen samt LDH'erne kunne påvirkes på samme måde, men det kræver yderligere test. Det vil således være relevant at foretage yderligere test og evt. produktudvikling med henblik på at videreudvikle og designe filtermaterialer, med høj fosforbindingskapacitet ved naturlige fosforkoncentrationer og kort opholdstid.

## 5. Test af relevant software for stoffjernelse

Det er generelt meget svært at opstille en virkelighedstro model for stoftilførsel og stoffjernelse, da de varierer utrolig meget over tid og afhænger af f.eks. oplandstype, regnintensitet og varighed, forudgående tørvejrperiode og opholdstid i afvandingselement. Det er derfor almen praksis at bruge en forsimplet beregning, med gennemsnitskoncentrationer og fjernelsesgrader. Begrundelsen for denne tilnærmede metode er, at de varierende koncentrationer og rensegrader vurderes at blive udlignet over tid. Der er gjort flere forsøg på at standardisere en beregningsmetode:

Et udmærket beregningsværktøj er *RegnKvalitet /19/*, som er et excelark udviklet af Regnvandsforum og kan downloades på [www.regnvandskvalitet.dk](http://www.regnvandskvalitet.dk). Beregningsværktøjet anses for vidt udbredt og kan varmt anbefales til brug for vurdering af vandkvaliteten i udledninger fra separatkloakerede, bynære områder. Værktøjet har dog fokus på beregning af vandkvaliteten i indløbsvand og rensning indgår dermed ikke som en del af værktøjet, der derfor ikke beskrives nærmere her.

*SAMBA* var en gang et gængs program, men dette er ikke så anvendt længere, og beskrives ikke nærmere her. Til gengæld undersøgt to af de værktøjer, som er udviklet i den forbindelse: *STORM* og *WDP*.

Desuden findes også softwaren *EcoLab*, som beregner vandkvaliteten dynamisk. *EcoLab* kan anvendes integreret med det hydrodynamiske software *MIKE URBAN* fra 2017-versionen. Dermed åbner det en ny mulighed for detaljerede beregninger af vandkvalitet på afstrømning fra urbane befæstede overflader. *EcoLab* gør det muligt for brugeren selv at implementere omsætningsudtryk og stofkomponenter. Programmet er derfor relativt kompliceret at anvende. Det har ikke været muligt, indenfor rammen for nærværende projekt, at teste *EcoLAB* i forbindelse med *MIKE URBAN*, men der er gode erfaringer med *EcoLAB* i andre sammenhænge.

Et udenlandsk studie /20/ sammenligner fire udenlandske beregningsværktøjer og konkluderer på baggrund af mange stoffer uden specifikt fokus på fosfor, der dog indgår som testet stofkomponent i alle værktøjerne. De i studiet fire udvalgte værktøjer er: *StormTac*, *Inflowworks CS*, *SuDS Studio* og *MUSIC*. For sammenligning af disse beregningsværktøjer henvises til /20/.

### 5.1 Modelling of Water Management (STORM)

Programmet *STORM /21/* er udviklet af den tyske universitetsforsker Harald Sommer og gennemgås her på baggrund af hans gennemgang af programmet på et webinar.

Programmet er baseret på massebalancer, i modsætning til f.eks. *MIKE*-produkterne, som er baseret på hydrodynamik. Massebalancer er statiske med bl.a. faste tidsstep, hvorimod hydrodynamiske modeller er dynamiske med bl.a. varierende tidsstep. Dette gør, at *STORM* ikke er så beregningstung at arbejde med.

I modellen indtastes et opland, som består af en række brugerdefinerede deloplande, hvor oplandstype, befæstelsesgrad, fordampning og nedbør mm. defineres. Det er muligt enten

at vælge default-indstillinger eller at indsætte bestemte tidsserier for regn (både CDS og LTS modelregn), fordampning og temperatur /21/.

Programmet er opbygget af en række forskellige afvandingselementer, som f.eks. vandløb, renseanlæg, grønne tage og regnbede. GIS-data kan anvendes. For hvert element defineres en konstant indløbskoncentration og stoffjernelse for udvalgte parametre. Der er ingen prædefinerede parametre, stoffkoncentrationer eller resegrader, dvs. at alt skal indtastes manuelt. I forhold til den hydrauliske del, er simuleringen af den stofmæssige del meget simpel, og kunne i princippet laves ved almindelige håndberegninger.

Der er umiddelbart ingen fordel ved at bruge STORM frem for MIKE-produkterne. STORM vurderes at være anvendelig til mindre oplande, hvor fokus er på udledningen i et enkelt punkt. MIKE-produkterne er derimod gode til alle oplandsstørrelser, hvor fokus er på flow og vandstand undervejs og summeret, f.eks. ledningsstrengene og oversvømmelse på terræn.

Det anbefales primært at bruge STORM til simulering af vandbalancer i et opland, hvor man har fravalgt brugen af MIKE-produkter af anden årsag.

## 5.2 Wet Detention Pond model (WDP)

Programmet eller modellen Wet Detention Pond (WDP) er udviklet af Ålborg Universitet af Jes Vollertsen /22/ og kan downloades på [www.separatvand.dk](http://www.separatvand.dk). Programmet er primært udviklet til at bestemme renseseffektiviteten af regnvandsbassiner. Det er med andre ord ikke repræsentativt for andre LAR-elementer end bassiner.

WDP modellen skal bruge input for en selvvalgt historisk regnserie eller en tidsserie af tilløbsvandføring. Modellen regner med konstant sammensætning af indløbsvandet til bassinet og modellen regner stoffjernelsen ud efter en simpel 1. ordens fjernelsesproces anvendt på vandet i bassinet. Ålborg Universitet har testet, at modellen ikke blev bedre ved brug af en mere avanceret fjernelsesmodel. Derudover er WDP testet imod MIKE URBAN, hvor det viste samme resultater på regnvandsbassiner (pers. komm. Jes Vollertsen).

Som udgangspunkt kan modellen, for fosfors vedkommende, regne på total fosfor samt på opløst fosfor (ikke testet nærmere). Dertil regner modellen som udgangspunkt på suspenderet Stof, udvalgte tungmetaller samt enkelte andre stofparametre. Den førsteordenshensfaldskonstant/ratekonstant ( $k$ ), der beskriver processen i bassinet, kan man se og justere, så den kan simulere et andet stof.

Bruger kan ændre på en lang række andre forhold så som oplandsareal, dimensioner for bassinet, om der skal medtages fordampning samt raten af denne, basisvandføring, nedsivningsrate og udsivning afhængig af årstiden. Derudover kan brugeren ændre hvordan bassinets udløbsforhold er skruet sammen samt på stofsammensætningen i tilløbet til bassinet /22/.

Modellen beregner kun ét bassin af gangen, men det er muligt at gemme opsætningen pr bassin og bruge det som input til et nedstrøms forbundet bassin. Modellen kan således regne på koblede bassiner /23/, og med den mulighed kan også sammenlignes resultater for aflastning i forhold til, hvis opstrøms bassiner til- eller afkobles.

Efter beregning af vandkvalitet i WDP får man resultater på aflastningen set i forhold til en gentagelsesperiode. Når modellen regner på koblede bassiner, indgår det direkte opland også stadig i beregningen, idet indløbskoncentrationen i det nedstrøms bassin beregnes ud fra udløbskoncentration i opstrøms bassin plus det direkte opland.

Der tages kun højde for stoffjernelsen i vandsøjlen, mens nedbrydningen af f.eks. biocider i bassinets sediment ikke er omfattet.

Alt i alt lader Wet Detention Pond modellen, WDP, til at være et ganske udmærket simpelt værktøj til beregning af stoffjernelse i regnvandsbassiner, når man husker på at der arbejdes med konstant indløbskoncentration. Softwaren er ikke så kompliceret som produkterne i softwareserien MIKE men alligevel - med simpel årstidsvariation og med kobling af bassiner - mere avanceret end de ellers gængse, simple håndberegninger.

## 6. Opsamling

Klimasikring øger behovet for at fraseparere regnvand fra kloaksystemet og håndtere regnvand lokalt (LAR-løsninger). Recipientkvalitetskrav for bl.a. fosfor stiller dog store krav til rensning af regnvand. Der er foretaget en gennemgang af gængse LAR-løsninger, hvor vandet håndteres synligt i terræn eller i filtermaterialer, og der er set på deres renseseffekt for fosfor. Oversigter over fundne renseseffekter er samlet i bilag 1 og bilag 2.

I bymiljøer skal LAR-løsninger som oftest indpasses indenfor en begrænset fysisk ramme, og rensetiltag skal derfor placeres flere steder i byrummet enten i deloplande eller i serie gennem oplandet, før en tilstrækkelig rensning opnås. Udviklingen inden for byområderne med LAR-elementer med anvendelse af filterjord efterlader et ønske om at optimere denne type renseløsning, så den renses bedre for fosfor. Der er derfor testet nye materialer til eventuel fremtidig brug af fosforfjernelse vha. filtermaterialer med høj fosforbindingskapacitet ved naturlige fosforkoncentrationer og kort opholdstid.

Resultaterne af de testede materialer (Phoslock, Aqual-P og LDH) giver forhåbninger om, at det vil være muligt at anvende de testede produkter som fosforfiltermaterialer, der anses for mindre pladskrævende end f.eks. åbne bassiner. Det er dog vigtigt at sikre, at produkterne ikke har bivirkninger og f.eks. ikke skylles ud af systemet eller frigiver skadelige metaller.

Ofte er de tilgængelige kvadratmeter i byrummet ikke fordelt optimalt i forhold til at sikre den mest optimale strømningsvej, og der kan derfor være behov for serielt forbundne LAR-løsninger (treatment-trains). Helt generelt er det nødvendigt at anvende relevant software for at designe optimale rensningsløsninger.

Der findes flere forskellige softwareprodukter til at beregne vandkvalitet og rensning af regnvand. WDP anses som et godt produkt til dette. Tilbage er stadig ønsket om at kunne tage højde for den ændring, der sker i partikelsammensætningen og/eller partikelstørrelserne, efter at vandet har gennemløbet et LAR-element som et opstrøms bassin. En efterfølgende rensning af dette vand i et nedstrøms koblet bassin kræver reelt andre ratekonstanter. WDP-modellen kunne reelt tage højde for dette, så begrænsningen ligger et andet sted, nærmere bestemt i det vidensgrundlag, der er på feltmålinger af dette.

Der er med andre ord så stor usikkerhed på inputdata i eventuel modelsoftware, at det kræver flere målinger, før det giver mening at tage højde for det i estimater af stoffjernelse i koblede nedstrøms bassiner såvel som i filtermaterialer.

Flere resultater af prøvetagninger for bl.a. fosfor i LAR-elementer forbedrer input til software og dermed muligheden for at kunne opnå bedre generelle estimater på rensningen ved brug af standardiserede beregningsmetoder.

## 7. Referencer

Referencer tilhørende bilag 1 og bilag 2 er listet særskilt i hvert bilag.

- /1/ Københavns kommune, Morten Ejsing Jørsensen, Bilag 2. Retningslinjer til ansøgning om udledning af hverdagsregn og skybrudsregn. 03-03-2016, dokumentnummer, 2015-0209069-6.
- /2/ Bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvand. BEK nr 1625 af 19-12-2017.
- /3/ Vandplan 2009-2015. Øresund. Hovedvandopland 2.3. Vanddistrikt Sjælland. Miljøministeriet. Naturstyrelsen. 2014
- /4/ Vandområdeplan 2015-2021 for Vandområdedistrikt Sjælland. Juni 2016
- /5/ Københavns Kommune. Vurdering af regnvandskapacitet i udvalgte søer i København – Kritiske koter og kravkurver samt vandkvalitetskrav. 2017.
- /6/ Københavns kommune, Morten Ejsing Jørsensen, Bilag 1. Notat om principper for rensning af hverdagsregn (version 2). 03-03-2016. <http://www.klikovand.dk/wp-content/uploads/2017/06/Notat-om-principper-for-rensning-af-hverdagsregn-03-03-2016-K%C3%B8benhavns-Kommune.pdf>
- /7/ Vollertsen, J., Hvitved-Jacobsen, T., Nielsen, A.H. & Gabriel, S. 2012. Våde bassiner til rensning af separat regnvand – Baggrundsrapport. Aalborg Universitet Aalborg Universitet, Danmarks Tekniske Universitet, Teknologisk institut & Orbicon A/S.
- /8/ Københavns Kommune. LAR-projekthåndbog. Tagvand og vejvand – Indhold af miljøfremmede stoffer.
- /9/ Egemose, S., Jensen, H.S. & Jensen, H.E. 2008. Fosfor i regnvand fra separatkloakerede oplande. Vand & Jord 15. årgang nr. 2, maj, s. 63-65. <http://www.lake-restoration.net>
- /10/ Sammensætning og brug af filterjord. Vidensblad Skov og Landskab 7.03-06. Maj 2015.
- /11/ LAR-grænseværdier og anbefalinger. MILSAM (fælleskommunale miljøsamarbejde i Nordsjælland). 2015. Tilgængelig på [www.klikovand.dk](http://www.klikovand.dk)
- /12/ DWA. Standard DWA-A 138E: Planning, construction and operation of facilities for the percolation of precipitation water. German Association for Water, Wastewater and Waste, april 2005
- /13/ Dithmer, L., Lipton, A.S., Reitzel, K., Warner, T.E., Lundberg, D. and Nielsen, U.G. (2015) Characterization of Phosphate Sequestration by a Lanthanum Modified Bentonite Clay: A Solid-State NMR, EXAFS, and PXRD Study. Environmental Science & Technology 49(7), 4559-4566.

- /14/ Dithmer, L., Nielsen, U.G., Lurling, M., Spears, B.M., Yasseri, S., Lundberg, D., Moore, A., Jensen, N.D. and Reitzel, K. (2016) Responses in sediment phosphorus and lanthanum concentrations and composition across 10 lakes following applications of lanthanum modified bentonite. *Water Research* 97, 101-110.
- /15/ Reitzel, K., Andersen, F.Ø., Egemose, S. and Jensen, H.S. (2013) Phosphate adsorption by lanthanum modified bentonite clay in fresh and brackish water. *Water Research* 47(0), 2787-2796.
- /16/ Zamparas, M., Gianni, A., Stathi, P., Deligiannakis, Y. and Zacharias, I. (2012) Removal of phosphate from natural waters using innovative modified bentonites. *Applied Clay Science* 62-63, 101-106.
- /17/ Goh, K.H., Lim, T.T. and Dong, Z. (2008) Application of layered double hydroxides for removal of oxyanions: A review. *Water Research* 42(6-7), 1343-1368.
- /18/ Reitzel, K., Balslev, K.A. and Jensen, H.S. (2017) The influence of lake water alkalinity and humic substances on particle dispersion and lanthanum desorption from a lanthanum modified bentonite. *Water Research* 125, 191-200.
- /19/ Regnkvalitet version 1.2. Januar 2017. Screeningsværktøj til beregning af regnvandskvalitet for overfladeafstrømning. [www.regnvandskvalitet.dk](http://www.regnvandskvalitet.dk)
- /20/ Lind J. 2015. Stormwater modelling tools – a comparison and evaluation. Department of Earth Sciences, Uppsala University. UPTec W 14040, ISSN 1401-5765.
- /21/ STORM - Software for Modelling of Water Management Systems  
<http://www.sieker.de/en/software/software-gis/product/storm-software-for-modelling-of-water-management-systems-44.html>
- /22/ WDP brugervejledning – version 1.01. Ålborg 14. juni 2012.
- /23/ WDP version 2.00 - Tillæg til brugervejledning. Ålborg 16. juni 2017.
- /24/ Ballantine, D.J., Tanner C.C. (2010): Substrate and filter materials to enhance phosphorus removal in constructed wetlands treating diffuse farm runoff: a review. *New Zealand Journal of Agricultural Research* 53(1): 71-95.



**8. Bilag**

- Bilag 1      Oversigt over i litteraturen fundne rensegrader/tilbageholdelse i forbindelse med kvalitet af regnvand.
- Bilag 2      Opsamling på eksisterende forskningsresultater vedr. filtertyper til rensning af vand.

Dato 2018-04-13

Rambøll  
Hannemanns Allé 53  
DK-2300 København S

T +45 5161 1000  
F +45 5161 1001  
[www.ramboll.dk](http://www.ramboll.dk)

Ref. 1100029554  
Version 0.25

Udarbejdet af      LNDB  
Kontrolleret af    HSN  
Godkendt af       LNDB

Rambøll Danmark A/S  
CVR NR. 35128417

Medlem af FRI

## 8.1 Bilag 1 Oversigt over i litteraturen fundne rensegrader/tilbageholdelse i forbindelse med kvalitet af regnvand

| Metode/me-<br>die                   |      | Bassin, kapacitet: > 250 m <sup>3</sup> /red.ha |  |  |   | Sand-<br>fiter | Sand-<br>filter<br>m. Al | Ad-<br>sorpti-<br>ons-<br>medie | Filter af stenudd                       |                       | Beplantet filteranlæg  |                        | Syntetisk tilsæt-<br>ning i filterjord |   |
|-------------------------------------|------|---|--|--|---|----------------|--------------------------|---------------------------------|---|-----------------------|------------------------|------------------------|--|---|
|                                     |      | Typisk<br>rense-<br>grad<br>/3/,<br>/4/         | Typisk<br>rense-<br>grad,<br>BMP /1/,<br>/2/ | Konser-<br>vativ ty-<br>pisk<br>rense-<br>grad | Kon-<br>centra-<br>tion i<br>udløb<br>generelt<br>/2/ |                |                          |                                 | Typisk<br>rense-<br>grad,<br>BMP<br>/5/ | Rense-<br>grad<br>/9/ | Rense-<br>grad<br>/10/ | Rense-<br>grad<br>/11/ | Koncen-<br>tration i<br>udløb<br>/11/  | Samlede<br>renseffekt<br>for bund-<br>fældning<br>og filteran-<br>læg /6/ |
| Suspenderet<br>stof                 | mg/l | 70 – 80<br>%                                    | 70 – 90 %                                    | 70%  | 12 (5-20)   | 85%            |                          |                                 |   |                       |                        |                        | -191 - -<br>429%                       |   |
| DOC                                 | mg/l |   |  |  |   |                | 80 – 91<br>%             |                                 |   |                       |                        |                        |  |   |
| BOD                                 | mg/l | –   | 20 – 40 %                                    | 20%  | 4 (1-8)   |                |                          |                                 |   |                       | 97%                    | < 10                   | -                                      |   |
| COD                                 | mg/l | –   | 30 – 60 %                                    | 30%  | 30 (10-<br>60)  |                |                          |                                 |   |                       |                        |                        | -                                      |   |
| Total Fosfor                        | mg/l | 55 – 65<br>%                                    | 60 – 80 %                                    | 55%  | 0.1<br>(0.05-<br>0.2)                                 | 45%            | 70 - 90<br>%*            | 64%                             | 66%                                     | 0.33                  | 20%                    | < 14                   | -1204 -<br>36%                         | 0.275   |
| Opløst Fosfor                       | mg/l | –   | 50 – 75 %                                    | 50%  |   |                |                          |                                 |   |                       |                        |                        | -1479 -<br>43%                         | 0.25  |
| Total Kvælstof                      | mg/l | 30 – 35<br>%                                    | 20 – 60 %                                    | 20%  | 1.2 (0.7-<br>2)                                       | 35%            |                          | 45%                             |   |                       | 50%                    | < 40                   | -                                      | -   |
| NH <sub>3</sub> +NH <sub>4</sub> -N | mg/l |   |  |  |   |                |                          |                                 |   |                       | 90%                    | < 5                    | -                                      | -   |
| Zink                                | ug/l | 45 – 55<br>%                                    | 40 – 85 %                                    | 40%  | 30 (5-60)   |                |                          | 69%                             |   |                       |                        |                        | 97%                                    | 5.7   |
| Zink filtreret                      | ug/l | –   |  |  |   |                |                          | 65%                             |   |                       |                        |                        | 75 - 97%                               | 5   |

|                     |      |           |           |     |         |  |  |     |     |      |  |  |           |      |
|---------------------|------|-----------|-----------|-----|---------|--|--|-----|-----|------|--|--|-----------|------|
| Kobber              | ug/l | –         | 60 – 80 % | 60% | 5 (2-8) |  |  | 50% |     |      |  |  | 84%       | 8.1  |
| Kobber filtr.       | ug/l | –         |           |     |         |  |  | 38% | 64% | 0.57 |  |  | 94 - 98%  | 1.9  |
| Bly                 | ug/l | 65 – 75 % | –         | 65% | < 10    |  |  |     |     |      |  |  | 91 - 97%  | 1.1  |
| Bly filtr.          | ug/l | –         |           |     |         |  |  |     |     |      |  |  | 96%       | 0.5  |
| Cd                  | ug/l |           |           |     |         |  |  |     |     |      |  |  | 99%       | 0.05 |
| Cd filtr.           | ug/l |           |           |     |         |  |  |     |     |      |  |  | 99%       | 0.05 |
| Ni                  | ug/l |           |           |     |         |  |  |     |     |      |  |  | 88 - 94%  | 1.9  |
| Ni filtr.           | ug/l |           |           |     |         |  |  |     |     |      |  |  | -91 - 94% | 1.6  |
| Cr (VI)<br>(CrO42-) | ug/l |           |           |     |         |  |  |     |     |      |  |  | 28 - 97%  | 17.9 |
| Cr (VI) filtr.      | ug/l |           |           |     |         |  |  |     |     |      |  |  | 42 - 98%  | 14.3 |
| Acenaphthen         | ug/l |           |           |     |         |  |  |     |     |      |  |  | 95 - 96%  | 0.04 |
| Naphthalen          | ug/l |           |           |     |         |  |  |     |     |      |  |  | 98%       | 0.02 |
| Phenanthren         | ug/l |           |           |     |         |  |  |     |     |      |  |  | 98%       | 0.01 |
| Glyphosat           | ug/l |           |           |     |         |  |  |     |     |      |  |  | 90%       | 0.09 |
| MCPA                | ug/l |           |           |     |         |  |  |     |     |      |  |  | 0 - 93%   | 0.3  |
| Mechlorprop         | ug/l |           |           |     |         |  |  |     |     |      |  |  | 63%       | 0.2  |

\* Stjernemarkeringer henviser til oplysninger jævnfør bilag 2.

### Bilag 1 referencer

- /1/ Vollertsen, J., Hvitved-Jacobsen, T., Nielsen, A.H. & Gabriel, S. 2012. Våde bassiner til rensning af separat regnvand – Baggrundsrapport. Aalborg Universitet Aalborg Universitet, Danmarks Tekniske Universitet, Teknologisk institut & Orbicon A/S.
- /2/ Faktablad om dimensionering af våde regnvandsbassiner. Aalborg Universitet, 2012.
- /3/ Københavns Kommune. LAR-projekthåndbog. Våde bassiner og damme. December 2011
- /4/ Vollertsen, J., Nielsen, A. H., Rasmussen, M. R., & Hvitved-Jacobsen, T. 2006. Våde regnvandsbassiner. Mikrogen, 14(34), 4-9.

- /5/ NCDENR Stormwater BMP Manual. Kapitel 11 Sandfilter. Juli 2007. <https://ncdenr.s3.amazonaws.com/s3fs-public/Water%20Quality/Surface%20Water%20Protection/SPU/SPU%20-%20BMP%20Manual%20Documents/BMPMan-Ch11-20090920-DWQ-SPU.pdf>
- /6/ Retningslinier for etablering af beplantede filteranlæg op til 30 PE. Miljøstyrelsen 2004. <http://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2004/87-7614-454-2/pdf/87-7614-455-0.pdf>
- /7/ Byer i Vandbalance notat 6. Notat om renseeffektivitet af filterjord – danske erfaringer. Maj 2015
- /8/ Blueguard Sorption Data. Dansand A/S
- /9/ ALCOsand, er stadig udokumenteret. Kontaktperson: Simon Toft Ingvertsen.
- /10/ Milford, printet ark med rensegrader efter forsøg med produkt.
- /11/ Kofoed M. et al. 2016. Teknologi til rensning af vand fra trafikerede områder. Naturstyrelsen. Miljøministeriet.

## 8.2 Bilag 2 Opsamling på eksisterende forskningsresultater vedr. filtertyper til rensning af vand.

Fodnoter refererer til kilden med korresponderende fodnote i kolonnen længst til højre.

| Materiale      | Fordele  | Ulemper  | Retention  | Drift   | Levetid                                      | Øvrige kommentarer  | Referencer  |
|----------------|--|--|--|---|--|---|---|
| Sand           | Mest anvendte materiale i DK.<br>Mange erfaringer.<br>Tilbageholder partikler og partikulært P.<br>Billigt | Klotter nemt <sup>5</sup><br>Uens rensning<br>Ikke god til opløst P      | Kornkurven afgør effekt.<br>Bedst i de første år. Der ses alt fra 0-90 % i litteraturen, men også gennemsnitligt 40-60% TP <sup>4</sup> .<br>F.eks. 13-18% af TP og 52-79% af PP <sup>1</sup> ; 40-80% PP <sup>2</sup> | Skal tilsættes og efterfølgende fjernes.<br>Evt. strigles eller beplan-tes for at undgå klotning. | 10-15 år                                     | Anvendes meget varieret geografisk i DK. I nogle forsyninger er det almindelig praksis at lave sandfiltre og andre bruger dem aldrig. Også en del laboratoriestudier <sup>3</sup> | Egemose et al 2014<br>Hansen,<br>Madsen et al 2013<br>Sønderup et al 2014, 2014c, 2015 & 2016 <sup>2</sup><br>Arias et al 2001 <sup>3</sup><br>Danva 2006 <sup>4</sup> , Egemose in prep <sup>5</sup> |
| Fe-coated sand | Samme som sand men tilbageholder også opløst P pga. Fe   | Infiltrationsraten falder 20-70% <sup>1</sup><br>Primært lab-forsøg i DK | op til 90% bedre end sand <sup>1</sup>   | ukendt  | ukendt                                       | Opholdstiden er vigtig  | Madsen 2011 <sup>1</sup><br>Ayoub et al 2001<br>Arias et al. 2006   |
| Al-coated sand | Samme som sand men tilbageholder også opløst P pga. Al   | Lab-forsøg   | Fra <70 til >90% <sup>1</sup>  | ukendt  | ukendt                                       | Opholdstiden er vigtig<br>Anden variant er Al-tilsætning til indløbsvandet kombineret med sandfilter inden udløb – testet i Life-Treasure <sup>2</sup>                            | Ayoub et al 2001 <sup>1</sup><br>Hvitved-Jacobsen et al 2011 <sup>2</sup><br>Arias et al 2006<br>Johannsen et al 2016   |
| Knust beton    | Binder P og tungmetaller effektivt<br>Fjerner partikler<br>Billigt   | Høj pH i udløbsvand<br>Uensartet produkt                                 | 5,1-19,6 g P/kg <sup>1</sup><br>83-96% opl. P og PP <sup>2</sup> ,<br>ca. 80% opl. P og PP <sup>3</sup>  | Skal tilsættes og fjernes.<br>pH skal neutraliseres i starten                                     | Som sand v. rigtig dimensionering (10-15 år) | Testet i 2 pilotanlæg i DK  | Egemose et al 2012 <sup>1</sup><br>Petersen 2017 <sup>2</sup><br>Sønderup et al 2011, 2011b, 2012, 2014, 2014b, 2014c & 2015 <sup>3</sup>   |

| Materiale                                       | Fordele   | Ulemper  | Retention  | Drift  | Levetid  | Øvrige kommentarer   | Referencer   |
|---|---|--|--|--|--|--|--|
| Skaller og andre kalkprodukter (kalcit/dolomit) | Binder P pga. kalcium i materialet<br>Både partikulært og opløst P.<br>Billigt.                             | Risiko for klotning<br>Risiko for høj pH ved nogle typer<br>Ukendt adsorbtion over lang tid.<br>Ikke altid god adsorbtion.<br>Heterogent materiale                                       | 86% TP og 84% opl. P <sup>1</sup><br>1-2,5 kg P/m <sup>3</sup> <sup>2</sup> . Andre rapporterer om noget lavere adsorbtionsrater | Skal til-sættes og fjernes                                 | Ukendt, men der er regnet på 100 år i testbassinet! <sup>1</sup>                             | Udført i Life-treasure testbassin i Odense <sup>1</sup> og senere anlæg i Silkeborg<br>Labtests: Arias & Brix 2005 har undersøgt 16 forskellige typer <sup>2</sup> .<br>Derudover mange andre labforsøg bl.a. Stark 2004 | Hvitved-Jacobsen et al 2011 og referencer deri <sup>1</sup><br>Arias & Brix 2005 <sup>2</sup><br>Stark 2004,<br>Wium-Andersen et al 2012, Lyngsie et al. 2013<br>Vollertsen og Kristensen 2010,<br><a href="http://www.life-treasure.dk/">http://www.life-treasure.dk/</a> |
| Filtermuld                                      | Fjerner både opløst og partikulært stof.<br>Hel eller delvis LAR-løsning.                                   | Valg af filterjorden afgør effektiviteten.<br>Kræver plads   | Meget varierende men se bl.a. Cederkvist et al 2016  | Pleje af vegetation og overflade                           | Sandsynligvis 20-50 år, men kendes ikke fra DK.<br>13-136 baseret på labstudier <sup>1</sup> | Der findes nogle anlæg i DK men ingen kendte langtidsstudier.<br>Metoden stammer fra Tyskland  | Ingvertsen et al 2012 <sup>1</sup><br>Ingvertsen et al 2012b<br>DWA 2005<br>Cederkvist et al 2013, 2016  |
| Olivin og Zeolit                                | Fe/Mg og Al-holdige mineraler som binder opløst P og som samtidig er filter for partikler<br>Cost-effektive | pH stigning til 10 med olivin, hvilket kræver neutralisering mens zeolit skaber pH-fald til ca. 5 <sup>1</sup> .<br>Materialet tåler dårligt fysisk stress og eroderes nemt <sup>1</sup> | Olivin: 49-98% TP afhængig af opholdstid <sup>1</sup><br>Zeolit: -2 til 31% af opholdstid <sup>1</sup>                           | Skal til-sættes og fjernes<br>Neutralisering af udløbsvand | ukendt   | Primært labstudier og få pilotanlæg  | Vollertsen og Kristensen 2010<br>Wium-Andersen et al 2012 <sup>1</sup>   |

| Materiale                       | Fordele   | Ulemper   | Retention  | Drift   | Levetid                    | Øvrige kommentarer  | Referencer  |
|---------------------------------|---|---|--|---|----------------------------|---|---|
| CFH-12<br>(jernhydroxidprodukt) | Binder P effektivt.<br>Skal blandes med sand eller andet<br>Ensartet kommercielt produkt              | Kun testet i lab og i 1 pilotstudie (bufferzone)<br>Binder kun opløst P og kræver længere opholdstid end det ofte er tilfældet i bassiner | Binder op til 100% <sup>1</sup> eller over 90% <sup>2</sup>  | Skal tilsættes og fjernes sammen med at filtermateriale som sand ellers ingen | Ukendt, kommer an på dosis | Jernhydroxider  | Jørgensen et al. 2017 <sup>1</sup> og referencer i denne<br>Lyngsie et al 2013 <sup>2</sup> |
| Vandværksslam                   | Jernslam (spildprodukt) fra vandværker<br>Billigt<br>Binder opløst P                                  | Kan allerede have P bundet fra grundvandet<br>Uensartet<br>Binder kun opløst stof<br>Kan indeholde tungmetaller<br>Kun testet i lab       | Kun v. opløst P konc. >200 ug/L <sup>1</sup>   | Skal tilsættes og fjernes sammen med at filtermateriale som sand ellers ingen | Ukendt, kommer an på dosis | Mange af de internationale studier er lavet ved meget høje P-koncentrationer<br>Et andet alternativ er okkerslam fra okkerfældningsbassiner i vandløb, se også Jørgensen et al 2017 | Jørgensen et al. 2017 <sup>1</sup> og referencer i denne                                    |
| LDH'er                          | Binder bl.a. fosfat effektivt.<br>Ensartet syntetiseret produkt.                                      | Primært labforsøg<br>Skal fremstilles, så dyrere end f.eks. sand  | 7-82 mg P/g LDH  | Ukendt, men skal tilsættes og fjernes   | ukendt                     | Layered double hydroxides   | Goh et al 2008 og referencer i denne  |
| Phoslock                        | Bentonit coated med lanthan.<br>Binder fosfat<br>Gode erfaringer fra sørestauring<br>Ensartet produkt | Dyrere end naturmaterialerne<br>Meget finpartikulært materiale  | Bindingsratioen mellem La og P er 1:1, men Phoslock binder også andre anioner, så bindingsratioen kan være lavere. | ukendt  | ukendt                     | Brugt til sørestauring i udlandet, men kun til labforsøg i Danmark  | Reitzel et al 2010<br>Zamparas & Zacharias 2014 og referencer i denne                       |

**Bilag 2 referencer**

1. Arias, C.A., Del Bubba, M., Brix, H. (2001): Phosphorus removal by sands for use as media in subsurface flow constructed reed beds. *Wat Res* 35(5):1159-1168.
2. Arias, C.A., Brix, H. (2005): Phosphorus removal in constructed wetlands: can suitable alternative media be identified? *Water Sci Technol* 51(9):267-273
3. Arias, C.A., da Silva-Carballal, J., Garcia-Rio, L., Mejuto, J., Nunez, A. (2006): Retention of phosphorus by iron and aluminum-oxides-coated quartz particles. *J. Colloid Interface Sci.* 295: 65-70.
4. Ayoub, G.M, Koopman, B., Pandya, N. (2001): Iron and Aluminum Hydroxy (Oxide) Coated Filter Media for Low-Concentration Phosphorus Removal. *Water Environ Research* 73(4):478-485.
5. Ballantine, D.J., Tanner C.C. (2010): Substrate and filter materials to enhance phosphorus removal in constructed wetlands treating diffuse farm runoff: a review. *New Zealand Journal of Agricultural Research* 53(1): 71-95.
6. Cederkvist, K., Jensen, M.B., Ingvertsen, S.T., Holm, P.E. (2016): Controlling Stormwater Quality with Filter Soil—Event and Dry Weather Testing. *Water* 8(349) doi:10.3390/w8080349
7. Cederkvist, K., Ingvertsen, S.T., Jensen, M.B., Holm, P.E. (2013): Behaviour of chromium(VI) in stormwater soil infiltration systems. *Applied Geochemistry* 35: 44-50.
8. Danva (2006): Vejledning nr. 71. Regnbetingede udledninger – Katalog over teknologier til reduktion af effekter i miljøet.
9. DWA (2005): Standard DWA-A 138E Planning, Construction and Operation of Facilities for the Percolation of Precipitation Water.
10. Egemose, S. (in prep): Removal of particulate matter and phosphorus in sand filters treating stormwater and drainage runoff: A case study.
11. Egemose, S., Flindt, M. & Sønderup, M.J. (2014): Fosfor i regnvand og reduktion i våde bassiner. *Spildevandsteknisk Tidsskrift* 42(1): 36-39.
12. Egemose, S., Sønderup, M.J. Beinthin, M.V., Reitzel, K., Hoffmann, C.C. & Flindt, M.R. (2012): Crushed concrete as a phosphate adsorbing material: A potential new management tool. *Journal of Environmental Quality* 41:647-653
13. Goh, K., Lim, T., Dong, Z. (2008): Application of layered double hydroxides for removal of oxyanions: A review. *Water Research* 42: 1343-1368.
14. Hansen, H.L. (2008): Effekten af infiltrationsbassiner til begrænsning af diffus fosforafstrømning til Nordborg Sø. Specialrapport. Syddansk Universitet
15. Hvitved-Jacobsen, T., Vollertsen, J., Nielsen, A.H., Wium-Andersen, T. (2011): Teknologier for Recipientafstemt Rensning af Regnvand – Resultater fra det EU-støttede LIFE-TREASURE Projekt. *EVA* 24(3).
16. Ingvertsen, S.T., Cederkvist, K., Regent, Y., Sommer, H., Magid, J., Jensen, M.B. (2012): Assessment of Existing Roadside Swales with Engineered Filter Soil: I. Characterization and Lifetime Expectancy. *J. Environ Qual.* 41 doi:10.2134/jeq2011.0318



17. 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. *J. Environ Qual.* 41 doi: 10.2134/jeq2012.0116.
18. Johannsen, L.L., Cederkvist, K., Holm, P.E., Ingvertsen, S.T. (2016): Aluminum Oxide-Coated Sand for Improved Treatment of Urban Stormwater. *J. Environ Qual.* 45(2): 720-727.
19. Jørgensen, C.A., Jensen, H.S. and Egemose, S. (2017): Phosphate adsorption to iron sludge from waterworks, ochre precipitation basins and commercial ferrihydrite at ambient freshwater phosphate concentrations. *Environmental Technology* 38(17): 2185-2192
20. Lyngsie, G., Borggaard, O.K., Hansen, H.C.B. (2013): A three-step test of phosphate sorption efficiency of potential agricultural drainage filter materials. *Water Research* 1-10.
21. Madsen, H.G. (2011): Forbedring af fosforfjernelse i sedimentationsbassiner med integrerede sandfiltre ved jerntilsætning. Bachelorrapport. Syddansk Universitet.
22. Madsen, M.H., Egemose, S., Flindt, M., Sønderup, M.J. & Bochdam, T. (2013): Oplandets effekt på recipientkvaliteten. *Vand og Jord* (4): 157-159.
23. Petersen, A.B. (2017): Ny konstruktion af regnvandsbassiner bør sikre øget næringsstofretention ved retention af first flush og anvendelse af et knust betonfilter. Specialrapport. Syddansk Universitet.
24. Reitzel, K., Jensen, H.S., Mortensen, S., Egemose, S., Flindt, M. & Andersen, F.Ø. (2010): Kemisk sørestaurering 1: Et nyt fosfatbindende produkt. *Vand og Jord* 17(1): 32-34.
25. Stark, T. (2004): Reactive Filter Materials for Removal of Phosphorus in Small Scale Wastewater Treatment Plants. Specialrapport. Uppsala Universitet.
26. Sønderup, M.J., Egemose, S., Hansen, A.S., Grudinina, A., Madsen, M.H. & Flindt, M.R. (2016): Factors affecting retention of nutrients and organic matter in stormwater ponds. *Ecohydrology* 9(5): 796-806
27. Sønderup, M.J., Egemose, S., Bochdam, T. & Flindt, M.R. (2015): Treatment efficiency of a wet detention pond combined with filters of crushed concrete and sand: a Danish full-scale study of stormwater. *Environ Monit Assess* 187(758): 1-18
28. Sønderup, M., Egemose, S., Hoffmann, C.C., Reitzel, K. & Flindt, M. (2014): Modeling phosphorus removal in wet ponds with filter zones containing sand or crushed concrete. *Ecological Engineering* 66, 52-62
29. Sønderup, M.J., Flindt, M.R., Bochdam, T. & Egemose, S. (2014b): Potentiale og udviklingsmuligheder for knust beton som filtermateriale til rensning af regnvand. Rapport, Naturstyrelsen.
30. Sønderup, M. (2014c): Stormwater ponds as a measure for reduction of impacts from urban runoff on receiving waters. Processes, efficiency and method development. PhD-afhandling. Syddansk Universitet.
31. Sønderup, M.J., Bochdam, T., Flindt, M. & Egemose, S. (2012): Riv huset ned og hjælp miljøet! *DanskVand Oktober 2012*, 52-53
32. Sønderup, M.J., Beinthin, M.V., Reitzel, K., Egemose, S. & Flindt, M.R. (2011): Knust beton til fosforfjernelse i vandmiljøet – Del 2. *Vand og Jord* 18 (2): 72-75

33. Sønderup, M. J., Hesselund Jensen, C., Beinthin, M. V., Reitzel, K., Egemose, S. & Flindt, M. (2011b): Knust beton til fosforfjernelse i vandmiljøet – Del 1. Vand og Jord 18 (1): 32-35.
34. Vollertsen, J., Kristensen, N.K. (2010): Når vejvandet skal renses helt i bund. Trafik og veje juni/juli.
35. Wium-Andersen, T., Nielsen, A.H., Hvitved-Jacobsen, T., Kristensen, N.K., Brix, H., Arias, C., Vollertsen, J. (2012): Sorption media for stormwater treatment – A laboratory evaluation of five low-cost media for their ability to remove metals and phosphorus from artificial stormwater. Water Environ Res 84(7): 605-616.
36. Zamparas, M., Zacharias, I. (2014): Restoration of eutrophic freshwater by managing internal nutrient loads. A review. Sci Tot Environ 496:551-562.