

# Bepantede filteranlæg til rensning af spildevand i det åbne land

Økologisk byfornyelse og spildevandsrensning  
Nr. 20 2001

## Beplyntede filteranlæg til rensning af spildevand i det åbne land

Hans Brix  
Wetland Ecology & Management Services

Niels-Henrik Johansen  
Envicare ApS

Miljøstyrelsen vil, når lejligheden gives, offentliggøre rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, finansieret af Miljøstyrelsens undersøgelsesbevilling.

Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter.

Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

# Indhold

FORORD	7
SAMMENFATNING OG KONKLUSIONER	9
<i>Baggrund og formål</i>	9
<i>Projektræsultater</i>	11
SUMMARY AND CONCLUSIONS	15
<i>Results</i>	17
1 INDLEDNING	19
1.1 PROJEKTETS FORMÅL	19
1.2 PROJEKTETS BAGGRUND	19
1.3 TYPER AF BEPLANTEDE FILTERANLÆG	19
1.4 FORSØGSANLÆG	20
1.5 UDFØRTE FORSØG	21
2 GRØNNE RENSEANLÆG	23
2.1 HVAD ER GRØN SPILDEVANDSRENSNING?	23
2.2 TYPER AF BEPLANTEDE FILTERANLÆG	23
2.2.1 <i>Anlæg med horisontalt flow ('Rodzoneanlæg')</i>	23
2.2.2 <i>Anlæg med vertikalt flow</i>	25
2.3 FORDELE OG ULEMPER VED DE TO ANLÆGSTYPER	26
2.4 HYBRID SYSTEMER	27
2.4.1 <i>HF-VF anlæg</i>	27
2.4.2 <i>VF-HF anlæg</i>	27
2.5 ANDRE GRØNNE RENSEANLÆG	29
2.5.1 <i>Grødeproducerende anlæg</i>	29
2.5.2 <i>Polykultur systemer</i>	31
2.5.3 <i>Levende Maskiner</i>	33
3 UDENLANDSKE RETNINGSLINIER FOR ETABLERING AF BEPLANTEDE FILTERANLÆG	37
3.1 TYSKLAND	37
3.1.1 <i>Gyldighedsområde</i>	37
3.1.2 <i>Afløbskrav</i>	37
3.1.3 <i>Belastningsopgørelse</i>	37
3.1.4 <i>Beliggenhed</i>	38
3.1.5 <i>Forrensning</i>	38
3.1.6 <i>Membran</i>	38
3.1.7 <i>Filtermedie</i>	38
3.1.8 <i>Overfladeareal</i>	38
3.1.9 <i>Til- og afløbskonstruktion</i>	39
3.1.10 <i>Beplantning</i>	39
3.1.11 <i>Drift og vedligeholdelsesvejledning</i>	39
3.2 ØSTRIG	39
3.2.1 <i>Gyldighedsområde</i>	39
3.2.2 <i>Belastningsopgørelse</i>	39
3.2.3 <i>Afløbskrav</i>	40
3.2.4 <i>Forrensning</i>	40

3.2.5	<b>Horisontale anlæg</b>	<b>40</b>
3.2.6	<b>Vertikale anlæg</b>	<b>40</b>
3.3	ENGLAND	41
3.3.1	<b>Placering</b>	<b>41</b>
3.3.2	<b>Design og konstruktion</b>	<b>41</b>
3.3.3	<b>Drift og vedligeholdelse</b>	<b>42</b>
3.3.4	<b>Mærkning</b>	<b>42</b>
4	<b>EKSPERIMENTER I BJØDSTRUP-LANDBORUP ANLÆGGET</b>	<b>43</b>
4.1	FORSØGSANLÆG	43
4.1.1	<b>Anlægget opbygning</b>	<b>43</b>
4.1.2	<b>Dimensionsgivende belastning</b>	<b>45</b>
4.1.3	<b>Kravværdier</b>	<b>45</b>
4.2	RENSEEFFEKT UNDER NORMAL DRIFT	46
4.3	HYDRAULISK BELASTNING	49
4.4	RENSEGRAD I ANLÆGGETS DELE	49
4.5	NITRIFIKATIONSFORHOLD	53
4.5.1	<b>Forsøgsopstilling</b>	<b>53</b>
4.5.2	<b>Hydraulik</b>	<b>54</b>
4.5.3	<b>Data indsamling</b>	<b>54</b>
4.5.4	<b>Nitrifikation som funktion af arealbelastning</b>	<b>54</b>
4.5.5	<b>Nitrifikation som funktion af belastningsfrekvens</b>	<b>55</b>
4.5.6	<b>Nitrifikation som funktion af temperaturen</b>	<b>56</b>
4.5.7	<b>Effekt af recirkulation på kvælstof fjernelse</b>	<b>57</b>
4.6	DRIFTSPROBLEMER VED BJØDSTRUP-LANDBORUP ANLÆGGET	59
4.6.1	<b>Tilstopning af tilførsledning til bundfældningstank</b>	<b>59</b>
4.6.2	<b>Opstuvning fra tilførskanal tilbage i bundfældningstank</b>	<b>59</b>
4.6.3	<b>Svigtende funktion af sifonen</b>	<b>59</b>
4.6.4	<b>Udfældning af jernforbindelser i bunden af det vertikale filter</b>	<b>59</b>
4.6.5	<b>Afhjælpning af driftsproblemer</b>	<b>60</b>
5	<b>UNDERSØGELSE AF FORSKELLIGE TYPER AF SANDS FOSFORBINDINGSEVNE</b>	<b>61</b>
5.1	MATERIALER OG METODER	61
5.1.1	<b>Sand og grusmaterialer</b>	<b>61</b>
5.1.2	<b>Karakterisering af sand</b>	<b>62</b>
5.1.3	<b>Fosforbindingskapacitet</b>	<b>63</b>
5.1.4	<b>Statistik</b>	<b>63</b>
5.2	RESULTATER	64
5.2.1	<b>Karakterisering af sand</b>	<b>64</b>
5.2.2	<b>Fosfor-isoterm eksperimenter</b>	<b>65</b>
5.2.3	<b>Kolonne eksperimenter</b>	<b>67</b>
5.3	DISKUSSION	70
5.3.1	<b>Betydning af geografisk oprindelse for fosforbindingsevnen</b>	<b>70</b>
5.3.2	<b>Hvilke karakteristika hos sandet har betydning for fosforbindingsevnen?</b>	<b>71</b>
5.3.3	<b>Fosforbindingskapacitet estimeret ved Langmuir isoterm plots</b>	<b>71</b>
5.3.4	<b>Estimeret levetid af det undersøgte sand</b>	<b>71</b>
5.3.5	<b>Valg af sand til anvendelse i beplantede filteranlæg</b>	<b>72</b>
6	<b>UNDERSØGELSE AF FORSKELLIGE TYPER AF 'KUNSTIGE' MEDIERS FOSFORBINDINGS-KAPACITET</b>	<b>73</b>
6.1	MATERIALER OG METODER	73
6.1.1	<b>Undersøgte materialer</b>	<b>73</b>
6.1.2	<b>Karakterisering af materialer</b>	<b>74</b>
6.1.3	<b>Fosforbindingskapacitet</b>	<b>74</b>

6.2	RESULTATER	75
6.2.1	<i>Karakterisering af materialer</i>	75
6.2.2	<i>Fosfor-isoterm eksperimenter</i>	75
6.2.3	<i>Kolonne eksperimenter</i>	76
6.3	DISKUSSION	76
7	ANBEFALINGER	79
8	REFERENCER	81



# Forord

Denne rapport er et resultat af projektet "Udarbejdelse af retningslinier for etablering af grønne renseanlæg op til 30 PE" (J.nr. M 226-0014 og M 226-0154) under Aktionsplanen for fremme af Økologisk Byfornyelse og Spildevandsrensning, tema 1: Økologisk håndtering af spildevand i det åbne land. Projektet er udført i samarbejde mellem WEMS og ENVICARE Aps.

Projektet har haft en styregruppe bestående af:

Leif A. Christiansen, Teknisk Forvaltning, Ebeltoft Kommune  
Mogens Henze, Institut for Miljøteknologi, DTU  
Mogens Kaasgaard, Miljøstyrelsens Spildevandskontor  
Niels-Henrik Johansen, ENVICARE Aps.  
Hans Brix, WEMS

Flere enkeltpersoner og virksomheder har velvilligt bidraget til undersøgelsens gennemførelse:

Ebeltoft Kommune har stillet renseanlægget i Bjødstrup-Landborup til rådighed for vore nitrifikationsundersøgelser.

Sand- og grusmaterialer er leveret af Thomas Juul Olsen (Sorø), Dansk Grusindustri A/S (Roskilde), Nymølle Stenindustri (Odense), Bedsted Lø Grusværker (Rødekro), Farum Sten & Gruskompani (Lynge), Løgtved Ny Grusgrav A/S (Svebølle), K. Vestergaard Jensen A/S (Ans), Birkesig Sten & Grus (Grenaa), Aunsøgård Stenindustri (Svebølle), og Franzefoss A/S (Almind).

LECA er leveret af Dansk Leca A/S. Brændt moler og kalcit er leveret af Damolin A/S. Vermikulit er leveret af Skamol A/S. Knust norsk marmor er leveret af Lisbeth Gervin, Københavns Vand.

Vi vil benytte lejligheden til at takke alle disse bidragsydere.

Oktober 2001

Hans Brix  
WEMS  
Glentehøj 9  
8410 Rønde

Niels-Henrik Johansen  
Envicare Aps  
Skodshøj 16, Guldbæk  
9530 Støvring



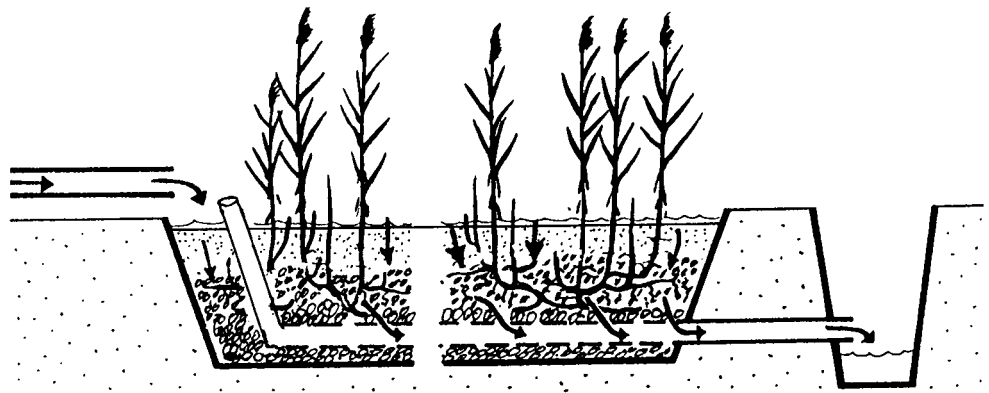


# Sammenfatning og konklusioner

## Baggrund og formål

Spildevandet fra den spredte bebyggelse i det åbne land skal renses bedre for at mindske forureningen af vandløb og søer. Alle ejendomme på landet, der ikke ligger i kloakerede områder, skal i den nærmeste fremtid have forbedret deres spildevandsrensning. Den foretrukne renseløsning er nedsivning, men i mange områder er nedsivning ikke mulig på grund af dårlige jordbundsforhold eller høj grundvandsstand. Derfor er der behov for at finde nye rensemetoder, der fungerer effektivt og stabilt.

Projektets formål har været at fremskaffe ny viden om 'grønne' renselanlæg som vil kunne anvendes i det åbne land. Grønne renselanlæg er kendetegnet ved at planter indgår som en vigtig bestanddel af anlæggene, og ved at anlæggenes ressourceforbrug, i form af elektricitet, er lav. Rodzoneanlæg er i henhold til denne definition et grønt renselanlæg, men rodzoneanlæg opfylder ikke de nye krav, der bliver stillet til rensesgrad. Undersøgelsen har derfor fokuseret på en ny type af grønne renselanlæg, hvor spildevandet fordeles på overfladen af anlægget og siver ned til et dræn i bunden af anlægget. Denne anlægstype betegnes 'beplantede filteranlæg med vertikalt flow' og er kendetegnet ved at rense mere effektivt end traditionelle rodzoneanlæg.



Principskitse af et beplantet filteranlæg med vertikalt flow. Anlægget opbygges i princippet som et biologisk sandfilter - blot er det ikke afdækket med jord, men i stedet beplantet med Tagrør. Der skal være en vel fungerende bundfældningstank før anlægget. Anlæggene stødbelastes eller belastes skiftevis hvis der er flere bede. Planternes væsentligste funktion er at modvirke tilstopning af filteret samt at isolere overfladen mod frost om vinteren.

## Undersøgelsen

I Østrig, Tyskland og England findes retningslinier for etablering af beplantede filteranlæg. Disse er blevet gennemgået sammen med anden relevant litteratur om anlægstypen. Derudover er der udført en serie forsøg i et vertikalt anlæg, der for 5 år siden blev etableret efter et rodzoneanlæg i Ebeltoft Kommune. Endelig er der udført en række laboratorieundersøgelser for at belyse forskellige filtermaterialers fosforbindingsevne. Både filtergrus fra

forskellige danske grusgrave og forskellige 'kunstige' materialer, der vil kunne anvendes i anlægget for at forbedre rensningen for fosfor, er blevet undersøgt.

## Hovedkonklusioner

Projektet har vist at beplantede filteranlæg med vertikalt flow vil kunne opfylde alle rensklasser (dvs. 95% reduktion af  $BI_5$ , 90% reduktion af totalfosfor, og 90% nitrifikation). Der er imidlertid endnu ikke tilstrækkelig viden om den nødvendige anlægsstørrelse, ligesom der mangler udviklingsarbejde med at forbedre rensningen for fosfor. Selv om der findes retningslinier for beplantede filteranlæg både i Østrig, Tyskland og England, indeholder de ikke tilstrækkelig information om hvorledes beplantede filteranlæg skal opbygges og belastes for at sikre en tilstrækkelig effektiv rensning.

På baggrund af undersøgelserne er der dog opstillet nogle foreløbige retningslinier og anbefalinger, der bør følges såfremt man ønsker at etablere et grønt renseanlæg. De vigtigste anbefalinger er:

- Anlæggene skal etableres med vertikalt flow, og filteret skal opbygges i filtergrus. Filtertykkelsen skal minimum være én meter, og der skal anvendes ca. 5 m<sup>2</sup> per person (arealkravet kan måske nedsættes til det halve, men der kræves yderligere dokumentation herfor).
- Under filteret skal der etableres et drænlag til opsamling af det rensede vand. Drænlaget skal være udluftet således at der tilføres ilt til filteret fra drænlaget.
- Der skal sikres en god fordeling af spildevandet over hele filterets overflade. Dette gøres bedst ved at etablere et tryksat fordelersystem med pulsbelastning (vandet bør pumpes til anlægget). Fordelersystemet skal være beskyttet mod tilfrysning.
- Filteret tilplantes med Tagrør eller andre sumpplanter.
- Spildevandet skal forrenses i en velfungerende bundfældningstank.
- Filtersandet bør have et højt indhold af kalcium for at øge bindingskapaciteten for fosfor. Der kan evt. tilsættes et materiale med stor fosforbindingskapacitet til filtermediet for at øge fosforbindingen (f.eks. granuleret kalcit eller knust marmor).
- Der skal etableres en selvstændig filterenhed til binding af fosfor. Filtermaterialet i filterenheden skal kunne udskiftes når fosforbindingskapaciteten er brugt op.

Der bør etableres et forsøgsanlæg med henblik på at undersøge de uafklarede forhold specielt omkring arealdimensionering og etablering af fosforfilter. Det vil også være ønskeligt at der etableres og monitoreres et mindre antal husstands anlæg.



Beplantet filteranlæg med vertikalt flow i Østergård. Anlægget er beplantet med Tagrør og er inddelt i to parallelle bede. Planternes forskellige farve skyldes at de to bede har været belastet forskelligt (Foto: H. Brix)

## Projekresultater

### ***Udenlandske retningslinier for etablering af beplantede filteranlæg***

Ikke kun i Danmark forsøger man at etablere kriterier for design og drift af grønne renseanlæg. I Tyskland er der etableret retningslinier for dimensionering, konstruktion og drift af beplantede filteranlæg til behandling af spildevand fra små udledere (op til 50 PE) samt kommunalt spildevand op til 1000 PE. Retningslinierne er vejledende, men lokale myndigheder kan kræve at retningslinierne overholdes. Retningslinierne beskriver både anlæg med horisontalt flow (rodzoneanlæg) og anlæg med vertikalt flow. Retningslinierne beskriver kun anlæg der kan reducere organisk stof (kravværdier for  $BI_5 < 40 \text{ mg/l}$ ;  $COD < 150 \text{ mg/l}$ ). I Østergård inkluderer retningslinierne anlæg med krav til nitrifikation ( $NH_4\text{-N} < 10 \text{ mg/l}$ ), men ikke fosfor. Og de engelske retningslinier beskriver kun horisontale anlæg uden specifikation af forventet rensegrad. De udenlandske retningslinierne kan derfor ikke anvendes for danske anlæg, hvor der er krav til både nitrifikation og rensning for fosfor. Retningslinierne giver dog en række praktiske retningslinier for hvorledes anlæg mest hensigtsmæssigt skal opbygges.

### ***Feltundersøgelser***

Der er udført eksperimenter til belysning af graden af nitrifikation i vertikale anlæg som funktion af arealbelastning, belastningsfrekvens og temperatur af rensat – men ikke nitrificeret – spildevand. Det viste sig imidlertid at anlægget i Ebeltoft kommune, der blev anvendt som basis for forsøgene, ikke var helt velegnet bl.a. på grund af for ringe filterdybde og en række problemer af belastnings- og anlægsteknisk art. Det var således ikke muligt at fastlægge sammenhængen mellem belastning og nitrifikationsgrad. De gennemførte

undersøgelser tyder dog på at hyppige korte pulsbelastninger øger nitrifikationsgraden, og selv ved 2°C blev der registreret en betydelig nitrifikation (ca. 40%). Et pulsbelastet vertikalt filter kan således opretholde en vis nitrifikation selv ved meget lave temperaturer. Endvidere fandtes at recirkulering af nitrificeret afløbsvand tilbage til bundfældningstanken øger reduktionen af total-N i anlægget som følge af denitrifikation.

### ***Forskellige typer af sands fosforbindingsevne***

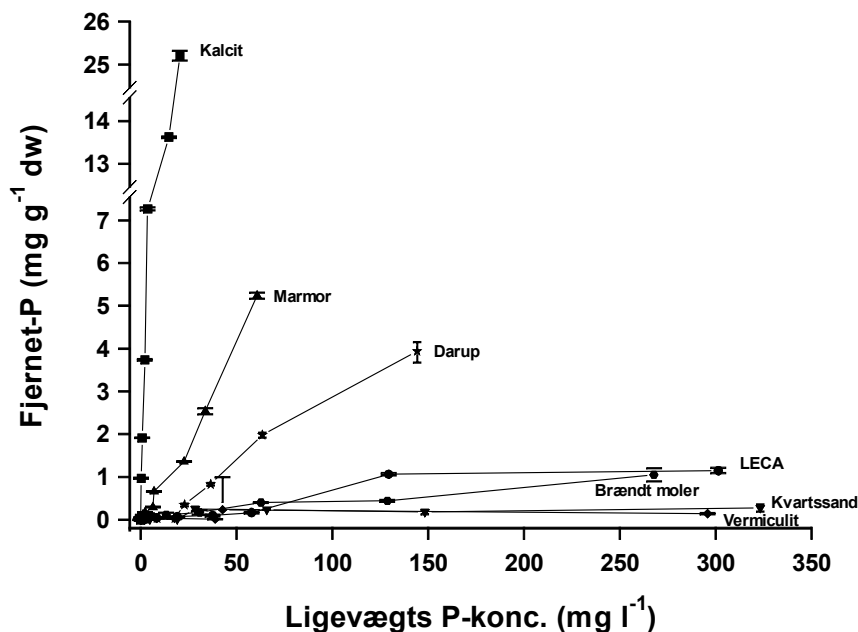
I beplantede filteranlæg fjernes fosfor især ved binding til sand- eller grusmaterialet i filteret. Undersøgelserne viser tydeligt, at der er stor forskel på forskellige typer af sands evne til at binde fosfor. De undersøgte sandmaterialer kommer fra forskellige danske grusgrave, men der kan ikke på baggrund af undersøgelserne drages nogen generel konklusion om fosforbindingskapaciteten baseret på geografisk placering af grusgravene i Danmark. Undersøgelserne viser at især indholdet af kalcium i filtersandet samt sandets tekstur har indflydelse på fosforbindingsevnen. Materialer med et højt indhold af kalcium binder mere fosfor end materialer med et lavt indhold. Og finkornede materialer binder mere fosfor end grovkornede materialer.

Sands evne til at binde fosfor aftager efterhånden som sandet bliver mættet med fosfor og de forbindelser, der er ansvarlige for udfældningsprocesserne, bliver opbrugt. Et vigtigt spørgsmål er hvor længe en given sand i et beplantet filteranlæg vil kunne fjerne fosfor effektivt fra spildevandet. Undersøgelserne tyder på, at fosforbindingsevnen vil være opbrugt efter nogle få måneders drift for de dårligste materialer, hvorimod de bedste materialer vil have bindingskapacitet til flere års belastning.

Når der skal vælges sand til anvendelse i et beplantet filteranlæg skal først og fremmest sandets tekstur være rigtig for bl.a. at sikre en god vandledningsevne og mindske risikoen for tilklogning. Såfremt der ønskes et medium, der giver en effektiv rensning for fosfor i det beplantede filteranlæg, skal filtersandet være så finkornet som muligt under hensyntagen til kravet om tilstrækkelig vandledningsevne. Endvidere bør sandets indhold af især kalcium være højt. Et højt indhold af kalcium vil befordre udfældning af fosfor i mediet som tungtopløselige kalciumfosfater.

### ***Forskellige 'kunstige' materials fosforbindingsevne***

Det kan være nødvendigt at indbygge et materiale med en stor fosforbindingsevne i et beplantet filteranlæg for på længere sigt at opretholde en vedvarende effektiv rensning for fosfor. Blandt de undersøgte kunstige materialer var de kalcium-holdige materialer (kalcit og marmor) mest effektive til at binde fosfor. Brændt moler kunne også binde fosfor effektivt, men krævede en lang opholdstid. LECA og vermikulit var ikke effektive til at binde fosfor. Især kalcit synes at være velegnet til at øge fosforbindingskapaciteten i beplantede filteranlæg. Kalcit kan enten blandes i filtermaterialet ved konstruktionen af anlægget, eller alternativt kan der etableres en separat filterenhed med kalcit til binding af fosfor. I så fald ville filterenheden kunne udskiftes med mellemrum når fosforbindingskapaciteten er brugt op.



Resultat af rysteforsøg med forskellige typer af sand (Sand fra grusgrav i Darup og Kvartssand) og forskellige kunstige materialer (granuleret kalcit, knust marmor, LECA, brændt moler og granuleret vermikulit). Kurverne viser mængden af fosfor (P) fjernet fra inkuberingsvæsken (bundet til materialerne) plottet mod liggvægtskoncentration i væsken efter 20 timers ekvilibrerings.

### Andre kilder

Der findes ingen let tilgængelig dansk-sproget litteratur om emnet. Men følgende engelsksprogede bøger kan varmt anbefales:

- Kadlec, R.H. & Knight, R.L. (1996). Treatment Wetlands. – Lewis Publishers. Boca Raton, New York, London, Tokyo. 893 sider.

Bogen giver en meget grundig gennemgang af forskellige typer af kunstigt anlagte vådområder, og hvorledes de kan anvendes til spildevandsrensning. Bogen beskriver både renseprocesser for forskellige forurenende stoffer, anlægsofbygning og hvorledes nye anlæg dimensioneres.

- Vymazal J., Brix H., Cooper P.F., Green M.B. & Haberl R., eds. (1998). Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe. - Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands. 366 sider.

Bogen indeholder et generelt kapitel, der gennemgår forskellige typer af beplantede renseanlæg og renseprocesserne i forskellige anlægstyper. Derudover indeholder bogen 15 kapitler, der hver beskriver erfaringerne med plantebaseret rensning i et europæisk land.

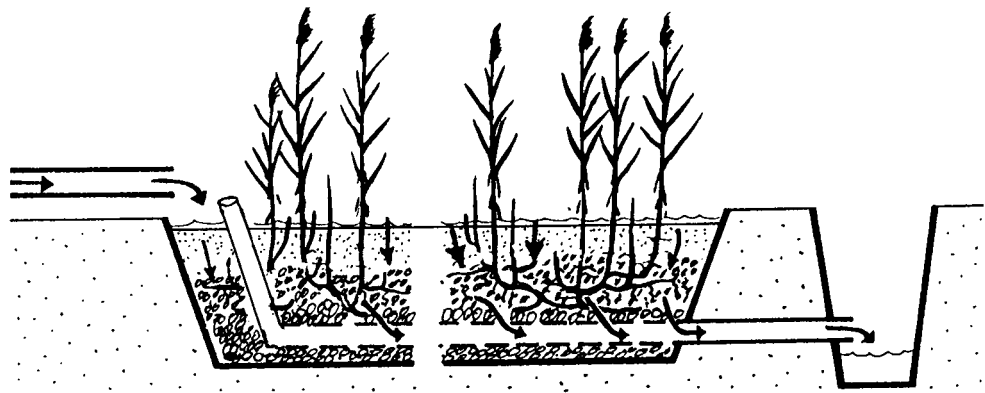


# Summary and conclusions

## Project background and objectives

New legislation requires that sewage produced in rural areas be treated adequately in order to improve the environmental conditions in stream and lakes. Single houses and other sewage producers in areas without a sewer system must improve their sewage treatment during the next couple of years. The preferred disposal solution in rural areas in Denmark is soakaways (soil infiltration). But at many sites it is not possible to use soakaways because of clayish soil conditions or high water tables. There is therefore a need to find new and effective on-site technologies.

The objective of the study is to establish new knowledge on 'green' technologies that can be used for on-site sewage treatment in rural areas. Green technologies are here defined as systems where plants contribute to the treatment process and where the use of resources (energy) is low. Root zone treatment systems are according to this definition a green technology. But root zone systems do not meet the treatment demands established in the new legislation. Focus of the study has therefore been on subsurface flow constructed wetland systems with vertical flow. The treatment performance of vertical flow systems is more efficient than that of horizontal flow systems.



Sketch of a subsurface flow constructed wetland system with vertical flow. The sewage must be pre-treated in a sedimentation tank before discharge to the wetland system.

## Methods

Several European countries (Austria, Germany and England) have produced guidelines for the construction of subsurface flow constructed wetland systems. These and other relevant sources of literature are summarised in the report. In addition, field studies have been carried out in a five-year old vertical constructed wetland system in order to study nitrification ability. Furthermore, a series of laboratory experiments have been conducted to evaluate the phosphorus binding capacity of different natural filter sands as



well as artificial materials that might be used to enhance phosphorus-binding capacities of the wetland media.

### **Main conclusions**

Subsurface flow constructed wetland systems with vertical non-saturated flow will be able to fulfil the most stringent treatment requirements imposed for on-site treatment in rural areas, i.e. 95% reduction of BOD<sub>5</sub>, 90% reduction of total-phosphorus, and 90% nitrification. However, area demand is not as yet fully established, and more work is needed to refine the removal process for phosphorus. The guidelines produced in other European countries cannot be directly transferred to Denmark because these do not generally include so stringent effluent demands.

The study has established a set of provisional guidelines that can be used until more detailed guidelines are produced. To summarize:

- The constructed wetland systems must be constructed with vertical flow. The bed medium should be filtersand or gravel with an appropriate texture. The bed depth should be at least one meter. Area use is 5 m<sup>2</sup> pr person. The area demand may be reduced below 5 m<sup>2</sup> pr person, but until now too little documentation exist.
- The treated water is collected in a drainage system at the bottom of the bed. The drainage layer must be aerated (passively) in order for the filter medium to be aerated from below (as well as from above).
- The sewage must be distributed evenly over the entire surface of the bed. This is best achieved using a pressure-driven distribution system. The distribution pipes must be protected against frost during winter.
- The bed is planted with Common Reed or other wetland plants.
- The sewage must be pre-treated in a sedimentation tank.
- The bed medium should have a high content of calcium in order to enhance the phosphorus removal capacity. An artificial material with a high phosphorus binding capacity (e.g. calcite or crushed marble) may be amended to the medium.
- A separate filter unit should be included for removal of phosphorus. The medium in the filter unit should be a material with a high phosphorus binding capacity. The material should be exchanged when saturated with phosphorus.

An experimental constructed wetland system with vertical flow should be constructed for the purpose of evaluating the unresolved or poorly resolved questions particularly in relation to area dimensioning and to the design and construction of the phosphorus filter unit. In addition, a number of full-scale single household systems should be constructed and monitored.



Vertical-flow constructed wetland system in Austria. The system contains two beds operating in parallel (Foto: H. Brix)

## Results

### *European guidelines*

The German guidelines concern on-site constructed wetland systems up to 50 PE and municipal systems up to 1000 PE. The guidelines are only valid for removal of organic matter (outlet criteria:  $BOD_5 < 40 \text{ mg/l}$ ;  $COD < 150 \text{ mg/l}$ ). Austrian guidelines include nitrification ( $NH_4\text{-N} < 10 \text{ mg/l}$ ) but not removal of phosphorus. English guidelines only describe constructed wetland systems with subsurface horizontal flow. Hence, these guidelines cannot be directly transferred to Danish conditions with more stringent outlet requirements. .

### *Field studies*

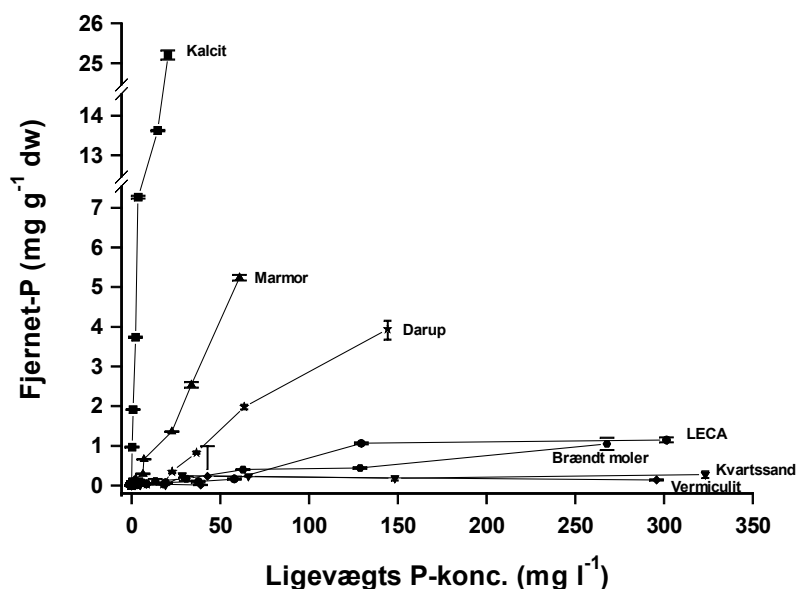
Experiments have been conducted to evaluate the nitrification activity in vertical flow systems as a function of area mass loading rate, loading frequency and temperature of treated, but not nitrified, effluent. The constructed wetland system used as basis for the experiments was, however, poorly suited for these experiments because of the restricted bed depth and other on-site problems with system design and wastewater composition. It was therefore not possible to establish the relationship between area loading rate and nitrification activity. The studies do, however, indicate that frequent pulse loadings increase the nitrification rate. Furthermore, nitrification occurred even at  $2^\circ\text{C}$ . Thus, a pulse loaded vertical filter can sustain some nitrification activity even at very low water temperatures. Recycling of nitrified effluent water to the sedimentation tank increases the removal of total-nitrogen because of denitrification.

### ***Phosphorus binding capacities of natural sands***

In subsurface flow constructed wetland systems phosphorus is mainly removed by sorption to the bed substrate. Sands from different gravel pits have very different binding capacities. The study shows that particularly the content of calcium is of importance for the phosphorus binding capacity. Sands with a high content of calcium have a higher binding capacity compared to sands with a low content of calcium. Furthermore, the texture of the sand is of importance. Fine-textured sand has a higher binding capacity than coarse-grained gravel. For some sands the phosphorus binding capacity will be used up after only a few months in a constructed wetland system, whereas for others the performance will be sustained for several years. When selecting sand to be used as the medium in a subsurface flow constructed wetland system, it is of prime importance to secure the right texture in order to obtain a high hydraulic conductivity. And in order to maximise removal of phosphorus, the content of calcium should be high.

### ***Phosphorus binding capacities of selected artificial materials***

It might be necessary to amend the bed substrate with a material with high phosphorus binding capacity in order to enhance and sustain phosphorus removal. Especially calcium containing materials, calcite and crushed marble, were shown to have high phosphorus binding capacities. Burnt diatomaceous earth also had a high binding capacity, but required longer contact time. Light Expanded Clay Aggregates (LECA) and vermiculite did not bind phosphorus efficiently. Particularly calcite seems to be well suited for use as a bed amendment to enhance phosphorus removal. However, calcite might also be used in a separate filter unit for phosphorus removal. When saturated with phosphorus, the filter content (calcite) can be exchanged.



Phosphorus binding isotherms for different natural sands (Darup and quartz sand) and some artificial materials (granulated calcite, crushed marble, LECA, burnt diatomaceous earth, and granulated vermiculite).

# 1 Indledning

## 1.1 Projektets formål

Denne undersøgelse er iværksat med det overordnede formål at tilvejebringe det nødvendige datagrundlag for at udarbejde retningslinier for design af grønne renseanlæg for mindre udledere (<30 PE). Anlæggene skal kunne opfylde myndighedernes krav om rensning til en bestemt renseklasses (reduktion af  $BI_5$ , total-P og nitrifikation) i henhold til spildevandsbekendtgørelsen (jf. Tabel 1-1).

Tabel 1-1 Renseklasser efter spildevandsbekendtgørelsen. Stofreduktionskrav til forskellige renseklasser

Renseklasse	$BI_5$	Total-P	Nitrifikation
SOP	95%	90%	90%
SO	95%		90%
OP	90%	90%	
O	90%		

## 1.2 Projektets baggrund

Da der ikke eksisterer tilfredsstillende dokumentation for grønne renseanlægs renseevne specielt m.h.t. reduktion af fosfor og nitrifikation, vil det kun i få tilfælde – med baggrund i de nuværende bestemmelser - være muligt for små udledere at få tilladelse til at etablere et grønt renseanlæg. Kommunerne kan påbyde den enkelte grundejer (<30 PE) at nedsive spildevandet eller alternativt at rense spildevandet til en bestemt renseklasses (jf. Tabel 1-1).

I henhold til Miljøstyrelsens vejledning for etablering af rodzoneanlæg op til 30 PE (Miljøstyrelsen, 1999a), vil rodzoneanlæg der bygges efter vejledningens forskrifter kun opfylde renseklasses 'O' (krav om 90% reduktion af organisk stof), hvorimod nedsivningsanlæg opfylder alle renseklasser (Miljøstyrelsen, 1999b). Derfor må det forventes, at nedsivning vil blive den foretrukne renseløsning i det åbne land, såfremt nedsivning er mulig. Der er imidlertid områder i Danmark, hvor nedsivning ikke er mulig på grund af jordbundsforhold, grundvandsstand eller drikkevandsinteresser. Der kan evt. også være udledere, der ikke ønsker at nedsive, men vil foretrække en 'grøn' renseløsning. På den baggrund er der behov for at få udviklet grønne renseanlæg, der vil kunne opfylde de krav kommunen måtte stille til rensegrad, og at få udarbejdet retningslinier for etablering af disse.

## 1.3 Typer af beplantede filteranlæg

I Danmark har grønne renseanlæg især været udformet som jordbaserede rodzoneanlæg. Disse har dog vist sig ikke at kunne honorere krav om næringssalt fjernelse og nitrifikation, og der er ofte problemer med overfladisk afstrømning (Brix, 1998). Derfor er der i de seneste år – både i Danmark og internationalt – udviklet nye design af plantebaserede anlæg med henblik på at forbedre effektiviteten og kapaciteten. Fælles for disse nye konstruktioner er, at der i stedet for jord anvendes filtergrus eller sand som vækstmedium.

Herved imødekommes problemerne med dårlig hydraulisk ledningsevne og deraf følgende overfladisk vandstrømning. Endvidere fokuseres på systemer med vertikalt flow og stødbelastning, hvorved tilførslen af ilt til mediet forbedres betydeligt. Se Kadlec & Knight (1996) og Vymazal et al. (1998a,b) for en oversigt over forskellige anlægstyper.

Nærværende projekt tager udgangspunkt i to typer af anlæg – beplantede filteranlæg med henholdsvis horisontalt og vertikalt flow – samt en kombination af disse. Erfaringer fra udlandet, men også fra Danmark, tyder på at disse anlægstyper er relativt simple at etablere og samtidig meget robuste i rensemæssig henseende, idet der kan opnås en vidtgående og stabil rensning både for organisk stof og næringssalte. Anlæggene vil således – hvis de opfylder forventningerne og etableres korrekt – være et realistisk alternativ til nedsivningsanlæg i det åbne land, både hvor nedsivning ikke er mulig, og hvor anlægsejeren af forskellige årsager ikke ønsker at nedsive spildevandet.

Der eksperimenteres hovedsageligt med tre forskellige løsninger:

- (1) ét-trins anlæg bestående af et bed med vertikalt flow
- (2) to-trins anlæg bestående af et bed med vertikalt flow efterfulgt af et bed med horisontalt flow
- (3) to-trins anlæg bestående af et bed med horisontalt flow efterfulgt af et bed med vertikalt flow.

Hver af disse løsninger er behæftet med specifikke fordele og ulemper, men fælles for systemerne er, at de endnu er utilstrækkelig dokumenteret.

#### 1.4 Forsøgsanlæg

I Danmark blev der i efteråret 1996 etableret et to-trins beplantet filteranlæg i Ebeltoft kommune til behandling af spildevand fra et lille landsbysamfund (55 PE). Anlægget er dimensioneret af ENVICARE og opbygget af følgende komponenter:

- (1) En mekanisk forrensning i form af en trekammer bundfældningstank,
- (2) et beplantet bed opbygget af filtersand med horisontal vandstrømning, og til sidst
- (3) et beplantet bed med vertikalt flow.

De foreløbige driftsresultater fra anlægget i Bjødstrup-Landborup samt for tilsvarende anlæg i Polen, viser en effektiv reduktion af suspenderede stoffer og  $BI_5$  (Ciupa, 1996). Derudover en effektiv fosfor-fjernelse (udløbskoncentration  $<0.2$  mg/l) og nitrifikation.

Anlægget i Bjødstrup-Landborup havde ved projektets gennemførelse en fuldt udviklet vegetation og blev anvendt som basis for gennemførelse af eksperimenter til belysning af effekten af arealbelastning, recirkulering, temperatur, mv., på rensningseffekt og funktion. Formålet med undersøgelserne var at opnå bedre dimensioneringsregler baseret på funktion under danske forhold.

## 1.5 Udførte forsøg

Der er foretaget et litteraturstudium og taget kontakt til institutioner i Polen, Østrig og England, der arbejder med denne type renseanlæg, med henblik på at opdatere vores viden indenfor området.

Derefter er der iværksat en række forsøg i Bjødstrup-Landborup anlægget, med henblik på at få belyst uafklarede forhold vedrørende specielt funktionen af anlæg med vertikalt flow. Vertikale anlægs kapacitet og renseeffekt er blevet søgt klarlagt gennem undersøgelse af graden af nitrifikation i vertikale anlæg som funktion af arealbelastning, belastningsfrekvens og temperatur af rensset – men ikke nitrificeret – spildevand.

Effekten af recirkulering på renseeffekt i to-trins anlægget, specielt reduktionen af total-N, er blevet undersøgt. Ved en recirkulering pumpes en delmængde af det nitrificerede nitratholdige afløbsvand tilbage til bundfældningstanken, hvor der er en organisk kulstofkilde til denitrifikationen. Ved recirkulering forventes, at der opnås både bedre reduktion af totalkvælstof, og en bedre reduktion af  $BI_5$ , idet der tilføres en elektron-akceptor (nitrat) til råspildevandet. Recirkulation vil dog også bevirke kortere opholdstid og dermed potentielt dårlige rensning, hvorfor den optimale recirkuleringsrate skal fastlægges eksperimentelt.

Endelig er forskellige typer af filtergrus og sandmaterialers fosforbindingsevne blevet undersøgt. Den effektive fosforfjernelse der ses i Bjødstrup-Landborup anlægget skyldes binding til grusmaterialet. Filtergrus med oprindelse i forskellige grusgrave fordelt over landet blev undersøgt ved laboratoriestudier med henblik på at fastlægge deres fosforbindingsevne. Fosforbindingskapaciteten blev estimeret, dels ved Langmuir-isoterm teknik, dels ved søjleforsøg, der simulerede forholdene i de grønne renseanlæg. Endvidere undersøgte muligheden for at forbedre fosforrensningen i grønne anlæg ved tilsætning af forskellige jern- og calcium-holdige stoffer.



## 2 Grønne renseanlæg

### 2.1 Hvad er grøn spildevandsrensning?

Der findes endnu ingen klar definition i Danmark af hvad "grøn spildevandsrensning" egentligt er. Et fremherskende synspunkt er, at grøn spildevandsrensning omfatter anlæg hvori planter indgår som et vigtigt element. Et andet synspunkt tager udgangspunkt i renseanlæggenes ressourceforbrug, således at "grønne" anlæg bruger færre ressourcer end andre anlæg (Henze, 1986). Det er dog ikke helt klart hvilke ressourcer der tænkes på, men ofte menes energi i form af elforbrug.

Ved vurdering om en given renseløsning er "grøn" eller "sort" bør der principielt udarbejdes et grønt regnskab for anlægget baseret på bl.a. affaldsmængder, energiforbrug, brug af kemikalier, hygiejnekontrol, stofudslip per indbygger, grad af genudnyttelse og bæredygtighed (Brix, 1999).

Gennemgangen i denne rapport vil omhandle grønne renseanlæg, der er egnede til behandling af spildevand for enkeltejendomme og små bebyggelser i det åbne land. Der fokuseres på anlæg med underjordisk vandflow (her kaldet beplantede filteranlæg), idet disse erfaringsmæssigt har en bedre renskapacitet end anlæg med vand på overfladen (laguneanlæg). Endvidere er disse anlæg at foretrække bl.a. af hensyn til hygiejniske forhold og lugtgener.

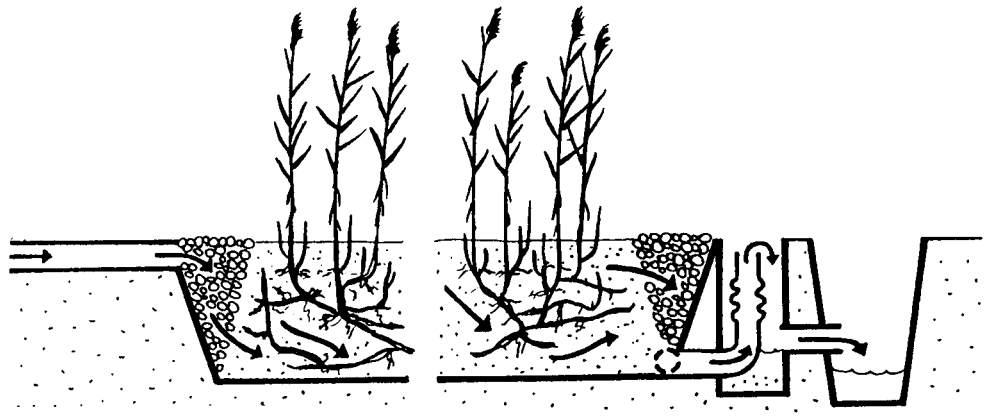
En detaljeret gennemgang af den historiske udvikling og erfaringer med de forskellige anlægstyper kan bl.a. findes i Kadlec og Knight (1996) og Vymazal et al. (1998).

### 2.2 Typer af beplantede filteranlæg

#### 2.2.1 Anlæg med horisontalt flow ('Rodzoneanlæg')

Et beplantet filteranlæg med horisontalt vandflow (rodzoneanlæg) består basalt af et beplantet grusfilter hvor spildevandet – efter forrensning i en velfungerende bundfældningstank - ledes ind i den ene ende og afledes fra den anden ende (Figur 2-1). Et typisk dansk rodzoneanlæg anlagt til behandling af husspildevand er vist i Figur 2-2. Det forrensede spildevand passerer næsten vandret gennem planternes rodzone, hvorved spildevandets nedbrydelige dele omsættes af de mikroorganismer, der sidder på planterødderne og på filtermediet. Rodzoneanlægget placeres over en tæt membran for at sikre at spildevandet ikke siver ned til grundvandet, og for at der ikke skal sive grundvand ind i anlægget.





Figur 2-1 Principskitse af et beplantet filteranlæg med horisontal vandstrømning (rodzoneanlæg). Figur er modificeret fra Brix & Schierup (1989)

Planterne har følgende funktioner i anlægget:

- (1) dødt plantemateriale isolerer rodzonefilteret mod tilfrysning om vinteren;
- (2) væksten af rødder og rhizomer (jordstængler) modvirker tilstopning af filtermediet;
- (3) rødder og rhizomer udgør en stor overflade hvorpå de aktive mikroorganismer kan sidde;
- (4) de hule planter fungerer som transportvej for atmosfærisk ilt, der via lækage fra rødder øger omsætningen i rodzonen; og
- (5) fordampningen fra planterne reducerer mængden af spildevand i udløbet om sommeren.

Planternes optagelse af næringssalte er uden væsentlig betydning da mængden er lille i forhold til belastningen, og da planterne ikke høstes (Brix, 1994; 1997).

Rensning af spildevand i rodzoneanlæg er en meget robust proces der - pga. den relative lange opholdstid af vandet i anlægget - giver en stabil afløbskvalitet. Et rodzoneanlæg kan 'tåle' ikke at blive belastet i en længere



Figur 2-2 Typisk dansk rodzoneanlæg anlagt til behandling af husspildevand (Foto: H. Brix)

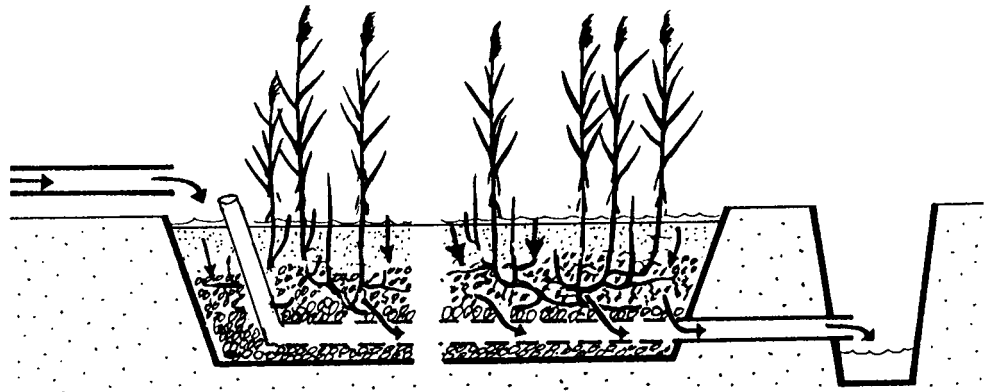
periode – f.eks. en ferieperiode - og samtidig kan anlægget klare en ekstraordinær stor belastning i en kort periode og bevare en god og stabil afløbskvalitet.

Ulemperne ved rodzoneanlæg er det forholdsvis store arealkrav ( $>5 \text{ m}^2$  pr person) samt at anlægget ikke renser tilstrækkeligt effektivt for næringssalte. Rodzoneanlæg nitrificerer dårligt, hvorfor hovedparten af kvælstoffet i afløbet vil være på ammonium eller ammoniak form. Rodzoneanlæg kan derfor ikke anvendes, hvor der er krav til udledning af ammonium/ammoniak og krav til fjernelse af fosfor.

Det har ofte været fremført at rodzoneanlæg ikke fungerer om vinteren. Denne påstand kan tilbagevises, idet erfaringer fra flere hundrede anlæg klart har vist at anlæggene renser lige godt sommer og vinter (Brix, 1998). Miljøstyrelsen har udarbejdet en vejledning i etablering og drift af rodzoneanlæg op til 30 PE (Miljøstyrelsen, 1999).

### 2.2.2 Anlæg med vertikalt flow

Et vertikalt anlæg opbygges i princippet som et biologisk sandfilter - blot er det ikke afdækket med jord, men i stedet beplantet med f.eks. Tagrør (Figur 2-3). Især i England, Østrig og Tyskland foretages forsøg med denne anlægstype.



Figur 2-3 Principskitse af et beplantet filteranlæg med vertikalt flow. Figur er modificeret fra Brix & Schierup (1989)

Der anvendes en arealdimensionering på ca.  $5 \text{ m}^2$  pr person, og der skal være en velfungerende bundfældningstank før anlægget. Anlæggene stødbelastes eller belastes skiftevis hvis der er flere bede. For at undgå tilfrysning skal spildevandsbelastningen være så stor og konstant at vandets temperatur holder overfladen frostfri. Alternativt kan fordelersystemet afdækkes med et isolerende lag (f.eks. træflis eller grus). Planterne forbedrer afdrænings-egenskaberne fra bedene sammenlignet med systemer uden planter.

Generelt opnås en effektiv rensning for  $\text{BI}_5$  samt en vidtgående nitrifikation. Der forekommer kun ubetydelig denitrifikation. Tilledes for store mængder suspenderet stof kan anlæggenes overflade klogge til. En tilklogning kan afhjælpes ved at tage anlægget ud af drift i en periode. Derfor tilrådes generelt ved større anlæg, at der minimum etableres to parallelle bede.

Beplyntede filteranlæg med vertikalt flow har en større renskapacitet end traditionelle rodzoneanlæg med horisontalt vandgennemstrømning. Det er dog stadig uafklaret, hvordan især problemer med tilfrysning af overfladen kan løses for helt små anlæg med vekslende belastning.



Figur 2-4 Beplyntet filteranlæg med vertikalt flow i Østvig. Anlægget er inddelt i to parallelle bede (Foto: H. Brix)

### 2.3 Fordele og ulemper ved de to anlægstyper

De to typer af beplantede filteranlæg har specifikke fordele og ulemper.

Anlæg med horisontalt flow er gode til:

- (1) at fjerne suspenderede stoffer og bakterier pga. af den effektive filtrering gennem filteret og den lange opholdstid af vandet.
- (2) at omsætte organisk stof ( $BI_5$ , COD), dog op til en øvre grænse bestemt af raten hvormed ilt diffunderer til filteret fra atmosfæren.
- (3) at fjerne nitrat ved denitrifikation da filteret i hovedsagen er anoxisk. Nitrat vil samtidig forbedre omsætningen af organisk stof.

Anlæg med horisontalt flow er dårlige til at nitrificere pga. den forholdsvis lave rate hvormed ilt diffunderer til filteret fra atmosfæren.

Anlæg med vertikalt flow er gode til:

- (1) at nitrificere ammonium fordi filteret ikke er vandmættet og altid iltet under normale driftsforhold.
- (2) at omsætte organisk stof ( $BI_5$ , COD) pga. de gode iltforhold i filteret.

Anlæg med vertikalt flow er dårligere end anlæg med horisontalt flow til at fjerne suspenderede stoffer og kan klogge til såfremt filteret ikke er korrekt opbygget, og såfremt der tilledes for store mængder spildevand. Vertikale anlæg fjerner også bakterier, men ikke så effektivt som horisontale anlæg, formodentligt pga. den længere opholdstid i horisontale anlæg.

De specifikke fordele ved de to anlægstyper kan kombineres i hybrid-systemer, hvorved der kan opnås en mere effektiv rensning.

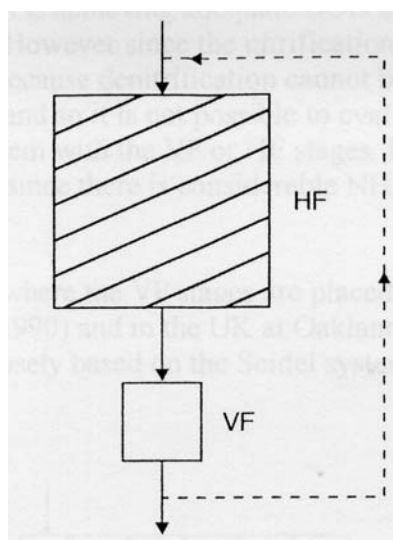
## 2.4 Hybrid systemer

### 2.4.1 HF-VF anlæg

Et design bestående af et horisontalt filter (HF) efterfulgt af et vertikalt filter (VF) er blevet udviklet af Johansen & Brix (1996). Anlægskonceptet består af følgende komponenter (Figur 2-5):

- (1) En bundfældningstank hvis funktion er at fjerne flydestoffer og hovedparten af det sedimentérbare materiale;
- (2) et beplantet filter med horisontal vandstrømning, hvis funktion primært er at fjerne suspenderede stoffer og  $BI_5$  samt, såfremt vandet recirkuleres, at denitrificere nitrat; og
- (3) et vertikalt filteranlæg hvis primære funktion er at nitrificere afløbet fra det horisontale bed.

Anlægskonceptet inkluderer mulighed for recirkulering af en del af afløbsvandet til første trin (det horisontale bed) eller bundfældningstanken med henblik på at denitrificere nitrat og dermed opnå forbedret rensning for total-N.



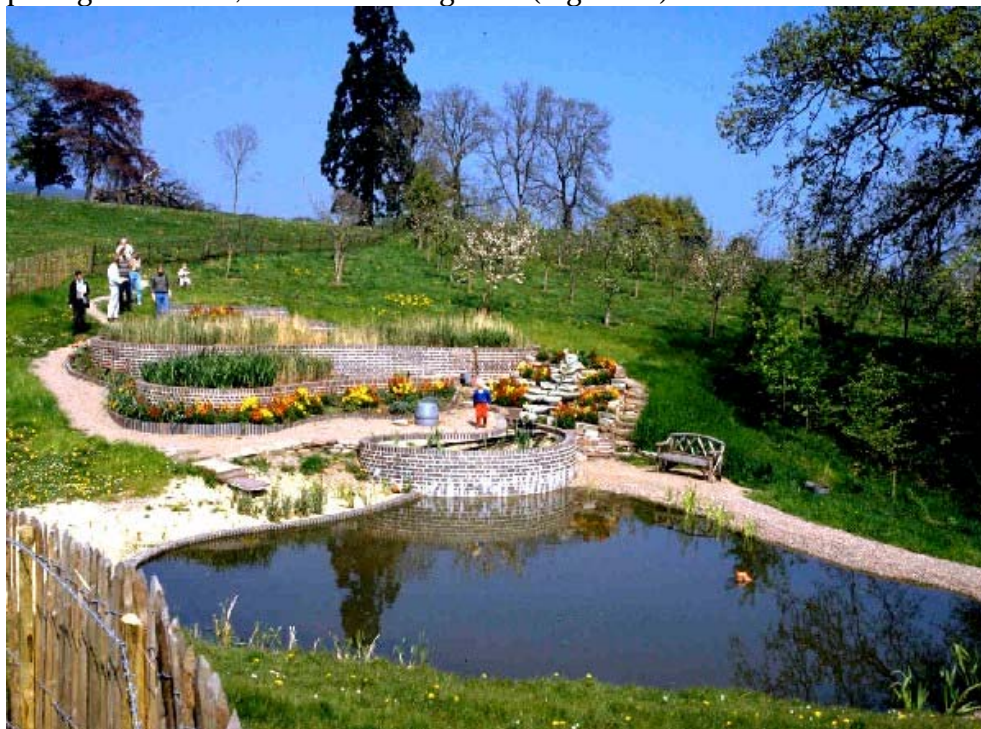
Figur 2-5 Skitse af et hybrid system bestående af et horisontalt filter (HF) som første trin og et vertikalt filter (VF) som andet trin. En delmængde af afløbsvandet kan recirkuleres til første bed med henblik på at øge denitrifikationen

### 2.4.2 VF-HF anlæg

I Frankrig og England er der systemer hvor rækkefølgen af bedene er omvendt, dvs. første trin består af et eller flere bede med vertikalt flow, og

andet trin består af et eller flere bede med horisontalt flow. Dette koncept er bl.a. anvendt i et fler-trins anlæg bygget i Oaklands Park i Gloucestershire, England – et anlæg der også har været forbillede for anlæg i Danmark.

Oaklands Park anlægget behandler husspildevand fra 65 personer og består af i alt fem rensetrin: to trin med vertikal vandgennemstrømning efterfulgt af to trin med horisontal vandgennemstrømning og til slut en sø (Figur 2-7). Anlægget udmærker sig ved at være smukt anlagt og integreret i den parklignende have, der omkranser godset (Figur 2-6).

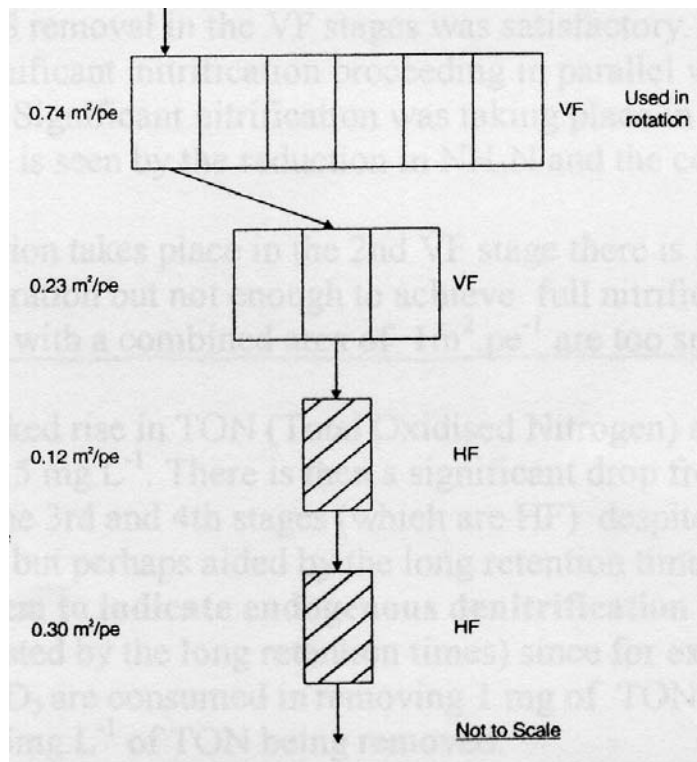


Figur 2-6 Hybrid anlægget i Oaklands Park, Gloucestershire, England, behandler spildevand fra 65 personer (Foto: H. Brix)

Rensegraden i anlægget forbavsende god (se Tabel 2-1) set i lyset af det forholdsvis lille areal der er til rådighed ( $1.4 \text{ m}^2$  per person).

Fra Tabel 2-1 kan det især bemærkes:

- (1) Fjernelsen af  $\text{BI}_5$  og TSS i de vertikale bede er rimelig set i relation til det lille arealforbrug
- (2) Parallelt med fjernelsen af  $\text{BI}_5$  i de vertikale bede sker der nitrifikation, hvilket kan ses på faldet i  $\text{NH}_4$  koncentrationen og stigningen i  $\text{NO}_3$  koncentrationen.
- (3) Det samlede areal af de to første VF bede ( $1 \text{ m}^2/\text{PE}$ ) er ikke tilstrækkeligt til at sikre fuld nitrifikation.
- (4) Der sker en denitrifikation i de to bede med horisontalt flow.



Figur 2-7 Skitse af fler-trinsanlægget etableret ved Oaklands park i England. Anlæggets første trin består af 6 vertikale bede (VF) der belastes al ternende; herefter følger 3 vertikale bede der ligeledes belastes al ternende. Tredje og fjerde trin består af bede med horisontal flow (HF). Fra Vymazal et al. (1998a)

Tabel 2-1 Indløbs- og afløbskoncentrationer i fler-trinsanlægget ved Oaklands Park. Tabellen viser gennemsnitsværdier af 48 sæt analyser i perioden August 1989 til September 1991

	Indløb (mg/l)	Udløbskoncentration (mg/l)				
		1. VF bed	2. VF bed	1. HF bed	2. HF bed	Sø
BI <sub>5</sub>	285	57	14	15	7	11
Suspenderet stof	169	53	17	11	9	21
Ammonium-N	50.5	29.2	14.0	15.4	11.1	8.1
Nitrat-N	1.7	10.2	22.5	10.0	7.2	2.3
Ortho-fosfat	22.7	18.3	16.9	14.5	11.9	11.2

## 2.5 Andre grønne renseanlæg

### 2.5.1 Grødeproducerende anlæg

Filosofien i grødeproducerende anlæg er, at de næringsstoffer, der findes i spildevandet efter den mekaniske og biologiske rensning, genudnyttes til produktion af planter. Derved sker en yderligere rensning af vandet (næringsfjernelse) samt en reduktion i de afledte vandmængder. De planter der produceres tænkes at repræsentere en vis værdi enten som pryddplanter eller som afgrøder.

Under danske klimatiske forhold skal planteproduktionen foregå i drivhus med opvarmning og kunstbelysning, for at spildevandet kan opnå en tilfredsstillende rensning året rundt. Selv om grødeproduktion har været fremført som en mulig løsningsmodel gennem årtier, er der kun yderst sparsomme erfaringer med teknikken. Den følgende gennemgang er især

baseret på danske erfaringer fra forsøg udført af Dansk Akvakultur Institut (1989, 1990), DIFTA/DAI (1990) og Nordvestjysk Folkecenter for Vedvarende Energi (Sandbæk, 1990; Hinge & Stewart, 1997).

### ***2.5.1.1 Erfaringer fra Dansk Akvakultur Institut***

Baggrunden for de forsøg der blev udført ved Dansk Akvakultur Institut i slutningen af firserne var at integrere fiskeproduktion (åleopdræt) og planteproduktion (Dansk Akvakultur Institut, 1989a; 1990a). Idéen var at etablere et forholdsvis "lukket" kredsløb ved at udnytte spildevandet fra fiskeopdræt til produktion af planter, og samtidig rense vandet, således at dette kunne recirkuleres til fisketankene.

Den væsentligste del af spildevandsrensningen skete i konventionelle mekaniske renseanlæg og et biofilter (Jungersen, 1997). Det mekanisk-biologisk rensede spildevand blev herefter pH-justeret og ledt til den planteproducerende enhed, der bestod af et 400 m<sup>2</sup> stort erhvervsdrivhus. I drivhuset blev potteplanter og afgrødeplanter (Stuebirk, Chrysanthemum, Palmegræs, Nilgræs, Tomat, Majs og Elefantgræs) dyrket ved anvendelse af spildevandet som næringskilde.

Undersøgelserne viste at planterne kunne dyrkes i spildevandet fra åleopdræt, og at planterne kunne rense spildevandet for næringssalte, når blot vandet på forhånd var mekanisk-biologisk rensed, dvs. at slam var fjernet, organisk stof nedbrudt, og kvælstof nitrificeret (Dansk Akvakultur Institut, 1989b,c). Både produktionsmængden og kvaliteten af de producerede potteplanter var på højde med planter dyrket ved konventionel væksthushproduktion. Kvaliteten af de producerede tomater var særdeles god, men det er i Danmark ikke tilladt at sælge spiselige produkter, der er dyrket i spildevand. Der var en betydelig sæsonvariation i planternes næringskrav. Beregninger viste, at under tempererede klimaforhold kan en genanvendelse af vand, næring og kuldioxid fra spildevand kun reducere de årlige driftsomkostningerne ved kommerciel dyrkning af planter i væksthush med op til 2-3%.

### ***2.5.1.2 Erfaringer fra Nordvestjysk Folkecenter for Vedvarende Energi***

I perioden 1989-90 blev der udført en række undersøgelser ved Nordvestjysk Folkecenter for Vedvarende Energi til belysning af forskellige plantarters vækst- og rensespotentialer i husspildevand. Undersøgelserne blev udført i samarbejde med Aarhus Universitet som et specialestudium (Sandbæk, 1990; Hinge & Stewart, 1997). Undersøgelserne blev foretaget i et separat drivhus i tilknytning til Folkecenterets renseanlæg, der bestod af en forrensning i bundfældningstank efterfulgt af behandling i en serie beluftede bassinanlæg i drivhus samt rodzoneanlæg ligeledes i drivhus. Forsøgene blev udført med Liden Andemad, Vandnavle, Bukkeblad, Papyrus og Elefantgræs i et antal dyrkningsrender. Undersøgelserne blev kun gennemført i sommerhalvåret, da drivhuset ikke var opvarmet. Både afløb fra bundfældningstanken og afløb fra bassinanlæggene blev anvendt som næringskilde for planterne. Afløbet fra bassinanlæggene var kun delvist nitrificeret.

Undersøgelserne viste at Papyrus, Elefantgræs, Bukkeblad og Vandnavle alle kunne dyrkes både i delvis rensed spildevand (delvis nitrificeret spildevand) og afløb fra bundfældningstank. Andemad havde mangelsymptomer (sandsynligvis jern og/eller mangan mangel) og voksede dårligt i begge typer af spildevand. Det gennemsnitlige planteoptag af næringssalte var 436-517

mg N/m<sup>2</sup>/døgn og 30-54 mg P/m<sup>2</sup>/døgn for Papyrus og Elefantgræs. Vandnavle havde det største planteoptag; 776-817 mg N/m<sup>2</sup>/døgn og 151-162 mg P/m<sup>2</sup>/døgn. Kvælstof og fosfor blev yderligere reduceret i rendesystemerne som følge af nitrifikation/denitrifikation samt muligvis kemisk binding eller akkumulering af slam i renderne.

### 2.5.2 Polykultur systemer

I polykultur systemer udnyttes spildevandets indhold af næringssalte til produktion af planktonalger, zooplankton, muslinger, fisk og planter i én og samme enhed eller i separate trin. Konceptet for systemet blev udviklet i Nordamerika af den canadiske biolog John Todd, og er blevet kendt som "Solar Aquatic Wastewater Treatment" ("soldrevet, vandbaseret spildevandsrensning"), eller "Vermont-systemet" (efter den stat hvori det første anlæg blev etableret). Filosofien bag polykultur systemerne er, at man i særlige tanke ved hjælp af beluftning omsætter organisk stof til kuldioxid og næringssalte (inklusive nitrifikation), der herefter udnyttes i et komplekst fødenet (Todd, 1997). Næringssaltene optages først af planktonalger, der dels nedbrydes af bakterier og svampe, dels græsses af snegle, muslinger og zooplankton, som igen græsses af fisk. De højere led i fødenettet (fisk og muslinger) kan fiskes op og potentielt udnyttes kommercielt. Endvidere dyrkes planter i bassinerne, bl.a. flydebladsplanter (Vandhyacinth og Andemad), men også andre planter så som Pil, Pelargonier og Tomat. Planterne høstes og anvendes som biomasse, foder, salgare pottplanter eller som stiklinge. Afløbet fra polykultur systemet kan ledes til et efterfølgende kunstig opbygget marskområde ("rodzoneanlæg"), således at de næringsstoffer, som ikke er blevet fjernet af polykultur systemet, kan fjernes ved adsorption til jordbunden eller ved optag i sumpplanterne. Hele systemet opbygges normalt i særligt udformede og isolerede væksthuse med opvarmning og kunstbelysning.

I Danmark er der flere steder etableret forsøg med polykultur systemer, bl.a. på Nordvestjysk Folkecenter for Vedvarende Energi (Hinge & Stewart, 1997), ved Produktionshøjskolen i Fløng (Saxgren, 1997), og ved Kolding Højskole, "Aquadomen" (Saxgren, 1995). I det følgende refereres erfaringer fra et svensk anlæg.



Figur 2-8 Væksthus med en 1600 PE Levende Maskine, South Burlington, Vermont (USA)

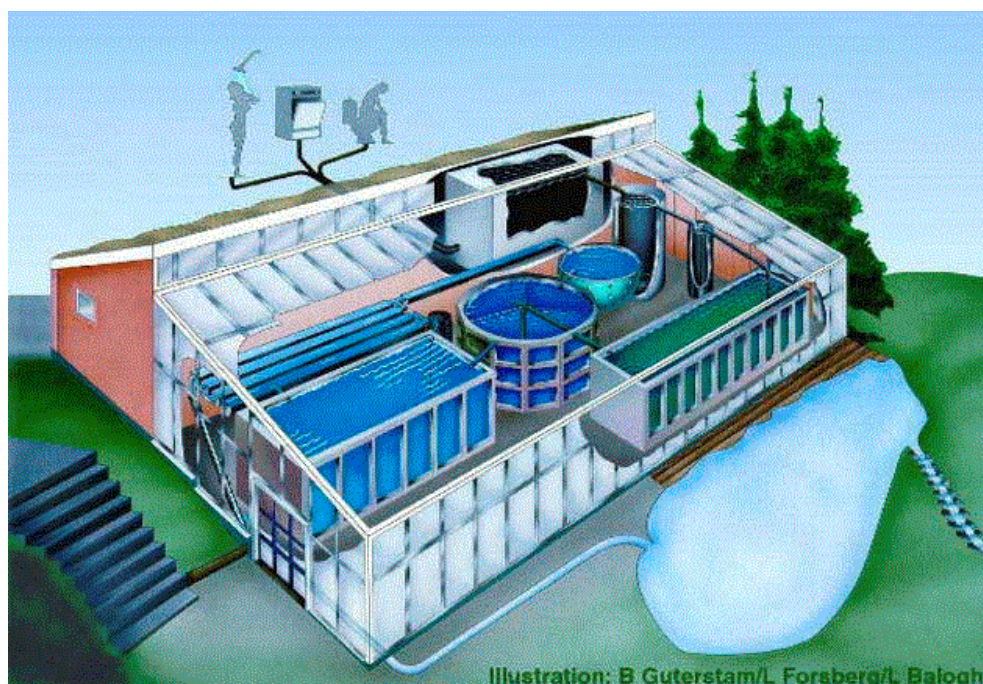


### 2.5.2.1 Stensund Folkehøjskole, Trosa, Sverige

Polykultur systemet ved Stensund Folkehøjskole blev etableret i 1989 som et fuldskala demonstrationsanlæg til behandling af skolens spildevand (ca. 100 PE). Det viste sig imidlertid, at anlægget ikke kunne behandle hele spildevands-mængden, så i dag tilføres kun ca. 6 m<sup>3</sup>/døgn, svarende til ca. 40 PE (Guterstam, 1997; Warne, 1997). Spildevandet forrenses i en trekammer bundfældningstank før det tilledes væksthuset. Her fjernes 39% af det tilledte N og 28% af det tilledte P.

Selve polykultur systemet er opbygget i væksthus og består af følgende rensetrin:

- (1) En 28 m<sup>3</sup> lager tank;
- (2) En 20 m<sup>3</sup> anaerob tank for nedbrydning af organisk stof (ca. 50% reduktion) og udfældning af metaller med sulfider;
- (3) Et biofilter baseret på et plastik filtermateriale for yderligere reduktion af organisk stof (ca. 80%) og nitrifikation;
- (4) En 27 m<sup>3</sup> beluftet (to membran-beluftere) aerob "fytoplankton" tank. På grund af dårlig vækst af alger, anvendes tanken i dag som et aktivt slamanlæg (med meget lav slambelastning). Der er udsat guldfisk og karper i tanken;
- (5) En 40 m<sup>3</sup> zooplankton tank med Vandhyacinth og Andemad på overfladen. Der har været problemer med at dyrke dafnier pga. for lille - eller manglende - algeproduktion i den foregående tank;
- (6) En 27 m<sup>3</sup> tank for produktion af forskellige fisk (især karper), og en 9 m<sup>3</sup> fisketank, hvor der dog især dyrkes alger;
- (7) Tre 6 meter lange kanaler hvor der dyrkes planter (Tomat, Vandpest og Andemad);
- (8) Vandet ledes via "Virbela Flowforms" - en kunstig opbygget iltningstrappe - til en udendørs sø;
- (9) Afløb fra søen ledes via iltningstrappe til et vådområde domineret af Pil og Tagrør, og derfra ud i Østersøen (Fig 2-9).



Figur 2-9 Oversigt over Stensund polykultur anlæg

Vandets opholdstid i væksthuset er ca. én måned. Rensegraden i anlægget er ca. 80% for fosfor og 70% for kvælstof. Henholdsvis 8% og 11% af spildevandets fosfor og kvælstofindhold bliver recyklet i systemet, dvs. høstes i planter og dyr.

Polykultur systemet opvarmes primært via solens indstråling, og overskudsvarmen udnyttes ved hjælp af to varmepumper. Om vinteren er der dog et lille varmeunderskud. Derudover anvendes energi til kunstlys, pumper, beluftning, mv., i alt ca. 110.000 kWh/år (= 2750 kWh pr PE pr år).

Energiforbruget er således 50-500 gange højere end for en konventionel løsning med aktiv slam.

### 2.5.3 Levende Maskiner

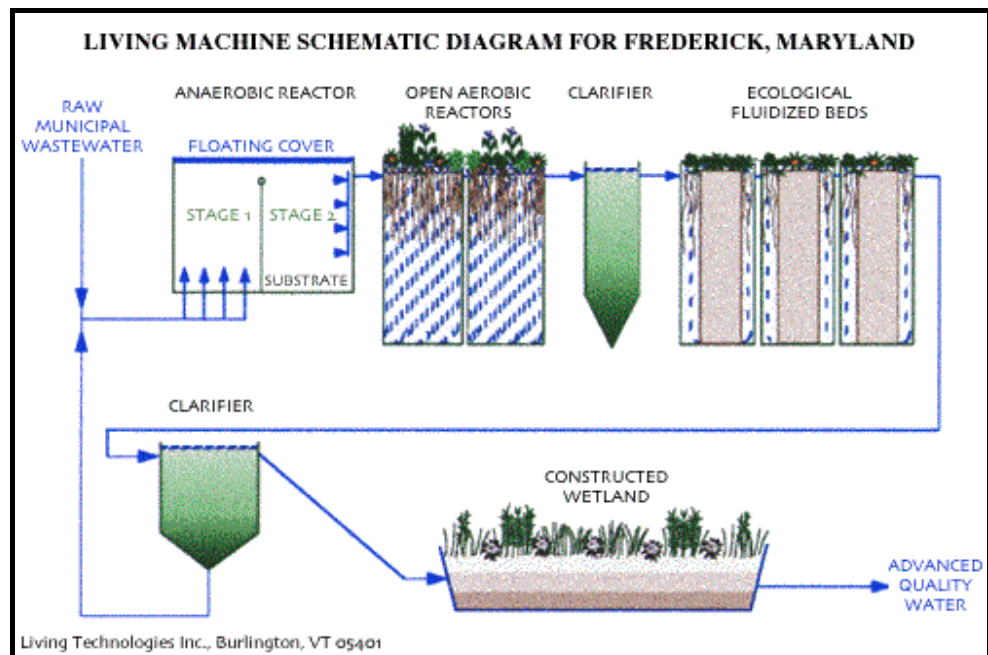
Siden 1992 er et rensesystem baseret på levende organismer i væksthuse blevet markedsført verden over som "Living Machines" ("Levende Maskiner") af firmaet "Living Technology Ltd." i samarbejde med John Todd's firma "Ocean Arks International" (Todd & Josephson, 1996; Todd, 1997).

Levende maskiner hævdes at være en økologisk teknologi, der ved hjælp af solens energi i væksthuse og uden tilsætning af kemikalier kan rense spildevand til et niveau, der svarer til de mest avancerede konventionelle anlæg med næringssaltfjernelse. Endvidere angives Levende Maskiner at være billigere både i anlæg og drift sammenlignet med konventionelle teknologier. Opbygningen af de levende maskiner tilpasses det specifikke spildevand, afløbskrav, mv.

I 1995 iværksatte det amerikanske miljøministerium en uvildig undersøgelse af drift og økonomi af en Levende Maskine etableret i Frederick, Maryland (Reed et al., 1996). Anlægget er etableret til behandling af en spildevandsmængde på 150 m<sup>3</sup>/døgn (ca. 600 PE) til følgende kravværdier:

- BI<sub>5</sub> <10 mg/l
- TSS <10 mg/l
- NH<sub>4</sub>-N <1 mg/l
- NO<sub>3</sub>-N <5 mg/l
- Total-N <10 mg/l
- Total-P <3 mg/l

Vandet havde en total opholdstid i systemet på ca. 3.6 døgn (Figur 2-10).



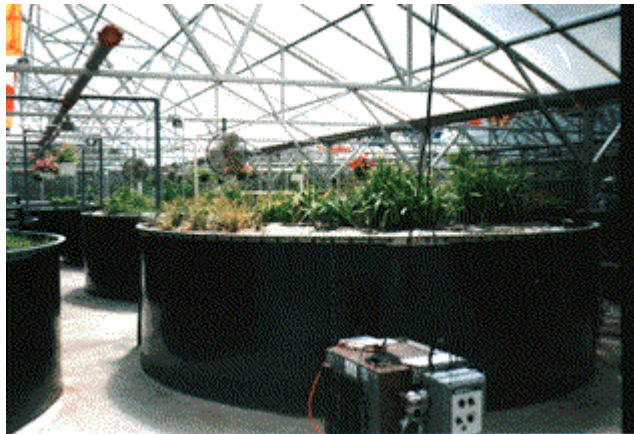
Figur 2-10 Procesdiagram for en 600 PE Levende Maskine i Frederick, Maryland (USA). Første trin i processen er en udendørs, delvis nedgravet to-kammer anaerob tank med en opholdstid på 18 timer. Spildevandet ledes herfra til tre parallelle serier af tanke i et væksthuse. To beluftede tanke i serie (3 m i diameter, 2,7 m dybe) med planter på overfladen (opholdstid 21 timer). Efterklaring. Tre såkaldte "ecological fluidized beds" i serie indeholdende pimpsten, der periodevis ved beluftning holdes i suspension (opholdstid 25 timer). Efterklaring (opholdstid 12 timer). Rodzoneanlæg opbygget i grus (opholdstid 11 timer)

Miljøministeriets undersøgelser viste følgende (Reed et al., 1996):

- (1) Anlægget kunne ikke overholde udlederkravet for total-P < 3 mg/l, og periodevis heller ikke kravene for  $\text{NH}_4\text{-N}$  < 1 mg/l og total-N < 10 mg/l. Der kræves væsentlige modifikationer i renseprocessen for at disse krav kan opfyldes.
- (2) Udlederkrav for TSS,  $\text{BI}_5$  og COD kunne overholdes, og indholdet af coliforme bakterier i afløbet var < 200 pr 100 ml.
- (3) Hovedparten af TSS,  $\text{BI}_5$ , COD og fosfor (70-80%) blev fjernet i det første trin (den udendørs anaerobe tank) som slam.
- (4) Nitrifikationen foregik overvejende i de to sidste beluftede filtre med pimpsten
- (5) Der blev anvendt forskellige tilsætninger af kemikalier og bakteriekulturer for at sikre stabil drift: 850 kg metanol pr år; 560 liter bakteriekultur; og 700 kg pr år af andre organiske og uorganiske stoffer.
- (6) Slamproduktionen i systemet var ca. 20 m<sup>3</sup> pr uge (tørstofindhold 2.8%)
- (7) Planteproduktionen var ca. 52 kg pr uge (tørstofindhold 5%)
- (8) Slam- og planteproduktion - ca. 30 tons tørstof pr år - er større end produktionen fra et konventionelt renseanlæg med denitrifikation.
- (9) I forsøg, hvor man fjernede planterne, blev det vist at disse ikke havde nogen effekt på afløbskvaliteten.
- (10) Tilstedeværelsen af planterne har imidlertid en væsentlig æstetisk værdi.
- (11) Solenergi havde kun marginal betydning for renseprocesserne. Energiforbrug til beluftning, pumper, mv., svarer til energiforbruget ved et konventionelt anlæg.

- (12) En livscyklusanalyse viste, at for kapaciteter op til 200 m<sup>3</sup>/døgn er prisen for en Levende Maskine på niveau med konventionel teknologi. Ved højere kapaciteter (f.eks. 3785 m<sup>3</sup>/døgn) er omkostningerne for den Levende Maskine mindst 50% højere end for konventionel teknologi.

De renseprocesser der foregår i en Levende Maskine er de samme som foregår i konventionelle renseteknikker, og processerne styres vha. de samme teknikker (beluftning, tilsætning af metanol). Man kan således anse Levende Maskiner for at være en konventionel renseteknologi placeret i et væksthus, med vækst af planter på overfladen af tankene som giver anlæggene et "grønt" præg. Planterne har dog i rensesmæssig henseende ingen effekt. Prisdifferensen mellem "Levende Maskiner" og konventionelle anlæg skyldes hovedsageligt udgifterne til væksthus.





# 3 Udenlandske retningslinier for etablering af beplantede filteranlæg

Ikke kun i Danmark forsøger man at etablere kriterier for design og drift af grønne renseanlæg. Der er således udarbejdet retningslinier for etablering af beplantede filteranlæg i Tyskland, Østrig og England (Arbeitsblatt ATV-A 262, 1997; Department of Environment Transport and the Regions, 2000; Österreichisches Normierungsinstitut, 1997). Detaljeringsgraden er forskellig i de enkelte lande bl.a. med hensyn til detailopbygning af anlæggene. Her refereres kun de væsentligste punkter.

## 3.1 Tyskland

I Tyskland har ATV faggrupperne vedrørende små renseanlæg og spildevandsbehandling i plantebede udarbejdet retningslinier for dimensionering, konstruktion og drift af beplantede filteranlæg til behandling af kommunalt spildevand op til 1000 personer (Arbeitsblatt ATV-A 262, 1997). Retningslinierne er vejledende, men lokale myndigheder kan kræve at retningslinierne overholdes.

Retningslinierne er forholdsvis detaljerede, hvorfor der i det følgende kun summeres de vigtigste elementer.

### 3.1.1 Gyldighedsområde

Retningslinierne gælder for behandling af husspildevand fra små udledere, dvs. anlæg med et tilløb op til 8 m<sup>3</sup>/døgn (ca. 50 PE). Desuden renseanlæg i kloakerede områder i størrelsen 50-1000 PE. Retningslinierne omfatter ikke anlæg etableret til efterpolering eller anlæg til behandling af regnvand.

### 3.1.2 Afløbskrav

Retningslinierne omfatter anlæg til reduktion af organisk stof. Kravværdierne er:

$$\begin{array}{ll} \text{BI}_5 & < 40 \text{ mg/l} \\ \text{COD} & < 150 \text{ mg/l.} \end{array}$$

Renseeffekt kan forbedres ved at øge det anbefalede overfladeareal, ved at indføre alternerende belastning, og ved at indføre recirkulering.

### 3.1.3 Belastningsopgørelse

I forbindelse med retningslinierne anvendes følgende forureningsmængder:

- $\text{BI}_5$  40 g/PE/døgn (efter mekanisk forrensning)
- Husspildevand 100 liter/PE/døgn
- Kommunalt spildevand 150 liter/PE/døgn

### 3.1.4 Beliggenhed

Af hensyn til mulige lugtgener fra anlæggene skal disse placeres 15-20 m fra beboelse. Anlægget skal indhegnes således at børn og dyr ikke har umiddelbar adgang.

Anlægget skal sikres mod oversvømmelse med overfladevand og høj vandstand i recipient.

Anlægget skal placeres således at drikkevandsforsyninger ikke påvirkes.

### 3.1.5 Forrensning

Spildevandet skal forrenses i en flerkammer bundfældningstank efter gældende regler for disse.

### 3.1.6 Membran

Anlægget skal afgrænses i sider og bund af en tæt membran. Et 60 cm tykt lerlag med en hydraulisk ledningsevne,  $k_f$ -værdi, mindre end  $10^{-8}$  m/s kan anvendes. Bunden af anlægget må ikke ligge under den højeste kendte grundvandsstand.

Hvis jordbundens hydrauliske ledningsevne er større end  $10^{-8}$  m/s skal der etableres en kunstig membran af beton eller plast. Plastmembran skal være en rodfast og UV-beständig PE-membran med en tykkelse på  $\geq 1$  mm.

### 3.1.7 Filtermedie

Filteret skal opbygges af sand eller grus med en hydraulisk ledningsevne på  $10^{-4}$  til  $10^{-3}$  m/s. Materialet skal være enskornet. Uensformighedstallet  $U = d_{60}/d_{10}$  skal være  $< 5$ . Indholdet af ler og silt skal være mindre end 5%, og  $d_{10}$  skal være  $> 0.2$  mm. Den hydrauliske ledningsevne kan beregnes efter følgende formel:

$$k_f = \frac{(d_{10})^2}{100}$$

hvor  $d_{10}$  er kornstørrelsen (mm) hvorunder 10% af kornene på vægtbasis er mindre end.

Filtertykkelsen skal være  $\geq 60$  cm for horisontale anlæg og  $\geq 80$  cm for vertikale anlæg. Overfladen skal være plan.

### 3.1.8 Overfladeareal

For horisontale anlæg anvendes  $\geq 5$  m<sup>2</sup>/PE, dog mindst 20 m<sup>2</sup>.

For vertikale anlæg anvendes  $\geq 2.5$  m<sup>2</sup>/PE, dog mindst 10 m<sup>2</sup>.

Vandbelastning på horisontale anlæg må ikke overstige 40 mm/døgn (40 l/m<sup>2</sup>/døgn).

Vandbelastning på vertikale anlæg må ikke overstige 60 mm/døgn (60 l/m<sup>2</sup>/døgn).

Den hydrauliske dimensionering baseres på målt eller beregnet  $k_f$ -værdi. Ved dimensionering antages at  $k_f$ -værdien er en 10-faktor lavere end beregnet eller målt.

Der skal etableres 20-30 cm fribord rundt om anlægget for at sikre mod indsivning af overfladevand.

### 3.1.9 Til- og afløbskonstruktion

Til- og afløb etableres således at en ensartet fordeling af vandet i filteret sikres. Til- og afløb skal kunne spules. Vandstanden skal kunne reguleres i anlægget således at filteret kan tømmes for vand, og således at filteroverfladen kan oversvømmes med 10 cm vand.

Rørføringer i anlæg og mellem anlæg skal sikres mod frost.

### 3.1.10 Beplantning

Anlæggene beplantes med Tagrør, men andre arter så som Gul Iris, Dunhammer og Siv kan anvendes.

Beplantning kan ske med rhizomer (jordstængler), klumper eller frøplanter i perioden maj-juni.

### 3.1.11 Drift og vedligeholdelsesvejledning

Der skal udarbejdes en driftsvejledning, der indeholder oplysninger om anlægget opbygning, funktion og vedligeholdelsesbehov, herunder hvad der kan gøres i forbindelse med driftsproblemer (f.eks. vandstuvning i anlægget, dårlig vækst af planter, osv.)

## 3.2 Østrig

I Østrig har det Österreichisches Normierungsinstitut (1997) publiceret retningslinier for beplantede filteranlæg (ÖNORM B 2505: Bepflanzte Bodenfilter (Pflanzenkläranlagen) Anwendung, Bemessung, Bau und Betrieb). Retningslinierne er detaljerede, og de vigtigste punkter summeres her.

### 3.2.1 Gyldighedsområde

Retningslinierne gælder for anlæg etableret til behandling af husspildvand op til 500 PE. Retningslinierne gælder ikke hvor der er krav om denitrifikation.

Horisontale anlæg kan anvendes til fjernelse af organisk stof. Vertikale anlæg kan anvendes til nitrifikation.

### 3.2.2 Belastningsopgørelse

Belastningsopgørelsen er baseret på følgende nøgletal:

- 150 l/PE/døgn (timebelastning en tiendedel af døgnbelastning)
- 60 g BOD/PE/døgn
- 12 g TKN/PE/døgn



### 3.2.3 Afløbskrav

Følgende afløbskrav er gældende:

Bundfældelige stoffer:	< 0,3 ml/l
BI <sub>5</sub>	< 25 mg/l
COD	< 90 mg/l
TOC	< 30 mg/l
NH <sub>4</sub> -N	< 10 mg/l ved afløbstemperaturer >12°C

Ved nedsivning: NO<sub>3</sub> < 30 mg/l (= 6.8 mg/l NO<sub>3</sub>-N)

Kontrollen baseres på stikprøver.

### 3.2.4 Forrensning

Sedimentérbart materiale og flydestoffer skal fjernes i en tre-kammer bundfældningstank. Volumen af første kammer skal udgøre halvdelen af det samlede tankvolumen. Vanddybde skal være mindst 1.5 m og maksimalt 3 m. Volumen skal minimum være 0.3 m<sup>3</sup>/PE, dog mindst 3 m<sup>3</sup>.

Der er andre krav for større anlæg (>100 PE)

### 3.2.5 Horisontale anlæg

Anlæg der etableres til fjernelse af organisk stof bygges med mindst 6 m<sup>2</sup>/PE med en filtertykkelse på 0.6 m.

Filermaterialer opbygges i grovkornet sand eller grus. Anlæggets dimensioner baseres på Darcy's lov. Filtermediet skal have en hydraulisk ledningsevne mellem  $2 \times 10^{-3}$  m/s og  $10^{-4}$  m/s (sand og grus). Materialer med et højt indhold af jern, aluminium og kalcium foretrækkes.

Anlægget afgrænses i sider og bund med en tæt membran af plast eller ler med lav hydraulisk ledningsevne ( $k_f < 10^{-7}$  m/s).

Der etableres 30 cm fribord omkring anlægget for at forhindre tilledning af overfladevand.

Anlægget beplantes med Tagrør, Sø-Kogleaks, eller andre sumpplanter i en tæthed af 5 planter pr m<sup>2</sup>.

Anlæggets overflade skal være plan. Der etableres en tilløbsfaskine af grus. Niveauet i afløbet skal kunne reguleres således at anlægget kan oversvømmes. Til- og afløbsanordning skal kunne rengøres ved spuling.

### 3.2.6 Vertikale anlæg

Vertikale anlæg dimensioneres med minimum 5 m<sup>2</sup>/PE. Det maksimale areal af et enkelt bed er 500 m<sup>2</sup>. Det vertikale filter opbygges af forskellige grusfraktioner:

Eksempel på opbygning af filter:

5 cm	grus 8/16 mm (ved overflade tilledning)
(20 cm)	grus 8/16 mm (ved underjordisk tilledning)
60 cm	filtersand 0/4 mm vasket

10 cm grus 4/8 mm  
20 cm grus 16/32 mm  
geotekstil, membran, osv.

Anlægget afgrænses i sider og bund med en tæt membran af plast eller ler med lav hydraulisk ledningsevne ( $k_f < 10^{-7}$  m/s). Der etableres 30 cm fribord omkring anlægget for at forhindre tilledning af overfladevand. Anlæggets overflade skal være plan.

Anlægget beplantes med Tagrør, Sø-Kogleaks, eller andre sumpplanter i en tæthed af 5 planter pr  $m^2$ .

Spildevandet fordeles på filteroverfladen ved hjælp af et tryksat fordelingsystem. Én åbning må ikke forsyne større arealer end 6-8  $m^2$ . Ved underjordisk tilledning sker dette i et lag af groft grus (f.eks. 6/32 mm).

Belastningen sker med en frekvens på maksimalt 4 belastninger pr døgn. Hver belastning skal være af en varighed <30 minutter. Fordelersystemet skal være selvtømmende og skal evt. være isoleret.

Drænsystemet skal være udluftet og skal kunne spules.

### 3.3 England

I England har departementet for miljø, transport og regioner (Department of Environment Transport and the Regions, 2000) udgivet retningslinier for etablering af plantebaserede renseanlæg. Retningslinierne omhandler anvendelsen af beplantede filteranlæg til sekundær behandling af spildevand fra bundfældningstanke eller små kompaktanlæg.

Retningslinierne omhandler kun anlæg med horisontalt flow, selv om der er mange anlæg med vertikalt flow i drift i England. Retningslinierne siger ikke noget om forventet rensegrad.

I retningslinierne hedder det:

#### 3.3.1 Placering

Beplantede filteranlæg bør ikke placeres i skygge fra træer, da dette vil resultere i dårlig plantevækst.

#### 3.3.2 Design og konstruktion

Systemer med horisontalt flow anbefales, da disse kræver mindre vedligehold. Overfladearealet af anlæggene skal være mindst 20  $m^2$  for anlæg op til fire personer. Arealet skal øges med 5  $m^2$  for hver person ud over fire.

Anlæggene skal være 0.6 m dybe i indløbssiden og etableres med en bundhældning på 0.5-1%. Anlægget skal være afgrænset fra omgivelserne af en tæt membran. Vandet skal tilledes således at det strømmer ens gennem hele anlægget.

Anlægget skal tilplantes med Tagrør i perioden maj-august. Planterne skal plantes med en indbyrdes afstand på 0.6 m.

Hvis der anvendes andre plantearter, eller hvis anlægget skal behandle spildevand fra mere end 30 personer, bør der søges bistand fra et firma med speciel ekspertise.

### 3.3.3 Drift og vedligeholdelse

Det beplantede filteranlæg skal kontrolleres jævnligt for at sikre at vandet fordeles ligeligt over bedet og for at sikre at der ikke er tilklogning.

Ukrudt (alle andre arter end Tagrør) skal fjernes fra bedet, da disse hæmmer Tagrørens vækst.

Det anbefales at anlægget inspiceres oftere om vinteren.

Fordelersystemet i indløbet til bedet skal renses med 1 til 6 måneders mellemrum for at modvirke dannelsen af kortslutningsstrømme.

### 3.3.4 Mærkning

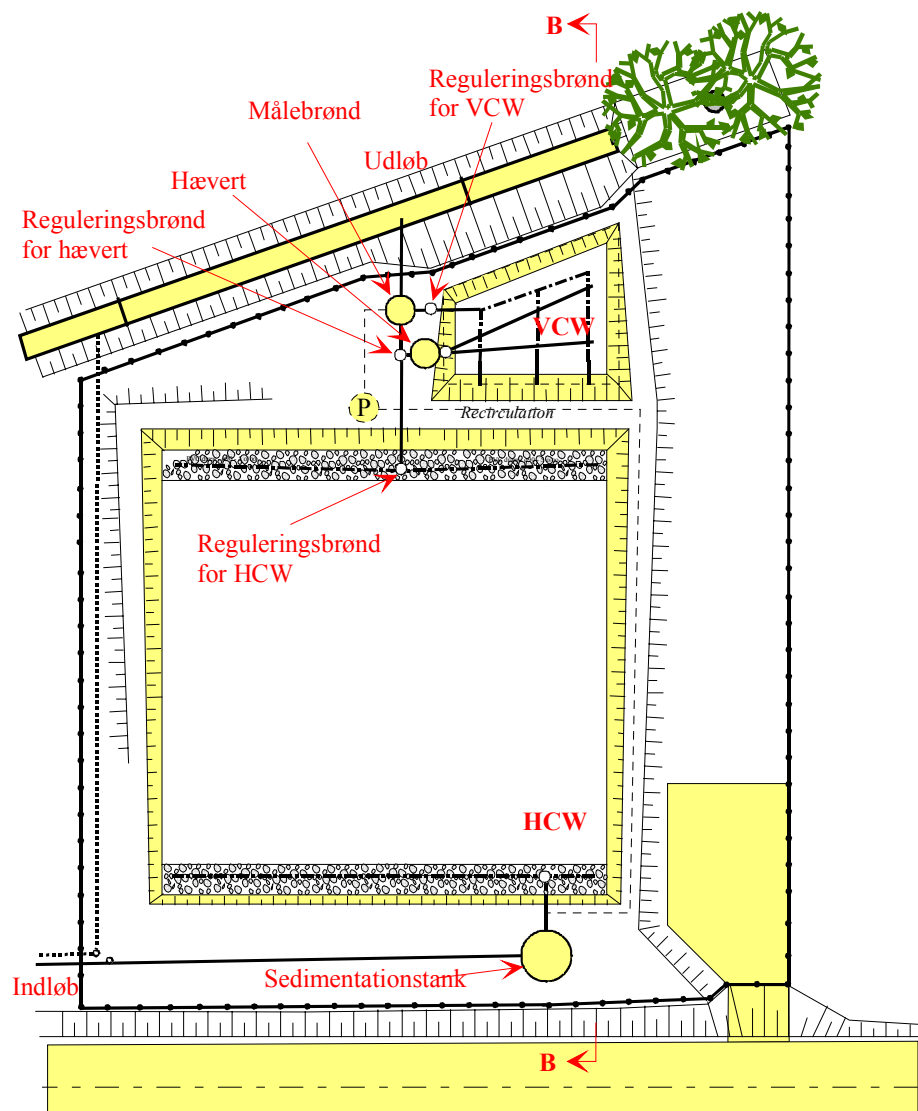
Der skal placeres et opslag i bygningen, der beskriver hele renseanlægget og den nødvendige anlægsvedligeholdelse. Anlægsejeren er juridisk ansvarlig for at anlægget ikke forurener, er en helbredsrisiko eller til gene.

# 4 Eksperimenter i Bjødstrup-Landborup anlægget

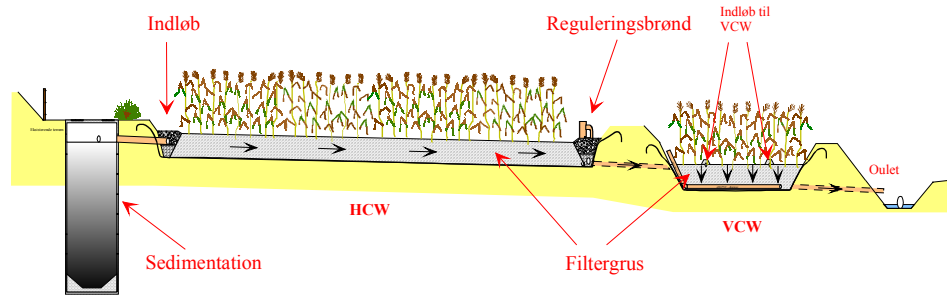
## 4.1 Forsøgsanlæg

### 4.1.1 Anlægget opbygning

I efteråret 1996 blev der etableret et to-trins beplantet filteranlæg i Ebeltoft kommune til behandling af spildevand fra et lille landsbysamfund, Bjødstrup-Landborup (Figur 4.1 & 4.2). Anlægget blev dimensioneret til 80 PE, men det aktuelle antal tilsluttede personer er ca. 55 PE.



Figur 4.1 Plan af to-trins beplantet filteranlæg i Bjødstrup-Landborup, Ebeltoft kommune.



Figur 4.2: Snit af to-trins beplantet filteranlæg i Bjødstrup-Landborup, Ebel toft kommune.

Spildevandet forbehandles i en 22 m<sup>3</sup> trekammer bundfældningstank. Efter bundfældningstanken ledes spildevandet til et beplantet bed, 20 m bredt og 22 m langt, opbygget af filtersand og med horisontal vandstrømning (Figur 4-1). Efter den horisontale sektion ledes det rensede spildevand via en selvstartende sifon til et ca. 30 m<sup>2</sup> stort vertikalt bed, hvis primære funktion er at foretage en nitrificering inden afledning til recipienten.



Figur 4.3 Beplantet filteranlæg ved Bjødstrup-Landborup, til løbsfaskine. Til venstre ses bundfældningstank (Foto: H. Brix)

Sifonen er en selvstartende hævert bygget ind i en brønd imellem det horisontale bed og det efterfølgende vertikale bed (Figur 4-4). Når vandstanden i brønden stiger til et givet niveau, fyldes sifonen med vand, hæverten går i gang og vand afledes til det vertikale bed. Herved falder vandstanden i brønden til et niveau, hvor der trækkes luft ind i sifonen og hævertvirkningen stopper. Herefter er der ingen afledning af vand før vandstanden i brønden igen når op til det niveau, hvor sifonen fyldes med vand. Sifon-anordningen har til formål at pulsbelaste det vertikale filteranlæg.



Figur 4-4 Brønd med selvstartende sifonanordning ved Bjødstrup-Landborup anlægget (Foto: H. Brix)

Efter det vertikale filteranlæg ledes spildevandet til recipient via et målebygværk.

Da der ikke er elektricitet på anlægget, skal vandet passere anlægget ved gravitation. Den tilgængelige niveauforskel mellem indløb og recipient har sat en begrænsning på filtertykkelsen af det vertikale bed, som kun er 60 cm (inklusive drænlag). Der har i forsøgsperioden været problemer med opstuvning i anlægget på grund af at vandstanden i recipienten steg som følge af ulovlig opstemning i recipienten.

#### 4.1.2 Dimensionsgivende belastning

Renseanlægget betjener landsbyerne Bjødstrup og Landborup, der ifølge kommunens spildevandsplan udleder spildevand svarende til 55 PE. I forbindelse med etableringen af renseanlægget blev der foretaget en omkloakering af området, således at spildevand tilledes renseanlægget, mens regnvand afledes direkte fra de enkelte husstande til recipient. De dimensionsgivende forudsætninger er følgende:

- Tilsluttet belastning 55 PE
- Gennemsnitlig vandbelastning (inkl. indsivning) 14 m<sup>3</sup>/døgn
- Organisk stof belastning 3,3 kg BI<sub>5</sub>/døgn

#### 4.1.3 Kravværdier

Da udledningen fra anlægget sker til et delvis rørlagt vandløb, der udmunder i Århus Bugt, er der ifølge spildevandsplanen meget lempelige krav for udløb fra renseanlægget:

BI <sub>5</sub>	< 20 mg/l
bundfald	< 1 ml/l
pH	mellem 6,5 og 8,5
temperatur	< 30°C.

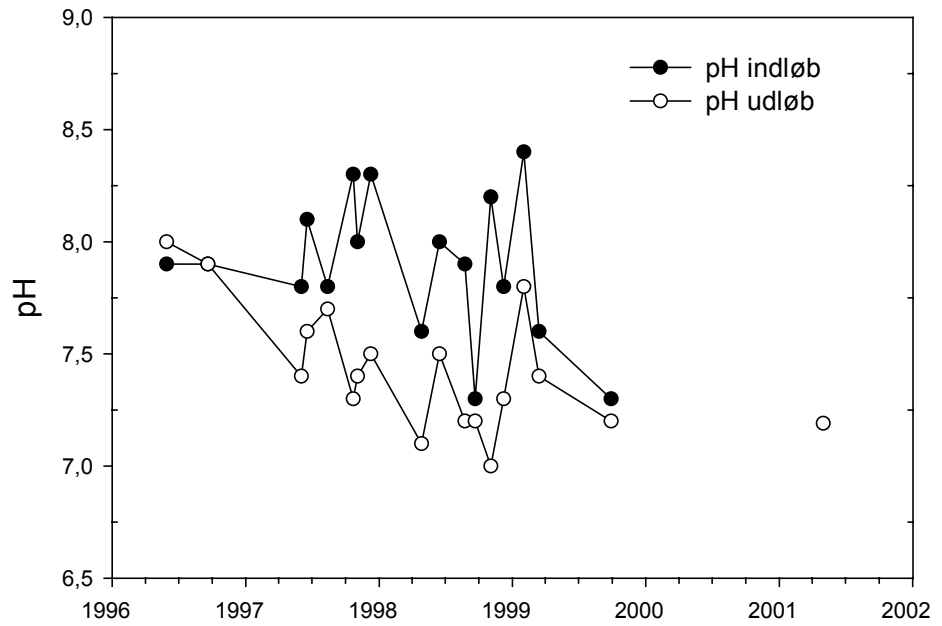
Der ikke krav til nitrifikation og fosfor.

#### 4.2 Renseeffekt under normal drift

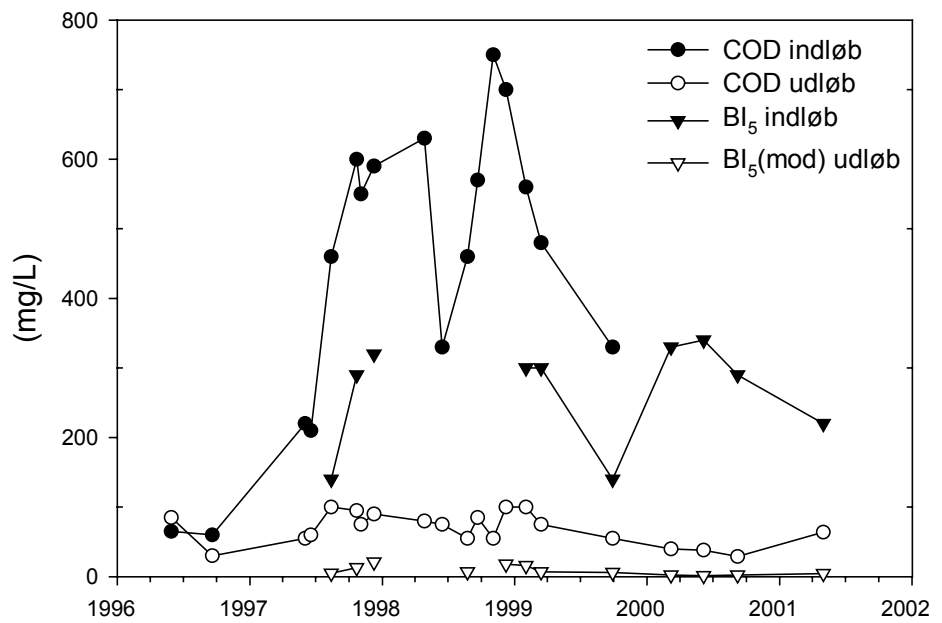
I nedenstående Tabel 4-1 er gennemsnitlig tilløbs- og afløbskvalitet i Bjødstrup-Landborup anlægget præsenteret. De gennemsnitlige afløbskoncentrationer af suspenderet stof (TSS), BI<sub>5</sub>, NH<sub>4</sub>-N og total-P er påvirket af enkelte forholdsvis høje værdier, som kan skyldes specielle forhold ved prøvetagningen. Generelt er rensesgraden for BI<sub>5</sub> > 95%. Total-N reduceres med ca. 45% i anlægget, og det ses at ammonium udgør ca. en tredjedel af kvælstofindholdet i afløbet. I det normale analyseprogram analyseres ikke for nitrat-N, men data antyder at ca. 60% af kvælstofindholdet i afløbet er på nitratform. Der sker altså en delvis nitrifikation i anlægget. Fosfor reduceres effektivt i anlægget som følge af binding til grusmediet. Reduktionen af total-P er i størrelsesordenen 95% til og med år 2000. I 2001 har der været observeret øget afløbskoncentration af fosfor (Figur 4-8). Dette kan enten skyldes at fosforbindingskapaciteten er ved at være opbrugt, eller snarere, at der i forbindelse med prøvetagningen er opsugt suspenderet stof indeholdende fosfor.

Tabel 4-1 Gennemsnitlig indløbs- og afløbskoncentration samt renseseffekt i rensenanlægget i Bjødstrup-Landborup i perioden 1997-2000. Data er baseret på kommunens og amtets kontrolanalyser.

	Indløb				Afløb				Effekt
	Middel	Min	Max	n	Middel	Min	Max	n	%
pH	7,89	7,3	8,4	15	7,36	7,0	7,8	16	-
Bundfald (ml/L)	1,6	0,1	3,0	11	0,7	0,1	3,5	12	-
TSS (mg/L)	-	-	-	-	22	2	54	12	-
COD (mg/L)	496	210	750	15	70	29	100	19	86%
BI <sub>5</sub> (mg/L)	267	140	340	10	4,3	2,6	6,8	4	97%
BI <sub>5(mod.)</sub> (mg/L)					8,6	1,4	21	12	-
Total-N (mg/L)	79	40	101	19	43	21	67	19	45%
NH <sub>4</sub> -N (mg/L)	-	-	-	-	11,2	0,3	24	4	-
Total-P (mg/L)	13,4	8,8	21,2	19	0,80	0,11	4,3	19	94%

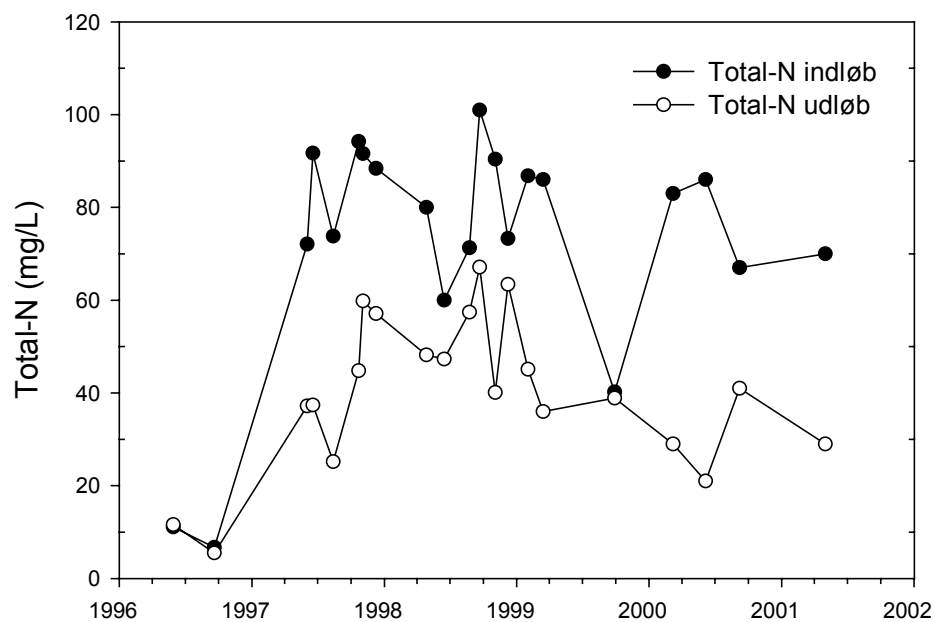


Figur 4-5 Indløbs- og afløbs pH i Bjødstrup-Landborup anlægget side 1996

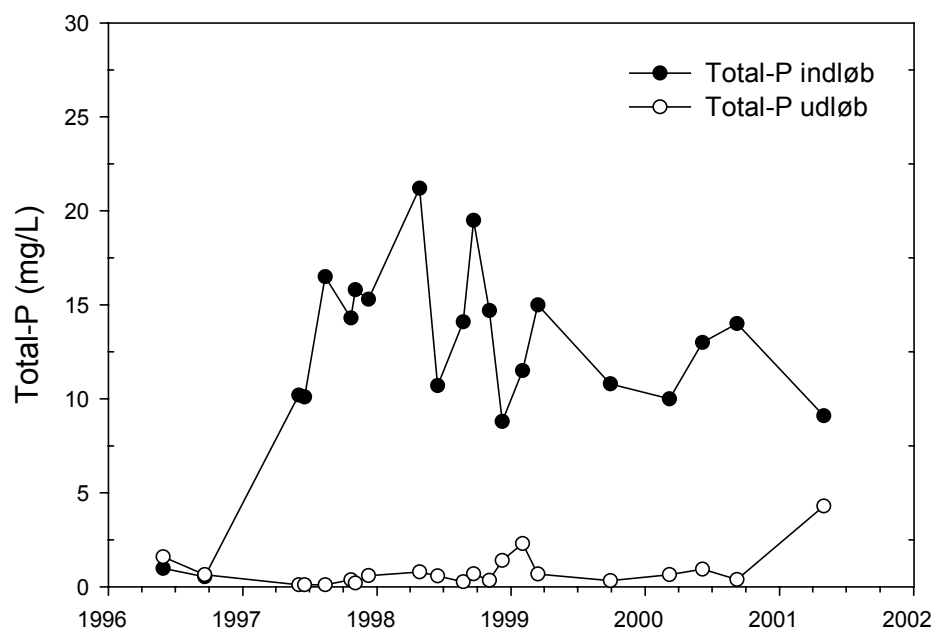


Figur 4-6 Indhold af COD og BI<sub>5</sub> i tilførsel og afløb fra Bjødstrup-Landborup anlægget side 1996





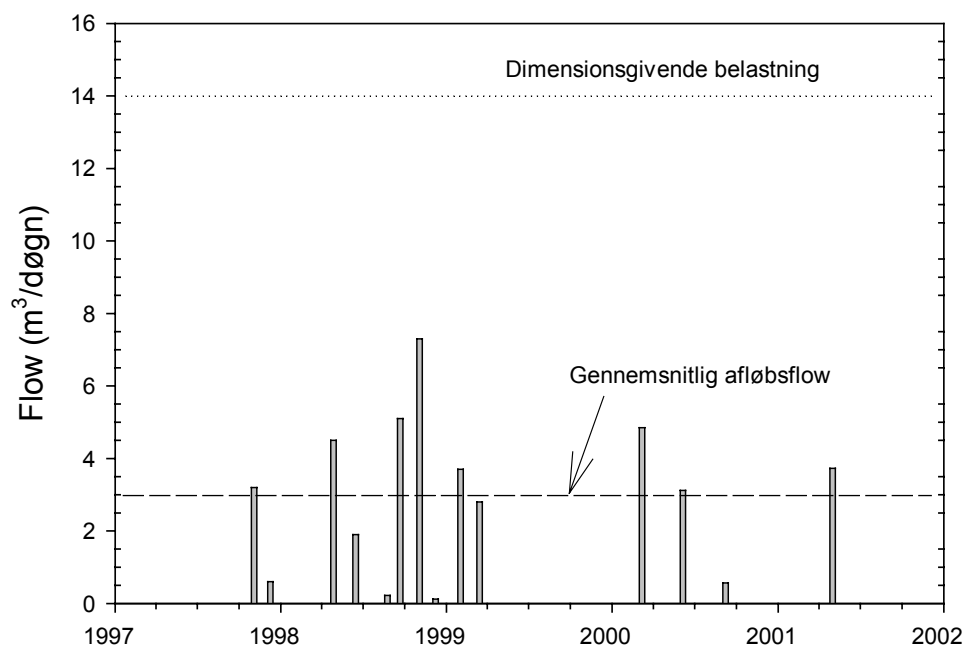
Figur 4-7 Indhold af total-N i tilføb og afløb fra Bjødstrup-Landborup anlægget side 1996



Figur 4-8 Indhold af total-P i tilføb og afløb fra Bjødstrup-Landborup anlægget side 1996

### 4.3 Hydraulisk belastning

Anlægget er kraftigt underbelastet, hvilket kan ses på nedenstående Figur 4-9, der viser de målte afløbsmængder i  $\text{m}^3/\text{døgn}$ . Den markerede vandrette linie angiver den dimensionsgivende middelbelastning. De meget lave afløbsflow i sommerperioden kan skyldes den lave spildevandstilførsel kombineret med den store fordampning fra sådanne anlæg. Tagrørsbevoksninger kan typisk – afhængigt af vejrforhold – have en fordampning på mellem 4 og 8  $\text{mm}/\text{døgn}$  i sommerperioden. Dette svarer til en total vandmængde på mellem 2 og 4  $\text{m}^3/\text{døgn}$ .



Figur 4-9 Målt afløbsflow ved prøvetagninger i Bjødstrup-Landborup anlægget side 1996. Den dimensionsgivende belastning er  $14 \text{ m}^3/\text{døgn}$ .

### 4.4 Rensegrad i anlæggets dele

De normale kontrolanalyser giver ingen oplysninger om hvor effektivt de forskellige komponenter af renselanlægget fungerer overfor spildevandets indhold af forurenende stoffer. Derfor blev der som en del af dette projekt iværksat et prøvetagnings- og analyseprogram med daglig prøvetagning i en 8 dages periode (23.-31. oktober 1997). Også i forbindelse med de andre målekampagner er der blevet målt på de enkelte komponenter renseseffekt.

Der blev indsamlet vandprøver på følgende steder i anlægget:

- (1) Indløb – før bundfældning (tidsproportional)
- (2) Efter bundfældning = indløb til horisontalt bed (stikprøve)
- (3) Efter horisontalt bed = indløb til vertikalt bed (stikprøve)
- (4) Udløb (flowproportionalt)

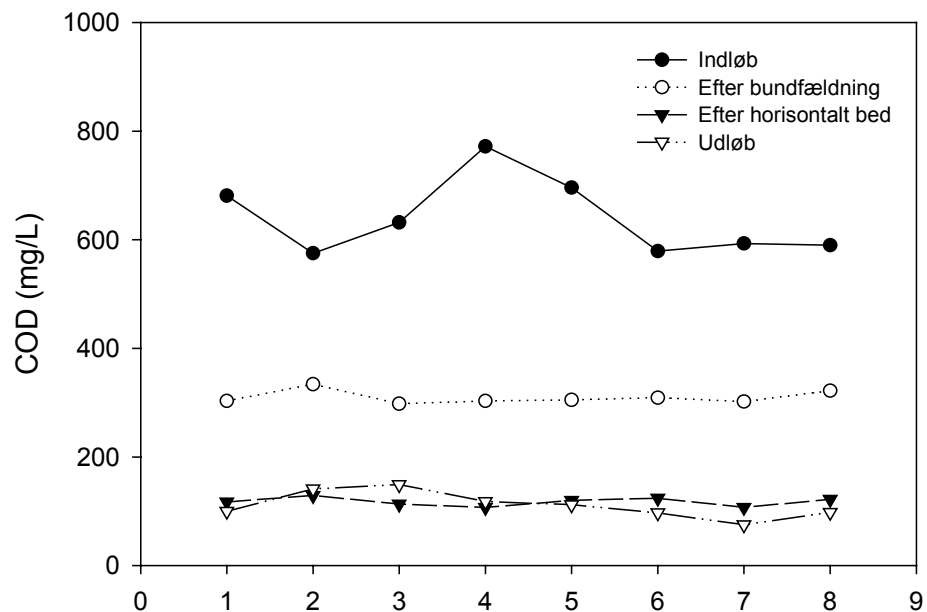
Resultatet af spildevandsanalyserne er summeret i tabel 4.2. Det ses at den væsentligste rensning for organisk stof, total-kvælstof og fosfor sker i de første rensetrin. Det vertikale bed bidrager især med nitrifikation.

Tabel 4-2 Gennemsnitlig sammensætning af spildevandet forskellige steder i Bjødstrup-Landborup anlægget, oktober 1997 (n=8). Vandtemperaturen varierede mellem 10°C i indløbet til 5-7°C i afløbet.

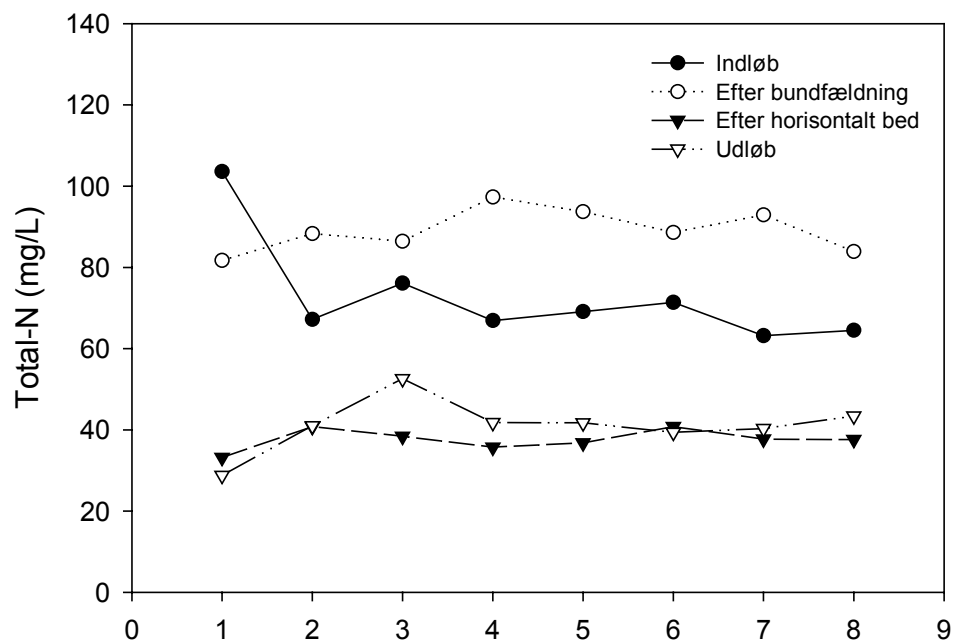
	<i>Indløb</i>	<i>Efter bundfældning</i>	<i>Efter horisontalbed</i>	<i>Udløb</i>	<i>Effekt</i>
PH	8,34	7,65	7,15	7,17	-
COD (mg/L)	640	309	117	111	83%
Total-N (mg/L)	73	89	38	41	43%
NH <sub>4</sub> -N (mg/L)	56	80	37	35	38%
NO <sub>2+3</sub> -N (mg/L)	1,3	0,3	4,8	10,3	-
Total-P (mg/L)	14,2	21,5	0,3	0,2	98%

Tabel 4.2 viser kun gennemsnitsværdier og ikke den variation der var i de målte parametre over tiden. Nedenstående figurer (Figur 4-10-Figur 4-14) viser imidlertid, at især indholdet af nitrat i afløbet fra anlægget varierede betydeligt over tiden (Figur 4-13). Dette skyldes, at en del af spildevandet i en periode fra dag 3 til 5 ikke passerede gennem det vertikale bed, men løb direkte til afløbsbrønden. Anlægget er bygget således at det er muligt at lede spildevandet uden om det vertikale filter ved at fjerne en afpropning i målebrønden. Denne afpropning viste sig af lække i prøvetagningsperioden, hvilket også kunne registreres ved at sifonen ikke var i drift eller kun var i drift én gang pr døgn fra dag 2 til 5, mens sifonen normalt er i drift 3-4 gange pr døgn. Efter tætning af utætheden dag 5 steg nitratindholdet i afløbsvandet til ca. 18 mg/l som følge af nitrifikation i det vertikale bed (Figur 4-13). Dette illustrerer, at den væsentligste nitrifikation sker i det vertikale bed.

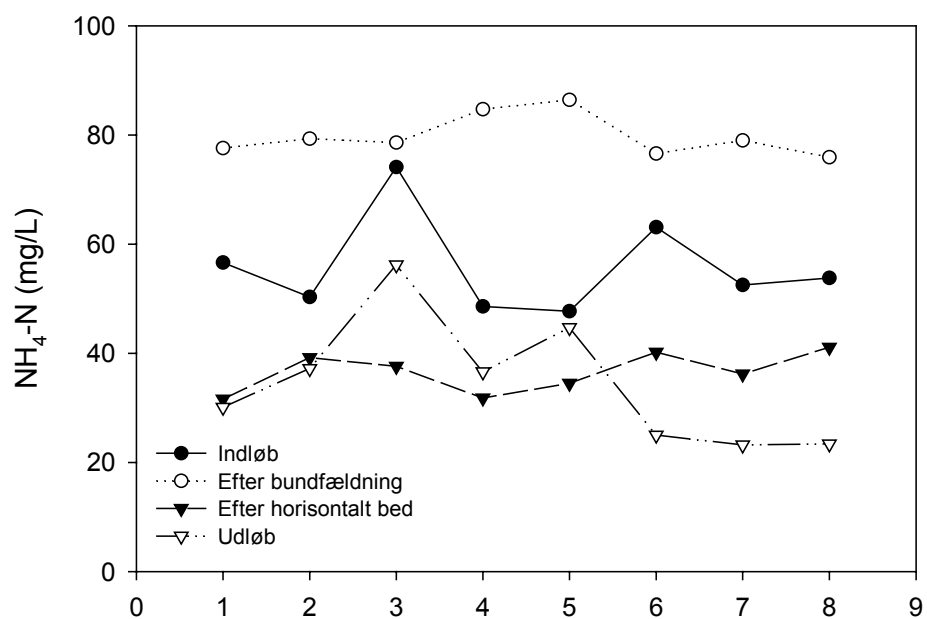
For COD (Figur 4-10) og total-P (Figur 4-14) har utætheden ikke større betydning for afløbskoncentrationen, idet den væsentligste rensning sker i det horisontale bed.



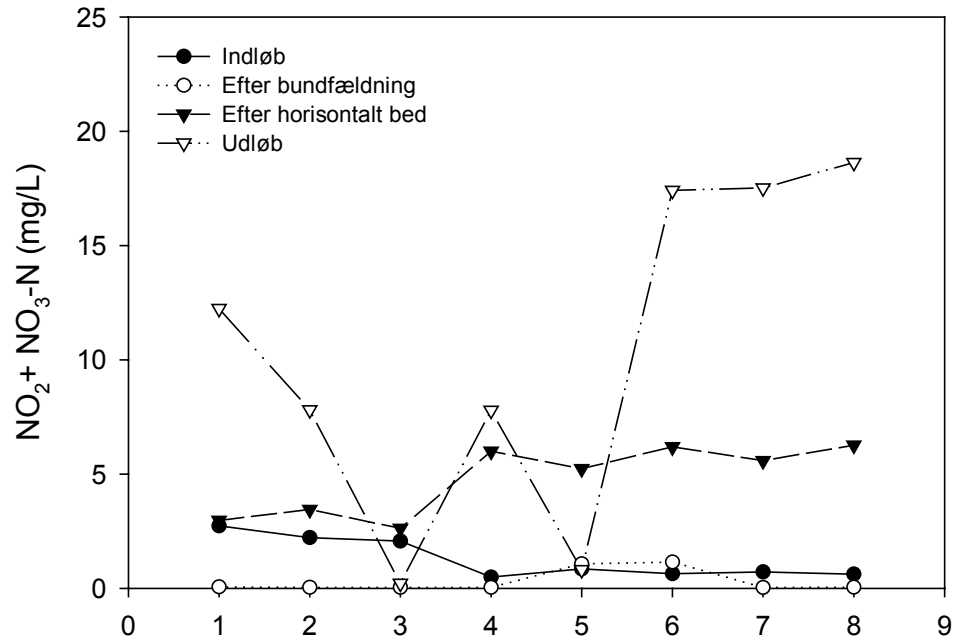
Figur 4-10 Koncentrationen af COD målt i (i) indløb til bundfældningstank, (ii) afløb fra bundfældningstank, (iii) afløb fra horisontalt bed, og (iv) afløb fra anlægget i Bjødstrup-Landborup i perioden 23.-31. oktober 1997.



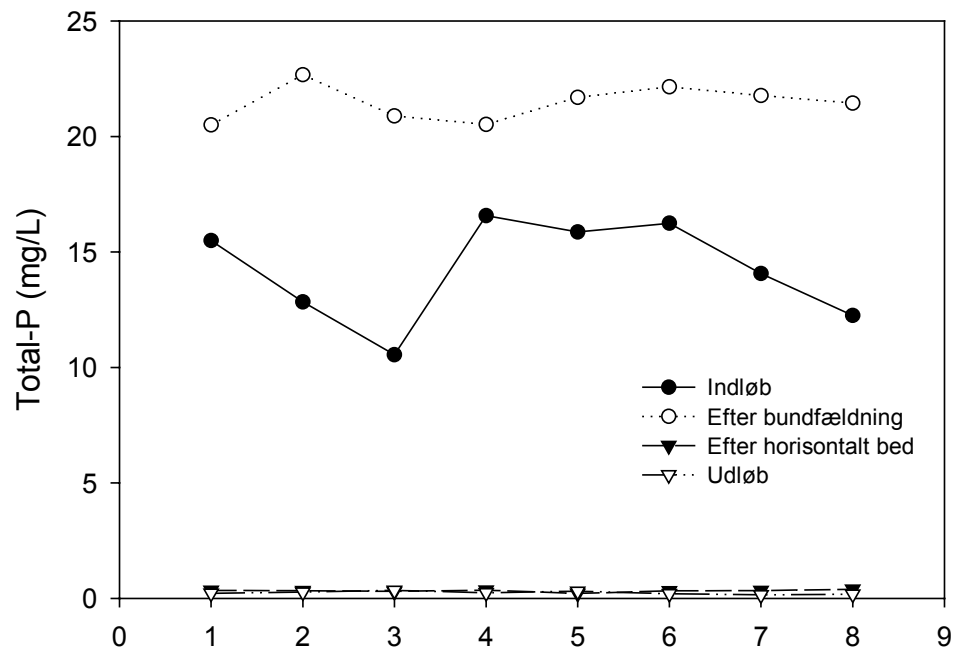
Figur 4-11 Koncentrationen af total-N målt i (i) indløb til bundfældningstank, (ii) afløb fra bundfældningstank, (iii) afløb fra horisontalt t bed, og (iv) afløb fra anlægget i Bjødstrup-Landborup i perioden 23.-31. oktober 1997.



Figur 4-12 Koncentrationen af NH<sub>4</sub>-N målt i (i) indløb til bundfældningstank, (ii) afløb fra bundfældningstank, (iii) afløb fra horisontalt t bed, og (iv) afløb fra anlægget i Bjødstrup-Landborup i perioden 23.-31. oktober 1997.



Figur 4-13 Koncentrationen af NO<sub>2</sub>+NO<sub>3</sub>-N målt i (i) indløb til bundfældningstank, (ii) afløb fra bundfældningstank, (iii) afløb fra horisontalt bed, og (iv) afløb fra anlægget i Bjødstrup-Landborup i perioden 23.-31. oktober 1997.



Figur 4-14 Koncentrationen af total-P målt i (i) indløb til bundfældningstank, (ii) afløb fra bundfældningstank, (iii) afløb fra horisontalt bed, og (iv) afløb fra anlægget i Bjødstrup-Landborup i perioden 23.-31. oktober 1997.

#### 4.5 Nitrifikationsforhold

Nitrifikationsprocessen omdanner spildevandet indhold af ammonium til nitrat. Processen er biologisk, og der forbruges ilt (ca. 4.6 kg O<sub>2</sub>/g NH<sub>4</sub>-N) og der forbruges alkalinitet (2 ekv/mol N). Det er således en forudsætning for at opnå en vidtgående nitrifikation i beplantede filteranlæg, at filteret er aerobt. De nitrificerende bakterier stiller krav til iltforholdene i den biofilm, hvori nitrifikationen foregår. Dette betyder, at det vertikale filter skal belastes i pulser, dels for at sikre en god fordeling af spildevandet over hele filteroverfladen, men også for at sikre den nødvendige beluftning/iltning af biofilmen i intervallerne mellem belastningerne.

Der er udført eksperimenter til belysning af graden af nitrifikation i vertikale anlæg som funktion af arealbelastning, belastningsfrekvens og temperatur af rensat – men ikke nitrificeret – spildevand. Forsøgene til belysning af nitrifikationen er foretaget i tre målekampagner i perioden fra februar 1997 til september 2000. Undersøgelserne inkluderer driftsperioder hvor belastningen fordobles ved kun at belaste halvdelen af det vertikale anlæg.

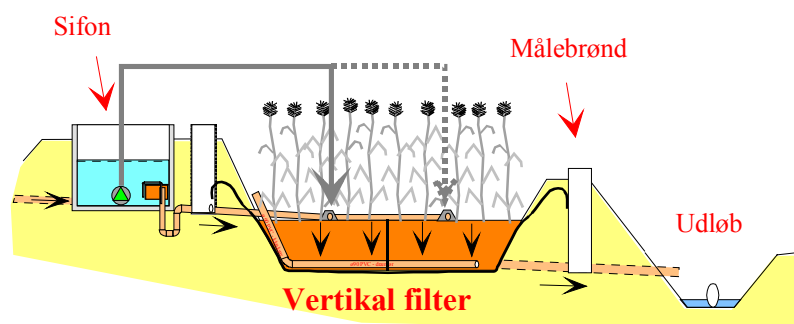
##### 4.5.1 Forsøgsopstilling

Belastning af det vertikale filter blev foretaget ved pumpning af vand fra sifonbrønden til det vertikale filter med en flowrate på 1 liter pr sek. (Figur 4-15).

Det vertikale filter er opbygget således, at der kan vælges mellem en belastning af hele filterets overflade eller en belastning kun på det halve af filterets overflade. Det vertikale filters samlede areal er 30 m<sup>2</sup>. Filterets dybde er ca. 0.5 meter.

Der er undersøgt for pulsbelastninger af en varighed på 15 min (= 900 l/puls) og 30 min (= 1800 l/puls) fordelt på 30 m<sup>2</sup> bed overflade, hhv. 15 m<sup>2</sup> bed overflade når kun halvdelen af det vertikale filter belastes.

Under forsøgene blev sifonen sat ud af drift. Baggrunden for at pumpe fra sifonbrønden til det vertikale filter var, at det ikke var muligt at måle/kontrollere sifonens belastningen.



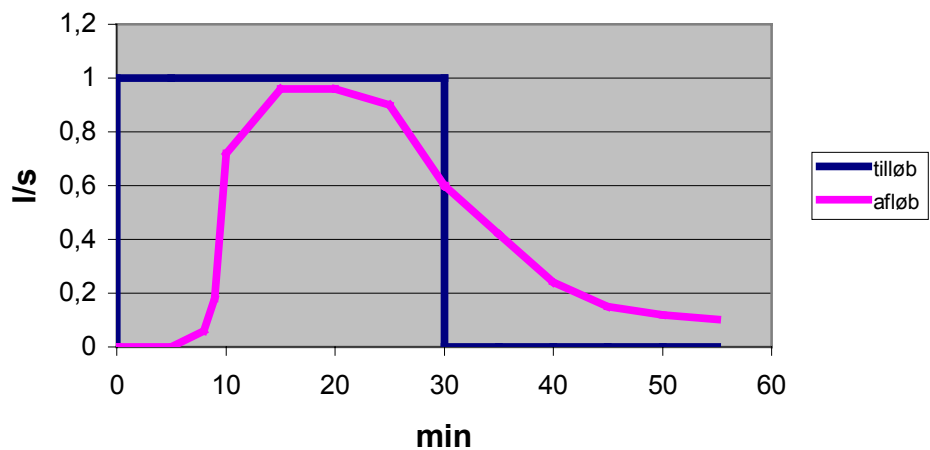
Figur 4-15 Ved forsøg til belysning af nitrifikationen i det vertikale filter blev rensat spildevand pumpet fra sifonbrønden til overfladen af det vertikale anlæg; i nogle forsøgsrækker kun til halvdelen af det vertikale filter (dobbelt belastning).

#### 4.5.2 Hydraulik

Afstrømningen fra det vertikale filter er vist som funktion af tiden fra start af belastning med 1 liter pr sekund i Figur 4-16. Det ses at 8-10 min efter belastningen påbegyndes stiger afstrømningen kraftigt.

Afstrømningsmønsteret afviger ikke fra afstrømningsmønsteret når filteret belastes via sifonen.

Det kan ses at opholdstiden i det vertikale filter er meget lille, og at ca. 70% af den tilledte vandmængde har passeret filteret under den 30 minutters lange belastningsperiode.



Figur 4-16 Målt afstrømning (l/s) fra det vertikale filter ved en belastning i 30 min med 1 l/s.

#### 4.5.3 Data indsamling

Der blev udtaget spildevandsprøver fra anlæggets bundfældningstank og sifon-brønden som stikprøver hver hele time gennem forsøgsserierne. Disse prøver blev blandet til én samlet døgnprøve.

Under belastningsforsøg blev der udtaget prøver i afløb fra det vertikale filter hvert 5. minut i perioden fra 10 minutter efter belastningen påbegyndtes til 10 minutter efter belastningen stoppede (dvs. 7 prøver)..

#### 4.5.4 Nitrifikation som funktion af arealbelastning

Det vertikale filters nitrifikationsevne blev undersøgt ved målinger i til- og afløb af  $\text{NH}_4\text{-N}$  og  $\text{NO}_3\text{-N}$  for følgende belastningsforhold:

- 1 l/s i 30 min fordelt over  $30 \text{ m}^2$  (arealbelastning = 60 mm per belastning)
- 1 l/s i 15 min fordelt over  $30 \text{ m}^2$  (arealbelastning = 30 mm per belastning)
- 1 l/s i 30 min fordelt over  $15 \text{ m}^2$  (arealbelastning = 120 mm per belastning)

Der var ingen signifikant forskel i afstrømningsprofilen mellem de tre belastningsrater. Baggrunden herfor skal dels findes i distributionssystemets ulige fordeling og dels det faktum, at filterhøjden kun er 0.5 meter.

Der kunne ikke detekteres nogen signifikant forskel i nitrifikationsgraden ved halvering af belastningsarealet ved samme flow, dvs. ved at belastningsraten øgedes fra 2 l/min/m<sup>2</sup> til 4 l/min/m<sup>2</sup>.

#### 4.5.5 Nitrifikation som funktion af belastningsfrekvens

Formålet var at undersøge hvorledes nitrifikationen i det vertikale filter påvirkes af belastningsfrekvensen. Forsøget blev udført ved at belaste filteret med 2 l/m<sup>2</sup>/min i 30 minutter (60 mm) efterfulgt af en pause på 1 time og 20 min. og derpå igen med 2 l/m<sup>2</sup>/min i 30 min (60 mm). Denne belastning svarer til ca. 780 mm (= 780 l/m<sup>2</sup>/døgn) fordelt på 13 pulsbelastninger, hvilket er ca. det dobbelte af den dimensionsgivende belastning for de vertikale bed på Bjødstrup-Landborup anlægget. Resultatet af analyserne fremgår af nedenstående Tabel 4-3.

Tabel 4-3 Gennemsnitlig indhold af COD og kvælstofforbindelser i tilløb- og afløb fra det vertikale anlæg som funktion af belastningsfrekvens. 2. belastning er foretaget 80 minutter efter 1. belastning er afsluttet. Belastningen varer i 30 minutter med en rate på 2 l/m<sup>2</sup>/min

1. belastning 24-02-1999		Indløb (Udtaget i Sifon) 09:45-10:15	Afløb VCW 09:55-10:50
COD (mg/l)		152	65
Total-N (mg/l)		88,8	75,8
NH <sub>4</sub> -N (mg/l)		43,3	25,6
NO <sub>3</sub> -N (mg/l)		6,9	11,1
NH <sub>4</sub> -N +NO <sub>3</sub> -N (mg/l)		50,2	36,7

2. belastning 24-02-1999		Indløb (Udtaget i Sifon) 11:35-12:05	Afløb VCW 11:45-12:25
COD (mg/l)		155	69
Total-N (mg/l)		91	75
NH <sub>4</sub> -N (mg/l)		45	29
NO <sub>3</sub> -N (mg/l)		6,5	24,5
NH <sub>4</sub> -N +NO <sub>3</sub> -N (mg/l)		51,5	53,5

Belastningen på det vertikale filter (spildevandets sammensætning) var tilnærmelsesvis ens ved de to belastninger. Ændringerne i COD, total-N og ammonium var også tilnærmelsesvis ens. Derimod blev der i afløbet fra anden belastning målt ca. dobbelt så høje koncentrationer af NO<sub>3</sub>-N som ved første belastning. Forklaringen træder frem når summen af ammonium og nitrat betragtes. I første belastning reduceres summen af ammonium og nitrat over filteret, mens summen var tilnærmelsesvis ens i anden belastningsrunde. Filteret har således ikke været i ligevægt ved første belastning.

Forsøget blev gentaget dagen efter, den 25/02-1999, med en belastning på 2 l/m<sup>2</sup>/min i 30 min efterfulgt af en pause på 2 timer og 15 minutter før filteret igen blev belastet med 2 l/m<sup>2</sup>/min i 15 minutter. Denne belastning svarer til ca. 520 mm (= 520 l/m<sup>2</sup>/døgn) fordelt på ca. 9 pulsbelastninger Resultatet af analyserne fremgår af nedenstående Tabel 4-4.



Tabel 4-4 Gennemsnitlig indhold af COD og kvælstofforbindelser i tilløb og afløb fra det vertikale anlæg som funktion af belastningsfrekvens. Målingerne er foretaget dagen efter målingerne præsenteret i ovenstående tabel

1. belastning 25-02-1999		Indløb (Udtaget i Sifon) 11:25-11:55	Afløb VCW 11:25-12:20
COD (mg/l)		139	75
Total-N (mg/l)		71.3	75.7
NH <sub>4</sub> -N (mg/l)		42	23.4
NO <sub>3</sub> -N (mg/l)		5.4	28.7
NH <sub>4</sub> -N +NO <sub>3</sub> -N (mg/l)		47.4	52.1

2. belastning 25-02-1999		Indløb (Udtaget i Sifon) 14:10-14:25 (15 min)	Afløb VCW 14:10-14:50
COD (mg/l)		151	72
Total-N (mg/l)		66.3	59.8
NH <sub>4</sub> -N (mg/l)		38.2	23.8
NO <sub>3</sub> -N (mg/l)		8	22.2
NH <sub>4</sub> -N +NO <sub>3</sub> -N (mg/l)		46.2	46

I modsætning til forsøget udført den 24/2-1999 er der god overensstemmelse på summen af ammonium og nitrat på begge belastninger, hvilket antyder at filteret var i ligevægt.

Det skal bemærkes, at der i anden belastning kan registreres en mindre reduktion i tilløbet ammonium samtidig med en mindre forøgelse af nitrat. Dette kan evt. tilskrives den nitrifikation der forekommer i det horisontale beds udløbsende. Når sifonen tømmes, afledes der spildevand fra det horisontale anlægs afløbsfaskine. Dette bevirke at vandspejlet sænkes i det horisontale anlægs nederste del, og der dannes formodentligt mere iltede forhold. I denne zone kan der, når anlægget fyldes op igen, formodentligt ske nitrifikation.

Det ses af tabellerne at koncentrationen af ammonium-N reduceres med 15-20 mg/l og nitrat-N koncentrationen øges tilsvarende ved passage gennem det vertikale filter, undtagen ved den første belastning den 24/2, hvor filteret tydeligvis ikke var i ligevægt. Der kunne ikke registreres nogen entydig forskel mellem de undersøgte belastningsfrekvenser. Der kunne ikke opnås fuldstændig nitrifikation pga. af filterets utilstrækkelige dybde (0.5 m).

Resultaterne tyder på at hyppige korte pulsbelastninger øger nitrifikationsgraden. Frekvensen bør afpasses efter filterets afstrømningsprofil, således at en ny belastning først påbegyndes når 85-90% af den tilløbte vandmængde er strømmet fra filteret. For Bjødstrup-Landborup er pauseperioden beregnet til at være minimum 1½ time.

#### 4.5.6 Nitrifikation som funktion af temperaturen

Der er udført en række undersøgelser – på forskellige årstider – til belysning af anlæggets nitrifikationsevne som funktion af vandtemperaturen. Resultaterne af undersøgelserne ved 2°C og 10°C er vist i nedenstående Tabel 4-5. Der var ikke recirkulation på anlægget i de viste perioder.

Tabel 4-5 Til- og afløbskvalitet målt ved kampagnemålinger i Bjødstrup-Landborup anlægget på forskellige tidspunkter af året (ved forskellig vandtemperatur)

2 °C	Tilløb HCW	Afløb HCV	Afløb VCW
COD (mg/l)	940	139	75
Total-N (mg/l)	113	71	76
NH <sub>4</sub> -N (mg/l)	77	42	23
NO <sub>3</sub> -N (mg/l)	2	5	29

10 °C	Tilløb HCW	Afløb HCV	Afløb VCW
COD (mg/l)	302	107	75
Total-N (mg/l)	93	38	40
NH <sub>4</sub> -N (mg/l)	79	36	23
NO <sub>3</sub> -N (mg/l)	0	6	18

Koncentrationen af kvælstof i tilløbet til Bjødstrup-Landborup anlægget ligger i intervallet 93–113 mg/l. Koncentrationen har altid været høj til trods for at området blev separatkloakeret samtidig med etablering af renseanlægget.

Det fremgår af tabellen, at der selv ved meget lave temperaturer sker en nitrifikation i det vertikale filter. For temperaturer under 10°C er der øjensynlig ingen nævneværdig forskel på nitrifikationsevnen. Det vertikale filter nitrificerer ca. 40 % af det tilledte ammonium.

I sommermånederne hvor spildevandstemperaturen er >10°C blev der observeret lavere afløbsværdier for såvel ammonium som total kvælstof. Det var ikke muligt at foretage en direkte sammenligning af nitrifikationsevnen over det vertikale filter, da omsætningsforholdene over hele anlægget ændrer sig mellem sommer og vinter. Der blev således observeret at fordampningen i sommermånederne var meget stor; i perioder højere end den tilledte spildevandsmængde. Således kan fordampningen fra det horisontale filter i varme perioder forventes at være op til 8 mm/døgn, hvilket for Bjødstrup-Landborup anlægget svarer til ca. 4 m<sup>3</sup>/døgn. Den gennemsnitlige tilledning til anlægget er kun 2-4 m<sup>3</sup>/døgn, hvilket betyder at der i længere perioder om sommeren ikke sker tilledning til det vertikale filter.

På baggrund af vore undersøgelser kan det konkluderes, at et pulsbelastet vertikalt filter kan opretholde en vis nitrifikation selv ved meget lave temperaturer.

#### 4.5.7 Effekt af recirkulation på kvælstof fjernelse

Ved denitrifikation omdannes NO<sub>3</sub>-N til luftformigt kvælstof (N<sub>2</sub> og N<sub>2</sub>O), der emitteres til atmosfæren. Processen udføres af mikroorganismer under iltfri forhold, idet kvælstoffet i NO<sub>3</sub> erstatter ilten i mikroorganismernes åndingsproces. Omdannelsen af nitrat er koblet til en samtidig iltning af organisk materiale, idet der forbruges ca. 4 kg BI<sub>5</sub> pr kg NO<sub>3</sub>-N. Der genereres ligeledes alkalinitet (1 ekv/mol).

Recirkulering af nitrificeret afløbsvand tilbage til et horisontalt anlægs indløb eller til bundfældningstanken skaber gunstige forhold for denitrifikation og rensning for total-N. De iltfrie forhold i bundfældningstanken og tilstedeværelsen af rigelige mængder letomsætteligt organisk stof i anlæggets indløbsside bevirker, at nitrat der bliver tilført, hurtigt vil denitrificeres.

Ved en recirkulering af en del af afløbsvandet tilbage til bundfældningstanken eller indløbet øges anlæggets hydrauliske belastning imidlertid, hvilket potentielt kan påvirke renssevnen, herunder nitrifikationsgraden, i negativ retning.

Med henblik på at undersøge hvorvidt recirkulering af nitrificeret spildevand fra anlæggets udløb tilbage til bundfældningstanken påvirker anlægget renseseffekt for total-N og nitrifikationen, blev der installeret en pumpe i anlægget afløb til at drive recirkuleringen. Da der ikke er installeret elektricitet på Bjødstrup-Landborup anlægget, blev der installeret et sol-panel til at forsyne pumpen med elektricitet. Samtidig blev der installeret et vandur til monitoring af recirkulationsgraden, en manuel kontrolleret timer til styring af pumpen samt en niveau-måler i sifon-brønden til registrering af antal tømninger. Anlægget blev drevet med recirkulering i en 4-måneders periode fra maj til august 2000.

Det viste sig imidlertid at være umuligt at skabe konstante belastnings- og recirkuleringsforhold i anlægget. I perioden varierede afløbsmængden fra anlægget mellem 0,4 og 2,3 m<sup>3</sup>/døgn bl.a. på grund af varmt og tørt vejr og deraf følgende høj fordampning fra anlægget. Mængden af afløbsvand recirkuleret tilbage til indløbet varierede mellem 0,2 og 6,3 m<sup>3</sup>/døgn (typisk dog ca. 2 m<sup>3</sup>/døgn) bl.a. på grund af driftsproblemer med pumpen samt ustabil strømforsyning fra sol-panelet. Antallet af sifontømninger, hver på ca. 700 liter, varierede mellem 1 og 10 per døgn. På grund af disse store variationer i belastning og recirkuleringsrate samt vandets lange opholdstid i anlægget (af størrelsesorden mange dage), var det ikke muligt at relatere vandkvalitet og renssevne til belastningsforhold.

Tabel 4-6 Til- og afløbskvalitet målt ved kampagnemålinger i Bjødstrup-Landborup anlægget i juni 2000, hvor der blev recirkuleret afløbsvand tilbage til indløbet.

23-06-2000	Tilløb HCW	Afløb HCV	Afløb VCW
COD (mg/l)	376	50	36
Total-N (mg/l)	40,6	20,7	16,8
NH <sub>4</sub> -N (mg/l)	17	16	0,4
NO <sub>3</sub> -N (mg/l)	2	3,1	6,6

30-06-2000	Tilløb HCW	Afløb HCV	Afløb VCW
COD (mg/l)	470	57	45
Total-N (mg/l)	75	30	18,6
NH <sub>4</sub> -N (mg/l)	19	13,3	4,5
NO <sub>3</sub> -N (mg/l)	0,6	1,9	13

Tabel 4-6 viser eksempler på resultater fra juni 2000. Analyserne antyder at recirkuleringen fortynder afløbet fra bundfældningstanken (tilløbet til HCW), hvilket ses af at især koncentrationen af NH<sub>4</sub>-N er lavere end i andre analysekampagner. Det ses også at koncentrationen af total-N i afløbet er <20 mg/l, hvilket er ca. halvdelen af den gennemsnitlige afløbskoncentration (43 mg/l) når der ikke recirkuleres. Det var ikke muligt på baggrund af vore analyser at afgøre om nitrifikationsevnen i det vertikale filter påvirkes af recirkuleringen.

Det kan konkluderes, at recirkulering af nitrificeret afløbsvand tilbage til bundfældningstanken øger reduktionen af total-N i anlægget betydeligt som

følge af denitrifikation. Der kræves flere forsøg og mere kontrollerede forsøgs-betingelser for at kunne fastlægge optimal recirkuleringsgrad under hensyntagen til anlæggets drift i øvrigt, herunder påvirkning af bundfældningstank og nitrifikationsgrad i vertikale anlæg.

#### 4.6 Driftsproblemer ved Bjødstrup-Landborup anlægget

Ebeltoft Kommune, der ejer og driver anlægget, har i anlæggets driftsperiode registreret en række problemer af driftsmæssig karakter ved anlægget. På trods af disse, har afløbskvaliteten fra anlægget dog – som det fremgår af afsnit 4.2 – været god og stabil. Udløbskrav har generelt været overholdt.

Problemerne har især været relateret til de hydrauliske forhold i anlægget.

##### 4.6.1 Tilstopning af tilløbsledning til bundfældningstank

Tilstopning var oftest forårsaget af ulovlig tilledning af halm og aske til anlægget. Disse er nu bragt til ophør.

##### 4.6.2 Opstuvning fra tilløbskanal tilbage i bundfældningstank

Kloakforsyningen har registreret problemer med tilklogning af porevolumen i tilløbskanalen, således at fordelingen af spildevandet til det horisontale filter ikke bliver ens over anlæggets bredde. Opstuvningen er vurderet forårsaget af kraftig opbygning af biofilm i tilløbskanalen, evt. forårsaget af den høje kvælstofkoncentration i det tilledte spildevand.

##### 4.6.3 Svigtende funktion af sifonen

I perioder synes sifonen ikke at fungere efter hensigten og levere den ønskede pulsbelastning til det vertikale bed. Årsagen til den svigt er den meget lave spildevandstilførsel til anlægget (gennemsnitligt <20% af den dimensionerende belastning). Sifonen skal have en belastning større end ca. 2 m<sup>3</sup>/døgn for at fungere optimalt. I sommerperioder med lav spildevandstilførsel og høj fordampning er afløbsmængden fra det horisontale bed væsentligt lavere end 2 m<sup>3</sup>/døgn (se Figur 4-9).

##### 4.6.4 Udfældning af jernforbindelser i bunden af det vertikale filter

Kloakforsyningen har registreret, at der efter 5 år er dannet en vandbremsende skorpe af sammenkittet sand og okker i bundlaget af det vertikale bed. Forklaringen på dette fænomen skal formodentligt forklares ved nogle uhensigtsmæssigheder i anlæggets udformning og krav til drift.

Der er ikke installeret elektricitet på anlægget, og vandet skal derfor strømme gennem anlægget udelukkende ved gravitation. Den tilgængelige niveauforskel mellem afløb fra bundfældningstank og afløb til recipient er kun 1.3 m, og denne hydrauliske gradient skal drive vandstrømmen både gennem det horisontale filter, sifonen, og det vertikale filter. Dette forhold har også betydet at tykkelsen af det vertikale filter 'kun' er blevet 60 cm (inklusive drænlag). Ved normal drift er der frit afløb fra det vertikale filter, via en målebrønd, til afløb til recipient. Filteret er således normalt helt drænet. Men i forbindelse med prøvetagning nedsættes et måleskod i målebrønden for at kunne registrere vandflow. Når måleskodet er isat opstuvnes 10-15 cm vand i bunden af det vertikale filter, hvilket bevirker at filteret ikke fungerer helt efter

hensigten (nitrifikationsevnen mindskes) mens skoddet er isat. Men efter endt prøvetagning skal skoddet trækkes op igen, hvorved filterets fulde funktion reetableres. Ved besøg på anlægget er der imidlertid gentagne gange observeret at skoddet sad monteret i målebrønden mere eller mindre permanent, også når der ikke foretages prøvetagning og flowmåling. Dette har bevirket, at der permanent har stået vand i bunden af det vertikale bed, hvilket har forårsaget udfældning af oxiderede jernforbindelser (okker) i bundlaget med u hensigtsmæssige hydrauliske effekter til følge.

#### 4.6.5 Afhjælpning af driftsproblemer

Kommunen har iværksat en række aktiviteter for at afhjælpe driftsproblemerne, herunder opgravning af toplaget af sand fra det horisontale beds indløbsside, ændringer i det vertikale bed, rensning af fordelerrør, mv.. Den basale årsag til problemerne kan dog tilskrives det faktum, at spildevandet skal drives gennem anlægget udelukkende ved gravitation sammenholdt med den lave hydrauliske gradient der er tilstede.

For vertikale anlæg er det vigtigt:

- (1) At vandet fordeles ensartet over hele filteroverfladen. Dette kan kun gøres effektivt ved pulsbelastning i et tryksat fordelerrørsystem. Dette **kan** gøres ved hjælp af en sifon – men gøres mest effektivt, specielt ved lave vandmængder, vha. en niveaustyret spildevandspumpe.
- (2) At filteret tilføres tilstrækkeligt med ilt, dels gennem filterets overflade, og dels gennem filterets drænsystem. I vertikale filtre skal drænsystemet – som i biologiske sandfiltre - være ført op til atmosfæren, således at der kan trækkes atmosfærisk luft ned i drænlaget. Derved iltes filteret både fra overfladen og fra bunden.

Når disse forhold ikke er opfyldt, kan der opstå driftsproblemer i form af dårlig renssevne, og som det er set ved Bjødstrup-Landborup anlægget, kan der ske u hensigtsmæssige udfældninger af okker i bunden af anlægget såfremt der er stagnerende vand.

Vertikale anlæg bør derfor, så vidt muligt, belastes via en pumpe. Herved kan spildevandet løftes så højt at filtertykkelsen bliver optimal, fordelingen på filterets overflade kan blive god, og det kan sikres, at der er tilstrækkelig niveaufald på afløbssiden, således at der kan etableres målebrønd uden at der sker opstuvning af vand i filteret.

# 5 Undersøgelse af forskellige typer af sands fosforbindingsevne

I beplantede filteranlæg fjernes fosfor primært ved binding til sand- eller grusmaterialet samt ved akkumulering af dødt plantemateriale og slam i anlægget. Planternes optagelse af fosfor bidrager til rensningen (Lantzke et al., 1998), men da fosformængden i planterne typisk er mindre end 5% af den mængde der på årsbasis tilføres anlægget med spildevandet, er planternes kvantitative rolle i praksis ubetydelig, også selv om de høstes (Brix, 1994; 1997). Ydermere forbliver det planteoptagne fosfor i anlægget når planterne visner og dør, og kan derfor frigives igen.

Vi har i samarbejde med Afdeling for Botanisk Økologi, Aarhus Universitet, foretaget to serier af laboratorieundersøgelser med henblik på at belyse fosforrensningen i beplantede filteranlæg samt hvorledes fosforrensningen kan optimeres:

- Undersøgelse af fosforbindingsevnen for sand med oprindelse i forskellige grusgrave fordelt over landet.
- Undersøgelse af fosforbindingsevnen for udvalgte 'kunstige' materialer der potentielt kan tilsættes filtermediet for at øge fosforreduktionen i beplantede filteranlæg.

Resultatet af undersøgelserne er detaljeret beskrevet i følgende videnskabelige afhandlinger:

- Arias, C.A., Del Bubba, M. & Brix, H. (2000): Phosphorus removal by sands for use as media in subsurface flow constructed reed beds. – *Water Research* 35, 1159-1168
- Brix, H., Arias, C.A. & Del Bubba, M. (2001): Media selection for sustainable phosphorus removal in subsurface flow constructed wetlands. – *Water, Science and Technology* (in press).

Undersøgelseernes hovedresultater beskrives i dette og det følgende kapitel.

## 5.1 Materialer og metoder

### 5.1.1 Sand og grusmaterialer

De forskellige typer af sand der indgik i undersøgelsen blev fremskaffet fra et udvalg af danske grusgrave fordelt over landet (Tabel 5-1). Formålet var at belyse de forskellige sandes evne til at binde fosfor og dermed deres rensningspotentiale over for fosfor såfremt de anvendes som medium i beplantede filteranlæg.

Tabel 5-1 Liste over sand der er undersøgt, med angivelse af produktbetegnelse samt leverandør.

Sand	Produkt	Leverandør
Birkesig	Vasket 0-2 mm sand	Birkesig Sten og Grus, Grenå
Vestergård	Vasket 0-2 mm sand fra Kongensbro ('Filtersand')	K. Vestergård Jensen a/s, 8643 Ans
Almind	Vasket 0.5-4 mm sand, Almind Grusgrav	Franzefoss a/s, 6051 Almind;
Bedsted 1	Vasket 0-2 mm sand ('Filtersand') fra Uge	Bedsted Lø Grusværker Aps', 6230 Rødekro
Bedsted 2	Vasket 0-2 mm sand fra Mjøl	Bedsted Lø Grusværker Aps', 6230 Rødekro
Bedsted 3	Vasket 0-4 mm sand ('Støbesand') fra Uge	Bedsted Lø Grusværker Aps', 6230 Rødekro
Nymølle	Vasket 0-4 mm sand ('Hønsegrus')	Nymølle Stenindustri a/s, 5220 Odense;
Aunsøgård	Vasket 0-4 mm sand, kl. A	Aunsøgård Stenindustri, 4470 Svebølle
Løgtved	Vasket 0-4 mm sand (Betonsand, kl. A; vasket bakkesand)	Løgtved Ny Grusgrav a/s, 4470 Svebølle
Sorø	Vasket 0-2 mm sand	Thomas Juul Olsen, Sorø
Darup	Vasket 1-4 mm sand, specialblandet	Dansk Grusindustri a/s, 4000 Roskilde
Farum	Vasket 0-4 mm sand ('Betonsand')	Farum Sten- & Gruskompani, 3540 Lyng
Kvartssand	Vasket og tørret 0.3-1.0 mm sand ('Filtersand'); købes i sække	'Dansk Systemmørtel a/s'

## 5.1.2 Karakterisering af sand

### 5.1.2.1 Tekstur

Sandets kornstørrelsesfordeling på vægtbasis blev undersøgt ved tørsigtning (n=3) i henhold til Day (1965). Kornstørrelsesfordelingskurverne blev brugt til at estimere  $d_{10}$  og  $d_{60}$ , der angiver ved hvilken kornstørrelse henholdsvis 10 og 60% af kornene på vægtbasis er mindre end  $d_{10}$  og  $d_{60}$ . Uensformighedstallet ( $U = d_{60}/d_{10}$ ) blev udregnet som forholdet mellem  $d_{60}$  og  $d_{10}$ .

### 5.1.2.2 Porøsitet og volumenvægt

Sandets porøsitet blev bestemt ud fra den mængde vand der skulle til for at mætte et kendt volumen af sand (n=3), og volumenvægten blev bestemt som forholdet mellem tørvægt og volumen ( $g/cm^3$ , n=3).

### 5.1.2.3 Vandledningsevne

Sandmaterialernes vandmættede hydrauliske ledningsevne blev bestemt i pakkede kolonner ved anvendelse af den såkaldte 'constant head' metode (n=5) i henhold til Klute (1965).

### 5.1.2.4 Mineralindhold

Koncentrationen af fosfor (P), jern (Fe), calcium (Ca), aluminium (Al) og magnesium (Mg) blev bestemt i kornstørrelsesfraktionen < 2 mm. Tørrede sandprøver blev ekstraheret i kogende salpetersyre og brintperoxid ( $HNO_3$ - $H_2O_2$ , n=2) i henhold til metode beskrevet af Brix et al. (1983). Fosfor, Fe, Ca, Al og Mg blev analyseret ved plasma emissions spektrofotometri (Perkin Elmer Plasma II Emission Spectrometer, USA).

### 5.1.3 Fosforbindingskapacitet

#### **5.1.3.1 Fosfor isoterm eksperimenter**

Cirka 5 g sand blev indvejet i 200-ml polyethylenflasker (n= 2 eller 3) , og 100 ml hanevand beriget med fosfor ( $\text{KH}_2\text{PO}_4$ ) til én af følgende koncentrationer blev tilsat: 0, 2.5, 5, 10, 20, 40, 80, 160 og 320 mg P l<sup>-1</sup>. Hanevand blev anvendt frem for demineraliseret eller destilleret vand fordi mineralsammensætningen af hanevand ligner spildevands. Flaskerne med sand og fosforopløsning samt blindprøver uden sand blev herefter inkuberet ved stuetemperatur med konstant omrøring i en 'roterende mølle' i 20 timer. Efter bundfældning blev en delmængde af supernatanten filtreret gennem et Whatman GF/C filter, og indholdet af fosfor blev analyseret efter Dansk Standard (1997). I en parallel prøve blev pH og ledningsevne målt. Mængden af fosfor bundet til sandet blev beregnet på basis af mængden der var forsvundet fra væsken. Ligeledes blev sandenes fosforbindingskapacitet søgt estimeret ved hjælp af Langmuir plot (se Arias et al., 2000, for detaljer).

#### **5.1.3.2 Kolonne eksperimenter**

Kolonner fremstillet fra 1-liter polyethylen flasker (diameter 95 mm) blev pakket med ca. 1 kg sand (n=2). Kolonnerne fik kontinuert tilført en 10 mg/l fosforopløsning (fremstillet i hanevand, pH justeret til 6.9 med HCl). Flowraten var ca. 240 ml per døgn, hvilket svarer til en gennemsnitlig opholdstid for vandet i kolonnerne på 12-14 timer. Vandet blev tilført fra en fødetank med konstant omrøring. Vandet i fødetanken blev udskiftet hver tredje dag. Kolonner var konstant vandmættede idet udløbsniveauet fra kolonnerne blev sat lige over sandoverfladen i kolonnerne. Afløbet fra kolonnerne blev opsamlet og mængden målt dagligt. Desuden blev pH og ledningsevne målt. En delmængde blev filtreret gennem Whatman GF/C filtre og fosforkoncentrationen analyseret i henhold til Dansk Standard (1997). Efter 12 uger blev forsøget afsluttet. For at belyse bindingsformen for fosfor i kolonnerne, blev sandet sekventielt ekstraheret i henhold til en metode modificeret fra Hieltjes & Lijklema (1980). Fraktioneringen adskiller den bundne fosformængde i fire fraktioner:

1. adsorberet P
2. jern og aluminium bundet P
3. kalcium og magnesium bundet P
4. residual P

Se Arias et al. (2000) for detaljer. Alle ekstraktioner blev udført som dobbeltanalyser. Vandindholdet i sandet blev bestemt ved tørring til konstant vægt ved 105°C.

### 5.1.4 Statistik

Alle statistiske analyser blev udført med softwaren Statgraphics version 3.1 (Statistical Graphics Corp., USA). Principal komponent analyser blev udført på de målte karakteristika af sandet, og de resulterende 'factor scores' blev anvendt som uafhængige variable i multiple regressionsanalyser med sandets fosforbindingssevne som afhængig parameter. Denne procedure reducerede antallet af uafhængige variable fra 11 abiotiske variable til tre eller fire principale komponent faktorer, som er lineære kombinationer af de 11 originale variabler.



## 5.2 Resultater

### 5.2.1 Karakterisering af sand

#### 5.2.1.1 Fysiske karakteristika

De undersøgte sandmaterialer havde alle en tekstur og vandledningsevne der gør dem potentielt anvendelige som medier i beplantede filteranlæg (Tabel 5-2). Den effektive partikeldiameter ( $d_{10}$ ) varierede mellem 0.20 mm for den fineste sand til 1.4 mm for den groveste sand. Tre af sandmaterialerne var relativt grovkornede og havde  $d_{60} > 3.2$  mm og tilsvarende høje vandledningsevner. Uensformighedstallet varierede mellem 2.6 og 5.6.

Tabel 5-2 Fysisk karakteristika af de undersøgte sandmaterialer. Værdier for porøsitet,  $d_{10}$ ,  $d_{60}$  og uensformighedstal ( $d_{60}/d_{10}$ ) er middelværdier for tre analyser. Værdier for vandmættet vandledningsevne ( $K_s$ ) er middelværdier  $\pm 1$  standardafvigelse ( $n=5$ )

Sand	Porøsitet (%)	Volumenvægt ( $\text{g cm}^{-3}$ )	$d_{10}$ (mm)	$d_{60}$ (mm)	Uensformighedstal $d_{60}/d_{10}$	Vandledningsevne ( $K_s$ ) ( $\text{m døg}^{-1}$ )
Birkesig	31	1.83	0.32	1.4	4.4	$67 \pm 10$
Vestergård	36	1.70	0.45	1.2	2.7	$202 \pm 18$
Almind	43	1.46	1.40	3.7	2.6	$770 \pm 180$
Bedsted 1	32	1.79	0.28	1.1	3.9	$143 \pm 6$
Bedsted 2	36	1.72	0.22	0.7	3.1	$74 \pm 7$
Bedsted 3	38	1.66	0.25	0.9	3.7	$77 \pm 4$
Nymølle	44	1.40	0.80	3.2	4.0	$1130 \pm 64$
Aunsøgård	30	1.86	0.24	1.0	4.2	$22 \pm 1$
Løgtved	36	1.67	0.21	0.6	3.0	$69 \pm 10$
Sorø	35	1.66	0.23	0.7	3.1	$40 \pm 4$
Darup	36	1.71	0.61	3.4	5.6	$360 \pm 40$
Farum	33	1.70	0.20	0.7	3.5	$30 \pm 6$
Kvartssand	32	1.74	0.29	0.9	3.1	$111 \pm 12$

#### 5.2.1.2 Mineralindhold

Indholdet af fosfor (P), jern (Fe), calcium (Ca), aluminium (Al) og magnesium (Mg) i de undersøgte sande varierede afhængigt af sandenes oprindelse (Tabel 5-3). Indholdet af Ca var meget lavt ( $0.2 \text{ mg g}^{-1}$  tørstof) i Vestergård sand samt i den inerte Kvartssand og sand fra Løgtved, mens indholdet i de øvrige undersøgte sande varierede mellem 20 og  $70 \text{ mg g}^{-1}$  tørstof. Vestergård sand havde ligeledes et lavt indhold af Al og Mg sammenlignet med de øvrige sande, men indeholdt til gengæld en del Fe. Kvartssand havde lavt indhold af alle mineraler. Der var kun

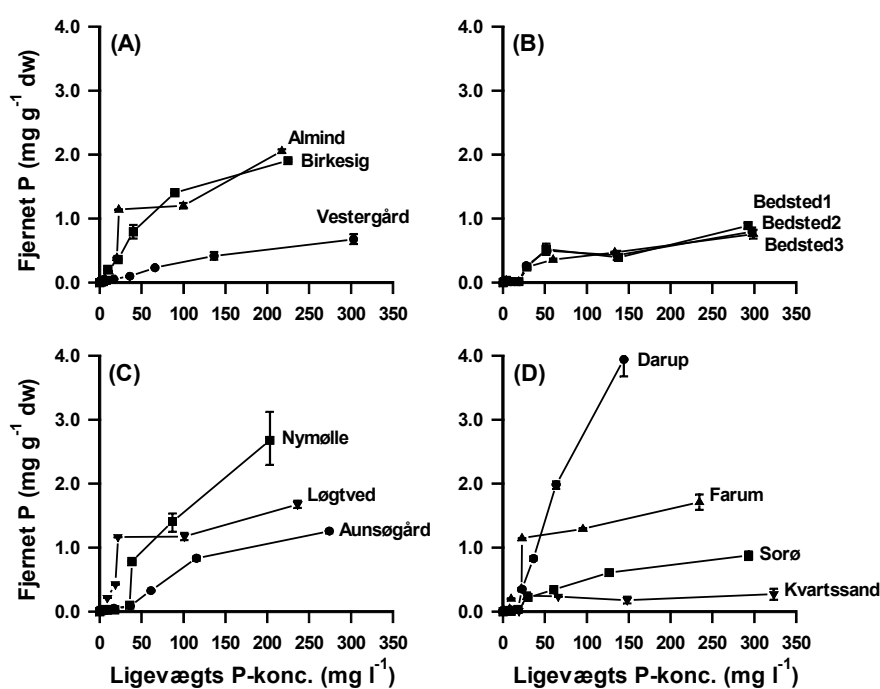
Tabel 5-3 Ligevægts pH og ledningsevne i hanevand samt indhold ( $\text{mg g}^{-1}$  tørvægt) af fosfor (P), jern (Fe), calcium (Ca), aluminium (Al) og magnesium (Mg) i de undersøgte sandmaterialer. Alle værdier er gennemsnit af dobbeltanalyser.

Sand	pH	Ledningsevne ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ )	P ( $\text{mg g}^{-1}$ )	Fe ( $\text{mg g}^{-1}$ )	Ca ( $\text{mg g}^{-1}$ )	Al ( $\text{mg g}^{-1}$ )	Mg ( $\text{mg g}^{-1}$ )
Birkesig	8.25	563	0.21	3.54	24.7	1.73	0.83
Vestergård	8.20	492	0.14	3.33	0.2	0.61	0.18
Almind	8.30	510	0.30	8.13	22.8	1.70	1.21
Bedsted 1	8.65	481	0.35	4.89	31.1	2.40	1.45
Bedsted 2	8.65	496	0.19	3.75	23.7	1.28	0.92
Bedsted 3	8.68	453	0.18	2.79	27.7	1.63	0.98
Nymølle	8.30	580	0.28	4.77	69.9	2.53	2.08
Aunsøgård	8.26	557	0.45	8.47	23.6	4.18	2.23
Løgtved	8.32	525	0.34	3.65	3.5	2.36	1.05
Sorø	8.20	496	0.30	4.46	39.2	2.35	1.26
Darup	8.32	540	0.30	3.59	62.3	1.90	1.28
Farum	8.39	533	0.21	2.91	40.3	1.47	0.75
Kvartssand	8.53	496	0.04	1.21	0.6	0.32	0.08

små forskelle i ligevægts-pH og ledningsevne imellem sandene, hvilket skyldes hanevands relativt store bufferkapacitet. Dog havde Vestergård sand, der også havde et lavt indhold af mineraler, et relativt lavt pH sammenlignet med de andre sande, men der var ingen generel sammenhæng mellem mineralindhold og ledningsevne og/eller ligevægts-pH.

### 5.2.2 Fosfor-isoterm eksperimenter

De undersøgte sandes evne til at fjerne fosfor fra de P-holdige opløsninger varierede betydeligt (Figur 5-1). Sande med et højt indhold af kalcium (Darup og Nymølle) fjernede mere fosfor fra opløsningerne end det inerte Kvartssand og andre sande med et lavt indhold af kalcium. Denne forskel var mest udtalt ved høje initiale fosforkoncentrationer i væsken. Ved en initial fosforkoncentration i væsken på 320 mg/l varierede P-fjernelsen mellem 0.27 mg/g tørstof for Kvartssand og 3.94 mg/g tørstof for Darup sand. De andre sandes fosfor fjernelse lå imellem disse ekstremer (Tabel 5-5).



Figur 5-1 Mængden af fosfor (P) fjernet fra inkuberingsvæsken (adsorberet til sand materialerne) plottet mod ligevægtskoncentration i væsken efter 20 timers ekvilibrerings. Lodrette linjer angiver minimum og maksimum værdier (n= 2 eller 3).

#### 5.2.2.1 Principal komponent analyse

Med henblik på at belyse om der var en sammenhæng mellem sandenes fysiske karakteristika (subsidiært deres indhold af mineraler) og deres evne til at binde fosfor, blev der foretaget en principal komponent analyse af de målte karakteristika (Tabel 5-4). Analysen identificerede fire principale komponenter, der kunne tolkes som (i) en metal-relateret faktor (høj vægt for P, Fe, Al og Mg); (ii) en tekstur-relateret faktor (høj vægt for de forskellige kornstørrelsesfraktioner); (iii) en pH og ledningsevne relateret faktor (høj vægt for ligevægts pH og ledningsevne); og (iv) en kalcium relateret faktor (høj vægt for indhold af Ca). I nogle tilfælde var den pH og ledningsevne relaterede faktor og den kalcium relaterede faktor kombineret i én fælles faktor med høje vægte for alle tre parametre.

Tabel 5-4 Principal komponentanalyse af sandenes indhold af fosfor (P), jern (Fe), calcium (Ca), aluminium (Al), og magnesium (Mg), tekstur (GS: kornstørrelsesfraktion) af de 13 undersøgte sande samt ligestegts pH og ledningsevne i 80 mg l<sup>-1</sup> P inkubationen. Variable med høj vægt (>0.73) er vist med fede typer.

	Eigenvalue	Proportion of variance (%)	Cumulative proportion of variance (%)	
Principal component:				
PC1	4.278	38.9	38.9	
PC2	3.099	28.2	67.1	
PC3	1.530	13.9	81.0	
PC4	1.204	10.9	91.9	
Rotated factor pattern				
	PC1	PC2	PC3	PC4
Variabel:				
pH	-0.129	0.067	<b>0.877</b>	0.016
Ledningsevne	0.218	0.127	<b>0.888</b>	-0.035
P	<b>0.946</b>	0.053	0.142	0.175
Fe	<b>0.871</b>	-0.336	0.086	-0.123
Ca	0.230	-0.118	-0.069	<b>0.935</b>
Al	<b>0.955</b>	0.116	-0.051	0.167
Mg	<b>0.872</b>	-0.123	-0.067	0.398
GS: 0.6-2.0 mm	0.094	<b>-0.975</b>	-0.061	0.171
GS: 0.426-0.6 mm	-0.252	<b>0.759</b>	-0.150	-0.550
GS: 0.18-0.425 mm	-0.048	<b>0.971</b>	0.149	0.044
GS: 0.106-0.18 mm	0.176	<b>0.738</b>	0.256	0.465

De principale komponenter som kunne forklare den største variation i de målte karakteristika blev derefter anvendt som uafhængige variabler i multipel regressionsanalyser, hvor den afhængige variabel var mængden af fosfor fjernet fra inkubationsvæsken ved de forskellige inkubationskoncentrationer.

Den mest signifikante sammenhæng blev fundet ved en inkubationskoncentration på 80 mg/l ( $P < 0.001$ ). Alle fire principale komponenter var signifikante ( $P < 0.01$ ) i regressionsanalysen. Principal komponent 3 (den pH og ledningsevne relaterede faktor) havde størst vægt ( $P < 0.001$ ) og kunne forklare 82.2% af variationen i P fjernelsen. Inkludering af principal komponent 4 (den Ca relaterede faktor) i regressionsmodellen kunne forklare yderligere 7.6% af variationen i P fjernelsen ( $P < 0.001$ ), og principal komponent 2 (den tekstur relaterede faktor;  $P < 0.01$ ) og principal komponent 1 (den metal relaterede faktor;  $P = 0.04$ ) kunne tilsammen forklare yderligere 6.6% af variationen i sandenes P fjernelse. Samlet forklarede de fire principale komponenter således 96.4% af variationen i sandenes P fjernelse ved en initial inkubationskoncentration på 80 mg/l.

Ved højere inkubationskoncentration viste regressionsanalyserne generelt samme mønster, men det statistiske signifikansniveau blev gradvis mindre. Ved fosforkoncentration på 160 mg/l var kun den pH og ledningsevne relaterede faktor samt Ca faktoren statistisk signifikant ( $P < 0.01$ ) og forklarede tilsammen 79.5% af variationen i sandenes P-fjernelse. Ved 320 mg/l blev den pH og ledningsevne relaterede faktor og Ca faktoren kombineret i én fælles faktor, der sammen med den tekstur relaterede faktor kunne forklare 89.6% af variationen i P fjernelsen ( $P < 0.001$ ). Ved inkubationskoncentrationer lavere end 80 mg/l var der ingen statistisk signifikant sammenhæng mellem de principale komponenter og sandenes P fjernelse.

### 5.2.2.2 Langmuir isotherm plots

Sandenes fosforbindingskapacitet blev søgt estimeret ved hjælp af såkaldte Langmuir plots (se Arias et al., 2000, for detaljer). De estimerede fosforbindingskapaciteter varierede mellem 0.020 mg/g tørstof for Kvartssand til 0.129 mg/g tørstof for Løgtved sand (Tabel 5-5). De estimerede P

bindingskapaciteter var generelt en størrelsesorden lavere end de faktisk observerede P mængder fjernet ved inkubation ved 320 mg/l (Tabel 5-5). En principal komponent analyse viste at den estimerede P-bindingskapacitet kunne relateres til sandenes tekstur ( $P=0.035$ ) og sandenes indhold af jern, aluminium og magnesium ( $P=0.07$ ), der samlet kunne forklare 44.3% af variationen i den estimerede P-bindingskapacitet. Kalcium, pH og ledningsevne var ikke signifikant relateret til P-bindingskapaciteten.

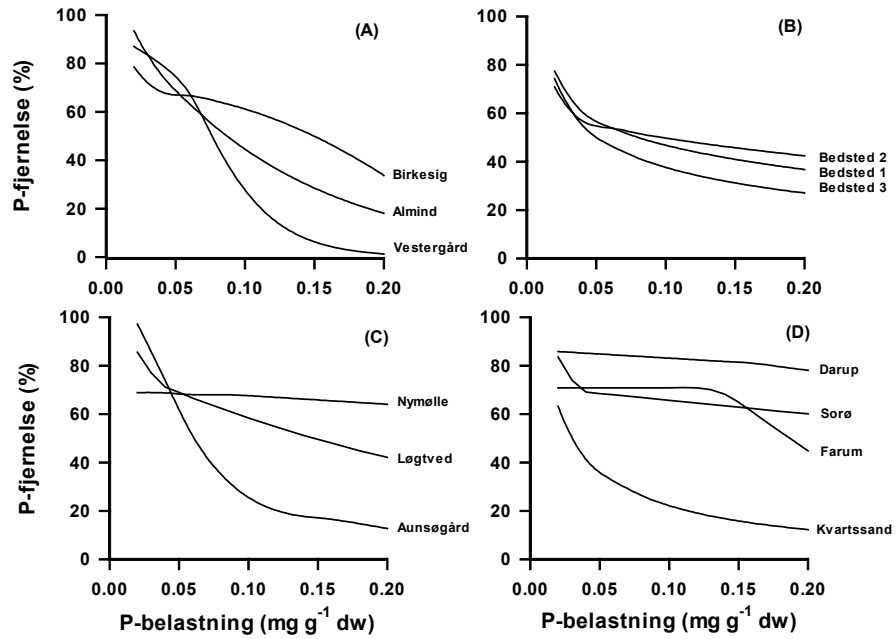
Tabel 5-5 Gennemsnitlig P-bindingskapacitet estimeret på basis af Langmuir isotherm plots, mængde af P fjernet ved inkubation ved 320 mg P l<sup>-1</sup>, og P-fjernelse i kolonner efter en specifik P-belastning på 0.2 mg g<sup>-1</sup> tørstof. Værdier i parentes angiver  $\pm 1$  standard error for Langmuir P-bindingskapacitet, og minimum og maksimum for P-fjernelse i ved 320 mg l<sup>-1</sup> og P-fjernelse i kolonner

Sand	Langmuir P-bindingskapacitet (g g <sup>-1</sup> tørvægt)	P-fjernelse ved 320 mg l <sup>-1</sup> (g g <sup>-1</sup> tørvægt)	P-fjernelse i kolonner (g g <sup>-1</sup> tørvægt)
Birkesig	93 (64-169)	1907 (1882-1931)	114 (104-124)
Vestergård	86 (68-96)	679 (603-755)	68 (68-68)
Almind	49 (44-55)	2054 (2027-2083)	92 (86-100)
Bedsted 1	76 (67-88)	891 (851-932)	98 (93-103)
Bedsted 2	84 (72-99)	795 (732-858)	102 (91-113)
Bedsted 3	86 (78-94)	760 (691-828)	82 (67-97)
Nymølle	61 (57-67)	2677 (2295-3124)	134 (127-142)
Aunsøgård	102 (97-108)	1259 (1227-1281)	73 (69-77)
Løgtved	129 (113-150)	1677 (1618-1735)	117 (105-129)
Sorø	112 (78-199)	874 (806-943)	133 (129-137)
Darup	64 (58-70)	3941 (3680-4156)	165 (157-168)
Farum	68 (59-79)	1710 (1590-1832)	130 (122-139)
Kvartssand	20 (18-22)	272 (186-359)	52 (50-55)

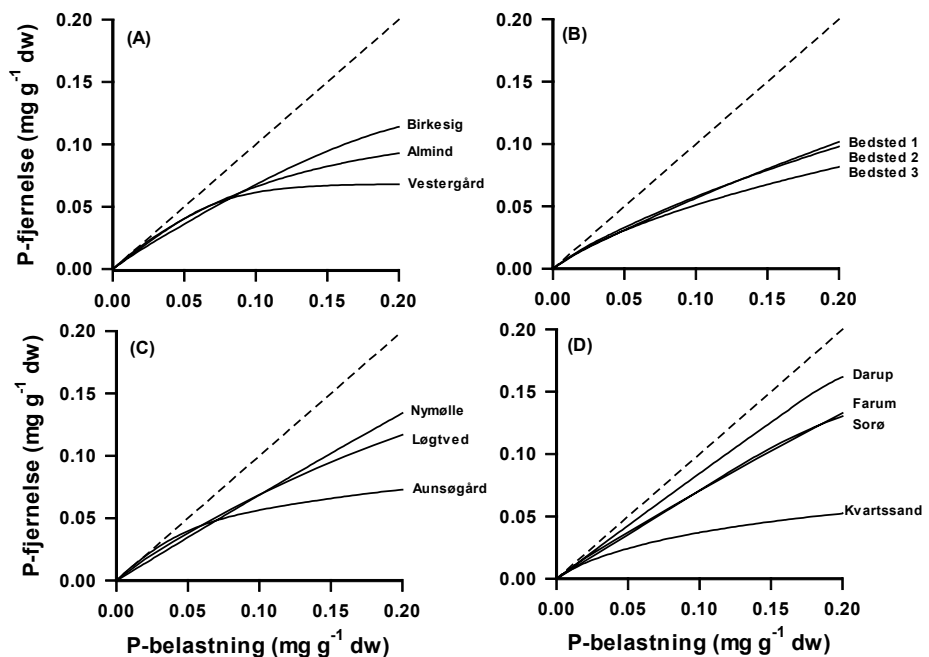
### 5.2.3 Kolonne eksperimenter

Initialt fjernede alle kolonner fosfor effektivt, men effektiviteten faldt med tiden og i forskellig grad for de undersøgte sandmaterialer (Figur 5-2). Renseeffekten i Kvartssand aftog hurtigt efterfulgt af Aunsøgård og Vestergård sand. Den bedste fosforfjernelse blev observeret i Darup sand, der konsekvent fjernede mere end 80% af det tilledte fosfor gennem forsøget. Ved forsøgets afslutning sås dog et ubetydeligt fald i renseseffekt. Nymølle og Sorø sand opretholdt en god og stabil rensning gennem forsøget, dog på et lidt lavere niveau (ca. 70% fjernelse). Renseeffekten af de øvrige undersøgte sande aftog betydeligt gennem forsøget til værdier <50% ved forsøgets afslutning efter 12 uger.

Plottes mængden af P fjernet i kolonnerne mod P belastning ses initielt en lineær sammenhæng, hvilket svarer til en høj og konstant P-fjernelse (Figur 5-3). Men det ses tydeligt fra kurvernes forløb at kolonnerne blev mættet, eller ville blive mættet med P, efter vidt forskellig tid. Vestergård sand var meget effektiv i begyndelsen, men effektiviteten aftog hurtigt da belastningen oversteg ca. 0.1 mg/g tørvægt. Kvartssand var ikke så effektiv som Vestergård sand i begyndelsen, men til gengæld opretholdt Kvartssand en vis renseseffekt selv ved en belastning på 0.2 mg/g tørvægt. Darup sand var så absolut den mest effektive af de undersøgte sandmaterialer, og P-bindingskapaciteten var ikke brugt op da forsøget afsluttedes. Uheldigvis blev forsøget (pga. ressourcemangel) afsluttet inden flere af sandene var mættede med fosfor, og derfor er det ikke muligt at fastslå deres absolutte P-bindingskapacitet på basis af resultaterne.



Figur 5-2 Sammenhæng mellem mængden af fosfor fjernet (% af indløbskoncentration) og akkumuleret fosfor belastning i kolonneforsøgene. Kolonner blev belastet kontinuert i 12 uger med en 10 mg/l P opløsning. Vandets opholdstid i kolonner var 12-14 timer. Kurverne viser gennemsnit af to kolonner af hver sandtype.



Figur 5-3 Akkumuleret mængde fosfor fjernet plottet mod den akkumuleret fosfor belastning i kolonneforsøgene. Kolonner blev belastet kontinuert i 12 uger med en 10 mg/l P opløsning. Vandets opholdstid i kolonner var 12-14 timer. Kurverne viser gennemsnit af to kolonner af hver sandtype. De stiplede linjer repræsenterer 100% fjernelse.

### 5.2.3.1 *Principal komponent analyse*

Med henblik på at belyse om der var en sammenhæng mellem sandenes fysiske karakteristika (subsidiært deres indhold af mineraler) og deres evne til at fjerne fosfor i kolonnerne, blev der foretaget en principal komponent analyse af de målte karakteristika for sandene samt pH og ledningsevne i udløbet fra kolonnerne (resultat af analysen ikke vist). Som i isoterm eksperimenterne identificerede analysen tre principale komponenter, der kunne tolkes som (i) en metal-relateret faktor (høj vægt for P, Fe, Al og Mg); (ii) en tekstur og Ca-relateret faktor (høj vægt for især de groveste kornstørrelsesfraktioner og Ca); og (iii) en pH og ledningsevne relateret faktor (høj vægt for udløbs pH og ledningsevne). Som i isoterm eksperimenterne blev de principale komponenter derefter anvendt som uafhængige variabler i en multipel regressionsanalyse, hvor den afhængige variabel var mængden af fosfor fjernet i kolonnerne. Analysen viste at P-fjernelsen i kolonnen kunne relateres til sandenes tekstur og indhold af calcium (Principal komponent 2) som forklarede 32.6% af variationen i P-fjernelsen i kolonnerne ( $P=0.007$ ). Udløbs pH og ledningsevne (principal komponent 3) kunne forklare yderligere 20.8% af variation ( $P=0.06$ ), hvorimod sedimentets indhold af de øvrige mineraler (principal komponent 1) ikke var statistisk signifikant i regressionsanalysen ( $P>0.1$ ). En simpel lineær regressionsanalyse viste at P-fjernelsen var positivt korreleret til sandenes Ca indhold ( $r=0.78$ ,  $P=0.002$ ) og negativt korreleret med kornstørrelsesfraktionen 0.6-2.0 mm ( $r=-0.63$ ,  $P=0.02$ ). På basis af disse analyser kan det således konkluderes at finkornede sande med et højt indhold af calcium og forholdsvis høj pH og ledningsevne vil have den bedste rensende evne overfor fosfor.

### 5.2.3.2 *Sammenligning af kolonneforsøg med isoterm eksperimenter*

Generelt var den observerede fosfor fjernelsen i kolonnerne ved en akkumuleret belastning på 0.2 mg/g tørstof betydeligt højere end den på basis af Langmuir plottene estimerede fosforbindingskapacitet (se Tabel 5-5), og en korrelationsanalyse viste, at der var ingen sammenhæng mellem de to ( $r=0.21$ ,  $P=0.49$ ). Derimod var der sammenhæng mellem mængden af fosfor fjernet i isoterm eksperimenterne og mængden fjernet i kolonnerne (Tabel 5-6). Især ved høje initielle P koncentrationer i isoterm inkubationerne var sammenhængen stærk. Mængden af fosfor bundet til sandet ved de høje koncentrationer var imidlertid væsentlig højere end mængden fjernet i kolonnerne, hvilket skyldes at sandenes bindingskapacitet i kolonnerne ved forsøgets afslutning endnu ikke var brugt op.

Tabel 5-6 Resultat af lineær regressionsanalyser mellem mængden af P fjernet i kolonnerne ved en kumuleret belastning på 0.2 mg P/g tørstof og mængden af P bundet til sandet i isoterm eksperimenterne ved forskellige initielle P koncentrationer. Værdier angivet med fed typografi er statistisk signifikante på 5% niveau.

Initiel isoterm P koncentration	Hældning	Skæring	P-værdi	$r^2$
10 mg l <sup>-1</sup>	0.302	0.095	0.50	0.42
20 mg l <sup>-1</sup>	0.083	0.098	0.47	0.48
40 mg l <sup>-1</sup>	0.103	0.078	0.21	0.14
80 mg l <sup>-1</sup>	<b>0.051</b>	<b>0.072</b>	<b>0.04</b>	<b>0.32</b>
160 mg l <sup>-1</sup>	<b>0.045</b>	<b>0.063</b>	<b>0.002</b>	<b>0.60</b>
320 mg l <sup>-1</sup>	<b>0.024</b>	<b>0.068</b>	<b>0.002</b>	<b>0.60</b>

### 5.2.3.3 *Bindingsform af fosfor i kolonnerne*

Fosfor fraktioneringen af sandene i kolonnerne viste at den adsorberede-P fraktion generelt udgjorde en meget lille fraktion (<7%) af sandenes P-indhold (Tabel 5-7). Residual-P udgjorde generelt den største fraktion (op til 85% af sandenes P-indhold). Nogle sande (Darup, Aunsøgård, Farum og Bedsted 3) havde betydelige mængder Ca og Mg bundet P, og andre (Vestergård,

Almind og Kwartssand) havde betydelige mængder af Fe og Al bundet P. En korrelationsanalyse viste (i) at adsorberet-P var positivt korreleret med sandenes Ca indhold ( $r=0.83$ ,  $p=0.0005$ ), (ii) at Ca og Mg bundet-P var positivt korreleret med sandenes indhold af Ca ( $r=0.55$ ,  $P=0.05$ ), Mg ( $r=0.56$ ,  $P=0.044$ ) og Al ( $r=0.63$ ,  $P=0.02$ ), (iii) at Fe og Al bundet-P var positivt korreleret med sandenes Fe indhold ( $r=0.56$ ,  $P=0.05$ ), og (iv) at residual-P fraktionen var positivt korreleret med sandenes indhold af Mg ( $r=0.88$ ,  $P=0.0001$ ), Al ( $r=0.86$ ,  $P=0.0002$ ) og Ca ( $r=0.67$ ,  $P=0.013$ ).

En regressionsanalyse viste at den kumulerede mængde fosfor fjernet i kolonnerne gennem de 12 ugers belastning var positivt korreleret med den adsorbere-P fraktion ( $r=0.84$ ,  $P=0.0004$ ) og residual-P fraktionen ( $r=0.65$ ,  $P=0.02$ ). Mængden af adsorberet P var imidlertid mindst en størrelsesorden mindre end mængden fjernet i kolonnerne. Dette viser at P-fjernelsen i kolonnerne ikke skyldtes simpel adsorption alene, men at andre processer (udfældning) var af stor betydning.

Tabel 5-7 Fosforfraktionering af sand i kolonner efter 12 ugers belastning med en 10 mg/l P-opløsning. Vandets opholdstid i kolonner var 12-14 timer. Ads-P = adsorberet fosfor; Ca+Mg-P=kalcium og magnesium bundet fosfor; Fe+Al-P=jern og aluminium bundet fosfor; Res.-P=residual fosfor; Total-P= total fosfor. Tabellen angiver gennemsnit af to kolonner (i parentes). Der er udført dobbeltanalyse på hver kolonne.

Sand	Ads.-P ( $\mu\text{g g}^{-1}$ dw)	Ca+Mg-P ( $\mu\text{g g}^{-1}$ dw)	Fe+Al-P ( $\mu\text{g g}^{-1}$ dw)	Res.-P ( $\mu\text{g g}^{-1}$ dw)	Total-P ( $\mu\text{g g}^{-1}$ dw)
Birkesig	7.3 (6.9-7.6)	30.5 (29.2-31.8)	7.4 (6.9-7.8)	186 (162-209)	231 (209-253)
Vestergård	4.2 (4.2-4.2)	9.8 (8.4-11.3)	35.6 (32.1-39.2)	38 (38-38)	88 (86-90)
Almind	6.4 (6.0-6.7)	25.7 (24.9-26.5)	61.2 (60.0-62.3)	157 (149-165)	250 (242-259)
Bedsted 1	6.0 (5.6-6.4)	36.8 (35.7-37.8)	11.4 (10.8-11.9)	261 (248-274)	315 (300-330)
Bedsted 2	5.9 (5.7-6.2)	22.2 (20.9-23.5)	10.7 (9.5-11.9)	188 (167-209)	227 (208-241)
Bedsted 3	6.2 (5.8-6.6)	71.9 (58.2-86.0)	8.8 (8.8-8.8)	169 (115-223)	256 (188-324)
Nymølle	12.5 (10.8-14.2)	48.1 (42.0-54.1)	3.6 (3.4-3.7)	378 (350-407)	442 (421-463)
Aunsøgård	8.9 (8.4-9.4)	105.7 (101.3-110.2)	15.8 (15.5-16.1)	358 (319-398)	489 (443-534)
Løgtved	7.2 (6.8-7.7)	39.8 (35.9-43.7)	8.5 (8.0-9.1)	302 (281-323)	358 (341-375)
Sorø	9.6 (9.3-10.0)	59.4 (55.1-63.7)	4.0 (3.1-4.9)	330 (303-357)	403 (382-425)
Darup	17.3 (13.8-20.7)	82.9 (78.2-87.6)	3.9 (3.3-4.4)	244 (208-281)	348 (320-377)
Farum	8.3 (7.6-9.1)	100.4 (98.3-102.5)	5.3 (4.7-5.8)	235 (208-262)	349 (320-378)
Kvatssand	2.6 (2.4-2.8)	1.0 (4.0-4.0)	18.3 (16.0-20.6)	16 (14-17)	40 (40-41)

## 5.3 Diskussion

### 5.3.1 Betydning af geografisk oprindelse for fosforbindingsevnen

Undersøgelsen viser klart, at der er stor forskel på forskellige typer af sands evne til at binde fosfor. Sandenes anvendelighed som medium i beplantede filteranlæg etableret med det formål at reducere fosfor er derfor forskellig. De undersøgte sande kommer fra forskellige danske grusgrave, men der kan ikke på baggrund af disse undersøgelser drages nogen generel konklusion om fosforbindings-kapaciteten baseret på geografisk placering af grusgravene i

Danmark. Desværre var vestjyske grusgrave, og dermed grus fra de udvaskede hedesletter, dårligt repræsenteret i undersøgelsen. Dog tyder de kemiske analyserne på, at Vestergård sand stammer fra et sådant område, idet indholdet af kalcium er meget lavt. Derfor er resultaterne for Vestergård sand muligvis repræsentative for sand fra Vestjylland.

### 5.3.2 Hvilke karakteristika hos sandet har betydning for fosforbindingsevnen?

Undersøgelserne viser, at især indholdet af kalcium i sandene samt deres tekstur har indflydelse på deres fosforbindingsevne. Der var en signifikant sammenhæng mellem mængden af fosfor fjernet i kolonnerne og de principale komponenter der indeholdt kalcium, tekstur, pH og ledningsevne, hvorimod indholdet af jern, aluminium og magnesium ikke havde nogen signifikant indflydelse. Indholdet af kalcium var generelt højere end indholdet af de andre mineraler i sandene (med undtagelse af Kwartssand, Vestergård og Løgtved sand). Og selv om pH i indløbsvandet blev justeret til pH=6.9, varierede pH i udløbsvandet mellem 7.5 og 8.5 for de forskellige sande - et pH niveau, hvor udfældningsreaktioner med kalcium begunstiges (Stumm & Morgan, 1981). Ligeledes var indholdet af kalcium i det anvendte 'kunstige' spildevand højt (ca. 90 mg/l) hvilket yderligere befordrer udfældning af tungt opløselige kalciumfosfater (Maurer et al., 1999). Dette støtter antagelsen om, at udfældning af tungt opløselige kalciumfosfater er den vigtigste rensmekanisme for fosfor i de undersøgte typer af sand. Isoterm undersøgelserne understøtter ligeledes denne hypotese. Ved høje initiale koncentrationer af fosfor i opløsningerne var der en signifikant sammenhæng mellem mængden af fosfor bundet til sandet og den principale komponent der indeholdt kalcium, pH og ledningsevne. Denne relation blev ikke fundet ved lave initiale P koncentrationer.

### 5.3.3 Fosforbindingskapacitet estimeret ved Langmuir isoterm plots

Fosforbindingskapaciteten, der blev estimeret ved hjælp af Langmuir isoterm plots, havde ingen sammenhæng med den mængde fosfor, der faktisk blev bundet i kolonnerne. Derfor kan Langmuir plots ikke anvendes som en metode til at estimere sands fosforbindingskapacitet. Teorien bag Langmuir ligningen er baseret på adsorptionen af gasser til en ensartet partikeloverflade, og derfor kan Langmuir ligningen strengt taget kun anvendes til at beskrive adsorptionsprocesser. Det er imidlertid vist, at Langmuir ligningen kan anvendes til også at beskrive udfældningsreaktioner, såfremt der er tale om veldefinerede og isolerede reaktioner baseret på enkelte stoffer (Veith & Sposito, 1977). Når der er tale om komplekse udfældningsreaktioner med medvirken fra forskellige kemiske forbindelser er Langmuir ligningen imidlertid ikke gyldig (Barrow, 1978).

### 5.3.4 Estimeret levetid af det undersøgte sand

Sands evne til at binde fosfor aftager efterhånden som sandet bliver mættet med fosfor og de forbindelser der er ansvarlige for udfældningsprocesserne bliver opbrugt. Et vigtigt spørgsmål er hvor længe en given sand vil kunne fjerne fosfor effektivt fra det tilledte spildevand i et beplantet filteranlæg. Desværre var det ikke muligt inden for nærværende undersøgelses tidshorizont at opnå mætning i kolonneforsøgene, men undersøgelserne giver alligevel et fingerpeg om det undersøgte sands fosforbindingskapacitet. Mængden af fosfor der blev tilført kolonnerne i denne undersøgelse gennem en 12 ugers periode svarer ca. til et års belastning med husspildevand på et beplantet filteranlæg ved anvendelse af normale dimensioneringsprincipper



for rodzoneanlæg (5 m<sup>2</sup> per person og en dybde af mediet på 60 cm). Det betyder at fosforbindingskapaciteten i et anlæg opbygget med Kwartssand eller Vestergård sand ville være brugt op allerede efter nogle få måneder. Hvis derimod mediet i anlægget var Darup sand, ville fosfor fjernes effektivt i hvert fald det første år, og sandsynligvis i flere år derefter. Resultaterne af isoterm eksperimenterne kan give et fingerpeg om hvor længe, al den stund at der var en klar sammenhæng mellem fosfor fjernelsen i kolonnerne og mængden af fosfor fjernet i isoterm eksperimenterne. Mængden af fosfor fjernet af Darup sand ved 320 mg/l i isoterm eksperimenterne var 6-14 gange større end mængden fjernet af Kwartssand og Vestergård sand, og 1.5-5 gange større end mængden fjernet af de andre sandtyper. Det kan derfor antages, at levetiden for Darup sand i beplantede filteranlæg vil være tilsvarende længere. Det er dog stadig uklart hvornår – og på hvilken måde – rensegraden vil aftage. Som det ses for f.eks. Farum sand, kan renseseffekten aftage pludseligt over en kort tidsperiode, eller den kan aftage mere gradvist over en længere periode, som det ses for de fleste andre sandtyper. I fuldskala anlæg vil der dog stadig ske nogen rensning for fosfor selv om sandets fosforbindingskapacitet er brugt op, idet der stadig vil fjernes fosfor som følge af inkorporering i planter og biofilm og efterfølgende akkumulering af organisk stof i anlægget.

### 5.3.5 Valg af sand til anvendelse i beplantede filteranlæg

Når der skal vælges sand til anvendelse i et beplantet filteranlæg skal først og fremmest sandets tekstur være rigtig for blandt andet at sikre en god vandledningsevne og mindske risikoen for tilklogning. I henhold til Miljøstyrelsen vejledning for etablering af rodzoneanlæg (Miljøstyrelsen, 1999) skal  $d_{10}$  være mellem 0.3 og 2.0 mm,  $d_{60}$  skal være mellem 0.5 og 8 mm, og uensformighedstallet  $d_{60}/d_{10}$  skal være mindre en 4. Endvidere må der ikke findes ler og silt i sandet.

Såfremt der ønskes et medium der giver en effektiv rensning for fosfor i det beplantede filteranlæg, skal filtersandet være så finkornet som muligt indenfor ovenstående grænser. Endvidere bør sandets indhold af især kalcium være højt. Et højt indhold af kalcium vil befordre udfældning af fosfor i mediet som tungtopløselige kalciumfosfater, især ved husspildevands relativt høje pH. Såfremt det spildevand, der skal renses, har et lavere pH end normalt husspildevand er indholdet af jern og aluminium i mediet af større betydning, da fosfors udfældning med jern og aluminium fremmes ved lavt pH.

Forskellige potentielle sandmaterialers fosforbindingsevne kan undersøges ved simple sorptions eksperimenter (isoterm eksperimenter). Der bør anvendes spildevand eller vand med kemisk sammensætning (og pH) som det spildevand der skal renses. Metodikken vil ikke give et direkte mål for hvor godt, og i hvor lang tid, de enkelte materialer vil fjerne fosfor i et fuldskala anlæg, men metoden vil kunne bruges til at sammenligne forskellige mediers relative fosforbindingskapacitet indbyrdes.

# 6 Undersøgelse af forskellige typer af 'kunstige' mediers fosforbindingskapacitet

Fosforbindingsevnen i sand eller grusmediet i beplantede filteranlæg er altafgørende for anlæggenes evne til at fjerne fosfor. Fosforbindingskapaciteten af naturligt forekommende sand og grus varierer, som beskrevet i forrige afsnit, men selv for sand med en høj fosforbindingsevne vil kapaciteten efterhånden blive brugt op. Det ville derfor være en stor fordel, såfremt der kunne findes et 'kunstigt' medium med en høj fosforbindingskapacitet, som potentielt kan tilsættes filtermediet for at øge fosforreduktionen i beplantede filteranlæg.

I udlandet er der udført undersøgelser af forskellige produkter, der potentielt kan anvendes til binding af fosfor, herunder LECA (Zhu et al., 1997), granuleret laterite (Wood & McAtamney, 1996), lerskifer (Drizo et al., 1997) og knust marmor (Gervin & Brix, 2000). Resultaterne af undersøgelserne varierer, men ofte findes, at disse materialer kan øge fosforbindingsevnen i beplantede filteranlæg betydeligt.

De her beskrevne undersøgelser er udført i samarbejde med Afdeling for Botanisk Økologi, Aarhus Universitet. Resultaterne er publiceret i følgende videnskabelige afhandling: Brix, H., Arias, C.A. & Del Bubba, M. (2001): Media selection for sustainable phosphorus removal in subsurface flow constructed wetlands. – Water, Science and Technology (in press).

## 6.1 Materialer og metoder

### 6.1.1 Undersøgte materialer

Følgende materialer blev undersøgt:

- (i) et granuleret calcit produkt der markedsføres som hvidt kattegrus;
- (ii) knust norsk marmor som også er anvendt i det grønne renseanlæg i Utterselv Mose (Gervin & Brix, 2000);
- (iii) et granuleret og brændt moler produkt der bl.a. sælges som rødt kattegrus;
- (iv) LECA
- (v) granuleret vermikulit der bl.a. anvendes som vækstmedium i gartnerier.

En række andre materialer blev også undersøgt initielt, men blev udeladt af de videre undersøgelser hovedsageligt pga. deres fysiske egenskaber (herunder hydraulisk ledningsevne og fysisk stabilitet af granulater), som gjorde dem ubrugelige som medium i beplantede filteranlæg.

## 6.1.2 Karakterisering af materialer

### 6.1.2.1 *Tekstur*

Materialernes kornstørrelsesfordeling blev undersøgt efter samme procedure som beskrevet for sand (se afsnit 5.1.2.1).

### 6.1.2.2 *Porøsitet og volumenvægt*

Materialernes porøsitet blev bestemt efter samme procedure som beskrevet for sand (se afsnit 5.1.2.2).

### 6.1.2.3 *Vandleddningsevne*

Materialernes vandmættede hydrauliske ledningsevne blev bestemt efter samme procedure som beskrevet for sand (se afsnit 5.1.2.3).

### 6.1.2.4 *Mineralindhold*

Koncentrationen af fosfor (P), jern (Fe), calcium (Ca), aluminium (Al) og magnesium (Mg) blev bestemt i kornstørrelsesfraktionen <2 mm efter samme procedure som beskrevet for sand (se afsnit 5.1.2.4).

## 6.1.3 Fosforbindingskapacitet

### 6.1.3.1 *Fosfor isoterm eksperimenter*

Cirka 5 g materiale (kun 1 g for kalcit) blev indvejet i 200-ml polyethylenflasker og inkuberet efter samme procedure som beskrevet for sand (se afsnit 5.1.3.1).

### 6.1.3.2 *Kolonne eksperimenter*

Kolonner fremstillet fra 1-liter polyethylen flasker (diameter 95 mm) blev pakket med ca. 700 cm<sup>3</sup> materiale (n=2) og belastet efter samme procedure som beskrevet for sand (se afsnit 5.1.3.2). Kolonner indeholdende kvartssand iblandet 5 og 10% kalcit og norsk marmor blev også undersøgt.



Figur 6-1 Forsøgsopstilling til kolonne eksperimenter (Foto: C. Arias)

## 6.2 Resultater

### 6.2.1 Karakterisering af materialer

#### 6.2.1.1 Fysiske karakteristika

De undersøgte materialer havde alle en tekstur og vandledningsevne der gør dem potentielt anvendelige som medier i beplantede filteranlæg (Tabel 6-1).

Tabel 6-1 Fysisk karakteristika af de undersøgte sandmaterialer. Værdier for porøsitet,  $d_{10}$ ,  $d_{60}$  og uensformighedstal ( $d_{60}/d_{10}$ ) er middel værdier for tre analyser. Værdier for vandmættet vandledningsevne ( $K_s$ ) er middel værdier  $\pm 1$  standardafvigelse (n=5)

Sand	Porøsitet (%)	Volumen-vægt ( $\text{g cm}^{-3}$ )	$d_{10}$ (mm)	$d_{60}$ (mm)	Uensformighedstal $d_{60}/d_{10}$	Vandledningsevne ( $K_s$ ) ( $\text{m dagn}^{-1}$ )
Kalcit	42	0.83	0.80	3.3	4.1	349 $\pm$ 29
Marmor	39	1.53	0.70	1.7	2.4	1760 $\pm$ 210
Brændt moler	32	0.54	0.74	2.4	2.4	1460 $\pm$ 280
LECA	56	0.47	0.66	2.6	3.9	1310 $\pm$ 60
Vermikulit	42	0.14	0.88	3.3	4.1	1540 $\pm$ 40

#### 6.2.1.2 Mineralindhold

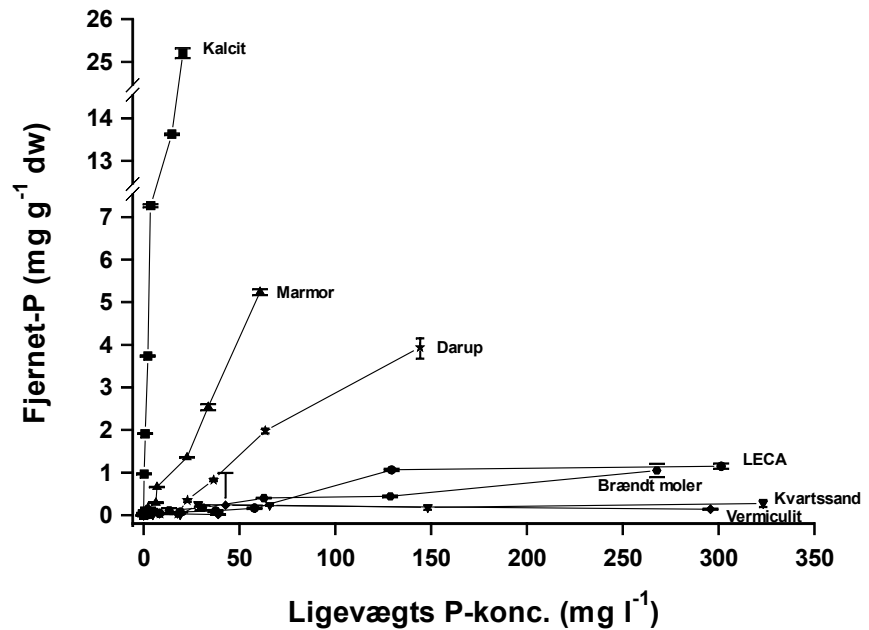
Indholdet af fosfor (P), jern (Fe), calcium (Ca), aluminium (Al) og magnesium (Mg) i de undersøgte er vist Tabel 6-2. Ligevægts-pH og ledningsevne for kalcit er højt formodentligt fordi der sker nogen opløsning af stoffet i væsken. Kalcit og marmor indeholder henholdsvis 24 og 38.9% calcium. LECA og vermikulit har et forholdsvist højt indhold af jern (henholdsvis 1.4 og 4.4%). Vermikulit har endvidere et højt indhold af magnesium (12.5%) og aluminium (4.3%).

Tabel 6-2 Ligevægts pH og ledningsevne i hanevand samt indhold (mg/g tørvægt) af fosfor (P), jern (Fe), calcium (Ca), aluminium (Al) og magnesium (Mg) i de undersøgte materialer. Alle værdier er gennemsnit af dobbeltanalyser.

Sand	pH	Ledningsevne ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ )	P ( $\text{mg g}^{-1}$ )	Fe ( $\text{mg g}^{-1}$ )	Ca ( $\text{mg g}^{-1}$ )	Al ( $\text{mg g}^{-1}$ )	Mg ( $\text{mg g}^{-1}$ )
Kalcit	11.43	2350	0.21	1.25	240	3.49	3.59
Marmor	8.13	514	0.11	0.39	389	0.94	2.57
Brændt moler	8.06	612	0.77	2.89	2.3	13.5	3.15
LECA	7.69	602	0.36	14.1	8.6	10.2	1.74
Vermikulit	8.44	540	0.49	43.6	2.2	43.1	125

### 6.2.2 Fosfor-isoterm eksperimenter

De undersøgte materialers evne til at fjerne fosfor fra de P-holdige opløsninger varierede betydeligt (Figur 6-2). Materialer med et højt indhold af calcium (Kalcit og Marmor) fjernede væsentlige mere fosfor fra opløsningerne sammenlignet med de andre undersøgte materialer, og også væsentlig mere end den mest effektive af de naturligt forekommende sande (Darup). Vermikulit, brændt moler og LECA var dårlige til at binde fosfor.



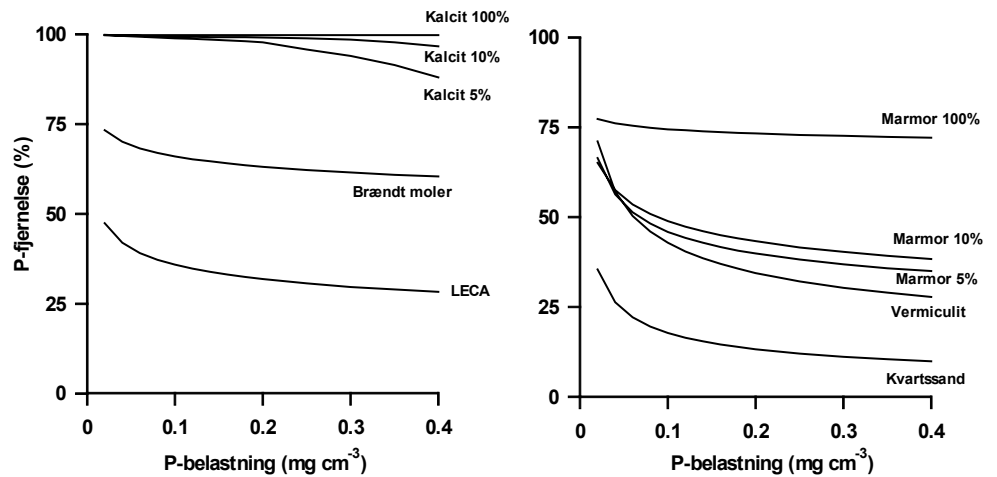
Figur 6-2 Mængden af fosfor (P) fjernet fra inkuberingsvæsken (adsorberet til materialerne) plottet mod Ligevægtskoncentration i væsken efter 20 timers ekvilibrering. Lodrette linier angiver minimum og maksimumværdier (n=2 eller 3).

### 6.2.3 Kolonne eksperimenter

Kolonnernes evne til at tilbageholde fosfor aftog med tiden og mest for kolonnerne med lavest bindingsevne (kvartssand, vermikulit, LECA og 5 og 10% marmor). Kolonner der indeholdt kalcit var mest effektive til at tilbageholde fosfor (Figur 6-3). Effektiviteten aftog dog svagt efter nogen tid og mest ved kolonnen med kun 5% kalcit. Renseeffekten for brændt moler og 100% marmor aftog gradvist gennem forsøget, men fjernelsesraten var dog stadig 60-70% ved forsøgets afslutning. Desværre blev forsøget afsluttet inden kolonnens fosfor bindingskapacitet var fuldstændig brugt op, og derfor kan materialernes kapacitet ikke endeligt fastsættes.

### 6.3 Diskussion

Blandt de undersøgte kunstige medier var de calcium-holdige materialer (kalcit og marmor) mest effektive til at binde fosfor. Brændt moler kunne også binde fosfor effektivt, men en opholdstid på 12 timer i kolonnerne er formodentlig for kort reaktionstid. LECA og vermikulit var ikke effektive til at binde fosfor.



Figur 6-3 Sammenhæng mellem mængden af fosfor fjernet (% af indløbskoncentration) og akkumuleret fosforbelastning i kolonneforsøgene. Kolonnerne blev belastet kontinuert i 12 uger med en 10 mg/l P opløsning. Vandets opholdstid i kolonnerne var 12-14 timer. Kurverne er gennemsnit for to kolonner af hver substrattype.

I Norge markedsføres et LECA produkt under navnet FILTRALITE™ til binding af fosfor. Jenssen et al. (1991) har i laboratorieundersøgelser fundet at 0-4 mm FILTRALITE har en P-bindingskapacitet på op til 4,5 kg P/m<sup>3</sup>. Zhu et al. (1996) undersøgte ti forskellige fabrikater af LECA, og fandt at fosforbindingen varierede to størrelsesordener, bl.a. afhængigt af den kemiske sammensætning af det lermineral, som LECA produceres ud fra de forskellige steder, samt hvilke tilsætningsstoffer, der anvendes under fabrikationsprocessen. Især produkter med et højt metalindhold (højt indhold af især kalcium) og derfor et højt pH, havde størst bindingskapacitet. Fosforbindingen ved inkubering ved 320 mg P/l var dog af samme størrelsesorden som for de undersøgte naturlige sande i denne undersøgelse. Der er således stor forskel på forskellige LECA produkters fosforbindingsevne afhængigt af produktionssted og produktionsmåde. Sammenholdes vore undersøgelser med data fra litteraturen (Zhu et al., 1996), kan det imidlertid konkluderes, at alle undersøgte LECA produkter øjensynlig er dårligere til at binde fosfor end f.eks. kalcit og norsk marmor. Fosforbindingsevnen for det norske FILTRALITE svarer nogenlunde til fosforbindingsevnen af den bedste halvdel af naturlige sande undersøgt i dette projekt.

Undersøgelserne viser, at især kalcit synes at være velegnet til at øge fosforbindingskapaciteten i substratet af beplantede filteranlæg. Kalcit kan enten blandes i filtermediet ved konstruktionen af anlægget, eller alternativt kan der etableres en separat filterenhed baseret på kalcit til binding af fosfor. I så fald ville filterenheden kunne udskiftes med mellemrum når fosforbindingskapaciteten er brugt op.

Vore mere vidtgående undersøgelser af kalcit tyder på at fosforbindingskapaciteten er af størrelsesordenen 25 kg P m<sup>-3</sup>. Det betyder, at der skal anvendes ca. 30 kg kalcit pr PE pr år for at overholde udlederkrav.

Afløbet fra kolonnerne med kalcit havde initialt forhøjet pH, men efter kort tid faldt pH til normalt niveau. Dette var især udtalt for kolonnerne der indeholdt rent kalcit. Derfor er det formodentlig ikke hensigtsmæssigt at etablere et

kalcitfilter som sidste led i renseprocessen. Der bør etableres et filter efter kalcitfilteret til at neutralisere pH og til at fjerne kalcium-fosfat udfældninger, der måtte dannes som følge af opløsning af kalcit. Disse forhold bør undersøges nærmere.

# 7 anbefalinger

Projektet har opsummeret den tilgængelig viden om beplantede filteranlæg med henblik på at udarbejde en vejledning for etablering og drift af disse for udledere op til 30 PE. Dette er gjort ved litteraturstudier, personlige kontakter til institutioner i ind- og udland, samt ved felt- og laboratorieundersøgelser. Det må imidlertid konkluderes, at datagrundlaget endnu er utilstrækkeligt som baggrund for udarbejdelse af en decideret vejledning. Projektet har dog vist, at især én anlægstype - beplantede filteranlæg med vertikalt flow - vil kunne opfylde alle rensklasser, dvs. 95% reduktion af  $BI_5$ , 90% reduktion af total-P, og 90% nitrifikation. Der er endnu ikke tilstrækkelig viden om den nødvendige anlægsstørrelse, ligesom der resterer et udviklingsarbejde med at forbedre rensningen for fosfor i anlægget.

På baggrund af denne undersøgelse kan der dog opstilles nogle foreløbige retningslinier og anbefalinger:

- Beplantede filteranlæg, der skal kunne opfylde rensklasse SOP, skal anlægges med vertikalt flow.
- Filteret skal opbygges i filtergrus med en stor hydraulisk vandledningsevne. Filtertykkelsen skal være minimum 1 meter. Evt. kan der anvendes en graduering i filtermaterialets kornstørrelser, med de største kornstørrelser i de nederste lag, og finere kornstørrelser for oven.
- Arealdimensioneringen skal være ca.  $5 \text{ m}^2/\text{PE}$ . Meget tyder dog på, at arealkravet kan nedsættes til det halve, men der kræves yderligere dokumentation herfor, specielt i vinterperioder.
- Under filteret skal der etableres et drænlag til opsamling af vand. Drænlaget skal være udluftet, således at der tilføres ilt til filteret fra drænlaget.
- Der skal sikres en god fordeling af spildevandet over hele filterets overflade. Dette gøres bedst ved etablering af et tryksat fordelersystem og pulsbelastning (vandet pumpes til anlægget).
- Der skal træffes foranstaltninger for at modvirke tilfrysningsproblemer om vinteren. Fordelersystemet skal være selvtømmende, og skal evt. indlejres i et isolerende lag af grus eller andet porøst materiale.
- Filteret tilplantes med Tagrør. Det er muligt at andre arter af sumpplanter kan anvendes, men der er endnu ingen dokumentation herfor.
- Spildevandet skal forrenses i en velfungerende bundfældningstank.
- Filtersandet bør have et højt indhold af kalcium for at øge bindingskapaciteten for fosfor.
- Der kan evt. tilsættes et medium med stor fosfor-bindingskapacitet til filtermediet for at øge fosforbindingen (f.eks. granuleret kalcit eller knust marmor). Andre materialer med stor fosforbindingskapacitet kan også være egnede.
- Der skal etableres en selvstændig filterenhed til binding af fosfor. Filtermaterialet i filterenheden skal kunne udskiftes når fosforbindingskapaciteten er brugt op. Såfremt filteret baseres på kalcit af en kvalitet som undersøgt i dette projekt, tyder foreløbige



undersøgelser på at filteret skal indeholde minimum 30 kg kalcit per PE per år. Der kræves dog flere fuldskala forsøg for at dokumentere dette.

- Rensegraden for total-N kan forbedres ved at recirkulere en del af det nitrificerede afløbsvand til bundfældningstanken. Det skal dog sikres at bundfældningstankens funktion mht. fjernelse af bundfældelige stoffer og flydestoffer ikke forringes. Der skal også drages omsorg for at det vertikale filters nitrificerende evne ikke reduceres. Der kræves flere undersøgelser for at afklare denne problemstilling.
- Der skal træffes foranstaltninger for at hindre indsivning af overflade og grundvand.
- Af hensyn til mulige lugtgener skal der være rimelig afstand til beboelse/naboer.
- Anlægget bør indhegnes således at mennesker og dyr ikke har umiddelbar adgang til anlægget (af hensyn til risiko for eksponering til smitstoffer).

Det er ønskeligt at der etableres et decideret forsøgsanlæg med henblik på at undersøge de uafklarede forhold specielt omkring arealdimensionering og etablering af fosforfilter. Det vil også være ønskeligt, at der etableres og monitoreres et mindre antal husstands anlæg på basis af ovenstående anbefalinger. Disse vil skulle godkendes individuelt af de godkendende myndigheder.

## 8 Referencer

- Arbeitsblatt ATV-A 262 (1997). Grundsätze für Bemessung, Bau und Betrieb von Pflanzenbeeten für kommunales Abwasser bei Ausbaugrößen bis 1000 Einwohnerwerte.
- Arias, C.A., Del Bubba, M. & Brix, H. (200): Phosphorus removal by sands for use as media in subsurface flow constructed reed beds. – *Water Research* 35, 1159-1168
- Barrow, N.J. (1978). The description of phosphate adsorption curves. - *J. Soil Sci.* 29, 447-462.
- Brix, H. (1994). Functions of macrophytes in constructed wetlands. - *Wat. Sci. Tech.* 29, 71-78.
- Brix, H. (1997). Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? - *Wat. Sci. Tech.* 35, 11-17.
- Brix, H. (1998). Denmark. - In: Vymazal J., Brix H., Cooper P.F., Green M.B. and Haberl R. (Eds.), *Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe*. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, page 123-152.
- Brix, H. (1999). How 'green' are aquaculture, constructed wetlands and conventional wastewater treatment systems. - *Water Science and Technology* 40(3), 45-50
- Brix, H. & Johansen, N.H. (1999). Treatment of domestic sewage in a two-stage constructed wetland - design principles. - In: Vymazal J. (Ed.), *Nutrient cycling and retention in natural and constructed wetlands*. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, page 155-163.
- Brix, H. & Schierup, H.-H. (1989). The use of macrophytes in water pollution control.. – *Ambio* 18, 100-107
- Brix, H., Arias, C.A. & Del Bubba, M. (2001): Media selection for sustainable phosphorus removal in subsurface flow constructed wetlands. – *Water, Science and Technology* (in press).
- Brix, H., Lyngby, J.E., Schierup, H.-H. (1983). Eelgrass (*Zostera marina* L.) as an indicator organism of trace metals in the Limfjord, Denmark. - *Mar. Environ. Res.* 8, 165-181.
- Ciupa, R. (1996). The experience in the operation of constructed wetlands in North-Eastern Poland. *Proc. 5th Int. Conf. on Wetland Systems for Water Pollution Control*, Vienna, Austria, vol 2, IX6.1-IX6.8.
- Dansk Akvakultur Institut (1989a). *Grøn spildevandsrensning*, - 1. Årsrapport. Dansk Akvakultur Institut, ATV
- Dansk Akvakultur Institut (1989b). *Forsøg med kommunalt spildevand som nærings saltkilde til plantedyrkning*. - Delrapport fra projektet Grøn Spildevandsrensning, Dansk Akvakultur Institut, ATV, 20 sider
- Dansk Akvakultur Institut (1989c). *Grøn renseteknologi til husspildevand*. - Notat, Dansk Akvakultur Institut, ATV, 29 sider

- Dansk Akvakultur Institut (1990a). Pilotprojekt Grøn Spildevandsrensning. – 2. Årsrapport. Dansk Akvakultur Institut, ATV
- Dansk Akvakultur Institut (1990b): Hygiejneproblemer ved udnyttelse af husspildevand til plantedyrkning. - Notat, Dansk Akvakultur Institut, ATV, 38 sider
- Dansk Standard (1997). Water Quality - Determination of phosphorus - Ammonium molybdate spectrometric method. - DS/EN 1189, Danish Standards Association.
- Day, P.R. (1965). Particle fractionation and particle-size analysis. - In: Black C.A., Evans D.D., Ensminger L.E., White J.L. and Clark F.E. (Eds.), Methods of soil analysis. American Society of Agronomy. Inc., Publishers, Madison, Wisconsin, USA, page 545-567.
- Department of Environment Transport and the Regions (2000). The Building Act 1984, Review of Part H (Drainage and Solid Waste) of the Building Regulations 1991 and Associated Legislation, side 75-76.
- DIFTA/DAI (1990): Næringsstoffjernelse hos tomatplanter ved varierende vandflow - Dansk Institut for Fiskeri Teknologi og Akvakultur, Akvakultur afd., ATV
- Drizo, A., Frost, C.A., Smith, K.A. & Grace, J. (1997). Phosphate and ammonium removal by constructed wetlands with horizontal subsurface flow, using shale as a substrate. - *Wat. Sci. Tech.* 35, 95-102.
- Gerritse R.G. (1993). Prediction of travel times of phosphate in soils at a disposal site for wastewater. - *Wat. Res.* 27, 263-267.
- Gervin, L. & Brix, H. (2001). Removal of nutrients from combined sewer overflows and lake water in a vertical-flow constructed wetland system. - *Wat. Sci. Tech* (in press).
- Harremoes, P. (1998). The challenge of managing water and material balances in relation to eutrophication. - *Wat. Sci. Tech.* 37, 9-17.
- Henze, M. (1986) Grøn Spildevandsteknologi. - *Vækst* 2, 6-7.
- Hieltjes, A.H.M. & Lijklema, L. (1980). Fractionation of inorganic phosphates in calcareous sediments. - *J. Environ. Qual.* 9, 405-407.
- Hinge, J. & H. Stewart (1997). Solar wastewater treatment in Denmark: Demonstration project at the Danish Folkecenter for Renewable Energy. Side 123-126 i C. Etnier & B. Guterstam, (eds.) *Ecological Engineering for Wastewater Treatment*. 2nd edition, CRC Press, Boca Raton, Florida.
- Jensen, E., Pedersen, J.S. & Hallig, V.Aa. (1984). *Grønsager i væksthuse*. 2. Udg., Gartner INFO, København
- Jenssen, P.D. & Siegrist, R.L. (1990). Technology assessment of wastewater treatment by soil infiltration systems. *Wat. Sci. Tech.* 22, 83-92.
- Jenssen, P.D., Krogstad, T., Briseid, T., Norgaard, E. (1991). Testing of reactive filter media (LECA) for use in agricultural drainage systems. – Proc. Int. seminar of the Technical section of C.I.G.R. on Environment Challenges and Solutions in Agricultural Engineering, Agricultural Univ. of Norway, Ås, Norway, July 1-4, pp. 160-166.
- Jungersen, G. (1997) Resource-saving and ecological aspects of using wastewater from eel breeding as a source of nutrients, water, and carbon dioxide for plant production. Side 127-134 i C. Etnier & B. Guterstam,

- (eds.) *Ecological Engineering for Wastewater Treatment*, 2nd edition, CRC Press, Boca Raton, Florida.
- Kadlec, R.H. & Knight, R.L. (1996). *Treatment Wetlands*. – Lewis Publishers. Boca Raton, New York, London, Tokyo.
- Klute, A. (1965). Laboratory measurement of hydraulic conductivity of saturated soil. In: Black C.A., Evans D.D., Ensminger L.E., White J.L. and Clark F.E. (Eds.), *Methods of soil analysis*. American Society of Agronomy. Inc., Publishers, Madison, Wisconsin, USA, page 210-221.
- Lantzke, I.R., Heritage, A.D., Pistillo, G. & Mitchell, D.S. (1998). Phosphorus removal rates in bucket size planted wetlands with a vertical hydraulic flow. - *Wat. Res.* 32, 1280-1286.
- Maurer M., Abramomovich D., Siegrist H. and Gujer W. (1999). Kinetics of biologically induced phosphorus precipitation in waste-water treatment. *Wat. Res.* 33, 484-493.
- Miljøstyrelsen (1999a). Rodzoneanlæg op til 30 PE. – Vejledning fra Miljøstyrelsen Nr. 1, Miljø- og Energiministeriet, 46 sider.
- Miljøstyrelsen (1999b). Nedsivningsanlæg op til 30 PE. – Vejledning fra Miljøstyrelsen Nr. 2, Miljø- og Energiministeriet, 44 sider.
- Netter R. (1992). The Purification Efficiency of Planted Soil Filters for Wastewater Treatment. *Wat. Sci. Tech.* 26, 2317-2320.
- Olsen S.R. and Watanabe, F.S. (1957). A method to determine a phosphorus adsorption maximum of soils as measured by the Langmuir isotherm. *Soil Sci. Soc.Proc.* 1957, 144-149.
- Reed, S. C., Salisbury, J., Fillmore, L., and Bastian, R. K. (1996) An evaluation of the "Living Machine" wastewater treatment concept. In Preprint Vol1, 5th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. Vienna, Austria, Sept. 1996, VI/5, 8 sider.
- Sandbæk, J. (1990). *Plantebaseret Spildevandsrensning*. - Specialrapport.. Botanisk Institut, Århus Universitet. 101 sider.
- Saxgren, J. (1995). *Aquadomen*, Kolding Højskole. *NetNyt* 1995 (1):4-5.
- Saxgren, J. (1997). Living with your wastewater. Side 135-138 i C. Etnier & B. Guterstam, (eds.) *Ecological Engineering for Wastewater Treatment*, 2nd edition, CRC Press, Boca Raton, Florida.
- Stumm W. and Morgan J.J., (1981). *Aquatic chemistry. An introduction emphasizing chemical equilibria in natural waters*. 2nd edition, John Wiley & Sons, Inc.,
- Todd, J. (1997). *Ecological Engineering, Living Machines, and the Visionary Landscape*. Side 107-112 i C. Etnier & B. Guterstam, (eds.) *Ecological Engineering for Wastewater Treatment*. 2nd edition, CRC Press, Boca Raton, Florida.
- Todd, J. & Josephson, B. (1996) *The design of living technologies for waste treatment*. - *Ecological Engineering* 6: 109-136.
- Veith J.A. and Sposito G. (1977). On the use of the Langmuir equation in the interpretation of "adsorption" phenomena. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 41, 697-702.
- Vymazal J., Brix H., Cooper P.F., Haberl R., Perfler R. and Laber J. (1998a). Removal mechanisms and types of constructed wetlands. In: Vymazal J.,

- Brix H., Cooper P., Green M.B. and Haberl R. (Eds.), *Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe*. Backhuys Publisher, Leiden, The Netherlands, page 17-66.
- Vymazal J., Brix H., Cooper P.F., Green M.B. and Haberl R., eds. (1998b). *Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe*. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands.
- Warne, B (1997) *Stensund wastewater aquaculture: The building*.- Side 107-112 i C. Etnier & B. Guterstam, (eds.) *Ecological Engineering for Wastewater Treatment*. 2nd edition, CRC Press, Boca Raton, Florida.
- Wood, R.B. & McAtamney, C.F. (1996). *Constructed wetlands for waste water treatment: the use of laterite in the bed medium in phosphorus and heavy metal removal*. - *Hydrobiol.* 340, 323-331.
- Zhu, T., Jenssen, P.D., Mæhlum, T. & Krogstad, T. (1997). *Phosphorus sorption and chemical characteristics of lightweight aggregates (LWA) - potential filter media in treatment wetlands*. - *Wat. Sci. Tech.* 35, 103-108.
- Österreichisches Normeringsinstitut (1997). *Bepflanzte Bodenfilter (Pflanzenkläranlagen) Anwendung, Bemessung, Bau und Betrieb*. ÖNORM B 2505