

Rensekilden

Et grønt renselanlæg til spildevand i Økosamfundet Dyssekilde

Rensekilden

Et grønt renselanlæg til spildevand i Økosamfundet Dyssekilde

Rikke M. D. Bjerg

Indhold

	Forord	5
	Sammenfatning	7
	English summary	9
1	Indledning	11
2	Rensekilden	13
2.1	Økosamfundet Dyssekilde	13
2.2	Valg af alternativ rensning og beslutningsgrundlaget	13
2.3	Brugerens forventninger og holdninger til anlægget	16
2.4	Spildevandets vej gennem Rensekilden	16
2.5	Rensekildens opbygning og materialebrug	18
2.6	Anlæggets dimensionering	20
2.7	Byggeriet af anlægget	20
2.8	Anlægsdrift	21
2.9	Ansøgningsprocessen - sagsbehandling hos amt og kommune	22
3	Kontrol og målemetoder	25
3.1	Myndighedernes kontrol af renseanlæggets renseseffekt	25
3.2	Målemetoder	25
4	Resultater	27
4.1	Resultater fra første driftsperiode 1991-1993	27
4.2	Resultater fra Steins Laboratorium 1994-1998	27
4.3	Resultater fra 1999	28
4.4	Resultater og beskrivelse af resultater 1991-1999	28
4.5	Yderligere resultater	32
5	Diskussion	35
5.1	Vurdering og diskussion af målemetoder, resultater og af anlæggets effekt	35
5.2	Vurdering af elforbrug sammenlignet med andre lav- og højteknologiske anlæg	44
6	Afslutning	47
6.1	Forslag til forbedringer	47
6.2	Opfyldelse af forventninger	48
6.3	Vurdering af anlæggets værdi som model for andre større og mindre bosætninger	50
6.4	Konklusion	51
7	Litteraturhenvisning	53

Bilagsfortegnelse:

Bilag 1 Kort 57

Bilag 2 Tilstandskontrol 61

Bilag 3 Resultater 1991-1999 65

Bilag 4 Fosforfældningsforsøg 79

Bilag 5 Nedsivningsanlæg 81

Bilag 6 Om benyttelse af Rensekilden 83

Forord

Rapporten er et resultat af et projekt under Aktionsplanen, Økologisk håndtering af spildevand i det åbne land. Formålet med denne rapport er at få overblik over, hvordan et grønt renseanlæg etableret i 1991 har vist sig at fungere. Der blev i 1999 lavet en måleserie, der afklarer, hvordan de enkelte dele i anlægget fungerer i henseende til de enkelte renseprocesser. Sideløbende forsøgtes anlægget driftsoptimeret, så dets fulde kapacitet udnyttes.

Projektet er gennemført af en projektgruppe fra Økosamfundet Dyssekilde i samarbejde med Rikke Bjerg, Bakkelandets Energi- og Miljøkontor. Projektgruppens medlemmer er Lisbeth Berg, Niels Gammelby, Klavs Krause og Christian Liisberg.

Rapporten er finansielt støttet af Miljøstyrelsen via Aktionsplanen. Der gøres opmærksom på, at det ikke er Miljøstyrelsens holdninger, der kommer til udtryk i rapporten. Følgende styregruppe har ledsaget og givet værdifulde bidrag til udarbejdelsen af rapporten: Lisbeth Berg, Nordsjællands Miljø- og Energikontor; Hans Brix, WEMS; Niels Gammelby, Økosamfundet Dyssekilde; Mogens Henze, DTU; Jørgen Løgstrup, Transform (Landsforeningen Økologisk Byggeri) og Anne Smith, Miljøstyrelsen.

Sammenfatning

Økosamfundet Dyssekildes alternative renseanlæg

Ved Torup nær Hundested ligger Økosamfundet Dyssekilde, der sigter efter at være et bæredygtigt samfund, med en udnyttelse af lokalsamfundets værdier og en handle måde, der er så miljørigtig som muligt. Økosamfundet Dyssekilde etablerede i 1991 et grønt renseanlæg, Rensekilden til rensning af samfundets spildevand. Anlægget skulle være lavteknologisk, udnytte de naturlige renseprocesser, have en demonstrationsværdi for at øge bevidstheden om spildevand og spildevandsbehandling, være billig i anlægsudgifter og drift, samt kræve en minimal arbejdsindsats. Det rensede spildevands indhold af næringsstoffer ønskedes udnyttet til planteproduktion for at minimere udledningen til vandmiljøet.

Krav til udledningen fra Rensekilden

Mange års planlægning var gået forud for realiseringen af det alternative renseanlæg, og selv da anlægget var etableret, var der forhandlinger med myndighederne om, hvorvidt det rensede spildevand måtte udledes til recipient. Først i 1993 forelå udledningstilladelsen. Rensekilden skulle rense spildevandet i samme grad som renseanlæg >5000PE. Dog var der et lempet krav til udledningen af total-kvælstof. Kravet var ligesom kravet til fosfor vejledende. Hundested Kommune har som tilsynsmyndighed engageret Steins Laboratorium til at foretage analyser af det rensede spildevand for at kontrollere, at udledningskravene overholdes.

Elektrisk hjælp

Anlægget er placeret niveaust ned ad et kunstigt bakkedrag. Spildevandet løber ved naturligt fald fra samfundets beboelser til bundfældningstanke, hvorfra det via en pumpebrønd pumpes til bakkens top. Herfra løber spildevandet ned gennem renseanlægget. Ved at udnytte tyngdekraften holdes elforbruget nede på et meget lavt niveau, da pumpen, der pumper vandet til bakketoppen, er eneste elforbrugende komponent. Rensekildens elforbrug pr. m³ rensat spildevand er på ca. 40% af konventionelle renseanlægs elforbrug pr. m³ rensat spildevand. Rensekildens spildevandsbehandling indeholder dog ikke slambehandling og kun en begrænset mængde af tøjvaskevand.

Ruten gennem Rensekilden

Spildevandet gennemløber i hovedtræk to vertikalt gennemstrømmede anlæg, hvori det organiske stof nedbrydes, og nitrifikation samt denitrifikation forløber. Dernæst gennemløber det en iltningstrappe eller ledes til et stort pileanlæg. Efter iltningstrappen ledes vandet til et overdækket, horisontalt gennemstrømmet anlæg og videre via en filterrende til et lille pileanlæg. Undervejs sker en yderligere kvælstoffjernelse samt en vis fosfortilbageholdelse. Fra pileanlæggene ledes vandet til recipient. Anlægsbassinerne er beplantet med enten tagrør *Phragmites* sp. eller pil *Salix* sp., derudover er der hovedsageligt i det overdækkede bassin og i filterrenden anden flora.

Renseevne

Anlægget har en effektiv fjernelse af organisk stof. Kvælstoffjernelsen er bedst i sommerperioden. Det vejledende udlederkrav for total-kvælstof overholdes i perioder. Udledningskravet for ammonium-kvælstof overholdes ikke. Fosforudledningen er høj i forhold til det vejledende udledningskrav på 1.5 mg/l, og er nogenlunde konstant gennem året. Iltindholdet i det udledte spildevand opfylder udlederkravet. Der sker en reduktion af patogenindikatorer svarende til andre anlæg med mindst mekanisk-biologisk rensning.

<i>Dimensionering af anlægget</i>	Anlægget var inden etableringen af det store pileanlæg dimensioneret til at modtage spildevand fra 60 personækvivalenter (PE), og belastningen er øget fra 26 personer i 1991 til 78 personer i 1997. Spildevandsmængden er i perioden steget fra ca. 2 til 6 m ³ pr døgn. Der ses i 1997-98 en tendens til øget udledning af organisk stof, så den maksimale belastning var ved den daværende driftsudnyttelse af Rensekilden nået. I 1999 indførtes en ny driftsform med vedvarende belastning af de vertikalt gennemstrømmede bassiner. Det har øget renskapaciteten i Rensekilden.
<i>Recipientpåvirkning</i>	Det rensede spildevand ledtes fra 1993 indtil midten af 1999 til kikhavnrenden, der udløber i Kattegat ca. 2 km nord for Økosamfundet Dyssekilde. Kikhavnrenden er en drænkanaal, som modtager drænvand fra oplandets arealer. Den begrænsede udledning fra Rensekilden kan i denne sammenhæng ikke få betydning for recipienten. I 1999 blev der lavet et nedsivningsanlæg, så det rensede spildevand nedsives til grundvand. Der er risiko for nedsivning af nitrat.
<i>Genanvendelse af næringsstoffer</i>	Udnyttelsen af næringsstofferne i spildevandet enten ved vanding med spildevand eller ved udspreddning af komposteret slam måtte opgives, da Økosamfundet Dyssekildes landbrugsarealer er udlagt til økologisk drift. Lovgivningen indenfor dette område tillader ikke denne form for gødningsmiddel. Derfor udnyttes spildevadets næringsstoffer kun i selve renselanlægget.
<i>Arbejdsbyrde</i>	Anlægget blev hovedsageligt bygget og drives ved hjælp af frivillig arbejdskraft. Men selv ved at prissætte denne arbejdskraft har anlægget vist sig at være forholdsvis billig i anlægsudgifter. Arbejdsindsatsen efter etableringen af anlægget har begrænset sig til et dagligt tilsyn for driftforstyrrelser og lejlig-hedsvis regulering af ruten gennem anlægget. Dertil kommer et par dage for- og efterår, hvor anlægget gennemgås for ukrudt.
<i>God demonstrationsværdi</i>	Anlæggets demonstrationsværdi er god. Højt placeret over omgivelserne tiltrækker de svajende tagrør opmærksomheden, og vandets rislen giver en oplevelse ud over det sædvanlige. Omtrent 10.000 gæster besøger økosamfundet på årsbasis, og størstedelen kommer for at se Rensekilden. Anlægget har aldrig oplevet driftforstyrrelser grundet tilledning af kemikalier via spildevandet, hvad der tyder på en god forståelse hos brugerne for Rensekildens udnyttelse af naturlige rensprocesser.

English summary

An alternative treatment plant in Økosamfundet Dyssekilde

Økosamfundet Dyssekilde is a village community aiming at sustainability, utilizing the values of local communities and acting environmentally correct. In 1991, Økosamfundet Dyssekilde established an alternative waste water treatment plant called Rensekilden. The plant is designed to use the principles of a constructed wetland. The purpose of Rensekilden was to treat the waste water produced in the settlement. The aim was to make a low technology plant based on natural treatment processes. It was to be an exemplary model in order to increase the awareness of waste water and waste water treatment. The costs were to be kept at a minimum both regarding the plant establishment and the working expenses. The work load should be kept at a minimum. It was a wish to utilize the nutrients in the treated waste water in the production of plants. In that way the effluent to the recipient could be minimized.

Effluent criteria

Before the alternative treatment plant could be established many years of planning had passed. And even then it took several years of negotiation with the authorities before the effluent was allowed to be released to recipient. The authorities set up criteria corresponding to a treatment plant >5000PE. Except for total-nitrogen, which had a modified criterion. This criterion was in accordance with the criterion for phosphorus recommended. The municipality of Hundested is the authority in charge and as such they have engaged Steins Laboratorium to control the effluent to ensure that the criteria are being observed.

Use of electricity

The plant is situated on an artificial hill to allow for gravity flow. The waste water runs from the residences to the precipitation tanks by gravity. An electrical pump lifts the water to the top of the hill from where the water flows downhill. The electrical pump is the only installation in the treatment plant that consumes electricity. The consumption of electricity of Rensekilden is 40 % of that of conventional treatment plants per cubicmetre treated water. However, the treatment processes in Rensekilden do not include sludge treatment and only a reduced amount of water from laundry.

The route of the waste water through Rensekilden

In outline the waste water passes two vertical flow beds followed by either a horizontal flow bed with willows *Salix* sp. or a step with five Virbela flow forms. From the water steps the waste water flows through a covered horizontal flow bed and via a filter bed to a smaller willow bed. From the willow beds the water is released into the recipient. Apart from willow the vegetation of the treatment plant is reeds *Phragmites* sp. and a few other unidentified herbs.

Ability of treating the waste water

The efficiency of the plant to remove organic matter is high. The removal of nitrogen is most effective during the summer period. In periods the criterion for total-nitrogen is fulfilled. The demands for ammonia-nitrogen are not fulfilled. The effluent of phosphorus is above the criterion and more or less constant during the year. The oxygen content of the treated water fulfills the demand. There is a reduction of pathogenic indicators comparable to other treatment plants with mechanical-biological treatment.

Dimension

Originally the dimensioning of the plant was for 60 person equivalents. The

amount of people has increased from 26 persons in 1991 to 78 persons in 1997. The amount of water has increased from 2 to 6 m³ per day. In 1997-98 the effluent of organic matter increased, indicating that the maximum load had been reached at that time. In 1999 a new manner of running the plant was introduced. At present the vertical flow beds are constantly loaded increasing the capacity of Rensekilden.

Impact on recipient

During 1993-1999 the impact of the recipient was negligible as the effluent from Rensekilden is minimal compared to the drainage water the recipient receives from the agricultural fields surrounding it. Since the middle of 1999 the treated waste water is drained to the groundwater. There is a risk of nitrate leaking to the groundwater.

Reuse of nutrients

The aim of utilizing the nutrients in the production of plants was never fulfilled. The agricultural department of Økosamfundet Dyssekilde is ecological. The legislation pertaining to ecological farming does not allow the use of waste water as a fertilizer. Only in the treatment plant the nutrients of the waste water is utilized.

Workload

Volunteers contributed to the construction and building of the treatment plant. Also the daily running of the plant is performed by voluntary workers. Prizing the work does not increase the expenses to the plant to be unreasonably high. After the establishment of the treatment plant the workload is low. The plant is controlled on a daily basis to discover any disturbances of the treatment. Occasionally the flow direction of the waste water is changed. In the spring and autumn weeding is done throughout the plant.

Rensekilden has a high exemplary value

The value as an exemplary is high. As Rensekilden is raised high above the surroundings, the reeds attract attention and so do the Virbela flow forms with the purling of water. About 10,000 visitors arrive yearly to the alternative community mainly to see the treatment plant. The treatment processes have never failed due to chemicals in the waste water which indicates that the users have a good understanding of the natural treatment processes that rely on microorganisms and plant uptake of nutrients.

1 Indledning

Spildevandets indhold af næringsstoffer og iltforbrugende elementer har i mange år voldt problemer for landets vandløb, søer og havmiljø, specielt fjordene. I 1970'erne begyndte en kamp for at vende udviklingen, så man kunne undgå yderligere ødelæggelser af vandmiljøet. Man begyndte at bygge nye renselanlæg og forbedre effektiviteten af de eksisterende anlæg. Trods en bedring i vandmiljøets tilstand var der stadig behov for en øget indsats, og i 1984 trådte NPO-handlingsplanen i kraft. Den blev i 1987 fulgt af Vandmiljø-handlingsplanen. Vandmiljøhandlingsplanens formål var at forbedre kvaliteten af vandmiljøet ved at reducere udledningen af fosfor med 80% og udledningen af kvælstof med 50%. Det betød, at større renselanlæg inden januar 1993 skulle udbygges med næringssaltfjernelse og udvidet fjernelse af organisk stof, primært for at beskytte det marine miljø og grundvandet. Amternes recipient-kvalitetsplaner omhandlede derimod generelt de ferske og kystnære vandmiljøer, og var for en række kystnære områder strengere end Vandmiljøhandlingsplanens generelle krav. Kommunerne fik en opgave, som de oftest løste ved centralisering af spildevandsrensningen med lange kloakledninger, højt energiforbrug og lave driftsomkostninger til følge. En del af den danske befolkning, som var beskæftiget indenfor og interesseret i spildevandsbehandling, mente, at centralisering ikke var den bedste løsning til spildevandsrensning i landdistrikterne. Her ville transporten af spildevandet medføre et unødvendigt energiforbrug. De mente, at man i tilknytning til små bebyggelser kunne lave lokale renselanlæg.

Økosamfundet Dyssekilde blev dannet omkring den tid, hvor Vandmiljøhandlingsplanen blev vedtaget. Økosamfundet Dyssekilde mente ligeledes, at der var en bedre, mere bæredygtig løsning til at forbedre vandmiljøet end en centralisering af spildevandsrensningen. Ved at lave et renselanlæg i nærmiljøet, som kunne have en demonstrationsværdi og dernæst recirkulere det rensede spildevand, så resterende næringsstoffer udnyttedes til planteproduktion, kunne udledningen til vandmiljøet minimeres eller helt forhindres. Samtidig blev spildevandsrensningen synliggjort for borgerne, hvorved en øget bevidsthed om spildevand kunne opnåes. Energimæssigt burde der også kunne opnåes besparelser, da spildevandet renses ved kilden.

I 1997 iværksatte Miljøstyrelsen "Aktionsplan for fremme af økologisk byfornyelse og spildevandsrensning". Et af temaerne er "Økologisk håndtering af spildevand i det åbne land". Her en snes år efter de første initiativer til at forbedre vandmiljøet er der stadig problemer med udledning af næringsstoffer til søer og vandløb. Der er derfor behov for at undersøge alternative rensningsmetoder, der både beskytter vandmiljøet og samtidig udnytter næringsstoffer fra spildevandet.

Rapporten handler om, hvordan Økosamfundet Dyssekildes grønne renselanlæg Rensekilden blev til, og hvordan anlægget har vist sig at fungere. Det gennemgås, om spildevandet renses i det grønne renselanlæg, og om det sker i samme grad som i et konventionelt anlæg .

Da Økosamfundet Dyssekilde blev etableret, kaldtes det Økologisk landsbysamfund K/S. Men da det nu hedder Økosamfundet Dyssekilde benyttes dette navn

i rapporten uanset hvilken tid, der beskrives.

Ved udarbejdelsen af denne rapport er der draget nytte af viden hentet fra tidligere rapporter om Økosamfundet Dyssekilde og Rensekilden. Hvor ikke andet er nævnt er følgende kilder benyttet:

Berg, L., Liisberg, C., Krause, K., Jensen, N.G. (1996). *Redegørelse for det "grønne" spildevandsrensningsanlæg i den økologiske landsby ved Torup*. Økosamfundet Dyssekilde, privat tryk.

Boisen, T. (1991). *Vurdering af mulighederne for anvendelse af grøn teknologi til rensning af spildevand i Danmark*. Et udredningsprojekt for Energistyrelsen. Danmarks Tekniske Universitet.

Boisen, T. (1995). *Alternativ håndtering af spildevand og humant affald*. Ph.d rapport. Danmarks Tekniske Universitet.

Henze, M., Harremoës, P., Jansen, J.C., Arvin, E. (1992). *Spildevandsrensning - biologisk og kemisk*. Polyteknisk Forlag.

Rensekilden (1991). *Rapport over opbygningsfasen af et solenergidrevet spildevandsrenseanlæg i Økologisk Landsbysamfund K/S, Torup 01.11.1991*. Økosamfundet Dyssekilde, privat tryk.

Saxe, H., Hinge, J. (1989). *Optimal lavteknologisk spildevandsrensning - i danske landsbyer*. Roskilde Universitet Center. Institut for biologi og kemi.

2 Rensekilden

2.1 Økosamfundet Dyssekilde

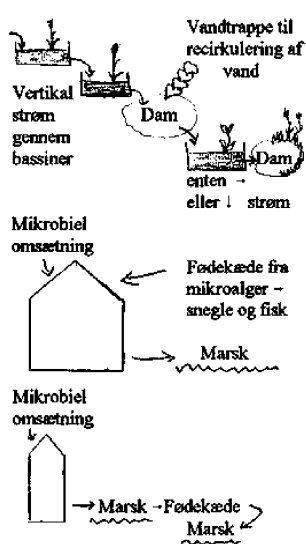
Baggrunden for Økosamfundet Dyssekilde

I begyndelsen af 1980'erne opstod hos en gruppe borgere en idé om at leve i et miljørigtigt og bæredygtigt samfund, der skulle bygges, så det kunne være en illustrerende model for det øvrige samfund. Initiativtagerne ville gerne vise andre borgere, at en alternativ levevis ikke behøver at betyde fravalg. Omtanke med forbrug af ressourcerne kan nedsætte forbruget samtidig med, at levestandard og komfort opretholdes. I planerne indgik et økologisk jordbrug, fælles alternativ energiforsyning, fælles "grøn" spildevandsrensning, affaldssortering og deponering (Reinholdt 1997). Initiativtagerne afholdt i begyndelsen af 1980'erne offentlige møder og fik flere med på ideen. I 1984 blev der sendt ideoplæg ud til en række kommuner. Efter kuldsejlede forhandlinger med Stenløse Kommune blev et tilbud fra Hundested Kommune om køb af landbrugsejendommen Dyssekildegård på 13 ha accepteret. Stedet blev købt i 1987. Dyssekildegård lå i Torup, som på dette tidspunkt var en lille landsby på 20-30 huse og fem-seks landejendomme. I 1990 begyndte de første personer at flytte ind i de nybyggede huse i Økosamfundet Dyssekilde. Dermed krævedes et renseanlæg til rensning af spildevandet, og Rensekilden blev etableret i første halvår af 1991.

2.2 Valg af alternativ rensning og beslutningsgrundlaget.

Rensekilden

Det var initiativtagerne af Økosamfundet Dyssekilde meget magtpåliggende at forsøge at gøre samfundet til et lukket kredsløb, der er selvforsynende, og hvor recirkulering af ressourcerne er maksimal, så import og eksport er neglignel. Dette gjaldt også for spildevandet, hvis næringsstoffer man gerne så udnyttet. Desuden er indholdsstofferne i husspildevand, ved betænkning og nænsom omgang med rengøringsmidler etc., stort set naturlige, derfor burde naturen eller en kopi af naturen kunne bruges som renseanlæg. Derved kan der også spares energi. Økosamfundet Dyssekilde ønskede et lavteknologisk anlæg, der er billig i anlægsudgifter og drift samt er nemt at vedligeholde. I 1980'erne blev der i Europa bygget en del rodzoneanlæg eller plantebaserede renseanlæg. Desværre var ikke alle anlæg lige effektive. For at få etableret det optimale anlæg blev der søgt midler til at lave en rekognoscering af eksisterende anlæg, så det bedste kunne hives ud til Økosamfundets anlæg. I 1988 fik man en bevilling fra Industri og Handelsstyrelsen, der mundede ud i rapporten "Optimal lavteknologisk spildevandsrensning - i danske landsbyer" af Henrik Saxe og Jørgen Hinge. De anbefalede en kombination af tre modeller og at afprøve en løsning til afledning af det rensede spildevand som et kommunalt rodzoneanlæg i Franklin County i New Zealand. Her ledes det rensede spildevand ud gennem et 5,2 km langt drænsystem i en 2 Ha mark med naturlig flora. Derved undgås en direkte udledning til vandløb, sø eller hav. Modellerne, der blev foreslået til selve renseanlægget er et sammensat system af vertikale og horisontalt gennemstrømmede bassiner konstrueret af Uwe Burka ved Oaklands Park, Camphill Village Trust i Gloucestershire i England kombineret med det bedste fra "Vermont-systemet", som er et soldrevet vandbaseret spildevandsbehandlingsanlæg. Det ligger i Vermont i



Figur 2.1

De foreslåede modeller. Fra oven Oaklands Park-modellen efterfulgt af Vermont-modellerne.

USA. Anlægget er et væksthuseoverdækket rensningsanlæg med processer svarende til et almindeligt biologisk rensningsanlæg, hvortil der kommer et led med en fødekæde fra mikroalger til planter og dyr, som fisk og snegle, der nemt fjernes fra anlægget. Sidste trin er en efterpolering af spildevand i en marsk, hvor næringssalte kan adsorberes eller optages i sumplanter. Den sidste model Saxe og Hinge henviser til er også et Vermont-system fra Rhode Island i USA. Det afviger fra det førnævnte Vermont-system ved at have en marsk mellem den mikrobielle omsætning af næringsstoffer og omsætningen af næringsstoffer udført primært af større planter og dyr. Slutteligt er der endnu en lille marsk til efterpolering af spildevandet.

Fra begyndelsen var beboerne i Økosamfundet Dyssekilde ret interesserede i Vermont-modellen. Men efter at have læst Saxe og Hinges rapport (Saxe og Hinge 1989) blev det klart, at Camphill-anlægget var mere passende i et klima som det danske. Så Rensekilden endte med hovedsageligt at blive et anlæg som det engelske på trods af, at en kombination var foreslået.

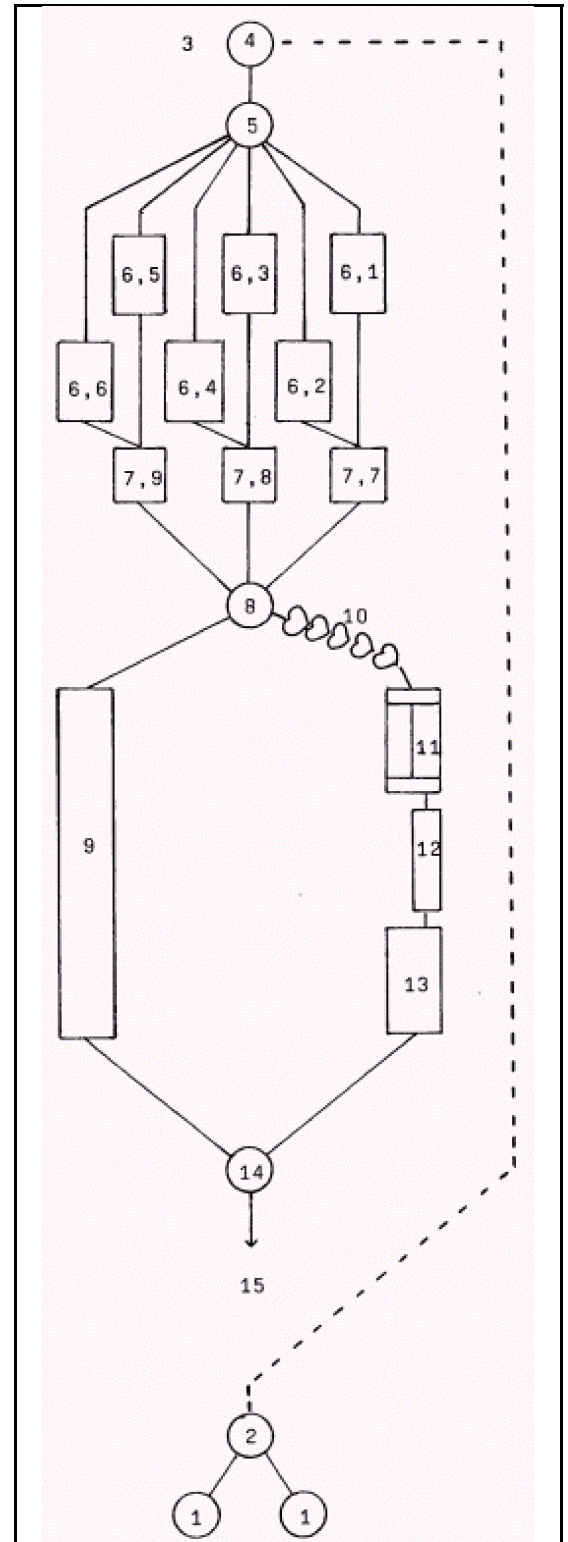
I sommeren 1990 søgte Økosamfundet og fik en bevilling fra Energistyrelsen med henblik på etablering af et solenergidrevet rensningsanlæg. Ansøgningen var blevet anbefalet af Hans Brix, Botanisk Institut, Aarhus Universitet med visse modifikationer, specielt at rodzonedelen blev nedprioriteret og evt. ændret til lodret gennemstrømning, hvorved rodzonen reelt ændres til et beplantet biologisk sandfilter. Der nedsattes en følgegruppe bestående af Annelise Mortensen, Miljøstyrelsen, Hans Brix, Botanisk Institut, Aarhus Universitet, Jørgen Løgstrup, Dansk Rodzoneteknik, Henrik Saxe, Ferskvandslaboratoriet og Jørgen Hinge, Nordvestjysk Folkecenter for Vedvarende Energi. I november 1990 blev biolog Leif Hierwagen og byggetekniker Niels Bochert sendt til England for at se Camphill-anlægget.

Omstående diagram viser anlægget Rensekilden, som det endte med at se ud.

Følgegruppen var ikke umiddelbart enige i designet af Rensekilden. Dette besværliggjorde beslutningsproceduren for Økosamfundet Dyssekildes beboere. Eftersom Rensekilden ikke havde nogle direkte forbilleder; var der heller ikke muligt direkte at kopiere tidligere anlæg, og muligheden for éntydig rådgivning forelå altså heller ikke. Oaklands Park-anlægget, Camphill Village Trust var ret nyt, og målinger havde vist, at en direkte kopi ikke ville være velegnet.

Figur 2.2 Principskitse af Rensekilden.

1. Bundfældningstank
 2. Pumpebrønd
 3. Bakketop
 4. Stenfilterbrønd
 5. Fordelerbrønd
 6. Vertikalt gennemstrømmet bassin på 5m³
 7. Vertikalt gennemstrømmet bassin på 5.5 m³
 8. Sandfangsbrønd
 9. Stort pileanlæg
 10. Vandtrappe
 11. Horisontalt gennemstrømmet bassin
 12. Filterrende
 13. Lille pileanlæg
 14. Gennemløbsbrønd
 15. Recipient
- Spildevandet løber ved naturligt fald
 - - - - Spildevandet pumpes ved elektrisk kraft



Figur 2.2 Principdiagram af Rensekilden som den endte med at se ud. Vandtrappen(10) blev etableret med Virbela strømskåle i 09.1993. Det store pileanlæg (9) blev etableret i 1994. Det vandmættede bassin (11) blev overdækket i 1995.

2.3 Brugernes forventninger og holdninger til anlægget

Forventninger

Initiativtagerne til Rensekilden havde en forventning om, at de ville få et lavteknologisk anlæg baseret på naturligt fald og naturlige resemekanismer med hjælp fra solen, planter og i høj grad mikroorganismer. Anlægget skulle arealmæssigt være så småt som muligt. Der var en forventning om, at anlægget i høj grad kunne passe sig selv, så arbejdsindsatsen ikke behøvede at bero sig til mere end et par timer dagligt. Et konventionelt anlæg kræver overvågning i døgndrift; om ikke manuelt, så via alarmer, så der kan sættes ind øjeblikkeligt for altid at sikre den bedste rensning. Der var også en forventning om, at reseauanlægget var billigt, både i etablering og drift. Derudover havde de en forventning om, at de næringsstoffer, der var i det rensede spildevand, kunne udnyttes i Økosamfundet Dyssekildes planteavl. Hvor det rensede spildevand kunne udsprede som gødning på marker. Der var også en forventning om, at slammet fra bundfældningstankene kunne afvandes, komposteres og udsprede som kompost på planteavlsmarkerne.

2.4 Spildevandets vej gennem Rensekilden

Spildevandet fra Økosamfundet Dyssekildes huse løber ved naturligt fald ned til bundfældningstankene (figur 2.2 nr.1). Der skiftes halvårligt mellem de to tanke, der tømmes en gang pr. år. Bundfældningstankene har to kamre.

Bundfældning

I bundfældningstankene begynder nedbrydningen af spildevandet. Og en del af spildevandets indhold bundfælder og når ikke videre ud i rensningsanlægget (tabel 5.5). Det bundfældede slam i bundfældningstanken tømmes en gang pr. år og køres til videreforarbejdning på Hundested Centralrenseanlæg. Bundfældningstankene tømmes fuldstændigt, og der returneres ingen væske.

Pumpedrift

Fra bundfældningstankene pumpes spildevandet op til reseauanlægget Rensekilden, som er placeret niveauvist ned ad et kunstigt bakkedrag.

Pumpen i pumpebrønden (figur 2.2 nr.2) er indstillet til at pumpe stødvist, når der er 300 l vand i brønden. Dette sker lige knap en gang i timen, dvs., at der pumpes ca. 6 m³ spildevand pr. døgn til reseauanlægget.

Iltning i stenfilter

På toppen af bakken (figur 2.2 nr.3) løber spildevandet ind i en stenfilterbrønd (figur 2.2 nr.4). Brønden indeholder knap 2 m³ skærver og har et drænrør i bunden, hvorfra det iltede spildevand ledes over i en fordelerbønde (figur 2.2 nr.5) med seks udløb.

Styring af belastning

Udløbet fra fordelerbønden er manuelt styret af anlæggets driftspasser. Spildevandet blev indtil midten af 1999 ledt ud til to vertikalt gennemstrømmede 5 m³ bassiner ad gangen (figur 2.2 nr.6.1-2, nr.6.3-4 eller nr.6.5-6). Overrislingen varede ca. 15 minutter og opholdstiden var ca. en time, hvorefter en ny portion tilføjedes. Bassinerne blev belastet i to døgn, hvorefter de hvilede i fire døgn. Fra den 27.06.1999 ændredes dette til daglig overrisling af alle bassiner, der således hver især modtager 1/6 af spildevandsmængden.

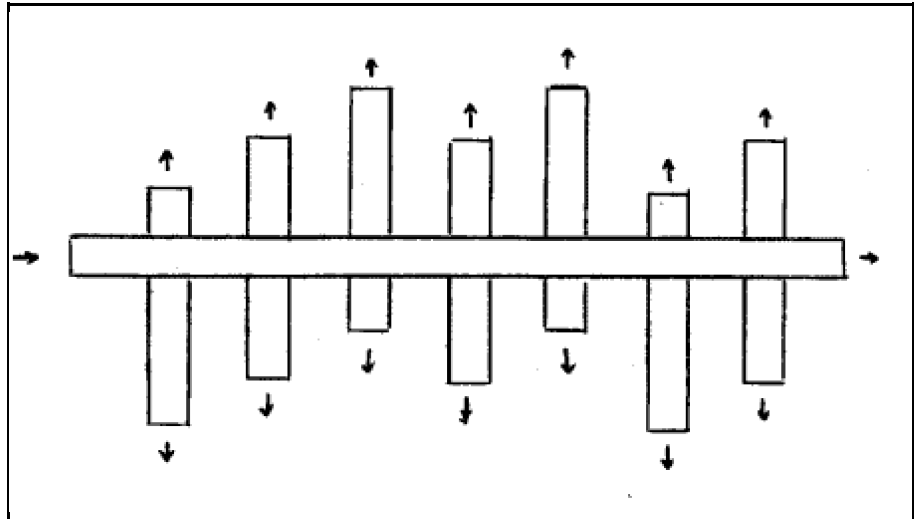
Bassinmateriale

Bassinerne er opbygget med lagdelt sand/grus/sten med en diameter fra ¼-16 mm (tabel 2.1) og beplantet med tagrør *Phragmites* sp.. Spildevandet udledes på overfladen via et såkaldt antennepincip, som sikrer, at spildevandet fordeles jævnt over hele bassinoverfladen på 10 m² (figur 2.3). Derfra løber spildevandet lodret ned gennem sandfilteret og ledes videre til et 3.5 m³ bassin opbygget efter

samme princip og med et overfladeareal på 7 m² (figur 2.2 nr.7.7, nr.7.8 eller nr.7.9).

Antenneprincippet fungerer ved at vandet fordeles ud i et rørsystem, der ligner en TV-antenne. Der er et centralt rør som stamme, hvorfra der udgår grene af forskellig længde, så spildevandet fordeles over bassinoverfladen (figur 2.3)

Figur 2.3 Antenneprincippet



Figur 2.3 Antenneprincippet set fra oven. Pilene viser vandets strømningsretning gennem systemet.

Hvert 3.5 m³ bassin modtager spildevand fra to 5 m³ bassiner.

I disse ni bassiner nedbrydes det organiske stof og ammonium og ammoniak omdannes via nitrit til nitrat.

To mulige ruter

Fra disse bassiner løber alt spildevandet ud i en 1.8 m³ sandfangsbrønd (figur 2.2 nr.8). Herfra er der to udløb, der er mekanisk styret af driftpasseren. Enten ledes spildevandet til et stort pileanlæg (figur 2.2 nr.9) eller det ledes til en vandtrappe (figur 2.2 nr.10). Disse to alternative ruter har været mulige fra 1994, hvor det store pileanlæg blev etableret.

Store pileanlæg

Pileanlægget er et 375 m³ stort bassin tilplantet med pil. Pilen *Salix* sp. er plantet i et lermedium (den oprindelige jordmasse). Spildevandet tilledes i en 1.5 m dyb brønd i den ene ende af bassinet. Brønden er adskilt fra resten af bassinet af en Lecablokmur. Lecamuren er gennemtrængelig, og dermed tillades spildevandet at ledes gennem denne. Spildevandet løber horisontalt gennem anlægget til den anden ende, hvor der er endnu en brønd, der opsamler spildevandet, før det ledes via en gennemløbsbrønd og en tidligere pumpebrønd (figur 2.2 nr.14) til recipienten (figur 2.2 nr.15). Opholdstiden i pileanlægget er varierende.

I pilebassinet sker der en vis fordampning af spildevandet, så der slutteligt udledes en mindre vandmængde. Samtidig optager pilen ved sin vækst en del næringsstoffer fra spildevandet. Pilen høstes ca. hvert andet år. Det er planen, at pilepopulationen skal inddeles i grupper, der høstes forskudt, så der høstes lidt pil hvert år, hvad der medfører, at der altid er helt nye pileskud i kraftig vækst. Disse har et større næringsstofoptag og et forholdsvist stort vandfor-

brug. Fordampningen er dog ikke optimal i det første år af pilens vækstperiode. Pilebassinets placering er fritliggende, øst-vest orienteret. Jo større vindpåvirkning, des større fordampning. Derudover vil vinden medvirke til næringsstoffjernelse ved at bortblæse nedfaldne blade.

Via vandtrappen

Spildevandets alternative rute er via en vandtrappe, der er bygget af fem Virbela strømskåle (flowforms). Spildevandet løber fra vandtrappen ned i et overdækket bassin (figur 2.2 nr.11).

I vandtrappen vil en stor del af vandet have kontakt med atmosfæren og på den måde blive iltet, idet der sker en udveksling med atmosfærens iltindhold.

Overdækket bassin

I det overdækkede bassin løber spildevandet ind i en fordelergroft adskilt fra resten af bassinet af en Lecamur. Spildevandet kan løbe igennem Lecamuren, og der opnås derved en vis filtrering af spildevandet. En skillevæg opdeler bassinet i to sandfiltre, der vandmættes for at nedsætte iltadgangen. I den anden ende af bassinet er der en opsamlingsgroft, hvorfra spildevandet ledes ud i en åben filterrende (figur 2.2 nr.12) med selv-etableret flora. I dette horisontalt gennemstrømmede bassin formodes det, at de iltfrie forhold medfører en udnyttelse af det dannede nitrat til dannelsen af frit kvælstof.

Groft og lille pileanlæg

Filterenden er 18 meter lang. Derfra løber spildevandet ud i et lille pileanlæg (figur 2.2 nr.13). Størrelsen af dette er ca. 1/10 af det store pileanlæg.

Spildevandets endestation

I dette pileanlæg er pilen plantet i et grus/sandmedium. Herfra løber spildevandet via gennemløbsbrønden og den tidligere pumpebrønd til recipienten. I anlæggets startfase blev spildevandet pumpet til Hundested Centralrenseanlæg. Men efter godt et års drift blev dette krav frafaldet, og spildevandet er indtil juni 1999 blevet ført via Kikhavnrenden til Kattegat, der ligger to km nord for Økosamfundet Dyssekilde (bilag 1). I 1999 etableredes et nedsvivningsanlæg efter Rensekilden (bilag 5), så det rensede spildevand nu nedsives til grundvandet.

2.5 Rensekildens opbygning og materialebrug

Bundfældningstanke (figur 2.2 nr.1)

Bundfældningstankene er på 10 m³ og består af brøndringe med en diameter () på 2.5 m. Dybden (d) er ca. 2 m under udløb.

Pumpebrønd (figur 2.2 nr.2)

Pumpebrøndens = 1.5 m og d = 2 m. Pumpen pumper 0.3 m³ vand ad gangen.

Stenfilterbrønd (figur 2.2 nr.4)

Stenfilterbrøndens = 1.5 m, d = 1 m fyldt med 2-4 cm skærver. Tilledning og opsamling sker via drænslinger i henholdsvis top og bund.

Fordelerbrønd (figur 2.2 nr.5)

Fordelerbrøndens = 1 m, d = 0.5 m. Der er seks udløb. Lukning og åbning reguleres manuelt med plastsække fyldt med sand som propper.

Vertikalt gennemstrømmede bassiner (figur 2.2 nr.6-7)

De ni vertikalt gennemstrømmede bassiner er bygget på tre terrasser med tre bassiner på hver. Bassinerne er 0.5 m dybe. Bunden er 0.10 m jernbeton. Væggene består af udstøbte fundablokke, sat i det våde bundlag af jernbeton. Siderne er svummet med cementvælling på indersiden og siden asfalteret. Udløbet er en gennemluftet drænslange, som fører til en lille brønd i hjørnet. Brønden gør prøvetagning lettere ved analyse af spildevandet.

Tabel 2.1 Bassinfiltrationens opbygning.

Tabel 2.1 Tabellen viser filterets opbygning nedefra og op, hvor 1. lag er bunden og 5. lag er det øverste lag i bassinet. Hvert lag er ca. 0.1 m tykt. Bassinnummereringen henviser til figur 2.2.

Filterets lagdeling	Bassin 6.5, 6.6 og 7.9	Bassin 6.3, 6.4 og 7.8	Bassin 6.1, 6.2 og 7.7
1. lag	Hedehusene vaskede ærter (8-16 mm)	Hedehusene vaskede ærter (8-16 mm)	Hedehusene vaskede ærter (8-16 mm)
2. lag	Hedehusene vaskede perler (4-8 mm)	Hedehusene vaskede perler (4-8 mm)	Hedehusene vaskede perler (4-8 mm)
3. lag	Sorø 1-4 (2-4 mm)	Sorø 1-4 (2-4 mm)	Gilleleje Emulsionsgrus (1-2 mm)
4. lag	Gilleleje Emulsionsgrus (1-2 mm)	Gilleleje Emulsionsgrus (1-2 mm)	Gilleleje Pudsegrus (¼-½mm)
5. lag	Gilleleje Pudsegrus (¼-½mm)	Sorø 02 (0.3mm)	Sorø 01 (0.2mm)

Denne lagdeling gælder for de ni øverste vertikalt gennemstrømmede bassiner. (Der er dog i to af bassinerne (6.1 og 6.4) sket en udskiftning af de to øverste lag for at øge gennemstrømningen. Ved udskiftningen blev Hedehusene vaskede perler (4-8 mm) benyttet).

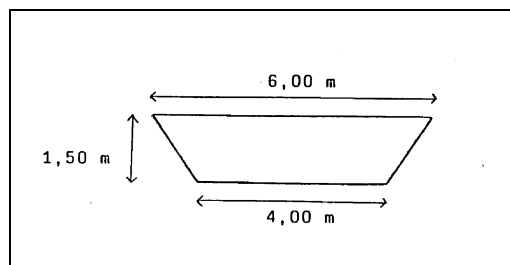
Sandfangsbrønd (figur 2.2 nr.8)

Sandfangsbrøndens $r = 1.25$ m, $d = 1.5$ m.

Store pileanlæg (figur 2.2 nr.9)

Det store pilebassin på ca. 300 m² er opbygget med en geomembran i bund og sider. Det er 50 m langt og i gennemsnit 5 m bredt. Siderne skråner nedad (figur 2.4). Dette giver et samlet volumen på 375 m³. Det oprindelige jordmateriale er fyldt i bassinet. Dette giver bassinet et meget lerholdigt jordmedium. I hver ende er der en brønd, der er ca. 1.5 m dyb og 0.5×0.5 m². Brønden er opbygget af Lecasten og omgivet af et drænende gruslag.

Figur 2.4 Tværsnit af det store pileanlæg



Figur 2.4 Tværsnit af det store pileanlæg.

Vandtrappen (figur 2.2 nr.10)

Vandtrappen består af fem Virbela strømskåle (flowforms). Vandet falder ca. 0.75 m via vandtrappen. Vandtrappen blev etableret i september 1993. Indtil dette tidspunkt strømmede vandet ned ad en sort plastikdug lagt på jordoverfladen.

Overdækket bassin (figur 2.2 nr.11)

Det horisontalt gennemstrømmede, vandmættede bassin har en 0.1 m jernbeton bund med vægge af cementvælling svummede og asfalterede fundablokke som i de vertikalt gennemstrømmede bassiner. Derudover er der en filtervæg opmuret af 0.1 m Lecablokke i hver ende. Filteret er ensartet og består af Sorø 1-4 (2-4 mm). Der er såvel bund som topafløb. Bassinet er todelt, hvert bassin er på 1.8 × 8 × 1 m³ = 14.4 m³. I 1995 blev bassinet overdækket, idet man byggede et plastikbeklædt træskelet svarende til et drivhus ovenpå bassinet. Hensigten med

overdækningen var at hæve temperaturen i bassinmaterialet og derved få en øget stofomsætning, specielt en øget denitrifikation.

Grøft (figur 2.2 nr.12)

Filterrenden er en 18 m lang og 0.5 m dyb grøft foret med 0.5 mm plastfolie halvt fyldt med 2-5 mm småsten.

Lille pileanlæg (figur 2.2 nr.13)

Det lille pilebassin er opbygget som de vertikale og horisontalt gennemstrømmede bassiner. Der er benyttet 0.8 mm grus. Mål $3.5 \times 9 \times 1 \text{ m}^3 = 31.5 \text{ m}^3$.

Rensekildens areal

Det samlede areal er ca. 165 m^2 (oprindelig anlæg) + 300 m^2 (store pileanlæg) = 465 m^2 . Hvis vandet ledes via vandtrappen gennemløber det ca. 100 m^3 grusmedium og et areal på 165 m^2 . Hvis spildevandet ledes gennem det store pileanlæg gennemløber det ca. 410 m^3 og et areal på 390 m^2 .

Recipienten

Det rensede spildevand ledtes fra 1993-1999 til Kikhavnrenden, der er et offentlig rørlagt vandløb med forbindelse til Nødebo Huse Pumpekanal. Vandløbet munder ud i Kattegat. Nødebo Huse vandløb benyttes som dræningskanal af områdets landbrugsjordejere. Vandløbet har en lempet målsætning som "vandløb, der anvendes til afledning af spildevand". Forureningsgraden i vandløbet må ikke overstige en forureningsgrad på II-III (ret svagt til ret stærkt forurenet). Fra midt i 1999 nedsives det rensede spildevand.

Nedsivningsanlæg

Nedsivningsanlægget er bygget i foråret 1999 efter beskrivelsen vedlagt i bilag 5.

2.6 Anlæggets dimensionering

Anlægget blev i første omgang dimensioneret til 60 PE (personækvivalenter). Dimensioneringen var bestemt ud fra en vurdering af antal boliger og beboere, samt hvordan man vurderede anlægget ville fungere, dvs. dets effektivitet. En personækvivalent (PE) er tilnærmelsesvis at betragte som en persons tilledning af spildevand. Det betyder, at Rensekilden skulle kunne rense spildevand fra 60 personer. Arealtemæssigt er dimensioneringen ca. $6.5 \text{ m}^2/\text{PE}$ ved gennemløb af det store pileanlæg, mens det via den alternative rute er ca. $2.75 \text{ m}^2/\text{PE}$.

2.7 Byggeriet af anlægget

Anlægsarbejde

Byggeriet påbegyndtes i januar 1991. Etableringen af bundfældningstanke, pumpeledninger og rørføringer udførtes af entreprenører.

Selve bassinernes anlæggelse blev udført af frivillig arbejdskraft fra Økosamfundet Dyssekildes indbyggere.

Anlægget blev taget i brug 07.08.1991 kl. 15.30.

Anlægsudgift

Prisen for anlægget var ca. 607.000 kr. Dertil kommer etableringen af et nedsivningsanlæg i 1999 til en pris af ca. 100.000 kr. Således er anlægsudgiften ca. 11.800 kr/PE.

2.8 Anlægsdrift

Arbejdsbyrde

Anlægget skal tilses dagligt for uregelmæssigheder og driftsforstyrrelser. Anlægget blev indtil juni 1999 reguleret hver anden dag, hvor fordelerbrøndens propper blev flyttet, så to nye vertikalt gennemstrømmede bassiner kunne forsynes med spildevand. Siden den 27.06.1999 er belastningen af alle vertikalt gennemstrømmede bassiner vedvarende.

Der skiftes halvårligt mellem de to bundfældningstanke. Bundfældningstankene tømmes årligt.

Indtil 1999 tillædtes der lejlighedsvis spildevand til det store pileanlæg. Dette skete hovedsageligt i pilens vækstperiode (april-oktober). Fra 1999 blev spildevandet skiftevis ledt til det store eller lille pilebassin, så de to alternative ruter er ens belastet. I perioden fra den 07.-22.11.1999 ledtes al spildevandet til det store pilebassin.

Anlægget gennemgås et par gange om året (forår/efterår) for ukrudt.

Driftsforstyrrelser

I anlæggets opstartsfase, dvs., indtil beplantningen var ordentlig etableret, var der en del driftsforstyrrelser grundet slamtilstopning. Siden et ordentligt rodnet har været etableret, og mens anlægget kørte med skiftevis belastning af de vertikalt gennemstrømmede bassiner, er dette problem ikke opstået. Efter at anlægget i juni 1999 begyndte at køre med konstant belastning af bassinerne, oplevedes i november 1999 tilstopning af tre af de 5 m³ vertikalt gennemstrømmede bassiner (figur 2.2 nr. 6.2, 6.4, 6.5). Efter rensning fungerer de atter.

Driftsudgifter

Tabel 2.2 Rensekildens driftsudgifter i 1999.

Driftsudgifter	Iht. budget (kr.)
Vandafledningsbidrag	9.000,-
Pumpelaug	5.000,-
Analyser	10.000,-
I alt	24.000,-
Ved udledning (indtil 1999)	12 kr./m ³
Ved nedsivning (fra 1999)	7 kr./m ³

Beboerne i Økosamfundet betaler vandafledningsbidrag (internt bidrag) for spildevandets afledning til Rensekilden. Der betales årligt 5.000,00 kr til pumpelaugget, der er en privat forening, der sørger for, at Kikhavnrendens spildevand og drænvand pumpes til Kattegat. Opkrævningen sker via Kommunen.

Driftsudgifterne er i 1999 budgetteret til 24.000 kr. ekskl. arbejdskraft; men inkl. udgiften til pumpelaugget. Der blev i 1999 ledt ca. 2000 m³ spildevand gennem Rensekilden, hvad der medfører en driftsudgift på ca. 12 kr/m³.

I 1999 etableredes et nedsivningsanlæg efter Rensekilden, så spildevandet nu nedsives på stedet. Beslutningen om at nedsive det rensede spildevand skyldes dels, at grundvandsstanden på Halsnæs halvøen er lav, og dels Økosamfundet Dyssekildes ønske om at nedsætte udgifterne. Ved at nedsive vandet skal der ikke betales til analyser af det rensede spildevand ved et akkrediteret labora-

torium (ca. 10.000 kr/år). Det betyder, at driftsudgiften kan nedsættes til ca. 7 kr/m³.

2.9 Ansøgningsprocessen - sagsbehandling hos amt og kommune

Frederiksborg Amt står som godkendelsesmyndighed.
Hundested Kommune er tilsynsmyndighed.

Tidsplan

Tidsplan:

1989: Lokalplan nr.39 åbner mulighed for, at der på Dyssekildegårds arealer kan etableres udvidet biologisk spildevandsrensning.
1990: Der udarbejdes et tillæg til spildevandsplanen, der tillader rensning på egen grund.
1991: Anlægget bygges og tages i brug den 07.08.91 med afledning til Hundested Centralrenseanlæg. Der betales afledningsbidrag; men der er ikke betalt tilslutningsbidrag. Derimod er 50% af tilslutningsbidraget deponeret, hvis ordningen skulle blive permanent. Beløbet udgør 638.255 kr..
1991: Måleperiode, efterfulgt af ansøgning om udtrækning af den kommunale spildevandsplan og fritagelse for tilslutningspligt til offentlig kloak. Samtidig gøres der opmærksom på, at Økosamfundet har et lille vandforbrug, og derfor vil spildevandet være mere koncentreret end gennemsnitligt dansk spildevand.
1992-93: Fortsat måleperiode.
1993: Amtet bevilger udledningstilladelse til afledning til recipient, og det deponerede beløb frigives af Hundested Kommune.
1993: Separat tilladelse til udledning af overfladevand til recipient.
01.04.94-01.04.96: Måleperiode foretaget af Steins Laboratorium.
Udlederkrav opfyldt mht. organisk stof og total-kvælstof; men ikke med hensyn til fosfor.
1996- : Måleperiode fortsættes. Udføres af Steins Laboratorium.
1997-98: Ansøgning om og tilladelse til etablering af nedsivningsanlæg efter Rensekilden.
1999: Nedsivningsanlægget etableres og tages i brug i juni-måned. Udvidet måleprogram af reduktionen af organisk stof (BOD-5), total-fosfor, nitrit-nitrat-kvælstof, total-kvælstof og patogener gennem anlægget. Driftsændring af Rensekilden indføres fra den 27.06.99, hvormed de vertikalt gennemstrømmede bassiner udsættes for en konstant belastning.

Med lokalplanen i 1989 var der åbnet mulighed for, at Økosamfundet Dyssekildes planer mht. alternativ vandrensning, energiforsyning, affaldshåndtering etc. kunne udføres. Landbrugsejendommen Dyssekildegård var dog ligesom resten af Torup by inkluderet i kommunens spildevandsplan. Spildevandet fra bebyggelsen skulle ledes til Hundested Centralrenseanlæg. Økosamfundet Dyssekilde spurgte derfor Hundested Kommune, om de kunne blive udeladt af spildevandsplanen mod selv at rense deres spildevand, så det levede op til udlederkravene. I 1987 blev Vandmiljøplanen, der foreskrev flg. udlederkrav: organisk stof målt som BI₅ = 15 mg BI₅/l; kvælstof = 8 mg N/l; fosfor = 1,5 mg P/l vedtaget. Beboerne i Økosamfundet Dyssekilde mente godt, at deres planlagte alternative vandrensende anlæg (en mekanisk del efterfulgt af en eksperimentel del og afsluttet med et rodzoneanlæg) kunne leve op til disse krav, og kommunen indstillede derfor til amtet, at Økosamfundet slap ud af spildevandsplanen, og at de fik lov til at afprøve et system til alternativ spildevandsrensning.

Dvs., at der skulle udarbejdes et tillæg til spildevandsplanen, der tillader Økosamfundet Dyssekilde at rense spildevandet på egen grund.

Amtet besluttede, at renskilden skulle udlede det rensede spildevand til det kommunale renseanlæg indtil rensningen var acceptabel. Dvs., indtil anlægget var udbygget til 250 PE (Økosamfundet Dyssekildes forventede indbyggertal),

og indtil det opfyldte de kvalitetskrav, der gælder for kommunens renseanlæg, dvs., miljøhandlingsplanens generelle krav. Og indtil man havde dokumenteret renseseffekten i 12 på hinanden følgende målinger. Desuden skal der ved en skærpelse i udlederkravene til Kattegat ske en tilsvarende skærpelse overfor Økosamfundet Dyssekilde.

Udledningen til Hundested Centralrenseanlæg betød, at Økosamfundet skulle etablere en pumpestation med tilhørende trykledning, der leder spildevandet til Hundested Centralrenseanlæg.

Dette krav fra Frederiksborg Amt resulterede i et krav fra Hundested kommune om, at Økosamfundet Dyssekilde tilsidesatte et beløb svarende til 50% af tilslutningsbidraget til rensningsanlæg (Hundested Centralrenseanlæg) på en lukket konto. Derved blev det sikret, at anlægget kunne tilsluttes konventionelt renseanlæg, hvis renskravene ikke kunne efterkommes. Beløbet var på ca. 650.000,00 kr.. At beløbet kun var 50% af tilslutningsbidraget skyldes, at økosamfundet selv har etableret detail kloakering. Kommunen vil opkræve vandafledningsafgift; men ikke tilslutningsbidraget, da forbindelsen er midlertidig.

I slutningen af 1991 begyndte Økosamfundet at tvivle på, at renseanlægget kunne leve op til kravene i Vandmiljøplanen af 1987; specielt m.h.t. kvælstof var Rensekilden ikke effektiv nok. Forklaringen lå i, at Økosamfundet Dyssekildes spildevandskoncentration var højere end gennemsnitlig spildevand i Danmark, da vandforbruget var lavt og spildevand måles som koncentration i mg/l. Kommunen indstillede i november 1992 til amtet om at godkende ansøgning om udledningstilladelse fra Økosamfundet med et lempet krav til udledning af kvælstof. Udledningen af næringsstofferne kvælstof og fosfor er opgjort pr. kg pr. døgn og justeret i forholdet mellem et normalt vandforbrug og det reducerede vandforbrug i Økosamfundet Dyssekilde. Amtet bevilger, at en øget mængde af kvælstof på 21 mg/l kan udledes. Udledningstilladelse gives i februar 1993. Frederiksborg amt vurderer, at hvis spildevandet er rensset betydeligt for organisk stof, og iltprocenten er over 60%, er det forsvarligt at lede det rensede spildevand til recipienten.

Amtet betinger, at Rensekilden overholder følgende udledningstilladelse:

Qmax tørvejr	27 m ³ /dag
Qmax time	2.25 m ³ /time
BOD-5 modificeret	15 mg/l
SS	15 mg/l
NH ₃ /NH ₄ -N(01.05-31.10)	2 mg/l
NH ₃ /NH ₄ -N(01.11-30.04)	4 mg/l
Ilt	60 %
Tot-P(vejledende krav)	1.5 mg/l
Tot-N(vejledende krav)	21 mg/l

Kommunen skulle som tilsynsmyndighed i en periode på to år kontrollere, at udlederkravene overholdtes. Steins Laboratorium engageres til at foretage stikprøvekontrol af det udledte spildevand. Det viste sig, at udlederkravene for organisk stof og iltindholdet opfyldes. De vejledende krav mht. næringssalte er ikke opfyldt. Derfor ansøger Økosamfundet Dyssekilde i 1997 om at etablere et nedsivningsanlæg. Dels vil det bidrage til en forøgelse af grundvandsstanden,

dels vil det spare vandmiljøet for nærings saltene.

Myndighedernes overvejelser

Når myndighederne, det være amt eller kommune får en ansøgning om et alternativt renselanlæg, er der en del problematikker, der skal vendes før ansøgningen kan afsluttes. Dels skal udledningen fra anlægget overholde de for området gældende udlederkrav. Dette skal ske til enhver tid. Dels må der ikke være hygiejniske gener ved anlægget. Dette gælder både for anlæggets ejere og for uvedkommende. Dels skal dimensionen svare til antal forventede personækvivalenter (PE). Normalt gældende for enkeltejendomme er 5 PE pr. ejendom; men der foreligger ikke noget lovkrav om dette (Miljøstyrelsen, personlig kommunikation). Frederiksborg Amt regner med 3 PE pr. ejendom. Det vil sige, at der i hvert enkelt tilfælde bedømmes, hvor stor belastningen vil være eller kan risikere at blive. Derudover må man også tage hensyn til, hvor mange ansøgninger af samme type man evt. kan modtage, da borgerne forventer at blive behandlet nogenlunde ens af myndighederne (hvis nogen må, vil de andre også have lov).

Ansøgerens forventninger

Da Økosamfundet Dyssekilde ansøgte myndighederne om tilladelse til at foretage alternativ rensning af spildevandet forventedes det, at kommunen etc. kendte deres beføjelser og handlede udfra de tilbud, der blev givet til Økosamfundet, da de etablerede sig i Hundested Kommune. Men kommunale holdninger er styret af politikere, der udskiftes fra tid til anden og som kan ændre mening. Derfor oplevede Økosamfundet Dyssekilde papirgangen som værende lang, problemfyldt og vanskelig. Sagsbehandlingen har strakt sig over 10 år.

Dette afsnit om ansøgningsprocessen (afsnit 2.9) beror i høj grad på personlig kommunikation med sagsbehandler/ingeniør Henning Torrendrup, Hundested Kommune og skriftlig kommunikation mellem Økosamfundet Dyssekilde, Hundested Kommune og Frederiksborg Amt, samt personlig kommunikation med Klavs Krause, Økosamfundet Dyssekilde.

3 Kontrol og målemetoder

3.1 Myndighedernes kontrol af renseanlæggets renseseffekt

Udledningens vandet kontrolleres fra 1994-1998

Som tilsynsmyndighed kontrollerede Hundested kommune løbende anlæggets spildevandsudledning indtil 1999, hvorefter nedsivning af det rensede spildevand overflødig gør kontrollen. Steins Laboratorium A/S, Miljø & Agro Division, Brørup, var engageret til at udføre spildevandsanalyse. Steins Laboratorium kom uanmeldt 4-6 gange årligt og udtog stikprøverne, der blev udtaget over 24 timer, dvs. tidsproportionalt efter Dansk Standard DS 203.

Udledningen kontrolleres i henhold til DIF's (Dansk Ingeniør Forening) anvisning for vandforureningskontrol. Kontrolperioden er to-årig, løbende fra 01. januar til 31. december, og den beregningsmæssige kontrol udføres som almindelig tilstandskontrol. Udledningen af total-kvælstof og total-fosfor, hvor kravene er vejledende, kontrolleres ved beregnet transportkontrol. Der er aldrig målt på vandmængden gennem anlægget, så ved transportkontrollen antages vandmængden gennem anlægget at modsvare indløbsvandmængden til Rensekilden, idet der ses bort fra nedbør og fordampning. Resultatet af kontrollen må tages med et vist forbehold, da også indløbsvandmængden beror på en gennemsnitlig vurdering af vandtilløbet beregnet ud fra pumpens driftscyklus.

3.2 Målemetoder

Analyser foretaget i perioden 1991-1993

I perioden fra september 1991 til april 1993 er der ud fra stikprøver analyseret på Rensekildens gennemstrømmende spildevands indhold af organisk stof, ilt, ammoniak-kvælstof, nitrit-kvælstof, nitrat-kvælstof og total-fosfor samt vandtemperatur og pH-værdi.

Thorkil Boisen, DTU:

Organisk stof måles som COD, der er det kemiske iltforbrug i en vandprøve. COD måles ved tilsætning af kaliumdikromat til vandprøven sammen med en katalysator (sølvulfat). Prøven opvarmes i to timer ved 148 C. Mængden af dannet Cr^{3+} bestemmes spektrofotometrisk og svarer til den mængde ilt, der forbruges til at ilte det organiske stof i vandprøven.

Spildevandets indhold af næringssalte er analyseret spektrofotometrisk efter tilsætning af specielle reagenser, der reagerer specifikt med de stoffer, der ønskes bestemt. Der blev benyttet et spektrofotometer af fabrikatet Dr. Lange.

Ilt og pH-målinger blev udført direkte i renseanlægget umiddelbart efter kalibrering af det transportable måleudstyr af fabrikatet Mobro.

For uddybende beskrivelse se Boisen 1995.

Analyser foretaget fra 1994-1998

Steins Laboratorium:

Rensekildens spildevandsudledning analyseres for organisk stof målt som BOD-5 (biologisk iltforbrug = BI5) modificeret, opløst ilt, suspenderede stoffers tørstof, total-fosfor, nitrit-nitrat-kvælstof, total-kvælstof og ammoniak-

kvælstof. Analyserne foregår ved brug af Dansk Standard analyseforskrifter: DS/R 254; DS 2205; DS 207; DS 292; DS 230; DS 242+230; DS 241.

Derudover måles af og til surhedsgrad og temperatur.

Analyser i 1999

I 1999 blev der udtaget stikprøver for at måle koncentrationen af BOD-5 modificeret, total-fosfor, nitrit-nitrat-kvælstof, total-kvælstof og termotolerante coliforme bakterier ved indløb, ved indløb i sandfangsbrønd, og ved udløb store og lille pileanlæg (figur 2.2). Prøverne blev udtaget af en person fra Økosamfundet Dyssekilde og sendt til analyse hos Steins Laboratorium. Analyserne foregår ved brug af Dansk Standard analyseforskrifter: DS/R 254; DS 292; DS 230; DS 242+230; DS 2255. Analyserne af termotolerante coliforme bakterier er ikke omfattet af akkreditering.

Derudover udførte Økosamfundet Dyssekilde analyser af ammonium-kvælstof og nitrat-kvælstof i ind- og udløbsvandet af et 5 m³ vertikalt gennemstrømmet bassin (figur 2.2 nr.6.3) for at undersøge nitrifikationen i bassinet. Prøverne blev taget som stikprøver og analyseret spektrofotometrisk ved brug af Dr. Lange spektrofotometer og analysekits.

4 Resultater

4.1 Resultater fra første driftsperiode 1991-1993

Resultater fra perioden 1991-1993

I perioden fra september 1991 - april 1993 blev der foretaget månedlige analyser på stikprøver af spildevandet. Analyserne blev foretaget af DTU ved Thorkil Boisen og er nærmere beskrevet i Boisen 1995. Resultaterne vises i bilag 3, figur A. Den statistiske vurdering af resultaterne fremgår af bilag 2, tabel A. Alle resultaterne er vurderet som en kontrolperiode, der altså strækker sig fra 09.1991-04.1993.

Udløbskoncentrationerne målt i september 1991 til februar 1992 er på grund af ringe spildevandstil- og afledning målt ved udløb efter det horisontalt gennemstrømmede anlæg; men før filterrenden (figur 2.2 nr.11 og 12). Organisk stof er målt som COD. Målingerne på kvælstof er udført som ammonium-kvælstof, nitrit-kvælstof og nitrat-kvælstof. Der er ikke målt total-kvælstof. I figur A, bilag 3 er kun ammoniak-N og nitrat-N medtaget.

Spildevandets pH-værdi

Udløbsvandets pH-værdi ligger mellem 6.5-9.9 i perioden 1991-93. En surhedsgrad på 9.9 er ret basisk, og kan skyldes en målefejl. Indløbsvandets pH-værdi er ved samme lejlighed målt til 7.5. Den gennemsnitlige pH-værdi er på 7.7 i perioden.

4.2 Resultater fra Steins Laboratorium 1994-1998

Resultater fra perioden 1994-1998

Der er ikke målt på indløbsvandets indhold af de forskellige parametre fra april 1993 til januar 1999. Udløbsvandets fra Rensekilden er blevet analyseret af Steins Laboratorium fra 1994 til 1998. Resultaterne fremgår af bilag 3, figur B. I løbet af de fem år er der foretaget vandprøveudtagninger til analyse 24 gange. Dette burde være repræsentativt, da spildevandets opholdstid i anlægget er lang. Den statistiske vurdering af resultaterne ved brug af tilstands- eller transportkontrol fremgår af bilag 2, tabel B og C. Kontrolperioden er to-årig løbende fra 01. januar - 31. december.

I de første år er der ikke foretaget målinger af vandtemperaturen ved alle analyseudtagninger. Dette betyder, at det i disse tilfælde ikke er muligt at foretage en beregning af iltmætningsprocenten. Der er kun målt på ammoniak-N fra midten af 1996. Hvis der ved nogle datoer ikke er indtegnet data for alle parametre er det fordi, der ingen resultater foreligger. Ved analyseresultater angivet som "<x " er x anført som den målte værdi. Resultaterne er derfor altid angivet med den størst mulige værdi. Vandudledningen Q_{max} er ikke målt.

Dansk standard, som er benyttet til at analysere vandprøverne for de forskellige indholdsstoffer i det rensede spildevand, giver en vis analyseusikkerhed i måleintervallet (tabel 4.1).

Tabel 4.1 Tabellen viser usikkerheden ved analysering efter Dansk standard.

Parameter	BOD-5 modificeret	Oxygen	SS-tørstof	Total-P	Nitrit-nitrat-N	Total-N	Ammoniak kvælstof
Usikkerhed*	4.0%	0.5%	5.0%	5-10%	5.0%	2.0%	3.0%

*Værdien omfatter ikke usikkerheden ved prøvetagningen.

Spildevandets pH-værdi

Udløbsvandets surhedsgrad målt som pH ligger mellem 7.6-8.1

4.3 Resultater fra 1999

Resultater fra 1999

I 1999 målt ved stikprøver spildevandets indhold af organisk stof, målt som BOD-5, total-fosfor, nitrit-nitrat-N og total-N gennem anlægget. Resultaterne fremgår af bilag 3, figur C. Den statistiske vurdering af resultaterne fremgår af bilag 2, tabel B og C og er beskrevet i afsnit B.1, bilag 3. Derudover målt på indholdet af termotolerante coliforme bakterier, der anvendes som indikatorer for patogener. Resultatet ses i tabel 4.2.

Tabel 4.2 Indhold af termotolerante coliforme bakterier

Tabel 4.2 Reduktionen af termotolerante coliforme bakterier gennem Rensekilden i 1999.

Prøvetagningssted	Indløb	Sandfang	Udløb lille pileanlæg	Renseeffektivitet	Udløb store pileanlæg	Renseeffektivitet
Dato	antal*10 ⁵ pr.100ml	antal*10 ⁵ pr.100ml	antal pr.100ml	%	antal pr.100ml	%
12.01.99	170	230	3300000	80.59	4900	99.97
29.03.99	2.3	0.79	1700	99.26	8	100
04.05.99	24	16	1300	99.95	49000	97.96
07.06.99	160	17	33000	99.79	1800	99.99
30.06.99	160	160	1300	99.99	170	100
09.08.99	24	2.8	5	100	-	100
06.10.99	920	13	1300	100	1	100
03.11.99	92	4.6	9200	99.90	22	100
02.12.99	130	24	130000	99.00	1	100

4.4 Resultater og beskrivelse af resultater 1991-99

Organisk stof

Resultaterne fra perioden 1991-1999 viser, at Rensekilden renser effektivt for organisk stof (figur A.1, B.1, C.1, bilag 3). Den største fjernelse sker i det første rensetrin (de vertikalt gennemstrømmede bassiner (figur 2.2 nr.6-7)).

Uopløst materiale

Der er målt på koncentrationen af uopløst stof i udløbsvandet i perioden fra 1994-98 (figur B.2, bilag 3). I de første år overholdes udlederkravet på 15 mg/l. Der ses en tendens til øget udledning i slutningen af perioden (ultimo 1997-1998).

Iltindhold

I de første år af Rensekildens drift er det senere givne krav om 60% iltmætning i udløbsvandet ikke overholdt, og kun i godt halvdelen af målingerne iltes vandet gennem anlægget (figur A.2-3, bilag 3). Fra 1994 overholdes udlederkravet

(figur B.3-4, bilag 3).

Kvælstof

I de første år af Rensekildens drift er kvælstoffjernelsen ikke særlig effektiv (figur A.4-5, bilag 3). Der ses i hele driftsperioden 1991-99 en god nitrifikation i anlægget og en bedre nitrifikation fra marts/april - oktober end fra november - februar/marts. Ligeledes er der en bedre kvælstoffjernelse ved denitrifikation i sommerperioden (figur A.4-5, B.5-7 og C.2, bilag 3). Af figur C.2.4 ses, at nitratudledningen fra store pileanlæg (figur 2.2 nr.9) er konstant over året. Der ses kvælstofomsætning og -fjernelse allerede i de vertikalt gennemstrømmede bassiner (figur 2.2 nr.6-7). Både når spildevandet løber via det store og lille pileanlæg, ses en yderligere kvælstoffjernelse, dog lidt bedre fjernelse via det store pileanlæg (figur C.2, bilag 3).

Fosfor

Rensekildens fosforbindende kapacitet er udnyttet efter de første tre års drift, og der ses en konstant udledning af fosfor i måleperioden 1994-98 (figur B.8, bilag 3). I 1999, hvor der er målt på udløbet fra både det lille og store pileanlæg, ses, at der i det store pileanlæg finder en fosfortilbageholdelse sted (figur C.3, bilag 3). Dette indikerer, at den fosforbindende kapacitet i dette bassin (figur 2.2 nr.9) endnu ikke er fuldt udnyttet.

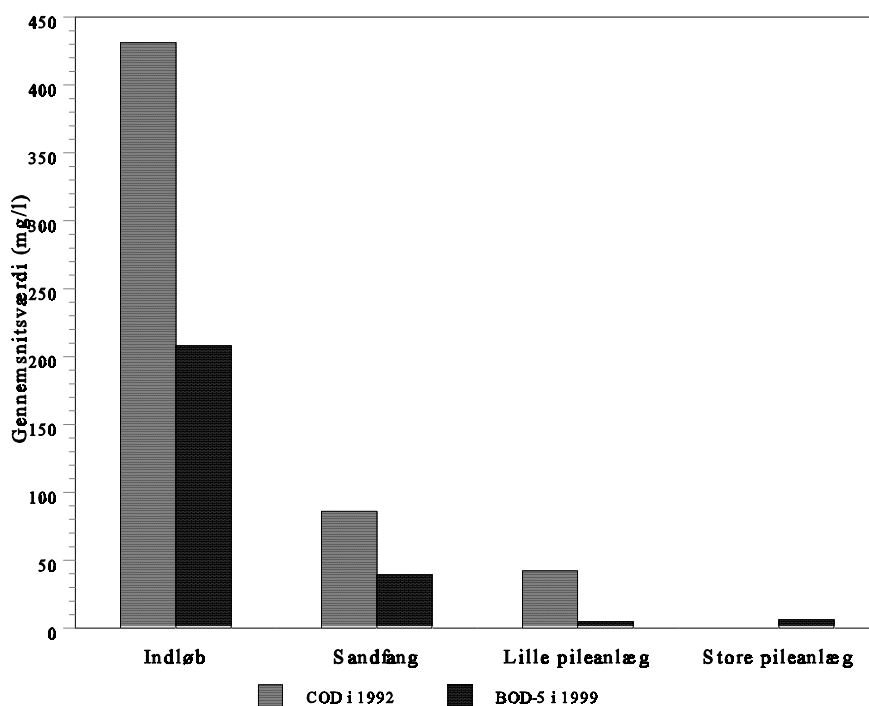
Termotolerante coliforme bakterier

Der ses en reduktion af termotolerante coliforme bakterier gennem Rensekilden. Den største reduktion ses i vinterperioden, og når spildevandet gennemløber det store pilebassin (tabel 4.2).

Resultater 1991-1999

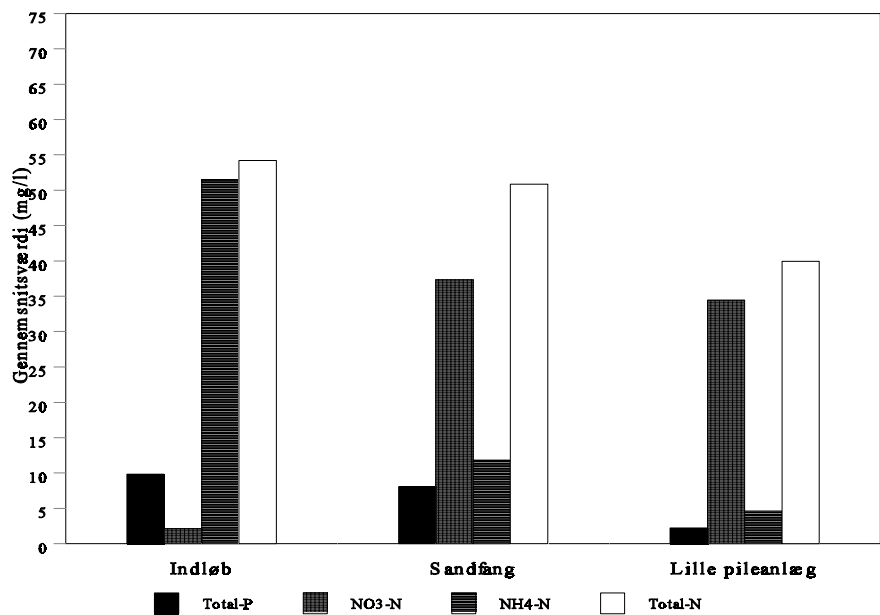
For at vurdere effektiviteten af Rensekilden fra etableringen i 1991 og frem til 1999 er resultaterne fra de tre måleperioder afbildet i figur 4.1-4.3.

Figur 4.1 Reduktion af spildevandets indholdsstoffer via Rensekilden i 1992 og 1999



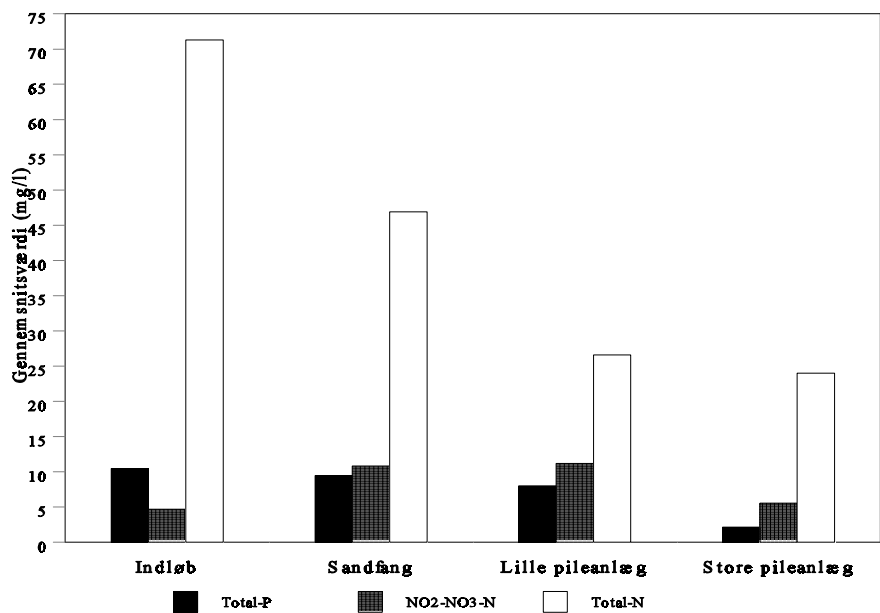
Figur 4.1.1 Rensekildens reduktion af organisk stof, målt som COD i 1992 og målt som BOD-5 i 1999.

Figur 4.1.2 Reduktionen af spildevandets indholdsstoffer via Rensekilden i 1992



Figur 4.1.2 Rensekildens reduktion af total-fosfor, nitrat-N, ammonium-N og summen af nitrit-N, nitrat-N og ammonium-N betegnet som total-kvælstof i 1992. Der blev ikke målt på indholdet af organisk bundet kvælstof, derfor medtages denne parameter ikke, og i øvrigt formodes indholdet at være lavt.

Figur 4.1.3 Reduktion af spildevandets indholdsstoffer via Rensekilden i 1999

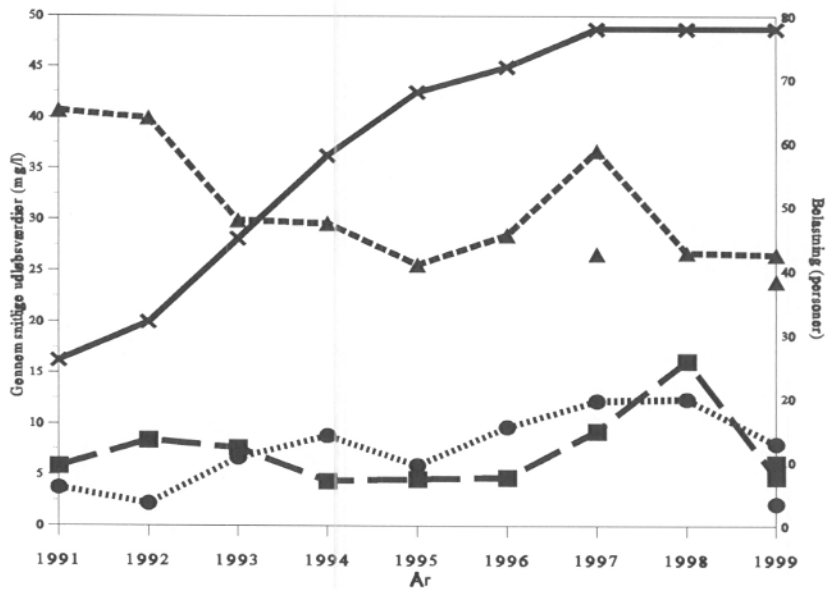


Figur 4.1.3 Rensekildens reduktion af total-fosfor, nitrit-nitrat-N og total-kvælstof i 1999.

Beskrivelse af figur 4.1

Der ses både i 1992 og 1999 en god reduktion for organisk stof (figur 4.1.1). Der ses i 1999 en bedre kvælstoffjernelse, da nitrat-N ved udløb i 1999 (figur 4.1.3) er lavere end i 1992 (figur 4.1.2). Det samme gælder for total-kvælstof. Allerede i de vertikalt gennemstrømmede bassiner (figur 2.2 nr.6-7) ses der en fjernelse af kvælstof i 1999. For total-fosfor er reduktionen via Rensekilden større i 1992 end i 1999. Der ses en vis fosfortilbageholdelse i store pileanlæg i 1999 (figur 4.1.3).

Figur 4.2 Gennemsnitlig udløbskoncentration/år

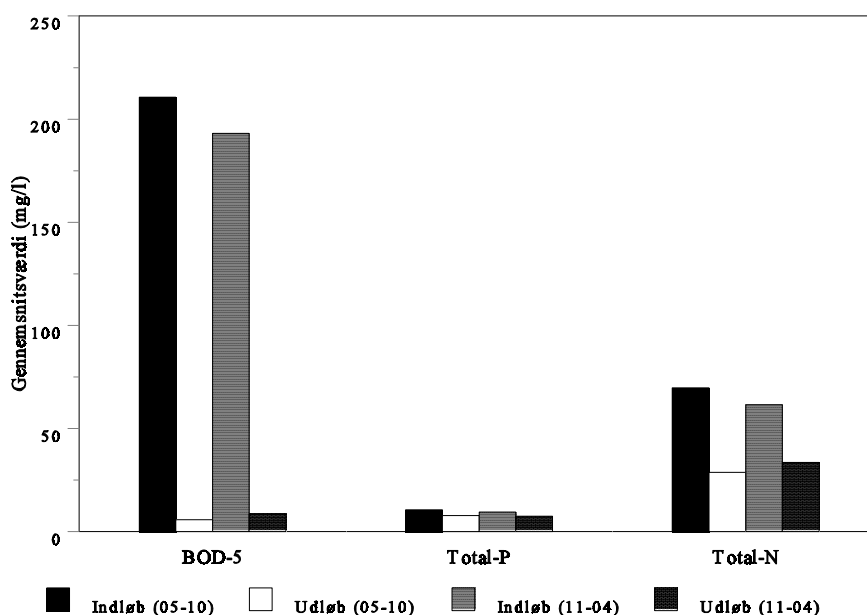


Figur 4.2 Gennemsnitlige udløbskoncentrationer (mg/l) pr. år af BOD-5 (■), total-N (▲) og total-P (●) fra 1991-1999 samt ændringen i belastning (×), målt som antal personer, der er tilsluttet Rensekilden, i samme periode. I 1999 er der analyseret på udløbsvandet fra både det lille og store pileanlæg. De gennemsnitlige udløbskoncentrationer via det store pileanlæg i 1999 er vist i enkeltpunkter (■ BOD-5, ▲ Total-N, ● Total-P). Ved at fjerne den maksimale udledning af total-N i 1997 fås den viste gennemsnitlige udløbskoncentration af total-N (▲) i 1997. I årene 1991-93 er organisk stof målt som COD. Den viste BOD-5-koncentration er $1/5 \cdot \text{COD}$ -koncentrationen. Samtidig er total-N-koncentrationen i årene 1991-93 summen af nitrit-N, nitrat-N og ammonium-N. Der blev ikke målt på organisk bundet kvælstof, derfor medtages den ikke, og i øvrigt formodes indholdet at være lavt.

Beskrivelse af figur 4.2

Der ses en stigning i belastningen fra 1991-1997. Samtidig ses for total-N et fald i udløbskoncentrationen. Fosforkoncentrationen i udløbsvandet er stigende i perioden. I 1999 ses, at når spildevandet gennemløber det store pileanlæg, er der en bedre fosfortilbageholdelse i Rensekilden. Rensningen for organisk stof blev forbedret efter de første tre år. Fra 1994-1996 er udløbskoncentrationen af BOD-5 konstant, hvorefter der ses en øget udledning. I 1999 ses et fald i udløbskoncentrationen af organisk stof. Der er ikke væsentlig forskel på om spildevandet løber via det lille eller store pileanlæg.

Figur 4.3 Årstidsvariationen i ind- og udløbskoncentrationen



Figur 4.3 Gennemsnitlige ind- og udløbskoncentrationer (mg/l) henholdsvis sommer (05-10) og vinter (11-04) af BOD-5, total-N og total-P. Indløbsværdierne er målt i perioderne 1991-93 og 1999. Udløbsværdierne er målt i årene 1991-1999. I årene 1991-93 er organisk stof målt som COD. Den viste BOD-5-koncentration er $\frac{1}{2}$ *COD-koncentrationen ved indløb og $\frac{1}{5}$ *COD-koncentrationen ved udløb. Samtidig er total-N-koncentrationen i årene 1991-93 summen af nitrit-N, nitrat-N og ammonium-N. Organisk bundet kvælstof er ikke målt og medtages derfor ikke.

Beskrivelse af figur 4.3

Indløbsværdien af organisk stof, målt som BOD-5, total-P og total-N er højere i sommerhalvåret (05-10) end i vinterhalvåret (11-04). Samtidig er renseseffektiviteten større om sommeren end om vinteren, så der i sommerperioden udledes mindre BOD-5 og total-N end i vinterperioden. Udledningen af total-P er nogenlunde konstant over året.

4.5 Yderligere resultater

Urinjernelsesforsøg

I 1995 lavede man et lille eksperiment i Økosamfundet Dyssekilde. Forsøget gik ud på, at de indbyggere, der meldte sig, skulle undgå at tilleder urin til Rensekilden. Dvs., at de separerede urinen fra resten af spildevandet, hyppigst ved at urinere i en særskilt potte eller udendørs. Forsøgsperioden er fra den 10.02-01.04.1995; det vides ikke, hvor mange der deltog. Der ses nogen effekt. En vandanalyse taget den 17.02.95 viste et kvælstofindhold total-N på 19.4 mgN/l og et indhold af fosfor total-P på 8.8 mg/l. Total-kvælstofkoncentrationen målt af Steins Laboratorium i marts 1995 viser en kvælstofkoncentration på 24 mgN/l, hvad der er lavere end mængden målt i marts 96 og 97; men ikke i 1998 (figur B.5, bilag 3).

Hygiejniseringsforsøg

I efteråret 1995 blev der lavet et forsøg på at hygiejniserer det rensede spildevand. Der blev lavet en forsøgsopstilling med nogle hollandsk producerede biofiltre leveret af Binau Agentur. De benyttes normalt til at rense overfladevand til drikkevand med. Filtrene virker ved mekanisk at tilbageholde bakterier, så spildevandet frafiltreres evt. sygdomsfremkaldende bakterier og på

den måde hygiejniseres. Mikrofilteret installeredes i efteråret 1995. Spildevandet opsamledes i brønden, der modtager spildevand fra pilebassinerne og leder det videre til drænrenden. En pumpe ledte en del af det rensede spildevand til filteret, og vandet løb derfra videre via en trykbeholder til en regnvandssø. Hvis filteret virkede kunne vandet fra denne benyttes til vandingsformål.

Filteret var ikke effektivt, da det ikke lod vandet løbe igennem med den krævede hastighed. Derved forblev det rensede spildevand fra Rensekilden uhygiejniseret. Kapaciteten af filteret viste sig at være alt for lille, da det leverer 1 m³ vand/døgn/filter. Samtidig var der et stort energiforbrug på ca. 0.5 kWh/time, hvad der for Rensekilden betød, at energiforbruget ville blive 72 kWh/døgn. Så hygiejniserings-ideen blev droppet igen.

Fosforfældningsforsøg

Der blev i efteråret 1996 lavet nogle forsøg med fosforfældning, se bilag 4. Resultaterne var ikke signifikante; men der ses dog et fald i den målte totalfosformængde målt af Steins Laboratorium den 28.08.96, den 18.10.96 og den 14.11.96 under forsøgets udførelse (figur B.8, bilag 3).

Nitrifikationsforsøg 1999

I sommeren 1999 blev der målt på nitrifikationen i et vertikalt gennemstrømet bassin (figur 2.2 nr.6.3) belastet et døgn efterfulgt af en fem døgn hvileperiode eller konstant belastet med 1/6 af spildevandsmængden. Resultatet viste en bedre nitrifikation ved vedvarende belastning i forhold til belastning efterfulgt af hvileperiode. Dette medførte en ændret drift af Rensekilden, så alle de seks øverste bassiner (figur 2.2 nr.6) er vedvarende belastet med en sjettedel af spildevandsmængden.

Rensekildens elforbrug

Rensekildens elforbrug er løbende registreret og fremgår af tabel 4.3. Registreringsdatoerne har været en smule forskudt fra år til år, så energiforbruget er tilnærmelsesvis årligt registreret; men kan løbe udover et år eller være under et år. Der foreligger ingen måling på Rensekildens elforbrug i 1999, da der aftappedes en del strøm til bygningsarbejder via samme tæller.

Tabel 4.3 Rensekildens elforbrug

Tabel 4.3 Rensekildens elforbrug.

År	Elforbrug (kWh/år)	Elforbrug pr. person (kWh /person)	Elforbrug pr. m ³ rensed spildevand (kWh/m ³)
1993	224	4.98	0.19
1994	221	3.81	0.15
1995*	246	3.62	0.14
1996	249	3.46	0.14
1997	291	3.73	0.15
1998	361	4.63	0.18
Gennemsnitsværdier		4.04	0.16

* Værdien er en gennemsnitsværdi for årene 1993+'94+'96+'97, da elforbruget aflæst til 355 kWh i 1995 inkluderede et hygiejniseringsforsøg med et stort elforbrug. Belastningen i form af personer og vandmængde (m³), der renses, fremgår af tabel 5.2.

Tabel 4.4 Tømning af bundfældningstanke

Tabel 4.4 Tømning af bundfældningstanke.

Bundfældningstankene er blevet tømt på følgende datoer:

Dato	05.11.94	13.10.95	27.08.96	30.09.97	30.09.98	22.07.99
------	----------	----------	----------	----------	----------	----------

Analysedage tættest på tømning af bundfældningstanke:

Dato før	29.10.94	21.09.95	20.03.96	10.09.97	05.08.98	30.06.99
Dato efter	17.11.94	13.12.95	28.08.96	26.11.97	06.11.98	09.08.99

Tabel 4.5 Rensekildens gennemsnitlige nedbørsmængde

Tabel 4.5 Nedbørstabel.

Måned	Januar	Februar	Marts	April	Maj	Juni	Juli	August	September	Oktober	November	December	I alt (mm)
*Gennemsnitlig månedlige nedbørsmængde (mm)	41	27	36	36	39	50	63	64	62	55	56	52	581

* Den gennemsnitlige nedbørsmængde er beregnet ud fra en 30-årig periode (1961-90). Værdierne gælder for Station 30105 Frederiksværk, som er den station, der ligger tættest på Økosamfundet Dyssekilde. (Frich *et al.* 1997)

Flora og fauna

I årene fra 1996-98 har man i bassinnr. 6,7 og 11 (figur 2.2) satset på at få plantet tagrør *Phragmites* sp., så tagrør er nu dominerende. I starten satset man på at få en naturlig vegetation; men det blev aldrig rigtig vellykket. Vegetationen er ikke undersøgt nærmere gennem anlæggets drift. Men man fandt dog, at tagrør er effektive til at fordampe vand og hindre tilstopning med slam. I bassinnr. 9 og 13 (figur 2.2) er der plantet pil *salix* sp.. Der har ikke været en decideret faunaundersøgelse; men *Tubifex* ses i sandfangsbrønden, hvor der i starten også sås blå-grønne alger. De ses dog ikke efter, at der er blevet lagt låg på sandfangsbrønden (figur 2.2 nr.8). Der har ikke været myggeplage fra anlægget.

Hygiejne

Der har ikke været konstateret tilfælde af sygdomme grundet arbejde med eller ved Rensekilden. Folk har dog klaget over forkølelser efter lugearbejdet i forårsmånederne; men det behøver ikke at skyldes spildevandet, en anden relevant årsag kan være kulde. Hvis folk fryser, nedsættes immunforsvaret, og forkølelsesvira får nemmere overtaget i den kolde krop, hvad der kan medføre, at folk oplever en forkølelse. I 1999 målttes indholdet af termotolerante coliforme bakterier i Rensekilden. Resultatet fremgår af tabel 4.2.

5 Diskussion

5.1 Vurdering og diskussion af målemetoder, resultater og af anlæggets effekt

<i>Resultaternes anvendelighed</i>	Ved at udtage prøver til analyse som stikprøver eller døgnproportionale stikprøver kan man evt. have ramt mange atypiske målinger og have undgået mange typiske målinger. Derfor kan det ud fra de forskellige analyser og forsøg være svært at konkludere et signifikant resultat. Men da opholdstiden i anlægget er lang, er det forsvarligt ud fra de forskellige resultater at postulere nogle tendenser, der kommer til udtryk ved en tolkning af resultaterne.
<i>Stikprøvers anvendelighed</i>	I 1991-93 og 1999 er de analyserede prøver udtaget som stikprøver. Dette må antages at være forsvarligt, da spildevandets opholdstid i Rensekilden er forholdsvis lang. Samtidig fungerer bundfældningstanken som en slags buffer, hvor spildevandet opholder sig i knap to døgn, hvorved der vil ske en opblanding af spildevandet. Derved formodes det, at øjeblikksbelastninger undgår at blive registreret i måleresultaterne. Af figur C, bilag 3 fremgår, at indløbskoncentrationen af de forskellige parametre er forholdsvis konstant, hvad der indikerer at stikprøveudtagning er forsvarligt.
<i>Statistisk vurdering</i>	Ved statistisk at vurdere resultaterne ved tilstandskontrollen (bilag 2) kontrolleres, at udlederkravet for en given parameter overholdes i mindst 80% af tiden (DIF's anvisning 1981). Bruges transportkontrol til at vurdere resultaterne, er det gennemsnitsmængden pr. døgn, der kan accepteres i udløbsvandet (DIF's anvisning 1981). Ved stor standardafvigelse vil det normalt være reelt at bedømme resultaterne efter at have fjernet det største og mindste måleresultat og derved gøre afvigelsen mindre. Det følgende er diskuteret ud fra de resultater, der foreligger og med en formodning om, at de viser en sand tendens for Rensekildens effektivitet.
<i>Fordeling af analyser over året</i>	Hvis planternes vækstperiode antages at ligge fra og med april til og med oktober måned ses af måledatoerne, at der er udført lige mange målinger i planternes vækstperiode som udenfor nemlig 26 i hver periode. I månederne fra og med april til og med oktober måned ligger vandtemperaturen i udløbsvandet på nær den 29.10.94, hvor vandtemperaturen er 7.3 C, over 8 C (figur A.7 og B.9, bilag 3). Af temperaturmålingerne udført i den første tid af anlæggets drift ses, at indløbstemperaturen på nær i to tilfælde (06.92 og 09.92) er højere end temperaturen i udløbsvandet (figur A.7, bilag 3). Altså vil renseprocesserne i vækstperioden have foregået ved vandtemperaturer over 8 C. Det betyder, at halvdelen af analyserne er udført, når anlægget må formodes at have den største mikrobielle aktivitet, og når alger og planter udnytter flest næringsstoffer til vækst.
<i>Rensekildens belastning</i>	Rensekildens brugere er miljøbevidste og sparer meget på vandet. En del af reduktionen i vandforbruget skyldes, at størstedelen af beboerne ikke vasker tøj i boligen; men i et fællesvaskeri, der ikke leder spildevand til Rensekilden. Samtidig har nogle beboere valgt at benytte komposttoiletter og urinseparerende toiletter. Derved reduceres boligens vandforbrug, og samtidig reduceres spildevandets indhold af organisk stof og næringsstoffer (tabel 5.1 og tabel 5.2). Rensekildens pumpe har en pumpehyppighed, der indikerer, at hver person tillæder 70 l spildevand pr. døgn til Rensekilden.

Tabel 5.1 Husspildevandets fordeling

Tabel 5.1 Tabel over husspildevandets fordeling hos gennemsnitspersonen.

Indhold	Toilet (g/p/d)	Køkken (g/p/d)	Baderum (g/p/d)	Vaskerum (g/p/d)	I alt (g/p/d)	I alt* (g/p/d)
Organisk stof (BOD-5)	20	17	5	3	45	60
Kvælstof (Kj.-N)	11	0.6	0.3	0.2	12.1	13
Total-fosfor	1.6	0.3	0.6	1.3	3.8	2.5
Suspenderet stof	30	13	3	2	48	

(Byggforskningen, 1967 citeret i Winther *et al.* 1998; *efter Vejledning fra Miljøstyrelsen, nr. 1 1999)

Målinger fra 1999 viser, at det spildevand, der tilledes Rensekilden, indeholder en mindre mængde stoffer end landets gennemsnitlige spildevand efter bundfældningstanken (tabel 5.3). Tilledningen af organisk stof og fosfor udgør ca. af normalmængden. Rensekildens kvælstoftilledning er ca. 40% af gennemsnitlig spildevand. En del af den reducerede tilledning af stoffer i tilløbsvandet til Rensekilden skyldes, at beboerne udviser en fornuftig husholdning i henhold til bilag 6. Den nedsatte mængde af organisk stof målt som BOD-5 i tilløbsvandet til Rensekilden kan forklares ved, at beboerne udviser en fornuftige husholdning (bilag 6), som reducerer udledningen af organisk stof (BOD-5), samt at en del af beboerne (knap 13%) har komposttoiletter (tabel 5.2). Godt 44% af det organiske stof i husholdningen udledes via toilettet (tabel 5.1). Den nedsatte mængde af fosfor i spildevandet kan forklares ved, at den tøjvask, der foregår, stort set er ved brug af fosfatfrit vaskepulver, samt som nævnt fællesvaskeri uden tilløb til Rensekilden. Af tabel 5.1 fremgår det, at 34% af husspildevandets fosforindhold stammer fra vaskerum. Normalt bidrager toilettet med 75% af fosforindholdet (Miljøstyrelsen 1999) og 90% af kvælstofindholdet i husspildevand (tabel 5.1), dette medvirker også til at forklare det reducerede indhold af disse stoffer i Rensekildens tilløbsvand. Alligevel er spildevandet til Rensekilden ikke meget "tyndere" end gennemsnitsdanske spildevand, da spildevandstilledningen er ca. 50% af gennemsnitsdanske, som udleder ca. 150 liter spildevand pr. person pr. døgn (Miljøstyrelsen 1999).

Tabel 5.2 Økosamfundets beboelsesgrad og Rensekildens belastning.

Tabel 5.2 I starten af 1990'erne blev de første boliger bygget i Økosamfundet Dyssekilde. Tabellen viser antal beboere, boliger og Rensekildens belastning fra 1991 til 1999.

År	Beboere	Boliger	Rensekildens vandtilledning (liter/døgn)	Brugere af vaske-maskiner	Brugere af kompost-toiletter	Brugere af urin-separerende toiletter
1991	26	11	1820	0	0	0
1992	32	11	2240	8	0	0
1993	45	19	3150	10	0	0
1994	58	25	4060	10	5	0
1995	68	32	4760	15	5	0
1996	72	32	5040	16	9	0
1997	78	33	5460	16	9	0
1998	78	37	5450	16	10	2
1999	78	38	5460	16	10	2

Belastning i personækvivalenter

Rensekilden har i anlæggets driftsperiode oplevet en stigning i belastningen, da indbyggertallet i Økosamfundet Dyssekilde er øget fra 26 beboere i 1991 til 78 beboere i 1997. Vandmængden, der gennemløber anlægget, er dermed steget fra ca. 2 til 6 m³ pr. døgn i perioden (tabel 5.2). Af tabel 5.3 ses den gennemsnitlige koncentration af indløbsvandet til Rensekilden. Omregnes denne til personækvivalenter (PE) fås for organisk stof (BOD-5) en spildevandstilledning svarende til 19 PE, for total-N svarende til 30PE og for total-P en spildevandstilledning svarende til 23 PE. Det betyder, at trods et personantal på 78 personer tilledes kun en belastning svarende til ca. 24 PE. Dette skyldes Økosamfundet Dyssekildes beboeres "fornuftige husholdning", miljøbevidste adfærd, brug af sorterende toiletter og afsidesliggende vaskeri.

Tabel 5.3 Mængden af indholdsstoffer i Rensekildens indløbsvand.

Tabel 5.3 Mængden af indholdsstoffer i Rensekildens spildevand ved indløb mod normal spildevands indhold af forurenende stoffer.

Spildevandets indhold	BOD-5	Total-P	Total-N
Gennemsnitsspildevand* (g/p/d)	60	2.5	13
Bundfældning reducerer** (%)	30	10	10
Efter bundfældning (g/p/d)	42	2.25	11.7
Rensekildens spv. konc. ved indløb*** (mg/l)	208	10.49	71.30
Tilledning ved et vandforbrug på 70 l/p/d (g/p/d)	14.56	0.73	4.99

* Fra Vejledning fra Miljøstyrelsen nr. 1 1999. **Jørgensen *et al.* 1992 vist i tabel 5.5. ***Fra resultatafsnit 4.4, figur 4.1.1 og 4.1.3.

Dimensionering

Rensekilden blev i første omgang dimensioneret til 60 PE. Det var fra begyndelsen planlagt til at blive udbygget til 250 PE; men er aldrig blevet det. Det senere etablerede store pileanlæg fungerer som en alternativ rute. Ved en effektiv udnyttelse af anlægget burde der være kapacitet til en fortsat stigning i belastningen.

Organisk stof

Anlægget har en god effektivitet med hensyn til at rense for organisk stof. Renseeffektiviteten er blevet forbedret over årene (Tabel 5.4). Der ses dog en tendens til øget udledning af organisk stof i 1997-98 (figur B.1, bilag 3). Det ser ud til, at rensningen for organisk stof i 1999 er forbedret efter, at den nye driftsform blev indført den 27.06.99 (Figur C.1, bilag 3).

Tabel 5.4 Renseeffektivitet

Tabel 5.4 Rensekildens rensningseffektivitet (%) i de tre første driftsår (1991-93) og efter otte års drift (1999).

År	Renseeffektivitet (%)			
	BOD-5	Total-N	Total-P	
1991	96.05	41.24	39.68	
1992	95.99	26.55	69.07	
1993	96.27	30.89	45.31	
1999	Lille pileanlæg	97.69	62.69	23.36
	Store pileanlæg	97.01	66.34	79.22

Uopløst stof

Fjernelsen af suspenderet stof er ikke målt i de første tre år af anlæggets drift. Der ses en tendens til en øget udledning fra 1997 (figur B.2). Ved regnskyl kan der ske overfladeafstrømning af suspenderet stof. Men det er ikke muligt at bedømme om stor nedbørsmængde er årsagen til den øgede udledning. De to af de maksimale målte udløbskoncentrationer (08.96 og 11.97) ligger efter tømning af bundfældningstanken; medens målingerne af høj udløbskoncentration i maj og august 1998 ligger lige før tømning af bundfældningstanken (tabel 4.4). En stor fjernelse af suspenderet stof skulle ske mekanisk allerede i bundfældningstanken (tabel 5.5). En fuld bundfældningstank kan udlede større mængder uopløst stof, samtidig kan tømning af bundfældningstanken give anledning til øget udledning af suspenderet stof; men dette skulle ikke være tilfældet med den benyttede tømningstype, hvor tanken tømmes fuldstændigt. Det er ikke muligt umiddelbart at konkludere årsagen til de store udledninger af suspenderet stof i de seneste år, bortset fra at Rensekildens dimensionering må være nået med den benyttede driftsform. Den nye driftsform indført i juni 1999 har formodentlig ændret dette; men indholdet af suspenderet stof i udløbsvandet er ikke bedømt i 1999.

Tabel 5.5 Fjernelse i bundfældningstank

Tabel 5.5 Tabellen viser, hvor stor en del af spildevandets forskellige parametre, der normalt fjernes i bundfældningstanke.

Parameter	Renseeffekt (%)
Organisk stof (BOD-5)	30
Suspenderet stof	50
Total-kvælstof	10
Total-fosfor	10
Ammoniak-N	0

(Jørgensen *et al.* 1992)

Ilt

Hvis mængden af ilt i det rensede spildevand sammenlignes med mængden af organisk stof ses en god korrelation, idet en lav iltkoncentration medfører en øget udledning af organisk stof (figur A.2, A.1, B.3 og B.1, bilag 3).

Vandet iltes via vandtrappen

Iltmætningsprocenten er klart forbedret fra målingerne i 1993 til målingerne i 1994 (figur A.3 og B.4, bilag 3). I begyndelsen af anlæggets drift var vandtrappen blot en sort plastikduk lagt på jorden. I september 1993 blev vandtrappen med Virbela strømskåle (Flowforms) etableret, og der ses i målingerne fra 1994 en øgning i udløbsvandets iltkoncentration (figur B.4, bilag 3). Strømskålene er udformet, så de tillader vandet at strømme i en 8-tals bevægelse, og derved løber vandet over et stort overfladeareal. Det betyder, at det areal vandet gennemløb i den første vandtrappe var mindre end efter etableringen af de fem Virbela strømskåle, og kontakttiden med atmosfærens ilt er derfor øget efter 09.93.

Betydning af vandtrappens placering

Den øgede iltning af vandet har dog næppe betydning for rensningen af spildevandet, da vandtrappen er placeret på et sent stadium i rensningsprocessen. Til gengæld kan man nærmest sige tværtimod, da iltningen af spildevandet foregår lige inden det overdækkede bassin, hvor man forventer, at denitrifikationen skal finde sted under iltfrie forhold. Der er dog set en øget kvælstoffjernelse evt. ved denitrifikation i anden måleperiode (1994-99) i forhold til i første måleperiode (1991-93), så de iltfrie forhold i det overdækkede bassin må formodes at være tilstede i et vist omfang. Dog kan den øgede iltning af vandet i vandtrappen

have betydning for, at amtets krav mht. et iltindhold over 60% i udledningsvandet overholdes (tabel B, bilag 2). Hvis det var fysisk muligt ville det være en fordel at flytte vandtrappen til efter pileanlæggene for at bibeholde en høj iltning af udløbsvandet; men det tillader topografien ikke, hvis det naturlige fald skal opretholdes.

Kvælstofomsætning

Af figur 4.3 fremgår, at fjernelsen af kvælstof varierer over året og er størst i sommerhalvåret. Rensekildens renseseffekt er altså årstidsbetinget, hvad der indikerer, at kvælstoffjernelsen skyldes nitri- og denitrifikation, som er temperaturafhængige processer. I begyndelsen af anlæggets driftsperiode er der en meget effektiv nitrifikation, og i over halvdelen af målingerne overholdes det senere givne udlederkrav for ammonium-ammoniak-N (figur A.4-5, bilag 3). Desværre er der ikke målt på ammoniak-N igen før i august 1996, hvor udlederkravet overskrides. Der ses dog en effektiv nitrifikation i sommermånederne (figur B.6, bilag 3). I sommerperioden er temperaturen højst sandsynlig medvirkende til, at nitri- og denitrifikationen forløber. Der ses en øget omsætning af kvælstof ved vandtemperaturer over 10 °C (figur A.4-5, figur B.5-7, figur A.7 og figur B.9, bilag 3). Dette må siges, at være som forventet, da nitrifikationsprocessen er nedsat udenfor temperatur-intervallet 10-40 °C, og processen er lavere ved jo lavere en temperatur (Henze *et al.* 1992).

Konkurrence mellem mikroorganismer

Årsagen til den øgede udledning af ammoniak-N kan skyldes, at de nitrificerende bakterier ved stor koncentration af organisk stof skal konkurrere om ilten med de bakterier, der nedbryder det organiske stof (Hiley 1995). Pilotforsøg har vist, at nitrifikationen forøgedes med koncentrationsfaldet af organisk stof, og at en umættet zone øgede nitrifikationen med 25-30% (White 1995). Rensekildens trin med vertikalt gennemstrømmede bassiner med stødvis belastning (umættede perioder) må siges at have netop denne funktion, da de to trin gør det muligt at fjerne en stor del organisk stof i 10 m² bassinerne (figur 2.2 nr.6), hvorefter de nitrificerende bakterier får mindre konkurrence i 7 m² bassinerne (figur 2.2 nr.7), hvad der skulle give gode muligheder for nitrifikation. Rensekildens belastning er øget med 27 personer fra 1993 til 1996, og grundet den øgede spildevandsmængde formår de nitrificerende bakterier måske ikke at nitrificere al den tilledte og frigjorte ammoniak-N i konkurrence med de mikroorganismer, der nedbryder organisk stof.

Ændret driftsform

Den ændrede drift af Rensekilden fra 06.99, hvor de vertikalt gennemstrømmede bassiners belastning ændredes fra to døgnbelastning med den halve spildevandsmængden efterfulgt af fire hviledøgn til en vedvarende belastning af alle bassiner med en sjettedel af spildevandsmængden, har nedsat konkurrencen mellem mikroorganismene. Dette øger nitrifikationen. Samtidig er der organisk stof og iltfrie forhold tilstede, der muliggør denitrifikation allerede i de øverste bassiner (figur 2.2 nr.6-7, figur C.2, bilag 3)

Surhedsgradens påvirkning af kvælstofomsætningen

En anden faktor, der har indflydelse på nitrifikationsprocessen er pH-værdien. Den optimale nitrifikation forløber ved pH mellem 8 og 9 (Henze *et al.* 1992). pH-værdien kan være lavere i substratet end i vandfasen; men ud fra måleresultaternes udløbsværdier for pH er det svært at konkludere surhedsgradens indflydelse på nitrifikationen. Selve nitrifikationsprocessen er dog med til at nedsætte pH-værdien.

Kvælstoffjernelse

Kvælstoffjernelsen (denitrifikation og planteoptag) forløber ringe i anlæggets første driftsperiode og frem til 04.93 (figur A.5, bilag 3). Herefter er der et års pause i målingerne; men også fra 04.94 og fremefter ser der ud til at ske en

effektiv kvælstoffjernelse i sommerperioden (figur B.7 og B.5, bilag 3). I de første år af anlæggets drift var planterne i anlægget ikke ordentlig etableret, en del af anlæggets nitratfjernelse efter 04.93 kan altså skyldes planteoptag såvel som denitrifikation. I 1995 blev denitrifikationsbassinet, dvs., det horisontalt gennemstrømmede anlæg overdækket (figur 2.2 nr.11). Dette skulle øge temperaturen og dermed denitrifikationsprocesserne. Overdækningens virkning kan dog ikke ses af måleresultaterne. Resultaterne for total-N-udledningen i perioden 1994-99 viser en øget kvælstoffjernelse i anlægget (tabel B-C, bilag 2, tabel 5.4). Dette er sammenfaldende med øget organisk stoftilførsel, som kan medføre mulighed for øget denitrifikation. Af figur 4.1.3 fremgår, at den gennemsnitlige kvælstoffjernelse er bedre, når spildevandet løber via det store pileanlæg end via vandtrappen og det lille pileanlæg. Det kan skyldes, at spildevandet i vandtrappen afkøles, og de temperaturafhængige nitri- og denitrifikationsprocesser hæmmes. Samtidig iltes vandet via vandtrappen. Der kan også være mere organisk stof tilstede i det store pileanlæg, grundet ned- og henfaldne blade fra pilebevoksningen i det 300 m² store bassin i forhold til ruten via vandtrappen på ca. 80 m².

Fosforfjernelse

Der må forventes en lille fosforfjernelse ved planteoptag (ca.1%). Rensekilden vil ikke have mange fosfor-akkumulerende organismer, da der altid er enten ilt eller nitrat tilstede, og fosforfjernelse sker derfor ikke via disse. Den største fosforfjernelse sker ved binding til jordpartikler; men kun indtil alle jordpartikler i anlægget er mættede. Dette ser ud til at ske allerede i den første forsøgsperiode (figur A.6, tabel 5.4)(Boisen 1995). I anden måleperiode er udledningen af fosfor nogenlunde konstant, med en svag stigning stort set svarende til stigningen i personækvivalentbelastningen af Rensekilden (figur B.8 og 4.2, tabel 5.2). Af 1999-resultaterne fremgår det, at der er en bedre fosforfjernelse via det store pileanlæg end via vandtrappen og det lille pileanlæg. Indtil 1999 har det store pileanlæg ikke været benyttet i samme grad som den alternative rute. Fra 1999 er begge ruter ens belastet. Bassinmaterialet i det overdækkede bassin, filterrenden og det lille pileanlæg (figur 2.2 nr.11-13) består af henholdsvis 2-4 mm, 2-5 mm og 0.8 mm grus, der højst sandsynligt ikke er disponeret for binding af fosfor. Det store pilebassin er fyldt med lerholdigt jordmedium, der højst sandsynligt endnu ikke er fosformættet.

Tabel 5.6 Indholdet i menneskets urin- og fækalieudskillelse

Tabel 5.6 Tabellen viser udvalgte parametre af menneskets udskiltsstoffer. Mængden varierer fra individ til individ alt efter fødeindtag.

Parametre	Urin	Fækalier	I alt (g/person/døgn)
Mængde (l/person/år)	4-500	50-60	1700
Tørvægt (kg/person/år)	20	15	100
Total-fosfor (kg/person/år)	0.4	0.2	1.6
Total -kvælstof (kg/person/år)	5.1	0.6	16
Kalium (kg/person/år)	0.9	0.2	3
Organisk stof (BOD-5)			20

(Strid 1990, Sundberg 1995, Winther *et al.* 1978).

Urinfjernelsesforsøget

Der ses en mindre udledning af fosfor i maj og august 1995, altså lige efter urinfjernelsesforsøget (figur B.8). Her er den udledte total-kvælstofmængde også lav (figur B.5). Måske har en del af de anonyme deltagere valgt at fortsætte urinseparationsforsøget i sommerperioden. Toiletet og specielt urinen bidrager med størstedelen af husholdningsspildevandets indhold af fosfor og

kvælstof (tabel 5.1 og 5.6). Det store indhold af NPK (kvælstof, fosfor og kalium) i urin gør urinen til et effektivt NPK-gødningsmiddel. Dette har beboerne måske ønsket at benytte, nu de havde fået vanen med at "tisse ved siden af".

Fosforfældningsforsøg

Forsøgene med fosforfældning i efteråret 1996 (Bilag 4) viser, at tilsætningen af calciumhydroxid og jernklorid nedsætter fosforkoncentrationen og øger kvælstofkoncentrationen. Ved tilsætning af jernklorid alene nedsættes fosforkoncentrationen ikke. Tilsætning af calciumhydroxid nedsætter fosformængden. Et fosforfilter af kalk, sphagnum, jern og ler binder effektivt fosfor og nedsætter kvælstofmængden i et døgn. Det må siges, at den helt store effekt ikke er påviselig i forhold til den tilsatte mængde på 4 kg calciumhydroxid til 5 m³ vand. Målingerne foretaget af Steins Laboratorium i august, oktober og november 1996 viser dog et fald i den udledte mængde fosfor fra Rensekilden; men der er stadigvæk lang vej ned til udlederkravet på 1.5 mg total-P/l (figur B.8).

Leca som fosforbindingsmiddel

Forsøg i Norge har vist, at et rensetrin med et Leca-fuldt bassin effektivt binder fosfor. Efter tre år fjernedes stadig 85% fosfor i Leca-filteret (Mæhlum *et al.* 1995). Leca (0-4 mm) har en P-adsorberende kapacitet, der ligger over 4 kg/m³ (Jenssen *et al.* 1991), dette gælder dog ikke for alle typer Leca. Det var måske værd at tilføje et sidste trin med en Leca-fuldt tønde ved Rensekilden. Hvis adgangen til tønden gøres nem kan Leca-materialet hurtigt udskiftes, og det fosforberigede Leca evt. benyttes til potteplantedyrkning eller lignende afhængig af biotilgængeligheden af fosfor. I hvert fald burde det ikke skade, og Leca anvendes ofte i forbindelse med potteplantedyrkning, da det har en stor vandholdningskapacitet. Hans Brix har tidligere foreslået noget tilsvarende (Personlig kommunikation fra Brix til Økosamfundet Dyssekilde).

Tømning af bundfældningstank

Der ses ikke en éntydig påvirkning af renseanlæggets effektivitet i forhold til tømninger af bundfældningstankene. De fleste målinger på anlæggets udløbsvand sker et godt stykke tid før og efter tømning (tabel 4.4). I 1996 er der den 28.08 analyseret på anlægget dagen efter tømning af tanken den 27.08, og der ses øget udledning af suspenderet stof. Man burde forvente den modsatte effekt, da en stor del af det uopløste stof fjernes mekanisk, og der efter tømning af tanken burde være plads i denne. Slamsugereren tømmer bundfældningstankene fuldstændigt. Dømt ud fra bundfældningstankenes volumen burde det tage ca. to dage fra tømning af tanken, til der igen er tilført så meget spildevand, at dette løber fra tanken og videre ud i Rensekilden. Normalt går der ca. tre uger fra tømning af bundfældningstankene til de igen er stabiliseret. Den lange opholdstid af spildevandet i Rensekilden nedsætter bundfældningstankenes påvirkning af renseeffektiviteten. Den øgede udledning af uopløst stof den 28.08.96 må skyldes afstrømning via overfladen.

Påvirkning fra nedbør

Med hensyn til nedbørsmængdens påvirkning af resultaterne er det svært at se en tendens. Kun i årene 1996 og 1997 ligger nedbørsmængden under årsgennemsnittet på 581 mm (Oplyst af Danmarks Meteorologiske Institut, Frich *et al.* 1997). Den årlige gennemsnitsnedbør på 581 mm svarer til, at der falder 581 liter nedbør pr. m² på Rensekilden. Rensekildens bebyggede areal er ca. 465 m², eller ca. 340 m², hvis det overdækkede bassin ikke medtages. Det betyder, at nedbørsmængden på anlægget udgør 200 m³/år. Tagrørsbevoksninger fordamper ca. 1500 liter vand/m²/år (Løgstrup 1996), pilebevoksninger fordamper ca. 1200 liter vand/m²/år (Gregersen, 1997), græsbevoksninger ca. 340 liter vand/m²/år (Laughton *et al.* 1990 citeret af

Boisen 1995). Hvis det antages, at Rensekildens beplantning fordeler sig med 110 m² tagrør, 331.5 m² pil og 18 m² græs fordampes 569 m³/år. Dette betyder, at nedbørs-mængdens effekt på anlæggets renseseffekt kan negligeres. Men der kan selvfølgelig i perioder med megen nedbør og koldt vejr ske en fortynding af det udledte spildevand. I planternes vækstperiode vil Rensekildens beplantning medføre, at der sker en koncentreret af det tilledte spildevand. Dette kan øge mikroorganismernes omsætningsrate, da det øger koncentrationen af næringsstoffer.

I 1998-99 er der faldet en del mere nedbør end normalt, kun i få måneder (maj og november i 1998; april, juli, oktober og november i 1999) ligger nedbørsmængden under den gennemsnitlige månedlige nedbørsmængde målt over en trediveårig periode (tabel 4.5, og oplyst af Danmarks Meteorologiske Institut). Men også i de første år af Rensekildens drift er der faldet mere nedbør end normalt (Oplyst af Danmarks Meteorologiske Institut). Rensningen i de tørre år 1996-97 har været forholdsvis god (figur B, bilag 3). Dette kan evt. forklares ved, at en øget koncentration af næringsstoffer kan øge mikroorganismers omsætning. I juli og august 1997 var der en ca. to måneders periode med hede bølge og daglige lufttemperaturer på ca. 30 °C, også øget temperatur øger mikroorganismernes stofomsætning.

Floraens betydning for renseseffekten

Floraens betydning for spildevandsbehandling er hovedsagelig de fysiske påvirkninger fra planterne. De stabiliserer bassinoverfladen og forhindrer erosion, de har en filtrerende effekt og forhindrer tilstopning, de medfører et stort overfladeareal for den tilknyttede mikrobielle vækst, og de isolerer mod temperaturudsving. Derudover optager de næringsstoffer og afgiver en smule ilt til rodzonen. Også dyrelivet påvirkes i en positiv retning, da planterne skaber et passende habitat for insekter, fugle og anden småfauna (Brix 1994). Undersøgelse af danske rodzoneanlæg har vist, at vegetationstypen ikke har betydning for anlæggets renseseffekt og udløbskoncentrationer; men dog har bevoksning betydning for sedimentationsforholdene i anlægget (Schierup *et al.* 1990). Det vil sige, at Rensekildens oprindelige planlagte naturlige flora kunne have optaget ligeså mange næringsstoffer som de senere plantede tagrør. Tagrørens fordel er, at fordampningen er god, de kan tåle det næringsrige spildevand og rødderne stikker forholdsvis dybt og medvirker derved til gennemtrængning af sedimentet. Tagrør kan medføre en fordampning på 1.5-1.8 m³/m²/år (Løgstrup 1996). En græsbevoksning 0.34 m³/m²/år (Laughton *et al.* 1990 citeret af Boisen 1995). Derfor vil tagrørsbeplantningen højst sandsynlig give en større fordampning fra Rensekilden medførende en mere koncentreret spildevandsudledning.

Planternes formodede optag i pileanlægget

Pil har normal vækst ved pH mellem 5.5 og 7. Næringsstofbehovet varierer med jordtypen og biomasseproduktion og ligger for kvælstof på mellem 90-150 kg/ha/år, for fosfor på 15-30 kg/ha/år og for kalium på 45-80 kg/ha/år (Al Seadi og Kiel 1997). I Forskningscentret for Skov & Landskabs Videnblad nr. 7.8-1 (Videnblad 1992) angives, at høj pileproduktion kræver 100 kg kvælstof, 30 kg fosfor og 80 kg kalium pr. ha pr. år. Det betyder, at Rensekildens store pileanlæg på 300 m² kræver 3.0 kg kvælstof/år, 0.9 kg fosfor/år og 2.4 kg kalium/år. Dette svarer til, at piletræerne i pileanlægget optager kvælstof fra 0.6 PE og fosfor fra 1 PE.

Fauna i Rensekilden

Det er ikke overraskende at finde *Tubifex* i Rensekilden, da denne børsteorm er forureningsdominerende. At den findes i sandfangsbrønden indikerer, at spildevandet stadig er forurenet på dette stadie, hvor der er enten det store pileanlæg eller det overdækkede bassin, filterrenden og det lille pileanlæg tilbage

(figur 4.1). Det ville have været forventeligt også at se *Chironomus* larver i Rensekilden; men fraværet eller det lille antal indikerer, at der ikke er åbne tilgængelige vandoverflader. Dette stemmer med, at det eneste sted, dette skulle kunne forekomme, er i det overdækkede bassin.

Hygiejne

Den coliforme gruppe af bakterier er brugbare som indikatorer for patogener, da de er almindeligt forekommende i tarmkanalen hos mennesker. Når de udskilles til vandmiljøet, dør de coliforme organismer med tiden; men ikke ved en hurtigere dødsrate end de fleste patogene organismer. Patogener og coliforme organismer har en tilsvarende adfærd ved rensningsprocesser. Ved fund af coliforme bakterier i udløbsvandet indikeres en fortsat fækal forurening, hvor patogener kan være tilstede. Der udledes en del termotolerante coliforme bakterier fra Rensekilden, og renseseffektiviteten svinger fra 81-100% (tabel 4.2). Dog viser langt de fleste målinger en reduktion på mellem 99.90-100%. Fire analyser på spildevandet fra lille pileanlæg viser en lavere renseseffekt; nemlig den 12.01.99, den 29.03.99, den 07.06.99 og den 02.12.99 der har en renseseffektivitet på henholdsvis 80.59%, 99.29%, 99.79% og 99.00%. I udløb store pileanlæg er der kun den 04.05.99 fundet en renseseffekt under 99.90%, denne dag fandtes en reduktion på 97,96%.

Ikke bevis på sygdom

Generelt lever fjernelsen af bakterier i Rensekilden op til øvrige rensningsmetoders bakteriereduktion, der ved rensning udover mekanisk-biologisk rensning har en renseseffekt på 99-99.9 % (Winther *et al.* 1998). Der er ikke bevisligt opstået sygdomstilfælde grundet Rensekilden. Mikroorganismer kan dog via aerosoler spredes i luften i en radius af 3 km. De bedste overlevelsesmuligheder er i fugtigt, overskyet vejr og om natten, da indtørring og UV-stråling medfører hurtig hændelse, ligesom øget temperatur giver en øget dødelighed (VKI 1981 citeret i Nørremark 1990). Ligeledes er der fundet luftbårne vira i aerosoler fra renseanlæg (Pfarrmann og Bossche 1994).

De tilfælde, hvor renseseffekten er under 99% kan skyldes overfladeafstrømning. Jo længere opholdstid og dermed kontakt med bassinmedium, des større dødelighed. Også udskillelse af rodeksudanter fra Rensekildens beplantning vil medføre en øget dødelighed af patogener med tiden (Kopp 1983). Den nedsatte renseseffekt for indikatorer kan også skyldes, at fugle har klattet i anlægget og dermed tilsat coliforme bakterier via fugleklatterne.

Rensekildens recipient påvirkning.

Rensekildens udledte vand indeholder forholdsvis meget fosfor og kvælstof. I fjordmundingen kan både fosfor og kvælstoftilførelsen have betydning for opblomstring af alger, hvorimod det længere ude i havet vil være kvælstoftilførelsen, der har betydning for opblomstring af alger. Dette skyldes, at forholdet mellem kvælstof og fosfor falder fra vandløb fjord hav, da kvælstof afledes til atmosfæren og vandets kvælstofkoncentration derved falder.

Udløbsvandet fra Rensekilden løb indtil midten af 1999 via Kikhavnrenden, der er en kanal, der også modtager drænvand fra de marker, der ligger op til kanalen, samt spildevand fra et sommerhusområde på knap 1000 huse og evt. fra enkelte jendomme, der ikke er tilsluttet offentlig kloak. Den beregnede belastning fra Rensekilden udgør for total-fosfor ca. 5% og for total-kvælstof ca. 1% af totalbelastningen af Nødebo Huse vandløb. Derfor formodes Rensekildens udledninger ikke alene at medføre de helt store påvirkninger af recipienten. Alligevel har Økosamfundet Dyssekilde valgt at nedsive det rensede spildevand, da de derved undgår udgifter til akkrediterede laboratorianalyser. Halsnæs halvøen, som Økosamfundet Dyssekilde ligger på har en lav grundvandsstand, så ved at nedsive spildevand i stedet for at udlede det til

recipient, kan grundvandsstanden øges. Grundvandsbidraget er dog begrænset, da der løber ca. 2000 m³ vand pr. år til Rensekilden.

Nedsivning af nitrat

Til gengæld er der risiko for nedsivning af nitrat til grundvandet. Der udledes en del ammonium-kvælstof og nitrat-kvælstof fra Rensekilden. Men kun lidt organisk stof. Der er mulighed for, at denitrifikation vil være ringe i nedsivningsanlægget, og dermed nedsives nitrat.

Renseeffektivitet

Renseeffektiviteten gennem anlægget i 1999 er for BOD-5 på 97%, total-kvælstof på godt 60% og total-fosfor på 23 eller 79% afhængig af ruten gennem anlægget (tabel 5.4). Der er benyttet ca. 7-16 m²/PE (165-390 m²/24 PE afhængig af ruten via Rensekilden). En undersøgelse af 12 danske "grønne" renselanlæg ("constructed Wetlands") viste, at for at opnå en 50% reduktion af total-N og total-P skal der bruges >10m²/PE (Brix og Schierup 1989). Reduktionen af patogener i Rensekilden sker med en faktor 10-10⁷, oftest ~ 78 % af målingerne er den >10³ som det også ses i rodzoneanlæg (Jacobsen og Nielsen 1990).

5.2 Vurdering af elforbrug sammenlignet med andre lav- og højteknologiske anlæg

Hundested Centralrense-anlæg kontra Rensekilden

Rensekildens elforbrug ligger gennemsnitligt på 0.16 kWh/m³ eller 4.04 kWh/PE/år (tabel 5.7) med en udledning for total-P over udlederkravet; men med en udledning for organisk stof under udlederkravet og for total-N lige omkring udlederkravet (lempet krav på 21mgN/l). Hundested Centralrenseanlæg, som beboerne i Økosamfundet Dyssekilde skulle lede spildevand til, hvis de ikke havde Rensekilden, bruger ca. 0.78 kWh/m³ eller 45.57 kWh/PE/år. Anlægget opfylder formodentlig kravene i vandmiljøplanen med en udledning for organisk stof under 15 mg BOD-5/l, total-N på under 8 mg total-N/l og total-P under 1.5 mg total-P/l.

Elforbrug lavere i Rensekilden

De konventionelle eller højteknologiske renselanlæg modtager overfladevand, hvad der betyder, at en betydeligt større mængde vand skal pumpes gennem de konventionelle renselanlæg i forhold til de lavteknologiske, hvor overfladevand sjældent ledes til renselanlæg. Dette betyder også, at de højteknologiske anlæg udleder mere fortyndet spildevand end Rensekilden. Derudover fungerer de konventionelle anlæg med mange elforbrugende hjælpemidler. Hvorimod de lavteknologiske anlæg benytter så lidt teknik som overhovedet muligt. Det er derfor forventeligt, at Rensekilden har et lavt elforbrug; der dog er højt i forhold til andre lavteknologiske anlægstyper, såsom rodzoneanlæg og det polske anlæg i Sobiechy, der intet elforbrug har (tabel 5.7). De konventionelle anlæg har også et elforbrug på kloakledningsnettet, da spildevandet pumpes over lange strækninger ind til renselanlægget fra oplandet. Dette elforbrug undgår Rensekilden, da boligerne er placeret, så spildevandet løber naturligt ned i bundfældningstanken. For Hundested Centralrenseanlægs 33 pumpestationer er elforbruget 4.25 kWh/PE eller 0.09 kWh/m³. Hvis Rensekildens pumpedrift sammenlignes med ledningsnettets pumpedrift, ses at Rensekildens pumpe bruger dobbelt så meget el pr. m³ end ledningsnettets pumper. Rensekildens pumpe skal kunne pumpe de 6 m³ spildevand/døgn gennem en 135 m lang ledning med en diameter på 110mm og løfte vandet ca. 10 meter op. Dette betyder, at elforbruget ikke kan sænkes. Desmi-pumper i Odense oplyser, at en pumpe, der skal kunne klare dette, bruger 0.2 kWh/m³ (Personlig kommunikation).

Tabel 5.7 Renseeffektivitet og elforbrug

Tabel 5.7 Renseeffektiviteten (%) og elforbruget for forskellige typer renseanlæg. Alle de højteknologiske anlæg opfylder generelt udlederkravene. Rensekilden opfylder udlederkravet for organisk stof og kvælstof (total-N).

Anlæg		1	2	3		4	5
		Rensekilden, et grønt renseanlæg	Gennemsnit for højteknologiske anlæg***	Centralrenseanlæg	Hundested 33 pumpestationer	Sobiechy vertikalt og horisontalt gennemstrømmede bassiner (492 m ² , 7.6 m ³ /d, 48 PE)	13 danske rodzoneanlæg efter 10 års drift
Renseeffektivitet (%)	Organisk stof	97	97	97		92	95
	Kvælstof	65	83	75		62	55
	Fosfor	23-79	93	95		8	50
Elforbrug	kWh pr. PE*	4.04	32.24*	45.57	4.25	0	0
	kWh pr. m ³	0.16	0.42**	0.78	0.09	0	0

*kWh pr. PE er for Rensekilden kWh pr. person, for øvrige anlæg kWh pr. personækvivalent (PE).

1. Renseeffektivitet er 1999-tal, elforbruget er et gennemsnitstal for årene 1993-98.

2. Gennemsnitsværdierne (*n=30, **n=10) for elforbruget på de højteknologiske renseanlæg er baseret på tal fra 1994-1998, og er fundet i tilfældig udvalgte kommuners grønne regnskaber eller pr. telefonkontakt.

***Elforbruget på kloakledningsnettet er ikke medtaget. Gennemsnitsværdierne for rensereffektivitet er oplyst af Danmarks Statistik for 1996.

3. Værdierne for Hundested Centralrenseanlæg er 1999-tal. Værdierne for Hundested Centralrenseanlægs 33 pumpestationer gælder for 1998.

4. (Kowalik og Obarska-Pempkowiak 1998).

5. (Brix 1998).

Renseeffektivitetens afhængighed af elforbrug

Sammenlignes rensereffektiviteten for organisk stof, kvælstof og fosfor med elforbruget ses, at øget elforbrug ikke nødvendigvis øger rensereffektiviteten (tabel 5.7). Størstedelen af fosforen fældes kemisk i de højteknologiske anlæg. At Rensekilden trods den forholdsvis gode rensereffektivitet ikke altid lever op til udlederkravene, skyldes en nedsat rensereffekt om vinteren, og at anlæggets bassinmateriale ikke tilbageholder fosfor. En driftsoptimering af Rensekilden kan måske forbedre effektiviteten. Renseanlægget i Sobiechy i det nordøstlige Polen består af en to-kammer bundfældningstank, efterfulgt af et horisontalt gennemstrømmet bassin på 448 m² og to parallelle vertikalt gennemstrømmede bassiner på 44 m² tilplantet med tagrør *Phragmites australis*. Anlægget er belastet med 48 PE, og ved naturligt fald løber der gennemsnitligt 7.6 m³ vand gennem anlægget pr. døgn. Efter 10 måneders drift var rensereffektiviteten 94% for BOD-5, 66% for total-N og 74% for total-P (Ciupa 1995). Det ses af tabel 5.7, at rensereffektiviteten for fosfor er faldet betragteligt i løbet af de første 4 års drift. Rensereffektiviteten for organisk stof og kvælstof tilsvarede Rensekildens rensereffekt. Rensningen i Sobiechy-anlægget foregår uden brug af elektricitet, og for Rensekilden gælder, at energiforbruget ikke har direkte betydning for rensereffekten, hvis topografien omkring Økosamfundet Dyssekilde tillod en placering af Rensekilden i forhold til bebyggelsen, så spildevandet naturligt kunne løbe fra boligerne til bundfældningstanken og videre til Rensekilden som i tilfældet i Sobiechy, ville energiforbruget falde bort, samtidig med at rensereffektiviteten kunne opretholdes.

6 Afslutning

6.1 Forslag til forbedringer

Renseeffektivitet

Rensekildens evne til at fjerne organisk stof er stor; og den nuværende driftsform ser ud til at have forbedret rensesevnen. Kvælstoffjernelsen er forbedret over årene; men der er store variationer i udledningen, og udlederkravet er svært at overholde, specielt om vinteren. Rensekildens effektivitet med hensyn til at fjerne fosfor er begrænset, og selvom det store pileanlæg i 1999 tilbageholder fosfor, er fjernelsen tidsbegrænset og ophører, når bassinmaterialet i anlægget er mættet for fosforbinding. Reduktionen af termotolerante coliforme bakterier indikerer en god fjernelse af patogene bakterier. Nedsivning af spildevandet efter Rensekilden øger vandets kontakttid med jordmedium, dette skulle øge reduktionen yderligere.

Øget kvælstoffjernelse ved denitrifikation

Med hensyn til denitrifikationen er der nogle fysiske betingelser, der skal være opfyldt. Der skal være iltfrie forhold med nitrat tilstede, så ilten fra nitrat udnyttes af de denitrificerende bakterier og frit kvælstof dannes. Samtidig skal der være organisk stof tilstede i forholdet C/N på 3-3.5 kg BOD-5/kg N (Henze *et al.* 1992). Allerede inden sandfang sker der en vis denitrifikation og spildevandets kvælstofindhold reduceres yderligere specielt ved gennemløb via store pileanlæg. I Rensekildens overdækkede bassin (figur 2.2 nr.11) er der sandsynligvis iltfrie forhold, da bassinet er vandmættet. Så selvom der tilledes iltet vand, vil der højst sandsynlig være områder i filteret uden ilt. Dette kan undersøges nærmere ved at undersøge bassinsubstratets sammensætning og rodnettets udbredelse. Et overfladisk rodnet kan skyldes anaerob nedbrydning af organisk stof i det nederste af bassinmaterialet. Dette medfører dannelsen af methan, som hindrer rodvækst i bassinernes dybere lag.

Tilsætning af organisk stof

Da der er sket en effektiv fjernelse af organisk stof allerede ved sandfang, er der højst sandsynligt en mangel på kulstof i forhold til kvælstof i det overdækkede bassin. Kvælstoffjernelsen i bassinet kan forsøges optimeret ved at tilføre organisk stof evt. i form af mindre rensed spildevand fra anlæggets begyndelse, samtidig kan vandtrappen overspringes og derved nedsættes iltmængden i bassinet. Man kan også forsøge at øge denitrifikationen ved at tilbageføre rensed spildevand til de vertikalt gennemstrømmede bassiner. Recirkulering af spildevandet vil dog kræve energi, evt. vedvarende. En anden mulighed for at tilsætte organisk stof er at grave flis ned, som under nedbrydning langsomt afgiver organisk stof. Samtidig kan tilsættes ler for at tilbageholde vandet i bassinet. Allerede i de øverste bassiner (figur 2.2 nr.7) kan denitrifikation øges evt. ved forsøg med hævet vandstand og tilførsel af en vis mængde urensed spildevand medførende iltfattigt miljø med organisk stof og nitrat til denitrifikation.

Fosforfjernelse

Fjernelsen af næringsstoffet fosfor er ikke optimal. Et forslag er at udnytte Lecas fosforbindende kapacitet, se afsnit 5.1. Andre muligheder er tilsætning af glødeskal fra jernproduktion med risiko for tungmetalforurening, tilsætning af kalk eller kemisk fældning af fosfor; men af principelle grunde er Økosamfundet Dyssekilde ikke interesseret i denne løsning. I det store pileanlæg bør spildevandet have større kontakt til lermassen i bassinet. Hvis bassinmaterialets porøsitet blev øget, så det indeholder max. 12% lerpartikler,

vil spildevandet nemmere trænge ned i bassinet, hvor der nu er tendens til overfladeafstrømning. Porøsiteten kan evt. øges ved at nedgrave flis. En anden mulighed er at grave tværgående grøfter og fylde grus i. Disse kan dræne vandet ned i bassinmaterialet. Det ville også være en fordel, hvis udløbet fra store pileanlæg var ved bunden, så spildevandet blev drænet ned gennem bassinmaterialet for at komme igennem pileanlægget.

Mikroorganismers omsætningsrate øges

Rensekildens drift kunne optimeres ved at øge temperaturen i anlægget om vinteren, da det er her den nedsatte effektivitet ses. Planternes næringsoptag er formodentlig ikke af den store betydning, så kunstigt lys vil nok ikke øge renseseffekten væsentligt. Derimod har mikroorganismene stor betydning for renseseffektiviteten, og deres aktivitet er temperaturlafhængig. En opvarmning af anlægget i den kolde periode vil dog øge energiforbruget væsentligt og vil ikke være miljømæssig forsvarlig. Vandtrappen køler også spildevandet, så denne bør fjernes. Da bassinerne er forholdsvis dybe vil der i de dybere lag altid være 7 C. Hvis spildevandet løb nær bunden ville omsætningen formentlig øges. I dag er der tendens til strømning på eller ved overfladen.

Optimale vækstbetingelser for floraen

For at planterne i renseanlæg optager så mange næringsstoffer som muligt, bør forholdet mellem de forskellige næringsstoffer i spildevandet være tilsvarende det forhold, der findes i planternes væv. Mangelstoffer bør tilføres anlægget, så planternes næringsforhold optimeres. Det vides ikke, om floraens næringsstofbehov opfyldes.

6.2 Opfyldelse af forventninger

Demonstrationsværdi

Et af ønskerne med Rensekilden var at synliggøre spildevandets rensesproces for omgivelserne. Det må siges at være lykkedes. Økosamfundet Dyssekilde modtager ca. 10.000 besøgende om året, hvoraf de fleste informeres om Rensekilden. Anlægget er bygget på et kunstigt bakkedrag og er derved placeret højt i terræn synlig også for de gæster, der ikke direkte besøger Rensekilden; men har andre ærinder i Økosamfundet Dyssekilde. Samtidig er anlægget synligt fra jernbanelinien Hillerød-Hundested, der har talrige afgang dagligt. Bepantningen med tagrør ned ad bakkeskråningen er med til at tiltrække opmærksomhed, det samme er vandtrappen, der med sin rislen også bidrager med en sanseoplevelse ud over det sædvanlige. Effekten af synliggørelsen er mindre klar; men anlægget har aldrig oplevet driftstop eller plantedød grundet tilledning af kemikalier eller lignende. Dette tyder på, at brugerne har forståelse for anlæggets funktion og drift. Det kan også skyldes at anlægget er meget stabilt grundet spildevandets lange opholdstid.

Lavteknologisk anlæg

Rensekilden er som forventet blevet et anlæg baseret på mikroorganismer, planter og sol, hvor sidstnævnte dog kunne udnyttes mere intensivt ved for eksempel at sætte solceller op til pumpedriften. Pumpen, der pumper vand fra bundfældningstankene og op til bakkehøjen, er den eneste elforbrugende komponent i Rensekilden. Den kunne udnytte solenergi eller alternativt vindenergi for at gøre anlægget mere vedvarende og nedsætte CO₂-udslippet.

Recirkulering af næringsstoffer efter hygiejniserings

Da man planlagde hygiejniseringsen af spildevandet for at kunne udnytte det rensede vand til vandingsformål, havde man en idé om at udnytte varmen fra et solfangeranlæg til at opvarme spildevandet, så en hygiejniserings opnåedes; men da man hørte om de rensende biofiltre, blev solfanger-ideen forkastet (Reinholdt 1997) og filtrene blev anvendt til hygiejniseringsforsøget. Selve hygiejniseringsen

blev så skrottet, da energiforbruget var for højt i forhold til hygiejniseringseffekten. En anden medvirkende faktor var, at reglerne for økologisk jordbrug forbyder brugen af hygiejniseret spildevand, spildevands-slam eller urin som gødningsmiddel. Da Økosamfundet Dyssekilde har valgt at have et økologisk jordbrug, er muligheden for at udnytte næringsstofferne fra Rensekilden som gødning afskåret. Derfor er den tilladelse, Økosamfundet Dyssekilde har om udbringning af slam på egen jord under tilsyn af kommunen, heller aldrig blevet udnyttet. Det eneste sted, hvor næringsstofferne udnyttes til produktion, som anvendes andetsteds, er i Rensekildens pileanlæg.

Udnyttelse af næringsstoffer til produktion

I Danmark kan det forventes, at der kan produceres 10 tons tørstof piletræ (TSP) pr. ha pr. år (Morsing og Nielsen 1995; Skøtt 1997). Det skulle betyde, at Rensekildens store pileanlæg kan producere 300 kg TSP/år. Energiudvindelsen fra et kg piletræ er på 5.32 kWh (Dansk Skovforening 1996). Det vil sige, at piletræerne fra det store pileanlæg kan give 1.6 MWh/år. En lavenergi bolig har et forbrug til rumopvarmning og varmt vand på 40 kWh/m²/år (Energistyrelsen 1994), hvad der betyder, at Rensekildens store pileanlæg kan levere energi til ca. 40 m² bolig. Hvis man ville udnytte al næringen fra spildevandet til pileproduktion og for eksempel lede spildevandet fra sandfangsbrønden til en pileskov kunne man dyrke ca. 1 ha pil og dermed udvinde ca. 50 MWh/år.

Forventningen om at udnytte spildevandets næringsstofindhold til planteproduktion er ikke opfyldt i den grad, det var ønsket. Årsagen skyldes hovedsageligt beslutningen om at have et økologisk jordbrug. Lovgivningsmæssigt er det ikke muligt på nuværende tidspunkt at forene disse to ønsker. Derfor kan næringsstofferne kun udnyttes i selve Rensekilden, og Økosamfundet Dyssekilde har nu bestemt at nedsive det rensede spildevand. Ved nedsivning af spildevand undgås udledning til overfladevandmiljøet. Da Rensekildens nedsivningsanlæg vil modtage rensede spildevand med næringssalte; men med en begrænset mængde organisk stof er der en risiko for nedsivning af nitrat til grundvandet, da denitrifikationsprocessen vil have svært ved at forløbe.

Etableringsudgifter

Grønne anlæg er dimensioneret til færre personækvivalenter end højteknologiske anlæg, der oftest modtager spildevand fra flere tusinder personækvivalenter. Anlægsprisen pr. PE er for Rensekilden 607.000 kr./60 PE = 10.117 kr./PE (1991)(afsnit 2.8). Anlægsprisen for det polske anlæg i Sobiechy er US\$8702 (1994) (Ciupa 1995). I danske kroner bliver det ca. 52.000 kr./48 PE = 1088 kr./PE. Et tilsvarende anlæg, der skal bygges i Danmark må dog formodes at blive dyrere, da f.eks. polske lønninger er kendt for at være lave, og markedspriserne ligeså. Et højteknologisk anlæg koster i anlægsudgifter for selve renseanlægget ca. 1000-3000 kr./PE. Set i disse forhold er anlægsudgiften for Rensekilden høj, og etableringen af nedsivningsanlægget bidrog med øgede anlægsudgifter. Hvis Økosamfundet Dyssekildes 38 boliger skulle tilsluttes et kommunalt renseanlæg, hvor tilslutningsbidraget er ca. 23.700 kr./bolig, når overfladevand ikke tilledes, ville prisen være godt 900.000 kr i 2000. I denne sammenhæng er anlægsprisen rimelig.

Driftsudgifter

Højteknologiske anlæg har ofte driftsudgifter på flere millioner kroner om året, hvor Rensekilden holder udgifterne nede på under 25.000 kr./år. Arbejdskraften er gratis; men selv ved lønudbetalinger til de få arbejdstimer, der ligger i anlægget, ville driftsudgiften ikke øges væsentligt. Arbejdsindsatsen var størst i de første år af anlæggets drift og er nu nedsat betydeligt. Driftsudgifterne kan fint dækkes af det opkrævede vandafledningsbidrag, der svarer til et kommunalt opkrævet beløb. Hvis driftsudgifterne udregnes pr. person ligger Rensekildens

driftsudgifter over et konventionelt anlægs driftsudgifter. Søholt Renseanlæg, Silkeborg havde i 1997 en driftsudgift på 65 kr./person (Silkeborg Kommune 1998), Hundested Centralrenseanlæg 180-250 kr./PE. Rensekildens driftsudgift er på ca. 350 kr./person.

Forventningerne opfyldes

Alt i alt må det siges, at forventningerne til anlægget stort set opfyldes. Det var et håb, at næringsstofferne ville blive udnyttet; men nu må man prøve at forbedre fjernelsen gennem anlægget ved at driftsoptimere dette (afsnit 6.1). De givne udledningsbetingelser er dog blevet opfyldt, da en betragtelig del af det organiske stof fjernes, og da vandet er iltet inden udledning til recipient. Anlægget må betegnes som lavteknologisk, det fungerer med en minimal arbejdsindsats, er billigt, har en stor demonstrationsværdi og trækker mange besøgende til Økosamfundet Dyssekilde.

6.3 Vurdering af anlæggets værdi som model for andre større og mindre bosætninger

Rensekildens placering i Økosamfundet Dyssekilde giver muligvis anlægget andre betingelser, end det ville have fået ved en placering i et "normalt" samfund. Borgerne i Økosamfundet Dyssekilde er forhåndsindtaget til en miljøbeskyttende adfærd og en åben attitude overfor alternative tiltag. Specielt kan det bemærkes, at vandforbruget er ca. halvt så stort som gennemsnittdanskerens. Samtidig er belastningen lav, idet borgerne udviser en miljøvenlig adfærd, benytter fosfatfrit vaskepulver eller vasker uden tilledning til Rensekilden og nogle borgere har sorterende toiletter. En placering i "normal-samfundet" vil give en højere vandgennemstrømning i anlægget og dermed nedsætte opholdstiden. Ved samme arealanvendelse til gennemsnittdanskerens spildevand må forventes en ringere rensningsgrad grundet nedsat rensetid. Det kan øge udledningen af forurenende stoffer og patogener.

Rensekilden som model

Rensekildens principper kan udnyttes til andre renselanlæg. Specielt det lave energiforbrug, der skyldes en naturlig udnyttelse af tyngdekraften, er med til at holde driftsudgifterne nede. Selve udformningen af Rensekilden bør dog ikke genbruges. Anlægget bør ændres, så vandtrappen flyttes og blot medvirker til iltning af det rensede spildevand inden udledning til recipient. Det første rensetrin med vertikalt gennemstrømmede grusbassiner er effektive til fjernelse af organisk stof og nitrificering af ammoniak-N. Der ses også en vis denitrifikation. Ruten via det overdækkede, horisontalt gennemstrømmede bassin, filterrenden og det lille pilebassin kan erstattes med et stort, horisontalt gennemstrømmet pilebassin svarende til den alternative rute. Dette bør nedsætte anlægsprisen. Vandtrappen placeres efter dette trin. Reguleringen af anlægget, så spildevandet ledes af skiftevis den ene eller anden rute gennem anlægget, bør undgås, da det øger arbejdsindsatsen unødigt og dermed driftsudgiften. Generelt bør anlægget altså forenkles.

Model til sommerhusområde

Den forbedrede renseseffekt i sommerperioden peger straks hen imod en udnyttelse af anlægget som model til sommerhusområder.

Renseanlæg med demonstrationsværdi

I sommerhusområder, hvor belastningen er størst i sommerperioden, vil anlægget kunne fungere som turistattraktion. Ferierende folk er ofte mere åbne for påvirkninger, end de er i den hektiske hverdag udenfor ferien. Et budskab i sommerboligerne om fornuftig omgang med kemikalier og rengøringsmidler og

en invitation til anlægget, vil nok få mange feriegæster oplyst om spildevandsbehandling og udledningernes betydning for anlæggets drift.

Ved at placere anlægget i et sommerhusområde vil der dog være en ujævn belastning over året. I Rensekilden er fjernelsen af organisk stof god året igennem. Der foreligger en mulighed for, at en del af mikroorganismene vil gå tabt ved at nedsætte deres adgang til vækstmedium i vinterhalvåret. I mange sommerhusområder er der dog en vis belastning året rundt og en gradvis øgning og sænkning af belastningen omkring sommerperioden.

Model til rensning ved organisk forurening

Anlægsideen kan også bruges ved virksomheder, der udleder organisk stof i spildevandet. I områder, hvor kvælstof- og fosforreduktionen har minimal betydning vil anlægget også have værdi som model.

6.4 Konklusion

Renseevne

Rensekilden er et lavteknologisk anlæg, der fjerner organisk stof med samme effektivitet som et konventionelt renseanlæg. Kvælstoffjernelsen er svingende og udledningen af ammonium-kvælstof overskrider amtets udlederkrav. For total-kvælstof overholdes udlederkravet (lempet krav på 21 mg/l). Renseeffektiviteten for total-kvælstof er lidt lavere end konventionelle anlægs effektivitet; men lidt bedre end andre lavteknologiske anlægs effektivitet. Måleserien foretaget i 1999 har klargjort, hvor de enkelte renseprocesser finder sted. I det første rensetrin fjernes som forventet den største mængde organisk stof. Samtidig foregår der nitrifikation og en vis denitrifikation. I pilebassinene sker der en yderligere kvælstoffjernelse, som er større i det store pileanlæg end via den alternative rute. Fosfor fjernes hovedsageligt ved tilbageholdelse i anlægget, og bassinmaterialets fosforbindingskapacitet er i den oprindelige del af Rensekilden udnyttet; medens der i det senere etablerede store pileanlæg stadig er en vis fosfortilbageholdelse. Der sker en reduktion af patogenindikatorer via Rensekilden, og der ses en større reduktion i det store pileanlæg end via den alternative rute. Reduktionen af patogenindikatorer er tilsvarende øvrige rensningsmetoders bakteriereduktion, og i 89% af målingerne fjernes mindst 99% patogenindikatorer, i 72% af målingerne er reduktionen 99.9%. Spildevandets iltindhold ved udløb ligger over amtets udlederkrav om 60% iltmætning i udløbsvandet.

Driftsoptimering

Måling af nitrifikationen i det første rensetrin førte til en driftsændring af Rensekilden, så de vertikalt gennemstrømmede bassiner nu er konstant belastet. Rensekilden kan dog stadig driftsoptimeres (afsnit 6.1).

Genanvendelse af næringsstoffer

Den forventede udnyttelse af spildevandets næringsindhold er ikke blevet opfyldt. Hvis piletræerne i anlæggets store pileanlæg høstes til brænde, kan 40 m² lavenergibolig få dækket behovet for opvarmning og varmt vand. Spildevandets næringsindhold muliggør en pileproduktion, der kan dække ca. 1250 m² lavenergiboligs forbrug til rumopvarmning og varmt vand. Da Økosamfundet Dyssekildes arealer er udlagt til økologisk jordbrug, må spildevandets næring ikke udnyttes på disse arealer.

Ressourceforbrug

Rensekildens forbrug af ressourcer er ringe, eksempelvis fældes fosfor ofte kemisk i andre anlæg. Til gengæld er fosforfjernelsen lav i Rensekilden. Rensekildens elforbrug pr m³ rensset spildevand er ca. 40% i forhold til de højteknologiske anlægs elforbrug. Rensekilden renses dog kun en begrænset

mængde vand fra tøjvask og har ingen slambehandling. Hvis topografien tillod spildevandet at løbe ved naturligt fald fra boligerne og videre via Rensekilden kunne opnås samme rensgrad af spildevandet uden et strømforbrug. Blot kræves installering af mekanisk doseringssystem.

Informationskilde

Rensekilden som redskab til at synliggøre spildevandsrensning og derved øge bevidstheden om vore spildprodukter, må siges at være opfyldt. Den fremtrædende placering af anlægget, højt i terrænet, med svajende tagrør til at tiltrække opmærksomheden er effektiv. Udfra Rensekildens opbygning er det nemt at hente yderligere information om rensprocesserne ved at undersøge de enkelte bassiner nærmere. Rensekilden er derfor velegnet som studieobjekt.

Rensekilden som model

Rensekilden med sin nuværende udformning kan ikke bruges som model; men med visse anlægsændringer og modifikationer kan principperne benyttes.

7 Litteratur

- Al Seadi, T., Kiel, P. (1997). *Salix Positiv*. Udviklingsafdelingen og Biomasseinstituttet, Sydjysk Universitetscenter, Esbjerg, Danmark.
- Berg, L., Liisberg, C., Krause, K., Jensen, N.G. (1996). *Redegørelse for det "grønne" spildevandsrensningsanlæg i den økologiske landsby ved Torup*. Økosamfundet Dyssekilde, privat tryk.
- Boisen, T. (1991). *Vurdering af mulighederne for anvendelse af grøn teknologi til rensning af spildevand i Danmark. Et udredningsprojekt for Energistyrelsen*. Danmarks Tekniske Universitet.
- Boisen, T. (1995). *Alternativ håndtering af spildevand og humant affald*. Ph.d. rapport. Danmarks Tekniske Universitet.
- Brix, H., Schierup, H.-H. (1989). *The Use of Aquatic Macrophytes in Water-Pollution Control*. *Ambio*, Vol. 18, No. 2, 1989, s. 100-107.
- Brix, H. (1994). *Functions of macrophytes in constructed Wetlands*. *Wat. Sci. Tech.* Vol. 29, No. 4, 1994, s. 71-78.
- Brix, H. (1998). *Denmark*. I: J. Vymazal, H. Brix, P.F. Cooper, M.B. Green, R. Haberl (eds) *Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe*, s. 123-152, Backhuys Publishers, Holland.
- Ciupa, R. (1995). *Results of nutrients removal in constructed wetland in Sobiechy - North Eastern Poland*. I: J. Vymazal (ed) *Nutrient cycling and retention in wetland and their use for wastewater treatment*. Institute of Botany, Academy of Sciences of the Czech Republic. *T ebo* , s. 221-229.
- Danmarks Meteorologiske Institut. *Statistik for månedlig nedbør 1991-1999, gældende for station 30105 Frederiksværk*.
- Dansk Skovforening (1996). *Brænde og varme - skoven har det*. Pjece.
- DIF's anvisning (1981). *Dansk Ingeniørforenings anvisning for vandforureningskontrol*. Normstyrelsens publikationer NP-150-R. 1. udgave maj 1981. Teknisk forlag.
- Energistyrelsen (1994). *Normalforbrug af energi til varme og varmt vand*. Check på Energien. Pjece nr. 1.
- Frich, P., Rosenørn, S., Madsen, H., Jensen, J.J. (1997). *Observed Precipitation in Denmark, 1961-90*. Dansk Meteorologisk Institut, Transportministeriet. *Teknisk rapport*. København 1997.
- Gregersen, P. (1997). *Spildevand og ressourcer på landet - kilde til beskatning og/eller fremdrift*. Konference den 27.09.1997. Danmark.
- Henze, M., Harremoës, P., Jansen, J.C., Arvin, E. (1992). *Spildevandsrensning - biologisk og kemisk*. Polyteknisk Forlag.
- Hiley, P. D. (1995). *The reality of sewage treatment using wetlands*. *Wat. Sci. Tech.*

Vol 32, No. 3, 1995, s. 329-338.

Jacobsen, B.N., Nielsen, K.S. (1990). Rodzoneforsøgsanlæg: forsøgsanlæg i Ringsted og Rødekro. Spildevandsforskning fra Miljøstyrelsen nr. 7, 1990.

Jenssen, P.D., Krogstad, T., Briseid, T., Norgaard, E. (1991). Testing of reactive filter media (LECA) for use in agricultural drainage systems. Proc. International Seminar of the Technical Section of C.I.G.R. on Environmental Challenges and Solutions in Agricultural Engineering, Agricultural Univ. of Norway, Ås, Norway, July 1-4, s. 160-166.

Jørgensen, K.R., Dalgaard, O., Schack, U. (1992). Biologisk rensning af spildevand fra enkeltejendomme. Spildevandsforskning fra Miljøstyrelsen. Nr. 41, 1992.

Kopp, R. (1983). Rodzonemetoden: et alternativ til konventionel spildevandsrensning: metodens grundlag og funktion. Sammenligning mellem forskellige rensningsmetoder. FAG, København Danmark.

Kowalik, P., Obarska-Pempkowiak, H. (1998). Poland. I: J. Vymazal, H. Brix, P.F. Cooper, M.B. Green, R. Haberl (eds) Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe, s. 217-225, Backhuys Publishers, Holland.

Løgstrup, J. (1996). Rodzone/filteranlæg. I: Forny Danmark med bæredygtige løsninger - Tema: vand. Nordvestjysk Folkecenter for Vedvarende Energi, Danmark.

Miljøstyrelsen (1999). Rodzoneanlæg op til 30 PE. Vejledning fra Miljøstyrelsen nr. 1, 1999.

Morsing, M., Nielsen, K.H. (1995). Tørstofproduktionen i danske pilekulturer 1989-94. Skovbrugsserien nr. 13 1995. Forskningscentret for Skov og Landskab, Hørsholm, 1995, 35 s., ill.

Mæhlum, T., Jenssen, P.D., Warner, W.S. (1995). Cold-climate constructed wetlands. Wat. Sci. Tech. Vol. 32, No. 3, 1995, s. 95-101.

Nørremark, I. (1990). Hygiejneproblemer ved udnyttelse af husspildevand til plantedyrkning. Dansk Institut for Fiskeri Teknologi og Akvakultur.

Pfirrmann, A., Bossche, G.V. (1994). Vorkommen und Isolierung von humanen Enteroviren aus der Luft von Abfallbeseitigungs- und -verwertungsanlagen. Zbl. Hyg. 1994, s. 38-51.

Reinholdt, L. (1997). Bosætningseksperimenter. Svanholm Forlag, Danmark.

Rensekilden (1991). Rapport over opbygningsfasen af et solenergidrevet spildevandsrenseanlæg i Økologisk Landsbysamfund K/S, Torup 01.11.1991. Økosamfundet Dyssekilde, privat tryk.

Saxe, H., Hinge, J. (1989). Optimal lavteknologisk spildevandsrensning - i danske landsbyer. Roskilde Universitet Center. Institut for biologi og kemi.

Schierup, H.-H., Brix, H., Lorenzen, B. (1990). Spildevandsrensning i rodzoneanlæg. Status for danske anlæg 1990 samt undersøgelse og vurdering af de vigtigste rensprocesser. Spildevandsforskning fra Miljøstyrelsen. Nr. 8, 1990.

Silkeborg Kommune (1998). Grønt regnskab 1994-1997 for Søholt Renseanlæg.

Silkeborg Kommune, Teknisk Forvaltning, Forsyningsafdelingen og Søholt Renseanlæg. Udskrevet 20. maj 1998.

Skøtt, T. (1997). Ringe opbakning til miljøvenlige afgrøder. Dansk BioEnergi, nr. 36, 1997, s. 6-7.

Strid, M. (1990). Avlopp i flerfamiljshus: Systemlösningar för lokala kretslopp. Avdelingen for restproduktteknik, Tekniska högskolan i Luleå, Sverige.

Sundberg, K. (1995). Vad innehåller avlopp från hushåll? Naturvårdsverkets rapport 4425. Sverige.

Videnblad (1992). Slamgødsning af pileplantager. Videnblad nr. 7.8-1, Genanvendelse. Park og Landskab. Landbrugsministeriet, Forskningscenteret for Skov og Landskab.

White, K.D. (1995). Enhancement of nitrogen removal in subsurface flow constructed wetlands employing a 2-stage configuration, an unsaturated zone, and recirculation. Wat. Sci. Tech. Vol 32, No. 3, 1995, s. 59-67.

Winther, L., Linde-Jensen, J.J., Mikkelsen, I., Jensen, H.T., Henze, M. (1978). Teknisk Hygiejne, spildevandsteknik. Polyteknisk Forlag, Danmark.

Winther, L., Henze, M., Linde, J.J., Jensen, H.T. (1998). Spildevandsteknik. Polyteknisk Forlag, Danmark.

Bilag 1

Bilag 1

Recipienten 1993-1999

Det rensede spildevand ledes via et offentlig rørlagt vandløb med forbindelse til Nødebo Huse Pumpekanal. Nødebo Huse vandløb udspringer vest for Torup og nord for Tømmerup Halsnæs. Vandløbet munder ud i Kattegat. Ved udløbet til Kattegat pumpes vandet fra vandløbet op til Kattegat. De sidste 2.2 km strækning af Nødebo Huse vandløb inden udløb til Kattegat er amtsvandløb. Vandløbet har karakter af dræningskanal.

Forureningstilstanden i vandløbet blev i 1991 bedømt til III og III-IV, ret stærkt forurenet. Årsagen til forureningen skal sandsynligvis findes i landbrugsbelastningen og den tidligere spildevandsbelastning fra det mekaniske renseanlæg i Torup. Torup renseanlæg er nedlagt i 1990.

Nødebo Huse vandløb er i udkast til regionplan målsat til en lempet målsætning som *Avandløb*, der anvendes til afledning af spildevand. Forureningsgraden i vandløbet må ikke overstige en forureningsgrad på II-III. Udledningstilladelsen skal være i overensstemmelse med regionplanen. (Frederiksborg Amt, i skrivelse af 11.02.93, udledningstilladelsen)

Bilag 2

Bilag 2

Rensekildens udledning er kontrolleret i henhold til DIF's anvisning for vandforureningskontrol (DIF's anvisning 1981). Den beregningsmæssige kontrol udføres som almindelig tilstands- eller transportkontrol. I de tilfælde, hvor stikprøveantallet $n > 14$ er resultaterne kontrolleret ved skærpet kontrol. Ved krav om mindsteudledning som i tilfældet med iltmætningsprocenten skal kontrolstørrelsen være større end kravværdien (udledningskravet). Ved krav om maksimal tilladte udledningskoncentrationer skal kontrolstørrelsen være mindre end udledningskravet. For at kontrollen er gældende, skal antallet af stikprøver være mindst 6.

Tabel A Statistisk vurdering af Rensekildens udledninger i perioden 1991-1993. Total-P og total-N er vurderet ved transportkontrol, de øvrige parametre ved tilstandskontrol.

Målte parametre		COD (mg/l)	Iltmætning (%)	Ammoniak-N (mg/l)	Ammoniak-N (mg/l)	Total-P (mg/l)	Total-N*** (mg/l)
Udledningskrav*		75**	>60	2 (05-10)	4 (11-04)	1.5	21
Kontrolperiode 1991-1993	Antal stikprøver	n=18	n=16	n=8	n=10	n=6	n=18
	Gennemsnitsudledning	37.97	37.81	1.04	10.50	9.16	37.80
	Standardafvigelse	12.66	30.28	1.33	9.40	5.67	11.90
	Kontrolstørrelse	45.31	18.12	1.76	14.45	6.50	34.23
	Opfyldelse af krav	ja	nej	ja	nej	nej	nej

* I kontrol perioden fra 1991-1993, hvor udløbsvandet ikke afledes til recipient; men til Hundested Centralrenseanlæg var der ingen udlederkrav. Derfor vurderes udledningerne i forhold til de senere givne udlederkrav. ** For organisk stof, målt som COD er kravet sat til 5 gange kravet for organisk stof målt som BOD-5. ***Total-N er beregnet som nitrit-N+nitrat-N+ammonium-N, idet der kan ses bort fra organiskbundet-N, da koncentrationen er lav.

Tabel B Statistisk vurdering af Rensekildens udledninger i perioden 1994 og fremefter. Total-P og total-N er vurderet ved transportkontrol, de øvrige parametre ved tilstandskontrol.

Målte parametre		BOD-5 (mg/l)	SS-tørstof (mg/l)	Iltmætning (%)	Ammoniak-N (mg/l)	Total-N (mg/l)	Total-P (mg/l)			
Udledningskrav		15	15	>60	2 el. 4	21	1.5			
Kontrolperiode 1994-1995	Antal stikprøver	n=10	n=11	n=4	n=0	n=11	n=11			
	Gennemsnitsudledning	4.49	6.99	112.20		27.28	7.15			
	Standardafvigelse	3.20	3.17	16.32		19.22	2.41			
	Kontrolstørrelse	5.83	8.32			17.67	5.95			
	Opfyldelse af krav	ja	ja	n<6		ja	nej			
Kontrolperiode 1996-1997	Antal stikprøver	n=8	n=8	n=7	n=7	n=8	n=8			
	Gennemsnitsudledning	7.04	14.95	80.98	19.57	32.79	11.03			
	Standardafvigelse	4.60	17.74	20.27	19.30	20.41	2.42			
	Kontrolstørrelse	9.52	24.53	70.04	30.00	23.40	9.91			
	Opfyldelse af krav	ja	nej	ja	nej	nej	nej			
Kontrolperiode 1998-1999	Antal stikprøver	Lille pil	Store pil	n=5	n=6	n=5	Lille pil	Store pil	Lille pil	Store pil
		n=15					n=14	n=15	n=14	n=15
	Gennemsnitsudledning	8.60	13.67	27.08	74.2	16.4	26.67	25.00	9.51	5.84
	Standardafvigelse	10.46	14.29	30.09	22.92	10.21	14.20	22.54	4.27	6.13
	Kontrolstørrelse	15.40	18.66		61.82		22.83	13.28	8.35	2.65
	Opfyldelse af krav	nej	nej	n<6	ja	n<6	nej	ja	nej	nej

En stor standardafvigelse medfører, at tilstandskontrollen må tages op til revurdering. Dette gælder for suspenderet stof og total-N i kontrolperiode 1996-97 og 1998-99 samt for ammoniak-N i hele perioden (tabel B). I kontrolperioden 1998-99 er udledningen af organisk stof fra henholdsvis lille og store pileanlæg behæftet med en stor standardafvigelse. Ligeledes er udledningen af total-P fra store pileanlæg i 1998-99 forbundet med stor variation (tabel B). Der gælder for ammoniak-N årstidsafhængige krav på henholdsvis 2 og 4 mg/l sommer og vinter; men selv det svageste krav overholdes ikke på noget tidspunkt. I anden kontrolperiode (1996-97) efterprøves om udlederkravet for suspenderet stof og total-N overholdes ved at fjerne den minimale og den maksimale udledning og derved nedsætte stikprøveantallet til 6 (tabel C). Det undersøges ligeledes om udlederkravet for BOD-5, total-N (lille pileanlæg) og total-P (store pileanlæg) overholdes i kontrolperiode 1998-99 (tabel C).

Tabel C Revurdering af kravopfyldelse for suspenderet stof, organisk stof (BOD-5), total-N og total-P.

Målte parametre	SS-tørstof (mg/l)	BOD-5 (mg/l)		Total-N (mg/l)	Total-N (mg/l) Lille pil	Total-P (mg/l) Store pil
		Lille pil	Store pil			
Kontrolperiode	1996-97	1998-99	1998-99	1996-97	1998-99	1998-99
Antal stikprøver	n=6	n=13	n=12	n=6	n=13	n=12
Gennemsnitsudledning	9.83	6.69	10.25	31.31	26.00	5.13
Standardafvigelse	7.13	6.16	6.29	12.32	10.90	4.78
Kontrolstørrelse	13.68	8.85	12.45	25.64	20.33	1.65
Opfyldelse af krav	ja	ja	ja	nej	ja	nej

Bilag 3

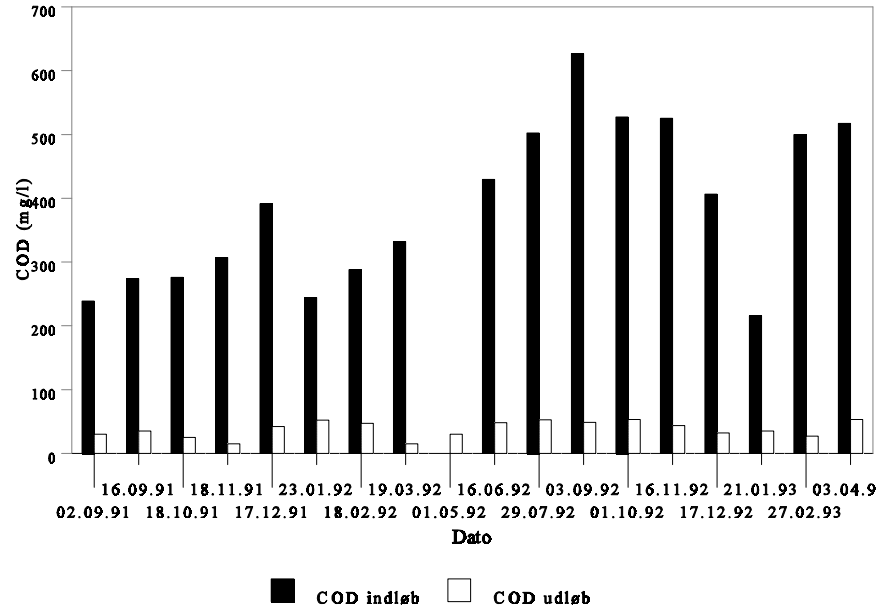
A. Resultater 1991-1993

Figur A

Ind- og udløbskoncentrationer af organisk stof (COD), kvælstof og fosfor i perioden 1991-1993. Samt ind- og udløbsvandets iltindhold og temperatur.

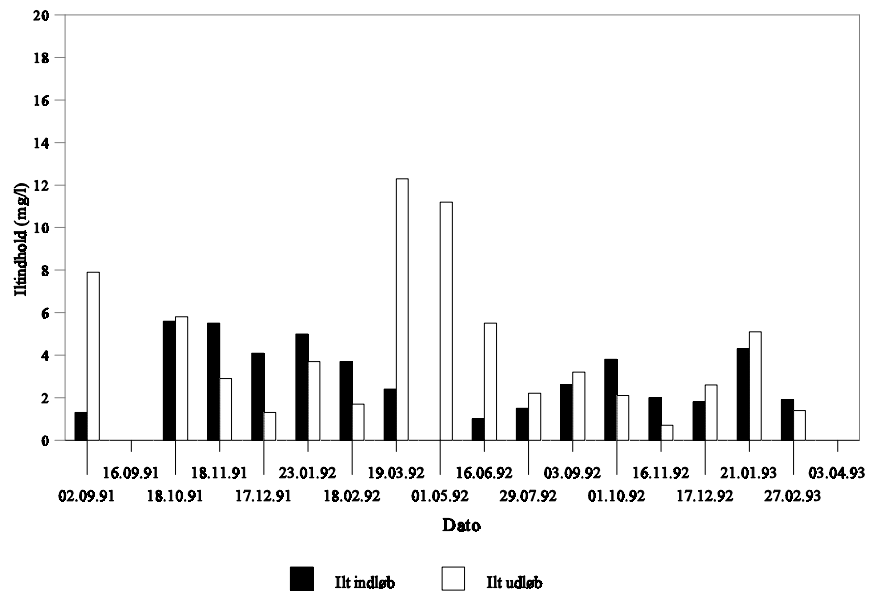
Figur A.1

Indholdet af organisk stof målt som COD (mg/l) i Rensekildens ind- og udløbsvand. Målingerne er foretaget i perioden 1991-1993.



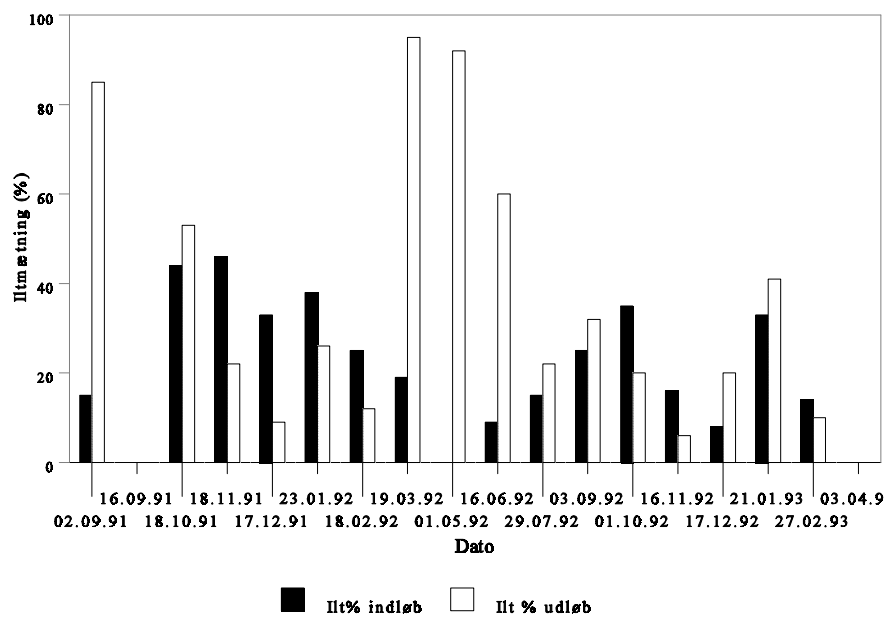
Figur A.2

Iltindhold (mg/l) i ind- og udløbsvand, målt i perioden 1991-1993.

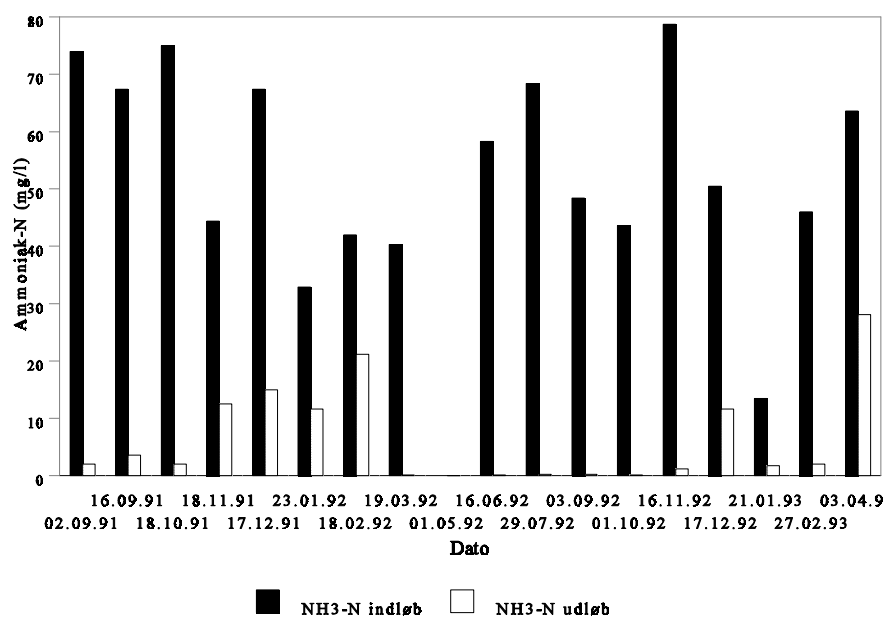


Figur A.3

Spildevandets
iltmætningsprocent i ind- og
udløbsvandet målt i perioden
1991-1993.

**Figur A.4**

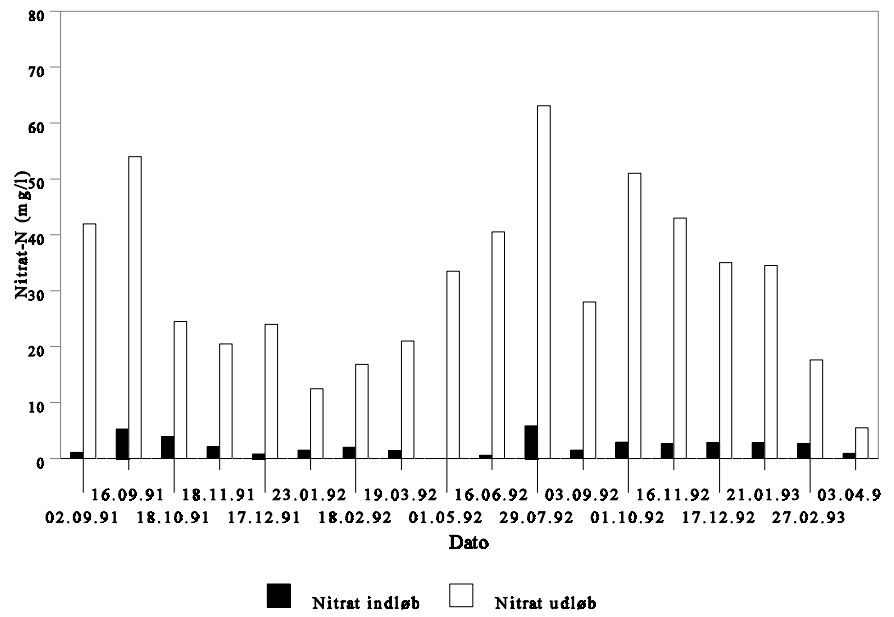
Ind- og udløbsværdier af
ammoniak-kvælstof (mg/l),
målt i perioden 1991-1993.



Bilag 3

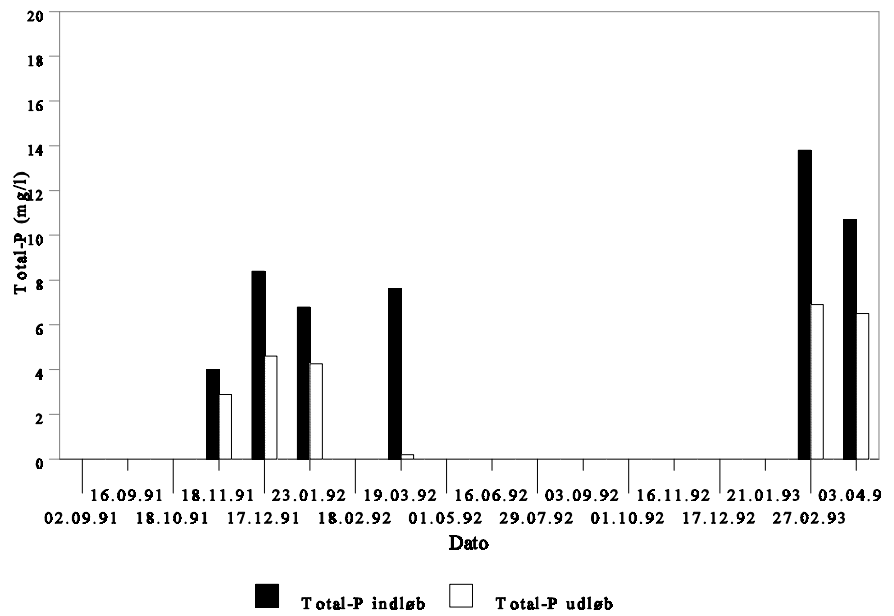
Figur A.5

Ind- og udløbsværdier af nitrat-kvælstof (mg/l) målt i perioden 1991-1993.



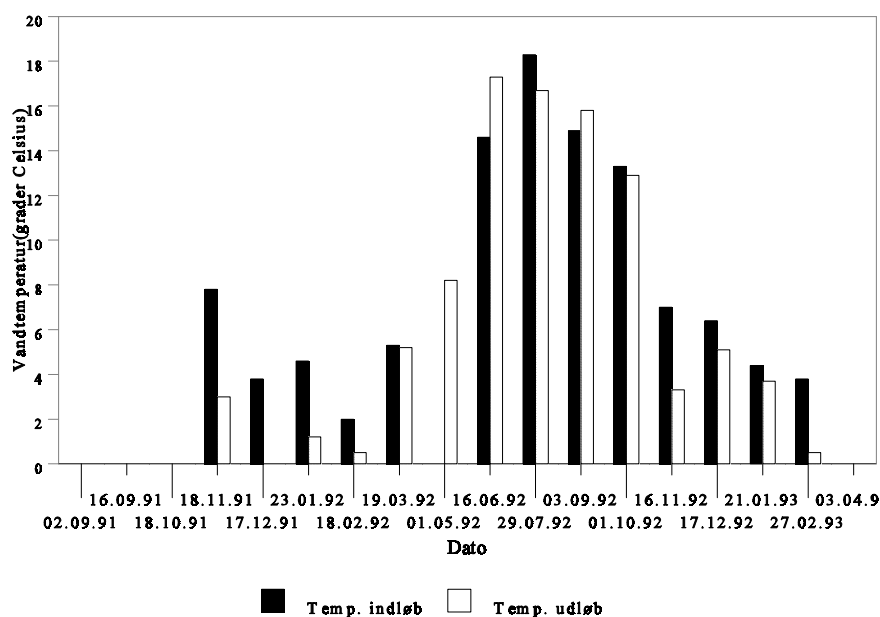
Figur A.6

Ind- og udløbsværdier af total-fosfor (mg/l), målt i perioden 1991-1993.



Figur A.7

Vandtemperaturen i ind- og udløbsvandet, målt i perioden 1991-1993.



A.1 Beskrivelse af resultater 1991-1993 afbildet i figur A

Organisk stof

Der ses for organisk stof en god rensning i de første år af Rensekildens drift (figur A.1). Af tabel A, bilag 2 fremgår, at det senere givne udlederkrav overholdes. Der ses en øget tilledning af organisk stof over perioden.

Iltindhold

For iltindholdet ses, at det senere givne udlederkrav på mindst 60% ilt i det rensede spildevand kun overholdes i fire ud af 16 målinger svarende til 25% af tiden. Lidt over halvdelen af tiden (56.25%) iltes vandet dog gennem renseanlægget, hvorimod der resten af tiden ses et iltforbrug (figur A.2 og A.3). Statistisk set overholdes det senere givne udlederkrav på 60% iltmætning ikke (tabel A, bilag 2).

Kvælstofindhold

Kvælstofmålingerne viser, at der foregår en effektiv nitrifikation (figur A.4 og A.5). I vinteren 1991-92 er den dog lettere nedsat. Det samme ses i december 1992 og i april 1993. Det ses af nitrat-indholdet i udløbsvandet, at kvælstoffjernelsen ikke er særlig effektiv. Kvælstoftilledningen til anlægget er svingende og øget indbyggertal ser ikke ud til at øge kvælstofbelastningen. Det senere givne udlederkrav for ammoniak/ammonium-kvælstof på henholdsvis 2 og 4 mg/l sommer (05-10) og vinter (11-04) overholdes i sommerperioden (05-10) (tabel A, bilag 2).

Fosforindhold

Der er ikke foretaget mange målinger af total-fosforindholdet i spildevandet. Der ses en vis fjernelse af fosfor gennem anlægget, specielt i marts 1992. Fosfortilledningen til Rensekilden og tilbageholdelsen i anlægget stiger over perioden. Det senere givne udlederkrav for total-fosfor på 1.5 mg/l overholdes kun i en enkelt måling; nemlig den 19.03.1992 svarende til 17% af målingerne (figur A.6). Udledningen af total-P vurderet ved transportkontrol viser, at det senere givne udlederkrav på 1.5 mg/l ikke overholdes (tabel A, bilag 2).

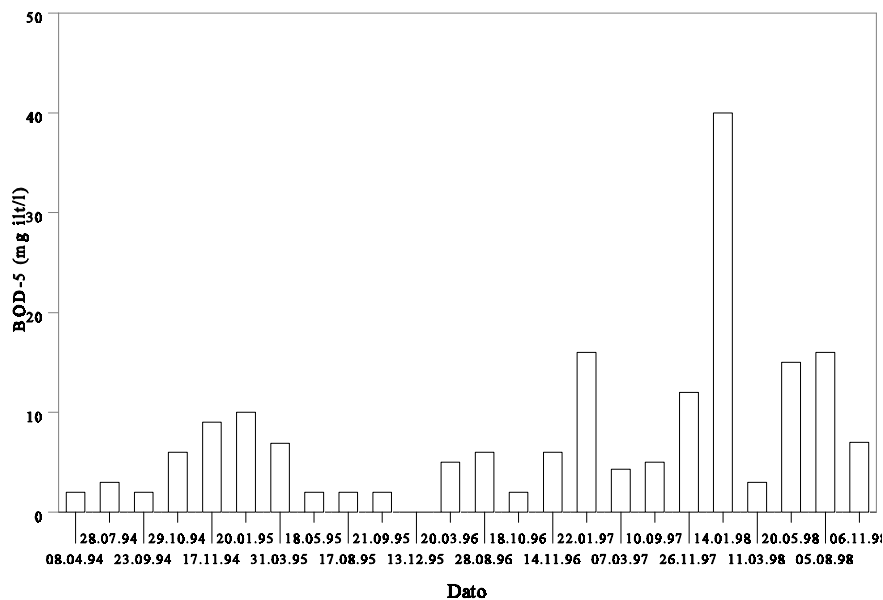
B. Resultater 1994-1998

Figur B

Rensekildens udledning af organisk stof (BOD-5), suspenderet stof, kvælstof og fosfor i perioden 1994-1998. Samtidig vises det rensede spildevands iltindhold og vandtemperatur.

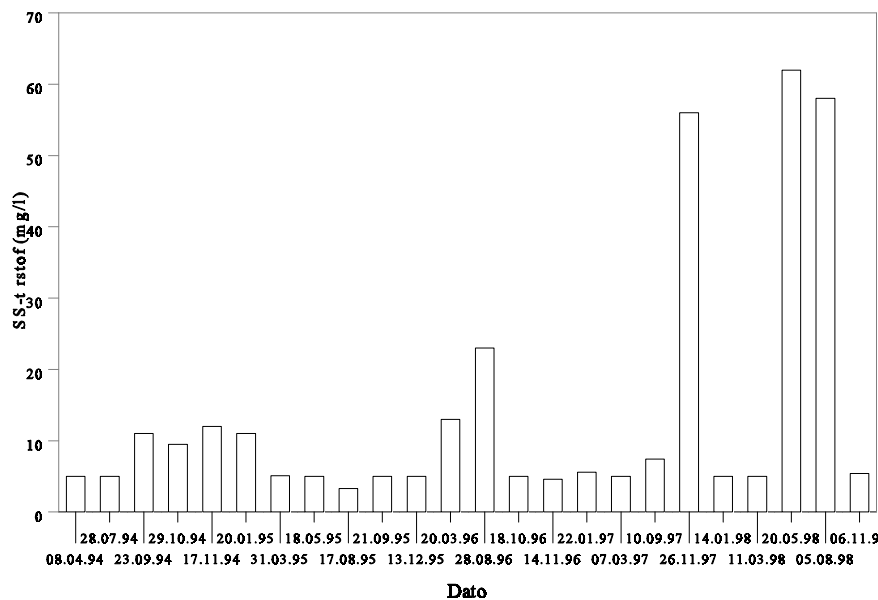
Figur B.1

Udledningen af organisk stof målt som BOD-5 (mgO_2/l) i perioden 1994-1998.



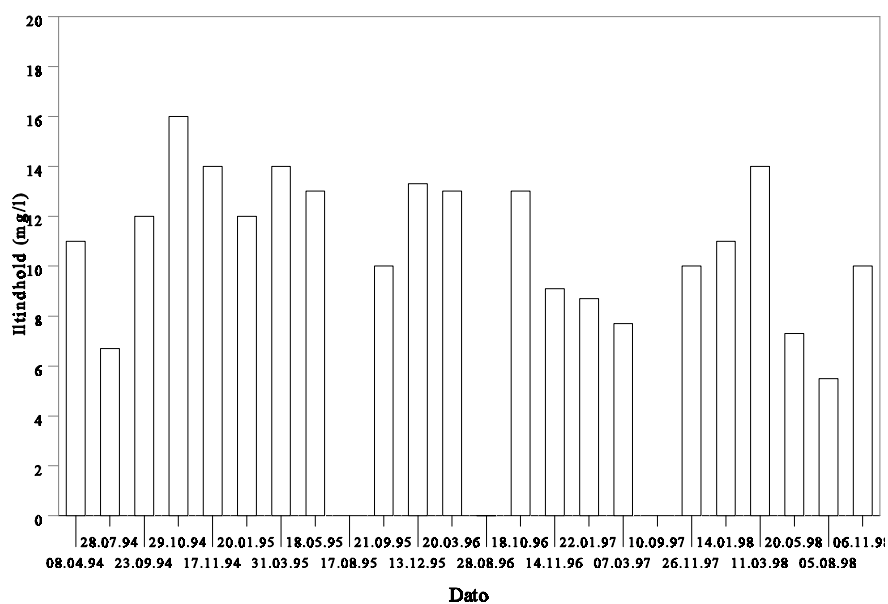
Figur B.2

Udledningen af suspenderet stof (mg/l) i perioden 1994-1998.

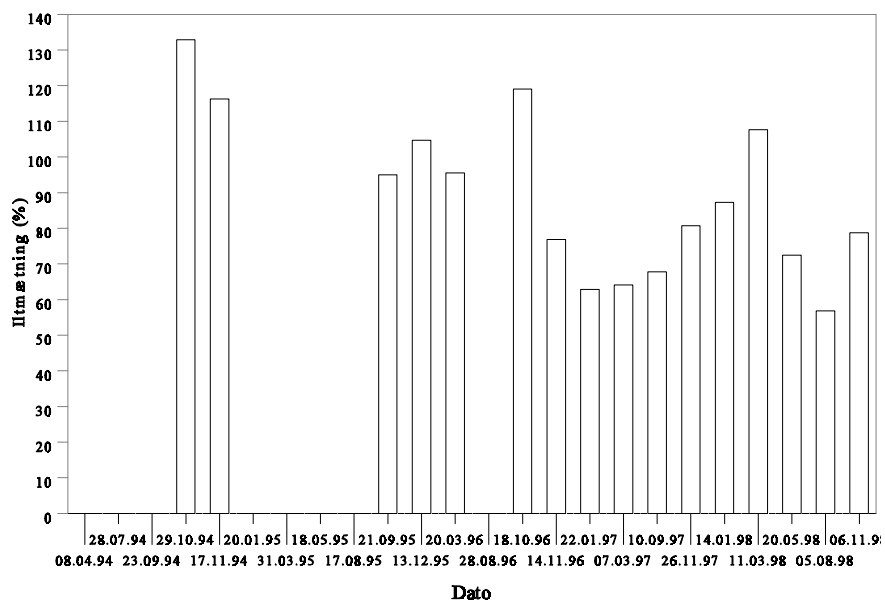


Figur B.3

Udledningens vandets iltindhold (mg/l), målt i perioden 1994-1998.

**Figur B.4**

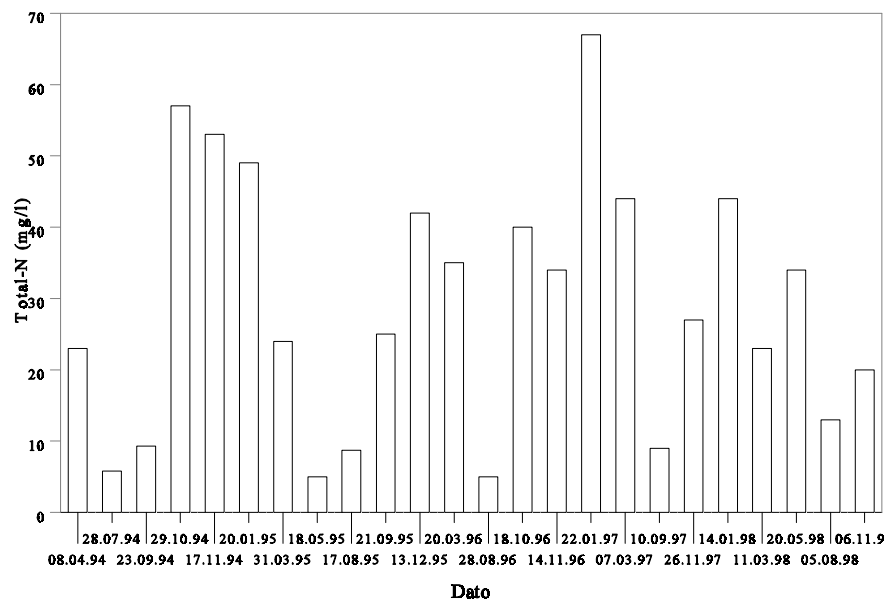
Iltmætningsprocenten i udledningens vandet i perioden 1994-1998.



Bilag 3

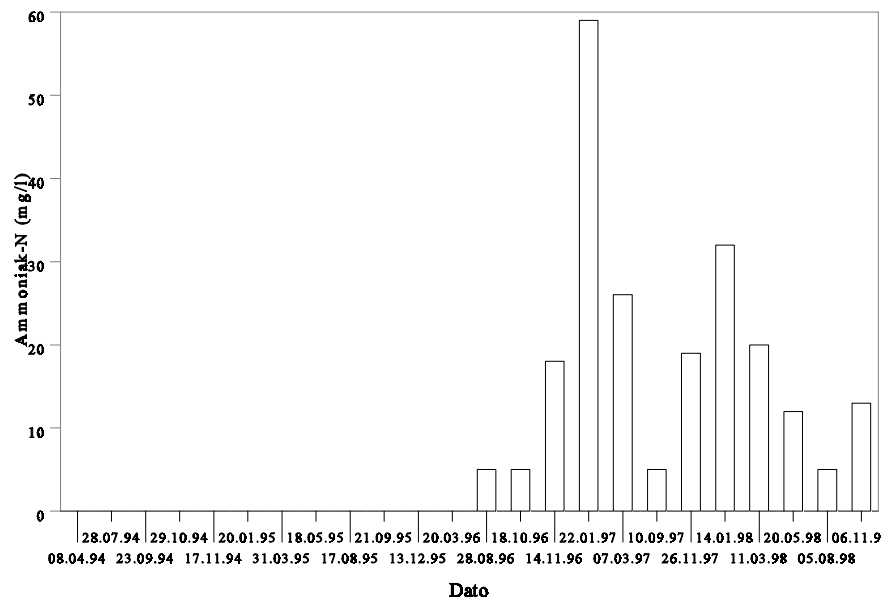
Figur B.5

Udledningsvandets totalkvælstofindhold (mg/l), målt i perioden 1994-1998.



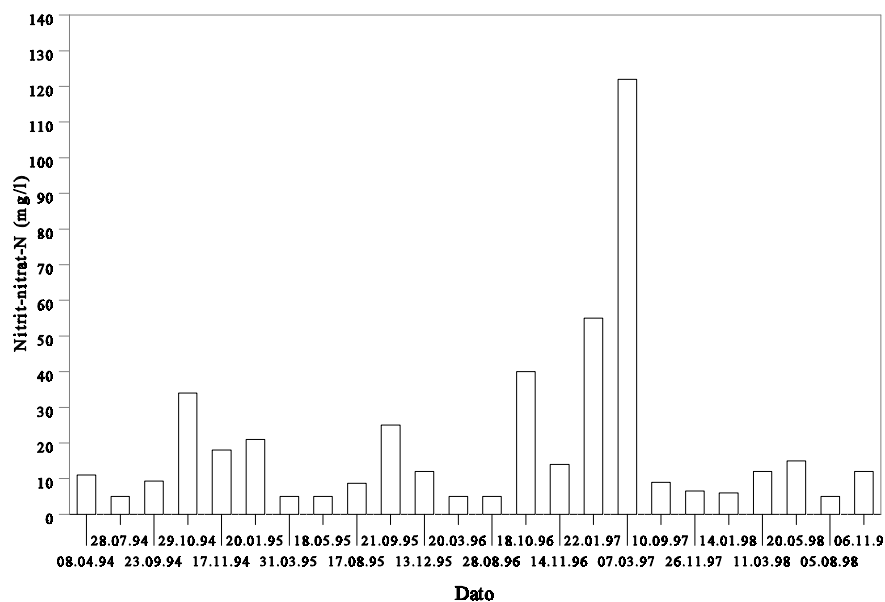
Figur B.6

Ammoniak-kvælstof (mg/l) i udledningsvandet i perioden 1994-1998.



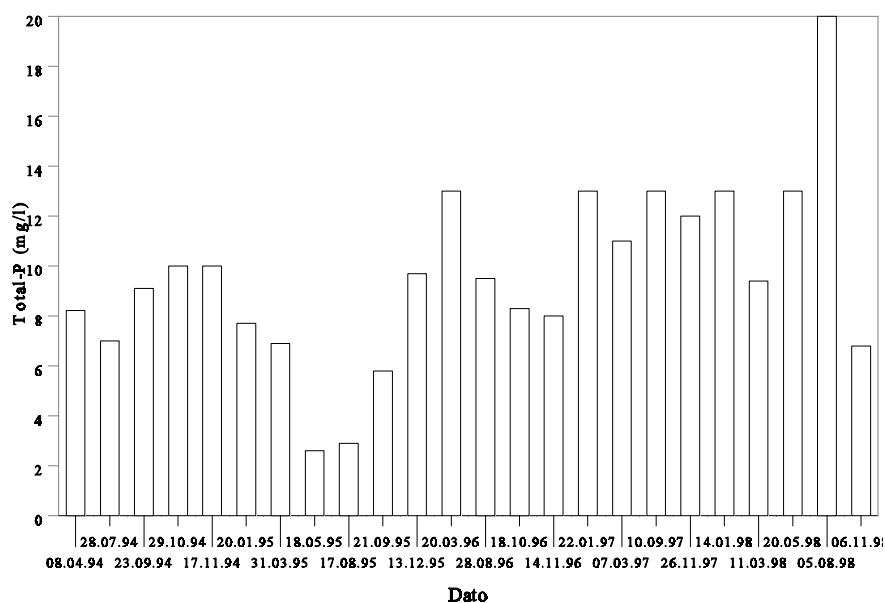
Figur B.7

Nitrit-nitrat-kvælstof (mg/l)
i udledningsvandet i perioden
1994-1998.



Figur B.8

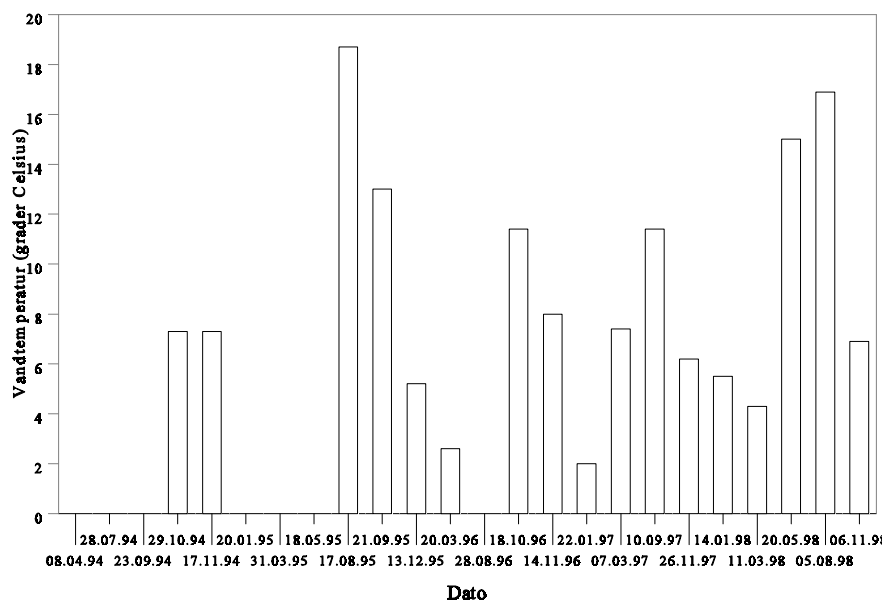
Total-fosforindholdet (mg/l)
i udledningsvandet i perioden
1994-1998.



Bilag 3

Figur B.9

Udledningsvandets temperatur (EC), målt i perioden 1994-1998.



B.1 Beskrivelse af resultater 1994-1998 afbildet i figur B

Organisk stof

Den statistiske vurdering af om kravene overholdes viser, at udlederkravet for BOD-5 modificeret er overholdt i de to første kontrolperioder 1994-97 (tabel B i bilag 2). I kontrolperioden 1998-99 overholdes udlederkravet, når der ses bort fra den minimale og maksimale udledning (tabel C, bilag 2).

Uopløst materiale

Statistisk vurderet overholdes udlederkravet for suspenderet stof (SS) på 15 mg/l kun i første kontrolperiode 1994-95 (tabel B, bilag 2). I kontrol-perioderne 1996-97 og 1998-99 er der stor variation i udløbskoncentration-erne. Ved at fjerne den mindste og højeste udløbskoncentration i kontrolperioden 1996-97 ses, at udlederkravet overholdes (tabel C, bilag 2). I kontrolperioden 1998-99 er der ikke analyseresultater nok til en statistisk vurdering (tabel B, bilag 2). Betragtes resultaterne enkeltvis ses, at udlederkravet overholdes i 83% af målingerne i perioden 1994-1998 (figur B.2).

Iltindhold

I første kontrolperiode er det ikke muligt at foretage en statistisk vurdering af iltmætningsprocenten, da stikprøveantallet er for lavt (tabel B, bilag 2). Det ses dog, at udløbskravet på mindst 60% iltmætning i udløbsvandet er overholdt (figur B.4). I kontrolperioderne 1996-97 og 1998-99 overholdes iltmætningsprocenten på mindst 60% ligeledes (tabel B, bilag 2).

Kvælstof

For total-kvælstof (total-N) gælder, at udlederkravet (vejledende) generelt er overholdt i sommerperioden og kun svagt overskredet i forårs- og efterårsmånederne (figur B.5). Udløbskoncentrationen af total-N er statistisk vurderet udfra en transportkontrol, hvor vandmængden gennem anlægget modsvarer indløbsmængden. Af tabel B, bilag 2 fremgår, at udlederkravet overholdes i perioden 1994-95. I perioden 1996-97 overholdes udlederkravet ikke (tabel C, bilag 2). I perioden 1998-99 er udløbskoncentrationen fra både det store og lille pileanlæg vurderet. Når spildevandet løber via det store pileanlæg overholdes udlederkravet (tabel B, bilag 2). Det samme er tilfældet, når spildevandet løber via det lille pileanlæg (tabel C, bilag 2).

Der er ikke analyseret for ammoniak-N før i 1996 (figur B.6). For ammoniak-N gælder, at det kun er i kontrolperioden 1996-97, at der er datagrundlag til at foretage en statistisk vurdering. Udlederkravene på henholdsvis 2 og 4 mg/l i sommer- og vinterperioderne er ikke overholdt (tabel B, bilag 2). Der er stor variation i udløbskoncentrationerne; men kravene er ikke på noget tidspunkt overholdt (figur B.6).

Generelt ses en god nitrifikation i sommermånederne hen til og med oktober-måned. I sommermånederne er der også god kvælstoffjernelse evt. ved denitrifikation, også denne proces nedsættes i oktober. I november er kvælstofomsætningen nedsat. I marts/april begynder udnyttelsen af kvælstofforbindelser ved nitrifikation og evt. denitrifikation eller planteoptag, og udledningen af kvælstof til recipienten nedsættes (figur B.5-7).

Fosforindhold

Fosforindholdet i det rensede spildevand ligger over det vejledende udlederkrav på 1.5 mg P/l (figur B.8). Af tabel B, bilag 2 fremgår, at udlederkravet for fosfor ikke er overholdt. Generelt er udledningen af fosfor konstant med en lille standardafvigelse. Dog ses der, at udløbskoncentrationen fra det store pileanlæg er varierende; men selv efter en revurdering af resultatet overholdes udlederkravet for total-fosfor vurderet ved transportkontrol ikke (tabel C, bilag 2).

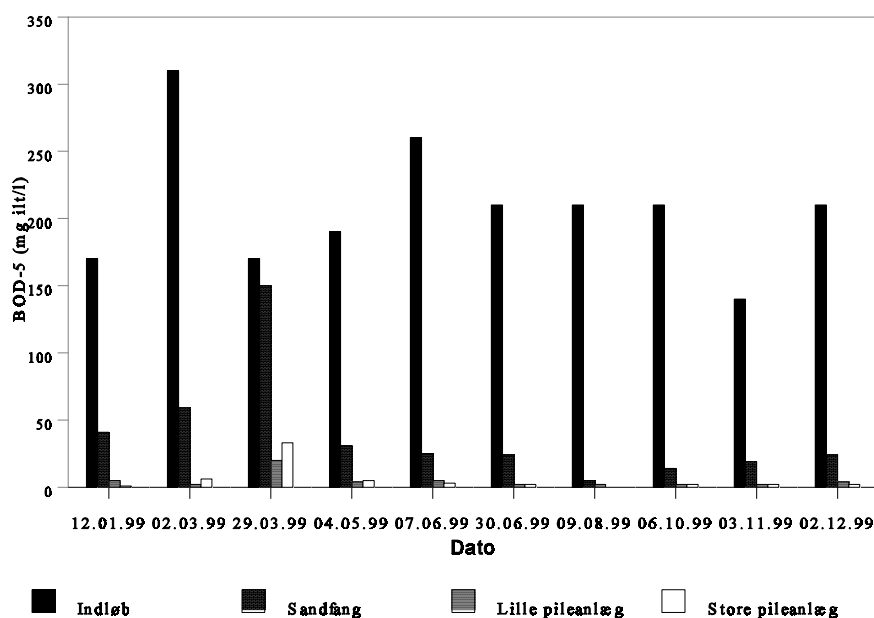
C. Resultater 1999 afbildet i figur C

Figur C

Reduktion af organisk stof (BOD-5), total-N, nitrit-nitrat-N og total-P gennem Rensekilden i 1999.

Figur C.1

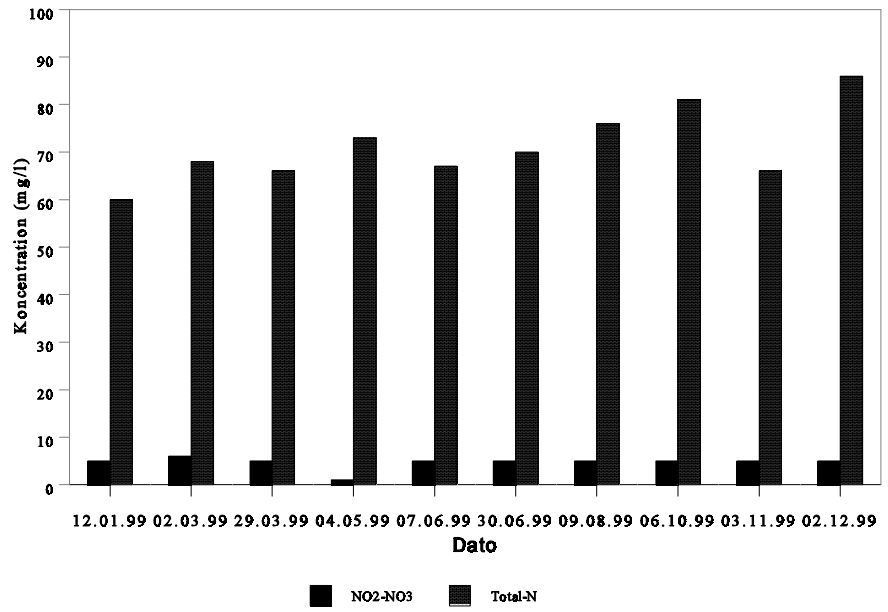
Reduktion af organisk stof, målt som BOD-5 (mgO₂/l) gennem Rensekilden i 1999.



Bilag 3

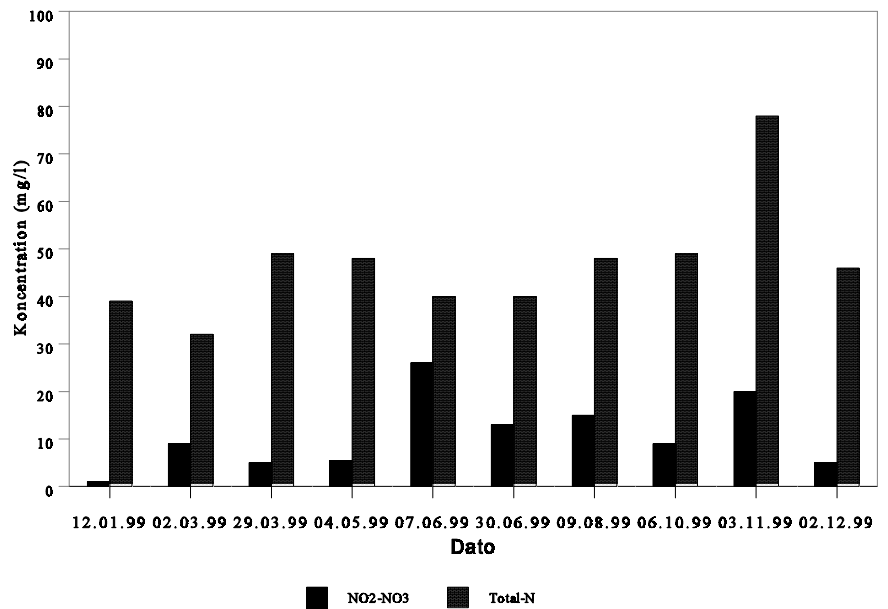
Figur C.2.1

Koncentrationen af nitrit-nitrat-N (mg/l) og total-N (mg/l) ved indløb til Rensekilden i 1999.



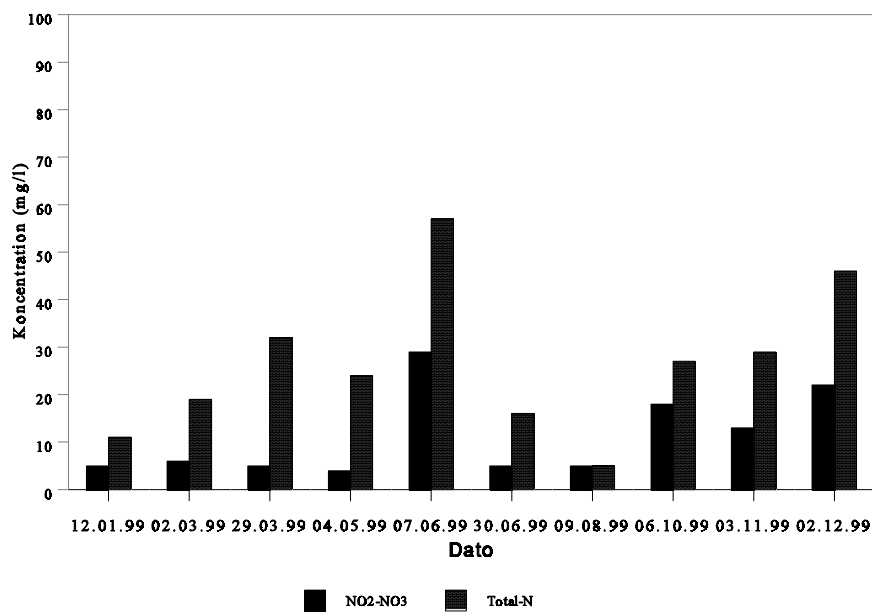
Figur C.2.2

Koncentrationen af nitrit-nitrat-N (mg/l) og total-N (mg/l) ved sandfang i 1999.

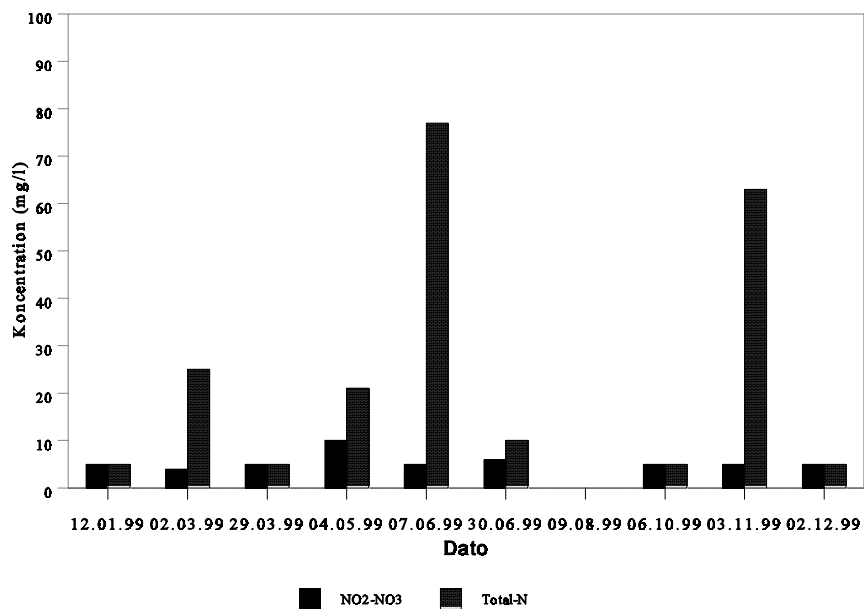


Figur C.2.3

Koncentrationen af nitrit-nitrat-N (mg/l) og total-N (mg/l) ved udløb fra lille pileanlæg i 1999.

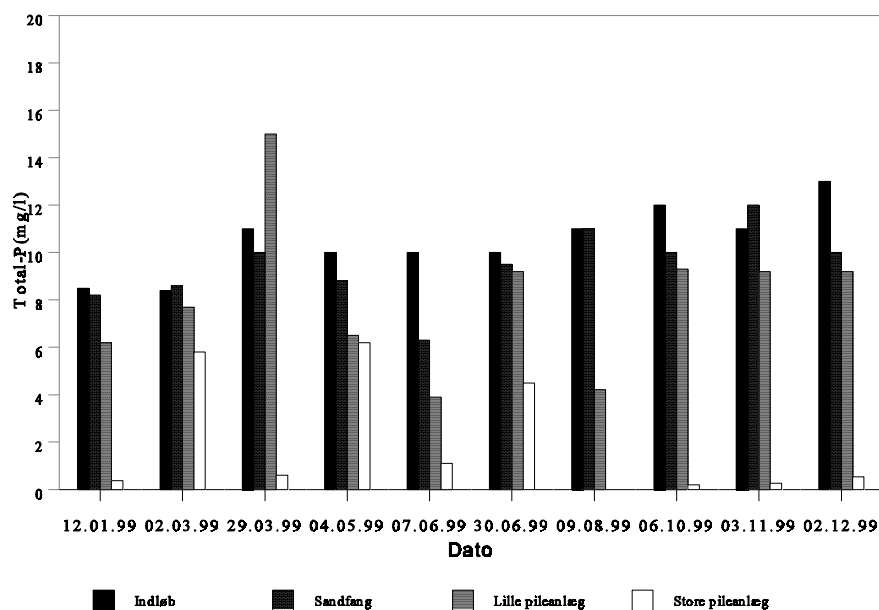
**Figur C.2.4**

Koncentrationen af nitrit-nitrat-N (mg/l) og total-N (mg/l) ved udløb fra store pileanlæg i 1999.



Figur C.3

Reduktionen af total-P (mg/l) gennem Rensekilden i 1999.



C.1 Beskrivelse af resultater 1999

Organisk stof

På nær den 29.03.99 ses en effektiv fjernelse af organisk stof gennem Rensekilden. Allerede efter gennemløbet af de vertikalt gennemstrømmede bassiner (figur 2.2 nr. 6-7) er der fjernet en stor mængde organisk stof, og efter gennemløb af det lille og store pilebassin ses en yderligere reduktion af organisk stof (figur C.1).

Kvælstof

Af figur C.2.1 ses, at indløbsvandet til Rensekilden har en lav og konstant koncentration af nitrit-nitrat-N og en forholdsvis konstant koncentration af total-N. Når spildevandet er nået til sandfangsbrønden, og altså har gennemløbet de vertikalt gennemstrømmede bassiner (figur 2.2 nr. 6-7) er der på nær den 03.11.99 sket en reduktion i total-N koncentrationen. Samtidig ses en stigning i nitrit-nitrat-N koncentrationen; men dog ikke tilsvarende reduktionen i total-N (figur C.2.2). Ved udløb er der sket en yderligere reduktion af kvælstofmængden i spildevandet (figur C.2.3-4, bilag 3). Kvælstoffjernelsen er ringere i lille pileanlæg end i store pileanlæg.

Fosfor

Koncentrationen af total-P i Rensekilden i 1999 var ved målingerne i indløb og sandfang ret konstante over året (figur C.3). For ruten via lille pileanlæg ses i sommermånederne en vis reduktion (35-61%) i total-P-koncentrationen. Ved gennemløb via store pileanlæg ses generelt en god fosfortilbageholdelse.

Bilag 4

Bilag 4

Forsøg med fosforfældning. I efteråret 1996 lavedes følgende målinger og manipulationer på Rensekilden.

Dato	Fosfor ¹⁾ (mg/l)	Kvælstof ²⁾ (mg/l)	pH ³⁾	Tilsat Ca(OH) ₂	Tilsat FeCl ₃	Andet
22.08	4.5	17				
26.08				2 kg i fordelerbønd på høj	2 kg i fordelerbønd på høj	
27.08						Septictanke tømt
03.09 I	6	30		1 kg ved bro	1 kg ved bro	
03.09 II	3	112				Målt 2 timer efter tilsætning
03.09						Åbnet til store pileanlæg
05.09						Indløbsbrønd, stort pileanlæg fyldt op
08.09						Jord fugtig 8 m horisontalt gennem anlægget fra indløbsbrønden
13.09						Jord fugtig 10 m horisontalt gennem anlægget fra indløbsbrønden
16.09						Jord fugtig 15 m horisontalt gennem anlægget fra indløbsbrønden
19.09						Jord fugtig 20 m horisontalt gennem anlægget fra indløbsbrønden
19.09						Sandfangsbønd renset
20.09	10				3 kg i sandfangsbønd	Fosfor målt ved indløb til stort pileanlæg
25.09						Udløbsbrønd, stort pileanlæg fyldt op
26.09	10					fosfor ved indløb også 10 mg/l
26.09						Vand ledes igen til lille pileanlæg
28.09				2 kg i sandfangsbønd		
03.10	4	60				
05.10	5	12		2 kg i sandfangsbønd + 2 kg i lille pileanlæg		
10.10				2 kg i sandfangsbønd + 2 kg i lille pileanlæg		
11.10	3.8	25		2 kg i sandfangsbønd + 2 kg i lille pileanlæg		
14.10			7.0	2 kg i sandfangsbønd + 2 kg i lille pileanlæg		
17.10	5.8	25	7.7			Den 16-17.10 Steins målt P = 8.3 mgP/l, N= 40 mgN/l
20.10	5.0	39	7.7	2 kg i sandfangsbønd + 2 kg i lille pileanlæg		
24.10	5.0	56				
05.11				4 kg i lille pileanlæg		Skiftet til store pileanlæg
11.11	5.0	38				
19.11 I	1.2	10		P-filter efter store pilebassin (kalk, sphagnum, jern, ler)		
19.11 II	0.6					
20.11	5	38		P-filter løber over		
20.11						Skiftet til lille pileanlæg

- 1) Koncentrationen af fosfor er målt med Merck Phosphat-Test til fersk- og havvand 0,25-3 mg/l PO_4^{3-} .
- 2) Koncentrationen af kvælstof målt med Merck Nitrat-Test strips 0-10-25-50-100-250-500 mg/l NO_3^- .
- 3) pH målt med Merck indikator strips pH 6.5-10.0.

Bilag 5

Rapport over udførelse af nedsivningsanlæg på matr nr 4a Torup

Bygherre: Foreningen Økosamfundet Dyssekilde

Entreprenør: RF BoligfundamenterAps

Tilsynsførende Klavs Krause

Udgravning af det projekterede område. Sandlag fundet i dybde 50 til 240 cm under terræn. Tilført 30 m^3 fyldsand og planeret med bæltmaskine til plan ca 85 under terræn mod nord, t til ca 13 cm under terræn med syd.

Udgravet smalt hul midt i anlægget til grundvand, ca 3,4 m under bund. Sat 160 mm plastrør lodret + et extra 1 m under bund af anlægget, fint sand hele vejen ned.

Udlagt 65 m^3 vaskede nøddesten, jævnet med bæltmaskine til ca 20 cm tykkelse.

Udlagt trykledning, manifol og 207 m siverør (et mindre end projekteret, mod nord). Lagt ca 5 cm vaskede nøddesten over rør. Udlagt med grab.

Skiftet skovlhjul på pumpe til CP 3085 HT 250. Afbrudt trykledning til gården og isat grenrør med to skydeventiler, så der kan skabes forbindelse enten til nedsivningsanlægget eller til gården. Der etableres en brønd så ventilerne kan betjenes

Reguleret start/sluk mekanismen, så start sker over skrå bund og sluk skete 68 cm højere = 1.20 l. Prøvepumpning tog 90 sek., hvilket gav en gennemsnitlig udstrømning pr sivehul på 5,8 l. Tilløb fra kloak var midlertidigt lukket.

Fordelingen over anlægget var ikke helt tilfredsstillende, idet det højest-liggende rør ikke afgav vand.

Øverst = nordligste 7 rør blev derefter sænket 10 - 25 cm, hvorved yderste ende på 1 - $1\frac{1}{2}$ m på 4 rør kom ned i sandlaget og stenlaget er således ikke i orden på et område på ca 15 m^2

Ny afprøvning viste nu temmelig ensartet udstrømning i de 4 hjørner, med en startforskel på antagelig ca 30 sek, fra det sydligste til det nordligste rør. Men da rørtætheden i den nordligste del af anlægget er større end i den sydligste, kompensere dette antagelig den mindre udstrømning.

Det kan derfor konkluderes, at 5 væsentlige forhold er i orden:

- 1) afstand til grundvand er ret stor, ca $3\frac{1}{2}$ m 5. maj.
- 2) Undergrunden er fint sand til grundvandet.
- 3) Pumpen yder det ønskede tryk og den ønskede vandmængde pr stød.
- 4) Fordelingen/belastningen er rimelig ensartet.
- 5) Vi er istand til at undersøge grundvandet under anlægget

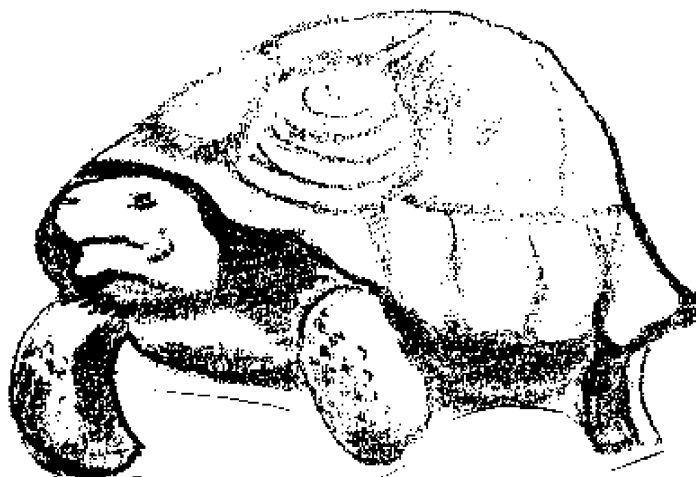
- når dette står så højt at det kan nås

Klavs Krause

Bilag 6

OM BENYTTELSE AF RENSEKILDEN

*På utallige opfordringer udgiver renskildegruppen hermed en
- vejledning vedrørende brug af Rensekilden.*



HUSSPILDEVAND.

Selvom spildevand fra husholdninger nok er den mindst komplicerede type spildevand, er der alligevel et utal af forskellige stoffer i vores spildevand, som kan skade miljøet.

Generelt må man sige at jo mere miljøfremmede stofferne er, des sværere er de at nedbryde i naturen (eller at bortrense i renselanlæg) og des oftere gør de skade.

Udover de miljøfremmede stoffer indeholder spildevand organisk materiale (fra lort, køkkenaffald, hud og hår mv) samt kvælstof (fra urin og nedbrydning af det organiske materiale) og fosfor (fra nedbrydning af organisk materiale og vaskepulver).

Alt levende består af organisk materiale, hvori der bla. indgår kvælstof og fosfor. Disse stoffer er således i sig selv ikke skadelige. I vandløb, søer og havet vil stofferne dog give iltmangel, da nedbrydningen af organisk materiale kræver store mængder ilt.

BRUG AF RENSEKILDEN

Du tænker måske ikke over det i det daglige, men faktisk bruger du Rensekilden mange gange i løbet af dagen for eksempel når du går på wc, når du vasker hænder, når du vasker tøj hjemme og ikke mindst når du bruger køkkenvasken. Det er derfor også vigtigt, at du ikke hælder hvad som helst i afløbet.

AFLØBET ER INGEN SKRALDESPAND

Det vigtigste budskab i denne vejledning er, at **afløbet IKKE er en skraldespand**. Det vil sige, at man skal lade være med at hælde ting i køkkenvasken eller wc'et, som ikke er nødvendigt. Madaffald, te / kaffe, sur mælk, stegefedt, papirlommetørklæder og selvfølgelig menstruationsbind / kondomer behøver ikke komme i afløbet, men bør afskaffes på anden vis. - Smid mest muligt i skraldespanden, tør pander, gryder mv. af i køkkenrulle inden du vasker op og hæld den sure mælk i læhegnet. En liter mælk forurener lige så meget med organisk materiale, som en person i et døgn. Undgår du fedt og brødkrummer i afløbet sparer du også brugen af det giftige afløbsrens. **Komposttoiletter** og **urinseparation** er selvfølgelig bedst for Rensekilden, og vil være et oplagt valg i tilfælde af nybyggeri.

Miljøfremmede stoffer som f.eks. plastikblødgørere (phtalater, DEPH), tungmetaller (bly, cadmium, kviksølv mv), LAS, PAH, mange aroma og farvestoffer, osv. osv. er ofte svært nedbryde-lige i naturen og bør generelt **undgås** mest muligt. Der findes desværre uendelig mange miljøfremmede stoffer og det vil være umuligt at undgå dem helt eller at lave en liste over hvilke man ikke må hælde i renselanlægget.

GENERELT: Køb fuldt deklarerede produkter - helst miljø-mærkede og økologiske til personlig pleje, rengøring og vask.

Er du i tvivl så spørg i Taraxacum eller på Miljø- og Energikontoret, hvor vi har positivlister liggende.

RENGØRING

Jo mere avancerede rengøringsmidler man anvender, des sværere er de ofte at nedbryde i naturen. Anvend derfor så **få** og så **traditionelle midler** som muligt.

Det meste rengøring kan klares med **eddike / eddikesyre og brun sæbe / sæbespån**. Eddike er fortræffeligt som kalkopløser på badeværelset og sæbespån og brun sæbe kan bruges til alt lige fra gulve til bageovne. Hvis noget sidder ekstra godt fast på ildfaste fade, gryder mm. smøres de ind i brun sæbe og pakkes det ind i en plastikpose natten over - så er skidtet lige til at vaske af.

Udover brun sæbe og eddike har du måske brug for et **miljøvenligt opvaskemiddel** (f.eks Ecover, Green Care, Green Clean) og almindelig husholdningssprit til at pudse spejle med. Groft køkkensalt og sand kan i vid udstrækning anvendes i stedet for skurepulver.

Bilag 6

VASK

Vask mindst muligt - eller med andre ord fyld maskinen op.

Brug et **kompakt vaskemiddel** men husk at dosere korrekt. (selvom brugen af kompakte midler er steget de seneste år er mængden af vaskepulver ikke faldet tilsvarende !) Brug vaskepulver uden blegemiddel til at vaske alt, der ikke skal være hvidt. Til hvidvask anvendes percarbonat som blegemiddel **ikke optisk hvidt**.

Miljø- og Energikontoret har en liste over **miljøvenlige vaskemidler** (f.eks Ecover, Greencare, Keminus m.fl.) Da vi ikke bruger kemikalier til at udfælde fosfor i Rensekilden, bør man vælge et fosfatfrit vaskemiddel - som erstatning for fosforen er det bedste citrat eller zeolit. Brug **ikke skyllemiddel** og undgå udover optisk hvidt, EDTA, fosfonat. og LAS. Brugere af **opvaskemaskiner** bedes være opmærksomme på at der ofte er 40 % fosfor i maskinopvaskemidler.

KROSPLEJEMIDLER

Dette er en jungle. Vælg et produkt med miljømærke eller spørg hos Taraxacum. Undgå balsam og 2-i-1 produkter, da disse indeholder svært nedbrydelige og for vandmiljøet giftige stoffer.