

Danske Pileanlæg

Danske Pileanlæg

Anke Stubsgaard
DHI - Institut for Vand og Miljø

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

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

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

Indhold

INDHOLD	3
FORORD	5
SAMMENFATNING OG KONKLUSIONER	7
SUMMARY AND CONCLUSIONS	13
1 INDLEDNING	19
1.1 BAGGRUND	19
1.2 FORMÅL	20
1.3 AFGRÆNSNING	20
1.4 LÆSEVEJLEDNING	20
1.5 ORDFORKLARING OG FORKLARING AF SYMBOLET #	21
2 INTRODUKTION TIL DE UNDERSØGTE ANLÆG	23
2.1 GEOGRAFISK PLACERING OG ETABLERINGSTIDSPUNKT	23
2.2 OVERORDNET OPBYGNING PILEANLÆGGENE	23
3 PILENS VÆKST	27
4 VANDETS SKÆBNE I AFLØBSFRIE PILEANLÆG	29
4.1 FORDAMPNING BASERET PÅ NEDBØR OG TILLEDT SPILDEVAND	31
4.2 VANDSTAND I INSPEKTIONS RØR	32
4.3 VANDINDHOLD	35
4.4 POREVOLUMEN	41
4.5 NEDBØRS- OG SPILDEVANDSMÆNGDER	42
4.6 BETYDNINGEN AF SIDERNES HÆLDNING OG ANLÆGGETS DYBDE	43
4.7 NØDVENDIGT JORDVOLUMEN FOR OPMAGASINERING	44
4.8 INDKØRINGSFASEN	46
4.9 MODEL FOR STØRRELSE AF PILEANLÆG	46
4.10 KONKLUSION PÅ KAPITEL 4	49
5 DRIFTSSTABILITET OG DRIFTSKRAV	53
5.1 DRIFTSSTABILITET	53
5.2 DRIFTSKRAV	53
6 TØRSTOFPRODUKTION OG ANVENDELSE AF HØSTEN	57
6.1 TØRSTOFPRODUKTION	57
6.2 ANVENDELSE AF HØSTEN	59
7 NÆRINGSSTOFFER	61
8 ORGANISKE FORBINDELSER	63
8.1 SLAMDANNELSE UNDER NEDBRYDNING	63
8.2 PH	64
9 SALTE	65
10 METALLER	67

11	MILJØFREMMEDE STOFFER	71
12	MIKROBIOLOGISKE UNDERSØGELSER	73
13	LOVGRUNDLAG	75
14	ETABLERING AF PILEANLÆG	77
14.1	INDLEDNING	77
14.2	PERIODE FOR ETABLERING	77
14.3	BETYDNINGEN AF LÆ OG SKYGGE	77
14.4	AFSTANDSKRAV	77
14.5	SKRÅNINGER	79
14.6	HÆLDNING PÅ SIDERNE	79
14.7	DRÆN UNDER ANLÆGGET	80
14.8	MEMBRANVALG	80
	<i>Plastmembraner</i>	80
	<i>Svejsning</i>	80
	<i>Bentonitmembraner</i>	80
14.9	MEMBRANAFDÆKNING	81
14.10	TILLEDNING AF SPILDEVAND	82
	<i>Bundfældningstank</i>	82
	<i>Tilførsel</i>	82
14.11	PÅFYLDNING MED JORD	83
14.12	RODSÆTNING	84
14.13	TILPLANTNING	85
	<i>Betydningen af variationer i stiklingernes initiale vægt</i>	85
	<i>Plantetæthed</i>	86
	<i>Typer af kloner</i>	86
15	PRIS	87
16	SAMMENLIGNING MED ANDRE RENSNINGSFORMER TIL DEN SPREDTE BEBYGGELSE	89
17	LITTERATURLISTE	91

Bilag A: Metoder

Bilag B: Anbefalede krav for tilladelse til etablering af pileanlæg

Bilag C: Procentvis reduktion af anlægsstørrelse

Forord

DHI har, i forbindelse med ”Aktionsplanen for fremme af økologisk byfornyelse og spildevandsrensning” undersøgt og sammenlignet de ældste pileanlæg i Danmark m.h.p. udarbejdelse af et grundlag for senere udarbejdelse af en vejledning, svarende til de eksisterende vejledninger for nedsivningsanlæg, sandfiltre og rodzoneanlæg.

Projektet har haft en styregruppe bestående af:

Hans Brix, Biologisk Institut, Århus Universitet
Jørgen A. Johansen, Århus Amt
Christian Enggaard, Hammel Kommune
Peter Steen Mikkelsen, Danmarks Tekniske Universitet
Peder Pedersen, Foreningen Levende Hav
Mogens Kristian Kaasgaard, Miljøstyrelsen
Arne Backlund, A & B Backlund Aps.
Jens Peter Brangstrup Hansen, Embedslægeinstitutionen i Århus Amt
Anke Stubsgaard, DHI, Institut for Vand og Miljø

DHI vil gerne benytte lejligheden til at takke styregruppens medlemmer for gode diskussioner og forslag, samt review af rapportudkastet.

Projektet har behandlet problemstillinger indenfor meget forskellige fagområder. Derfor har embedsmænd, konsulenter, kloakmestre, anlægsejere og akademikere været mere eller mindre inddraget og således gjort det muligt at beskrive meget forskellige aspekter af pileanlæg i ét projekt.

Erik Groth, Konsulent i Foreningen Danske Maskinstationer, har bidraget med grundig information om gravearbejde, rodindtrængning, rørføring, membraner og membranafdækning, bl.a. baseret på tilbagemeldinger fra foreningens kloakmestre.

Urs Blattmann, anlægsejer i Gesten, har målt vandstand i Gesten med stor regelmæssighed, samt bidraget gentagne gange med anlægserfaringer, frokost og kaffe.

Pieter Kofman og Helle Serup, Forskningscenter for Skov og Landskab, Vejle, har bidraget med målinger af vandstand i pileanlægget ved Forskningscenteret, samt viden om høstmetoder til energipil.

Merethe Stychsen og Mette Thorsen, DHI, har bidraget med informationer om beregning af potentiel fordampning, samt vurderinger af beregninger af fordampningen fra pileanlæg.

Michael Scharling, DMI, har bidraget med informationer om potentiel for-dampning og nedbør.

Kim Schultz, håndværker og anlægsejer, har bidraget med tilbundsgående overvejelser, gravearbejde i 6 pileanlæg, og vurderinger af anlæggenes opbygning i forhold til driftsstabilitet.

Uffe Jørgensen, Forskningscenter Foulum, har bidraget med værdifulde overvejelser ud fra sin viden om pil, samt ikke publicerede data om metaller i pil fra et anlæg i Gesten og kontakter til andre ressourcepersoner.

Per Schønning, Forskningscenter Foulum, har bidraget med sin mangeårige erfaring med analyser af porevolumen.

Brian Christensen, DTI, Rørcenteret har bidraget med viden om kloakarbejde, membraner og membranafdækning.

Jens Erik og Jakob Jørgensen, anlægsejere i Gesten, har vejet høsten fra 2 pileanlæg på vognvægt og bidraget med anden praktisk hjælp.

Torben Elving, Arbejdstilsynet, har bidraget med vurderinger af arbejdssikkerheden ved etablering af pileanlæg med stejl hældning på siderne.

Annette Holtze, Storstrøms Amt, og Arne Backlund, A&B Backlund Aps., har bidraget med data om pileanlægget i Marjatta, Storstrøms Amt, samt foredrag og udbytterige diskussioner.

Peder Gregersen, Center for Recirkulering, har introduceret pileanlæggene i Sydvestjylland og bidraget med erfaringer med etablering og drift af pileanlæg.

Carsten Haahr, Ivar Haahr A/S, entreprenør og sælger af materialepakker til pileanlæg. Har bidraget med foredrag, informationer om priser og erfaring med etablering, samt rundvisninger til nyetablerede pileanlæg.

Karl Erik Jensen, Carl Bro A/S, har bidraget med erfaring og diskussioner indenfor anlægsarbejde.

Gitte Hansen, Hvidsted Energiskov har bidraget med erfaring med udplantning af pilestiklinger.

Knud Pedersen, Vejle Kommune har skaffet informationer om opbygning af pileanlægget i Vejle.

DHI vil gerne takke alle disse bidragsydere, uden hvem dette projekt ikke kunne gennemføres tilfredsstillende.

Sammenfatning og konklusioner

Et pileanlæg er i princippet en jordfyldt beholder med pil plantet på overfladen. I beholderen opsamles hele årsproduktionen af spildevand. Pilens betydelige evne til at fordampe vand og danne ved, sikrer resorption af spildevandet. Der er således ikke afløb fra disse renseanlæg, der udgår kun næringsstoffer i form af ved, samt eventuelt fordampning af kvælstofforbindelser. Disse anlæg er specielt interessante, fordi de ikke alene eliminerer belastningen af vandløbene, men også recirkulerer både vandet og næringsstofferne fra spildevandet.

Det første danske pileanlæg er fra 1992. I 1993 er der bygget endnu et anlæg, mens det tredje først er etableret i 1997. Det vurderes, at der derefter er anlagt 30-60 pileanlæg i Danmark.

Interessen for disse anlæg er høj, specielt pga. nye krav til rensning af spildevandet fra den spredte bebyggelse. Der er derfor et stort behov for afklaring, formidling og retningslinier for etablering og drift. Anlæggenes opbygning og de influerende fysisk-kemiske faktorer er imidlertid aldrig blevet undersøgt og sammenlignet. Der eksisterer heller ikke generelle retningslinier for konstruktion af anlæggene.

Derfor beskrives en række pileanlæg i dette projekt. Administrative bestemmelser, opbygning, funktion og de tilledte stoffer og stofgruppers skæbne og betydning for pilenes vækst søges afklaret.

Resultaterne bringes i sammendrag herunder.

Etablering og opbygning

Det spildevand, der ledes til de undersøgte pileanlæg, er forudgående ledt gennem en bundfældningstank. Derefter pumpes det fra pumpebrønd eller tilledes pileanlægget via gravitation. Spildevandet fordeles ovenpå, midt i eller nedenunder jordlaget. Alle anlæg er etableret med minimum 2 inspektionsrør, der er ført til bunden. Der er etableret overløbsdræn i ét af 9 undersøgte anlæg, de 8 har intet afløb. Der er etableret dræn under 2 anlæg til registrering af evt. udsivning af spildevandsholdig væske. Membranen i bunden og langs siderne er af bentonit eller 0,5-0,75 mm lav densitet polyethylen.

Der er ikke kørt i anlæggene. Kørsel medfører risiko for trykskader.

Anlæg med overjordisk tilledning, hvor jorden er lagt uregelmæssigt tilbage, således at overfladen ikke er jævn, udviser uregelmæssigt vækstpotentiale for pilene, idet der dannes konstant vandfyldte lavninger, hvor pilen gror dårligt.

På overfladen er der plantet 1-4 pilestiklinger/m². Pileanlæg bør etableres om foråret, med tilplantning senest 1. juni. De anlæg, der er etableret om efteråret, har akkumuleret så betydelige vandmængder gennem vinteren, at de forholdsvis unge pilestiklinger ikke har haft rodnet og fordampningskapacitet til at fordampe både den akkumulerede væske og den væske, der blev tilført gennem den efterfølgende vækstsæson.

Der har ikke været problemer med rodindtrængning i de til pileanlæggene knyttede afløbs- og vandfordelingssystemer. Rødsætningen er svag i pileanlæggene, hvilket tillægges rigelig tilgang til væske og næringsstoffer.

Da vandets opholdstid i anlægget kan være lang, er kravet til infiltrationshastighed så lavt, at jordtyper med op til 20% ler og 20% silt har vist sig anvendelige. Det er ikke undersøgt, om mere ler- eller siltholdige jordtyper er egnede.

Læ, skygge, skråninger ovenfor anlægget, samt lave hældninger på anlæggets sider bør undgås, da det kan have afgørende betydning for vandbalancen i anlægget.

Driftsstabilitet og driftskrav

Pileanlæg er, både mht. perioder med hydrauliske spidsbelastninger og manglende spildevandsproduktion, relativt robuste. Pil er desuden en tolerant plante, hvad angår potentielt fytotoksiske forbindelser.

Driftskravet er lugning af anlægget gennem første sæson, samt ca. 2 timer pr. tilsluttet person til høst hver vinter. Bundfældningstanken skal desuden tømmes ifølge myndighedernes anvisninger.

I kapitel 14 og Bilag B gennemgås anbefalede krav for tilladelse til etablering af pileanlæg i den spredte bebyggelse. Både de anbefalede krav i forbindelse med etablering og drift indgår.

Massebalance for vand

Syv faktorer styrer primært anlæggets størrelse: Spildevandsproduktionen, nedbør i lokalområdet, hældningen på siderne af anlægget, anlæggets dybde, solindstråling, vindpåvirkning og jordens porevolumen. Fjernelse af de tilførte mængder af vand til anlæggene er søgt afklaret vha.

- Registreringer af tilført nedbør (data fra DMI) og spildevand.
- Jævnlig registreringer af vandstanden i anlæggenes inspektionsrør.
- Jævnlig analyser af vandindhold i dybdeprofiler af jorden.
- Analyser af porevolumen i dybdeprofiler af jorden.
- Opmålinger af længde, bredde, dybde af anlæggene, samt nivellering af overfladen.

Data fra disse undersøgelser er anvendt til, på forskellig vis, at udarbejde tilnærmede massebalancer for vandets bevægelser til, i og fra pileanlæggene. Konklusionerne er følgende:

Registreringer af vandstanden i inspektionsrør kan ikke anvendes som mål for det faktiske vandindhold i jorden på et givet tidspunkt. Registreringer i inspektionsrør kan dog finde anvendelse som indikator for eventuel lækage. En lækage i et anlæg vil den følgende vinter afspejles i et betydeligt lavere vandspejl end de foregående vintre.

Idet det antages, at årets tilledning af spildevand og nedbør fordampes i løbet af året, er fordampningen mellem 2 og 3 gange højere end beregnede værdier for den normale potentielle fordampning fra kortklippet græs.

Jævnlig analyser af jordens vandindhold, sammenholdt med kendte værdier for tilledt nedbør og spildevand, indikerer også, at der sker en betydelig fordampning fra pileanlæg i vækstsæsonen, samt at denne overstiger den årlige

potentielle fordampning betragteligt. Direkte målinger af fordampningen kan bekræfte dette.

Den betydelige forskel på beregnet fordampning fra kortklippet græs og tilsyneladende fordampning fra pileanlæg kan næppe tillægges utætheder i anlæggenes membraner. Efter vækstsæsonens slutning stiger vandindholdet svarende til de tilførte mængder af nedbør og spildevand.

Forskellen på fordampningen fra pileanlæg og fra kortklippet græs kan tillægges flere faktorer:

- Pilen har en længere vækstsæson, kraftig vækst, et højt maksimalt bladarealindeks og generelt let tilgængelighed til vand. Da pileanlæggene generelt placeres med henblik på maksimering af vindpåvirkningen, er det sandsynligt, at der dannes en såkaldt "oase-effekt": Det forhold, at et velvandet mindre område placeret i et mere tørt (eller med lavere bevoksning) større område vil få en langt større fordampning end beregnet på grundlag af indstråling og vindhastighed, fordi forskellen i fugtighed skaber advektion, hvor tørrere luft strømmer ind over pileanlægget og forøger fugtighedsgradienten fra blad til omgivelserne, således at fordampningen øges. Det er sandsynligt, at oase-effekten er så betydelig, at den årlige fordampning ikke stemmer overens med beregninger af den potentielle fordampning.
- Dertil kan vindhastigheden og luftens fugtighed i den højde, pilenes blade sidder, være betydeligt mere formidlende for fordampning end vindhastigheden og luftfugtigheden nede ved kortklippet græs.
- En sidste, sandsynlig forklaring på, hvorfor fordampningen fra pileanlæg tilsyneladende er relativt kraftig kan være, at et pileanlæg kan betragtes som en kube, hvor både trækronernes samlede overflade opadtil og de fire 1-4 meter høje sider af et anlæg (skovbrynene) eksponeres for indstråling og vind med tør luft, mens den beregnede potentielle fordampning kun baseres på én overflade.

Det er i projektet ikke afklaret, hvor meget spildevand og nedbør, der maksimalt kan fordampes fra pileanlæg forskellige steder i Danmark, samt hvilke faktorer, der er afgørende for maksimering af fordampningen. En afklaring af disse forhold vil få betydelig indflydelse på dimensioneringen af pileanlæg, og dermed på prisen af disse anlæg.

Fordampningsevnen er tiltagende de første 3-5 år. Derfor bør det afgøres, om der kan tolereres overbelastning i indkøringsfasen, og hvordan denne overbelastning skal håndteres. De lokale forhold bør i denne sammenhæng være afgørende for afgørelsen om hvorvidt muligheden for midlertidig overbelastning kan tolereres. Hvis pileanlægget f.eks. modtager spildevand fra en ejendom, hvorfra spildevandet i 20 år er ledt til dræn eller recipient, vil det være sandsynligt, at eventuel, midlertidig overbelastning kan ledes i dræne-/recipienten, idet eventuel overbelastning kun vil forekomme i ekstreme nedbørsperioder, hvor nedbøren således fortynder eventuelt spildevand.

Fordampningsevnen fra pileanlæg har betydning for, hvor meget vand der kan fyldes i et pileanlæg hvert år. Opmagasineringskapaciteten i pileanlæg har betydning for, hvor stort et anlæg skal bygges for at kunne opmagasinere den nedbør og det spildevand, der akkumuleres udenfor vækstsæsonen. For at bestemme opmagasineringskapaciteten, skal anlæggets volumen og jordens porevolumen måles. Dertil skal nedbørsmængder, spildevandsmængder og

den periode, hvor der sker en nettoakkumulering af nedbør og spildevand i anlægget, være kendt.

Der kan i dette projekt ikke gøres rede for, hvornår et anlæg går fra at udvise nettofordampning til nettoakkumulering og omvendt. Der er i stedet opstillet scenarier, hvor længden af perioden med nettoakkumulering varieres. Kun i ét af 6 undersøgte anlæg kan der, i de opstillede scenarier, gøres rede for, at nedbøren og spildevandet kan akkumuleres i anlægget udenfor vækstsæsonen. Forklaringen kan være, at ingen af de to scenarier er i overensstemmelse med den faktiske længde af perioden uden vækst. Forklaringen kan også være, at alle anlæg er læk. Dette er dog usandsynligt, da alle anlæg er relativt unge i forhold til membranernes normale levetid.

32-51% af anlæggenes volumen er porer. Porevolumen er relativt høj i anlæg, eller zoner af anlæg, der er vandmættede en stor del af året. Porevolumen er desuden generelt højere i anlæg med sandjord end i anlæg med lerjord. Det anbefales, at porevolumen ved planlægning af et anlæg generelt fastsættes som værende 35%, da porevolumen indgår i beregninger af anlæggets nødvendige volumen, mens flere faktorer umuliggør undersøgelse af porevolumen, før anlægget er etableret.

Mellem halvdelen og 4/5 af den væske, der skal opmagasineres og fordampes, er nedbør i de undersøgte anlæg. Nedbørsforholdene på lokaliteten har derfor en betydelig indflydelse på det nødvendige areal og den nødvendige dybde af et anlæg.

Hældningen på alle siderne af de undersøgte anlæg er lav, 45°. Siderne virker derfor som en tragt for nedbør og betyder, at volumenbehovet til akkumulering bliver betydeligt større, end hvis siderne var lodrette. Samtidig har dybden betydning for, hvor meget spildevand der kan opmagasineres under hver kvadratmeter overflade, ud over nedbøren. Jo dybere et anlæg kan være, jo dybere en jordsøjle pilene formår at fordampe væske fra, des mindre regnvandsopsamlende areal er nødvendigt, hvilket har betydelig indflydelse på prisen for anlægget.

Da der ikke kan opstilles en model, der er baseret direkte på kendte processer i pileanlæggene, er der i stedet opstillet en empirisk baseret model for dimensionering af pileanlæg. Modellen baseres på konservative skøn, og inkluderer beregninger af den procentvise reduktion af anlæggets størrelse ved stejlere hældning end 45° og/eller dybere anlæg end 1,5 m. Det anbefales, at denne konservative, empirisk baserede model anvendes, indtil vidensgrundlaget bliver tilstrækkeligt til udarbejdelse af en egentlig vejledning.

Næringsstoffer, organiske forbindelser, salte og miljøfremmede stoffer

Der er stor variation i tilførte spildevandsmængder og -sammensætning fra ét pileanlæg til et andet. Der er derfor også stor variation i hvor stor en del af næringsstofferne, der optages af pilene. Der er risiko for, at pileanlæg, der kun tilledes gråt spildevand, bør gødes de første år.

Det vurderes, at der, på grundlag af erfaringerne med sandfiltre, rodzoneanlæg og nedsivningsanlæg, ikke vil opstå problemer med tilstopning af fordelersystemerne i pileanlæg pga. ophobning af letnedbrydelige forbindelser.

Salte vil ophobes i pileanlæg. Det er endnu usikkert, hvorvidt koncentrationen af salte vil få betydning for pilenes fordampningsevne indenfor anlæggenes levetid.

Det er usandsynligt, at tilledningen af spildevand til jorden i et pileanlæg vil forårsage en sådan belastning af jordens indhold af metaller, at jorden overskrider jordkvalitetskriterierne. Beregninger indikerer, at det vil tage mellem 100 og 17000 år at belaste anlæggenes jord i sådan grad (afhængigt af metal og baggrundsværdi), at jordkvalitetskriterierne overskrides, - med mindre baggrundsværdierne i forvejen er lig med eller overskrider jordkvalitetskriterierne.

Det er således også usandsynligt, at de høstede pilestokke, uanset anvendelse, kan medføre en betydelig forurening ved en levetid for anlæggene på 20-50 år.

Skæbnen for de organiske miljøfremmede stoffer er ikke målt. Det er sandsynligt, at opholdstiden og store, årlige udsving i vandindholdet, og dermed reduktionspotentialen, vil sikre nedbrydning af de organiske miljøfremmede stoffer.

Mikrobiologiske undersøgelser

Indholdet af fækale Streptokokker i anlæggenes jordoverflade er analyseret. Dette gælder både for anlæg med overjordisk og anlæg med underjordisk fordeling af spildevandet. For at kunne gennemføre en vurdering er der analyseret på jorden umiddelbart rundt om hvert pileanlæg, referencen. Her er der adskillige eksempler på samleprøver, hvor indholdet af fækale streptokokker er op til en størrelsesorden højere end inde i pileanlæggene. Analyser af fækale Streptokokker kan således ikke begrunde anbefaling af ét fordelingssystem frem for et andet. Der er dog registreret lugt af spildevand ved pileanlæggene med overjordisk fordeling af spildevandet. Der er desuden en risiko for direkte kontakt med spildevand i anlæggene med overjordisk fordeling. Underjordisk fordeling bør derfor anvendes.

Administrative bestemmelser

Pileanlæg hører administrativt under betegnelsen "afløbsfrie bassinanlæg", og behandles som sådan, rent administrativt, som en beholder nedgravet i jorden. Der gælder, at sider og bund skal være tætte, at der ikke må ske overfladisk afstrømning, at der ikke må være risiko for gener eller sundhedsfare for mennesker og dyr, og at afstanden til nærmeste vandindvindingsanlæg skal være 15-50 meter.

Da pileanlæg er spildevandsanlæg, vil de generelle bestemmelser om miljøbeskyttelse, betalingsregler og spildevandstilladelser for spildevandsanlæg også være gældende for pileanlæg. Da der ikke er noget afløb fra pileanlæg, lever de op til alle de renseskasser, der omtales for den spredte bebyggelse i spildevandsbekendtgørelsen. Derfor kan pileanlæg principielt komme på tale til alle de ejendomme i den spredte bebyggelse, der pålægges rensning af deres spildevand.

Summary and conclusions

In principle, willow evaporation beds are earth filled containers with willow planted on the surface. In the container the annual production of wastewater is accumulated. The eminent ability of the willow to evaporate water and lignify secures resorption of the wastewater. Thus there is no discharge from these treatment plants, only nutrients in the form of wood as well as perhaps evaporation of nitrogen compounds. These plants are particularly interesting, as not only they eliminate the load on the water courses, but also they recycle water as well as the nutrients from the wastewater.

The first Danish willow evaporation bed is from 1992. In 1993 one more plant was established, whereas the third was not established until 1997. It is estimated that after this another 30-60 willow evaporation beds have been established in Denmark.

The interest for these plants is high, especially due to new demands to treatment of wastewater from the scattered houses. There is thus a large demand for a clarification, information and directions for establishment and operation. The construction of the plants and the influencing physical-chemical factors have, however, never been examined and compared. There are no general directions for construction of the plants.

Consequently, a number of willow evaporation beds are described in this project. The aim is to explain administrative regulations, construction, function and the destiny of admitted substances and groups of substances and the importance of the growth of the willows.

The results are summarised below.

Establishment and construction

The wastewater, which is discharged into the examined willow evaporation beds, has previously been lead through a sedimentation tank. Afterwards it is pumped from pumping well or lead to the willow evaporation bed via gravitation. The wastewater is dispersed on top, in the middle or below the earth layer. All evaporation beds are established with minimum 2 inspection tubes, which are lead to the bottom. An overflow drain has been established in one of 9 examined plants, 8 of them have no discharge. Drain has been established under 2 plants for registration of any leakage of wastewater containing fluid. The membrane at the bottom and along the sides is made of bentonite or 0,5-0,75 mm low density polyethylene.

There has been no traffic in the plants. Traffic causes risk for pressure damages.

Plants with surface admission, where the earth has been put back irregularly so that the surface is uneven, shows irregular growth potential for the willows creating water-logged hollows, where the willow grows poorly.

On the surface 1 to 4 willow cuttings per square meter are planted. The willow evaporation beds established in Autumn have accumulated considerable

amounts of water through the winter that the relatively young willow cuttings have not had sufficient roots and evaporation capacity to evaporate the accumulated fluid as well as the fluid, which has been admitted through the subsequent growth season.

There has not been any problems with root penetration in the discharge and water distribution systems connected to the willow evaporation beds. The root development is weak in the willow evaporation beds, which is due to plentiful admission to fluid and nutrients.

As the detention time of the water in the plant can be long, the demand for infiltration velocity is so low, that earth types with up to 20% clay and 20% silt have appeared to be useful. It has not been examined whether more clay or silt containing earth types are suitable.

Shelter, shadow, slopes above the plant as well as tilts on the sides of the plant must be avoided, as it can be crucial to the water balance in the plant.

Working stability and operating demands

Willow plants are, as far as periods with hydraulic peak loads and lacking wastewater production is concerned, relatively robust. Furthermore willow is a tolerant plant as far as potential phytotoxic compounds are concerned.

The operating demand is weeding of the willow evaporation bed through the first season and approx. 2 hours per person for harvest every winter. The sedimentation tank must also be emptied according to the instructions of the authorities.

In chapter 14 and Annex B the recommended demands for permission to establishment of willow evaporation beds at scattered houses are described. The recommended demands in connection with establishment as well as operation are included.

Mass balance for water

Seven factors are essential to the size of the plant: The wastewater production, rainfall in the local area, the inclination of the sides of the plant, the depth of the plant, the sun influx of light, the influence of the wind and the pore volume of the earth. Removal of the admitted water quantities to the plants have been attempted explained by

- Registrations of admitted rain (data from DMI) and wastewater.
- Regular registrations of the water level in the inspection tubes of the plants.
- Regular analyses of water contents in depth profiles of the earth.
- Analyses of pore volume in depth profiles of the earth.
- Measurements of length, depth of the willow evaporation beds and leveling of the surface.

Data from these examinations have been used for, in different ways, to calculate approximated mass balances for the water currents to, in and from the willow evaporation beds. The conclusions are as follows:

Registrations of the water level in inspection tubes can be used as targets for the actual water contents of the earth at a given time. Registrations in inspection tubes can, however, be used as indicator for leaks, if any. A leakage in a

plant will appear the following winter as a considerably lower water level than the previous winters.

As it is assumed that the annual admission of wastewater and rainfall evaporates in the course of the year, the evaporation is between 2 and 3 times higher than calculated values for the normal potential evaporation from close-cropped grass.

Regular analyses of the water contents of the earth compared to known values for admitted rainfall and wastewater also indicates that there is a considerable evaporation from willow evaporation beds in the growing season, as well as it exceeds the annual potential evaporation considerably. Direct measurements of the evaporation can confirm this.

The considerable difference of calculated evaporation from close-cropped grass and apparent evaporation from the willow evaporation beds can hardly cause leaks in the membranes of the plants. After the end of the growing season the water contents increases accordingly to the admitted quantities of rain and wastewater.

The difference of the evaporation from the willow evaporation beds and from close-cropped grass can be due to several factors:

- The willow has a longer growing season, rapid growth, a high maximum leaf-area index and generally easy access to water. As the willow evaporation beds are generally placed with the purpose of maximising of the wind influence, it is probable that a so-called “oasis-effect” occurs: The conditions that a well-watered smaller area placed in a more dry (or with slow growth) large area will have a much larger evaporation than estimated on the basis of influx of light and wind velocity, as the difference in humidity causes advection, where drier air blows over the willow evaporation bed and increases the humidity gradient from leaf to the surroundings, so that the evaporation increases. It is probable that the oasis-effect is so considerable that the annual evaporation does not correspond with the calculations of the potential evaporation.
- Furthermore the wind velocity and the humidity in the height of leaves can be considerably more effecting to the evaporation than the wind velocity and the humidity in the height of close-cropped grass.
- The last, plausible explanation to why the evaporation apparently is relatively rapid could be that the willow evaporation beds can be regarded as a cube, where both the total surface of the tree crowns upwards and the four 1-4 meter high sides of a plant (fringes) are exposed to influx of light and wind with dry air, whereas the calculated potential evaporation is only based on one surface.

In the project the maximum evaporation in willow evaporation beds from wastewater and rain it is not clarified, how much wastewater and rain at the most can evaporate from willow evaporation beds at different locations in Denmark, and which factors are essential for the maximising of the evaporation. A clarification of these conditions will have considerable influence on the dimensioning of the willow evaporation beds and consequently on the price of these plants.

The evaporation ability is increasing over the first 3 to 5 years. Thus it must be determined whether overload during the initial phase is acceptable and how this overload is handled. In this connection the local conditions must be cru-

cial for the decision whether the risk of a temporary overload is acceptable. If the willow evaporation bed e.g. receives wastewater from a property, from which the wastewater has been lead to drain or receiving waters for 20 years, it is possible that a temporary overload, if any, can be lead to the drains/receiving waters, as a possible overload will only occur in extremely rainy periods, where the rainfall may dilute the wastewater.

The evaporation ability from the willow evaporation beds has influence on the annual water capacity of the willow evaporation beds. The storage capacity in willow evaporation beds is essential for sizing of the plant in order to store the rainfall and wastewater accumulated in the off season for growth. To estimate the storage capacity the plant volume and the pore volume of the earth must be measured. Furthermore rainfall, amounts of wastewater and the period, during which a net accumulation of rainfall and wastewater in plants, must be known.

In this project it is not clarified, when a plant changes between showing net evaporation to net accumulation and vice versa. In stead scenarios are set up where the duration of the period with net accumulation can be varied. In the shown scenarios only in one of 6 of the examined plants it can be clarified that the rainfall and the wastewater can be accumulated in the plant in the off season. The explanation can be that none of the scenarios are in accordance with the actual length of the period without growth. The explanation can also be that all plants have leaked. That is, however, unlikely as all plants are relatively young in relation to the normal lifetime of the membranes.

32-51% of the volume of the plants are pores. The pore volume is relatively high in plants, or zones of plants, water-filled during most of the year. Besides the pore volume is generally higher in plants with sandy soil than in plants with clay soil. It is recommended that pore volume is determined as being 35%, as pore volume is included in calculations of the specified plant volume, whereas several factors preclude examination of pore volume prior to construction of the plant.

Between half and 4/5 of the fluid to be stored and evaporated is rainfall in the examined plants. The local rainfall conditions have thus great importance to the necessary depth of a plant. The tilt on all the sides of the examined plants is low, 45°. Consequently, the sides function as a funnel for rainfall and cause that the demand for volume for accumulation becomes considerably higher than if the sides were upright. At the same time the depth has influence on how much wastewater can be stored under each square meter of surface apart from the rainfall. The deeper a plant is, the deeper an earth pile the willows can evaporate fluid from, the less rain accumulating area it will demand, which is of great importance to the price of the plant.

As it is not possible to construct a model based directly on the known processes in the willow evaporation beds an empirically based model for dimensioning of the willow evaporation plants is constructed in stead. The model is based on conservative estimates and includes calculations of the reduction percentage of the plant size at a steeper slope than 45° and/or deeper beds than 1,5 m. It is recommended that this conservative, empirically based model is used, until the basic knowledge is sufficient for elaboration of a specific instruction.

Nutrients, organic compounds, salinity and matters hazardous to the environment

There are large variations in admitted amounts and compound of wastewater from one willow evaporation bed to another. Thus there are also large variations in the absorption of nutrients in the willows. There is a risk, that willow evaporation plants to which only grey wastewater is admitted, must be fertilised the first year.

It is estimated that, on the basis of experiences with sand filters, root zone systems and percolation plants, there will be no problems with constipation of the distribution systems in willow evaporation plants due to accumulation of easily degradable compounds.

Salinity will be accumulated in the willow evaporation beds. It is still uncertain, whether the concentration of salinity will influence the evaporation ability of the willows during the lifetime of the plants.

The heavy metals, which are admitted to the willow evaporation plant, will partly be accumulated in the earth, and partly it will be absorbed by the willow and thus removed. Two scenarios for the heavy metal absorption of the willows are shown. There are several dimensions of difference on the result. As the oldest willow evaporation beds in Denmark are only 8 years old, and as the heavy metals may be absorbed as a function of the concentration in the earth, the destiny of the heavy metals in willow evaporation beds cannot yet be determined.

The destiny of the organic matters hazardous to the environment has not been measured. It is likely that the detention time and large annual fluctuations in the water contents, and consequently the reduction potential, will ensure decomposition of the organic matters hazardous to the environment.

Microbiological examinations

The contents of faecal streptococci on the surface of the earth has been analysed. This goes for both plants with surface and plants with subterranean distribution of wastewater. To accomplish an evaluation the earth has been analysed in the immediate surroundings of each willow evaporation bed, the reference. Here several examples are shown of collected samples, where the contents of faecal streptococci is up to one dimension higher than in the willow evaporation plants. Thus analyses of faecal streptococci can not substantiate a recommendation of one distribution system or another. However, smell from wastewater at the willow evaporation beds with surface distribution of the wastewater has not been registered. Furthermore there is a risk for direct contact with wastewater in the plants with surface distribution. Subterranean distribution should thus be preferred.

Administrative regulations

In the administration willow evaporation plants come under the designation "no-outlet water plants" and must be treated as such, administratively, as a container buried in the ground. It is demanded that sides and bottom must be waterproof, that there is no surface run-off, that there is no risk for nuisance or health hazard to humans or beasts, and that the distance to nearest water catchment plant must be 15 to 50 meters.

As willow evaporation beds are wastewater treatment plants, the general rules of environmental protection, terms of payment and wastewater permissions

for wastewater treatment plants will also be valid for willow evaporation beds. As there is no discharge from willow evaporation beds, they comply with all the treatment classes mentioned for the scattered houses in the wastewater regulations. Willow evaporation beds can thus in principle be relevant to all the properties of the scattered houses, on which wastewater treatment is imposed.

1 Indledning

1.1 Baggrund

Med Miljøstyrelsens "Spildevandsredegørelse 1995" (Miljøstyrelsen 1995) blev det tydeliggjort, at den spredte bebyggelse er en væsentlig kilde til forurening af Danmarks ferske vande. Heraf fulgte "Betænkning om spildevandsafledningen i det åbne land" og "Lov om ændring af lov om miljøbeskyttelse og lov om betalingsregler for spildevandsanlæg m.v." (Miljøstyrelsen 1996; Lov nr. 325 af 14. Maj 1997) Det blev politisk besluttet, at midler fra miljøafgifterne på forbrugsvand bl.a. skulle anvendes til "...projekter om spildevandsbortskaffelse i områder, der ikke er kloakerede, samt projekter angående alternative muligheder for spildevandsbortskaffelse i kloakerede områder" (Lov nr. 326 af 14. Maj 1997 om støtte til forureningstruede vandindvindinger). Beslutningen udmøntede sig i "Aktionsplanen for fremme af økologisk byfornyelse og spildevandsrensning", der bl.a. har til formål at afklare anvendelsesmuligheder og konsekvenser af anvendelse af alternative, mere eller mindre økologiske former for håndtering af spildevand. Den del af ordningen, der omhandler spildevandsbehandling, administreres af Miljøstyrelsen.

På dette grundlag er der givet støtte til en sammenligning af de ældste af de danske såkaldte pileanlæg. Projektet indgår i det første af de 4 temaer under Aktionsplanen: Tema 1: Økologisk håndtering af spildevand i det åbne land. Det er første gang, der er givet støtte til undersøgelse og beskrivelse af pileanlægs funktionsmekanismer.

Med begrebet pileanlæg menes i denne sammenhæng et jordfyldt, udendørs, vandtæt bassin, tilplantet med piletræer. Spildevand forrenses i en bundfældningstank, inden det tilledes pileanlægget, hvor det fordampes via pilens betydelige fordampningsevne. Udenfor vækstsæsonen akkumuleres spildevand og nedbør i porerne mellem jordpartiklerne i bassinet. Anlægget dimensioneres efter nedbørsmængder, spildevandstilledning, samt evt. jordens porevolumen og potentiel fordampning i området.

Det første danske pileanlæg er fra 1992. I 1993 er der bygget endnu et anlæg, mens det tredje først er etableret i 1997. Det vurderes, at der derefter er anlagt 30-60 pileanlæg i Danmark. Anlægstypen er således ny, og interessen er høj og stigende. Anlægstypen betragtes som miljømæssigt interessant, da energiforbruget til drift er lavt eller nul, samt at der produceres en ressource i form af ved.

Erfaringerne med afløbsfrie systemer er begrænset. Anlæggenes opbygning og de influerende fysisk-kemiske faktorer er aldrig blevet undersøgt og sammenlignet. Der eksisterer heller ikke generelle retningslinier for konstruktion af anlæggene (bundmembranens tykkelse og materiale, antal m² per person, fyldningsmateriale, egnede pilesorter m.m.). Der er derfor et stort behov for afklaring, udarbejdelse af retningslinier og formidling.

1.2 Formål

Det er projektets overordnede formål

- At fremskaffe de nødvendige data til sammenligning med andre, relevante koncepter til behandling af spildevand.
- At de samme data danner grundlag for retningslinier for opbygning af afløbsfrie pileanlæg.
- At datagrundlaget og retningslinierne gør det muligt for kommuner, ejere af ejendomme i den spredte bebyggelse, kloakmestre og entreprenører, - at vurdere afløbsfrie pileanlæg som spildevandshåndteringsmetode.

Det er projektets umiddelbare formål

- At beskrive de afløbsfrie pileanlægs opbygning og funktion, samt de tilledte stoffer og stofgrupperes skæbne og betydning for pilenes vækst og fordampningsevne. Det er samtidig formålet at afklare de afløbsfrie pileanlægs miljømæssige, økonomiske, og praktiske fordele og ulemper, kapacitet til vinteropmagasinering, ydelse af ved, driftsbehov, driftsstabilitet, pris, hygiejne, og evt. lugtproblemer.
- At formidle den opnåede viden bredt.

1.3 Afgrænsning

Det er kun de pileanlæg, der er tænkt som og etableret som helt afløbsfrie pileanlæg, der her behandles. Nogle af dem har, af forskellige årsager, ikke fungeret som sådan, men vil alligevel blive nævnt, idet de eksemplificerer, hvordan pileanlæg ikke skal konstrueres.

Der har fra kommuner med sommerhusområder, samt fra turistattraktioner, hvor der kun er åbent i sommerhalvåret, været en betydelig interesse for udvikling af en hybrid mellem nedsivningsanlæg og pileanlæg. De eksisterende anlæg af denne type består overordnet af et fordelersystem i et område, der er tilplantet med pil, og som drives som et pileanlæg. Da der for denne gruppe anlægstyper ikke kan garanteres en 100% rensning, i forhold til en eventuel recipient, er de ikke medtaget i denne rapport.

Pileanlæg kan ikke betragtes som renseanlæg i konventionel forstand, idet det primære formål er at fjerne vandet, ikke næringssaltene og det organiske materiale. Derfor er det organiske materiales iltforbrug og næringssaltindholdet her kun af betydning i det omfang, det indirekte eller direkte har betydning for pilens vækst og fordampningsevne.

1.4 Læsevejledning

Nærliggende rapport beskæftiger sig med relativt mange emner, hvis indhold influerer mere eller mindre på de øvrige emner. Det er tilstræbt, at hvert kapitel kan læses uden kendskab til de foregående kapitler. Hvor oplysninger fra et andet kapitel kan uddybe et emne i det kapitel, der læses, er der indlagt henvisninger.

For at sikre overskueligheden i denne rapport, hvor mange emner behandles, er alle metodebeskrivelser samlet i bilag A. Metoderne er listet efter kapitelnummer, således at et eventuelt opslag i metodebeskrivelsen i forbindelse med læsning af et kapitel bliver enkelt.

Der er ikke en enkelt rækkefølge af emner, der er mere logisk at følge end alle andre mulige rækkefølger i opbygning af rapporten. Ofte vil det være læserens interesse, der er afgørende for, hvilken rækkefølge af emner, der forekommer mest naturlig. Læseren bedes derfor udvise tålmodighed, hvis den valgte rækkefølge af emner i rapporten ikke modsvarer læserens egen prioritering af interesser.

1.5 Ordforklaring og forklaring af symbolet

Pileanlæg har gennem projektperioden vist sig at være komplekse systemer. Det har derfor været nødvendigt at inddrage ekspertviden fra meget forskellige fagområder. Da det ikke kan antages, at læseren har kendskab til betydningen af termer fra så forskellige fagområder, er enkelte begreber forklaret her.

De begreber i rapporten, der er forklaret her, mærkes med et # i rapporten.

Fordampning: Med ordet "fordampning" menes den samlede evapotranspiration fra pileanlæggene. Evapotranspirationen kan opdeles i (1): Egentlig fordampning af vand fra overfladen af jorden og alle planterne i et anlæg og (2): Planternes transpiration fra stomata# (spalter i bladene).

Fytoremediering: Oprensning vha. planter.

Fytotoksisk: Giftigt for planter.

Omdrift: Tiden fra såning eller udplantning af træer til fældning/høst.

Markkapacitet: Jordens evne til at tilbageholde nedsivende vand. Markkapaciteten for sand er meget lav, hvorved vand siver hurtigt ned gennem sand. Markkapaciteten for ler og humus er relativt høj. Når vandindholdet er højere end markkapaciteten, er det fordi det ikke kan sive bort.

Minirhizotron: En kasse eller et rør, hvor alle eller nogle af siderne er af transparent materiale. Øverst er der et låg, således at mennesker eller udstyr kan føres derned. Minirhizotronet graves ned, typisk således, at låget flugter med jordens overflade. Efterhånden vil rodsystemet i den omgivende jord gendannes efter gravearbejdet og således kunne iagttages langs de transparente flader.

Reduktionspotentiale: Potentialet for afgivelse af elektroner, dvs. at oxideres, eller for modtagelse af elektroner, dvs. at blive reduceret. Et højt, positivt reduktionspotentiale forekommer i iltede medier. Et lavt, negativt reduktionspotentiale forekommer i medier, hvor nedbrydningen af organiske forbindelser sker vha. forrådnelses- og forgæringsprocesser.

Stomata: "Læbespalter". Mikroskopiske spalter i bladene, hvor åbningen kan reguleres. Jo mere åbne spalterne er, des mere vand transpireres fra bladene.

Vandlidende: Bruges om jorde, hvor al porevolumen er fyldt med vand gennem længere tid. Der er således ingen luftgange i jorden. Derfor må al gasudveksling mellem jorden og luften ske via diffusion, hvilket nedsætter den hastighed, hvormed udvekslingen kan ske.

2 Introduktion til de undersøgte anlæg

2.1 Geografisk placering og etableringstidspunkt

I projektet indgår 9 pileanlæg. Det er dog kun 6 af dem, der kan fortælle, hvad der skal til, for at et pileanlæg fungerer. Derfor er det disse 6 anlæg, der er grundigt fulgt gennem projektets 2-årige forløb. Deres placering er illustreret i Tabel 2.1, og er som følger:

Tabel 2.1: Den geografiske fordeling og etableringstidspunkt for de 6 mest undersøgte anlæg i projektet.

Stednavn	Anlægsnummer	Position	Etableret
Gesten, Jylland:	Anlæg 1, 2 og 3	9° 11" Ø, 55° 32" N	April 1997
Vejle, Jylland:	Anlæg 4	9° 26" Ø, 55° 42" N	Juni 1993
Hjortshøj, Jylland:	Anlæg 5	10° 16" Ø, 56° 15" N	Maj 1998
Marjatta, Sjælland:	Anlæg 6	12° 02" Ø, 55° 10" N	Marts 1992

Anlæg 1, 2 og 3 ligger i forlængelse af hinanden, se Figur 2.1.

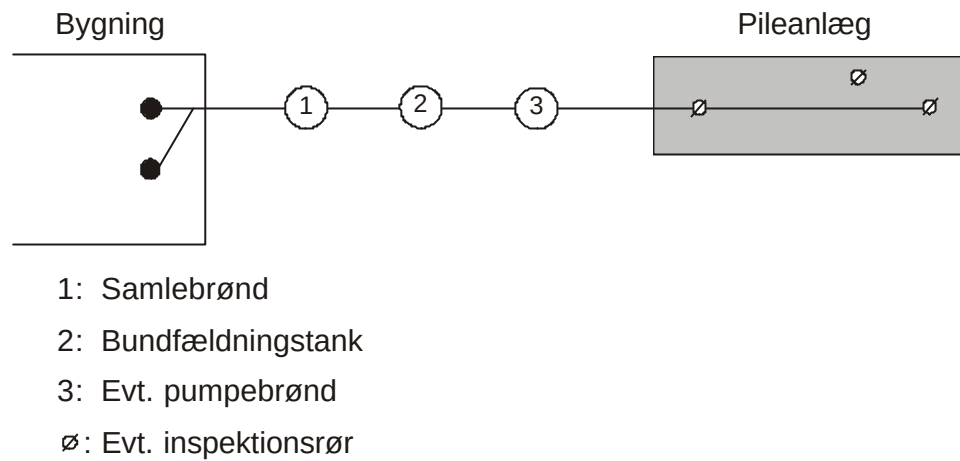


Figur 2.1: Anlæg 1, 2 og 3 ligger i forlængelse af hinanden og danner et 147 m langt læhegn. Billedet er fra januar 1999.

2.2 Overordnet opbygning pileanlæggene

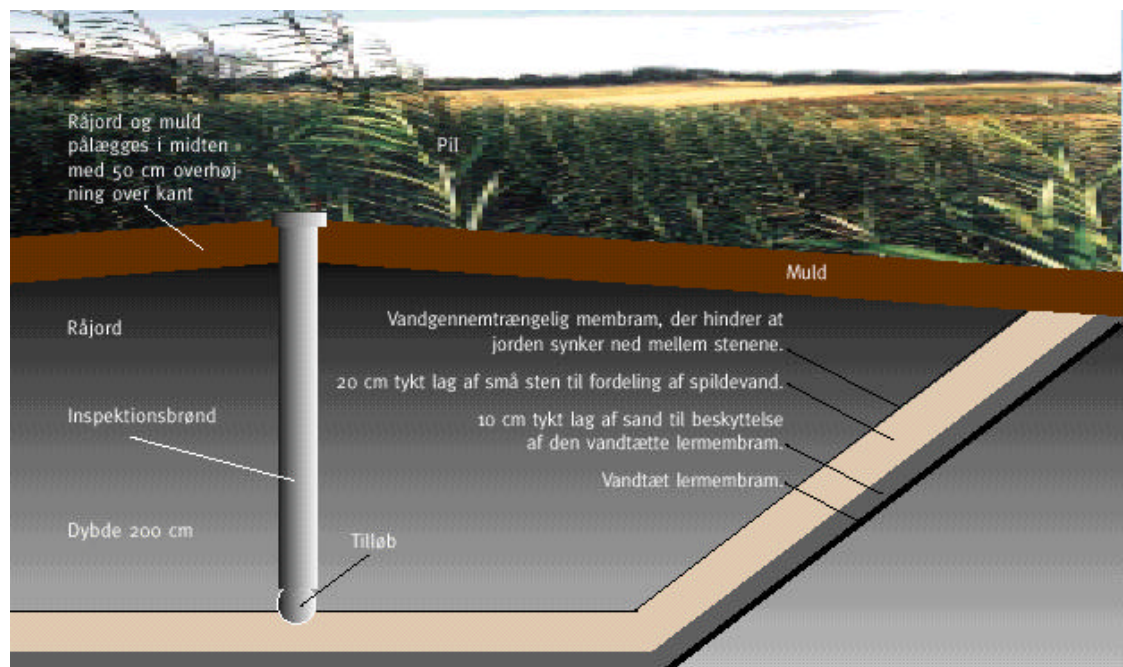
De undersøgte anlæg er overordnet ens opbygget: Der er gravet en 300-1000 m², 1,3-2,0 m dyb udgravning med 45 – 60 ° hældning på siderne. Overfla-

dearealet svarer til 50-100 m² overfladeareal/person. I bunden og langs siderne er der lagt en vandtæt membran, beskyttet på begge sider mod gnavere og skarpe genstande. Derefter er udgravningen fyldt med jord, oftest med blandedt herkomst. Spildevandet forrenses i en bundfældningstank. Derefter pumpes det fra pumpebrønd eller tilledes pileanlægget via gravitation.



Figur 2.2: Principskitse af afløbssystemet fra bebyggelse til pileanlæg.

I Figur 2.3 findes et skitseret tværsnit af et eksempel på et anlæg med tilledning af spildevand til bunden af anlægget. Spildevandet fordeles ovenpå, midt i eller nedenunder jordlaget. I anlæg 6 og de anlæg, hvor spildevandet fordeles ovenpå jorden, er der etableret en 30-50 cm jordvold rundt om anlægget.



Figur 2.3: Eksempel på opbygning af et pileanlæg. Grafik: Søren Kirke-mann.

Membranen er ført op over jordvolden. I de anlæg, hvor spildevandet tilledes midt gennem jordlaget, sker dette gennem tryksatte 40 mm rør, omgivet af nøddesten eller bioblokke, der igen er omgivet af rodfast fiberdug. I de anlæg, hvor spildevandet tilledes under jordlaget, er der et fordelerlag med ca. 20 cm nøddesten på hele anlæggets bundflade, evt. også langs siderne. Alle anlæg er etableret med minimum 2 inspektionsrør, der er ført til bunden eller til nøddestenslaget. På overfladen er der plantet 1-4 pilestiklinger/m².

Selvom anlæggene overordnet er ens opbygget, er der forskel på størrelsen, samt på hvor meget nedbør og spildevand hvert anlæg tilledes. I Tabel 2.2 er oplysninger om størrelse, nedbør og spildevand sammenstillet. I de anlæg, der er omkranset af en vold, skal al den nedbør, der falder langs hele indersiden af volden, fordampes fra pileanlægget. Derfor indgår både længde og bredde med og uden vold, når bl.a. volumen, overflade og nedbørsmængder skal beregnes.

Tabel 2.2: Enkelte anlægsspecifikke data

Anlægsnummer		1	2	3	4	5	6
Længde fra top vold til top vold	m	61,6	43,3	44			35
Længde med fordampning	m	60,1	41,8	42,5	20,4	60	33,5
Bredde fra top vold til top vold	m	8,3	8,3	8,3			20
Bredde med fordampning	m	6,8	6,8	6,8	15,4	16	18,5
Overflade der indfanger nedbør	m ²	511	359	365	314	960	700
Overflade med fordampning	m ²	409	284	289	314	960	620
Dybde jordlag	m	1,1	1,1	1,15	1,35	1,7	1,1
Hældning på siderne	°	45	45	45	45	45	45
Volumen jordlag	m ³	409	283	300	391	1522	650
Spildevand nov 1999-nov 2000	m ³ /m ²	0,7	0,5	0,5	0,2	0,3	0,6
Nedbør nov 1999-nov 2000	m ³ /m ²	1,2	1,2	1,2	1,0	0,8	0,6

3 Pilens vækst

Der findes over 300 forskellige arter og hybrider af pileslægten (*Salix sp.*) (Nissen og Lepp 1997) Pil forekommer naturligt på ofte vandfyldt, m.el.m. næringsrig jord ned til pH 5 (Etherington 1982, Grime *et al.* 1988). Når pilen stynes, beregnes en levetid på minimum 25-30 år (Svalöf Weibull 1997, Danfors *et al.* 1998, Skøtt 2000).

Der er forædlet pilekloner, der kan udvise en voldsom vækst. Derfor anvendes disse kloner i såkaldte ”energiskove” med det formål at producere brændsel uden den lange omdrift#, der er nødvendig i nåletræs- og andre løvskovsplantager. Da pilen ikke er en afgrøde til fortæring, anvendes slam og spildevand som nærings- og væsketilførsel i pileplantager i USA og Europa, således at disse potentielt forurenende masser anvendes som en ressource med produktion af brændsel til følge (Nissen og Lepp 1997, Abrahamson *et al.*, 1998, Larsson 2000, Skøtt 2000).

Der er en tæt sammenhæng mellem vækst og fordampning# fra træer (Larcher 1995). Pilens voldsomme vækst resulterer i et relativt stort væskeforbrug gennem en lang vækstsæson med en betydelig tilvækst i hver sæson, se Figur 3.1 og Figur 3.2. Derfor er der anvendt pil i alle de besøgte afløbsfrie bassinløg.



Figur 3.1: Anlæg 5 midt i november. Pilens blade hænger stadig grønne på stænglerne og vidner om en lang fordampningssæson, der strækker sig fra de tidlige gæslingers udspring omkring marts til sidst i november.

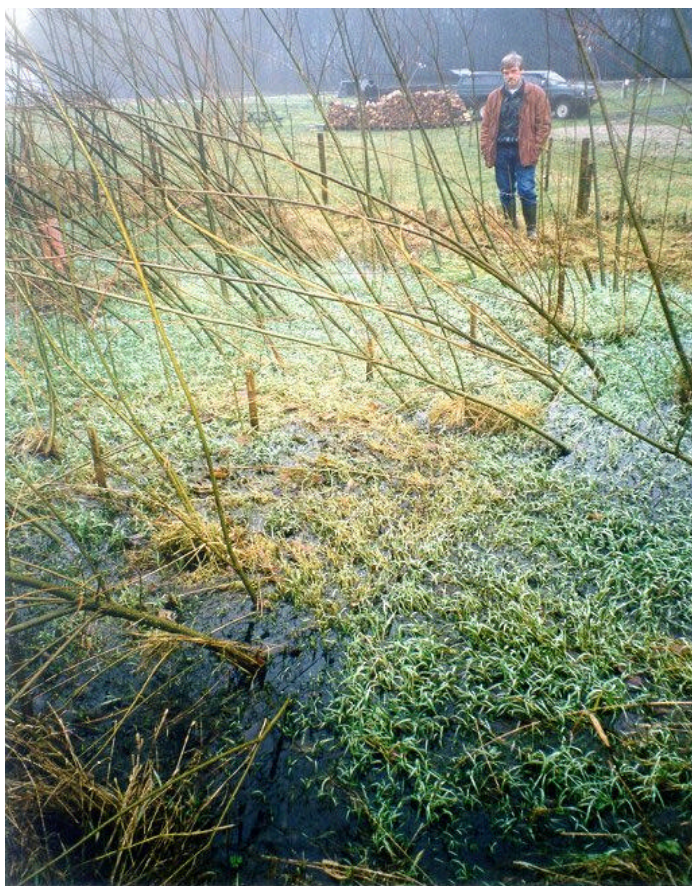


Figur 3.2: Illustration af væksthastigheden i de nyeste generationer af pilekloner: Billedet er taget 02-06-00. Den pil, drengen står i, er skåret helt ned den 11. marts, altså under 3 måneder før billedet er taget. På 3 måneder er pilen blevet ligeså høj som den 9-årige dreng, og der er stadig 5-6 måneder tilbage af sæsonen.

I et pileanlæg, der blev fulgt gennem projektets første år, er der plantet forskellige, ikke nærmere specificerede pilesorter fra svigermors baghave. Væksten er meget variabel i dette pileanlæg, og fordampningskapaciteten er så lav, at der konstant er overløb fra anlægget. Da udgifterne til køb af stiklinger fra højtydende sorter er en forholdsvis lille del af budgettet til et pileanlæg, kan det derfor anbefales, at der anvendes højtydende, resistente sorter til pileanlæg.

4 Vandets skæbne i afløbsfrie pile-anlæg

Der er observeret flere anlæg, hvor der konstant er et lag vand ovenpå jorden. I disse anlæg sætter pilen forholdsvis få/ingen rødder i den underliggende jord. Jackson og Attwood 1996 fandt, at væksten af pil blev hæmmet med faldende reduktionspotentialer i voksemediet. Reduktionspotentialet kan således blive så negativt i jorden, at pilen sætter sine rødder i det overjordiske vand, hvor der er næringsstoffer og et højere reduktionspotential. Denne form for roddannelse hindrer planterne i at få sikkert rodfæste, hvilket illustreres af, at de blæses skæve, se Figur 4.1.



Figur 4.1: Et af de første pileanlæg, der blev lavet i Danmark. Tilledningen af spildevand viste sig at være meget større, end man havde regnet med.

I de anlæg, hvor væsken fordampes i vækstsæsonen, således at pilene har mulighed for at skabe et underjordisk rodnet, vil der lagres organiske energirige forbindelser og næringsstoffer i rødderne i slutningen af hver vækstsæson. Denne lagring er tiltagende de mange første år i pil, og den sikrer hurtig skud-

dannelse og vækst fra pilestokke, også efter høst af de overjordiske dele mellem 2 vækstsæsoner (Verwijst 1996). Derved sikres også en lang fordampningssæson og dermed tilstrækkelig tømning af anlægget til, at der igen kan lagres de nødvendige forbindelser i rødderne ved slutningen af vækstsæsonen.

I de anlæg, hvor væsken ikke fordampes, starter en ond cirkel. Rodnettet i væskefasen over jorden er sparsomt. Derved lagres ikke de samme mængder næringsstoffer i rødderne som i de anlæg, hvor væsken fordampes, så pilen sætter rødder i jorden. Væksten – og dermed fordampningen – bliver ikke så kraftig som i de anlæg, hvor væsken fordampes. Således øges risikoen for, at anlægget fortsat vil være vanddækket.



Figur 4.2: Alle pilestokke i dette oversvømmede anlæg blev skåret ned i vinteren 1999/2000. Derved blev fordampningsevnen i den efterfølgende sæson betydeligt reduceret. Samtidig blev stokkene skåret så lavt om vinteren, at de senere blev oversvømmet og angrebet i savfladen. Her skulle være 7 rækker tæt pil, men man kan se lige gennem pileanlæggets få stængler til de store træer 10 meter bagved.

Samtidig er det betænkeligt, at et anlæg ikke tørrer mere eller mindre ud hver sommer, fordi der således ikke akkumuleres porevolumen til lagring af vinterens vand. Desuden har skiftende reduktionspotentiale# sandsynligvis betydning for nedbrydningen af tungt nedbrydelige miljøfremmede stoffer fra spildevandet.

Disse konstant vanddækkede anlæg er underdimensionerede, se Figur 4.1 og Figur 4.2 for et eksempel. Det er således centralt at kunne lave en massebalance for vand til og fra anlæggene, hvorved nye anlæg dimensioneres korrekt.

Syv faktorer styrer primært et anlægs størrelse: Spildevandsproduktionen, nedbør i lokalområdet, hældningen på siderne af anlægget, anlæggets dybde, solindstråling, vindpåvirkning og jordens porevolumen. Disse faktorer indgår i de følgende undersøgelser af vand til, i og fra pileanlæggene.

4.1 Fordampning baseret på nedbør og til ledt spildevand

Da pileanlæg er uden afløb, skal alt det tilledte spildevand fordampes. Bestemmelse af pilenes fordampningskapacitet og anlæggenes kapacitet for opmagasinering kan gennemføres på flere måder. Da vandindholdet i de 6 pileanlæg, der beskrives i Afsnit 2, ikke stiger fra år til år, kan det antages, at årets tilledning af spildevand og nedbør fordampes i løbet af året. Den mest simple massebalance for vand er således en opgørelse af disse 2 parametres størrelse i forhold til anlæggenes størrelse. Resultatet er vist i Tabel 4.1, sammen med DMI's beregninger af den normale potentielle fordampning.

Tabel 4.1: Fordampning fra de 6 pileanlæg, der indgår i projektets undersøgelser, samt beregnet normal potentiel fordampning (Scharling 2000). *: I anlæg 4 sker der overløb via dræn i vintermånederne. Fordampningen er således lavere end angivet.

	Gesten Anlæg 1-3	Vejle Anlæg 4	Hjortshøj Anlæg 5	Marjatta Anlæg 6
mm fordampning ud fra tilført væske/år (01-11-99 – 31-10-00)	1600	(1300)*	1100	1200
Potentiel fordampning fra kortklippet græs, normaler fra DMI	545	556	560	572

Det ses af Tabel 4.1, at fordampningen tilsyneladende er langt højere end beregnede værdier for den normale potentielle fordampning fra kortklippet græs. Da pilen har en lang vækstsæson, kraftig vækst, et højt maksimalt bladarealindeks og generelt let tilgængelighed til vand, vurderer agronomer, at fordampningen fra pil i pileanlæg generelt kan være op til ca. 20% højere end den normale potentielle fordampning (Thorsen og Styhnsen 1999). Dertil kommer, at beregninger af den potentielle fordampning i perioden 01-11-99 – 31-10-00 kan afvige fra normalerne. Alligevel vil der være en betydelig forskel på beregninger af den potentielle fordampning og registreringer af væsketilførsel.

Fordampningen er tilsyneladende højest i de vestligste anlæg og lavest i de østligste anlæg, mens den potentielle fordampning er lavest i de vestligste anlæg. Det kan ikke udelukkes, at kraftigere tilførsel af væske til de østligste anlæg ville medføre en kraftigere fordampning. Det er også muligt, at den højere fordampning i de vestligste anlæg skyldes overjordisk tilledning, se Afsnit 14.10 om fordele og ulemper ved overjordisk og underjordisk tilledning.

DMI's potentielle fordampning er baseret på Penman beregninger. Tidligere undersøgelser af fordampning i pil konkluderede, at Penman beregninger ikke kan forudsige den faktiske fordampning fra pil, idet den faktiske fordampning er lavere end beregnet i juni, men højere i juli-september (Grip 1981) (de øvrige måneder er ikke undersøgt).

Det er muligt, at forskellen skyldes Oaseeffekten: Det forhold, at et velvandet mindre område placeret i et mere tørt (eller med lavere bevoksning) større område vil få en langt større fordampning end beregnet på grundlag af indstråling og vindhastighed, fordi forskellen i fugtighed skaber advektion, hvor tørrere luft strømmer ind over pileanlægget og forøger fugtighedsgradienten fra blad til omgivelserne, således at fordampningen øges.

Da pileanlæggene generelt placeres med henblik på maksimering af vindpåvirkningen, er det meget sandsynligt, at oase-effekten er så betydelig, at den årlige fordampning ikke stemmer overens med beregninger af den potentielle fordampning.

Et andet forhold, der kan påvirke fordampningen, er forskellen mellem vindhastigheden og luftens fugtighed nede ved kortklippet græs, i forhold til vind og fugt oppe i 2-4 meters højde, hvor pilenes blade oftest befinder sig. Den potentielle fordampning fra kortklippet græs er beregnet ud fra en beregnet vindhastighed i 2 meters højde (Scharling 2001), men beregningen er baseret på empiriske målinger af fordampning fra kortklippet græs i 0-10 cm's højde, således at der indirekte er taget højde for vindhastigheden og luftens fugtighed i 0-10 cm's højde.

Et tredje forhold, der kan påvirke fordampningen positivt, er at Penman modellen, der anvendes til beregninger af potentiel fordampning, tager udgangspunkt i én enkelt fordampningsflade (Scharling 2001), mens pileanlæg både har en vandret fordampningsflade og de 1-4 meter høje "sider", der dannes af pilenes bladbærende grene. Disse flader påvirkes også af vind og fugtighed. Dertil kommer, at disse lodrette flader, når de ikke skygges af genstande udenfor anlægget, kan optimere udnyttelsen af solens indstråling på alle tider af dagen.

4.2 Vandstand i inspektionsrør

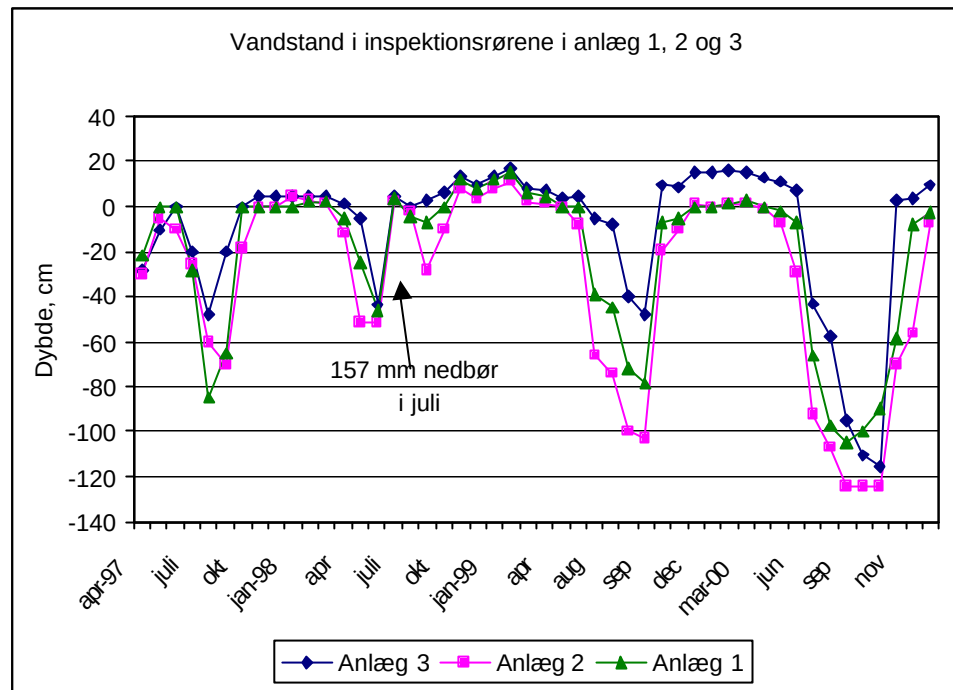
En anden måde at undersøge vandets skæbne i anlæggene er at følge vandstanden i lodrette inspektionsrør, der er sat ned i hele anlæggets dybde. Der er hul i bunden, i nogle inspektionsrør også i siderne, således at vandspejlet i anlæggets jord skal afspejles i vandstanden i inspektionsrørene.

Det er samtidig formålet, at registreringer af vandstanden i inspektionsrørene skal afklare, om de tilsyneladende høje fordampningstal skal forklares med, at anlæggene er læk, eller om der sker en jævn akkumulering af væske i anlæggene udenfor vækstsæsonen.

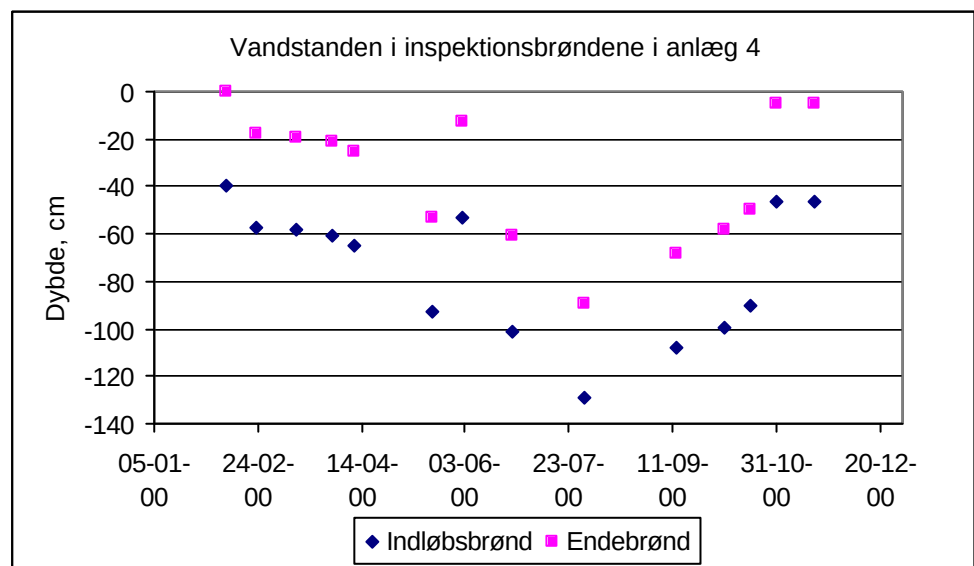
Der er foretaget jævnlige registreringer af vandstanden i inspektionsrørene. Resultaterne illustreres i Figur 4.3 -

Figur 4.6. Bemærk, at y-aksernes skala varierer. Resultaterne fra anlæg 1, 2 og 3 er samlet i én figur, da anlæggene i denne sammenhæng bør betragtes som ét anlæg, fordi de ligger i umiddelbar forlængelse af hinanden uden nogen fysisk adskillelse, således at vand fra ét anlæg kan flyde til et andet.

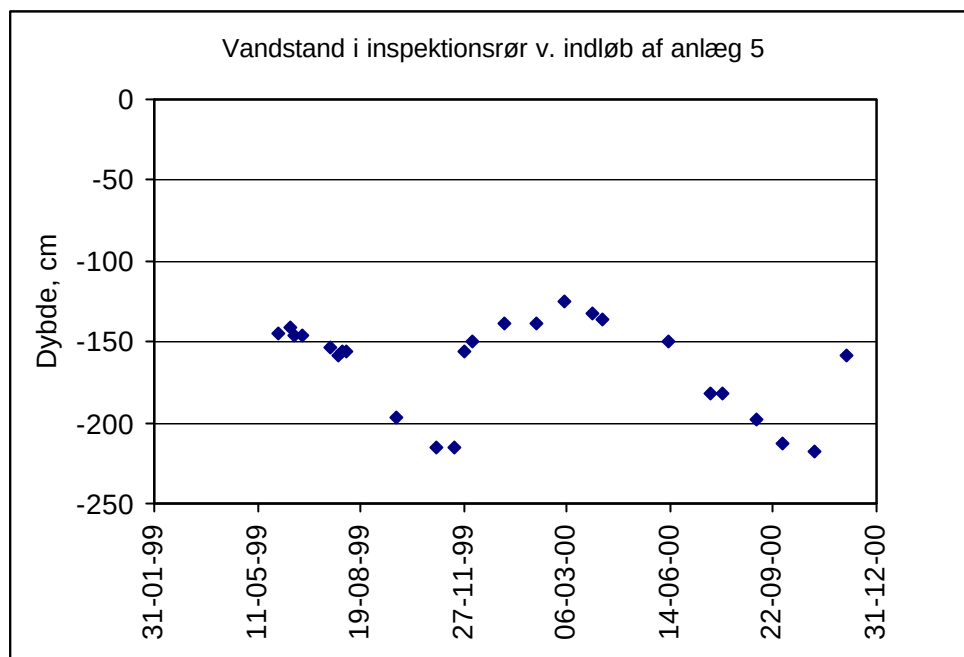
I Figur 4.3 ses, hvordan anlæg 1, 2 og 3 tømmes bedre og bedre for hvert år, der går efter tilplantning i april 1997. Dette skyldes, at pilenes omfang og væksthastighed stiger i de første omdrifter# (Danfors et. al. 1998), hvilket øger fordampningsevnen.



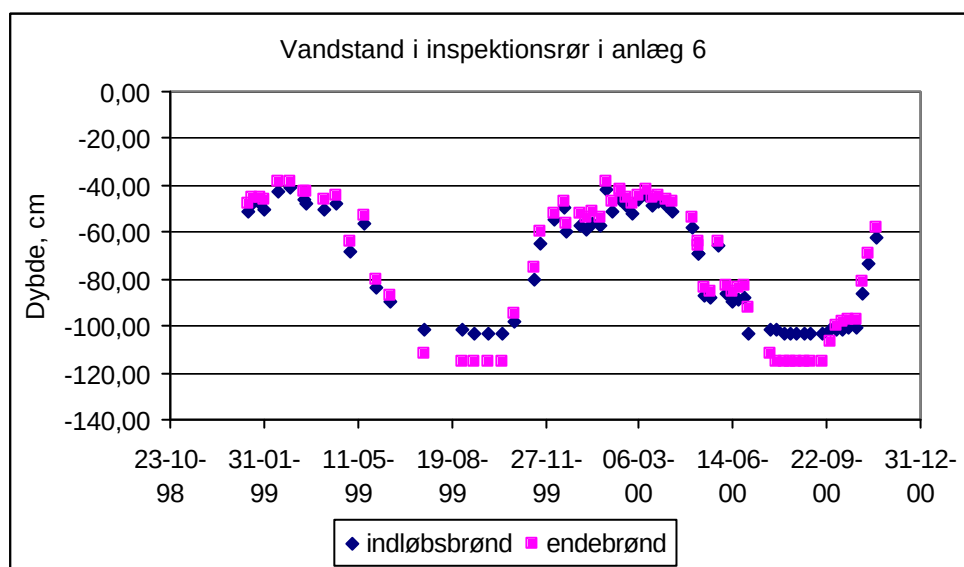
Figur 4.3: Vandstanden i inspektionsrørene i anlæg 1, 2 og 3 fra etablering i april 1997 til ultimo 2000.



Figur 4.4: Vandstanden i inspektionsrørene i anlæg 4



Figur 4.5: Vandstanden i inspektionsrøret ved indløb af anlæg 5.



Figur 4.6: Vandstanden i inspektionsrørene i anlæg 6. Anlægget er 40 cm dybere ved endebrønden end ved indløbsbrønden.

Resultaterne af registreringerne af vandstanden i inspektionsrørene viser, at vandstanden tilsyneladende falder jævnt gennem vækstsæsonen i alle anlæg, hvilket antages at skyldes pilenes fordampningskapacitet. Hvis det skyldtes lækage, ville anlæggene ikke kunne akkumulere spildevand og nedbør udenfor vækstsæsonen. Det er således sandsynligt, at forskellen mellem den normale potentielle fordampning fra kortklippet græs og fordampningen fra pil er så betydelig, som det fremgår af beregningerne i det forrige afsnit, Afsnit 4.1.

Figur 4.6 illustrerer, at vandstanden stiger hurtigt i inspektionsrørene ved vækstsæsonens slutning, for derefter næsten at indstilles på et anlægsspecifikt niveau indtil begyndelsen af næste vækstsæson. Disse anlægsspecifikke niveauer er

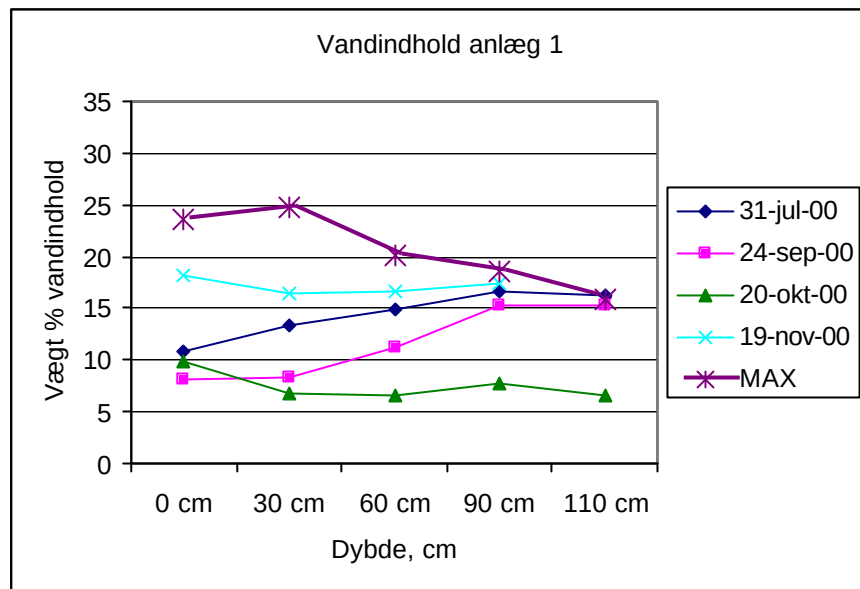
- over jordoverfladen på anlæg 1, 2 og 3 (højest i anlæg 3, fordi det ligger 15 cm lavere end de 2 første, så der flyder vand derned), hvilket er muligt pga. en jordvold rundt om anlæggene,
- Ved jordoverfladen på anlæg 4, hvorfra overløb ledes i et overløbsdræn i vintermånederne,
- 120-150 cm under overfladen i anlæg 5,
- 40-50 cm under overfladen i anlæg 6.

Disse hurtige stigninger i vandstanden ved vækstsæsonens slutning, fulgt af anlægsspecifikke niveauer, kan muligvis forklares med, at der er en lav infiltrationsrate for nedbør og spildevand. Når de nedbørsrige efterårsmånedere indtræder, fyldes rørene hurtigere end jorden pga. lavere infiltrationshastighed i jorden end i rørene. Når fordampningsaktiviteten samtidig falder, kan det have indflydelse på vandstanden i de inspektionsrør, der er i umiddelbar forbindelse med afløbssystemet (se eksempel i Figur 2.3). Spildevand staves op i inspektionsrørene, indtil vandsøjlen når et niveau på 0,6-1,2 meter, hvorefter vandsøjletrykket medfører, at jorden fyldes, før vandstanden stiger yderligere i inspektionsrørene.

4.3 Vandindhold

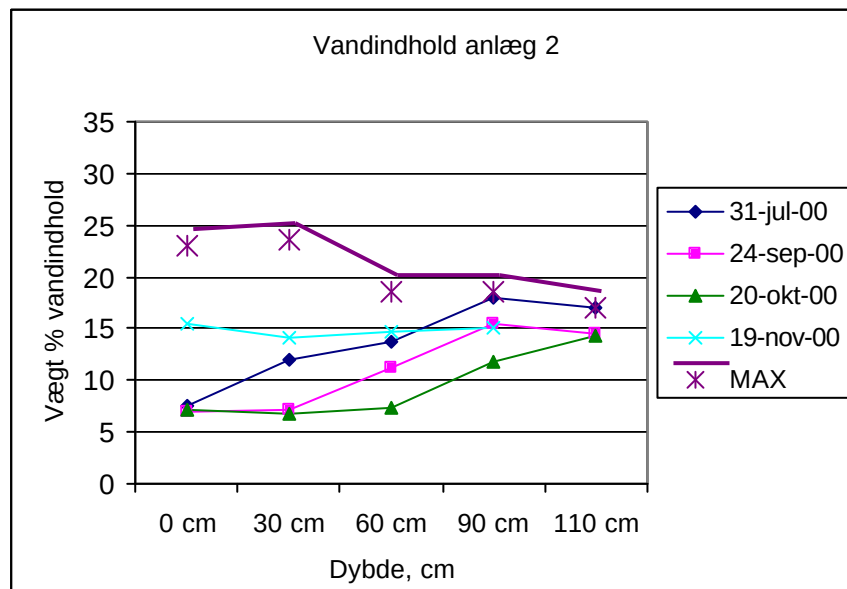
For at undersøge, om pilene kan fordampe så betydelige mængder spildevand og nedbør som indikeret i de to foregående afsnit, Afsnit 4.1 og 4.2, er jordens vandindhold fulgt i flere dybder i projektets andet år. Samtidig er anlæggenes porevolumen analyseret, hvorved vandindholdet kan relateres til anlæggenes volumen og således omregnes til vandets volumen i anlæggene på et givet tidspunkt. Derved kan en massebalance for tilført nedbør og spildevand i forhold til opmagasineret spildevand og nedbør beregnes.

Vandindholdet er illustreret i Figur 4.7-Figur 4.12. Bemærk, at y-aksernes skala varierer.

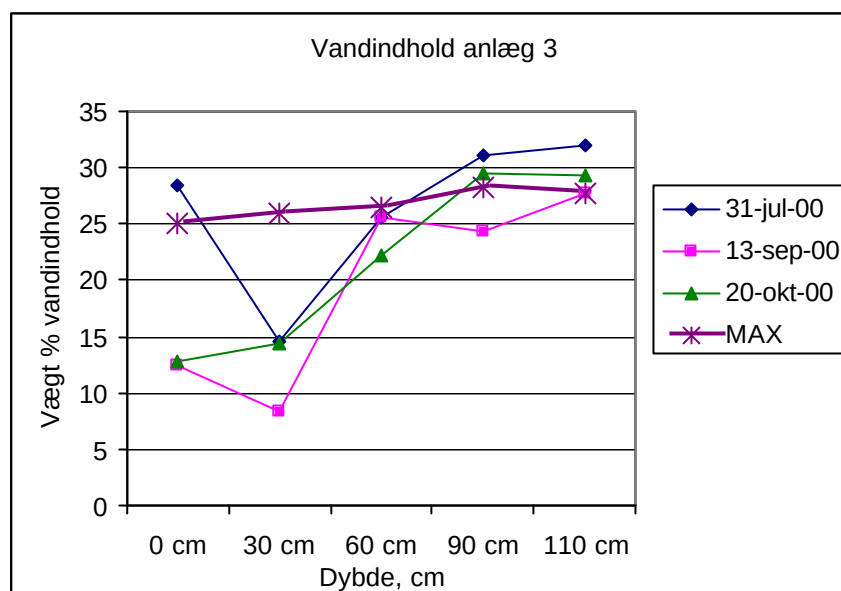


Figur 4.7: Vandindhold i anlæg 1 gennem 2000.

Vandindholdet i anlæg 1 er målt mellem 31. juli og 19. november. Før sommerferien har jorden stået under vand og således hindret prøvetagning. Det ses, at vandindholdet stiger med dybden indtil 20. oktober, hvor vandindholdet er ca. 7% gennem hele anlæggets dybde. Anlæggets samlede vandindhold er stadig faldende indtil et tidspunkt mellem 20. oktober og 19. november, hvorefter det stiger hurtigt. Kurverne illustrerer således pilens lange fordampningssæson. Det samme gælder for anlæg 2, se figur 4.8.



Figur 4.8: Vandindhold i anlæg 2 gennem 2000.



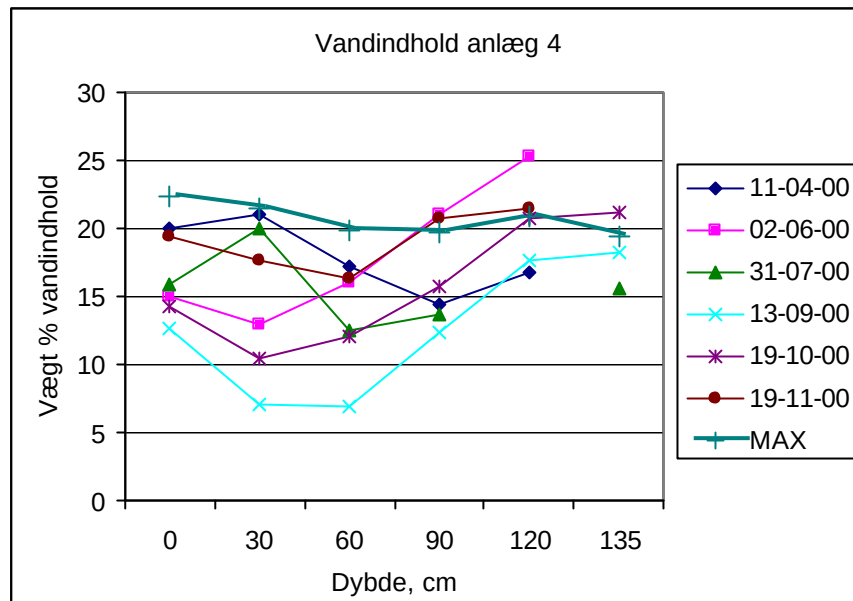
Figur 4.9: Vandindhold i anlæg 3 gennem 2000.

Anlæg 3 ligger, som før nævnt, i forlængelse af anlæg 1 og 2. Fejl under etableringen af anlæggene har medført, at overfladen af anlæg 3 ligger gennemsnitligt 15 cm lavere end de to andre anlæg, hvorved væske flyder fra disse 2 anlæg til anlæg 3. Derfor ses i Figur 4.9 et generelt højere vandindhold i anlæg 3, der bl.a. umuliggjorde analyser 19. november. Det ses af kurverne, at vandindholdet falder mellem 31. juli og 13. september, men at det derefter er næsten konstant frem til 20. oktober. Denne forskel mellem dette anlæg og de 2 foregående skyldes sandsynligvis både tilflydende væske, og at dette næsten konstant vandlidende anlæg giver ringe vilkår for vækst (se lav tørstofproduktion i Afsnit 6) og dermed for fordampning.

Det faktiske vandindhold overstiger i anlæg 3 det maksimale vandindhold. Dette skyldes, at det maksimale vandindhold er beregnet ud fra analyser af porevolumen foretaget på prøver, hvor vandindholdet var lavere end markkapaciteten#, og jorden således mere "pakket", end når den har været vandfyldt gennem længere tid. Dette fænomen gennemgås yderligere i Afsnit 4.4 om porevolumen.

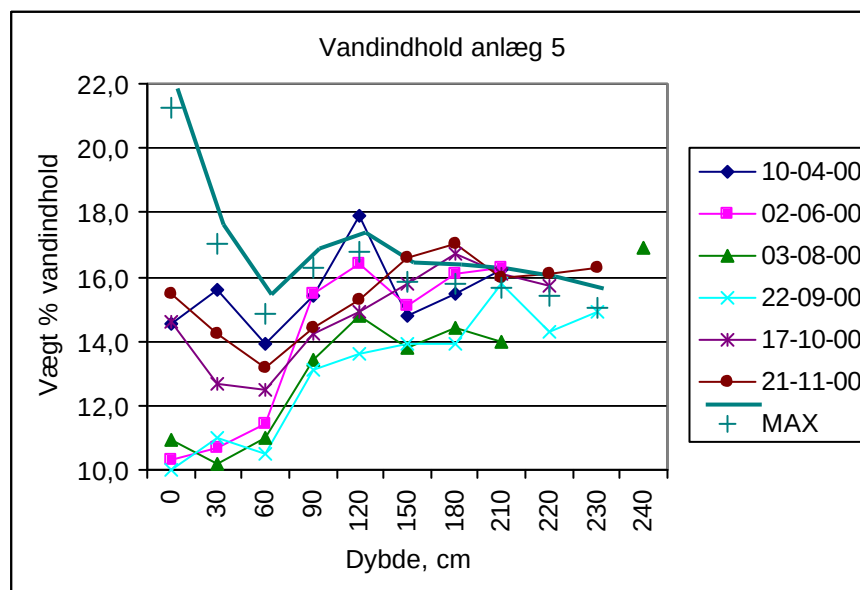
I anlæg 4 (Figur 4.10) ses et vandindhold under det maksimale i april. Jorden er således ikke mættet med vand, selvom det er tidligt på sæsonen. Dette skyldes sandsynligvis både fordampning, samt at der er lagt overløbsdræn i anlægget.

Vandindholdet falder frem til et tidspunkt mellem 13. september og 19. oktober, hvorefter det stiger. Nettoakkumulering af væske indtræder således tidligere end i anlæg 1 og 2, hvilket er i overensstemmelse med lavere tørstofproduktion i anlæg 4 end i anlæg 1 og 2, se Afsnit 6. Forklaringen kan også være, at dette pileanlæg ligger i læ og skygge til 3 sider og har en sø ved den 4. side, således at der ikke er grundlag for oaseeffekt (se Afsnit 4.1), hvorved fordampningen ikke bliver så kraftig som i fritliggende anlæg.



Figur 4.10: Vandindhold i anlæg 4 gennem 2000.

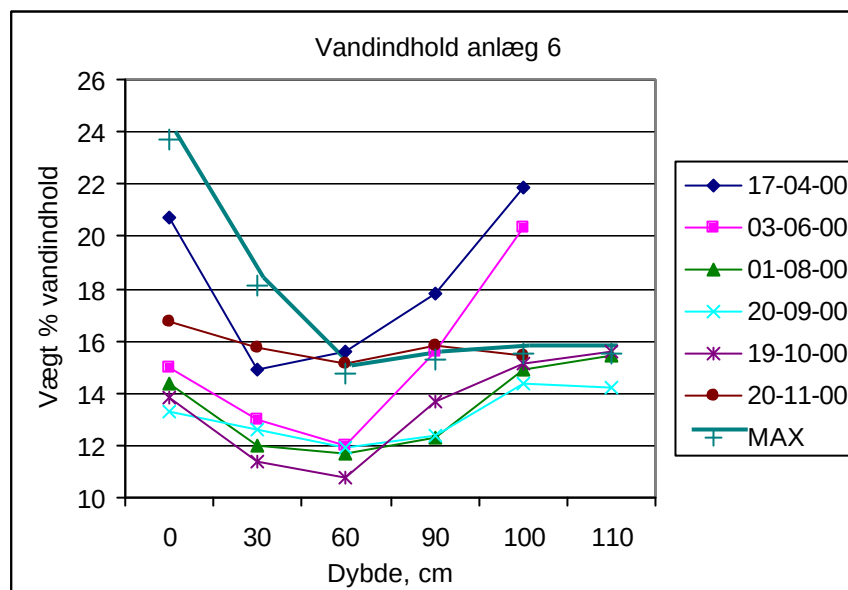
I anlæg 4 ses et højt vandindhold 120 cm under overfladen den 2. juni. Denne værdi er et gennemsnit af 7 prøver, taget forskellige steder i anlægget. Det er usandsynligt, at det gennemsnitlige vandindhold i denne dybde har været højere end vandindholdet den 11. april. Forskellen skyldes enten en fejlmåling den 11. april og/eller, at der er sivet væske ind i/på jorden i en eller flere af udgravningerne den 2. juni. I dette anlæg sker tilledningen af spildevand i bunden af anlægget. Den overliggende lerjord øver et højt tryk på væsken, hvilket medfører, at væske på et eller andet tidspunkt under gravningen siver eller strømmer op i udgravningen. Når vandet siver ind, er der en risiko for at udtage en prøve med højere vandindhold, end hvis den overliggende jord ikke var gravet væk.



Figur 4.11: Vandindhold i anlæg 5 gennem 2000.

Anlæg 5 er relativt dybt. Det ses, hvordan vandindholdet falder i tiltagende dybder fra den 11. april til den 22. september. Derefter stiger vandindholdet på et tidspunkt mellem den 22. september og den 17. oktober. Det er, ligesom i anlæg 4, relativt tidligt at væskeakkumuleringen overstiger fordampningskapaciteten. Forklaringen vurderes at være, at pilene i anlægget er relativt små, dels fordi anlægget er det yngste af de undersøgte, dels fordi anlægget er så dybt, at pilenes vækst er hæmmet af, at rødderne på de unge planter ikke har søgt gennem den tørrere overjord ned til spildevandet, der tilledes i bunden.

Flere målinger af vandindholdet er op til 1% højere end det beregnede maksimum. Dette tillægges usikkerheder.



Figur 4.12: Vandindhold i anlæg 6 gennem 2000.

I anlæg 6 ses et relativt højt vandindhold i anlæggets dybere lag både ved målinger i april og juni. Vandindholdet overstiger betydeligt beregninger af det maksimale vandindhold. Forskellen tillægges kvelning af den lerede jord ved det høje vandindhold gennem hele vinteren, samt trykket fra tilledt spildevand i bunden af anlægget.

Vandindholdet falder i de øverste 60 cm frem til 19. oktober. I de dybere lag falder vandindholdet frem til den 20. september. Forskellen mellem de øvre lag og de dybere lag tillægges tilledning i bunden af anlægget, samt forsinkelsen i den opadgående vandtransport.

Samlet kan der konkluderes, at vandindholdet generelt bliver lavest 30-60 cm under overfladen i de 6 undersøgte anlæg. Det skyldes fordampning fra jordens overflade, samt at rodnettet er relativt tæt mellem 0 og 60 cm under overfladen. Derunder stiger vandindholdet med dybden. Fra en given dybde stiger vandindholdet ikke længere, da porevolumenet er begrænsende for vandmængden. Dog kan vandindholdet nær bunden af et anlæg stige meget ved længere tids vandmætning. Dette skyldes, at jorden kvæller op, eller vandet fra det underliggende fordelingslag udøver tilstrækkeligt tryk til, at aggregaterne løsnes og porevolumenet stiger. Vandindholdet begynder at stige mellem 20. oktober og 19. november i anlæg 1, 2, 3 og 6, mens stigningen indtræder mellem 22. september og 19. oktober i anlæg 4 og 5. Forskellen tillægges læ og

skygge i anlæg 4, samt fugtighed fra en nærliggende sø, hvilket nedsætter fordampningspotentialer. I anlæg 5 tillægges den relativt tidlige opmagasinerung unge planter med begrænset rodnet og tilvækst.

Vandindholdet bliver lavest i de vestligste anlæg, hvilket sandsynligvis skyldes, at der er sandjord i disse anlæg, mens der er lerjord i de øvrige.

Den stigning i vandindholdet, der ses i oktober eller november i alle anlæg, er i god overensstemmelse med summen af tilledt spildevand og nedbør i samme periode. Det ses af Figur 4.7 – figur 4.12, at akkumuleringen af ca. 1 måneds spildevand og nedbør udgør en betydelig del af den beregnede maksimale volumen i anlæggene. Værdierne indikerer, at anlægget fyldes længe før vækstsæsonen indtræder mellem februar og april.

Reduktionen i jordens vandindhold mellem to på hinanden følgende prøvetagninger i vækstsæsonen kan anvendes til beregning af fordampningen fra pileanlæggene, idet tilført nedbør og spildevand, porevolumen og anlægsvolumen indgår i beregningerne. Resultaterne fremgår af Tabel 4.2.

Tabel 4.2: Beregnet fordampning, mm, fra hvert anlæg ud fra analyser af porevolumen og vægt% vandindhold, samt målinger af anlægsvolumen, anlægsoverflade, nedbør og tilledt spildevand.
*: Scharling 2000.

Daglig fordampning	Anlæg 1	Anlæg 2	Anlæg 3	Anlæg 4	Anlæg 5	Anlæg 6
17/4-20/9						3,8
20/9-19/10						7,0
10/4-2/6					3,9	
2/6-3/8					1,5	
3/8-22/9					0,8	
22/9-17/10					-1,6	
31/7-24/9	4,9	4,3				
24/9-20/10	7,0	5,6				
31/7-13/9			5,7			
13/9-20/10			3,6			
11/4-2/6				3,0		
2/6-31/7				3,6		
31/7-13/9				5,9		
13/9-19/10				0,7		
Sum medio april-medio oktober				650	400	792
Sum aug-okt.	550	380	385			
Normal potentiel årlig fordampning*	545	545	545	556	560	572

Tabel 4.2 viser, at fordampningen fra anlæg 5 er betydeligt lavere end fra de øvrige anlæg, hvilket bekræfter betydningen af planternes alder og tilgangen til spildevandets næringsstoffer og vand. I anlæg 5 er de øverste lag tørre og hårde hele sommeren, hvilket i sig selv nedsætter fordampningen fra jordoverfladen (U.S. EPA 1992).

Tabel 4.2 indikerer, ligesom vandstanden i inspektionsrørene og beregningerne i Afsnit 4.1, at der sker en betydelig fordampning fra pileanlæg i vækstsæ-

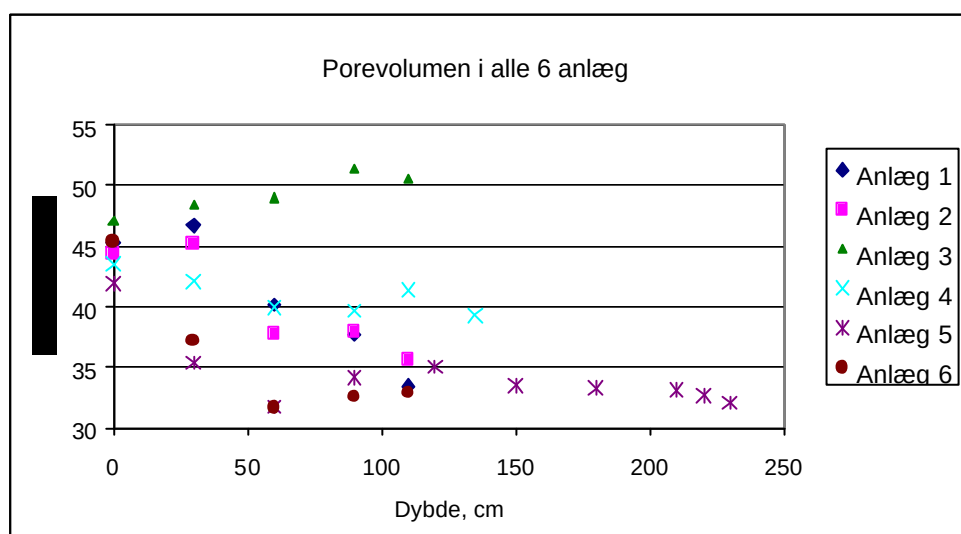
sonen, samt at denne overstiger den årlige potentielle fordampning betragteligt. Direkte målinger af fordampningen kan sandsynligvis bekræfte dette.

Ved en sammenligning af vandstanden i inspektionsrørene, Figur 4.3 – Figur 4.6, med vandindholdet i jorden, Figur 4.7 – Figur 4.12, ses det, at vandindholdet i jorden fortsat er faldende, når vandstanden ikke mere, eller næsten ikke mere, reduceres i inspektionsrørene. Efterårsstigningen i inspektionsrørene afspejler en stigning i vandindholdet i jorden. Dog stiger vandindholdet væsentligt hurtigere i inspektionsrørene end i jorden. Inspektionsrør kan således ikke anvendes til at afspejle det faktiske vandindhold, men de kan bruges til at følge anlægget fra år til år, fordi en lækage i et anlæg den følgende vinter vil afspejles i et lavere vandspejl end det anlægsspecifikke vintervandstand.

4.4 Porevolumen

Jorden i de undersøgte anlæg er analyseret for porevolumen, idet anlæggets samlede porevolumen, og dermed kapacitet for opmagasinering uden for vækstsæsonen dermed kan beregnes. Samtidig kan kendskabet til porevolumen anvendes til at beregne, hvor stor en del af anlæggets kapacitet for opmagasinering, der på et givet tidspunkt er opbrugt. Disse værdier kan anvendes til fremskrivninger, idet værdier for fremtidig tilladt spildevand og nedbør antages.

Resultaterne af analyserne af de undersøgte anlæg er samlet i Figur 4.13.



Figur 4.13: Gennemsnitlig porevolumen i forskellige dybder af alle 6 anlæg.

Figur 4.13 illustrerer, at 32-51% af anlæggenes volumen er porer. I alle anlæg gælder, at i en given dybde medvirker den overliggende jord til jordpartiklernes pakning. Forskellene i porevolumen mellem anlæggene illustrerer dog, at andre faktorer også spiller ind:

Porevolumen aftager med dybden i anlæg 1 og 2, hvor tilledningen af spildevand sker på overfladen af jorden. I anlæg 4, 5 og 6 aftager porevolumen også med dybden. Dog stiger porevolumen svagt omkring 70-130 cm under over-

fladen. Stigningen tillægges tilledning i bunden af anlæggene, hvorved der, som tidligere beskrevet, generelt er et højt vandindhold, der medfører en højere porevolumen. Anlæg 3 er vandlidende# det meste af året. Her ses betydningen af et højt vandindhold gennem længere tid tydeligt, idet porevolumen stiger med dybden fra 47% i overfladen til 50% i bunden.

Dertil kommer, at jordens tekstur også har indflydelse på et anlægs porevolumen. Analyseresultater af anlæggenes tekstur er samlet i Tabel 4.3. Resultater for anlæg 1, 2 og 3 er samlet, da jordtypen er den samme i alle 3 anlæg. Det ses, at anlæg 1, 2 og 3 indeholder sandjord, mens anlæg 4, 5 og 6 indeholder lerjord. Idet jordtyperne sammenholdes med porevolumen (Figur 4.13) ses, at sandjord generelt giver højere porevolumen end lerjord. En undtagelse er en høj porevolumen i bunden af anlæg 4, hvor konsekvenserne af et generelt højt vandindhold overstiger teksturens betydning.

Tabel 4.3: Tekstur og jordtype af jorden i anlæggene. Værdier angives i % af total vægt. *: Landbrugsministeriet 1976.

	Gesten Anlæg 1-3	Vejle Anlæg 4	Hjortshøj Anlæg 5	Marjatta Anlæg 6
> 200 µm, grovsand	48	21	23	24
63-200 µm, gfsand	29	22	27	25
20-63 µm, grovsilt	10	15	13	11
2-20 µm, silt	4	19	15	18
<2 µm, ler	7	19	21	21
Humus	2	4	1	1
Jordtype*	sandjord	lerjord	lerjord	Lerjord

En generalisering af porevolumen er hensigtsmæssig, fordi en analyse af jordens kornstørrelsesfordeling eller jordtype i planlægningsfasen

- kan være misvisende for hele anlæggets jord,
- der er flere eksempler på, at der hentes jord fra andre steder til et anlæg, når det etableres,
- porevolumen i jorden på det sted, hvor et anlæg skal etableres, er sandsynligvis lavere end porevolumen i jorden efter etablering, idet opgravet jord generelt fylder ca. 1,3* den oprindelige volumen (Schultz 2000), således at pilestiklingerne plantes i relativt "løs" jord, hvorefter der aldrig køres på jorden,
- rodnettet er, sammenlignet med landbrugsdrift og græsarealer, betydeligt således at jorden sandsynligvis ikke pakkes i samme grad, som den før var pakket.

Ud fra ovenstående resultater anbefales 35% som skøn for porevolumen i pileanlæg. Porevolumen kan blive væsentligt højere, hvis en jord er vandlidende over længere tid, men dette er jo ikke ønsket.

Svær lerjord indeholder 25-45% ler, og meget svær lerjord indeholder 45-100% ler. Siltjord kan indeholde 0-50% ler og 20-100% silt (Landbrugsministeriet 1976). Der er i dette projekt ikke datagrundlag for at vurdere, om jorde med mere end 20% ler og 20% silt kan anvendes i pileanlæg.

4.5 Nedbørs- og spildevandsmængder

Nedbørsforholdene på lokaliteten har en betydelig indflydelse på det nødvendige areal og den nødvendige dybde af et anlæg. Som det ses af Tabel 4.4,

udgør nedbørsmængderne mellem halvdelen og 4/5 af de mængder, der skal opmagasineres og fordampes.

Tabel 4.4: Årlige tilledte mængder af spildevand og nedbør til de anlæg, der indgår i undersøgelsen. Værdierne angives i $\text{m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{år})$.

Anlæg	1-3	4	5	6
Spildevand nov 1999-nov 2000	0,5	0,2	0,3	0,6
Nedbør nov 1999-nov 2000	1,1	1,0	0,8	0,6

Nedbørsmængdernes betydning illustreres af forskellen mellem anlæg 1-3 og anlæg 6: Begge anlæg har ca. 1,1 m jordsøjle, begge anlæg har en jordvold rundt om anlægget og 45° hældning på siderne. Anlæg 1-3, der ligger i Vestjylland, har mellem oktober 1999 og oktober 2000 skullet fordampe 1,1 m nedbør, mens anlæg 6, der ligger på det Syd-østlige Sjælland, kun har skullet fordampe det halve, 0,6 m nedbør, se Tabel 4.4. Forskellen på tilledt spildevand er betydeligt mindre, idet der til anlæg 1-3 tilledes $0,5 \text{ m}^3$ spildevand pr. m^2 , mens der til anlæg 6 tilledes $0,6 \text{ m}^3$ spildevand pr. m^2 . Denne forskel medfører, sammen med forskellen i indstråling, at der ligger vand på dele af overfladen af anlæg 1-3 en stor del af året, mens der aldrig er set vand på overfladen af anlæg 6.

De betydelige variationer i nedbørsmængder i Danmark resulterer i, at volumenbehovet i områder med forholdsvis lidt nedbør vil være betydeligt mindre end volumenbehovet i områder med forholdsvis meget nedbør. Dette er afgørende for prisen på et anlæg.

4.6 Betydningen af sidernes hældning og anlæggets dybde

Jo mere flad hældningen er på siderne af et anlæg, des mere virker anlægget som en tragt for nedbør, hvilket minimerer det tiloversblevne volumen til akkumulering af spildevand. Hvis et anlæg med en bund på $10 \times 10 \text{ m}$ og lodrette sider skal etableres i et område, hvor der akkumuleres 350 mm nedbør udenfor vækstsæsonen, og hvor porevolumen gennemsnitligt bliver 35% i anlægget, er der brug for 1 meter jordsøjle til at akkumulere nedbøren. Hvis anlægget i samme periode skal akkumulere 20 m^3 spildevand, skal der yderligere 55 cm jordsøjle til at akkumulere spildevandet. Anlæggets jordfase skal derfor minimum være 1,6 m dyb. Hvis det samme anlæg har en bund på $10 \times 10 \text{ m}$, men 45° hældning på alle 4 sider, er 1,6 m dybt og tilledes 350 mm nedbør og 20 m^3 spildevand, skal det akkumulere 80 m^3 nedbør og spildevand, selvom anlæggets samlede porevolumen kun er 74 m^3 . De skrå sider medfører således, at anlægget skal akkumulere mere væske, end der er porevolumen, mens anlægget med de lige sider havde tilstrækkelig porevolumen til at akkumulere samme mængde spildevand. Dette regneeksempel illustrerer, at sidernes hældning er helt afgørende for et anlægs nødvendige volumen. Grunden er, at nedbøren som regel er den styrende faktor for nødvendig volumen, se eksemplerne i Tabel 4.4. Dette faktum indebærer også, at jo dybere et anlæg kan være, jo dybere en jordsøjle pilene formår at fordampe væske fra, des mindre regnvandsopsamlende areal er nødvendigt, hvilket har betydelig indflydelse på prisen for anlægget.

4.7 Nødvendigt jordvolumen for opmagasinerings

Hverken den periode, hvor der sker en nettoakkumulering, samt størrelsen af den daglige nettoakkumulering, er kendt. Det eksisterende datasæt kan således ikke danne grundlag for en fastsættelse af det nødvendige volumen for opmagasinerings af væske uden for vækstsæsonen under givne betingelser.

Der kan dog opstilles scenarier til illustration af anlæggenes kapacitet for opmagasinerings under givne betingelser og antagelser. Dette er gjort for de undersøgte anlæg: Det antages, at der sker en nettoakkumulering af væske i anlæggen gennem hele november, december, januar og februar, og at fordampningen fra anlæggen i denne periode er lig den potentielle fordampning. Derved kan den anlægsspecifikke akkumulering af væske beregnes ud fra nedbør, anlægsoverflade, tilledt spildevand, og anlægsvolumen, hvoraf 35% antages at være porevolumen. Samme beregning kan foretages ud fra antagelsen, at nettoakkumuleringen strækker sig frem til 1. april. Resultaterne af disse beregninger findes i Tabel 4.5. I tabellen vises desuden betydningen af porevolumen på resultatet, idet et anlæg med f.eks. udelukkende sandjord kan antages at have en porevolumen på 40%. De data, der ligger til grund for scenarierne, er samlet i Tabel 4.6.

Tabel 4.5: Beregninger af vandstand ved vækstsæsonens start målt i cm, i forhold til overfladen af de undersøgte pileanlæg. "nov-feb" betyder nettoakkumulering fra og med november til og med februar. "27" betyder, at der vil stå en blanding af nedbør og spildevand 27 cm over overfladen ved vækstsæsonens start under de givne antagelser (Dette kan kun lade sig gøre i anlæg omringet af en jordvold med membran). De negative værdier indikerer vandstande under overfladen ved vækstsæsonens start. De negative værdier indikerer således, at det pågældende anlæg kan opmagasinere alt tilført spildevand og nedbør udenfor vækstsæsonen.

	Gesten Anlæg 1-3	Vejle Anlæg 4	Hjortshøj Anlæg 5	Marjatta Anlæg 6
35% porevolumen				
nov-feb	27	5	-14	3
nov-mar	34	11	-6	10
40% porevolumen				
nov-feb	23	-1	-29	-2
nov-mar	30	5	-22	6

Det ses af Tabel 4.5, at betydningen af en ændring af porevolumen på 5% er omtrent den samme som betydningen af, at marts måned indgår eller ikke indgår i akkumuleringssæsonen.

Det ses desuden af Tabel 4.5, at der under alle de givne antagelser vil være væske på overfladen af anlæg 1-3. Dette skyldes, at anlæg 1-3 ikke er dybt (kun ca. 1,1-1,15 m), samt at nedbøren er betydelig, se Tabel 4.6. Det lave anlæg indeholder 359 m³ porevolumen ved 35% porevolumen og 410 m³ porevolumen ved 40% porevolumen (se Tabel 4.6). Igennem vinteren skal det akkumulere 694 (547+185-38) eller 784 (626+232-74) m³ spildevand og nedbør, afhængig af antagelserne (se Tabel 4.6). Som det ses af Figur 4.3, står der faktisk vand over jordoverfladen hver vinter, om end vandstanden over jorden er lavere end her beregnet. Bemærk, at der i beregningerne ikke er taget højde for, at anlæggen allerede indeholder en del væske på det tidspunkt,

anlæggene overgår fra nettofordampning til nettoakkumulering, hvilket øger forskellen mellem aktuel kapacitet for opmagasinering og tilført væske.

I anlæg 4 vil der, i 3 ud af 4 scenarier, stå vand på overfladen af anlægget ved vækstsæsonens start. Kun hvis perioden for opmagasinering kun strækker sig fra november til februar, og anlæggets porevolumen er 40%, vil der ikke stå vand over jordens overfladen i anlægget. I anlæg 4 er der som nævnt lagt overløbsdræn. Der ledes således væske fra anlægget udenfor vækstsæsonen. Det er således ikke muligt at sammenligne scenarierne med en faktisk akkumulering af vand og spildevand udenfor vækstsæsonen.

Anlæg 5 er dybt (se Tabel 4.6), således at der er en betydelig porevolumen, hvori nedbøren kan infiltrere. Dertil kommer, at anlægget tilføres relativt lidt spildevand i forhold til anlæggets volumen (se Tabel 4.6), samt at der, udover de 1,7 meters dybde, er en overhøjning på ca. 70 cm ind mod midten af anlægget. Denne overhøjning vil også kunne mættes til markkapacitet#. Anlæg 5 vil således under ingen af de nævnte antagelser have overskydende væske på overfladen.

Anlæg 6 vil i teorien have vand på overfladen, med mindre det antages, at porevolumen er 40%, og perioden med netto akkumulering er fra og med november til og med februar. Dette er ikke i overensstemmelse med, at der aldrig står vand på overfladen i anlæg 6, samt at vandstanden i inspektionsrørene om vinteren (se Figur 4.6) indstilles på ca. 60 cm under overfladen.

Tabel 4.6: Anlægsvolumen, samlet porevolumen, tillædt nedbør og spildevand samt normal potentiel fordampning i perioderne nov.-feb. og nov.-mar. *: Scharling 2000.
\$: Samlede data for anlæg 1, 2 og 3.

		Gesten Anlæg 1- 3 ^{\$}	Vejle Anlæg 4	Hjorts- høj Anlæg 5	Marjatta Anlæg 6
Overflade, hvor der opsamles nedbør	m ²	1236	314	960	700
Dybde jord i anlæg	m	1,12	1,35	1,70	1,10
Volumen jord i anlæg	m ³	1026	391	1522	650
Volumen porer ved 35% porevol	m ³	359	137	457	228
Volumen porer ved 40% porevol	m ³	410	157	609	260
Nedbør nov-feb	m ³	547	139	270	137
Spildevand nov-feb	m ³	185	23	87	115
Pot. fordampn. nov-feb*	m ³	38	10	30	22
Nedbør nov-mar	m ³	626	162	343	174
Spildevand nov-mar	m ³	232	29	110	144
Pot. fordampn. nov-mar*	m ³	74	19	58	42

Der kan således, under de givne antagelser, ikke opstilles en massebalance for væsken i pileanlæggene, der er i overensstemmelse med registreringerne af vandstanden i inspektionsrørene om vinteren og registreringer af evt. vand på jordoverfladen. Der kan heller ikke gives forklaring på, hvad der sker med den volumen væske, der tilføres pileanlæggene fra og med november til og med februar, idet dette volumen i de fleste anlæg overstiger porevolumen.

Lækage kan ikke afvises, men kan heller ikke antages. Alle anlæg er relativt nye, og hverken den overliggende masses tryk, temperaturforholdene eller væskens pH taler for, at membranerne skulle være beskadigede. I anlæg 1, 2 og 3, hvor forskellen mellem tilledt væske og kapacitet for opmagasinering er størst, er lækage meget usandsynligt, da grundvandsniveauet er så højt, at der ved alle gravninger har kunnet registreres et tryk ind på membranen nedefra.

4.8 Indkøringsfasen

Fordampningsevnen er tiltagende de første 3-5 år. Derfor bør det afgøres, om der kan tolereres overbelastning i indkøringsfasen. I positivt fald bør det afgøres, om denne overbelastning skal

- akkumuleres i anlægget vha. volde omkring anlægget, for derefter at
 - pumpes op og ledes i recipient i mindre naturfølsomme perioder, eller
 - køres til renseanlæg for der at renses
- håndteres, som spildevandet på ejendommen hidtil er blevet håndteret.

4.9 Model for størrelse af pileanlæg

De til grund liggende mekanismer for vandets skæbne i pileanlæg er ikke fuldstændig kendt. Der kan således ikke udarbejdes en model for dimensionering af pileanlæg, der er baseret på en beskrevet massebalance for vand.

Idet det antages, at alt spildevand og nedbør i anlægget fordampes, kan der i stedet udarbejdes en midlertidig, empirisk baseret model til beskrivelse af den nødvendige størrelse af et anlæg, indtil videngrundlaget bliver udbygget.

Der tages udgangspunkt i pileanlægget i Marjatta, anlæg 6. Som det ses af Tabel 4.4, skal der årligt fordampes 1,2 m nedbør og spildevand fra anlægget, der har et 1,1 m dybt vækstlag med 0,2 m underliggende fordelingslag af nøddesten (se Figur 2.3). Der er aldrig registreret vand på overfladen af dette anlæg (heller ikke i ”våde år”), og vandstanden i inspektionsrørene har i projektperioden ikke været over 50 cm under overfladen. I anlæg 1-3, der har samme dybde og skal fordampe ca. 1,7 m nedbør og spildevand, står der vand på overfladen en del af året. Begge anlæg har 45 ° hældning på siderne. 1,7 m nedbør og spildevand er derfor for meget, i hvert fald i den del af landet.

Det anbefales derfor, at anlæg 6 ligger til grund for et midlertidigt forslag til dimensionering: Der kan tillades en årlig tilførsel af nedbør og spildevand på gennemsnitligt 1200 mm i alle anlæg, der har et 1,5 m dybt jordlag og 45° hældning på siderne. Anlæggene bliver således 40 cm, eller 36%, dybere end anlæg 6.

Arealbehovet bliver således:

$$\text{Arealbehov} = m^3 \text{ vandforbrug} / ((1200 \text{ mm vandsøjle} - \text{normalnedbør i mm}) / 1000)$$

Dette indebærer, at der skal indhentes oplysninger om husstandens vandforbrug og normalnedbøren i lokalområdet.

Modellen er meget konservativ. Der er i flere år faldet betydeligt mere nedbør over anlæg 6, uden at det har medført vand på overfladen af anlægget. Modellen tager således højde for regnfulde år.

Det anbefales, at der ikke tillades mere end ca. 20% ler og 20% silt i den jord, der fyldes i anlægget.

Hvis jordforholdene tillader udgravning af et anlæg med stejlere hældning, vil anlægget ikke i samme grad virke som en tragt for nedbør. Derved bliver volumenbehovet mindre, så der kan etableres et mindre anlæg. Idet den aktuelle reduktion skal beregnes, bør plastmembranens bredde indregnes, idet plastmembranen bør udnyttes optimalt, fordi den udgør en betydelig andel af anlægsudgifterne. I langt de fleste anlæg er plastmembranen 10 meter bred. I nedenstående regneeksempel tages derfor udgangspunkt i en 10 meter bred membran, hvoraf 80 cm anvendes til at fæstne membranen på jordoverfladen. Derved er der 9,2 m membranbredde til at dække bund og sider af anlægget. Bredden på bunden af anlægget, (benævnes B^- , se Figur 4.14) bliver således

$$B^- = 9,2 - 2 \cdot \text{hyp} = 9,2 - 2 \cdot d / \sin \alpha$$

Idet d = dybden på anlægget. Hyp = hypotenusen til α . Bredden af anlæggets overflade, B^+ bliver således:

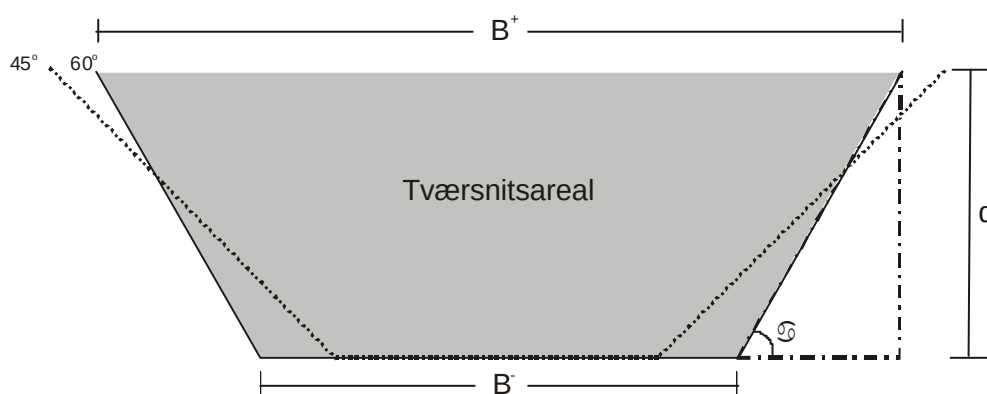
$$B^+ = B^- + 2 \cdot d / \tan \alpha$$

Tværsnitsarealet i anlægget, A_t , ændres som følge af ændringen af hældningen på siderne. Tværsnitsarealet indgår i regneeksemplet, idet det har betydning for udregning af reduktionen i volumenbehovet ved stejlere skråning.

$$A_t = d \cdot (B^+ + B^-) / 2$$

Den procentvise reduktion af volumenbehovet, % red., ved stejlere skråning bliver således:

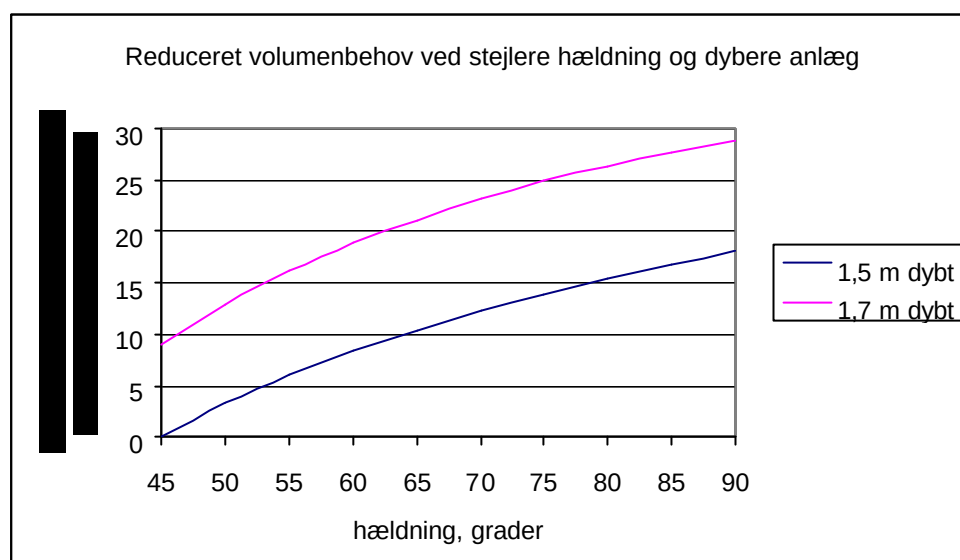
$$\% \text{ red.} = 100 \cdot (B^{+, 45^\circ} - B^{+, \text{aktuel}}) / B^{+, 45^\circ} + 100 \cdot (A_t^{\text{aktuel}} - A_t^{45^\circ}) / A_t^{45^\circ}$$



Figur 4.14: Tværsnit af et pileanlæg. Betydningen af hældningen for overfladearealet og dermed nedbørsmængder over arealet er illustreret, idet et anlæg med 45° hældning vil opsamle mere nedbør end et anlæg med 60° hældning, hvis summen af sidernes og bundens bredde holdes konstant. Samtidig vil et anlæg med 60° hældning have et større tværsnitareal og dermed større volumen til opmagasinering.

Betydningen af at kunne grave stejlere hældning på siderne af et anlæg illustreres af graferne i Figur 4.16. I denne figur ses også betydningen af at grave

anlægget 1,7 m dybt i stedet for 1,5 m dybt (idet summen af sidernes bredde og bundens bredde fastholdes på 9,2 m). Det ses f.eks., at volumenbehovet reduceres med ca. 10%, hvis et 1,5 m dybt anlæg sider kan graves med 65° hældning i stedet for 45°. Det ses desuden, at volumenbehovet reduceres med ca. 10%, når et anlæg kan graves 1,7 m dybt i stedet for 1,5 m dybt, uafhængigt af hældning på siderne. Hvis et planlagt anlæg, med en dybde på 1,5 m og 45° hældning på siderne, i stedet graves 1,7 m dybt og med lodrette sider, reduceres volumenbehovet med 29%. I praksis reduceres volumen ved at afkorte anlægget. De opstillede procenter er kun gældende for anlæg, hvor summen af sidernes og bundens bredde er 9,2 m. Jo bredere et anlæg er, des forholdsvis mindre betydning har en ændring af sidernes hældning, og des forholdsvis mere betydning får en ændring af dybden.



Figur 4.15: Procentvis reduktion af volumenbehovet (anlæggets længde) ved etablering med stejlere hældning på siderne end 45° og/eller dybere jordlag end 1,5 m. Det er antaget, at summen af sidernes bredde og bundens bredde altid er 9,2 m.

Bemærk, at det endnu ikke er afklaret, hvor meget spildevand og nedbør, de anvendte pilekloner kan fordampe, og dermed hvor dybt det er hensigtsmæssigt at grave et pileanlæg. Dette vil afhænge af indstråling, vind m.m., og vil dermed afhænge af lokaliteten. Potentialet for fordampning vil desuden afhænge af pilenes alder, eventuelt også af jordens saltindhold. Potentialet kan kun bestemmes via forsøg og empiri. Hvis pileanlæg skal vinde større udbredelse og samtidig fungere efter hensigten, vil det fortsat være vigtigt at etablere pileanlæg *in situ*, der kan afdække manglende viden om bl.a. potentialet for fordampning og opmagasinering. Det anbefales dog, at eventuelle fremtidige pileanlæg etableres som forsøgsanlæg.

I Bilag C er den procentvise reduktion af et pileanlægs længde som funktion af stejlere hældning og/eller dybere anlæg, opstillet i tabelform.

4.10 Konklusion på Kapitel 4

Fordampningen fra pileanlæg er indirekte målt og beregnet vha. 3 metoder med uafhængige data, hhv. baseret på

- registreringer af vandstanden i inspektionsrør,
- målinger af jordens vandindhold, og
- opgørelser over tilledte mængder spildevand og nedbør

Alle 3 metoder indikerer samlet, at der sker en betydeligt højere fordampning fra pileanlæg end den beregnede normale fordampning fra kortklippet græs. Forskellen kan tillægges flere faktorer: Pilen har en lang vækstsæson, kraftig vækst, et højt maksimalt bladarealindeks og generelt let tilgængelighed til vand. Det er muligt, at pileanlæggenes beliggenhed tillader oaseeffekt. Det er desuden muligt, at forskellen mellem vindhastigheden og luftens fugtighed nede ved kortklippet græs, i forhold til vind og fugt oppe i 1-4 meters højde, hvor pilenes blade oftest befinder sig, kan medvirke til forskellen. Dertil kommer, at et pileanlæg med 1-4 m høje pilebuske kan betragtes som en kube med 5 sider, der eksponeres for sol, vind og tørke, mens den normale potentielle fordampning beregnes med udgangspunkt i én enkelt flade.

Fordampningen fra anlæg 5 er betydeligt lavere end fra de øvrige anlæg, hvilket bekræfter betydningen af planternes alder og tilgangen til spildevandets næringsstoffer og vand. I anlæg 5 er de øverste lag tørre og hårde hele sommeren, hvilket i sig selv nedsætter fordampningen fra jordoverfladen.

I løbet af vækstsæsonen bliver vandindholdet lavest i de vestligste anlæg, hvilket sandsynligvis skyldes, at der er sandjord i disse anlæg, mens der er lerjord i de øvrige, samt at tilledningen af spildevand sker på jordoverfladen, hvilket øger fordampningen fra jorden. Tilledningen af spildevand bør således ikke ske for dybt.

Fordampningsevnen er tiltagende de første 3-5 år. Derfor bør det afgøres, om der kan tolereres overbelastning i indkøringsfasen, og hvordan denne overbelastning skal håndteres.

Porevolumen udgør 32-51 % af anlæggenes volumen. Sandjord har generelt højere porevolumen end lerjord. 35% anbefales som skøn for porevolumen i pileanlæg.

Registreringer af vandstanden i inspektionsrørene viser, at vandstanden tilsyneladende falder jævnt gennem vækstsæsonen i alle anlæg, hvilket antages at skyldes pilenes fordampningskapacitet. Hvis det skyldtes lækage, ville anlæggene ikke kunne akkumulere spildevand og nedbør udenfor vækstsæsonen. Desuden ses en betydelig fordampning, målt via et betydeligt fald i jordens vandindhold i de anlæg, hvor vandstanden i inspektionsrørene er i bund gennem længere tid.

Vandstanden stiger hurtigt i inspektionsrørene ved vækstsæsonens slutning, for derefter næsten at indstilles på et anlægsspecifikt niveau indtil begyndelsen af næste vækstsæson. Vandindholdet stiger væsentligt hurtigere i inspektionsrørene end i jorden. Den hurtige stigning tillægges en lav infiltrationsrate i jorden. Inspektionsrør kan således ikke anvendes til at afspejle det faktiske vandindhold, men de kan bruges til at følge anlægget fra år til år, fordi en lækage i et anlæg den følgende vinter vil afspejles i et lavere vandspejl end den anlægsspecifikke vintervandstand.

Den stigning i vandindholdet, der ses i oktober eller november i alle anlæg, er i god overensstemmelse med summen af tilledt spildevand og nedbør i samme periode. Akkumuleringen af ca. 1 måneds spildevand og nedbør udgør en betydelig del af den beregnede maksimale volumen i anlæggene. Værdierne indikerer, at anlægget fyldes længe før vækstsæsonen indtræder mellem februar og april.

For at undersøge, om de anlægsspecifikke vinterniveauer i inspektionsrørene skyldes forholdsvis lav infiltration eller lækage fra anlæggene, bør jordens vandindhold og/eller anlæggets fordampning følges gennem vintermånederne for derefter at sammenholdes med tilført nedbør og spildevand.

Mellem halvdelen og 4/5 af den væske, der skal opmagasineres og fordampes, er nedbør i de undersøgte anlæg. Nedbørsforholdene på lokaliteten har derfor en betydelig indflydelse på det nødvendige areal og den nødvendige dybde af et anlæg.

Jo mere flad hældningen er på siderne af et anlæg, des mere virker anlægget som en tragt for nedbør. Dette medfører, at volumenbehovet til akkumulering bliver betydeligt større, end hvis siderne var lodrette.

Jo dybere et anlæg kan være, jo dybere en jordsøjle pilene formår at fordampe væske fra, des mindre regnvandsopsamlende areal er nødvendigt, hvilket har betydelig indflydelse på prisen for anlægget. På den anden side kan der etableres anlæg, der ikke er dybe nok til at akkumulere den tilførte væske udenfor vækstsæsonen.

Der kan i dette projekt ikke gøres rede for, hvornår et anlæg går fra at udvise nettofordampning til nettoakkumulering og omvendt. Kun meget hyppige analyser af jordens vandindhold og/eller målinger af fordampningen vil kunne skabe den nødvendige viden om, hvornår og hvorfor et anlæg går fra at udvise nettofordampning til nettoakkumulering og omvendt, samt akkumuleringens omfang og dermed hvilken dybde og overflade et pileanlæg bør have ved givne belastningsparametre og klimatiske vilkår.

Der kan ikke opstilles en massebalance for væsken i pileanlæggene om vinteren, der både er i overensstemmelse med tilledte mængder nedbør og spildevand, registreringerne af vandstanden i inspektionsrørene om vinteren og registreringer af evt. vand på jordoverfladen. Der kan heller ikke gives forklaring på, hvad der sker med den volumen væske, der tilføres pileanlæggene fra og med november til og med februar, idet dette volumen i de fleste anlæg overstiger porevolumen.

Lækage kan ikke afvises, men kan heller ikke antages. Alle anlæg er relativt nye, og hverken den overliggende masses tryk, temperaturforholdene eller væskens pH taler for, at membranerne skulle være beskadigede. I anlæg 1, 2 og 3, hvor forskellen mellem tilledt væske og kapacitet for opmagasinering er størst, er lækage meget usandsynligt, da grundvandsniveauet er så højt, at der ved alle gravninger har kunnet registreres et tryk ind på membranen nedefra.

Der har ikke på noget tidspunkt i projektperioden kunnet registreres jordområder lige omkring hvert pileanlæg, der var mere fugtige, vandlidende eller forekom mere næringsrige end resten af jorden omkring hvert pileanlæg. Der har således ikke kunnet registreres tegn på udsivende spildevand fra nogen af

de undersøgte pileanlæg. Anlæg 4, hvori der er lagt overløbsdræn, er naturligvis en undtagelse.

Hvis der virkelig er lækage fra alle anlæg, så kan man heller ikke regne med, at membranerne i rodzoneanlæg og biologiske sandfiltre er tætte.

Der er opstillet en empirisk baseret model for dimensionering af pileanlæg. Modellen inkluderer beregninger af den procentvise reduktion af anlæggets størrelse ved stejlere hældning end 45° og/eller dybere anlæg end 1,5 m.

5 Driftsstabilitet og driftskrav

5.1 Driftsstabilitet

Anlæg, der empirisk viser sig at kunne opmagasinere og fordampe de indgående mængder af spildevand og nedbør, er robuste.

- Der er ingen steder registreret tegn på, at pil ikke kan tåle stofferne i spildevandet. Det bør bemærkes, at pil plantes og vokser i slam og forurennet jord. Der er erfaring for anvendelse af pil til fyto Remediering# af forurennet jord, dvs. pilen kan klare forholdsvis meget forurening, endda bidrage til omsætning af organisk forurening og optagelse af mineralsk forurening i medier, hvor potentielt fytotoksiske# forbindelser forekommer i betydeligt højere koncentrationer, end hvad der kan forventes i op til 8 år gamle pileanlæg (Jensen *et al.* 2000, Riddell-Black 1997, Nissen og Lepp 1997).
- Da pileanlæggene ikke er gennemstrømningsanlæg, er den mulige opholdstid for evt. forurening også relativt lang/uendelig, hvilket øger muligheden for omsætning af tungt nedbrydelig organisk forurening.
- Pga. anlæggenes størrelse og fordelingsystem vil der desuden ske en betydelig fortynding af et eventuelt tilledt fytotoksisk# stof.
- Anlæggenes størrelse og evne til at opmagasinere spildevand og nedbør medfører en bufferkapacitet mht. spidsbelastninger (f.eks. ved store fester og kraftige regnskyl) og manglende tilledning af spildevand gennem længere tid (f.eks. ved ferie).

5.2 Driftskrav

Der er lavet positivlister for kemikalier i husholdninger, der er tilkoblet pileanlæg (Al Seadi og Kiel 1998, Bukhave 1998). Det er desuden en udbredt holdning, at ”man skal være grøn” for ikke at svide et pileanlæg af.

Der er ikke nogen fagligt begrundet større begrænsning i anvendelsen af kemikalier i husholdningen, end hvad der gælder for de øvrige rensningssystemer for spildevand fra den spredte bebyggelse. Pileanlæg er, som nævnt i Afsnit 5.1, relativt store, hvilket vil indebære en fortynding af evt. forurennet spildevand. Dertil kommer pilens fyto Remedierende evne og den mulige opholdstid for tungt nedbrydelige forbindelser.

Hvis der kun tilledes gråt spildevand, bliver der måske behov for gødning de første år, afhængigt af jordens næringstilstand.

Hvis der indgår en pumpe i systemet, må der påregnes tid til vedligehold af pumpen. Tidsforbruget hertil kan ikke gøres op, da der er stor variation i pumpe kvaliteten (Simonsen, 2000).

Der må påregnes et vist tidsforbrug til (bestilling af) tømning af bundfældningstanken.

Pilen må ikke udsættes for konkurrence, før den selv er stærk nok til at skygge anden vegetation væk. Derfor skal anlægget holdes helt rent for ukrudt gen-

nem første sæson. Derefter skygger pilens store bladareal for betydelig vækst af ukrudt, se Figur 5.1.



Figur 5.1: Anlæg 6, Marjatta. Skvalderkål, brændenælde m.m. står så tæt, at det skjuler pilestokkene, der er ved at skyde op efter høst den foregående vinter. På grund af pilens 8 år gamle rodsystem og egenskaber, vil den i løbet af sæsonen vokse op over ukrudtet og skygge det væk.

Pilen skal skæres ned vinteren efter første sæson for at stimulere skuddannelsen, så vegetationen bliver tæt. Derefter høstes 1/3 eller 1/4 af anlægget hver vinter, således at planterne hele tiden forynges – og dermed holdes i maksimal vækst og fordampning (Danfors *et al.* 1998, Larcher 1995) – samtidig med, at der hvert forår er en stor del af planterne, der er så store, at de kan gå i gang med at fordampe, så snart vejret tillader det.

Det er vigtigt ikke at høste rækkevis men klumpvis, fordi klumpvis høst giver mere lys til genvækst end rækkevis høst, hvor de ikke høstede rækker tager lyset (Verwijst 1996b). Der er i projektet registreret stor dødelighed i rækker, der er høstet mellem ikke høstede rækker.

Registreringer af tidsforbruget til høst i 5 anlæg vinteren 1999/2000 viste, at behovet er på ca. 2 timer/tilkoblet person til høst/år. Høsten kan planlægges i god tid og kræver ingen kundskaber. Mange stokke er dog sandsynligvis visnet i anlæg 6 pga. flånsede skæreflader ved høst, der derefter er blevet angrebet. En vis forsigtighed er således påkrævet.

For hver gang der høstes, må stokkene og grenene høstes højere end gangen før for at bevare de skud, der er dannede. Derfor er det vigtigt at høste lavt første gang. Dvs. ca. 10-15 cm over jordoverfladen. Dette er rådet for pil i pileplantager. Det er dog i projektet overvejet, hvilke fordele og ulemper der er

ved høstning ca. 40-50 cm over jordoverfladen. Derved kommer bladene gennemsnitligt ca. 30 cm højere op, hvilket kan være en fordel mht. fordampning, fordi vindhastigheden stiger med højden, mens fugtigheden falder med højden i tørre perioder. Samtidig vil den buskede del af pilene hæves fra jordoverfladen, således at muligheden for vind, og dermed fordampning, henover jordoverfladen øges. Det vurderes, at den ekstra transportvej for vand op gennem pilenes xylem ikke nedsætter fordampningsevnen.

Der høstes med ørnenæb eller buskrydder. En motorsav kan ikke anbefales, fordi den har tendens til at flænse stokkene, og fordi den lave høsthøjde og de forholdsvis tynde stokke indebærer risiko for skade på fødder og ben (Kofman 2000). Større høstmaskiner, der kan køre ind i anlægget, frarådes, idet de vil pakke jorden (se Afsnit 4.4 for betydningen af pakning) og idet det areal, der skal høstes, typisk er så lille som 50-150 m²/familie. Desuden er høstmaskiner til pileplantager afprøvet og vurderet uegnede til høst af pil i Danmark (Kofman og Spinelli 1997a). Grødeskærere er foreslået, men ikke afprøvet. Det kunne være relevant at afprøve en grødeskærer i det tilfælde, at en kommunal teknisk forvaltning forestod høsten af flere pileanlæg indenfor et mindre område.

Det er muligt, at der med fordel kan tilføjes endnu et driftskrav. Som det beskrives i Afsnit 9, ophobes salte i pileanlæggene. En vis koncentration af salte vil begrænse fordampningen. Derfor kan pilenes – og dermed anlæggets – levetid forlænges ved, med års mellemrum, at fjerne de forholdsvis få kubikmeter frit vand, der er sidst på sommeren i anlægget. Se Afsnit 14.10 for egnet form for tilledning af hensyn til muligheden for oppumpning af en relativt saltholdigt blanding af spildevand og nedbør.

6 Tørstofproduktion og anvendelse af høsten

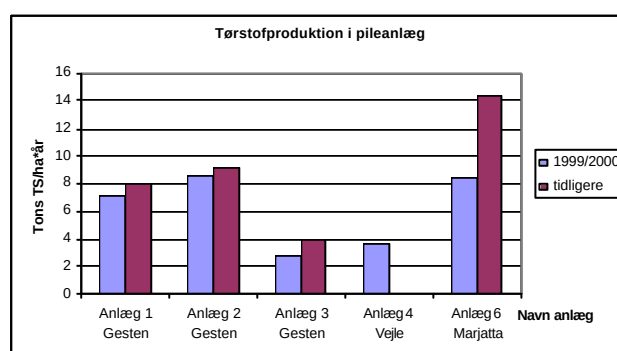
6.1 Tørstofproduktion

Der er en høj grad af sammenhæng mellem vækst og fordampning fra træer (Larcher 1995). Derfor er det sandsynligt, at valget af højtydende kloner vil have en positiv indflydelse på fordampningsevnen fra pileanlæg, så længe de valgte kloner tåler det miljø, de bliver plantet i.

I anlæg 1, 2 og 3 er klonerne Tora (*S. schwerinii* x *S. viminalis*), Jorr (*S. viminalis*) og Bjørn (*S. schwerinii* x *S. viminalis*) fra Svalöf Weibull anvendt (ejernes oplysninger og Larsson 1998). Der foreligger ingen dokumentation om valget af kloner til anlæg 4, men anlægget er etableret, før klonerne Tora, Bjørn og Jorr kom på markedet. I anlæg 5 er der Tora, Bjørn og Jorr. De kloner, der er anvendt i anlæg 6, er af en tidligere generation i forædlingsprocessen og benævnes L 78-082 og L 78-195 (*S. viminalis*).

De kloner af pil, der er anvendt i anlæg 1, 2 og 3, vil normalt producere ca. 10 tons tørstof pr. hektar om året i pileplantager fra og med 4. vækstsæson (Danfors *et al.* 1998, Svalöf Weibull 1997). Der er tale om høst af stokke om vinteren, hvor der ikke er blade på pilene. Klonerne i anlæg 6 vurderes at kunne producere 40-50% mindre (Baklund 1999). Lindroth og Bath 1999 når dog frem til, at der er en tæt sammenhæng mellem udbytte og tilgængelighed til vand, således at svingninger i udbyttet i svenske pileplantager fra 8 til 17 tons ts/ha*år kan forklares med tilgængeligheden til vand.

Høstudbyttet fra pileanlæg er opgjort i vinteren 1999/2000, se Figur 6.1.

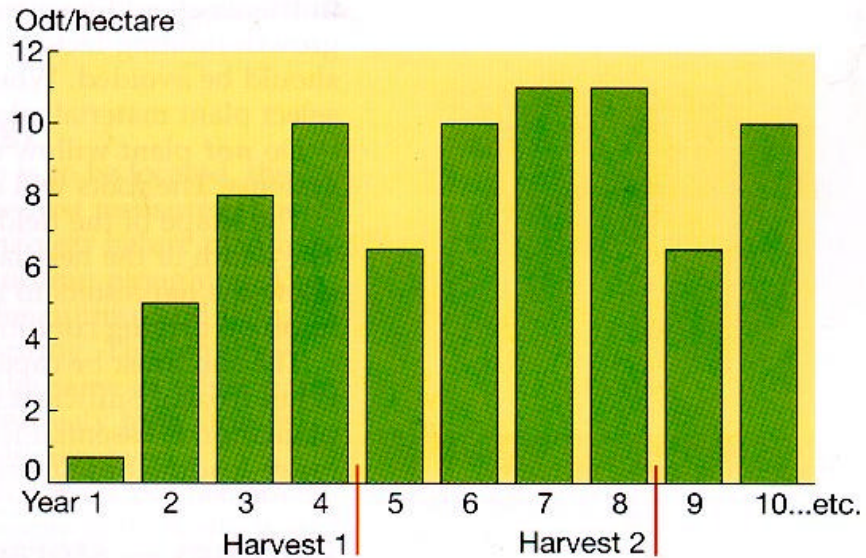


Figur 6.1: Høstudbyttet i 5 pileanlæg vinteren 1999/2000 og eksempler på tidligere opgørelser. Kilder: 1999/2000: Egne analyser. Anlæg 1-3 tidligere: Gregersen 1999. Anlæg 6 tidligere: Morsing og Nielsen 1995. Alle data er for stokke uden blade.

Det ses af Figur 6.1, at høstudbyttet ligger på omkring 3 tons ts/ha*år i anlæg 3 og 4, mens udbyttet er omkring 8 tons i anlæg 1, 2 og 6 tons ts/ha*år i nævnte sæson. Det lave høstudbytte i anlæg 3 kan forklares med, at anlæg 3 er

konstant vandlidende#, fordi det ligger i fysisk kontakt med anlæg 1 og 2, men gennemsnitligt 15 cm lavere end anlæg 1 og 2, hvorved der flyder vand der ned fra anlæg 1 og 2. Det lave høstudbytte i anlæg 4 kan skyldes, at det ligger i læ og skygge til 3 sider.

Udbyttet i anlæg 1 og 2 ligger lavere end det udbytte, klonerne vurderes normalt at producere. Det skyldes sandsynligvis, at stokkene er høstet efter 2 års vækst i stedet for efter 4 års vækst, idet tilvæksten er stigende hvert år ved høst med 4 års cyklus, se Figur 6.2.



Figur 6.2: Typisk eksempel på årlig tilvækst i pileplantager i Sverige. Kilde: Danfors *et al.* 1998.

Det er således sandsynligt, at høstudbyttet vil stige i anlæg 1 og 2, evt. også i anlæg 3, efterhånden som alderen er tiltagende og rodsystemet veludbygget.

Stokkene i anlæg 6 er meget ældre end i anlæg 1 og 2. De har på høsttidspunktet overstået 8. vækstsæson. Det er vurderet, at udbyttet under ens vækstbetingelser ville være 40-50% lavere end de 10 tons ts/ha*år, der normalt produceres årligt i plantager med klonerne Tora, Jorr og Bjørn, d.v.s. 5-6 tons ts/ha*år. Alligevel produceres der 8,5 tons ts/ha*år. Dette kan skyldes, at der er tilgang til vand gennem hele vækstsæsonen (hvilket ikke kan forventes i en pileplantage), at næringssaltmængderne er fordelagtige for væksten, samt at klimaet omkring anlæg 6 er bedre, end det generelt er i Sverige. Tørstofproduktionen i anlæg 6 er tidligere målt som værende over 14 tons (Morsing og Nielsen 1995).

I øjeblikket høstes der 1/3 af anlægget hvert tredje år i alle de undersøgte anlæg. Hvis vækstmønsteret i pileanlæg er som beskrevet i Figur 6.2, og hvis der er en tæt sammenhæng mellem fordampning og vækst, ville fordampningseffektiviteten være højere, hvis der blev høstet 1/4 hvert fjerde år. Dette ville dog indebære, at stokkene ofte blev for tykke til at kunne høstes med ørnenæb.

Det tilsyneladende faktum, at der er fordampet 1600 mm fra anlæg 1 og 2, mens der er fordampet 1200 mm fra anlæg 6, samtidig med at alle 3 anlæg har produceret ca. 8 tons ts/ha*år, taler dog imod, at der er en tæt sammen-

hæng mellem fordampning og tilvækst. Problematikken bliver ikke behandlet yderligere her, da datagrundlaget er spinkelt.

6.2 Anvendelse af høsten

Den primære udnyttelse af høsten er hugning af grenene til flis, der anvendes til kompostering eller ukrudtsforebyggende bunddække. En mindre del er brugt til pilehytter og hegn. Der er et enkelt eksempel på anvendelse til Skt. Hansbål.

Der er ikke registreret anvendelse af høsten som brændsel til dækning af energiforbruget i husstanden. Der er givet 3 grunde til dette:

1. Det høstede areal er så lille, at udbyttet ikke modsvarer de nødvendige arbejdsgange og det nødvendige udstyr til udnyttelse af brændselsværdien (personlige udtalelser fra de anlægsansvarlige).
2. Betænkelighed ved risikoen for problemer med håndtering af metalholdig aske (personlige udtalelser fra de anlægsansvarlige). Denne problemstilling behandles i afsnittet om metaller.
3. Ved høst er vandindholdet højt, ca. 50%, og næringsstofindholdet er relativt stort pga. forholdsvis megen bark (i forhold til halm og tykkere ved). Dette besværliggør opbevaring/tørring uden kompostering eller svampeangreb med betydelig reduktion i brændselsværdien som følge (Kofman og Spinelli 1997b)

I Sverige, hvor der i 1998 dyrkedes 16000 hektar pileplantager (Svalöf Weibull 1998), blev det meste af høsten kørt direkte til et varmekværk, og brændt hurtigt derefter. Således blev behov for lagerkapacitet samt risikoen for reduktion i brændselsværdien undgået. (Danfos *et al.* 1998). Dette kræver ovne, der kan klare fugtigt brændsel (Rosenqvist 2000). I Danmark begrænses forbrændingen således til affaldsforbrændingsanlæg.

For at optimere tids- og maskin-forbruget til høst, transport og afbrænding af pil, kunne det overvejes at udnytte høsten samlet fra flere tæt placerede anlæg. Der vil dog sjældent være en sådan sammenhæng mellem de landskabsplanmæssige muligheder og afstanden mellem anlæggene, at der vil være et produktionsøkonomisk incitament for at anvende høsten fra flere anlæg til energiformål, idet pileanlæg skal placeres tæt på husholdningen for at mindske udgifter til rør og transport af spildevand, samtidig med at det er at foretrække, at anlæggene placeres i åbent landskab for at optimere fordampningen.

7 Næringsstoffer

Pileanlæggene fungerer ikke som renseanlæg i den forstand, at næringsstoffer skal fjernes fra vandfasen. Spildevandets indhold af næringsstoffer er alligevel af betydning, idet der er en signifikant sammenhæng mellem næringsstoffetilførsel og vækst (Ericsson 1981), hvilket har betydning for fordampningskapaciteten. Dertil kommer, at næringssaltene bidrager til saltkoncentrationen i pileanlæggene, i det omfang de ikke optages i pilene. En sidste, betydelig effekt af tilførte mængder af næringsstoffer kan være, at fordampningen kan reguleres af koncentrationen af næringsstoffer, således af planterne i et vist omfang optager vand, indtil der er optaget tilstrækkeligt med næringsstoffer (Trapp 2000). Derfor beskrives mængder og skæbne for de mængdemæssigt vigtigste næringssalte her.

Tilførslen af næringsstoffer i spildevandet til pileanlæggene er målt og sammenholdt med anlæggenes areal. Da spildevandets koncentration af næringsstoffer kun er målt over forholdsvis korte perioder, og da sammensætningen er stedspecifik, er værdierne suppleret med værdier for tilførte næringsstoffer over samme areal, hvis spildevandssammensætningen var som gennemsnittet af 3 danske boligområder, se Tabel 7.1.

Tabel 7.1: Mængder af årligt tilførte næringsstoffer til pil i pileanlæg, samt pilens behov for næringsstoffer. Alle tal er angivet i kg/ha*år og beregnes ud fra opmålt areal og aflæst vandforbrug.

a: Baseret på analyser fra Steins laboratorium af tidsproportionelt udtagne delprøver over 1 døgn.

b: Baseret på egne analyser af 11 enkeltprøver over 1½ år.

c: Baseret på egne analyser af tidsproportionelt udtagne delprøver over 1 uge.

d: Baseret på analyser fra Rovesta Næstved af daglige øjebliksprøver over 1 uge.

e: Ellermann 2000. I rapporten pointeres (s. 40 og s. 46), at værdierne er behæftet med usikkerhed. Værdierne er alligevel medtaget her for at vise, at depositionen af kvælstof generelt vil være af mindre betydning i opgørelsen af tilførte næringsstoffer, mens depositionen af fosfor kan være betydelig i anlæg med tillædning af gråt spildevand

f: Baseret på gennemsnitskoncentrationer af spildevandet fra 3 danske boligområder. Miljøstyrelsen 1997. Det er antaget, at 20 % N og 10 % P tilbageholdes i bundfældningstanken før pileanlæggene.

	total N målt	total P målt	total K målt	total N ^f beregnet	total P ^f beregnet
Anlæg 2 ^a	560	70	159	257	55
Anlæg 3 ^a	337	123	133	282	60
Anlæg 4 ^b	117	22		122	26
Anlæg 5 ^c (gråt spildevand)	19	9		152	32
Anlæg 6 ^d	736	138	269	363	77
Atmosfærisk deposition ^e				14	16

Samtidig er der foretaget en vurdering af pilenes behov for næringsstoffer og analyser af næringsstofindholdet i pileblade og -stængler i vækstsæsonen, se

Tabel 7.2. Derved kan forholdet mellem tilførte og udnyttede næringsalte bestemmes.

Tabel 7.2: Pilens behov for næringsstoffer. Alle tal er angivet i kg/ha*år.

g: Danfors *et al.* 1998.

h: Analyser af stængler og blade fra Forskningscenter Foulum.

	total N	total P	total K
Behov pil i plantagedrift ^g	100	30	80
Optaget i pil i anlæg 2 ^h	150	35	190

Som det ses af Tabel 7.1 og Tabel 7.2, er den målte tilførsel af næringsstofferne N, P og K generelt meget højere end behovet. En undtagelse herfor er anlæg 4 og 5, der henholdsvis tilføres spildevand fra et forskningscenter uden laboratorium og ualmindelig ”tyndt” gråt spildevand. Værdierne for tilførsel af næringsstoffer, hvis spildevandets indhold svarede til gennemsnittet af 3 boligområder, ligger også betydeligt højere end pilens gødningsbehov. Et groft skøn er, at der optages halvdelen af det tilledte N, P og K. At pilen indeholder flere næringsstoffer end det angivne behov skyldes, at en betydelig del af bladene forbliver i anlægget til næste vækstsæson. Det er sandsynligt, at der også er tale om et luksusoptag (Ericsson 1981). Det er derimod ikke sandsynligt, at indholdet afspejler større vækst end i pileplantager, da tørstofproduktionen ikke overstiger udbyttet i pileplantager med samme kloner som i anlæg 2 (Svalöf Weibull 1998, Danfors *et al.* 1998).

Det er sandsynligt, at det ikke optagne kvælstof overvejende vil fordampe som ammoniak og frit kvælstof. En betydelig del af fosforet vil bindes til jordens partikler i sådan en grad, at det bliver utilgængeligt for planter. De øvrige næringsstoffer vil derimod akkumuleres i anlægget, der således bliver tiltagende næringsrigt.

Værdierne for næringsstoffer i spildevandet til anlæg 5 indikerer, at det er vigtigt for pilenes vækst – og dermed fordampning – at kende sammensætningen af gråt spildevand der ledes til pileanlæg. Hvis spildevandet ikke indeholder nok næringsstoffer, kan anlægget gødes, evt. kun i første omdrift#.

8 Organiske forbindelser

8.1 Slamdannelse under nedbrydning

De organiske forbindelser, der tilledes pileanlægget, primært via spildevandet, kan nedbrydes af slimdannende bakterier, der kan skabe zoner i anlægget, hvor der ikke kan ske infiltration. Dette er også tilfældet i rodzoneanlæg, nedsivningsanlæg og biologiske sandfiltre. De sidstnævnte anlæg skal kunne omsætte spildevandets letnedbrydelige organiske forbindelser i et mindst 10 gange mindre volumen end pileanlæg (Miljøstyrelsen 1999a, b og c).

Der er i projektet ikke foretaget undersøgelser af nedbrydningen af letnedbrydelige forbindelser, der via spildevandet tilledes pileanlæg. Det vurderes, at erfaringsgrundlaget for rodzoneanlæg, nedsivningsanlæg og biologiske sandfiltre er så veludbygget, samt at dette, hvad angår omsætning af letnedbrydelige organiske forbindelser, kan overføres til pileanlæg. Erfaringsgrundlaget for rodzoneanlæg, nedsivningsanlæg og biologiske sandfiltre er, at det nødvendige volumen til omsætning af de organiske forbindelser er betydeligt mindre end et pileanlægs volumen.

Fordelersystemerne i rodzoneanlæg, nedsivningsanlæg og biologiske sandfiltre består af kortere og/eller smallere fordelerstrenger eller sivegrøfter, end hvad der forekommer i de undersøgte pileanlæg. Det er således heller ikke sandsynligt, at fordelersystemerne i de eksisterende pileanlæg vil medføre problemer med tilstopning pga. et underdimensioneret fordelersystem.

Anlæg 6 er det anlæg i projektet, der har været længst tid i drift. Det er også det anlæg i projektet, der har den største spildevandsbelastning pr. volumenenhed. Der er foretaget videoinspektion i anlæggets fordelerrør. Røret ligger nær anlæggets bund i et lag af nøddesten under en fiberduk, der adskiller nøddestenslaget fra det overliggende jordlag. Rødderne fra pilene i anlægget kan således ikke suge det spildevand op, der ligger i nøddestenslaget. Der er derfor en teoretisk sandsynlighed for, at der med tiden udvikles zoner med stillestående spildevand, der omsættes anaerobt til en slimet masse, der hindrer senere tilført spildevand i at flyde forbi. Sådanne zoner nedsætter et pileanlægs kapacitet. Videoinspektionen viste ingen af disse zoner, hvilket tillægges pileanlæggets forholdsvis store volumen, koblet til fortynding med nedbør. Resultaterne af videoinspektionen underbygger den ovenfor nævnte antagelse, at pileanlæg indeholder det nødvendige volumen til omsætning af organiske forbindelser, før de danner betydelige, tilslammede zoner.

En undtagelse er det overjordiske fordelersystem i anlæg 1, 2 og 3 i Gesten. Der har membrandrypslanger vist sig uegnede til fordeling af spildevand fra husholdninger, så længe spildevandet ikke forudgående filtreres. Drypsystemerne kloggede til og anvendes ikke længere til fordeling af spildevandet.

8.2 pH

Pil kan vokse i jord med pH ned til 5 (Grime *et al.* 1988). Når de organiske forbindelser nedbrydes under anoxiske betingelser, kan der dannes syrer, hvorved pH falder i væsken i anlægget. Der er derfor jævnligt målt pH i væskefasen i anlæggenes jord. pH har, med én undtagelse, altid ligget mellem 6,3 og 7,5. Undtagelsen var det anlæg, der er illustreret i Figur 4.1 og Figur 4.2. Anlægget havde på et tidspunkt været vandlidende så længe, samtidig med at tilledningen af spildevand havde været betydelig i forhold til tilførslen af nedbør, at pH faldt ned til ca. 5,3 omkring 1 meter nede i anlægget. I vandfasen over jordoverfladen var pH 6,3-6,7. Det er muligt, at den sure jord har været medvirkende til, at pilen satte rødderne oppe i vandfasen som beskrevet i indledningen til Kapitel 4.

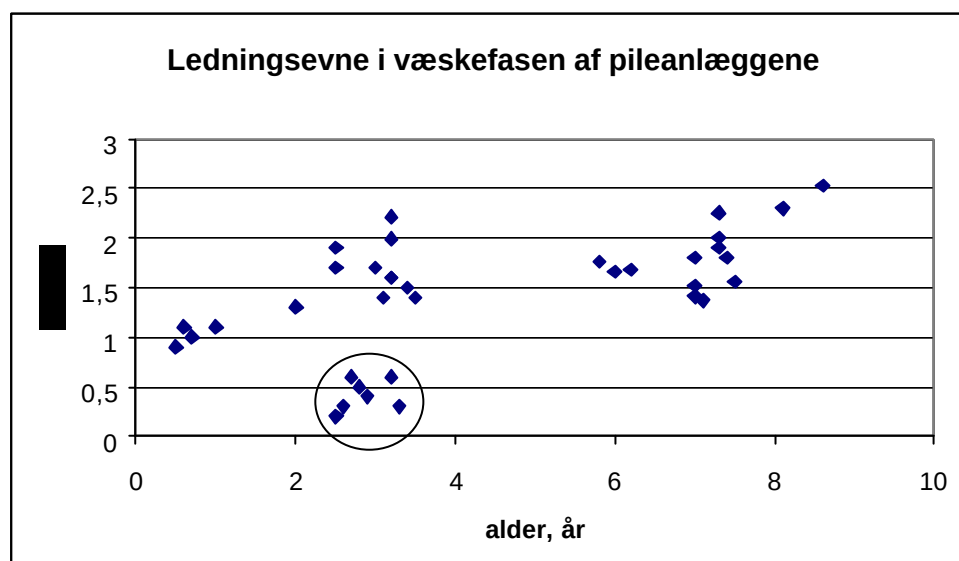
Der er således ikke eksempler på ekstremt sure betingelser i forhold til pilens tolerance i anlæg, hvor vandet fordampes i vækstsæsonen.

9 Salte

Det spildevand, der tilledes pileanlæggene, indeholder forskellige salte, som kun delvist optages. Et eksempel er gruppen af næringssalte, der tilføres i så betydelige mængder, at de kun delvist optages og høstes (se afsnit 7). Dertil kommer bl.a. bordsalt fra urin, mad og kogevand, samt salte fra vaske- og rengøringsmidler.

Fordampningen medfører, at koncentrationen af salte i pileanlæggene vil stige. Da pilen er en ferskvandsplante, vil en vis koncentration af salte virke toksisk på pilene (Burg 1989). Før denne koncentration nås, vil saltkoncentrationen nedsætte fordampningen (Dobson 1991).

I nærværende projekt er ledningsevnen målt gentagne gange i det vand, der er tilgængeligt for planterne i pileanlæggene. Ledningsevnen er et mål for saltenes aktivitet i vandet i pileanlæggene. Resultaterne er samlet i Figur 9.1, opstillet efter anlæggenes alder.



Figur 9.1: Ledningsevнемålinger fra alle anlæg, set i forhold til anlæggenes alder på måletidspunktet. De indcirklede værdier repræsenterer ledningsevnen nær overfladen i 4 anlæg, der var oversvømmede med overvejende nedbørsvand.

Figur 9.1 illustrerer, at der er en sandsynlig sammenhæng mellem alder og ledningsevne, selvom det er i forskellige anlæg. Variationerne skyldes forskelle i tilledte spildevandstyper og -mængder, samt at koncentrationen i hvert anlæg bliver højere i løbet af sommeren, hvor der sker en nettofordampning. Det er også muligt, at jorden i anlæggene i udgangspunktet har medført varierende ledningsevne.

Der er endnu ikke nogen ydre tegn på bladene på, at koncentrationen af salte er toksisk for planterne. Der er derimod indikationer for, at tørstofproduktio-

nen er faldet i anlæg 1,2, 3 og 6 (se Figur 6.1) , evt. på grund af stigende koncentrationer af salte i anlæggene.

Der er ikke fundet data i litteraturen, der sammenholder ledningsevne med vækst eller fordampning fra pil. Simple tests for fytotoxi, f.eks. som Trapp 2000, kan afdække sammenhængen mellem på den ene side vækst og fordampning, og på den anden side ledningsevne eller saltkoncentration af specifikke salte.

Den stigende koncentration af salte kan måske vise sig at være afgørende for anlæggets levetid. I nogle anlæg er der dog mulighed for at udnytte, at saltene er vandopløselige og følger vandstandssænkningen om sommeren, således at forholdsvis få kubikmeter koncentreret væske kan pumpes op sidst på sommeren med års interval, hvorved opkoncentreringen i anlæggene forsinkes.

10 Metaller

De metaller, der tilføres anlægget, vil enten ophobes i jorden eller optages i pilen og således blive fjernet. Der er gennemført omfattende forskning omkring forskellige pilekloners evne til at bioakkumulere metaller, idet det er kendt, at pil kan have denne egenskab, men at akkumuleringens omfang varierer fra klon til klon (eks: Jensen *et al.* 2000).

Niveauerne af Cu og Zn i pileblade på ikke forurenede jord er vurderet til hhv. ca. 8 og 40 µg/g ts (Allen 1989). Værdierne er i samme størrelsesorden som værdier for koncentrationerne i blade af klonerne Bjørn, Jorr og Thora i anlæg 2 i 1998, da pilen var 1 år gammel. Der var hhv. 2, 3 og 3 µg Cu/g ts og 18, 23 og 21 µg/Zn g ts.

De to metaller, der oftest forekommer i tilstrækkelige mængder i spildevand til at kunne hæmme planters vækst er Cu og Zn (Alloway 1995).

Hvis koncentrationen af Cu overstiger 30 mg/kg tørvægt hæmmes væksten (Riddell-Black 1997) i 20 undersøgte varieteter. Cu opkoncentreres dog ikke i 2 undersøgelser af 8 arter pil (Severson *et al.* 1992; Nissen og Lepp 1997).

Pilens vækst hæmmes ikke af så høje optag af Zn og Cd, som normalt regnes for toksisk (Riddell-Black 1997). 20 undersøgte varieteter af Pil optager mere Zn og Cd end afgrøder normalt gør (Riddell-Black 1997). Zn opkoncentreres i 9 undersøgte arters bark og blade (Nissen og Lepp 1997; Jensen *et al.* 2000). Koncentrationerne af Zn i planterne er som i jorden (Riddell-Black 1997; Morsing og Nielsen 1995). *Salix Repens* L. er dog fundet at kunne opkoncentrere Zn fra 3,0 µg/g ts jord til 130 µg/g ts blade (Severson *et al.* 1992). Pil har evnen til at opkoncentrere Cd op til en størrelsesorden højere end koncentrationen i jorden (Riddell-Black 1997; Jensen *et al.* 2000).

Optagelsen af Pb og Cr er lav (Riddell-Black 1997).

Flere nævner dog muligheden for, at ekskludering og akkumulering kan afhænge af koncentrationerne i jorden (Nissen og Lepp 1997; Riddell-Black 1994). Derfor er der en mulighed for, at pilens optagelse i anlægget vil øges med stigende koncentration af metaller.

13 ud af 20 undersøgte varieteter viste et større høstudbytte end Tora, Jorr og Bjørn ved dyrkning på stærkt metalforurenede jord. Der findes således alternativer til de i dag anvendte kloner (Riddell-Black 1997), hvis akkumuleringen af metaller i pileanlæg viser sig at være betydelig.

Alle data i de nævnte forsøg, undtagen data for anlæg 2, adskiller sig fra pil i pileanlæg ved at analyserne er foretaget på pil i plantager eller lysimetre, altså under mere eller mindre begrænset tilgang af vand. Flere data er desuden på små stiklinger, der får lov til at gro i 20 eller 30 dage. Dertil kommer, at koncentrationerne i jorden varierer mellem undersøgelserne. Resultaterne af denne forskning er således kun indikativ på pileanlæg, fordi pilen i pileanlæg vokser under andre betingelser.

Der er foretaget en enkelt analyseserie af metalindholdet i de 3 kloner, Bjørn, Jorr og Thora, der gror i anlæg nr. 2. Resultaterne kan sammenholdes med en anden undersøgelse af optaget i de samme kloner, der var plantet i stærkt forurennet jord. Det bør nævnes, at de 3 nævnte kloner også er plantet i anlæg 1, 2 og 5.

I sammenligningen anvendes gennemsnitsværdier for spildevandsproduktionen og indhold i 3 boligområder i Danmark. Det antages, at pileproduktionen er 10 tons/ha., og at der er 100 m² pileanlæg/person. Således kan klonernes optag relateres til udslip af metaller via husholdningsspildevandet, se Tabel 10.1 og Tabel 10.2.

Tabel 10.1: Beregninger af optag af metaller, relateret til udslip. Antagelserne er 120 liter spildevand og 100m² pileanlæg/person. **: MST projekt nr. 357 1997. #: Analyseresultater af anlæg 2 i 1998. Værdier er angivet i mg/år*person.

Optag [#]				Udslip ^{**}
	Bjørn	Jorr	Tora	
Cd	6	12	11	25
Pb	1	2		1402
Zn	669	686	845	9505
Cu	48	77	52	4599
Ni	6	6	4	482
Cr	26	65	31	79
Hg	1	1	1	23

Tabel 10.2: Beregninger af optag af metaller, relateret til udslip. Antagelserne er 120 liter spildevand og 100m² pileanlæg/person. **: MST projekt nr. 357 1997. #: Riddell-Black 1997. Værdier er angivet i mg/år.

Optag [#]				Udslip ^{**}
	Bjørn	Jorr	Tora	
Cd	17040	5574	10964	25
Zn	230200	157680	194960	9505
Cu	11558	18200	20028	4599
Ni	5314	40694	33846	482

Det ses af Tabel 10.1 og Tabel 10.2, at der er flere størrelsesordners forskel på optagelsen af metaller i 2. års planter i anlæg 2 og i pilen i Riddell-Blacks undersøgelse. Det ses desuden, at evnen til optagelse i forurennet jord i Tabel 10.2 er flere gange højere end udslippet i pileanlæg. Prøvematerialet til Riddell-Blacks undersøgelse er 1. års stiklinger på meget forurennet jord. Kun de overlevende stiklinger indgår i analysen. Resultaterne indikerer, at optagelsen af metaller afhænger af koncentrationen i jorden, og at optagelsen således vil stige med koncentrationen i jorden.

På baggrund af disse vurderinger er det ikke afklaret, om jorden i pileanlægene langsomt glider ind under begrebet ”forurennet jord”, der på et tidspunkt skal behandles eller deponeres med store udgifter til følge.

Med henblik på at beregne den teoretisk sandsynlige ophobning af metaller i pileanlæg, er værdier for middelbelastningen med metaller pr. person via husholdningsspildevand sammenholdt med baggrundsværdier for metaller i jord og jordkvalitetskriterier. Jordkvalitetskriterierne forudsætter, at jorden skal

kunne anvendes til meget følsom arealanvendelse (fx villahaver og børneinstitutioner). Middelbelastningen per person pr. dag er beregnet på grundlag af spildevandsproduktionen og indhold i 3 boligområder i Danmark (MST projekt nr. 357 1997). Baggrundsværdierne og jordkvalitetskriterierne for metaller i jord er taget fra Miljøstyrelsens vejledning nr. 6 1998, hvor en række baggrundsundersøgelser er sammenfattet. Baggrunds niveauer og middelbelastning er samlet i Tabel 10.3

Tabel 10.3: Middelbelastning af metal i husholdningsspildevand, samt jordkvalitetskriterier og baggrunds niveau i ikke forurenede jord.

Metal	Middelbelastning µg/pers./dag	Baggrunds niveau, mg/kg tørstof		Jordkvalitetskriterier, mg/kg tørstof
		min	max	
As, Arsen	50	2	6	20
Cd, cadmium	89	0,03	0,5	0,5
Cr, chrom, total	250	1,3	23	500
Cu, kobber	16.000	13	13	500
Hg, kviksølv	80	0,04	0,12	1
Ni, nikkel	1800	0,1	50	30
Pb, bly	4100	10	40	40
Zn, zink	33000	10	300	500

Øgningen af koncentrationen fra baggrundsværdiniveau til jordkvalitetskriteriniveau er sammenholdt middelbelastningen og med indholdet af jord i hvert pileanlæg, hhv. ca. 178, 68, 264 og 96 tons tørstof i anlæg 1-3, 4 5 og 6. Derved kan det antal år, et pileanlæg skal belastes med husholdningsspildevand for at overskride jordkvalitetskriterierne, beregnes.

Tabel 10.4: Antal år før jorden i de i projektet undersøgte pileanlæg overskrider jordkvalitetskriterierne. "Max." betyder maksimalt antal år. "Min" betyder minimum antal år.

Metal	Anlæg 1-3		Anlæg 4		Anlæg 5		Anlæg 6	
	max.	min.	max.	min.	max.	min.	max.	min.
As, Arsen	17560	13658	6701	5212	13028	10133	9434	7338
Cd, cadmium	258	0	98	0	191	0	138	0
Cr, chrom, total	97304	93070	37133	35517	72188	69047	52276	50002
Cu, kobber	1485	1485	567	567	1101	1101	798	798
Hg, kviksølv	585	537	223	205	434	398	314	288
Ni, nikkel	810	-542	309	-207	601	-402	435	-291
Pb, bly	357	0	136	0	265	0	192	0
Zn, zink	724	296	276	113	537	219	389	159

Det ses af Tabel 10.4, at et pileanlæg skal belastes med spildevand mellem 98 og 17560 år, langt ud over anlæggets levetid, før jorden overskrider jordkvalitetskriterierne. Det maksimale antal år er beregnet på grundlag af minimums baggrundsniveauerne, mens minimum antal er beregnet på baggrund af max. baggrundsværdier. I de felter, hvor der forekommer nuller, svarer jordkvalitetskriteriet til den maksimale baggrundsværdi. I de felter, hvor der forekommer negative værdier, overstiger den maksimale baggrundsværdi jordkvalitetskriterierne. Som det ses af de øvrige felter, er belastning pr. vægtenhed så lav, at selv i jorde, hvor baggrundsværdien er relativt høj, vil anvendelse af jorden til pileanlæg i f.eks. 30 år ikke have betydelig indflydelse på jordens indhold af metaller. Dette skyldes pileanlæggenes størrelse i forhold til spildevandsbelastningen.

Bemærk, at der i beregningerne ikke er taget højde for, at større mængder metaller vil bundfældes i bundfældningstanken, samt at pilene vil optage endnu ukendte mængder. Disse kendsgerninger underbygger den antagelse, at forureningen med metaller er ubetydelig i forhold til pileanlæggenes levetid.

På baggrund af de forventet lave koncentrationer af metal i pileanlægs jord er det usandsynligt at pilestokke, der er gødet og vandet med spildevand i et pileanlæg fra en eller få husstande, vil give anledning til betydelig forurening, hvad enten stokkene anvendes som flis til ukrudtsforebyggelse i haver eller som flis til brændsel. Som det ses af værdierne i Tabel 10.3 og Tabel 10.4, er det sandsynligvis kun baggrundsværdierne, der kan nå at have betydelig indflydelse på indholdet af metaller i pilestokke fra et pileanlæg med 30 års levetid.

Det er vigtigt at få afklaret metallernes skæbne i pileanlæg. Dette indebærer analyser af det tilførte vand, af pilens ved og blade, samt af jorden. Hvis jorden skal analyseres for metaller, bør der analyseres i forskellige afstande fra udledningspunkterne pga. risiko for hurtig udfældning i jord. Der er i projektet indsamlet repræsentative jordprøver fra alle de nye anlæg, der er besøgt, med henblik på evt. fremtidige undersøgelser af jordens udvikling, bl.a. mht. metalindhold.

Det bør bemærkes, at der til rodzone- og nedsivningsanlæg, samt biologiske sandfiltre, tilledes overvejende samme mængder spildevand til et mindre volumen anlæg. Skæbnen for spildevandets indhold af metaller vil afhænge af jordtype og pH i anlæggene m.m. Det har sandsynligvis også betydning for opkoncentreringen af metaller, at rodzone- og nedsivningsanlæg, samt biologiske sandfiltre er gennemsivningsanlæg. Opkoncentreringen af metaller vil således variere fra én anlægstype til en anden, men spørgsmålet med akkumulering af metaller er ikke enestående for pileanlæg, hvis der viser sig at være et problem i pileanlæg.

11 Miljøfremmede stoffer

Ud fra en teoretisk betragtning er pileanlæg interessante mht. nedbrydning af miljøfremmede forbindelser i spildevand:

I velfungerende pileanlæg er der skiftevis oxiske og anoxiske tilstande i jorden, fordi anlæggene undergår en netto akkumulering af væske udenfor vækstsæsonen, mens der sker en netto fjernelse af væske i vækstsæsonen.

Den samlede pulje af miljøfremmede stoffer i husholdningsspildevand kan antages at behøve både oxiske og anoxiske miljøer for at nedbrydes. Årscyklusen i pileanlæg sandsynliggør en betydelig nedbrydning af de miljøfremmede stoffer, der tilledes med spildevandet.

De tungtnedbrydelige forbindelser fjernes ikke fra anlæggene, idet der ikke er noget afløb. Hvis en forbindelse ikke nedbrydes i løbet af en årscyklus, er der således i princippet al den tid, der er behov for til nedbrydning af den tungtnedbrydelige forbindelse.

Forskellige arter af pil, inklusive *Salix viminalis* (Trapp 2000 og Riddell-Black 1997) har desuden vist sig egnet til fyto Remediering af jord, der er forurenet med miljøfremmede stoffer.

Dertil kommer, at når et system kontinuert tilledes spildevand af en bestemt type, er der erfaring for, at der i systemet efterhånden dannes de populationer af mikroorganismer, der kan nedbryde de forbindelser, der findes i den pågældende type spildevand. Det er selvfølgelig en forudsætning, at der er de rette betingelser for mikroorganismene i systemet.

Det fremgår af ovenstående, at det er sandsynligt, at pileanlæg er velegnede til eliminering af miljøfremmede stoffer i spildevand. I disse år, hvor debatten omkring miljøfremmede stoffer kører på mange planer, vil en viden om de miljøfremmede stoffers skæbne i pileanlæg kunne indgå i flere sammenhænge og således blive brugt og have betydning.

12 Mikrobiologiske undersøgelser

Med henblik på sammenligning af den hygiejniske kvalitet af overfladen af anlæg med overjordisk fordeling af spildevand, i forhold til anlæg med underjordisk fordeling af spildevand, er samleprøver fra den øverste centimeter af anlæggene analyseret for fækale streptokokker og Salmonella. Ved hver analyse er der også analyseret en samleprøve fra området umiddelbart omkring pileanlægget. Området betragtes som referenceområde. Resultaterne er samlet i Tabel 12.1.

Tabel 12.1: Værdier af fækale Streptokokker og Salmonella i 5 pileanlæg med overjordisk fordeling af spildevand, 3 anlæg med underjordisk fordeling, samt referenceområder for hvert anlæg. Værdier angives i stk/g. "F.S." betyder fækale Streptokokker.

	F.S. pileanlæg	F.S. reference- område	Salmonella
<i>Overjordisk tilledning</i>			
Anlæg 1 (vand) 9/6/99	< 10	3300	Ikke påvist
Anlæg 2 (vand) 2/6/00	<100	1400	Ikke påvist
Anlæg 1 13/9/00	<100	2900	Ikke påvist
Anlæg 2 13/9/00	<100	2900	Ikke påvist
Anlæg 3 13/9/00	130	2900	Ikke påvist
Kirsten (vand) 9/6/99	< 10	3100	Ikke påvist
Ølgod 15/9/99	<100	<100	Ikke påvist
<i>Underjordisk tilledning</i>			
Marjatta 3/6/99	< 10	40	Ikke påvist
Marjatta 17/4/00	<100	<100	Ikke påvist
Marjatta 20/9/00	150	<100	Ikke påvist
Hjortshøj 8/6/99	50	30	Ikke påvist
Hjortshøj 2/6/00	<100	160	Ikke påvist
Hjortshøj 22/9/00	<100	1700	Ikke påvist
Vejle 15/9/99	<100	<100	Ikke påvist
Vejle 9/2/00	540	<100	Ikke påvist
Vejle 2/6/00	210	<100	Ikke påvist

Det ses af Tabel 12.1, at koncentrationen af fækale Streptokokker ikke er målt som værende højere i anlæg med overjordisk fordeling af spildevand end i anlæg med underjordisk fordeling. Analyserne viser også flere eksempler på forholdsvist høje koncentrationer af fækale Streptokokker i flere referenceområder. Det ses desuden, at Salmonella ikke er påvist i hverken pileanlæg eller referenceområder.

At koncentrationerne af fækale Streptokokker i anlæggene med overjordisk fordeling af spildevand er i samme størrelsesorden som i anlæg med underjordisk fordeling, tillægges infiltration fra overfladen, fortynding med nedbør, samt effektiv nedbrydning i overfladen pga. rigeligt letnedbrydeligt kulstof i spildevandet, hvorved effektive populationer af nedbrydere kan udvikles.

I alle de referenceområder, hvor indholdet af fækale Streptokokker er en størrelsesorden højere end i pileanlæggene og de øvrige referenceområder, går der græssende kvæg. Det vurderes, at de initiale populationer af fækale Streptokokker reduceres langsomt i referenceområderne, dels fordi forholdene i kokasserne minder om forholdene i en tarm, som bakterierne jo er tilpasset, dels fordi tilførslen ikke er kontinuert som i pileanlæggene, hvor populationer af nedbrydere kan opformeres.

Der er registreret lugt af spildevand i alle de anlæg, hvor tilledningen er overjordisk.

Der kan på det eksisterende datagrundlag ikke anbefales den ene form for fordeling af spildevandet fremfor den anden. Det vurderes dog, at overjordisk fordeling indebærer en risiko for kontakt med spildevand indeholdende patogene mikroorganismer, således at underjordisk fordeling bør anbefales, med mindre andre forhold medfører, at overjordisk fordeling bør prioriteres.

Der er ikke registreret nyanlæggelser af anlæg med overjordisk tilledning i projektperioden.

13 Lovgrundlag

Det beskrevne lovgrundlag er gældende pr. 01-01-01.

I de administrative bestemmelser forekommer begrebet ”Afløbsfrie bassinanlæg”. ”Pileanlæg” er en type afløbsfrie bassinanlæg, Der er ikke registreret andre typer afløbsfrie bassinanlæg i projektperioden.

Da pileanlæg er spildevandsanlæg, vil de generelle bestemmelser om miljøbeskyttelse, betalingsregler og spildevandstilladelser for spildevandsanlæg være gældende for pileanlæg (LBK nr. 698 af 22/09/1998, LBK nr. 636 af 21/08/1998, LBK nr. 923 af 05/12/1997, Bek. nr. 501 af 21/06/1999, Vej. nr. 12 1998 fra MST og Vej. nr. 5 1999 fra MST). Da der ikke er noget afløb fra pileanlæg, modsvarer de alle de renseklasser, der omtales for den spredte bebyggelse i spildevandsbekendtgørelsen (Bek. nr. 501 af 21/06/1999). I recipientsammenhæng udgør afløbsfrie pileanlæg en 100% rensning, da der ikke er påvirkning af recipienten. Derfor kan pileanlæg principielt komme på tale til alle de ejendomme i den spredte bebyggelse, der pålægges rensning af deres spildevand.

Afløbsfrie bassinanlæg er specifikt behandlet i spildevandsbekendtgørelsen og den tilhørende vejledning (Bek. nr. 501 af 21/06/1999, Vejledning nr. 5 1999 fra Miljøstyrelsen). Pileanlæg hører under denne betegnelse, og behandles således som samletanke for spildevand. Kravene er, at sider og bund skal være tætte, at der ikke må ske overfladisk afstrømning, at der ikke må være risiko for gener eller sundhedsfare for mennesker og dyr, og at afstanden til nærmeste vandindvindingsanlæg skal være 15-50 meter, afhængigt af hvor mange husstande vandindvindingsanlægget forsyner.

Dertil kan myndigheden stille specifikke krav, f.eks. til membranens tykkelse og styrke.

Alle ejere af pileanlæg, der har deltaget i nærværende projekt, er blevet fritaget for spildevandsafgifter.

Da de afløbsfrie bassinanlæg er en relativt ny type anlæg, har der hidtil ikke været grundlag for udarbejdelse af mere specifikke krav, f.eks. udarbejdelse af en vejledning, svarende til de eksisterende vejledninger for rodzoneanlæg, nedsivningsanlæg og biologiske sandfiltre for op til 30 PE (Miljøstyrelsen 1999a, 1999b og 1999c). Det er dog sandsynligt, at videnspuljen angående afløbsfrie bassinanlæg i de nærmeste år vil udvides i sådan en grad, at der fremkommer nye administrative bestemmelser, hvilket vil forælde det ovenfor beskrevne specifikke lovgrundlag for afløbsfrie bassinanlæg.

Der er fra adskillige kommuners side vist interesse for udvikling af hybrider mellem pileanlæg og nedsivningsanlæg, enten i form af anlæg uden membran, eller anlæg med både membran og overløbsdræn. Der har især været interesse for denne nye form for anlæg til bebyggelser, hvor der overvejende produceres spildevand i sommerhalvåret, f.eks. i sommerhusområder og ved forlystelsesparker. Til disse anlæg kræves en udledningstilladelse.

14 Etablering af pileanlæg

14.1 Indledning

I dette kapitel gives en detaljeret beskrivelse af anlæggenes opbygning og etablering, samt fagfolks og anlægsejeres erfaringer med etablering af anlæggene. Desuden nævnes fagfolks vurderinger, baseret på erfaringer med jord-, kloak- og anlægsarbejde. Pileanlæggenes overordnede opbygning er beskrevet i Afsnit 2.2.

14.2 Periode for etablering

Pileanlæg bør etableres om foråret, med tilplantning senest 1. juni. Denne dato er sidste egnede dato for pilestiklingernes dannelse af rodfæste og mulighed for at fordampe tilstrækkeligt af væsken i anlægget (Hansen 2000). Hvis anlægget etableres om efteråret, akkumuleres regnvand, evt. også spildevand, i den mest nedbørsrige halvdel af året. Når pilen begynder at sætte rødder næste forår, skal den både klare den væskemængde, der er akkumuleret gennem efterår og vinter, samt det der kommer i vækstsæsonen. Dette overstiger fordampningskapaciteten for endnu ikke etablerede 20-25 cm stiklinger. Derfor er der en alvorlig risiko for, at der forekommer overfladisk afstrømning den efterfølgende vinter, med hygiejniske risici til følge. Der er i projektet registreret anlæg, der er etableret om efteråret, hvor der forekommer overfladisk afstrømning pga. etableringstidspunktet.

14.3 Betydningen af læ og skygge

Af de i projektet 6 mest undersøgte anlæg er anlæg 4 og 6 placeret i delvis læ for store træer, bebyggelse og/eller skråning på 2-3 sider af anlæggene. Der er desuden en sø tæt ved den ene side af anlæg 4, se Figur 14.2. Anlæg 6 udviser en fordampning af samme størrelsesorden som fra de øvrige anlæg. Der er dog indikationer for, at fordampningen fra Anlæg 4, der ligger mest i læ, samt i delvis skygge til 2 sider, er hæmmet.

14.4 Afstandskrav

Anlæggene skal, ifølge Spildevandsbekendtgørelsen (Bek. nr. 501 af 21/06/1999), placeres minimum 15-50 m fra nærmeste vandindvinding. Amtsrådet har mulighed for at fravige afstandskravene, hvis det sandsynliggøres, at anlægget kan etableres uden risiko for forurening af vandindvindingsanlæg (Bekendtgørelsens §41, stk.2).

Afstanden til grundvandsspejl har betydning for, hvor dybt der kan graves (eller om der kan graves). Hvor stor afstanden skal være, afhænger af, hvor dybt anlægget bør være.

Alternativt kan pileanlæg etableres helt eller delvist over jorden vha. tilført jord. Dette er gjort for anlæg 4, 5 og 6, se Figur 14.1 og Figur 14.2.



Figur 14.1: Anlæg 4 etableres over jorden, delvist ind i en skråning. Jorden fra skråningen anvendes til at lave vold omkring anlægget.



Figur 14.2: Anlæg 4 er etableret. Ved sammenligning med Figur 14.1 ses, at der er skabt en sø foran anlægget. Søen er dannet ved, at der er taget jord fra arealet til at fylde i anlægget.

I områder med højt grundvandsspejl, hvor den mulige dybde for et anlæg er begrænset, får den mulige hældning på siderne afgørende betydning for, om der overhovedet kan etableres et pileanlæg, der kan akkumulere vand og spildevand udenfor vækstsæsonen.

14.5 Skråninger

Der har de første år efter etableringen af anlæg 4 været problemer med betydelig oversvømmelse af anlægget. Problemerne skyldes trykvand fra en skråning lige over anlægget, se Figur 14.3. Problemerne blev afhjulpet med etablering af et dræn i skråningen. Ved voldsomme regnskyl og tøning af dyb sne vil der dog være risiko for overbelastning af anlægget. Etablering nedenfor en stejl skråning kan derfor ikke anbefales.



Figur 14.3: Anlæg 4, Vejle, etableres nedenfor en skråning juni 1993.

14.6 Hældning på siderne

Hældningen på udgravningens sider i de undersøgte anlæg er mellem 45 og 60°. Hældningen bør være så stejl, som jordtypen tillader, da hældningen har stor betydning for hvor meget af anlæggets volumen, der fyldes af nedbør udenfor vækstsæsonen. Hældningen har således betydelig indflydelse på anlæggets nødvendige størrelse. Dette uddybes i Afsnit 4.6 og Afsnit 4.9.

Ifølge de administrative bestemmelser vil jordens beskaffenhed være afgørende for, hvor stejl en hældning der kan graves (bekendtgørelse nr. 1017 af 15. december 1993). Den bør ikke graves så stejl, at det medfører risiko for nedstyrtning af jord fra siderne, dels af sikkerhedsmæssige årsager, dels fordi membran og membranafdækning således ikke kan lægges korrekt. Der skal om nødvendigt, inden arbejdet påbegyndes, foretages undersøgelser af jordbundsforholdene og indhentes oplysning om eventuelle installationer på området samt tidligere aktiviteter på arealet. I bekendtgørelsen nævnes, at gravning i regnvejr øger risikoen for nedstyrtning. Udpræget regnvejr bør derfor undgås. I praksis er det entreprenøren, der vurderer, hvor stejle skråningerne kan graves (Elving 2001; Jensen 2001). Arbejdstilsynet ser ingen sikkerhedsmæssige problemer i at grave op til forholdet 1:2, når udgravningen er op til 1,7 m dyb og bunden er 5-8 meter bred, fordi der således altid er en flugtmulighed (Elving 2001).

14.7 Dræn under anlægget

Der er lagt et dræn under hvert af anlæggene 5 og 6. Drænene munder begge ud i en inspektionsbrønd, hvor evt. vandstand kan registreres og prøver udtages til analyse. Drænene er lagt m.h.p. registrering af eventuel lækage fra anlæggene. Da drænene kun fylder en brøkdel af arealet under anlæggene, giver de dog ingen garanti for, at eventuelt lækket vand fra anlægget finder vej ind i drænene.

14.8 Membranvalg

Alle de undersøgte anlæg har en forventet vandtæt membran i bunden og op ad siderne af anlæggene. Membranen er fæstnet i en rende langs kanterne. Der er påregnet ca. 40 cm membran til fæstning langs hver kant i de anlæg, hvor forbruget af membran til fæstning er registreret. Forbruget af membran til fæstning afhænger meget af, hvor præcist udgravningen er foretaget (Groth 1999).

Membranen i anlæg 5 er af bentonit, mens de øvrige anlæg har membraner af 0,5 mm LDPE (lav densitet polyetylen). Til anlæg 6 er der dog anvendt en 0,75 mm LDPE membran.

Plastmembraner

Polyetylen er bedre end PVC, fordi det er mere termoplastisk. PVC knækker i frost. HDPE (høj densitet polyetylen) kan klare trykket fra en 4-6 m væske-søjle, mens LDPE (lav densitet) sagtens kan klare op til 4 m, altså er nok til pileanlæg. Til pileanlæg er 0,2 mm LDPE nok, fordi det er membranafdekningen (se Afsnit 14.9), der skal modstå sætninger og skarpe genstande (Christiansen 1999). Den tykkelse og membrantype, der er anvendt i de undersøgte anlæg med plastmembran (0,5 mm LDPE), bør således kunne bevare anlæggene tætte i anlæggenes levetid. Membranernes tykkelse og type modsvarer kravene til membraner i vejledningerne for rodzoneanlæg og biologiske sandfiltre for op til 30 PE (Miljøstyrelsen 1999a og 1999c). Fordelene ved benyttelse af plastmembranerne fremfor bentonit er det relativt lave materialeforbrug, elasticiteten og den kemiske resistens og dermed membranens holdbarhed (Christensen 1998).

Svejsning

Hvis tilledningen af spildevandet sker underjordisk og på en sådan måde, at der er behov for svejsning af plastmembranen, vil 0,75 mm LDPE membraner arbejdsteknisk være at foretrække (Haahr 1999). Af økonomiske årsager bør svejsning så vidt muligt undgås.

Bentonitmembraner

Bentonitmembraner er, med deres tykkelse, mere robuste end plastmembraner (Christensen 1998). Lermaterialets vandstandsende funktion er baseret på dets meget ringe vandgennemtrængelighed (Christensen 1998). Den anvendte membran i anlæg 5 er fabriksproduceret med påsyet fiberdug.



Figur 14.4: Membraner og fiberdug lagt i udgravning før tildækning med jord.

14.9 Membranafdækning

Membranerne bør beskyttes mod sætninger i jorden, skarpe genstande og gnavere indenfor og under anlægget. Til dette formål er der anvendt halm, sand og fiberdug.

Halmen er lagt som indvendig beskyttelse af membranen i anlæg 1, 2 og 3. Der er benyttet halm, da det har medført en besparelse på materialeudgifterne, fordi der var adgang til gratis halm. Halmen er spredt ved håndkraft, hvilket ifølge ejerne har været meget tidskrævende. Den er spredt i et 10-20 cm tykt lag, der ved gentagne undersøgelser i 2000, 3 år efter etablering, var presset sammen til et 1,5-7 cm lag af helt intakte, gyldne halmstrå. Det vurderes, at halmstråene holdes intakte pga. den overvejende sammensætning af lignin og cellulose, der ikke nedbrydes under reducerende betingelser.

Der er lagt 5-10 cm sand indvendig i anlæg 4, 5 og 6, samt udvendigt i anlæg 5 og 6. Alle 3 anlæg har 45° hældning på siderne. Ejerne af anlæg 5 har udtrykt, at der ikke var problemer med at lægge sandlaget på de 45° skrånende sider med bentonit. Groth 1999 har udtrykt tvivl om muligheden for at lægge et jævnt sandlag på en 45° hældning.

Alle øvrige inder- og ydersider er afdækket med fiberdug. Udgifterne til fiberdug er en relativt lille del af de samlede udgifter, men har for de undersøgte anlæg været højere end udgifterne til sand og halm. Der foreligger ikke information om anvendte typer af fiberdug.

Jensen 2001 vurderer, at 5 cm sand under og over fiberdugene i bunden vil øge sikkerheden mod skade fra skarpe genstande betydeligt. Der er ved etablering af rodzone-, sandfilter- og lossepladser erfaring for, at membran og fiberdug kan skades af skarpe genstande under etableringen.

14.10 Tilledning af spildevand

Bundfældningstank

Alle anlæg er etableret med to- eller trekammertanke til forrensning af spildevandet. Alle bundfældningstankene er dimensionerede således, at de modsvarer den spildevandsmængde, der tilledes. Bundfældningstanke forventes at fjerne 20-30% af spildevandets BI_5 , og mindsker risikoen for tilstopning af rørene og evt. fordelerlag i det efterfølgende pileanlæg.

Tilførsel

Ved anlæg 1, 2 og 3 flyder spildevandet fra bundfældningstankene til en pumpebrønd, hvorfra det pumpes med en dykpumpe af typen Grundfoss AP 12.40.06, via en 40 mm trykslange op til overfladen af anlægget. Slangen er isoleret, hvor den hen over volden omkring anlægget ligger på jordens overflade. En pumpes energiforbrug koster ca. 10 kr./år for en husholdning.

I anlæg 1, 2 og 3 blev spildevandet oprindelig fordelt i anlæggene vha. 6 membrandrypslanger, se Figur 14.5. Slangerne ligger i anlæggets længde placeret mellem pilerækkerne på jordoverfladen. Membrandrypslangerens drypsystem tilstoppes delvist af urensset spildevand. Derfor er slangernes ender i anlæg 1 og 2 åbnet og fungerer som tilledning. I anlæg 3 er et Ø 50 mm PVC rør hængt op i pæle hen gennem anlægget. Røret har en svag hældning. Hver 60 cm er der boret et 6 mm hul. Nær tilløbet er hullerne oppe ad siden, mens de længere henne langs røret er boret længere og længere ned mod undersiden for at fordele udsivningen ned gennem anlægget. Udsivningen i dette anlæg sker en lille meter over jordens overflade.



Figur 14.5: Et problem har været overjordisk tilledning via membrandrypslanger, der stoppede til eller blev gnavet i stykker af gnavere.

Ved anlæg 4, 5 og 6 er højdeforskellen mellem producent og anlæg så betydelig, at spildevandet tilføres ved gravitation. I anlæg 5 og 6 fordeles spildevandet i anlæggets bund via et enkelt 160 mm rør med Ø 100 mm huller på undersiden hver 1,5 m i anlæg 5, og hver 5 meter i anlæg 6. Røret ligger i et ca. 20 cm nøddestenslag, der dækker hele anlæggets bund. Stenlaget er dækket af

rodfast, vandgennemtrængelig fiberdug, der hindrer rodindtrængning og sikrer adskillelse af jordlaget og stenlaget. I anlæg 4 sker fordelingen, ifølge Vejle Kommunes tegninger, via et Ø 110 mm tværgående rør i bunden af den ene ende af anlægget og nøddesten i resten af anlæggets bund. Registreringer af bunden af 2 inspektionsbrønde i anlægget tyder dog på, at fordelersystemet er som i anlæg 5 og 6.

Sammenligning af overjordisk og underjordisk tilledning

Fordelene ved overjordisk tilledning er, at pilens rødder ikke skal ned i bunden af anlægget for at hente vand om sommeren, og at hele – eller store dele af – anlæggets jordvolumen indeholder minimum så meget vand som markkapaciteten# tillader. Idet vandpotentialet bliver højere i overfladen, øges fordampningen i forhold til et lavt potentiale nær overfladen. Omsætningsraten af både letnedbrydelige og svært nedbrydelige forbindelser øges generelt af tilgangen til ilt. Der er mere ilt på overfladen end nede i anlægget.

Ulemperne ved overjordisk tilledning er problemer med tilstopning af rør og slanger pga. frost; lugt af spildevand inde i anlæggene samt risikoen for kontakt med spildevand.

En fordel ved underjordisk tilledning er eliminering af lugtgener og hygiejniske risici, der potentielt kan være forbundet med overjordisk tilledning af spildevand.

En fordel ved tilledning i bunden er, at ikke bundet eller adsorberet vand kan pumpes ud af anlægget via røret i bunden. Dette er f.eks. en fordel ved eventuelt behov for at fjerne opkoncentrerede salte i væskefasen, se Afsnit 8 om salte.

En ulempe ved tilledning i et stenlag i bunden er, at stenlaget nødvendigvis må tildækkes med rodfast fiberdug. Det horisontale lag af sten kan således ikke tømmes for væske, hvilket medfører, at stenlaget må betragtes som et dødvolumen i beregninger af anlæggets kapacitet for opmagasinering.

Rødder fra mindre buske søger ikke ned gennem et tykkere lag af tør jord (Thorsen 1999). Dette taler for, at udledningen sker så tæt på overfladen, at pilestiklingernes rødder søger derned og sikrer fordampning fra første sæson. I øjeblikket udføres alle af forfatteren kendte anlæg med underjordisk tilledning i 50-70 cm's dybde, svarende til den dybde, der er erfaring for i rodzoneanlæg, nedsivningsanlæg og biologiske sandfiltre til op til 30 PE. Derved er afstanden mellem rødder og væske kort, og al væske i anlægget kan udnyttes af planterne, således at hele anlæggets volumen bidrager til anlæggets kapacitet for opmagasinering. Samtidig kan fordelingssystemet relativt let graves op, hvis der er et problem. Fordelingssystemer af denne type giver ikke anledning til problemer ved frost. Disse anlæg kan ikke pumpes fri for evt. væske med opkoncentrerede salte. En bund, der skråner mod midten eller mod den ene ende, koblet til et mindre, fiberdugsbeskyttet stenlag i den skrånende del, samt et lodret rør til overfladen, - ville give mulighed for oppumpning af eventuelt koncentreret væske.

14.11 Påfyldning med jord

Infiltrationshastigheden kan være meget lav i pileanlæg, fordi nedbør og spildevand ikke skal sive gennem anlægget, men bare ind i anlægget. Derfor kan jordtyper, der kun tillader lav infiltrationshastighed, anvendes i pileanlæg. Dette illustreres af, at 3 af 6 undersøgte anlæg indeholder lerjord med ca. 20%

ler og 15-20% silt, se Afsnit 4.4 om jordtypernes betydning for kapacitet og fordeling af vandet.

I nogle anlæg lægges det opgravede muldlag et stykke under jordoverfladen ved tilbagelægning for at begrænse den initiale ukrudtsmængde. I meget lerholdige jorde betyder dette samtidig, at overfladen af anlægget får et lavt humusindhold og således kan gattes så meget ud, at der kan ske overfladisk afstrømning af regn ved meget kraftige regnskyl. Denne mulighed øges i anlæg med konveks overflade. Denne forebyggelse af overbelastning ved ekstreme regnhændelser modsvarer de forebyggende tiltag, der gøres i centrale renseanlæg. Forebyggelsen er dog i strid med § 40 stk.2 i Spildevandsbekendtgørelsen (Bek. nr. 501 af 21/06/1999), hvor det angives, at ingen overfladeafstrømning er tilladt. Det vurderes derfor, at § 40 stk.2 i Spildevandsbekendtgørelsen bør omformuleres til, at der ikke må ske overfladisk afstrømning af spildevand.

Det er vigtigt, at anlæggenes overflade i anlæg med overjordisk tilledning er vandret. Der er i projektperioden registreret adskillige eksempler på, at væksten hæmmes betydeligt i fordybninger i pileanlæg med overjordisk tilledning. Dette skyldes, at fordybningerne konstant er vandlidende#.

Der er aldrig kørt i nogen af de registrerede anlæg. Det er af afgørende betydning for

- Hindring af trykskader. Højt tryk på jorden kan skabe u hensigtsmæssige fordybninger i anlæggets overflade, samt skabe tryk på rør, fiberdug og membran med nedsat holdbarhed til følge.
- Porevolumen og dermed opmagasineringskapacitet, gasudveksling og røddernes fysiske mulighed for udvikling.

14.12 Rodsætning

Historien har givet mange eksempler på rødders ødelæggelse af kloak og dræn. Hver af de garvede kloakmestre, der har været konsulteret i dette projekt, har sine historier om monstrøse pilerødder i dræn- og kloakrør. Undersøgelser har vist, at pil er blandt de 3 mest problematiske planteslægter mht. rodindtrængning i afløbsrør i Danmark. Udgifterne til rodfjernelse er vurderet til 13,4 mio. kr./år i Danmark, mens udgifterne til fornyelse af ledningssystemer pga. rodindtrængning er vurderet til 44,3 mio. kr./år (Barfoed Randrup og Faldager 1997).

Problemerne med rodindtrængning er oftest skabt af træer, der har stået op til 6 meter fra afløbsrør (Barfoed Randrup og Faldager 1997). I pileanlæg plantes pilen tæt, ned til ½ meter fra tilledningen. Derfor har der været en del bekymring om hvor gode rødderne i et pileanlæg var til at bore sig igennem fiberdug og membraner i pileanlæg.

For at beskrive røddernes fordeling i anlægget i forhold til vandstanden (reaktion på stigende ledningsevne i den mættede zone om sommeren, samt udtørring i de øvre jordlag), er der i projektet udviklet nogle relativt simple minirhizotroner# til observation af røddernes fordeling i pileanlæggene. Minirhizotronerne#, der er gravet ned i Anlæg 5 og 6, kan sandsynligvis bruges mange år frem. Samtidig kan risikoen for røddernes gennemtrængning af membranen i bunden af anlægget sandsynligvis be- eller afkræftes.

Når pil stynes, bliver der aldrig et stort træ ud af det. Når der samtidig er rigeligt med vand og næring, bruger pilen ikke energi på at lave store rødder, der

kan holde den forholdsvis lille plante fast eller bringe vand og næringsstoffer langvejs fra. Der er en signifikant sammenhæng mellem jordens kvælstofstatus og planternes fordeling mellem tørvægt blade, grene og rødder. Jo højere næringsstatus, des mindre rødder og des mere blade (Ericsson 1981). Den høje næringsstatus i pileanlæggene taget i betragtning (se afsnit 7) kan rodsætningen således forventes at være svag i de danske pileanlæg. Dette er bekræftet ved alle gravninger i alle de i projektet undersøgte pileanlæg, se Figur 14.6 for et eksempel. Der er således ikke grundlag for større bekymring om destruktion af rør eller tilstopning pga. rødder, så længe anlæggene etableres indenfor rammerne af det her beskrevne.

Der er igennem de sidste år gennemført en del undersøgelser af forskellige typer fiberdugs vandgennemtrængelighed og rodstoppende egenskaber (eks: Bjerregaard 1996, Waagepetersen 1988). Disse egenskaber varierer med type. De anbefalede og frarådede typer vil ikke blive nævnt her, da der kan være sket udvikling i mellemtiden. Det bør dog bemærkes, at det er en betingelse for undgåelse af problemer med tilklogning og rodindtrængning, at tillednings- og fordelingssystemet adskilles fra omgivelserne med en type af fiberdug, der har de rette egenskaber, samt at der sikres rigelig overlap, hvor mere end én rulle fiberdug er nødvendigt.



Figur 14.6 : Et typisk billede af svag rodsætning i pileanlæg. Billedet er fra et forholdsvis ler- og silt-holdigt anlæg. Det ses, at et anlæg i sådan en jordtype kan graves med relativt stejle sider, jævnfør Afsnit om hældningens betydning for nødvendigt overfladeareal og nødvendig anlægsvolumen.

14.13 Tilplantning

Tilplantning kan foretages fra når jorden er 5 °C til 1. juni (Hansen 2000).

Betydningen af variationer i stiklingernes initiale vægt

Flere undersøgelser har vist, at den relative variation i vægten af pilestiklinger vil øges med årene. Det skyldes konkurrence mellem stiklingerne. De største stiklinger har et større lager af organiske energikilder og næringsstoffer, hvorved de hurtigere danner skud og blade end de lettere stiklinger. Derved bliver tilvæksten kraftigere i de tungeste stiklinger, således at lagringen i rodsystemet i slutningen af vækstsæsonen også bliver kraftigere. Med årene øges den rela-

tive variation i planternes vægt, indtil de kraftigste planter overskygger de spinklere planter, der dør ud (Verwijst 1996 a og b, Willebrand og Verwijst 1993). "Loven om konstant høstudbytte" (Kira *et al.* 1954) beskriver, hvorledes de kraftigste planter udnytter lysningen efter de døde planter og modsvarer den tabte tilvækst. Denne sammenhæng kan dog kun være gyldig indtil en vis dødelighed. Undersøgelser af overlevelsen af stiklinger, der er sat i eksisterende plantager for at erstatte uddøde planter, viser, at stiklingernes overlevelse er meget ringe, hvilket underbygger, at ældre planter har et lager i rodsystemet, der giver dem det vækstforspring, der muliggør skygning af nye stiklinger i konkurrencen om lyset (Verwijst 1996b).

Plantetæthed

Tørstofproduktion er uafhængig af plantetætheden, når der er mellem 1 og 4 planter pr. m² (Willebrand *et al.* 1993). Idet der over længere perioder er en sammenhæng mellem tørstofproduktion og fordampning, er det sandsynligt, at fordampningen således også vil være uafhængig af plantetætheden, når der er mellem 1 og 4 planter pr. m². Til gengæld er dødeligheden stigende med stigende plantetæthed (Willebrand og Verwijst 1993). Derfor anbefales i nye manualer 1,5- 1,8 plante pr. m² (Svalöf Weibull 1997, Danfors *et al.* 1998, Landbrugets rådgivningscenter 1998).

I de undersøgte anlæg er der plantet mellem 1,5 og 4,15 pil/m². Der er ikke foretaget registreringer af overlevelsen.

Typen af kloner

Litteraturen når frem til modsigende resultater angående klonvalg: Willebrand *et al.* 1992 konkluderer, at udbyttet er størst ved blanding af kloner, fordi de stærke kloner kan udfylde hullerne efter de svagere, uddøde kloner. Verwijst 1993 konkluderer derimod, at forskelle i klonernes styrke øger konkurrencen og dermed dødeligheden blandt planterne. Willebrand og Verwijst 1993 konkluderer, at produktiviteten af en klon i blandingskultur ikke kan forudsiges fra produktiviteten i monokultur. Der er gjort forsøg med 10 kloner i mono- og blandingskultur, hvor udbyttet fra nogle kloner mere end fordobles i blandingskultur i forhold til i monokultur, mens udbyttet fra andre kloner mere end halveres ved, at de sættes i monokultur. Der er således hverken konkurrencemæssige eller produktionsmæssige argumenter for eller imod blanding af kloner. Ikke desto mindre er der flere kloner i alle de anlæg, der indgår i nærværende projekt. Argumentet har været mindre sårbarhed overfor en eventuel reaktion på tilværelsen i spildevand, pests eller frost. Der kan således ikke konkluderes på spørgsmålet om mono- eller blandingskultur.

De kloner, der er anvendt i de undersøgte anlæg, gennemgås i Afsnit 6 om tørstofproduktion.

Der er ikke lavet specifikke undersøgelser af kloners evne til tilpasning til betingelserne i pileanlæg, samt disse kloners fordampning i pileanlæg.

15 Pris

Prisen for et pileanlæg har varieret i projektperioden (1999 og 2000). Der er registreret priser mellem 5000 og 15000 pr person, eller op til 60.000 for en husstand. Den lave pris var et godt tilbud til et anlæg, der kun skulle modtage gråt spildevand. Priserne er inklusive pumpebrønd og rørføring fra pumpebrønden, men eksklusive moms, bundfældningstank og rørføring før pumpebrønden.

Prisen afhænger af entreprenørvalg, fordi entreprenørerne giver forskellige tilbud, afhængigt af om de meget gerne vil ind på markedet eller vurderer, at den nye anlægstype indebærer risici.

Prisen afhænger også af flere lokale forhold. Prisen vil bl.a. afhænge af,

- klimatiske forhold; nedbør, indstråling, vind (dvs. mængder jord, der skal graves),
- jordtype og dermed mulig hældning på siderne (dvs. mængder jord, der skal graves),
- grundvandsforhold (skal anlægget hæves),
- om den opgravede jord kan lægges i nærheden af udgravningen,
- afstanden fra bundfældningstank eller pumpebrønd til pileanlægget,
- hvor stor en maskine, der kan komme til (Eks: De sidste 2 af 8 m bredde skulle fyldes i et anlæg vha. minigraver, hvor man kun kunne komme til fra den ene side. Det tog lige så lang tid som de første 6 m),
- valg af membrantype og type membranafdækning,
- anlæggets bredde (Eks: 2 stk. 8 m brede anlæg er billigere end 1 stk. 16 m bred, fordi gravemaskinen ikke skal ned i anlægget efter hver skovlfuld, og fordi der ikke skal svejses plastruller for at tætnes den store bund).

Udgifterne til drift af et pileanlæg indeholder regelmæssig tømning af bundfældningstank samt evt. udgifter til en eventuel pumpe drift (ca. 10 kr./år i 2000).

I de økonomiske overvejelser bør muligheden for fritagelse for spildevandsafgift inddrages. Alle de i projektet undersøgte pileanlæg er fritagede for spildevandsafgift.

16 Sammenligning med andre rensningsformer til den spredte bebyggelse

Den væsentligste forskel på pileanlæg og de øvrige eksisterende rensningsmetoder for husholdningsspildevand er, at pileanlæg er afløbsfrie.

Dette indebærer, at pileanlæggene kan betragtes som en 100% rensning i forhold til recipienten, samt at pileanlæg kan etableres i områder med grundvandsinteresser. Pileanlæg opfylder således renskravene i alle de rensklasser, der nævnes i spildevandsbekendtgørelsen (Bekendtgørelse nr. 501 af 21/06/1999). I Tabel 16.1 sammenlignes de rensklasser, pileanlæg opfylder, med de rensklasser, de øvrige systemer til behandling af spildevand fra den spredte bebyggelse opfylder. Det ses, at pileanlæg, nedsivningsanlæg, samt rodzoneanlæg og biologiske sandfiltre til gråt spildevand angives at opfylde alle rensklassers renskrav.

Tabel 16.1: Rensklasser og tilhørende renskrav, samt hvilke anlægstyper, der opfylder renskravene og således kan klassificeres. Det antages, at rodzone- og nedsivningsanlæggene, samt de biologiske sandfiltre, etableres i henhold til Miljøstyrelsen 1999a, b og c. "O": Reduktion af organisk stof. "OP": Reduktion af organisk stof og fosfor. "SO": Skærpet krav til reduktion af organisk stof samt nitrifikation. "SOP": Skærpet krav til reduktion af organisk stof og fosfor samt nitrifikation.

Rensklasse	SOP	SO	OP	O
Renskrav				
Bl ₅	95%	95%	90%	90%
Total fosfor	90%		90%	
Nitrifikation	90%	90%		
Opfylder rensklasse(-r)				
Pileanlæg	X	X	X	X
Nedsivningsanlæg	X	X	X	X
Rodzoneanlæg med sort spildevand				X
Rodzoneanlæg med gråt spildevand	X	X	X	X
Sandfilter med sort spildevand		X		X
Sandfilter med gråt spildevand	X	X	X	X

Det er ikke muligt at sammenligne rensegrad på samme måde med minirensanlæg, da der til disse er knyttet udlederkoncentrationer for hver rensklasse (Miljøstyrelsen 1999d). Da pileanlæg er afløbsfrie, vil de i sammenligning med minirensanlæg opfylde alle rensklasser.

For at opnå fordampning af spildevand, kræves typisk 50-100 m² anlæg/person. Dertil kommer, at det er sandsynligt, at fordampningen øges ved placering af anlægget i åbent terræn, hvilket i sig selv kan medføre behov for plads. Pileanlæg fylder således, i deres nuværende form, 10-20 gange mere pr. enhed husspildevand, der skal behandles, end både minibiologiske rensningsanlæg, biologiske sandfiltre, rodzoneanlæg og nedsivningsanlæg.

Det store volumen, samt pilenes evne til at vokse i metal- og organisk forurennet jord, medfører, at pileanlæg er relativt tolerante overfor

- hydrauliske spidsbelastninger,
- perioder uden tilledning af spildevand,
- forurening med forbindelser, der normalt betragtes som toksiske,
- iltforbrugende forbindelser, der kan slamme fordelingsystemet til og hindre infiltration af spildevandet

Pileanlæg i den beskrevne form kan således betragtes som relativt robuste og driftsstabile.

Driftskravet er renholdelse for ukrudt i første vækstsæson samt ca. 2 timers høstarbejde/år. Driftsarbejdet kan planlægges og kræver ingen forudsætninger eller avanceret udstyr. I denne henseende adskiller pileanlæggene sig fra de øvrige lavteknologiske rensesanlæg, der – i princippet – ikke stiller krav til driften.

De høstede stokke har en brændværdi. Det er dog tvivlsomt, om høsten kan få økonomisk betydning.

Købsprisen for pileanlæg varierer i øjeblikket meget, fordi nogle entreprenører giver et godt tilbud for at komme ind på markedet, mens andre entreprenører tager sig dyrt betalt for at løbe risikoen ved etablering af en ny, ubeskrevet anlægstype. Pileanlæg vil således i nogle situationer være konkurrencedygtige, i andre ikke.

I den samlede pris indgår også driftsudgifter og afgifter. Alle de undersøgte pileanlæg er blevet fritaget for grønne afgifter, fordi der ikke er noget afløb fra anlæggene. Der er et elforbrug på 10 kWh/år*husstand i de pileanlæg, hvor spildevandet pumpes til anlægget. Dette elforbrug modsvares af elforbruget til rodzone- og nedsivningsanlæg samt biologiske sandfiltre, mens elforbruget til minirensesanlæg er væsentligt højere.

17 Litteraturliste

Abrahamson, L.P., Robison, D.J., Volk, T.A., White, E.H., Neuhauser E.F., Benjamin, W.H. and J.M. Peterson, 1998: Sustainability and Environmental Issues Associated with Willow Bioenergy Development in New York (U.S.A). Biomass and Bioenergy, Vol. 15, No. 1, pp. 17-22, 1998.

Allen, S.E., 1989: Chemical Analysis of Ecological Materials, Blackwell Scientific, Oxford, 1989.

Alloway, 1995: Heavy Metals in Soils, 2nd edn., ed. B.J. Alloway. Blackie, Glasgow, 1995.

Al Seadi, T. og Pauli Kiel, 1998: Salix Positiv. Udviklingsafdelingen og Biomasseinstituttet, Sydjysk Universitetscenter, Niels Bohrs Vej 9, 6700 Esbjerg. ISBN 87-7780-146-6.

Aslyng, H. C., 1976: Klima, jord og planter. DSR forlag. Kongelige Veterinære Landbohøjskole.

Bekendtgørelse om anvendelse af affaldsprodukter til jordbrugsformål. Bekendtgørelse nr. 49 af 20/01/2000.

Bekendtgørelse om anvendelse af aske fra forgasning og forbrænding af biomasse og biomasseaffald til jordbrugsformål. Bekendtgørelse nr. 39 af 20/01/2000.

Bekendtgørelse om indretning af byggepladser og lignende arbejdssteder efter lov om arbejdsmiljø. Bekendtgørelse nr. 1017 af 15. december 1993

Bekendtgørelse om spildevandstilladelser m.v. efter miljøbeskyttelseslovens kapitel 3 og 4. Bekendtgørelse nr. 501 af 21/06/1999.

Bjerregaard, S., 1996: Skader fra trærodder. Stads- og Havneingeniøren, 1, pp. 48-51, 1996.

Bukhave, M., 1998: Husholdningskemikalier og spildevand. Det økologiske Råd, November 1998. ISBN 87-89843-13-4.

Burg, J. van den, 1989: Salt damage to trees: physiological mechanisms and their detection. Groenkontakt 89, pp. 27-32.

Christensen 1998: Christensen, Thomas H. (red). Affaldsteknologi. Teknisk Forlag A/S 1998.

Christiansen 1999: Christiansen, Brian; Rørcenteret, DTI; Personlig kommunikation 29/10/99.

Danfors, B., Ledin, Stig og Håkan Rosenqvist, 1998: Short-Rotation Willow Coppice, Growers Manual. Swedish Institute of Agricultural Engineering. ISBN 91-7072-123-8.

Dobson, M.C.: De-icing salt damage to trees and shrubs. Forestry Commission, forest Research Station, Alice Holt Lodge, Wrecclesham, Farnham, Surrey, GU104LH, England. ISBN 0 11 710302 0.

Ellermann, Thomas, Hertel, Ole, og Skjøth, Carsten Ambelas, 2000: Atmosfærisk deposition 1999. NOVA 2003. Faglig rapport fra DMU, nr. 332.

Elving, Torben. Arbejdstilsynet i Århus kreds. Personlig samtale 2001-01-04.

Ericsson, T., 1981: Growth and nutrition of three *Salix* clones in low conductivity solutions. *Physiologia Plantarum* 52, pp. 239-244, Copenhagen 1981.

Etherington, J.R, 1976: *Environment and Plant Ecology*, Second Edition. ISBN 0 471 10146 X (Paper). John Wiley & Sons.

Grime, J.P., Hodgson, J.G. and Hunt, R. 1988: *Comparative Plant Ecology*. Unwin Hyman, London.

Grip, H., 1981: Evapotranspiration Experiments in *Salix* Stands. Teknisk rapport nr. 15, 1981. Sveriges Lantbruksuniversitet. Projekt energiskogsodling (ESO). ISSN 0348-3967. ISBN 91-576-0824-5.

Grosse, W., Jovy, K. and Tiebel, H., 1996: Influence of plants on redox potential and methane production in water-saturated soil. *Hydrobiologia*, 340, pp. 93-99, 1996.

Groth 1999: Groth, Erik, Landsforeningen Danske Maskinstationer. Personlig kommunikation 02/08/99.

Hansen 2000: Hansen, Gitte; Hvidsted Energiskov. Personlig kommunikation 15/05/00.

Haahr 1999: Haahr, Carsten, Ivar Haahr A/S, Gesten. Personlig kommunikation 29/10/99.

Jackson, Michael B. and Paul A. Attwood, 1996: Roots of willow (*Salix viminalis* L.) show marked tolerance to oxygen shortage in flooded soils and in solution culture. *Plant and Soil*, 187, pp. 37-45, 1996.

Jensen, Bjørn K., Broholm, Kim, Jørgensen, Claus, Asmussen, Olaf, Albrektzen, Mette og Hansen, Jørgen, 2000: Planter kan rense forurenet jord. *Ny Viden fra Miljøstyrelsen*. Nr. 3, Juli 2000, pp. 3-6.

Jensen, Karl Erik 2001: Landmåler og anlægsingeniør, Carl Bro A/S. Personlig kommunikation 2001.01.04.

Jepsen, Svend-Erik, 1997: Miljøfremmede stoffer i husholdningsspildevand. Måleprogram for udvalgte stoffer. Miljøstyrelsens Miljøprojekt nr. 357, 1997.

Kira, T., Ogawa, H. and K. Shinozaki, 1954: Intraspecific competition among higher plants. 1. Competition-density-yield inter-relationships in regularly dispersed populations. *Journ. Inst. Polytech. Osaka, City Univ.*, D.4, 1-16.

Kofman, P.D., 2000: Høst af energipil i Danmark. Harvest of willow for energy in Denmark. DJF rapport Markbrug nr. 29. maj 2000. Danmarks JordbrugsForskning, Forskningscenter Foulum, Postboks 50, 8830 Tjele.

Kofmann, P.D. og Spinelli, R., 1997a: An evaluation of harvesting machinery for short rotation coppice willow in Denmark. Elsamprojekt. Forskningscentret for Skov og Landskab. ISBN 87-986376-1-4.

Kofmann, P.D. og Spinelli, R., 1997b: Storage and Handling of Willow from Short Rotation Coppice. Elsamprojekt. Forskningscentret for Skov og Landskab. ISBN 87-986376-2-2.

Landbrugets Rådgivningscenter 1998: Dyrkningsvejledning Pil. Landskontoret for Planteavl, Udkærvej 15, 8200 Århus N.

Landbrugsministeriet 1976: Den danske jordklassificering. Teknisk redegørelse. Sekretariatet for jordbundsklassificering. Landbrugsministeriet 1976.

Larsson, 1998: Genetic Improvement of Willow for Short-Rotation Coppice. Biomass and Bioenergy, Vol. 15, No. 1, pp. 23-26, 1998.

Larsson 2000 (co-ordinator): Biomass short rotation Willow Coppice fertilized with nutrients from municipal Wastewater. (BWCW). FAIR5-CT97-3947. Second Annual Progress Report. Reporting period 01.05.99 to 30.04.00. Swedish University of Agricultural Sciences, Sweden.

Lindroth A., Bath A., 1999: Assessment of regional willow coppice yield in Sweden on basis of water availability. Forest Ecology and Management, 121, (1-2), pp 57-65, Aug 9 1999.

Lovbekendtgørelse nr. 636 af 21. august 1998 om afgift af spildevand. Afgiftspligtigt område og afgiftens størrelse.

Lov om støtte til forureningstruede vandindvindinger. Lov nr. 326 af 14. maj 1997.

Lov om ændring af lov om miljøbeskyttelse og lov om betalingsregler for spildevandsanlæg m.v. Lov nr. 325 af 14. maj 1997.

Miljøstyrelsen 1995: Spildevandsredegørelse 1995. Redegørelse fra Miljøstyrelsen. Nr. 2 1995.

Miljøstyrelsen 1996: Betænkning om spildevandsafledningen i det åbne land m.v.. Betænkning fra Miljøstyrelsen. Nr. 3 1996

Miljøstyrelsen, 1998: Betalingsregler for spildevandsanlæg. Miljøstyrelsens Vejledning nr. 12, 1998.

Miljøstyrelsen, 1999a: Rodzoneanlæg op til 30 PE. Miljøstyrelsens Vejledning nr. 1 1999.

Miljøstyrelsen, 1999b: Nedsivningsanlæg op til 30 PE. Miljøstyrelsens Vejledning nr. 2, 1999.

Miljøstyrelsen, 1999c: Biologiske Sandfiltre op til 30 PE. Miljøstyrelsens Vejledning nr. 3, 1999.

Miljøstyrelsen, 1999d: Typegodkendelsesordning for minirenselanlæg. Miljøstyrelsens Vejledning nr. 4, 1999.

Miljøstyrelsen 1999: Vejledning til bekendtgørelse om spildevandstilladelser m.v. efter miljøbeskyttelseslovens kapitel 3 og 4. Vejledning nr. 5, 1999.

Morsing, M. og Nielsen, K.H., 1995: Tørstofproduktionen i danske pilekulturer 1989-94. Skovbrugsserien Nr. 13, 1995. Miljø- og Energiministeriet, Forskningscentret for Skov og Landskab. ISBN 87-89822-44-7. ISSN 0907-0346.

Nielsen, K.H., 1996: Virkning af slamgødskning på det omgivende miljø og på biomassekvantitet og – kvalitet i energiskove af pil, s. 99 – Forskningsserien nr. 16-1996. Forskningscentret for Skov & Landskab, Hørsholm, 1996.

Nissen og Lepp, 1997: Baseline Concentrations of Copper and Zinc in Shoot Tissues of a Range of Salix Species. Biomass and Bioenergy, Vol. 12, No. 2, pp. 115-120, 1997.

Perttu, K. 1993: Biomass production and nutrient removal from municipal wastes using willow vegetation filters, Journal of sustainable forestry, vol. 1-1993. The Haworth Press, Inc.

Perttu, K.L., Kowalik, P.J.: Salix vegetation filters for purification of waters and soils. Biomass and Bioenergy, Vol. 12. Pergamon.

Randrup, T.B. og Faldager, I., 1997: Trærødder i afløbsledninger. Park- og Landskabsserien, Nr. 14, 1997. ISBN 87-89822-87-0. ISSN 0907-0338. Kandrups Bogtrykkeri, 2100 København Ø.

Riddell-Black, D., 1994: Heavy metal uptake in fast growing willow species. In: Willow Vegetation Filters for Municipal Wastewaters and Sludges, ed. P. Aronsson and K. Perttu. Report 50. Sveriges Lantbruksuniversitet. Uppsala, 1994, pp. 145-151.

Riddell-Black, D, 1997: Clonal variation in heavy metal uptake by willow. Aspects of Applied Biology 49, 1997, Biomass and energy crops.

Rosenqvist, H., 2000: Energigrødors produktionsekonomi i Danmark. Energy crop production economy in Denmark. DJF rapport Markbrug nr. 29. maj 2000. Danmarks JordbrugsForskning, Forskningscenter Foulum, Postboks 50, 8830 Tjele.

Salisbury, F. B. and Cleon W. Ross, 1985: Plant Physiology. Third Edition. Wadsworth Publishing Company. ISBN 0-534-04482-4.

Scharling, M. 2000: Klimagrid – Danmark, normaler 1961-90, måneds- og årsværdier. Teknisk rapport nr. 00-11. DMI.

Scharling, Michael, 2001: Danmarks Meteorologiske Institut. Personlig kommunikation 11/01/01.

Schultz, Kim. Økotech. Personlig kommunikation 20/10/00.

Schønning 1985: Udstyr til afdræning af jordprøver for jordfysiske analyser. Beretning nr. S 1762, Tidsskrift for Planteavl specialserie. Statens Planteavlsforsøg. København 1985.

Schønning, P, 1999: Forskningscenter Foulum. Personlig kommunikation 06-08-99.

Severson, R.C. Gough, L.P. and G. Van Den Boom, 1992: Baseline element concentrations in soils and plants, Wattenmeer National Park, North and East Frisian Islands, Federal Republic of Germany. Water, Air and Soil Pollution, 61, pp. 169-184, 1992.

Simonsen 2000: Carsten Simonsen, elektromekaniker, DHI.

Skøtt, T., 2000: Pil er bedst. Dansk Bioenergi, 54, December 2000.

Svalöf Weibull AB,, 1998: Salix-sorter. SW-Info. 97-303. Svalöf Weibull AB, 268 81 Svalöv.

Thorsen 1999: Thorsen, Mette. DHI. Personlig kommunikation december 1999.

Thorsen og Stychsen 1999: Thorsen, Mette og Stychsen, Merete. DHI. Personlig kommunikation 01-12-99.

Trapp, S., Matthies, M., 2000: A Phytotoxicity Test Using Transpiration of Willows. Archives of Environmental Contamination and Toxicology.

U.S. EPA 1992: Guidelines for Water Reuse. Manual. U.S. Environmental Protection Agency. EPA/625/R-92/004. Washington DC September 1992.

Verwijst, T., 1993: Influence of the pathogen *Melampsora epitea* on intraspecific competition in a mixture of *Salix viminalis* clones. Journal of Vegetation Science 4: pp. 717-722.

Verwijst, T., 1996a: Cyclic and Progressive Changes in Short-Rotation Willow Coppice Systems. Biomass and Bioenergy, Vol. 11, Nos 2/3, pp. 161-165, 1996.

Verwijst, T., 1996b: Stool Mortality and Development of a Competitive Hierarchy in a *Salix Viminalis* Coppice System. Biomass and Bioenergy, Vol. 10, Nos 5/6, pp. 245-250, 1996.

Willebrand, E. and Verwijst, T., 1993: Population dynamics of willow coppice systems and their implications for management of short-rotation forests. The Forestry Chronicle, December 1993, Vol. 69, No. 6.

Willebrand, E., S. Ledin and T. Verwijst, 1993: Willow Coppice systems in short rotation forestry: Effect of plant spacing, rotation length and clonal composition on biomass production. *Biomass and Bioenergy*, No. 4, pp. 323-331.

Waagepetersen, J.: 1988: Laboratorieforsøg med drænfiltre. Hedeselskabets Forskningsvirksomhed. Beretning nr. 36, 1988.