

Spildevandsforskning fra Miljøstyrelsen

Nr. 8 1990

Spildevandsrensning i rodzoneanlæg



Miljøministeriet **Miljøstyrelsen**

Spildevandsforskning fra Miljøstyrelsen

Nr. 8 1990

Spildevandsrensning i rodzoneanlæg

**Status for danske anlæg 1990 samt undersøgelse og
vurdering af de vigtigste renseprocesser**

Hans-Henrik Schierup
Hans Brix
Bent Lorenzen,
Botanisk Institut, Aarhus Universitet

**Miljøministeriet
Miljøstyrelsen**

Om spildevandsforskning

Miljøstyrelsen har med baggrund i en særlig programbevilling i perioden 1988-91, med rådgivning fra Vandrensningsrådet, igangsat en række forskningsprojekter på spildevandsområdet.

Disse projekter er tæt koordineret med en række tilsvarende projekter, igangsat af Teknologirådet under Industri- og Handelsstyrelsen.

Miljøstyrelsens projekter offentliggøres i denne serie om spildevandsforskning. De øvrige offentliggjorte rapporter er anført på omslagets næstsidste side.

Det bemærkes, at offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at indholdet er udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter, men styrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt bidrag til den videnopbygning, der også skulle være et led i gennemførelsen af Vandmiljøplanen.

Forord

Den foreliggende rapport er resultatet af et samarbejdsprojekt mellem Miljøstyrelsen og Botanisk Institut, Aarhus Universitet. Projektet er udført i Vandrensningsrådets regi og blev vedtaget i februar 1989. Projektet har været fulgt af en styregruppe bestående af følgende personer:

Tony Christensen, Miljøstyrelsen
Tage V. Andersen, Miljøstyrelsen
Jes la Cour Jansen, Vandkvalitetsinstituttet
Kurt Hansen, Kommuneingenørforeningen
Hans-Henrik Schierup, Botanisk Institut
Hans Brix, Botanisk Institut

Basis for de udførte analyser af rodzoneanlægs drift og effektivitet, som de fremgår af rapporten, er de oplysninger og analysedata, der er tilgået projektet via en spørgeskemaundersøgelse, hvori landets 275 kommuner har været kontaktedt. Alle meddelte data er løbende indlagt på database på Botanisk Institut. De deltagende kommuner bringes her en tak for deres beredvillige deltagelse i spørgeskemaundersøgelsen samt for de meddelede tilladelser til prøvetagninger m.v. i en lang række rodzoneanlæg. Desuden takkes de projekterende firmaer: Dansk Rodzoneteknik, Hedeselskabet og Samfundsteknik samt private ejere af rodzoneanlæg for oplysninger til brug ved rapportens udarbejdelse.

Projektets formål har bl.a. været, at skabe et samlet overblik over antal og geografisk placering af rodzoneanlæg, at vurdere udvikling, drift og renseeffektivitet for anlæggene samt at erhverve større indsigt i anlæggernes virkemåde ved udførelse af specifikke undersøgelser og eksperimenter.

Undersøgelserne hviler på bearbejdelse af driftsresultater fra rodzoneanlæg, der har været i drift i mere end ét år. Driftserfaringerne for de fleste anlæg viser, at rodzonekonceptet ikke er opfyldt. Derfor er en række af de beregninger og konklusioner, der rummes i rapporten i en vis udstrækning en dokumentation for ikke at anvende det hidtidige design ved opførelse af plantebaserede renseanlæg.

Det er forfatternes håb, at rapportens resultater og konklusioner vil give anledning til en hårdt tiltrængt indsats for en videre udvikling af plantebaserede renseanlæg som decentral renseforanstaltning for mindre udledere. Denne udvikling af biologisk og jordbundskemisk funderede renseanlæg, der er i fuld gang i lande vi normalt sammenligner os med, har stort set været betragtet som uinteressant i Danmark.

Hans-Henrik Schierup, Hans Brix & Bent Lorenzen
Botanisk Institut, Aarhus Universitet

Indholdsfortegnelse

Sammenfatning	side 7
Indledning	11
Design af danske rodzoneanlæg	12
Registrering af danske rodzoneanlæg	15
Driftskontrol	17
Rodzoneanlægs udvikling som funktion af alder	25
Sæsonvariation i renseeffekt	30
Vegetationsudvikling og vegetationseffekt	33
Jordbundsudvikling	38
Spildevandets opholdstidsfordeling i rodzoneanlæg	43
Dimensionering	47
Ilttransport til rodzonen	55
Mulige forbedringer af eksisterende design	62
Fremtidigt design	63
Referencer	64
Bilagsfortegnelse	67
Bilag 1	68
Bilag 2	70
Bilag 3	71
Bilag 4	79
Bilag 5	80
Bilag 6	83
Bilag 7	84
Bilag 8	85

Sammenfatning

I rapporten fremlægges en kortlægning af driftsresultater og status for danske rodzoneanlæg. Rapporten indeholder desuden en række undersøgelseresultater, der dels er udført med henblik på en næjere beskrivelse af rodzoneanlægs funktion, dels er udført som eksperimentelt arbejde med henblik på at opnå forøget indsigt i de vigtigste renseprocesser i rodzoneanlæg. Endelig rummer rapporten konklusioner og rekommendationer, der kan finde praktisk anvendelse i forbindelse med videreudvikling og dimensionering af plantebaserede renseanlæg i fremtiden.

1. Status og driftsresultater for danske rodzoneanlæg i 1990

Antal rodzoneanlæg i Danmark

Antallet af danske anlæg opført i perioden 1983-90 er opgjort til 109. Heraf er 67 offentligt ejede, mens 42 er private. Det totale antal rodzoneanlæg i Danmark er formodentlig større, idet antallet af privatejede anlæg er vanskeligt at registrere.

Størrelsesfordeling

Rodzoneanlæg er i Danmark valgt som decentral renseløsning for mindre udledere. Ca. 50% af de registrerede anlæg er mindre end 1.000 m², svarende til ca. 200 PE. Antallet af små private anlæg (<100 m²) er stigende. Interessen for etablering af rodzoneanlæg har været faldende siden 1987.

Reduktion af suspenderet stof (SS) og iltforbrugende stoffer (BI_s)

For 71 af de registrerede anlæg har det været muligt at behandle de indrapporterede data statistisk (hydraulisk belastning dog kun for 52 anlæg). Ca. 80% af anlæggene overholder de almindeligst meddelte udløbskrav for SS og BI_s på 20 mg l⁻¹. Renseeffektiviteterne viser sig at være uafhængige af såvel vandbelastning som stofbelastning.

Reduktion af kvælstof (N)

Renseeffektiviteten for Total-N er variabel (gennemsnitlig ca. 30%). Årsagen til den ringe kvælstofreduktion er en utilstrækkelig nitrifikation af det tilførte spildevands ammoniumindhold. Nitrifikation, som forudsætter tilstedeværelse af ilt i rodzonen, er en forudsætning for denitrifikation, hvor kvælstof friges til atmosfæren i gasform. Den nødvendige iltmængde i rodzonen forudsættes frigjort fra sumpplanternes rødder. Det påvises, at denne forudsætning ikke opfyldes i Tagrørsvegetationer.

Reduktion af fosfor (P)

Fosforreduktionen i danske rodzoneanlæg er generelt ringe (20-30%). Den dårlige tilbageholdelse af fosfor skyldes anlæggernes ringe hydrauliske ledningsevne, og den deraf følgende dårlige kontakt mellem spildevand og jordbundens partikler.

De vigtigste renseprocesser for næringssalte

En væsentlig proces i den konstaterede reduktion af SS, total-N, total-P og, til en vis grad, BI_s, er sedimentation af partikulært stof på anlæggernes overflade under spildevandets passage som overfladeafstrømning.

2. Betydning af anlæggernes alder

Udvikling i effektivitet med anlægsalder

Renseeffektiviteten for SS, BI_s og COD stiger de første 3-4 år, hvorefter afløbskoncentrationerne af SS og BI_s stabiliserer sig under 20 mg l⁻¹. Renseeffektiviteten for total-N og total-P synes ikke at forbedres med anlæggernes alder.

afvekslende med områder med mere tørbundsbetiget vegetation. Observationerne indikerer, at det ofte kun er en mindre del af anlæggenes potentielle areal, der er aktivt i passagen af spildevand.

6. Ilttransport til rodzonen

Ilttransport via jordoverfladen og iltudslip fra sumpplanterødder

En forudsætning for reduktion af spildevandets indhold af ammonium, er tilstedsvarsel af ilt i jordbunden i tilstrækkelige mængder. Undersøgelser og eksperimenter har vist, at ilttransporten fra atmosfære til jord via jordoverfladen er ca. $4 \text{ g m}^{-2} \text{ døgn}^{-1}$. Tagrørsvegetationen kan transportere ca. $2 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ døgn}^{-1}$, som næsten udelukkende forbruges af rødder og rhizomer. Iltudslippet fra rødder og rhizomer er ringe, og uden kvantitativ betydning for renseprocesserne i rodzoneanlæg.

7. Arealdimensionering

Dimensionering for reduktion af BI_s, Total-N og Total-P

Beregninger af omsætningskonstanter for BI_s, total-N og total-P er foretaget på basis af data for 49 anlæg. Med udgangspunkt i det hyppigst meddelte udlederkvad for BI_s (20 mg l^{-1}) og i Vandmiljøhandlingsplanens grænseværdier for total-N (8 mg l^{-1}) og total-P ($1,5 \text{ mg l}^{-1}$), er det beregnet, at disse krav kan opfyldes, hvis rodzoneanlæg dimensioneres med $7-10 \text{ m}^2 \text{ PE}^{-1}$ for BI_s, $15-30 \text{ m}^2 \text{ PE}^{-1}$ for total-N og $40-70 \text{ m}^2 \text{ PE}^{-1}$ for total-P. Den hidtil anvendte dimensionering af rodzoneanlæg er på $3-6 \text{ m}^2 \text{ PE}^{-1}$.

8. Konklusioner

Sammenfattende kan det konkluderes:

- at rodzoneanlæg i almindelighed kan opfylde de meddelte udlederkvad for SS og BI_s (20 mg l^{-1}).
- at rodzoneanlægs effektivitet mht. reduktion af total-N og total-P generelt er 30-40%.
- at jordbundens hydrauliske ledningsevne, selv efter 5 års drift, er meget ringere end forudsat.
- at danske rodzoneanlæg generelt har overfladeafløb som den vigtigste transportform af spildevand mellem ind- og udløb.
- at vegetationens rolle i rodzoneanlæg primært er en forøgelse af overfladens ruhed, hvorved sedimentation af partikulært materiale befordres.
- at den væsentligste renseproces for N og P i flertallet af danske rodzoneanlæg er sedimentation i anlæggernes indløbsfaskine og på jordoverfladen.
- at ilttransporten til anlæggernes jord er utilstrækkelig til at sikre aerob omsætning af spildevandets indhold af BI_s, samt en kvantitativt betydelig nitrifikation.
- at rodzoneanlæg skal dimensioneres med betydeligt større arealer end hidtil, hvis de skal kunne opfylde eventuelle fremtidige skærpede udlederkvad til kvælstof og fosfor.

9. Muligheder for forøgelse af effektiviteten i eksisterende anlæg

Rodzoneanlæg er integrerede renseanlæg. Dvs. at det forudsættes, at alle renseprocesser foregår overalt i den samme reaktor, som er anlæggets

jordvolumen. En optimering af dimensioneringen er derfor bestemt af den renseparameter, der har det største areakrav til dimensioneringen. For rodzoneanlæg er det derfor det af de meddelede udlederkrav, der dårligst opfyldes, der bliver dimensioneringsbestemmede.

Idet det er konkluderet at renseeffektiviteten, pga. den ringe hydrauliske ledningsevne, er en funktion af anlægsareal snarere end af anlægsvolumen, kan eksisterende anlægs effektivitet forøges ved foranstaltninger, der inddrager så store dele af anlægsarealet som muligt.

Tilførsel af kalk

På baggrund af det generelt lave kalkindhold i de anvendte jordtyper kan fosforbindingen i anlæggene søges forbedret ved tilførsel af kalk. Dette kan gøres ved udspredning på anlæggernes overflade, eller ved udlægning af granuleret kalk i indløbs- og evt. udløbsfaskiner. Hvor anlæggernes udformning tillader det, kan der successivt tilføres en jordblanding med høj hydraulisk ledningsevne og højt kalkindhold på den eksisterende jordoverflade.

Udbygning og opdeling af renseprocesser

Forbedringer i øvrigt vil kræve udbygning af de eksisterende anlæg med andre typer plantebaserede anlæg i et forsøg på at afgrænse de enkelte renseprocesser rumligt, og dermed skabe mulighed for at optimere forholdene for disse isoleret.

10. Fremtidige design af plantebaserede renseanlæg

Isolering af renseprocesserne i forskellige typer af plantebaserede reaktorer i kombination med sandfilteranlæg og forsinkelsesbassiner anses for at være et fremtidigt koncept for små, decentrale renseanlæg.

Nyt koncept

Med udgangspunkt i den rækkefølge hvori de biologiske og kemiske renseprocesser skal forløbe, og med henblik på at skabe de optimale betingelser for deres mest effektive forløb, kan et anlæg opbygges som en kombination af sedimentationsbassin, sandfilter, perkolationsanlæg (sumplantebed med vertikal vandbevægelse), algedam, rodzoneanlæg og undervandsplantedam. Afhængigt af udlederkravene kan kombinationen bestå af få eller flere af disse typer.

Konceptet bør afprøves i form af et forsøgsanlæg med henblik på at udvikle det optimale design for en anlægstype, der kan fungere i praksis og under forskellige forhold. Kun derved undgås de overraskelser, man har fået med rodzoneanlæg, der, ud fra teoretiske overvejelser skulle kunne fungere tilfredsstillende.

Indledning

Behov for decentrale renseløsninger

Siden begyndelsen af 80'erne har det været et påtrængende problem for landets mindre udledere af spildevand, at finde tidssvarende og økonomisk forsvarlige renseløsninger. Problemet har først og fremmest været landets 275 kommuners, men også en række private udledere har behovet. I en række tilfælde har den første belutning, der har skulle tages i kommunerne været, om der eksisterer alternativer til tilslutningen til større centrale renseanlæg. En række forskellige decentrale løsninger er lancerede, herunder forskellige kompakte biofilm-konstruktioner samt forskellige såkaldte lavteknologiske systemer (nedsvinningsanlæg, sandfiltre, bassinanlæg, rodzoneanlæg). Fælles for disse alternativer er, at de kun i ringe grad har haft en driftsperiode af en sådan varighed, at det har været muligt at dokumentere deres stabilitet og effektivitet med henblik på anvendelse som løsninger med en nødvendig tidshorizont. Vandmiljøplanens tidsfrister har skærpet behovet for denne type dokumentation, idet først og fremmest kommunerne har et akut behov for solide beslutningsgrundlag, hvis de skal kunne opfylde disse frister.

Baggrund og formål for samarbejdsprojekt mellem Miljøstyrelsen og Botanisk Institut

En af de typer lavteknologiske anlæg, der nu har været i drift i fuld skala i et stigende antal siden 1983, er rodzoneanlæg. Alle offentlige rodzoneanlæg har udledekkrav til vandkvalitet meddelt af de respektive amter, og ejerne har en forpligtelse til at foretage driftsanalyser året igennem i et varierende antal (4-12). Det var derfor naturligt for Botanisk Institut, Aarhus Universitet, der i forvejen har udarbejdet rapporten: "Rodzoneanlæg, Driftsresultater for 14 danske anlæg i etableringsfasen" (Brix & Schierup, 1986) for Miljøstyrelsen, at søge samarbejde med Miljøstyrelsen i form af et projekt i Vandrensningsrådets regi. Projektet blev besluttet i februar 1989.

Formålet med projektet skulle være en geografisk og effektivitetsmæssig kortlægning af samtlige danske rodzoneanlæg baseret på anlægsejernes oplysninger om anlægsdesign og driftsanalyser. Desuden indeholder projektet detailundersøgelse af ca. 40 udvalgte anlæg samt andre intensive undersøgelser af et mindre antal anlæg. Den foreliggende rapport præsenterer resultaterne fra følgende delundersøgelser:

1. Spørgeskemaundersøgelse udsendt til alle landets kommuner vedrørende rodzoneanlægs placering, design og driftskontrol.
2. Resultaterne af fysiske og kemiske analyser af jordbunden i udvalgte rodzoneanlæg.
3. Beskrivelse af vegetationsudviklingen i udvalgte rodzoneanlæg.
4. Undersøgelser af den hydrauliske ledningsevne og observationer af spildevandets strømningsmønster i en række rodzoneanlæg.
5. Kvantitative undersøgelser af ilttransporten til rodzonen i sumpplantevegetationer.
6. Beregninger af omsætningskonstanter for BI_s, N og P i rodzoneanlæg med henblik på at fremskaffe baggrundsmateriale for fremtidig arealdimensionering af rodzoneanlæg.

For overskuelighedens skyld foreligger en række tabeller og figurer som bilag bagest i rapporten.

Under forudsætning af en tilstrækkelig finmasket mosaik af iltede og iltfrie områder i anlæggene vil en given mængde spildevand med stor sandsynlighed opnå at passere de forskellige typer områder i den rigtige rækkefølge under dets horisontale strømning gennem anlægget.

Fosforreduktion i rodzoneanlæg

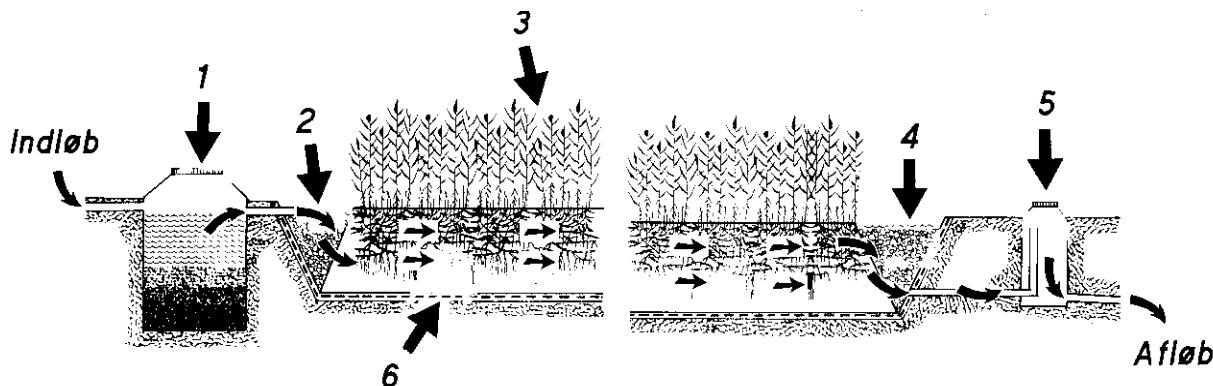
Reduktion af spildevandets fosforindhold involverer flere fysisk/kemisk set komplikerede processer, der i alle tilfælde resulterer i en tilbageholdelse, enten som en fysisk filtrering ved vandets passage gennem jorden, eller ved udfældning af tungt opløselige forbindelser i jordbunden. Fældningen sker som en kemisk binding til metaloxider eller -hydroxider, og oftest til metallerne jern, kalcium og aluminium.

Reduktion af tunge metaller

Tunge metaller bindes dels til jordbundens uorganiske kolloider (lerpartikler), dels til organisk stof i jordbunden, hvorfra de ganske vist i nogen grad kan optages af anlæggets vegetation. Tunge metaller vil under alle omstændigheder tilbageholdes i anlægget.

Reduktion af patogener

Patogener og parasitter reduceres i antal gennem ikke nærmere beskrevne processer. Det er imidlertid meget tænkeligt, at de fysisk/kemiske forhold i anlæggene er så forskellige fra de for bakterier og parasitter optimale, og at de tilstede værende populationer af mikroorganismær og dyr er så overlegne i konkurrencen om substrat, at de med spildevandet tilførte udkonkurreres. Parasitæg vil kunne tilbageholdes mekanisk ved filtrering gennem jordbunden.



Figur 1: Skematisk opbygning af et rodzoneanlæg. 1: Mekanisk forrensning (bundfældningstank); 2: Indløbsfaskine; 3: Sumpplanter (Tagrør); 4: Afløbsfaskine; 5: Afløbsbrønd hvor vandstand i afløbsfaskine kan reguleres; 6: Vandtæt membran. (fra Brix, 1987a)

Opbygning af danske rodzoneanlæg

Figur 1 viser den skematiske opbygning af et dansk rodzoneanlæg. For alle danske rodzoneanlæg gælder, at spildevandet før indløb har været genstand for en, ofte nok så primitiv, mekanisk forrensning. Som regel sker forrensningen ved gennemløb af en eksisterende trixtank, bundfældningstank eller bassinanlæg. Ved nyanlæg etableres som oftest en bundfældningstank. De tidligste anlæg blev formgivet mere eller mindre kvadratiske. Et enkelt firma modificerede sine anlæg ved at bygge ind- og afløbssiderne meget lange i forhold til løbsslængden. Modifikationen havde baggrund i de tidligste erfaringer, der viste hydraulisk overbelastning med overfladeafstrømning til følge. Dette mente man at kunne imødegå ved et stort indløbstværtsnit. Erfaringerne med denne modifikation har imidlertid medført tilbagevenden til det mere eller mindre kvadratiske format, da der ofte er store problemer med at få fordelt spildevandet jævnt over indløbstværtsnittet.

Jordsammensætning og rodzonedybde

Alle rodzoneanlæg er udgravet til en dybde af 0.6-1 m. I de fleste er der derefter nedlagt en vandstandsende membran af polyethylen, PVC eller ler, der skal hindre nedsivning af spildevand til grundvandet. I enkelte anlæg, hvor jordbunden har bestået af ler, er membranen udeladt. Med få undtagelser er den opgravede jord anvendt som substrat i anlæggene. For undtagelserne gælder det, at man har søgt at forbedre den lokale jords permeabilitet eller sammensætning mht. indhold af organisk stof eller metaller ved tilblanding.

Tilløbs- og afløbsarrangement

Tilledningen af spildevandet til rodzonebedet sker typisk gennem et eller flere rør, der har udløb i en stenfaskine af singels, med det formål at fordele belastningen over hele anlæggets indløbstværsnit. Ved udløbet sker afdræningen til en stenfaskine opbygget i lighed med indløbsfaskinen. Udløbskoten relativt til anlæggets overflade kan normalt reguleres ved et arrangement i en udløbsbrønd.

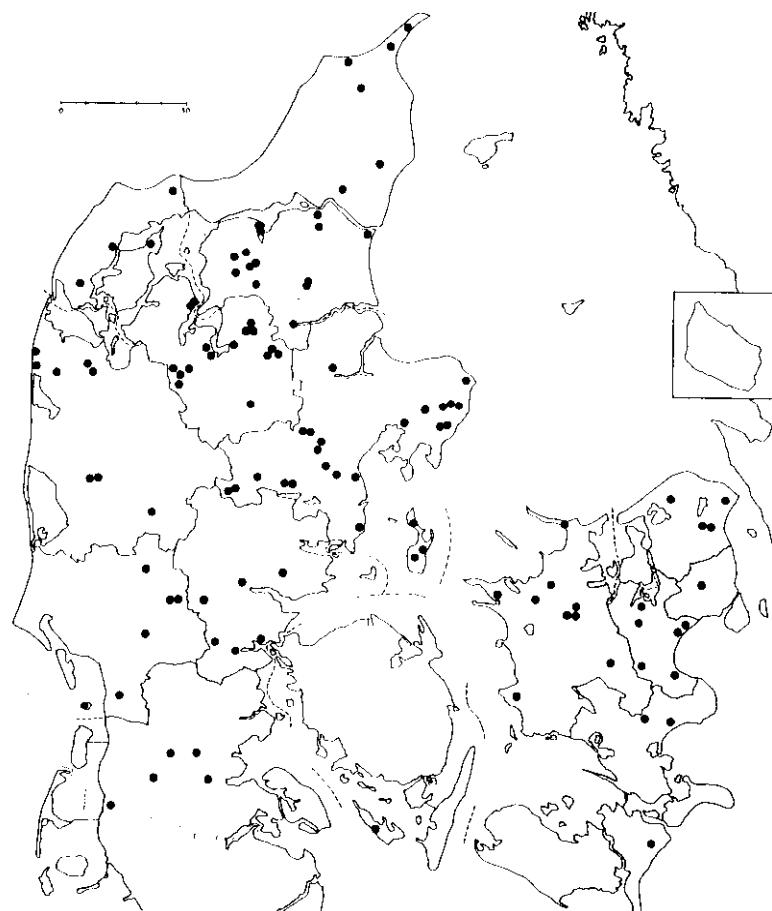
Beplantning

Beplantning er for langt de fleste anlæg sket med Tagrør (*Phragmites australis*). I de første år skete tilplantningen overvejende med opgravede klumper af Tagrør, senere med rhizomstykker, og senest med pottede frøplanter tiltrukket på planteskoler. Hvor der er tilplantet med andre arter end Tagrør, er det overvejende sket med anvendelse af Bredbladet Dunhammer (*Typha latifolia*) i en del af anlægget nærmest indløbet. I enkelte anlæg er der desuden blevet plantet indslag af andre sumpplanter, bl.a. Gul Iris (*Iris pseudacorus*), Smalbaldet Dunhammer (*Typha angustifolia*) og Kær-Star (*Carex acutiformis*). Rodzoneanlæggene er som regel blevet belastet med den totale spildevandsmængde fra starten.

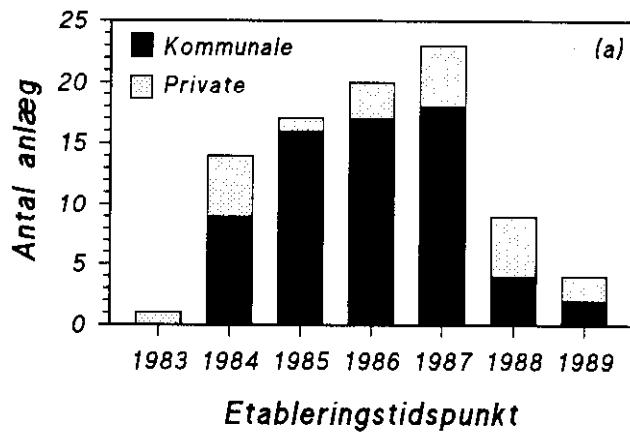
Registrering af danske rodzoneanlæg

Spørgeskemaundersøgelse

Registreringen af danske rodzoneanlæg i drift er først og fremmest registreret ud fra svar på et spørgeskema udsendt til landets 275 kommuner. Desuden er der, med stor velvilje fra projekterende firmaer og private, indhentet supplerende oplysninger. Svarprocenten fra kommunerne var 99,9%, idet kun Arden kommune ikke så sig i stand til at svare pga. tidspres. Gennem de indkomne svar er der tilvejebragt oplysninger om i alt 109 anlæg fordelt på 67 kommunalt ejede og 42 privat ejede. Af disse gælder det for 18 anlæg, at det eneste oplyste er, at de eksisterer. Mens antallet af kommunalt ejede anlæg kan anses for det korrekte frem til 1990, er antallet af private anlæg et minimumsantal, idet private anlæg ikke nødvendigvis er registrerede centralt, og kendskabet til deres eksistens ofte er resultatet af tilfældige kontakter. De registrerede anlæg, deres anlægsår, størrelse og ejerforhold fremgår af bilag 1. Fordelingen ud over landet er angivet i figur 2.



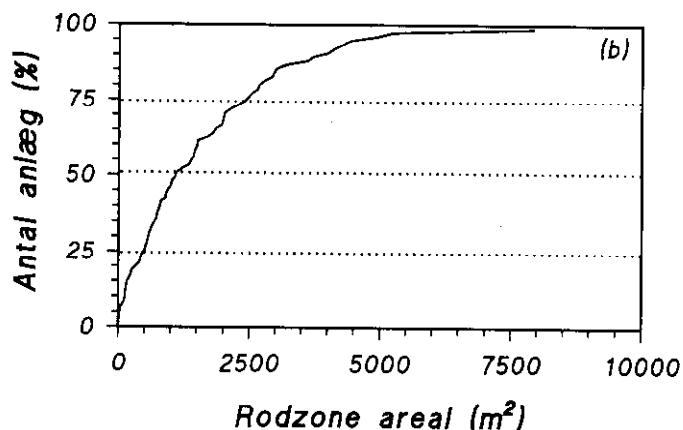
Figur 2: Den geografiske fordeling af de 109 registrerede rodzoneanlæg i Danmark



Figur 3: Antal rodzoneanlæg etableret i Danmark i perioden 1983-1989 fordelt på kommunalt ejede og privat ejede

Anlægstempo

I figur 3 er angivet antal danske anlæg opført pr. år i årene 1983-89 fordelt på kommunalt og privat ejede. Det fremgår, at interessen for anlægstypen var stor straks efter introduktion af ideen i Danmark i 1983. Interessen holder sig til 1988, omend med mindre forskydninger de to sektorer imellem. I 1988 og 1989 falder anlægsaktiviteten væsentligt, hvilket sandsynligvis dels kan tilskrives vedtagelsen af Vandmiljøhandlingsplanen, der har bevirket at kommunerne har måttet koncentrere sig om store udledere, dels at erfaringerne med de først etablerede anlæg ikke har levet op til forventningerne.



Figur 4: Størrelsesfordeling af de 89 danske rodzoneanlæg, hvor der er angivelser af overfladeareal

Anlægssstørrelse

Rodzoneanlæg har i Danmark fra starten været opfattet som en anlægstype, der især kunne være en løsning for små udledere (10-500 PE). Anlæggernes fordeling på størrelse (Fig. 4) bekræfter denne opfattelse. Ca. 50% af anlæggene er mindre end 1.000 m^2 svarende til en belastning på ca. 200 PE efter den hyppigst anvendte dimensionering i Danmark på ca. 5 m^2 PE⁻¹. Antallet af helt små anlæg (~100 m^2) ville formodentlig være betydeligt større, hvis alle privatejede anlæg var registrerede. Kun ét dansk anlæg er bygget til at betjene et større bysamfund (Stoholm: ~ 13.000 m^2 ; dimensioneret til efterpolering af spildevand fra ca. 6.000 PE).

Driftskontrol

Udlederkrav for rodzoneanlæg

Samtlige kommunalt ejede anlæg og et antal af de privatejede, fortrinsvis der betjener skoler og institutioner, har af amterne fået meddelt udlederkrav. Disse er typisk lempeligere for de tre første år efter anlægstidspunktet, for derefter at overgå til de endelige, skærpede krav. Et af vilkårene i udledningstilladelsen er krav om kontrolanalyser af ind- og udløbskoncentrationer for de i tilladelsen nævnte parametre. Analyserne kræves oftest udført 4-12 gange årligt. For rodzoneanlæg indskrænker kravene sig typisk til at gælde for $SS < 20 \text{ mg l}^{-1}$ og $BI_s < 20 \text{ mg l}^{-1}$ i udløb. For enkelte anlæg er der desuden krav om $NH_4 < 8 \text{ mg l}^{-1}$ i sommermånedene. Enkelte med sør som recipenter har krav til fosfor, og et enkelt, i tilknytning til et større fotoværksted, har krav til udledning af sølv. De indsamlede analysedata omfatter imidlertid, for langt de fleste anlæg, udover værdier for de kravsatte parametre, tillige værdier for pH, iltmætning, COD, total-N, $NO_2 + NO_3$, NH_4 samt total-P.

Baggrund for udeladelse af første års driftsresultater i databehandlingen

I databehandlingen af de gennem spørgeskemaundersøgelsen indsamlede kontrolanalyseresultater er resultaterne af de første 12 måneders drift udeladt. Dette er gjort med henblik på at tillade en vis stabilisering af jord og vegetation i de nytablerede anlæg. Derved er antallet af anlæg, for hvilke der kan foretages databehandling inskrænket til 71 anlæg.

Inddeling af rodzoneanlæg i henhold til udledertype

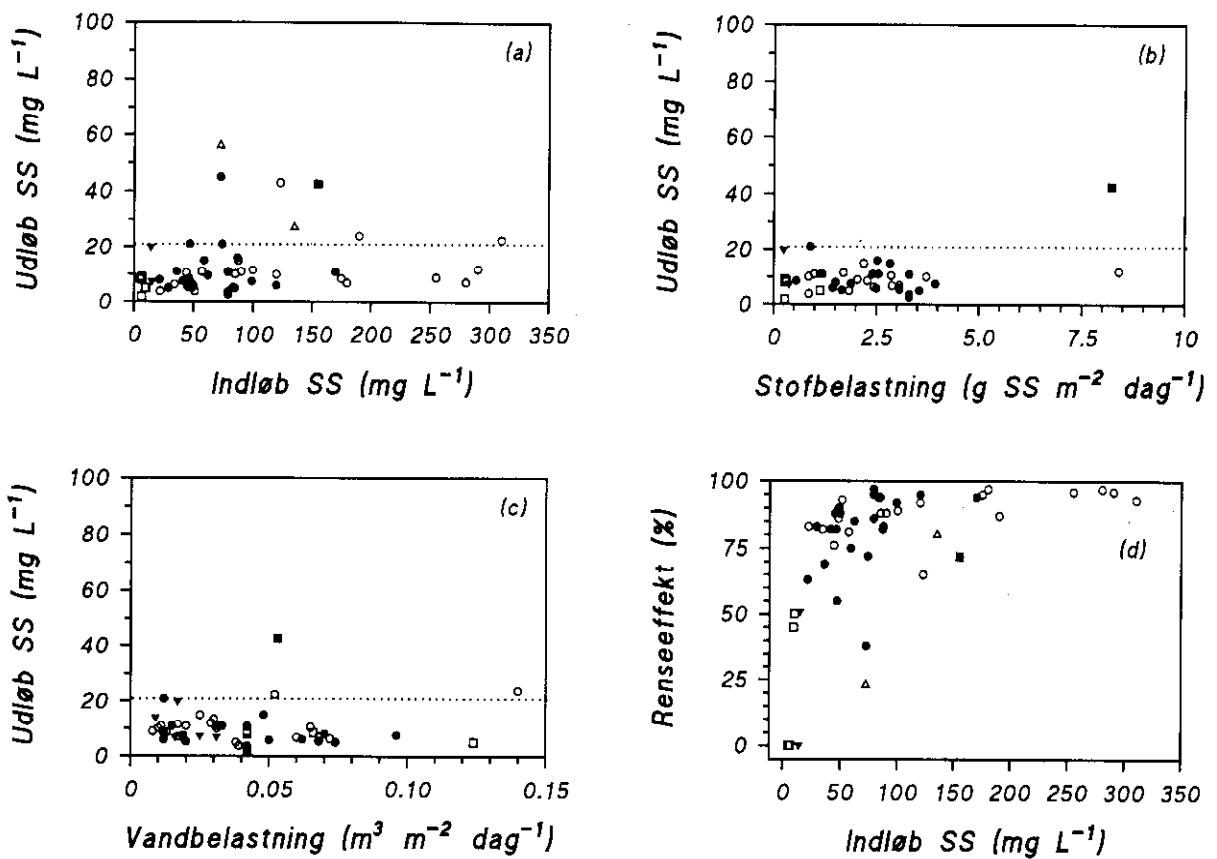
Med henblik på at undersøge om udledertypen har betydning for drift og effektivitet, er anlæggene inddelt i følgende 6 kategorier:

1. Anlæg, der betjener landsbyer, og hvor indløbsværdier er målt før mekanisk forrensning.
2. Anlæg, der betjener landsbyer, og hvor indløbsværdier er målt efter mekanisk forrensning.
3. Anlæg, der betjener skoler og institutioner (vekslende belastning)
4. Anlæg, der betjener industrier
5. Anlæg, der betjener enkelthusstande, og
6. Anlæg, der fungerer som efterpoleringsanlæg for konventionelle anlæg

Inddelingens pkt. 1 og 2 er foretaget på baggrund af de forskelle i prøvetagningssteder, der er anvendt i forbindelse med udtagning af prøver til kontrolanalyser. I nogle anlæg er indløbsprøver udtaget før forrensningsanlægget, i andre før indløb i rodzoneanlægget. I 8 anlæg er der imidlertid udtaget prøver både ved indløb i forrensningsanlægget og i indløbet til rodzoneanlægget. Beregninger af renseeffektiviteter med og uden forrensning viser, med store variationer, at forrensningseffektivitet kan være stor i relation til det samlede anlægs effektivitet, men at den samlede effektivitet ikke afviger væsentligt fra de resultater der er fundet for anlæg, hvor alene rodzoneanlæggets effektivitet er beregnet (Bilag 2).

Belastning og effektivitet

I det følgende behandles de indsamlede data for hhv. SS, BI_s , COD, N-fraktioner samt total-P, idet de enkelte anlæg repræsenteres ved medianværdier i driftsperioden (minus de første 12 mdr.). I de tilhørende figurer er medianværdier af udløbskoncentrationer afbildet som funktion af medianværdierne for hhv. indløbskoncentrationer, stofbelastninger og hydraulisk belastninger for de anlæg, der findes sammenhørende data for. Renseeffektiviteten er afbildet som funktion af indløbskoncentrationerne. Figurerne for NH_4 og $NO_2 + NO_3$ (Fig. 9) viser dog kun udløbskoncentrationer plottet mod indløbskoncentrationer. Samtlige data er gengivet i bilag 3.

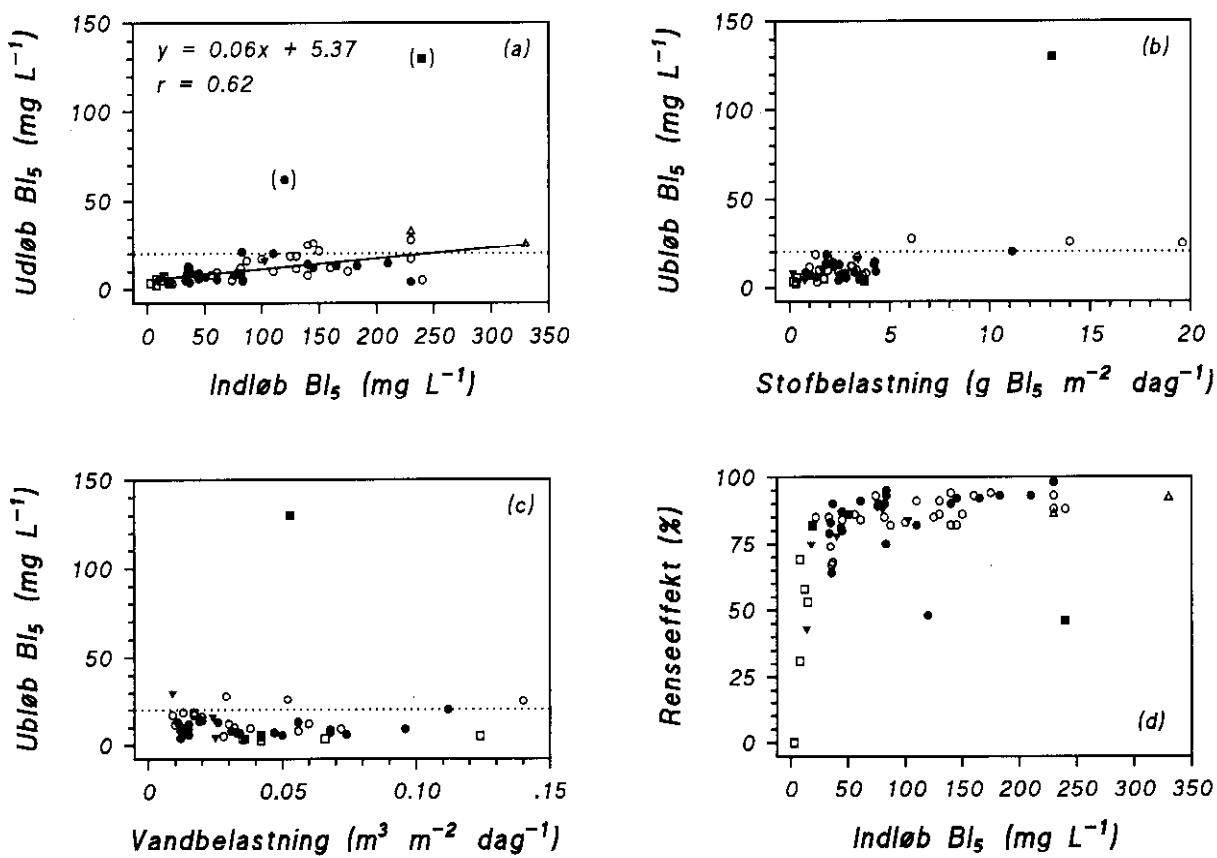


Figur 5: Median afløbskoncentration af Suspenderet Stof (SS) afbildet imod (a) median indløbskoncentration, (b) median stofbelastning, og (c) median vandbelastning. (d) Gennemsnitlig renseeffekt baseret på median ind- og afløbskoncentrationer af SS afbildet imod median indløbskoncentration. Signatur: (○) landsbyanlæg, indløbsanalyser før mekanisk forrensning; (●) landsbyanlæg, indløbsanalyser efter mekanisk forrensning; (▼) skoler og institutioner; (■) industrianlæg; (△) enkelthusstande; (□) efterpoleringsanlæg

Suspenderet stof (SS)

Flertallet af danske rodzoneanlæg har et udlederkrav til SS på 20 mg l⁻¹ og i enkelte tilfælde på 30 mg l⁻¹. Det almindeligste udlederkrav på 20 mg l⁻¹ er indlagt i figur 5a, b og c. Det fremgår, at udløbskoncentrationen er uafhængig af såvel indløbskoncentrationer som af stofbelastning og hydraulisk belastning. De gennemsnitlige udløbskoncentrationerne er for mere end 80% af anlæggene under 20 mg l⁻¹. Der synes ikke at være nogen sammenhæng mellem afløbskoncentration af SS og uledertype. Det ses af figur 5a, at indløbskoncentrationen af SS generelt er højere for landsbyanlæg, hvor målingen er foretaget før den mekaniske forrensning, end når målingen er foretaget efter den mekaniske forrensning. Dette er dog ikke et udtryk for, at rodzonebedene har modtaget spildevand med forskelligt indhold af SS. Det er blot analysen af SS, der er foretaget på forskellige trin i renseprocessen.

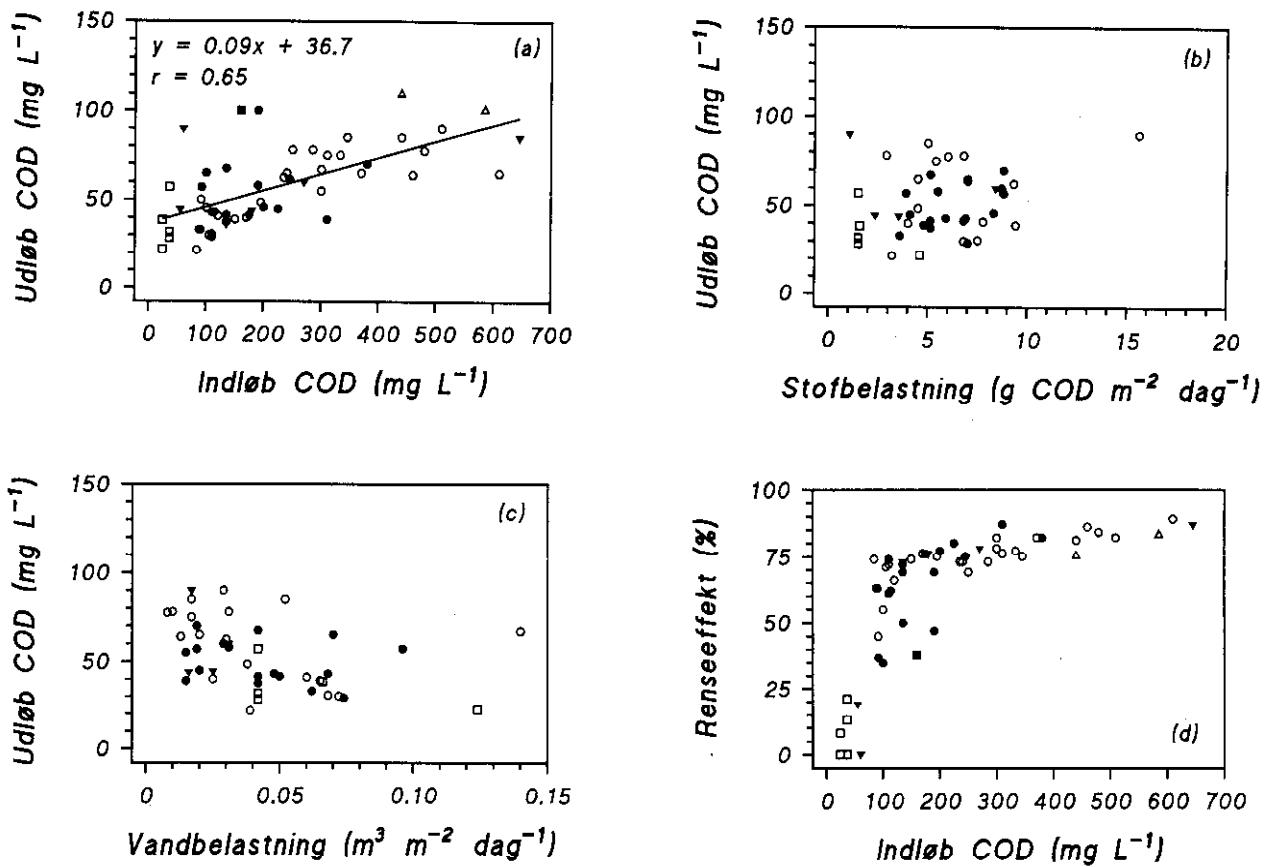
I figur 5d er de gennemsnitlige renseeffektiviteter baseret på median ind- og afløbskoncentration af SS afbildet som funktion af medianværdierne af indløbskoncentrationerne. For 37 af de 56 anlæg, som indgår i analysen, er effektiviteten bedre end 80%. For samtlige analyser af mulige sammenhænge gælder det, at de 6 kategorier af uledertyper ikke viser nogen form for gruppering.



Figur 6: Median afløbskoncentration af BI₅, afbildet imod (a) median indløbskoncentration, (b) median stofbelastning, og (c) median vandbelastning. (d) Gennemsnitlig renseeffekt baseret på median ind- og afløbskoncentrationer af BI₅, afbildet imod median indløbskoncentration. Signatur: (○) landsbyanlæg, indløbsanalyser før mekanisk forrensning; (●) landsbyanlæg, indløbsanalyser efter mekanisk forrensning; (▼) skoler og institutioner; (■) industrianlæg; (Δ) enkelt-husstande; (□) efterpolaringsanlæg. Punkter i parentes er ikke inkluderet i regressionsanalysen.

BI₅ (biokemisk iltforbrug)

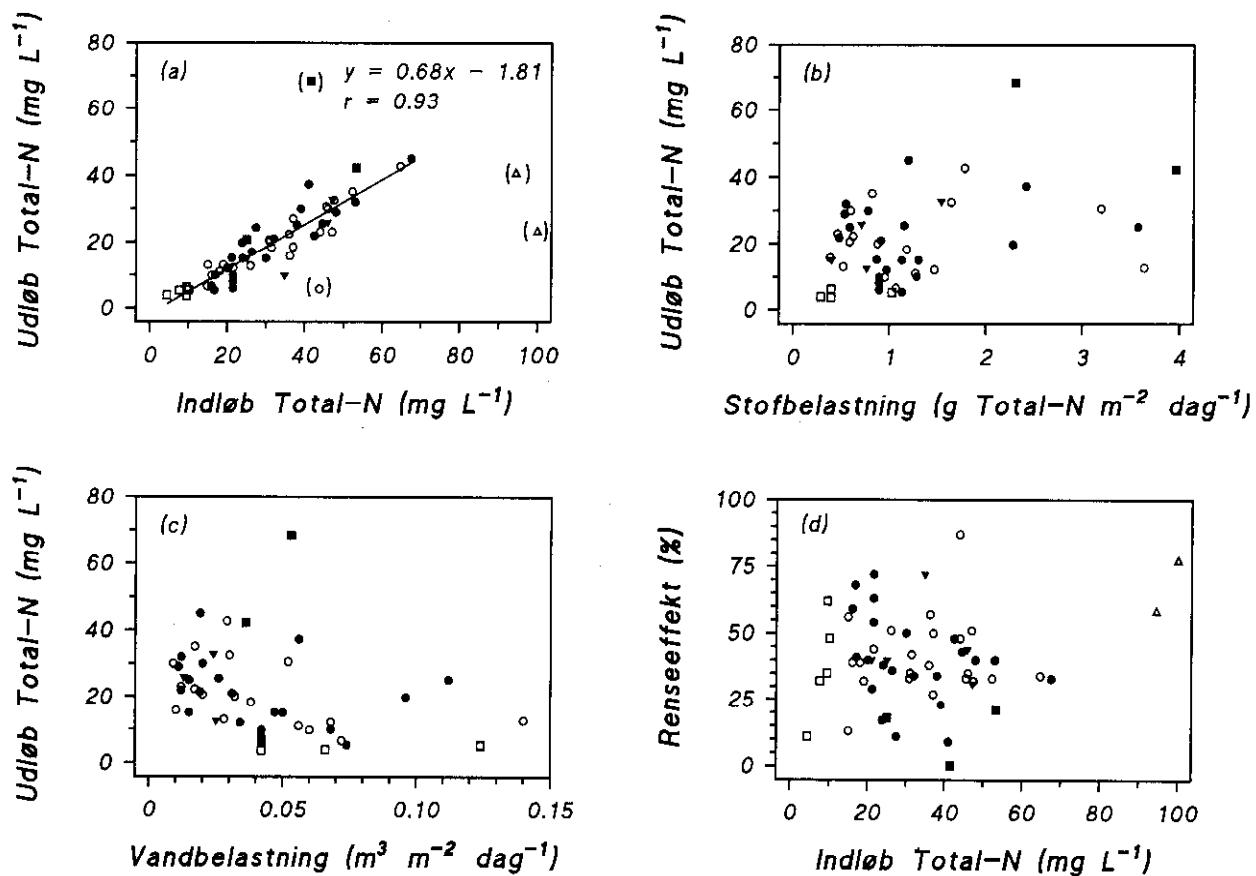
Median udløbskoncentrationer afbildet som funktion af indløbskoncentrationer viser en god lineær regression (Fig. 6a). Kun 10 af 64 anlæg overskrider det almindeligste meddelte udledekrav på 20 mg l⁻¹. BI₅-belastningen er generelt mindre end 5 g m⁻² svarende til en arealdimensivering på mindst 10 m² PE⁻¹, idet 1 PE = 45 g BI₅ dag⁻¹ (Miljøstyrelsen, 1989). Udløbskoncentrationerne er uafhængige af såvel stofbelastning (Fig. 6b) som af vandbelastning (Fig. 6c). Renseeffektiviteten ligger generelt i området 80-90%. Kategorien "Efterpoleringsanlæg" viser en generelt lavere effektivitet betinget af de lavere indløbskoncentrationer.



Figur 7: Median afløbskoncentration af COD afbildet imod (a) median indløbskoncentration, (b) median stofbelastning, og (c) median vandbelastning. (d) Gennemsnitlig renseeffekt baseret på median ind- og afløbskoncentrationer af COD afbildet imod median indløbskoncentration. Signatur: (○) landsbyanlæg, indløbsanalyser for mekanisk forrensning; (●) landsbyanlæg, indløbsanalyser efter mekanisk forrensning; (▼) skoler og institutioner; (■) industrianlæg; (△) enkelt-husstande; (□) efterpoleringsanlæg.

COD (kemisk iltforbrug)

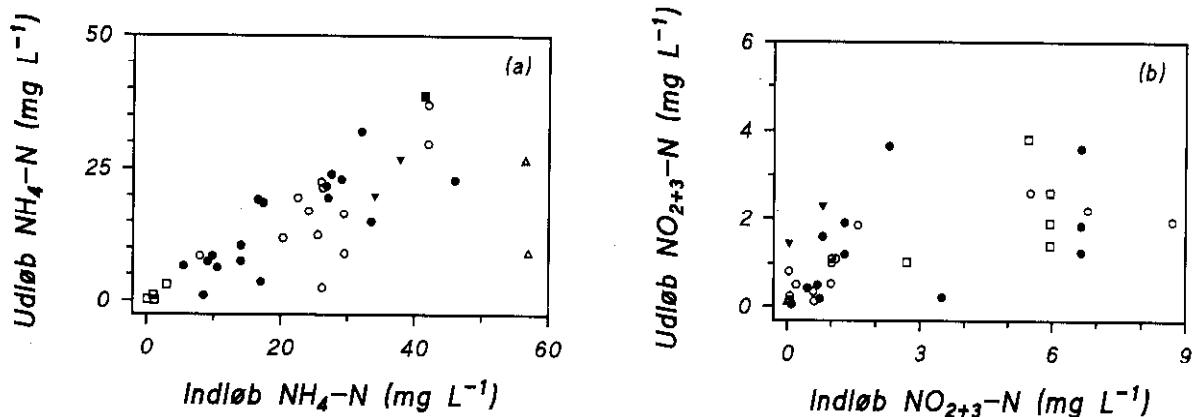
Som for BI, ses en god tilnærrelse til lineær sammenhæng mellem median ind- og udløbskoncentrationer, og som for BI, grupperer medianværdierne for landsbyanlæg, hvor indløbsværdierne er analyseret før forrensning sig omkring de højere værdier (Fig. 7a). Figurene 7b og c viser en tilfældig fordeling af værdierne af udløbskoncentrationer plottet mod henholdsvis stofbelastning og vandbelastning. For indløbskoncentrationer højere end ca. 150 mg l⁻¹, er der ingen sammenhæng mellem indløbskoncentration og renseeffektivitet (Fig. 7d).



Figur 8: Median afløbskoncentration af Total-N afbildet imod (a) median indløbskoncentration, (b) median stofbelastning, og (c) median vandbelastning. (d) Gennemsnitlig renseeffekt baseret på median ind- og afløbskoncentrationer af Total-N afbildet imod median indløbskoncentration. Signatur: (○) landsbyanlæg, indløbsanalyser før mekanisk forrensning; (●) landsbyanlæg, indløbsanalyser efter mekanisk forrensning; (▼) skoler og institutioner; (■) industrianlæg; (△) enkelthusstande; (□) efterpoleringsanlæg. Punkter i parentes er ikke inkluderet i regressionsanalysen.

Total-N

Også for total-N er resultaterne tilpasset en lineær regression (Fig. 8a). Regressionslinjens hældning antyder en gennemsnitlig renseeffektivitet på ca. 30%. Afbildninger af median udløbskoncentrationer mod stofbelastning (Fig. 8b) og mod vandbelastning (Fig. 8c) viser en tilfældig fordeling. Det samme gør sig gældende for renseeffektivitet plottet mod indløbskoncentration (Fig. 8d).

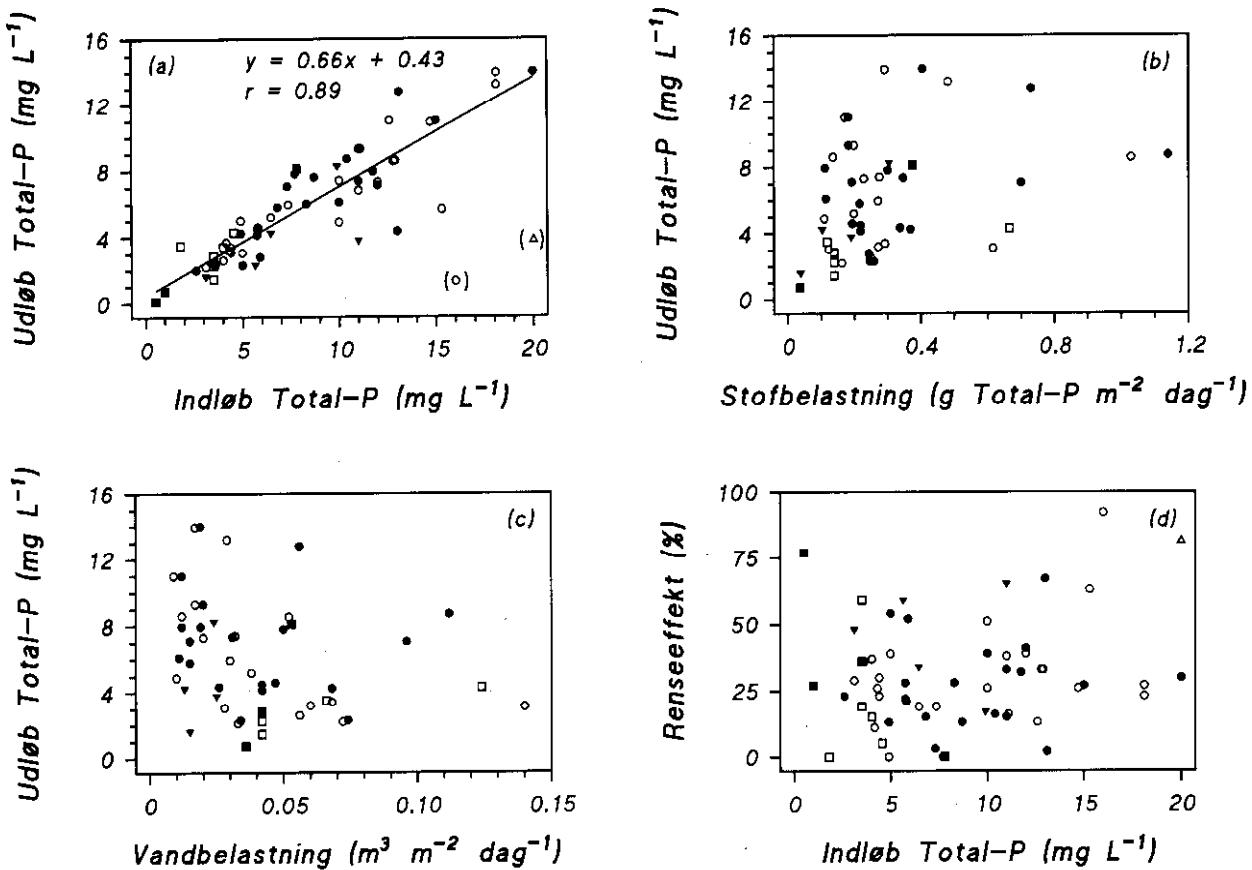


Figur 9: Median afløbskoncentration af henholdsvis (a) $\text{NH}_4\text{-N}$ og (b) $\text{NO}_2+\text{NO}_3\text{-N}$ afbildet imod median indløbskoncentrationer. Signatur: (○) landsbyanlæg, indløbsanalyser for mekanisk forrensning; (●) landsbyanlæg, indløbsanalyser efters mekanisk forrensning; (▼) skoler og institutioner; (■) industrianolæg; (△) enkelt-husstande; (□) efterpoleringsanlæg.

Ammonium og Nitrit+Nitrat

For 40, henholdsvis 36, anlæg foreligger analyseværdier for ind- og udløbsværdier af NH_4 (Fig. 9a) og for NO_2+NO_3 (Fig. 9b). Reduktionen af ammonium er generelt ringe, og tendensen er, at udløbskoncentrationerne er afhængige af indløbsværdierne, omend medianværdierne viser en betydelig spredning. Diagrammet for NO_2+NO_3 viser, at hovedparten af anlæggene, som forventet, har lave indløbskoncentrationer og en vis, men lav nitrifikation. En gruppe anlæg, omfattende bl.a. størstedelen af efterpoleringsanlæggene, der som forventeligt har højere nitratkoncentrationer i indløbene end de øvrige, udviser en vis, men lav reduktion i udløbskoncentrationerne, der kan tolkes som resultat af denitrifikation.

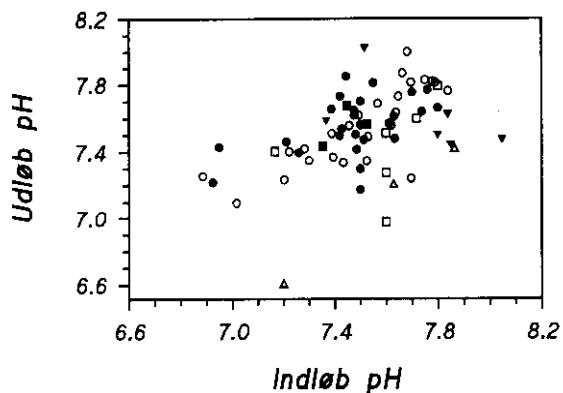
I henhold til rodzonekonceptet antages kvælstof fjernet ved en sekventiel nitrifikation-denitrifikation under spildevandets passage gennem anlægget (Kickuth, 1982). I dette forløb er rod- og rhizomudskillelse af ilt en central faktor. Imidlertid er det påvist ved eksperimenter med Tagrør, at iltudskillelsen i relation til ammoniumbelastningen er uden betydning (Brix, 1990). Den vigtigste proces for reduktion af kvælstof antages at være sedimentation af partikulært bundet kvælstof under spildevandets passage gennem anlæggets allerøverste lag. Derfor antages anlæg, der belastes med spildevand med et højt indhold af partikulært bundet kvælstof at have større renseeffektivitet mht. kvælstof end anlæg, der belastes med spildevand, hvor størstedelen af kvælstofindholdet findes som ammonium.



Figur 10: Median afløbskoncentration af Total-P afbildet imod (a) median indløbskoncentration, (b) median stofbelastning, og (c) median vandbelastning. (d) Gennemsnitlig renseeffekt baseret på median ind- og afløbskoncentrationer af Total-P afbildet imod median indløbskoncentration. Signatur: (○) landsbyanlæg, indløbsanalyser før mekanisk forrensning; (●) landsbyanlæg, indløbsanalyser efter mekanisk forrensning; (▼) skoler og institutioner; (■) industrianlæg; (△) enkelthusstande; (□) efterpoleringسانلæg. Punkter i parentes er ikke inkluderet i regressionsanalysen.

Total-P

Udløbskoncentrationerne af total-P er stærkt relaterede til indløbskoncentrationerne (Fig. 10a). Den lineære regression indikerer en gennemsnitlig renseeffektivitet på ca. 30%. Der kan ikke noteres nogen sammenhæng mellem udløbskoncentration af total-P og stofbelastning (Fig. 10b), ligeså lidt som mellem udløbskoncentration og hydraulisk belastning (Fig. 10c). Renseeffektiviteten er uafhængig af indløbskoncentrationerne (Fig. 10d). Som for total-N antages fjernelsen af total-P overvejende at kunne forklares ved sedimentation af slam i anlæggene.



Figur 11: Median pH-værdi i udløbet afbildet mod median pH-værdi i indløbet til rodzoneanlæg. Signatur:
 (○) landsbyanlæg, indløbsanalyser for
 mekanisk forrensning; (●) landsbyan-
 læg, indløbsanalyser efter mekanisk
 forrensning; (▼) skoler og institutio-
 ner; (■) industrianlæg; (△) enkelt-
 husstande; (□) efterpoleringsanlæg.

Ændringer i pH ved passage af anlæggene

For de fleste anlæg er pH målt i både ind- og udløb. Figur 11 viser middelværdier af de foreliggende målinger. Kun i to anlæg er udløbs-pH lavere end 7. Der er ikke, som det har været nævnt for tyske anlæg, en generel tendens til forsuring under spildevandets passage gennem anlæggene, hvilket kan have betydning for bl.a. stabiliteten af tungtopløselige fosforforbindelser i anlæggene. Fald i pH kunne indikere nitrifikation, omend spildevandets og jordbundens bufferkapacitet normalt vil være så stor, at et evt. fald næppe vil kunne registreres.

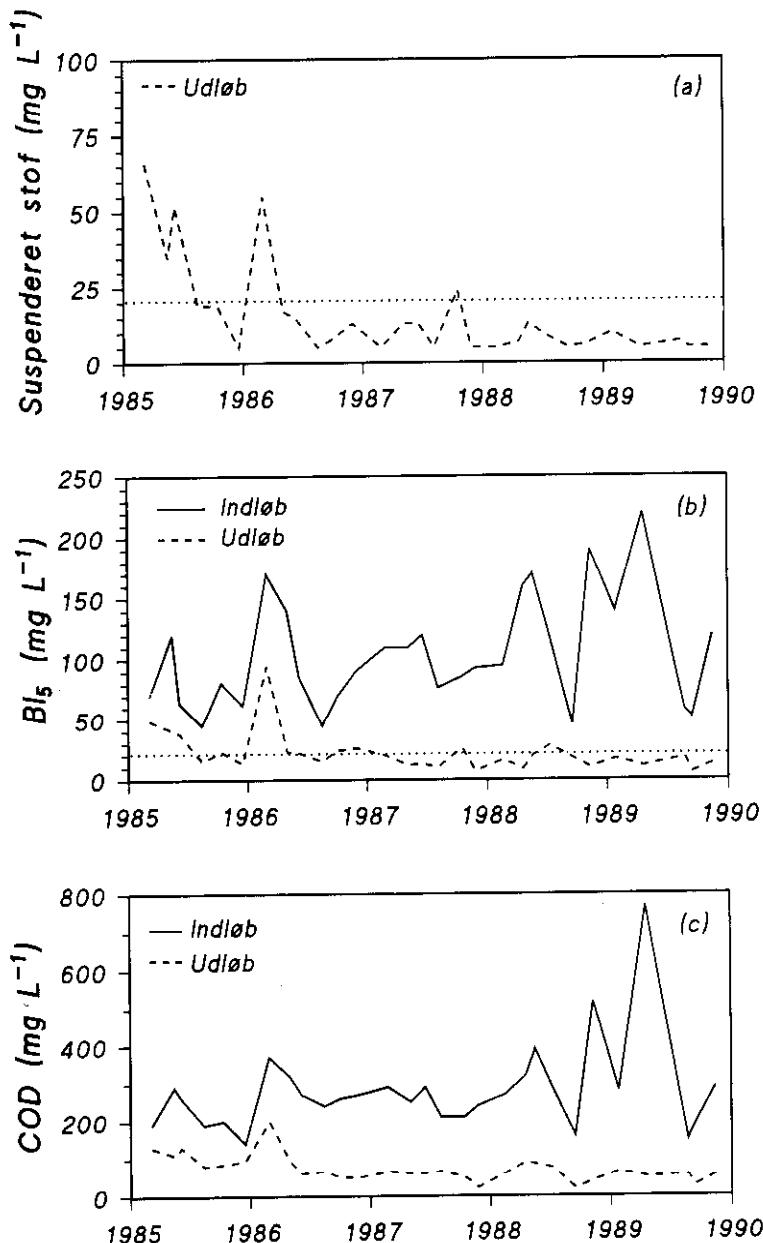
Rodzoneanlægs udvikling som funktion af alder

Et eksempel

Som eksempel på rodzoneanlægs udvikling som funktion af tid gengives driftsanalyser for anlægget ved Kaløskolerne, for hvilket der foreligger analyser med samme intensitet fra anlægsåret 1985 til 1990. Resultaterne for dette anlæg er desuden typiske for størstedelen af danske anlæg (Fig. 12-14).

Suspenderet Stof

Suspenderet stof er kun målt i udløb (Fig. 12a). Udo over i den første periode af anlægsåret samt i vinteren 1986, hvor anlægget i en kort periode var helt uden effekt, overholder anlægget sagtens det meddelte udledekkrav på $< 20 \text{ mg SS l}^{-1}$. De højeste værdier er, til en vis grad sammenfaldende med høj hydraulisk belastning (Fig. 13c).



Figur 12: Indløbs og afløbskoncentration af (a) Suspenderet stof, (b) BI₅, og (c) COD i rodzoneanlægget ved Kaløskolerne i anlæggets samlede driftsperiode. De stipede linjer angiver udledekkravene på 20 mg l^{-1} for suspenderet stof og BI₅.

Biotisk Iltforbrug (BI_s)

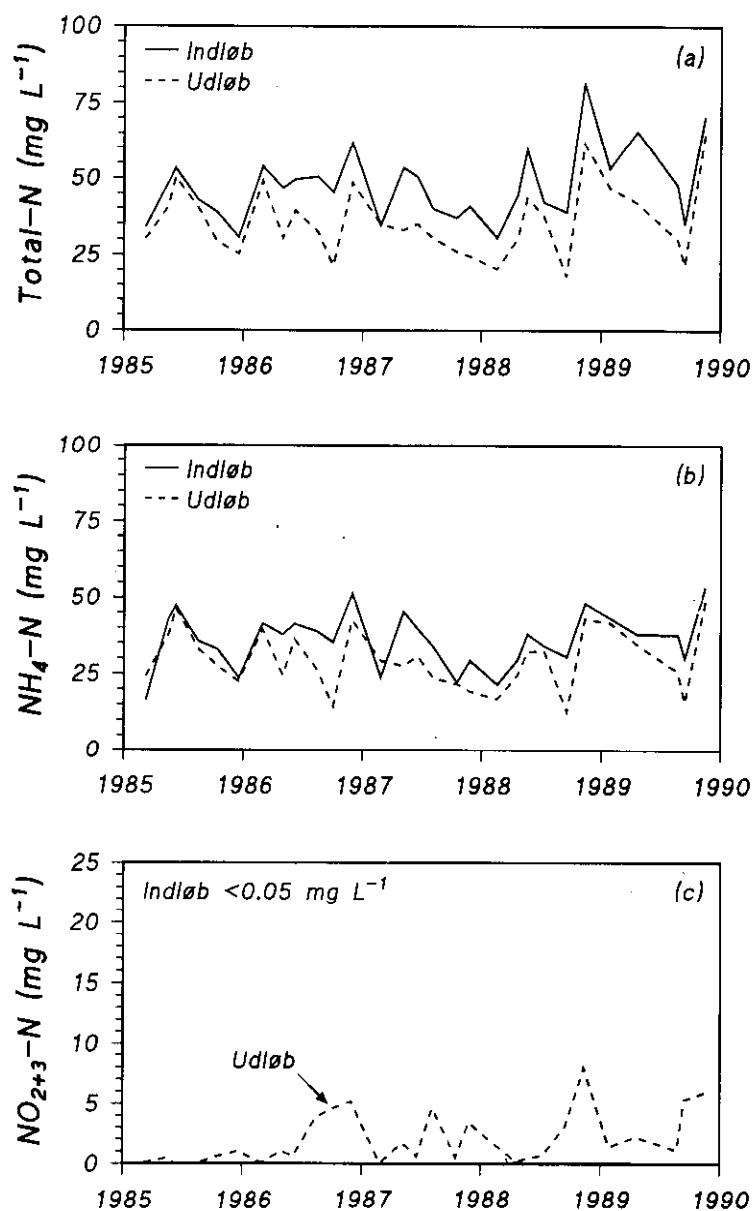
Med undtagelse af en del af anlægsåret samt i vinteren 1986 er udløbskoncentrationerne af BI_s omkring eller lavere end udlederkravet på 20 mg l⁻¹ (Fig. 12b). Variationerne i udløbsværdier afspejler kun i ringe grad variationerne i indløbsværdier. Udviklingen i effektivitet med tiden er, udover for anlægsåret, ringe.

Kemisk Iltforbrug (COD)

Forløbet af udløbskoncentrationer af COD følger stort set forløbet for BI_s (Fig. 12c). På trods af stor variation i indløbskoncentration af COD er afløbskoncentrationen rimeligt stabil (< 100 mg l⁻¹). Efter det første års drift ses ingen væsentlig forbedring i effektivitet.

Kvælstof

Effektiviteten mht. reduktion af total-N er ringe (ca. 20 %) og, efter første driftsår, uafhængig af anlæggets alder (Fig. 13a). Størstedelen af det tilledte kvælstof findes i form af ammonium (Fig. 13b). Rensemængden mht. NH₄⁺ er ringe (ca. 10%), hvilket indikerer ringe nitrifikation, som også afspejles i figur 13c. Nitratindholdet i tilløbet til anlægget er generelt lavt. Fra 1986 er der dog et svingende, men lavt indhold af nitrat i afløbet. Dette kunne være restkoncentrationer efter en koblet nitrifikation/denitrifikation, men effektiviteten mht. total-N reduktion taler imod dette. Alternativt kan nitratindholdet i afløbet skyldes indslæbning af nitratholdigt grundvand fra de omkringliggende marker, idet anlægget kun delvist er afgrænset med en membran.



Figur 13: Indløbs og afløbskoncentration af (a) Total-N, (b) NH₄-N, og (c) NO₂+NO₃-N i rodzoneanlægget ved Kaløskolerne i anlæggets samlede driftsperiode. Indløbskoncentrationerne af NO₂+NO₃-N er generelt <0.05 mg l⁻¹

Fosfor

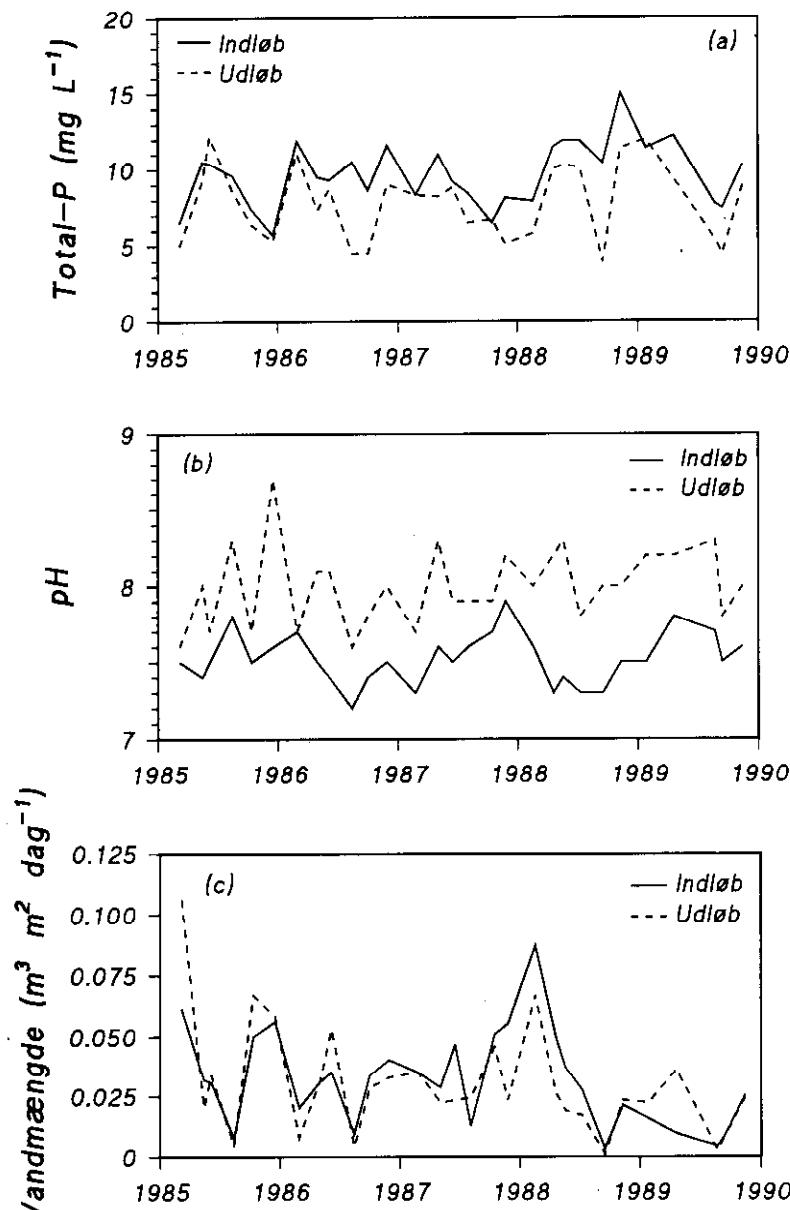
Renseeffektiviteten mht. reduktion af total-P er generelt ringe (ca. 10%), og den synes ikke at forbedres væsentligt efter det første driftsår (Fig. 14a).

pH

Det tilledte spildevands pH er ca. 7,5. Ved passage gennem anlægget stiger pH til ca. 8,0 (Fig. 14b). Udløbs-pH varierer generelt i fase med indløbsværdierne, hvilket kan skyldes måleusikkerhed i pH-analysen ved de enkelte prøvetagninger.

Hydraulisk belastning og vandbalance

Den hydrauliske belastning af Kalø-anlægget er typisk for den kategori af anlæg anlægget tilhører: Skoler og institutioner. Vandbelastningen er meget varierende afhængig af belægningen på skolerne. Ved landbyanlæg er den hydrauliske belastning generelt mindre variabel. Kurven for indløbsvandmængde afspejler den ringe belastning, der sker i Kaløskolernes sommerferie (Fig. 14c). Afløbsvandmængderne er i perioder højere end indløbs-

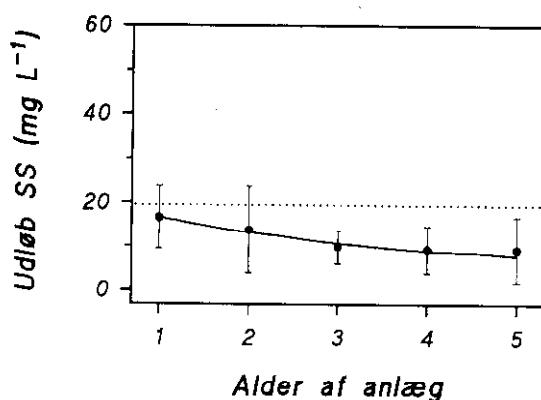


Figur 14: Indløbs- og afløbskoncentration af (a) Total-P, (b) pH, og (c) registrerede vandmængder i rodzone-anlægget ved Kaløskolerne i anlæggets samlede driftsperiode.

mængderne, hvilket kan skyldes nedbør omkring måletidspunkterne. Nedbørsbelastningen kan ved kraftig nedbør antage værdier af samme størrelsesorden som den dimensionerede hydrauliske belastning med spildevand. Udløbsvandmængder lavere end indløbsvandmængder kan afspejle anlæggets evapotranspiration samt evt. en vis nedsivning, idet anlægget kun delvis hviler på en kunstig membran. Registrerede forskelle imellem ind- og afløbsvandmængder kan dog ikke umiddelbart tilskrives disse to faktorer, idet der i måledøgnet kan ske akkumulation af vand i anlægget eller udtømning af vand fra anlægget, afhængigt af den aktuelle hydrauliske belastning i måledøgnet. Endvidere er usikkerheden på registrering af så små vandmængder, som der er tale om her, forholdsvis stor.

Udvikling som funktion af alder for 10 rodzoneanlæg

For 10 af de registrerede anlæg gælder, at de har været i drift i mindst fem år, og at der foreligger regelmæssige prøvetagninger med analysedata for SS, BI_s, total-N og total-P. Gennemsnitsværdier af median udløbskoncentrationer og renseeffektiviteter for de enkelte driftsår er afbildet i figur 15-18.



Figur 15: Gennemsnitlig afløbskoncentration af suspenderet stof (middel \pm SD) i de enkelte driftsår for 10 danske rodzoneanlæg, der har været i drift i mindst 5 år.

Suspenderet stof

Udløbskoncentrationen af SS viser et signifikant fald indtil det tredie driftsår, hvorefter niveauet synes at stabiliseres omkring 10 mg l⁻¹ (Fig. 15). Dette er for de fleste anlægs vedkommende sammenfaldende med udviklingen af en tæt og sammenhængende vegetation.

Biokemisk Iltforbrug (BI_s)

Den gennemsnitlige afløbskoncentrationen af BI_s falder betydeligt gennem de første fire års drift, hvorefter udløbskoncentrationen stabiliserer sig omkring 15 mg l⁻¹ (Fig. 16a). Det almindeligste afløbskrav på 20 mg l⁻¹ er generelt opfyldt det tredie år. Renseeffektiviteten udvikler sig fra ca. 75% til ca. 90 % gennem perioden (Fig. 16b).

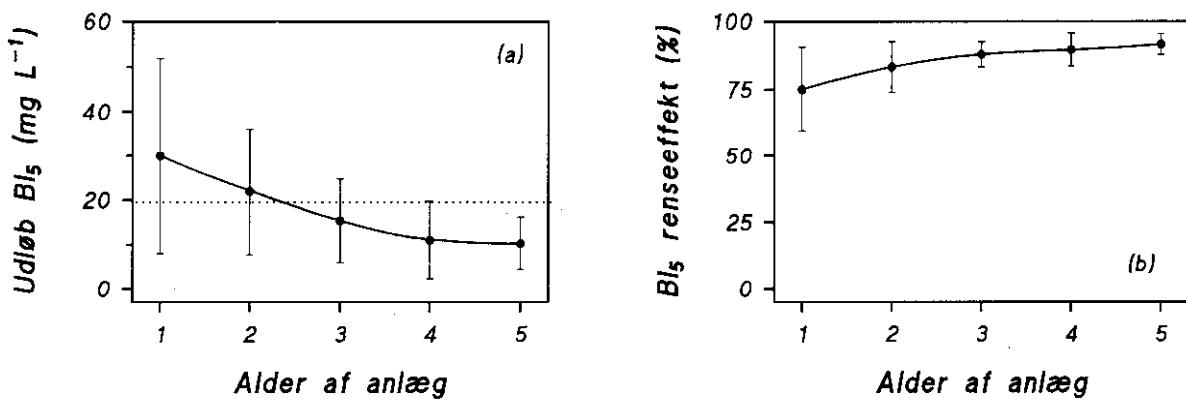
Total-N

Den gennemsnitlige afløbskoncentration af Total-N viser en svag udvikling mod lavere værdier (Fig. 17a). Den laveste middelværdi ligger imidlertid så højt som ca. 20 mg l⁻¹. Renseeffektiviteten for disse anlæg viser en stigning fra ca. 35% til ca. 45% gennem perioden (Fig. 17b).

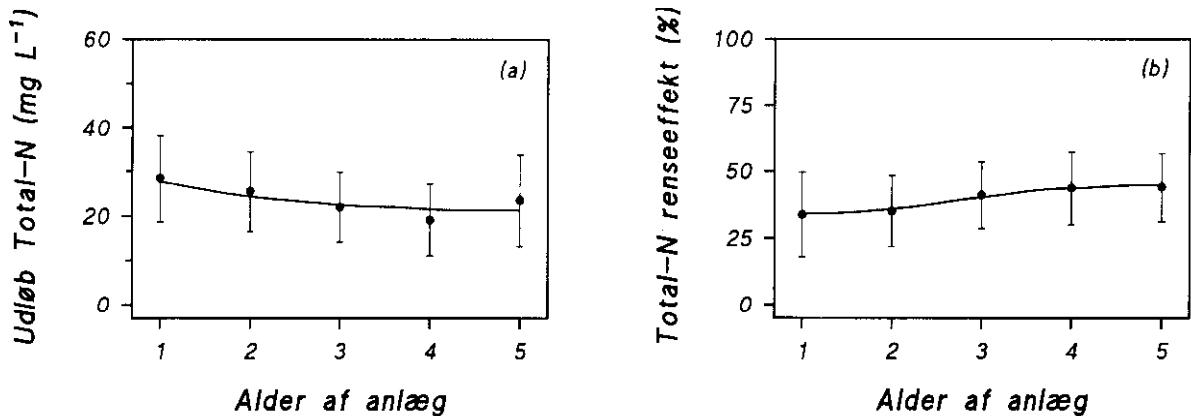
Total-P

Den gennemsnitlige afløbskoncentration af total-P viser et ikke overbevisende fald fra ca. 8 til ca. 7 mg l⁻¹ (Fig. 18a). Renseeffektiviteten udvikler sig ligeledes svagt, men ikke signifikant fra ca. 25% til ca. 30% (Fig. 18b).

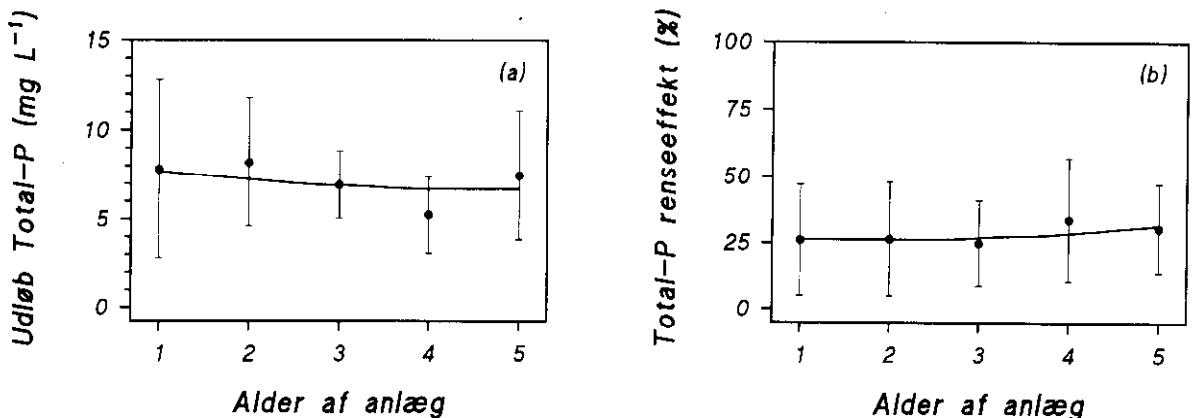
Sammenfattende kan der konstateres en tydelig udvikling i anlæggernes renseeffektivitet mht. SS og BI_s, mens der ikke ses nogen væsentlig udvikling i effektiviteten mht. total-N og total-P.



Figur 16: Gennemsnitlig (middel \pm SD) afløbskoncentration (a) og renseeffekt (b) for BI, de fem første driftsår af 10 danske rodzoneanlæg.



Figur 17: Gennemsnitlig (middel \pm SD) afløbskoncentration (a) og renseeffekt (b) for Total-N de fem første driftsår af 10 danske rodzoneanlæg.

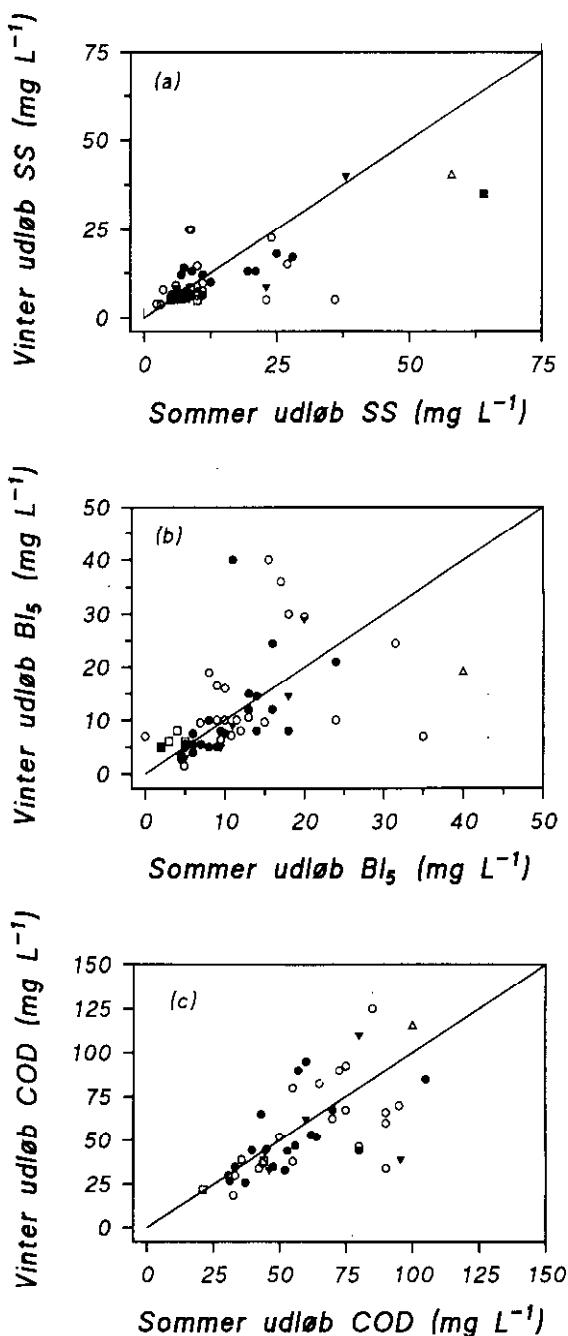


Figur 18: Gennemsnitlig (middel \pm SD) afløbskoncentration (a) og renseeffekt (b) for Total-P de fem første driftsår af 10 danske rodzoneanlæg.

Sæsonvariation i renseeffekt

Effekt af temperatur på den biologiske stofomsætning

Temperaturen har stor effekt på den hastighed hvormed de mikrobielle omsætningsprocesser forløber. I hvor stor udstrækning en proceshastighed er afhængig af temperaturen angives ofte ved temperatur koefficienten, Q_{10} , der er den faktor, en proceshastighed øges med ved en forøgelse af temperaturen på 10°C . Temperaturkoefficienten er typisk lig med to for mange biologiske processer, dvs. at proceshastigheden fordobles når temperaturen hæves med 10 grader. I danske rodzoneanlæg varierer vand- og jordtemperaturen mindst med 10°C mellem sommer og vinter. Man kan derfor forvente, at den mikrobielle omsætning af organisk stof vil være mindre effektiv i vinterhalvåret.



Figur 19: Median afløbskoncentration af (a) suspenderet stof, (b) BI₅, og (c) COD i vinterhalvåret (november-april) afbildet imod afløbskoncentrationerne i sommerhalvåret (maj-oktober). De indtegnete linjer angiver niveauet for ens afløbskoncentrationer.

Suspenderet stof

I figur 19 er sammenhørende afløbskoncentrationerne af suspenderet stof, BI_s, og COD for henholdsvis vinterhalvåret (november-april) og sommerhalvåret (maj-oktober) plottet. Koncentrationen af suspenderet stof er for en række anlæg højere i sommerhalvåret end i vinterhalvåret (Fig. 19a). Dette kan i de fleste tilfælde tilskrives tilstedeværelsen af åbent vand i afløbsfaskinen. I sommerhalvåret vil der i denne ske en opformering af planktoniske alger, og således en produktion af suspenderet stof. Ligeledes vil der i visse tilfælde, såfremt afløbsfaskinen helt tildækkes med fx. Andemad eller Tæppegræs, kunne opstå iltfri forhold i vandet, og i det aflejrede slam på bunden af afløbsfaskinen vil der kunne forekomme "bundvendinger", der ligeledes vil øge afløbsvandets indhold af suspenderet stof. Der bør derfor ikke forekomme en åben vandfase i rodzoneanlæggernes afløbsfaskine. Vandstanden i rodzoneanlægs afløbside bør generelt sættes helt i bund, undtagen i perioder hvor det af hensyn til væksten af de indplantede sumpplanter eller for kontrol af ukrudt er nødvendigt at oversvømme anlægget.

BI_s og COD

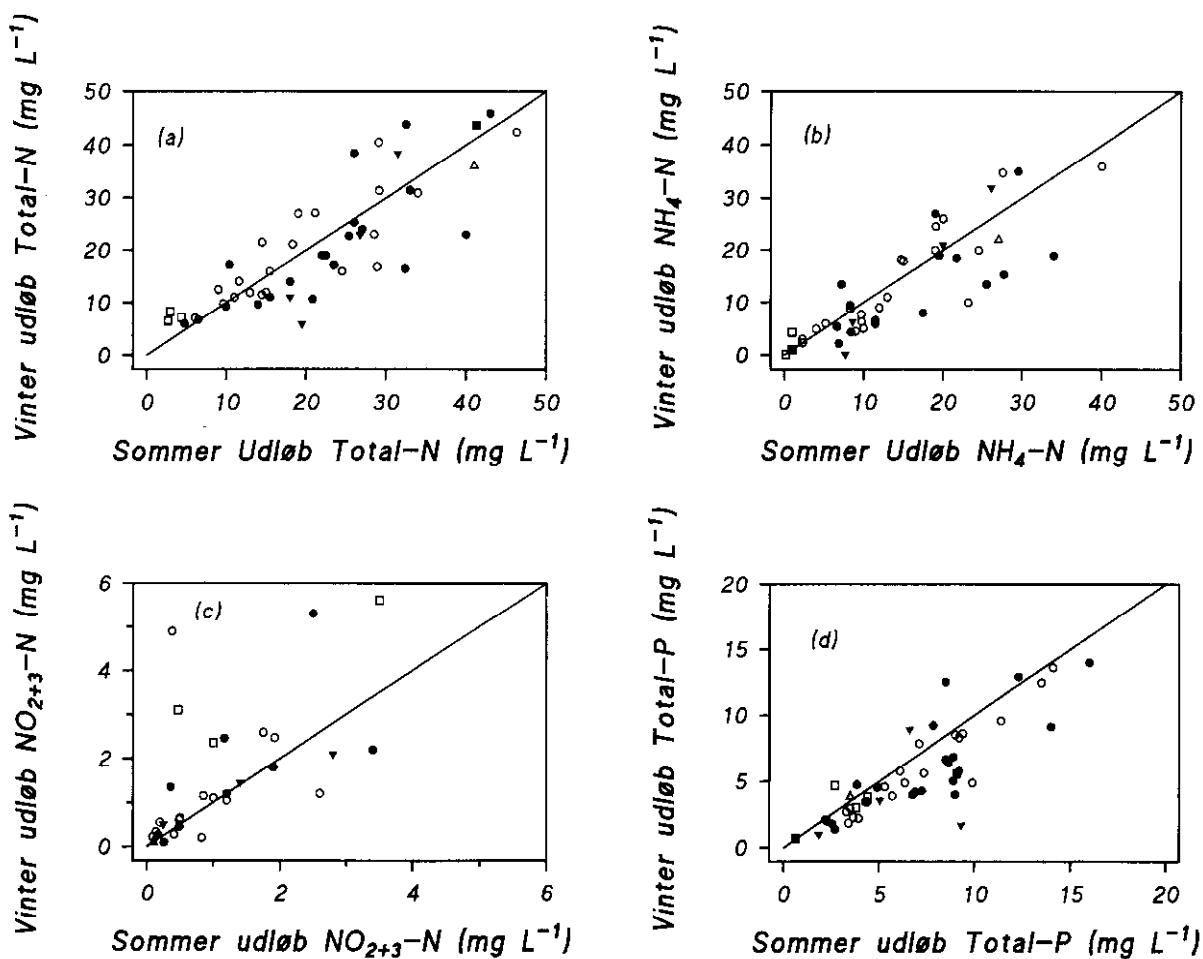
For BI_s og COD er punkterne ligeligt fordelt omkring den indplottede linie. Der er således - imod forventning - ingen generel sæsonvariation i renseeffekt mht. organisk stof (Fig. 19b, c). En analyse af omsætningskonstanter for BI_s henholdsvis sommer og vinter bekræfter denne observation (Brix et al., 1989). Resultaterne skal selvfølgelig ses i lyset af den tidsperiode analyseresultaterne repræsenterer. I perioden 1987-1990 har vintrene generelt været milde, og der har ikke været lange sammenhængende perioder med streng frost. I udenlandske anlæg har man set eksempler på, at rodzoneanlæg kan fryse helt til i en periode i vinterhalvåret med dårlige renseresultater til følge (Schierup & Brix, 1990). Herhjemme dannedes der i den kolde vinter i 1986-87 et tykt islag på overfladen af nogle nyetablerede anlæg. Spildevandet fordelte sig i disse i mere eller mindre veldefinerede kortslutningskanaler mod afløbet uden at opnå en nævneværdig rensning. I anlæg med veletableret vegetation har noget tilsvarende ikke været observeret.

Kvælstof

For total-N fordeler observationerne sig ligeligt omkring den indtegne linie (Fig. 20a). Det samme synes at være tilfældet for NH₄-N, dog måske med en lille overvægt i anlæg med højere afløbskoncentration i sommerhalvåret (Fig. 20b). Afløbskoncentrationen af NO₂+NO₃-N er generelt lav både sommer og vinter (Fig. 20c). For en række anlæg synes afløbskoncentrationen at være højere om vinteren end om sommeren. Grundet de lave temperaturer i vinterhalvåret, kan dette ikke tilskrives øget nitrifikation i anlægget, men nok snarere en øget tilførsel af NO₃-holdigt drænvand i vinterhalvåret.

Fosfor

Billedet for total-P viser at afløbskoncentrationen af total-P ikke er væsentligt forskellig sommer og vinter (Fig. 20d). Der er dog en overvægt i anlæg med højere afløbskoncentration om sommeren. Dette kan muligvis skyldes, at der er større indsvivning og dermed lavere indløbskoncentrationer af total-P om vinteren end om sommeren. Endvidere vil fordampningen (evapotranspirationen) fra vegetationen, der kun er af betydning i sommerhalvåret, kunne have en koncentrerende effekt.



Figur 20. Median afløbskoncentration af (a) total-N, (b) NH₄-N, (c) NO₂+NO₃-N, og (d) total-P i vinterhalvåret (november-april) afbildet imod afløbskoncentrationerne i sommerhalvåret (maj-oktober). De indtegnete linier angiver niveauet for ens afløbskoncentrationer

Samlet viser resultaterne, at årstidsvariationen i rodzoneanlægs afløbskoncentration er minimal eller ikke eksisterende. Dette kan skyldes, at der sker en gradvis adaptation af de i rodzoneanlæg forekommende mikroorganismer gennem året, både kvalitativt og kvantitativt, således at anlæggernes mikrobielle omsætningskapacitet bibeholdes om vinteren. Især den mikrobielle nitrifikation- og denitrifikation er temperaturfølsom. Man kunne derfor forvente, såfremt disse processer har kvantitativ stor betydning for kvælstofreduktionen, at der især kunne observeres en sæsoneffekt for kvælstoffjernelsen i anlæggene. Dette er imidlertid ikke tilfældet, hvilket skyldes at nitrifikation (og denitrifikation) heller ikke er af kvantitativ betydning i sommerhalvåret. De vigtigste renseprocesser for både kvælstof og fosfor synes derfor at være deponering i rodzoneanlæggene, der i sagens natur ikke er temperaturafhængig.

Vegetationsudvikling og vegetations-effekt

De grundlæggende ideer bag rodzoneanlæg som alternativ til konventionelle renseanlæg for små udledere er opbygning af en integreret reaktor, hvor de samme fysiske, kemiske og mikrobiologiske processer, som virker i de fuldt udbyggede konventionelle anlæg, kan forløbe i et jordvolumen beplantet med sumpplanter. Jordvoluminet er således reaktoren, hvor der skal foregå en mekanisk filtrering (tilbageholdelse af SS incl. patogener), en række kemiske reaktioner som i konventionelle anlæg bl.a. sker ved kemikalietilsætninger (fosforfiksering, fiksering af tunge metaller) og en række mikrobielt medierede processer. De nødvendige mikrobielle processer forudsætter såvel aerobe som anoxiske og anaerobe miljøer. De mikrobielle processer forudsættes at finde sted i biofilm, der beklæder jordbundens store indre overflade. Sumpplanternes hovedroller i reaktoren er tre:

Sumpplanternes rolle i rodzoneanlæg

- at tilvejebringe aerobe miljøer i jordvoluminet gennem en kvantitativ tilstrækkelig iltudskillelse via rødderne som forudsætning for den nødvendige nitrifikation af spildevandets ammoniumindhold (beluftning)
- at tilføre jordvoluminet et tilskud af grovporer ved rod- og rhizomvækst med henblik på at øge det givne jordvolumens hydrauliske ledningsevne og dermed øge det aktive jordvolumen
- at tilføre anlæggets jord organisk stof dels som kulstofkilde for denitrifikationen, dels for fiksering af tunge metaller.

Sumpplanterne har derudover en rolle ved at forøge fordampningen fra anlægget og dermed potentielt at reducere den afledte vandmængde.

Anvendte plantearter

Valget af sumpplanter som vegetation i rodzoneanlæg har, bortset fra enkelte eksklusive forsøg, indskrænket sig til to arter: Tagrør (*Phragmites australis*) og Bredbladet Dunhammer (*Typha latifolia*). Af disse er Tagrør langt den hyppigst anvendte. Forklaringen på anvendelsen af netop disse to arter er, at de begge er næringskrævende, og derfor vil kunne tåle en belastning med spildevand. Desuden, at de begge har kraftige rødder og rhizomer med et veludviklet luftvæv. Luftvævet, som transportvej mellem atmosfæren og planternes underjordiske dele, er en nødvendig tilpasning for planter, der vokser i et vandmættet miljø, hvor hastigheden af den nødvendige iltforsyning gennem jorden til de underjordiske dele af planterne ikke er høj nok til at efterkomme behovet. Iagttagelsen af et vist iltudslip fra rødder og rhizomer til den omgivende jord er baggrunden for antagelsen af, at netop de nævnte arter ville være effektive i rodzoneanlæg. Når Tagrør er den foretrukne art, skyldes det, at Tagrør har det dybest gående rhizom-og rodsysten blandt danske arter af sumpplanter. Ved at anvende Tagrør skulle man kunne opnå en effektiv volumenudnyttelse i de anlagte bede, og derved minimere arealdimensioneringen til det mindst mulige. Hvor der er anvendt Bredbladet Dunhammer, er tilplantningen med denne sket i indløbsdelen af anlæggene med den begrundelse, at Dunhammer i højere grad end Tagrør er tålsom over for konstant vandmætning af jordbunden under høje nærings-saltbelastninger. Endvidere udvikler Bredbladet Dunhammer hurtigere en tæt og sammenhængende vegetation, hvilket kan modvirke dannelse af erosionskanaler i etableringsfasen.

Vegetationens udvikling

Tilplantningen af danske rodzoneanlæg er sket enten (a) med klumper af opgravede planter hentet i nærliggende naturlige vegetationer, (b) med rhizomstykker tilvejebragt på tilsvarende måde, evt. importeret fra en tysk leverandør, eller (c) ved udplantning af frøplanter i potter frembragt på planteskoler i Danmark eller i Tyskland. Tilplantningen har fundet sted enten om efteråret eller om foråret. Erfaringerne viser, at det bedste udplantningstidspunkt i almindelighed har været foråret, og at den hurtigste etablering af en sluttet Tagrørsvægten opnås med anvendelse af rhizomstykker eller med frøplanter. En vigtig forudsætning for god udvikling af de indplantede arter er vandmætning, evt. lav vanddækning, af jordoverfladen i etablerings året. Derved opnås, at arter af specielt én-toårig landplanter, som effektivt koloniserer vegetationslös jord, ikke hæmmer de indplantede arters vækst i deres tidlige udvikling og dermed bliver konkurrenter til disse om plads og lys.

Ukrudt

For en lang række danske anlæg har vandmætning/vanddækning af jorden i tilplantningsåret været forsømt, eller kun en del af arealerne har været vandmættede pga. utilstrækkeligt nivellelement. Resultatet har i mange tilfælde været kraftig vegetation af ukrudt i form af hurtigtvoksende landplanter med dårlig etablering af de indplantede arter til følge. I andre anlæg har der, over større eller mindre dele af arealet, været for høj en vanddækning, som i forbindelse med aflejring af slam fra spildevandet har bevirket, at der har indfundet sig uønskede sump- eller vandplanter, som ligeledes er blevet et ukrudtsproblem. I et par anlæg har man fra starten fjernet ukrudt, mens ukrudtsproblemet, ligeledes i et par anlæg, har været så voldsomt, at en fjernelse af al vegetation og gentilplantning har været skønnet nødvendigt. Det kvalitative omfang af uønskede arter fremgår af, at der ved undersøgelser i 43 anlæg er registreret 112 arter ud over de indplantede.

Forekomst af "tørre" områder i rodzoneanlæg

En generel observation i en række anlæg er en mosaik af relativt tørre arealer med landplanter og våde arealer med de indplantede sumpplanter, som afspejler forekomsten af de laveste arealer, henover hvilke overfladeafløbet af spildevandet finder sted.

I 40 anlæg er der i sensommeren 1989 indsamlet biometriske data for Tagrørsvægten. I anlæg, hvor arealer med landplanter udgør et væsentligt indslag i vegetationen, er der målinger fra såvel den vandmættede del som fra den mere tørre jordbund. Eksempler på biometriske data er anført i Tabel 1. Tabel over alle data findes som bilag 4.

Tabel 1. Eksempler på biometriske data for Tagrørsvægten fra danske rodzoneanlæg. Maksimal og minimal skudtæthed og overjordisk biomasse er angivet for rodzoneanlæggene i Thise og Strandehjørn. Skudtæthed og biomasse på henholdsvis vandmættet og tør bund inden for samme anlæg er angivet for rodzoneanlægget i Sabro.

Anlæg	Våd/tør	Skudtæthed (skud m ⁻²)	Overjordisk biomasse (g TS m ⁻²)
Thise	våd	200	1630
Strandehjørn	tør	79	164
Sabro	våd	173	814
Sabro	tør	62	283

Leaf Area Index (LAI)

Det fremgår af disse værdier, at der kan optræde store forskelle fra anlæg til anlæg, og inden for samme anlæg, på såvel skudtæthed som på biomasse. Mens skudtæheten har betydning for anlæggets ruhed, og dermed for sedimentationsforholdene, er størrelsen af den overjordiske biomasse, udover at være et udtryk for Tagrørenes trivsel, et udtryk for bladarealet pr. rodzonearealenhed. Leaf Area Index (LAI) udtrykker bladarealet ensidigt målt i m^2 pr. m^2 anlægsoverflade. I Thise-anlægget vil LAI være af størrelsesordenen 6, hvilket forøger fordampningspotentialet ca. seks gange i forhold til fordampningen fra en vanddækket overflade. For Strandelhjørn-anlægget vil LAI være af størrelsesordenen 2.

De målte biometriske data omfatter imidlertid kun Tagrørsvegetationen. Skudtæhed og biomasse for den ikke-indplantede vegetation er ikke taget i betragtning, selvom de i mange anlæg bidrager væsentligt til såvel anlægsoverfladens ruhed som den samlede vegetations LAI.

Underjordisk biomasseudvikling og vertikalfordeling

En forudsætning for effektiv volumenudnyttelse i rodzoneanlæg, og dermed for lavest mulig arealdimensionering pr. PE, er maksimal vertikal udbredelse og fordeling af sumpplanternes underjordiske biomasse. En undersøgelse af den underjordiske biomassefordeling er foretaget i fire anlæg, hvoraf 3 har været i drift i 5 år (Moesgård, Knudby, Egeskov), mens ét har været i drift i 3 år (Rudbøl). I det omfang det har været muligt, er der optaget borekerner ($\varnothing 10$ cm) i 20-cm intervaller ned til ca. 60 cm dybde, hvorefter rødder og rhizomer er udsorterede, tørret og vejet. Resultaterne fremgår af Tabel 2.

Tabel 2. Den vertikale fordeling af underjordisk biomasse af Tagrør (*Phragmites australis*) i 4 rodzoneanlæg i september 1989 fordelt på henholdsvis rødder og rhizomer. Gennemsnit (m) og standard afvigelse (sd) baseret på 6 borekerner i hvert anlæg er angivet. I Moesgård-anlægget er der desuden estimeret underjordisk biomasse af Bredbladet Dunhammer (*Typha latifolia*).

⁽¹⁾: Bredbladet Dunhammer; ⁽²⁾: Tagrør

Anlæg	Dybde (m)	Biomasse ($g\ ts\ m^{-2}$)				Total m	sd
		Rødder m	sd	Rhizomer m	sd		
Egeskov	0 - 20	136	68	449	277	585	341
	20 - 40	83	36	439	139	448	217
	40 - 60	47	8	-	-	47	8
Knudby	0 - 20	-	-	-	-	1721	1189
	20 - 40	-	-	-	-	414	-
Moesgård ⁽¹⁾	0 - 20	297	-	2284	-	2681	-
	20 - 40	14	-	8	-	22	-
Moesgård ⁽²⁾	0 - 20	234	-	1401	-	1634	-
	20 - 40	63	-	313	-	376	-
Rudbøl	0 - 20	130	90	1108	977	1238	1057
	20 - 40	59	39	287	264	295	296

Underjordisk biomassefordeling

Som det også er tilfældet i naturlige bestande af Tagrør på lignende jordbund findes den største del af biomassen i de øverste 40 cm. For samtlige anlæg er noteret forekomst af rødder til mere end 50 cm dybde. Et resultat af en omfattende undersøgelse af rod- og rhizomvæksten for Tagrørsvegetationen i Moesgård-anlægget i 1985 viste rhizomforekomst til ca. 60 cm dybde og rodforekomst ned til 75 cm dybde. Den underjordiske biomasses fordeling for Bredbladet Dunhammer er undersøgt i Moesgård-anlægget. Her forekommer den overvejende del i de øverste 20 cm. Fra undersøgelsen af rod- og rhizomvæksten i Moesgård-anlægget i 1985 for Dunhammer viste rhizomforekomst til 35 cm dybde og forekomst af rødder til 50 cm dybde.

Dominerende plantearter i rodzoneanlæg

I 38 rodzoneanlæg er der i september-oktober 1989 noteret de kvantitativt mest iøjnefaldende arter af blomsterplanter (Bilag 5). Udoer de indplantede arter, Tagrør og Bredbladet Dunhammer forekommer ialt 112 arter. Heraf er 54 arter sumpplanter, hvoraf 4 er en- eller toårige, mens 50 arter er flerårige (stauder). De øvrige 60 arter er landplanter, hvoraf 6 er enårige, mens 54 er flerårige. Mere end 50% af de noterede arter er altså landplanter, hvilket indikerer, at i det mindste en del af arealet i en lang række anlæg ikke er vandmættet. Forekomsten af én- og toårige arter er udtryk for, at der har været vegetationsløse arealer, hvor disse pionerarter har kunnet etablere sig. Antallet af arter af landplanter, såvel som antallet af én- og toårige arter af sumpplanter, vil formodentlig reduceres med tiden pga. de flerårige sumpplanters evne til vegetativ formering, som foregår ved vækst af underjordiske udløbere. Disse vil typisk vokse i en dybde, hvor jordens vandindhold er større end i overfladen af de tørre områder. Den foreliggende artsliste vil kunne tjene som udgangspunkt for en eventuel senere beskrivelse af vegetationsudviklingen.

Vegetationsudvikling og renseeffektivitet

Gruppering af anlæg i henhold til dominerende vegetation

Med udgangspunkt i rodzonekonceptets forudsætninger om de indplantede sumpplantearters funktion i renseprocesserne, er der i det følgende foretaget en gruppeopdeling af anlæg på basis af vegetationens udseende i 1989. Opdelingen repræsenterer:

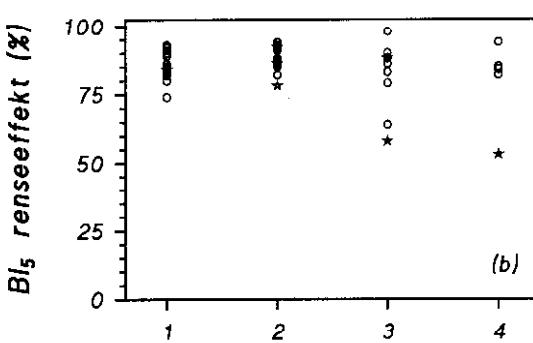
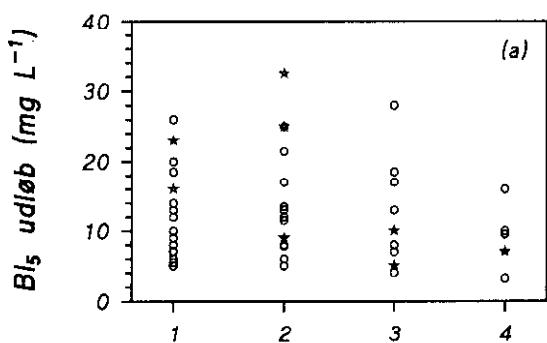
1. Anlæg med tæt vegetation af Tagrør
2. Anlæg med spredt vegetation af Tagrør
3. Anlæg tilplantet med såvel Tagrør som Bredbladet Dunhammer
4. Anlæg domineret af ikke-indplantede arter af land- og/eller sumpplanter

Vegetationens betydning for renseeffektiviteten

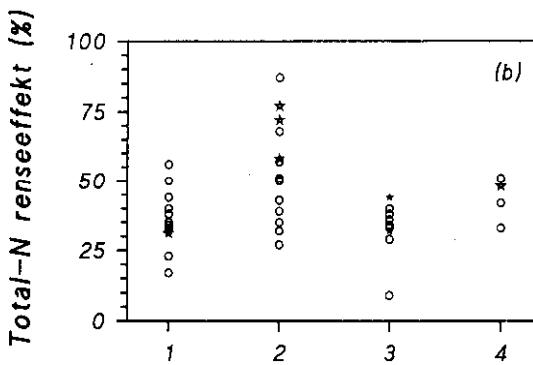
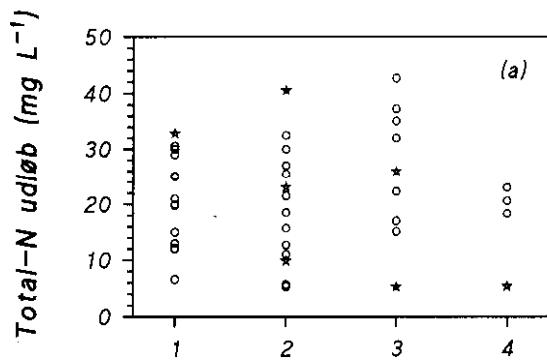
Med henblik på at undersøge vegetationstypens betydning for udløbskoncentrationer og renseeffektivitet for BI₅, total-N og total-P, er de gennemsnitlige afløbskoncentrationer af disse parametre samt renseeffektiviter plottet mod anlæggernes vegetation i figur 21-23. Cirkler angiver anlæg, der betjener landsbyer, stjerner angiver alle andre anlægstyper.

Samtlige plots viser, at der ikke er noget mønster i form af specielt lave udløbskoncentrationer eller specielt høje renseeffektiviteter knyttet til en eller flere af de opstillede vegetationstyper. Det kan således konkluderes, at udløbskoncentrationer og renseeffektiviteter for de nævnte parametre generelt er uafhængige af rodzoneanlæggernes vegetationstype og dermed ikke er specielt koblede til udviklingen af den indplantede vegetation. Denne

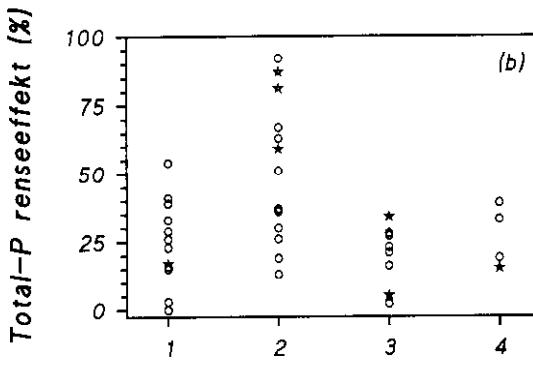
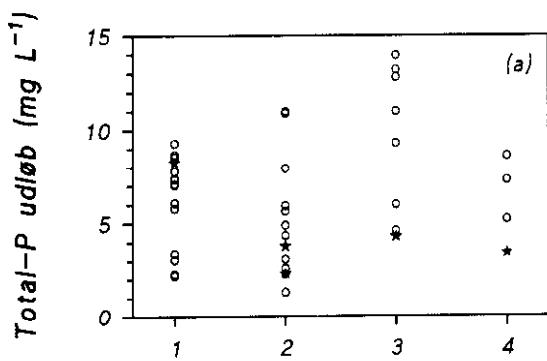
konklusion indebærer dog ikke, at anlæggenes funktion er uafhængig af tilstedeværelsen af vegetation, der, i forhold til en vegetationsløs overflade, tilfører anlægget en betydelig ruhed og dermed stærk forbedrede sedimentationsforhold.



Figur 21. Gennemsnitlig afløbskoncentration (a) og renseeffekt (b) for BI_3 i en række rodzoneanlæg med forskellig vegetation. For vegetationstyper 1-4, se tekst. (○) Landsbyanlæg; (*) Andre anlæg.



Figur 22. Gennemsnitlig afløbskoncentration (a) og renseeffekt (b) for Total-N i en række rodzoneanlæg med forskellig vegetation. For vegetationstyper og signatur, se fig. 21.



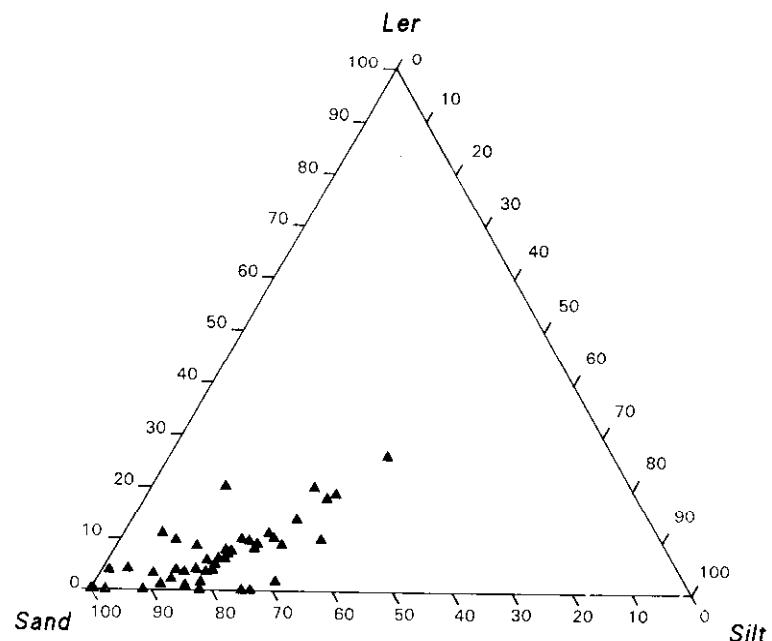
Figur 23. Gennemsnitlig afløbskoncentration (a) og renseeffekt (b) for Total-P i en række rodzoneanlæg med forskellig vegetation. For vegetationstyper og signatur, se fig. 21.

Jordbundsudvikling

Matrix for renseprocesserne i rodzoneanlæg er anlæggernes jordbund. Rodzonekonceptet forudsætter et aktivt rodzonevolumen til en vis dybde, typisk 60 cm, med en horizontal hydraulisk ledningsevne af størrelsesordenen 10^{-3} - 10^{-4} m s⁻¹ (Kickuth, 1982). Jordbundens initiale rumfang af middel- og grovporer er afgørende for hvor stor en vandmængde anlæggene kan belastes med i etableringsperioden, såfremt vandbevægelsen skal kunne ske horisontalt og under jordoverfladen. Udgangspunktet, at jordbunden er en integreret reaktor for alle renseprocesser, hviler dels på, at jordbundskemiske processer kan resultere i fældning af en række stoffer, dels at jordbundens store indre overflade er en forudsætning for et stort mikrobielt omsætningspotentiale. Specielt akkumuleringen af fosfor og af visse metaller i jordbundsprofiler vil derfor afspejle, i hvilken udstrækning det potentielle jordvolumen har været aktivt i renseprocessen.

Teksturanalyse

En jordbunds fysiske sammensætning kan bl.a. karakteriseres ved dens korstørrelsесfordeling (tekstur). I 43 rodzoneanlæg er der i 1989 udtaget blandede jordprøver, hvis kornstørrelsесfordeling er afbildet i figur 24. Anlæggernes jord er imidlertid oftest dårligt op blandet, hvilket betyder stor rumlig inhomogenitet i de enkelte anlæg. De udtagne prøver er derfor ikke nødvendigvis repræsentative for hele jordvolumen. Den undersøgte kornstørrelsесfordelingen omfatter generelt kun partikler < 2 mm. Større sten og groft grus, der specielt kan udgøre en ikke ubetydelig fraktion i morænejorder, er ikke omfattet af analysen. Kornstørrelsessammensætningen varierer mellem 40-100% sand, 0-40% silt og 0-25% ler for de undersøgte anlæg.



Rodzonekonceptet forudsætter "et vist lerindhold", der normalt er tolket som et lerindhold på 10-20% i dansk anlægsopbygning. Lerindholdet er ønskeligt med henblik på at udnytte lerkolloidernes overfladeelektriske egenskaber i fikseringsprocesser. Med stigende indhold af små partikler i jorden ned sættes imidlertid den hydrauliske ledningsevne. Af de undersøgte anlæg har kun nogle få en hydraulisk ledningsevne, der modsvarer den hydrauliske

belastning, og i disse tilfælde er dimensioneringen $> 5 \text{ m}^2 \text{ PE}^{-1}$. Resultaterne af teksturanalyserne i de enkelte anlæg er gengivet i bilag 6.

Kemiske analyser

De blandede jordprøver fra de 43 anlæg er analyseret for glødetab (som et mål for indhold af organisk stof), total-N, total-P, jern (Fe), kalcium (Ca) og aluminium (Al). Indholdet af organisk stof har dels betydning for jordens evne til binde tunge metaller, evt. som organometalliske forbindelser, dels som kulstofkilde for denitrificerende bakterier. Total-N og total-P er analyseret som basisværdier med henblik på evt. senere sammenligning af anlæggenes akkumulering af disse stoffer. Jern, Ca og Al er analyseret med henblik på at kunne estimere anlæggenes bindingskapacitet for fosfor, der danner tungtopløselige forbindelser med specielt disse metaller. For jerns vedkommende er strengit ($\text{FePO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) fra tysk side angivet som essentielt for rodzoneanlægs fosfortilbageholdelse (Kickuth, 1982), formodentlig med reference til den meget jernrige jordbund i det tidligste referenceanlæg i Othfresen (Brix & Schierup, 1985). Ved $\text{pH} > 7$, som er det normale i dansk spildevand og i danske rodzoneanlæg, er strengit imidlertid ikke tungtopløseligt (opløselighed $> 1 \text{ mg l}^{-1}$).

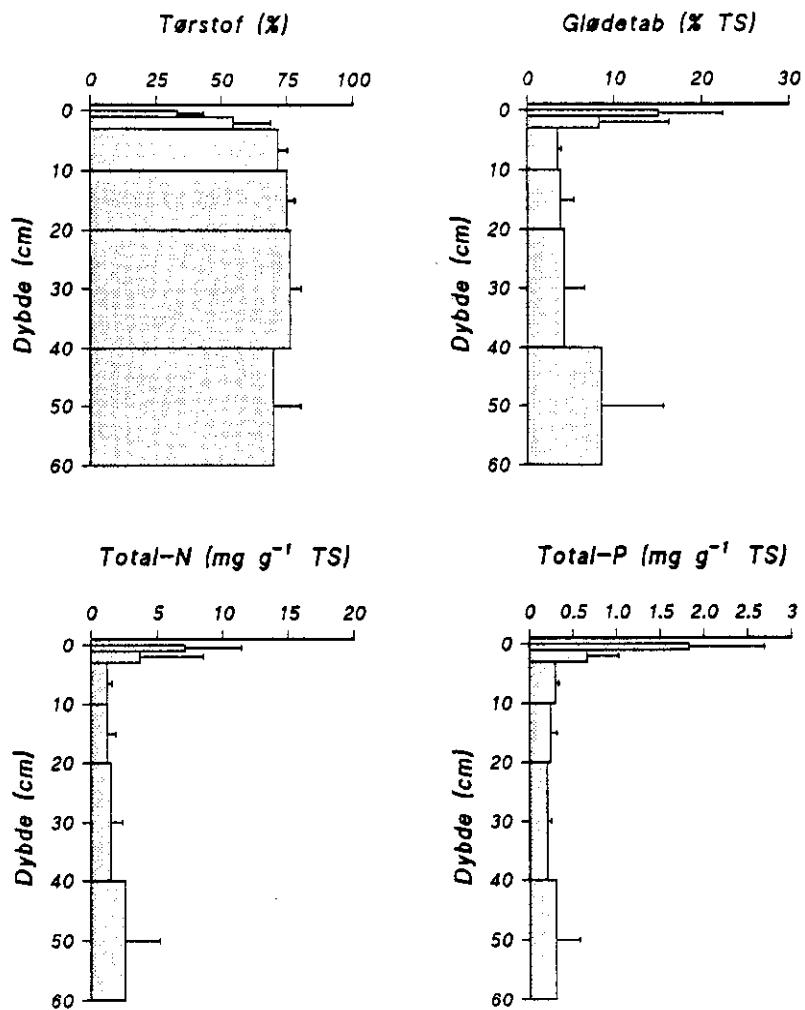
Der er ikke foretaget identifikation af, i hvilken form fosfor er bundet i danske anlæg, men det betragtes som overvejende sandsynligt, at fosfor-calcium forbindelser (hydroxylapatit: $\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3\text{OH}$ og fluoroapatit: $\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3\text{F}$) og evt. fosfor-aluminium forbindelser (variscit: $\text{AlPO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) har kvantitativ betydning for fosfortilbageholdelsen i rodzoneanlæg under danske forhold. Fosfor-calcium forbindelsernes opløselighed ved $\text{pH} > 7$ er mindre end $10^{-6} \text{ mg l}^{-1}$. Analyseresultater er opstillet i bilag 7.

Fosforbindingskapacitet i danske rodzoneanlæg

Under antagelse af en arealdimensionering på $5 \text{ m}^2 \text{ PE}^{-1}$, en effektiv jorddybde på 60 cm, en porositet på 40% samt at jords specifikke vægt er 2,5, vil et jernindhold på 5 mg g^{-1} teoretisk kunne binde 12,5 kg fosfor. Under antagelse af at $1 \text{ PE fosfor} = 3,5 \text{ g dag}^{-1}$ vil anlægget have fosforbindingskapacitet til 10 år. Er jernindholdet 30 mg g^{-1} er den teoretiske funktionstid 60 år. For et kalciumindhold på 5 mg g^{-1} vil fosforbindingskapaciteten, under de samme antagelser iøvrigt, være 10,5 kg svarende til en teoretisk funktionstid på 8 år. Er kalciumindholdet 40 mg g^{-1} bliver den teoretiske funktionstid 64 år. Imidlertid har kun 15 af de 43 anlæg et kalciumindhold $> 5 \text{ mg g}^{-1}$. For aluminium giver en tilsvarende beregning en funktionstid på 11 år ved et Al-indhold på 5 mg g^{-1} og på 66 år ved et Al-indhold på 30 mg g^{-1} . Under antagelse af at fosfor i overvejende grad skal tilbageholdes i rodzoneanlæg som kalcium-fosfor forbindelser, kan det konkluderes at danske anlægs levetid mht. fosforbinding for ca. 65 % af de undersøgte anlæg vil være mindre end 8 år. En tilførsel af betydelige mængder kalk til de fleste anlæg vil, forudsat at spildevandet kommer i kontakt med jordbunden, alt andet lige, kunne forbedre anlæggenes effektivitet mht. fosforgjernelse fra det tilførte spildevand.

Kemiske analyser af jordbundsprofiler

Med henblik på en vurdering af rodzoneanlægs effektive Jordvolumenudnyttelse er der for 5 ældre anlæg udtaget intakte jordprofiler som borekerner i et antal af 6 pr. anlæg til en dybde af 60 cm, hvor det har været muligt. Forud for udtagning af prøverne er planterester og løst slam fjernet fra overfladen. Borekernerne er opdelt horisontalt i dybderne 0-1, 1-3, 3-10, 10-20, 20-40 og 40-60 cm. Der er analyseret for tørstof, glødetab, total-N, total-P samt fosforfældningsmetallerne Fe, Ca, Al og (Mn). Desuden er de tunge metaller Zn, Cd, Pb og Cu analyseret. Resultaterne for de 5 anlæg er opført i bilag 8. Som eksempel er analyseresultaterne fra anlægget Knudby udtegnet i profiler (Figur 25-27).



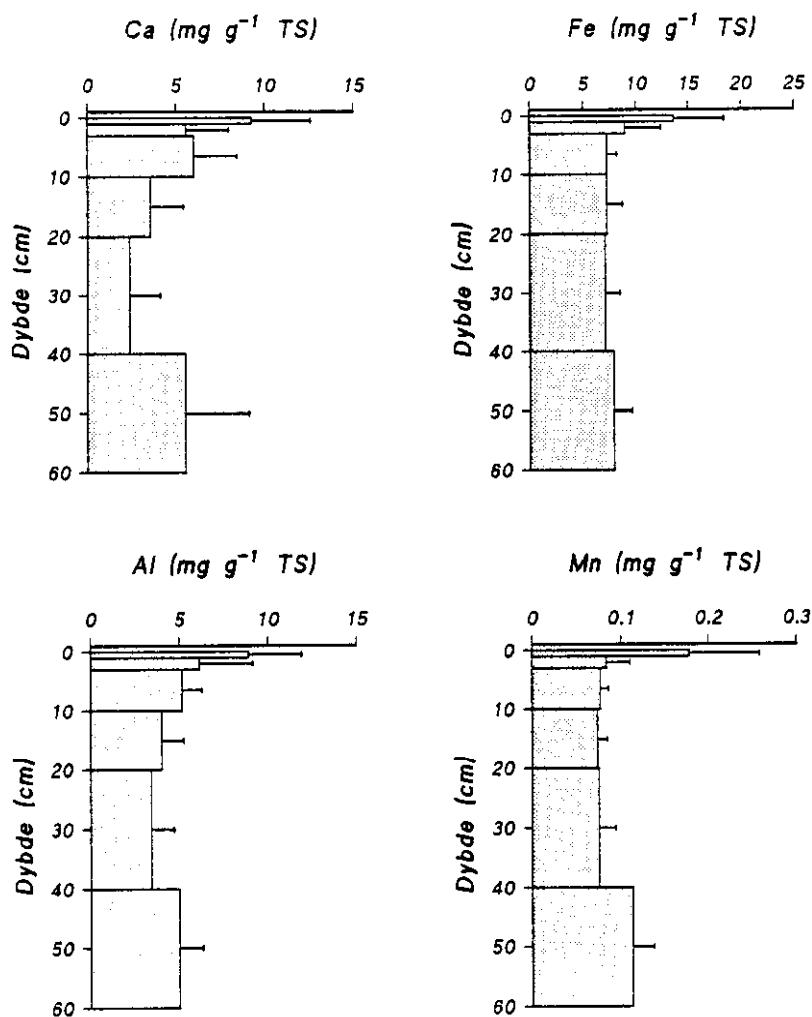
Figur 25: Vertikal fordeling af tørstofindhold, glødetab, Total-N og Total-P i jordbunden i rodzoneanlægget ved Knudby.

Tørstofindhold og glødetab

Tørstofindholdet stiger i 3 cm dybde til ca. 75 vgt. % svarende til en vandmætning på ca. 90%. Det lavere tørstofindhold i de øverste cm afspejler dels et vandindhold over mætningskapacitet, dels et højt glødetab som udtryk for højt indhold af organisk stof, med en specifik vægt på ca. 1. Det høje indhold af organisk stof i toplaget afspejler sedimenteret SS samt organisk stof produceret i anlæggets overflade og henfaldende plantedele. Laget fra 40-60 cm afviger pga. inhomogenitet i anlæggets jord.

Total-N og Total-P

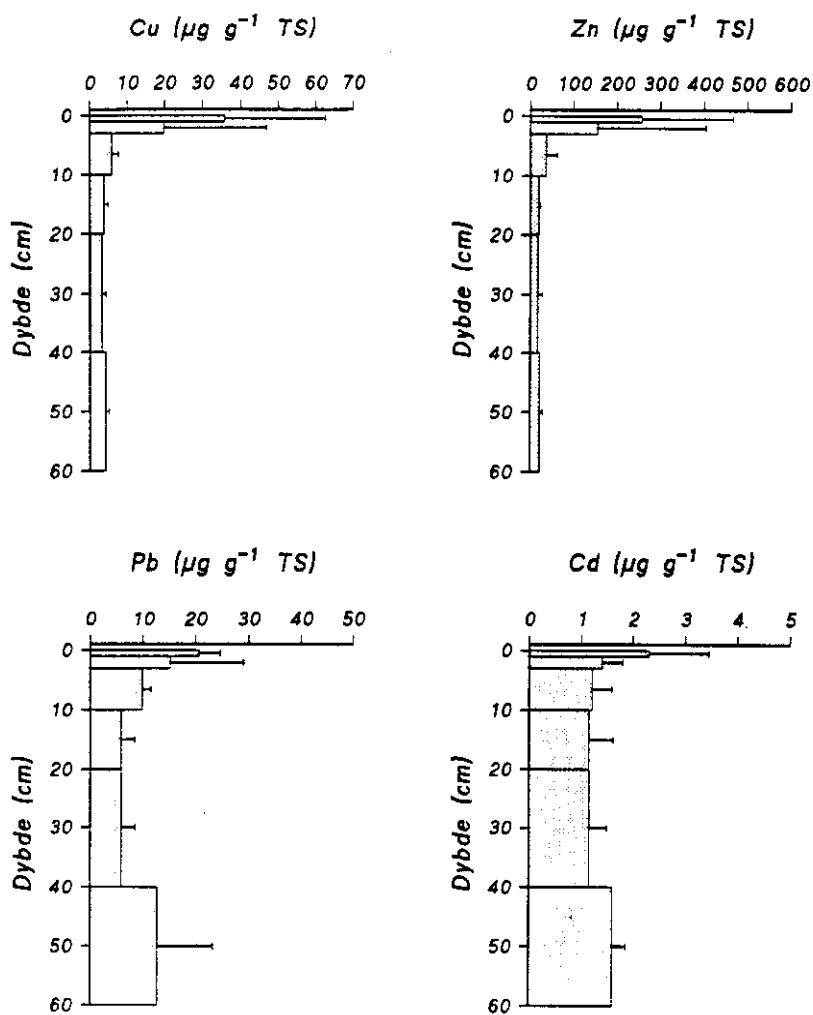
Total-N og total-P viser stærkt forhøjede værdier i de øverste cm set i relation til de dybereliggende lag. Også her antages billedelet at afspejle sedimentation af SS fra spildevandet indlejet i det øverste jordlag. Profilen for fosfor indikerer, at kun en meget ringe del af jordvoluminet har været aktivt i fosforreduktionen i driftsperioden. Værdierne bekræfter således den observerede overfladeafstrømning.



Figur 26: Vertikal fordeling af Kalcium (Ca), Jern (Fe), Aluminium (Al) og Mangan (Mn) i jordbunden i rodzoneanlægget ved Knudby.

Fordeling af Ca, Fe, Al og Mn

Resultaterne af analyser for Fe, Ca og Al viser en vis akkumulering i anlæggets overflade (Fig. 26). Kalcium og Al-værdierne er forhøjede til større dybde end tilfældet er for jern. Det kan imidlertid ikke afgøres om dette er en effekt af spildevandshelastningen i driftsperioden, eller om det skyldes inhomogenitet i jorden på etableringstidspunktet. Resultaterne viser også, i kombination med profilet for fosfor, at det ikke er jordens indhold af Fe, Ca og Al, der har været begrænsende for fældning af fosfor. Metallernes tilstandsform, der først og fremmest er afhængig af pH og redoxforhold, er dog afgørende for jordens fosforfældningspotentiale.



Figur 27: Vertikal fordeling af de tunge metaller Kobber (Cu), Zink (Zn), Bly (Pb) og Cadmium (Cd) i jordbunden i rodzoneanlægget ved Knudby.

Fordeling af tungmetaller i jordbunden

Profilerne for Zn, Cd, Pb og Cu viser samme mønster som de øvrige parametre: en stor akkumulering i jordoverfladen, men ingen effekt under 10 cm dybde (Fig. 27). Analyserne viser store standardafvigelser, hvor de største værdier findes i de områder af anlægget, der hyppigst tjener som afløb for spildevandet, og hvor der derfor er sedimenteret mest SS fra spildevandet. Også analyserne af de tunge metaller indikerer at anlæggets volumen udnyttes dårligt, og at spildevandets passage helt overvejende sker som afstrømning i og på anlæggets overflade.

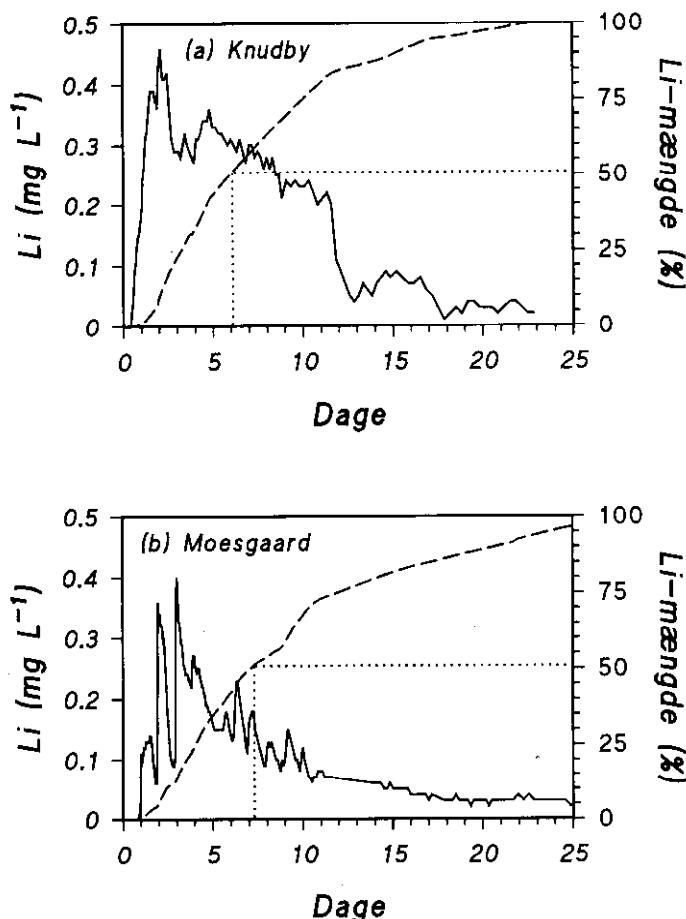
Det kan konkluderes, at profiler af koncentrationer for stoffer, der skulle kunne tilbageholdes i anlægget med den forekommende kemiske jordbunds-sammensætning, afspejler en dårlig volumenuyttelse og dermed en passage af spildevand i og på anlæggets overflade.

Spildevandets opholdstidsfordeling i rodzoneanlæg

Sporstofundersøgelse

Spildevandets opholdstidsfordeling i to af de ældste rodzoneanlæg (Moesgård og Knudby) blev undersøgt ved anvendelse af sporstof. De undersøgte anlæg havde på undersøgelsestidspunktet været i drift i fem år, og havde en veludviklet vegetation af de indplantede sumplanter. Teoretisk skulle anlæggene på undersøgelsestidspunktet have opnået en horizontal hydraulisk vandledningsvegne (k_f -værdi) på 10^{-3} - 10^{-4} m s $^{-1}$ som følge af rødder og rhizomers vækst og henfald (Kickuth, 1982).

Opholdstidsfordelingen blev undersøgt ved at tilsætte en opløsning af LiCl (lithiumklorid) til anlæggernes indløb. Ved hjælp af automatisk prøvetagningsudstyr blev der i de efterfølgende henholdsvis 28 døgn (Moesgård) og 23 døgn (Knudby) udtaget stikprøver af afløbsvandet fra rodzoneanlæggene. Prøvetagningsintensiteten var én prøve hver time de første døgn, hvorefter intensiteten aftog successivt til én prøve hver sjette time i den sidste del af prøvetagningsperioden. Tilledte og afledte vandmængder blev registreret kontinuert, og nedbørsmængder blev noteret gennem forsøgsperioden. Efter filtrering blev afløbsvandets indhold af Li analyseret ved flamme atomabsorptions spektrofotometri på Botanisk Institut.



Figur 28. Den tidslige fordeling af Li i afløbsvandet fra rodzoneanlæggene i (a) Knudby og (b) Moesgaard. De stiplede linier angiver akkumuleret genfundet mængde Li i afløbet. De punkterede linier angiver den gennemsnitlige opholdstid i rodzoneanlæggene, d.v.s. det tidspunkt, hvor halvdelen af Li-mængden har nået afløbene.

En samling vandelementer, der på et bestemt tidspunkt strømmer ind i et rodzoneanlæg, vil nå frem til afløbet på forskellige tidspunkter som følge af, at de enkelte vandelementer følger forskellige strømningsveje og bevæger sig med forskellig strømhastighed. Betragtes en pludselig, kortvarig tilførsel af en mængde konservativt, opløseligt stof, kan opholdstidfordelingen opfattes som stofkoncentrationens tidslige fordeling ved udløbet. Vandets *middelopholdstid* i rodzoneanlægget kan defineres som det tidspunkt efter stoftilsættelsen hvor 50% af stoffet har nået udløbet.

Af figur 28 ses, at spildevandet minimale opholdstid i rodzoneanlæggene er henholdsvis 10 og 22 timer i Knudby og Moesgaard. Det relativt lange initiale tidsrum før Li blev detekteret i afløbet ved Moesgaard kan skyldes, at undersøgelsen blev initieret en dag hvor Moesgaard Forhistoriske Museum er lukket og de tilledte spildevandsmængder derfor var lave. De maksimale koncentrationer af Li i afløbene blev målt efter 1-3 dage i de to anlæg. I Moesgaard varierede Li-koncentrationen betydeligt gennem døgnet, hvilket skyldes døgnvariationen i vandbelastningen. Efter 23 døgn havde 71 g (51%) af de tilsatte 139 g Li nået afløbet i Knudby-anlægget, og i Moesgaard havde 32 g (46%) af de tilsatte 70 g Li nået afløbet efter 28 døgn. At der øjensynligt tilbageholdes en stor del af den tilsatte mængde Li i anlæggene skyldes, at Li ikke er en ideel tracer for vandstrømning i jord. Li adsorberes i nogen grad til partikeloverflader og diffunderer ind i biofilm m.v. og tilbageholdes derfor delvist i systemet. I et tysk forsøgsanlæg fandt man en tilbageholdelse på 30-70% (Börner, 1988). Blandt mulige sporstoffer er Li alligevel et af de bedst egnede, bl.a. ud fra den betragtning at baggrundskoncentrationen i spildevand er meget lav, og der derfor skal tilsættes relativt små mængder. På baggrund af de målte vandmængder og koncentrationer af Li i afløbene kan den gennemsnitlige opholdstid i Knudby og Moesgaard estimeres til henholdsvis 6,1 døgn og 7,3 døgn. Den gennemsnitlige hydrauliske belastning af anlæggene i undersøgelsesperioden var henholdsvis 48 og 30 $l\ m^{-2}\ døgn^{-1}$. De observerede opholdstidsfordelingskurver bekræfter, at overfladeafstrømning er den væsentligste transportmåde i rodzoneanlæggene.

Stempel strømning ("Plug-flow") versus fuld opblanding

Der findes adskillige modeller, der simulerer opholdstidsfordelingen under forskellige forudsætninger. Yderpunkterne i modellerne er henholdsvis forholdene ved antagelse af *stempelstrømning* ("plug-flow") og ved antagelse af et *fuld op blandet* system. Ved stempelstrømning vil alle vandelementer bevæge sig med den samme hastighed og den samme vejlængde gennem systemet, hvorfor et stof der er tilført som ovenfor beskrevet principielt vil nå afløbet på samme tid. Et fuldt op blandet system er karakteriseret ved en momentan transport fra indløb til afløb, og koncentrationen af et stof tilført som ovenfor beskrevet vil være eksponentielt aftagende i afløbet. Disse to ideale situationer er kun yderst sjælden realiseret.

Dispersionsmodeller

I naturlige systemer (vandløb og sør) er opholdstidsfordelingen karakteriseret ved, at der går en vis tid, før de første vandelementer når frem til afløbet, hvorefter hyppigheden stiger hurtigt til et maksimum, og herefter aftager langsomt (ofte eksponentielt). Til simulering af denne type opholdstidsfordeling kan de såkaldte *dispersionsmodeller* anvendes. Dispersionsmodellerne opererer med en middelstrømningshastighed og en spredning her omkring udtrykt ved dispersionen. Koncentrationsfordelingen af et sporstof ved et rodzoneanlægs udløb kan ved en én-dimensional dispersionsmodel (den aksiale dispersionsmodel) beskrives ved følgende formel (Miljøstyrelsen, 1984):

$$C(t) = \frac{C_0}{2t} \sqrt{\frac{Pe}{\pi t}} \exp\left(-\frac{Pe}{4}\right) \frac{\left(\frac{t}{t_m} - 1\right)^2}{\frac{t}{t_m}}$$

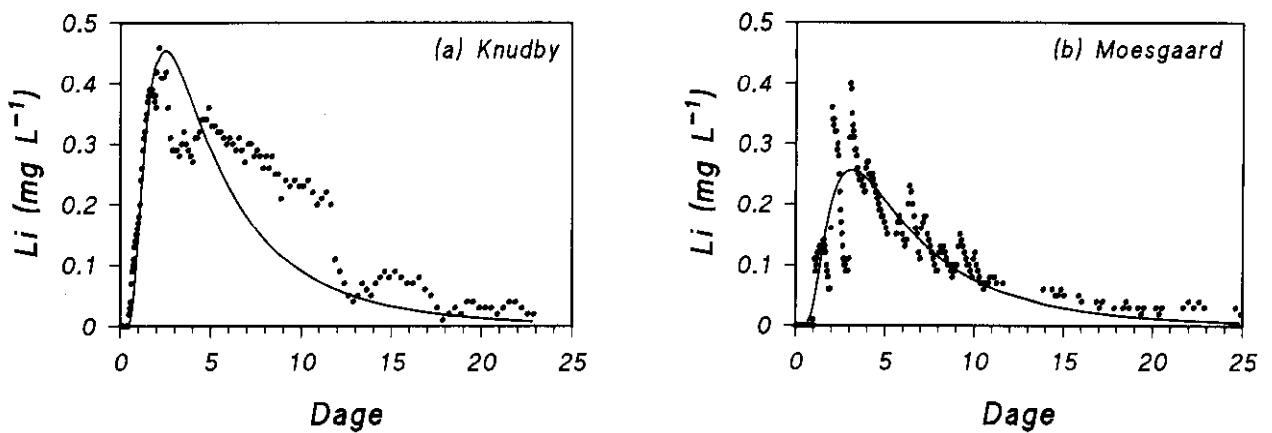
hvor	C_0 =	den koncentration man ville få hvis hele stofmængden var op blandet i hele anlæggets vandvolumen (mg l ⁻¹)
	t_m =	middelopholdstiden (døgn)
	Pe =	Peclet-tallet, et dimensionsløst udtryk for dispersionen (Ved fuld op blanding er Pe ~ 0; ved stempelstrømning er Pe ~ ∞)

Da rodzoneanlæggernes effektive vandvolumen (det vandvolumen der tager del i spildevandsbehandlingen) ikke er kendt, kendes C_0 ikke på forhånd. C_0 vil afhænge af den tilførte Li-mængde og rodzonens vandvolumen:

$$C_0 = \frac{Li_{mgn}}{Vol}$$

hvor	Li_{mgn} =	den tilførte Li-mængde (g)
	Vol =	det effektive vandvolumen i rodzoneanlægget

Ved kombination af de to ligninger og ved indsættelse af de estimerede middelopholdstider, samt Li-mængde i dispersionsmodellen, kan det bedste fit for Peclet-tallet (Pe) og det effektive vandvolumen (Vol) i rodzoneanlæggene estimeres. Da Li tilbageholdes i rodzoneanlæggene, er der i modellen regnet med den afledte Li-mængde i stedet for den tilledte Li-mængde. Ved denne fremgangsmåde bliver Peclet-tallet 3,1 i Knudby og 2,7 i Moesgård (Fig. 29). Det effektive vandvolumen er estimeret til 153 og 122 m³ i henholdsvis Knudby og Moesgård, hvilket svarer til ca. 37 cm vand i Knudby og ca. 24 cm vand i Moesgård. Disse størrelser er sandsynligvis for store, idet selv den Li-mængde, der har nået udløbet i undersøgelsesperioden, er blevet "forsinket" i rodzoneanlæggene som følge af adsorption til partikeloverflader. Afvigelsen af de faktisk observerede Li-koncentrationer fra det teoretiske kurveforløb kan skyldes, at vandbelastningen af anlæggene ikke var konstant gennem undersøgelsesperioden, men varierede både gennem døgnet og gennem perioden som følge af nedbør, m.m.. Spildevandets opholdstidsfordeling i rodzoneanlæg og de estimerede værdier for Pe (Peclet-tallet) viser, at der er stor dispersion i rodzoneanlæggene, hvilket har betydning for validiteten af den dimensioneringsmodel, der normalt anvendes ved konstruktion af rodzoneanlæg (se herom senere).



Figur 29. De bedste fit af en én-dimensionalt dispersionsmodel til de observerede opholdstidsfordelinger i rodzoneanlæggene i (a) Knudby og (b) Moesgaard. Dispersionen (Peclet-tallet) i de to fordelinger er henholdsvis 2,7 og 3,1.

Dimensionering

Dimensioneringen af hovedparten af de danske rodzoneanlæg bygger på en dimensioneringsmodel udarbejdet af J.A. Pontoppidan i forbindelse med et kursus om rodzoneteknik på Jysk Teknologisk Institut (Pontoppidan, 1983). Grundlaget for dimensioneringsmodellen er en række målinger foretaget på rodzoneanlægget i Othfresen (Kickuth, 1982), der antyder at omsætningen af organisk stof i rodzoneanlæg kan beskrives v.hj.a. første ordens reaktionskinetik. Det for dimensioneringsmodellen tilgrundliggende datamateriale er imidlertid blevet kritiseret, bl.a. med baggrund i Othfresen-anlæggets fysiske opbygning og i undersøgelser foretaget af andre institutioner i anlægget (Brix, 1987b; Brix & Schierup, 1985).

Dimensionering af danske rodzoneanlæg

Dimensioneringsmodellen består dels af en volumendimensionering, hvor der regnes med første ordens omsætning af organisk stof målt som BI_s, dels af en hydraulisk dimensionering af anlægs bredde og fald baseret på Darcy's lov og erfaringsværdier af den hydrauliske permeabilitet i sumpplanter rodzone. Kickuth (1982) angiver at den hydrauliske permeabilitet (k_f) i et rodzoneanlæg beplantet med Tagrør efter 3 år vil være ca. 10^{-3} m s^{-1} som følge af dannelse af grovporer ved rødder og rhizomers henfald. Denne plantemedierede permeabilitetsforøgelse, der er en forudsætning for at få spildevandet i kontakt med "reaktoren", er meget dårligt underbygget. Undersøgelser foretaget i et østrisk forsøgsanlæg beplantet med Tagrør har ikke kunnet påvise en øgning i permeabiliteten som følge af rødder og rhizomers vækst. Efter otte års drift var permeabiliteten i rodzonen ikke øget påviseligt i forhold til udgangspermeabiliteten ($k_f \sim 10^{-5} \text{ m s}^{-1}$).

Dimensioneringsmodellen forudsætter en direkte gennemstrømmet reaktor uden dispersion ("plug-flow"). For en mere detaljeret gennemgang af dimensioneringsmodellen henvises til Pontoppidan (1983) og Petersen & Johansen (1985).

Reaktionskinetik

Reaktionskinetik for omsætning af organisk stof (BI_s), total-N og total-P i rodzone-anlæg

Teoretisk foregår omsætningen af organisk stof (BI_s) i rodzoneanlæg i den biofilm der findes på overfladen af jordpartikler og planterødder. Den grundlæggende ligning for omsætning af organisk stof i dimensioneringsmodellen er:

$$C_u = C_i \exp[-k_p t] \quad (1)$$

hvor

C_u = udløbs BI_s koncentration (mg l⁻¹)

C_i = indløbs BI_s koncentration (mg l⁻¹)

k_p = første ordens omsætningskonstant (dage⁻¹)

t = hydraulisk retensionstid (dage)

Den hydrauliske retensionstid (spildevandets opholdstid) i rodzoneanlægget afhænger af jordbundens porevolumen og den gennemsnitlige spildevandsbelastning:

$$t = Q^{-1} \epsilon A H \quad (2)$$

hvor

Q = gennemsnitlig vandbelastning (m³ dag⁻¹)

ϵ = jordbundens porevolumen (decimal fraktion)

$$A = \text{rodzoneanlæggets overfladeareal (m}^2\text{)}$$

$$H = \text{rodzoneanlæggets dybde (m)}$$

For at kompensere for evapotranspiration (fordampning) fra rodzoneanlægget og tilførsel af nedbør, er Q i den efterfølgende databehandling beregnet som gennemsnit af målte tilløbs- og afløbsvandmængder. Hvor der kun er målt vandmængder i tilløb eller afløb er disse anvendt.

Ved indsætning af ligning (2) i ligning (1) og ved isolation af k_p fås:

$$C_u = C_i \exp[k_p \epsilon A H Q^{-1}] \quad (3)$$

$$k_p = Q(\ln C_i - \ln C_u)(\epsilon A H)^{-1} \quad (4)$$

Definition af den modificerede omsætningskonstant for BI_s (k_{BOD})

Den faktiske dybde, H , i hvilken spildevandet strømmer i rodzonejorden og det effektive porevolumen, ϵ , varierer imellem forskellige anlæg og er generelt ikke kendt. Omsætningskonstanten, k_p , kan således ikke beregnes. Derfor defineres en ny modificeret omsætningskonstant, k_{BOD} (m dag⁻¹), der indeholder H og ϵ :

$$k_{BOD} = k_p H \epsilon \quad (5)$$

Ved kombination af ligning (5) og (4) kan den modificerede omsætningskonstant, k_{BOD} , udregnes for de enkelte rodzoneanlæg v.hj.a. følgende udtryk:

$$k_{BOD} = Q(\ln C_i - \ln C_u) A^{-1} \quad (6)$$

Definition af omsætningskonstanter for N og P (k_{TN} og k_{TP})

Ved antagelse af at reduktionen af total-kvælstof og total-fosfor i rodzoneanlæg ligeledes kan beskrives ved første ordens reaktionskinetik, kan tilsvarende omsætningskonstanter for disse stoffer estimeres v.hj.a. følgende udtryk:

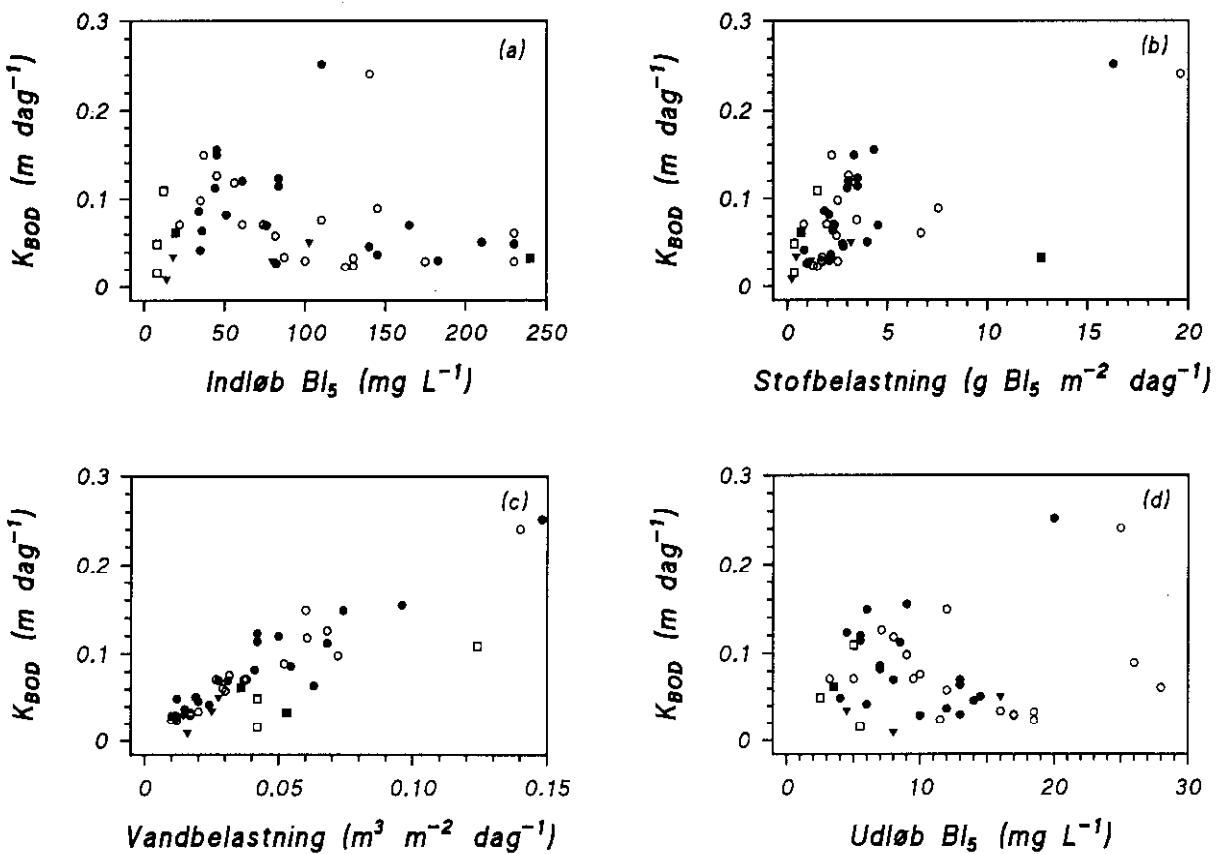
$$k_{TN} = Q(\ln C_i - \ln C_u) A^{-1} \quad (7)$$

$$k_{TP} = Q(\ln C_i - \ln C_u) A^{-1} \quad (8)$$

hvor C_i og C_u er indløbs- og afløbskoncentrations af henholdsvis total-N og total-P. De teoretiske forudsætninger for at reduktionen af kvælstof og fosfor i rodzonanlæg kan beskrives ved hjælp af denne model er ikke tilstede, idet kvælstoffjernelsen forudsættes medieret ved mikrobiel nitrifikation efterfulgt af denitrifikation, og idet fosfor fjernelsen forudsættes at skyldes kemisk binding (adsorption, udfældning) i jordbunden. Idet de væsentligste renseprocesser for N og P imidlertid er sedimentation i og på anlæggernes overflade kan reduktionen af N og P formodentligt alligevel rent empirisk beskrives ved hjælp af denne model.

Omsætning af BI_s i danske rodzoneanlæg

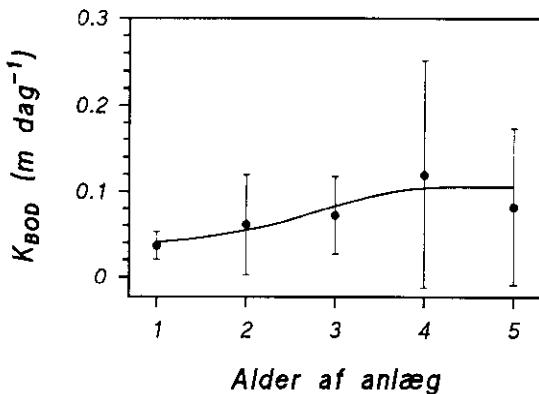
På basis af median indløbs- og afløbskoncentrationer af BI_s og median vandføring gennem anlæggene i den samlede driftsperiode (første års driftsresultater for de enkelte anlæg er udeladt), samt rodzoneareal, er omsætningskonstanten, k_{BOD} , beregnet for 49 rodzoneanlæg.



Figur 30: Estimerede omsætningskonstanter for BI₅ (k_{BOD}) for 49 danske rodzoneanlæg afbildet mod (a) gennemsnitlig indløbskoncentration af BI₅, (b) gennemsnitlig stofbelastning, (c) gennemsnitlig vandbelastning, og (d) gennemsnitlig afløbskoncentration af BI₅.

I figur 30 er de estimerede omsætningskonstanter (k_{BOD} , $m \text{ dag}^{-1}$) plottet mod indløbs BI₅ koncentration, stofbelastning, vandbelastning og afløbs BI₅ koncentration. Såfremt den opstillede reaktionskinetik er korrekt, skal k_{BOD} i sagens natur være uafhængig af disse faktorer. Dette synes at være tilfældet med hensyn til koncentrationen af BI₅ i indløb og afløb (Fig. 30a & d). Der er imidlertid en klar tendens til at k_{BOD} stiger med stigende vandbelastning (Fig. 30c) og til dels også med stigende stofbelastning (Fig. 30b). Forklaringen på dette kan være, at forudsætningerne for den anvendte reaktionskinetik ikke er opfyldt, eller at der ved stor vandbelastning udnyttes en større del af det udlagte rodzoneareal til spildevandsomsætning. I flere anlæg er der observeret "tørre" områder, som ikke modtager spildevand og derfor ikke deltager i spildevandsrensningen. Ved en øget vandbelastning vil en del af disse områder blive oversvømmet og inddraget i spildevandsbehandlingen, og den arealspecifikke omsætning vil således effektiviseres.

De gennemsnitlige værdier af k_{BOD} (middel \pm SE) for landsbyanlæg med indløbsanalyser henholdsvis før og efter den mekaniske forrensning er $0.075 \pm 0.013 \text{ m dag}^{-1}$ ($n=19$) og $0.090 \pm 0.013 \text{ m dag}^{-1}$ ($n=20$). Gennemsnittet af k_{BOD} for samtlige landbyanlæg uanset om forrensning er inkluderet i processen eller ej er $0.0829 \pm 0.0087 \text{ m dag}^{-1}$ ($n=39$).



Figur 31. Gennemsnitlig omsætningskonstant for BI₅ (middel \pm SD) i 10 danske rodzoneanlæg i de fem første driftsår.

For 10 anlæg er der analyser for en fem-årig periode. Den gennemsnitlige k_{BOD} for disse anlæg i de enkelte driftsår er afbilledet i figur 31. Trods den store variation der er mellem de enkelte anlæg, viser datamaterialet en klar tendens til at k_{BOD} stiger med anlægsalderen. Det første driftsår er den gennemsnitlige k_{BOD} 0.032 m dag^{-1} , den stiger til 0.072 m dag^{-1} det tredje driftsår og yderligere til 0.082 m dag^{-1} det femte driftsår. Den store variation skyldes dels variation i belastningsforhold, både mellem de enkelte anlæg og mellem driftsårene for det enkelte anlæg. Samlet tyder datamaterialet på, at omsætningskapaciteten for BI₅ stabiliseres efter 3-4 års drift.

Omsætningskonstanten, k_{BOD} , kan benyttes i dimensioneringen af rodzoneanlæg til beregning af det nødvendige rodzoneareal med henblik på at opnå en given BI₅-afløbskvalitet. Der er meget stor variation i de estimerede k_{BOD} -værdier mellem de enkelte anlæg som ikke umiddelbart kan forklares ud fra konstruktions- eller belastningsmæssige forhold. Det bedste estimat er derfor den gennemsnitlige registrerede værdi. For landsbyanlæg er den gennemsnitlige registrerede k_{BOD} -værdi $0.0829 \pm 0.0171 \text{ m dag}^{-1}$ (middel \pm 95%-konfidens grænse).

Definition af en person ekvivalent (PE) for danske landsbysamfund

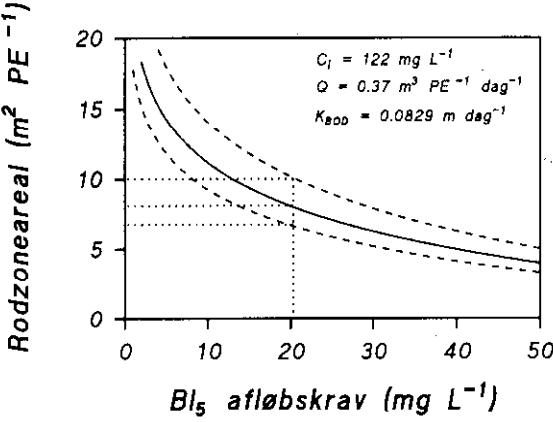
Sammenhængen mellem rodzoneareal og afløbskoncentration for BI₅ er illustreret i figur 32. Der er her og i de efterfølgende beregninger forudsat at en PE (person ekvivalent) bidrager med følgende vand- og stofmængder (Miljøstyrelsen, 1990):

$$\begin{aligned} \text{Vand: } & 370 \text{ l døgn}^{-1} \text{ PE}^{-1} \\ \text{BI}_5: & 45 \text{ g døgn}^{-1} \text{ PE}^{-1} \\ \text{Total-N: } & 12 \text{ g døgn}^{-1} \text{ PE}^{-1} \\ \text{Total-P: } & 3.5 \text{ g døgn}^{-1} \text{ PE}^{-1} \end{aligned}$$

Disse forudsætninger resulterer i følgende indløbskvalitet:

$$\begin{aligned} \text{BI}_5: & 122 \text{ mg l}^{-1} \\ \text{Total-N: } & 32 \text{ mg l}^{-1} \\ \text{Total-P: } & 9.5 \text{ mg l}^{-1} \end{aligned}$$

Den faktisk registrerede indløbskvalitet m.h.t. BI₅ til rodzoneanlæg der betjener landsbysamfund afviger ikke meget fra dette niveau. Den gennemsnitlige BI₅-indløbskoncentration til landsbyanlæg med prøvetagning efter den mekaniske forrensning er $97 \pm 14 \text{ mg l}^{-1}$ (middel \pm SE), og til anlæg med prøvetagning før den mekaniske forrensning $106 \pm 14 \text{ mg l}^{-1}$. Den estimerede omsætningskonstant kan derfor antages at være repræsentativ for de givne forudsætninger mht. PE.



Figur 32. Arealkrav for rodzoneanlæg som funktion af krav til afløbskvalitet m.h.t. BI₅. Kurven er repræsentativ for landsbysamfund med en indløbsvandmængde på 370 l PE⁻¹ døgn⁻¹ og en BI₅-indløbskoncentration på 122 mg l⁻¹. Kurverne er baseret på en omsætningskonstant for BI₅ (k_{TN}) på 0.0829 ± 0.0171 m dag⁻¹ (middel ± 95%-konfidens grænse).

Arealdimensionering for reduktion af BI₅

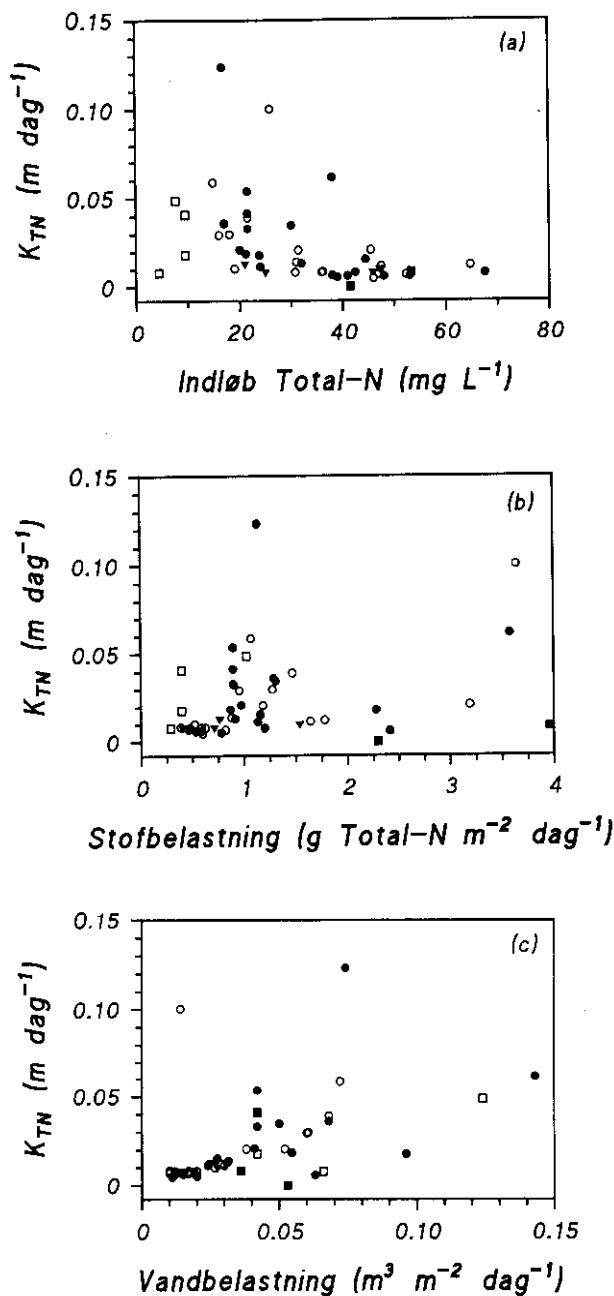
På figur 32 ses, at arealdimensioneringen skal være 6.7-10.2 m² PE⁻¹ (gennemsnit 8.1 m² PE⁻¹) for at opnå en afløbskvalitet af BI₅ på 20 mg l⁻¹. Ved mere stringente afløbskrav er det nødvendige rodzoneareal større, og ved lempeligere krav er arealet mindre. Figur 32 repræsenterer konditionerne for en PE som defineret ovenfor. Ved en anden vandkvalitet end denne vil kurvernes forløb ændres. Er spildevandsmængden mindre end de forudsatte 370 l PE⁻¹, men til gengæld "tykkere", vil arealkravet generelt være mindre. Modsat vil arealkravet være større såfremt vandmængden er større end 370 l PE⁻¹ og indløbskoncentrationen af BI₅ lavere. En mere udførlig beskrivelse af disse forhold er præsenteret i Brix *et al.* (1989).

Omsætningskonstanter for Total-N

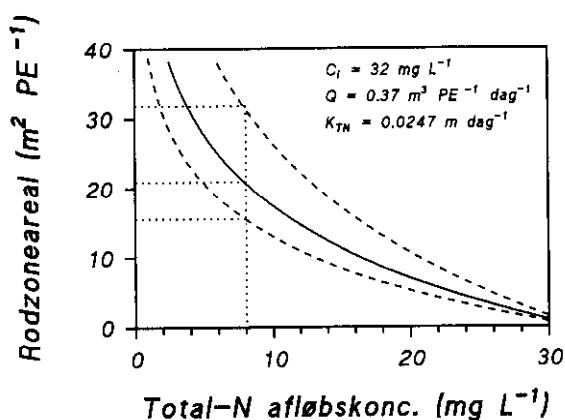
De gennemsnitlige estimerede omsætningskonstanter for total-N, k_{TN}, varierer imellem 0 og 0.13 m dag⁻¹ for de danske rodzoneanlæg. Der er øjensynlig ingen sammenhæng mellem belastningsforhold og k_{TN} (Fig. 33). De gennemsnitlige værdier af k_{TN} (middel ± SE) for landsbyanlæg med indløbsanalyser henholdsvis før og efter den mekaniske forrensning er 0.023 ± 0.006 m dag⁻¹ (n=17) og 0.026 ± 0.006 m dag⁻¹ (n=20). Gennemsnittet af k_{TN} for samtlige landbyanlæg uanset om forrensning er inkluderet i processen eller ej er 0.0247 ± 0.0043 m dag⁻¹ (n=37).

Arealdimensionering for reduktion af Total-N

Anvendes denne værdi til at forudsige det nødvendige arealforbrug for at opnå en given afløbskvalitet ses, at arealdimensioneringen skal være 15.5-31.5 m² PE⁻¹ (gennemsnit 20.8 m² PE⁻¹) for at opnå en afløbskoncentration af total-N på 8 mg l⁻¹. Figur 34 repræsenterer konditionerne for en PE som tidligere defineret, dvs. med en gennemsnitlig indløbskoncentration af total-N på 32 mg l⁻¹. Den faktisk registrerede indløbskvalitet m.h.t. total-N til rodzoneanlæg der betjener landsbysamfund afviger ikke meget fra dette niveau. Den gennemsnitlige indløbskoncentration til landsbyanlæg med prøvetagning efter den mekaniske forrensning er 33.0 ± 3.1 mg l⁻¹ (middel ± SE), og til anlæg med prøvetagning før den mekaniske forrensning 34.3 ± 3.5 mg l⁻¹. Den estimerede omsætningskonstant kan derfor antages at være repræsentativ for de givne forudsætninger m.h.t. PE.



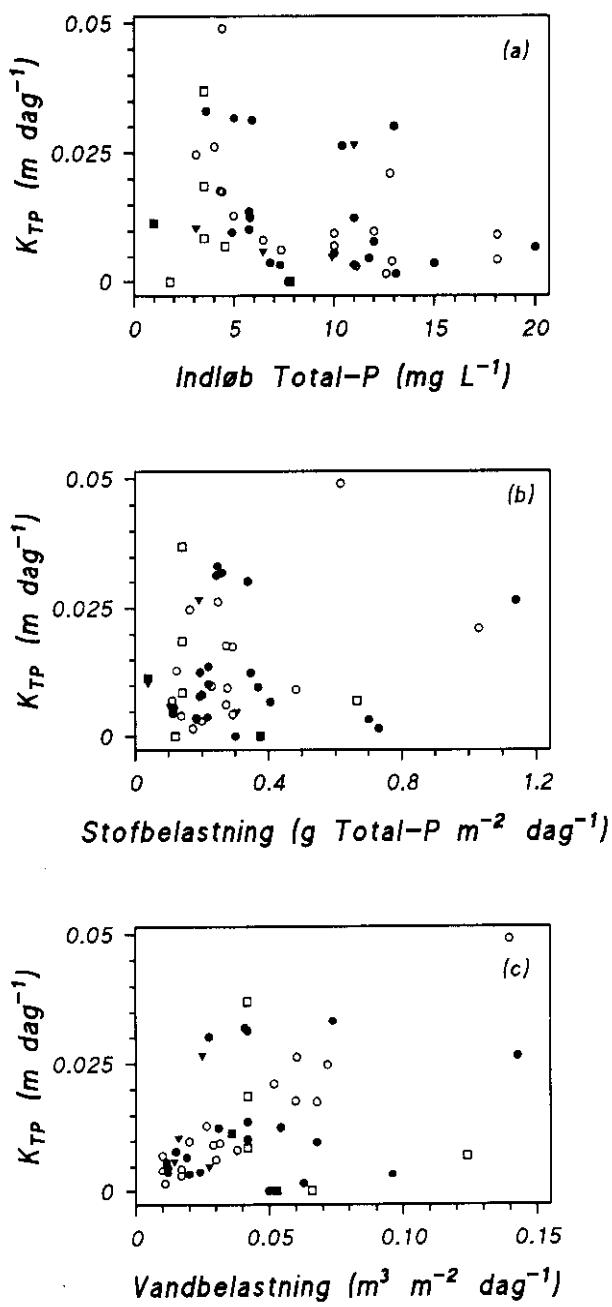
Figur 33: Estimerede omsætningskonstanter for total-N (k_{TN}) for 48 danske rodzoneanlæg afbildet mod (a) gennemsnitlig indløbskoncentration af total-N, (b) gennemsnitlig stofbelastning, og (c) gennemsnitlig vandbelastning.



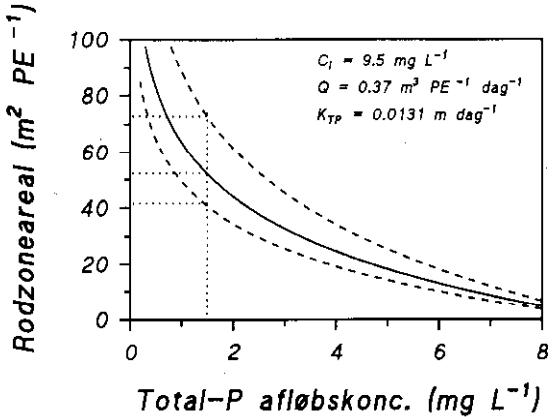
Figur 34. Arealkrav for rodzoneanlæg som funktion af krav til afløbskvalitet m.h.t. total-N. Kurven er repræsentativ for landsbysamfund med en indløsvandsmængde på $370 \text{ l PE}^{-1} \text{ døgn}^{-1}$ og en total-N indløbskoncentration på 32 mg l^{-1} . Kurverne er baseret på en omsætningskonstant for total-N (k_{TN}) på $0.0247 \pm 0.0084 \text{ m dag}^{-1}$ (middel $\pm 95\%$ -konfidens grænse).

Omsætningskonstanter for Total-P.

De estimerede omsætningskonstanter for total-P, k_{TP} , er generelt lave og varierer imellem 0 og 0.05 m dag^{-1} . Der er øjensynlig ingen sammenhæng mellem indløbskoncentration og k_{TP} (Fig. 35a), hvorimod der er en tendens til større k_{TP} ved stigende vandbelastning (Fig. 35c). De gennemsnitlige værdier af k_{TP} (middel \pm SE) for landsbyanlæg med indløbsanalyser henholdsvis før og efter den mekaniske forrensning er $0.014 \pm 0.003 \text{ m dag}^{-1}$ ($n=17$) og $0.013 \pm 0.003 \text{ m dag}^{-1}$ ($n=20$). Gennemsnittet af k_{TP} for samtlige landbyanlæg uanset om forrensning er inkluderet i processen eller ej er $0.0131 \pm 0.0019 \text{ m dag}^{-1}$ ($n=37$).



Figur 35: Estimerede omsætningskonstanter for total-P (k_{TP}) for 48 danske rodzoneanlæg afbildet mod (a) gennemsnitlig indløbskoncentration af total-P, (b) gennemsnitlig stofbelastning, og (c) gennemsnitlig vandbelastning.



Figur 36. Arealkrav for rodzoneanlæg som funktion af krav til afløbskvalitet m.h.t. total-P. Kurven er repræsentativ for landsbysamfund med en indløbsvandmængde på $370 \text{ l PE}^{-1} \text{ døgn}^{-1}$ og en total-P indløbskoncentration på 9.5 mg l^{-1} . Kurverne er baseret på en omsætningskonstant for total-P (k_{TP}) på $0.0131 \pm 0.0037 \text{ m dag}^{-1}$ (middel \pm 95%-konfidens grænse).

Arealdimensionering for reduktion af Total-P

Anvendes den gennemsnitlige K_{TP} -værdi for samtlige landsbyanlæg til at forudsige det nødvendige arealforbrug med henblik på at opnå en given afløbskvalitet ses, at arealdimensioneringen skal være $40-73 \text{ m}^2 \text{ PE}^{-1}$ (gennemsnit $52 \text{ m}^2 \text{ PE}^{-1}$) for at opnå en afløbskoncentration af total-P på 1.5 mg l^{-1} . Figur 36 repræsenterer konditionerne for en PE som tidligere defineret, dvs. med en gennemsnitlig indløbskoncentration af total-P på 9.5 mg l^{-1} . Den faktisk registrerede indløbskvalitet m.h.t. total-P til rodzoneanlæg der betjener landsbysamfund afviger ikke meget fra dette niveau. Den gennemsnitlige indløbskoncentration til landsbyanlæg med prøvetagning efter den mekaniske forrensning er $9.3 \pm 0.9 \text{ mg l}^{-1}$ (middel \pm SE), og til anlæg med prøvetagning før den mekaniske forrensning $9.2 \pm 1.2 \text{ mg l}^{-1}$. Den estimerede omsætningskonstant kan derfor antages at være repræsentativ for de givne forudsætninger m.h.t. PE.

Samlet vurdering

Effektiviteten hvormed forurenende stoffer reduceres i rodzoneanlæg varierer meget fra anlæg til anlæg. Årsagen til denne variation kan ikke umiddelbart identificeres i konstruktionsmæssige og/eller belastningsmæssige forhold. Den traditionelt anvendte dimensioneringsmodel kan i realiteten ikke anvendes, idet de teoretiske forudsætninger m.h.t. størrelsen af den horisontale vandledningsevne i rodzonens og vandets strømningsmønster i anlæggene ikke er opfyldt (som vist ved sporstofforsøgene). Empirisk udgør dimensioneringsmodellen imidlertid et simpelt værkøj til beskrivelse af reduktionen af BI_s i rodzoneanlæg. Modellen forudsiger et arealforbrug på $6.7-10.2 \text{ m}^2 \text{ PE}^{-1}$ for at opnå en afløbskvalitet for BI_s på 20 mg l^{-1} for danske landsbyanlæg. Med den opnæde viden om, at der er betydelig dispersion i rodzoneanlæggene, bør dimensioneringsmodellen udbygges til at tage hensyn hertil, idet omfanget af dispersionen bl.a. vil afhænge af rodzoneanlæggets fysiske udformning.

Modellen er ikke anvendelig til beskrivelse af næringssaltfjernelse i rodzoneanlæg, idet kvælstoffjernelsen i konceptet tilskrives en koblet nitrifikation-denitrifikation, og idet fosforfjernelsen tilskrives fysisk-kemiske processer i jordbunden. Anvender man alligevel dimensioneringsmodellen for N og P, resulterer det i et estimeret arealforbrug på $16-32 \text{ m}^2 \text{ PE}^{-1}$ for at opnå en afløbskoncentration for total-N på 8 mg l^{-1} , og et arealforbrug på $41-73 \text{ m}^2 \text{ PE}^{-1}$ for at opnå en afløbskvalitet for total-P på 1.5 mg l^{-1} . Dette illustrerer meget godt at rodzoneanlæg i det nuværende design ikke kan reducere N og P i tilstrækkelig grad. Ved eventuelle fremtidige krav om N og P fjernelse ved udledere der betjenes af rodzoneanlæg, vil det derfor være nødvendigt at omstrukturere/udbygge anlæggene specifikt til dette formål.

Iltransport til rodzonen

Sumpplanternes funktion i rodzoneprocessen

Sumpplanterne indtager en nøgleposition i rodzoneanlægs funktion, idet de forudsættes at tilføre ilt til rodzonens heterotrofe mikroorganismer. Sumpplanternes direkte andel i stofomsætningen ved optagelse af næringshalte er af sekundær betydning, idet de optagne næringssalte kun udgør en lille andel af den med spildevandet tilledte mængde, og idet de optagne næringssalte i hovedsagen recirkuleres indenfor anlægget. Kun i vegetationsetableringsfase (3-5 år) sker en netto akkumulering af næringssalte i biomasse.

Sumpplanters tilpasninger til at vokse i en vandmættet jord

Sumpplanter kan karakteriseres som en gruppe af planter, der er morfologisk og anatomisk tilpasset til at vokse i en vandmættet jord. Såvel planternes overjordiske dele (stængel og blade) som de underjordiske dele (rødder og rhizomer) er gennemsat af et veludviklet luftvæv (aerenchym). Da diffusionen af ilt i vand er $\sim 10^4$ gange langsommere end i luft, er sumpplanternes rodsysten afhængigt af tilførsel af ilt fra plantens overjordiske dele. Denne transport sker gennem plantens luftvæv. Planternes rødder og rhizomer er ikke gastætte, og der vil derfor diffundere ilt ud i en mikrozone omkring rødderne og dermed skabes grundlag for en række aerobe (iltkrævende) mikrobiologiske processer. I den aerobe mikrozone omkring rødderne vil der kunne ske aerob omsætning af organisk stof, ligesom der vil kunne foregå en mikrobiel nitrifikation af ammonium. I lidt større afstand fra rødderne (den anoxiske zone) vil den udskilde ilt være brugt op, men der kan stadig være nitrat tilstede, som vil kunne udnyttes som alternativt iltningsmiddel af visse mikroorganismer. Ved denne proces (denitrifikation) dannes luftformigt kvælstof (N_2) som friges til atmosfæren. I større afstand fra rødderne vil nitrat være opbrugt (den anaerobe zone), og her vil organisk stof kunne omsættes ved anaerobe processer (fermentering). Iltudskillelsen fra sumpplanternes rødder er således afgørende for at opnå den vekselvirkning mellem iltede og iltfrie forhold i rodzonen, der er en af forudsætninger for at de mikrobielle nitrifikations- og denitrifikationsprocesser kan fungere effektivt i rodzoneanlæg. Ved rodzonemetoden introduktion til Danmark blev det forudsat, at Tagrør transporterer $5-25 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ døgn}^{-1}$ til rodzonens jordvolumen (Kickuth, 1981).

Iltudskillelse fra sumpplanternes rødder

Det er veldokumenteret, at sumpplanter udskiller ilt fra deres rødder (fx. Armstrong, 1979). Hovedparten af de udførte undersøgelser er imidlertid foretaget på enkelte rødder fra planter dyrket i vandkultur under laboratoriebetegnelser, og resultaterne er følgelig meget vanskelige - for ikke at sige umulige - at extrapolere til en feltsituation hvor planterne vokser i jord. Forsøger man alligevel - under en række forudsætninger - ud fra disse laboratorieundersøgelser at estimere den potentielle iltudskillelse fra en intakt bevoksning af f.eks. Tagrør, kan man få størrelsesordner på niveau med Kickuth's angivelser (Lawson, 1985). Validiten af et sådant estimat afhænger af hvor realistiske antagelserne om rodrespiration, arealspecifik rodoverflade, biomasse, etc. er. Såfremt en eller nogle af disse antagelser i beregningen ikke holder, vil de kalkulerede rater kunne være fejlestimeret med mindst én størrelsesorden.

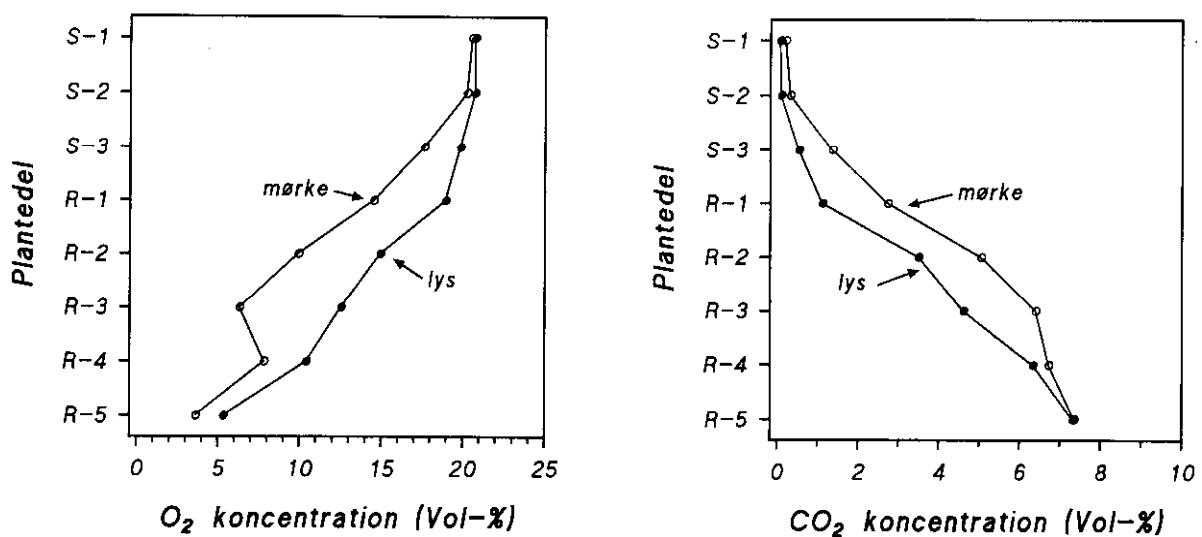
En kvantitativ betydelig iltudskillelse fra sumpplanternes rodsysten er en vigtig forudsætning i teorien bag rodzoneprocessen. I hvilke mængder sumpplanter udskiller ilt fra deres rødder er meget dårligt dokumenteret. Der er derfor udført en række undersøgelser på Botanisk Institut til

belysning af den interne gastransport i Tagrør og iltudskillelse fra rodsystemet: i naturlige bevoksninger, i rodzoneanlæg, og i laboratorieopstillinger. I det følgende præsenteres hovedresultaterne af disse undersøgelser.

Intern gas-transport i Tagrør

Diffusion

Traditionelt antages den interne gastransport i sumpplanter at foregå ved molekylær diffusion, d.v.s. fra et sted med højere partialtryk mod et sted med lavere partialtryk. I sumpplanter betyder det, at ilt diffunderer fra højere koncentrationer i de hule overjordiske dele mod lavere koncentrationer i rødder og rhizomer, og at CO_2 og CH_4 diffunderer fra høje koncentrationer i rodsystemet via de overjordiske plantedele mod lave koncentrationer i atmosfæren. Diffusion er en rent fysisk proces, og den interne gastransport i sumpplanterne antages derfor at være uafhængig af plantens fotosyntese.



Figur 37. Gennemsnitlig koncentration af O_2 og CO_2 i Tagrørs lacunærluft i henholdsvis lys og mørke.
S-1: Stængler i 50-80 cm højde;
S-2: Stængler i 0-20 cm højde;
S-3: Stængler i vandfase;
R-1: Rhizomer i 0-20 cm dybde;
R-2: Rhizomer i 20-40 cm dybde;
R-3: Rhizomer i 40-60 cm dybde;
R-4: Rhizomer i 60-80 cm dybde;
R-5: Nye rhizomer i 50-80 cm dybde.
Data fra Brix (1988).

Undersøgelse af den interne gas-sammensætningen i Tagrør har vist, at koncentrationen af ilt falder fra ca. 21% i de overjordiske hule stængler til <4% i de dybest liggende rhizomer samt at CO_2 koncentrationen stiger fra lidt over atmosfæreniveau (0.07%) i stænglerne til >7% i rhizomerne (Fig. 37). Denne observation støtter antagelsen om, at den interne gastransport i Tagrør er diffusionsmedieret. Undersøgelsen viste imidlertid også, at gassammensætningen - specielt i de underjordiske dele - varierer igennem døgnet. Koncentrationen af O_2 i rhizomernes lacunærgas fordobles i dagtimerne samtidig med at indholdet af CO_2 halveres i forhold til koncentrationerne om natten. Denne observation viser, at den interne gastransport i Tagrør ikke udelukkende er diffusionsmedieret, men til dels også skyldes masseflow af gas.

Masseflow af gas hos Åkander

Hos Åkander har det længe været kendt, at den interne gastransport ikke udelukkende er diffusionsbetinget, men også skyldes konvektion (masseflow) af gas (fx. Dacey, 1980). Der sker et indtag af atmosfærisk luft i plantens unge blade, en transport gennem bladstilklen til rhizomsystemet, og herfra en tilbageventilering til atmosfæren via ældre blade. Mekanismen der driver den interne gastransport i Åkander er en rent fysisk process kaldet "Knudsen-diffusion" eller "Termo-osmose". Mekanismen forudsætter celle-

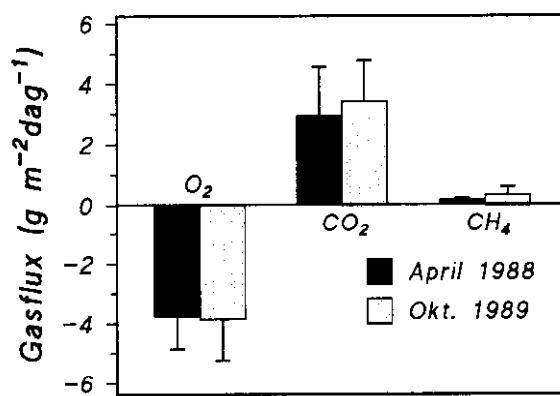
lag med en fin porestruktur i bladpladen samt en temperaturforskæl og/eller en forskel i relativ fugtighed mellem plantens lacunær Luft og den omgivende atmosfære. For en mere detaljeret beskrivelse af mekanismen henvises til Dacey (1981).

Masseflow af gas hos Tagrør

Nylige undersøgelser har vist, at intern trykopbygning og masseflow af gas også forekommer hos andre sumpplanter, heriblandt Tagrør (Armstrong & Armstrong, 1990). Den interne trykopbygning skyldes forskelle i temperatur og relativ fugtighed mellem plantens indre atmosfære og den omgivende luft (som hos Åkander). De plantedele der er ansvarlige for trykopbygningen er især bladskeder og grønne stængler. Såfremt et skud, hvori der sker trykopbygning, via de underjordiske jordstængler (rhizomer) står i forbindelse med gamle skud eller stubbe, vil der kunne ske en tilbageventilering af gas til atmosfæren gennem disse. Tilstedeværelsen af dette interne masseflow af gas i sumpplanter forbedrer rodsystemets iltforsyning og det potentielle iltudslip fra rødderne betydeligt. Mekanismen er som sagt afhængig af en energitilførsel i form af varme (solindstråling) og er derfor kun aktiv i dagtimerne. Om vinteren når skuddene er henfaldende eller døde, ændres planternes porestruktur, således at der ikke sker intern trykopbygning og dermed heller ikke masseflow af gas.

Gas-udveksling i et rodzoneanlæg

I rodzoneanlæg sker potentelt en tilførsel af ilt til rodzonens (1) direkte fra atmosfæren via jordoverfladen, og (2) via transport gennem Tagrørenes luftvæv. Gasformige nedbrydningsprodukter fra spildevandsomsætningen (CO_2 , CH_4 , N_2O , N_2) kunne frigives til atmosfæren via de samme transportveje. Med henblik på at klarlægge den relative betydning af de to transportveje, blev gasudvekslingen i rodzoneanlægget ved Kaløskolerne undersøgt henholdsvis i april 1988 og i oktober 1989. Ved den anvendte metodik var det muligt at estimere fluxen af gasser henholdsvis gennem jord-atmosfære interfasen og gennem Tagrørenes luftvæv. Endvidere blev der udtaget dybdefraktionerede jordprøver, som blev analyseret for diverse parametre med henblik på at opstille en massebalance for kulstof (og N & P) igennem anlæggets driftsperiode. Den underjordiske biomasse og den arealspecifikke rodrespiration blev bestemt. For en nærmere gennemgang af den anvendte metodik og opnåede resultater henvises til Brix (1990) og Brix & Schierup (1990).



Figur 38. Flux af O_2 , CO_2 og CH_4 gennem jord-atmosfære interfasen i rodzoneanlægget ved Kaløskolerne i april 1988 og oktober 1989. Negative værdier indikerer flux fra atmosfære til jord; positive værdier indikerer flux fra jord til atmosfære.

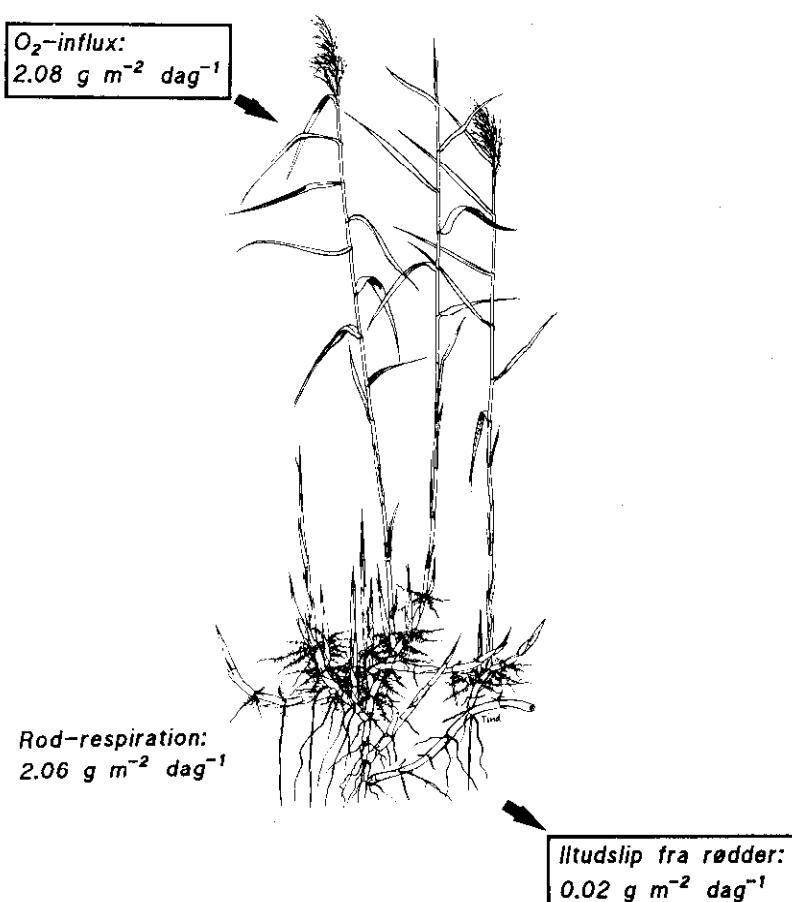
Gasudveksling gennem jord atmosfære interfasen

Figur 38 viser den arealspecifikke flux af O_2 , CO_2 og CH_4 gennem jord atmosfære interfasen i april 1988 og i oktober 1989. Fluxen af ilt fra atmosfæren til jordoverfladen var henholdsvis 3.78 og $3.86 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ døgn}^{-1}$. Fluxen af ilt fra atmosfæren til Tagrørenes rodsysten var $2.08 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ døgn}^{-1}$ (Fig. 39). Gasudvekslingen direkte gennem jord-atmosfære interfasen var således ca. dobbelt så stor som gasudvekslingen gennem Tagrørene. Frigivelsen af CO_2 fra jordoverfladen til atmosfæren var henholdsvis 2.97 og $3.41 \text{ g m}^{-2} \text{ døgn}^{-1}$ i de to måleperioder. Der var ligeledes en væsentlig frigivelse af CH_4 . Methanfrigivelsen var meget variabel indenfor anlægget. I relativt tørre områder af anlægget var methanfrigivelsen lav eller ikke detekterbar, hvorimod der i områder med vand på jordoverfladen blev målt relativt høje methanfrigivelsesrater. Nedbrydningsprocesserne synes derfor at være reguleret af graden af vandmætning, således at aerobe processer er dominerende i relativt tørre områder, hvorimod anaerobe processer har større relativ betydning i vandmættede områder af rodzoneanlægget.

Gasudveksling gennem Tagrør og iltudslip fra rodsystemet

Sumpplanter har et veludviklet luftvæv med den primære funktion at leve ilt til rodsystemets stofskifte. Et eventuelt iltudslip fra rødderne er en afledt effekt, som dog kan være gavnlig for planten ved at ilte og dermed afgive phytotoxiske reducerede forbindelser (S^{2-} , Mn^{2+} , Fe^{2+}) i rhizosfæren. Sammenholdes de målte influx-rater af ilt til Tagrørenes rodsystem gennem de hule stængler ($2.08 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ døgn}^{-1}$) med den målte arealspecifikke rodrespiration ($2.06 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ døgn}^{-1}$), ses at de to størrelser stemmer godt

Figur 39. Massebalance for ilt i Tagrør. Iltindtaget fra atmosfæren udnyttes næsten udelukkende til rodsystemets respiration.



overens. På basis heraf kan iltudslippet fra rødderne etimeres til $0.02 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ døgn}^{-1}$ (Fig. 39). Andre undersøgelser foretaget i naturlige rørsumpe har ligeledes sandsyndliggjort, at den mængde ilt der via Tagrørs luftkanalsystem tilføres rødder og rhizomer overvejende bruges til plantens egne stofskifteprocesser (Brix, 1989). Det kan derfor konkluderes, at iltudslippet fra Tagrørs rodsysten - i hvert fald i vinterperioden - er uden kvantitativ betydning for spildevandsomsætningen i rodzoneanlæg.

I sommerperioden sker en intern trykopbygning og eventuelt et masseflow af gas i Tagrørs lacunærsystem, hvorved rodsystenets iltforhold kan forbedres. Det er imidlertid tvivlsomt, om der faktisk sker en effektiv ventilering tilbage til atmosfæren via gamle skud eller stubbe. Undersøgelser af gassammensætning i rhizomer i sommerperioden viser at iltindholdet er relativt lavt og CO_2 og CH_4 indholdet højt, hvilket indikerer at et eventuelt masseflow i lacunærsystemet ikke resulterer i en effektiv ventilation af rodsystemet (Brix, upubliseret). For Vadegræs (*Spartina alterniflora*) sker der en trykopbygning i plantens lacunærsystem, men der synes ikke at forekomme masseflow og dermed effektiv ventilering af rodsystemet (Hwang & Morris, 1990). Dette forhold, sammenholdt med at rodsystenets eget iltforbrug p.g.a. den højere temperatur er væsentligt større om sommeren, antyder at selv i sommerperioden er iltudslippet fra Tagrørs rodsystem uden kvantitativ betydning i forhold til de mængder, der er nødvendige i rodzoneanlæg med henblik på at opnå en effektiv nitrifikation.

Iltudslip fra sumpplanterødder

Mikroelektrode undersøgelser

Ved hjælp af mikro-iltelektroder er der foretaget undersøgelser af iltudskillelsen fra rødder og rhizomer af Tagrør, Bredbladet Dunhammer, Gul Iris og Høj Sødgræs. Iltudskillelsesraterne blev estimeret på baggrund af målte iltgradienter i mediet umiddelbart omkring rødderne ved anvendelse af Fick's første lov modificeret til diffusion fra en cylinder. Den interne koncentration af ilt i røddernes lacunærsystem blev bestemt ved at penetrere rodvæggen med iltelektroden. En mere udførlig beskrivelse af metodik og forsøgsbetingelser er givet i Fruergaard (1987).

Iltudslip fra sumpplanterødder

Selv om den interne iltkoncentration i "gamle" rødder og rhizomer var relativ høj, kunne der ikke registreres noget iltudslip fra disse (Tabel 3). Kun for "nye", hvide rødder uden siderødder blev der registreret et iltudslip til det omgivende medium. Iltudslippet var størst umiddelbart bag rodhætten og aftog med afstand herfra. Selve rodspidsen havde faktisk et iltoptag fra det omgivende medium, hvilket sandsynligvis skyldes dannelsesvævets store iltforbrug. Ligeledes kunne der i mange tilfælde registreres et iltoptag fra ældre dele af rødderne. Dette mønster stemmer overens med undersøgelser foretaget af Armstrong & Armstrong (1988). Af de fire arter af sumpplanter undersøgt i denne undersøgelse har Tagrør det højeste iltudslip og Bredbladet Dunhammer det laveste. Det er imidlertid ikke muligt på baggrund af disse resultater at vurdere hvilken af de undersøgte arter, der er bedst egnet i rodzoneanlæg med henblik på at maksimere iltudslippet fra rodsystemet, idet de eksperimentelle forhold (planternes dyrkningsforhold, temperatur, m.v.) har indflydelse på de opnåede resultater.

Tabel 3: Iltudslip fra rødder af Tagrør (*Phragmites australis*), Bredbladet Dunhammer (*Typha latifolia*), Høj Sødgræs (*Glyceria maxima*) og Gul Iris (*Iris pseudacorus*) målt ved mikroelektrode teknik (Fra Fruergaard, 1987)

Plante		O ₂ -udslop (10 ⁻⁸ g cm ⁻² min ⁻¹)	Intern O ₂ -konz. (Vol %)
Tagrør	rodspids	<0	-
	2 mm fra spids	6.3	-
	5 mm fra spids	4.7	-
	9 mm fra spids	4.2	-
	60 mm fra spids	<0	-
	rhizom	0	12.3
Bredbladet Dunhammer	10 mm fra spids	>0	10.8
	35 mm fra spids	0.55	-
	65 mm fra spids	0	-
Høj Sødgræs	rodspids	<0	-
	8 mm fra spids	1.3	-
	40 mm fra spids	2.3	4.7
Gul Iris	rodspids	<0	-
	15 mm fra spids	2.0	-
	70 mm fra spids	>0	5.8
	150 mm fra spids	0.62	8.5

Forkorkning af sumpplanternes rødder nedsætter iltudslip

Det faldende iltudslip med stigende rodalder skyldes forkorkning og dannelsen af et gas-impermeabelt lag i rodens bark. Denne forkorkning er en tilpasning, der findes hos sumpplanter med det formål at nedsætte ilttabet til rhizosfæren. Rodspidsen indeholder dannelsesvæv med et stort iltbehov, der skal dækkes via iltdiffusion gennem rodens lacunærsystem. Den maksimale rodlængde er således begrænset af rodspidsens iltforsyning. Såfremt der ikke skete en forkorkning og nedsat gas-permeabilitet af rødderne med alderen, ville der være et betydeligt ilttab over hele rodens længde og den interne iltkoncentration ville falde hurtige end ellers. Den maksimale rodlængde, og dermed det jordvolumen som planterne er i stand til at udnytte, ville derfor blive mindre. Sumpplanter besidder således en tilpasning der nedsætter iltudslippet fra rodsystemet. Det synes derfor også af den grund usandsynligt, at sumpplanter skulle være i stand til at levere de store mængder ilt der forudsættes i rodzoneprocessen.

Iltudslip fra intakte rodsystemer

Iltudslippet fra intakte rodsystemer af sumpplanter blev undersøgt ved at inkubere planter i en forsøgsopstilling bestående af et rodkammer (adskilt fra atmosfæren), hvori det var muligt at manipulere med iltindholdet i rodmediet samt at registrere dette kontinuert v.hj.a. en iltelektrode. Intensionen var, at starte med et iltfrit rodmedium og registrere den rate hvormed iltkoncentration steg som funktion af bl.a. rodbiomasse, lys og temperatur. Ingen af de gennemførte eksperimenter kunne der imidlertid registreres noget

iltudslip. Var rodmediet iltfrit ved forsøgets start, vedblev det at være iltfrit uafhængigt af de øvrige eksperimentelle konditioner. Indeholdt rodmediet ilt ved forsøgets start, blev dette hurtigt opbrugt af rodsystemet respiration. Disse resultater kan tolkes derhen, at et intakt rodsystem netto har et iltoptag fra omgivelserne, hvis disse indeholder ilt. Det betyder imidlertid ikke, at der ikke sker iltudslip fra enkelte rødder. Et eventuelt iltudslip fra rodspidser af nye rødder (som påvist ved mikro-elektrode teknik) vil imidlertid ikke kunne registreres i den anvendte opstilling, idet den udskilte ilt simultant vil blive brugt af andre dele af rodsystemet.

Betydning af ilttransport for renseprocesserne

Den iltmængde, der tilføres rodzoneanlægget fra atmosfæren gennem jordoverfladen anvendes primært til aerob omsætning af organisk stof. Såfremt der skulle forekomme en væsentlig reduktion af kvælstof i rodzoneanlæg ved en sekventiel nitrifikation-denitrifikation, kræver nitrifikationsprocessen tilførsel af ilt. De udførte gasudvekslings undersøgelser har vist, at ilttransporten fra atmosfære til jord via jordoverfladen er ca. $4 \text{ g m}^{-2} \text{ døgn}^{-1}$. Tagrørsvegetationen kan transportere ca. $2 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ døgn}^{-1}$, som dog næsten udelukkende forbruges ved rødder og rhizomers respiration. Behovet til nitrifikation af ammoniumindholdet i tyndt spildevand er ca. $12 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ døgn}^{-1}$ under forudsætning af en dimensivering på $5 \text{ m}^2 \text{ PE}^{-1}$. Den registrerede transport af ilt til rodzoneanlægs jord udgør dermed kun ca. en trediedel af behovet. Såfremt man ønsker at opnå en vidtgående nitrifikation i rodzoneanlæg, er det derfor nødvendigt at sikre en bedre ilttilførsel til jordbunden, evt. ved en ændret konstruktion og/eller ændrede belastningsforhold.

Mulige forbedringer af eksisterende rodzoneanlæg

De teoretiske forudsætninger for at rodzoneanlæg skulle kunne reducere spildevands indhold af såvel BI₅, total-N og total-P som patogener og tunge metaller, er kvalitativt og potentelt til stede.

Resultaterne fra undersøgelsen af kontrolanalysedata og de i denne undersøgelse udførte analyser og eksperimenter viser imidlertid, at forudsætningerne for kvantitativer tilfredsstillende renseeffektiviteter kun er opnået for SS og BI₅ i danske rodzoneanlæg.

Pga. de oftest relativt små (< 5.000 PE) udledninger fra rodzoneanlæg omfatter udledeknavene oftest kun SS og BI₅, som overholdes af mere end 90% af det samlede antal danske anlæg. Ud fra de fastsatte krav virker rodzoneanlæg altså, som det ofte er fremført, tilfredsstillende. Når der alligevel i denne rapport ofte er peget på uopfyldte forudsætninger og lave effektiviteter mht. reduktion af kvælstof og fosfor, er det med henvisning til rodzonekonceptet og den dér beskrevne virkemåde og anlægsudvikling. Desuden må det antages, at der i fremtiden vil blive stillet skærpede krav til udløbskvaliteten fra decentrale renseanlæg, der ofte vil have udløb i recipenter, der er følsomme over for selv små udledninger. Det anses derfor for formålstjenligt at kræve, at decentrale renseanlæg ikke virker på toppen af deres potentielle under de gældende krav, men at de vil kunne efterleve eventuelle skærpede krav.

Én gennemgående brist i rodzoneanlægs forudsatte funktion er jordbundens lave hydrauliske ledningsevne, selv efter 5 års drift, der forårsager overfladeafløb og som resultat har, at renseprocesser sker i og på anlæggenes overflade. Renseeffektiviteten bliver derved i højere grad en funktion af anlæggets vandledende areal end af dets volumen, som det er forudsat.

En lang række af de undersøgte anlægs effektivitet vil kunne øges ved foranstaltninger, der sikrer at så stor en del af arealet som muligt inddrages som vandførende. Dette kan evt. ske ved at der etableres vandrette fordelingstrin på tværs af strømretningen, f.eks. i form af planker på nedrammede pæle, hvorved trinene kan justeres efter behov.

Hvor anlæggenes udformning tillader det, kan der successivt tilføres en jordblanding med høj hydraulisk ledningsevne med det formål at forøge det aktive volumen. Hvis der ønskes en højere effektivitet mht. tilbageholdelse af fosfor kan der, med henvisning til de målte lave kalkindhold i de undersøgte jordtyper, gøres forsøg med tilførsel af kalk. Kalk kan tilføres anlæggets overflade eller, som granulat, tilføres ind- og afløbsfaskinerne, eller evt. begge dele.

En anden bristet forudsætning i rodzonekonceptet synes med stor sikkerhed at være den kvantitativer utilstrækkelige transport afilt til anlæggenes jord. Ilttilførslen til jorden vil kun kunne øges indirekte, f.eks. ved at indskyde et iltningstrin mellem et supplerende anlæg (rodzoneanlæg eller sandfilter) og det eksisterende anlæg.

Fremtidigt design

Perkolationsanlæg

En løsning, der imødekommer såvel kravet om høj hydraulisk ledningsevne som tilførslen af ilt til jorden, er et sumpbed med vertikal vandbevægelse, det såkaldte perkolationsanlæg. Anlægget kan f.eks. bestå af fire bede, der udføres med et jordlag af ca. 1 m dybde med et system af drænrør i bunden. Bedene isoleres mod undergrunden af en vandtæt membran. Det første bed belastes f.eks. i et døgn med ca. 0,5 m spildevand, hvorefter et parallelt placeret bed belastes i et døgn, osv. Spildevandet i det første bed passerer rodzonen og drænes ud i recipienten. Efterhånden som jordens porerum tømmes for vand fyldes det med atmosfærisk luft, hvis indhold af ilt kan oxidere organisk stof samt ammonium (nitrifikation). I perioden indtil det første bed belastes igen kan der desuden diffundere ilt fra atmosfæren ind i jordens porerum. Forsøg med perkolationsanlæg foretages i Tyskland, England og Frankrig. Anlægstypen bør afprøves som forsøgsanlæg under danske forhold.

Kombinerede anlæg

Som det er fremgået, er det kun i meget begrænset omfang muligt at foretage reguleringer af enkelt- eller delprocesser i rodzoneanlæg udført efter det hidtil anvendte design. Årsagen er, at rodzoneanlæg er integrerede renseanlæg. Dvs. at alle processer forudsættes at foregå over alt i en fælles reaktor -anlæggets jordvolumen. Der kan derfor ikke gribes regulerende ind over for enkeltprocesser uden at ændre vilkårene for de øvrige processer. Det anses derfor at være et fremtidigt koncept at man, som det er sket i udviklingen af centrale renseanlæg, isolerer de enkelte rensep processer for dermed at kunne optimere forholdene for hver af disse uafhængigt af de øvrige. Dette kan gøres som kombination af forskellige typer plantebaserede anlæg med udgangspunkt i den rækkefølge, hvori de biologiske og kemiske rensep processer skal forløbe, med henblik på at skabe de optimale betingelser for det mest effektive procesforløb. Et anlæg kan eksempelvis opbygges af en kombination af sedimentationsbassin, sandfilter, perkolationsanlæg, algedam, rodzoneanlæg og undervandsplantedam (Schierup & Brix, 1989). Afhængigt af udlederkar kan kombinationen bestå af få eller flere af disse typer. Anlæg af denne type er under afprøvning i England. Det samlede arealforbrug pr. PE andrager ca. 3 m² fordelt på 4-5 anlægstyper.

Anbefaling

Konceptet bør afprøves i form af et forsøgsanlæg med henblik på at udvikle det optimale design for en anlægstype, der kan fungere i praksis under forskellige forhold. Kun derved undgås de overraskelser, man har fået med rodzoneanlæg, der, ud fra teoretiske overvejelser, skulle kunne virke tilfredsstillende. Den markante forskel på den hidtidigt anvendte og den her beregne dimensionering af rodzoneanlæg skyldes først og fremmest de opførte anlægs ringe hydrauliske ledningsevne. Af denne årsag ændres dimensioneringen fra at være en funktion af anlægvolumen til i højere grad at være en funktion af anlægsareal.

Referencer

- Armstrong, W. (1979): Aeration in higher plants. - *Adv. Bot. Res.*, 7: 225-332
- Armstrong, J. & Armstrong, W. (1990): A convective throughflow of gases in *Phragmites australis*. - *Aquat. Bot.*, (in press)
- Brix, H. (1987a): Treatment of wastewater in the rhizosphere of wetland plants - the root-zone method. - *Wat. Sci. Tech.*, 19 Rio: 107-118.
- Brix, H. (1987b): The applicability of the wastewater treatment plant in Othfresen as scientific documentaion of the root-zone method. - *Wat. Sci. Tech.*, 19: 19-24.
- Brix, H. (1988): Light-dependent variations in the composition of the internal atmosphere of *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel. - *Aquat. Bot.*, 30: 319-329.
- Brix, H. (1989): Gas-exchange through dead culms of reed, *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel. - *Aquat. Bot.*, 35: 81-98
- Brix, H. (1990): Gas exchange through the soil-atmosphere interphase and through dead culms of *Phragmites australis* in a constructed reed bed receiving domestic sewage. - *Wat. Res.*, 24: 259-266
- Brix, H. & Schierup, H.-H. (1985): Driftserfaringer fra rodzoneanlægget i Othfresen. - *Stads- og Havneingeniøren*, 1: 4-9.
- Brix, H. & Schierup, H.-H. (1986): Rodzoneanlæg, driftserfaringer fra 14 danske anlæg i etableringsfasen. - *Rapport til Miljøstyrelsen*, (upubliceret)
- Brix, H. & Schierup, H.-H. (1990): Soil oxygenation in constructed reed beds: The role of macrophyte and soil-atmosphere interphase oxygen transport. - Paper to be presented at the *International Conference on "Use of Constructed Wetlands in Water Pollution Control"*, Cambridge (UK), 24-28 September 1990 (14 pp.)
- Brix, H., Schierup, H.-H. & Lorenzen, B. (1989): Design criteria for BOD₅-removal in constructed reed beds. - Proceedings of the International Conference on *Design and Operation of Small Wastewater Treatment Plants*, Trondheim, Norway, 26-28 June. Tapir ISBN 82-519-0980-5. p. 407-414.
- Börner, T. (1988): Bericht über die Anlage Beberbeck - Bemessung und Betriebserfahrungen. - Paper presented at ATV-Seminare für die Abwasserpraxis, Sem.-Nr. 513958: *Pflanzenkläranlagen*.
- Dacey, J.W.H. (1980): Internal winds in waterlilies: an adaptation for life in anaerobic environments. - *Science*, 210: 1017-1019.
- Dacey, J.W.H. (1981): Pressurized ventilation in the yellow waterlily. - *Ecology*, 62: 1137-1147.
- Fruergaard, D. (1987): Sumpplanters tilpasninger til et vandmættet rodmiljø. - *Specialerapport*, Botanisk Institut, Århus Universitet, 97 sider.

Hwang, Y.-H. & Morris, J.T. (1990): Pressurized internal gas space in *Spartina alterniflora*. - uppubliceret manuskript.

Kickuth, R. (1981): Abwasserreinigung in mosaikmatrizen aus aerober und anaerober teilbezirken. In: *Grundlagen der Abwasserreinigung, Schriftenreihe Wasser-Abwasser* (Edited by Moser, F.), Vol. 19: 639-665.

Kickuth, R. (1982): Verfahrens- und dimensionierungsgrundlagen der wurzelraumentsorgung. Teil I: Die mineralischen bodenhorizonte. - Uppubliceret internt notat, 67 sider + bilag (Gesamthochschule Kassel)

Lawson, G. (1985): Cultivating reeds (*Phragmites australis*) for root zone treatment of sewage. *Contract report to the Water Research Centre*, ITE project 965, Institute of Terrestrial Ecology, 65 pp.

Miljøstyrelsen (1984): Måling af opholdstid og blandingsforhold i sører og vandløb. - Udarbejdet af Isotopcentralen/ATV, isbn 87-503-4862-0

Miljøstyrelsen (1990): Lavteknologisk Spildevandsrensning i Danske Landsbyer. - Spildevandsforskning fra Miljøstyrelsen

Petersen, B.J. & Johansen, N.H. (1985): Rodzonemetoden - et vel-dokumenteret alternativ? - *Afgangsprojekt*, Ålborg Universitetscenter, 127 sider + bilag.

Pontoppidan, J.A. (1983): Fysisk opbygning af et rodzoneanlæg udformning, dimensionering. - Noter fra Jydsk Teknologisk Institut: *Orienteringskursus om spildevandsrensning i rodzone*, 14 sider.

Reed, S.C., Middlebrooks, E.J. & Crites, R.W. (1988): *Natural systems for waste management & Treatment*. - McGraw-Hill Book Company, New York, 308 pp.

Schierup, H.-H. & Brix, H. (1989): Danish experience with emergent hydrophyte treatment systems (EHTS) and prospects in the light of future requirements to outlet water quality. - Proceedings of the International Conference on *Design and Operation of Small Wastewater Treatment Plants*, Trondheim, Norway, 26-28 June. Tapir ISBN 82-519-0980-5. p. 77-84.

Schierup, H.-H. & Brix, H. (1989): Plantebaserede anlæg til rensning af spildevand - fiktion eller fremtid? - *Vand & Miljø*, 6(4): 175-180.

Schierup, H.-H. & Brix, H. (1990): Plantebaserede rensemetoder i Europa. - *Stads- og Havneingeniøren*, 1: 18-20.

Schierup, H.-H., Brix, H. & Lorenzen, B. (1990): Wastewater treatment in constructed reed beds in Denmark - State of the Art. - Paper to be presented at the *International Conference on "Use of Constructed Wetlands in Water Pollution Control"*, Cambridge (UK), 24-28 September 1990 (10 pp.)

Bilagsfortegnelse

Bilag 1:

Liste over antal registrerede rodzoneanlæg i Danmarks 275 kommuner fordelt på offentligt (o) og privat (p) ejede. Anlæggernes etableringsår, overfladeareal, og den dimensionerende belastning i PE (person ekvivalenter) er angivet.

¹⁾ Aktuel belastning baseret på registrerede vandmængder

²⁾ Industriallæg, belastning baseret på BI,

Bilag 2:

Renseeffekt for suspenderet stof (SS), biokemisk iltforbrug (BI_5), kemisk iltforbrug (COD), Total-N, Total-P og NH_4 -N i den mekaniske forrensning i rodzoneanlæg, hvor der er målinger af vandkvalitet både før og efter den mekaniske forrensning. Værdier i parentes angiver renseeffektiviteten i hele anlægget (inkl. rodzonebedet).

Bilag 3:

Gennemsnitlig tilløbs- og afløbskvalitet for 71 danske rodzoneanlæg i anlæggernes samlede driftsperiode frem til 1990. Analyseresultater fra de første 12 måneders drift er ikke inkluderet i beregningerne. Tabellerne angiver antallet af analysesæt (N), minimum (Min.) og maksimum (Maks.) koncentration, mediankoncentration, middelkoncentration og standard afvigelse (Sdv).

- (a) Suspenderet stof (SS)
- (b) Biokemisk Iltforbrug (BI_5)
- (c) Kemisk Iltforbrug (COD)
- (d) Total-N
- (e) NH_4 -N
- (f) $NO_2 + NO_3$ -N
- (g) Total-P
- (h) Aktuel hydraulisk belastning

Bilag 4:

Gennemsnitlig skudtæthed og skudhøjde fordelt på blomstrende og vegetative skud, samt overjordisk biomasse (Tørstof) af Tagrør (*Phragmites australis*) i 40 danske rodzoneanlæg i efteråret 1989. I anlæg hvor der har været relativt "tørre" områder og "våde" områder er værdierne for disse opgivet separat.

Bilag 5:

Forekomst af blomsterplanter i 38 danske rodzoneanlæg i efteråret 1989. De registrerede arter er inddelt i (a) en-toårige sumpplanter, (b) flerårige sumpplanter, (c) en-toårige landplanter, og (d) flerårige landplanter.

Bilag 6:

Kornstørrelsessammensætning (tekstur) af jordbunden i 42 danske rodzoneanlæg. Tabellen angiver den procentvisе fordeling af ler ($\varnothing < 0.002$ mm), silt ($0.002 < \varnothing < 0.06$ mm), sand ($0.06 < \varnothing < 2$ mm) og grus ($\varnothing > 2$ mm).
¹⁾: Borum, første trin (sandfilter); ²⁾: Borum, andet trin (rodzoneanlæg).

Bilag 7:

Indhold af organisk stof (glødetab, %TS), Total-N, Total-P, jern (Fe), kalcium (Ca), og aluminium (Al) i jordbunden i danske rodzoneanlæg.

¹⁾: Borum, første trin (sandfilter); ²⁾: Borum, andet trin (rodzoneanlæg).

Bilag 8:

Den vertikale fordeling af Tørstof, organisk stof (glødetab), Total-N, Total-P, jern (Fe), mangan (Mn), kalcium (Ca), aluminium (Al), zink (Zn), cadmium (Cd), bly (Pb) og kobber (Cu) i jordbunden i 5 danske rodzoneanlæg (Moesgård, Knudby, Hjordkær, Egeskov, Rudbøl) i efteråret 1989. Tabellerne angiver det gennemsnitlige (m) indhold i den angivne jorddybde baseret på 6 borekerner i hvert anlæg. sd = standard afvigelse.

Bilag 1:

Kommune	Antal	Navn/Placering	Ejer forhold	Etablering år	Areal m ²	Dimensionering PE
Arden	2	Lille Arden	o	1985	450	
		Kielstrup	o	1986	950	
Ballerup	1	ukendt	p			
Billund	2	ukendte	p			
Bjerringbro	1	O. Skouse, Elsborg	p	1987	12	4
Bjergsted	1	Astrup Gods	p	1988	40	10
Dronninglund	1	N. Jyllands amtsvejvæsen	o	1986	40	10
Ebeltoft	2	Rosmus	o	1987	728	100
		Rosmus Skole	o	1987	540	100
Egtved	1	Ødsted Mejeri	p			
Fakse	1	ukendt	o		30	
Fjends	4	Stoholm	o	1985	13000	6000
		Daugbjerg	o	1986	1480	250
		Iglsø	o	1986	576	100
		Lånum	o	1987	1058	150
Fredericia	1	Egeskov	o	1984	3600	1200
Grenå	4	Hammellev	o	1987	1500	225
		Homå	o	1987	1700	190
		Høbjerg	o	1987	4100	
		Lyngby	o	1987	4000	580
Grindsted	1	R. Høst, Hejnsvig	p	1987	125	46
Hadsten	1	Kamme Langberg	p	1989	25	5
Hammel	2	Svenstrup	o	1986	1960	250
		WEFRI A/S, Pøt Mølle	p	1986	720	
Hanstholm	1	Frostrup	o	1985	5229	700 ¹
Hedensted	1	DAKA a.m.b.a.	p	1984	3000	1820
Helsingør	1	P. Hansen, Helsingør	p	1988	14	5
Hirtshals	1	P. B. Olesen, Bindslev	p			
Hobro	1	Brøndum	o	1986	437	144
Holsted	1	Føvling Deponi	o	1986	2125	
Højer	1	Rudbøl	o	1986	2185	125
Jernløse	3	ukendte	p			
Jagerspris	1	ukendt	p			
Kalundborg	1	Dansk Oliegenbrug	p	1988	250	
Karlebo	2	Karlebogård	p	1988	200	75
		ukendt	p			
Kolding	1	Dons	o	1986	400	100
Lejre	1	Rorup	o	1989	800	100
Lemvig	5	Ferring	o	1984	2000	500
		Gudum	o	1985	2668	413 ⁽¹⁾
		Fjaltring	o	1987	2000	300
		Fære	o	1987	1500	100
		ukendt	p			
Lunderskov	1	Lunderskov	o	1984	1800	15-20
Løgumkloster	1	Arnå Mejeri	p	1987	2400	
Midtdjurs	1	Kolinsund Efterskole	p	1986	235	50
Morsø	1	Sejerslev	o	1985	7931	1500
Møldrup	2	Skalds	o	1985	1008	
		K. Brandt, Søgården	p	1986	150	25
Nibe	2	Barmer	o	1986	1440	250
		Valsted	o	1986	3710	650
Nørager	1	Store Binnerup	o	1985	513	120
Nørre Rangstrup	2	Branderup	o	1985	3000	500
		Strandehøjern	o	1989	850	135
Odder	1	Pajbjergfonden, Dyngby	p	1987	160	
Randers	1	Gimming	o	1985	1060	250
Ribe	2	Egebæk-Hviding	o	1986	4935	1500
		Mandø	o	1987	1094	325
Ringsted	1	Ringsted	o	1984	576	
Roskilde	1	ukendt	p			
Ry	2	Jaungyde	o	1985	800	125
		Pia Plet	p	1988	22	5
Rødekkro	1	Hjordkær	o	1984	1341	600
Rønde	1	Kalø Landbrugsskole	p	1984	940	220
Rønnede	1	ukendt	p			
Samsø	3	Nordby	o	1988	4430	2000
		Østerby	o	1988	900	100
		Samsø Konserveres	p	1987	4000	
Sejlfjord	1	Egense	o	1986	1000	
Sindal	2	Stenholz	o	1984	1427	250
		Vogn	o	1987	8420	7100 ⁽²⁾
Skovbo	1	Lindemarkvej, Bjæverskov	o	1986	893	150
Struer	1	Fousing	o	1984	1378	200
Stubbekøbing	1	Virket	o	1985	603	110

fortsættes

Bilag 1 (fortsat):

(fortsat) Kommune	Antal	Navn/Placering	Ejer forhold	Etablering år	Areal m ²	Dimensionering PE
Sundsøre	2	Sdr. Thise Thise	o	1985 1985	560 800	120 140
Svinningsø	1	Hjembæk	o	1987	2016	300
Sydhysinge	1	M. Jonassen	p	1985	20	6
Them	3	Salten Skov Vrads Vrads Sande Feriecenter	o o p	1987 1989	629 1504 600	70 200
Thisted	1	Sundby	o	1986	2772	490
Tjølle	3	Tjølle Camping Tjølle Gods S. Vestergård, Ingstrup	o o p	1987 1987 1984	1200 400 100	200 50 5-7
Trundholm	1	Lumsås	o	1988	2100	350
Vejle	1	Rugballegård	p	1984	108	4-6
Viborg	2	Borup Knudby	o o	1984 1984	1530 418	200 65
Videbæk	2	Fjelstervang A. Lund Thomsen, Videbæk	o p	1987	4275	740
Eskøbing	1	ukendt	p			
Aars	5	ukendte	p			
Aaskov	1	Karstoft	o	1985	2400	120 ⁽¹⁾
Ålborg	3	Uggerhaine Plejehjemmet, Attruphøj	o o	1985 1985	2920 900	400 130
Århus	5	Håls Moesgård Museum Bredballegård Ormslev Sabro Borum	o p p o o o	1988 1983 1984 1986 1986 1987	720 500 150 1845 2650 2540	120 180 36 350 2000 500

Bilag 2:

Anlag	Forrensning	SS	B15	Rense effektivitet (%)		Total-P	NH_4^+
				COD	Total-N		
Dons	Trix	76	(96)	34	(95)	-	16 (52)
Egebæk	Bio-filter	-	-	-	-	21 (74)	0 (28)
Fjelstervang	Trix	15	(85)	26	(92)	45 (54)	-
Gimming	Trix	-	-	36	(84)	0 (56)	-
Hjembæk	Trix	57	(87)	36	(89)	37 (67)	-
Sabro	Bassin	90	(96)	83	(94)	- (66)	3 (13)
Sejerslev	Trix	0	(89)	0	(86)	22 (86)	- (16)
Thise	Trix	-	(82)	26	(74)	0 (74)	26 (14)
				0	(71)	10 (56)	0 (78)
				0	(71)	19 (29)	0 (9)
						1	- (88)

Bilag 4:

Anlæg	Jord type	Antal skud Blomstrende	Total	Højde af skud Vegetative	Højde af skud Blomstrende	Tørstof g TS m ⁻²
Barmer	våd	93	224	128	202	1440
Borum	våd	9	208	105	174	806
	tør	18	140	92	169	570
Borup	våd	95	145	130	191	1012
Branderup	våd	29	174	123	180	815
Bredballegård	våd	49	162	173		1126
Døns	våd	49	122	110	187	836
Egebæk	våd	59	291	109	181	952
Egeskov	våd	87	72	138	225	747
Ferring	våd	37	281	120	195	1431
Fjältring	våd	26	194	93	144	486
	tør	29	162	83	141	409
Fousing	våd	3	132	88	172	483
Frøstrup	våd	23	68	135	204	720
Fåre	våd	3	184	58	139	318
Gudum	våd	46	129	99	145	530
Hammelev	våd	62	218	118	199	1168
	tør	34	126	98	167	434
Hjordkær	tørlagt ¹					
Homå	tørlagt ²					
Høbjerg	våd	68	284	131	203	1347
Ingstrup	tør	16	98	103	211	604
Jaungyde	våd	38	159	161	239	1455
Kalø	våd	15	160	154	237	1087
Karstoft	våd	42	166	119	184	925
Knudby	våd	56	236	123	191	1234
Lyngby	tørlagt ²					
Moesgård	våd	22	101	173		761
Ormslev	våd	21	148	123	181	895
	tør	20	83	126	218	630
Rosmus	våd	19	30	69	129	197
	tør	56	92	72	124	247
Rosmus Skole	tør	43	102	87	161	582
Rudbøl	våd	41	178	124	229	1262
Rugballegård	våd	8	58	126	208	260
Sabro	våd	15	158	145	215	814
	tør	17	45	119	171	283
Sejerslev	våd	69	113	110	169	721
	tør	19	36	63	130	158
Stenhøj	våd	54	150	161	224	1218
Store Binnerup	våd	13	42	92	131	662
Strandehjørn	tør	9	70	72	118	164
Sundby	våd	150	269	72	122	1103
Svenstrup	tør	32	132	119	167	554
Thisé	våd	44	156	149	219	1630
Uggerhalne	våd	44	127	238	170	1474
Valsted	våd	40	186	123	208	1269

Bilag 5:

			Vælteset Udselebælte Tilte Sværstørrelse Syndby Storøe Blinherup Strengelhøjørm Stenshøj Sæfælster Sabro Rugbællegrård Rudbæl Rosmuse Skole Ormsløv Mosegård Knudby Kærstoft Kalø Jænghøje Hjordeler Hæmmelev Gudum Fære Freestrup Forstinge Klitkærby Fjældtræning Færtning Egeskov Døns Brædebællegrård Bremderup Børup Børsum Barmer en/tofrige: Plerårige:	
SUMPPLANTER		Kær Tidsel Kål Tidsel Tidseriv Tidger Ranunkel	Vejbred Skeblad Rød El Knabøjet Rævehale Sideskærm Fliget Brøndsel Nikkende Brøndsel	
Carduus palustre Cirsium oleraceum Juncus bufonius Ranunculus sceleratus		Berula erecta Bidens tripartita Bidens cernua Carex paniculata Carex pseudocyperus Carex acutiformis Catabrosa aquatica Cicuta virosa Eleocharis vulgaris Epilobium palustre Epilobium hirsutum Equisetum fluviatile Filipendula ulmaria Galium palustre Glyceria fluitans Glyceria maxima Hippuris vulgaris Iris pseudacorus Juncus articulatus Juncus effusus Juncus conglomeratus Lotus uliginosus Lychnis flos-cuculi Lycopus europaeus Lysimachia vulgaris Lythrum salicaria Mentha aquatica Montia fontana Phalaris arundinacea Phragmites australis Polygongium amphibium Ranunculus linnei Roripa palustris Salix sp. Scirpus lacustris Sciapus tabernaemontani	Rørstært Lædderen Top Star Knappe Star Kær Star Tappegræs Gifttyde Almindelig Sumpstrå Kær Duerst Lædden Duerst Dynd Paderøkke Almindelig Mjødurt Kær Snære Manna Søgræs Høj Sødræs Vandspir Gul Iris Glanskplet Siv Lyse Siv Knop Siv Sump Kællingetand Trævistkrone Sværterd Almindelig Fredløs Kattehæle Vand Mynte Vandarve Rørgræs Tagrør Vand Pilveurt Langbladet Ranunkel Kær Guidkarse Pil Søkogleaks Blægren Kogleaks	Vælteset Udselebælte Tilte Sværstørrelse Syndby Storøe Blinherup Strengelhøjørm Stenshøj Sæfælster Sabro Rugbællegrård Rudbæl Rosmuse Skole Ormsløv Mosegård Knudby Kærstoft Kalø Jænghøje Hjordeler Hæmmelev Gudum Fære Freestrup Forstinge Klitkærby Fjældtræning Færtning Egeskov Døns Brædebællegrård Bremderup Børup Børsum Barmer en/tofrige: Plerårige:
Planteart:				Fortsættes

Bilag 5 (fortsat):

SUMPLANTER	flerårige: (fortsat)	LANDPLANTER	En/toårig:	Flerårige:
Vælted		Vand Brundrod	Horse Tidsel	Achillea millefolium
Ugeserhalm	X	Almindelig Skjoldråger	Vild Galerod	Aegopodium podagraria
Tilse	X	Smallbladet Marke	Enarrig Rapgræs	Agrostis stolonifera
Svensstrup	X	Bittersted Natskygge	Almindelig Løvefod	Alchemilla vulgaris
Sundby	X	Kær Svinesølk	Vald Kørvel	Dactylis glomerata
Stroe Blimstrup	X	Grenet Pindsvineknop	Grå Brynke	Deschampsia caespitosa
Stremmede Højstr.	X	Kær Galteland	Mælde	Elytrigia repens
Sænghøj	X	Bredbladet Dunhammer	Aer. Tidsel	Epilobium montanum
Sæjerslev	X	Tykkbladet Erenpris	Haret Stær	Ceratium triviale
Sæbro	X	Liden Nælde	Almindelig Hønsætarm	Dactylis glomerata
Rugbællegård	X		Almindelig Hundegræs	Deschampsia caespitosa
Rudbæl	X		Mosebunkue	Elytrigia repens
Rosmose Skole	X		Almindelig Kvik	Epilobium montanum
Rosmose	X		Glat Dueurt	Equisetum pratense
Ørmølle	X		Lund Padderkøke	Festuca sp.
Mosegaard	X		Svingel	Galeopsis tetrahit
Kunndby	X		Almindelig Hanekro	Galium aparine
Kæstetofte	X		Burke Snære	Holcus lanatus
Kæle	X		Fjællgræs	Leontodon autumnalis
Jængetydde	X		Højt Borst	Liguster
Ingestrup	X		Almindelig Kællingestand	Lotus corniculatus
Høbjærs	X		Pengebladet Fredløs	Lysimachia nummularia
Hjordæker	X			
Bammeløv	X			
Gudum	X			
Fædre	X			
Frestrup	X			
Fouslæg Kjæleby	X			
Fjællerings	X			
Færtæng	X			
Færbækt	X			
Egeskov	X			
Dons	X			
Bredbællegård	X			
Bremderup	X			
Borup	X			
Borum	X			
Bærum	X			

fortsættes

Bilag 5 (fortsat):

LANDPLANTER		flerårigt: (fortsat)
		Mentha arvensis
		Phleum pratense
		Plantago major
		Plantago lanceolata
		Poa sp.
		Polygonum minus
		Potentilla anserina
		Ranunculus acris
		Ranunculus repens
		Rumex obtusifolius
		Rumex acetosa
		Rumex crispus
		Rumex sp.
		Sambucus sp.
		Senecio sp.
		Sonchus oleraceus
		Sonchus sp.
		Stachys sylvatica
		Stellaria sp.
		Sympodium uplandicum
		Tanacetum vulgare
		Taraxacum vulgare
		Trifolium repens
		Trifolium sp.
		Tussilago farfara
		Urtica dioeca
		Urtica sp.
		Veronica chamaedrys
		Viola tricolor
		Ager Mynte
		Eng Rottehale
		Glat Vejbred
		Lancet Vejbred
		Rapges
		Liden Fileurt
		Gåse Potentil
		Bidende Ranunkel
		Lav Ranunkel
		Butbladet Skrappe
		Almindelig Syre
		Kruset skrappe
		Skrappe
		Byld
		Brandbæger
		Almindelig Svinsmælk
		Ru Svinsmælk
		Svinsmælk
		Skov Glittetand
		Fladstjerne
		Fodr Kulstukker
		Reinian
		Mælkbøtte
		Hvid Kløver
		Kløver
		Følfod
		Stor Nælde
		Nælde
		Tvekægget Årempris
		Ager Stedmoderblomst
Vælsted		
Uggerhøjene		
Thise		
Svenstrup		
Sundby		
Støre Bymønstrup		
Strandehøj		
Sejerslev		
Sæbø		
Rugballegård		
Rudbøl		
Rosmøs Skole		
Rosmøs		
Ørmølev		
Møesgård		
Knudby		
Karsløftet		
Kalø		
Jænghøjde		
Ingsstrøup		
Høbjergs		
Hjordkær		
Hammeløv		
Gudrum		
Fætre		
Frestrup		
Foulsinge Kjækkenby		
Fjælletræs		
Ferrings		
Egebæk		
Egeskov		
Døns		
Bredballegård		
Bænderup		
Børsum		
Bælmer		

Bilag 6: Jordbundens tekstur

Anlæg	Sediment fraktioner (%)			
	Ler	Silt	Sand	Grus
Barmer	3,5	13,5	83,0	0,0
Borum ⁽¹⁾	0,0	0,0	92,4	7,6
Borum ⁽²⁾	19,0	31,0	50,0	0,0
Borup	6,0	11,0	83,0	0,0
Branderup	4,0	12,0	84,0	0,0
Bredballegaard	9,0	23,0	68,0	0,0
Dons	2,0	3,0	95,0	0,0
Egebæk	10,0	9,0	81,0	0,0
Egeskov	0,0	2,0	92,2	5,8
Elsborg	6,0	16,0	78,0	0,0
Ferring	20,0	27,0	53,0	0,0
Fjaltring	4,0	18,0	78,0	0,0
Fousing	6,0	12,0	86,0	0,0
Frøstrup	4,0	4,0	91,5	0,5
Fåre	1,0	15,0	84,0	0,0
Gudum	3,5	8,5	88,0	0,0
Hammelev	4,0	17,0	79,0	0,0
Hjordkær	0,0	0,0	5,6	94,4
Homå	6,0	18,0	76,0	0,0
Højbjerg	5,0	18,0	77,0	0,0
Ingstrup	1,0	11,0	88,0	0,0
Jaunyde	12,0	20,0	67,5	0,5
Kalø	18,0	30,0	52,0	0,0
Karstoft	0,0	18,0	82,0	0,0
Knudby	9,0	13,0	78,0	0,0
Lyngby	7,0	19,0	74,0	0,0
Moesgård	9,0	27,0	64,0	0,0
Ormslev	10,0	25,0	65,0	0,0
Rosmus	1,5	17,5	81,0	0,0
Rosmus Skole	2,0	29,5	66,5	2,0
Rudbøl	26,0	36,0	38,0	0,0
Rugballegaard	14,0	27,0	59,0	0,0
Sabro	6,0	19,0	75,0	0,0
Sejerslev	8,0	23,0	68,5	0,5
Stenhøj	10,0	33,0	57,0	0,0
Strandehjørn	10,0	21,0	66,0	3,0
Store Binderup	0,0	26,0	74,0	0,0
Ssundby	8,0	18,5	73,5	0,0
Svenstrup	10,0	20,0	70,0	0,0
Thise	8,0	19,0	73,0	0,0
Uggerhalne	0,0	25,0	75,0	0,0
Valsted	0,0	8,5	91,5	0,0
Virket	11,0	24,0	65,0	0,0

Bilag 7:

Anlæg	Glodatab (%)	Total-N (mg g ⁻¹)	Total-P (mg g ⁻¹)	Fe (mg g ⁻¹)	Ca (mg g ⁻¹)	Al (mg g ⁻¹)
Barmer	2,66	1,10	0,76	5,1	1,9	4,8
Borum ⁽¹⁾	0,22	-	0,13	6,3	0,3	1,4
Borum ⁽²⁾	4,13	-	0,40	6,7	5,4	9,0
Borup	4,80	-	-	6,6	2,2	5,9
Branderup	4,46	1,18	1,11	32,1	0,0	7,6
Bredballegård	7,50	-	-	10,3	4,4	10,0
Dons	2,02	0,56	0,53	8,3	0,0	3,0
Egebæk	4,19	1,22	0,60	7,4	0,0	6,5
Egeskov	0,50	-	-	11,3	8,3	3,6
Elsborg	4,59	1,56	1,07	15,3	0,1	6,5
Ferring	4,80	-	-	15,7	5,3	13,9
Fjaltring	3,06	0,98	0,39	11,9	0,0	3,7
Fousing	5,10	-	-	4,5	0,8	5,8
Frøstrup	5,90	2,26	0,25	3,6	0,8	1,3
Fære	5,65	1,78	0,32	4,6	0,1	3,3
Gudum	2,81	1,01	0,20	2,9	0,1	2,6
Hammellev	6,66	2,63	0,60	5,0	10,7	4,0
Hjordkær	1,40	-	-	10,7	30,8	2,2
Homå	5,16	1,69	0,47	6,5	5,7	4,6
Høbjerg	3,92	1,41	0,47	6,2	1,3	33,6
Ingstrup	10,90	-	-	5,4	3,1	4,3
Jaungyde	3,33	0,77	0,43	13,5	0,1	10,5
Kalø	7,80	-	-	16,2	5,0	15,7
Karstroft	7,23	1,88	0,30	6,5	1,5	4,9
Knudby	3,80	-	-	5,7	5,7	6,7
Lyngby	10,50	3,66	0,52	6,7	3,5	4,9
Moesgård	6,90	-	-	21,4	38,2	13,1
Ormslev	15,00	-	0,86	27,2	9,8	7,6
Rosmus	11,00	4,12	0,40	5,3	6,6	3,8
Rosmus Skole	11,00	3,81	0,60	7,5	8,4	5,2
Rudbøl	7,03	1,74	0,69	23,3	0,3	16,2
Rugballegård	8,30	-	-	13,7	9,1	11,9
Sabro	5,33	-	0,36	11,6	4,4	8,3
Sejerslev	4,66	1,35	0,36	12,9	11,5	4,6
Stenhøj	10,50	-	-	6,9	3,1	8,1
Strandehjørn	15,50	4,67	0,58	14,3	0,1	10,4
Store Binderup	44,63	15,58	1,61	6,4	-	5,0
Sundby	3,43	0,99	0,37	16,3	0,1	8,1
Svenstrup	5,07	-	0,41	9,8	2,0	13,9
Thise	4,48	1,40	0,33	8,5	0,0	6,2
Uggerhalne	5,86	1,71	0,34	8,6	2,9	9,4
Valsted	8,46	-	3,10	0,4	3,3	3,3
Virket	3,60	1,23	-	11,4	5,8	7,9

Bilag 8:

Moesgaard

Parameter	0 - 1			1 - 3			3 - 10			Dybde (cm)			20 - 40			40 - 60		
	m	sd	m	m	sd	m	m	sd	m	m	sd	m	m	sd	m	m	sd	
Tørstof (%)	40,1	(11,3)	55,5	(12,8)	70,0	(4,0)	75,1	(2,1)	74,0	(3,0)	73,1	(4,2)						
Gledetab (%)	13,1	(2,3)	7,8	(1,9)	5,5	(0,9)	5,2	(1,0)	5,1	(0,5)	5,8	(1,0)						
Total-N (mg g ⁻¹ TS)	5,34	(1,68)	2,24	(0,86)	1,86	(0,23)	1,34	(0,35)	1,66	(0,31)	1,51	(0,56)						
Total-P (mg g ⁻¹ TS)	1,37	(0,38)	0,90	(0,26)	0,63	(0,13)	0,53	(0,06)	0,51	(0,03)	0,52	(0,07)						
Fe (mg g ⁻¹ TS)	16,9	(3,0)	15,5	(2,4)	14,1	(2,1)	15,1	(2,0)	16,4	(2,1)	15,4	(2,5)						
Mn (mg g ⁻¹ TS)	0,75	(0,37)	0,51	(0,26)	0,56	(0,15)	0,80	(0,12)	1,03	(0,22)	0,98	(0,27)						
Ca (mg g ⁻¹ TS)	44	(20)	46	(19)	47	(21)	51	(25)	63	(29)	73	(29)						
Al (mg g ⁻¹ TS)	11,6	(2,5)	10,7	(1,3)	10,7	(2,8)	11,1	(2,6)	10,5	(1,8)	10,8	(2,8)						
Zn (μ g g ⁻¹ TS)	190	(163)	118	(97)	45	(11)	37	(10)	42	(13)	33	(8)						
Cd (μ g g ⁻¹ TS)	4	(1)	4	(1)	3	(1)	4	(1)	4	(1)	4	(1)						
Pb (μ g g ⁻¹ TS)	17	(3)	15	(4)	14	(4)	23	(22)	13	(5)	11	(4)						
Cu (μ g g ⁻¹ TS)	37	(31)	23	(18)	10	(3)	6	(1)	9	(1)	10	(1)						

Parameter	0 - 1			1 - 3			3 - 10			Dybde (cm)			20 - 40			40 - 60		
	m	sd	m	m	sd	m	m	sd	m	m	sd	m	m	sd	m	m	sd	
Tørstof (%)	29,1	(14,0)	54,5	(15,9)	71,7	(3,9)	75,0	(3,4)	76,3	(4,6)	70,1	(11,3)						
Gledetab (%)	15,1	(8,3)	8,3	(8,7)	3,5	(0,5)	3,9	(1,7)	4,3	(2,6)	8,6	(7,8)						
Total-N (mg g ⁻¹ TS)	7,11	(4,84)	3,68	(5,31)	1,19	(0,41)	1,23	(0,68)	1,47	(0,97)	2,54	(2,90)						
Total-P (mg g ⁻¹ TS)	1,83	(0,94)	0,66	(0,40)	0,30	(0,05)	0,24	(0,08)	0,20	(0,06)	0,30	(0,30)						
Fe (mg g ⁻¹ TS)	13,7	(5,2)	9,0	(5,8)	7,3	(1,1)	7,3	(1,6)	7,1	(1,5)	7,9	(1,9)						
Mn (mg g ⁻¹ TS)	0,18	(0,09)	0,08	(0,03)	0,08	(0,01)	0,07	(0,01)	0,07	(0,03)	0,11	(0,03)						
Ca (mg g ⁻¹ TS)	9,3	(3,7)	5,6	(2,7)	6,0	(2,7)	3,6	(2,0)	2,4	(1,9)	5,55	(3,93)						
Al (mg g ⁻¹ TS)	8,9	(3,3)	6,1	(3,3)	5,2	(1,2)	4,0	(1,0)	3,4	(1,4)	5,0	(1,5)						
Zn (μ g g ⁻¹ TS)	258	(229)	155	(273)	36	(28)	19	(5)	18	(12)	22	(7)						
Cd (μ g g ⁻¹ TS)	2,3	(0,4)	1,4	(0,4)	1,2	(0,5)	1,02	(0,5)	1,2	(0,4)	1,6	(0,3)						
Pb (μ g g ⁻¹ TS)	21	(4)	15	(15)	10	(2)	6	(3)	6	(3)	13	(12)						
Cu (μ g g ⁻¹ TS)	36	(29)	20	(30)	6	(2)	4	(1)	3	(1)	4	(1)						

Knudby

Bilag 8 (fortsat):

Hjordkær

Parameter	0 - 1		1 - 3		3 - 10		Dybde (cm)		20 - 40		40 - 60	
	m	sd	m	sd	m	sd	m	sd	m	sd	m	sd
Tørstof (%)	86,8	(11,6)	93,4	(1,2)	94,4	(1,7)	94,7	(1,5)	95,2	(0,5)	90,6	(2,2)
Glødetab (%)	4,0	(4,7)	1,6	(0,6)	1,6	(0,5)	1,5	(0,6)	1,1	(0,3)	1,7	(0,5)
Total-N (mg g ⁻¹ TS)	2,87	(2,64)	1,71	(1,34)	1,16	(0,54)	1,00	(0,68)	0,43	(0,20)	0,93	(0,84)
Total-P (mg g ⁻¹ TS)	2,64	(1,94)	2,75	(1,13)	1,85	(0,66)	1,56	(0,86)	0,98	(0,39)	0,79	(0,43)
Fe (mg g ⁻¹ TS)	22,4	(8,7)	28,6	(7,8)	27,3	(7,9)	25,7	(13,9)	28,8	(7,0)	25,9	(8,8)
Mn (mg g ⁻¹ TS)	1,40	(1,22)	1,34	(0,73)	1,27	(0,88)	0,84	(0,40)	0,55	(0,10)	0,80	(0,46)
Ca (mg g ⁻¹ TS)	21	(8)	21	(3)	21	(4)	21	(7)	28	(9)	31	(16)
Al (mg g ⁻¹ TS)	8,0	(2,8)	8,6	(3,3)	7,3	(1,3)	6,9	(1,5)	6,6	(1,4)	6,8	(0,9)
Zn (μ g g ⁻¹ TS)	150	(136)	145	(105)	124	(43)	114	(58)	113	(39)	91	(38)
Cd (μ g g ⁻¹ TS)	8	(8)	12	(15)	13	(16)	10	(12)	7	(4)	6	(3)
Pb (μ g g ⁻¹ TS)	23	(21)	22	(21)	18	(11)	16	(11)	10	(4)	8	(4)
Cu (μ g g ⁻¹ TS)	39	(28)	43	(27)	43	(16)	156	(267)	131	(225)	25	(9)

Parameter	0 - 1		1 - 3		3 - 10		Dybde (cm)		20 - 40		40 - 60	
	m	sd	m	sd	m	sd	m	sd	m	sd	m	sd
Tørstof (%)	61,3	(7,9)	80,3	(3,4)	83,2	(3,8)	81,6	(5,6)	81,2	(5,8)	72,1	(25,1)
Glødetab (%)	5,2	(2,9)	1,6	(1,0)	1,3	(0,9)	1,8	(1,6)	2,2	(1,9)	1,2	(0,8)
Total-N (mg g ⁻¹ TS)	1,59	(0,73)	0,39	(0,26)	0,24	(0,24)	0,33	(0,41)	0,37	(0,40)	0,12	(0,06)
Total-P (mg g ⁻¹ TS)	0,85	(0,20)	0,58	(0,22)	0,58	(0,14)	0,55	(0,20)	0,42	(0,17)	0,44	(0,25)
Fe (mg g ⁻¹ TS)	10,7	(2,3)	9,7	(2,5)	11,5	(3,7)	15,6	(6,1)	16,5	(8,2)	14,6	(6,2)
Mn (mg g ⁻¹ TS)	0,43	(0,36)	0,34	(0,21)	0,40	(0,28)	0,51	(0,36)	0,58	(0,46)	0,27	(0,14)
Ca (mg g ⁻¹ TS)	11	(4)	10	(5)	10	(5)	12	(4)	10	(5)	11	(6)
Al (mg g ⁻¹ TS)	5,3	(1,6)	4,3	(0,9)	5,6	(3,2)	9,3	(7,2)	11,9	(9,5)	7,7	(6,1)
Zn (μ g g ⁻¹ TS)	55	(21)	32	(12)	28	(12)	33	(14)	33	(14)	30	(8)
Cd (μ g g ⁻¹ TS)	3	(1)	2	(0,4)	3	(1)	4	(2)	4	(2)	3	(2)
Pb (μ g g ⁻¹ TS)	6	(4)	6	(2)	6	(4)	9	(5)	9	(5)	8	(5)
Cu (μ g g ⁻¹ TS)	12	(4)	6	(4)	6	(4)	10	(5)	11	(6)	8	(3)

Egeskov

Bilag 8 (fortsat):

Rudbøl

Parameter	0 - 1		1 - 3		3 - 10		Dybde (cm)		20 - 40		40 - 60	
	m	sd	m	sd	m	sd	m	sd	m	sd	m	sd
Tørstof (%)	58,6	(2,3)	59,9	(6,8)	67,8	(2,1)	71,0	(2,3)	76,1	(1,3)	-	-
Glødetab (%)	6,9	(0,8)	7,6	(2,1)	6,1	(0,9)	6,3	(0,6)	5,9	(0,5)	-	-
Total-N (mg g ⁻¹ TS)	2,17	(0,13)	2,24	(1,01)	2,44	(1,38)	1,49	(0,38)	1,31	(0,35)	-	-
Total-P (mg g ⁻¹ TS)	0,85	(0,13)	0,82	(0,15)	0,59	(0,12)	0,53	(0,06)	0,46	(0,03)	-	-
Fe (mg g ⁻¹ TS)	24,2	(1,3)	25,1	(1,6)	25,2	(3,3)	24,2	(0,9)	25,5	(1,4)	-	-
Mn (mg g ⁻¹ TS)	0,52	(0,12)	0,56	(0,17)	0,49	(0,12)	0,58	(0,11)	0,56	(0,10)	-	-
Ca (mg g ⁻¹ TS)	5,2	(0,6)	5,4	(0,8)	4,7	(0,6)	4,9	(0,7)	6,6	(1,1)	-	-
Al (mg g ⁻¹ TS)	22,0	(2,8)	22,8	(2,7)	20,9	(3,6)	22,8	(1,7)	23,6	(1,2)	-	-
Zn (mg g ⁻¹ TS)	55	(5)	63	(10)	72	(71)	50	(0)	50	(0)	-	-
Cd (mg g ⁻¹ TS)	5	(1)	6	(0,4)	6	(0,5)	6	(0,5)	6	(0,4)	-	-
Pb (mg g ⁻¹ TS)	28	(4)	32	(4)	30	(6)	3	(0)	28	(4)	-	-
Cu (mg g ⁻¹ TS)	8	(1)	8	(1)	7	(1)	7	(1)	7	(1)	-	-

Registreringsblad

Udgiver: Miljøstyrelsen, Strandgade 29, 1401 København K.

Serietitel, nr.:

Spildevandsforskning fra Miljøstyrelsen, nr. 8

Udgivelsesår: 1990

Titel:

Spildevandsrensning i rodzoneanlæg

Undertitel:

Status for danske anlæg 1990 samt undersøgelse og vurdering af de vigtigste renseprocesser

Forfatter(e):

Schierup, Hans-Henrik; Brix, Hans; Lorenzen, Bent

Udførende institution(er):

Vandrensningsrådet (spons); Aarhus Universitet. Botanisk Institut

Resumé:

I rapporten kortlægges driftsresultater og status for danske rodzoneanlæg. Rapporten indeholder desuden en række undersøgelseresultater, dels udført med henblik på en nøjere beskrivelse af rodzoneanlægs funktion, dels udført som eksperimentelt arbejde for at opnå øget indsigt i de vigtigste renseprocesser i rodzoneanlæg. Endelig rummer rapporten konklusioner og rekomendationer, der i praksis kan anvendes i forbindelse med videudvikling og dimensionering af plantebaserede renseanlæg.

Emneord:

spildevand; rensning; rodzoneanlæg

ISBN: 87-503-8767-7

Pris (inkl. moms): 90,- kr.

Format: A4

Sideantal: 88

Md./år for redaktionens afslutning: september 1990

Oplag: 1. oplag 400. 2. oplag 200.

Andre oplysninger:

Tryk: Scantryk, København

Trykt på miljøpapir

Spildevandsforskning fra Miljøstyrelsen

- Nr. 1 : Proces- og funktionsgarantier samt rådgiveransvar
- Nr. 2 : Fagligt indhold af renseanlæggets driftsdatabase
- Nr. 3 : Datagrundlag for dimensionering af renseanlæg
- Nr. 4 : Bestemmelse af belastningen fra regnvandsbetingede udløb
- Nr. 5 : Lavteknologisk spildevandsrensning i danske landsbyer
- Nr. 6 : Kvalitetsstyring af afløbsprojekter
- Nr. 7 : Rodzoneforsøgsanlæg
- Nr. 8 : Spildevandsrensning i rodzoneanlæg
- Nr. 9 : Kompostering af spildevandsslam med andet organisk affald
- Nr. 10 : Fjernelse af tungmetaller fra spildevandsslam
- Nr. 11 : Udledning af industrispildevand til renseanlæg
- Nr. 12 : Effektivisering af olieudskillere
- Nr. 13 : Udarbejdelse af fornyelsesplaner for afløbssystemer
- Nr. 14 : Energi til renseanlæg
- Nr. 15 : Økonomi ved rensning af industrispildevand i renseanlæg
- Nr. 16 : Septiktanke
- Nr. 17 : Fjernelse af kvælstof fra rejektvand

Spildevandsrensning i rodzoneanlæg

I rapporten kortlægges driftsresultater og status for danske rodzoneanlæg. Rapporten indeholder desuden en række undersøgelsesresultater, dels udført med henblik på en nøjere beskrivelse af rodzoneanlægs funktion, dels udført som eksperimentelt arbejde for at opnå øget indsigt i de vigtigste renseprocesser i rodzoneanlæg. Endelig rummer rapporten konklusioner og rekommendationer, der i praksis kan anvendes i forbindelse med videreudvikling og dimensionering af plantebaserede renseanlæg.



Miljøministeriet **Miljøstyrelsen**

Strandgade 29, 1401 København K, tlf. 31 57 83 10

Pris kr. 90,- inkl. 25% moms

ISBN nr. 87-503-8767-7