

Modeldambrug under forsøgsordningen

Faglig slutrapport for ”Måle- og dokumentationsprojekt for modeldambrug”

Lars M. Svendsen, Danmarks Miljøundersøgelser, Århus Universitet
Ole Sortkjær, Danmarks Miljøundersøgelser, Århus Universitet
Niels Bering Ovesen, Danmarks Miljøundersøgelser, Århus Universitet
Jens Skriver, Danmarks Miljøundersøgelser, Århus Universitet
Søren Erik Larsen, Danmarks Miljøundersøgelser, Århus Universitet
Susanne Bouttrup, Danmarks Miljøundersøgelser, Århus Universitet
Per Bovbjerg Pedersen, DTU Aqua
Richard Skøtt Rasmussen, DTU Aqua
Anne Johanne Tang Dalsgaard, DTU Aqua
Karin Suhr, DTU Aqua

DTU Aqua
Nordsøen Forskerpark
9850 Hirtshals
Juni 2008

0	Sammenfatning		5
1	Indledning		10
1.1	Baggrund	10	
1.2	Følgegruppe	11	
1.3	Rapportering af projektets resultater	12	
1.4	Tak	13	
2	Formål med måle- og dokumentationsprojektet		15
3	Overordnet karakteristik af indretning og væsentlige vilkår		17
3.1	Overordnet karakteristik af de 8 modeldambrug	17	
3.2	Lokalisering af dambrugene	20	
3.3	Væsentlige vilkår	21	
4	Måleprogram og målemetoder		24
4.1	Indledning	24	
4.2	Måleprogram og -strategi	24	
4.3	Målemetoder	28	
5	Foder, foderudnyttelse, fordøjelighed og produktionsbidrag		32
5.1	Indledning	32	
5.2	Kemisk sammensætning af foder og fordøjelighed	33	
5.3	Foderkvotient	33	
5.4	Fiskeproduktion	34	
5.5	Foderspild	34	
5.6	Udregning af produktionsbidrag	35	
6	Ilt, temperatur og pH i produktionsanlæg og plantelagune		37
6.1	Indledning	37	
6.2	Ilt, pH og temperaturer i produktionsanlæg	37	
6.3	Ilt, pH og temperaturer i plantelaguner	39	
7	Vandbalancer og flowforhold		47
7.1	Vandindtag	47	
7.2	Opholdstid	48	
7.3	Returskylning af biofiltre og tømning af slamkegler	49	
7.4	Recirkulationsflow	50	
7.5	Hydraulisk belastning af plantelaguner	51	
7.6	Vandbalance	51	
7.7	Måleusikkerhed	55	
8	Stofkoncentrationer og væsentligste processer		56
8.1	Indledning	56	
8.2	Gennemsnitskoncentrationer	56	
9	Overholdelse af udlederkrav		69
9.1	Indledning	69	
9.2	Opsummering af miljøgodkendelser	69	
9.3	Resultater for overholdelse af kravværdier for udledninger	71	

10 Massebalancer, rensegrader og stoffjernelse	76
10.1 Indledning	76
10.2 Introduktion til væsentlige processer på dambruget	76
10.3 Stoffilførsel til dambruget	78
10.4 Rensegrader over dambrugene	82
10.5 Nettostofudledning pr. kg produceret fisk	88
10.6 Stoffjernelse over dambruget	91
10.7 Rensningsforanstaltninger	95
10.8 Balance over slambassin	98
10.9 Nitrifikationen i produktionsanlægget	100
10.10 Plantelaguner	102
10.11 Hvor renses hvad på dambruget	109
11 Planter i plantelagunerne	113
11.1 Udvikling i plantedækningsgrad i lagunerne	113
11.2 Dominerende plantearter	113
11.3 Udvikling i plantebiomassen	114
11.4 Dominerende planters indhold af kvælstof og fosfor	117
11.5 Udvikling i mængde af kvælstof og fosfor bundet i plantebiomassen	117
11.6 Måle- og analyseusikkerhed	120 ¹
12 Faunaforhold	123
12.1 Vandløbsfysiske forhold op- og nedstrøms dambrugene	123
12.2 Faunabedømmelser op- og nedstrøms dambrugene	124
12.3 Udvikling i faunaklasse og forekomst af udvalgte forureningstolerante og forureningsfølsomme arter af smådyr samt overholdelse af biologisk vandløbskvalitet	127
12.4 Usikkerhed	131
13 Diskussion	133
13.1 Indledning	133
13.2 Måleprogrammet	133
13.3 Foder og produktionsbidrag	134
13.4 Vandforbrug, -hastighed, hydraulisk belastning opholdstid	136
13.4.1 Vandforbrug, recirkulering og vandhastighed	136
13.4.2 Opholdstid og hydraulisk belastning	137
13.5 Plantelaguner	138
13.5.1 Plantedækningsgrader og -biomasse	138
13.5.2 Indhold af kvælstof og fosfor i planter	139
13.5.3 Ilt, temperatur og pH-forhold i plantelagunerne	140
13.6 Vandbalance	141
13.6.1 Hvor stort er vandtabet og hvad skyldes det?	141
13.6.2 Hvordan er der taget højde for vandtabet - worst case?	142
13.7 Overholdelse af udlederkrav	143
13.8 Stofudledning	145
13.9 Rensegrader over modeldambrugene	146
13.10 Hvor på modeldambrugene foregår rensningen	147
13.11 Væsentlige forhold og processer for stoffjernelse over modeldambrug	152
13.11.1 Plantelaguner	152
13.12 Potentielt foderforbrug ud fra de fundne rensegrader	154
13.13 Vandløbsfauna	156

14	Overordnede konklusioner og faglige anbefalinger	159
14.1	Generelt	159
14.2	Produktionsenheder	160
14.3	Slambassiner	161
14.4	Plantelaguner	161
14.5	Optimeringer	162
15	Litteraturliste	163
16	Bilag	167
16.1	Måle- og analysemetoder og instrumentering	167
16.1.1	Ilt, temperatur og pH	167
16.1.2	Opsamling af data	168
16.1.3	Analysemetoder for vandkemiske prøver	168
16.1.4	Måling af vandstand, vandhastighed og vandmængder	169
16.1.5	Måling af plantedækningsgrader, biomasse og indhold af kvælstof og fosfor i planterne	172
16.1.6	Fauna	172
16.2	Indretning af modeldambrugene og foto	174
16.2.1	Principskitser af modeldambrugene	174
16.2.2	Principskitse af plantelagunerne	179
16.2.3	Foto	183
16.3	Væsentlige beregningsmetoder	188
16.3.1	Produktionsbidrag og foderkvotient	188
16.3.2	Foderspild	191
16.3.3	Fordøjelighed	193
16.3.4	Indhold af kvælstof i regnbueørred	193
16.3.5	Indhold af fosfor i fisk	199
16.3.6	Vandføring og stoftransport	202
16.3.7	Recirkuleringsgrad og opholdstid	203
16.3.8	Massebalancer	203
16.3.9	Rensegrader	204
16.3.10	Justering for netto vandind- eller udsivning over plantelagune	205
16.3.11	Metoderne som anvendes ved egenkontrollen	206
16.3.12	Plantedækningsgrad, -biomasse og indhold af kvælstof og fosfor	213
16.4	Supplerende figurer	214
16.4.1	Koncentrationer i vandindtag til modeldambrugene og klaret slamvand	214

0 Sammenfatning

Indledning

Denne faglige rapport omhandler resultater og konklusioner vedrørende måle- og dokumentationsprojektet for modeldambrug. Projektets formål er at få dokumenteret og fastlagt udledninger af kvælstof, fosfor og organisk stof fra modeldambrug type III. Endvidere at fastlægge produktionsbidrag, foderspild samt belyse de væsentligste processer som bidrager til rensegraderne, herunder rensegrader over de forskellige rensekomponenter, som finder anvendelse på modeldambrug.

De detaljerede resultater for hvert af de 8 modeldambrug, som har indgået i projektet er afrapporteret i 16 årlige statusrapporter (Svendsen et al., 2006 a, b, c; 2007 a, b, c, d, e samt 2008 a, b, c, d, e, f, g, h, i, j). Generelle nøgle resultater for de 8 modeldambrug under ét og på tværs af modeldambrugene beskrives, diskuteres og vurderes i denne rapport. Konklusioner og faglige anbefalinger (kapitel 14) samt sammenfatning baseres på gennemsnit af 2. måleårs resultater for 7 af de 8 modeldambrug, da disse anses for repræsentative for en stabil driftssituation og variationen på disse resultater er relativ beskedent.

Arbejdet er udført på baggrund af bevilling fra Den Europæiske Unions Fiskerisektorprogram FIUF og Fødevareministeriet (DFFE), og er således støttet med 50 % fra den Danske Stat og 50 % fra EU. Der takkes hermed for den tildelte bevilling. Endvidere takkes DTU Aqua og DMU for interne midler til fuldføring af projektet.

Generelt

Modeldambrugskonceptet indebærer introduktion af elementer fra recirkuleringsteknologien på dambrug. Gennem det hermed afrapporterede omfangsrige måle- og dokumentationsprojekt kan det generelt konstateres, at modeldambrug type III indebærer ganske betydelige miljømæssige fordele. Da der hertil kommer, at rensningen på alle parametre er over det forventede, må modeldambrug betegnes som en miljømæssig succes.

Produktionsforhold

De 8 modeldambrug har samlet i de to måleår anvendt hhv. 2.714 og 3.188 t foder, med tilsvarende fiskeproduktioner på 3.147 og 3.544 t. Produktionen i andet år svarer til ca. 12 % af den samlede danske ørredproduktion i dambrug.

De resulterende foderkvotienter (kg foder anvendt til 1 kg produktion) har generelt været gode, med gennemsnitsværdier (fraset Abildtrup) på hhv. 0,872 og 0,892.

Selve driften af anlæggene har for flere af dambrugenes 1.driftsår været præget af visse indkøringsvanskeligheder og tillæring til ny produktionsform med afledte nye problemstillinger, mens især 2. driftsår med få undtagelser har været kendetegnet af mere stabil drift.

Vandforbrug

Modeldambrugene indtager ikke vand fra vandløbet hvorfor opstemninger og spærringer ikke længere er nødvendige. Herved sikres fri fauna-passage, ligesom hele vandmængden og naturlige variationer heri nu bibeholdes i vandløbet. Modeldambrugenes vand indtages alene via drænen under dambruget og boringer placeret nær vandløb og plantelaguner. Hertil kommer, at vandforbruget i forbindelse med betydelig recirkulering (recirkuleringsgrad 96 %) er nedsat kraftigt, til nu gennemsnitligt at være 3.600 l pr. kg produceret fisk (år 2) mod traditionelt 50.000 l/kg, svarende til kun ca. 7 % af før.

Der registreres generelt ikke vandtab i produktionsenhederne, mens der er et gennemsnitligt vandtab, primært grundet nedsivning over plantelagunerne, på 10 % år 2 (uden Rens Dambrug).

Rensegrader

Ved forarbejdet i bekendtgørelse om modeldambrug m.v. blev der forudsat nogle rensegrader for organisk stof og næringsstoffer på modeldambrug. En sammenstilling af de i bekendtgørelsen for modeldambrug forudsatte og de opnåede nettorensgrader ser således ud:

	NH ₄ -N	Total N	Total P	BI ₅	COD
Fundet R_N	77 %	50 %	76 %	93 %	87 %
Forventet					
- uden mikrosigte		31 %	60 %	75 %	
- med mikrosigte		35 %	65 %	80 %	

Rensegraderne er generelt betydeligt bedre end forventet.

En forøget indsats og fokusering på kvælstoffjernelse er relevant, hvorved rensningen på denne parameter formentlig kan forbedres yderligere. Herved vil den "laveste fællesnævner" øges, således at fiskeproduktionen på modeldambrug kan øges uden nogen forøget udledning. Såfremt den fundne rensegrad for total fosfor dannede grundlag for fodertilladelsen kunne dette øges med en faktor 3,33, mens de fundne rensegrader for total kvælstof kun giver en faktor 1,86.

Andelen af ammonium kvælstof der omsættes i biofiltrene varierer mellem de 8 modeldambrug og viser vigtigheden af at optimere biofiltrenes indretning og drift.

Rensegraderne indeholder også ovennævnte nedsivning fra plantelagunen som, mest i år 1, reducerer den reelle rensegrad for især opløst kvælstof og opløst fosfor i el eller andet omfang, såfremt nedsivning ikke medregnes. Dette ændrer dog ikke ved, at de opnåede rensegrader til fulde honorerer de forudsatte. Produktionsanlægget med dets slamkegler og biofiltre fjerner netto især ammonium, fosfor og organisk stof, mens plantelagunerne effektivt fjerner tilført organisk stof og total fosfor (især partikulært) samt total-kvælstof (især nitrat-delen). Stoffjernelsen i plantelagunerne er noget højere (faktor 2-3) end dem, der blev fundet i tidligere forsøg på Døstrup Dambrug, som udgjorde en del af grundlaget for de forudsatte rensegrader.

De opnåede fjernelses i plantelagunen er opgjort arealspecifikt nedenstående.

	Total N	Total P	BI ₅	COD
g m⁻² dag⁻¹	2,7	0,18	4,4	13,1

Alle værdier er højere end forventet, og specifikt var forudsætningen til total kvælstof på 1 g pr. m² pr. dag, men er altså realiseret 2,7 gange højere.

Selvom der må formodes at følge f.eks. ammonium, nitrat og opløst fosfor med nedsivningsvandet vil en del af dette enten blive genindvundet som indtagsvand eller omsat/tilbageholdt bundlaget og i ådalens jorde, dvs. kun en andel af evt. nedsivende opløst stof antages at kunne nå grundvand eller vandløb. Det har ikke været en del af projektets formål at undersøge dette, men vandtabet er da også reduceret betydeligt i år 2 (nu 10 % af vandinput).

Specifik udledning

Ifølge Miljøstyrelsens teoretiske opgørelse for ferskvandsdambrug udledtes der i 2006 2.515 t BI₅, 839 t total kvælstof og 77,7 t total fosfor ved en produktion på 26.874 t ørreder (*By- og Landskabsstyrelsen, 2007*), svarende til gennemsnitlige specifikke udledninger som angivet i nedenstående tabel:

	Specifik udledning – netto (kg/t fisk produceret)		Modeldambrug i % af gennemsnit DK
	Gennemsnit teoretisk Danmark	Modeldambrug	
Organisk stof	93,6	5,6	6 %
Total N	31,2	20	64 %
Total P	2,9	1,1	38 %

Skøn, baseret på analyser fra 97 primært store og mellem store dambrug, antyder noget lavere udledning af organisk stof end det teoretiske (*By- og Landskabsstyrelsen, 2007*).

Som det fremgår, er der markant reducerede specifikke udledninger især for organisk stof (som er det mest vandløbskritiske) og også fosfor sammenlignet med gennemsnittet af danske ferskvandsdambrug.

Overholdelse af udlederkrav

Der er i miljøgodkendelserne opstillet en række kontrolparametre med tilhørende kravværdi. Der er i tabellen nedenfor beregnet efter metoden i Bekendtgørelsen om modeldambrug og med tilstandskontrol for de 6 af modeldambrugene (dvs. på nær Abildtrup og Løjstrup Dambrug) på alle parametre med korrigerede kravværdier, hvor der - i modsætning til de fleste af miljøgodkendelserne for modeldambrugene - er givet fuld kompensation for reduceret vandindtag. + viser overholdelse af kravværdierne, - at de ikke overholdes. Gennemsnit for alle 8 modeldambrug (år 1 / år 2), hvor overholdelsen er udtrykt som et gennemsnit af den procentuelle overholdelse af de enkelte modeldambrugs kravværdier ses også.

	Konge.	Tvilho	Ejstr.	Tingk.	Løjst.	Abild.	Nørå	Rens	Gens.
Suspenderet stof	+	+	+	+	+	+	+	+	4 %
	+	+	+	+	+	+	+	+	8 %
NH ₄ -N	+	+	+	+	+	-	+	+	67 %
	+	+	-	-	-	+	-	+	93 %
Total N	+	+	-	+	+	+	-	+	81 %
	+	-	-	+	+	+	-	+	107 %
Total P	+	-	+	+	+	+	+	+	52 %
	+	+	+	+	+	+	+	+	53 %
BI ₅	+	+	+	+	+	+	+	+	26 %
	+	+	+	+	+	+	+	+	27 %

Det fremgår igen heraf, at overholdelse på kvælstofparametre er de mest kritiske for modeldambrugene, idet der for de øvrige parametre er meget klar overholdelse.

Fauna og faunaindex

Disse værdier er specifikke og opgjort for samtlige prøver fra samtlige dambrug i rapporten som DVFI-indeks.

Den generelle tendens er, at der enten er sket forbedringer i DVFI-indekset eller der er ingen ændringer påviselige. Ingen steder er der sket forringelser. Ved at også at se på tilstedeværelsen af forureningstolerante og forureningsfølsomme arter ses det, at mindst et sted hvor der har været en påvirkning fra udledninger fra dambrug, der er ombygget til modeldambrug er denne påvirkning ikke længere tydelig. To steder, hvor tilstanden ikke er opfyldt nedstrøms før og efter ombygningen, kan det ikke fagligt vurderes om og i hvor høj grad modeldambrugets udledning påvirker vandløbets tilstand nedstrøms dambruget eller det skyldes udledninger fra andre foreningskilder opstrøms dambruget. De steder, hvor der ikke var påvirkning fra dambrugets udledninger før ombygningen ses dette heller ikke efter ombygning til modeldambrug. De 3 steder hvor tilstanden ikke var opfyldt eller svingede mellem opfyldt/ikke opfyldt nedstrøms dambruget før ombygning er tilstanden målt som DVFI uændret eller forbedret.

Diskussion og primære udeståender

De opnåede rensgrader og den resulterende, meget lave specifikke udledning for ikke mindst fosfor og organisk stof ser generelt meget lovende ud og har været bedre end forudsat.

For kvælstof, især ammonium kvælstof hvor koncentrationerne i både produktionsanlægget og i afløbet fra dambruget til tider er ret høje, men også total kvælstof, synes der dog at være behov og muligheder for en forstærket indsats, således at rensningen på disse parametre kan forbedres yderligere. Det vil således være rensningen for kvælstof, der bliver afgørende for mulighederne for øget fodertilladelse ("laveste fællesnævner").

En forbedret drift og indretning af biofiltrene, eventuelt suppleret med etablering af særskilt biofilter på afløbsvandet til plantelagunen, vil kunne forøge nitrifikationen. En forøget nitratfjernelse vil herefter formentlig kunne opnås i plantelaguner og/eller særskilt denitrifikationsenhed.

En større del af den stofmængde, der føres over i slambassinerne fra produktionsanlæggets slamkegler og biofiltre, transporteres igen med klaringsvandet til plantelagunerne. Det kan være hensigtsmæssigt at øge stoftilbageholdelsen i selve slambassinerne, især for så vidt angår fosfor.

Plantelagunerne er vigtige i forhold til fjernelse af især nitrat (denitrifikation) og omsætning af organisk stof, men også ift. tilbageholdelse af fosfor. En opholdstid på 35-40 timer forekommer optimal, Den lange opholdstid på modeldambrug er med til at sikre en høj omsætning af let omsætteligt organisk stof.

Vandtabet med tilhørende opløst stof fra plantelagunerne har især i år 1, påvirket beregningen af nogle af rensegraderne (beregnes lidt højere end de reelt har været). Effekten afhænger af i hvilken grad opløste stoffer, som ammonium/nitrat og orthofosfat, kan passere hele vejen gennem den umættede zone under/omkring plantelagunerne sammen med vandet uden at blive omsat og/eller bundet til partikler, og også af hvorvidt vandet overhovedet når frem til vandløbet og i hvilke mængder.

Plantelagunernes drift kan optimeres ved at sikre at hele voluminet heri gøres aktivt i omsætningsprocesserne og ved, at der sikres tilstrækkelig variation af iltindholdet, lavt ved bunden af plantelagunerne for at fremme denitrifikationen og højere i de øvre vandmasser for bl.a. at sikre aerob omsætning af organisk stof.

1 Indledning

1.1 Baggrund

Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri nedsatte i 2000 et dambrugsudvalg (Udvalget vedr. dambrugserhvervets udviklingsmuligheder) som i sin rapport fra marts 2002 (*Dambrugsudvalget, 2002*) pegede på muligheden for etablering af mere ensartede typedambrug eller såkaldte modeldambrug.

Etablering af modeldambrugene som ensartet koncept skulle gøre det muligt gennem dokumentation, viden og erfaring fra disse, at bruge dette på andre modeldambrug af samme type. Dette skulle medvirke til at gøre drift, sagsbehandling, tilladelser m.v. lettere, mere ensartet og smidig.

Det skal understreges, at listen over miljømæssige fordele ved modeldambrugsdrift er lang. I tabellen nedenfor er gengivet de fordele og ulemper som er opgjort i Dambrugsudvalgets rapport. Disse miljømæssige fordele forventes under alle omstændigheder opnået ved etablering af modeldambrug.

Vandløbet	Dambruget
<p>Fordele:</p> <p>"Død å"-strækning fjernes</p> <p>Øget vandføring i dambrugenes omløb</p> <p>Påvirkning af opstemning opstrøms reduceres, fjernes evt. helt</p> <p>Naturlige variationer i vandløbets vandføring opretholdes i omløbene</p> <p>Indtrængen af naturlig fauna i dambrugene reduceres</p> <p>Passageproblemer ved dambrugenes opstemninger og vandindtag, herunder afgitring, indretning af faunapassage (både op- og nedstrøms), opstemning m.v. løses langt nemmere</p> <p>Udledning af medicin og hjælpestoffer reduceres</p> <p>Maksimumskoncentrationer af medicin og hjælpestoffer i vandløbene formindskes</p> <p>Fald i vandløbets iltindhold nedstrøms reduceres/undgås</p> <p>Ulemper:</p> <p>Ingen</p>	<p>Fordele:</p> <p>Stabile produktionsforhold</p> <p>Påvirkninger fra variationer i indløbsvandets kvalitet reduceres eller elimineres</p> <p>Øget effekt af renseforanstaltninger</p> <p>Ved brug af drænvand/grundvand kan opnås højere vandtemperaturer om vinteren og lavere om sommeren</p> <p>Bedre muligheder for styring af management og produktionsmiljøet</p> <p>Reduceret smittepres</p> <p>Reduceret behov for anvendelse af medicin og hjælpestoffer, herunder kalkning</p> <p>Bedre arbejdsmiljø</p> <p>Ulemper:</p> <p>Højere energiforbrug pr. kilo produceret fisk</p> <p>Øget udledning af CO₂</p> <p>Risiko for opbygning af skadelige ammoniakkoncentrationer</p> <p>Øget behov for overvågning og styring af driftsforholdene</p> <p>Øget behov for backup-systemer: strøm, iltforsyning, pumper m.v.</p>

Efterfølgende erfaringer har vist at oversigten kan opdateres med enkelte yderligere fordele og ulemper, som dog ligger ud over nærværende projekts faglige område.

Under dambrugsudvalget udarbejdede en arbejdsgruppe forslag til specifikation til modeldambrug (Pedersen *et al.*, 2003) som efterfølgende blev uddybet (f.eks. Svendsen & Pedersen, 2004). Endvidere blev de nærmere krav og specifikation defineret og fastlagt i efterfølgende Bekendtgørelser (*Bekendtgørelse om modeldambrug, 2002* og *Bekendtgørelse om ændring af bekendtgørelse om modeldambrug, 2004*).

Der er beskrevet tre typer modeldambrug kaldet type 1, 2 og 3, hvor der for type 2 og 3 er åbnet for en deltagelse under en 2-årig forsøgsordning, hvor der skulle monitoreres for den resulterende miljømæssige effekt.

Det viste sig at ingen dambrug har ønsket ombygning til type 2 under forsøgsordningen, mens ca. 15 dambrug i første omgang ønskede deltagelse i forsøgsordningen. DTU Aqua og DMU udvalgte i 2004 i alt 8 modeldambrug til deltagelse under forsøgsordningen og alle disse var af type 3.

Formålet med monitoringsprojektet er at udvikle og gennemføre et specificeret måleprogram for modeldambrug, baseret på kravene om målinger i Miljøministeriets "*Bekendtgørelse om modeldambrug (2002)*" og "*Bekendtgørelse om ændring af bekendtgørelse om modeldambrug (2004)*". Dette skal fremskaffe den fornødne dokumentation for dambrugenens rensning samlet og for de enkelte rensforanstaltninger og for udledning af næringsstoffer og organisk stof, herunder for overholdelse af udlederkravene. I følge *Bekendtgørelse om ændring af bekendtgørelse om modeldambrug, (2004)* skulle "Omfanget af den udvidede egenkontrol på det enkelte modeldambrug fastlægges efter anvisning fra Danmarks Miljøundersøgelser (DMU) og Danmarks Fiskeriundersøgelser (DFU), der således sikrer, at der samlet set opnås dokumentation for effekten af forsøgsordningen."

DMU og DTU Aqua (tidligere DFU) har derfor udarbejdet et specifikt måle- og dokumentationsprogram for hvert af de 8 modeldambrug og har efterfølgende løbende monitoreret disse over en 2-årig driftsperiode. Da modeldambrugene ikke var klar til idriftsættelse på samme tidspunkt startede måleprogrammet på de første dambrug ultimo april 2004 men først i oktober 2004 på det sidste af de otte modeldambrug under forsøgsordningen. Inden da var gået et antal målinger med instrumentering af dambrugene. De sidste målinger er foretaget sent i efteråret 2007 og herefter er måleinstrumenter nedtaget.

1.2 Følgegruppe

Måle- og dokumentationsprojektet er løbende fulgt af en følgegruppe bestående af:

Niels Axel Nielsen, Fmd., direktør for Myndighedsbetjening og Sektorudvikling DTU (tidl. direktør Danmarks Fiskeriundersøgelser)

Torben Moth Iversen, projektchef DMU, Århus Universitet (tidl. vicedirektør DMU)

Mette Selchau, Fødevareministeriet; erstattede august 2007 Knud Larsen, Fødevareministeriet

Thomas Bjerre Larsen, Miljøstyrelsen; erstattede august 2007 Gitte Larsen, Skov- og Naturstyrelsen

Henrik Haarh, Direktoratet for FødevareErhverv; erstattede januar 2007 Lars Christensen Clink, Direktoratet for FødevareErhverv

Jens Ole Frier, Ålborg Universitet

Jacob Larsen, Holstebro Kommune (tidl.: Ringkjøbing Amt)

Lenny Stolborg, Ikast-Brande Kommune; erstattede januar 2007 Henning Christiansen, Ribe Amt

Lisbeth Jess Plesner, Dansk Akvakultur

Helge A. Thomsen, forskningschef DTU Aqua (tidl.: Danmarks Fiskeriundersøgelser)

samt Per Bovbjerg Pedersen, sektionschef DTU Aqua (tidl.: Danmarks Fiskeriundersøgelser) og Lars M. Svendsen, projektchef Danmarks Miljøundersøgelser, Århus Universitet.

Følgegruppen takkes for et positivt og konstruktivt samarbejde med gode input og råd undervejs i projektforløbet, samt for udvist tålmodighed.

1.3 Rapportering af projektets resultater

Fra slutningen af 2006 til medio 2007 blev resultaterne af første måleår rapporteret for de 8 modeldambrug som 8 første-måleårs statusrapporter – se referencelisten i kapitel 15 (*Svendsen et al. 2006 a, b og c; Svendsen et al., 2007 a, b, c, d og e*). Fra februar 2008 til september 2008 udgives tilsvarende 8 statusrapporter for 2. år med nogle væsentlige resultater fra første måleår (*Svendsen et al., 2008 a, b, c, d, e, f, g og h*).

Nærværende faglige samlerapport indeholder en opsamling af de væsentligste hovedresultater for de to måleår. De detaljerede resultater for de enkelte dambrug findes i 1. og 2. års statusrapporter. Mens de enkelte statusrapporter alene omhandler resultater for ét dambrug foretages der i nærværende rapport sammenligninger på tværs af dambrugene og de samlede resultater for alle 8 modeldambrug diskuteres. Der konkluderes samlet på den opnåede dokumentation for de 8 modeldambrug og gives nogle faglige anbefalinger på baggrund heraf. Det er således de 17 rapporter tilsammen der giver en samlet faglig dokumentation for effekten af forsøgsordningen.

Der redegøres i kapitel 2 for formålet med måle- og dokumentationsprojektet for modeldambrug. Oversigtligt beskrives dambrugenes overordnede indretning og lokalisering i kapitel 3 mens der overordnet redegøres for måleprogrammet i kapitel 4. De efterfølgende kapitler 5-11 er en emneopdelt præsentation af de væsentligste resultater. Diskussion og fortolkning af emnerne herunder sammenstillinger på tværs af disse sker i kapitel 13, mens konklusioner og faglige anbefalinger findes i kapitel 14. Kapitel 16 er et bilags kapitel, hvori der redegøres for måle- og analysemetoder og beregningsmetoder, er tegninger over modeldambrugene og plantelagunerne samt fagligt uddybende notater f.eks. om udlederkontrol og om kvælstof- og fosforindhold i fisk.

Som hovedregel præsenteres resultaterne for henholdsvis måleår 1 og måleår 2 for de 8 dambrug. Hvor det giver mening gives et samlet gennemsnit (simpelt middel) for de 8 modeldambrug over hele måleperioden. Rækkefølgen af dambrugene er som de er blevet afrapporteret og svarer overordnet til hvornår måleprogrammerne er afsluttet. Det er valgt ikke at lave vægtede gennemsnit for dambrugene, for at lade resultaterne fra de forskellige vægte ens. Hvor det er muligt, er resultaterne angivet i en normaliseret enhed, f.eks. procent, pr. kg. foder/produceret fisk eller pr. arealenhed, således at resultaterne umiddelbart kan sammenlignes for de enkelte modeldambrug.

1.4 Tak

Dette arbejde er blevet udført på baggrund af bevilling fra Fødevarerministeriet, Direktoratet for FødevarerErhverv via FIUF- midler, og er således støttet med 50 % fra den Danske Stat og 50 % fra EU. Der takkes hermed for den tildelte bevilling. Endvidere takkes DTU Aqua og DMU for de basismidler der er lagt i projektet for at kunne fuldføre det.

Der skal udtrykkes en varm tak til Dansk Akvakultur, der har været underleverandør til projektet ift. driftsoplysninger fra modeldambrugene og drøftelse heraf, etablering af kontakt med modeldambrugene og drøftelse af hensigtsmæssig placering af måleudstyr, koordinering ift. udbud og aftaler og økonomi omkring kemiske analyser med analysefirmaet Eurofins samt for de løbende drøftelser af diverse problemstillinger undervejs. Ikke mindst takkes Kaare Michelsen, Peder Nielsen (tidligere Dansk Akvakultur), Lisbeth Jess Plesner og Marianne Sneftrup.

Vi skal sluttelig hjertelig takke alle andre involverede personer, institutioner m.v. som på hver sin vis har bidraget i det store arbejde.

Specifikt takkes Knud Kongsted og Christina Kongsted, Kongeåens Dambrug; Jens Ludvigsen og Erik Madsen, Tvilho Dambrug; Jens og Kaj Jensen, Ejstrupholm og Abildtrup Dambrug; Jens Grøn, Tingkæravad Dambrug, Niels Dalsgård & Kurt Malmbak-Kjeldsen og Kaj Larsen, Løjstrup Dambrug; Kjeld Jessen, tidl. Abildtrup Dambrug; Knud Kunderlund, Nørå Dambrug, Majken Muus Meyer og Oluf S. Meyer, Rens Dambrug og øvrige medarbejdere på alle dambrugene for godt samarbejde og velvillighed til at vi kunne komme på dambrugene og have vores udstyr stående og hjælp til praktiske forhold.

Endvidere takkes teknisk personale ved DMU, Århus Universitet: Uffe Mensberg, Henrik Stenholt, Ane Kjeldgaard, Zdenek Gavor, Marlene Venø Skjærbæk Jessen, Tommy Silberg og Carsten Nielsen og ved DTU Aqua (DFU): Tommy Nielsen, Peter Faber, Torben Filt Jensen, Ole Madvig Larsen, Jesper Knudsen, Milan Pavlovic og Erik Poulsen som har trodset varme og kulde og ikke mindst regn og blæst, lange travle feldage og håndtering af en meget stor indsamlet datamængde.

Der skal også gives en meget stor tak til vores faglige kollegaer Ole Sortkjær, Jens Skriver, Søren Erik Larsen, Susanne Bouttrup, Richard S. Rasmussen og Anne Johanne Tang Dalgaard for både ihærdig indsats i felten, med håndtering og behandling af de store datamængder, beregnin-

ger og en række tekstbidrag. De har måttet yde en stor indsats under stort pres og skulle bevare overblikket over data fra mange dambrug.

Per Bovbjerg Pedersen

Lars M. Svendsen

DTU Aqua

DMU, Århus Universitet

Juni 2008

2 Formål med måle- og dokumentationsprojektet

Ifølge projektansøgningen er det projektets hovedformål at få dokumenteret og fastlagt den resulterende, specifikke udledning af kvælstof, fosfor og organisk stof (BI₅) fra modeldambrug. Det er desuden formålet, at få dokumenteret og fastlagt rensegraderne af de forskellige rensekomponenter som finder anvendelse på modeldambrugene (slamkegler, biofiltre (kombifiltre), recirkulering, plantelaguner), herunder at få fastlagt produktionsbidraget under forskellige forhold ligesom foderspild under daglig drift må kvantificeres. Det er endeligt også projektets formål at søge at belyse nogle af de væsentligste processer og sammenhænge, der fører til de resulterende renses effekter. Herved er det intentionen at opfylde dokumentationskravene, således som der fremgår af *Bekendtgørelsen om modeldambrug (2002)* og *Bekendtgørelsen og ændring af bekendtgørelsen om modeldambrug (2004)*.

Således er måle- og dokumentationsprogrammet tilrettelagt efter de krav, der er opstillet i de to bekendtgørelser. Der er således lovmæssigt fastlagt en række krav til hvilke variable, der skal måles, hvor de skal måles og hvor hyppigt de skal måles i en toårig periode. For de 8 modeldambrug under forsøgsordningen er der krav om et udvidet egenkontrolprogram. Den udvidede egenkontrol skal i følge bekendtgørelsen "... udføres med henblik på dokumentation af effekten af hver enkel renseforanstaltning og øvrige processer, der medvirker til fjernelse og omdannelse af affaldsprodukter fra fiskeproduktionen". Det hedder videre: "Med henblik på opstilling af massebalance for det enkelte modeldambrug og beskrivelse af de stedfundne processer i renseforanstaltningerne og ved vandets gennemløb af dambruget suppleres måleprogrammet med analyse for stofferne nitrat-nitrit-kvælstof, orthofosfat og COD".

Med den omfangsrige dokumentation der tilvejebringes skulle tilsvarende, fremtidige modeldambrug kunne sagsbehandles enkelt, hurtigt og smidigt. Idet der samtidigt skabes dokumentation for minimumsrensekapaciteten i de enkelte delkomponenter, bør projektet samtidigt kunne danne fagligt grundlag for en implementering i en eventuelt kommende, revideret lovgivning/vejledning hvorigennem installering af sådanne rensekomponenter danner grundlag for en foderopskrivning på de pågældende dambrug.

Ultimativt tilvejebringes der gennem projektet det fornødne grundlag for at tilnærme sig en situation, hvor modeldambrug bliver reguleret primært på deres udledning frem for på deres produktion (fodertilladelse).

Gennem de praktiske erfaringer opnået via projektet, ved praktisk drift og fiskeopdræt hos dambrugerne og ved indretning, drift og tilhørende betydning for renses effektivitet hos institutioner og også rådgivere, forning m.v. er det efterfølgende også muligt at anvise mulige mindre ændringer, som formentligt vil kunne optimere anlæggenes miljømæssige performance yderligere. Endvidere forventes der som resultat af de faglige resultater at kunne udpege områder, hvor der hensigtsmæssigt kan

være behov for yderligere renseindsats som kan sikre yderligere foderkvote.

Via måle- og dokumentationsprojektet skaffes der således solid faglig dokumentation til at understøtte en drifts- og teknologiudvikling i dele af dambrugserhvervet hen mod forøget anvendelse af simple rensnings- og/eller recirkuleringsteknologier, der kan muliggøre en hel eller delvis frikobling af produktion og miljøpåvirkning. Herigennem skabes basis for en betydelig produktionsforøgelse i Danmark, samtidigt med en reduceret miljøpåvirkning på mange parametre.

3 Overordnet karakteristik af indretning og væsentlige vilkår

I dette kapitel gives en overordnet beskrivelse af indretningen af de 8 modeldambrug og deres lokalisering i Jylland. I rapporten "Drift og fisksygdomme i modeldambrug. MMS - Master Management System" (*Dansk Akvakultur, 2008*) er der en mere uddybende beskrivelse af slamkegler og biofiltre på de 8 dambrug.

3.1 Overordnet karakteristik af de 8 modeldambrug

Dambrugene er alle indrettet som modeldambrug type III, som i følge *Pedersen et. al. (2003)* og *Modeldambrugsbekendtgørelsen (2002)* for en standardstørrelse på 100 tons skal bestå af:

- Damme som raceways/kanaler (i beton)
- Slamkegler for hver 30-40 m raceway/kanaler, 2 sæt i hele bredden og et slamdepot med 1 års opbevaringskapacitet
- Biofiltre: både kontakt (fastmedie – Leca eller plast) og flydende filter (moving bed med 49.200 m² overfladeareal drevet af luft)
- Plantelagune 1.440 m² med vanddybde på min. 0,7 m, areal fordelt på mindst tre laguner
- Vandindtag 15 l/s
- Internt vandflow i raceways/kanaler ca. 500 l/s, recirkuleringsgrad 97 %
- Fisketæthed 40 kg/m³, stående gennemsnitsbestand på 40 tons
- Opholdstider (min.): raceways/kanaler 18,5 timer, biofiltre 1,5 time, plantelaguner 18,7 timer

Der findes principskitser af de 8 modeldambrug i bilaget (kapitel 16.2.1) og i figur 3.1 er der som eksempel vist et foto fra Kongeåens Dambrug. De består af en eller flere, ens opbyggede produktionsenheder, der hver er underopdelt i et antal sektioner, hvor fiskene kan holdes adskilt. Sektionerne er typisk en del af lange raceways lavet i beton. I hver produktionsenhed ledes det recirkulerede vand forbi en række slamkegler og igennem et biofilter, der består af en række ens enheder. Vandet bevæges i produktionsenhederne via airlift-princippet, hvor den beluftning som tilfører ilt til vandet samtidigt løfter dette nogle centimeter. Vandet genbruges (recirkulerer) talrige gange i produktionsenhederne før det ledes ud til plantelagunen og efter passagen i denne til åen. Vanddybden i produktionsenhederne er mellem 1 og 1,5 meter. Beluftningen sker opstrøms de enkelte sektioner i dybe brønde. Fækallier og slam bundfældes og opsamles i pyramideformede slamkegler monteret i bunden af produktionsenhederne, som typisk er placeret i den nedstrøms ende i hver af de sektioner, raceways er opdelt i.



Figur 3.1 Kongeåens Dambrug, De 3 sektionsopdelte produktionsenheder som hver består af 2 lange raceways i beton nu med mikrosigter opstrøms de sektionsopdelte biofiltre, som ses i forgrunden. I baggrunden til venstre ses en del af plantelagunen, som består af plantefyldte tidligere jorddamme og føde- og bagkanaler.

Slamkeglerne tømmes mindst hver anden dag ved at der kortvarigt åbnes for en prop i bunden af slamkeglerne og slammet suges nedenunder af slamkeglen gennem et rør og pumpes via en brønd over i slambassinet. På Tingkærvad Dambrug suges slammet dog i stedet op ovenud af slamkeglerne og pumpes derefter over i slambassin.

Flere af dambrugene er forsynet med mikrosigter med en maskevidde i filterdugen på 74 μm , der er placeret før indløbet til biofiltrene, og hvori al cirkulerende vand i produktionsenheden eller en delstrøm heraf ledes igennem. I nogle tilfælde klars spulevandet efterfølgende i en beholder, hvor klaringsvandet ledes tilbage i produktionsenheden, mens alt spulevand i andre tilfælde ledes til slambassin.

I forhold til standardtype III modeldambruget beskrevet ovenfor jf. Pedersen et al., (2003) er biofiltrene bygget sammen og består af to dele: et fastmedie filter opbygget af såkaldte bioblokke (Exponet), som vandet først strømmer igennem, og efterfølgende en del, der er fyldt med mere eller mindre bevægeligt filtermateriale (moving bed filter) bestående af små plastelementer med stor overflade. I den sidste del af filteret tilsættes der ved flere af modeldambrugene ilt/luft til vandet. De enkelte moduler, som biofiltret består af, kan afspærres enkeltvis i forbindelse med rensning og returskylning.

Der sker kontinuerligt udskiftning af vandet. Indtagsvandet (friskvandet til produktionen) kommer enten fra dræn under og omkring produktionsanlægget, fra nærliggende boringer eller kildevæld eller en kombination heraf. I begge tilfælde er det overfladenært grundvand, der indvindes. Vandet forbehandles på nogle dambrug ved at løbe gennem et okkerfilter og/eller tilsættes kalk, inden det indgår i produktionen.

Skyllevand fra biofiltrene, slamvand fra tømning af slamkegler og evt. slam eller spulevand fra mikrosigter pumpes op i et eller flere slambassiner med tæt membran i bund og sider eller over i en stor slamtank (gylletank). Heri sker der en forholdsvis kortvarig klaring, og det bundfældede materiale må bortskaffes f.eks. ved udbringning på marker eller anvendelse i biogasproduktion. På nogle af dambrugene tilsættes et fældningsmiddel i slambassin for at få binde noget opløst fosfor.

Afløbsvandet fra produktionsenhederne ledes sammen med det klarede slamvand fra slambassinerne til en plantelagune og typisk opstrøms i disse, hvorfra det efter passage af plantelagunen og en beluftning i afløbet fra dambruget løber til åen. Plantelagunen består på de fleste af dambrugene primært af de oprindelige jorddamme, kanaler og bundfældningsbassiner. I andre er den etableret (gravet) på nye arealer. Det betyder, at der er betydelig forskel på bundmateriale, form og vandhastighed samt tætheden af planter i plantelagunerne. Plantelagunerne har en dybde på mellem 0,65 og 1,0 meter og arealer mellem ca. 1.400 og 15.000 m² jf. tabel 3.1. På 6 af dambrugene er der gravet tværforbindelser mellem de gamle jorddamme, kanaler og bagkanaler således at plantelagunen fungerer som et mæandrerende vandløb. På to af dambrugene (Tvilho og Løjstrup Dambrug) består plantelagunen af et antal sø-agtige bassiner (se bilag 16.2.2)

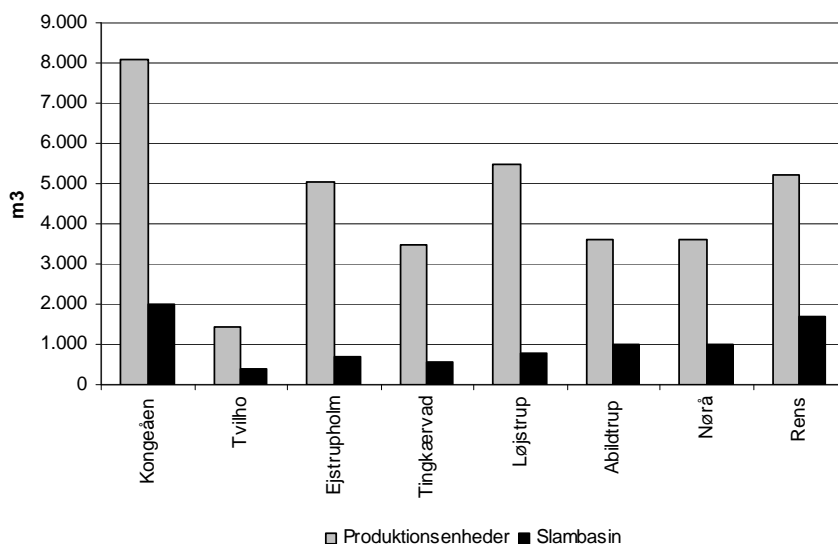
Væsentlige oversigtsdata for indretning og dimensioner af de otte model dambrug findes i tabel 3.1.

	Kongegåen	Tvilho	Ejstrupholm	Ting-kærvad	Løjstrup	Abildtrup	Nørå	Rens
Antal produktionsenheder	3	4	2	2	1	2	1	10
Samlet vandvolumen i produktionsenheder (m³)	8.100	1.440	5.040	3.500	5.500	4.700	3.600	5.200
Enkelt produktionsenhed: Længde X bredde (m)	150 x 12	45 x 8	70 x 24	70 x 20	(ca. 2000 m ²)	95 x 20	120 x 12	30 x 10
Gennemsnitsdybde i produktionsenhed (m)	1,5	1,0	1,5	1,25	1,5	1,05	1,5	1,5
Samlet antal sektioner i biofiltre (kombifiltre)	33	8	10	12	11	14	12	20
Specifikt overfladeareal i biofiltre (m²)	440.000	60.000	190.000	180.000	150.000	205.000	175.000	220.000
Leveredamme	Ja	Ja	Ja	Ja	Nej	Ja	Ja	Ja
Sættefiske- og/eller yngel-anlæg	Ja	Ja	nej	Ja*	Ja	Ja	Ja	Ja
Strømretning gennem biofilter	Ned	Ned	Ned	Op	Ned	Op	Ned	Ned
Vandforsyning	Boringer/dræn	Boringer	Boring/dræn	Boring/væld	Boring	Dræn	Boring/dræn	Dræn
Mikrosigter	Nej***	Nej	Nej	Nej	Ja	Ja**	Ja	Nej
Volumen i slambassin (m³)	2.000	380	700	575	800	1.000	1.000	1.700
Plantelagune: middeldybde (m) /areal (m/m²)	0,9/ 14.800	1,0/ 1.375	0,9/ 8.050	0,65/ 4.060	0,85/ 3.265	0,8/ 4.900	0,8/ 6.700	0,7/ 7.180

Tabel 3.1 Data for indretning og dimensioner for de 8 modeldambrug. *indgår ikke i måleprogrammet. **mikrosigter er etableret i løbet af forsøgsperioden og måleprogrammet er tilpasset. *** mikrosigte etableret ved afslutning af måleperiode

Der er betydelig forskel på størrelsen af de 8 dambrug, og forholdet mellem vandvolumen i produktionen og kapaciteten i slambassinerne er for-

skellig, jf. figur 3.2. De 7 af dambrugene har et tilhørende sættefiskeanlæg og/eller yngelanlæg, men på et af disse indgår det ikke i måleprogrammet, da der sker nedsivning af afløbet herfra. Slambassinerne er på nogle dambrug placeret mellem produktionsenhederne og plantelagunen, mens de på andre ligger mellem plantelagunen og vandløbet. Klarringsvandet fra slambassiner afledes dog for alle dambrug til plantelagunen og generelt opstrøm i denne.



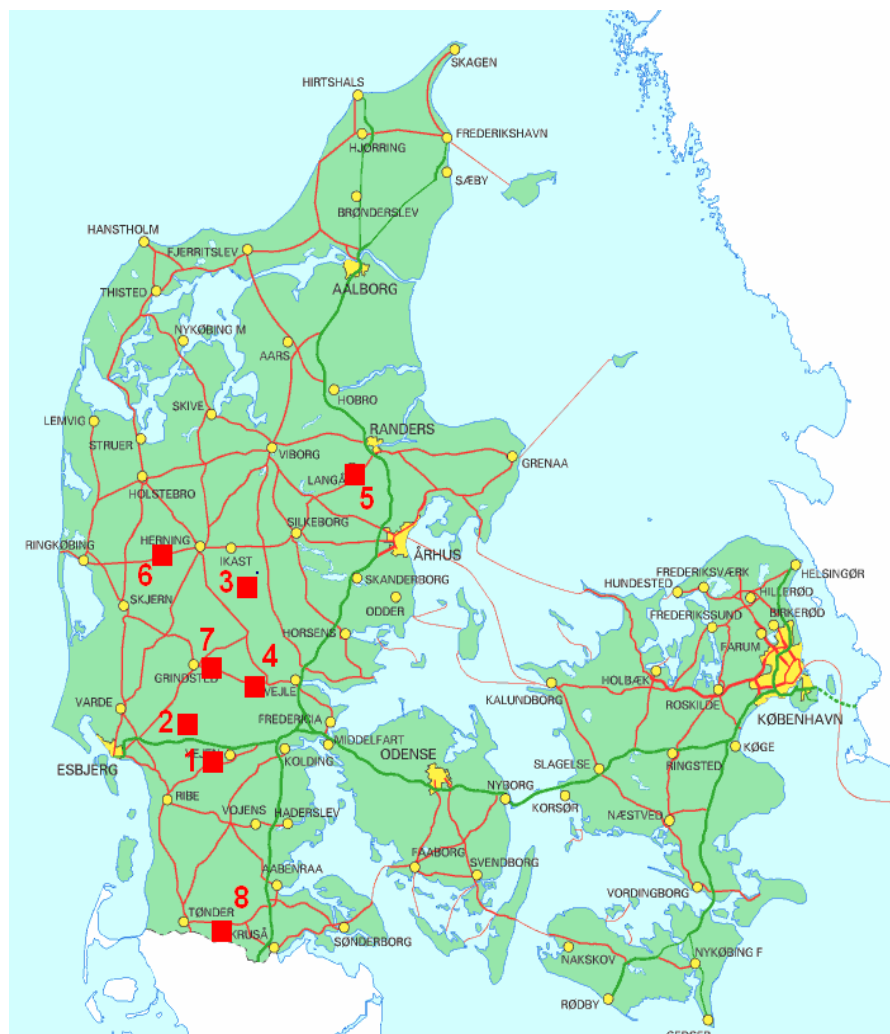
Figur 3.2 Volumen (m³) i produktionsenheder og slambassiner.

3.2 Lokalisering af dambrugene

De 8 modeldambrug er lokaliseret i Midt- og Sydjylland (figur 3.3). Hvilket vandløb og vandløbssystem, de er lokaliseret ved og medianminimum ved dambruget fremgår af tabel 3.3.

	Kongeåen	Tvilho	Ejstrupholm	Tingkærvad	Løjstrup	Abildtrup	Nørå	Rens
Nr. i figur 3.3	1	2	3	4	5	6	7	8
Vandløb/ vandløbssystem	Kongeå/ Kongeå	Nørrebæk/ Sneum Å	Holtum Å/ Skjern Å	Vejle Å/ Vejle Å	Hadsten Lilleå/ GudenÅ	Vorgod Å/ Skjern Å	Grindsted Å/ Varde Å	Sønderå/ Vidå
Medianminimum (l/s)	1.781	150	620	720-890	1050	910	330	955

Tabel 3.2 Vandløbene, som de otte modeldambrug er lokaliseret ved og medianminimum ved dambrugene jf miljøgodkendelserne. Ved Tingkærvad Dambrug angives to medianminimum hhv. opstrøms- og nedstrøms dambruget, det er opstrøms værdien, der anvendes ved beregning af udlederkrav (se kapitel 9). Umiddelbart nedstrøms Nørå Dambrug er der tilløb fra Grene Å hvorved medianminimum stiger til ca. 930 l/s, men dette har ikke indgået i amtets grundlag ved beregning af udlederkrav.



Figur 3.3 Lokalisering af de 8 modeldambrug under forsøgsordningen. Numre svarer til de i tabel 3.2 anvendte.

3.3 Væsentlige vilkår

De otte dambrug under forsøgsordningen er iht. deres miljøgodkendelser omfattet af en række vilkår for drift og indretning. De vilkår, som især er af betydning for måle- og dokumentationsprogrammet er nævnt i de enkelte årsrapporter, og omfatter krav til fodermængder, foderudnyttelse, vandindvinding (se også kapitel 7) samt udledning af kvælstof, fosfor og organisk stof (se også kapitel 9). I nogle tilfælde er der også krav til iltindhold i udløbsvandet. I tabel 3.3. er vist en oversigt over de fodermængder som dambrugene har tilladelse til at anvende jf. deres miljøgodkendelser. Vilkår ift. udledninger (udlederkrav) og kontrol heraf behandles nærmere i kapitel 9.

Kongeåen	Tvilho	Ejstrupholm	Tingkæravad	Løjstrup	Abildtrup	Nørå	Rens
876,4	127,2	379,0	356,0	300,0	410,0	350,0	435,0

Tabel 3.3. Tilladte totale fodermængder (tons pr. kalenderår) på modeldambrugene jf. miljøgodkendelserne.

Den samlede foderkvote for de 8 modeldambrug under forsøgsordninger er derfor 3.233,6 tons, svarende til ca. 12 % af det samlede foderforbrug i ferskvandsdambrug i Danmark. Før ombygning til modeldambrug havde de 8 modeldambrug inkl. overførte kvoter til Ejstrupholm,

Løstrup og Tingkævad Dambrug fra mindre nedlagte dambrug en samlet foderkvote på 1.649 tons.



Figur 3.4 Plantelagune ved Ejstrupholm Dambrug med to slambassiner i forgrunden.



Figur 3.5 Eksempel på biofilter på et af de 8 modeldambrug.



Figur 3.6 Mikrosigter ved Løjstrup Dambrug.

4 Måleprogram og målemetoder

4.1 Indledning

Det fremgår af *Bekendtgørelse om ændring af bekendtgørelse om modeldambrug*, (2004) at "Omfanget af den udvidede egenkontrol på det enkelte modeldambrug fastlægges efter anvisning fra Danmarks Miljøundersøgelser (DMU) og Danmarks Fiskeriundersøgelser (DFU), der således sikrer, at der samlet set opnås dokumentation for effekten af forsøgsordningen."

På baggrund af tegninger over opbygningen af modelbrugene under forsøgsordningen, indretningen samt miljøgodkendelserne for disse har DMU og DTU Aqua udarbejdet et specifikt måle- og dokumentationsprogram for de 8 modeldambrug. Skitsetegning over modeldambrugene findes i bilag 16.2.1 figur 16.2.1 til 16.2.8. Der er i kapitel 15 reference til de 8 miljøgodkendelser (*Ribe Amt, 2004 a, b, c; Ringkøbing Amt, 2004; Sønderjyllands Amt, 2004; Vejle Amt, 2004 a, b; samt Århus Amt, 2004*).

På alle dambrug var der en kort indkøringsfase, hvor der over en periode på ca. 2 uger blev testet om instrumenterne virkede inden måleprogrammet gik officielt i gang. Herefter blev der målt over en 2-årig driftsperiode. Da modeldambrugene ikke var klar til idriftsættelse på samme tidspunkt startede måleprogrammet på de første dambrug i april 2004 men først i oktober 2004 på det sidste af de otte modeldambrug under forsøgsordningen. Endvidere havde nogle af modeldambrugene en relativ stor fiskebestand ved måleperiodens start, men andre startede med en meget lille fiskebestand – se mere herom i statusrapporterne for 2. måleår (*Svendsen et al., 2008 a, b, c, d, e, f, g og h*).

4.2 Måleprogram og -strategi

I projektet "En undersøgelse af muligheder for etablering af måleprogram på såkaldte modeldambrug" som blev gennemført og afrapporteret (*Svendsen & Pedersen (reds.), 2004*) forud for måle- og dokumentationsprojekt for modeldambrug har DMU og DTU Aqua:

- beskrevet strategien for og indholdet af et generelt måle- og dokumentationsprogram for modeldambrug, herunder hvad der hensigtsmæssigt bør måles forskellige steder på et modeldambrug for at kunne dokumentere udledninger, lave udlederkontrol, dokumentere rensegrader over forskellige rensekomponenter og samlet over et modeldambrug, opgøre produktionsbidrag og måle støtteparametre ift. at kunne vurdere på væsentligste processer
- afsøgt markedet for, indsamlet oplysninger om, samt aftestet en række måleinstrumenter til måling af de væsentligste parametre og støtte for at vurdere de vigtige processer og som var egnet til anvendelse i felten under danske klimaforhold

- lavet tilsvarende analyse og test af forskellige datalogger og kommunikationssystemer til dataopsamling, -lagring og overførsel til database og til sikring af så godt som 100 % datafangst.

Strategien for måleprogrammet har bl.a. været:

- da mange af de beregninger, der skal laves for at tilvejebringe dokumentation for rensegrader skal baseres på massebalancer (forskellen på hvad der tilføres og fraføres over en enhed som f.eks. plantelagune, slambassin, produktionsanlægget eller hele dambruget) var det afgørende at kunne måle f.eks. vandmængder både til og fra disse enheder rimeligt præcist, dvs. med god tidsopløsning og rimelig præcision. Herved kan man både afklare om der sker et tab af vand hen over enheden, og hvis et instrument svigter (f.eks. den der måler til en enhed) i en kortere periode kan man bruge et andet instrument (det der måler afløbet fra enheden) til at udfylde evt. huller med. Helt generelt er det forsøgt undgået at til- og fraførsler over nogen enhed har skullet beregnes som et restled baseret på målinger over andre enheder. Denne strategi har sikret, at der kan gives konkrete, sikre mål for evt. utætheder over produktionsenheden, vandind- eller udsivning over plantelagunerne m.v. , dvs. man kan afstemme vandbalancen baseret på målinger og være sikker på, at manglende vandbalance over en enhed ikke skyldes mangelfulde målinger. Samtidig har vi også målt vandkemi ind og ud af enhederne og for at kunne opstilles sikre stofbalancer over forskellige enheder på dambruget
- såfremt der er foretaget indretningsmæssige ændringer på dambruget, som har indflydelse på dokumentation for udledninger, rensegrader m.v. er måleprogrammet blevet tilpasset – typisk udvidet – så der taget højde for dette. Det har typisk været, hvor der er opstillet mikrosigter eller ændret på den måde vandet har passeret igennem produktionsanlægget eller er udledt til plantelagunen
- at anvende instrumenter, der måler med høj målenøjagtighed, som er robuste over tid og kendt for at være pålidelige ift. temperatur- og fugtighedsvariationer og ellers beskyttet
- sikre høj datafangst og være relativt let at vedligeholde
- instrumenter sikret mod elektrisk støj og opstillet således at strømforsyning fra strømtavle er adskilt fra produktionsanlæg
- hovedparten af instrumenterne skulle kunne kobles på samme type datalogger, der igen var opkoblet til en PC, hvorfra data kunne overføres via internettet til DTU Aqua og DMU og hvor det var muligt at overvåge instrumenterne, så der kunne reageres hurtigt ved evt. instrumentsvigt. Endvidere skulle det være muligt nøjagtigt at se hvornår et instrument evt. ikke længere sendte data til PC, eller begyndte at svigte. Endvidere var der backup på de fleste instrumenter ved intern datalogger/lager, hvis dataforbindelsen til PC skulle blive afbrudt.

I praksis har datatabet været særdeles begrænset og primært sket grundet kortere strømsvigt (kabelbrud, tordenvejr), kortvarig drukning af eller vandindtrængning i instrumenter samt ved manglende forbindelse til datalogger/PC (kabelbrud o.l.).

I statusrapporterne for modeldambrugene er der redegjort for hvilke parametre, som er målt de forskellige målesteder på modeldambrugene. Disse oplysninger er opsummeret i tabel 4.1 nedenfor, hvoraf dels fremgår den 2-årige måleperiode og hvor mange steder på det enkelte modeldambrug, der er udtaget prøver til bestemmelse af vandkemi, og hvor der er målt vandmængder, vandhastighed, ilt, vandtemperatur, pH m.v.

	Kongeåens	Tvilho	Ejstrupholm	Tingkærvad	Løjstrup	Abildtrup	Nør Å	Rens
Måleperiode:								
Start	27.04.05	25.04.05	23.06.05	16.08.05	07.09.05	25.08.05	06.09.05	03.10.05
Slut	26.04.07	24.04.07	22.06.07	15.08.07	06.06.07	24.08.07	05.09.07	02.10.07
Måleprogram	I	E	I	I	I	I	E	E
Vandkemi	18	9	12	13	8	16	7	9
Vandstand (k)	5	1	3	4	2	3	1	1
Vandhastighed (k)	5	0	2	3	1	2	0	0
Vandmængde (k)	12	8	8	11	7	14	7	8
Vandtemperatur (k)	6	4	5	5	4	5	4	4
Iltindhold (k)	6	4	5	5	4	5	4	4
pH (k)	5	3	4	4	3	4	3	3
Øjeblikks temp. ilt, pH	13	10	10	10	9	12	8	8
NH₄-N og NO₂₃-N (k)	+	-	+	-	+	-	-	-
Nedbør (k)	1	1	1	1	1	1	1	1
Plantedækningsgrad	X	x	x	X	X	x	x	x
Plantebiomasse	X	x	x	X	X	x	x	x
N og P i planter	X	x	x	X	X	x	x	x
Fauna vandløb	2	2	2	3	2	3	3	3
Fordøjelighed	10	5	5	13	6	5	11	4
Foderspild	2	12	1	1	4	0	1	0
N, P og O i foder, ca.	100	40	60	65	80	40	40	60

Tabel 4.1 Oversigt over antal steder, der er målt på de enkelte dambrug. Ved vandkemi kan der ved et målested godt måles fra flere komponenter, f.eks. tages der i på intensivt målte dambrug (I) et målepunkt separate vandkemiske prøver for tømning af slamkegler, returskylning af biofiltre og evt. spulevand fra mikrosigte for hver produktionsenhed. I = intensivt målt dambrug, E = ekstensivt målt dambrug, + betyder at dette er målt op- og nedstrøms biofilter i et antal uger 2. måleår. (k) betyder kontinuerlige målinger. x ved plantedækningsgrad betyder at denne er bestemt 4-5 gange pr. måleår i plantelagunen, mens det ved plantebiomasse og N (kvælstof) og P (fosfor) i planter betyder, at der 2 gange under den 2 årige måleperiode er udtaget plantebiomasse og analyseret for N og P indholdet i forskellige plantearter. I første måleår var måleprogrammet på Nørå Dambrug indrettet som intensivt, men grundet ændring i vandflowet i løbet af første måleår blev det ændret til ekstensivt måleprogram og i stedet blev Ejstrupholm Dambrug opgraderet til i 2. måleår af køre med fuldt intensivt måleprogram. Der er i afsnit 4.3 kort opsummeret, hvordan og hvor ofte, der er målt.

Dambrugene blev opdelt i 5 intensivt og 3 ekstensivt målte dambrug (tabel 4.1). På de intensivt målte dambrug blev måleprogrammet indrettet efter at kunne bestemme rensegrader (via massebalance) over de enkelte enheder, dvs.:

- hver produktionsenhed (hvis der var mere end én) som ved Kongeåen (3), Ejstrupholm (2), Abildtrup (2) og Tingkærvad (2)
- yngel/kummeanlæg og/eller sættefiskeanlæg, hvor de findes som en del af modeldambruget (Kongeåen og Abildtrup)

- slamkegler og biofilter ved at måle på henholdsvis slamvand fra tømning af slamkegler og fra returskylning af biofiltre, spulevand fra mikrosigter samt over slambassin.

Måleprogrammet har for både de intensivt og de ekstensivt målte dambrug været tilrettelagt så rensgraden over hele dambruget, plantelagunen og produktionsanlægget har kunnet beregnes. Endvidere er der gennemført udlederkontrol på alle dambrug. De steder, hvor der er udtaget vandkemiske prøver måles ligeledes ilt, vandtemperatur og pH, dog ikke ved slamprøver (dvs. returskyllevand, tømning af slamkegler, klaret slamvand og spulevand fra mikrosigter). Dette har ligeledes været målt opstrøms, ca. midtvejs mellem indløb i og udløb fra samt i udløb af plantelagune (før vand bliver iltet inden det når vandløbet).

I de intensivt målte dambrug er der endvidere målt vandhastighed og recirkulering i produktionsenhederne.

De vandkemiske prøver er analyseret for en række kemiske variable som det er fastlagt i *Bekendtgørelse om modeldambrug (2002)*. Analyseprogrammet er tilpasset, hvor prøverne er taget på dambrug, jf. tabel 4.2. Analyserne er gennemført af akkrediteret laboratorium efter de standardanalysemetoder, der er foreskrevet ift. dambrug, herunder modificeret BI₅, se kapitel 16.1.5.

Parametre	Program A	Program B	Program C
	Fuld pakke: Udløb fra dambrug, op- og nedstrøms biofilter, afløb yngel-anlæg/sættefiskeanlæg, afløb leveredamme samt opstrøms evt. mikrosigte	Dræn og grundvand (indtagsvand)	Slamvand returskylning biofiltre, tømning slamkegler, afløb slambassiner samt spulevand mikrosigte
Suspenderet stof (SS)	x	(x)	x
Ammonium_N	x	(x)	x
Nitrat-nitrit_N	x	X	x
Total kvælstof (N)	x	[x]	x
Orthofosfat-P	x	X	x
Total fosfor (P)	x	[x]	x
Modificeret BI₅	x	(x)	x
COD	x	(x)	x

Tabel 4.2 De vandkemiske parametre der er analyseret for på de 8 modeldambrug afhængigt af, hvor på dambruget de er udtaget. x i parentes angiver at disse parametre, efter at være målt nogle gange, kun måles 2-3 gange om året, hvis værdien konsekvent er under detektionsgrænsen. x i kantet parentes viser at total kvælstof henholdsvis total fosfor ikke måles hver gang, hvis der ikke er signifikant forskel mellem totalen og de opløste fraktioner. BI₅ er et mål for let omsætteligt organisk stof (biologisk iltforbrug over 5 dage). COD er et mere omfattende mål for organisk stof end BI₅, da det er et mål for det kemiske iltbehov for at omsætte alt det organiske stof. Ammonium er stort set NH₄-N. Bemærk ikke alle modeldambrug havde yngel-og/eller sættefiskeanlæg, leveredamme adskilt fra produktionsenhederne eller mikrosigter.

Datamængder

Samlet er der over de godt to år, der er målt på hvert dambrug udtaget over 5.100 vandkemiske prøver analyseret for i gennemsnit 7 kemiske komponenter, hvilket giver over 35.000 kemiske analyser, hvoraf der beregnes ca. 0,5 mio. vandkemiske døgnværdier.

Der er taget knap 5.000 feltmålinger af henholdsvis ilt, pH, vandtemperatur samt ledningsevne i forbindelse med hjemtagning af vandkemiske prøver.

Der er målt i alt ca. 200 steder vandmængder, vandstand, vandhastighed, temperatur, ilt, pH og nedbør, der med dataopsamling/akkumulering hvert 10. minut giver over 20 mio. registreringer over de to måleår. Herudover kommer registreringer og analyser ift. foder, målt plantedækningsdækningsgrader i flere hundrede jorddamme og kanaler 8-9 gange i plantelagunerne, udtaget 100 faunaprøver i vandløb op- og nedstrøms dambruget, foretaget en lang række drifts- og feltregistreringer samt en række kampagnemålinger/screeninger. Der er således indsamlet en meget stor datamængde.

4.3 Målemetoder

I projektet "En undersøgelse af muligheder for etablering af måleprogram på såkaldte modeldambrug" af rapporteret i (*Svendsen & Pedersen (reds.), 2004*) er der nærmere redegjort for måleprincipper og - metoder. I dette afsnit opsummeres kort, hvordan og med hvilke instrumenter, der er målt og måle- og analysemetoder samt instrumentering uddybes i kapitel 16.1.

Vandmængde, vandhastighed, vandstand, nedbør, ilt, vandtemperatur og pH er i hele måleperioden målt kontinuert (hvert 10. minut) i en række målepunkter (tabel 4.1). De instrumenter, som måler kontinuert har været tilsluttet en datalogger, hvorfra data for de fleste instrumenters vedkommende løbende er overført til en PC placeret på dambruget. Data overføres via Internettet fra PC'en til DTU Aqua (DFU), hvor de lægges ind i en fælles database som DTU Aqua (DFU) og DMU, Århus Universitet anvender i projektet.

Vandmængder måles i de fleste målepunkter med en elektronisk-magnetisk måler, et vandur, monteret på et fuldløbende rør. I udløbene fra dambrugene er der målt med vandur eller alternativt er der registeret vandstand og 1 til 2 gange om måneden med et vingeinstrument målt vandhastighed i flere forskellige positioner og dybder i en rektangulær afløbskanal med en skarp overfaldskant fra plantelagunen. Vandstand måles dels med tryktransducer, i slambassinerne med en ultralydsmåler, der måler afstand fra en position over slambassinet med til slamoverfladen. Vandhastigheden i produktionsenheden måles med et dobbler-sensor instrument der måler middel-strømhastigheden kombineret med registrering af vandstanden. I bilag 16.1 og i *Svendsen & Bovbjerg (2004)* findes flere informationer og en række tekniske detaljer omkring målemetoderne.

Vandkemiske prøver for indtagsvand (dvs. vandet fra både boringer, dræn og kildevæld) er målt som en punktprøve (øjebliksprøve) ca. 1 gang pr. måned, dog lidt hyppigere i starten af den 2-årige måleperiode, nogle steder er der målt op og -nedstrøms et okkerfilter og på flere kilder til friskvandsindtaget. Vandkemiske prøver op- og nedstrøms biofilter (den sidste svarer typisk til afløb fra produktionsenhed), opstrøms evt. mikrosigte, for afløb fra evt. yngel og/eller sættefiskeanlæg og leveredamme, spulevand fra mikrosigte, i klaringsvandet fra slambassinerne

samt i afløbet fra plantelagunen (samlet afløb fra dambruget) er udtaget hver 14. dag med en ISCO Glacier vandprøvetager (er vist på figur 4.1). En prøve vandkemiske prøver består af en række delprøver på ca. 100 ml som udtages hvert kvarter og puljes over et døgn i en stor flaske, dvs. i alt ca. 9,6 l prøve pr. målested. Prøvetageren er udstyret med køleanlæg og prøverne opbevares mørkt. Ved hvert målested er der i alt målt ca. 54 gange over de to måleår.

De vandkemiske prøver i forbindelse med henholdsvis tømning af slamkegler (samlet for disse) og returskylning af biofiltre er taget over en kortere periode, mens tømning af slamkegler/returskylning af biofiltrene foregår. Her har DMU's medarbejdere hver fjortende dag været til stede under prøvetagningen. Der er ligeledes udtaget puljede prøver i 1 liters flasker, hvorfra der puljes til en samlet prøve. Afhængigt af, hvor lang tid det tager at tømme henholdsvis slamkegler og returskylle biofiltre, tages en række hyppige delprøver for repræsentativt at dække hele tidsperioden. Disse prøver tages med ISCO 6712-1 vandprøvetagere, hvori prøverne også står koldt (4° C) og mørkt. På de intensivt målte dambrug har der været en ISCO 6712-1 prøvetager for hver produktionsenhed, for at kunne adskille vand fra slamkegler og fra returskylning af biofilter fra hver af disse enheder.

Ved de målepunkter, hvor der udtages vandkemiske prøver måles hver 14. dag ilt, temperatur og pH med håndholdte, transportable præcisionsinstrumenter (multimeter), som også anvendes ved kalibrering af de tilsvarende kontinuerte måleinstrumenter.

I modsætning til de øvrige målte parametre er der således kun vandkemiske data for hver 14. dag, som hver repræsenterer den fjortendagsperiode, hvori måledagen er midterste dag.



Figur 4.1 Installation med flowmåler og ISCO Glacier prøvetager. Udløb Rens Dambrug



Figur 4.2 Tre ISCO 6712-1 vandprøvetagere opstillet ved slamtank på Abildtrup Dambrug til prøvetagning af slamvand fra tømning af slamkegler og returskylning af biofiltre. Endvidere ses display (blå bokse på væg af slamtank) til aflæsning af vandmængder målt med vandure.



Figur 4.3 I bunden af brønden vandure. På siden af rør 4 display-enheder som anvendes til at aflæse øjeblikks vandføring i forskellige tilløb/afløb på dambrug.



Figur 4.4 Slamtank (gyllebeholder) ved Tingkærvad Dambrug. Det røde instrument er infrarød sensor til måling af variation af vandspejlet i slamtanken.

5 Foder, foderudnyttelse, fordøjelighed og produktionsbidrag

5.1 Indledning

De fodermængder og fodertyper, der anvendes på modeldambrugene under måleprogrammet, er centrale for udregningen af stofbidrag fra fiskeproduktionen (produktionsbidrag). Oplysningerne er registreret af hver enkelt dambruger i en central database, og hertil kommer, at hver enkelt foderproducent (Aller Aqua, Biomar og Dana Feed) har oplyst om leverede fodermængder, fodertyper og produktionsnumre (batchnumre).

I enkelte tilfælde har registreringen af foderforbrug og fodertyper været mangelfuld (se statusrapporter), og i disse tilfælde er det tilstræbt at estimere de faktiske tal, bl.a. ud fra oplysningerne fra foderproducenterne. Sådanne omstændigheder vil skabe ringere dokumentation for de pågældende dambrugs produktionsbidrag.

I tabel 5.1 er vist de enkeltes dambrug foderforbrug i produktionsanlæg og eventuelle yngel- og sættefiskeanlæg.

År		Kongeåen	Tvilho	Ejstrupholm	Tingkæravad	Løjstrup	Abildtrup	Nørå	Rens
1	Produktionsanlæg	902.400	89.436	386.504	279.764	313.457	139.115	296.511	201.128
1	Yngel+sættefisk	31.239	6.388	0	39.600	0	24.200	0	3.872
1	Sum (kg)	933.639	95.824	386.504	319.364	313.457	163.315	296.511	205.000
2	Produktion	840.535	95.691	461.042	375.574	322.268	317.419	377.642	275.273
2	Yngel+sættefisk	37.065	10.500	0	42.250	0	24.620	0	7.749
2	Sum (kg)	877.600	106.191	461.042	417.824	322.268	342.039	377.642	283.022

Tabel 5.1 Foderforbrug (kg) i produktionsanlæg og yngel- og sættefiskeanlæg i første og andet måleår. Nogle af værdierne er behæftet med en vis usikkerhed, især foderforbruget i yngel- og sættefiskeanlæg. Disse har ikke været primære formål i måleprogrammet og der har derfor ikke været en konsekvent foderregistrering her.

Der er i 1. måleår samlet anvendt 2.714 tons foder og i det andet ca. 3.188 tons på de 8 modeldambrug svarende til henholdsvis 84 % og 98 % af den samlede årlige (kalenderår) foderkvote.

Det bemærkes, at foderforbruget generelt er steget på modeldambrugene, efterhånden som man har fået mere erfaring med driften. Den markante ændring på Abildtrup Dambrug skyldes primært driftsuheld og at man kun havde det ene produktionsanlæg i drift i første måleår, da man ikke ønskede at tage sættefisk ind fra andre dambrug.

5.2 Kemisk sammensætning af foder og fordøjelighed

Den overordnede kemiske sammensætning af foderet med hensyn til protein, fedt, kulhydrat, vand, aske og fosfor og tal for fiskenes evne til at fordøje foderets delelementer (fordøjeligheden) er nøgleinput for at kunne beregne den stofmængde, der tilføres produktionsanlægget via foderforbruget til fiskeopdræt (produktionsbidraget).

Ved hjælp af batchnumre kan man identificere den enkelte foderleverance, og eftersom alle batches på over 1.000 kg er analyseret mht. kemisk sammensætning, kan det ud fra de samlede oplysninger derved registreres, hvilken kemisk sammensætning foderet har haft på det enkelte dambrug. Der er i bilag 16.3 detaljeret redegjort for, hvordan fordøjeligheder og produktionsbidrag er bestemt.

Som led i udregningen af produktionsbidrag er der udført fordøjelighedsforsøg på en række af de mest anvendte fodertyper og foderleverancer (batches) til dambrugene i projektet. Der er i alt udført fordøjelighedsforsøg på 65 foderbatches under hele måleprogrammet (tabel 5.2).

	Protein	Fedt	Kulhydrat
Fordøjelighed (%)	93,0	92,6	69,3
Korrigeret fordøjelighed (%)	90,2	89,7	57,0

Tabel 5.2 Gennemsnitlig fordøjelighed (alle fodertyper) af de 65 foderbatches analyseret under måleprogrammet.

5.3 Foderkvotient

Foderkvotienten (FK) er et simpelt udtryk for fiskenes overordnede udnyttelse af foderet, og er defineret som biomassetilvækst i forhold til udfodring. Der er mange forhold, som indvirker på den foderkvotient som opnås i fiskeopdræt herunder fiskenes størrelse, foderkvaliteten, foder-sammensætningen, fordøjeligheden, energiindholdet i foderet, den relative udfodringsmængde (herunder vandtemperaturen) og fiskenes aktivitetsniveau, samt dambrugets management og drift. Andre forhold såsom fiskestamme og udfodringsmetode kan også have betydning, om end i mindre grad. Under modeldambrugsprojektet er der generelt opdrættet fisk til samme størrelse på cirka 300 g, men på Løjstrup Dambrug opdrættes der fisk helt op til 1200 g, idet disse er til udsætning i havbrug (april), og her vil der - alt andet lige - være en højere foderkvotient end på de andre dambrug alene pga. fiskenes størrelse. Årsagen er forskelle i fiskenes vækstfysiologi på forskellige stadier og den måde de derved udnytter foderet.

De fodertyper der anvendes på modeldambrugene er alle moderne, energirige og ernæringsmæssigt af god kvalitet, som ikke bør give anledning til væsentlige forskelle i foderkvotienten. Fiskenes aktivitetsniveau, herunder de forstyrrelser i form af udfiskninger mm. som de udsættes for, forventes også at være omtrent lige stor på de undersøgte modeldambrug. Derimod har der været en vis forskel i omfanget af driftsproblemer på modeldambrugene, og det har sammen med øvrig drift og management givet anledning til forskelle i foderkvotienter. Således ses der på Abildtrup Dambrug høje foderkvotienter og altså dermed dårlig foderudnyttelse pga. driftsproblemer. Driftsproblemer vil, hvis de

f.eks. forårsager dårlig vandkvalitet, kunne nedsætte appetitten hos fiskene og det kan øge fiskenes foderkvotient. Årsagen er, at der ved tilde-ling af små foder-mængder medgår for stor en del af energien i foderet til fiskenes basale stofskifte, som er relativ permanent ved ens temperatur og fiskestørrelse. Dermed bliver der mindre energi til vækst, og foderkvotienten øges. Samme mekanisme ses hvis man tilbageholder fiskene på dambruget, eksempelvis fordi man afventer leverance, og man ”ved-ligereholdelsesfodrer”. Også her anvendes for lidt foderenergi til vækst i forhold til foder-mængden, og foderkvotienten øges.

I tabel 5.3 findes foderkvotienter for de otte modeldambrugs produktionsanlæg (se også bilag 16.3). Trods en generel bedre erfaring med drift af modeldambrugene i andet måleår, er der fundet et lidt højere gennemsnit for foderkvotienten i andet måleår. Årsagen er især at man har haft en problematisk drift med mange døde fisk i andet måleår på Abildtrup Dambrug. Dette giver en høj foderkvotient på 1,100. Hvis der ses bort fra Abildtrup Dambrug i andet måleår fås kun en lille forskel i den gennemsnitlige foderkvotient for de to måleår, som så bliver henholdsvis 0,880 og 0,892.

År	Kongeåen	Tvilho	Ejstrupholm	Tingkærvad	Løjstrup	Abildtrup	Nørå	Rens	Gennemsnit
1	0,837	0,835	0,813	0,896	0,950	0,936	0,866	0,909	0,880
2	0,851	0,850	0,890	0,879	0,957	1,100	0,920	0,900	0,918

Tabel 5.3 Foderkvotienter (kg foder/kg tilvækst (inkl. døde)) målt i de otte modeldambrugs produktionsanlæg i begge måleår.

5.4 Fiskeproduktion

På baggrund af foderkvotienter og foderforbrug på de enkelte modeldambrug fremkommer de samlede produktionstal, inklusive døde fisk som angivet i tabel 5.4.

År		Kongeåen	Tvilho	Ejstrupholm	Tingkærvad	Løjstrup	Abildtrup	Nørå	Rens
1	Produktionsanlæg	1.078.500	103.516	475.405	312.237	329.955	148.627	342.391	221.263
1	Yngel+sættefisk	39.077	9.125	0	56.571	0	25.474	0	5.163
1	Sum (kg)	1.117.577	112.641	475.405	368.808	329.955	174.101	342.391	226.426
2	Produktionsanlæg	987.703	112.578	518.025	427.327	336.748	288.563	410.480	305.859
2	Yngel+sættefisk	44.230	15.000	0	60.357	0	28.965	0	10.332
2	Sum (kg)	1.031.933	127.578	518.025	487.684	336.748	317.528	410.480	316.191

Tabel 5.4 Produktionstal (kg, inkl. døde fisk) i produktionsanlæg og yngel-/sættefiskanlæg baserede på foderforbrug og foderkvotienter på de otte modeldambrug i begge måleår.

Den samlede fiskeproduktion inklusiv døde fisk i første måleår er 3.147 tons fisk og i andet måleår 3.544 tons. Det svarer til ca. 13 % af den samlede produktion i ferskvanddambrug i Danmark.

5.5 Foderspild

Foderspild er en væsentlig faktor i størrelsen af produktionsbidraget på modeldambrugene. På baggrund af målinger med anvendelse af forskellige metoder og den generelle erfaring blandt dambrugere m.m. er der fastsat en værdi for foderspild, inkl. foderstøv, på 1 %. Denne værdi er

anvendt i samtlige udregninger af produktionsbidrag på alle dambrug. I bilag 16.2 er der en nærmere beskrivelse heraf.

5.6 Udregning af produktionsbidrag

Udregningen af bidrag af de forskellige stoffer fra fiskeproduktionen (produktionsbidraget) foretages som beskrevet af Pedersen *et al.* (2003). Der udregnes produktionsbidrag for COD (al organisk stof), BI₅ (letomsætteligt organisk stof), total-N (al kvælstof), total-P (al fosfor) og opløst kvælstof, som overvejende er NH₄⁺-N (ammoniumkvælstof). Følgende variable parametre indgår i hver udregning af produktionsbidrag:

- Fodermængde (kg)
- Indhold af protein, fedt, kulhydrat (NFE), aske, vand og fosfor i foderet
- Fordøjelighed af protein, fedt, kulhydrat (NFE ekskl. træstof) og træstof
- Foderkvotient
- Foderspild
- Total-N (kvælstof) i hel regnbueørred
- Total-P (fosfor) i hel regnbueørred

I bilag (kapitel 16.3) findes en nærmere beskrivelse af, hvorledes produktionsbidraget er beregnet. Der er endvidere redegjort for hvordan konkrete undersøgelser og litteraturstudier godtgør at de hidtil anvendte værdier jf. Dambrugsbekendtgørelsen, for indhold af kvælstof og fosfor i fisk har været for høje og for hel fisk i størrelse 300-1.000 g ændres til:

- Kvælstof i hel fisk: 2,75 % af fiskens totale vådvægt
- Fosfor i hel fisk: 0,43 % af fiskens totale vådvægt

Dette betyder at produktionsbidraget bliver lidt højere end hvis der var anvendt bekendtgørelsens standardværdier på henholdsvis 3 % for kvælstof og 0,5 % for fosfor, hvorfor produktionsbidraget for første måleår er blevet genberegnet med brug af de nye procenter.

Produktionsbidragene af organisk stof (COD og BI₅) er også blevet opjusteret i forhold til afrapporteringen efter første måleår. På baggrund af de seneste undersøgelser er BI₅/COD forholdet blevet justeret til 0,35, og der anvendes nu en korrektionsfaktor på 40 % for stoftab direkte til vandfasen (opløst eller som finpartikulært materiale) (se nærmere i kapitel 16.3).

De beregnede produktionsbidrag (g pr. kg fisk produceret) for total kvælstof, total fosfor, BI₅ og COD for de to måleår fremgår af tabel 5.5.

Dambrug	Anlæg	Total kvælstof		Total fosfor		BI ₅		COD	
		1. må- leår	2. måleår	1. må- leår	2. må- leår	1. måleår	2. må- leår	1. må- leår	2. måleår
Kongeåen	P	31,9	36,6	3,98	3,97	73,5	77,4	245,1	257,9
	Y/S	34,1	36,9	5,46	4,89	66,4	68,1	221,4	226,9
Tvilho	P	35,8	36,9	5,14	4,33	68,2	74,4	194,8	212,7
	Y/S	25,1	25,1	3,76	3,76	62,8	62,8	179,5	179,5
Ejstrupholm	P	31,0	36,4	4,76	3,77	71,0	86,4	202,8	246,9
Tingkærvad	P	40,7	39,1	5,52	3,53	77,6	75,5	221,7	215,7
	Y/S	29,6	29,6	2,70	2,70	66,2	66,2	189,2	189,3
Løjstrup	P	44,9	43,6	5,81	4,91	89,4	94,6	255,4	270,4
Abildtrup	P	37,2	51,8	7,75	5,71	86,8	115,8	248,1	330,8
	Y/S	48,5	46,3	9,00	9,29	98,7	74,2	282,1	212,1
Nørå	P	34,7	38,4	5,00	4,18	81,2	89,5	232,0	255,8
Rens	P	40,6	39,9	5,48	4,47	98,0	91,3	279,9	260,9
	Y/S	43,6	38,7	6,56	5,23	73,0	71,7	208,4	205,0
Gennemsnit	P	37,1	40,3	5,43	4,36	80,7	88,1	235,0	256,4
	Y/S	36,2	35,3	5,50	5,17	73,4	68,6	216,1	202,6

Tablet 5.5 Modeldambrugenes specifikke produktionsbidrag dvs. udtrykt som g pr. kg produceret fisk for total kvælstof, total fosfor, BI₅ og COD i begge måleår. Tallene er vist for både selve produktionsanlæggene (P) og hvor det er relevant, de yngel- og sættefiskeanlæg (Y/S) som afledte til produktionsanlæggene/plantelagunerne på modeldambrugene. Tal fra første måleår er revideret ifh. til 1.årsrapporterne, således at første og andet års tal er fuldt sammenlignelige. BI₅-bidragene på Kongeåens Dambrug er beregnet med BI₅/COD til 0,30, produktionsbidragene er som de først afrapporterede til gengæld tillagt 43 % og ikke 40 % opløst.

Idet der fokuseres på produktionsbidrag fra dambrugenes produktionsanlæg - som størrelsmæssigt og renseteknisk er meget væsentligere end bidrag fra yngel og sættefiskeanlæg - fremgår det, at de specifikke produktionsbidrag for total kvælstof, BI₅ og COD, er steget med i gennemsnit 8-9 % fra første til andet måleår. Dette skyldes blandt andet lidt ringere (højere) foderkvotient. Den mest markante ændring ses således på Abildtrup Dambrug, der som nævnt havde et meget dårligt andet driftsår med stor dødelighed. Udover indvirkningen af foderkvotienten, skyldes forskelle i og BI₅- og COD-bidrag de fodertyper som dambrugene anvender, herunder indhold, råvarer og kvalitet som foderet har.

Et andet væsentligt forhold der fremgår af tabellen er den generelle reduktion i bidraget af total fosfor på i gennemsnit ca. 20 % fra første til andet måleår. Årsagen er et faldende fosforindhold i fiskefoderet igennem måleperioden, og da fiskenes indhold og behov er uændrede, har de udskilt mere fosfor i første måleår end i andet måleår.

For yngel- og sættefiskeanlæggenes vedkommende ses markante forskelle i f.eks. fosforbidrag fra Tingkærvad og Abildtrup Dambrug. Årsagen er udsving i foderkvotienter kombineret med store udsving i fosforindhold i foderet. Foderets fosforindhold afhænger af råvarerne og hvilken størrelse fisk foderet er tiltænkt, idet fosforbehovet er størst hos de små fisk.

6 Ilt, temperatur og pH i produktionsanlæg og plantelagune

6.1 Indledning

Under det toårige måleprogram på modeldambrugene er der foretaget både kontinuerte (hvert 10. minut) samt manuelle hvert 14. dag af ilt-, pH- og temperaturmålinger i produktionsanlæggene og plantelagunerne på alle otte modeldambrug. Dataene er indsamlet delvist med baggrund i lovmæssige krav, og for bedre at kunne forklare de processer der foregår i anlæggene.

De automatiske registreringer er delvist afrapporterede i statusrapporterne (Svendsen et al., 2005 a, b og c; Svendsen et al., 2007 a, b, c, d og e samt Svendsen et al., 2008 a, b, c, d, e, f, g og h) for hvert enkelt dambrug.

Overordnet har de automatiske (kontinuerte) registreringer ikke fungeret tilfredsstillende, hvor især logning af ilt, og til dels pH, har været problematisk. Manglende rengøring og relativ stor følsomhed overfor elektronisk støj fra andre kilder har medført dårlig datakvalitet. Selvom især de kontinuerte temperaturdata kan anvendes i et vist omfang, er der ikke medtaget automatiske registreringer i dette kapitel, idet datasættene ikke er komplette for de enkelte dambrug, og derfor ikke egner sig til sammenligning mellem dambrugene, og over tid. I stedet er der kapitlet baseret på manuelle temperatur, ilt og pH registreringer.

6.2 Ilt, pH og temperaturer i produktionsanlæg

Ilt er vigtigt for fiskenes stofomsætning og vandets indhold af ilt skal derfor være på et vist niveau for at sikre optimal vækst og foderudnyttelse hos fiskene. Iltindholdet opstrøms biofiltrene er indikator for minimumsniveauet af ilt hos fiskene, idet det er vand som har passeret fiskene og vil blive geniltet inden det returneres til fiskene. Når der samtidig måles ilt nedstrøms biofiltrene, vil forskellen i iltindholdet mellem disse to stationer umiddelbart være et udtryk for iltforbruget i filtrene - dette dog under forudsætning af, at der ikke sker beluftning i filtrene. Ilt (O_2) forbruges til omsætning af organisk stof (BI_5) og til oxidation af ammonium til nitrit ($NH_4^+ \rightarrow NO_2^-$) og videre til nitrat ($NO_2^- \rightarrow NO_3^-$) (nitrifikation) (se kapitel 10.2). I iltfrie områder i biofiltrene kan der ske denitrifikation, dvs. bakterier udnytter oxygenatomerne i nitraten og danner frit kvælstof (N_2). Grundet beluftning og øvrig drift sker dette dog kun i begrænset omfang i produktionsenhedernes biofiltre.

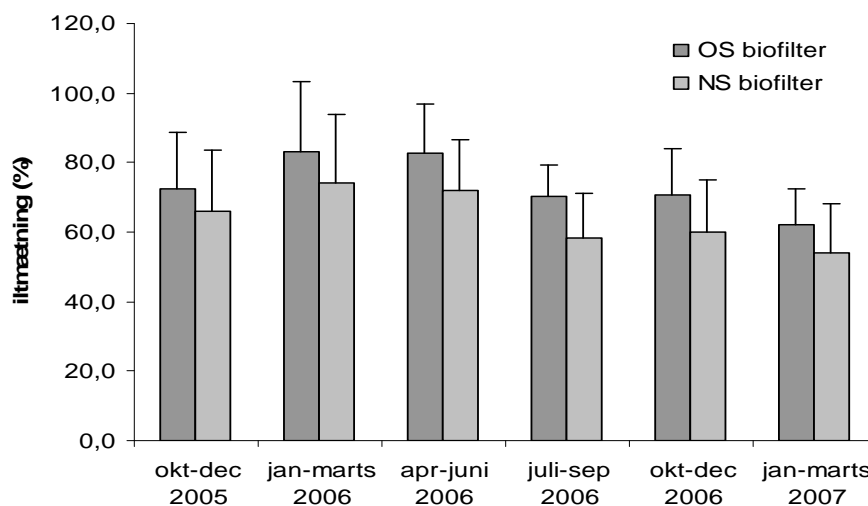
Omsætningen af organisk stof forsuret vandet, dvs. pH falder, og det samme sker i nitrifikationen, hvor der også frigives H^+ -ioner. Omvendt forbruges H^+ -ioner under eventuel denitrifikation hvilket modvirker pH-fald. Ligesom iltindholdet er vandtemperaturen meget vigtig for disse processer, eftersom de forskellige bakterier generelt øger deres aktivitet - og dermed stofomsætningen - når temperaturen stiger.

I tabel 6.1 er vist gennemsnittet af samtlige manuelle ilt-, pH- og temperaturmålinger foretaget hver 14. dag opstrøms og nedstrøms biofiltrene på modeldambrugene i hele måleperioden. Tallene viser et gennemsnitligt iltforbrug på ca. 1 mg/l henover filtrene, mens pH og temperaturer stort set er identiske opstrøms og nedstrøms filtrene. Det bemærkes, at der på nogle dambrug i perioder er blevet beluftet i filteret, hvilket naturligvis mindsker forskellen i iltindhold opstrøms og nedstrøms biofilteret. Også pH vil blive påvirket af beluftningen, dels jf. ovenstående dels da CO₂-balancen vil blive påvirket.

	Iltindhold i vandet				pH		Temperatur (°C)	
	mg/l OS	mg/l NS	% OS	% NS	OS	NS	OS	NS
Gennemsnit	8,32	7,28	72,3	63,1	7,08	7,05	10,41	10,38
Standardafvigelse	2,01	2,12	15,4	16,5	0,36	0,35	3,40	3,33

Tabel 6.1 Gennemsnitstal med standardafvigelser for samtlige ilt-, pH- og temperatur- målinger foretaget hver 14. dag (manuelle målinger) opstrøms (OS) og nedstrøms (NS) biofiltrene på modeldambrugene.

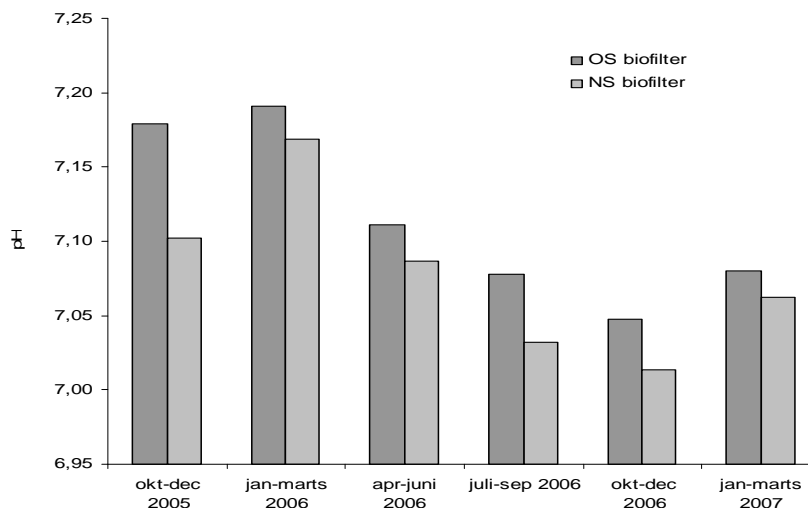
I figur 6.1 er vist det gennemsnitlige iltindhold over tid opstrøms (OS) og nedstrøms (NS) biofiltrene i modeldambrugenes produktionsanlæg. Der er tendens til lavere iltmætning henover måleperioden hvilket formentlig har at gøre med den øgede produktion og større bestande på de fleste af modeldambrugene, og muligvis også ændringer i beluftning i anlæggene. Der ses ikke markante forskelle i ilttab (difference imellem op- og nedstrømsværdier) i forhold til årstiden, trods væsentlig større omsætning om sommeren. Som nævnt er der dog dels beluftning i filtrene som kan have indflydelse herpå, og dels kan variationer i vandflow sløre indtrykket af de reelle forskelle i iltforbrug i filtrene.



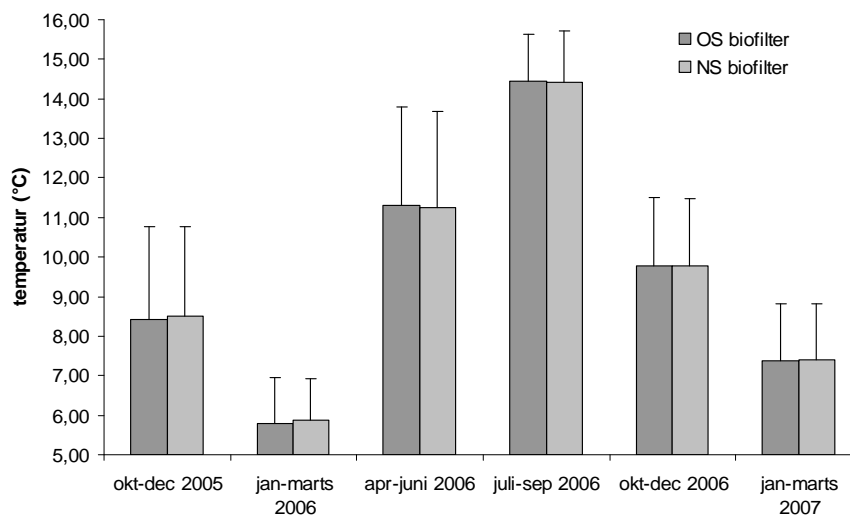
Figur 6.1 Gennemsnit af iltindhold og standardafvigelser målt opstrøms (OS) og nedstrøms (NS) biofiltrene henover måleperioden. Af hensyn til sammenligningsgrundlaget er kun vist de perioder, hvor alle 8 modeldambrug samtidigt har været undersøgt. Tal fra Rens og Tvilho Dambrug er ikke medtaget idet der på disse to dambrug ikke er foretaget målinger opstrøms biofiltrene.

Figur 6.2 viser forskelle i pH opstrøms og nedstrøms biofiltre henover måleperioden. pH-værdierne udvikler sig på samme måde som ilttallene i figur 6.1, og afspejler som nævnt nitrifikation. Det bemærkes endvidere, at pH-værdien generelt har været let faldende, grundet en akkumuleret effekt. Sidst i perioden er flere dambrug begyndt at kalke el. lign. i produktionsenhederne for at stabilisere/hæve pH, idet en for lav værdi

gradvist hæmmer de nitrificerende bakterier, hvorved også ammoniumindholdet i vandet vil stige. Vandtemperaturen henover måleperioden er vist i figur 6.3, og det fremgår, at første kvartal 2006 var noget koldere end første kvartal 2007 grundet meget koldere vinter, jf. figur 7.6.



Figur 6.2 Gennemsnit af pH målt opstrøms (OS) og nedstrøms (NS) biofiltrene henover måleperioden (samme datagrundlag som beskrevet i tekst til figur 6.1).



Figur 6.3 Gennemsnit af vandtemperatur målt opstrøms (OS) og nedstrøms (NS) biofiltrene henover måleperioden (samme datagrundlag som beskrevet i tekst til figur 6,1).

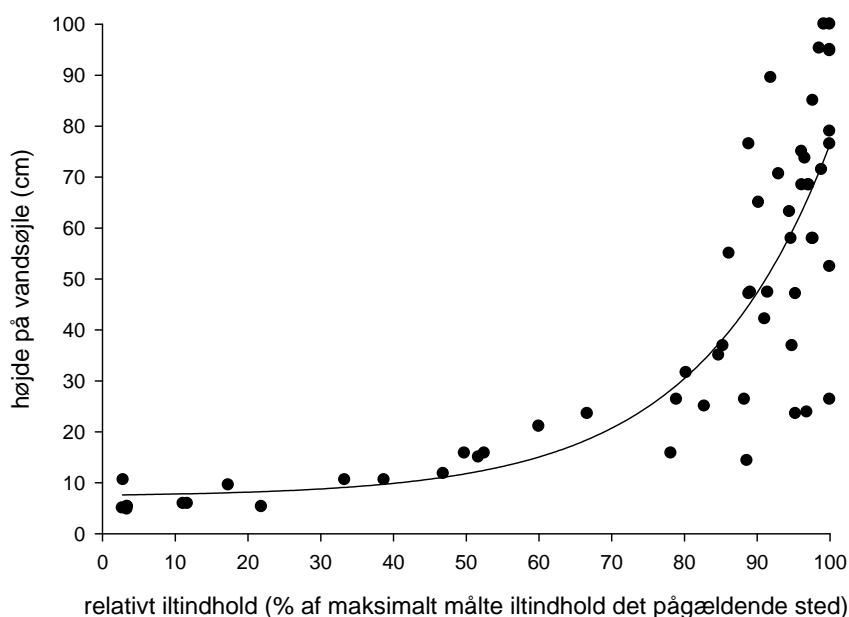
6.3 Ilt, pH og temperaturer i plantelaguner

Iltmålingerne i plantelagunerne har til formål at belyse hvor og i hvilke mængder der forefindes ilt til oxidation af ammonium (NH_4^+) til nitrit (NO_2^-) og nitrat (NO_3^-), samt potentiale for oxidation af organisk stof (COD og BI_5) og dermed fjernelse af dette i form af slutproduktet CO_2 .

Endvidere er lave ilt-niveauer af betydning for stofrensningen i plantelagunerne, eftersom anaerobe forhold åbner mulighed for fjernelse af kvælstof i form af frit kvælstof (N₂) ved denitrifikation. Temperaturmålingerne er også af betydning for stofomsætningen i plantelagunerne, idet de bakterier der omsætter stofferne øger deres aktivitet væsentligt ved øget temperatur. pH er delvist en indikator for stofomsætningen, og indikerer til dels niveauet af vandrensning i plantelagunerne.

Dybdeprofiler

Der er på enkelte dage foretaget iltmålinger i forskellige dybder i plantelagunerne på Kongeåens, Nørå, Tingkærvad og Ejstrupholm Dambrug. Iltmålingerne viser i alle tilfælde omtrent samme profil, nemlig at iltmætningen er relativt høj (mindst 70 % af overfladeindholdet) 80 % nede i vandsøjlen, svarende til 20 cm over bunden i en vandsøjle på 100 cm (figur 6.4). Figur 6.4 viser ligeledes, at vandets iltindhold først er nedbragt til det halve (50 % af max. værdi = overflade-værdi) 12 cm over bunden (X = 11,78). Samlet indikerer disse målinger dermed, at der er relativt meget ilt til stofomsætning i de øverste 80 % af vandsøjlen (se dog tabel 6.2), og at der findes anaerobe forhold for denitrifikation ved bunden af plantelagunerne.



Figur 6.4 Samtlige ilt dybdeprofiler i plantelagunerne samlet i én figur. Højden på vandsøjlen var i hvert tilfælde omkring 100 cm, men er her til brug for sammenligning af iltprofilerne indekseret til 100 cm. Kurven er "best fit" og beskrevet som en eksponentiel stigning ved ligningen: Højde på vandsøjle = $7,29 + 0,29 \cdot e^{(0,0546 \cdot \text{iltindhold})}$, $R^2 = 0,71$, $P < 0,0001$.

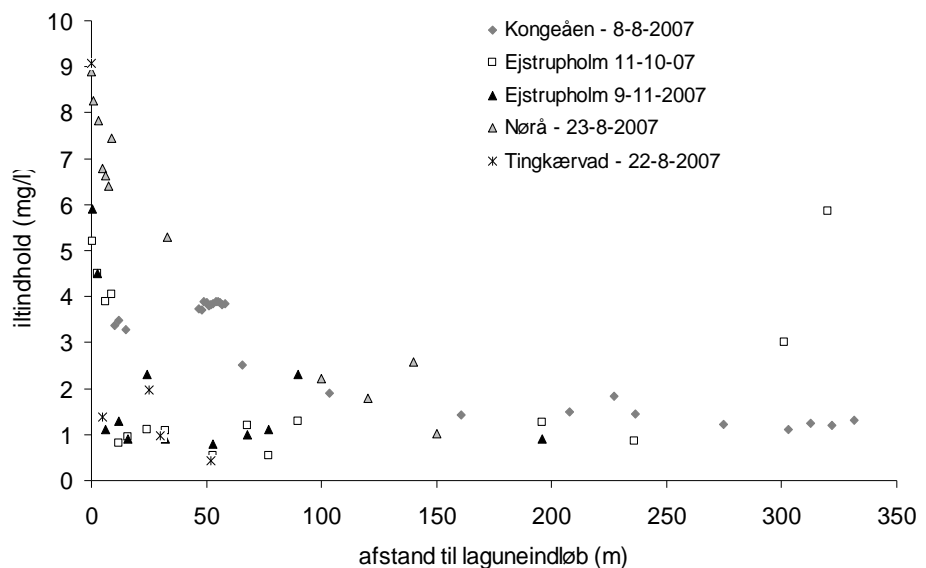
Værdierne i figur 6.4 er sat i forhold til det maksimale iltindhold (= 100 %) på det pågældende sted den pågældende dag, og derfor ses ikke de reelle forskelle i iltindhold der er målt på modeldambrugene. Disse tal er præsenteret i tabel 6.2, hvor det ses at iltindholdet, målt i vandoverfladen (ca. 10 cm under vandspejlet) varierer en del imellem dambrugene - og på de enkelte dage.

	Dato	Afstand fra laguneindløb (m)	Temperatur (°C)	Iltindhold i overflade (mg/l)	Iltmætning i overflade (%)
Kongeåen	08-08-2007	10	15,8	3,38	33,0
Kongeåen	08-08-2007	12	15,8	3,47	33,9
Kongeåen	08-08-2007	47	16,0	3,75	36,8
Tingkærvad	22-08-2007	130	14,3	4,32	40,8
Nørå	23-08-2007	2	12,4	9,11	82,6
Ejstrupholm	11-10-2007	200	10,6	1,27	11,1
Ejstrupholm	09-11-2007	200	7,0	0,90	7,3

Tabel 6.2 Iltindhold i vandoverfladen i plantelagunerne på fire dambrug. På Ejstrupholm Dambrug er der foretaget målinger samme sted på to forskellige dage.

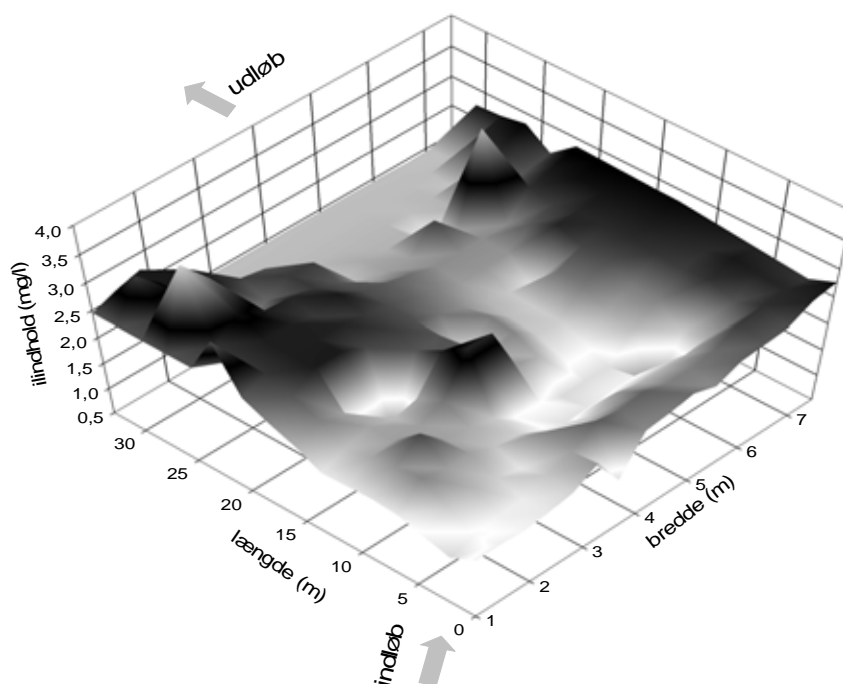
Længdeprofiler

Udover dybdeprofilerne, og de tilbagevendende 14-dages målinger, er der på enkelte dage foretaget udvidede målinger af iltindhold i længdeprofiler i plantelagunerne. Disse målinger er foretaget til belysning af hvor hurtigt ilt forbruges ned igennem plantelagunerne, og altså dermed hvor hurtigt potentialet for omsætning af organisk stof mv. reduceres. I figur 6.5 vises iltindhold i dambrugenes plantelaguner i forskellige afstande til laguneindløbet. Figuren viser en generel hurtig reduktion i iltindholdet efter vandet er tilløbet plantelagunerne, men der er stor forskel på dambrugene. På Ejstrupholm (begge måledage) og Tingkærvad Dambrug sker der et meget hurtigt ilttyk i plantelagunerne, formentlig pga. stor stofomsætning initielt i plantelagunen. Faktisk reduceres iltindholdet til 50 % af det maksimale iltindhold indenfor de første 12 meter i lagunen. På Kongeåens og Nørå Dambrug sker dette derimod først efter 30-100 m. Det bemærkes, at målingerne er foretaget på kun én dag, på nær Ejstrupholm Dambrug, og at tallene derfor ikke nødvendigvis er repræsentative for de generelle iltforhold i plantelagunerne på de undersøgte dambrug (se senere).



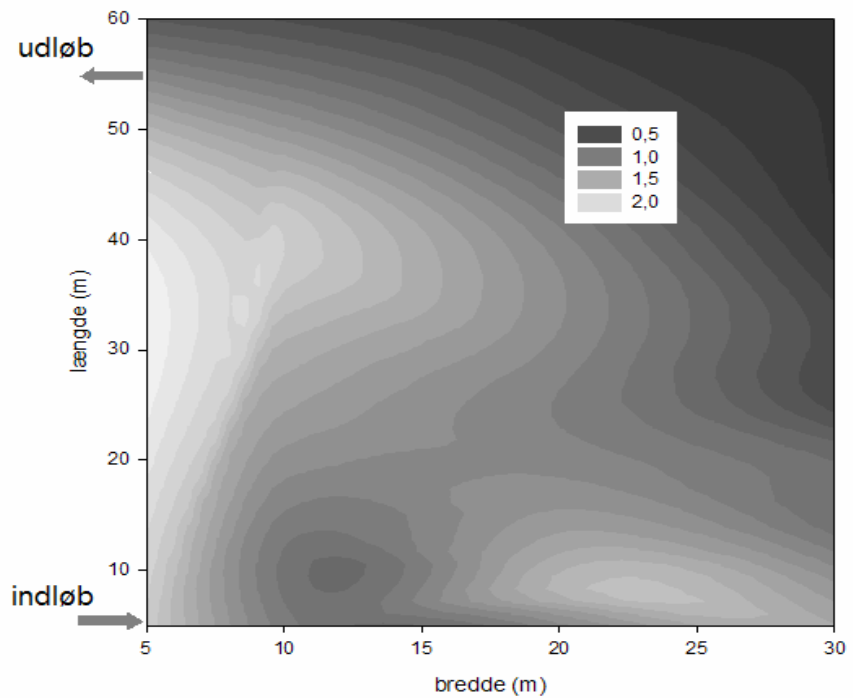
Figur 6.5 Iltindhold i længdeprofil i plantelaguner på fire dambrug. På Ejstrupholm Dambrug beluftes vandet de pågældende dage nederst i lagunen, og der ses derfor høje iltværdier sidst i lagunen.

På Løjstrup Dambrug er der den 7. august 2007 lavet iltmålinger i dambrugets plantelagune til yderligere belysning af hvordan plantelagunearealet udnyttes. På Løjstrup Dambrug er plantelagunen opdelt i tre enheder, den første som umiddelbart modtager produktionsvand er på omkring 450 m², den efterfølgende noget større, omkring 2.400 m² og endelig følger en mindre enhed på omkring 400 m² inden udløbet til åen. I den første enhed blev der foretaget målinger både på langs, på tværs og i dybden. Resultatet er vist i figur 6.6, hvor det ses at produktionsvandet giver anledning til et stort iltforbrug i lighed med det der ses på Ejstrupholm og Tingkæravad Dambrug. Figuren viser endvidere, at indløbsvandet løber i en forholdsvis snæver strøm imod udløbet. Ned imod udløbet sker der en opblanding med det omgivende mere iltholdige vand, og iltindholdet i hovedstrømmen øges. Figuren indikerer, at plantelagunearealet ikke nødvendigvis udnyttes optimalt med hensyn til produktionsvandets opholdstid i lagunen, sedimentering af partikulært materiale og kontakten med lagunens sediment og planter.



Figur 6.6 Tredimensionel angivelse af vandets iltindhold (mg/l) i ca. 20 cm's dybde i et hovedudsnit af den første del af plantelagunen på Løjstrup Dambrug. De lyseste områder angiver lave ilt-niveauer omkring 1,50 mg ilt/l, mens de mørkeste områder svarer til et iltindhold på ca. 2,75 mg ilt/l. Vandtemperaturen var 18 °C.

I den efterfølgende store, midterste laguneenhed på Løjstrup Dambrug, er der målt ilt på tværs og i plantelagunens længde (figur 6.7). Disse målinger viser, at også denne enhed tilsyneladende ikke udnyttes optimalt eftersom vandet løber langs siden i plantelagunen, og kun bliver opblandet i en lille del af plantelagunens areal.



Figur 6.7 Todimensionel gengivelse af iltindholdet i anden lagune på Løjstrup Dambrug. Figuren er baseret på 25 målinger foretaget repræsentativt i et hovedudsnit af lagunen i ca. 20 cm's dybde (18 °C). Tal i figuren angiver de målte ilt-niveauer i mg ilt/l. Denne del af plantelagunen modtog den pågældende dag vand med et iltindhold på ca. 1,80 mg/l. Det mørke område tæt på indløbet er et område med megen vegetation.

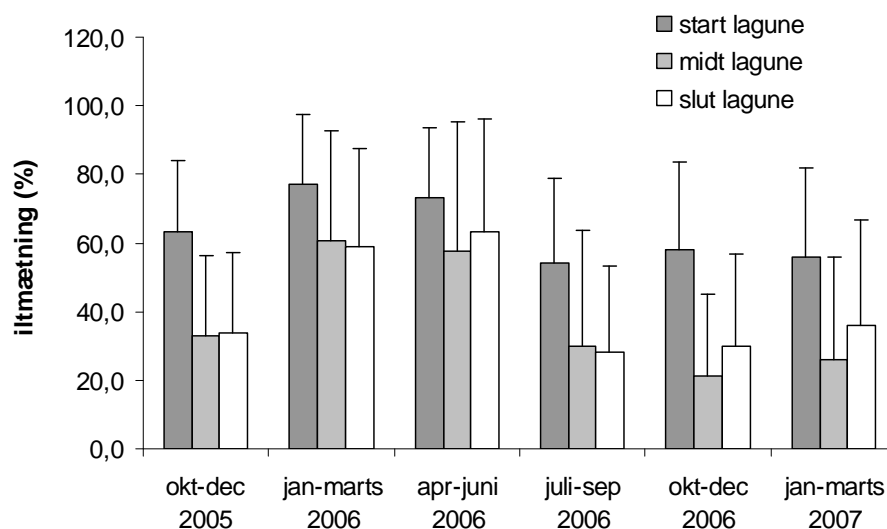
Der er foretaget en analyse af ilt, pH og temperaturmålinger foretaget hver 14. dag i plantelagunerne. Disse viser også visse variationer i dataene.

	ilt - start lagune		ilt - midt lagune		ilt - slut lagune	
	(mg/l)	(%)	(mg/l)	(%)	(mg/l)	(%)
Gennemsnitsværdi	7,13	62,4	4,11	35,9	4,47	39,1
Standardafvigelse	2,23	19,5	2,47	21,6	2,83	24,8

Tabel 6.3 Gennemsnitstal for samtlige iltmålinger foretaget hver 14. dag i vandoverfladen på tre forskellige stationer på de otte modeldambrug under måleprogrammet.

I tabel 6.3 fremgår gennemsnitsiltindholdet på samtlige dambrug på de enkelte stationer, "start lagune", "midt lagune" og "slut lagune". Tallene bekræfter det markante fald i iltindhold der sker ned gennem plantelagunen, og tallene viser også at der generelt er et højt iltindhold i indløbsvandet, samt at iltindholdet i plantelagunerne trods alt ikke generelt set er så lavt som de tidligere tal fra enkeltdage indikerer. Årsagen er formentlig at undersøgelserne foretaget på enkeltdage overvejende er sket på varme sommerdage hvor stofomsætningen og dermed iltforbruget er højt. Standardafvigelserne præsenteret i tabel 6.3 viser i øvrigt, at der er større stabilitet i iltindholdet initialt i plantelagunen og at variationen øges ned gennem denne. På den sidste station "slut lagune" vil der være en betydning af, at der i perioder på nogle dambrug sker beluftning af vandet inden den station hvor iltmålingen foretages, men det tyder også på, at den iltforbrugende omsætning af organisk stof langt overvejende sker i lagunens første halvdel. Generelt vil der være behov for at opilte vandet umiddelbart inden det ledes i vandløbet for at overholde kravet om 70 % iltmætning.

Betragtes iltindholdet i plantelagunerne over tid på de tre steder i plantelagunerne (figur 6.8) er der tendenser til et generelt et fald i det totale iltindhold i løbet af måleperioden. Én årsag er formentlig den stigende produktion af fisk på dambrugene henover måleperioden, hvorved der sker et større iltforbrug i produktionsanlæggene, og der dermed tilledes mindre iltindholdigt vand til plantelagunerne. Af figuren fremgår en mindre tendens til årstidseffekt med lave iltspændinger om sommeren. Årsagen er det høje iltforbrug i produktionsanlægget og en højere stofomsætning i plantelagunen når vandet er varmt.



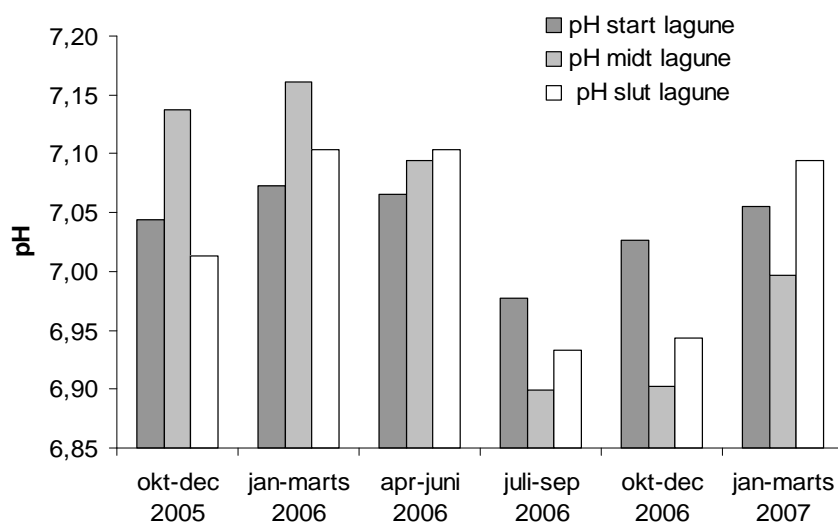
Figur 6.8 Gennemsnit af iltindhold på tre forskellige stationer for de otte dambrug i måleprogrammet. Figuren indikerer den totale iltmængde i plantelagunerne henover måleperioden. For ikke at sløre sammenligningsgrundlaget er der kun vist tal for de måneder hvor alle otte dambrug samtidigt er omfattet af vedvarende målinger.

	pH start lagune	pH midt lagune	pH slut lagune
Gennemsnit	7,04	7,01	7,01
Standardafvigelse	0,35	0,33	0,35

Tabel 6.4 Gennemsnit af pH foretaget hver 14. dag i plantelagunerne på de otte modeldambrug under måleprogrammet.

Gennemsnittet af pH målinger er angivet i tabel 6.4, hvor der kun ses helt marginale forskelle imellem stationerne i plantelagunen. pH i indløbsvandet er påvirket af nitrifikationen i biofiltrene ligesom det kan være påvirket af, at der undertiden anvendes kalk i dambrugenes produktionsanlæg.

Der ses variationer i pH henover måleperioden (figur 6.9). Disse målinger viser omtrent samme forløb som iltmålingerne (figur 6.8), nemlig relativt lave værdier om sommeren hvor nitrifikationen er størst og hvor der under stofomsætningen dannes meget CO₂ og vandet derved forsures, dvs. pH falder.



Figur 6.9 Gennemsnit af pH-målinger foretaget hver 14. dag i plantelagunerne på alle modeldambrug under måleprogrammet. Kun perioder med samtidige målinger på de 8 modeldambrug er medtaget.

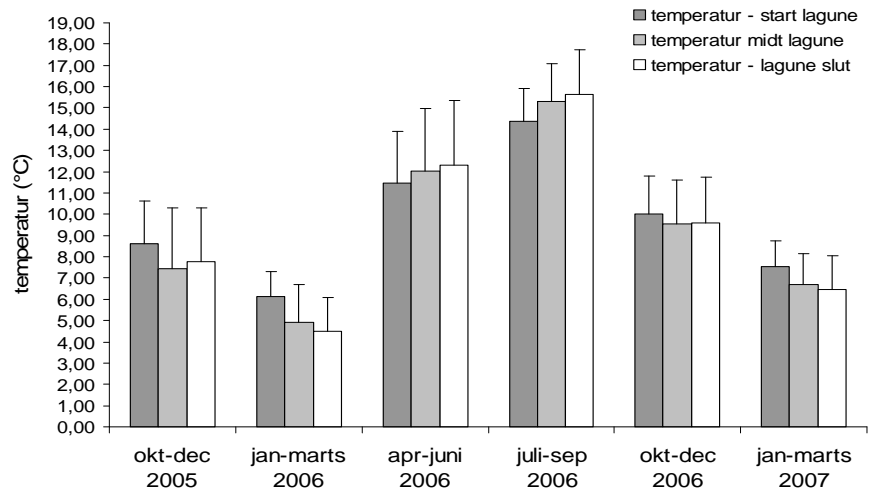
Endvidere ses det af figur 6.9, at mens pH i indløbsvandet er lavere end på de to andre stationer i plantelagunerne i første måleår, er der den modsatte tendens i andet måleår. pH-forskellene er dog generelt marginale, og bør nok ikke overfortolkes.

Temperaturmålingerne i plantelagunerne viser i lighed med pH-målingerne heller ingen signifikant forskel imellem stationerne (tabel 6.5). Ligesom det er tilfældet med ilmålingerne (tabel 6.3), ses en større variation i tallene jo længere nedstrøms, der måles i plantelagunen. Årsagen er, at grundet øget opholdstid i plantelagunen jo længere nedstrøms vandet når i plantelagunen, i desto højere grad vil vejrforholdene (solindstråling og lufttemperatur) kunne påvirke vandmassen. Igen er der dog tale om marginale forskelle.

	Temperatur start lagune	Temperatur midt lagune	Temperatur slut lagune
Gennemsnit	10,62	10,56	10,64
Standardafvigelse	3,26	4,14	4,35

Tabel 6.5 Gennemsnit af vandtemperaturen (°C) foretaget hver 14. dag i plantelagunerne på de otte modeldambrug under måleprogrammet.

Også på temperaturmålingerne er der lavet en analyse af udviklingen henover måleperioden (figur 6.10). Heraf fremgår dels at vinteren 2005-2006 var koldere end vinteren 2006-2007 (jf. figur 7.6), et forhold som formentlig kan antages at indvirke på stofomsætningen i plantelagunen. Figur 6.10 viser endvidere at der om vinteren sker en afkøling af vandet ned gennem lagunen, mens der i sommerhalvåret sker en opvarmning, hvilket understreger forklaringen af de beregnede standardafvigelser i tabel 6.5.



Figur 6.10 Gennemsnit af temperaturmålinger foretaget hver 14. dag i plantelagunerne på alle modeldambrug under måleprogrammet. Kun udvalgte perioder er medtaget (se tekst til figur e).

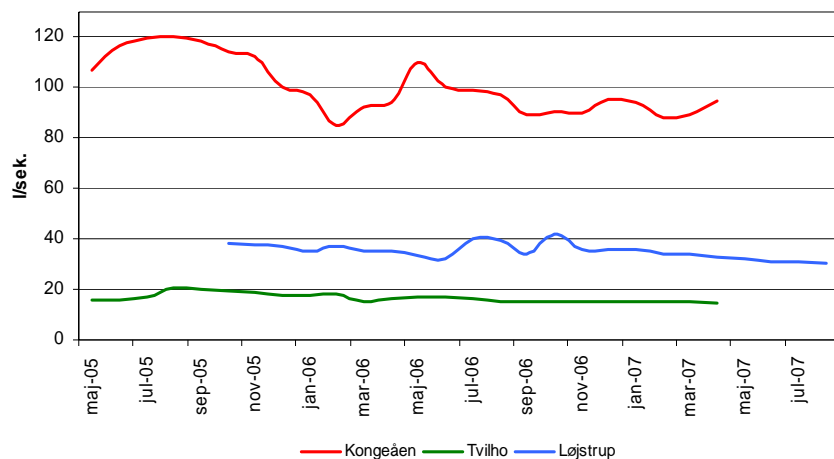
7 Vandbalancer og flowforhold

I dette kapitel findes en rækkeoplysninger ift. friskvandsindtag, vandbalance over dambrugene herunder over plantelagunerne, recirkuleringsgrad, flowhastighed i dambrugene samt opholdstider for de 8 dambrug angivet for hvert af de 2 måleår.

7.1 Vandindtag

De 8 dambrug indvinder vand fra dræn under produktionsanlægget eller borer i umiddelbar nærhed eller en kombination af begge dele (se tabel 3.1). Et enkelt dambrug (Tingkærved) indvinder overvejende fra et nærliggende kildevæld. Indvindingsmængden i tabel 7.1 er målt til at være relativt konstant over begge måleår, se figur 7.1, og har været på et niveau svarende til eller noget mindre end det tilladte.

I gennemsnit er der indtaget 45 l/s i første og 48 l/s i det andet måleår (+ 7 %). Fiskeproduktionen har været 13 % højere andet måleår. I forhold til medianminimum-vandføringen i de enkelte dambrugs recipienter svarer indvindingen til mellem 2 og 13 % heraf. Udtrykt som vandforbrug pr. tons foder, har dette i gennemsnit været 0,17 l/s/t i første måleår og 0,15 l/s/t i det andet. Seks af dambrugene har brugt 0,09-0,13 l/s pr. tons foder og kun Rens Dambrug ligger væsentligt højere begge måleår (0,22 l/s). Udtrykkes vandforbruget som liter pr. kg produceret fisk har der i gennemsnit været brugt 3.900 l/kg (fra 2.500 til 8.100 l), hvor der i et traditionelt jorddambrug typisk anvendes 50.000 l/kg, dvs. vandforbruget er som gennemsnit reduceret med en faktor 13.



Figur 7.1 Eksempel på vandindtag til fiskeproduktion på 3 af dambrugene som månedsmiddel (l/s).

		Konge- åen	Tvil- ho	Ejstrup- holm	Ting- kærvad	Løj- strup	Abild- trup	Nørå	Rens	Gennem- snit
Vandindtag	År 1	107	18	47	37	37	22	37	58	45
	År 2	114	16	43	38	34	34	43	62	48
Vandindvindingstilladelse		131	17	57	50	45	61,5	52,5	65	60
Målt samlet tilløb til plantelagune	År 1	101	16	46	34	37	22	37	58	44
	År 2	114	17	42	34	35	34	42	61	47
Målt udløb fra plantelagune/ dambrug	År 1	73	18	25	41	34	13	25	4	29
	År 2	102	20	36	37	33	24	33	23	39
Medianminimum i recipient		1.781	150	620	720-890	1050	910	330	955	825
% indtag af medianminimum²	År 1	6	12	8	5	4	2	11	6	5,5
	År 2	6	11	7	5	3	4	13	6	5,8
Målt vandforbrug skylning af filtre og slamkegler, m³/dag / i % af indtag	År 1	372/4	35/2	190/5	60/2	95/3	138/7	147/5	238/5	159/4
	År 2	458/5	43/3	251/7	52/2	95/3	181/6	255/7	454/9	224/6
Beregnet opholdstid i produkti- onsanlæg, timer	År 1	24	26	35	31	41	40 ¹	27	25	31
	År 2	23	30	37	30	45	43	31	23	33
Beregnet recirkuleringsgrad, %	År 1	96	-	96	97	93	97	-	-	96
	År 2	95	-	96	97	94	98	-	-	96
Målt middelstrømhastighed i opdræt, cm/sek.	År 1	10	-	6	9	6	9	-	-	8
	År 2	9	-	6	10	6	9	-	-	8
Beregnet opholdstid i plantela- gune, timer	År 1	37	23	44	22	21	50	41	24	33
	År 2	32	22	48	22	22	32	35	23	30
Beregnet samlet opholdstid over dambruget	År 1	60	49	79	53	62	90 ¹	68	49	64
	År 2	56	52	85	52	67	75	66	46	62
Målt hydraulisk belastning af plantelagune, l/s pr. m²	År 1	0,007	0,012	0,006	0,008	0,011	0,004	0,005	0,008	0,008
	År 2	0,007	0,013	0,005	0,008	0,010	0,007	0,006	0,008	0,008
Målt vandforbrug (l/s) pr. tons foder	År 1	0,12	0,19	0,12	0,12	0,12	0,13	0,12	0,22	0,17
	År 2	0,13	0,15	0,09	0,09	0,11	0,10	0,11	0,22	0,15
Målt vandforbrug (l) pr. kg pro- duceret fisk	År 1	3.000	5.000	3.100	3.200	3.500	4.000	3.400	8.100	4.200
	År 2	3.500	4.000	2.600	2.500	3.200	3.400	3.300	6.200	3.600

Tabel 7.1 Data for flow og vandbalance for de 8 modeldambrug. Hvor der ikke er angivet andet, er enheden l/s. Procentuelle vandtab/-tilførsel over plantelagunen er vist i figur 7.4. På de ekstensivt målte dambrug (se kapitel 4.2) er der ikke målt middelstrømhastighed i produktionsanlægget og recirkuleringsgrad. ¹ Der er en lille usikkerhed på første års værdi, da kun den ene af de to produktionenheder blev taget i brug og denne værdi er således ikke umiddelbar sammenlignelig med 2. måleår. ² vedrørende medianminimum henvises til tabelteksten for tabel 3.2. Opholdstiden over produktionsanlæg er uden slambassiner og evt. yngelanlæg.

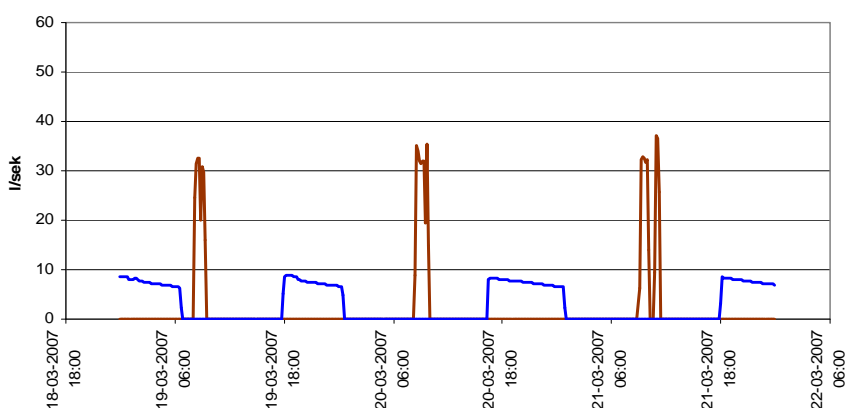
7.2 Opholdstid

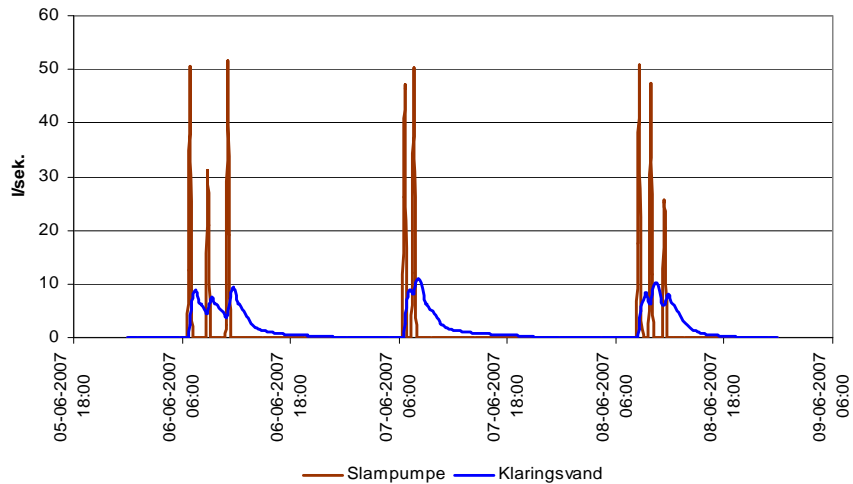
Den forudsatte minimums opholdstid i produktionsanlægget for modeldambrug type III er på 18,5 timer (*Bekendtgørelse om modeldambrug, 2002*). Denne værdi overholdes af alle dambrugene, idet den gennemsnitlige opholdstid ligger mellem 23 og 45 timer med et gennemsnit på 31 timer år 1 og 33 timer år 2, jf. tabel 7.1. Opholdstiden i plantelagunerne ligger mellem 21 og 50 timer med et gennemsnit på 33 timer år 1 og 30 timer år 2. Den samlede opholdstid for dambrugene har således været mellem 46 og 90 t (år 1 i gennemsnit 64 timer mod 62 timer, ca. 2½ døgn, år 2).

7.3 Returskylning af biofiltre og tømning af slamkegler

For at fjerne partikler bliver slamfælderne (keglerne) i bunden af produktionsenhederne tømt regelmæssigt, og tilsvarende bliver biofiltrene returskyllet. Alt slam bliver pumpet via en slambrønd til slambassiner eller en slamtank (gyllebeholder). Pumperne har en varierende ydelse for de forskellige dambrug som varierer mellem ca. 15 l/s for de mindste til godt 60 l/s for de største. Slamkeglerne tømmes typisk 1 – 3 gange pr. uge ved kortvarigt at løfte en prop i bunden af slamkeglerne, og det varer normalt 15 - 30 minutter for en produktionsenhed. Proceduren for returskylning af biofiltre medfører, at hver af sektionerne bliver skyllet en gang pr. uge. Varigheden af skyllingerne varierer derimod betydeligt ikke bare mellem dambrugene, men indenfor disse, idet dambrugernes indberetninger viser, at det kan variere mellem 15 og 60 minutter. Afvigelser fra de faste procedurer sker i forbindelse med f.eks. flytning af fisk, sygdomsbehandling m.v.

Den gennemsnitlige vandmængde, der dagligt anvendes til tømning af slamkegler og returskylning af biofiltre ligger i intervallet fra 35 m³/dag for Tvilho Dambrug til 458 m³/dag for Kongeåens Dambrug (tabel 7.1). Det svarer til mellem 2 og 9 % af det respektive friskvandindtag. Kapaciteten i slambassinerne set i forhold til skyllevandsmængden er noget forskellig på dambrugene. Størst relativ kapacitet er der på Tingkæravad og Tvilho Dambrug, mens Ejstrupholm Dambrug har mindst. Endvidere er der forskel på mulighederne for styring af afløbet fra slambassinerne. På nogle dambrug er det regulerbart vha. en ventil. De fleste af dambrugene har kun en slags overløbssi, hvilket betyder, at processen og opholdstiden, hvor sedimentation og udfældning skal foregå, ikke kan gøres optimal, da der så snart der tilføres slamvand i den ene ende sker afløb af "klaret" slamvand i afløbet. Eksempler på skylning og efterfølgende afløb af klaringsvand fra slambassinerne fremgår af figur 7.2.





Figur 7.2 Eksempler på skylning/tømning (l/s) og afløb af klaringsvand fra slambassin/gylletank over 3 døgn. Øverst: Abildtrup Dambrug med gylletank, nederst: Løjstrup Dambrug med slambassin.

7.4 Recirkulationsflow

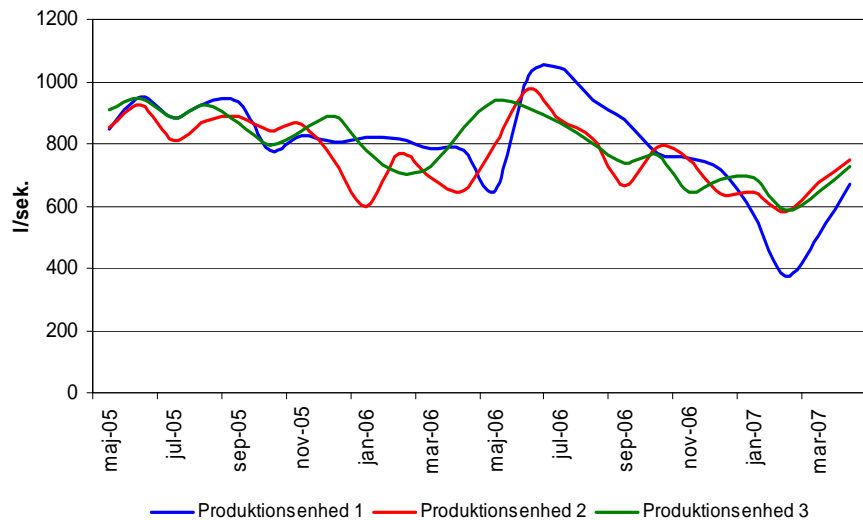
Recirkulationen bliver drevet af luftblæserne i anlæggene, så variationer i flowmængden vil også være en funktion af behovet for iltning. Derfor vil der ofte være tendens til større flow i sommerperioden. Eksempel på recirkulationsflow er givet for Kongeåens 3 produktionsenheder i figur 7.3.

Ud fra de gennemsnitlige vandindtag til dambrugenes produktionsenheder (Q_i) og det tilsvarende gennemsnitlige recirkuleringsflow i produktionsenhederne (Q_r) er recirkulationsgraden i tabel 7.1 opgjort som:

$$(Q_r - Q_i) / Q_r * 100 \%$$

Recirkulationsgraden ligger mellem 93 og 98 % med et gennemsnit over begge målear på 96 % (tabel 7.1). For modeldambrug type III forudsættes en minimum recirkulationsgrad på 95 %, og kun Løjstrup har en lidt lavere recirkulationsgrad. Recirkulationsflowet er kun målt på de 5 intensivt monitorerede dambrug.

Recirkulationsflowet svarer til, at den gennemsnitlige strømhastighed i produktionsenhedernes sektioner med fisk er mellem 6 og 10 cm/s. Recirkulationsflowet stiger når der tilføres mere luft (ilt) til vandet i forbindelse med bl.a. større udfodring og højere vandtemperatur.



Figur 7.3. Recirkulationsflow (l/s) i Kongeåens Dambrugs 3 produktionsenheder, måneds-middel.

7.5 Hydraulisk belastning af plantelaguner

Baseret på de beregnede arealer af plantelagunerne (jf. kapitel 11) samt vandtilstrømningerne, er den gennemsnitlige hydrauliske belastning af plantelagunerne opgjort for hvert måleår. For de 8 dambrug ligger belastningerne mellem 0,004 og 0,013 l/s pr. m² med et gennemsnit over begge måleår på 0,008 l/s pr. m² (tabel 7.1). Dette svarer til mellem 0,2 og 0,6 l/s pr. 48 m² plantelagune. Dette er for alle dambrug væsentligt mindre end den forudsatte maksimale belastning på 1 l/s pr 48 m² plantelagune som er angivet i modeldambrugsbekendtgørelsen (*Bekendtgørelse om modeldambrug, 2002*).

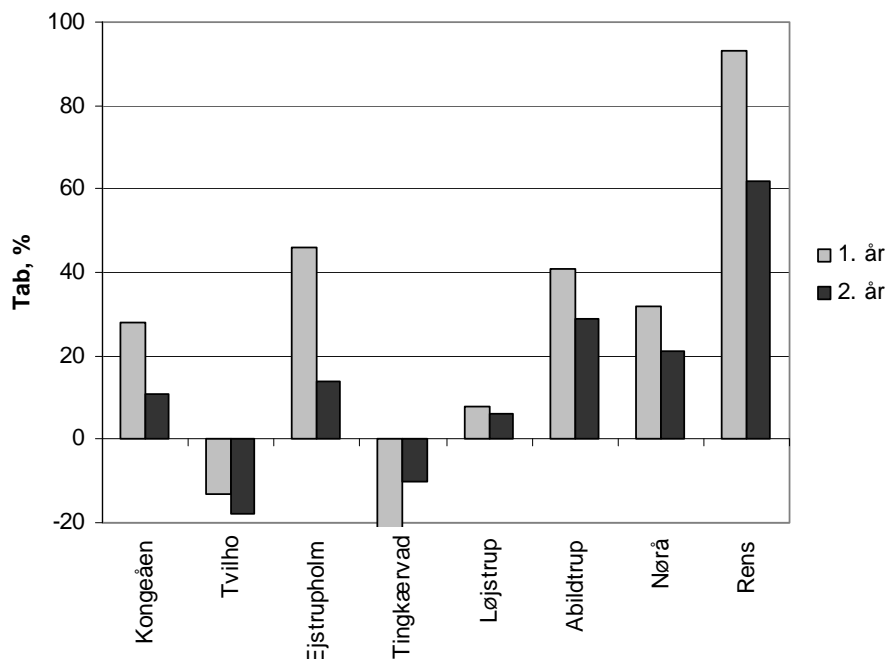
7.6 Vandbalance

Generelt er der for alle dambrugene kun en ubetydelig forskel mellem ind- og udløb fra produktionsenhederne, idet de er opbygget i tæt konstruktion. En mindre del af vandet bliver ført væk i forbindelse med skylning af filtre og tømning af slamkegler, men der sker således ikke noget egentligt vandtab fra produktionsenhederne. Et mindre vandvolumen bliver flyttet internt i forbindelse med udfiskning og sortering. Kongeåens Dambrug har haft et tab på 2-3 % fra en belufterbrønd som ikke var støbt i bunden, og på Rens og Ejstrupholm Dambrug er der observeret overløb fra slambassinerne. Dette er ikke i mængder, der påvirker de overordnede vandbalancer og et eventuelt vandtab har kunnet kvantificeres, fordi der måles vandmængder både ind og ud over de forskellige enheder.

Nedbør og fordampning over selve produktionsanlægget har kun en meget ringe betydning for vandbalancen, da det på årsbasis kun vil tilføre, hvad der som middel svarer til ca. 0,1 l/s. De samlede tilløb til plantelagunerne svarer således godt overens med de samlede vandindtag med differencer som ligger indenfor måleusikkerheden.

Fra 6 af dambrugene sker der et tab af vand fra plantelagunen, idet den registrerede udløbsmængde er signifikant mindre end indløbsmængden.

Til de øvrige 2 dambrug sker der en mindre tilstrømning, jf. tabel 7.1 og figur 7.4. Et eksempel på ind- og udløb over de 2 måleår på Abildtrup Dambrug er angivet i figur 7.5. På Rens Dambrug var tabet særdeles stort, svarende til 93 % det første år, hvor der i længere perioder slet ikke var afløb fra dambruget og resten af tiden kun var et ubetydelig vandmængde i udløbet.



Figur 7.4 Tab af vand fra plantelagunen 1. og 2. måleår i % af samlet tilløb. (Negativ værdi angiver tilstrømning)

Idet der ikke er en tæt membran i bunden af plantelagunerne, kan der grundlæggende findes 3 mulige forklaringer på tabet af vand:

1. Der sker en nedsivning fra bunden af plantelagunerne ned mod grundvandet. Hvis grundvandstanden er lavere end vandstanden i plantelagunerne kan der være en nedsivning fra disse. Afhængig af grundvandets strømningsretning, vil en andel af det tabte vand kunne strømme til vandløbet eller evt. i løbet af mange år via grundvandet til havet.
2. Der sker en nedsivning til dræn og borer til dambrugets indvinding. Nedsivning vil ske, hvis grundvandstanden er lavere som under pkt. 1, men da indvindingen af vand til dambruget sker fra dræn i umiddelbar nærhed af plantelagunerne, kan det strømme hertil og dermed blive genanvendt i produktionen.
3. Der er utætheder i afgrænsningen mellem plantelagunerne og vandløbet. Utætheder og udsivning vil kunne opstå, hvis der er en snæver afgrænsning med smalle dæmninger mellem plantelagune og vandløb.

På alle 6 dambrug, hvor der er konstateret et signifikant tab af vand, kan det skyldes en kombination af de 2 første processer. Det virker sandsynligt, at der sker nedsivning til grundvand, da ådalenes materiale overvejende består af grus og sand med god vandledningsevne (hydraulisk

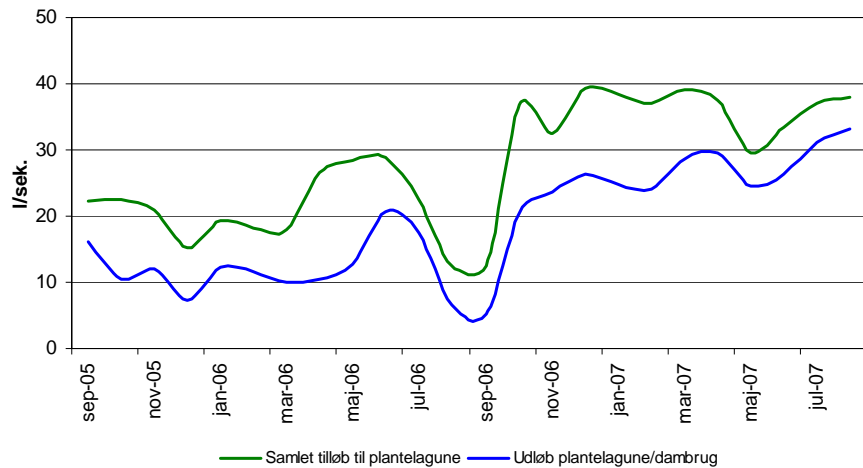
ledningsevne). Det forekommer også sandsynligt at en del af det nedsvivende vand kan strømme til vandindtaget i de nærliggende dræn og boringer. På de 2 dambrug, hvor der er sket en ekstra tilstrømning til plantelagunen, er grundvandstanden tilsvarende meget høj, og der er således konstateret en vis sammenhæng mellem plantelagunernes vandbalance og grundvandstanden i ådalene.

Hvor meget nedsvivning, og hvor stor en andel, der strømmer til drænindtagene og boringerne og hvor meget der siver ud til vandløbet, kan ikke vurderes på det foreliggende datagrundlag. Det vil kræve en detaljeret kortlægning af grundvandsbevægelser under og omkring de enkelte dambrug, som ligger ud over måle- og dokumentationsprojektet, at kvantificere processerne. I kapitel 10 omtales betydningen af dette vandtab if. beregnede rensegrader over plantelagunerne og der laves et "worst case" estimat ift. evt. stoftab grundet udsivning fra plantelagunerne.

En mindre del af tabet skyldes for en del af dambrugene direkte utæthed mellem plantelagunen og vandløbet. På Abildtrup Dambrug er et gammelt bygværk med afløb og rester af en fisketrappe mellem plantelagunen og vandløbet konstateret lidt utætte, og ved høj vandstand i plantelagunen kunne der evt. forekomme et beskedent overløb. På Ejstrupholm Dambrug har et gammelt bygværk med afløb til vandløbet tæt ved det egentlige afløb fra dambruget ikke været tæt, og ved høj vandstand i plantelagunen forekom direkte overløb i en periode første måleår, hvilket der efterfølgende er korrigeret for i efterfølgende beregning af udledninger fra dette dambrug. Efterfølgende blev det gjort tæt. På Rens Dambrug har et par gamle udløbsrør fra en kanal i plantelagunen været åbne i en periode, og på Nørå Dambrug er der sket en vis gennemstrømning i en meget smal jorrdæmning mellem lagunen og vandløbet. Alle forhold er påpeget overfor de pågældende dambrug. Det er dog vurderet, at disse utætheder har været af mindre betydning i forhold til de gennemsnitlige balancer for plantelagunerne, og at nedsvivning udgør den største del af vandtabet.

På alle 6 dambrug, hvor der er konstateret et signifikant tab af vand, er tabet reduceret ganske betydeligt fra måleår 1 til måleår 2, jf. figur 7.4.

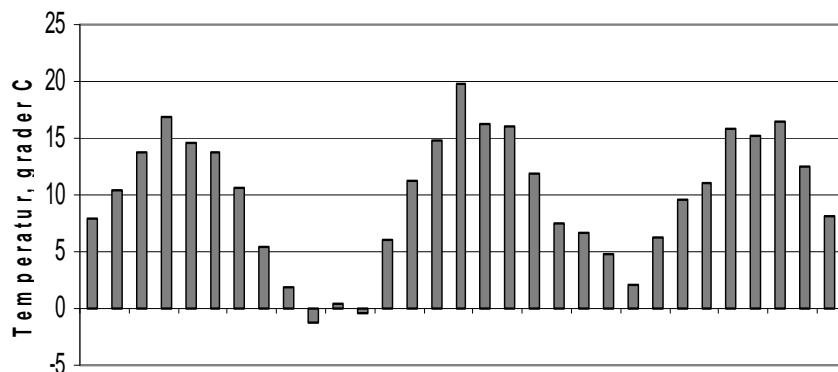
Sedimentation af fine partikler og vækst og henfald af planter og alger vil typisk gradvist medføre en formindsket permeabilitet af plantelagunens bund. Dette kan have bidraget til den konstaterede, betydelige reduktion i vandtabet fra plantelagunerne i andet måleår.

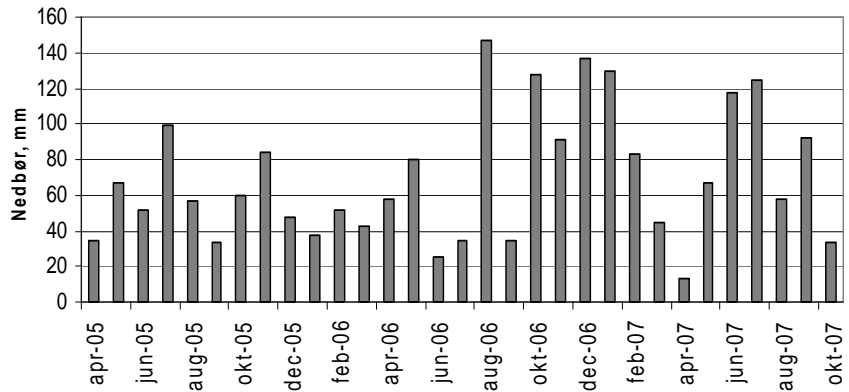


Figur 7.5 Vandbalance over plantelagune på Abildtrup Dambrug, månedsmiddel, l/sek.

I perioden december 2006 – januar 2007 faldt der ekstremt meget nedbør, og for alle de regioner, hvor modeldambrugene ligger, blev der registreret 2 - 3 gange mere end normalt. Også sommeren 2007 var meget nedbørsrig (figur 7.6). I andet måleår faldt der mellem 50 og godt 80 % mere nedbør end i første måleår, med den forskel for de dambrug med måleopstart i august eller september 2005. Dette vil givetvis have påvirket vandbalanceforholdene via grundvandstanden i ådalene, og dermed også tabet fra plantelagunerne.

Nedbør og fordampning over selve plantelagunen, og over dambruget som helhed, har kun ubetydelig indflydelse på middel-vandbalancen, og på et år kan det maksimalt udgøre ca. 0,3 l/s. Dog kan der i forbindelse med ekstrem nedbør forekomme overfladisk tilstrømning til plantelagunen fra nærliggende arealer, og i sådanne tilfælde kan det have væsentlig betydning. Dette er i løbet af monitoringsperioden dog kun med sikkerhed observeret i den meget nedbørsrige periode december 2006 – januar 2007 for Kongeåens Dambrug, hvor udløbet fra plantelagunen også var særlig stort.





Figur 7.6 Øverst: Månedsmiddeltemperatur ved Billund Lufthavn / Grindsted. Nederst: Månedsnedbør, middel for Jylland. Data fra DMI's hjemmeside: <http://www.dmi.dk/dmi/index/danmark/oversigter/maanedsberegning.htm> .

I lighed med nedbøren har temperaturen været betydeligt højere i andet måleår nemlig 10,3 -10,6 °C mod 7,7 - 8,2 °C i første måleår (normalen ca. 7,5 °C). I andet måleår var alle årstider rekord- eller meget varme.

7.7 Måleusikkerhed

Registreringen af vandflowet er ved de fleste af målestederne foretaget ved hjælp af elektromagnetiske flowmålere (vandure), der måler med en usikkerhed på mindre end 1 %. En del af flowmålerne har haft kortere perioder, hvor data er gået tabt, enten på grund af kabelbrud, fejl i datakommunikationen eller i selve måleren. I de pågældende perioder er dataserierne rekonstrueret ved hjælp af interpolation og korrelation til de øvrige målere, jf. beskrivelse i bilag 16.1. Problemerne har medført en mindre forøgelse af usikkerheden, således at usikkerheden på flowdata fra vandurene er mellem 1 og 5 %, for de fleste målepunkter dog kun 1-2 %.

Det recirkulerede flow i produktionsenhederne er målt med dopplersensorer, der måler middel-strømhastigheden kombineret med registrering af vandstanden. Til kalibrering af målingerne er flowet (vandføringen) målt med vingeinstrument ca. en gang pr. måned. Sensorerne er monteret i afløbskanalen fra biofiltret. Disse målinger har en usikkerhed på ca. 5 %.

I udløbet fra plantelagunen/dambruget er der ved 2 af dambrugene (Kongeåen og Tingkærved) etableret en rektangulær kanal med indbygget overfaldsbygværk. Her registreres vandstand kontinuert og vandføringen bliver målt med vingeinstrument ca. en gang pr. måned. Usikkerheden på beregning af flow i disse udløb er ca. 5 %.

8 Stofkoncentrationer og væsentligste processer

8.1 Indledning

Koncentrationen af ammonium, nitrat-nitrit, total kvælstof, orthofosfat og total fosfor samt organisk stof som BI₅ og COD er målt hver 14. døgn en række steder på dambrugene, jf. kap. 4. I dette kapitel vises de målte stofkoncentrationer fra nogle af målepunkterne, mens de målte koncentrationer i indtagsvandet og i det klarede slamvand er vist i bilaget, kapitel 16.4.1. Endvidere vises i dette kapitel gennemsnitskoncentrationen for hvert måleår for de forskellige målesteder på modeldambrugene.

8.2 Gennemsnitskoncentrationer

Gennemsnitskoncentrationerne i indtagsvandet, samt i indløb til plantelagunen og udløb fra plantelagunen (svarende til udløb fra modeldambruget) er beregnet for 1. og 2. måleår (tabel 8.1). Koncentrationerne er beregnet som vægtede gennemsnitskoncentrationer, hvor der tages hensyn til vandmængden indenfor den periode, som den enkelte måling repræsenterer. For indløb til plantelaguner er der taget højde for, at der tilføres vand fra både produktionsanlæg, evt. yngelanlæg og sættefiskeanlæg, leveredam(me) samt klaret slamvand.

Den væsentligste andel til kvælstofkoncentrationerne i indtagsvandet er ved de fleste af de undersøgte dambrug nitrit-nitrat kvælstof, og kun en mindre del er fra ammonium-kvælstof. Indtagsvandet ved Kongeåen Dambrug og Abildtrup Dambrug afviger herfra, idet bidraget fra nitrit-nitrat kvælstof og ammonium-kvælstof er på samme niveau. Normalt vil koncentrationen af nitrit-nitrat kvælstof være højere end ammonium-kvælstof, da det ilt, som er til stede i grundvandet, vil omdanne ammonium til nitrat. De højeste gennemsnitskoncentrationer af nitrit-nitrat kvælstof er fundet ved Løjstrup Dambrug (3,8 mg N/l), mens de højeste gennemsnitskoncentrationer af ammonium-kvælstof er fundet ved Kongeåen Dambrug med ca. 1,1 mg N/l.

Fosforkoncentrationen er målt som det totale indhold af fosfor og indhold af opløst fosfor (orthofosfat). Den opløste andel af det totale fosforindhold er varierende mellem dambrugene. De højeste gennemsnitskoncentrationer af det totale fosforindhold i indtagsvandet er fundet i Kongeåen Dambrug og Rens Dambrug (2. måleår), og de højeste koncentrationer af opløst fosfor er ligeledes fundet i Rens Dambrug.

Grundet fiskeproduktionen er der trods renseforanstaltninger en netto stoftilførsel over produktionsanlægget. Der er således ved alle dambrugene højere gennemsnitskoncentrationer for alle målte stoffer i tilførslen til (indløbet til) plantelagunerne end i indtagsvandet. I gennemsnit forøges koncentrationen over produktionsanlæg + slambassin med en faktor ca. 10 for ammonium kvælstof og opløst fosfor, ca. en faktor 6 for total kvælstof og total fosfor og en faktor 3-4 for nitrat-nitrit kvælstof og

organisk stof (både BI_5 og COD). Disse faktorer varierer lidt mellem dambrugene.

Gennemsnitskoncentrationerne i udløb fra plantelagunerne er for alle stoffer lavere end gennemsnitskoncentrationerne i indløbet til plantelagunerne undtagen ammonium kvælstof: Løjstrup og Abildtrup Dambrug og opløst fosfor: Tingkærvad og Løjstrup Dambrug. Dette afspejler, at der sker en fjernelse over plantelagunerne – se mere herom i kapitel 10. Ammonium kvælstof kan ved stærkt iltfattige forhold blive dannet under denitrifikation af nitrat, hvilket kan være en af årsagerne til at gennemsnitskoncentrationerne af ammonium kvælstof i udløbet fra to modeldambrug er på niveau med eller højere end gennemsnitskoncentrationerne i indløbet til plantelagunerne, som beskrevet i kap. 10.

I tabel 8.2 findes gennemsnitsstofkoncentrationer relateret til produktionsanlæg og slambassin/slamtank samt mikrosigter for de dambrug, hvor disse er installeret (jf. tabel 3.1). Stofkoncentrationerne er vist for slam ved tømning af slamkegler, returskylning af biofiltre og spulevand fra mikrosigter. Endvidere er vist gennemsnitskoncentrationer op- og nedstrøms biofiltrene (nedstrøms svarer til afløb fra produktionsanlæg) og gennemsnitskoncentrationerne er beregnet for 1. og 2. måleår. I de tilfælde, hvor modeldambruget består af flere produktionsenheder er kun en af produktionsenhederne medtaget i tabel 8.2. Bemærk jf. kapitel 4, at for ekstensivt målte dambrug findes ikke målinger opstrøms biofilter.

Ved alle dambrug findes for alle stoffer - undtagen nitrit-nitrat kvælstof - de højeste gennemsnitskoncentrationer i slamvandet ved tømning af slamkegler (tabel 8.2). Det er særlig udtalt for de kemiske komponenter, som er knyttet til partikler (suspenderet stof, organisk stof og total fosfor). Returskyllevandet fra biofiltrene har også relativt høje gennemsnitskoncentrationer sammenlignet med op- og nedstrøms biofilteret for suspenderet stof, organisk stof og total fosfor. Koncentrationerne afhænger ikke kun af slamkeglernes og biofiltrenes funktion, men også af den mængde vand, der afledes ved tømning af slamkegler og anvendes ved returskylning af biofiltrene, hvorfor koncentrationsforholdene også vil variere meget fra prøvetagning til prøvetagning.

Koncentrationsmålingerne indgår sammen med vandforbruget ved tømning af slamkegler, returskylning af biofiltre og spuling af mikrosigter i beregningen af de samlede stofmængder, der overføres fra slamkegler, biofilter og mikrosigter til slambassin/slamtank, som beskrevet i kap. 10. De lave nitrit-nitrat kvælstof-koncentrationer ved tømning af slamkegler skyldes, at dette er opløst, hvorfor der kun opsamles små mængder i slamkeglerne, og det som måtte blive opsamlet, antages delvist at blive omsat ved denitrifikation. Ved Tingkærvad Dambrug tømmes slamkeglerne med støvsuger, hvilket ser ud til at medføre, at der bruges en begrænset mængde skyllevand. Dette er naturligvis medvirkende til, at gennemsnitskoncentrationerne for flere af stofferne er relativt høj i afløb fra slamkeglerne på Tingkærvad Dambrug sammenlignet med de øvrige dambrug.

Gennemsnits- koncentration	Kongedåens Dambrug		Tvilho Dambrug		Ejstrupholm Dambrug		Tingkærvad Dambrug		Løjstrup Dambrug		Abildtrup Dambrug		Nørrå Dambrug		Rens Dambrug		Gennemsnit (alle dambrug)	
	1. år	2. år	1. år	2. år	1. år	2. år	1. år	2. år	1. år	2. år	1. år	2. år	1. år	2. år	1. år	2. år	1. år	2. år
NH4-N																		
Indtagvand	1,13	1,0	0,59	0,53	0,28	0,54	0,05	0,05	0,22	0,34	0,30	0,41	0,08	0,08	0,15	0,18	0,35	0,40
Indløb plantelagune	4,8	3,0	2,3	1,6	3,8	7,8	4,8	6,5	3,2	5,0	2,0	2,1	1,9	3,2	1,3	1,2	3,0	3,8
Udløb plantelagune	4,5	2,3	1,2	1,1	2,6	7,0	4,4	6,1	3,5	5,4	2,3	2,2	1,2	3,3	1,0	0,71	2,6	3,5
NO2+NO3-N																		
Indtagvand	1,31	0,88	2,0	2,2	1,8	1,3	0,63	0,76	3,8	3,8	0,38	0,092	3,6	3,4	0,31	0,42	1,7	1,6
Indløb plantelagune	5,0	6,6	6,8	7,8	6,8	5,3	3,2	4,2	8,5	8,6	5,6	11	8,4	8,7	3,7	5,1	6,0	7,1
Udløb plantelagune	3,4	4,5	5,4	6,8	5,7	3,0	1,6	1,8	6,9	5,4	4,1	8,9	6,8	6,1	4,7	4,3	4,8	5,1
Total-N																		
Indtagvand	2,6	2,1	2,9	3,4	2,1	2	0,90	0,84	4,4	4,4	0,81	0,49	3,8	3,7	0,59	0,79	2,3	2,2
Indløb plantelagune	12	11	10	11	14	16	10	12	15	16	9,5	14	13	13	6,5	7,6	11	13
Udløb plantelagune	9,0	7,7	7,3	8,6	8,9	11	6,5	8,4	12	12	7,0	12	8,8	10	6,3	5,7	8,2	9,4
Ortho-P																		
Indtagvand	0,040	0,040	0,057	0,058	0,012	0,007	0,032	0,025	0,082	0,075	0,010	0,006	0,010	0,009	0,031	0,08	0,034	0,038
Indløb plantelagune	0,26	0,28	0,53	0,40	0,17	0,20	0,34	0,48	0,29	0,8	0,39	0,33	0,10	0,060	0,30	0,40	0,30	0,37
Udløb plantelagune	0,21	0,24	0,26	0,27	0,1	0,080	0,38	0,50	0,53	0,81	0,41	0,30	0,042	0,022	0,37	0,29	0,28	0,31
Total-P																		
Indtagvand	0,14	0,19	0,15	0,11	0,041	0,060	0,061	0,066	0,10	0,098	0,13	0,10	0,038	0,054	0,08	0,19	0,092	0,11
Indløb plantelagune	0,53	0,53	1,0	0,61	0,49	0,78	0,58	0,83	0,66	1,2	0,71	0,78	0,76	0,35	0,59	0,70	0,67	0,72
Udløb plantelagune	0,33	0,31	0,43	0,4	0,19	0,30	0,53	0,57	0,70	0,96	0,58	0,66	0,12	0,15	0,41	0,37	0,41	0,46
BI5																		
Indtagvand	1,05	1,1	2,3	2,1	0,92	0,29	1,0	1,1	1,1	1,1	0,72	0,55	1,1	0,92	1,0	1,0	1,14	1,01
Indløb plantelagune	10	7,3	8,2	5,0	13	17	10	8,5	15	13	9,2	7,8	18	7,1	6,8	5,0	11	8,8
Udløb plantelagune	3,5	2,9	3,7	3,6	1,9	2,7	2,1	2,0	5,4	5,0	2,8	3,3	2,5	2,8	2,2	2,3	3,0	3,1
COD																		
Indtagvand	11	15	6,8	8,4	6,6	7,9	4,8	7,6	11	11	10	8,0	8,1	8,2	16	15	9,3	10
Indløb plantelagune	39	36	24	21	42	54	32	33	51	52	36	38	59	31	35	34	40	37
Udløb plantelagune	23	24	13	17	17	24	14	16	30	29	21	26	18	20	25	24	20	23
Suspenderet stof																		
Indtagvand	1,9	2,4	4,4	2,7	21	6,3	1,4	2,1	0,91	1,2	4,6	2,8	6,3	7,2	1,3	1,0	5,3	3,2
Indløb plantelagune	6,7	7,8	9,3	6,3	13	21	11	12	14	15	15	16	34	12	12	9,9	14	12
Udløb plantelagune	2,6	2,4	6,0	5,1	3,0	7,6	2,5	2,5	6,1	6,2	6,6	8,8	3,1	4,5	2,8	3,2	4,1	5,0

Table 8.1 Beregnede gennemsnitskoncentrationer i indtagvand, samlede indløb til plantelagune og udløb fra plantelagune 1. og 2. måleår. Ved beregningen er koncentrationerne vægtet, således at der er taget hensyn til vandmængden i den periode, som de enkelte målinger repræsenterer.

Gennemsnitskoncentrationerne henholdsvis opstrøms og nedstrøms biofiltrene er for mange kemiske komponenter næsten ens, og kan lede til en antagelse om, at der ikke foregår en væsentlig stoffjernelse i biofiltrene. Imidlertid er der en kontinuert gennemstrømning af biofiltrene med et stort vandflow, hvilket betyder, at stoffjernelsen over biofiltrene selv med små koncentrationsforskelle vil være stor, og at stoffjernelsen heri ikke kan vurderes ud fra årsgennemsnittet af de målte koncentrationer. Der skal anvendes de målte døgnkoncentrationer hertil. Beregning af massebalancen over biofiltrene i kapitel 10 viser, at for flere af de kemiske komponenter sker der en væsentlig stoffjernelse. For de 5 modeldambrug, hvor der er målt nitrat-nitrit kvælstof op- og nedstrøms biofilter, er koncentrationen størst nedstrøms dette, hvilket viser at der i biofilteret foregår en nitrifikation, hvor ammonium omdannes til nitrat (se nærmere i kapitel 10.2). Samtidig er gennemsnitskoncentrationen af ammonium kvælstof også lavere nedstrøms biofiltrene ved disse modeldambrug. Biofiltrene tilbageholder også en del partikler, hvilket afspejler sig i at gennemsnitskoncentrationen af suspenderet stof og organisk stof (BI_5 og COD) er lavere nedstrøms biofiltrene.

Klaringsvandet fra slambassinerne/slamtank har ved alle modeldambrug et betydeligt indhold af de fleste af de undersøgte kemiske stoffer, undtagen nitrit-nitrat kvælstof, hvor koncentrationen er meget lav og lavere end i tilførsel hertil. Dette skyldes denitrifikation i slambassinerne/slamtank. Ved denne denitrifikation dannes noget ammonium kvælstof, hvilket sker under stærkt iltfattige forhold, hvorfor der måles en koncentrationsforøgelse over slambassinerne af ammonium kvælstof. For total kvælstof, total fosfor, BI_5 og COD er gennemsnitskoncentrationen i klaringsvandet betydeligt lavere end i tilførslerne hertil. Gennemsnitskoncentrationen af opløst fosfor i klaringsvandet er højt, idet der antageligt sker en vis frigivelse af fosfor fra de partikler, der overføres til slambassinerne.

Betragtes forholdet mellem COD og BI_5 ligger det på en faktor:

- 10 (mellem 3 og 15) i indtagsvandet
- 5,6 (mellem 5 til 8) i afløbet fra produktionsanlægget
- 2,5 (mellem 2 og 3) i slam fra tømning af slamkegler
- 3,5 (mellem 3 til godt 4) i returskyllevand fra biofiltre
- 3 (mellem 2 og 4) i klaret slamvand
- 4 (mellem 3 og 5) i det vand, der tilføres plantelagunerne fra produktionsanlæg + klaret slamvand
- 7 (mellem 6 og 9) i afløbet fra plantelagunerne (udløb dambrug)

Da der sker en omsætning af al organisk stof, men fortrinsvis BI_5 - hvoraf en stor del omsættes inden for 1-2 døgn - vil der ned gennem dambruget ske en relativ forøgelse af COD/ BI_5 .

For at sikre optimal denitrifikation i et biofilter kræves et COD/ NO_3 -N forhold i størrelsesorden 3-6 (*van Rijn et al. 2006*). I afløbet fra produktionsanlægget ligger det på gennemsnitligt 3,5, mens det klarede slamvand har et forhold på 250-400. Afløbsvandet evt. suppleret med lidt klaret slamvand ser derfor umiddelbart ud til at kunne anvendes ved eventuel etablering af et specifikt denitrifikationsfilter. Dette forventes undersøgt nærmere i praksis via et netop ansøgt projekt.

Gennemsnits-koncentration	Kongeåens Dambrug		Tvilho Dambrug		Ejstrupholm Dambrug		Tingkæravad Dambrug		Løjstrup Dambrug		Abildtrup Dambrug		Nørå Dambrug		Rens Dambrug		Gennemsnit (alle dambrug)	
	Prod.anl.2	Prod.anl.2	Prod.anl.2	Prod.anl.2	Prod.anl.2	Prod.anl.2	Prod.anl.2	Prod.anl.2	Prod.anl.2	Prod.anl.2	Prod.anl.1	Prod.anl.1	Prod.anl.1	Prod.anl.1	Prod.anl.1	Prod.anl.1	Prod.anl.1	Prod.anl.1
Enhed: mg/l	1. år	2. år	1. år	2. år	1. år	2. år	1. år	2. år	1. år	2. år	1. år	2. år	1. år	2. år	1. år	2. år	1. år	2. år
NH4-N																		
Tømning slamkegler	20	20	20	19	20	37	39	12	19	12	6,63	15	18	21	25	20	21	
Returskylning biofilter	5,6	3,3	1,9	0,61	7,6	5,4	6,8	3,3	4,7	2,4	0,793	1,6	3,6	1,4	1,3	3,1	3,6	
Spulevand mikrosigter								3,0	4,1			1,3	3,4			2,2	3,8	
Opstrøms biofilter	4,6	3,1			6,4	4,4	6,2	3,1	4,1	1,8	1,7	1,0				3,0	4,3	
Afløb produktionsanlæg	4,4	2,9	1,6	0,82	3,6	6,1	4,3	6,2	2,9	3,9	1,7	1,3	1,1	2,2	0,58	0,78	2,9	3,0
Klaringsvand fra slambassin	13	13	27	15	15	25	32	46	11	21	13	18	18	13	15	6,5	21	20
NO2+NO3-N																		
Tømning slamkegler	2,3	1,7	2,0	2,8	0,50	0,50	0,31	2,3	0,72	3,2	3,8	4,1	2,2	0,87	0,95	2,2	1,6	
Returskylning biofilter	4,4	5,7	7,3	8,2	2,9	2,6	1,9	7,0	6,9	5,5	13	6,5	4,3	3,9	5,6	5,3	6,1	
Spulevand mikrosigter								6,1	5,0			9,6	2,5			7,9	3,7	
Opstrøms biofilter	5,8	6,8			6,7	2,7	4,0	9,1	9,1	6,9	15	8,4				6,6	8,3	
Afløb produktionsanlæg	5,8	7,1	7,8	8,4	7,1	6,9	3,0	4,0	9,4	9,3	7,7	15	11	2,4	4,0	5,6	8,0	7,3
Klaringsvand fra slambassin	1,8	0,16	1,0	2,3	1,4	0,18	0,22	0,084	1,5	1,1	0,20	0,79	1,3	2,5	1,1	2,3	1,2	1,2
Total-N																		
Tømning slamkegler	208	241	139	27	190	213	332	154	171	138	75	204	170	173	181	175	174	
Returskylning biofilter	45	43	38	201	35	34	47	50	46	24	22	28	28	31	22	36	55	
Spulevand mikrosigter								22	29			13	16			18	22	
Opstrøms biofilter	12	12			14	9,1	11	15	15	12	18	11				12	14	
Afløb produktionsanlæg	12	11	10	10	12	15	9,2	12	14	15	12	18	14	12	5,4	7,2	13	13
Klaringsvand fra slambassin	25	23	37	23	30	41	43	62	25	36	19	27	47	23	31	16	37	31
Ortho-P																		
Tømning slamkegler	15	24	27	43	16	27	44	12	21	18	11	22	12	21	18	20	24	
Returskylning biofilter	0,17	0,16	0,74	0,55	0,36	0,30	0,43	0,72	0,81	0,76	0,49	0,19	0,15	0,36	0,74	0,46	0,46	
Spulevand mikrosigter								0,42	1,0			0,19	0,13			0,30	0,57	
Opstrøms biofilter	0,19	0,25			0,21	0,18	0,26	0,26	0,53	0,57	0,51	0,09				0,26	0,35	
Afløb produktionsanlæg	0,20	0,25	0,32	0,28	0,16	0,23	0,19	0,26	0,27	0,47	0,60	0,51	0,13	0,058	0,20	0,26	0,29	0,29
Klaringsvand fra slambassin	1,7	0,79	7,1	3,0	0,48	0,59	9,0	12	4,2	5,9	0,76	0,35	0,069	0,074	2,5	2,0	3,68	3,09

Total-P																			
Tømning slamkegler	164	176	173	227		165	174	277	127	176	118	55	212	130	98	168	152	172	
Returskylning biofilter	15	15	17	7,6		16	11	14	13	11	8,4	5,0	11	11	13	7,2	13	11	
Spulevand mikrosigter									8,2	10			0,81	3,4			4,5	6,7	
Opstrøms biofilter	0,30	0,36				0,36	0,39	0,41	0,35	1,1	0,89	0,72	0,16					0,42	0,58
Afløb produktionsanlæg	0,37	0,43	0,40	0,35	0,27	0,36	0,34	0,42	0,35	0,56	0,89	0,73	0,24	0,16	0,25	0,33	0,45	0,42	
Klaringsvand fra slambassin	4,7	3,8	18	5,2	5,3	7,9	12	22	8,4	10	2,7	4,5	12	2,1	7,8	4,9	10	7,6	
BI5																			
Tømning slamkegler	5097	4237	3621	3652		2778	4021	4931	3930	3169	2975	1093	1988	1815	2806	2497	3491	3021	
Returskylning biofilter	239	171	154	98		133	215	205	186	156	149	33	124	124	147	79	174	125	
Spulevand mikrosigter									161	168			12	59			87	114	
Opstrøms biofilter	4,3	4,1				4,8	6,8	6,3	4,8	11	7,8	6,4	3,7				5,5	6,6	
Afløb produktionsanlæg	4,1	3,7	3,5	3,7	3,6	4,5	6,0	6,2	4,2	4,5	6,8	6,1	4,8	5,1	2,6	2,5	5,1	4,5	
Klaringsvand fra slambassin	118	82	122	28	202	217	178	96	152	139	75	47	305	27	92	33	178	83	
COD																			
Tømning slamkegler	10917	9928	8635	9089		6450	10315	14748	7175	7969	6046	2849	9970	4378	7038	6518	8585	7741	
Returskylning biofilter	758	649	690	400		593	643	748	591	578	475	171	457	418	542	297	594	482	
Spulevand mikrosigter									442	535			42	167			242	351	
Opstrøms biofilter	26	30				26	30	25	27	49	35	30	17				27	32	
Afløb produktionsanlæg	26	28	13	17	20	24	25	26	25	25	32	30	26	23	22	24	27	25	
Klaringsvand fra slambassin	280	226	309	97	486	526	422	378	383	438	194	204	824	108	299	149	457	266	
Suspenderet stof																			
Tømning slamkegler	7544	6434	5407	6969		3856	11405	5985	4202	4866	3816	1790	3372	2841	4519	5048	5752	4724	
Returskylning biofilter	732	681	839	392		567	580	654	542	575	415	159	563	395	563	289	605	464	
Spulevand mikrosigter									358	394			21	96			190	245	
Opstrøms biofilter	3,7	3,6				6,3	12	7,4	3,6	17	13	8,0	3,4				7,1	8,4	
Afløb produktionsanlæg	2,7	3,6	3,3	3,0	4,7	6,1	7,3	7,3	3,2	4,0	11	7,4	4,0	5,2	2,2	2,3	5,5	4,9	
Klaringsvand fra slambassin	71	94	153	61	170	245	173	202	158	192	99	141	622	80	204	90	236	138	

Tabel 8.2 Beregnede gennemsnitskoncentrationer for slamvand fra tømning af slamkegler, returskylning af biofilter, spulevand fra mikrosigter samt op- og nedstrøms biofilter (svarende til afløb produktionsanlæg) og endelig klaringsvand fra slambassiner/slamtank.

I bilag, kapitel 16.4.1. er der beregnet variationskoefficienter for indtagsvand, opstrøms biofilter samt for udløbet fra dambruget for at vurdere, om der er sket en stabilisering af produktionsforholdene (driften) fra 1. til 2. måleår (tabel 16.4.1.1).

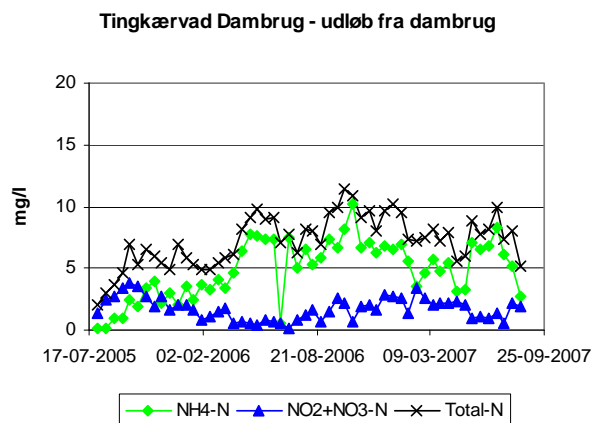
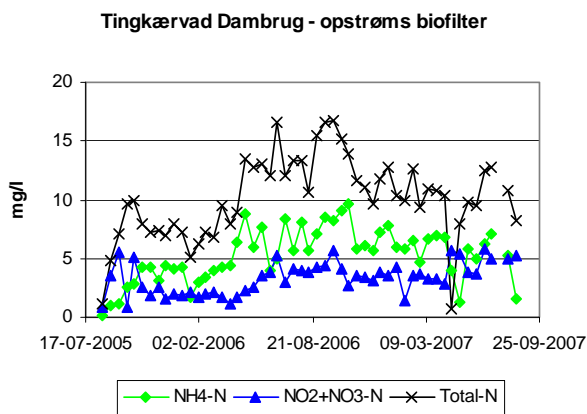
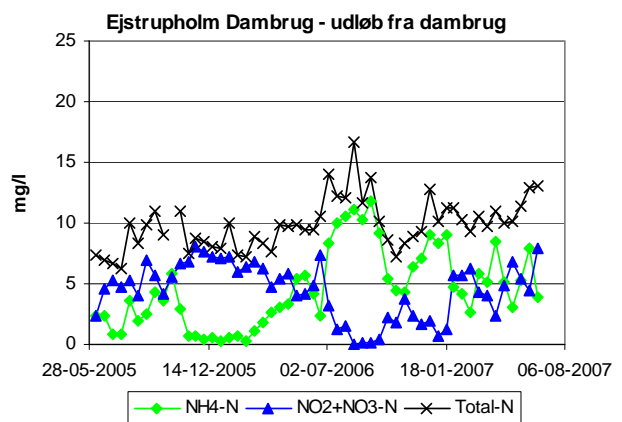
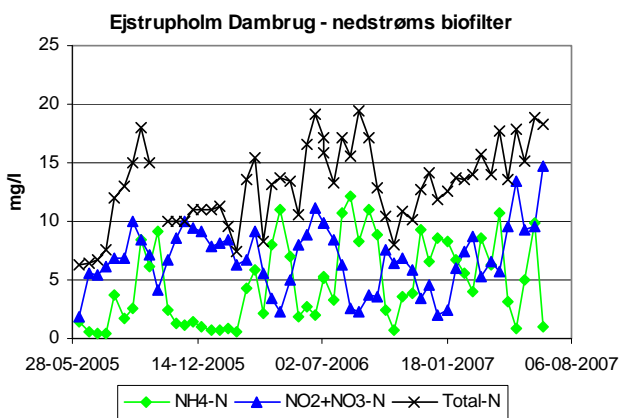
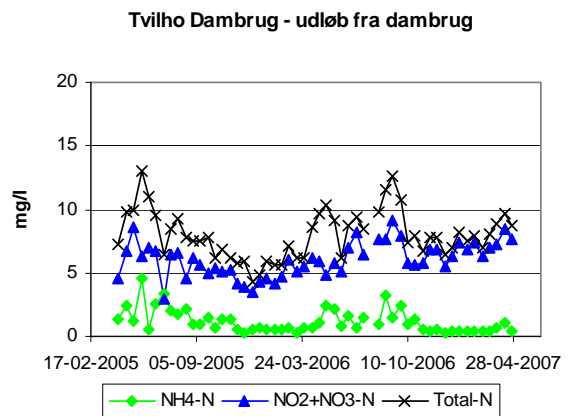
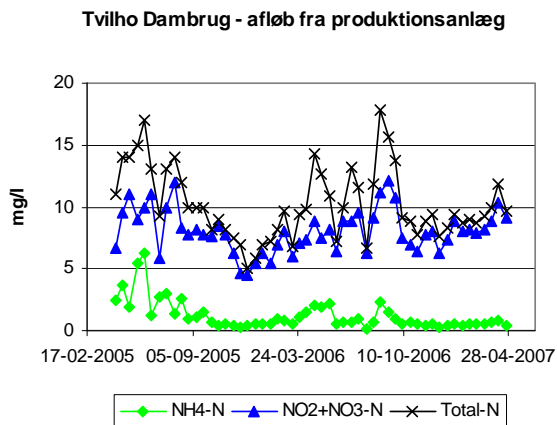
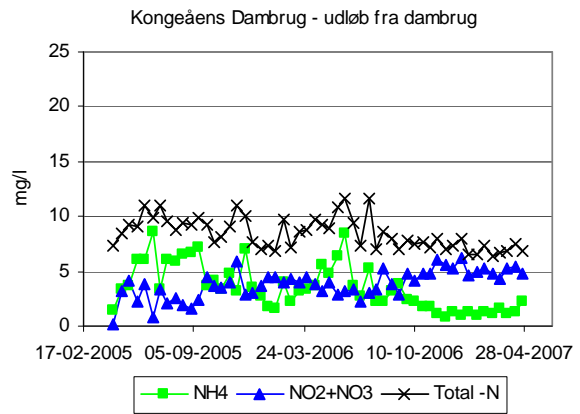
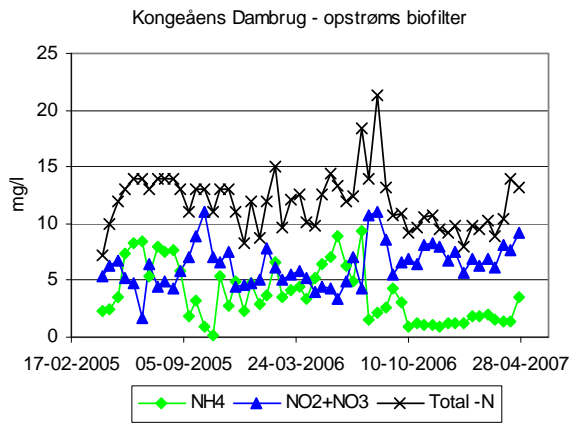
Figur 8.1 – 8.3 viser koncentrationsforløb for kvælstof, fosfor samt organisk stof og suspenderet stof opstrøms biofilter (nedstrøms biofilter på de ekstensivt målte dambrug) og ved udløb fra dambrug. Målepunktet i produktionsanlægget viser koncentrationsforholdene relateret til fiskeproduktionen og før stoffjernelse over slambassinerne/slamtank og plantelagunerne. Målepunktet ved udløb fra dambrug repræsenterer den koncentration, der bliver målt i udledningerne fra modeldambruget til vandløbet.

Ammonium kvælstof koncentrationen er i de to måleår konstant lav ved Abildtrup og Rens dambrug, mens der ved de øvrige dambrug forekommer perioder med høje koncentrationer såvel opstrøms biofilter som i udløb fra dambrug. I perioderne med høje ammonium kvælstof koncentrationer er der typisk tilsvarende lave nitrit-nitrat kvælstof koncentrationer. Det ses primært ved Kongeåens, Ejstrupholm, Løjstrup og til dels Tingkærvad Dambrug. Der er målt op til ca. 10 mg/l i udløb fra dambrug. Ved Ejstrupholm Dambrug blev der i juni 2007 indført permanent beluftning af biofiltre, hvilket resulterede i at ammonium-kvælstof koncentrationerne i udløb fra Ejstrupholm Dambrug i sommeren 2007 ikke nåede op på samme niveau som i sommeren 2006. Samme mønster ses ved Kongeåens Dambrug, hvor der sommeren 2006 er indført konstant beluftning af biofiltrene. Dette resulterer samlet set i et mindre fald i det totale kvælstofindhold i udløb fra Kongeåens Dambrug, hvilket dog også kan hænge sammen med et lidt lavere foderforbrug i andet måleår.

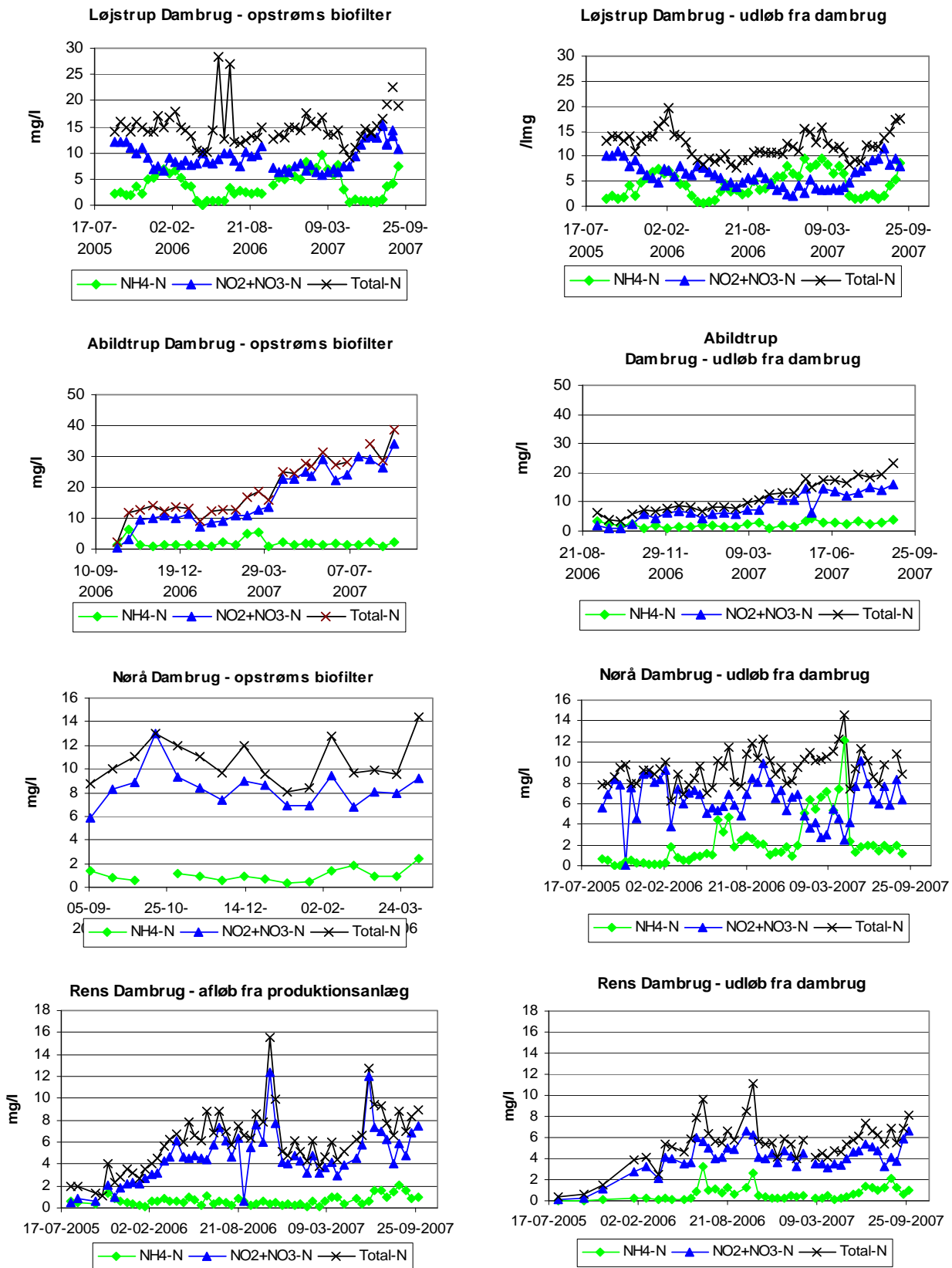
De totale fosforkoncentrationer og koncentrationerne af opløst fosfor er stort set ens såvel i produktionsanlæg som i udløb fra dambrug ved alle de undersøgte dambrug. Ved Løjstrup og Tingkærvad Dambrug var niveauet generelt højere i udløbet fra dambrugene end i produktionsanlægget. Ved Abildtrup Dambrug er der i andet måleår en stigende koncentration i både produktionsanlægget som i udløb fra dambruget, i lighed med koncentrationsforløbet for nitrit-nitrat og total kvælstof. Abildtrup Dambrug har også som de eneste mere end fordoblet foderforbruget fra 1. til 2. måleår (tabel 5.1). Ved de øvrige af de undersøgte dambrug var fosforkoncentrationerne på samme niveau opstrøms biofilter og i udløb fra dambrug.

Koncentrationen af organisk stof målt som COD er i alle tilfælde væsentlig højere end BI_5 . Der er generelt ret store variationer i koncentrationerne af såvel COD og BI_5 som suspenderet stof fra måling til måling. Imidlertid viser koncentrationsmålinger op- eller nedstrøms biofiltrene ikke direkte, hvor meget organisk stof, der fjernes/omsættes over slamkegler, biofiltre og slambassiner/slamtank. Det fremgår endvidere også af gennemsnitskoncentrationerne i tabel 8.1, at der desuden er en væsentlig fjernelse af organisk stof over plantelagunerne begge måleår ved alle undersøgte modeldambrug.

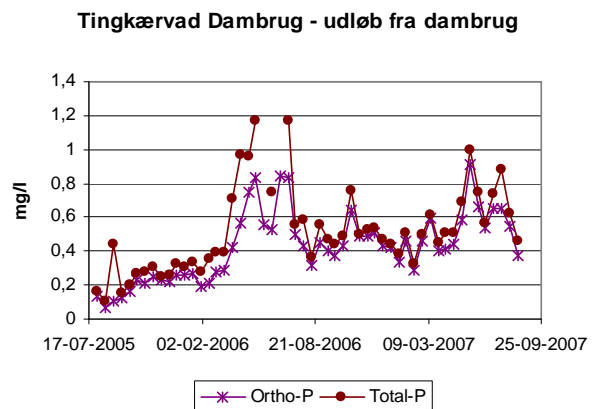
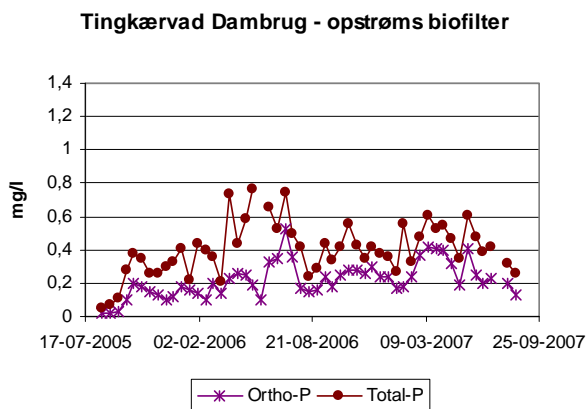
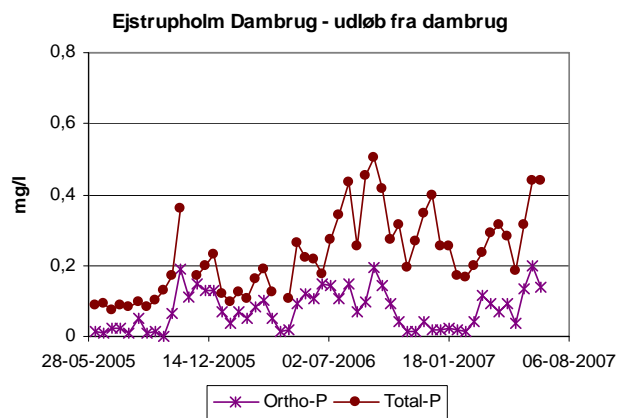
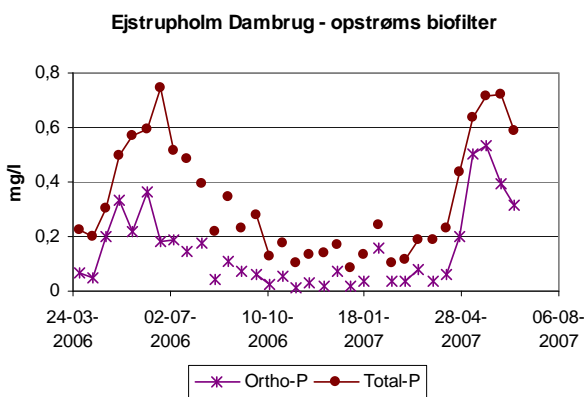
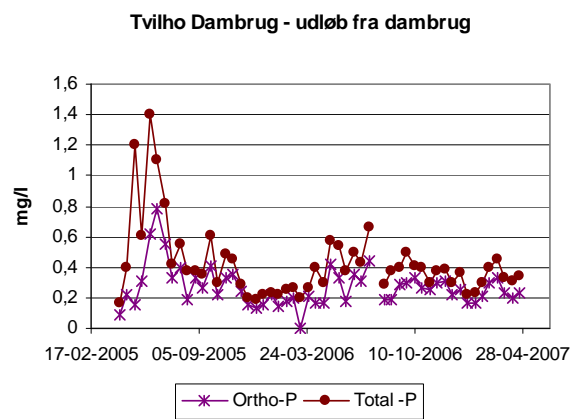
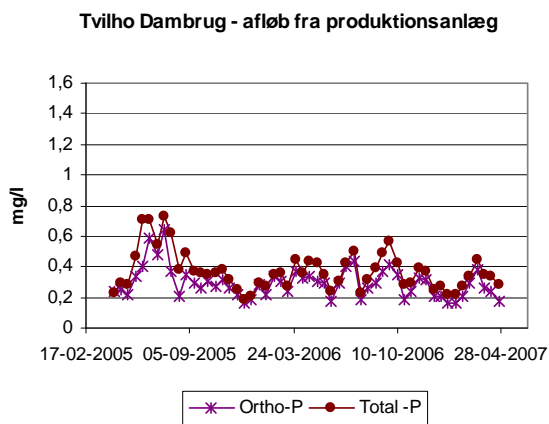
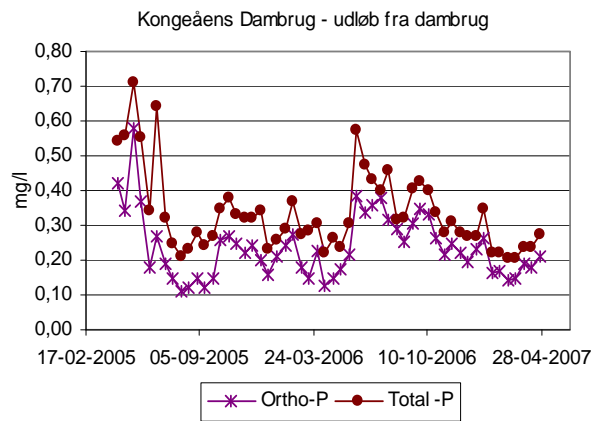
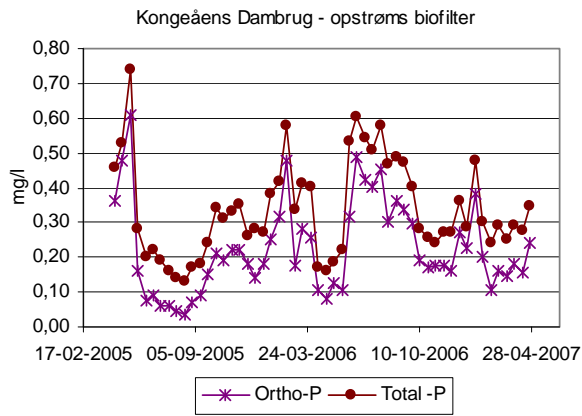
I bilag 16.4.1 er der i figur 16.4.1. til 16.4.6 vist de målte koncentrationer for de 8 modeldambrug i indtagsvandet og i det klaringsvandet fra slambassinerne/slamtank.



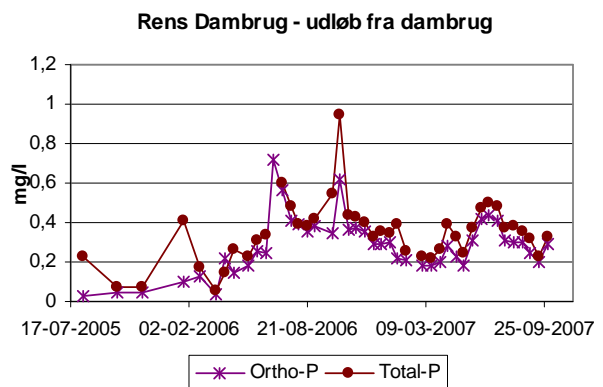
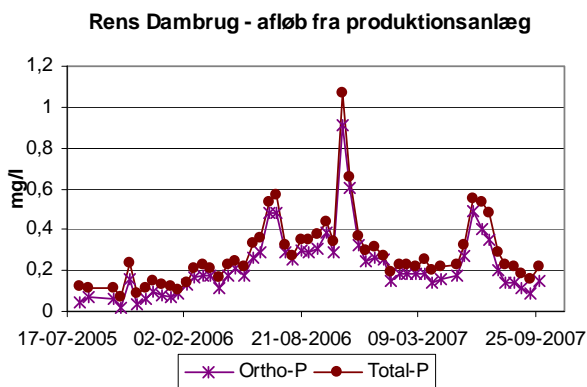
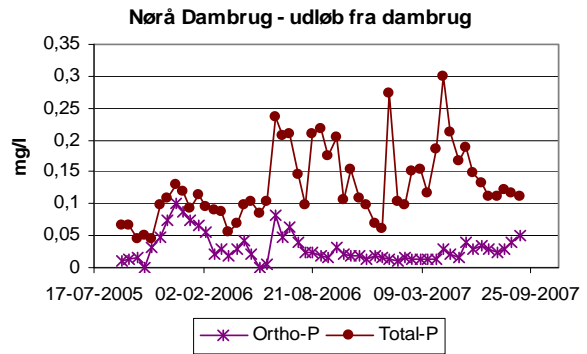
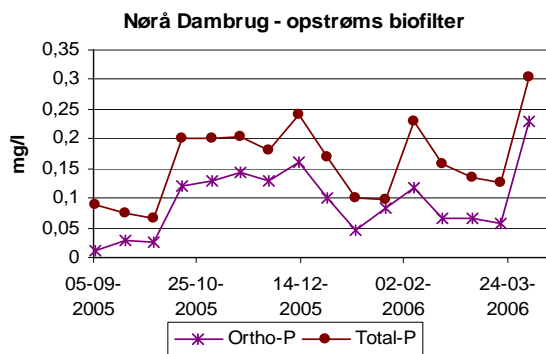
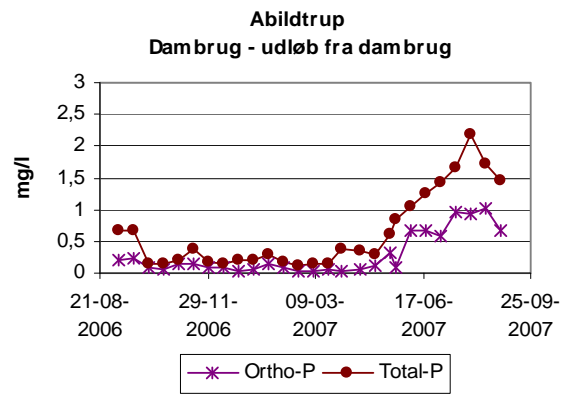
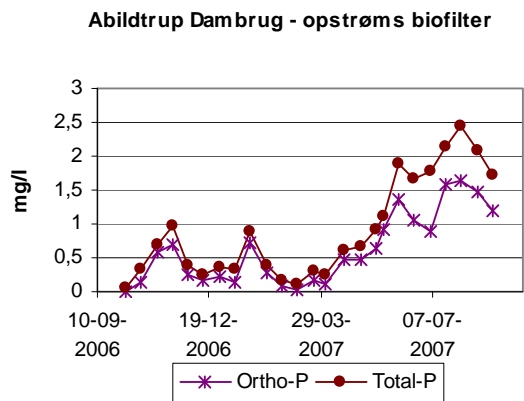
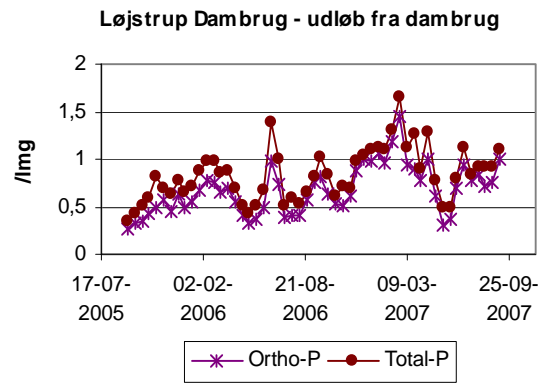
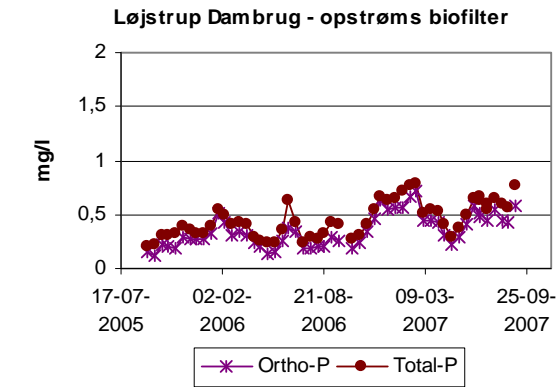
Figur 8.1a Koncentrationsudvikling af ammonium-kvælstof (NH₄-N), nitrit-nitrat kvælstof (NO₂+NO₃-N) og totalindhold af kvælstof (total-N) opstrøms biofilter (nedstrøms disse hvor opstrøms målinger ej findes) og ved udløb fra dambruget.



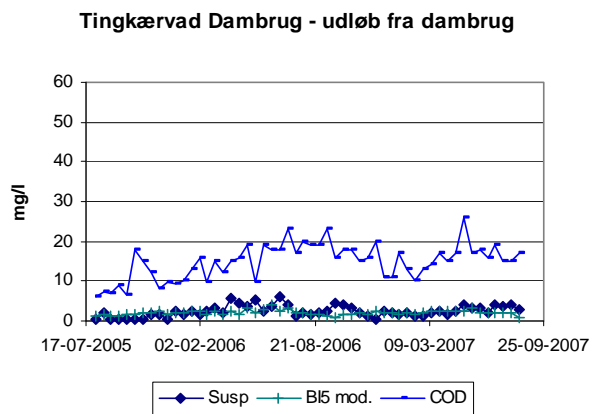
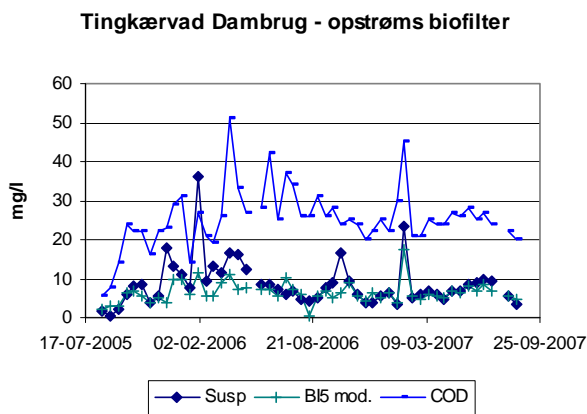
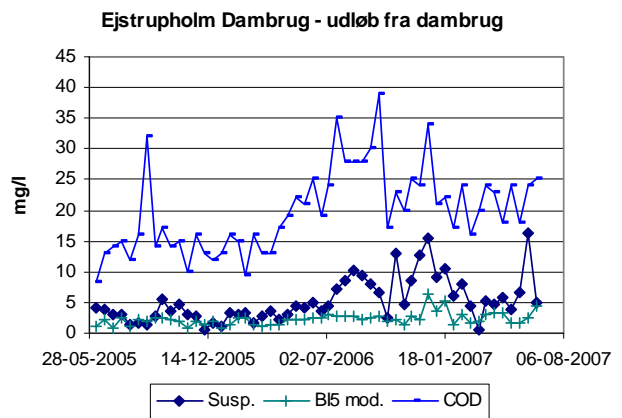
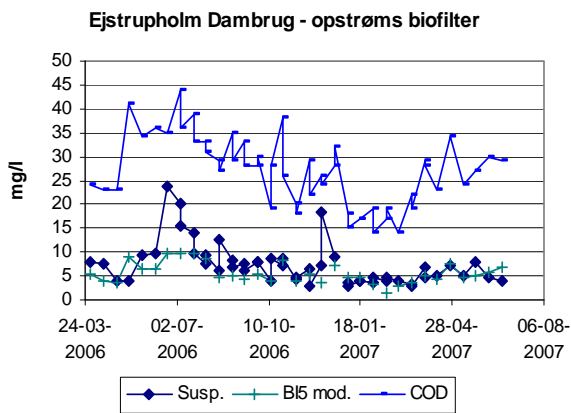
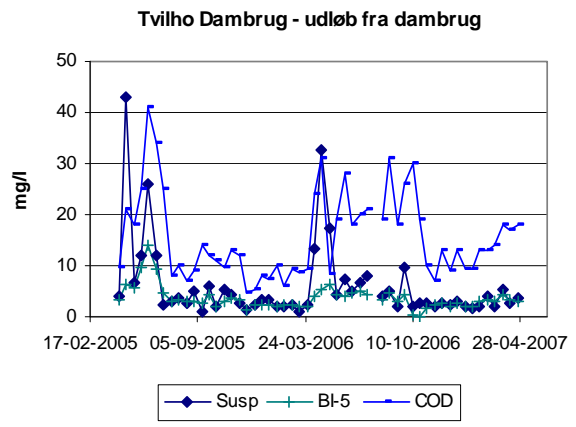
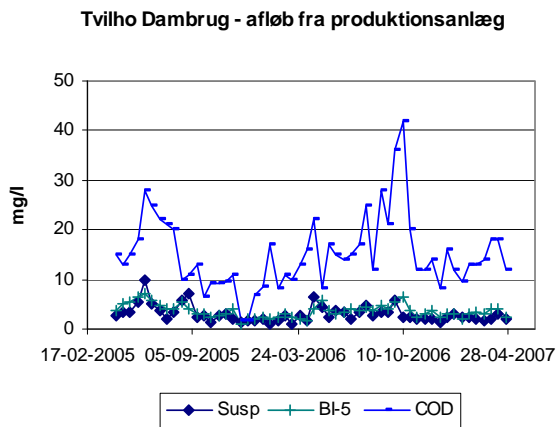
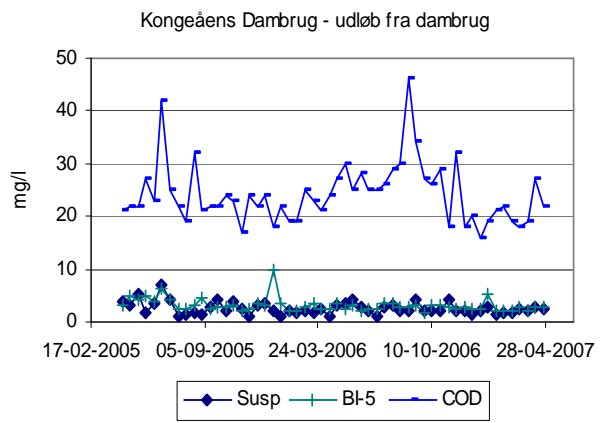
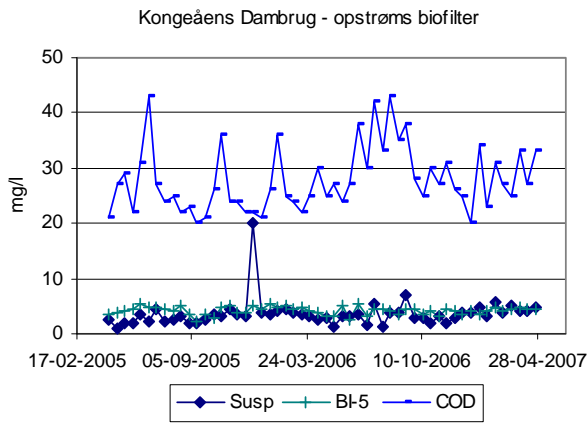
Figur 8.1b Koncentrationsudvikling af ammonium-kvælstof (NH₄-N), nitrit-nitrat kvælstof (NO₂+NO₃-N) og totalindhold af kvælstof (total-N) opstrøms biofilter (nedstrøms disse hvor opstrøms målinger ej findes) og ved udløb fra dambruget.



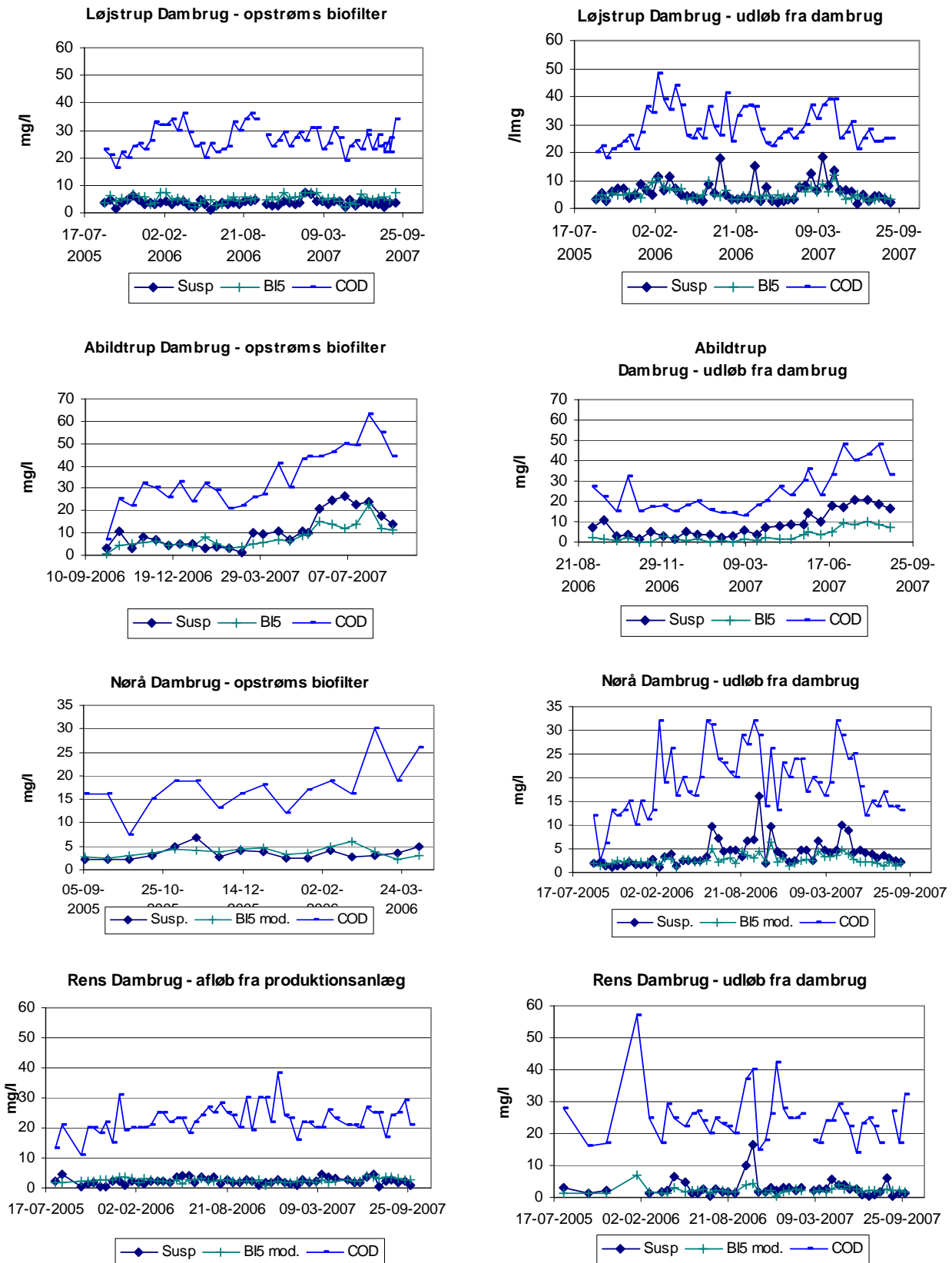
Figur 8.2a Koncentration af opløst fosfat (ortho-P) og totalindhold af fosfor (total-P) over de to måleår opstrøms biofilter (nedstrøms disse hvor opstrøms målinger ej findes) og ved udløb fra dambrugene.



Figur 8.2b Koncentration af opløst fosfor (ortho-P) og totalindhold af fosfor (total-P) over de to måleår opstrøms biofilter(nedstrøms disse hvor opstrøms målinger ej findes) og ved udløb fra dambrugene.



Figur 8.3a Koncentration af organisk stof målt som BI5 og COD samt suspenderede stoffer (Susp) over de to måleår opstrøms biofilter (nedstrøms disse hvor opstrøms målinger ej findes) og ved udløb fra dambrugene.



Figur 8.3b Koncentration af organisk stof målt som BI5 og COD samt suspenderede stoffer (Susp) over de to målear opstrøms biofilter (nedstrøms disse hvor opstrøms målinger ej findes) og ved udløb fra dambrugene.

9 Overholdelse af udlederkrav

9.1 Indledning

Ifølge *Bekendtgørelsen for modeldambrug (2002)* skal modeldambrugene gennemføre egenkontrol i henhold til bekendtgørelsens bilag 4 pkt. 1. Denne egenkontrol skal følge anvisningerne vedrørende prøvetagning og analyse i *Larsen og Svendsen (1998a og b)*. Det er pålagt modeldambrugene at udtage 26 årlige prøver i dambrugets indløb og udløb og at prøverne analyseres for indhold af suspenderet stof, ammonium kvælstof ($\text{NH}_4\text{-N}$), total kvælstof, total fosfor og organisk stof målt som modificeret BI_5 .

Egenkontrollen skal gennemføres som en tilstandskontrol for alle kontrolstoffer (se bilag 16.3.11) eller som en transportkontrol (se bilag 16.3.11) for de tre kontrolstoffer suspenderet stof, total kvælstof og total fosfor. For BI_5 og $\text{NH}_4\text{-N}$ skal kontrollen altid gennemføres som en tilstandskontrol.

Udlederkravene skal fastsættes med udgangspunkt i Dambrugsbekendtgørelsens vejledende udledergrænseværdier samt i dambrugets vandafledning set i forhold til vandløbets medianminimumsvandføring. Der er i bilag 16.3.11 redegjort for metoderne som anvendes ved egenkontrol. Dambrugsbekendtgørelsens vejledende udledergrænseværdier (eller kort kravværdier) er:

• Suspenderet stof	3,0 mg/l
• Ammonium-kvælstof ($\text{NH}_4\text{-N}$)	0,4 mg/l
• Total kvælstof	0,6 mg/l
• Total fosfor	0,05 mg/l
• BI_5	1,0 mg/l

De faktiske kravværdier på modeldambrugene fremgår i næste afsnit.

9.2 Opsummering af miljøgodkendelser

I tabel 9.1 har vi opsummeret egenkontrollen for de 8 modeldambrug som den er beskrevet i miljøgodkendelserne (*Ribe Amt, 2004 a, b, c Sønderjyllands Amt, 2004; Vejle Amt, 2004 a, b; samt Århus Amt, 2004*), herunder de fastlagte kravværdier. Som det fremgår, skal en del kontrolleres efter DS2399 (*Dansk Standard, 1999*) som er dansk standard for afløbskontrol af udledninger fra industrier. DS 2339 er imidlertid beregnet til kontrol alene på udledninger, dvs. hvor der ikke forekommer en koncentration i indløb (indtagsvand) og der alene benyttes prøver i afløbet frem for på forskellen mellem udledninger i udløb og indløb (koncentrationsforøgelsen over dambruget), som det er pålagt modeldambrugene i bekendtgørelsen, jf. *Bekendtgørelse for modeldambrug (2002)* og som er anbefalet i *Larsen og Svendsen (1998 a)*. De er således ikke korrekt at anvende DS2399 til egenkontrol af modeldambrug.

Det er matematisk heller ikke muligt, at anvende DS2399 på forskelle i udledninger, da standarden benytter sig af logaritme-transformerede tal og koncentrationsforskellen kan i nogle tilfælde gå hen at blive negativ. Logaritmen til et negativt tal er ikke matematisk defineret. For de modeldambrug, hvor miljøgodkendelsen anviser DS2399 som analysemetode har vi derfor valgt ligeledes at anvende tilstandskontrol som beskrevet i *Larsen og Svendsen (1998 a)*.

	Kongeåen	Tvilho	Ejstrupholm	Tingkæravad	Løjstrup	Abildtrup	Nørå	Rens
Hvilken standard	DS 2399	DS 2399	DS 2399	DS 2399	Modeldambrugsbekendt-gørelsen	Modeldambrugsbekendt-gørelsen	DS 2399	DS 2399
Kontrolmetode	Tilstandskontrol for alle variable	Tilstandskontrol for alle variable	Tilstandskontrol for alle variable	Tilstandskontrol for alle variable	Tilstandskontrol for BI_5 og NH_4-N , transportkontrol for de resterende	Tilstandskontrol for BI_5 og NH_4-N , transportkontrol for de resterende	Tilstandskontrol for alle variable	Tilstandskontrol for alle variable
Suspen. stof	10 mg l ⁻¹	10 mg l ⁻¹	40,5 mg l ⁻¹	40,5 mg l ⁻¹	94 kg d ⁻¹ (85 / 83)	129,6 kg d ⁻¹ (121,1/112,3)	10 mg l ⁻¹	10 mg l ⁻¹
NH ₄ -N	1,0 mg l ⁻¹	1 mg l ⁻¹	5,39 mg l ⁻¹	5,39 mg l ⁻¹	3,1 mg l ⁻¹	3,25 mg l ⁻¹	1 mg l ⁻¹	1 mg l ⁻¹
Total-N	8,0 mg l ⁻¹	6 mg l ⁻¹	8,09 mg l ⁻¹	8,09 mg l ⁻¹	30 kg d ⁻¹ (23/25)	25,92 kg d ⁻¹ (22,28/12,23)	4,4 mg l ⁻¹	9 mg l ⁻¹
Total-P	0,7 mg l ⁻¹	0,5 mg l ⁻¹	0,67 mg l ⁻¹	0,67 mg l ⁻¹	3 kg d ⁻¹ (2,5 / 2,3)	2,16 kg d ⁻¹ (1,68 / 0,733)	0,36 mg l ⁻¹	0,7 mg l ⁻¹
BI ₅	10 mg l ⁻¹	7 mg l ⁻¹	9,44 mg l ⁻¹	9,44 mg l ⁻¹	8,0 mg l ⁻¹	8,13 mg l ⁻¹	5,1 mg l ⁻¹	10 mg l ⁻¹

Tablet 9.1 Opsummering vedr. egenkontrollen for de 8 modeldambrug jf. deres miljøgodkendelse. Der er angivet, hvilken standard egenkontrollen skal udføres efter, kontrol metode på de kemiske parametre (tilstandskontrol eller transportkontrol) og for hver parameter er angivet kravværdien (udledergrænselværdien). For Løjstrup og Abildtrup Dambrug er der for suspenderet stof, total kvælstof og total fosfor med transportkontrol angivet 2 forskellige kravværdier. Den øverste af værdierne er fastlagt ud fra det tilladte vandforbrug, mens de to værdier nederst i parentes er de faktiske værdier i første og andet måleår baseret på det faktiske gennemsnits vandforbrug i måleåret.

I tabel 9.2 er det angivet i hvor høj grad der ved fastlæggelse af kravværdierne er givet fuld kompensation for reduceret vandforbrug, hvor det tilladte vandforbrug er relateret til miljøgodkendelsens angivne medianminimum ved modeldambruget jf tabel 3.2. 100 % betyder at der er givet fuld kompensation. Det fremgår, at der for total kvælstof og total fosfor er givet fuld kompensation, mens der for især ammonium kvælstof og suspenderet stof er skærpede kravværdier. Kun ét dambrug har fået fuld kompensation på alle parametre for det reducerede vandforbrug. Ved fastlæggelse af kravværdierne har amterne bl.a. taget udgangspunkt i, om der inden ombygning til modeldambrug har været målsætningsopfyldelse i vandløbet.

		Kongeåen	Tvilho	Ejstrupholm	Tingkærvad	Løjstrup	Abildtrup	Nørå	Rens
Kontrol- stoffer	Susp. stof	24 %	37 %	95 %	87 %	66 %	100 %	53 %	23 %
	NH ₄ -N	17 %	25 %	98 %	86 %	63 %	100 %	40 %	17 %
	Total-N	100 %	100 %	97 %	86 %	105 %	100 %	116 %	100 %
	Total-P	100 %	100 %	95 %	86 %	125 %	100 %	113 %	100 %
	BI ₅	71 %	78 %	67 %	61 %	66 %	100 %	81 %	68 %

Tabel 9.2 Kravværdierne er procent af dambrugsbekendtgørelsens kravværdi, hvis der blev givet **fuld kompensation** for reduceret vandforbrug (det tilladte vandforbrug) ved omlægning til modeldambrug.

9.3 Resultater for overholdelse af kravværdier for udledninger

I tabel 9.3 er vist resultatet af udlederkontrollen for de to måleår baseret på miljøgodkendelsernes vilkår. For de 6 modeldambrug, der ifølge deres miljøgodkendelse foretages efter DS 2399 jf. ovenfor, beregnes udlederkontrollen alene på de faktisk målte koncentrationer i udledningen (dvs. uden korrektion for koncentrationen i indtagsvandet) mens de i tabel 9.4 beregnes som forudsat i *Bekendtgørelse om modeldambrug (2002)*, dvs. efter *Larsen og Svendsen (1998 a)* på koncentrationsforøgelsen, dog med tilstandskontrol for alle kemiske parametre for at kunne sammenligne med den metode, miljøgodkendelsen foreskriver. Det antages, at sikkerheden for overholdelse af kravværdierne skal være 95 % (sikkerheden for miljøet) som forudsat i Dambrugsbekendtgørelsen og anbefalet i *Pedersen et al. (2003)*. Sædvanligvis regnes 95 % statistisk sikkerhed for at være temmelig høj. Når DS2399 alene kan beregnes på de faktiske udledninger frem for koncentrationsforøgelsen over dambruget, beregnes reelt en for skrap kontrol, hvorfor kontrollen beregnet efter *Bekendtgørelse om modeldambrug (2002)* vil være den korrekte at lægge til grund for vurderingen af overholdelsen af kravværdierne. For de to dambrug (Løjstrup og Abildtrup Dambrug) hvor udlederkontrollen ifølge deres miljøgodkendelse skal ske efter *Bekendtgørelse for modeldambrug (2002)*, er denne beregnet på forskelskoncentrationens over dambruget, hvorfor resultatet af udlederkontrollen i tabel 9.3 og 9.4 er den samme.

I tabel 9.5 er resultaterne vist fra tabel 9.3 angivet som procent af kravværdien, dvs. 100 % svarer til, at udlederkontrollen viser at kravværdien netop er overholdt, mens værdier over 100 % viser overskridelse af kravværdien. Tilsvarende er der i tabel 9.6 angivet resultaterne fra tabel 9.4 som procent af kravværdien. Da resultaterne i tabel 9.4 og 9.6 vil være den korrekte måde at vurdere overholdelse af udlederkravene i miljøgodkendelserne på jf. afsnit 9.2 og ovenfor, vil der alene blive kommenteret på disse resultater. Baseret på de to tabeller viser udlederkontrollen:

- Suspenderet stof: de 8 modeldambrug overholder alle klart kravværdien begge måleår. Gennemsnit år 1: 14 %; gennemsnit år 2: 18 %. Kun ét af dambrugene ligger, med 83 % (år 1) og 73 % (år 2) over 1/3 af kravværdien.
- BI₅: de 8 modeldambrug overholder alle klart kravværdien begge måleår. Gennemsnit år 1: 35 %; gennemsnit år 2: 35 %. Ingen dambrug ligger over 70 % af kravværdien
- Total fosfor: på nær Tvilho Dambrug i første måleår overholdes kravværdien på de 8 modeldambrug. Gennemsnit år 1: 53 %;

gennemsnit år 2: 61 %. Tvilho Dambrugs overskridelse år 2 er på kun 7 %, men to andre dambrug ligger relativt tæt på udlederkravet.

- Total kvælstof: 3 modeldambrug overholder kravværdien begge måleår, 3 modeldambrug overholder kravværdien første måleår men ikke i andet, mens 2 modeldambrug overskrider kravværdien begge måleår. Gennemsnit år 1: 81 %; gennemsnit år 2: 116 %. Rens Dambrugs udlederkontrol har den laveste relative udledning med 64 % af kravværdien begge måleår. Den største overskridelse forekommer for Abildtrup Dambrug andet måleår med 59 % over kravværdien, mens Tvilho og Ejstrupholm Dambrug ligger henholdsvis 48 % og 42 % over kravværdien 2. måleår. De øvrige overskridelser er beskedne.
- Ammonium kvælstof: Kun ét modeldambrug overholder kravværdien begge måleår (Rens Dambrug) med hhv. 91 % og 84 % af kravværdien. 2 modeldambrug overholder kravværdien første måleår (Ejstrupholm) hhv. andet måleår (Abildtrup), mens de øvrige 5 modeldambrug overskrider kravværdien begge måleår. Gennemsnit år 1: 153 %; gennemsnit år 2: 185 %. Overskridelsen af kravværdien er for nogle dambrug meget store - op til 4,5 gange kravværdien - men er typisk på 20-80 % overskridelse. Det skal erindres, at ammonium-kravværdien generelt er noget/meget skærpet jvnf. tabel 9.2.

Det skal bemærkes, at de steder i afløbet hvor ammonium kvælstof er høj har det øget den totale kvælstof koncentration, hvorfor en overskridelse af kravværdien for total kvælstof vil hænge nært sammen med overskrivelse af ammonium kvælstof kravværdien. Det skal endvidere bemærkes, at Rens Dambrug sammenlignet med de øvrige modeldambrug har haft et meget stort vandtab over plantelagunen. Umiddelbart burde dette dog ikke påvirke resultatet af udlederkontrollen, som forgår på stofkoncentrationer.

Kontrol parameter	Kongeåen	Tvilho	Ejstrupholm	Tingkæravad	Løjstrup	Abildtrup	Nørå	Rens
Suspenderet Stof	2,98	6,27	3,38	2,74	11,5	-4,54	3,50	2,89
NH₄-N	5,07	1,52	2,56	5,09	4,4	3,5	1,20	0,694
	2,94	1,18	7,92	6,73	6,4	2,37	3,58	0,794
Total-N	9,52	8,18	9,33	7,24	17,9	4,71	9,47	6,20
	8,56	9,26	11,82	9,04	19,9	19,50	10,70	6,30
Total-P	0,380	0,523	0,200	0,600	1,55	0,182	0,130	0,358
	0,359	0,428	0,347	0,614	2,20	0,545	0,164	0,410
BI₅	3,96	4,46	2,07	2,37	5,5	3,30	2,79	2,56
	3,05	3,98	3,11	2,17	5,0	3,85	3,22	2,54

Tabel 9.3 Kontrol af udledninger efter miljøgodkendelser, dog således at hvor der i disse er angivet kontrol efter DS2399 er der lavet tilstandskontrol som beskrevet i *Larsen og a (1998)*. Se teksten ovenfor tabellen. Kursiv angiver manglende overholdelse af kravværdier. Første linje for hver kontrolparameter er resultatet for første måleår, anden linje for andet måleår.

Kontrol parameter	Kongeåen	Tvilho	Ejstrupholm	Tingkærvad	Løjstrup	Abildtrup	Nørå	Rens
Suspenderet	1,65	8,36	-1,87	1,81	11,5	-4,54	-2,06	2,52
Stof	0,72	7,28	5,30	1,33	10,3	4,17	-0,344	3,54
NH₄-N	4,23	1,20	2,89	5,44	4,4	3,5	1,82	0,905
	2,35	1,36	7,75	6,79	6,4	2,37	4,59	0,844
Total-N	7,02	5,72	7,37	6,53	17,9	4,71	5,80	5,77
	6,46	8,89	10,25	8,62	19,9	19,50	7,15	5,74
Total-P	0,282	0,537	0,226	0,630	1,55	0,182	0,104	0,310
	0,178	0,374	0,297	0,567	2,20	0,545	0,120	0,349
BI₅	3,27	3,49	1,34	1,45	5,5	3,30	1,84	2,10
	2,05	2,79	2,76	1,18	5,0	3,85	2,58	1,63

Tabel 9.4 Kontrol af udledninger efter metoden angivet i modeldambrugsbekendtgørelsen. Kursiv angiver manglende overholdelse af kravværdier. Første linje for hver kontrolparameter er resultatet for første måleår, anden linje for andet måleår.

Kontrol parameter	Kongeåen	Tvilho	Ejstrupholm	Tingkærvad	Løjstrup	Abildtrup	Nørå	Rens
Suspenderet	30 %	63 %	10 %	6 %	14 %	- 4 %	35 %	29 %
Stof	28 %	57 %	25 %	7 %	12 %	4 %	51 %	33 %
NH₄-N	507 %	152 %	53 %	94 %	142 %	108 %	120 %	69 %
	294 %	118 %	165 %	125 %	206 %	73 %	358 %	79 %
Total-N	119 %	136 %	130 %	89 %	78 %	21 %	226 %	69 %
	107 %	154 %	164 %	112 %	80 %	159 %	243 %	70 %
Total-P	54 %	105 %	34 %	90 %	62 %	11 %	36 %	51 %
	51 %	86 %	59 %	92 %	96 %	74 %	46 %	59 %
BI₅	40 %	64 %	25 %	25 %	69 %	48 %	55 %	26 %
	31 %	57 %	37 %	23 %	63 %	47 %	63 %	25 %

Tabel 9.5 Kontrol af udledninger efter de givne miljøgodkendelser. Svarer til tabel 9.3 men her angivet som procent, hvor 100 % er lig med overholdelse af kravværdien. Værdier over 100 % (kursiv) angiver manglende overholdelse af kravværdien. Første linje for hver kontrolparameter er resultatet for første måleår, anden linje for andet måleår.

Kontrol parameter	Kongeåen	Tvilho	Ejstrupholm	Tingkærvad	Løjstrup	Abildtrup	Nørå	Rens
Suspenderet	17 %	83 %	-5 %	4 %	14 %	-4 %	-21 %	25 %
Stof	7 %	73 %	15 %	3 %	12 %	4 %	-3 %	35 %
NH₄-N	423 %	120 %	60 %	101 %	142 %	108 %	182 %	91 %
	235 %	136 %	161 %	125 %	206 %	73 %	459 %	84 %
Total-N	88 %	95 %	102 %	81 %	78 %	21 %	132 %	64 %
	81 %	148 %	142 %	107 %	80 %	159 %	163 %	64 %
Total-P	40 %	107 %	38 %	94 %	62 %	11 %	29 %	44 %
	25 %	75 %	50 %	85 %	96 %	74 %	33 %	50 %
BI₅	33 %	50 %	16 %	15 %	69 %	48 %	36 %	21 %
	21 %	40 %	33 %	13 %	63 %	47 %	51 %	16 %

Tabel 9.6 Kontrol af udledninger efter metode angivet i modeldambrugsbekendtgørelsen. Svarer til tabel 9.4 men her angivet som procent, hvor 100 % er lig med overholdelse af kravværdien. Værdier over 100 % (kursiv) angiver manglende overholdelse af kravværdien. Første linje for hver kontrolparameter er resultatet for første måleår, anden linje for andet måleår.

I tabel 9.7 og 9.8 er udlederkontrollen udført som i henholdsvis tabel 9.3 og 9.4, men hvor kravværdierne er omregnet til at der var givet fuld kompensation for det faktiske vandforbrug. Der er hermed ikke taget stilling til om der ud fra et miljømæssig vurdering kan gives fuld kom-

pensation, men beregningen er lavet for at kunne sammenligne på tværs af de otte modeldambrug, hvor de ift. kravværdier har fået de samme vilkår at overholde. Det kan herved vurderes, hvor godt modeldambrugene har "performet". Anvendes tabel 9.8 som udgangspunkt kan der opsummeres følgende om overholdelse af kravværdierne med udgangspunkt i fuld kompensation for reduceret vandforbrug:

- Suspenderet stof: de 8 modeldambrug overholder alle klart kravværdien begge måleår. Gennemsnit år 1: 4 %; gennemsnit år 2: 8 %. Max. værdi: 31 %
- BI_5 : de 8 modeldambrug overholder alle klart kravværdien begge måleår. Gennemsnit år 1: 26 %; gennemsnit år 2: 26 %. Max. værdi: 47 %
- Total fosfor: på nær Tvilho Dambrug i første måleår overholdes kravværdien på de 8 modeldambrug. Gennemsnit år 1: 51 %; gennemsnit år 2: 52 %. Tvilho Dambrugs overskridelse år 2 er på kun 7 %, men to andre dambrug ligger relativt tæt på udlederkravet
- Total kvælstof: 5 modeldambrug vil med denne beregning overholde kravværdien begge måleår, 2 modeldambrug overholder kravværdien første måleår men ikke i andet, mens 1 modeldambrug overskrider kravværdien begge måleår. Gennemsnit år 1: 79 %; gennemsnit år 2: 104 %. Bedst er Rens Dambrug med 64 % af kravværdien begge måleår. Den største overskridelse forekommer for Nørå Dambrug andet måleår med 63 % over kravværdien, mens Tvilho og Ejstrupholm Dambrug ligger henholdsvis 48 % og 39 % over kravværdien 2. måleår og Nørå med 32 % år 1
- Ammonium kvælstof: 3 modeldambrug overholder kravværdien begge måleår, hvor Rens Dambrug er bedst med 15 % af kravværdien. 4 modeldambrug overholder kravværdien første måleår men ikke i andet, mens Abildtrup Dambrug overholder kravværdien andet måleår. Gennemsnit år 1: 65 %; gennemsnit år 2: 89 %. Overskridelsen af kravværdien er op til 58 %

Tabel 9.6 og 9.8 understreger, at der især ift. ammonium-udledningen har været stillet skærpede udlederkrav. Det er ift. kvælstof og især udledningen af ammonium kvælstof at modeldambrugene har svært ved at overholde udlerkravene, mens udlederkravet ift. BI_5 og suspenderet stof til fulde kan overholdes. Overordnet set overholdes udlederkravet for total fosfor, men nogle dambrug ligger relativt tæt på kravværdien i deres udledninger.

Kontrol parameter	Kongeåen	Tvilho	Ejstrupholm	Tingkærvad	Løjstrup	Abildtrup	Nørå	Rens
Suspenderet	7 %	23 %	9 %	6 %	8 %	-4 %	19 %	7 %
Stof	7 %	21 %	24 %	6 %	7 %	3 %	27 %	8 %
NH ₄ -N	85 %	38 %	52 %	82 %	90 %	108 %	48 %	12 %
	49 %	30 %	162 %	108 %	131 %	73 %	143 %	13 %
Total-N	119 %	136 %	126 %	77 %	63 %	18 %	249 %	69 %
	107 %	154 %	160 %	97 %	70 %	75 %	282 %	70 %
Total-P	54 %	105 %	32 %	77 %	65 %	8 %	41 %	51 %
	51 %	86 %	56 %	79 %	92 %	25 %	51 %	59 %
BI ₅	28 %	50 %	17 %	15 %	45 %	41 %	44 %	17 %
	22 %	44 %	25 %	14 %	41 %	47 %	51 %	17 %

Tabel 9.7 Kontrol af udledninger, men hvor kravværdien er udregnet efter, at der gives fuld kompensation for reduceret vandforbrug (faktisk vandforbrug det pågældende måleår ift. medianminimum angivet i miljøgodkendelsen (tabel 3.2)). Kontrolmetode er fra miljøgodkendelserne. Her angivet som procent, hvor 100 % er lig med overholdelse af kravværdien. Kursiv angiver manglende overholdelse af kravværdien. BI₅=1 mg l⁻¹ (før reduktion i vandforbrug) er anvendt som kravværdi fra dambrugsbekendtgørelsen. Første linje for hver kontrolparameter er resultatet for første måleår, anden linje for andet måleår.

Kontrol parameter	Kongeåen	Tvilho	Ejstrupholm	Tingkærvad	Løjstrup	Abildtrup	Nørå	Rens
Suspenderet	4 %	31 %	-5 %	4 %	8 %	-4 %	-11 %	6 %
Stof	2 %	27 %	14 %	3 %	7 %	3 %	-2 %	8 %
NH ₄ -N	71 %	30 %	59 %	87 %	90 %	108 %	73 %	15 %
	39 %	34 %	158 %	108 %	131 %	73 %	184 %	14 %
Total-N	88 %	95 %	100 %	70 %	63 %	18 %	153 %	64 %
	81 %	148 %	139 %	92 %	70 %	75 %	188 %	64 %
Total-P	40 %	107 %	36 %	81 %	65 %	8 %	33 %	44 %
	25 %	75 %	48 %	73 %	92 %	25 %	38 %	50 %
BI ₅	23 %	39 %	11 %	9 %	45 %	41 %	29 %	14 %
	15 %	31 %	22 %	8 %	41 %	47 %	41 %	11 %

Tabel 9.8 Kontrol af udledninger, men hvor kravværdien er udregnet efter, at der gives fuld kompensation for reduceret vandforbrug (faktisk vandforbrug det pågældende måleår ift. medianminimum angivet i miljøgodkendelsen (tabel 3.2)). Kontrolmetode er fra modeldambrugsbekendtgørelsen. Her angivet som procent, hvor 100 % er lig med overholdelse af kravværdien. Værdier over 100 % (kursiv) angiver manglende overholdelse af kravværdi. BI₅=1 mg l⁻¹ (før reduktion i vandforbrug) er anvendt som kravværdi fra dambrugsbekendtgørelsen. Første linje for hver kontrolparameter er resultatet for første måleår, anden linje for andet måleår.

10 Massebalancer, rensegrader og stof-fjernelse

10.1 Indledning

I dette kapitel opgøres stoffjernelse eller rensegrader over dambruget, produktionsanlæg og dele heraf samt plantelaguner baseret på massebalancer, dvs. stof ud minus stof ind over dambruget eller dele af dambruget. Massebalancerne er opstillet på baggrund af de vandkemiske analyser (se også kapitel 8 og 16.4), vandmængder (se også kapitel 7), beregnede stoftil- og fraførsler over de forskellige dele af dambruget (se også kapitel 16.3.8 og 16.3.9) og produktionsbidraget (se kapitel 5 og 16.3). Endvidere opgøres nettostoftabet pr. kg produceret fisk.

10.2 Introduktion til væsentlige processer på dambruget

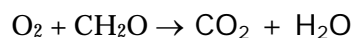
Foruden en fysisk tilbageholdelse/fjernelse i slamkegler, biofiltre, mikrosigter, slambassin og plantelaguner af partikler, hvortil er bundet blandt andet organisk stof, partikulært fosfor og organisk kvælstof foregår der en række omsætningsprocesser på dambruget, som bl.a. omfatter:

- Omsætning af let omsætteligt organisk stof (BI₅ og COD)
- Nitrifikation
- Denitrifikation
- Optagelse og frigivelse af opløst fosfor

Herudover er der en række andre processer, men de fire nævnte er vigtige i en eller flere dele af modeldambrugene.

Omsætning af letomsætteligt organisk stof

Let omsætteligt organisk stof omsættes hurtigt når der er ilt tilstede, som f.eks. i produktionsanlægget, biofilteret og dele af plantelagunerne:



På Døstrup Dambrug blev der udført forsøg på bl.a. dambrugsslam som viste, at indenfor 48 timer var op til 90 % af let-omsætteligt organisk stof målt som BI₅ blevet omsat og den største del indenfor det første døgn (*Fjorback et al., 2003*).

Omsætningen af organisk stof er med til at sænke pH grundet CO₂ dannelse. Endvidere bruges let-omsætteligt organisk stof som energikilde ved denitrifikation af nitrat (se senere).

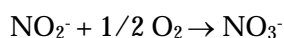
Nitrifikation

I biofilteret er der en mikrobiel omsætning af fiskenes affaldsstoffer. Det ammonium, som fiskene udskiller, omdannes (oxideres) til nitrit og oxideres videre til nitrat, processer som tilsammen kaldes nitrifikation. De bakterier som udfører processerne er autotrofe, dvs. de bruger uorganisk kulstof (CO₂) som kulstofkilde.

Ammonium-oxidation:



Nitrit-oxidation:



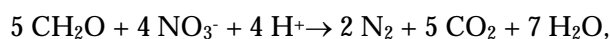
Nitrifikation - samlet:



Der forbruges 4,25 g O₂ til omsætning af 1 g NH₄⁺-N. Nitrifikationen frigiver H⁺-ioner og forårsager derfor en reduceret pH.

Denitrifikation og dissimilatorisk nitrat reduktion

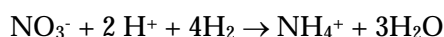
Ved iltfattige forhold og tilgængelighed af letomsætteligt organisk stof, som f.eks. i slambassiner og på bunden af plantelagunerne, omdanner anaerobe mikroorganismer nitrat til frit kvælstof (atmosfærisk kvælstof) via den anaerobe proces denitrifikation, hvor de denitrificerende bakterier anvender nitrat i stedet for ilt som elektronacceptor:



via følgende step: NO₃⁻ → NO₂⁻ → NO → N₂ (gas)

Denitrifikationen forbruger altså let omsætteligt organisk stof. Det betyder, at organisk stof omsættes såvel ved oxidation, hvor der er ilt tilstedet som ved anaerob omsætning uden ilt.

Endvidere vil nogle bakterier under stærkt iltfattige forhold reducere nitrat tilbage til ammonium, en proces kaldet dissimilatorisk nitrat reduktion:



Det vil af dette kapitel fremgå, at ud over denitrifikation foregår denne proces samtidigt i et vist omfang i slambassinerne/slamtankene.

Det skal noteres, at begge nitratreduktions-processer forbruger H⁺-ioner, hvorfor de forårsager en forøget pH.

Ammonificering

Ved ammonificering omsætter mikroorganismer organisk kvælstof (partikulært bundet kvælstof) til ammonium kvælstof. Da organisk kvælstof kun udgør en ganske beskedent andel af det målte total kvælstof er der ikke vurderet på denne ammoniumdannelse i rapporten, da denne proces kun vil have en meget beskedent betydning for omsætningen og de beregnede massebalancer over slambassiner og plantelagunerne.

Optagelse og frigivelse af fosfor

Fosfordynamikken er kompleks idet fosfor kan bindes til mange stoffer og optræde på flere former. Ilt- og pH-forholdene er afgørende for, hvad fosfor bindes til og om partikulært bundet fosfor frigives til opløst form. Der skal ikke redegøres nærmere for fosfordynamikken, men dambru-

gerne søger aktivt at binde opløst fosfor i slambassinerne, hvorfra der ellers kan være en tendens til at partikulært bundet fosfor frigives grundet de iltfattige forhold. Det sker ved at tilsætte enten jernklorid, aluminiumklorid eller hydratkalk, der alle binder fosfor, så det (for)bliver fældet i slambassinerne. Hydratkalk betyder samtidigt, at det er lettere at fjerne vand fra det akkumulerede slam i slamdepoterne.

10.3 Stoffilførsel til dambruget

Der er to kilder til stoffilførsel på dambrug:

- indtagsvandet
- via foder til fiskeproduktionen og der heraf resulterende produktionsbidrag grundet fækalier fra fisk, udskilles over gæller og foderspild (der er sat til 1 %, jf kap. 16.3.1 og 16.3.2).

Modeldambrug vil i modsætning til sædvanlige ferskvandsdambrug få den primære tilførsel af stof via produktionsbidraget. I dette delkapitel sammenholdes de to stoffkilder og efterfølgende vil rensegrader primært blive relateret til hovedstoffkilden produktionsbidraget.

I bilag 16.3.6 redegøres kort for hvordan stofinput fra bl.a. indtagsvandet beregnes baseret på målte vandmængder og de kemiske analyser. På et par dambrug sendes indtagsvandet gennem et okkerfilter og her er der målt vandkemiske op- og nedstrøms okkerfilteret for at kunne tage højde for evt. forskelle i vandets kemiske sammensætning. I bilag kapitel 16.3.1 findes en gennemgang af hvordan produktionsbidraget opgøres og beregnes.

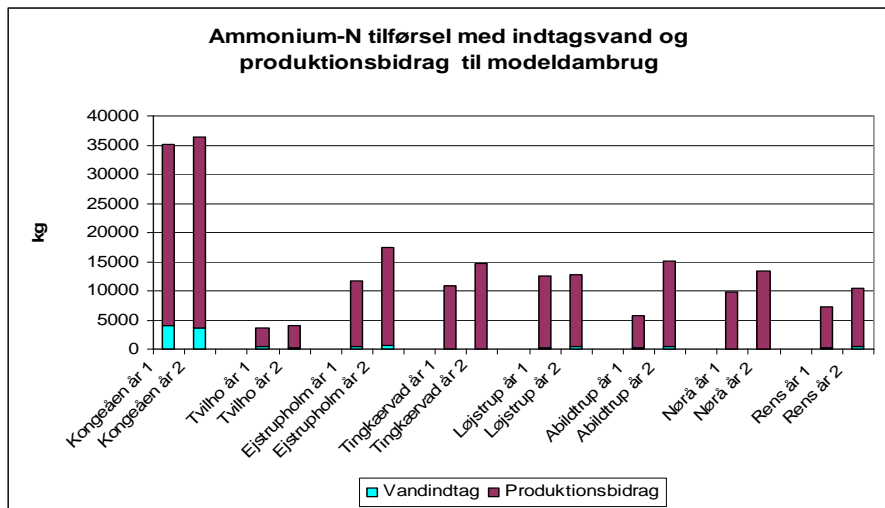
I figur 10.1-10.6 vises stoffilførslen til de 8 modeldambrug for hver af de 2 måleår opdelt i bidrag med indtagsvandet og fra produktionsbidrag. Produktionsbidraget viser sig som forventet at være langt den største kilde til stoffilførslen, idet indtagsvandets stofindhold i de fleste tilfælde kun udgør ganske få procent af den samlede tilførsel. Indtagsvandet har størst relativ betydning som stoffkilde for Kongeåens og Tvilho Dambrug, hvor det for de fleste kemiske stoffer udgør op til 10 – 20 % af den samlede stoffilførsel. I Nørå og Løjstrup Dambrug har indtagsvandet et stort indhold af total kvælstof (reelt nitrat kvælstof), som udgør op til ca. 25 % af stoffilførslen (figur 10.3). For Rens Dambrug udgør indtagsvandets COD indhold ca. 30 % af den samlede stoffilførsel (figur 10.15).

Det skal bemærkes at der ikke er produktionsbidrag for nitrit-nitrat, som input kommer det kun fra indtagsvand ligesom der i biofiltret kan dannes nitrat grundet nitrifikation (se afsnit 10.2). Det er heller ikke et produktionsbidrag for orthofosfat (figur for dette ej vist) der udgør hoveddelen af total fosfor i indtagsvandet, hvorfor orthofosfat i stoffilførslerne til modeldambrugene mængdemæssigt fordeler sig som for total fosfor (figur 10.4).

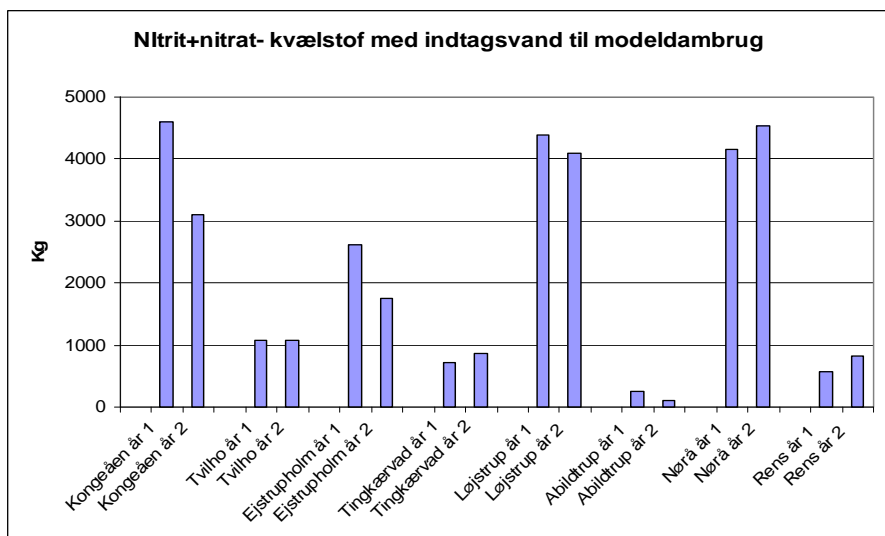
Generelt er det samlede stofinput større andet måleår for kvælstof og organisk stof på nær for Kongeåens og Løjstrup Dambrug, hvilket er i overensstemmelse med at de fleste modeldambrug (men ikke de to netop omtalte) har brugt mere foder andet måleår. For fosfor skal man være opmærksom på at indholdet i nogle fodertyper var lavere andet må-

leår, hvorfor produktionsbidraget af fosfor godt kan være faldet ift. første måleår trods øget foderforbrug.

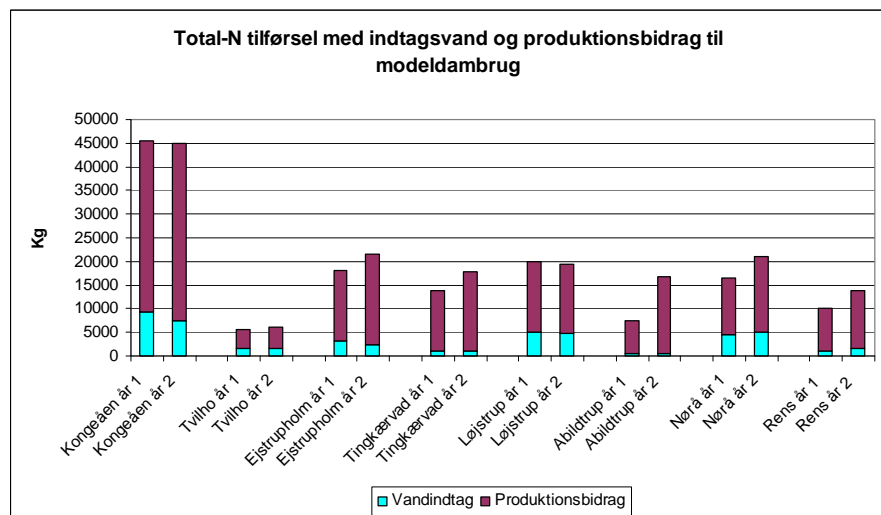
For Abildtrup Dambrug blev den anden produktionsenhed først taget i brug med det andet måleår, hvorfor stigning fra første til andet måleår også er størst for alle de målte kemiske stoffer. For total fosfor er udviklingen den modsatte, da mængden af tilført stof er mindre det andet måleår på nær for Abildtrup og Rens Dambrug.



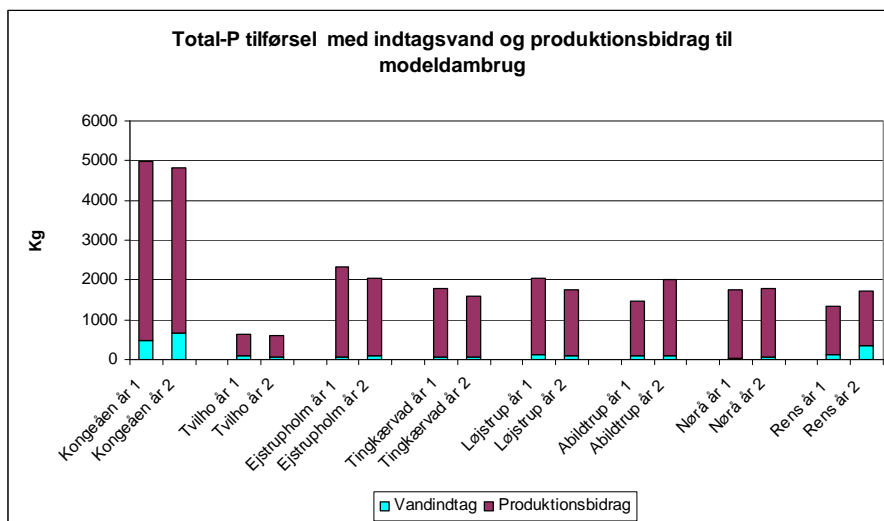
Figur 10.1 Ammonium kvælstof tilførsel til dambrugene med indtagsvand og som produktionsbidrag opgjort for begge måleår.



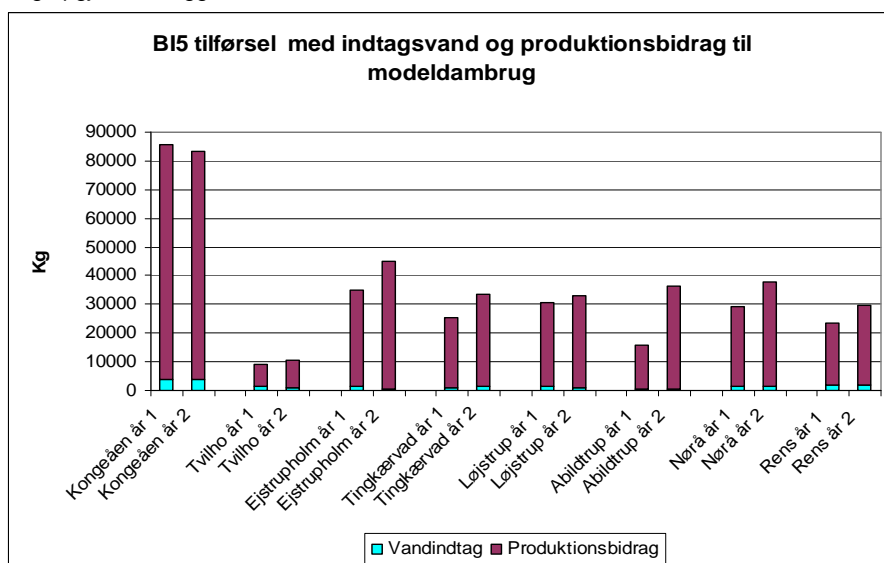
Figur 10.2 Nitrit+nitrat- kvælstof tilførsel til dambrugene med indtagsvand opgjort for begge måleår. Der tilføres ikke stof som nitrit-nitrat som produktionsbidrag



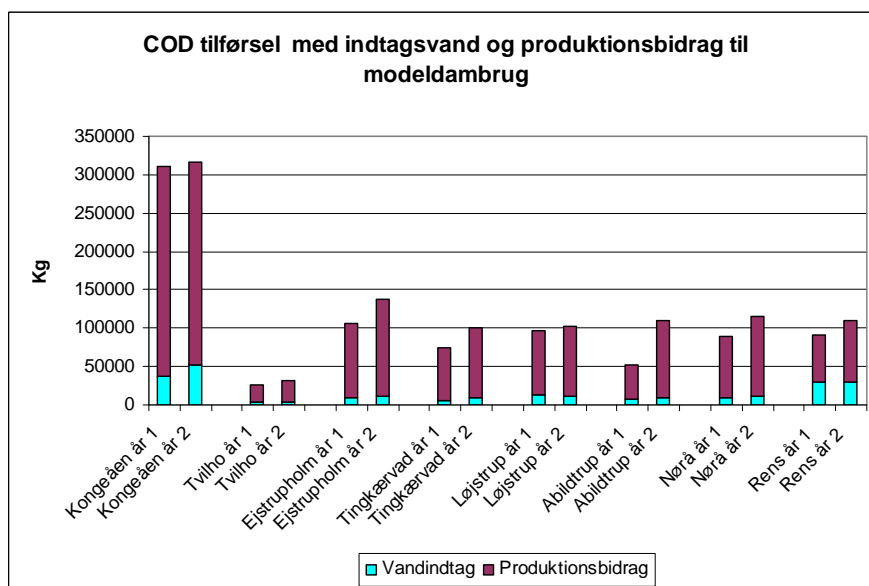
Figur 10.3 Total kvælstof tilførsel til dambrugene med indtagsvand og som produktionsbidrag opgjort for begge måleår.



Figur 10.4 Total fosfor tilførsel til dambrugene med indtagsvand og som produktionsbidrag opgjort for begge måleår



Figur 10.5 Organisk stof målt som BI5 tilførsel til dambrugene med indtagsvand og som produktionsbidrag opgjort for begge måleår.



Figur 10.6 Organisk stof målt som COD tilførsel til dambrugene med indtagsvand og som produktionsbidrag opgjort for begge måleår

10.4 Rensegrader over dambrugene

I *Bekendtgørelsen for modeldambrug (2002)* beskrives hvordan henholdsvis rensegrader over dambruget (og dele heraf) beregnes og der er nærmere redegjort for dette i bilag 16.3.9. Der opereres både med en netto- og en bruttorensegrad. Ved beregning af nettorensegraden R_N findes forskellen mellem produktionsbidraget og den målte nettoudledning (målt udledning minus stofindhold i indtagsvandet) og dette sættes i forhold til produktionsbidraget. Formlen, hvor P er produktionsbidraget og U_N er dambrugets nettoudledning, ser således ud:

$$R_N (\%) = ((P - U_N) / P) * 100$$

Ved bruttorensegraden relateres i stedet procentuelt til produktionsbidrag plus stofbidrag i indtagsvandet.

I bekendtgørelsen er der forudsat de nettorensegrader for hhv. kvælstof, fosfor og organisk stof (BI_5) som ligger til grund for fastlæggelsen af det årlige foderforbrug. De forudsatte nettorensegrader er højere, når der er mikrosigter installeret på modeldambruget (giver mere foder). I tabel 10.1 er angivet de forudsatte nettorensegrader fra *Bekendtgørelsen for modeldambrug (2002)*. Til nettorensegraden for kvælstof skal tillægges et bidrag fra plantelagunen, svarende til en stoffjernelse på 1 g N pr. m^2 pr. dag, dvs. med 1.000 m^2 plantelagune skal der på et år yderligere fjernes et antal procent der svarer til:

$$\begin{aligned} & 1.000 \text{ m}^2 \times 0,001 \text{ kg m}^{-2} \text{ dag}^{-1} \times 365 \text{ dage} / P_N \text{ kg} \times 100 \% \\ & = 365 \text{ kg} / P_N \times 100 \%, \end{aligned}$$

hvor P_N er produktionsbidraget af total kvælstof i kg, som jf. tabel 5.5 har været 36-40 g N pr. kg produceret fisk.

Modeldambrug type III og III a	Total N [*] (%)	Total P(%)	BI ₅ (%)
Med mikrosigter	15	65	80
Uden mikrosigter	11	60	75

Tabel 10.1 Nettorensegrader R_N (%) anvendt til beregning af fodertildeling. Modeldambrugsbekendtgørelsen benævner reduktionsfaktoren for R_N som her er ganget med 100. ^{*} til rensegraden for total kvælstof skal tillægges et bidrag for forudsat kvælstoffjernelse i plantelagune svarende til 1 g N pr. m^2 plantelagune pr. dag, som dog for modeldambrug type I og III er formuleret som at 1.000 m^2 plantelagune giver 10 tons foder ekstra, men det er reelt præcist det samme krav .

For total kvælstof bliver de forudsatte rensegrader, når der tages højde for den aktuelle størrelse af plantelaguner og produktionsbidraget af total kvælstof:

- Kongeåens 25 %
- Tvilho 22 %
- Ejstrupholm 41 %
- Tingkærvad 20 %
- Løjstrup 25 %
- Abildtrup 41 % (45 % 2. måleår)
- Nørå 36 %
- Rens 37 %

Plantelagunernes bidrag til kvælstoffjernelsen beregnes ud fra en stofjernelse på 1 g N pr. m² plantelagune pr. døgn sat i procent af produktionsbidraget. For modeldambrugene under forsøgsordningen har der samtidigt været et krav om 1.440 m² pr. 100 tons foder, som dog ikke har relevans ift. de forudsatte rensegrader.

Nettorensgraden anvendes jf. *Bekendtgørelsen for modeldambrug (2002)* til fastlæggelse af det årlige foderforbrug F som:

$$F = (((1 - R_n \text{ (for N, P eller BI}_5)) / (1 - R_N \text{ (for N, P eller BI}_5))) \times F_{\text{till}}$$

Hvor R_n er rensegrad for standard dambrug jf. dambrugsbekendtgørelsen (N = 7 %, P = 20 % og BI₅ = 20 %) og F_{till} er tilladt foderforbrug før ombygning til modeldambrug.

Som det fremgår af kapitel 10.3 udgør stoftilførslen med indtagsvandet typisk kun få procent af den samlede stoftilførsel. Det betyder, at der generelt kun er lille forskel mellem netto- og bruttorensgrad. Derfor vises i resten af kapitlet kun rensegrader sat i forhold til produktionsbidraget, dvs. nettorensgraden. I statusrapporterne for de to måleår (*Svendsen et al., 2006 a, b og c; Svendsen et al., 2007 a, b, c, d og e samt Svendsen et al., 2008 a, b, c, d, e, f, g og h*) er beregnet såvel nettorensgrader som bruttorensgrader.

Estimat for betydning af netto ud- eller indsivning ved plantelaguner

I de fleste modeldambrug er der jf. kapitel 7 en nettoudsivning gennem plantelagunens bund (evt. sider). Med det vand, der udsiver vil der i et eller andet omfang kunne følge opløste stoffer som ammonium, nitritnitrat, orthofosfat samt opløst organisk stof, men der er ikke mål for hvor meget. Disse stofmængder vil umiddelbart regnes som fjernet/omsat over plantelagunen, hvorfor rensegraden hermed bliver højere end den reelt har været over plantelagunen. Såfremt det stof der nedsiver omsættes inden det nedsivende vand når grundvand eller vandløb eller såfremt de nedsivende stoffer genindvindes som indtagsvand er den målte rensegrad reel, men såfremt en større eller mindre stofmængde når frem til grundvandet eller vandløb er de målte rensegrader over dambrugene og plantelagunerne maksimumsværdier, hvor der har været en nettoudsivning fra plantelagunerne. Ved to modeldambrug er der nettoindsivning via bund/sider til plantelagunerne, og her vil de indsivende stofmængde reducere den målte rensning, hvilket betyder at de målte rensegrader er minimumsmål.

Det har ligget uden for projektet at estimere ud- eller indsivning af stof til plantelagunerne. For at give et estimat på betydningen af det urealistiske, værst tænkelige tilfælde, er der lavet en beregning, hvor det antages at udsivende vand fra plantelagunen indeholder samme stofkoncentration som det vand, der løber til plantelagunen, og samtidig antages det - fagligt ganske urealistisk - at alt nedsivende stof når frem til vandløb (eller grundvand) uden nogen form for stoftilbageholdelse/-omsætning. Vi har kaldt dette for et "worst case" scenarie, som der ikke er fagligt belæg for at antage vil kunne forekomme i virkeligheden, men som alene viser, hvilken betydning udsivningen i den utænkelige situation vil have for beregning af rensegraden. Der er ligeledes lavet et worst case scenarie ved netto indsivning, hvor stofkoncentrationerne i det ind-

sivende vand antages at være de samme, som der er målt i indtagsvandet. Dette vil være en minimumskorrektion, hvor der ved nettoudsivning laves en maksimumskorrektion. Der er i bilag 16.3.10 kort redegjort for, hvordan worst case (WC) korrektionerne er foretaget (se også afsnit 10.10 om plantelagunen).

Nettorensgrader over dambruget

I figur 10.7-10.11 vises nettorensgraderne i procent, både de målte R_N beregnet ud fra målinger og beregnet som worse case (R_N -WC) jf. ovenfor og i tabel 10.2 er resultaterne opsummeret..

	Ammonium N		Total N		Total P		B ₁₅		COD*	
	R_N	R_N -WC	R_N	R_N -WC	R_N	R_N -WC	R_N	R_N -WC	R_N	R_N -WC
Gens. år 1	82	71	64	36	86	78	95	94	96	94
Stdafv. år 1	15	13	21	11	15	12	7	6	19	16
Gens. år 2	77	72	54	35	80	73	94	94	91	89
Stdafv. år 2	14	17	18	10	20	15	5	4	11	9

Tabel 10.2 Gennemsnit af målte nettorensgrader R_N (%) og urealistiske worst case nettorensgrader R_N -WC og tilhørende standardafvigelse for de otte modeldambrug for 1. og 2. måleår. * For COD er nettorensgraderne for Rens Dambrug ikke inkluderet, da der er fundet nettorensgrader langt over 100 %.

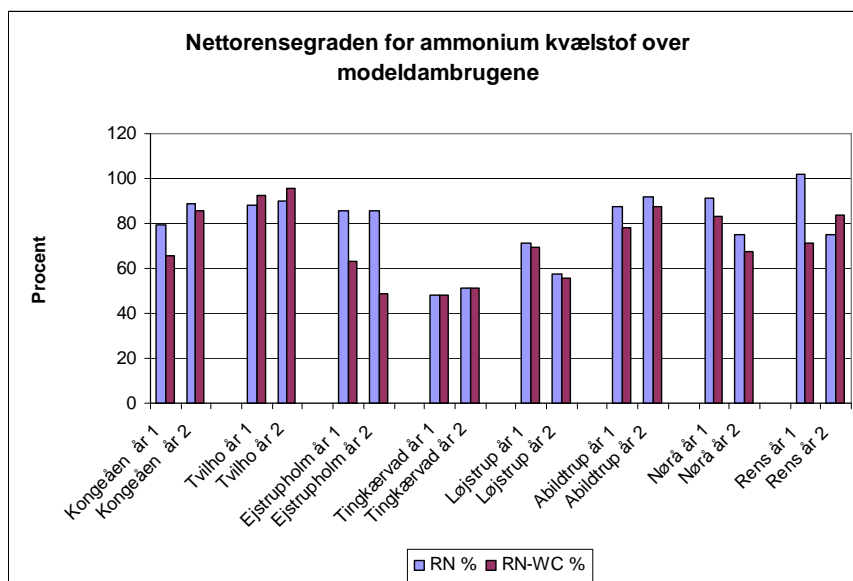
For ammonium-kvælstof ligger den målte nettorensgrad mellem 50-90 % når der ses bort fra Rens Dambrug hvor der grundet stor nettoredsivning fra plantelagunen var noget højere værdi første måleår. Gennemsnittet for de 8 modeldambrug er lidt højere i 1. måleår, 82 % mod 77 % i andet (tabel 10.2). Worst case beregningerne giver et gennemsnit år 1 på 71 %, dvs. 11 % point lavere end det målt, mod 72 % i det andet måleår, dvs. kun lidt lavere end det målte. I andet måleår var der en noget lavere nettoudsivning fra plantelagunerne. Worst case beregningen giver især forskelle ift. det målte på de modeldambrug der har haft stort nettovandtab over plantelagunerne år 1. For de to dambrug hvor der har været nettoindsivning er worst case rensgraden lidt højere end den målte nettorensgrad. Ved sammenligning af rensgraderne de to måleår skal det tages i betragtning at på 5 af modeldambrugene lå foderbruget i andet måleår 20-30 % over første måleår.

Den målte nettorensgrad for total kvælstof har gennemsnitligt været 64 % år 1 og 54 % år 2. På de fleste modeldambrug er nettorensgraden mindre andet måleår. Rensgraden for worst case ligger hhv. 28 % point (år 1) og 19 % point lavere end de målte værdier. Især for Rens Dambrug betyder worst case beregningen meget lavere nettorensgrader for total kvælstof. Alle modeldambrug ligger på baggrund af de målte nettorensgrader over de forudsatte krav korrigeret for plantelagunestørrelsen (tabel 10.1). Anvendes worst case beregning har 3 modeldambrug (Ejstrupholm, Abildtrup og Rens) ikke opfyldt forudsætning ift. nettorensgraden for total kvælstof, men netop disse tre har haft relativt stort nettovandtab over plantelagunerne, således at worst case beregningen giver et urealistisk lavt bud på rensgraderne.

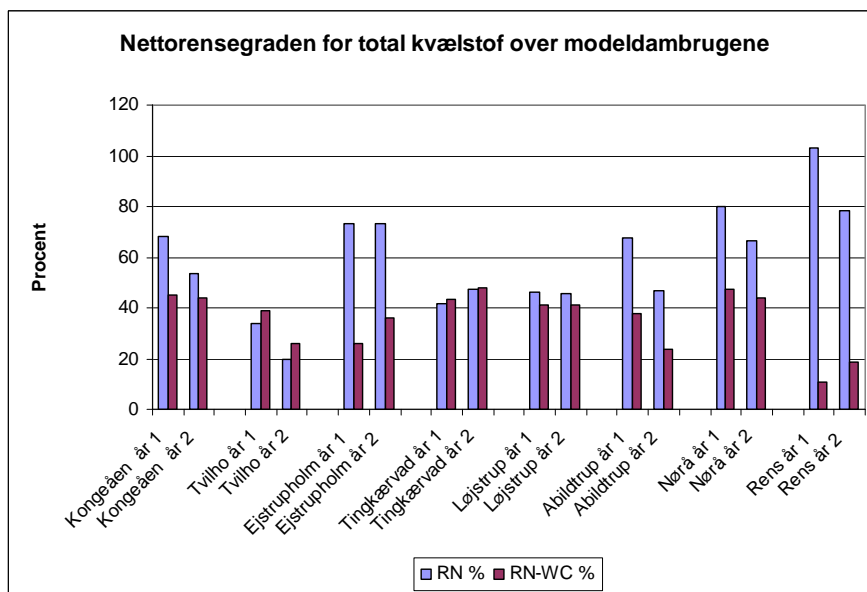
Det er ikke muligt endsige meningsfyldt at beregne rensgraden (R_N %) for nitrat-nitrit kvælstof og orthofosfat fosfor, bl.a. da der ikke er noget produktionsbidrag for disse stoffer.

For total fosfor ligger den målte nettorensgrad, bortset fra Rens Dambrug, fra knap 50 til over 90 %, med et gennemsnit år 1 på 86 % og år 2

på 80 %. Worst case nettorensgraden er 8 % point lavere år 1 og 7 % point lavere år 2 end den målte nettorensgrad. På nær Løjstrups 2. målear har alle modeldambrugene højere eller betydeligt højere rensgrader end de 60 % (65 % ved mikrosigte) som er forudsat. Det samme er tilfældet også selv for worst case nettorensgraderne for total fosfor.



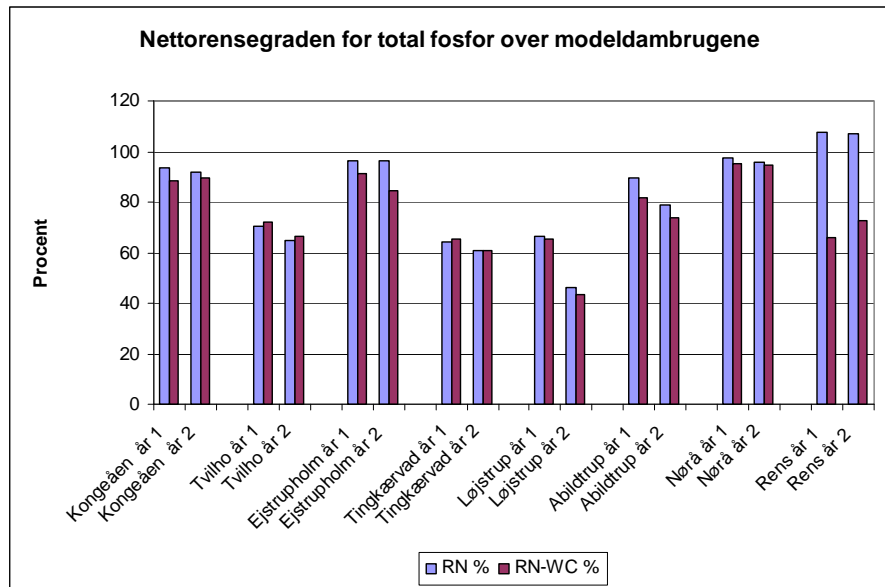
Figur 10.7 Nettorensgraden (R_N) i procent beregnet over hele modeldambruget for ammonium kvælstof efter *Bekendtgørelsen for modeldambrug (2002)*, hvor stoffjernelsen over dambruget er sat i relation til produktionsbidraget. R_N (%) er beregnet ud fra de målte værdier, mens R_N WC% er et ikke fagligt realistisk worst case ift. stofstab-/gevinst ved nettovandudsivning/-indsivning.



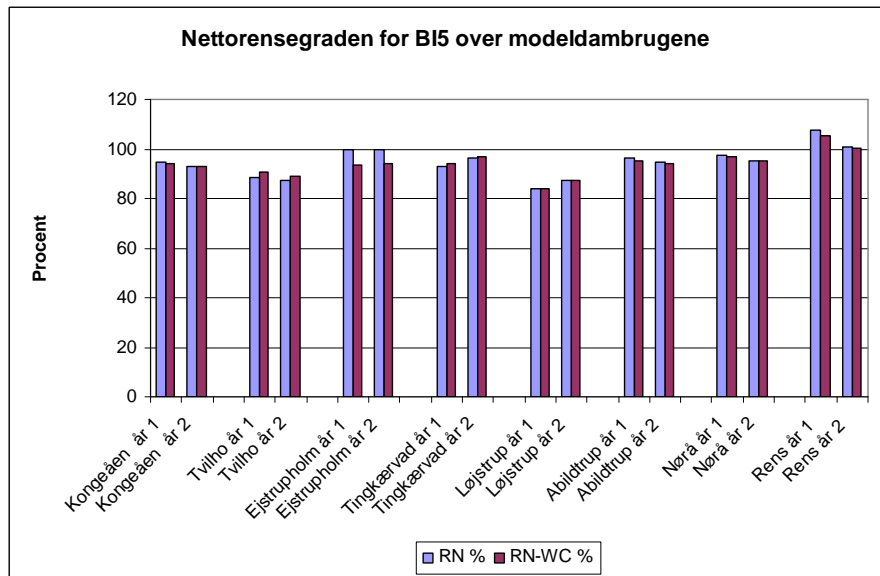
Figur 10.8 Nettorensgraden (R_N) og R_N -WC (worst case) for total kvælstof. Se tekst til figur 10.7.

Den målte nettorensgrad for BI_5 (fraset Rens Dambrug) ligger fra knap 90 til op mod 100 %, med i gennemsnit 95 % år 1 og 94 % år 2. Worst case rensgraderne er stort set de samme som de målte. Alle modeldambrug ligger en del eller væsentligt over forudsætningerne i *Bekendtgørelse for Modeldambrug (2002)* med nettorensgrad på 75 % (80 % inklusiv mikrosigte) også selv ved worst case betragtning.

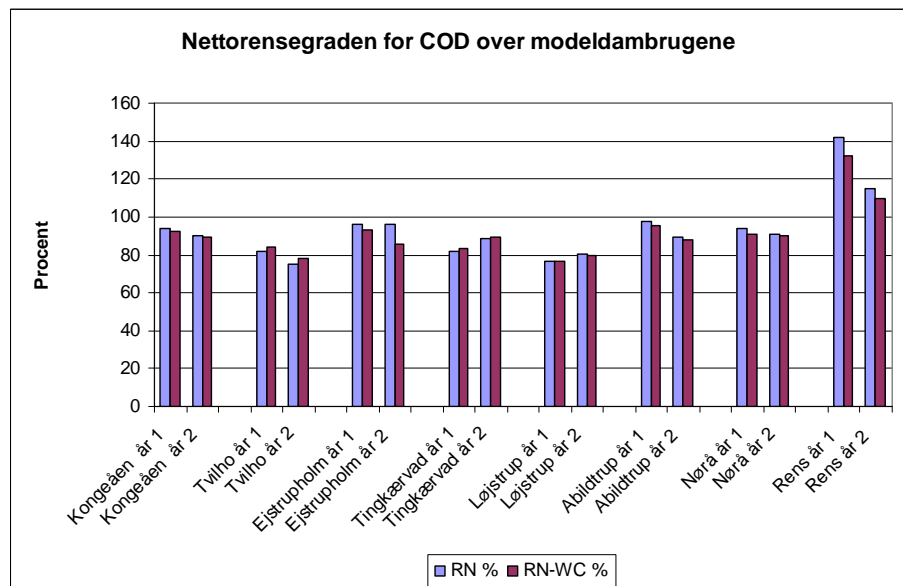
Den målte nettorensgrad for COD er lavere end den tilsvarende for BI₅ og ligger (fraset Rens Dambrug) typisk mellem 80 og 95 % med et gennemsnit år 1 på 96 % og år 2 på 91 % og med worst case nettorensgrader, der kun er 2 % lavere.



Figur 10.9 Nettorenssegraden (R_N) og R_N -WC (worst case) for total fosfor. Se tekst til figur 10.7.



Figur 10.10 Nettorenssegraden (R_N) og R_N -WC (worst case) for BI₅. Se tekst til figur 10.7.



Figur 10.11 Nettorenssegraden (R_N) og R_N -WC (worst case) for COD. Se tekst til figur 10.7.

10.5 Nettostofudledning pr. kg produceret fisk

Udledningen af stof pr. kg produceret fisk beregnes som:

Nettostofudledningen $S_N = (\text{målt udledning} - \text{stofbidrag med indtagsvand}) / \text{kg produceret fisk}$

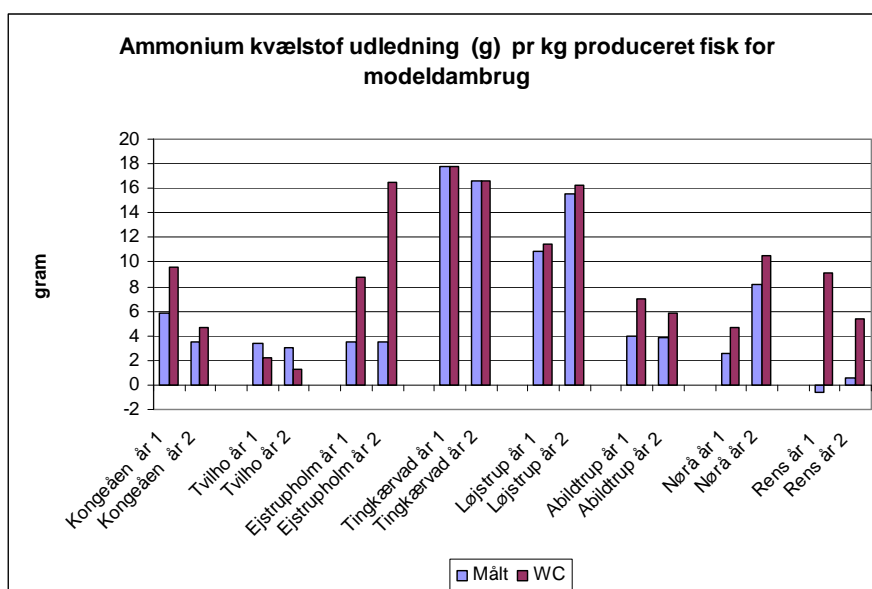
Det kaldes også specifik udledning og er et godt sammenlignende mål for nettostofudledningen. Som for nettorensgraden er nettostofudledningen beregnet ud fra de målte værdier og som et urealistisk worst case scenarie S_N -WC efter principperne omtalt i afsnit 10.4. Da worst case scenariet for de fleste modeldambrug giver en lavere nettorensgrad end den målte vil worst case betragtningen tilsvarende give en større stofudledning pr. kg produceret fisk. Den specifikke udledning er vist i figur 10.12 – 10.17 og resultaterne opsummeret i tabel 10.3.

	Ammonium N		Total N		Total P		BI ₅ [*]		COD [†]	
	S _N	S _N -WC	S _N	S _N -WC	S _N	S _N -WC	S _N	S _N -WC	S _N	S _N -WC
Gens. år 1	5,9	8,8	13,6	24,1	0,8	1,2	5,3	5,4	25,1	27,2
Stdafv. år 1	5,4	4,4	8,8	5,5	0,8	0,7	4,6	4,3	20,0	17,2
Gens. år 2	6,8	9,6	18,5	26,4	0,9	1,2	5,6	6,3	31,6	22,5
Stdafv. år 2	5,7	5,8	7,5	6,2	0,9	0,8	3,9	3,0	16,6	11,7
Danmark	-	-	38,0		3,1		105		-	

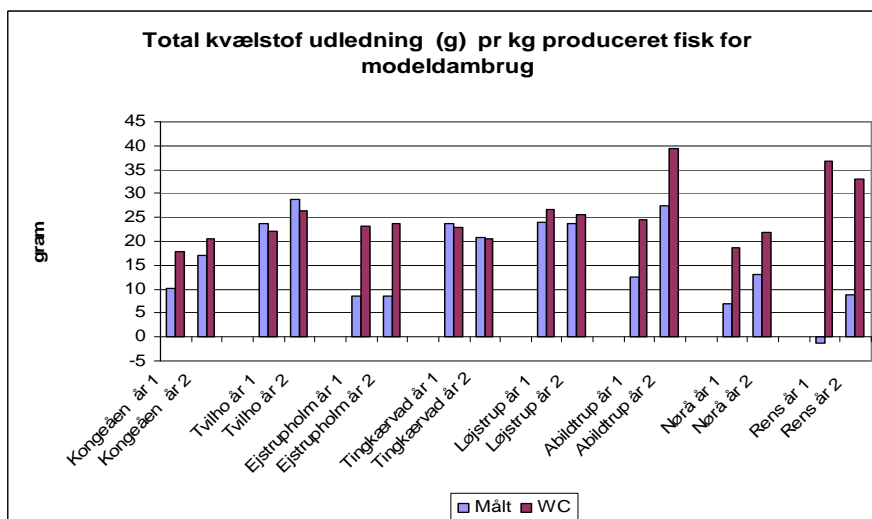
Tabel 10.3 Gennemsnit af målt nettostofudledning i gram pr. kg produceret fisk S_N og de tilsvarende worst case nettostofudledninger S_N -WC og tilhørende standardafvigelse for de otte modeldambrug for 1. og 2. måleår. Sidste linie i tabellen er værdier baseret på det specifikke stoftab i 2003 fra ferskvandsdambrug i Danmark. * For BI₅ og COD er data for Rens Dambrug ikke inkluderet, da der er fundet negative nettoudledninger.

De målte nettoudledninger af ammonium kvælstof har været på 3-8 g N pr. kg produceret fisk, mens to dambrug (Tingkærvad og Løjstrup) ligger på 12-16 g (figur 10.12). I gennemsnit udledes der 5,9 g år 1 og 6,8 g år 2 pr. kg produceret fisk. Worst case udledningerne er begge år knap 3 g højere.

For total kvælstof er den målte nettoudledning i gennemsnit 13,6 g N pr. kg produceret fisk år 1 og 18,5 kg år 2. Der udledes cirka 10 g N pr. kr. produceret fisk for Kongeåens, Ejstrupholm, Abildtrup (år 1) samt Nørå, mens en anden gruppe ligger på 20-28 g (figur 10.13). Fraregnes Rens Dambrug bliver gennemsnittet knap et par gram N højere. Ved worst case beregningen ligger total N nettotabet 8-9 g højere. Sammenlignet med det teoretiske gennemsnitstab for ferskvandsdambrug i 2006 på 31,2 g N pr. kg produceret fisk udgør gennemsnitstabet fra modeldambrugene mellem en tredjedel og halvdelen.



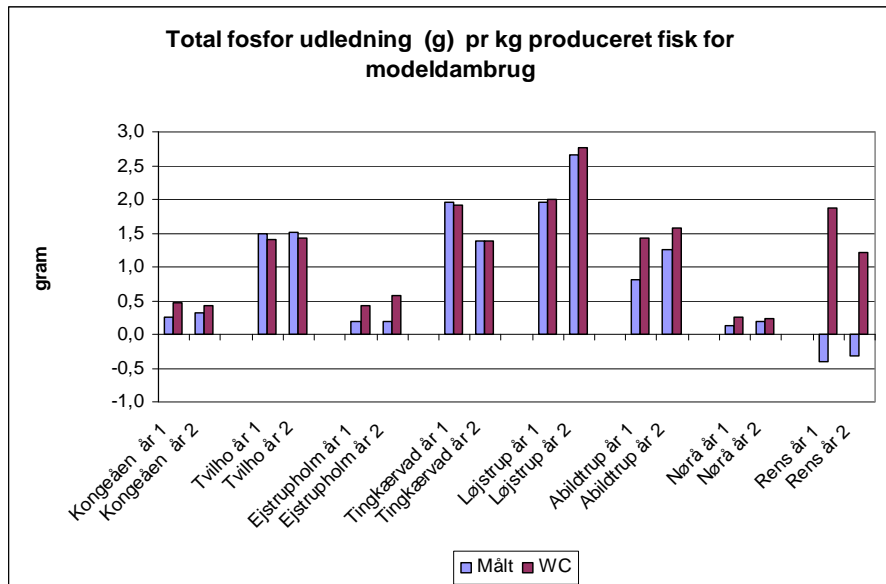
Figur 10.12 Målt nettoudledning S_N af ammonium kvælstof i gram pr. kg produceret fisk for begge måleår og beregnet worst case nettoudledning, hvor der indregnes vandtab/gevinst over plantelagunen.



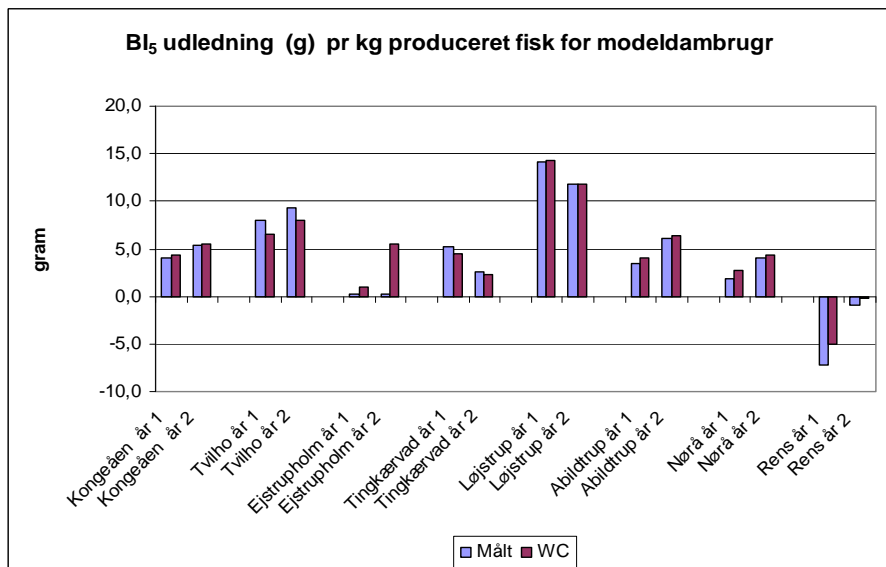
Figur 10.13 Målt nettoudledning S_N af total kvælstof i gram pr. kg produceret fisk for begge måleår og beregnet worst case nettoudledning. Se tekst til figur 10.12.

Det er ikke overraskende at tabet år 2 er større end første måleår, hvor der på 5 af modeldambrugene blev anvendt væsentligt mindre foder.

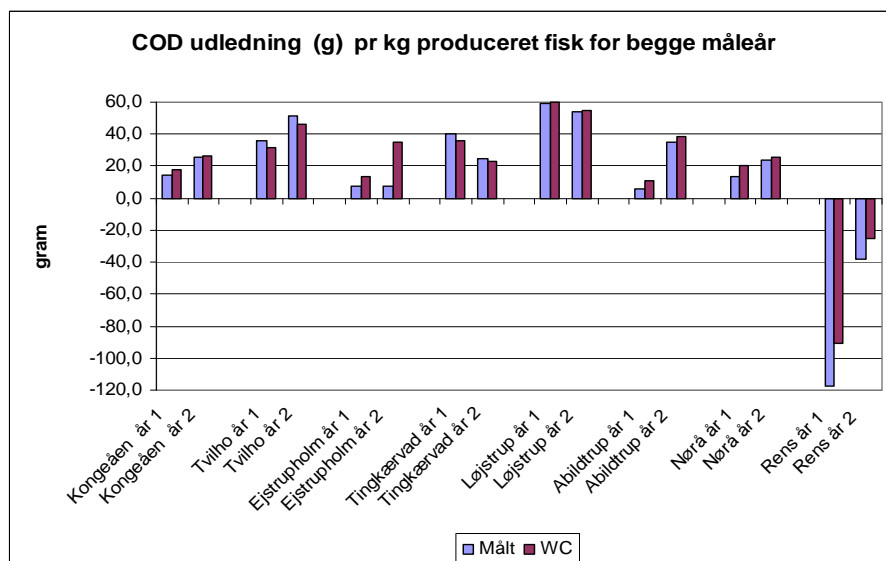
For total fosfor er nettoudledningen år 1-år 2 i gennemsnit på hhv. 0,8 og 0,9 g P pr. kg produceret fisk. Worst case betragtning giver 0,3-0,54 kg P mere pr. kg produceret fisk (figur 10.8). For total fosfor har 3 modeldambrug en målt nettoudledning på 0,1-0,3 g, mens tre har 1,3 -2,0 g og en midt imellem, mens Rens Dambrug har negativ nettoudledning af total fosfor (figur 10.14). Nettoudledningerne fra modeldambrugene af total fosfor har sammenlignet med gennemsnitstal for alle ferskvandsdambrug i 2006 kun været ca. en tredjedel heraf.



Figur. 10.14 Målt nettoudledning S_N af total fosfor i gram pr. kg produceret fisk for begge måleår og beregnet worst case nettoudledning. Se tekst til figur 10.12.



Figur 10.15 Målt nettoudledning S_N af BI₅ i gram pr. kg produceret fisk for begge måleår og beregnet worst case nettoudledning. Se tekst til figur 10.12.



Figur 10.16 Målt nettoudledning S_N af COD i gram pr. kg produceret fisk for begge måleår og beregnet worst case nettoudledning. Se tekst til figur 10.12.

Den målte nettoudledning af BI_5 har i gennemsnit været 5,3 g BI_5 år 1 og 5,6 g BI_5 pr. kg produceret fisk år 2, når Rens Dambrug ikke medtages. Den beregnede worst case nettoudledning er kun henholdsvis 0,1 g og 0,7 g BI_5 pr. kg produceret fisk højere end S_N (figur 10.15). 4 modeldambrug ligger på 4-6 g, 2 dambrug på 8-12 g mens Ejstrupholm Dambrug er tæt på 0. Rens Dambrug har negative nettoudledninger grundet stort vandtab over plantelagunen. Nettoudledningerne af BI_5 fra modeldambrugene har sammenlignet med teoretiske tal for alle ferskvandsdambrug i 2006 kun været ca. 6 % heraf (ca. 14 % ift. skøn på de faktiske udledninger).

Netto-udledningerne af COD er en faktor 5-6 større end BI_5 .

10.6 Stoffjernelse over dambruget

På modeldambrugene findes en række renseforanstaltninger som skal fjerne mest muligt af det stof, der tilføres via produktionsbidrag og indtagvand med henblik på at minimere udledningerne og derved også overholde kravværdierne i udledningen til vandløbet. Der foregår både en mekanisk/fysisk fjernelse/tilbageholdelse af partikler i:

- slamkegler
- mikrosigte
- biofiltre
- slambassin/slamtank
- plantelagune

og en biologisk/kemisk fjernelse/omsætning af opløste stoffer især i:

- biofiltre
- slambassin
- plantelagune

Det stof der ikke fjernes ender i vandløbet.

I dette afsnit sættes den samlede stoffjernelse over dambruget inkl. tabet til vandløbet til 100 %. Det beregnes hvor meget heraf, der netto tilbageholdes over henholdsvis:

- produktionsanlægget (dvs. hvor der er taget højde for tab med klatringsvandet)
- plantelagunen
- og som tabes til vandløbet via udledning

Beregningerne er uddybet i bilaget, kapitel 16.3.9 formel 3.

Den absolutte stoffjernelse over de 8 modeldambrug inklusiv stoftab til vandløb fremgår af tabel 10.4 således at man kan forholde sig til absolutte værdier og sammenholde dem med de procentuelle fordelinger i figur 10.17-10.22. En række af de angivne procentværdier kan umiddelbart ganges direkte på absolutte værdier i tabel 10.4.

kg	Kongeåen	Tvilho	Ejstrupholm	Tingkærvad	Løjstrup	Abildtrup	Nørå	Rens
NH ₄ -N	35.365	3.574	13.948	11.362	12.648	4.966	9.797	7.296
	35.694	4.014	21.498	15.550	12.710	14.078	13.329	10.440
NO ₂₃ -N	4.862	1.104	2.700	865	4.491	266	4.250	656
	3.132	1.133	1.773	786	4.259	149	5.940	1.725
Total N	50.375	5.808	27.137	14.518	19.901	7.363	18.220	10.369
	49.519	6.306	29.277	19.106	19.375	17.520	20.937	14.130
Total P	5.030	667	2.481	2.022	2.036	1.299	1.786	1.361
	4.816	608	2.192	2.005	1.760	1.770	1.788	1.743
BI ₅	88.220	9.246	37.736	28.732	30.731	14.206	29.583	23.732
	85.913	10.437	47.673	35.443	33.063	34.480	37.993	30.059
COD	333.026	26.353	120.142	82.458	96.956	48.311	91.421	92.339
	343.609	31.104	152.266	108.686	103.056	107.420	115.973	110.399

Tabel 10.4 Målt stoffjernelse (kg) over dambrugene inkl. tabet via udledninger til vandløb for de 2 måleår af ammonium, nitrit+nitrat og total kvælstof, total fosfor og organisk stof målt som BI₅ og COD. Øverste linie for hver parameter er 1. måleår, 2 linie 2. måleår.

De stofmængder, der netto fjernes over modeldambrugenes produktionsanlæg (dvs. fjernelse/omsætning via slamkegler + biofiltre + evt. mikrosigter + i øvrigt i produktionsenhederne minus tab med klaret slamvand) og plantelaguner varierer meget og afspejler dels fodersammensætning, foderforbrug, driftsforhold, renseforanstaltningernes effektivitet, stoftab med nettoudsivning m.v. For alle dambrug (undtagen Kongeåens og Løjstrup) er der en øget fjernelse af stof for alle kemiske parametre i andet måleår i forhold til første. Foderforbruget har på alle dambrug på nær Kongeåens været lidt eller meget højere i 2. måleår (jf. tabel 5.1).

I figur 10.17-10.22 vises procentuelt, hvor stoffet fjernes/omsættes fordelt mellem produktionsanlæg (netto), plantelagune og udløb til vandløb. Da Rens Dambrug har et netto vandtab over plantelagunen på henholdsvis 93 og 62 % i første og andet måleår, er tabet til vandløbet baseret på de målte værdier meget lavt, hvorfor den procentuelle fordeling af stoffjernelse ikke er umiddelbart sammenlignelig med de øvrige modeldambrug. Der er ikke vist, hvordan den procentuelle fordeling ville se ud ved worst case beregning, men den ville medføre, at plantelagunernes betydning ift. stoffjernelse/omsætning for 6 af modeldambrugene ville være reduceret.

50-80 % af ammonium fjernelsen foregår over produktionsanlægget (figur 10.16). Størstedelen af det ammonium kvælstof, som ikke omsættes over produktionsanlægget ender som udledning til vandløbene. Kun for enkelte modeldambrug er der tilsyneladende en mindre ammoniumfjernelse i plantelagunen, men den kan i nogle tilfælde delvist skyldes nedsivning. På nær Ejstrupholm og Løjstrup Dambrug er andelen af ammonium fjernelse i produktionsanlægget steget 2. måleår. Bemærk at grundet nettovandindsivning i plantelagunen ved Tingkærvad Dambrug er tilbageholdelsen af ammonium negativ her. Ammonium omdannes jf. afsnit 10.2 mikrobielt til nitrat, men i slambassinerne kan der ved dissimilatorisk nitratreduktion dannes noget ammonium, hvorfor den faktiske omsætning af ammonium over produktionsanlægget er større end den der fastlægges ud fra massebalancerne.

Nitrat kan ved denitrifikation omsættes til frit kvælstof og afgasse, hvorved det forlader modeldambruget. Det betyder, at en evt. nitratomsæt-

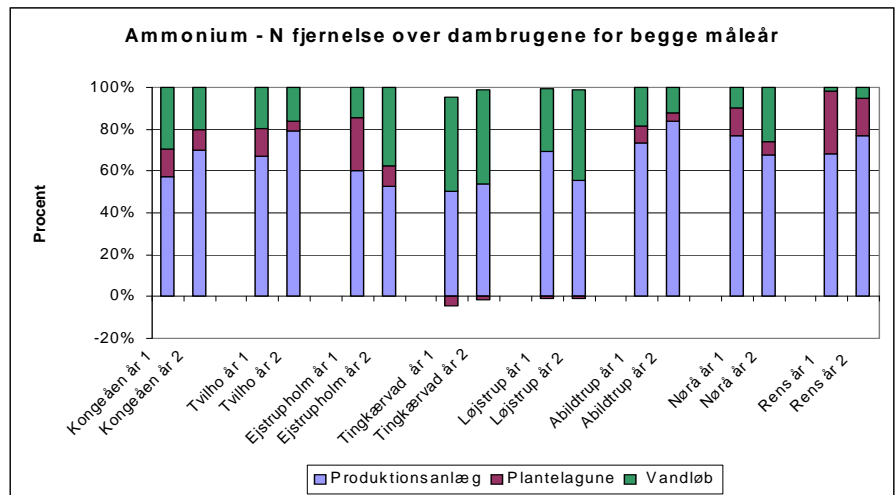
ning i plantelagunerne efterfølgende en evt. nitrifikation deri, ikke indgår i massebalancerne. Derfor kan den totale nitratomsætning i plantelagunerne være undervurderet (figur 10.18). Produktionsanlæggene er nettoproducenter af nitrat-nitrit grundet dannelse heraf ved nitrifikation i biofiltrene, trods denitrifikation i slambassiner. Det er i plantelagunerne den store netto-omsætning af nitrat foregår. Ud over den mikrobielle omsætning er der et mindre optag af nitrat i plantebiomassen (se kapitel 12 og 13). I gennemsnit tabes der samme mængde nitrit-nitrat til vandløbene, som der omsættes i plantelagunerne, men med stor variation mellem de 8 modeldambrug på de målte værdier. For Tvilho Dambrug er målt en meget lav nitratomsætning i plantelagunen, hvilket bl.a. kan skyldes, at der med indsvivende vand følger en del nitrat.

For total kvælstof er tabet til vandløb den vigtigste fjernelse for 4-5 af modeldambrugene (40-80 %), mens for Abildtrup og Nørå Dambrug er det plantelagunen, som giver størst omsætning af total kvælstof (op til godt 40 % (figur 10.19). Produktionsanlægget er mindst betydende for fjernelse af total kvælstof. Det procentuelle (og også absolutte) tab af total kvælstof til vandløbene er generelt større i andet måleår, hvor foderforbruget også er noget højere.

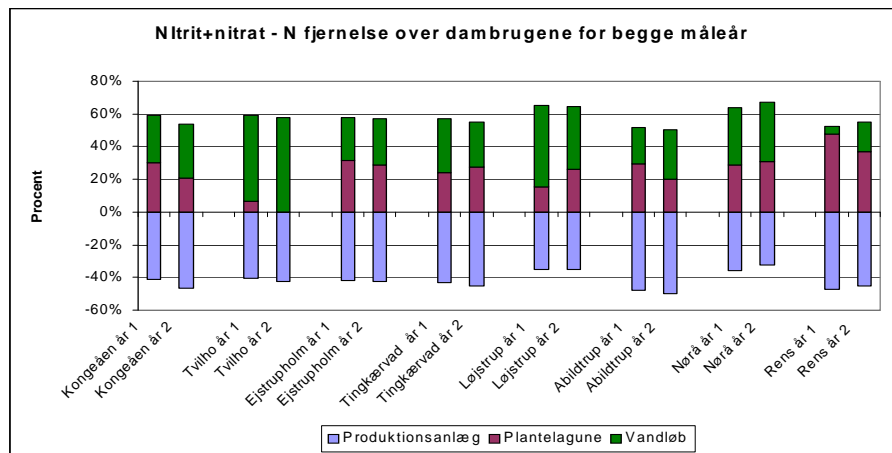
Total fosforfjernelsen finder hovedsageligt sted i produktionsanlægget med op til 60 % og i gennemsnit ca. 40 % (figur 10.20). For enkelte modeldambrug (Tvilho år 1, Rens begge år) har der været en relativ stor målt fjernelse i plantelagunen, i Rens bl.a. grundet stort vandtab. Tvilho, Tingkærvad og Løjstrup Dambrug har en relativ stor udledning til vandløbet svarende til ca., 40 % af stoftabet af total fosfor. Tvilho og Løjstrups plantelaguner består af nyanlagte sø-systemer, mens der i Tingkærvad Dambrugs plantelagune tilsyneladende sker indsvivning af fosforholdigt vand. Fra de øvrige modeldambrug tabes i gennemsnit kun knap 20 % til vandløbet.

Den største procentuelle fjernelse af organisk stof foregår generelt i produktionsanlægget både målt som BI_5 (50-75 %) og COD (35-55 %). Plantelagunerne fjerner dog også en del organisk stof, typisk 20-30 %. Ses der bort fra Nørå Dambrug er der kun mindre forskelle mellem de to måleår. Generelt tabes der kun ca. 10 % af BI_5 og det dobbelte målt som COD til vandløbene.

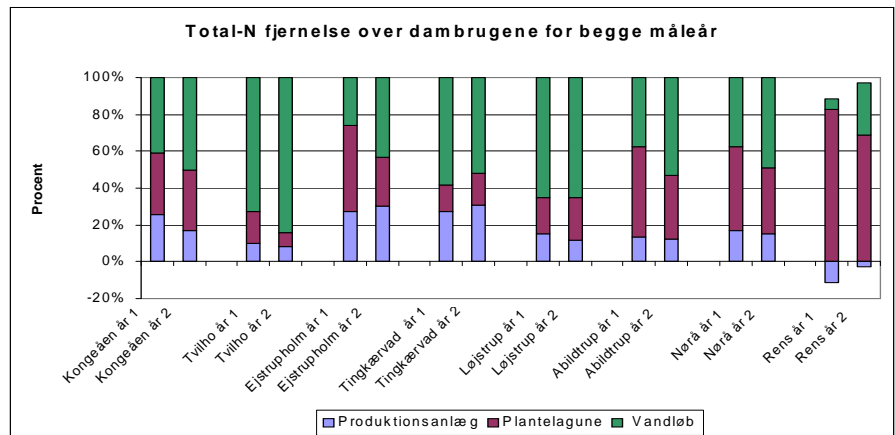
Ved vurdering af betydningen af produktionsanlæg vs. plantelaguner skal erindres, at disse ikke kan fjerne stof, der allerede er fjernet over produktionsenhederne. Rensningspotentialet i plantelagunerne vil således være større for de fleste kemiske komponenter end resultaterne viser.



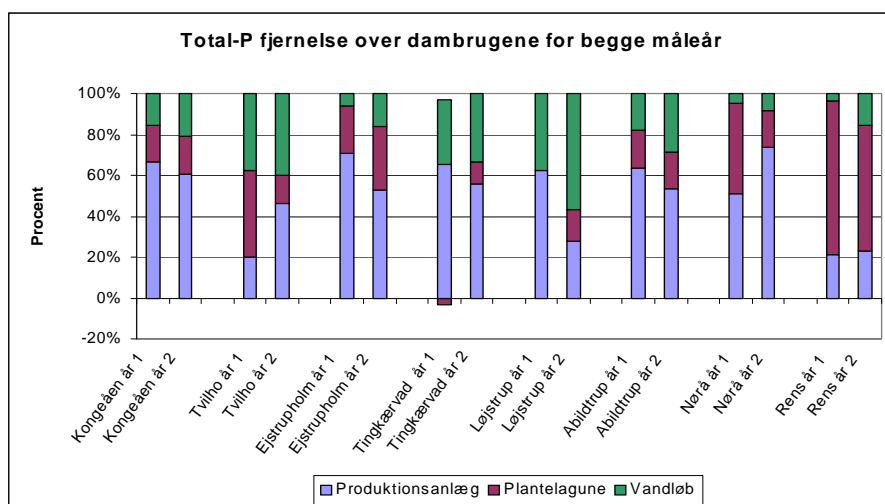
Figur 10.17 Ammonium kvælstoffjernelse i produktionsanlæg, plantelagune og udløb til vandløb opgjort i procent for begge måleår.



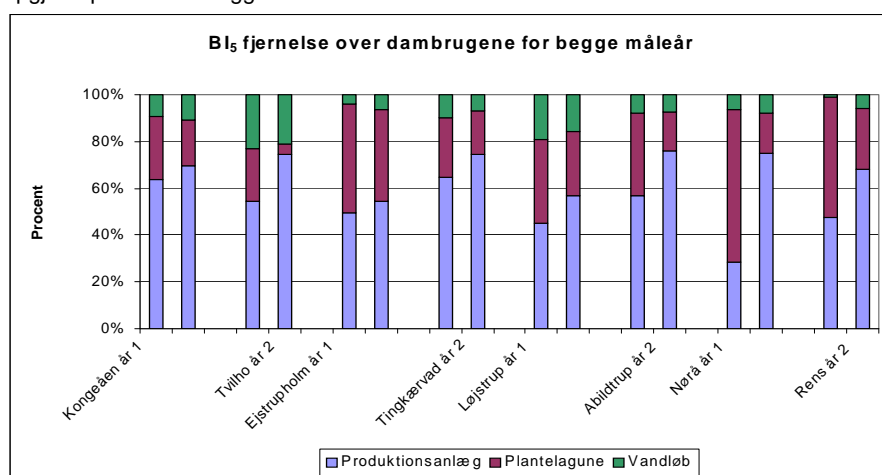
Figur 10.18 Nitrit+nitrat kvælstoffjernelse i produktionsanlæg, plantelagune og udløb til vandløb opgjort i procent for begge måleår.



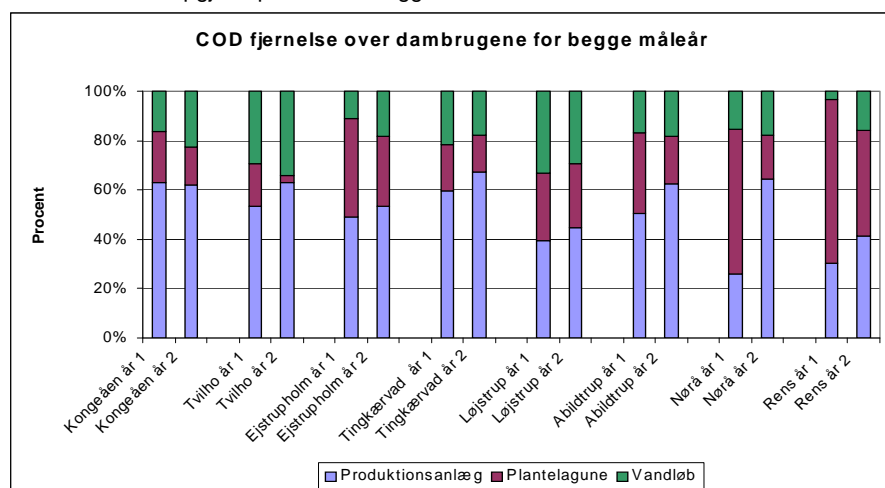
Figur 10.19 Total kvælstoffjernelse i produktionsanlæg, plantelagune og udløb til vandløb opgjort i procent for begge måleår.



Figur 10.20 Total fosfor fjernelse i produktionsanlæg, plantelagune og udløb til vandløb opgjort i procent for begge måleår.



Figur 10.21 Organisk stoffjernelse målt som BI₅ i produktionsanlæg, plantelagune og udløb til vandløb opgjort i procent for begge måleår



Figur 10.22 Organisk stoffjernelse målt som COD i produktionsanlæg, plantelagune og udløb til vandløb opgjort i procent for begge måleår.

10.7 Rensningsforanstaltninger

I dette afsnit vurderes betydningen af de forskellige rensforanstaltninger på selve produktionsanlægget, dvs. betydningen af slamkegler, bio-

filtre og mikrosigter for fjernelsen af partikler. Slamkeglerne i bunden af produktionsenhederne opsamler større partikler som foderrester og fækaker, mens mindre partikler fjernes i biofilteret, der hermed også fungerer som et mekanisk filter. Løjstrup og Nørå Dambrug havde installeret mikrosigter fra starten, mens Abildtrup Dambrug fik det installeret fra begyndelsen af andet måleår. Mikrosigterne er placeret opstrøms biofilteret til fjernelse af finpartikulært materiale fra vandet. Der er målt på slamvand ved tømning af slamkegler op i slambassin en gang hver fjortende dag.

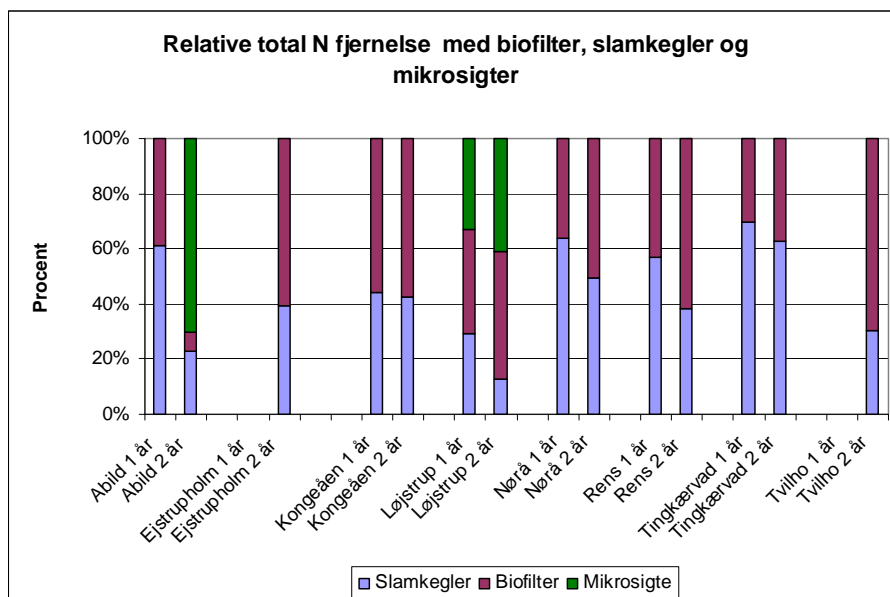
Biofiltrenes primære funktion er omsætning af ammonium (nitrifikation) til nitrat og omsætning af letomsætteligt organisk stof, men fungerer altså også som filter for finpartikulært stof. Der måles på returskyllevandet, når det føres over i slambassin, en gang hver fjortende dag. Mikrosigterne spules konstant og der prøvetages en dag hver fjortende dag.

Der var ved projektets begyndelse nogen usikkerhed om hvor ofte og hvor meget biofiltrene skulle returskylles og der blev brugt en del mere skyllevand end forventet bl.a. ved dimensionering af slambassiner. Dambrugerne blev dog hurtigt bedre til at håndtere returskyllingen af biofiltrene og afløbskapaciteten blev udvidet, således at tabet med klaringsvandet løbende er reduceret.

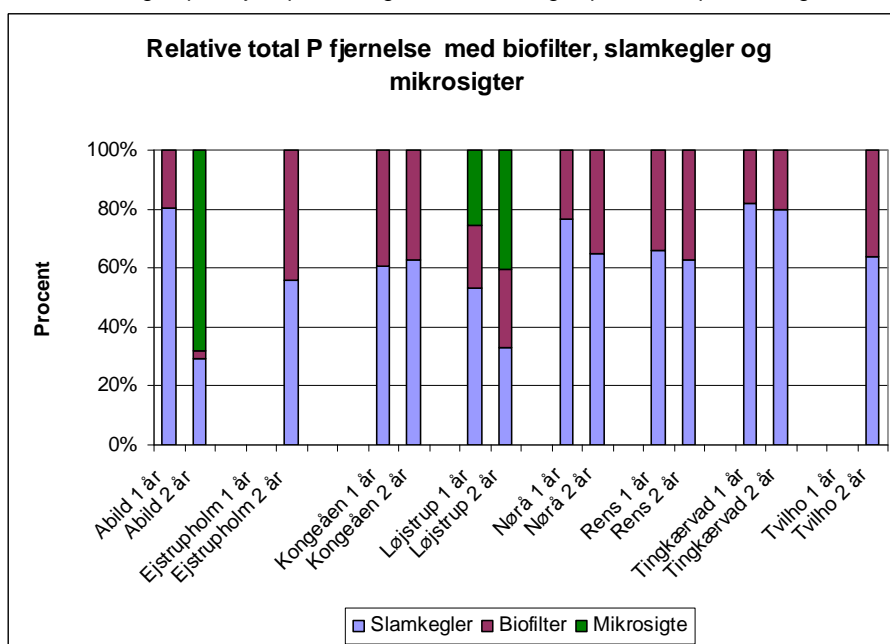
Koncentrationen af kvælstof- og fosforforbindelser samt organisk materiale er meget stor i slamvandet fra slamkeglerne og også i skylle- og spulevandet (se kapitel 8), hvilket betyder at korrekt bestemmelse af de tilhørende vandmængder er vigtig. Dambrugerne registrerede til hverdag, hvor lang tid der blev anvendt til henholdsvis returskyllning af biofiltre og tømning af slamkegler på hver produktionsenhed. Hver 14. dag var DMU tilstede under returskyllning og tømning af slamkegler, når der blev taget kemiske prøver. På basis af hver 14. dags målinger og dambrugernes registreringer af tømme/skylle tidspunkter og varighed samt vandurenes måling af vandmængder overført til slambassin/slamtank er stofmængder fra slamkegletømning og returskyllning af biofiltre beregnet. Der redegjort nærmere for dette i bilaget kapitel 16.3.8.

I figur 10.23-10.25 er opgjort den relative betydning af stoffjernelse med slamkegler, biofiltre og mikrosigter opgjort i forhold til stoffjernelsen over de tre rensenheder for begge måleår, på nær for Ejstrupholm og Tvilho, hvor dette ikke var en del af måleprogrammet i første måleår. For total kvælstof fjernes 40-60 % i slamkeglerne i anlæg, hvor der ikke er mikrosigter og resten i biofilteret (figur 10.23). Er der mikrosigter fjerner disse mindst 1/3. Abildtrup dambrug fik først installeret mikrosigter i andet måleår og herover fjernes 70 % af det partikulære kvælstof. Med skyllevand fra biofiltrene findes større tilbageholdelse det andet måleår i forhold til første.

For total fosfor fjerner slamkeglerne mellem 60-80 procent, men kun 30-40 procent, hvor der er mikrosigte (figur 10.24). Der er kun marginale forskelle mellem de to måleår. Organisk stof målt som BI₅ følger mønstret for total fosfor (figur 10.24).



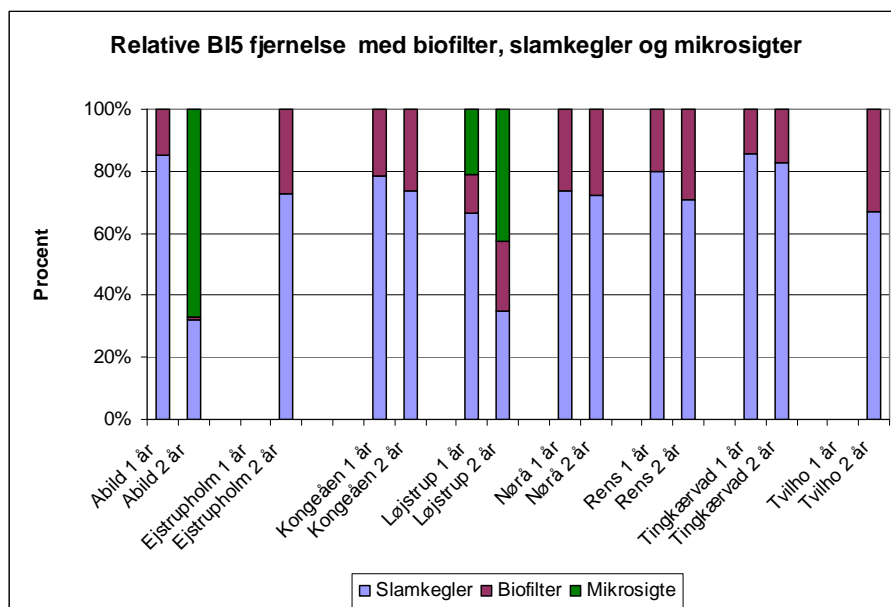
Figur 10.23 Relative total kvælstoffjernelse i biofiltre, slamkegler og mikrosigter i procent af samlede stoffjernelsen over de tre rensenheder for begge måleår. Det var ikke en del af måleprogrammet at opgøre det for første måleår på Tvilho og Ejstrupholm Dambrug. Der er mikrosigter på Løjstrup, Nørå og fra 2. måleår også på Abildtrup Dambrug.



Figur 10.24 Relative total fosfor fjernelse i biofiltre, slamkegler og mikrosigter i procent af samlede stoffjernelsen over de tre rensenheder for begge måleår. Det var ikke en del af måleprogrammet at opgøre det for første måleår på Tvilho og Ejstrupholm Dambrug. Der er mikrosigter på Løjstrup, Nørå og fra 2. måleår også på Abildtrup Dambrug.

For total fosfor og BI_5 spiller biofiltret en mindre rolle ift. fjernelse af partikler i produktionsanlægget: 20-40 % for total fosfor og 10-30 % for BI_5 men for begge stoffer kun få procent, når der foran er installeret mikrosigter.

I nogle yngelanlæg og sættefiskebassiner er der også slamkegler og biofiltre. Mængdemæssig fjerner disse anlæg kun et par procent af det samlede produktionsbidrag, hvorfor de ikke er beskrevet nærmere.



Figur 10.25 Relative BI₅ fjernelse i biofiltre, slamkegler og mikrosigter i procent af samlede stoffjernelse over de tre rensenheder for begge måleår. Det var ikke en del af måleprogrammet at opgøre det for første måleår på Tvilho og Ejstrupholm Dambrug. Der er mikrosigter på Løjstrup, Nørå og fra 2. måleår også på Abildtrup Dambrug.

10.8 Balance over slambassin

I dette kapitel vises stoftilbageholdelsen over slambassinene/slamtanke.

Det opsamlede stof fra slamkegler, biofiltre og mikrosigter bliver ført til slambassin/slamtank, hvor en del af stoffet tilbageholdes, mens noget stof løber ud med klaringsvandet til plantelagunerne. Volumen af klaringsvandet er målt med vandur og stofmængderne er beregnet ud fra prøvetagninger hver 14 dag.

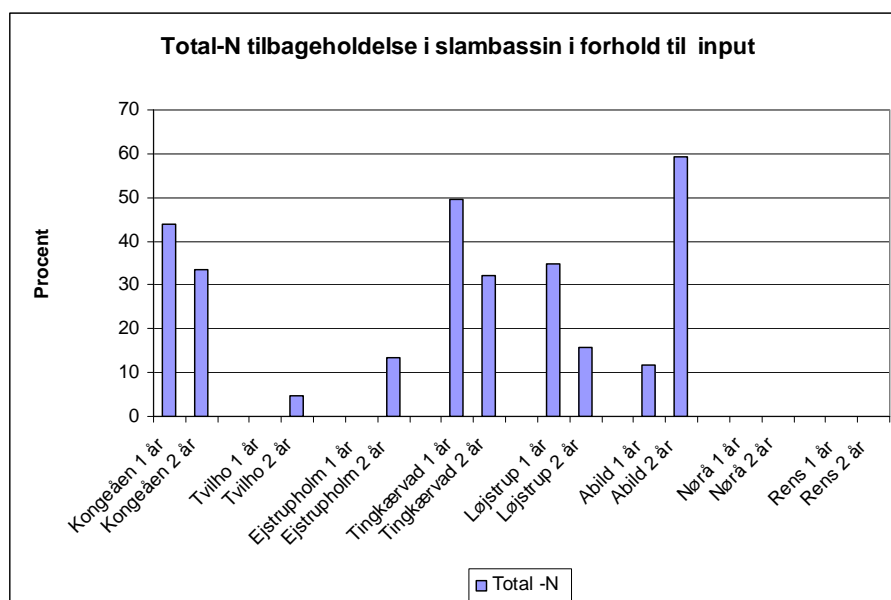
Især i begyndelsen af første måleår blev der anvendt mere skyllevand end slambassinene var dimensioneret til. Endvidere var afløbsrør fra slambassinene med vandure på nogle modeldambrug underdimensioneret, hvilket betød at slamvand kunne løbe via et overløbsrør til plantelagune eller løbe over slambassinernes sider. Det partikulære materiale i slambassinene kunne ikke sedimentere i tilstrækkeligt omfang, så en del af det opsamlede partikulære materiale sammen med opløste stoffer fulgte med klaringsvandet ud i plantelagunerne.

Det opsamlede slam i slambassinene lægges principielt til kompostering og afdræning inden det fyldes over i tankvogne og køres bort til biogasproduktion eller udbringes på marker. Det har ikke været muligt at beregne den bortskaffede mængde på stofniveau, da det ikke var muligt at udtage repræsentative prøver af indholdet. Dette er dog ikke noget problem ift. massebalancer og rensegrader over dambrugene, da tilførslen med slamvand til slambassinene og fraførslerne til plantelagunerne med klaringsvandet er kendte. Endvidere kan slam som bortkøres betragtes tilsvarende det stof der omsættes til vand og gasform (N₂, CO₂) og ender i atmosfæren og dermed som et permanent tab.

Tilbageholdelsen i slambassinene er beregnet som differencen mellem tilført stof og mængden af stof, der løber ud med klaringsvandet. Det var

ikke muligt at opgøre stofbalancen over slambassinet for første måleår for Tvilho og Ejstrupholm Dambrug. Opgørelsen over Rens Dambrug er meget usikker på grund af gentagne overløb fra slambassinet gennem første måleår og ind i andet måleår.

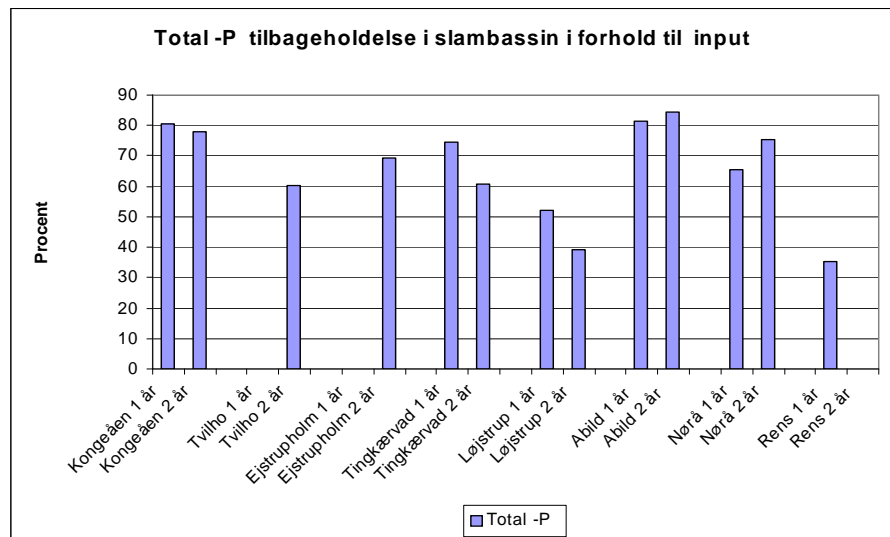
Generelt tilbageholdes kun en mindre procentdel (5 - ca. 40 %) af det tilførte total-kvælstof i slambassin (figur 10.26). Det skyldes især de opløste fraktioner i skyllevand samt at noget partikulært kvælstof og noget nitrat under de stærkt iltfattige forhold, omsættes til det opløst ammonium, der løber med klaringsvandet ud. Endvidere tyder meget på, at der forekommer en del denitrifikation i slambassinerne. Tilbageholdelsen af total-kvælstof på Nørå og Rens Dambrug er negativ over slambassinerne, og derfor ikke vist på figur 10.26. Det fremgår i øvrigt af statusrapporterne for de 8 modeldambrug at slambassinerne er netto-producenter af ammonium kvælstof. Her viser massebalancerne over slambassinerne en nettotilbageholdelse begge måleår der er negativ, nemlig -100 til - 300 %, men for 2-3 dambrug mere end - 500 %.



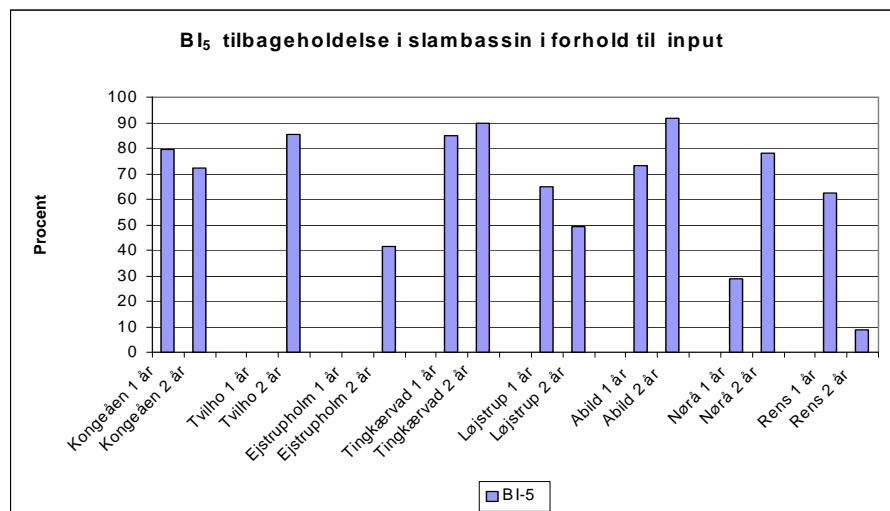
Figur 10.26 Total kvælstof tilbageholdelse i slambassin/slamtank i procent af inputtet hertil i de 2 måleår. Det var ikke muligt at lave opgørelser dette for første måleår på Tvilho og Ejstrupholm Dambrug. Negative værdier på Nørå og Rens Dambrug er ikke vist.

Tilbageholdelsen af total fosfor ligger på 40 - 80 procent og der er ikke nogen entydig udvikling fra første til andet måleår i tilbageholdelsesprocenten (figur 10.27) forskydninger i begge retninger for de to måleår .

For organisk stof målt som BI₅ ligger tilbageholdelsen på 50-90 % for de fleste modeldambrug (figur 10.28). Der er ikke nogen entydig udvikling fra første til andet måleår i tilbageholdelsesprocenten. Under ophold i slambassiner vil BI₅ kunne omsættes mikrobielt både aerobt og som energikilde ved denitrifikation under iltfattige forhold.



Figur 10.27 Total fosfor tilbageholdelse i slambassin i procent af inputtet hertil i de 2 måleår. Det var ikke muligt at lave opgørelser dette for første måleår på Tvilho og Ejstrupholm Dambrug.



Figur 10.28 Total fosfor tilbageholdelse i slambassin i procent af I inputtet hertil i de 2 måleår. Det var ikke muligt at lave opgørelser dette for første måleår på Tvilho og Ejstrupholm Dambrug.

10.9 Nitrifikationen i produktionsanlægget

I produktionsenheden omdannes ammonium kvælstof til nitrit og efterfølgende nitrat, ved en 2-trins mikrobiel proces, nitrifikation, der kræver tilstedeværelse af ilt som beskrevet i afsnit 10.2 Hvis kun det første trin foregår i tilstrækkeligt omfang, vil der ophobes nitrit til skade for fiskene. Nitraten kan ved en anden mikrobiel proces under iltfrie forhold og tilstedeværelse af let omsætteligt organisk stof omsættes til frit kvælstof, N₂ som afgasses. Denne proces kan også foregå i biofiltrene.

Nitrifikationen kunne estimeres ved at opstille en massebalance over biofiltret. Der er dog kun målt kvælstofkoncentrationer op- og nedstrøms biofiltre på 5 af de 8 modeldambrug (de intensivt målte). Endvidere er koncentrationsforskellen så lille, typisk 0,1-0,3 mg N/l pr. liter på de døgnpulje prøver udtaget hvert 14. dag at en sådan beregning vil kunne være ret fejlbehæftet. Nitrifikationen i produktionsanlægget kan i stedet beregnes som:

Nitrifikationen = $I + P - (SK_f + BIO_f + MS_f + PA_a)$ hvor:

I = tilført ammonium med indtagsvandet

P = tilført ammonium via produktionsbidraget

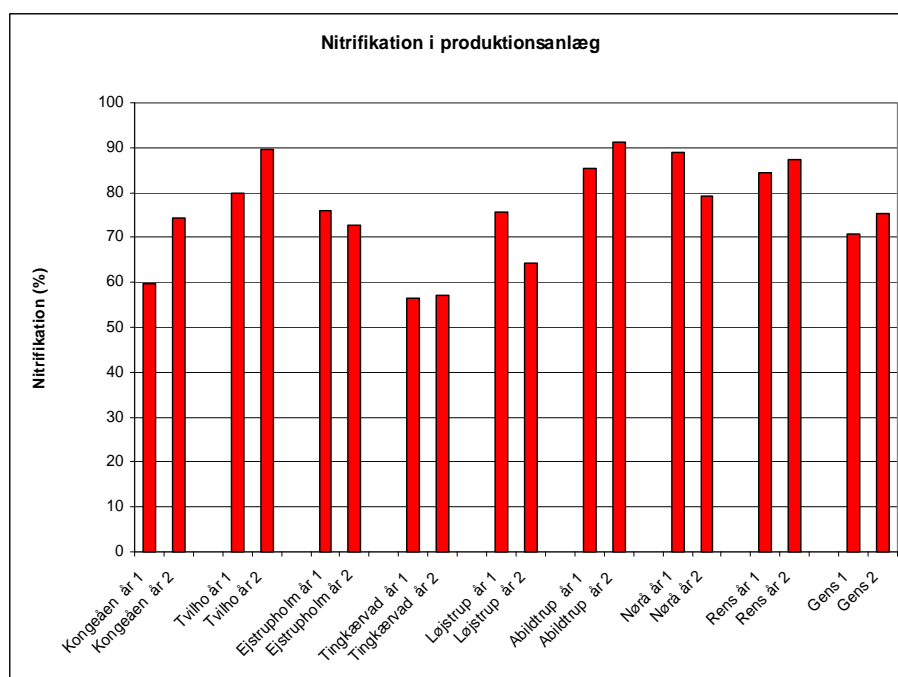
SK_f = fraført ammonium ved tømning af slamkegler

BIO_f = fraført ammonium ved returskylning af biofilter

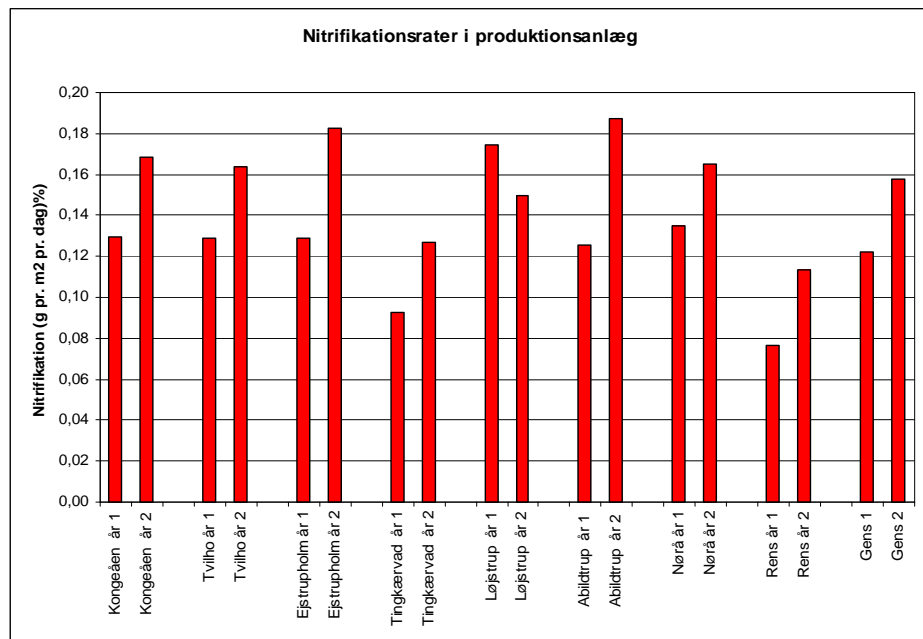
MS_d = fraført ammonium med spulevand fra mikrosigter

PA_f = fraført ammonium med afløb fra produktionsanlægget

Nitrifikationen beregnes herefter som procent af den samlede tilførsel til produktionsanlægget ($I+P$). Resultatet af beregningen fremgår af figur 10.29a. Det skal understreges, at der bliver en vis usikkerhed på denne beregning, da den indeholder usikkerhederne på alle de størrelser, der indgår i formlen ovenfor. Der er dog ikke den store forskel i den procentuelle nitrifikation for de enkelte modeldambrug når de to måleår sammenlignes, typisk kun 2-10 % point. Den procentuelle nitrifikation ligger fra ca. 57 % i Tingkærvad Dambrug og op til ca. 90 % i Abildtrup Dambrug. Gennemsnittet år 1 (beregnet på gennemsnit af kg ikke af procenter) for alle er 71 % første måleår og 75 % andet måleår. Der er tilført 29 % mere ammonium til produktionsanlæggene år 2 men fjernet 37 % mere ammonium kvælstof. Dette understreger betydningen af anlæggets drift for udnyttelsen af omsætningskapaciteten i biofiltrene. Yderligere produktion behøver således ikke medføre yderligere ammoniumtilførsel til plantelaguner m.v. Via driftsoptimering (ilt, pH, alkalinitet, organisk stof, flow- og vandfordeling) kan den tværtimod nedbringes.



Figur 10.29a Nitrifikationen i produktionsanlægget (i biofiltret) som procent af den samlede tilførsel af ammonium kvælstof med indtagsvand og produktionsbidraget til produktionsanlægget opgjort for hvert måleår på de 8 modeldambrug samt gennemsnittet heraf.



Figur 10.29b Nitrifikationsraten i produktionsanlægget (i biofiltret) udtrykt pr. m² overfladeareal i biofiltret per dag beregnet for hvert måleår på de 8 modeldambrug (overfladearealerne findes i tabel 3.1). Endvidere er angivet gennemsnittet for de to måleår.

kationen kan også udtrykkes som specifik omsætningsrate, hvor nitrifikationen beregnes som g ammonium N omsat pr m² biofilteroverfladeareal pr. døgn som vist i figur 10.29b. Omsætningsraten ligger fra 0,08 til 0,19 g pr. m² pr. dag, med et gennemsnit år 1 på 0,12 og år 2 på 0,16 g pr m² pr. dag. På alle modeldambrug (undtagen Løjstrup) er nitrifikationsraten steget år 2, formentlig især grundet forbedret drift.

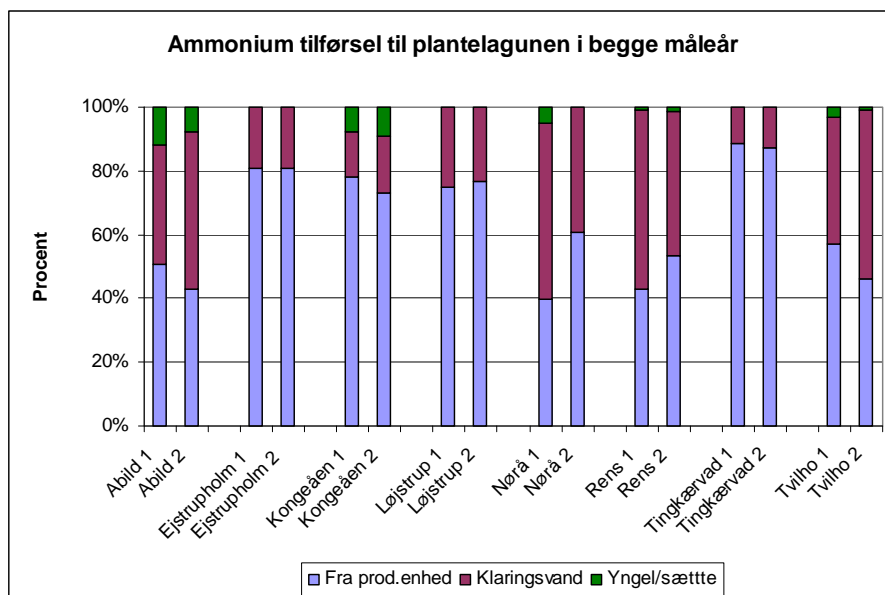
10.10 Plantelaguner

I dette afsnit vises stofkilderne til og tilbageholdelse over plantelagunerne.

Plantelagunerne modtager vand fra produktionsenhederne, yngel/sættefiskeanlæg og klaringsvand fra slambassin. Ved 4 modeldambrug er afløb fra produktionsenheden hovedkilden (75-90 %) til ammonium kvælstof til plantelagunerne (figur 10.30). For de øvrige fire modeldambrug kommer ca. halvdelen af ammonium tilførslen til plantelagunerne med klaringsvandet.

For nitrat-nitrit (ikke vist) modtager plantelagunerne for alle 8 modeldambrug ca. 99 % fra afløbet fra produktionsenheder, og kun få promille med klaringsvandet.

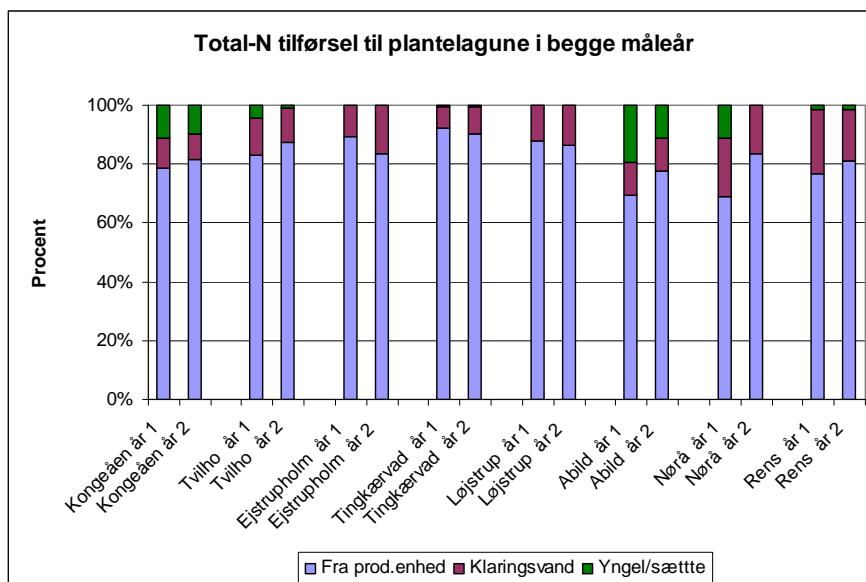
Den væsentligste kilde til total kvælstof kommer fra produktionsenhederne med 70-90 % og kun 10-20 % fra klaringsvandet (figur 10.31). For total fosfor kommer 30-90 % fra klaringsvandet (figur 10.32). For organisk stof er der dambrug, hvor hovedparten kommer med klaringsvandet, og enkelte hvor det er produktionsvandet der dominerer som stofkilde (figur 10.33).



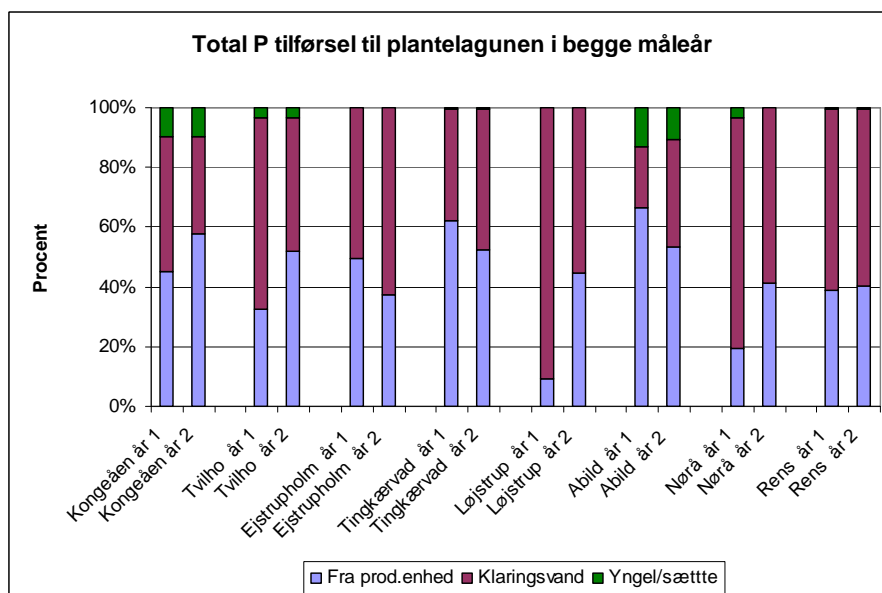
Figur 10.30 Den procentvise fordeling af ammonium kvælstof tilførsel til plantelagunen fra produktionsenhederne, klaringsvand fra slambassinnet og evt. fra yngel/sætttefiskeanlæg i de to måleår.

Plantelagunens rensesgrad er beregnet som forskellen mellem hvad der bliver målt tilført af stof fra produktionsenhederne, klaringsvand og yngel/sætttefisk og den målte mængde stof, der løber fra plantelagunen til vandløbet. Endvidere er der beregnet en urealistisk worst-case situation for effekten af den manglende vandbalance. I de tilfælde, hvor der er en nettoudsivning gennem bund tillægges en opløst stofmængde ved at gange nettoudsivning vandmængde med koncentrationen af opløst stof i indløb til plantelagunen og dette adderes målt udløb fra dambruget (se mere i bilag, kapitel 16.3.10). Der forudsættes ikke tab af partikler med nedsivningsvandet. Er der tale om en netto indsivning beregnes indsivende stofmængder som indsevet vandmængde ganget med koncentrationen af opløst stof i vandindtagene til dambruget. Dette tillægges inputtet til plantelagunen.

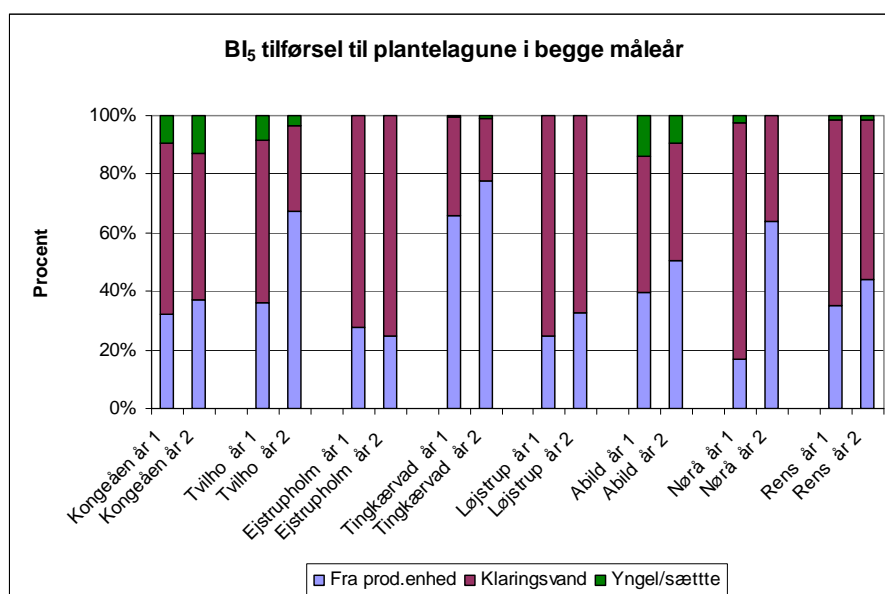
Det skal understreges igen, at worst-case beregningen ikke er faglig realistisk. Den forudsætter dels, at der i det udsivende vand fra plantelagunen ikke når at ske nogen stoftilbageholdelse/-omsætning (dvs. reelt at vandet mistes i indløb til plantelagunen og løber lige i vandløbet) og dels, at der ikke sker stofomsætning/-tilbageholdelse når nedsivningsvandet passerer jordlag under plantelagunerne, samt at al nedsevet vand når vandløb eller grundvand, så det er det usandsynlige værste scenarie for lave rensesgrader. Ved nettoindsivning vil det være et absolut minimumsestimat for ekstra stofinput at anvende koncentrationer fra indtagsvandet, således at der gives et mindste estimat på rensesgraderne.



Figur 10.31 Den procentvise fordeling af total kvælstof tilførsel til plantelagunen fra produktionsenhederne, klaringsvand fra slambassinnet og evt. fra yngel/sætttefiskeanlæg i de to måleår.



Figur 10.32 Den procentvise fordeling af total fosfor tilførsel til plantelagunen fra produktionsenhederne, klaringsvand fra slambassinnet og evt. fra yngel/sætttefiskeanlæg i de to måleår.



Figur 10.33 Den procentvise fordeling af organisk stof målt som BI5 tilførsel til plantelagunen fra produktionsenhederne, klaringsvand fra slambassinet og evt. fra yngel/sætttefiskeanlæg i de to måleår.

Da plantelagunerne er af meget forskellig størrelse er rensegraden i stedet udregnet som stoffjernelse pr. dag pr. m². I tabel 10.5a er opsummeret resultater angivet som gennemsnit af målte fjernelser pr. m² plantelagune pr. dag og tilhørende standardafvigelse og tilsvarende for en worst case beregning i tabel 10.5b.

	Ammonium N	Nitrit-nitrat N	Total N	Opløst P	Total P	BI ₅	COD
	R _N	R _N	R _N	R _N	R _N	R _N	R _N
Gens. år 1	0,52	1,54	2,96	0,05	0,22	5,49	15,59
Std. år1	0,55	0,53	1,07	0,14	0,20	2,07	6,15
Gens. år 2	0,36	1,85	2,87	0,06	0,21	3,91	12,13
Std. år2	0,35	0,96	0,97	0,07	0,09	2,11	6,27

Tabel 10.5a Gennemsnit af målte stoffjernelsesrater (g pr. m² plantelagune pr. dag) S_N og tilhørende standardafvigelser (STD) for de otte modeldambrug for 1. og 2. måleår.

	Ammonium N	Nitrit-nitrat N	Total N	Opløst P	Total P	BI ₅	COD
	R _{N-WC}	R _{N-WC}	R _{N-WC}	R _{N-WC}	R _{N-WC}	R _{N-WC}	R _{N-WC}
Gens. år 1	0,13	0,64	1,65	0,00	0,17	5,34	14,68
Std. år1	0,43	0,49	0,66	0,13	0,21	2,26	6,16
Gens. år 2	0,11	1,14	1,89	0,02	0,16	3,69	10,98
Std. år2	0,29	0,78	0,78	0,05	0,07	2,24	6,57

Tabel 10.5b Gennemsnit af beregnede worst case stoffjernelsesrate S_{N-WC} og tilhørende standardafvigelser (STD) for de otte modeldambrug for 1. og 2. måleår.

Ammonium vil kun i begrænset omfang omsættes i plantelagunerne, men der kan ske en vis nitrifikation, hvis der er tilstrækkeligt med ilt tilstede. Tilbageholdelsen af ammonium kvælstof er generelt mindre i andet måleår og ligger typisk på et niveau fra 0,3- 0,7 g pr. dag pr. m² (figur 10.34). Gennemsnittet for målte værdier på de 8 modeldambrug er på 0,52 g ammonium kvælstof pr. m² pr. dag år 1 mod 0,36 g år 2. Worst case gennemsnittet er ca. 0,12 g pr. m² pr. dag. Der er for ammonium relativt store forskelle mellem de målte værdier og worst case på nær for de

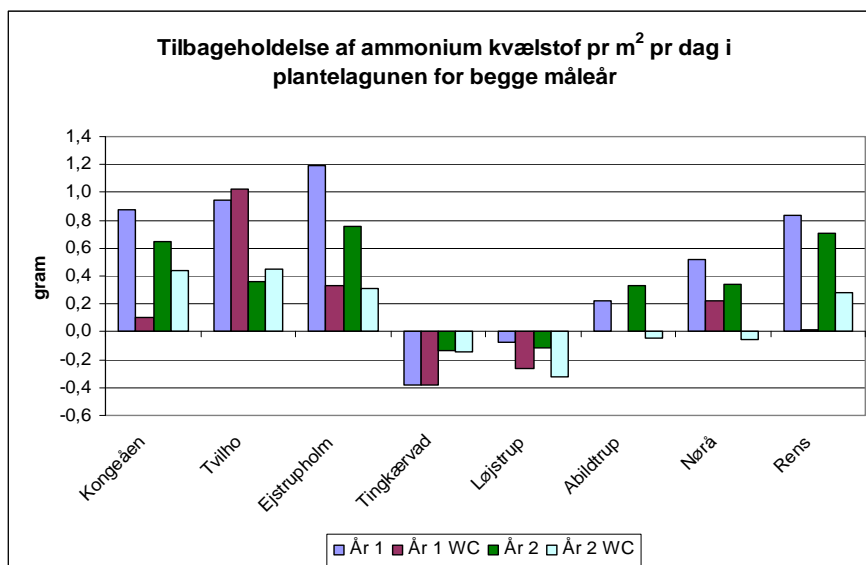
to dambrug, der har nettoindsivning vandindsivning i plantelagunen, Tvilho og Tingkærvad Dambrug. Her er der tale om en negativ tilbageholdelse, hvilket tyder på en tilførsel via bunden i plantelagunen.

Nitrit-nitrat tilbageholdes i betydeligt omfang, med 1-3 gram pr. m² pr dag for de fleste modeldambrug med et målt gennemsnit på 1,54 g pr. m² pr. dag år 1 og 1,85 g pr. m² pr dag år 2 (figur 10.35). Worst case beregning giver ca. 0,7 g mindre. Nitrat omsætningen kan være underestimeret, hvis der sker nitrifikation, som danner nitrat i plantelagunen.

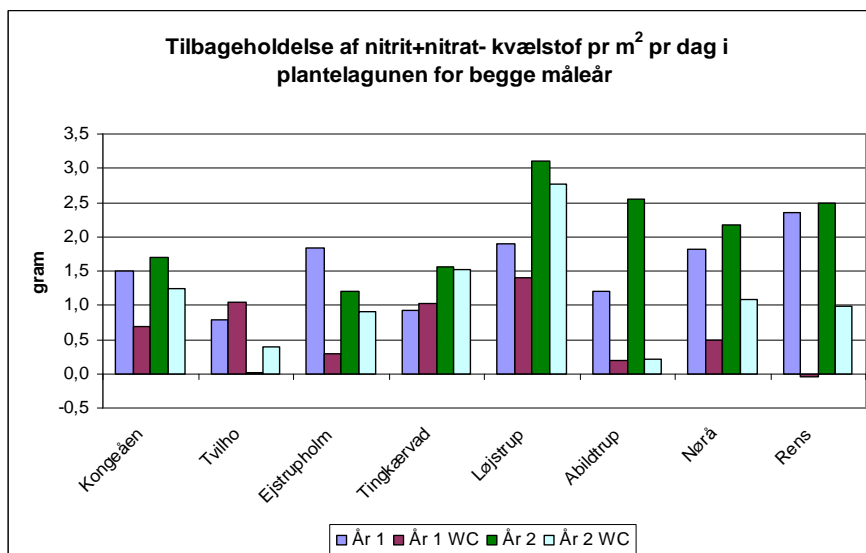
Tilbageholdelsen af total kvælstof ligger for de fleste målte værdier på 2-4 g pr. dag pr m² (figur 10.36) med ret ens gennemsnit de to måleår på hhv. 2,96 og 2,87 g pr. m² pr. dag. Worst case betragtningen sænker værdierne med ca. 1 g pr. m² pr. dag. De næsten 3 g pr. m² pr. dag er væsentligt over forudsætningen i *Bekendtgørelse for Modeldambrug (2002)* som var på 1 g pr. m² pr. dag.

Den målte total fosfor tilbageholdelse er for de fleste dambrug på 0,1-0,3 g P pr. m² pr. dag (figur 10.37). Det målte gennemsnit er næsten ens for de to måleår med hhv. 0,22 og 0,21 g P pr. m² pr. dag. Kun for Abild og Rens Dambrug er der betydelige forskelle mellem de målte værdier og worst case scenariet som i gennemsnit er 0,05 g P lavere end de målte værdier. På Døstrup Dambrug blev der fundet tilbageholdelsesrater på 0,03-0,07 g P pr. m² pr. dag.

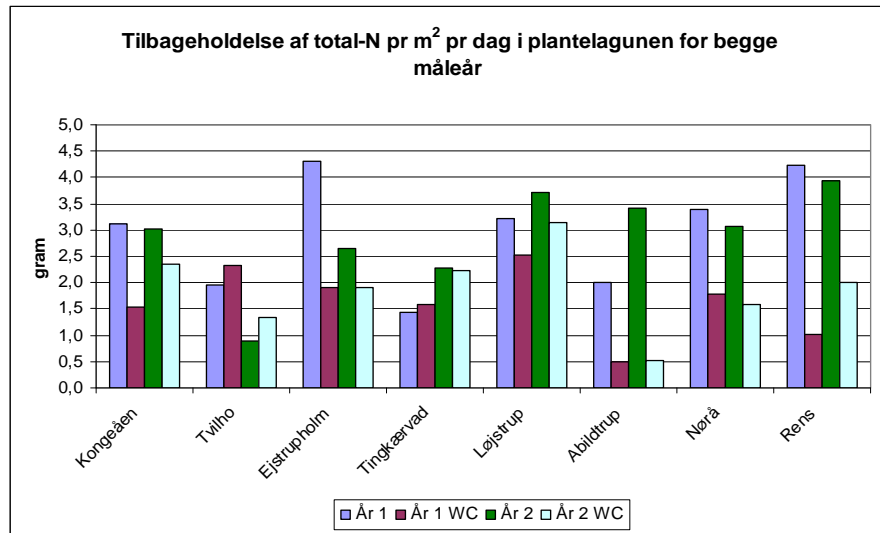
For organisk stof målt som BI₅ ligger de fleste målte tilbageholdelser mellem 3 og 8 g pr. m² pr. dag. For Tvilho og Nørå dambrug er der tale om et stort fald i tilbageholdelsen fra første til andet måleår (figur 10.38). Det målte gennemsnit første måleår er 5,49 g pr. m² pr. dag som falder til 3,91 g pr. m² pr. dag, idet de fleste af modeldambrugene har lavere BI₅ omsætning i plantelagunerne år 2. Dette kan bl.a. hænge sammen med at opholdstiden er øget i flere af modeldambrugenenes produktionsanlæg så der omsættes mere stof her. Kun for Abildtrup Dambrug er der en større forskel mellem den målte værdi og worst case beregningen. Med mindst 4 g pr. m² pr. dag ligger tilbageholdelsen knap en faktor 2 højere end på Døstrup Dambrug (Fjorback et al., 2003).



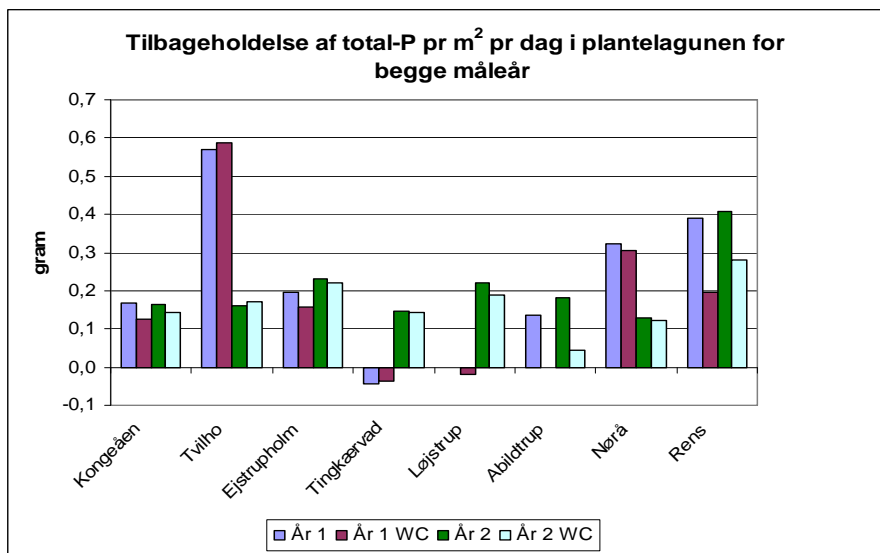
Figur 10.34 Ammonium-kvælstof tilbageholdelsen i gram pr dag pr m² plantelagune for begge måleår, målte værdier såvel som worst case (WC) beregninger.



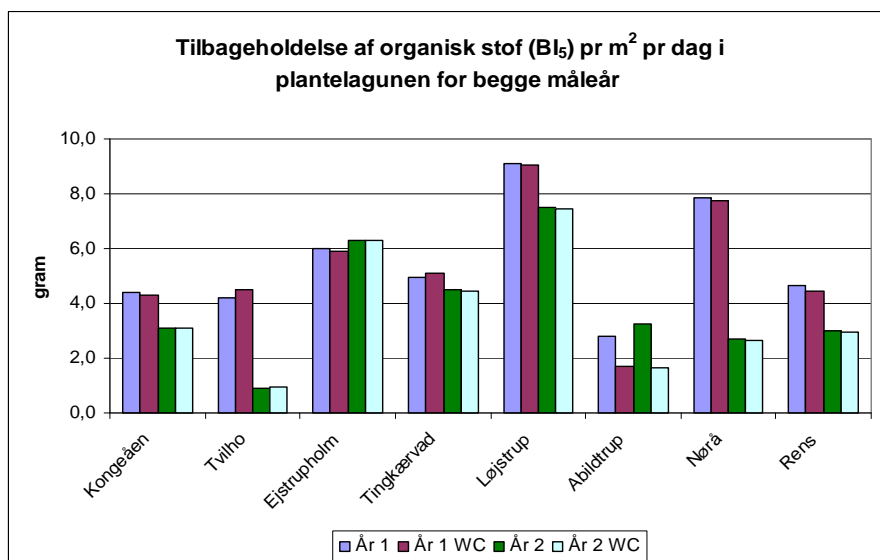
Figur 10.35 Nitrit+nitrat- kvælstof tilbageholdelsen i gram pr dag pr m² plantelagune for begge måleår, målte værdier såvel som worst case (WC) beregninger.



Figur 10.36 Total kvælstof tilbageholdelsen i gram pr dag pr m² plantelagune for begge måleår, målte værdier såvel som worst case (WC) beregninger.



Figur 10.37 Total fosfor tilbageholdelsen i gram pr dag pr m² plantelagune for begge måleår, målte værdier såvel som worst case (WC) beregninger.



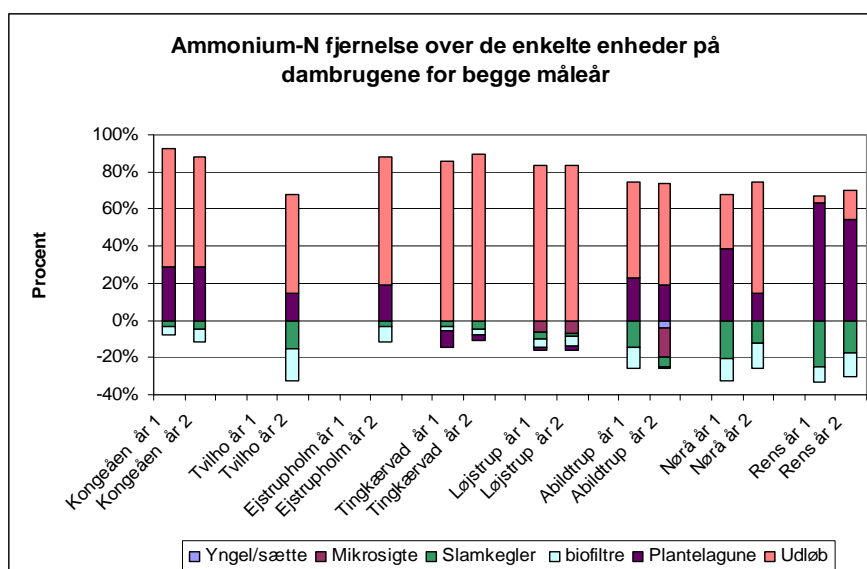
Figur 10.38 BI₅ tilbageholdelsen i gram pr dag pr m² plantelagune for begge måleår, målte værdier såvel som worst case (WC) beregninger.

10.11 Hvor renses hvad på dambruget

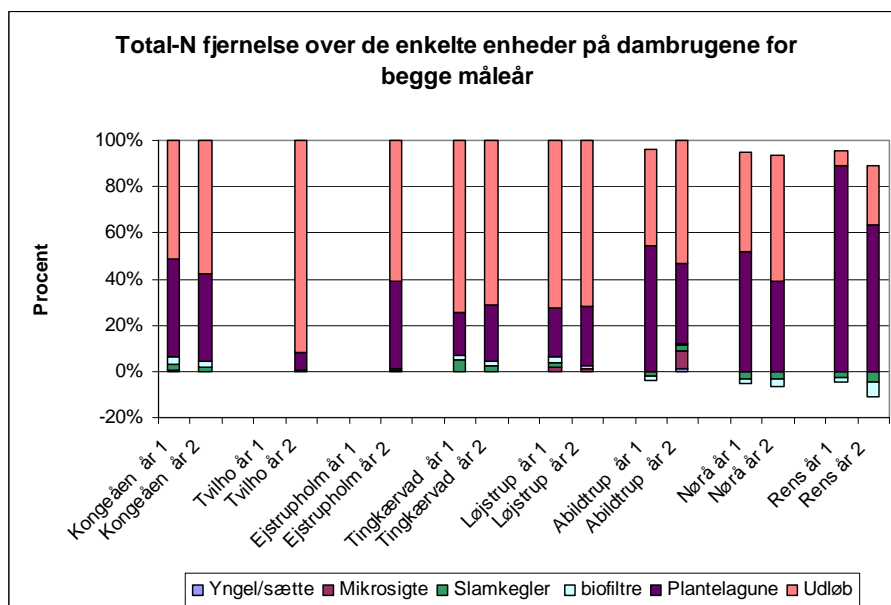
For at få et samlet overblik over, hvor på dambruget de forskellige stoffer fjernes er resultaterne fra de forskellige delkapitler (10,7, 10,8 og 10,10) samlet her. Figurerne 10.39-10.43 viser stoffjernelsen specificeret ud på mikrosigte, slamkegle, biofilter, plantelagune og udløb til vandløbet. Hvis det har været muligt at opgøre stoffjernelse over yngleanlæg, sættefisk og leveredam er de angivet samlet under yngel/sættefisk. Opgørelsen er foretaget alene på baggrund af de målte værdier og ikke med et worse case scenarie. Der kan ikke beregnes stoffjernelse over slamkegler og biofiltre for Tvilho og Ejstrupholm Dambrug det første måleår. Da vandtabet over plantelagunen på Rens Dambrug er usædvanligt stort (henholdsvis 93 og 62 % i første og andet måleår) vil tallene herfra ikke være særligt repræsentative, hvorfor resultaterne for Rens Dambrug kun er vist, men ikke omtalt i dette afsnit.

Stoftabet over produktionsanlægget består af fjernelse med slamkegler, biofiltre, mikrosigter (hvor disse findes) samt, hvor der er sættefisk og yngelanlæg, indgår disse også. Tabet med klaringsvandet er fordelt forholds-mæssigt på de rensekomponenter, som indgår som en del af produktionsanlægget.

For både ammonium kvælstof (figur 10.39) og total kvælstof (figur 10.40) sker det største tab med udløbet fra plantelagunerne til vandløbet. Næstvigtigst er fjernelse i plantelagunen. For Abildtrup og Nørå Dambrug betyder udløbet mindre end for de øvrige dambrug. Der sker tydeligvis er netto-produktion af ammonium kvælstof i biofilter og slamkegler.

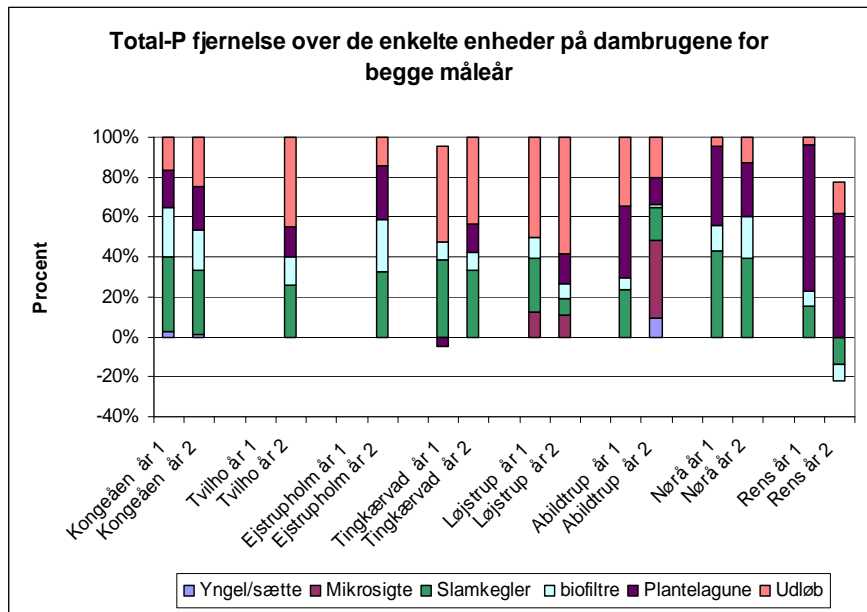


Figur 10.39 Ammonium-kvælstof fjernelsen over dambruget fordelt procentvis over yngel/sættefiskeanlæg, mikrosigter, slamkegler, biofilter plantelagune og udløb til vandløbet for de 2 måleår.

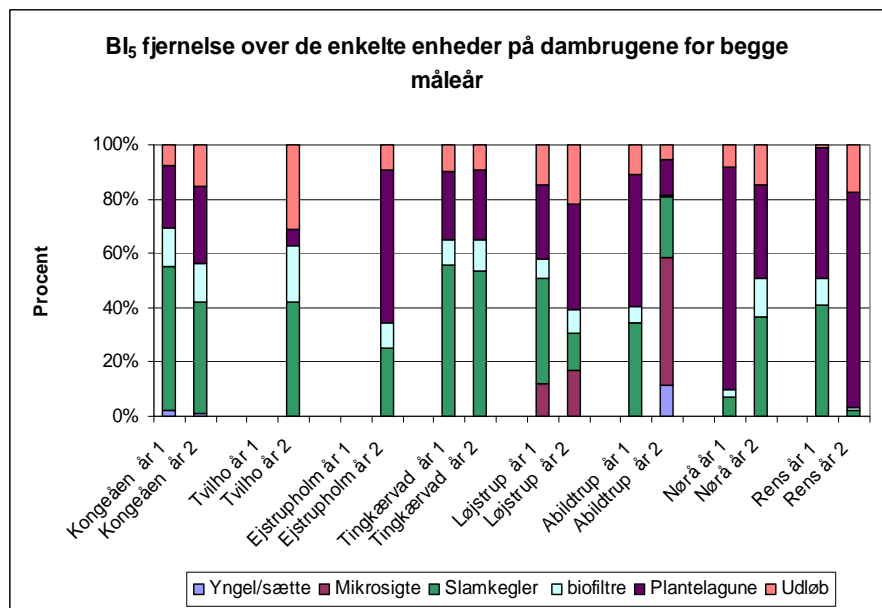


Figur 10.40 Total-kvælstof fjernelsen over dambruget fordelt procentvis over yngel/sættefiskeanlæg, mikrosigter, slamkegler, biofilter plantelagune og udløb til vandløbet for de 2 måleår.

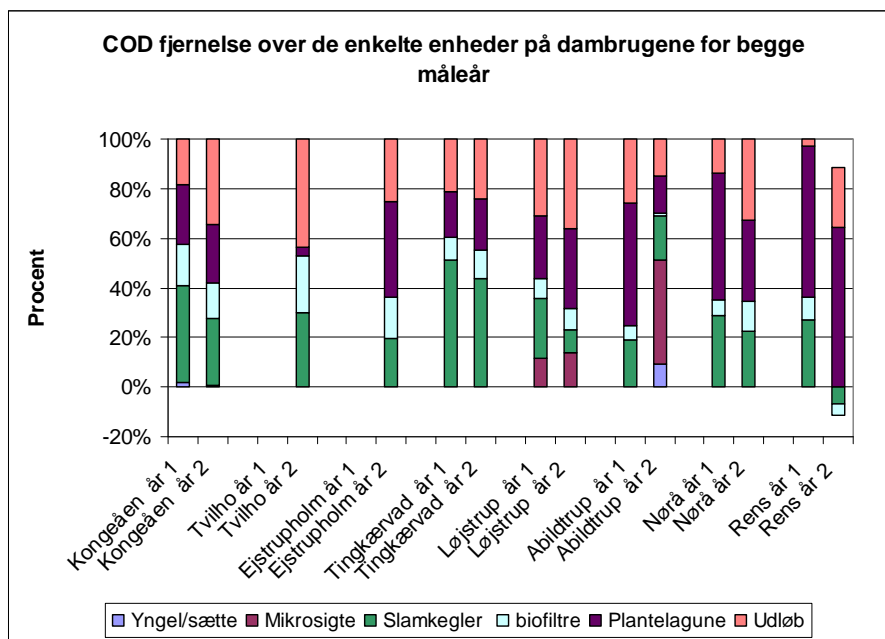
For Tingkæravad og Løjstrup Dambrug tabes halvdelen af total fosfor som udløbet til vandløb. Tingkæravad har en indsvinning i plantelagunen med en forholdsvis høj fosforkoncentration (figur 10.41). For de øvrige dambrug sker den betydeligste fjernelse af fosfor i slamkegler og biofilter og med en betydelig fjernelse også i plantelagunen. For Nørå Dambrug er rensning i slamkegler slået sammen med rensning over mikrosigte (ekstensivt målt dambrug). På Nørå Dambrug fjernes en stor fosforandel over plantelagunen.



Figur 10.41 Total-fosfor fjernelsen over dambruget fordelt procentvis over yngel/sættefiskeanlæg, mikrosigter, slamkegler, biofilter plantelagune og udløb til vandløbet for de 2 måleår.



Figur 10.42 Organisk stoffjernelsen målt som BI₅ over dambruget fordelt procentvis over yngel/sættefiskeanlæg, mikrosigter, slamkegler, biofilter plantelagune og udløb til vandløbet for de 2 måleår.



Figur 10.43 Organisk stoffjernelsen målt som BI₅ over dambruget fordelt procentvis over yngel/sættefiskeanlæg, mikrosigter, slamkegler, biofilter plantelagune og udløb til vandløbet for de 2 måleår.

Fjernelsen af organisk stof målt som BI₅ (figur 10.42) og COD (figur 10.43) sker især i slamkegler og biofiltre, men også mikrosigten fjerner en del. På Abildtrup dambrug overtager mikrosigten, indsat i andet måleår, betydningen fra slamkegler og biofilter. Plantelagunen er også et vigtigt sted for BI₅-fjernelse. Tabet til vandløbene udgør typisk 5-20 % af det samlede stoftab af BI₅ og 20-40 % for COD. Det procentuelle stoftab er større end rensegraderne for BI₅ og COD over dambruget umiddelbart tilsiger, da nettorensgraderne jo er relateret til produktionsbidraget, mens vi i dette afsnit ser på, hvor al tilført stof ender, dvs. noget af stoffet med indtagsvandet når nødvendigvis vandløbet, som det jo også ville have gjort under alle omstændigheder også uden det var taget ind til produktion.

Generelt er der kun mindre forskydninger i betydningen af de enkelte renseforanstaltninger for de forskellige stoffer mellem de to måleår, med mindre der er sket konstruktionsmæssige forandringer som på Abildtrup Dambrug, hvor der andet måleår blev sat meget effektive mikrosigter op.

11 Planter i plantelagunerne

Dette kapitel omhandler plantedækningsgrader og plantebiomassen i plantelagunerne samt indholdet af kvælstof og fosfor i planterne. En beskrivelse af de anvendte felt- og beregningsmetoder findes i henholdsvis bilag 16.1.8 og 16.3.12.

Planterne er interessante ift. stofrensning og omsætning, fordi de både tjener som overflade for mikroorganismer (biofilm), er med til at omsætte kvælstof, optager opløst kvælstof og fosfor i plantebiomassen samt påvirker strømforholdene, så der kan ske forøget sedimentation af partikler. Planternes dækningsgrad, biomasse og indhold af kvælstof og fosfor i plantern er derfor målt for at kunne relatere det til betydningen af stoftilbageholdelse/omsætning over plantelagunerne.

11.1 Udvikling i plantedækningsgrad i lagunerne

Artssammensætning og plantedækningsgrad er blevet bestemt 11 gange i plantelagunerne i de 8 modeldambrug i perioden fra efteråret 2005 til efteråret 2007. Planternes samlede dækningsgrad varierer betydeligt mellem de enkelte anlæg. Bortset fra lagunerne i Ejstrupholm og Løjstrup som starter med en dækningsgrad på 1-10 % i 2005 begynder de de øvrige 6 plantelaguner med dækningsgrader på 60-85 %. I Ejstrupholm sker der herefter hurtigt en tilgroning af plantelagunernes damme og kanaler, hvorimod tilgroningen af de nyetablerede plantelaguner i Løjstrup først begynder i løbet af sommeren 2007. Etablering af vegetationen i Løjstrup er dog formentlig endnu ikke afsluttet, idet andelen af rodfæstede planter, bestående næsten udelukkende af Sødgræs, i september 2007 fortsat kun er på ca. 10 %.

I de seks plantelaguner som starter med en høj dækningsgrad er dækningsgraden i efteråret 2007 af samme størrelsesorden som i efteråret 2005. I alle plantelaguner ses en enten svag, lidt mere tydelig eller meget markant tendens til lavere dækningsgrader i perioden vinter og tidligt forår.

11.2 Dominerende plantearter

De dominerende plantearter i plantelagunerne er vist i tabel 11.1. Vurderet ud fra dækningsgraden er Sødgræs og Liden Andemad de to mest dominerende arter. De forekommer i alle plantelaguner og på stort set alle prøvetagningsdage. Trådalger blev ligeledes registreret i alle lagunesystemerne, men havde en langt mere sporadisk og kortvarig forekomst, som typisk bestod af et forårsmaksimum. Brøndkarse og Dunhammer forekommer kun i enkelte af plantelagunerne, hvor de imidlertid i september 2007 i Tvilho (Brøndkarse) og Tingkærvad (Dunhammer) er blandt de dominerende rodfæstede arter i plantedækningen (og plantebiomassen). De øvrige 3 arter der er medtaget i tabel 11.1 er blandt de sekundært dominerende arter i plantedækningen, som dog ikke på noget tidspunkt er reelt betydende i biomassen (se senere).

	Kongeåen	Tvilho	Ejstrup- holm	Tingkær- vad	Løjstrup	Abildtrup	Nørå	Rens
Sødgræs	15-57	3-9	4-58	34-57	0,3-10	46-73	14-59	10-18
Liden Andemad	6-44	2-28	2-53	5-44	0-72	3-33	7-59	3-69
Brøndkarse		2-38		1-15				
Vandpest	0,1-5	0-20	0-14	2-18				
Smalbladet Mærke	1-4						1-7	
Trådalger	0-12	0,5-71	0-33	0-8	0-14	0-23	0-26	0-14
Vandstjerne		1-9	0,2-18			0-5	0,1-32	0,3-4
Dunhammer				1-16				

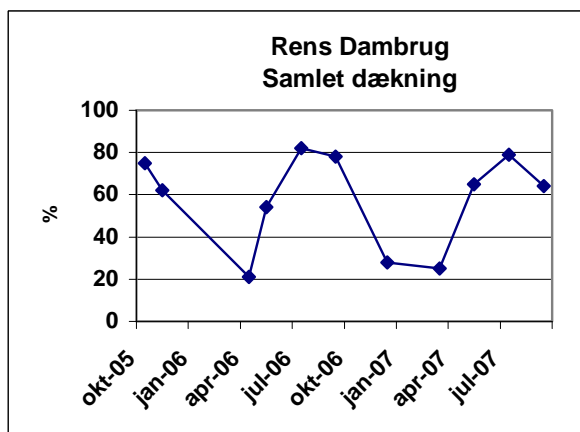
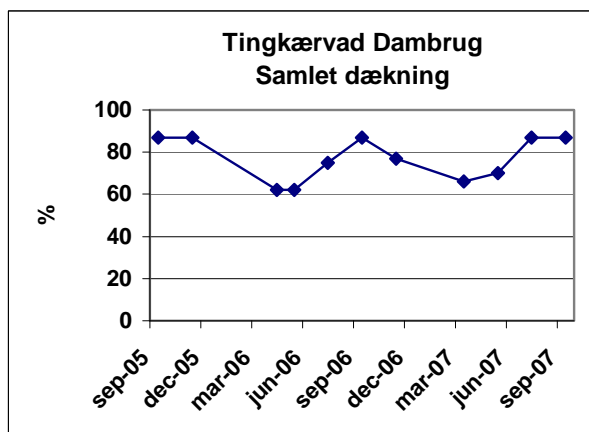
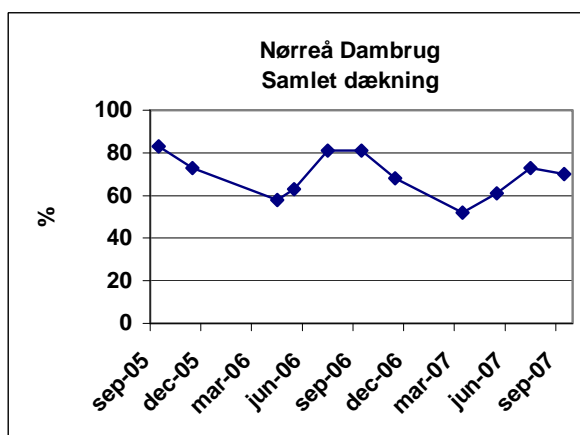
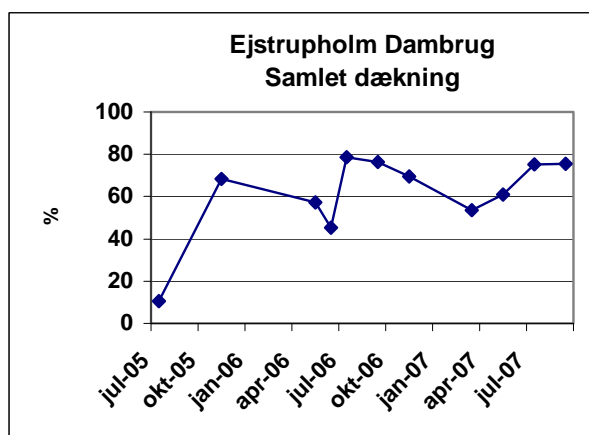
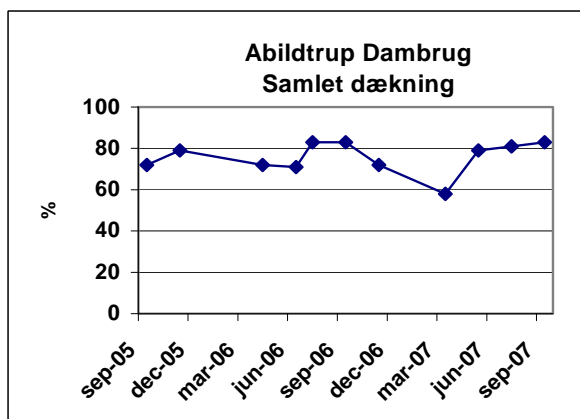
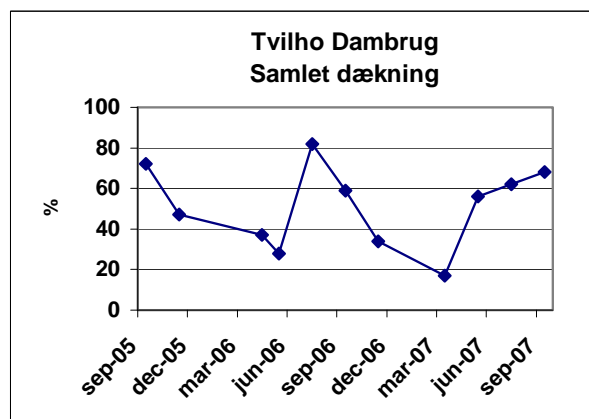
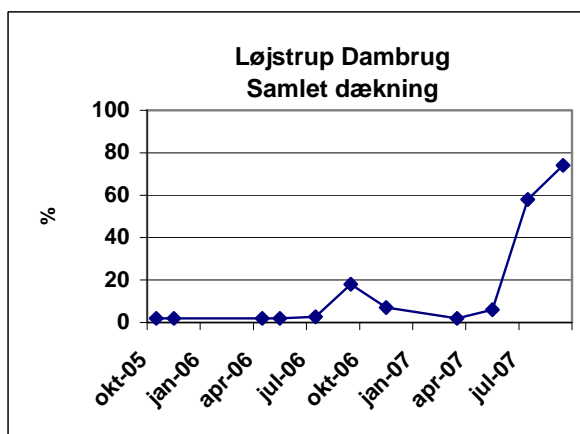
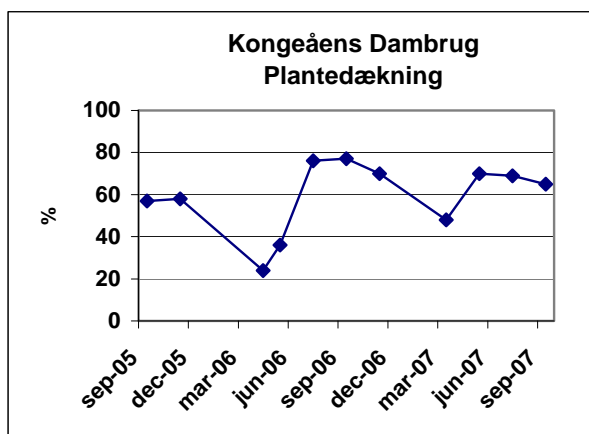
Tabel 11.1 Dominerende plantearter i de 8 plantelaguner i perioden september 2005 til september 2007. Værdierne angiver minimale og maksimale dækninger af de enkelte arters procentvise dækning

11.3 Udvikling i plantebiomassen

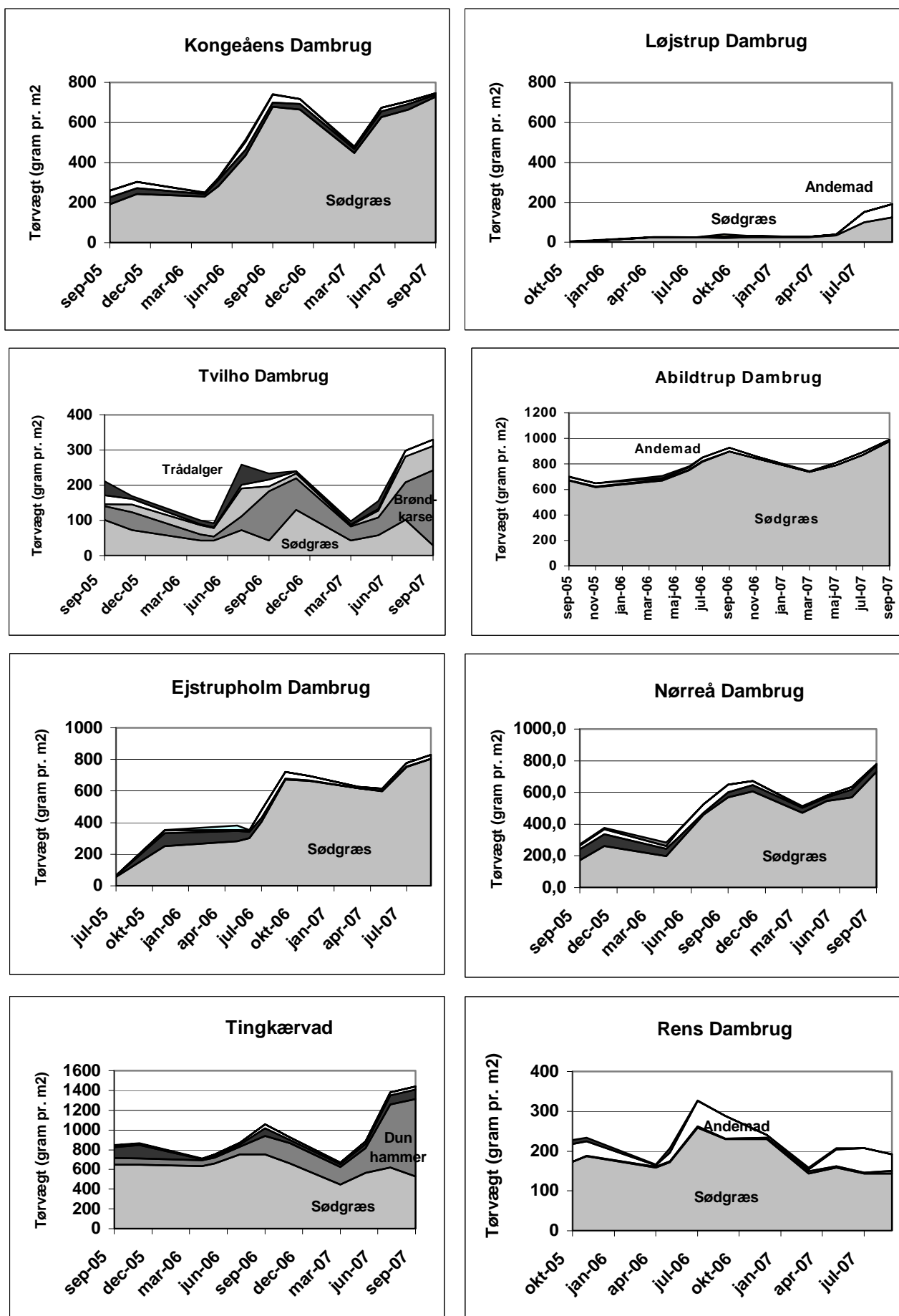
Plantebiomassen er i figur 11.2 vist for de dominerende plantearter i de 8 plantelaguner. Med henblik på sammenligning af de enkelte anlæg er der foretaget en omregning fra totale mængder til biomasse (gram tør-vægt) pr. m² plantelagune. Sødgræs er set som helhed den klart dominerende art, og udgør i 6 af de 8 lagunesystemer mere end 90 % af de rod-fæstede planters biomasse i september 2007. I Tvilho er både Sødgræs og Brøndkarse dominerende gennem hele prøvetagningsperioden, men med væsentligt mere Brøndkarse i september 2007. I Tingkær vad udgør Sødgræs hovedparten af biomassen gennem perioden, men med Dunhammer som svagt dominerende i efterår 2007.

Den generelle tendens i udviklingen af plantebiomassen er en enten betydelig (Kongeå, Ejstrupholm, Tingkær vad og Nørå) eller lidt svagere (Tvilho, Løjstrup og Abildtrup) stigning i plantebiomassen. Rens viser ingen stigning gennem perioden.

Eftersom det er hensigtsmæssigt, at der er etableret plantedække når produktionen starter vil gamle jorddamme med en eksisterende frøpulje og med mulighed for spredning fra eksisterende plantevækst være at foretrække fremfor at grave helt nye laguner på en mark, hvor der ikke umiddelbart har vokset vandplanter gennem længere tid og hvortil spredningsmulighederne fra vandløb o.l vil være begrænsede.



Figur 11.1 Den samlede dækningsgrad for planterne i de 8 plantelaguner i perioden september 2005 til september 2007. Beskrivelse af registreringen af dækningsgraden findes i bilag 16.1.5.



Figur 11.2 Plantebiomassen angivet som tørsvægt (gram pr. m² plantelagune) i de 8 plantelaguner i perioden september 2005 til september 2007. Bemærk de varierende akse skalaer for tørsvægten.

11.4 Dominerende planters indhold af kvælstof og fosfor

De dominerende plantearters indhold af kvælstof og fosfor er beregnet ud fra plantebiomassen samt prøver udtaget af udvalgte arter i september 2006 og september 2007 (ved maksimal plantebiomasse). Planterne er efterfølgende analyseret for indhold af kvælstof og fosfor, og indholdet er udtrykt som gram N eller P pr. kg tørvægt af planterne.

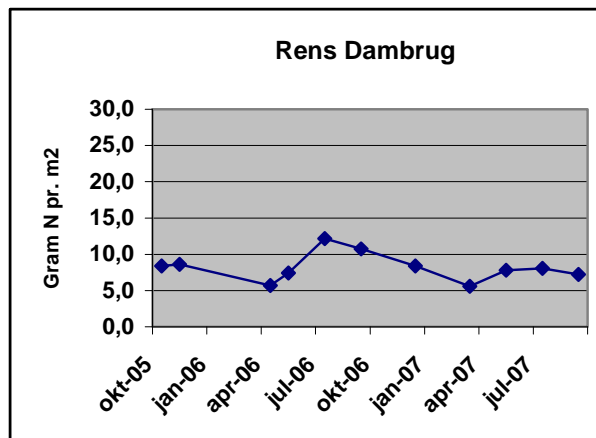
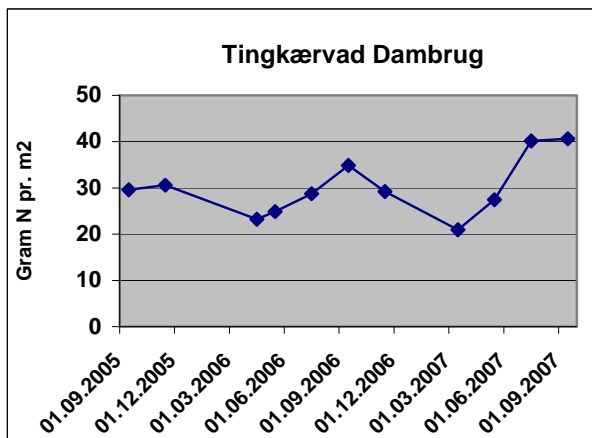
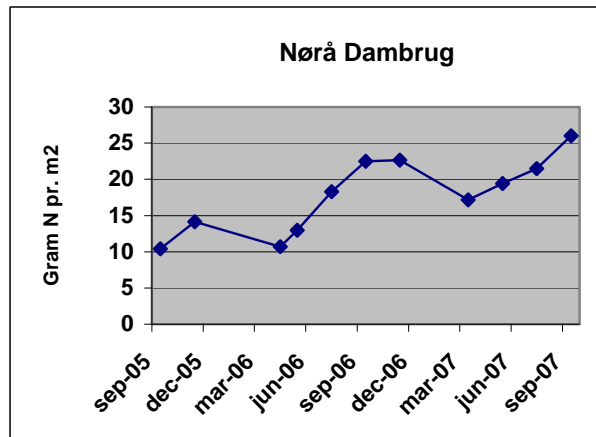
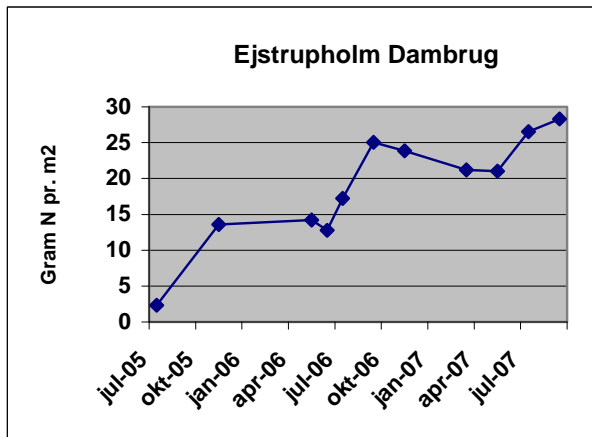
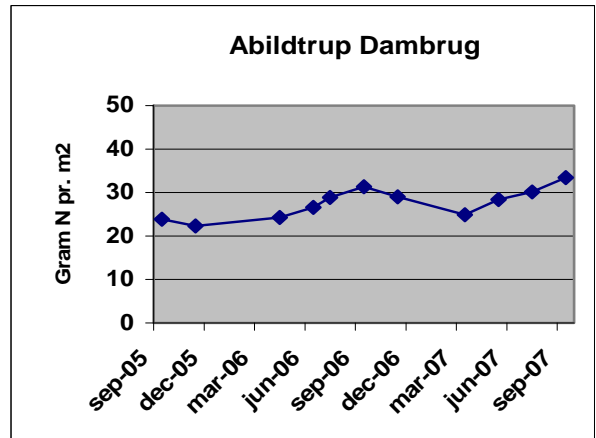
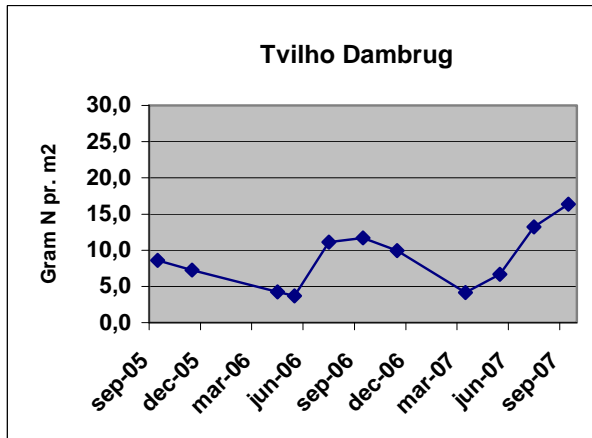
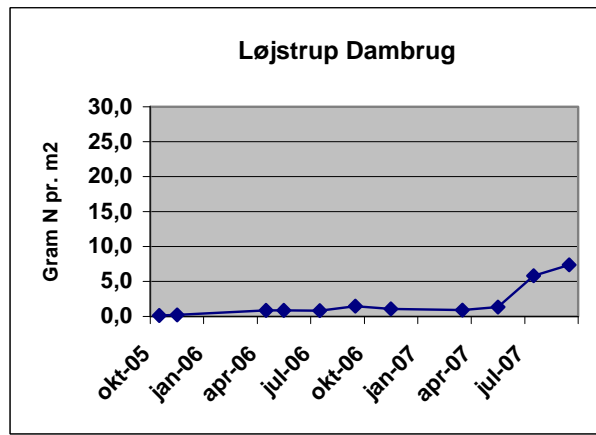
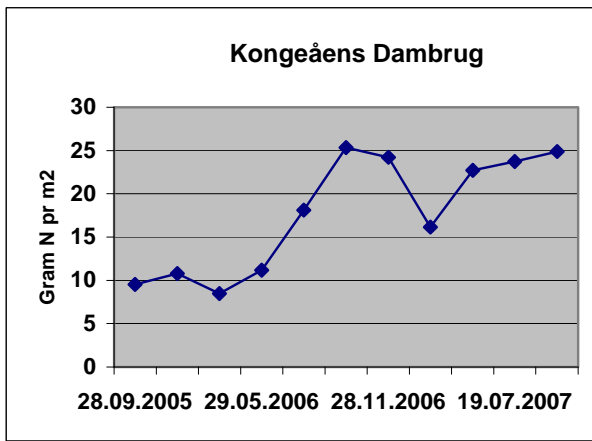
Art	Kvælstof (g N pr. kg tørvægt)	Fosfor (g P pr. kg tørvægt)
Sødgræs (n = 28)	32,9-33,8	4,2-4,3
Liden Andemad (n = 26)	49,6	8,7
Trådalger (n = 5)	41,1	8,5
Vandstjerne (n = 2)	53,9	28,6
Vandpest (n = 6)	48,3	14,8
Brøndkarse (n = 8)	52,0	7,4
Smalbladet Mærke (n = 9)	36,4	4,6
Dunhammer (n = 4)	21,1	3,8

Tablet 11.2 Indhold af kvælstof og fosfor i de fem dominerende plantearter i gennemsnit for de otte modeldambrug. Indholdet af kvælstof og fosfor er målt i prøver ved maksimal plantedække (september 2006 og 2007). Antallet af prøver for hver planteart er angivet (n). Sødgræs i de grødefyldte bassiner bestod af varierende andele af Manna Sødgræs og Høj Sødgræs.

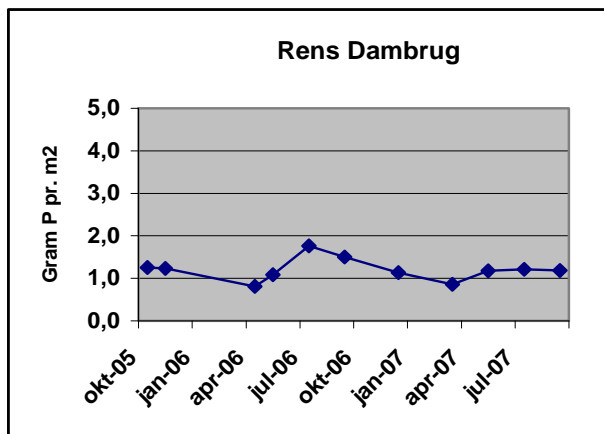
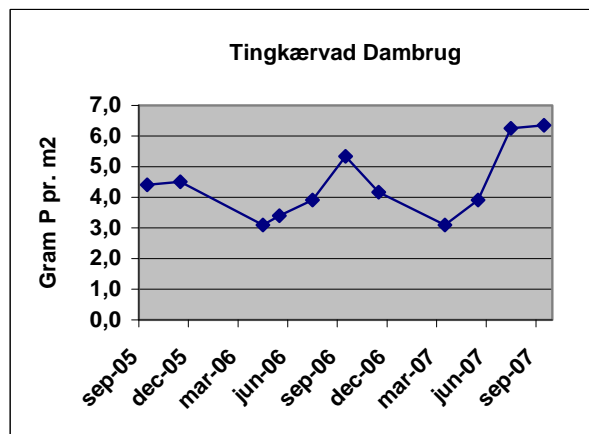
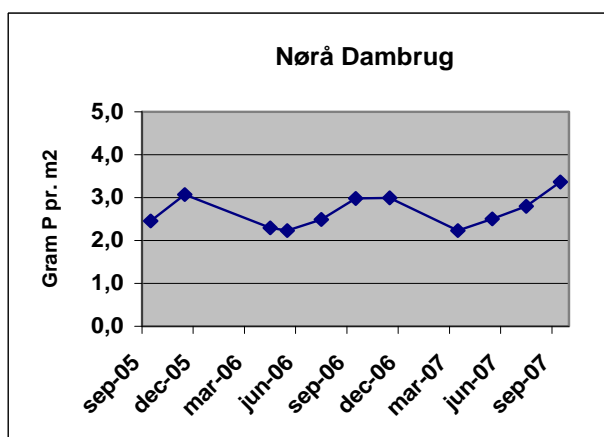
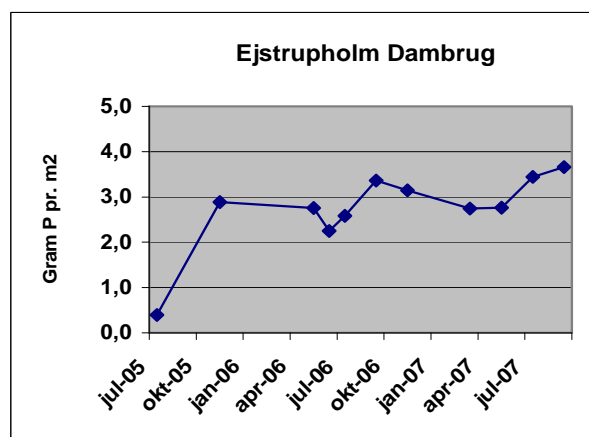
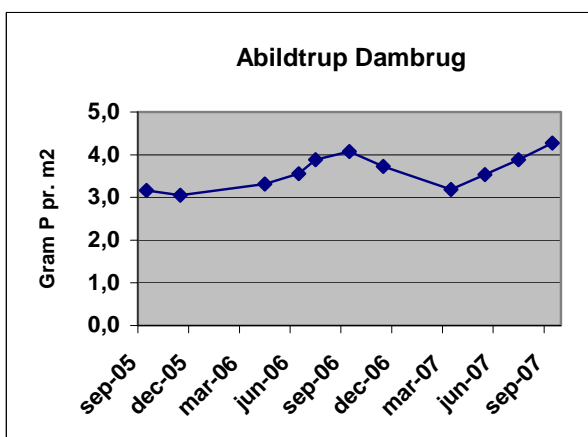
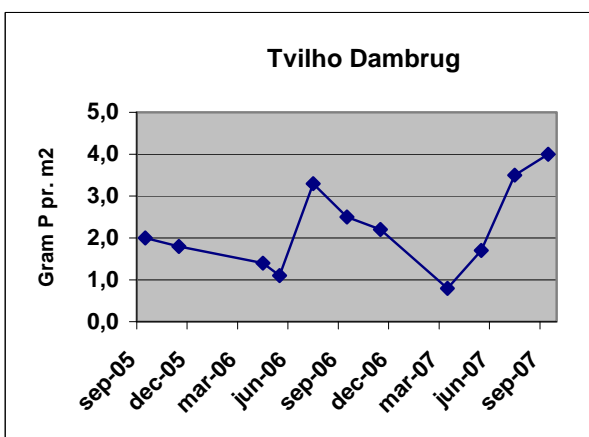
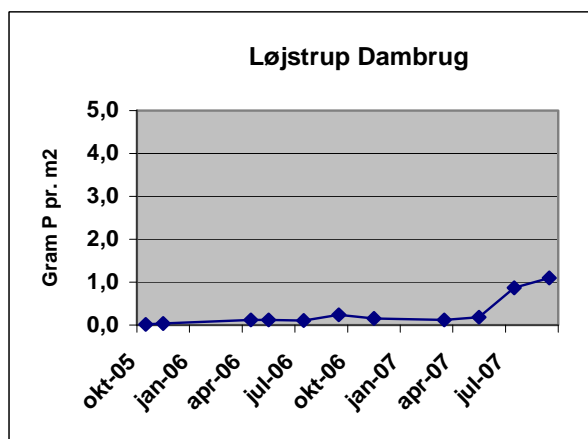
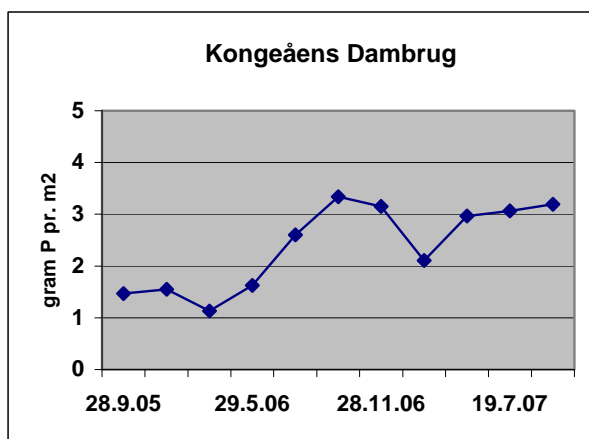
Indholdet af kvælstof og fosfor er angivet som variabelt for Sødgræs. Det skyldes, at kvælstof- og fosforindholdet er forskelligt for de to typer Sødgræs (Manna og Høj Sødgræs) og forholdet mellem Manna Sødgræs og Høj Sødgræs i laguneafsnittene er forskelligt. I plantelagunerne i Nørå og Løjstrup forekom kun Manna Sødgræs. I de øvrige plantelaguner udgjorde Manna Sødgræs 50-90 % af dækningen.

11.5 Udvikling i mængde af kvælstof og fosfor bundet i plantebiomassen

Det totale indhold af kvælstof og fosfor er vist i figurene 11.3 og 11.4. Overordnet set følger totalkurverne for kvælstof og fosfor den tilsvarende kurve for biomassen (planternes tørvægt). Dog med visse variationer for især fosformængden, idet de enkelte plantearters fosforindhold udviser større variation end kvælstofindholdet. Som følge af, at det primært er de subdominerende (mindre hyppigt forekommende) arter Vandstjerne, Vandpest og Dunhammer der har enten noget højere eller lavere indhold slår dette ikke markant igennem på mængden af kvælstof og fosfor.



Figur 11.3 Indholdet af kvælstof i plantebiomassen angivet som gram N pr. m² plantelagune i de 8 plantelaguner i perioden september 2005 til september 2007. Bemærk varierende y-akse skala.



Figur 11.4 Indholdet af fosfor i plantebiomassen angivet som gram P pr. m² plantelagune i de 8 plantelaguner i perioden september 2005 til september 2007. Bemærk varierende y-akse skala.

11.6 Måle- og analyseusikkerhed

Måleusikkerheden i forbindelse med registreringen af plantedækning er dels knyttet til, at der er anvendt en 6 delt skala for plantedækningen. Derudover er ikke alle damme i hvert dambrugs grødefyldte afsnit blevet undersøgt. For dambrug med mange grødefyldte damme er i størrelsesordenen halvdelen blevet undersøgt, mens alle damme er undersøgt i de tilfælde, hvor der kun har været få damme.

Med hensyn til plantebiomassen er denne kun undersøgt for de dominerende arter, dvs. at arter med sporadisk forekomst ikke er medtaget. I praksis er der dog tale om at 95-98 % af biomassen er omfattet af de undersøgte arter.

Bestemmelsen af biomassen (tørvægt pr. m²) er kun foretaget i forbindelse med maksimal plantedækning i september måned. Dette indebærer at, eventuelle variationer i planternes tørvægtsprocent hen gennem året ikke er registreret (forudsættes konstant).

Indholdet af kvælstof og fosfor er kun bestemt på planteprøverne fra september bortset fra trådalger, som er indsamlet om foråret ved maksimal dækning. En eventuel variation i planternes indhold af kvælstof og fosfor hen gennem året afspejles således ikke ved hjælp af de udtagne prøver. Variationen forventes dog ikke at være særlig stor, da der er rigeligt med opløst kvælstof og fosfor til optag i planterne gennem hele måleperioden.



Figur 11.5 Opstrøms del af plantelagunen ved Kongeåens Dambrug. Kanaler og gamle jorddamme er gravet sammen til et mænderende vandløbslignende system. Nederst til venstre de laguner der modtager klaret slamvand fra slambassinerne.



Figur 11.6 En del af plantelagunen ved Ejstrupholm Dambrug (ved udløbet fra dambruket) med en del vandplanter.



Figur 11.7 Plantelagunen ved Ejstrupholm Dambrug, set nedstrøms mod opstrøms. Bemærk de mange vandplanter i plantelagunen.



Figur 11.8 Nedstrøms del af plantelagunen ved Tingkærvad Dambrug. Forrest Høj Søgræs og i overfladen af plantelagunen en masse Andemad. Endvidere ses beluftning af vandet inden udløb til Vejle Å.



Figur 11.9 Nygravede sø-agtige plantelaguner ved Løjstrup Dambrug. Der gik næsten to år før egentlige vandplanter indvandrede.

12 Faunaforhold

Ved alle modeldambrug er der fastlagt en målsætning for vandløbsstrækningen op- og nedstrøms dambrugene. Målsætningen er baseret på smådyrsfaunaen. Dette kapitel omhandler smådyrsfaunaen og vandløbenes fysiske forhold op- og nedstrøms de otte modeldambrug.

12.1 Vandløbsfysiske forhold op- og nedstrøms dambrugene

Der er på alle lokaliteter med indsamling af smådyrfaunaen til bestemmelse af Dansk Vandløbsfaunaindeks (DVFI) foretaget bedømmelse af det vandløbsfysiske indeks (*Pedersen et al., 2007*) med henblik på at vurdere de enkelte vandløbs potentielle mulighed for at kunne rumme en alsidig smådyrfauna (tab. 12.1). Baggrunden herfor er, at fysisk varierede vandløb indeholder flere levesteder end fysisk forarmede vandløb. Forekomst af grus og sten i vandløbet giver derfor mulighed for forekomst af en række arter, som sjældent findes i vandløb der er helt domineret af sand. En stor del af faunaen knyttet til sten og grus er samtidigt arter, der generelt henhører til rentvandsfaunaen. Varierede vandløb med forekomst af sten og grus opnår generelt høje fysiske indeks værdier (typisk over 25-30). Ensartede vandløb, der er udrettede og har sandbund uden variation, har generelt lavere fysiske indeks værdier. I ekstreme tilfælde kan de fysiske indeksværdier ligge tæt på eller under nul. På baggrund af det anvendte indeks kan stort set alle de undersøgte vandløbsstrækningerne karakteriseres som værende i god eller moderat fysisk tilstand. De eneste to lokaliteter der falder uden for er Abild Å ved Abildtrup Dambrug som har meget fine fysiske forhold (37-41, høj tilstand), mens Grene Å ved Nørå Dambrug må karakteriseres som værende i ringe tilstand (4-11), faskinsat og med blød stedvis slammet bund).

Alt i alt betyder dette, at vandløbene som helhed har fysiske forhold der muliggør forekomst af en relativ varieret smådyrfauna med faunaklasser på mindst 5 og dermed mulighed for opfyldelse af vandløbenes målsætninger.

Vandløbsfysisk indeks			
Dambrug	Opstrøms lokalitet	"Midterste" lokalitet	Nedstrøms lokalitet
Kongeåens Dambrug	26-36	-	23-31
Tvilho Dambrug	24-30	-	17-20
Ejstrupholm Dambrug	21-31	-	13-22
Tingkærvad Dambrug	30-41	22-26	24-29
Løjstrup Dambrug	25-28	-	27-31
Abildtrup Dambrug	23-28	37-41	19-25
Nørå Dambrug	21-26	4-11	21-28
Rens Dambrug	18-21	21-24	15-20

Tabel 12.1 Vandløbsfysisk indeks fra lokaliteterne, hvor smådyrfaunaen er indsamlet i vandløbene op- og nedstrøms for dambrugene. Ved 4 af de 8 modeldambrug er smådyrfaunaen indsamlet på to lokaliteter, mens smådyrfaunaen ved de øvrige modeldambrug er indsamlet på tre lokaliteter. Betegnelsen "midterste station" dækker i denne sammenhæng over, at der ved Tingkærvad og Rens dambrug er tre på hinanden følgende lokaliteter, mens der ved Abildtrup og Nørå dambrug er en ekstra lokalitet placeret i et tilløb mellem op- og nedstrøms lokaliteterne. Værdierne i tabellen angiver minimums- og maksimumsværdier hen gennem måleperioden.

12.2 Faunabedømmelser op- og nedstrøms dambrugene

Smådyrfaunaen er blevet indsamlet på 2 eller 3 lokaliteter pr. dambrug ved hjælp af metoden beskrevet i *Miljøstyrelsen (1998)* og i *Skriver et al. (1999)*. Ud fra faunalisten er der herefter lavet en beregning af Dansk Vandløbs FaunaIndeks (DVFI). DVFI værdier for de i alt 194 fauna-prøver er angivet i tabel 12.2. Metoden er beskrevet i kapitel 16.

Faunalisterne er endvidere blevet gennemgået med henblik på en mere detaljeret vurdering af forholdene ved de enkelte dambrug gennem vurdering af faunasammensætningen og forekomsten af forureningstolerante og forureningsfølsomme arter af smådyr.

DVFI-værdierne og smådyrfaunaen i vandløbene udviser forskelle der bedst kan karakteriseres som værende specifikke for det enkelte vandløb. I tabel 12.2 viser dette sig ved at visse vandløb har DVFI-værdier på 6 og 7, mens andre har værdier typisk på DVFI 5 og 4. Dette er som helhed gældende såvel op- som nedstrøms for dambrugene. Årsagen hertil er primært, at de enkelte vandløb som helhed er påvirket i varierende grad af andre udledninger fra punkt- og diffuse kilder. Visse af vandløbene har derfor generelt en tilstand der kan karakteriseres som værende stort set upåvirket med høje DVFI-værdier (DVFI 6 og 7) og forekomst af en alsig smådyrfauna med tilstedeværelse af mange forureningsfølsomme (rentvandskrævende) arter af bl.a. slørvinger, døgnfluer og vårfluer. Andre vandløb derimod er som helhed påvirket af en række større eller mindre forureningskilder, hvilket betyder, at DVFI-værdier på 5 og 4 er fremherskende og smådyrfaunaen har i disse vandløb en meget sporadisk forekomst af arter, der kan karakteriseres som rentvandskrævende. Dette gælder generelt såvel op- som nedstrøms for de undersøgte dambrug. Der er i det følgende givet en fremstilling af forholdene separat for hvert enkelt dambrug.

Dansk Vandløbsfaunaindeks (DVFI)				
Kongeåens Dambrug	Institution	Kongeå, opstrøms	Kongeå, Nedstrøms	
Marts 2004	Ribe Amt	5	5	
December 2004	DMU	6	5	
Marts 2005	Ribe Amt	6	6	
September 2005	Ribe Amt	7	7	
September 2005	DMU	6	5	
Februar 2006	Ribe Amt	6	7	
Juni 2006	DMU	5	6	
September 2006	DMU	7	7	
Forår 2007	Vejen Kommune	6	6	
Maj 2007	DMU	7	7	
Tvilho Dambrug		Nørrebæk, opstrøms	Nørrebæk, Nedstrøms	
Marts 2004	Ribe Amt	5	5	
December 2004	DMU	5	6	
April 2005	Ribe Amt	5	5	
August 2005	Ribe Amt	5	7	
September 2005	DMU	7	5	
Februar 2006	Ribe Amt	5	5	
Juni 2006	DMU	5	5	
September 2006	DMU	6	5	
Forår 2007	Vejen Kommune	5	6	
Maj 2007	DMU	5	5	
Ejstrupholm Dambrug		Holtum Å, opstrøms	Holtum Å, Nedstrøms	
April 2004	Vejle Amt	5	4	
Februar 2005	DMU	4	4	
Maj 2005	Vejle Amt	5	4	
Oktober 2005	DMU	4	4	
Oktober 2005	Vejle Amt	5	4	
Marts 2006	Vejle Amt	5	6	
Juni 2006	DMU	5	5	
September 2006	DMU	5	4	
September 2006	Vejle Amt	5	4	
April 2007	Ikast-Brande Kom.	4	5	
Juli 2007	DMU	5	4	
Tingkærvad Dambrug		Vejle Å, opstrøms	Vejle Å, midt lok.	Vejle Å, Nedstrøms
Maj 2004	Vejle Amt	6	4	5
December 2004	DMU	4	4	5
Maj 2005	Vejle Amt	6	4	4
September 2005	DMU	4	4	4
November 2005	Vejle Amt	6	4	3
Maj 2006	Vejle Amt	4	4	4
Juni 2006	DMU	5	5	5
Oktober 2006	Vejle Amt	5	4	4
December 2006	DMU	5	4	4
Juni 2007	DMU	5	4	3
Oktober 2007	Vejle Kommune	6	4	5

Løjstrup Dambrug	Institution	Hadsten Lilleå, opstrøms	Hadsten Lilleå, Nedstrøms
April 2005	Århus Amt	7	7
April 2005	DMU	7	7
September 2005	DMU	7	7
April 2006	Århus Amt	7	7
Juni 2006	DMU	7	7
Oktober 2006	Århus Amt	7	7
December 2006	DMU	7	6
April 2007	Favrskov Kom.	7	7
Juni 2007	DMU	7	6
Marts 2008	Favrskov Kom.	7	7

Abildtrup Dambrug		Vorgod Å opstrøms	Abild Å opstrøms	Vorgod Å Nedstrøms
December 2004	DMU	4 **	7	7
Marts 2005	Ringkøbing Amt	7	7	7
Oktober 2005	DMU	7	7	7
Marts 2006	Ringkøbing Amt	7	7	6
April 2006	DMU	7	7	7
December 2006	DMU	7	7	7
Maj 2007	Ringkøbing-Skjern Kommune	7	7	6
September 2007	DMU	7	7	7

Nørå Dambrug		Grindsted Å, opstrøms	Grene Å, opstrøms	Grindsted Å, Nedstrøms
Marts 2004	Ribe Amt	5	-	4
Februar 2005	DMU	5	5	4
April 2005	Ribe Amt	5	-	4
September 2005	Ribe Amt	5	-	5
September 2005	DMU	7	3	4
Marts 2006	Ribe Amt	5	-	4
Juni 2006	DMU	5	5	5
September 2006	Ribe Amt	7	-	4
December 2006	DMU	5	4	5
Juni 2007	DMU	4	4	4

Rens Dambrug		Sønderå, opstrøms	Sønderå ca. 100 m nedstrø.	Sønderå, ca. 400 m nedstrøms
April 2004	Sønderjyllands Amt	7	5	5
Oktober 2004	DMU	6	4	4
Marts 2005	Sønderjyllands Amt	7	6	6
Maj 2005	Sønderjyllands Amt	5	6	5
September 2005	Sønderjyllands Amt	5	4	4
September 2005	DMU	6	7	6
April 2006	Sønderjyllands Amt	6	6	6
Juni 2006	DMU	6	6	6
September 2006	DMU	7	6	6
Juni 2007	DMU	6	7	6

Tabel 12.2 Dansk Vandløbsfaunaindeks (DVFI) fra op og nedstrøms lokaliteterne ved de 8 modeldambrug gennem de to måleår og i en periode før opstarten. Der er anvendt 2 eller 3 indsamlingslokaliteter afhængigt af forholdene ved det enkelte dambrug. ** Ved Abildtrup Dambrug blev den oprindelige opstrøms lokalitet flyttet længere nedstrøms mod dambruget i forbindelse med ændring af dambrugets vandindtag.

12.3 Udvikling i faunaklasse og forekomst af udvalgte forureningstolerante og forureningsfølsomme arter af smådyr samt overholdelse af biologisk vandløbskvalitet

Det er tilstræbt at give en kort karakteristik af DVFI-værdierne og faunatilstanden med henblik på at beskrive eventuelle tidsmæssige forskelle op- og nedstrøms for de enkelte dambrug. Der er givet en oversigt over overholdelse af den biologiske vandløbskvalitet ved de enkelte dambrug. Der er i denne sammenhæng lagt til grund, at DVFI værdien skal være 5 eller derover for at vandløbskvaliteten kan betragtes som opfyldt. Målsætningen ved alle dambrug er DVFI på 5.

Kongeåens Dambrug

DVFI tilstanden er gennem hele perioden faunaklasse 5, 6 og 7 både op- og nedstrøms for dambruget. Der er som helhed en tendens til, at de fleste værdier på DVFI 5 er fundet i begyndelsen af perioden. Smådyrfaunaen er som helhed artsrig med forekomst af en række rentvandskrævende former. I det store og hele er rentvandsformerne dog forholdsvis fåtalligt forekommende og smådyrfaunaen er som helhed domineret af en række mere robuste former.

Vurderet ud fra DVFI-værdien er der tilsyneladende ingen udvikling i tilstanden som følge af ændring af dambrugets drift. En mere detaljeret vurdering foretaget på baggrund af smådyrfaunaens sammensætning giver imidlertid et andet billede. Ved DMU's prøvetagning i december 2004 inden Kongeåens Dambrug ændrede driftsform forekommer der nedstrøms for dambruget høje antal af en række forureningstolerante former. Dette er ikke tilfældet på opstrøms lokaliteten. Tilsvarende er sedimentet mørkt og med lugt af svovlbrinte på nedstrømslokaliteten, mens sedimentet på opstrøms lokaliteten er lyst og uden lugt. Ved DMU's tilsvarende prøvetagning i september 2005 efter igangsætning af den nye driftsform, har forholdene ændret sig markant på lokaliteten nedstrøms for dambruget. Der er således ikke længere nogen nævneværdig forskel mellem forholdene på op- og nedstrøms lokaliteterne. En faglig vurdering baseret på en mere detaljeret vurdering af faunasammensætningen viser således, at der tydeligt er sket en ændring i Kongeå som følge af dambrugets ændrede drift.

Baseret på DVFI-værdierne har begge lokaliteter opfyldelse af den biologiske vandløbskvalitet ved samtlige prøvetagninger. Baseret på en faglig vurdering er der imidlertid først målopfyldelse på nedstrøms lokaliteten efter ændring af dambrugets driftsform.

Tvilho Dambrug

DVFI har gennem hele perioden overvejende været faunaklasse 5 på både op- og nedstrøms lokaliteterne. På opstrøms lokaliteten er faunaklassen i to tilfælde 6 henholdsvis 7. Tilsvarende er faunaklassen nedstrøms DVFI 6 i to tilfælde og DVFI 7 i ét tilfælde.

Som helhed må smådyrfaunaen i Nørrebæk betragtes som naturligt arts- og individfattig. Vandløbet er ret lille, og bundsubstratet er domineret af sand. Den væsentligste variation udgøres af de grødeforekomster der findes spredt i bækken. Vandløbet er endvidere svagt okkerpåvirket. Ik-

ke desto mindre er der pæn renavandsfauna i vandløbet med forekomst af 9 arter af slørvinger, hvoraf hovedparten er egentlige rentvandsformer. Der har i enkelte tilfælde været en forøget forekomst af kvægmyg nedstrøms dambruget, hvorimod forekomsten af de forurenings-følsomme faunaelementer ikke udviser forskel mellem op- og nedstrømslokaliteterne.

Den biologiske vandløbskvalitet vurderet ud fra faunaklassen og ud fra smådyrfaunaens sammensætning er opfyldt gennem hele perioden både opstrøms og nedstrøms for dambruget.

Ejstrupholm Dambrug

DVFI er i 8 ud af 11 tilfælde faunaklasse 5 på opstrømslokaliteten, mens den i de tre sidste tilfælde er faunaklasse 4. På nedstrømslokaliteten er faunaklassen kun i 3 ud af 11 tilfælde 5 og 6, mens den i de øvrige 8 tilfælde er faunaklasse 4.

Der forekommer et antal rentvandsformer i smådyrfaunaen, men disse forekommer som helhed meget sporadisk og fåtalligt både på opstrøms og nedstrøms lokaliteterne. Som helhed er smådyrfaunaen derfor næsten totalt domineret af arter, der i Danmark er vidt udbredte og som er temmelig tolerante i forhold til vandkvaliteten. Det overordnede faunabillede er umiddelbart ret ens for både op- og nedstrøms lokaliteterne og svarer til at tilstanden som helhed i vandløbet ligger på grænsen mellem faunaklasse 4 og 5. Dog med den forskel, at der er større forekomst af kvægmyg nedstrøms for dambruget.

Vurderet ud fra DVFI er den biologiske vandløbskvalitet som helhed opfyldt på opstrøms lokaliteten. Dette gælder specielt i periodens sidste del, hvor DVFI i 6 ud af 7 tilfælde er faunaklasse 5. Den biologiske vandløbskvalitet er i modsætning hertil kun i tre ud af 11 tilfælde opfyldt på nedstrøms lokaliteten. Disse tre tilfælde med faunaklasse 5 er alle blandt de sidste 6 prøvetagninger siden marts 2006.

Som et eksempel på, hvor lille forskel der er mellem faunatilstanden på op- og nedstrøms lokaliteterne kan nævnes faunaprøverne fra september 2006. Her ville en isoleret bedømmelse alene ud fra ketcherprøven have givet faunaklasse 4 i begge tilfælde. Eneste forskel er, at der i pilleprøven fra opstrømslokaliteten er registreret enkelte rentvandsindivider knyttet til forekomsten af sten. Disse findes på opstrøms lokaliteten sporadisk langs den nordlige bred. Som helhed er den fysiske tilstand på nedstrøms lokaliteten med et fysisk indeks på 13-22 lidt dårligere end på opstrømslokaliteten. På nedstrøms lokaliteten findes kun sandbund (stedvis blød) med forekomst af vandplanter, men ikke hverken sten eller grus. Denne lille forskel i strækningernes fysiske forhold er alene nok til at faunaklassen faldt forskellig ud i september 2006.

Tingkæravad Dambrug

Tilstanden udtrykt som Dansk Vandløbsfaunaindeks på lokaliteten opstrøms for Tingkæravad Dambrug (Vejle Å, opstrøms) svinger gennem perioden december 2004 til juni 2007 mellem DVFI 4, 5 og 6 (tabel 12.2). I 3 ud af 11 tilfælde har tilstanden været DVFI 4. Nedstrøms for Tingkæravad Dambrug (Vejle Å, nedstrøms) er faunaklassen hen gennem perioden 3, 4 og 5, og kun i 4 af disse tilfælde er DVFI faunaklasse 5. I de 7

tilfælde med DVFI værdier på 4 og 3 nedstrøms for Tingkærvad Dambrug er faunaklassen på den midterste station DVFI 4 i samtlige tilfælde. Kun ved én ud af 11 prøveindsamlinger har DVFI værdien været oppe på faunaklasse 5 på den midterste station.

Samlet set er smådyrfaunaen i Vejle Å domineret af forureningstolerante arter, og der forekommer kun en meget sporadisk rentvandsfauna. Dette gælder overordnet for alle tre lokaliteter. Visse forureningstolerante arter har ved flere prøvetagninger været talrige eller meget talrige i prøverne både op- og nedstrøms for Tingkærvad Dambrug.

Den biologiske vandløbskvalitet er på opstrøms lokaliteten ud fra DVFI opfyldt i 8 ud af 11 tilfælde. Den overordnede faunasammensætning i vandløbet har dog generelt kun få rentvandsformer og smådyrfaunaen som helhed er typisk for tilstanden på overgangen mellem faunaklasse 4 og 5.

På den midterste station og stationen nedstrøms for dambruget er den biologiske vandløbskvalitet kun opfyldt i ét henholdsvis 4 tilfælde. I de 7 tilfælde med manglende opfyldelse af den biologiske vandløbskvalitet nedstrøms for Tingkærvad Dambrug er dette heller ikke tilfældet på stationen umiddelbart opstrøms for Tingkærvad Dambrug (den midterste station). Tolkning af effekten af udledningen fra Tingkærvad Dambrug i Vejle Å vanskeliggøres således i betydeligt omfang af, at vandløbet generelt er noget belastet fra andre forureningskilder, herunder dambrug, opstrøms Tingkærvad Dambrug samt ét dambrug beliggende på vandløbet modsatte bred, der har udløb på strækningen mellem op- og nedstrømstationen; samt af at stemmeværket opstrøms Tingkærvad Dambrug er fjernet med en efterfølgende sandvandring, som blandt andet har aflejret sig ved den nedstrøms lokalitet..

Løjstrup Dambrug

DVFI er gennem hele perioden faunaklasse 7 på opstrøms stationen og faunaklasse 7 (8 gange) og 6 (2 gange) på nedstrøms stationen. Smådyrfaunaen er meget artsrig, og der forekommer en lang række rentvandskrævende arter af slørvinger, døgnfluer, biller og vårfluer.

Baseret på både DVFI-værdien og smådyrfaunaens sammensætning er der på begge lokaliteter opfyldelse af den biologiske vandløbskvalitet ved samtlige prøvetagninger. Der er ikke nogen synlig effekt af dambruget på smådyrfaunaen i Hadsten Lilleå.

Abildtrup Dambrug

DVFI er faunaklasse 7 og 6 på både op- og nedstrøms stationen i Vorgod Å gennem hele perioden. Værdien DVFI 4 på opstrøms stationen ved DMU's første prøvetagning i december 2004 skyldtes, at prøven på det tidspunkt blev indsamlet på en anden lokalitet flere km længere opstrøms, hvor Vorgod Å er fysisk meget stereotyp og samtidig lidt okkerpåvirket. Denne bedømmelse er derfor ikke repræsentativ for tilstanden i Vorgod Å umiddelbart opstrøms for dambruget.

Lokaliteten i Abild Å har gennem hele perioden DVFI = 7. Smådyrfaunaen har et betydeligt indslag af en lang række arter af rentvandsdyr. Baseret på DVFI-værdien og smådyrfaunaens artssammensætning har

alle tre lokaliteter opfyldelse af den biologiske vandløbskvalitet ved alle prøvetagninger.

Nørå Dambrug

DVFI tilstanden er i 9 ud af 10 tilfælde enten faunaklasse 5 eller 7opstrøms dambruget. I ét tilfælde er faunaklassen DVFI 4. På nedstrøms lokaliteten i Grindsted Å er faunaklassen i 7 tilfælde DVFI 4, og kun tre gange er den DVFI 5. I Grene Å der løber til Grindsted Å mellem ovennævnte to prøvetagningssteder er DVFI henholdsvis 3 og 4 ved tre af de fem undersøgelser.

Smådyrfaunaen på opstrøms lokaliteten i Grindsted Å må betegnes som moderat artsfattig, men med forekomst af flere rentvandskrævende former bl.a. indenfor slørvingerne. Som helhed er smådyrfaunaen dog domineret af temmeligt almindeligt forekommende arter med brede tolerance forhold. Forureningsdominanter forekommer kun sporadisk i faunaen. Smådyrfaunaen i Grindsted Å nedstrøms for Nørå Dambrug er ligeledes domineret af tolerante og almindelige arter, men mangler i modsætning til opstrøms lokaliteten i store træk de egentlige rentvandsformer. Endvidere forekommer i flere tilfælde forureningsdominanter som børsteorm og vandbænkebidder i stort antal på nedstrøms lokaliteten. Til løbet Grene Å har en fauna med mange forureningstalende arter og individer. I flere tilfælde er der masseforekomst af børsteorme og vandbænkebidder, og i et enkelt tilfælde også af dansemyggen *Chironomus*. Det sidste er efterhånden ved at være et særsyn, især i større jyske vandløb. Alt i alt må tilstanden i Grene Å ud fra smådyrfaunaen betegnes som væsentligt påvirket af udledning af forurenende stoffer.

Baseret på DVFI er den biologiske vandløbskvalitet opfyldt i 9 ud af 10 tilfælde på opstrøms lokaliteten i Grindsted Å. På nedstrøms lokaliteten er den biologiske vandløbskvalitet kun opfyldt i 3 ud af 10 tilfælde. Baseret på DVFI er den biologiske vandløbskvalitet i Grene Å opfyldt i 3 ud af 5 tilfælde. I to af disse tilfælde viser en gennemgang af selve artslisterne imidlertid, at smådyrfaunaen i betydeligt omfang er præget af udledning af forurenende stoffer. I begge tilfælde er der masseforekomst af børsteorm i prøverne. Den massive påvirkning af og fra Grene Å giver det tolkningsmæssige problem i forhold til nedstrøms lokaliteten i Grindsted Å, at det set ud fra smådyrfaunaen alene kan være svært at afgøre, i hvilket omfang den generelt utilfredsstillende tilstand i Grindsted Å nedstrøms Nørå Dambrug skyldes udledninger fra Nørå Dambrug eller udledninger fra andre kilder, herunder dambrug, beliggende opstrøms i Grene Å.

Rens Dambrug

På opstrøms stationen er DVFI faunaklasse 5, 6 eller 7 gennem hele perioden (tabel 12.2). Tilstanden nedstrøms for Rens Dambrug er i 8 ud af 10 tilfælde DVFI 5, 6 eller 7 på stationen 100 meter nedstrøms for dambruggets udledning, og DVFI faunaklassen er tilsvarende på stationen 400 meter nedstrøms i 8 ud af 10 tilfælde DVFI 5 eller 6. I de sidste to tilfælde på begge stationer har faunaklassen været 4. Som sådan er situationen derfor ikke helt stabil på nedstrøms stationerne når DVFI faunaklassen anvendes som vurderingsgrundlag. Siden september 2005 er DVFI faunaklasse 6 og 7 på stationen umiddelbart nedstrøms for dambruget og faunaklasse 6 på stationen 400 meter nedstrøms dambruget.

DMU's bedømmelser af tilstanden nedstrøms for Rens Dambrug er i alle tilfælde enten DVFI 6 eller 7. En gennemgang af faunalisterne for disse prøver tyder dog på, at faunaen i en vis grad er påvirket, på trods af at dette ikke afspejler sig i DVFI-værdien. I september 2005 er faunaklassen fra stationen ca. 100 meter nedstrøms for Rens Dambrug således DVFI 7, hvilket burde indikere, at der ikke er nogen påvirkning. Gennemgang af faunalisten fra denne prøve viser imidlertid, at flere forureningstolerante faunaelementer forekommer talrigt: børsteorme (*Oligochaeta*), vandbænkebidderen *Asellus* og dansemyggen *Chironomus*. Mens de to førstnævnte forekommer med tilsvarende hyppigheder opstrøms for dambruget er *Chironomus* kun fundet i prøverne 100 meter nedstrøms for dambruget. Der er således tegn på en generel påvirkning af vandløbet både op- og nedstrøms for dambruget, men samtidig også en påvirkning fra dambruget (tilstedeværelsen af *Chironomus* umiddelbart nedstrøms for dambruget).

En faglig vurdering af artslisterne fra september 2006 og juni 2007 giver ikke anledning til væsentlige afvigelser mellem stationerne eller til at smådyrsfaunaen skal betragtes som atypisk for den konstaterede faunatilstand.

Samlet set kan smådyrsfaunaen i Sønderå karakteriseres som artsrig med forekomst af en del rentvandskrævende arter. De fleste af disse forekommer dog fåtalligt, og kun døgnfluerne *Ephemera* og *Heptagenia* er stedvis talrigt forekommende – især på opstrøms lokaliteten. Baseret på DVFI-værdierne er der på opstrøms lokaliteten opfyldelse af den biologiske vandløbskvalitet ved alle prøvetagninger. På de to nedstrøms lokaliteter er der begge steder i to tilfælde ikke mål opfyldelse, begge tilfælde er i perioden 2004 til 2005. Herefter er den biologiske vandløbskvalitet siden september 2005 opfyldt i alle fem tilfælde.

Samlet konklusion for de 8 modeldambrug

Baseret på DVFI værdierne i vandløb har der generelt ikke været væsentlige ændringer i tilstanden og mål opfyldelsen som følge af ændrede produktionsmetoder (etablering af modeldambrug). Ved visse af dambrugene vanskeliggøres vurderingen imidlertid af, at der generelt i vandløbet er en påvirkning med organisk stof fra andre punktkilder. En nærmere analyse af de faunamæssige forhold viser imidlertid, at målsætningen nedstrøms et dambrug (Kongeaens Dambrug) ikke har været opfyldt inden ændringen til modeldambrug. I dette tilfælde forbedredes de faunamæssige forhold markant efter ændringen af dambruget til modeldambrug.

12.4 Usikkerhed

Usikkerhed med hensyn de anvendte metoder er alene knyttet til den beregnede DVFI-værdi. Denne kan i særlige tilfælde svinge som følge af tilstedeværelse eller fravær af nogle ganske få individer i den samlede faunaprøve. Det er derfor vigtigt at foretage en faglig vurdering af faunalisten med henblik på at vurdere om faunalisten giver et retvisende indtryk af tilstanden. Tilstedeværelse af rentvandsformer, samt forholdet mellem rentvandskrævende og forureningstolerante former giver et godt supplement til den beregnede DVFI-værdi.

Generelt er indsamlingstidspunktet ikke så kritisk for faunabedømmelsen, da mange af arterne har en lang livscyclus med forekomst en stor del af året. I små vandløb med et begrænset faunamæssigt potentiale kan indsamlingstidspunktet imidlertid i visse tilfælde være af betydning for faunaklassen. Indsamling i små vandløb med forekomst af rentvandskrævende slørvinger kan give lavere DVFI-værdier, hvis indsamlingen foretages i juni og juli, hvor de fleste slørvinger har forladt vandløbet. Allerede hen i august kan små stadier af mange af slørvingerne på ny findes i prøverne.

13 Diskussion

13.1 Indledning

I kapitlet diskuteres og angives de væsentligste resultater måle- og dokumentationsprogrammet har tilvejebragt jf. formålet med projektet:

- Fastlægge specifikke udledninger fra dambruget
- Dokumentere rensegraderne over de væsentligste rensekomponenter (dambrugene som helhed, plantelaguner, produktionsanlæg, biofiltre og slamkegler)
- Kvantificere produktionsbidrag og foderspild
- Belyse nogle af de væsentligste processer og sammenhænge, der fører til de resulterende rensegrader

I kapitlet er fokus primært rettet mod de resultater som de 8 modeldambrug har givet under et, og en forklaring og fortolkning af resultaterne og variationer heri, frem for at drøfte variationer indenfor det enkelte dambrug. Der er endvidere indeholdt sammenstilling af resultater på tværs af kapitlerne og nogle statistiske analyser for at indbygge sammenhænge mellem nogle af de målte variable. Der angives de nøgletal tal/resultater som projektet har tilvejebragt og hvad det fagligt betyder og kan bruges til. Endeligt vurderes på eventuelle usikkerheder.

I dette kapitel angives en del gennemsnit for de 8 modeldambrug efterfulgt af \pm standardafvigelsen i parentes,.

13.2 Måleprogrammet

Den samlede måleperiode har strakt sig fra april 2005 til oktober 2007 med 2 års målinger på de enkelte dambrug.

Der er indsamlet meget store datamængder (kapitel 4) og det er lykkedes med en meget høj datafangst. Der er f.eks. udtaget over 5.100 vandprøver, hvorpå der er lavet over 35.000 kemiske analyser. Med et princip om systematisk at måle en række nøgleparametre både ind og ud over en renseenhed har det for nøgleparametre som vandmængder i tilfælde af apparatur- eller strømsvigt generelt været muligt at udfylde de få datahuller, der eller ville have været. Prøvetagere til udtagning af vandkemiske prøver har været meget driftsikre, med meget få nedbrud, som har kunnet kompenseres ved at tage en manuel vandprøve som erstatning for de få manglende prøver, der har været.

Vandmængderne er generelt registreret med lav usikkerhed på under 1 %, men hvor der har været kortere perioder med instrumentsvigt og vandmængder derfor er baseret på relationer til andre målepunkter kan usikkerheden forøges til 5 %. Strømhastigheden i produktionsenhederne

er fastlagt med 5 % usikkerhed og recirkulationsgraden med 1-2 % usikkerhed.

De beregnede stofmængder på årsbasis i målepunkterne vurderes at have en usikkerhed på 2-5 %, dog større for nogle af modeldambrugene for slamvand fra tømning af slamkegler, returskylning af biofiltre samt klarringsvand fra slambassiner, hvor usikkerheden godt kan være over 10 %. Det skyldes, at der er meget høje koncentrationer i slamvandet, at der visse steder især første måleår var overløb fra slambassiner samt at det må formodes at driftspraksis omkring tømning af slamkegler og returskylning af biofiltre næppe er helt ens hver dag og dermed vil prøvetagning hver 14. dag ikke nødvendigvis være fuldstændig repræsentativ hver gang (se også kap. 16.3.8).

I forhold til de kontinuerte målinger af især ilt og pH har elektrisk støj samt manglende daglig rengøring medført for dårlig datakvalitet. Til gengæld er der alle steder hvor der er udtaget vandkemiske prøver hver 14. dag (på nær slamvand) målt ilt, pH og temperatur med et felt præcisions instrument med lille måleusikkerhed (1- 5 %), således at disse data alligevel haves.

Der er formentlig tale om i værste fald 5 % afvigelse på det registrerede foderforbrug på dambrugene. De mest præcise foderregistreringer har været på de dambrug, hvor man dagligt har ajourført foderforbruget. På Rens Dambrug har der i en periode været usikkerhed om hvor store foder mængder der har været anvendt uden for dambruget, så her kan der på årsbasis godt være tale om en afvigelse på op til 5 %. Dog understøttes dambrugenes foderregistreringer af oplysninger fra foderproducenterne, således at en sammenstilling af oplysningerne bidrager til et godt estimat på dambrug som ikke har været helt konsekvente med foderregistreringen.

Produktionsbidragene er baseret på mange analyser af de anvendte fodertypers kemiske sammensætning og stoffordøjelighed. Udregningen af produktionsbidragene sker efter en model som inddrager forskellige parametre og som under projektet er blevet yderligere optimeret. Det er vanskeligt at sætte tal på usikkerheden på produktionsbidragene, men usikkerheden vurderes ikke at være af en størrelse som influerer på de beregnede rensegrader i hverken op- eller nedadgående retning.

13.3 Foder og produktionsbidrag

Foder er klart hovedkilden til stofinput på modeldambrugene, idet stofbidraget med indtagsvandet for de fleste stoffer har udgjort fra nogle få og op til ca. 10 % af det samlede stofinput. Nitrat kvælstof tilføres kun med indtagsvandet, mens der ved processerne på dambruget dannes noget nitrat ved nitrifikation. Det betyder at for total kvælstof kommer op til 10-20 % heraf fra indtagsvandet.

Da foderet er den altdominerende stofkilde til modeldambrugene har det været afgørende at lave en så præcis kvantificering som muligt af bidraget herfra, det såkaldte produktionsbidrag. Der er på stort set alle batches over 1.000 kg analyseret for kemisk sammensætning, således at det kemiske indhold i det anvendte foder på de enkelte modeldambrug

er kendt (kapitel 5). Da fordøjeligheden skal anvendes ved udregning af produktionsbidraget er denne bestemt på 65 batches (kap. 16.3.2). Der er målt og anvendt en gennemsnitlig fordøjelighed på 90,2 % for protein, 89,7 % for fedt og 57,0 % for kulhydrat, når der er korrigeret for tab til vandfasen.

Foderkvotienten er også afhængig af et evt. fodersplid, og baseret på måling af fodersplid på nogle af dambrugene (kap. 16.3.2), hvor der ikke blev målt noget foderspild, sættes det alligevel til 1 % for at dække foderspild grundet støv og smuld og foder der ikke bliver spist f.eks. under unormal drift. Det vurderes at der hermed er taget højde for evt. fodersplid.

I forbindelse med beregning af rensegrader til statusrapporterne fra første måleår (*Svendsen et al., 2006 a, b, c* og *Svendsen et al., 2007 a, b, c, d, e*) indikerede massebalanceberegninger og egne forsøg, at produktionsbidraget antageligt var underestimeret, hvilket kunne være relateret til fiskens indhold af kvælstof og fosfor. Der er foretaget en gennemgang af den internationale litteratur på området og lavet nogle måling på fisk fra modeldambrugene (kapitel 16.3.4 og 16.3.5). Resultatet heraf viser, at de hidtil anvendte værdier i dambrugsbekendtgørelsen på 3 % kvælstof og 0,5 % fosfor er for høje og for hel fisk i størrelsen 300-1.000 g bør ændres til:

Kvælstof i hel fisk: 2,75 % af fiskens totale vådvægt

Fosfor i hel fisk: 0,43 % af fiskens totale vådvægt

Dette giver et lidt højere produktionsbidrag og disse procentværdier er anvendt ved beregning af produktionsbidraget i status rapporter for år 2 (*Svendsen et al., 2008 a, b, c, d, e, f, g, h*), hvor der er sket en genberegning af produktionsbidraget for år 1.

Der er på baggrund af de nyeste undersøgelser også foretaget en opjustering af produktionsbidraget for organisk stof (BI₅ og COD) idet der anvendes en korrektionsfaktor på 40 % for stoftab til vandfasen, idet bidrag med organisk stof jf. undersøgelserne er undervurderet på dette niveau (kapitel 16.3.1). Denne værdi kan variere, idet fiskefoder løbende udvikles og ændres med hensyn til råvarer og kemisk sammensætning. Endelig er forholdet BI₅/COD justeret til 0,35. Ellers er anvendt de formler og metoder, der er beskrevet i (*Pedersen et al., 2003*).

Med et foderforbrug på 3.188 tons er der i år 2 anvendt godt 17 % mere foder end i år 1 og 98 % af den samlede foderkvote (kapitel 5). Kun Kongeåens Dambrug anvendte mindre foder år 2. Et par modeldambrug starter med en ganske lille startbestand for kun at indsætte egen yngel og her er stigningen i foderforbruget år 2 størst. Der er inklusiv døde produceret 3.147 tons fisk år 1 med 3.544 tons år 2, en stigning på 13 %. Produktions svarer i øvrigt til 11-13 % af den samlede årlige produktion i danske ferskvandsdambrug i årene 2005-07.

Foderkvotienten er som gennemsnit også lidt højere år 2 0,918 ((±0,081) mod 0,880 (±0,050) år 1. Dette skyldes stort set en meget høj dødelighed år 2 på Abildtrup Dambrug, hvor der mistes over 100 tons fisk. Uden dette modeldambrug er den gennemsnitlige foderkvotient 0,872 (±0,049)

år 1 og 0,892 ($\pm 0,038$) år 2. Løjstrup Dambrug producerer fisk til udsætning i havbrug, dvs. fisk op til 1,2 kg, hvor hele produktionen flyttes på en gang i april og der opbygges en ny fiskebestand i modsætning til de øvrige dambrug, der primært producerer til konsum (fisk op til ca. 300 g) og hvor der løbende udfiskes gennem måleåret. De fleste steder er der en særdeles god og detaljeret opgørelse af foderforbrug og -type i de enkelte sektioner af modeldambruget for beregning af foderkvotienten, mens der for et par af modeldambrugene har været behov for beregne foderkvotienten ud fra en faglig vurdering.

Produktionsbidraget er beregnet for total kvælstof, total fosfor og organisk stof (BI_5 og COD). Produktionsbidraget er - fraset foder til yngel og sættefisk - i gennemsnit steget med 8-9 % for total kvælstof og organisk stof, men faldet med i gennemsnit 20 % for fosfor (tabel 13.1). Der er ret store variationer i produktionsbidraget mellem modeldambrugene især 2. måleår og for de enkelte modeldambrug mellem de to måleår (kapitel 5). Ud over forskelle i dødelighed for år til år spiller de anvendte foderråvarer og kvaliteten heraf ind på produktionsbidraget, og det understreger vigtigheden af at kende den anvendte fodertype og dennes kemiske sammensætning ved beregning af produktionsbidraget. Der har været et faldende fosforindhold i foderet gennem perioden, hvilket betyder at fiskene har udskilt mindre fosfor 2. måleår, da deres behov er uændret.

	Total N		Total P		BI_5		COD	
	År 1	År 2	År 1	År 2	År 1	År 2	År 1	År 2
Gennemsnit	37,1	40,3	5,43	4,36	80,7	88,1	235,0	256,4
Standardafvigelse	4,8	5,2	1,09	0,69	10,2	13,6	28,1	36,7

Tabel 13.1 Beregnede produktionsbidrag (g pr. kg. produceret fisk) af total kvælstof (N), total fosfor (P) og organisk stof (BI_5 og COD) de to måleår som gennemsnit for de anvendte fodertyper (eksklusiv foder til yngel og sættefisk). Standardafvigelsen er beregnet på baggrund af produktionsbidrag beregnet for de 8 modeldambrug. Se kapitel 5.

13.4 Vandforbrug, -hastighed, hydraulisk belastning opholdstid

13.4.1 Vandforbrug, recirkulering og vandhastighed

Recirkulering sikrer et lavere vandforbrug pr. kg. produceret fisk sammenlignet med traditionelle gennemstrømningsanlæg da vandet genbruges adskillige gange. Der er som gennemsnit for de 8 modeldambrug anvendt 4.200 liter (± 1.700) år 1 og 3.600 liter pr. kg produceret fisk (± 1.200) år 2. Det svarer i gennemsnit til ca. 1/13-del af de 50.000 l pr kg produceret fisk, der anvendes i et traditionelt ferskvandsdambrug. Ikke mindst i år 2 er der kun en beskedne variation mellem de otte modeldambrug og reduktionen i vandforbruget fra år 1 til år 2 afspejler bl.a. forbedrede driftsrutiner, hvor det trods større fiskebestand på de fleste dambrug og en højere gennemsnits-vandtemperatur er lykkedes at reducere vandforbruget pr. kg produktion. Ved at reducere vandforbruget til returskylning af filtre og tømning af slamkegler reduceres vandforbruget også.

Recirkulationsgraden i produktionsenhederne er på de 5 dambrug målt til mellem 93-98 % med et gennemsnit på 96 %, hvor der var forudsat et minimum på 95 %. Der er målt strømhastigheder i produktionsenhederne på mellem 6 og 10 cm pr. sekund (gennemsnit 8 cm/s), en ha-

stighed der tilsyneladende sikrer både at der føres tilstrækkeligt ilt rundt i anlæggene, at fiskene trives og at fækalier m.v. føres frem til slamkeglerne og at der ikke registreres større slamaflejringer i fiskesektionerne.

Recirkuleringsgraden vil både være et spørgsmål om hvor stor cirkulation der skal til for at sikre fiskenes iltbehov, om optimering af renseforanstaltningerne og om hvilke koncentrationer af især ammonium, der kan renses ned til over anlægget for ikke at påvirke fiskenes trivsel.

13.4.2 Opholdstid og hydraulisk belastning

Modeldambrugene afviger også fra traditionelle ferskvandsdambrug ved den tid vandet opholder sig på dambruget. Der er på modeldambrug forudsat en opholdstid på mindst 48 timer, mod gennemstrømningsanlægs typiske 6-9 timer. Den længere opholdstid skyldes selvfølgelig det lave vandforbrug der muliggøres især via den høje recirkulationsgrad, et stort vandvolumen i produktionsanlægget samt passage af plantelaguner før udløb til recipient. En længere opholdstid bevirker at der er længere tid til at en række processer kan nå at forløbe, såsom:

- Omsætning af kvælstof
- Omsætning af let omsætteligt organisk stof
- Sedimentation/aflejring af partikler

Omsætning af kvælstof foregår dels som nitrifikation i biofiltre og i meget mindre grad evt. også i dele af plantelagunerne, hvor der er ilt nok. Det er især "det samme vands" gentagne passage gennem biofiltrene og en stor mikrobiel aktivitet heri, der er grundlaget for nitrifikationen. I slambassiner og ikke mindst i plantelaguner foregår en denitrifikation af nitrat til frit kvælstof. Des længere opholdstid des mere kan omsættes, såfremt der er tilstrækkeligt let omsætteligt organisk stof tilstede som energikilde og tilstrækkeligt iltfattige forhold.

Omsætning af let omsætteligt organisk stof foregår med aftagende rater, dvs. hurtigt de første timer og gradvist langsommere. Det første par døgn omsættes størstedelen af det organiske stof, der måles som BI₅ (Fjorback *et al.*, 2003). Derfor vil en opholdstid på mindst et par dage i høj grad fremme omsætningen. Organisk stof omsættes også i forbindelse med denitrifikationen i slambassiner og i plantelaguner ligesom det oxideres i biofiltre m.v.

Sedimentation og aflejring af partikler sker, når hastigheden i det transporterende medie ikke er tilstrækkelig turbulent til at partikler kan holdes i svæv. Tunge partikler sedimenterer hurtigt (i slamkegler), eller filteres fra på filterdugen i mikrosigterne. En del partikler tilbageholdes i slambassinerne, mens en del finere partikler ledes til plantelagunerne, hvor hastigheden er lav og hvor planter skaber lokale områder med meget lave hastigheder. Samtidigt er der en meget lang transportvej da de gamle damme og kanaler er forbundet, så plantelagunen virker som en lang vandløbsstrækning på mange hundrede meter (flere kilometer). Der er således lang tid for selv små partikler til at afleje sig på bunden. Da der er lav hastighed ved bunden og mange planterødder og stængler samt vandtilførslen til plantelagunerne er ret stabil vil der ikke kunne

ske en umiddelbar resuspension (ophvirvling) af de fine partikler, når de er aflejret.

Disse faktorer taler for at forlænget opholdstid op til en vis grænse vil øge omsætning og sedimentation og dermed øge rensegraden.

Opholdstiden er for alle modeldambrug målt til mere end de forudsatte 2 døgn, nemlig mellem 49 og 90 timer, i gennemsnit 64 timer (± 15 timer) år 1 og 62 timer (± 13 timer) år 2.. Opholdstiden i plantelagunerne er i gennemsnit 33 timer (± 12 timer), og i produktionsanlægget 31 timer (± 7 timer) år 1 og i år 2 henholdsvis 30 timer (± 9 timer) og 33 timer (± 9 timer). Forskellen mellem modeldambrugene ligger i opholdstiden i plantelagunerne, eftersom dimensioneringen af produktionsenhederne er ret ensartet pr. 100 tons foder, mens plantelagunerne ikke i samme omfang har et bestemt areal/volumen pr. 100 tons foder.

13.5 Plantelaguner

13.5.1 Plantedækningsgrader og -biomasse

Mængden af planter i plantelagunerne er bestemt både som plantedækningsgrad og plantebiomasse (kapitel 11). Endvidere er de dominerende arter bestemt. Hensigten hermed er dels at kunne undersøge, om der er en sammenhæng mellem stoftilbageholdelse og mængden af planter og at se på betydningen af den optagelse af opløst kvælstof og fosfor, der sker ved opbygning af plantebiomassen.

Planterne medvirker til at partikler kan aflejres og de danner overflade for en række organismer, der kan optage/omsætte kvælstof og fosfor. Herudover optages opløste næringsstoffer i plantebiomassen, planter producere ilt i dagtimerne og endelig er rødderne med til at kunne stabilisere slam, der aflejres på bunden af plantelagunerne.

Plantedækningsgraden er målt ca. 5 gange på et år: om vinteren når der forventes minimum plantemængde, hen på foråret når vækstsæsonen for alvor starter, tidlig sommer, i sensommeren/det tidlige efterår ved maksimal plantedækning samt sidst på efteråret. Herved kan den overordnede udvikling i plantedækningsgraden følges. Endvidere er biomassen pr. prøvetagningsgang fastlagt ved en gang årligt at måle biomassen og relatere den til dækningsgraden.

Baseret på dækningsgrad er Sødgræs og Liden Andemad de to mest dominerende arter, mens trådalger kun var betydende, når der var masser af lys og ikke for mange konkurrerende planter til stede som i foråret i nogle plantelaguner år 1. Når de andre vandplanter vokser konkurreres trådalgerne væk, bl.a. grundet skygning. De maksimale dækningsgrader for en enkelt planteart når ikke over 60 %, mens den samlede dækningsgrad ved maksimum kan nå op mod 90 % (kapitel 11).

Tre dambrug (Ejstrupholm, Tvilho og Løjstrup) havde ganske få planter i plantelagunerne ved starten som modeldambrug. De fleste dambrug anvendte eksisterende jorddamme og kanaler og gamle bundfældningsbassiner som plantelagune. I jorddamme og kanaler, hvor der tidligere har været planter var der/etableres hurtigt en del planter trods indlednings-

vis oprensning af disse ved opstart. Ved Løjstrup Dambrug gravede man 3 helt nye sø-agtige, brede og ret dybe bassiner og her etableres planter kun meget langsom, da der ikke har været en frøpulje og/eller rodskud i bunden af plantelagunerne, hvorfra planterne kunne etableres og spredes. Hvor plantelagunerne i store perioder har 60-85 % dækningsgrad, er den kun 10 % i september 2007 ved Løjstrup Dambrug ved afslutning af 2. måleår, og faktisk først da under egentlig etablering.

Plantebiomassen er steget betydeligt ved 4 dambrug og en del ved tre, mens der ved Rens Dambrug ikke ses en udvikling i biomassen gennem de to måleår. Baseret på biomasse i gram pr. m² plantelagune er der i tabel 13.2 angivet start og slutniveau for plantebiomassen, hvor sidstnævnte stort set også svarer til det maksimalt målte i måleperioden. Første og sidste måling af plantedækningsgrad/-biomasse er sket på det tidspunkt af året, hvor der erfaringsmæssigt er maksimal plantedækning. For 7 af de otte plantelaguner er der fra større til væsentlig større plantebiomasse ved sidste måling i september/oktober i 2007 sammenlignet med 2005, kun ved Rens Dambrug er den lidt lavere. Den maksimale biomasse i måleperioden er tilsvarende også forekommet i september/oktober 2007 for 7 plantelaguner. Ved 6 dambrug er Sødgræs den klart dominerende plante ift plantebiomasse (kap. 11) eller bliver det i løbet af måleperioden, hvor den kommer til at udgøre mere end 90 % af de rodfæstede planters biomasse. Plantelagunen ved Tvilho har en del Brøndkarse og ved Tingkærvad Dambrug får Dunhammer stigende betydning. Trods ret stor plantedækningsgrad af Andemad mange steder har den kun beskeden betydning som biomasse, da det er en lille plante i overfladen uden rodfæstning.

	Kongeåens	Tvilho	Ejstrupholm	Tingkærvad	Løjstrup	Abildtrup	Nørå	Rens	Gennemsnit
Start	250	210	80	880	10	700	290	230	330
Slut	740	325	820	1430	200	995	790	195	685
Max.	740	325	820	1430	200	995	790	330	700
Min	230	95	95	700	10	640	280	160	275

Tabel 13.2 Den samlede beregnede biomasse (g pr. m² plantelagune) ved første måling (september/oktober 2005) og sidste måling (september/oktober 2007) samt maksimale og mindste biomasse på de 8 modeldambrug.

13.5.2 Indhold af kvælstof og fosfor i planter

Måling af planternes indhold af kvælstof og fosfor ved maksimal biomasse viser, at der afhængig af art er ret store variationer. Den dominerende Sødgrød indeholder 32,9-33,8 g N og 4,2-4,3 g P pr. kg tørvægt afhængig af om det er Manna eller Høj Sødgræs, mens Dunhammer indeholder 21,1 g N og 3,8 g P pr. kg tørvægt. Liden Andemad, Vandstjerne, Vandpest og Brøndkarses indhold af kvælstof er noget højere: 48-54 g N pr. kg tørstof. Liden Andemad og Brøndkarse indeholder 7,4-8,7 g P pr. kg tørstof mens Vandpest og Vandstjerne indeholder betydeligt mere fosfor henholdsvis 14,8 med 28,6 g P pr. kg tørstof. Det er forudsat at enkelte plantearters indhold af kvælstof og fosfor pr. kg tørvægt i friske planter er nogenlunde konstant over året, når der som i plantelagunerne er rigelig adgang til næringsstoffer.

Den mængdemæssigt begrænsede betydning af den mængde kvælstof og fosfor, der optages i planterne diskuteres senere. Mængden bestemmes, som det fremgår af tabel 13.3 og kapitel 11, både af biomassens

størrelse og hvilke plantearter, der bidrager til denne. Den største mængde kvælstof og fosfor bundet i planter forekommer gerne i september/oktober 2007, mens minimum generelt findes ved den første måling (september/oktober 2005) eller i den efterfølgende vinter.

	Kongeåens	Tvilho	Ejstrupholm	Tingkærved	Løjstrup	Abildtrup	Nørå	Rens	Gennemsnit
N-max	28	16	28	41	7	33	26	12	24
N-min	9	4	2	21	0	22	11	5	9
P-max	3,3	4,0	3,7	6,3	1,0	4,2	3,3	1,9	3,5
P-min	1,1	0,9	0,3	3,0	0,0	3,0	2,2	0,9	1,4

Tablet 13.3 Maksimalt og minimalt indhold af kvælstof (N) og fosfor (P) bundet i planterne angivet som gram N og P pr. m² plantelagune i måleperioden ved de 8 modeldambrug.

13.5.3 Ilt, temperatur og pH-forhold i plantelagunerne

Iltforhold

Iltindholdet i plantelagunen har betydning for omsætning af blandt andet nitrat (denitrifikation) og omsætning af organisk stof. Gennemsnittet af iltmålinger foretaget hver 14. dag gennem den 2-årige måleperiode opstrøms, "midtvejs" og nedstrøms i plantelaguner ved de 8 modeldambrug viser et tydeligt fald i iltkoncentration fra opstrøms plantelagunen ($7,13 \pm 2,23$ mg/l) til "midtvejs" denne ($4,11 \pm 2,47$ mg/l), mens der ikke måles nogen væsentlig forskel fra midtvejs til nedstrøms eller "slut lagune" ($4,47 \pm 2,83$ mg/l) (kapitel 6). Kampagnemålinger på enkeltdage taget sensommer og efterår bekræfter, at i løbet af 10-100 m i plantelagunen reduceres iltindholdet til det halve af indløbskoncentrationen. Der er således et stort iltforbrug i starten af plantelagunen antageligvis primært til aerob omsætning af organisk stof.

Den relativt noget større variation mellem plantelagunerne i iltkoncentration "midtvejs" og nedstrøms i plantelagunerne afspejler forskellig fysisk indretning, strømningsforhold, plantedække og hvor præcis omsætning af organisk stof foregår og omfanget heraf. Endvidere beluftes afløbsvandet inden det løber i åen og det foregår på enkelte dambrug inden målepunktet "slut lagune". Om sommeren er der også en tendens til lavere iltkoncentrationer grundet højere temperatur og højere stoftilførsel til plantelagunerne medførende en højere omsætning.

Kampagnemålinger i plantelagunerne på flere modeldambrug viser en ensartet dybdeprofil for ilt, hvor det relative iltindhold er halveret ca. 12 cm over bunden i forhold til maksimumsværdien, som forekommer tæt ved overfladen. Tæt ved bunden findes anaerobe (iltfattige) forhold, hvilket sammen med tilstedeværelse af let omsætteligt organisk stof giver gode betingelser for denitrifikation.

Iltforholdene indikerer således, at der kan være potentiale for yderligere aerob stofomsætning hvis man vælger at tilsætte luft et stykke nedstrøms i plantelagunen, hvor iltindholdet ved overfladen i længere perioder ligger under 2-3 mg/l. Omvendt er det kun en fordel, af der er dele af plantelagunen, hvor der er stærkt iltfattige forhold for at fremme denitrifikationen.

Da beluftning af afløbsvandet fra modeldambrugene typisk er foregået efter den nedstrøms måleposition "slut lagune" har det ligget udenfor

måleprogrammet at dokumentere iltindholdet i det vand, der strømmer i vandløbet. Da modeldambrugene udleder under 10 % af medianminimum vil et lavt iltindhold i afløbsvandet kun i meget beskedent omfang kunne påvirke vandløbets iltindhold nedstrøms modeldambrugene.

Temperatur- og pH-forhold

Der er kun marginale pH forskelle ned gennem plantelagunerne set som gennemsnit over de to målear ved de 8 modeldambrug (pH alle tre steder $7,0 \pm 0,35$) baseret på 14 dages målinger. pH tenderer til at være lavere om sommeren. Dette kan formentlig primært knyttes til forøget CO_2 – dannelselse via såvel fisk som bakteriel omsætning. Det medfører, at det vand, der tilføres plantelagunerne i sommerhalvåret har haft lavere pH end i vinterhalvåret, hvilket også er målt (kapitel 6). Omsætning af organisk stof i plantelagunerne danner også CO_2 . Der er i løbet af måleperioden ved flere modeldambrug startet en praksis med tilsætning af kalk, som modvirker det pH-fald i produktionsenhederne som stofomsætning og nitrifikation bevirker.

Gennemsnitstemperaturen i plantelagunerne baseret på 14 dages målinger har været $10,6 \text{ }^\circ\text{C}$ og dermed $0,2 \text{ }^\circ\text{C}$ højere end det tilsvarende gennemsnit målt i produktionsenhederne. Eftersom temperaturen er målt i dagtimerne er dette gennemsnit lidt højere end, hvis der var målt over hele døgnet. Døgnmiddellufttemperaturen har i måleperioden været $9,9 \text{ }^\circ\text{C}$. Grundet opvarmning om sommeren og afkøling om vinteren ned gennem plantelagunerne er standardafvigelsen på temperaturen mindst i starten af plantelagunerne ($\pm 3,3 \text{ }^\circ\text{C}$), og lidt større ”midt lagune” ($4,1 \text{ }^\circ\text{C}$) og ”slut lagune” ($4,4 \text{ }^\circ\text{C}$). Der er ikke målt temperaturer over $20 \text{ }^\circ\text{C}$ i afløb fra plantelagunerne og med den beskedne vandmængde, der tilføres vandløbet har den beskedne opvarmning i plantelagunerne ikke nogen betydning for temperaturforholdene i vandløbet nedstrøms modeldambrugene.

13.6 Vandbalance

13.6.1 Hvor stort er vandtabet og hvad skyldes det?

De detaljerede målinger over modeldambrugene viser, at der for 6 modeldambrug har været et nettovandtab begge målear over plantelagunerne, mens der for to andre (Tvilho og Tingkæravad Dambrug) har været en nettoindsivning. Der har ikke været tale om målbart vandtab over produktionsenheder (undtagen ét sted i en belufterbrønd, som ikke var støbt i bunden).

Der vil kunne forekomme nettoindsivning i plantelagunerne hvis grundvandstanden i ådalen er højere end vandspejlet og der derfor kan tilføres trykvand.

Nettoudsivning fra plantelagunerne vil kunne forekomme når:

- grundvandstanden er lavere i ådalen end i plantelagunerne
- nedsivning til dræn og borer til dambrугenes vandindtag (og grundvandstanden er lavere i ådalen end i plantelagunen)
- utætheder mellem plantelaguner og vandløb, f.eks. utætte bygværk (evt. overløb) og rør eller udsivning gennem smalle jorddæmninger til vandløb

Især første måleår på de 8 modeldambrug har der været målt en stor net-toudsivning eller nettoindsivning (tabel 13.4) der som et vægtet gennemsnit er på + 34 % (nettoindsivning) 1. måleår og + 17 % andet måleår og således halveret. For 7 af de 8 plantelaguner ved modeldambrug er net-tovandtab/-gevinst lavere andet måleår.

	Kongeåens	Tvilho	Ejstrupholm	Tingkærvad	Løjstrup	Abildtrup	Nørå	Rens	Gennemsnit
År 1	28	-11	46	-21	8	41	32	93	34
År 2	11	-15	14	-9	6	29	21	62	17

Tabel 13.4 Nettovandudsivning (+) eller nettovandindsivning (-) over plantelagunerne ved de otte modeldambrug angivet i % af vandtilførslen til plantelagunerne. Gennemsnittet er beregnet ud fra samlet tilførsel til de otte plantelaguner.

Fraset Rens Dambrug har det gennemsnitlige vandtab været 20 % år 1 mod kun 10 % i år 2.

Det reducerede vandtab i andet måleår kan forklares ved:

- en gradvis reduktion i infiltrationskapaciteten i bunden af plantelagunerne, når porer gradvist lukkes med fine partikler m.v.
- evt. utætheder ved bygværk, rør mv. gradvist er blevet tætnet i løbet af første måleår
- der i 2. måleår ved modeldambrugene faldet mellem 33 og 83 % mere nedbør end første måleår (kapitel 7), således at grundvandsstanden har været højere i ådalene.

13.6.2 Hvordan er der taget højde for vandtabet - worst case?

Med det vand, der netto indsiver til eller udsiver fra plantelagunerne vil kunne følge opløste stoffer som ammonium og nitrat-nitrat kvælstof, opløst fosfor og opløst organisk stof. Der har været udenfor projektets rammer at kvantificere dette og der er ingen målinger på, hvor meget stof der i vandet der siver ind og ud af plantelagunerne bund- og sider. Noget af det stof, som følger med udsivende vand genindvindes med indtagsvandet. Det stof som med udsivningsvandet bevæger sig i den umættede zone mod grundvandet eller mod vandløbet vil i større eller mindre grad blive omsat (ammonium, nitrat, organisk stof) eller bundet til partikler (opløst kvælstof). Det samme gælder det stof, der måtte nå til grundvandet. Det vil derfor kun være en lille andel af det stof, som følger med udsivende vand, der kan nå vandløb og/eller havet.

De steder, hvor der har været direkte vandtab fra plantelagunerne til vandløbet uden om det egentlige afløb er vandtabet estimeret og der er korrigeret for det, hvilket især gælder for Ejstrupholm Dambrug det første måleår.

For at lave en absolut værste betragtning, som dog fagligt set er helt urealistisk, er der i rapporten gennemført en worst-case (WC) beregning Under dette scenarie antages følgende:

- koncentrationen af opløste stoffer i den beregnede vandmængde der udsiver, er den samme som i det vand, der tilføres plantelagunerne fra produktionsenheder og med klaret slamvand
- der sker ingen stofomsætning i den udsivende vandmængde svarende til at det ledes direkte fra produktionsanlæg og afløb fra slambassiner i vandløbet

Dette er fagligt set ganske urealistisk og et usandsynligt grænsetilfælde, men det angiver den værst tænkelige betragtning. En nettoudsivning betyder, at de målte nettorensesgrader er maksimumsværdier og nettostoftabet pr. kg produceret fisk er minimumsværdier, hvor WC beregningen bliver henholdsvis absolutte teoretiske minimumsrensesgrader og maksimums nettostoftab. Selv om det stoftab, der findes grundet stof der tabes med nettonedsivning, reelt ikke sker i selve plantelagunerne vil en antageligt ganske stor del reelt omsættes/tilbageholdes og derfor stadig være en helt reel stoffjernelse.

Ved nettoindsivning vil den målte nettorensesgrad reelt underestimere den faktiske rensesgrad, da stoftilførslen til plantelagunen er underestimeret, mens det målte nettostoftab pr. kg produceret fisk vil være for højt. Ved WC beregning antages stoffkoncentrationen i indsivningsvandet at være lig det, der er målt i indtagsvandet til modeldambruget. Det vil antageligt være et minimumsestimater for de fleste opløste stoffer, da indtagsvandet typisk er indvundet i noget større dybde end det vand, der indsiver i plantelagunerne.

13.7 Overholdelse af udlederkrav

I miljøgodkendelserne er der ud over en tilladt årligt fodermængde fastlagt nogle såkaldte udlederkravværdier eller kort kravværdier for ammonium og total kvælstof, total fosfor, organisk stof BI₅ samt for suspenderet stof. Endvidere er der fastlagt en kontrolmetode til at afklare, om udlederkravene er overholdt (kapitel 9 og bilag 16.3.11). For 6 modeldambrug skal der anvendes DS2399 (*Dansk Standard, 1999*) med tilstandskontrol for alle parametre, mens to modeldambrug (Abildtrup og Løjstrup Dambrug) kontrolleres efter reglerne beskrevet i *Bekendtgørelse om modeldambrug (2003)* med tilstandskontrol for ammonium kvælstof og BI₅ og transportkontrol for de tre andre parametre. Der skal kontrolleres på koncentrationsforøgelse over modeldambruget, dvs. forøgelse i koncentrationen ift. koncentrationen i indtagsvandet. Der redegøres i kapitel 9 for at kontrol med DS2399 er en metode for kontrol alene på udledninger og som rent matematisk kan håndtere forskelskoncentrationer, hvorfor der for disse dambrug er udført kontrolberegning men efter metoden forskrevet i *Bekendtgørelse om modeldambrug (2003)* jvf. *Larsen og Svendsen (1998 a og b)* både på udlederkoncentrationer og på forskelskoncentrationer, men med tilstandskontrol på alle parametre.

I tabel 13.5 opsummeres hvorvidt modeldambrugene overholder kravværdierne, når der anvendes kravværdier i miljøgodkendelsen. Det fremgår klart at kravværdierne er overskredet for ammonium kvælstof (på 6 modeldambrug både år 1 og år 2), hvilket igen medfører, at de heller ikke overholdes for total kvælstof på 1 modeldambrug år 1 og på 5 modeldambrug år 2. Som gennemsnit for de 8 modeldambrug er der overskridelse af kravværdien for ammonium kvælstof begge måleår og total kvælstof år 2. I år 2 var foderforbruget også 17 % end år 1. Tvilho Dambrug har som eneste modeldambrug overskridelse af kravværdien for total fosfor år 1, hvilket antageligt hænger sammen med at afledning fra slambassiner og fra produktionsanlæg er sket relativt langt nedstrøms i plantelagunerne første måleår, men efterfølgende er flyttet opstrøms i disse. Endvidere var der i de første måneder af år 1 kun få planter og mange trådalger i plantelagunen.

Angivet som procent af kravværdierne er udledningerne af suspenderet stof på under en femtedel og BI₅ under en tredjedel af kravværdierne i miljøgodkendelserne og ret ens begge måleår. For fosfor er der heller ingen problemer med at overholde kravværdierne.

	Kongeåens	Tvilho	Ejstrupholm	Tingkæravad	Løjstrup	Abildtrup	Nørå	Rens	Gens.
Suspenderet stof	+	+	+	+	+	+	+	+	14 %
NH ₄ -N	+	+	+	+	+	+	+	+	18 %
	----	-	+	-	-	-	-	+	153 %
	--	-	-	-	--	+	----	+	185 %
Total N	+	+	-	+	+	+	+	+	83 %
	+	-	-	-	+	-	-	+	118 %
Total P	+	-	+	+	+	+	+	+	53 %
	+	+	+	+	+	+	+	+	61 %
BI ₅	+	+	+	+	+	+	+	+	36 %
	+	+	+	+	+	+	+	+	36 %

Tabel 13.5 Overholdelse af kravværdierne i miljøgodkendelsen for de 8 modeldambrug kontrolleret med metoden i modeldambrugsbekendtgørelsen, dog for de 6 af modeldambrugene (dvs. på nær Abildtrup og Løjstrup Dambrug) med tilstandskontrol for alle parametre. Første linie for en parameter er for år 1, anden for år 2. + viser overholdelse af kravværdierne, - at de ikke overholdes. To minusser viser at kravværdien er overskredet med mindst en faktor 2 (over 200 5), 4 minusser er en overskridelse på over en faktor 4. Endelig er givet et gennemsnit for alle 8 modeldambrug hvor overholdelsen er udtrykt som et gennemsnit af den procentuelle overholdelse af de enkelte modeldambrugs kravværdier (> 100 % svarer til overskridelse af kravværdien).

Kravværdierne er især for ammonium kvælstof og suspenderet stof skærpet i større eller mindre grad på de fleste modeldambrug i forhold til, at der var givet fuld kompensation for reduceret vandindtag (udtrykt som et modeldambrugs målte vandindtag af medianminimum) såfremt man anvender kravværdierne i Dambrugsbekendtgørelsen. For at kunne lave en reel sammenligning af overholdelse af kravværdierne mellem modeldambrugene har vi derfor ud fra dambrugsbekendtgørelsens kravværdier beregnet nye kravværdier, hvis der gives fuld kompensation for reduceret vandindtag (se tabel 9.2 i kapitel 9). Det betyder, at på et modeldambrug, hvor vandindtaget eksempelvis er reduceret med en faktor 10, kan kravværdien i givet fald sættes til 4 mg/l, da kravværdien i dambrugsbekendtgørelsen er 0,4 mg/l. Denne beregning er gennemført for at kunne lave en reel sammenligning mellem modeldambrugene, hvilket fremgår af tabel 13.6.

Hvis der gives fuld kompensation for reduceret vandindtag ved fastlæggelse af kravværdier er den overskredet for ammonium kvælstof ved 1 modeldambrug (Abildtrup) år 1 og 4 modeldambrug år 2. For total kvælstof overskrides kravværdien 2 steder år 1 og 3 steder år 2, mens total fosfor kravværdien alene overskrides ved Tvilho Dambrug år 1. Overskridelserne er ved fuld kompensation for reduceret vandindtag væsentligt lavere for ammonium og total kvælstof (max. 63 %, Nørå Dambrug for total kvælstof år 2, tabel 9.8) end ved miljøgodkendelsernes kravværdier. Et gennemsnit for 8 modeldambrug af de faktiske udledninger i procent af udlederkravene overskrides disse kun for total kvælstof (med 7 %), mens det lige overholdes for ammonium kvælstof (93 %). Der er markant overholdelse af kravværdierne for suspenderet stof, organisk stof og total fosfor.

	Kongeåens	Tvilho	Ejstrupholm	Tingkæravad	Løjstrup	Abildtrup	Nørå	Rens	Gens.
Suspenderet stof	+	+	+	+	+	+	+	+	4 %
NH ₄ -N	+	+	+	+	+	-	+	+	67 %
	+	+	-	-	-	+	-	+	93 %
Total N	+	+	-	+	+	+	-	+	81 %
	+	-	-	+	+	+	-	+	107 %
Total P	+	-	+	+	+	+	+	+	52 %
	+	+	+	+	+	+	+	+	53 %
BI ₅	+	+	+	+	+	+	+	+	26 %
	+	+	+	+	+	+	+	+	27 %

Tablet 13.6 Overholdelse af kravværdierne i miljøgodkendelsen for de 8 modeldambrug, men hvor der er givet fuld kompensati-on for reduceret vandindtag. Kontrolleret med metoden i modeldambrugsbekendtgørelsen, dog for de 6 af modeldambrugene (dvs. på nær Abildtrup og Løjstrup Dambrug) med tilstandskontrol for alle parametre. Første linie for en parameter er for år 1, anden linie for år 2. + viser overholdelse af kravværdierne, - at de ikke overholdes. Endelig er givet et gennemsnit for alle 8 modeldambrug hvor overholdelsen er udtrykt som et gennemsnit af den procentuelle overholdelse af de enkelte modeldam-brugs kravværdier (> 100 % svarer til overskridelse af kravværdien, ses kun for total-N år 2).

Kontrollen for overholdelsen af kravværdierne viser, hvad der også er fundet ud fra de målte rensgrader, at der på flere modeldambrug ikke fjernes tilstrækkeligt meget ammonium kvælstof, hvilket medfører at nogle modeldambrug heller ikke kan overholde kravværdien for total kvælstof.

Nettoudsivning har ikke umiddelbart betydning for overholdelsen af kravværdierne når kontrollen er udført som tilstandskontrol som miljø-godkendelsen foreskriver.

13.8 Stofudledning

Stofudledningerne opgøres typisk som specifik udledning, altså netto stofudledninger pr. kg produceret fisk, idet der fra de målte udledninger fra et dambrug trækkes stofbidraget i indtagsvandet for at få et reelt sammenligningsgrundlag mellem modeldambrugene og andre dam-brug.

De gennemsnitlige specifikke udledninger er for både kvælstof, fosfor og organisk stof størst år 2 (tabel 13.7). I tabellen er Rens Dambrug ikke medtaget, da vandtabet over plantelagunen var meget større end for de øvrige dambrug således at der for flere stoffer måles negative netto stof-udledninger. Rens Dambrug er derfor udeladt af resultaterne i kapitel 13.8 og nogle steder i 13.9, 13.10 og 13.12. For de resterende 7 model-dambrug er der en nettoudsivning over plantelagunerne svarende til 22 % år 1 og 10 % år 2. Reelt er der for de syv modeldambrug udledt 33 l/s mod 41 l/s år 2, dvs. 24 % højere vandafledning i år 2 fra de syv model-dambrug. Den reducerede nettoudsivning vil derfor alt andet lige øge stofudledningerne pr. kg produceret fisk. Endvidere skal den øgede stofudledning pr. kg produceret fisk samtidig relateres til at produkti-onsbidraget for kvælstof og organisk stof i gennemsnit er steget med ca. 9 % men faldet 25 % for fosfor. Den relativt beskedne stigning i udled-ning af ammonium kvælstof skyldes, at en stor del heraf fjernes i pro-duktionsanlægget (biofiltre) og at der trods øget produktion i 2. målear kun har været en mindre stigning i koncentrationen og mængde af am-monium kvælstof i afløb herfra (kapitel 8).

	NH ₄ -N		Total N		Total P		BI ₅		COD	
	Målt	WC	Målt	WC	Målt	WC	Målt	WC	Målt	WC
Gennemsnit år 1	6,8	8,8	15,7	22,3	1,0	1,1	5,3	5,4	25,1	27,2
Standardafvigelse	5,6	5,0	7,8	3,1	0,8	0,7	4,6	4,3	20,2	17,2
Gennemsnit år 2	7,7	10,2	19,9	25,5	1,1	1,2	5,6	6,3	31,6	35,6
Standardafvigelse	6,0	6,4	7,5	6,6	0,9	0,3	3,9	3,0	16,6	11,7
Danmark			38,0		3,1		105			

Tabel 13.7 Gennemsnit af målte og worst case (WC) nettostofudledning fra 7 modeldambrug (tal fra Rens Dambrug ikke medtaget) udtryk som g pr. kg produceret fisk for de to måleår. Endvidere er angivet standardafvigelsen mellem de syv modeldambrug.

De målte gennemsnitlige nettostofudledninger pr. kg produceret fisk år 2 er sammenlignet med tilsvarende teoretiske gennemsnitsværdier for danske ferskvandsdambrug i 2006:

- 64 % for total kvælstof
- 38 % for total fosfor
- 6 % for organisk stof (BI₅).

Der er således for total fosfor og BI₅ tale om meget markante reduktioner i nettostofudledningerne ift. traditionelle ferskvandsdambrug.

13.9 Rensegrader over modeldambrugene

Nettorensesgraden over modeldambrugene er et udtryk for, hvor stor en del af produktionsbidraget der netto fjernes via renseforanstaltningerne på modeldambruget (kapitel 10.4 og 16.3.9). Da Rens Dambrug grundet meget stort nettovandtab over plantelagunen ikke er repræsentativ er resultaterne herfra ikke regnet med i gennemsnits nettorensesgraderne og standardafvigelserne herfor i tabel 13.8. Det bemærkes, at alle nettorensesgrader i gennemsnit er lavere andet måleår, hvilket generelt også er tilfældet for nettorensesgraderne på de enkelte modeldambrug (kapitel 10). Der er flere årsager hertil, hvor det ikke mindst har betydning at det i gennemsnit halverede nettovandtab over plantelagunerne betyder at der udledes ca. 1/3 mere vand fra de 8 modeldambrugene år 2. Samtidigt har der været større produktion og et større produktionsbidrag pr. kg produceret fisk (dog ikke for total fosfor), som har betydet en noget større stoffbelastning af renseforanstaltningerne. På den baggrund er faldet i den gennemsnitlige nettorensesgrad på 15 % for total kvælstof, 8 % for total kvælstof og en uændret for BI₅ reelt en understregning af, at der i absolutte mængder er fjernet mere stof andet måleår og at for organisk stof er der relativt fjernet noget mere stof end første måleår.

Alle modeldambrug (uden Rens Dambrug) har nettorensesgrader for total fosfor, der ligger over eller noget over (op til 97 %) forudsætningerne for modeldambrug type III med undtagelse af Løjstap Dambrug, der år 2 ligger noget under. For BI₅ har alle modeldambrug målte nettorensesgrader langt over forudsætningen (alle er mellem 84 og 100 %). For total kvælstof skal der tages højde for størrelsen af plantelagunerne ved det enkelte modeldambrug ved vurdering af nettorensesgraden. De målte rensegrader varierer mellem 20 og 80 % og alle modeldambrugene overholder fra lige netop til ganske meget forudsætningerne i modeldambrugsbekendtgørelsen.

	NH ₄ -N		Total N		Total P		BI ₅		COD	
	Målt	WC	Målt	WC	Målt	WC	Målt	WC	Målt	WC
Gennemsnit år 1	79	71	59	40	83	80	93	93	89	88
Standardafvigelse	15	15	18	7	15	12	5	4	8	7
Gennemsnit år 2	77	70	50	37	76	73	93	93	87	86
Standardafvigelse	17	19	17	10	20	18	5	3	7	5
Modeldambrug type III ¹			11		60		75			
			(20-41)							
Modeldambrug type III m. mikrosigte ¹			15		65		80			
			(20-45)							
Standard dambrug			7		20		20			

Tabel 13.8 Gennemsnit af målte nettorensgrader R_N (%) og worst case (WC) nettorensgrader for 7 af de 8 modeldambrug (resultater fra Rens Dambrug ikke medtaget) for en række stoffer for de to måleår og de tilhørende standardafvigelser. Til sammenligning er angivet de forudsatte rensgrader for modeldambrug type III samt for et traditionelt dambrug (standard dambrug). For total kvælstof (N) er der i parentes angivet et interval, idet der til rensgraden over produktionsanlægget skal tillægges at plantelagunerne forudsættes at fjerne 1 g kvælstof pr. m² plantelagune pr. dag.

Gennemsnittet af de målte nettorensgrader er 2. måleår lig med (BI₅) eller lidt større end worst case rensgraderne, og da vi som tidligere omtalt anser det for ganske sandsynligt at hovedparten af det kvælstof og fosfor der følger med nedsivningsvandet, enten genindvindes til dambrugs vandindtag eller omsættes/bindes i jorden inden det når en slutrecipient er disse målte rensgrader et robust gennemsnits mål for nettorensgraderne over denne type modeldambrug.

13.10 Hvor på modeldambrugene foregår rensningen

Resultaterne fra måle- og dokumentationsprojektet giver også mulighed for at vurdere, hvor stoffjernelsen på dambrugene sker. Det kan dels vurderes, hvor meget der fjernes i de konstruerede rensforanstaltninger i produktionsenhederne, dvs. slamkeglerne, biofiltre, mikrosigter, dels over plantelagunerne.

Det slam, som fjernes fra rensforanstaltninger med henholdsvis slamvand fra tømning af slamkegler, returskyllevand fra biofiltre og spulevand fra mikrosigter føres over til slambassiner/slamtank, hvorfra der ledes klaret slamvand til plantelagunerne. Dette klarede slamvand indeholder stof, som skal fratrækkes den målte stoffjernelse via slamvand fra tømningen af slamkegler, skyllevand fra biofiltre og spulevandet fra mikrosigter for at finde nettorensgraden over produktionsanlæggene.

I tabel 13.9a er den samlede stofmængde som er målt fjernet over produktionsanlægget (netto, dvs. for tab med klaringsvand til plantelagunen) plus målte stoffjernelse over plantelagunen plus målte stofudledning til vandløbet sat til 100 %, således at de tre størrelser kan vurderes ift. hinanden. I de tilfælde hvor f.eks. stoffjernelsen over en enhed er negativ, dvs. der er en nettostoftilførsel over enheden som det er tilfældet for nitrat over produktionsenhederne på alle 8 modeldambrug samt i enkelte tilfælde for et stof over en plantelagune, er det summen af de to steder der er en stoffjernelse/-tab, der er sat til 100 %. I tabel 13.9 b er stoffjernelsen over produktionsanlægget (netto) og plantelagunen lagt sammen og sat til 100 %, så man direkte kan sammenligne, hvor den største andel af stoffjernelsen sker.

	NH ₄ -N		NO ₂₃ -N		Total N		Total P		BI ₅		COD	
	År 1	År 2	År 1	År 2	År 1	År 2	År 1	År 2	År 1	År 2	År 1	År 2
Produktionsanlæg	66	68	-73	-75	15	15	53	49	51	69	47	57
	± 8	± 12	± 14	± 17	± 14	± 11	± 21	± 17	± 12	± 8	± 13	± 10
Plantelagune	12	6	47	42	42	31	27	23	39	21	35	21
	± 12	± 6	± 24	± 19	± 30	± 19	± 26	± 16	± 15	± 10	± 19	± 12
Tab til vandløb	22	26	53	58	43	53	20	28	10	10	18	22
	± 14	± 15	± 24	± 19	± 22	± 16	± 15	± 16	± 8	± 6	± 10	± 7

Tabel 13.9a Den gennemsnitlige procentuelle stoffjernelse for de 8 modeldambrug og tilhørende standardafvigelse (±) fordelt på produktionsanlæg (netto, dvs. efter der er taget højde for stoftab med klaringsvandet fra slambassiner/slamtank til plantelagunerne), plantelagunerne og stoftab til vandløb via afløbet fra modeldambrugene. Tal i %. Negative procenttal viser at der er nettotilførsel over denne enhed.

	NH ₄ -N		NO ₂₃ -N		Total N		Total P		BI ₅		COD	
	År 1	År 2	År 1	År 2	År 1	År 2	År 1	År 2	År 1	År 2	År 1	År 2
Produktionsanlæg	86	92			32	36	68	69	58	77	58	74
	± 14	± 8			± 24	± 21	± 30	± 18	± 14	± 11	± 19	± 14
Plantelagune	14	8	100	100	68	64	32	32	43	23	42	26
	± 14	± 8			± 24	± 21	± 30	± 18	± 14	± 11	± 19	± 14

Tabel 13.9b Samme opgørelse som i tabel 13.9a, men hvor stoffjernelsen over produktionsanlægget (netto) og plantelagunen er sat lig 100 %, og den procentuelle andel af stoffjernelsen over dambruget er fordelt på produktionsanlægget og plantelagune.

Tabet til vandløbet afspejler nettorenssegraden fra tabel 13.8 med den forskel, at der i tabel 13.9 er tale om et gennemsnit for alle 8 modeldambrug og at stof fra indtagsvandet ikke er fratrukket tab til vandløb.

For ammonium kvælstof, total fosfor og organisk stof sker den største stoffjernelse over produktionsanlægget. For nitrat-nitrit kvælstof og total kvælstof modtager vandløbet mere stof end der fjernes over produktionsanlæg og plantelaguner, da der sker en netto produktion af nitrat i produktionsanlægget grundet nitrificering i biofiltre, der i mængde svarer til ca. 75 % af summen af det nitrat-nitrit kvælstof, der fjernes over plantelagunerne og tabes til vandløbene via afløb fra modeldambrugene.

For nitrat-nitrit er plantelagunerne (udover slambassiner) således den eneste reelle renseforanstaltning (100 % i tabel 13.9b) og der fjernes meget nitrat ved denitrifikation heri, men også tab med nedsivningsvand og optag i planter spiller en rolle. Plantelagunerne er også vigtige ift. omsætning af organisk stof især år 1, hvor plantelagunerne omsætter størstedelen af det organiske stof, som produktionsanlægget ikke fjerner. Det er tydeligt at potentialet er stort i plantelagunen ift. organisk stof (BI₅) og årsagen til, at der fjernes relativ mindre år 2 (23 %) skyldes en øget omsætning (absolut og relativt) i produktionsanlægget.

Den relative betydning for stoffjernelse af produktionsanlægget for kvælstoffraktionerne og total fosfor er næsten ens de to måleår, mens der til gengæld er en tydeligt større relativ (og absolut) stoffjernelse af organisk stof (BI₅ og COD) år 2, hvorfor der er mindre organisk stof for plantelagunerne at fjerne. For total kvælstof, total fosfor og organisk stof er der en mindre variationen i den relative betydning af stoffjernelse over produktionsanlæg og plantelaguner andet måleår dvs. de fungerer mere ensartet, efterhånden som der produceres ved fuld eller næsten fuld udnyttelse af foderkvote og der er indhøstet driftserfaring med anlæggene.

Af det stof, der samlet set omsættes/fjernes over selve dambruget er renseforanstaltningerne i produktionsanlægget vigtigst ift. ammonium (ca.

90 %), total fosfor (68 %) og organisk stof (ca. 75 % BI₅ og COD), mens plantelagunen er klart vigtigst ift. nitratomsætning men også vigtig ift. fosfor (især på opløst form) og tager hovedparten af det organiske stof, der ikke fjernes i produktionsanlægget.

Tab med klaringsvand

En del af det stof, der overføres til slambassiner tabes med klaringsvandet. Det skyldes både, at det klarede slamvand ikke har tid nok til at alle partikler kan nå at sedimentere og at der sker en frigivelse af opløste stoffer fra slam til vandfasen (opløst fosfor og organisk stof). Endvidere dannes der ved dissimilatorisk nitrat reduktion (se kapitel 10.1) ammonium kvælstof. Der tabes derfor en del kvælstof som ammonium fra slambassinerne til plantelagunerne. Mellem 10 og 55 % af det tilførte fosfor tabes med klaringsvandet og primært som opløst fosfor, men dette tab kan reduceres med fædningsmidler, som aluminium eller jernholdige stoffer eller hydratkalk, der kan binde fosfor. Der tabes også mellem 10-70 % af tilført BI₅. Det er især tabet af ammonium og til dels opløst fosfor der er u hensigtsmæssigt, idet plantelagunerne ikke nødvendigvis kan tilbageholde/omsætte hele tilførslen heraf. En bedre indretning og drift af slambassiner vil forventeligt kunne øge stoffjernelsen.

Denitrifikation i slambassiner/slamtanke er kvantitativt af mindre betydning end denitrifikationen i plantelagunerne.

Produktionsanlæg

Eftersom produktionsanlæggene ikke har været indrettet helt ensartet (nogle har mikrosigter, nogle yngel- og sættefiskanlæg) og der ikke har været målt intensivt på mere end 5 af modeldambrugene, anføres kun nogle hovedtal for, hvad der er vigtigst for fjernelse af de forskellige stoffer over produktionsenheden. Der er samtidig en problemstilling ift. hvordan tabet med klaringsvand skal fordeles på stoffjernelsen fra renseforanstaltningerne i produktionsanlægget. Tilstedeværelse af mikrosigter betyder endvidere, at disse fjerner noget af det stof henholdsvis slamkegler og biofiltre ellers ville fjerne. Der kan derfor ikke umiddelbart gives eksakte rensegrader for hhv. biofiltre, slamkegler og mikrosigter, men henvises til tabel 13.9a og b, hvor der angives stoffjernelsesprocenter under ét.

Slamkegler

Slamkeglerne er meget vigtige for fjernelse af partikler og dermed især suspenderet stof, partikulært fosfor og organisk stof. På flere dambrug fjerner slamkeglerne lige så meget fosfor som biofiltre og plantelaguner og er den vigtigste rensekomponent for fjernelse af BI₅.

Biofiltre

Et af hovedformålet med biofiltrene er at omsætte ammonium kvælstof til nitrat og derfor er det primært over biofiltrene, der fjernes ammonium og kun i meget mindre omfang evt. i plantelagunerne.

En beregning over produktionsanlæggene af den procentuelle fjernelse af ammonium kvælstof ift. tilførslen heraf med indtagsvandet og produktionsbidraget understreger, at der generelt er en ret stor fjernelse af ammonium og dermed nitrifikation i biofiltrene, som i gennemsnit år 1 var på 71 % (± 11 %) mod 75 % (± 12 %) år 2. Den tilsvarende gennem-

snitlige specifikke nitrifikationsrate var hhv. 0,12 (\pm 0,03) g N pr. m² biofilteroverflade pr. dag år 1 og 0,16 (\pm 0,02) g N pr. m² pr. dag år 2.

I andet måleår fjernes mængdemæssigt ca. 37 % mere ammonium kvælstof i produktionsanlægget samtidig med at tilførslen er steget med 29 %. Yderligere produktion behøver således ikke medføre yderligere ammoniumtilførsel til plantelaguner m.v. Resultaterne viser betydningen af driften for udnyttelsen af omsætningskapaciteten i biofiltrene. Driftsoptimering på parametre som ilt, pH, alkalinitet, organisk stof, flow- og vandfordeling, returskylning kan medvirke til at øge nitrifikationen. Flere dambrug indførte en kontinuert beluftning af biofiltrene eller øgede denne andet måleår hvilket fremmer nitrifikationen i biofiltrene ligesom flere modeldambrug begyndte at tilsætte kalk i produktionsanlægget.

Der omsættes og tilbageholdes BI₅ i biofiltrene. Især hvor der ikke er mikrosigter tilbageholdes en del fosfor og organisk stof. Kun for ammoniumfjernelse har biofiltrene størst betydning.

Mikrosigter

Mikrosigterne fjerner analogt med slamkegler suspenderet stof, partikulær bundet fosfor og organisk stof. Tilsyneladende tager mikrosigterne primært den del af det partikulære stof som biofiltrene tager, og en af årsagerne til at mikrosigterne opstilles er netop for at mindske belastningen med partikler af biofiltrene. Herved optimeres biofiltrenes nitrifikations-effektivitet og skal returskylles i mindre omfang. Der har været for få mikrosigter at måle på, til umiddelbart at give et entydigt billede af deres generelle betydning for fjernelse af forskellige stoffer.

Mikrosigterne kan herudover dog have driftsmæssige fordele herunder f.eks. i forhold til sygdomme. (*Dansk Akvakultur, 2008*).

Der henvises i øvrigt til rapportering af driftserfaring fra modeldambrugene fra Master Management Projektet, der har kørt parallelt med måle- og dokumentationsprojektet for modeldambrug bl.a. for at se på en række driftsforhold på modeldambrugene, herunder om de koncentrationer af bl.a. ammonium kvælstof og pH niveauer, der har været under den toårige forsøgsperiode har været hensigtsmæssige ift. fiskeproduktionen m.v. (*Dansk Akvakultur, 2008*).

Plantelaguner

Stoffjernelsen/-omsætningen i plantelagunerne består dels i at partikulært materiale kan sedimentere og opløst stof omsættes/optages i planter og mikroorganismer, herunder også nitrifikation og denitrifikation. Resten vil løbe ud med udløbsvandet under den forudsætning, at der løber lige så meget vand ind som ud. Som omtalt i kapitel 7 (figur 7.4) er det imidlertid ikke tilfældet for 5 modeldambrug, hvor der netto siver vand ud af bunden og 2 modeldambrug hvor der er en netto indsivning (Tingkærvad og Tvilho Dambrug). Specielt første måleår var der stor nettoudsivning fra flere plantelaguner.

Rensegraden over plantelagunerne udtrykkes ofte som en rate ved gram stof pr. m² plantelagune pr. dag (tabel 13.10). Plantelagunerne kan ikke fjerne det stof, som allerede er fjernet i produktionsanlægget og det må

derfor antages at potentialet for fjernelse af især organisk stof og nitrat kan være større især ved en optimering af indretning, drift og evt. fysisk/kemiske forhold heri.

For at få robuste værdier for stoffjernelsesraterne er anvendt 2. års raterne, hvor plantevæksten i de fleste plantelaguner er etableret og under stabilisering (dog ikke på Løjstrup Dambrug, hvor planterne først rigtigt kommer i slutningen af 2. måleår). Det er diskuteret flere steder om forskellen på målte og urealistiske worst case betragtninger. Målte resultater fra 2. måleår, hvor vandtabet over plantelagunerne er relativt begrænset når Rens Dambrug ikke er medtaget som i tabel 13.10, og hvor det meste af det nedsivende stof enten vil genindvindes eller omsættes/bindes i jorden under plantelagunerne, må derfor anses som rimeligt konservative og repræsentative for de faktiske forhold.

	NH ₄ -N		NO ₂₃ -N		Total N		Opløst P		Total P		BI ₅		COD	
	Målt	WC	Målt	WC	Målt	WC	Målt	WC	Målt	WC	Målt	WC	Målt	WC
År 2	0,31	0,09	1,76	1,16	2,72	1,87	0,06	0,02	0,18	0,15	4,4	3,8	13,1	10,2
Standardafvigelse	0,34	0,31	1,00	0,84	0,93	0,84	0,03	0,02	0,04	0,06	2,3	2,4	7,1	6,6
Døstrup Dambrug	0,16-				0,9-				0,03-		1,8-			
	0,29				1,3				0,07		2,5			

Tabel 13.10 Gennemsnit af målt og worst case (WC) stoffjernelsesrater i gram pr. m² plantelagune pr. dag for 7 modeldambrug (eksklusiv Rens Dambrug) i 2. måleår og den tilhørende standardafvigelse. Til sammenligning målte stoffjernelsesrater på Døstrup Dambrug jf. *Fjorback et al. (2003)*. De målte værdier anses for de reelt repræsentative for de faktiske forhold.

I modeldambrugsbekendtgørelsen er der kun opstillet forudsætning for total kvælstof fjernelse, som er 1 g pr. m² plantelagune pr. dag hvilket fuldt opfyldes på alle modeldambrug, hvor der typisk måles mere end 2-3 gange denne rate. Der er i gennemsnit målt mere end dobbelt så høje fjernelsesrater for BI₅, 3-4 gange så høje for total fosfor og ca. dobbelt så høje for ammonium kvælstof, som ved Døstrup Dambrug (*Fjorback et al., 2003*).

Der mangler naturligvis målinger for hvordan disse rater er over en længere tidsperiode, men såfremt der ellers undgås meget store slamansamlinger og slamflugt og sikres et rimeligt plantedække er der ingen grund til at antage lavere stoffjernelse over plantelagunerne ud over hvad stof-tab med nedsivningsvand kan betinge, og denne problemstilling bør formindskes over tid efterhånden som infiltrationskapaciteten formodes at aftage.

Udformning af plantelagunerne som nygravede søer med ringe vegetationsdække har ikke været hensigtsmæssige ved Løjstrup Dambrug, hvor der har været tendens til dannelse af præference-strømning (kapitel 6). Det mest hensigtsmæssige er at grave gamle jorddamme og kanaler sammen til et mæandrerende vandløbsagtigt system, hvor de mange slyngninger og udbredt vegetation vil medvirke til at vandet bliver velopblandet og fordeles ud over hovedparten af plantelagunens volumen..

Kvælstof og fosfor i planter

Planterne optager kvælstof og fosfor i biomassen. Ud fra biomassen og planternes indhold af kvælstof og fosfor (kapitel 11) er det vurderet, hvor stor en mængde kvælstof og fosfor, der findes samlet i planterne ved maksimal plantedækning. Dette er sat i relation til stoffjernelsen over plantelagunerne. Det viser sig at betydningen kvantitativt er meget begrænset. For kvælstof svarer maksimal biomassen til 2-3 % af det tota-

le kvælstoftab over plantelagunerne på 5 af modeldambrugene, mens det for Tingkærvad og Løjstrup Dambrug udgør 5-7 %. Fosforoptagelsen ved maksimal biomasse svarer til mellem 1 og 7 % af det totale fosfortab over plantelagunerne på de 6 af modeldambrugene. men det meste af tabet på 2. Den kvalitative betydning af fosforoptag i planter kan dog være større, da opløst fosfor er umiddelbart plantetilgængeligt.

Der fjernes netto kun kvælstof og fosfor ved optag i de højere planter, såfremt disse afhøstes, ellers vil kvælstof og fosfor frigives ved senere nedbrydning af de døde planterester.

13.11 Væsentlige forhold og processer for stoffjernelse over modeldambrug

13.11.1 Plantelaguner

For at undersøge om der er statistisk signifikante sammenhænge mellem rensegrader for de forskellige stoffer over plantelagunerne og nogle udvalgte parametre ift. plantelagunerne, er der gennemført en stepvis multipel regressionsanalyse, for hver parameter. De parametre, der indgår, er: areal af plantelaguner, gennemsnits dybde, volumen, opholdstid, gennemsnitshastighed, antal liter per sekund i hhv. i tilløb og afløb og stofmængde tilført og afledt af (kvælstof, fosfor og organisk stof fraktioner), iltkoncentration i udløb, plantedækningsgrad (%) og nettovandtab (%). Den stepvise regression finder i rækkefølge den parameter, som giver største forklaringsværdi ift. en given rensegrad.

På basis af den stepvise regression er der herefter udvalgt de parametre som har vist en statistisk signifikant sammenhæng med en given rensegrad over plantelagunerne og lavet en lineær regression for disse parametre. Inden da er det testet at de udvalgte parametre ikke er indbyrdes signifikant autokorrelerede. Resultatet af disse statistiske analyser er opsummeret i dette afsnit og i tabel 13.11.

Det er også analyseret, om der er signifikant forskel de to målear mellem netto rensegraderne og mod alle parametre. Der var ikke nogen signifikant forskel i sammenhænge med parametrene mellem de to målear. Analyserne er derfor lavet på et samlet datasæt bestående af resultater fra både år 1 og år 2 for alle 8 modeldambrug, dvs. 16 tal-par for en række parametre. I tabel 3.10 er opsummeret alle de statistisk signifikante sammenhæng på over 95 % niveau mellem målte eller worst case rensegrader for de kemiske parametre med diverse fysiske karakteristika m.v. som giver den højeste forklaringsgrad.

Tabeller viser for f.eks. målt rensegradtilbageholdelse af ammonium kvælstof at denne kan beskrives med en sandsynlighed på over 99,99 % ved:

Målt $\text{NH}_4\text{-N}$ rensegrad = $-114,6 + 1,073 \cdot \text{vandtab} [\%] + 148,3 \cdot \text{dybden} [\text{m}] - 1,079 \cdot \text{opholdstiden} [\text{timer}] + 0,630 \cdot \text{plantedækningsgraden} [\%]$.

Disse parametre udtrykt i ligningen ovenfor forklarer 85,4 % af den målte variation. Den i tabellen fedt markerede parameter forklarer den største del af variationen. For de fleste målte rensegrader er det vandtabet

(nettonedsivningen) som forklarer den største del af variationen, hvilket understreger at der med vandtabet også er et stoftab.

Rensegrad	Intercept	Vandtab [%]	Dybde [m]	Areal [m ²]	Opholdstid [timer]	Volumen [m ³]	Dækningsgrad [%]	Iltkoncentration [mg/l]	Indløb [l/s]	Udløb [l/s]	R ²	Pr>F
NH ₄ -N målt	-114,6	1,073	148,3		-1,079		0,630				0,854	<0,0001
NO ₂₃ -N målt	108,0	0,398	-97,4	0,00131							0,910	<0,0001
NO ₂₃ -N målt	171,9		-155,0	0,00746			-0,2613		-0,7068		0,732	0,0036
NO ₂₃ -N WC	37,0	-0,0017				-2,44E-3		-3,4945		1,69E-5	0,685	0,0083
Total N målt	33,5	0,6843	-18,03		0,326						0,909	<0,0001
Total N WC	18,76			0,00078							0,255	0,0459
PO ₄ -P maalt	-270,0	1,5009	296,2				1,2902	-8,422			0,913	0,0001
PO ₄ -P WC	-352,7	0,8864	421,1		-1,204		1,6337	-10,096			0,856	0,0006
Tot P målt	-141,0	1,0411	191,8				0,6883	-5,0825			0,879	<0,0001
BI ₅ målt	58,42	0,4820			0,577			-2,9631			0,756	0,0005
BI ₅ WC	110,0	0,3951	-37,05					-3,0183			0,680	0,0027
COD maalt	59,96	0,6030						-3,2267			0,779	<0,0001
COD WC	58,19	0,5268						-2,9412			0,752	0,0001
Susp. målt	143,9	0,2687	-99,78	0,0032				-2,7027		-4,7E-6	0,890	0,0002

Tabel 13.11 Signifikante sammenhænge mellem hhv. målt og worst case (WC) rensegrader for forskellige kemiske stoffer og forskellig fysiske parametre m.v. R² angiver hvor stor en del af variationen der forklarer rensegraden med de anvendte parametre, og pr > F angiver sandsynligheden for at denne variation er tilfældig (en værdi på 0,0001 viser en sandsynlighed på under 1/100 %). Med fed den parameter, der forklarer den største del af variationen.

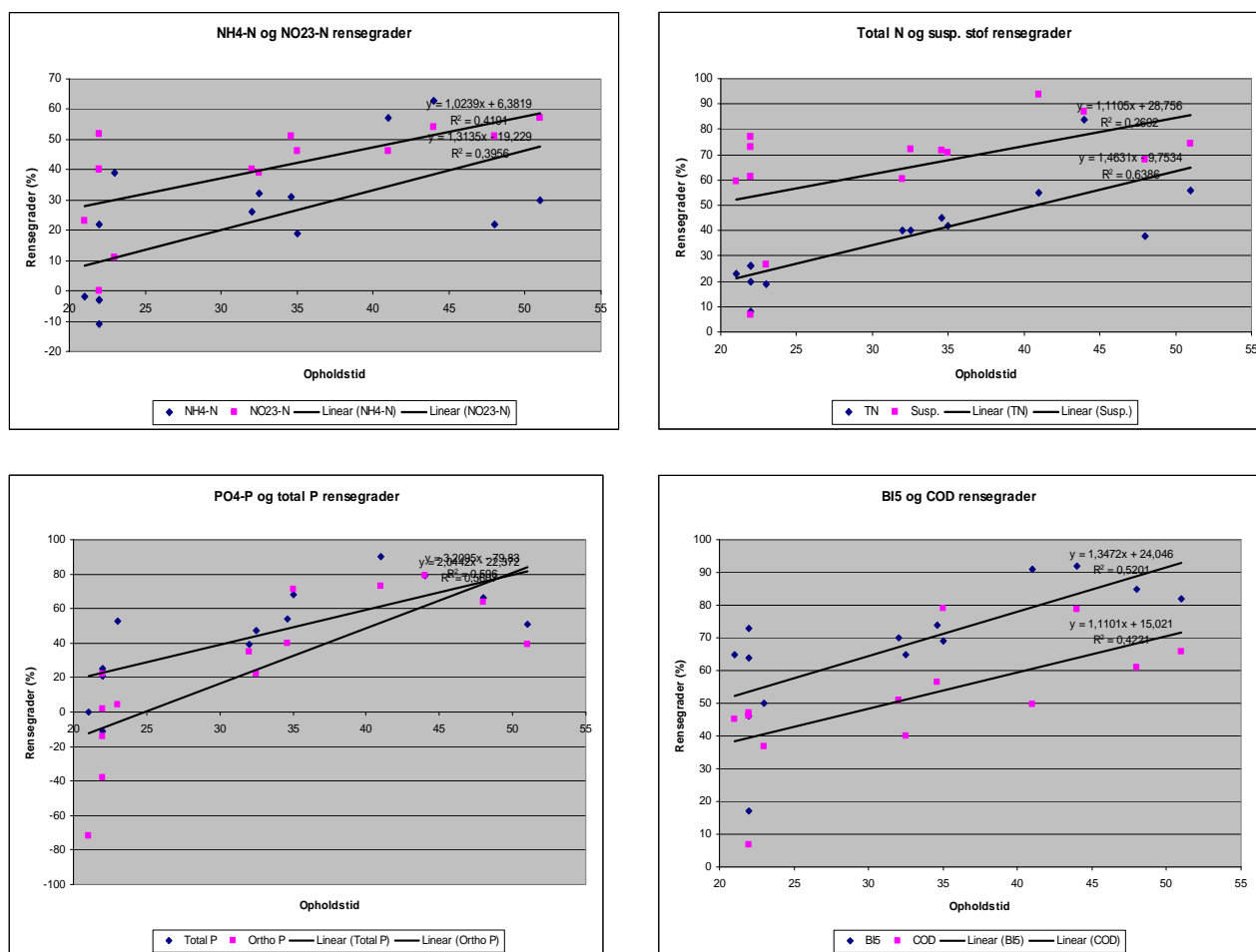
Da datamaterialet er lavet på årsgennemsnit skal der ikke tolkes for rigtigt på nogle af parametrene, som f.eks. iltkoncentrationen, der desuden varierer meget ned gennem plantelagunerne jf. kapitel 6. Temperaturen er derfor slet ikke medtaget i analysen. Analysen skal tages som en indikation på hvilke parametre, der tilsyneladende kan forklare noget af den målt variation for en given rensegrad.

Det kan umiddelbart være lidt overraskende at opholdstiden kun i mindre omfang indgår som forklarende parameter, men det kan skyldes det relativt store vandtab som forklarer hovedparten af variationen. Vanddybden er positivt korreleret til rensegraden af fosfor men negativt korreleret til rensegraden af suspenderet stof, BI₅ og nitrat-nitrit. Iltkoncentrationen er i alle tilfælde tilsyneladende negativt korreleret til målte og korrigerede rensegrader, men er kun i et tilfælde den parameter, der bærer den største del af forklaringen på tilbageholdelsen, nemlig for NO₂₃-WC. Da iltkoncentrationen er målt i afløbet fra plantelagunerne og er et årsgennemsnit skal denne sammenhæng ikke overtolkes.

Der er for henholdsvis alle målte og WC-resegrader lavet en lineær regressionsanalyse mod opholdstid og plantedækningsgrad og med kun de to parametre er der ikke fundet signifikante sammenhænge.

På trods af at opholdstiden tilsyneladende ikke indgår som signifikant forklarende parameter ift. rensegrader i mere end 4 tilfælde (tabel 13.11) er der i figur 13.3 vist sammenhængen mellem målte rensegrader og opholdstid for 7 af de 8 plantelaguner (uden Rens Dambrug). Det bemærkes, at ved korte opholdstider er der ret stor spredning for de fleste målte rensegrader, dvs. her spiller andre parametre tydeligvis ind, mens der

for opholdstider over 30 timer i plantelagunerne ses en ganske tydelig sammenhæng mellem øget opholdstid og rensegrad for organisk stof, total N og suspenderet stof, dog med en klar tendens til aftagende effekt af opholdstid ved de længere opholdstider over ca. 35 timer, hvor potentialet for processerne måske er opbrugt.



Figur 13.3 Lineær regression mellem årlige målte rensegrader for forskellige kemiske stoffer ved 7 modeldambrug (Rens Dambrug ikke med) og opholdstiden.

13.12 Potentielt foderforbrug ud fra de fundne rensegrader

I *Bekendtgørelsen for modeldambrug (2003)* angives hvordan det højest tilladelige foderforbrug F fastlægges for modeldambrug:

$$F = ((1 - R_n) / (1 - R_N)) * F_{\text{fill}}$$

Hvor R_n er netto rensegraden for et standarddambrug:

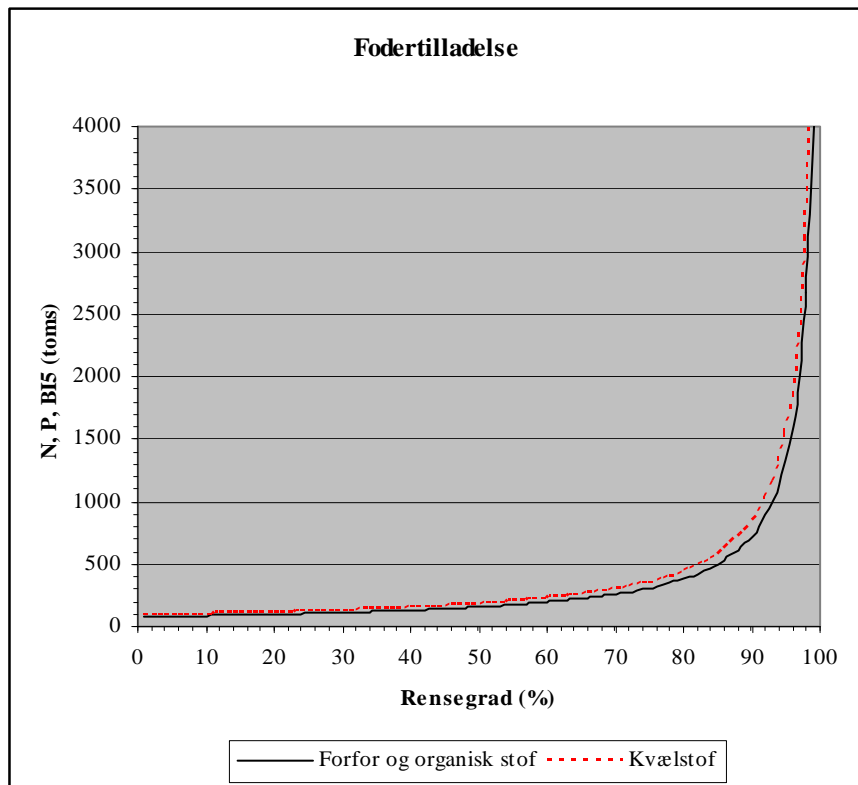
- Total kvælstof = 0,07 (7 %)
- Total fosfor = 0,20
- Organisk stof, $BI_5 = 0,20$,

og R_N er netto rensegraden for et modeldambrug, som for type III og IIIa er:

- Total kvælstof = 0,11 og med mikrosigte 0,15
- Total fosfor = 0,60 og med mikrosigte 0,65
- Organisk stof, BI₅ = 0,75 og med mikrosigte 0,80.

Der gives tillæg på 10 tons foder pr. 1.000 m² plantelagune under forudsætning af at plantelagunen fjerner 1 g N m² plantelagune pr. dag (0,365 kg N pr. m² pr. år).

Formlen for maksimalt årligt foderforbrug kan illustreres som en funktion af rensesgraden R_N , hvor et standarddambrug har fodertildeling 100 tons, såfremt standardrensesgraden er overholdt og der ikke er en plantelagune (figur 13.4). I figuren er kurven vist for fosfor og organisk stof (BI₅) samt for kvælstof. Hvis et dambrug ombygget til modeldambrug opnår en rensesgrad på 50 % for kvælstof og 80 % for total fosfor og 95 % for BI₅ og oprindeligt havde 100 tons foder ville det betyde at kvælstof ville regulere maksimalt foderforbrug til 186 tons (faktor 1,86), mens hvis fosfor skulle være begrænsende for foderforbruget kunne der anvendes 400 tons (faktor 4) foder og tilsvarende 1.600 tons (faktor 16) foder hvis det var BI₅-udledningen, der var begrænsende.



Figur 13.4 Maksimalt foderforbrugs afhængig af rensesgraden ved ombygning til modeldambrug, hvor standarddambruget har en fodertildeling på 100 tons. Modeldambrug får tillæg på 10 tons foder pr. 1.000 m² plantelagune forudsat denne fjerner 1 g N pr. m².

Ved at anvende de gennemsnitlige nettorensese grader år 2 fra tabel 13.8 (dvs. uden at inkludere resultaterne fra Rens Dambrug) kan der beregnes et maksimalt foderforbrug på modeldambrugene sammenlignet med et traditionelt 100 tons anlæg (tabel 13.12). Der anvendes tal fra 2. målear hvor da de 7 modeldambrug kørte med stort set det tilladte foderforbrug, hvor der var driftserfaringer fra over et år, hvor biofiltrene må an-

tages at fungere fuldt ud og hvor vandtabet over plantelagunerne var reduceret væsentlig ift. første måleår. Det fremgår tydeligt, at det er nettorensgraden for kvælstof, der er begrænsende for hvor meget foder, der kan anvendes. Modeldambrugene har fået øget deres fodertilladelse med godt en faktor 2, idet man fra starten så bort fra den forventede nettorensgrad for kvælstof i den 2-årige forsøgsperiode. Med de målte nettorensgrader for total kvælstof år 2, som vi mener er betydeligt tættere på de reelle rensgrader end WC beregningerne vil der i gennemsnit kun kunne ske en forøgelse af foderforbruget under en faktor 2. Kan der i stedet via optimeret indretning og drift eller eventuelt med ekstra rensforanstaltninger opnås en rensgrad som f.eks. den der er målt for total fosfor kan fodertilladelsen mindst 3-dobles og med et klart potentiale for endnu mere.

	Total N Målt	Total P Målt	BI ₅ Målt
Gennemsnit	186	333	1.143
Standardafvigelse	139-282	182-1.600	800-2.000

Tabel 13.12 Maksimalt foderforbrug (tons) for de 7 modeldambrug (dvs. uden Rens Dambrug) pr. 100 tons foder inden ombygning til modeldambrug ud fra gennemsnittet af målte nettorensgrader og tilsvarende tal ved anvendelse af standardafvigelseerne.

13.13 Vandløbsfauna

Målsætningen for vandløbene op- og nedstrøms alle modeldambrug har været udtrykt ved Dansk Vandløbsfaunaindeks, DVFI, som er baseret på smådyrsfaunaen i vandløbene (*Miljøstyrelsen, 1998*). Vandløbsfaunaen vil påvirkes af stoffer udledt fra punkt- og diffuse kilder, mens de fysiske forhold sætter de potentielle rammer for hvor alsidig smådyrsfaunaen overhovedet kan være. Vandløbsstrækningernes fysiske indeks op- og nedstrøms modeldambrugene er vurderet ud fra det fysiske vandløbsindeks (kapitel 12) jf. *Pedersen et al. (2007)*. Generelt har de fysiske forhold udtryk ved det vandløbsfysiske indeks været moderat eller god uden væsentlig forskelle op- og nedstrøms for dambrugene på nær et tilløb opstrøms Abildtrup Dambrug (Abild Å) med fine fysiske forhold og et tilløb umiddelbart nedstrøms Nørå (Grene Å) med ringe fysiske forhold.

DMU har bestemt DVFI 2 gange om året på hvert dambrug i en ca. 3 årig periode, fra ½-1 år før omlægning til modeldambrug til omkring afslutningen af den 2-årige måleperiode. Der er suppleret med de DVFI bestemmelser som vandløbsmyndigheden (amter og siden kommuner) har forestået i samme periode. Samtlige resultater findes i tabel 12.2, mens tabel 13.13 viser, hvor målsætningen udtrykt ved DVFI har været overholdt (5 eller derover) eller ej (DVFI under 5). Ved Kongeåens, Tvilho, Løjstrup, Abildtrup Dambrug har der været målsætningsopfyldelse hver gang. Endvidere har der opstrøms Rens Dambrug også været målsætningsopfyldelse. Faunaklassen har været 7 med få undtagelser ved Løjstrup og Abildtrup Dambrug, hvor der er en alsidig smådyrsfauna og forekomst af en række forureningsfølsomme arter som slørvinger, døgn- og vårfluer samt biller og der er ingen tegn på påvirkning af smådyrsfaunaen af udledning fra dambrugene. Ved Kongeåens Dambrug har DVFI i Kongeåen varieret mellem 5, 6 og 7 mens det i Nørrebæk ved Tvilho Dambrug primært har været 5, men to gange såvel op- og nedstrøm 6 eller 7.

På vandløbsstrækningen op- og nedstrøms de øvrige dambrug har det skiftet mellem opfyldelse og ikke opfyldelse af målsætning. Ved DFVI mellem 4 og 5 er vandløbet både op- og nedstrøms dambruget påvirket af større eller mindre forureningskilder. Ved DFVI 4-5 eller lavere vil der være forekomst af forureningstolerante smådyr som f.eks. børsteorme, kvægmyg, vandbænkebidere og eventuelt i særlige tilfælde dansemyggen *Chironomus*.

	År	Kongeåens	Tvilho	Ejstrupholm	Tingkærvad	Løjstrup	Abildtrup	Nørå	Rens
Opstrøms	2004	2+	2+	1+	1+, 1-			1+	2+
	2005	3+	3+	2+, 2-	2+, 1-	3+	2+	4+	4+
	2006	3+	3+	4+	3+, 1-	4+	3+	4+	3+
	2007	2+	2+	1+, 1-	2+	2+	2+	1-	1+
	2008					1+			
Anden strækning¹	2004				2-		1+		1+, 1-
	2005				3-		2+	1+, 1-	3+, 1-
	2006				1+, 3-		3+	1+, 1-	3+
	2007				2-		2+		1+
Nedstrøms	2004	2+	2+	1-	2+		1+	1-	1+, 1-
	2005	3+	3+	4-	3-	3+	2+	1+, 3-	3+, 1-
	2006	3+	3+	2+, 2-	1+, 3-	4+	3+	2+, 2-	3+
	2007	2+	2+	1+, 1-	1+, 1-	2+	2+	1-	1+
	2008					1+			

Tabel 13.13 Overholdelse af målsætningen ved vandløbsstrækningerne op- og nedstrøms de otte modeldambrug bedømt ud fra Dansk Vandløbsfaunaindeks (DVFI). Målsætningen har alle steder været DVFI = 5. DVFI har været 5 eller derover, når der er angivet et "+" (tallet angiver antal gange DVFI har været 5 eller derover), mens den ikke har været opfyldt når der angives et "-". ¹⁾ Ved 4 dambrug har der været udtaget prøve tre steder: Tingkærvad Dambrug på strækning mellem op og nedstrøms prøvelokaliteterne, nedstrøms udløb fra andet dambrug; Abildtrup Dambrug en i et tilløb opstrøms dambruget (Abild Å); Nørå Dambrug i tilløbet Grene Å der løber til nedstrøms dambruget men opstrøms prøvelokaliteten nedstrøms Nørå Dambrug; Rens Dambrug umiddelbart nedstrøms dambrugets udledning.

Der er ikke vurderet ud fra DVFI alene nogen entydig tendens til ændringer i faunaklassen efter omlægning til modeldambrug, men ved nærmere at vurdere hvilke arter, der findes nedstrøms modeldambrugene kan alligevel noteres en udvikling nedstrøms nogle af modeldambrugene. I Kongeåen nedstrøms Kongeåens Dambrug inden omlægning til modeldambrug var der mange foreningstolerante smådyrsformer og sedimentet var mørkt med svovllugt, hvilket ikke var tilfældet opstrøms dambruget, således at der fagligt vurderet ikke var målsætningsopfyldelse. Efter omlægning til modeldambrug er der ikke nævneværdig forskel op- og nedstrøms dambruget og der er nu også fagligt vurderet målsætningsopfyldelse.

I Holtum Å ved Ejstrupholm Dambrug består smådyrsfaunaen generelt af ret forureningstolerante arter og faunaen er ret ens op- og nedstrøms dambruget dog med flere kvægmyg nedstrøms. Som helhed er vandløbskvaliteten opfyldt opstrøms. Det fysiske indeks på nedstrøms strækningen er lidt dårligere end opstrøms, hvilket kan påvirke om den målte DVFI bliver 4 eller 5.

Ved både Tingkærvad Dambrug og Nørå Dambrug findes en række forureningskilder, der kan påvirke faunaen på den nedstrøms prøvetagingsstrækningen ved disse dambrug. Ved Tingkærvad Dambrug er der periodisk udledning fra dambrug opstrøms og ud for dette dambrug,

mens Grene Å, der er påvirket af flere punktkilderudledninger udmunder i Grindsted Å umiddelbart nedstrøms Nørå Dambrug, men opstrøms den nedstrømsbeliggende prøvetagningsstrækning. I Grene Å er smådyrsfaunaen i betydeligt omfang præget af udledninger af forurenende stoffer stammende fra Grene Å, hvorfor det ikke er muligt at vurdere om den generelt utilfredsstillende tilstand i Grindsted Å nedstrøms Nørå Dambrug skyldes udledninger fra dambruget eller fra kilder udløsende til Grene Å.

Ved Rens Dambrug har der ud fra DVFI været et par tilfælde frem til september 2005 hvor der både 100 og 400 m nedstrøms dambruget ikke har været målsætningsopfyldelse. I september 2005 viser en faglig vurdering trods DVFI over 5 en forureningspåvirkning fra dambruget, idet der på strækningen umiddelbart nedstrøms dambruget findes dansemyggen *Chironomus*. Der er generelt en vis påvirkning både på op- og nedstrømsstrækninger ved Rens Dambrug grundet talrig tilstedeværelse af børsteorme (*Oligochaeta*) og bænkebidere (*Asellus*).

Den generelle tendens er derfor, at to steder hvor der tidligere har været en påvirkning fra udledninger fra dambrug, der er ombygget til modeldambrug er denne påvirkning ikke længere tydelig. To steder, hvor tilstanden ikke er opfyldt nedstrøms før og efter ombygningen, kan det ikke fagligt vurderes om og i hvor høj grad modeldambrugets udledning påvirker vandløbets tilstand nedstrøms dambruget eller det skyldes udledninger fra andre foreningskilder opstrøms dambruget. De steder, hvor der ikke var påvirkning fra dambrugets udledninger før ombygningen ses dette heller ikke efter ombygning til modeldambrug. De 3 steder hvor tilstanden ikke var opfyldt eller svingede mellem opfyldt/ikke opfyldt nedstrøms dambruget før ombygning er tilstanden målt som DVFI uændret eller forbedret.

14 Overordnede konklusioner og faglige anbefalinger

I denne overordnede konklusion fremhæves kun de væsentligste konklusioner uden at medtage alle de emner projektet har omfattet, idet der for mere detaljeret gennemgang i øvrigt henvises til diskussionen (kapitel 13). De her angivne nøgleresultater er de repræsentative gennemsnitsværdier, der fremkommer ud fra resultaterne fra 2. måleår for 7 af de 8 modeldambrug (eksklusive Rens Dambrug med den store nettonedsivning over plantelagunerne). Disse gennemsnit anser vi for robuste, repræsentative værdier for den miljømæssige performance af modeldambrug.

14.1 Generelt

Modeldambrug type III har betydelige miljømæssige fordele og er miljømæssigt en stor succes.

Der indtages ikke længere vand fra vandløb, hvorfor opstemninger og spærringer ikke længere er nødvendige og kan fjernes, således at vandløbet sikres fuld vandføring og fri faunapassage.

Der anvendes kun ca. 1/13 af den vandmængde, som traditionelle dambrug anvender pr. kg produceret fisk.

Der fjernes 93 % af det let-omsættelige organiske stof (BI₅) som er den parameter ud over opstemninger og spærringer, der har størst og umiddelbar effekt på vandløbskvaliteten.

Der fjernes 87 % af al organisk stof (COD), der fjernes 76 % af total fosfor, der fjernes 77 % af ammonium-kvælstof og der fjernes 50 % af total kvælstof.

Alle fundne rensegrader (netto) er betydeligt bedre end forventet.

	NH ₄ -N	Total N	Total P	BI ₅	COD
Fundet R _N	77 %	50 %	76 %	93 %	87 %
Forventet – uden mikrosigte		31 %	60 %	75 %	
- med mikrosigte		35 %	65 %	80 %	

Tabel 14.1 Fundne og forventede netto rensegrader R_N. I de forventede rensegrader for kvælstof er medtaget, hvad der forventes fjernet i plantelagunen på det enkelte modeldambrug (1 g N pr. m² pr. dag)

I andet måleår var nettoudsivningen over plantelagunerne for de 7 modeldambrug kun 10 %, hvorfor et reelt stoftab til vandløbet eller grundvand med nedsivningsvandet anses for yderst beskedent og de målte rensegrader er derfor repræsentative.

Fjernelsen af alle stoffer, og specifikt af kvælstof kan forøges via forøget plantelagunestørrelse og/eller forlænget opholdstid - indtil ca. 40 timer - heri.

Via modeldambrugskonceptet er der således påvist en konkret måde at frakoble en direkte sammenhæng mellem produktion og miljøpåvirkning, således at Danmarks fiskeproduktion kan forøges uden tilsvarende forøgelse i miljøpåvirkning og udledning.

Den specifikke udledning af fosfor og organisk stof ligger betydeligt under traditionelle dambrugs teoretiske udledninger jf. tabel 14.2.

g/kg	Total N	Total P	BI₅
Danmark gennemsnit (2003)	31,2	2,9	93,6
Modeldambrug	20	1,1	5,6
i %	64 %	38 %	6 %

Tabel 14.2 Specifik udledning (g/kg fisk produceret) fra modeldambrug contra gennemsnittet i Danmark.

Trods de fine rensegrader, der er opnået, har de fleste modeldambrug overskredet udlederkravene for ammonium kvælstof i et eller begge målear og dermed også i flere tilfælde for total kvælstof. Selv ved fuld kompensation for reduceret vandforbrug kan halvdelen af modeldambrugene ikke overholde udlederkravet for ammonium i 2. målear, hvilket viser, at især ammonium- (og nitrat-) -fjernelsen skal forøges for betydeligt at kunne øge foderforbruget.

Såfremt den fundne rensegrad for total fosfor dannede grundlag for fordertilladelsen kunne dette øges med en faktor 3,33 ift. før ombygning, mens BI₅ rensegraden ville give en faktor 11,4. Drimod vil den fundne gennemsnitsrensegrad for total kvælstof kun give en faktor 1,86. I den toårige forsøgsperiode har de 8 modeldambrug haft tilladelse til omtrent en fordobling.

14.2 Produktionsenheder

Slamkegler i produktionsenhederne er simple, driftssikre og effektive til fjernelse af partikulært stof, herunder især organisk stof og fosfor.

Mikrosigter ser ikke ud til samlet at øge rensning, da den fjerner noget af det stof især biofiltret ellers ville fjerne, men de kan øge biofiltrenes effektivitet og nitrifikation ved at reducere den partikulære belastning heraf.

Biofiltre er gode til omdannelse af ammonium til nitrat (nitrifikation). Via forbedret konstruktion og drift, som optimerer bl.a. ilt-, pH- og alkalinitetsforhold samt flow og vandfordeling vil nitrifikationen kunne forbedres yderligere.

Af den samlede stoffjernelse over modeldambrugene forekommer netto ca. 90 % (±10 %) af ammonium-, 35 % (±22 %) af total kvælstof-, 68 % (±24 %) af fosfor, 58 % (±14 %) hhv. 77 % (±11 %) af BI₅- samt 58 % (±19 %) hhv. 74 % (±14 %) af COD-fjernelsen over produktionsanlægget, mens der ingen nitratfjernelse forekommer (der dannes i stedet).

14.3 Slambassiner

Slambassinerne skal dimensioneres til de indkomne vandmængder, således at der før afledning af klaret slamvand er en vis opholdstid, der sikrer at sedimentationen maksimeres. Partikel- og fosforfældning synes at have gavnlige effekt på tilbageholdelsen i slambassinerne. Sådanne tiltag vil kunne reducere stofmængderne i returløbet til plantelagunen.

14.4 Plantelaguner

Plantelaguner har vist sig at være simple og effektive til fjernelse af stoffer. De opnåede fjernelsesrater er opgjort arealspecifikt nedenstående.

	Total N	Total P	BI ₅	COD
g m⁻² dag⁻¹	2,7	0,18	4,4	13,1

Tabel 14.3 Fundne stoffjernelsesrater i plantelagunen

Alle fjernelsesrater er højere end forventet, og specifikt var forudsætningen til total kvælstof 1 g m⁻² dag⁻¹ som altså er realiseret 2,7 gange højere. Med de viste værdier er der taget højde for de problemstillinger som nettoudsivning fra plantelagunerne medfører, så længe den er under 20-30 %.

Plantelagunerne er især gode til at omsætte nitrat, BI₅ og tilbageholde partikler. De fjerner al nitrat, der netto fjernes over modeldambrugene og tilsvarende 65 % (±22 %) af total kvælstof, 32 % (±24 %) af total fosfor (en meget højere andel af opløst fosfor), 43 % (±14%) år 1 og 26 % (±11 %) år 2 af BI₅.

Mæandrerende vandløbsagtige plantelaguner, oprettet ved inddragelse af gamle jorddamme og bagkanaler m.v. er at foretrække frem for nygrave, mere sø-agtige laguner bl.a. fordi der undgås præferentielt flow og en større del af det samlede volumen aktiv inddrages i stoffjernelsen. Endvidere sikrer anvendelse af gamle jorddamme en hurtigere fremvækst af planter fra frøpuljen og spredning fra etablerede vandplanter.

Forøget opholdstid i plantelagunerne, gerne til op mod 35-40 timer, synes at være optimalt. Yderligere opholdstid har kun ringe effekt. Opholdstiden forekommer mere væsentlig end selve dybden i plantelagunen, men der anbefales en gennemsnitsdybde på 0,7 m til max. 1 m.

Udover stoffjernelsen har plantelagunen effekt som vandvolumen (opholdstid) og som stabiliserende element, bl.a. ved evt. kortvarige svigt af renseforanstaltninger på produktionsanlægget. Optaget af kvælstof og fosfor i de højere planter i plantelagunerne har kun en lille massebalancemæssig effekt, og reelt fjerner de kun kvælstof og fosfor hvis planterne høstes. Planterne bidrager til gengæld kvalitativt til plantelagunens effekt bl.a. som overflade for biofilm, og planternes tilstedeværelse fremmer sedimentation.

Tilstedeværelse af plantelaguner er et stabiliserende element ift. stoffjernelse og giver en driftsmæssig sikkerhed for miljøet.

14.5 Optimeringer

Da kvælstoffjernelsen klart vil være den begrænsende parameter for den fremtidige fodertildeling til modeldambrug er det naturligvis vigtigt at have primær fokus på dette. Der kan generelt kun foretages mindre justeringer på fjernelsen af organisk stof og til dels fosfor, og det vil ikke have større effekt, da fjernelsesraterne i forvejen er høje.

Det tilgængelige biofilterareal i modeldambrugenes produktionsenheder burde generelt være rigeligt til at sikre omdannelse af næsten alt ammonium til nitrat. Der har været ret stor forskel mellem modeldambrugene på, hvor stor en andel af ammonium, der omsættes. Det er derfor vigtigt, at driftsparametrene holdes optimale i filtrene, det vil eksempelvis sige iltmætning over 60 %, pH gerne over 6,8, tilstrækkelig alkalinitet samt reduceret belastning med organisk stof og at returskyllingen optimeres.

Etablering af separate biofiltre på afløbsvandet fra produktionsenhederne, specifikt beregnet på nitrifikation af denne begrænsede vandmængde er herudover en oplagt mulighed for eventuel yderligere ammoniumfjernelse. Ligeledes kan returvand fra slambassiner eventuelt med fordel passere en nitrifikationsenhed.

Det er nemlig vigtigt, at mest mulig ammonium er omdannet til nitrat inden vandet entrerer plantelagunen. Generelt fjerner plantelagunen ikke i nævneværdigt omfang ammonium, hvorimod nitrat fjernes effektivt deri. Såfremt der tilføres passende mængder let-omsætteligt organisk stof og opholdstiden er tilstrækkelig lang, vil der, især bundnært, dannes anaerobe zoner med stor denitrifikation, hvorved nitraten omdannes til afgassende frit kvælstof. Let-omsætteligt organisk stof, normalt i forholdet 5:1 til nitrat, er altså afgørende vigtig for nitrutfjernelsen, hvorfor alt for effektiv BI_5 -fjernelse forinden faktisk ikke er ønskværdigt. De opstillede krav til iltmætning internt i plantelagunen er derfor heller ikke relevante, endsige ønskværdige idet anaerob omsætning af organisk stof og nitrat i plantelagunen bør fremmes frem for aerob omsætning. Idet iltmætningen falder relativt hurtigt i plantelagunerne efter indløbet kan der eventuelt beluftes overfladenært et sted i plantelagunen. Plantelagunerne bør udformes som et mæandrerende, vandløbsagtigt system.

Den udledte vandmængde fra modeldambrug er lille sammenlignet med vandløbenes medianminimum. Selv med en til tider lav iltmætning vil det kun i ganske beskednen grad kunne påvirke iltindholdet i vandløbet umiddelbart nedstrøms modeldambrugene. Omvendt kan vandmængden normalt opiltes for en beskednen ressource, hvilket derfor anbefales gjort.

Begrænsende parametre for denitrifikationen forventes undersøgt i et snarligt projekt, ligesom muligheden for etablering og drift af separate enheder, specifikt beregnet til nitrutfjernelse (denitrifikationsfiltre) vil blive undersøgt.

15 Litteraturliste

Bekendtgørelse om ferskvandsdambrug (2006). Bekendtgørelse om ferskvandsdambrug 9 s. BEK nr. 1325 af 20/11/2006.

Bekendtgørelse om modeldambrug (2002). Bekendtgørelse om modeldambrug. 10 s. - BEK nr. 923 af 08/11/2002.

Bekendtgørelse om ændring af bekendtgørelse om modeldambrug (2004). Bekendtgørelse om ændring af bekendtgørelse om modeldambrug. 2 s. - BEK nr. 328 af 15/03/2004.

By- og Landskabsstyrelsen (2007): Punktkilder 2006. Det nationale program for overvågning af vandmiljøet: Fagdatacenterrapport. Miljøministeriet 154 pp.

Dambrugsudvalget (2002). Dambrugsudvalget. Udvalget vedr. dambrugs-erhvervets udviklingsmuligheder. 78 s. Rapport. Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri.

Dansk Akvakultur (2008 i trykken). Drift- og fiske sygdomme i modeldambrug. MMS-Master Management System. 50 pp.

Dansk Standard (1999). DS 2399 Afløbskontrol. Statistisk kontrolberegning af afløbsdata.

Fjorback, C., Larsen, S.E., Skriver, J., Svendsen, L.M., Nielsen, P. & Riis-Vestergaard, J. (2003). Forsøgsprojekt Døstrup Dambrug. Resultater og konklusioner. Danmarks Miljøundersøgelser. 272 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 260.

Kajimura, M., Croke, S.J., Glover, C. N., Wood, C. M. (2004). Dogmas and controversies in the handling of nitrogenous wastes: The effect of feeding and fasting on the excretion of ammonia, urea and other nitrogenous waste products in rainbow trout. *The Journal of Experimental Biology* 207, 1993-2002.

Larsen, S.E. & Svendsen, L.M. (1998 a). Afløbskontrol af dambrug. Statistiske aspekter og opstilling af kontrolprogrammer. Danmarks Miljøundersøgelser. 86 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 260.

Larsen, S.E. & Svendsen, L.M. (1998 b). Notat vedr. tilpasning af udlederkontrol ved overgang fra tilstandskontrol til transportkontrol. Notat fra Danmarks Miljøundersøgelser.

Miljøstyrelsen (1998). Biologisk vandløbsbedømmelse af vandløbskvalitet. Miljø- og Energiministeriet. 39 s. - Vejledning nr. 5/1998.

Pedersen, M. L., Baattrup-Pedersen, A & Wiberg-Larsen, P. (red) (2007). Økologisk overvågning i vandløb og på vandløbsnære arealer under NOVANA 2004-09. 3. udgave. Danmarks Miljøundersøgelser. 150 s. - Teknisk anvisning fra DMU nr. 21.

Pedersen, P.B. Grønberg, O., & Svendsen, L.M. (red.) (2003). Modeldambrug. Specifikationer og godkendelseskrav. Rapport fra faglig arbejdsgruppe. 82 s. - Arbejdsrapport fra DMU, nr. 183

Ribe Amt (2004 a). Miljøgodkendelse af Kongeåens Dambrug, 30s.

Ribe Amt (2004 b) Miljøgodkendelse af Nørå Dambrug. 20 s.

Ribe Amt (2004 c). Miljøgodkendelse af Tvilho Dambrug, 27s.

Ringkjøbing Amt (2003). Miljøgodkendelse af forsøgsdambruget Abildtrup Dambrug. 65 s.

Skriver, J., Riis, T., Carl, J., Friberg, N., Ernst, M.E., Frandsen, S.B., Sode, A. & Wiberg-Larsen, P. (1999). Biologisk overvågning i vandløb 1998-2003. Biologisk vandløbskvalitet (DVFI). Udvidet biologisk program. NO-VA2003. Danmarks Miljøundersøgelser. 41 s. - Teknisk anvisning fra DMU nr. 16.

Svendsen, L.M. & Pedersen, P.B. (reds.) (2004). En undersøgelse af muligheder for etablering af måleprogram på såkaldte modeldambrug. 118 s. - DFU-rapport nr. 132-04,118 p.

Svendsen, L.M., Sortkjær, O., Ovesen, N.B., Skriver, J., Larsen, S.E., Pedersen, P.B., Rasmussen, R.S. & Dalsgaard, A.J.T. (2006 a). Kongeåens Dambrug – et modeldambrug under forsøgsordningen. Statusrapport for 1. måleår af monitoreringsprojektet. 54 s. – DFU-rapport nr. 164-06.

Svendsen, L.M., Sortkjær, O., Ovesen, N.B., Skriver, J., Larsen, S.E., Pedersen, P.B., Rasmussen, R.S. & Dalsgaard, A.J.T. (2006 b). Ejstrupholm Dambrug – et modeldambrug under forsøgsordningen. Statusrapport for 1. måleår af monitoreringsprojektet. 57 s. – DFU-rapport nr. 166-06.

Svendsen, L.M., Sortkjær, O., Ovesen, N.B., Skriver, J., Larsen, S.E., Pedersen, P.B., Rasmussen, R.S. & Dalsgaard, A.J.T. (2006 c). Tvilho Dambrug – et modeldambrug under forsøgsordningen. Statusrapport for 1. måleår af monitoreringsprojektet. 51 s. – DFU-rapport nr. 168-06.

Svendsen, L.M., Sortkjær, O., Ovesen, N.B., Skriver, J., Larsen, S.E., Pedersen, P.B., Rasmussen, R.S. & Dalsgaard, A.J.T. (2007 a). Løjstup Dambrug – et modeldambrug under forsøgsordningen. Statusrapport for 1. måleår af monitoreringsprojektet. 55 s. DFU-rapport nr. 172-07

Svendsen, L.M., Sortkjær, O., Ovesen, N.B., Skriver, J., Larsen, S.E., Pedersen, P.B., Rasmussen, R.S. & Dalsgaard, A.J.T. (2007 b). Tingkærvad Dambrug – et modeldambrug under forsøgsordningen. Statusrapport for 1. måleår af monitoreringsprojektet. 56 s. DFU-rapport nr. 173-07

Svendsen, L.M., Sortkjær, O., Ovesen, N.B., Skriver, J., Larsen, S.E., Pedersen, P.B., Rasmussen, R.S. & Dalsgaard, A.J.T. (2007 c). Abildtrup Dambrug – et modeldambrug under forsøgsordningen. Statusrapport for 1. måleår af monitoreringsprojektet. 59 s. DFU-rapport nr. 174-07

Svendsen, L.M., Sortkjær, O., Ovesen, N.B., Skriver, J., Larsen, S.E., Pedersen, P.B., Rasmussen, R.S. & Dalsgaard, A.J.T. (2007 d). Nørå Dambrug – et modeldambrug under forsøgsordningen. Statusrapport for 1. måleår af monitoreringsprojektet. 59 s. DFU-rapport nr. 175-07

Svendsen, L.M., Sortkjær, O., Ovesen, N.B., Skriver, J., Larsen, S.E., Pedersen, P.B., Rasmussen, R.S. & Dalsgaard, A.J.T. (2007 e). Rens Dambrug – et modeldambrug under forsøgsordningen. Statusrapport for 1. måleår af monitoreringsprojektet. 58s. DFU-rapport nr. 176-07

Svendsen, L.M., Sortkjær, O., Ovesen, N.B., Skriver, J., Larsen, S.E., Pedersen, P.B., Rasmussen, R.S. & Dalsgaard, A.J.T. (2008 a). Kongeåens Dambrug – et modeldambrug under forsøgsordningen. Statusrapport for 2. måleår af monitoreringsprojektet med væsentlige resultater fra første måleår. 72 s. DTU Aqua-rapport nr. 182-08

Svendsen, L.M., Sortkjær, O., Ovesen, N.B., Skriver, J., Larsen, S.E., Pedersen, P.B., Rasmussen, R.S. & Dalsgaard, A.J.T. (2008 b). Tvilho Dambrug – et modeldambrug under forsøgsordningen. Statusrapport for 2. måleår af monitoreringsprojektet med væsentlige resultater fra første måleår. 70. DTU Aqua-rapport nr. 184-08

Svendsen, L.M., Sortkjær, O., Ovesen, N.B., Skriver, J., Larsen, S.E., Pedersen, P.B., Rasmussen, R.S. & Dalsgaard, A.J.T. (2008 c). Tingkærvad Dambrug – et modeldambrug under forsøgsordningen. Statusrapport for 2. måleår af monitoreringsprojektet med væsentlige resultater fra første måleår. 77 s. DTU Aqua-rapport nr. 187-08

Svendsen, L.M., Sortkjær, O., Ovesen, N.B., Skriver, J., Larsen, S.E., Pedersen, P.B., Rasmussen, R.S. & Dalsgaard, A.J.T. (2008 d). Ejstrupholm Dambrug – et modeldambrug under forsøgsordningen. Statusrapport for 2. måleår af monitoreringsprojektet med væsentlige resultater fra første måleår. 80 s. DTU Aqua-rapport nr. 188-08

Svendsen, L.M., Sortkjær, O., Ovesen, N.B., Skriver, J., Larsen, S.E., Pedersen, P.B., Rasmussen, R.S. & Dalsgaard, A.J.T. (2008 e – i trykken). Løjstrup Dambrug – et modeldambrug under forsøgsordningen. Statusrapport for 2. måleår af monitoreringsprojektet med væsentlige resultater fra første måleår. xx s. DTU Aqua-rapport nr. xxx-0x

Svendsen, L.M., Sortkjær, O., Ovesen, N.B., Skriver, J., Larsen, S.E., Pedersen, P.B., Rasmussen, R.S. & Dalsgaard, A.J.T. (2008 f - i trykken). Abildtrup Dambrug – et modeldambrug under forsøgsordningen. Statusrapport for 2. måleår af monitoreringsprojektet med væsentlige resultater fra første måleår. xx s. DTU Aqua-rapport nr. xxx-08

Svendsen, L.M., Sortkjær, O., Ovesen, N.B., Skriver, J., Larsen, S.E., Pedersen, P.B., Rasmussen, R.S. & Dalsgaard, A.J.T. (2008 g – i trykken). Nørå Dambrug – et modeldambrug under forsøgsordningen. Statusrapport for 2. måleår af monitoreringsprojektet med væsentlige resultater fra første måleår. xx s. DTU Aqua-rapport nr. xxx-08

Svendsen, L.M., Sortkjær, O., Ovesen, N.B., Skriver, J., Larsen, S.E., Pedersen, P.B., Rasmussen, R.S. & Dalsgaard, A.J.T. (2008 h – i trykken). Rens Dambrug – et modeldambrug under forsøgsordningen. Statusrapport for 2. måleår af monitreringsprojektet med væsentlige resultater fra første måleår. xx s. DTU Aqua-rapport nr. xxx-08

Sønderjyllands Amt (2004). Miljøgodkendelse for Rens Dambrug på matr. nr 552 m.fl., Rens, Burkal, Rens Damager, 6372 Bylderup-Bov i Tinglev kommune. 23 s.

Thomsen, L., Bo-Holm Andersen, L. (2006). Udvikling af metoder til opsamling af foderspild i modeldambrug. Speciale på Fiskeriteknologuddannelsen, Aalborg Universitet Esbjerg, juni 2006, 76 pp.

van Rijn, J., Y. Tal, H.J. Schreier (2006). Denitrification in recirculating systems: Theory and applications. Aquacultural Engineering 34, 364-376.

Vejle Amt (2004 a). Miljøgodkendelse af forsøgsdambruget Ejstrupholm Dambrug (625-29) samt dispensation efter Naturbeskyttelsesloven, 43s.

Vejle Amt (2004 b). Miljøgodkendelse af forsøgsdambruget Tingkærvad Dambrug (605-16), samt dispensation efter naturbeskyttelsesloven, 49 s.

16 Bilag

I bilag 16.1 er der kort redegjort for måle- og analysemetoder samt instrumentering på modeldambrugene. Da et projekt forud for måle- og dokumentationsprojektet for modeldambrug blev anvendt til at afklare hvilke instrumenter og målemetoder, der mest hensigtsmæssigt kunne anvendes ift. at kunne dokumentere rensegrader og udledninger fra modeldambrug henvises for mere tekniske detaljer og specifikationer til af-rapportering af projektet ” En undersøgelse af muligheder for etablering af måleprogram på såkaldte modeldambrug ” i *Svendson & Pedersen (2004)*.

16.1 Måle- og analysemetoder og instrumentering

16.1.1 Ilt, temperatur og pH

Det har været et mål med måling af temperatur, ilt og pH at fremskaffe tal som bedst muligt beskriver de faktiske forhold på dambruget. Det er af forskellige årsager undertiden data som er decideret fejlbehæftede, eller ligger urealistisk langt væk fra de faktiske værdier (såkaldte ”outliers”). Disse værdier er bortsorteret, hvorefter udregninger foretages på de resterende data, og den udregnede værdi derved kommer så tæt på de faktiske værdier som muligt.

Automatiske registreringer

Hver tiende minut er der dagligt foretaget elektroniske registreringer af temperatur, pH og ilt i dambrугenes produktionsanlæg og plantelaguner.

Generelt set, har disse registreringer desværre ikke fungeret tilfredsstillende. Især den kontinuerte logning af ilt, og til dels pH, har været problematisk, idet sonderne ikke er blevet rengjort tilstrækkelig ofte, og idet de tilsyneladende er relativ følsomme overfor elektronisk støj fra andre kilder.

Efter indhentning og overførsel af disse data fra central database til efterfølgende afrapportering, sorteres data først på en måde, så de der anses for værende ugyldige slettes. Medmindre særlige forhold (drift, aktuelle vejrforhold mm.) taler imod frasortering af de enkelte data, anvendes følgende procedure:

Iltdata

Umiddelbare fejlregistreringer og tal som er negative eller over 20 mg O₂/l slettes. I øvrigt slettes andre data som konkret vurderes at være urealistiske, såsom høje ilt-niveauer om sommeren som svarer til iltmætninger i vandet >> 100 %.

pH-data

Umiddelbare fejlregistreringer og tal som er under 6 og over 9 slettes.

Temperaturdata

Umiddelbare fejlregistreringer og negative værdier slettes, ligesom andre urealistiske værdier (dog fåtallige) slettes – et konkret eksempel er > 20 °C i plantelagune i april måned. Herefter udregnes døgngennemsnit på baggrund af de tilbageværende data.

Disse automatiske registreringer er delvist afrapporterede i årsrapporterne for hvert enkelt dambrug. Selvom især de kontinuerte temperaturdata kan anvendes i et vist omfang, er der ingen automatiske registreringer medtagede i kapitel 6, idet datasættene ikke er komplette for de enkelte dambrug, og derfor ikke egner sig til sammenligning mellem dambrugene, og over tid. I stedet er der i kapitel 6 baseret på manuelle registreringer.

Manuelle registreringer

Udover de automatiske registreringer af ilt, pH og temperaturer er der hver 14. dag foretaget manuelle målinger af disse parametre på de samme stationer som, der er indhentet automatiske registreringer. Målinger er foretaget i forbindelse med afhentning af de vandkemiske prøver med et feltinstrument, et multimeter af typen WTW Multi 350i. Det er bl.a. målinger op- og nedstrøms biofiltre i produktionsanlæggene, målinger i starten af, i midten af samt slutningen af plantelagunerne. Endvidere er der på enkelte dage foretaget manuelle målinger gennem plantelaguner på udvalgte dambrug.

16.1.2 Opsamling af data

Dataopsamling

I hele den 2-årige måleperiode har der kontinuert (hvert 10. minut) været målt vandmængde, vandhastighed, vandstand, nedbør, ilt, temperatur og pH ved et antal målepunkter på hvert dambrug. Oversigt over målinger på de enkelte dambrug kan findes i de respektive statusrapporter, og er opsummeret i kapitel 4. Data er opsamlet på datalogger og via pc med online forbindelse er data løbende overført via Internettet til DTU Aqua (DFU) og er lagret i en fælles database som DTU Aqua (DFU) og DMU, Århus Universitet har oprettet og anvendt i projektet.

Alle beregninger af daglig, månedlig og årlig middelflow samt summerede vandmængder er opgjort på basis af de kontinuerlige registreringer.

16.1.3 Analysemetoder for vandkemiske prøver

De kemiske analyser af vandprøver fra dambrug og drænvand er udført af Eurofins som akkrediterede analyser med detektionsgrænser, metoder og relativ analyseusikkerhed som anført i nedenstående tabel 16.1.3.

Parameter	Detektionsgrænse	Metode	RSD
Suspendede stoffer	1,0 mg/l	DS 207	5 %
Ammoniak+ammonium-N	0,0050 mg/l	DS 224, mod	5 %
Nitrit+nitrat-N, filt.	0,0050 mg/l	DS 223	5 %
Total-N	0,030 mg/l	DS 221	5 %
Ortophosphat-P, filt.	0,0040 mg/l	DS 291	5 %
Total-P	0,010 mg/l	DS 292	5 %
BI5, modificeret	0,50 mg/l	DS/EN 1899-1	5 %
COD, kemisk iltforbrug	2,0 mg/l	DS 217	5 %
Jern	0,10 mg/l	DS 219	5 %

Tabel 16.1.3 Detektionsgrænse og anvendte foreskrevne analysemetode på de vandkemiske prøver under måle- og dokumentationsprojektet. RSD er den relative analyseusikkerhed. For visse slamprøver har laboratoriet lavet fortynding før analyse og her opereres med højere detektionsgrænse.

Vandprøverne er som beskrevet i kapitel 4 udtaget med automatiske prøvetagere af typen ISCO 6712-1 (der kan tage prøver i op til 24 forskellige flasker) eller ISCO Glacier, der kan tage en stor (puljet) prøve.

16.1.4 Måling af vandstand, vandhastighed og vandmængder

Vandure

Vandmængderne er de fleste steder (65 målepunkter) registreret med elektromagnetiske flowmålere (vandure) der er fast monteret i rørsystemet (figur 16.1.4.1). Flowmålerne registrerer kontinuerligt, og angiver det aktuelle flow (l/s) i et display, samt summerer den samlede vandmængde (i m³). Hvert 10. minut overføres vandmængden til datalogger. Vandurene måler med en usikkerhed på mindre end 1 % jf. fabriksspecifikationer og kalibrering. For at overholde denne nøjagtighed, må vandhastigheden ikke komme under ca. 0,2 m/s i instrumentet og rørene skal være fuldtløbende og der må ikke være bøjninger lige før og efter flowmåleren. Disse forhold er iagttaget under installationen. Alt efter behov er der anvendt målere fra 50 til 350 mm i diameter til flowmængder mellem 1 og 60 l/sek. De anvendte flowmålere er af mærket Aquaflux og produceret af firmaet Krohne (dimension fra 50 til 350 mm).



Figur 16.1.4.1 Flowmålere vandure (i bunden af brønden) og tilhørende display monteret på indersiden af brøndring. Monteret i brøndring for at beskytte målerne mod trafik og for meget vandpåvirkning.

Overløbsbygværker, vingemålinger, vandstand og QH-kurver

I udløbet fra Kongeåens og Tingkærvad Dambrug er flowet registreret ved hjælp af et overfaldsbygværk med rektangulært udløb (figur 16.1.4.2), der løbende (ca. en gang pr. måned) er kalibreret med vandføringsmålinger med vingeinstrument (OTT Kleinflügel). Vandstanden er her kontinuerligt registreret med tryktransducer af typen <Druck, PDCR 1830, og der er opstillet en specifik sammenhæng mellem vandstand og vandføring, en såkaldt QH-kurve. På baggrund af disse data er det kontinuerlige flow beregnet, og dette kan gøres med en usikkerhed på ca. 5 % for døgnmiddelflow-beregningerne. I slambassinerne er vandstanden registreret med en ultralyds niveau-måler af typen Hycontrol Microflex-C (Analogue Liquid Level Transmitter, Ultrasonic) , og nedbøren er ved hvert dambrug registreret med en automatisk måler med standarddimensioner, der tæller for hvert 0,2 mm der falder. Nedbørsmåleren er af typen Pronamic, Raqin-o-matic.



Figur 16.4.1.2 Rektangulær rende til måling af vandmængder i afløb fra plantelagune (dambrug). Vandstand registreres kontinuert med en tryktransducer (ikke vist), vandstandsbræt er til kontrol. Vandmængde i rende måles med vingeinstrument.

Recirkulationsflow - hastighedssensorer

Det recirkulerede flow er på 5 af dambrugene registreret i 10 produktionsenheder i alt. Normalt registreres flow i åbne kanaler ved at opstille en sammenhæng mellem vandstand og vandføring, som ved et overfaldsbygværk, men dette er ikke muligt i recirkulerende kanaler, hvor flowet genereres af luft-hævepumper (air-lift princippet). I stedet har det været nødvendigt at foretage målingerne med doppler-sensorer af typen Nortech, Easy V, der måler den aktuelle middel-strømhastighed i en del af kanalens tværsnit. Samtidig registreres vandstanden med tryksonde, og ud fra kanaldimensioner, vandstand og hastighed kan flowet beregnes. Til kalibrering af målingerne bliver flowet (vandføringen) målt med vingeinstrument ca. en gang pr. måned. Sensorerne er monteret i afløbskanalerne fra biofiltrene (på Tingkærvad dog i tilløbskanalen). Disse målinger har en usikkerhed på ca. 5 % for døgnmiddelflow-beregningerne.

Usikkerheder på målinger

En del af flowmålerne og tryksonderne har haft kortere perioder, hvor de har enten været ude af drift, har målt forkert eller data er gået tabt. Problemerne er opstået enten på grund af kabelbrud, fejl i selve måleren bl.a. grundet vandindtrængning i elektronik, fejl i datakommunikation og dataloggere eller på grund af at enkelte af flowmålerne har stået under vand. Derudover er der enkelte målere (udløb klaret slamvand på Ejstrupholm, Nørå og Rens Dambrug) der fra starten var underdimensionerede og fejlinstallerede. Her er mere end halvdelen af dataserien fejlbehæftet eller gået tabt inden ny måler blev opstillet.

I alle de pågældende perioder er dataserierne rekonstrueret ved hjælp af interpolation og/eller korrelation til de øvrige målere. Ved kortvarige huller i data er der normalt foretaget simpel interpolation på døgnbasis. Ved de længerevarende dataudfald har det i de fleste tilfælde været muligt at opgøre flowet f.eks. at udløb fra en produktionsenhed sættes lig

med indløb (den manglende). Tilsvarende ved manglende flowdata fra klaret slamvand er mængden sat svarende til klaret den oppumpede slammængde evt. sammenlagt med spulevand fra mikrosigter.

For hastighedssonderne har der ikke været dataudfald. For disse var der problemstillinger på Tingkæravad Dambrug, at det ikke var muligt at finde en målemæssig tilfredsstillende placering af sensorerne, hvorfor de her har målt med en betydelig forøget usikkerhed på data.

De beskrevne problemer med flowmålerne har medført en mindre forøgelse af usikkerheden på data i perioder med dataudfald. Det har ikke været muligt at lave en egentlig beregning af denne usikkerhed, men det vurderes, at usikkerheden på flowdata i de perioder med dataudfald ligger på mellem 5 og 10 %.

16.1.5 Måling af plantedækningsgrader, biomasse og indhold af kvælstof og fosfor i planterne

Med henblik på registrering af plantedækning og forekomst af de enkelte arter blev der i hvert dambrugs afsnit med grødefyldte bassiner defineret antallet af damme samt længde af kanalafsnit. I visse tilfælde er alle damme og kanalafsnit blevet undersøgt efter nedenstående fremgangsmåde. I de fleste tilfælde er det imidlertid kun en delmængde af dammene samt kanalafsnittene der er blevet undersøgt, idet antallet af grødefyldte damme og kanalafsnit i flere af dambrugene har været meget stort. Der er i alle de undersøgte damme og kanalafsnit foretaget registrering af vegetationens samlede dækning, samt dækning af forekommende plantearter på en 6 trins skala (0-5, 5-10, 10-25, 25-50, 50-75, 75-100 % dækning).

Ved maksimal udvikling af vegetationen i september 2006 og 2007 er der udtaget prøver fra de dominerende plantearter til bestemmelse af tørvægt/m². Efterfølgende er de udtagne planter blevet tørret og nedknust og analyseret for indhold af tørstof, kvælstof og fosfor, således at planternes samlede indhold af kvælstof og fosfor gennem året kan beregnes. Glødetab er bestemt ud fra DS 204 (1980) (DS = Danske Standard). Total fosfor er bestemt ud fra DS 291. Total kvælstof er bestemt med Kjeldahl N-metoden efter DS 242 (1988) dvs. som organisk kvælstof ved hjælp af en C/N analysator.

16.1.6 Fauna

Vandløbenes smådyrfauna er indsamlet og bearbejdet efter metoden beskrevet af *Miljøstyrelsen (1998)*. Prøvetagningen er foretaget med en standard ketcher med åbningen 25 x 25 cm udstyret med en 0,5 mm netpose. Prøverne er på hver strækning indsamlet 4 steder langs hvert af tre transekter. Vandløbsbunden er her rodet op med foden i 25, 50, 75 og 100% af afstanden fra den ene vandløbsbred. Dyrene er herved med strømmen ført ind i ketcheren. Transekterne er langt så prøvetagningen omfatter alle de dominerende substrattyper på en repræsentativ måde. Ketcherindsamlingen er suppleret med indsamling af en kvalitativ prøve fra faste substrater (sten, grene mv.) i vandløbet. Inden hjemtagning er faunaprøven konserveret i 96 % ethanol.

I laboratoriet er prøverne blevet udsorteret og identificeret til bedst mulige niveau. Typisk er der foretaget artsbestemmelse inden for døgnfluer, slørvinger, vårfluer, biller, igler og guldsmede. De øvrige faunagrupper er blevet identificeret til et mere overordnet niveau (slægt, familie eller orden).

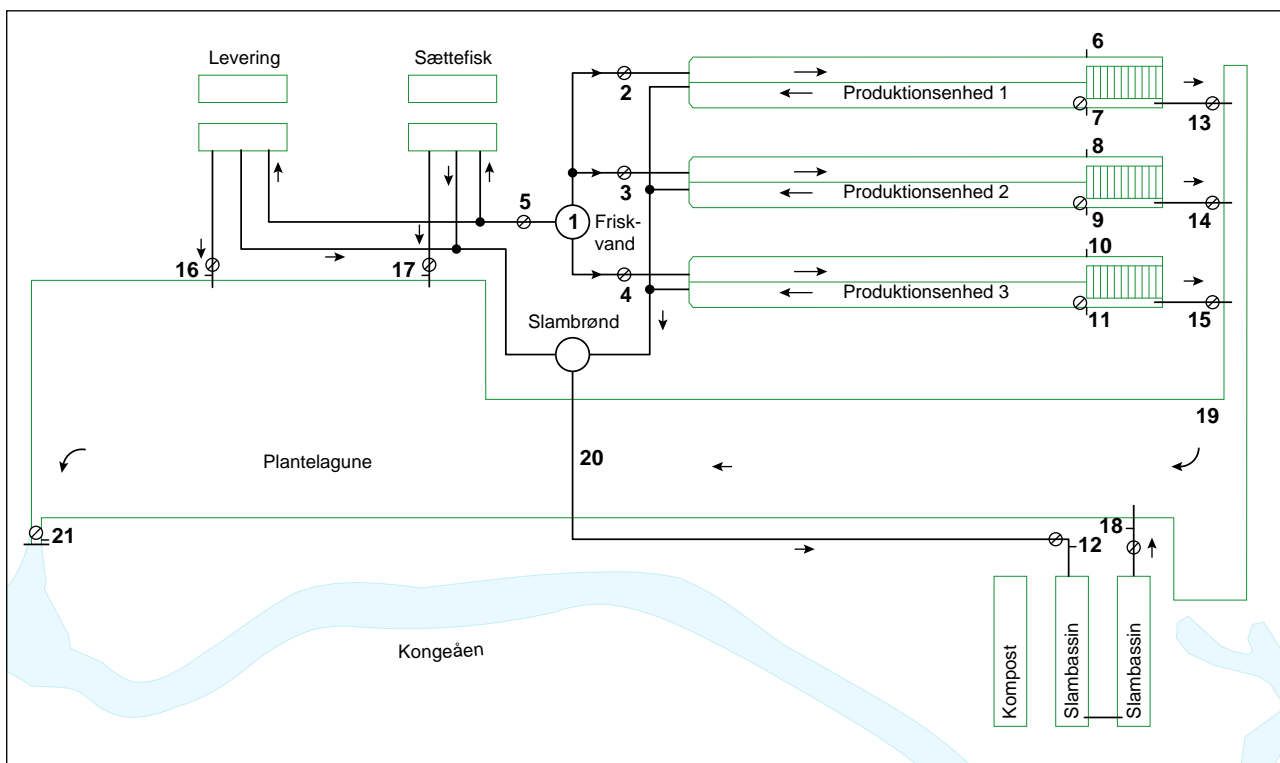
Efter artsbestemmelse og tælling af antal individer for hver art fastlægges faunaklassen som beskrevet i *Miljøstyrelsen (1998)*.

16.2 Indretning af modeldambrugene og foto

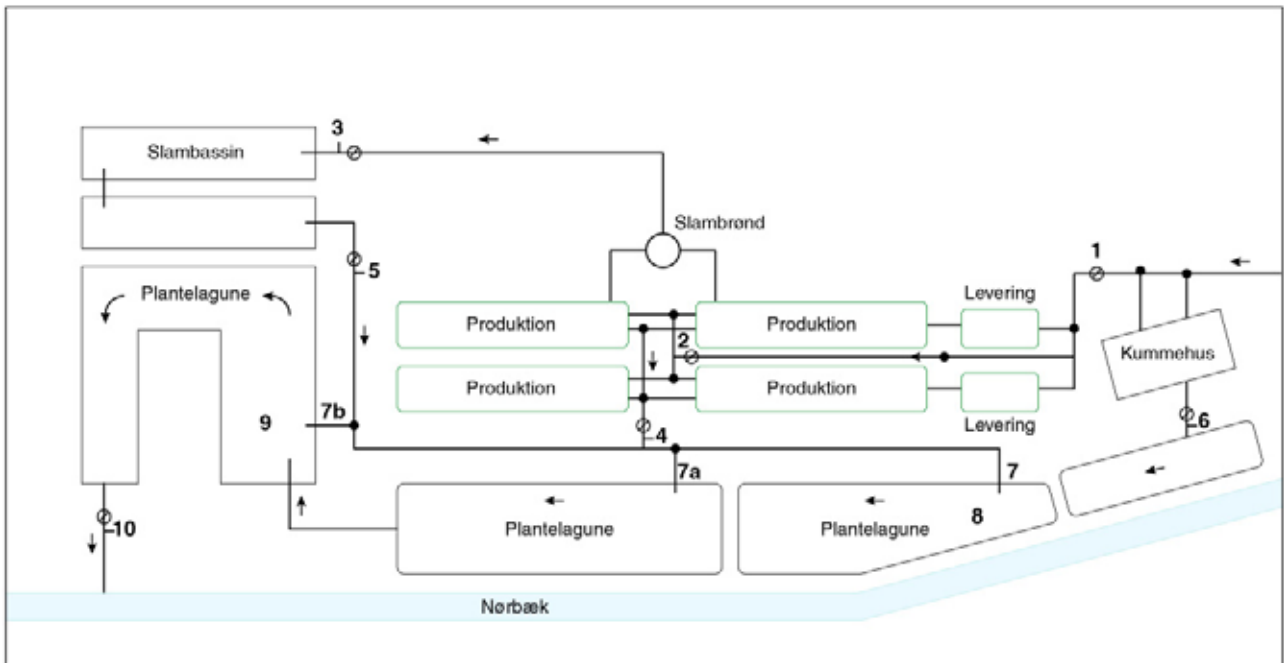
I dette delkapitel findes et sæt skitsetegninger over produktionsanlæggenes indretning på de 8 modeldambrug og tilsvarende et sæt for plantelagunerne indretning.

16.2.1 Principskitser af modeldambrugene

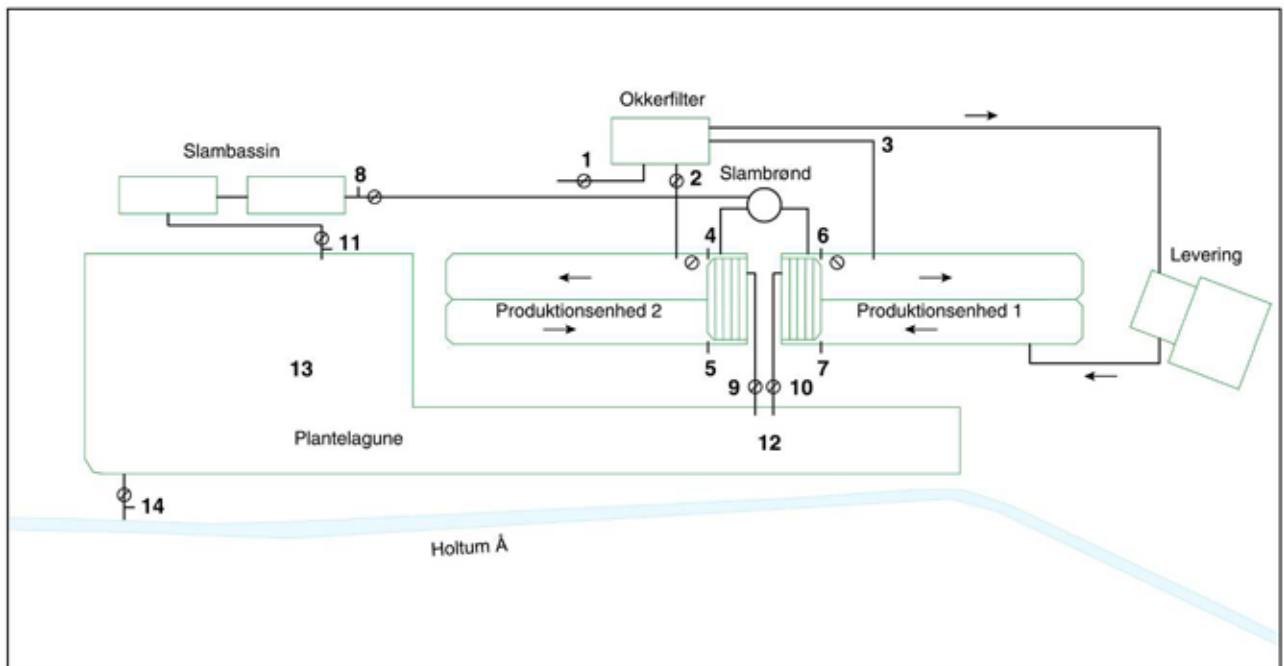
I figur 16.2.1 – 16.2.8 er vist indretning, opbygning og retning af vandflow på de 8 modeldambrug. Principskitsen er ikke målfast. De angivne numre refererer til målestederne som er nærmere beskrevet i statustrapporterne for første og andet målear for de enkelte dambrug (*Svendsen et al, 2006, 2007 og 2008*).



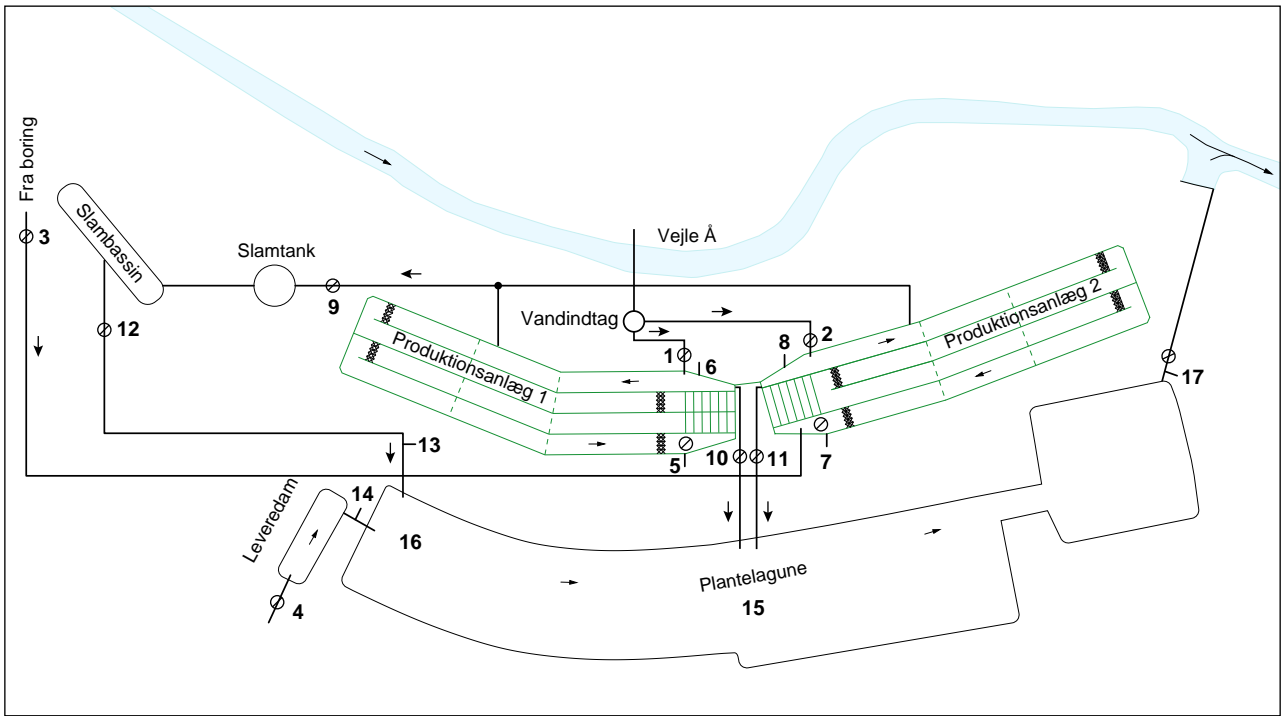
Figur 16.2.1.1 Principskitse af Kongeåens Dambrug.



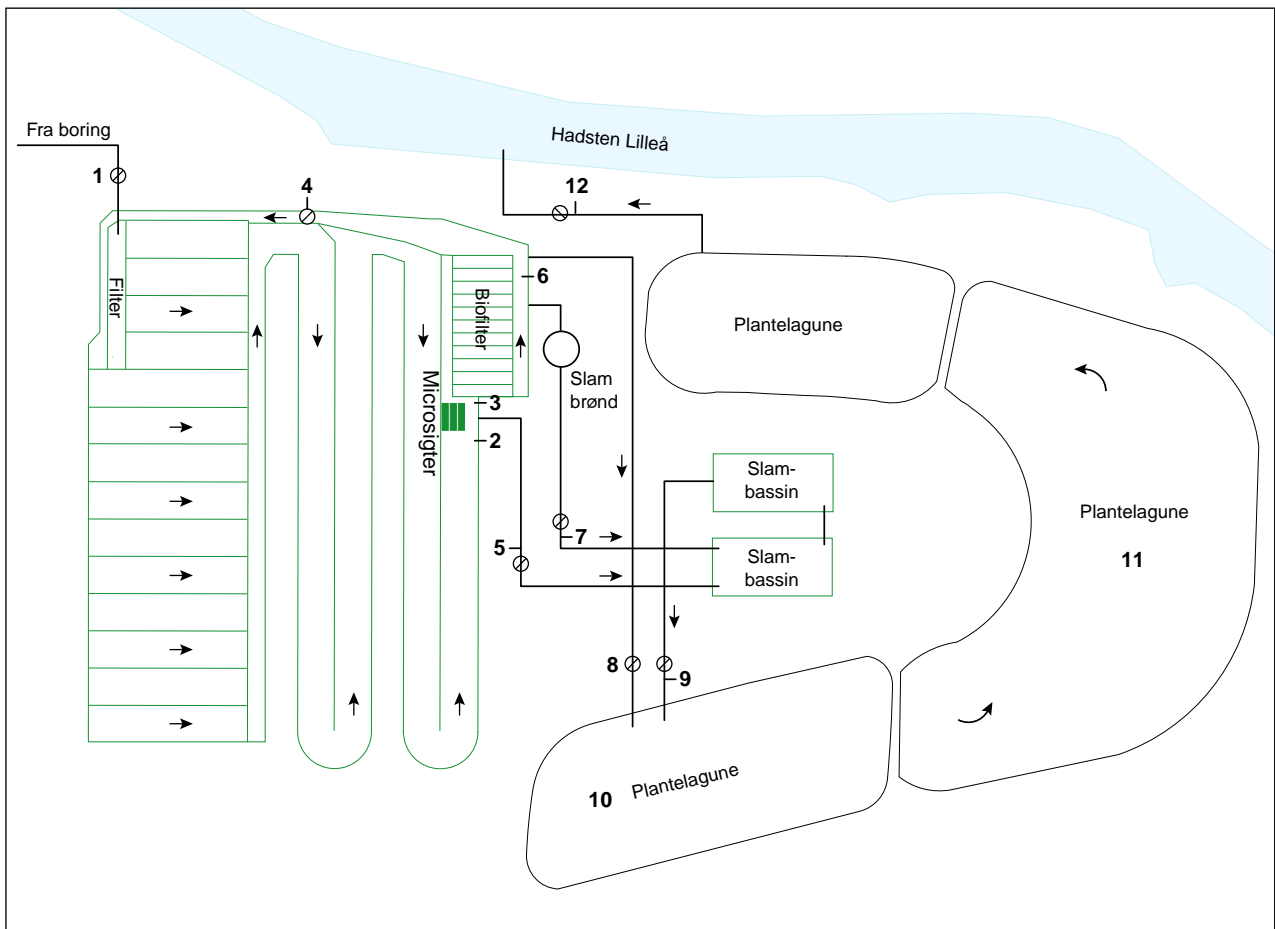
Figur 16.2.1.2 Principskitse af Tvilho Dambrug



Figur 16.2.1.3 Principskitse af Ejstrupholm Dambrug



Figur 16.2.1.4 Principskitse af Tingkærvad Dambrug



Figur 16.2.1.5 Principskitse af Løjstrup Dambrug

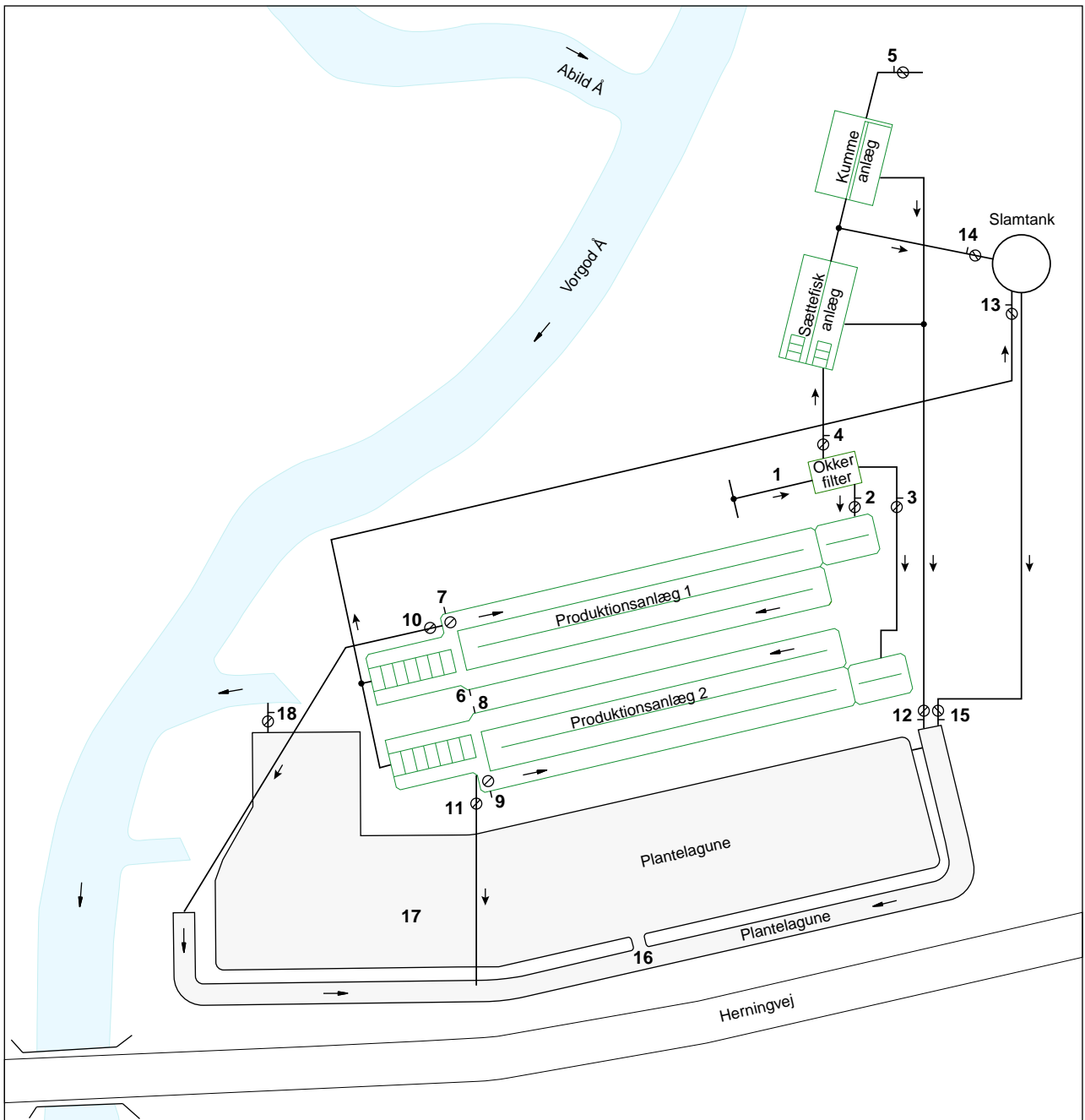


Fig 16.2.1.6 Principskitse af Abildtrup Dambrug

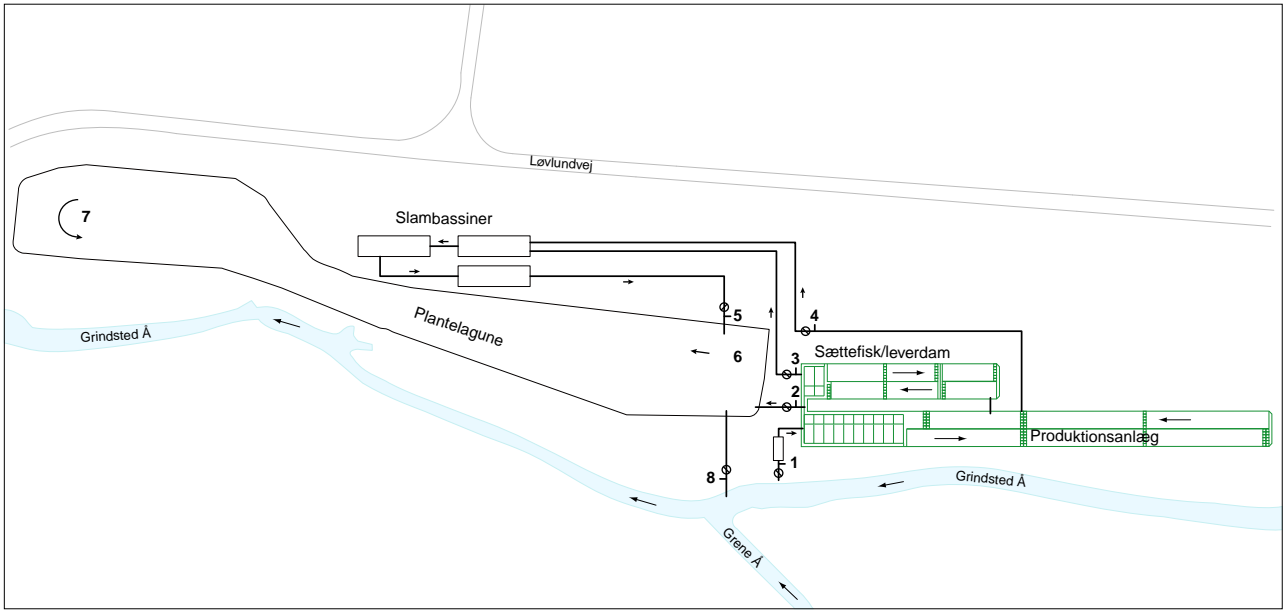
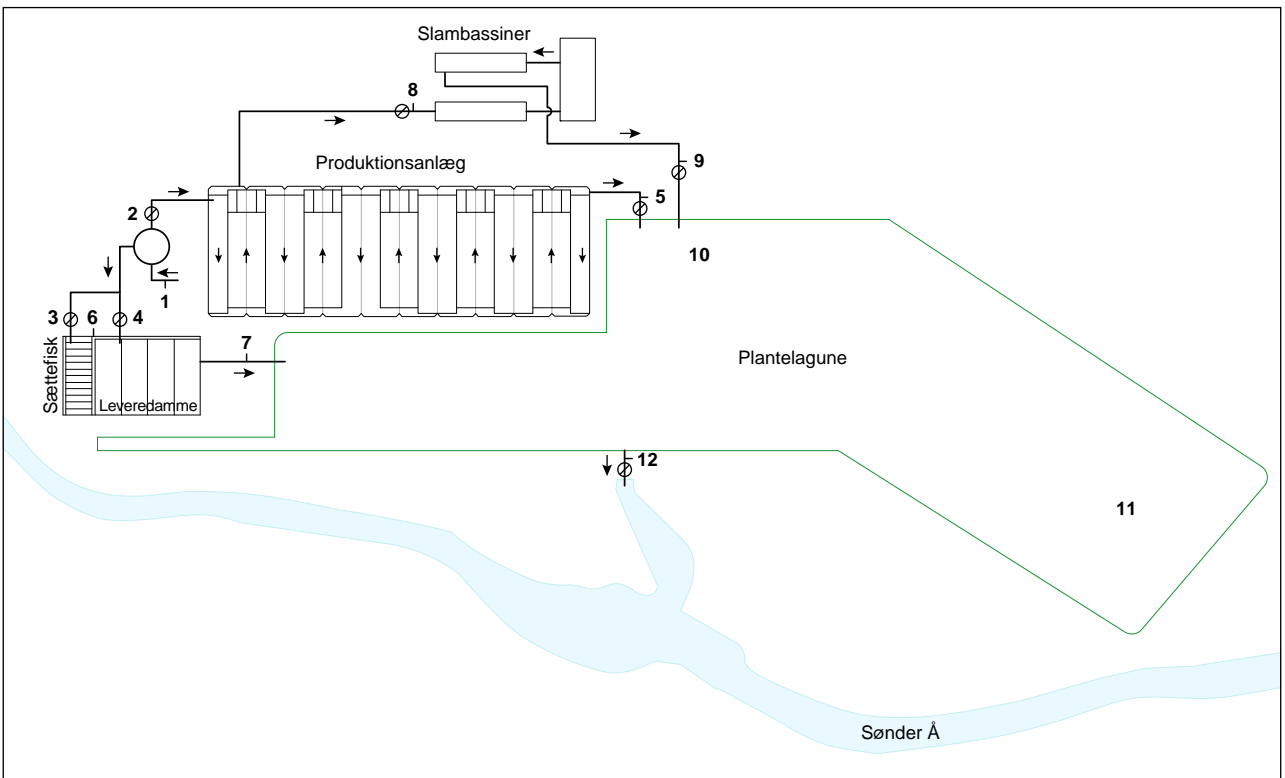


Fig 16.2.1.7 Principskitse af Nørå Dambrug

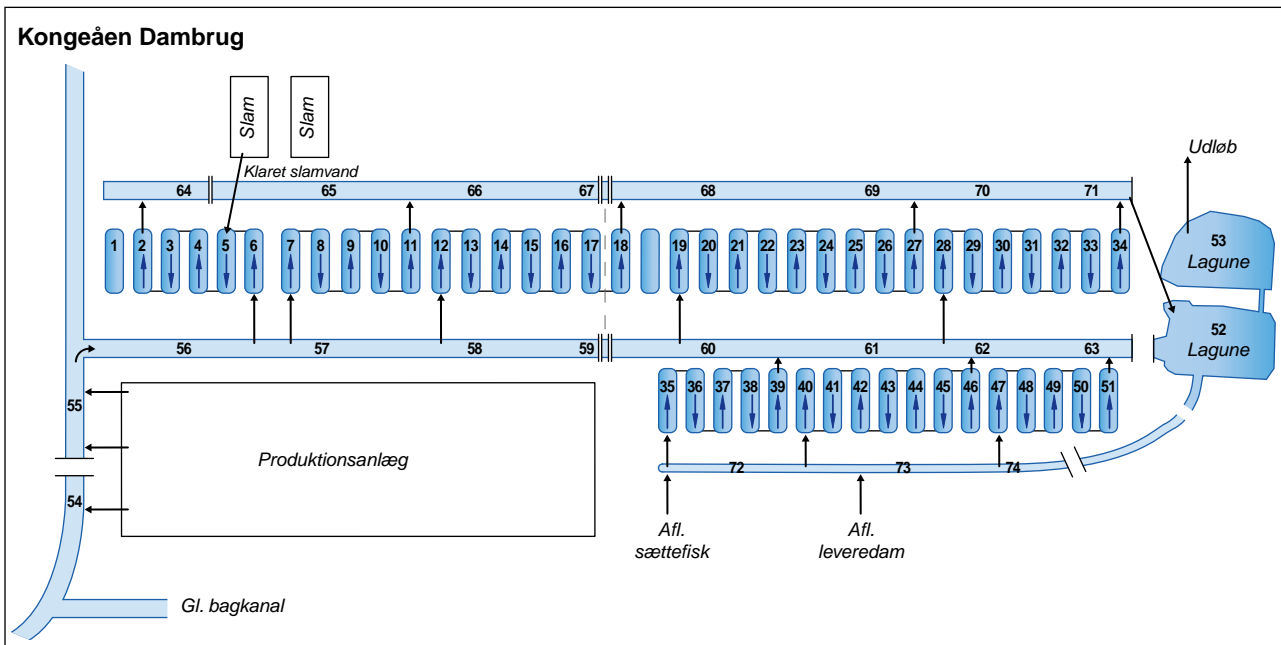


Figur 16.2.1.8 Principskitse af Rens Dambrug

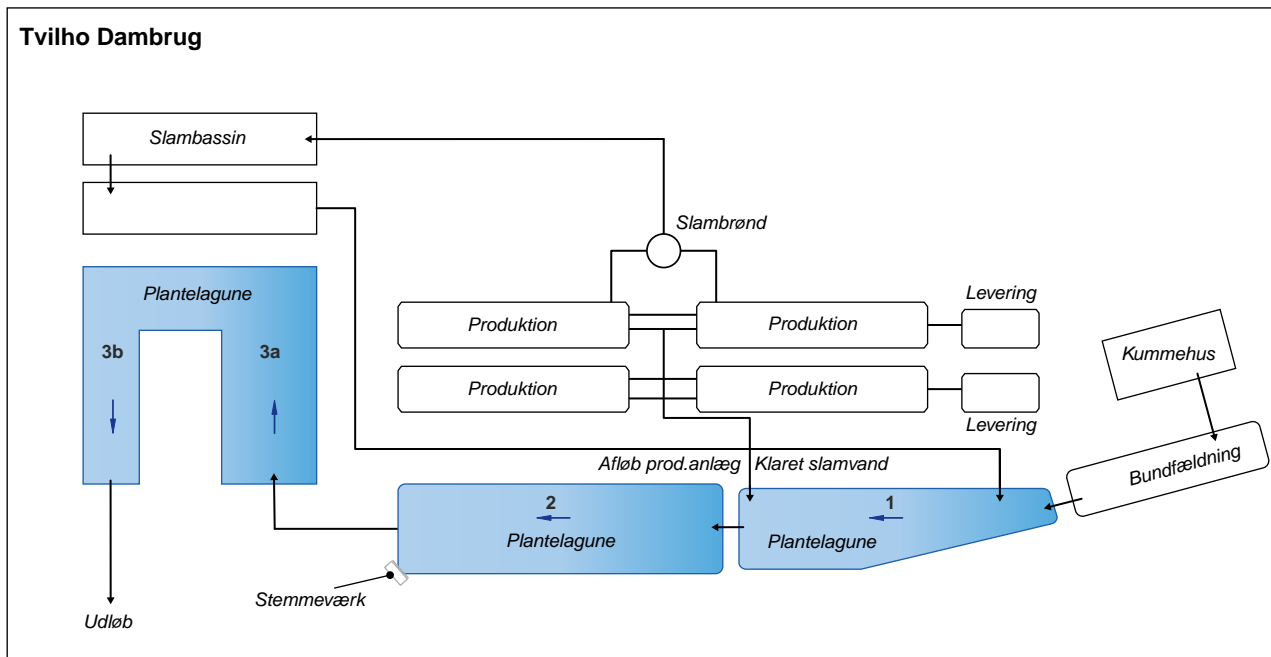
16.2.2 Principskitse af plantelagunerne

I figur 16.2.2.1 – 16.2.2.8 er vist en skitsetegning af plantelagunerne indretning på de 8 modeldambrug inklusiv vandet strømningsretning og hvor der tilledes vand fra produktionsanlæg, sættefiskeanlæg, leveredamme samt klaret slamvand. Principskitserne er ikke målfaste. En del af de jorddamme og gamle føde-/bagkanaler samt bundfældingsbassiner som plantelagunerne består af har også en række rørforbindelser gennem munke og rør, som ikke er umiddelbart synlige og derfor ikke vist på skitserne, hvor kun åbne, synlige forbindelse er vist.

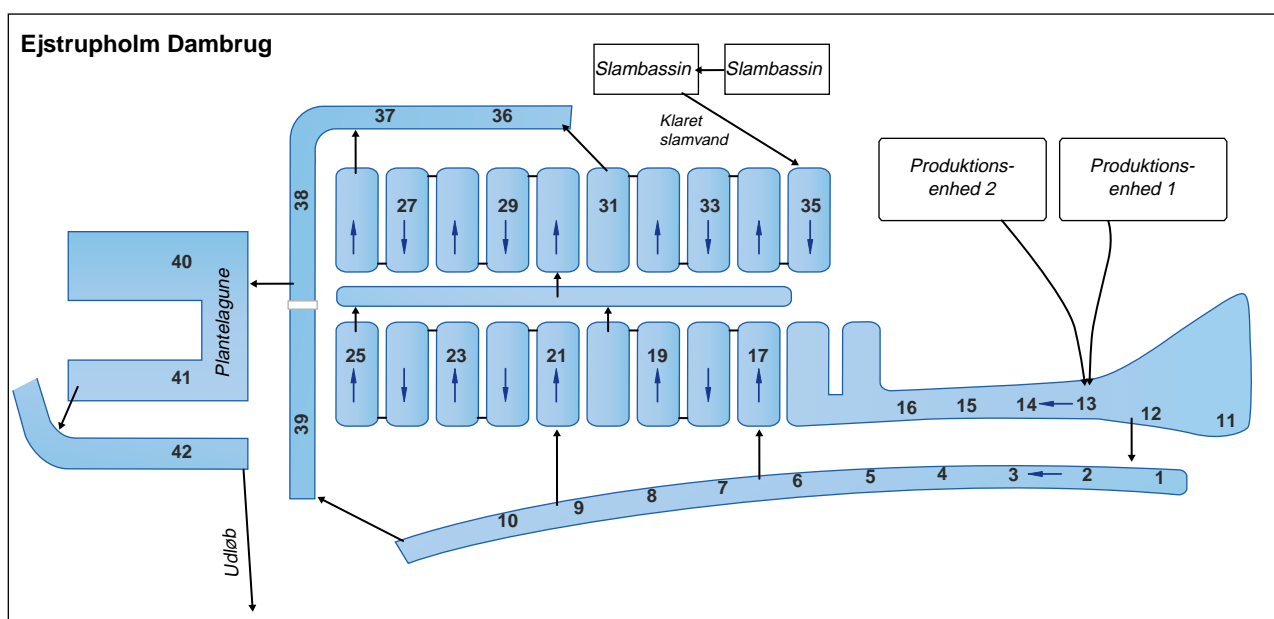
Der er vist nummereret (store cifre) på en / flere damme og kanaler om hvor der er lavet måling af plantedækningsgrader. Små (røde) tal viser hvor der er lavet en screening for vandkemi i plantelagunerne.



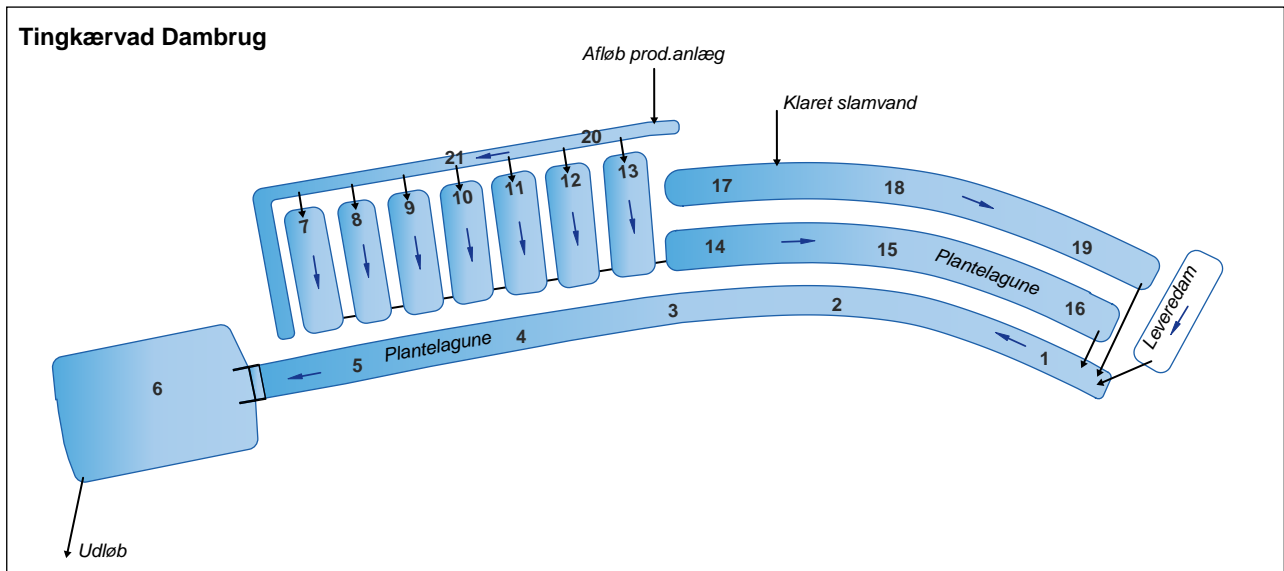
Figur 16.2.2.1 Principskitse af plantelagunen på Kongeåens Dambrug. Se teksten for forklaring af symboler.



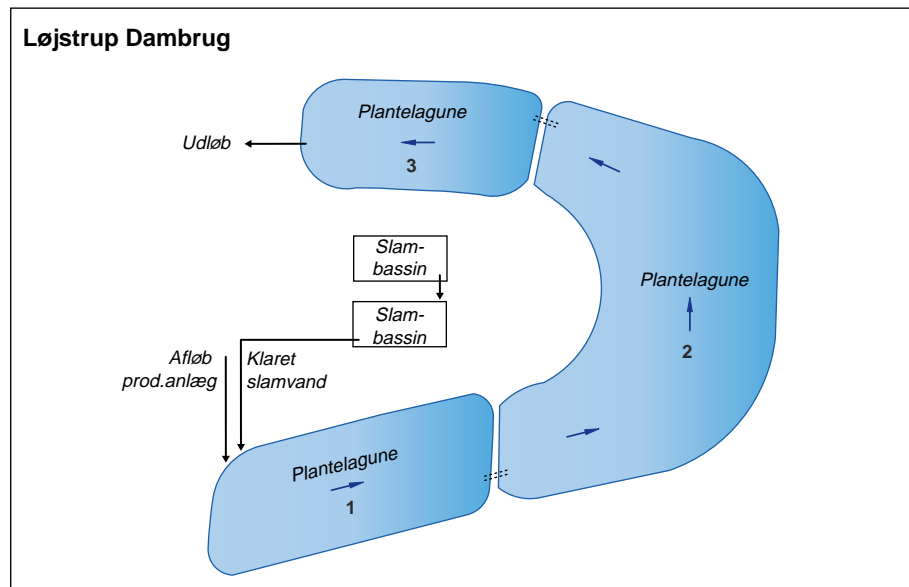
Figur 16.2.2.2 Principskitse af plantelagunen på Tvilho Dambrug. Se teksten for forklaring af symboler.



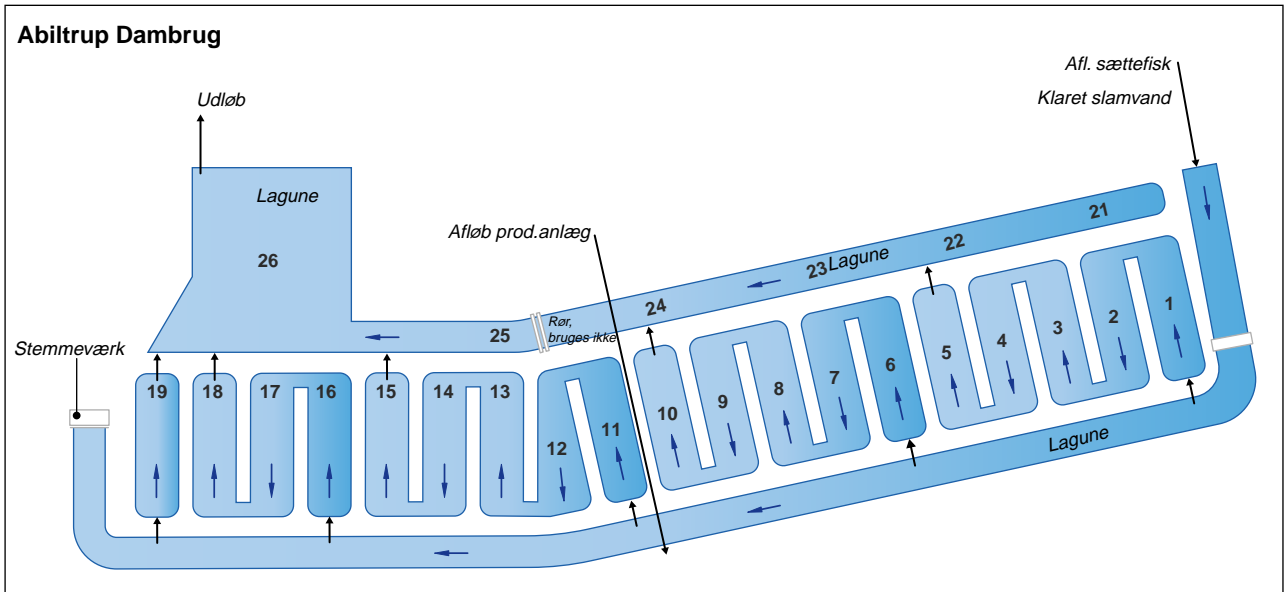
Figur 16.2.2.3 Principskitse af plantelagunen på Ejstrupholm Dambrug. Se teksten for forklaring af symboler.



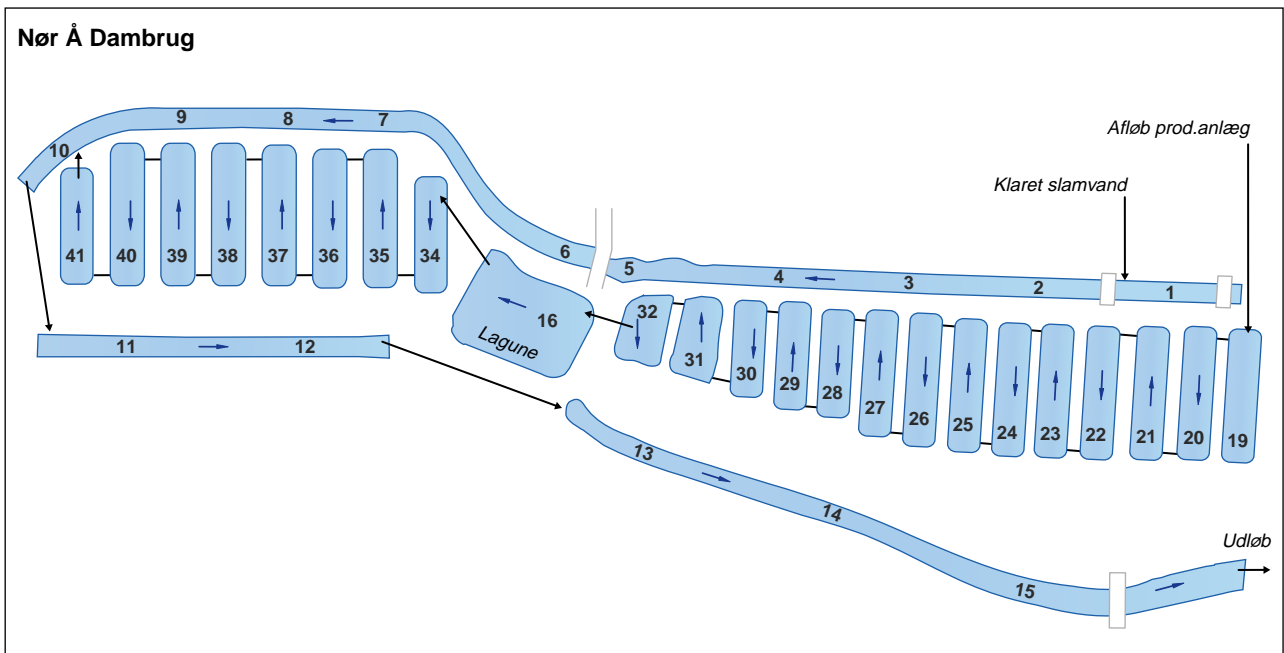
Figur 16.2.2.4 Principskitse af plantelagunen på Tingkærvad Dambrug. Se teksten for forklaring af symboler.



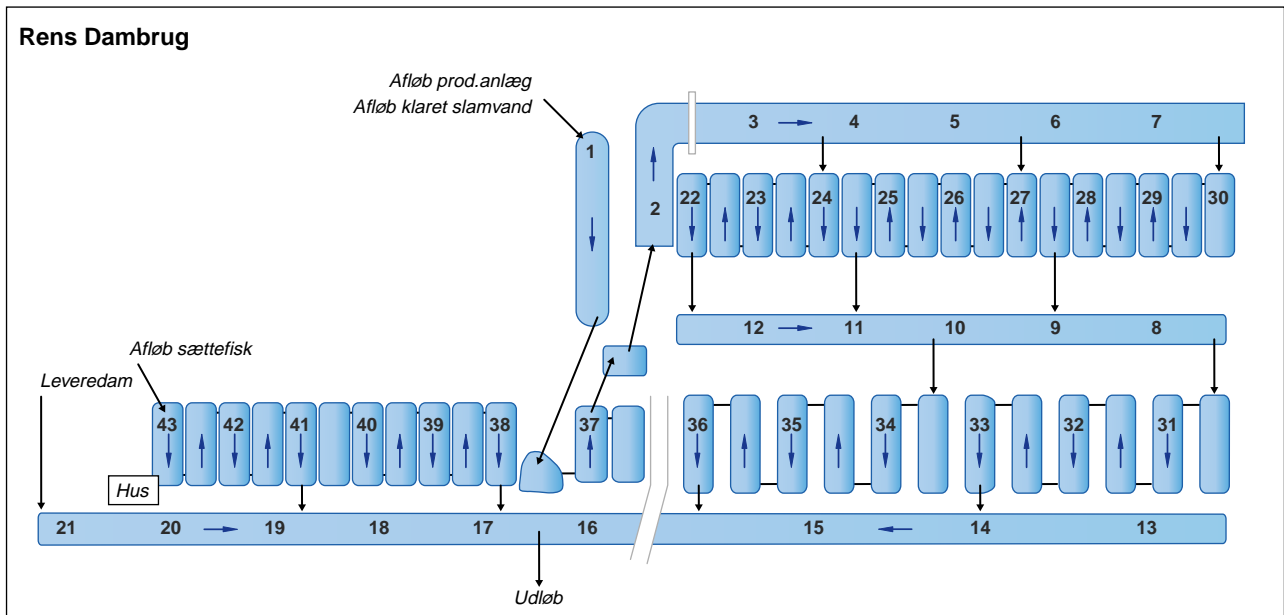
Figur 16.2.2.5 Principskitse af plantelagunen på Løjstrup Dambrug. Se teksten for forklaring af symboler.



Figur 16.2.2.6 Principskitse af plantelagunen på Abildtrup Dambrug. Se teksten for forklaring af symboler.



Figur 16.2.2.7 Principskitse af plantelagunen på Nørå Dambrug. Se teksten for forklaring af symboler.



Figur 16.2.2.8 Principskitse af plantelagunen på Rens Dambrug. Se teksten for forklaring af symboler.

16.2.3 Foto



Foto 16.2.3.1 Produktionsanlægget ved Tvilho Dambrug.



Foto 16.2.3.2 Ejstrupholm Dambrug set fra sydvest mod nordøst.



Foto 16.2.3.3 En del af produktionsanlægget på Tingkærvad Dambrug, forrest en del af biofiltrene.



Foto 16.2.3.4 Løjstrup Dambrug. Produktionsanlæg, bag huset ses plantelagunen.



Foto 16.2.3.5 Sættefiskeanlægget ved Abildtrup Dambrug med kummehus i baggrund. Forrest ses plastikmediet i moving bed delen af biofiltret.



Foto 16.2.3.6 En af de to produktionsenheder på Abildtrup Dambrug.



Foto 16.2.3.7 Produktionsanlægget ved Nørå Dambrug under opbygning.



Foto 16.2.3.8 En del af produktionsanlægget på Nørå dambrug.



Foto16.2.3.9 Produktionsanlægget ved Rens Dambrug under opførelse.



Foto 16.2.3.10 Okkeranlæg ved Ejstrupholm Dambrug, hvor indtagsvandet beluftes inden anvendelse i produktionen.

16.3 Væsentlige beregningsmetoder

I dette kapitel 16.3 redegøres der for og uddybes en række beregningsmetoder, som ligger bag de resultater der præsenteres i kapitel 5-11.

16.3.1 Produktionsbidrag og foderkvotient

Kemisk sammensætning af foderet

Den overordnede kemiske sammensætning af foderet (protein, fedt, kulhydrat, vand, aske og fosfor) og tal for fiskenes evne til at fordøje foderet er vigtige i udregningen af den stofmængde der udledes i fiskedammene (produktionsbidraget – se herom senere).

Ved hjælp af batchnumre kan man identificere den enkelte foderleverance, og eftersom næsten alle batches analyseres mht. kemisk sammensætning, kan det ud fra de samlede oplysninger derved registreres, hvilken kemisk sammensætning foderet har haft på det tidspunkt hvor det anvendes på dambruget.

Der er i alt under hele måleprogrammet foretaget lidt over 400 kemiske analyser på foderleverancer til dambrugene. De leverede foderbatches og fodertyper følger forbruget af foder på dambruget. Det beregnes ud fra dambrugets oplysninger hvornår batchen er opbrugt, hvorefter en ny batch indsættes i beregningerne. Hvis f.eks. 10 tons batch 001 modtages den 1. juni, og foregående batch 000 iflg. det udregnede er opbrugt f.eks. 3. juni, da indsættes data for batch 001 den 4. juni. Undertiden følger oplysninger om leverancer fra foderproducent og det af dambruget oplyste foderforbrug dog ikke hinanden. I sådanne tilfælde følges generelt den regel, at nye foderleverancer forventes taget i brug dagen efter modtagelsen af foderet. Ubalancer kan betyde, at enkelte batches slet ikke kommer til at indgå i udregningen af produktionsbidrag, fordi der ikke er til-

strækkelig harmoni imellem foderleverancer og oplysninger om foderforbrug på dambruget.

Hvis to forskellige batches af samme fodertype og pillestørrelse leveres samtidigt, antages det at en eventuelt tidligere leveret batch af de to anvendes først (først ind/først ud). Hvis ikke de leverede batches har været anvendt tidligere, er det helt tilfældigt hvilken batch der først indsættes i udregningsarket, og dermed antages at være anvendt først.

Hvis der ved en fejl ikke er foretaget kemisk analyse af batchen (gælder kun få batches), eller hvis batchen er ukendt, indsættes gennemsnittet af de foreløbigt indrapporterede værdier for den pågældende fodertype og pillestørrelse. Her kan det på baggrund af en konkret vurdering være relevant at se på udviklingen i fodersammensætningen, idet der i nogle tilfælde ses et kontinuerligt fald i f.eks. foderets fosforindhold. I dette tilfælde anvendes gennemsnitsværdier for de seneste batches som viser kontinuitet i den kemiske sammensætning.

Hvis kemisk analyse ikke er foretaget fordi leverancen er lille (dvs. mindre end et ton), og dermed mindre betydende for produktionsbidraget, anvendes foderproducentens deklarerede værdier. Dette gælder typisk yngelfoder. Beslutningen om ikke at foretage kemianalyse på leverancer under et ton er i overensstemmelse med den oprindelige aftale om meldambrugsprojektet.

Udregning af produktionsbidraget

Udregningen af bidrag af de forskellige stoffer fra fiskeproduktionen (produktionsbidrag) foretages som beskrevet af *Pedersen et al. (2003)*. Der udregnes produktionsbidrag for COD (al organisk stof), BI₅ (letomsætteligt organisk stof), total kvælstof (al kvælstof), total fosfor (al fosfor) og opløst kvælstof som overvejende er NH₄⁺-N (ammoniumkvælstof). Følgende variable parametre indgår i hver udregning af produktionsbidrag:

- Fodermængde (kg)
- Procentuelt indhold af protein, fedt, kulhydrat (NFE), aske, vand og fosfor i foderet
- Procentuel fordøjelighed af protein, fedt, kulhydrat (NFE ekskl. træstof) og træstof
- Foderkvotient
- Foderspild
- Total kvælstof i hel regnbueørred
- Total fosfor i hel regnbueørred

Udregningen af produktionsbidrag sker på dagsbasis i alle dambrugenes sektioner - på nær eventuelle yngel/sættefiskedamme som har en sekundær betydning i måleprogrammet - og bidragene er herefter summerede. I yngel/sættefiskanlæg er produktionsbidraget udregnet for et helt målear og ikke på dagsbasis.

Konkret i udregningerne af produktionsbidrag er den oprindelige "blok"-model (dvs. adskillige linier og adskillige kolonner) omsat umodificeret til en "linie"-model (enkelt linie, adskillige kolonner) således at den kan anvendes i Excel-regneark til de mange beregninger. Et dambrug med f.eks. 16 damme fylder beregningsmæssigt i Excel 5.840 linier for et enkelt måleår (16 linier/dag · 365 dage).

Der er foretaget en enkelt detaljeret verificering af "linie"-modellen ved for hver parameter af foderkemi, fordøjelighed, foderkvotient og foder-mængde at efterkontrollere overensstemmelse af produktionsbidrag for alle fire stoffer med "blok"-modellen. Der er endvidere foretaget stikprøvekontroller af at "linie"-modellen er i overensstemmelse med "blok-modellen" i de enkelte regneark.

Den oprindelige model til udregning af produktionsbidrag følges, om end med visse justeringer.

Det gennemsnitlige indhold af total kvælstof og total fosfor i hel regnbueørred er blevet revurderet ifh. til måleprogrammets første års rapporter på baggrund af resultater som indbefatter den seneste litteratur indenfor området. Således estimeres tallet for kvælstof i hel fisk nu til 2,75 % af fiskens totale vådvægt, og fosforindholdet estimeres til 0,43 %. Litteraturgennemgangen (se kapitel 16.3.4 og 16.3.5)) har vist, at indholdet af kvælstof og fosfor i regnbueørred påvirkes af fiskens størrelse, men at størrelseseffekten er lille. Dette gælder især indenfor de almindelige fiskestørrelser (ca. 300-1000 g) der undersøges i måleprogrammet. Derfor er der ikke taget højde for de konkrete fiskestørrelser i udregningen af produktionsbidrag for kvælstof og fosfor. Samlet betyder justeringerne en mindre stigning i produktionsbidragene af kvælstof og fosfor i forhold til de tidligere udmeldte værdier i førsteårsrapporterne.

Produktionsbidragene af organisk stof (BI_5 og COD) er også blevet opjusterede i forhold til afrapporteringen efter første måleår. Årsagen er nye tal for det stoftab der uundgåeligt vil ske i et vist omfang fra fækalier til vandfase under fordøjelighedsundersøgelserne. Stoftab til vandfasen betyder en underestimering af stofbidraget, idet dette i udgangspunktet baseres på stofindholdet i opsamlede fækalier. Der er udført nye undersøgelser på disse tab for de mest anvendte fodertyper fra hver af foderproducenterne. På baggrund af de seneste undersøgelser er BI_5 /COD forholdet blevet justeret til 0,35, og der anvendes nu en korrektionsfaktor på 40 % for stoftab til vandfasen idet bidrag med organisk stof jf. undersøgelserne er undervurderet på dette niveau. Det bemærkes, at værdien ikke forventes at være permanent for de anvendte fodertyper på dambrugene. Årsagen er, at fiskefoder løbende udvikles og ændres med hensyn til råvarer og kemisk sammensætning, og at disse forhold har betydning for stoftabet til vandfasen og dermed udregningen af stofbidrag fra fiskeproduktionen.

Udover total kvælstof bidraget fra fiskeproduktionen udregnes der også et bidrag af kvælstof som udskilles over fiskenes gæller (hovedsageligt NH_4^+ -N). Bidraget svarer til den totale mængde kvælstof som fiskene æder, fradraget det kvælstof som indbygges i fisken (indholdet estimeres til permanent 2,75 %, jf. ovennævnte) og det kvælstof der udskilles i fækalier (partikulært) inklusive dissociering i vandfasen (opløst), jf. ovenstående:

$$\text{kg NH}_4^+\text{-N udskilt} = \text{kg N indtaget} - \text{kg N indbygget i fisk} \\ - \text{kg N udskilt som partikulært inkl. opløst del}$$

I forbindelse med levering af fisk er der beregnet et produktionsbidrag af kvælstof på baggrund af generelle tal for stofomsætning hos fodertomme regnbueørreder (*Kajimura et al., 2004*) og oplysninger fra dambruger om hvor længe fiskene går fodertomme inden levering. Der vurderes kun at være et marginalt bidrag af organisk stof (BI₅ og COD) i forbindelse med levering, idet dette forventes udskilt som kuldioksid (CO₂). Ligeledes forventes kun et marginalt bidrag af fosfor ved levering hvorfor bidraget af total fosfor, BI₅ og COD herfra er sat til 0.

Foderkvotient

Ved bestemmelse af produktionsbidrag, udregnes foderkvotienten så vidt muligt for hver enkelt dam for perioden fra isætning af fisk i tom dam (enhed) indtil alle fisk senere udfiskes fra dammen. Undertiden kan udregningen dog ikke foretages, typisk fordi damme ikke tømmes helt, eller fordi der isættes fisk i damme, hvor der allerede er fisk. Andre problemer kan være at dambruget kun delvist eller slet ikke har registreret ind- og udfiskninger, at oplysninger om startbestande er fejlbehæftede, eller at man benytter et system hvor det ikke er muligt at registrere biomassetilvækst på damniveau, som f.eks. på Rens Dambrug. Ved udregning af foderkvotienter fremkommer der undertiden værdier som ikke er sandsynlige, ofte fordi der formentlig ikke er totalt udfisket i dammen, eller der er indsat fisk hvor der allerede er en bestand. Vurderingen af om den udregnede værdi er "gyldig", baseres på en konkret vurdering af forholdene, herunder den aktuelle størrelse af fisk, driftsproblemer, sygdom etc.

De "gyldige" udregnede foderkvotienter indsættes for den periode og for den enhed (damme) hvori de er udregnet. Hvis der ikke kan udregnes foderkvotient i den enkelte enhed, anvendes et vægtet gennemsnit af foderkvotienten udregnet for samtlige enheder i dambruget. Vægtningen sker ifh. til det antal dage den enkelte foderkvotient er udregnet over, det vil for eksempel sige at en foderkvotient udregnet over 80 døgn vægter dobbelt af en foderkvotient udregnet over 40 dage.

16.3.2 Foderspild

Der er i forbindelse med måleprogrammet foretaget en enkelt længerevarende foderspildsundersøgelse over 12 dage på Tvilho Dambrug (*Thomsen og Bo-Holm Andersen, 2006*). Endvidere er der over enkelte dage foretaget 9 foderspildsundersøgelser (4 på Løjstrup Dambrug, 2 på Kongeåens Dambrug og 1 på hhv. Ejstrupholm Dambrug, Nørå Dambrug og Tingkærvad Dambrug).

Der er anvendt forskellige metoder til vurdering af foderspild i forbindelse med dambrugsdrift. Således er der foretaget undersøgelser med både fintmasket net placeret ved udløb af dammene, med nedsænkede sedimentfælder (skåle placeret på bunden) og med opslugning af bundmateriale fra dammene. Hver enkelt metode er behæftet med både fordele og ulemper.

Fordelen ved brug af fintmasket net er at det kan efterlades, og der derved kan måles over en længere måleperiode. Dog anbefales det løbende at kontrollere nettet, idet vand i dammen kan stuve hvis nettet tilstoppes med partikler, og derved hindrer vandgennemstrømning. Endvidere øges opløseligheden af foderpillerne jo længere de efterlades i nettet. Når nettet trækkes op af dammen, kan det være vanskeligt at sikre at alle foderpiller tilbageholdes i nettet, især hvis der kun er én person til opgaven.

Brugen af sedimentfælder er hensigtsmæssig mht. håndtering, men de dækker kun et begrænset område i dammen, og repræsenterer derfor kun en begrænset del af foderspildet. Endvidere ses det, at fiskene undertiden hvirvler foder op fra fælderne og andre fisk derefter spiser det. Dette er dog naturligvis fuldt acceptabelt i det omfang det efterligner den faktiske situation hvor foder på bunden bliver spist inden pillerne når udløbet.

Én fordel ved at bruge en pumpe til opsugning af vand fra bunden er, at man kan udvælge de konkrete områder man ønsker undersøgt (f.eks. umiddelbart inden udløb fra dammen eller under en foderautomat). Ulempen er, at opsugning kan opløse foderpillerne, og man derfor må suge skånsomt med små vandmængder, og ofte kontrollere filteret hvori vandet gennembløber.

Samtlige undersøgelser foretaget med de nævnte metoder, og ved brug af både langsomt synkende "flydefoder" og foder med almindelig synkehastighed, viser samstemmende at der ikke på undersøgelsesdagene har været foderspild. Der er kun opsamlet marginale antal foderpiller i forhold til de mængder der udfodres (aldrig mere end 0,05 %).

På baggrund af undersøgelserne samt de udmeldinger som dambrugerne er kommet med i forbindelse måleprogrammet, vurderes der ikke under normale driftsforhold på dambrugene at forekomme foderspild af betydning. Foderspild vil dog kunne forekomme under forskellige omstændigheder. Således ser man jævnligt foderspild blandt små fisk. Årsagen er at foderpillerne (eller granulatet) er mindre og doseres anderledes end store piller, at små fisk har en mere varierende adfærd under fodring end større fisk, og at små fisk er mere sygdomsramte end store fisk. Dog er det relativ små foder mængder der anvendes til opdræt af små fisk, og derfor er betydningen af foderspild her lille for produktionsbidraget.

Foderspild kan naturligvis også forekomme når store fisk er syge, og har nedsat appetit og det dermed er vanskeligere for dambrugeren at fodre uden spild. Nedsat appetit, og dermed øget sandsynlighed for foderspild, kan også forekomme ved høje eller lave vandtemperaturer, ved dårlig vandkvalitet, ved pludselige ændringer i vandkemi eller fysik, eller hvis der er problemer med foderet som gør at fiskene ikke vil æde det.

Fodring i produktionsanlæggene på modeldambrugene sker enten ved brugen af traditionelle pendulautomater eller ved automatisk computerstyret udfodring. Ved den første metode kan der opstå foderspild hvis pendulerne er for løst indstillede, og derfor for nemt afgiver foder. Ved

den anden metode skal dambrugeren være særlig opmærksom på at det foder der automatisk tildeles også bliver ædt.

På baggrund af de nævnte forhold vurderes det, at der gennemsnitligt forekommer et foderspild på 1 % på modeldambrugene. Dette tal er brugt for alle dambrug i begge måleår. Selvom der givetvis vil være en vis variation i foderspildet imellem dambrugene, har vi ikke i foderspildsundersøgelserne kunnet eftervise en konkret forskel imellem dambrug under måleprogrammet. På alle otte modeldambrug vurderes det, at der under normale driftsforhold ikke forekommer noget nævneværdigt foderspild (< 0,05 %). Gennemsnitstallet på 1 % indbefatter 0,5 % tab i form af fodersmuld/støv og altså dermed et gennemsnitligt tab på 0,5 % piller som ikke bliver spist. Den lave værdi på 0,5 % har som nævnt støtte i tilbagemeldinger fra dambrugerne.

16.3.3 Fordøjelighed

Som led i udregningen af produktionsbidrag udføres der fordøjelighedsforsøg på en række af de mest anvendte fodertyper og foderleverancer (batches) til dambrugene i projektet. Der er i alt udført fordøjelighedsforsøg på 65 foderbatches under hele måleprogrammet. Princippet i disse kontrollerede forsøg er at undersøge, hvor stor en del af det indtagede foder og specifikke fedt-, protein- og kulhydratindhold i foderet der udskilles som fækalier. Fordøjeligheden af træstof er i alle tilfælde sat til 0. De fremkomne værdier indsættes i beregningerne af produktionsbidrag for den relevante batch. Når værdien ikke haves, indsættes et gennemsnitstal for den relevante fodertype.

	Protein	Fedt	Kulhydrat
Fordøjelighed (%)	93,0	92,6	69,3
Korrigeret fordøjelighed (%)	90,2	89,7	57,0

Tabel 16.3.3.1. Gennemsnitlig fordøjelighed af de 65 foderbatches der er analyseret under måleprogrammet. I udregning af produktionsbidrag indgår fordøjelighedstal, hvor der er korrigeret for stoftab til vandfasen ("korrigeret fordøjelighed") – se senere.

For små foderpiller (2 mm og derunder), hvor der ikke er foretaget fordøjelighedsundersøgelser, anvendes fordøjelighedsværdier som mindst matcher tal for større piller. Dette sker, fordi råvarer i de små piller oftest er af en kvalitet, som giver fordøjeligheder der er mindst ligeså gode som på de større piller.

16.3.4 Indhold af kvælstof i regnbueørred

I dette afsnit redegøres for kvælstof i regnbueørred blandt andet med udgangspunkt i en gennemgang af international litteratur. De referencer der henvises til følge umiddelbart efter kapitel 16.3.4 og står ikke i kapitel 15. Endvidere er der i figurer og tabeller anvendt dat fra en række artikler som findes sidst i kapitel 16.3.4.

I dag estimeres kvælstofindholdet i regnbueørred som værende konstant ved forskellige størrelser af fisk og under varierende opdrætsforhold. Kvælstofindholdet i hel regnbueørred er estimeret til 3 %. Efter den

gængse opfattelse af forholdet mellem protein og kvælstof (N) udregnes proteinindholdet til:

$$(3 \text{ g kvælstof}/100 \text{ g regnbueørred}) \cdot (6,25 \text{ g protein}/\text{g kvælstof}) \cdot 100 \% = 18,75 \% \text{ protein.}$$

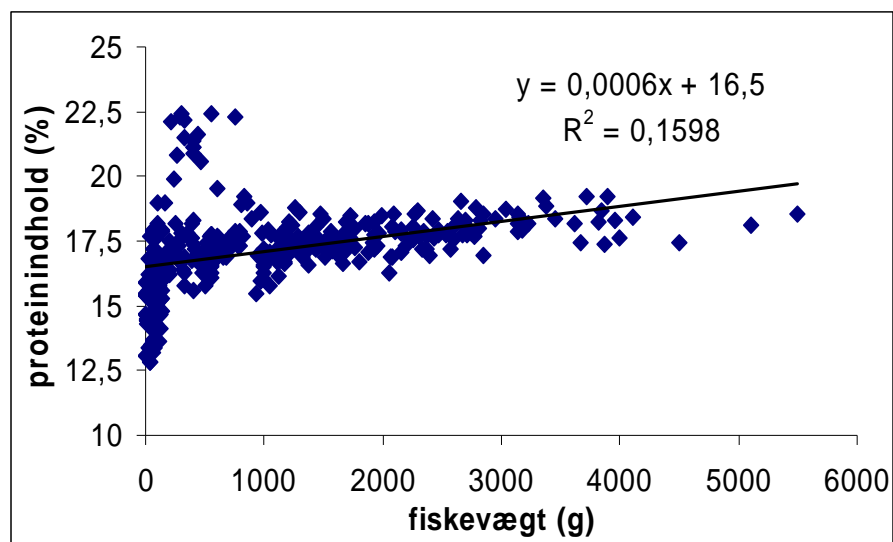
Den internationale, "peer-reviewed" litteratur, samt enkelte danske kilder, er gennemgået med henblik på at finde et revideret estimat for proteinindhold i hel regnbueørred, idet det er opfattelsen at 18,75 % protein er i overkanten af det faktiske proteinindhold i regnbueørred. Endvidere har det været formålet med dette notat at belyse hvorvidt andre parametre indvirker på proteinindhold i regnbueørred.

I litteraturen er der undertiden anvendt forskellige metoder som kan indvirke på fiskens proteinindhold. Men idet resultater fra de forskellige metoder vægter begge sider af det totale gennemsnit, er alle data medtaget i den samlede analyse. Den mest anvendte metode er Kjeldahl-analyse, men tal hvor der er anvendt andre analyser er altså også inddraget i den samlede datamængde.

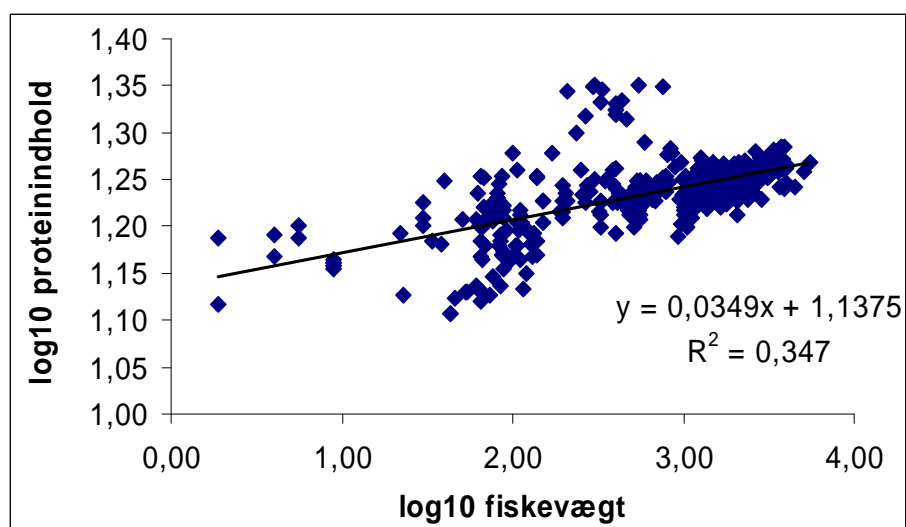
Der er i 1994 og 2007 udarbejdet litteraturoversigter ("reviews") (*Shearer, 1994; Dumas et al., 2007*), hvori der er præsenteret tal for proteinindhold i hel regnbueørred. *Shearer's (1994)* tal er baserede på undersøgelser af *Reinitz (1983)*, men omfatter kun tal for regnbueørred op til 150 g, mens *Dumas et al.'s (2007)* tal er på regnbueørreder helt op til 1600 g. Udover disse to hovedkilder er den øvrige litteratur inddraget mhb. på at opnå et godt estimat for proteinindhold i hel regnbueørred. Konkret i forbindelse med beregninger i modeldambrugsprojektet (år 2005 til 2008) er det især fiskestørrelser på cirka 300 g og 800 g som er relevante, idet det typisk er disse to størrelser der afsættes fra modeldambrug under den nuværende forsøgsordning (*Pedersen et al., 2003*). Fra modeldambrugene er det overvejende 250-300 g fisk der afsættes direkte til slagteri eller som levende fisk til eksport, mens 800 g fisk typisk er til videreopdræt i havbrug.

Litteraturen har ikke afsløret nogen tydelige parametre som indvirker på proteinindholdet i ørred, udover fiskestørrelsen. Undersøgelser har vist, at ørred har en tærskel for hvor meget protein der kan indbygges i fisken ved hvilken yderligere indtaget protein blot udskilles i vandet som ammonium-kvælstof (f.eks. *Rasmussen et al., 2000*). I de undersøgelser der refereres til her, er der typisk udfodret til anslået 70-80 % af hvad fisken totalt kan indtage (mæthed), og der er anvendt relativ moderne fodertyper med højt fordøjeligt protein. Således har forholdene i undersøgelserne været sammenlignelige med de faktiske forhold i dansk ørredopdræt. De konkrete tal peger ikke på nogen sammenhæng mellem udfodringsniveau og proteinhold i fiskekroppen. Under egentlig sultning af fisk derimod, kan man derimod forvente omsætning af proteiner, men det er først fedt der omsættes (f. eks. *Shearer, 1994*).

Analyse af den samlede litteratur indenfor området peger dels på en simpel lineær sammenhæng (1. grads ligning) mellem fiskestørrelse og proteinindhold i regnbueørred, men der er bedre korrelation imellem de samlede data når de transformeres til logaritmiske værdier. Dette ses også i *Shearer's (1994)* studier. De samlede data er dels fremstillet simpelt lineært (figur 1.3.4.1) dels efter transformering (figur 16.3.4.2).



Figur 16.3.4.1 Proteinindhold i hel regnbueørred i relation til fiskens vægt (g). Der indgår 378 datasæt i figuren, og der er foreslået en lineær sammenhæng imellem de to parametre.



Figur 16.3.4.2 Proteinindhold i hel regnbueørred i relation til fiskens vægt (g). Der indgår 378 datasæt i figuren, og alle tal er transformeret til logaritmiske værdier.

Med nogle eksempler angives det herefter hvilke værdier der fremkommer for proteinindhold i hel regnbueørred ved brug af figurenes ligninger. Eksemplerne fremgår af tabel 16.3.4.1.

Model	Vægt af fisk (g)	Proteinindhold (%)	N-indhold (%)
lineær (figur 1)	50	16,53	2,64
	150	16,59	2,65
	300	16,68	2,67
	800	16,98	2,72
	2000	17,70	2,83
log-trans (figur 2)	50	15,73	2,52
	150	16,35	2,62
	300	16,75	2,68
	800	17,33	2,77
	2000	17,89	2,86
log-trans (Shearer, 1994)	50	16,41	2,63
	150	16,98	2,72
lineær (Dumas et al. 2007)	300	16,33	2,61
	800	16,37	2,62

Tabel 16.3.4.1 Sammenligning af værdier for proteinindhold i hel regnbueørred ved forskellige størrelser og tre forskellige beregningsmodeller, som vist i figur 16.3.4.1 og 16.3.4.2 samt model udarbejdet af Shearer (1994) på fisk op til 150 g, og Dumas et al. (2007) på større fisk helt op til 1600 g.

Ved sammenligning af ovenstående tal for proteinindhold i hel regnbueørred ses der generelt små forskelle uanset hvilken af beregningsmodellerne der anvendes. Idet der ved logaritmisk transformation opnås bedst korrelation imellem proteinindhold og fiskevægt ($R^2 = 0,35$) kan denne model anvendes til fisk i størrelsen 50-2000 g. Det vil sige, at proteinindhold (%) i hel regnbueørred kan herefter beregnes som:

$$\text{INV LOG}_{10} ((0,0349 \text{ LOG}_{10} \cdot \text{fiskevægt (g)} + 1,1375)).$$

I det konkrete projekt er det kun regnbueørreder i størrelsesklassen 300-800 g der undersøges, og derfor anvendes en tillempet værdi for denne størrelsesklasse som samtidig er simpel at anvende generelt.

På baggrund af ovenstående fastsætter vi konkret som estimat for 300-800 g regnbueørreder i modeldambrugsprojektet at:

hele fisk indeholder 2,75 % N (svarende til 17,19 % protein).

Dette er et konservativt estimat i forhold til det tidligere estimat på 3 % N i hel regnbueørred, og det faktum at lavere værdier blev fundet i forsøgsprojektet på Døstrup Dambrug, hvor regnbueørreder på 378 g indeholdt 2,61 % N og fisk på 586 g indeholdt 2,66 % N (Fjorback et al, 2003) samt i hovedkilden Dumas et al. (2007) (tabel 1). Endvidere blev der under modeldambrugsprojektet fundet 2,57 % N i regnbueørreder på 390 g fra Kongeåens Dambrug.

Referencer til bilag 16.3.4, direkte citeret:

Dumas, A., Cornelis, F.M. L., France, J., Bureau, D. P. (2007). Quantitative description of body composition and rates of nutrient deposition in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Aquaculture*, 273, 165-181.

Fjorback, C., Larsen, S.E., Skriver, J., Svendsen, L.M., Nielsen, P., Riis-Vestergaard, J. (2003). Forsøgsprojekt Døstrup Dambrug. Faglig rapport fra DMU, nr. 434.

Pedersen, P.B., Grønborg, O., Svendsen, L.M. (2003). Modeldambrug – specifikationer og godkendelseskrav. Rapport fra faglig arbejdsgruppe. Arbejdsrapport fra DMU, nr. 183.

Rasmussen, R.S, Ostefeld, T.H., McLean, E. (2000). Growth and feed utilisation of rainbow trout subjected to changes in feed lipid concentrations. *Aquaculture International*, 8, 531-542.

Reinitz, G. (1983). Relative effect of age, diet and feeding rate on the body composition of young rainbow trout (*Salmo gairdneri*). *Aquaculture*, 35: 19-27.

Shearer, K.D. (1994). Factors affecting the proximate composition of cultured fishes with emphasis on salmonids. *Aquaculture*, 119: 63-88.

Referencer til bilag 16.3.4, som der er hentet data fra

Austreng, E., Refstie, T. (1979). Effect of varying dietary protein level in different families of rainbow trout. *Aquaculture* 18, 145-156.

Azevedo, P.A., Cho, C. Y., Leeson, S., Bureau, D. P. (1998). Effects of feeding level and water temperature on growth, nutrient and energy utilization and waste outputs of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Aquatic Living Resources*, 11(4), 227-238.

Azevedo, P.A., Leeson, S., Cho, C. Y., Bureau, D. P. (2004) Growth, nitrogen and energy utilization of juveniles from four salmonid species: diet, species and size effects. *Aquaculture*, 234, 393-414.

Bolliet, V., Cheewasedtham, C., Houlihan, D., Gélinau, A., Boujard, T. (2000). Effect of feeding time on digestibility, growth performance and protein metabolism in the rainbow trout *Oncorhynchus mykiss*: interactions with dietary fat levels. *Aquatic Living Resources*, 13(2), 107-113.

Cheng, Z. J., Hardy, R. W., Blair, M. (2003). Effects of supplementing methionine hydroxy analogue in soybean meal and distiller's dried grain-based diets on the performance and nutrient retention of rainbow trout [*Oncorhynchus mykiss* (Walbaum)]. *Aquaculture Research*, 34, 1303-1310.

Cheng, Z. J., Hardy, R. W., Usry, J. L. (2003). Effects of lysine supplementation in plant protein-based diets on the performance of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) and apparent digestibility coefficients of nutrients. *Aquaculture*, 215, 255-265.

Cheng, Z. J., Hardy, R. W., Usry, J. L. (2003). Plant protein ingredients with lysine supplementation reduce dietary protein level in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) diets, and reduce ammonia nitrogen and soluble phosphorus excretion. *Aquaculture*, 218, 553-565.

Hernández, A. Satoh, S., Kiron, V. Watanabe, T. (2004). Phosphorus retention efficiency in rainbow trout fed diets with low fish meal and alternative protein ingredients. *Fisheries Science*, 70(4), 580–586.

Lellis, W. A., Barrows, F. T., Hardy, R. W. (2004). Effects of phase-feeding dietary phosphorus on survival, growth, and processing characteristics of rainbow trout *Oncorhynchus mykiss*. *Aquaculture*, 242, 607-616.

Liu, K.K.M., Barrows, F. T., Hardy, R. W., Dong, F. M. (2004). Body composition, growth performance, and product quality of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) fed diets containing poultry fat, soybean/corn lecithin, or menhaden oil. *Aquaculture*, 238, 309-328.

Nielsen, N. S., Göttsche, J. R., Holm, J., Xu, X., Mu, H., Jacobsen, C. (2005). Effect of structured lipids based on fish oil on the growth and fatty acid composition in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Aquaculture*, 250, 411-423.

Papoutsoglou, S. E., Paparaskeva-Papoutsoglou, E. G. (1978) Comparative studies on body composition of rainbow trout (*Salmo gairdneri* R.) in relation to type of diet and growth rate. *Aquaculture* 13: 235-243.

Rasmussen, R. S., Ostenfeld, T. H. (2000). Effect of growth rate on quality traits and feed utilisation of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) and brook trout (*Salvelinus fontinalis*). *Aquaculture*, 184, 327-337.

Rønsholdt, B. (1995). Effect of size/age and feed composition on body composition and phosphorus content of rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss*. *Water Science and Technology*, 31, 175-183.

Rønsholdt, B. (1988). Egne data. Aalborg Universitet.

Rønsholdt, B (1995). Egne data. Aalborg Universitet.

Satoh, S., Hernández, A., Tokoro, T., Morishita, Y., Kiron, V., Watanabe, T. (2003). Comparison of phosphorus retention efficiency between rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) fed a commercial diet and a low fish meal based diet. *Aquaculture*, 224, 271-282.

Valente, L. M. P., Fauconneau, B., Gomes, E. F. D. S. (1998). Voluntary feed intake, feed and nutrient utilisation in slow and fast growing rainbow trout strains. *Aquatic Living resources*, 11(2), 93-99.

Valente, L. M. P., Fauconneau, B., Gomes, E. F. S., Boujard, T. (2001). Feed intake and growth of fast and slow growing strains of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) fed by automatic feeders or by self-feeders. *Aquaculture*, 195, 121-131.

Vielma, J. Ruohonen, K. , Lall, S. P. (1999). Supplemental citric acid and particle size of fish bone-meal influence the availability of minerals in rainbow trout *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum). *Aquaculture Nutrition*, 5, 65-71.

Yamamoto, T., Shima, T., Furuita, H., Suzuki, N. (2002). Influence of dietary fat level and whole-body adiposity on voluntary energy intake by juvenile rainbow trout *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum) under self-feeding conditions. *Aquaculture Research*, 33, 715-723.

Yamamoto, T., Sugita, T., Furuita, H. (2005). Essential amino acid supplementation to fish meal-based diets with low protein to energy ratios improves the protein utilization in juvenile rainbow trout *Oncorhynchus mykiss*. *Aquaculture*, 246, 379-391.

Yasmin, A., Takeuchi, T., Hirota, T., Ishida, S. (2004). Effect of conjugated linolenic acid (cis-9, trans-11, cis-13-18:3) on growth performance and lipid composition of fingerling rainbow trout *Oncorhynchus mykiss*. *Fisheries Science*, 70(6), 1009-1018.

16.3.5 Indhold af fosfor i fisk

I dette afsnit redegøres for kvælstof i regnbueørred blandt andet med udgangspunkt i en gennemgang af international litteratur. De referencer der henvises til følge umiddelbart efter kapitel 16.3.5 og står ikke i kapitel 15. Endvidere er der i figurer og tabeller anvendt data fra en række artikler som findes sidst i kapitel 16.3.5.

Administrativt estimeres fosforindholdet i regnbueørred som værende konstant ved forskellige størrelser af fisk og under varierende opdrætsforhold. Fosforindholdet i hel regnbueørred er for nuværende estimeret til 0,5 %.

Den internationale, "peer-reviewed" litteratur, samt enkelte danske kilder, er gennemgået med henblik på at finde et revideret estimat for fosforindhold i hel regnbueørred, idet det er opfattelsen at 0,5 % fosfor er i overkanten af det faktiske indhold. Dette notat summerer resultaterne af litteraturgennemgangen, og belyser hvorvidt andre parametre indvirker på fosforindholdet i regnbueørred.

I litteraturen er der undertiden anvendt forskellige metoder som kan indvirke på fiskens fosforindhold. Effekten af disse tiltag er dog begrænset, og vurderes derfor kun marginalt at påvirke fosforindholdet i hel regnbueørred. Der er derfor ikke taget højde for disse metodeforskelle i indhentningen af fosfordata fra litteraturen.

Konkret i forbindelse med beregninger i modeldambrugsprojektet er det især fiskestørrelser på 300 g og 800 g som er relevante, idet det typisk er disse to størrelser der afsættes fra modeldambrug under den nuværende forsøgsordning (Pedersen *et al.*, 2003). Fra modeldambrugene er det overvejende 250-300 g fisk der afsættes direkte til slagteri eller som levende fisk til eksport, mens 800 g fisk typisk er til videreopdræt i havbrug.

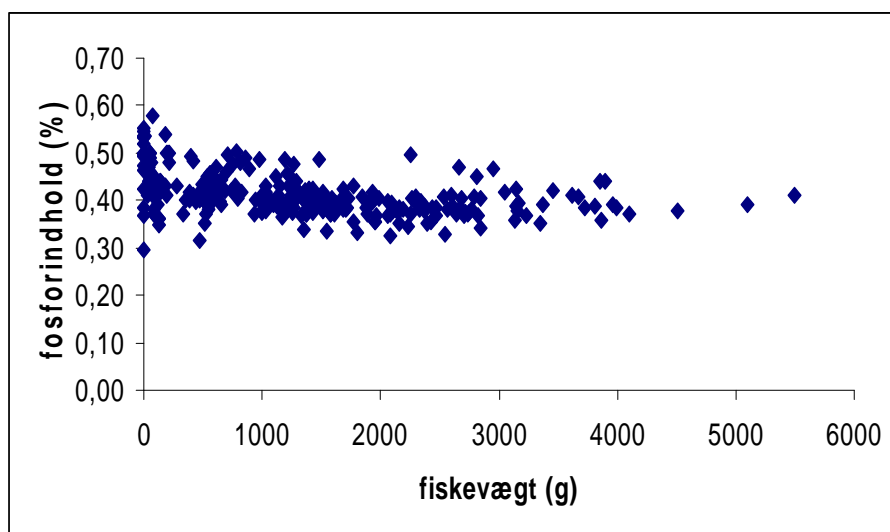
Der er anvendt forskellige metoder til analyse af fosforindhold i fisken i de forskellige referencer.

En af de anvendte metoder, Taussky og Shorr (1953), giver i de konkrete tal væsentlig lavere værdier for fosforindhold (gennemsnitligt 0,31 %) end de andre metoder (0,41 %). Metoden udarbejdet af Taussky og Shorr (1953) er baseret på uorganisk fosfor, hvilket muligvis forklarer afvigelse

sen ifh. til de andre metoder. Da fosfordata, som er fremkommet på baggrund af *Taussky and Shorr (1953)*, afviger statistisk signifikant (dvs. $P < 0,05$) fra alle de andre metoder (One-way ANOVA, Kruskal-Wallis One Way Analysis of Variance on Ranks, ej normalitet ($P < 0,05$)) er disse data udelukkede fra dette notats estimering af fosforindhold i hel regnbueørred.

Hvis fisk får for lidt fosfor gennem indtagelse af foder, er der en risiko for at de ikke kan indbygge tilstrækkeligt fosfor i kroppen til at sikre optimal vækst. Omvendt viser tal fra *Bureau & Cho (1999)* samt *Green et al. (2002)* at fosforudskillelsen i regnbueørred øges ved stor indtagelse af fosfor, dvs. at "overskudsfosfor" i foderet ikke bliver indbygget i fisken. I de data der indgår i vurderingen af fosforindhold i hel regnbueørred, er der hverken udfodret meget lidt eller anvendt foder med særlig lavt fosforindhold. Derfor er der ikke grund til at antage at nogle fisk kan være "underfodrede" med fosfor, og dermed har særlig lavt fosforindhold i kroppen. Dette er i overensstemmelse med forholdene i dansk ørredopdræt, hvor fosforudfodringen også generelt er i overskud.

Litteraturen har ikke påvist nogen parametre som i større omfang indvirker på fosforindholdet i ørred under almindelige opdrætsbetingelser. Når fosforindholdet i hel fisk relateres til fiskevægten (figur 16.3.5.1), er der dels en svag korrelation imellem dataene ($R^2 = 0,17$), dels et svagt fald i fosforindholdet i relation til fiskevægten (fosforindhold (%) = $-2 \cdot 10^{-5}$ fiskevægt (g) + 0,433), men sammenhængen imellem de to parametre er dog statistisk signifikant ($P < 0,001$).



Figur 16.3.5.1 Fosforindhold i hel regnbueørred i relation til fiskens vægt (g). Der indgår 293 datasæt i figuren, og der er foreslået en lineær sammenhæng imellem de to parametre (fosforindhold (%) = $-2 \cdot 10^{-5}$ fiskevægt (g) + 0,433, $R^2 = 0,17$, $P < 0,001$).

Med nogle eksempler angives det herefter hvilke værdier der fremkommer for fosforindhold i hel regnbueørred ved brug af ovenstående ligning. Eksemplerne fremgår af tabel 16.3.5.1.

Vægt af fisk (g)	fosforindhold (%)
50	0,432
150	0,430
300	0,427
800	0,417
2000	0,393

Tablet 16.3.5.2 Sammenligning af værdier for fosforindhold i hel regnbueørred ved forskellige størrelser.

I ovenstående tal for fosforindhold i hel regnbueørred ses der relativ små forskelle ved store forskelle i fiskevægt. I modeldambrugsprojektet (2005-2008) er det primært størrelsesniveauerne 300 og 800 g fisk der har relevans. Under hensyntagen til dette, samt skelen til det tidligere estimat på 0,5 % fosfor i hel regnbueørred, foreslås det at man anvender et estimat for :

fosforindhold i hel regnbueørred på 0,43 %

Denne værdi ligger i øvrigt også på niveau med fosforindholdet i hele regnbueørreder (0,35-0,48 %) under forsøgsprojektet på Døstrup Dambrug (Fjorback *et al.*, 2004). Endvidere blev der under modeldambrugsprojektet fundet 0,40 % fosfor i regnbueørreder på 390 g fra Kongeåens Dambrug.

Referencer til bilag 16.3.5, direkte citeret:

Bureau, D. P., Cho, C. Y. (1999). Phosphorous utilization by rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*): estimation of dissolved phosphorus waste output. *Aquaculture*, 179: 127-140.

Fjorback, C., Larsen, S.E., Skriver, J., Svendsen, L.M., Nielsen, P., Riis-Vestergaard, J. (2003). Forsøgsprojekt Døstrup Dambrug. Faglig rapport fra DMU, nr. 434.

Green, JA, Hardy, RW, Brannon, EL. (2002). Effects of dietary phosphorus and lipid levels on utilization and excretion of phosphorus and nitrogen by rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). 1. Laboratory-scale study. *Aquaculture Nutrition*, 8 (4): 279-290.

Pedersen, P.B., Grønborg, O., Svendsen, L.M. (2003). Modeldambrug – specifikationer og godkendelseskrav. Rapport fra faglig arbejdsgruppe. Arbejdsrapport fra DMU, nr. 183.

Taussky, H.H., Shorr, E. (1953) A microcolorimetric method for the determination of inorganic phosphorus. *J. Biol. Chem.*, 202, 675-685.

Referencer til bilag 16.3.r, som der er hentet data fra

Azevedo, P.A., Cho, C. Y., Leeson, S., Bureau, D. P. (1998). Effects of feeding level and water temperature on growth, nutrient and energy utilization and waste outputs of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Aquatic Living Resources*, 11(4), 227-238.

Cheng, Z. J., Hardy, R. W., Usry, J. L. (2003). Effects of lysine supplementation in plant protein-based diets on the performance of rainbow trout

(*Oncorhynchus mykiss*) and apparent digestibility coefficients of nutrients. *Aquaculture*, 215, 255-265.

Cheng, Z. J., Hardy, R. W., Usry, J. L. (2003). Plant protein ingredients with lysine supplementation reduce dietary protein level in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) diets, and reduce ammonia nitrogen and soluble phosphorus excretion. *Aquaculture*, 218, 553-565.

Coloso, R. M., Basantes, S. P., King, K., Hendrix, M.A., Fletcher, J. W., Weis, P., Ferraris, R. P. (2001). Effect of dietary phosphorus and vitamin D₃ on phosphorus levels in effluent from the experimental culture of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Aquaculture*, 202, 145-161.

Coloso, R.M., King, K., Fletcher, J. W., Hendrix, M. A., Subramanyam, M., Weis, P., Ferraris, R. P. (2003). Phosphorus utilization in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) fed practical diets and its consequences on effluent phosphorus levels. *Aquaculture*, 220, 801-820.

Hernández, A. Satoh, S., Kiron, V. Watanabe, T. (2004). Phosphorus retention efficiency in rainbow trout fed diets with low fish meal and alternative protein ingredients. *Fisheries Science*, 70(4), 580-586.

Lellis, W. A., Barrows, F. T., Hardy, R. W. (2004). Effects of phase-feeding dietary phosphorus on survival, growth, and processing characteristics of rainbow trout *Oncorhynchus mykiss*. *Aquaculture*, 242, 607-616.

Rønsholdt, B. (1988). Egne data. Aalborg Universitet.

Rønsholdt, B (1995). Egne data. Aalborg Universitet.

Satoh, S., Hernández, A., Tokoro, T., Morishita, Y., Kiron, V., Watanabe, T. (2003). Comparison of phosphorus retention efficiency between rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) fed a commercial diet and a low fish meal based diet. *Aquaculture*, 224, 271-282.

Skonberg, D. I., Yogev, L., Hardy, R. W., Dong, F. M. (1997). Metabolic response to dietary phosphorus intake in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Aquaculture*, 157, 11-24.

16.3.6 Vandføring og stoftransport

Registrering/måling og opgørelse af vandføring er beskrevet i afsnit 16.1.4. På baggrund af de kontinuerte vandføringsmålinger og vandstandsregistreringer (hvert 10. minut) beregnes døgnmiddelvandføringer (simpelt gennemsnit over 24 timer). På baggrund af døgnmiddelvandføring kan beregnes måned- og årsværdier ved simpel summering

Stoftransporten (stofmængder) beregnes på døgnbasis ved at gange hver døgnmiddelvandføring med en døgnmiddelkoncentration for de stoffer, der er bestemt koncentrationer for (suspenderet stof, ammonium, nitrat-nitrit og total kvælstof, total fosfor, BI₅ og COD). Da der kun er taget vandkemiske prøver for hver 14. døgn er der for at få døgnmiddelkoncentrationer lineært interpoleret mellem disse. Herefter kan stofmængder over 14 dage, måned og år beregnes som simple summer.

16.3.7 Recirkuleringsgrad og opholdstid

Recirkuleringsgrad

Recirkuleringsgraden kan beregnes på flere måder. der er anvendt definitionen fra *Bekendtgørelsen for modeldambrug (2002)*. Her beregnes recirkulationsgraden ud fra det gennemsnitlige vandindtag til dambrugenes produktionsenheder (Q_i i l/s) og det tilsvarende gennemsnitlig recirkuleringsflow (målte flow) i produktionsenhederne (Q_r i l/s). Recirkulationsgraden R beregnes herefter i kapitel 7 som:

$$R = (Q_r - Q_i) / Q_r * 100 \%$$

Recirkulationsgraden er hermed et mål for, hvor stor en andel af vandmængden der til stadighed udskiftes i produktionsanlægget. Jo lavere vandudskiftning des højere recirkuleringsgrad.

Opholdstid

Opholdstiden T (i timer) beregnes ved at relatere volumen (V i m^3) over en enhed (produktionsenhed, plantelagune) med den hydrauliske belastning (tilførte vandmængde) H i m^3/s , dvs.

$$T = V / (H * 3600) \text{ [timer]}$$

16.3.8 Massebalancer

Massebalancerne er beregnet over måleåret som mængden af tilført stof minus mængden af fraført stof for forskellige dele af modeldambrugene som de enkelte produktionsenheder, de enkelte renseforanstaltninger, plantelagunerne og hele dambruget.

Den tilførte mængde stof et givent sted er beregnet ud fra den daglige vandmængde multipliceret med stofkoncentrationen for den pågældende dag og de daglige mængder er summeret op til årsværdier. Den daglige koncentration er fundet ud fra interpolation mellem de analyserede døgnprøver taget hver 14. dag. Dette gælder for indtagvand, vand ind og ud af produktionsenheder, yngelanlæg, og plantelagunen, men ikke for massebalancen over slambassinet.

Til beregning af de mængder stof der blev tilført slambassinerne blev det hver 14. dag, hvor der blev taget prøver til kemisk analyse registreret, hvor lang tid der blev anvendt til henholdsvis slamkegletømning og returskylning og hvor meget vand, der blev brugt til de to handlinger. På baggrund af disse data kan mængden af stof beregnes pr. tømning eller returskylning og et gennemsnit for hvert måleår blev beregnet. Et vandur registrerede kontinuert, hvor meget vand der blev pumpet op i slambassinet (data akkumuleres over 10 minutter og overføres til datalogger).

Dambrugerne registrerede dagligt hvor ofte og hvor længe de tømte slamkegler og returskyllede biofiltre. På den baggrund kan opgøres hvor mange tømninger og skylninger, der har været over året. Vandurene registrerede at der ofte blev pumpet vand i meget længere tid og oftere end angivet. Derfor blev det beregnet ud fra 14. dages prøverne, hvor meget vand der var nødvendig for at tømme og skylle. Resten af vandet indgår i beregningerne til inputtet til slambassinet som ekstravand med den koncentration som der i gennemsnit var i produktionsenheden pr måleår. Usikkerheden i opgørelserne af stof til slambassinerne består

især i fordelingen af den mængde vand, der bruges til henholdsvis slamkegletømning og returskylning af biofiltrene i forhold til det samlede vandforbrug. Det er ikke muligt ud fra vandurets registrering at skelne hvornår en tømning slutter og en skylning tager over. Selv om der er en stor usikkerhed i opgørelsen af ekstravandet, anser vi den som en faglig realistisk vurdering af de faktiske forhold. Da der måles både vand ind og ud af slambassinerne kan det nemlig vurderes om mængden af ekstravand er korrekt.

Antallet af tømninger og skylninger er rimelig korrekt og der er god overensstemmelse mellem de indsendte opgørelser over slamkegletømnings- og skylletidspunkter og vandurets registreringer. Usikkerheden ligger i opgørelsen af den mængde stof som prøverne udtaget hver 14. dag repræsenterer, hvor det forudsættes at driften foregår som på de dage, hvor stoffkoncentrationerne ikke måles. Derimod er usikkerheden ikke større ved beregninger af disse mængder end for de øvrige beregninger hvor anvendelsen af gennemsnittet af 26 prøver pr måleår indgår som det er tilfældet med måleprogrammet for modeldambrugene. Det gælder også for spulevandet af mikrosigter.

16.3.9 Rensegrader

I dette afsnit redegøres for hvordan stoffjernelsen beregnes over hele dambruget og over del-elementerne som produktionsenhed, slambassin, plantelagune m.v. Rensegraden beregnes ud fra to beregningsmetoder. Rensegraden R_N for en given kemisk variabel er bestemt ud fra anvisningen i *Bekendtgørelsen for modeldambrug (2002)*, som

$$R_N (\%) = ((P - U_N) / P) * 100, \text{ hvor} \quad (1)$$

P = produktionsbidraget

U_N = dambrugets nettoudledning, dvs. målte udledning U_M minus I = input fra indtagvand (boringer).

Denne metode kaldes nettorensesegraden, som svarer til at stoftilbageholdelsen over hele dambruget $S_N (=P - U_N)$ for en given kemisk variabel bestemmes i procent af produktionsbidraget P for det samme stof, dvs.

$$R_N (\%) = S_N / P * 100$$

Der kan endvidere beregnes en bruttorensesegrad R_B hvor stoftilbageholdelsen over dambruget S_N for en given kemisk variabel bestemmes i procent af den samlede stoftilførsel dvs. ift. produktionsbidraget P plus stofbidraget fra indtagvand (I), dvs.

$$R_B (\%) = (S_N / (I + P)) * 100 \quad (2)$$

Brug af ovenstående formler forudsætter i følge bekendtgørelsen at vandindtaget til produktionen udgør mindre end eller lig med 10 % af vandløbets medianminimumsvandføring, hvilket generelt har været opfyldt for modeldambrugene i begge måleår.

Rensegraderne kan som omtalt både beregnes over hele dambrug og over f.eks. plantelagunen, hvor stoftilbageholdelsen over plantelagunen

enten kan relateres til produktionsbidraget, det samlede stofinput til dambruget eller den faktiske stoftilførsel til plantelagunen. Sidstnævnte anvendes for direkte at se på den procentuelle stoftilbageholdelse i plantelagunen.

For at kunne sammenligne betydningen af de forskellige renseforanstaltninger ift. den samlede stoffjernelse beregnes en samlet nettostoffjernelse ved:

$$\text{Samlet nettostoffjernelse} = (PA_s - KV_s) + PL_s + VL_s, \text{ hvor} \quad (3)$$

PA_s = stoffjernelse over produktionsanlægget brutto, dvs. uden kompensation for stoftab fra slambassiner med klaringsvandet

KV_s = stoffjernelse med klaringsvandet fra slambassinerne

PL_s = stoffjernelse over plantelagunerne

VL_s = stoffjernelse fra dambruget til vandløbet via udløbet fra dambruget

Idet den samlede nettostoffjernelse sættes til 100 % beregnes de tre andre størrelser i ligning 3 som procent af den samlede nettostoffjernelse.

Når betydning af tab med klaringsvandet vises, ændres ligning 3 ændret til:

$$\text{Samlet bruttostoffjernelse} = PA_s + PL_s + VL_s \quad (4)$$

og det samlede bruttostoffjernelse er sat til 100 %. En del af det stof, der fjernes i produktionsanlægget ved overførsel til slambassinerne, tabes igen med klaringsvandet, og denne andel er vist som en negativ fjernelse i figurer/tabeller.

16.3.10 Justering for netto vandind- eller udsivning over plantelagune

Massebalancen anvendes til beregning af stoffjernelsen i/over de enkelte enheder på dambruget, dvs. forskellen mellem for stof ind i og stof ud af plantelagunen. Stoffjernelsen er bestemt af koncentrationsforskellen mellem ind og udløbsvandet på enheden og såfremt der er en forskel mellem vandmængden ind og ud af enheden. Vandbalanceopgørelserne viste at for hovedparten af produktionsenhederne og yngelanlæg er den i ligevægt. Det skyldes at der er tale om betonanlæg, men for plantelagunerne der hovedsagelig består af tidligere jorddamme er der ved flere af modeldambrugene målt stor ubalance mellem vand ind og ud af plantelagunen (vandtab) især første måleår (se tabel 7.1) For Tingkæravad og Tvilho Dambrug er der til gengæld nettovandindsivning via bunden.

Tages der ikke højde for nettoudsivningen vil plantelagunernes rensningskapacitet blive overvurderet, da stofmængden tilknyttet det udsivende vand betragtes som fjernet i plantelagunen. Er der tale om en nettovandindsivning vil rensningskapaciteten blive undervurderet i plantelagunen, da det indsivende vand også indeholder stoffer.

Vandet i plantelagunen indeholder såvel opløste stoffer som partikulær-bundne stoffer. Vi antager, at med det vand der siver ud af bunden følger alene opløste stoffer med en koncentration svarende det vand der løber ind i plantelagunen. For organisk stof har vi skulle vurdere hvor stor en del af inputtet til plantelagunen, som kommer på opløst form og her er anvendt 10 % af BI₅ er og 4 % for COD. For de dambrug hvor der er nettoindsivning til plantelagunen, antager vi at koncentrationerne i dette er som i indtagsvandet til dambruget.

På baggrund af disse antagelser er der opstillet et worst case scenario for rensegraden, hvor den beregnede stofmængde der udsiver lægges til med den mængde stof, som er målt løber ud i afløbet fra plantelagunen. Vi antager desuden at fra den stofmængde, der udsiver sker der ingen stoffjernelse/omsætning. Det svarer i praksis til, at hele nettoudsivningen sker ved at denne vandmængde og tilhørende stof løber i et hul i bunden af plantelagunen lige efter indløbet i plantelagunen og det herfra ryger lige i vandløbet. Worst case beregningen ved nettovandudsivning giver dermed lavere rensegrader end de målte

For dambrug med nettovandindsivning beregnes den indsivende stofmængde som indsivende vandmængde ganget med stofkoncentrationen i indtagsvandet til dambruget. Denne stofmængde lægges til stofinputtet til plantelagunen. Rensegraden beregnet som worse case for modeldambrug med nettovandindsivning bliver lidt større end den målte rensegrad.

Det skal understreges, at selv om der ved udsivning følger opløste stoffer med i et eller andet omfang medfører det ikke at dette stof når til vandløb eller grundvand. Nedsivende stof vil i et eller andet omfang omsættes i jordlagene under plantelagunen, ligesom en del af det nedsivende vand kan genindvindes via de dræn/bringer som anvendes til vandindtag til modeldambrugene. Det betyder, at selv om der kan tabes stof via udsivning fra plantelagunen er det kun en andel heraf, som i værste fald kunne nå frem til vandløb/grundvand. Såfremt udsivninger skyldes utætheder så vandet løbet direkte i vandløb er problemstillingen dog en anden. Ved nettovandindsivning anvendes koncentrationer fra indtaget, som må antages at være i den lave ende ift. de faktiske koncentrationer i indsivningsvandet.

16.3.11 Metoderne som anvendes ved egenkontrollen

Kontrol af udledninger fra modeldambrugene er baseret på den statistiske kontrolteori. Her vil vi give en kort beskrivelse af metoderne. En mere detaljeret beskrivelse kan findes i Larsen og Svendsen (1998). I modeldambrugene skal udledningen af stofferne suspenderet stof, total kvælstof, NH₄-N, total fosfor og BI₅ kontrolleres. I Dambrugsbekendtgørelse (*Bekendtgørelse om ferskvandsdambrug, 2006*) skulle disse stoffer kontrolleres efter en tilstandskontrol. En tilstandskontrol er kontrol af koncentrationsforøgelsen over dambruget, dvs. forskellen i koncentrationen af kontrolstoffet i afløbet og indløbet. Kontrollen gennemføres ved at vurdere uligheden:

A. Ved 6 prøver per kontrolperiode:

$$\bar{d} + 0,16 \cdot s \leq U.$$

B. Ved 12 prøver per kontrolperiode:

$$\bar{d} + 0,35 \cdot s \leq U.$$

Her er \bar{d} den gennemsnitlige koncentrationsforøgelse over dambruget i kontrolperioden, s er standardafvigelsen for koncentrationsforøgelserne og U er grænseværdien. Grænseværdien for de 5 kontrolstoffer er i bekendtgørelsen fastsat til:

BI ₅ :	1 mg l ⁻¹
SS:	3 mg l ⁻¹
Total-P:	0,05 mg l ⁻¹
Total-N:	0,6 mg l ⁻¹
NH ₄ -N:	0,4 mg l ⁻¹ .

Det er vigtigt, at bemærke, at for ferskvanddambrug så er det forøgelsen af stoffet over dambruget som er væsentligt. Traditionelt er andre industrier primært blevet kontrolleret på koncentrationer af stoffer i udledningsvandet fra industrien.

De to ovennævnte kontrolregler er defineret således, at hvis højst 20 % af prøverne (den kritiske fraktion) i en kontrolperiode er større end grænseværdien U , så er sandsynligheden for, at uligheden fra dambruget bliver godkendt, lig 95 %, hvis udledningen i virkeligheden overholder kravet. Dermed er udleders risiko for fejlagtig afvisning af udledningen lig 5 %.

I *Bekendtgørelsen for modeldambrug (2002)* er egenkontrollen af de nævnte 5 stoffer bibeholdt. Grænseværdierne (udlederkravene) skal fastsættes med udgangspunkt i ovennævnte krav fra dambrugsbekendtgørelsen og dambrugets vandafledning i forhold til vandløbets medianminimumsvandføring nedstrøms dambruget eller maksimalt afledte vandmængde, når denne er mindre end medianminimumsvandføringen. Som udgangspunkt skal kontrollen gennemføres som en tilstandskontrol, men det er muligt, at kontrollere suspenderet stof, total kvælstof og total fosfor som en transportkontrol (mængde per døgn) og så skal udlederkravet fastsættes i overensstemmelse med anvisningerne i "Notat vedrørende tilpasning af udlederkrav ved overgang fra tilstandskontrol til transportkontrol" (*Larsen og Svendsen, 2002*).

Som nævnt i modeldambrugsbekendtgørelsen bør grænseværdierne skrives op set i forhold til at modeldambrugene anvender mindre vand end før – ved recirkulation. Dette skal dambrugene have kompensation for ved fastsættelsen af grænseværdierne. Fuld kompensation kan beregnes ved at multiplicere kravværdierne fra dambrugsbekendtgørelsen med den faktor som angiver forholdet mellem dambruget tidligere vandindtag og det tilladte vandindtag nu som modeldambrug..

I det følgende gennemgår vi tilstandskontrol og transportkontrol som de ser ud for egenkontrollen af modeldambrug. De matematiske formler som anvendes i metoderne defineres til sidst i dette bilag.

Tilstandskontrol

Overholdelsen af udlederkravene skal kontrolleres ved at beregne kontrolregelen, som er defineret ved:

$$\bar{d}_k + k(n) \cdot s_k \leq U_k,$$

hvor \bar{d}_k angiver gennemsnittet af de målte samlede udledninger, s_k spredningen på de målte samlede udledninger og $k(n)$ justeringsfaktoren, som afhænger af antallet af målinger n (antal stikprøver). Værdien af justeringsfaktoren $k(n)$ for $n=26$ er $k(n)=0,50$. Justeringsfaktoren er beregnet under den forudsætning, at ved en kritisk fraktion på 5 % skal sandsynligheden for at godkende en udledning, som i virkeligheden er under udlederkravet være lig 95 %. Dambrugerens risiko er sat til 5 % og vandmiljøets risiko kan beregnes til 0,9 %.

Transportkontrol

Transportkontrol omfatter kontrol med udledte stofmængder per tidsenhed, typisk et døgn. Til beregning af transport pr. døgn skal man anvende de faktisk målte vandmængder i indløb og udløb. Man skal altså ikke anvende det tilladte vandforbrug på dambruget.

Der anvendes samme statistiske model som ved tilstandskontrol, så en transportkontrolregel med 26 prøver per kontrolperiode vil se ud som:

$$\bar{d}_T + (-0,34) \cdot s_T \leq U_T,$$

hvor \bar{d}_T er den gennemsnitlige forskel i døgntransport målt i perioden, s_T er standardafvigelsen og U_T er kravværdien ved transportkontrol og udtrykt i kg per døgn. Justeringsfaktoren går hen og bliver negativ fordi man nu accepterer, at udledninger må være over kravværdien i så meget som 50 % af tiden. Dambrugerens sikkerhed er 95 % ved den kritiske fraktion på 50 %. Ved en kritisk fraktion på 80 % er miljøets risiko lig 0,9 %. Den højest tilladte gennemsnitlige udledte mængde i kg per døgn for at kravværdien er overholdt kan beregnes som:

$$U_T + 0,34 \cdot s_T.$$

Beregning af ny kravværdi ved transportkontrol

Vælger man at anvende transportkontrol i stedet for tilstandskontrol, så er det nødvendigt at ændre udlederkravet, fordi transportkontrol er mere lempelig end tilstandskontrol, på grund af at man anvender en kritisk fraktion på 50 % i stedet for 20 %. Derved undgår man større udledninger accepteres. Det er ikke nok bare at omregne udlederkravet udtrykt i mg l⁻¹ til en stofmængde ved at multiplicere med vandmængden, men man skal efterfølgende korrigere stofmængdekravet for at tage højde for at man anvender en transportkontrol. Udlederkravene korrigeres på følgende måde.

Ud fra kravværdien udtrykt i koncentrationen kan man beregne en kravværdi for udledte mængder (U_{T_k}), som illustreret nedenfor. En justering af denne kravværdi udtrykt i døgntransport kan beregnes ved:

$$\begin{aligned}
 U_T &= U_{T_k} - (\bar{d}_T + k_k \cdot s_T - (\bar{d}_T + k_T \cdot s_T)) \\
 &= U_{T_k} + (k_T - k_k) \cdot s_T,
 \end{aligned}$$

hvor $k_T < k_k$ og disse to konstanter angiver justeringsfaktoren for henholdsvis transportkontrol (T) og tilstandskontrol (k), og U_{T_k} er grænseværdien overført direkte fra tilstandskontrol. Justeringen vil således afhænge af prøveantal, valgte kritiske fraktioner samt variationen i forskellen i døgntransporter. Kravværdien U_T angiver så den kravværdi, som skal anvendes ved transportkontrollen.

Vandmængder

Vi har i vores beregninger i transportkontrollen anvendt den målte vandtransport ind og ud af dambruget. Og ikke det tilladte vandforbrug på dambruget.

Det er altså muligt og på en simpel måde at tilpasse udlederkravene til en transportkontrol, dog kræves der et godt kendskab til udledningens variabilitet udtrykt ved standardafvigelsen af overtransporten, idet korrektionen afhænger af denne variabilitet. Varierer vandindtaget hen over kontrolperioden, må man ved beregningen af U_{T_k} anvende det gennemsnitlige vandindtag og ved beregningen af s_T anvende de faktiske udledninger per døgn.

Man skal bemærke, at kravværdien vil være noget mindre end den faktiske udledning og dette kan uden tvivl forvirrer. Grunden til den mindre kravværdi er at man i transportkontrollen trækker et bidrag fra den gennemsnitlige udledning, hvorimod man i tilstandskontrollen addere et bidrag.

Som det er vist i figur 9 i *Larsen & Svendsen (1998 a)* så er forskellen mellem tilstands- og transportkontrol en parallelforskydning af kravværdien. Kravværdien forskydes mod en større værdi ved overgang til transportkontrol (med andre ord større udledninger tillades) og den ovenfor beskrevne metode forskyder så at sige kravværdien tilbage. Denne betragtning gælder kun hvis vandforbruget (vand ind – vand ud) altid var konstant det samme. Dvs. så svarer den korrigerede transportkontrol præcist til en tilstandskontrol for stoffet.

Opfyldelsen af grænseværdien er afhængig af 2 ting. For det første er det nødvendigt med et generelt lavt niveau i koncentrations- eller transportforøgelsen. For det andet må forøgelserne ikke variere for meget over kontrolperioden. Så lave og stabile forøgelser over dambruget kan hjælpe til med at overholde grænseværdier.

Hvis der af en eller anden årsag er færre end de 26 krævede prøver, så kan man godt gennemfører kontrollen alligevel. Man skal bruge den justeringsfaktor som passer til det aktuelle antal af prøver. Vi har i dette bilag medtaget en tabel med justeringsfaktorer fra $n=6$ til 52.

I det følgende gives matematiske formler for de størrelser som indgår i beregningerne.

Beregningsformler for tilstandskontrol:

$$\bar{d}_k = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n d_{k_i} ,$$

hvor n er antallet af prøvetagninger i kontrolperioden og d_{k_i} er forskellen i koncentration mellem udløb og indløb for prøvetagning i .

$$s_k = \sqrt{\frac{1}{n-1} \sum_{i=1}^n (d_{k_i} - \bar{d}_k)^2} .$$

Beregningsformler for transportkontrol:

$$\bar{d}_T = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n d_{T_i} ,$$

hvor d_{T_i} er forskellen mellem transport i udløb og transport i indløb.

$$s_T = \sqrt{\frac{1}{n-1} \sum_{i=1}^n (d_{T_i} - \bar{d}_T)^2} .$$

Kravværdier:

U_k : kravværdi udtrykt mg l⁻¹.

U_{T_k} : kravværdi udtrykt kg pr døgn og beregnet fra U_k . Dvs.

$$U_{T_k} = U_k \cdot q_{red} \cdot 0,0864.$$

U_T : kravværdi udtrykt kg pr døgn. Justeret kravværdi.

Brug af DS2399

I en række miljøgodkendelser af modeldambrugene er det bestemt at egenkontrollen skal foretages efter DS2399 om "Afløbskontrol. Statistisk kontrolberegning af afløbsdata", *Dansk Standard (1999)*. DS2399 anvendes til kontrol af afløbsdata fra industrier. I DS2399 er det kun nødvendigt at foretage kontrollen på koncentrationer i udløbet. DS2399 er en tilstandskontrol og foretages på følgende måde.

Beregn:

$$\log(x_i), \quad i = 1, 2, \dots, n \quad (\log: \text{naturalig logaritme})$$

samt

$$\mu = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \log(x_i) ,$$

$$s = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (\log(x_i) - \mu)^2}{n-1}}.$$

Beregn en justeringsfaktor k på baggrund af antallet af målte koncentrationer n og et valg af dambrugerens risiko. Kontrolreglen bliver:

$$\exp(\mu + k \cdot s) \leq U,$$

hvor U er kravværdien angivet som en koncentration.

Brug af DS2399 er en skærpelse af kontrollen da der ikke tager hensyn til de koncentrationer dambruget modtager i indløbsvandet (boringer, dræn). Endvidere er det matematisk ukorrekt at anvende DS2399 på koncentrationsforskelle (udløb – indløb), da man risikerer at få negative værdier og logaritmen til en negativ værdi er ikke muligt matematisk. Man skal endvidere bemærke, at justeringsfaktoren k i DS2399 er anderledes defineret end ved tilstandskontrollen for modeldambrug. Vi har dog i vores beregning i DS2399 brugt den samme justeringsfaktor som ved ordinær tilstandskontrol. I de tilfælde hvor miljøgodkendelsen siger anvendelse af DS2399 har vi også gennemført beregninger i følge ovenfor beskrevne tilstandskontrol. Anvendelse af DS2399 kan ikke betragtes som værende en gyldig kontrol af modeldambrugenes udledninger.

I tabel 16.3.11.1 findes en oversigt over justeringsfaktorer for tilstands- og transportkontrol.

Antal prøver	Tilstandskontrol	Transportkontrol
<i>N</i>	<i>k</i>	<i>k</i>
6	0,1728	-0,8447
7	0,2204	-0,7468
8	0,2583	-0,6776
9	0,2896	-0,6251
10	0,3160	-0,5834
11	0,3387	-0,5492
12	0,3586	-0,5205
13	0,3761	-0,4960
14	0,3917	-0,4746
15	0,4058	-0,4559
16	0,4186	-0,4392
17	0,4303	-0,4242
18	0,4409	-0,4107
19	0,4508	-0,3984
20	0,4599	-0,3871
21	0,4684	-0,3768
22	0,4764	-0,3672
23	0,4838	-0,3584
24	0,4907	-0,3501
25	0,4973	-0,3424
26	0,5035	-0,3352
27	0,5093	-0,3285
28	0,5149	-0,3221
29	0,5201	-0,3161
30	0,5251	-0,3104
31	0,5299	-0,3050
32	0,5345	-0,2999
33	0,5388	-0,2950
34	0,5430	-0,2904
35	0,5470	-0,2859
36	0,5508	-0,2817
37	0,5545	-0,2776
38	0,5580	-0,2738
39	0,5614	-0,2700
40	0,5647	-0,2665
41	0,5679	-0,2630
42	0,5709	-0,2597
43	0,5739	-0,2566
44	0,5767	-0,2535
45	0,5795	-0,2505
46	0,5822	-0,2477
47	0,5848	-0,2449
48	0,5873	-0,2422
49	0,5897	-0,2396
50	0,5921	-0,2371
51	0,5944	-0,2347
52	0,5966	-0,2324

Tabel 16.3.11.1 Justeringsfaktorer for tilstands- og transportkontrol. Denne tabel gælder for kontrol af modeldambrug med de vedtagne usikkerheder, jf. *Pedersen et al. (2003)*.

16.3.12 Plantedækningsgrad, -biomasse og indhold af kvælstof og fosfor

Beregning af dækningsgrad

Plantelagunen på hvert af de 8 modeldambrug er på forhånd opdelt i homogene afsnit af kanalsystemer og damme (se tegninger i bilag 16.2.2). Arealerne af disse homogene afsnit er målt og summen af disse giver det samlede areal af de grødefyldte bassiner for hvert enkelt dambrug. Dækningsgraderne er herefter vurderet separat for hver grødefyldt dam eller kanalafsnit. På baggrund heraf er dækningsgraden for hvert homogent afsnit beregnet. Endelig er dækningsgraden beregnet for hele dambrugets grødefyldte del dels for den samlede grødedækning og dels for alle de enkelte arter, hvor det i rapporten dog kun er angivet for de 4-6 dominerende arter.

Relation mellem dækningsgrad og biomasse

Udgangspunktet for beregning af plantebiomassen er den beregnede dækningsgrad for de enkelte arter på den enkelte dato for hvert modeldambrug. Plantebiomassen pr. dato er beregnet som summen af biomassen (tørvægt pr. m²) af de dominerende 4-6 plantearter, som udgør 95-99 % af den samlede plantebiomasse).

Beregning af N og P i den samlede plantebiomasse

For hver af de dominerende plantearter er der på den enkelte dato foretaget en beregning af den samlede mængde kvælstof (N) og fosfor (P) i de grødefyldte bassiner ud fra:

- plantebiomassen af hver enkelt art
- det relative indhold af N og P pr. art som er bestemt fra prøver ved fuld dækning i september måned,
- den totale mængde af N og P er beregnet som summen af N og P i de 4-6 dominerende plantearter pr. dambrug.

16.4 Supplerende figurer

16.4.1 Koncentrationer i vandindtag til modeldambrugene og klaret slamvand

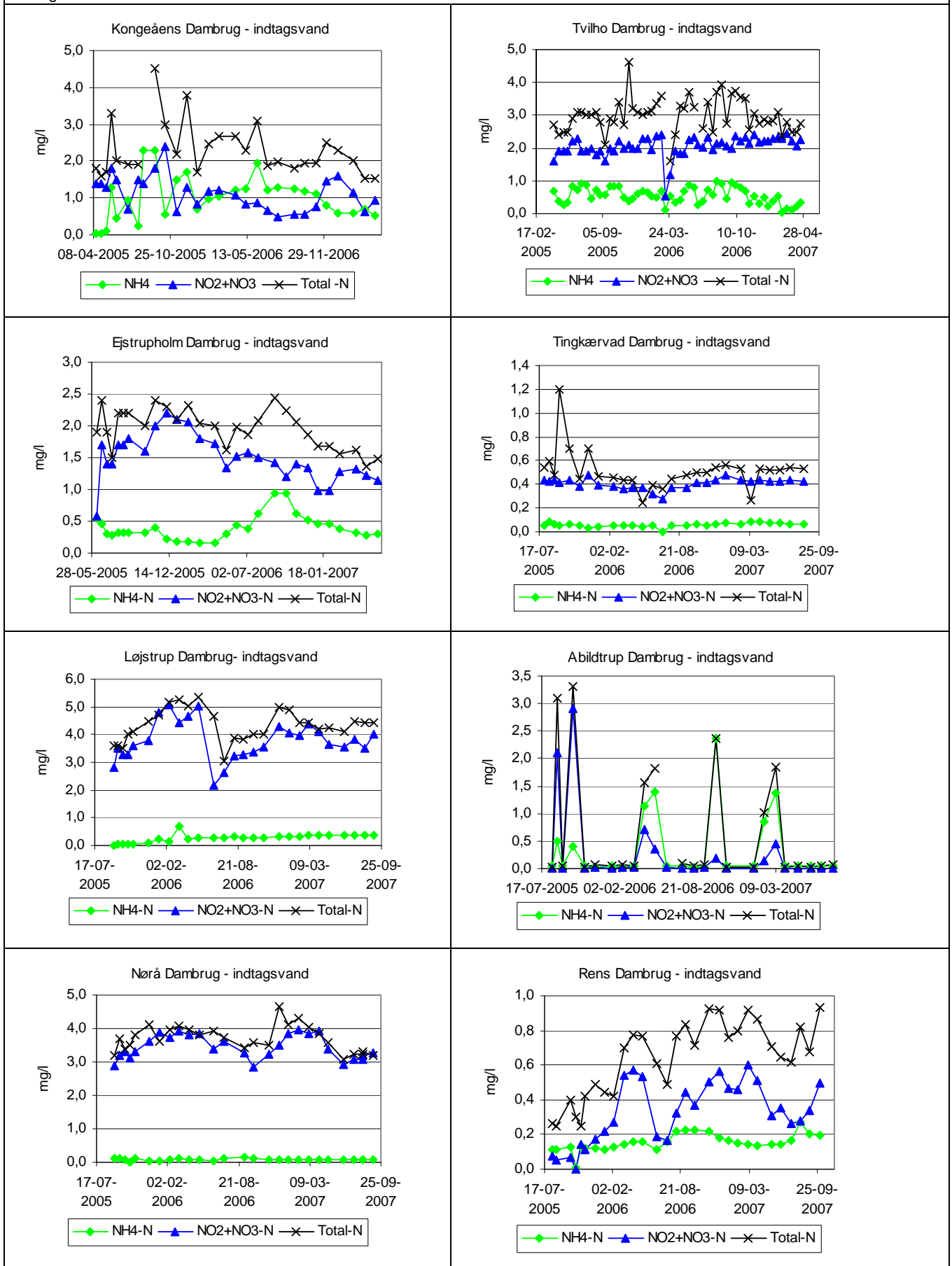
I dette del kapitel findes supplerende til kapitel 8 for henholdsvis friskvandsindtaget til modeldambrugene for kvælstoffraktionerne (figur 16.4.1.1-16.4.1.3) og for klaret slamvand for alle målte kemiske komponenter (figur 16.4.1.2 – 16.4.2.5) i afløb fra slambassiner/slamtank.

Endvidere findes variationskoefficienterne som er et udtryk for spredningen på resultaterne af de kemiske målinger (tabel 16.4.1.1). Ved Kongeåen, Tvilho, Tingkærvad, Abildtrup og Nørå dambrug var variationskoefficienterne for de fleste parametre mindre i det andet år end første år. Dette viser mere ensartede forhold i andet måleår, hvilket blandt andet vil hænge sammen med øget driftserfaring og en optimeret drift i det andet måleår.

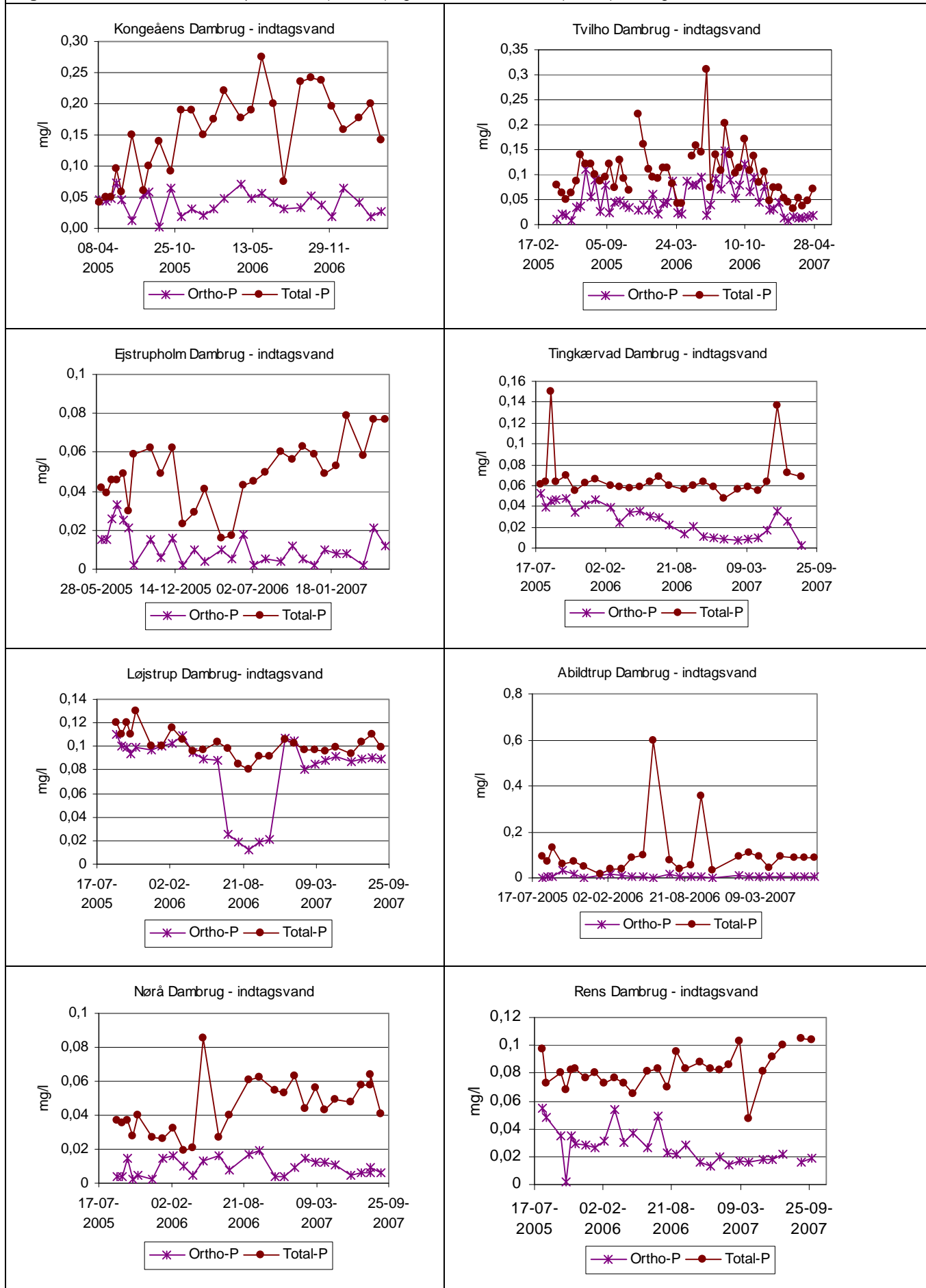
Variations- koefficienter	Kongeåen		Tvilho		Ejstrup- holm		Tingkær- vad		Løjstrup		Abildtrup		Nørå		Rens	
	1. år	2. år	1. år	2. år	1. år	2. år	1. år	2. år	1. år	2. år	1. år	2. år	1. år	2. år	1. år	2. år
NH4-N																
Indtagvand	70	40	19	35	36	36	33	13	89	9	147	58	41	22	38	23
Opstrøms biofilter	50	28				53	50	31	65	66	110	86	54			
Udløb dambrug	41	24	79	75	45	41	58	28	58	49	116	39	109	84	115	109
NO2+NO3-N																
Indtagvand	34	21	8	34	14	16	13	6	24	9	187	60	9	12	66	27
Opstrøms biofilter	30	25				50	49	26	17	31	44	58	19			
Udløb dambrug	33	19	23	16	7	74	64	39	28	47	45	55	22	34	43	22
Total-N																
Indtagvand	34	36	14	17	179	18	43	5	17	8	141	50	7	13	34	15
Opstrøms biofilter	15	47				20	37	28	28	30	55	55	17			
Udløb dambrug	13	31	27	18	0	18	27	19	25	19	39	47	15	45	44	28
Ortho-P																
Indtagvand	52	27	33	33	72	35	22	65	41	45	65	24	58	50	38	273
Opstrøms biofilter	74	36				71	62	33	35	91	80	116	61			
Udløb dambrug	45	29	28	28	12	69	63	27	33	30	89	116	71	45	71	58
Total-P																
Indtagvand	46	25	32	28	43	13	35	35	13	7	58	67	47	15	10	188
Opstrøms biofilter	48	17				53	51	26	30	256	53	97	42			
Udløb dambrug	38	24	69	27	3	32	133	28	32	27	85	95	49	39	56	74
BI5																
Indtagvand	29	32	31	28	55	93	49	34	33	99	54	64	37	34	42	46
Opstrøms biofilter	18	19				39	48	44	28	274	58	58	27			
Udløb dambrug	45	26	71	33	14	40	31	26	39	43	110	98	34	42	60	73
COD																
Indtagvand	29	53	75	36	34	31	53	26	27	25	75	34	47	36	23	23
Opstrøms biofilter	20	39				23	97	19	21	235	51	37	30			
Udløb dambrug	21	33	65	41	18	24	34	21	27	19	47	43	41	30	38	31
Suspenderet stof																
Indtagvand	92	40	66	39	137	43	38	69	63	78	80	61	52	72	76	55
Opstrøms biofilter	92	81				48	120	58	30	403	62	48	37			
Udløb dambrug	54	73	137	119	23	51	65	41	55	71	84	74	67	49	90	162

Tabel 16.4.1.1 Variationskoefficienter af gennemsnitskoncentrationer i indtagvand, opstrøms biofilter (mangler på de tre ekstensiv målt modeldambrug, hvor der ikke måles både op- og nedstrøms biofiltrene) og udløb fra dambrug i de to måleår.

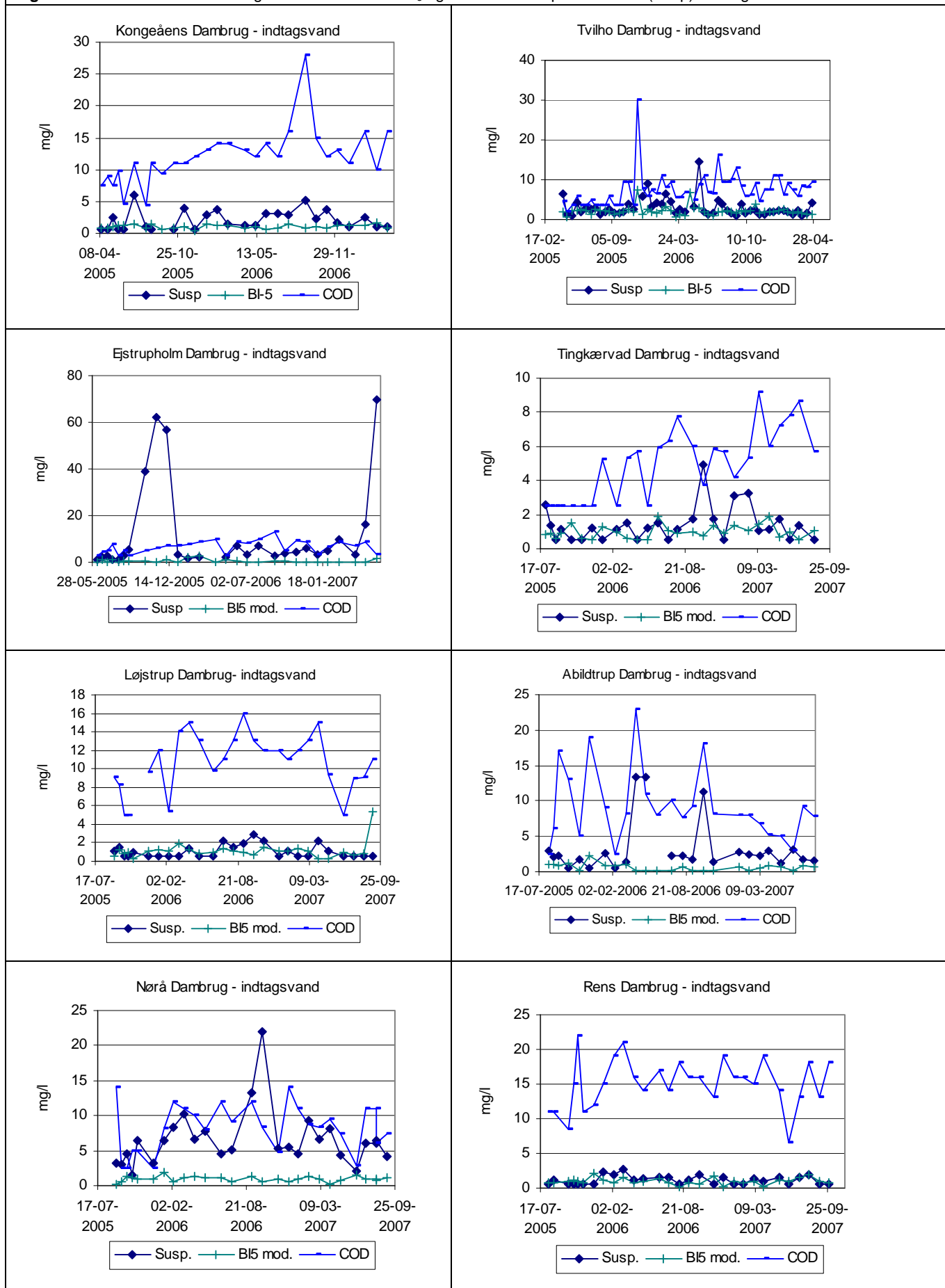
Figur 16.4.1.1 Koncentration af ammonium-kvælstof (NH₄-N), nitrit-nitrat-kvælstof (NO₂₃-N) og totalindhold af kvælstof (total-N) i indtagstvånd over de to måleår.



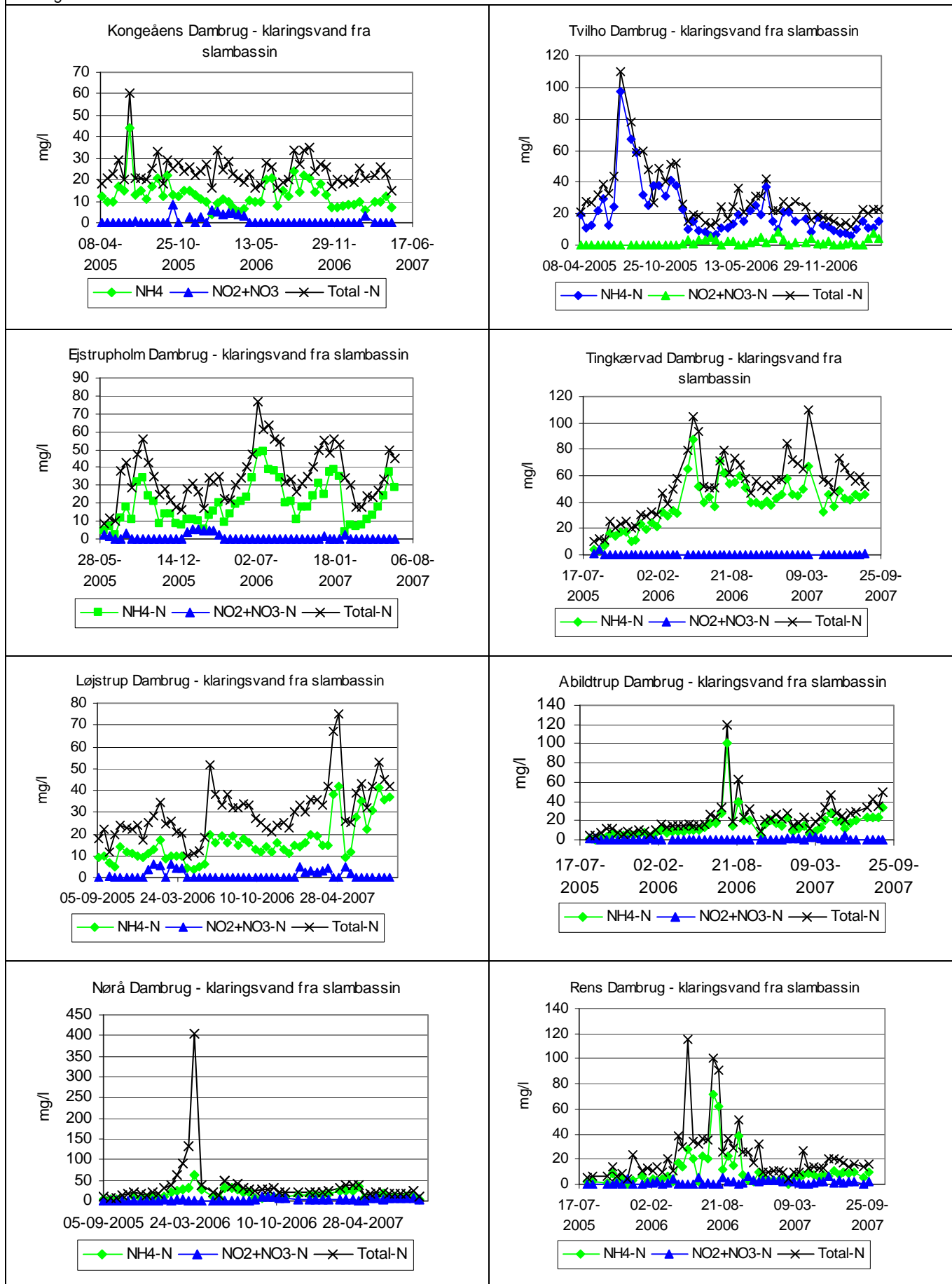
Figur 16.4.1.2 Koncentration af opløst fosfat (Ortho-P) og totalindhold af fosfor (total-P) i indtagstvånd over de to måleår.



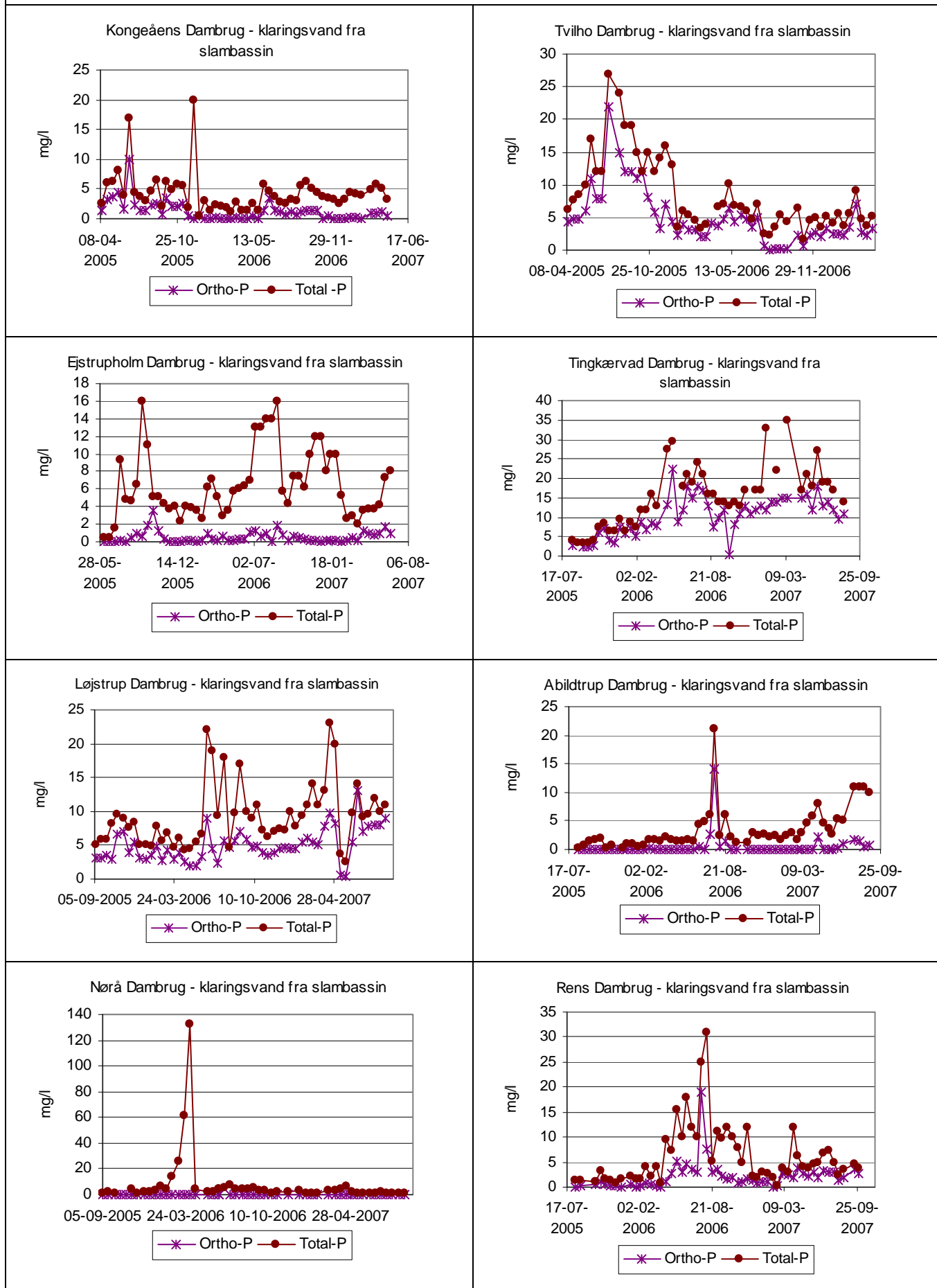
Figur 16.4.1.3 Koncentration af organisk stof målt som BI₅ og COD samt suspenderet stof (Susp) i indtagstvånd over de to måleår.



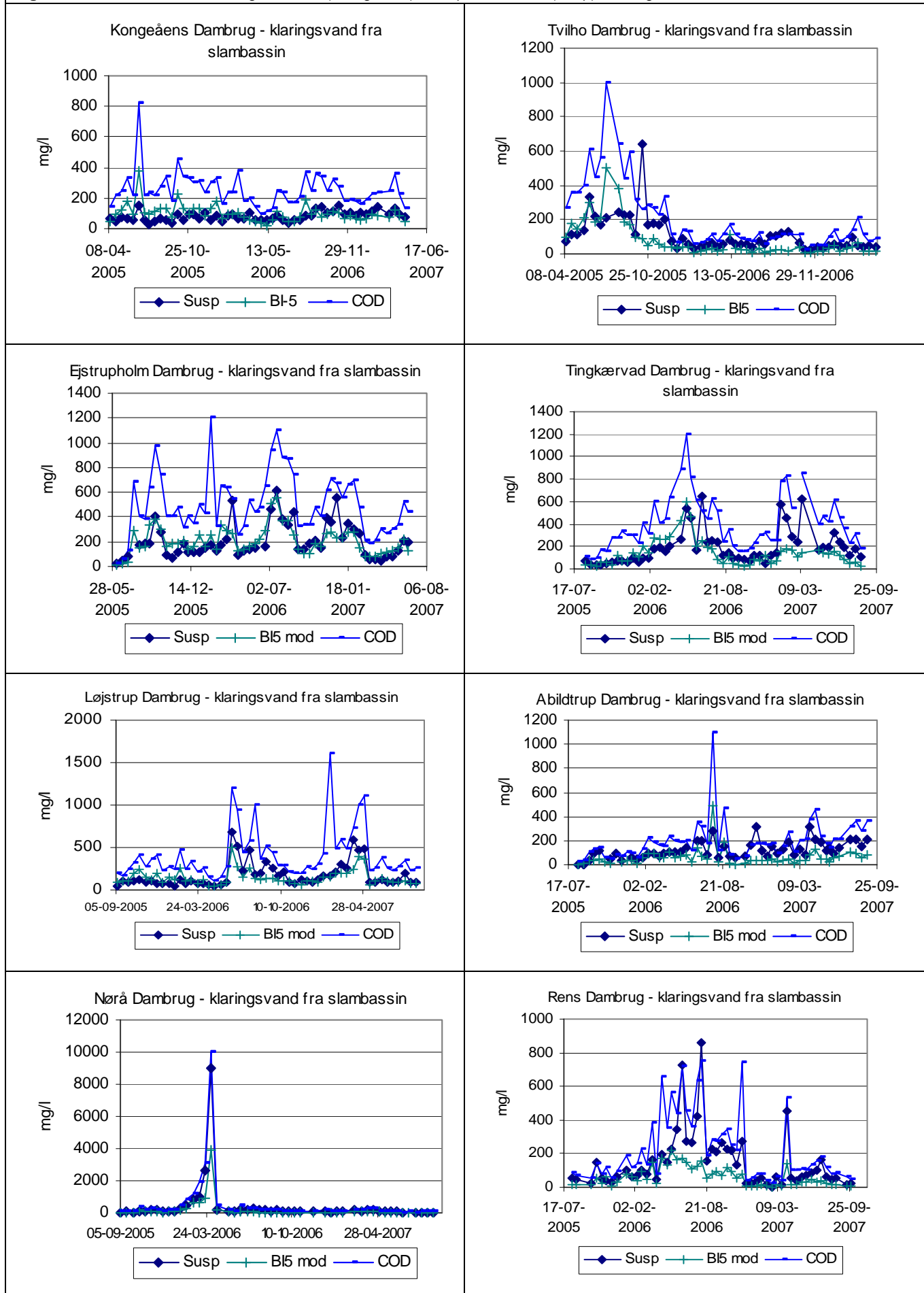
Figur 16.4.1.4 Koncentration af ammonium-kvælstof ($\text{NH}_4\text{-N}$), nitrit-nitrat-kvælstof ($\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$) og totalindhold af kvælstof (total-N) i klaringsvand fra slambassin over de to måleår.



Figur 16.4.1.5 Koncentration af opløst fosfat (Ortho-P) og totalindhold af fosfor (total-P) i klaringsvand fra slambassin over de to måleår.



Figur 16.4.1.6 Koncentration af organisk stof (BI₅ og COD) + suspenderet stof (Susp) i klaringsvand fra slambassin.



DTU Aqua-rapportindex

Denne liste dækker rapporter udgivet i indeværende år samt de foregående to kalenderår. Hele listen kan ses på DTU Aquas hjemmeside www.aqua.dtu.dk, hvor de fleste nyere rapporter også findes som PDF-filer.

- Nr. 158-06 Østers (*Ostrea edulis*) i Limfjorden. Per Sand Kristensen og Erik Hoffmann
- Nr. 159-06 Optimering af fangstværdien for jomfruhummere (*Nephrops norvegicus*) – forsøg med fangst og opbevaring af levende jomfruhummere. Lars-Flemming Pedersen
- Nr. 160-06 Undersøgelse af smoltudtrækket fra Skjern Å samt smoltdødelighed ved passage af Ringkøbing Fjord 2005. Anders Koed
- Nr. 161-06 Udsætning af geddeyngel i danske søer: Effektivurdering og perspektivering. Christian Skov, Lene Jacobsen, Søren Berg, Jimmi Olsen og Dorte Bekkevold
- Nr. 162-06 Avlsprogram for regnbueørred i Danmark. Alfred Jokumsen, Ivar Lund, Mark Henryon, Peer Berg, Torben Nielsen, Simon B. Madsen, Torben Filt Jensen og Peter Faber
- Nr. 162a-06 Avlsprogram for regnbueørred i Danmark. Bilagsrapport. Alfred Jokumsen, Ivar Lund, Mark Henryon, Peer Berg, Torben Nielsen, Simon B. Madsen, Torben Filt Jensen og Peter Faber
- Nr. 163-06 Skarven (*Phalacrocorax carbo sinensis* L.) og den spættede sæls (*Phoca vitulina* L.) indvirkning på fiskebestanden i Limfjorden: Ecopath modellering som redskab i økosystem beskrivelse. Rasmus Skoven
- Nr. 164-06 Kongeåens Dambrug – et modeldambrug under forsøgsordningen. Statusrapport for første måleår af monitoringsprojektet. Lars M. Svendsen, Ole Sortkjær, Niels Bering Ovesen, Jens Skriver, Søren Erik Larsen, Per Bovbjerg Pedersen, Richard Skøtt Rasmussen og Anne Johanne Tang Dalsgaard.
- Nr. 165-06 A pilot-study: Evaluating the possibility that Atlantic Herring (*Clupea harengus* L.) exerts a negative effect on lesser sandeel (*Ammodytes marinus*) in the North Sea, using IBTS-and TBM-data. Mikael van Deurs
- Nr. 166-06 Ejstrupholm Dambrug – et modeldambrug under forsøgsordningen. Statusrapport for første måleår af monitoringsprojektet. Lars M. Svendsen, Ole Sortkjær, Niels Bering Ovesen, Jens Skriver, Søren Erik Larsen, Per Bovbjerg Pedersen, Richard Skøtt Rasmussen og Anne Johanne Tang Dalsgaard.
- Nr. 167-06 Blåmuslinge- og Stillehavsøstersbestanden i det danske Vadehav efteråret 2006. Per Sand Kristensen og Niels Jørgen Pihl
- Nr. 168-06 Tvilho Dambrug – et modeldambrug under forsøgsordningen. Statusrapport for første måleår af monitoringsprojektet. Lars M. Svendsen, Ole Sortkjær, Niels Bering Ovesen, Jens Skriver, Søren Erik Larsen, Per Bovbjerg Pedersen, Richard Skøtt Rasmussen og Anne Johanne Tang Dalsgaard.

- Nr. 169-07 Produktion af blødskaledede strandkrabber i Danmark - en ny marin akvakulturproduktion. Knud Fischer, Ulrik Cold, Kevin Jørgensen, Erling P. Larsen, Ole Saugmann Rasmussen og Jens J. Sloth.
- Nr. 170-07 Den invasive stillehavsøsters, *Crassostrea gigas*, i Limfjorden - inddragelse af borgere og interessenter i forslag til en forvaltningsplan. Helle Torp Christensen og Ingrid Elmedal.
- Nr. 171-07 Kystfodring og kystøkologi - Evaluering af revlefodring ud for Fjaltring. Josianne Støttrup, Per Dolmer, Maria Røjbek, Else Nielsen, Signe Ingvarsdén, Per Sørensen og Sune Riis Sørensen.
- Nr. 172-07 Løjstrup Dambrug (øst) - et modeldambrug under forsøgsordningen. Statusrapport for 1. måleår af monitoringsprojektet. Lars M. Svendsen, Ole Sortkjær, Niels Bering Ovesen, Jens Skriver, Søren Erik Larsen, Per Bovbjerg Pedersen, Richard Skøtt Rasmussen og Anne Johanne Tang Dalsgaard.
- Nr. 173-07 Tingkæravad Dambrug - et modeldambrug under forsøgsordningen. Statusrapport for 1. måleår af monitoringsprojektet. Lars M. Svendsen, Ole Sortkjær, Niels Bering Ovesen, Jens Skriver, Søren Erik Larsen, Per Bovbjerg Pedersen, Richard Skøtt Rasmussen og Anne Johanne Tang Dalsgaard.
- Nr. 174-07 Abildtrup Dambrug – et modeldambrug under forsøgsordningen. Statusrapport for 1. måleår af monitoreringsprojektet. Lars M. Svendsen, Ole Sortkjær, Niels Bering Ovesen, Jens Skriver, Søren Erik Larsen, Per Bovbjerg Pedersen, Richard Skøtt Rasmussen, Anne Johanne Tang Dalsgaard.
- Nr. 175-07 Nørå Dambrug – et modeldambrug under forsøgsordningen. Statusrapport for 1. måleår af monitoringsprojektet. Lars M. Svendsen, Ole Sortkjær, Niels Bering Ovesen, Jens Skriver, Søren Erik Larsen, Per Bovbjerg Pedersen, Richard Skøtt Rasmussen, Anne Johanne Tang Dalsgaard.
- Nr. 176-07 Rens Dambrug – et modeldambrug under forsøgsordningen. Statusrapport for 1. måleår af monitoringsprojektet. Lars M. Svendsen, Ole Sortkjær, Niels Bering Ovesen, Jens Skriver, Søren Erik Larsen, Per Bovbjerg Pedersen, Richard Skøtt Rasmussen og Anne Johanne Tang Dalsgaard.
- Nr. 177-08 Implementering af mere selektive og skånsomme fiskerier – konklusioner, anbefalinger og perspektivering. J. Rasmus Nielsen, Svend Erik Andersen, Søren Eliassen, Hans Frost, Ole Jørgensen, Carsten Krog, Lone Grønbæk Kronbak, Christoph Mathiesen, Sten Munch-Petersen, Sten Sverdrup-Jensen og Niels Vestergaard.
- Nr. 178-08 Økosystemmodel for Ringkøbing Fjord - skarvbestandens påvirkning af fiskebestandene. Anne Johanne Dalsgaard, Villy Christensen, Hanne Nicolajsen, Anders Koed, Josianne Støttrup, Jane Grooss, Thomas Bregnballe, Henrik Løkke Sørensen, Jens Tang Christensen og Rasmus Nielsen.
- Nr. 179-08 Undersøgelse af sammenhængen mellem udviklingen af skarvkolonien ved Toftesø og forekomsten af fladfiskeyngel i Ålborg Bugt. Else Nielsen, Josianne Støttrup, Hanne Nicolajsen og Thomas Bregnballe.

- Nr. 180-08 Kunstig reproduktion af ål: ROE II og IIB. Jonna Tomkiewicz, Henrik Jarlbæk
- Nr. 181-08 Blåmuslinge- og stillehavsøstersbestandene i det danske Vadehav 2007. Per Sand Kristensen og Niels Jørgen Pihl
- Nr. 182-08 Kongeåens Dambrug – et modeldambrug under forsøgsordningen. Statusrapport for 2. måleår af monitoringsprojektet med væsentlige resultater fra 1. måleår. Lars M. Svendsen, Ole Sortkjær, Niels Bering Ovesen, Jens Skriver, Søren Erik Larsen, Per Bovbjerg Pedersen, Richard Skøtt Rasmussen og Anne Johanne Tang Dalsgaard.
- Nr. 183-08 Taskekrabben – Biologi, fiskeri, afsætning og forvaltningsplan. Claus Stenberg, Per Dolmer, Carsten Krog, Siz Madsen, Lars Nannerup, Maja Wall og Kerstin Geitner.
- Nr. 184-08 Tvilho Dambrug – et modeldambrug under forsøgsordningen. Statusrapport for 2. måleår af monitoringsprojektet med væsentlige resultater fra 1. måleår. Lars M. Svendsen, Ole Sortkjær, Niels Bering Ovesen, Jens Skriver, Søren Erik Larsen, Per Bovbjerg Pedersen, Richard Skøtt Rasmussen og Anne Johanne Tang Dalsgaard.
- Nr. 185-08 Erfaringsopsamling for muslingeopdræt i Danmark. Helle Torp Christensen, Per Dolmer, Hamish Stewart, Jan Bangsholt, Thomas Olesen og Sisse Redeker.
- Nr. 186-08 Smoltudvandring fra Storå 2007 samt smoltdødelighed under udvandringen gennem Felsted Kog og Nissum Fjord. Henrik Baktoft og Anders Koed.
- Nr. 187-08 Tingkærvad Dambrug - et modeldambrug under forsøgsordningen. Statusrapport for 2. måleår af monitoringsprojektet med væsentlige resultater fra første måleår. Lars M. Svendsen, Ole Sortkjær, Niels Bering Ovesen, Jens Skriver, Søren Erik Larsen, Per Bovbjerg Pedersen, Richard Skøtt Rasmussen og Anne Johanne Tang Dalsgaard.
- Nr. 188-08 Ejstrupholm Dambrug - et modeldambrug under forsøgsordningen. Statusrapport for 2. måleår af monitoringsprojektet med væsentlige resultater fra første måleår. Lars M. Svendsen, Ole Sortkjær, Niels Bering Ovesen, Jens Skriver, Søren Erik Larsen, Per Bovbjerg Pedersen, Richard Skøtt Rasmussen og Anne Johanne Tang Dalsgaard.
- Nr. 189-08 The production of Baltic cod larvae for restocking in the eastern Baltic. RESTOCK I. 2005-2007. Josianne G. Støttrup, Julia L. Overton, Sune R. Sørensen (eds.)
- Nr. 190-08 USER'S MANUAL FOR THE EXCEL APPLICATION "TEMAS" or "Evaluation Frame". Per J. Sparre.
- Nr. 191-08 Evaluation Frame for Comparison of Alternative Management Regimes using MPA and Closed Seasons applied to Baltic Cod. Per J. Sparre.
- Nr. 192-08 Assessment of Ecosystem Goods and Services provided by the Coastal Zone System Limfjord. Anita Wiethüchter.
- Nr. 193-08 Modeldambrug under forsøgsordningen. Faglig slutrapport for "Måle- og dokumentationsprojekt for modeldambrug". Lars M. Svendsen, Ole Sortkjær, Niels Bering Ovesen, Jens Skriver, Søren Erik Larsen, Susanne Bouttrup, Per Bovbjerg Pedersen, Richard Skøtt Rasmussen, Anne Johanne Tang Dalsgaard og Karin Suhr

