

4.6 Partikelbaneberegninger

4.6.1 Formål

Partikelbanesimuleringer har til formål at analysere strømningsveje i grundvand og derved bestemme, hvilken transportvej og hvilke potentielle redoxzoner infiltrerende vand fra respektive arealer vil bevæge sig igennem. Undersøgelsen har til hensigt at udpege arealer, hvor en reduktion af nitratudvaskning vil have størst effekt på transporten til vandløb.

4.6.2 Fremgangsmåde

Udgangspunktet for beregningerne er det simulerede vandstrømningfelt. Her er anvendt beregnede grundvandshastigheder for perioden 1990-2000. Den 10-årige periode er gentaget 5 gange i partikelbanesimuleringerne til en samlet periode på 50 år. Partikler introduceres ved simuleringens start i det overfladenære grundvandsmagasin (øvre beregningslag). Der er specificeret 10 partikler i alle beregningsceller i modellen. Partiklerne placeres arbitrært inden for beregningscellen og transporteres for hvert tidsskridt ved hjælp af interpolerede hastigheder. Partiklen fungerer som en konservativ numerisk tracer – dvs. uden dispersion eller omsætning.

Partiklerne kan fjernes fra grundvandszonen til dræn, vandløb, oppumpninger eller over modellens rande. Partiklerne forsvinder ikke, når de bevæger sig gennem et reducerende lag. De reducerede områder indføres i stedet som registreringsceller i hvert enkelt grundvandslag under redoxgrænsen. Idet partiklen bevæger sig ind i en redoxcelle, registreres den svarende til det lagnummer, partiklen befinder sig i. Partiklen kan efterfølgende registreres i f.eks. dybere liggende reduceret lag, og vil ved simuleringens afslutning figurere med sin seneste registrering.

En partikel, registreret i en redoxzone i det dybere grundvand, kan senere registreres i f.eks. en grundvandsoppumpning eller i dræn i grundvandsudstrømningszoner. Det vil sige, at både partikler, der passerer gennem enten oxiderede eller reducerede zoner, vil kunne optræde i opgørelsen af partikler for dræn eller oppumpning.

4.6.3 Resultater

Ud fra partiklernes oprindelsessted kan der udpeges arealer, hvorfra partiklerne fortrinsvis ender i vandløbet gennem dræn, hvor de siver gennem vandløbsbund, eller hvor de ender i grundvandsoppumpninger. Det er valgt kun at vise arealer, hvor halvdelen eller flere af partiklerne har samme "skæbne". Figur 4.46 viser fra hvilke arealer, partiklerne fortrinsvis ender i dræn. Det er imidlertid ikke sikkert, at alt vand, der strømmer til dræn, er nitratholdigt. Figur 4.47 viser, at arealer, hvor mere end halvdelen af de introducerede partikler på deres vej til vandløbet eller vådområdet passerer gennem en eller flere beregningsceller, er angivet som reduktionsområde. Det skal bemærkes, at det øverste beregningslag ikke er angivet som reducerende lag i analysen, fordi stoffet her kun delvist reduceres, mens alt

nitratholdigt vand, der passerer en reduceret beregningscelle i de dybere lag, forudsættes at blive fuldstændig reduceret.

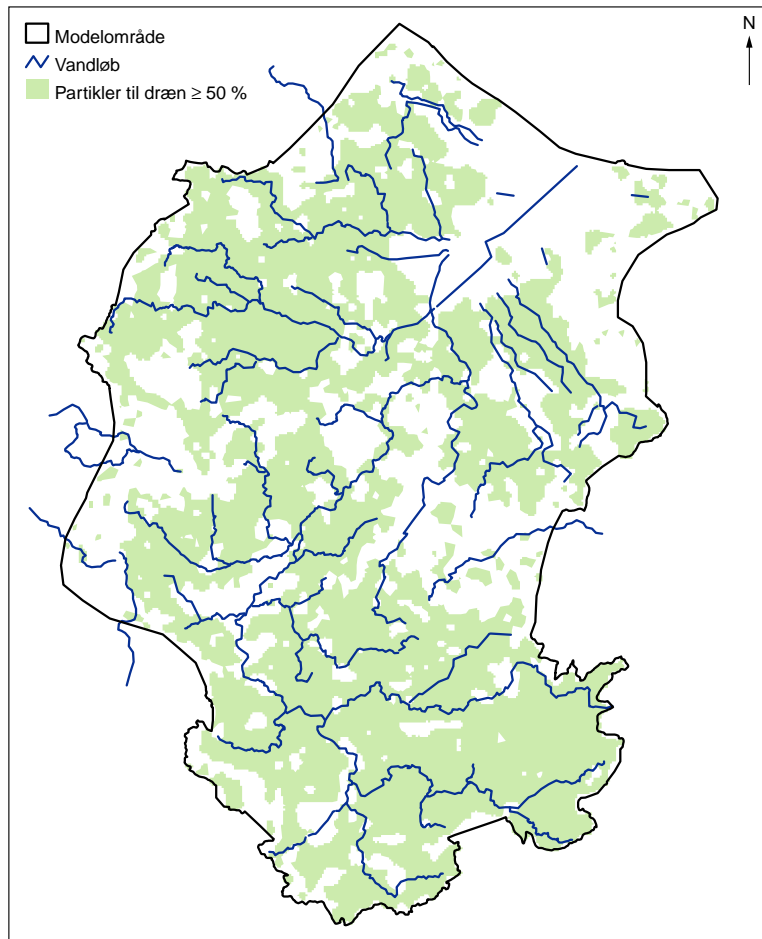
Visse af de i figuren viste arealer er sammenfaldende med arealer, der leverer drænvand. I figur 4.48 er vist de arealer, hvor mere end 50 % af partiklerne løber til dræn, og hvor færre end 50 % af partiklerne har været gennem en reduceret zone. Figuren viser derfor de områder, hvor tiltag forventes at have den største gennemslagskraft.

Figur 4.49 viser områder, hvor mere end 50 % af partiklerne strømmer til åen via åbunden. Områderne falder i høj grad sammen med de steder, hvor åen er i kontakt med sandlag. Sker der ikke nogen reduktion i åbunden, vil disse arealer også være følsomme. Der er i de endelige beregninger ikke forudsat reduktion i åbunden.

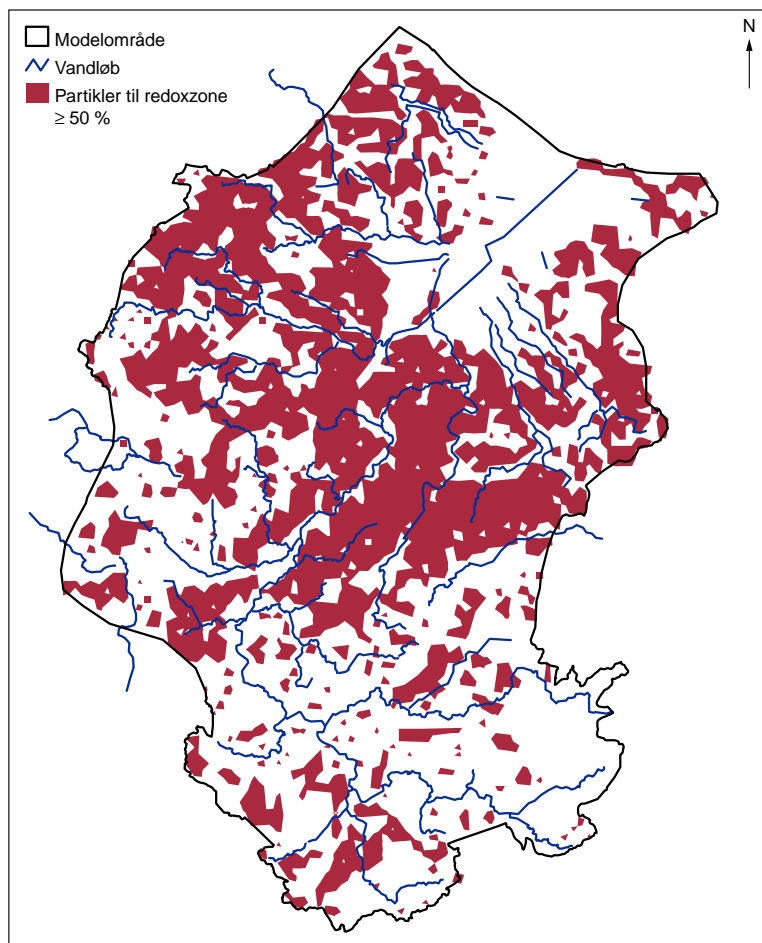
Det fremgår af figur 4.50, at især omkring Lindved Å er strømningsretningerne meget påvirkede af vandindvinding. Fra disse områder vil kvælstof derfor primært bevæge sig mod indvindingsboringen.

Som beskrevet i de tidligere kapitler er den anvendte modelopstilling relativt grov, og beregningsresultaterne kan ikke i deres nuværende form ukritisk anvendes som grundlag for administrative beslutninger for enkeltmarker. Hvor figurerne viser større sammenhængende områder, forventes fortolkningen at være mest sikker. Det er mindre sikkert, at områdernes grænser er helt korrekt bestemt. Modellen kan under ingen omstændigheder skelne mellem arealer under en beregningscelles størrelse, hvilket i dette tilfælde er 500 * 500 m. Metodikken anvendes i dag i forbindelse med grundvandszoner og vil tilsvarende kunne anvendes ved udpegning af områder med størst sandsynlighed for direkte transport af nitratholdigt vand til vandløb.

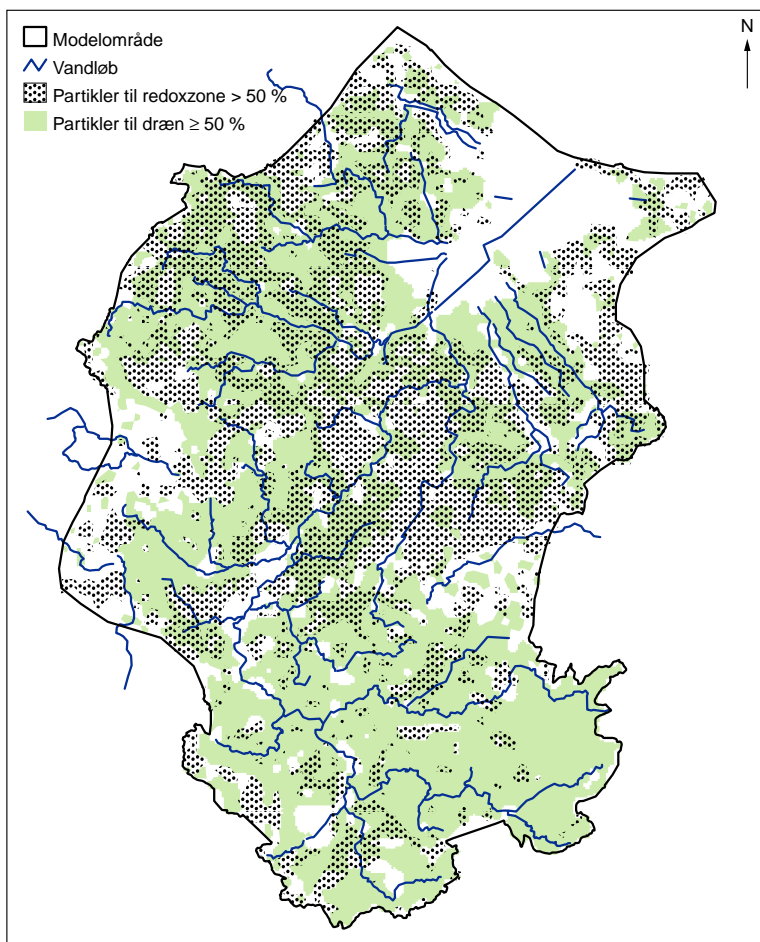
Figur 4. 46 Arealer, hvorfra mindst 50 % af partiklerne går til dræn.



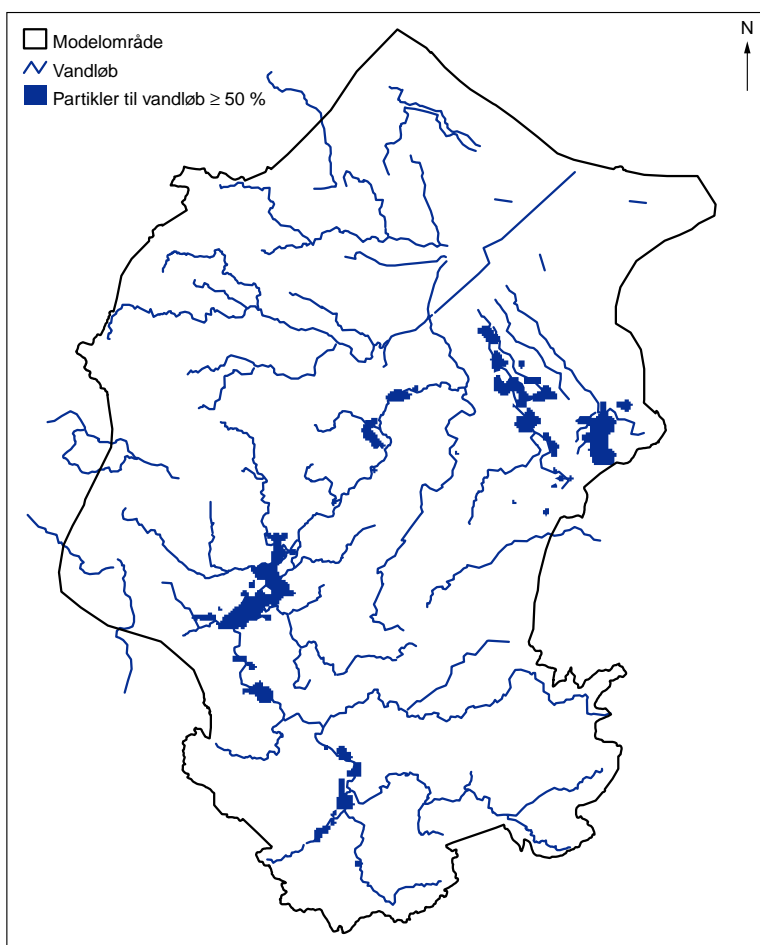
Figur 4.47 Arealer, hvorfra mindst 50 % af partiklerne passerer en reducerende zone, inden de når frem til et vandløb eller vådområde.



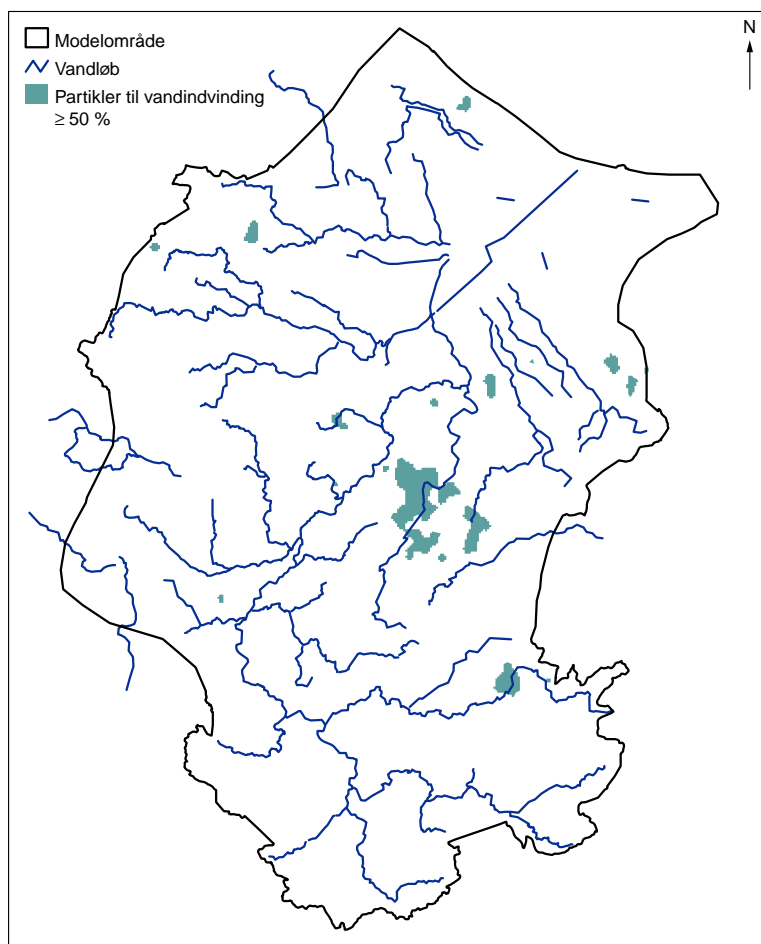
Figur 4.48 Arealer, hvor mere end 50 % af partiklerne bevæger sig til dræn, og hvor mindre end 50 % af partiklerne har været igennem en reduktionszone. Dermed viser figuren de områder, hvor indgreb i arealanvendelse forventes at slå mest igennem på transport af nitrat til systemet.



Figur 4.49 Arealer, hvorfra mindst 50 % af partiklerne går til vandløb gennem vandløbsbunden.



Figur 4.50 Arealer, hvorfra mindst 50 % af partiklerne går til grundvandsindvindinger.



4.7 Implementering af scenarierne

Scenarier

Der er gennemført beregninger for en række forskellige virkemidler. Virkemidlerne omfatter nogle generelle ændringer på landbrugsarealet som sådant og en række ændringer, der er knyttet til arealanvendelsen. For landbrugsarealet generelt er der tale om ændringer i kvælstofindholdet i husdyrgødning, ændret kvælstof gødningsnorm, ændret krav til udnyttelsen af husdyrgødning, samt anvendelse af efterafgrøder i sædskifter. Der er sammensat specificerede scenarier af en række virkemidler (afsnit 4.8). For de virkemidler, hvor der er ændrede krav til udnyttelsen af kvælstof i husdyrgødningen, er gødningsplanerne ændret ved at ændre tilførslen af handelsgødning og i visse tilfælde husdyrgødningens fordeling inden for et sædskifte. Gødningsniveauet er fastholdt ved, at det mindre indhold af udnytteligt kvælstof i husdyrgødningen er erstattet med handelsgødning. Husdyrgødningstilførslen til afgrøderne er kun ændret i de tilfælde, hvor skærpelsen af udnyttelsesprocenten fører til overgødsning af marken. Her er der antaget en mere jævn fordeling af husdyrgødningen til flere marker i sædskiftet.

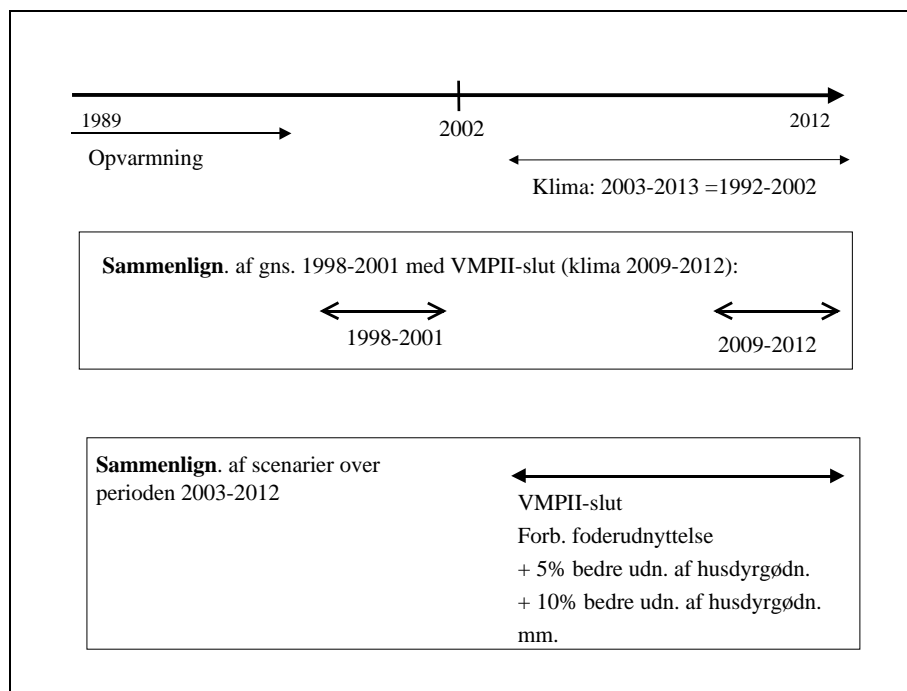
I data fra Plantedirektoratet for indberetninger af gødningsforbruget for året 2001 kan der på visse brugstyper forekomme et mindre forbrug af handelsgødning, end hvad der kan beregnes ud fra gældende gødningsnormer. Denne forskel betegnes ofte "luft", som i tilfælde, hvor udnyttelsesprocenten hæves, eller hvor kvælstofnormen sænkes, kan bruges til at bibeholde samme aktuelle kvælstofforbrug. Herved bruges "luften" i gødningskvoten. Desuden er der i de opstillede gennemsnitssædskifter noget "teoretisk luft", der opstår ved, at det opstillede sædskifte i gennemsnit har en større samlet kvælstofkvote end gennemsnitskvoten i datasættet fra Plantedirektoratet.

Der er i modelberegninger antaget, at en evt. "luft" i kvælstofkvoten ingen betydning har på reduktionen i handelsgødningsforbruget som følge af ændringer i kvælstofnormen eller udnyttelsesprocenten i scenarierne. Det er således antaget, at scenarieændringer slår fuldt igennem på handelsgødningsforbruget.

Man kan overveje om der reelt er "luft" i sædskifterne med VMP II-tiltagene implementeret, og om det vil betyde, at det reelle handelsgødningsforbrug vil falde mindre end i beregningerne. Normændringer og øvrige stramninger har i beregningerne ført til et fald i handelsgødningsforbrug fra 2000/01 til 2001/02 på 10 %, mens Plantedirektoratets tal viser et fald på 11 %. Der foreligger endnu ikke tal for 2002/03, hvor det samlede fald i tildeling i modellen, sammenlignet med 2000/01, er 16 %.

I figur 4.51 er præciseret hvilke perioder, der sammenlignes for de forskellige scenarier.

Figur 4.51 Oversigt over undersøgelsens struktur og de perioder, der sammenlignes for henholdsvis VMP II-slut-scenariet, samt for virkemidlerne indbyrdes.



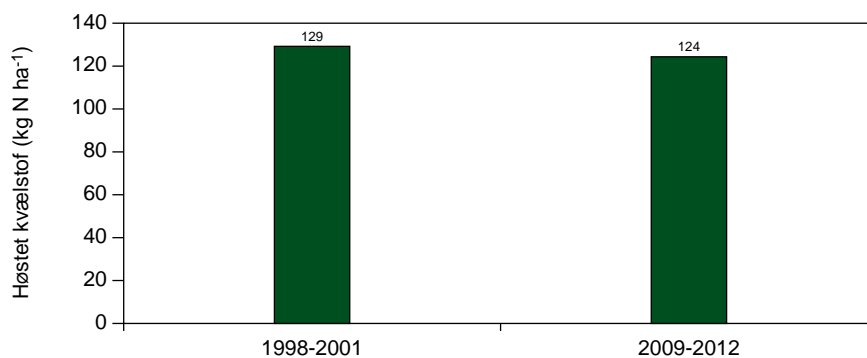
4.7.1 Alle VMP II-tiltag implementeret.

For rodzonen (Daisy) er beregningerne foretaget ved at gentage de beskrevne dyrkningsforhold for 2003 i 10 år. I praksis gøres dette ved at gentage klimaet fra 1992-2002 til beskrivelse af 2003-2013, som vist i figur 4.51.

Næringsstofftilførslen i VMP II-periodens 10 år er ens hvert år og den samme som i 2003, se også afsnit 4.2.4. Den totale tilførsel af kvælstof til sædskifterne i VMP II-slut-situationen er ca. 9 % mindre end for 2001 og 14 % mindre end i perioden 1998-2001. Husdyrgødningstildelingen er konstant, mens handelsgødningstildelingen er 16 % mindre end i 2001 og 23 % mindre end i perioden 1998-2001, i alt ca. 1750 tons for det topografiske opland. Som diskuteret tidligere, er handelsgødningstilførslen i 1998/01 sandsynligvis overvurderet med ca. 3.5 % (afsnit 4.2.4). Den reelle ændring i handelsgødningforbrug over de sammenlignede perioder er derfor nok nærmere 19-20 %. For år 2000 hhv. 2011 er forskellen i handelsgødningstildeling godt 18 %, når der kompenseres for overgødskning i år 2000.

Normstramningerne og den øgede udnyttelsesprocent fører i beregningerne til et fald på ca. 4 % i høstet kvælstof (figur 4.52). Kvælstofbalancer er for de samme sædskifter som i tabel 4.23, vist i tabel 4.36 og for oplandet i tabel 4.37. Sædskifte-balancerne viser, at faldet i høstet kvælstof er mest markant på planteavlssædskiftet P1 og på kvægbrugssædskiftet K6, mens faldet er mindre på de to andre sædskifter. Opbygningen af den organiske pulje er blevet mindre, og det betyder, at der er lidt mere kvælstof til rådighed til udvaskning. Ændringerne i den organiske pulje er mindre end tidligere, og udviklingen af lattergas er næsten uændret.

Figur 4.52 Høstet kvælstof i perioden 1998/2001, sammenlignet med samme klimaår i VMP II-slut-situationen. Der er et beregnet fald på 4 %.



Tabel 4.36 Kvælstofbalance for udvalgte sædskifter over perioden 2009-2012. Hvis ikke andet er angivet, er tallene i kg N ha⁻¹ år⁻¹.

Balancer	K6		S6		A6		P1	
	JB6	JB4	JB6	JB4	JB6	JB4	JB6	JB4
Tilført								
Handelsgødning	49	49	82	82	77	77	100	100
Husdyrgødning	176	176	115	115	162	162	20	20
Deposition	17	17	18	18	18	18	18	18
Fiksering	15	15	0	0	0	0	0	0
med frø	3	3	4	4	4	4	4	4
I alt	260	260	218	218	261	261	141	141
For agr.hydro. år	261	261	219	219	261	261	142	142
Amm. fordampning	14	14	11	11	13	13	2	2
Høstet N	167	151	107	106	134	131	96	91
Denitrifikation	11	1	12	1	13	1	10	1
Lattergasudv.	11	10	10	8	11	10	7	5
Udvaskning	51	51	93	78	89	78	47	36
I alt	254	227	233	204	259	233	163	135
Ind – ud	7	34	-14	14	2	28	-21	7
Ændring, Org. pulje	12	37	-9	16	6	29	-21	4
Ændring, Uorg. pulje	-7	-5	-14	-12	-16	-14	-11	-8
I planter og overfl.	2	2	9	10	12	13	11	11
Høstet N i % af N tilført som gødn.	74	67	54	54	56	55	80	76
Markoverskud beregnet som tilført i alt minus høstet N	94	110	112	112	127	130	46	51

Table 4.37 Udvalgte komponenter fra stofbalance for landbrugsarealet inden for det topografiske opland i hhv. 1998/01 og 2009/12. Ændringen i den uorganiske puljeændring over en periode er påvirket af de klimatiske forhold i begyndelsen og slutningen af evalueringsperioden.

	1998/01	Udn. pct.	2009/12	Udn. pct.	1998/01	2008/12
	T N	%	TN	%	Kg N ha ⁻¹	Kg N ha ⁻¹
Tilførsel, topografisk areal					Gødet areal	Gødet areal
Handelsgødning	7647		5897		116	90
Husdyrgødning	5146		5146		78	78
Fiksering	192		206		3	3
Deposition	1507		1507		23	23
Total	14492		12755		220	194
Fraførsel						
Ammoniakfordampning	467		467		7	7
Høstet N	8501	66	8179	74	129	124
Denitrifikation	666		630		10	10
Lattergas (est.)**	530-590		530-590		8-9	8-9
Udvaskning	4811		3345		70	48
- fra naturarealer	218		218			
I alt	14975		13151		228	200
Ind – ud	-483--543		-397--457		-7--8	-6--7

*Udnyttelsesprocenten er beregnet som Høstet N/(N tilført i gødning)*100.

Forskellen i tildeling af handelsgødning mellem 1998-2001 og 2009-2012, korrigeret til det topografiske areal er i gennemsnit 1750 tons (tabel 4.37). Forskellen i udvaskning er ca. 1466 tons. Det svarer til 0,84 kg fjernet udvaskning pr. kg fjernet gødning. Det er en højere ratio end normalt antaget. Det betyder, at høstudbyttet kun i mindre grad (4 %) er påvirket af den formindskede gødningstilførsel, og er en indikation af, at afgrøderne må have været overgødet i simuleringens første år.

Tre faktorer taler for, at forholdet mellem fjernet handelsgødning og mindsket udvaskning vil være høj i beregningerne:

- Væksten er vandbegrænset i dele af oplandet. Det ses af, at udvaskningen mindskes med stigende nedbør inden for oplandet. I de dele af oplandet, hvor væksten er begrænset af nedbøren, vil overskuddet af kvælstof være relativt større, og altså udvaskes.
- Mindskelsen i puljeopbygning betyder, at der er lidt mere kvælstof til rådighed til plantevækst og udvaskning i sidste del af perioden, se balancer i tabel 4.36 og tabel 4.23.
- Det faktum, at modelopstillingen indeholder en begrænset variation, betyder, at overgangen fra overskud til kvælstofmangel i jorden bliver mere "skarp" end i den virkelige verden. I virkeligheden

den varierer forholdene over en mark, og der er derfor en mere gradueret overgang fra en mark er overgødet til den er kvælstofbegrænset. I modellen er forholdene på en beregningsøjle "ens" for hele marken. Tæt på punktet, hvor man går fra overskud i gødningstilførslen til underskud, kan modellen undervurdere effekten på udbyttet og hermed overvurdere effekten på udvaskningen. Udvasningsresultatet vil også være en funktion af, hvordan afgrødebeskrivelserne er kalibreret. Disse forhold er nærmere beskrevet i boks 1.

I tabel 4.37 er "Ind - ud" udtryk for den samlede ændring i diverse puljer. En negativ ændring er udtryk for, at der frigives kvælstof fra puljerne, som f.eks. enten kan optages i høst eller gå til udvaskning, som herved bliver større, end hvis der ikke var en nedgang i puljerne. Udvasningen kan forsøges korrigeret for puljeændringerne ved at lægge puljeændringen til udvaskningen (for 1998/2001 sum af 4811 tons og $(483 + 543)/2$ tons = 5324 tons). Ændringen i den "korrigerede udvaskning" i forhold til ændringen i handelsgødningsforbruget er på 79 % - altså lidt mindre end fundet ud fra den ukorrigerede udvaskning.

Figur 4.54 illustrerer, hvordan den uorganiske pulje kan svinge i et enkelt sædskifte. I dette tilfælde er puljen større i 1998/01 end i 2009/12.

Når kvælstofudvaskningen i forhold til markoverskuddet vurderes i perioden 1998-2001 ses, at udvaskningen udgør 0,77 af markoverskuddet, mens den tilsvarende andel udgør 0,86 for VMP II slutscenariet (tabel 4.37). Markoverskuddet er defineret som tilført gødning, deposition og fiksering minus høstet kvælstof. Sammenhængen varierer noget mellem brugstyper, sådan at der for planteavls-sædskifter er fundet en faktor på 0,91, mens den tilsvarende faktor for kvægbrug er 0,44. Den del af markoverskuddet, der ikke går til udvaskning, kan denitrificeres, fordampe som ammoniak eller gå til en eventuel puljeopbygning.

Ud fra resultater fra Landovervågningsoplandene er der fundet en sammenhæng mellem udvaskning og kvælstofoverskud (markbalance beregnet som tilført med gødning og fiksering minus høst) på 0,68, beregnet som gennemsnit for hele perioden 1991-2002 (figur 4.53).

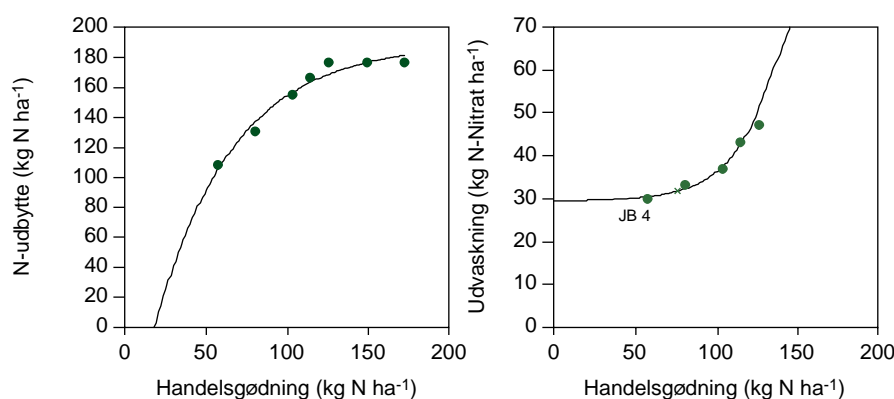
Ud fra landsdækkende beregninger kan beregnes, at udvaskningen af kvælstof udgør omkring 0,68 af markoverskuddet i perioden 1998-2002 (Kyllingsbæk, 2003).

På landsplan er det fundet, at der over perioden 1989-2002 har været et fald i den totale gødningstilførsel (inkl. atmosfæredeposition og kvælstoffiksering) på 204000 tons kvælstof årligt (Børgesen & Grant, 2003). Dette fald i udvaskning svarer til 0,52 i forhold til faldet i tilført kvælstof. Da der i samme periode har været andre ændringer i landbruget (f.eks. udbringningstids praksis og overgødskning med specielt husdyrgødning, ændret arealanvendelse, reduktion i det dyrkede areal, ændret totale husdyrgødningsmængder), som alle har betydning for reduktionen i udvaskningen, er den reelle kvælstofrespons i gennemsnit mindre end de 0,52.

Sammenlignes responset med værdierne, fundet af Kristensen et al. (2003) på basis af en statistisk analyse af forsøgsdata (1299 observationer), er det beregnede respons for Odense Fjords opland noget højere. Responset fra Kristensen et al. (2003) ligger tættere på ca. 0,3-0,4, men varierer med afgrøde og jordtype. Datasættet, anvendt i undersøgelsen, er heterogent både mht. afgrøder, jordtyper, klimaforhold, og kvælstofgødskning, hvilket medfører, at kvælstofresponset på udvaskningen er et gennemsnitsrespons, som er udjævnet over de mange forsøgsdata.

I figuren er vist et eksempel på den Daisy-beregnete sammenhæng mellem kvælstof tilført med handelsgødning også henholdsvis kvælstofudbyttet (kerner+halm) og kvælstofudvaskningen under afstrømningsforhold, der ikke begrænser udvaskningen. Figuren viser, at modellen optager kvælstof i afgrøden til et niveau, hvorefter afgrøden ikke optager yderligere kvælstof. Det øvre kvælstofoptagelsesniveau er både afhængig af jordtypen, afgrøden og det enkelte års klima. Overskydende kvælstof i jorden efter høst vil enten optages af en efterfølgende efterafgrøde/vinterkorn eller udvaskes i den efterfølgende vinterperiode. Ved en lille overskudsnedbør i den efterfølgende afstrømning vil det overskydende mineralske kvælstof føre til et højt indhold af uorganisk kvælstof i foråret, som herefter kan udnyttes af vårafgrøder.

I Daisy-modellen er udvaskningen af tilført kvælstof med handelsgødning tæt på 1:1 ved et gødningsniveau, hvor afgrøden ikke kan optage mere kvælstof. Ved gødskning på lavere niveau bliver udvaskningen meget beskedent. Da modellen er 1-dimensionel og punktbaseret, kan modellen kun repræsentere en mark, der, både mht. jordtype og gødningstildeling samt indhold af organisk stof, er relativt homogen. Hvis jordtypen inden for en mark er heterogen, således at der er en variation i både tekstur og organisk stof, skal der ideelt set opstilles flere jordtyper til modelberegningerne, sådan at hele variationen er repræsenteret. Ideelt set burde der også tages hensyn til variationen i kvælstoftilførslen med både handels- og husdyrgødning inden for en mark, således at markresultatet ideelt set skulle baseres på flere Daisy resultater. På samme måde skal der ideelt set tages hensyn til heterogeniteten i kvælstofgødskning mellem forskellige bedrifter. Denne heterogenitet dækker både udbringningspraksis og doseringer med både handels- og husdyrgødning. Ved at anvende et heterogent datainput i beregningerne, vil der beregnes flere responser på både kvælstofudbyttet og udvaskningskurver. Dette vil medføre, at gennemsnitsresponsen på både udbyttet og kvælstofudvaskningen, opgjort på markniveau, vil blive mere udjævnet, og dermed mindre markant, end det skift i udbytte og udvaskning, der er vist i figuren.



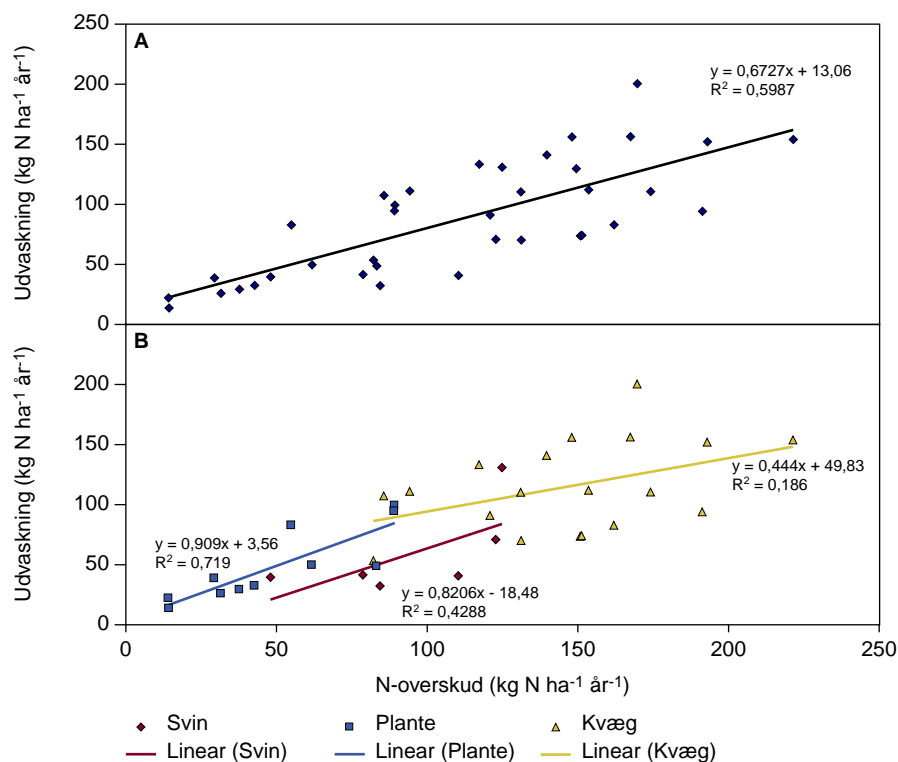
Daisy-beregnet kvælstofudbytte [kg N ha⁻¹] og udvaskning [kg N ha⁻¹] for vinterhvede som funktion af tilført kvælstof med handelsgødning. Der er anvendt en lerjord (JB4) beregnet med et klima målt ved Borris (1998/1999) (Vestjylland). [o] er Daisy simulerede værdier. Linierne er statistiske modeller fittet til de Daisy simulerede værdier.

I de opstillede sædskifter/gødningsplaner er heterogeniteten imellem bedriftstyper forsøgt afspejlet ved at afstemme gødskningen for de opstillede sædskifter til den gennemsnitlige gødskning, indberettet for bedriftstypen for året 2001. For at afspejle udviklingen frem i tid og bagud i tid (1998-2001) er der foretaget en proportional korrektion af handelsgødningstildelingen og for scenarierne en proportional korrektion af husdyrgødningen. Det har ikke været muligt at indarbejde en heterogenitet i gødskningen imellem bedrifter inden for bedriftstypen. Desuden er der ikke indarbejdet en ændret adfærd mht. udbringningspraksis for hverken handelsgødning eller husdyrgødning, der er sket som følge af ændrede krav til udnyttelsen af husdyrgødningen (forårs hhv. efterårs udbringning af husdyrgødning, bredspredning, slangeudlægning). Således afspejler de opstillede sædskifter og gødningsplaner for Odense Å kun en begrænset beskrivelse af den aktuelle heterogenitet.

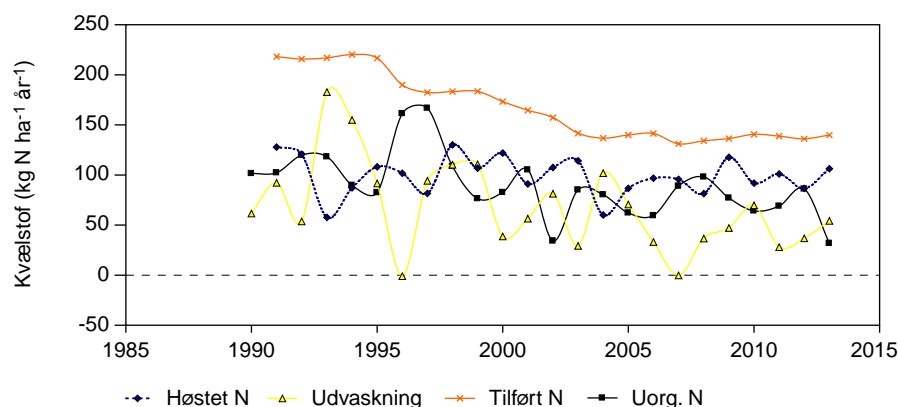
Det faktum, at høstudbytterne indtil videre kun har været meget begrænset påvirket af stramninger i normer betyder, at ændringer i gødningsinput formentlig primært må være slået igennem på udvaskningen.

Overordnet set vurderes det dog, at det fundne respons i udvaskning på ændring i handelsgødningsforbruget ligger lidt højt i forhold til en generel vurdering.

Figur 4.53 Udvasning fra stationsmarker i overvågningsoplandene plottet mod kvælstofoverskud for alle marker (A) og for enkelte brugstyperne (B).



Figur 4.54 Udvikling i den uorganiske pulje i jorden i sædskiftet P1 på JB6 i klimagrid 10380. Punkterne på grafen er registreret ved udløbet af det agrohydrologiske år, dvs. 2000 er 31.3 2000 og altså det agrohydrologiske år 1999.



Kvælstofudvaskningen overført til grundvandsmodellen fremgår af tabel 4.39. Der er et markant fald i udvaskningen (30 %) i forhold til gennemsnittet for 1998/01. Gennemsnitsudvaskningen for den del af arealet, der modtager gødning, er $50,9 \text{ kg ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ i perioden 2009/12. Regnes udvaskningen for perioden 2003-2012, er gennemsnittet lidt højere, nemlig $51,6 \text{ kg ha}^{-1}$.

Realistisk set bør forskellen korrigeres for den for meget tilførte handelsgødning i perioden. Overvurderingen af tilførslen svarede til 310 tons. Med en gennemsnitlig effekt af handelsgødningen på $0,80 \text{ kg}$

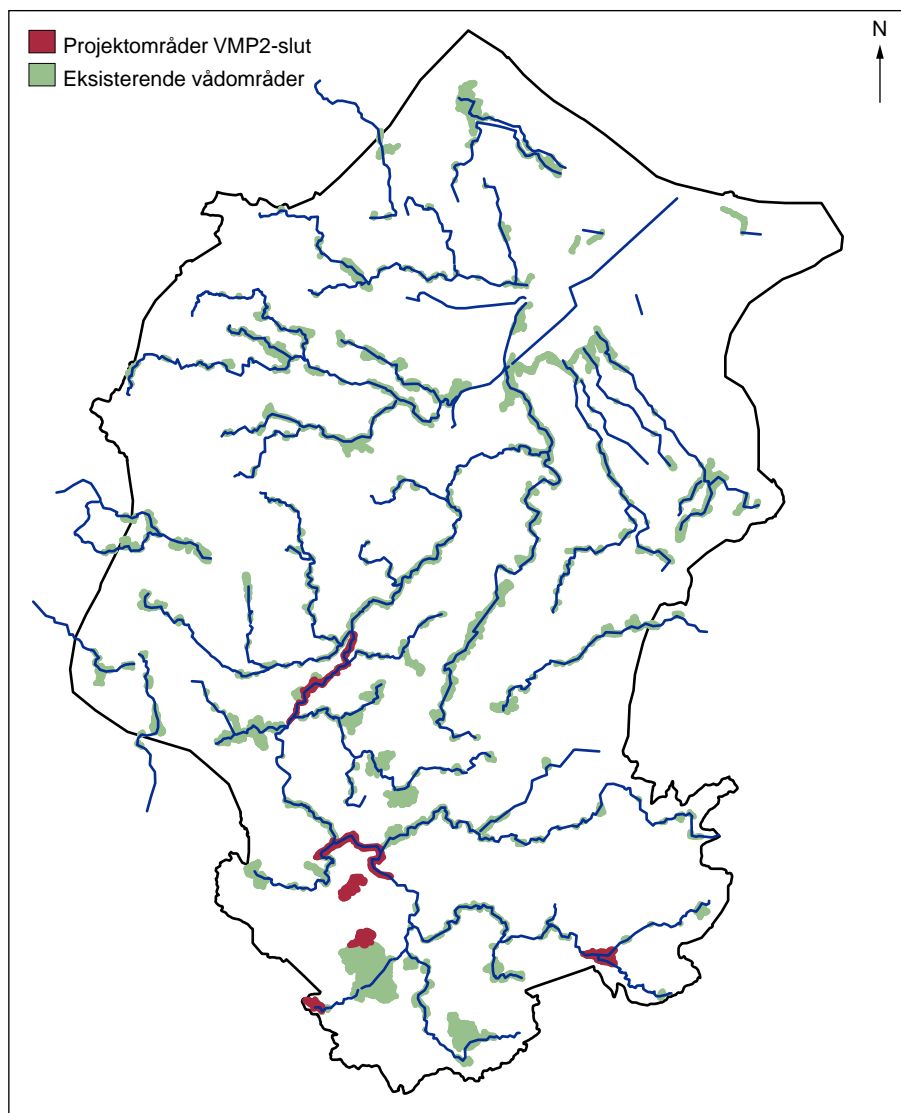
udvaskning pr. kg fjernet handelsgødning er udvaskningen i 1998/01 overvurderet med ca. 250 tons eller godt 5 %. Den reelle nedgang i udvaskning fra 98/01-09/12 er derfor nærmere 25 % end 30 %.

Der forventes ikke nogen betydende langtidseffekt af de foretagne stramninger. Ændringerne påvirker fortrinsvis den uorganiske pulje i jorden, og ændringer her kapitaliseres ret hurtigt i form af ændret høstudbytte eller ændret udvaskning.

Den lavere udvaskning slår igennem på den diffuse del af tilførslen til vandløb og vådområder med 38-39 %, afhængigt af om opgørelsesperioden er kalenderår eller agrohydrologiske år, mens det er 38 % for det agrohydrologiske år 2000 (tabel 4.40). Korrigeres tilstrømningen med 25/30, som for rodzoneudvaskningen, vil ændringen i tilstrømningen til vandløb og vådområder være 32 %. Det vand, der via MIKE SHE når frem til vandløbene, er forsinket i forhold til rodzoneudvaskningen (ca. 75 % vil være nået frem inden for de første to år). Det beregnede fald i tilførsel til vandløbene er derfor til dels et resultat af den reduktion, der har været i rodzoneudvaskningen i tidligere år, og da denne har været modelberegnet større end faldet fra 1998/01 til VMP II-slut-scenariet, er dette årsagen til, at der også beregnes et større fald i vandløbstilførslen end i rodzoneudvaskningen fra 1998/01 til VMP II-slut-scenariet.

Nu godkendte, men ikke implementerede, vådområder, er medtaget i beregningen på præcis samme måde som i den tidligere opstilling, og altså med samme fjernelsesrate. Denne ændring er medtaget i alle yderligere scenarier. I praksis blev de eksisterende vådområder udvidet med yderligere vådområdearealer på seks lokaliteter. De seks områder er markeret i figur 4.55. For visse af områderne drejer det sig om udvidelse af eksisterende arealer, mens det for andre drejer sig om nye områder, der udlægges som vådområde.

Figur 4.55 Eksisterende vådområder, samt 6 nye vådområder i VMP II-slut-scenariet.



I tabel 4.41 er vist resultaterne af de udførte beregninger med fjernelse i vådområder, samt med punktkilder inkluderet. For at finde et gennemsnit for de hydrologiske år 2009/12 er fjernelsen i vådområderne ekstrapoleret for perioden 1/1-31.3 2013.

På grund af ændringerne i udvaskning fra rodzonen ledes der mindre nitrat til vådområderne end i 1998-2001. Den totale fjernelse er derfor også faldet fra 289 tons i 1998-01 til 244 tons i 2009-12. Fjernelsen i procent af tilførslen er imidlertid steget lidt både som følge af, at vådområdearealet er steget lidt, og at fjernelsen må have været begrænset af omsætningsraten i nogle områder i 1998-01.

Derudover er punktkilderne vurderet på basis af notat fra Fyns Amt (Fyns Amt, 2003c). Det drejer sig i praksis om, at udledningen fra rensningsanlæg svarer til den gennemsnitlige udledning i 2000-2001, og at stoftilførslen fra regnvandsbetingede overløb er nedsat med 3 % i et enkelt område. Den gennemsnitlige tilførsel i perioden 1998-2001 fra punktkilder i modellen er 199 tons kvælstof. Da ændringen reelt er meget lille, anvendes tallene fra 1998-2001 også i den videre vurdering.

Fyns Amt har siden udvidet estimatet for punktkildetilførsel til værdierne i tabel 4.38, hvilket understøtter en minimal ændring på rense-

anlæg og regnvandsbetingede udløb. Udledningen fra industri svarer til bidraget fra Stige Ø, der ikke er medtaget i beregningerne, idet øen er beliggende i fjorden. Der anslås en ændring fra denne på 100 t år⁻¹. Det skal bemærkes, at der i beregningerne ikke er taget hensyn til effekten af spredt bebyggelse, hverken i første del af beregningen eller i VMP II-slut-scenariet.

Tabel 4.38 Forventet effekt af vedtagne tiltag overfor spildevandsudledninger i oplandet til Odense Fjord.

	Kvælstof t år ⁻¹		
	Udledt år 2000	Reduceret	%
Renseanlæg	167	165	1
Spredt bebyggelse	37	28	23
Regnbetingede udløb	27	25	7
Virksomheder	164	66	60

I modelberegningerne er den diffuse udledning til vandløbet reduceret fra 2319 tons til 1381 tons som gennemsnit for hhv. 1998/01 og 2009/12. Med punktkilder i oplandet (uden Stige Ø) er de tilsvarende resultater 2518 mod 1580. Som det ses i tabel 4.38, giver spildevandsudledninger et yderligere bidrag på 164 tons i den nuværende situation og 66 tons i 2009/12.

For modelåret 2000 er Fyns Amts estimat af den diffuse belastning 1838 tons. Et fald i tilførsel med ca. 30 % svarer til en resulterende diffus belastning på 1287 tons. Dertil skal så lægges et punktkildebidrag (uden Stige Ø) på ca. 231 tons, resulterende i en transport på 1517 tons. Tages der kun hensyn til ændringen i udvaskning fra rodzonen, korrigeret for forskel i handelsgødningstilførsel, skal den diffuse belastning nedskrives med 25 %. Det svarer til 1379 tons plus punktkildebidrag (uden Stige Ø) 1610 tons. Denne antagelse betyder, at man ikke tager hensyn til, at det målte bidrag i 2000 til en vis grad kan være påvirket af landbrugsdriften 1-3 år tilbage i tid.

Nedskriver man yderligere effekten på udvaskning af fjernelse af handelsgødning til en faktor 0.7, fås en udvaskning i 2000, inklusiv punktkildebidrag, på ca. 1700 tons.

Tabel 4.39 Udvasning fra rodzonen over perioden 1.4-31.3: nitrat-kvælstof i tons overført fra Daisy-beregningerne til MIKE SHE, sammenligning af 1998-2001 med 2009-2012 i VMP II-slut-scenariet, samt sammenligning af 2000 (agrohydrologisk og kalenderår) med det tilsvarende scenarieår.

Opland	1998-2001		2009-2012		Ændring i udvasning. %	Hydrol. År		Ændring i belastn %	Kalenderår		Ændring i udvasning %
	Areal	Gensn.	Gensn.			2000-2001	2011-2012		2000	2011	
	Ha	T år ⁻¹	T år ⁻¹			T	T		T	T	
Geels Å	3050	170	113	34	89	64	29	79	48	40	
Søndre Landkanal	2575	152	91	40	71	47	35	67	36	47	
Nordre Landkanal	2100	106	70	34	48	35	28	47	30	37	
Lunde Å	7075	457	289	37	222	154	31	198	114	43	
Odense Å	63575	2702	1970	27	1874	1425	24	1420	932	35	
Odense Kanal	14775	581	408	30	338	254	25	267	175	35	
Kraghs Å	2175	129	79	39	66	44	33	58	31	46	
U28	1200	57	34	41	30	19	36	26	13	51	
U29	600	54	39	29	23	17	27	23	15	36	
U46	825	48	27	43	21	12	40	22	11	50	
Lumby indd. Strand	3000	116	70	40	71	48	33	58	31	48	
Vejrup Å	4275	236	156	34	127	91	28	108	66	39	
Hele Oplandet	105225	4811	3345	30	2980	2210	26	2373	1499	37	

Tabel 4.40 Sammenligning af beregnet udstrømning af den diffuse belastning til vådområder og vandløb i 1998/01 med udstrømning beregnet for VMP II-slut-scenariet. Punktkilder er ikke opgjort i sammenstillingen, og reduktion i vådområder og vandløb er ikke medtaget i beregningen. Opgørelsesperioden er kalenderår.

Opland	VMP II-slut					
	Gnsn, 98-01 år		Gnsn, 09-12 år		Ændring	
	T		T	%	2000	2011
Geels Å	76		44	42	67	39
Søndre Landkanal	37		19	50	33	17
Nordre Landkanal	61		34	44	49	28
Lunde Å	225		121	46	175	96
Odense Å	1534		981	36	1069	697
Odense Kanal	328		197	40	237	147
Kraghs Å	27		15	44	22	12
U28	3		2	48	3	1
U29	7		5	33	6	4
U46	8		4	53	7	3
Lumby indd. Strand	32		16	51	22	11
Vejrup Å	135		79	41	109	65
Hele Oplandet	2473		1515	39	1798	1122

Tabel 4.41 Oversigt over stofbalancen (tons kvælstof) opgjort fra 1.4-31.3 for Odense Fjords opland. Stige Ø er ikke inkluderet i opgørelsen. De tilsvarende vandmængder findes i tabel 4.46, tabel 4.47 og tabel 4.51.

Gnsn	T	Udvaskning fra rodzonen 1998-2001	Heraf fra naturarealer	Diffus tilførsel til vådområder og vandløb*	Reduktion i grundvand	Reduktion i vådomr. Og vandløb (af tilstrømning til disse	Diffus tilstrømning, reduktion og overløb medregnet	Punktkilder og overløb	Estimeret belastning til fjord
2009-2012	3345	218		1625*	Ca. 52 %	15.1 %	1381	199	1580
For gennemregnede enkeltår									
2009-10				2911		15	2486	247	2733
2010-11				1338		15	1144	198	1342
2011-12				693		18	573	186	759
2012-13*				1558		15	1321	166	1487
Kalenderår									
2009	6358			1748		26	1291	257	1548
2010	3279			2395		11	2132	269	2401
2011	1499			1122		13	977	232	1209
2012	2787			687		7	636	197	833

*Den diffuse afstrømning er beregnet op til 31.12 2001. Udvaskningen for det sidste år i perioden er derfor estimeret på grundlag af udvaskningen i 01/02, en forventet udvaskningsreduktion på 37 %, 15.1 % reduktion i vådområder og punktkildebidrag.

4.7.2 Forbedret foderudnyttelse

Beregningerne for virkemidlet "Forbedret foderudnyttelse" bygger på en antagelse af, at den totale mængde husdyrgødning produceret er konstant, men at den samlede reduktion i kvælstofindhold på landsplan for kvæg er 15.000 tons kvælstof og for svin 8000 tons kvælstof.

Under forudsætning af, at der er i 2002 på landsplan er 1.014.016 dyreenheder med kvæg og 1.280.708 dyreenheder med svin (Hanne Damgaard Poulsen, pers. com), samt at indholdet i en dyreenhed er henholdsvis 100 kg kvælstof (nye værdier, kvæg) og 82 kg kvælstof (gammel værdi, svin), kan den procentvise reduktion beregnes.

Reduktionen i udskillelsen af kvælstof betyder, at gødningens kvælstofindhold er reduceret. Det er antaget, at forholdet mellem kvælstof i urinen (NH₄) og i det organisk bundne kvælstof er uændret. For svin findes 75 % på NH₄-fraktionen og for kvæg 60 %. Gødnings-sammensætningen er vist i tabel 4.42.

Tabel 4.42 Gødningssammensætning for den oprindelige modelopstilling og scenariet "forbedret foderudnyttelse".

	Tørstof	Total N-fraktion	Total C-fraktion	NH ₄ -fraktion
Opr. Svinegylle	0.052	0.094	0.4	0.75
Scenarie-Svinegylle	0.052	0.087	0.4	0.75*
Opr. Kvæggylle	0.103	0.053	0.4	0.6
Scenarie-Kvæggylle	0.103	0.045	0.4	0.6

*Den i beregningerne anvendte værdi har været 0.39

For at fastholde gødningsniveauet er en "effektiv norm" beregnet på grundlag af den aktuelle tildeling i 2003, korrigeret med udnyttelsesprocenten på den anvendte gødning. Den effektive norm er fastholdt, og gødningstildelingen målt i tørstof, men med den reducerede indhold betyder det, at tildelingen af husdyrgødning reelt er faldet med 537¹ tons kvælstof. Der er kompenseret for faldet i kvælstof i husdyrgødning med yderligere tilførsel af handelsgødning, i alt 378 tons kvælstof. Der er altså et fald i tilførsel på 159 tons kvælstof. Imidlertid betyder ændringen ikke et fald i mineralsk kvælstof, som vist i tabel 4.43. Der vil desuden være en smule lavere ammoniakfordampning. Effektivt er der kun en meget lille forskel i tildelt kvælstof.

Tabel 4.43 Kvælstof til rådighed før og efter ændring i foderudnyttelse. Udgangspunktet er 100 kg kvælstof i husdyrgødning før ændringen udføres og en norm på 100 kg N ha⁻¹.

	Tildelt N i husdyrgødning.	Udn. Pct.	Effektivt indhold	Handelsgødning til norm	Amm.fordampning	I alt mineralsk N	I alt, N
	Kg N	%	Kg N	Kg N	Kg N	Kg N	Kg N
Svin							
Før	100	75	75	25	9,8	90,2	115,2
Efter	92,6	75	69,5	30,6	9,0	91,1	114,2
Kvæg							
Før	100	70	70	30	7,8	82,2	122,2
Efter	84,9	70	59,4	40,6	6,6	84,7	118,9

Da den beregnede ændring i udvaskning fra rodzonen er lidt for stor på grund af et for lille ammoniakindhold, og dermed for lille ammoniakfordampning, er den ikke vist. En nærmere analyse af beregningerne viser, at der er et lille fald i udvaskningen på kvægbrug med op til 2,3 kg ha⁻¹ (ved tildeling af 176 kg kvælstof ha⁻¹ i husdyrgødning, tabel 4.44). En genregning af udvalgte svinebrug med korrekt gødningssammensætning viser et fald på svinebrug med højeste gødningstildeling på ca. 1 kg ha⁻¹ (ved tildeling af 115 kg N ha⁻¹ i husdyrgødning), altså nogenlunde svarende til ovenstående balance. På oplandsbasis er der altså tale om et lille fald i udvaskningen.

¹ Tildelingerne skal korrigeres fra modelleret areal til topografisk areal med en faktor 0.7818.

Scenariegruppen har estimeret en nedgang i udvaskning på 34 tons kvælstof for oplandet, svarende til ca. 0,5 kg kvælstof ha⁻¹ gødet areal, og dette niveau anses for at være korrekt.

Table 4.44 Eksempel på ændret udvaskning beregnet med og uden forbedret foderudnyttelse på en JB6-jord i klimagrid 10380.

Balancer	K6			S6		
	basis	+FF	Forskel*	basis	+FF	Forskel*
Tilført	256	248	-8.7	214	212	-2.5
- heraf husdyrgødning	176	149		115	106	
med frø	3	3	0.0	4	4	0.0
I alt	259	251	-8.7	218	215	-2.5
Amm. Fordampning	14	12	-2.2	11	10	-0.9
Høstet N	161	160	-1.4	100	100	0.0
Denitrifikation	10	10	-0.1	9	9	0.1
Lattergasudv.	10	11	0.8	10	10	-0.2
Udvaskning	53	51	-2.3	96	95	-1.0
I alt	248	242	-5.2	226	224	-2.1
Ind – ud	12	8	-3.5	-8	-9	-0.4
Ændring, Org. pulje	11	10	-0.5	-6	-6	-0.1
Ændring, Uorg. pulje	-1	-2	-1.6	-6	-7	-0.5
I planter og overfl.	2	0	-1.5	4	4	0.2

* Forskellen er justeret for, at ændringen i foderudnyttelse er implementeret i modellen fra 2004, og altså kun i 9 af de 10 år, gennemsnittet er taget for.

4.7.3 Forbedret foderudnyttelse og 5 % skærpet husdyrgødningsudnyttelse

Beregningen er foretaget ved, at der er genereret en ny beskrivelse af gødningstilførslen til sædskifterne, hvor kravet til husdyrgødningsudnyttelsen er skærpet med 5 % og handelsgødningsforbruget er reduceret tilsvarende. Derudover er beregningen som ovenfor. Ændringen er implementeret fra 2004.

I forhold til scenariet med forbedret foderudnyttelse alene, er handelsgødningsforbruget faldet med 231 tons inden for det topografiske opland, og faldet i udvaskning er 122 tons kvælstof. Det svarer til en effekt på 0,53 kg kvælstof i udvaskning pr. kg kvælstof fjernet i handelsgødning. Med dette reducerede gødningsniveau påvirker faldet i handelsgødning altså både udbytte og udvaskning.

Table 4.45 Sammenligning mellem udvaskning ved "forbedret foderudnyttelse + 5 % skærpelse af udnyttelseskravet" og VMP II-slut-scenariet, 10 års gennemsnit.

	FF+5 % gnsn 2003-2012		FF gnsn 2003-2012		Forskel*	
	T år ⁻¹	pr ha	T år ⁻¹	Pr ha	T år ⁻¹	pr ha
Opland						
Geels Å	107	34.9	110	36.1	4	1.3
Søndre Landkanal	87	33.6	89	34.7	3	1.2
Nordre Landkanal	66	31.6	69	32.7	3	1.2
Lunde Å	295	41.7	305	43.0	10	1.5
Odense Å	1962	30.9	2029	31.9	74	1.2
Odense Kanal	415	28.1	429	29.0	15	1.0
Kraghs Å	78	35.6	80	36.6	2	1.1
U28	32	26.4	33	27.2	1	0.9
U29	34	56.5	35	58.8	2	2.5
U46	25	29.7	25	30.5	1	0.8
Lumby indd. Strand	71	23.5	73	24.2	2	0.7
Vejrup Å	154	35.9	158	37.0	5	1.2
Hele Oplandet	3324	31.6	3434	32.6	122	1.2

* Forskellen er justeret for, at ændringen i foderudnyttelse er implementeret i modellen fra 2004, og altså kun i 9 af de 10 år, gennemsnittet er taget for.

Scenariegruppen skønner effekten af dette tiltag til 105 tons. Værdien er altså i samme størrelsesorden. Korrigeres udvaskningen yderligere med de 34 tons fra "forbedret foderudnyttelse" bliver den samlede forbedring på de 122 plus 34 tons, i alt 156 tons. Det svarer til et fald i udvaskning pr. ha, der modtager gødning, fra 51,6 kg N ha⁻¹ i VMP II-slut-scenariet til 49,2 kg N ha⁻¹.

4.7.4 Forbedret foderudnyttelse og 10 % skærpet husdyrgødningsudnyttelse

Beregningen er udført som beskrevet i sektion 4.7.3. Ændringen er implementeret fra 2004.

Ændringen i udvaskning fra rodzonen i forhold til forbedret foderudnyttelse og 5 % stramning af husdyrgødningsudnyttelsen er 120 tons (tabel 4.46). I forhold til scenariet med forbedret foderudnyttelse alene er handelsgødningsforbruget faldet med 461 tons, og faldet i udvaskning er 242 (122+120) tons. Det svarer til en effekt på 0,53 kg kvælstof i udvaskning pr. kg kvælstof fjernet i handelsgødning. Scenariegruppen skønner effekten til ca. 210 tons, og tallene er altså i samme størrelsesorden.

Med effekten af forbedret foderudnyttelse på 34 tons er den samlede nedgang i udvaskning altså 276 tons. Det svarer til et fald i udvaskning pr. ha, der modtager gødning, fra 51,6 kg N ha⁻¹ i VMP II-slut-scenariet til 47,4 kg N ha⁻¹.

Table 4.46 Sammenligning af udvaskning ved ”forbedret foderudnyttelse + 10 % skærpelse af udnyttelseskravet” og ”forbedret foderudnyttelse + 5 % skærpelse af udnyttelseskravet”.

	FF+10%		FF+5%		Forskel*	
	gnsn 2003-2012		gnsn 2003-2012			
	T år ⁻¹	pr ha	T år ⁻¹	pr ha	T år ⁻¹	pr ha
Opland						
Geels Å	103	33.8	107	34.9	4	1.3
Søndre Landkanal	84	32.6	87	33.6	3	1.2
Nordre Landkanal	64	30.6	66	31.6	2	1.2
Lunde Å	286	40.4	295	41.7	10	1.4
Odense Å	1897	29.8	1962	30.9	72	1.1
Odense Kanal	402	27.2	415	28.1	15	1.0
Kraghs Å	75	34.6	78	35.6	2	1.1
U28	31	25.6	32	26.4	1	0.9
U29	33	54.2	34	56.5	2	2.5
U46	24	29.0	25	29.7	1	0.8
Lumby indd. Strand	69	22.8	71	23.5	2	0.7
Vejrup Å	149	34.8	154	35.9	5	1.2
Hele Oplandet	3216	30.6	3324	31.6	120	1.1

* Forskellen er justeret for, at ændringen i foderudnyttelse er implementeret i modellen fra 2004, og altså kun i 9 af de 10 år, gennemsnittet er taget for.

4.7.5 Målrettet anvendelse af nuværende 6 % efterafgrøder på 4000 ha samt efterafgrøder på yderligere 5000 ha

De opstillede scenarier indeholder to forslag til efterafgrøder, nemlig en overflytning af efterafgrøder fra planteavlbrug til brug med høj dyretæthed på 4000 ha, samt yderligere efterafgrøder på 5000 ha. Den første ændring er vurderet af Scenariegruppen til at give en nedsat udvaskning på 12 kg ha⁻¹ og den anden 37 kg ha⁻¹. Der er udført beregninger på basis af både 5 % og 10 % forbedret udnyttelsesprocent.

I tabel 4.47 og tabel 4.48 er vist det totale antal hektar med de relevante sædskifter. Det er forsøgt først at tilføje efterafgrøder til majs, dvs. til sædskifterne K2-K7. For at opnå tilstrækkeligt areal (4000 ha) er sædskifte S6 inddraget. Flytning af 4000 ha efterafgrøder fra nuværende planteavlssædskifter til dyreholdssædskifter kræver altså efterafgrøder i alle sædskifter K2-K7 og S6. De planteavlssædskifter, hvor efterafgrøder skal udgå, er planteavlssædskifterne P2 og U0.

Table 4.47 Den arealmæssige dækning af sædskifter udvalgt til gennemregning med efterafgrøde. I K-sædskifterne er efterafgrøde udlagt i majs, i S6 og U0 i vinterhvede, og i P2 i vårbyg.

Sædskifte	Areal i alt Ha	Areal på JB6 Ha	Areal på JB4 Ha	Fraktion af efterafgrødeareal i sædskifte	Totalt areal Ha
K7	3096	2,271	818	0.25	772
K6	1406	1,223	182	0.25	351
K5	2024	1,664	360	0.2	405
K4	2226	1,691	535	0.2	445
K3	1320	1,103	217	0.2	264
K2	2248	1,740	507	0.2	450
I alt					2687
S6	6037	5,184	852	0.25	1509
I alt					4196
P2	6079	4,258	1,815	0.25	1520
U0	26093	21,522	4,551	0.25	6523

Table 4.48 Den arealmæssige dækning af sædskifter udvalgt til gennemregning med efterafgrøde. I A6 og S-sædskifterne er efterafgrøde udlagt i vinterhvede, dog i S5 i vårbyg og i K1 i vinterbyg.

Sædskifte	Areal i alt	Areal på JB6	Areal på JB4	Fraktion af efterafgrødeareal i sædskifte	Totalt areal
S1	2426	1.921	504	0.25	607
S2	7015	6.007	1.008	0.25	1754
S3	2872	2.408	464	0.25	718
S4	2470	1.982	487	0.25	618
S5	1997	1.792	179	0.2	399
I alt					4096
Til overs tabel 4.47					196 ha
Total					4292
K1	2111	1.679	432	0.25	528
I alt					4820
A6	922	718	200	0.25	231
I alt					5051

For at finde 5000 ha, hvor yderligere efterafgrøder kan placeres, er det nødvendigt at inddrage en lang række sædskifter. Som det ses af tabel 4.48 skal efterafgrøderne placeres i alle resterende svinesædskifter samt blandede brug. Begge brugstyper modtager i et vist omfang svinegylle.

Alle de i tabel 4.47 og tabel 4.48 nævnte sædskifter er gennemregnet med og uden efterafgrøder. Gødningsnormen er justeret med 12 kg i den efterfølgende afgrøde.

Det skal dog bemærkes, at ikke alt, der opgøres som efterafgrøder i planteavlssædskifter, umiddelbart kan flyttes. En del af dette vil være frøgræs udlagt i vårbyg, og dette indgår som en del af planteavlsbrugenes sædskifter. Bedømmes arealerne på baggrund af de opstillede sædskifter, er det kun ca. 3000 ha efterafgrøder, der kan flyttes uden at ændre sædskifterne (under forudsætning af at 6 %-reglen opfyldes for planteavlsbrugene som helhed).

Scenariet er implementeret ved at indføre græs som efterafgrøde i majs i sædskifterne K2 til K7, samt ved at indføre byg med udlæg i stedet for byg alene i sædskifte P2 og S5. For vinterhvede (og vinterbyg) er der i stedet sæt vinterraps 17.8, altså efter høst. Det gælder U0, A6, K1, S1, S2, S3 og S4. Ifølge Hansen et al. (2000) har vinterraps ikke været anvendt som efterafgrøde i nævneværdig grad, men vinterrapsens evne til at optage kvælstof om efteråret er belyst i flere undersøgelser. Ved rettidig såning midt i august kan vinterraps optage store mængder kvælstof om efteråret under gode vækstbetingelser og med tilstrækkeligt kvælstof i jorden. I forsøg er der fundet kvælstofoptagelser op til 80 kg kvælstof ha⁻¹.

Alle efterafgrøder nedpløjes ca. 1/3. Fordi effekten af vinterraps er meget stor i beregningerne, blev det undersøgt, om den modellerede kvælstofoptagelse hen over vinteren betyder noget for den beregnede effekt. Der er forskel på kvælstofindholdet i afgrøden pr. 1.12 og 1.3 (op til ca. 15 kg), men kvælstofindholdet kan både stige og falde igennem vinteren, og i gennemsnit er der ikke forskel på kvælstofindholdet de to datoer. Som et yderligere check er enkelte sædskifter (både vinterraps og byg med udlæg) også gennemregnet med nedpløjning 25.11, hvilket kan være et mere hensigtsmæssigt tidspunkt af dyrkningsmæssige årsager. Resultaterne giver ca. 1 kg ha⁻¹ år⁻¹ større udvaskning end de præsenterede tal.

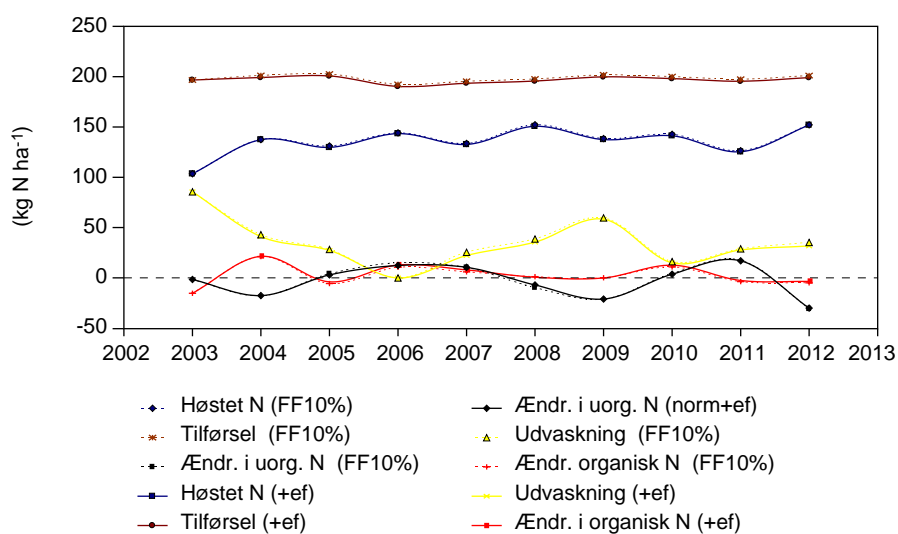
Sædskifterne er gennemregnet for de dominerende jordtyper (JB6 og JB4), høj, middel og lav nedbør (grids 10380, 10402 og 10399) med randbetingelsen dræn, der er den dominerende. Der er taget et simpelt gennemsnit af resultaterne af høj, middel og lav nedbør, og et vægtet gennemsnit for jordtyperne (svarende til sædskiftets aktuelle forekomst på de to jordtyper). Alle sædskifter i ovenstående tabeller er gennemregnet for både 5 % og 10 % øget udnyttelse.

Resultaterne af beregningerne er opgjort i tabel 4.50 til tabel 4.53. Resultaterne er grupperet sådan, at tabel 4.50 og tabel 4.51 indeholder resultater for beregninger på basis af 5 % stramning af husdyrgødningsudnyttelsen og henholdsvis de 4000 ha og 5000 ha, beregningerne er udført for. Tabel 4.52 og tabel 4.53 indeholder resultater for

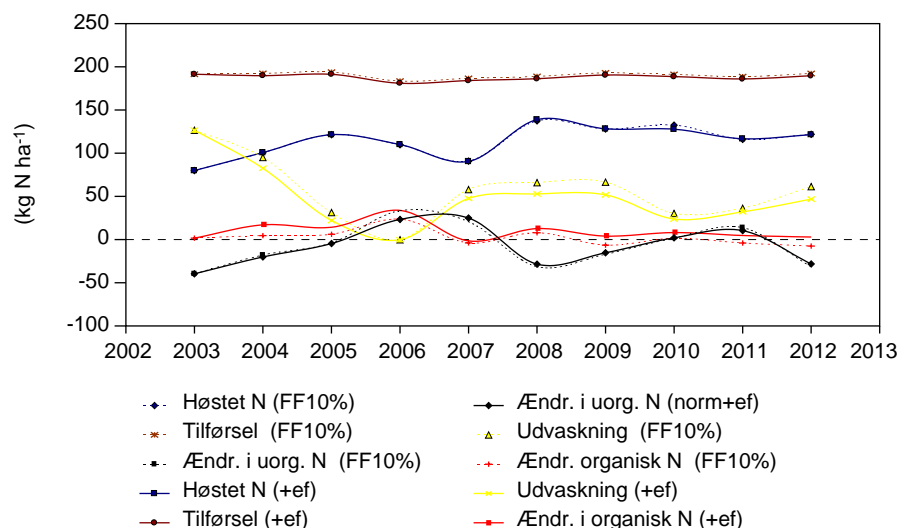
beregning på basis af 10 % stramning af husdyrgødningsudnyttelsen og henholdsvis de 4000 ha og 5000 ha, beregningerne er udført for. I tabellerne er anført den reducerede udvaskning for de enkelte sædskifter (dvs. efterafgrødeeffekten opgjort for hele sædskiftets areal) og effekten tillagt efterafgrødearealet alene. Hvis en efterafgrøde kun findes i 1 ud af 4 afgrøder i et sædskifte, er effekten fire gange så stor for efterafgrøden alene som den gennemsnitlige effekt for sædskiftet. Effekten er ganget med efterafgrødearealet, og en total effekt er udregnet for hver gruppering af sædskifter.

Figur 4.56- figur 4.58 og tabel 4.49 illustrerer ændringerne, der finder sted for sædskifterne som helhed. For udlæg i majs (figur 4.56) er ændringerne i alle komponenter minimale. Der er generelt størst effekt ved størst husdyrgødningsstilførsel. Forskellen i udvaskning pr. ha efterafgrøde er 4-14 kg ha⁻¹. Den ringe effekt skyldes, at majsen under alle omstændigheder høstes sent. Udnyttelsen af tildelt gødning er allerede høj i kvægsædskifterne, jf. tabel 4.36. De noget højere responser, der er fundet i forsøg med udlæg i majs, kan dels begrundes i, at majs ikke indgår i sædskifte som her og ved, at den kontinuerlige majs gødes kraftigt med husdyrgødning. Med de her anvendte stramminger for husdyrgødningsudnyttelse er overskuddet formindsket. Desuden tilføres ikke alle afgrøder i sædskiftet en stor mængde husdyrgødning.

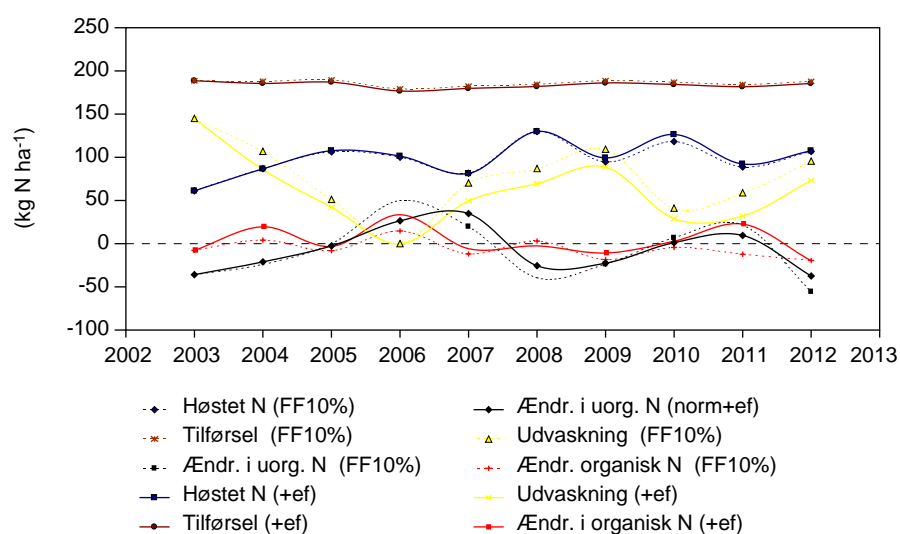
Figur 4.56 Sammenligning af de vigtigste komponenter i N-balancen med og uden efterafgrøder på sædskifte K3 (udlæg i majs, beregnet for JB6 i klimagrid 10380, på basis af "forbedret foderudnyttelse + 10 % stigning i udnyttelsesprocenten for husdyrgødning.



Figur 4.57 Sammenligning af de vigtigste komponenter i N-balancen med og uden efterafgrøder på sædskifte P2 (udlæg i vårbyg), beregnet for JB6 i klimagrid 10380, på basis af ”forbedret foderudnyttelse + 10 % stigning i udnyttelsesprocenten for husdyrgødning.



Figur 4.58 Sammenligning af de vigtigste komponenter i N-balancen med og uden efterafgrøder på sædskifte S3 (vinterraps efter vinterhvede), beregnet for JB6 i klimagrid 10380, på basis af ”forbedret foderudnyttelse + 10 % stigning i udnyttelsesprocenten for husdyrgødning.



For udlæg i byg (figur 4.57) er der en svag effekt på høstet kvælstof et enkelt år, men det kan ikke ses af balancerne (tabel 4.49). Udvaskningen er hhv. 32 og 39 kg N ha⁻¹ mindre på de to gennemregnede sædskifter på JB6-jorde og 27 og 33 kg N ha⁻¹ mindre på de samme sædskifter på JB4-jorde (tabel 4.50-tabel 4.53). Også her må der regnes med, at det er en maximumseffekt på grund af den lange vækstsæson. Det fremgår af tabel 4.49, at forskellen i udvaskning stammer fra den mindre tilførsel, samt en større opbygning af den organiske pulje.

For vinterraps som efterafgrøde (figur 4.58 og tabel 4.49) ses en markant effekt på udvaskningen og en større opbygning af den organiske pulje i jorden. For bedre at belyse langtidseffekten af vinterraps er beregningerne fortsat i 2*10 år ekstra. Resultatet viser, at puljeændringerne stabiliserer sig, og at en del af effekten af efterafgrøder omsættes i større udbytte. I tabel 4.49 ses, at udbyttet er beregnet til 97 kg høstet N ha⁻¹ i basisberegningen, mens det er 99, 102 og 101 kg høstet N ha⁻¹ i de tre viste perioder med efterafgrøder. Udvaskningen holder sig på det lave niveau, der er fundet også for den første periode. Den beregnede effekt af vinterrapsen (hele effekten tillagt efterafgrødearealet) er meget høj, nemlig 37-71 kg N ha⁻¹ i de simulerede sædskifter. Der er også markant forskel på, hvor stor effekten er i de

forskellige sædskifter. I K1 er effekten nede på 38 kg ha⁻¹ i gennemsnit, i S6 på 54 kg ha⁻¹, mens den for de øvrige sædskifter ligger på 58-80 kg N ha⁻¹.

Der er meget stor forskel på optagelsen i rapsen i de enkelte år, svingende fra 25 til 160 kg N ha⁻¹, og effekten på udvaskning det enkelte år svinger fra 0-80 kg N ha⁻¹. De meget store optagelser sker efter tørre somre som i 2007 (klimaår 1996) og 2011 (klimaår 2000), hvor væksten af hovedafgrøden er hæmmet. Der er altså en ret stor usikkerhed på resultatet på den måde, at fordelingen mellem antallet af våde og tørre år i simuleringsperioden vil påvirke resultatet.

Til sammenligning vurderer DJF generelt, at virkningen af efterafgrøder ligger i intervallet 25-50 kg N ha⁻¹ efterafgrøde (Jørgensen et al., 2003). Raps må klart vurderes at ligge i den høje ende af dette interval. For at undgå en overvurdering af effekten af efterafgrøder i den videre beregning, er effekten af raps som efterafgrøde sat til 50 kg ha⁻¹. Vurderingen er, at effekten kan være større, men at det kræver yderligere dokumentation.

Tabel 4.50 og tabel 4.52 viser, at der ikke er nogen gevinst ved at omlægge efterafgrøder i planteavlssædskifter til udlæg i majs, og der ser kun ud til at være en begrænset effekt af at omlægge efterafgrøder på planteavlsbrug til husdyrrige brug, med de høje udnyttelsesprocenter, der er anvendt i beregningerne. Reduktion i udvaskning som følge af efterafgrøder er kun ca. halvt så stor i majs som i planteavlssædskifterne. Det skyldes måske til dels, at planteavlsbrugene i et vist omfang også modtager husdyrgødning. Der er ikke væsentlig forskel på effekterne beregnet med 5 % og 10 % stigning i udnyttelseskrav.

Til gengæld ser der ud til at kunne være en positiv effekt af at etablere vinterraps efter vinterafgrøder på arealer, der ellers ville være udækkede. 5000 ha yderligere efterafgrøder giver en reduktion i udvaskningen på 242 tons kvælstof, når effekten af raps korrigeres ned til 50 kg ha⁻¹. Tallet fremkommer ved at addere effekten af græsudlæg i byg (sædskifte S5) i tabel 4.48/tabel 4.51 med rapsudlæg, vurderet til 50 kg N ha⁻¹ på de resterende arealer op til 5000 ha. Det svarer til resten af sædskifterne, vist i de samme tabeller, samt et areal fra sædskiftet S6.

Det fremgår af tabel 4.50 til tabel 4.53, at der er en markant forskel på effekten af græsudlæg og vinterraps, anvendt som efterafgrøder. Skal der opnås en effekt i den størrelsesorden, som beregningerne viser, kræver det, at der anvendes vinterraps – eller en anden tilsvarende form for efterafgrøde – i modsætning til græsudlæg, som er den typisk anvendte efterafgrøde i dag.

Den effekt, der ses i form af reduceret udvaskning ved efterafgrøder, skyldes først og fremmest ændringer i de forskellige puljer, herunder den organiske, samt de 12 kg N ha⁻¹ mindre gødskning. Beregningerne både for den umiddelbare effekt og effekt efter 30 år viser, at høsten kun i begrænset omfang øges af efterafgrøderne (maksimalt ca. 5 kg N ha⁻¹ år⁻¹ for sædskiftet med rapsudlæg, svarende til 20 kg beregnet i forhold til efterafgrødearealet). Dette afspejles også i, at markoverskuddet (tabel 4.49) ikke reduceres i samme grad som udvaskningen.

Table 4.49 Eksempel på balancer for udvalgte sædskifter på en drænet JB6-jord i klimagrid 10380. Efterafgrøderne er indført fra 2004, i K3 på 20 % af arealet, i P2 og S3 på 25 % af arealet.

Balancer	K3		P2		S3			
	basis	efterafg	basis	efterafg	basis	efterafg	efterafg	efterafg
År	03/12	03/12	03/12	03/12	03/12	03/12	03/22	03/32
Tilført N	195	193	186	183	182	180	179	179
med frø	3	4	4	4	4	4	4	4
I alt	199	197	190	188	186	184	183	183
Amm. Fordampning	8	8	4	4	5	5	5	5
Høstet N	136	135	114	114	97	99	102	101
Denitrifikation	9	9	9	8	9	9	9	9
Lattergasudv.	9	9	8	8	9	9	9	9
Udvaskning	36	34	57	49	76	60	56	59
I alt	198	195	192	183	196	182	181	183
Ind - ud	1	2	-2	+5	-10	1	1	-1
Ændring, Org. pulje	2	3	2	10	-6	3	1	-1
Ændring, Uorg. pulje	-3	-3	-7	-8	-8	-3	0	0
I planter og overfl.	2	2	3	3	4	1	0	0
Markoverskud be- regnet som tilført i alt minus høstet N	63	62	76	74	89	85	81	82

Table 4.50 Resultater af beregninger af sædskifter med og uden efterafgrøder, baseret på "forbedret foderudnyttelse + 5 % skærpet udnyttelseskrav".

Sædskifte			Reduceret udvaskning for sædskiftet	Reduceret udvaskning for efterafgr.-arealet	Areal	Reduceret udvaskning i alt pr. år
Sædskifter, hvor der tilføjes efterafgrøder			kg ha ⁻¹	kg ha ⁻¹	Ha	T
K7	JB6	græsudlæg	3.6	14.4	772	11
	JB4	i majs	3.0	12.1		
	v.gnsn		3.4	13.8		
K6	JB6	græsudlæg	3.0	12.0	351	4
	JB4	i majs	3.3	13.0		
	v.gnsn		3.0	12.1		
K5	JB6	græsudlæg	2.7	13.5	405	5
	JB4	i majs	1.2	5.9		
	v.gnsn		2.4	12.2		
K4	JB6	græsudlæg	1.4	7.2	445	4
	JB4	i majs	2.1	10.3		
	v.gnsn		1.6	8.0		
K3	JB6	græsudlæg	2.5	12.4	264	3
	JB4	i majs	2.0	10.2		
	v.gnsn		2.4	12.0		
K2	JB6	græsudlæg	0.9	4.3	450	2
	JB4	i majs	1.3	6.3		
	v.gnsn		0.9	4.7		
S6	JB6	vi-raps	14.0	56.0	1509	83
	JB4		12.2	48.9		
	v.gnsn		13.7	55.0		
I alt					4196	112
Kg N pr. ha efterafgrødeareal						26.6
Sædskifter, hvor der fjernes efterafgrøder						
P2	JB6	Græsudlæg	9.8	39.3	1518	57
	JB4	i byg	8.2	32.7		
	v.gnsn		9.3	37.3		
U0*	JB6	vi-raps	15.9	63.6	2482	155
	JB4		14.1	56.4		
	v.gnsn		15.6	62.3		
I alt					4000	211
Kg N pr. ha efterafgrødeareal						52.8

*Areal tilpasset de 4000 ha

Tabel 4.51 Resultater af beregninger af sædskifter med og uden efterafgrøder, baseret på ”forbedret foderudnyttelse + 5 % skærpet udnyttelseskrav”.

Sædskifte		Reduceret udvaskning for sædskiftet	Reduceret udvaskning for efterafgr.-arealet	Areal	Reduceret udvaskning i alt pr. år
Sædskifter, hvor der tilføjes efterafgrøder		kg ha ⁻¹	kg ha ⁻¹	Ha	T
S5	græsudlæg JB6	6.4	31.9		
	i byg JB4	5.4	26.9		
	v.gnsn	6.3	31.4	394	12
S4	vi-raps JB6	15.8	63.3		
	JB4	16.1	64.4		
	v.gnsn	15.9	63.5	617	39
S3	vi-raps JB6	16.3	65.2		
	JB4	14.7	58.9		
	v.gnsn	16.0	64.2	718	46
S2	vi-raps JB6	17.3	69.0		
	JB4	16.4	65.8		
	v.gnsn	17.1	68.6	1754	120
S1	vi-raps JB6	16.2	64.9		
	JB4	14.8	59.1		
	v.gnsn	15.9	63.7	606	39
K1	vi-raps JB6	9.9	39.4		
	JB4	7.9	31.8		
	v.gnsn	9.5	37.8	528	20
A6	vi-raps JB6	17.0	67.9		
	JB4	19.3	77.3		
	v.gnsn	17.5	69.9	230	16
I alt, T				4848	293
Kg N pr. ha efterafgrødeareal					60.3

Table 4.52 Resultater af beregninger af sædskifter med og uden efterafgrøder, baseret på ”forbedret foderudnyttelse + 10 % skærpet udnyttelseskrav”.

Sædskifte			Reduceret udvaskning for sædskiftet	Reduceret udvaskning for efterafgr.-arealet	Areal	Reduceret udvaskning i alt pr. år
Sædskifter, hvor der tilføjes efterafgrøder			kg ha ⁻¹	kg ha ⁻¹	Ha	T
K7	JB6	græsudlæg	3.3	13.3	772	10
	JB4	i majs	3.1	12.3		
	v.gnsn		3.3	13.1		
K6	JB6	græsudlæg	3.3	13.3	351	5
	JB4	i majs	3.2	12.7		
	v.gnsn		3.3	13.3		
K5	JB6	græsudlæg	2.4	12.2	405	4
	JB4	i majs	1.0	5.0		
	v.gnsn		2.2	10.9		
K4	JB6	græsudlæg	1.6	7.8	445	3
	JB4	i majs	1.1	5.6		
	v.gnsn		1.4	7.2		
K3	JB6	græsudlæg	2.6	13.0	264	3
	JB4	i majs	1.7	8.7		
	v.gnsn		2.5	12.3		
K2	JB6	græsudlæg	1.2	5.9	450	3
	JB4	i majs	1.1	5.7		
	v.gnsn		1.2	5.9		
S6	JB6	vi-raps	13.6	54.5	1509	81
	JB4		11.9	47.7		
	v.gnsn		13.4	53.6		
I alt					4196	109
Kg N pr. ha efterafgrødeareal						26.0
Sædskifter, hvor der fjernes efterafgrøder						
P2	JB6	græsudlæg	9.6	38.5	1518	55
	JB4	i byg	8.0	31.9		
	v.gnsn		9.1	36.5		
U0*	JB6	vi-raps	15.7	62.7	2482	153
	JB4		14.0	56.1		
	v.gnsn		15.4	61.5		
I alt					4000	208
Kg N pr. ha efterafgrødeareal						52.0
*Areal tilpasset de 4000 ha						

Table 4.53 Resultater af beregninger af sædskifter med og uden efterafgrøder, baseret på ”forbedret foderudnyttelse + 10 % skærpet udnyttelseskrav”.

Sædskifte		Reduceret udvaskning for sædskiftet	Reduceret udvaskning for efterafgr.-arealet	Areal	Reduceret udvaskning i alt pr. år
Sædskifter, hvor der tilføjes efterafgrøder		kg ha ⁻¹	kg ha ⁻¹	Ha	T
S5	græsudlæg JB6	6.3	31.3		
	i byg JB4	5.1	25.6		
	v.gnsn	6.2	30.8	394	12
S4	vi-raps JB6	16.4	65.5		
	JB4	16.3	65.1		
	v.gnsn	16.4	65.4	617	40
S3	vi-raps JB6	16.8	67.1		
	JB4	15.1	60.4		
	v.gnsn	16.5	66.0	718	47
S2	vi-raps JB6	17.3	69.3		
	JB4	16.0	64.0		
	v.gnsn	17.1	68.6	1754	120
S1	vi-raps JB6	16.3	65.3		
	JB4	14.7	58.9		
	v.gnsn	16.0	64.0	606	39
K1	vi-raps JB6	9.8	39.1		
	JB4	7.9	31.8		
	v.gnsn	9.4	37.6	528	20
A6	vi-raps JB6	17.4	69.6		
	JB4	20.0	80.0		
	v.gnsn	18.0	71.9	230	17
I alt, T				4848	295
Kg N pr. ha efterafgrødeareal					60.9

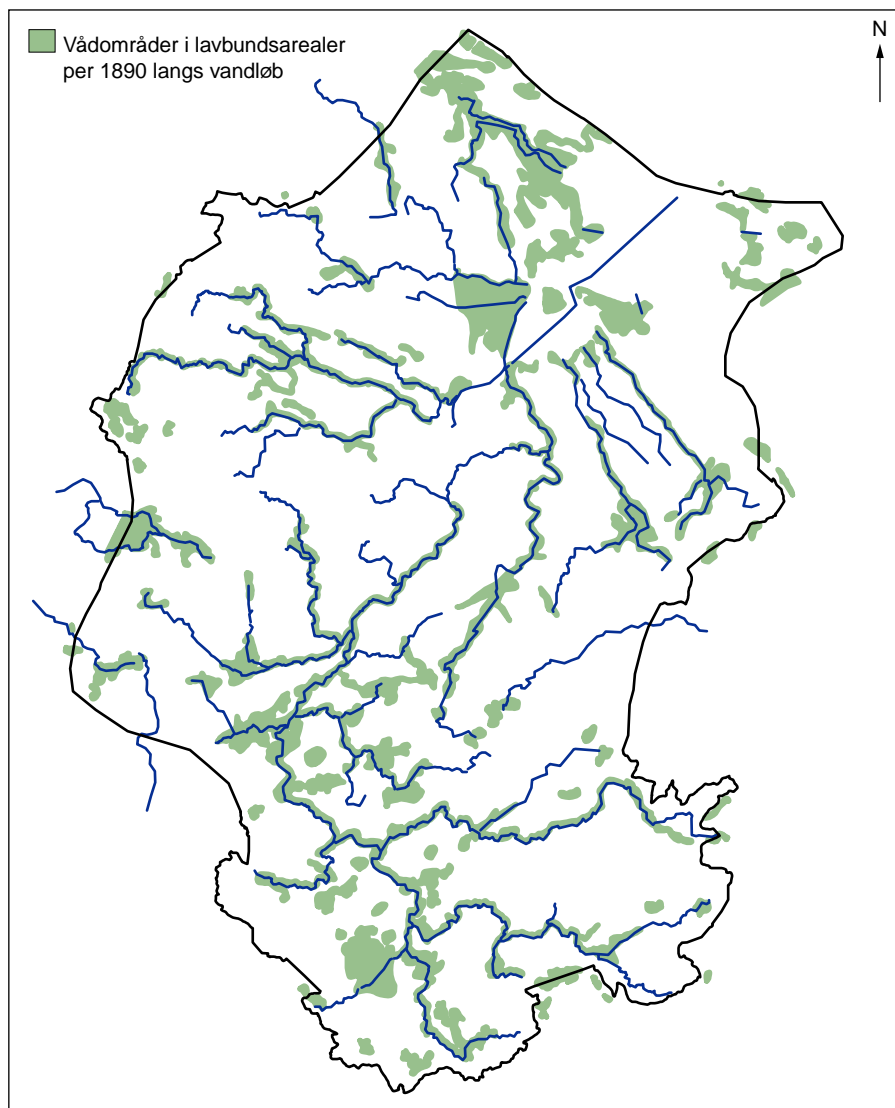
4.7.6 Vådområder

Fyns Amt har foreslået, at de mulige vådområder findes inden for arealer, der var klassificeret som vådbundsarealer i 1890. Dette område er brugt som udgangspunkt. Dog er det antaget, at nuværende bymæssige arealer inden for dette område ikke kan udlægges som vådområde (se figur 4.59). Det samme gælder det areal, der er udvalgt til skovrejsning. Simuleringer med MIKE SHE-modellen viste, at visse af arealerne er påvirket af oppumpning og derfor sandsynligvis ikke umiddelbart kan genskabes til vådområde. Mest påvirket er området omkring Lindved Å (figur 4.50), der i et vist omfang også er udvalgt til skovrejsningsareal.

Det udvalgte areal er på ca. 10384 ha, men heraf er 1480 ha allerede vådområder, og kun 5897 ha i normale sædskifter eller vedvarende

græs (arealer, der modtager gødning) og 885 ha er brak. 344 ha er befæstet areal, og resten er naturlige vegetationstyper, herunder eksisterende vådområder og søer. Det maximalt angivne areal relateret til landbrug er derfor sat til 6782 ha og ikke 10.000 ha, som forudsat i det ene udtagningsscenarie. Med hensyn til gødningsbelastning er det de 5897 ha, der er interessante.

Figur 4.59 Vådområder angivet på kort fra 1890, der ikke ligger i område, udvalgt til skovrejsning eller byområder.



Modelberegningerne indikerer, at der kunne være andre områder med opadgående vandbevægelse, men det er ikke klart, om disse fysisk er placeret i områder, hvor topografien muliggør en omdannelse til vådområder.

Beregningerne er foretaget på basis af VMP II-slut-belastningerne, og vådområderne er parameteriseret som de allerede implementerede vådområder.

Udvaskningen før omlægning af arealet antages at svare til gennemsnittet for oplandet, altså ca. 51.6 kg ha⁻¹ landbrugsareal for VMP II-slut-situationen, eller i alt for landbrugsarealet 304 tons, hvilket forventes at være sat for højt, fordi en del af området vil have højt grundvand og dermed høj planteoptagelse og større denitrifikation.

Det regnes med, at udvaskningen fra arealerne fjernes fuldstændigt. Det giver en netto-ændring i udvaskning for oplandet på 304 tons. Til gengæld er der også beregnet en øget udvaskning fra de arealer, der overtager husdyrgødning fra områderne udlagt til vådområde, se beregning i tabel 4.55. Udvasningen i det øvrige opland øges med 18 tons i gennemsnit over 10 år som følge af omlægningen. Nettogevinsten bliver altså 286 tons.

Tabel 4.54 Oplandsarealer og vådområdearealer opgjort i GIS (arealerne er en smule anderledes end i beregningerne med MIKE SHE-modellen, da de der er opgjort på basis af beregningsceller).

Opland	Topografisk opl. Areal	Pot. Vådområde- areal	Eksisterende vådomr. i pot. areal	Reelt pot. vådomr. areal	Heraf land- brugsareal*	Heraf brak*
	ha	ha	ha	ha	ha	ha
Geels Å	3070	329	93	235	155	26
Fjordmark Syd	2518	838	30	808	656	73
Fjordmark Nord	2284	418	126	292	171	39
Lunde Å	7295	372	37	334	207	65
Odense Å	63604	5455	893	4562	2808	461
Stavis Å	14739	997	212	786	472	50
Kraghs Å	2145	47	14	33	24	7
U28	1190	268	3	265	224	12
U29	658	102	6	96	69	24
U46	818	255	3	253	219	17
Lumby indd. strand	2959	895	27	868	662	51
Vejrup Å	4339	407	35	373	230	60
	105619	10384	1480	8904	5897	885

*af reelt vådområdeareal.

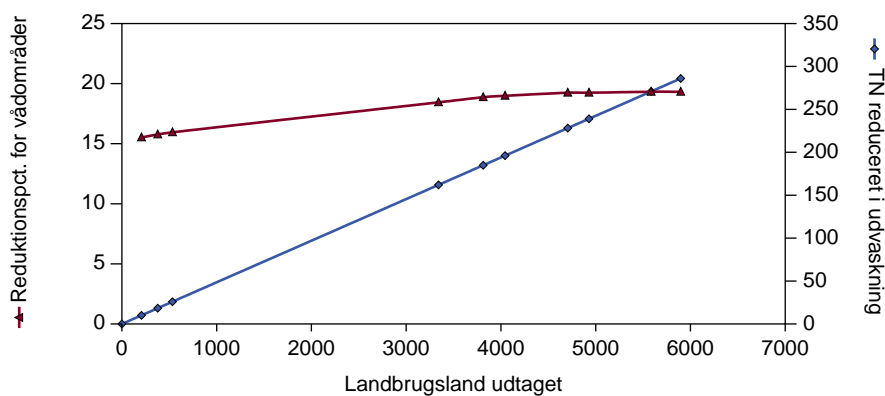
Tabel 4.55 Arealfordelingen i området udvalgt til nye vådområder.

Arealtype	Areal HA	N i husdyrgødning Kg ha ⁻¹	N totalt kg	Kg
A1	121	23	2790	
A2	78	65	5053	
A3	0	126	38	
A4	1	123	62	
A5	41	134	5460	
A6	33	163	5312	
B1	885			
BE	344			
CO	181			
HA	666			
K1	88	40	3516	
K2	188	81	15230	
K3	144	117	16809	
K4	158	134	21205	
K5	102	153	15530	
K6	65	176	11374	
K7	164	203	33161	
LA	530			
LV	401			
P1	312	20		6247
P2	478	93		44255
S1	219	45		9840
S2	298	83		24559
S3	86	99		8491
S4	111	111		12343
S5	51	110		5647
S6	292	115		33577
U0	1636	34		55202
V1	1234	100		123394
VO	1480			
I alt	10384		135540	323555
Omregnet til tons gylle			24829	66194
Areal med yderligere gødn.tildeling, ha			1528	4073
Øget udvaskning, gnsn.		kg ha ⁻¹	1.3	3.9
Øget udvaskning, 2000		kg ha ⁻¹	2.7	4.8
Øget udvaskning, gnsn.		T N (i alt 18)	2	16
Øget udvaskning, 2000		T N (i alt 24)	4	20

Tabel 4.56 Opsummering af ændringen i reduktion ved udvidelse af arealet med vådområder. Ændringen i udvaskning fra rodzonen er ikke indregnet i de viste tal.

Delopland	VMP II-slut			Maximalt areal vådområde					
	Transport af N til vådområde, 2009-12	Transport af N til vandløb 2009-12	Reduktion i vådområder og å	Ændring i landbrugsareal	Ændring i totalt areal	Inkl. Yderligere reduktion i vådområder og å	Transport af N til vandløb	Fjernelse pr. ha landbrugsjord inddraget til vådområde	Fjernelse pr. ha totalt inddraget areal
	T	Ha	%	Ha	Ha	%	T	Kg ha ⁻¹	Kg ha ⁻¹
Geels Å	50	45	9	155	235	15	42	19.3	12.7
Fjordmark Syd	22	20	5	656	808	11	19	1.8	1.5
Fjordmark Nord	39	37	5	171	292	15	33	23.2	13.6
Lunde Å	135	128	5	207	334	10	121	33.2	20.6
Odense Å	1028	845	18	2808	4562	22	804	14.4	8.9
Stavis Å	217	178	18	472	786	21	171	14.7	8.8
Kraghs Å	16	15	11	24	33	2	16	0.0	0.0
U28	2	3	0	224	265	0	3	0.0	0.0
U29	6	6	0	69	96	0	6	0.0	0.0
U46	5	5	0	219	253	0	5	0.0	0.0
Lumby indd. strand	18	18	0	662	868	22	14	6.3	4.8
Vejrup Å	89	80	9	230	373	11	79	8.1	5.0
I alt	1625	1381	15	5897	8905	19	1314	11.4	7.5

Figur 4.60 Ændring i udvaskningen fra rodzonen og reduktionsprocent for oplandet generelt som funktion af antal hektar vådområde udlagt.



Tabel 4.57 Akkumulerede værdier af areal omlagt til vådområde og de deraf følgende ændringer i udvaskning og reduktionsprocent i vådområder.

Areal omlagt til vådområde	Landbrugsareal omlagt til vådområder	Ændring i reduktionspct. for vådområder	Ændret udvaskning fra rodzonen som følge af omlægning	Udvaskning til fjord	Effekt, kg N ha ⁻¹ i gennemsnit for landbrugsareal inddraget
Akkumuleret	Akkumuleret	Akkumuleret	Akkumuleret	Akkumuleret	
Ha	Ha	%	T	T	Kg N ha ⁻¹
0	0	15.1	0	1380	0
334	207	15.5	10	1364	74
626	378	15.8	18	1353	70
861	533	16.0	26	1344	67
5423	3341	18.4	162	1193	56
6209	3813	18.9	185	1168	55
6582	4043	19.0	196	1158	55
7450	4705	19.2	228	1128	53
7715	4929	19.2	239	1119	53
8523	5585	19.3	271	1092	51
8905	5897	19.3	286	1080	51

De beregnede tal i tabel 4.56 viser for det første en meget mindre effekt af de nye vådområder end af de eksisterende under forhold, som de er i 1998/01. Det skyldes, at der løber mindre kvælstof til vådområderne under VMP II-slut-forhold, defineret som 2009/2012, men også at nogle af oplandene har så meget grundvandsreduktion, at der ikke er nogen reel effekt af vådområderne. I en del tilfælde er eksisterende vådområder blevet udvidet, og det resulterer kun i en øget reduktion af nitrat, hvis der transporteres tilstrækkeligt med nitrat til vådområdet til, at fjernelsen på nuværende tidspunkt er begrænset af omsætningsraten.

Resultatet er usikkert, fordi modellens evne til at beskrive vådområder er begrænset af opløsningen langs ådalene, og fordi modellen kun er grovkalibreret. Tendenserne er, at fjernelsen mindskes i absolutte tons, når udvaskningen i oplandet mindskes. Den mindre effekt af at udvide allerede eksisterende områder menes dog at være reel. Det må også være korrekt, at de steder, hvor grundvandsreduktionen er stor, er der mindre gevinst ved at udlægge vådområder. Hvis det antages, at reduktionen i vådområder underestimeres med en faktor 3, vil ændringen i reduktion stige til 200 tons. Ændringen i udvaskning er uændret, 286 tons, og den samlede ændring bliver derfor 486 tons, til sammenligning med de i alt 300 tons, fundet i beregningerne.

Scenariegruppen estimerer effekten til 100 kg N ha⁻¹ udtaget areal.

Tabel 4.58 Beregnet effekt af forskellige niveauer af udtagning af arealer på rodzoneudvaskning og reduktionsprocent i oplandet.

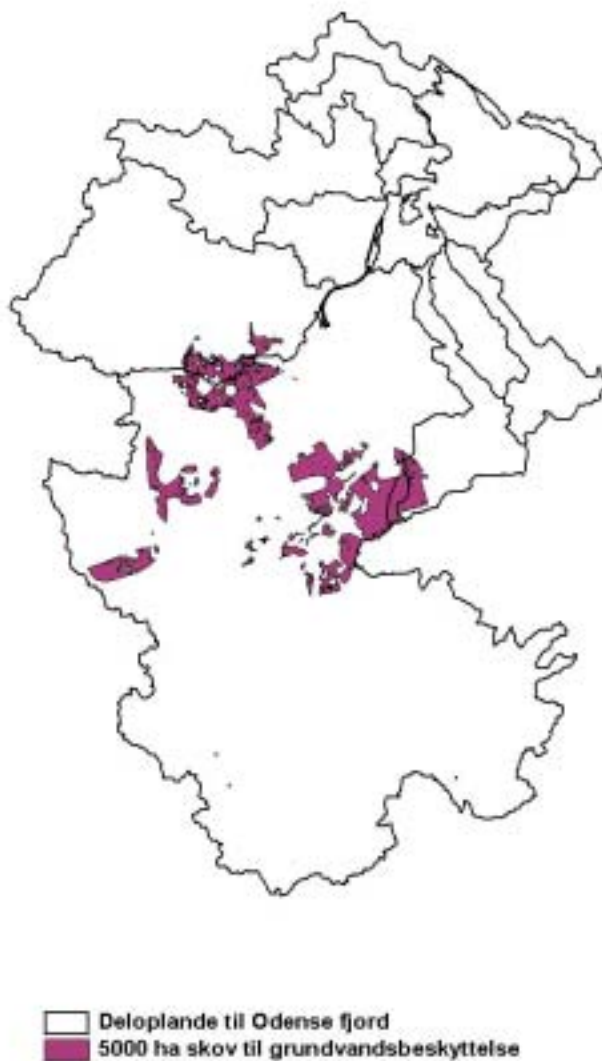
Omlagt landbr. areal	Ændring i udvaskning som følge af udtagning af landbrugsdrift	Reduktionsprocent, for vådområder i alt, totalt for oplandet
	T	%
1500 ha	73	16.8
2000 ha	97	17.3
2500 ha	121	17.7
5000 ha	242	19.4
5897 ha	286	19.4

4.7.7 Skovrejsning

Skovrejsningsområdet er udpeget af Fyns Amt på basis af igangværende zoneringsarbejde og regionsplanlægning. Landbrugsarealet inden for området udgør 4196 ha af de udpegede 5050 ha markeret på figur 4.61.

Der korrigeres på følgende måde for ændringen i udvaskningen fra rodzonen: I skovrejsningsområdet beregnes gennemsnitsændringen som $(12 \text{ kg} - \text{udvaskningen fra rodzonen i landbrugsområde}) \cdot \text{landbrugsarealet}$. Udvasningen fra rodzonen er sat til $51,6 \text{ kg ha}^{-1}$ i VMP II-slut-situationen. Faldet i udvaskning svarer altså til $39,6 \text{ kg ha}^{-1}$ eller 166 tons kvælstof i alt. Hertil skal lægges en øget udvaskning fra de arealer, der i stedet modtager husdyrgødning, på 11 tons kvælstof, sådan at nettogevinsten bliver 155 tons kvælstof. Arealanvendelsen er vist i tabel 4.59 sammen med den nødvendige omfordeling af husdyrgødning.

Figur 4.61 Områder
foreslået til skovrejsning



Tabel 4.59 Arealfordeling i områder udvalgt til skovrejsning.

Arealtype	Areal [ha]	Tildelt N i husdyrgødning, pr. ha	Kg N totalt	
			Kvæg	Svin
A1	44	23	1004	
A2	6	65	400	
A5	97	134	12908	
A6	66	163	10840	
B1	274			
BE	308			
CO	4			
HA	73			
K1	117	40	4693	
K2	96	81	7760	
K3	19	117	2212	
K4	145	134	19482	
K5	46	153	7034	
K6	33	176	5739.953	
K7	125	203	25396.79	
LA	3			
LV	170			
P1	182	20		3640
P2	278	93		25735
S1	60	45		2696
S2	369	83		30466
S3	86	99		8585
S4	162	111		18011
S5	126	110		13783.74
S6	209	115		24003.82
U0	1683	34		56806.73
V1	247	100		24726.25
VO	22	0		
	5050		97468	208452
tons gylle			17855	42646
yderligere gødn.tildeling, ha			1099	2624
Øget udvaskning, gnsn.		kg ha ⁻¹	1.3	3.9
Øget udvaskning, 2000		kg ha ⁻¹	2.7	4.8
Øget udvaskning, gnsn.		T (i alt 11)	1	10
Øget udvaskning, 2000		T (i alt 16)	3	13

Med en gennemsnitsreduktionsprocent i grundvandet og i vådområder for Odense Fjords opland vil 5000 ha slå igennem med ca. 63 tons for fjorden. I realiteten slår ændringen lidt mindre igennem, fordi reduktionsprocenten i de udvalgte områder er større end gennemsnittet for oplandet. Sandsynligvis afspejler den beregnede reduktionsprocent ikke kun en egentlig reduktion, men også det faktum, at en del af vandet fra området ikke strømmer til vandløb, men i stedet pumpes op i indvindingsboringer, se figur 4.50.

Transporteres intet af det afstrømmende vand gennem vådområder, vil ændringen i belastningen af fjorden være 51 tons. Antages det, at noget reduceres yderligere, vil resultatet for fjorden blive endnu mindre. En antagelse om, at reduktionen i vådområder for dette område svarer til gennemsnittet for oplandet, ville give en resulterende forskel i transporten på 43 tons. Kun 28-33 % af ændringen i rodzoneudvaskning genfindes altså i fjorden. Scenariegruppen estimerer effekten på udvaskningen til 50 kg N ha⁻¹, men med en retention i oplandet på 40 %.

Tabel 4.60 Opsummering af effekter af skovrejsning pr. opland.

	Berørt areal	Belastnings- ændring	Reduktions- procent i grundvandet	Ændring i ud- vaskning til vådområder
	Ha	T	%	T
Odense Å	4206	130	68.5	41
Vejrup Å	471	15	64.5	5
Stavis Å	324	10	53.1	5
I alt	5000	155	67.0	51

Tabel 4.61 Beregnet effekt af forskellige niveauer af skovrejsning på rodzoneudvaskning og estimeret effekt på fjorden.

Skovrejsningsareal På højbund	Ændring i belastning	Effekt* til fjorden
Ha	T	T
1000	31	9-10
2000	62	17-20
2500	78	22-26
4000	124	35-41
5000	155	43-51

4.7.8 Udtagning af 10.000 dyreenheder

Efter anbefaling fra Økonomigruppen antages det, at bedrifter i klasserne S3-S6 ændres til plantebrug. Tabel 4.62 viser hvor stor en del af brugstyperne, dyreenheder skal fjernes fra for at opnå en reduktion på de ca. 1000 tons, svarende til 10.000 dyreenheder.

Beregningen baserer sig på beregningerne for "forbedret foderudnyttelse + 10 % stramning af udnyttelseskravene", og sædskifterne er beregnet således, at der til og med 2002 er svinebrug med de respek-

tive husdyrgødningstildelinger. Derfra er gødningstildelingen, justeret så den passer med afgrødernes normer, enten i ren handelsgødning, eller med den husdyrgødning, der passer til sædskiftet².

I tabel 4.63 er vist forskellen i udvaskning fra rodzonen som funktion af hvor mange dyr, der fjernes. Der er ingen umiddelbar reduktion i udvaskning som funktion af ændringen, i stedet er der en lille stigning i udvaskningen, der dog aftager med tiden. En massebalance er opstillet for sædskiftet S4 i tabel 4.64. Den reelle forskel i tilførsel mellem de to beregninger (med og uden husdyrgødning) er kun 5 kg, idet der tilføres 15 kg mere i husdyrgødningsberegningen, men fordampes 10 kg som ammoniak. Derudover sker der et mindre fald i den organiske pulje i husdyrgødningssædskiftet end i det handelsgødede sædskifte i løbet af de første 10 år, beregningen løber over. Det vil i praksis sige, at der lægges ca. 12 kg mere på lager i husdyrbrugssædskiftet end i det handelsgødede sædskifte. Det handelsgødede sædskifte stabiliserer sig efterhånden, ændringen i den organiske pulje falder langsomt og udvaskningen falder dermed også. Det ses at udvaskningen beregnet for 2013-22 og 2023-32 ligger på linie med det oprindeligt husdyrgødede sædskifte. Efterhånden som den organiske pulje i jorden bliver mindre, vil udvaskningen fra planteavlssædskiftet falde yderligere, men det er ikke en effekt, der indtræder umiddelbart.

Sammenlignes udvaskningen med andre sædskifter, som udvaskningen er beregnet for, og som fortrinsvis er handelsgødede, har sædskiftet P1 f.eks. en udvaskning på ca. 47 kg og U0 41 kg N ha⁻¹ mod de 48-81 kg N ha⁻¹, der er fundet i de gennemregnede husdyrgødede sædskifter (tabel 4.63). På sigt burde en nedsat udvaskning, svarende til maksimalt de 15 kg forskel i tilførsel, minus den tilsvarende ammoniakfordampning (ca. 10 kg) i tildeling pr. 100 kg kvælstof i husdyrgødning, være realisabel. Der kunne også medregnes en korrektion for lattergasudviklingen. Den er imidlertid ikke kun afhængig af husdyrgødningstildelingen, men også af typen af handelsgødning, der anvendes. 5 kg pr. 100 kg kvælstof i husdyrgødning vil svare til 50 tons for de 10.000 dyreenheder.

Der vil være en yderligere effekt af, at ammoniakfordampningen falder på 1,9 kg kvælstof pr. dyreenhed og som dermed reducerer depositionen på marker også. Dette giver en reduceret udvaskning, som skønmæssigt vil blive reduceret med 20 tons kvælstof årligt (Blicher-Mathiesen, G., pers. medd.).

Scenariegruppen estimerer en effekt på 9,6 kg N DE¹.

² I beregningen er anvendt det korrekte ammoniumindhold i svinegødning, tabel 4.42.

Tabel 4.62 Tildeling af husdyrgødnings-kvælstof til svinesædsrifterne, samt deres areal.

Sædsrifte	Tildeling i husdyrgødning		Fjernelse af N i husdyrgødning, T i S3-S6
	Kg N ha ⁻¹ år ⁻¹	Areal ha	
S3	91	2872	263
S4	102	2470	253
S5	102	1997	203
S6	107	6037	645
I alt			1363
10000 DE (1000 T N) svarer til % af S3-S6			73

Tabel 4.63 Udvaskningsforskel, beregnet på basis af forbedret foderudnyttelse, + 10 % skærpet udnyttelseskrav, men med gødningstilførslen bestemt på basis af normer for de aktuelle afgrøder.

		Udvaskning		Forskel Kg ha ⁻¹	Vægtet gennemsnit mellem jordtyper Kg ha ⁻¹	Areal ha	Ændret udvaskning T
		HU Kg ha ⁻¹	HA Kg ha ⁻¹				
S3	JB6	73.7	79.3	5.7	5.6	2872	16
	JB4	64.1	69.2	5.1			
S4	JB6	58.0	65.2	7.2	7.1	2470	18
	JB4	47.9	54.6	6.8			
S5	JB6	72.4	79.0	6.6	6.6	1997	13
	JB4	60.8	66.5	5.8			
S6	JB6	81.1	88.2	7.2	7.0	6037	42
	JB4	65.9	72.0	6.1			
I alt							89
Korrigeret til 73 %, svarende til 10.000 dyreenheder							65

Hvis man som udgangspunkt for beregningen havde antaget de nuværende udnyttelseskrav for svinegylle (75 %) i stedet for de skærpede, som er anvendt her (85 %), ville en fjernelse af 10.000 DE resultere i en erstatning af 1000 tons kvælstof i gyllen med 750 tons kvælstof i handelsgødning. På grund af ammoniakfordampning fra gyllen, ville nedgangen i tildelingen til oplandet ikke være på 250 tons kvælstof, men kun på omkring 177 tons kvælstof. Dette vil svare til en reduktion i tilførsel på omkring 18 kg kvælstof pr. 100 kg kvælstof i husdyrgødning eller til størrelsesordenen 17 tons for de 10.000 dyreenheder. Såfremt der ikke er nogen effekt på høstudbyttet af erstatning af husdyrgødning med handelsgødning, vil man forvente, at der på langt sigt vil være et fald i udvaskning i samme størrelsesorden.

Table 4.64 Massebalance for sædskiftet S4 med og uden husdyrgødning.

Balancer	S4- husdyrgødn.	S4 - handelsgødning		
	År	2003-2012	2013-22	2023-32
	JB6	JB6	JB6	JB6
Tilført				
Handelsgødning	70	157	157	157
Husdyrgødning	102	0	0	0
Deposition	17	17	17	17
Fiksering	0	0	0	0
Med frø	4	4	4	4
I alt	193	177	177	177
Amm. Fordampning				
Amm. Fordampning	10	0	0	0
Høstet N	118	118	121	119
Denitrifikation	9	9	9	9
Lattergas	9	8	7	7
Udvaskning	51	59	50	52
I alt	197	194	187	187
Ind – ud				
Ind – ud	-4	-16	-10	-10
Ændring, Org. pulje				
Ændring, Org. pulje	-2	-14	-10	-10
Ændring, Uorg. pulje				
Ændring, Uorg. pulje	-6	-8	0	0
I planter og på overfl.	4	6	0	0
Høstet N i % af N tilført som gødn.				
Høstet N i % af N tilført som gødn.	68	75	77	76
Markoverskud beregnet som høstet N div. med total tilførsel.				
Markoverskud beregnet som høstet N div. med total tilførsel.	75	59	56	58

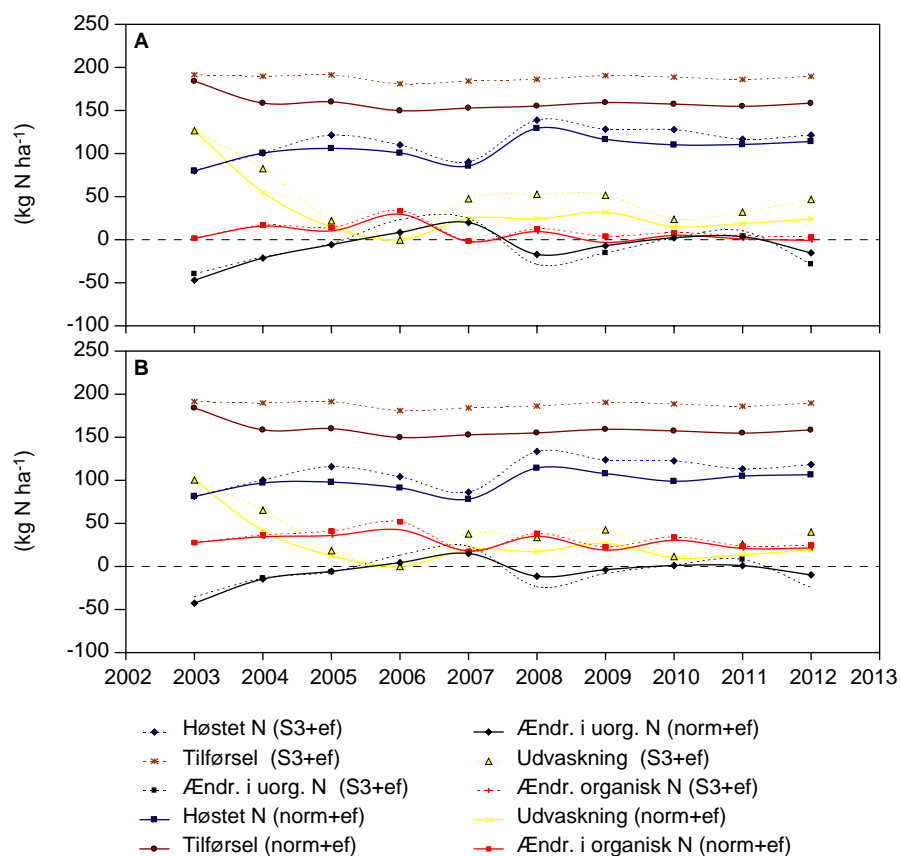
4.7.9 Ændring af 2003-norm med 20 %

Dette scenarie er ikke gennemregnet på samme måde som andre tidligere scenarier. Det skyldes, at en normændring vil påvirke de beregnede sædskifter, og forudsætningerne for beregningen er derfor meget usikker. Økonomigruppen har forsøgt at vurdere ændringer i sædskifter som følge af en 10 % normændring. Det fører til nedgang i arealet med hvede og raps, og en fordobling af arealet med ærter. En 20 % normændring vil i endnu højere grad forskubbe balancen over mod kvælstoffikserende afgrøder. Det vil igen betyde, at den effektive nedgang i kvælstoftilførsel vil blive mindre end de 20 %, der skulle følge af normændringen. For at belyse effekterne af en 20 % normændring er udvalgte sædskifter gennemregnet med den nedsatte norm. Det gælder A6, K6, P2, U2, S3 og S6. Gennemføres både en nedgang i svineholdet, som beskrevet i 4.7.9, og en 20 % normændring, er antallet af bedrifter i klasserne S3-S6 stærkt begrænset. Disse vil i stedet være overgået til planteavlssædskifter.

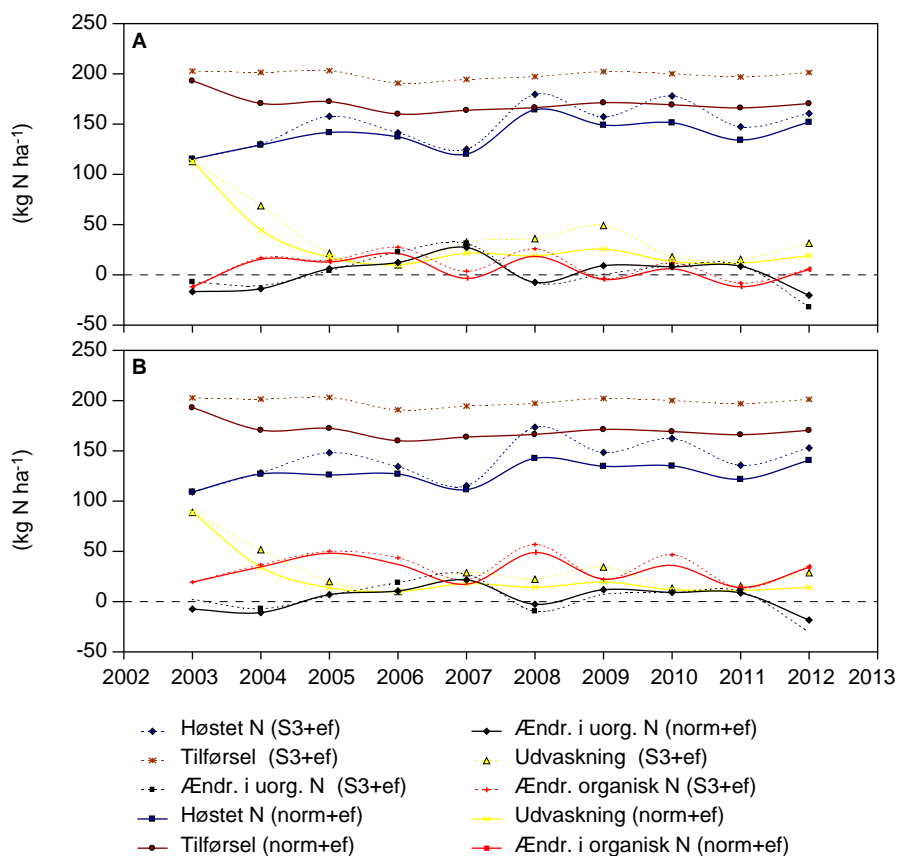
Anvendes "forbedret foderudnyttelse + 10 % skærpet udnyttelseskrav" som basis, vil handelsgødningstilførslen falde fra 7436 tons til 4966 tons, (- 60 tons for begge værdier, hvis efterafgrøder medregnes), dvs. med 2470 tons. Fikseringen på græsmarker estimeres at stige med 54 tons. Men derudover kommer så en udvidelse af areaerne med kvælstoffikserende afgrøder.

Der er forskel på, hvordan ændringen i handelsgødningstilførsel slår igennem på de forskellige sædskifter. For planteavlssædskifterne er der en markant nedgang i høstet kvælstof som følge af normændringen, se figur 4.62 og figur 4.63.

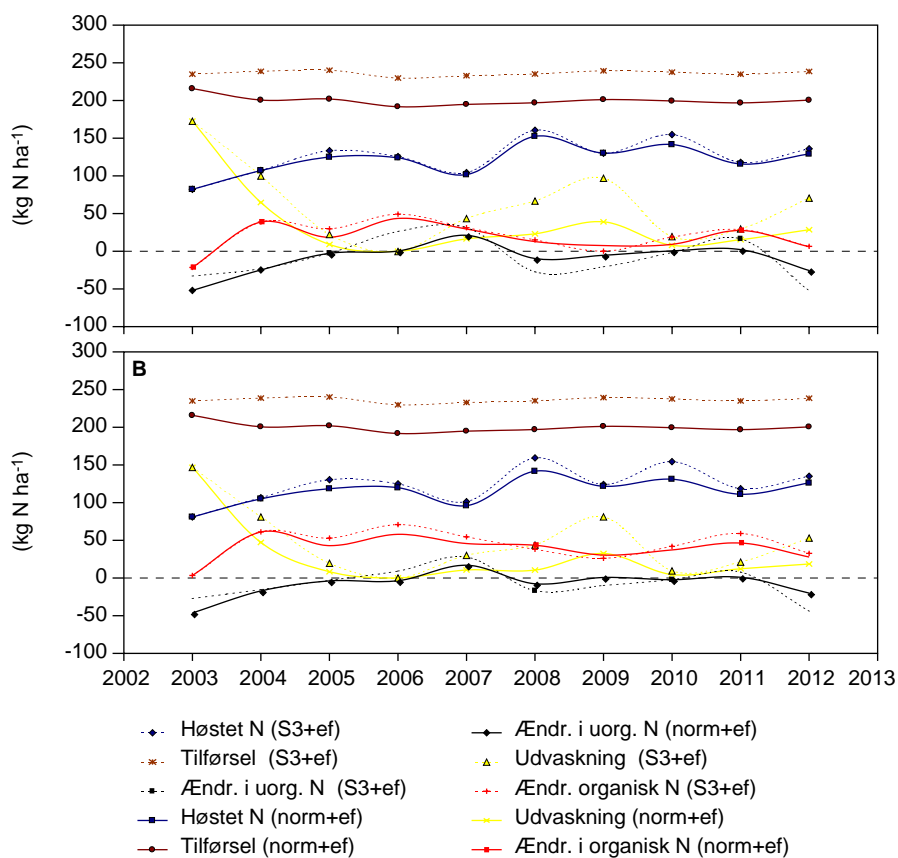
Figur 4.62 Sammenligning mellem simulering med "forbedret foderudnyttelse + 10 % stigning i udnyttelsesprocent + efterafgrøder" og simulering med samme basis, men yderligere 20 % nedgang i kvælstofnorm. Sædskifte P2, klimagrid 10380. a) JB6, b) JB4.



Figur 4.63 Sammenligning mellem simulering med "forbedret foderudnyttelse + 10 % stigning i udnyttelsesprocent + efterafgrøder" og simulering med samme basis, men yderligere 20 % nedgang i kvælstofnorm. Sædskifte U0, klimagrid 10380. a) JB6, b) JB4.



Figur 4.64 Sammenligning mellem simulering med "forbedret foderudnyttelse + 10 % stigning i udnyttelsesprocent + efterafgrøder" og simulering med samme basis, men yderligere 20 % nedgang i kvælstofnorm. Sædskifte A6, klimagrid 10380. a) JB6, b) JB4.

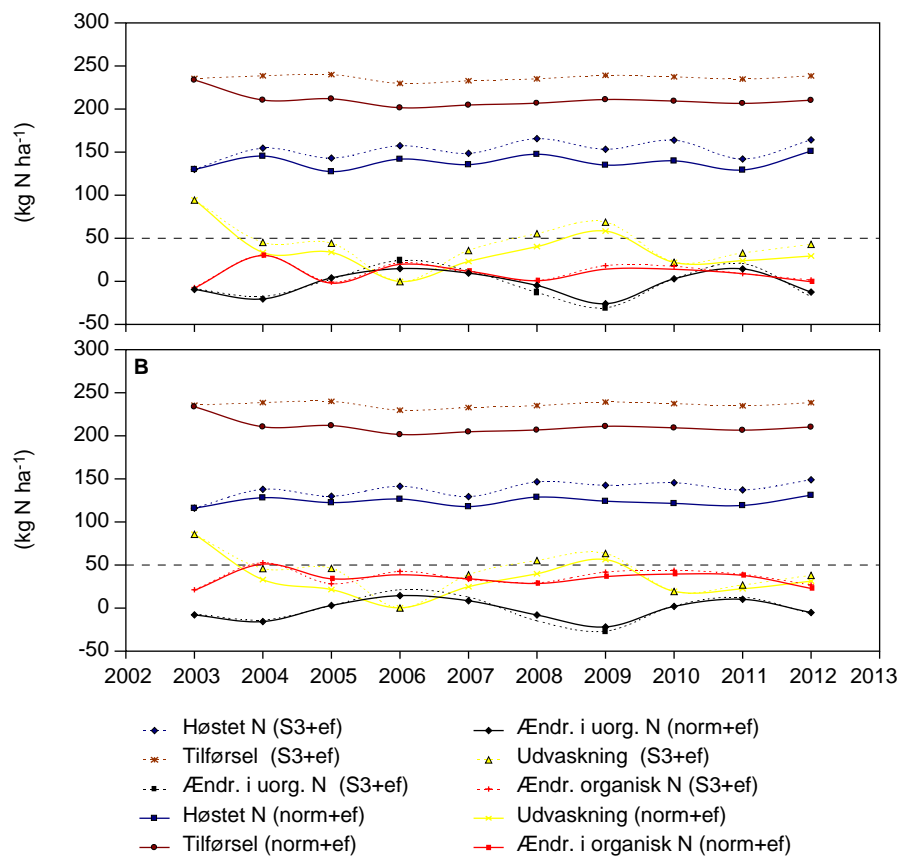


Det generelle billede er, at på JB6-jorden kompenserer den organiske pulje lidt mere for den mindre kvælstoftilførsel, mens nedgangen i

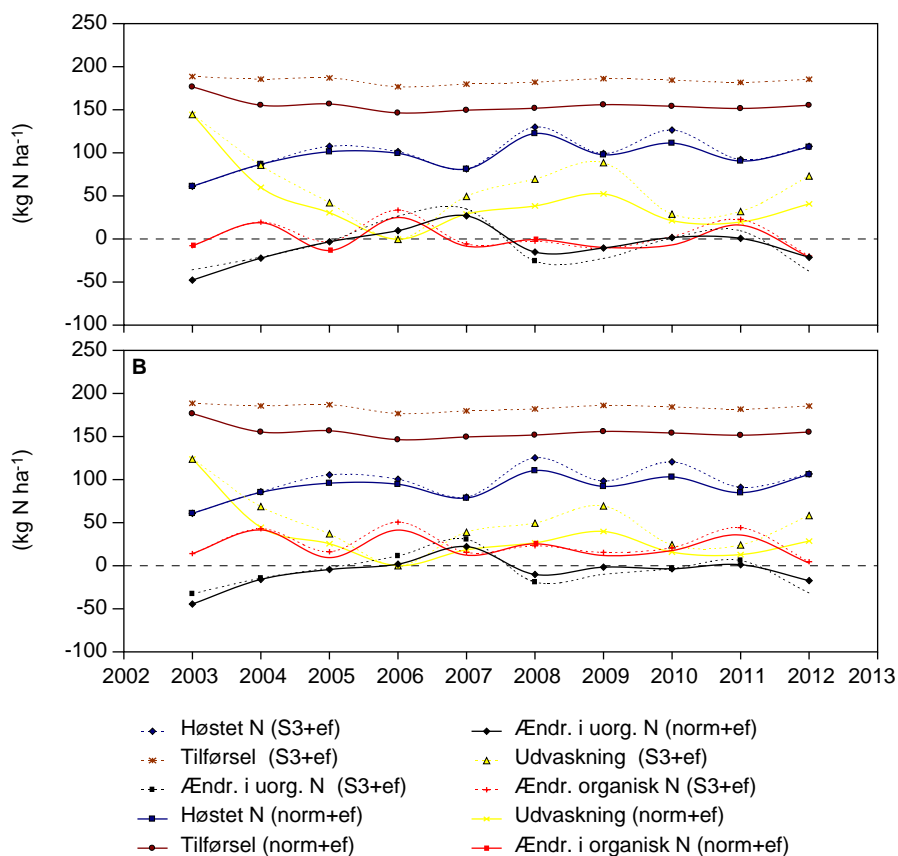
kvælstoftilførsel slår kraftigt igennem på mængden af høstet kvælstof på JB4-jorden.

På sædskifterne S3 og A6 er der tydeligvis stadig lidt luft i tildelingen af gødning, hvilket viser sig ved, at effekten på høstet kvælstof er mindre og effekten på udvaskningen større, se figur 4.65 og figur 4.66. På sædskifte K6 (figur 4.65) slår nedgangen kraftigt igennem på mængden af høstet kvælstof, og kun i mindre grad på udvaskningen.

Figur 4.65 Sammenligning mellem simulering med "forbedret foderudnyttelse + 10 % stigning i udnyttelsesprocent + efterafgrøder" og simulering med samme basis, men yderligere 20 % nedgang i kvælstofnorm. Sædskifte K6, klimagrid 10380. a) JB6, b) JB4.



Figur 4.66 Sammenligning mellem simulering med "forbedret foderudnyttelse + 10 % stigning i udnyttelsesprocent + efterafgrøder" og simulering med samme basis, men yderligere 20 % nedgang i kvælstofnorm. Sædskifte S3, klimagrid 10380. a) JB6, b) JB4.



Tabel 4.65 Sammenligning af massebalancer for sædskifter med nedsat norm + efterafgrøder, og basis, som er forbedret foderudnyttelse + 10 % strammet husdyrgødningsudnyttelse + efterafgrøder. Balancerne er beregnet på en drænet JB6 på klimagrid 10380.

Balancer	P2		U0		A6		K6		S3	
	"norm"	FF+10%+ef	"norm"	FF+10%+ef	"norm"	FF+10%+ef	"norm"	FF+10%+ef	"norm"	FF+10%+ef
Tilført										
Tilført N	155	183	130	154	196	232	207	233	151	180
Med frø	4	4	4	4	5	5	4	4	4	4
I alt	159	188	134	158	200	236	211	236	155	184
Fraført										
Amm. Fordampning	4	4	2	2	11	11	12	12	5	5
Høstet N	105	114	108	116	121	125	138	152	96	99
Denitrifikation	8	8	8	8	10	11	9	10	8	9
Lattergasudv.	7	8	6	7	10	11	10	10	9	9
Udvaskning	33	49	16	25	38	62	36	44	44	61
I alt	158	183	139	158	189	220	205	228	162	184
Ind - ud	1	5	-6	-1	11	17	6	8	-6	0
Ændring, Org. pulje	7	10	-4	-2	17	20	9	10	-1	3
Ændring, Uorg. pulje	-8	-8	-7	-7	-10	-9	-3	-2	-8	-7
I planter og overfl.	2	3	5	8	4	6	0	0	3	4
Markoverskud	54	74	26	42	79	111	73	84	59	85

*beregnet som høstet N div. med total tilførsel.

Table 4.66 Sammenligning af massebalancer for sædskifter med nedsat norm + efterafgrøder og basis, som er forbedret foderudnyttelse + 10 % strammet husdyrgødningsudnyttelse + efterafgrøder. Balancerne er beregnet på en drænet JB4 på klimagrid 10380.

Balancer	P2		U0		A6		K6		S3	
	"norm"	FF+10%+ef	"norm"	FF+10%+ef	"norm"	FF+10%+ef	"norm"	FF+10%+ef	"norm"	FF+10%+ef
Tilført										
Tilført N	155	183	130	154	196	232	207	233	151	180
Med frø	4	4	4	4	5	5	4	4	4	4
I alt	159	188	134	158	200	236	211	236	155	184
Fraført										
Amm. Fordampning	4	4	2	2	11	11	12	12	5	5
Høstet N	98	110	98	109	115	124	124	138	91	97
Denitrifikation	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Lattergasudv.	6	7	5	6	9	10	8	9	8	8
Udvaskning	26	38	11	18	29	49	34	42	34	50
I alt	135	160	117	135	165	194	178	201	138	161
Ind - ud	24	27	17	22	36	42	32	35	17	23
Ændring, Org. pulje	29	32	18	21	40	44	34	36	21	25
Ændring, Uorg. pulje	-7	-7	-6	-6	-8	-8	-2	-2	-7	-7
I planter og overfl.	2	2	5	7	4	6	0	1	3	5
Markoverskud	61	78	36	49	85	112	87	98	64	87

*beregnet som høstet N div. med total tilførsel.

Et groft overslag over ændringen i udvaskning og høstet kvælstof på baggrund af de gennemregnede sædskifter viser, at udvaskningen falder med ca. 1200 tons og høstet kvælstof med 700 tons. 700 tons svarer til 8-9 % af høstudbyttet. Der er imidlertid markant forskel på fordelingen mellem effekten på udvaskning og høst. Ekstremerne er, at 1 kg fjernet kvælstof slår igennem med 0,28 på udvaskningen og med 0,48 på høsten, hhv. 0,76 på udvaskningen og 0,09 på høsten. Det er svært at bedømme effekten af dette tiltag og samtidig udtagning af 10.000 DE. Da der i planteavlssædskifterne er en kraftigere effekt på udbyttet og mindre på udvaskningen, vil det trække mod en mere ligelig fordeling af de to komponenter. Derudover er der mindre ændringer i denitrifikation og puljer, men ca. 80 % af ændringen genfindes altså som mindre høstet kvælstof og mindre udvaskning. Det svarer til at ca. 50 % af nedgangen i tilførsel bliver til nedgang i udvaskning, mens 30 % omsættes til mindre høstet kvælstof. Scenariegruppen estimerer en effekt på ca. 550 tons af samme tiltag.

Sammenlignes beregningerne med et estimat fra Dansk Landbrug, Landscentret, forventes der en nedgang i tørstof for vårbyg på 6-8 % og for vinterhvede 6-10 %, afhængig af forfrugt (Leif Knudsen, pers. medd.). Derudover forventes en effekt på proteinindholdet i afgrøden. Denne vurdering er i samme størrelsesorden som ovenstående beregning, eventuelt med en lille smule større effekt på høstudbyttet, end gennemsnitstallene oven for angiver.

4.8 Resultater af scenarieberegninger

De fundne resultater er forsøgt opstillet i scenarietabellerne, defineret af Scenariegruppen. Scenarierne beregnes sådan, at den øgede reduktionsprocent for vådområder ganges på hele belastningen fra området. Når de tidligere beskrevne usikkerheder på modelberegningerne tages i betragtning, kan de beregnede værdier i tabel 4.67 ikke anvendes direkte, men skal betragtes som størrelsesorden for de enkelte scenarier.

Scenarie 1, 2 og 4-6 er vurderet nogenlunde stringent, og effekter menes ikke at være medregnet to gange. Scenarie 3 er noget vanskeligere at estimere, fordi nogle af de foreslåede tiltag vil påvirke landmændenes afgrødevalg mærkbart.

I scenarie 1 er effekten af en 5% skærpelse af husdyrgødningsudnyttelsen indsat, mens effekten af omlægning af efterafgrøder fra planteavlbrug til husdyrbrug er sat til 0. For SFL-områder er forudsat, at det primære tiltag er græsordninger, og de 220 ha med ændret afvanding regnes kun med ved, at udvaskningen fra rodzonen fjernes. Der er ikke beregnet grundvandsreduktion på dette bidrag, hvilket kan føre til en overestimering af effekten.

Tabel 4.67 Transport til Odense Fjord. Bidrag fra Stige Ø ikke inkluderet.

	Transport til fjorden	Forskel til VMP II-slut
	T	T
VMP II-slut	1496	
Scenarie 1	1327	169
Scenarie 2	1207	289
Scenarie 3	1102	394
	618	878
Scenarie 4	1336	160
Scenarie 5	1197	299
Scenarie 6	1129	387

Udtagning af ådale og skovrejsning beregnes som allerede vist i de foregående afsnit, dog er der foretaget en lille korrektion på udvaskningssiden på grundlag af, at effekten var beregnet under VMP II-slut-forhold og altså ikke med forbedret foderudnyttelse + 5 %'s skærpelse af udnyttelseskravene. Også for ådalene er grundvandsreduktionen sat til 0, hvilket igen kan medføre en lidt overestimeret effekt.

Slutresultatet for scenarie 1 er en reduktion i belastningen til fjorden på 169 tons kvælstof, svarende til en tilførsel på 1327 tons.

Scenarie 2 er beregnet på samme måde. Økologisk jordbrug er medregnet med en effekt på 28 kg/ha, som tidligere anvendt i VMP II. Resultatet bliver en reduktion i belastningen til fjorden på 289 tons kvælstof og en samlet tilførsel på 1327 tons.

Scenarie 3 følger samme mønster, men der kan stilles nogle alvorlige spørgsmål ved medtagningen af effekten af reduceret husdyrhold og nedsat norm. Effekterne af de øvrige tiltag leder til en reduktion i transporten af kvælstof til fjorden på 394 tons, hvilket giver en samlet tilførsel til fjorden på 1102 tons kvælstof. Beregningen viser, at effekten af at reducere husdyrholdet er langtidsvirkende, og ikke viser sig markant inden for de første 10 år. Man kan derfor vælge at sætte effekten til 0 inden for denne planperiode. På længere sigt burde udvaskningen falde med mindst 50 tons for oplandet.

Effekten af at nedsætte normen er yderst usikkert beskrevet. Som nævnt vil afgrødesammensætningen ændre sig, og flere fikserende planter vil forekomme i sædskiftet. Det vil betyde en mindre nedgang i udvaskningen end her vist. Udgår de 10.000 DE af oplandet, vil flere af sædskifterne være rene planteavlsskifter, for hvilke ændringen i kvælstoftildeling slår kraftigere igennem på mængden af høstet kvælstof og mindre på udvaskningen, end for svinesædskifterne. Dette betyder også en mindre effekt end her beregnet. Der er ingen tvivl om, at den nedsatte norm har konsekvenser for høststudbytte og for proteinprocenten i afgrøden. En nedgang på 700 tons høstet kvælstof svarer til ca. 9 % af høstet kvælstof i VMP II-slut-scenariet. Beregningen ender med en transport af kvælstof til fjorden på 618 tons, og altså en reduktion i udvaskning på 878 tons.

For scenarie 4-6 er der en tilsvarende nedgang i udvaskning af kvælstof på henholdsvis 160 tons, 299 tons og 387 tons. I alle beregninger er det forudsat, at der ingen grundvandsreduktion finder sted for ådale og for skov til erosionsbekæmpelse, der er forudsat at ligge tæt på vandløbene. Dette er dog sandsynligvis en overestimation af effekten.

Scenarie-resultaterne er under alle omstændigheder en effekt af de anvendte antagelser. De beregnede nedgange i udvaskning vil mindskes, hvis dyreholdet ikke holdes konstant, som antaget i beregningerne.

Table 4.68 Scenarie 1. Beregnet effekt af virkemidler. Bidrag fra Stige Ø er ikke medregnet.

Tiltag	Areal påvirket Ha	Ændring i den samlede rodzoneudvaskning T	Reduktion			Årlig transport til fjorden		
			Grundvand %	Vådområder og å T	å %	Diffus transport T	Punktkilder T	I alt T
VMP II implementeret	Udgangspunkt	3345	Ca. 52 %	1625	Ca. 15%	1381	115**	1496
Forbedret foderudnyttelse + 5 % skærpet husdyrgødningsudnyttelse		156	Ca. 52 %	75				
Optimal udnyttelse af efterafgrøder	4000 ha	Ca. 0	Ca. 52 %	0				
SFL-områder*	1000 ha		Ca. 52 %					
- 780 ha græsordninger	780	5.5	Ca. 52 %	3				
- 220 ha ændret afvanding*	220	11	0	11				
Udtagning, ådale	1500 ha	73 (70) [@]	0	70	16.8			
Skovrejsning	1000 ha	31 (30) [@]	67	10				
Foreløbig sum				1456		1212		1327

*. For Odense Fjords opland forventes det primære indgreb at være græsordninger under MVJ, der tidligere i VMP II-sammenhæng er sat til 7 kg/ha. Ændret afdræning forventes primært at føre til ændret belastning, da kun 10 % af disse arealer modtager vand andet steds fra.

@ Værdierne estimeret til udtagning er justeret ned med forholdet mellem udvaskningen pr. ha for FF+5 og VMP II (49.2/51.6).

** Tillæg for punktkilder.

Table 4.69 Scenarie 2: Beregnet effekt af virkemidler. Bidrag fra Stige Ø er ikke medregnet.

Tiltag	Areal påvirket Ha	Ændring i den samlede rodzoneudvaskning T	Reduktion			Årlig transport til fjorden		
			Grundvand %	Vådområder og å T	Vådområder og å %	Diffus transport T	Punktkilder T	I alt T
VMP II implementeret	Udgangspunkt	3345	Ca. 52 %	1625	Ca. 15%	1381	115**	1496
Forbedret foderudnyttelse + 10 % skærpet husdyrgødningsudnyttelse		276	Ca. 52 %	132				
Optimal udnyttelse af efterafgrøder	4000 ha	0	Ca. 52 %	0				
SFL-områder*	2000 ha							
- 1560 ha græsordninger	1560	11	Ca. 52 %	5				
- 440 ha ændret afvanding*	144	21	0	21				
Økologisk jordbrug#	2500 ha	70	Ca. 52 %	34				
Udtagning, ådale	2000	97 (89) [®]	0	89	17,3			
Skovrejsning	2500	78 (72) [®]	67	24				
Foreløbig sum				1320		1092		1207

* Der er ikke regnet på SFL-tiltag. For Odense Fjords opland forventes det primære indgreb at være græsordninger under MVJ, der tidligere i VMP II-sammenhæng er sat til 7 kg/ha. Ændret afdræning forventes primært at føre til ændret belastning, da kun 10 % af disse arealer modtager vand andet steds fra.

Der er ikke regnet på økologisk jordbrug. Effekten er sat til 28 kg/ha.

@ Værdierne estimeret til udtagning er justeret ned med forholdet mellem udvaskningen pr. ha for FF+10 og VMP II, (47.4/51.6).

** Tillæg for punktkilder.

Tabel 4.70 Scenarie 3. Beregnet effekt af virkemidler. Bidrag fra Stige Ø er ikke medregnet.

Tiltag	Areal påvirket Ha	Ændring i den samlede rodzoneudvaskning T	Reduktion			Årlig transport til fjorden		
			Grundvand %	Vådområder og å T	Ca. %	Diffus transport T	Punktkilder T	I alt T
VMP II implementeret	Udgangspunkt	3345	Ca. 52 %	1625	Ca. 15%	1381	115**	1496
Forbedret foderudnyttelse + 10 % skærpet husdyrgødningsudnyttelse		276	Ca. 52 %	132				
Optimal udnyttelse af efterafgrøder (4500 ha)	4000 ha	0	Ca. 52 %	0				
Yderligere målrettet etablering af efterafgrøder	5000 ha	242		116				
SFL-områder*	2000 ha							
- 1560 ha græsordninger	1560	11	52	5				
- 440 ha ændret afvanding*	144	21	0	21				
Økologisk jordbrug#	2500 ha	70	Ca. 52 %	34				
Udtagning, ådale	2000	97 (89) [@] [82]	0	82	17,3			
Skovrejsning	5000	155 (142) [@] [124]	67	41				
Foreløbig sum				1194		987		1102
Reduceret husdyrhold, 10.000 DE		0, på længere sigt op til 50 T		0 (-24)				
				(1170)		968		1083
Nedsat Norm med 20 %#		1220	Ca. 52 %	586				
				608		503		618

* Der er ikke regnet på SFL-tiltag. For Odense Fjords opland forventes det primære indgreb at være græsordninger under MVJ der tidligere i VMP II-sammenhæng er sat til 7 kg/ha.

@ Værdierne estimeret til udtagning er justeret ned med forholdet mellem udvaskningen pr. ha for FF+10 og VMP II. Derefter er foretaget et fradrag for efterafgrøder inden for arealet.

Meget usikkert estimat. Fjernelse af 10.000 dyreenheder vil endvidere påvirke effekten af normnedsættelsen mod mindre effekt på udvaskningen og større på høstet N.

Der er ikke regnet på økologisk jordbrug. Effekten er sat til 28 kg/ha.

** Tillæg for punktkilder.

Tabel 4.71 Scenarie 4. Ådale og skovrejsning mod erosion forventes at ligge så tæt på vandløb, at der ikke er regnet med reduktion i grundvand. Estimatet er derfor en maximumseffekt på basis af de foretagne beregninger. Reduktion i udvaskning for skov til erosionsbekæmpelse er beregnet som for skov på højbund. Bidrag fra Stige Ø er ikke medregnet.

Tiltag	Areal påvirket Ha	Ændring i den samlede rodzoneudvaskning T	Reduktion			Årlig transport til fjorden		
			Grundvand %	Vådområder og å T	Vådområder og å %	Diffus transport T	Punktkilder T	I alt T
VMP II implementeret	Udgangspunkt	3345	Ca. 52 %	1625	Ca. 15%	1381	115**	1496
Ådale	2500	121	0	121	17.7			
Skov, højbund	1000	31	67	10				
Skov, erosion	250	10	0	10				
Bræmmer	62.5 ha							
						1221		1336

* Tillæg for punktkilder (tilførsel – nedbrydning af punktkilder)

Tabel 4.72 Scenarie 5. Ådale og skovrejsning mod erosion forventes at ligge så tæt på vandløb, at der ikke er regnet med reduktion i grundvand. Estimatet er derfor en maximumseffekt på basis af de foretagne beregninger. Reduktion i udvaskning for skov til erosionsbekæmpelse er beregnet som for skov på højbund. Bidrag fra Stige Ø er ikke medregnet.

Tiltag	Areal påvirket Ha	Ændring i den samlede rodzoneudvaskning T	Reduktion			Årlig transport til fjorden		
			Grundvand %	Vådområder og å T	Vådområder og å %	Diffus transport T	Punktkilder T	I alt T
VMP II implementeret	Udgangspunkt	3345	Ca. 52 %	1625	Ca. 15%	1381	115**	1496
Ådale	5000	242	0	242	19.4			
Skov, højbund	2000	62	67	20				
Skov, erosion	500	20	0	20				
Bræmmer	125 ha							
						1082		1197

* Tillæg for punktkilder (tilførsel – nedbrydning af punktkilder)

Tabel 4.73 Scenarie 6. Ådale og skovrejsning mod erosion forventes at ligge så tæt på vandløb, at der ikke er regnet med reduktion i grundvand. Estimatet er derfor en maximumseffekt på basis af de foretagne beregninger. Reduktion i udvaskning for skov til erosionsbekæmpelse er beregnet som for skov på højbund. Bidrag fra Stige Ø er ikke medregnet.

Tiltag	Areal påvirket Ha	Ændring i den samlede rodzoneudvaskning T	Reduktion			Årlig transport til fjorden		
			Grundvand %	Vådområder og å T	%	Diffus transport T	Punktkilder T	I alt T
VMP II implementeret	Udgangspunkt	3345	Ca. 52 %	1625	Ca. 15%	1381	115**	1496
Ådale	10000 (7000)	286	0	286	19.4 %			
Skov, højbund	4000	124	67	41				
Skov, erosion	1000	40	0	40				
Bræmmer	250 ha							
						1014		1129

* Tillæg for punktkilder (tilførsel – nedbrydning af punktkilder)

4.9 Diskussion af virkemidler og reduktion i kvælstoftilførslen til fjord/grundvand

Der forventes en fortsat effekt af VMP II-tiltagene ind i 2004, men beregningerne tyder ikke på, at der vil være en langtidseffekt af de foretagne indgreb. I forhold til årene 1998/01 forventes en nedgang i udvaskning på mindre end 25 % som følge af ændret tilførsel af handelsgødning. Beregningerne er, som tidligere nævnt, meget usikre.

Det bemærkes i beregningerne, at den absolutte virkning af vådområder mindskes, når andre tiltag får udvaskningen fra rodzonen til at falde. De forskellige tiltag er altså ikke additive.

Der er en positiv effekt af at stramme husdyrgødningsudnyttelsesprocenten, men beregningerne tyder på, at tildelingerne bliver "strammere" på bedrifter med kvæg, end de gør på svinebedrifter, idet høstudbyttet påvirkes mest på kvægbedrifterne. Desuden tyder beregningerne på, at udvaskningen kan reduceres yderligere ved brug af efterafgrøder. Beregningerne gav en betydelig større effekt for vinterraps end for byg med udlæg, men ikke nogen væsentlig effekt af omlægning af efterafgrøder mellem brugstyper. Reduktionen i udvaskning skyldtes hovedsageligt, at organisk kvælstof blev bygget op i jorden og kun i mindre grad, at der skete en større fjernelse med afgrøderne. Derfor forventes effekten af efterafgrøder at mindskes på sigt.

Udtagning af ådals-arealer giver en betydelig nedgang i udvaskningen fra rodzonen. Beregningen viser imidlertid kun begrænset effekt med hensyn til reduktion af kvælstof i tilstrømningen til vandløb. Det kan diskuteres, om modellen opnår en tilstrækkelig høj fjernelse i vådområderne. Men det må forventes at fjernelsen af kvælstof vil begrænses af tilførslen, og udvidelse af eksisterende vådområder kan

kun føre til yderligere fjernelse af kvælstof, hvis tilstrømningen er stor nok til at "føde" det yderligere areal. Tallene tyder på, at oprettelse af nye vådområder med reduktionsformål skal målrettes stærkt med områder, der har ringe grundvandsreduktion, og arealer, hvor drænvand ikke allerede strømmer gennem vådområdearealer. Ikke overraskende har skovrejsning til grundvandsbeskyttelse kun en mindre effekt på udvaskningen til fjorden.

Det er allerede diskuteret, at omlægningen af svinebrug til planteavlbrug ikke vil slå igennem med en umiddelbar effekt på kort sigt. Det vil en normændring, men effekten af en normændring er meget usikker, og det givne estimat må anses for et absolut maximumsestimater. Reaktionen på omlægningen vil være at forsøge at mindske den kraftige effekt på høstet kvælstof ved at øge arealet med bælgplanter.

Der synes at være markante forskelle på reduktionsprocenten i grundvand i de forskellige deloplande til Odense Fjord, men der er tvivl om, hvor stor en del af forskellen, der er reel. For nogle deloplande ligger redoxzonen imidlertid meget højt og implementerede tiltag må derfor forventes at slå relativt svagere igennem her end i oplande, hvor fronten ligger dybere. For Odense Å, Stavis Å og Vejrup Å ligger den gennemsnitlige reduktionsprocent på omkring 50 %. Ligeledes fremgår det af resultaterne af partikelbaneberegningerne, at nogle områder inden for oplandene har en væsentlig mere direkte vej til vandløbssystemet end andre, og der skulle derfor være basis for en differentieret indsats også i lerrige oplande. Information om forskelle i grundvandsreduktion over oplandet har ikke været anvendt i de gennemregnede eksempler. Umiddelbart ville det være interessant at vurdere, om husdyrproduktionen kunne målrettes mod områder med høj reduktionskapacitet, da disse ser ud til at findes i oplandet. Ligeledes kunne andre tiltag, såsom etablering af flere efterafgrøder og udtagning af ådale, også målrettes mod områder med stor direkte dræntilstrømning.

De øvrige tiltag bidrager alle til reduktionen i fjordens belastning med kvælstof, men med mindre mængder.

5 Fosfor – modeller, indeks og balancer

Hans Estrup Andersen, Brian Kronvang, Søren Erik Larsen, Michael Stjernholm, Ole Jørgensen

Indledning

Beskrivelse og kvantificering af fosfortab fra dyrkningsjord til overfladevand er kompliceret. På grund af vanskelighederne med at beskrive samspillet mellem fosforkilder og -transportveje og den tidlige og rumlige variation heri findes der endnu ikke nogen model, der er velegnet til anvendelse under danske forhold.

I mangel af en egentlig fosfortabs-model er der i nærværende arbejde brugt tre forskellige tilgange til at beskrive tab af fosfor på oplandsniveau og til at udpege de faktorer, der er bestemmende for fosfortab. Først gennemføres en analyse af fosfortab og -transportveje med udgangspunkt i unikke datasæt fra det nationale overvågningsprogram. På dette datamateriale udvikles en række empiriske modeller til beskrivelse af tab af fosfor fra oplande og til beskrivelse af fosforkoncentrationen i vandløb. En række anvendelsesmuligheder for de nyudviklede modeller demonstreres: (i) estimering af tab af fosfor fra oplande, hvor der ikke foretages målinger, (ii) til identifikation af særlige højrisiko-oplande, der kræver en nærmere undersøgelse, og (iii) til scenarieberegninger under hensyntagen til modellernes iboende begrænsninger.

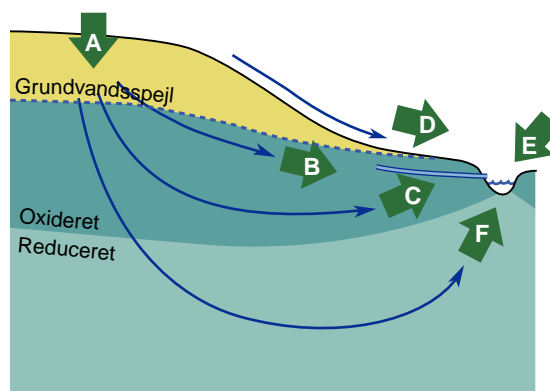
Den anden tilgang til bestemmelse af fosfortab søger at identificere hvorfra i oplandet, fosfortabet stammer: Ved brug af en såkaldt P-index-model er det forsøgt at identificere kritiske kildeområder – det vil sige områder, der har et højt indhold af fosfor eller tilføres store mængder fosfor, og som samtidig er forbundet til overfladevand med en effektiv transportvej. En amerikansk udviklet P-index-model opsættes på markblokniveau på oplandet til Odense Fjord. Ved at inddrage viden, høstet blandt andet fra udviklingen af de empiriske modeller, modificeres indexet, så det beskriver de særlige danske forhold, og der udvikles en egentlig dansk P-index-model. Det demonstreres, at den nyudviklede, danske P-index-model er velegnet til at beskrive fosfortab fra en række deloplande i Odense Fjord-oplandet.

Den tredje tilgang til bestemmelse af fosfortab og årsagerne hertil består i opstilling af fosforbalancer. Med udgangspunkt i data fra det Generelle LandbrugsRegister, det Centrale HusdyrbrugsRegister og Plantedirektoratets kontrol af gødningsregnskaber beregnes nettotilførsel af fosfor til det dyrkede areal for en række deloplande i Odense Fjord-oplandet. Heterogeniteten i fosforbalancerne mellem deloplandene er vurderet i forhold til fosforafstrømningen fra de enkelte deloplande.

5.1 Analyse af fosfortab og -transportveje

5.1.1 Datagrundlag

Fosfor tilført jorden bindes normalt hårdt, og der vil til enhver tid kun være en meget lille mængde uorganisk fosfor opløst i jordvæsken, hvorfra den er tilgængelig for planteoptag eller udvaskning. Jordens bindingskapacitet for fosfor er dog ikke uendeligt stor. Derfor kan der ved akkumulering i jorden, som følge af en nettotilførsel af fosfor, ske en forskydning af ligevægten mellem bundet og opløst fosfor. Herved kan koncentrationen af opløst fosfor i jordvæsken nå op på et niveau, der er kritisk for vandmiljøet (for en uddybende beskrivelse henvises til Rubæk et al., 2003). Set i et længere tidsperspektiv vil en fortsat nettotilførsel af fosfor resultere i en større mætningsgrad af jordens bindingskompleks. Herefter vil fosfor i stigende grad transporteres med infiltrerende regnvand. I modsætning til kvælstof, som generelt udvaskes til grundvand og overfladevand fra hele landbrugsfladen afhængigt af nettoinput af kvælstof, samt klima og dyrkningspraksis i øvrigt, er der for fosfor flere betydende transportveje (figur 5.1): (1) udvaskning af opløst fosfor til dræn og øvre grundvand, hvorfra det kan transporteres til overfladevand, (2) overfladisk afstrømning af opløst fosfor, (3) nedvaskning af partikelbundet fosfor gennem makroporer til dræn og øvre grundvand, hvorfra det kan transporteres til overfladevand, (4) transport af partikelbundet fosfor med vanderosion, (5) transport af partikelbundet fosfor med vinderosion, (6) brinkerosion og (7) tilførsel af naturligt forekommende fosfor med reduceret grundvand, der har været i kontakt med gamle, marine aflejringer. Måling såvel som modellering af fosfortab udgør derfor en stor udfordring.



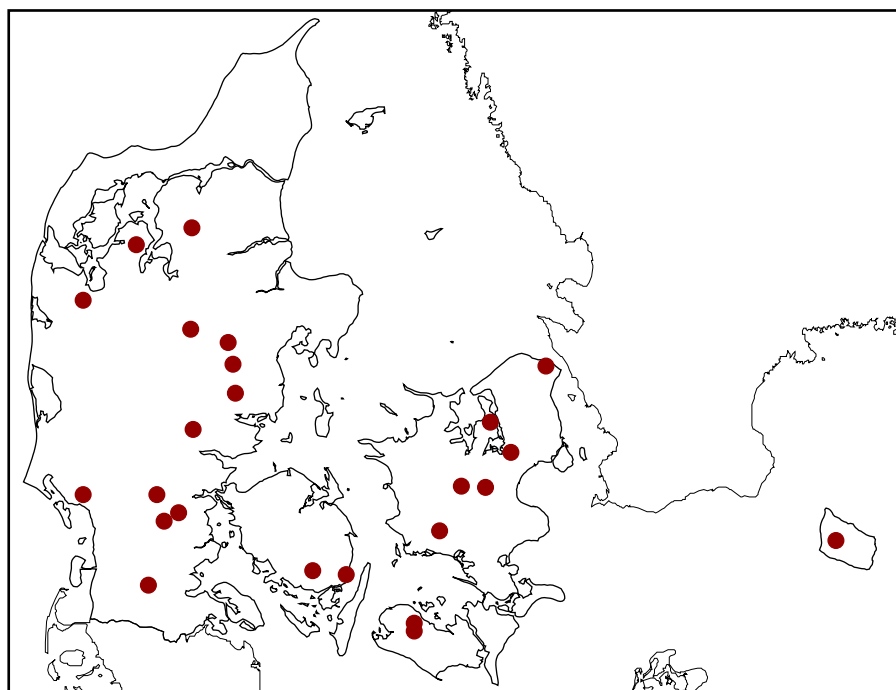
Figur 5.1 Fosfor kan transporteres til overfladevand ad flere veje. Noget fosfor opløses og kan sive med regnvand ned til grundvandet (A) og videre til dræn (B) og vandløb (C). Andet fosfor sætter sig på fine jordpartikler, som via sprækker og store porer i jorden nedvaskes til dræn og herfra transporteres til vandløb og søer. Fosfor, bundet til jordpartikler, kan også skylle eller blæse fra markerne ud i vandmiljøet i perioder med heftig regn, snesmeltning eller kraftig blæst (D). Derudover kan fosfor, bundet til jorden på vandløbsbrinken eller i bunden af vandløbene, blive frigjort og transporteret videre (E). Endelig er der i nogle områder lokale forekomster af fosfor i dybe jordlag. Dette fosfor kan frigives til grundvandet og derved transporteres til vandmiljøet (F) (Nielsen et al., 2003).

Under danske forhold er fosfortab fra landbrugsjorde undersøgt under forskellige betingelser i rumligt begrænsede og velbeskrevne sy-

stemer som lysimeter-, plot- og markforsøg (Rubæk et al., 2003). Her ved er det søgt at isolere betydningen af enkelte transportveje med henblik på øget procesforståelse. En supplerende metode er måling af tabet af fosfor fra hele vandløbsoplande. Oplandstabet af fosfor integrerer betydningen af alle aktive transportveje og deres forbindelse til fosforkilder i oplandet i een værdi. Ved at analysere oplandstabet ved hjælp af en række oplandsbeskrivende karakteristika kan parametre, der har betydning for tabet af fosfor, afdækkes.

Oplandstabet af fosfor beregnes normalt på grundlag af stikprøvebestemmelser (1–2 gange pr. måned) af fosforkoncentrationen i vandløbsvandet, der forlader oplandet. Ved stikprøvebestemmelse er der en risiko for at underestimere fosfortransporten, specielt i mindre vandløb (Bøgestrand, 2000). Det er især transporten af partikulært bundet fosfor, der hovedsageligt er knyttet til kraftige, kortvarige afstrømningshændelser, der kan underestimeres. Der findes imidlertid 24 NOVA-oplande, hvor der udføres automatisk, tilnærmet kontinuert prøvetagning – såkaldt intensiv prøvetagning. For disse oplande vil det beregnede fosfortab være meget tæt på det "sande" tab. For en del af oplandene har prøvetagningen været udført med denne metode siden 1994. De 24 oplande ligger spredt i landet (figur 5.2), hvorved den klimatiske gradient, samt variationen i jordbundsforhold og dyrkningspraksis, er dækket. Oplandene er overvejende små, de er domineret af landbrug og har ingen eller små punktkilder. Til beskrivelse af oplandene er der samlet en lang række data, omfattende landbrugsdrift og arealanvendelse, såvel som naturgivne forhold, tabel 5.1. Disse datasæt med samhørende information om oplandskarakteristika og fosfortab udgør det absolut bedste grundlag for en analyse af årsagerne til fosfortab i vandløbsoplande. I dette kapitel er datasættene analyseret med multipel regressionsanalyse, udført særskilt på henholdsvis total-fosfor, opløst uorganisk fosfor og partikelbundet fosfor. Analyserne er udført på både fosfortab og vandføringsvægtede fosforkoncentrationer.

Figur 5.2 Placering af de 24 NOVA-oplande, hvor der anvendes intensiv prøvetagningsstrategi.



5.1.2 Multipel regressionsanalyse

Ved den intensive prøvetagning analyseres prøverne kun for total-fosfor. Opløst fosfor bestemmes på stikprøver, udtaget cirka ugentligt. Det er imidlertid påvist for små oplande (Kronvang og Bruhn, 1996), at for opløst fosfor er underestimeringen ved en transportberegning baseret på stikprøver kun ca. 7 %. Total fosfor og opløst fosfor (transporter og vandføringsvægtede årskoncentrationer) betragtes derfor som værende bestemt med samme sikkerhed. Partikelbundet fosfor kan dermed beregnes som differencen mellem total-fosfor og opløst fosfor.

Tabel 5.2 indeholder en oversigt over de oplandskarakteristika, der har indgået i analyserne. Indledningsvis er interkorrelation mellem de forklarende parametre undersøgt. I grupper af stærkt interkorrelerede parametre er kun de, der giver den bedste forklaring af transport og koncentration af fosfor, bevaret i de efterfølgende multiple regressionsanalyser.

Der er gennemført multipel regressionsanalyse på årlige transporter såvel som på årlige vandføringsvægtede koncentrationer. Der er benyttet data fra de enkelte stationers start og frem til og med 2000. Punktkildebidraget er fratrukket transporterne. Herved er også koncentrationerne korrigeret for punktkilder, idet vandføringsvægtet koncentration beregnes som transport divideret med afstrømning. Sammensætningen af fosfor fra punktkilder er antaget at være 20 %

Tabel 5.2 Oversigt over forklarende parametre, der har indgået i de multiple regressionsanalyser.

Parameter	Beskrivelse
Fosfor fra spredt bebyggelse	kg P ha ⁻¹ .
Dyrkningsgrad	Dyrkningsgraden i oplandet er bedømt på grundlag af temaet "Arealanvendelse" i Areal Informations Systemet AIS (Nielsen et al., 2000).
Andel partikulært bundet fosfor	En stor andel peger på erosion eller makroporetransport af partikler som en vigtig transportvej.
Total-jern-koncentration	Opløst fosfor kan bindes til jern i vandløbet og dermed henregnes til fraktionen af partikulært bundet fosfor.
Baseflow index	Opdeler den totale vandføring i en relativt langsomt tilstrømmende del ("baseflow") og en relativt hurtigt tilstrømmende del ("quickflow"). En lav værdi betyder, at vandløbsvandet især består af drænvand/øvre grundvand og evt. overfladisk afstrømmende vand. Den benyttede metode er BFI-metoden (Institute of Hydrology, 1993).
Afstrømning	l mm pr. år.
Flomafstrømning	Quickflow i mm pr. år.
Dræningsintensitet	Den samlede vandløbslængde i forhold til oplandsarealet.
Vandløbshældning	Betydende for vandets strømhastighed og dermed erosivitet. I promille.
Vandløbets sinusitet	Betydende for vandets strømhastighed og dermed erosivitet. I m m ⁻¹ .
Brinkhældning	Betydende for brinkerrosion. I grader.
Brinkskred	Observationer i feltet efter vinteren 2000/2001.
Rilleerosion	do.
Sedimentgennembrud af bufferzoner langs vandløb	do.
Fosforbalance 1993 og 1997	Balancer for det dyrkede areal beregnet på grundlag af interviewdata.
Fosfor tilført 1993 og 1997	Fosfor tilført det dyrkede areal. Baseret på interviewdata.
DE pr. ha 1993 og 1997	Beskrivelse af mængden af husdyr. Baseret på interviewdata.
Husdyrgødning-fosfor – mark	Fosfor tilført med husdyrgødning som gennemsnit for marker, der tildeles husdyrgødning. Kg P ha ⁻¹ . Beregningsmetoden er beskrevet i bilag 5.1.
Husdyrgødning-fosfor – opland	Fosfor tilført med husdyrgødning som gennemsnit for hele oplandsarealet. Kg P ha ⁻¹ . Beregningsmetoden er beskrevet i bilag 5.1.
Sand	Procentdel af overjorden, der er sandet (FK1 – FK3 i Den landsomfattende Jordklassificering, 1:50,000).
Leret underjord	Procentdel af jorden i 1 m, der er klassificeret som leret ud fra GEUS jordartskort.
Erosionsrisikoindex – KLS >= 40	Procentdel af det dyrkede areal i en 100 m bred bufferzone langs vandløb, der har erosionsrisiko-index-værdi beregnet efter Kronvang et al. (2003a) på mindst 40.
Erosionsrisikoindex – KLS >= 85	Procentdel af det dyrkede areal i en 100 m bred bufferzone langs vandløb, der har erosionsrisiko-index-værdi beregnet efter Kronvang et al. (2003a) på mindst 85.
Eng/mose	Procentdel af oplandsarealet, der er klassificeret som vandløbsnær eng eller mose i Areal Informations Systemet. Eng/mose kan virke som en buffer, der forøger afstanden mellem dyrkede marker og vandløb.
Forhold mellem partikelbundet fosfor og suspenderet stof	Forholdet afspejler, hvor fosforberiget den partikulære afstrømning er og kan måske medvirke til at udpege kilderne til partikelbundet fosfor – under antagelse af højt fosforindhold i partikler fra markfladen og lavere fosforindhold i partikler, der stammer fra erosion af brinkerne.

opløst fosfor og 80 % partikulært bundet fosfor (baseret på data for 94 % af vandmængden fra samtlige rensningsanlæg, der indgår i Miljøstyrelsens opgørelser over punktkilder (Karin Laursen, Miljøstyrelsen, personlig meddelelse). For både transporter og koncentrationer er analyserne gennemført på henholdsvis total-fosfor, partikulært bundet fosfor og opløst fosfor. Regressionsanalyserne er foretaget ved successivt at fjerne parametre, indtil kun de, der bidrager signifikant (5 %-niveau) til forklaring af transport eller koncentration, rester. Nedenstående præsenteres de seks modeller, tabel 5.3 – 5.8. For hver model angives modellens samlede forklaringsgrad (R^2) og de indgående parametre. Forklaringsgraden udtrykker, hvor meget modellen forklarer af den samlede variation i datamaterialet. Eksempelvis vil en forklaringsgrad på 1 betyde, at modellen vil prediktere værdier, der er fuldstændig sammenfaldende med de observerede værdier. For parametrene er angivet den enkelte parameters forklaringsgrad samt parameterestimatet. I regressionsanalyserne har transporter og koncentrationer, samt afstrømning og flomafstrømning, indgået i logaritmeret form (naturlige logaritmer). Logaritmering foretages for at sikre en normalfordeling af residualerne, idet det således er antaget og efterfølgende kontrolleret, at rådata er lognormalfordelte. Ved brug af modellerne skal der regnes på logaritmeret form, hvorefter den predikterede værdi for transport eller tab tilbagetransformeres. Samtidig skal der foretages en justering eller korrektion for at genindføre den oprindelige skævhed i rådata (højreskæv fordeling, hvor gennemsnit er større end median). Justeringsfaktoren, der ganges på den tilbagetransformerede, predikterede værdi, er ligeledes angivet for hver model.

Tabel 5.3 Model for transport af total-fosfor.

Samlet forklaringsgrad, R^2	0.80	$p < 0.0001$
Parametre	Forklaringsgrad, R^2	Estimat
Afskæring		-6.53289
log(Flomafstrømning)	0.65	0.86483
Dyrkningsgrad	0.06	0.01865
Sand	0.06	0.00629
Vandløbshældning	0.02	0.01405
Eng/mose	0.01	-0.03833
Justeringsfaktor	1.06	

Tabel 5.4 Model for transport af partikelbundet fosfor.

Samlet forklaringsgrad, R^2	0.75	$p < 0.0001$
Parametre	Forklaringsgrad, R^2	Estimat
Afskæring		-7.66341
log(Flomafstrømning)	0.56	0.92078
Sand	0.10	0.00917
Dyrkningsgrad	0.08	0.02295
Eng/mose	0.005	-0.04124
Vandløbshældning	0.004	0.01869
Justeringsfaktor	1.09	

Tabel 5.5 Model for transport af opløst fosfor.

Samlet forklaringsgrad, R ²	0.65	p < 0.0001
Parametre	Forklaringsgrad, R ²	Estimat
Afskæring		-6.96884
log(Afstrømning)	0.54	0.86286
Eng/mose	0.05	-0.09313
P i husdyrgødning – mark	0.03	0.01136
Fosfor fra spredt bebyggelse	0.03	1.37733
Justeringsfaktor	1.11	

Tabel 5.6 Model for koncentration af total-fosfor.

Samlet forklaringsgrad, R ²	0.39	p < 0.0001
Parametre	Forklaringsgrad, R ²	Estimat
Afskæring		-2.21518
Baseflow index	0.13	-1.62123
Dyrkningsgrad	0.11	0.01550
Sand	0.10	0.00519
Eng/mose	0.04	-0.06679
Vandløbshældning	0.01	0.01838
Justeringsfaktor	1.06	

Tabel 5.7 Model for koncentration af partikelbundet fosfor.

Samlet forklaringsgrad, R ²	0.39	p < 0.0001
Parametre	Forklaringsgrad, R ²	Estimat
Afskæring		-2.77435
Sand	0.19	0.00862
Dyrkningsgrad	0.10	0.01856
Baseflow index	0.07	-2.13255
Vandløbshældning	0.02	0.02181
Eng/mose	0.005	-0.04992
Justeringsfaktor	1.10	

Tabel 5.8 Model for koncentration af opløst fosfor.

Samlet forklaringsgrad, R ²	0.29	p < 0.0001
Parametre	Forklaringsgrad, R ²	Estimat
Afskæring		-2,35977
Baseflow index	0,16	-1,06651
Eng/mose	0,10	-0,08761
P i husdyrgødning – mark	0,04	0,01097
Justeringsfaktor	1,11	

Tabel 5.9 Spearman-korrelation (r) mellem de forklarende parametre, der indgår i transport- og koncentrationsmodellerne.

	dyrk	sand	eng/mose	hældning	flom-vandf.	vandf.	husdyr-gødn.	spredt b.	BFI
dyrk	1	0.12	0.20	0.003	0.03	0.15	0.54	0.11	0.17
sand		1	0.17	-0.22	-0.31	0.05	-0.17	-0.33	0.53
eng/mose			1	0.34	-0.07	0.17	0.03	-0.20	0.40
hældning				1	0.04	-0.04	0.33	-0.09	-0.06
flom vandf,					1	0.76	0.23	0.15	-0.40
vandf,						1	0.24	0.04	0.19
husdyr-gødn,							1	0.26	-0.05
spredt b,								1	-0.21
BFI									1

Tabel 5.9 viser korrelationen (Spearman) mellem de forklarende parametre, der indgår i transport- og koncentrationsmodellerne. Værdien af r kan variere mellem -1 og 1. Jo tættere på |1| jo større korrelation. Korrelationerne mellem parametrene, der indgår i transportmodellerne, er generelt lave. For parametrene i koncentrationsmodellerne er der en vis interkorrelation, især mellem Baseflow index og procentdelen af sandjorde.

Det fremgår af tabel 5.3 – 5.5, at forklaringsgraderne for transportmodellerne generelt er høje, og at dette alt overvejende skyldes, at afstrømningen indgår som en forklarende parameter. Afstrømningen indgår i beregning af transporten, hvorved den optræder ”på begge sider af lighedstegnet” i modelleringen. For total-fosfor og partikulær fosfor er det dog ikke den samlede afstrømning, men flomafstrømningen, der indgår. Flomafstrømningen er en mindre og varierende del af den samlede afstrømning, afhængig af oplandskarakteristika som jordbund, geologi, topografi og dræningsomfang. Flomafstrømningens betydning for transporten af partikelbundet fosfor antyder, at overfladisk afstrømning/drænastrømning, samt erosion og brinkerrosion, er vigtige transportveje for denne fosfor-form. Kildebeskrivende parametre som dyrkningsgrad og tildeling af fosfor med husdyrgødning indgår i transportmodellerne (i hhv. modellerne for total- og partikelbundet fosfor og modellen for opløst fosfor), men bidrager kun med en lille del af den samlede forklaring af transporten.

Koncentrationsmodellerne (tabel 5.6 – 5.8) har lave forklaringsgrader, hvilket illustrerer vanskeligheden ved at modellere de komplicerede sammenhænge mellem transportveje og kildeområder og den rumlige og tidlige variation heri. Modellerne kan muligvis forbedres ved at gå ned i tidsskridt – f.eks. til månedsniveau – hvorved en del af den tidlige variation vil kunne beskrives. Det er generelt de samme forklarende parametre, der optræder i transport- og koncentrationsmodellerne, udover at afstrømningen naturligvis ikke indgår i de sidstnævnte. Derimod indgår Baseflow indexet som en beskrivelse af afstrømningsregimet. Baseflow indexet indgår negativt for alle fosforformerne. Det vil sige, at koncentrationen af alle fosforformer falder med stigende andel af relativt langsomt tilstrømmende grundvand. Dette peger på, at fosfor i vandløbene i disse mindre oplande overvejende hidrører fra den øverste del af jorden, hvorfra den tilføres

med overfladisk afstrømning/drænvand eller med erosion. Endvidere kan brinkerosion udgøre et væsentligt bidrag. I større oplande kan der forekomme bidrag af naturligt forekommende fosfor med reduceret grundvand fra dybe jordlag.

Observationerne i oplandene af rilleerosion, sedimentgennembrud af den vandløbsnære bufferzone, brinkskred og opmåling af brinkhældning bidrager ikke signifikant i modellerne. Den manglende effekt af erosions- og sedimentgennembruds-observationerne kan måske forklares ved, at observationsperioden vinteren 2000/2001 har været atypisk i relation til den variation, der har været i modelperioden i øvrigt. Desuden antages jorderosion kun at udgøre en lille del af det samlede fosfortab (Rubæk et al., 2003), hvorfor den vil være svær at modellere. Brinkerosion antages derimod at udgøre en betydelig del af det samlede fosfortab (i størrelsesordenen 50 % af dyrkningsbidraget, Rubæk et al., 2003). Brinkerosion kan foregå som (i) afslibning som følge af påvirkningen af det strømmende vand, (ii) som en gradvis nedglidning af materiale pga. overstejle brinker, og (iii) som brinkskred. Brinkskred er af særdeles stokastisk natur og skyldes dels naturlige processer som underskæring af brinken, såvel som menneskeskabte forhold, f.eks. kvægnedtrampning eller kørsel med landbrugsmaskiner tæt på vandløbet. Observationer af brinkskred kan derfor være vanskelige at bruge modelmæssigt. Det er vist (Laubel et al., 2003), at de to førstnævnte brinkerossionsformer delvist kan beskrives som funktion af strømhastighed, vandløbs-hældning og brinkhældning, hvor brinkhældning er den mest betydende faktor. På trods heraf, og på trods af en forventning om en relativ stor betydning af brinkerosion, indgår brinkhældning altså ikke signifikant i modellerne.

Modellen for koncentration af opløst fosfor er specielt svag. En medvirkende årsag hertil kunne være, at en del af det opløste, uorganiske fosfor udfælder med jern i vandløbet og dermed henregnes til fraktionen af partikulært bundet fosfor. Man ville altså forvente, at jernkoncentrationen i vandløbet skulle indgå i modellen med en negativ effekt på størrelsen af koncentrationen af opløst fosfor. Koncentration af total-jern er imidlertid målt i alle vandløb og har indgået i modelleringen, men uden at bidrage signifikant til modellen.

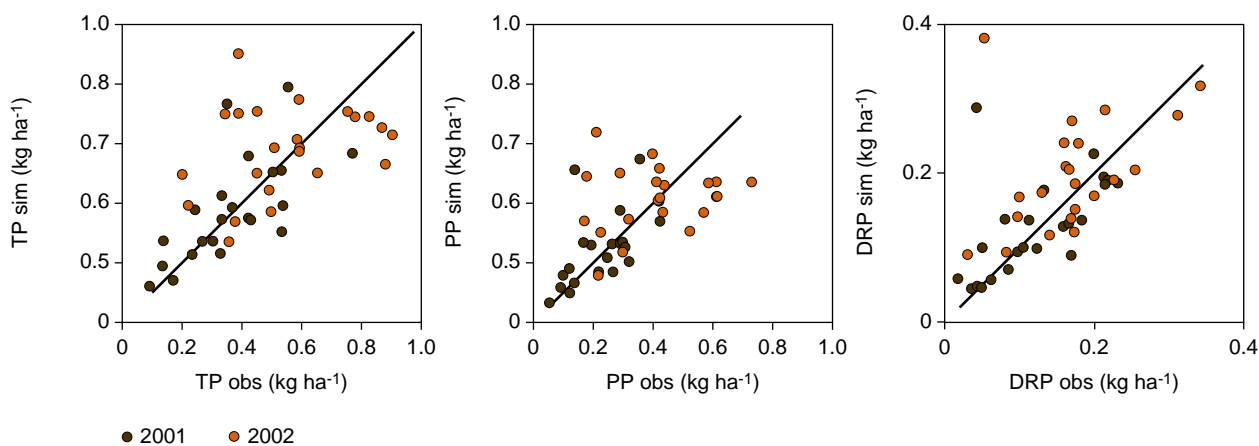
5.1.3 Validering af modeller

Transport- og koncentrationsmodellerne er opstillet på data fra de enkelte stationers start og frem til og med 2000. Data fra 2001 og 2002 udgør altså et i princippet uafhængigt datasæt, hvorpå modellerne kan valideres. Figur 5.3 og 5.4 viser sammenligning mellem målte og modelberegnete værdier af transport og koncentration af hhv. totalfosfor, partikelbundet fosfor og opløst fosfor. Det fremgår, at transportværdierne ligger nogenlunde symmetrisk fordelt omkring identitetslinjen, og at spredningen er størst for 2002-data. Dette skyldes, at afstrømningen i 2002 var usædvanligt høj (Bøgestrand, 2003) og dermed i yderkanten af modellernes gyldighedsområde, hvor usikkerheden er størst. For opløst fosfor er spredningen tilsyneladende uafhængig af transportens størrelse. Ud fra en vurdering af punkternes spredning omkring identitetslinjen må modellen for opløst fosfor betegnes som den bedste transportmodel til beskrivelse af det samle-

de, uafhængige datasæt (2001 og 2002). I datasættet for transport af opløst fosfor er der to deciderede outliers, hvor der predikteres meget høje værdier, men observeres meget lave værdier af transport af opløst fosfor. Der er tale om et enkelt opland, hvor afstrømningen i 2001 og 2002 er hhv. 508 mm og 703 mm. I datasættet, som modellen er dannet på, er den gennemsnitlige afstrømning 257 mm med minimums- og maksimumsværdier på 26 mm og 652 mm. Årsagen til de meget lave, målte værdier af opløst fosfor fra outlier-oplandet er et meget højt indhold af total-jern i vandløbet – ca. 2 mg total-Fe l⁻¹. Det høje jernindhold bevirker sandsynligvis, at opløst, uorganisk fosfor udfældes og transporteres som partikelbundet fosfor. Partikelbundet fosfor udgør således 88 % af den samlede fosfortransport. For modellerne for total- og partikelbundet fosfor stiger spredningen med stigende transportværdier. Dette er uheldigt, idet ønsket ofte er at kunne prediktere de store fosfortab. Årsagen til den store spredning ved høje værdier er de stokastiske processer, som transport af især partikelbundet fosfor er underlagt, hvor der, afhængigt af klimatiske forhold, er stor variation i antallet af aktive transportveje.

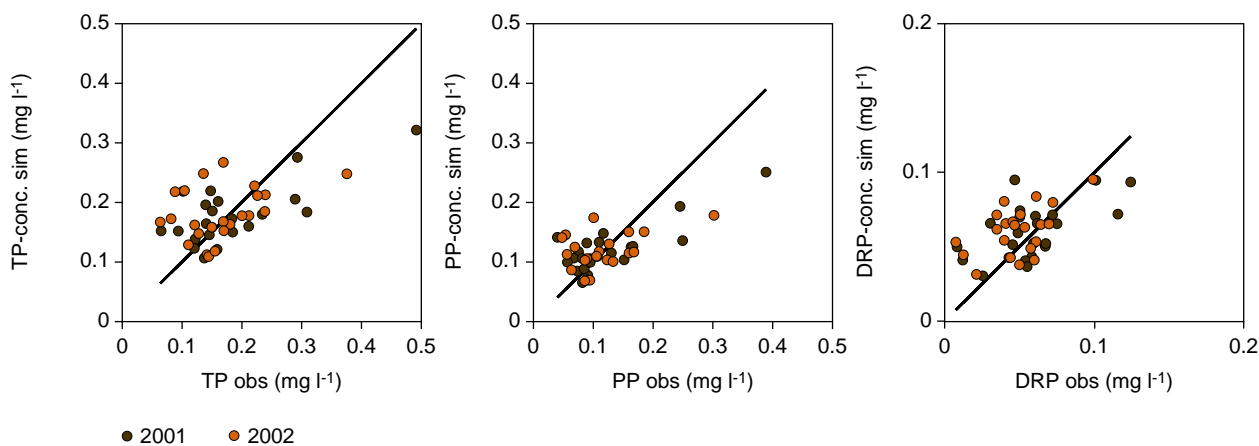
Koncentrationsmodellernes relativt ringere forklaringsgrad afspejles i en større asymmetri i punkternes fordeling omkring identitetlinjen. For alle koncentrationsmodellerne gælder, at de virker bedst til prediktion af lave koncentrationsværdier. Valideringsresultatet understreger, at der er et fortsat behov for at forbedre modellerne. Der er givetvis betydende forhold – f.eks. jordens fosforstatus og fordelingen af bindingskapacitet ned gennem jorden – som bør inddrages.

Som en illustration af usikkerhederne på modellernes prediktioner er der beregnet konfidensgrænser for en enkelt, centralt placeret, predikteret værdi for hver af modellerne. Da hvert punkt i figurerne repræsenterer et helt opland et enkelt år og dermed en individuel kombination af de forklarende parametre, er det ikke muligt at konstruere f.eks. et fælles 95 %-konfidensbånd omkring identitetlinjen.



Figur 5.3. Sammenligning mellem målte og predikterede værdier for transport af hhv. total-fosfor, partikulært bundet fosfor og opløst fosfor opdelt på data fra 2001 (lukket, sort signatur) og 2002 (åben, rød signatur). Usikkerhedsestimater er som eksempel beregnet for hver model på een predikteret værdi, der ligger centralt placeret i mængden af predikterede værdier:

total-fosfor: 0.5 kg P ha⁻¹ med 95 % konfidensinterval [0.43 – 0.58] kg P ha⁻¹
 partikulær fosfor: 0.4 kg P ha⁻¹ med 95 % konfidensinterval [0.34 – 0.47] kg P ha⁻¹
 opløst fosfor: 0.2 kg P ha⁻¹ med 95 % konfidensinterval [0.17 – 0.24] kg P ha⁻¹



Figur 5.4 Sammenligning mellem målte og predikterede værdier for koncentration af hhv. total-fosfor, partikulært bundet fosfor og opløst fosfor opdelt på data fra 2001 (lukket, sort signatur) og 2002 (åben, rød signatur). Usikkerhedsestimater er som eksempel beregnet for hver model på een predikteret værdi, der ligger centralt placeret i mængden af predikterede værdier:

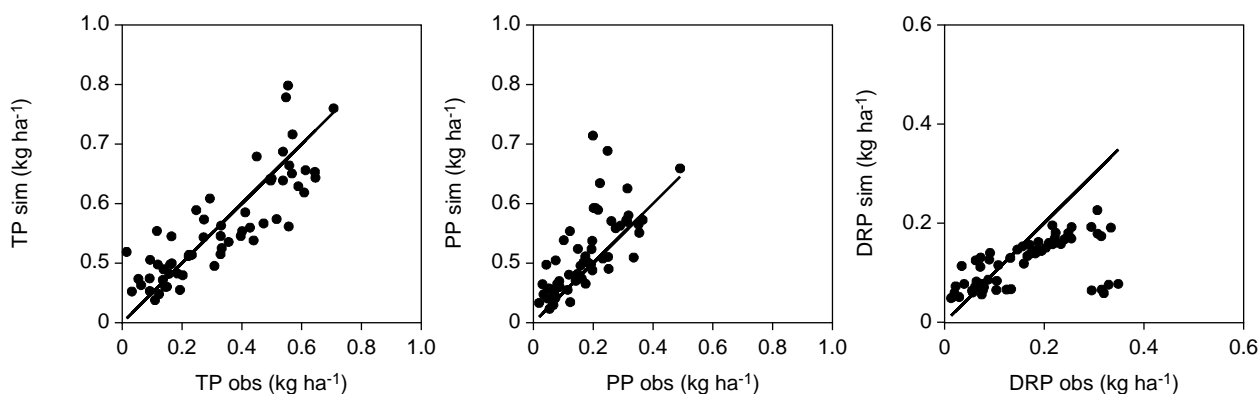
total-fosfor: 0.150 mg P l⁻¹ med 95 % konfidensinterval [0.132 – 0.171] kg P ha⁻¹
 partikulær fosfor: 0.100 mg P l⁻¹ med 95 % konfidensinterval [0.088 – 0.115] kg P ha⁻¹
 opløst fosfor: 0.050 mg P l⁻¹ med 95 % konfidensinterval [0.038 – 0.066] kg P ha⁻¹

5.1.4 Anvendelse af modellerne

Modelopsætning på deloplande i Odense Fjord-oplandet

Som eksempel på en anvendelsesmulighed er de udviklede transportmodeller opsat på 12 deloplande inden for oplandet til Odense Fjord for perioden 1998 – 2002. Datamaterialet adskiller sig væsentligt fra det materiale, som modellerne er udviklet på. Størrelsen af de fynske oplande varierer mellem 2,6 km² og 535 km², og dyrkningsgraden mellem 0 % og 88 %. Desuden er den anvendte prøvetagningsstrategi en stikprøvebestemmelse 1–2 gange pr. måned af fosforkoncentrationen i vandløbsvandet, med den heraf følgende risiko for underestimering af specielt bidraget af partikelbundet fosfor i mindre vandløb. Disse forhold til trods ses der at være en relativ god overensstemmelse mellem observeret og predikteret værdi af transport af total-fosfor. Således ligger hovedparten af punkterne inden for et bånd omkring identitetslinjen med en bredde på 0,2 kg P ha⁻¹. Sammenligningen mellem observerede og predikterede værdier falder mindre heldigt ud for modellerne for partikelbundet og opløst fosfor – især på grund af en gruppe af egentlige outliers i begge plots (figur 5.5). En nærmere analyse af datamaterialet afslører, at det er det samme opland, der i begge plots optræder som outlier. Der er tale om et meget lille opland, 2,6 km², med sandet overjord, men alligevel med en dræningsgrad på 69 % af arealet, med en meget høj dyrkningsgrad på 88 % og en stor tilførsel af husdyrgødning. Disse forhold bevirker et meget stort tab af opløst fosfor, som modellen ikke er i stand til at reproducere. Der peges hermed på en svaghed i modellen. Modellen for partikelbundet fosfor overestimerer til gengæld transporten fra oplandet. Det skyldes, at flomafstrømningens andel af totalafstrømningen er meget høj fra det lille opland. Baseflow indexet er således på 0,50. Modellen predikterer altså et meget højt tab af partikelbundet fosfor, mens det observerede tab er i samme størrelsesorden som tabet fra de øvrige oplande. Der kan være to forklaringer på modellens fejlprediktion i dette tilfælde: (i) det observerede tab af partikelbundet fosfor er undervurderet på grund af prøvetagningsstrategien, og (ii) opdelingen af den samlede vandaf-

strømning med Baseflow index-metoden giver en fejlagtig beskrivelse af forholdene i meget små oplande.

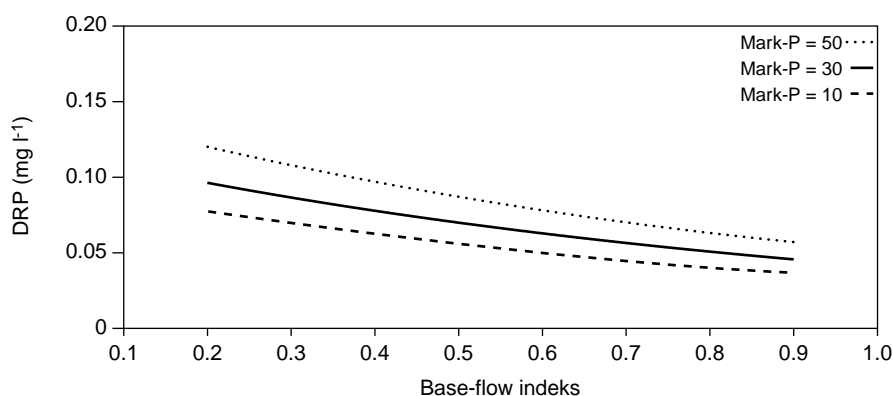


Figur 5.5 Opsætning af transportmodellerne for total-fosfor, partikelbundet og opløst fosfor på 12 deloplande inden for Odense Fjord-oplandet for perioden 1998 – 2002.

Effekt-beregninger med modellerne

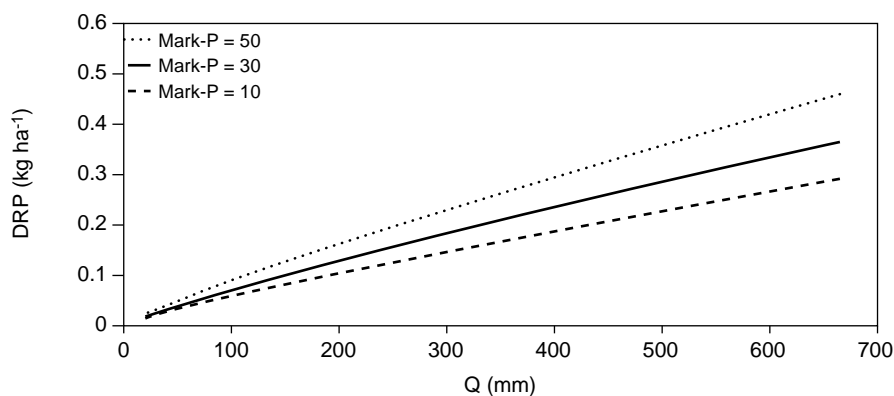
Nedenstående vises eksempler på beregninger med modellerne, hvor der er foretaget en række variationer på modelparametrene. Figur 5.6 og figur 5.7 viser modellerne for hhv. koncentration og transport af opløst fosfor for tre niveauer af tilførsel af fosfor med husdyrgødning. De modelparametre, der ikke er vist i plottet (andelen af oplandsarealet med eng/mose, fosfor tilført fra spredt bebyggelse) er fastholdt på gennemsnitsværdierne for datamaterialet. Figur 5.8 og figur 5.9 viser de samme modelberegninger som figur 5.6 og figur 5.7, blot er det nu 95 %-konfidensbånd omkring de predikterede værdier, der er vist. Det fremgår af figur 5.8 og figur 5.9, at konfidensbåndene overlapper hinanden over hele det beregnede interval. Konsekvensen heraf er, at det ikke er statistisk muligt at adskille værdierne, der er predikeret ved de tre niveauer af tilførsel af fosfor med husdyrgødning. Det giver således ikke mening at benytte modellerne for opløst fosfor til at beregne ændringer i transport eller koncentration som funktion af ændringer i husdyrgødningstilførslen.

Figur 5.6 Beregninger med modellen for koncentration af opløst fosfor for tre niveauer af tilførsel af husdyrgødning.
 Mark-P 10 = 10 kg P ha⁻¹;
 Mark-P 30 = 30 kg P ha⁻¹;
 Mark-P 50 = 50 kg P ha⁻¹.



Figur 5.7 Beregninger med modellen for transport af opløst fosfor for tre niveauer af tilførsel af husdyrgødning.

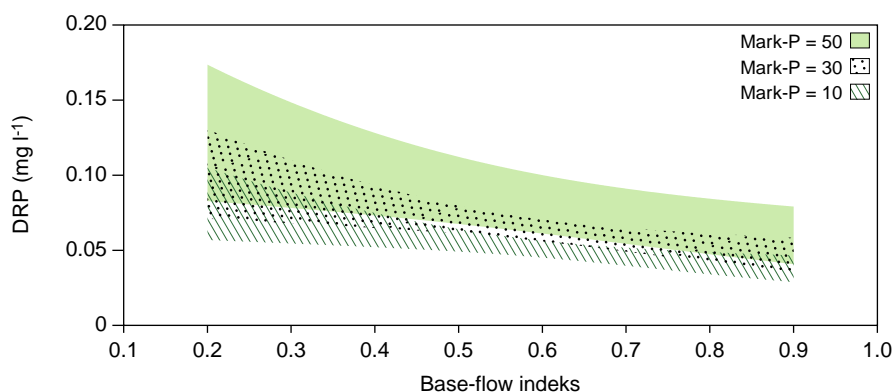
Mark-P 10 = 10 kg P ha⁻¹;
 Mark-P 30 = 30 kg P ha⁻¹;
 Mark-P 50 = 50 kg P ha⁻¹.



Figur 5.8 Beregninger med modellen for koncentration af opløst fosfor for tre niveauer af tilførsel af husdyrgødning.

Mark-P 10 = 10 kg P ha⁻¹;
 Mark-P 30 = 30 kg P ha⁻¹;
 Mark-P 50 = 50 kg P ha⁻¹.

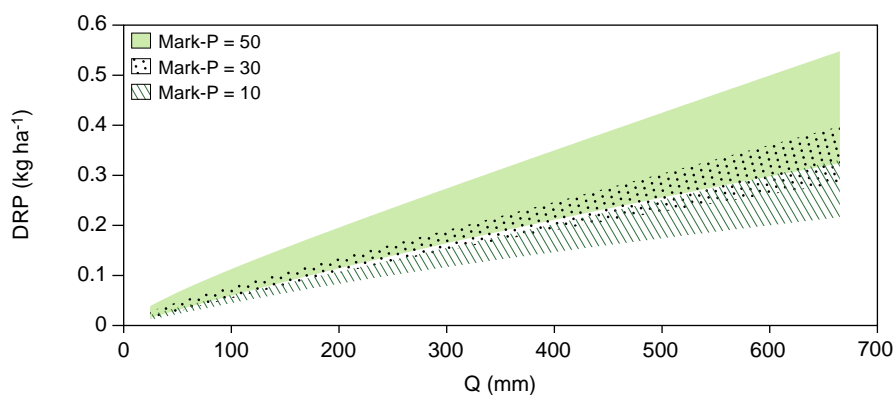
Figuren viser 95%-konfidensbånd omkring de beregnede kurver.



Figur 5.9 Beregninger med modellen for transport af opløst fosfor for tre niveauer af tilførsel af husdyrgødning.

Mark-P 10 = 10 kg P ha⁻¹;
 Mark-P 30 = 30 kg P ha⁻¹;
 Mark-P 50 = 50 kg P ha⁻¹.

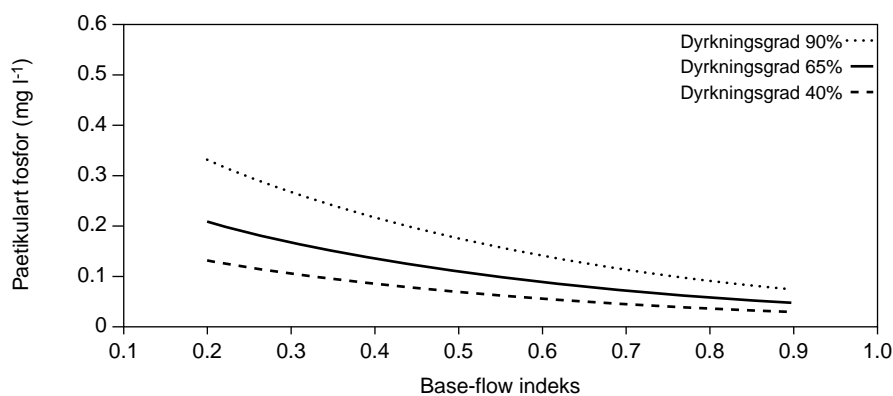
Figuren viser 95%-konfidensbånd omkring de beregnede kurver.



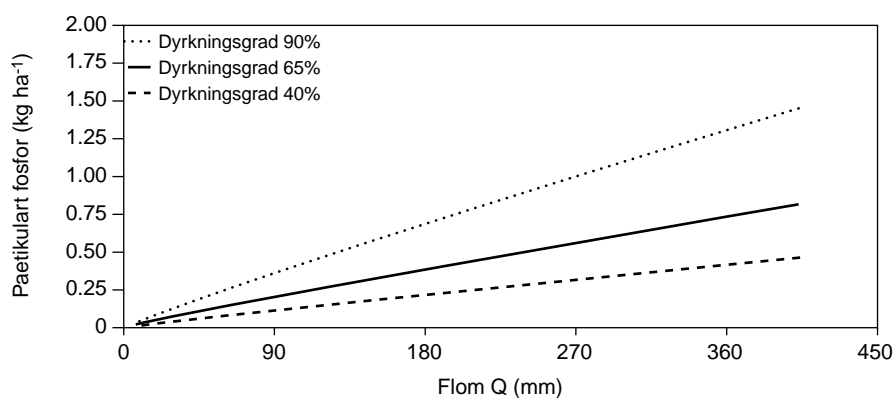
Figur 5.10 – figur 5.13 præsenterer koncentrations- og transportmodellerne for partikelbundet fosfor på samme måde som vist ovenstående for opløst fosfor. Modellerne for partikelbundet fosfor er beregnet med tre niveauer af dyrkningsgrad. Af figur 5.12 og figur 5.13 fremgår det, at 95 %-konfidensbåndene for yderniveauerne af dyrkningsgrad (dyrkningsgrad på hhv. 40 % og 90 %) ikke overlapper hinanden. Dette betyder, at der er statistisk signifikant forskel på de predikterede værdier for de to niveauer af dyrkningsgrad. I tabel 5.10 og tabel 5.11 er vist effekten på hhv. koncentration og transport af partikelbundet fosfor ved at nedsætte dyrkningsgraden i et opland fra 90 % til 40 %. Beregningerne med koncentrationsmodellen er gennemført med en Baseflow index-værdi på hhv. 0,60 og 0,85 for at illustrere effekten på et opland på Øerne og på et opland i Jylland. Tilsvarende er transportmodellen anvendt med flomafstrømninger på 80 mm og 53 mm for at illustrere ændringer på et opland på Øerne

(antagelser: total afstrømning = 200 mm. Baseflow index = 0,60), henholdsvis i Jylland (antagelser: total afstrømning = 350 mm, Baseflow index = 0,85). Det skal bemærkes, at der er tale om "tænkte" oplande, og at de modelparametre, der ikke indgår i beregningerne er fastholdt på gennemsnitsværdierne i model-datamaterialet. Det fremgår af tabel 5.10, at koncentrationen af partikelbundet fosfor i vandløbet i et opland på Øerne vil reduceres fra 0,141 mg P l⁻¹ til 0,085 mg P l⁻¹ ved en ændring i dyrkningsgrad fra 90 % til 40 %. I et vandløb i Jylland vil effekten af den samme ændring i dyrkningsgrad være en reduktion i koncentration af partikelbundet fosfor fra 0,082 mg P l⁻¹ til 0,033 mg P l⁻¹. Beregningerne med transportmodellen for partikelbundet fosfor (tabel 5.11) viser en reduktion i transport fra 0,32 kg P ha⁻¹ til 0,11 kg P ha⁻¹ ved ændringen i dyrkningsgrad i et opland på Øerne og en reduktion fra 0,22 kg P ha⁻¹ til 0,08 kg P ha⁻¹ i et jysk opland. Tabel 5.12 viser beregninger på et klimaforandrings-scenarie. Her er det antaget, at ændringer i nedbørsmængde og nedbørsintensitet har resulteret i en fordobling af flomafstrømningen fra 80 mm år⁻¹ til 160 mm år⁻¹. Effekten er næsten en fordobling af oplandstabet af partikelbundet fosfor fra 0,32 kg P ha⁻¹ til 0,59 kg P ha⁻¹.

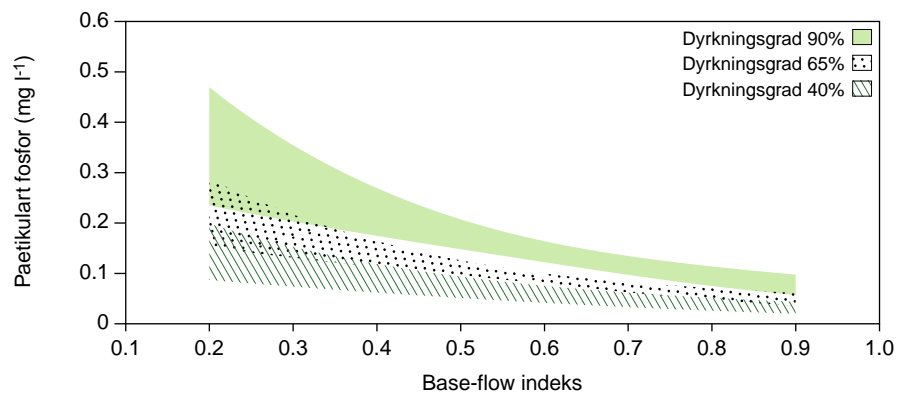
Figur 5.10 Beregninger med modellen for koncentration af partikelbundet fosfor for tre niveauer af dyrkningsgrad.



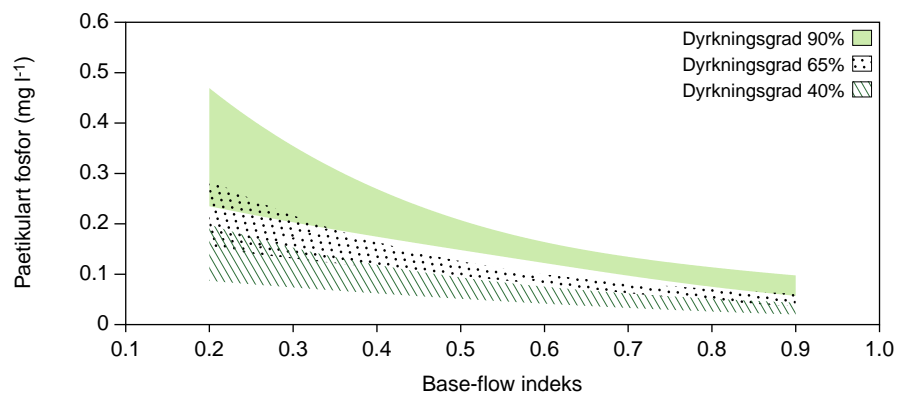
Figur 5.11 Beregninger med modellen for transport af partikelbundet fosfor for tre niveauer af dyrkningsgrad.



Figur 5.12 Beregninger med modellen for koncentration af partikelbundet fosfor for tre niveauer af dyrkningsgrad. Figuren viser 95%-konfidensbånd omkring de beregnede kurver.



Figur 5.13 Beregninger med modellen for transport af partikelbundet fosfor for tre niveauer af dyrkningsgrad. Figuren viser 95%-konfidensbånd omkring de beregnede kurver.



Tabel 5.10 Beregninger med koncentrationsmodellen for partikelbundet fosfor på to oplandstyper.

Baseflow index	Dyrkningsgrad	Koncentration af partikelbundet fosfor	Nedre 95 %-konfidensinterval	Øvre 95 %-konfidensinterval
	%			
0.60	90	0.141	0.121	0.163
0.60	40	0.056	0.042	0.075
0.85	90	0.082	0.065	0.105
0.85	40	0.033	0.023	0.047

Tabel 5.11 Beregninger med transportmodellen for partikelbundet fosfor på to oplandstyper.

Flomafstrømning	Dyrkningsgrad	Transport af partikelbundet fosfor	Nedre 95 %-konfidensinterval	Øvre 95 %-konfidensinterval
	%			
80	90	0.32	0.27	0.37
80	40	0.11	0.08	0.15
53	90	0.22	0.19	0.26
53	40	0.08	0.06	0.10

Tabel 5.12 Beregninger med transportmodellen for partikelbundet fosfor på ændringer i flomafstrømningen.

Flomafstrømning	Dyrkningsgrad	Transport af partikelbundet fosfor	Nedre 95 %-konfidensinterval	Øvre 95 %-konfidensinterval
mm	%	kg P ha ⁻¹	kg P ha ⁻¹	kg P ha ⁻¹
80	90	0.32	0.27	0.37
160	90	0.59	0.50	0.69

Sammenfatning på anvendelse af modellerne

Eksemplet med modelopsætning på de fynske oplande viser, at modellerne ved at afsløre områder, der opfører sig anderledes end "forventet", kan bruges til at spore opmærksomheden ind på f.eks. særlige højrisikoområder eller -oplande, som kræver en nærmere undersøgelse. Modellerne vil ligeledes kunne anvendes til at give estimater af fosfortabet fra oplande, hvor der ikke foretages målinger. Der foretages i Danmark måling af fosfortabet fra cirka halvdelen af det samlede areal. Eksemplerne med effektberegninger viser, at man kan bruge modellerne til at gennemføre visse beregninger over ændringer i modelparametrene. For at få meningsfulde, statistisk holdbare udsagn kræves det dog naturligvis, at man gennemfører samtidige usikkerhedsberegninger og vurderer de modelberegne effekter i lyset heraf.

5.2 P-index-modeller

For at virke mest effektivt må indgreb overfor uønskede fosfortab fra et opland rettes mod de såkaldte kritiske kildeområder (*critical source areas*). Kritiske kildeområder er områder i et opland, som i særlig grad bidrager med fosfortab til vandmiljøet. Kritiske kildeområder defineres af sammenfald af to sæt faktorer: kildefaktorer og transportfaktorer. Kildefaktorer er funktioner af jordtype, afgrøde og dyrkningspraksis og afspejler en eventuel akkumulering af fosfor, der er foregået over tid, som følge af nettotilførsel af fosfor. Transportfaktorer er overfladisk afstrømmende vand, erosion, drænastrømning og grundvand, samt brinkerrosion og erosion i vandløbet. Den relative vægt af transportfaktorerne afhænger af den lokale hydrologi. Kildeområder er marker eller områder i oplandet, der har et særligt højt *potentiale* for at bidrage til fosforeksperten. Transportfaktorerne omformer potentielle fosforkilder til aktuelle fosfortab til vandløb fra en mark eller et opland.

Fosfortransporten fra et opland optræder ofte med stor tidsmæssig variation, hvilket skyldes, at en stor del af den totale fosfortransport forekommer i få, store afstrømningsbegivenheder. Dette kan være en indikation af, at fosfortransporten især stammer fra hydrologisk aktive områder, hvor overfladisk afstrømning eller erosion er sammenfaldende med områder med høj fosforstatus (f.eks. Gburek og Sharpley, 1998). Hvor underjordiske strømningsveje (dvs. især dræn) dominerer, vil det snarere være marker, der har en høj fosformætningsgrad, og som er forbundet til drænsystemet, der bidrager med fosfor til vandmiljøet (Gburek et al., 2000, samt observationer fra Landovervågningsprogrammet, f.eks. Grant et al., 2002).

I udredningen vedrørende fosfor i dansk landbrug (Rubæk et al., 2003) diskuteres mulighederne for en modelmæssig vurdering af risikoen for fosfortab fra oplande. Det konkluderes, at med det nuværende vidensniveau er den p.t. mest lovende mulighed for et anvendeligt redskab til brug for miljøforvaltere en dansk tilpasning af en P-index-model. P-index-modeller er udviklet i USA igennem 1990'erne som værktøj til brug for f.eks. vandområdemyndigheder til at rangordne enkeltmarkers risiko for at bidrage til fosfortab til vandløb. P-index-modeller er baseret på konceptet om kritiske kildeområder. Det originale P-index blev opsat på 30 små deloplande, og dets rangordning af oplandene var tæt forbundet til det totale fosfortab fra oplandene ($R^2 = 0,70$) (Sharpley, 1995). En P-index-model er en samtidig beskrivelse af alle de kilder og transportveje, udviklerne af indexet anser for relevante. Indexet bør således rumme beskrivelser af tabsveje for både opløst og partikelbundet fosfor. Det er forholdene på den enkelte mark, hvor indexet opsættes, der afgør vægtningen mellem transportvejene netop her. En P-index-model giver ikke kvantitative resultater, men beskriver potentielle tab og kan derfor ikke valideres fuldstændigt. Til gengæld benytter en P-index-model sig af forholdsvis nemt tilgængelige data og må antages at være velegnet som et screeningsværktøj til sårbarhedskortlægning. Herved retter det sig mod behov hos slutbrugeren - f.eks. de regionale miljømyndigheder. Samtidig er en P-index-model en meget simpel model, hvor de indlagte skøn eller ekspertvurderinger er fuldt synlige. Dette betyder, at det er nemt at indføre ny viden til en forbedring af en P-index-model. En P-index-model beskriver den øjeblikkelige, potentielle risiko for fosfortab. For at inddrage det langsigtede perspektiv - effekten af fortsat nettotilførsel af fosfor til jorden - kan man bruge P-index-modellen til scenarieberegninger. Som input kræves, at man fremskriver jordens fosforstatus ud fra dels den nuværende værdi, dels den forventede fremtidige nettotilførsel af fosfor.

I nærværende projekt opsættes den såkaldte *Pennsylvania* P-index-model (Sharpley et al., 2003, tabel 5.13), som er en modifikation af det originale index, på oplandet til Odense Fjord. Modellens evne til at identificere kritiske kildeområder og beskrive fosfortab undersøges på deloplandsniveau. Med udgangspunkt i analysen af fosfortab og transportveje på 24 NOVA-oplande, og suppleret med yderligere undersøgelser på 18 deloplande i Odense Fjords opland, indføres modifikationer af modellen for at bringe den i stand til bedre at afspejle danske forhold. Den modificerede model evalueres ligeledes på deloplandsniveau.

Tabel 5.13 Oversigt over Pennsylvania P-index-modellen (efter Sharpley et al., 2003).

Part A – Screening tool

	Evaluation Category	If yes to either factor then proceed to Part B
Soil Test P	> 200 mg P kg ⁻¹	
Contributing Distance	< 45m	

Part B - Source factors

Soil test	Soil Test P (mg P kg ⁻¹)				
	Soil Test P Rating = 0.20* Soil Test P (mg P kg⁻¹)				
Fertilizer P rate	Fertilizer P (kg ha ⁻¹)				
Manure P rate	Manure P (kg ha ⁻¹)				
P source application method	0.2 Placed or injected 5cm or more deep	0.4 Incorporated <1 week	0.6 Incorporated > 1 week or not incorporated April – October	0.8 Incorporated >1 week or not incorporated Nov. - March	1.0 Surface applied to frozen or snow covered soil
	Fertilizer Rating = Rate x Method				
Manure P availability	0.5 Treated manure/Biosolids		0.8 Dairy		1.0 Poultry/Pigs
	Manure Rating = Rate x Method x Availability				
	Source Factor = Soil Test P Rating + Fertilizer Rating + Manure Rating				

Part C – Transport factors

Erosion	Soil Loss (tonnes ha ⁻¹)				
Runoff potential	0 Very low	2 Low	4 Medium	6 High	8 Very high
Sub-surface drainage	0 None		1 Some		2* Patterned
Contributing distance	0 > 150m.	2 150 to 100m	4 100m to 75m	6 45 to 75m	8 < 45m
	Transport Sum = Erosion + Runoff Potential + Sub-surface Drainage + Contributing Distance				
Modified connectivity	0.7 Riparian buffer– applies to distance < 45m		1.0 Grassed waterway or none		1.1 Direct connection – applies to distance > 45m
	Transport Factor = Modified Connectivity x (Transport Sum / 22)				

* Or rapid permeability soil near a stream

Phosphorus Index Value = 2 x Source Factor x Transport Factor
--

Tabel 5.14 Fortolkning af P-indexet (Sharpley et al., 2003).

P Index value	Rating	General interpretation	Management guidance
< 60	Low	If current farming practices are maintained, there is a low risk of adverse impacts on surface waters	N-based applications
60 – 80	Medium	Chance for adverse impacts on surface waters exists, and some remediation should be taken to minimize P loss	N-based applications
80 - 100	High	Adverse impact on surface waters. Conservation measures and P management plan are needed to minimize P loss.	P application limited to crop removal of P
> 100	Very high	Adverse impact on surface waters. All necessary conservation measures and P management plan must be implemented to minimize P loss.	No P applied

Som det fremgår af tabel 5.13 tildeles mulige fosforkilder og transportveje vægte eller *scores* på markniveau. Den samlede kilde-score og transport-score multipliceres til at give en P-index-værdi for den enkelte mark. Det vil således kun være marker, der både har en høj kilde-score og en høj transport-score, der tildeles en høj P-index-værdi.

5.3 Opsætning af *Pennsylvania* P-index på Odense Fjords opland

5.3.1 Skalaer

Den mindste enhed, hvorpå P-indexet opsættes, er markblokken. En markblok består af én til flere marker og er et område, der er afgrænset af vedvarende linjer i landskabet (læhegn, veje, vandløb). Ideelt set burde P-indexet sættes op på den enkelte mark, men i de data, der er til rådighed vedrørende arealanvendelse og gødningsinput (registerdata), kan placeringen af enkeltmarker ikke bestemmes nærmere end til markblokken. P-index-værdierne fra de enkelte markblokke kan efterfølgende aggregeres på drænoptionsniveau, på deloplandsniveau og til hele fjordens opland.

5.3.2 Datagrundlag

Jordens fosforstatus

Fosforstatus udtrykkes i nærværende udgave af P-indexet som mængden af tilgængelig fosfor udtrykt i mg P kg⁻¹ bestemt ved Mehlich-III-metoden. I Danmark måles mængden af tilgængelig fosfor normalt ved Olsen-metoden. Sibbesen og Sharpley (1997) har anvist en omregningsfaktor mellem de to metoder. Tilgængelig fosfor (fosfortallet) måles hvert år i et stort antal marker. Disse data er imidlertid de enkelte landmænds ejendom og ikke tilgængelige. Derimod er jordens indhold af total-fosfor målt i 590 marker i Kvadratnettet (Rubæk et al., 2000), og tilgængelig fosfor er målt med Olsen-metoden i ca. 1400 marker i Landovervågningsoplandene under NOVA-programmet (Grant et al., 2001). På datamaterialet fra Landovervågningsoplandene er det undersøgt, om der kan udvikles transferfunktioner, således at fosforstatus kan estimeres for umålte områder. Det var imidlertid ikke muligt med de tilgængelige oplysninger. Således

var forklaringsgraden kun 13 % for den bedste beskrivelse af data, se (1). Den ringe forklaringsgrad illustrerer, at den relativt grove bestemmelse af jordtype i jbn-numre er helt utilstrækkelig til at beskrive jordens fosforbindende egenskaber, som også nævnt i Rubæk et al. (2003). Samtidig beskriver den øjeblikkelige brugstype ikke nødvendigvis dyrkningspraksis tilbage i tid.

$$(1) \text{ Pt} = f(\text{jordtype, brugstype, lokalitet}) \quad (R^2 = 0.13),$$

hvor Pt er fosfortallet, jordtypen er udtrykt ved den enkelte marks jbn-nummer, og lokalitet er det enkelte landovervågningsopland.

Fosforstatus for Odense Fjords opland er derfor angivet som $\text{Pt} = 4.2$, som er en gennemsnitsværdi for Fyn (Jacobsen og Kronvang, 2000). Det er på data fra Kvadratnettet vist, at fosforindholdet i jorden er stigende, og at mætningsgraden i overjorden mange steder allerede er kritisk høj (Rubæk et al., 2000). Samtidig er nettotilførslen af fosfor på husdyrbrug generelt betydeligt større end på planteavlbrug (Grant et al., 2001), hvilket under forudsætning af uændret driftsform gennem en årrække må afspejle sig i forskellig fosforstatus afhængig af driftsform. Til brug for en sårbarhedskortlægning er det derfor meget vigtigt at få bedre data om enkelt-markers fosforstatus gennem målinger, der geografisk stedfæstes. Det bør også understreges, at der i nærværende arbejde er et skisma mellem opsætning af et P-index på en detaljeret skala (markblokken), mens en potentielt meget betydningsfuld kilde til fosfortab kun kan beskrives på overordnet, regionalt niveau.

Tilførsel af fosfor i handels- og husdyrgødning

Tilførsel af fosfor i form af handels- og husdyrgødning til de enkelte markblokke er beregnet ved at kombinere oplysninger for 2001 fra det Centrale Husdyrbrugsregister (CHR), det Generelle Landbrugsregister (GLR) og Plantedirektoratets gødningsregnskaber. For beregningsforudsætninger og -metoder henvises til Bilag 5.1. Den beregnede, gennemsnitlige tilførsel af fosfor i form af hhv. handels- og husdyrgødning for Odense Fjords opland er $4,3 \text{ kg P ha}^{-1}$ og $15,9 \text{ kg P ha}^{-1}$. For dansk landbrug som helhed for 2001 er de tilsvarende størrelser $5,7 \text{ kg P ha}^{-1}$ og $21,1 \text{ kg P ha}^{-1}$ (Grant et al., 2002). I Landovervågningsoplandet Lillebæk (4.7 km^2), der ligger på Fyn sydøst for Odense Fjords opland, blev i 2001 tildelt $6,3 \text{ kg P ha}^{-1}$ i form af handelsgødning og $10,4 \text{ kg P ha}^{-1}$ i form af husdyrgødning (Grant et al., 2002). Trods de usikkerheder, der er forbundet med opgørelsen af gødningsinput fra registerdata, er størrelsesordenen på de beregnede input korrekt.

Udbringningsmetode

Information om praksis vedrørende udbringning af husdyrgødning leveres af Landovervågningsprogrammet. Således blev i 2001 71 % af den flydende husdyrgødning udbragt med slæbeslanger, 12 % blev nedfældet og 17 % blev bredspredt (Grant et al., 2002). Det er ikke på grundlag af registerdata muligt at differentiere mellem forskellige udbringningsmetoder, hvorfor det er antaget, at al husdyrgødning udbringes på jordoverfladen (slæbeslanger eller bredspredt) og nedarbejdes efter få timer. For handelsgødnings-P er det antaget, at al handelsgødning bredspredes efter såning eller i en etableret afgrøde

og dermed ikke nedarbejdes, men til gengæld med infiltrerende nedbør transporteres ned i de øverste jordlag inden for en uge.

Erosion

Erosion er beregnet med den amerikanske USLE-model (Wischmeier og Smith, 1978) med modifikationer (Van Remortel et al., 2001):

$$(2) A = C R K L S$$

hvor

A = erosion (tons acre⁻¹ år⁻¹, omregnes til tons ha⁻¹ år⁻¹ ved multiplikation med 2.471)

C = arealanvendelses-faktor

R = klimatisk erosivitet (100 ft tons acre⁻¹ inch⁻¹ hour⁻¹)

K = jordens erodibilitet

LS = hældnings-længde-faktor

ad C.

Registerdata indeholder oplysning om hovedafgrøden på alle marker. For hver markblok er den arealmæssigt dominerende afgrøde bestemt og grupperet i 6 hovedgrupper. C-faktor-værdier er aflæst i tabel 5.15 (Ontario Ministry of Agriculture and Food, 2000):

Tabel 5.15 Hovedgrupper af arealanvendelse og tilknyttet C-faktor efter Ontario Ministry of Agriculture and Food (2000)

Arealanvendelse	C-faktor
skov	0,02
frugtplantage	0,1
juletræer	0,35 ¹⁾
vedvarende græs	0,02
græs i omdrift	0,35 ²⁾
anden omdrift	0,35

¹⁾ Juletræer indgår ikke i Ontario Ministry of Agriculture and Food (2000). I danske observationer af erosion 1994 – 1999 på 189 marker har erosion fra juletræer været i samme størrelsesorden som korn/raps, pløjet og stubharvet (Jørgen Djurhuus, DJF, personlig meddelelse).

²⁾ Da P-index-modelleringen omhandler potentialet for fosfortab, er det valgt at tildele græs i omdrift samme høje C-faktor-værdi som andre omdriftsafgrøder, da græsdækket veksler med andre arealanvendelser.

ad R.

Klimatisk erosivitet er beregnet af Leek og Olsen (2000) for hele Danmark som gennemsnit for perioden 1954 – 1996. I figur 1 i Leek og Olsen (2000) aflæses en værdi på 13 (100 ft tons acre⁻¹ inch⁻¹ hour⁻¹) som gældende for hele Odense Fjords opland.

ad K.

Jordens erodibilitet, udtrykt ved K-faktoren, er beregnet af Danmarks JordbrugsForskning som et landsdækkende tema. For en nærmere beskrivelse henvises til Bilag 5.2.

ad LS.

LS-faktoren er beregnet i GIS med et sæt algoritmer beskrevet af Van Remortel et al.(2001). Beregningsgrundlaget er en rasterbaseret digital højdemodel med en cellestørrelse på 10 m. Den digitale højdemodel, som altså har en finere opløsning end den normale 25 m-model, der er standard for resten af Danmark, er udviklet af Kort- og Matrikelstyrelsen for Odense Fjords opland specifikt til nærværende projekt. LS-faktoren (10 m celler) kombineres med K-faktoren (25 m celler).

Erosion beregnes for hver 25 m-celle og omregnes derefter til en værdi pr. markblok, hvor erosionen er udtrykt pr. arealenhed. Erosion for Odense Fjords opland er beregnet til gennemsnitligt 0.56 tons ha⁻¹ år⁻¹ med en maksimal værdi på 5.28 tons ha⁻¹ år⁻¹. Til sammenligning blev der i danske observationer af erosion 1994 – 1999 på 189 marker målt en gennemsnitlig erosion på 0.77 tons ha⁻¹ år⁻¹ (Kronvang et al., 2003a). Disse marker var imidlertid udvalgt som værende særligt erosionstruede. En mulig fejlkilde, der vil overvurdere erosionen, ligger i metoden til beregning af LS-faktoren. Der er ikke i denne taget højde for brud i landskabet (veje, hegn), der i praksis reducerer strømlængden og dermed erosiviteten. Til gengæld tager USLE ikke hensyn til betydningen af nedbør på frossen jord og tøbrudssituationer, der under danske forhold kan have stor betydning. Danmarks JordbrugsForskning har udviklet en empirisk erosionsmodel tilpasset danske forhold (Djurhuus et al., in prep.). Denne model kræver imidlertid som grundlag en digital højdemodel med en cellestørrelse på 5x5 m² og kan derfor p.t. ikke opsættes udover på små projektområder.

Overfladisk afstrømning

Indexering af risikoen for overfladisk afstrømning er baseret på mættet hydraulisk ledningsevne i overjorden og markens hældning efter tabel 5.16 (Soil Survey Division Staff, 1993):

Tabel 5.16 Index for risiko for overfladisk afstrømning baseret på mættet hydraulisk ledningsevne og markhældning. Efter Soil Survey Division Staff (1993).

Hældning	Mættet hydraulisk ledningsevne-klasse					
	Meget høj	Høj	Mod. høj	Mod. lav	Lav	Meget lav
<1	N	N	N	L	M	H
1 to 5	N	LV	L	M	H	HV
5 to 10	LV	L	M	H	HV	HV
10 to 20	LV	L	M	H	HV	HV
≥20	L	M	H	HV	HV	HV

N: Negligibel; LV: Meget lav; L: Lav; M: Medium; H: Høj; HV: Meget høj

Fyns Amt og Dansk Hydraulisk Institut har i et arbejde omhandlende nettonedbørskortlægning for Fyn fundet, at variationen i rodzonens pedologi i Odense Fjords opland kan beskrives ved 5 forskellige jordprofiler (Dirk-Ingmar Müller-Wohlfeil, Fyns Amt, pers. medd.), tabel 5.17. Ud fra kortlægning af udbredelsen af de 5 repræsentative jordprofiler er der til hver markblok bestemt en mættet hydraulisk

ledningsevne. Mættet hydraulisk ledningsevne er klassificeret efter tabel 5.18 (Soil Survey Division Staff, 1993).

Tabel 5.17 Mættet hydraulisk ledningsevne i overjorden af 5 jordprofiler, der tilsammen repræsenterer pedologien i Odense Fjords opland (Dirk-Ingmar Müller-Wohlfeil, Fyns Amt, pers. medd.).

Benævnelse	K_{sat} (10^{-6} m s $^{-1}$)
ML	7.7
TS	20.0
HG	19.3
DL	3.7
FT	0.53

Tabel 5.18 Klassifikation af mættet hydraulisk ledningsevne. Efter Soil Survey Division Staff (1993).

Klasse	K_{sat} (10^{-6} m s $^{-1}$)
Meget høj	≥ 100
Høj	10 - 100
Moderat Høj	1 - 10
Moderat Lav	0.1 - 1
Lav	0.01 - 0.1
Meget Lav	< 0.01

Den anvendte hældning er markblokkens gennemsnitlige hældning, beregnet på grundlag af 10x10 m²-højdemodellen.

Dræning

Der findes ikke fuldstændigt dækkende drænkort for Odense Fjords opland. Fyns Amt og Dansk Hydraulisk Institut har på grundlag af en række antagelser produceret et korttema over områder i oplandet, der sandsynligvis er dræned (Dirk-Ingmar Müller-Wohlfeil, Fyns Amt, pers. medd.). Ved kombination med korttemaet over markblokke er dræningsgraden for hver markblok bestemt.

Afstand fra mark til vandløb eller sø

”Contributing distance” er for hver markblok bestemt ved en GIS-analyse som den korteste afstand fra kanten af markblokken til grøft, vandløb eller sø. Ved granskning af de anvendte korttemaer for vandløb og søer (TOP10DK) blev der observeret et meget stort antal småsøer uden forbindelse til vandløbsnetværket. Forud for afstandsbestemmelsen blev alle søer mindre end 5.000 m² derfor ekskluderet fra søtemaet.

Forbindelse mellem mark og vandløb/sø

Forbindelse mellem mark og vandløb/sø er vurderet ud fra afstanden. På grund af den iboende usikkerhed i korttemaerne, som natur-

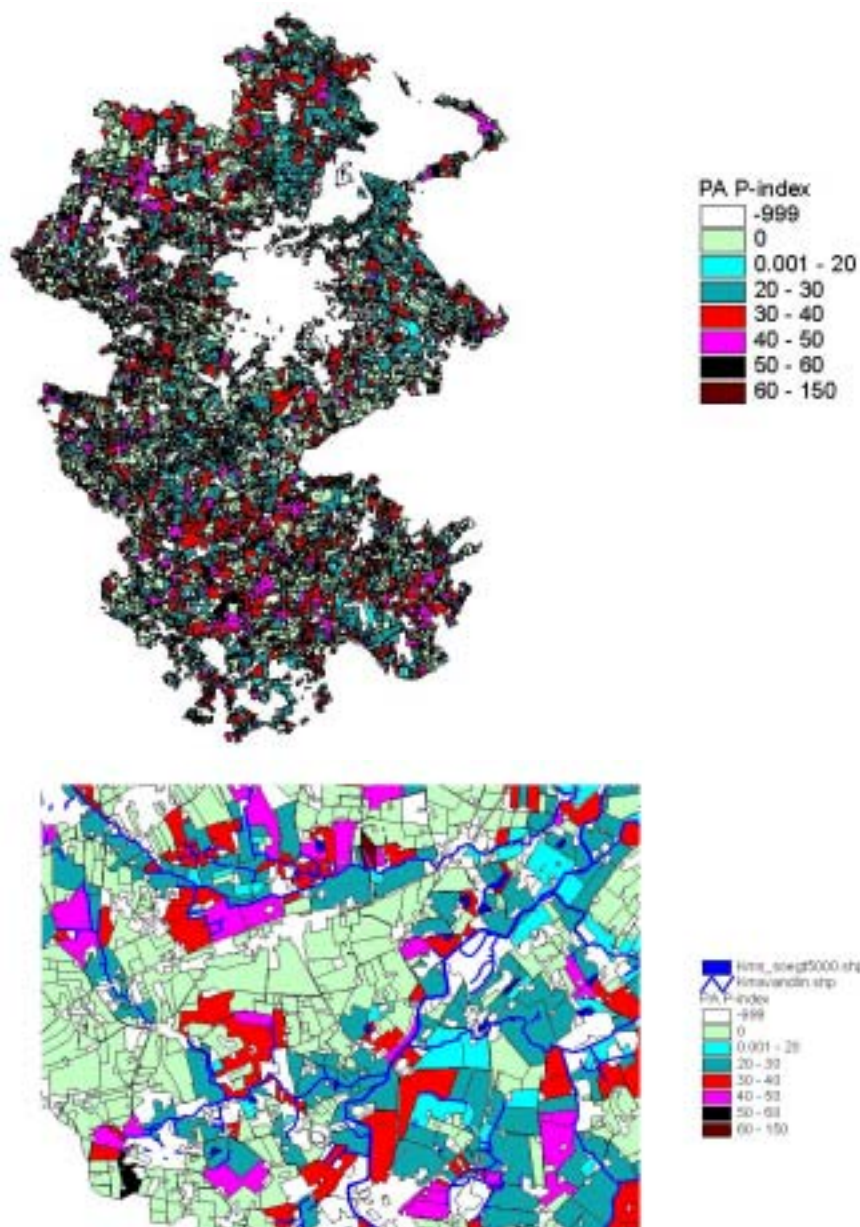
ligvis forstærkes, når flere temaer med forskellig oprindelse lægges sammen, er der en grænse for, hvor nøjagtigt afstande kan bestemmes. Der er foretaget en række sammenligninger af markbloktema og vandløb- og søtema med orthofotos. På grundlag af disse studier er det antaget, at er den beregnede afstand mellem markblok og vandløb/sø mindre end 5 m, ligger markblokken helt op ad vandløbet eller søen. Er afstanden større end 5 m er det antaget, at der findes en bufferzone mellem markblok og vandløb/sø.

5.3.3 Beregning af *Pennsylvania* P-index

Beregningen af *Pennsylvania* P-index foretages på markblokniveau som beskrevet i tabel 5.13. Figur 5.14 viser beregningen for hele Odense Fjords opland og for et detailudsnit heraf.

Det fremgår af figur 5.14, at det ifølge *Pennsylvania* P-index-modellen kun er marker i umiddelbar nærhed af vandløb og søer, der bidrager med fosfortab. Ud af 10.675 markblokke kunne der ikke foretages beregning på 3.390 markblokke, enten fordi der ikke fandtes registerdata for blokkene, eller fordi der i et mindre antal tilfælde ikke fandtes de nødvendige jordbundsoplysninger til K-kortlægningen. 3.840 markblokke tildeles værdien 0, fordi de ligger mere end 45 m fra vandløb/sø og har en *Soil Test P* mindre end 200 mg P kg⁻¹ (svarende til Pt = 7.8) Af tabel 5.19 fremgår det, at stort set alle resterende markblokke bliver klassificeret som havende en lav risiko for tab af fosfor (P-index-værdi < 60, tabel 5.14). Dette er ikke overraskende, da indexet er konstrueret til at beskrive fosfortab til vandmiljøet i en anden størrelsesorden, end der ses i danske oplande, og hvor overfladisk afstrømning og erosion er de betydeligste transportveje (f.eks. Sharpley, 1995). De markblokke, der tildeles en medium tabsrisiko (P-index 60 – 80), er karakteriseret ved, at både kildefaktoren og transportfaktoren stiger. De to markblokke, der har en meget høj tabsrisiko (P-index > 100), tildeles begge husdyrgødning-P i mængder over 100 kg P ha⁻¹. Det er i overensstemmelse med målinger i Landovervågningsprogrammet, at marker, der tildeles eller tidligere er blevet tildelt meget store mængder husdyrgødning, kan have høje fosfortab (Grant et al., 2002).

Figur 5.14 Pennsylvania P-index vist for hele oplandet til Odense Fjord samt for et udsnit af oplandet.



Tabel 5.19 Fordeling af værdier beregnet med Pennsylvania P-index-modellen. 'Kilde' og 'Transport' er faktorerne beregnet under indexets Part B og Part C (tabel 5.13).

P-index	Antal markblokke	Gennemsnitligt P-index	Kilde	Transport
0	3840	0		
1- 60	3431	29,6	30,8	0,48
60 – 80	12	64,2	65,2	0,53
80 – 100	0			
> 100	2	104,9	92,7	0,57

5.3.4 Aftestning af Pennsylvania P-index

For 12 deloplande i Odense Fjords opland findes målinger af det årlige tab af fosfor for 1990 – 2002. For hvert delopland beregnes en arealvægtet P-index-værdi :

$$(3) \text{ P-index-opland} = \Sigma (\text{P-index} \times \text{markblokareal}) / \text{deloplands-areal}$$

P-indexet beskriver de transportveje, udviklerne af indexet har anset for relevante, og sammenfatter den samlede effekt i en angivelse af et tabspotentiale. Ønsker man at teste P-indexets evne til at beskrive faktiske fosfortab, skal testen foretages så vidt muligt mod målinger, hvor alle transportveje har været aktive. Det er derfor valgt at sammenholde P-index-opland mod målinger af total-fosfor, dvs. både opløst og partikelbundet fosfor. Målingerne er korrigeret for punktkildebidrag. En række år er udeladt af analysen: 1996 og 1997 er udeladt pga. en ekstremt lav afstrømning, hvorved det må forventes, at ikke alle transportveje har været aktive. Desuden er udeladt årene 1990 – 1995, idet punktkildebidrag i disse første år af dataserien har udgjort mindst 40 % og helt op til 95 % af den totale fosfortransport. Det diffuse fosfortab, som P-indexet skal vurderes imod, er bestemt som differencen mellem det totale fosfortab og punktkildebidraget. Da det totale fosfortab i disse oplande er beregnet ved lineær interpolation mellem punktmålinger af fosforkoncentrationen, er der en risiko for at undervurdere det sande fosfortab (Bøgestrand, 2000). Med punktkildebidrag i størrelsesordenen > 40 % er det vurderet, at usikkerheden på bestemmelsen af det diffuse bidrag bliver uacceptabelt høj til det aktuelle formål. I den reducerede dataserie (1998 – 2002) er punktkildebidraget for de fleste stationer reduceret til under 10 % af det totale fosfortab. Nedenstående (tabel 5.20) er vist resultatet af en række sammenligninger mellem P-index-opland og oplandstabet af fosfor. Årene 1999 og 2002 er udvalgt til sammenligningen, fordi de har de højeste afstrømninger i perioden (hhv. 130 % og 131 % af ferskvandsafstrømningen for Danmark i 1971 – 2002 (Bøgestrand, 2003), hvilket øger sandsynligheden for, at alle transportveje har været aktive. På grund af risikoen for undervurdering af det sande fosfortab, forårsaget af målemetoden, er der desuden fra den femårige dataserie for hvert delopland udvalgt det år, der havde det største fosfortab. Endelig er der foretaget en sammenligning af P-index-opland med det gennemsnitlige tab af fosfor for perioden 1998 – 2002. Alle fem år har haft afstrømninger over normalen (Bøgestrand, 2003), og ved at tage gennemsnit er det sandsynligt, at effekten af under- eller overestimering af det sande tab som følge af prøvetagningsstrategien reduceres.

Tabel 5.20. Forklaringsgraden af en lineær sammenhæng mellem P-index-opland (*Pennsylvania* P-index) og logaritmeret oplandstab af total-fosfor (kg P ha⁻¹ år⁻¹) korrigeret for punktkilder. Tabellen viser R²-værdierne.

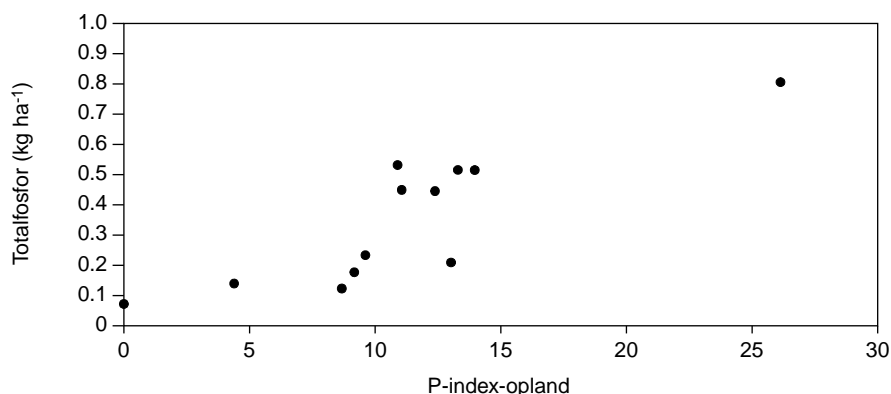
	1999	2002	Maks.tab 1998-2002	Gns. tab 1998-2002
P-index-opland	0,58	0,65	0,64	0,68

Figur 5.15 viser et plot af årligt fosfortab for de 12 deloplande (gennemsnit 1998 – 2002) mod arealvægtet P-index. Sammenhængen er:

$$(4) \text{ TP} = 0.095 \exp[0.098 \text{ P-index-opland}] \quad (p=0.001) \quad R^2 = 0.68,$$

hvor TP er oplandstabet af total-fosfor korrigeret for punktkilder (kg P ha⁻¹ år⁻¹).

Figur 5.15 *Pennsylvania* P-index. Plot af oplandstab af totalfosfor (gennemsnit 1998 – 2002) mod arealvægtet P-index pr. opland



Det fremgår af tabel 5.20, figur 5.15 og (4), at det arealvægtede P-index giver en forholdsvis god beskrivelse af oplandstabet af totalfosfor. Oplandet med det laveste fosfortab er et 0,4 km² stort naturopland. Der foregår ingen dyrkning i oplandet, og P-index-værdien er derfor 0. Oplandet med det højeste fosfortab er et 2,6 km² stort, intensivt dyrket opland (dyrkningsgrad = 88 %). Oplandsarealerne varierer mellem 0,4 km² og 535 km², og der er ingen tendens til, at oplandene i plottet i figur 5.15 grupperer sig efter oplandsstørrelse.

5.4 Udvikling af et modificeret dansk P-index

I det følgende foretages en modifikation af *Pennsylvania* P-index, så det i højere grad afspejler danske forhold. Det blev i ovenstående analyse af fosfortab og -transportveje konkluderet, at flomafstrømning, som under danske forhold især er associeret til drænafstrømning, er en meget betydende transportvej. Indexet bør desuden kunne beskrive udvaskning af fosfor. Sandjorde og organiske jorde har relativt lav fosforbindingskapacitet og vil ved nettotilførsel af store fosformængder kunne tabe opløst fosfor som egentlig udvaskning. En særlig risikofyldt kombination er sandjorde, der er drænede. Dræning af jorde, hvor den øvre del er sandet, kan være begrundet i tilstedeværelse af et dybereliggende, vandstandsende lag. Omfanget af dræning på sandjorde er relativt stort. Således blev det i 1979 opgjort for hhv. Sønderjylland, Vestjylland og Nordjylland, at 62 %, 35 % og 30 % af landbrugsarealet var drænet (Aslyng, 1980).

Filosofien bag modifikationen af *Pennsylvania* P-indexet er, at ændringer kun foretages, hvor det med baggrund i danske erfaringer kan påvises, at indexet er uhensigtsmæssigt. Samtidig tilstræbes det, at de nye vægte, der indføres, holdes i samme størrelsesorden som de eksisterende. Det modificerede index opsættes på Odense Fjords opland, og der foretages en afestning på deloplande. For ikke at sløre effekten af de foretagne ekspertvurderinger, foretages der ingen kalibrering af det modificerede index.

Part A – Screening Tool

Det er i danske målinger vist, at drænvand i visse tilfælde kan have en høj fosforkoncentration, se f.eks. review i Rubæk et al. (2003) samt resultat af en screeningsundersøgelse foretaget af Fyns Amt, tabel 5.21. Da dræn jo er forbundet til vandløbsnetværket, vil fosfor tabt fra jordsøjlen til dræn ende i vandmiljøet. Det er derfor i det modificere-

de index valgt at lade alle drænede marker i et opland indgå i P-index-beregningen uanset afstand til vandløb/sø.

Tabel 5.21 Resultat af en screening på dræn i Odense Fjords opland, december 1993 (Fyns Amt, upublicerede resultater).

Dræn-nr.	PO ₄ -P (mg l ⁻¹)
9999901	0,021
9999902	0,017
9999903	0,039
9999904	0,030
9999905	0,088
9999906	0,105
9999907	0,065
9999909	0,033
99999010	0,038
99999011	0,046
99999012	0,049
99999013	0,031
99999014	0,057
99999017	0,161
99999020	0,013

Part B – Source Factors

Ingen ændringer.

Part C – Transport Factors

Som følge af den større vægt, der lægges på dræntab, indføres *Leaching Potential*, som er en beskrivelse af sandsynligheden for transport af fosfor fra jordsøjlen til dræn – og til øvre grundvand. Lerjorde tildeles en højere vægt end sandjorde pga. risikoen for makroporestrømning i lerjordene. Selvom underjorden på lerjorde sandsynligvis har en stor ledig bindingskapacitet for fosfor (Rubæk et al., 2003), kan makroporestrømning bevirke, at både opløst og partikelbundet fosfor transporteres hurtigt til dræn eller øvre grundvand uden mulighed for binding til underjordsmatricen. Det er ikke med den nuværende viden muligt at differentiere yderligere mellem jordtyperne med hensyn til omfang af makroporer (Ole Hørbye Jacobsen, Danmarks JordbrugsForskning, og Marina Bergen Jensen, Forskningscenter for Skov og Landskab, personlig meddelelse). Behovet for inkludering af præferentiel strømning i en beskrivelse af potentialet for fosfortab er også påpeget af svenske forskere (Djodjic et al., 2002). Bindingskapaciteten for fosfor på sandjorde er mindre end på lerjorde, og på sandede jorde i Belgien og Holland har man kritisk høje fosformætningsgrader til så stor dybde, at grundvandets fosforindhold påvirkes (Rubæk et al., 2003). I det danske Landovervågningsprogram er der på enkelte sandjorde med sugeceller målt høje koncentrationer af opløst fosfor i rodzonen (Grant et al., 2002). Målinger på det øvre grundvand i Landovervågningsoplandene (1,5, 3 og 5 m under terræn) viser dog, at hvor der specielt i de sandede oplande er stærkt forhøjede nitrat-

koncentrationer, udviser indholdet af opløst fosfor ingen tegn på påvirkning fra landbrugsdriften. Andre undersøgelser (Wiggers, 2001) indikerer imidlertid forhøjede fosfatkoncentrationer i både vandløb og kilder i sandede områder, forårsaget af landbrugsdrift. Det vurderes derfor, at egentlig udvaskning af fosfor fra sandjorde pga. overkritisk fosformætningsgrad i visse områder kan være af betydning. En eventuel høj fosformætningsgrad på sandjord vil imidlertid afspejles i jordens fosforstatus og er dermed beskrevet i indexet under kildefaktorerne. Organiske jorde har en lavere bindingskapacitet end mineralske jorde, og tilført fosfor tabes let til vandmiljøet. I modsætning til sandjord udtrykkes en eventuel kritisk mætningsgrad af en organisk jord ikke korrekt i Pt-værdien for en organisk jord (Goswin Heckrath, Danmarks JordbrugsForskning, pers. medd.). Rubæk et al. (2003) opremser en række danske målinger af høje fosforudvaskninger fra lavbundslande via dræn. Tidligere pyritholdige, organiske jorde kan dog efter dræning og iltning, hvorved ferrojern (Fe^{2+}) oxideres til ferrijern (Fe^{3+}), binde store mængder fosfor. Ved ophør af dræning, enten tilsigtet eller som følge af at dræne ødelægges ved tørrens sætning, kan fosfor imidlertid frigives igen, når jernforbindelserne, hvortil fosfor er bundet, reduceres. I det modificerede index er del-faktoren *Leaching Potential* for organiske jorde tildelt den største vægt.

Del-faktoren *Subsurface drainage* er forsimplet ved, at der kun indgår to klasser – drænet eller ikke drænet. Vægten for drænet jord er sat til 2 som i *Pennsylvania P-index*.

I beregning af *Transport Factor* indgår *Contributing Distance* i det modificerede index kun i forbindelse med erosion og overfladisk afstrømning. Vægten af *Contributing Distance* er derfor forsimplet, så den kun anvendes på marker, der ligger inden for en afstand af 45 m fra vandløb/sø. Det vurderes, at erosionsbidrag og overfladisk afstrømning fra marker længere væk ikke vil nå frem til vandløb/sø.

Modified Connectivity

Forsøg viser, at selv smalle bufferzoner mellem mark og vandløb/sø kan tilbageholde store mængder total-fosfor, transporteret med eroderet materiale eller med overfladisk afstrømning (review af danske og udenlandske undersøgelser i Rubæk et al. (2003) og Kronvang et al. (2003a)). Disse forsøg er imidlertid udført under ideelle betingelser, hvor f.eks. opfyldning af bufferzonen med sediment i lavninger, hvilket foregår over tid i et normalt kuperet landskab, og som kan medføre brud gennem bufferzonen, ikke er repræsenteret. Desuden er bufferzoner normalt mindre effektive til at tilbageholde opløst fosfor. Danske undersøgelser (Kronvang et al., 2003b) har vist, at risikoen for gennembrud af bufferzonen er en funktion af dels bufferzonens bredde, dels størrelsen af erosionen på den tilgrænsende mark. Erosionens størrelse blev udtrykt i tre klasser som hhv. "ingen forekomst af erosionsriller", "forekomst af små erosionsriller" og "forekomst af store erosionsriller". Som nævnt i afsnit 2.1.2 er det ikke muligt at bestemme afstanden mellem markblok og vandløb/sø med en større præcision end 5 m. Dette betyder samtidig, at bredden af mindre bufferzoner ikke kan fastsættes. Bufferzonens bredde ved afstande på hhv. mindre og mere end 5 m er derfor estimeret ud fra opmålinger af bufferzonebredder foretaget i forbindelse med erosionsobservatio-

ner på 140 marker (Kronvang et al., 2003b). Bufferzonebredde ved en afstand på mindre end 5 m mellem markblok og vandløb/sø blev antaget repræsenteret ved 25 %-percentilen = 2,1 m af de 140 observationer. Tilsvarende blev bufferzonebredde ved en afstand på mere end 5 m antaget repræsenteret ved medianen = 8,9 m af de 140 observationer. I mangel af erosionsobservationer i Odense Fjords opland er erosionsklasserne bestemt på grundlag af USLE-beregningen. Det er således antaget, at "ingen erosionsriller" svarer til en USLE-beregnet erosion på op til 0,084 tons jord ha⁻¹ år⁻¹, 'små erosionsriller' forekommer i erosionsintervallet 0,084 – 1,008 tons jord ha⁻¹ år⁻¹, og 'store erosionsriller' forekommer ved en beregnet erosion større en 1,008 tons jord ha⁻¹ år⁻¹. *Modified Connectivity* er sluttelig beregnet som sandsynligheden for gennembrud af bufferzonen efter (Kronvang et al., 2003b) for bufferzonebredde hhv. 2,1 m og 8,9 m og for tre erosionsklasser. *Modified Connectivity* udtrykker en sandsynlighed (der kan analysere værdier mellem 0 og 1) og er således af en anden natur end de øvrige faktorer i indexet.

Beregning af Transport Factor

Beregning af *Transport Factor* er ændret, således at *Modified Connectivity* kun knytter sig til overfladisk afstrømning og erosion. Drænvands- og grundvandsbidrag modificeres således ikke af en eventuel bufferzone.

Tabel 5,22 Det modificerede danske P-index.

Part A – Screening tool

	Evaluation Category	
Soil Test P	> 200 mg P kg ⁻¹	If yes to either factor then proceed to Part B
Contributing Distance	< 45m	
Contributing Distance	> 45m AND field artificially drained	

Part B – Source factors

Soil test P	Soil Test P (mg P kg ⁻¹) (Olsen-P translated to Mehlich-III-P)				
	Soil Test P Rating = 0.20* Soil Test P (mg P kg⁻¹) for mineral soil				
Fertilizer P rate	Fertilizer P (kg ha ⁻¹)				
Manure P rate	Manure P (kg ha ⁻¹)				
P source application method	0.2 Placed or injected 5cm or more deep	0.4 incorporated < 1 week	0.6 incorporated >1 week or not incorpo- rated April-October	0.8 Incorporated > 1 week or not incorpo- rated Nov.-March	1.0 Surface applied to frozen or snow covered soil
	Fertilizer Rating = Rate x Method				
Manure P availability	0.5 Treated manure/Biosolids		0.8 Dairy		1.0 Poultry/Pigs
	Manure Rating = Rate x Method x Availability				
	Source Factor = Soil Test P Rating + Fertilizer Rating + Manure Rating				

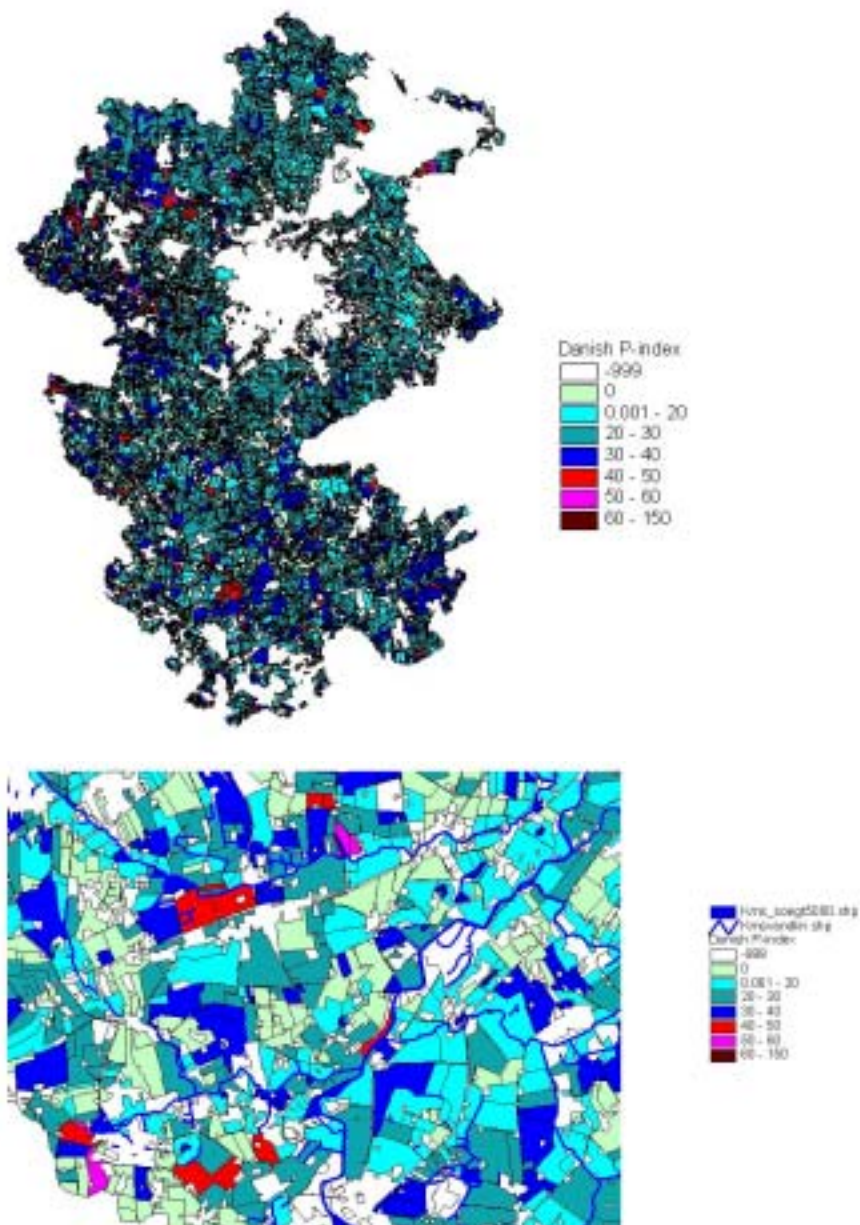
Part C – Transport factor

Erosion	Soil Loss (tonnes ha ⁻¹)				
Runoff potential	0 Very low	2 Low	4 Medium	6 High	8 Very high
Leaching Potential	2 sandy soil		4 loamy soil		6 organic soil
Subsurface Drainage	0 No artificial drains		2 Field is artificially drained		
Contributing Distance	8 < 45 m		0 > 45 m		
Modified Connectivity	0.03 Riparian buffer = 2 m Erosion Negligible		0.24 Riparian buffer = 2 m Erosion Medium		0.65 Riparian buffer = 2 m Erosion High
	0.02 Riparian buffer > 2 m Erosion Negligible		0.20 Riparian buffer > 2 m Erosion Medium		0.59 Riparian buffer > 2 m Erosion High
	Transport Factor = [(Erosion + Runoff Potential + Contributing Distance)*Modified Connectivity + (Sub-surface Drainage + Leaching Potential)]/22				
	Phosphorus Index Value = 2 x Source Factor x Transport Factor				

5.4.1 Beregning af det modificerede danske P-index

Beregningen af det danske P-index er foretaget på markblokniveau som beskrevet i tabel 5.22. Figur 5.16 viser beregningen for hele Odense Fjords opland og for et detailudsnit heraf.

Figur 5.16 Det modificerede, danske P-index vist for hele oplandet til Odense Fjord, samt for et udsnit af oplandet.



Det fremgår af figur 5.16, at et stort antal markblokke tildeles en risiko for fosfortab; 6520 markblokke tildeles en P-index-værdi > 0 mod 3445 markblokke i beregningen af *Pennsylvania*-P-index. Det skyldes naturligvis, at drænedde marker indgår i beregningen af det modificerede, danske index uanset afstand til vandløb/sø, kombineret med, at hovedparten af markerne i oplandet til Odense Fjord er drænedde. Den gennemsnitlige værdi i det danske P-index er 19.9 mod 29.8 i *Pennsylvania* P-index. Kilde- og transportfaktorerne i det danske index er gennemsnitligt hhv. 29.8 og 0.35 mod 31.0 og 0.48 i *Pennsylvania* P-index. Den store forskel på de to index ligger altså dels i antallet af marker, der anses for at bidrage med fosfortab til vandmiljøet, og dels i en ændring i transport-faktorerne. I det modificerede danske index indgår en styrkelse af drænkompenten og en nedtoning af erosion og overfladisk afstrømning.

Tabel 5.23 Fordeling af værdier beregnet med den modificerede danske P-index-model. 'Kilde' og 'Transport' er faktorerne beregnet under indexets Part B og Part C (tabel 5.22). I parentes er angivet antallet af markblokke i de forskellige klasser beregnet med *Pennsylvania* P-index.

P-index	Antal markblokke	Gennemsnitligt P-index	Kilde	Transport
0	937 (3840)	0		
0-10	484 (0)	7,7	24,6	0,16
10-20	3987 (441)	15,3	28,0	0,28
20-30	1683 (1490)	23,8	33,4	0,37
30-40	246 (1072)	33,6	35,9	0,50
40-50	97 (368)	44,1	36,1	0,63
50-60	17 (60)	53,8	46,2	0,62
60-80	4 (12)	70,7	94,1	0,42
80-100	2 (0)	89,9	164,8	0,27
> 100	0 (2)			

5.4.2 Aftestning af det danske P-index

Det modificerede, danske P-index er på samme måde som *Pennsylvania* P-index testet mod målinger af det årlige tab af fosfor for 1998 – 2002 fra 12 deloplande i Odense Fjords opland. For hvert delopland beregnes en arealvægtet P-index-værdi:

$$(3) \text{ P-index-opland} = \Sigma (\text{P-index} \times \text{markblokareal}) / \text{deloplands-areal.}$$

P-index-opland er sammenholdt mod målinger af total-fosfor, dvs. både opløst og partikelbundet fosfor. Målingerne er korrigeret for punktkildebidrag. Som i aftestning af *Pennsylvania* P-index er der foretaget test mod årene 1999 og 2002, mod det maksimale tab pr. opland i den femårige periode og mod gennemsnittet af de årlige tab i perioden (tabel 5.24).

Tabel 5.24 Forklaringsgraden af en lineær sammenhæng mellem P-index-opland (det modificerede, danske P-index) og logaritmeret oplandstab af total-fosfor ($\text{kg P ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$) korrigeret for punktkilder. Tabellen viser R^2 -værdierne.

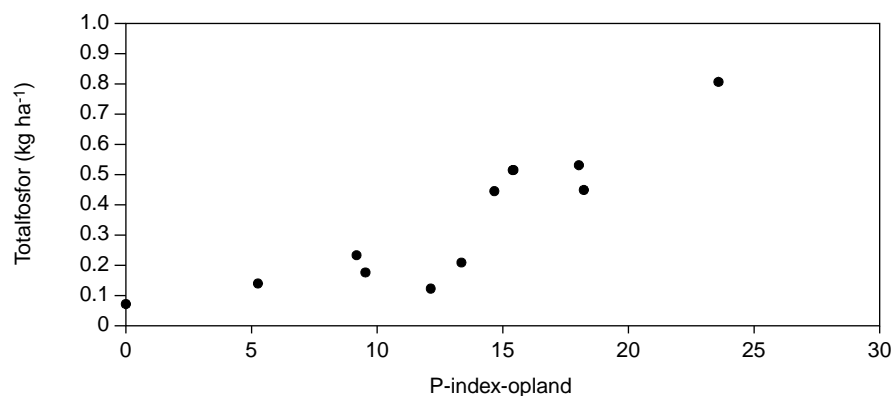
	1999	2002	Maks.tab 1998-2002	Gns. tab 1998-2002
P-index-opland	0,66	0,86	0,82	0,79

Figur 5.17 viser et plot af årligt fosfortab for de 12 deloplande (gennemsnit for 1998 – 2002) mod arealvægtet P-index. Sammenhængen er:

$$(5) \text{ TP} = 0.0709 \exp[0.107 \text{ P-index-opland}] \quad (p < 0.0001) \quad R^2 = 0.79,$$

hvor TP er oplandstabet af total-fosfor korrigeret for punktkilder ($\text{kg P ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$).

Figur 5.17 Det modificerede danske P-index. Plot af oplandstab af totalfosfor (gennemsnit 1998 – 2002) mod arealvægtet P-index pr. opland.



Af tabel 5.24, (5) og figur 5.17 fremgår, at det modificerede, danske P-index giver en relativ god beskrivelse af de årlige tab af total-fosfor fra 12 deloplande i Odense Fjords opland. Samtidig er forklaringsgraden væsentlig bedre end den, *Pennsylvania* P-indexet præsterer. Dette tages til indtægt for, at det modificerede, danske index på korrekt vis sammenfatter en væsentlig del af de faktorer, der tilsammen betinger fosfortab til vandmiljøet i denne oplandstype. Modifikationerne af *Pennsylvania* P-index er foretaget som ekspertvurderinger, baseret på danske måleresultater fra forskellige jordtyper, og der ikke er foretaget nogen kalibrering af det modificerede index mod målingerne af tab af fosfor fra Odense Fjord-oplandene. Det er dog vigtigt at understrege, at der ikke er tale om en validering af indexet. En egentlig validering af et index, der beskriver potentielle tab, mod faktiske målinger er ikke mulig. Det er også vigtigt at understrege, at der mangler en aftestning af det modificerede, danske P-index på oplandstyper, der adskiller sig fra Odense Fjords opland, herunder mere grovsandede og ikke-drænedede oplande. Det vil i den sammenhæng være relevant også at inddrage de 24 NOVA-oplande, hvor fosfortransporten bestemmes ved kontinuert prøvetagning med den større sikkerhed i bestemmelsen af det diffuse fosfortab, det betyder.

5.4.3 Sammenfatning på opsætning af P-index

De første, danske erfaringer med P-index-modellering er positive. Det modificerede, danske P-index beskriver både udvaskning og erosion, og aftestningen på deloplandene i Odense Fjords opland tyder på, at det i sin nuværende form på korrekt vis er i stand til at beskrive væsentlige dele af de forhold, der betinger fosfortab i denne oplandstype. At P-indexet fungerer på oplandsniveau giver dog ikke nødvendigvis troværdighed til den udpegning af kritiske kildeområder på markblokniveau, som er kernen i og selve formålet med en P-index-modellering. Vi mangler således viden om flere af de mekanismer og processer, der betinger tab af fosfor på detailniveau. På det nuværende stade kan opsætning af en P-index-model hjælpe de regionale miljømyndigheder med en første, grov udpegning af mulige, kritiske kildeområder, hvortil indsatsen mod fosfortab til vandområderne skal målrettes.

Det skal således understreges, at der er en række svagheder i P-indexet i sin nuværende form, og at det derfor ikke uden videre kan bruges i vandområdeforvaltningen:

- Udvaskning – der mangler viden om udvaskningsprocessen og omfanget af udvaskning af fosfor i forhold til fosforstatus og fosforbindingskapacitet i både overjord og underjord. Vægtningen af udvaskning af fosfor i P-indexet er dermed usikker.
- Makroporer – der mangler viden om omfanget af makroporestrømning i forskellige jorder og pedotransferfunktioner, der kan distribuere en sådan viden. Vægtningen af nedvaskning af fosfor til dræn og øvre grundvand via makroporer i P-indexet er derfor usikker.
- Fosforstatus – der er behov for detaljeret viden om jordens fosforstatus og fosforbindingskapacitet på detailniveau. Jordens fosformætningsgrad er sammen med nettoinput af fosfor bestemmende for kildepotentialet og bør derfor kunne kortlægges i samme detaljeringsgrad som de øvrige faktorer i P-indexet.
- Brinkerosion – brinkerosion udgør en betydelig del af det samlede tab af fosfor (Rubæk et al., 2003), men indgår ikke i det modificerede, danske P-index i sin nuværende form, idet det, som vist i afsnittet om fosfortab og –transportveje, ikke har været muligt at parameterisere denne transportvej. Der er behov for viden både om den kvantitative betydning af brinkerosion og om de faktorer, der kontrollerer brinkerosion i både små og store vandløb.
- Videreudvikling - ny viden om fosforkilder, -tabsprocesser og –transportveje vil og bør løbende kunne indarbejdes i det modificerede, danske P-index.
- Aftestning – det modificerede, danske P-index bør aftestes på en række andre oplandstyper, udover hvad der er foretaget i dette arbejde. En bredere aftestning vil kunne belyse et eventuelt behov for justering af de indgående faktorer.

5.5 Beregning af fosforbalance for det dyrkede areal i Odense Fjords opland

Indledning

Fosforbalancer for oplande angiver, om tilførslen af fosfor med gødning overstiger fjernelsen af fosfor med afgrøder og dermed, om der er fosforoverskud som en indikation for en fosforophobning i landbrugsjorden. Danske landbrugsjorder er gennem mange år tilført mere fosfor, end der er fjernet, hvorfor fosfor er akkumuleret i jorden. Med stigende fosforindhold i jorden øges udvaskningen af fosfor fra markerne via makroporer i rodzonen og dræn, og den erosionsbetingede transport af fosfor fra markerne øges også. En fortsat overskudstilførsel af fosfor til markerne vil langsomt, men sikkert, øge tabet af fosfor til vandmiljøet fra landbrugsarealerne.

De senere års forbedrede muligheder for at få oplysninger om landbrugspraksis på mark- og bedriftsskala via data fra digitale landbrugsregistre er grundlaget for nærværende opgørelse af fosforbalancen for de dyrkede arealer i Odense Fjords opland. Idet der i beregningerne indgår opgørelser fra Danmarks Statistik på amtsniveau, er fosforbalancerne opstillet for hele Fyns Amt. Efterfølgende er opgø-

relsen reduceret til en opgørelse for oplandet til Odense Fjord samt en række deloplande heraf.

Data fra landbrugsregistre

I beregningen af fosforbalancer er anvendt data fra primært to registre: det Generelle LandbrugsRegister (GLR) 2001 og det Centrale HusdyrbrugsRegister (CHR) 1. juli 2001. GLR er baseret på landmændenes ansøgninger om hektarstøtte fra EU. Herfra hentes oplysninger om afgrøde og areal for de enkelte marker. Endvidere fås markernes geografiske placering på markblokniveau samt et bedrifts-ID. CHR er baseret på registreringer af antallet af dyr for hver dyreart på den enkelte ejendom. Der er desuden brugt data fra Gødnings Rapport Registret (GRR) 2001, baseret på de obligatoriske kvælstofgødningsrapporter og indeholder bl.a. oplysninger om den totale mængde husdyrgødningskvælstof produceret, eksporteret og importeret på ejendomsniveau.

Fosfor i husdyrgødning

Husdyrgødningens indhold af fosfor er beregnet ud fra normtal for fosforindhold i de enkelte gødningstyper for de enkelte husdyrarter (Poulsen, 2001). Antallet af dyr på den enkelte ejendom er hentet fra CHR. Eksport og import af husdyrgødning for den enkelte ejendom er hentet fra GRR. Ved samkørsel med GLR er ud fra afgrødeoplysninger fundet de arealer for hver ejendom, som forventes at få tilført husdyrgødning. Endvidere er den geografiske fordeling fundet via den enkelte marks (GLR) kobling til markblok-kortet via et markblok-ID. For en nærmere beskrivelse se Gyldenkerne (2003), Bilag 5.1.

Fosfor i handelsgødning

I forbindelse med landbrugets kvælstofregnskab indberetter grovvarerfirmaerne de enkelte landmænds indkøb af kvælstofgødning. Ud fra disse data er brugt en indirekte metode til at bestemme de tilsvarende indkøb af fosforgødning, idet nogle NP- og NPK-gødninger er klassificeret med fosforindhold, mens andre mangler oplysninger om dette. I sidstnævnte tilfælde er mængden af fosfor opgjort ud fra kvælstofindholdet i procent ved at sammenligne kvælstofprocenter med de hyppigst solgte gødningstyper. For en nærmere beskrivelse se Gyldenkerne, (2003), Bilag 5.1.

Fraførsel af fosfor med afgrøder

Fra Danmarks Statistik er hentet oplysninger om primære udbytter for en række afgrøder på amtsniveau. Halmudbytter på nationalt niveau er beregnet ud fra et totalt gennemsnit pr. afgrøde for alle marker, der indgår i NOVA Landovervågningslandene (Grant, 2002). Herved bliver gældende landbrugspraksis med hensyn til fordelingen imellem høstet og nedmuldet halm indregnet. Oplysninger om fosforindhold i kerne og halm ud fra afgrødeanalyser er hentet fra normtabellen i modulet Grønt Regnskab i Landbrugets Rådgivningscenters Bedriftsløsningsprogram. Herved kan totaludbytter omregnes

til fosfor (tabel 5.25). Afgrøderne i tabel 5.25 udgør 74 % af det dyrkede areal i Fyns Amt.

Tabel 5.25 Udbytter (hkg ha⁻¹) og fosforudbytter (kg ha⁻¹) for afgrøder i Fyns Amt 2001.

Afgørde	Total udbytte		Fosforudbytte	
	primære	halm	primære	halm
ærter	44,6	21,3	16,9	0,1
fodderroer	632	-	18,4	-
fabriksroer	519	-	18,2	-
kartofler	400	-	18,5	-
vinterbyg	59,0	33,1	20,3	2,3
vinterhvede	77,4	43,3	22,9	1,4
triticale	50,5	57,8	19,5	2,4
rug	56,5	48,2	16,7	2,1
havre	52,9	35,0	17,4	2,6
vårraps	22,4	24,6	15,3	0
vinterraps	30,5	32,8	26,0	0,3
vårbyg	59,1	31,4	18,6	2,4
vårhvede	52,6	29,4	11,1	1,9

For afgrøder, der ikke er medtaget i Danmarks Statistik, er fosfor fjernelsen estimeret på baggrund af interview-data fra de 7 NOVA Landovervågningsoplande (Grant, 2002), ud fra et arealvægtet gennemsnit af de beregnede fosforudbytter (tabel 5.26). Afgrøderne i tabel 5.26 udgør 14 % af arealet.

Tabel 5.26 Totale fosforudbytter pr. afgørde (NOVA oplande)

Afgørde	Fosfor udbytte
græs i omdrift	19,8
vedvarende græs	8,6
majs	29,9
vårbyg, helsæd	25,5
blandsæd, helsæd	27,4
ærtehelsæd	23,7
frø til udsæd	10,0

Ud af de resterende 12 % af det dyrkede areal er 6 % brak. For de sidste 6 % er fraførsel af fosfor med afgrøderne beregnet som et arealvægtet gennemsnit af alle afgrøder i de 7 NOVA Landovervågningsoplande, hvilket andrager 19,3 kg fosfor pr. hektar.

Korrektioner af gødningstilførsler

Arealer i blokkortet, som ikke optræder i GLR (14408 ha), har ved sammenligninger med orthofotos vist sig at kunne være af vidt forskellig arealanvendelsestype, herunder både dyrket og udyrket. En

detailopgørelse har vist, at ud af disse arealer kan 6153 ha, svarende til 2,6 % af landbrugsarealet, forventes at blive gødsket (omdriftsarealer, frugtplantager, gartnerier) (Styczen, 2003). Uden kendskab til disse arealers nøjagtige placering er det her valgt at tildele gennemsnitsværdier, svarende til ovenstående beregning for høstet fosfor, hvilket for handels- og husdyrgødning andrager henholdsvis 6,7 og 18,1 kg P/ha. Dermed kan denne gødningsmængde indregnes ved den senere sammenligning med det statistiske amtsforbrug. Idet der kun er tale om 2,9 % af den samlede fosformængde, er det af lille betydning for den senere opgørelse af fosforoverskud for deloplande.

De beregnede tildelinger af fosfor med henholdsvis handels- og husdyrgødning på markblokniveau skal summeret svare til statistiske opgørelser af det totale forbrug på Fyn. Handelsgødningsforbruget er hentet fra Danmarks Statistiks opgørelse over indkøbt fosforgødning i 2001, nemlig 1.557 mill. kg. Den totale mængde fosfor i husdyrgødning er beregnet ud fra en opgørelse af dyreholdets sammensætning og antal på Fyn, hentet fra det Centrale HusdyrbrugsRegister, idet omregning til antal dyreenheder samt fosforindhold er beregnet af Landbrugets Rådgivningscenter på baggrund af normtal (Birkmose, 2002). Derved andrager fosformængden i 2001 4,780 mill. kg. Herudover tildeles 0,19 mill. kg via slam. Ved tildelingen af fosfor med husdyrgødning på markblokniveau var det for hele Danmark ud fra landbrugsregistre muligt at fordele 83 % af den estimerede totale mængde (Gyldenkerne, 2003). For Fyns Amt er det tilsvarende tal 82 %. Det kan dermed beregnes, at det er nødvendigt at korrigere med faktor 1,20 for at matche den totale tilførsel af fosfor med husdyrgødning og slam, i alt 4.970 mill. kg. Ved tildelingen af handelsgødning på markblokniveau var det ud fra opgørelser af solgt kvælstof-handelsgødning muligt at fordele 75 % af det totale forbrug af handelsgødning på landsplan (Gyldenkerne, 2003), hvorfor en korrektion her er forventet for at stemme med Danmarks Statistiks opgørelse af forbruget. For Fyns Amt er det nødvendigt at korrigere med faktor 1,49 for at få tilførslerne til at passe med de 1.557 mill. kg.

Resultater

Efter ifølge ovenstående procedure at have estimeret tilførsel og fraførsel af fosfor på markblokniveau kan fosforbalancen beregnes som tilført fosfor med handels- og husdyrgødning fratrukket fosfor fjernet med afgrøden. En præsentation af de beregnede fosforbalancer på markblokskala vil dog ikke være rimelig grundet metodik samt de usikkerheder, der er forbundet med beregningen af de indgående data. Herunder skal specielt nævnes at:

- gødningen er jævnt fordelt inden for den enkelte ejendoms dyrkede arealer uden hensyntagen til afgrødernes forskellige kvælstofnormer. Idet arealerne oftest er fordelt på flere markblokke, vil markblokke domineret af afgrøder med lave fosforudbytter udvise et for stort fosforoverskud; - modsat for afgrøder med høje fosforudbytter.
- det er valgt ikke at lade vedvarende græs indgå som modtager af gødning, selvom udbinding fra græssende dyr forekommer på en stor del af disse arealer.

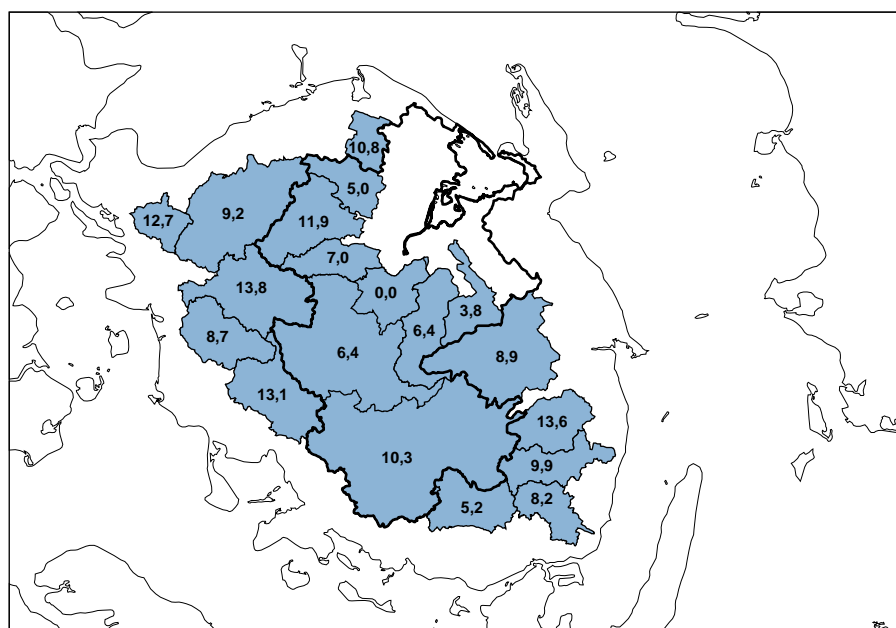
- det er valgt at lade enårige brakmarker indgå i arealerne, der modtager gødning, idet de er en del af sædskiftet.
- ved at anvende gennemsnitsudbytter pr. afgrøde bliver der ikke taget højde for variationer afhængig af f.eks. jordbundsforhold, høstet kontra nedmuldet halm og intensivt sletgræs kontra ekstensiv afgræsning.

Til gengæld vil det på baggrund af beregningerne af fosforoverskud på markblokniveau være forsvarligt at lave opgørelser på oplandsniveau. For Fyns Amt og Odense Fjords opland er de gennemsnitlige til- og fraførsler af fosfor samt det deraf udledte overskud, opstillet i tabel 5.27. I tabellen er tillige medtaget det tilsvarende totale fosforoverskud i tons. Opgørelserne er beregnet for det dyrkede areal henholdsvis inklusiv og eksklusiv brakarealer.

Tabel 5.27 Gennemsnitlig fosforbalance for det dyrkede areal henholdsvis inkl. og ekskl. brak i Fyns Amt og Odense Fjords opland år 2001

Inklusiv brakarealer					
	Høstet	Husdyrgødning	Handelsgødning	Fosforbalance	
	kg P ha ⁻¹	kg P ha ⁻¹	kg P ha ⁻¹	Kg P ha ⁻¹	Tons P
Fyns Amt	19,7	21,4	6,6	8,3	1882
Odense Fjord	19,6	20,5	6,5	7,4	471
Eksklusiv brakarealer					
	Høstet	Husdyrgødning	Handelsgødning	Fosforbalance	
	kg P ha ⁻¹	kg P ha ⁻¹	kg P ha ⁻¹	Kg P ha ⁻¹	Tons P
Fyns Amt	21,3	23,1	7,2	9,0	1882
Odense Fjord	21,3	22,3	7,1	8,1	471

Figur 5.18 P-balance (kg fosfor ha⁻¹ landbrugsareal inkl. brak) for deloplande/-delarealer på Fyn samt oplandsgrænsen for Odense Fjords opland.



I figur 5.18 er fosforbalancer opgjort for en række vandløbsoplande indbefattet af og grænsende op til Odense Fjords opland samt for delarealer af Odense Fjords opland.

Udover tilførsel med handels- og husdyrgødning vil mindre mængder fosfor tilføres via udsæd samt svind tilbageført til mark. Disse er estimeret i totale mængder på landsplan (Kyllingsbæk, A. 2003), svarende til henholdsvis 0,4 og 0,3 kg P ha⁻¹. Endvidere andrager tilførselen ved atmosfærisk deposition 0,2 kg P ha⁻¹ i Fyns Amt (Ellermann, T. 1997). En del af det totale forbrug af handelsgødning er anvendt i private haver, parker m.v., hvilket på landsplan er anslået til at være ca. 500 tons, svarende til en reduktion af fosfortilførslen til de dyrkede arealer på 0,3 kg P ha⁻¹ (Kyllingsbæk, A. 2003). Derved kan samlet estimeres et bidrag til det potentielle fosforoverskud på 0,6 kg P ha⁻¹ dyrket areal, som ikke er medregnet i de i tabel 1.1 og figur 1.1. opgjorte fosforbalancer, hvorved det gennemsnitlige fosforoverskud for Fyns Amt ekskl. brak udgør 9,6 kg P ha⁻¹.

Konklusion

Fosforoverskuddet år 2001 for Odense Fjords opland er opgjort til 8,1 kg ha⁻¹ landbrugsareal ekskl. brak, hvilket er lidt lavere end for hele Fyns Amt (9,0 kg ha⁻¹) men svarer til gennemsnittet for de 7 NOVA Landovervågningsoplande (8,3 kg ha⁻¹) (Grant, R. 2002). På landsplan er overskuddet opgjort til 11,0 kg P ha⁻¹ (Kyllingsbæk, A. 2003), hvilket er lidt højere end den tilsvarende opgørelse for Fyns Amt (9,6 kg P ha⁻¹ inkl. bidrag fra udsæd m.v.). Dette kan være forårsaget af den større husdyrtæthed i Danmark (0,94 DE ha⁻¹) i forhold til Fyns Amt (0,90 DE ha⁻¹). Endvidere kan fordelingen imellem kvæg og svin have en betydning, idet husdyrtætheden opgjort for henholdsvis kvæg og svin udgør 0,43 og 0,47 DE ha⁻¹ for Danmark og 0,33 og 0,52 DE ha⁻¹ for Fyns Amt.

For en række deloplande er fosforbalancen opgjort til at variere imellem 0,0 og 13,8 kg P ha⁻¹. Den store variation er korreleret til variationer i husdyrtæthed, idet de tilsvarende tilførsler af fosfor med husdyrgødning udgør henholdsvis 15,3 og 27,2 kg ha⁻¹. Dette underbygges af opgørelser for NOVA Landovervågningsoplandene (Grant, 2002), hvor det anføres, at gødskning overvejende med husdyrgødning efter kvælstofnormerne betyder, at nogle marker kan få tilført meget store mængder fosfor. Således er en opgørelse på bedriftstyper opgjort til (kg fosfor ha⁻¹): planteavlsbrug: 0,1, kvægbrug: 10,5 og svinbrug 10,9.

Fosforoverskuddet er formentlig lavere i 2003 end i 2001, dels fordi at forbruget af handelsgødning er faldet med ca. 1 kg pr. ha, og dels fordi at anvendelsen af fytase bl.a. i foder til svin, specielt for slagtesvin, har betydet en reduktion i udskillelsen af fosfor i gyllen de seneste år. Omvendt vil en stigning i antallet af husdyr virke modsat. Jacobsen et al. (2004) angiver, at fosfortilførslen i 2003 samlet er lidt lavere end niveauet for 2001.

5.6 Sammenfatning

Analysen af fosfortab og -transportveje har bevæget sig på to skalaer. Tab af fosfor fra hele vandløbsoplande har været undersøgt, og det har været forsøgt at indkredse de overordnede oplandskarakteristika, der bestemmer disse tab. Desuden har det været forsøgt at identificere fosforkilderne og vejene, ad hvilke fosfor transporteres fra dyrkningsjorden til overfladevand inden for oplandet.

På oplandsniveau er der gennemført analyser af datasæt fra det nationale overvågningsprogram. Analyserne har udpeget såkaldt flomafstrømning, som under danske forhold især er associeret til drænafstrømning, som en meget betydende transportvej. På grundlag af de analyserede datasæt er der udviklet en række empiriske modeller til beskrivelse af tab af fosfor fra oplande og til beskrivelse af fosforkoncentrationen i vandløb. Modellerne er udviklet for både total-fosfor, partikelbundet fosfor og opløst fosfor. Som forklarende parametre i modellerne indgår, ud over den samlede vandafstrømning fra oplandet og dens fordeling på henholdsvis hurtigt og langsomt tilstrømmende vand, også andre faste oplandskarakteristika som jordtype og vandløbets hældning. Desuden indgår mere påvirkelige parametre som dyrkningsgrad, tilførsel af fosfor i form af husdyrgødning samt arealandelen med eng/mose. Modellerne er i stand til at forklare en del af variationen i datamaterialet, men især modellerne til beskrivelse af fosforkoncentration i vandløb illustrerer, at vi stadig mangler viden om kilder og tabsprocesser. På trods heraf er en række anvendelsesmuligheder af de nyudviklede modeller blevet demonstreret: (i) estimering af tab af fosfor fra oplande, hvor der ikke foretages målinger, (ii) identifikation af særlige højrisiko-oplande (outliers), der kan være udvaskning, men det kræver en nærmere undersøgelse og (iii) scenarieberegninger, hvor det dog er særdeles vigtigt at tage hensyn til modellernes iboende begrænsninger.

I arbejdet med at identificere fosforkilder og -transportveje inden for oplandet har der været anvendt en såkaldt P-index-model, opsat på markblokniveau på oplandet til Odense Fjord. En P-index-model søger at identificere kritiske kildeområder i oplandet ved at beskrive samtlige kilder og transportveje på indexeret form. En P-index-model giver således ikke kvantitative svar, men er et risiko-udpegningsværktøj. En P-index-model er en væsentlig udvidelse af f.eks. tidligere udviklede erosionsrisiko-kortlægningsværktøjer, som netop kun beskriver een transportvej. Arbejdet tog udgangspunkt i en amerikansk udviklet model. Ved at inddrage viden, høstet blandt andet fra udviklingen af de empiriske modeller, blev indexet modificeret og forbedret, så det beskriver de særlige, danske forhold. Arbejdet resulterede således i udvikling af en egentlig dansk P-index-model. I mangel på mulighed for aftestning på markblok- eller drænfelt-skala blev den nyudviklede P-index-model aftestet på en række deloplande i Odense Fjords opland. Det blev demonstreret, at P-index-modellens rangordning af oplandene var tæt forbundet til det totale fosfortab fra oplandene ($R^2 = 0.79$). P-index-modellen fremstår således umiddelbart som et lovende redskab til udpegnings af risikoområder for fosfortab. At P-index-modellen har fungeret på oplandsniveau, giver dog ikke nødvendigvis troværdighed til risikoudpegningsen på markblokniveau, som er kernen i og selve formålet med en P-index-

modellering. Vi savner stadig viden om flere af de mekanismer og processer, der betinger tab af fosfor på detailniveau, og modellens håndtering heraf må nødvendigvis være behæftet med stor usikkerhed. Der er derfor behov for aftestning af P-index-modellen i detail-skala, ligesom der er behov for at afprøve modellen på andre oplandstyper end de her undersøgte – herunder specielt landbrugspåvirkede sandjordsoplande med udvaskningsrisiko. Endelig bør det nævnes, at brinkerosion, som udgør en stor del af det samlede fosfortab fra oplande, ikke er omfattet af P-index-modellen i sin nuværende form. Arbejdet med identifikation af fosforkilder har vist, at der er et stort behov for viden om fosforstatus på den enkelte mark.

Fosforbalancer er opstillet for deloplande i Odense Fjords opland. Resultaterne viser, at der i 2001 var et årligt fosforoverskud på $8,1 \text{ kg ha}^{-1}$ i Odense Fjords opland. Til sammenligning var overskuddet $9,0 \text{ kg ha}^{-1}$ i gennemsnit for Fyns Amt. Beregningerne viser også, at fosforbalancen for deloplandene varierede mellem $0,0 \text{ kg ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ og $13,8 \text{ kg ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$. Den store variation var korreleret til husdyrtætheden. Fosforoverskuddet er sandsynligvis lavere i 2003 end i 2001 på grund af lavere forbrug af handelsgødning og anvendelse af fytase i foder på bedrifter med slagtesvin (Jacobsen et al., 2004).

6 Scenarier for Odense Fjords miljøtilstand

Karl Iver Dahl-Madsen, Ian Sehested Hansen, Anja Friis-Christensen, Thomas Uhrenholdt, Mikael Hjorth Jensen

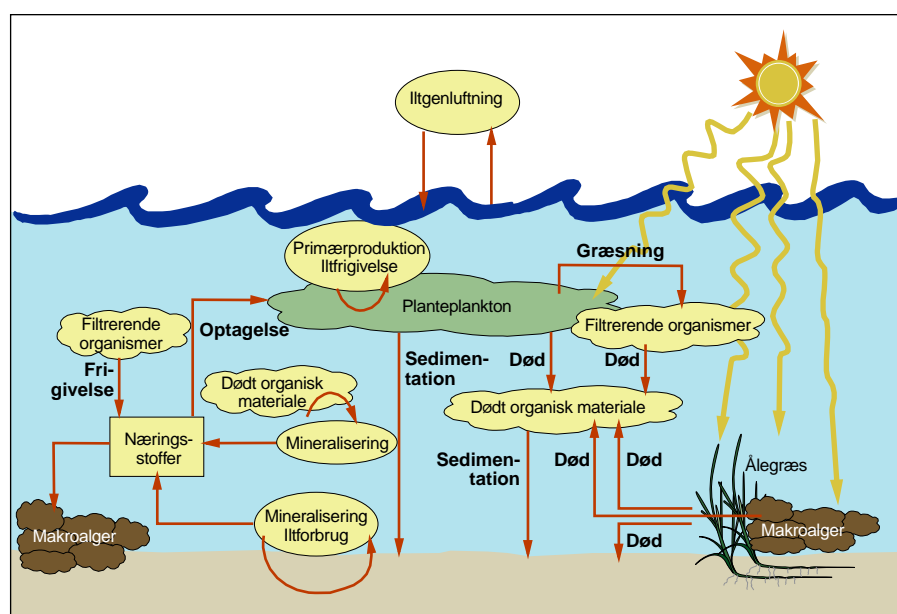
6.1 Modellen

Den model, der anvendes til scenarieberegningerne for Odense Fjord, er en procesbaseret model, som beskriver variationerne af miljøtilstanden i 3 rumlige dimensioner (150 meters net horisontalt og 1 meters opløsning i dybden, i alt 6300 punkter) og varierende i tid (ned til 30 minutters interval). Modeltypen og Odense Fjord modellen er nærmere beskrevet blandt andet i Nielsen et al. (2003).

Modellen beskriver vandbevægelser og salt- og næringsstoftransporter internt i fjorden og ind og ud af fjordmundingen, samt væsentlige biologiske forhold i fjorden. De input-data, der driver modellen (drivdata), omfatter for den vandskiftemæssige del blandt andet: vandstand, vind, nedbør, afstrømning, salt og temperatur uden for fjorden, samt kølevandscirkulation for Fynsværket. Den biologiske models input-data omfatter blandt andet: næringsstoffilledning fra land og atmosfære, planktondødelighed i Fynsværkets kølevand, alge- og næringsstofkoncentrationer uden for fjorden, samt lysindstråling.

De overordnede sammenhænge i modellens biologiske komponenter og stofstrømme er vist i figur 6.1.

Figur 6.1 Konceptuelt diagram af de biologiske komponenter og næringsstofstrømme i MIKE 3 modellen for Odense Fjord.



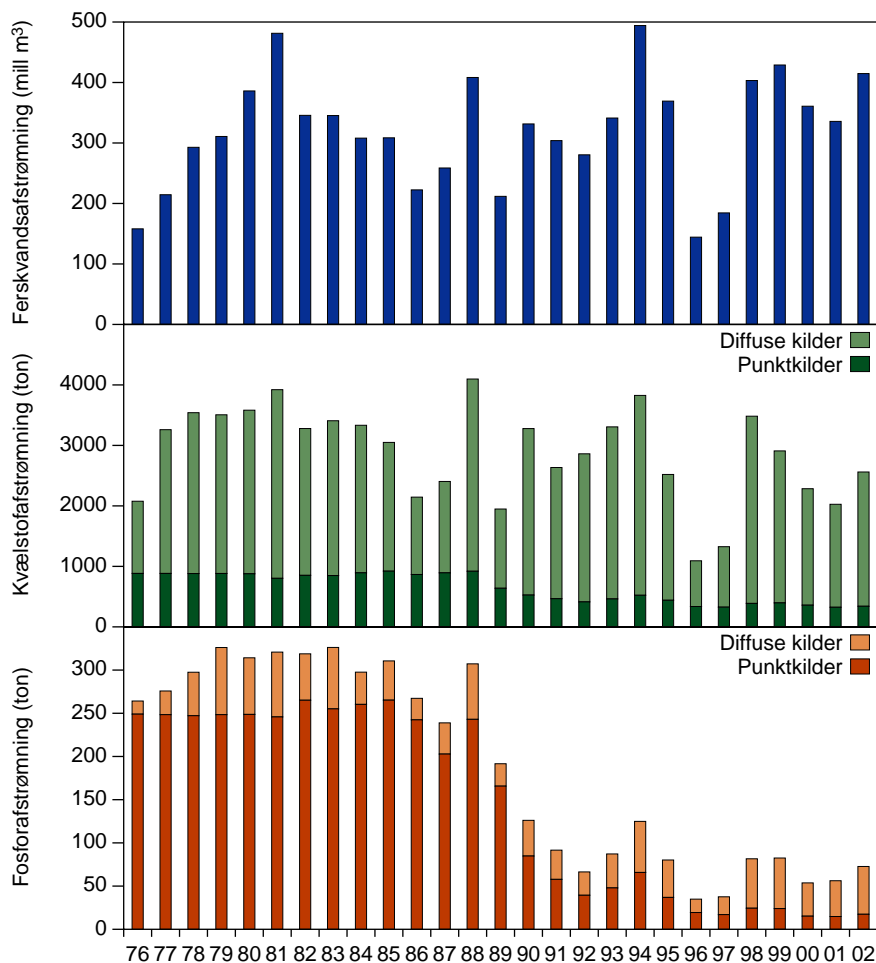
Ud over kulstofkredsløbet i vandfasen beskrives endvidere konkurrenceforholdene og plantevæksten på bunden af nogle vigtige nøgleorganismer, som er enårige makroalger (især søsalat) og rodfæstet vegetation (ålegræs mv.). Endvidere beskrives lagring og udveksling

af kvælstof og fosfor mellem vand og sediment bl.a. som funktion af den iltede zone i sedimentet. På grund af Odense Fjords lavvandede karakter har begge faktorer meget stor betydning. Børsteormes og muslingers biologiske filtration af planteplanktonet i vandfasen, som er væsentlige processer for beskrivelse af udvekslingen mellem vand og bund, indgår kun indirekte i modellen som en forøget sedimentation.

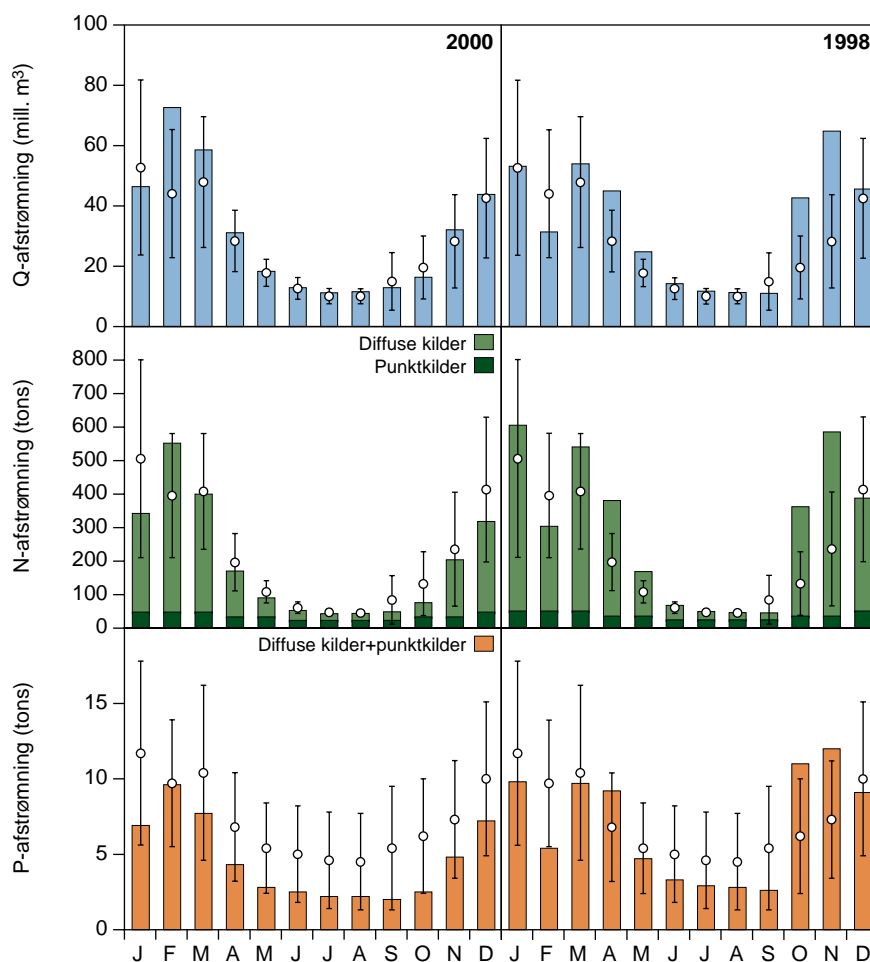
Modellen er kalibreret på klimaforholdene i 1998 og endvidere valideret på data fra 1997, samt en periode i 1998. Derudover er udført en såkaldt blindtest for 1999, hvor modelresultatet efterfølgende er sammenholdt med målte værdier. Modellen er anvendt til simulering af forholdene for årene 2000-2002 med de relevante drivdata fra de pågældende år.

Der er tidligere udført scenarieberegninger med klimadata for 1998. I de nye modelberegninger fra 2003 anvendes klimaforholdene i 2000, som adskiller sig fra 1998 ved at være lidt mindre vådt og mere svare til et normalår (figur 6.2). Nedbøren var 975 mm i 1998 og 823 mm i 2000. Afstrømningen og transporten af kvælstof og fosfor viser store variationer mellem de enkelte år. Eksempelvis var den totale kvælstoftilførsel i 1998 og 2000 henholdsvis 3408 og 2233 tons kvælstof. Sæsonvariationen i tilførslen af ferskvand, kvælstof og fosfor varierer også betydeligt mellem de to år (figur 6.3).

Figur 6.2 Årlig afstrømning af ferskvand, samt den kildeopsplittede kvælstof- og fosforbelastning af Odense Fjord i perioden 1976-2002 (den atmosfæriske deposition indgår i belastningen). Omtegnet efter Fyns Amt (2003a)



Figur 6.3 Afstrømning af ferskvand, kvælstof og fosfor pr. måned til Odense Fjord i 1998 og 2000. Middelværdier og standardafvigelse er angivet for perioden. Omtegnet efter Fyns Amt (1999, 2001).



Odense Fjord er et meget dynamisk system, hvor f.eks. et stort input af næringsstoffer via en kraftig regnhændelse eller en hurtig vandudskiftning, forårsaget af svingninger i saltholdigheden uden for fjorden, kan ændre fjordens tilstand markant på kort tid. Modellens tidskala forsøger at beskrive disse variationer.

Odense Fjord har gennem mange år fået tilført betydelige mængder fosfor fra byspildevand. Meget af dette fosfor er ophobet i fjordens sediment. Efter ophøret af en stor del af den ekstern fosfortilførsel sker der nu en frigørelse (intern belastning) af fjordens mobiliserbare fosforpulje til vandet, en proces som tager mange år. Modellen er ikke kalibreret til dette langsomme fænomen, hvis størrelse afhænger af den mobiliserbare fosforpulje.

Fjorden vil efterhånden opnå en ny ligevægtssituation, hvor sedimentets indhold af fosfor svarer til fjordens nye tilførsel af fosfor. Scenarieanalyserne anvendes til at belyse denne nye ligevægtssituation. Scenarierne belyser således virkningen af miljøtiltagene, når de er slået fuldt igennem.

Ved den tekniske gennemførelse af scenarieanalyserne er der som startværdi benyttet et skøn over en ny ligevægtssituation svarende til det pågældende scenarie. Det betyder, at der for hvert scenarie er tale om en ny startværdi. Dette skøn for det mobile fosfor i sedimentet konstrueres på basis af erfaringer fra modelberegninger og andre vandområder. Skønnet sammenlignes derefter ved at iagttage, om

beregningerne når i ligevægt ved simuleringens afslutning. Startkoncentrationerne ændres ved en iterativ proces, indtil ligevægten er opnået. For naturscenariet er der ikke tilstræbt ligevægt af fosforkoncentrationen i sedimentet, men en ophobning på ca. 20 % i forhold til den kildetillede belastning.

Modellen indeholder heller ikke eksplicitte beskrivelser af fjordøkologiske strukturændringer. Ved beregninger af referencesituationen, som ligger meget langt fra den nuværende situation, er der ved hjælp af ekspertskøn (Flemming Møhlenberg, pers. medd.) fastlagt de processpecifikationer, som formodes bedst muligt at repræsentere forholdene i referencesituationen. Følgende vigtige ændringer er foretaget:

- Makroalgers og planteplanktons produktionspotentiale er sænket 20 %. Modifikationen er foretaget, da planteplanktonet i en "naturtilstand" formentlig består af større, langsomt voksende typer, og da makroalgebestandene tilsvarende forventes at være præget af arter, der ikke er så næringskrævende (har et mindre vækstpotentiale) som søsalat.
- Bunddyrenes filtration er reduceret med 60 %. Dette tal stammer fra en sammenhæng mellem kvælstofbelastning og muslingebiomasse for danske fjorde (Flemming Møhlenberg, ikke publ.). Sammenhængen viser en biomassetilbagegang på ca. 60 % for et fald i kvælstofbelastning fra ca. 50 til 10 g N m⁻² år⁻¹, nogenlunde svarende til "Naturscenariet" for Odense Fjord.
- Lysforhold (såkaldt baggrundsskygning) er tilpasset svarende til ålegræssets maksimale dybdegrænse ca. år 1900. Dybdegrænsen er baseret på optegnelser i Ostenfeld (1908) og er 2,5 m i Seden Strand og 6 m i Yderfjord.

6.2 Kvalitetslementer for miljøtilstand

Fastlæggelse af mål for miljøkvalitet i vandmiljøet og tilhørende operationel beskrivelse af kvalitetslementer (miljøindikatorer) er en kompliceret problemstilling, som endnu er under udvikling.

I Vandrammedirektivet bruges begreberne: *Høj økologisk tilstand*, der er defineret som: "ingen eller kun ubetydelige menneskeskabte ændringer i forhold til uberørte forhold". Og *God økologisk tilstand*, der er defineret som: "kun svage menneskeskabte ændringer i forhold til uberørte forhold".

Den økologiske tilstand skal sættes i relation til "uberørte" forhold eller reference-/naturtilstanden. Kriterier for de kvalitetslementer, som beskriver den økologiske tilstand, skal sammenlignes med værdier for referencetilstanden. Grænseværdier for god økologisk tilstand er imidlertid ikke fastlagt administrativt på nuværende tidspunkt.

Fyns Amt har i sit arbejde med Odense Pilot River Basin foretaget vurderinger som har givet grundlag for at udvælge kvalitetselementer og angive størrelser for referencetilstanden (tabel 6.1).

Tabel 6.1 Værdier for referencetilstand for forskellige dele af Odense Fjord (Fyns Amt 2003a). Værdierne skal betragtes som gennemsnitsværdier for enkelte områder.

Odense Fjord	Type	Referencetilstand				Næringsstoffer		Sigtdybde (m)
		Makrofyter		Dybdegrænse (m)	Biomasse (g C/m ²)	TN (µg l ⁻¹)	TP (µg l ⁻¹)	
Vandområde		Dækningsgrad (%) (dybdeinterval)	Havgræs	Ålegræs	Trådalger og Søsalat			
Inderfjord (Seden Strand)	1	>80 (1,5-4 m)	>80 (0,5-1,5 m)	>4	<10****	<660*	<30*	-
Yderfjord NV	2	>80 (1-6 m)	>80 (0,5-1 m)	>6	<3***	<370**	<10**	>7,2
Yderfjord NØ	2	>80 (1-6 m)	>80 (0,5-1 m)	>6	<3***	<370**	<10**	>7,2
Yderfjord midt	2	>80 (1-6 m)	>80 (0,5-1 m)	>6	<3***	<370**	<10**	>7,2
Randområde	3	>80 (1-10 m)	>80 (0,5-1 m)	>10	<3***	<146	<5	>10,6

* Næringsstofkravene er fastsat ved en saltholdighed på 12,2 PSU.

** Næringsstofkravene er fastsat ved en saltholdighed på 18,1 PSU. TN op- og nedreguleres med 49,3 µg l⁻¹ TN pr. PSU, mens TP op- og nedreguleres med 3,4 µg l⁻¹ TP pr. PSU ved et fald hhv. en stigning i saltholdigheden.

*** Kun fastvoksede trådalger. Løstliggende trådalger må ikke forekomme.

**** Nye beregninger kan medføre, at værdien bliver lavere.

Referencetilstanden for Odense Fjord er i følge i Odense Pilot River Basin rapporten (Fyns Amt, 2003a) fastlagt således:

- Makrofytvegetationen i Inderfjorden (Seden Strand): Som middel af makroalgebiomassens sæsonmaksimum for hele Seden Strand beregnet med den dynamiske model for henholdsvis 1998 og 2002 (DHI, 2002, 2003). Tallet stemmer godt overens med vurderinger på basis af bl.a. historiske tal (Petersen, 1892, 1901; Søren Larsen, unpubl.).
- Næringsstoffer i Seden Strand: Total kvælstof er fastlagt på basis af en empirisk sammenhæng mellem TN og dybdeudbredelse af ålegræs (Nielsen et al., 2002). Total fosfor er beregnet med den dynamiske model (DHI, 2002a, 2003).
- Makrofytvegetationen i Yderfjorden: Er vurderet på basis af historiske data fra omkring 1900, hvor der fandtes tætte bevoksninger af ålegræs ud til 6-7 meter (Ostenfeldt, 1908; Petersen, 1892, 1901).
- Næringsstoffer i Yderfjorden: Er beregnet som for Næringsstoffer i Seden Strand.
- Sigtdybden i Yderfjorden: Er beregnet på basis af en empirisk relation mellem dybdeudbredelse af ålegræs og den nødvendige lysnedtrængning i vækstsæsonen (Nielsen et al., 2002).

6.3 Resultaterne af scenarieberegningerne

Der er gennemført beregninger af 8 scenarier for Odense Fjord (tabel 6.2). Reduktionsscenarierne 2 til 5 er gennemført ved en fastholdelse

af vandmængden og proportional reduktion af koncentrationerne af kvælstof og fosfor i det tilførte vand.

Tabel 6.2

Scenarie (2000 klima)	N-belastning, Ton N/år	P-belastning, Ton P/år
1. Aktuel belastning 2000	2233	50
2. VMP II – usikkert skøn	1500	50
3. Yderligere N- reduktion	1000	50
4. Yderligere P- reduktion	1500	20
5. Yderligere N, P - reduktion	1000	20
6. Naturbelastning	238 t TN (0,7 mg Tot.N/l)	7,6 t TP (0,022 mg Tot-P/l)
7. Naturbelastning (u. Fynsværk)	238 t TN (0,7 mg Tot.N/l)	7,6 t TP (0,022 mg Tot-P/l)
8. Kun lysbegrænsning	>10 gange nu	>10 gange nu

I forbindelse med fastlæggelse af "Naturbelastningen" er følgende drivdata valgt:

- Atmosfærisk kvælstofdeposition er reduceret fra 104 tons N år⁻¹ til 1 tons N år⁻¹
- Koncentrationer uden for fjorden (kvælstof, fosfor, algebiomasse) er reduceret med 67-75 %. Reduktionerne af kvælstof og fosfor er baseret på tilbageekstrapolering af resultater for 1960-89 fra Kieler Bugten (Helsinki Commission, 1990), og algekoncentrationen (i modellen kulstofkoncentrationen) er reduceret tilsvarende. Samme princip og tal, som anvendt ved de tidligere udførte naturscenarier (DHI, 2002, 2003).
- Koncentrationerne af kvælstof og fosfor i vandløbene er reduceret til 0,7 mg N/l og 0,022 mg P/l, for kvælstofs vedkommende ca. det halve i forhold til tidligere udførte naturscenarier (DHI, 2002a, 2003). Derudover er der ikke inkluderet belastning fra Stige Ø.

I Scenarie 8 er der tilført så meget kvælstof og fosfor, at planteproduktionen udelukkende begrænses af den tilgængelige lysmængde. Dette scenarie er dels en test af modellens robusthed, dels giver det et bud på det totale variationsinterval for de indgående variable. I alle andre scenarier end 7 er Fynsværkets effekt inkluderet.

Kvalitetslementer, der er anvendt til at beskrive miljøtilstanden i Odense Fjord for henholdsvis Inderfjorden (Seden Strand) og Yderfjorden, fremgår af box 6.1.

Box 6.1 Kvalitetslementer anvendt i modelberegninger for Odense Fjord.

- CH: Klorofyl *a*, som er et mål for biomassen af alger i vandet. Der er anvendt årsmidler for hele området (henholdsvis Inderfjord og Yderfjord) og over dybden.
- BC: Biomasse af enårige makroalger (søsalat). Der er anvendt middelbiomassen for området pr. 1/7, som repræsenterer et tidspunkt, hvor biomassen er nær sit maksimum.
- TN: Koncentration af total kvælstof. Der er anvendt årsmidler for hele området. Ved sammenligning med Fyns Amts værdier for referencetilstand skal der korrigeres for salinitet. I Seden Strand blev middelsaliniteten over hele området beregnet til 13,4 psu, og i Yderfjorden til 19,7 psu.
- TP: Koncentration af total fosfor. Der er anvendt årsmidler for hele området.
- PP: Phytoplanktons primærproduktion. Seden Strand er ikke inkluderet her, da phytoplanktons primærproduktion er vanskelig at opgøre både måle- og beregningsmæssigt i et så lavvandet område. Der er anvendt årsproduktion for hele Yderfjordens område.
- PSD: Potentiel (hvis dybden er til det) sigtdybde (15 % lys). Det er et mål for den del af vandets uklarhed, der skyldes alger. Resuspension af partikler (som ikke er inkluderet i modellen) spiller især i Inderfjorden en rolle for vandets klarhed. PSD udtrykker derfor ikke den aktuelle sigtdybde i fjorden. Middel 15/3 - 31/10 over hele området.
- PÅB: Potentiel vækstmulighed af ålegræs. Procentdel areal, hvor vanddybde < lysgrænse for ålegræssets udbredelse = $0.95 \cdot SD + 0.339$ (Sand-Jensen et al. 1994). I visse dele af fjorden er der potentiel mulighed for ålegræsvækst, uden at det har etableret sig. Modelteknisk er det gjort ved at lade initialværdier være 0, hvilket giver en skævhed i opgørelsen, idet ikke alle potentielle vækstområder inkluderes. Procentvist potentielt vækstareal mellem 1 - 6 meters kurven. Dette areal kan ikke sammenlignes med Fyns Amts reference størrelse, og vil overestimere det reelle ålegræsareal.

Scenarieberegningerne for henholdsvis Inderfjord (Seden Strand) og Yderfjord er gennemført for de 8 scenarier og følgende kvalitetslementer: klorofylkoncentration, biomasse af enårige alger, koncentration af totalkvælstof, koncentration af totalfosfor, primærproduktion af planteplankton, potentiel sigtdybde, samt område for potentiel udbredelse af ålegræs.

Table 6.3 Resultater fra scenarieanalyserne for henholdsvis Inderfjorden og Yderfjorden sammenholdt med kvalitetsmål for referencetilstand (Fyns Amt 2003b). De enkelte kvalitetselementer er beskrevet i box 6.1. Det skal bemærkes, at værdierne for referencetilstand er korrigeret for den beregnede middelsalinitet i scenariekørslerne (se box 6.1) som beskrevet i tabel 6.1.

		Inderfjord (Seden Strand)						
Scenarie	CH	BC	TN	TP	PP	PSD	PÅB	
	$\mu\text{g l}^{-1}$	gC/m^2	mg l^{-1}	mg l^{-1}	$\text{gC/m}^2 \text{ år}^{-1}$	m	%	
0 Fyns Amt Ref.	-	10,0	0,60	0,026	-	-	80	
1 År 2000	5,1	39,0	1,87	0,072	-	1,6	75	
2 N 1500, P50	4,1	34,8	1,32	0,073	-	1,7	79	
3 N 1000, P50	3,4	28,9	0,95	0,075	-	1,8	79	
4 N 1500, P20	3,6	33,8	1,31	0,044	-	1,8	79	
5 N 1000, P20	3,1	29,6	0,95	0,045	-	1,8	80	
6 Natur	2,4	7,9	0,32	0,020	-	5,0	100	
7 Natur u. FV	3,6	6,5	0,36	0,022	-	5	99	
8 Kun lys	52	12,3	19	1	-	0,7	14	

		Yderfjord						
Scenarie	CH	BC	TN	TP	PP	PSD	PÅB	
	$\mu\text{g l}^{-1}$	gC/m^2	mg l^{-1}	mg l^{-1}	$\text{gC/m}^2 \text{ år}^{-1}$	m	%	
0 Fyns Amt Ref.	-	3,0	0,31	0,006	-	7,2	80	
1 År 2000	3,7	8,8	0,60	0,035	115	4,1	90	
2 N 1500, P50	3,5	7,3	0,49	0,036	106	4,2	91	
3 N 1000, P50	3,3	5,8	0,42	0,036	101	4,4	91	
4 N 1500, P20	3,3	7,6	0,49	0,030	103	4,3	91	
5 N 1000, P20	3,2	6,4	0,42	0,031	98	4,4	91	
6 Natur	1,2	1,4	0,13	0,009	43	14,3	100	
7 Natur u. FV	1,3	1,3	0,13	0,009	45	14	100	
8 Kun lys	50	4,1	21	1	1022	0,7	0	

Hvis man sammenligner Fyns Amts vurdering af referencesituationen med resultaterne fra modelberegningerne af de to naturscenarier (med og uden Fynsværket) ses, at værdierne for de valgte variable i de to naturscenarier (scenarier 6 og 7) ligger omkring de skønnede referenceværdier. Det skal dog bemærkes, at de to skøn kun er delvist uafhængige, da nogle af dem er foretaget med samme model. De øvrige scenarier er langt fra referencen, når der ses på søsalat, total kvælstof, total fosfor og potentiel sigtddybe. Det indgrebsscenarie, der er tættest på referencen, er ikke uventet scenarie 5, hvor tilførslen af næringsstoffer til fjorden er henholdsvis 1000 t kvælstof og 20 t fosfor årligt. Scenarie 8 viser som ventet høj algebiomasse, høj primærproduktion, lav sigtddybe og meget lidt ålegræs.

6.3.1 Fynsværket og vejret

Fynsværkets betydning for referencetilstanden i Odense Fjord er belyst ved en kørsel af referencetilstanden med og uden Fynsværket.

Disse beregninger viser, at Fynsværket påvirker især følgende variable:

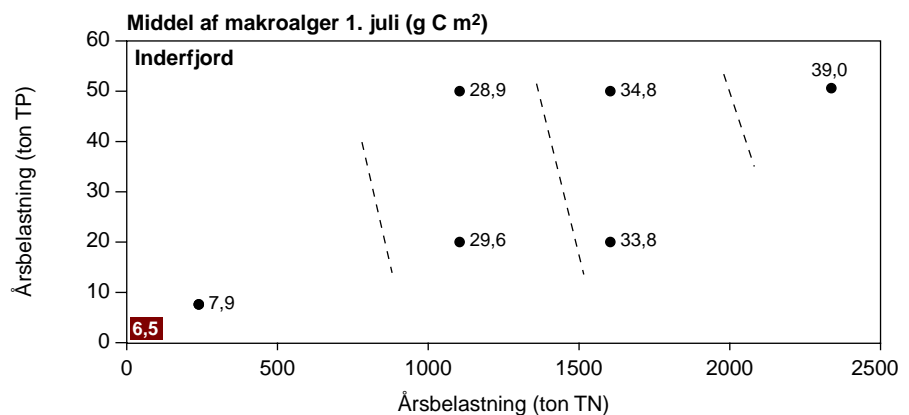
- Koncentrationen af total kvælstof og fosfor, som formindskes lidt i Seden Strand. Dette skyldes en fortynding med vand fra midt i fjorden, hvorfra kølevandet hentes gennem Odense Kanal. Forskellen i middelsaliniteten i Seden Strand i de to scenarier er formindskelse i scenariet uden Fynsværket på 0,5 psu.
- Klorofyl formindskes med ca. 30 %, ligeledes på grund af fortynding, suppleret med en vis dødelighed af plante – og dyreplankton ved passage af kølevandssystemet. Den temperaturbetingede forøgelse af proceshastighederne er tilsyneladende ikke nok til at kompensere for dette.

Belastningen med næringsstoffer fastlægger miljøtilstanden i fjorden, men vejret kan fremkalde meget store variationer fra år til år. Vejret påvirker afstrømningen af næringsstoffer både med hensyn til mængder og fordeling over året. Desuden påvirkes temperaturen og vandskifteforholdene. År til år variationerne er vist i Fyns Amts vandmiljørapporter, hvoraf det fremgår, at naturlige variationer i mange af de angivne kvalitetselementer kan være betydelige og mindst en faktor 2 (se også figur 6.2). (Fyns Amt 2003b)

6.3.2 Kvælstof og fosfor

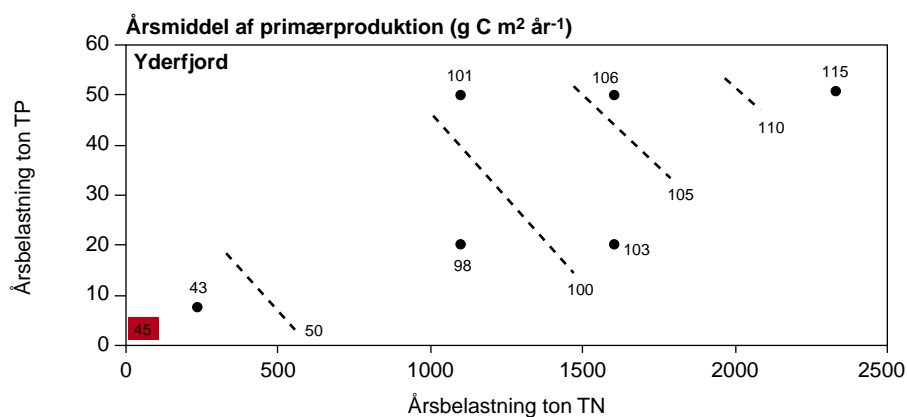
I nedenstående figurer er vist en sammenhæng mellem den årlige kvælstof- og fosfortilførsel og den resulterende miljøkvalitet af fjorden, udtrykt som makroalgebiomasse (BC) i Inderfjorden og primærproduktion i Yderfjorden pr. 1. juli.

Figur 6.4 Sammenhæng mellem N og P belastning og makroalgebiomassen (søsalat) i Seden Strand. N-belastningen er tillagt atmosfærelastningen (104 t TN, naturscenariet 1 t TN)



I figuren er makroalgebiomassen vist som funktion både af kvælstof- og fosfortilførslen. Tallene kommer fra tabel 6.3. Resultaterne af de enkelte scenarier er vist i figuren med tal. Eksempelvis vil en årlig tilførsel fra land af kvælstof og fosfor på henholdsvis 1000 tons og 20 tons resultere i en biomasse af makroalger (søsalat) på 29,6 g kulstof m⁻². Det røde punkt er værdien for søsalat uden Fynsværket. Stregerne viser skønsmæssigt, hvor værdierne er konstante. Det ses, at hældningen er meget stejl, hvilket viser, at dette kvalitetselement – den maksimale biomasse af søsalat – er styret af kvælstof.

Figur 6.5 Sammenhæng mellem N og P belastning og primærproduktion i Yderfjorden.



For planktonproduktionen i Yderfjorden er hældningen ikke så stejl, og der ses en større betydning af fosfor, end det var tilfældet for søsalat i Inderfjorden. Desuden betyder randværdierne forholdsvis mere for tilstanden i Yderfjorden. I bilag 6.1 er lignende kurver for de andre variable beskrevet.

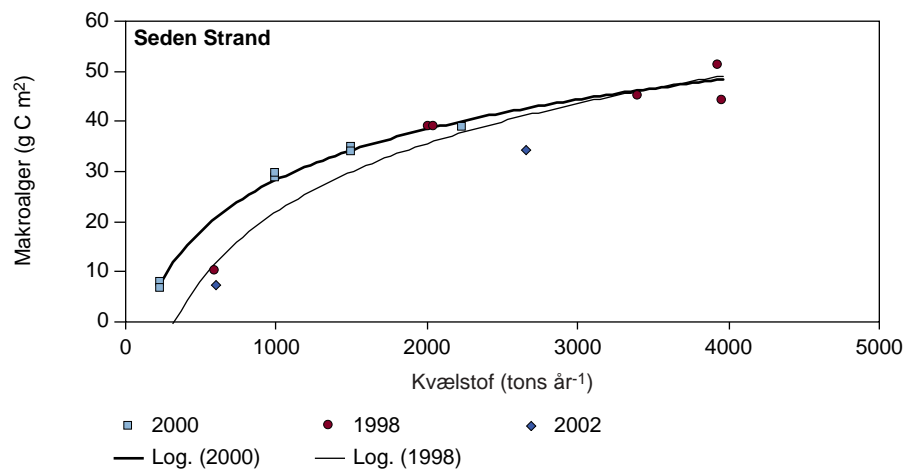
Da det ikke er lykkedes at kalibrere oplandsmodelberegnet vandafstrømning til målingerne, har det ikke været muligt at gennemføre scenarieberegningerne med den endelige beregnede belastning fra oplandsmodellen. Det medfører, at den samlede belastning på årsbasis i et givet oplandsscenario er forskellig fra de tal, der er brugt i fjordscenarierne. Endvidere kan indgrebene i oplandet medføre, at fordelingen af kvælstof og fosforbelastningen over året bliver anderledes end den, der er anvendt i fjordscenarierne. Fordelingen over året har betydning for fjordens miljøtilstand, da f.eks. en belastning midt om vinteren ikke har samme umiddelbare indflydelse på fjorden som en tilsvarende udledning om sommeren.

Belastningsinputtet til fjordberegningerne er gennemført ved en simpel fastholdelse af vandtilførslen med en procentvis reduktion af kvælstof- og fosforkoncentrationerne i det tilførte vand. Oplandsindgrebene kan forventes at fordele belastningerne noget forskelligt i tid og sted fra den nuværende situation.

Ved hjælp af tabellerne er det muligt at foretage en første tilnærmelse til miljøkvalitetsresultatet af oplandsberegningerne ved at interpolere med den resulterende kombination af årlig totalbelastning af kvælstof og fosfor. Ved et givet scenarie med oplandsmodellen fremkommer der en årsbelastning af kvælstof og fosfor. Disse tal identificerer et punkt i de angivne tabeller, som igen udtrykker en bestemt værdi for kvalitetsmålet.

I nedenstående figur 6.6 er vist scenarierne fra 1998 og 2002 sammen med de nybereggede scenarier for 2000. For 1998 og 2000 er endvidere vist en tilpasset logkurve. De nye scenarier har "fyldt nogle huller ud" og har illustreret variationen på "naturscenariet". I "Naturscenarierne" for 1998 og 2002 er der anvendt en højere baggrundsbelastning (ca. dobbelt så høj for base kvælstof og fosfor) end i "Naturscenariet 2002", som illustrerer en øvre og nedre grænse for baggrundsbelastningen. Forløbet af de 2 kurvesæt illustrerer endvidere de forskellige, der skyldes vejrvariationer fra år til år.

Figur 6.6 Beregnet sammenhæng mellem makroalger i Inderfjorden og tilførslen af totalkvælstof (excl. atmosfærelastningen) for 1998 og 2002 scenarierne.



6.4 Usikkerhed på beregningerne

Usikkerheden på Odense Fjord modellen er især koncentreret omkring mulige biologiske strukturændringer, herunder mangler i procesbeskrivelserne.

Blandt væsentlige fysiske og biologiske elementer i relation til næringsstofstrømme, der ikke er medtaget i modellen, kan f.eks. nævnes de bundlevende mikroalger og resuspension (transport af ophvirvlet bundmateriale internt i fjorden). Dette har stor betydning for beskrivelsen af phytoplanktonets primærproduktion i den meget lavvandede Seden Strand. Den del af modellen, der beskriver det mobile fosfor i sedimentet og det tilhørende overgangsforløb, er kun delvis kalibreret.

Det skal også nævnes, at procesbeskrivelserne af énårige makroalger og rodfæstet vegetation er baseret på vækstforhold fra litteraturen for henholdsvis søsalat og ålegræs, men at der ikke for nuværende indgår flere arter med andre vækstkaraktistika i modellens beskrivelser af bundplanterne. Det betyder, at fjordens bestande (biomasse) af bl.a. blæretang ikke modelleres.

En anden konsekvens af de ovennævnte forhold vedrørende bundplantetyper er, at arters forsvinden og indvandring af nye arter (eller genindvandring af tidligere arter) ikke indgår i modellen.

Disse forhold betyder bl.a., at jo længere væk beregningerne kommer fra fjordens nuværende tilstand, jo større usikkerhed er der tale om. Det har som nævnt tidligere været nødvendigt at ændre i modellens procesbeskrivelser for at beskrive referencetilstanden tilfredsstillende. Den relative usikkerhed på resultaterne skønnes at være størst på "naturtilstandsberegningen", hvor mange af de indgående størrelser er baseret på et skøn. De absolutte usikkerheder på naturtilstanden forventes at være noget mindre, da der generelt er tale om små tal.

6.5 Konklusion

Modelberegningerne viser, at både kvælstof og fosfor har afgørende betydning for fjordens tilstand i den yderste del af Odense Fjord,

mens kvælstof alene i højere grad bestemmer miljøtilstanden i den inderste del af Odense Fjord. Ingen af de valgte scenarier når tæt på referencetilstanden på trods af, at der er regnet på eksempler med relativ stor reduktion i tilførslen af fosfor i forhold til nu. De skønnede værdier for referencetilstanden ligger omkring de værdier, der er opnået ved modelberegning af referencetilstanden.

7 Grundvand

Jens Christian Refsgaard, Jeppe Rølmer Hansen, Karen Villholth, Vibeke Ernsten

7.1 Indledning

Koncentrationerne i grundvandet simuleres med oplandsmodellen. Grundvandsforholdene er således en integreret del af forholdene på oplandsniveau. Der henvises derfor til Kapitel 4 for så vidt angår modelbeskrivelse, forudsætninger, beregninger og hovedresultaterne. I dette kapitel er kun udtrukket og præsenteret nogle beregningsresultater for nitratkoncentrationer i grundvandet, hvor specielt forholdene inden for områder med særlig drikkevandsinteresse (OSD) er af betydning.

Modellen beregner koncentrationen af nitrat i alle de ni lag, som indgår i grundvandsmodellen for hvert tidsskridt. I dette kapitel er der udtrukket resultater fra 21. december 2001, mens der ikke er vist tidslige variationer. I det øverste beregningslag kan koncentrationsvariationen over året være ganske betydelig, men den tidslige variation udjævnes væsentligt med dybden. Udbredelsen og tykkelsen af de ni beregningslag er vist på figur 7.1.

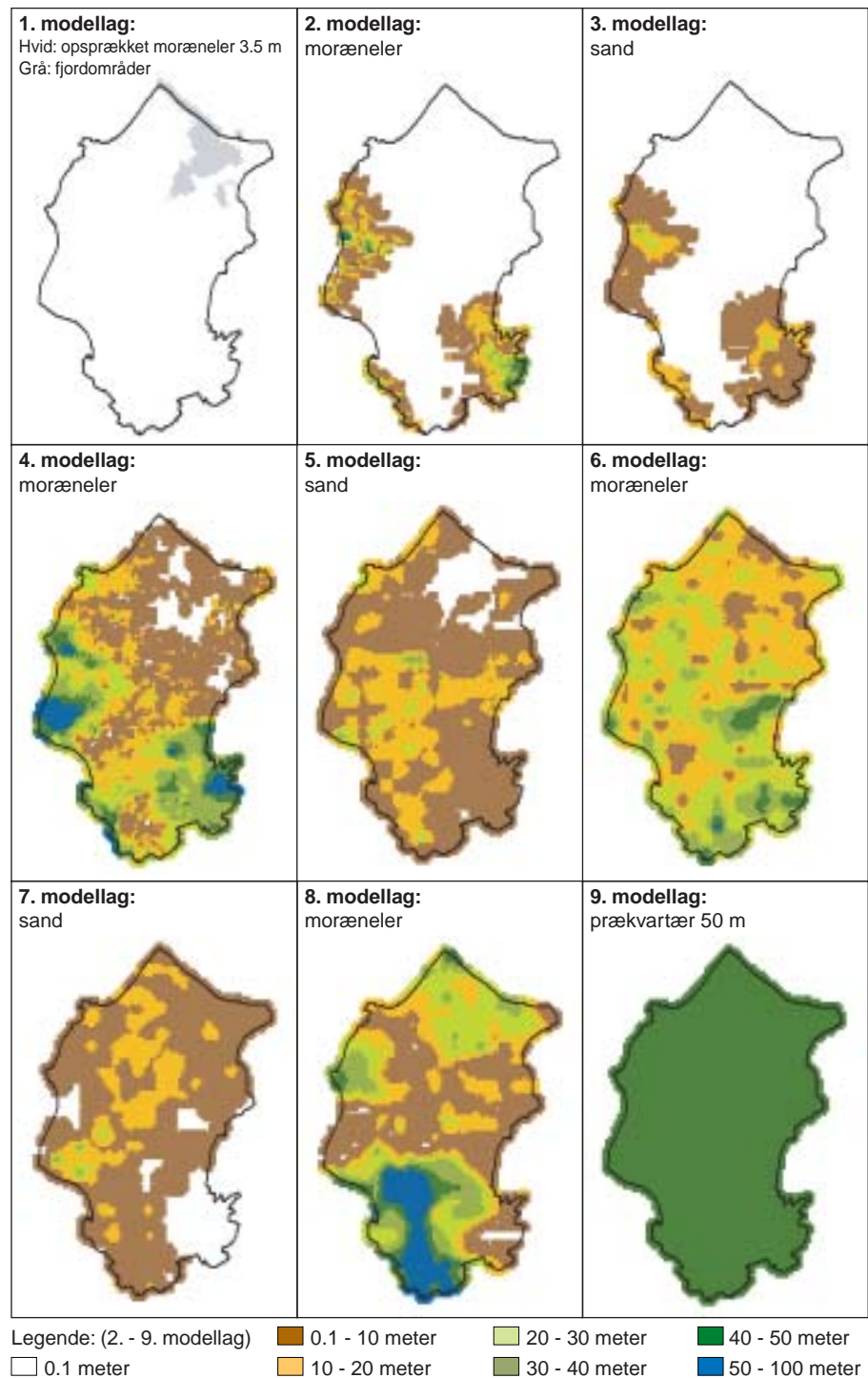
7.2 Referencekørsel

Resultaterne fra referencekørslen er vist i figurerne 7.2 – 7.4 i form af kort med udbredelsen af nitratholdigt grundvand i december 2001. På disse figurer er udbredelsen af de oxiderede zoner i de respektive lag angivet ved, at beregningscellerne er optegnede med et farveindhold svarende til den beregnede nitratkoncentration (fra $< 0,1 \text{ mg NO}_3 \text{ l}^{-1}$ til $> 50 \text{ mg NO}_3 \text{ l}^{-1}$). På disse kort er områder med særlig drikkevandsinteresse (OSD) også indlagt. Endvidere er den statistiske fordeling af nitrat over modellens tre sandlag (grundvandsmagasiner) vist i figur 7.5.

Bemærk, at nitratkoncentrationerne i dette kapitel er angivet i $\text{mg NO}_3 \text{ l}^{-1}$, mens der i alle andre kapitler i nærværende rapport benyttes enheden $\text{mg NO}_3\text{-N l}^{-1}$. Årsagen hertil er, at nitratkoncentrationer i grundvandet traditionelt sammenlignes med grænseværdien for nitrat i drikkevand, $50 \text{ mg NO}_3 \text{ l}^{-1}$. Omsætningsfaktoren mellem de to enheder er $1 \text{ mg NO}_3\text{-N l}^{-1} = 4,4 \text{ mg NO}_3 \text{ l}^{-1}$.

Figur 7.2 viser de oxiderede zoner og NO_3 koncentrationerne i lag 3. Lag 3 er det øverste lokale sandlag, som findes i ca. en fjerdedel af oplandet (306 km^2), fortrinsvis ud til den vestlige og sydøstlige rand (figur 7.1). Overkanten af dette sandlag varierer fra 3,5 m til mere end 20 m under terræn. Af figur 7.1 fremgår, at der er nitrat i (næsten) alle de beregningsceller, hvor sandlaget er karakteriseret som oxideret. Uden for de oxiderede områder er nitratinholdet nul, fordi nitratmængder, der måtte transporteres til sådanne beregningsceller, straks reduceres.

Figur 7.1 Udbredelse og tykkelse af de ni beregningslag i grundvandsmodellen.



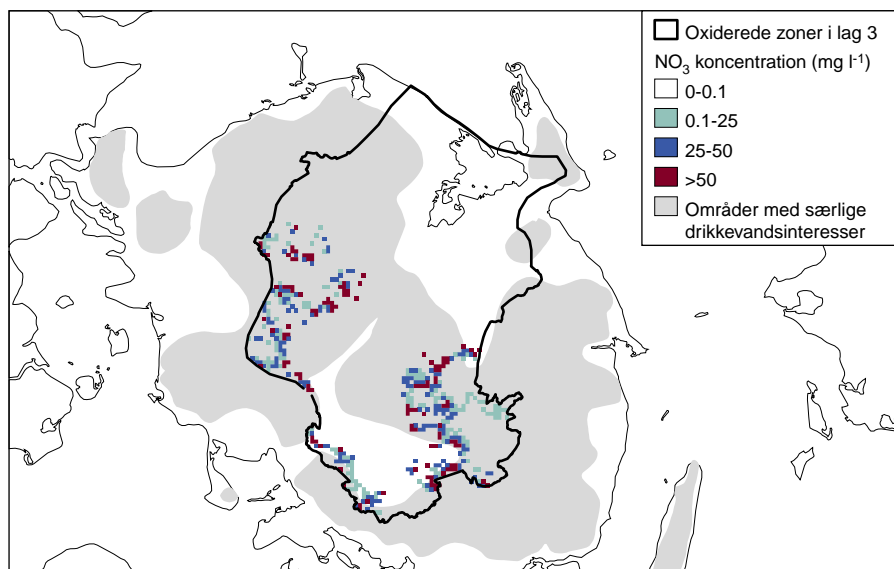
Det fremgår endvidere, at en stor del af nitratområderne ligger inden for eller på kanten af OSD-områder. Størrelsen af nitratkoncentrationerne, fordelt over de 306 km², fremgår af figur 7.5. Heraf fremgår det, at 60 % af det øvre lokale sandlag er nitratfrit. Den største koncentration er 147 mg NO₃ l⁻¹, og middelmiddelen over de 306 km² er 14 mg NO₃ l⁻¹.

Figur 7.3 viser tilsvarende de oxiderede zoner og NO₃ koncentrationerne i lag 5. Lag 5 er det mellemste, regionale sandlag, som findes over hele oplandet (1092 km²). Af figuren fremgår det, at nitraten næsten udelukkende findes i områder, hvor sandlag 3 ikke eksisterer, dvs. hvor lag 5 er det øverste sandlag. Af figur 7.5 fremgår det, at

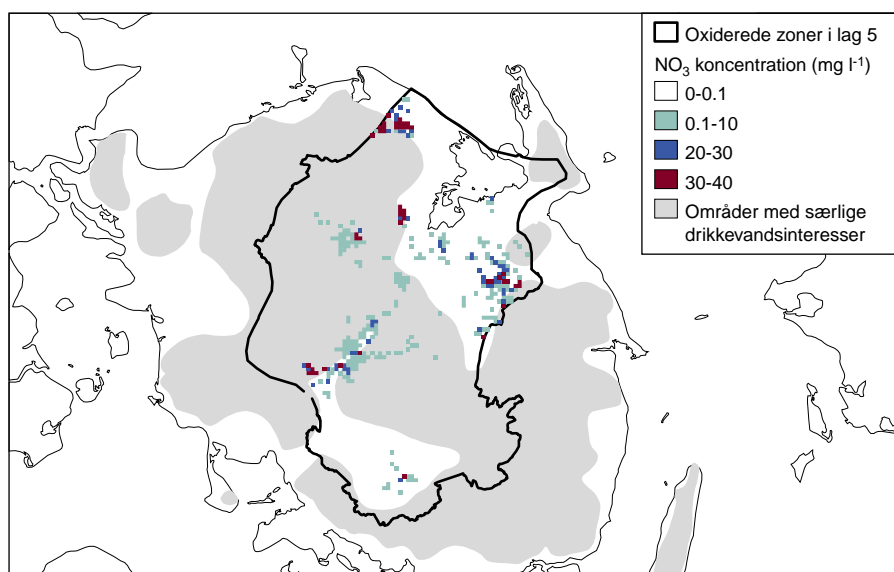
godt 90 % af sandmagasinet er nitratfrit. Den største koncentration er $162 \text{ mg NO}_3 \text{ l}^{-1}$, og middelmiddelen over de 1092 km^2 er $2 \text{ mg NO}_3 \text{ l}^{-1}$.

Figur 7.4 viser forholdene i lag 7. Lag 7 er det nederste, regionale sandlag, som findes i over hovedparten af oplandet (1011 km^2). Af figur 7.4 og figur 7.5 fremgår det, at der kun findes ganske lidt nitrat i det nederste sandlag.

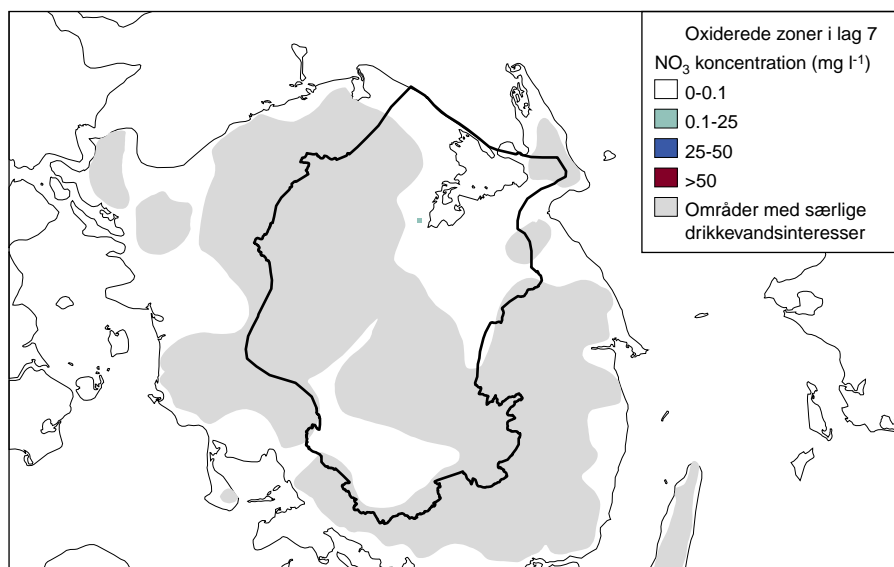
Figur 7.2 Udbredelsen af oxideret lag inden for sandlag 3 og simulerede nitratkoncentrationer 21. december 2001. OSD-områderne er vist med gråtone. Udbredelsen af lag 3 (306 km^2) er vist på figur 7.1.



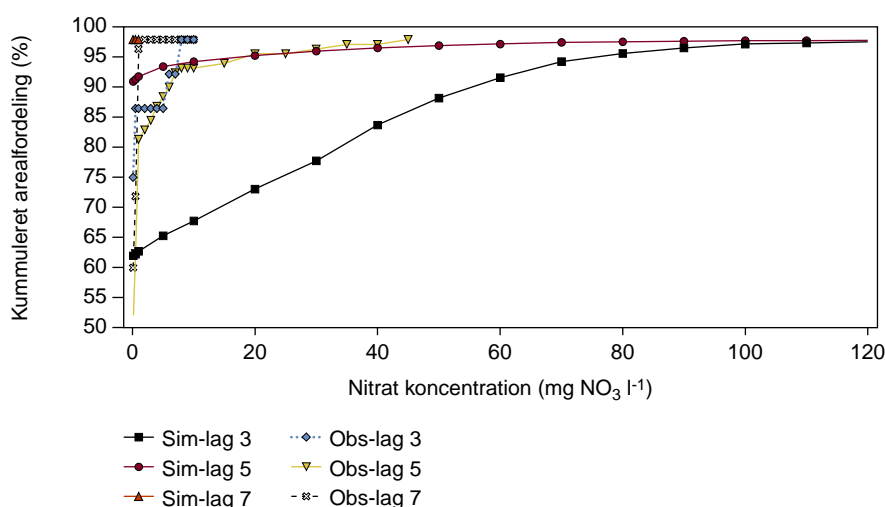
Figur 7.3 Udbredelsen af oxideret lag inden for sandlag 5 og simulerede nitratkoncentrationer 21. december 2001. OSD-områderne er vist med gråtone. Udbredelsen af lag 5 (1192 km^2) er vist på figur 7.1.



Figur 7.4 Udbredelsen af oxideret lag inden for sandlag 7 og simulerede nitratkoncentrationer 21. december 2001. OSD-områderne er vist med gråtone. Udbredelsen af lag 7 (1011 km²) er vist på figur 7.1.



Figur 7.5 Den statistiske fordeling af de simulerede nitratkoncentrationer i de tre sandlag i december 2001 samt de observerede koncentrationer for alle filtre i perioden 1999-2002.



Af figur 7.5 fremgår det, at grænseværdien for nitrat i drikkevand (50 mg NO₃ l⁻¹) er overskredet i godt 10 % af lag 3 og ca. 2 % af lag 5 i følge modelberegningerne. På figuren er også optegnet observerede koncentrationer for alle filtre. For at indrage observationer for mange filtre er der benyttet alle observationsdata for en fire-årig periode 1999-2002. I tilfælde af flere observationer fra samme filter inden for fire-års perioden er middelværdien benyttet. Herved er datagrundlaget mere end 100 observationer både i lag 5 og lag 7, men kun 16 observationer i lag 3. De få observationer i lag 3 er ydermere ikke jævnt fordelt over de 306 km², men ligger samlet i få lokale klynger.

Der ses fra figur 7.5 at være en god overensstemmelse mellem felt-data og modelberegninger for lag 7 (næsten ingen nitrat). For lag 5 er overensstemmelsen rimelig, selvom feltdataene ikke viser helt så store maksimalværdier som modelberegningerne. En medvirkende årsag hertil kan være, at observationerne, som nævnt for nogles vedkommende, er middelværdier af flere observationer, mens modelresultaterne er et øjebliksbillede. En anden årsag kan være den simple konceptuelle model for reduktionsprocesserne i de dybe grundvandslag, hvor en beregningscelle enten er total fri for reduktion eller er 100 % reducerende. I virkeligheden vil der være variationer på mindre skala end en beregningscelle, hvorefter blandingsmekanismer vil

resultere i en udjævning af koncentrationsbilledet. Datagrundlaget for det øverste lag (lag 3) er ikke tilstrækkeligt til at vurdere modelresultaternes troværdighed.

7.3 Scenarier

Effekten af de forskellige tiltag er beskrevet i scenarierne i Kapitel 4. Her er beskrevet, hvor stor effekt forskellige former for ændret landbrugspraksis har på udvaskningen fra rodzonen. Der er ikke foretaget beregninger af nitratkoncentrationer i grundvandet for alle scenarierne, men den reduktionsprocent, der er beskrevet for udvaskningen, kan forventes at slå direkte igennem, også på koncentrationerne i grundvandet, fordi reduktionen i det øverste lag er lineært (fjernelsesprocenten uafhængig af koncentrationsniveauet) og nitraten derefter enten bevæger sig i oxiderede zoner, hvor der ingen reduktion sker, eller bevæger sig ind i reducerede zoner, hvor alt nitraten forsvinder. Det vil eksempelvis sige, at hvis udvaskningen fra rodzonen øges med 10 % i oxiderede områder, vil nitratindholdet i grundvandet også øges med 10 % i oxiderede områder, mens det modsat ikke vil give anledning til øgede nitratkoncentrationer i områder med reducerede forhold, så længe der er reduktionskapacitet til stede.

[Tom side]

8 Samlet vurdering og konklusion

Denne rapport gennemgår et eksempel på, hvordan landbrugsdrift og økologisk tilstand i vandområder kan vurderes i sammenhæng. I rapporten er analyseret virkemidler til reduktion af kvælstofudvaskningen, udpegning af risikoområder for fosfor, samt sammenhæng mellem tilførsel af næringsstoffer og økologisk tilstand i Odense Fjord. En grundig beskrivelse af de anvendte modelværktøjer, samt en generel beskrivelse af Odense Fjord og opland findes i rapporten - "Kvantificering af næringsstoffers transport fra kilde til recipient samt effekt i vandmiljøet" (Nielsen et al., 2003).

Rapporten indeholder resultater fra de mest omfattende modelberegninger af tab af næringsstoffer fra oplande, som hidtil er foretaget i Danmark. I forbindelse med arbejdet er endvidere udviklet nye modeller for fosfor, som er baseret på data fra det landsdækkende overvågningsprogram, NOVA2003.

Opmærksomheden henledes på, at man ikke umiddelbart kan opskalere resultaterne fra Odense Fjord og opland til hele Danmark, da der kan være meget store forskelle mellem de forskellige vandområder og oplande i Danmark.

8.1 Oplandsmodel

8.1.1 Kvælstof

Formålet med kvælstofmodellerne er at beskrive transport og omsætning af kvælstof hele vejen fra planternes rodzone og til fjorden gennem et sammenhængende modelsystem, og anvende modelresultaterne fra oplandsmodellen som input til fjordmodellen.

Daisy-modellen beregner udvaskningen af kvælstof fra rodzonen og sender vand og kvælstof videre til MIKE SHE modellen. Med MIKE SHE-modellen estimeres vand- og kvælstoftransporten frem til vandløb, grundvandsmagasiner og vådområder, hvorfra transporten frem til Odense Fjord beregnes i MIKE11-modellen. Hensigten med modelopstillingen er at beregne effekten af forskellige virkemidler og dermed forskellige scenarier for reduktion af kvælstoftilførsel til Odense Fjord.

For Odense Fjords opland er gennemført modelberegninger af scenarier for reduktion af kvælstofudvaskning fra landbrugsjorden. Modelberegningerne giver mulighed for at vurdere effekten af de enkelte virkemidler til reduktion af kvælstofudvaskningen og reduktion af udledningen til fjorden. De gennemførte modelberegninger af forskellige scenarier er tilstræbt at skulle give en reduktion i tilførslen af kvælstof til Odense Fjord på 300 tons, 600 tons og 1200 tons kvælstof pr. år. Modelberegningerne giver mulighed for at sammenligne resultaterne med de skøn, som tidligere er lavet af Scenariegruppen i forbindelse med forberedelsen af VMP III (Leth-Petersen, 2004).

Kalibrering og validering af modeller

Ved opstilling af modeller er det væsentligt, at der foretages en omfattende kalibrering og validering af modellerne samt en vurdering af usikkerheden på modelresultaterne. Dette har blandt andet af tids- og ressourcemæssige årsager kun i begrænset omfang været muligt med kvælstofmodellerne.

Daisy-modellen kan ikke direkte kalibreres mod måleresultater for udvaskning, fordi sådanne data ikke findes for så stort et opland. I stedet for er modellen kalibreret i forhold til de enkelte komponenter, som indgår i modellens beregninger, bl.a. optag i afgrøder/afgrødeudbytte og gødningsforbrug. Modellen er kalibreret på et gennemsnit af 10 års data for afgrødeudbytte og gødningsforbrug.

Der er væsentlig usikkerhed og variation knyttet til beregning af udvaskning for enkelte år eller kortere perioder, hvilket blandt andet skyldes klimatisk betingede variationer. Beregninger, gennemført med den valgte modelopstilling, viser, at udvaskningen falder med omkring 0,8 kg kvælstof, når gødningstilførslen mindskes med 1 kg. Dette er en urealistisk høj andel af udvaskningen. Det vurderes, at den høje andel blandt andet fremkommer, fordi det i modelforudsætningerne antages, at der inden for hver mark i modellen er ensartede forhold. En del af forklaringen ligger således i, at den naturlige heterogenitet, der findes inden for en mark, ikke er beskrevet i modelberegningerne. Ud fra landsdækkende datasæt kan tilsvarende sammenhæng mellem tilført handelsgødning og udvaskning beregnes, hvilket giver en faktor på 0,5-0,6 på forholdet mellem udvaskning og gødningstilførsel. Vurderes markoverskuddet i forhold til udvaskningen er faktoren 0,68 – 0,77 for modelberegninger for henholdsvis efter fuld implementering af VMP II og 1998-2001. Beregninger af sammenhængen mellem udvaskning og markoverskud giver en faktor omkring 0,68 (Kyllingsbæk 2003). Der er altså ikke nogen forskel mellem modelberegningerne for Odense Fjords opland og beregningerne på landsplan med hensyn til faktoren mellem udvaskning og overskud.

Den koblede Daisy/MIKE SHE model er i stand til at beskrive vandafstrømningen over en længere årrække inden for et par procents afvigelse, men den er ikke i stand til at beskrive variationen i ferskvandsafstrømningen hen over året, ligesom tørre år ikke bliver beskrevet godt. Det er især efterårsafstrømningerne og afstrømingstoppe, som den koblede model ikke kan simulere godt.

Kvælstoffjernelse sker i følge modellen både i grundvand og i vådområder. Den samlede kvælstoffjernelse er kalibreret ind ved at justere på kvælstoffjernelse i det øvre grundvand og i vådområder, indtil modellens beregninger af kvælstoftransport for en flerårig periode har samme størrelsesorden som den transport, der er målt i vandløbssystemet. Kvælstoffjernelsen i grundvandet, og specielt i det øvre grundvand, bygger på meget begrænset viden og datagrundlag.

Daisy/MIKE SHE-modellen kan beskrive transporten af kvælstof over en årrække. Men modellen er i den foreliggende modelopstilling derimod ikke, som det også er tilfældet for vandmængden, i stand til

på tilfredsstillende vis at beskrive variationen i kvælstoftransporten hen over året eller på alle enkelte år.

Den foreliggende modelopstilling søger at beskrive de væsentligste strømningsveje og stofomsætningen under vandets passage fra rodzone til vandløb. Det er ikke i den foreliggende modelopstilling sandsynliggjort, at modellen med tilstrækkelig præcision kan beskrive de væsentligste strømningsveje og stofomsætning under vandets passage fra rodzone til vandløb. Det er usikkert, i hvilket omfang fjernelsen af kvælstof foregår i henholdsvis grundvandet og vådområder. Modelkomplekset kan ikke modellere vand- og kvælstoftransport med den tidslige nøjagtighed, som er nødvendig for den dynamiske fjordmodel. I scenarieberegningerne er derfor valgt at anvende vand- og stofmængder baseret på estimater fra målestationer korrigeret for tilførsler fra umålte oplande.

Differentieret indsats i oplandet

Den samlede fjernelse af nitrat, beregnet fra bunden af rodzonen på markerne til fjorden, er i Odense Fjords opland vurderet til ca. 60 %. Dette betyder, at som gennemsnit vil under halvdelen af det kvælstof, som udvaskes fra markerne, nå frem til Odense Fjord. Modellen beregner, at der er betydelig forskel i størrelsen af fjernelsen mellem de enkelte deloplande. Partikelbaneanalyser antyder, hvorfra i oplandet der vil ske den største transport af nitrat til dræn og videre til vandløb. Andre beregninger udpeger de områder, hvor størstedelen af partikler/nitrat transporteres gennem grundvandszoner, hvor der er reducerede forhold. Ved at kombinere oplysninger fra disse to beregninger, kan der udpeges de områder, hvor der er størst sandsynlighed for, at den nitrat, som udvaskes fra rodzonen, når frem til vandløbene.

Med andre ord kan beregningerne ideelt set anvendes til at udpege områder, hvor man vil få størst effekt på tilførslen til fjorden af at reducere kvælstofudvaskningen fra markerne. Dette forudsætter dog, at der er en væsentlig reduktionskapacitet tilbage i jorden, således at nitrat fortsat gennem mange år frem vil kunne fjernes i de områder, hvor der i dag er reducerede forhold. Ved planlægning af differentieret indsats for et opland skal der også tages hensyn til drikkevandsinteresser.

Modelberegninger viser således, at der kan være en gevinst ved at lave en differentieret indsats i oplandet. Modelberegningerne i deres nuværende form er ikke tilstrækkeligt nøjagtige på lokal skala til at udgøre det administrative grundlag for udpegning af sårbare områder på markblokniveau. Dette har i øvrigt heller ikke været et mål med dette projekt.

Effekt af Vandmiljøplan II

Odense Fjord tilføres i dag omkring 2000-2500 tons kvælstof årligt fra punktkilder og diffuse kilder, afhængig af vandafstrømningen i de enkelte år.

Der er med den foreliggende modelopstilling gennemført en beregning af reduktionen i udvaskningen ved fuld gennemførelse af VMP II. Modellen beregner for år 2000 klima en yderligere reduktion i

kvælstofudledningen til fjorden på 500 tons kvælstof årligt i forhold til perioden 1998-2001, hvilket sandsynligvis er for højt. Beregningerne er meget usikre.

Udvaskningsberegningen er usikker, da der i modellen fejlagtigt anvendes et landstal for gødningstilførslen i stedet for tal for Fyns Amt. Tilførslen af handelsgødning har været større på landsplan end i Fyns Amt, hvilket giver for høj gødningstilførsel tilbage i tiden. Dette betyder, at der for Odense Fjords opland er beregnet for stor reduktionsprocent, når perioden 1998-2001 sammenlignes med perioden, hvor VMP II er fuldt implementeret. Derudover vurderes effekten af mindsket gødningstilførsel på udvaskningen som nævnt at være overestimeret. Modellen er endvidere ikke opstillet på en måde, som muliggør verifikation af, om modellen er i stand til at beskrive den hidtidige opnåede reduktion i udledningen, bestemt ved målinger i vandløb. På baggrund af ovenstående usikkerheder vurderes det, at den forventede yderligere reduktion i tilførslen af kvælstof til Odense Fjord på 500 tons kvælstof årligt i forhold til perioden 1998-2001 sandsynligvis er for høj, og værdien er endvidere meget usikkert bestemt. Modelberegningen er for usikker som prognose.

Partikelbaneanalyser viser, at effekten af ændret udvaskning hurtigt kan spores i vandløbene i oplandet. De første ændringer kan spores i løbet af få måneder og 3/4 af effekten er opnået inden 2 år.

Forbedret foderudnyttelse

I beregningen er forudsat, at mængden af husdyrgødning, målt i tørstof, er konstant, mens kvælstofindholdet er reduceret. Faldet i udnytteligt kvælstof kompenseres af en øget tilførsel af handelsgødning.

Den beregnede udvaskning fra rodzonen er sandsynligvis for høj, fordi ammoniakindholdet i gødningen og ammoniakfordampningen har været for lille. Beregningerne tyder på, at udvaskningen fra de mest intensive kvægbrug og svinebrug er faldet med henholdsvis 2,3 kg kvælstof og 1 kg kvælstof pr. ha. For hele oplandet er der tale om et lille fald i udvaskningen, som imidlertid ikke er beregnet korrekt i modellen. Den samlede effekt er derfor skønsmæssigt vurderet at være af samme størrelse, 34 tons årligt, som tidligere angivet af Scenariegruppen (Leth-Petersen et al., 2004).

Forbedret foderudnyttelse og 5 % skærpet udnyttelse af husdyrgødning

Der er anvendt samme forudsætninger som under forrige virkemiddel, samt at kravet til udnyttelse af kvælstof i husdyrgødning er skærpet med 5 % point, og forbruget af handelsgødning er reduceret tilsvarende (231 tons kvælstof årligt). Hvis virkemidlet 5 % skærpet udnyttelse af husdyrgødning vurderes alene i stedet for sammen med forbedret foderudnyttelse, er faldet i udvaskningen 122 tons kvælstof, svarende til 1,2 kg kvælstof pr. ha årligt. Såfremt der antages en effekt af forbedret foderudnyttelse på 34 tons kvælstof årligt, bliver den samlede effekt omkring 150 tons kvælstof årligt. Til sammenligning er 5 % bedre udnyttelse af husdyrgødning alene tidligere skønnet til 105 tons årligt (Leth-Petersen et al., 2004).

Forbedret foderudnyttelse og 10 % skærpet udnyttelse af husdyrgødning

I denne beregning indgår samme forudsætninger som under forrige kombination af virkemidler, blot er kravet til skærpet udnyttelse af kvælstof i husdyrgødning øget til 10 % point. Handelsgødningsforbruget er reduceret med 461 tons kvælstof årligt i forhold til, hvis der kun anvendes forbedret foderudnyttelse som virkemiddel.

Udvaskningen falder med 242 tons årligt som følge af krav til skærpet udnyttelse af husdyrgødning. Såfremt der anvendes samme værdi for forbedret foderudnyttelse som for de andre virkemidler, bliver den samlede reduktion af udvaskningen omkring 300 tons kvælstof årligt. Denne kombination af virkemidler svarer til en reduktion på omkring 4 kg ha⁻¹ årligt ifølge modelberegningerne. Til sammenligning er kombinationen af disse virkemidler tidligere skønnet til 244 tons årligt (Leth-Petersen et al., 2004).

Forbedret foderudnyttelse, forbedret udnyttelse af husdyrgødning, samt efterafgrøder

Kombinationen af virkemidler omfatter de tidligere kombinationer med forbedret foderudnyttelse, skærpet udnyttelse af husdyrgødning med henholdsvis 5 % og 10 % point, samt målrettet anvendelse af nuværende 6 % efterafgrøder på 4000 ha og efterafgrøder på yderligere 5000 ha. Beregningerne er gennemført ved at foretage beregninger på planteavlsbrug og bedriftstype med størst dyrehold. Efterafgrøder på 4000 ha er flyttet fra sædskifter på planteavlsbrug til sædskifter på bedrifter med dyrehold. Dernæst er der placeret efterafgrøder på yderligere 5000 ha, hvor der er inddraget en række forskellige sædskifter. Efterafgrøderne omfatter græsudlæg i majs (sædskifte K2-K7), byg med græsudlæg (P2 og S5), vinterraps (U0, A6, K1, S1-S4). Sædskifterne er gennemregnet for de dominerende jordbundstyper og under tre nedbørsniveauer.

Resultaterne tyder på, at der ikke opnås en væsentlig reduktion i udvaskningen ved at benytte efterafgrøder efter majs, fordi majs høstes sent. Hvis vinterraps anvendes som efterafgrøde tyder beregningerne på en reduktion af udvaskningen. Beregningerne viser en reduktion i udvaskningen på 242 tons kvælstof årligt ved etablering af efterafgrøder på yderligere 5000 ha. Eksempler på kvælstofbalancer for udvalgte sædskifter viser, at faldet i udvaskning overvejende skyldes ændringer i jordens kvælstofpuljer, hvorfor reduktionen i udvaskningen på længere sigt vil være mindre. Beregningerne er relativt usikre. Til sammenligning er kombinationen af dette virkemiddel tidligere skønnet til 118 tons årligt (Leth-Petersen et al., 2004).

Vådområder

Vådområderne er udlagt inden for de arealer, som var vådområder i 1890. Det har ikke været muligt at finde 10.000 ha nye vådområder inden for arealer, som på nuværende tidspunkt er under landbrugsdrift, hvorfor der kun er anvendt 6782 ha i modelberegningerne. Modellens geografiske nøjagtighed er begrænset af beregningsnettet på 500 m x 500 m, som ikke er i stand til topografisk at opløse mange af ådalene og de dertil hørende vådområder.

Beregningerne tyder på, der i gennemsnit kun fjernes omkring 50 kg kvælstof pr. ha vådområde årligt, hvilket svarer til effekten ved at tage jord ud af omdrift. For det udlagte areal på 6782 ha svarer det til fjernelse af 293 tons kvælstof årligt.

Værdierne for fremtidig fjernelse af kvælstof er lavere end de beregnede værdier for 1998-2001, som er 50-130 kg kvælstof pr. ha årligt, fordi koncentrationerne af nitrat i vandet, der forlader rodzonen, er lavere i den fremtidige situation. Desuden er der faldende marginal effekt af at udvide eksisterende vådområder, idet fjernelsen totalt kun kan øges, hvis kvælstofmængden i det tilstrømmende vand er høj nok til også at "føde" udvidelsen. Denne beregnede fremtidige reduktion er imidlertid meget lav sammenlignet med målinger, udført i etablerede vådområder, som viser reduktioner på 100-350 kg kvælstof pr. ha årligt (Hoffmann et al., 2003). I VMP II anvendes et gennemsnitstal på 265 kg kvælstof pr. ha årligt (Grant og Waagepetersen, 2003), mens scenarierapporten anvender et skøn på 100 kg kvælstof pr. ha årligt (Leth-Petersen et al., 2004).

Modelberegningerne er urealistiske og er sandsynligvis underestimeret med en faktor 2-3. Årsagen er, at modellen er for grov til at beskrive fjernelsen af kvælstof i de forholdsvis smalle ådale langs vandløbene. Modellen kan heller ikke præcist beregne i hvilket omfang kvælstof denitrificeres i grundvand i forhold til vådområder.

Skovrejsning

I beregningerne indgår 5050 ha til skovrejsning, som ligger inden for det område, Fyns Amt har udpeget i regionplanen. I de pågældende områder er der antaget, at udvaskningen er 12 kg kvælstof pr. ha årligt, hvilket giver et samlet fald i udvaskningen på 158 tons kvælstof pr. ha årligt, men da husdyrgødning flyttes fra områderne med skovrejsning til andre landbrugsjorde, stiger udvaskningen her med 11 tons kvælstof pr. år, hvilket giver en nettoeffekt på 147 tons kvælstof pr. ha årligt. Til sammenligning er effekten af dette virkemiddel tidligere skønnet til 250 tons kvælstof pr. ha årligt (Leth-Petersen et al., 2004).

Udtagning af 10.000 dyreenheder

Dette virkemiddel omfatter udtagning af 10.000 dyreenheder, hvilket er gennemregnet under forudsætning af, at svinebrug (S3-S6) ændres til planteavlbrug. Vurderingerne bygger på forbedret foderudnyttelse, samt en 10 % skærpelse af udnyttelseskravet for husdyrgødning. Gødningstypen, anvendt i scenariet, er svinegylle. Der er ikke vurderet effekter af samme opstilling på brug med andre, mindre udnyttelige gødningstyper. Forskellen i tilførsel er, når der tages hensyn til ammoniakfordampningen, kun 5 kg pr. 100 kg kvælstof i svinegylle, og effekten vurderes på lang sigt at blive en reduktion i udvaskningen på ca. 50 tons. Såfremt det ikke havde været forudsat, at udnyttelsesgraden for svinegylle skulle øges fra de nuværende 75 % til 85 %, ville effekten på udvaskningen være større. Der vil også være en yderligere effekt af, at ammoniakfordampningen nedsættes med omkring 1,9 kg kvælstof pr. dyreenhed, hvorfor deposition på marker også mindskes. Udvasningen vil skønsmæssigt mindskes med omkring 20 tons kvælstof. Udtagning af 10.000 dyreenheder forventes at give en mindsket udvaskning på 70-170 tons kvælstof årligt. Til

sammenligning er effekten af dette virkemiddel tidligere skønnet til 9,6 kg pr. dyreenhed, svarende til 96 tons kvælstof årligt (Leth-Petersen et al., 2004).

Udtagningsscenariet er således beregnet for de dyreenheder, som i forvejen har den største udnyttelse af husdyrgødningen. Hvis der i stedet var udtaget dyreenheder med ringere udnyttelse af gødningen, ville reduktionen i udvaskningen formodentligt være betydeligt større.

Ændring af gødningsnorm med yderligere 20 % i forhold til 2003

En yderligere 20 % reduktion i gødningsnormerne vil betyde væsentlige ændringer i afgrødesammensætningen, hvorfor beregninger af effekten af dette virkemiddel er meget usikkert.

Økonomimodelgruppen har vurderet, at ændringerne medfører nedgang i arealer med hvede og raps og en fordobling af arealer med ærter, idet flere kvælstoffikserende afgrøder vil blive etableret (Brian Jakobsen, pers. medd.). Disse forudsætninger er anvendt ved beregningerne.

Udgangspunktet for beregningen er situationen med forbedret foderudnyttelse og 10 % skærpede krav til udnyttelsen af husdyrgødning. Samlet set for oplandet betyder en yderligere reduktion af normen med 20 %, at tilførslen af handelsgødning reduceres med omkring 2500 tons kvælstof årligt. Fikseringen af kvælstof er antaget at stige med 54 tons kvælstof årligt. Effekten af nedsættelse af gødningsnormen med 20 % point er skønnet ud fra beregning af effekten på udvalgte beregningssøjler. Forudsætningerne for beregningerne er meget usikre, da de anvendte sædskifter ikke mere kan forventes at være repræsentative ved nedsættelse af normen med 20 %.

Beregningerne er foretaget for udvalgte sædskifter (A6, K6, P2, U2, S3, S6) på JB6- og JB4-jordene i klimagrid 10380. Der er stor forskel på, hvordan normændringen slår igennem på de enkelte sædskifter. En reduktion af tilførslen på 1 kg kvælstof slår igennem med en faktor 0,3-0,7 på udvaskningen og en faktor 0,13-0,48 på høstet kvælstof, afhængigt af sædskiftet. De høje effekter på høstet kvælstof ses på både planteavlsskifter og på K6, der har en høj tildeling af kvæggylle.

Beregningsresultaterne tyder på, at udvaskningen falder med 1200 tons kvælstof årligt, svarende til et fald på ca. 18 kg kvælstof pr. ha gødet areal årligt. Scenariegruppen har vurderet effekten til at være omkring 550 tons kvælstof årligt, hvilket kun svarer til omkring halvdelen af effekten, beregnet ud fra modellerne.

Høstet kvælstof falder med 700 tons kvælstof årligt, svarende til ca. 9 % af de nuværende udbytter. Dette tiltag tyder således på markante ændringer i både udbytte og udvaskning. Dansk Landbrug, Landscentret beregner til sammenligning et fald i tørstofudbyttet for vårbyg på 6-8 % og for vinterhvede 6-10 %, afhængig af forfrugt. Desuden forventes proteinindholdet at falde tilsvarende (Leif Knudsen, pers. medd.).

Vurdering af scenarier for reduktion

Effekten af de enkelte virkemidler må kun betragtes som størrelsesordener for ændringer i udvaskningen, da beregningerne er relativt usikre, som det fremgår af beregningerne (tabel 8.1).

Tabel 8.1 Effekt af virkemidler på reduktion af udvaskning på landbrugsarealer.

Virkemiddel	Reduktion i udvaskning tons kvælstof år ⁻¹
Forbedret foderudnyttelse	< 50
5 % forbedret udnyttelse af husdyrgødning	100
10 % forbedret udnyttelse af husdyrgødning	250
Efterafgrøder 4.000 ha + 5.000 ha	< 250
Vådområder (6700 ha)	> 300
Skovrejsning	150
Udtagning af 10.000 dyreenheder	70 –170
Nedsættelse af gødningsnorm med 20 %	<1200

Udgangspunktet for beregningerne af virkemidlernes effekt på udvaskningen, og dermed også transporten af kvælstof til Odense Fjord, er de opstillede scenarier (Leth-Petersen et al., 2004). Disse scenarier svarer til en reduktion af udvaskningen på henholdsvis 417, 785 og 1781 tons kvælstof årligt og dermed en mindre tilførsel til Odense Fjord på omkring 300, 600 og 1200 tons kvælstof årligt (tabel 3.2). De modelberegne værdier for udvaskningen er henholdsvis 280, 550 og 2100 tons fra rodzonen, og transporten til fjorden viser til sammenligning reduktioner på 170, 300 og 900 tons kvælstof årligt. Reduktionen i udvaskningen er i samme størrelsesorden, som skønnet i scenarierapporten. De modelberegne reduktioner i udvaskning og tilførsel af kvælstof til Odense Fjord er meget usikre og vurderes kun at angive størrelsesordenen af reduktionerne.

Grundvand

Grundvandsmagasinerne i Odense Fjords opland består i modellen af tre sandlag, hvoraf det øverste dog kun forekommer lokalt i ca. en fjerdedel af området. Sandlagene ligger under hinanden, adskilt af lerlag, som er forholdsvis svære for vandet at trænge igennem. Set fra et synspunkt om beskyttelse af grundvandet er den geologiske opbygning meget gunstig, idet en stor del af nitraten fra marker bliver omsat til luftformig kvælstof, inden det trænger ned til de dybereliggende grundvandsmagasiner. Det vil være tilfældet, så lang tid jordens reduktionskapacitet ikke er opbrugt.

På nuværende tidspunkt findes forhøjede nitratkoncentrationer primært i det øverste grundvandsmagasin, hvor den gennemsnitlige nitratkoncentration er 15 mg nitrat l⁻¹ og grænseværdien på 50 mg nitrat l⁻¹ overskrides i ca. 10 % af området. Modelberegningerne antyder, at 90 % af det mellemste magasin ikke indeholder nitrat, samt at der stort set ikke findes nitrat i det nederste grundvandsmagasin.

Modelberegningerne stemmer godt overens med målinger, foretaget i borer i de to nederste grundvandsmagasiner, mens der næsten

ingen observationsdata findes fra det øverste grundvandsmagasin. En reduktion af udvaskningen fra rodzonen kan forventes at slå procentuelt direkte igennem på nitratkoncentrationen i det underliggende grundvand.

8.1.2 Fosfor

Fosfortilførslen fra Odense Fjords opland er i dag omkring 50 tons fosfor pr. år. Tilførslen afhænger dog af variationer i vandafstømningen i de enkelte år. Beregninger tyder på, at udledningen med spildevand fra renseanlæg, industri, regnvandsbetingede udledninger og spredt bebyggelse kan reduceres med omkring 8,2 tons pr. år inden 2012 ved gennemførelsen af spildevandsplaner i Odense Fjords opland i henhold til Fyns Amts regionplan (Fyns Amt 2003c).

Yderligere reduktion i tilførslen af fosfor forudsætter, at tilførslen fra marker mindskes. Landbrugsbidraget fra Odense Fjords opland udgør nu omkring 22-28 tons fosfor pr. år. Landbrugsbidraget er angivet som et interval. Dette skyldes, at landbrugsbidraget er beregnet som en differens mellem den samlede diffuse afstrømning og baggrundsbidraget plus bidraget fra spredt bebyggelse, og at bidraget fra disse kilder er usikkert bestemt.

Fosformodeller

Under projektet er udviklet fosformodeller på grundlag af data fra intensive målestationer i det nationale overvågningsprogram. Modellerne beskriver den forventede fosfortransport og -koncentration ud fra en række oplandskarakteristika, herunder vandafstrømning og afstrømningsmønstre. Modellerne er anvendt i Odense Fjords opland til at sammenligne forventede fosfortab med målte fosfortab. I eet vandløb i oplandet måles langt højere fosfortab end beregnet ud fra modellen. Den forventede transport var ud fra modellen 0,07 kg opløst fosfor ha⁻¹, mens de målte værdier var omkring 0,32 kg opløst fosfor ha⁻¹. Dette vandløb afvander et drænet, sandet delopland med høj dyrkningsgrad og stor husdyrtæthed. Det høje, observerede fosfortab kan være udvaskning af fosfor. Den udviklede fosformodel er på nuværende tidspunkt ikke i tilstrækkelig grad i stand til at beskrive dette.

Der må forventes en stigning i fosfortabet fra oplande, såfremt overskudstilførslen ikke ophører. Et stigende fosforindhold i jorden øger jordvandets indhold af fosfor, og dermed øges risikoen for udvaskning af fosfor (Rubæk et al., 2003).

De udviklede modeller kan bl.a. anvendes til at beregne effekten af ændringer i dyrkningsgraden i et opland. Resultaterne viser, at fosforkoncentrationen og fosfortransporten er signifikant højere i vandløb, der afvander oplande med en dyrkningsgrad på 90 %, end i vandløb, der afvander oplande med en dyrkningsgrad på 40 %. Transporten af partikulært fosfor er 0,32 kg fosfor ha⁻¹ og 0,11 kg fosfor ha⁻¹ ved henholdsvis den høje og lave dyrkningsgrad ved realistiske vandafstrømninger (flomafstrømning på 80 mm repræsenterede et typisk opland på Øerne).

Fosforindeks

Fosforindeks er et kvalitativt redskab til at lokalisere områder med stort fosfortab. I forbindelse med dette projekt er med udgangspunkt i en amerikansk fosforindeks-model udviklet en første generation af et dansk fosforindeks. Indekset kan anvendes til at lokalisere de marker, hvor der er størst risiko for fosfortab. Det amerikanske fosforindeks er modificeret til danske forhold, fordi det amerikanske indeks ikke tager højde for udvaskning og kun i ringe grad inddrager drænastrømning, som er vist at kunne være en meget betydende transportvej for fosfortab under danske forhold. Indekset opsættes på markblokniveau og benytter sig af en ny, detaljeret højdemodel. Indekset viser en signifikant korrelation ($p < 0,001$) med tabet af fosfor på oplandsniveau. Redskabet kan anvendes til en første udpegning af de marker, der udgør den største risiko for at bidrage til fosfortab til overfladevand. Resultaterne tyder på, at fosforindekset kan blive et anvendeligt værktøj. Der er dog behov for et betydeligt udviklingsarbejde, omfattende ikke mindst betydningen af landbrugsdominerede sandjordsoplande med udvaskningsrisiko. Inden indekset bliver mere generelt operationelt, skal viden om følgende inddrages: udvaskning i forskellige typer oplande, transport via makroporer, fosforstatus i de enkelte marker, bidrag fra brinkerrosion, samt andre tabsprocesser. Det er endvidere afgørende, at indekset testes mod målinger i forskellige typer oplande og på mark- og drænoptionsniveau.

Fosforbalancer

Fosforbalancer angiver, om tilførslen af fosfor med gødning overstiger fjernelsen med afgrøder. Fosforbalancer er opstillet for deloplande i Odense Fjords opland. Resultaterne viser, at der i 2001 var et årligt fosforoverskud på 8,1 kg fosfor ha^{-1} i Odense Fjords opland, hvilket stort set svarer til handelsgødningsforbruget på 7,1 kg fosfor ha^{-1} . Til sammenligning var overskuddet 9,0 kg fosfor ha^{-1} i gennemsnit for Fyns Amt. Beregningerne viser også, at fosforbalancen for en række deloplande varierede mellem 0 og 13,8 kg fosfor pr. ha årligt. Den store variation er korreleret til variationer i husdyrtæthed, idet de tilsvarende tilførsler af fosfor med husdyrgødning udgør henholdsvis 15,3 og 27,2 kg fosfor pr. ha årligt. Fosforoverskuddet er sandsynligvis lavere i 2003 end i 2001 på grund af lavere forbrug af handelsgødning og anvendelse af fytase i foder på bedrifter med slagtesvin (Jacobsen et al., 2004). En stigning i antallet af husdyr vil alt andet lige øge fosforoverskuddet.

Fosfor og søer

Fosfor er af afgørende betydning for de fleste søers miljøtilstand. En analyse af sammenhænge mellem tilførsel af fosfor og opfyldelse af målsætningerne i de 27 NOVA-overvågnings søer viser, at der er behov for en væsentlig reduktion af fosfortilførslen til de fleste søer, hvis såvel de gældende målsætninger som de kommende målsætninger under Vandrammedirektivet skal opfyldes. For de fleste søers vedkommende vil en forbedring af tilstanden forudsætte, at landbrugsbidraget mindskes, idet forbedringer som følge af mindre bidrag fra spredt bebyggelse og spildevand ikke alene kan bringe søerne i en god miljøtilstand (Søndergaard et al. 2003).

Differentieret indsats

Fosfortabet fra landbrugsjorden afhænger dels af landbrugsjordens fosforindhold og dels af, om transportvejene frem mod vandløbene er "åbne". Hvis landbrugsjorden har et højt fosforindhold, vil dette både øge risikoen for et større fosfortab via erosion og for udvaskning. En fortsat ophobning af fosfor i landbrugsjorden vil øge risikoen for, at jorden ikke fortsat kan binde fosfor i samme grad, og at man hermed vil få en øget udvaskning. Det generelle virkemiddel er fosforbalance, så denne ophobning stoppes. På jorde med højt fosforstatus i specielle risikoområder mht. både udvaskning og erosion kan der være behov for negativ balance.

Fosformodeller og -indeks kan anvendes til at lokalisere oplande og marker, hvor der er risiko for et stort fosfortab. Erosionsbidrag kan reduceres hurtigt, mens mindskning af risikoen for udvaskning tager lang tid på grund af jordens store fosforpulje.

8.2 Fjordmodel

Tilførslen af næringsstoffer fra oplandet er af afgørende betydning for den økologiske kvalitet i Odense Fjord. Tilførslen af vandmængden til Odense Fjord, der er anvendt til fjordmodelleringen, er den vandmængde, der er målt på målestationer i vandløb, tillagt en estimeret vandmængde fra det umålte opland. Det har ikke været muligt at anvende modeloutput fra Daisy/MIKE SHE som input til fjordmodellen, da Daisy/MIKE SHE-modellen ikke kunne beskrive sæsonvariationen tilfredsstillende.

Tilførslen af kvælstof og fosfor, som er anvendt som input til fjordmodellen, er baseret på de tilførsler, der er målt i 2000, samt et estimat fra umålt opland. For hvert af de valgte scenarier er antaget, at reduktionen er jævnt fordelt på dage. Årsagen til denne relativt grove beregning er, at de modelsimulerede værdier for stoftilførsler ikke stemmer overens med måledata i tilstrækkeligt omfang.

Både kvælstof og fosfor indgår i fjordmodellen, da begge næringsstoffer kan være begrænsende for planteproduktionen og dermed have afgørende indflydelse på fjordens økologiske tilstand. Flere kombinationer af kvælstof- og fosfortilførsel er anvendt til beregning af Odense Fjords økologiske tilstand (tabel 8.2).

Table 8.2 Scenarier for reduktioner i tilførslen af kvælstof og fosfor til Odense Fjord.

Scenarie (2000 klima)	N-belastning	P-belastning
1. Aktuel belastning 2000	2233 t TN	50 t TP
2. VMP II – usikkert skøn	1500 t TN	50 t TP *
3. Yderligere reduktion i kvælstofbelastning	1000 t TN	50 t TP
4. Yderligere reduktion i fosforbelastning	1500 t TN	20 t TP
5. Yderligere reduktion i såvel kvælstof og fosfor	1000 t TN	20 t TP
6. Naturbelastning med Fynsværket	238 t TN	7,6 t TP
7. Naturbelastning (uden Fynsværk)	238 t TN	7,6 t TP

* I VMP II scenariet er det forudsat at fosfortilførslen ikke ændres. Denne forudsætning vil ikke blive opfyldt, hvis der fortsat tilføres mere fosfor til landbrugsjorden, end der fjernes, hvorved der er en øget risiko for udvaskning af fosfor.

Disse kombinationer af kvælstof- og fosfortilførsler til Odense Fjord er valgt således, at de giver den største sikkerhed for, at de økologiske effekter af hele variationen i tilførslen af både kvælstof og fosfor er beskrevet bedst muligt inden for de givne ressourcer. Scenariet for VMP II er fastsat, inden modelberegningerne var gennemført, og angiver en lavere værdi for kvælstoftilførslen, end beregningerne i oplandsmodellerne tyder på. Modelberegningerne supplerer de tidligere udførte modelberegninger, som er udført med den procesorienterede MIKE-model (Nielsen et al., 2003).

Der er betydelig usikkerhed om tilførslen af næringsstoffer i referencetilstanden. Det er derfor valgt at arbejde med et interval, inden for hvilken referencetilstanden vil ligge. Værdierne, som er beskrevet i Fase I (Nielsen et al., 2003), er anvendt som den høje værdi for referencetilstanden, hvilket er henholdsvis 600 tons kvælstof årligt og 20 tons fosfor årligt. Afhængig af valg af metode varierer tilførslen af næringsstoffer ved referencetilstanden med en faktor 2-3 (Windolf et al., 2003). De gennemførte modelberegninger med de lave koncentrationer for tilførsel af kvælstof og fosfor er henholdsvis 250 tons kvælstof årligt og 7,6 tons fosfor årligt.

Fynsværket indgår i et selvstændigt scenarie (tabel 8.2), selv om Fynsværket ikke udleder næringsstoffer. Værkets udledning af varmt saltholdigt kølevand påvirker Inderfjordens vandskifte og produktion af alger og større planter. Modelberegningerne viser, at Fynsværkets tilstedeværelse påvirker den estimerede miljøtilstand ved referenceforhold væsentligt.

Fjordmodellen beregner i modsætning til de hidtidige modelberegninger også de samvirkende effekter af ændringer i tilførslen af både kvælstof og fosfor. Resultaterne viser, at kvælstof har afgørende betydning for mængden af søsalat i Inderfjorden. En markant reduktion i mængden af søsalat i den indre del af Odense Fjord forudsætter, at tilførslen af kvælstof reduceres med omkring 2/3 i forhold til belastningen i år 2000. Både kvælstof og fosfor er af stor betydning for mil-

jøstilstanden i Yderfjorden. Mængden af planteplankton kan reduceres ved at reducere tilførslen af både kvælstof og fosfor. Beregningerne angiver, at ved reduktion af tilførslen af kvælstof til 1000-1500 tons årligt vil mængden af planteplankton kun blive reduceret med omkring 10 %, afhængig af tilførslen af fosfor i Yderfjorden. Modellens usikkerhed er størst ved lave tilførsler af næringsstoffer, hvor der forventes større ændringer i fjordens biologiske struktur.

Ingen af de scenarier (tabel 8.2), hvor tilførslen af næringsstoffer er langt højere end i referencetilstanden, giver en økologisk tilstand i fjorden, som ligger i nærheden af en økologisk referencetilstand. I disse modelberegninger er, som tidligere nævnt, anvendt den lave referenceværdi.

8.3 Konklusioner og anbefalinger

Beregning af effekten af ændringer i landbrugsdriften som følge af de enkelte virkemidler er generelt behæftet med stor usikkerhed på grund af følgende: modelberegningerne er foretaget over en relativ kort periode, anvendelsen af handelsgødning er ikke repræsentativ for Fyn, og effekten af ændret tilførsel af handelsgødning på udvaskningen vurderes at være i overkanten. Den beregnede reduktion i udvaskningen ved nedsat gødningstilførsel er sandsynligvis for høj, fordi modellen antager for ensartede forhold i landbrugsdriften. Effekten af jordens indhold af kvælstof påvirker sandsynligvis udvaskningen i modelberegningerne i et omfang, som ikke umiddelbart kan vurderes, hvorfor nogle af effekterne kan være korttidseffekter. Kvælstofbalancer vil kunne understøtte fremtidige modelberegninger, ligesom kalibrering af jordpuljer, kalibrering på årlige høstudbytter, samt beregning af længere tidsserier vil kunne forbedre modellen for oplandet. Dertil kommer behov for kalibrering i forhold til målinger i vandløbene i oplandet. Det har af ressourcemæssige årsager ikke været muligt at foretage disse beregninger.

Modellering af kvælstofudvaskning og reduktionen af kvælstof i grundvandet har givet en foreløbig kortlægning af særligt følsomme områder, samt en oversigt over grundvandskvaliteten. Modellen vurderes at give en pålidelig beregning af tilbageholdelsen af kvælstof for hele oplandet set over en længere årrække, mens beregningerne er mere usikker for de enkelte deloplande. Der er en meget betydelig usikkerhed med hensyn til lokalisering af reduktion af kvælstof i henholdsvis grundvand og vådområder, og beregning af effekten af etablering af vådområder er sandsynligvis væsentligt underestimeret. Modellen vil kunne forbedres ved at øge detaljeringsgraden, hvorved heterogeniteten bedre kan beskrives. Det er ligeledes vigtigt, at der foretages en kvantitativ analyse af usikkerheden, hvis der opstilles en mere detaljeret model.

På trods af de meget omfattende modelberegninger, som er gennemført under projektet, er det ikke lykkedes af opnå en sammenhængende modelberegning for kvælstof fra markens rodzone til de økologiske effekter i fjorden. Oplandsmodellen (Daisy/MIKE SHE) for kvælstof kan ikke simulere transportens variation i løbet af sæsonen og for det enkelte år, men den er derimod i stand til at beskrive

vandtransporten over en årrække. Beregningen af vand- og kvælstoftransporten har ikke været tilfredsstillende i forhold til behovet i fjordmodellen. Koblingen mellem Daisy/MIKE SHE kan forbedres og derved øge modellens beskrivelse af variationen, samt modellens sikkerhed.

Fosforbalancer, opstillet for deloplande, viser, at der er meget stor forskel på overskuddet i de enkelte oplande. Fosformodeller er udviklet på baggrund af overvågningsdata, og de empiriske modeller er i stand til at beskrive transporten fra de fleste deloplande signifikant. Transporten af opløst fosfor er imidlertid langt højere end forventet fra et enkelt opland, hvilket tyder på udvaskning fra det pågældende opland. Oplandet er et sandjordsopland med stor husdyrtæthed.

Et dansk fosforindeks til udpegning af risikoområder for fosfor er under udvikling, men det er ikke operationelt på nuværende tidspunkt. Der er behov for udvikling af operationelle redskaber til kortlægning af risikoområder for både udvaskning og erosion af fosfor fra marker.

Fjordmodellens beregninger af effekten af ændret tilførsel af næringsstoffer til Odense Fjord viser, at der skal foretages meget store reduktioner i tilførslen af næringsstoffer til fjorden, hvis tilstanden skal forbedres markant. Modellen viser effekten ved to forskellige år med forskelligt klima, hvilket giver en idé om klimaets indflydelse, selv om der ikke foreligger usikkerhedsberegninger. Der er behov for at kunne modellere samspillet mellem næringsstoffer i havbunden og planternes vækst.

Modelberegningerne viser, at både kvælstof og fosfor skal reduceres markant, hvis miljøtilstanden i Odense Fjord skal forbedres. En væsentlig reduktion af fosfortilførslen vil også omfatte en reduktion af det nuværende landbrugsbidrag, herunder forhindre udvaskning af fosfor. Med forbehold for de beskrevne usikkerheder i kvælstofmodellen kan konkluderes, at de mest effektive virkemidler er nedsættelse af gødningsnorm, bedre udnyttelse af husdyrgødning, efterafgrøder, samt udtagning af arealer til skovrejsning. Beregningerne af effekten af etablering af vådområder er meget usikker og sandsynligvis væsentligt underestimeret.

Referencer

Abbott, M.B., Bathurst, J.C., Cunge, J.A., O'Connell, P.E. & Rasmussen, J. (1986): An introduction to the European Hydrological System – Système Hydrologique Européen SHE 2: Structure of a physically based distributed modelling system. *Journal of Hydrology*, 87: 61-77.

Abrahamsen, P. & Hansen, S. (2000): Daisy: An Open Soil-Crop-Atmosphere System Model. *Environmental Modelling and Software*, 15: 313-330.

Areldatakontoret (1985): Afvandingsundersøgelsen i Danmark, Landbrugs- og Fiskeriministeriet.

Aslyng, H.C., (1980): Afvanding i jordbruget. *Kulturteknik III*, 3. udgave. DSR-forlag, Den Kongelige Veterinær- og Landbohøjskole.

Birkmose, T. (2002): Beregning af dyreenheder og kvælstof- og fosforindhold i gødning. Notat. Dansk Landbrugsrådgivning.

Bruun, S. & Jensen, L.S (2002): Initialisation of the soil organic matter pools of the Daisy model. *Ecological Modelling* 153, 291-295.

Bruun, S., Christensen, B.T., Hansen, E.M., Magid, J. og Jensen, L.S. (2003): Calibration and validation of the soil organic matter dynamics of the Daisy model with data from the Askov long-term experiments. *Soil biology & Biochemistry* 35, 67-76.

Bøgestrand, J. (ed.), (2000): Vandløb og kilder 1999. NOVA 2003. Faglig rapport fra DMU nr. 336. Danmarks Miljøundersøgelser. 126 sider.

Bøgestrand, J. (ed.), (2003): Vandløb og kilder 2002. NOVA 2003. Faglig rapport fra DMU nr. 470. Danmarks Miljøundersøgelser. 78 sider.

Børgesen, C.D. & Grant, R. (2003): Vandmiljøplan II – modelberegning af kvælstofudvaskning på landsplan 1984-2002. Baggrundsnotat til Vandmiljøplan II-slutevaluering. December 2003. 9 sider + bilag.

Christensen, N., Jørgensen, F., Ernstsén, V., og Vinther, F.P. (1990). Næringsstofomsætning i marginaliseret landbrugsjord. NPO-rapport nr. A13. Miljøstyrelsen.

Christensen, P.B. & Sørensen, J. (1988): Denitrifikation in sediment of lowland streams: Regional and seasonal variation in Gelbæk and Rabis Bæk, Denmark. *FEMS Microbiology Ecology*, 53: 335-344.

Dahl, M., Harrar, W.G., Henriksen, H.J. & Knudby C.J. (1998): Integrated hydrological modelling of freshwater resources in Denmark – Distribution of aquifer-river exchange parameters. In: *Gambling With Groundwater*. Proceedings volume of the joint conference of the international association of hydrologists and the American Institute of Hydrology. Las Vegas, Nevada USA / 28 September – 2 October 1998.

Danmarks JordbrugsForskning (2003): Fosfor i dansk landbrug – Om-sætning, tab af virkemidler mod tab. Rapport fra Fosforgruppen. Forberedelse af VMP III. 202 sider.

Danmarks Statistik (2002): Landbrug 2001, Statistik om landbrug, gartneri og skovbrug.

DHI (2002a): Belastningsscenerier for Odense Fjord. Teknisk notat. DHI/Fyns Amt.

DHI (2002b): Nettonedbørsberegninger med Daisy-GIS og parameter-optimering af Fyns model med Autocal. Teknisk Notat.

DHI (2002c): Manual for the MIKE SHE-AD TRÄSK. DHI, 14 sider.

DHI (2003): Naturscenarie 2002 for Odense Fjord. Teknisk notat. DHI/Fyns Amt.

Diekrüger, B., Söndgerath, D., Kersebaum, K.C. & McVoy, C.W. (1995): Validity of agroecosystem models. A comparison of results of different models applied to the same data set. Ecological Modelling 81: 3-29.

Djodjic, F., Montas, H., Shirmohammadi, A., Bergström L. & Ulén, B. (2002): A decision support system for phosphorus management at a watershed scale. J. Environ. Qual. 31, 937-945.

Ellermann, T., Hertel, O., Kemp, K., Manscher, O.H. & Skov, H. (1997): Atmosfærisk deposition af kvælstof. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram, 1996. Faglig rapport fra DMU nr. 212. Danmarks Miljøundersøgelser. 88 sider.

Ernstsen, V., Henriksen, H.J. & Platen, von F. (2001): Principper for beregning af nitratreduktion i jordlagene under rodzonen. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen, nr. 24. 54 sider.

Fyns Amt (1999): Kystvande 1998. Vandmiljøovervågning. Fyns Amt, Natur- og Vandmiljøafdelingen.

Fyns Amt (2001): Kystvande 2000. Vandmiljøovervågning. Fyns Amt, Natur- og Vandmiljøafdelingen.

Fyns Amt (2002a): Kystvande 2001. Vandmiljøovervågning. Fyns Amt, Natur og Vandmiljøafdelingen.

Fyns Amt (2002b): Landovervågning 2002. Vandmiljøovervågning. Windolf, J. (red). Teknisk rapport fra Fyns Amt.

Fyns Amt (2003a): Odense Pilot River Basin. Foreløbig basisanalyse, Vandrammedirektivets artikel 5. Fyns Amt, Natur- og Vandmiljøafdelingen og Miljø- og Arealafdelingen, 131 sider.

Fyns Amt (2003b): Kystvande 2002. Vandmiljøovervågning. Fyns Amt, Natur- og Vandmiljøafdelingen.

Fyns Amt (2003c): Reduktionen i den fremtidige udledning til Odense Fjord. Notat af 24. oktober 2003. Natur og Vandmiljøafdelingen, Fyns Amt. 2 sider.

Gburek, W.J. and Sharpley, A.N., (1998): Hydrological controls on phosphorus loss from upland agricultural watersheds. *J. Environ. Qual.* 27, 267-277.

Gburek, W.J., Sharpley, A.N., Heathwaite, A. L. and Folmar, G.J. (2000): Phosphorus management at the watershed scale: A modification of the phosphorus index. *J. Environ. Qual.* 29, 130-144.

Grant, R. (2002): Kornudbytter og høstet kvælstof-udvikling i perioden 1985-2005. Baggrundsnotat i forbindelse med publikationen "Effekten af virkemidler i Vandmiljøplan I og II set i relation til en ny vurdering af kvælstofudvaskningen i midten af 1980'erne". Notat fra november 2003. Danmarks Miljøundersøgelser. [www.dmu](http://www.dmu.dk) – publikationer – øvrige publikationer. 6 sider.

Grant, R., Blicher-Mathiesen, G., Paulsen, I., Jørgensen, J.O., Laubel, A., Jensen, P.G., Pedersen, M., og Rasmussen, P. (2001): NOVA 2003. Landovervågningsoplande 2000. Faglig rapport fra DMU nr. 376, Danmarks Miljøundersøgelser. 154 sider.

Grant, R., Blicher-Mathiesen, G., Andersen, H.E., Jensen, P.G., Pedersen, M. og Rasmussen, P. (2002): NOVA 2003. Landovervågningsoplande 2001. Faglig rapport fra DMU nr. 420. Danmarks Miljøundersøgelser. 126 sider.

Grant, R. og Wagepetersen, J. (2003): Vandmiljøplan II – slutevaluering. Danmarks Miljøundersøgelser og Danmarks JordbrugsForskning. 32 sider.

Gyldenkærne, S. (2003): Fosfor – Risikoområder. Notat. Danmarks Miljøundersøgelser.

Gyldenkærne, S. (2003): Fosfor i handelsgødning. Notat. Danmarks Miljøundersøgelser.

Hansen, E.M., Kyllingsbæk, A., Thomsen, I.K., Djurhuus, J., Thorup Kriensen, K. & Jørgensen, V. (2000): Efterafgrøder: Dyrkning, kvælstofoptagelse, kvælstofudvaskning og eftervirkning. DJF-rapport nr. 37, december 2000. Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri, Danmarks JordbrugsForskning.

Hansen, S., Jensen, H.E., Nielsen, N.E. & Svendsen, H. (1990a): Daisy – Soil Plant Atmosphere System Model. Npo-forskning fra Miljøstyrelsen nr. A10, 272 sider.

Hansen, S., Jensen, H.E., Nielsen, N.E. & Svendsen, H. (1990b): Simulation of nitrogen dynamics and biomass production by winter wheat using Daisy. *Fertilizer Research* 27:245-259.

Heidmann, T., Nielsen, J., Olesen, S.E., Christensen, B.T. & Østergaard, H.S. (2001): Ændringer i indhold af kulstof og kvælstof i dyrket jord: Resultater fra Kvadratnettet 1987-1998. DJF rapport nr. 54, august 2001.

Helsinki Commission (1990): Second periodic assessment of the state of the marine environment of the Baltic Sea, 1984-88. Background document. Baltic Sea Environment Proceedings no. 35B.

Henriksen, H.J., Knudby, C.J., Rasmussen, P. og Nyegaard, P. (1997): National vandressource model – Modelopstilling for Fyn. Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse.

Henriksen, H.J., Barlebo, H.C., Ernstsén, V., Hansen, M., Harrar, B., Jakobsen, P.R., Klint, K.E. & Troldborg, L. (2000): Anvendelse af regionale pesticidmodeller som prognoseværktøj. Miljøforskning 42:40-42.

Henriksen, H.J. og Sonnenborg, A. (2003): Ferksvandets kredsløb, NO-VA 2003. Temarapport. Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse.

Hoffmann, C.C., Baattrup-Pedersen, A., Jeppesen, E., Amsinck, S.L. & Clausen, P. (2003): Overvågning af Vandmiljøplan II Vådområder 2003. Faglig rapport fra DMU nr. 472. Danmarks Miljøundersøgelser. 84 sider: <http://faglige-rapporter.dmu.dk>.

http://www.pdir.dk/Files/Filer/Virksomheder/Goedning/Fortegnelse/Fortegn2003_170703.pdf.

Høgh-Jensen, H., Loges, R., Jensen, E.S., Jørgensen, F.V., & Vinther, F.P. (1998): Empirisk model for kvantificering af symbiotisk kvælstoffiksering i bælgplanter. Kvælstof-udvaskning og -balancer i konventionelle og økologiske produktionssystemer. Eds. Kristensen, E.S og Olesen, J. E. FØJO-rapport 2, 69-86.

Institute of Hydrology (1993): Low flow estimation in the United Kingdom. IH report no. 108. Institute of Hydrology. Wallingford. United Kingdom.

Jacobsen, B.H., Jensen, J.D., Christensen, T., Andersen, M., Ørum, J.E., Abildtrup, J., Husum, H., Hasler, B., Schou, J., Hussain, Z.B. (2004): Omkostninger ved reduktion af næringsstoffetab til vandmiljøet. Forberedelse af Vandmiljøplan III. Rapport fra Økonomimodelgruppen Faglig rapport fra Fødevarøkonomisk Institut og Danmarks Miljøundersøgelser. xxx sider.

Jacobsen, O.H. & Kronvang, B. (eds.), (2000): Tab af fosfor fra landbrugsjord til vandmiljøet. DJF-rapport nr. 34, Markbrug.

Jensen, T.S. (2003): MEMO Mike 11 vandløbs-model. DHI.

Jessen, O.Z. (2001): Nitratudvaskning fra Karup Å's opland under hensynstagen til reduktionsfrontens bevægelse. DHI, 36 sider.

Jørgensen, U., Petersen, J., Søegård, K., Hansen, E.M., Jørgensen, J.R., Knudsen, L., Birkmose, T., Sørensen, P., Grant, R., Wollenweber, B., Jørgensen, L.N., Berntsen, J., Thomsen, A., Schelde, K., Thorup-Kristensen, K., Holm, P.B., Andersen, M.N., Kristensen, I.S., Nielsen, A.H., Kristensen, T., Pedersen, L.B., Christensen, C.J., Gundersen, P., Hansen, K., Anthon, S., Hoffmann, C.C. & Schjørring, J.K., 2003. Forbedret kvælstofudnyttelse i marken og effekt på kvælstofetab. Forberedelse af Vandmiljøplan III.

jøplan III, rapport fra Kvælstofgruppen. Notat på <http://www.vmp3.dk>, 221 sider.

Knudsen, L. (2002): Notat om udvikling i afgrødernes proteinindhold 1985-2001. Landskontoret for Planteavl.

Kronvang, B., Olsen, P., Bøcher, P. Hansen, J.F. & Andersen, H.E., (2003a): Udpegning af risikoområder og analyse af tiltag, der kan reducere fosfortabet via jorderosion og overfladisk afstrømning til overfladevand. Rapport udarbejdet for Skov- og Naturstyrelsen af Danmarks Miljøundersøgelser og Danmarks Jordbrugsforskning (in press).

Kronvang, B., Laubel, A., Larsen, S.E., Andersen, H.E. & Djurhuus, J. (2003b): Buffer zones as a sink for sediment and phosphorus between the field and stream: Danish field experiences. . - Water Science and Technology (submitted): 22-07-2003.

Kronvang, B. & Bruhn, A.J. (1996): Choice of sampling strategy and estimation method for calculating nitrogen and phosphorus transport in small lowland streams. Hydrological Processes. 10. 1483-1501.

Kyllingsbæk, A. (2003): Totale kvælstofbalancer på landsplan. Mark og staldbalancer. Danmarks JordbrugsForskning. Notat udarbejdet til slutevaluering af Vandmiljøplan II.

Larsen, P. & Sørensen, M.B. (1996): Geografiske data hos Afd. for Arealanvendelse 1996. SP rapport Nr. 6. 73sider.

Larsen, S. Growth dynamics of *Ulva lactuca L.* in a hypereutrofied estuary. Upubliceret manuskript.

Laubel, A., Kronvang, B., Hald, A.B. & Jensen, C. (2003): Hydromorphological and biological factors influencing sediment and phosphorus loss via bank erosion in small lowland rural streams in Denmark. Hydrol. Process. 17:3443-3463.

Leek, R. & Olsen, P. (2000): Modelling climatic erosivity as a factor for soil erosion in Denmark: changes and temporal trends. Soil Use and Management, 16, 61-65.

Leth-Petersen, M., Jensen, J., Andersen, J.M. Pedersen, A.K., Jacobsen, B., Jørgensen, V., Kjølhede, J., Madsen, H.B., Pedersen, S.E. (2004): Scenarier. Forberedelse af VMP III. Rapport fra Scenariegruppen. xxx sider.

Mullins G. (2003): Development of phosphorus indices for nutrient management planning strategies in the U.S. *J. Soil Water Conserv.* 58: (in press).

Møhlenberg, F. (2001): Sammenhæng mellem kvælstofbelastning og muslingebiomasse for danske fjorde. Ikke publiceret manuskript.

Nielsen, K., Thorsen, M., Markager, S, Jensen, J.P., Søndergaard, M., Refsgaard, J.C., Styczen, M., Dahl-Madsen, K.I., Børgesen, C.D., Wiggers, L., Pedersen, S.E. & Madsen, H.B. (2003): Kvantificering af næringstoffers transport fra kilde til recipient samt effekt i vandmiljøet. Modeltyper og deres anvendelse illustreret ved

eksempler. Faglig rapport fra DMU nr. 455. Danmarks Miljøundersøgelser. 114 sider. <http://faglige-rapporter.dmu.dk>.

Nielsen, K., Stjernholm, M., Olsen, B.Ø., Müller-Wohlfeil, D.-I., Madsen, I.-L., Kjeldgaard, A., Groom, G., Hansen, H.S., Rolev, A.M., Hermansen, B., Skov-Petersen, H., Johannsen, V.K., Hvidberg, M., Jensen, J. E., Bacher, V. & Larsen, H. (2000): Areal Informations Systemet – AIS. Danmarks Miljøundersøgelser, Miljø- og Energiministeriet. Silkeborg oktober 2000. 110 sider. ISBN 87-7772-567-0.

Nielsen, K.E., Ladekarl, U.L. & Nørnberg, P. (1999): Dynamic soil processes on heathland due to changes in vegetation to oak and Sitka spruce. *Forest Ecology and Management* 114, 107-116.

Nielsen, S.L., Sand-Jensen, K., Borum J. & Geertz-Hansen, O. (2002): Depth colonization of Eelgrass (*Zostera marina*) and macroalgae as determined by water transparency in Danish coastal waters. *Estuaries* 25: 1025-1032.

Ontario Ministry of Agriculture and Food (2000): Universal Soil Loss Equation (USLE). Factsheet.

Ostenfeld, C.H. (1908): Ålegræssets (*Zostera marina*) vækstforhold og udbredelse i vore farvande. Beretning fra den danske biologiske station XVI. Centraltrykkeriet, København.

Petersen, C.G.J. (1892): Bundforhold, plante- og dyreliv i farvandene omkring Fænø. Beretning fra den Danske Biologiske Station II. Centraltrykkeriet, København, p. 26-29.

Petersen, C.G.J. (1901): Fortegnelse over Ålerusestader i Danmark. Beretning fra den Danske Biologiske Station X. Centraltrykkeriet, København, p. 3-29.

Plantedirektoratet (2003): Gødninger m.m. Fortegnelse over deklarerationer, producenter og importører.

Plauborg, F., Refsgaard, J.C., Henriksen, H.J., Blicher-Mathiesen, G. & Kern-Hansen, C. (2002): Vandbalance på mark- og oplandsskala. Notat dateret 5. februar 2002.

Poulsen, H.D., Børsting, C.F., Rom, H.B. & Sommer, S.G. (2001): Kvælstof, fosfor og kalium i husdyrgødning – normtal 2000. Danmarks Jordbrugs Forskning. DJF rapport. Markbrug nr. 36.

Rasmussen, M.B. (2002): Vegetation i farvandet omkring Fyn 2001. Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU nr. 413. <http://fagligerapporter.dmu.dk>.

Refsgaard, J.C. & Storm, B. (1995): MIKE SHE. In Singh, V.P. (Ed.). *Computer Models of Watershed Hydrology*, Water Resources Publication, 809-846.

Refsgaard, J.C., Thorsen, M., Birk Jensen, J., Kleeschulte, S. & Hansen, S. (1999): Large scale modelling of groundwater contamination from nitrogen leaching. *Journal of Hydrology*, 221: 117-140.

Rubæk, G. H., Djurhuus, J., Heckrath, G., Olesen, S.E. & Østergaard, H.S. (2000): Er danske jorde mættede med fosfor? In: Jacobsen, O.H. og Kronvang, B. (eds.): Tab af fosfor fra landbrugsjord til vandmiljøet. DJF-rapport nr. 34, 17-30.

Rubæk, G.H., Kronvang, B., Dalgaard, T. & Hansen, J.F. (2003): Vandmiljøplan III. Fosfor i dansk landbrug, omsætning, tab og virkemidler. Danmarks JordbrugsForskning 2003.

Sand-Jensen, K., Nielsen, S.L., Borum, J. & Geertz-Hansen, O. (1994): Fytoplankton- og makrofytudvikling i danske kystområder., Havforskning No. 30, (Hav 90), s.32. Miljøstyrelsen 1994.

Sharpley, A. (1995): Identifying sites vulnerable to phosphorus loss in agricultural runoff. J. Environ. Qual. 24, 947-951.

Sharpley, A.N., Weld, J.L., Beegle, D.B. Kleinman, P.J.A., Gburek, W.L. Moore, P.A. & Mulling, G. (2003): Development of phosphorus indices for nutrient management planning strategies in the U. S., J. Soil Water Conserv. 58 (in press).

Sibbesen, E. & Sharpley, A.N. (1997): Setting and justifying upper critical limits for phosphorus in soils. In: Tunney, H., Carton, O. T., Brookes, P. C. and Johnston, A. E. (eds.): Phosphorus loss from soil to water. CAB International, 1997.

Simmelsgaard, S.E. (1996): Plantenæringsstoffer i drænvand og jordvand. SPRapport nr. 7, Landbrugs og Fiskeriministeriet. 77 sider.

Simmelsgaard, S.E., Kristensen, K., Andersen, H.E., Grant, R. & Østergård, H. (2003): Empiriske modeller til beregning af kvælstofudvaskningen fra rodzonen. DJF rapport nr. 32 - Markbrug. Danmarks JordbrugsForskning.

Soil Survey Division Staff (1993): Soil Survey Manual. Soil Conservation Service. USDA Handbook 18.

Styczen, M. & Storm, B. (1993): Modelling of N-movements on catchment scale – a tool for analysis and decision making. 2. A case study. *Fertilizer Research*, 36, 7-17.

Søndergaard, M. Jensen, J.P., Liboriussen, L., Nielsen, K. (2003): Danske søer – fosfortilførsel og opfyldelse af målsætninger. VMP III , Fase II. Faglig rapport fra DMU nr. 480. Danmarks Miljøundersøgelser. 36 sider.

Thomann, R.V. (1992): Systems Analysis and Water Quality Management. Lærebog fra McGraw-Hill forlag.

Thorsen, M., Refsgaard, J.C., Hansen, S., Pebesma, E., Jensen, J.B. & Kleeschulte, S. (2001): Assessment of uncertainty in simulation of nitrate leaching to aquifers at catchment scale. *Journal of Hydrology*, 242: 210-227.

Van Remortel, R., Hamilton, M. & Hickey, R. (2001): Estimating the LS factor for RUSLE through iterative slope length processing of digital elevation data. *Cartography*, v. 30 (1), 27-35.

Wiggers, L. (2001): Fosfor – grænsen er nået. Vand & Jord, 3, 99-101.

Windolf, J. (2003): Naturlig baggrundskoncentration af fosfor og kvælstof i fynske vandløb samt tilførsel til Odense Fjord. Notat af 8. november 2003. Fyns Amt. 2 sider.

Windolf, J., Jørgensen, O., Müller-Wohlfeil, D.-I. & Hjort Jensen, M (2003): Fra Jord til Fjord. Vand og Jord 3, 2003. s. 102-105.

Wischmeier, W.H. & Smith, D.D. (1978): Predicting rainfall erosion losses – a guide to conservation planning. Agricultural Handbook 537, USDA, Washington D.C.

Danmarks Miljøundersøgelser

Danmarks Miljøundersøgelser – DMU – er en forskningsinstitution i Miljøministeriet.
DMU's opgaver omfatter forskning, overvågning og faglig rådgivning inden for natur og miljø.

Henvendelser kan rettes til:

URL: <http://www.dmu.dk>

Danmarks Miljøundersøgelser
Frederiksborgvej 399
Postboks 358
4000 Roskilde
Tlf.: 46 30 12 00
Fax: 46 30 11 14

*Direktion
Personale- og Økonomisekretariat
Forsknings-, Overvågnings- og Rådgivningssekretariat
Afd. for Systemanalyse
Afd. for Atmosfærisk Miljø
Afd. for Marin Økologi
Afd. for Miljøkemi og Mikrobiologi
Afd. for Arktisk Miljø*

Danmarks Miljøundersøgelser
Vejlsøvej 25
Postboks 314
8600 Silkeborg
Tlf.: 89 20 14 00
Fax: 89 20 14 14

*Forsknings-, Overvågnings- og Rådgivningssekretariat
Afd. for Marin Økologi
Afd. for Terrestrisk Økologi
Afd. for Ferskvandsøkologi*

Danmarks Miljøundersøgelser
Grenåvej 12-14, Kalø
8410 Rønne
Tlf.: 89 20 17 00
Fax: 89 20 15 15

Afdeling for Vildtbiologi og Biodiversitet

Publikationer:

DMU udgiver populærfaglige bøger ("MiljøBiblioteket"), faglige rapporter, tekniske anvisninger samt årsrapporter. Et katalog over DMU's aktuelle forsknings- og udviklingsprojekter er tilgængeligt via World Wide Web. I årsrapporten findes en oversigt over det pågældende års publikationer.

Faglige rapporter fra DMU/NERI Technical Reports

2003

- Nr. 436: Naturplanlægning - et system til tilstandsvurdering i naturområder. Af Skov, F., Buttenschøn, R. & Clemmensen, K.B. 101 s. (elektronisk)
- Nr. 437: Naturen i hverdagslivsperspektiv. En kvalitativ interviewundersøgelse af forskellige danskeres forhold til naturen. Af Læssøe, J. & Iversen, T.L. 106 s. (elektronisk)
- Nr. 438: Havterner i Grønland. Status og undersøgelser. Af Egevang, C. & Boertmann, D. 69 s. (elektronisk)
- Nr. 439: Anvendelse af genmodificerede planter. Velfærdsøkonomisk vurdering og etiske aspekter. Af Møller, F. 57 s. (elektronisk)
- Nr. 440: Thermal Animal Detection System (TADS). Development of a Method for Estimating Collision Frequency of Migrating Birds at Offshore Wind Turbines. By Desholm, M. 25 pp. (electronic)
- Nr. 441: Næringsstofbalancer på udvalgte bedrifter i Landovervågningen. Af Hansen, T.V. & Grant, R. 26s. (elektronisk)
- Nr. 442: Emissionsfaktorer og emissionsopgørelse for decentral kraftvarme. Eltra PSO projekt 3141. Kortlægning af emissioner fra decentrale kraftvarmeværker. Delrapport 6. Af Nielsen, M. & Illerup, J.B. 113 s. (elektronisk)
- Nr. 443: Miljøøkonomisk analyse af skovrejsning og braklægning som strategier til drikkevandsbeskyttelse. Af Schou, J.S. 43 s. (elektronisk)
- Nr. 444: Tungmetaller i tang og musling ved Ivittuut 2001. Af Johansen, P. & Asmund, G. 32 s. (elektronisk)
- Nr. 445: Modeller til beskrivelse af iltsvind. Analyse af data fra 2002. Af Carstensen, J. & Erichsen, A.C. 60 s. (elektronisk)
- Nr. 447: Modelanalyser af mobilitet og miljø. Slutrapport fra TRANS og AMOR II. Af Christensen, L. & Gudmundsson, H. 114 s. (elektronisk)
- Nr. 448: Newcastle Disease i vilde fugle. En gennemgang af litteraturen med henblik på at udpege mulige smitekilder for dansk fjerkræ. Af Therkildsen, O.R. 61 s. (elektronisk)
- Nr. 449: Marin recipientundersøgelse ved Thule Air Base 2002. Af Glahder, C.M. et al. 143 s. (elektronisk)
- Nr. 450: Air Quality Monitoring Programme. Annual Summary for 2002. By Kemp, K. & Palmgren, F. 36 pp. (electronic)
- Nr. 451: Effekter på havbunden ved passage af højhastighedsfærger. Af Dahl, K. & Kofoed-Hansen, H. 33 s. (elektronisk)
- Nr. 452: Vingeindsamling fra jagtsæsonen 2002/03 i Danmark. Wing Survey from the 2002/03 Hunting Season in Denmark. Af Clausager, I. 66 s.
- Nr. 453: Tålegrænser for kvælstof for Idom Hede, Ringkøbing Amt. Af Nielsen, K.E. & Bak, J.L. 48 s. (elektronisk)
- Nr. 454: Naturintegration i Vandmiljøplan III. Beskrivelse af tiltag der, ud over at mindske tilførsel af næringssalte fra landbrugsdrift til vandområder, også på anden vis kan øge akvatiske og terrestriske naturværdier. Af Andersen, J.M. et al. 67 s. (elektronisk)
- Nr. 455: Kvantificering af næringsstoffers transport fra kilde til recipient samt effekt i vandmiljøet. Modeltyper og deres anvendelse illustreret ved eksempler. Nielsen, K. et al. 114 s. (elektronisk)
- Nr. 456: Opgørelse af skadevirkninger på bundfaunaen efter iltsvindet i 2002 i de indre danske farvande. Af Hansen, J.L.S. & Josefson, A.B. 32 s. (elektronisk)
- Nr. 457: Kriterier for gunstig bevaringsstatus. Naturtyper og arter omfattet af EF-habitatdirektivet & fugle omfattet af EF-fuglebeskyttelsesdirektivet. Af Søgaard, B. et al. 2. udg. 460 s. (elektronisk)
- Nr. 458: Udviklingen i Vest Stadil Fjord 2001-2002. Af Søndergaard, M. et al. 25 s. (elektronisk)
- Nr. 459: Miljøøkonomiske beregningspriser. Forprojekt. Af Andersen, M.S. & Strange, N. 88 s. (elektronisk)
- Nr. 460: Aerosols in Danish Air (AIDA). Mid-term report 2000-2002. By Palmgren, F. et al. 92 pp. (electronic)
- Nr. 461: Control of Pesticides 2002. Chemical Substances and Chemical Preparations. By Krongaard, T., Petersen, K. & Christoffersen, C. 30 pp. (electronic)
- Nr. 462: Bevaringsstatus for fuglearter omfattet af EF-fuglebeskyttelsesdirektivet. Af Pihl, S. et al. 130 s. (elektronisk)
- Nr. 463: Screening for effekter af miljøfarlige stoffer på algesamfund omkring havneanlæg. Af Dahl, K. & Dahllöf, I. 37 s. (elektronisk)
- Nr. 464: Dioxin i bioaske. Dioxinmåleprogram 2001-2003. Viden om kilder og emissioner. Af Hansen, A.B. et al. 40 s. (elektronisk)
- Nr. 465: Miljøundersøgelser ved Maarmorilik 2002. Af Johansen, P., Riget, F. & Asmund, G. 62 s. (elektronisk)
- Nr. 466: Atmosfærisk deposition 2002. NOVA 2003. Af Ellermann, T. et al. 88 s. (elektronisk)
- Nr. 467: Marine områder 2002 - Miljøtilstand og udvikling. NOVA 2003. Af Rasmussen, M.B. et al. 103 s. (elektronisk)
- Nr. 468: Landovervågningsoplade 2002. NOVA 2003. Af Grant, R. et al. 131 s. (elektronisk)
- Nr. 469: Søer 2002. NOVA 2003. Af Jensen, J.P. et al. 63 s. (elektronisk)
- Nr. 470: Vandløb 2002. NOVA 2003. Af Bøgestrand, J. (red.) 76 s. (elektronisk)
- Nr. 471: Vandmiljø 2003. Tilstand og udvikling - faglig sammenfatning. Af Andersen, J.M. et al. 157 s., 100,00 kr.
- Nr. 472: Overvågning af Vandmiljøplan II - Vådområder 2003. Af Hoffmann, C.C. et al. 83 s. (elektronisk)
- Nr. 473: Korrektion for manglende indberetninger til vildtudbyttestatistikken. Af Asferg, T. & Lindhard, B.J. 28 s. (elektronisk)

Rapporten er et eksempel på modelberegninger af effekten af ændringer i landbrugsdriften på tilførslen af næringsstoffer til overfladevand og grundvand. Rapportens oplandsorienterede angrebsvinkel er i tråd med Vandramme-direktivet. På baggrund af procesorienterede modeller er effekten af virkemidler på udvaskningen og transporten af kvælstof til Odense Fjord beregnet. Modelberegningerne tyder trods en væsentlig usikkerhed på, at de mest effektive virkemidler til reduktion af udvaskningen og dermed tilførslen af kvælstof til Odense Fjord er nedsættelse af gødningsnorm, bedre udnyttelse af husdyrgødning, efterafgrøder, samt skovrejsning. Effekten af vådområder er sandsynligvis undere-stimeret af modellen. Fosforudledning fra oplandet til Odense Fjord er analyseret ved anvendelse af tre metoder:

- 1) empiriske modeller for transporten af fosfor fra deloplandene opstillet ud fra intensive overvågningsdata fra hele Danmark. Modellerne beskriver transporten til-fredsstillende med undtagelse af et enkelt opland, hvilket tyder på udvaskning af fosfor herfra.
- 2) Lokalisering af risikoarealer for udvaskning og erosion af fosfor på baggrund af et nyt dansk fosforindeks. Det nyudviklede indeks er ikke operationelt på nuvæ- rende tidspunkt.
- 3) Fosforbalancer er opstillet for deloplandene i Odense Fjord. En procesorienteret model beregner miljøeffekten i Odense Fjord af ændringer i tilførslen af kvælstof og fosfor. Resultaterne viser, at både kvælstof og fosfor er afgørende for miljø- tilstanden i fjorden. Ingen af scenarierne for indgreb ligger tæt på referencet- ilstanden.