

Omkostninger ved reduktion af næringsstof- belastningen af havområderne

- Metode
- Model
- Analyse

Faglig rapport fra DMU, nr. 165

Henrik Paaby
Flemming Møller
Eli Skop
Jan Juul Jensen
Berit Hasler
Henrik Bruun
Afdeling for Systemanalyse
Willem A.H. Asman
Afd. for Atmosfærisk Miljø

Miljø- og Energiministeriet
Danmarks Miljøundersøgelser
Juli 1996

Datablad

Titel:	Omkostninger ved reduktion af næringsstofbelastningen af havområderne	
Undertitel:	Metode, model, analyse	
Forfattere:	Henrik Paaby, Flemming Møller, Eli Skop, Jan Juul Jensen, Berit Hasler, Henrik Bruun, <i>Afdeling for Systemanalyse</i> Willem A.H. Asman, <i>Afdeling for Atmosfærisk Miljø</i>	
Referees:	Ruth Grant, Brian Kronvang, Lars Svendsen og Carsten Agger	
Serietitel og nummer:	Faglig rapport fra DMU nr. 165	
Udgiver:	Miljø- og Energiministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser©	
Udgivelsesår:	Juli 1996	
Layout:	Henrik Paaby	
Bedes citeret:	Paaby, H., Møller, F., Skop, E., Jensen, J.J., Hasler, B., Bruun, H. & Asman, W.A.H. (1996): Omkostninger ved reduktion af næringsstofbelastningen af havområderne. - Metode, model, analyse. Danmarks Miljøundersøgelser. 187 sider. - Faglig rapport fra DMU nr. 165	
	Gengivelse kun tilladt med tydelig kildeangivelse	
Emneord:	Vandmiljø, eutrofiering, konsekvensanalyse, modeller, cost-effectiveness	
ISBN:	87-7772-269-8	
ISSN:	0905-815x	
Tryk:	Grafisk Service, RISØ	
Oplag:	300 stk.	
Sideantal:	187	
Pris:	150 kr. (inkl. moms, ekskl. forsendelse)	
Købes hos:	Danmarks Miljøundersøgelser Afdeling for Systemanalyse Frederiksborgvej 399, P.box 358 DK-4000 Roskilde Tlf.: 46 30 12 00 Fax: 46 30 11 14	Miljøbutikken Information og Bøger Læderstræde 1 DK-1201 København K Tlf.: 33 92 76 92 (information) Tlf.: 33 93 92 92 (bøger)

Indhold

Forord 7

English summary 9

Metode

1 Indledning 15

- 1.1 Problemstilling og metode 15
- 1.2 Næringsstofkredsløbene 17
- 1.3 Den samlede næringsstofbelastning 21

2 Cost Effectiveness Analyse 25

- 2.1 Målvariablen 25
- 2.2 Omkostninger: Velfærdsøkonomiske og virksomhedsøkonomiske omkostninger 26
- 2.3 Omkostningsfunktionen 32
- 2.4 Udformningen af foranstaltninger og scenarier 37
- 2.5 Modelberegninger af konsekvenser 41

Model

3 En integreret konsekvensberegningsmodel 47

- 3.1 Modellens struktur 47
- 3.2 Specifikationen af scenarier 50
- 3.3 Beregningsmodulerne 54

4 Udledninger af næringssalte fra det åbne land 57

- 4.1 Udvaskning af kvælstof fra landbrugsjorde 57
- 4.2 Tab af kvælstof og fosfor fra skove og naturarealer 60
- 4.3 Fosfortab fra landbrugsjorder 61
- 4.4 Ammoniak-N-tab fra gødning 62

5	Udledninger af kvælstof og fosfor fra rensesanlæg 67
5.1	Rensesanlæggenes nuværende og forventede udledninger 67
5.2	Udledningskoefficienter for rensesanlæg 68
6	Udledninger fra øvrige kilder 73
6.1	Øvrig NP-afstrømning fra Danmark 73
6.2	Atmosfæriske N-depositioner iøvrigt 74
6.3	Belastningsbidrag med havstrømme fra udlandet 75
6.4	De samlede, eksogene belastningsbidrag 76
7	Transport og omsætning af landbrugets kvælstofudledninger 77
7.1	Transport og omsætning af N og P i jord og ferske overfladevande 77
7.2	En massebalance-model for kvælstof-tilbageholdelse: Reduktionsfaktorer for oplande 79
7.3	Atmosfærisk transport og deposition af $\text{N}_\text{h}_\text{x}$ -N 81
8	Økonomien i landbruget 85
8.1	Produktionsfunktioner for landbrugets driftsgrene 85
8.2	Beregningspriser 90
8.3	Beregning af den virksomhedsøkonomiske og velfærdsøkonomiske jordrente 93
9	Omkostninger ved spildevandsrensning 97

Analyse

10	Reference-scenarier 103
10.1	Landbrugets struktur, økonomi og miljøbelastning i reference-scenarierne 103
10.2	Rensesanlæggenes udledninger og økonomi 117

10.3 Den samlede miljøbelastning i
reference-scenarierne 117

11 Mulige foranstaltninger - konsekvenser 121

11.1 Foranstaltninger i landbruget 121

11.2 Foranstaltninger overfor
spildevandsudledninger 137

12 Konsekvensberegninger af scenarier 141

12.1 Scenarie-definitioner 141

12.2 Konsekvensberegninger af scenarier 143

13 Konklusioner 147

14 Referencer 151

Bilag

Forord

Miljøtilstanden i de danske marine områder - og specielt de indre farvandsområder og fjordene - har været forringet i de sidste 10-15 år: Forekomsten af periodevis masse-opblomstringer af alger og iltsvinds-hændelser har forrykket den biologiske balance og dermed forekomst og sammensætning af den naturlige flora og fauna. Årsagen er en væsentlig øget tilførsel af næringssalte - kvælstof og fosfor - der styrer produktionen af plankton i vandmiljøet. Fænomenet kaldes eutrofiering, og er med NPo-planen og Vandmiljøplanen blevet genstand for særlig opmærksomhed forskningsmæssigt og ved en intensiv overvågning (Vandmiljøplanens Overvågningsprogram).

Med henblik på at belyse problemet i en bredere miljø-økonomisk sammenhæng igangsatte Danmarks Miljøundersøgelser i et samarbejde med Miljøstyrelsen projektet "Samfundsøkonomisk vurdering af indgreb i næringssaltkredsløbene", og en samarbejdsaftale om gennemførelse af projektet blev indgået i 1992. Projektets mål er at belyse følgende problemstilling: Hvad er de samfundsøkonomiske konsekvenser og miljømæssige effekter af at reducere næringssaltbelastningen af det marine miljø - med forskellige foranstaltninger?

Projektet har været fulgt af en styringsgruppe bestående af repræsentanter fra Miljøstyrelsen: Jens Brøgger Jensen og Tony Christensen, Hav- og Spildevandskontoret, Ejvind Hansen, Ferskvands- og Landbrugskontoret, Johan Nielsen, Udviklings- & Datakontoret samt fra Danmarks Miljøundersøgelser: Henrik Paaby.

Nærværende rapport udgør den 1. samlede afrapportering af projektet. Rapporten omfatter 3 hovedafsnit:

- Et *metode-afsnit* (kapitel 1-2), der diskuterer og præciserer den anvendte analysetilgang
- En *modelbeskrivelse* (kapitel 3-9), der dokumenterer en integreret konsekvens-beregnings-model (NP-modellen), som er bygget op i forbindelse med projektet
- En *cost-effectiveness-analyse* (kapitel 10-13) hvor det med hjælp af modellen analyseres hvad det koster at reducere kvælstof-tilførslerne til det marine miljø med forskellige foranstaltninger.

De tre hovedafsnit kan i nogen udstrækning læses uafhængigt af hinanden.

I forhold til den oprindelige projekt-beskrivelse er analysen i nærværende rapport indsnævret, idet cost-effectiveness-analysens målvariabel er den samlede *kvælstof-tilførsel* (belastningen) af de marine

områder - og ikke miljøeffekten (en miljøkvalitets-indikator). Danmarks Miljøundersøgelser har imidlertid iværksat et arbejde med at udvikle modeller til belysning af effekterne for marine områders kvalitet som funktion af bl.a. ændret kvælstof-tilførsel. Det er planen, at disse modeller skal kunne kobles til NP-modellen, hvorved det bliver muligt at nuancere analysen betydeligt. Udviklingen af det samlede modelkompleks er et led i opbygningen af fagligt funderede beslutningsstøtte-systemer til brug i Miljø- og Energiministeriets strategiske miljøplanlægning.

Projektet er i sin karakter tværfagligt, og det har været nødvendigt at trække på viden og ekspertise hos en lang række personer både i og uden for Danmarks Miljøundersøgelser. Forfatterne skylder dem alle en tak. En særlig tak rettes til Sven Erik Simmelsgaard, Statens Planteavlsforsøg, som har været behjælpelig med modellering af kvælstof-udvaskning, Ole Olsen, Statens Jordbrugs- og Fiskeriøkonomiske Institut, som har været behjælpelig med fremskaffelse af regnskabsdata for driftsgrene i landbruget samt Ruth Grant, Brian Kronvang, Lars Svendsen og Carsten Thye Agger fra Danmarks Miljøundersøgelser, der har foretaget en kritisk gennemlæsning og kommentering af rapporten og ydet værdifulde bidrag undervejs.

English summary

The environmental quality of marine waters of Denmark has been deteriorated during the last decades mainly due to a general increase in the anthropogenic loadings of nutrients. The present report deals with three related questions:

- How to assess various measures to reduce anthropogenic loadings of marine water bodies with nutrients , i.e. the costs and effects of various measures in a national and regional scale
- The construction of an *integrated assessment model (the NP-model)* capable of simulating costs and effects of various measures
- The use of this model for a Cost-effectiveness Analysis of reducing *nitrogen-loadings to marine waters* at a national level.

The approach of the study is that of the Cost Effectiveness Analysis (CEA). The policy goal is ideally improving the quality of marine waters, where one or a group of quality indicators are related to the costs of obtaining the improvement. However in the CEA-study of this report the goal-variable is simply the total loadings of nitrogen to marine water-bodies.

The integrated assessment model - the NP-model - calculates the flows of nutrients in 48 drainage basins to coastal zones on the one hand, and the economic performance and costs related to *predefined scenarios*, i.e. production and technology applied in society. The sectors involved in the model are agriculture, which count for at least 80% of the (domestic) nitrogen loadings, and waste water treatment plants, which count for another 8%. *Inputs* to the model are a specification of the cropping patterns and livestock in the 48 basins (13 crops, 5 animal types), as well as the application of commercial fertilizer and the utilization-rate of manure. For waste water treatment, the input are a specification of applied technology (6 types) for existing treatment- plants. *Output* of the model are the loading of nitrogen and phosphorous to the marine waters, as well as the total rent of land in agriculture and the purification costs of waste water treatment. The loading of nutrients are the riverine input as well as ammonia-depositions on the sea-water surface. The economic flows are calculated on a private economic basis as well as on a social economic view based on welfare economic theory. The differences are primarily the choice of prices - market prices and accounting prices respectively - and the choice of discount rate. By comparing the performance of a specified scenario - a combination of measures - with the performance of a base-line scenario, it is possible to assess the cost-effectiveness of the scenario.

A number of conclusions can be draweared from the CEA-study

on reducing nitrogen-loadings:

- The total loading of nitrogen from Danish sources to the Danish marine waters are expected to approach 97.000 tonnes of nitrogen in the mid-90'ies - this is defined as the base-line scenario. Of this amount, agriculture holds the responsibility of 80.000 tonnes, including the deposition of ammonia (12.000 tonnes).
- Loadings with nutrients from waste water treatment plants have been reduced substantially since the introduction of the Action Plan of the Marine Environment in 1987. A further cut in nitrogen-discharges is only possible within a narrow range (around 1.400 tonnes a year) and to high marginal costs (between DKK 68 per kg and DKK 116 per kg a year)
- It is presumably possible to reduce the loadings from agriculture with 15-20% with no or very low costs, by a more rational fertilization on especially livestock farms.
- A further reduction of agricultural loadings is possible at increasing marginal costs. From the calculations it is possible to reduce loadings from agriculture to 50.000 tonnes a year - a 50% reduction compared to the level in the 80'ies - by maximizing the utilization of nitrogen in manure, by cutting total fertilization to 90% of the economic optimal level and by extensivating 400.000 ha's of sales crop-land in combination. The total price for cutting the last 15.000 tonnes a year is computed to DKK 500 mio. kr. a year - an average of DKK 34 per kg N reduced. Further cuts will only be possible at very high costs.
- The most cost-efficient measures are a more efficient fertilization where excess fertilization seems to take place (lower fertilization on especially pig farms) and a higher utilization of manure. A reduced input of nitrogen (below the economic optimal level) becomes relative expensive if the fertilization level is reduced below 90% of the economic optimal level. Reducing the stock of pigs will reduce loadings but will, at prevailing prices, be quite costly because of a substantial drop of revenues from pig-production.
- The marginal costs of implementing measures differs between the drainage basins. From an economic point of view, this opens opportunities for increasing the cost-effectiveness of policies by optimizing the N-reduction-policy not only across sectors and different measures, but also across regions. However, a regional differentiated strategy must take into account not only costs, but also the variation in eco-system effects in the different water bodies, as well as other environmental effects (e.g. the protection of ground water from nitrate pollution)

The NP-model will be further developed and improved in the future. Thus it would be relevant to add a number of calculations of

the cost-effectiveness of alternative measures such as the establishing of buffer-zones along rivers, the restoration of wetlands etc. However the data necessary for these calculations are not available yet in a national scale.

Metode

1 Indledning

1.1 Problemstilling, afgrænsning og terminologi

Rapporten belyser følgende problemstilling: Hvorledes vil forskellige foranstaltninger påvirke næringsstofbelastningen af det marine miljø - og hvad vil de koste at gennemføre?

Foranstaltningerne omfatter initiativer, der enten reducerer de menneskeskabte udledninger af næringsstoffer eller afbøder konsekvenserne heraf. Næringsstofferne omfatter kvælstof (N) og fosfor (P). I rapporten er vægten imidlertid lagt på en belysning af omkostningseffektiviteten i foranstaltninger, der retter sig mod reduktion af kvælstofbelastningen, eftersom kvælstof er den begrænsende faktor for bio-produktionen i det marine miljø og dermed for miljøtilstanden i det marine miljø.

Med *næringsstofbelastningen af det marine miljø* menes tilførslen af kvælstof eller fosfor til et marint område - en fjord eller et farvand. Kvælstof-belastningen omfatter både kvælstof tilført havet med vandløb eller de direkte udledninger i havet - i rapporten benævnt *N-afstrømningen* - og kvælstof tilført havet fra *atmosfæren* (atmosfæriske depositioner).

De *økonomiske konsekvenser* opgøres ud fra et *velfærdsøkonomisk synspunkt*, d.v.s. det er de velfærdsøkonomiske konsekvenser for samtlige borgere, der forsøges afdækket. Af hensyn til en senere vurdering af valget af styringsmuligheder samt fordelingsmæssige konsekvenser opgøres tillige de *virksomhedsøkonomiske* konsekvenser, d.v.s. de økonomiske konsekvenser for de enkelte grupper af økonomiske aktører.

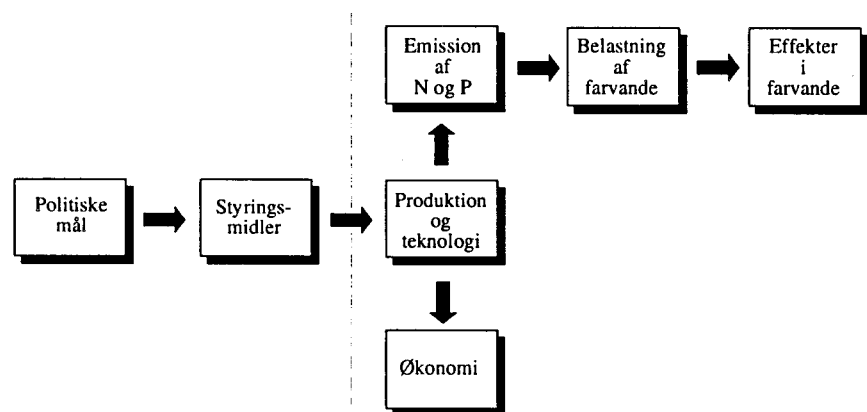
Problemstillingen kan yderligere specificeres på to måder afhængigt af, om der primært anlægges en styringsmæssig eller produktionsmæssig indfaldsvinkel herpå. De to indfaldsvinkler kan karakteriseres ved følgende spørgsmål:

- Hvilke konsekvenser for miljøtilstanden og økonomien vil anvendelse af forskellige politiske styringsmidler have?
- Hvilke konsekvenser for miljøtilstanden og økonomien vil forskellige ændringer af produktionsformer og teknologi have?

Figur 1.1. illustrerer forskellen mellem disse to indfaldsvinkler.

Den første indfaldsvinkel knytter an til ændringer i erhvervs- og miljøpolitikken og dermed valg af styringsmidler/instrumenter. Konsekvenserne af valget af styringsmidler afhænger af, hvorledes erhvervene og forbrugerne reagerer herpå - d.v.s. opførelsen af konsekvenserne kræver en egentlig adfærdsbeskrivelse. Konsekvenserne viser sig i første omgang som ændringer i produktionsformerne, der dernæst får konsekvenser for miljøtilstanden og økonomien. Den første indfaldsvinkel omfatter således en analyse af alle kasserne på figur 1.1.

Den anden indfaldsvinkel omfatter kun figurens højre halvdel. Den knytter nemlig alene an til ændringer i produktionsformerne og de hermed forbundne konsekvenser. Med hvilke styringsmidler, disse foranstaltninger frembringes, er underordnet. Det forudsættes alene, at styringsmidlerne sammensættes på en sådan måde, at de ønskede ændringer af produktionsformerne bliver en realitet. Der er derfor heller ikke behov for en egentlig adfærdsbeskrivelse. Produktionsformerne kan ændres efter ønske - selvfølgelig inden for visse fysiske/tekniske grænser, men i realiteten uden hensyn til adfærdsmæssige bindinger, idet adfærden antages at kunne styres gennem valget af styringsmidler.



Figur 1.1 Afgrænsning af analysen

I projektet behandles alene den anden problemstilling - d.v.s. en analyse af konsekvenserne for miljøtilstanden og økonomien af specifikt formulerede ændringer i produktion og teknologi.

Sammenfattende gælder det, at projektet er defineret ud fra en afgrænset miljømålsætning, nemlig forbedret miljøtilstand i de marine områder.

I nærværende rapport gennemføres en såkaldt *cost effectiveness analyse* af forskellige foranstaltningers effekt for kvælstofbelastningen af de marine områder, jvf. belastningsdefinitionen ovenfor. MålvARIABLEN i analysen er m.a.o. indsnævret i forhold til projektets overordnede mål - effekter i fjorde og indre farvande. Foranstaltningerne retter sig mod de vigtigste nationale kilder til næringsstofbelastningen - specificeret både m.h.t. kildens art og m.h.t. dens geografiske placering. Hensigten hermed er at opnå et klart og overskueligt billede af omkostningerne ved alternative strategier for belastningsreduktioner. Principperne for Cost effectiveness analysen er beskrevet i kapitel 2.

Analysen gennemføres på grundlag af beregninger med en integreret konsekvensberegningsmodel, der er opbygget i forbindelse med projektet. Modellen beregner belastning og økonomi knyttet til gennemførte scenarier - "ligevægtstilstande" - for næringsstofkredsløbene, og der foretages efterfølgende en sammenligning mellem disse tilstande m.h.t. økonomi og belastning i forhold til et referencescenarie - en basistilstand. Modellens struktur er beskrevet i kapitel 3, og de enkelte elementer i modellen er beskrevet i kapitlerne 4-11. Opstillingen af mulige foranstaltninger og scenarier samt konsekvensberegninger heraf er beskrevet i kapitlerne 12-15.

1.2 Næringsstofkredsløbene

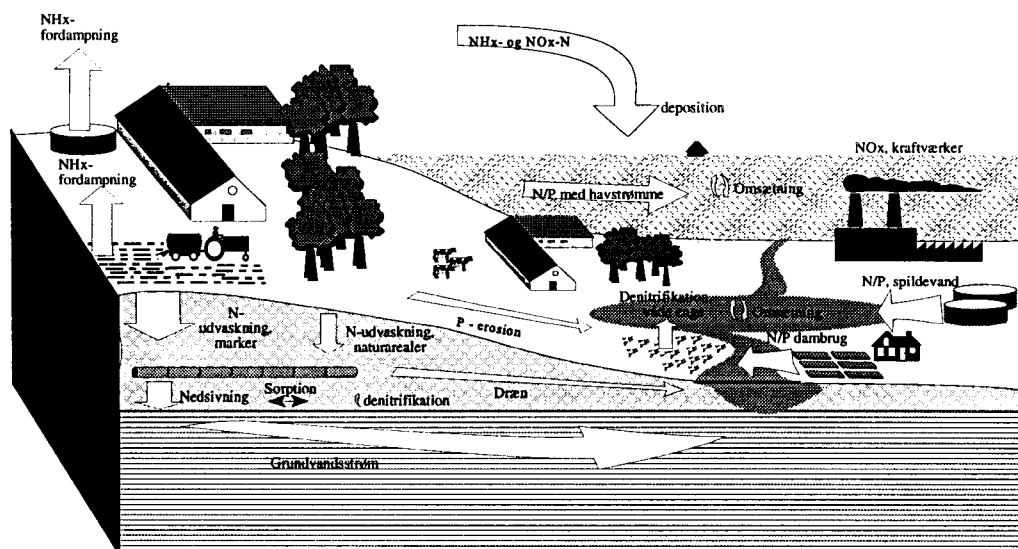
For at kunne belyse sammenhænge mellem samfundets økonomiske aktiviteter og miljøpåvirkningen af de marine områder er det nødvendigt at beskrive de såkaldte næringsstofkredsløb i en *model*. Modellen må omfatte næringsstoffernes transport og omsætning i jord, vand og luft fra den med den økonomiske aktivitet forbundne emission til den endelige belastning og ændring af miljøtilstanden i fjordene og de indre danske farvande.

I det følgende er hhv. kvælstof- og fosforkredsløbet beskrevet i grove træk. De vigtigste kilder, transportveje og processer i forbindelse med den antropogene næringssaltbelastning af vandmiljøet er i grove træk illustreret i figur 1.2. For en mere grundig gennemgang henvises til *Dyhr-Nielsen et al. (1991)*.

Kvælstofkredsløbet

De væsentligste strømme i kvælstofkredsløbet kan opdeles i:

- Direkte kvælstofemissioner i forbindelse med en række økonomiske aktiviteter
- Omsætning og transport af kvælstof i jord og grundvand
- Omsætning og transport af kvælstof i luften



Figur 1.2 De vigtigste kilder, transportveje og processer for belastning af vandmiljøet med næringssalte

- Omsætning og transport af kvælstof i de ferske overfladevande til det marine miljø
- Omsætning af kvælstof i fjordene og de indre farvande

Direkte kvælstofemissioner i forbindelse med økonomiske aktiviteter

Kvælstofemissionerne i forbindelse med de økonomiske aktiviteter stammer fra følgende sektorer/kilder

- Landbrug
- Aqua-kulturer (dambrug og havbrug)
- Spildevandsrenseanlæg
- Spildevand fra spredt bebyggelse
- Industrispildevand
- Forbrænding (kraftværker, varmegærker, affaldsforbrændingsanstalter, husholdninger etc.)
- Trafik
- Udland

Landbrugets animalske og vegetabiliske produktion indebærer forbrug af handelsgødning, produktion og forbrug af husdyrgødning samt fixering af N fra luften. Hermed giver landbrugsproduktionen anledning til

- Udvaskning af nitrat (NO_3^-) fra rodzonen
- Overfladeafstrømning af nitrat (NO_3^-)
- Fordampning af ammoniak (NH_3)

Dambruget tilfører letomsætteligt kvælstof direkte til søer og åer.

Spildevandet, hvadenten det stammer fra renseanlæg, industri eller spredt bebyggelse, udledes med dets indhold af organiske og uorganiske kvælstofforbindelser til såvel søer og åer som til det marine miljø.

Forbrændingen af fossile brændsler i forbindelse med el- og varme-produktionen giver anledning til emission af kvælstofilter (NO_x) til luften.

Trafik giver også anledning til emission af NO_x .

Omsætning og transport af kvælstof i jord og grundvand

Efter udvaskning fra rodzonen gennemløber den udvaskede nitrat fra landbrugsarealerne en række processer. En del af nitraten strømmer til grundvandet, en anden del denitrificeres - d.v.s. nitraten omsættes til gasformig kvælstof (N_2) og lattergas (N_2O), der fordampes - en tredje del lagres i jorden, mens resten tilføres søer og åer.

Omsætning og transport af kvælstof i luften

Luften tilføres kvælstof i form af ammoniak (NH_3) fra landbruget, kvælstofilter (NO_x) fra forbrænding og transport samt gasformig kvælstof (N_2) og lattergas (N_2O) fra denitrifikation af nitrat i jorden. I luften omsættes disse luftarter gennem en række kemiske processer til ammoniumnitrat (NH_4NO_3) og salpetersyre (HNO_3). Ammoniumnitraten og salpetersyren tilføres det terrestriske miljø og vandmiljøet gennem nedbør og tørdeposition. Belastningen af det danske miljø stammer såvel fra de omtalte indenlandske kilder som fra udlandet. Hvor belastningen finder sted i forhold til emissionskilderne afhænger selvsagt af vind- og vejrforholdene.

Omsætning og transport af kvælstof i de ferske vande

De ferske vande belastes af kvælstof i form af udvasket og afstrømet nitrat fra først og fremmest landbrugsarealer og fra spredt bebyggelse. Hertil kommer organisk og uorganisk bundet kvælstof fra dambrug, renseanlæg, industrispildevand og regnvandsbetingede udløb samt ammoniumnitrat og salpetersyre fra nedbøren. En del af disse kvælstofforbindelser optages som næringsstof af planter og alger samt lagres i sedimenter. Miljøtilstanden i de ferske vande karakteriseres ved forekomsten af forskellige plante-, alge- og dyrearter, og den er således afhængig af kvælstoftilførslen; men den begrænsende vækstfaktor i det ferske vandmiljø er i overvejende grad fosfor - jvf. det følgende afsnit. Den kvælstofmængde, som ikke optages eller fjernes i det ferske økosystem, transporteres videre til det marine miljø.

Omsætning af kvælstof i fjordene og de indre danske farvande

Fjordene og de indre danske farvande belastes med kvælstof ved afstrømning fra land, ved spildevandsudledninger, ved atmosfærisk deposition og ved tilførsel fra det omgivende havmiljø. Såvel ammonium (NH_4^+) som nitrat (NO_3^-) tjener som næringsstoffer for alger og plankton, hvis udbredelse i det marine miljø er bestemmende for iltkoncentrationen og miljøtilstanden.

Fosforkredsløbet

De vigtigste strømme i fosforkredsløbet kan opdeles i:

- Direkte fosforemissioner i forbindelse med enkelte økonomiske aktiviteter
- Omsætning og transport af fosfor i jorden
- Omsætning og transport af fosfor i de ferske vande til det marine miljø
- Omsætning af fosfor i fjordene og de indre farvande

Direkte fosforemissioner i forbindelse med økonomiske aktiviteter

Fosforemissionerne i forbindelse med de økonomiske aktiviteter stammer fra følgende kilder:

- Spildevandsudledninger fra kommunale renseanlæg
- Regnvandsoverløb fra kloakker
- Industrispildevand
- Spildevand fra spredt bebyggelse
- Tab fra landbrugsjorde
- Udland

Husholdningerne giver ved brug af fosforholdige opvaske- og vaskemidler anledning til udledning af fosfor via kloaknettet til hovedsagelig kommunale *spildevandsrenseanlæg*, som også modtager spildevand fra en del industrivirksomheder. Spildevandet renses i varierende grad, og det rensede spildevand udledes til de ferske og marine recipienter. Af disse udledninger foregår knap 30% til de ferske vande, d.v.s vandløb og søer.

Industrien bidrager til belastningen ved udledninger, som føres direkte til de ferske eller marine recipienter. Der er registreret 100 punktkilder af denne art, der udleder mere end en bagatelgrænse svarende til 30 personækvivalenter (PE).

Udledning af spildevand udenfor kloakerede områder stammer fra *spredt bebyggelse* i landsbyer og sommerhusområder. Efterhånden som fosforbidragene fra hhv. renseanlæg og industrielle udledere er nedbragt betydeligt har udledningerne fra denne kilde fået relativ større vægt i det samlede kredsløb.

Landbruget giver ved erosion fra marker et bidrag til de ferske vande med fosfor. Erosionen er bl.a. afhængig af hældningen af jordoverfladen, jordbundstypen og plantedække. Brinkerosion i vandløb og i fjorde kan lokalt bidrage til fosforbelastningen.

Akvakultur tilfører de ferske og marine vande organisk fosfor, som nedbrydes til omsætteligt fosfor.

Fosfor tilføres via handels- og husdyrgødning til markerne, men bindes her til jordpartikler således, at fosfor ikke i samme udstrækning som kvælstof transporteres med jordvandet ned mod grund- og drænvandet. Tab af fosfor fra markerne sker først og fremmest ved erosion. Denne erosion kan forekomme når markerne er frosne og tøvejr indtræffer. En kraftig nedbør under disse forhold vil transportere jordpartikler som en overfladestrøm direkte ned mod vandløbene.

I vandløbene vil det meste fosfor blive transporteret som opløst uorganisk fosfor. Dette kan optages af planter i vandløbet, og partikulært bundet fosfor kan sedimentere, dels i vandløbene og dels i søerne. I vandløbene vil der ikke være tale om en blivende sedimentation. Derimod kan der i søsedimenter permanent bindes fosfor, som på denne måde tages ud af det biologiske kredsløb. Under iltfrie forhold kan der imidlertid ske en mobilisering af fosfor fra disse sedimenter.

Der er i nogle fjordsystemer periodevist konstateret en tilbageholdelse af fosfor, hvor fosfor bliver optaget i planter og alger. Den mængde fosfor, der ikke tilbageholdes vil blive videretransporteret til de åbne marine områder. Fosfor vil også blive tilført de åbne marine områder fra tilstødende havområder og der vil være en fosforbelastning fra nabolandene. Fosfortilførslerne vil imidlertid ikke, modsat kvælstof, give anledning til forøget algeproduktion i de åbne marine områder, eftersom algeproduktionen her (p.t.) er kvælstofbegrænset.

1.3 Den samlede næringsstoffbelastning

De samlede antropogene - d.v.s. menneskeskabte - bidrag af hhv. kvælstof og fosfor til de indre danske farvande fordelt på de vigtigste kilder fremgår af tabel 1.1.

Det fremgår heraf, at de indenlandske kvælstofbidrag udgør knap 50% af den samlede nettobelastning af de indre danske farvande. Disse bidrag antages at spille en væsentlig rolle for kvaliteten af vore fjorde og kystnære farvande og er den eneste *nationale* påvirkningsmulighed i forhold til målsætningen om at nedbringe belastningen og dermed forbedre miljøtilstanden. Det er derfor relevant at afgrænse analysen til de økonomiske og miljømæssige konsekvenser af alternative foranstaltninger over for de *nationale* kilder.

For fosfor gælder, at de indenlandske bidrag fra land har betydning for miljøkvaliteten i visse fjorde, mens bidragene ikke har betydning for de åbne marine farvande.

Det fremgår af tabel 1.1 at de væsentligste indenlandske kilder til næringssaltbelastning af de indre farvande er landbruget og rense-

anlæggene. Cost-effectiveness analysen i indeværende rapport drejer sig derfor om konsekvenserne af foranstaltninger overfor disse kilder, mens N-bidragene fra de øvrige indenlandske kilder og de udenlandske kilder holdes uændret i analysen.

Tabel 1.1. De antropogene bidrag af biotilgængeligt N og P til de indre, danske farvande fordelt på kilder. Tallene for de danske bidrag er beregnet på grundlag af overvågningsdata fra 1994, mens tallene for de udenlandske bidrag er skønnet på grundlag af litteraturen. (Kilder: Miljøstyrelsen, 1995, Larsen et al., 1995, Skov et al., 1995 og Kronvang et al., 1993)

Kilder	Indre farvande	
	Tons N	Tons P
<i>Indenlandske:</i>		
- Landbrug ¹	87.000	1.200
- Renseanlæg	9.117	1.455
- Regnvandsbetingede udløb	983	252
- Spredt bebyggelse	998	228
- Dambrug	548	45
- Havbrug	275	29
- Industri ²	1.842	217
- Kraftværker ³ (NO _x -N)	1.000	
- Trafik (NO _x -N)	1.500	
<i>Udenlandske:</i>		
- Atmosfæriske tilførsler af NO _x -N og NH ₃ -N ⁴	40.000	
- Tilførsler fra Skagerrak ⁵	-28.000	-5.300
- Tilførsler fra Østersøen	31.000	8.600
- Tilførsler fra Sverige	45.000	1.500
- Tilførsler fra Tyskland	20.000	2.500
Ialt	206.000	10.700

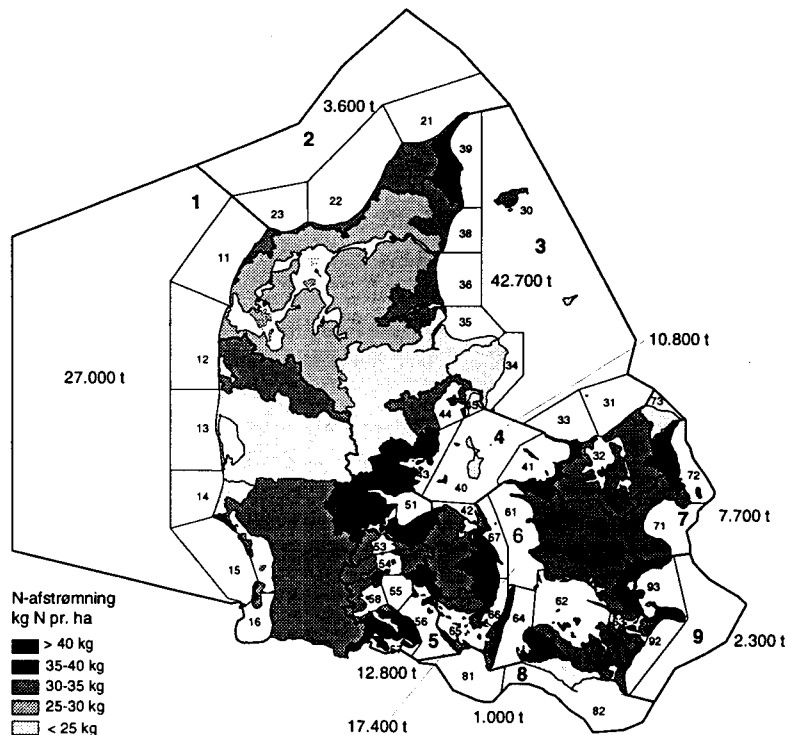
Noter til tabellen: 1. Inklusive en skønnet atmosfærisk NH₃-N deposition på havet på 9.000 tons. Landbrugets vandtransporterede kvælstofbidrag er opgjort eksklusiv den naturlige baggrundsbelastning. Tallene er beregnet på grundlag af Larsen et al., 1995. 2. Udelukkende spildevandsudledt N udledt af industrien til recipienterne. En væsentlig del af industriens spildevandsudledninger udledes imidlertid via de kommunale reseedanlæg. 3. Groft skøn på grundlag af oplysninger om NO_x-emissioner fra kraftværker og trafik i Miljøstyrelsen, 1995 samt oplysninger om de samlede depositioner i Skov et al., 1995. 4. Skøn på grundlag af Skov et al., 1995. 5. Tilførslerne fra Skagerrak og Østersøen er estimeret af Kronvang et al., 1993.

Den rumlige dimension

Den samlede næringsstofbelastning af fjordene og de indre danske farvande er en relativt grov indikator for miljøtilstanden i disse farvande. Såfremt man ønsker at vurdere miljøeffekterne mere konkret i de marine områder, er det nødvendigt at arbejde med en geografisk opdeling af landet. Denne opdeling kan fastlægges ud

fra et kendskab til næringsstoffernes transport gennem jord, vand og luft - d.v.s. et kendskab til, hvilke farvande der belastes med emissioner fra de forskellige egne af landet.

En anden vigtig grund til at foretage en geografisk opdeling i analysen er, at indgreb i næringssaltudledninger i forskellige dele af



Figur 1.4 Den samlede, vandtransporterede N-tilførsel fra Danmark til de danske farvandsområder i 1994 samt det arealrelaterede bidrag (kg N pr. ha) i de afstrømnings-oplande, der opereres med i analysen.

landet har forskellig effekt for belastningen af de indre farvande med næringssalte, dels fordi belastningsmønstret er forskelligt, dels p.g.a. naturbetingede forskelle i stoftilbageholdelse og omsætning i de forskellige geografiske områder.

Figur 1.4 viser en oplandsinddeling af Danmark i 48 afstrømnings-oplande (såkaldte 2. orden kystoplande) efter det af Miljøstyrelsen udviklede *hydrologiske referencesystem*. I figuren er N-afstrømningen pr. ha fra de enkelte 2. ordens kystoplande i 1994 indikeret med en gråtoning, og endvidere er angivet det samlede afstrømningsbidrag fra Danmark til de 9 1. ordens farvandsområder i 1994.

Det fremgår af figuren, at en stor del af kvælstofbelastningen fra land - i 1994 27.000 tons (21% af bidraget fra land) strømmer af til Nordsøen og dermed ikke har nogen direkte effekt for de indre marine områder. Det fremgår endvidere, at det arealrelaterede belastningsbidrag varierer betydeligt mellem de enkelte oplande.

Denne variation skyldes dels forskelle i udledninger fra de forskellige kilder, dels naturbetingede forskelle i oplandenes tilbageholdelse og omsætning af kvælstoffet under dets transport til de marine områder.

Bornholm er ikke medtaget i modelanalyserne, idet miljøbelastningen fra Bornholm antages at spille en meget lille rolle for miljøtilstanden i de indre danske farvande.

2 Cost Effectiveness Analysen

Hensigten med en cost effectiveness analyse er at sammenholde forskellige ændringer i en målvariabel med omkostningerne ved at skabe disse ændringer. En given ændring af målvariablen kan normalt opnås på flere forskellige måder, og ved hjælp af cost effectiveness analysen bliver det muligt at afgøre, hvilken måde der fra et økonomisk synspunkt er mest effektiv, d.v.s. er forbundet med færrest omkostninger.

I projektet er målvariablen formuleret som miljøtilstanden i en række fjorde og danske farvande. Omkostningerne knytter sig til de foranstaltninger eller indgreb, der kan gennemføres for at reducere emissionen af næringsstoffer fra de forskellige kilder og dermed forbedre miljøtilstanden. I det følgende præciseres og afgrænses målvariablen og omkostningerne nærmere.

2.1 Målvariablen

En eller flere målvariable

Cost effectiveness analysen er metodisk konstrueret med henblik på at finde frem til den foranstaltning, der mest omkostningseffektivt opfylder ét givet mål. Så længe der kun er én målvariabel, vil analysen også føre til et entydigt resultat - nemlig den mest omkostningseffektive foranstaltning.

Denne forudsætning er opfyldt, f.s.v. man gennemfører analysen overfor en målsætning om at reducere N-belastningen af de marine områder under ét, d.v.s. uden hensyntagen til, *hvilke* marine områders belastning, der reduceres. Dette er f.eks. i overensstemmelse med vandmiljøplanens formulerede målsætning, som ikke specificerer *hvor* næringssaltbelastningen skal reduceres. *Cost-effectiveness analysen i nærværende rapport er gennemført under denne forudsætning.*

En analyse af effekterne i de marine områder i det videre projektarbejde åbner imidlertid mulighed for at nuancere målvariablen, så denne er bedre i overensstemmelse med den egentlige målsætning bag ønsket om en belastningsreduktion, nemlig en forbedret miljøtilstand i farvandene. Dette kan ske ved at anvende en mere præcis indikator for effektsiden - miljøtilstanden i de marine områder - som målvariabel. Virkningerne for miljøtilstanden vil imidlertid variere mellem de marine områder, og man vil ved gennemførelse af en cost-effectiveness analyse stå overfor det problem at skulle afveje foranstaltningers omkostninger ikke overfor én målvariabel, men i princippet flere variable, nemlig en tilstandsindikator for hver enkelt fjordområde eller havområde. For at kunne gennemføre en egentlig cost effectiveness analyse må

miljøtilstanden i de marine områder, der effektmåles, vægtes. Hvis det er muligt at fastsætte sådanne vægte, kan de enkelte ændringer sammenvejes til én værdi for den samlede ændring i miljøtilstanden. På denne måde bliver der konstrueret én målvariabel, og det bliver muligt entydigt at sammenveje de enkelte foranstaltningers relative omkostningseffektivitet.

Et alternativ, som selvfølgelig altid er muligt, er at undlade en sammenvejning af de resulterende belastnings-ændringer og blot angive ændringerne for et antal marine områder. Det bliver imidlertid så ikke muligt at foretage en éntydig rangordning af foranstaltninger.

2.2 Omkostningerne: Velfærdsøkonomiske og virksomhedsøkonomiske omkostninger

Cost effectiveness analysen omfatter foruden opgørelsen af de betragtede foranstaltningers påvirkning af N-belastningen også en opgørelse af de med foranstaltningerne forbundne omkostninger. I dette afsnit behandles følgende problemstillinger i relation til omkostningsopgørelsen:

- Omkostningsbegrebet
- Velfærdsøkonomiske og virksomhedsøkonomiske omkostninger
- Velfærdsøkonomiske omkostningsberegninger
- Virksomhedsøkonomiske omkostningsberegninger

Omkostningsbegrebet

Omkostningerne ved en foranstaltning eller et indgreb med henblik på at reducere næringsstofbelastningen består af en række elementer. Der er tale om

- Konsekvenser for produktionen
- Konsekvenser for forbruget af produktionsfaktorer - d.v.s. forbruget af kapitalapparat, arbejdskraft og jord
- Konsekvenser for forbruget af råvarer
- Konsekvenser for befolkningens nytte af ikke-markedsomsatte goder

Ikke alle omkostningselementerne er relevante i forbindelse med enhver foranstaltning. Mens udtagning af landbrugsjord til naturgenopretning får konsekvenser for såvel den samlede landbrugsproduktion, forbruget af produktionsfaktorer og råvarer samt befolkningens nytte af naturgoder, vil øgede renseforanstaltninger på renseanlæg udelukkende have konsekvenser i form af et øget forbrug af produktionsfaktorer og råvarer.

Konsekvenser for befolkningens nytte af ikke-markedsomsatte goder

Foranstaltningernes konsekvenser for befolkningens *nytte af ikke-markedsomsatte goder* - f.eks. de nævnte naturgoder ved naturgenopretning - er et reelt (negativt) omkostningselement. I praksis er det imidlertid meget vanskeligt at tillægge denne nytte en værdi i lighed med de andre omkostningselementer. Der vil i indeværende cost-effectiveness analyse blive set bort fra dette omkostningselement. Indsnævringen af analysen betyder, at resultatet af cost-effectiveness analysen kun har gyldighed i forhold til én samfundsmæssig målsætning, nemlig nedbringelse af næringssaltbelastningen af det marine miljø. Andre målsætninger må naturligvis tages i betragtning, når der skal træffes beslutninger vedrørende foranstaltninger overfor næringssaltbelastningen, f.eks. beskyttelse af grundvand og naturgoder. Mulighederne for at inddrage disse i en samfundsmæssig cost-benefitanalyse eller en multi-kriterieanalyse ligger i naturlig forlængelse af indeværende cost-effectiveness analyse.

Tilpasningsomkostninger

Der ses endvidere bort fra *tilpasningsomkostningerne* - d.v.s. de omkostninger, der påføres aktørerne og samfundet fra den enkelte foranstaltning er iværksat til dens konsekvenser for omkostningerne er slået fuldt igennem. Det vil således normalt tage tid at foretage en omlægning af produktionen, hvilket kan medføre et produktionstab. Dette er ikke medregnet i omkostningsbegrebet. Omkostningerne opgøres alene som forskellen produktion, råvare- og produktionsfaktorforbrug før foranstaltningen iværksættes og efter dens fuldstændige gennemførelse.

Omkostningerne ved de enkelte foranstaltninger opgøres som *ændrede netto-omkostninger i forhold til referencesituationen* - d.v.s. som værdien af foranstaltningernes konsekvenser for produktionsfaktor- og råvareforbruget fratrukket værdien af produktionsændringen.

Multiplikatoreffekter

Omkostningerne ved at gennemføre foranstaltningerne er i rapporten afgænsat til de direkte omkostninger for de implicerede aktører. Indirekte omkostninger i form af såkaldte input-output-effekter og afledte effekter (multiplikator-effekter) for f.eks. aftagende erhverv (fødevareindustrien) og samfundet iøvrigt er ikke vurderet. Dette er en svaghed i analysen f.s.v. der er tale om f.eks. drastiske ændringer i landbrugsproduktionen. Sådanne ændringer bør i givet fald analyseres i en makroøkonomisk model.

Diskontering

Omkostningerne opgøres først periode for periode over den betragtede tidshorisont. Det er herefter muligt at omsætte dem til ét tal enten gennem en nutidsværdiberegning eller gennem en annuitetsberegning. Ved *nutidsværdiberegningen* sammenvejes de enkelte perioders omkostninger gennem diskontering med en kalkulationsrente til ét samlet omkostningsbeløb. Ved *annuitetsberegningen* beregnes et konstant årligt omkostningsbeløb, som inden

for den betragtede tidshorisont og med en given kalkulationsrente repræsenterer samme nutidsværdi som de faktiske årligt varierende omkostninger.

De to beregningsmetoder vil selvsagt med en given tidshorisont og kalkulationsrente give det samme resultat med hensyn til de betragtede foranstaltningers relative omkostninger. Omkostningsberegningerne i denne rapport vil blive baseret på annuitetsmetoden hvilket indebærer, at det er foranstaltningernes "årlige" omkostninger, der sammenlignes (årlige i den forstand, at der er tale om udjævnede årlige omkostninger over den betragtede tidshorisont).

*Opgørelse af de
mængdemæssige
konsekvenser og
prissætning af disse*

For at gennemføre omkostningsberegningerne er det nødvendigt at kende værdien af foranstaltningernes økonomiske konsekvenser. Hertil kommer kalkulationsrenten og levetiden for investeringsgoder. Det er imidlertid ikke tilstrækkeligt alene at kende værdien af foranstaltningernes økonomiske konsekvenser. Værdien bør kunne splittes op i *mængdemæssige konsekvenser* og de hertil hørende *relative priser*. De forskellige omkostningselementers mængdemæssige konsekvenser angives i ton, liter, m³, stk. etc. og de relative priser i kr./ton, kr./liter o.s.v. Denne opsplitning er selvsagt først og fremmest nødvendig, fordi foranstaltningernes konsekvenser for næringsstofbelastningen afhænger af de med omkostningerne forbundne mængdemæssige konsekvenser. Opsplitningen af omkostningerne i mængder og priser er imidlertid også nødvendig, fordi omkostningsberegningerne, afhængigt af om der er tale om velfærdsøkonomiske eller virksomhedsøkonomiske beregninger, baseres på et forskelligt sæt relative priser. Der gøres nærmere rede herfor i de følgende afsnit.

Værdien af de økonomiske konsekvenser opgøres mest hensigtsmæssigt i faste priser - d.v.s. de i et givet år gældende priser - og derfor bør *kalkulationsrenten* være en realrente. Kalkulationsrentens størrelse afhænger imidlertid også af, om omkostningsberegningen er velfærdsøkonomisk eller virksomhedsøkonomisk - jf. det følgende afsnit.

Velfærdsøkonomiske og virksomhedsøkonomiske omkostninger

Formålet med de *velfærdsøkonomiske omkostningsberegninger* er at vurdere foranstaltningernes velfærdsøkonomiske konsekvenser for samfundet - d.v.s. for samtlige borgere i samfundet. De velfærdsøkonomiske konsekvenser antages at afhænge af foranstaltningernes betydning for borgernes forbrugsmuligheder af såvel markedsomsatte goder som af goder, der ikke omsættes på et marked - f.eks. miljøgoder. I de aktuelle omkostningsberegninger ses der dog bort fra de ikke-markedsomsatte goder - jf. omtalen i det foregående afsnit om værdien af befolkningens nytte af naturen. De velfærdsøkonomiske konsekvenser defineres således som de

med ændringerne i forbrugsmulighederne forbundne nytteændringer. Den velfærdsøkonomiske vurdering foretages derfor med udgangspunkt i borgernes præferencer.

Formålet med de *virksomhedsøkonomiske omkostningsberegninger* er at indikere værdien af foranstaltningernes økonomiske konsekvenser for de involverede økonomiske aktører - det vil sige landbruget, kommunerne, staten, forbrugerne o.s.v.

Velfærdsøkonomiske omkostningsberegninger

De velfærdsøkonomiske omkostningsberegninger adskiller sig fra de virksomhedsøkonomiske ved generelt at *se bort fra ikke-varetilknyttede subsidier og skatter*, ved at blive gennemført i såkaldte *beregningspriser* og ved at en særlig *velfærdsøkonomisk kalkulationsrente* benyttes. Beregningsmetoden hviler på et traditionelt velfærdsøkonomisk grundlag. Befolkningens nytte af de forskellige goder eller konsekvenser antages at være afspejlet i betalingsvilligheden for de pågældende goder. Betalingsvilligheden benyttes herefter som basis for fastsættelsen af godernes beregningspriser, der altså er de priser, hvormed foranstaltningernes konsekvenser sammenvejes til et samlet udtryk for de samlede velfærdsøkonomiske omkostninger ved hver foranstaltning. Metoden er nærmere beskrevet i rapporten "Samfundsøkonomisk projektvurdering" (Budgetdepartementet, 1989).

Bilag 1 indeholder en kort redegørelse for beregningsprisreglerne. Beregningsprisreglerne for velfærdsøkonomiske omkostningsberegninger er sammenfattet i tabel 2.1.

De årlige velfærdsøkonomiske omkostninger ved at gennemføre en foranstaltning eller en kombination af foranstaltninger beregnes herefter på følgende måde:

$$O_s = \Delta(L + R + f_k I) \frac{i(1+i)^n}{(1+i)^n - 1} - P$$

hvor

O_s	=	Ændringen, i forhold til referencesituationen, i omkostningerne fratrasket indtægterne, idet omkostninger og indtægterne er opgjort i velfærdsøkonomiske beregningspriser
I	=	Investeringsudgifterne - d.v.s. omkostningerne ved erhvervelse af jord, bygninger, maskiner og andre kapitalgoder - opgjort i beregningspriser
L	=	Omkostningerne ved brug af arbejdskraft opgjort i beregningspriser
R	=	Omkostningerne ved brug af råvarer opgjort i beregningspriser
P	=	Værdien af foranstaltningernes konsekvenser for produktionsomfanget opgjort i beregningspriser
i	=	Den samfundsøkonomiske kalkulationsrente

f_k = Forrentningsfaktoren på kapital
 n = Levetiden for investeringsgoder

Tabel 2.1 Beregningsprisregler for velfærdsøkonomiske omkostningsberegninger

Gode	Beregningspris
* Forbrugsvarer, der om-sættes på hjemmemarkedet	Markedsprisen inkl. afgifter og subsidier
* Indenlandsk producerede råvarer og produktions-faktorer, der bliver videre-forarbejdet indenlands eller trækkes bort fra alternativ anvendelse	Markedsprisen fratrukket refunderbare afgifter og multipliceret med netto-afgiftsfaktoren på 1,2
* Eksportvarer og import-substituerende varer	Verdensmarkedsprisen multipliceret med netto-afgiftsfaktoren for internationalt handlede goder på 1,3
* Indenlandsk producerede råvarer og produktions-faktorer hvoraf den inden-landske produktion ændres som følge af ændret forbrug heraf: Elektricitet, bygninger og anlæg	De i beregningspriser opgjorte velfærdsøkonomiske omkostninger ved at producere råvaren eller produktionsfaktoren
* Importerede råvarer og produktionsfaktorer	Verdensmarkedsprisen multipliceret med netto-afgiftsfaktoren for internationalt handlede goder på 1,3
* Ledige produktionsfaktorer	Nul
* Kalkulationsrenten	Tidspræferencerente svarende til real markedsrente efter skat: 3%
* For rentningsfaktoren på kapital	Beregnes som nutidsværdien af én krone investeret til den alternative afkastrate på 7% og diskonteret med den samfundsøkonomiske kalkulationsrente

Virksomhedsøkonomiske omkostningsberegninger

De virksomhedsøkonomiske beregninger omfatter følgende omkostningselementer og gennemføres i følgende priser:

- *Værdien af produktionsændringer* opgøres i de priser, som den virksomhedsøkonomiske aktør faktisk modtager for sine produkter - d.v.s. inkl. alle former for varetilknyttede subsidier, men ekskl. afgifter, der betales af aftageren.
- *Værdien af ændringer i råvareforbruget* opgøres i de priser, som den virksomhedsøkonomiske aktør faktisk skal betale for varerne - d.v.s. køberpriserne fratrasket alle afgifter, der refunderes, og ligeledes fratrasket eventuelle varetilknyttede subsidier eller rabatter, men altså inkl. afgifter, der betales af aktøren uden at blive refunderet.
- *Værdien af ændringer i arbejdskraftforbruget* opgøres i de lønninger inkl. alle former for arbejdsgiverbidrag og bidrag til offentlige fonde, som er gældende for den pågældende type arbejdskraft.
- *Værdien af ændringer i kapitalforbruget* - maskiner og bygninger - opgøres i de priser, det vil koste den virksomhedsøkonomiske aktør at anskaffe kapitalgodet - d.v.s. køberprisen fratrasket afgifter, der refunderes, samt fratrasket alle former for investeringstilskud. Den årlige kapitaludgift er opgjort ved at beregne de til kapitalgodets værdi svarende årlige afskrivnings- og forrentningsbeløb over kapitalgodets levetid - beregnet efter annuitetsprincippet.
- *Ikke-varetilknyttede subsidier*, som tilfalder den virksomhedsøkonomiske aktør i forbindelse med de enkelte foranstaltninger - f.eks. kompensation i forbindelse braklægning eller investeringstilskud - er også omfattet af den virksomhedsøkonomiske beregning med en værdi svarende til støtens størrelse.
- Som *kalkulationsrente* i forbindelse med de virksomhedsøkonomiske beregninger bør som udgangspunkt benyttes en realrente, der afspejler normale lånevilkår ved finansiering af investeringer - lånerenten er således et tilnærmet udtryk for finansieringsomkostningerne. Her er valgt en kalkulationsrente på 7%.
- *Direkte skatter og kapitalsskatter*. Beregningen af de virksomhedsøkonomiske omkostninger bør principielt også omfatte direkte skatter og kapitalsskatter. Disse skatter afhænger imidlertid af en række virksomhedsspecifikke forhold - f.eks. afskrivningsmæssige og finansieringsmæssige forhold. Det er derfor meget vanskeligt at gen-

nemføre generelle virksomhedsøkonomiske "efter-skat"-beregninger, og der er i indeværende rapport afstået herfra.

2.3 Omkostningsfunktionen

Når ændringen i miljøtilstanden og omkostningerne ved de forskellige typer af foranstaltninger er opgjort, kan indsatsen i teorien optimeres, således at der sker en minimering af omkostningerne under hensyn til en given målsætning for ændringen i næringsstofbelastningen og dermed ændring i miljøtilstanden. Dette kan matematisk kan udtrykkes som

$$\text{Min} \sum_{ijk} O(M_h)^{ijk}$$

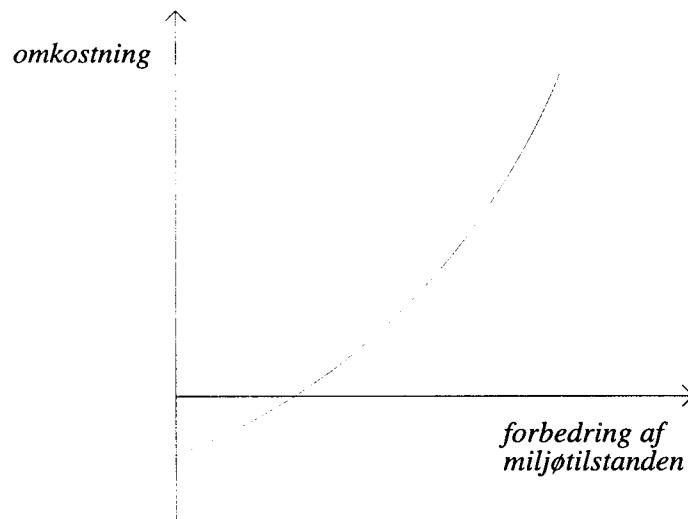
under bibetingelsen:

$$\sum_{ijk} M_h^{ijk} \geq M_h^*$$

hvor

$O(M_h)^{ijk}$	=	Omkostningerne opgjort i velfærdsøkonomiske beregningspriser ved at forbedre miljøtilstanden i farvand h gennem ændring af produktionsforholdene ved kilde i, i opland j, ved brug af foranstaltning k
M_h^{ijk}	=	forbedring af miljøtilstanden i farvand h gennem ændringer ved kilde i, i opland j, ved brug af foranstaltning k
M_h^*	=	den ønskede forbedring af miljøtilstanden i farvand h

Det matematiske kriterium for optimalitet er, at $\delta O^{ijk}(M_h)/\delta M_h$ (d.v.s. marginalomkostningerne ved ændring af miljøtilstanden i farvand h) er ens for alle foranstaltninger, oplande og kilder, som har betydning for miljøtilstanden i farvand h. Dette optimalitetskriterium skal være opfyldt for hvert farvand. Løses det skildrede optimeringsproblem for flere forskellige målsætninger m.h.t. forbedring af miljøtilstanden i et givet farvand, bliver resultatet en egentlig omkostningsfunktion, der viser, hvor meget det vil koste at opnå forskellige grader af forbedring i miljøtilstanden. Normalt vil en sådan funktion være voksende, uden at det dermed være sagt at alle reduktioner nødvendigvis vil være forbundet med omkostninger. Det kan udmærket tænkes, at mindre reduktioner kan opnås ved effektivitetsgevinster, der også viser sig at være en økonomisk fordel. Et eksempel på en sådan omkostningsfunktion er angivet i figur 2.1.



Figur 2.1 Eksempel på omkostningsfunktion

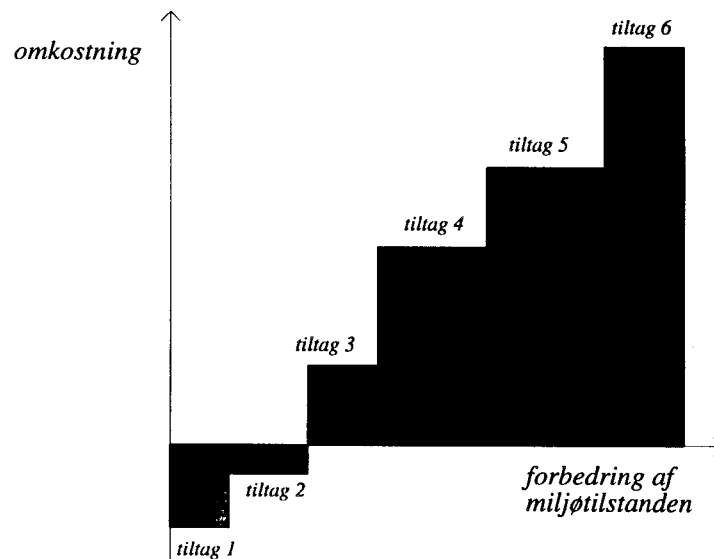
I praksis kan omkostningsfunktionen konstrueres på flere forskellige måder:

- Ved simpel rangordning af foranstaltningerne
- Ved betinget rangordning af foranstaltningerne
- Ved simulering af forskellige kombinationer af foranstaltninger - rangordning af scenarier
- Ved optimering af sammensætningen af foranstaltningerne

Simpel rangordning

Ved simpel rangordning beregnes for hver foranstaltning omkostningerne pr. ændring af miljøtilstanden, og foranstaltningerne rangordnes efter omkostningernes størrelse. Resultatet kan illustreres i form af en trappeformet kurve som vist i figur 2.2.

En væsentlig svaghed ved denne metode er selvsagt, at foranstaltningerne vurderes uafhængigt af hinanden. Nogle af foranstaltningerne kan således være gensidigt udelukkende - kan ikke gennemføres samtidigt - eller de kan være mere eller mindre afhængige af hinanden - konsekvenserne af én foranstaltning afhænger af om en anden foranstaltning også gennemføres. Trappekurven er således kun et første bud på omkostningsfunktionens udseende - denne kan normalt forbedres væsentligt, når der også tages hensyn til de omtalte gensidige afhængighedsforhold. Det er dog værd at understrege, at denne beskrivelse af de enkelte foranstaltninger og deres økonomiske konsekvenser, som udarbejdes i forbindelse med den simple rangordning, udgør det helt nødvendige grundlag for det videre arbejde med opstillingen af omkostningsfunktionen.



Figur 2.2 Omkostningsfunktion ved simpel rangordning af foranstaltninger

Betinget rangorden

Der tages højde for en del af den indbyrdes afhængighed mellem foranstaltningerne ved at konstruere omkostningsfunktionen gennem en såkaldt betinget rangordning. Denne etableres ved først at vælge den simple rangordens mest omkostningseffektive foranstaltning. Dernæst vælges den simple rangordens næstbedste foranstaltning; men dens konsekvenser for miljøtilstanden og dens økonomiske konsekvenser opgøres denne gang under forudsætning af, at det første projekt gennemføres. Der fortsættes med at opgøre miljømæssige og økonomiske konsekvenser for det tredjebedste projekt under forudsætning af, at foranstaltning ét og to er gennemført, o.s.v. o.s.v.

Hvorvidt den nye omkostningsfunktion baseret på den betingede rangordning vil ligge over eller under den simple rangordningsfunktion, afhænger af, i hvilken udstrækning foranstaltningerne understøtter hinanden. Der bliver selvfølgelig hverken teoretisk eller praktisk taget højde for alle indbyrdes afhængighedsforhold ved den betingede rangordning; men der vil trods alt normalt være tale om et væsentligt skridt i retning af den "sande" optimale omkostningsfunktion.

Rangordning af scenarier

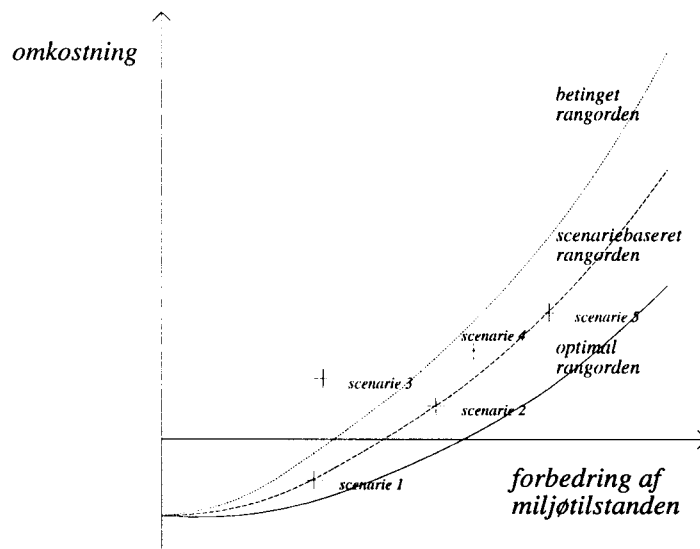
Et yderligere skridt i denne retning tages, når omkostningsfunktionen etableres gennem simulering af forskellige kombinationer af foranstaltninger. Ved at kombinere forskellige foranstaltninger dannes egentlige scenarier, hvor der i vid udstrækning kan indarbejdes afhængighedsforhold mellem foranstaltningerne. Omkostningsfunktionen konstrueres herefter ved at rangordne de simulerede scenarier efter de hermed forbundne omkostninger og

ændringer i miljøtilstanden. Funktionen vil selvsagt være den "indhyldningskurve", som i et koordinatsystem forbinder de mest omkostningseffektive scenarier.

Den scenarie-baserede omkostningsfunktion vil formentlig som vist på figur 2.3 ligge inden for den betingede funktion, idet der ved udformningen af scenarierne kan indarbejdes de mest "loven-
de" positive samspilsforhold mellem foranstaltningerne.

Den scenarie-baserede metode har tre svagheder:

- Det kan ikke umiddelbart af den konstruerede funktion aflæses, hvilken kombination af foranstaltninger det enkelte punkt på kurven repræsenterer.
- Det kan i praksis være vanskeligt at konstruere scenarierne, således at de fremtræder som værende realistiske.
- Funktionen er ikke udtryk for den absolut mest omkostningseffektive måde at reducere belastningen på. Det enkelte scenarie er selvfølgelig opstillet på grundlag af indgående viden om de enkelte foranstaltningers konsekvenser og om afhængighedsforholdene mellem foranstaltningerne; men om en egentlig optimering af sammensætningen af disse er der ikke tale.



Figur 2.3 Den scenariebaserede omkostningsfunktion

Den første svaghed vedrørende omkostningsfunktionens uigen-nemsigtighed kan afhjælpes ved hele tiden at opretholde en tæt forbindelse mellem scenarieformulering og simulering samt eks-plicit angive de enkelte scenariers placering på kurven.

Den anden svaghed vedrørende vanskelighederne ved at udforme realistiske scenarier hænger sammen med, at produktionsforholdene er underkastet en række tekniske, adfærdsmæssige og lovmæssige bindinger, som det er vanskeligt at have fuldt overblik over - jf. 2.4. Svagheden afhjælpes gennem en grundig beskrivelse af disse bindinger.

Den tredje svaghed vedrørende den konstruerede omkostningsfunktions manglende optimalitet kan selvsagt kun afhjælpes ved at basere scenarieudformningen på en egentlig optimeringsprocedure som omtalt ovenfor.

Optimal sammensætning af foranstaltningerne

Baseres konstruktionen af omkostningsfunktionen på en optimering af sammensætningen af foranstaltningerne, opnås den i matematisk forstand "sande" omkostningsfunktion. For hver ønsket forbedring af miljøtilstanden i et givet farvand finder optimeringen frem til den sammensætning af foranstaltningerne, som opfylder reduktionskravet til de færrest mulige omkostninger. Den resulterende omkostningsfunktion vil, da optimeringen tager højde for samtlige indbyrdes afhængighedsforhold mellem de betragtede foranstaltninger, "ligge længere nede" i koordinatsystemet end de hidtil omtalte omkostningsfunktioner - jf. figuren. Der er selvfølgelig kun garanti for, at optimeringen finder frem til de mest omkostningseffektive løsninger blandt de betragtede foranstaltninger - d.v.s. der eksisterer muligvis endnu mere effektive løsninger, som blot ikke er omfattet af analysen - men dette problem gælder selvsagt for al økonomisk analyse.

Optimeringsløsningen kræver brug af en egentlig optimeringsmodel, som stiller en række krav til beskrivelsen af foranstaltningerne og deres konsekvenser med hensyn til miljøeffekt og omkostninger samt ikke mindst med hensyn til beskrivelsen af de begrænsninger/bibetingelser, inden for hvilken optimeringen skal finde sted. I forhold til de andre metoder, hvormed omkostningsfunktioner kan konstrueres, er der formentlig tale om strengere krav til beskrivelsen, af hvilke løsningsmuligheder udtrykt ved optimeringsproblemets bibetingelser der anses for relevante. I forbindelse med opbygningen af den scenariebaserede omkostningsfunktion er det tilstrækkeligt scenarie for scenarie at sikre, at scenariet repræsenterer en realistisk løsningsmulighed. For at gennemføre optimeringen kræves derimod en mere formaliseret og total beskrivelse af de relevante løsningsmuligheder. Dette skal selvsagt sikre, at de beregnede optimale løsninger falder realistisk ud - dette krav har vist sig at give anledning til problemer i praksis bl.a. på energiområdet.

Sammenfatning

I indeværende projekt er det anset for mest hensigtsmæssigt at benytte den scenarie-baserede metode som grundlag for konstruktionen af omkostningsfunktionen. Der er flere fordele ved dette:

- Der er tale om en metode, som er rimeligt velgennemprøvet i praksis - særligt på energiområdet
- Gennem arbejdet med udformning af scenarierne opnås fortrolighed med de enkelte foranstaltninger og eventuelle indbyrdes sammenhænge mellem dem
- Det kan på forhånd sikres, at de analyserede scenarier er rimeligt realistiske
- De fleste af de analyser, som skal gennemføres for at opstille scenarierne, er nødvendige for at kunne specificere optimeringsproblemet tilstrækkeligt klart.

2.4 Udformningen af foranstaltninger og scenarier

Uanset hvorledes cost-effectiveness analysen udformes, og dermed hvilken metode, der vælges ved konstruktionen af omkostningsfunktionen, må denne nødvendigvis baseres på beskrivelsen af de udvalgte foranstaltninger. Det er imidlertid ikke indlysende, hvorledes foranstaltningerne skal udvælges, og hvorledes de skal beskrives.

I det følgende behandles følgende generelle problemstillinger:

- Nulsituationen eller referencesituationen
- Bindinger på udformningen af foranstaltninger og scenarier
- Den geografiske dimension

I kapitel 11 konkretiseres de i nærværende rapport analyserede foranstaltninger samt deres konsekvenser.

Referencesituationen

Foranstaltningerne defineres alle i forhold til en referencesituation. Som referencesituation vælges normalt de nuværende produktions- og forbrugsforhold samt den hertil svarende næringsstofbelastning og miljøtilstand. Undertiden vælges også en sandsynlig tilstand i nær fremtid som referencesituation. Det sidste er relevant, såfremt allerede truffne politiske beslutninger fører til væsentlige tilstandssændringer indenfor en kortere årrække.

I indeværende rapportes analyse-del er det valgt at specificere 2 alternative referencesituationer. De to referencesituationer adskiller sig fra hinanden m.h.t. forudsætningerne om landbrugets struktur og prisforhold.

I den første referencesituation, kaldet Basis 1, defineres landbrugets produktionsstruktur og gødningsanvendelse som forholdene var i 1989, idet dette er det seneste år, hvor strukturen findes beskrevet

statistisk på kommuneniveau.

I den anden referencesituation, kaldet Basis 2, defineres en forventet fremtidig produktionsstruktur og gødningsanvendelse. Når det anses for nødvendigt at operere med denne alternative referencesituation skyldes det, at landbrugspolitikken og de ydre rammevilkår for landbruget i disse år undergår ændringer, som får betydelige strukturelle konsekvenser for erhvervet. Ændringerne er en konsekvens af reformen af EU's fælles landbrugspolitik i 1992 samt indgåelsen af en GATT-aftale på landbrugsområdet.

Når det alligevel er interessant også at referere til et "før-reform scenarie" skyldes det, at denne situation repræsenterer den seneste veldefinerede "ligevægtstilstand" m.h.t. landbrugets miljøpåvirkninger og økonomi. Tilstanden i det andet basisscenarie må derimod nødvendigvis baseres på skøn og prognoser.

M.h.t. strukturen for spildevandsrensning, tages alene afsæt i den forventede renseanlægs-struktur efter gennemførelsen af vandmiljøplanen (omkring 90'erne). Renseanlægsforholdene undergår kraftige ændringer i disse år som følge af allerede vedtagne planer, og den nye (fremtidige) struktur er relativt veldefineret.

For alle andre produktionsmæssige, forbrugsmæssige og emissionsmæssige forhold tages udgangspunkt i 1994-situationen. De valgte referencesituationer er nærmere beskrevet i kapitel 10.

Miljøtilstand og økonomi i referencesituationen simuleres på grundlag af forudsætningerne om produktions-, forbrugs- og emissionsmæssige forhold i referencesituationen.

Foranstaltningerne repræsenterer ændringer i forhold hertil. De analyseres først og fremmest med henblik på at beskrive konsekvenserne for NP-belastningen og omkostningerne, men også for eventuelt at kunne vurdere, om de repræsenterer en forbedring i forhold til referencesituationen. Det vurderes således reelt ikke, i hvor høj grad denne er acceptabel eller ej, men alene om foranstaltningerne forbedrer eller forværrer situationen.

Bindinger på udformningen af foranstaltninger og scenarier

Foranstaltningerne omfatter principielt alle former for ændringer i produktions- og forbrugsforholdene inden for de betragtede sektorer. Der kan være tale om at ændre det samlede produktions- og forbrugsomfang, sammensætningen heraf, råvareforbrugets sammensætning, den benyttede teknologi, den geografiske placering af den økonomiske aktivitet o.s.v.

Der er imidlertid grænser for, hvilke ændringer der kan komme på

tale. Dette skyldes, at mulighederne for at ændre produktions- og forbrugsforholdene er underkastet en række begrænsninger. Disse begrænsninger omfatter principielt følgende typer

- Tekniske sammenhænge
- Adfærdsmæssige begrænsninger
- Lovmæssige begrænsninger

De tekniske sammenhænge vedrører sammenhængene mellem produktion og anvendte råvarer og produktionsfaktorer. Der er både tale om teknologiske sammenhænge bestemt især af det valgte kapitalapparat og om naturbetingede sammenhænge - f.eks. mellem afgrødeudbytte og jordbundstypen. Valget af teknologi er i nogen udstrækning frit; men er valget først taget, ligger det hermed forbundne ressourceforbrug også stort set fast. De tekniske sammenhænge ligger således fast, og foranstaltningerne må, hvad enten der er tale om at ændre produktionsforholdene i landbruget eller ændre rensningsgraden for spildevand, altid udformes på en sådan måde, at disse sammenhænge er overholdt.

De adfærdsmæssige begrænsninger vedrører den måde, hvorpå de økonomiske aktører vælger produktionsform og sammensætter forbruget. I overensstemmelse med traditionel økonomisk teori antages dette at ske på rationel vis - d.v.s. producenter og forbrugere antages hhv. at profit- og nyttemaksimere. Maksimeringen sker under hensyntagen til de produktions- og forbrugstekniske sammenhænge, lovmæssige begrænsninger - jf. nedenfor - og de relative priser på råvarer, produktionsfaktorer og produkter. Ændringer i disse forhold vil derfor give anledning til, at nye produktions- og forbrugsformer etableres. Givet de tekniske sammenhænge og de lovmæssige begrænsninger kan stort set alle tænkelige ændringer i produktions- og forbrugsformerne i princippet etableres ved at ændre de relative priser. Det er dette, der sker, når økonomiske styringsmidler såsom afgifter tages i brug. De økonomiske aktørers adfærd lægger derfor ikke nogen reel begrænsning på udformningen af de foranstaltninger, som ønskes belyst; thi de nødvendige adfærdsåendringer vil i de fleste tilfælde kunne initieres gennem et passende valg af økonomiske styringsmidler samt lovmæssige begrænsninger.

De lovmæssige begrænsninger vedrører de rammer, inden for hvilke de økonomiske aktører er i stand til at handle. Inden for de betragtede sektorer er der typisk tale om miljøkrav, sikkerhedsmæssige krav og specielt inden for landbrugssektoren kvoteordninger. I praksis betyder de det samme for aktørernes handlefrihed som de produktionstekniske sammenhænge; men fra et politisk synspunkt adskiller de sig selvfølgelig fra disse ved frit at kunne ændres fra politisk hold. Hermed står de lovmæssige begrænsninger også centralt som potentielle styringsmidler for iværksættelsen af de ønskede ændringer i produktions- og forbrugsforholdene.

På baggrund af systematiseringen af de forskellige bindinger på udformningen af foranstaltningerne er det forsvarligt at se bort fra såvel de adfærdsmæssige som de lovmæssige begrænsninger og alene udforme foranstaltningerne under hensyntagen til de tekniske sammenhænge. Som nævnt tidligere skyldes dette, at såvel adfærden som de lovmæssige begrænsninger ideelt set kan styres fra politisk hold således, at de ønskede ændringer i produktions- og forbrugsforholdene indtræffer.

Det er imidlertid væsentligt at være opmærksom på, at der kan rejses en række indvendinger mod denne konklusion.

- Det kan være vanskeligt at skelne mellem egentlige produktionstekniske sammenhænge og bindinger, der i nogen grad har karakter af "almindelig anerkendt god praksis", og som vil være flytbare over tid.
- Visse foranstaltninger vil muligvis kræve ændringer af de økonomiske og administrative styringsmidler, som er politisk "uspiselige" eller urealistiske - bl.a. på grund af vor tilknytning til EU.
- Det kan i visse tilfælde være vanskeligt at gennemføre velfærdsøkonomiske beregninger for de enkelte foranstaltninger, når det ikke er specificeret, med hvilke styringsmidler de er bragt til veje.

Det har særligt på landbrugsområdet været vanskeligt at skelne mellem egentlige produktionstekniske sammenhænge og almindelig landbrugspraksis. Den pragmatiske holdning til problemet har været, at blot foranstaltningerne er udformet, så de "virker rimelige" - d.v.s. der ikke kan rejses væsentlige produktionstekniske indvendinger mod den foreslåede ændring af produktionsformerne - er det mindre væsentligt, om denne vurdering er foretaget på grundlag af rene produktionstekniske sammenhænge eller på grundlag af god praksis.

Det er selvfølgelig væsentligt at vurdere de enkelte foranstaltningers politiske acceptabilitet og realisme, men holdningen i forbindelse med udformningen af foranstaltningerne har været, at politiske forhold principielt ikke bør lægge begrænsninger på udformningen af heraf. Et af formålene med analyserne er netop at analysere ændringer af produktionsformerne, som ligger ud over de vante politisk styrede overvejelser - d.v.s. bidrager til en udvidelse af mulighedsrummet.

Det er et reelt problem at beregne de virksomhedsøkonomiske konsekvenser af foranstaltningerne, når det ikke er specificeret, hvilke styringsmidler - særligt af økonomisk karakter - der tages i brug for at gennemføre foranstaltningerne. Den virksomhedsøkonomiske beregning indbefatter jo i modsætning til den velfærdsøkonomiske i vid udstrækning skatte-, afgifts- og subsidiemæssige forhold. Givet - som anført i afsnit 1.1 - at det ikke

specificeres, hvilke styringsmidler der benyttes, er problemet omgået ved at gennemføre de virksomhedsøkonomiske beregninger med de gældende priser og samtidig gøre opmærksom på, at det alene er værdien af foranstaltningernes umiddelbare mængdemæssige konsekvenser, som på denne måde belyses. Disse beregningers værdi for belysningen af foranstaltningernes samlede økonomiske konsekvenser for de økonomiske aktører er selvfølgelig begrænset, fordi der ses bort fra de ændringer i priser og indkomstoverførsler, som vil indtræffe i forbindelse med brugen af styringsmidlerne. Beregningerne af de umiddelbare virksomhedsøkonomiske konsekvenser kan imidlertid indgå i overvejelserne vedrørende valg styringsmidler. Disse bør nemlig vælges, således at der skabes økonomiske incitamenter til at ændre produktionsforholdene i den ønskede retning, og således at dette sker uden uacceptable konsekvenser for indkomstfordelingen.

Den geografiske dimension

I denne rapport sammenlignes foranstaltningernes og scenariernes konsekvenser i forhold til én målsætning, nemlig en generel reduktion i kvælstofbelastningen af fjorde og indre farvande. Endvidere er vægten lagt på en analyse af generelle foranstaltninger på tværs af geografiske områder. Scenarierne kan imidlertid sammensættes ikke blot af forskellige tekniske eller produktionsmæssige foranstaltninger overfor de involverede sektorer, men også af *geografisk differentierede* foranstaltninger. Foranstaltningsbegrebet indbefatter således også en geografisk dimension - en mulig foranstaltning er f.eks. flytning af produktion mellem regioner.

I forhold til analysen i denne rapport er den geografiske specifikation af scenarierne nødvendig for at kunne tage højde for den naturbetingede transport og omsætning af kvælstof i miljøet, jvf. kap.1. Men også i forhold til en senere effektvurdering og en cost-effectiveness analyse med miljøtilstanden som målvariabel (jvf. afsnit 2.1) vil det være relevant at kende den geografiske fordeling af belastningsændringerne. Derfor præsenteres de geografisk specifikke beregningsresultater af scenarietanalyserne tillige.

2.5 Modelberegninger af konsekvenser

Opgørelsen af de økonomiske og økologiske konsekvenser af foranstaltninger og scenarier må nødvendigvis hvile på *modelberegninger*

*Modellering af miljø-
mæssige sammenhænge*

De miljømæssige effekter af en ændret næringssaltbelastning kan beskrives ved hjælp af 2 principielt forskellige modeltyper:

- Procesorienterede modeller

- Simple black-box modeller

Den første modeltype omfatter opstilling af komplekse fysiske sammenhænge. Denne modeltype forsøger at inddrage de mest fundamentale mekanismer i de processer, som er kendte og forklarer sammenhængene mellem f.eks. en øget næringssaltkoncentration, næringssaltens optagelse i alger og algernes forøgede vækst. Den vil normalt indeholde et stort antal tilstandsvariable, og kræver i reglen et omfattende og detaljeret input-datamateriale.

Den anden modeltype omfatter simple empirisk observerede sammenhænge mellem input og output. F.eks. kan tilstanden i en sø beskrives ud fra en statistisk observeret sammenhæng mellem den arealspecifikke fosforbelastning og søens gennemsnitsdybde. Udvaskningen kan beskrives ud fra kendskab til jordtype, gødningstilførsel og afgrøde. Derimod beskrives ikke, som i de procesorienterede modeller, de processer, der ligger til grund for de observerede sammenhænge.

Begge metoder har sine stærke og svage sider. De stærke sider ved de procesorienterede modeller er at man får et detaljeret kendskab til de enkelte fysiske, kemiske og biologiske processer og sammenhænge. Disse sammenhænge kan til dels isoleres og måles separat. Man får også muligheden for at koble de forskellige niveauer af processerne sammen på en logisk måde. Dette giver muligheder for specifikke procesformuleringer og for formuleringer af vigtige feedback-mekanismer i systemerne. Modellerne kan derfor ofte bidrage til at skaffe større forståelse af komplekse sammenhænge.

De svage sider ved de procesorienterede modeller er, at der kræves kendskab til mange parametre for at kunne anvende modellen. Endvidere er de ofte meget tidskrævende at arbejde med, og de vil sjældent være designede til at arbejde i de regionale dimensioner, der svarer til de regionale dimensioner i dette projekt. Anvendelsen af procesorienterede modeller er især problematisk, hvor det drejer sig om at anvende dem som submodeller i store modelkomplekser, hvilket netop er tilfældet i dette projekt.

Simple black-box-modeller baseret på observerede sammenhænge mellem input og output vil naturligvis bygge på en langt mere simpel beskrivelse af relationerne mellem input og output, og kun indeholde et fåtal af parametre og variable. De vil derfor også være langt nemmere at arbejde med. Man får dermed ikke beskrevet den komplekse virkeligheds mange og detaljerede processer, men man får derimod en beskrivelse, der bygger på de faktorer, der antages at være mest signifikante i forhold til de målvariable (output), der ønskes beregnet. Simple black-box modeller bør kun anvendes under forhold, der er sammenlignelige med de forhold, hvorunder de er estimeret, da der ellers er risiko for at begå systematiske fejl. Dette problem gør sig ikke i samme grad gældende i de komplekse,

procesorienterede modeller, hvor de ovennævnte forhold ofte indgår som forklarende variable.

Da det primære formål med dette projekt er at skabe et landsdækkende billede med en regional opdeling af effekterne i indgreb i N- og P-kredsløbene, er det valgt at benytte den simple statistiske angrebsvinkel til beskrivelse af effekterne af en ændret nærings-saltbelastning. Dette skyldes bl.a., at det vil være uoverkommeligt at sammenstille et modelkompleks bestående af store komplekse submodeller. Den simple black-box angrebsvinkel er benyttet i beregningerne af den regionale udvaskning, den regionale ammoniakfordampning, den regionale transport og omsætning af kvælstof i jord og ferske vande.

Modellering af de økonomiske konsekvenser

I beregningerne af de økonomiske konsekvenser tages udgangspunkt i en beskrivelse af sammenhængene mellem input (råvarer og produktionsfaktorer) og output (salgsprodukter). For landbruget opereres f.eks. med produktionsfunktioner, der dels består af en række tekniske koefficienter, der beskriver forbruget af råvarer og produktionsfaktorer knyttet til forskellige produktionsgrene, dels består af observerede sammenhænge mellem gødningstilførsel og afgrødeudbytter. Der er for de økonomiske forhold brugt en beskrivelse, der er kompatibel med beskrivelsen af de naturvidenskabelige tabsprocesser, som ændres ved et ændret omfang af de økonomiske aktiviteter.

De følgende kapitler (3-9) beskriver opbygningen af en *integreret konsekvensberegningsmodel* - NP-modellen - der følger de ovenstående principper.

Model

3 En integreret konsekvensberegningsmodel

Grundlaget for konsekvensberegninger af foranstaltninger til reduceret næringssaltbelastning vil være modelberegninger. I forbindelse med projektet er der opbygget en integreret konsekvensberegningsmodel ("NP-modellen"), d.v.s. en model, der på grundlag af et fælles sæt input data beregner såvel økologiske som økonomiske konsekvenser. I det følgende beskrives modellens overordnede struktur, mens modellens delelementer beskrives mere detaljeret i de efterfølgende kapitler.

3.1 Modellens struktur

Konsekvensberegnings-modellens basale struktur er gengivet i figur 3.1. Modellens delelementer består af en række in- og output data (de ikke-rektangulære boxe) samt en række beregninger eller submodeller (de rektangulære boxe).

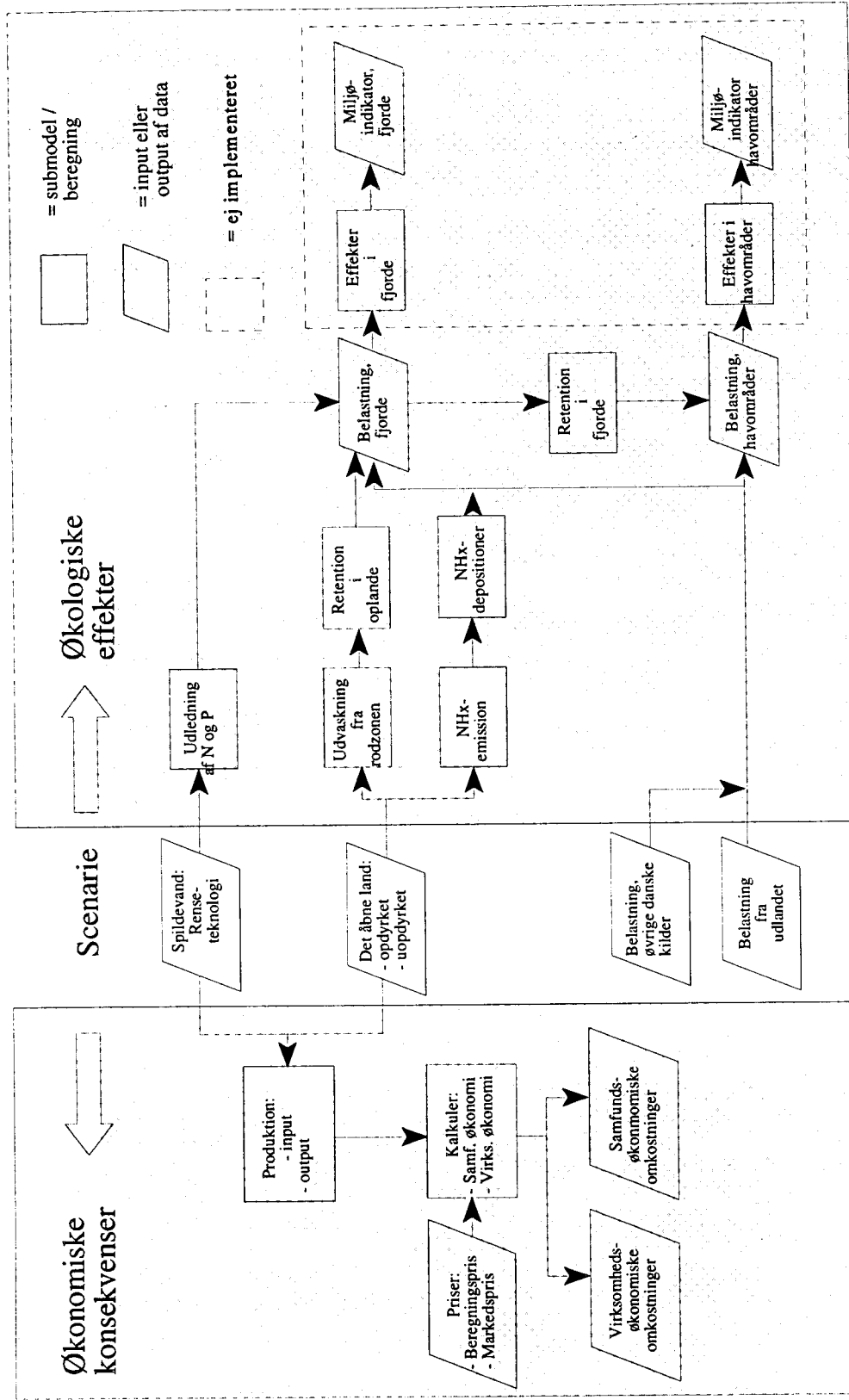
Udgangspunktet for beregninger med modellen er definitionen af scenarier, som specificerer renseteknologien på de eksisterende kommunale renseanlæg, anvendelsen af det åbne land til produktion af husdyr og afgrøder samt gødningsanvendelse i denne forbindelse, næringssaltbelastningen fra øvrige danske kilder samt næringssaltbelastning stammende fra udlandet.

Eksogene belastninger

Næringssaltbelastningen fra de to sidstnævnte kilder betragtes i modellen som eksogent givne belastninger, der ikke er genstand for foranstaltninger. Dette betyder, at det i modellen vil være muligt at beregne effekter af en øget eller mindsket belastning fra disse kilder, men at det på den anden side ikke er muligt at beregne belastningskonsekvenser og økonomiske konsekvenser af foranstaltninger, der retter sig imod disse kilder. De "øvrige danske kilder" består af NO_x-emissioner fra kraftværker og trafik, særskilte spildevandsudledninger fra industrien, udledninger fra spredt bebyggelse, regnvandsbetingede udløb samt udløb fra aquakulturer. Til sammen tegnede belastningsbidragene fra disse kilder sig for knap 7% af de samlede danske belastningsbidrag i 1994, jvf. kap.1. De udenlandske belastningsbidrag stammer fra grænseoverskridende luftforurening med kvælstofforbindelser samt næringssalttilledninger med havstrømme.

Modellens geografiske opløsning

Modellen er opbygget med en geografisk opløsning, som følger *det hydrologiske referencesystem (Miljøstyrelsen)*, hvorefter de danske farvande er opdelt i 9 områder (1. ordens områder) med tilhørende afstrømningsoplande (1.ordens oplande). Disse 1. ordens marine områder kan underopdeles på et stadigt mere detaljeret niveau (i op til 10 2. ordens, 3. ordens og 4. ordens områder) med tilhørende



Figur 3.1 NP-modellens struktur

oplande. Hvert område er i systemet tilegnet en 4-cifret identifikationskode - en hydrologisk reference. Figur 1.4 viser opdelingen af Danmark i 2. ordens afstrømningsoplande.

I modellen arbejdes med et aggregeringsniveau der svarer til 2. orden i det hydrologiske referencesystem. Belastningerne knyttet til hvert scenarie vil således kunne specificeres på 48 marine områder, ligesom emissionerne fra de aktiviteter, der udleder næringssalte skal specificeres på de tilhørende afstrømningsoplande.

Den foreliggende statistiske beskrivelse af de produktionsmæssige aktiviteter er imidlertid ikke geografisk opdelt på afstrømningsoplande. Derimod findes landbrugsproduktionen beskrevet på mindre geografiske områder, nemlig på kommuneniveau. Det er derfor nødvendigt at tage udgangspunkt i beskrivelsen på kommuneniveau og derefter aggregere beskrivelsen til et niveau svarende til 2. ordens kystoplandene.

Kystoplandenes grænser følger imidlertid ikke kommunegrænserne, hvilket vanskeliggør aggregeringen af økonomi- og udvaskningsoplysningerne. Det er valgt at foretage denne aggregering således, at den økonomiske aktivitet i hvert kystopland omfatter aktiviteten i alle kommuner, der ligger helt inden for oplandets grænser, samt en arealbestemt forholdsmæssig andel af aktiviteten i de kommuner, der ligger inden for to eller flere oplande.

Renseanlæggenes spildevandsudledninger samt punktkildeudledningerne iøvrigt (særskilte industrielle udledninger, udledninger fra aquakulturer samt regnvandsbetingede udløb) opgøres af amterne i vandmiljøplanens overvågningsprogram med en hydrologisk reference, og det er dermed muligt at beskrive belastningene på 2. ordens kystoplands-niveau. Da der er tale om punktkilder, ville man i princippet kunne identificere udledningernes nøjagtige geografiske placering. I lyset af analysens formål og præcision iøvrigt samt disse kilders relative betydning er det imidlertid i modellen valgt at give de kommunale renseanlæg (samt "baggrundsbelastningen" fra de øvrige kilder) en geografisk reference på 2. ordens oplandsniveau.

I forbindelse med overvågningsprogrammet 1993 har amterne tillige opgjort (beregnet) spildevandsudledningerne fra spredt bebyggelse - også med en hydrologisk reference. Udledningerne er beregnet ud fra en optælling af ejendomme i kommunerne udenfor kloakopland samt oplysninger om renseforanstaltninger på ejendommene (*Miljøstyrelsen, 1993*).

Ammoniakfordampning fra landbruget beregnes i modellen på grundlag af landbrugsstrukturen (antallet af husdyr) i afstrømningsoplandene. Den atmosfæriske spredning af ammoniak følger imidlertid i sagens natur ikke afstrømningsmønstret for oplandene, og det er derfor nødvendigt at beregne spredningen på anden vis.

På grundlag af foreliggende atmosfæriske spredningsmodeller kan konstrueres en spredningsmatrice, der viser de %-andele af emissionen fra en given geografisk reference, der deponeres på forskellige havområder. En sådan spredningsmatrice, der kortlægger sammenhænge mellem emissioner fra de forskellige *amter* og deres depositioner på havområder er beregnet på grundlag af kørsler med modellen KONSEKVENS (*Asmann, 1990*), jvf. kap. 4.4. Ammoniak-emissioner bliver derfor i modellen omregnet til *amtsniveau* og depositionerne beregnet på 1. ordens niveau. På grundlag heraf vil der kunne beregnes en gennemsnitlig deposition pr. km² havoverflade for de enkelte farvandsområder.

Samtlige øvrige atmosfæriske N-depositioner betragtes i modellen som eksogent givne, og er fordelt på de enkelte farvandsområder på grundlag af beregnede gennemsnitsdepositioner pr. km² havoverflade, beregnet ud fra overvågningsprogrammets målinger.

3.2 Specifikationen af scenarier

Et scenarie vil i modellen bestå af følgende elementer (input-data):

- En specifikation af produktion, gødningsanvendelse og naturarealer i hver af de 48 afstrømningsoplande
- En specifikation af renseteknologien for de kommunale renseanlæg,
- Et estimat for eksogene belastningbidrag

*Arealanvendelse,
1. trin:
Landbrug, skove og
naturarealer*

I modellen skelnes mellem landbrugsarealer og naturarealer. Naturarealer omfatter uopdyrket jord samt skov, og der regnes med et fast (lavt) næringsstofftab pr. ha. fra disse arealer, jvf. afsnit 4.2. Dette er ikke i overensstemmelse med virkeligheden, da tabene kan variere og endog være negativt (kvælstofreducerende) i f.eks. våde enge, hvilket kunne gøre udbredelsen eller retablering af sådanne områder til en interessant foranstaltning (jvf. *Fleischer et al, 1989*). Eftersom der endnu ikke haves et tilstrækkeligt grundlag for at opgøre potentialerne på landsplan for retablering af denitrificerende våde engområder, er denne foranstaltningssmulighed ikke indbygget i modellen endnu.

*2. trin:
Opdeling af landbrugsarealer på brugstyper*

Det næste trin i scenariospecifikationen er en opdeling af *landbrugsarealerne* i arealer tilknyttet 4 forskellige *hovedbedriftstyper*:

1. Svinebrug
2. Kvægbrug
3. Blandede brug
4. Plantebrug

Definitionen af hovedbedriftstyperne følger definitionen i

husdyrgødnings-bekendtgørelsen (*Miljøministeriets bekendtgørelse nr. 1121 af 15. dec. 1992*):

Svinebrug er brug, hvor svin udgør mindst 2/3 af brugets dyreenheder, mens kvægbrug er brug, hvor kvæget udgør mindst 2/3 af brugets dyreenheder. Plantebrug er brug med færre end 0,5 dyreenheder pr. ha., mens blandede brug er brug, der ikke kan henføres til de øvrige kategorier.

3. trin:
*Specifikation af antal
husdyr*

Det 3. trin i scenariospecifikationen er en specifikation af antallet af *dyreenheder* på de enkelte hovedbedriftstyper. Der sondres i modellen mellem følgende kategorier af husdyr:

- Kvæg (intensiv drift)
- Svin (intensiv drift)
- Høns (intensiv drift)
- Ammekøer (ekstensiv drift)
- Får (ekstensiv drift)

En dyreenhed er defineret i overensstemmelse med husdyrgødnings-bekendtgørelsen, hvorefter der for hver dyregruppe er angivet en omregningsfaktor fra årsdyr til dyreenheder i forhold til det gennemsnitlige N-indhold i gødningen, jvf. kap. 4.

På grundlag af denne specifikation beregnes i modellen mængden af hhv. kvæggylle og svinggylle til udspredning på markerne. Gødningsproduktionen fra høns er i modellen forudsat afsat til anvendelse udenfor landbruget, og beregnes derfor ikke. M.h.t. gødningsproduktionen fra ammekøer, forudsættes det, at 50% heraf produceres i stalden og skal udsprede på markerne, mens de resterende 50% produceres i sommerhalvåret på vedvarende græsarealer. Hele gødningsproduktionen fra får forudsættes produceret på vedvarende græsarealer og beregnes ikke.

4. trin:
Specifikation af afgrøder

Det 4. trin i scenariospecifikationen er, for hver hovedbedriftstype og region, en fordeling af arealet på afgrøder, samt disses fordeling på regionens sand- og lerjorde. Der sondres mellem følgende afgrøder:

- Vintersæd
- Vårsæd
- Vinterraps
- Vårraps
- Bælgsæd
- Kartoffler
- Handelsroer
- Foderroer
- Græs i omdrift
- Vedvarende græs
- Øvrige afgrøder
- Brak i omdrift

- 5-årig brak

Fordelingen på afgrøder og jordtyper kan ikke vælges frit i modellen, men må respektere produktionstekniske og visse produktionsøkonomiske hensyn. De hensyn, der er indbygget i modellen drejer sig om sammenhængen mellem dyrehold og grovfoderarealer samt sædskifte-hensyn, der lægger grænser for arealandelene af de enkelte afgrøder.

M.h.t. *Grovfoderarealet* fastsættes dette for det intensive kvæghold på grundlag af antallet af dyr samt gødskningen af grovfoderarealet: Først bestemmes behovet for foder - roer og græs - ud fra antallet af dyr, idet der regnes med en fast foderplan, der dikterer behovet for hhv. græs og roer til hvert dyr. Dernæst besluttet gødskningsniveauet for grovfoderarealerne, idet gødskningsniveauet afgør udbyttet af foderenheder pr. ha. Herefter kan arealbehovet af hhv. foderroer og græs beregnes.

M.h.t. de ekstensive driftsgrene: Ammekøer og får på græs regnes med en fast dyretæthed (0,26 DE pr. ha for får og 0,3 DE pr. ha. for ammekøer), der således sammen med antal DE får og ammekøer bestemmer arealet af vedvarende græs.

Sammensætningen af den øvrige afgrødeproduktion skal endvidere opfylde nogle *sædskifte-restriktioner*, der skal sikre, at de sædskifte-hensyn, der normalt varetages i jordbruget også afspejles i scenariespecifikationens afgrødesammensætning. Formålet med sædskifter er dels at undgå sygdomme, dels at opnå en forfrugts-virkning (næringsstof-effekt) for derved at få et større udbytte. Ved dyrkning af bl.a. græs og frøafgrøder kan der også være praktiske årsager, da det er almindeligt at så disse afgrøder som udlæg i dæksæd (*Ander- sen, 1987*).

I modellen anvendes følgende restriktioner begrundet i sædskifte-hensyn.:

- Hvede kan kun dyrkes efter vinterraps, vårraps, ærter og halvdelen af andre afgrøder. Modelmæssigt kan dette hensyn afbildes ved, at hvedearealet ikke må overstige summen af arealet med raps, ærter og andre afgrøder.
- Vinter- og vårraps må maksimalt udgøre 20 % af bedrifttypens samlede areal.
- Ærter må maksimalt udgøre 20% af bedriftstypens areal
- Summen af raps- og ærtearealet må maksimalt udgøre 25% af bedriftstypens areal.

Disse restriktioner er fastlagt ud fra *Stryg, 1991* og *Knudsen & Hornshøj Poulsen (upubl.)* og antages at sikre en realistisk afbildning af sædskiftehensyn, der bliver taget i dansk landbrug

5. trin:

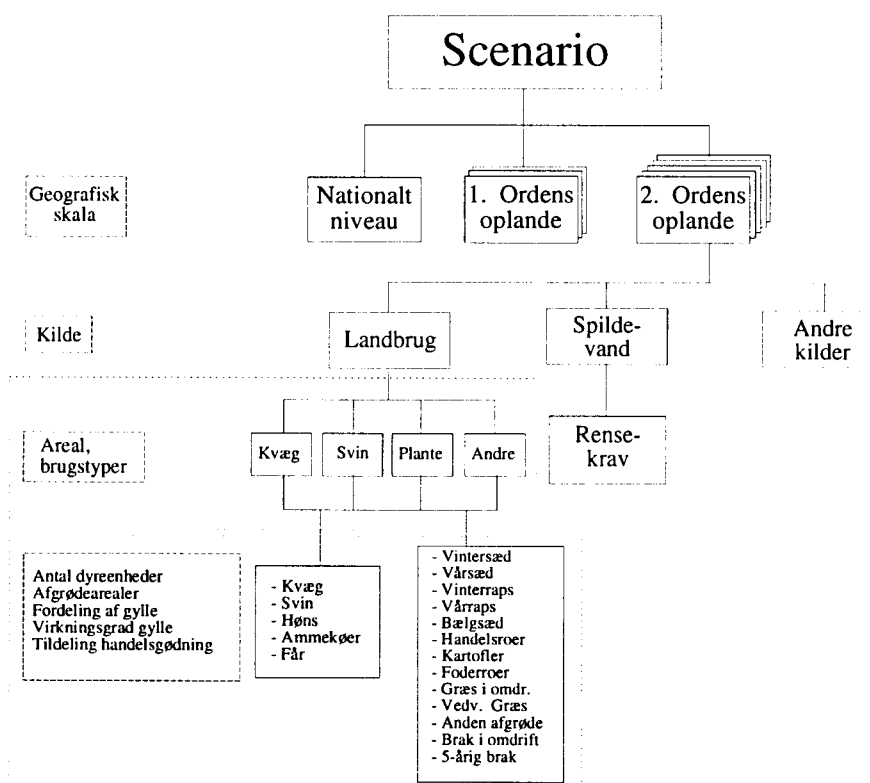
Det 5. trin i scenariespecifikationen er - for hver region, hovedbe-

driftstype og afgrøde - en fordeling af den producerede husdyrgødning på afgrøder, en angivelse af den forudsatte *virkningsgrad* for husdyrgødning samt tildelingen af handelsgødningens-N.

M.h.t. fordelingen af husdyrgødningen på afgrøder, beregnes denne i modellen på grundlag af en *fordelingsnøgle*, der afspejler den nuværende observerede praksis. Denne fordelingsnøgle kan imidlertid ændres af brugeren.

Virkningsgraden for husdyrgødning angiver den mængde handelsgødningens-N, som 100 kg husdyrgødningens-N med den anvendte teknik kan erstatte (tilsvarende definitioner for hhv. P og K). I bilag 2 er redegjort for sammenhængen mellem virkningsgrader og landbrugsteknologi. Virkningsgraden kan ikke fastsættes frit: Virkningsgraden for kvælstof i husdyrgødning kan variere mellem 20 og 65, afhængig af gødningstype og afgrøde.

M.h.t. spildevandsudledninger af N og P fra kommunale renseanlæg specificeres kravene til renseteknologien for hvert opland ved at fastsætte kapacitets-afhængige krav; antallet af renseanlæg og deres kapacitet forudsættes givne.



Figur 3.2 Specifikationen af scenarier i NP-modellen

Der kan i modellen vælges mellem 6 renseteknologier, der repræsenterer den stærkt reducerede rensekode (*Miljøstyrelsen, 1992*). I modellen specificeres en foranstaltning ved at angive hvilke anlægsstørrelser i en region, der skal anvende de respektive rense-

teknologier (f.eks. samtlige anlæg med en kapacitet over 5.000 PE i region xx skal have kvælstoffjernelse). Modelleringen af spildevandsanlæggene fremgår af kap. 5.

Atmosfæriske depositioner

De atmosfæriske depositioner, der stammer fra indenlandske NO_x-kilder samt udenlandske kilder, er i basisscenariet fastsat ud fra de seneste overvågningsresultater. Disse er omtalt i kap. 6.

Specifikationen af scenarier er skitseret i figur 3.2.

3.3 Beregningsmodulerne

Konsekvensberegningerne i modellen vil bestå af følgende moduler, jvf. figur 3.1:

Emissioner

- Kvælstofudvaskning fra landbrugsjorde, der beregnes som funktion af afgrøde, jordtype samt N-tildeling (afsnit 4.1)
- Kvælstofudvaskning fra skove og naturarealer, der beregnes ved hjælp af faste tabs-koefficienter (afsnit 4.2)
- Tab af fosfor fra landbrugsjorde, der beregnes ved hjælp af faste tabskoefficienter (afsnit 4.3)
- Ammoniak-fordampning fra husdyr, der består af faste emissionskoefficienter (afsnit 4.4)
- Udledningen af N og P fra kommunale renseanlæg, der beregnes ved hjælp af udledningskoefficienter for 6 forskellige renseteknologier (afsnit 5)

Transport af N og P

- Stoftilbageholdelsen i afstrømningsoplande, der beregnes med faste retentionskoefficienter (afsnit 7.1)
- Ammoniakdepositioner, der beregnes ved hjælp af en spredningsmatrice (afsnit 7.2)
- Beregning af N-tilbageholdelse og -omsætning i fjorde vil blive beregnet v.h.a. retentionskoefficienter. Denne del af modellen er endnu ikke implementeret og derfor ikke beskrevet i rapporten.

Effekter

- Beregning af effekter i fjorde som funktion af N-belastningen er endnu ikke implementeret og derfor ikke beskrevet i rapporten.
- Beregning af effekter i havområder, hvor effekterne indikeres ved den laveste iltkoncentration i bundlaget, vil blive beregnet udenfor modellen i en ekstern model, baseret på MIKE 12 (Hansen, 1994) (ej med i indeværende rapport)

- Beregning af jordrenten i velfærdsøkonomiske beregningspriser samt jordrenten i virksomhedsøkonomiske priser. Jordrenten beregnes i to trin: Det første trin er beregning af de mængdemæssige (reale) sammenhænge mellem input og output. Denne beregning sker v.h.a. opstillede produktionsfunktioner eller driftsgren-modeller - en for hver driftsgren (afgrøde, husdyrkategori) og jordtype (sand, ler). Det andet trin er en prissætning af disse reale opgørelser i hhv. velfærdsøkonomiske beregningspriser og virksomhedsøkonomiske priser. Jordrenten for en region bliver hermed beregnet som en funktion af afgrødesammensætningen, jordtypen, husdyrholdet, tilførslen af handelsgødning-N, tilførselen af husdyrgødning på de enkelte afgrøder samt virkningsgraden for husdyrgødning-N, der afspejler udbringningsteknologien (kap. 8).
- Beregning af omkostninger til spildevandsrensning som funktion af valget af renseteknik (kap. 9).

Modelleringen af de implementerede moduler fremgår af kapitlerne 4-9.

4 Udledninger af næringssalte fra det åbne land

I modellen beregnes udledningerne af næringssalte fra det åbne land i 4 processer: Udvaskning af kvælstof fra landbrugsjorde, udvaskning af kvælstof fra skove og naturarealer, tab af fosfor fra landbrugsjorde og ammoniakfordampning fra landbrugets husdyrhold. Modelleringen af disse processer fremgår af de følgende 4 afsnit.

4.1 Udvaskning af kvælstof fra landbrugsjorde

Udvaskningen af kvælstof fra landbrugsjorde beregnes v.h.a. en eksponentialfunktion, der udtrykker udvaskningen som funktion af jordtype, afgrøde, N-gødskning samt virkningsgraden for husdyrgødning:

$$UDV = ((1 + 3,6 \cdot a) \cdot UDV_s \cdot e^{0,7 \cdot ((N/N_s) - 1)}) - (1,8 \cdot a \cdot UDV_s) + (1,875 \cdot (0,4 - \frac{U_N}{100}) \cdot a \cdot N)$$

hvor:

UDV	=	Udvaskning fra rodzonen
UDV _s	=	Udvaskning fra rodzonen ved standard-gødskning (jvf. tabel 4.2)
N	=	Faktiske effektive kvælstofgødskning under antagelse af virkningsgrad for husdyrgødnings-N på 40%
N _s	=	Standardgødskning med kvælstof, jvf. tabel 4.1
a	=	0,4 * HUN/N, hvor HUN = totalindholdet af kvælstof i den tilførte mængde husdyrgødning
U _N	=	Virkningsgraden for husdyrgødnings-N i %

Ovenstående funktion er en matematisk omformulering og videreudvikling af empiriske eksponentialfunktioner estimeret af *Simmelsgaard (1991)*.

Virkningsgraden for husdyrgødnings-N (U_N) (også kaldet værditallet) er defineret som det antal kg handelsgødningskvælstof, som 100 kg husdyrgødningskvælstof (ab lager) kan erstatte (*LIKl, 1992d*). Virkningsgraden er dermed defineret som en fysisk størrelse, og virkningsgraden afhænger af typen af husdyrgødning, udbringningstidspunkt, udbringningsmåden samt til hvilken afgrøde, husdyrgødningen er udbragt.

I tabel 4.1 vises standard-værdierne for N-tilførsel til de afgrødetyper, der opereres med i modellen. Disse standard-værdier svarede til normgødskningen (d.v.s. den økonomisk optimale gødskning) i 1991. (Det skal i parentes bemærkes, at de vejledende normer for N-gødskning har ændret sig som følge af prisfaldet på afgrøder. Dette ændrer imidlertid ikke funktionsudtrykkenes gyldighed med de pågældende værdier).

Tabel 4.1 Standardværdier for N-tilførsel (N_s).

Afgrødetype	kg N ha ⁻¹
Vårsæd	110
Vintersæd	165
Bælgsæd	0
Rodfrugter	160
Græs i omdrift	300
Græs uden for omdrift	250
Vinterraps	230
Vårraps	170
Andet	120

Modificeret efter Hansen E. (1990): Overgødskning med kvælstof i dansk landbrug. Ugeskrift for Jordbrug nr. 35/36.

Funktionsudtrykkene er baseret på kendskab til udvaskningen ved standardgødskning for en given afgrøde, og disse standardudvaskningsværdier er helt centrale parametre i udvaskningsmodellen. Simmelsgaard (1991) har estimeret standardudvaskningen for 13 forskellige afgrøder på hhv. sandjord og lerjord. Datagrundlaget for denne estimering omfatter ifølge Simmelsgaard (1991) data fra alle tilgængelige danske forsøg fra årene 1971-1990, hvor N-udvaskning er målt under kontrollerede betingelser. Disse N-udvaskningsmålinger stammer primært fra Statens Planteavlsvforsøg, men også resultater fra NPO-forskningsprogrammet er inddraget.

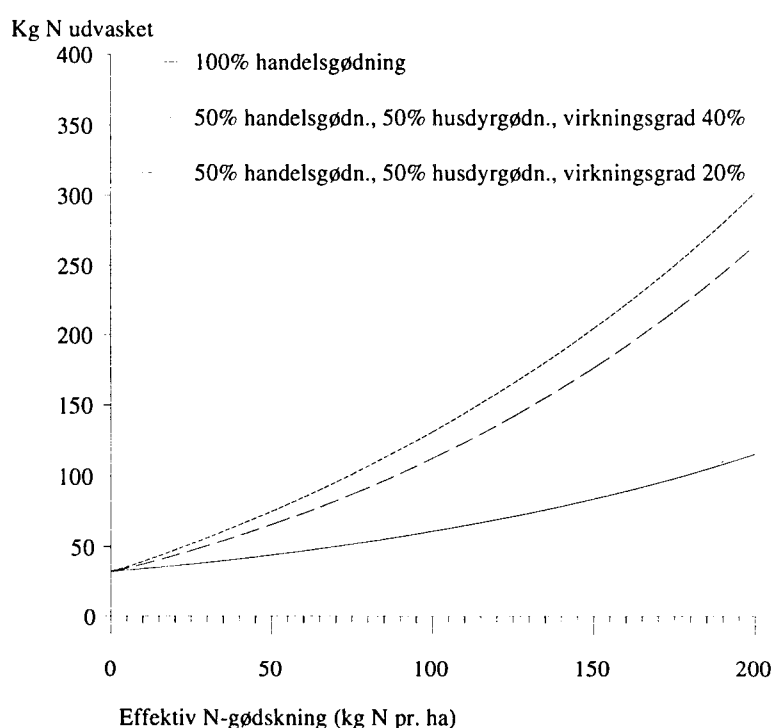
I tabel 4.2 ses udvaskningen ved standardgødskning for de afgrøder, der opereres med i udvaskningsmodellen.

Eksempler på kurveforløbet af eksponentialfunktionen for vårsæd på sandjorde er afbildet i figur 4.1. Figuren viser N-udvaskningen som funktion af tilførslen af den effektive N-gødskning under alternative forudsætninger vedrørende gødskningspraksis: I det første tilfælde gødes udelukkende med handelsgødning. I det andet og tredje tilfælde tilføres halvdelen af den effektive N-gødskning som handelsgødning, mens den resterende del tilføres i form af husdyrgødning, men under alternative forudsætninger om virkningsgraden (hhv. 20 og 40%).

Tabel 4.2. Kg N pr. ha. udvasket fra rodzonen ved standardgødskning.

Afgrødetype	Sandjord	Lerjord
Vårsæd	65	55
Vintersæd	45	35
Bælgsæd	75	60
Rodfrugter	45	30
Græs i omdrift	40	25
Græs uden for omdrift	25	15
Vinterraps	50	40
Vårraps	70	55
Andet	40	30

Modificeret efter Simmelsgaard S. E. (1991): Estimering af funktioner for kvælstofudvaskning: Kvælstofgødning i landbruget - behov og udvaskning nu og i fremtiden. Statens Jordbrugsøkonomiske institut.



Figur 4.1 Udvasningen fra vårsæd på sandjord som funktion af den effektive N-gødskning under alternative gødskningsforudsætninger

Gyldigheden af funktionerne

Det er ikke præcist defineret, om Simmelsgaards funktioner beskriver 1. års- eller langtidseffekten af et ændret gødskningsniveau, da forsøgene, som ligger til grund for funktionerne, indeholder både 1. års-, 2. års- og langtidseffekten. Men da forsøgene indeholder flest værdier for langtidseffekten, kan det antages, at funktionerne tilnærmelsesvis beskriver langtidseffekten.

Der er naturligvis en ikke ubetydelig usikkerhed på resultaterne, beregnet med en så simpel funktion. *Simmelsgaard* (1991) anslår, at usikkerheden er i størrelsesordenen 20% for det absolutte udvaskningsniveau på handelsgødede marker, mens usikkerheden på husdyrgødede marker er noget større. Usikkerheden på det absolutte udvaskningsniveau er dog af mindre betydning, når funktionerne anvendes til at vurdere *ændringerne* i udvaskningen som følge af f.eks. en ændret gødskning.

Ifølge *Simmelsgaard* (1991) gælder flg. restriktioner for anvendelsen af eksponentialfunktionerne:

1. Funktionerne er kun gældende for intervallet $0,5 \leq N/N_s \leq 1,5$
2. Funktionerne gælder ikke for kvælstoffikserende afgrøder.

I modelberegningerne er der imidlertid ikke taget hensyn til restriktionerne i gødningsniveauet, da der ikke haves et bedre alternativ end udvaskningsfunktionerne. I de tilfælde, hvor den beregnede udvaskning overstiger gødningstildelingen, er udvaskningen sat lig med gødningstildelingen. Det skal dog bemærkes, at det drejer sig om ganske få tilfælde, og at det ikke har nogen reel betydning for beregningerne.

Udvaskningen for kvælstoffikserende afgrøder (bælgsæd) er sat = normaludvaskningen, da disse afgrøder ikke modtager handelsgødning og kun meget lidt husdyrgødning. Der haves ikke oplysninger om kløvergræsmarker i det datamateriale, der efterfølgende vil blive benyttet, hvorfor kløvergræs er inkluderet i de almindelige græsmarker.

For en nærmere diskussion af udvaskningsfunktionerne henvises til *Skop* (1993).

4.2 Udvasnkning af kvælstof og fosfor fra skove og naturarealer

Skove og øvrige naturarealer består af alle uopdyrkede arealer i det åbne land, omfattende naturtyper som løv- og nåleskov, krat, heder, moser, enge mm. Kendskabet til næringssalt tabet fra disse naturtyper samt de geografisk bestemte forskelle er beskedent. Bidraget fra naturarealerne til den marine belastning er derfor i modellen opgjort ved anvendelsen af faste arealkoefficienter, der beskriver afstrømningen af næringssalte pr. arealenhed, dvs. $\text{kg ha}^{-1} \text{år}^{-1}$. Baseret på resultater fra målinger ifm. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram i naturoplande, dvs. udyrkede oplande som kun i ringe grad er påvirket af menneskelig aktivitet (*Græsbøll et al.*, 1994), kan de gennemsnitlige arealkoefficienten for hhv. kvælstof og fosfor anslås til $2 \text{ kg N ha}^{-1} \text{år}^{-1}$, og $0.05 \text{ kg P ha}^{-1} \text{år}^{-1}$. I modellen

skelnes der således ikke mellem forskellige naturtyper.

Det samlede naturareal er opgjort på baggrund af den digitale kortlægning af den landomfattende jordklassificering (*Landbrugsministeriet, 1989*) og Danmarks Statistiks opgørelse af det dyrkede areal (*Danmarks Statistik, 1989*), idet naturarealet er beregnet som forskellen mellem det samlede klassificerede areal (fk 1-8) incl. skovene (fk 13+14+19) og det dyrkede areal iflg. Danmarks Statistik. Opgørelsen er foretaget på 2.orden kystoplandene.

4.3 Tab af fosfor fra landbrugsjorde

Fosfor fra landbrugsjorde tilføres det akvatiske miljø via grundvand og mere overfladenær afstrømning af udvasket (opløst) fosfor. Desuden tilføres vandmiljøet partikulært fosfor f.eks. via dræn, overfladisk afstrømmende vand, vinderosion af marker og erosion af brinker.

De fleste fosforforbindelser er svært opløselige, og udvaskes derfor kun i mindre mængder. Udvaskningen af totalfosfor fra nogle forsøgsarealer er i NPO-forskningsprogrammet bestemt til i gennemsnit at være $1,3 \text{ kg tot-P ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ på lerjorde og $0,6 \text{ kg tot-P ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ på sandjorde (*Hansen, 1990*). Der er imidlertid en betydelig usikkerhed på ovennævnte størrelser, blandt andet p.g.a. usikkerheder i målemetoden, og det er desuden uvist hvor stor en del af det udvaskede fosfor, der når frem til vandløbene. Undersøgelser af sammenhængen mellem fosfortilførsel og udvaskning forefindes ikke.

Intensiv målinger fra Vandmiljøplanens Overvågningsprogram giver et mediantab af total fosfor for 8 dyrkede oplande på $0,35 \text{ kg ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ (*Græsbøll et al., 1994*), men med en betydelig variation mellem målestationerne. Ved kildeopsplitning er landbrugets bidrag, beregnet som den målte transport fratrukket punktkilde-, spredtbebyggelse- og baggrundsbidraget, opgjort til mellem $0,01$ og $0,35 \text{ kg tot-P ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$. Opgørelse af landbrugsbidraget ved residual beregning er dog behæftet med stor usikkerhed, idet der er stor usikkerheden på bl.a. selve transportmålingen og bidraget fra spredtbebyggelse.

Det totale fosfor tab fra landbrugsarealer i 6 mindre landovervågningsoplande (*Andersen et al., 1994*) er opgjort til $0,2 - 0,4 \text{ kg tot-P ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$. Den vandføringsvægtede årsmiddelkoncentration af total fosfor er generelt højere i vandløbene, der afvander de lerede oplande, end i vandløbene, der afvander de sandede oplande, men man har ikke kunne påvise entydige forskelle i det arealspecifikke tab fra de to oplandstyper.

Da viden om sammenhængen mellem fosfortab, jordbund og

landbrugspraksis endnu er spinkel, er det p.t. ikke muligt at foretage en samlet modellering heraf (på linie med kvælstofudvaskningen) på et fagligt forsvarligt niveau. Fosfortabet fra landbrugsjorde til det akvatiske miljø beregnes derfor i stedet ved estimationer baseret på en fast arealkoefficient. I beregningerne er arealkoefficienten skønnet til $0.3 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$, hvilket svarer til det gennemsnitlige bidrag fra landbruget opgjort ved kildeopsplitning af opgørelserne fra overvågningsprogrammet (Græsbøll et al., 1994).

4.4 Ammoniakfordampning fra gødning

Emission af ammoniak (NH_3) i Danmark stammer hovedsageligt fra husdyrhold, og ammoniakfordampning fra husdyrgødning udgør ca. 75% af den totale emission (Miljøstyrelsen, 92). Af de resterende 25% udgør fordampning fra handelsgødning 10%, mens ammoniaktabet fra halm og planter tegner sig for de resterende 15%. Den sidste del ses der bort fra i modellen.

Emissionen fra husdyrgødning skyldes hovedsageligt, at urea i urin omdannes til ammoniak, som fordamper. Fordampningen finder sted i stalde, under opbevaring, ved udbringning på marker og fra dyr, der græsser.

Mængden af ammoniak fordampet fra landbruget fordeler sig nogenlunde som vist i tabel 4.1

Ammoniakfordampningen fra husdyrgødningen afhænger - foruden af antallet af dyr - af en række forskellige tekniske forhold. Blandt de vigtigste forhold kan nævnes fodring, staldtype, opbevaringsfaciliteter, udbringnings-teknik og -tidspunkt, vejret og jordbunden. Den aktuelle viden på området er imidlertid ikke tilstrækkelig til at kvantificere sammenhænge mellem fordampningen og disse forhold modelmæssigt. I modellen er det derfor i første omgang valgt at arbejde med *konstante emissionsfaktorer* for de forskellige dyregrupper.

Tabel 4.1 Ammoniakemissioner fra landbruget (Kilde: Miljøstyrelsen, 1992)

Emissionskilde	Tons $\text{NH}_3\text{-N}$ år ⁻¹
Stalde	28.000
Gyllebeholdere	9.000
Fast gødning	4.000
Ajle	6.000
Under og efter udbringning	31.000
Dyr på mark	4.000
Handelsgødning	11.000
Planter, halm	17.000
Ialt	110.000

I figur 4.2 ses et flowdiagram der viser husdyrgødningskredsløbet fra dyr til mark for de forskellige dyregrupper. Flowdiagrammet er benyttet til at estimere emissionfaktorerne for hhv. kvæg og svin.

Asman (1990) har angivet emissionsfaktorer for forskellige dyregrupper baseret på hollandske undersøgelser, men på baggrund af Miljøstyrelsens redegørelse om ammoniakfordampning fra stald og lager (*Miljøstyrelsen, 1992*), er det muligt at estimere disse emissionsfaktorer på et dansk datagrundlag. Dyregrupperne, som er angivet af *Asman (1990)*, omfatter kvæg, svin, fjerkræ, heste og får+geder. Eftersom kvæg og svin tegner sig for langt den største del af ammoniakfordampningen ses der i modellen bort fra ammoniakfordampningen fra de øvrige husdyrkategorier.

De estimerede emissionfaktorer for dyreenhederne (DE) af svin og kvæg er hhv. $41,6 \text{ kg N DE}^{-1} \text{ år}^{-1}$ og $27,7 \text{ kg N DE}^{-1} \text{ år}^{-1}$. Ved at multiplicere disse emissionsfaktorer med antallet af dyr indenfor de valgte husdyrkategorier fås et estimat for ammoniakfordampningen fra husdyrgødning.

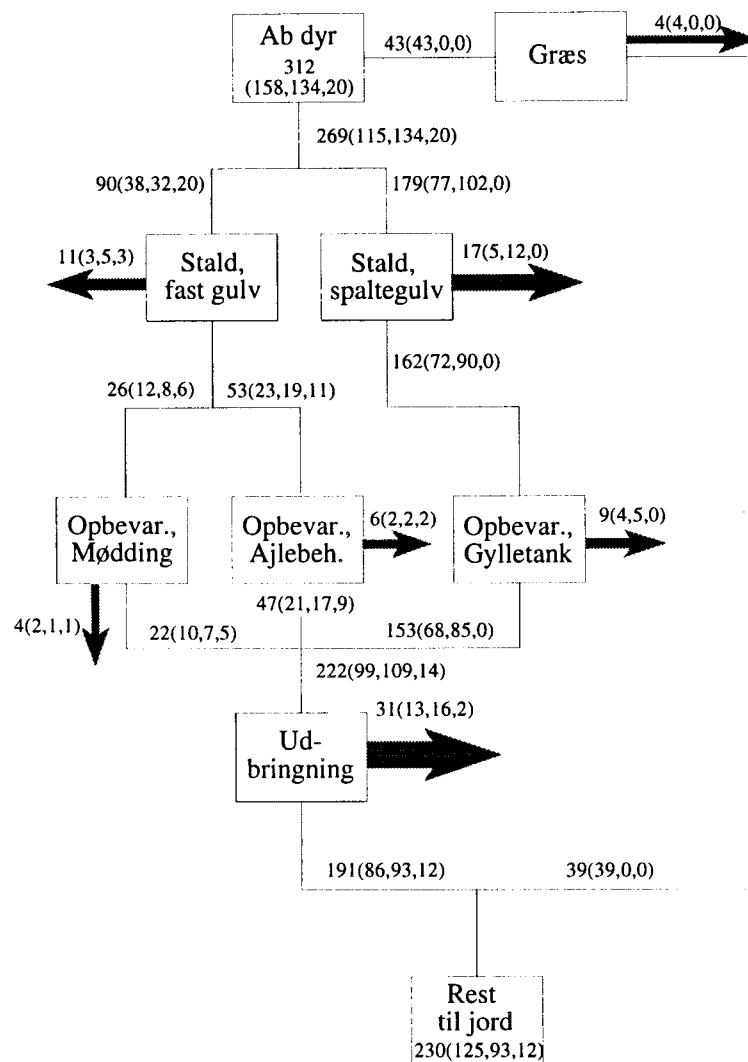
M.h.t. ammoniaktabet fra *handelsgødning* angiver *Asman (1992)* en gennemsnitlig emissionsfaktor på 2,9% af handelsgødningens N-indhold.

De estimerede faktorer afspejler den landbrugspraksis og det husdyrgødningsflow, som har været gældende i de seneste år. Ændringer i disse forhold vil føre til ændrede emissionsfaktorer.

I stedet for at arbejde med konstante emissionsfaktorer for de forskellige dyregrupper, ville det derfor i en forbedret model være hensigtsmæssigt at beskrive emissionsfaktorernes afhængighed af de ovennævnte forhold. I det følgende afsnit redegøres kort for betydningen af de væsentligste tekniske forhold.

Faktorer der influerer på ammoniakfordampningen

Vedrørende *fodring* antages det (*Miljøstyrelsen, 1992*), at der i fremtiden kan opnås en betydelig reduktion af udskilt kvælstofmængde i husdyrgødningen, og dermed en reduktion i ammoniakfordampningen (ca. 25.000 tons). Disse reduktioner kan opnås ved ændret valg af fodermidler, ændret fodringspraksis og i større grad brug af aminosyretilsætning til foderet. Reduktionerne i udskilt kvælstofmængde i husdyrgødning som følge af forbedret fodring er større for svin end for kvæg.



Figur 4.2 Husdyrgødningens-N-regnskab fra dyr til mark. Pilene angiver ammoniakfordampnings-tabene. Tallene angiver hhv. samlet flow og - i parentes - flow fra kvæg, svin og andre husdyr i 1000 tons pr. år.

Staldtypen influerer på ammoniaktabet fra stalde. Der kan groft skelnes mellem to typer af stalde: Fast gulv og spaltegulv. Ammoniakfordampningen fra fast gulv er større end fra spaltegulv. Endvidere er ammoniakfordampningen fra svinestalde større end fra kvægstalde.

Lagre er knyttet til staldtyper, idet gødning fra stalde med fast gulv håndteres som ajle og fast gødning, mens gødning fra stalde med spaltegulv håndteres som gylle. Med den nuværende praksis håndteres ca. 2/3 af husdyrgødningen som gylle. Det procentuelle tab af N-mængden i gylletanken afviger ikke fra svin til kvæg. Tabet fra gylletanke er størst, hvis der ikke er etableret et flydelag eller tanken er overdækket. Tabet vil da være ca. 10% af gyllens kvælstof

indhold. Hvis tanken er dækket udgør fordampningen ca 2%. Med den nuværende praksis udgør tabet ca. 5%, hvilket svarer til 9.000 tons.

Ammoniaktabet fra lagre af fast husdyrgødning skønnes at udgøre 10-20% gødningens kvælstofindhold. Ved forbedret håndtering af den faste gødning ("muldvarpesystemet" samt overdækning) vil ammoniakfordampningen reduceres.

Ved *udbringning* af husdyrgødning vil 1-2% af husdyrgødningens N-indhold tabes under selve udbringningen. Efter udbringning afhænger tabet af om det er kvæg- eller svinegødning, og om det er gylle eller ajle og fast gødning. Tabet er størst fra svinegødning i form af fast gødning og ajle. Den mest betydende faktor er henlæggeligheden fra gødningen udbringes til den nedbringes, men også udbringnings- og nedbringnings-metode er vigtige.

Ammoniaktabet fra *dyr på græs* er ca. 10% af den udskilte mængde kvælstof, men afhænger af markens gødningsniveau. Fordampningen stiger med stigende kvælstofgødsning.

5 Udledninger af kvælstof og fosfor fra renseanlæg

5.1 Renseanlæggenes nuværende og forventede udledninger

Spildevandsudledninger af kvælstof og fosfor omfatter følgende kilder:

- Udledninger fra centrale, overvejende kommunale renseanlæg
- Særskilte industrielle udledninger
- Belastninger fra aquakulturer (dambrug og havbrug)
- Regnvandsbetingede udløb og
- Afløb fra spredt bebyggelse

De samlede spildevandsudledninger af kvælstof udgør på landsplan en forholdsmæssig lille del af de samlede antropogene bidrag til det ferske og marine vandmiljø - i 1994 17.000 tons. Til sammenligning udgør landbrugets bidrag til belastningen af fjordene og de kystnære marine områder i et klimamæssigt gennemsnitsår omkring 85.000 tons. Spildevandsudledningerne falder yderligere i takt med implementeringen af vandmiljøplanen og de amtskommunale recipientkvalitetsplaner. Den totale udledning af kvælstof fra punktkilderne på landsplan vil efter gennemførelsen af vandmiljøplanens foranstaltninger udgøre omkring 13.200 tons.

Spildevandsudledninger af *fosfor* udgør derimod en forholdsmæssig større andel af de totale antropogene belastninger af vandmiljøet - ca. 2.600 tons i 1994 og faldende til 2.200 tons efter Vandmiljøplanens gennemførelse på landsplan. Dette tal skal sammenholdes med den diffuse belastning fra landbrugsjorder, som udgjorde 1.500 tons total-P i 1994, jvf. kapitel 1.

Udviklingen i de seneste år i den relative betydning af de enkelte spildevandskilder på landsplan, samt fordelingen på recipienttype (ferske og marine områder) fremgår af tabel 5.1. Det fremgår heraf, at den relative betydning af kommunale og industrielle spildevandsudledninger falder betydeligt med gennemførelsen af Vandmiljøplanen (som er tæt på at være realiseret). M.h.t. kvælstof vil *ingen af de anførte kilder* i sig selv have nævneværdig betydning efter Vandmiljøplanens implementering på landsplan, og næppe heller regionalt. M.h.t. *fosfor* vil belastningerne også være små for de enkelte kilder, men bidragene kan alligevel have betydning lokalt og regionalt for det ferske vandmiljø, idet en mærkbar kvalitetsforbedring af de recipienter, hvor algeproduktionen - i hvert fald i perioder af året - er fosforbegrænset, kræver ganske væsentli-

ge reduktioner i fosforudledninger fra såvel punkt- som fladekilder.

Den væsentligste punktkilde m.h.t. N og måske også P vil fortsat være de kommunale renseanlæg. I lyset af punkt-

Tabel 5.1 Spildevandsudledninger af total-N og total-P i 1992 og de forventede udledninger i 1995/96 efter realiseringen af vandmiljøplanen. (Kilder: Vandmiljø 95, Vandmiljø 93 og Vandmiljø 90, Miljøstyrelsen, samt Larsen et al, 1995).

Kilde	1992		Efter VMP	
	Total-N	Total-P	Total-N	Total-P
Renseanlæg ialt	13.071	2.263	6.600	1.220
Heraf til ferske vande	5.311	742	3.400	600
Industrielle udledninger ialt	4.185	424	2.500	300
Heraf til ferske vande	240	6	200	10
Aquakulturer ialt	1.910	178	1.700	150
Heraf til ferske vande	1.549	141	1.400	120
Spredt bebyggelse ialt	1.260	434	1.210	280
Heraf til ferske vande	1.245	429	1.200	275
Regnvandsbetingede udløb ialt	881	223	900 ¹⁾	235
Heraf til ferske vande	620	156	700	165

¹⁾ Den forventede udledning fra regnvandsbetingede udløb er ansat til udledningen i et nedbørsmæssigt normalår.

kildernes forholdsvis marginale betydning efter Vandmiljøplanens implementering er rapportens konsekvensberegninger centreret om foranstaltninger overfor landbrugssektoren. Mulighederne og omkostningerne ved yderligere stramninger overfor de kommunale renseanlæg er imidlertid belyst, og i denne forbindelse er et forholdsvis simpelt konsekvensberegnings-modul indbygget i NP-modellen. Dette modul beskrives i afsnit 5.2 samt i kapitel 9.

Fosforbidraget fra spredt bebyggelse og landbrugsjorder har måske betydning lokalt for ferske recipienter, men det datamæssige grundlag for at vurdere problemets omfang, de mulige tekniske løsninger og omkostningerne forbundet med disse er ikke tilstede på landsplan.

5.2 Udledningskoefficienter for renseanlæg

Renseanlæggene modtager og behandler spildevand fra husholdninger og industri. I 1992 udgjorde det samlede antal renseanlæg med en kapacitet over 30 personækvivalenter (PE) 1.856. De samlede næringssaltudledninger fra disse var hhv. 13.000 tons N og 2.200 tons P, jvf. ovenfor. En stor del af anlæggene er små anlæg, men disse modtager samlet kun en forholdsmæssig lille del af spildevand

vandsmængden. Der foregår en løbende rationalisering af anlægsstrukturen, idet spildevandsrensning samles på større anlæg.

I modellen er kun medtaget anlæg, der modtager mere end 1000 PE på årsbasis. Det antages, at 1 PE svarer til en gennemsnitlig udledt mængde på 82 m³ vand pr. år, 4,4 kg total-N pr. år eller 1,0 kg total-P pr. år. Antalsmæssigt udgjorde disse anlæg 524 i 1992, og de behandlede en spildevandsmængde svarende til 8,6 mio. PE, eller 83 % af den samlede spildevandsmængde tilledt renseanlæg.

Oplysninger om renseanlæggene: De behandlede mængder, teknik og renseniveau, udledninger m.v. fremgår af de oplysninger, amtskommunerne indberetter årligt til Miljøstyrelsen i forbindelse med Vandmiljøplanens overvågningsprogram. Oplysningerne gælder både de aktuelle forhold og de forventede, planlagte forhold efter gennemførelsen af den amtskommunale spildevandsplanlægning (herunder opfølgning af vandmiljøplanen).

Renseanlæggenes evne til at rense for spildevandets indhold af næringssalte afhænger af anlæggenes renseteknik. Renseteknikken afgør hvor stor koncentrationen af næringssalte i udløbsvandet er. I princippet er det således tilstrækkeligt at kende renseteknologien samt PE-belastningen (d.v.s. den tilførte mængde spildevand) til det enkelte anlæg for at kunne beregne udledningerne af nærings-salte fra anlægget. I modellen bliver de samlede udledninger af næringssalte (N og P) fra et givent renseanlæg (a) således beregnet v.h.a. *teknologispecifikke udledningskoefficienter*:

$$N_R^a = n_t \cdot V^a$$

$$P_R^a = p_t \cdot V^a$$

hvor

N_R^a og P_R^a	=	Udledningen af hhv. total-N og total-P fra renseanlæg a pr. år
n_t og p_t	=	Udlednings-koefficienterne for anlæg af typen t
V^a	=	Den behandlede vandmængde på anlæg a

Udledningerne af N og P fra renseanlæggene i et opland beregnes således ved at summere over udledningerne fra hvert anlæg, givet den behandlede spildevandsvandmængde (målt ved den tilførte vandmængde) samt den anvendte renseteknik for hvert anlæg:

$$N_R = \sum_{a,t} n_t \cdot V_t^a$$

$$P_R = \sum_{a,i} p_i \cdot V_i^a$$

De indberetninger, Miljøstyrelsen får fra amterne om spildevandsrensning, indeholder oplysninger om det nuværende og fremtidige rensniveau angivet i koder. Der opereres med ca. 40 forskellige koder til at belyse rensniveauet. I modellen aggregeres rensniveauerne svarende til *den stærkt reducerede renskode*, der repræsenterer 7 rensniveauer. Disse rensniveauer beskrives ved deres proces-kombination, hvor:

U	=	Urenset
M	=	Mekanisk rensning (bundfældning af suspenderet stof)
B	=	Biologisk rensning (rensning v.h.a. mikroorganismer)
K	=	Kemisk fældning (fældning af især fosfor med kalk, jern eller aluminiumssalte)
N	=	Nitrifikation (v.h.a. mikrobiologiske processer)
D	=	Denitrifikation (mikrobiologisk proces)

Tabel 5.2 viser de forventelige koncentrationer af hhv. N og P i udløbsvand fra renseanlæg med forskellige proceskombinationer (d.v.s. udlednings-koefficienter).

Tabel 5.2 Udledningskoefficienter: Forventelige koncentrationer af N og P i udløbsvand (mg pr. liter) fra renseanlæg med forskellige proceskombinationer (Kilde: Miljøstyrelsen)

Udlednings-koeff.	Teknologi / proceskombination (t)						
	U	M	MB	MK	MBK	MBND	MBNDK
n_t	69,2	43,8	25,6	30,1	23,1	10,9	9,4
p_t	14,3	8,6	5,3	2,5	2,1	1,8	1,2

Det ville være muligt at anvende en langt tættere fininddeling af de teknisk specificerede rensniveauer. En sådan fininddeling vurderes imidlertid ikke at være relevant i forhold til det relativt høje aggregeringsniveau, der iøvrigt arbejdes med i modellen og i forhold til den rolle, som foranstaltninger overfor spildevandsrensning spiller i det samlede samfundsøkonomiske regnestykke. Det skal dog samtidig understreges, at konsekvensen af at arbejde med denne forholdsvis grove model er, at modelberegningerne udelukkende er retningsgivende for konsekvenserne for en større region. Der er en betragtelig variation i de faktiske udledninger fra anlæg tilhørende samme teknik-klasse, idet en lang række anlægsspecifikke forhold har betydning for de faktiske udledninger.

De modelberegne N- og P-udledninger efter gennemførelsen af vandmiljøplanens krav fordelt på farvandsområder fremgår af tabel 5.3.

Tabel 5.3 PE-belastning af renseanlæg > 1000 PE i 1992, samt disse punktkilders modelberegne udledninger af total-N og total-P efter Vandmiljøplanen fordelt på farvandsområder. (Kilde: Beregninger på basis af Miljøstyrelsens spildevandsdata)

Farvandsområde	PE-belastning 1992 (1000 PE)	Estimeret N-udledning efter VMP (tons)	Estimeret P-udledning efter VMP (tons)
1. Nordsøen	948,4	1002	124
2. Skagerrak	151,0	145	17
3. Kattegat	2.133,8	1948	251
4. N. Bælthav	882,6	764	98
5. Lillebælt	931,0	864	113
6. Storebælt	650,9	711	92
7. Øresund	2.657,4	2185	279
8. S. Bælthav	16,8	31	5
9. Østersøen	223,8	393	66
Ialt	8.595,7	8.043	1.045

Miljøstyrelsen anslog i 1990, at udledningerne efter vandmiljøplanens gennemførelse ville være hhv. 6.600 tons N og 1.220 tons P fra renseanlæggene (jvf. tabel 5.1). Disse tal omfattede også udledningerne fra små anlæg, d.v.s. anlæg mellem 30 og 1000 PE. I 1992 udgjorde (de modelberegne) udledninger fra de små anlæg hhv. 450 tons N og 85 tons P. Det fremgår af tabel 5.3, at de modelberegne estimer på udledningerne af N og P i 1995 er hhv. 8.043 tons N og 1.045 tons P. Adderes disse estimer med udledningstallene for små anlæg i 1992 (der haves ikke et model-estimat for de forventede udledninger fra små anlæg i 1995) kan resultatet sammenlignes med Miljøstyrelsens skøn fra 1990. Det fremgår heraf, at modelberegningen for kvælstof ligger 28% over Miljøstyrelsens skøn, mens modelberegningen for fosfor stort set svarer til Miljøstyrelsens skøn.

6 Udledninger fra øvrige kilder

I kapitel 1 blev der redegjort for den samlede antropogene næringsstofbelastning af det marine miljø fordelt på kilder. Af opgørelsen i tabel 1.1 fremgår det, at landbruget og renseanlæggene er ansvarlig for 91% af det samlede indenlandske bidrag til kvælstofbelastningen og 73% af fosforbidraget. NP-modellen retter sig derfor mod at belyse konsekvenser af indgreb overfor disse kilder, mens belastningsbidragene fra de øvrige kilder betragtes som eksogene.

De udenlandske belastningsbidrag, der tilføres danske farvande med havstrømme og fra atmosfæren er ganske betragtelige (omkring 45% af det samlede kvælstofbidrag og 60% af fosforbidraget), men betragtes også i modellen som eksogene, da indgreb overfor disse ligger udenfor rækkevidde af den danske (nationale) miljøpolitik.

I de følgende afsnit er redegjort for de eksogene belastningsbidrag fordelt på farvandsområder, således som de indgår i den samlede model. Disse belastningsbidrag er imidlertid uden betydning for analysen i indeværende rapport (kap. 10-12), som udelukkende belyser omkostninger og belastningsreduktion ved indgreb overfor landbrugets og renseanlæggenes udledninger.

6.1 Øvrig NP-afstrømning fra Danmark

Det samlede belastningsbidrag fra øvrige indenlandske kilder udgør på landsplan omkring 8.600 tons kvælstof og 1.300 tons fosfor og stammer fra følgende kilder:

Spredt bebyggelse

Spredt bebyggelse omfatter ejendomme der ligger uden for kloakerede områder (sommerhuse, kolonihavehuse, spredte helårshuse (f.eks. landbrugsejendomme) og landsbyer). I medfør af vandmiljøplanens overvågningsprogram indberetter amterne *beregnete* udledninger fra ejendomme med en spildvandsmængde op til 30 PE. Grundlaget for disse beregninger er optællinger af ejendomme samt vurderinger af den anvendte rensemetode (*Miljøstyrelsen, 1995*). I 1994 var der ialt 356.800 ejendomme udenfor kloakerede områder.

Opgørelserne, som blev igangsat i 1991, har udviklet sig m.h.t. vurderingernes sikkerhed, og det er derfor vanskeligt at udtale sig om nogen trend i udviklingen. I 1994 var opgørelserne over belastningsbidragene for 2/3 af de indberettede ejendomme rimeligt sikre, mens der for den resterende 1/3 af ejendommene var tale om kvalificerede skøn (*op. cit.*). I den samlede opgørelse over exogene

belastningsbidrag er de indrapporterede tal for 1994 anvendt. Den samlede udledning af hhv. N og P fra spredt bebyggelse er herefter 1.210 tons N pr. år og 277 tons P pr. år.

Særskilte industrielle udledninger

De særskilte industrielle spildevandsudledninger har været for nedadgående siden vandmiljøplanen. Udledningerne var i 1994 på 2.574 tons N, 28% højere end målet i vandmiljøplanen (2.000 tons) og 246 tons P, som er under vandmiljøplanens mål (600 tons) (*Miljøstyrelsen, 1995*). Der forventes fortsat en mindre nedgang i udledningerne, men her er anvendt udledningerne for 1994 i den samlede opgørelse.

Aquakulturer

Aquakulturer omfatter ferskvands-dambrug, saltvandsdambrug og havbrug. Saltvandsdambrug er fiske-opdræts-anlæg placeret på land med indtag af saltvand mens havbrug er opdrætsanlæg (netbure eller trådkasser) placeret i marine vandområder. Udledningen af næringssalte fra aqua-kulturer udgjorde i 1994 1.684 tons N og 149 tons P. Der forventes ikke nogen reduktion i udledningerne i de kommende år (*Miljøstyrelsen, 1995*).

Små renseanlæg

I modelleringen af renseanlæggenes udledninger (jvf. kap. 5) blev udledningerne fra *små renseanlæg* (anlæg mellem 30 og 1.000 PE pr. år) udeladt. Her er det på grundlag af oplysningerne om antallet af små anlæg fordelt på renseteknik skønnet, at det samlede belastningsbidrag fra disse anlæg udgør 450 tons N og 85 tons P på landsplan.

Regnvandsbetingede udløb

Regnvandsbetingede udløb omfatter regnvandsudløb fra separat-kloakerede områder samt udløb fra overløbsbygværker. Udløbene er stærkt nedbørs-afhængige. Det samlede belastningsbidrag udgjorde i 1994 1.207 tons N og 306 tons P (*Miljøstyrelsen, 1995*), men da der i 1994 var tale om store afvigelser i nedbørsmængderne i forhold til gennemsnittet, er det valgt at afbilde de regnvandsbetingede udløb omregnet til et nedbørsmæssigt normalår, hvorefter de samlede udledninger udgør hhv. 906 tons N og 232 tons P (*op. cit.*). I *Miljøstyrelsen, 1995* er de normal-nedbørsmæssige udledninger opgjort på amtsniveau; udledningerne er i nærværende rapport omregnet til oplands/farvands-niveau på grundlag af en arealbaseret fordelingsnøgle.

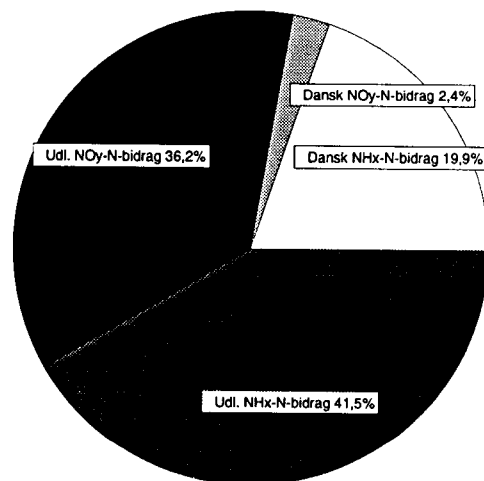
6.2 Atmosfæriske N-depositioner iøvrigt

De atmosfæriske N-depositioner på havoverfladen stammer dels fra dansk landbrugs ammoniak-emissioner, i mindre omfang fra øvrige danske kvælstof-emissioner (hovedsagelig NO_x-forbindelser), og endelig - i større omfang - fra langtransporterede kvælstof-forbindelser fra udlandet. Med henblik på at vurdere den relative betydning af disse bidrag vil det være ønskeligt at opdele depositionerne på disse hovedkilder.

Ammoniakdepositionerne fra dansk landbrug beregnes endogen i modellen

Den samlede deposition af kvælstof i 1994 fordelt på farvandsområderne er beregnet af *Skov et al.*, 1995 ved hjælp af spredningsmodellen ACDEP på grundlag af 1990-emissioner og 1994-meteorologi. På grundlag af sammenligninger med målte depositions-værdier skønnes ACDEP-modellen at overestimere den samlede deposition med 25% (op.cit). De beregnede værdier omfatter alle kilder. Ud fra modelberegningerne af ammoniakdepositionerne i NP-modellen kan der imidlertid gives et groft estimat af betydningen af samtlige øvrige kilder ved at subtrahere de model-beregnete ammoniakdepositioner fra ACDEP-tallene. Den samlede "exogene" atmosfæriske deposition er på denne måde beregnet til 116.000 tons N pr. år for de 9 farvandsområder under ét.

Det er muligt at beregne betydningen af hhv. udenlandske og danske kilder fordelt på farvandsområder v.h.a. ACDEP-modellen, men denne beregning er endnu ikke foretaget. Et indtryk af fordelingen fås dog af figur 6.1 hentet fra *Hertel*, 1995. Figuren viser de relative depositions-bidrag fra Danmark og udlandet for Kattegat beregnet med ACDEP-modellen.



Figur 6.1 Kvælstof-depositioner på Kattegat fordelt på udenlandske og danske kilder. Beregnet med ACDEP-modellen. (kilde: *Hertel*, 1995)

6.3 Belastningsbidrag med havstrømme fra udlandet

De samlede netto-belastningsbidrag fra udlandet, der tilføres de indre danske farvande med havstrømme fra udenlandske kilder er opgjort i tabel 1.1. En yderligere fordeling på de 9 farvandsområder findes ikke opgjort.

6.4 De samlede, eksogene belastningsbidrag

De samlede belastnings-bidrag med henholdsvis kvælstof og fosfor *eksklusiv belastningen med havstrømme fra udlandet* af de 9 farvandsområder fremgår af tabel 6.1 og 6.2.

Tabel 6.1 De eksogene kvælstof-tilførsler til danske farvande (medio 90'erne). Tons pr. år.

Farvandsområde	Afstømning, indenlandske kilder					Øvrige Atmosf. bidrag	Exogene tilførsler ialt
	Spredt bebyggelse	Industri	Aquakulturer	Regnvandsbetingede udløb	Små renseanlæg		
	Tons N	Tons N	Tons N	Tons N	Tons N	Tons N	Tons N
1. Nordsøen	196	446	850	146	89	49.800	51.527
2. Skagerrak	16	449	11	20	6	11.800	12.302
3. Kattegat	319	947	439	325	149	23.900	26.079
4. N. Bælthav	149	117	87	64	28	5.200	5.645
5. Lillebælt	171	72	185	59	51	2.000	2.538
6. Storebælt	261	254	112	99	86	5.700	6.512
7. Øresund	33	414	0	168	9	1.500	2.124
8. S. Bælthav	17	3	0	9	6	3.300	3.335
9. Østersøen	48	35	0	13	19	13.000	13.115
IALT	1.210	2.737	1684	903	443	116.200	123.177

Tabel 6.2. De eksogene fosforudledninger til danske farvandsområder (medio 90'erne). Tons pr. år. Eksklusiv tilførsler med havstrømme fra udlandet

Farvandsområde	Afstømning, indenlandske kilder					Exogene tilførsler ialt
	Spredt bebyggelse	Industri	Aquakulturer	Regnvandsbetingede udløb	Små renseanlæg	
	Tons P	Tons P	Tons P	Tons P	Tons P	Tons P
1. Nordsøen	45	21	76	38	16	196
2. Skagerrak	4	82	1	5	1	93
3. Kattegat	74	131	35	82	28	350
4. N. Bælthav	35	1	9	17	5	67
5. Lillebælt	38	9	18	15	10	90
6. Storebælt	59	28	12	26	17	142
7. Øresund	7	43	0	43	2	95
8. S. Bælthav	4	0	0	2	1	7
9. Østersøen	11	5	0	3	4	23
IALT	277	320	151	231	84	1.063

7 Transport og omsætning af landbrugets kvælstof-udledninger

I modellen beskrives transport og omsætning af landbrugets kvælstof-udledninger i to moduler: En beregning af tilbageholdelsen af N udvasket fra landbrugsjordene i de enkelte oplande (jvf. afsnit 4.1) samt en beregning af den atmosfæriske spredning og deposition af ammoniak-fordampningen fra husdyrhold (jvf. afsnit 4.4).

7.1 Transport og omsætning af N og P i jord og ferske overfladevande

Transporten af N- og P-tabene fra landbrugsjorde gennem jord og overfladevand kan principielt betragtes som transport gennem fire systemer:

- jorden
- vandløbsnære arealer
- vandløb
- søer

Til transporten gennem hver af systemerne knytter der sig en række omsætningsprocesser bestemt af de enkelte systemers fysiske, kemiske og biologiske forhold. Disse varierer dels mellem de forskellige systemer men også for de enkelte systemer mellem forskellige regioner.

På baggrund af Vandmiljøplanens Overvågningsprogram samt en lang tradition for målinger i søer og vandløb eksisterer efterhånden et godt overblik over stoftransport og -omsætning i de ferske vande, hvorimod kendskabet til transport og omsætning i jorden og gennem de vandløbsnære arealer er mere begrænset. Der er desuden forskelle i viden om fosfor- og kvælstof-dynamikken.

Kvælstofafstrømningen på sand- og lerjorde

Transport og omsætning i jorden er p.g.a dennes store heterogenitet kraftigt varierende fra område til område. De geologiske og hydrogeologiske forhold er af afgørende betydning. Ved en grov generalisering kan disse forhold beskrives for sandjord og lerjord.

Sandjordene er kendetegnet ved geo- og hydrogeologiske forhold, der medfører, at en forholdvis stor del af det udvaskede nitrat når til overfladevandet via de dybere liggende grundvandsmagasiner. Da disse er beliggende under redoxgrænsen, d.v.s i et iltfrit miljø, vil nitraten blive omsat til frit kvælstof (denitrifikation), hvorfor det afstrømmende vand fra disse grundvandsmagasiner har et lavt og

nogenlunde konstant kvælstofindhold. Dette afstrømningsmønster betyder desuden, at vandet har en forholdsvis lang opholdstid i de nedre jordlag. Den lange opholdstid medfører, at afstrømningen af nitrat fra sandjorde ikke påvirkes i så høj grad af nedbørsvariationer, og afstrømningen er derfor mere jævnt fordelt over året. En ændring i udvaskningsniveau vil således ikke være direkte målelig i vandløbene.

På *lerjordene* foregår en stor del af afstrømningen via iltede vandførende jordlag nær overfladen eller via dræn. Dette medfører en ringe omsætning af det udvaskede kvælstof samt en hurtig afstrømning til overfladevandet. Således vil en ændring i udvaskningsniveau hurtigt kunne spores i overfladevandet.

Kvælstofreduktion i vandløbsnære arealer

Vandløbsnære arealer er lavbundsarealer som bl.a. fugtige enge og vandlidende jorde. Disse arealers potentiale for kvælstofreduktion hænger bl.a. sammen med den vandmængde, der passerer igennem. Under gunstige forhold kan der være en nitratfjernelse via denitrifikation på 300-600 kg kvælstof pr. ha og år, men ofte er engområdernes filtereffekt kraftigt reduceret p.g.a. dræning, hvor grund- og drænvand ledes direkte ud i vandløbene.

Kvælstofreduktion i de ferske overfladevande

Under den fortsatte transport gennem de ferske systemer sker der en kvælstofreduktion i vandløb og søer, dels ved denitrifikation og dels ved permanent indlejring i sedimentet. De ferske systemers evne som filter er bestemt af en række faktorer: I vandløbene er det bl.a. grødevæksten og sedimentkvaliteten, og i søerne bl.a. opholdstid og udbredelse af vandplanter.

Transport og tilbageholdelse af fosfor

Reduktionen af fosfor under transporten gennem jord beskrives ikke direkte, idet der opereres med regionalspecifikke arealkoefficienter for P-tab til de ferske vande fra både landbrugsjorde og naturarealer, jvf. afsnit 4.2 og 4.3.

Vandløbenes betydning for fosfortilbageholdelse afhænger anses, på linie med kvælstof, for af mindre betydning, dels på grund af deres beskedne areal og dels fordi der ofte er tale om en midlertidig tilbageholdelse i sommermånederne. Tilbageholdelsen af fosfor knytter sig derfor hovedsageligt til søerne.

De senere års store reduktion i fosforbelastningen fra punktkilder har medført, at en stor del søer er i en overgangsfase mod en ny ligevægtstilstand. I denne periode nettoeksporterer søerne ofte fosfor, idet ophobet fosfor i sedimentet frigives. Det er næppe muligt - som for kvælstof (jvf. nedenfor) - at opstille en generel, simpel model for søernes fosfortilbageholdelse. Beskrivelsen af fosfordynamikken i et opland kræver således specifik viden om søsystemerne i oplandet.

7.2 En massebalance-model for kvælstoftilbageholdelse: Reduktionsfaktorer for oplande

Man kan i princippet anvende tre forskellige metoder til at modellere stoftransporten og -omsætningen af kvælstof fra rod-zonen til overfladevandet :

- Deterministiske areal-distribuerede modeller
- Generelle reduktionsfunktioner for forskellige jordtyper
- Reduktionsfaktorer for de enkelte oplande

Anvendelsen af deterministiske areal-distribuerede modeller har fundet sted i forbindelse med NPo-programmet (*Storm et al., 1990*). På baggrund af de detaljerede undersøgelser i NPo-programmet, er der gennemført modelstudier over vand- og kvælstoftransport i hhv. det sandjordsdominerede Karup Å opland og det lerjordsdominerede Langvad Å opland. Denne metode er, som det generelt gør sig gældende for komplekse modeller, tids- og datakrævende.

Generelle reduktionsfunktioner for forskellige jordtyper, kan opstilles for lerjorde og sandjorde på baggrund af ovennævnte modelstudier. Disse viser, at ca. 50 procent af det udvaskede kvælstof når ådalen på sandjordene, mens det på lerjordene er 60-80 procent. Hertil kommer, at der i ådalene vil ske en yderligere reduktion ved denitrifikation i de våde enge. Udover modelstudierne kan resultater fra Vandmiljøplanens Landovervågningsprogram benyttes. Her undersøges næringsstofudvaskningen fra landbrugsarealer til vandmiljøet i 6 små landbrugsdominerede vandløbsoplande (LOOP 1-6). Resultater herfra har vist, at belastningen af vandløbene fra LOOP'ene adskiller sig væsentligt afhængig af jordtypen, idet 24-58 % af det på tre lerjordsoplandene udvaskede kvælstof når vandløbene, mens det for sandjordene kun er 5-14 % (*Andersen et al., 1992*). Det anses dog for behæftet med meget stor usikkerhed, at generalisere ud fra disse data.

I dette projekt er det valgt at operere med *reduktionsfaktorer for de enkelte oplande*. Beregningen af disse reduktionsfaktorer er sket på grundlag af følgende massebalance:

$$BE_{land}^{i,y} = BE_{fla}^{i,y} - BE_{nat}^{i,y} - BE_{atm}^{i,y} - BE_{byg}^{i,y}$$

hvor

$BE_{land}^{i,y}$	=	N-Belastningsbidrag til kystafsnit i i år y fra landbrugsarealer
$BE_{fla}^{i,y}$	=	N-belastningsbidrag fra samtlige fladekilder i opland i, år y
$BE_{nat}^{i,y}$	=	N-belastningsbidrag fra naturarealer i opland i, år y
$BE_{atm}^{i,y}$	=	N-belastningsbidrag fra atmosfæriske depositioner på søer i opland i, år y og

$BE_{byg}^{i,y} =$ N-belastningsbidrag fra spredt bebyggelse i opland i, år y.

Belastningsbidraget fra samtlige fladekilder i et opland, $BE_{flav}^{i,y}$ kan beregnes på grundlag af data fra det landsdækkende overvågningsprogram, hvor den samlede belastning og belastningsbidraget fra samtlige punktkilder i de enkelte oplande kendes. Belastningsbidraget fra naturarealer, $BE_{nat}^{i,y}$, er bestemt ved at multiplicere naturarealet i oplandet (bestemt ud fra digitale kort) med en fast N-eksport koefficient for naturarealer på $2 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ og år}^{-1}$, jvf. afsnit 4.2. De atmosfæriske sø-depositioner antages at svare til de gennemsnitlige depositioner på jordoverfladen ($20 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ og år}^{-1}$) og kan således beregnes på grundlag af søernes samlede overfladeareal. Der er i beregningen kun medtaget søer hvis areal overstiger 5 ha. Udledningerne fra spredt bebyggelse i de enkelte oplande er beregnet i forbindelse med overvågningsprogrammet. Depositioner af atmosfærisk kvælstof på vandløb antages at have meget lille betydning og er udeladt.

Belastningsbidraget fra landbruget ($BE_{land}^{i,y}$) varierer fra år til år eftersom såvel N-udvaskning fra landbrugsarealer som transporten i vandløbene påvirkes af de årlige klimatiske variationer. Da modellen ikke tager højde for klimavariationer beregnes et *klimakorrigeret belastningsbidrag* fra landbruget, ($BE_{kland}^{i,y}$), ved at multiplicere $BE_{land}^{i,y}$ med en klima-korrektionsfaktor. Som korrektionsfaktor anvendes forholdet mellem den gennemsnitlige vandafstrømning i årene 1981-1990 i oplandet (Q_{gen}^i) og den aktuelle vandafstrømning for det pågældende år (Q_y^i), idet N-belastningen er stærkt korreleret med vandafstrømningen. $BE_{kland}^{i,y}$ beregnes altså som

$$BE_{kland}^{i,y} = BE_{land}^{i,y} \cdot \frac{Q_g^i}{Q_y^i}$$

For hvert opland beregnes herefter et *gennemsnitligt, klimakorrigeret belastningsbidrag* fra landbrug (BE_{kland}^i) for de år, hvor de nødvendige data haves, nemlig årene 1990-1992:

$$BE_{kland}^i = \sum_{y=1990}^{1992} (BE_{kland}^{i,y})/3$$

Den gennemsnitlige N-tilbageholdelse i opland i - N-reduktionsfaktoren (RED_N^i) beregnes herefter ved at sammenligne det gennemsnitlige, klimakorrigerede belastningsbidrag fra landbruget med en beregnet gennemsnits-udvaskning fra landbrugsjordene i opland i (UDV^i):

$$RED_N^i = \frac{UDV^i - BE_{kland}^i}{UDV^i}$$

N-reduktionskoefficienter - beregningresultater

De beregnede reduktionsfaktorer varierer betydeligt mellem oplandene - fra 9,3% i opland 30 til 71,4% i opland 44. M.h.t. ét opland, opland 23, giver beregningen af reduktionsfaktoren et negativt resultat. Den negative reduktion skyldes sandsynligvis, at opgørelsen er foretaget ud fra en skønnet belastning, idet opland 23 er umålt. Det er derfor valgt at antage, at reduktionen i opland 23 svarer til reduktionen i opland 22. Denne antagelse vil få mindre betydning, da belastningsbidraget fra fladekilder i dette mindre opland spiller en meget lille rolle.

Diskussion af den anvendte metode

En tilsvarende metode til beregning af stoftilbageholdelse er benyttet af *Kronvang et al. (1992)*, der har foretaget en sammenligning mellem udvaskningen beregnet i tre regioner (Vestjylland, Østjylland og Fyn) vha. af DAISY og den estimerede belastning for de fire hydrologiske år 1986/87 - 1989/90. Heraf fremgår det, at selv om udvaskningen i gennemsnit er størst fra de sandede jorde i Vestjylland (71 kg NO₃-N ha⁻¹) og mindst fra de lerede jorde på Fyn (55 kg NO₃-N ha⁻¹) er arealafstrømningen fra de lerede jorde større (29 kg NO₃-N ha⁻¹) end fra de sandede jorde (20 kg NO₃-N ha⁻¹).

Et af problemerne ved at opstille reduktionsfaktorer, d.v.s faktorer, der beskriver forskellen mellem udvaskning og belastning, for de forskellige oplande er, at der er en vis tidsforsinkelse i stoftransporten. Det er kun en vis procentdel af det kvælstof, der er udvasket et givet år, der afstrømmer samme år. Denne procentdel vil dersuden variere fra opland til opland, idet den er afhængig af jordbundsforholdene i området. Med den valgte metode forudsættes det, at gennemsnittet af belastningsopgørelserne fra overvågningsprogrammet er repræsentative for belastningen i et "normal-år", samt at udvaskningen korrigeret til et normal-år har været forholdsvis konstant gennem en årrække.

Ved den anvendte metode forudsættes det indirekte, at det udelukkende er kvælstofbidraget fra det åbne land (landbrug og naturarealer), der reduceres undervejs ved transporten til havet. Eftersom noget af kvælstofbidraget fra punktkilder til vandløb og søer i praksis også vil blive tilbageholdt betyder dette, at beregningen af landbrugets N-afstrømnings-bidrag - d.v.s. hvor stor en del af den samlede N-afstrømning, der når de marine områder og som kommer fra landbruget - vil blive underestimeret i modellen. Beregningen af landbrugets andel af den samlede N-afstrømning vil derfor være udtryk for en minimums-andel.

7.3 Atmosfærisk transport og deposition af NH_x-N

Ammoniak (NH₃) reagerer i luften med syre og bliver omdannet til ammonium-partikler (NH₄-partikler).

Ammoniak og ammonium fjernes fra atmosfæren ved tør- og vådd deposition. Tæt ved kilden er tørdepositionen af NH_3 vigtigst, mens det langt fra kilden er våddeposition af NH_4 , der er vigtigst.

Atmosfæriske spredningsmodeller

Atmosfærisk transport og deposition af ammoniak og ammonium kan simuleres ved hjælp af modellen "TREND" (Asman, 1990) ud fra kendskab til indenlandske og udenlandske emissioner. TREND er en statistisk transportmodel med variabel rumlig opløsning, som er udviklet på National Institute of Public Health and Environmental Protection (RIVM) i Holland. Modellen er oprindeligt udviklet til kun at omhandle svovl, men er senere tilpasset til også at omhandle luftformige kvælstofforbindelser. Modellen beskriver spredning, omdannelse og deposition fra både nære og fjerne kilder. For en nærmere redegørelse af modellen henvises til Asman (1990, a).

Ved hjælp af TREND er computerprogramet KONSEKVENS blevet udviklet (Asman, 1990, b). I KONSEKVENS bliver der ikke foretaget egentlige modelberegninger. Der benyttes istedet resultater, der er fremkommet ved at køre et stort antal kørsler med TREND. Disse resultater er blevet lagt ind i KONSEKVENS i form af en transportmatrice, der angiver sammenhængene mellem emissioner fra og depositioner på forskellige geografiske lokaliteter. I KONSEKVENS er den rumlige opløsning for emissions-opgørelser på amtsniveau, mens det er muligt at få beregnet depositionen på 29 forskellige receptor-områder: 14 amter og 15 marine områder. De 15 marine områder er ikke helt sammenfaldende med den farvandsafgrænsning, der arbejdes med i NP-modellen; dette gælder specielt for Nordsøen, Skagerrak og Østersøen, men der er korrigeret herfor, jvf. nedenfor.

Tabel 7.2 viser transportmatricen for sammenhængene mellem emissionerne fra amterne og de 9 farvandsområder, der arbejdes med i NP-modellen. Matricen er genereret ved kørsler med KONSEKVENS, hvor det for hvert amt er beregnet, hvorledes emission af 1 ton N fordeler sig på receptorer under antagelse om 0 emission fra øvrige amter og udlandet. Hver vandret vektor i matricen angiver således hvorledes emissionen af 1 ton N fra et givet amt fordeler sig på forskellige receptorområder. F.eks. ses det, at godt 5% af emissionen fra Viborg amt deponeres på Kattegat. (At den vandrette sum til højre i matricen ikke er 1 skyldes naturligvis, at en stor del af emissionerne deponeres på land eller i udlandet). Der er korrigeret for den manglende overensstemmelse mellem farvandsafgrænsningen i KONSEKVENS og NP-modellen ved at beregne depositionerne i KONSEKVENS pr km^2 , og herefter anvende de herved beregnede depositions-tætheder til at beregne depositionerne på de 9 farvandsområder i NP-modellen.

Det bør pointeres, at beregningen af depositionen er baseret på specifikke parameterværdier for tørdepositionshastigheder, omdannelsesrater og nedbørsmængder, der svarer til det hollandske klima. Idet der ikke er taget hensyn til forskelle i overfladeruhed, og

ermed geografisk variation i tørdepositions-hastigheder, kan tørdepositionen i skovområder være underestimeret, mens tørdeposition i marine områder kan være overestimeret.

I NP-modellen er den geografiske opløsning for emissionerne fra husdyr 2. ordens kystoplande. Beregning af spredning og deposition af ammoniak-emissionerne ved hjælp af ovenstående transport-matrice sker derfor efter en forudgående fordeling af husdyr-emissionerne på amter.

Tabel 7.2 Emissions-depositionsmatrice for ammoniak-N: Andele af emissioner fra amter, der deponeres på marine områder.

Emitter-amt	Receptor: Farvandsområde									
	1. Nordsøen	2. Skagerrak	3. Kattegat	4. N. Bælthav	5. Lillebælt	6. Storebælt	7. Øresund	8. S.. Bælthav	9. Østersøen	I ALT
Kbh	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,060	0,000	0,000	0,060
Fr.borg	0,000	0,000	0,058	0,006	0,001	0,004	0,022	0,000	0,010	0,100
Roskilde	0,000	0,000	0,018	0,003	0,002	0,007	0,040	0,002	0,024	0,095
Vestsj.	0,008	0,002	0,041	0,024	0,002	0,029	0,010	0,002	0,016	0,133
Storstrøm	0,008	0,002	0,011	0,003	0,001	0,035	0,015	0,008	0,061	0,145
Bornholm	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,001	0,000	0,041	0,042
Fyn	0,011	0,002	0,029	0,034	0,025	0,075	0,003	0,005	0,011	0,194
Sønd.jyll.	0,037	0,002	0,022	0,013	0,040	0,015	0,002	0,004	0,008	0,143
Ribe	0,068	0,004	0,026	0,012	0,006	0,006	0,001	0,002	0,004	0,130
Vejle	0,021	0,003	0,042	0,035	0,013	0,008	0,002	0,002	0,006	0,130
Ringk.	0,060	0,008	0,035	0,007	0,002	0,003	0,001	0,001	0,004	0,121
Århus	0,013	0,005	0,111	0,039	0,002	0,004	0,001	0,001	0,005	0,182
Viborg	0,035	0,014	0,056	0,006	0,001	0,002	0,001	0,001	0,003	0,120
Nordjyll.	0,016	0,019	0,093	0,003	0,001	0,001	0,001	0,000	0,002	0,136

8 Økonomien i landbruget

I NP-modellen beskrives de økonomiske konsekvenser af foranstaltninger overfor landbrugsproduktionen ved ændringer i jordrenten, beregnet i hhv. velfærdsøkonomiske og virksomhedsøkonomiske priser, jvf. kap. 3. Jordrenten er det beløb, der er tilovers, når alle udgifter til råvarer, arbejdskraft og kapital er trukket fra indtægterne ved salg af produktionen.

Jordrenten knyttet til en given scenarie-specifikation beregnes i 2 trin: Det første trin er en beregning af de *mængdemæssige* konsekvenser, d.v.s. konsekvenserne for forbruget af råvarer, arbejdskraft m.v. opgjort i fysiske enheder. Denne konsekvensberegning foretages v.h.a. *produktionsfunktioner for landbrugets driftsgrene*, jvf. det følgende afsnit. Det andet trin er en *værdisætning* af mængdeændringerne med et sæt aktuelle priser samt en sammenvejning af disse, herunder sammenvejning af mængdemæssige konsekvenser, der strækker sig over flere år ved hjælp af en kalkulationsrente.

8.1 Produktionsfunktioner for landbrugets driftsgrene

Ved produktionsfunktioner for landbrugets driftsgrene forstås her opstillinger af de fysiske (mængdemæssige) sammenhænge mellem inputs og output knyttet til dyrkning af forskellige afgrøder på én ha. landbrugsjord eller til produktion af en nærmere defineret husdyrenhed. Produktionsfunktionerne skal - sammen med et sæt velfærdsøkonomiske eller virksomhedsøkonomiske beregningspriser - danne grundlag for beregning af den velfærdsøkonomiske eller den virksomhedsøkonomiske jordrente knyttet til forskellige driftsgrene og driftsformer, som skitseret i figur 8.1.

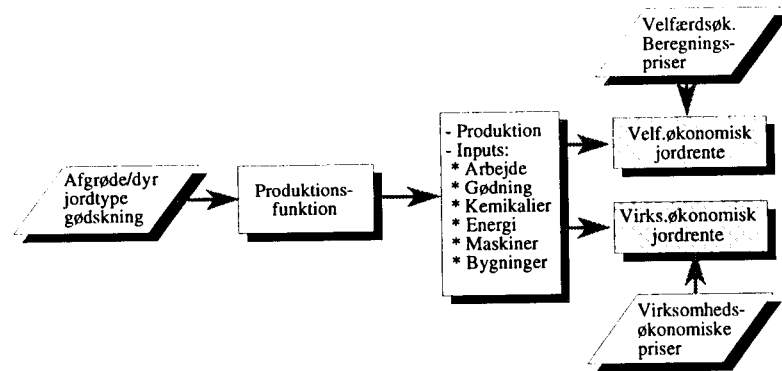
Teoretisk kan udbyttet af f.eks. en bestemt afgrøde beskrives som en funktion af de naturgivne forhold (klima, jordbund) og øvrige, driftsbetingede inputs (kapital, arbejde og hjælpepestoffer), hvor den nærmere kombination og mængde af inputs repræsenterer forskellige landbrugsteknologiske produktionsmetoder:

$$Pro = f(Klima, J, K, L, R)$$

hvor

Pro	=	Produktion af en afgrøde
Klima	=	klimateiske forhold (nedbør, temperatur)
J	=	Jordbundstype
K	=	Kapitalinputs
L	=	Arbejdskraft

R = Anvendelse af forskellige råvarer og hjælpestoffer



Figur 8.1 Principskitse for jordrenteberegningerne i NP-modellen

I praksis ville det imidlertid være en meget omfattende opgave at estimere sådanne produktionsfunktioner og næppe muligt på grundlag af det foreliggende datagrundlag alene, ligesom det i forhold til nærværende projekt alene er interessant at betragte udbyttets variation med ændringer i de menneskebetingede inputs. Klimatiske forhold betragtes som givne, og der ses derfor bort fra disse i specifikationerne af produktionsfunktionerne.

M.h.t. *jordbundsforholdene* er det i modellen valgt at fordele samtlige jordbundstyper på to typer: Sand og ler. For hver afgrøde specificeres 2 produktionsfunktioner - en for hver jordbundstype.

M.h.t. de *menneskebetingede inputs* er den vigtigste variabel i model-sammenhængen *marktilførselen og udnyttelsen af gødningsstoffer* - d.v.s. handels- og husdyrgødning, som er afgørende for landbrugsgets tab af næringssalte, og det er i 1. omgang disse variable, der skal kunne manipuleres i modellen. Udnyttelsen af husdyrgødningens indhold af nitrogen afhænger af den valgte udbringningsteknologi.

Det skal imidlertid understreges, at lang række andre landbrugs-teknologiske forhold også har betydning for såvel produktionsresultat som næringsstofftab: F.eks. Jordbearbejdning, fodringspraksis (der har betydning for husdyrgødningens indhold af næringssalte), opbevaring og behandling af husdyrgødning inden udbringning m.v.. I 1. omgang er det imidlertid valgt at betragte disse forhold som givne i modellen.

Modelteknisk betyder dette, at produktionen af en afgrøde er udtrykt som en funktion af tilførslen af nitrogen i gødningsstoffer

(N), udbringningsteknologien vedrørende husdyrgødning (d.v.s. anvendelsen af kapital, arbejdskraft og energi knyttet til forskellige måder at tilføre marken husdyrgødning) - udtrykt ved udbringningsomkostningerne (U_{omk}); samt et forbrug af inputs iøvrigt (kapital (K), arbejdskraft (L), råvarer iøvrigt (R)) og øvrige, ikke specificerede dyrkningsomkostninger (O), der alle betragtes som *faste, tekniske koefficienter* knyttet til dyrkning af en ha af den pågældende afgrøde og bestemt ud fra "normal landbrugspraksis":

$$Pro = f(N, U_{omk}, \bar{K}, \bar{L}, \bar{R}, \bar{O})$$

Beskrivelsen af sammenhængene mellem inputs og outputs i modellen sker således *dels* ved hjælp af funktionelle sammenhænge mellem planteproduktionen og marktilførsel og udnyttelse af gødning, *dels* ved hjælp af faste, tekniske koefficienter for en række fysiske inputvariable knyttet til de enkelte driftsgrene. Endelig bliver en række inputs knyttet til udnyttelsen af husdyrgødning bestemt indenfor modellen.

M.h.t. *planteavl* opereres for hver driftsgren med 5 *eksogene* (manipulerbare) variable: Tilførsel af handelsgødning-N (kg), tilførsel af kvæggylle (ton), tilførsel af svinegylle (tons) samt virkningsgrader for N i hhv. kvæg- og svinegylle (med virkningsgraden for N menes den mængde handelsgødning-N, som 100 kg husdyrgødning-N kan erstatte med det samme udbytteresultat); 9 *endogene* variable (d.v.s. variable bestemt i modellen): Udbytte af hovedprodukt (hkg), udbytte af biprodukt (hkg), tilførsel af handelsgødning-P og handelsgødning-K (kg), tilførsel af plantetilgængeligt N, P og K i husdyrgødning (kg), udbringningsomkostninger pr. tons gylle for hhv. kvæg- og svinegylle (kr) og de samlede udbringningsomkostninger for den tilførte mængde af hhv. kvæg- og svinegylle (kr); og endelig 10 *tekniske koefficienter*: EU-hektarstøtte, arbejde iøvrigt (d.v.s. arbejdstid ud over arbejdstiden til markudbringning af husdyrgødning) (timer), omkostninger til hhv. udsæd og kemikalier (kr), brændstof (liter) og el (Kwh), øvrige omkostninger (kr), investeringer i kapital: Bygninger, maskiner og inventar samt beholdninger (kr), levetider for hhv. bygninger og maskiner samt vedligehold af hhv. bygninger og maskiner.

Opgørelsen af forbruget af kapital indebærer to problemer: For det første kan forbruget af kapital ikke opgøres i fysiske enheder. For det andet rækker investeringer i kapitalgoder normalt udover en vækstsæson. Det første problem indebærer, at kapitalforbruget må opgøres i kr., det andet, at der må tages højde for levetiden for kapitalgoderne, og dermed også for hvorledes investeringsudgiften vægtes i det enkelte år (afskrivning og forrentning = amortiseringen af den investerede kapital). I den senere beregning af jordrenten er det ønskeligt at kunne variere på den anvendte kalkulationsrente, som har betydning for amortiseringen af kapitaludgifterne. I 1.

omgang opgøres derfor den samlede investeringsudgift til dyrkning af en ha. af den pågældende afgrøde.

Inputs og outputs af en afgrøde på en given jordtype (sand eller ler), beskrives i modellen som følger:

Exogene (manipulerbare) variable: enhed

Tilførsel, handelsgødning-N:	HAN	kg
Tilførsel af husdyrgødning:		
- Kvæggylle	KGYL	tons
- Svinegylle	SGYL	tons
Virkningsgrad, husdyrgødning-N:		
- Kvæggylle	KVGN	
- Svinegylle	SVGN	

Endogene variable:

Udbytte, hovedprodukt:	$HPRO = \beta_0 + \beta_1 N + \beta_2 N^2$	hkg eller FE
Udbytte, biprodukt (halm):	$BIPRO = \gamma HPRO$	hkg
Samlet nitrogen input:	$N = HAN + HUN$	kg
Husdyrgødning-N:	$HUN = (KVGN \cdot n_1 \cdot KGYL) + (SVGN \cdot n_2 \cdot SGYL)$	kg
Husdyrgødning-P:	$HUP = (VGP \cdot p_1 \cdot KGYL) + (VGN \cdot p_2 \cdot SGYL)$	kg
Husdyrgødning-K:	$HUK = (VGK \cdot k_1 \cdot KGYL) + (VGK \cdot k_2 \cdot SGYL)$	kg
Handelsgødning-P: $HUP > P$:	$HAP = 0$	
$HUP < P$:	$HAP = P - HUP$	kg
Handelsgødning-K: $HUK > K$:	$HAK = 0$	
$HUK < K$:	$HAK = K - HUK$	kg
Udbringningsomkostninger husdyrgødning:		
- Kvæggylle: $KVGN \leq \delta_1$:	$KUDBR = KGYL \cdot a_0$	kr
$KVGN > \delta_1$:	$KUDBR = KGYL \cdot (a_1 + b_1 \cdot KVGN)$	kr
- Svinegylle: $SVGN \leq \delta_2$:	$SUDBR = SGYL \cdot a_0$	kr
$SVGN > \delta_2$:	$SUDBR = SGYL \cdot (a_2 + b_2 \cdot SVGN)$	kr

Faste input-output koefficienter:

EU-hektarstøtte:	EUHA	kr
Udsæd:	UDS	kg
Kemikalier:	KEM	kr
Norm for P-tilførsel:	P	kg
Norm for K-tilførsel:	K	kg
Virkningsgrad, husdyrgødning-P	VGP	
Virkningsgrad, husdyrgødning-K	VGK	
Brændstof:	BR	liter
El:	EL	kWh
Arbejde:	ARB	timer
Øvrige omkostninger:	OEV	kr
Investeringsbygninger	BINV	kr
Investeringsmaskiner og inventar:	MINV	kr
Investeringsbeholdninger:	BEH	kr
Vedligehold bygninger:	VEDB	kr
Vedligehold maskiner og inv.:	VEDM	kr
Levetid bygninger:	nb	år
Levetid maskiner og inventar:	ni	år

β_0 , β_1 og β_2 er afgrøde- og jordtypespecifikke parameterværdier estimeret af Rude et al (1991), mens γ , a og b er afgrødespecifikke parametre hvis fastsættelse fremgår af det følgende. Parameterværdierne n , p og k er husdyrspecifikke og angiver det gennemsnitlige

indhold af N, P og K i et tons husdyrgylle, mens virkningsgraderne for hhv. P og K i husdyrgødning (VGP og VGK) ansættes til faste værdier uanset afgrøde og jordtype. Gylletilførslen er specificeret på hhv. svinegylle og kvæggylle, som har et forskelligt indhold af næringssalte.

Udbringningsomkostningerne for husdyrgødning antages at være konstante pr. tons gylle op til en grænseværdi for virkningsgraden (δ), men (lineært) stigende med virkningsgraden for virkningsgrader større end δ .

Beregningsgangen i den mængdemæssige kalkulation af inputs og outputs er illustreret i figur 8.2.

M.h.t. *husdyrproduktion* (svin, kvæg og høns) samt for ekstensivt dyrehold (får og ammekøer) opereres udelukkende med faste tekniske koefficienter for in- og output:

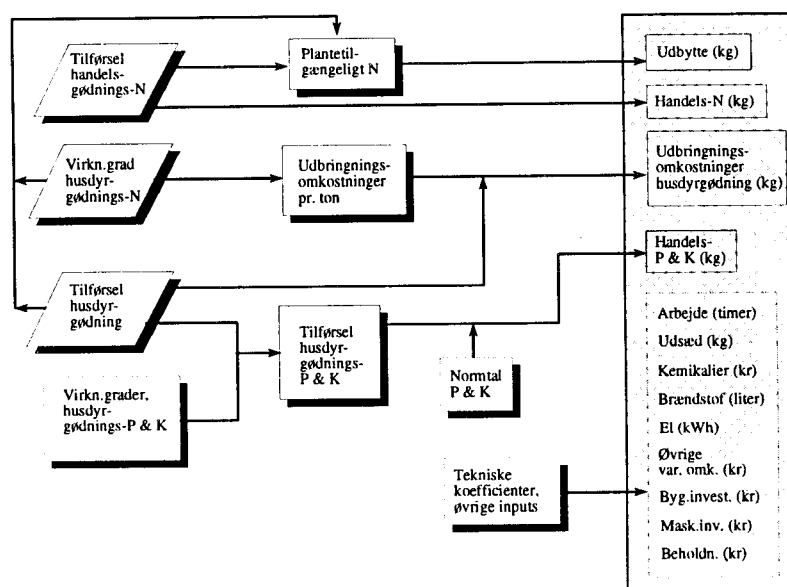
Mælkeproduktion:	MPRO	kg
Værdi af tilvækst (kød):	KPRO	kr
Værdi af biprodukter:	BIPRO	kr
Æg:	AEG	kg
Kvæggylle:	KGYL	tons
Svinegylle:	SGYL	tons
EU dyrepræmie:	EUDY	kr
Arbejde:	ARB	timer
Korn og kraftfoder:	KF	FE
Hjemmeavl. roer inkl. top:	ROER	FE
Hjemmeavlet græsfoder:	GRAES	FE
Melasse, mask, roepiller:	ME	FE
Soyaskrå:	SOY	FE
Halm:	HALM	FE
Brændstof:	BR	BR
El:	EL	liter
Øvrige omkostninger:	OEV	kr
Bygningsinvestering:	BINV	kr
Besætning:	BES	kr
Maskiner og inventar:	MINV	kr
Beholdninger:	BEH	kr
Vedligehold bygninger:	VEDB	kr
Vedligehold inventar:	VEDM	kr
Levetid bygninger:	nb	år
Levetid inventar:	ni	år

Det statistiske og landbrugstekniske grundlag for opstillingen af produktionsfunktionerne er: Udbyttefunktioner estimeret af *Rude et al. (1991)*, SJI's såkaldte driftsgrenstatistik for året 1991/92 (*SJI, 1993*), de såkaldte "Landskalkuler" fra Landbrugets Informationskontor (*LIK, 1992*), LIK's håndbøger for driftsplanlægning, planteavl, kvægavl og svineavl (*LIK, 1992a, b, c og d*), *Rude og Dubgaard (1987)* og diverse materiale og oplysninger indhentet fra LIK samt Maskinstationernes konsulenttjeneste.

Der er opstillet produktionsfunktioner for følgende driftsgrene for dansk landbrug:

Salgsafgrøder: Vintersæd, vårsæd, vinterraps, vårraps, bælgssæd, kartofler, fabriksroer og anden salgsafgrøde.

Grovfoderafgrøder (input i husdyrproduktionen): Foderroer, sædskiftegræs, vedvarende græs samt andet grovfoder.



Figur 8.2 Produktionsfunktioner for afgrøder i NP-modellen - principskitse.

Husdyrproduktion: Kvæg, svin, fjerkræ.

Ekstensiv afgræsning: Ammekvæg, får.

Braklægning: Grønbrak i omdrift

Parameterværdier og input- outputkoefficienter i de opstillede produktionsfunktioner for disse driftsgrene er vist i tabellerne i bilag 1. Hvor enheden er kr., er værdien baseret på 1991-prisniveau. Bilag 2 indeholder en detaljeret redegørelse for fremgangsmåden bag opstillingen af funktionerne.

8.2 Beregningspriser

Kalkulation af jordrentebidrag fra de forskellige driftsgrene - fordrer udover de opstillede produktionsfunktioner kalkulationspriser for de forskellige in- og outputs samt oplysninger om evt. EU-producentstøtte (hektar- og dyrestøtte). I tabel 8.1 er vist de virksomhedsøkonomiske kalkulationspriser i 1991-niveau for landbrugets in- og outputs samt de tilsvarende velfærdsøkonomiske beregningspriser. Fastsættelsen af de velfærdsøkonomiske beregningspriser følger principperne beskrevet af Møller (1989), og er kort beskrevet i det følgende.

I tabel 8.1 er endvidere vist de forventede priser efter gennemførelsen af EU's landbrugsreform med omlægningen af prisstøtten til hektarstøtte.

Priserne på grovfoderafgrøder (hjemmeavlede roer og hjemmeavlet græs) er ikke givet eksogent, men beregnes i modellen som dyrkningsomkostningerne tillagt en mistet jordrente ved bedste alternative anvendelse af jorden, jvf. afsnit 8.3. I tabellen nedenfor er den interne foderpris beregnet under forudsætning om standard-gødskning med 50% handelsgødning, 50% husdyrgødnings-N (effektivt) og en virkningsgrad for tildelt kvæggylle på 25%.

Velfærdsøkonomiske beregningspriser

Produktionsværdien (kerne og halm) er fastlagt som den pris, producenten modtager multipliceret med nettoafgiftsfaktoren for internationalt handlede goder på 1,3. *Værdien af arbejdskraft* er fastsat som arbejds lønnen multipliceret med den indenlandske nettoafgiftsfaktor på 1,2.

Samtlige råvarer, med undtagelse af el og udsæd, regnes som internationalt handlede goder, og den velfærdsøkonomiske beregningspris fastsættes derfor som den pris, producenten betaler (markedsprisen eksklusiv refunderbare afgifter) forhøjet med nettoafgiftsfaktoren på internationalt handlede goder (1,3).

Udsæd betragtes som en vare, der produceres til hjemmemarkedet, og beregningsprisen fastsættes derfor som markedsprisen ekskl. refunderbare afgifter og forhøjet med nettoafgiftsfaktoren på indenlandske goder (1,2).

Den velfærdsøkonomiske beregningspris på el er fastsat som de i velfærdsøkonomiske beregningspriser opgjorte omkostninger ved at producere el, idet det antages, at et forøget (formindsket) el-forbrug modsvarer af en forøget (formindsket) el-produktion.

Maskiner og inventar kan være en blanding af hjemmemarkedsproducerede goder og goder, der handles internationalt. Det er her valgt at betragte dem som hjemmemarkedsproducerede goder hvilket indebærer, at de værdisættes til køberprisen ekskl. refunderbare afgifter og multipliceret med nettoafgiftsfaktoren på indenlandsk handlede goder (1,2).

M.h.t. bygningerne bør disse værdisættes til de velfærdsøkonomiske opførelsesomkostninger. Eftersom dette kræver kendskab til sammensætningen af opførelsesomkostningerne på hhv. råvarer, kapital og arbejdskraft, er der i stedet valgt at anvende opførelsesomkostningerne for producenten, ekskl. refunderbare afgifter og multipliceret med nettoafgiftsfaktoren på indenlandske goder på 1,2. Den fejl, der begås herved, må anses for at være uden betydning.

Tabel 8.1 Virksomhedsøkonomiske priser og velfærdsøkonomiske beregningspriser i 1991 samt de forventede priser efter landbrugsreformen (1995)

	Enhed	Virksomhedsøkonomisk pris (kr. / enhed)		Velfærdsøkonomisk beregn. priser (kr./enh.)	
		1991-pris	1995-pris	1991-pris	1995-pris
<i>Priser på salgsprodukter:</i>					
- Vintersæd	hkg	123	85	159,9	110,5
- Vårsæd	hkg	124	85	161,2	110,5
- Vinterraps	hkg	268	125	348,4	162,5
- Vårraps	hkg	268	125	348,4	162,5
- Bælgsæd	hkg	187	95	243,1	123,5
- Kartoffler	hkg	76	67	98,8	87,1
- Fabriksroer	hkg	38	38	49,4	49,4
- Mælk	kg	2,58	2,5	3,35	3,25
- Æg	kg	6,09	6,7	7,92	8,71
- Lammekød	kg	19,31	18,75	25,1	24,38
- Halm	hkg	25	25	30	30
<i>Udsæd:</i>					
- Vintersæd	kg	2,4	2,0	2,88	2,4
- Vårsæd	kg	2,4	2,0	2,88	2,4
- Vinterraps	kg	53,5	55	64,2	66
- Vårraps	kg	37,75	60	45,3	72
- Bælgsæd	kg	4,25	2,75	5,1	3,3
- Kartoffler	kg	2	2	2,4	2,4
- Fabriksroer	kg	760	750	912	900
- Foderroer	kg	600	700	720	840
- Sædskiftegræs	kg	20,25	13	18,6	15,6
- Vedvarende græs	kg		25	24,3	30
<i>Arbejdskraft og råvarer:</i>					
- Arbejde	timer	102	108	122,4	129,6
- Handelsgødning-N	kg	4,25	4	5,53	5,2
- Handelsgødning-P	kg	9,5	7,6	12,35	9,88
- Handelsgødning-K	kg	2,9	2,7	3,77	3,51
- Korn og kraftfoder, kvæg	FE	1,62	1,49	2,11	1,94
- Korn og kraftfoder, svin	FE	1,45	1,33	1,89	1,73
- Korn og kraftfoder, fjerkræ+ får	FE	1,41	1,3	1,83	1,69
- Melasse, mask, rocpille	FE	1,09	1,09	1,31	1,31
- Soyaskrå	FE	1,33	1,37	1,73	1,78
- Halm	FE	1	1	1,2	1,2
- Brændstof	liter	1,72	1,72	2,24	2,24
- El	Kwh	0,46	0,46	0,55	0,55
<i>Kapitalomkostninger:</i>					
- Den samfundsøkonomiske kalkulationsrente (r_s)	dec.			0,03	0,03
- Den alternative afkastrate (den virksomhedsøkonomiske kalkulationsrente - r_v)	dec.	0,07	0,07	0,07	0,07
<i>EU-støtte:</i>					
- Korn (vinter-og vårsæd)	kr./ha	0	2109	0	2109
- Raps	kr./ha	0	3688	0	3688
- Bælgsæd	kr./ha	0	3047	0	3047
- Brakpræmie	kr./ha	0	2109	0	2109
- Handyrpræmie	kr./dyr	357	841	464	1093
- Ammekopræmie	kr./dyr	357	1122	464	1459
- Moderfårpræmie	kr./dyr	200	200	260	260

Afskrivningsperioden for bygninger er ansat til 25 år, mens afskrivningsperioden for maskiner og inventar er ansat til 10 år. Den samfundsmæssige kalkulationsrente (tidspræferencerenten) er sat til 3%, og den alternative afkastrate for investeringer er sat til 7%. Forrentningsfaktoren (se Møller, 1989) for bygninger kan herefter beregnes til 1,7 mens den er beregnet til 1,3 for maskiner og inventar.

8.3 Beregning af den virksomhedsøkonomiske og velfærdsøkonomiske jordrente

For hver specifikation af salgsafgrøde, jordtype, tilførsel af handels- og husdyrgødning samt virkningsgraden for husdyrgødning kan beregnes en jordrente pr. ha. i virksomhedsøkonomiske eller velfærdsøkonomiske priser (hhv. J_v og J_s):

$$J_v^{j,a} = PRO^{j,a} \cdot p_{vpro}^a - (VAR^{j,a} \cdot p_{vvar}^{j,a} + BEH \cdot r_v + BINV_v^{j,a} \cdot k_{vb} + MINV_v^{j,a} \cdot k_{vm})$$

og

$$J_s^{j,a} = PRO^{j,a} \cdot p_{spro}^a - (VAR^{j,a} \cdot p_{svar}^{j,a} + BEH \cdot r_s + BINV_s^{j,a} \cdot k_{sb} \cdot f_b + MINV_v^{j,a} \cdot k_{vm} \cdot f_m)$$

hvor

- $J_v^{j,a}$ = Jordrenten (pr. ha) i virksomhedsøkonomiske priser, jordtype j, afgrøde a
- $J_s^{j,a}$ = Jordrenten i velfærdsøkonomiske priser, jordtype j, afgrøde a
- PRO = en vektor af output-variable (HPRO, BIPRO og EUHA)
- VAR = en vektor af variable inputs (bestående af variablene ARB, UDS, KEM, HAN, HAP, HAK, BR, EL, KUDBR, SUDBR, OEV samt VEDB og VEDM)
- BEH = Nødvendige initialbeholdninger
- BINV = Bygningsinvesteringen (jvf. variabeldefinitionerne ovenfor)
- MINV = Investering i maskiner og inventar
- p = Prisvektorer for hhv. output og variable inputs
- r_v = Den alternative afkastrente (= den virksomhedsøkonomiske kalkulationsrente)
- r_s = Den velfærdsøkonomiske kalkulationsrente
- k = Kapitalindvindingsfaktorer for hhv. bygninger (b) og maskiner (m)¹.
- f = Forrentningsfaktoren for hhv. bygninger (b) og maskiner (m)².

og hvor sub- eller supnotationerne v, s, j, a angiver hhv. virksomhedsøkonomiske priser, velfærdsøkonomiske beregningspriser, jordtype og afgrøde.

I tabel 8.2 er som eksempel vist jordrenten ved dyrkning af de forskellige salgsafgrøder under forudsætning af normgødskning med handelsgødning alene (typisk rene planteavlsbrug), jordrenten ved udbringning af 30 tons kvæggylle med virkningsgrad på 33% samt fuld normgødskning med handelsgødning (typisk for mange kvægbrug) samt jordrenten, såfremt virkningsgraden for kvæggyllen bringes op på 50% sammen med en tilpasning af tilførslen med handelsgødnings-N.

Tabel 8.2 Jordrente (kr. pr. ha.) ved dyrkning af salgsafgrøder med 3 gødskningsalternativer (baseret på pris- og støtteniveau 1991): 1. 100% handelsgødning iflg. norm; 2. 100% handelsgødning iflg. norm + 30 tons kvæggylle med virkningsgrad 0,33; 3. 30 tons kvæggylle med virkningsgrad 0,5 + handelsgødning til dækning af restbehov op til norm.

Afgørde	Jord-type	Virks.øk. Jordrente			Velf.øk. Jordrente		
		Alt.1	Alt.2	Alt.3	Alt.1	Alt.2	Alt.3
Vintersæd	sand ler	-1.412 2.404	-1.649 2.434	-1.639 2.355	-1.531 3.454	-1.801 3.530	-1.744 3.473
Vårsæd	sand ler	-715 521	-603 427	-877 474	-609 1060	-423 982	-739 1079
Vinterraps	sand ler	896 1374	932 1540	824 1431	1495 2139	1578 2390	1486 2299
Vårraps	sand ler	-1046 424	-1187 550	-1175 473	-1049 879	-1186 1087	-1135 1023
Bælgsæd	sand ler	1864 2210	1788 2368		2791 3276	2728 3517	
Kartofler	sand	11775	11741	12100	16657	16657	17125
Fabriksroer	ler	4655	3804	4982	6678	5621	7165

Tilsvarende kan for hver kategori af *husdyr* beregnes et *jordrentebidrag* pr. dyreenhed. Jordrentebidraget pr. dyreenhed beregnes som følger:

$$JD_v^{j,d} = PRO^{j,d} \cdot p_{vpro}^d - (VAR^{j,d} \cdot p_{vvar}^{j,d} + BEHOLD \cdot r_v + BINV_v^{j,d} \cdot k_{vh} + MINV_v^{j,d} \cdot k_{vm})$$

og

$$JD_s^{j,d} = PRO^{j,d} \cdot p_{spro}^d - (VAR^{j,d} \cdot p_{svar}^{j,d} + BEHOLD \cdot r_s + BINV_s^{j,d} \cdot k_{sh} \cdot f_h + MINV_s^{j,d} \cdot k_{sm} \cdot f)$$

hvor JD angiver jordrentebidraget pr. dyreenhed pr. jordtype og dyretype. Output-vektoren PRO omfatter variablene MPRO, KPRO, BIPRO, AEG og EUDY. Inputvektoren VAR omfatter variablene ARB, KF, ROER, GRAES, ME, SOY, HALM, BR, EL, OEV, VEDB OG VEDM. Input-vektoren BEHOLD omfatter variablene BES og BEH. MINV og BINV er defineret.

Prisparametrene (p) til værdisætningen af output og inputs er givet eksogent, bortset fra "skyggepriserne" (den interne pris) på hjemmeavlede roer (ROER) og hjemmeavlet græs (GRAES), der beregnes internt i modellen som dyrkningsomkostningerne beregnet i hhv. virksomhedsøkonomiske priser og velfærdsøkonomiske beregningspriser, tillagt en mistet jordrente ved den bedste alternative anvendelse af jorden til dyrkning af salgsafgrøder. F.eks. beregnes den interne, virksomhedsøkonomiske pris på foderroer

dyrket på lerjord som følger:

$$p_{roer}^{ler} = \frac{(VAR_{roer}^{ler} \cdot p_{vvar} + BEH \cdot r_v + BINV_{v,roer}^{ler} \cdot k_{vh} + MINV_{v,roer}^{ler} \cdot k_{vm} + J_{max}^{ler})}{\beta_0 + \beta_1 \cdot N + \beta_2 \cdot N^2}$$

hvor J_{max}^{ler} er den maksimale, alternative jordrente ved dyrkning af salgsafgrøder på lerjord, og hvor nævneren angiver beregningen af produktionen af roer i foderenheder (FE) som funktion af den effektive N-tilførsel. I modellen beregnes J_{max} ikke, men fastsættes eksogent (udenfor modellen) af brugeren.

I tabel 8.3 er vist beregninger af dyrkningsomkostningerne for grovfoder i hhv. virksomhedsøkonomiske og velfærdsøkonomiske beregningspriser, under alternative gødskningsalternativer. I dette eksempel er J_{max} (den alternative jordrente) ansat til hhv. 2.400 kr./3.500 kr. i hhv. virksomheds-og velfærdsøkonomiske priser for lerjorde og 1.800 kr. / 2.400 kr. for sandjorde (svarende til jordrenten ved dyrkning af hhv. vintersæd og bælgsæd på de to jordtyper).

Tabel 8.3 Omkostninger pr. FE ved dyrkning af grovfoder. Virksomhedsøkonomiske omkostninger og omkostninger i velfærdsøkonomiske beregningspriser. Prisniveau 1991, samme gødskningsalternativer som i tabel 8.2.

Afgrøde	Jord-type	Virks.øk. Omk.			Velf.øk. Omk.		
		Alt.1	Alt.2	Alt.3	Alt.1	Alt.2	Alt.3
Roer	sand ler	1,88	1,73	1,84	2,34	2,15	2,28
		1,72	1,60	1,69	2,18	2,03	2,13
Sædskif- tegræs	sand ler	1,09	1,06	1,06	1,38	1,34	1,33
		1,22	1,17	1,20	1,59	1,52	1,55

I tabel 8.4 er vist beregninger af det virksomhedsøkonomiske jordrentebidrag pr. dyreenhed kvæg under de tilsvarende alternative forudsætninger vedr. gødskningen af grovfoderafgrøderne. Det fremgår af tabellen, at jordrentebidraget under de anførte forudsætninger er negativt i samtlige alternativer, hvilket i praksis ville betyde, at landmanden måtte acceptere en lavere timeafklønning af sit arbejde, end den timesats, der er anvendt i modellen (som svarer til den alternative timeløn i anden beskæftigelse). Beregningsforudsætningerne vedrørende J_{max} kan imidlertid diskuteres: For de ringere sandjorde er det antagelig ikke realistisk at regne med en alternativ jordrente (J_{max}) på 1.800 kr; regnes i stedet med en alternativ jordrente på 0 kr. (d.v.s. intet rentabelt dyrkningsalternativ), fås f.eks. for alternativ 3 et positivt jordrentebidrag pr. dyreenhed målt i velfærdsøkonomiske beregningspriser på 656 kr.

Tabel 8.4 Jordrentebidrag pr. DE kvæg i de tre gødskningsalternativer, virksomhedsøkonomiske priser og velfærdsøkonomiske beregningspriser (1991-pris- og støtteniveau).

Jordtype	Virks.øk. Bidrag			Velf.øk. Bidrag		
	Alt.1	Alt.2	Alt.3	Alt.1	Alt.2	Alt.3
sand	-1.808	-1.625	-1.718	-1.130	-882	-988
ler	-1.901	-1.702	-1.828	-1.386	-1.113	-1.268

Noter til kapitel 4

1. Kapitalindvindingsfaktoren k beregnes ud fra levetiden n og kalkulationsrenten r ved hjælp af formlen

$$\frac{r(1+r)^n}{(1+r)^n - 1}$$

2. Forrentningsfaktoren f beregnes ud fra levetiden n , den alternative afkastrate r_v og den samfundsøkonomiske kalkulationsrente r_s ved hjælp af formlen

$$\frac{r_v}{r_s} \left(1 - \left(\frac{1}{1+r_s} \right)^n \right) + \left(\frac{1}{1+r_s} \right)^n$$

9 Omkostninger ved spildevandsrensning

Omkostningerne til spildevandsrensning afhænger af en lang række generelle og individuelle forhold: Teknik, anlægsstørrelse og -alder, kapacitetsudnyttelse o.s.v. Som anført i kap. 5 er det valgt at modellere de generelle, gennemsnitlige omkostninger knyttet til spildevandsrensning på forskellige renseniveauer. I NP-modellen er det således antaget, at omkostningerne til spildevandsrensning udelukkende afhænger af *renseteknologien*, repræsenteret ved den stærkt reducerede renskode (jvf. kap. 5), samt *anlægsstørrelsen*.

Anlægsstørrelsen antages at være tilpasset den behandlede mængde spildevand. Hermed er set bort fra en meget væsentlig faktor for den *faktiske* rensøkonomi, nemlig spørgsmålet om kapacitetsudnyttelse, som kun i få tilfælde er optimal i praksis. Dette forhold trækker i retning af en undervurdering af omkostningerne.

Som referencesituation for renseanlæggenes økonomi er valgt de (teoretisk) beregnede anlægs- og driftsudgifter, der er forbundet med at drive de aktuelle anlæg (1992-data) opgraderet med vandmiljøplanens krav, d.v.s. med den proceskombination, de må forventes at have efter gennemførelsen af Vandmiljøplanen.

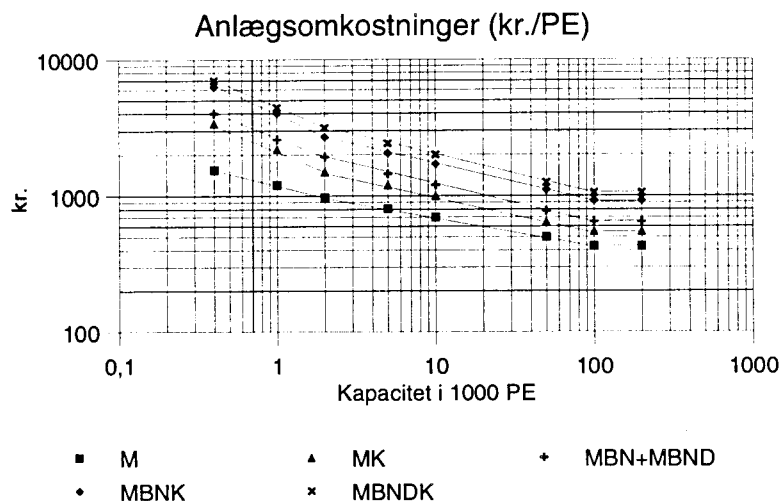
I *praksis* vil der uden tvivl foregå en yderligere kapacitetsmæssig rationalisering af spildevandsrensningen i de kommende år således, at en række af de mindre anlæg vil blive nedlagt og spildevandet omdirigeret til større og mere avancerede anlæg. Der ses imidlertid bort fra denne rationaliseringsmulighed i beregningen af referencesituationen samt i konsekvensberegningerne af mulige foranstaltninger m.h.t. spildevandsrensning. Dette forhold trækker i retning af en overvurdering af omkostningerne.

Anlægsomkostningerne ved etablering af renseanlæg af de nævnte kategorier er baseret på generelle priskurver, oprindeligt udarbejdet i forbindelse med NPO-redegørelsen i 1986, og senere justeret (COWIconsult og Lønholdt & Jans, 1990). Priskurverne, der er baseret på erfaringer og overslag fra den dominerende danske leverandør af renseanlæg, angiver investeringsudgiften i kr. pr. personækvivalent (PE) som funktion af anlægsstørrelsen for en række typiske proceskombinationer. Kurverne er gengivet i figur 9.1.

Der foreligger ingen generelle priskurver for anlægskategoriene MB og MBK, men det er her antaget, at anlægsudgiften til et anlæg af typen MB ville svare til et MBN-anlæg, og at et MBK-anlæg svarer til udgiften for et MBND-anlæg.

At dømme ud fra figur 9.1 kan anlægsudgifterne pr. PE udtrykkes som en log-lineær funktion af kapaciteten i intervallet 2.000-100.000

PE, mens anlægsudgifterne pr. PE er konstante for anlægsstørrelser over 100.000 PE.



Figur 9.1 Anlægsomkostninger ved spildevandsrensning (kilde: COWIconsult og Lønholdt & Jans, 1990: Beregningssystem for anlægsudgifter for renseanlæg - upubliceret).

I NP-modellen er anlægsudgifterne til spildevandsrensning modeleret som følger:

$$R'_{INV} = A_1, \text{ for } R_{KAP} < 2000 \text{ PE}$$

$$\text{Log}(R'_{INV}) = a_1 + a_2 \log(R'_{KAP}), \text{ for } 2000 \text{ PE} < R_{KAP} < 100.000 \text{ PE}$$

$$R'_{INV} = A_2, \text{ for } R_{KAP} > 100.000 \text{ PE}$$

hvor

R'_{INV} = Investeringsudgiften pr. PE ved rensningsanlæg af typen t
 R'_{KAP} = Kapaciteten af renseanlægget (den behandlede spildevandsmængde)

A_1 , A_2 , a_1 og a_2 er teknologi-specifikke parameterværdier.

I tabel 9.1 er vist de anvendte parameterværdier for de forskellige renseteknologier. Disse parameterværdier er fastsat på grundlag af aflæsning af de generelle priskurver.

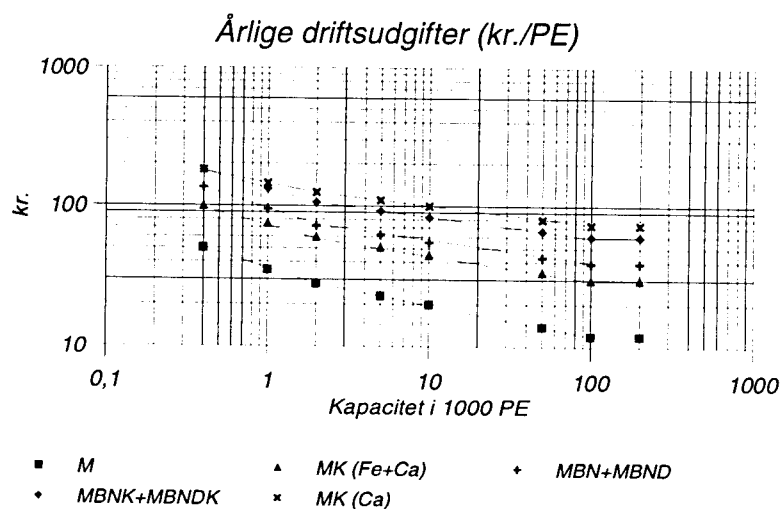
Der foreligger ingen specifikationer af investeringsudgifterne på maskiner og bygninger. De ovenstående udgifter må tolkes som de samlede virksomhedsøkonomiske investeringsudgifter. Ifølge COWIconsult (personlig oplysning) vil det være rimeligt at anvende en afskrivningsperiode på 25 år for et renseanlæg.

Tabel 9.1 Parameterværdier i NP-modellens anlægsomkostnings-funktioner for spildevandsrensning

	A_1	a_1	a_2	A_2
M	1.200	3,695	-0,212	430
MK	1.700	4,035	-0,259	550
MBN+MB	2.500	4,185	-0,275	646
MBK+MBND	3.300	4,326	-0,273	925
MBNDK	3.700	4,431	-0,283	1038

M.h.t. driftsudgifterne forbundet med spildevandsrensning er der på tilsvarende vis taget udgangspunkt i generelle omkostningskurver udarbejdet af COWIconsult (prisniveau 1984), jvf. fig. 9.2. Ifølge COWIconsult (personlig oplysning) foreligger der ingen opdaterede versioner af disse priskurver, men driftsomkostningerne skønnes at være uændrede. Driftsudgifterne er ikke specificerede, men skønsmæssigt fordeler de sig med 1/3 til energi, 1/3 til slambehandling og 1/3 til løn (COWIconsult).

Driftsudgifterne pr. PE kan, som for anlægsudgifterne udtrykkes



Figur 9.2 Årlige driftsudgifter ved spildevandsrensning (kilde: COWIconsult, i Bahl Andersen et al.: Afløbsteknik)

som en log-lineær funktion af anlægskapaciteten i kapacitetsintervallet 2.000-100.000 PE, hvorfor driftsomkostningerne i NP-modellen er modelleret som følger:

$$R'_{DRIFT} = D_1, \text{ for } R_{KAP} < 2000 \text{ PE}$$

$$\text{Log}(R'_{DRIFT}) = d_1 + d_2 \log(R'_{KAP}), \text{ for } 2000 \text{ PE} < R_{KAP} < 100.000 \text{ PE}$$

$$R'_{DRIFT} = D_2, \text{ for } R_{KAP} > 100.000 \text{ PE}$$

hvor

R'_{DRIFT} = Driftsudgiften pr. PE ved renseanlæg af typen t
 R'_{KAP} = Kapaciteten af renseanlægget (den behandlede spildevandsmængde)

D_1 , D_2 , d_1 og d_2 er teknologispecifikke parameterverdier. I tabel 9.2 er vist de anvendte parameterverdier for de forskellige renseteknologier, fastsat på grundlag af en aflæsning af de generelle kurver. De viste parameterverdier angiver omkostningerne i *virksomhedsøkonomiske* priser. En korrekt beregning i *samfundsøkonomiske beregningspriser* kræver principielt en opdeling af omkostningerne i de forskellige omkostningselementer (maskiner, bygninger, el, arbejdskraft, kemikalier etc.), hvorefter hver af disse omkostningsvurderes til den relevante samfundsøkonomiske beregningspris. En sådan specifikation foreligger ikke, jvf. ovenfor. En stor del af omkostningerne (bygninger, maskiner, el og arbejdskraft) kan

Tabel 9.2 Parameterverdier i NP-modellens driftsomkostnings-funktioner for spildevandsrensning

	D_1	d_1	d_2	D_2
M	31	2,163	-0,217	12
MK	64	2,361	-0,177	30
MB+MBND	76	2,373	-0,157	39
MBK+MBNDK	111	2,502	-0,145	60

betraktes som indenlandsk producerede råvarer og produktionsfaktorer, der trækkes bort fra alternativ anvendelse. Anlægs- og driftsomkostningerne i samfundsøkonomiske beregningspriser fastsættes derfor ved at forhøje de virksomhedsøkonomiske omkostninger med nettoafgiftsfaktoren på 1,2 i overensstemmelse med reglerne for fastsættelse af samfundsøkonomiske beregningspriser ud fra markedspriser.

Analyse

10 Referencescenarier

Som omtalt i kapitel 2 analyseres foranstaltningerne m.h.t. deres konsekvenser i forhold til en defineret referencesituation, et *referencescenario*. Det er valgt at specificere 2 alternative referencescenarier. Dette skyldes, at landbrugets struktur og prisforhold i disse år undergår væsentlige forandringer som følge af EU's landbrugsreform i 1992. I det følgende specificeres de to referencescenarier.

10.1 Landbrugets struktur, økonomi og miljøbelastning i referencescenarierne

Specifikationen af scenarierne for landbrugets struktur og økonomi følger det skelet som er opstillet i afsnit 3.3: For hvert 2. ordens kystopland specificeres landbrugsarealets fordeling på hovedbedriftstyper (kvægavl, svineavl, planteavl, blandede bedrifter), antal dyreenheder af hhv. kvæg, svin, høns, ammekøer og får på disse hovedbedriftstyper samt hovedbedriftstypernes anvendelse af arealerne til dyrkning af de afgrøder eller brakformer, der indgår i modellen - fordelt på hhv. sand- og lerjorde. Endvidere specificeres tildelingen af handelsgødning samt udnyttelsen af husdyrgødningen (virkningsgraden) for hver afgrøde.

De to referencescenarier, der er specificeret m.h.t. landbrugets struktur, økonomi og miljøbelastning skal hver for sig repræsentere produktionsmæssige "ligevægts-situationer" under forskellige økonomiske rammebetingelser, nemlig situationen før gennemførelsen af EU's landbrugsreform (MacSharry reformen) og den sandsynlige situation efter reformen. De to referencescenarier benævnes i det følgende Basis 1 og Basis 2.

Basis 1-scenariet

Basis 1-scenariet er opstillet på grundlag af landbrugsdata fra 1989, som er det seneste år, hvor Danmarks Statistik har gennemført en landbrugstælling på kommuneniveau. Basis 1-specifikationen hviler på dette datagrundlag, idet der er indhentet oplysninger om landbrugets arealanvendelse og husdyrbestand på kommuneniveau fordelt på bedriftstyper (kvægavl, svineavl, planteavl, blandede brug). Disse data, samt data for handelsgødningsforbruget på amtsniveau er indhentet fra Miljøstyrelsens Gødningsdatabase (kilde..) samt gennem specialkørsler hos Danmarks Statistik (kilde...). De kommunale landbrugsdata transformeres i NP-modellen til 2. ordens kystoplandsniveau, jvf. afsnit 3.2.

Fordeling af afgrøder og husdyr på jordtyper

Opdelingen af landbrugsarealet på *jordtyper* (sand og ler) er foretaget på baggrund af data fra Landbrugsministeriets Arealdatakontor (nu: Statens Planteavlsforsøg, Afd. for Arealanvendelse). Sandjor-

dene omfatter jordtyperne med farvekode 1-3, mens lerjordene omfatter jorde af typerne farvekode 4-8. I specifikationen af landbrugsarealets fordeling på de to jordtyper antages det (med nedestående undtagelser), at landbrugsarealets og afgrødernes %-vise fordeling på de to jordtyper i en kommune / et opland svarer til den %-vise fordeling af de to jordtyper på kommuneniveau / oplandsniveau. Dette er formentlig ikke helt realistisk, eftersom man kan forestille sig, at der indenfor den enkelte kommune / det enkelte opland er sket en selektering af de bedste jorde til landbrugsformål. For to af afgrøderne er forudsætningen helt urealistisk: Nemlig kartofler og handelsroer, som i praksis næsten udelukkende dyrkes på hhv. sandede jorde og lerjorde. I modellen forudsættes disse afgrøder derfor udelukkende dyrket på disse jordtyper.

Tildeling af handelsgødning

Tildelingen af *handelsgødnings-N* til de enkelte afgrøder er i Basis 1 opgjort på grundlag af ovennævnte amtslige gødnings-forbrugsdata fra Miljøstyrelsens gødningsdatabase samt Plantedirektoratets Stikprøveundersøgelser. Fremgangsmåden er som følger:

Først beregnes den *totale tildeling* af handelsgødning for hver hovedbedriftstype og kommune. I gødningsdatabaseen er handelsgødningsforbruget opgjort på amtsniveau pr. hovedbedriftstype. For at estimere handelsgødningsforbruget på kommuneniveau kobles data for handelsgødningsforbruget på amtsniveau fordelt på brugstyper med arealdata for brugstyper på kommuneniveau. Det antages herved, at tildelingen af handelsgødning pr. ha for en given brugstype er ens for alle kommuner inden for et amt. Der ses herved bort fra, at mindre forskelle i afgrødefordelingen for en given brugstype mellem kommunerne inden for et amt, kan influere på handelsgødningsforbruget.

En sammenligning af handelsgødningsforbruget, som er fremkommet ved en stikprøveundersøgelse hos landmændene (gødningsdatabaseen) og oplysninger, der er indsamlet af Plantedirektoratet og baseret på oplysninger fra danske importører og producenter (*Danmarks Statistik 1991*) viser, at forbruget opgjort via producenter og importører i perioden 1987-1990 generelt ligger ca. 16% over forbruget opgjort via landmænd. Lagerforskydninger hos mellemhandlere og forbrugere kan ikke forklare denne forskel, da tendensen er den samme for hele perioden 1987-1990.

Forbruget af handelsgødning i skovbrug, små landbrugsbedrifter, kommunale og amtslige anlæg, private golfbaner, private haver, -sommerhuse og kolonihaver er skønnet til at udgøre 8700 kg N (*Andersen 1991*), og kan forklare ca. 3 af de 16%.

Det vurderes, at det totale handelsgødningsforbrug opgjort via producenter og importører er det mest pålidelige. Handelsgødningsforbruget skal derfor korrigeres således, at det totale handelsgødningsforbrug kommer til at stemme overens med det, der er

opgivet af importører og producenter minus forbruget til skovbrug, haver m.m. Dette gøres ved at multiplicere handelsgødningsforbruget fra gødningsdatabasen med en faktor 1,13.

Det skal dog understreges, at ovennævnte korrektion af handelsgødningsforbruget er behæftet med en usikkerhed. Usikkerheden skyldes bl.a., at landbrugsarealet, der indgår i Danmarks Statistiks landstællinger, muligvis ikke omfatter hele landbrugsarealet. Det skønnes dog, at det areal, som evt. mangler i Danmarks Statistiks landstællinger, er så lille, at det ikke har nogen afgørende betydning.

Det næste trin er en *fordeling af handelsgødningsforbruget* på afgrøder: Ved at anvende detaljerede oplysninger fra Plantedirektoratets (PD's) stikprøveanalyse om landbrugets aktuelle gødskningspraksis på markniveau opdelt på brugstyper (Frederiksen 1990) kan afgrødernes gødningstildeling for hver af hovedbedriftstyperne beregnes.

Årsagen til, at afgrødernes gødningstildeling pr. ha fra PD ikke kan anvendes direkte, er at afgrødernes samlede gødningstildeling inden for en kommune ikke kommer til at svare til den samlede gødningstildeling som beregnet ovenfor. Dette skyldes dels, at afgrødefordelingen er forskellig og dels forskelle i gødningsniveauet mellem data fra PD og Miljøstyrelsens Gødningsdatabase (MG).

For at tage hensyn til dette foregår beregningen for hver kommune ved, at afgrødernes handelsgødningstildeling pr. ha ifølge PD for hver af hovedbedriftstyperne multipliceres med en korrektionsfaktor, således at de samlede gødningstildeling til hver af hovedbedriftstyperne inden for en kommune kommer til at stemme overens med gødningstildelingen beregnet på grundlag af MG.

Beregningen foretages ved brug af følgende formel:

$$HAN_{ijk}^{ha} = HAN_{ij}^{PD,ha} \cdot \frac{HAN_{ik}^{MG}}{\sum_j HAN_{ij}^{PD,ha} \cdot A_{ijk}^{MG}}$$

hvor		
HAN_{ijk}^{ha}	=	Forbruget af handelsgødnings-N pr. ha. på brugstype i , til afgrøde j og i kommune k
$HAN_{ij}^{PD,ha}$	=	Forbruget af handelsgødnings-N pr. ha. ifølge Plantedirektoratets stikprøveundersøgelse på brugstype i og til afgrøde j .
HAN_{ik}^{MG}	=	Forbruget af handelsgødnings-N ialt på brugstype i i kommune k ifølge Miljøstyrelsens Gødningsdatabase (MG)
A_{ijk}^{MG}	=	Arealet af afgrøde j på brugstype i i kom-

mune k i 1989 ifølge Miljøstyrelsens gødningsdatabase

Der gøres ikke noget forsøg på at disaggregere gødningsforbruget på jordtyper.

Produktionen af *husdyrgødning* kan for hver kommune og hovedbedriftstype beregnes ud fra de oplyste antale dyreenheder i MG. Det antages i modellen, at den producerede mængde gødning fra (intensivt) kvæg og svin udsprede på marker i omdrift indenfor det pågældende opland og hovedbedriftstype-areal. Endvidere antages det, at 50% af gødningsmængden fra ammekøer på græs udenfor omdriften (ekstensivt kvæghold) udsprede på marker i omdrift. Derimod antages det, at gødningsproduktionen fra fjerkræ afsættes udenfor landbruget - og altså ikke udsprede.

Fordeling af husdyrgødning

M.h.t. *fordelingen* af den producerede mængde husdyrgødning på afgrødearealerne er fremgangsmåden den samme som for handelsgødning: Det antages, at husdyrgødningen til udspredding udsprede på afgrøderne efter samme mønster, som Plantedirektoratets stikprøveundersøgelser viser. Dette giver følgende fordeling for hhv. svinegylle og kvæggylle (tons pr. ha):

SGYL pr. ha. for brugstype i , afgrøde j :

$$SGYL_{ijk} = \frac{SGYL_{ik}^{MG} \cdot (HUN_{ij}^{PD,ha})}{(\sum HUN_{ij}^{PD,ha} \cdot A_{ijk}^{MG})}$$

og

$$KGYL_{ijk}^{ha} = \frac{KGYL_{ik}^{MG} \cdot HUN_{ij}^{PD,ha}}{(\sum HUN_{ij}^{PD,ha} \cdot A_{ijk}^{MG})}$$

hvor

$SGYL_{ijk}$	=	Udspreddingen af svinegylle på brugstype i , afgrøde j i kommune k
$KGYL_{ijk}$	=	Udspreddingen af kvæggylle på brugstype i , afgrøde j i kommune k
$SGYL_{ik}^{MG}$	=	Den (fra MG) beregnede mængde (tons) svinegylle ialt på brugstype i til fordeling
$KGYL_{ik}^{MG}$	=	Den beregnede mængde kvæggylle i alt på brugstype i til fordeling
$HUN_{ij}^{PD,ha}$	=	Plantedirektoratets opgørelse over tildelt mængde husdyrgødnings-N pr. ha til afgrøde j på brugstype i
A_{ijk}^{MG}	=	Arealet af afgrøde j på type i i kommune k ifølge MG

Gødskningen med handels- og husdyrgødning på *oplandsniveau* kan herefter beregnes via en multiplicering af afgrødearealerne med gødskningen pr. ha for hver kommune, hovedbedriftstype og afgrøde og en efterfølgende aggregering som beskrevet i afsnit 3.2.

Landbrugets struktur - d.v.s. afgrødearealer og husdyr - på landsplan i Basis 1 fremgår af tabel 10.1.

Tabel 10.1 Afgrødearealer og dyreenheder på landsplan (ekskl. Bornholm) i Basis 1

Afgrøde / dyr	Areal i 1000 ha	1000 Dyreenheder
Vintersæd	600,6	
Vårsæd	939,4	
Vinterraps	76,2	
Vårraps	151,1	
Bælgsæd	130,2	
Kartofler	60,9	
Fabriksroer	37,8	
Anden salgsafgrøde	94,2	
Foderroer	105,4	
Græs i omdrift	326,0	
Græs udenfor omdrift	218,0	
Svin		902,3
Intensivt kvæghold		1.137,5
Ammekøer		44,8
Får		11,2
Høns		99,0
Ialt	2.739,8	2.194,8

Virkningsgrad for husdyrgødning

Ud fra den registrerede gødskningspraksis i landovervågningsprogrammet under Vandmiljøplanens Overvågningsprogram antages det i Basis 1 for alle oplande i modellen, at den udbragte husdyrgødnings-N har en virkningsgrad på 33% (jvf Grant et al., 1995). Virkningsgraden, som angiver, hvor meget handelsgødnings-N 100 kg husdyrgødnings-N kan erstatte, afviger i Basis 1 fra den landsstatistiske såkaldte *udnyttelsesgrad*, der kunne observeres i slutningen af 80'erne. Den statistiske udnyttelsesgrad beregnes som

$$\frac{(N\text{-behov iflg. norm}) - (Handelsgødnings\text{-}N \text{ forbrug})}{(Husdyrgødnings\text{-}N \text{ produktionen})}$$

Kun i det tilfælde, hvor landmændene gøder i overensstemmelse med normgødskningen, og under hensyn til virkningsgraden for husdyrgødningen, vil udnyttelsesgraden være lig virkningsgraden. Eftersom udnyttelsesgraden for husdyrgødning i 1989 kunne beregnes til 15% (på landsplan) i forhold til de anbefalede normer ligger udnyttelsesgraden altså væsentligt under den antagede virkningsgrad. Det er hermed implicit antaget, at landmændene under ét overgødske i forhold til de anbefalede normer.

Tabel 10.2 viser de modelberegnete næringssalt-bidrag til vandmiljøet fra landbruget i Basis 1: N-Belastningsbidraget til de marine områder transporteret med vandløb, ammoniak-N-depositionerne samt P-tilførslerne til vandmiljøet. Endvidere er vist den beregnede jordrente i landbruget i hhv. virksomhedsøkonomiske priser og velfærdsøkonomiske beregningspriser. I tabellen er resultaterne vist for 1. ordens farvandsområderne.

Den landsdækkende *udvaskning* fra landbrugsjorder er i Basis 1 beregnet til 226.000 tons N, mens den samlede ammoniak-fordampning fra kvæg, svin og handelsgødning er beregnet til 80.750 tons N.

Tabel 10.2 Modelberegnete belastnings-bidrag fra landbruget i Basis 1 samt jordrenten beregnet i hhv. virksomhedsøkonomiske priser og velfærdsøkonomiske beregningspriser

Opland/ farvand	Vandløbs- transp. N-bidrag (tons N)	Atmosf. N-depo- sitioner (tons N)	P-tab (tons P)	Virks.øk. jordrente (mill.kr)	Velf.øk. jordrente (mill. kr.)
1	21.662	2.346	216	-355,8	390,2
2	2.488	600	21	-34,5	40,4
3	28.265	4.221	300	-229,2	790,9
4	7.019	1.275	60	83,8	311,2
5	8.999	714	69	124,1	406,7
6	12.168	1.081	113	291,4	670,8
7	2.081	262	20	49,9	108,6
8	913	166	10	22,9	46,9
9	1.246	694	12	36,8	78,0
Ialt	84.841	11.359	821	-10,6	2.843,7

Det fremgår af tabellen, at jordrenten beregnet i virksomhedsøkonomiske priser er negativ i de sandjords-dominerede oplande 1-3, samt for alle oplande under et. Betydningen heraf er, at den samlede landbrugsdrift i disse oplande i gennemsnit ikke er i stand til at aflønne arbejdsindsatsen med den gennemsnitlige arbejds løn, der er regnet med i modellen (102 kr. pr. time). Det skal imidlertid understreges, at jordrenteberegningerne er beregnet på basis af *gennemsnitsdata* for ressourceforbrug og driftsresultat. I praksis er der en betydelig variation i indtjeningsevnen for de enkelte bedrifter (jvf. f.eks. SJI, 1993 og Nørring, 1990), hvorfor det udmærket kan tænkes, at en stor del af bedrifterne i disse oplande i praksis opnår en positiv jordrente. Endelig skal det nævnes, at en række nationale landbrugs-tilskud ikke er medregnet i den virksomhedsøkonomiske jordrenteberegning - hvad de egentlig bør (jvf. kap. 2)¹

Målt i velfærdsøkonomiske beregningspriser er den samlede jordrente i alle oplande positiv. Den modelberegnete gennemsnitlige

jordrente pr. ha på landsplan udgør 1.100 kr. At jordrenten beregnet i velfærdsøkonomiske beregningspriser er betydelig højere end den virksomhedsøkonomiske skyldes flere forhold, indlejret i den anvendte metode til værdisætning: I det velfærdsøkonomiske regnestykke værdisættes internationalt handlede goder og ressourcer relativt højere end indenlandske produktionsfaktorer og indenlandsk producerede råvarer i forhold til markedsprisen. Produktion til salg på verdensmarkedet, der skabes på grundlag af indenlandsk producerede ressourcer eller produktionsfaktorer, vil således blive værdisat relativt højere end produktion, der skabes på grundlag af internationalt handlede goder (f.eks. importerede råvarer). En anden væsentlig forklaring er den generelle opskalering af værdierne (og hermed også af overskuddet eller jordrenten), der sker i det velfærdsøkonomiske regnestykke i forhold til det virksomhedsøkonomiske. Bortset fra fortegnet er det ikke meningsfuldt at foretage en direkte sammenligning mellem de to beregningsstørrelser ligesom den *absolutte* værdi af den velfærdsøkonomiske jordrente er vanskelig at fortolke eller sammenligne med andre kendte økonomiske begreber. Den velfærdsøkonomiske jordrente i basisscenarierne skal udelukkende tjene som referenceniveau for beregninger af de økonomiske konsekvenser af *ændringer i forhold til basisscenarierne*. Det er med andre ord de *relative ændringer* i den velfærdsøkonomiske jordrente, der er interessante i den samfundøkonomiske konsekvensvurdering.

Basis 2

Basis 2-scenariet defineres som den *forventede landbrugsstruktur og gødsugning*, der må forventes realiseret omkring midten af 90'erne efter at EU's landbrugsreform har haft sin virkning.

I modsætning til Basis 1 er Basis 2 ikke statistisk observerbar, ligesom der p.t. ikke foreligger tilstrækkelig disaggregerede prognoser for udviklingen, der kan anvendes i NP-modellen. Basis 2-scenariet er i stedet specificeret på grundlag af to analyser: En analyse af de forventelige generelle effekter for de respektive driftsgrene og deres indbyrdes konkurrencemæssige stilling af EU-reformen samt en analyse af den trend, der har kunnet observeres i landbrugets arealanvendelse, husdyrhold og gødsugning i perioden 1989-1994 ifølge Danmarks Statistiks Landbrugsstatistik. Denne trendanalyse hviler på en specialkørsel hos Danmarks Statistik, hvor afgrødearealer og husdyrhold er opgjort pr. amt og brugstype. Derimod findes handelsgødningsforbruget i de seneste år kun opgjort på landsplan

EU's landbrugsreform

EU's landbrugsreform fra 1992 indeholder en nyorientering af den fælles europæiske landbrugspolitik i form af en omlægning af producentstøtten fra prisstøtte til hektarstøtte kombineret med braklægningskrav (de såkaldte markedsforanstaltninger). Desuden rummer reformen de såkaldte ledsageforanstaltninger, der er miljømæssigt og socialt begrundede, og som gør det muligt for nationalstaterne at implementere støtteordninger til ekstensiveret og miljøvenlig drift samt skovrejsning.

Baggrunden for omlægningen af producentstøtten er dels den euro-

pæiske overproduktion af en række landbrugsprodukter, især korn, som prisstøttepolitikken har medført, og dels presset fra omverdenen i de såkaldte GATT-forhandlinger, især USA, på EU for en liberalisering af markedet for landbrugsvarer.

Omlægningen fra pris- til arealstøtte er sket over en 3-årig periode, idet dyrkningsåret 1995/96 vil være det første år, hvor reformens markedsforanstaltninger er implementeret fuldt. Virkningen af omlægningen er en sænkning af afregningspriserne på en række afgrøder til verdensmarkedsniveauet. For korn betyder det et prisfald på 20-30%. Kompensationen for prisfaldet er udbetaling af hektarpræmier til arealer, der dyrkes med de såkaldte reformafgrøder (korn, raps og ærter, der har været genstand for prisstøtte). Udbetaling af hektarstøtten er imidlertid gjort betinget af, at den enkelte landmand braklægger en del af sit areal. Formålet med denne omlægning af støtten er at mindske produktionen af afgrøder uden at landmændenes indtjening forringes samt gradvist at tilpasse produktionsvilkårene til verdensmarkedsvilkår. Braklægningsordningen er ifølge de nyeste danske bestemmelser udformet, så landmanden kan vælge at udtage minimum 10% af arealet i såkaldt rotations-brak, eller minimum 15% af arealet i fler-årig brak (dyrkningsåret 1995/96) - som betingelse for at få udbetalt hektarstøtte. Der udbetales også arealstøtte til de braklagte arealer - dog maksimalt til 150% af det areal, landmanden er forpligtet til at braklægge for at modtage hektarstøtte.

Ledsageforanstaltningerne

De såkaldte *ledsageforanstaltninger* (EØF/2078/92) er i Danmark udmøntet i Landbrugsministeriets bekendtgørelse nr. 251 af 11. april 1994, og omfatter støtte til:

- 20-årig udtagning af agerjord
- Etablering af sprøjtefri randzoner
- Nedsættelse af N-tilførslen til 60 % af behovet
- Omlægning af agerjord til græsarealer
- Opretholdelse af græsarealer
- Udlæg af rajgræs i kornafgrøder

Støtten består af et grundtilskud pr. ha., der kan ydes til alle bedrifter samt et forhøjet tilskud, der ydes til bedrifter beliggende i såkaldte *særlige følsomme områder* (SFL). Udpegningen af SFL-områder foretages af amterne. SFL-områderne forventes at komme til at omfatte 350.000 ha.

Den kvantitative betydning af ledsageforanstaltningerne er endnu uvis og afhænger af, hvor store midler, der afsættes til ordningerne. Ledsageforanstaltningerne forudsætter 50% medfinansiering fra nationalstaterne, og foreløbig er det begrænset, hvor store midler der er afsat i EU's landbrugsbudget til formålet. I Danmark arbejdes der på at målrette ordningerne samt at disse skal komme til at omfatte 130.000 ha.

Reformens effekter

Konkurrenceforholdet mellem bedriftstyper

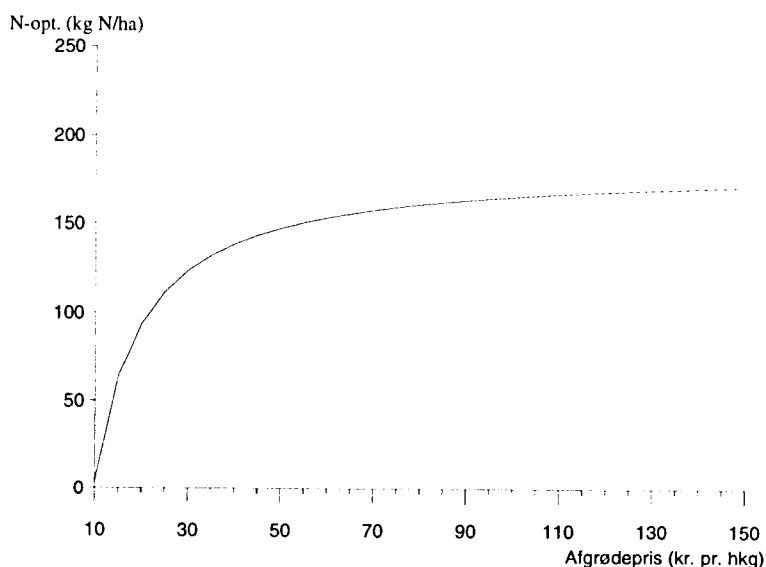
De forventede virkninger af reformens markedsforanstaltninger for arealanvendelse og gødskning er som følger:

Det må antages, at det relative konkurrenceforhold imellem plantavlerne og husdyrbrugene bliver forskubbet til fordel for især svinebrugene. Svinebrugene opererer i forvejen på verdensmarkedsvilkår og får alene af denne grund en komparativ fordel i forhold til planteavlerne af reformens prissænkning på planteprodukter. Hertil kommer lavere omkostninger på indkøbt kraftfoder, som reformen vil medføre.

Effekter for gødskning

Endvidere må det forventes, at dyrkningsintensiteten - i hvert fald i en periode - vil blive lavere, idet lavere produktpriser vil reducere værdiproduktiviteten af produktionsfaktorer og hjælpepestoffer, herunder gødning. Dette gælder imidlertid ikke for jord, som inciteret af hektarstøtten fortsat vil blive holdt i omdrift (bortset fra braklagte arealer). Man kan således forestille sig, at arealkompensationen fører til (fortsat) dyrkning af arealer, som alternativt ville være taget ud af drift på grund af negativ forrentning.

M.h.t. effekten for gødningstilførslen vil eksempelvis en 30% prisreduktion for vintersæd betyde en reduktion i den økonomisk optimale handelsgødningstilførsel på 5%. Figur 10.1 viser sammenhængen mellem prisudviklingen på salgsafgrøder og den økonomisk optimale N-gødskning. Det ses af figuren, at for vintersæd har afgrødeprisen kun en forholdsvis lille effekt for den optimale N-gødskning.



Figur 10.1 Den økonomisk optimale N-tilførsel som funktion af afgrødeprisen, vintersæd på lerjorde.

I modsat retning trækker, at handelsgødningsprisen er faldet en smule i den seneste år - fra omkring 4,25 kr. pr. kg. N i 1989 til omkring 4,00 kr. pr. kg. N i 1994.

Tabel 10.3 viser de %-vise ændringer i den økonomisk optimale N-

tilførsel til reformafrøderne som følge af det forventede prisfald på reformafrøderne kombineret med et mindre fald i handelsgødningens pris fra 4,25 kr. til 4,00 kr.

Tabel 10.3 Procentuel ændring i den økonomisk optimale N-gødskning som følge af de forventede prisfald på afgrøder. Beregnet på grundlag af NP-modellens udbyttefunktioner

Afgrøde	Lerjorde	Sandjorde
Vintersæd	-4%	-6%
Vårsæd	-3%	-4%
Vinterraps	-22%	-22%
Vårraps	-20%	-23%

Effekter for sædskiftet

En anden mulig effekt af reformen kan være en forskydning af afgrødesammensætningen som følge af, at nogle afgrøder får en relativ konkurrencefordel af støtteomlægningen. Indenfor korn, som får den samme hektarstøtte efter reformen, vil hhv. rug og byg, som har en lavere salgpris end hvede kunne vinde frem på bekostning af hvede. Da hvede hovedsagelig dyrkes som vinterafgrøde, mens byg hovedsagelig dyrkes som vårafgrøde, vil dette forhold kunne afspejle sig i en relativ fremgang for vårsæd på bekostning af vintersæd.

De forventede effekter af *ledsageforanstaltningerne* for arealanvendelsen er usikre. Der er i udformningen af Basis 2-scenariet ikke taget højde for ledsageforanstaltningernes eventuelle arealmæssige konsekvenser. Konsekvenserne af foranstaltningerne vil imidlertid kunne aflæses i konsekvensberegningerne af de foranstaltningstyper, der er gennemregnet i kapitel 11 og 12.

Modelberegnete ændringer

I Schou et al. (1995) er de forventelige effekter af landbrugsreformen for afgrødesammensætningen og gødningsforbruget beregnet v.h.a. SJFI's såkaldte *Sektormodel*. Sektormodellen er en økonometrisk, statisk komparativ model, der beskriver produktion, faktorforbrug og arealallokering i landbrugets driftsgrene, samt disse variables reaktioner på ændrede økonomiske vilkår. Effekterne er beregnet med udgangspunkt i landbrugsstrukturen i 1990/91 og under forudsætning om, at reformen er neutral i forhold til husdyrholdet. Beregningerne viser de *isolerede* effekter af reformen - d.v.s. der ses bort fra andre forhold, der i perioden 1989-94 har haft betydning for landbrugets udvikling. De modelberegnete effekter (%-ændringer i arealer og gødningsanvendelse i forhold til 1989) fremgår af tabel 10.4.

Modelberegningerne estimerer (udover den generelle tilbagegang for de såkaldte reformafrøder, modsvaret af brakarealerne) en relativ tilbagegang for vintersæd i forhold til vårsæd - et forhold, der som det fremgik ovenfor, (endnu) kun kan aflæses svagt i udviklingen fra 1993 til 1994. På grund af den faktiske massive forskydning fra vårafgrøder til vinterafgrøder, der af andre årsager har fundet sted

siden slutningen af 80'erne, er det næppe realistisk at kalkulere med denne udvikling i basis 2-scenariet.

Tabel 10.4 Modelberegnete konsekvenser for afgrødesammensætningen af EF-reformen. Ændringer i forhold til 1989 (Kilde: Schou et al, 1995)

Afgrøde	%-ændring areal	%-ændring gødning
Vintersæd	-13,72 %	-15,5%
Vårsæd	-7,85%	-24,88%
Bælgsæd	-14,4%	-57,3%
Raps	-12,20%	-38,6%
Græs og frø	-0,3%	-5,5%
Vedv. græs	0,4%	-2,4%

M.h.t. de af SJFI beregnede ændringer i gødskningen som følge af reformen ses, at disse ændringer er meget kraftige, hvilket afspejler en (antaget) høj krydselasticitet mellem afgrødepris og gødningsforbrug. Denne konklusion stemmer ikke med de ændringer, man må forvente, når der med udgangspunkt i de udbyttefunktioner, der ligger til grund for NP-modellens økonomiberegninger, foretages en beregning af ændringen i den økonomisk optimale N-gødskning som følge af en ændret afgrødepris, jvf. ovenfor. I den følgende specifikation af gødskning i Basis 2 scenariet tages der udgangspunkt i de nedgange i den optimale N-gødskning, som udbyttefunktionerne i NP-modellen foreskriver.

Statistisk belysning af udviklingen 1989-94

- tendenser på landsplan

Landbrugsarealet (inkl. arealer braklagte arealer) er på landsplan faldet med godt 3 % siden 1989 - fra 2,771 mill. ha. til 2,684 mill. ha. Det opdyrkede areal - d.v.s. arealet eksklusiv braklagte arealer samt de vedvarende græsarealer - er faldet med 10,5%, hvilket først og fremmest skyldes indførelsen af braklægningspligten.

Faldet i landbrugsarealet og det opdyrkede areal dækker imidlertid over forskelle i udviklingen for de 4 brugstyper: For svinebedrifterne er der tale om en udvidelse af arealet med 11% i forhold til 1989 og en 2% udvidelse af arealet i omdrift. Det største fald i landbrugsarealet ses hos planteavlerne, hvis areal er reduceret med godt 8% og hvor arealet i omdrift er reduceret med knap 8%.

M.h.t. afgrødefordelingen er arealet med salgsafgrøder under ét reduceret med godt 12%, hvilket overvejende skyldes brakforpligtelsen (arealet med salgsafgrøder er først reduceret for alvor fra 1993). Indenfor salgsafgrøderne er arealet med vårsæd gået markant tilbage således, at arealet med vårsæd i 1994 udgjorde 60% af vårsædsarealet i 1989. Til gengæld er arealet med vintersæd gået frem med 35%. Denne tendens - skift fra vårsæd til vintersæd - har gjort sig gældende siden slutningen af 80'erne og er betinget af en dyrkningsteknologisk udvikling samt kravet om vintergrønne marker. Ifølge statistikken ser den imidlertid ud til at klinge af: Mens vårsædsarealet i 1994 ligger på niveau med arealet i 1993, er der sket et fald i arealet med

vintersæd fra 1993 til 1994. Dette forhold kan være i overensstemmelse med den forventede effekt af reformen, men der kan imidlertid også være tale om en midlertidig, klimatisk betinget "opbremsning" i skiftet fra vårsæd til vintersæd.

Arealet med bælgsæd er reduceret en del (18%) i forhold til 1989. Det samlede rapsareal er gået markant tilbage (24%) i forhold til 1989 - også her er der imidlertid sket en markant forskydning i perioden fra vårraps til vinterraps, således at vinterrapsarealet er 23% højere i 1994 i forhold til 1989, mens vårrapsarealet er mere end halveret.

M.h.t. grovfoderarealerne følger dette nogenlunde ændringerne i bestanden af køer. For samtlige brug under et er der en tilbagegang i grovfoderarealet på 6%, hvilket imidlertid dækker over et uændret areal på kvægbedrifterne til en tilbagegang på 7% hos svinebedrifterne. Indenfor grovfoderafgrøderne er der sket et markant skift fra produktion af foderroer (der viser en arealmæssig nedgang på 45% hos kvægbedrifterne) til produktion af majs og helsæd, der viser en fremgang på 60%.

Statistikken viser en øget specialisering i de 3 brugstyper kvæg, svin og planteavl. Mens bestanden af svin er steget med hele 25% siden 1989 på svinebedrifterne, er den faldet med hhv. 32% og 25% på kvægbedrifterne og planteavlsbedrifterne. Samlet er der imidlertid tale om en stigning i svineholdet på 19%.

For kvæg er der tale om en samlet nedgang i kvægbestanden på 6%, som imidlertid dækker over en lille stigning i kvægbestanden hos kvægbrugene (7%) og en 16% tilbagegang af kvægbestanden hos planteavlerne.

Udviklingen i husdyrholdet giver sammenholdt med udviklingen i landbrugsarealet eksklusiv de braklagte jorde (hvor der ikke må udbringes gødning) anledning til en øget husdyrtæthed på landsplan. Den gennemsnitlige husdyrtæthed på landsplan er således steget fra 0,79 dyreenheder (DE) pr. ha i 1989 til 0,93 DE pr. ha i 1994 - en stigning på knap 18%. Stigningen i husdyrtætheden er størst for svinebrugene, hvor den er steget fra 1,49 DE pr. ha i 1989 til 1,84 DE pr. ha - en stigning på 24%. Den gennemsnitlige husdyrtæthed for svinebrugene overstiger hermed det gældende harmonikrav på 1,7 DE pr. ha ifølge husdyrgødningsbekendtgørelsen! For kvægbedrifterne er der derimod ikke tale om nogen væsentlig ændring i dyretætheden, som er steget fra 1,34 DE pr. ha til 1,39 DE pr. ha.

Regionale forskelle i udviklingen

De ovenfor refererede udviklingstendenser på landsplan slår igennem i samtlige oplande, men med lidt forskellig vægt. Udviklingen i husdyrtætheden slår f.eks. stærkt igennem i oplande, der i forvejen har høje dyrekoncentrationer. For svinebrugene i opland 1 er der f.eks. tale om en stigning på 28% i dyretætheden, hvorefter denne når op på 2,1 DE pr. ha.

Ændringer i afgrødearealer, husdyr og gødsning i Basis 2 i forhold til 1989 (Basis 1)

Selv om EF-reformen af landbrugspolitikken ikke i 1994 kan forventes at have haft sin fulde effekt for arealanvendelse og husdyrhold må det alligevel konstateres, at udviklingen i perioden 1989-1994 m.h.t. husdyrhold og arealanvendelse bekræfter de formodninger, man måtte have til reformens effekter, herunder de generelle tendenser, der kan aflæses af de af SJFI modelberegnete effekter for sædskiftet, jvf. ovenfor. På baggrund heraf er det m.h.t. afgrøder og husdyr valgt at fastsætte de %-vise ændringer i afgrødearealer og husdyrbestande i Basis 2 i overensstemmelse med de konstaterede ændringer fra 1989 til 1994.

M.h.t. gødsning antages det, at der for reform-afgrøderne sker en reduktion i det samlede gødskningsniveau svarende til %-ændringerne i tabel 10.3. Med det samlede gødsknings-niveau menes tildelingen af handelsgødning-N og husdyrgødning-N under hensyn til *udnyttelsesgraden* (jvf. definitionen ovenfor) som i 1989 og 1994 er beregnet til hhv. 15% og 22%. Tildelingen af handelsgødning-N i Basis 2 er beregnet som følger:

$$HAN_{Basis2}^{ijk} = (HAN_{1989}^{ijk} + 0,15 \cdot HUN_{1989}^{ijk}) \cdot \alpha^i - 0,22 \cdot HUN_{Basis2}^{ijk}$$

hvor

HAN_{Basis2}^{ijk}	=	Handelsgødning-forbruget i Basis 2 til afgrøde i på brugstype j i region k,
HAN_{1989}^{ijk}	=	Handelsgødning-forbruget i 1989 (Basis 1),
HUN_{1989}^{ijk}	=	Husdyrgødning-N-mængden udbragt i 1989 på afgrøde i på brugstype j og region k
HUN_{Basis2}^{ijk}	=	Husdyrgødning-N-mængden udbragt i Basis 2
α^i	=	Den relative, samlede gødsning i Basis 2 i forhold til 1989 (jvf. tabel 10.3).

I tabel 10.5 er vist arealanvendelse og husdyrhold i Basis 2 på landsplan - som altså svarer til areal og husdyrhold i 1994. Den totale anvendelse af handelsgødning-N er under de opstillede forudsætninger beregnet til 293.000 tons.

Som nævnt ovenfor er der *ikke* i opstillingen af Basis 2 taget højde for en implementering af EU-reformens ledsageforanstaltninger.

M.h.t. *virkningsgraden for husdyrgødning* antages det, at denne er steget fra 33 til 40.

Tabel 10.5 Afgrødearealer og dyreenheder på landsplan (ekskl. Bornholm) i Basis 2

Afgrøde / dyr	Areal i 1000 ha	1000 Dyreenheder
Vintersæd	810,8	
Vårsæd	568,8	
Vinterraps	93,3	
Vårraps	73,2	
Bælgsæd	105,6	
Kartofler	60,4	
Fabriksroer	44,0	
Anden salgsafgrøde	85,3	
Foderroer	58,7	
Græs i omdrift	313,3	
Græs udenfor omdrift	188,5	
Brak i omdrift	86,1	
Brak udenfor omdrift	125,4	
Svin		1.072,3
Intensivt kvæghold		1.053,2
Ammekøer		71,8
Får		10,7
Høns		99,0
Ialt	2.613,4	2.307,0

Tabel 10.6 viser landbrugets udledninger og jordrente i Basis 2 på 1. ordens oplandsniveau. Det ses, at i forhold til Basis 1 er den samlede N-belastning reduceret med ca. 18% (fra ialt 97.000 tons N inkl. atmosfærisk bidrag til knap 80.000 tons N).

Tabel 10.6 Modelberegnete belastnings-bidrag fra landbruget i Basis 2 samt jordrenten beregnet i hhv. virksomhedsøkonomiske priser og velfærdsøkonomiske beregningspriser

Opland/ farvand	Vandløbs- transp. N-bidrag (tons N)	Atmosf. N-depo- sitioner (tons N)	P-tab (tons P)	Virks.øk. jordrente (mill.kr)	Velf.øk. jordrente (mill. kr.)
1	17.215	2.450	184	-120,1	718,9
2	1.960	628	18	-8,9	78,7
3	22.176	4.433	265	152,1	1.324,8
4	5.568	1.344	53	152,8	408,7
5	7.387	750	62	224,1	556,3
6	9.810	1.126	101	317,2	701,8
7	1.660	268	18	52,8	109,1
8	761	173	9	20,7	43,4
9	1.049	715	11	35,8	76,6
Ialt	67.586	11.887	721	826,5	4.018,3

10.2 Renseanlæggenes udledninger og økonomi

For renseanlæggene, hvis struktur og teknologi efter implementeringen af vandmiljøplanen er forholdsvis godt kendt, opereres kun med ét referencescenario i konsekvensanalysen, der refererer til den forventede renseteknologi og -struktur efter vandmiljøplanens implementering (1995).

Tabel 10.7 viser de modelberegneede udledninger af N og P på 1. ordens oplands-niveau i Basis-scenariet samt de modelberegneede årlige omkostninger til forrentning, afskrivning og drift af anlæggene i hhv. virksomhedsøkonomiske og velfærdsøkonomiske beregningspriser.

Tabel 10.7 De modelberegneede udledninger af N og P i 1995 (basis-scenariet) fra renseanlæg > 1.000 PE samt de tilhørende årlige omkostninger i virksomhedsøkonomiske priser og velfærdsøkonomiske beregningspriser

1. ordens kystopland	N- udledning	P- udledning	Rense- omk. Virk. priser (mill. kr.)	Rense- omk. Velf. priser (mill. kr.)
1. Nordsøen	1.002	124	183,9	240,0
2. Skagerrak	145	17	25,8	33,5
3. Kattegat	1948	251	430,1	562,0
4. N. Bælthav	764	98	159,3	207,8
5. Lillebælt	864	113	168,7	220,1
6. Storebælt	711	92	139,2	182,1
7. Øresund	2.185	279	419,3	545,3
8. S. Bælthav	31	5	4,4	5,8
9. Østersøen	83	10	16,6	21,7
I ALT	7.733	989	1.547,3	2.018,3

10.3 Den samlede miljøbelastning i referencescenariet

Tabel 10.8 viser resultaterne af det modelberegneede referencescenarie Basis 2 m.h.t. belastning af farvande med N fra samtlige kilder, når der er taget højde for stoftilbageholdelsen i oplandene.

Noter til kapitel 10

1. Når det er valgt ikke at medregne en række nationale tilskud til landbrugsproduktion i den virksomhedsøkonomiske kalkule skyldes det, at der p.t. ikke haves nogen præcis fordeling af disse tilskud på de enkelte driftsgrene.

11 Mulige foranstaltninger - konsekvenser

I dette kapitel er redegjort for de modelberegnedede konsekvenser af en række foranstaltningstyper overfor hhv. landbruget og udledningen af spildevand fra større renseanlæg. Konsekvenserne præsenteres som ændret belastning af kystafsnit med N og P samt de årlige omkostninger i velfærdsøkonomiske beregningspriser ved at gennemføre foranstaltningen - vurderet i forhold til de to alternative basis-scenarier præsenteret i det foregående kapitel. For hver kategori af foranstaltning er konsekvenserne beregnet i et interval (f.eks. gradvis sænket gødskning), og de velfærdsøkonomiske omkostninger pr. reduceret kg N på landsplan præsenteres i form af en trappeformet kurve, der viser hvorledes omkostningerne pr. reduceret kg N øges i takt med reduktionen i den samlede belastning (jvf. fig. 2.2).

11.1 Foranstaltninger i landbruget

M.h.t. landbruget er der beregnet konsekvenser af følgende foranstaltninger:

Ændret gødskning:

- Reduceret gødskning på samtlige bedrifter
- Øget udnyttelse af husdyrgødningens N-indhold: Substitution af handelsgødning med husdyrgødning ved at øge virkningsgraden

Produktionsstrukturelle skift:

- Stramning af harmonikravet for husdyrhold under forudsætning af fastholdt produktion (ændret fordeling af husdyrholdet)

Ekstensivering:

- Mindsket husdyrproduktion gennem stramning af harmonikravet
- Ekstensivering af planteavl på sandjorderne (overgang til ekstensiv græsning med får eller ammekøer)

Hver foranstaltningstype er konsekvensberegnet i et interval for hvert 2.ordens kystopland. Herved fås et billede af foranstaltningstypenes reduktionspotentiale og omkostningseffektivitet i de enkelte oplande. Dette materiale danner udgangspunkt for sammensætning af en række *scenarier* (foranstaltningskombinationer), der rangordnes efter omkostningseffektivitet i kapitel 12.

Reduceret gødskning

Den mest nærliggende foranstaltningsmulighed overfor landbrugets kvælstofbelastning er en reduktion i tilførslen af handelsgødning-N. En sådan reduktion er i forhold til de opstillede basisscenarier så meget desto mere velbegrundet, i og med at der i basisscenarierne sker en overgødskning på specielt husdyrbrugene i forhold til det (ifølge modellen) økonomisk optimale gødsknings-niveau. Dette betyder m.a.o. at det ifølge modellen vil være en økonomisk fordel at reducere tildelingen af handelsgødning og dermed kvælstofbelastningen ind til et vist niveau.

Der er beregnet konsekvenser af følgende foranstaltninger for reduceret gødskning:

- Tilpasning af handelsgødningsdoseringen til den økonomisk optimale gødskning ("normgødskningen"): Reduktion af tilførselen af handelsgødning, så den samlede gødskning (d.v.s. handels- + effektive husdyrgødnings-N) så vidt muligt ikke overstiger normgødskningen for den pågældende afgrøde. (Nopt)
- Der er herefter beregnet konsekvenser af en succesiv indskrænkning af handelsgødnings-doseringen, svarende til en reduktion af normgødskningen med hhv. 10%, 20%, 30%, 40% og 50%.

Foranstaltningerne og deres konsekvenser er beregnet med udgangspunkter i hhv. Basis 1-scenariet og Basis 2-scenariet.

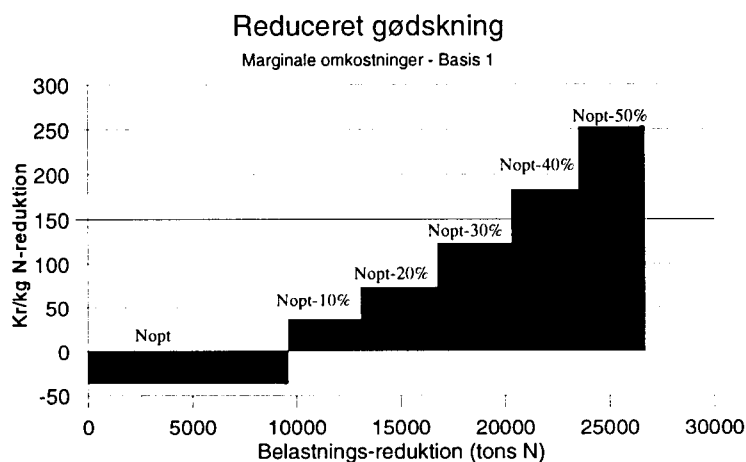
Tabel 11.1 viser konsekvenserne af reduceret gødskning, d.v.s. *ændringerne* i følgende variable i forhold til niveauet i Basis 1-scenariet (angivet med skyggeskrift): Forbruget af Handelsgødnings-N, udvaskningen fra markerne, N-afstrømningen med vandløbene til de marine områder, ammoniak-N-depositionerne på de marine områder, den samlede N-belastning fra landbruget af de marine områder (N-afstrømning + ammoniak-N-depositioner), jordrenten beregnet med virksomhedsøkonomiske priser og endelig jordrenten kalkuleret i velfærdsøkonomiske beregningspriser.

Det ses, at såvel en sænkning til normgødskning, men også en gennemførelse af foranstaltning 2 (10% under normgødskningen) ifølge modellen vil kunne gennemføres med en samlet velfærdsøkonomisk gevinst i forhold til Basis 1. Det ville således være muligt at reducere den samlede N-belastning fra landbruget i forhold til Basis 1 med omkring 15.000 tons uden øgede velfærdsøkonomiske omkostninger. Dette svarer til knap 16% af landbrugets belastningsbidrag i Basis 1.

Tabel 11.1 Modelberegnete konsekvenser af en reduceret gødskning. Ændringer i forhold til Basis 1.

Tiltag	Handels-N	Udvaskning	N-afstrøm.	Amm.dep.	Belastning	Jordrente ^{virk}	Jordrente ^{velf.}
	tons/år	tons/år	tons/år	tons/år	tons/år	Mio. kr./år	Mio. kr./år
Basis 1	360.999	226.418	84.841	11.359	96.200	-10,6	2.843,8
Nopt1	-62.831	-25.429	-9.202	-277	-9.479	263,4	345,0
Nopt110	-89.689	-34.722	-12.660	-396	-13.056	163,4	218,5
Nopt120	-122.746	-44.112	-16.213	-541	-16.753	-42,8	-45,9
Nopt130	-157.589	-53.007	-19.586	-694	-20.279	-372,7	-470,2
Nopt140	-192.553	-61.178	-22.691	-848	-23.539	-831,6	-1.061,0
Nopt150	-227.563	-68.712	-25.555	-1.002	-26.557	-1.421,4	-1.820,9

De marginale omkostninger ved en yderligere gødningsreduktion stiger imidlertid ganske meget. Dette fremgår af fig. 11.1, der viser en rangordning af foranstaltningernes omkostningseffektivitet. Den trappe-formede kurve er dannet ved en succesiv gennemførelse af hver foranstaltning, hvor meromkostninger og mer-reduktion er beregnet i forhold til den "foregående" foranstaltning. Herved fås et tilnærmet billede af den marginale omkostningskurve ved reduceret gødskning.



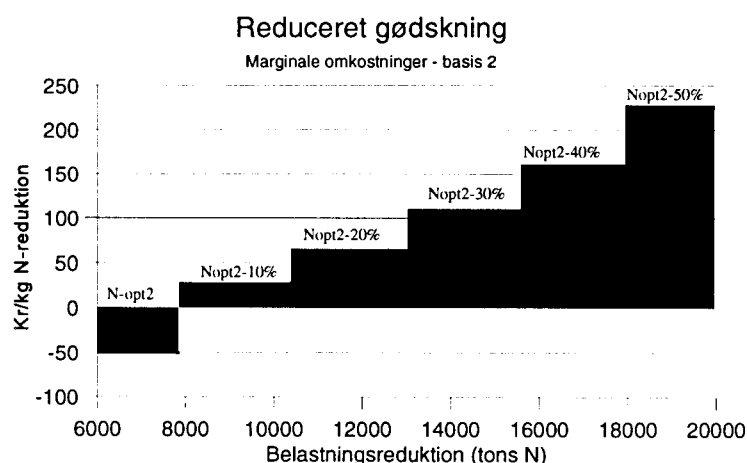
Figur 11.1 Omkostninger ved gradvis reduktion af N-belastningen. Kr. pr. kg N-reduktion, velfærdsøkonomiske beregningspriser. Udgangspunkt: Basis 1.

De tilsvarende konsekvensberegninger med udgangspunkt i Basis 2-scenariet fremgår af tabel 11.2 og fig. 11.2. I Basis 2-scenariet vil det være muligt at sænke den samlede N-belastning med knap 15.000 tons - svarende til 18% i forhold til Basis 2-udgangspunktet - uden velfærdsøkonomiske omkostninger for landet under ét. Det samlede belastningsbidrag vil herefter være bragt ned på omkring 65.000 tons N pr. år svarende til en reduktion på 31% i forhold

situationen i slutningen af 80'erne. Men ligesom for Basis 1 stiger de velfærdsøkonomiske omkostninger pr. reduceret kg N-belastning brat ved en yderligere sænkning af gødskningen.

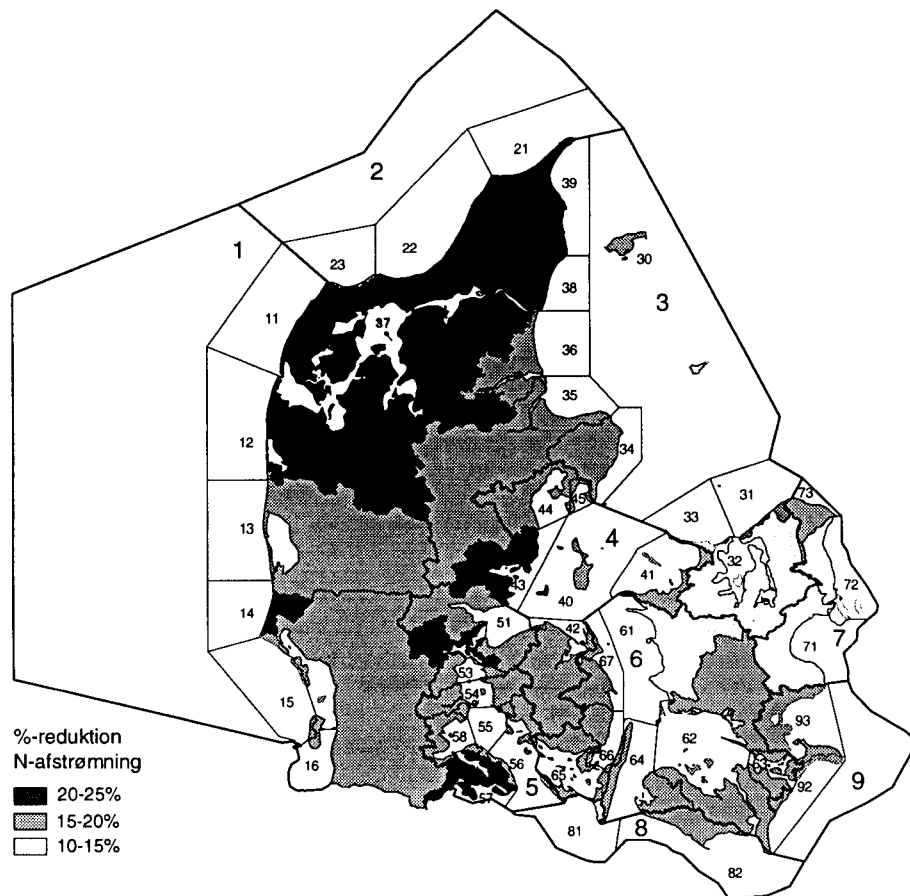
Tabel 11.2 Modelberegnete konsekvenser af reduceret gødskning. Ændringer i forhold til Basis 2.

	Handels-N	Udvaskning	N-afstrøm	Ammo.dep.	Belastning	Jordrente ^{virk}	Jordrente ^{vel}
	tons/år	tons/år	tons/år	tons/år	tons/år	Mio. kr./år	Mio. kr./år
Basis 2	297.758	180.273	67.586	11.887	79.473	826,4	4.018,1
Nopt2	-60.796	-20.853	-7.571	-269	-7.840	309,6	400,9
Nopt210	-84.178	-27.278	-10.014	-373	-10.387	253,4	329,9
Nopt220	-113.307	-33.957	-12.550	-501	-13.051	121,4	161,8
Nopt230	-143.275	-40.282	-14.953	-633	-15.586	-90,3	-109,0
Nopt240	-173.086	-46.062	-17.164	-765	-17.928	-381,1	-481,6
Nopt250	-201.025	-50.931	-19.029	-888	-19.918	-731,6	-931,5



Figur 11.2 Omkostninger ved gradvis reduktion af N-belastningen af marine områder. Kr. pr. kg N-reduktion, velfærdsøkonomiske beregningspriser. Udgangspunkt: Basis 2.

Den regionale fordeling af %-reduktionerne af N-afstrømningen fra landbruget som følge af en reduktion af gødsknings-niveauet med 20% under det økonomisk optimale i f.t. Basis 2 fremgår af figur 11.3. Det ses, at omend der fra samtlige oplande sker en reduktion i belastningsbidragene, er reduktionerne størst i de husdyrtætte regioner - hvor den største overgødskning finder sted.



Figur 11.3 De %-vise reduktioner i landbrugets bidrag til N-afstrømningen som følge af en nedsat gødskning med 20%

Øget virkningsgrad, husdyrgødning

En anden måde at rationalisere gødskningen på er at øge husdyrgødningens værdi for planterne ved at ændre udbringningstidspunkt og /eller udbringningsteknik - og simultant hermed sænke tilførslen af handelsgødning tilsvarende (substitution af handelsgødning-N med husdyrgødning-N).

Effekterne heraf er konsekvensberegnet for et interval af øget virkningsgrad af hhv. kvæg- og svinegylle. Foranstaltningerne er defineret som følger¹:

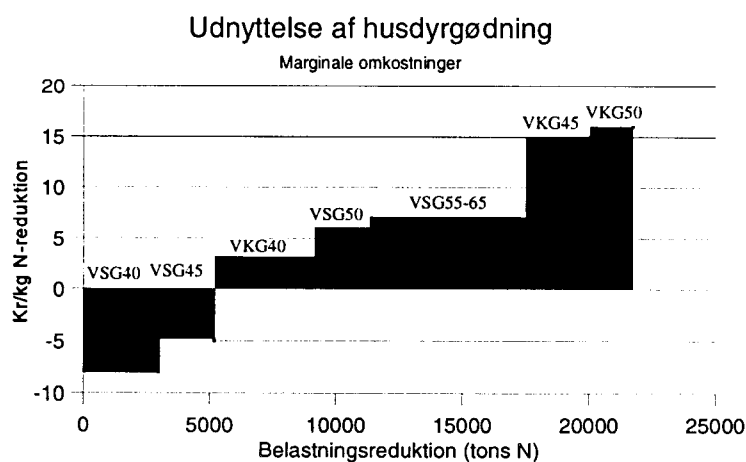
- Øget virkningsgrad for kvæggylle fra 33 til hhv. 40 og 45 for alle afgrøder (VKG140 og VKG145)
- Øget virkningsgrad for kvæggylle til 45 på afgrøderne korn, raps og øvrige afgrøder, og 50 på øvrige afgrøder (VKG150)
- Øget virkningsgrad for svinegylle fra 33 til hhv. 40, 45, 50, 55, 60 og 65 på alle afgrøder (VSG140-VSG165)

Effekterne af at gennemføre disse foranstaltninger i forhold til Basis 1 fremgår af tabel 11.3 og fig. 11.3.

Tabel 11.3 Modelberegnete konsekvenser af at substituere handelsgødning-N med husdyrgødning-N. Ændringer i forhold til Basis 1

Tiltag	Handels-N	Udvaskning	N-afstrøm	Amm.dep.	Belastning	Jordrente ^{virk}	Jordrente ^{vel}
	tons/år	tons/år	tons/år	tons/år	tons/år	Mio. kr./år	Mio. kr./år
Basis 1	360.999	226.418	84.841	11.359	96.200	-10,6	2.843,8
VKG140	-8.667	-10.862	-3.929	-37	-3.966	-13,0	-12,0
VKG145	-14.805	-18.006	-6.529	-64	-6.593	-48,1	-51,6
VKG150	-18.925	-22.693	-8.212	-81	-8.293	-72,3	-79,0
VSG140	-6.564	-7.827	-2.946	-29	-2.975	16,7	22,7
VSG145	-11.190	-13.717	-5.142	-50	-5.192	24,5	34,0
VSG150	-15.816	-19.378	-7.273	-70	-7.344	12,1	21,0
VSG155	-20.442	-24.772	-9.315	-91	-9.406	-0,9	7,4
VSG160	-25.068	-30.004	-11.301	-111	-11.412	-14,1	-6,6
VSG165	-29.684	-35.426	-13.326	-132	-13.457	-27,5	-20,8

Det fremgår af beregningerne, at de samlede velfærdsøkonomiske omkostninger ved at øge virkningsgraden for svinegylle op til 55 vil være tæt på 0, og at der herved vindes en belastningsreduktion på 9.400 tons svarende til en reduktion på ca. 10%. Derimod vil det være forbundet med omkostninger at øge virkningsgraden for kvæggylle. Samlet vil der kunne opnås en belastnings-reduktion på knap 22.000 tons N (23% reduktion) ved en maksimering af virkningsgraderne for husdyrgødning-N. De velfærdsøkonomiske gennemsnitsomkostninger herved ville ifølge beregningerne være 4,60 kr. pr. kg. N reduceret.

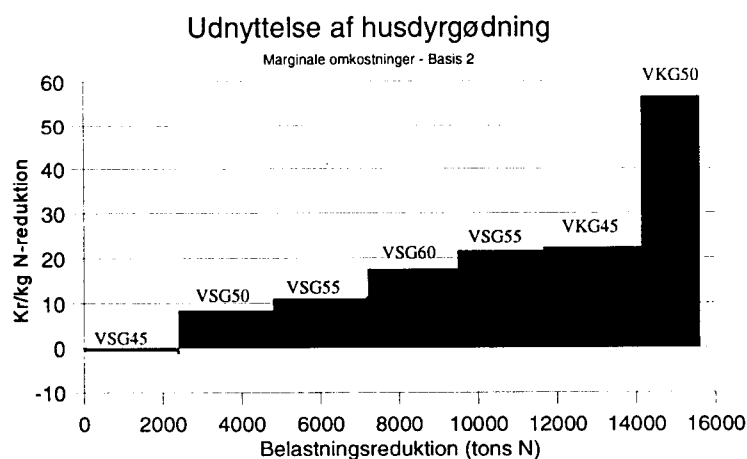


Figur 11.3 Omkostninger ved gradvis reduktion af N-belastningen ved at udnytte husdyrgødningens N-indhold bedre. Kr. pr. kg N reduktion, velfærdsøkonomiske beregningspriser. Udgangspunkt: Basis 1.

Tages udgangspunkt i Basis 2-scenariet viser beregningerne, at det vil være "gratis" at øge virkningsgraden for svinegylle op til 45. Der vil maksimalt kunne opnås en reduktion på ialt 15.500 tons (ca. 20% i forhold til landbrugets forventede belastningsbidrag i Basis 2 - hvorved belastningsbidraget vil være nedbragt med godt 30.000 tons eller 31% i forhold til Basis 1). Omkostningerne herved er beregnet til 262 mill. kr. eller knap 17 kr. pr. kg. N reduceret. At omkostningerne er væsentlig højere i Basis 2-scenariet skyldes dels, at skyggeprisen på husdyrgødning i Basis 2 er lavere end i Basis 1 - p.g.a. den lavere pris på handelsgødningens-N - dels forskydningerne i afgrødestrukturen fra Basis 1 til Basis 2, som gør det relativt dyrere at opnå de høje virkningsgrader.

Tabel 11.4 Modelberegnete konsekvenser af at substituere handelsgødningens-N med husdyrgødningens-N. Ændringer i forhold til Basis 2.

	Handels-N	Udvaskning	N-afstrøm	Ammo.dep	Belastning	Jordrente ^{virk}	Jordrente ^{vel}
	tons/år	tons/år	tons/år	tons/år	tons/år	Mio. kr./år	Mio. kr./år
Basis 2	297.758	180.273	67.586	11.887	79.473	826,4	4.018,1
VKG245	-5.720	-6.938	-2.496	-24	-2.521	-48,9	-56,2
VKG250	-8.799	-10.835	-3.884	-37	-3.922	-114,5	-135,1
VSG245	-5.506	-6.293	-2.372	-24	-2.396	0,1	2,3
VSG250	-11.010	-12.560	-4.729	-49	-4.778	-17,9	-17,2
VSG255	-16.388	-18.954	-7.125	-73	-7.198	-41,9	-44,3
VSG260	-21.464	-24.849	-9.353	-95	-9.448	-73,9	-81,7
VSG265	-26.344	-30.542	-11.522	-117	-11.639	-111,9	-126,9



Figur 11.4 Omkostningerne ved en gradvis reduktion af N-belastningen ved at udnytte husdyrgødningens N-indhold bedre. Kr. pr kg N, velfærdsøkonomiske beregningspriser. Udgangspunkt: Basis 2.

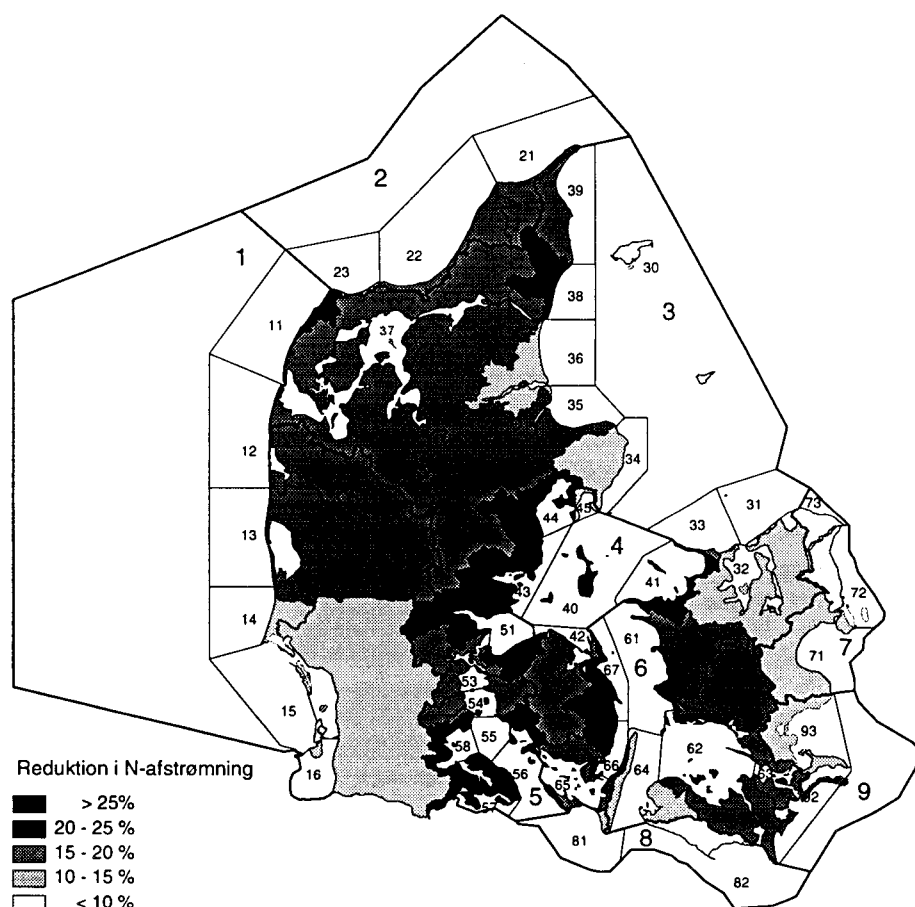
Den regionale fordeling af %- reduktioner af N-afstrømningen fra landbruget som følge af en maksimal udnyttelse af svinegødningens N-indhold fremgår af figur 11.5. De største relative reduktioner forekommer i oplande til indre farvandsområder, der er udsatte for iltsvind i sommerperioden.

Omfordeling af husdyrholdet

Sammenhængen mellem harmonikrav og overgødskning

De gældende harmonibestemmelser for husdyrbrug fastsætter grænser for, hvor meget husdyrgødning, der må udbringes pr. ha. landbrugsjord med N-behov. For svinebrug er grænsen husdyrgødning fra max. 1,7 dyreenheder, for kvægbrug 2,3 dyreenheder og for blandede brug 2,0 dyreenheder.

Som reglerne er udformet idag, er der ikke noget krav om at den enkelte bedrift skal have et jordtilligende, der opfylder harmonikravet, idet bedriften gennem naboaftaler kan afsætte gødningen, så harmonikravet opfyldes. Den seneste ændring af landbrugsloven sigter dog på at skabe harmoni mellem den enkelte bedrifts husdyrhold og jordtillig-



Figur 11.6 Den relative reduktion i N-afstrømningen fra landbruget som følge af en maksimal udnyttelse af svinegylle. Ændring i forhold til Basis 2

gende.

Ifølge landbrugsstatistikken kan det konstateres, at den gennemsnitlige husdyrtæthed på landsplan for svinebrugene i 1994 - svarende til situationen i Basis 2 - udgjorde 1,7 DE, mens tætheden på kvægbedrifterne udgjorde 1,4 DE. Da der er en spredning i tætheden betyder dette, at mange svinebedrifter idag ikke kan opfylde harmonikravet på egne jorde.

Der haves p.t. ikke noget overblik over omfanget af naboaftaler, men ud fra den gødskningspraksis, der registreres i landovervågningsprogrammet under Vandmiljøplanens overvågningsprogram (Grant et al., 1995) kan det konstateres, at der finder en betydelig overgødskning sted på en stor del af husdyrbrugenes arealer. Denne overgødskning kan skyldes flere forhold:

- Landmændene tillægger ikke husdyrgødningen en værdi svarende til den nyttevirkning, den ifølge landsforsøg m.m. må antages at have
- Husdyrgødningen spredes ujævnt på de enkelte bedrifters arealer
- De gældende harmonibestemmelser opfyldes ikke på alle bedrifter.

Resultaterne fra landovervågningsprogrammet tyder på, at alle disse forhold spiller ind. Den 1. udfordring ligger derfor naturligt ved en passende styring at sikre, at de gældende harmonibestemmelser i højere grad bliver opfyldt. Dette kan selvfølgelig ske ved en øget kontrolvirksomhed, men en forhøjet skyggepris på husdyrgødningen via afgifter ville også tilskynde til en bedre udnyttelse af husdyrgødningen bl.a. gennem en jævnere fordeling.

De gældende harmonibestemmelser er udformet, så det totale N-indhold i husdyrgødningen ikke overskrider de fleste afgrøders N-behov, hvor N-behovet er defineret som den driftsøkonomisk optimale N-tildeling. Dette betyder, at såfremt harmonikravene blev opfyldt på de enkelte marker, og såfremt handelsgødningsdoseringen blev tilpasset den effektive N-mængde i husdyrgødningen ville der ikke blive overgødsket. P.g.a. ovennævnte forhold er dette imidlertid ikke tilfældet.

Man kunne overveje, om en stramning af harmonikravene ville reducere problemet. En stramning af harmonikravene ville enten betyde, at husdyrholdet spredes over en større del af landbrugsarealet, eller at husdyrholdet indskrænkes - formentlig en kombination af de to effekter.

I det omfang strammere harmonikrav fører til en begrænsning i husdyrholdet eller væksten heri, vil det naturligvis have en miljømæssig

effekt - idet husdyrgødningens-mængden vil blive mindre. Derimod er det ikke umiddelbart indlysende, at en blot og bar spredning af husdyrholdet vil have effekt - med mindre, at der er en (negativ) sammenhæng mellem husdyrtætheden og udnyttelsesgraden af husdyrgødningen.

I Hansen & Østergaard (1991) er gennemført model-beregninger af driftsformens og arealets indflydelse på husdyrgødningens værdi for en række modelbrug. Resultaterne herfra viser, at arealstørrelsen påvirker den opnåelige nyttevirkning af husdyrgødningen betydeligt. Eller med andre ord: Jo lavere dyretæthed, des større nyttevirkning.

Fra landovervågningsprogrammet haves indikationer på, at husdyrtætheden i praksis også påvirker *udnyttelsesgraden* (Grant et al., 1995). Udnyttelsesgraderne for 162 bedrifter opdelt på 4 grupper af husdyrtætheder, hhv. tæt på 0 DE, 0-1,69 DE, 1,7-2,3 DE og over 2,3 DE, var i 1994 hhv. 43, 35 og 19 og 38. Når der ses bort fra den sidste gruppe antyder tallene, at udnyttelsesgraden falder med øget dyretæthed, men tages den sidste gruppe i betragtning er sammenhængen ikke helt éntydig.

Ifølge modellen er der i Basis 2 - svarende til situationen i 1994 - for 29 af oplandene disharmoni mellem svinebedrifternes jordtilliggende og husdyrholdet, mens der ikke er disharmoni f.s.v. angår kvægbedrifterne.

I Basis 1 - situationen i 1989 - er der kun disharmoni m.h.t. svinebrugene i 9 af oplandene, og den gennemsnitlige tæthed af svin på svinebrugene er 1,5 DE pr. ha.

Der er på denne baggrund gennemført beregninger af effekterne af følgende foranstaltninger:

- En omfordeling af svineholdet, så det gældende harmonikrav opfyldes. Det antages på grundlag af de empiriske data i landovervågningsprogrammet, at den omfordelte svinegylle udnyttes svarende til nyttevirkninger på hhv. 33 og 40 i de 2 Basisscenarier, d.v.s. de modtagende bedrifter (in casu: plantebrugene) nedsætter handelsgødningensforbruget i overensstemmelse hermed, mens de leverende bedrifters handelsgødningensforbrug holdes uændret i de tilfælde, hvor den samlede effektive N-tildeling til de enkelte afgrøder ikke kommer under de anbefalede normer.
- En stramning af harmonikravet til 1,5 DE på svinebrugene, med efterfølgende omfordeling af svineholdet. Tilsvarende forudsætninger som ovenfor vedrørende tilpasningen af handelsgødningensforbruget.

- En stramning af harmonikravet til 1,1 DE på svinebrugene med efterfølgende omfordeling af svineholdet. Tilsvarende forudsætninger som ovenfor vedrørende tilpasningen af handelsgødningsforbruget.

Tabel 11.5 Modelberegneede effekter af en omfordeling af svineholdet

Tiltag	Handels-N	Udvaskning	N-afstrøm	Amm.dep.	Belastning	Jordrente ^{virk}	Jordrente ^{vel}
	tons/år	tons/år	tons/år	tons/år	tons/år	Mio. kr./år	Mio. kr./år
Basis 1	360.999	226.418	84.841	11.359	96.200	-10,6	2.843,8
Svin 1,7	0	-106	-42	0	-42	-	-
Svin 1,5	-809	-1.082	-392	-3	-395	-	-
Svin 1,1	-6.661	-4.063	-1.471	-29	-1.500	-	-
Basis 2	297.758	180.273	67.586	11.887	79.473	826,4	4.018,1
Svin 1,7	-4.362	-2.541	-873	-65	-938	-	-
Svin 1,5	-7.700	-3.429	-1.216	-33	-1.249	-	-
Svin 1,1	-15.522	-5.515	-1.996	-67	-2.063	-	-

De modelberegneede effekter med udgangspunkt i hhv. Basis 1 og 2 er vist i tabel 11.5. Modellen beregner omkostningerne ved en omfordeling af svineholdet til noget nær nul (små negative omkostninger). Disse omkostningsberegninger er imidlertid ikke realistiske, idet det må antages, at skrappe harmonikrav vil betyde, at bedrifterne "mister" en del af det indtjeningspotentiale, der ligger i stordrift, d.v.s. koncentrerede svineproduktioner. Da modellen ikke tager hensyn til sådanne skala-økonomiske forhold (jvf. kapitel 8), kan omkostningsberegningen i realiteten ikke anvendes som grundlag for at rangordne foranstaltningerne efter omkostnings-effektivitet. Det må imidlertid samtidig konstateres, at i forhold til Basis 1-scenariet er reduktions-potentialet indenfor modellens rammer stærkt begrænset. Eftersom modellen ikke fuldt ud afspejler den store variation, der antagelig forefindes fra bedrift til bedrift, kan reduktionspotentialet imidlertid være underestimeret.

Ekstensivering af landbrugsproduktionen

En ekstensivering af landbrugsproduktionen kan ske dels ved en indskrænkning af husdyrproduktionen, dels ved en indskrænkning af planteavlen. I det følgende præsenteres en række modelberegneede effekter af at ekstensivere hhv. kvæg- og svineproduktionen ved at sænke dyreintensiteten pr. ha, samt effekterne af at ekstensivere planteavlen på sandjordene.

M.h.t. ekstensivering af svineproduktionen vil en sænkning af husdyrintensiteten på den ene side betyde en mindre produktion af svinegødning til fordeling på markerne - og dermed et mindre

kvælstoftab fra stald, lager og mark - på den anden side et mindsket dækningsbidrag - et tab i jordrenten.

Effekten af at ekstensivere hhv. kvæg- og planteproduktionen afhænger af hvilke forudsætninger, der gøres om den alternative anvendelse af jorden (m.h.t. kvæg-ekstensivering: den frigjorte jord fra dyrkning af grovfoderafgrøder). Man kan naturligvis forestille sig utallige muligheder - udtagning (permanent brak uden pleje), naturgenopretning, skovrejsning, bebyggelse). Der er dog gjort den grundlæggende antagelse her, at den alternative driftsøkonomiske værdi af jorden - d.v.s. alternativ til dyrkning af korn, raps eller grovfoder - er nul eller negativ. Derimod kan man forestille sig, at væsentlige dele af de frigjorte jorde rummer potentielle naturværdier, som kan tilgodeses uden at jorden opgives helt som landbrugsjord. Der tænkes her på en ekstensiv afgræsning med får eller kvæg, som samtidig vil sikre en pleje af arealerne. I beregningerne er det antaget, at frigjort jord overgår til permanente, ekstensivt afgræsede græsarealer uden tilførsel af gødning (ud over gødningen fra græsnings-dyrene).

Der er således beregnet effekter af følgende foranstaltninger:

- En ekstensivering af kvægproduktionen gennem en stramning af harmonikrav for kvægbedrifter så den gennemsnitlige dyretæthed sænkes til hhv. 1,3 DE pr. ha og 1,0 DE pr. ha. (EK13 og EK10). De frigjorte grovfoderarealer overgår til ekstensivt afgæssede arealer (får og ammekøer) uden ekstern tilførsel af gødning. EK13 svarer til nedskæringer af kvægholdet med hhv. 1% og 4% i Basis 1 og 2, mens EK10 svarer til nedskæringer af kvægholdet med hhv. 18% og 23% i Basis 1 og 2.
- En ekstensivering af svineproduktionen gennem en stramning af harmonikravet for svinebedrifter, så den gennemsnitlige dyretæthed sænkes til hhv. 1,5, 1,3 og 1,1 DE pr. ha (ES15, ES13 og ES11). Disse foranstaltninger svarer til nedskæringer af svinebestanden med hhv. 6%, 14% og 25% i Basis 1 og 20%, 29% og 38% i Basis 2.
- En gradvis omlægning af korn- og rapsarealerne på sandjorde til ekstensivt afgræsede arealer (ammekøer og får) uden ekstern tilførsel af gødning. Omlægning af hhv. 10%, 30%, 50% og 100% af planteavlernes korn- og rapsarealer på sandjordene. Dette svarer til omlægning af hhv. 50.000 ha., 150.000 ha., 250.000 ha. og 500.000 ha. i Basis 1, og 40.000 ha., 120.000 ha., 200.000 ha og 400.000 ha i Basis 2.

De modelberegnedte konsekvenser af de opstillede foranstaltninger fremgår af tabellerne 11.6 og 11.7.

Tabel 11.6 Modelberegnete effekter af en ekstensivering af landbrugsproduktionen. Ændringer i forhold til Basis 1.

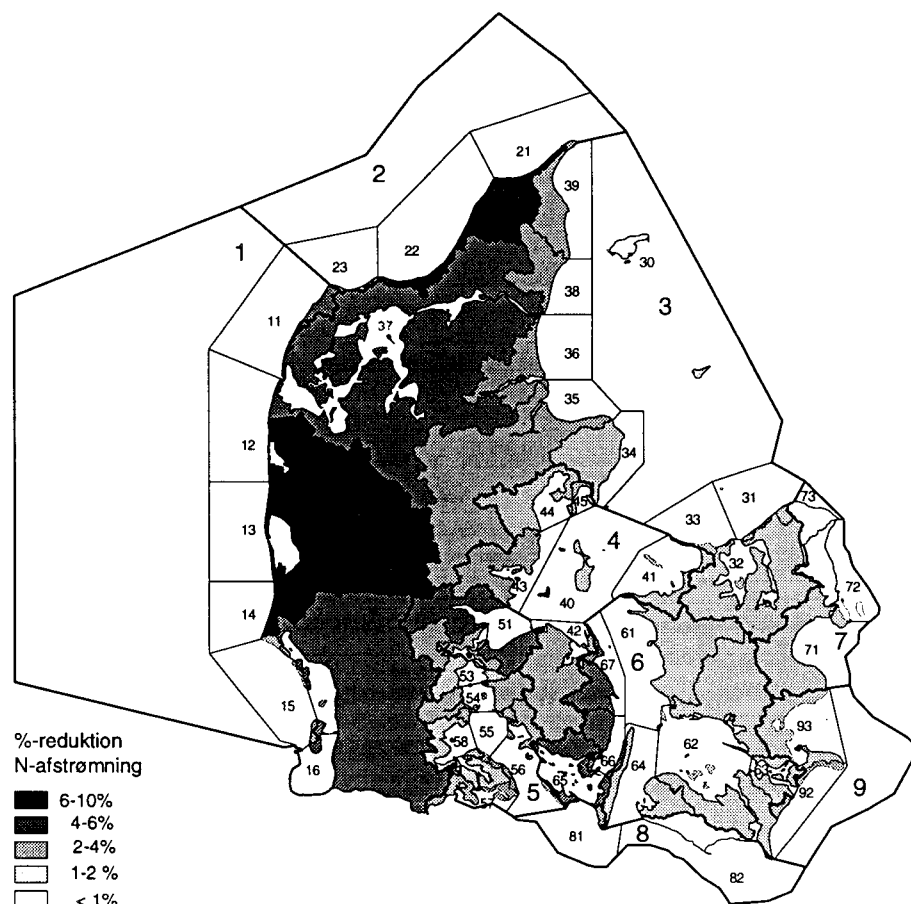
Tiltag	Handels-N	Udvaskning	N-afstrøm	Amm.dep.	Belastning	Jordrente ^{virk}	Jordrente ^{vel}
	tons/år	tons/år	tons/år	tons/år	tons/år	Mio. kr./år	Mio. kr./år
Basis 1	360.999	226.418	84.841	11.359	96.200	-10,6	2.843,8
EK113	-312	-305	-165	-40	-205	13,0	8,1
EK110	-11.886	-8.472	-3.100	-813	-3.913	287,4	157,2
ES115	35	-3.187	-1.169	-326	-1.495	-54,4	-112,8
ES113	79	-7.606	-2.765	-807	-3.572	-140,2	-285,4
ES111	127	-12.655	-4.649	-1.398	-6.047	-256,8	-511,0
Extpl110	-7.954	-2.120	-757	28	-729	-3,7	-4,2
Extpl130	-23.862	-6.390	-2.281	84	-2.197	-11,2	-13,0
Extpl150	-39.770	-10.722	-3.826	140	-3.686	-20,0	-23,2
Extpl1100	-79.541	-22.475	-8.000	280	-7.720	-52,1	-62,5

Tabel 11.7 Modelberegnete effekter af en ekstensivering af landbrugsproduktionen. Ændringer i forhold til Basis 2.

	Handels-N	Udvaskning	N-afstrøm.	Ammo.dep.	Belastning	Jordrente ^{virk}	Jordrente ^{vel}
	tons/år	tons/år	tons/år	tons/år	tons/år	Mio. kr./år	Mio. kr./år
Basis 2	297.758	180.273	67.586	11.887	79.473	826,4	4.018,1
EK213	-1.818	-1.195	-448	-149	-597	74,0	54,4
EK210	-12.278	-7.638	-2.749	-946	-3.694	466,7	339,6
ES215	77	-9.284	-3.330	-1.316	-4.646	-280,0	-547,9
ES213	134	-12.772	-4.631	-1.902	-6.533	-420,5	-809,3
ES211	229	-16.237	-5.946	-2.519	-8.465	-577,7	-1.096,0
Extpl210	-6.295	-1.469	-527	23	-504	-16,7	-20,8
Extpl230	-18.886	-4.429	-1.587	68	-1.520	-50,1	-62,5
Extpl250	-31.477	-7.434	-2.664	113	-2.551	-84,1	-105,1
Extpl2100	-62.954	-15.531	-5.551	225	-5.326	-173,6	-217,5

Den regionale fordeling af reduktionerne i N-afstrømningen fra de enkelte 2. ordens kystoplande ved de to scenarier EK210 og Extpl2100 fremgår af figurerne 11.7 og 11.8. Det fremgår - ikke overraskende - heraf, at en ekstensivering af kvægholdet, der iøvrigt generelt har ringe effekt på N-afstrømningen, primært har betydning for Vest-Danmark, og den største relative reduktion finder sted i afstrømningsoplandene til Nordsøen og Skagerrak.

Med hensyn til ekstensivering af planteproduktionen på sandjorde- ne fremgår det, at foranstaltningen reducerer N-afstrømningen med 5-10% i de fleste oplande; i enkelte oplande har foranstaltningen relativt stor effekt (f.eks. oplandet til Roskilde fjord og oplandet omkring Mariager fjord).



Figur 11.7 Den relative reduktion i N-afstrømningen fra landbruget som følge af en ekstensivering af kvægholdet (foranstaltning EK210). Ændring i forhold til Basis 2.

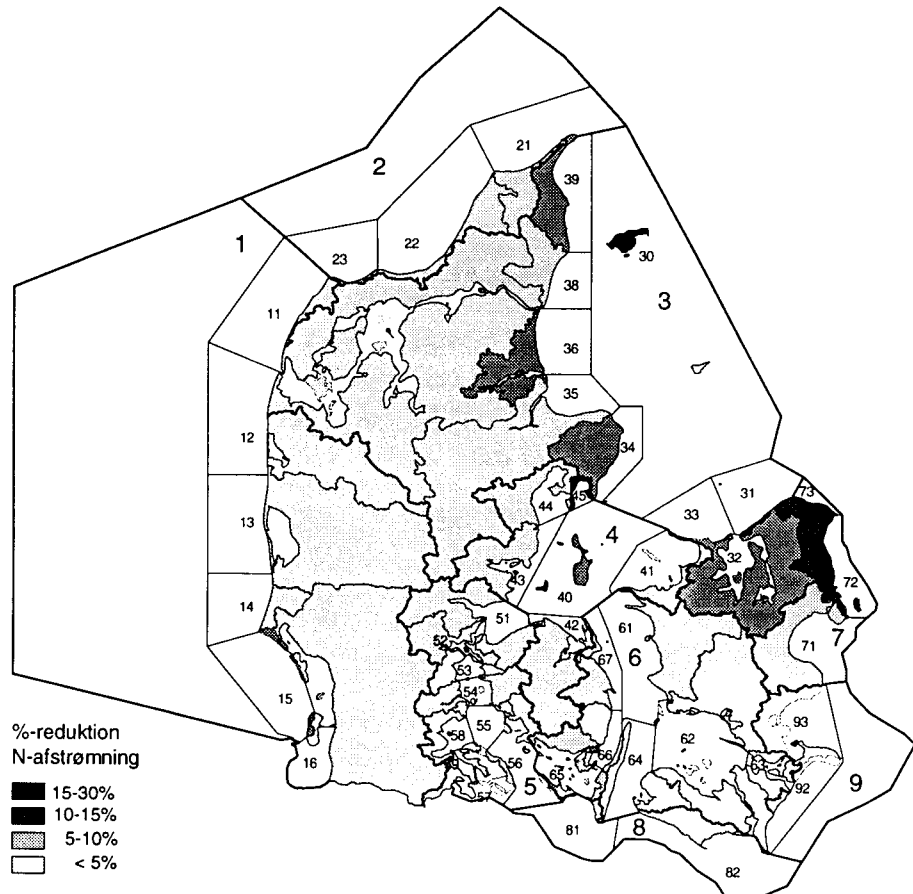
Det fremgår af tabellerne, at de økonomiske konsekvenser af en ekstensivering af kvægproduktionen i modellen beregnes til at være positive. Dette skyldes, at kvægproduktion under ét giver et negativt jordrente-bidrag, når der, som i modellen, regnes med en aflønning af arbejdsindsatsen med hhv. 102 kr/time og 108 kr/time i de to basis-scenarier. (Ifølge SJFI (1996) var den gennemsnitlige lønningsevne 88 kr pr. time i produktionsåret 1994/95 for kvæghold under ét).

Omvendt er de økonomiske omkostninger ved en nedskæring af svineholdet høje - svineproduktion giver et pænt dækningsbidrag i basis-scenariet.

En vurdering af følsomheden i beregningerne f.s.v. angår antagelserne om (den alternative) aflønning af arbejdskraften fås ved at beregne ændringerne i *rest til jord + arbejde*, d.v.s. hvad der efter afholdelse af kapitalomkostninger og omkostninger til råvarer er tilovers til aflønning af jord og arbejdskraft. I basis 2 scenariet udgør rest til jord og arbejde hhv. 13.184 mio. kr. og 18.844 mio. kr. beregnet i virksomhedsøkonomiske priser og velfærdsøkonomiske beregningspriser. Omkostningen - d.v.s. reduktionen i rest til jord

og arbejde - ved gennemførelse af foranstaltningen EK210, d.v.s. en nedskæring af det intensive kvæghold med 23% er beregnet til hhv. 500 mio. kr. og 825 mio. kr. Foranstaltningen kommer herved til at fremstå som relativt dyr i forhold til f.eks. foranstaltninger, der retter sig mod gødskningen.

Der er endvidere grund til at understrege, at de økonomiske konsekvensberegninger af ekstensiverings-scenarierne er behæftet med meget stor usikkerhed - og at de formentlig er undervurderede. Dette skyldes dels, at der er tale om beregninger baseret på den gennemsnitlige indtjening for de enkelte husdyrkategorier og afgrøder - hvorved der dels er

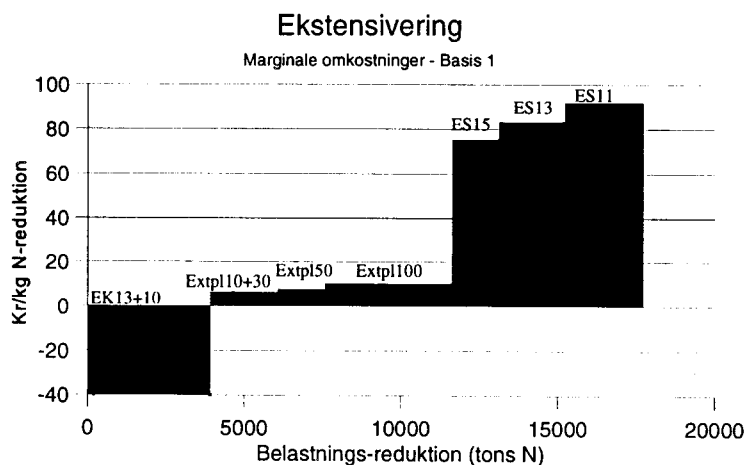


Figur 11.8 Den relative reduktion i N-afstrømningen fra landbruget som følge af en ekstensivering af korn- og rapsarealer på sandjorde (foranstaltning Extpl2100). Ændringer i forhold til Basis 2.

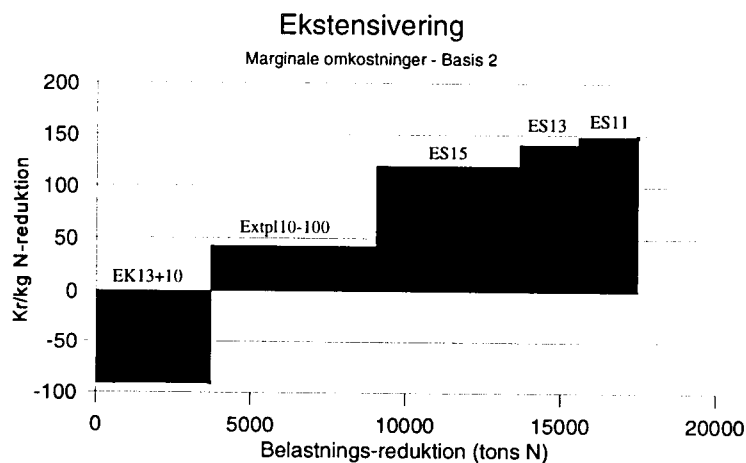
tale om gennemsnit over forskellige driftsgrene med forskellig indtjeningsevne (f.eks. for kvæg: malkekøer, opdræt m.v.), dels er tale om gennemsnit over bedriftsgrupper med betydelig indtjeningsvariation. Dels, at der udelukkende er tale om beregninger af de direkte økonomiske konsekvenser. Det er hermed implicit antaget, at der i en samfundsmæssig sammenhæng er tale om marginale ændringer, der kun i lille omfang har effekter for resten af samfundsøkonomien (f.eks. den danske fødevare-industri). Denne forudsætning bliver imidlertid meget problematisk ved så omfattende produktionsmæssige ændringer, som specielt ekstensi-

veringsforanstaltningerne af svineproduktionen er udtryk for.

Figur 11.9 og 11.10 viser en rangordningen af foranstaltningerne efter omkostningseffektivitet.



Figur 11.9 Rangordning af ekstensiveringsforanstaltningernes omkostnings-effektivitet. Kr. pr. kg N-reduktion, velfærdsøkonomiske beregningspriser. Udgangspunkt: Basis 1.



Figur 11.10 Rangordning af ekstensiveringsforanstaltningernes omkostnings-effektivitet. Kr. pr. kg N-reduktion, velfærdsøkonomiske beregningspriser. Udgangspunkt: Basis 2.

11.2 Foranstaltninger overfor spildevandsudledninger

Vandmiljøplanen fastsætter nogle grænser for stof-koncentrationerne i udløbsvandet fra de større renseanlæg. Anlæg, der behandler mere end 15.000 PE skal således rense for kvælstof ned til en koncentration på 8 mg pr. liter udløbsvand, mens alle anlæg, der behandler mere end 5.000 PE skal rense for fosfor ned til en koncentration på 1,5 mg pr. liter udløbsvand.

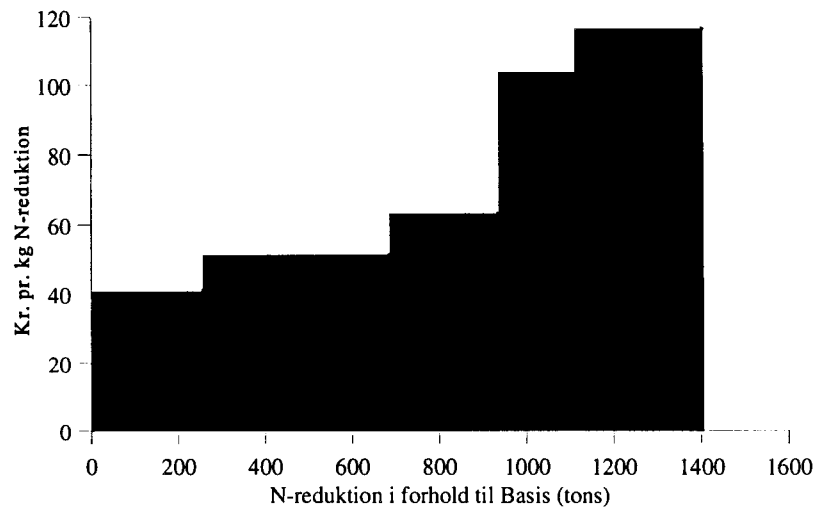
En yderligere reduktion i udledningerne af kvælstof og fosfor fra renseanlæggene kan i princippet opnås på to måder (*Christensen & Lund, 1991*):

For det første gennem skærpede udlederkrav til de anlæg, som i forvejen er omfattet af vandmiljøplanen - d.v.s. en stramning af udledningsgrænserne på hhv. 8 mg N/liter og 1,5 mg P/liter. Teknikken for en sådan yderligere rensning er tilstede, men beko-stelig. Ifølge *Christensen & Lund, 1991* vil der maksimalt kunne opnås en yderligere N- og P-fjernelse på 700 tons N og 350 tons P pr. år på landsplan til en pris på 150-200 kr. pr. kg. fjernet N og 200-500 kr. pr. kg fjernet P (virksomhedsøkonomiske priser).

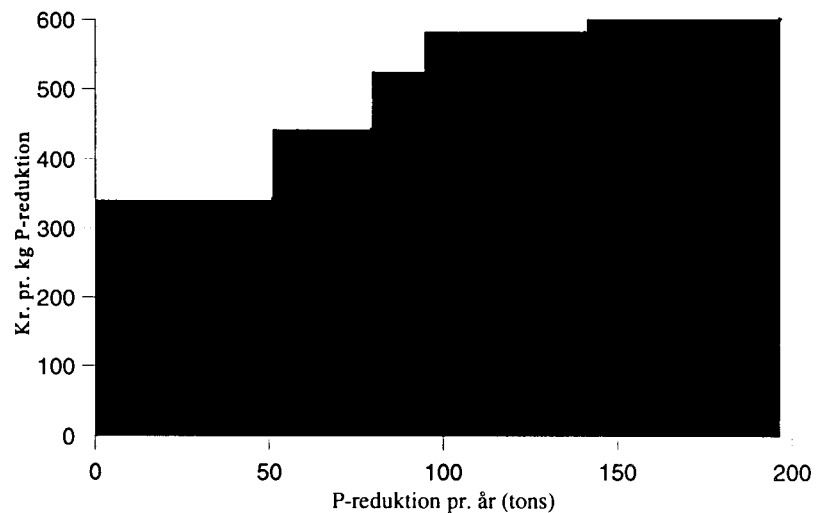
For det andet gennem en sænkning af kapacitetsgrænserne for hvilke anlæg, der skal være omfattet af vandmiljøplanens udledningsgrænser for N og P. Mulige foranstaltninger overfor spildevandsudledninger er i NP-modellen begrænset til denne foranstaltningstype. For renseanlæggene er der således beregnet konsekvenser af en gradvis inddragelse af de mindre renseanlæg under vandmiljøplanens udlederkrav m.h.t. kvælstof og fosfor. Resultatet af disse beregninger på landsplan er illustreret i figur 11.1 og 11.2, der viser de marginale omkostninger til spildevandsrensning i velfærdsøkonomiske beregningspriser som funktion af hhv. N-reduktion og P-reduktion. Det skal understreges, at beregningerne er *teoretiske* i den forstand, at en udvidelse af vandmiljøplanens udlederkrav til at omfatte små anlæg i praksis ville betyde, at et stort antal små anlæg skulle nedlægges og spildevandet omdirigeres til større anlæg. Omkostningerne herved er der ikke taget højde for.

Ved inddragelse af *samtlig*e renseanlæg over 1000 PE under vandmiljøplanens udlederkrav (MBNDK-anlæg) er det indenfor modellens spektrum af mulige renseteknologier kun muligt at reducere den samlede næringssalt-udledning med hhv. 1.400 tons N og 200 tons P.

Sættes de totale årlige renseomkostninger på godt 2 mia. kr. i Basis-scenariet (jvf. kap. 10) i relation til den estimerede N- og P-fjernelse, fås gennemsnitsomkostninger på hhv. 68 kr. pr. kg. N og 271 kr. pr. kg P fjernet (velfærdsøkonomiske beregningspriser). Prisen for en



Figur 11.1 De marginale omkostninger ved reducerede N-udledninger fra renseanlæg i forhold til Basis-scenariet



Figur 11.2 De marginale omkostninger ved at reducere P-udledninger i forhold til Basis-scenariet

opgradering af *samtlig*e anlæg over 1000 PE til MBNDK-rensning ville være årlige omkostninger på 102 mill. kr. Den forøgede rensningseffekt i forhold til Basis ville være 1.400 tons N og 196 tons P. Gennemsnitsprisen for denne opgradering pr. kg. N og P ville være hhv. 73 kr. og 520 kr. Marginalomkostningen for at skærpe anlægsgrænsen fra 2000 til 1000 PE ville være 116 kr. pr. kg N og 600 kr. pr. kg. P.

noter til kapitel 11:

1. De ansatte maksimale virkningsgrader for hhv. N i hhv. kvæggylle og svinegylle følger de virkningsgrader, der iflg LIK (1992) kan opnås med forskellig spredeudstyr og tidspunkter på de forskellige afgrøder

12 Konsekvensberegninger af scenarier

I kapitel 11 blev de modelberegnedede konsekvenser af en række definerede foranstaltninger overfor hhv. landbrugssektoren og spildevandssektoren præsenteret. Beregningerne gjorde det muligt at vurdere omkostninger og effekter af forskellige kategorier af foranstaltninger ved en betinget rangordning indenfor hver foranstaltnings-kategorier.

I dette kapitel præsenteres resultaterne af udvalgte *scenarier*, d.v.s. "pakker" af forskellige af foranstaltninger. Det bliver herved muligt at give et billede af, hvor meget kvælstofbelastningen kan reduceres ved hjælp af kombinationer af foranstaltningerne, hvor der samtidig er taget hensyn til foranstaltningernes indbyrdes afhængighed og samspil i forhold til de analyserede målvariable, jvf. kapitel 2. Scenarierne er beregnet med udgangspunkt i Basis 2-scenariet.

Med et stort antal foranstaltningsmuligheder og en relativ stor geografisk opløsning bliver det muligt at specificere et utal af scenarier på tværs af foranstaltninger og geografiske oplande. I nærværende rapport er hovedvægten lagt på at analysere effekterne på nationalt niveau for kvælstofbelastningen - og samtidig er vægten lagt på virkningen af foranstaltninger og scenarier, som er defineret generelt for samtlige oplande. Som omtalt i kapitel 2 vil det imidlertid være muligt at optimere sammen sætningen af foranstaltningerne yderligere i forhold til de overordnede målsætninger for den marine kvælstofbelastning ved også at differentiere sammensætningen af foranstaltninger regionalt. En regionalt differentieret foranstaltnings-strategi bør imidlertid funderes i vurderinger af miljøkvalitets-ændringerne i de enkelte fjorde og farvande som følge af ændret N-belastning - d.v.s. i en nuancering af *målvariablen i analysen*. Grundlaget for at foretage en sådan nuancering af effektvurderingerne (estimering af simuleringsmodeller for fjordenes miljøkvalitet) er et arbejde, der er igangsat i DMU i forlængelse af indeværende projekt.

For at illustrere den potentielle økonomiske gevinst ved at differentiere foranstaltningerne mellem oplande, er de regionale forskelle i omkostnings-effektivitet, d.v.s. kr. pr. kg. N-reduktion dog illustreret.

12.1 Scenarie-definitioner

De konsekvensberegnedede scenarier omfatter kombinationer af foranstaltninger indenfor landbrugssektoren med udgangspunkt i Basis 2-scenariet, hvor foranstaltningerne er kombineret i

Tabel 12.1 Definitioner af scenarier, med udgangspunkt i Basis 2.

Scenarie	Gødskning	Udnyttelse af N i svinegylle	Udnyttelse af N i kvæggylle	Ekstensivering, kvægholdet	Ekstensivering, svineholdet	Ekstensivering af planteavl, sandjorde
Scenario 1	Økonomisk optimal	40%	40%	23% (1,0 DE/ha)		
Scenario 2	do.	55%	do.	do.		
Scenario 3	do.	65%	45%	do.		
Scenario 4	10% under optimum	do.	do.	do.		
Scenario 5	do.	do.	do.	do.		Ekstensivering, 400.000 ha
Scenario 6	20% under optimum	do.	50%	do.		do.
Scenario 7	30% under optimum	do.	do.	do.		do.
Scenario 8	40% under optimum	do.	do.	do.		do.
Scenario 9	do.	do.	do.	do.	(1,5 DE/ha)	do.

“rækkefølge” efter omkostningseffektivitet. Som det fremgik af kapitel 11 er perspektivet i foranstaltninger indenfor spildevandssektoren på landsplan meget begrænset f.s.v. angår kvælstof, hvorfor foranstaltninger indenfor denne sektor ikke er medtaget i scenarierne.

Scenarie-definitionerne fremgår af tabel 12.1.

12.2 Konsekvenser af scenarierne

De modelberegnedede konsekvenser af de opstillede scenarier fremgår af tabel 12.2 og figurene 12.1 og 12.2.

Tabel 12.2 viser ændringerne i handelsgødningforbrug, udvaskning, N-afstrømningen via vandløb, ammoniakdepositioner på havet, den samlede belastning af havet (N-afstrømning + ammoniak-deposition) samt jordrenten beregnet i hhv. virksomhedsøkonomiske priser og velfærdsøkonomiske beregningspriser.

Tabel 12.2 Modelberegnedede konsekvenser af en scenarier. Ændringer i forhold til Basis 2.

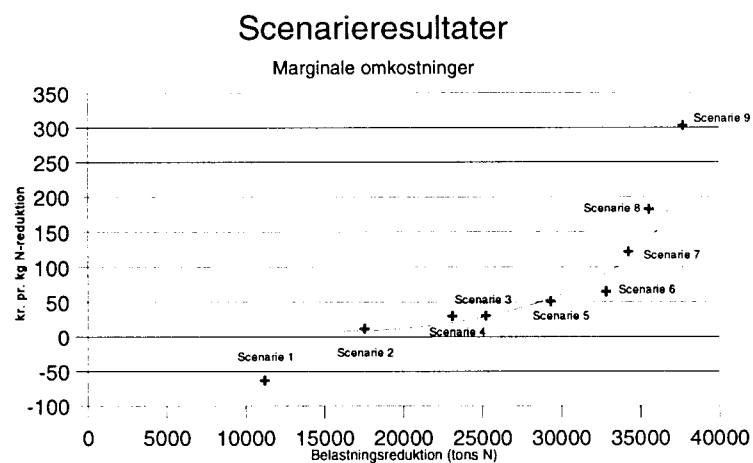
Tiltag	Handels-N	Udvaskning	N-afstrøm.	Amm.dep.	Belastning	Jordrente ^{virk}	Jordrente ^{vel}
	tons/år	tons/år	tons/år	tons/år	tons/år	Mio. kr./år	Mio. kr./år
Basis 2	297.758	180.273	67.586	11.886	79.472	826,4	4.018,1
Scenario 1	-72.162	-27.777	-10.070	-1.136	-11.206	745	701
Scenario 2	-86.069	-44.420	-16.352	-1.193	-17.545	681	628
Scenario 3	-97.260	-59.198	-21.878	-1.240	-23.118	541	460
Scenario 4	-117.925	-64.502	-23.912	-1.325	-25.237	490	395
Scenario 5	-165.521	-76.703	-28.297	-1.052	-29.349	321	184
Scenario 6	-190.952	-85.818	-31.706	-1.156	-32.863	139	-44
Scenario 7	-208.951	-89.205	-33.050	-1.230	-34.279	0	-218
Scenario 8	-226.704	-92.274	-34.267	-1.302	-35.569	-179	-452
Scenario 9	-226.606	-94.808	-35.147	-2.547	-37.694	-533	-1.097

Det fremgår af tabellen, at det tilsyneladende er muligt at reducere det samlede belastningsbidrag med op til omkring 30.000 tons N uden at den samlede jordrente i velfærdsøkonomiske beregningspriser reduceres. Det samlede N-belastningsbidrag fra landbruget til de marine områder vil herefter være nedbragt til 50.000 tons eller med ca. 50% i forhold til niveauet i slutningen af 80'erne.

Der er imidlertid grund til at betragte dette resultat med en betydelig skepsis. Dette skyldes de forhold og usikkerheder vedr. de økonomiske beregninger, der er nævnt i kapitel 11, specielt f.s.v. angår ekstensiverings-foranstaltningerne. Resultaterne af beregnin-

gerne er f.eks. ret følsomme overfor antagelserne om arbejdslønnen. Som eksempel kan nævnes, at for Scenario 5, der ifølge tabellen ovenfor har en virksomhedsøkonomisk jordrente, der er 321 mio. kr. højere end Basis 2-scenariet, vil denne tilsyneladende økonomiske fordel være reduceret til 0 ved alternativt at ansætte arbejdslønnen til 85 kr pr. time (istedet for 108 kr pr. time). Den velfærdsøkonomiske gevinst vil være vendt til en omkostning på 140 mio. kr. pr. år.

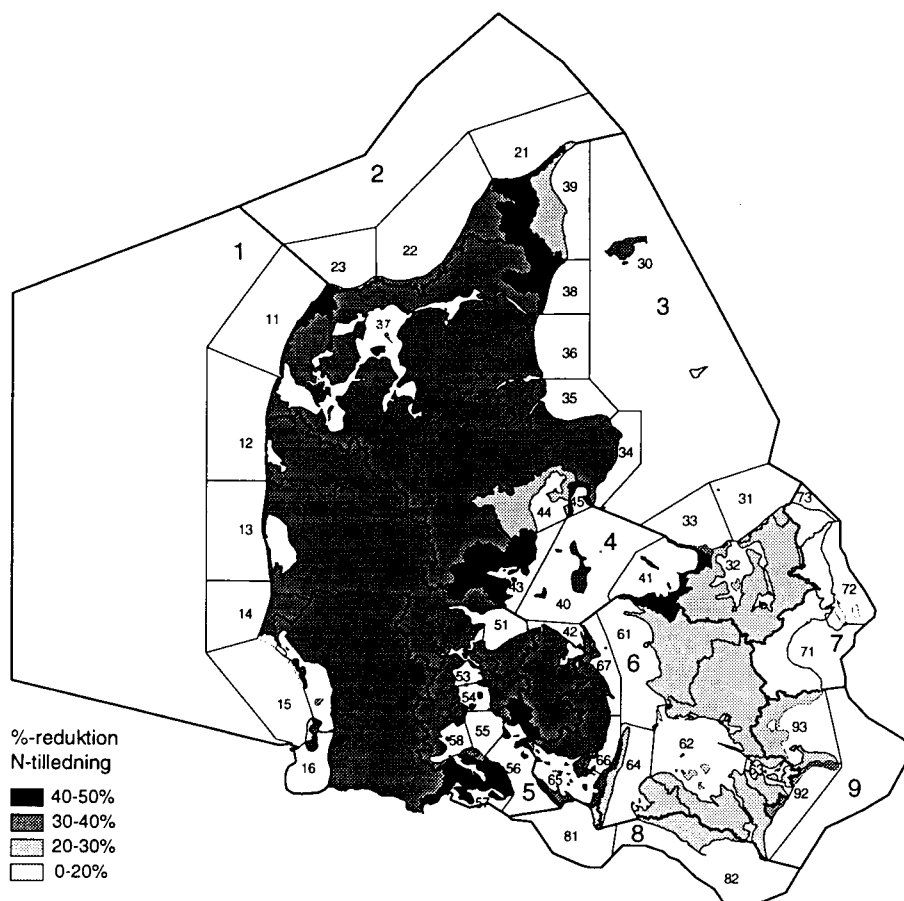
En mere forsigtig konklusion er derfor, at det v.h.a. en mere rationel gødskning er muligt at reducere belastningen med op til 15.000 tons N til meget lave omkostninger - måske endda negative - for landmænd og samfundet. En reduktion udover de 15.000 tons vil imidlertid begynde at koste, og de marginale omkostninger vil have passeret 50 kr. pr. kg N, når den samlede N-reduktion nærmer sig de 30.000 tons, som det fremgår af figur 12.1. Det fremgår også af figuren, at marginalomkostningerne stiger brat ved belastningsreduktioner udover de 30.000 tons.



Figur 12.1 Konsekvenser af de gennemregnede scenarier: Marginale omkostninger pr. kg. N-belastnings-reduktion.

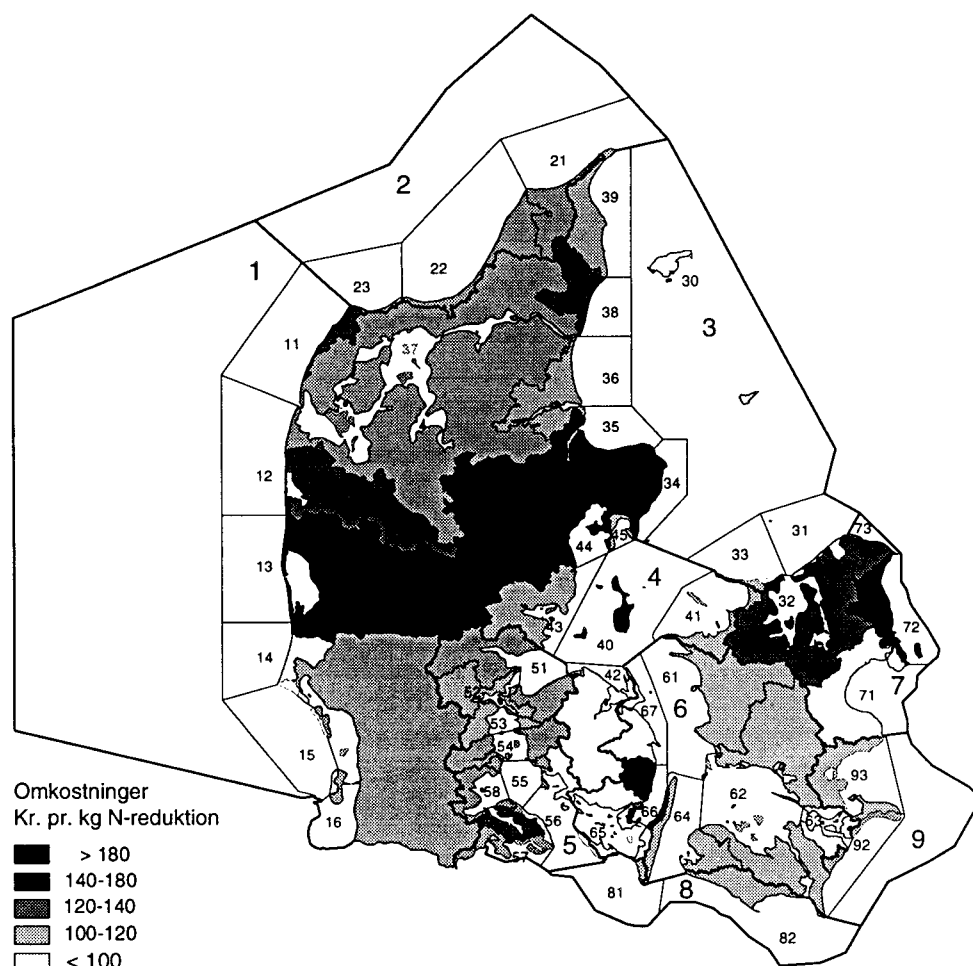
Den regionale fordeling af belastnings-reduktionerne efter gennemførelse af scenario 5 - hvorefter den samlede belastning reduceres med 30.000 tons N - fremgår af figur 12.2, der viser den %-vise reduktion i de vand-transporterede kvælstof-bidrag (N-afstrømningen) til de 48 kystområder. Det fremgår, at mens der kan forventes en relativt stor reduktion af N-bidragene fra Jylland og Fyn vil bidragene fra Sjælland ikke blive reduceret lige så meget relativt.

Der er en betydelig variation i prisen for at reducere de sidste kg N mellem de enkelte afstrømningsoplande. Figur 12.3 illustrerer denne variation for de marginale velfærdsøkonomiske omkostninger ved at gennemføre scenarie 7 (belastningsændring fra 32.800 tons til 34.300 tons). Denne variation antyder, at der - i forhold til én målsætning om generel reduktion af kvælstofbelastning af de marine vande - ville være velfærdsøkonomiske gevinster at hente ved en regional omfordeling af reduktionskravene. Som omtalt ovenfor må en regionalt differentieret reduktions-strategi imidlertid også tage højde for variationen i de økologiske effekter, som en



Figur 12.2 Den %-vise reduktion i den vandtransporterede N-tilledning fra Danmark til marine områder som følge af gennemførelse af scenarie 5.

reduceret kvælstoftilførsel har til de enkelte marine områder - d.v.s. en nuancering af målvariablen som omtalt i kapitel 2. Endvidere må andre forhold af miljømæssig betydning tages i betragtning, ikke mindst hensynet til grundvands-beskyttelse.



Figur 12.3 De marginale omkostninger ved at gennemføre scenarie 7. Kkr. pr. kg N-reduktion i den vand-førte N-tilledning til de marine områder. Velfærdsøkonomiske beregningspriser.

13 Konklusioner

Rapporten opfylder 3 formål i forbindelse med projektet "Samfundsøkonomisk konsekvensvurdering af indgreb i næringssaltkredsløbene":

- Rapporten indeholder en diskussion og afgrænsning af den *metode*, der er blevet anvendt i projektet (Cost-effectiveness-analyse).
- Rapporten indeholder en faglig dokumentation af en integreret konsekvens-beregnings-model - NP-modellen - der er blevet opbygget i forbindelse med projektet og
- Rapporten indeholder en analyse af problemstillingen: Hvad vil det koste at reducere *kvælstof*-belastningen af det marine miljø.

Metode og model

Den anvendte metode - *cost-effectiveness analyse af modelberegnete konsekvenser af scenarier* - giver en mulighed for at belyse de teknisk/økonomiske muligheder for at ændre næringssaltbelastningen af det marine miljø. Metoden giver ikke noget svar på, *hvilke styringsmidler* (afgifter, kvoter el.lign.), samfundet kan tage i anvendelse for at nå til den ønskede "tilstand". Såfremt dette spørgsmål skal belyses er det tillige nødvendigt at arbejde med andre typer af modeller, der indeholder *beskrivelser* af de økonomiske aktørers (landmændenes) *adfærd*, se f.eks. Schou et al. (1996) og Stryg et al. (1995).

Rapporten indeholder en faglig dokumentation af NP-modellen. Rapportens beregninger i analysedelen repræsenterer de første samlede konsekvensberegninger med modellen. Som det fremgår af kapitel 3 forestår der stadig et udviklingsarbejde med at koble modeller for de økologiske effekter i fjorde og marine områder sammen med modellen, så det bliver muligt at nuancere den økologiske side af konsekvensberegningerne. Endvidere forestår et arbejde med at udvide det "katalog" over mulige foranstaltninger, som modellen skal kunne konsekvensberegne. Dette gælder ikke mindst naturgenopretnings-projekter, der øger tilbageholdelse og omsætning af nitrat (retablering af våde enge), etablering af beskyttelsesbræmmer omkring vandløb samt foranstaltninger til reduktion af ammoniak-fordampningen fra specielt husdyrbrugene.

M.h.t. modellens naturvidenskabelige side er modelberegninger af det anvendte tilsnit altid forbundet med relativt store usikkerheder. Dette skyldes naturligvis, at der er tale om afbildning af meget komplekse og varierende stofabsprocesser og stoftransport-processer i stærkt forenklede delmodeller. Hvad angår modelleringen af

disse forhold har det imidlertid været vurderingen, at i forhold til det geografiske niveau, der arbejdes med i NP-modellen, er der ikke vundet meget ved at anvende mere sofistikerede og inputkrævende modeller. Modellen vil imidlertid med fordel kunne nuanceres og forbedres på en række områder. Det gælder ikke mindst modelleringen af fosfor-tab fra landbrugsjorder, der p.t. er afbildet for groft til at gennemføre en cost-effectiveness analyse af fosfor-reduktioner.

De økonomiske konsekvensberegninger er baseret på statistik om den gennemsnitlige økonomi i de danske heltidsbrug. Da der er en betydelig variation i indtjeningsevnen mellem forskellige bedrifter er dette i sig selv en kilde til usikkerhed.

Som omtalt i kapitel 8 hviler de økonomiske konsekvensberegninger af en ændret gødskning endvidere på statistisk estimerede udbyttefunktioner for de afgrøder, der indgår i modellen. Det er usikkert, om disse funktioner alene afspejler virkningen det 1. år af et ændret gødsknings-niveau eller om funktionerne også har gyldighed for de efterfølgende år. Såfremt et reduceret gødsknings-niveau også har en *langtids-effekt* for jordens frugtbarhed undervurderer funktionerne udbyttereduktionerne af en nedsat gødskning. Der haves imidlertid ikke i dag et materiale, der kan danne grundlag for estimering af sådanne langtidseffekter.

Et andet vigtigt forbehold m.h.t. de økonomiske konsekvensberegninger er, at der udelukkende er tale om de *direkte omkostninger* forbundet med de analyserede foranstaltninger. Indirekte og afledte effekter for f.eks. input-leverende og output-aftagende erhverv kan få vægt, såfremt der er tale om omfattende ændringer i landbrugsproduktionen. Dette forhold betyder, at økonomiske konsekvenser af mere "ekstreme" foranstaltninger (stærkt reduceret gødskning og omfattende ekstensivering af plante- og husdyrproduktion) formentlig vil være undervurderede.

Reduktion af kvælstofbelastningen af det marine miljø: Effekter og omkostninger af foranstaltninger

Den udviklede model har i rapportens 3. del været anvendt til en cost-effectiveness analyse af problemstillingen: Reduktion af den samlede *kvælstof-belastning* af de danske farvandsområder. En række konklusioner af denne analyse kan udtrækkes:

- Blandt de nationale, antropogene kilder til kvælstofbelastning af det marine miljø er landbrugssektorens bidrag det absolut dominerende. Den næst-vigtigste kilde - de (kommunale) renselanlæg - bidrager efter gennemførelsen af vandmiljøplanen kun med omkring 8% af kvælstofbelastningen. Kvælstofudledningerne fra renselanlæggene kan ved indførelse af kvælstofreducerende procesteknologi på

samtlige anlæg reduceres med yderligere 1.400 tons til en gennemsnitspris på 73 kr. pr. kg N. De marginale omkostninger er 116 kr. pr. kg N. Gennemførelse af yderligere stramninger overfor renseanlæggenes udledninger er teknisk mulig, men har såvel marginal effekt i national skala og er meget dyre at gennemføre.

- Det er tilsyneladende muligt - i følge modelberegningerne - at reducere landbrugets bidrag til kvælstofbelastningen af det marine miljø med op til 15.000 tons (ud af i alt 80.000 tons) uden omkostninger ved en mere rationel gødskning på først og fremmest husdyrbrugene - d.v.s. ved en eliminering af overgødskning og en bedre (teknisk betinget) udnyttelse af husdyrgødningens N-indhold. Handelsgødningsforbruget skal herefter være nedbragt til omkring 220.000 tons N pr. år og udvaskningen fra markerne vil være reduceret til omkring 145.000 tons N pr. år.
- Ydeligere reduktioner af landbrugets belastnings-bidrag vil begynde at koste. Ved en reduktion af landbrugets kvælstofbelastnings-bidrag til det marine miljø med i alt 30.000 tons i forhold til den forventede belastning medio 90'erne, vil prisen for de sidste kg N have passeret 60 kr målt i samfundsøkonomiske beregningspriser. De årlige velfærdsøkonomiske omkostninger ved at reducere det marine belastningsbidrag fra 65.000 tons til 50.000 tons er beregnet til 0,5 mia. kr., eller gennemsnitlig 34 kr. pr. kg. N. Handelsgødningsforbruget skal herefter være nedbragt fra det skønnede niveau på 300.000 tons N til omkring 130.000 tons, og udvaskningen fra markerne vil være nedbragt til godt 100.000 tons. Midlerne til at nå en reduktion i denne størrelsesorden vil være en kombination af maksimal udnyttelse af husdyrgødningens N-indhold, et generelt reduceret gødskningsniveau (10% under det driftsøkonomisk optimale) samt en omfattende ekstensivering af planteavlen på sandjorde (omlægning af 400.000 ha korn- og rapsarealer).
- Yderligere reduktioner af landbrugets kvælstofbelastning af det marine miljø, d.v.s. reduktioner til under 50.000 tons pr. år, vil være meget omkostningskrævende - marginalomkostningerne stiger kraftigt.
- De mest omkostnings-effektive foranstaltninger ifølge model-beregningerne er eliminering af overgødskning (gødskning over de anbefalede normer) - og en bedre udnyttelse af svine-gødningens N-indhold. Modelberegningerne viser, at det tilsyneladende også er fordelagtigt at ekstensivere kvægholdet, men disse beregninger er forbundet med meget store usikkerheder; resultatet er nærmest selvindlysende i og med at kvægdrift som gennemsnit giver en time-aflønning af arbejdsindsatsen, der ligger under den timeløn, der kalkuleres med i modellen. Efter en optimering af gødskningen og en maksimal udnyttelse af svine-gødningens N-indhold kommer en reduktion af

gødskningsniveauet med op til 10%. Herefter vil en eksten-sivering af planteavlen på de dårligere jorde komme på tale. En indskrænkning af svinebestanden fremtræder som en meget dyr foranstaltning, eftersom svineproduktionen (i basis-situationen) giver et forholdsvis stort dækningsbi-drag.

- Der vil være gevinster at hente ved at *differentiere udled-ningsreduktionerne geografisk*. En geografisk differentieret strategi for kvælstof-reduktion må imidlertid ikke alene tage udgangspunkt i hvad det koster at reducere kvælstof-belastningen af det marine miljø forskellige steder i landet, men også i en vægtning af marine områders følsomhed overfor en ændret kvælstof-belastning samt øvrige regiona-le hensyn, ikke mindst grundvands-beskyttelse.

Referencer

Andersen, E.B., Linde-Jensen, J.J., Jensen, H.T., Winther, L. & Mikkelsen, I. (1979): Afløbsteknik. Polyteknisk Forlag.

Andersen, H. E., Blicher Mathiesen, G., Grant, R., Bak, J., Berg, P., Kronvang, B., Kjeldsen, K. & Rasmussen, P. (1992): Landovervågningsoplande. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1991. Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU nr. 64.

Andersen, H. E., Berg, P., Jensen, P.G., Blicher Mathiesen, G., Kronvang, B., Schwærter, R.C. (1994): Landovervågningsoplande. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1993. Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU nr. 120

Asman, W.A.H. (1990): Atmosfærisk ammoniak og ammonium i Danmark. NPO-forskning fra Miljøstyrelsen nr. A18, 1990. Miljøministeriet, Miljøstyrelsen.

COWIconsult og Lønholdt & Jans (1990): Beregningssystem for anlægsudgifter for renseanlæg. Udarbejdet af COWIconsult og Lønholdt & Jans for Miljøstyrelsen & Vandrensningsrådet, juli 1990. (Ej publiceret).

Christensen, T. & Lund, H.G. (1991): Udledning af kvælstof, fosfor og organisk stof fra byer, industri og dambrug til vandmiljøet. I: "Kvælstof, fosfor og organisk stof i jord- og vandmiljøet. Rapport fra konsensuskonference 31. januar, 1. og 4. februar 1991". Undervisningsministeriets Forskningsafdeling.

Dyhr-Nielsen, M., Hansen, E., Holter, V., Krag-Andersen, K., Gravesen, P. & Iversen, T.M. (1991): Kvælstof og fosfor i jord og vand. Transport, omsætning og effekt. Npo-forskning fra Miljøstyrelsen. Samlerapport. Miljøministeriet, Miljøstyrelsen.

Fleischer, S., Andréasson, I.M., Holmgren, G., Joelson, A., Kindt, T., Rydberg, L. och Stibe, L. (1989): Markanvändning - vattenkvalitet. En studie i Laholmsbuktens tillrinningsområde. Länsstyrelsen i Hallands län 301 86 Halmstad. Meddelande 1989:10.

Frederiksen, H. (1990): Rapport om overvågning af sædskifte og gødningsplaner samt grønne marker i jordbruget i 1989. Plantedirektoratet, 1990.

Grant, R., Blicher Mathiesen, G., Andersen, H. E., Berg, P., Jensen, P.G. og Laubel, A.R. (1995): Landovervågningsoplande. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1994. Danmarks Miljøundersøgelser. 142 s. Faglig rapport fra DMU nr. 141.

Græsbøll, P., Erfurt, J., Hansen, H.O., Kronvang, B., Larsen, S.E., Rebsdorf, Aa. & Svendsen, L.M (1994). Ferske vandområder - Vandløb og kilder. Vandmiljøplanens overvågningsprogram 1993. Danmarks Miljøundersøgelser. 186 sider - Faglig rapport fra DMU nr. 119.

Christensen, T.L. "Den rigtige pris".

Danmarks Statistik (1992): Landbrugsstatistik.

Danmarks Statistik (1994): Landbrugsstatistik

Danmarks Statistik (1995): Specialkørsel fra Landbrugsstatistikken (ej publ.)

Hertel, O. (1995): Transformation and Deposition of Sulphur and Nitrogen Compounds in the Marine Boundary Layer. Dr. Scient thesis. National Environmental Research Institute, Roskilde, Denmark. 215 pp.

Hansen, B. (1990): Næringsstofudvaskning fra arealer i landbrugsdrift. Npo-forskning fra Miljøstyrelsen, nr. A8. Miljøministeriet, Miljøstyrelsen.

Hansen, I.S., Ærtebjerg, G., Richardson, K. & Pedersen, F.B. (1994): Kvælstofreduktioners effekt på iltforhold i indre danske farvande. Havforskning fra Miljøstyrelsen nr. 29, 1994. Miljøministeriet, Miljøstyrelsen.

Hansen, J.P. & Østergaard, V. (1991): Driftsformens og arealets indflydelse på husdyrgødningens udnyttelse og værdi samt arbejdsprofilen i husdyrbedriften. Foulum 1991.

Hansen, J.P. (1992): ADAM-H - et beslutningsstøttesystem til fastlæggelse af optimal foderforsyning og arealanvendelse i kvægbedriften. Foulum 1992.

Kjeldahl, R., Schou, J.S., Vetter, H. & Paaby, H. (1995): Landbrugspolitik og miljøregulering - 1. delrapport. Miljøprojekt nr. 297. Miljøministeriet, Miljøstyrelsen.

Kronvang, B., Ærtebjerg, G., Grant, R., Kristensen, P., Hovmand, M. and Kirkegaard, J. (1993): Nationwide Monitoring of Nutrients and their Ecological Effects: State of the danish Aquatic Environment. Ambio vol. 22, no. 4, june 1993.

Kronvang, B., Erfurt, J., Erlandsen, M., Friberg, N., Græsbøll, P., Rebsdorf, Aa., & Svendsen, L.M. (1992): Ferske vandområder. Vandløb og kilder. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1991. Danmarks Miljøundersøgelser. 122 s. - Faglig rapport fra DMU, nr. 62.

Landbrugsministeriet (1989): Datasamlinger. Arealdatakontoret, Landbrugsministeriet.

Larsen, S.E., Erfurt, J., Græsbøll, P., kronvang, B., Mortensen, E., Nielsen, C.A., Ovesen, N.B., Paludan, C., Rebsdorf, Aa., Svendsen, L.M. & Nyegaard, P. (1995): Ferske vandområder - Vandløb og kilder. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1994. Danmarks Miljøundersøgelser. 196 sider. - Faglig rapport fra DMU nr. 140.

Laursen, B. (1987): Normtal for husdyrgødning. Rapport nr. 28 fra Statens Jordbrugsøkonomiske Institut.

LIK (1991): Håndbog for driftsplanlægning 1991-92. Redigeret af Landbrugets Rådgivningscenter. Landbrugets Informationskontor 1991.

LIK (1992a): Håndbog for plantedyrkning 1992. Udarbejdet af Landskontoret for Planteavl. Landbrugets Informationskontor 1992

LIK (1992b): Håndbog for kvæghold 1992-93. Udarbejdet af landskontoret for kvæg. Landbrugets Informationskontor 1992.

LIK (1992c): Håndbog for svinehold 1992. Redigeret af Landsudvalget for svin. Landbrugets Informationskontor 1992.

LIK (1992d): Optimal udnyttelse af husdyrgødning. Udarbejdet af Landskontoret for Planteavl. Landbrugets Informationskontor 1992.

LIK (1992e): Landskalkuler for de enkelte produktionsgrene. Kalenderårene 1990 og 1991. Redigeret af Landbrugets Rådgivningscenter. Landbrugets Informationskontor 1992.

Miljøstyrelsen (1995): Vandmiljø-95. Redegørelse fra Miljøstyrelsen Nr. 3 1995. Miljø- og Energiministeriet, Miljøstyrelsen.

Miljøstyrelsen (1994): Vandmiljø-94. Redegørelse fra Miljøstyrelsen Nr. 2 1994. Miljø- og Energiministeriet, Miljøstyrelsen.

Miljøstyrelsen (1993): Vandmiljø-93. Redegørelse fra Miljøstyrelsen Nr. 4 1993. Miljøministeriet, Miljøstyrelsen

Miljøstyrelsen (1993a): Renseanlæg, regnvandsbetingede udløb og spredt bebyggelse i Danmark 1992. Fagdatacenterrapport. Miljøstyrelsen, Hav- og Spildevandskontoret

Miljøstyrelsen (1992): ammoniakfordampning fra stald og lager. Redegørelse fra Miljøstyrelsen nr. 1. Miljøministeriet, Miljøstyrelsen.

Miljøstyrelsen (1990): Vandmiljø-90. Redegørelse fra Miljøstyrelsen Nr. 1 1990. Miljøministeriet, Miljøstyrelsen

Møller, F. (1989): Samfundsøkonomisk projektvurdering. Finansministeriet, Budgetdepartementet 1989.

Nørring, N.P. (1990): Størrelsesøkonomi i dansk landbrug. Rapport nr. 55 fra Statens Jordbrugsøkonomiske Institut 1990. Overgaard, J. (1990): Vidensæt for arbejdsbehov, arbejdsperioder og maskinomkostninger ved dyrkning af afgrøder". Internt SJI-notat 1990.

Overgaard, J. (1993): Personlige oplysninger.

Olsen, O. (1992/93): Personlige oplysninger.

Rude, S (1991): Kvælstofgødning i landbruget - behov og udvaskning nu og i fremtiden. Rapport nr. 62 fra Statens Jordbrugsøkonomiske Institut.

Schou, J., Paaby, H., Jensen, J.D. & Vetter, H. (1996): Landbrugspolitik og miljøregulering - 2. delrapport. Miljøprojekt nr.321. Miljøministeriet, Miljøstyrelsen.

Simmelsgaard, S.E. (1991): Estimering af funktioner for kvælstofudvaskning i : Rude, S. (1991): Kvælstofgødning i landbruget - behov og udvaskning nu og i fremtiden. Rapport nr. 62 fra Statens Jordbrugsøkonomiske Institut.

SJI (1992a): Landbrugets prisforhold 1991/92. Serie C nr. 76 fra Statens Jordbrugsøkonomiske Institut.

SJI (1992b): Landbrugets økonomi. Efteråret 1992. Statens Jordbrugsøkonomiske Institut.

SJI (1993): Økonomien i landbrugets driftsgrene 1991/92. Serie B nr. 76 fra Statens Jordbrugsøkonomiske Institut

Skop, E. & Hasler, B. (1993): Udnyttelse af husdyrgødning i dansk landbrug.

Skov, H., Hertel, O., Manscher, O.H., Hovmand, M.F., Grundahl, L., Kemp, K. & Heidam, N.Z. (1995): Atmosfærisk deposition af kvælstof. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1994. Danmarks Miljøundersøgelser. 83 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 144.

Skop, E. (1993): Beregning af kvælstofudvaskning på regionalt niveau. Danmarks Miljøundersøgelser. 54 s. Faglig rapport fra DMU nr. 65.

Storm, B., Stychsen M. & Clausen, T. (1990): Regional model for næringssalttransport og -omsætning. Npo-forskning fra Miljøstyrelsen nr. B15, 1990. Miljøministeriet, Miljøstyrelsen.

Stryg, P.E., Knudsen, M.H., Ravnsborg, N.P. & Andersen, F. (1995): En interregional model for landbrugssektoren med modelberegninger frem til år 2000. Rapport fra Institut for Økonomi, Skov og Landskab, samfundsvidenskabelig serie nr 4 1995, Den Kongelige Veterinær- og Landbohøjskole.

BILAG 1

Velfærdsøkonomiske beregningspriser

Der arbejdes med beregningspriser for følgende grupper af samfundsøkonomiske konsekvenser:

- *Varer og tjenester der afsættes på hjemmemarkedet direkte til forbrug.*

Beregningsprisen for disse varer og tjenester svarer til varens markedspris inkl. afgifter og subsidier, som er den pris, hvortil forbrugeren kan købe varen. Denne køberpris er en indikator for befolkningens villighed til at betale for den pågældende vare.

- *Varer der sælges til videre forarbejdning hos producenter på hjemmemarkedet.*

Beregningsprisen for en sådan vare svarer til varens marginale værdiproduktivitet opgjort i beregningspriser.

En vares værdiproduktivitet er den andel af det endelige produkts værdi, som kan henføres til brugen af den pågældende vare i produktionen. Varens marginale værdiproduktivitet vil derfor, såfremt producenten antages at handle økonomisk rationelt, være lig med den pris, som producenten skal betale for varen - thi, så længe værdiproduktiviteten er større end eller lig med varens pris, vil producenten være interesseret i at benytte varen i produktionen. Udgangspunktet for fastsættelsen af varens beregningspris er således den markedspris, som producenten skal betale for varen - d.v.s. varens pris inkl. ikke-refunderbare afgifter, men fratrasket refunderbare afgifter såsom moms og også fratrasket eventuelle vare-tilknyttede subsidier. Denne pris svarer til varens marginale værdiproduktivitet set fra producentens synspunkt - d.v.s. baseret på den pris, som han får for det færdige produkt. I den samfundsøkonomiske analyse er det imidlertid værdiproduktiviteten set fra befolkningens synspunkt, der er afgørende - d.v.s. værdiproduktiviteten beregnet ud fra den pris befolkningen er villig til at betale for det færdige produkt. Denne pris adskiller sig fra producentprisen, såfremt det færdige produkt er belagt med afgifter og subsidier, som ikke tilfalder producenten. Varens marginale værdiproduktivitet set fra befolkningens synspunkt og dermed varens beregningspris, kan derfor fastsættes som den markedspris, producenten skal betale for varen, forhøjet med en netto-afgiftsfaktor, der udtrykker forholdet mellem det færdige produkts producentpris og dets forbrugerpris.

Ovenstående meget udførlige argumentation er også helt central for beregningsprisfastsættelsen for råvarer og produktionsfaktorer, der trækkes bort fra alternativ anvendelse - jf. nedenfor. Argumentationen kan sammenfattes på følgende måde:

$$pp = pvp \text{ og } bh = svp = pvp \cdot (1+t) \Rightarrow bh = pp \cdot (1+t)$$

hvor pp = den pris, som producenten skal betale for varen

pvp = varens marginale værdiproduktivitet set fra producentens synspunkt

bh = varens beregningspris

svp = varens marginale værdiproduktivitet set fra befolkningens synspunkt

$1+t$ = netto-afgiftsfaktoren - d.v.s. forholdet mellem den pris, som forbrugeren skal betale for det endelige produkt, og den pris, som producenten modtager herfor

Beregningsprisen på en vare, der afsættes til videre forarbejdning hos producenter på hjemmemarkedet, kan altså fastsættes ved at multiplicere varens markedspris fratrullet afgifter, der refunderes, med en netto-afgiftsfaktor. Denne er på nuværende tidspunkt lig med 1,2 i Danmark.

- *Varer der bliver eksporteret eller erstatter importerede varer.*

Eksport og importsubstitution repræsenterer en valuta-gevinst for samfundet. Beregningspriserne for de eksporterede eller importsubstituerende varer fastsættes derfor som betalingsvilligheden for de varer, som kan erhverves for den indtjente valuta - der kan både være tale om at forøge importen af andre varer og om at reducere eksporten af egne varer og selv forbruge de hidtil eksporterede varer. Udgangspunktet for fastsættelsen af beregningsprisen er således den med eksporten eller importsubstitutionen forbundne valutaindtjening og dermed varernes verdensmarkedspriser. Betalingsvilligheden for de import- eller eksportvarer, som kan erhverves for valutaindtjeningen, afspejles derimod i varernes indenlandske markedspriser. Disse er normalt større end verdensmarkedspriserne p.g.a. importafgifter, indenlandske afgifter og eksportsubsidier. Derfor fastsættes eksportvarernes eller de importsubstituerende varers beregningspriser ved at forhøje deres verdensmarkedspriser med en netto-afgiftsfaktor for internationalt handlede goder. Denne faktor er på nu-

værende tidspunkt lig med 1,3 i Danmark.

- *Indenlandsk producerede råvarer og produktionsfaktorer der trækkes bort fra alternativ anvendelse.*

Beregningspriserne for indenlandsk producerede råvarer og produktionsfaktorer - kapitalgoder og arbejdskraft - der ved at blive anvendt i forbindelse med den konkrete foranstaltning trækkes bort fra alternativ anvendelse, fastsættes efter samme principper som de varer, der sælges til videre forarbejdning på hjemmemarkedet - jf. ovenfor. Argumentationen herfor er selvfølgelig også den samme - når råvarer og produktionsfaktorer trækkes bort fra alternativ anvendelse, mistes anden produktion, hvis værdi for befolkningen svarer til råvarenes og produktionsfaktorerens marginale værdiproduktivitet. Beregningspriserne fastsættes derfor ved at multiplicere råvarenes og produktionsfaktorerens markedspriser fratrullet refunderbare afgifter med netto-afgiftsfaktoren på 1,2. Denne beregningsprisregel gælder selvsagt også, i fald indenlandsk producerede råvarer og produktionsfaktorer fristilles som følge af et tiltag og herefter anvendes til anden produktion.

- *Indenlandsk producerede råvarer og produktionsfaktorer hvoraf den indenlandske produktion ændres som følge af ændret forbrug heraf - elektricitet, bygninger og anlæg.*

Som udgangspunkt kan man gå ud fra, at indenlandsk producerede råvarer og produktionsfaktorer trækkes bort fra alternativ anvendelse. Dette skyldes, at det samlede aktivitetsniveau i samfundet med en given økonomisk politik må antages at være upåvirket af de forskellige foranstaltninger over for næringsstofbelastningen.

I visse tilfælde er det dog naturligt at antage, at produktionen af en råvare eller af kapitalgoder ændres, hvis foranstaltningerne indebærer ændret forbrug heraf. Et godt eksempel er *el-produktionen*, som må antages direkte at følge efterspørgslen efter el - d.v.s. hvis en foranstaltning indebærer øget elforbrug, vil dette afstedkomme øget elproduktion og omvendt ved reduceret elforbrug. Med forudsætningen om uændret samlet aktivitetsniveau i samfundet sker ændringen i elproduktionen ved, at ressourcer trækkes bort fra eller frigives til andre sektorer i samfundet, samt ved ændring af importen.

Beregningsprisen bør i dette tilfælde fastsættes som de samfundsøkonomiske omkostninger ved at producere el. Disse opgøres i beregningspriser, som fastsættes efter de principper, som er opstillet i indeværende afsnit.

Et andet godt eksempel, hvor denne metode for beregningsprisfastsættelsen ofte benyttes, er *bygninger og anlæg*. Beregningsprisen for disse svarer således til de i beregningspriser opgjorte samfundsøkonomiske anlægsomkostninger.

- *Importerede råvarer og produktionsfaktorer.*

Beregningspriserne for importerede råvarer og produktionsfaktorer fastsættes efter samme principper som eksportvarerne. Argumentationen herfor er også den samme. Importen giver anledning til forbrug af valuta svarende til importens verdensmarkedspris, og hermed skal enten anden import reduceres, eller eksporten skal forøges. Under alle omstændigheder går befolkningen glip af alternative forbrugsmuligheder, hvis værdi er afspejlet i den reducerede imports og forøgede eksports indenlandske markedspriser. Derfor fastsættes beregningspriserne for importerede råvarer og produktionsfaktorer ved at multiplicere deres verdensmarkedspriser med netto-afgiftsfaktoren for internationalt handlede goder på 1,3.

- *Produktionsfaktorer der alternativt ville være ledige.*

Beregningspriserne for produktionsfaktorer, der alternativt ville være ledige, er nul - og dette gælder både faktorer, der trækkes bort fra ledighed ved at blive anvendt i forbindelse med en foranstaltning, og faktorer der fristilles som følge heraf, men ikke kan finde alternativ beskæftigelse. Beregningsprisen er nul, fordi produktionsfaktoren ikke repræsenterer nogen værdi for befolkningen. Faktorens marginale værdiproduktivitet er nul.

- *Kalkulationsrenten.*

Som kalkulationsrente i samfundsøkonomiske beregninger bør benyttes den såkaldte *tidpræferencerente*, der afspejler befolkningens præferencer med hensyn til forbrug på forskellige tidspunkter. Anvendelsen af denne rente i forbindelse med diskonteringen, kan begrundes på følgende måde: Ligesom befolkningens præferencer danner grundlag for fastsættelsen af beregningspriserne, som er udtryk for den relative samfundsmæssige værdi af forskellige varer og tjenester på et givet tidspunkt, bør disse præferencer også danne grundlag for værdisættelsen af tidsmæssigt forskelligt placeret forbrug.

Tidspæferencerenten kan ikke umiddelbart observeres; men som indikator herpå kan benyttes en *real markedsrente efter skat*. Ved denne rente er befolkningen villig til at spare op, og den reale markedsrente efter skat kan derfor op-

fattes som en acceptabel kompensation for at udsætte forbruget. Hermed afspejler den befolkningens tidspræferencer. Den reale markedsrente efter skat kan trods store årlige udsving antages at ligge på 3 pct. i gennemsnit. Som udgangspunkt benyttes denne rentesats herefter som samfundsøkonomisk kalkulationsrente.

Der er imidlertid et yderligere forhold, som diskonteringen også bør tage højde for - nemlig at den benyttede kapital kunne være blevet benyttet på anden vis. Hermed går befolkningen glip af et alternativt afkast. Værdien heraf kan beregnes ved at multiplicere kapitalomkostningen med en såkaldt *forrentningsfaktor på kapital*, der er lig med nutidsværdien af én krone investeret til den alternative reale afkastrate og diskonteret med den samfundsøkonomiske kalkulationsrente. Forrentningsfaktorens størrelse afhænger således af den alternative afkastrate, af kalkulationsrenten og af den anlagte tidshorisont. Den alternative reale afkastrate kan som udgangspunkt fastsættes til 7 pct. svarende til niveauet for en real markedsrente før skat. For en nærmere omtale af forrentningsfaktoren på kapital, se "Samfundsøkonomisk projektvurdering", Budgetdepartementet 1989.

BILAG 2

Parameterværdier og input-output-koefficienter i produktionsfunktioner

Tabel 1 Input/output-koefficienter for husdyrproduktion

Variabel	Kvæg	Svin	Fjerkræ	Amme- køer	Får
MPRO (kg)	3778	0	0	0	0
KPRO (kr)	3038	18796	8572	4350	2963
BIPRO (kr)	0	0	0	0	272
AEG (kg)	0	0	1012	0	0
GylleFaktor (ton)	19	16		19	
EUPRAE (antal)	0,5	0	0	1	5
ARB (timer)	38	31	17	18,8	20,8
KF (FE)	1991	6748	7180	320	342
ROER (FE)	960	0	0	0	0
GRAES (FE)	1876	0	0	0	0
ME (FE)	190	0	0	0	0
SOY (FE)	0	0	0	160	228
HALM (FE)	212	0	0	1120	569
BR (liter)	5	32	0	0	99
EL (KWh)	340	580	792	0	99
OEV (kr)	1213	1337	555	960	703
BINV (kr)	9075	12984	4972	3657	3520
BES (kr)	8520	6067	1974	700	7327
MINV (kr)	2281	3812	1379	6450	5549
BEH (kr)	246	315	161	0	0
VEDB (kr)	80	140	32	37	34,7
VEDM (kr)	341	461	133	241	188
nb (år)	25	25	25	25	25
ni (år)	10	10	10	10	10

Tabel 2 Parameterværdier i produktionsfunktioner for afgrøder

	Vintersæd	Vårsæd	Vinterraps	Vårraps	Bælgsæd	Handelsroer	Kartofler	Foderroer	Græs IO
β_0 , lerjorde	18	12	16	9			177	3652	3439
β_1 , lerjorde	0,25	0,36	0,092	0,09			2,2	54,69	21
β_2 , lerjorde	-0,00073	-0,0012	-0,00019	-0,00024			-0,00625	-0,11041	-0,03
β_0 , sandjorde	37	25	20	15		370	65	6392	3766
β_1 , sandjorde	0,41	0,435	0,092	0,098		1,5552	2,2	49,2	17,79
β_2 , sandjorde	-0,00112	-0,0017	-0,00019	-0,00024		-0,006	-0,00625	-0,09541	-0,01957
γ	0,73	0,63				0,5			
δ_1	0,25	0,3	0,3	0,3		0,4	0,4	0,4	0,22
δ_2	0,35	0,45	0,45	0,45		0,5	0,5	0,5	0,37
a_0	12	15	12	15	12	15	15	15	12
a_1	-3,2	-1,9	-11,5	-1,9		-8,6	-8,6	-8,6	2
a_2	-1,7	-5,4	-15,6	-5,4		-6,4	-6,4	-6,4	-4,9
b_1	61,8	57,5	80	57,5		58,6	58,6	58,6	45,6
b_2	38,9	45,8	60,6	45,8		42,3	42,3	42,3	45,6

BILAG 3

Produktionsfunktioner for landbrugets driftsgrene

Udbyttefunktioner for planteafgrøder

Funktioner for sammenhængen mellem udbyttet af planteafgrøder og tilførsel af gødning-N (udbyttefunktioner) er estimeret af *Rude et. al (1991)* på basis af empiriske forsøgsdata fra Statens Planteavl-forsøg. Fremgangsmåden bag estimationen af udbyttefunktionerne refereres i det følgende.

Metode

Udgangspunktet er et datamateriale fra Statens Planteavlsforsøg over forsøg gennemført i perioden 1970 - 1990. Forsøgene er opdelt i *forsøgsled*, og det må antages, at alle andre forhold end kvælstof-tilførslen er holdt konstant i *det enkelte forsøgsled*. Indenfor det enkelte forsøgsled er udbyttet registreret for mindst tre doseringer af kvælstof.

Den *generelle* udbyttefunktion, der er estimeret for hver jordtype (sand og ler) og for hver afgrøde, er en kvadratisk funktion af formen:

$$Y = \beta_0 + \beta_1 N + \beta_2 N^2 + \varepsilon$$

For *hvert* forsøgsled og afgrøde er v.h.a. OLS-estimation estimeret en udbyttefunktion af ovenstående karakter, d.v.s. udbyttets variation med tildelt kvælstof. De estimerede β -værdier vil variere fra afgrøde til afgrøde, men *også indenfor den samme afgrøde fra forsøgsled til forsøgsled*. Variationen indenfor samme afgrøde skyldes variationerne i alle andre forhold end kvælstoftilførslerne: d.v.s. især klima og kulturtekniske faktorer.

Problemet er nu at få "renset ud" i den variation, som skyldes alle andre faktorer end kvælstof eller m.a.o. at få fastlagt nogle β -værdier, der repræsenterer *gennemsnitsforhold* på landsplan m.h.t. andre faktorer end kvælstoftilførselen og jordtype. Dette er gjort på følgende måde:

I de enkelte estimerede udbyttefunktioner for hvert forsøgsled er indsat den (til den pågældende afgrøde) *anbefalede normtilførsel af kvælstof*, og de såkaldte *udbyttenniveauer* - Y_{norm} - beregnes. Der beregnes altså et udbyttenniveau ved (samme) normtilførsel af kvælstof for hvert forsøgsled. Variationen i udbyttenniveauerne imellem de enkelte forsøgsled udtrykker hermed betydningen af alle andre

forhold end gødskningstildelingen.

Det næste trin er at antage, at der er en lineær samvariation mellem β -værdierne i de enkelte produktionsfunktioner fra de enkelte forsøgsled og udbyttенormen. Denne samvariation udtrykkes matematisk som

$$\beta_0 = \alpha_{00} + \alpha_{01} Y_{norm} + \varepsilon_0$$

$$\beta_1 = \alpha_{10} + \alpha_{11} Y_{norm} + \varepsilon_1$$

$$\beta_2 = \alpha_0 + \alpha_1 (Y_{norm})^\lambda + \varepsilon_2$$

Der kan v.h.a. disse regressionsligninger estimeres β -værdier til udbyttefunktioner svarende til forskellige normudbytter. Den tolkning, som herefter lægges ind for at komme til gennemsnitlige produktionsfunktioner gældende for dansk landbrug som helhed er, at de estimerede lineære sammenhænge mellem β -værdierne og Y_{norm} -værdierne i forsøgsdata fra Statens Planteavlsforsøg svarer til sammenhængen på landsplan. En anden måde at udtrykke dette på er, at det antages, at variationen i kulturteknik, klima o.s.v. fra forsøgsled til forsøgsled svarer til variationen i vilkårene for dansk landbrug som helhed.

Når de interpolerede β -værdier er beregnet, kan der konstrueres gennemsnitlige udbyttefunktioner for hver afgrøde og for givne udbyttенormer (altså én udbyttefunktion for hver afgrøde og hver udbyttенorm). Ved et passende (landsgennemsnitligt) valg af udbyttенormer (en for hver afgrøde og jordtype) kan der således konstrueres en udbyttefunktion for hver afgrøde og jordtype.

Estimerede parameterværdier

De valgte parameterværdier i udbyttefunktionerne for de driftsgrene, der anvendes i modellen, fremgår af tabel 1, og hviler på Rude et al (1991). Parameterværdierne for *vintersæd* (= vinterhvede, vinterbyg og rug) er beregnet ved vægtning af parameterværdierne for vinterhvede, vinterbyg og rug efter afgrødernes arealudbredelse i 1991 iflg Danmarks Statistik (vægte: 0,193, 0,697 og 0,11). Parameterværdierne for *vårsæd* er sat lig parameterværdierne for vårbyg, da vårbyg er den helt dominerende vårsæd iflg. arealstatistikken. Der foreligger ingen estimerede udbyttefunktioner for kartofler på lerjord, antagelig fordi denne produktion spiller en mindre rolle. I stedet er anvendt den estimerede udbyttefunktion for kartofler på sandjord niveaujusteret med -112 hkg svarende til den registrerede udbytteforskel imellem sandjordsregioner og lerjordsregioner i SJFI's driftsgrenstatistik. For *salgsafgrøderne* giver de angivne para-

meterværdier udbyttet i hkg, mens parameterværdierne for *grovfoderafgrøder* er omregnet, så de giver udbyttet målt i foderenheder (FE).

Tabel 1. Parameterværdier i udbyttefunktioner for afgrøder (Kilde: Rude et al (1991))

AFGRØDE	β_0	β_1	β_2
Vinterhvede sand ler	20 42	0,19 0,38	-0,00053 -0,00098
Vinterrug sand ler	13 24	0,26 0,48	-0,00083 -0,00167
Vinterbyg sand ler	13 25	0,44 0,46	-0,0014 -0,00133
Vintersæd sand ler	18 37	0,25 0,41	-0,00073 -0,00112
Vårsæd (Vårbyg) sand ler	12 25	0,36 0,435	-0,0012 -0,0017
Vinterraps sand ler	16 20	0,092 0,092	-0,00019 -0,00019
Vårraps sand ler	9 15	0,09 0,098	-0,00024 -0,00024
Fabrikskartoffel sand ler	177 (65)	2,2 (2,2)	-0,00625 (-0,00625)
Fabriksroer ler	370	1,5552	-0,006
Foderroer sand ler	3652 6392	54,69 49,2	-0,11041 -0,09541
Rent græs (i omdrift) sand ler	3439 3766	21 17,79	-0,03 -0,01957
Kløvergræs (vedv.) sand ler	4837 5121	8,54 8,54	0 0

af de estimerede udbyttefunktioner. Blandt disse er:

- Forsøgsgrundlaget er ujævnt: der er væsentlig forskel i omfanget af forsøgsmateriale for de forskellige afgrøder.
- Datamaterialet repræsenterer gennemsnitlige klimatiske forhold i perioden 1970 - 1990.
- Forsøgene repræsenterer en variation af forfrugter, men funktionerne er søgt justeret, så de svarer til afgrøder i monokultur. Funktionerne kan altså ikke belyse konsekvenserne af variationer i forfrugten.
- Funktionerne beskriver i princippet 1. års virkningerne af en ændret kvælstoftilførsel. Konsekvenserne for udbyttet af varige ændringer af N-tilførslen er ikke beskrevet.
- Forsøgene er udført på et lille antal arealer og med få variationer i N-tilførslerne. Forfatterne peger på muligheden af at inddrage forsøg udført i de landøkonomiske foreninger, hvor der forefindes et stort antal forsøg og større antal N-niveauer.

At der i princippet kun er tale om en beskrivelse af 1. års virkningen af ændret kvælstoftilførsel kan være en væsentlig begrænsning. *Pedersen (1991)* argumenterer således for, at en tæring på jordens humuspulje som følge af en permanent nedsat gødsning kan betyde, at udbyttenedgangen på lang sigt underestimeres ved at anvende disse funktioner. Problemet er imidlertid, at der kun foreligger meget få langtidsforsøg med enkelte afgrøder, hvorfor der p.t. ikke er et grundlag for estimering af udbyttefunktioner, der tager højde for sådanne effekter. Endvidere er det meget usikkert *hvornår* eventuelle effekter i form af tæring på humuspuljen vil sætte ind.

En yderligere begrænsning er, at der udelukkende er estimeret udbyttefunktioner for sammenhængen mellem udbytte og tilførsel af *handelsgødningskvælstof*. Det var ønskeligt, at der forelå tilsvarende funktioner for gødsning med husdyrgødning.

Det må imidlertid antages, at de estimerede udbyttefunktioner for handelsgødning med rimelighed kan anvendes for husdyrgødning, idet N-tilførslen her betragtes som svarende til værditallet for husdyrgødningen.

Fastsættelse af de tekniske input-output koefficienter

Fastsættelsen af de tekniske koefficienter i produktionsfunktionerne er for de intensive driftsgrene sket på grundlag af SJFI's driftsgren-

statistik (SJFI, 1993) og i nogen grad Landskalkuler udarbejdet af Landbrugets Informationskontor (LIK, 1992e). De tekniske koefficienter afspejler hermed den gennemsnitlige produktionspraksis for dansk heltidslandbrug. Der er valgt at se bort fra deltidslandbrugene i modellen, for selv om godt halvdelen af alle bedrifter er deltidsbedrifter, er det heltidsbrugene, der produktionsmæssigt er dominerende: I 1991/92 stod heltidsbrugene således for 92% af den samlede animalske produktion og beslaglagde 73% af landbrugsarealet (SJFI, 1992b).

Et andet forhold, der ikke tages hensyn til indenfor modellen, er størrelsesøkonomien. Dette legitimeres i nogen grad af, at det med modellen udelukkende ønskes at belyse *ændringer* i forhold til en referencesituation, og at det ikke er formålet at belyse skift i produktionsstørrelser. Imidlertid er der en risiko for at begå systematiske fejl i forbindelse med konsekvensberegninger af scenarier, der indebærer større strukturelle skift i produktionssammensætningen. Betydningen af størrelsesøkonomien for dansk landbrug er belyst i Nørring, 1990.

Specifikation af koefficienter på jordtyper

I modellen arbejdes der med en sondring i de to jordtyper: sand og ler. Mens LIK's landskalkuler (LIK, 1992e) er opstillet for både sand- og lerjorder (JB 1 & 3 samt 4-6) er SJFI's driftsgrenstatistik (SJFI, 1993) ikke opdelt på bonitetsklasser. Derimod er det muligt at opstille statistikker for amter eller landsdele. For at få et estimat på jordtypens betydning er der derfor rekvireret en statistik fra SJFI's databaser fra to områder: Hhv. typiske lerjordsamter (øerne ekskl. Fyn og Bornholm) samt Ringkøbing, Ribe og Nordjyllands amter, hvor sandjorderne ifølge jordklassifikationen udgør mere end 85% af arealet.

Statistikkerne for hhv. lerjords- og sandjordsamterne er det første udgangspunkt for opstilling af produktionsfunktionerne for planteavl på hhv. lerjorde og sandjorde. For husdyrproduktionen (kvæg, svin, fjerkræ) er udgangspunktet derimod den landsdækkende statistik, idet det antages, at husdyrproduktionens økonomi - bortset fra grovfoderproduktionen - er uafhængig af jordbundsforholdene.

Specifikation af driftsgrene

SJFI's driftsgrenstatistik omfatter følgende driftsgrene:

Salgsafgrøder: Vårbyg, vinterbyg, hvede, rug, havre, andet korn, konservesærter, ærter til modenhed, kartofler, fabrikroer, græsfrø, kløverfrø, raps (vinterraps+vårraps), grøntafgrøder, grønsager+blomster, frugt og bær samt anden salgsafgrøde.

Grovfoderafgrøder: Foderroer, sædskiftegræs, vedvarende græs, helsæd+majs samt efterafgrøde.

Husdyrhold: Malkekøer, Ammekøer, opdræt, slagtekalve, søer+smågrise, slagtesvin, høns og slagtekyllinger. Desuden kvæg, som

omfatter malkekøer, ammekøer, opdræt og slagtekalve under ét (enheden er her: 1 malke- eller ammeko + 1,09 opdræt + 0,52 producerede slagtekalve) og svin, der omfatter søer + smågrise og slagtesvin under ét (enheden er her: 1 årssø + 18,9 producerede smågrise + 17,9 producerede slagtesvin).

SJFI's driftsgrenstatistik svarer således ikke helt til den opsplitning i driftsgrene, der opereres med i modellen, men det er alligevel muligt v.h.a. en passende gruppering og vægtning af driftsgrene at udlede værdierne for de driftsgrene, modellen skal omfatte. For *raps* er der dog et problem: I SJFI's statistik optræder raps som én driftsgren, og er altså ikke specificeret på vinterraps og vårraps. Det er derimod i LIK's landskalkuler (LIK, 1992e). Iflg. Danmarks Statistik (Danmarks Statistik, 1992) udgjorde vinterraps-arealet i 1991 203.000 ha., mens vårraps-arealet udgjorde 76.000 ha. Der er på grundlag af disse oplysninger valgt følgende fremgangsmåde i estimationen af de tekniske koefficienter for hhv. vinter- og vårraps:

Udgangspunktet er, at den vægtede sum af en given omkostningspost for hhv. vinterraps og vårraps skal stemme overens med SJFI's opgørelse for raps under ét. Ud fra LIK's landskalkuler bestemmes forholdet mellem ressourceforbruget til hhv. vinterraps og vårraps for hver enkelt omkostningspost. Et eksempel kan illustrere beregningsgangen:

Omkostningsposten "kemikalier" for dyrkning af hhv. vinterraps og vårraps på lerjorde er i LIK's kalkuler opgjort til hhv. 680 kr. og 580 kr. Det relative forhold $\text{kemikalier}^{\text{vinterraps}} / \text{kemikalier}^{\text{vårraps}}$ er således iflg. LIK $680/580 \approx 1,2$. Det samlede rapsareal udgjorde i 1991 279.000 ha (jfr ovenfor), og heraf udgjorde vinterrapsarealet de 73%, mens vårraps udgjorde 27%. Iflg SJFI's statistik udgjorde omkostningen til kemikalier for raps under ét 765 kr. pr. ha. Fordelingen af omkostningen på hhv. vinter- og vårraps kan herefter ske på grundlag af følgende beregning:

$$0,27 \times KEM^{\text{vår}} + 0,73 \times KEM^{\text{vin}} = 765$$

$$KEM^{\text{vin}} = 1,2 \times KEM^{\text{vår}}$$

hvor KEM^{vin} = kemikalieforbrug til vinterraps, men $KEM^{\text{vår}}$ = kemikalieforbrug til vårraps. Løsning af ovenstående ligninger giver, at kemikalieforbruget til vinterraps på 802 kr., og et kemikalieforbrug til vårraps på 668 kr.

For de øvrige (intensive) driftsgrene er der taget udgangspunkt i

SJFI's driftsgrenstatistik idet de tekniske koefficienter til modellen hviler på de i tabel 2 viste driftsgrene og vægtede grupperinger af driftsgrene i SJFI's statistik:

Tabel 2. Sammenhænge mellem modellens driftsgrene for intensivt landbrug og driftsgrene i SJFI's statistik

Driftsgren i modellen	Omfatter følgende af SJFI's driftsgrene:	Vægtning af SJFI's driftsgrene
Vintersæd	Vinterbyg Vinterhvede Rug	0,193 0,697 0,11
Vårsæd	Vårbyg	1
Vinterraps	Raps	Se ovenfor
Vårraps		
Bælgsæd	Ærter til modenhed	1
Kartofler	Kartofler	1
Handelsroer	Handelsroer	1
Anden salgsafgrøde	Græsfrø Grøntafgrøder Grønsager+blomster Frukt og bær	0,6 0,17 0,11 0,12
Sædskiftegræs	Sædskiftegræs	1
Vedvarende græs	Vedvarende græs	1
Foderroer	Foderroer	1
Andet grovfoder	Helsæd + majs	1
Kvæg	Kvæg	1
Svin	Svin	1
Høns	Høns	Høns

Specifikation af ressourceposter

I SJFI's statistik for driftsgrene indgår ialt 107 regnskabsposter, som er vist i omstående liste. I modellens produktionsfunktioner, hvor omkostningsposterne er aggregeret i forhold til SJFI-statistikken, optræder der langt færre ressourceposter. I det følgende redegøres for hvorledes afgrænsningen og specifikationen af disse ressourceposter har fundet sted ud fra SJFI's statistik for driftsgrene, idet variabelnumrene refererer til variabellisten.

- Planteavl

Arbejde i timer er hentet fra SJFI, variabel nr. 6 med tillæg for arbejdsforbrug i forbindelse med mejetærskning og presning indkøbt

som maskinstationsydelse (variabel 79), jfr. ressourceposten "øvrige omkostninger" nedenfor.

Omkostninger til *udsæd, kemikalier, brændstof og el* er hentet direkte fra variabel nr. 73, 76, 77 og 78.

Øvrige omkostninger er et aggregat af SJFI's variable 80 (maskinstation iøvrigt), 81 (tørring og lagerleje), 82 (diverse planteavlsomkostninger), 111 (forsikringer), 112 (bilomkostninger) og 113 (diverse omkostninger), men med fradrag for estimerede omkostninger forbundet med udbringning af husdyrgødning, som bestemmes indenfor modellen, jfr. nedenfor.

Bag denne samling af omkostningsposter gemmer sig omkostninger til hhv. arbejde, kapital og energi (samt evt. andre råvarer). I model-sammenhængen ville det ideelle være at fordele posten på disse omkostningsposter, men da der savnes et holdbart grundlag for at foretage en sådan nøglefordeling medtages den som et samlet ressourceforbrug, der i den velfærdsøkonomiske kalkule værdisættes som ressourcer, der trækkes væk fra anden anvendelse.

Værdien af kapitalindsatsen *Bygningsinvestering* og *Maskiner og inventar* er hentet fra variabel 10 og 9, mens værdien af *Beholdninger* er et aggregat af variablene 7 og 8.

Vedligeholdelse af bygninger og *vedligeholdelse maskiner og inventar* er hentet fra variablene 114 og 102.

I SJFI's statistik optræder en omkostningspost: "mejetærskning og presning" (variabel 80), som omfatter udgifter til mejetærskning og presning købt som ydelse hos en maskinstation. På grundlag af *Christensen* har det været muligt at opsplitte og henføre denne omkostningspost til posterne arbejdstid, brændstof, vedligehold af maskiner og inventar, investering i maskiner og inventar samt øvrige omkostninger efter følgende nøgle:

Arbejds løn 8%, brændstof 3%, maskininvestering 67%,
vedligeholdelse 10%, øvrige omkostninger 12%.

- Husdyr

Mælk (kg) er hentet fra variabel 3, mens *værdien af tilvækst* er hentet fra variabel 68. Produktionen af *kvæggylle* og *svinegylle* er beregnet på grundlag af *Laurson (1987)*, og som anvendt af SJFI i driftsgrenstatistikken.

Forbruget af de forskellige typer foder angivet i foderenheder er hentet fra variablene 47-59, mens energiposterne brændstof og el som for planteavl er hentet fra variablene 77 og 78.

Kapitalindsatsen - *bygninger, besætning, maskiner og inventar* samt

beholdninger er hentet fra variablene 10, 12, 9 samt 7+8.

Tilbageberegning fra omkostninger til mængder

I modellen beregnes jordrenten i velfærdsøkonomiske beregningspriser - ligesom der skal kunne laves følsomhedsberegninger på alternative forudsætninger om priser på in- og output. Variablene i produktionsfunktionerne skal derfor i 1. omgang så vidt det lader sig gøre angives i *fysiske mængdeenheder*. I SJFI's statistik er de fleste variable opført i kr., og der skal for en række af disse ske en tilbageberegning til mængder. For nogle af variablene foreligger disse oplyst i mængdeenheder; i relation til de tekniske koefficienter, der indgår i de opstillede produktionsfunktioner i modellen gælder det arbejdstiden (variabel 6) samt foderforbruget ved husdyrproduktionen, som er anført i foderenheder (FE). Følgende tekniske koefficienter er omregnet til mængder:

- Udsæd, på grundlag af SJFI's prisstatistik (SJFI, 1992)
- Brændstof, hvor brændstofprisen er sat lig prisen på diesel iflg. SJFI, 1992 (1722 kr./1000 liter)
- El, hvor el-prisen (458 kr. /1000 kWh) er iflg. samme kilde
- Mælkeprisen, som er ansat til 2,60 kr. pr. kg mælk iflg. LIK, 1992
- Den tilførte mængde husdyrgødning

Øvrige variable bestemt i modellen

Halmudbyttet

Udbyttet af halm ved kornproduktion er fastsat som en fast %-andel af kerneudbyttet. Andelen for de respektive afgrøder er hentet fra LIK, 1991 (håndbog for driftsplanlægning s.22).

Tilførsel af P og K i handelsgødning

Tilførslen af fosfor og kali i handelsgødning beregnes i modellen som en residualstørrelse mellem på den ene side det gennemsnitlige behov for de enkelte afgrøder som angivet af LIK (1992e) i landskalkulerne og på den anden side mængderne af fosfor og kali tilført med husdyrgødningen multipliceret med virkningsgraden for hhv. fosfor og kali i husdyrgødning. Det antages hermed implicit, at behovet kan fastlægges éntydigt for hver afgrødekategori og jordtype og at der hverken finder en over- eller undergødskning sted med disse plantenæringsstoffer. Ingen af disse forudsætninger holder i praksis: Planternes behov for fosfor- og kali-tilførsler er individuelt for de forskellige jorder, idet det er afhængigt af den akkumulerede pulje af disse plantenæringsstoffer på de enkelte jorder. Denne puljes størrelse afhænger ikke blot af jordtypen, men tillige af de historiske dyrkningsforhold for de enkelte jorder. I praksis må det endvidere antages, at der på mange jorder finder en betydelig overgødskning sted som følge af den observerede ujævne fordeling af husdyrgødningen (jfr. Andersen et al, 1992). I sammenhængen med modellens anvendelse til simuleringer af ændringer i økonomisk resultat og kvælstoftab i forhold til en referencesituation ved ændringer i valg af driftsgrene eller ændret tilførsel af handels-

og husdyrgødnings-N spiller disse forudsætninger imidlertid en underordnet rolle for resultaterne.

For kartofler på lerjord, hvor der ikke foreligger driftskalkuler, er fosfor og kali behovet angivet som for kartofler på sandjord men niveaukorrigeret med en % svarende til forholdet mellem de angivne fosfor/kalital for foderroer på hhv. sand- og lerjorde.

Tilførsel af N, P og K med husdyrgødning

Tilførslerne af plantetilgængeligt N, P og K med hhv. kvæg- og svinegylle bestemmes som det gennemsnitlige indhold af disse næringsstoffer i hhv. kvæg- og svinegylle, som opgjort af *Laursen, 1987*, multipliceret med virkningsgraden for hhv. N, P og K i kvæg- og svinegylle og med den tilførte mængde af hhv. kvæg- og svinegylle. M.h.t. virkningsgraderne for N i kvæg- og svinegylle bestemmes disse udenfor modellen (eksogen variabel), mens virkningsgraderne for hhv. P og K er angivet som teknisk parameter (=0,8), og hentet fra *LIK, 1992e*.

Udbringningsomkostninger for husdyrgødning: Omkostninger ved alternative virkningsgrader for husdyrgødning

Modellen skal kunne belyse følgende problemstillinger (scenarieforanstaltninger) vedrørende gødningstildeling:

- Hvad er omkostninger og miljøeffekter af at *nedsætte* marktildelingen af gødning
- Hvad er omkostninger og effekter af at *substituere* handelsgødning med husdyrgødning

I forhold til den nuværende landbrugspraksis, hvor der i mange tilfælde sker en overgødsning af markerne i husdyrbrugs-bedrifterne med handels- og husdyrgødning vil der imidlertid - i bestræbelserne på at øge udnyttelsen af husdyrgødning - ofte være tale om at kombinere de to foranstaltninger.

Mens den første kategori: nedsat gødsning er til at håndtere v.h.a. de opstillede udvasknings- og udbyttefunktioner, rejser indgreb af den anden kategori en række spørgsmål, som skal løses:

- Hvor stor er udnyttelsen af husdyrgødningen idag? (i referencesituationen) og hvilken landbrugspraksis (teknologi) er knyttet til håndtering af husdyrgødning?
- Hvad vil det koste at øge udnyttelsen af husdyrgødningen?
- Hvorledes tages - i produktionsfunktionerne for dyrkning af afgrøder - højde for variationen i omkostninger knyttet til opnåelse af forskellige virkningsgrader for husdyrgødning?

I det følgende belyses disse spørgsmål, men forinden præciseres den anvendte terminologi m.h.t. anvendelse og udnyttelse af hus-

dyrgødning, eftersom der tilsyneladende hersker en vis sprogforvirring i litteraturen desangående.

Ved *værditallet* eller *virkningsgraden* forstås den mængde handelsgødning-N, som 100 kg total-N i husdyrgødning kan erstatte 1. år efter udbringning. Denne størrelse har flere navne i litteraturen: udnyttelsesprocenten (*Skriver, 1972*), erstatningsværdien (*Skop & Hasler, 1993*). Værditallet afhænger af husdyrgødnings-typen, udbringningstidspunkt og -måde samt afgrøden.

Ved *udnyttelsesgraden* forstås den aktuelle udnyttelse af husdyrgødningen beregnet efter formlen

$$\text{Udnyttelsesgrad}(N) = \frac{N^{\text{norm}} - \text{HaN}^{\text{for}}}{\text{HuN}^{\text{for}}}$$

hvor N^{norm} = Det normerede totale N-behov
 HaN^{for} = Handelsgødning-N-forbruget
 HuN^{for} = Husdyrgødning-N-forbruget

Hvor værditallet er en *teknisk størrelse*, der udtrykker nyttevirksomheden for planten af den udbragte husdyrgødning-N i forhold til handelsgødning-N under forskellige teknisk/fysiske betingelser, er udnyttelsesgraden udtryk for en *statistisk størrelse* der indikerer hvilken værdi *landmændene* tillægger husdyrgødningens nyttevirksomhed. Udnyttelsesgraden afhænger alene af forholdet mellem den samlede, realiserede gødskning og gødskningsnormen. Hvis landmanden overgødsker i forhold til normen ved at tilføre handelsgødning foruden husdyrgødning i et omfang, så den samlede norm overskrides, falder udnyttelsesgraden for husdyrgødning. Kun i de tilfælde, hvor landmandens realiserede samlede effektive gødskning, d.v.s. tildelingen af handelsgødning-N + værditallet* husdyrgødning-N, svarer til normen, vil nyttevirksomheden svare til udnyttelsesgraden.

I produktionsfunktionerne for afgrøder er det nødvendigt at kende de teknisk bestemte omkostninger knyttet til opnåelse af forskellige virkningsgrader eller værdital, og det er således *virkningsgraden*, der indgår som en variabel i modellen.

Følgende tekniske forhold har betydning for virkningsgraden:

- Udbringningstidspunkt (efterår, vinter, forår, før såtid, i voksende afgrøde)
- Den udbragte mængde pr. ha. (fordeling af gødningen på den enkelte bedrift)
- Gødningsarten (kvæggylle, svinegylle, fast gødning, ajle)
- Afgrødetypen
- Udbringningsmetoden (bredspreddning, nedfældning, slangeudlægning)

Hertil kommer naturligvis jordbundsforhold og klimatiske variationer, der kan betyde store udsving i den opnåede nyttevirkning fra år til år og fra mark til mark.

Sammenhængene mellem det opnåelige værdital for forskellige typer husdyrgødning, udbringningstidspunktet samt udbringningsteknikken er undersøgt i forsøg udført af de landøkonomiske foreninger samt Statens Planteavlsforsøg. Konklusionerne af disse forsøgsresultater er sammenfattet i *LIK, 1992d*. Værditallene for hhv. Svine- og kvæggylle under varierende forudsætninger om udbringningstidspunkt samt teknik (bredspredning, slæbeslangeudlægning, nedfældning) er vist i nedenstående tabeller. Det ses, at de højeste virkningsgrader opnås for svinegylle, som har et højere NH₄-N indhold end kvæggylle; at årstiden har stor betydning for virkningsgraden; samt at udbringningsteknikvalget kan forøge virkningsgraden med op til 20 % (nedfældning på græs).

Tabel 3. Virkningsgrader for svine- og kvæggylle. NF = Nedfældet, SL = Slæbeslangeudlagt, B = Bredspredt. (Kilde: *LIK, 1992d*)

Svinegylle	Sen-sommer	Efterår	Vinter	Forår			Sommer		
				NF	SL	BR	NF	SL	BR
Vårsæd	-	0,15	0,45	0,65	0,60	0,60	-	0,55	0,50
Roer	-	0,25	0,50	0,70	0,65	0,65	0,65	-	-
Vintersæd	0,2	0,25	0,40	0,65	0,50	0,45	-	0,60	-
Vinterraps	0,45	0,30	0,45	0,65	0,60	0,55	-	-	-
Græs	-	0,30	0,45	0,65	0,50	0,45	0,65	0,35	0,30
Efterafgrøde	0,30	0,25	-	-	-	-	-	-	-
Kvæggylle	Sen-sommer	Efterår	Vinter	Forår			Sommer		
				NF	SL	BR	NF	SL	BR
Vårsæd	-	0,15	0,35	0,45	0,40	0,40	-	0,40	0,30
Roer	-	0,20	0,40	0,55	0,40	0,40	-	0,40	0,30
Vintersæd	0,15	0,20	0,30	0,45	0,35	0,30	-	0,40	0,30
Vinterraps	0,35	0,20	0,30	0,45	0,40	0,35	-	-	-
Græs	-	0,20	0,30	0,50	0,35	0,30	0,50	0,25	0,20
Efterafgrøde	0,25	0,25	-	-	-	-	-	-	-

De angivne virkningsgrader forudsætter indarbejdning i jorden

inden 6 timer efter udbringning såfremt der udbringes på sort jord. For årstiderne sensommer (august-oktober), efterår (november-december) og vinter (januar og februar) er virkningsgraderne uafhængige af udbringningsteknik.

For at kunne beregne konsekvenserne af en øget udnyttelse af husdyrgødningen er man - udover kendskabet til den aktuelle udnyttelsesgrad nødt til at vide noget om den landbrugspraksis og de kapacitetsmæssige forudsætninger, der ligger bag denne for at kunne sige noget om det potentielle værdital.

Landbrugspraksis m.h.t. håndtering af husdyrgødning undersøges årligt gennem interviewundersøgelser i 6 overvågningsoplande (LOOP) i medfør af vandmiljøplanens landovervågningsprogram. Der foreligger p.t. undersøgelser for driftsårene 1989/90 - 1993/94, jvf. *Grant et al, 1995*. For det seneste driftsår dækkede undersøgelserne 146 ejendomme, et areal på ialt 4674 ha. samt et antal husdyrenheder på 6098. Undersøgelserne er repræsentative for landet som helhed hvad angår bedriftstyper og -størrelser samt for de fleste jordtyper - bortset fra at grovsandede jorder er overrepræsenteret på bekostning af finsandede og lerblandede sandjorder. Husdyrtætheden er imidlertid større i oplandene (1,21 DE/ha i 1994) end for landet som helhed (1,03 DE/ha), hvorfor undersøgelsen ikke kan bruges til at sige noget sikkert om det eksakte *niveau* af gødskning for hele landet, men derimod godt kan sige noget om landbrugspraksis for forskellige bedriftstyper. Konklusionen i de foreliggende LOOP-årsrapporter er, at der finder en overgødskning sted - i 1994 på 30% af arealet - (d.v.s. der gødes med handelsgødning og husdyrgødning i et omfang, der overstiger de anbefalede normer) samt at der er en skævhed i fordelingen af husdyrgødningen til de respektive marker.

I *Skop & Hasler (1993)* er forbruget af husdyrgødning fordelt på *afgrødetyper* opgjort på landsplan. Konklusionen heri er, at der er en betydelig ulige fordeling af husdyrgødningen mellem afgrødetyperne samt at der på landsplan kan dokumenteres en væsentlig overgødskning på landsplan.

I årene 1989-1991 har udnyttelsesgraden (beregnet efter definitionen ovenfor) på landsplan ligget på omkring 25%. Når udnyttelsen af husdyrgødningen er så ringe skyldes det en række økonomiske, praktiske og usikkerhedsmæssige forhold for den enkelte landmand. Der knytter sig generelt større usikkerheder om husdyrgødningens gødskningsværdi i forhold til handelsgødning og dette forhold, kombineret med forholdsvis lave priser på handelsgødning betyder formentlig, at mange landmænd vælger at se bort fra husdyrgødningens potentielle gødskningsværdi. En høj udnyttelsesgrad er tillige forbundet med omkostninger til opbevaringskapacitet, udbringningsudstyr, arbejdskraftforbrug og energiforbrug. Hertil kommer, at de optimale udbringningstidspunkter m.h.t. planternes optag af næringsstoffer ikke harmonerer med

landmandens tidsplanlægning og arbejdsbelastning over året, hvorfor der kan være flaskehalsproblemer m.h.t. arbejdstiden for landmanden.

Meget tyder derfor på, at udbringning af husdyrgødningen i vidt omfang sker uden hensyntagen til de potentielle virkningsgrader, til den billigste omkostning og på det tidspunkt af året, hvor det arbejdsmæssigt er mest opportunt for landmanden (under hensyn til lovgivningens rammer).

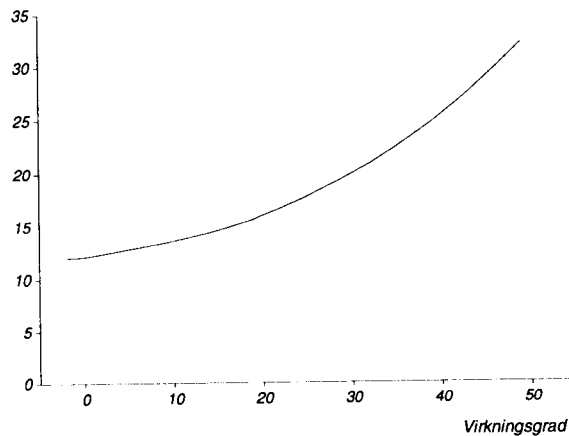
Sat på spidsen står landmanden overfor følgende valgmuligheder:

- Udbringe gødningen med egen arbejdskraft på et tidspunkt, hvor værditallet er lavt. Landmanden undgår hermed at skulle leje arbejdskraft til udførelse af opgaven. Til gengæld opnår han ikke den potentielle besparelse i indkøb af handelsgødning, som et højere værdital giver.
- Udbringe husdyrgødningen på et tidspunkt med højt opnåelig gødningseffekt ved hjælp af lejet arbejdskraft (maskinstation). Denne løsning indebærer en meromkostning for landmanden til arbejdskraft, men til gengæld en potentiel besparelse af handelsgødning.
- Udbringe husdyrgødningen med maksimal opnåelig gødningseffekt med egen arbejdskraft ved generelt at sænke hans egen (øvrige) arbejdsindsats (og dermed produktion). Omkostningen herved er en mistet produktion og dækningsbidrag.

Problemstillingen, som belyses i det følgende er fastsættelsen af *omkostningsfunktioner* for udnyttelse af husdyrgødning, d.v.s. etablering af en funktionsmæssig sammenhæng mellem virkningsgrad og omkostning. Intuitivt vil en sådan omkostningsfunktion formentlig have et udseende som vist i nedenstående figur, d.v.s. en funktion f.eks. af formen $a + be^x$, hvor x er virkningsgraden for husdyrgødning, alternativt en lineær funktion af formen $a + bx$.

Den ideelt set korrekte fremgangsmåde til fastlæggelse af omkostningsfunktionen ville være at estimere denne på grundlag af empirisk materiale, f.eks. regnskabsstatistik med oplysninger om forskellige udnyttelsesgrader. Eftersom disse oplysninger ikke foreligger i regnskabsstatistikken, må man forfølge en alternativ fremgangsmåde, nemlig fastlæggelse af omkostningsfunktioner på grundlag af *teknisk viden* om krav til udbringningstidspunkter og udbringningsteknik knyttet til forskellige virkningsgrader.

Kr. pr. ton



Figur 1 Teoretisk sammenhæng mellem virkningsgrad for husdyrgødning-N og udbringningsomkostningerne

I det følgende belyses denne fremgangsmåde, samt de resulterende omkostningsfunktioner, som må betragtes som meget grove skøn for de funktionelle sammenhænge. De tilgængelige oplysninger tillader ikke opstilling af sofistikerede funktioner, og der er derfor opstillet lineære funktioner, der må betragtes som gyldige indenfor det interval af virkningsgrader, der opereres med.

Omkostninger ved udbringning af husdyrgødning

Omkostningerne ved udbringning af husdyrgødning på markerne med forskelligt udstyr er belyst ved hjælp af *Håndbog for driftsplanlægning 1991-92* (LIK, 1991), *Overgård* (1990), *Hansen og Østergaard* (1991) samt personlige oplysninger fra Maskinstationernes Konsulenttjeneste.

Omkostningerne er fastlagt for tre mulige teknikvalg: Den traditionelle *bredspredning*, som er den billigste og hurtigste løsning, men som samtidig giver den største varians på fordelingen af gyllen på marken; *Udlægning med slæbeslanger*, som giver en bedre fordeling, men er lidt dyrere (omkostninger til udstyr) samt den lidt udbredte *nedfældningsmetode*, som er omkostningskrævende, fordi den kræver en større investering og nedsætter arbejdstempoet.

I *Håndbog for driftsplanlægning* er angivet maskinstationernes takster for udkørsel af gylle med forskelligt udstyr. Disse må betragtes som retningsgivende for de virksomhedsekonomiske omkostninger - i praksis vil udkørsel af gylle også blive udført af maskinstationerne. Priserne er angivet pr. time for gyllevogne eller slamsugere med forskellig tankstørrelse og er inklusive 1 mand og 1 traktor. Gennemsnitstaksten for en 10 tons gyllevogn er f.eks. 450 kr. pr. time,

heraf udgør de debiterede lønomkostninger 150 kr. Timekapaciteten - d.v.s. hvor mange m³ gylle, der kan køres ud pr. time - er meget varierende og afhænger af en række individuelle forhold (adgangsforhold, afstand til mark etc.) foruden gyllevognens lastkapacitet. *LIK (1991)* har i Håndbog for driftsplanlægning beregnet en gennemsnitsomkostning pr. m³ på 10,30-11,40 kr. pr. m³ + 3,30-4,55 kr./m³ pr. km køreafstand til marken, men denne pris hviler iflg. *Overgaard (1993)* på en urealistisk forventning til timekapaciteten. *Overgaard (1990)* regner selv med en gennemsnitlig timekapacitet på 30 m³ pr. time. Baseret herpå er gennemsnitsprisen snarere 15 kr. pr. ton + 4,40-6,00 kr. pr. m³ og km køreafstand. I håndbogen er endvidere angivet tillæg for hhv. nedmuldning, slæbeslanger og nedfældning (nedmuldning 3,00-4,20 kr., slæbeslanger 3,20-4,30 kr./m³ samt 6,45-8,60 kr. for nedfælderudstyr).

I SJFI's modeller anvendes normalt en forudsætning om en gennemsnitlig afstand på 500 meter til marken på den enkelte bedrift.

På grundlag af disse oplysninger er anvendt følgende virksomhedsøkonomiske omkostninger til udbringning af gylle lagt til grund for omkostningsfunktionerne:

- Bredspredning inkl. transport (500 m): 17 kr. pr. ton gylle
- Slæbeslangeudlægning: 21 kr. pr. ton gylle
- Nedfældning: 24 kr. pr. ton gylle.
- Tillæg for nedmuldning (på sort jord): 3 kr. pr. ton

Omkostningerne for landmanden og for samfundet ved udbringning af gyllen afhænger imidlertid ikke alene af teknikvalget. Det må nemlig antages, at *udbringningstidspunktet*, som har stor betydning for den opnåelige virkningsgrad for gyllen, tillige har betydning for landmandens omkostninger p.g.a. den ujævne arbejdsfordeling over året, jvf. ovenfor. Forårsmånederne udgør den arbejdmæssige spidsbelastningsperiode af året, og udbringning af gyllen i forårsmånederne, hvor den har størst virkningsgrad, betyder måske derfor, at den landmand, som alternativt ville have udbragt gyllen selv i de mindre arbejdsintensive perioder af året, nu må købe sig til denne ydelse hos en maskinstation.

Ret beset bør der tages hensyn hertil i omkostningsberegningerne. En mulig fremgangsmåde er i forlængelse af ovenstående argumentation at betragte arbejdsalternativerne i de perioder af året, hvor landmanden selv har tid til at udbringe gyllen; problemet handler herefter om den korrekte værdisætning af arbejdet i disse perioder. Såfremt landmanden ved at flytte udbringningstidspunktet fra f.eks. efterårsmånederne og vinteren til forårsmånederne kan udnytte den herved frigjorte tid i efteråret og vinteren produktivt med en værdiproduktivitet svarende til hans løn, ville nettoomkostningen for virksomheden og samfundet ved

at flytte udbringningstidspunktet være 0. Den øgede lønudgift modvares jo i dette tilfælde af en øget produktion. Hvis derimod, hvad der måske er mere realistisk, at den frigjorte tid i efteråret/vinteren ikke bidrager til en øget produktion (værdiproduktiviteten af det frigjorte arbejde i denne periode er 0) vil en flytning af udbringningstidspunktet betyde en meromkostning for samfundet svarende til lønudgiften i forbindelse med udbringningen.

Problemet m.h.t. landmandens ujævne arbejdstid fører m.a.o. til, at man for at kunne værdisætte arbejdskraftindsatsen korrekt bliver nødsaget til at opdele landmandens arbejdsperioder og gøre forskellige antagelser m.h.t. arbejdskraftens alternative værdi-produktivitet for disse perioder.

Det vil i forlængelse af denne argumentation være korrekt at fastsætte omkostningerne til udbringning af gylle i efterårs- og vintermånederne som ovenfor men med *fradrag for lønandelen*. I fastlæggelsen af omkostningsfunktionerne nedenfor er det derfor for de laveste udnyttelsesgrader antaget, at udbringningsomkostningen svarer til omkostningsprisen på bredspredning med fradrag for lønandelen heraf. Dette giver en m³-pris på 12 kr. pr ton gylle, hhv. 15 kr. ved bredspredning med efterfølgende nedmuldning.

Omkostningsfunktionerne er fastsat for to intervaller: For virkningsgrader under en tærskelværdi, hvor omkostningerne er konstante uanset virkningsgrad, og for virkningsgrader over denne tærskelværdi. Årsagen til dette er, at det må antages, at gyllen uanset at der ikke tages hensyn til gødningseffekten *skal* udbringes på markerne (med den billigst mulige teknik). Der må derfor antages en minimumsomkostning for udbringning af gylle op til en vis virkningsgrad svarende til den virkningsgrad, der kan opnås med den billigste teknik og med den laveste arbejdskraftudgift.

Med udgangspunkt i ovenstående tabel over virkningsgrader for hhv. svine- og kvæggylle knyttet til udbringningstidspunkt og teknikvalg er ved simpel lineær regression ud fra de få observationer, der kan konstrueres ved hjælp af virkningstabellen og de ovenstående omkostningsbetragtninger opstillet omkostningsfunktioner for de forskellige afgrøder (V = virkningsgraden). Funktionerne fremgår af tabel 4.

Disse omkostningsfunktioner antages at kunne anvendes til at give et meget groft, men rimeligt skøn for gennemsnitsomkostningerne for en region ved forskellige udnyttelsesgrader realiseret indenfor hhv. svineavlsbedrifter og kvægavlsbedrifter.

Som anført ovenfor hviler omkostningerne på en antagelse om en gennemsnitsafstand til mark på 500 meter. Såfremt der måtte være tale om at beregne omkostningerne af leverancer af husdyrgødning

mellem bedrifter (udbringning på naboejendomme, f.eks. som følge af ikke opfyldte harmonikrav) kan ovenstående omkostningsfunktioner ikke anvendes. Det vil her være nødvendigt at kende den forøgede transportafstand. Omkostningen ved transport af gylle udgør på grundlag af oplysningerne angivet i Håndbog for driftsplanlægning på ca. 4 kr./ton pr. km køreafstand.

Tabel 4. Omkostningsfunktioner for virkningsgrader af svine- og kvæggylle

AFGRØDE	SVINEGYLLE (kr/ton)	KVÆGGYLLE (kr/ton)
Vårsæd	V<0,45: 15 0,45<V<0,65: -5,4+45,8*V	V<0,30: 15 0,30<V<0,45: -1,9+57,5*V
Vintersæd	V<0,35: 12 0,35<V<0,65: -1,7+38,9*V	V<0,25: 12 0,25<V<0,45: -3,2+61,8*V
Roer og kartofler	V<0,50: 15 0,50<V<0,70: -6,4+42,3*V	V<0,40: 15 0,40<V<0,55: -8,6+58,6*V
Vinterraps	V<0,45: 12 0,45<V<0,65: -15,6+60,6*V	V<0,30: 12 0,30<V<0,45: -11,5+80*V
Græs	V<0,37: 12 0,37<V<0,65: -4,86+0,456*V	V<0,22: 12 0,22<V<0,50: 2,0+45,6*V

Omkostningsfunktionerne kan anvendes til at give et bud på, om det kan betale sig at øge udnyttelsesgraden for de respektive afgrøder: Koefficienten til den uafhængige variabel (virkningsgraden) kan tolkes som marginalomkostningen ved at øge udnyttelsesgraden for hver afgrøde. Idet Svinegylle antages at have et N-indhold på 6 kg pr. tons gylle, og kvæggylle har et N-indhold på 5 kg N pr. tons gylle fås de marginalomkostninger pr. kg husdyr-N for de respektive afgrøder angivet i tabel 5.

Tabel 5. Marginalomkostninger ved at øge virkningsgraden for svine- og kvæggylle. Kr. pr. kg N.

	Svinegylle	Kvæggylle
Vårsæd	0 for V<0,45 7,60 kr. for V>0,45	0 for V<0,30 11,50 kr. for V>0,30
Roer	0 for V<0,50 7,00 kr. for V>0,50	0 for V<0,40 11,70 kr. for V>0,40
Vintersæd	0 for V<0,35 6,50 kr. for V>0,40	0 for V<0,25 12,40 kr. for V>0,30
Vinterraps	0 for V<0,45 10,10 kr. for V>0,45	0 for V<0,30 16,00 kr. for V>0,30
Græs	0 for V<0,37 7,60 kr. for V>0,37	0 for V<0,22 9,10 kr. for V>0,22

Såfremt der sammenlignes med prisen på handelsgødning-N som udgør 4,25 kr. pr. kg, fremgår det f.eks., at det ud fra en virksomhedsøkonomisk betragtning ikke umiddelbart kan betale sig at øge virkningsgraderne ud over hvad der kan opnås med den billigste teknologi.

Omkostningerne er ovenfor angivet i virksomhedsøkonomiske priser. En korrekt omregning til velfærdsøkonomiske beregningspriser kræver i princippet en opsplitning af omkostningselementerne, hvilket kræver et detaljeret kendskab til maskinstationernes omkostningskalkulationer. I stedet foreslås omkostningerne korrigeret med den generelle *nettoafgiftsfaktor* ved omregning til velfærdsøkonomiske omkostninger.

Variable i SJFI's regnskabsstatistik

1. Enhedsværdier fra driftsregnskabet

Produktionsoplysninger

3. Kvantum, hovedprodukt
4. Kvantum, biprodukt
5. Oplysninger iøvrigt
6. Arbejdsindsats, timer

Kapitalindsats primo, kr.

7. Indkøbte beholdninger
8. Beholdninger fra egen avl
9. Inventar
10. Bygninger
11. Grundværdi og jordbeholdninger
12. Husdyrbestand

Grovfoderproduktion

14. Høstudbytte, FE
15. Bruttonalg, FE
16. Avl til fodring, FE
17. Indkøbt grovfoder, FE
19. Bruttonalg, kr.
21. Indkøbt grovfoder, kr.

Husdyromsætning, antal

23. Ultimo, husdyr
24. Ultimo, smågrise
25. Salg af husdyr
26. Salg, spædkalve/smågrise
27. Døde husdyr
28. Overført til andre driftsgrene
29. Primo, husdyr
30. Primo, smågrise
31. Indkøbt af husdyr
32. Tilført fra andre driftsgrene

Husdyromsætning, værdi

34. Ultimo, husdyr
35. Salg af husdyr
36. Salg, spædkalve/smågrise
37. Døde husdyr

38. Overført til andre driftsgrene
39. Primo, husdyr
40. Indkøb af husdyr
41. Tilført fra andre driftsgrene
42. Konjunktur
44. Tilvækst, slagtedyr, kr.

Foderforbrug, FE

47. Korn og kraftfoder
49. Andre fodermidler
50. Indkøbte foderroer
51. Indkøbt græs og grønfoder
52. Indkøbt halm
53. Hjemmeavlede foderroer
54. Hjemmeavlet sædskiftegræs
55. Hjemmeavlet vedvarende græs
56. Hjemmeavlet helsæd og majs
57. Hjemmeavlet efterafgrøse
58. Hjemmeavlet halm
59. Hjemmeavlet roetop fra handelsroer samt frøgræshalm

Produktværdi

62. Hovedprodukt, solgt, planteavl
63. Hovedprodukt, internt anvendt, planteavl
64. Biprodukt, solgt, planteavl
65. Biprodukt, internt anvendt, planteavl
67. Salg, mælk/æg/uld
68. Tilvækst husdyr inklusive salg
69. Husdyrgødning
70. Naturalier, husdyr

Stykomkostninger, planteavl

73. Udsæd
74. Kunstgødning
75. Husdyrgødning
76. Kemikalier
77. Brændstof
78. El og energi iøvrigt
79. Mejetærksning og presning
80. Maskinstation iøvrigt

- 81. Tørring og lageleje
- 82. Andre planteavlsomkostninger
- 83. Rentebelastning, beholdninger

Stykomkostninger, husdyr

- 87. Korn og kraftfoder
- 88. Andre fodermidler
- 89. Indkøbt grovfoder
- 90. Halm til foder
- 91. Halm og strøelse
- 92. Hjemmeavlede biprodukter
- 93. Bedækning
- 94. Kontrolfrening
- 96. Diverse omkostninger, husdyr
- 97. Rentebelastning, besætning og beholdninger
- 98. Omkostninger, I vedrørende hjemmeavlede foderroer
- 99. Omkostninger I vedrørende hjemmeavlet græs- og grønfoder

Delvist variable kapacitetsomkostninger

- 101. Arbejdsindsats
- 102. Vedligeholdelse, inventar
- 103. Afskrivning, inventar
- 104. Rentebelastning, inventar
- 105. Omkostninger II vedrørende hjemmeavlede foderroer
- 106. Omkostninger II vedrørende hjemmeavlet græs- og grønfoder

Kapacitetsomkostninger

- 109. Ejendomsskat
- 110. Arbejdsmarkedsbidrag
- 111. Forsikringer
- 112. Bilomkostninger
- 113. Diverse omkostninger
- 114. Vedligeholdelse, bygninger
- 115. Vandafgift
- 116. Afskrivninger, bygninger
- 117. Vedligeholdelse, grundforbedringer
- 118. Afskrivninger, grundforbedringer
- 119. Rentebelastning, bygninger
- 120. Rentebelastning, grundværdi og jordbeholdninger
- 121. Omkostninger III vedrørende hjemmeavlede foderroer
- 122. Omkostninger III vedrørende

hjemmeavlet græs- og grønfoder-

Grovfoderindsats til husdyr

- 124. Areal, foderroer
- 125. Areal, græs- og grønfoder
- 126. Arbejdstimer, foderroer
- 127. Arbejdstimer, græs og grønfoder
- 128. Kapitalindsats, foderroer
- 129. Kapitalindsats, græs og grønfoder