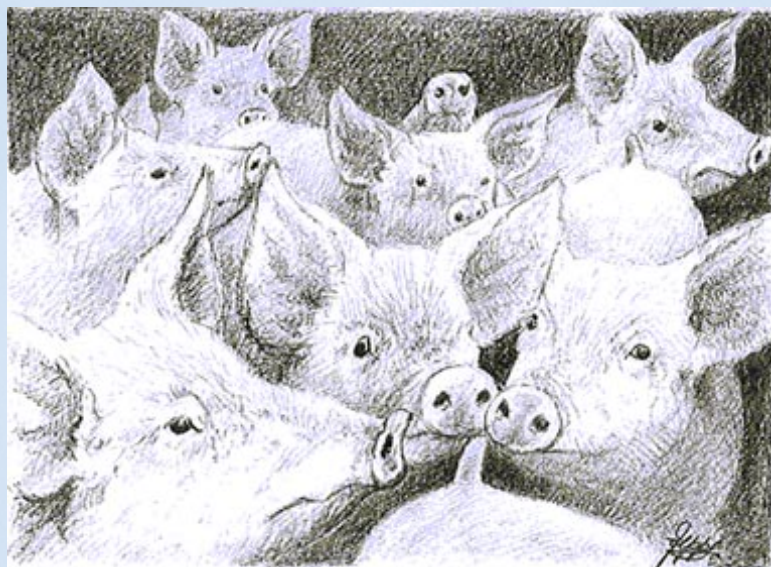


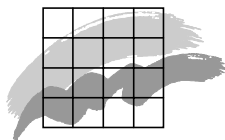


Miljø- og Energiministeriet  
Danmarks Miljøundersøgelser

# Miljø- og naturmæssige konsekvenser af en ændret svineproduktion

*Faglig rapport fra DMU, nr. 311*





Miljø- og Energiministeriet  
Danmarks Miljøundersøgelser

# Miljø- og naturmæssige konsekvenser af en ændret svineproduktion

Faglig rapport fra DMU, nr. 311  
2000

*Johnny M. Andersen<sup>1</sup>*

*Willem A.H. Asman<sup>2</sup>*

*Anna Bodil Hald<sup>3</sup>*

*Bernd Münier<sup>1</sup>*

*Henrik G. Bruun<sup>1</sup>*

Afdeling for Systemanalyse<sup>1</sup>

Afdeling for Atmosfærisk Miljø<sup>2</sup>

Afdeling for Landskabsøkologi<sup>3</sup>

# Datablad

Titel:	Miljø- og naturmæssige konsekvenser af en ændret svineproduktion
Forfattere:	Johnny M. Andersen <sup>1</sup> , Willem A.H. Asman <sup>2</sup> , Anna Bodil Hald <sup>3</sup> , Bernd Münier <sup>1</sup> , Henrik G. Bruun <sup>1</sup>
Afdelinger:	Afdeling for Systemanalyse <sup>1</sup> , Afdeling for Atmosfærisk Miljø <sup>2</sup> , Afdeling for Landskabsøkologi <sup>3</sup>
Serietitel og nummer:	Faglig rapport fra DMU nr. 311
Udgiver:	Miljø- og Energiministeriet Danmarks Miljøundersøgelser©
URL:	<a href="http://www.dmu.dk">http://www.dmu.dk</a>
Udgivelsestidspunkt:	Januar 2000
Faglig kommentering:	Søren S. Kjær, Jørn Jensen, Lene Holm, Kitt B. Andersen, Ejvind Hansen, Jesper S. Schou, Arne Kyllingsbæk
Teknisk redaktion:	Kirsten Zaluski og Johnny M. Andersen
Figurer og tegninger:	Johnny M. Andersen, Bo Gaardmand, Bernd Münier og Willem A. H. Asman
Kort:	Vejle Amt (Kort over beskyttede naturtyper i Vejle Amt). Udsnit af Kort- og Matrikelstyrelsens kortmaterialer er gengivet i henhold til tilladelse G18/1997
Forsidetegning:	Jeppé Ebdrup
Bedes citeret:	Andersen, J.M., Asman, W.A.H., Hald, A.B, Münier, B. & Bruun, H.G. (2000): Miljø- og naturmæssige konsekvenser af en ændret svineproduktion, Danmarks Miljøundersøgelser. 106 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 311.

Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse.

**Sammenfatning:** Rapporten beskriver de miljømæssige konsekvenser af en ændret svineproduktion på 15 og 30 pct. i såvel stigende som faldende retning under forskellige rammebetinger. Konkret analyseres de miljømæssige konsekvenser af en ændret svineproduktion via en række miljøindikatorer i hhv. 1995-situationen, ved fuld efterlevelse af de eksisterende reguleringer og ved fuld implementering af Vandmiljøplan II. Desuden analyseres N-belastningen af naturområderne i et lokalområde (Vejle Amt) ved en ændret svineproduktion. Til dette formål er der udviklet et nyt modelkoncept, som via GIS belyser ammoniakemissionen, spredningen og depositionen på et 100 \* 100 meter kvadratnet. Ved samtidig at inddrage den konkrete lokalisering af naturområderne har det således været muligt at estimere N-belastningen af forskellige naturtyper.

**Frie emneord:** Landbrug, svineproduktion, N-deposition, N-udvaskning, N-belastning, naturarealer, konsekvensanalyse, GIS-modellering, modelkoncept

**Redaktionen afsluttet:** Januar 2000  
**ISBN:** 87-7772-533-6  
**ISSN (trykt):** 0905-815X  
**ISSN (elektronisk):** 1600-0048

**Papirkvalitet og tryk:** Tryksagen er svanemærket og kan genbruges. Licensnr. 541 006. Phønix-Trykkeriet A/S, Århus. ISO 14001 miljøcertificeret og EMA-godkendt.

**Sideantal:** 106  
**Oplag:** 300  
**Pris:** kr. 110,- (inkl. 25% moms, ekskl. forsendelse)  
**Internetversion:** Rapporten kan også findes som PDF-fil på DMU's hjemmeside

<b>Købes i boghandelen eller hos:</b>	Danmarks Miljøundersøgelser	Miljøbutikken
	Postboks 358	Information og Bøger
	Frederiksborgvej 399	Læderstræde 1
	DK-4000 Roskilde	DK-1201 København K
	Tlf.: 46 30 12 00	Tlf.: 33 95 40 00
	Fax: 46 30 11 14	Fax: 33 92 76 90

# Indholdsfortegnelse

<b>Forord</b> .....	<b>5</b>
<b>English Summary</b> .....	<b>6</b>
<b>1 Sammenfatning</b> .....	<b>7</b>
1.1 Nationale og regionale konsekvenser af en ændret svineproduktion.....	8
1.2 Naturkonsekvenserne af en ændret svineproduktion belyst for Vejle Amt.....	11
1.3 Konklusion .....	15
<b>2 Indledning</b> .....	<b>17</b>
2.1 Projektets intentioner .....	20
2.1.1 Indikatorer på nationalt og regionalt niveau .....	21
2.1.2 Indikatorer på lokalt niveau (Vejle Amt).....	22
2.2 Rapportens disposition.....	24
<b>3 Scenarierne</b> .....	<b>25</b>
3.1 Fuld efterlevelse af nugældende reguleringer .....	26
3.2 Fuld implementering af <i>Vandmiljøplan II</i> .....	27
<b>4 Beregningsmetoder og forudsætninger</b> .....	<b>30</b>
4.1 Lands- og regionsniveau .....	30
4.1.1 Ammoniakemissionen.....	30
4.1.2 Spredning og deposition af NH <sub>x</sub> fra landbruget .....	32
4.1.3 Kvælstofudvaskningen.....	34
4.1.4 Kvælstofretention.....	35
4.1.5 Emission af metan og lattergas .....	36
4.1.6 Kvælstoftab fra svin .....	36
4.1.7 Ændring i husdyrtætheden (indikation af fosforoverskuddet).....	37
4.2 Lokalområde (Vejle Amt).....	38
4.2.1 Datagrundlaget og estimeringen af ammoniakemissionen .....	39
4.2.2 Spredning og deposition af NH <sub>x</sub> .....	41
4.2.3 Naturkonsekvenserne .....	43
<b>5 Miljømæssige konsekvenser på lands- og regionsniveau</b> .....	<b>47</b>
5.1 Kvælstofbelastning af landområder fra ammoniakemissionen fra landbruget...	47
5.2 Kvælstofudvaskningen fra landbruget .....	52
5.3 Landbrugets bidrag til kvælstofbelastningen af de indre danske farvande.....	54
5.4 Emissionen af metan og lattergas fra landbruget.....	58
5.5 Kvælstoftab fra N-udskillelsen i svinegødningen og pr. produceret slagtesvin.	59
5.6 Ændring i husdyrtætheden (indikation af fosforoverskuddet).....	61
<b>6 Naturmæssige konsekvenser i et lokalområde</b> .....	<b>65</b>
6.1 N-belastning af naturområder og naturkonsekvenserne .....	69
<b>7 Diskussion af den anvendte metode på lokalområdet</b> .....	<b>75</b>
7.1 Geografisk lokalisering af landbrugsaktiviteter i Vejle Amt .....	76
7.2 Estimering af ammoniakemissionen i Vejle Amt .....	78
7.3 Spredning og deposition af emitteret ammoniak i Vejle Amt .....	81

<b>8</b>	<b>Konklusion</b> .....	<b>84</b>
8.1	Konsekvenser af en stigning i svineproduktionen på 30 pct. ....	84
8.2	N-belastningen af naturområderne i Vejle Amt .....	85
<b>9</b>	<b>Referencer</b> .....	<b>87</b>
	<b>Bilag 1. Datagrundlaget i NP-modellen</b> .....	<b>91</b>
	<b>Bilag 2. Anvendte retentionskoefficienter i NP-modellen</b> .....	<b>94</b>
	<b>Bilag 3. Faktorer til bestemmelse af emissionen af metan og lattergas</b> .....	<b>95</b>
	<b>Bilag 4. NH3POINT 2.0</b> .....	<b>96</b>
	<b>Bilag 5. Implementering af <i>Vandmiljøplan II</i> i NP-modellen</b> .....	<b>97</b>
	<b>Danmarks Miljøundersøgelser</b> .....	<b>105</b>
	<b>Faglige rapporter fra DMU/NERI Technical Reports</b> .....	<b>106</b>

## Forord

Den foreliggende rapport, som er et samarbejdsprojekt mellem Miljøstyrelsen, Skov- og Naturstyrelsen og Danmarks Miljøundersøgelser, har til formål at analysere ændringen i miljøbelastningen som følge af en ændret svineproduktion, belyst på såvel nationalt som regionalt niveau. Analysen indeholder ikke miljø- og natureffekter, ligesom projektet ikke indeholder refleksioner over hvad der betinger udviklingen i svineproduktionen, herunder økonomiske aspekter.

Desuden er der foretaget en analyse af ændringen i miljøbelastningen på lokalt niveau. Konkret er ændringerne i kvælstofdepositionen i Vejle Amt analyseret på et meget disaggregeret niveau. Dette med henblik på at belyse naturkonsekvenserne af en ændret kvælstofbelastning. Belysningen af miljøbelastningen i lokalområdet ved en ændret svineproduktion har to formål: Dels har det været hensigten konkret at påvise hvorledes en øget ammoniakemission udmønter sig i en større miljøbelastning med heraf følgende naturkonsekvenser, og dels har det været intentionen at eksemplificere, at en gennemsnitlig regional udvikling kan dække over meget store lokale forskelle. Sidstnævnte implicerer, at konsekvenserne af en stigende svineproduktion ikke kan ses uafhængig af den lokale landbrugsstruktur og lokaliseringen i forhold til de respektive naturelementer.

Under projektforslaget har der været afholdt ét møde med Miljøstyrelsen og Skov- og Naturstyrelsen. Intentionerne med mødet var dels at genoverveje projektforslagets scenarier set i lyset af den bebudede kommende Ammoniakhandlingsplan, og dels at drøfte faglige problemstillinger på lokalområdet.

Til projektet har der været knyttet en faglig følgegruppe med henblik på at kvalitetssikre rapporten. I følgegruppen har følgende personer deltaget:

- Kontorchef, Cand. agro. Søren S. Kjær, Skov- og Naturstyrelsen (formand)
- Cand. agro. Jørn Jensen, Skov- og Naturstyrelsen
- Cand. agro. Lene Holm, Skov- og Naturstyrelsen
- Cand. agro. Kitt Bell Andersen, Skov- og Naturstyrelsen
- Lic. agro. Ejvind Hansen, Skov- og Naturstyrelsen
- Forsker, Cand. agro., PhD Jesper S. Schou, Statens Jordbrugs- og Fiskeriøkonomiske Institut
- Seniorrådgiver, Lic. agro. Arne Kyllingsbæk, Danmarks JordbrugsForskning.

Der har været afholdt ét møde med den faglige følgegruppe med henblik på at drøfte metodiske problemstillinger samt analysens formål og afgrænsning.

## English Summary

The largest part of the land in Denmark is used for agriculture, and therefore, agricultural practice has a significant effect on the quality of the environment and nature in Denmark. A considerable part of the influence of agriculture on the quality of the environment and nature is linked to animal production. As pig production leads to almost half of the nitrogen excretion of the animal husbandry in Denmark, it cannot be excluded, that changes in pig production will significantly influence the quality of the environment and nature. With this in mind, it is relevant to determine if and to what degree a limit to pig production should be set. This report discusses the question. A set of environmental indicators are adopted and changes of the indicator values due to changes in pig production of 15 and 30% (both increase and decrease) are estimated. As agricultural production also shows regional differences, changes in indicator values have been analysed both at a national and at a regional level.

The adopted environmental indicators are:

- Nitrogen deposition to land areas caused by the emitted ammonia,
- Nitrogen leaching,
- Nitrogen load of the Danish coastal waters,
- emission of the greenhouse gases methane and nitrous oxide,
- total nitrogen-loss per kg nitrogen in separated pig manure and per produced pig for slaughter, and
- density of animal husbandry as an indicator for a possible phosphorus surplus.

The consequences of a changed pig production have been analysed under three different boundary conditions:

- 1) the 1995-situation;
- 2) full compliance with existing regulations and
- 3) full implementation of the Danish Action Plan on the Aquatic Environment II (*Vandmiljøplan II*).

In all cases the production situation and level correspond to the 1995-situation. This means that it is in fact the 1995-situation which has been analysed, but the studies are based on the consequences of the implementation of the set of rules valid on 1 August 1998 (deadline for full implementation of the Danish Action Plan for Sustainable Agriculture *Handlingsplan for et bæredygtigt Landbrug*), and the implementation of the rules specified in the Danish Action Plan on the Aquatic Environment II.

It was not possible to use a change in nitrogen deposition as an indicator on a national level, because it was difficult to analyse this on the aggregated, national level. The analysis was therefore done on the entire chain: change in pig production, change in ammonia emission, change in nitrogen deposition and change in nature quality on a more local scale, where the analysis was possible. As an area the county of Vejle, Denmark, was chosen. For this purpose all changes were modelled on a 100×100 m grid covering the whole county (2,997 km<sup>2</sup>). The scenarios used were only the 1995-situation and the situation after implementation of the Danish Action Plan on the Aquatic Environment II for a change of 30% in the pig production (both increase and decrease).

A new model-system was developed to analyse the situation in the county of Vejle, incorporating a GIS-model to generate the emission and a complex of atmospheric transport and deposition models on a local and European scale to calculate the deposition. Within the same model-system the GIS system was used to compare the geographical distribution of the nitrogen deposition with the location of the nature areas and finally, the possible consequences of the deposition for these areas were studied.

# 1 Sammenfatning

Landbruget beslaglægger en væsentlig del af Danmarks areal, og landbrugspraksis spiller derfor en central rolle for udviklingen i miljø- og naturtilstanden. En betragtelig del af påvirkningen af miljø- og naturtilstanden er knyttet til svineproduktionen. Da svineproduktionen tegner sig for næsten halvdelen af husdyrholdet målt i dyreenheder, kan det ikke udelukkes, at udsving i svineproduktionen vil influere mærkbart på miljø- og naturtilstanden. På den baggrund er det relevant at afklare hvorvidt og i hvilket omfang, det evt. bør anbefales at sætte en grænse for svineproduktionens volumen af hensyn til miljøet og naturen.

Nærværende rapport bidrager til afdækning af denne problemstilling. Konkret er der opstillet en række miljøindikatorer, som udsættes for en ændring i svineproduktionen på 15 og 30 pct. i såvel stigende som faldende retning med henblik på at estimere påvirkeligheden. Da landbrugsproduktionen er både specialiseret og regionaliseret, er udsving i miljøindikatorerne analyseret på både nationalt og regionalt niveau. De benyttede miljøindikatorer omfatter

- kvælstofbelastningen af landområder fra den emitterede ammoniak,
- kvælstofudvaskningen,
- kvælstofbelastningen af de indre danske farvande,
- emissionen af drivhusgasserne metan og lattergas,
- det samlede kvælstoftab pr. kg N i udskilt svinegødning og pr. produceret slagtesvin samt
- husdyrtætheden mhp. at indikere fosforoverskuddet.

Konsekvenserne af en ændret svineproduktion er analyseret under tre forskellige rammebetingelser: 1) 1995-situationen; 2) Fuld efterlevelse af de nugældende reguleringer og 3) Fuld implementering af *Vandmiljøplan II*. I alle tilfældene svarer produktionsniveauet og -sammensætningen til 1995-landbruget. Dvs. at det reelt er 1995-situationen, der er analyseret under hhv. den praksis, der udspandt sig i 1995, det regelsæt, der gjorde

sig gældende pr. 1. august 1998 (skæringsdato for fuld implementering af *Handlingsplan for et Bæredygtigt Landbrug*), og under de forventninger og tiltag, som er indeholdt i *Vandmiljøplan II*. De respektive scenarier er gennemført som *alt andet lige* -betragtninger. Det indebærer,

- at alle uspecificerede forhold svarer til 1995-situationen.
- at ændringer i svineproduktionen på de enkelte bedrifter distribueres proportionalt med den eksisterende produktion, dvs. uden strukturelle forskydninger.
- at den ændrede mængde af husdyrgødning i et givet amt distribueres på amtets afgrøder proportionalt med fordelingen i referencescenariet. På tilsvarende vis indebærer en forandring i det dyrkede areal (fx indskrænkning i brakarealet i *Vandmiljøplan II* -scenariet) en tilsvarende omfordeling af husdyrgødningen inden for amtet.
- at gødningsintensiteten forbliver uændret, medmindre det er betinget af scenariet. Dvs. at mængden af husdyrgødning fra den ændrede svineproduktion forventes at modificere forbruget af handelsgødning i et sådant omfang, at den effektive kvælstoftilførsel pr. ha er konstant.

Konsekvenserne af en ændret kvælstofdeposition på naturen er ikke indeholdt i ovenstående miljøindikatorer, idet denne vanskeligt lader sig analysere aggregeret på nationalt eller regionalt niveau. For at tilgodese dette aspekt, er reaktionskæden *stigende svineproduktion - større ammoniakemission - større kvælstofdeposition - ændret naturtilstand* afdækket via et 100 \* 100 meter kvadratnet i et lokalområde dækkende hele Vejle Amt. Vejle Amt er valgt som lokalområde på grund af tilgængeligheden af landbrugsdata på et detaljeret niveau. Da Vejle Amt bl.a. har en 15 pct. større husdyrtæthed end hele landet og 27 pct. større svinetæthed (Danmarks Statistik, 1996), kan scenarieresultaterne ikke generaliseres til at gælde hele landet. Af hensyn til arbejdsbyrden er scenarierne for Vejle Amt i øvrigt indskrænket til 1995-situationen ved uændret svineproduktion og ved fuld imple-



mentering af *Vandmiljøplan II* ved hhv. uændret svineproduktion og ved en ændring i svineproduktionen på 30 pct. i både stigende og faldende retning.

### 1.1 Nationale og regionale konsekvenser af en ændret svineproduktion

*Kvælstofdepositionen* på landområder fra emitteret ammoniak fra landbruget forandres med knap 10 pct. ved en ændring i svineproduktionen på 30 pct. i 1995-situationen. Ved en mindre ændring i svineproduktionen forandres N-depositionen proportionalt hermed, jf. figur 1.1. Variationen mellem amterne er betydelig, hvilket hovedsagelig er forårsaget af svineproduktionens lokalisering. Depositionen i Københavns Amt og Bornholms Amt udgør yderpunkterne mht. påvirkelighed ved en stigning i svineproduktionen på 30 pct. med en forandring i  $\text{NH}_x\text{-N}$  depositionen fra landbruget på hhv. 4 og 15 pct.

Ved fuld efterlevelse af de nugældende reguleringer og ved fuld implementering af *Vandmiljøplan II*, reduceres depositionen i forhold til 1995-situationen med hhv. 8 og 21 pct. under forudsætning af uforandret produktionsniveau. Samtidig indskrænkes påvirkeligheden overfor udsving i svineproduktionen. I sidstnævnte situation vil N-depositionen fra landbruget således kun ændres med knap 9 pct. ved en forandring i svineproduktionen på 30 pct. Københavns Amt og Bornholms Amt vil fortsat udgøre de amter, hvor en forandring i svineproduktionen har hhv. den mindste og største procentuelle effekt på N-depositionen. Forandringen i N-depositionen i Vejle, Viborg og Ringkøbing Amter vil dog være større, hvis effekten måles i  $\text{kg N ha}^{-1}$ .

*Kvælstofudvaskningen* ændres med 2-3 pct. ved en forandring i svineproduktionen på 30 pct. i 1995-situationen. Forandringen i N-udvaskningen sker nogenlunde proportionalt med ændringen i svineproduktionen inden for det analyserede interval. Den begrænsede effekt på N-udvaskningen skal ses i sammenhæng med substitutionen mellem husdyrgødning-N og handelsgødning-N, idet det er forudsat, at gødningsintensiteterne forbliver uforandret.

Forandringen i N-udvaskningen er mindst i Københavns Amt og størst i Bornholms Amt, hvilket skal ses i sammenhæng med svine-tætheden i de respektive amter. Ved en ændring i svineproduktionen på 30 pct. forandres N-udvaskningen med ca.  $\frac{1}{2}$  pct. i Københavns Amt og med knap 5 pct. i Bornholms Amt.

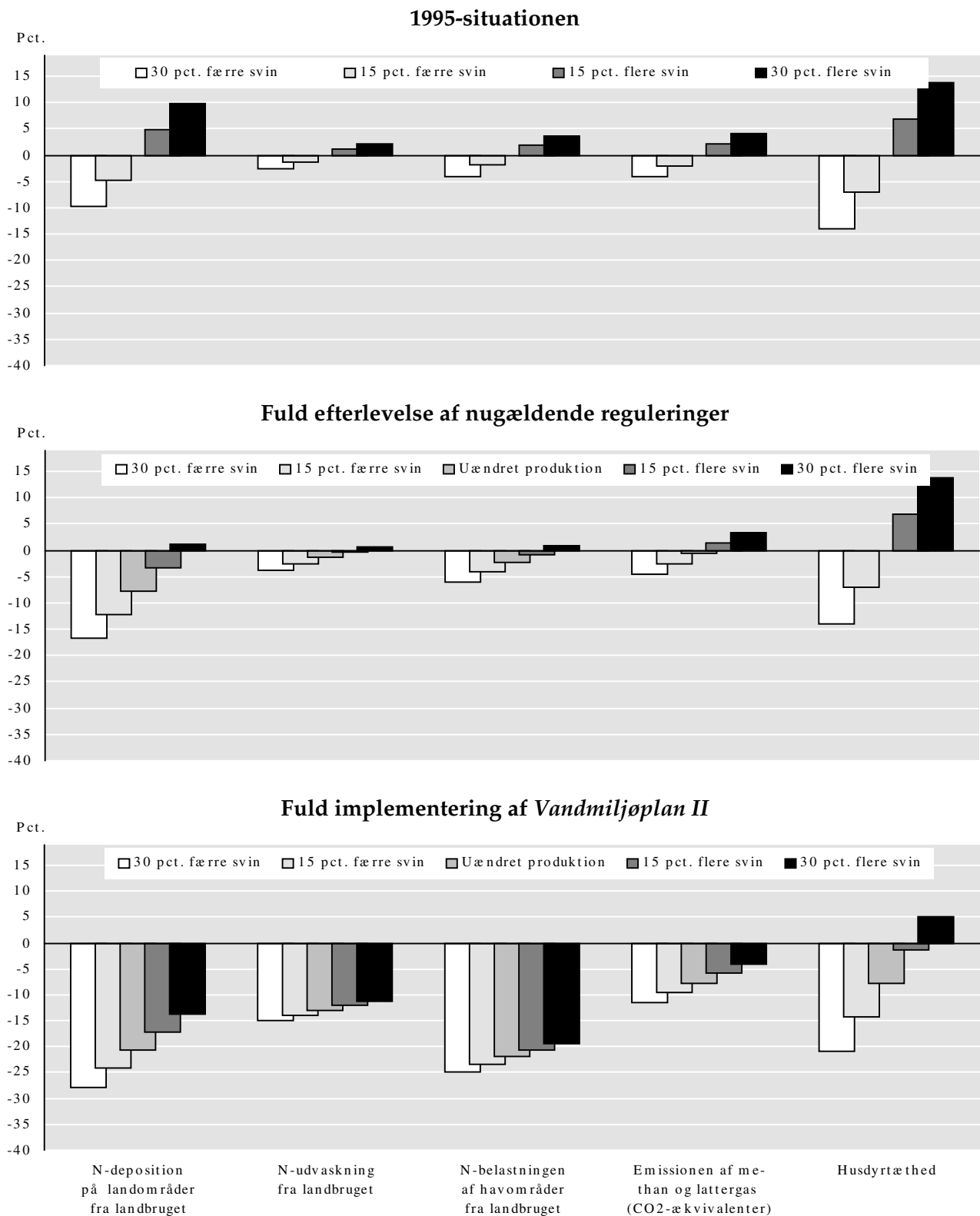
Ved fuld efterlevelse af de nugældende reguleringer og fuld implementering af *Vandmiljøplan II* falder N-udvaskningen med hhv. 1 pct. og 13 pct. i forhold til 1995-situationen. En væsentlig del af årsagen til faldet i N-udvaskningen skal findes i stigningen i førsteårsvirkningen af husdyrgødningen som følge af de respektive regelsæt, forventninger og tiltag. Den højere virkningsgrad medfører, at N-udvaskningen bliver mindre påvirkelig over for en ændring i svineproduktionen.

*Kvælstofbelastningen* af de indre danske farvande fra landbruget er i 1995-situationen opgjort til 73.000 tons N. Ved en ændring i svineproduktionen på 30 pct. i såvel stigende som faldende retning forandres N-belastningen med 3 - 4 pct. Den procentuelle forandring i kvælstoftilførslen er størst i Østersøen omkring Bornholm (8 pct.) og mindst for Nordsøen (3 pct.).

Ved fuld efterlevelse af de nugældende reguleringer og fuld implementering af *Vandmiljøplan II* reduceres N-belastningen af havområderne med hhv. 2 og 22 pct. målt i forhold til 1995-situationen. Samtidig indskrænkes påvirkeligheden af forandringer i svineproduktionen. Den lavere påvirkelighed synes dog at have stabiliseret sig i sidstnævnte situation.

Selv om ændringen i N-belastningen er størst i havområdet omkring Bornholm, så er det Kattegat, Nordlige Bælthav, Lillebælt og Storebælt, som er udsat for de største ændringer målt i tons kvælstof. Det er også disse farvandsområder, hvor belastningsintensiteten er størst, og hvor forandringer i svineproduktionen giver anledning til den største N-belastning pr. ha havområde.

*Emissionen af metan og lattergas* er opgjort til 13,5 mio. tons  $\text{CO}_2$ -ækvivalenter i 1995-situationen, hvoraf godt 70 pct. stammer fra emissionen af lattergas. Ved fuld efterlevelse



Figur 1.1. Den procentuelle ændring i N-depositionen, N-udvaskningen, N-belastningen af havområder, emissionen af CO<sub>2</sub>-ækvivalenter og husdyrtætheden i forhold til 1995-situationen ved varierende svineproduktion i hhv. 1995-situationen, ved fuld efterlevelse af de nugældende reguleringer og ved fuld implementering af Vandmiljøplan II. Forudsætningerne for estimerne er, at produktionsniveauet og -sammensætningen svarer til 1995-situationen.

af de nugældende reguleringer og fuld implementering af Vandmiljøplan II reduceres emissionen med hhv. ½ og 8 pct. i forhold til 1995-situationen.

Ved en ændring i svineproduktionen på 30 pct. forandres emissionen med 4 pct. Det forhold gælder både ved en stigning og et fald i svineproduktionen, og ved fuld efterlevelse af de nugældende reguleringer og ved

fuld implementering af *Vandmiljøplan II* er relationen stort set af samme størrelsesorden.

*Husdyrtætheden* på det gødningsegkede areal er i 1995-situationen opgjort til 0,95 dyreenheder (DE) ha<sup>-1</sup>. Ved dette niveau svarer den producerede mængde fosfor i husdyrgødningen til fosforindholdet i de høstede afgrøder. Den ujævne fordeling af husdyrgødningen indebærer imidlertid, at der overgødskes med fosfor på nogle jorde, hvorimod andre jorde suppleres med handelsgødning-P. Konkret blev der i 1995 tilført 21,4 mio. kg P i form af handelsgødning, hvilket svarer til ca. halvdelen af det høstede fosfor i afgrøderne. Betragtes alene P-indholdet i husdyrgødningen, er konsekvenserne af den ujævne fordeling en overforsyning med fosfor i Jylland (med undtagelse af Århus Amt), hvorimod fosforbehovet på Øerne (med undtagelse af Bornholms Amt) skal dækkes med supplerende handelsgødning-P. Det skal understreges, at dette er en gennemsnitsbetragtning, som forudsætter, at den producerede husdyrgødning i et amt fordeles jævnt på det gødningsegkede landbrugsareal. Det er som bekendt ikke tilfældet, og følgelig vil der også pletvis være overforsyning med fosfor på Øerne.

Den estimerede husdyrtæthed er upåvirket af situationen ved fuld efterlevelse af de nugældende reguleringer, men ved fuld implementering af *Vandmiljøplan II* reduceres den gennemsnitlige husdyrtæthed til 0,88 DE ha<sup>-1</sup> eller med 8 pct. Ændringen i husdyrtætheden er en følge af dels *Vandmiljøplan II*'s forventede produktivitetsudvikling i so- og malkeholdet, hvorved produktionen kan opretholdes ved en mindre husdyrbestand, og dels en stigning i det gødningsegkede areal på grund af indskrænkningen i brakarealet, som dog påvirkes negativt af udtagning af landbrugsarealer til skovrejsning og etablering af vådområder. Reduktionen i husdyrtætheden er generel med mindre variationer mellem de respektive amter. Forskellene ændrer imidlertid ikke ved det forhold, at Jylland (med undtagelse af Århus Amt) er overforsynet med fosfor. I disse estimater er der ikke taget hensyn til, at ændring i fodringspraksis kan resultere i reduktion i udskillelsen af fosfor i gødningen.

Ved en forandring i svineproduktionen på 30 pct. ændres husdyrtætheden med knap 14 pct. i 1995-situationen og med godt 14 pct. ved fuld implementering af *Vandmiljøplan II*. Forholdet skyldes, at svineproduktionen tegner sig for knap halvdelen af husdyrholdet målt i dyreenheder med en lille forskydning i svineholdets andel i sidstnævnte scenario. Blandt amterne ændres husdyrtætheden mellem 7 og 20 pct. ved en forandring i svineproduktionen på 30 pct. Variationen skyldes, at svineholdets andel af den samlede husdyrtæthed varierer blandt amterne. Ændringen er lavest i Ribe Amt, som har en forholdsvis høj husdyrtæthed og en af landets laveste svinekoncentrationer. Bornholms Amt har derimod landets største svinekoncentration og en husdyrtæthed, som nogenlunde svarer til gennemsnittet.

Ved en stigning i svineproduktionen på 30 pct. i 1995-situationen vil der være et fosforoverskud i samtlige jyske amter. Anvendes 1 DE ha<sup>-1</sup> som grænsen for fosforoverskud, varierer fosforoverskuddet mellem 2 og 43 pct. i hhv. Århus Amt og Viborg Amt. For Øerne svarer fosforproduktionen i husdyrgødningen til den høstede mængde fosfor for Fyns Amt, for Sjælland og Lolland/Falster svarer fosforproduktionen kun til mellem 17 og 71 pct. af den høstede mængde fosfor og for Bornholms Amt vil fosforoverskuddet udgøre 21 pct.

Ved fuld implementering af *Vandmiljøplan II* vil en stigning i svineproduktionen på 30 pct. medføre, at produktionen af fosfor balancerer med P-indholdet i de høstede afgrøder på landsniveau. Selv om reduktionen i fosforoverskuddet er størst blandt de amter, som har den største husdyrtæthed, så vil fx Viborg Amt fortsat have et fosforoverskud på godt 30 pct. Det skal i den sammenhæng gentages, at der i dette overskud ikke er taget højde for tilførsel af handelsgødning-P. Dvs. det reelle overskud er meget større.

*Den marginale tabsrate* for N-udskillelsen i svinegødning er opgjort til 42 pct. i 1995-situationen. Herved forstås ændringen i N-tabet fra N-udvaskningen, ammoniakemissionen og lattergasemissionen i forhold til ændringen i N-udskillelsen ved en stigning i svineproduktionen på 30 pct. Ved fuld efterlevelse af de nugældende reguleringer og

fuld implementering af *Vandmiljøplan II* reduceres den marginale tabsrate til hhv. 38 og 36 pct. Den første ændring er primært knyttet til førsteårsvirkningen af svinegødningen, hvorimod den sidste ændring overvejende skyldes mindre ammoniaktab og lavere gødningsintensitet. I 1995-situationen svinger den marginale tabsrate mellem 36 pct. i Ribe Amt og 46 pct. i Vestsjællands Amt. De to amter udgør også yderpunkterne ved fuld efterlevelse af de nugældende reguleringer. Variationen er primært betinget af en disproportional fordeling af svineholdet på søer, smågrise og slagtesvin og divergerende N-udvaskning pr. ha.

Ved fuld implementering af *Vandmiljøplan II* varierer den marginale tabsrate mellem 29 pct. i Ribe Amt og 39 pct. i Århus Amt. Dvs. en regional forandring, som er knyttet til dels forskydninger i afgrødesammensætningen ved implementeringen af *Vandmiljøplan II*'s forventninger og tiltag (reduceret brakareal, udtagning af landbrugsareal til skov og vådområder etc.) og dels variationer i forholdet mellem søer, smågrise og slagtesvin ved *Vandmiljøplan II*'s forventning om produktivitetsstigning for soholdet.

*Det marginale N-tab pr. produceret slagtesvin* er opgjort til 2,33 kg N inkl. tabet fra sohold og smågrise i 1995-situationen. Herved forstås det samlede N-tab fra N-udvaskningen, ammoniakemissionen og lattergasemissionen i forhold til antallet af produceret slagtesvin ved en stigning i svineproduktionen på 30 pct. Ved fuld efterlevelse af de nugældende reguleringer og fuld implementering af *Vandmiljøplan II* reduceres det marginale N-tab pr. produceret slagtesvin med hhv. 10 og 27 pct. i forhold til 1995-situationen. Årsagen til forandringerne er de samme som er anført under den marginale tabsrate, og variationen på regionalt niveau vil svare nogenlunde hertil. Disaggregeringen af det marginale N-tab pr. produceret slagtesvin på amtsniveau skal imidlertid tages med forbehold, idet arbejdsdelingen mellem amterne kan forvrilde resultaterne. Eksempelvis har Københavns Amt det laveste N-tab pr. produceret slagtesvin, men amtet har også godt 60 pct. flere slagtesvin i forhold til antallet af årssøer. Det skyldes, at en stor del af smågrisene produceres uden for amtet, og N-tabet herfra medregnes ikke under Københavns Amt.

## 1.2 Naturkonsekvenserne af en ændret svineproduktion belyst for Vejle Amt

Den totale årlige N-deposition, dvs. inkl. bidraget fra  $\text{NO}_y\text{-N}$  og  $\text{NH}_x\text{-N}$  fra udlandet, er i 1995-situationen opgjort til 17 kg N  $\text{ha}^{-1}$  for Vejle Amt, jf. figur 1.2. Ved fuld implementering af *Vandmiljøplan II* reduceres den totale årlige N-deposition til 15 kg N  $\text{ha}^{-1}$  i Vejle Amt under forudsætning af uændret produktionsniveau og -sammensætning. Og ved en ændring i svineproduktionen på 30 pct. forandres N-depositionen med 1 kg N  $\text{ha}^{-1}$ . Disse intensiteter gælder for amtet som helhed, men da hverken N-depositionen eller naturområderne er jævnt fordelt i amtet, vil belastningen af naturområderne være afvigende.

Ved en vurdering af effekten af N-depositionen og ændringen i denne, er det vigtigt at bemærke, at det totale areal af naturtyperne kun udgør en lille andel af landskabet, jf. tabel 1.1. Dertil kommer, at arealet med naturtyperne rent faktisk forekommer som små områder spredt i amtet.

I 1995-situationen er det estimeret, at den gennemsnitlige belastning af de respektive naturtyper i Vejle Amt svinger mellem 13 kg N  $\text{ha}^{-1}$  for heder til 16 kg N  $\text{ha}^{-1}$  for ferske enge, jf. tabel 1.2. Ved fuld implementering af *Vandmiljøplan II* reduceres den gennemsnitlige belastningen med 1 - 2 kg N  $\text{ha}^{-1}$ , og ved en ændring i svineproduktionen på 30 pct. forandres belastningen yderligere med 1 kg N  $\text{ha}^{-1}$ .

Den beregnede gennemsnitlige belastning, der fremkommer ved en regional analyse dækker altså over en betydelig lokal variation, og beliggenheden af naturområderne i Vejle Amt gør, at den gennemsnitlige N-deposition i amtet ikke er repræsentativ for naturområderne. I gennemsnit er belastningen af naturområderne således 1 - 4 kg N  $\text{ha}^{-1}$  år<sup>-1</sup> lavere end den gennemsnitlige belastning for Vejle Amt i 1995-situationen. Bag den gennemsnitlige belastning af den enkelte naturtype gemmer sig imidlertid en stor variation, hvilket fremgår af det følgende.



Figur 1.2. Total N-deposition i 1995-situationen og ved fuld implementering af Vandmiljøplan II ved varierende svineproduktion. Forudsætningen for estimerne er, at produktionsniveauet og -sammensætningen i øvrigt svarer til 1995-situationen.

Anm.: Bidraget fra  $\text{NO}_x\text{-N}$  og udenlandsk  $\text{NH}_x\text{-N}$  udgør  $9 \text{ kg N ha}^{-1}$  for Sønderjyllands Amt,  $8 \text{ kg N ha}^{-1}$  for Storstrøms, Bornholms og Fyns Amter,  $6 \text{ kg N ha}^{-1}$  for Viborg og Nordjyllands Amter og  $7 \text{ kg N ha}^{-1}$  for øvrige amter.

Naturtyperne er i det følgende grupperet efter den gennemsnitlige N-belastning fra det lokale landbrug (Vejle Amt) i 1995-situationen. Herved er der dannet fire grupper: Hede, lobeliesøer, strandeng, ekstremfattigkær og højmose, som ud over en baggrundsbelastning på knap  $11 \text{ kg N ha}^{-1}$ , belastes med gennemsnitligt  $2 - 2\frac{1}{2} \text{ kg N}$  ekstra fra det lokale landbrug. Andre søer og naturskov belastes gennemsnitligt med  $3 - 3\frac{1}{2} \text{ kg N}$  fra det lokale landbrug, ekstremrigkær og moser med  $4 - 4\frac{1}{2} \text{ kg N}$  i gennemsnit og overdrev og ferske enge med  $5 - 5\frac{1}{2} \text{ kg N}$ . De fire understregede naturtyper er anvendt som repræsentant for gruppen.

Den totale N-belastning fra de fire naturtyper er vist i figur 1.3 i hhv. 1995-situationen og ved fuld implementering af *Vandmiljøplan II*

ved varierende svineproduktion. Det ses umiddelbart af figuren, at de naturtyper, som er udsat for den største N-belastning fra det lokale landbrug, også er de naturtyper, som er mest påvirkelig af implementeringen af *Vandmiljøplan II*.

N-depositionen i figur 1.3 er samtidig disaggregeret på de respektive bidrag. Differentieringen giver et indtryk af hvor stor en del af N-belastningen, der er betinget af det lokale landbrug (Vejle Amt), og dermed kan gøres til genstand for lokale reguleringer, og hvor stor en del der hidrører fra det omgivende landbrug, og dermed kan gøres til genstand for generelle reguleringer. Endelig viser den, hvor stort et bidrag der stammer fra andre kilder, og som ikke kan reduceres ved reguleringer i dans k landbrug.

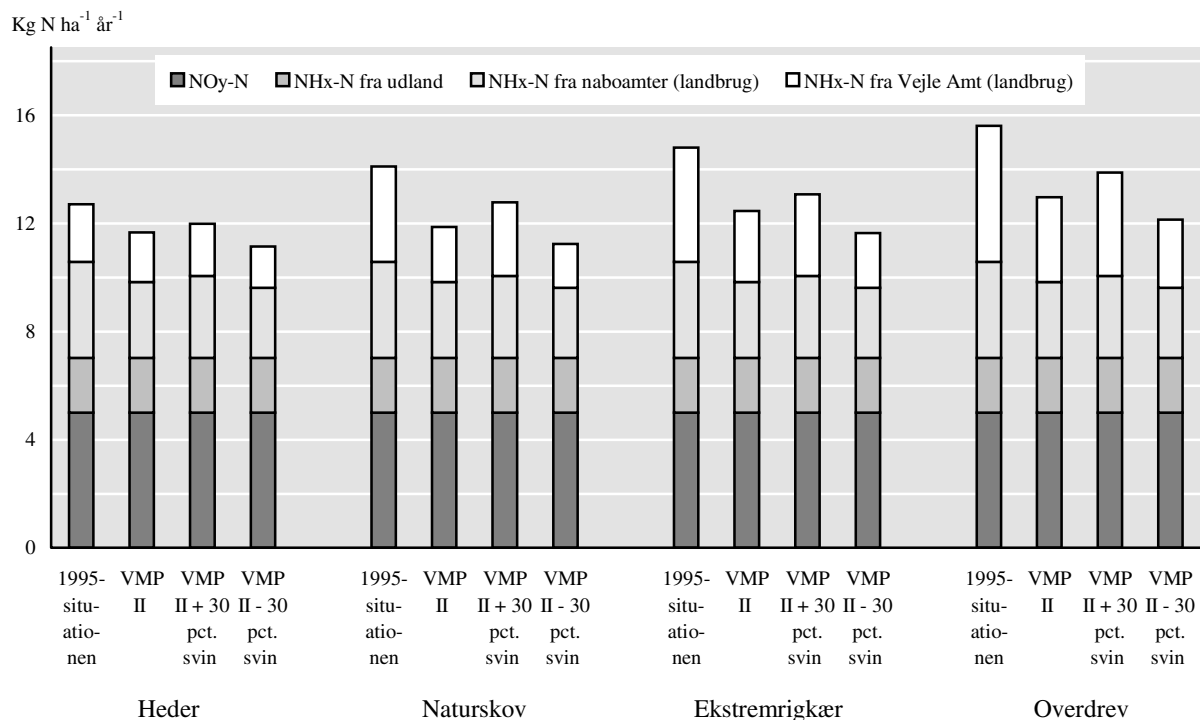
Table 1.1. Arealandel omfattet af Naturbeskyttelseslovens §3 i hhv. Vejle Amt og hele landet (excl. Storkøbenhavn) i 1994 (Skov- og Naturstyrelsen, 1996).

	§3 områder i Vejle Amt	§3 områder i hele landet (excl. Storkøbenhavn)
	----- pct. af det totale areal -----	
Moser.....	1,9	2,1
Ferske enge.....	2,1	2,4
Strandenge.....	0,2	0,9
Heder.....	1,0	1,9
Overdrev.....	0,8	0,6
Søer.....	1,0	1,3
§3 områder i alt.....	7,0	9,2

Table 1.2. Den gennemsnitlige årlige totale N-deposition på naturtyperne i Vejle Amt i 1995-situationen og ved fuld implementering af Vandmiljøplan II ved varierende svineproduktion. Forudsætningen for estimerne er, at produktionsniveauet og -sammensætningen i øvrigt svarer til 1995-situationen.

Naturtype	Hede	Lobe-Strand- liesøer eng	Eks- trem- fattig- kær	Høj- mose	Andre søer	Natur- skov	Eks- trem- rigkær	Andre moser	Over- drev	Ferske enge
	----- kg N ha <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup> -----									
1995-situationen.....	12,7	12,9	12,9	13,0	13,0	13,8	14,1	14,8	14,9	15,6
Fuld implementering af Vandmiljøplan II.....	11,6	11,9	11,6	12,0	11,8	12,3	12,6	13,2	13,2	13,7
Fuld implementering af Vandmiljøplan II og 30 pct. flere svin.....	11,9	12,0	12,0	12,0	12,0	12,9	13,1	13,6	13,8	14,4
Fuld implementering af Vandmiljøplan II og 30 pct. færre svin.....	11,1	11,2	11,2	11,0	11,0	11,9	12,2	12,6	12,6	13,1

Anm. Depositionsintensiteterne burde aht. usikkerheden afrundes til hele tal, men mhp. vurderingen af udviklingstendensen er estimerne uafundet.

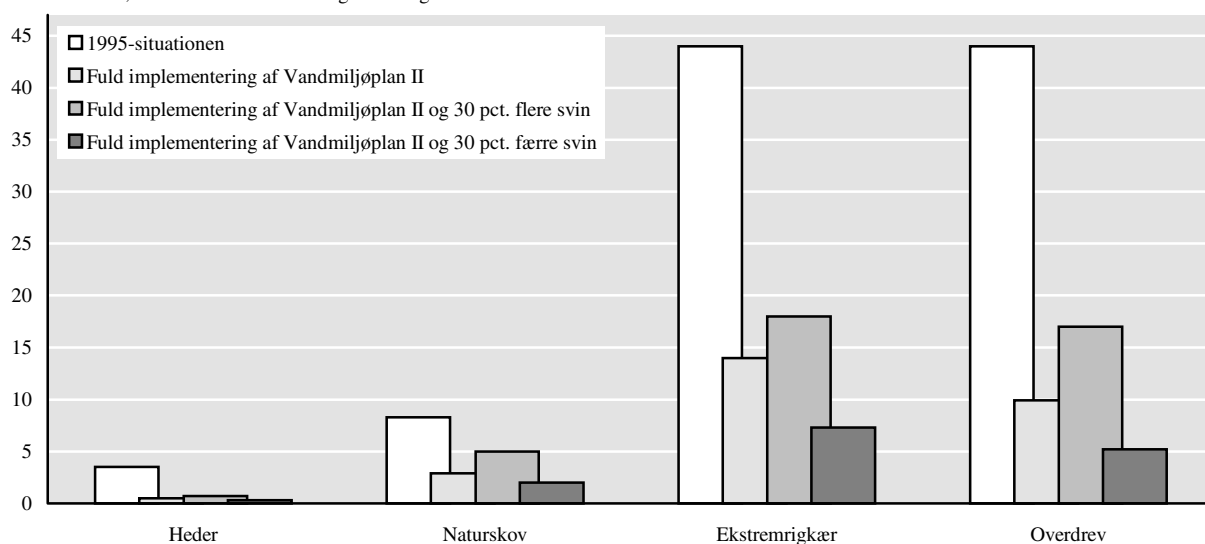


Figur 1.3. Gennemsnitlig årlig total N-deposition af naturområderne i Vejle Amt fordelt på typiske belastningsgrupper i 1995-situationen og ved fuld implementering af Vandmiljøplan II ved varierende svineproduktion. Hver belastningsgruppe er repræsenteret ved én naturtype fra hver af de fire belastningsgrupper.

Ovenstående N-belastninger er baseret på gennemsnitsbetragtninger, som ikke favner variationen inden for de respektive belastningsgrupper. På hederne svinger den årlige N-belastning i 1995-situationen således fra 11 til 259 kg N ha<sup>-1</sup>. For naturskov er det tilsvarende interval 12 - 105 kg N ha<sup>-1</sup>, for ekstremrigkær 14-19 kg N ha<sup>-1</sup> og for overdrev 12 - 429 kg N ha<sup>-1</sup>. De øvre ekstremer er dog ikke særlig typiske. For samtlige naturtyper gælder således, at mindre end 5 pct. af de respektive naturarealer er udsat for en årlig N-deposition på over 20 kg N ha<sup>-1</sup>. Det bør dog bemærkes, at denne belastning er totalt ødelæggende for naturkvaliteten på de konkrete arealer og en ret alvorlig trussel, når naturområdernes ringe arealmæssige udstrækning tages i betragtning. For nogle naturtyper er det dog en væsentlig part af are-

alet, som er belastet med 15 kg N ha<sup>-1</sup> eller derover, jf. figur 1.4. Af figuren fremgår det, at næsten halvdelen af arealerne med ekstremrigkær og overdrev er belastet med 15 kg N ha<sup>-1</sup> eller derover i 1995-situationen. Ved fuld implementering af *Vandmiljøplan II* reduceres belastningen mest på de naturarealer, som er udsat for en høj N-deposition. Den gennemsnitlige reduktion på 2 kg N ha<sup>-1</sup>, der er estimeret på regionalt niveau, kommer de mest belastede naturtyper og lokaliteter til gode. De mest belastede naturtyper er samtidig lokaliseret på de arealer, der er mest påvirkelig over for udsving i svineproduktionen. Den bedste sikring af de højest belastede naturtyper som naturskov, ekstremrigkær og overdrev kan derfor mest effektivt ske ved en restriktiv lokalisering af husdyrbrug.

Pct. af arealet, som er belastet med 15 kg N ha<sup>-1</sup> og derover



Figur 1.4. Andelen af naturarealet udsat for en årlig total N-deposition på 15 kg N ha<sup>-1</sup> eller derover fordelt på typiske belastningsgrupper i hhv. 1995-situationen og ved fuld implementering af Vandmiljøplan II ved varierende svineproduktion. Hver belastningsgruppe er repræsenteret ved én naturtype fra hver af de fire belastningsgrupper.

Den såkaldte Critical Load (tålegrænse) for kvælstof er det årlige N-belastningsniveau, som med kendt viden med rimelig sikkerhed inden for den relativt korte forskningshorisont, vil ødelægge naturtypen abiotisk og/eller biotisk. Især i forvejen truede plantearter vil gå tilbage i tæthed og udbredelse. Fjernelse af såkaldte trædestens lokaliteter gennem kvalitetsforringelse vil tilmed øge arternes genetiske isolation og dermed også reducere chancerne for spredning og genetisk tilpasning. En Critical Load giver kun en sikker garanti for at noget sker - in casu en

naturkvalitetsmæssig forringelse, men giver ingen garantier for, at der ikke vil ske ændringer på længere sigt, som følge af belastninger, der er lavere end de fastsatte Critical Load niveauer.

De mest følsomme naturområder har tålegrænser for eutrofiering på 10 kg N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup> eller derunder. Disse grænser er overskredet af baggrundsdepositionen i alle scenarierne. Disse naturområder er derfor allerede under ændring med tab af de mest følsomme arter tilfølgende; dvs. ofte også de i forvejen mest tru-

ede arter. En reduktion af svineproduktionens størrelse er altså ikke nok til at afværge kvalitetsforringelsen på sigt af disse naturområder. En reduktion i svineproduktionen vil dog tidsmæssigt udsætte ændringen og især for de områder, der ligger tæt på de konkrete svinefarme.

Bortset fra de naturligt oligo- og mesotrofe moser og enge, påvirkes andre moser, andre søer og enge også af den vandbårne og den interne belastning med kvælstof. Denne belastning betyder sandsynligvis mere end den luftbårne mht. N-belastning.

### 1.3 Konklusion

Konsekvenserne af en ændret svineproduktion på lands- og regionsniveau er nogenlunde proportional med den nominelle ændring i svineproduktionen. Af hensyn til overskueligheden er nedenstående hovedkonklusion derfor udelukkende baseret på effekterne af en stigning i svineproduktionen på 30 pct.

Ved en stigning i svineproduktionen på 30 pct. i 1995-situationen

- øges *N-belastningen af landområderne* med knap 10 pct. Effekten reduceres absolut og relativt ved fuld efterlevelse af de eksisterende reguleringer og ved fuld implementering af *Vandmiljøplan II*. Det indebærer, at *N-belastningen af landområderne* bliver mindre påvirkelig af en ændring i svineproduktionen. Den regionale effekt af stigningen i svineproduktionen varierer mellem 4 og 15 pct. i 1995-situationen og mellem 4 og 14 pct. ved fuld implementering af *Vandmiljøplan II*.
- øges *N-udvaskningen* med godt 2 pct. Ved fuld efterlevelse af de eksisterende reguleringer og ved fuld implementering af *Vandmiljøplan II*, reduceres effekten både absolut og relativt, svarende til en mindre påvirkelighed ved udsving i svineproduktionen. Den regionale effekt af ændringen i svineproduktion varierer mellem ½ og 5 pct. i 1995-situationen, og indsnævres i takt med at tiltagene udmønter sig i praksis.
- øges *N-belastningen af havområderne* med 4 pct. Effekten reduceres absolut ved fuld efterlevelse af de eksisterende reguleringer og ved fuld implementering af *Vandmiljøplan II*. Effekten reduceres også relativt i førstnævnte situation, men ved fuld implementering af *Vandmiljøplan II* stagnerer faldet i den procentuelle effekt. Dette skyldes alene geografiske forskydninger i arealanvendelsen ved fuld implementering af *Vandmiljøplan II*, hvorved den aggregerede *N-retention* reduceres. Effekten på 1. ordens farvandsområder varierer mellem 3 og 8 pct. i 1995-situationen og ved fuld implementering af *Vandmiljøplan II*.
- øges *emissionen af drivhusgasserne methan og lattergas* med godt 4 pct. Ved fuld efterlevelse af de eksisterende reguleringer og ved fuld implementering af *Vandmiljøplan II*, reduceres effekten både absolut og relativt. Altså en mindre påvirkelighed overfor ændringer i svineproduktionen i takt med at forventninger og tiltag implementeres i landbruget.
- øges *det samlede N-tab i pct. af udskilt N i svinegødning* med 42 pct. Tabet reduceres til 38 og 36 pct. ved hhv. fuld efterlevelse af nugældende reguleringer og ved fuld implementering af *Vandmiljøplan II*. Effekten ved fuld implementering af *Vandmiljøplan II* tager ikke hensyn til produktivitetsudviklingen i soholdet. Beregnes i stedet det samlede *N-tab pr. produceret slagtesvin inkl. N-tabet fra sohold og produktionen af smågrise*, så kan *N-tabet ved fuld efterlevelse af de nugældende reguleringer og ved fuld implementering af Vandmiljøplan II* opgøres til hhv. 2,01 kg N og 1,63 kg N pr. produceret slagtesvin. Dvs. en væsentlig indskrænkning i effekten af en ændret svineproduktion.
- øges *husdyrtætheden* med 14 pct. Ved dette niveau er produktionen af fosfor i husdyrgødningen med de nugældende normer 9 pct. større end afgrødernes behov. For Jylland vil overskudsproduktionen af fosfor variere mellem 2 og 37 pct. Dette forhold er uændret ved fuld efterlevelse af de nugældende reguleringer, men ved fuld implementering af *Vandmiljøplan II*



reduceres husdyrtætheden absolut som følge af produktivitetstigningerne i so- og malkekoholdet. På landsniveau vil fosforproduktionen stort set svare til afgrødernes behov. Den ujævne regionale fordeling af husdyrholdet indebærer imidlertid, at der i størsteparten af Jylland fortsat vil være en overskudsproduktion af fosfor i forhold til afgrødernes behov.

Ovenstående konklusion er først og fremmest baseret på, at produktionsniveauet og -sammensætningen svarer til 1995-landbruget. Desuden er det forudsat, at alle forandringer i husdyrhold og arealanvendelse sker med lige store procentuelle ændringer på regionalt niveau. Endelig er det en afgørende forudsætning, at den producerede husdyrgødning fordeles proportionalt med fordelingen i 1995-landbruget og at gødningsintensiteterne forbliver konstante. Sidstnævnte indebærer, at ændringer i produktionen af effektiv husdyrgødning-N umiddelbart substituerer handelsgødning-N. Ændringer i gødningsintensiteterne kan således kun forekomme såfremt et givet tiltag foreskriver ændringen (fx *Vandmiljøplan II*'s reduktion i gødningsnormen).

Analysen på lokalområdet (Vejle Amt) viste,

- at den gennemsnitlige totale N-belastning af naturområderne i 1995-situationen er lavere end den gennemsnitlige totale N-deposition på  $17 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$  gældende for hele amtet. Inddeles naturområderne i karakteristiske N-belastningsgrupper, som repræsenteres ved hede, naturskov, ekstremrigkær og overdrev, så vil den gennemsnitlige N-belastning for disse grupper være  $1\text{-}4 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$  lavere end gennemsnittet for amtet. Ved fuld implementering af *Vandmiljøplan II* reduceres den gennemsnitlige totale N-deposition med  $2 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ , og de respektive naturtypers belastning reduceres i gennemsnit med  $1\text{-}2 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ .
- at variationen i N-belastningen af naturtyperne er betydelig. På hederne svinger den årlige N-belastning i 1995-situationen således fra 11 til  $259 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ . For naturskov er det tilsvarende interval  $12\text{-}105 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ , for ekstremrigkær  $14\text{-}19 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$  og for overdrev  $12\text{-}429 \text{ kg N ha}^{-1}$

$\text{år}^{-1}$ . De øvre ekstremer er dog ikke særlig typiske.

- at en væsentlig part af naturtypearealet er belastet med  $15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$  eller derover. Næsten halvdelen af arealerne med ekstremrigkær og overdrev er således belastet med  $15 \text{ kg N ha}^{-1}$  eller derover i 1995-situationen. Det er samtidig de naturtyper, hvis belastning er mest påvirkelig over for udsving i svineproduktionen.
- at de mest følsomme naturområder har tålegrænser for eutrofiering på  $10 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$  og derunder, hvilket er mindre end den laveste N-belastning af disse naturtyper uanset rammebetingelserne. Det må derfor antages, at naturen på disse arealer allerede har ændret sig med tab af arter tilfølg.

## 2 Indledning

Landbruget beslaglægger 63 pct. af landarealet (Danmarks Statistik, 1998) og spiller derfor en central rolle for udviklingen af miljø- og naturkvaliteten i det danske land og i de danske farvande. Påvirkning af natur og miljø er dels en følge af produktionen i sig selv og dels en følge af de anvendte hjælpestoffer i produktionen. I miljømæssig henseende er der især fokuseret på anvendelse af næringsstofferne kvælstof og fosfor, brugen af pesticider og emissionen af drivhusgasser. De mere fysisk betingede indgreb i naturen i form af tilplantning, dræning, vandløbsregulering, udvidelse af markstørrelse, nedlægning af hegn og skel mv. har imidlertid også en væsentlig betydning for miljø- og naturkvaliteten. Hertil kommer, at den geografiske specialisering af landbrugsproduktionen generelt reducerer mangfoldigheden i landskabet.

I nærværende rapport fokuseres alene på konsekvenserne af en ændring i svineproduktionen, hvilket indsnævrer ovennævnte problemstillinger. Ikke desto mindre omfatter effekterne en lang række forhold, jf. nedenstående.

### Vandmiljø

Belastningen af vandmiljøet med kvælstof vil - alt andet lige - øges ved en stigende svineproduktion. Det skyldes, at anvendelse af svinegødning i den vegetabiliske produktion er forbundet med en større kvælstofudvaskning i forhold til brug af handelsgødning. Den større udvaskning er relateret til det organisk bundne kvælstof i husdyrgødningen. Da det organiske kvælstof først skal mineraliseres, før det er tilgængeligt for planterne, og da denne mineralisering også foregår på tidspunkter, hvor der ikke er afgrøder på marken, så vil anvendelse af husdyrgødning være forbundet med en større kvælstofudvaskning. Billedet er imidlertid ikke statisk; forholdet mellem det organiske og uorganiske kvælstof i husdyrgødningen kan således ændres ved ændret fodtilførsel/-udnyttelse, og herved kan det effektive kvælstofindhold i husdyrgødningen øges med en lavere udvaskning til følge. Forudsætningen er imidlertid, at den større mængde effektive kvælstof i husdyrgødningen konverteres til

en reduktion i forbruget af handelsgødning-N. På tilsvarende vis kan ændringer i håndteringen af husdyrgødningen bevirke, at en større andel af den udskilte ammoniumkvælstof kommer planterne til gode. Herved kan forbruget af handelsgødning-N ligeledes reduceres med faldende udvaskning til følge.

En ændret svineproduktion vil også indvirke på belastningen af vandmiljøet med fosfor. Det skyldes fortrinsvis, at doseringen af husdyrgødning ofte sker på baggrund af gødningens indhold af kvælstof. Herved fremkommer en betydelig overgødsning med fosfor. Ved tilførslen af 140 kg N ab lager fra søer og smågrise tilføres der således ca. 57 kg fosfor, og ved tilførsel af 140 kg N ab lager fra slagtesvin tilføres der ca. 38 kg fosfor (Andersen, 1997). Til sammenligning udgør de vejledende mængder fosfor til korn 20 - 25 kg på marker med middelhøje fosfortal (Landbrugets Rådgivningscenter, 1997). Størsteparten af den nettotilførte fosfor aflejes i pløjelaget, hvilket kommer til udtryk i en høj fosforstatus. Herved øges risikoen for udvaskning af fosfor og for tab af partikulært fosfor ved overfladeerosion og/eller brinkerrosion (Grant *et al.*, 1998).

Konsekvenserne af tilførslen af næringsstoffer til vandmiljøet er eutrofiering af overfladevandet og forurening af grundvandet med nitrat. En delmængde af det udvaskede kvælstof vil dog blive omsat under rodzonen ved de såkaldte denitrifikationsprocesser, hvor nitrat omdannes til lattergas eller atmosfærisk kvælstof (Hansen og Kyllingsbæk, 1983).

Belastningen af vandmiljøet er imidlertid ikke det eneste medie der påvirkes med næringsstoffer af en ændret svineproduktion. En stigende svineproduktion vil også medføre en større ammoniakemission og dermed større kvælstofdeposition på såvel land- som vandområder. En del af handelsgødningen vil imidlertid blive substitueret med den større mængde husdyrgødning, og herved vil ammoniakemissionen fra handelsgødningen reduceres. Emissionen fra husdyrgødning er imidlertid meget større end fra handelsgødningen, og sidstnævnte aspekt er derfor af

marginal betydning (Andersen og Asman, 1999a).

### Terrestrisk natur

Planteproduktionen i mange økosystemer anses for at være kvælstof begrænset (fx Chapin, 1980; Morris, 1991; Tamm, 1991). Idet nogle højere plantearter, alger og mikroorganismer er i stand til at fikserer frit kvælstof, vil den totale mængde kvælstof under et normalt successionsforløb med tiden øges og akkumulere som organisk bundet kvælstof i økosystemerne. Ved steady state er den interne frigørelse af kvælstof grundlaget for planteproduktionen. Hertil kommer eksterne kilder i form af fx N-deposition. Den naturlige baggrundsværdi kendes ikke, men Goldschmidt (1954) anslår den årlige deposition til maksimalt at være  $7 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$  i våde tempererede klimaer. Fosfor gøres tilgængeligt for naturlige plantesamfund ved mineralisering. Fosfor recirkuleres inden for plantesamfundet, men flyttes også med overfladevand til lavere beliggende biotoper, fx enge, moser og søer. Her fastlægges fosfor efterhånden som organisk bundet i tørven eller i sedimentet. I sure og basiske biotoper bindes fosfor desuden kemisk i henholdsvis jern- og kalkforbindelser. Senere successionsstadier er derfor ofte fosfor begrænsede i deres produktion (Morris, 1991; Koerselman & Verhoeven, 1992; Verhoeven *et al.*, 1996).

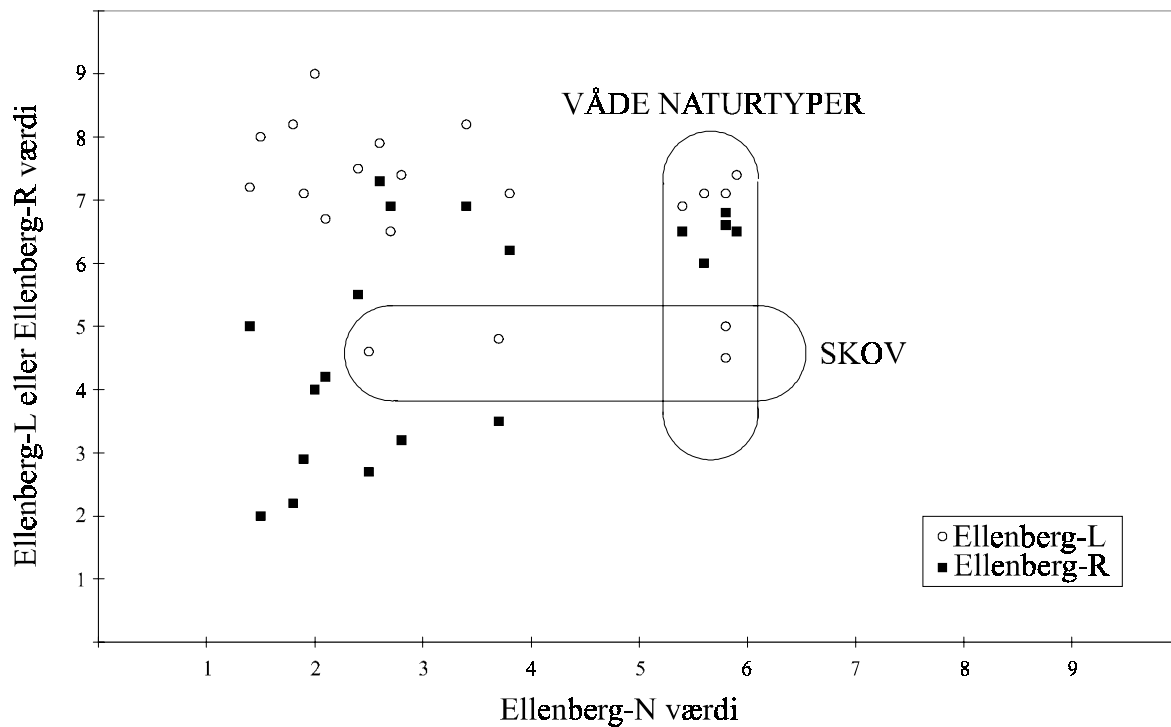
Sammenlignet med danske kulturmarker på vel-gødskede og vel-drænede jorde med god vandforsyning forekommer den årlige biomasseproduktion på naturarealer ganske ringe. Det meste af naturen findes på landbrugsmæssigt marginale arealer, hvor abiotiske faktorer ud over lav tilgængelighed af kvælstof og fosfor er afgørende. Nævnes kan som eksempler: For tørre (hvid klit, klithede, hede, overdrev), for våde (højmose, væld, dyndeng, rørskov), for sure (hede, fattigkær), for basiske (ekstremrigkær, kalkoverdrev), for salte (strandeng), for urolige (strandeng, væld, skræntoverdrev) og for mørke (naturskov). Derudover forekommer naturområder, hvor flere af disse produktionsbegrænsende faktorer virker sammen: kalkskræntoverdrev (basisk, tør, urolig), højmose (sur, våd) og ekstremrigkær (basisk, våd, urolig). Naturligt næringsrige biotoper forekommer kun på neutrale lavbundsarealer, hvor hverken

vand, N, P eller K er begrænsende for planteproduktionen. Tilpassede arter med egen iltforsyning (rørsump-arter) kan her producere en stor biomasse.

De mekanismer, der sikrer og opretholder den høje artsrigdom, som fx er karakteristisk for overdrev ved høj pH, eller den relativt høje rigdom på sjældne plantearter, som kan forekomme på heder, er ukendte. Det vides dog, at de er et samspil og en vekselvirkning mellem mange biotiske og abiotiske faktorer, og at de mange arters sameksistens foregår i en knivskarp balance mellem arternes behov og miljøets tilbud af ressourcer i rum og tid (fx Braakhekke og Hooftman, 1999).

Naturkvaliteten, målt som naturtypernes rigdom på karakteristiske og sjældne plantearter, påvirkes negativt ved stigende biomasseproduktion, hvorfor tilførsel af næringsstoffer indvirker negativt på naturkvaliteten (Marrs, 1993). En arts Ellenberg N-værdi (Ellenberg *et al.*, 1992) er et udtryk for produktiviteten i de naturtyper, hvori den konkrete art forekommer (Ertsen *et al.*, 1998). Tilsvarende er Ellenberg R-værdi udtryk for pH (reaktionstallet) i naturtyperne og Ellenberg L-værdi for lyskrav hos naturtypens jordnære vegetationslag. Dupré & Diekmann (1998) har blandt andre vist, at arternes Ellenberg N- og R-værdier er gode indikationer for de tilsvarende målinger af abiotiske forhold på biotopen. Ændringer i vegetationens Ellenberg værdier kan derfor tages som udtryk for ændringer i de abiotiske forhold. Tilsvarende vil ændringer i de abiotiske forhold også give sig udtryk i ændret Ellenberg-værdier.

Som det fremgår af figur 2.1 er danske naturlige naturtyper karakteriseret ved lave Ellenberg N-værdier og ved at være lysåbne. De højeste N-værdier forekommer i våde, naturligt eutrofe naturtyper (høj R-værdi). Ligeledes forekommer der ikke naturtyper med høj N-værdi og lav R-værdi. Truede arter har en overvægt af forekomster ved lav Ellenberg N-værdi sammenlignet med mere vidt udbredte og ikke truede arter. Det betyder, at specielt risikoen for yderligere tilbagegang for de i forvejen truede arter øges ved øget eutrofiering (Tamm, 1991; Bossuyt *et al.*, 1999).



Figur 2.1. Ellenberg-L (lysmængde) og Ellenberg-R (reaktionstal) som funktion af Ellenberg-N (produktivitet) for 20 danske naturlige plantesamfund eller plantesamfund med ekstensiv drift. Ellenbergværdierne varierer fra 1 til 9, hvor 9 er henholdsvis lysåben plantesamfund, højt pH og høj produktivitet, mens 1 er henholdsvis skygget plantesamfund, lav pH og lav produktivitet. Plantesamfundenes Ellenberg værdierne er beregnet ud fra naturtypernes typiske arter (Wind, 1994 Bilag III) med samme vægt til alle arter.

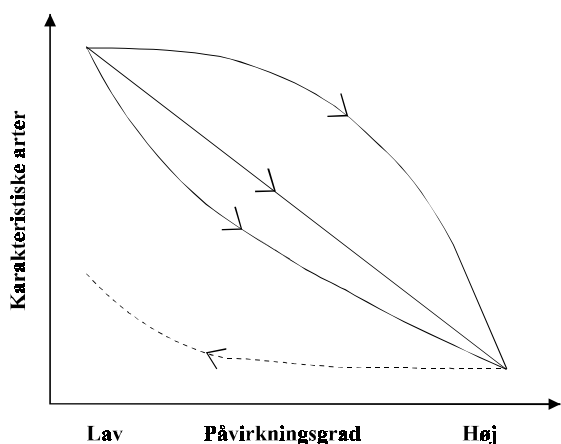
Hvor græsningsdriften på artsrige enge og overdrev er ophørt - eller bare ekstensiveres yderligere - vil alene den interne forsyning med næringsstoffer forøge områdets biomasseproduktion (self-eutrophication i følge Tamm (1991)). Øget produktivitet og dermed øget mængde af stående biomasse og førn medfører reduceret lystilgang til bundlaget og jordoverfladen (Bobbink, 1991). Dette har betydning for artstilgangen til en lokalitet, idet spiring og etablering hæmmes (Foster & Gross, 1998; Tilman, 1993; Berendse, 1999). Korrekt naturpleje kan i en vis udstræk modvirke eller forsinke tab af arter (Marrs, 1993).

Deposition af  $\text{NH}_x\text{-N}$  påvirker økosystemerne dels gennem eutrofiering og dels gennem en forsyning via brintioner. Sure terrestriske økosystemer i Danmark, som fx heder, fattigkær og højmoser, er også naturligt artsfattige og lavproduktive økosystemer, jf. figur 2.1. Økosystemer, der er naturligt rige på næringsalte (naturligt eu-/mesotrofe), kan være meget artsrige som fx ekstremrigkær og vældmoser og er med naturens målestok produktive. En kombination af de to forhold (sur og eutrof) forekommer derimod ikke samtidigt i naturlige økosystemer. Derfor må

det forventes, at systemer efter en lagfase vil reagere anderledes og mere komplekst end umiddelbart indlysende (jf. Brunet *et al.*, 1998; Gundersen *et al.*, 1998). Selv om naturlige systemer ikke umiddelbart har tilpasset sig kårkombinationen sur og N-rig, har det imidlertid vist sig, at subordinate arter som græsserne Katteskæg, Bølget Bunke, Blåtop, Alm. Hvene og Alm. Rapgræs kan drage konkurrencemæssig fordel af en øget N-tilgængelighed og blive dominerende i plantesamfund som hede og basefattede kær, hvor de hidtil har spillet en subordinat rolle.

Mens der er mange belæg for, at rigdommen af biotopskarakteristiske arter reduceres, når biomasseproduktionen øges ud over det naturligt forekommende niveau som følge af antropogen påvirkning (Belyea & Lanchester, 1999), så er der langt mindre kendskab til hvordan systemet restituerer, hvis næringspåvirkningen ophører eller reduceres (Marrs, 1993). Alt tyder på, at der sker irreversible ændringer under den negative påvirkningsfase, at systemet restituerer trægt og anderledes end under nedbrydningsfasen. Dvs. der foreligger en hysteresis effekt, jf. figur 2.2, hvor den samme tilstand ikke kan opnås igen

(Güsewell *et al.* 1999; Hald, 1999). Der er således gode grunde til ikke bare at se på Critical Load som et niveau, der ikke bør overskrides, men også et niveau, der af hensyn til naturkvaliteten skal holdes god afstand til.



Figur 2.2. Hysteresis-effekt. Skitse af sammenhæng mellem andelen af biotopskarakteristiske arter og påvirkningsgraden fra faktorer, der virker negativt ind på eksistensen af pågældende biotop, fx N-deposition. Fuldt optrukket linje: Biotop under artsrigdom nedbrydning som følge af påvirkningsgraden (intensitet eller akkumuleret påvirkning over tid). Stiplet linje: Ændring i andelen af biotopskarakteristiske arter som følge af reduceret påvirkningsgrad.

Litteraturen dokumenterer forsøg vedrørende effekter på vegetation og økologiske processer af øget atmosfærisk deposition af kvælstof. Da naturdelen af nærværende rapport primært handler om at afprøve en metode til at vurdere lokal variation i effekter af deposition af ammoniak og reaktionsproduktet ammonium i forbindelse med ændringer i svineproduktionen i et amt, er der vedrørende områdets forskningsmæssige 'state' taget afsæt i publikationer fra den seneste konference om emnet (van der Hoek *et al.*, 1998).

### Drivhusgasser

Svineproduktion medfører emission af metan og lattergas, som følge af fordøjelsesprocessen og gødningshåndteringen. Både metan og lattergas er meget aktive drivhusgasser, som bidrager til at øge den globale temperatur (IPCC, 1997). Følgelig vil en ændring i svineproduktionen påvirke emissionen af drivhusgasser. Dette forhold er imidlertid heller ikke statisk; ændret gødningshåndtering vil fx forstærke/reducere emissionen af såvel metan som lattergas.

### Lugtgener

Endelig giver en stigning i svineproduktionen anledning til større lugtgener. Lugtgenerne er forårsaget af flygtige organiske stoffer, som befinder sig i gødningen. Det er især svine- og fjerkræbedrifter, der giver anledning til lugtgener, mens kvægbedrifter kun i mindre grad giver anledning til gener. Det er derfor ikke uvæsentligt, hvor svineproduktionen er lokaliseret.

## 2.1 Projektets intentioner

På baggrund af ovenstående problemstillinger kan det af hensyn til miljø- og naturkvaliteten være relevant at overveje, hvorvidt det - alt andet lige - kan anbefales at søge svineproduktionens omfang reguleret. En sådan stillingtagen forudsætter en politisk afvejning af produktions- og miljøinteresser, hvilket ligger uden for projektets rammer. Projektet har derimod til formål at belyse ændringen i miljø- og naturbelastningen med henblik på at bidrage til at afdække forandringen i miljø- og naturtilstanden ved forskellige produktionsniveauer. Intentionerne er herved at tilvejebringe et bidrag til afvejningen af produktions-, miljø- og naturinteresserne og dermed til afklaringen af hvorvidt og i hvilket omfang der evt. bør sættes en grænse for svineproduktionens volumen.

For fuldstændighedens skyld skal det bemærkes, at svineproduktionens størrelse er én af flere parametre, der indvirker på miljø- og naturkvaliteten. Udviklingen i landbrugsstrukturen, ændringen i svinebrugenes vegetabiliske produktion, forarbejdning af husdyrgødning mv. kan således forstærke eller reducere de miljømæssige effekter af en stigende svineproduktion. Ved alene at fokusere på svineproduktionens størrelse, er der således valgt en *alt andet lige*-betragtning.

Ændringen i miljø- og naturbelastningen ved en ændret svineproduktion afdækkes ved en række indikatorer på lands- og regionsniveau, jf. nedenfor. Af hensyn til belysningen af den lokale naturbelastning af de terrestriske naturtyper, differentieres kvælstofdepositionen ligeledes i et lokalområde.

### 2.1.1 Indikatorer på nationalt og regionalt niveau

På nationalt og regionalt niveau belyses *ændringen* i nedenstående 7 miljøindikatorer:

- kvælstofbelastningen af landområder fra den emitterede ammoniak,
- kvælstofudvaskningen,
- kvælstofbelastningen af de indre danske farvandsområder,
- emissionen af drivhusgasserne methan og lattergas (kun på landsniveau),
- kvælstoftab pr. kg N i udskilt svinegødning,
- kvælstoftab pr. produceret slagtesvin og
- husdyrtætheden.

*Kvælstofdeposition på landområder fra landbrugets ammoniakemission.* Kvælstofbelastningen af det terrestriske miljø skyldes bl.a. deposition af emitteret ammoniak fra landbruget. Denne belastning vil divergere mellem regionerne og vil bl.a. være afhængig af forskelle i emissionens størrelse og spredningen.

*Kvælstofudvaskning.* Alt andet lige vil kvælstofudvaskningen fra marker gødet med husdyrgødning være større end marker gødet med handelsgødning. Følgelig vil udvaskningen stige i samme takt som husdyrgødningen substituerer handelsgødningen. Stigningen vil selvsagt være størst i de regioner, hvor der er den største stigning i svineholdet; dog vil effekten slå igennem i forskellig grad alt afhængig af de respektive regioners afgrødesammensætning og gødskningsniveau.

*Kvælstofbelastningen af de indre danske farvandsområder.* Kvælstofbelastningen hidrører fra såvel kvælstofafstrømningen fra landbrugsarealerne som kvælstofdepositionen fra ammoniak emitteret fra landbruget. I udtrykket er der taget højde for, at kun en delmængde af den udvaskede kvælstof vil belaste farvandsområderne og kun en delmængde af den emitterede ammoniak vil blive afsat på farvandsområderne. Det sammensatte udtryk sikrer, at den samlede kvælstofbelastning af farvandsområderne fra landbruget tages i betragtning.

*Emissionen af drivhusgasserne methan og lattergas.* Landbrugets emission af methan og lattergas er forholdsvis lille, men effekten målt i klimapåvirkning er betragtelig. Methan og lattergas er således henholdsvis 21 og 310 gange så effektive drivhusgasser som kuldioxid betragtet over en 100-årig periode. Da en væsentlig del af emissionen af de to drivhusgasser er knyttet til husdyrholdet, herunder håndteringen af husdyrgødningen, er forandringen i emissionen som følge af en ændret svineproduktion en relevant miljøparameter.

*Kvælstoftab pr. svin og Kvælstoftab pr. kg udskilt kvælstof fra svin.* Kvælstoftabet opgøres som summen af udvasket kvælstof, emitteret ammoniakkvælstof og emitteret lattergaskvælstof. Ved at ændre på niveauet for svineproduktionen - alt andet lige - vil der kunne estimeres en ændring i kvælstoftabet, som alene er foranlediget af ændringen i produktionsniveauet. Denne ændring måles i forhold til såvel stigningen i antallet af svin som stigningen i kvælstofudskillelsen.

*Husdyrtætheden.* Fosforbelastningen af vandmiljøet har hidtil ikke kunnet modelleres i sammen omfang som kvælstofbelastningen, idet kendskabet til tabsprocesserne for fosfor ikke er belyst i samme grad. Flere undersøgelser har imidlertid vist, at risikoen for tab af fosfor (opløst såvel som partikulært) tiltales ved stigende fosfortal (jordens fosforstatus) (Grant *et al.*, 1997). Da fosfortallet stiger ved tiltagende husdyrtæthed, benyttes husdyrtætheden som indikator for ændringen i fosforbelastningen. Konkret benyttes husdyrtætheden til at vurdere fosfortilførslen i forhold til den høstede mængde fosfor i afgrøderne.

De udvalgte miljøparametre angiver en bred vifte af miljømæssige aspekter ved en ændret svineproduktion. Dog er belastningen af grundvandet ikke medtaget, idet modelleringen endnu ikke er udviklet i en sådan grad, at belastningen af grundvandet kan udtrykkes som en funktion af udvaskningen. Det er indlysende, at en større udvaskning af kvælstof - alt andet lige - indebærer, at grundvandet belastes yderligere. Belastningen er imidlertid ikke ligefrem proportional. Dels varierer reduktionskapaciteten under rodzonen regionalt, og dels vil det nedsivende vand fra landbrugsjord blive opblandet med

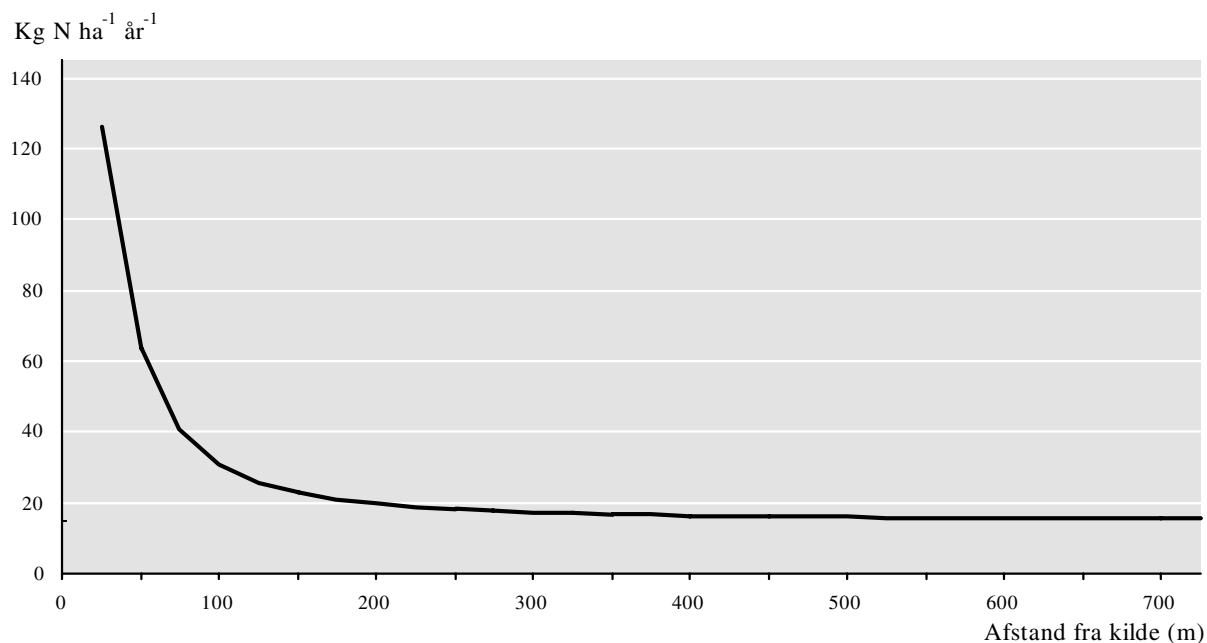
vand nedsivende fra skov- og naturarealer, hvor nitratkoncentrationen i jordvandet er væsentlig lavere. Endelig er det nødvendigt at redegøre for variationen i nettonedbøren samt den horisontale vandafstrømning. På tilsvarende vis skal det bemærkes, at belastningen af vandmiljøet kun omfatter de danske havområder. Belastningen af søer og vandløb er altså ligeledes udeladt.

## 2.1.2 Indikatorer på lokalt niveau (Vejle Amt)

Fælles for de valgte miljøindikatorer på nationalt og regionalt niveau gælder, at de kun omfatter miljøbelastningen. Ændringen i mil-

jøtilstanden samt effekterne heraf er således ikke inddraget. For i nogen grad at råde bod på dette, tages der desuden udgangspunkt i et lokalområde, hvor reaktionskæden *ændret svineproduktion - ændret ammoniakemission - ændret kvælstofdeposition - ændret naturtilstand* afdækkes.

På regionsniveau er kvælstofbelastningen af det terrestriske miljø estimeret ud fra en gennemsnitsbetragtning, der ikke reflekterer den store variation i kvælstofdepositionen inden for en given region. Variationen skyldes, at en stor del af det emitterede ammoniak afsættes som tørdeposition tæt på kilden, jf. figur 2.4. Følgelig er det ikke uvæsentlig at vide, hvor svinebruget er lokaliseret i forhold til de respektive naturtyper.



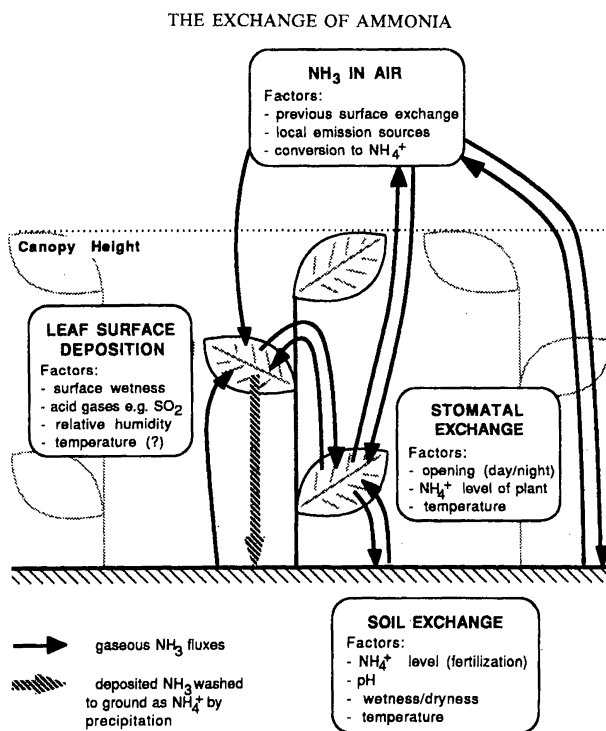
Figur 2.3. Modelleret årlig total N-deposition i en varierende afstand fra stald/lager på et brug med en årlig produktion på 4.000 slagtesvin (Andersen og Asman, 1999a).

Den groft opgjorte kvælstofdeposition på lands- og regionsniveau opløses derfor i et gitternet på 100 \* 100 meter for et lokalområde. Herved reflekteres variationen i kvælstofdepositionen. Samtidig opnås der kendskab til, i hvilket omfang konkrete terrestriske naturtyper eksponeres med kvælstof.

Den samlede negative effekt af kvælstofdepositionen på naturen afhænger af depositions størrelse, dens areelle fordeling og naturområdernes lokalisering i forhold hertil. Vurderingen af den negative effekt af ammoniakafsætningen i økosystemerne foretages traditionelt ud fra en Critical Load be-

tragtning (jf. Bobbink *et al.*, 1996; Bak *et al.*, 1999). Critical Load (tålegrænse) kan være funderet i empiriske studier af de biologiske systemers følsomhed eller ud fra kemiske studier og modelberegninger af kvælstofmætning, jf. Kuylenstierna *et al.* (1998). Den samlede effekt opgøres ved at vurdere, hvor stor en del af områderne, der udsættes for en belastning, der på årsbasis overskrider de konkrete naturtypers Critical Load (se fx Heinz-Detlef, 1996). Denne opgørelse er hidtil foretaget - som omtalt foran - på lands- eller regionalt niveau (Heinz-Detlef, 1996; Alkemade *et al.*, 1998).

Der findes kun få forsøg på at vurdere depositionen af kvælstof og den geografiske variation i effekten på lokalplan. De styrende forhold for ammoniakudveksling mellem atmosfæren og plantesamfund er atmosfærisk turbulens og forskellen mellem  $\text{NH}_3$ -koncentrationen i luften og  $\text{NH}_3$ -koncentrationen i vegetationens overflade (cuticula, stomata) og ved jorden (Sutton *et al.*, 1993). Det bør bemærkes, at udvekslingen mellem atmosfæren, vegetationen og jord går begge veje, jf. figur 2.4. I forbindelse med effekter på naturen er det specielt interessant at se på forskelle på afsætningen på naturarealer og i landbrugsafgrøder: Intensivt dyrkede marker med afgrøder, der gødskes, viser hyppigt emission, mens det generelle billede er en hurtig deposition i natur og halv-kulturaræaler. Til sammenligning går fluxen således i højere grad begge veje i afgrøder afhængig af sæson. Nygødskede og modnende afgrøder emitterer ofte ammoniak, mens markafgrøder i aktiv vækst optager ammoniak. Set over året har naturarealer en netto-deposition, hvor depositionen er større for skov end for kort vegetation på grund af forskelle i overfladeruhed. I markafgrøder er netto-fluxen lille og emissionen og depositionen er af sammen størrelsesorden.



Figur 2.4.  $\text{NH}_x$  transport i jord-vegetation-atmosfære systemet (Sutton *et al.*, 1993)

Selv om der er usikkerheder forbundet med opgørelsen af ammoniak flux over afgrøder og naturområder, er der ingen tvivl om, at naturarealer er netto-modtager af ammoniak. Det bør også bemærkes, at markafgrøderne sidst på vækstsæsonen, hvor vegetationen på heder, højmoser, søer og kær, enge og moser har den største aktive bladmasse, emitterer mest. Om foråret i forbindelse med gylleudbringningen, hvor emissionen fra markerne ligeledes topper, har vegetationen på overdrevene den største aktive bladflade for ammoniak optagelse. I disse perioder er naturarealer derfor særligt udsatte for ammoniakbelastning fra punktkilder som husdyrbrug. I denne rapport er emissionen fra og brutto-depositionen til afgrøderne beregnet separat, hvorfor netto-depositionen til afgrøderne beregnes ved at fratække emissionen fra brutto-depositionen. Både Sutton *et al.* (1993 & 1998) og Asman *et al.* (1998) finder, at naturarealer netto er effektive 'sinks'. Den store lokale nettotørdeposition af kvælstof finder derfor især sted, hvor der er naturarealer i nærheden af husdyrbrug.

Gennemsnitsbetragtningen, som den foregår på regionalt niveau, afspejler ikke de mængder naturområder udsættes for. Sutton *et al.* (1998) har fundet, at små lokale naturarealer belastes med dobbelt så meget som gennemsnittet og centrale dele af store naturarealer modtager halvt så meget som gennemsnittet.

En given naturtype har ikke nødvendigvis samme kårsmæssige forudsætninger fra sted til sted. Specielt kan driften/plejen af naturtypen udviske gennemslagskraften af kår-faktorerne. Fundne Critical Load værdier for en naturtype varierer derfor ifølge sagens natur. Med udgangspunkt i bl.a. at naturtyperne har biologisk træghed, at arterne er mobile selv i tilsyneladende stabile systemer (van der Maarel & Sykes, 1997) og at indirekte og akkumulerende effekter af ammoniakafsætning viser sig på længere sigt (Power *et al.*, 1998; van der Krift & Berendse, 1999), vil præsentationen af resultatet og diskussionen i denne rapport ikke kun fokusere på Critical Load som indikator for naturens tålegrænse. Critical Load er snarere en indikation for hvilken belastning, der ud fra kendt viden medfører sikre ændringer i vegetationen.



## 2.2 Rapportens disposition

I kapitel 3 beskrives de belyste scenarier. Konkret tages der udgangspunkt i produktionsniveauet og -sammensætningen i landbruget i 1995, som analyseres for en ændring i svineproduktionen på henholdsvis 15 og 30 pct. i såvel stigende som faldende retning. Analysen foretages ligeledes under forudsætning af, at de nugældende reguleringer på landbrugsområdet efterleves fuldt ud og under forudsætning af fuld implementering af *Vandmiljøplan II*.

I kapitel 4 beskrives den anvendte analysemetode. Analysemetoderne på nationalt/regionalt niveau adskiller sig for metoderne i lokalområdet. Af praktiske grunde opdeles kapitlet derfor i et afsnit om de beregningstekniske forhold omkring indikatorerne på nationalt og regionalt niveau (afsnit 4.1), og et afsnit om de metodiske aspekter omkring lokalområdet (afsnit 4.2). Det skal dog understreges, at skønt analysemetoderne er forskellige på hhv. nationalt/regionalt niveau og lokalområdet, så er det sikret, at der er konsistens mellem de respektive resultater.

I kapitel 5 beskrives konsekvenserne af en ændret svineproduktion på nationalt og regionalt niveau for de respektive miljøindikatorer. I kapitlet redegøres endvidere for de begrænsninger der er forbundet med analyseresultaterne og deres tolkning.

I kapitel 6 beskrives variationen i kvælstofeksponeringen af de terrestriske naturtyper i lokalområdet for udvalgte scenarier. Det centrale i analysen er hvorvidt og i hvilket omfang de regionale estimater for N-depositionen er repræsentative for naturbelastningen. Konkret er Vejle Amt valgt som lokalområde, idet der for dette amt foreligger bearbejdede data med stor geografisk opløsning.

I kapitel 7 diskuteres den anvendte metode for lokalområdet. I kapitlet fokuseres på de styrker, begrænsninger og metodiske problemstillinger, der er forbundet med opgørelsen af emissionen, den geografiske distribution af landbrugsaktiviteterne samt estimationen af spredningen og depositionen af ammoniakkvælstof.

Endelig ekstraheres de væsentligste pointer fra analysen i kapitel 5 og 6, til en konklusion i kapitel 8. I kapitlet fokuseres snævert på konsekvenserne af en ændret svineproduktion under de tre forskellige rammebetingelser.

### 3 Scenarierne

De miljømæssige konsekvenser af en stigende svineproduktion belyses ved en række scenarier, som holdes op imod et reference-scenario. Da den anvendte model (NP-modellen, jf. senere) nylig er opdateret til 1995-niveau, anvendes 1995-situationen som referencescenario. Med udgangspunkt i dette referencescenario estimeres forandringen i miljøbelastningen ved en ændring i svineproduktionen på henholdsvis 15 og 30 pct. i såvel stigende som faldende retning.

I de sidste 10-15 år har der været iværksat flere handlingsplaner med henblik på at reducere landbrugets kvælstofbelastning. Senest har Folketinget således vedtaget *Vandmiljøplan II*, og før denne *Handlingsplan for et Bæredygtigt Landbrug*. De pågældende handlingsplaner var ikke effektueret fuldt ud i 1995, som er året for referencescenarioet. *Handlingsplan for et Bæredygtigt Landbrug* blev således først implementeret fuldt ud pr. 1. august 1997 og *Vandmiljøplan II* vil først være fuldt ud implementeret med udgangen af år 2003. Da handlingsplanerne selvsagt har indflydelse på landbrugets kvælstofbelastning, er det relevant at undersøge konsekvenserne af en ændret svineproduktion under forudsætning af, at de respektive handlingsplaner efterleves. Følgelig analyseres også ændringen i miljøbelastningen under forudsætning af, at eksisterende reguleringer efterleves og under forudsætning af fuld implementering af *Vandmiljøplan II*. Herved kommer de i tabel 3.1 viste scenarier. På lokalområdet er scenarierne dog af tidsmæssige årsager reduceret til at beskrive en ændring i svineproduktionen på 30 pct. under forudsætning af fuld implementering af *Vandmiljøplan II*.

De respektive scenarier gennemføres som *alt andet lige*-betragtninger. Det indebærer,

- at alle uspecificerede forhold svarer til 1995-situationen.
- at ændringer i svineproduktionen på de enkelte bedrifter distribueres proportionalt med den eksisterende produktion. Dvs. uden strukturelle forskydninger; den procentuelle forskydning i svineproduktionen gælder alle brugstyper.
- at den ændrede mængde af husdyrgødning distribueres på et givet amts afgrøder proportionalt med fordelingen i reference-scenariet. På tilsvarende vis indebærer en forandring i det dyrkede areal (fx skovrejsning, etablering af vådområder og indskrænkning i brakarealet i *Vandmiljøplan II*-scenariet) en tilsvarende omfordeling af husdyrgødningen.
- at gødningsintensiteten forbliver uændret med mindre andet er nævnt. Dvs. at den ændrede mængde husdyrgødning fra den ændrede svineproduktion forventes at modificere forbruget af handelsgødning i et sådant omfang, at den effektive kvælstoftilførsel pr. ha er konstant.

De respektive handlingsplaner har forskellig indflydelse på landbrugets udfoldelse, og dermed på landbrugets miljøbelastning. I det nedenstående opridses derfor de forhold i handlingsplanerne, der vil påvirke reference-scenariet.

Tabel 3.1. Oversigt over scenarierne lands- og regionsniveau (de tonede felter omfatter scenarierne på lokalområdet).

Svineproduktion	Rammebetingelser		
	1995-situationen	Fuld efterlevelse af nugældende regler	Fuld implementering af <i>Vandmiljøplan II</i>
Produktionsniveau svarende til 1995.....	Scenario 0.0	Scenario 1.0	Scenario 2.0
15 pct. større svineproduktion.....	Scenario 0.1	Scenario 1.1	Scenario 2.1
30 pct. større svineproduktion.....	Scenario 0.2	Scenario 1.2	Scenario 2.2
15 pct. lavere svineproduktion.....	Scenario 0.3	Scenario 1.3	Scenario 2.3
30 pct. lavere svineproduktion.....	Scenario 0.4	Scenario 1.4	Scenario 2.4

Anm. Produktionsniveau og -sammensætning vil i scenarierne X.0 svare til 1995-situationen.

### 3.1 Fuld efterlevelse af nugældende reguleringer

Ved udtrykket *fuld efterlevelse af nugældende reguleringer* forstås det regelsæt, der gælder pr. 1. august 1997. Dvs. inkl. fuld implementering af *Handlingsplan for et Bæredygtigt Landbrug*, som foreskriver, at minimumskrav til udnyttelsen af kvælstoffet i husdyrgødning skal udgøre mindst 50 pct. for svinegylle, 45 pct. for kvæggylle, 15 pct. for fast kvæggødning og 40 pct. for anden gødning<sup>1</sup>. I følge Iversen *et al.* (1998) vil disse krav øge førsteårvirkningen af husdyrgødningen mht. kvælstof fra 42,0 pct. i 1995/96 til 44,4 pct. pr. 1. aug. 1997. Under forudsætning af uændret gødningsintensitet vil handelsgødningsforbruget derfor kunne reduceres svarende til 2,4 pct. af husdyrgødningens indhold af kvælstof ab lager.

*Handlingsplan for et Bæredygtigt Landbrug's* krav om udnyttelse af husdyrgødningskvælstof er imidlertid ikke det eneste tiltag, der har indflydelse på kvælstofbelastningen. *Vandmiljøhandlingsplan I* af 1987 foreskriver således, at husdyrgødning udbragt på sort mark skal nedbringes inden for 12 timer, og at der skal etableres flydelag eller lignende på gyllebeholderne. Forholdene har indflydelse på såvel ammoniakemissionen som den kvantitative og kvalitative tilførsel af husdyrgødningskvælstof til mark, jf. nedenstående.

I referencescenariet er det forudsat, at der er etableret flydelag på halvdelen af svinegyllebeholderne og på alle kvæggyllebeholderne. Etableres der flydelag på de resterende svinegyllebeholdere reduceres ammoniaktabet, men samtidig øges kvælstofindholdet ab lager kvantitativt med det besparede ammoniaktab. Konkret vil ammoniakemissionen falde fra 6 pct. af svinegylleens indhold af totalkvælstof ab stald til 2 pct., og kvælstofindholdet ab lager vil derfor stige tilsvarende (Andersen *et al.*, 1999). Dvs. at etableringen af flydelag på de resterende svinegyllebeholdere vil øge mængden af kvælstof i svinegylle

tilført mark, og denne svinegylle vil samtidig have en større førsteårvirkning, idet forholdet mellem organisk og uorganisk kvælstof samtidig ændres. Under forudsætning af en uændret gødningsintensitet vil stigningen i kvælstofindholdet ab lager kunne reducere handelsgødningsforbruget, og stigningen i førsteårvirkningen af husdyrgødningen vil reducere handelsgødningsforbruget yderligere.

Den reducerende effekt på handelsgødningsforbruget er dog betinget af, at tilførslen af husdyrgødning sker til de samme afgrødetyper, idet førsteårvirkningen af husdyrgødningen bl.a. er betinget af afgrøden. Desuden er effekten betinget af, at reduktionen i ammoniaktabet umiddelbart kan konverteres til en formindskelse i forbruget af handelsgødningskvælstof. Det forudsætter, at det øgede indhold af ammoniumkvælstof kommer planterne til gode. Da langt størsteparten af husdyrgødningen udbringes om foråret eller i voksende afgrøder vil det være tilfældet. I referencescenariet er det imidlertid skønnet, at 10 pct. af den flydende gødning og 45 pct. af den faste gødning udbringes efter høst, hvor en del af den reducerede ammoniakemission (ammoniumkvælstof) kan omdannes til nitrat og gøres til genstand for udvaskning. Da andelen af vintergrønne marker udgjorde 87 pct. i 1995/96 (Danmarks Statistik, 1997), må det imidlertid formodes, at størsteparten af den efterårsudbragte husdyrgødning sker på marker, hvor der efterfølgende etableres afgrøder.

Nedbringelse af husdyrgødningen på sort mark inden for 12 timer har i princippet den samme effekt på hhv. ammoniaktabet og tilførslen af husdyrgødningskvælstof til mark. I referencescenariet er det forudsat, at 24 pct. af den flydende gødning først nedbringes efter 12 timer, og at 5 pct. af den flydende gødning og alt fast gødning først nedbringes efter 6 døgn. Såfremt denne gødningsmængde nedbringes inden for 12 timer i overensstemmelse med lovkrav, vil ammoniakemissionen under og efter udbringningen kunne reduceres fra ca. 11 pct. af kvælstofindholdet ab lager til godt 8 pct. (Andersen *et al.*, 1999). Reduktionen vil samtidig medføre, at førsteårvirkningen af husdyrgødningen kan øges, idet indholdet af ammoniumkvælstof i jord øges. Under forud-

<sup>1</sup> Desuden er der krav om, at eftervirkningen af husdyrgødningen skal udgøre mindst 10 pct. af N-indholdet i forrige års udbragte husdyrgødning. Såfremt den udbragte husdyrgødning består af dybstrøelse, er minimumskravet endog 15 pct. af gødningens N-indhold.

sætning af uændret gødningsintensitet - alt andet lige - vil handelsgødningsforbruget derfor kunne reduceres som følge af stigningen i førsteårsvirkningen af husdyrgødningen.

I alt vil de anførte forhold medføre en lavere ammoniakemission fra husdyrholdet som følge af den kortere henliggetid for husdyrgødningen på sort mark. For svineholdet vil reduktionen være endnu større på grund af lovkravet om etablering af flydelag eller lignende på gyllebeholdere. Til sammen kan effekten af fuld efterlevelse af eksisterende reguleringer i forhold til 1995-situationen mht. ammoniakemissionen fra husdyrgødningen opgøres til 7.100 tons kvælstof. Målt i forhold til indholdet af husdyrgødning ab lager svarer det til 3,6 pct. Da det er antaget, at mængden af reduceret ammoniakkvælstof umiddelbart kan substituere handelsgødningskvælstof, svarer det til en stigning i førsteårsvirkningen for husdyrgødningen på 3,6 pct. point. Da efterlevelsen af *Handlingsplan for et Bæredygtigt Landbrug* forudsætter en stigning i førsteårsvirkningen på 2,4 pct. point, jf. Iversen *et al.* (1998), kan det konstateres, at etablering af flydelag på alle gyllebeholdere samt reduktion i husdyrgødnings henliggetid til maksimalt 12 timer er fuldt ud tilstrækkeligt for at efterleve det eksisterende regelsæt. Forskellen mellem scenarierne 0.X og 1.X består således i

- at der er etableret flydelag på alle gyllebeholdere,
- at husdyrgødningens henliggetid på sort mark er reduceret til maksimalt 12 timer og

- at forbruget af handelsgødningskvælstof er formindsket proportionalt med reduktionen i ammoniakemissionen fra husdyrgødningen, således at den effektive tilførsel af kvælstof er uændret.

### 3.2 Fuld implementering af Vandmiljøplan II

Ved udtrykket fuld implementering af *Vandmiljøplan II* forstås 1995-situationen udsat for det regelsæt og forudsætninger, som forventes at være fuldt ud gennemført ved udgangen af år 2003. Det er således ikke et forsøg på at estimere den reelle miljøbelastning i år 2003, idet såvel afgrødesammensætning og husdyrhold kan være forskellig fra 1995-situationen. Det er ej heller intentionen at opgøre miljøbelastningen i år 2003 under forudsætning af uændret produktionsniveau. Det forehavende er allerede udført i den faglige udredning til *Vandmiljøplan II* (Iversen *et al.*, 1998) under forudsætning af det produktionsniveau, som gjorde sig gældende i 1996. Det er derimod målet at vurdere ændringen i miljøbelastningen ved en varierende svineproduktion under forudsætning af en fuld implementering af *Vandmiljøplan II*. Det primære er således konsekvenserne af en ændret svineproduktion, og det sekundære er en fuld implementering af *Vandmiljøplan II*. Eller med andre ord: Tiltagene i *Vandmiljøplan II* skal blot bidrage til at skabe rammerne for vurderingen af miljøbelastningen ved forandringer i svineproduktionen. For en efterkalkulation af *Vandmiljøplan II*'s effekter, herunder fremdrift, henvises til den kommende midtvejsevaluering af *Vandmiljøplan II*.

Tabel 3.2. Tiltag/forventninger og effekter af *Vandmiljøplan II* (Miljøstyrelsen, 1998).

	Reduktion i udvaskning	Reduktion i handelsgødning	Udtagne arealer	Effekt pr. ha
	tons N år <sup>-1</sup>	tons N år <sup>-1</sup>	ha	kg N ha <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>
Vådområder <sup>1</sup> .....	5 600	1 100	16 000	350
SFL områder .....	1 900	10 000	88 000	.
Skovrejsning .....	1 100	2 440	20 000	55
Bedre foderudnyttelse .....	2 400	- 13 600	.	.
Skærpet harmonikrav .....	300	600	.	.
Skærpet udnyttelse af husdyrgødning .....	10 600	26 000	.	.
Økologisk jordbrug .....	1 700	17 600	170 000	10
Efterafgrøder .....	3 000	3 000	120 000	25
Nedsat N-norm .....	10 500	40 000	.	.
<b>I alt</b> .....	<b>37 100</b>	<b>87 140</b>	<b>414 000</b>	.

<sup>1</sup> Effekten er primært knyttet til reduktion i kvælstoftilførslen til vandmiljøet.

Tiltagene i *Vandmiljøplan II*, herunder forventningerne til udviklingen indtil udgangen af år 2003, samt effekterne på kvælstofudvaskningen, er vist i tabel 3.2.

Effekterne er estimeret under forudsætning af, at tiltagene/forudsætningerne i *Vandmiljøplan II* er fuldt ud implementeret. Dette med udgangspunkt i det produktionsniveau og sammensætning, som gjorde sig gældende i 1996. Den samlede effekt på udvaskningen er opgjort til 37.100 tons kvælstof år<sup>-1</sup>. Desuden er det forudsat, at brakarealet uden for omdrift vil falde til knap 50.000 ha i år 2003 og at brakarealet i omdrift vil være forsvundet.

Konsekvenserne af en ændret svineproduktion analyseres via NP-modellen, som er nærmere beskrevet i næste afsnit. Følgelig skal forventningerne og tiltagene i *Vandmiljøplan II* implementeres i NP-modellen som modelmæssige tilpasninger.

Dette forehavende er beskrevet udførligt i bilag 5. I det nedenstående tabel 3.3 gives der derfor kun en oversigt.

Fælles for tiltagene gælder, at den geografiske distribuering af tiltagene er foretaget mekanisk uden adfærdsmæssige refleksioner.

Fx er alle areelle forandringer (fx vådområder og skovrejsning) håndteret som en proportional ændring i de respektive oplande. P.t. er lokaliteterne for skovrejsning, etablering af vådområder mv. imidlertid ikke udpeget, og der er derfor ingen alternativer. Konsekvenserne heraf er, at det heller ikke er muligt at vurdere den faktiske effekt af de enkelte tiltag. Eksempelvis vil effekten af skovrejsning være forskellig alt afhængig af, om etableringer af skov sker på sand- eller lerjorde. Følgelig vil effekterne af tiltagene også være baseret på gennemsnitlige vurderinger, jf. Iversen *et al.* (1998).

Tabel 3.3. Oversigt over modelmæssige tilpasninger i NP-modellen ved implementering af *Vandmiljøplan II*'s elementer i 1995-landbruget.

Elementerne i <i>Vandmiljøplan II</i>	Tilpasninger i NP-modellen
Vådområder	Udtagning af 16.000 ha landbrugsjord; Omfordeling af N-husdyrgødning og substitution af N-handelsgødning; Ekstraordinær N-retention på 5.600 tons N.
SFL områder	Braklægning af 18.000 ha landbrugsjord; Omlægning af 49.000 ha græs i omdrift til græs uden for omdrift; Udlæg af efterafgrøder på 6.000 ha med tilhørende korrektion af N-udvaskning; Reduceret N-forbrug på 15.000 ha; Omfordeling af N-husdyrgødning og substitution af N-handelsgødning.
Skovrejsning	Udtagning af 20.000 ha landbrugsjord; Omfordeling af N-husdyrgødning og substitution af N-handelsgødning.
Bedre foderudnyttelse	Reduktion i bestanden af malkekøer, opdræt og søer som følge af forventet produktivitetsstigning; Reduktion i effektiv N i husdyrgødning kompenseres med N-handelsgødning.
Skærpet harmonikrav	Ingen handling, idet det forudsættes, at skærpelsen af harmonikravene imødegås af <i>Bedre foderudnyttelse</i> .
Skærpet udnyttelse af husdyrgødning	Førsteårvirkningen af N-husdyrgødning øges med 2 pct. point i forhold til 1995-landbruget ved fuld efterlevelse af de nugældende reguleringer.
Øget omfang af økologisk jordbrug	N-udvaskningen reduceres med 10 kg N ha <sup>-1</sup> ; Omfordeling af N-husdyrgødning og substitution af N-handelsgødning.
Efterafgrøder	N-udvaskningen og N-handelsgødning reduceres med 25 kg N ha <sup>-1</sup> ; Omfordeling af N-husdyrgødning og substitution af N-handelsgødning.
Nedsat gødningsnorm	Gødningsintensiteterne reduceres proportionalt med 10 pct.; Omfordeling af N-husdyrgødning og substitution af N-handelsgødning.

Skærpelsen af harmonikravene kan ikke håndteres modelmæssigt, hvilket skyldes, at NP-modellen opererer med bedriftstyper, hvor der implicit er foretaget en nivellering af husdyrtæthederne pr. brugs- og jordtype i de respektive oplande. Dvs. at det ikke er muligt at udskille de svinebrug, som vil blive påvirket af tiltaget, og derfor er det heller ikke muligt at modellere en omfordeling af husdyrgødningen. Skærpelsen af harmonikravene afføder imidlertid ingen generelle problemer, idet den forventede forbedring i foderudnyttelsen vil bevirke, at kvælstofindholdet i gødningen reduceres i et sådant omfang, at skærpelsen af harmonikravene ikke i sig selv vil foranledige en større omfordeling af husdyrgødningen.

Nedsættelsen af N-normen er i NP-modellen foretaget ved en generel nedsættelse af gødningsintensiteterne med 10 pct. På bedriftsniveau må det imidlertid forventes, at reduktionen foretages økonomisk optimalt, som ikke nødvendigvis er en proportional reduktion. Da den anvendte NP-model ikke indeholder nogen økonomisk beskrivelse af landbrugets adfærd, er det imidlertid ikke muligt at tage højde for disse aspekter, og normnedsættelsen er derfor effektueret som en proportional procentuel reduktion.

For tiltagene i *Vandmiljøplan II* kan det sammenfattes, at forskellen mellem scenario 1.X og 2.X består i,

- at landbrugsarealet reduceres med i alt 36.000 ha som følge af skovrejsning og etablering af vådområder.
- at afgrødesammensætningen i 1995-situationen korrigeres i forhold til, at brakarealet i omdrift forventes at forsvinde i år 2003, at brakarealet uden for omdrift reduceres til 65.000 ha inkl. de 18.000 ha, der udtages i henhold til MVJ-ordningerne og at 49.000 ha græs i omdrift overgår til miljøvenlig drift i henhold til MVJ-ordningerne.
- at der etableres efterafgrøder/udlæg af rajgræs på i alt 125.700 ha, heraf 5.700 ha som følge af MVJ-ordningerne.
- at der etableres økologiske brug på 170.000 ha, som forventes at halvere ammoniaktabet fra afgrøderne og reducere udvaskningen med  $10 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ .

- at mængden af husdyrgødning reduceres med 26.000 tons kvælstof som følge af produktivitetstigninger og reduktion i proteinmængden i fodret.
- at førsteårsvirkningen af husdyrgødningen stiger med 2 pct. point som følge af skærpet krav til udnyttelse af husdyrgødningen.
- at den effektive gødningstilførsel reduceres som følge af udtagne arealer, nedsat kvælstofforbrug med 60 pct. (MVJ-ordning), etablering af økologiske brug og efterafgrøder samt nedsat N-norm og
- at den effektive gødningstilførsel øges som følge af indskrænkningen i det braklagte areal.

## 4 Beregningsmetoder og forudsætninger

De anvendte analysemetoder på hhv. lands- og regionsniveau og i lokalområdet er forskellige. Følgelig behandles beskrivelsen af metoder og forudsætninger særskilt nedenfor. Det skal dog bemærkes, at det til trods for de forskellige metoder er sikret, at der er konsistens mellem resultaterne på alle niveauer.

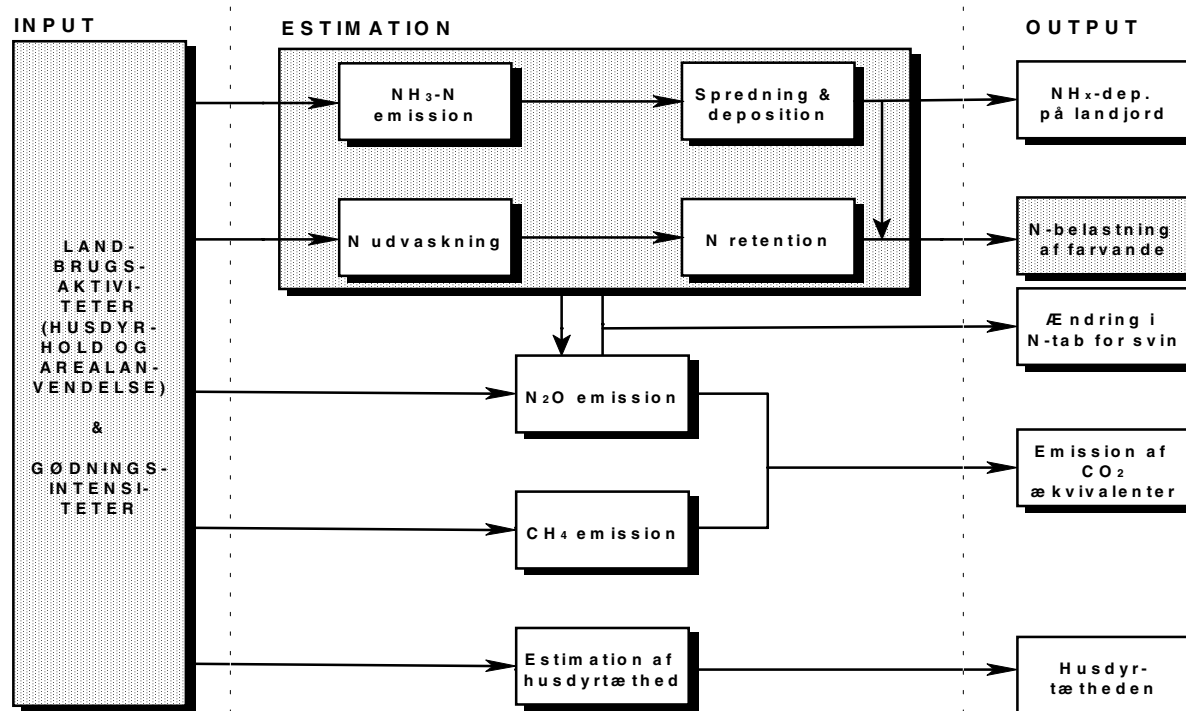
### 4.1 Lands- og regionsniveau

Landbrugsproduktionen er både specialiseret og regionaliseret. En virkelighedstro belysning af den miljømæssige belastning forudsætter derfor, at landbrugets geografisk differentierede udfoldelse reflekteres. Ved estimeringen af miljøparametrene tages der derfor udgangspunkt i den såkaldte NP-model, idet landbrugsaktiviteterne i denne er distribueret på 49 afstrømningsoplande og yderligere på 4 brugstyper og 2 jordtyper. Landbrugsaktiviteterne er i NP-modellen aggregeret til 11 afgrødegrupper og 18 husdyrkattegrupper, og for hver afgrødegruppe er gødningsintensiteten fordelt på handels- og husdyrgødning. Den benyttede del af NP-modellen fremgår af det tonede areal i nedenstående figur 4.1.

Reelt estimeres alene kvælstofbelastningen af havområderne fra såvel kvælstofudvaskningen som kvælstofdepositionen. Dvs. at der som et led i indeværende projekt er udviklet estimationsprocedurer for de øvrige miljøparametre, og desuden er NP-modellen gjort national ved at inddrage Bornholm og det tilhørende farvandsområde. I alle tilfælde vil indikatorerne være baseret på NP-modellens datagrundlag, hvilket sikrer konsistens. I det nedenstående gøres der nærmere rede for de beregningsmetoder og forudsætninger, som er knyttet til de respektive miljøindikatorer.

#### 4.1.1 Ammoniakemissionen

Ammoniakemissionen fra landbruget er senest opgjort for året 1996 i forbindelse med udredningsarbejdet til den kommende Ammoniakhandlingsplan (Andersen *et al.*, 1999). Den anvendte metode i udredningsarbejdet er som et led i nærværende projekt tilpasset og implementeret i NP-modellen. Konkret er ammoniakemissionen bestemt som summen af syv led, jf. nedenstående, der tilsammen giver landbrugets totale bidrag til ammoniakemissionen.



Figur 4.1. Input, estimeringsprocedurer og output på nationalt og regionalt niveau.

$$NH_3-N_{amt} = \sum_{amt} \left[ \begin{array}{l} Antal\_dyr_{amt,kat} \cdot Emis_{kat} + N-han_{amt} \cdot Emis_{han} + \\ Areal_{amt,græs} \cdot 3,0 + Areal_{amt,anden\ afgr} \cdot 5,0 + \\ NH_3-N_{amt,pelsdyr} + NH_3-N_{amt,slam} + NH_3-N_{amt,halmuld} \end{array} \right]$$

hvor  $NH_3-N_{amt}$  er den totale emission af ammoniak-N fra landbruget i et givet amt (kg N)  
 $Antal\_dyr_{amt,kat}$  er antallet af dyr af en given husdyrkategori i et givet amt (stk.)  
 $Emis_{kat}$  er emissionen af ammoniak-N pr. husdyrkategori (kg N stk.<sup>-1</sup>)  
 $N-han_{amt}$  er det samlede forbrug af handelsgødning-N i et givet amt (kg N)  
 $Emis_{han}$  er andelen af handelsgødning-N som emitteres som ammoniak-N (dec.pct.)  
 $Areal_{amt,græs}$  er arealet med græs i et givet amt (ha)  
 $Areal_{amt,anden\ afgr}$  er arealet med andre afgrøder i et givet amt (ha)  
 $NH_3-N_{amt,pelsdyr}$  er emissionen af ammoniak-N fra pelsdyr i et givet amt (kg N)  
 $NH_3-N_{amt,slam}$  er emissionen af ammoniak-N fra tilført slam i et givet amt (kg N)  
 $NH_3-N_{amt,halmuld}$  er emissionen af ammoniak-N fra halmuldningen i et givet amt (kg N).

Det første led estimerer ammoniakemissionen inkl. tabet under og efter udbringningen af husdyrgødningen fra hver af de 18 husdyr-kategorier, der indgår i NP-modellen. I NP-modellen indgår antallet af husdyr på opgørelsestidspunktet, som kan være afvigende fra antallet af årsdyr/antallet af producerede dyr. For at eliminere dette problem er emissionen først estimeret på landsniveau og de anvendte emissionskoefficienter er efterfølgende bestemt på grundlag af bestanden af dyr, jf. tabel 4.1. Dvs. at antallet af husdyr på de respektive geografiske niveauer blot er anvendt som fordelingsnøgle. Den anvendte metode indebærer, at den anslåede udbringningspraksis vil være ens over hele landet. Det er næppe tilfældet. Anvendelse af gyllesystemer er således mere udbredt på store bedrifter, og Jylland har en relativ større an-

del af store bedrifter. Herved overvurderes emissionen i de jyske amter, og emissionen på Øerne undervurderes. Der foreligger imidlertid ikke statistik over fordelingen af husdyrhold på staldtyper disaggregeret på amter, og fejlskønnet kan derfor ikke kvantificeres.

Det andet led estimerer ammoniakemissionen fra forbruget af handelsgødning. Konkret er emissionen fra de respektive handelsgødningstyper bestemt som en gennemsnitlig andel af handelsgødningens indhold af kvælstof. Forskellene i emissionskoefficienterne for de dominerende gødningstyper er begrænset, og variationen i fordelingen af de væsentligste gødningstyper på amter er ligeledes moderat. Der er derfor anvendt en generel emissionskoefficient gældende for hele landet.

Tabel 4.1. Ammoniakemission pr. husdyrkategori (bestandsenhed) i 1995-situationen.

Husdyrkategori	Emission af NH <sub>3</sub> kg N	Husdyrkategori	Emission af NH <sub>3</sub> kg N
Malkekøer, st. race.....	24,67	Slagtesvin, 30-98,3 kg.....	3,21
Malkekøer, jersey .....	20,74	Høner .....	0,37
Tyre, stor race.....	9,73	Høniker .....	0,11
Tyre, jersey .....	7,45	Slagtekyllinger.....	0,23
Opdræt, stor race.....	6,90	Kalkuner .....	0,87
Opdræt, jersey .....	5,19	Ænder.....	0,47
Ammekøer .....	10,07	Gæs .....	0,08
Årssøer.....	7,24	Moderfår inkl. lam .....	3,21
Smågrise, 7,5-30 kg.....	1,13	Heste .....	9,85

Anm. Estimeringen af ammoniakemissionen pr. bestandsenhed bevirker, at estimaterne kun har gyldighed for 1995-situationen.



Konkret er emissionen i 1995-situationen estimeret til 2,4 pct. af kvælstofindholdet i handelsgødningen.

Det tredje og fjerde led estimerer ammoniakemissionen fra afgrøderne. I overensstemmelse med den faglige udredning omkring ammoniak (Andersen *et al.*, 1999), er emissionen fra græs sat til 3 kg NH<sub>3</sub>-N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup> og fra øvrige gødskede afgrøder til 5 kg NH<sub>3</sub>-N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup>.

I det femte led indgår ammoniakemissionen fra pelsdyrgødningen som en konstant. I princippet er emissionen fra pelsdyrgødning estimeret efter samme retningslinier som for de øvrige husdyrkatogier, men da pelsdyr ikke indgår i NP-modellen, idet data ikke foreligger med den ønskede opløsningsgrad, er ammoniakemissionen fra pelsdyrgødning medtaget som en konstant. Bidraget fremgår af tabel 4.2.

I det sjette led indgår ammoniakemissionen fra tilført spildevandsslam. Da forbruget af slam ikke indgår i NP-modellen, er emissionen medtaget som en konstant. Det antages implicit, at spildevandsslammet over hele landet har samme karakteristika. Bidraget fremgår af tabel 4.2.

I det syvende led indgår ammoniakemissionen fra halmludningen som en konstant. Forbruget af ammoniak foreligger kun på landsplan og kan derfor ikke umiddelbart opdeles på amter. Da ludbehandlet halm bl.a. anvendes til det grovfoderædende husdyrhold, er det derfor antaget, at forbruget er proportionalt med bestanden af køer. Bidraget fremgår af tabel 4.2.

Den anvendte metode er analog med den procedure, der er anvendt i udredningsarbejdet til den bebudede Ammoniakhandlingsplan (Andersen *et al.*, 1999). Der henvises

derfor til denne for en mere uddybende udredning. I nærværende sammenhæng er emissionen blot distribueret på amter, og emissionen er derfor estimeret konsistent med metoderne i ovennævnte arbejde.

#### 4.1.2 Spredning og deposition af NH<sub>x</sub> fra landbruget

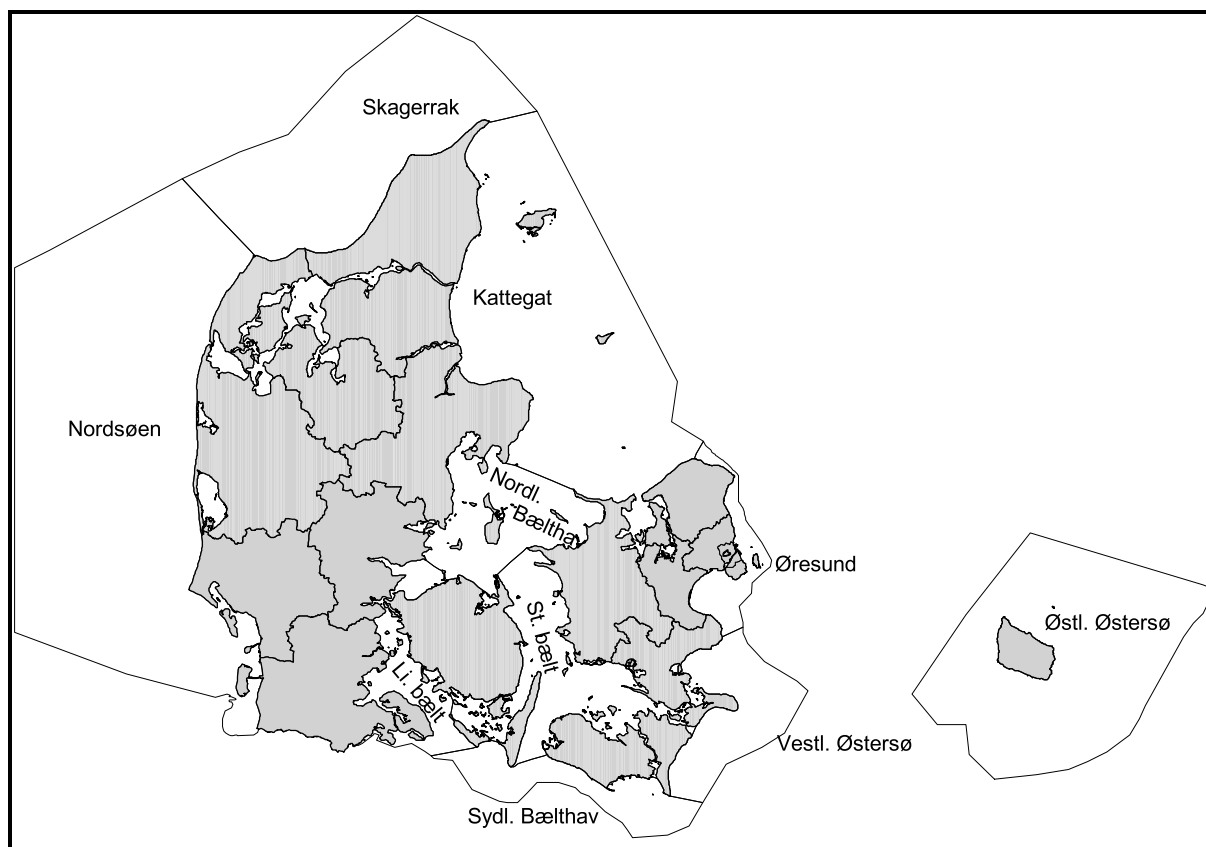
Ved estimering af NH<sub>x</sub>-depositionen er der taget udgangspunkt i TREND -modellen (Asman, 1990), som simulerer transport, omdannelse og deposition af bl.a. ammoniak på grundlag af nære og fjerne emissioner. Resultaterne fra TREND-modellen er lagt ind i beregningsprogrammet KONSEKVENES i form af en spredningsmatrice, som bl.a. beskriver forholdet mellem emissionen fra et givet amt eller land og depositionen på receptorområder på grundlag af et 5 \* 5 km kvadratnet. Modellens geografiske opløsning er som et led i nærværende projekt tilpasset det hydrologiske referencesystem med hensyn til marine områder, jf. figur 4.2. Det er denne version (KONSEKVENES 2.0), som ligger til grund for spredningen og depositionen af NH<sub>x</sub>-N i NP-modellen.

Emissionen fra et givet amt er ikke jævnt fordelt, hvilket i nogen grad vil resultere i fejlbehæftede depositionsregninger. Da emissionen i 1995 inden for et givet amt ikke er opløst yderligere, er det antaget, at den geografiske fordeling af emissionen i 1995 i det givne amt er fordelt på samme måde, som emissionen var fordelt i 1985. Dvs. at spredningen i emissionen inden for et givet amt er antaget at være identisk med den geografiske spredning i 1985.

Da KONSEKVENES 2.0 er afledt af TREND benyttes samme meteorologi og tør- og våddepositionshastigheder som i TREND (Asman, 1990; Asman og van Jaarsveld, 1992).

Tabel 4.2. Ammoniakemissionen fra pelsdyrgødning, halmludning og slam. 1995.

	Kbh.	Frb.	Ros.	Vestsj.	Storstr.	Bornh.	Fyns	Sønd.	Ribe	Vejle	Ring.	Århus	Vib.	Nordj.
	Amt	Amt	Amt	Amt	Amt	Amt	Amt	Amt	Amt	Amt	Amt	Amt	Amt	Amt
	----- tons N -----													
Pelsdyrgødning	2	22	37	141	33	35	136	91	610	281	953	125	290	1 111
Halmludning	2	53	27	178	143	41	377	734	670	381	777	414	698	968
Slam.....	4	7	4	9	4	1	11	7	4	8	8	13	6	15



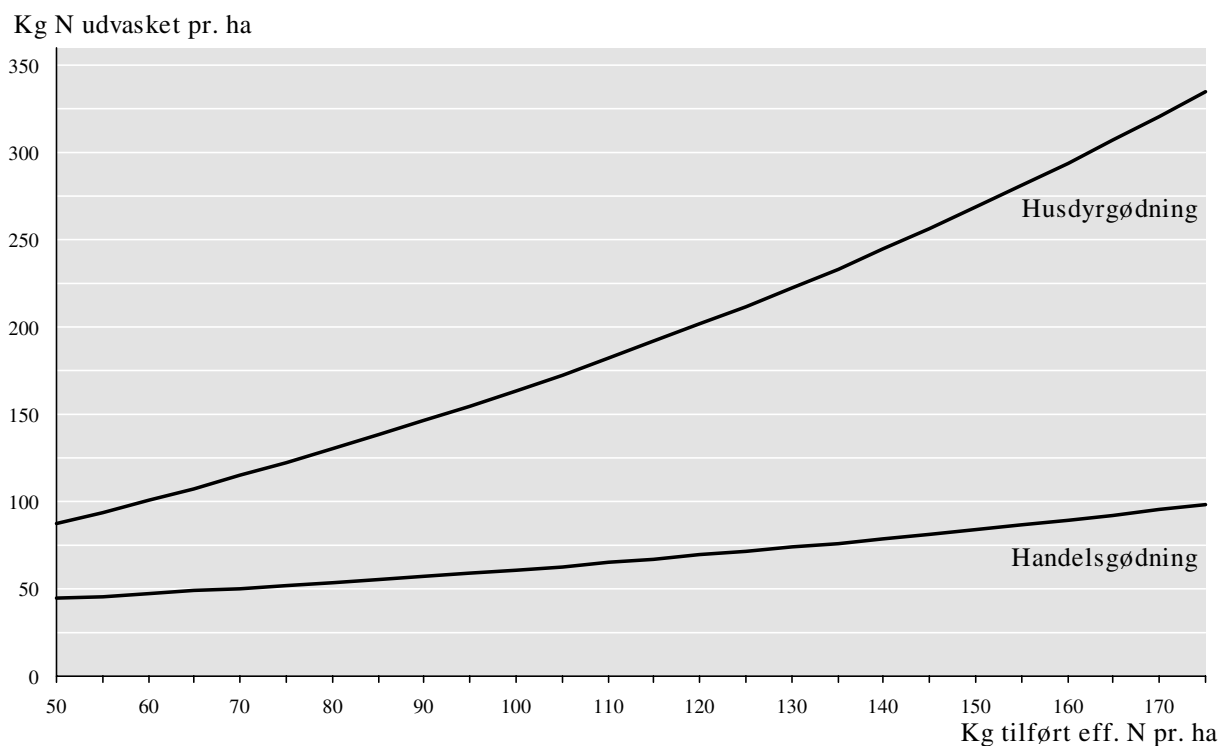
Figur 4.2. Oversigt over receptorområder (14 amter og 10 marine områder).

TREND har den fordel, at der kan tages højde for både lokale og fjerne kilder, og at beregningerne kan udføres på et forholdsvis detaljeret geografisk niveau. Ydermere har TREND-modellen den fordel, at det emitterede ammoniak ikke med det samme fordeles over et stort lag i atmosfæren, men at den atmosfæriske opblanding beskrives med en Gaussisk røgfanemodell. Dette er af stor betydning for en korrekt beskrivelse af tørdepositionen af ammoniak, da koncentrationen tæt ved kilden i jordhøjde er relativ stor, fordi kilden er lav og ammoniakken endnu ikke er opblandet i atmosfæren.

Depositionen er baseret på parameterverdier (tørdepositionshastigheder, omdannelsesrater og nedbørsmængde og -hyppighed), der svarer til hollandske forhold. Modellen kan ikke tage højde for geografiske forskelle i overfladens ruhed, men regner med en gennemsnitlig ruhed, som svarer til ruheden for landbrugsarealer og heder. Tørdepositionshastigheden tiltager med ruheden (Asman *et al.*, 1994). Af denne grund må tørdepositionen på farvandsområder, som har en lav ruhed, forventes at være overestimeret. Det omvendte forhold gør sig gældende for

skovområder, som har en forholdsvis stor ruhed. Desuden kan modellen ikke tage højde for geografiske forskelle i nedbørsmængde, men disse forskelle er ret begrænsede.

De meteorologiske data, som ligger til grund for KONSEKVENS 2.0, er ligeledes baseret på hollandske forhold. En foreløbig sammenligning af 10 års klimatologi for Kastrup med 10 års meteorologi for Holland viser, at hyppigheden af vindretninger i Danmark kun er lidt anderledes, men at den gennemsnitlige vindhastighed i 10 m højde i Danmark er ca. 35 pct. større. Den større vindhastighed vil have to modsat rettede effekter med hensyn til tørdeposition: Koncentrationen bliver lidt mindre pga. en større fortynding, hvilket vil medføre en lavere tørdeposition, men tørdepositionshastigheden bliver større, hvilket vil medføre en større tørdeposition. Nettoeffekten af forskelle i vindhastigheden vil af denne grund være langt mindre end 35 pct. Våddeposition forårsages for en betydelig del af fjerne kilder (både danske og udenlandske). Transport af forurening fra fjerne kilder påvirkes af vindhastighed i nogle hundrede meters højde. Forskelle mellem vindhastig-



Figur 4.3. Kvælstofudvaskning fra vårsæd på sandjord ved tilførsel af hhv. handelsgødning og husdyrgødning (N-virkningsgrad = 40 pct.). Baseret på Simmelsgaard (1991).

heder mellem Danmark og Holland i denne højde er meget mindre end i 10 m's højde. Af denne grund vil forskellen i den modellerede våddeposition pga. forskellen i vindhastigheden være ubetydelig. I praksis viser modelberegneede værdier/deposition med hollandsk meteorologi god overensstemmelse med målte værdier for hele nordvest Europa (Asman og van Jaarsveld, 1992).

#### 4.1.3 Kvælstofudvaskningen

Udvaskningen af kvælstof fra landbruget er bestemt som summen af kvælstofudvaskning fra de respektive afgrøder, som er estimeret på grundlag af empiriske eksponentialfunktioner udviklet af Simmelsgaard (1991). Konkret estimeres udvaskningen som en funktion af afgrødetypen, gødningstilførslen og jordtypen.

Udvaskningen fra husdyrgødning er større end fra handelsgødningen, jf. figur 4.3, hvilket er forårsaget af, at en del af kvælstoffet i husdyrgødningen er organisk bundet, som også mineraliseres, når der ikke er afgrøder på marken. I princippet estimeres udvaskningen derfor separat for tilførslen af hhv. husdyrgødning og handelsgødning.

Udvaskningsfunktionerne er baseret på udvaskningsforsøg ved handelsgødningstilførsel, og resultaterne er korrigeret i forhold til normalafstrømning for perioden 1970-90. På baggrund af denne funktion er der efterfølgende opstillet et analog beregningsprincip for husdyrgødningstilførslen. Det er i den sammenhæng antaget, at virkningsgraden for husdyrgødningen er 40 pct., og parametriseringen af udvaskningsfunktionen har denne antagelse som forudsætning. Reelt indebærer antagelsen, at estimatet kun er gyldig, når virkningsgraden er 40 pct. (Simmelsgaard, 1991). Ved ændring i husdyrgødningens virkningsgrad antages det derfor, at ændringen i indholdet af uorganisk kvælstof umiddelbart kan substituere handelsgødningskvælstof. Det indebærer, at ændres den effektive mængde kvælstof i husdyrgødning fra 40 til 43 pct., så kan 3 pct. af kvælstoffet i husdyrgødningen erstatte en tilsvarende mængde handelsgødningskvælstof. Tilføres der eksempelvis husdyrgødning svarende til 100 kg N ab lager, vil mængden af handelsgødning kunne reduceres med 3 kg N ved uforandret tilførsel af effektiv kvælstof.

Ved anvendelse af Simmelsgaards udvaskningsfunktioner til at estimere kvælstofudvaskningen i NP-modellen vil udvaskningen

blive underestimeret. Det skyldes, at gødningsintensiteterne i NP-modellen er gennemsnitlige intensiteter, jf. bilag 1, som ikke afspejler spredningen i de reelle gødningsintensiteter. Da udvaskningen vokser eksponentielt ved stigende kvælstoftilførsel, vil en overgødskning ikke blive opvejet af en undergødskning. Fx vil en stigning i tilførslen af husdyrgødning til vårkorn på sandjord fra 110 til 120 kg effektiv kvælstof  $\text{ha}^{-1}$  øge udvaskningen med 20 kg N, hvorimod en reduktion fra 110 til 100 kg effektiv kvælstof  $\text{ha}^{-1}$  vil mindske udvaskningen med 18 kg N. Heraf følger, at jo større spredning med hensyn til gødningsintensitet, jo større vil underestimeringen være i NP-modellen.

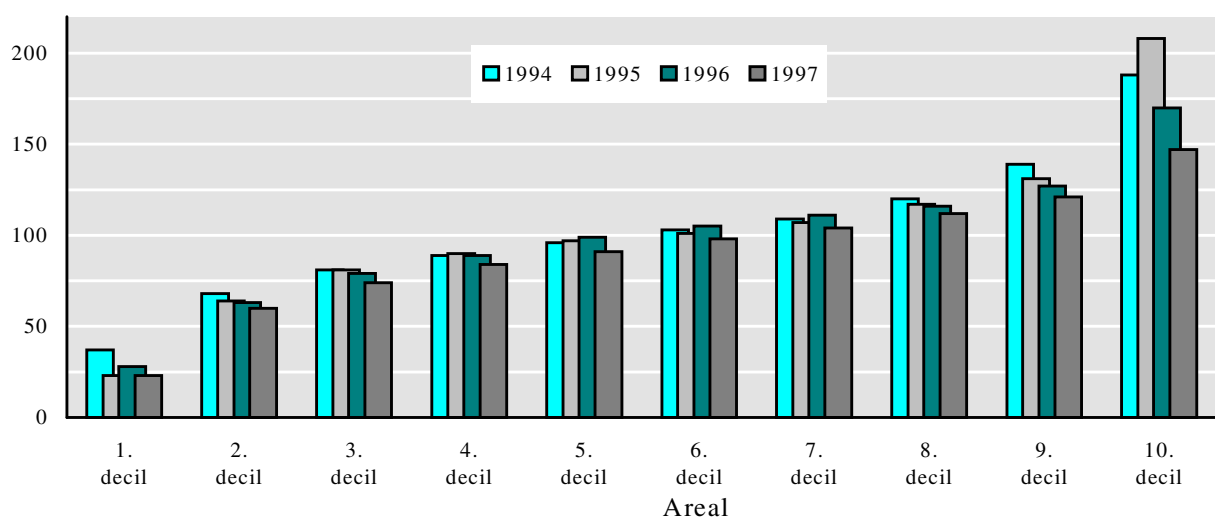
Der foreligger ikke landsdækkende data på markniveau over tilførslen af kvælstof. Der er imidlertid foretaget en undersøgelse af forholdet mellem tilført og anbefalet kvælstof blandt de ca. 140 bedrifter, der indgår i interviewundersøgelsen i Landovervågningsoplandene (Grant *et al.*, 1998). Undersøgelsen viser en betydelig spredning i gødningsintensiteterne, jf. figur 4.4. Anslås det, at NP-modellens gennemsnitlige gødningsintensiteter bevirker, at udvaskningen i gennemsnit underestimeres med 2-3 kg N  $\text{ha}^{-1}$ , vil NP-modellen undervurdere kvælstofudvaskningen med ca. 5-8.000 tons, svarende til omkring 4 pct. af den totale udvaskning.

Endelig skal det påpeges, at der er rejst tvivl om, hvorvidt udvaskningen baseret på Simmelsgaards udvaskningsfunktioner er i overensstemmelse med den faktiske udvaskning. Grant *et al.* (1998) har således målt kvælstofudvaskningen i flere afstømningsoplande, som har vist sig at være større end den estimerede udvaskning med Simmelsgaards udvaskningsfunktioner i samtlige afstrømningsoplande. Gennemsnitligt er den modelberegnete udvaskning 26 pct. lavere end den målte udvaskning (Grant *et al.*, 1998). Tilsyneladende er fejlkilden knyttet til marker gødsket med husdyrgødning, hvor der ikke i tilstrækkeligt grad tages hensyn til eftervirkningen af tidligere års tilført husdyrgødning.

#### 4.1.4 Kvælstofretention

Efter udvaskningen fra rodzonen undergår kvælstoffet en omsætning. En del af kvælstoffet emitteres til atmosfæren via denitrifikationsprocesserne og en anden del indlejres i sedimentet i de ferske vandmiljøer. Dvs. at før den landbaserede belastning af det marine miljø kan bestemmes, skal der foretages en korrektion for retentionen. I den sammenhæng er det i NP-modellen antaget, at retentionen kan beskrives som en oplandsbetinget fast andel af den udvaskede kvælstof. Den anvendte retentionskoefficienter og deres estimation er beskrevet i bilag 2.

Tilført N i pct. af anbefalet N



Figur 4.4. Tilført N i pct. af anbefalet N fordelt på areal-deciler (Grant *et al.*, 1998).

Ved at beskrive reduktionen som en oplandsbetinget fast andel af den udvaskede kvælstof, antages det implicit, at der ikke forekommer geografiske forskydninger i udvaskningen inden for et opland. Det er næppe tilfældet. Da retentionen beskrives separat på 2. ordens afstrømningsoplande for de i alt 49 oplande, vil fejlmarginen imidlertid i nogen grad indsnævres.

#### 4.1.5 Emission af metan og lattergas (CO<sub>2</sub>-ækvivalenter)

Emissionen af metan og lattergas opgøres samlet i CO<sub>2</sub>-ækvivalenter. Modellering af metan- og lattergasemissionen i relation til NP-modellen er nylig udarbejdet i andet regi og kalibreret til NP-modellens referencescenario. Dette modelarbejde er også lagt til grund for nærværende estimater. Konkret estimeres emissionen af metan og lattergas som summen af en 2-ledet størrelse, hvor 1. led omfatter emissionen af metan og 2. led omfatter emissionen af lattergas. De to led er multipliceret med hhv. 21 og 310 svarende til deres *Global Warming Potential* på 100 års sigt målt i forhold til CO<sub>2</sub>-emissioner, jf. nedenstående ligning (Andersen, 1999).

$$CO_2\text{-ækvivalenter} = 21 \cdot \left[ \sum Antal\_dyr_{kat} \cdot CH_4\text{-koef}_{kat} \right] + 310 \cdot \frac{44}{28} \cdot \left\{ \begin{array}{l} \left[ \sum Antal\_dyr_{kat} \cdot EmisfaktorA_{kat} \right] \\ + \left[ 0,0122 \cdot N\text{-han}_{total} \right] \\ + \left( \sum Areal_{afgr} \cdot EmisfaktorB_{afgr} \right) \\ + 1,56 \cdot Landbrugsareal \\ + 55.214 + 0,01 \cdot NH_3\text{-}N_{total} \\ + 0,03375 \cdot N\text{-udvaskning} \end{array} \right\}$$

hvor *CO<sub>2</sub>-ækvivalenter* er den totale ækvivalerede emission af metan og lattergas pr. år (kg CO<sub>2</sub>/år)

*Antal\_dyr<sub>kat</sub>* er antallet af dyr af en given husdyrkategori i NP-modellen (stk.)

*CH<sub>4</sub>-koef<sub>kat</sub>* er den aggregerede methanemissionskoefficient pr. dyr i NP-modellen for en given husdyrkategori, jf. tabel B3.1 i bilag 3 (kg CH<sub>4</sub>/dyr/år)

*EmisfaktorA<sub>kat</sub>* er emissionen af lattergas pr. dyr for gødningshåndteringen og gødningsomsætningen i jord fra en given husdyrkategori, jf. tabel B3.2 i bilag 3 (kg N<sub>2</sub>O-N/dyr/år)

*N-han<sub>total</sub>* er det totale forbrug af handelsgødning i landbruget i NP-modellen (kg N/år)

*Areal<sub>afgr</sub>* er arealet med en given N-fikserende afgrøde excl. bælg-sædsplante frø (ha)

*EmisfaktorB<sub>afgr</sub>* er emissionen af lattergas fra en given N-fikserende afgrøde excl. bælg-sædsplante frø, jf. tabel B3.3 i bilag 3 (kg N<sub>2</sub>O-N/ha/år)

*Landbrugsareal* er det totale dyrkede areal (ha)

*NH<sub>3</sub>-N<sub>total</sub>* er emissionen af ammoniakkvælstof (kg N/år)

*N-udvaskning* er udvaskningen af kvælstof fra landbruget (kg N/år).

Emissionen af metan, som genereres som et biprodukt under husdyrholdets fordøjelsesproces og under omsætningen af det organiske stof i husdyrgødningen, estimeres som produktet af antallet af dyr og emissionen af metan pr. husdyrkategori. Bidraget fra de respektive husdyr kategorier fremgår af tabel B3.1 i bilag 3.

Emissionen af lattergas, som fremkommer ved den mikrobielle omsætning af organisk stof ved nitrifikations- og denitrifikationsprocesserne, er bestemt på grundlag af de respektive elementer i kvælstofkredsløbet. Bidraget fra de respektive husdyr kategorier og N-fikserende afgrøder fremgår af hhv. tabel B3.2 og B3.3 i bilag 3. Bidraget fra handelsgødningen, ammoniakemissionen og kvælstofudvaskningen baseres på estimater fra NP-modellen.

#### 4.1.6 Kvælstoftab fra svin

Det samlede kvælstoftab fra svineproduktionen omfatter udvasket kvælstof og emissionen af ammoniak og lattergas fra håndteringen af husdyrgødningen. Estimationsprocedurerne for de respektive bidrag er beskrevet

ovenover, jf. afsnit 4.1.1, 4.1.3 og 4.1.5. For kvælstofudvaskningen er det imidlertid ikke muligt at isolere bidraget fra svin i forhold til de øvrige landbrugsaktiviteter. Det er derimod muligt at estimere ændringen i kvælstoftabet ved forandringen i svineproduktionen, og da ændringen i kvælstoftabet alene er foranlediget af forandringen i svineproduktionen, kan tabet relateres til denne forskydning.

Ændringen i kvælstofudvaskningen vil være påvirket af to modsatrettede bevægelser. Stiger svineproduktionen, vil mængden af tilført svinegødning ligeledes stige, og dermed vil kvælstofudvaskningen øges. Under forudsætning af uændret gødningsintensitet vil den større mængde svinegødning imidlertid også medføre, at en del af handelsgødningen kan erstattes, hvilket resulterer i en lavere kvælstofudvaskning. Dvs. at der ikke kun opnås et udtryk for kvælstoftabet fra svin som sådan, idet svinegødningens positive effekter også tilgodeses. Denne marginalbetragtning er at foretrække, idet svineproduktionen udfolder sig i en vekselvirkning med den vegetabiliske produktion, hvilket bør

reflekteres ved vurderingen af svineproduktionens effekter.

Ændringen i kvælstoftabet fra svin relateres til såvel den udskilte mængde kvælstof som antallet af svin. Kvælstofudskillelsen fra den stigende svineproduktion vil blive estimeret via normtal, jf. tabel 4.3. I situationen med fuld implementering af *Vandmiljøplan II*, tages der desuden højde for den forbedrede foderudnyttelse, herunder effekten af den forventede produktivitetsudvikling.

Alt andet lige, så vil en reduceret kvælstofudskillelse, som følge af forbedret foderudnyttelse, give sig udslag i et mindre kvælstoftab. Det vil imidlertid ikke blive synligt når tabet måles i forhold til den udskilte mængde kvælstof. Kvælstoftabet måles derfor også i forhold til antallet af producerede slagtesvin. I den sammenhæng medregnes kvælstoftabet fra soholdet og produktionen af smågrise, idet produktionen af smågrise er et nødvendigt step i produktionen af slagtesvin.

Tabel 4.3. Udskillelsen af kvælstof pr. husdyrkategori (bestandsenhed) i 1995-situationen (baseret på Poulsen og Kristensen (1997)).

Husdyrkategori	Total N	Husdyrkategori	Total N
	kg N		kg N
Malkekøer, st. race.....	128,00	Slagtesvin, 30-98,3 kg.....	10,31
Malkekøer, jersey.....	107,00	Høner (100 stk.).....	90,33
Tyre, stor race.....	34,38	Høniker (100 stk.).....	30,69
Tyre, jersey.....	25,86	Slagtekyllinger (100 stk.).....	49,95
Opdræt, stor race.....	36,15	Kalkuner (100 stk.).....	185,69
Opdræt, jersey.....	26,94	Ænder (100 stk.).....	97,87
Ammekøer.....	57,07	Gæs (100 stk.).....	112,20
Årssøer.....	25,70	Moderfår inkl. lam.....	21,90
Smågrise, 7,5-30 kg.....	4,11	Heste.....	45,90

Anm. Estimeringen af kvælstofudskillelsen pr. bestandsenhed bevirker, at estimererne kun har gyldighed for 1995-situationen.

#### 4.1.7 Ændring i husdyrtætheden (indikation af fosforoverskuddet)

Ved tilførsel af husdyrgødning svarende til 1,0 dyreenhed (DE) pr. ha, tilføres der i gennemsnit en lige så stor mængde fosfor, som der er indeholdt i en gennemsnitlig høstet afgrøde. Grant *et al.* (1998) har således opgjort P-indholdet i de høstede afgrøder siden 1980, og opgørelsen viser, at der i perioden gennemsnitligt høstes godt 20 kg P ha<sup>-1</sup> svingende mellem 17 og 22 kg P ha<sup>-1</sup>. Andersen (1997) har tilsvarende vist med udgangspunkt i de nuværende normtal (jf. Poulsen &

Kristensen (1997)) og landbrugsstrukturen i 1996, at P-indholdet i husdyrgødningen i én gennemsnitlig dyreenhed udgør knap 22 kg P<sup>2</sup>. Dvs. at der kan argumenteres for, at tilførsel af husdyrgødning svarende til omkring 1 DE ha<sup>-1</sup> er tilstrækkeligt til at dække afgrødernes fosforbehov.

<sup>2</sup> Der er mindre afvigelser mellem de respektive driftstyper. På svinebrug er P-indholdet i husdyrgødningen således opgjort til 23 kg P pr. dyreenhed (DE), på kvægbrug er P-indholdet opgjort til 21 kg P pr. DE og på andre husdyrbrug er P-indholdet i husdyrgødningen opgjort til 24 kg P pr. DE (Andersen, 1997).

Den gennemsnitlige husdyrtæthed kan for 1995 opgøres til 0,95 DE ha<sup>-1</sup> for den del af landbrugsarealet som må gødskes<sup>3</sup>. Ved dette niveau svarer produktionen af fosforgødning til fosforindholdet i høsten i 1995<sup>4</sup>. Husdyrgødningen er imidlertid ikke fordelt jævnt over agerlandet, og følgelig overgødskes nogle marker med husdyrgødning-P, hvori- mod andre marker tilføres handelsgødning-P<sup>5</sup>. Der kan derfor argumenteres for, at forbruget af handelsgødning-P kan elimineres ved en jævn fordeling af husdyrgødningen. Ved en stigning i husdyrholdet er det derimod ikke muligt at eliminere risikoen for fosfortab til omgivelserne, idet landbrugets marker er den eneste oplagte recipient for aftagningen af husdyrgødning.

Da det er ændringerne i svineproduktionen, der er i fokus i nærværende rapport, benyttes derfor husdyrtætheden som indikator for fosforbelastningen. I den sammenhæng betragtes en husdyrtæthed på over 1 DE ha<sup>-1</sup> som kritisk. Det skal imidlertid understreges, at en husdyrtæthed på under 1 DE ha<sup>-1</sup> også kan være forbundet med fosfortab til omgivelserne, idet der i indikatoren ikke tages højde for gødskningen med handelsgødning-P.

## 4.2 Lokalområde (Vejle Amt)

Hovedsigtet med analysen knyttet til lokalområdet er at undersøge om og i hvilket omfang den regionale opgørelse af N-depositionen afviger fra den reelle geografiske fordeling inden for et lokalområde. I den sammenhæng vurderes belastningen og konsekvenserne for den terrestriske natur. Konkret

<sup>3</sup> Der er her set bort fra flerårig brak (brak uden for omdrift). Étårig brak (brak i omdrift) er derimod medregnet til det gødskede areal.

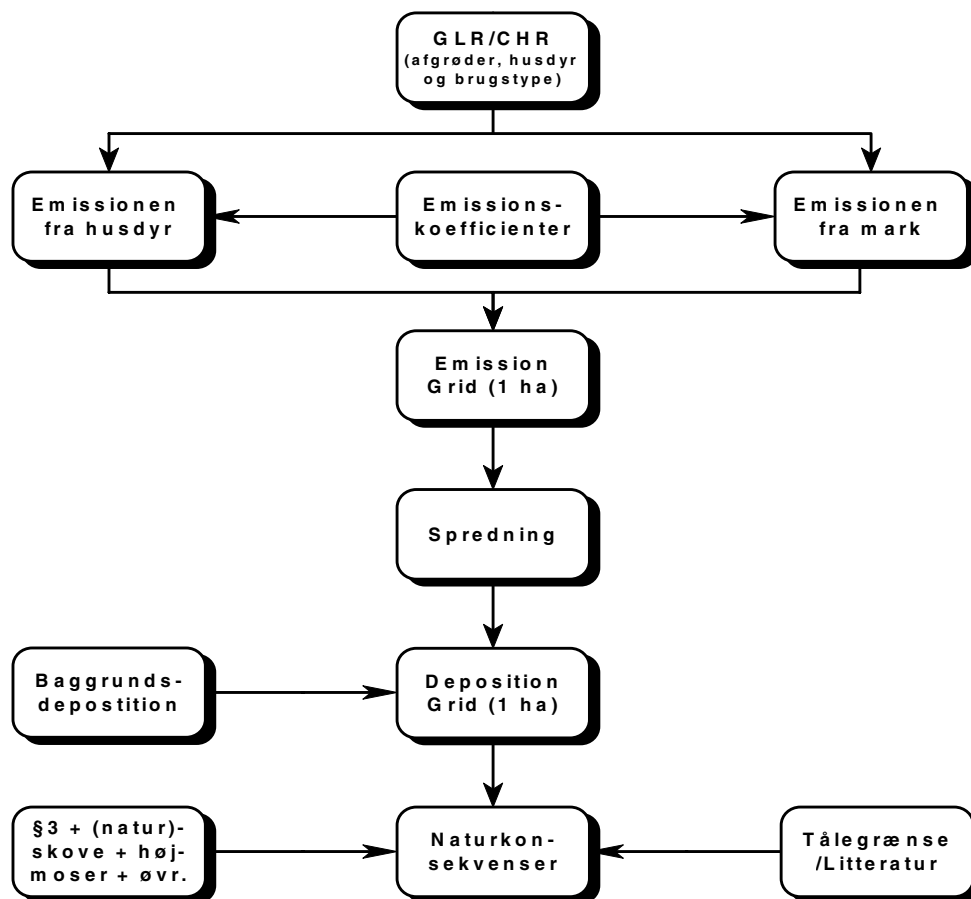
<sup>4</sup> I gennem de sidste 15 år er der i de høstede afgrøder indeholdt 45 - 63 mio. kg fosfor pr. år (Grant *et al.*, 1998). Tages der hensyn til udviklingstendensen, kan den indeholdte mængde fosfor i høsten 1995 opgøres til godt 54 mio. kg fosfor. Produktionen af fosfor i form af husdyrgødning kan via husdyrholdet og normtallene (Poulsen & Kristensen, 1997), opgøres til knap 50 mio. kg fosfor ab lager i 1995. Hertil kommer knap 5 mio. kg P fra husdyrgødning afsat på mark. Dvs. at indholdet af fosfor i husdyrgødningen i 1995 svarer til P-indholdet i de høstede afgrøder.

<sup>5</sup> I gennemsnit blev der tilført knap 8 kg P ha<sup>-1</sup> i 1995 i form af handelsgødning (Grant *et al.*, 1998).

er Vejle Amt valgt som lokalområde for analysen, og denne enhed, som i den landsdækkende opgørelse blot er distribueret på oplande og brugstyper, opgøres her direkte på bedriftsniveau. Opgørelsen indebærer, at den regionale gennemsnitsbetragtning erstattes af en differentieret N-deposition baseret på en virkelighedstro lokalisering af emissionskilderne, som umiddelbart kan sættes i relation til beliggenheden af de respektive naturtyper. Herved bliver det i større omfang muligt at belyse og differentiere konsekvenserne for naturen. Datagrundlaget baseres på det Generelle LandbrugsRegister (GLR), hvor adresser, husdyrhold og jordtilliggende distribueres geografisk ved hjælp af digital kortlægning. Desuden estimeres brugstypen for de respektive enheder på grundlag af husdyrholdet og jordtilliggendet.

Emissionsintensiteterne tilvejebringes via NP-modellen, og for at sikre konsistente resultater kalibreres GLR's landbrugsaktiviteter i overensstemmelse med NP-modellens datagrundlag bl.a. ved hjælp af Danmarks Statistiks Landbrugs- og gartneritælling for 1998 (Danmarks Statistik, 1999). Herved fremkommer et datagrundlag svarende til NP-modellen, men med en høj rumlig opløsning.

Ammoniakemissionen for de respektive landbrugsaktiviteter estimeres analog med NP-modellen, men emissionen følger den rumlige opløsning. Beregningsteknisk opgøres emissionen fra stald og lager på husdyrenes geografiske placering (besætningens adresse) og emissionen fra marker opgøres for hver celle i et 100 \* 100 meters kvadratnet ud fra markernes tilhørsforhold til blokkene i blokkortet. Den samlede emission beregnes som summen af bidrag fra stald, lager og mark for hver kvadrat. Ved beregningen af spredningen betragtes emissionen som en arealkilde. Følgelig er hele området opdelt i kvadrater, herunder receptorområderne. Da der ikke foreligger lokale data om staldtyper, udbringningsmetode mv. benyttes de landsdækkende/regionale emissionskoefficienter. Spredningen og depositionen baseres på principperne i NH3POINT 2.0, som estimerer kvælstofdepositionen i en given receptorcelle fra en given emittentcelle. Ved at summere bidraget fra alle emittent-celler fås den samlede deposition af NH<sub>x</sub> i lokalområdet.



Figur 4.6. Den metodiske tilgang i lokalområdet (Vejle Amt).

Foruden depositionen fra lokalområdet er der et bidrag fra naboamter og udlandet. Disse bidrag bestemmes ved hjælp af KONSEKVENNS 2.0 (Asman, 1990). Estimationsproceduren er identisk med spredningen og depositionen på regionsniveau, blot er der set bort fra emissionen fra lokalområdet, og depositionen omfatter således kun depositionen af  $\text{NH}_x\text{-N}$  fra de øvrige amter samt depositionen af  $\text{NH}_x\text{-N}$  fra udenlandske kilder. Det samlede bidrag fra  $\text{NO}_y$ -emissionerne er skønnet til 5 kg N pr. ha (EMEP, 1998).

Efter estimeringen af kvælstofbelastningen vurderes naturkonsekvenserne. Til det formål er der fremstillet et samlet kort over placeringen af terrestriske naturtyper med en kortopløsning på 10 \* 10 meter. Opgørelsen omfatter naturtyperne eng, overdrev, hede, mose, højmoser, ekstremfattigkær, ekstremrigkær, lobeliesøer, andre søer, naturskove og øvrige skove. Ved at lægge kortet hen over depositions-kortet opgøres den samlede kvælstofbelastningen for hver af de respekti-

ve naturtyper, samt den konkrete belastning for hver 100 \* 100 meters kvadrat i alle naturområder ved hjælp af GIS-modellering. Der er i modellerne ikke taget hensyn til den tidsmæssige variation i de dyrkede markers  $\text{NH}_3$ -flux eller naturtypernes forskellige overfladeruhed. Denne forenkling betyder for eksempel en underestimering af depositionen i skovenes randområder og sandsynligvis en generel underestimering af depositionen i naturområderne.

#### 4.2.1 Datagrundlaget og estimeringen af ammoniakemissionen

Udgangspunktet for analysen af naturkonsekvenserne i lokalområdet er det nyeste udtræk af landbrugsdatabaserne GLR/CHR for 1998 omhandlende geografisk fordelt husdyrhold (CHR = Centrale HusdyrRegister) og jordtilliggende (GLR = Generelle LandbrugsRegister, som bl.a. indeholder oplysninger om alle marker med EU-hektar-



støttede afgrøder). Disse data er ikke umiddelbar sammenlignelige med NP-modellens referencescenario, som er 1995. De pågældende 1998-aktiviteter kalibreres derfor til 1995-situationen. De pågældende aktiviteter omfatter antallet af husdyr fordelt på kategorier og jordtilliggende for de respektive brugstyper. Intentionen med at anvende 1998-data skyldes en generel bedre præcision af GLR-data i forhold til tidligere år, og intentionen ved at kalibrere de pågældende aktiviteter til 1995-situationen er at opnå konsistente analyser på henholdsvis lands-, amts- og lokalniveau. Alternativt skulle NP-modellen opdateres til 1998-niveau, men mangel på gødningsdata gør ikke dette muligt på nuværende tidspunkt.

En sammenligning af GLR-afgrødedata for Vejle Amt for 1998 med NP-modellens datagrundlag for 1995 viser en betragtelig ændring i aktivitetsniveauet. For at begrænse forvriddinger i lokalområdet ved kalibreringen fra 1998 til 1995, opereres der mht. jordtilliggendet kun med gennemsnitlige afgrødekategorier og emissionsintensiteter pr.

hektar for de respektive brugstyper. Husdyrholdet knyttes geografisk til staldens adresse, som dermed også er ammoniakemissionskilden mht. stald- og lagertab samt tabet fra halmludningen. For pelsdyr er emissionen under og efter udbringningen dog medregnet under gårdbidraget, idet pelsdyr ikke indgår som en selvstændig husdyrkategori i NP-modellen. Beregningsproceduren for den årlige emission fra gården (stald og lager), der modsvarer lokalområdets stedID, er som følger:

$$NH_3-N_{gårdID} = \sum_{gårdID} Antal\_dyr_{gårdID, kat} \cdot Emis_{kat}$$

hvor  $NH_3-N_{gårdID}$  er emissionen af ammoniak-N fra gården på et givet brug (kg N)  
 $Antal\_dyr_{gårdID, kat}$  er antallet af dyr af en given husdyrkategori på et givet brug (stk.)  
 $Emis_{kat}$  er emissionen af ammoniak-N fra stald, lagre og halmludning pr. husdyrkategori, jf. tabel 4.4 eller 4.5 (kg N stk.<sup>-1</sup>).

Tabel 4.4. Årlig ammoniakemission fra stald, lager og halmludning pr. husdyrkategori (bestandsenhed) i 1995-situationen.

Husdyrkategori		Emission af NH <sub>3</sub>	Husdyrkategori		Emission af NH <sub>3</sub>
		kg N			kg N
DYR1	Malkekøer, st. race <sup>1</sup> .....	18,54	DYR10	Slagtesvin, 30-98,3 kg ...	2,32
DYR2	Malkekøer, jersey <sup>1</sup> .....	16,64	DYR11	Høner .....	0,30
DYR3	Tyre, stor race .....	6,08	DYR12	Høniker .....	0,08
DYR4	Tyre, jersey .....	4,65	DYR13	Slagtekyllinger .....	0,20
DYR5	Opdræt, stor race .....	3,63	DYR14	Kalkuner .....	0,73
DYR6	Opdræt, jersey .....	2,71	DYR15	Ænder .....	0,40
DYR7	Ammekøer <sup>1</sup> .....	11,69	DYR16	Gæs .....	0,00
DYR8	Årssøer .....	4,96	DYR17	Moderfår inkl. lam .....	1,47
DYR9	Smågrise, 7,5-30 kg .....	0,76	DYR18	Heste .....	5,74
				Pelsdyr (mink) <sup>2</sup> .....	2,06

1) Bidraget fra halmludningen er estimeret til 6,6 kg N pr. enhed.

2) Inkl. tab under og efter udbringningen.

Tabel 4.5. Årlig ammoniakemission fra stald, lager og halmludning pr. husdyrkategori (bestandsenhed) efter fuld implementering af Vandmiljøplan II.

Husdyrkategori		Emission af NH <sub>3</sub>	Husdyrkategori		Emission af NH <sub>3</sub>
		kg N			kg N
DYR1	Malkekøer, st. race <sup>1</sup> .....	18,77	DYR10	Slagtesvin, 30-98,3 kg ...	1,84
DYR2	Malkekøer, jersey <sup>1</sup> .....	16,13	DYR11	Høner .....	0,27
DYR3	Tyre, stor race .....	6,08	DYR12	Høniker .....	0,07
DYR4	Tyre, jersey .....	4,65	DYR13	Slagtekyllinger .....	0,18
DYR5	Opdræt, stor race .....	3,63	DYR14	Kalkuner .....	0,66
DYR6	Opdræt, jersey .....	2,72	DYR15	Ænder .....	0,36
DYR7	Ammekøer <sup>1</sup> .....	12,18	DYR16	Gæs .....	0,00
DYR8	Årssøer .....	4,36	DYR17	Moderfår inkl. lam .....	1,47
DYR9	Smågrise, 7,5-30 kg .....	0,70	DYR18	Heste .....	5,74
				Pelsdyr (mink) <sup>2</sup> .....	1,99

1) Bidraget fra halmludningen er estimeret til 6,6 kg N pr. enhed.

2) Inkl. tab under og efter udbringningen.

Tabel 4.6. Den gennemsnitlige årlige ammoniakemission pr. ha fra mark i Vejle Amt fordelt på brugstyper i 1995-situationen og under forudsætning af fuld implementering af Vandmiljøplan II ved hhv. uændret husdyrproduktion, 30 pct. flere svin og 30 pct. færre svin.

Bedriftstype	Total emission fra mark tons NH <sub>3</sub> -N	Emissionsintensitet		
		Gns.	Min.	Max.
		kg NH <sub>3</sub> -N ha <sup>-1</sup>		
<b>1995-situationen</b> .....	<b>3 208</b>	<b>17,22</b>	<b>0</b>	<b>57</b>
Svinebrug.....	1 017	20,63	0	57
Kvægbrug.....	1 273	22,76	0	41
Blandet husdyrbrug.....	228	20,96	0	49
Planteavlsbrug.....	691	9,84	0	37
<b>VMP II-situationen</b> .....	<b>2 161</b>	<b>11,76</b>	<b>0</b>	<b>31</b>
Svinebrug.....	671	13,79	0	31
Kvægbrug.....	787	14,26	0	24
Blandet husdyrbrug.....	147	13,66	0	28
Planteavlsbrug.....	557	8,04	0	21
<b>VMP II-situationen + 30% flere svin</b> .....	<b>2 267</b>	<b>12,33</b>	<b>0</b>	<b>34</b>
Svinebrug.....	709	14,58	0	34
Kvægbrug.....	833	15,11	0	25
Blandet husdyrbrug.....	155	14,45	0	30
Planteavlsbrug.....	569	8,22	0	23
<b>VMP II-situationen - 30% færre svin</b> .....	<b>2 055</b>	<b>11,19</b>	<b>0</b>	<b>29</b>
Svinebrug.....	632	13,00	0	29
Kvægbrug.....	740	13,41	0	22
Blandet husdyrbrug.....	138	12,86	0	25
Planteavlsbrug.....	545	7,86	0	20

Anm. Excl. tab under og efter udbringning af pelsdyrgødning, og inkl. tab fra slam.  
Min. og max. viser yderpunkterne mht. afgrøde- og jordtype.

Bidraget fra halmludningen er opgjort til 6,6 kg N pr. ko (malkeko/ammeko), som ganske enkelt er adderet stald- og lagertabet for henholdsvis malke- og ammekøer. Dvs. at det er antaget, at halmludningen sker proportionalt med bestanden af køer. Ammoniakemissionen fra marken, som stammer fra hhv. tilførslen af handelsgødning, tabet under og efter udbringningen af husdyrgødningen og fra afgrøderne, placeres geografisk via blokkortet (Fødevareministeriet, 1998). Som tidligere nævnt indskrænkes kalibreringen til bedriftstyper, og størrelsen af ammoniakemissionen fra marken er derfor alene betinget af bedriftstypen, jf. tabel 4.6.

Udeladelse af kalibreringen efter jord- og afgrødetyper indebærer en forenkling, idet husdyrgødningen, som udgør det vægtigste bidrag fra markernes ammoniakemissionen, i realiteten ikke doseres ensartet på jord- og afgrødetyper. Emissionen fra markerne svinger således fra 0 til 57 kg NH<sub>3</sub>-N ha<sup>-1</sup> for hhv. brak- og foderroearealer. Forskellen i datagrundlaget i hhv. NP-modellen og GLR gør det imidlertid ikke muligt indenfor rammerne af nærværende projekt at kalibrere data-materialet yderligere uden uhensigtsmæssige

forvridninger af datagrundlaget i forhold til GLR. På den anden side bidrager markemissionen kun med en forholdsvis lille del til variationen indenfor lokalområdet, jf. senere.

#### 4.2.2 Spredning og deposition

Ved estimering af spredning og deposition med en rumlig opløsning på 100 \* 100 m kvadratnet for Vejle Amt ville det i princippet være muligt at anvende TREND-modellen. Det ville have krævet en omfattende tilpasning af modellen og desuden ville regnetiden blive meget stor. Det blev derfor af ressourcemæssige årsager valgt at anvende en anden model for beregningerne fra kilder i Vejle Amt til receptorpunkter i Vejle Amt. Modellen skulle så vidt som muligt være i stand til at generere samme deposition som funktion af afstand fra en kilde som TREND-modellen. Valget faldt på en udvidelse af NH3POINT, som er en spredningsmodel, der estimerer tørdeposition af NH<sub>x</sub> på op til 5 km afstand fra en punktkilde (Asman, 1998). Den meget udvidede version af NH3POINT benævnes i det følgende som NH3POINT 2.0. Da Vejle Amt er langt større end 5 km blev modellen udvidet, således at

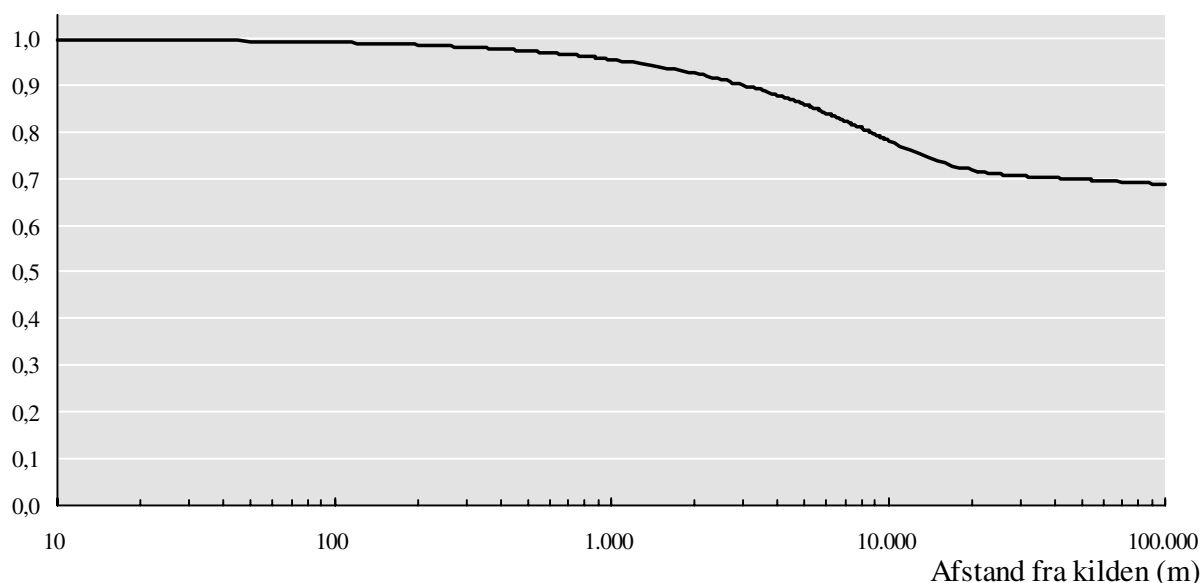
den nu kan estimere tørdeposition af  $\text{NH}_x$  på op til 200 km fra en punktkilde. Der er antaget en kildehøjde på 2,5 m, som ligger ca. midt imellem emissionshøjden for emissioner fra stalde/lagre og emissionshøjden for emissionen fra den udbragte gødning på mark (jordhøjde). Beregningerne er udført med meteorologi for hver 6. time for året 1974 for Kastrup. Turbulensen er dog korrigeret, således at den er mere repræsentativ for landbrugsområder end Kastrup. Det skal bemærkes, at der i KONSEKVEN 2.0 anvendes hollandsk meteorologi for perioden 1979-1988. Det kan derfor forventes, at den beregnede totale årsdeposition af  $\text{NH}_x$  viser variationer i størrelsesorden 10 - 30 pct. fra år til år pga. forskelle i meteorologiske forhold.

Tæt ved en punktkilde (mindre end 10 km) er "ammoniakfanen" endnu ikke opblandet så meget at den kan nå skyerne. I denne zone bliver  $\text{NH}_3$  og partikulær  $\text{NH}_4^+$  kun fjernet ved optagelse i regndråber ("below-cloud scavenging"). Da denne proces ikke er særlig effektiv, fjernes det meste  $\text{NH}_x$  i denne zone i form af tørdeposition. På større afstande spiller optagelse af stofferne i skyerne en rolle ("in-cloud scavenging"). Denne proces er mere effektiv, og der skal derfor tages højde for fjernelse ved nedbør på større afstande end 10 km fra kilden. Til beregning af den gennemsnitlige fjernelse ved nedbør er der brug for statistik for nedbørsvarighed, -intensitet, og -mængde for hver vindretning.

Information om nedbørsvarighed i Danmark er af ringe kvalitet og kan først efter et større arbejde anvendes til dette formål, hvilket ikke har været muligt af ressourcemæssige årsager. Da projektet skal beskrive den totale  $\text{NH}_x$  deposition, er det imidlertid ikke vigtigt at vide hvor stor en del af  $\text{NH}_x$  depositionen, som finder sted i form af hhv. tør- og våddeposition. Der er udført nogle modelkørsler for at se hvor stor fejlen blev, hvis der ses bort fra våddeposition i beregningerne. Det skal bemærkes, at hvis der ikke tages højde for våddeposition i beregningerne, vil en større del af  $\text{NH}_x$  fjernes i form af tørdeposition.

Figur 4.7 viser det gennemsnitlige forhold mellem tørdeposition og tør + våddeposition som funktion af afstanden fra en 2,5 m høj punktkilde for en gennemsnitlig meteorologisk situation. Ved beregningen tages der højde for, at det kun regner 5 - 10 pct. af tiden. Ved beregningen er det antaget, at al  $\text{NH}_x$  i atmosfæren fjernes med det samme, når det begynder at regne. I praksis er det ikke tilfældet og resultatet skal derfor betragtes som et estimat af den maksimale effekt. Figur 3.7 viser, at der kan være en fejl på ca. 30 pct. ved beregning af deposition i 100 km afstand fra kilden. I praksis vil fejlen være betydelig mindre, ca. 10 pct. Af denne grund er det rimeligt at beregne den totale deposition af  $\text{NH}_x$  (sum af tør- og våddeposition) som tørdeposition af  $\text{NH}_x$ .

Forholdet mellem dep. uden nedbør og dep. med nedbør



Figur 4.7. Forholdet mellem tørdeposition og tør + våddeposition af  $\text{NH}_x$  som funktion af afstand til kilden. I beregningerne er der anvendt den teoretisk maksimal mulige fjernelseshastighed.

I dagtimerne er der gennem snitlig en større turbulens end om natten. Mere turbulens fører til en øget udveksling mellem atmosfæren og overfladen. Derfor bliver emissionshastigheden fra spredt gødning større om dagen og ligeledes bliver tørdepositionshastigheden større. Desuden tiltager opblandingen med turbulensen og er også størst midt om dagen. P.g.a. døgnvariationen i emissionen antages i TREND-modellen en bestemt døgnvariation af  $\text{NH}_3$  emissionen, således at den største emissionshastighed finder sted ca. midt på dagen og den mindste om natten. Det er ikke direkte muligt at gøre det samme i NH3POINT 2.0. Men man kan simulere effekten ved at mindske tørdepositionshastigheden. Tørdepositionshastigheden blev derfor valgt således, at tørdeposition af  $\text{NH}_x$  beregnet med NH3POINT 2.0 svarer til den totale  $\text{NH}_x$  deposition beregnet med TREND.

I beregningerne udført for Vejle Amt vides det ikke præcis hvor bygningerne ligger, da kun adressen kendes. Af denne grund, og også for at gøre beregningerne nemmere, blev det valgt at beskrive alle kilder som arealkilder med en størrelse på  $100 * 100$  m. Desuden blev det valgt at beregne alle depositioner på samme  $100 * 100$  m kvadratnet. Af denne grund er der brug for at kende bidraget fra arealkildeområdet til sig selv og til alle andre  $100 * 100$  m celler indenfor amtet. NH3POINT 2.0 beskriver i princippet udelukkende deposition forårsaget af en punktkilde til et andet punkt i en vis afstand fra kilden og beskriver ikke deposition fra en arealkilde til sig selv og til andre arealer. Problemet blev løst ved at simulere én arealkilde ved at dele kildeområdet op i mindre punktkilder og ved at simulere en celle, hvor deposition finder sted ved flere receptorpunkter indenfor cellen. Ved beregninger af arealkildeområdet til sig selv anvendes mange receptorpunkter. Jo længere cellerne befinder sig fra arealkilden jo færre punktkilder anvendes i arealkildecellen og jo færre receptorpunkter anvendes ved beregning af depositionen i cellen. På denne måde blev bidraget fra en arealkilde til sig selv og andre  $100 * 100$  m celler beregnet. Resultatet af disse beregninger blev nu anvendt i form af en matrice til at beregne bidraget fra hver enkel arealkildecelle i Vejle Amt til sig selv og andre celler i amtet.

Bidraget fra kilder i Vejle Amt til den totale  $\text{NH}_x$  deposition i Vejle Amt blev således beregnet til at udgøre 1.788 tons  $\text{N}$   $\text{år}^{-1}$  i 1995-situationen. Ved hjælp af KONSEKVENNS 2.0 kan det samme bidrag beregnes til 2.026 tons  $\text{N}$   $\text{år}^{-1}$ , dvs. en forskel på 12 pct. Denne forskel er rimelig når man tager alle usikkerheder og forskelle mellem modellerne i betragtning. En væsentlig forklaring er, at der i KONSEKVENNS 2.0 anvendes hollandsk meteorologi for årene 1979 - 1989, mens der i NH3POINT 2.0 anvendes dansk meteorologi for året 1974. En anden forklaring på forskellene er den rumlige fordeling af emissionerne i 1995, som var anderledes end den rumlige fordeling af emissioner i 1985, der er anvendt i KONSEKVENNS 2.0.

Det skal bemærkes, at NH3POINT 2.0 ligesom KONSEKVENNS 2.0 ikke kan tage højde for årstid og rumlige forskelle i tørdepositionshastighed eller nedbørsmængde. Af denne grund vil den totale  $\text{NH}_x$  deposition på skove være større end beregnet med NH3POINT 2.0 og ligeledes vil den totale  $\text{NH}_x$  deposition til havet være mindre end beregnet. Hvor meget større eller mindre er svært at sige, idet det ikke kun er selve tørdepositionshastigheden, som er anderledes. Koncentrationerne i luften påvirkes også af en ændring i tørdepositionshastighed, således at koncentrationen aftager med tørdepositionshastigheden, fordi der afsættes mere. Heraf følger, at hvis tørdepositionshastigheden ændres med en faktor 2, så ændres tørdepositionen mindre end en faktor 2. Hvor meget den ændres afhænger af kildehøjden, meteorologiske forhold, afstand mellem kilden og receptorpunkt og variationer i tørdepositionshastighed mellem kilden og receptorpunkt.

Størrelse på de anvendte modelparametre i NH3POINT 2.0 er vist i bilag 4.

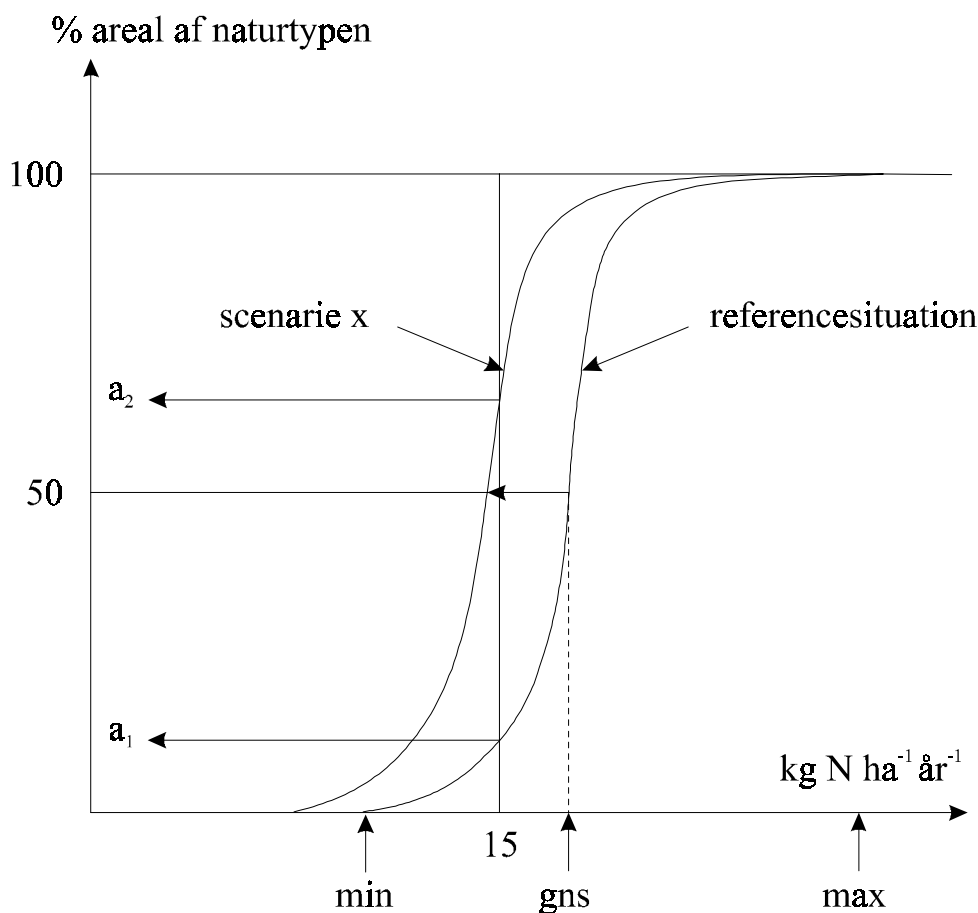
#### 4.2.3 Naturkonsekvenserne

Ud fra den beregnede N-belastning i  $100 * 100$  m kvadratnettet i Vejle Amt kan størrelsen af belastningen opgøres på de enkelte naturtyper ud fra deres digitaliserede lokalisering og udbredelse. Som naturtyper er valgt: heder, moser (højmoser, ekstremfattigkær, ekstremrigkær og andre moser), ferske

enge, strandenge, søer (lobelie-søer og andre søer), naturskov og overdrev. Dvs. i alt 11 kategorier af naturtyper. Den samlede kvælstofdeposition på naturarealerne i Vejle Amt består af bidraget fra  $\text{NO}_x\text{-N}$ ,  $\text{NH}_x\text{-N}$  fra udlandet,  $\text{NH}_x\text{-N}$  fra naboamter og  $\text{NH}_x\text{-N}$  fra Vejle Amt. De to første led, som ikke hidrører fra dansk landbrug, er et konstant bidrag i alle analyserne.  $\text{NH}_x\text{-N}$  fra naboamterne vil derimod variere i scenarierne alt afhængigt af rammebetingelserne og svineproduktionens størrelse, men depositionen vil være jævnt fordelt over hele Vejle Amt.  $\text{NH}_x\text{-N}$

bidraget fra Vejle Amt varierer ligeledes alt afhængigt af rammebetingelserne og svineproduktionen, men depositionen fra Vejle Amt vil ikke være jævnt fordelt. Denne vil være betinget af de enkelte kilders lokalisering og spredningen af emissionen.

Ud fra belastningsdata kan der skabes hyp-pighedsdiagrammer, dvs. arealstørrelser af en given naturtype med en given belastning eller akkumulerede belastningskurver, der angiver andelen af arealet på den givne naturtype, der har en belastning mindre end en given størrelse, jf. figur 4.8.



Figur 4.8. Skitse til arealakkumuleringskurve for N-belastningen (referencesituation) og ændringen i denne som følge af ændret deposition (scenarie x). Parametrene minimum, maksimum og gennemsnitlig belastning er anvist såvel som det procentuelle areal ( $100 - a_1$  og  $100 - a_2$ ) af naturtypen, der har en årlig belastning på  $15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$  eller derover i de to scenarier.

Belastningen af de forskellige naturtyper ved de forskellige scenarier er opgjort ud fra følgende parametre: Ekstremer (minimum og maksimum), gennemsnitsbelastning og andelen af arealet med en given årlig belastning på  $15 \text{ kg N ha}^{-1}$  eller mindre. Afskæringsværdien på  $15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$  er valgt, da kendte Critical Loads værdier for forskellige naturtyper har størrelsen 5, 10, 15 og  $20 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ , jf. omstående tabel 4.7.

De centrale overvejelser i analysen på lokalområdet er:

- A. Er der for den enkelte naturtype en væsentlig forskel på om  $\text{NH}_x$ -depositionen estimeres ved anvendelse af hhv. en regional eller en lokal model? (Det formodes på forhånd at være tilfældet, jf. de efterfølgende overvejelser)

B. Hvor stor er forskellen på den gennemsnitlige belastning af naturtyperne og på variationsbredden i belastningen mellem naturtyperne ?

C. Vil forandringen i  $\text{NH}_x\text{-N}$  belastningen af naturtyperne, som følge af ændringer i landbrugets rammebetingelser og/eller i svineproduktionen, være forskellig alt afhængigt af, om der anvendes en regional eller lokal model ?

I vurderingen af belastningens betydning for naturtyperne er det ikke nok at se på, om Critical Load niveauet (tålegrænsen) er overskredet, jf. tabel 4.7. Critical Load for eutrofiering baseret på empirisk observerede ændringer i vegetationen og/eller fauna defineres som "*a quantitative estimate of an exposure to deposition of N as  $\text{NH}_x$  and/or  $\text{NO}_x$  below which empirical detectable changes in ecosystem structure and function do not occur according to present knowledge*" (Greenfelt & Thörnelöf,

1992 refereret i Kuylenstierna *et al.*, 1998). Empirisk fastsat Critical Load varierer meget og dækker et interval for de enkelte naturtyper. I denne rapport er det valgt at anvende den laveste værdi til illustration af overskridelser, jf. tabel 4.7.

De fleste økosystemer kan forventes at reagere mere eller mindre forsinket på øget næringsstofbelastning på grund af hysteresis effekten – eller økologisk træghed. Mange planter forsvinder således ikke nødvendigvis fra systemet, fordi de får det dårligere, men de overlever en rum tid (vegeterer). Mange plantearter vokser endda bedre ved øget næringsniveau (van der Eerden *et al.*, 1998): De forekommer i naturen ikke ved deres fysiologiske optimum, men ved deres økologiske optimum, men balancen mellem arterne ændres og nogle arter favoriseres på sigt (Bobbink, 1991). Den øgede biomasseproduktion øger fordampningen og påvirker derved også vandforholdene på biotopen.

Tabel 4.7. Critical Load værdier for forskellige naturtyper, der er relevante for danske forhold, med angivelse af sikkerhed (###: pålidelig; ##: måske pålidelig; #: bedste gæt) og typen af observeret effekt (Bobbink *et al.*, 1996; Bak *et al.*, 1999).

Naturtype	Critical load (CL) kg N ha <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	Sikkerhed	Anvendt CL i Afsnit 6 kg N ha <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	Effekt
<b>Søer</b>				
Lobelie søer	5-10	###	5	Nedgang i isoetider
Andre søer	?		-	(rosot vandplanter)
Højmose	5-10	##	5	Sphagnum arter reduceres; Høje græsser øges; N akkumuleres
<b>Ekstremfattigkær</b>				
Overdrev	5-10		5	
Sur overdrev	10-15	##	10	Nedgang i følsomme arter
Kalk overdrev	15-35 (35: Hvis P er begrænsende)	##		Høje græsser øges; Reduceret diversitet; Øget N mineralisering; Øget N udvaskning
<b>Hede</b>				
Calluna (Hedelyng) hede	15-20(10-15) <sup>2)</sup>	###(##)	10	Lynghede -> græshede; N-dynamikken ændres
Erica hede	17-22	##		Lynghede -> græshede
<b>Eng</b>				
Mesotrof kær	20-35	##	20	Høje græsser øges; Reduceret diversitet
<b>Ekstremrigkær</b>				
Andre ferske enge	?		10 <sup>1)</sup>	
Strandeng	?		-	
<b>Naturskov</b>				
Nåleplantage, sur bund	7-20	###	10	Bundfloraen ændres; N udvaskes
Løvkulturskov, sur bund	10-20	##		Bundfloraen ændres
Løvskov, kalkbund	15-20	#		Bundfloraen ændres

<sup>1)</sup> Critical Load kendes ikke for ekstremrigkær, men er her sat til 10 kg N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup>. Ekstremrigkær må pga. det høje artsindhold og pioner-karakter for visse af kærerne og pga. den i øvrigt relative høje produktivitet af de mange lavtvoksende arter anses for at være meget følsom over for ekstern N-belastning. Øget N belastning vil yderligere forstærke ekstremrigkærenes følsomhed over for ændringer eller udsving i grundvandspotentialer.

<sup>2)</sup> Artsrig hede.

Dertil kommer, at øget produktion af biomasse og øget akkumulering af førn ikke blot forhindrer korttidsmobiliteten, som det er observeret i intakt vegetation på overdrev med både én-, to- og flerårige arter med mere eller mindre stationære vækstform (van der Maarel & Sykes, 1997), men forhindrer også længerelevende arter i at regenerere ved genetisk rekombination: Arternes regenererings- og fysiologiske niche er ikke nødvendigvis sammenfaldende (Wamelink *et al.*, 1998).

NH<sub>x</sub> -belastningen medfører både en forsurening og en eutrofiering, hvilket sammen med reduceret rigdom af karakteristiske plantearter kan medføre irreversible processer ikke bare i de abiotiske forhold, men også i de biotiske forhold. Van der Krift & Berendse (1999) har vist, at de arter, der begunstiges ved det øgende næringsniveau accelererer næringsfrigørelsen fra jordens organiske pulje og dermed får endnu mere grokraft. Når de oprindelige biotopskarakteristiske arter én gang er forsvundet fra biotopen – eller decimeret i tæthed – på grund af ændrede kårforhold, er det således inden for en overskuelig tid usandsynligt, at de vil genindfinde sig, selv om belastningen reduceres. Der er således tale om en akkumulerings effekt.

Effekten på naturarealerne vurderes derfor ud fra den andel af pågældende naturtype, der er under indflydelse fra den lokalt varierende afsætning af kvælstof fra svinebrug, dvs. en No Deposition Load – No influence tilgang. Vurderingen sker ved hjælp af arealandel-akkumuleringskurver for pågældende naturtype bl.a. med markering på kurven af arealandelen, hvor Critical Load er overskredet for naturtyper med kendt Critical Load værdi.

## 5 Miljømæssige konsekvenser på lands- og regionsniveau

I nærværende afsnit gøres der rede for de miljømæssige konsekvenser på lands- og regionsniveau af en ændret svineproduktion i hhv. 1995-situationen, ved fuld efterlevelse af de nugældende reguleringer og ved fuld implementering af *Vandmiljøplan II*. De miljømæssige konsekvenser belyses særskilt for de nedenstående indikatorer:

- kvælstofbelastningen af landområder fra den emitterede ammoniak,
- kvælstofudvaskningen,
- kvælstofbelastningen af de indre danske farvandsområder,
- emissionen af drivhusgasserne metan og lattergas,
- det samlede kvælstoftab pr. kg N i udskilt svinegødning og pr. produceret slagtesvin og
- husdyrtætheden (indikation af fosforbelastningen).

Ved vurderingen af konsekvenserne skal det erindres, at nogle af estimaterne kan være forbundet med betydelig usikkerhed. Det essentielle består derfor i ikke at vurdere den absolutte emission, tab eller belastning; målet er derimod at vurdere konsekvenserne af forandringerne i svineproduktionen under forskellige rammebetingelser, hvilket stiller mindre krav til estimaternes akkuratelse.

### 5.1 Kvælstofbelastningen af landområder fra ammoniakemissionen fra landbruget

Den samlede kvælstofdeposition på landområder fra dansk landbrug er estimeret til 35.000 tons N med det produktionsniveau og -sammensætning, som gjorde sig gældende i 1995-situationen, jf. tabel 5.1. Ved fuld efterlevelse af de nugældende reguleringer reduceres depositionen med 2.700 tons svarende til knap 8 pct., og ved fuld implementering af *Vandmiljøplan II* reduceres depositionen yderligere med 4.500 tons N. I forhold til 1995-situationen svarer sidstnævnte situation til en mindskelse af N-depositionen med 21 pct. Ved dette niveau er depositionen fra kvælstofoxider, ammoniak fra udenlandske kilder samt deres reaktionsprodukter større end depositionen af  $\text{NH}_x\text{-N}$  fra dansk landbrug.

Konsekvenserne af en ændring i svineproduktionen på 30 pct. i 1995-situationen er en forandring i depositionen af  $\text{NH}_x\text{-N}$  fra dansk landbrug på knap 10 pct., og ved en ændring i svineproduktionen på 15 pct. forandres depositionen med knap 5 pct. Forandringen i depositionen af  $\text{NH}_x\text{-N}$  ved ændringen i svineproduktionen aftager i takt med efterlevelsen af de nugældende reguleringer og i særdeleshed ved fuld implementering af *Vandmiljøplan II*. Årsagen hertil er,

Tabel 5.1. Depositionen af  $\text{NH}_x\text{-N}$  fra dansk landbrug ved varierende svineproduktion i hhv. 1995-situationen, ved fuld efterlevelse af nugældende reguleringer og ved fuld implementering af *Vandmiljøplan II* samt baggrundsdepositionen.

	Produktionsniveau = 1995	Ændring i svineproduktionen			
		- 30 pct.	- 15 pct.	+ 15 pct.	+ 30 pct.
----- tons N år <sup>-1</sup> -----					
1995-situationen.....	35 000	31 600	33 300	36 800	38 500
Fuld efterlevelse af eksist. reg.....	32 300	29 200	30 800	33 900	35 400
Fuld implementering af VMP II.....	27 800	25 300	26 600	29 000	30 300
$\text{NO}_y\text{-N}$ og $\text{NH}_x\text{-N}$ fra udlandet.....	30 500	30 500	30 500	30 500	30 500
----- kg N ha <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup> -----					
1995-situationen.....	8	7	8	9	9
Fuld efterlevelse af eksist. reg.....	8	7	7	8	8
Fuld implementering af VMP II.....	6	6	6	7	7
$\text{NO}_y\text{-N}$ og $\text{NH}_x\text{-N}$ fra udlandet.....	7	7	7	7	7

Anm. Produktionsniveau og -sammensætning svarer i alle tilfælde til 1995-situationen.  $\text{NH}_x\text{-N}$  depositionen fra udenlandske kilder er baseret på emissioner fra 1996 og depositionen af  $\text{NO}_y\text{-N}$  er anslået til 5 kg N pr. ha, jf. Andersen og Asman (1999a).



at svineproduktionens bidrag til kvælstof-emissionen aftager ved efterlevelse af de nu-gældende reguleringer og ved fuld imple-mentering af *Vandmiljøplan II*.

Det gør sig også gældende for den samlede emission fra landbruget, men reduktionen fra svineproduktionen er relativ større end gennemsnittet. Følgelig får ændringer i svineproduktionen en mindre effekt i takt med at de politiske beslutninger udmønter sig i praksis.

Depositionen af  $\text{NH}_x\text{-N}$  fra dansk landbrug målt i  $\text{kg N ha}^{-1}$  udgør 8  $\text{kg N}$  i 1995-situationen. Denne gennemsnitsbetragtning dækker over en variation fra 0  $\text{kg N ha}^{-1}$  i Københavns Amt til 11  $\text{kg N ha}^{-1}$  i de vestjyske amter, jf. omstående figur 5.1. Variationen skyldes bl.a. lokaliseringen af husdyrholdet, idet husdyrholdet i 1995-situationen tegner sig for  $\frac{3}{4}$  af ammoniakemissionen fra dansk landbrug. Og da husdyrtætheden tiltager vestover, vil emissionen ligeledes tiltage vestover.

Emissionen er imidlertid ikke den eneste parametre der indvirker på depositionen af  $\text{NH}_x\text{-N}$ . Spredningen af ammoniak og reaktionsproduktet ammonium spiller selvsagt også en væsentlig rolle. I gennemsnit er det kun mellem 18 og 31 pct. af den emitterede ammoniak i et givet amt, der afsættes i det selvsamme amt som følge af meteorologien, omdannelsesraten og depositions-hastighederne.

Depositionen af  $\text{NH}_x\text{-N}$ , som følge af en ændring i svineproduktionen på 30 pct., forandres i gennemsnit med 0,8  $\text{kg NH}_x\text{-N ha}^{-1}$  i 1995-situationen. Den geografiske variation, som bl.a. er betinget af svineproduktionens lokalisering, svinger fra 0,1  $\text{kg NH}_x\text{-N ha}^{-1}$  i Københavns Amt til 1,1  $\text{kg NH}_x\text{-N ha}^{-1}$  i Ringkøbing Amt. Den praktisk talt uændrede deposition i Københavns Amt skyldes, at svineholdets andel af den samlede emission kun udgør 5 pct. Omvendt udgør svineholdets andel af den samlede emission i Ringkøbings Amt 32 pct. I Bornholms Amt udgør svineholdets andel af den samlede emission hele 44 pct.; dvs. højere end i Ringkøbing Amt. Men amternes indbyrdes geografiske placering og fysiske udformning i forhold til den fremherskende vindretning indebærer,

at depositionen i Ringkøbing Amt er relativ størst.

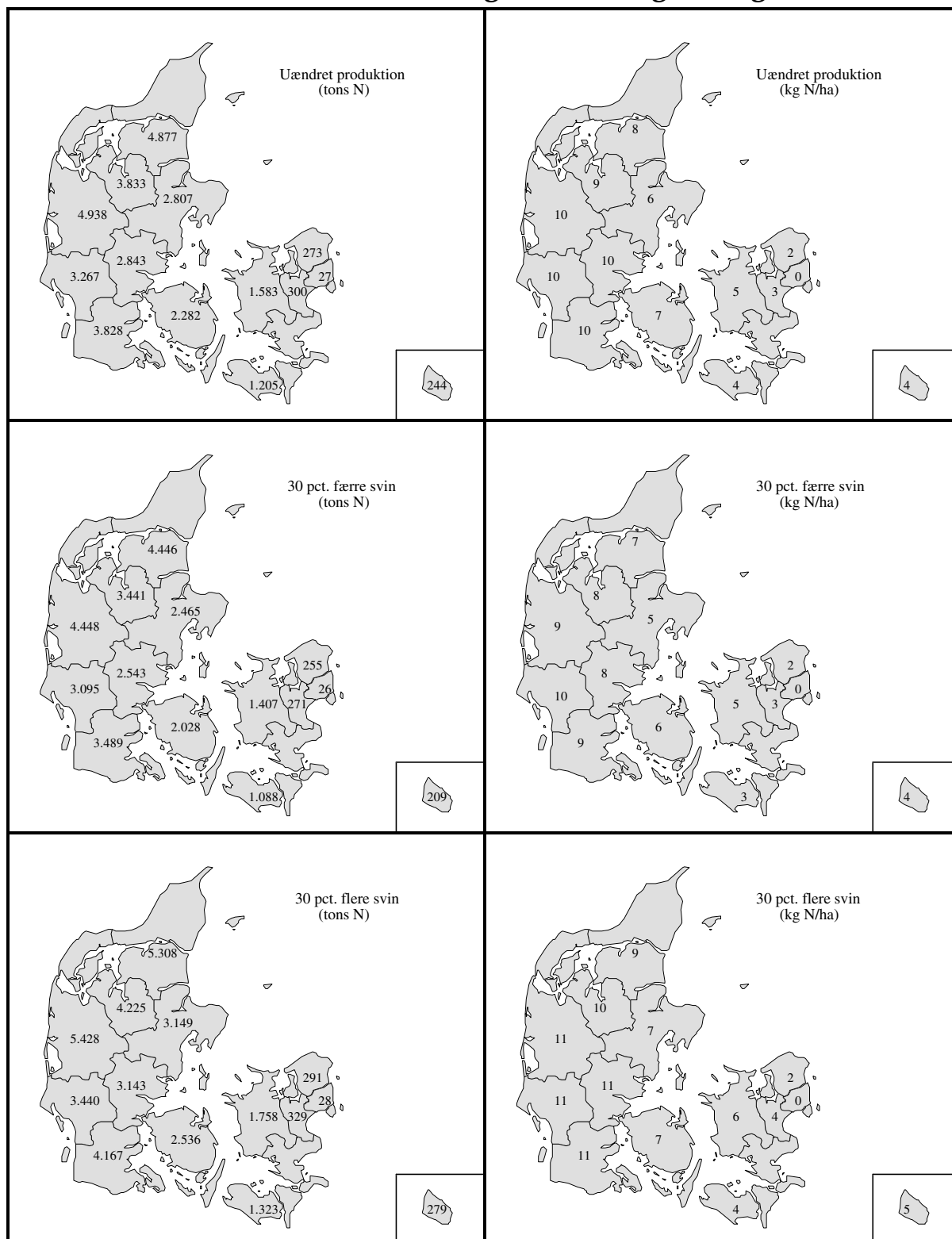
For situationen med fuld efterlevelse af de nugældende reguleringer og ved fuld imple-mentering af *Vandmiljøplan II*, tegner der sig et tilsvarende billede, jf. figur 5.2 og 5.3. Forandringen i depositionen af  $\text{NH}_x\text{-N}$ , som følge af en ændring i svineproduktionen på 30 pct., er stadig lavest i Københavns Amt og størst i Ringkøbings Amt. Niveaulet er blot lavere, og påvirkeligheden af ændringen i svineproduktionen er aftaget. Årsagen er de samme forhold, som gør sig gældende på landsniveau: Ammoniakemissionen er generelt aftagende og det gør sig i særdeleshed gældende for svineproduktionen. Dvs. at den relative mindre betydning af svineprodukti-onen medfører, at depositionen af  $\text{NH}_x\text{-N}$  pr. ha er mindre påvirkelig over for svingninger i svineproduktionens størrelse.

Den af dansk landbrug forvalte deposition af kvælstof, jf. figur 5.1-5.3, skal adderes med effekten af emissionen af  $\text{NO}_y\text{-N}$  og uden-landsk  $\text{NH}_x\text{-N}$  for at få den totale belastning. I gennemsnit udgør de to kilder tilsammen 7  $\text{kg N ha}^{-1}$ , men variationen spænder over en deposition på 8-9  $\text{kg N ha}^{-1}$  i de sydlige amter (Sønderjyllands, Fyns, Storstrøms og Bornholms Amter) til 6  $\text{kg N ha}^{-1}$  i de nordlige amter (Viborg og Nordjyllands Amter).

Den begrænsede ændring i depositionen af  $\text{NH}_x\text{-N}$  kunne foranledige til at tro, at forandringer i svineproduktionen er af marginal betydning. Det er ikke tilfældet. Problemet er blot ikke synligt ved nationale og regionale gennemsnitsbetragtninger. På lokalt niveau vil forandringer i svineproduktionen udvise en meget større effekt, jf. kapitel 6.



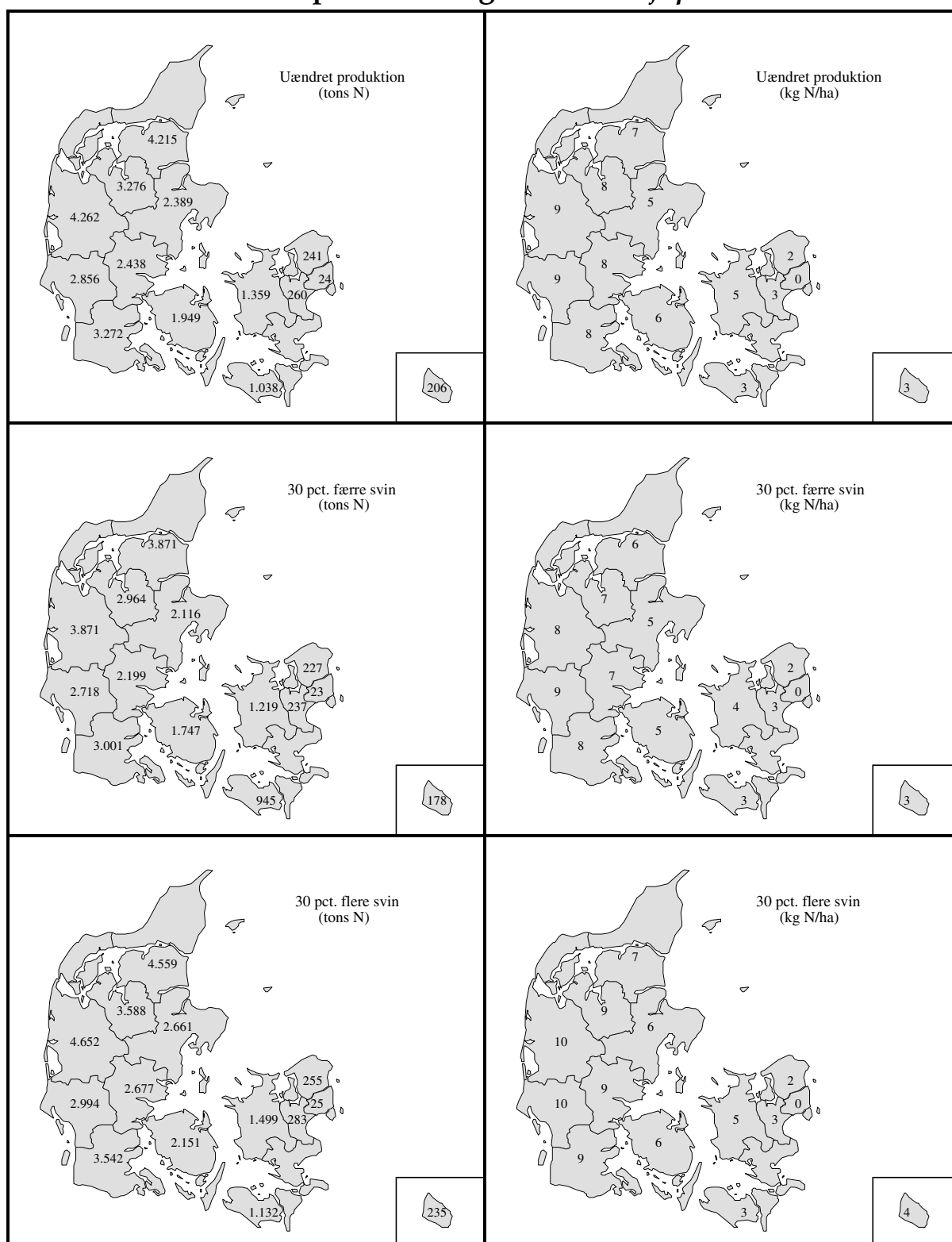
## Fuld efterlevelse af nugældende reguleringer



Figur 5.2. Årlig deposition af  $\text{NH}_3\text{-N}$  fra dansk landbrug ved fuld efterlevelse af nugældende reguleringer samt ved en ændring i svineproduktionen på 30 pct. Forudsætningen for estimaterne er, at produktionsniveauet og -sammensætningen svarer til 1995-situationen.

Ann.: Se figur 5.1

## Fuld implementering af Vandmiljøplan II



Figur 5.3. Årlig deposition af  $\text{NH}_x\text{-N}$  fra dansk landbrug ved fuld implementering af Vandmiljøplan II samt ved en ændring i svinproduktionen på 30 pct. Forudsætningen for estimaterne er, at produktionsniveauet og -sammensætningen svarer til 1995-situationen.

Anm.: Se figur 5.1

## 5.2 Kvælstofudvaskningen fra landbruget

Kvælstofudvaskningen i 1995-situationen er estimeret til 58 kg N ha<sup>-1</sup>. Niveauet skal tages med forbehold. Som tidligere nævnt er estimationen baseret på Simmelsgaards udvaskningsfunktion, og tidligere undersøgelser har vist, at den estimerede N-udvaskning er mindre end den målte udvaskning i flere afstrømningsoplande (Grant *et al.*, 1998).

Ved ændring i svineproduktionen med 30 pct. forandres udvaskningen med 2-3 pct. Dette niveau er sandsynligvis underestimeret, idet Grant *et al.* (1998) vurderer, at udvaskningsfunktionens underestimering er knyttet til en begrænset hensyntagen til eftervirkningen af tidligere års udbragt husdyrgødning. Ikke desto mindre er effekten begrænset. Årsagen hertil er, at svinegødningens bidrag til den totale tilførsel af kvælstof (handelsgødning-N + husdyrgødning-N ab lager) til mark kun udgør 16 pct. Ved en forandring i svineproduktionen på 30 pct., vil ændringen i gødningstilførslen kun omfatte 5 pct. af den totale tilførsel af kvælstof, og denne delmængde substitueres med handelsgødning-N alt afhængig af husdyrgødningens virkningsgrad, idet det er forudsat, at gødningsintensiteten er uforandret. Ved vurderingen af ændringerne i N-udvaskningen skal det således erindres, at forandringen i N-udvaskningen alene er forårsaget af substitutionen mellem svinegødning og handelsgødning.

Ændringen i N-udvaskningen på 2-3 pct. ved en forandring i svineproduktionen på 30 pct. gælder landet som helhed. På amtsniveau er billedet mere komplekst, jf. figur 5.4. Københavns Amt er således det amt, som er mindst

påvirkelig af en ændring i svineproduktionen. Ved en ændring i svineproduktionen på 30 pct. forandres N-udvaskningen således kun med ½ pct., hvilket skyldes, at amtet har landets laveste svinetæthed, og dermed en relativ lille indflydelse på den totale tilførsel af kvælstof til mark. Bornholms Amt, som tegner sig for landets største svinetæthed, befinder sig i den modsatte ende af skalaen. Konkret ændres N-udvaskningen med 5 pct. ved en forandring i svineproduktionen på 30 pct. Svinetætheden er imidlertid ikke den eneste betydende faktor; udnyttelsen af svinegødningen og dermed afgrødemix'et i amterne er også af betydning. Eksempelvis er svinetætheden i Vejle og Ringkøbing Amter tilnærmelsesvis lige stor, men ændringen i N-udvaskningen er størst for førstnævnte.

Ved fuld efterlevelse af de nugældende reguleringer og ved fuld implementering af Vandmiljøplan II reduceres N-udvaskningen, og samtidig indskrænkes effekten af forandringer i svineproduktionen.

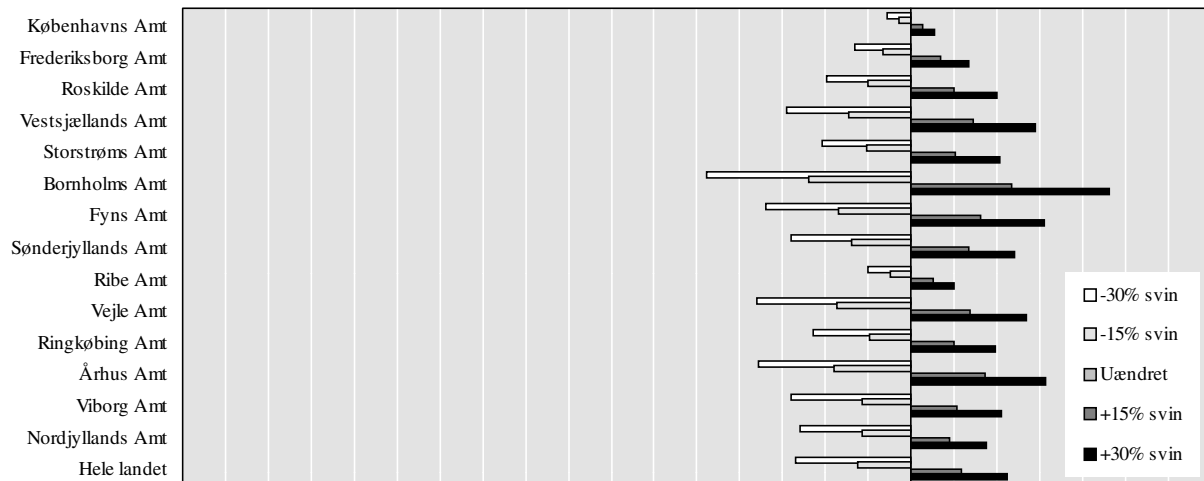
Ved fuld efterlevelse af de nugældende reguleringer er ændringen knyttet til stigningen i virkningsgraden for husdyrgødningen (nedbringning af gødning udbragt på sort jord inden for 12 timer) og for svinegødningen i særdeleshed (etablering af flydelag på gyllebeholdere). Stigningen i virkningsgraden af svinegødningen indebærer i sig selv en lavere udvaskning af kvælstof, idet mængden af handelsgødning-N kan reduceres, men samtidig bevirker stigningen, at forholdet mellem N-udvaskning fra afgrøder gødsket med svinegødning og handelsgødning-N aftager, og da forudsætningen er en uændret gødningsintensitet, vil N-udvaskningen i mindre grad påvirkes af forandringer i svineproduktionen.

Tabel 5.2. N-udvaskningen fra landbruget ved varierende svineproduktion i hhv. 1995-situationen, ved fuld efterlevelse af nugældende reguleringer og ved fuld implementering af Vandmiljøplan II.

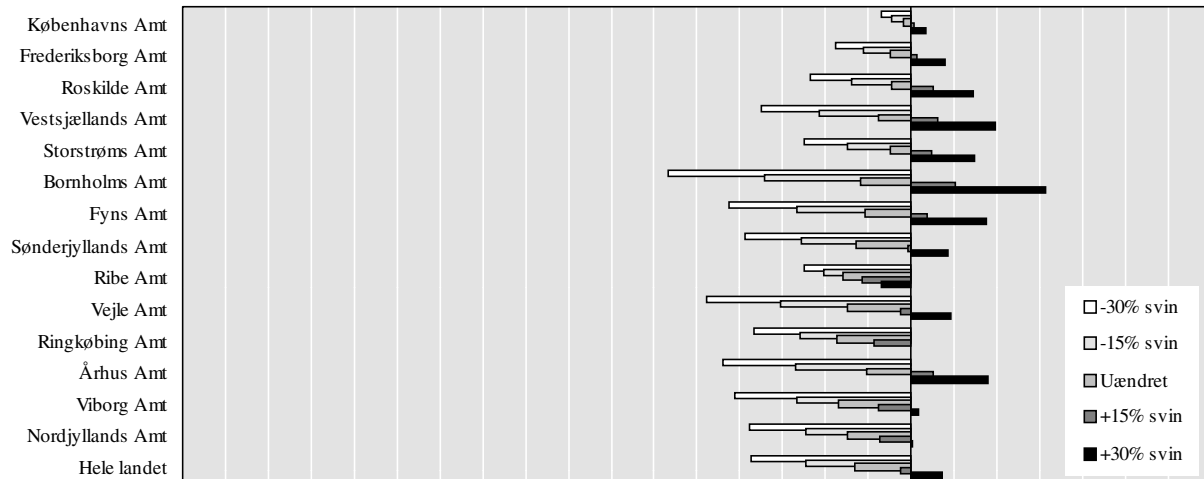
	Produktionsniveau = 1995	Ændring i svineproduktionen			
		- 30 pct.	- 15 pct.	+ 15 pct.	+ 30 pct.
----- kg N ha <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup> -----					
1995-situationen.....	58	57	58	59	60
Fuld efterlevelse af eksist. reg.....	57	56	57	58	59
Fuld implementering af VMP II.....	51	50	51	52	52
----- Indeks. 1995-situationen = 100 -----					
1995-situationen.....	100	97	99	101	102
Fuld efterlevelse af eksist. reg.....	99	96	98	100	101
Fuld implementering af VMP II.....	88	86	87	89	90

Anm. Produktionsniveau og -sammensætning svarer i alle tilfælde til 1995-situationen.

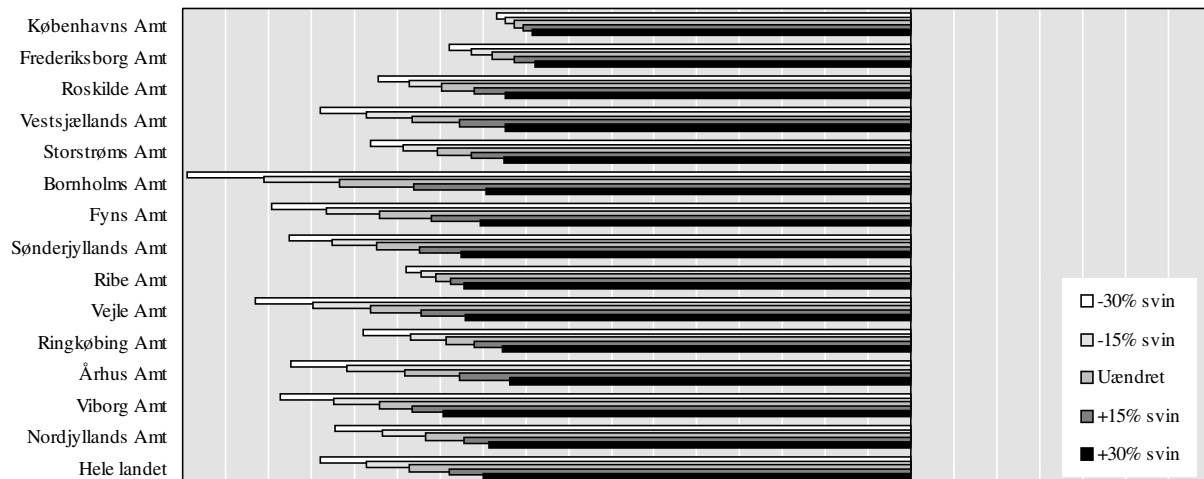
## 1995-situationen



## Fuld efterlevelse af nugældende reguleringer



## Fuld implementering af Vandmiljøplan II



-17 -16 -15 -14 -13 -12 -11 -10 -9 -8 -7 -6 -5 -4 -3 -2 -1 0 1 2 3 4 5 6 pct.

Figur 5.4. Den procentuelle ændring i N-udvaskningen pr. ha i forhold til 1995-situationen ved varierende svineproduktion i hhv. 1995-situationen, ved fuld efterlevelse af de nugældende reguleringer og ved fuld implementering af Vandmiljøplan II. Forudsætningerne for estimaterne er, at produktionsniveauet og -sammensætningen svarer til 1995-situationen

Stigningen i svinegødningens virkningsgrad tiltager ved fuld implementering af *Vandmiljøplan II*. Samtidig reduceres mængden af kvælstof i svinegødningen som følge af produktivitetstigninger (prod. smågrise pr. årsso), ved en reduceret tilførsel af foderenheder pr. gris og ved et reduceret proteinindhold i fodret. Den lavere andel af svinegødning i forhold til den totale tilførsel af kvælstof til mark forbliver imidlertid begrænset (15 pct.), idet stigningen i virkningsgraden samtidig substituerer forbruget af handelsgødning-N, og desuden bidrager de øvrige tiltag i *Vandmiljøplan II* til et generelt lavere gødskningsniveau og dermed til et lavere forbrug af handelsgødning-N. Konsekvenserne heraf er, at der stort set sker en parallelforskydning af udvaskningsniveauerne i forhold til 1995-situationen. Københavns Amt er således forsat det amt, der påvirkes mindst af en ændring i svineproduktionen, og Bornholms Amt er forsat det amt, hvor forandringer i svineproduktionen har den største indvirkning på N-udvaskningen. Stigningen i virkningsgraden af kvælstoffet i husdyrgødningen bevirker imidlertid, at ændringer i svineproduktionen har en mindre procentuel effekt på N-udvaskningen i forhold til 1995-situationen.

### 5.3 Landbrugets bidrag til kvælstofbelastningen af de indre danske farvande

Belastningen af havområder fra landbruget er i 1995-situationen opgjort til knap 73.000 tons kvælstof, jf. tabel 5.3. Heraf tegner det landbaserede bidrag sig for 60.000 tons og depositionen af  $\text{NH}_x\text{-N}$  for de resterende knap 13.000 tons kvælstof. Ved fuld efterlevelse af de eksisterende reguleringer falder

belastningen med knap 2.000 tons kvælstof, og ved fuld implementering af *Vandmiljøplan II* reduceres belastningen med yderligere 14.500 tons kvælstof.

Reduktionen i landbrugets N-belastning af de marine områder ved fuld implementering af *Vandmiljøplan II* i forhold til 1995-situationen udgør 22 pct. Reduktionen i hhv. det landbaserede bidrag og fra depositionen af  $\text{NH}_x\text{-N}$  er procentuelt nogenlunde lige stor.

Konsekvenserne af en stigning i svineproduktionen på 30 pct. i forhold til 1995-situationen er en forandring i N-belastningen på 5.900 tons kvælstof svarende til 4 pct. Ved fuld implementering af *Vandmiljøplan II* forandres N-belastningen 'kun' med 4.100 tons kvælstof ved en tilsvarende ændring i svineproduktionen, hvilket svarer til 3 pct.

Dvs. at påvirkeligheden af N-belastningen aftager såvel absolut som relativt i takt med at de politiske beslutninger udmønter sig i praksis. Den lavere påvirkelighed synes dog at have stabiliseret sig ved fuld implementering af *Vandmiljøplan II*. Betragtes den procentuelle ændring i N-belastningen på 1. ordens farvandsområder i forhold til 1995-situationen, jf. omstående figur 5.5, tegner der sig nogenlunde et tilsvarende billede. Dog er der mindre variationer blandt havområderne. N-belastningen af den østlige del af Østersøen er således mest påvirkelig af forandringer i svineproduktionen (8 pct. ved 30 pct. flere svin i 1995-situationen), og omvendt gør det sig gældende for Nordsøen, hvor en 30 pct. ændring i svineproduktionen i det tilhørende afstrømningsopland kun resulterer i en forandring i N-belastningen på knap 3 pct.

Tabel 5.3. Landbrugets bidrag til belastningen af farvandsområder med kvælstof ved varierende svineproduktion i hhv. 1995-situationen, ved fuld efterlevelse af nugældende reguleringer og ved fuld implementering af *Vandmiljøplan II*.

	Produktionsniveau = 1995	Ændring i svineproduktionen			
		- 30 pct.	- 15 pct.	+ 15 pct.	+ 30 pct.
----- tons N år <sup>-1</sup> -----					
1995-situationen.....	72 800	69 800	71 300	74 100	75 400
Fuld efterlevelse af eksist. reg.....	71 000	68 400	69 700	72 200	73 400
Fuld implementering af VMP II.....	56 700	54 600	55 700	57 800	58 700
----- Indeks. 1995-situationen = 100 -----					
1995-situationen.....	100	96	98	102	104
Fuld efterlevelse af eksist. reg.....	98	94	96	99	101
Fuld implementering af VMP II.....	78	75	77	79	81

Anm. Produktionsniveau og -sammensætning svarer i alle tilfælde til 1995-situationen.

Ved ændringer i svineproduktionen ved fuld efterlevelse af de nugældende reguleringer og ved fuld implementering af *Vandmiljøplan II* indskrænkes påvirkeligheden af N-belastningen.

Den procentuelle forskel i påvirkningen af N-belastningen af de respektive farvandsområder skyldes flere forhold, hvor såvel svine-tæthed som husdyrtæthed generelt spiller en væsentlig rolle. Det er således ikke tilfældigt, at N-belastningen af den østlige del af Østersøen er meget påvirkelig af ændringer i svineproduktionen, idet Bornholms Amt har en gennemsnitlig husdyrtæthed og landets største svinetæthed.

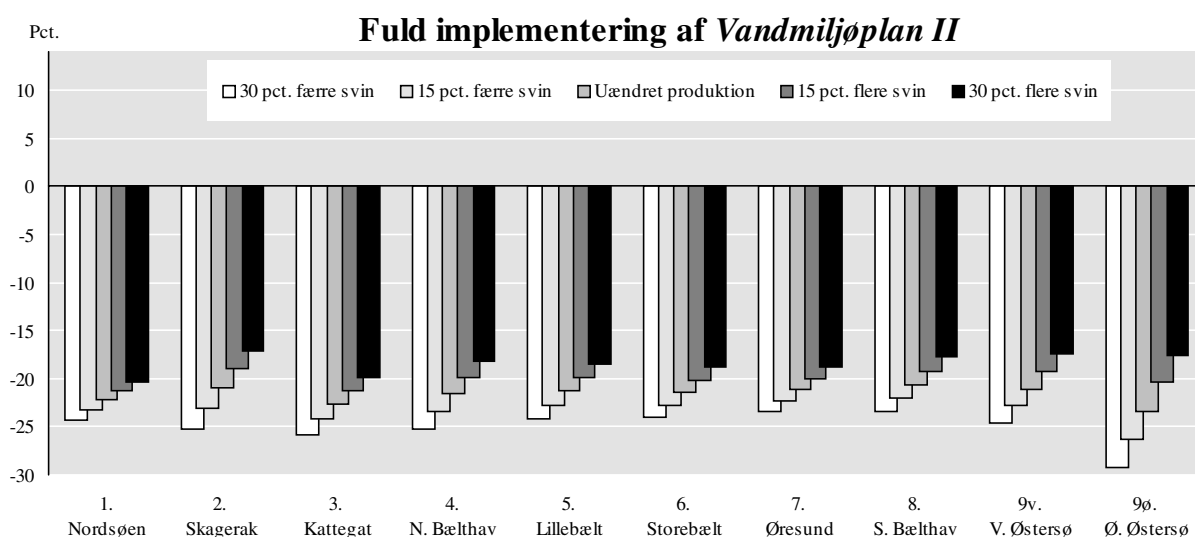
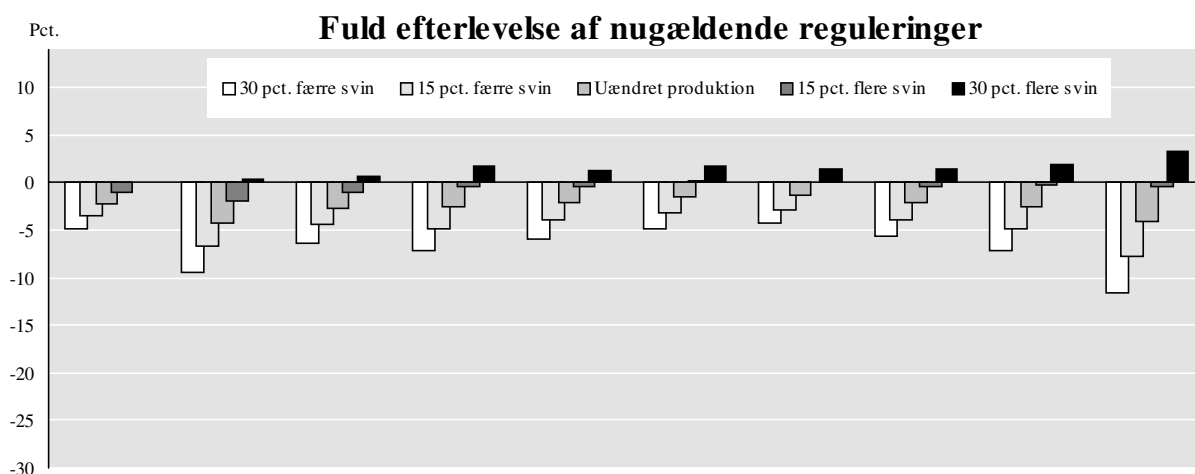
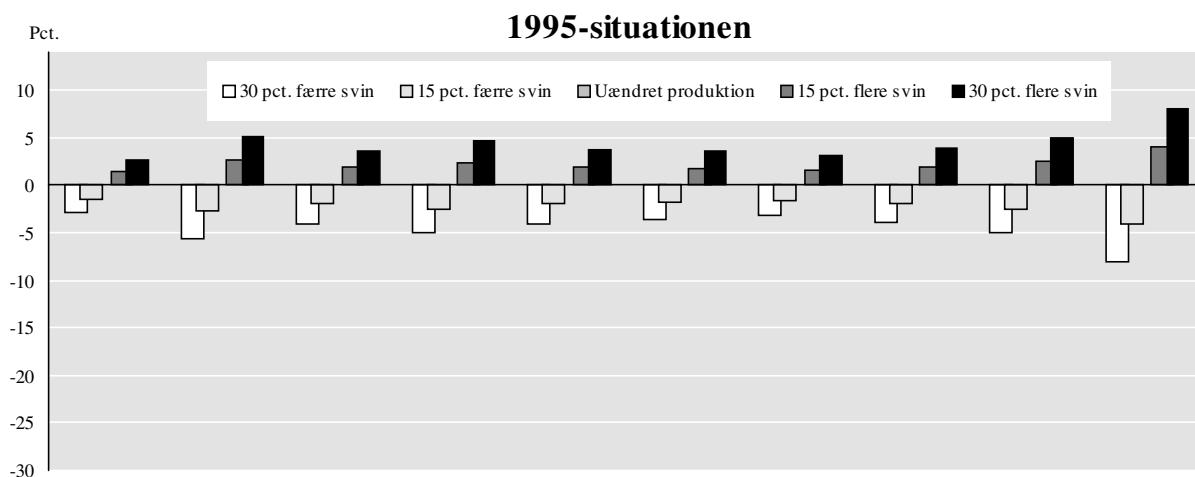
Den del af N-belastningen, som stammer fra ammoniakemissionen, vil direkte være påvirkelig af svineproduktionens størrelse, idet emissionen af ammoniak fra svin stiger proportionalt med produktionen af svin. Såfremt svinesektoren bidrager til en stor del af ammoniakemissionen, så vil ændringer i svine-sektoren selvsagt også påvirke den samlede emission meget. Belastningen af farvandsområderne vil imidlertid også være betinget af spredningen af ammoniakken og reaktionsproduktet ammonium. Andelen af kvælstof fra de respektive amter, som afsættes på havområderne, varierer således mellem 10 og 20 pct.

Den del af N-belastningen, som stammer fra N-afstrømningen, vil i høj grad være påvirkelig af oplandets forbrug af svinegødning i forhold til den totale tilførsel af kvælstof til mark. Da oplandets forbrug af svinegødning hænger nøje sammen med oplandets produktion af svinegødning, vil forholdet ligeledes være betinget af svinetæthed. Forskelle i oplandenes svinetæthed er imidlertid ikke den eneste faktor. Afgrødesammensætning, andele af sandjorde og omfanget af kvælstofretention kan således modificere eller forstærke virkningen.

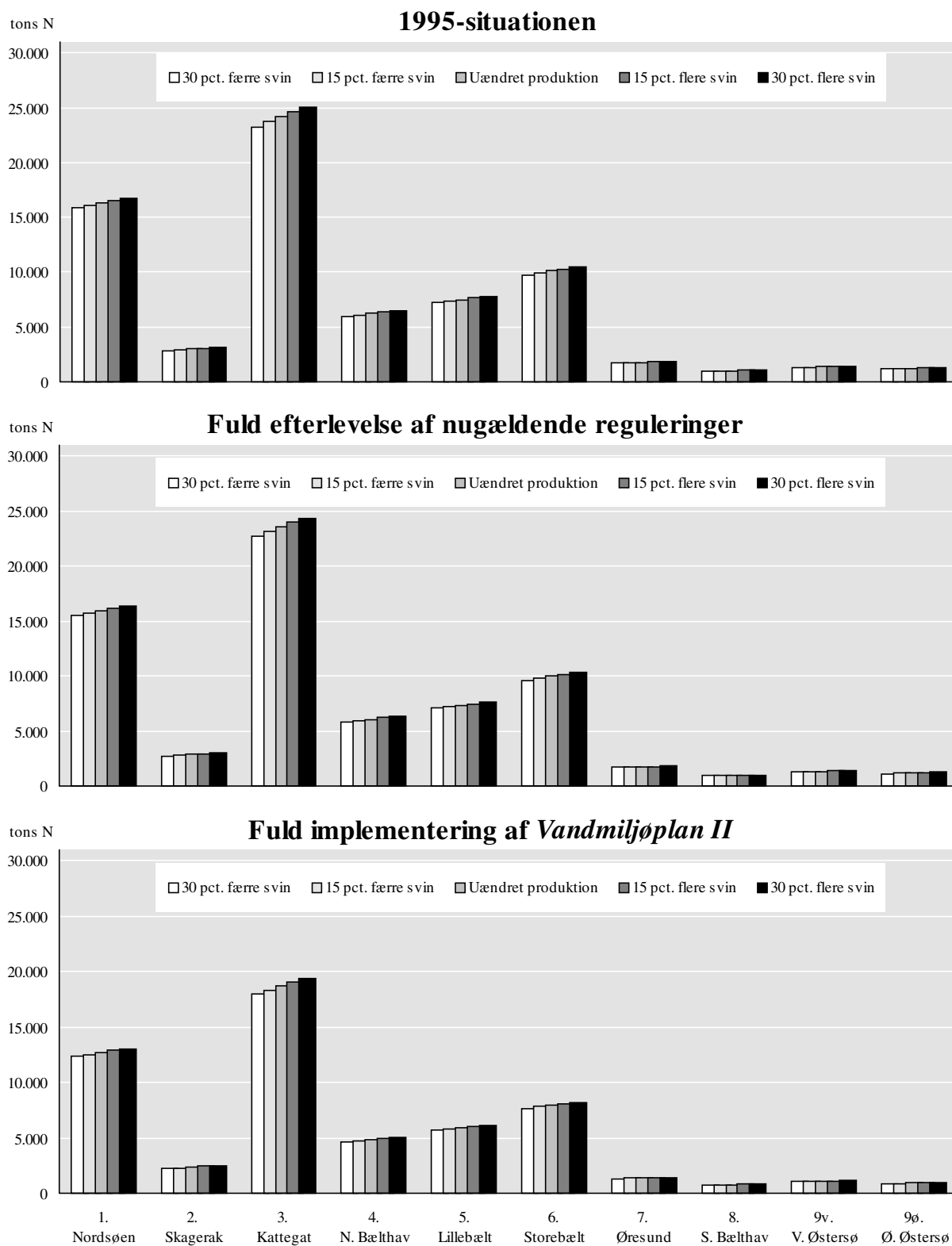
Ovenstående gælder den procentuelle ændring i N-belastningen på de forskellige farvandsområder ved en forandring i svineproduktionen under de respektive rammebetingelser. Betragtes i stedet den absolutte N-belastning af farvandsområderne under tilsvarende betingelser, jf. figur 5.6, så kan det konstateres, at det især er farvandsområder-

ne omkring Jylland hvor der kan konstateres de store ændringer. Tages der ligeledes hensyn til de respektive farvandsområders arelle udstrækning, så er det især Kattegat, Nordlige Bælthav, Lillebælt og Storebælt, som kommer i fokus.





Figur 5.5. Den procentuelle ændring i landbrugets bidrag til N-belastning af havområder i forhold til 1995-situationen ved varierende svineproduktion i hhv. 1995-situationen, ved fuld efterlevelse af de nugældende reguleringer og ved fuld implementering af Vandmiljøplan II. Forudsætningen for estimaterne er, at produktionsniveauet og -sammensætningen svarer til 1995-situationen.



Figur 5.6. Landbrugets bidrag til N-belastningen af havområder ved varierende svineproduktion i hhv. 1995-situationen, ved fuld efterlevelse af de nugældende reguleringer og ved fuld implementering af Vandmiljøplan II. Forudsætningen for estimaterne er, at produktionsniveauet og -sammensætningen svarer til 1995-situationen.

## 5.4 Emissionen af methan og lattergas fra landbruget

Emissionen af methan og lattergas omregnet til CO<sub>2</sub>-ækvivalenter er estimeret til 13,5 mio. tons pr. år. Ved fuld efterlevelse af de nugældende reguleringer reduceres emissionen til 13,4 mio. tons og ved fuld implementering af *Vandmiljøplan II* reduceres emissionen til 12,5 mio. tons.

Langt det største bidrag til CO<sub>2</sub>-ækvivalenterne stammer fra lattergas (71 pct. i 1995-situationen), og det er også emissionen af lattergas, der reduceres mest i takt med fuld efterlevelse af de nugældende reguleringer og ved fuld implementering af *Vandmiljøplan II*.

Ved en forandring i svineproduktionen på 30 pct. ændres emissionen med 4 pct. i 1995-situationen. Dette forhold ændrer sig stort set ikke ved fuld efterlevelse af de nugældende reguleringer og ved fuld implementering af

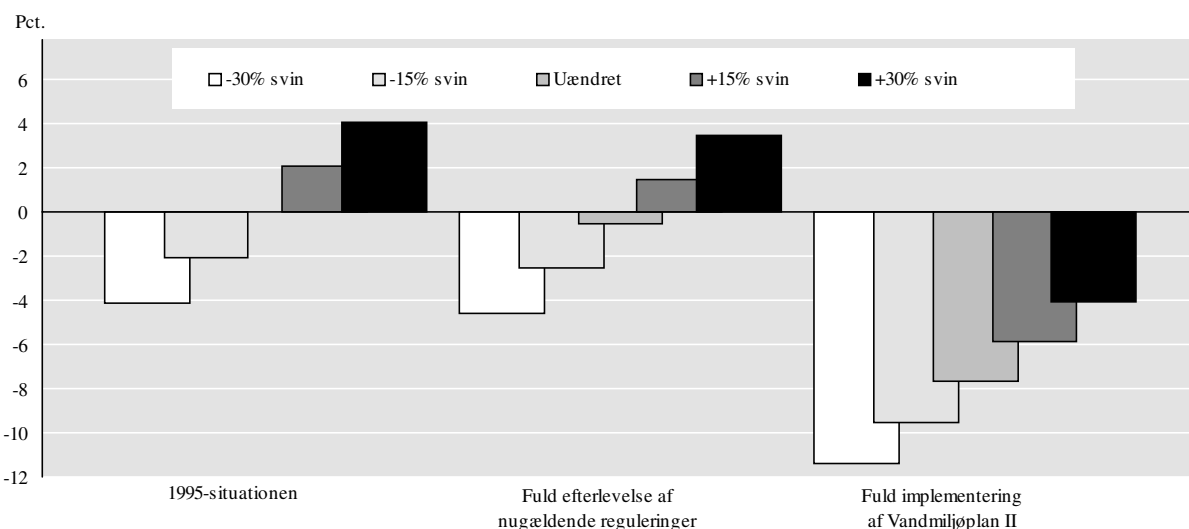
*Vandmiljøplan II*. Udgangspunktet er primært forskudt til et lavere niveau, jf. figur 5.7.

Niveauforskydningen skyldes som nævnt primært reduktion i emissionen af lattergas. Denne reduktion er forårsaget af en mindre kvælstofudskillelse pr. husdyrkategori og ved et lavere gødskningsniveau. Når rammebetingelserne er givet, så er det imidlertid især emissionen af methan der påvirker emissionen af CO<sub>2</sub>-ækvivalenter. Det skyldes, at gødningsintensiteterne under de respektive rammebetingelser er forudsat konstante. Ved en stigning i svineproduktionen vil emissionen af lattergas derfor stige som følge af den større samlede kvælstofudskillelse fra husdyrene, men til gengæld vil forbruget af handelsgødning-N falde, og dermed have en reducerende effekt på lattergasemissionen. Netto vil emissionen af lattergas stige, men ikke i samme grad som emissionen af methan, som udelukkende er betinget af foderomsætningen og håndteringen af husdyrgødningen.

Tabel 5.4. Emissionen af methan og lattergas fra landbruget udtrykt i CO<sub>2</sub>-ækvivalenter ved varierende svineproduktion i hhv. 1995-situationen, ved fuld efterlevelse af nugældende reguleringer og ved fuld implementering af *Vandmiljøplan II*.

	Produktionsniveau = 1995	Ændring i svineproduktionen			
		- 30 pct.	- 15 pct.	+ 15 pct.	+ 30 pct.
		----- mio. tons CO <sub>2</sub> -ækvivalenter år <sup>-1</sup> -----			
1995-situationen.....	13,5	12,9	13,2	13,8	14,1
Fuld efterlevelse af eksist. reg.....	13,4	12,9	13,2	13,7	14,0
Fuld implementering af VMP II.....	12,5	12,0	12,2	12,7	13,0

Anm. Produktionsniveau og -sammensætning svarer i alle tilfælde til 1995-situationen.



Figur 5.7. Den procentuelle ændring i landbrugets bidrag til emissionen af CO<sub>2</sub>-ækvivalenter ved varierende svineproduktion i hhv. 1995-situationen, ved fuld efterlevelse af de nugældende reguleringer og ved fuld implementering af *Vandmiljøplan II* i forhold til 1995-situationen. Forudsætningen for estimaterne er, at produktionsniveauet og -sammensætningen svarer til 1995-situationen.

## 5.5 Kvælstoftab fra N-udskillelsen i svinegødningen og pr. produceret slagtesvin

Ændringen i kvælstoftabet i forhold til ændringen i kvælstofudskillelse ved en stigning i svineproduktionen er i 1995-situationen opgjort til 42 pct. Kvælstoftabet er i den sammenhæng opgjort som summen af kvælstof fra N-udvaskningen, ammoniakemissionen og lattergasemissionen ved en stigning i svineproduktionen på 30 pct. og ved en uændret gødningsintensitet. Dvs. at forbruget af handelsgødning-N er reduceret i samme omfang som stigningen i mængden af effektiv kvælstof fra svinegødningen, idet der i udtrykket tages hensyn til vekselvirkningen mellem svineproduktionen og den vegetabiliske produktion. Til trods for udtrykkets komplekse sammensætning benævnes forholdet i det følgende som den marginale tabsrate for svinegødningen, og der er herved underforstået, at tabsraten er estimeret under forudsætning af en stigning i svineproduktionen på 30 pct.

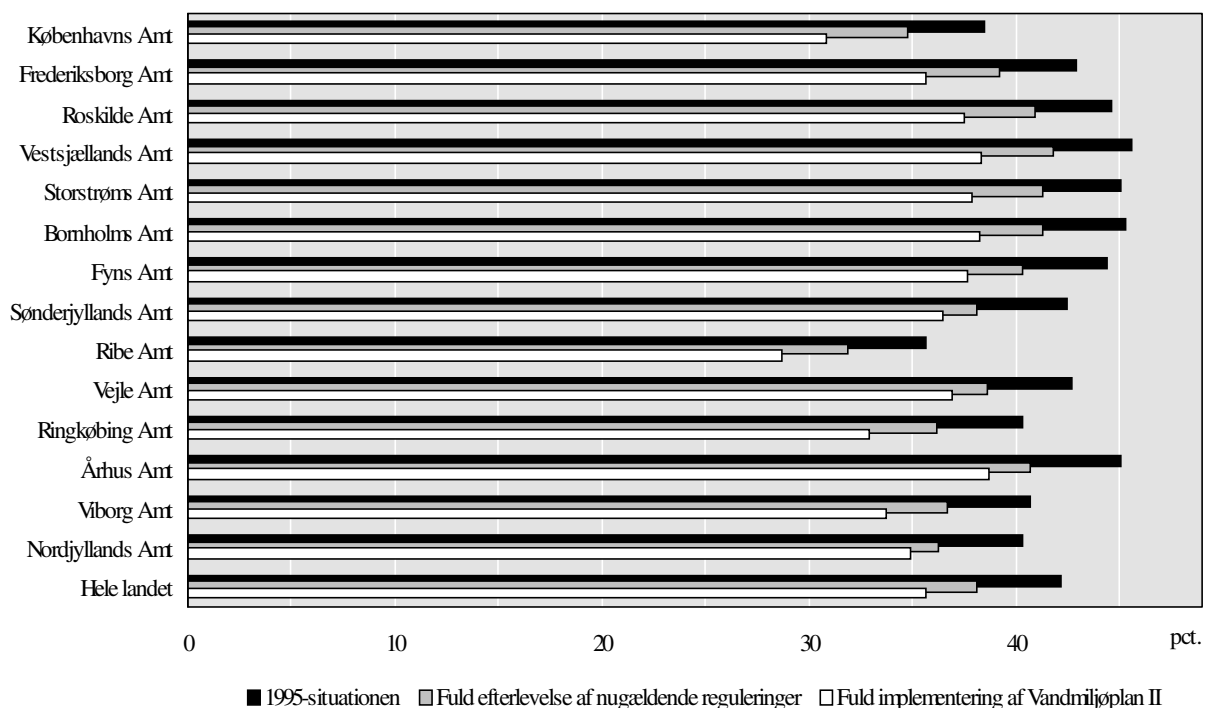
Ved fuld efterlevelse af de nugældende reguleringer reduceres den marginale tabsrate fra kvælstoffet i den udskilte svinegødning til 38 pct. Årsagen til reduktionen i forhold til 1995-situationen er etableringen af flydelag på alle gyllebeholdere og nedbringningen af udbragt gødning på sort jord inden for 12 timer. Effekten heraf er opgjort til en stigning i førsteårsvirkningen af den udbragte husdyrgødning på 3,6 pct. point, idet det er forudsat, at det reducerede ammoniaktab umiddelbart kan substituere handelsgødning-N. Stigningen i førsteårsvirkningen af husdyrgødningen er større end angivet i den faglige udredning til *Vandmiljøplan II* (Iversen *et al.*, 1998), hvor der alene fokuseres på det lovgivningsmæssige krav til udnyttelsen af kvælstoffet i husdyrgødningen. Følgelig er reduktionen i den marginale tabsrate for svinegødningen større end det umiddelbart kunne forventes.

Ved fuld implementering af *Vandmiljøplan II* falder den marginale tabsrate for svinegødningen yderligere til 36 pct. Reduktionen skyldes mindre ammoniaktab og lavere gødningsintensitet. Endvidere resulterer *Vand-*

*miljøplan II's* krav om skærpet udnyttelse af husdyrgødning i en større førsteårsvirkning af husdyrgødningen, men den forventede forbedrede foderudnyttelse trækker i modsat retning, idet den formindskede kvælstofudskillelse overvejende fremkommer som en reduktion i gødningens indhold af ammoniumkvælstof.

Den marginale tabsrate fra kvælstofudskillelsen varierer fra 36 pct. i Ribe Amt til 46 pct. i Vestsjællands Amt i 1995-situationen, jf. omstående figur 5.8. De to amter udgør også yderpunkterne i den marginale tabsrate ved fuld efterlevelse af de nugældende reguleringer, hvor tabsraten varierer mellem 32 og 42 pct. Variationen skyldes dels en disproportional fordeling af svineholdet på hhv. søer, smågrise og slagtesvin blandt amterne og dels en regional variation i N-udvaskningen. Det førstnævnte forhold er knyttet til divergerende tabsrater for de respektive husdyrkategorier, og det sidstnævnte forhold er betinget af en geografisk variation i gødningsintensiteterne, jordtypefordelingen og afgrødesammensætningen. Desuden er N-udvaskningen også betinget af husdyrtætheden, idet gødsningen med husdyrgødning er forbundet med en større udvaskning, som stiger eksponentielt med stigende gødningstilførsel. Den marginale tilførsel af svinegødning vil derfor - alt andet lige - resultere i en større N-udvaskning i takt med stigningen i husdyrtætheden. Det er til trods for at det er forudsat, at den stigende mængde svinegødning erstatter dele af handelsgødningen.

Reelt vil der også være en forskel i ammoniakemissionen pr. dyr i de respektive amter, idet fordelingen af dyr på staldd typer og gødningslagre samt den anvendte udbringningspraksis varierer blandt regionerne. Dette forhold er imidlertid ikke indeholdt i NP-modellen, idet disse strukturbetingede forhold ikke er kvantificeret. Det må imidlertid formodes, at ammoniakemissionen er overvurderet i Jylland og undervurderet på øerne. Denne formodning baseres på, at besætningsstørrelserne tiltager vestover, og jo større besætninger, jo større sandsynlighed er der for at gødningen håndteres som gylle, hvor emissionen pr. dyr generelt er mindre (Andersen *et al.*, 1999).



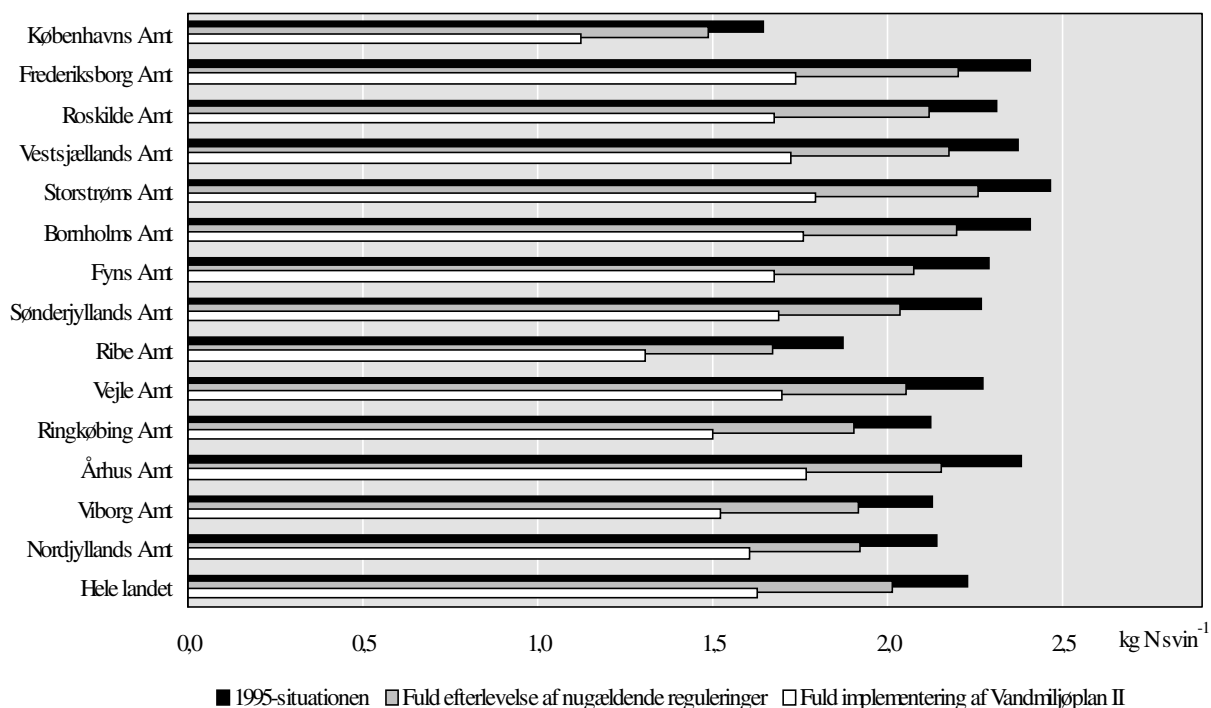
Figur 5.8. Ændring i den marginale tabsrate for udskilt kvælstof i svinegødning i hhv. 1995-situationen, ved fuld efterlevelse af de nugældende reguleringer og ved fuld implementering af Vandmiljøplan II. Forudsætningen for estimaterne er en stigning i svineproduktionen på 30 pct. i forhold til produktionsniveauet og -sammensætningen i 1995-situationen.

Ved fuld implementering af *Vandmiljøplan II* varierer den marginale tabsrate fra kvælstofudskillelsen i svinegødningen mellem 29 pct. i Ribe Amt og 39 pct. i Århus Amt. Den regionale forskydning i forhold til 1995-situationen og situationen med fuld efterlevelse af de nugældende reguleringer, skyldes dels en disproportional ændring i afgrødesammensætningen blandt amterne ved implementeringen af de forventninger og tiltag (reduceret brakareal, udtagning af landbrugsareal til skov og vådområder, etablering af efterafgrøder mv.), der er indeholdt i *Vandmiljøplan II*, og dels en disproportional reduktion i antallet af søer. Sidstnævnte forhold skyldes, at det ved implementering af *Vandmiljøplan II* forventes, at produktionen af smågrise pr. årssø vil stige med 10 pct. Ved en uændret produktion af smågrise kan antallet af søer derfor reduceres tilsvarende.

Ovenstående tabsrate er relateret til den udskilte kvælstof i svinegødningen. I relationen er der taget hensyn til den forventede forbedrede foderudnyttelse ved en fuld implementering af *Vandmiljøplan II*, hvor N-udskillelsen pr. årssø forventes reduceret fra 25,7 kg N til 23,9 kg N og N-udskillelsen pr. produceret slagtesvin (30 - 98 kg levende vægt) forventes reduceret fra 3,28 kg til 2,78 kg

(Andersen *et al.*, 1999). Forholdet reflekterer derimod kun i begrænset grad, at den totale mængde af svinegødning er formindsket. Det bliver derimod synligt hvis N-tabet relateres til produktionen af slagtesvin. I det nedenstående redegøres derfor for det marginale N-tab pr. produceret slagtesvin ved en stigning i svineproduktionen på 30 pct. I den sammenhæng medregnes ligeledes N-tabet fra søer og smågrise, idet disse produktioner er nødvendige for produktionen af slagtesvin. I det nedenstående benævnes forholdet derfor som det marginale N-tab pr. produceret slagtesvin, skønt N-tabet fra søer og smågrise ligeledes er indeholdt. Det er samtidig underforstået, at den marginale tabsrate pr. produceret slagtesvin er estimeret under forudsætning af en ændring i svineproduktionen på 30 pct. Det marginale N-tab pr. produceret slagtesvin er i 1995-situationen estimeret til 2,23 kg N.

Ved fuld efterlevelse af de nugældende reguleringer reduceres det marginale N-tab pr. produceret slagtesvin med 10 pct. og ved fuld implementering af *Vandmiljøplan II* reduceres det marginale N-tab yderligere til 1,63 kg N pr. produceret slagtesvin. I sidstnævnte situation er det marginale N-tab således reduceret med 27 pct. i forhold til 1995-



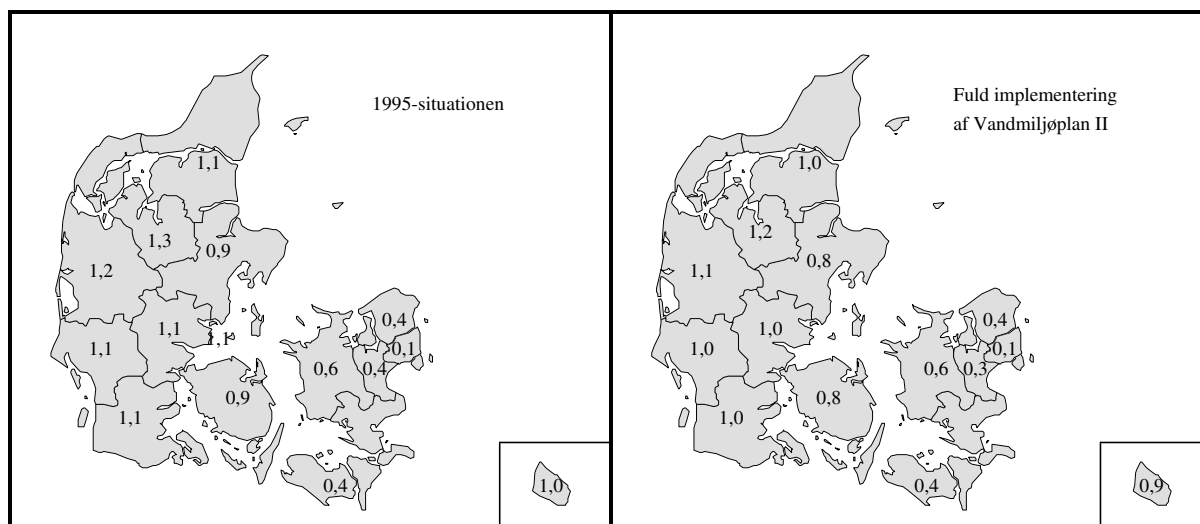
Figur 5.9. Ændringen i det marginale N-tab pr. produceret slagtesvin i hhv. 1995-situationen, ved fuld efterlevelse af de nugældende reguleringer og ved fuld implementering af Vandmiljøplan II. Forudsætningen for estimerne er en stigning i svineproduktionen på 30 pct. i forhold til produktionsniveauet og -sammensætningen i 1995-situationen.

situationen. Årsagen til ændringerne er de samme, som er anført under den marginale tabsrate for svinegødningen.

Det marginale N-tab pr. produceret slagtesvin fordelt på amter svarer nogenlunde til variationen i den marginale tabsrate, jf. figur 5.9, og er betinget af de samme forhold. Ved vurderingen af variationen skal det imidlertid tages i betragtning, at der ikke nødvendigvis er overensstemmelse mellem soholdets størrelse og produktionen af slagtesvin i de respektive amter på grund af specialiseringen af svineproduktionen. Eksempelvis har Københavns Amt godt 60 pct. flere slagtesvin pr. årssø i forhold til landsgennemsnittet og Frederiksborg Amt har 15 pct. færre slagtesvin pr. årssø. De pågældende procenter udtrykker selvsagt ikke en forskel i produktiviteten blandt amterne, men er primært foranlediget af en arbejdsdeling mellem amterne. Det indebærer, at afvigelserne mellem amterne overvurderes. Ændringen i det marginale N-tab pr. produceret slagtesvin inden for et givet amt ved de respektive rammebetingelser er derimod ikke påvirket i samme grad.

## 5.6 Ændring i husdyrtætheden (indikation af fosforoverskuddet)

Den gennemsnitlige husdyrtæthed i landet udgør 0,95 DE ha<sup>-1</sup> med det produktionsniveau- og sammensætning, der gjorde sig gældende i 1995-situationen. Ved dette niveau svarer den producerede mængde fosfor i husdyrgødningen til fosforindholdet i de høstede afgrøder. Dvs. at der er balance, såfremt der ikke tilføres handelsgødning-P. Det er som bekendt ikke tilfældet. Konkret blev der i 1995 tilført 21,4 mio. kg P i form af handelsgødning, hvilket svarer til ca. halvdelen af det høstede fosfor i afgrøderne, jf. Grant *et al.* (1998). Dette er en følge af den ujævne fordeling af husdyrgødningen. Betragtes alene P-indholdet i husdyrgødningen, er konsekvenserne af den ujævne fordeling en overforsyning med fosfor i Jylland (med undtagelse af Århus Amt), hvorimod fosforbehovet på Øerne (med undtagelse af Bornholms Amt) skal dækkes med supplerende handelsgødning-P, jf. figur 5.10. Det skal understreges, at dette er en gennemsnitsbetragtning, som forudsætter, at den producerede husdyrgødning i et amt fordeles jævnt på det



Figur 5.10. Husdyrtætheden i hhv. 1995-situationen og ved fuld implementering af Vandmiljøplan II. Forudsætninger for estimater er, at produktionsniveauet og -sammensætningen svarer til 1995-situationen.

gødningsegne landbrugsareal<sup>6</sup>. Det er som bekendt ikke tilfældet, og følger vil der også pletvis være overforsyning med fosfor på Øerne. Med de nuværende harmonikravsbestemmelser er det således tilladt at udbringe husdyrgødning svarende til 1,7 - 2,3 DE pr. ha<sup>7</sup>.

Den estimerede husdyrtæthed er upåvirket af situationen ved fuld efterlevelse af de nugældende reguleringer, men ved fuld implementering af *Vandmiljøplan II* reduceres den gennemsnitlige husdyrtæthed til 0,88 DE ha<sup>-1</sup> eller med 8 pct. Reduktionen er generel med mindre forskydninger mellem de respektive amter, jf. figur 5.10. Forskydningerne ændrer imidlertid ikke ved det forhold, at Jylland (med undtagelse af Århus Amt) er overforsynet med fosfor.

Ændringen i husdyrtætheden er en følge af forandring i såvel det gødningsegne areal som husdyrholdet. Det gødningsegne areal øges netto med 3½ pct. som følge af udtagning af landbrugsjord (skovrejsning og etablering af vådområder) og den forventede indskrænkning i brakarealet. Husdyrholdet målt i dyreenheder reduceres ensidigt med 4½ pct., og er en følge af den forventede produktivitetsstigning for malkekøer og søer.

<sup>6</sup> Det gødningsegne landbrugsareal defineres i nærværende sammenhæng som det totale landbrugsareal excl. flerårig brak.

<sup>7</sup> Ved disse niveauer tilføres der gennemsnitlig 39 kg P ha<sup>-1</sup> på svinebrug, 48 kg P ha<sup>-1</sup> på kvægbrug og 50 kg P ha<sup>-1</sup> på andre husdyrbrug (Andersen, 1997).

Herved er det muligt at opretholde produktionen ved en mindre husdyrbestand.

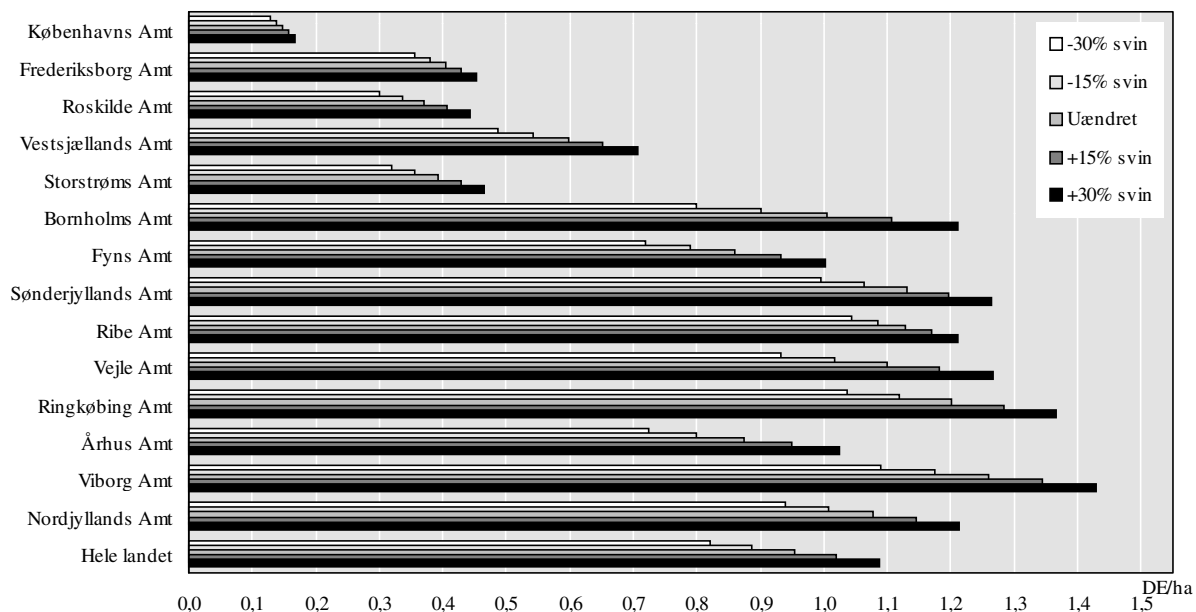
Ved vurderingen er der ikke taget hensyn til udviklingen i mængden af fosfor i den udskilte gødning som følge af ændret fodringspraksis. På nuværende tidspunkt udskilles en stor mængde fosfor i husdyrgødningen dels som følge af en lav fosforfordøjelighed og dels som følge af overfodring med fosfor med henblik på at undgå underforsyning. Den lave fosforfordøjelighed skyldes bl.a., at op til 75 pct. af fosforet i det vegetabiliske svinefoder er fytatbundet og dermed vanskeligt fordøjeligt for svin. Fytat kan imidlertid nedbrydes ved at tilsætte enzymet fytase (Poulsen, 1997). Herved øges fordøjeligheden, tilførslen af fosfor i foderet kan reduceres og den udskilte mængde fosfor formindskes. På tilsvarende vis kan tilførslen af fosfor reduceres ved at reducere sikkerhedsmarginen, hvilket imidlertid forudsætter kendskab til de pågældende svinekategoriernes eksakte behov.

I de seneste normtal er fosforfordøjeligheden i svinefoder opgjort til 35 pct., 55 pct. og 45 pct. for hhv. søer, smågrise og slagtesvin, jf. tabel 5.5, og udnyttelsesgraden (aflejret fosfor i pct. af tilført fosfor) for de tilsvarende husdyrkatogier er opgjort til 13 pct., 39 pct. og 36 pct. På det grundlag skønnes det muligt at reducere fosforindholdet i gødningen. Dels ved at tilpasse fosfortilførslen til fosforbehovet og dels ved at øge fosforfordøjeligheden. Der er imidlertid ikke iværksat tiltag med henblik på at initiere denne proces.

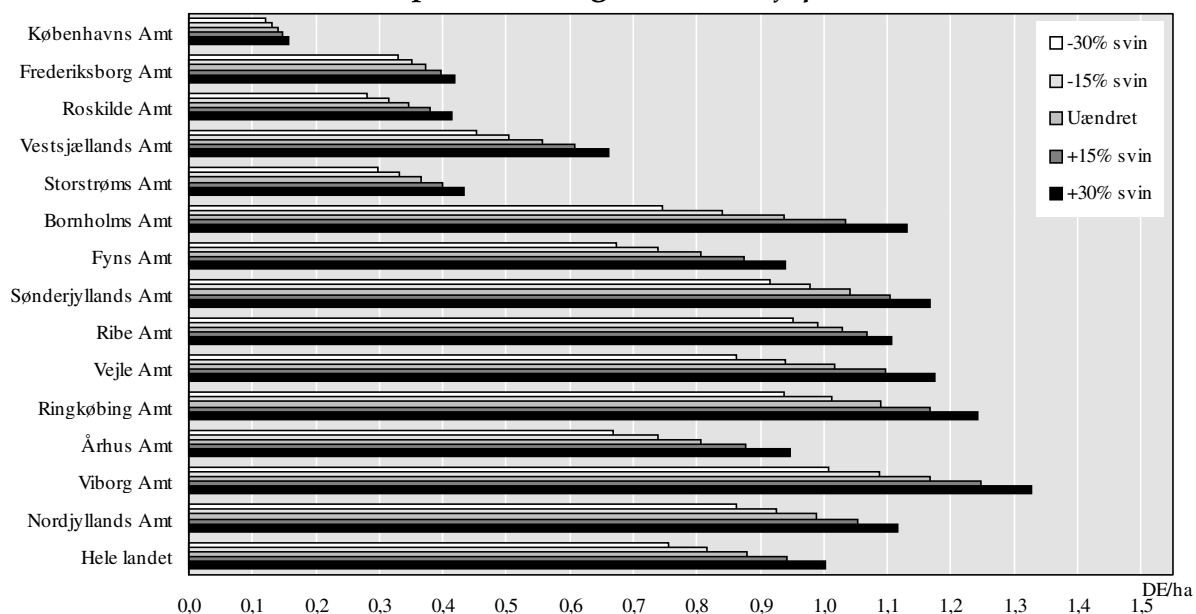
Tabel 5.5. Fosfor i svinefoder, aflejret i kroppen og udskilt i urin og fæces i de seneste normalt (Poulsen og Kristensen, 1997).

Husdyrkategori	Årsso inkl. polte, orner og 22 grise á 7,5 kg		Prod. smågris (7,5 - 30 kg)		Prod. slagtesvin (30 - 98,3 kg)	
	kg P	pct.	kg P	pct.	kg P	pct.
P i tilført foder.....	8,20	100	0,32	100	1,06	100
P aflejret i svinekroppen.....	1,10	13	0,12	39	0,38	36
P udskilt i gødningen.....	7,10	87	0,19	61	0,69	64
heraf i urinen.....	1,80	22	0,05	16	0,10	9
fæces.....	5,30	65	0,14	45	0,59	55

### 1995-situationen



### Fuld implementering af Vandmiljøplan II



Figur 5.11. Husdyrtætheden ved en varierende svineproduktion i hhv. 1995-situationen og ved fuld implementering af Vandmiljøplan II. Forudsætningen for estimaterne er, at produktionsniveauet og -sammensætningen svarer til 1995-situationen.



Ved en forandring i svineproduktionen på 30 pct. ændres husdyrtætheden med knap 14 pct. i 1995-situationen og med godt 14 pct. ved fuld implementering af *Vandmiljøplan II*. Forholdet skyldes, at svineproduktionen tegner sig for knap halvdelen af husdyrholdet målt i dyreenheder med en lille forskydning i svineholdets andel i sidstnævnte situation.

Blandt amterne ændres husdyrtætheden mellem 7 og 20 pct. ved en forandring i svineproduktionen på 30 pct. Variationen skyldes, at svineholdets andel af den samlede husdyrtæthed varierer blandt amterne. Ændringen er således lavest i Ribe Amt, som har en forholdsvis høj husdyrtæthed og en af landets laveste svinekoncentrationer. Bornholms Amt har derimod landets største svinekoncentration og en husdyrtæthed, som svarer nogenlunde til gennemsnittet. Den nominelle ændring i husdyrtætheden er derimod alene betinget af svinekoncentrationen i amtet, og da Københavns Amt har landets laveste svinekoncentration, vil ændringen være ubetydelig selv ved en forandring i svineproduktionen på 30 pct. ( $< 0,1 \text{ DE ha}^{-1}$ ). Og omvendt vil en ændring i svineproduktion på 30 pct. i Bornholms Amt, som har landets største svinekoncentration, bevirke en forandring i husdyrtætheden på  $0,2 \text{ DE ha}^{-1}$ . Ændringen i husdyrtætheden for de øvrige amter vil være mellem  $0,0$  og  $0,2 \text{ DE ha}^{-1}$ , jf. figur 5.11. Ved en stigning i svineproduktionen på 30 pct. i 1995-situationen vil der være et fosforoverskud i samtlige jyske amter. Anvendes  $1 \text{ DE ha}^{-1}$  som grænsen for fosforoverskud, varierer fosforoverskuddet mellem 2 og 43 pct. i hhv. Århus Amt og Viborg Amt. For Øerne svarer fosforproduktionen i husdyrgødningen til den høstede mængde fosfor for Fyns Amt, for Sjælland og Lolland/Falster svarer fosforproduktionen kun til mellem 17 og 71 pct. af den høstede mængde fosfor og for Bornholms Amt vil fosforoverskuddet udgøre 21 pct., jf. figur 5.11.

Ved fuld implementering af *Vandmiljøplan II* vil en stigning i svineproduktionen på 30 pct. medføre, at produktionen af fosfor balancerer med P-indholdet i de høstede afgrøder på landsniveau. Og selv om reduktionen i fosforoverskuddet er størst blandt de amter, som har den største husdyrtæthed, så vil fx Viborg Amt fortsat have et fosforoverskud på

godt 30 pct. Det skal i den sammenhæng gentages, at der i dette overskud ikke er taget højde for tilførsel af handelsgødning-P. Dvs. det reelle overskud er meget større.

## 6 Naturmæssige konsekvenser i et lokalområde

I den regionale model er den totale årlige N-deposition, dvs. inkl. bidraget fra  $\text{NO}_y\text{-N}$  og  $\text{NH}_x\text{-N}$  fra udlandet, i 1995-situationen opgjort til  $17 \text{ kg N ha}^{-1}$  for Vejle Amt, jf. figur 1.2. Ved fuld implementering af *Vandmiljøplan II* reduceres den totale årlige N-deposition til  $15 \text{ kg N ha}^{-1}$  i Vejle Amt under forudsætning af uændret produktionsniveau og -sammensætning. Og ved en forandring i svineproduktionen på 30 pct. ændres N-depositionen med  $1 \text{ kg N ha}^{-1}$ .

Med den lokale model er der ligeledes estimeret gennemsnitlige depositionsintensiteter for Vejle Amt i 1995-situationen og ved fuld implementering af *Vandmiljøplan II* ved varierende svineproduktion, jf. tabel 6.1. Sammenlignes depositionsintensiteterne kan det konstateres, at  $\text{NH}_x\text{-N}$  bidraget fra Vejle Amt i den lokale model (NH3POINT 2.0) er underestimeret med 12 pct. i forhold til den regionale model (KONSEKVEN 2.0). Adderes baggrundsdepositionen ( $\text{NO}_y\text{-N}$  og  $\text{NH}_x\text{-N}$  fra udenlandsk emission og fra landbruget i naboamter) reduceres underestimeringen til 5 pct., hvilket svarer til mindre end  $1 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ .



Figur 6.1. Total N-deposition i 1995-situationen og ved fuld implementering af *Vandmiljøplan II* ved varierende svineproduktion. Forudsætningen for estimererne er, at produktionsniveauet og -sammensætningen i øvrigt svarer til 1995-situationen.

Anm.: Bidraget fra  $\text{NO}_y\text{-N}$  og udenlandsk  $\text{NH}_x\text{-N}$  udgør  $9 \text{ kg N ha}^{-1}$  for Sønderjyllands Amt,  $8 \text{ kg N ha}^{-1}$  for Storstrøms, Bornholms og Fyns Amter,  $6 \text{ kg N ha}^{-1}$  for Viborg og Nordjyllands Amter og  $7 \text{ kg N ha}^{-1}$  for øvrige amter.

Tabel 6.1. Gennemsnitlig årlig N-deposition i Vejle Amt bestemt via lokalmodel i 1995-situationen og ved fuld implementering af Vandmiljøplan II ved varierende svineproduktion. Forudsætningen for estimaterne er, at produktionsniveauet og –sammensætningen i øvrigt svarer til 1995-situationen.

	1995-situationen	Fuld implementering af Vandmiljøplan II		
		Uændret produktion	30 pct. flere svin	30 pct. færre svin
	----- kg N ha <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup> -----			
NO <sub>y</sub> -N .....	5,0	5,0	5,0	5,0
NH <sub>x</sub> -N fra udland.....	2,0	2,0	2,0	2,0
NH <sub>x</sub> -N fra naboamter.....	3,6	2,8	3,0	2,6
Total baggrundsdeposition .....	10,6	9,8	10,1	9,6
NH <sub>x</sub> -N fra Vejle Amt.....	6,0	4,7	5,2	4,3
Total N-deposition.....	16,5	14,6	15,2	13,9

Anm. Depositionen af NO<sub>y</sub>-N er skønnet til 5 kg N ha<sup>-1</sup>. Baggrundsdepositionen i øvrigt er bestemt via KONSEKVEN 2.0 (den regionale model) og depositionen fra Vejle Amt til Vejle Amt er bestemt via NH3POINT 2.0 (den lokale model).

Andelen af N-depositionen fra Vejle Amt i forhold til den samlede N-deposition fra dansk landbrug udgør godt 60 pct., jf. tabel 6.1. Dette forhold er uændret ved fuld implementering af Vandmiljøplan II ved uændret produktionsniveau og –sammensætning.

Ved en stigning i svineproduktion, med heraf følgende højere ammoniakemission i såvel Vejle Amt som naboamterne, øges andelen af N-depositionen fra Vejle Amt, og omvendt ved en reduceret svineproduktion. Ændringen er dog beskeden (1 pct. point ved en stigning i svineproduktionen på 30 pct.).

Inden for scenariernes rammer kan det heraf udledes, at generelle foranstaltninger rettet mod landbrugets ammoniakemission, har tilnærmelsesvis samme effekt på Vejle Amt, som for landet som helhed.

Ovenstående betragtninger gælder for Vejle Amt som helhed. Ved vurderingen af NH<sub>x</sub>-N belastningen af naturområderne er det også nødvendig at tage hensyn til, at de respektive emissionskilder ikke er jævnt fordelt i amtet.

På tilsvarende vis er naturområderne heller ikke jævnt fordelt i amtet. Ved vurdering af effekten af N-depositionen og ændringerne i denne, er det i øvrigt vigtigt at bemærke, at det totale areal af naturtyperne kun udgør en lille andel af landskabet, jf. tabel 6.2. Dertil kommer, at arealet med naturtyperne rent faktisk forekommer som små enklaver spredt i agerlandet.

En stor del af den emitterede ammoniak fra en given kilde afsættes som tørdeposition i umiddelbar nærhed af emissionskilden. Følgelig vil N-depositionen være størst i umiddelbar nærhed af kilden. Effekten heraf er, at depositionsintensiteterne vil variere med emissionskildernes beliggenhed.

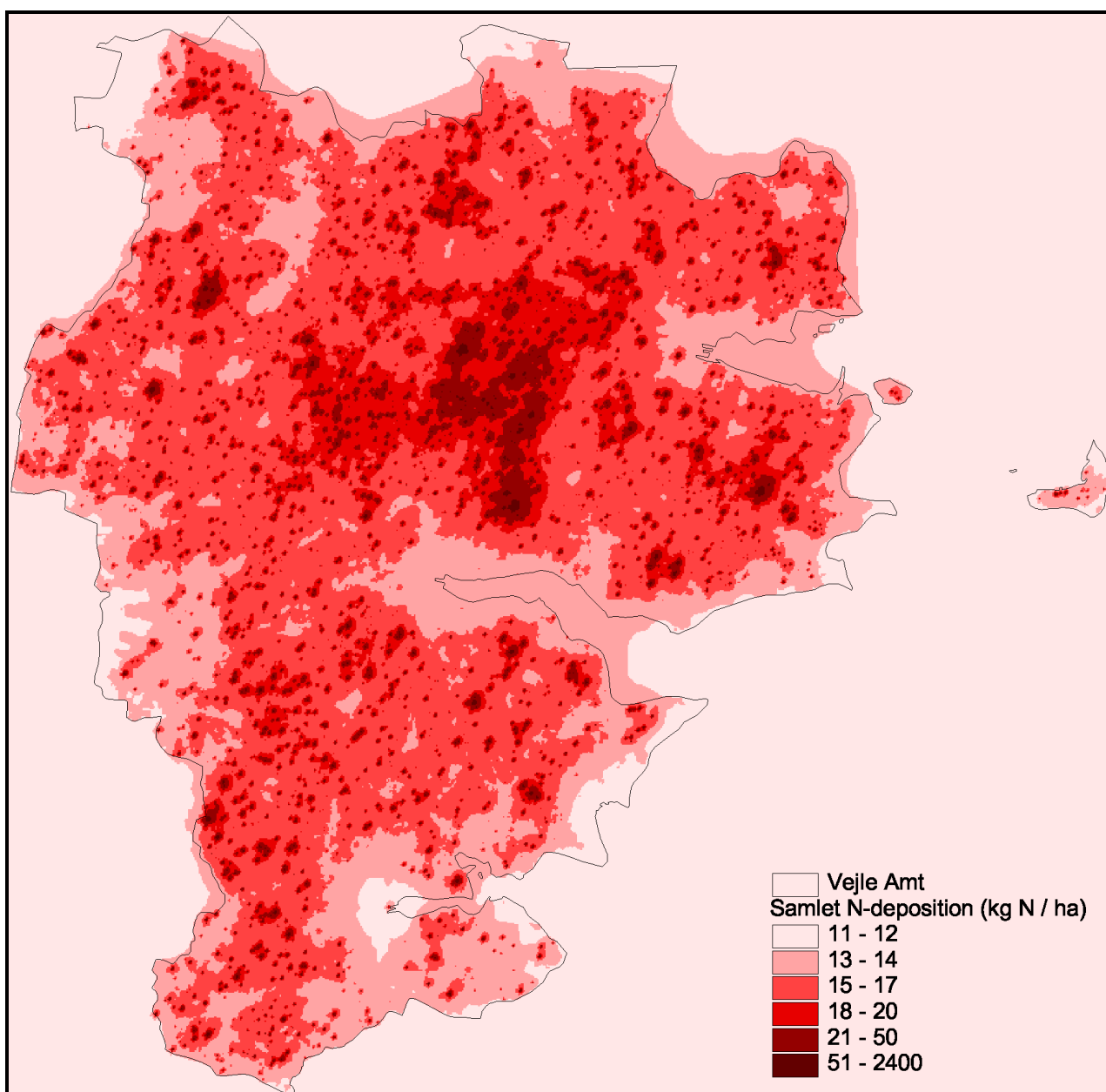
I nedenstående figur 6.2 ses, at depositionsintensiteterne er størst i centrum af Vejle Amt, hvor der også er mange husdyrbrug. Depositionen i Vejle Amt i 1995-situationen varierer fra 11 til over 2.000 kg N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup>. Den nedre værdi er sammenfaldende med baggrundsdepositionen; dvs. bidraget fra NO<sub>y</sub>-N samt bidraget fra NH<sub>x</sub>-N fra udland og naboamterne.

Forholdet mellem emissionskilder, N-deposition og naturområder bliver mere synligt i nedenstående udsnit af Vejle Amt, jf. figur 6.3. På kortet er staldanlæggenes beliggenhed indikeret med en angivelse af emissionens størrelse fra stald og lagre. Desuden er det markeret om husdyrbruget er et svinebrug. Af kortet ses også, at den største N-deposition befinder sig i umiddelbar nærhed af stalden/gødningslagret.

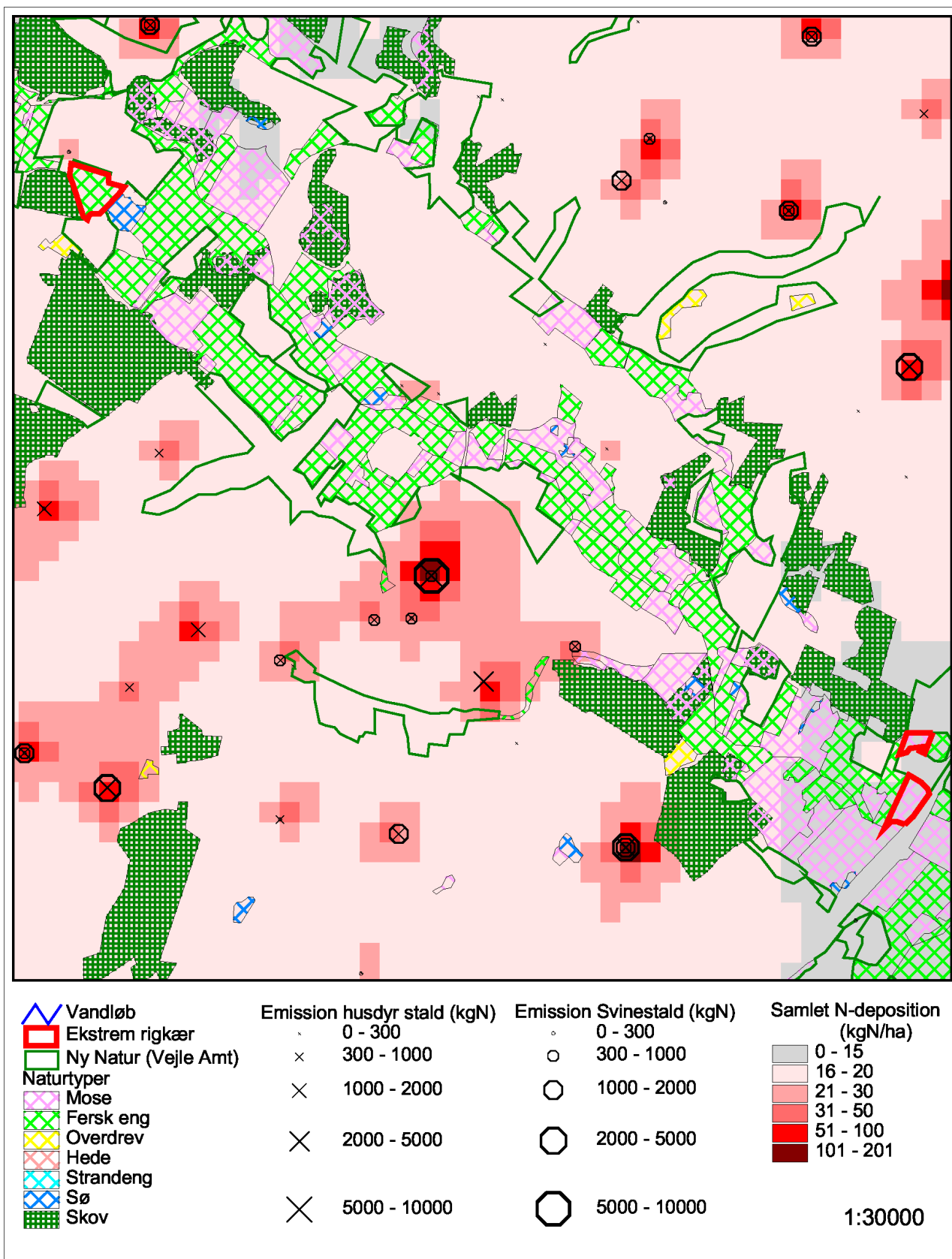
Naturområderne ligger spredt omkring emissionskilderne. De, som er tæt beliggende på emissionskilderne, udsættes for en forholdsvis større N-belastning, som tiltager med husdyrbrugets størrelse.

Tabel 6.2. Arealandel omfattet af Naturbeskyttelseslovens §3 i hhv. Vejle Amt og hele landet (excl. Storkøbenhavn) i 1994 (Skov- og Naturstyrelsen, 1996).

	§3 områder i Vejle Amt	§3 områder i hele landet (excl. Storkøbenhavn)
	----- pct. af det totale areal -----	
Moser.....	1,9	2,1
Ferske enge.....	2,1	2,4
Strandenge.....	0,2	0,9
Heder.....	1,0	1,9
Overdrev.....	0,8	0,6
Søer.....	1,0	1,3
§3 områder i alt.....	7,0	9,2



Figur 6.2. Den totale årlige N-depositionen i Vejle Amt i 1995-situationen.



Figur 6.3. Emissionen og den totale årlige N-depositionen i et udsnit af Vejle Amt i 1995-situationen.

## 6.1 N-belastning af naturområder samt naturkonsekvenserne

For 1995-situationen er det opgjort, at den gennemsnitlige årlige totale N-belastning af naturtyperne i Vejle Amt varierer mellem 13 og 16 kg N ha<sup>-1</sup>, jf. tabel 6.3. Til sammenligning udgør den gennemsnitlige belastning for Vejle Amt 17 kg N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup>. Det indebærer, at den gennemsnitlige N-deposition for Vejle Amt ikke er repræsentativ for N-belastningen af naturområderne. Den gennemsnitlige belastning af naturområderne er således 1 - 4 kg N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup> lavere end den gennemsnitlige regionale deposition. Årsagen hertil skal alene ses i sammenhæng med naturområdernes beliggenhed i forhold til emissionskilderne. Beliggenheden er også årsagen til en stor variation i belastningen med meget høje enkelt niveauer, som det vil fremgå nedenfor.

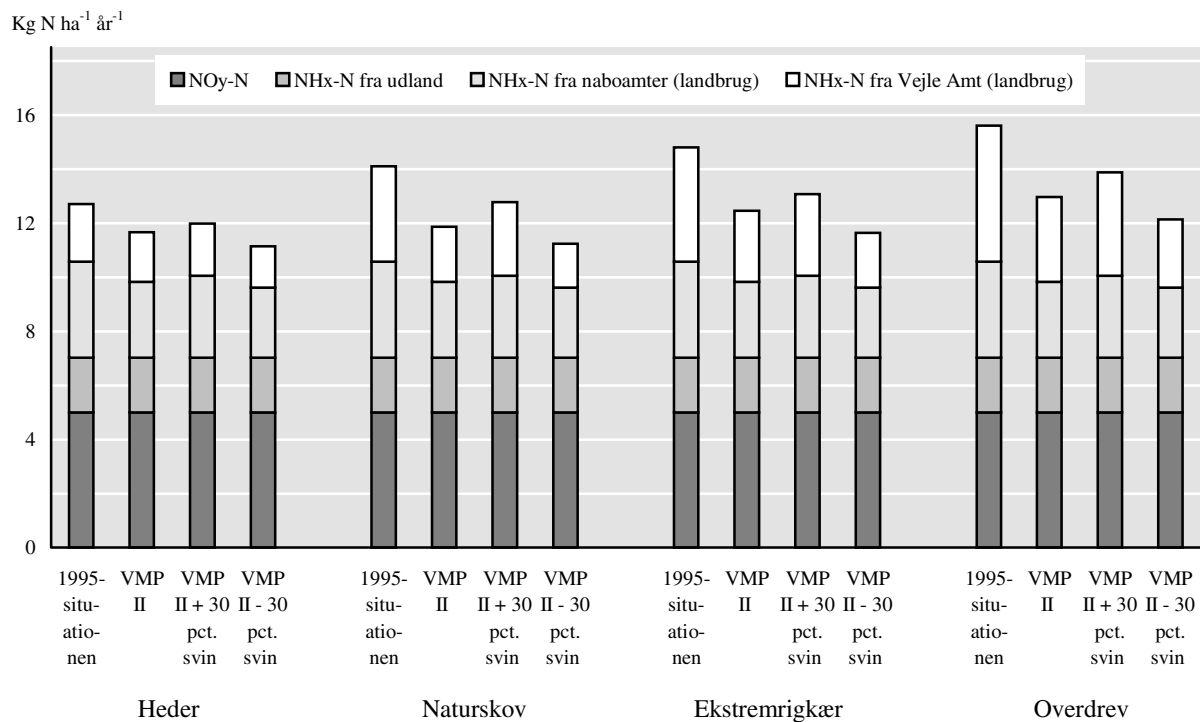
Naturtyperne er i det følgende grupperet efter den gennemsnitlige N-belastning fra det lokale landbrug (Vejle Amt) i 1995-situationen. Herved er der dannet fire grupper: Hede, lobeliesøer, strandeng, ekstremfattigkær og højmose, som ud over en baggrundsbelastning på knap 11 kg N ha<sup>-1</sup>, belastes med gennemsnitligt 2 - 2½ kg N ekstra fra det lokale landbrug. Andre søer og naturskov belastes gennemsnitligt med 3 - 3½ kg N fra det lokale landbrug, ekstremrigkær og moser med 4 - 4½ kg N i gennemsnit og overdrev og ferske enge med 5 - 5½ kg N. De fire understregede naturtyper er anvendt som repræsentant for gruppen.

Den totale N-belastning fra de fire naturtyper er vist i figur 6.4 i hhv. 1995-situationen og ved fuld implementering af *Vandmiljøplan II* ved varierende svineproduktion.

Tabel 6.3. Areal, Critical Load samt årlig total N-deposition fordelt på naturtyperne i Vejle Amt i 1995-situationen og ved fuld implementering af *Vandmiljøplan II* ved varierende svineproduktion. Forudsætningen for estimaterne er, at produktionsniveauet og sammensætningen i øvrigt svarer til 1995-situationen.

	Hede	Lobe- liesøer	Strand- eng	Eks- trem- fattig- kær	Høj- mose	Andre søer	Natur- skov	Eks- trem- rigkær	Andre moser	Over- drev	Ferske enge
	----- ha -----										
Areal.....	2 878	116	709	< 1	22	2 756	1 252	23	5 645	2 271	6 263
	----- kg N ha <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup> -----										
Critical Load, jf. tabel 4.7.....	10	5	-	5	5	-	10	10	-	10	-
<b>1995-situationen</b>											
Minimum belastning.....	11	12	11	13	12	11	12	13	11	11	12
Maksimum belastning.....	259	20	26	13	15	148	505	19	195	429	824
Gennemsnitlig belastning.....	12,7	12,9	12,9	13,0	13,0	13,8	14,1	14,8	14,9	15,6	15,9
<b>Fuld impl. af VMP II</b>											
Minimum belastning.....	10	11	10	12	11	10	11	12	10	11	11
Maksimum belastning.....	236	18	23	12	13	142	459	16	176	414	747
Gennemsnitlig belastning.....	11,6	11,9	11,6	12,0	11,8	12,3	12,6	13,2	13,2	13,7	14,0
<b>Fuld impl. af VMP II + 30 pct. svin</b>											
Minimum belastning.....	11	11	11	12	11	11	11	12	11	11	11
Maksimum belastning.....	236	19	24	12	14	142	459	17	177	414	748
Gennemsnitlig belastning.....	11,9	12,0	12,0	12,0	12,0	12,9	13,1	13,6	13,8	14,4	14,6
<b>Fuld impl. af VMP II - 30 pct. svin</b>											
Minimum belastning.....	10	11	10	11	10	10	10	11	10	10	10
Maksimum belastning.....	234	18	23	11	12	141	458	16	176	413	747
Gennemsnitlig belastning.....	11,1	11,2	11,2	11,0	11,0	11,9	12,2	12,6	12,6	13,1	13,4
	----- pct. -----										
<b>Areal belastet med over 15 kg N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup></b>											
1995-situationen.....	4	1	1	0	1	11	8	44	29	44	46
Fuld impl. af VMP II.....	1	<1	1	0	0	2	3	14	6	10	10
Fuld impl. af VMP II + 30 pct. svin.....	1	<1	<1	0	0	4	5	18	11	17	21
Fuld impl. af VMP II - 30 pct. svin.....	<1	<1	<1	0	0	1	2	7	4	5	6

Anm. Depositionsintensiteterne burde aht. usikkerheden afrundes til hele tal, men mhp. vurderingen af udviklingstendensen er estimaterne uafrundet.



Figur 6.4. Gennemsnitlig årlig total N-deposition af naturområderne i Vejle Amt fordelt på typiske belastningsgrupper i 1995-situationen og ved fuld implementering af Vandmiljøplan II ved varierende svineproduktion. Hver belastningsgruppe er repræsenteret ved én naturtype fra hver af de fire belastningsgrupper.

N-depositionen er samtidig disaggregeret på de respektive bidrag. Differentieringen giver et indtryk af hvor stor en del af N-belastningen, der er betinget af det lokale landbrug (Vejle Amt), og dermed kan gøres til genstand for lokale reguleringer, og hvor stor endel, der hidrører fra det omgivende landbrug, og dermed kan gøres til genstand for generelle reguleringer. Endelig viser den bidraget fra andre kilder, som ikke kan reduceres ved reguleringer i dansk landbrug.

Belastningen af naturtyperne i 1995-situationen genspejler naturtypernes lokalisering i forhold til de belastende husdyrbrug. Typisk forekommer naturtyperne i den mindst belastede gruppe af jordbunds- og terrænmæssige årsager i tilknytning til større naturområder (landbrugsmæssigt meget marginale områder) i stor afstand fra landbrugsarealer, mens ekstremrigkær og overdrev befinder sig som små naturenklaver i landbrugslandet. Mens kun strandenge blandt naturtyperne i den første gruppe er afhængig af landbrugets græsning med kreaturer, er overdrev helt og ekstremrigkær til dels afhængig af denne græsning. Lokalisering af andre søer og naturskove er uafhængig af landbrugenens lokalisering, men i langt højere grad knyttet til topografien. Ingen af natur-

typerne er med hensyn til drift/pleje afhængig af en nær lokalisering ved svinebrug, pelsdyrbrug eller fjerkræbrug.

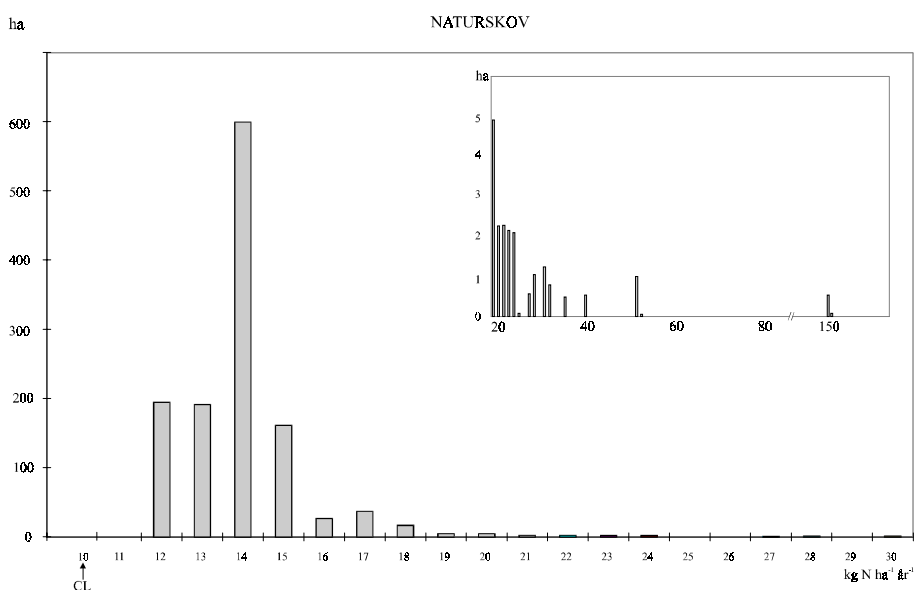
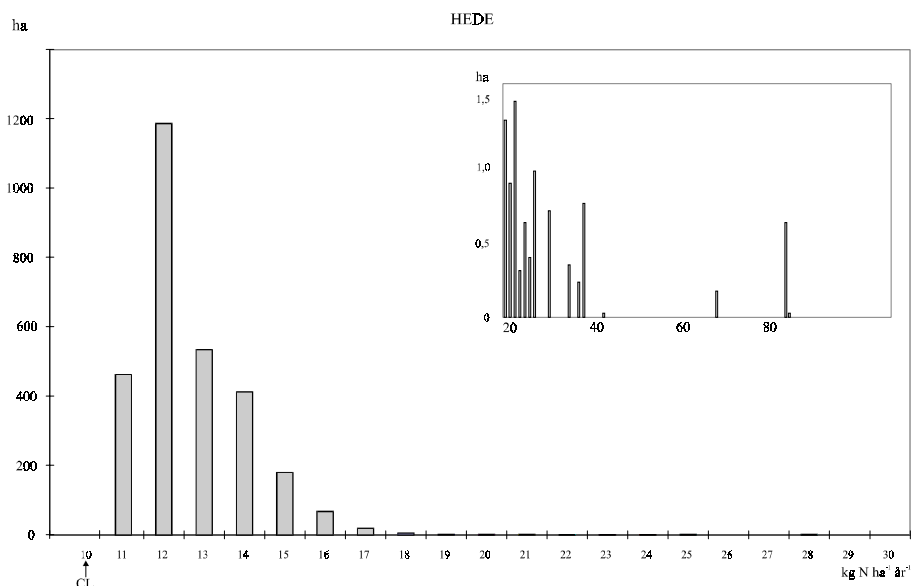
Ved fuld implementering af Vandmiljøplan II reduceres den årlige gennemsnitsbelastning med 1 - 2 kg N ha<sup>-1</sup> i forhold til 1995-situationen. Heraf udgør reduktionen i baggrundsbelastningen fra andre amter som følge af fuld implementering af Vandmiljøplan II knap 1 kg N ha<sup>-1</sup>. Herved reduceres den gennemsnitlige belastning af alle naturtyper naturligtvis med denne størrelse. Størrelsen af reduktionen i belastningen af de enkelte naturtyper er proportionalt med belastningen i 1995-situationen, således at reduktionen er størst for de højest belastede typer.

En kombination af fuld implementeret Vandmiljøplan II og en stigning i svineholdet på 30 pct. udhuler belastningsreduktionen ved fuld implementeret Vandmiljøplan II med ca. 1/3. En kombination af fuld implementeret Vandmiljøplan II med 30 pct.'s reduktion i svineholdet reducerer den gennemsnitlige kvælstofbelastning fra dansk landbrug med 1½ - 2½ kg N ha<sup>-1</sup> i forhold til 1995-situationen. Heraf kan 1 kg N ha<sup>-1</sup> tilskrives en reduktion af baggrundsværdien, dvs. en

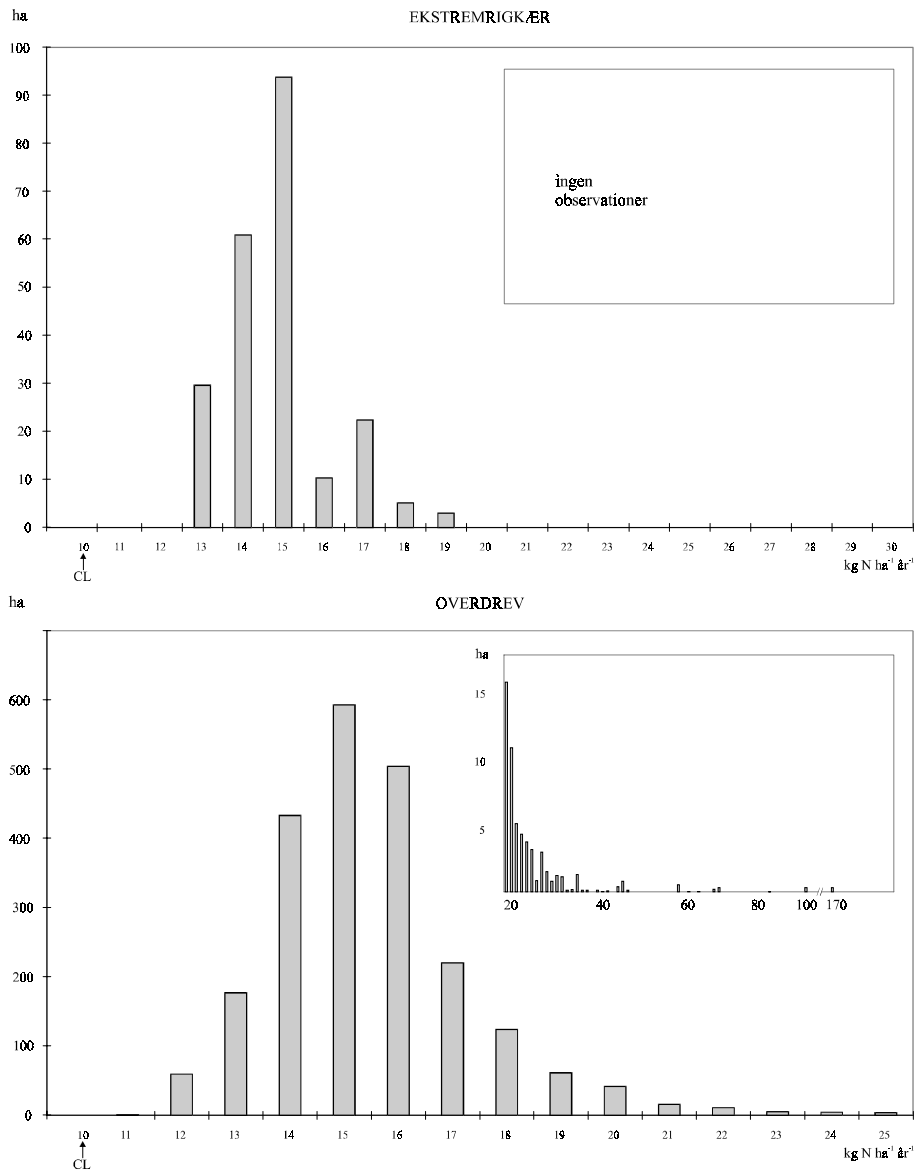
reduktion i den fjerntransporterede belastning fra andre amter og kilder.

De naturligt mest oligotrofe naturtyper (hede, lobeliesøer, ekstremfattigkær og højmose) er mindst belastet fra det lokale landbrug. Her spiller størrelsen af baggrundsbelastningen en relativ stor rolle. Artsrigdommen på overdrev og i ekstremrigkær er - ud over afgræsning med kreaturer - betinget af naturligt lave koncentrationer af N og/eller P og for overdrevenes vedkommende også af lav tilgængelighed på vand. De lokale husdyrbrug er kilde til en relativ stor andel af disse naturtypers belastning med luftbåren N-afsætning. Det samme gælder moser og ferske enge i al almindelighed.

Ovenstående N-belastninger er baseret på gennemsnitsbetragtninger, som ikke favner variationen inden for de respektive belastningsgrupper. På hederne svinger den årlige N-belastning i 1995-situationen således fra 11 til 259 kg N ha<sup>-1</sup>. For naturskov er det tilsvarende interval 12 - 105 kg N ha<sup>-1</sup>, for ekstremrigkær 14-19 kg N ha<sup>-1</sup> og for overdrev 12 - 429 kg N ha<sup>-1</sup>, jf. tabel 6.3 og figur 6.5. De øvre ekstremer er dog ikke særlig typiske. For samtlige naturtyper gælder således, at mindre end 5 pct. af de respektive naturarealer er udsat for en årlig N-deposition på over 20 kg N ha<sup>-1</sup>. Denne høje belastning er dog totalt ødelæggende for naturkvaliteten på de konkrete arealer og er en ret alvorlig trussel, når naturarealernes størrelse tages i betragtning.

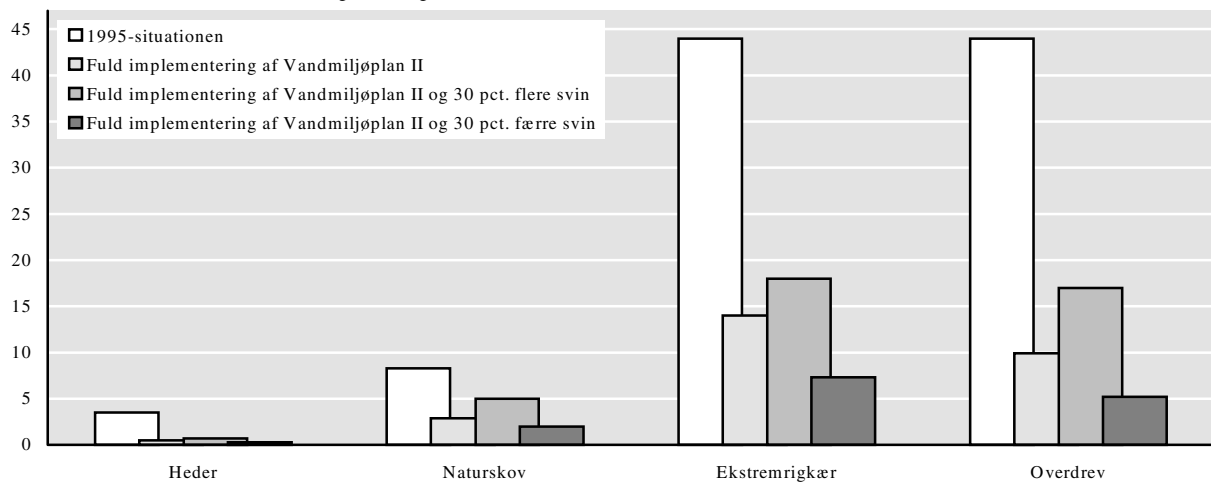






Figur 6.5. Eksempler på variationen i den årlige totale N-deposition i 1995-situationen for naturtyper i Vejle Amt og den tilhørende Critical Load -værdi (CL) jf. tabel 4.7. Indsat diagram er fortsættelse af x-aksen.

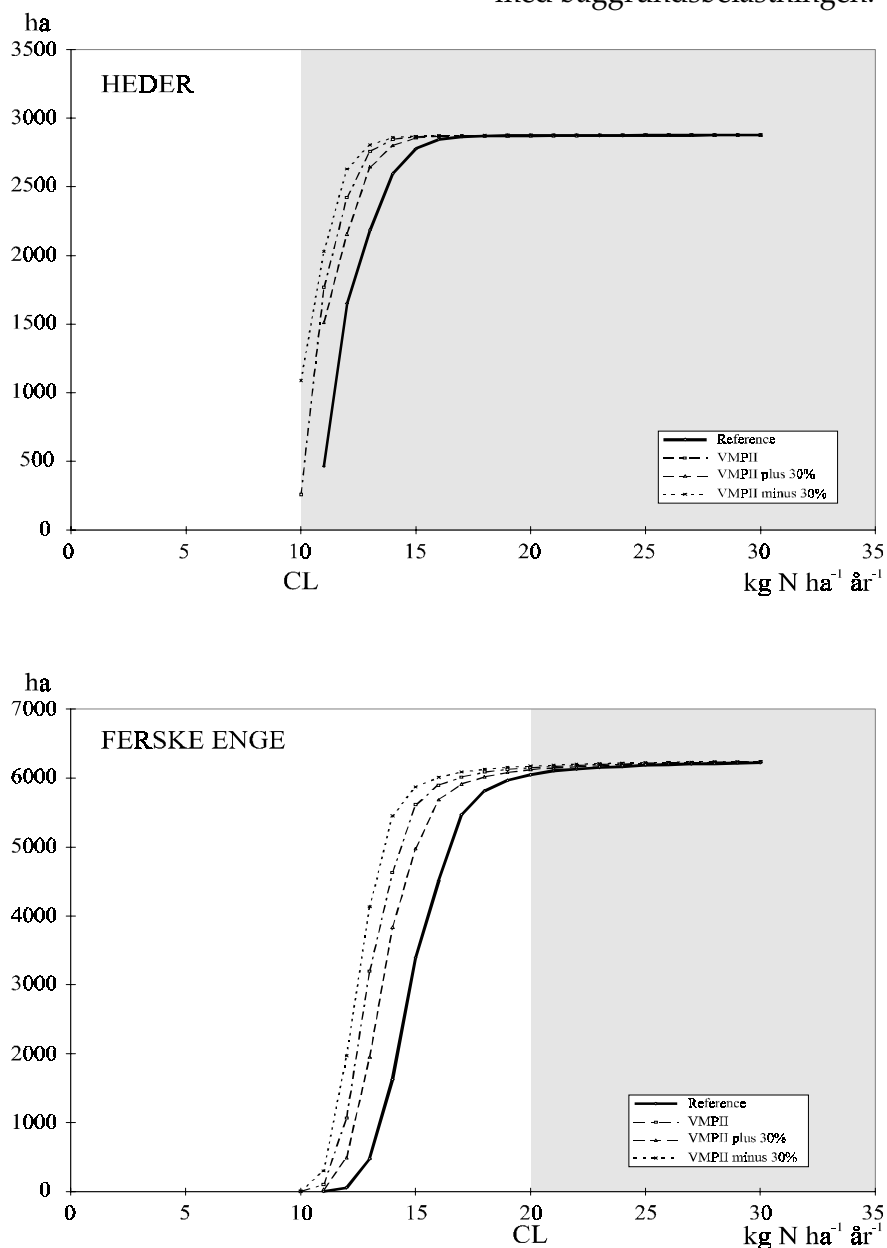
Pct. af arealet, som er belastet med 15 kg N ha<sup>-1</sup> og derover



Figur 6.6. Andelen af naturarealet udsat for en årlig total N-deposition på 15 kg N ha<sup>-1</sup> eller derover fordelt på typiske belastningsgrupper i hhv. 1995-situationen og ved fuld implementering af Vandmiljøplan II ved varierende svineproduktion. Hver belastningsgruppe er repræsenteret ved én naturtype fra hver af de fire belastningsgrupper.

Selv om det er mindre end 5 pct. af arealet med de respektive naturtyper, som belastes med mere end 20 kg N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup>, så er det dog for nogle naturtyper en væsentlig part af arealet, som er belastet med 15 kg N ha<sup>-1</sup> eller derover, jf. figur 6.6. Af figuren fremgår det, at næsten halvdelen af arealerne med ekstremrigkær og overdrev er belastet med 15 kg N ha<sup>-1</sup> eller derover i 1995-situationen. Ved fuld implementering af *Vandmiljøplan II* reduceres belastningen mest på de naturarealer, som er udsat for en høj N-deposition. Den gennemsnitlige reduktion på 2 kg N ha<sup>-1</sup> for Vejle Amt kommer de mest belastede naturtyper og lokaliteter til gode. De mest

belastede naturtyper er samtidig lokaliseret på de arealer, der er mest påvirkelig over for udsving i svineproduktionen. Reduktion i belastningen af de højest belastede naturtyper som naturskov, ekstremrigkær og overdrev kan derfor bl.a. ske ved en restriktiv lokalisering af brug med husdyr. Belastningen af naturtyperne er uafhængig af det samlede areal af de enkelte typer. Arealbelastningskurver i 1995-situationen for naturtyperne hede og fersk eng, der henholdsvis repræsenterer højest og lavest belastet naturtype, ses af figur 6.7. Baggrundsbelastningen bestemmer placeringen af kurvens minimum, der således er større end eller lig med baggrundsbelastningen.



Figur 6.7. Areal akkumuleringskurver for den årlige totale N-belastning af naturtypen ved hhv. den mindste (heder) og højeste (ferske enge) gennemsnitlige deposition. Akkumuleringskurverne er vist for 1995-situationen og ved fuld implementering af *Vandmiljøplan II* ved varierende svineproduktion. Det tonede område angiver N-belastninger større end Critical Load -værdien for de to naturtyper. For ferske enge er der benyttet Critical Load -værdi for mesotrofe enge.

Gruppen af naturtyper, der har de højeste gennemsnitsbelastninger ( $> 4 \text{ kg N}$  fra det lokale landbrug) har ligeledes de højeste arealandele ( $\geq 29 \text{ pct.}$ ), der er belastet med  $15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$  eller derover. Arealandelen, der er belastet med  $15 \text{ kg}$  eller mere, er  $3,5 \text{ pct.}$  for naturtyperne i belastningsgruppen  $2 - 2\frac{1}{2} \text{ kg N ha}^{-1}$ . Hovedparten af arealerne har således en belastning, der fordeler sig inden for intervallet  $11 - 18 \text{ kg N ha}^{-1}$  i 1995-situationen, jf. figur 6.5. Arealandelen med en belastning på  $20 \text{ kg N ha}^{-1}$  eller derover er ligesom den maksimale belastningsværdi mere tilfældigt fordelt på naturtyperne. Inden for de fleste naturtyper forekommer der særdeles høje maksimum belastninger. Bemærkes kan i denne sammenhæng de høje maksimalværdier ikke alene for naturtyperne med en høj gennemsnitlig belastning, men også for hede, naturskov og andre søer.

Den såkaldte Critical Load (tålegrænse) for kvælstof er det årlige N-belastningsniveau, som med kendt viden med rimelig sikkerhed inden for den relativt korte forskningshorisont, vil ødelægge naturtypen abiotisk og/eller biotisk. Især de i forvejen truede arter vil gå tilbage i tæthed og udbredelse. Fjernelse af såkaldte trædesten vil tilmed øge arternes genetiske isolation og dermed også reducere chancerne for spredning og genetisk tilpasning. Over en længere tidshorisont vil enhver naturtype tilpasse sig i en ligevægt med de givne kårforhold - også den for dansk natur ukendte kombination af sure og eutrofe kårforhold. Dette vil ske med tab af mange af de urter, der udgør kernen af mangfoldigheden, og tilpasning for græsserne. Dette kan evt. ske ved at der parallelt hermed sker en genetisk tilpasning (Falkengren-Grerup *et al.* 1998). Critical Load giver kun en sikker garanti for at noget sker - *in casu* en naturkvalitetsmæssig forringelse, men giver ingen garantier for, at der ikke vil ske ændringer på længere sigt ved endnu lavere belastning.

Critical Load for lobeliesøer, højmose, overdrev og hede er angivet til at være ca.  $5$  til  $10 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ , jf. tabel 4.7. Disse grænser er overskredet af baggrundsafsætningen i alle scenarier ( $10 - 11 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ ). En reduktion af svineproduktionens størrelse er ikke nok til at afværge kvalitetsforringelsen på sigt af disse naturområder. En reduktion i svine-

produktionen vil dog tidsmæssigt udsætte ændringen og især for de områder, der ligger tæt på de konkrete svinebrug.

Bortset fra de naturligt oligo- og mesotrofe moser og enge, påvirkes disse naturtyper også af den vandbårne og den interne belastning med N. Denne belastning betyder i langt de fleste tilfælde mere end den luftbårne for deres N belastning.

## 7 Diskussion af den anvendte metode på lokalområdet

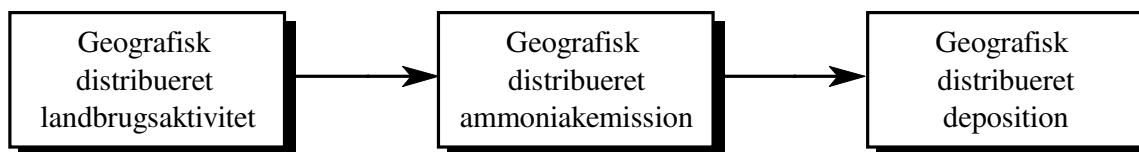
Formålet med lokalområdet har været at inddrage landbrugsaktiviteternes geografiske spredning og variation på et meget detaljeret niveau i modelleringen af N-depositionen. Dermed skabes grundlag for en mere realistisk opgørelse af den geografiske variation i kvælstofbelastningen og de deraf følgende konsekvenser for den terrestriske natur og søerne.

Hidtil har beregninger af landbrugets ammoniakemission og modellering af depositionen været udført i form af summariske opgørelser over større geografiske enheder, fx kommuner, amter, havområder eller kvadratnet på 5 \* 5 km. Der er imidlertid med oprettelsen af nye landbrugsregistre, bl.a. i forlængelse af reformen af EU's landbrugs politik i 1992, opstået muligheder for at placere landbrugets emissionskilder på deres reelle geografiske beliggenhed. Disse registre kan derfor danne grundlag for beregning af lokalisering og størrelse af landbrugets ammoniakemission.

På baggrund af et skøn over unøjagtigheder i emissionskildernes placering samt begrænsninger i PC'ernes regnekraft, blev det valgt at lægge et 100 \* 100 m kvadratnet til grunde for opgørelsen af såvel emissionen som depositionen. Af samme årsag er der i første omgang ikke arbejdet landsdækkende, men i et lokalområde, der omfatter hele Vejle Amt. Ved at arbejde med et 100 \* 100 m kvadratnet er det muligt at fange den rumlige variation i depositionen indenfor enkelte naturarealer, skove mm.

Udbredelsen af de potentielt truede naturtyper er kortlagt ud fra digitale kort udfærdiget af Vejle Amt i forbindelse med registreringen af beskyttede naturtyper. Supplerende hertil er der til dette projekt udarbejdet digitale kort over de særlig værdifulde naturtyper lobeliesø, højmose, ekstremrigkær og ekstremfattigkær. Digitaliseringen er foretaget med udgangspunkt i det botaniske lokalitetsregister (Wind, 1992) samt Naturovervågningsrapporten vedrørende højmoser (Risager og Aaby, 1997), hvorefter Vejle Amt har suppleret og bidraget med lokaliteternes afgrænsning (Høgsberg, 1999). Skovenes beliggenhed er baseret på skovkortlægningen udført ved digitalisering af topografiske kort fra omkring 1980 ved Landbrugsministeriet. Supplerende er naturskovene digitaliseret på grundlag af de eksisterende registreringer af naturskov i statsskovene (Jessen og Buchwald, 1997) og uden for statsskovene (Møller, 1990).

Der er tidligere udarbejdet modeller til at bestemme emissionen af ammoniak på bedriftsniveau (se fx Hutchings *et al.* (1996)) og på tilsvarende vis er der udarbejdet modeller til at estimere depositionen af  $\text{NH}_x\text{-N}$  i et givet punkt fra en given punktkilde (se fx Asman (1998)). Fælles for disse modelsystemer gælder, at emissionen og den tilhørende spredning og deposition estimeres fra én given emissionskilde til ét givet punkt. Det nye består derfor i, at modelsystemet favner de mange emissionskilder og estimerer den samlede deposition i et givet receptorområde ved benyttelse af GIS til at holde rede på de geografisk distribuerede informationer. Det er derfor nedenstående kæde, der er genstand for nærværende kapitel:



Figur 7.1. Relationen mellem den geografisk distribuerede landbrugsproduktion og kvælstofdepositionen i lokalområdet.

Fordelene ved modelsystemet er indlysende. Den anvendte metode er imidlertid forbun-

det med nogle begrænsninger, og det gøres der nærmere rede for nedenfor.

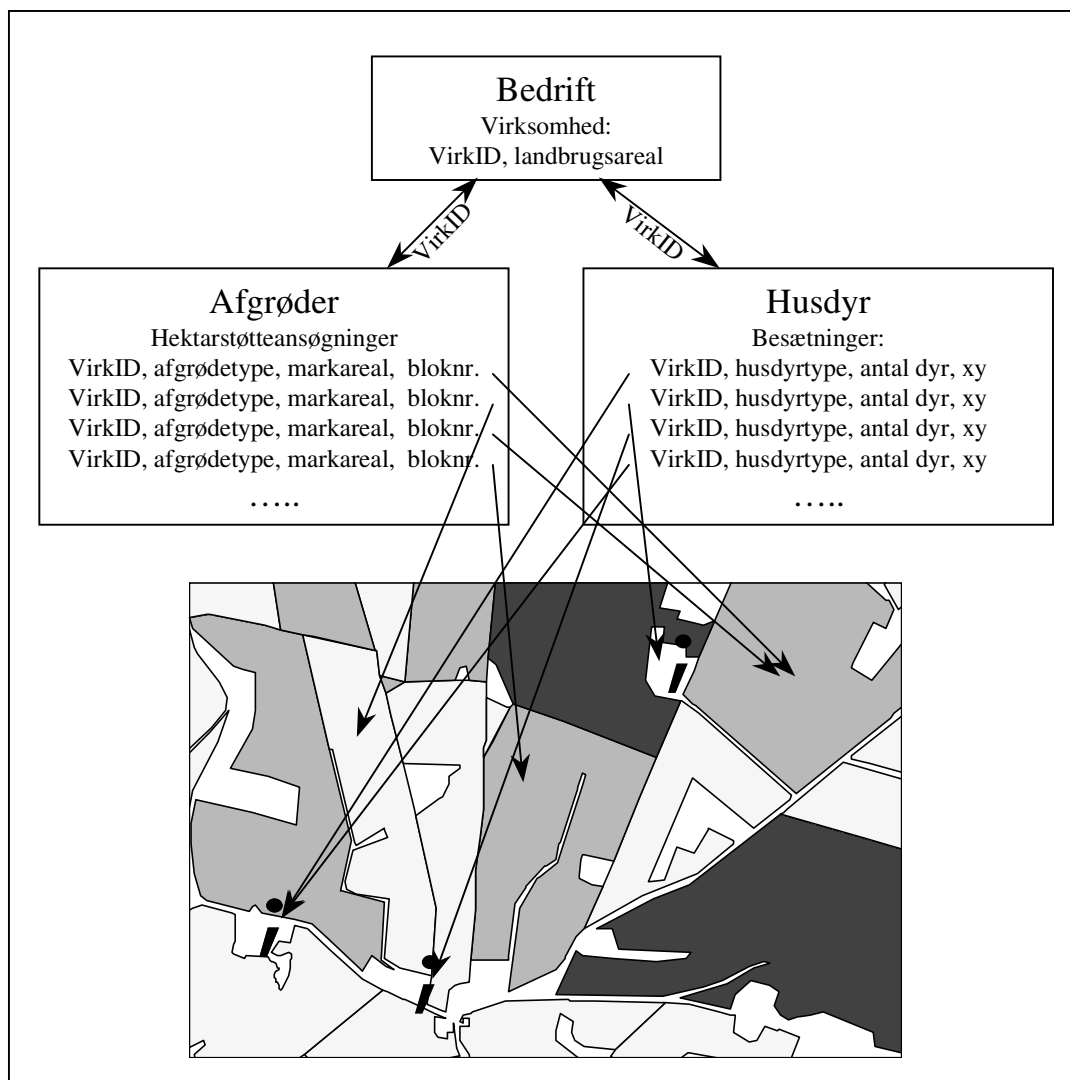
## 7.1 Geografisk lokalisering af landbrugsaktiviteter i Vejle Amt

Arbejdet er baseret på et udtræk fra landbrugsdatabaserne GLR (Generelt LandbrugsRegister) og CHR (Centralt HusdyrRegister), der via stedreferencer kobles til de tilhørende digitale kort. I nedenstående diagram er vist hovedelementerne i koblingen mellem GLR/CHR og de respektive kortlag.

Marker, for hvilke der er søgt EU-hektarstøtte, er registreret i GLR, som bl.a. indeholder oplysninger om ejer, markstørrelse og afgrødetype, hvor afgrødetyperne efterfølgende er omklassificeret til NP-modellens 13 kategorier. Den geografiske stedfæstelse af de enkelte markflader finder sted via en entydig reference mellem GLR og bloknumret i

blokkortet. Blokkortet indeholder flader, kaldet blokke eller markblokke, der afgrænses af faste grænser såsom veje, vandløb/grøfter, hegn, skove, bebyggede arealer mm. Hver blok har en entydig reference og indeholder fra én til et mindre antal marker, og blokkene danner således de mindste rumlige enheder ved opgørelsen af ammoniakemissionen fra markerne.

Husdyrholdet er registreret i CHR, hvor der til hver besætning findes gårdens postadresse samt dens stedidentifikation, der knyttes til et punkt med kendte geografiske koordinater. Ud af godt 5000 besætninger har ca. 40 mindre besætninger ikke kunne stedfæstes, og de er derfor udeladt af de efterfølgende emissionsopgørelser.



Figur 7.2. Schematisk oversigt over sammenhæng mellem udtræk fra GLR (afgrøder) og det digitale blokkort, udtræk fra CHR (husdyr) og besætningernes placering på gårde samt dannelsen af bedriftstyper via ejerforhold/virksomhed (virkID).

Efterfølgende er husdyrbrugskategorierne i CHR omregnet til NP-modellens 18 kategorier, og de samlede husdyrbestande for Vejle Amt er sammenholdt med Landbrugs- og gartneritællingerne for 1998 (Danmarks Statistik, 1999). Der er for de fleste husdyrkategorier nogenlunde god overensstemmelse mellem de to opgørelser, bortset fra større afvigelser på kalkuner og pelsdyr. Desuden skelner CHR ikke imellem stor race og jersey ved malkekøer, tyre og opdræt. For at råde bod på dette, er dyrene fra disse arter i alle besætninger i CHR splittet forholdsmæssigt op på de to grupper, på baggrund af fordelingen i NP-modellen. Herefter er alle besætninger korrigeret for de samlede forskelle indenfor de respektive husdyrgrupper fra 1998 til 1995 i Vejle Amt, og efterfølgende omregnet til dyreenheder.

Emissionen fra en mark er i NP-modellen betinget af tre forhold, som beregnes for alle GLR-marker: afgrødetype, jordtype<sup>8</sup> (ler/sand) og bedriftstype<sup>9</sup>. Jordtypen blev afledt ved at lægge blokkortet over jordbunds-kortet, og føre oplysninger tilbage fra blokkene til markregistret i GLR. For at fastlægge bedriftstypen analog med NP-modellens definition<sup>10</sup> var det nødvendigt at koble husdyrhold og marker sammen til en bedriftsenhed. GLR og CHR er to separate registre, der som sådan ikke indeholder en fastlæggelse af bedrifter. Eneste reference mellem registrene er gården (ejendommen ved Kommune- og

<sup>8</sup> Ved jordtyper forstås sand- og lerjorde. Sandjordene er i den sammenhæng defineret som jordtyper med farvekode 1-3 i henhold til Landbrugsministeriets jordklassificering og lerjordene som jordtyper med farvekode 4-8.

<sup>9</sup> Emissionen er i NP-modellen betinget af afgrøden og gødningsintensiteterne fordelt på husdyr- og handelsgødning. Gødningsintensiteterne er igen fastlagt som en funktion af afgrødetype, jordbundsforhold og bedriftstype.

<sup>10</sup> Ved brugstyper forstås kvægbrug, svinebrug, blandede husdyrbrug og planteavlbrug, jf. følgende definitioner:

- *Planteavlbrug* defineres som brug med under 1/2 dyreenhed (DE) pr. ha.
- *Kvægbrug* defineres som brug med mindst 1/2 DE pr. ha og hvor andelen af kvæg udgør mindst 2/3 af DE.
- *Svinebrug* defineres som brug med mindst 1/2 DE pr. ha og hvor andelen af svin udgør mindst 2/3 af DE.
- *Blandede husdyrbrug* defineres som brug, som hverken kan defineres som kvæg-, svine- eller planteavlbrug.

ESR-nummer) eller ejerskab/forpagter (virksomheds-ID, reference dannet ud fra CPR/SE numre). Efter drøftelser med fagpersoner med kendskab til GLR/CHR (Trine Grove, LEC, Inge T. Kristensen, DJF Foulum) blev det valgt at danne bedriften via virksomhedsreferencen, der findes i begge registre. Hver virksomhed blev ud fra dets samlede jordtilliggende og det samlede antal dyreenheder klassificeret efter NP-modellens bedriftstypedefinition. En mindre del marker og besætninger var uden virksomhedsreference, og blev slået sammen til en bedrift, som viste sig at blive klassificeret som Blandet husdyrbrug.

### Kalibrering af landbrugsaktiviteterne

Der er foretaget en række kalibreringer og kontroller på GLR datasættet, for at sikre konsistente opgørelser på lokalområdet i forhold til det nationale/regionale niveau.

Af forskellige årsager har ikke alle landmænd søgt støtte til alle landbrugsarealer; i Vejle Amt drejer det sig om ca. 6.000 ha ud af de næsten 173.000 ha landbrugsareal, som er opgjort i Danmarks Statistiks Landbrugs- og gartneritællingen. Endvidere har det samlede landbrugsareal og afgrødesammensætningen ændret sig lidt siden 1995. Det var derfor nødvendig at foretage en korrektion af de enkelte afgrøders areal angivet i GLR, så det passede med NP-modellens 1995-datagrundlag. En sammenligning af afgrøder fordelt på jordtype og bedriftstype viste yderligere divergenser imellem GLR og NP-modellens datagrundlag; især hvad angår blokkenes jordbundsforhold, som i NP-modellen er opgjort på kommuneniveau som blandingsprocent. På grund af disse divergenser, der omfatter dels reelle afvigelser i datagrundlaget og dels forskelle i den metodiske behandling af data, blev det valgt kun at anvende markernes tilhørsforhold til bedriftstypen i den videre beregninger af ammoniakemissionen. Dette har en nivellerende effekt på variationen af den samlede emission fra markerne, jf. afsnit 7.2.

En anden korrektion var nødvendig af hensyn til en sammenligning af blokkenes areal med summen af arealet hvortil der er ansøgt EU-støtte for hver blok. Dette viste en række divergenser, især er der for ca. 1/3 af alle blokke slet ikke søgt EU-støtte. En af årsagerne

hertil er, at nogle af blokkene også dækker over andre arealer såsom heder, moser, rydninger i skove o.l. Overlap imellem blokkortet og skove, heder og moser er korrigeret ved at klippe overlappende arealer ud af blokkene.

På den anden side findes en del blokke med mere eller mindre stor overbelægning. For at undgå en overestimering af emissionen fra disse blokke, er det samlede markareal indenfor hver af disse blokke efterfølgende korrigeret til blokarealet ved en forholds-mæssig reduktion i markarealerne indenfor disse blokke. Til gengæld er markarealerne i de ikke fyldte blokke udvidet med de 'fratruckne' arealer, fordelt i forhold til de enkelte blokkes frie areal. Dermed bibeholdes det samlede markareal og dermed også den samlede emission fra markerne for amtet som helhed.

Samlet for usikkerheden omkring den geografisk distribuerede landbrugsaktivitet kan anføres:

- at GLR/CHR ikke rummer en egentlig bedriftsenhed; arealanvendelsen og husdyrholdet er særskilte registreringer, som ved dannelsen af en bedriftsenhed er forbundet med fejkilder. Herved vil bestemmelsen af bedriftstypen ligeledes være forbundet med usikkerhed, og bedriftstypen er bl.a. bestemmende for fastlæggelsen af gødningsintensiteterne og dermed emissionen af ammoniak.
- at registreringer af husdyrhold i CHR opgøres én gang årlig på baggrund af individuelle opdateringer af besætninger i løbet af året. Da registreringerne ikke gælder et bestemt tidspunkt, består CHR af både forældede data og nye data. Problemet er størst for brug med svingende produktion og for husdyr med en kort omdriftsperiode. For kvægsektoren, hvor produktionen sædvanligvis er kontinuerlig og med lange omdriftsperioder, vil problemstillingen hovedsagelig vedrøre sæsonsvingninger. Det skal imidlertid også bemærkes, at registrets kvalitet løbende forbedres.
- at mangler i GLR's datagrundlag mht. afgrødesammensætning gør det nødven-

digt at supplere med andre kilder. Det skal dog bemærkes, at disse mangler kun omfatter 6.000 ha svarende til 3½ pct. af landbrugsarealet, der hovedsagelig omfatter arealer med græs og grøntfoder.

- at de enkelte marker kun er lokaliseret i forhold til en markblok, som kan rumme én eller flere marker samt naturområder. Herved kan marken og dermed emissionskilden ikke lokaliseres entydigt. Samtidig vil fastlæggelsen af markens jordtype blive behæftet med usikkerhed, hvilket ligeledes influerer på emissionens størrelse.
- at GLR/CHR ikke indeholder oplysninger om staldtype, opbevaringsanlæg/-kapacitet for husdyrgødningen samt den anvendte metode for udbringningen af husdyrgødningen, herunder husdyrgødnings henliggetid og udbringningstidspunkt. Alle parametrene er af betydning for bestemmelsen af ammoniakemissionen, hvilket diskuteres nærmere i afsnit 7.2.

De ovenover anførte forhold bidrager alle til fejlbehæftet emissioner og/eller lokalisering af emissionskilden. Fejkilderne skal imidlertid ses i sammenhæng med en traditionel statistisk distribuering af landbrugsaktiviteterne, hvor de enkelte emissionskilders beliggenhed alene er gradueret efter kommune eller lignende. Følgelig er anvendelsen af GIS et fremskridt, fordi det giver en højere rumlig opløsning. Desuden skal det bemærkes, at de manglende eller fejlbehæftede oplysninger om landbrugsaktiviteter, der er indeholdt i GLR/CHR og distribueret af GIS, kan reduceres/elimineres ved at kalibrere med de traditionelle statistiske informationer.

## 7.2 Estimering af ammoniakemissionen i Vejle Amt

Ammoniakemissionen er i de landsdækkende og regionale estimater baseret på faste koefficienter for hver af de 18 husdyrkatégorier, som indgår i NP-modellen. I koefficienterne er indeholdt staldtab, lagertab samt tab under og efter udbringningen af husdyrgødningen. Hertil er der adderet bidrag fra tab fra afgrøderne og forbruget af handelsgødning betinget af afgrødetyper, jordtypen og

bedriftstypen, og endelig et bidrag fra tab ved halmludningen betinget af kobestanden, jf. afsnit 4.1.1.

Denne estimationsmetode er også benyttet på lokalområdet, hvilket sikrer konsistens, men de respektive bidrag er dekomponeret på hhv. gård- og markniveau. Bidraget fra gården, som omfatter stalddtab, lagertab og tab fra halmludningen, er alene betinget af besætningsstørrelsen for de respektive husdyrkategorier. Og bidraget fra marken, som omfatter tab under og efter udbringningen af husdyrgødningen, handelsgødningen og fra afgrøden, er betinget af afgrødetypen og gødningsintensiteterne fordelt på hhv. husdyr- og handelsgødning.

Den anvendte metode indebærer, at ammoniakemissionen estimeret på lokalområdet er konsistent med den estimerede emission på lands- og regionsniveau, hvilket har været et mål i sig selv. Koefficienterne er imidlertid tilvejebragt på grundlag af lands- eller regionsgennemsnitlige forhold, som selvsagt ikke er gældende for den enkelte landbrugsbedrift. Følgelig vil emissionen fra de enkelte kilder være fejlbehæftet. Fejlkildens omfang illustreres i det nedenstående mht. emissionen fra husdyrgødningen, som udgør det største bidrag.

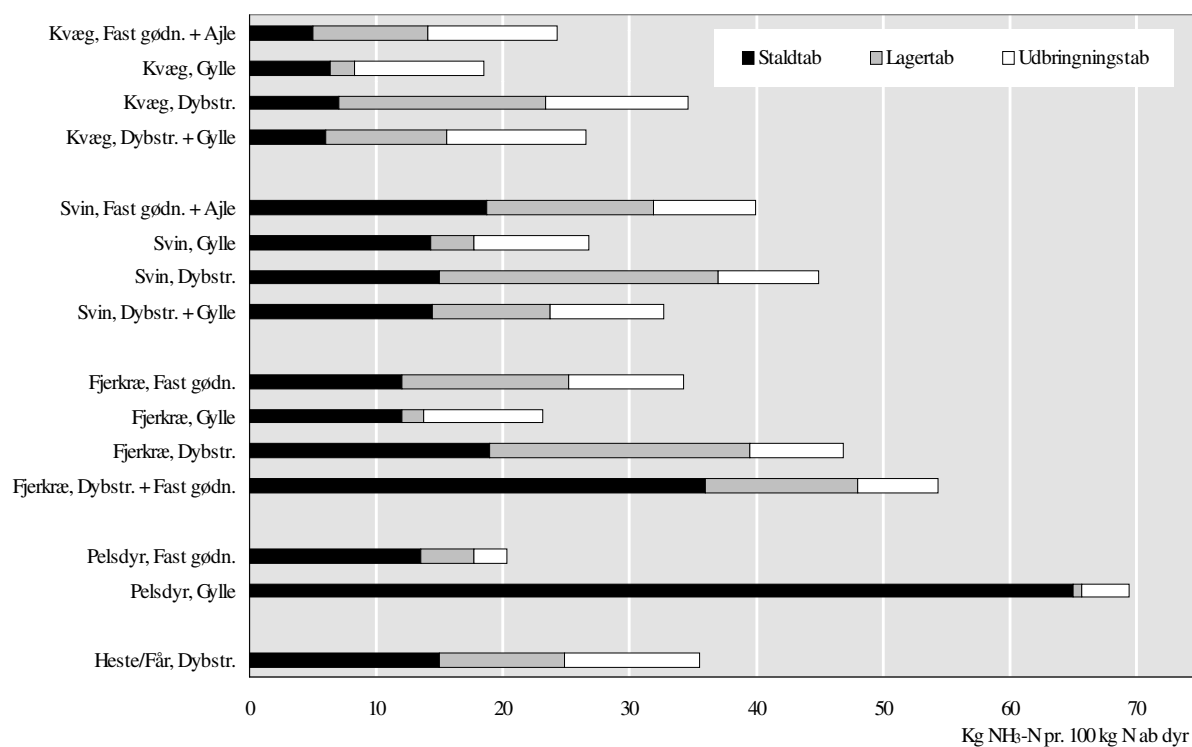
Emissionen af ammoniak fra husdyrgødning er som udgangspunkt betinget af mængden af udskilt ammoniumkvælstof, gødningens surhedsgrad og ammoniumkoncentrationen. Disse størrelser er igen betinget af bl.a. fodertilførslen og -sammensætningen. Variationen kan illustreres ved en undersøgelse af svinebedrifter, der viste, at der blandt bedrifterne gennemsnitligt blev udskilt 3,52 kg N i urinen pr. produceret slagtesvin (0 - 100 kg) i 1995. For de 25 pct. dårligste af bedrifterne udgjorde N-indholdet i urinen 4,27 kg eller 21 pct. mere end gennemsnittet. For de 25 pct. bedste af bedrifterne udgjorde N-indholdet i urinen pr. produceret slagtesvin 2,78 kg eller 21 pct. lavere end gennemsnittet (Poulsen & Kristensen, 1997). I Vejle Amt må der forventes at være en tilsvarende variation blandt bedrifterne, og dermed et divergerende grundlag for ammoniakemissionen.

Herved stopper variationen imidlertid ikke. Husdyrgødningen håndteres også forskellig, og herved vil ammoniakemissionen også variere. Af omstående figur 7.3 ses, at det samlede tab af ammoniakkvælstof fra svinegødning svinger fra 27 pct. af den udskilte kvælstof ved gyllesystemer til 45 pct. ved dybstrøelse. En tilsvarende variation blandt gødningssystemerne kan ses for kvæg og fjerkræ.

Mht. variationen i kvælstofudskillelsen pr. husdyrkategori, så er der næppe geografisk betingede forskelle. Dog kan der forventes særlige fodersammensætninger for kvæg, som er beliggende i umiddelbar nærhed af industri, hvor affaldsstoffer kan udnyttes som grovfoder (fx fabriksroeffald, pektinaffald mv.). Omvendt gør det sig gældende mht. gødningssystemerne, som har et strukturbetinget element. Der er således tendens til, at gyllesystemerne er mere udbredte på brug med store besætninger, og omvendt vil systemer med fast gødning være mere udbredt på de små husdyrbrug. Det skyldes, at gyllesystemer er mere investeringstunge, men til gengæld er de variable driftsomkostninger lavere. De økonomiske forhold bevirker, at produktionen skal have en vis volumen før at gyllesystemerne vinder indpas.

Da der i emissionskoefficienterne anvendes et gennemsnitlig gødningssystem, vil variationen blandt bedrifterne ikke blive opfanget. Ikke desto mindre må det forventes, at variationen i den estimerede emission på de enkelte bedrifter er større end den vil være i virkeligheden. Det skyldes, at emissionen på de store husdyrbrug må forventes at være overestimeret, idet den anvendte gennemsnitlige emissionskoefficient er større end for gyllesystemer, som har størst udbredelse på de store brug. På tilsvarende vis må det forventes, at emissionen på de mindre husdyrbrug er underestimeret, idet den anvendte gennemsnitlige emissionskoefficient er mindre end for gødningssystemer baseret på fast gødning, som har størst udbredelse på de små brug. Omfanget af fejl på skønnet kan imidlertid ikke afklares uden en statistisk afdækning af gødningssystemerne blandt bedrifterne.





Figur 7.3. Ammoniakemissionen fra husdyrgødning udskilt i stald ved forskellige gødningssystemer fordelt på husdyrgrupper. 1995-situationen (Andersen et al., 1999).

I ovenstående figur 7.3 er det antaget, at der er anvendt gennemsnitlig udbringningspraksis. Det gør sig naturligvis ikke gældende for de enkelte bedrifter. Betragtes den flydende gødning, så kan ammoniakemissionen under og efter udbringningen svinge fra omkring 0 til 30 pct. af gødningens indhold af totalkvælstof (N ab lager), jf. tabel 7.1. Emissionen er lavest ved nedfældning og højest ved bredspredning. Såfremt marken er uden afgrøde vil slangeudbragt flydende gødning dog være forbundet med en lige så stor am-

moniakfordampning, som der gør sig gældende ved bredspredning. Emissionen stiger i øvrigt ved stigende temperatur og henliggetid. For den faste gødning, som udelukkende udbringes på sort mark, varierer emissionen alene med temperaturen og gødningens henliggetid.

I 1995-situationen er emissionen under og efter udbringningen af husdyrgødningen estimeret til 11 pct. og 12 pct. af det totale kvælstofindhold (N ab lager) for hhv. den flydende og faste gødning.

Tabel 7.1. Emissionen af ammoniakkvælstof under og efter udbringningen i pct. af N ab lager betinget af bevoksningsgrad, årstid, gødningens henliggetid og anvendt udbringningsmetode (Andersen et al., 1999).

Afgrøde	Årstid	Nedbragt antal timer efter udbringning <sup>1</sup>	Emissionsfaktorer			
			Gylle og ajle			Fast gødning, bredspredt
			Bredspredt	Slangeudlagt	Dybnedfældet	
----- NH <sub>3</sub> -N i pct. af total-N ab lager -----						
-	Forår	<12	7	7	2	3,5
-	Forår	>12	10	10	2	5
-	Forår	Ikke	20	20	2	10
+	Forår	Ikke	20	20	2	10
+	Sommer	Ikke	30	6	2	15
+	Sensommer-efterår	Ikke	30	2	2	15
-	Sensommer-efterår	<12	10	10	2	5
-	Sensommer-efterår	>12	20	20	2	10
-	Sensommer-efterår	Ikke	25	25	2	12,5

Anm. Sensommer-efterår dækker perioden indtil høst eller indtil 15. oktober, jf. lovgivningen.

<sup>1)</sup> Angivelsen af henliggetid gælder selvsagt ikke for nedfældere.

Det reelle ammoniaktab under og efter udbringningen af husdyrgødningen vil imidlertid svinge mellem 0 og 30 pct. af kvælstofindholdet for den flydende gødning og mellem godt 3 og 15 pct. for den faste gødning. Ved at anvende gennemsnitlige koefficienter nivelleres marktabet således.

I NP-modellen opereres der med driftstyper og dermed med gennemsnitlige gødningsintensiteter. Herved udlignes ligeledes et ellers varierende ammoniaktab fra den udbragte gødning. Ved at anvende gennemsnitlige tabskoefficienter for den udbragte gødning nivelleres ammoniaktabet yderligere. Da der i lokalområdet desuden opereres med gennemsnitlige afgrøder på gennemsnitlige jordtyper fås en sidste nivellering af gødningsintensiteterne og dermed af emissionerne. Dette aspekt gælder ligeledes ammoniaktabet fra tilførslen af handelsgødning. Konkret kan det opgøres, at ammoniakemissionen svinger fra 0 til 57 kg  $\text{NH}_3\text{-N ha}^{-1}$  for hhv. brak- og foderroearealer i 1995-situationen, som ud fra en gennemsnitsbetragtning giver godt 17 kg  $\text{NH}_3\text{-N ha}^{-1}$ .

Samlet for usikkerheden omkring den geografisk distribuerede ammoniakemission kan anføres:

- at generaliseringer over kvælstofudskillelsen pr. husdyr for de respektive husdyrkategorier bidrager til at nivellere ammoniakemissionerne. Problemstillingen dækker i princippet også de lands- og regionsbaserede estimater, men da forskelle i kvælstofudskillelse næppe er lokalt betinget, er forholdet først problematisk på driftsniveau.
- at der ikke foreligger informationer om staldd typer, opbevaringsanlæg/-kapacitet, udbringningspraksis og omfanget af sommergræsning, hvilket kræver anvendelse af generaliseringer, som indvirker på variationen i ammoniakemissionen. Påvirkningen af variationen er imidlertid ikke entydig. Variationen i det estimerede stald- og lagertab skønnes således at være større end i virkeligheden. Det estimerede tab under og efter udbringningen af husdyrgødningen reducerer derimod entydigt variationen i ammoniakemissionen.

- at NP-modellens operering med driftstyper udligner de reelle gødningsintensiteter og dermed ammoniakemissionen fra markerne. På lokalområdet nivelleres ammoniakemissionen yderligere ved at anvende en gennemsnitlig afgrødetype og jordtype.

De ovenover anførte forhold understreger, at de reelle emissioner kan afvige markant fra de estimerede. Den estimerede emission er imidlertid konsistent med den opgjorte emission på lands- og regionsniveau. Følgelig er den anvendte modellering et skridt på vejen, idet den opløser de geografiske generaliseringer, som hidtil har været benyttet ved estimeringen af emissionen. Kortlægningen af emissionerne kan derfor indgå til udpeging af de kritiske områder. Der er således taget et skridt i den rigtige retning, men værktøjet bør analyseres og kompletteres.

### 7.3 Spredning og deposition af emitteret ammoniak i Vejle Amt

Spredningen og depositionen på lands- og regionsniveau er baseret på KONSEKVENS 2.0, som bl.a. beskriver forholdet mellem emissionen fra et givet amt eller land og depositionen på receptorområder på grundlag af et 5 \* 5 km kvadratnet. Input til modellen er imidlertid emissionen fra nabolande og amter, og det er derfor indbygget i modellen, at spredningen i emissionen inden for et amt følger den samme fordeling, som gjorde sig gældende i 1985.

På lokalområdet benyttes NH3POINT 2.0 til at estimere kvælstofdepositionen i en given receptorcelle som summen af bidrag fra emittentceller i lokalområdet. Depositionen af  $\text{NH}_x\text{-N}$  fra udland og naboamter er derimod baseret på KONSEKVENS 2.0, og bidraget fra  $\text{NO}_y\text{-N}$  er overalt skønnet til 5 kg N  $\text{ha}^{-1}$ . Den geografiske opløsning i modellen er her baseret på et 100 \* 100 m kvadratnet.

Den større geografiske opløsning i NH3POINT 2.0 og den udeladte antagelse om at spredningen i emissionen indenfor amtet skal være fordelt proportionalt med spredningen i 1985 i beregningerne med KONSEKVENS 2.0 er væsentlige årsager til at kvælstofdepositionen mellem de to mo-

deller ikke er sammenfaldende. Konkret er N-depositionen fra Vejle Amt 12 pct. lavere i NH3POINT 2.0 i forhold til KONSEKVENS 2.0. Den totale deposition er dog kun 4-5 pct. lavere, hvilket svarer til knap 1 kg N ha<sup>-1</sup>, jf. tabel 7.2. Denne forskel kan forklares ved forskelle i modellerne og de i modellerne anvendte meteorologiske forhold. KONSEKVENS 2.0 anvender hollandsk meteorologi for årene 1979 - 1989, mens NH3POINT 2.0 anvender dansk meteorologi for året 1974.

Alene forskellen i de anvendte meteorologi kan forklare den 12 pct. forskel mellem modellerne (se af snit 4.1.2 for en diskussion af betydning af forskelle mellem dansk og hollandsk meteorologi). Det skal imidlertid også anføres, at NH3POINT 2.0 benytter den rumlige fordeling af emissionen i 1995, hvorimod KONSEKVENS 2.0 er baseret på den rumlige fordeling af emissionen i 1985. Dette aspekt bidrager ligeledes til forskellen.

Tabel 7.2. Sammenligning af kvælstofdeposition i Vejle Amt fordelt på bidrag genereret ved hhv. KONSEKVENS 2.0 og NH3POINT 2.0.

	1995-situationen		Fuld implementering af Vandmiljøplan II					
	I alt	Pr. ha	Uændret produktion		30 pct. flere svin		30 pct. flere svin	
			I alt	Pr. ha	I alt	Pr. ha	I alt	Pr. ha
	tons N	kg N ha <sup>-1</sup>	tons N	kg N ha <sup>-1</sup>	tons N	kg N ha <sup>-1</sup>	tons N	kg N ha <sup>-1</sup>
<i>Via KONSEKVENS 2.0</i>								
NO <sub>x</sub> -N .....	1 496	5,00	1 496	5,00	1 496	5,00	1 496	5,00
NH <sub>x</sub> -N fra udland.....	605	2,02	605	2,02	605	2,02	605	2,02
NH <sub>x</sub> -N fra naboamter.....	1 061	3,55	842	2,81	908	3,03	776	2,59
Total baggrundsdeposition .....	3 162	10,57	2 943	9,83	3 009	10,05	2 877	9,61
NH <sub>x</sub> -N fra Vejle Amt.....	2 026	6,76	1 599	5,34	1 755	5,86	1 442	4,82
Total N-deposition.....	5 188	17,33	4 542	15,17	4 764	15,91	4 319	14,43
<i>Via NH3POINT 2.0</i>								
Total baggrundsdeposition .....	3 162	10,57	2 943	9,83	3 009	10,05	2 877	9,61
NH <sub>x</sub> -N fra Vejle Amt.....	1 788	5,98	1 412	4,71	1 551	5,18	1 274	4,26
Total N-deposition.....	4 950	16,54	4 355	14,56	4 560	15,24	4 151	13,87

Anm. Baggrundsdepositionen er i alle tilfælde bestemt af KONSEKVENS 2.0; dog er bidraget fra NO<sub>x</sub>-N skønnet til 5 kg N ha<sup>-1</sup>.

Med hensyn til spredning og deposition i lokalområdet kan følgende anføres:

- Det ville være formålstjenlig at kunne anvende både punktkilder (stalde og lagre) og arealkilder (landbrugsjord med spredt gødning på) i modellen, bl.a. fordi de har forskellige emissionshøjder. Det er i princippet muligt, men det kræver særskilte beregninger for hele området for hver emissionshøjde, hvilket ikke har været muligt inden for projektets rammer. En optimering af beregningerne vil kunne nedbringe beregningstiden, men lå udenfor nærværende projekts tidsramme.
- Det ville være mest konsekvent at modellere udveksling mellem atmosfæren og overfladen på en konsistent måde. Dvs. at emission og tørdepositions hastighed bliver funktion af samme meteorologiske forhold, som også er tilfældet i virkeligheden, og ikke som nu, hvor det er to fuld-

stændig uafhængige processer. Både den potentielle emission og tørdeposition tiltager nemlig med turbulensen. Det har som konsekvens, at når meteorologiske forhold giver anledning til en større emission, transporteres ammoniak og reaktionsproduktet ammonium over større afstande før det bliver afsat (Asman *et al.*, 1998). For at kunne tage hensyn til denne vekselvirkning kræver det, at man nøjagtig ved på hvilket tidspunkt gødningen spredes. Dette er ikke tilfældet for så stort et område som Vejle Amt.

- For at kunne udføre beregninger på en konsekvent måde på alle skalaer er det nødvendigt at anvende samme modelkoncept og meteorologi på hele modelområdet, dvs. både på lokal og europæisk skala. Derved undgår man, at der opstår kunstige forskelle. Dette har ikke været tilfældet, fordi TREND-modellen pga. projektets tidsbegrænsning ikke har kunnet an-

vendes til beregning af rumlig detaljeret deposition på lokalområdet. Desuden har lokalmodellen NH3POINT 2.0 i sin nuværende version ikke kunne anvendes til beregning af bidrag fra naboamter og udlandet pga. numeriske fejl ved beregning af deposition ved større afstande fra kilden (tallene bliver for små til computeren). Desuden kan modellen endnu ikke tage højde for alle processer, som spiller en rolle ved transport over større afstande (bl.a. våddeposition pga. af manglende nedbørsstatistik for Danmark).

- I vegetationens overflade findes også NH<sub>3</sub> ("kompensationspunkt"). Det er især tilfældet for afgrøder, men for det meste ikke for naturområder. Pga. af denne tilstedeværelse afgiver afgrøder NH<sub>3</sub>, hvilket der er taget højde for i modelberegningerne ved at antage en emission på 2 - 5 kg N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup> for dyrkede arealer. På landbrugsområder i Vejle Amt afsættes gennemsnitligt 4 - 6 kg N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup> i form af tørdeposition. Disse tal er af samme størrelsesorden. Det betyder, at netto-tørdepositionen til landbrugsområder ikke er så stor, som uden tilstedeværelse af NH<sub>3</sub> i afgrødernes overflade. NH3POINT 2.0 tager højde for såvel emission fra afgrøder som tørdeposition til afgrøder og beregner dermed en realistisk netto-deposition.
- Turbulens afhænger af overfladens ruhed. En god model for NH<sub>x</sub> skal kunne tage højde for rumlige forskelle i ruhed og dermed rumlig forskelle i turbulens og tørdepositions-hastighed. Desuden skal en god model kunne tage højde for rumlige forskelle i nedbørsmængde. Hverken TREND/KONSEKVENS 2.0 eller NH3POINT 2.0 er i stand til at gøre det. Kender man tørdepositions-hastigheden kan tørdepositionen i princippet ikke beregnes for forskellige typer overflader ud fra den med NH3POINT 2.0 modellerede luftkoncentration og tørdepositions-hastigheden, da selve luftkoncentrationen også påvirkes af opstrømsændringer i tørdepositions-hastighed. Men hvis man ser bort fra denne vekselvirkning kan man i hvert fald estimere størrelsesordenen af den fejl der laves. Tørdepositions-hastigheden for heider, enge og moser svarer nogenlunde til

den der er anvendt i KONSEKVENS 2.0/NH3POINT 2.0 og af denne grund vil tørdepositionen være nogenlunde korrekt. For skove derimod, er tørdepositions-hastigheden ca. dobbelt så stor som den der er anvendt i modellen. Det har som konsekvens at tørdepositionen af NH<sub>3</sub> til skove maksimalt er underestimeret, med ca. en faktor to. Kun ved anvendelse af Eulerske modeller, som har en anden modelkoncept, vil der virkelig kunne tages højde for ovennævnte rumlige forskelle. En Eulersk model har dog den ulempe, at det i modsætning af modeller af den Lagrangske type som TREND/KONSEKVENS 2.0 eller NH3POINT 2.0 ikke er i stand til at tage hensyn til spredning omkring punktkilde.

- N-depositionen er udelukkende beregnet ud fra emissionskilder inden for Vejle Amt, hvilket medfører usikkerhed på N-depositionen i randzonen indenfor amtsgrænsen. Denne usikkerhed kan elimineres ved at udvide kvadratnettet ud over amtets grænse.

## 8 Konklusion

Graden af miljø- og naturmæssige konsekvenser af en ændret svineproduktion varierer alt afhængig af hvilken indikator, der er genstand for analysen, jf. afsnit 5. Komplexiteten bliver endnu større, når det regionale aspekt inddrages, og når der ligeledes ændres på rammebetingelserne kan resultaterne virke uoverskuelige. I det nedenstående forsøges derfor at skabe et overblik over konsekvenser af en ændret svineproduktion ved at ekstrahere de væsentligste resultater fra analyserne, jf. afsnit 8.1. Da konsekvenserne af en ændret svineproduktion er nogenlunde proportional med den nominelle ændring i svineholdet, vil der alene blive fokuseret på en stigning i svineproduktionen på 30 pct. Samtidig gøres der eksplicit rede for estimerernes forudsætning. På tilsvarende vis ekstraheres de væsentligste konklusioner om N-belastningen af naturområder i lokalområdet, jf. afsnit 8.2.

### 8.1 Konsekvenser af en stigning i svineproduktionen på 30 pct.

N-belastningen af landområder stiger selvsagt som følge af en stigende svineproduktion, men den procentuelle stigning i N-belastningen aftager i takt med at de politiske tiltag udmønter sig i praksis. Det er ensbetydende med, at N-belastningen bliver mindre følsom over for ændringer i svineproduktionen. Den procentuelle ændring i N-belastningen ved en forandring i svineproduktionen på 30 pct. falder således med 1 pct. point fra 1995-situationen til situationen ved fuld imple-

mentering af *Vandmiljøplan II*, jf. tabel 8.1. Samtidig sker der en indskrænkning i den regionale variation. Sidstnævnte har som forudsætning, at der ikke sker nogen regional forskydning i svineproduktionen. Det er således forudsat, at ændringen i svineproduktionen i de respektive regioner er procentuel lige stor.

Effekten på *N-udvaskningen* reduceres ligeledes absolut såvel som relativt. Hvor en vækst i svineproduktionen på 30 pct. i 1995-landbruget resulterede i en stigning i udvaskningen på godt 2 pct., så er effekten på *N-udvaskningen* ved en tilsvarende ændring i svineproduktionen ved fuld implementering af *Vandmiljøplan II* reduceret til knap 2 pct., jf. tabel 8.1. Også her sker der en indsnævring i den regionale variation. Til den forholdsvis beskedne effekt på den relative *N-udvaskning*, skal det bemærkes, at det er forudsat, at den effektive mængde kvælstof i den stigende husdyrgødningsmængde fuldt ud substituerer en tilsvarende mængde handelsgødning. Såfremt stigningen i svineproduktionen resulterer i større gødningsintensiteter, vil *N-udvaskningen* stige eksponentielt.

Effekten af en ændret svineproduktion på *N-belastningen af farvandsområderne* falder også absolut i takt med effektueringen af tiltagene. Påvirkeligheden af en ændret svineproduktion reduceres ligeledes ved fuld efterlevelse af nugældende reguleringer, men herefter stagnerer udviklingen i den relative *N-belastning* ved en ændret svineproduktion. Ved fuld

Tabel 8.1. Procentuel ændring i måleindikatorer ved en stigning i svineproduktionen på 30 pct. i forhold til uændret produktion i hhv. 1995-situationen, ved fuld efterlevelse af de nugældende regler og ved fuld implementering af *Vandmiljøplan II*. Forudsætningen for estimerne er, at produktionsniveauet og -sammensætningen svarer til 1995-situationen.

	1995-landbruget			Fuld efterlevelse af nugældende regler			Fuld implementering af <i>Vandmiljøplan II</i>		
	Landsniveau	Regional variation		Landsniveau	Regional variation		Landsniveau	Regional variation	
		Min.	Max.		Min.	Max.		Min.	Max.
	----- pct. -----								
N-belastning af landområder.....	9,8	4,0	14,7	9,6	3,7	14,3	8,9	3,3	14,1
N-udvaskning .....	2,3	0,5	4,6	2,1	0,5	4,3	1,9	0,5	4,0
N-belastning af havområder .....	3,7	2,6	8,1	3,4	2,4	7,6	3,5	2,5	7,6
Emission af methan og lattergas.....	4,1	...	...	4,0	...	...	3,9	...	...
N-tab i pct. af udskilt svinegødn.-N...	42,2	38,5	45,3	38,1	31,9	41,8	35,7	28,7	38,7
Husdyrtæthed .....	13,9	7,4	20,4	13,9	7,4	20,4	14,1	7,6	20,5

Anm. Estimerne burde aht. usikkerheden afrundes til hele tal, men mhp. vurderingen af udviklingstendensen er estimerne uafrundet.

efterlevelse af de nugældende reguleringer stigning i svineproduktionen på 30 pct. således med 3,4 pct., hvorimod N-belastningen ved fuld implementering af *Vandmiljøplan II* stiger med 3,5 pct. under en tilsvarende stigning i svineproduktionen. Dette resultat, som er noget overraskende, idet både N-udvaskningen og N-depositionen falder relativt, kan alene hidrøre fra geografiske forskydninger i arealanvendelsen ved fuld implementering af *Vandmiljøplan II*, hvorved den aggregerede N-retention reduceres.

Ovennævnte marginale ændring understreger, at resultatet er følsomt overfor hvorledes den forventede skovrejsning, etablering af vådområder mv. realiseres regionalt. Da N-belastningen af farvandsområderne også er betinget af N-udvaskningen og N-depositionen, så vil resultatet også være følsomt overfor ændringer i gødningsintensiteten ved en stigende svineproduktion og hvor væksten i svineproduktionen sker regionalt.

*Emissionen af drivhusgasserne methan og lattergas* ved en stigning i svineproduktionen aftager både absolut og relativt i takt med at handlingsplanerne realiseres. Reduktionen i den relative effekt på emissionen er dog begrænset. Effekten er primært knyttet til udnyttelsen af N-indholdet i husdyrgødningen, og følgelig er resultatet følsomt overfor hvorvidt den stigende mængde svinegødning substituerer handelsgødning-N.

Det samlede N-tab i pct. af udskilt N i svinegødning ved en stigning i svineproduktionen på 30 pct. er i 1995-situationen opgjort til 42 pct. faldende til 38 pct. og 36 pct. ved hhv. fuld efterlevelse af nugældende regler og ved fuld implementering af *Vandmiljøplan II*. Reduktionen i det samlede N-tab ved fuld implementering af *Vandmiljøplan II* afspejler ikke produktivitsudviklingen for soholdet. N-tabet pr. produceret slagtesvin, som opgøres inkl. tabet fra soholdet og produktionen af smågrise, viser således et fald fra 2,01 kg N pr. slagtesvin ved fuld efterlevelse af nugældende reguleringer til 1,63 kg N pr. slagtesvin ved fuld implementering af *Vandmiljøplan II*. Dvs. en væsentlig indskrænkning i effekten af en ændret svineproduktion.

De væsentligste aspekter i udviklingen af N-tabet er knyttet til *Vandmiljøplan II*'s forvent-

øges N-belastningen af havområderne ved en ninger om en forbedret foderudnyttelse og en stigning i udnyttelsesgraden for kvælstoffet i husdyrgødningen. Stigningen i udnyttelsesgraden må i den sammenhæng betragtes som den mest usikre faktor, idet stigningen i udnyttelsesgraden forudsætter, at den større virkningsgrad af kvælstoffet i husdyrgødningen vil substituere handelsgødning-N i et sådant omfang, at den effektive gødningsintensitet forbliver uforandret.

Forandringen i *husdyrtætheden* ved en stigning i svineproduktionen er uændret i 1995-situationen og ved fuld efterlevelse af de nugældende reguleringer. Ved fuld implementering af *Vandmiljøplan II* reduceres husdyrtætheden som følge af de forventede produktivitsstigninger, men svinebestanden får samtidig en større vægt i forhold til den samlede husdyrbestand, og derfor får udsving i svineproduktionen en relativ større effekt på husdyrtætheden. Det skal dog bemærkes, at ændringen er begrænset; ved en ændring i svineproduktionen på 30 pct. vil husdyrtætheden i 1995-situationen således være 9 pct. større end ved en tilsvarende stigning ved fuld implementering af *Vandmiljøplan II*.

Da husdyrtætheden alene er betinget af husdyrbestanden og det gødningsegnete areal, vil usikkerheden på de landsdækkende estimater være begrænset. De regionale estimater er imidlertid følsomme overfor hvorledes stigningen i svineproduktionen og de arelle forskydninger udmøntes regionalt.

## 8.2 N-belastningen af naturområder i Vejle Amt

Den totale årlige N-deposition i Vejle Amt, dvs. inkl. bidraget fra  $\text{NO}_y\text{-N}$  og  $\text{NH}_x\text{-N}$  fra udenlandsk emitteret ammoniak, er opgjort til 17 kg N  $\text{ha}^{-1}$   $\text{år}^{-1}$  i 1995-situationen. Dette estimat er baseret på et gennemsnit, som ikke afspejler lokaliseringen af de enkelte naturtyper i forhold til de respektive landbrug. Analysen viser således, at indeles naturområderne i karakteristiske N-belastningsgrupper, som her er repræsenteret ved hede, naturskov, ekstremrigkær og overdrev, så vil den gennemsnitlige N-belastning af disse grupper være 1 - 4 kg N  $\text{ha}^{-1}$   $\text{år}^{-1}$  lavere end

gennemsnittet på amtsniveau, jf. tabel 8.2. Ved fuld implementering af *Vandmiljøplan II* reduceres den gennemsnitlige totale N-deposition med 2 kg N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup>, og de respektive naturtypers belastning reduceres i gennemsnit med 1 - 2 kg N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup>.

De respektive estimater favner imidlertid ikke variationen inden for de respektive naturtyper. På hederne svinger den årlige N-belastning i 1995-situationen således fra 11 til 259 kg N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup>. For naturskov er det tilsvarende interval 12 - 105 kg N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup>, for ekstremrigkær 14 - 19 kg N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup> og for overdrev 12 - 429 kg N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup>. De øvre ekstremer er dog ikke særlig typiske. For samtlige naturtyper gælder således, at mindre end 5 pct. af de respektive naturarealer er udsat for en årlig N-deposition på over 20 kg N ha<sup>-1</sup>. Denne høje belastning er imidlertid også totalt ødelæggende for naturkvaliteten på de konkrete arealer og er en ret alvorlig trussel, når naturarealernes totale størrelse og deres andel af amtets samlede areal tages i betragtning.

Der er derimod en væsentlig part af arealet for nogle naturtyper, som er belastet med 15

kg N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup> eller derover, jf. tabel 8.2. Næsten halvdelen af arealerne med ekstremrigkær og overdrev er således belastet med 15 kg N ha<sup>-1</sup> eller derover i 1995-situationen. Det er samtidig de naturtyper, hvis belastning er mest påvirkelig ved udsving i svineproduktionen. Ved fuld implementering af *Vandmiljøplan II* reduceres belastningen mest på de naturarealer, som er udsat for en høj N-deposition.

Critical Load for hede, naturskov, ekstremrigkær og overdrev er angivet til 10 kg N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup>, jf. tabel 4.7, hvilket er mindre end den laveste N-belastning af disse naturtyper uanset rammebetingelserne. Det må derfor antages, at naturen på disse arealer allerede har ændret sig med tab af arter tilfølgende. Det kan ligeledes konstateres i den mangelfulde og sporadiske naturovervågning. En reduktion af svineproduktionens størrelse er altså ikke nok til at afværge kvalitetsforringelsen på sigt for disse naturområder. En reduktion i svineproduktionen vil dog tidsmæssigt udsætte ændringen og især for de områder, der ligger tæt på de konkrete svinebrug.

Tabel 8.2. Total årlig N-deposition i Vejle Amt samt N-belastningen af karakteristiske naturtyper i hhv. 1995-situationen og ved fuld implementering af *Vandmiljøplan II* ved varierende svineproduktion. Forudsætningen for estimaterne er, at produktionsniveauet og -sammensætningen i øvrigt svarer til 1995-situationen.

	1995-situationen	Fuld implementering af <i>Vandmiljøplan II</i>		
		Uændret produktion	30 pct. flere svin	30 pct. færre svin
	----- kg N ha <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup> -----			
Gns. total N-deposition.....	16,5	14,6	15,2	13,9
<b>Gns. naturbelastning</b>				
- Hede.....	12,7	11,6	11,9	11,1
- Naturskov.....	14,1	12,6	13,1	12,2
- Ekstremrigkær.....	14,8	13,2	13,6	12,6
- Overdrev.....	15,6	13,7	14,4	13,1
	----- arealandel i pct. -----			
<b>Naturbelastning &gt; 15 kg N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup></b>				
Hede.....	4	1	1	< 1
Naturskov.....	8	3	5	2
Ekstremrigkær.....	44	14	18	7
Overdrev.....	44	10	7	5

Anm. Depositionsintensiteterne burde aht. usikkerheden afrundes til hele tal, men mhp. vurderingen af udviklingstendensen er estimaterne uafrundet.

## 9 Referencer

- Alkemade, J.R.M., van Grinsven, J.J.M., Wiertz, J. & Kros, J. (1998): Towards integrated national modelling with particular reference to the environmental effects of nutrients - In: Proceedings of the First International Nitrogen Conference March 1998, Nordwijkerhout, The Netherlands: 101-105.
- Andersen, H.E. og Jensen, P.G. (1996): Dyrkningspraksis og arealanvendelse. Rapportering af en dataindsamling i 46 dyrkede typeoplunde under Vandmiljøplanens Overvågningsprogram, Danmarks Miljøundersøgelser. Afdeling for Ferskvandsøkologi.
- Andersen, J.M. (1997): Omfordeling af husdyrgødning betinget af skærpet harmonikravsbestemmelser. Danmarks Miljøundersøgelser. Notat.
- Andersen, J.M. (1999): Notat om estimeringen af emissionen af metan og lattergas fra landbruget (baseret på IPCC's estimationsmetode). Danmarks Miljøundersøgelser. Notat.
- Andersen, J.M., Wier, M., Hasler, B. og Bruun, H.G. (1998): Landbrugsscenarier - integreret miljøøkonomisk modelanvendelse. Danmarks Miljøundersøgelser, Faglig rapport fra DMU nr. 257.
- Andersen, J.M., Sommer, S.G., Hutchings, N.J., Kristensen, V.F. & Poulsen, H.D. (1999): Emission af ammoniak fra landbruget - status og kilder, Ammoniakfordampning - redegørelse nr. 1. DJF/DMU. Danmarks JordbrugsForskning.
- Andersen, J.M. og Asman, W.A.H. (1999a): Ammoniakemissionen fra landbruget og den miljømæssige belastning ved fuld implementering af Vandmiljøplan II under varierende svineproduktion. Danmarks Miljøundersøgelser. Notat.
- Asman, W.A.H. (1990): Atmosfærisk ammoniak og ammonium i Danmark, NPO-forskning fra Miljøstyrelsen nr. A18.
- Asman, W.A.H. (1998): Factors influencing lokal dry deposition and gases with special reference to ammoniak. Atmospheric Environment 32(3): 415-421.
- Asman og van Jaarsveld (1992): A variable-resolution transport model applied for  $\text{NH}_x$  in Europe. Atmospheric Environment 26A: 445-464.
- Asman, W.A.H., Cellier, P, Générumont, S., Hutchings, N.J., Sommer, S.G. (1998): Ammonia emission research: from emission factors to process descriptions. EUROTRAC Newsletter 20/98, 2-10.
- Asman, W.A.H., Sutton, M.A. & Schjørring, J. (1998): Ammonia: emission, atmospheric transport and deposition - New Phytol. 139: 27-48.
- Asman, W.A.H., Sørensen, L.L., Berkowicz, R., Granby, K., Nielsen, H., Jensen, B., Runge, E.H., Lykkelund, C., Gryning, S.E., Sempreviva A.M. (1994): Processer for tørdeposition. Rapport 35, Havforskning fra Miljøstyrelsen, Miljøstyrelsen, København, pp. 199.
- Bak, J., Tybirk, K., Gundersen, P. Jensen, J., Conley, D. & Hertel, O. (1999): Natur- og miljøeffekter af ammoniak, Ammoniakfordampning - redegørelse nr. 3. DJF/DMU. Danmarks JordbrugsForskning.
- Bek. nr. 736 af 12. oktober 1998: Bekendtgørelse om jordbrugets anvendelse af gødning og om plantedække.
- Belyea, L.R. & Lancaster, J. (1999): Assembly rules within a contingent ecology - Oikos 86(3):402-416.
- Berendse, F. (1999): Implications of increased litter production for plant biodiversity - TREE 14(1): 4-5.
- Blicher-Mathiesen, G. og Hasler, B. (1999): Ujævn fordeling af husdyrgødning, Jord og Viden nr. 7.
- Bobbink, R. (1991): Effects of nutrient enrichment in Dutch chalk grassland - Journal of Applied Ecology 28: 28-41.
- Bobbink, R., Hornung, M. & Roelofs, G.M. (1996): Empirical nitrogen critical loads for natural and semi-natural ecosystems - In: Heinz-Detlef, G. (Ed.) Manual on methodologies and criteria for Mapping Critical Loads/levels and geographical areas where they are exceeded - UN ECE Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution - Texte 71, Federal Environmental Agency, Berlin, Germany: Annex III, 1-54.
- Bossuyt, B, Hermy, M. & Deckers, J. (1999): Migration of herbaceous plant species across ancient-recent forest ecotone in



- central Belgium - *Journal of Ecology* 87: 628-638.
- Braakhekke, W.G. og Hooftman, D.A.P. (1999): The resource balance of plant species diversity in grassland. *Journal of Vegetation Science* 10: 187 - 200.
- Brunet, J., Diekmann, M. & Falkengren-Grerup, U. (1998): Effects of nitrogen deposition on field layer vegetation in south Swedish oak forests - In: *Proceedings of the First International Nitrogen Conference March 1998, Nordwijkerhout, The Netherlands*: 35-40.
- Chapin, F.S. (1980): The mineral nutrition of wild plants - *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 11: 233-260.
- Danmarks Statistik (1996): Husdyrtætheden i 1995, *Sta. Eft., Miljø* 1996:14.
- Danmarks Statistik (1996a): Landbrugsstatistik 1995.
- Danmarks Statistik (1997): Vintergrønne marker 1994/95 - 1995/96, *Sta. Eft., Miljø* 1997:13.
- Danmarks Statistik (1998): *Statistisk Årbog* 1998.
- Danmarks Statistik (1999): Landbrugsstatistik 1998.
- Dupré, C. & Diekmann, M. (1998): Prediction of occurrence of vascular plants in deciduous forests of South Sweden by means of Ellenberg indicator values - *Applied Vegetation Science* 1: 139-150.
- Ellenberg, H., Weber, H.E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W. & Paulissen, D. (1992): *Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa - Scripta Geobotanica* 18 (2. forbedret udgave), 258 pp.
- EMEP (1998): Transboundary acidifying air pollution in Europe. EMEP/MS-CW 1/1998. Part 1 and part 2. Norwegian Meteorological Institute.
- Ertsen, A.C.D., Alkemade, J.R.M. & Wassen, M.J. (1998): Calibrating Ellenberg indicator values for moisture, acidity, nutrient availability and salinity in the Netherlands - *Plant Ecology* 135: 113-124.
- Falkengren-Grerup, U, Brunet, J. & Diekmann, M. (1998): Nitrogen mineralisation in deciduous forest soils in south Sweden in gradients of soil acidity and deposition - In: *Proceedings of the First International Nitrogen Conference March 1998, Nordwijkerhout, The Netherlands*: 415-420.
- Foster, B.L. & Gross, K.L. (1998): Species richness in a successional grassland: effects of nitrogen enrichment and plant litter - *Ecology* 79(8): 2593-2602.
- Fødevareministeriet (1998): *Introduktion til GLR/CHR - Generelt LandbrugsRegister/Centralt HusdyrRegister*. Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri.
- Goldschmidt, V.M. (1995): *Geochemistry*. Glaredon Press. Oxford.
- Grant, R. (1999): Scenarium om 100% økologisk jordbrug i Danmark. A3.1 Kvælstof og fosforbalancer og miljømæssige konsekvenser. Notat til rapporten: Miljøstyrelsen (1999): Økologiske scenarier for Danmark. Rapport fra den tværfaglige gruppe i pesticidudvalget. Sekretariatet for Pesticidudvalget. Miljøstyrelsen.
- Grant, R., Blicher-Mathiesen, G., Andersen, H.E., Laubel, A.R., Jensen, P.G. og Rasmussen, P. (1997): Landovervågningsoplande. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1996. Danmarks Miljøundersøgelser, Faglig rapport fra DMU nr. 210.
- Grant, R., Blicher-Mathiesen, G., Andersen, H.E., Laubel, A.R., Jensen, P.G. og Rasmussen, P. (1998): Landovervågningsoplande. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1997. Danmarks Miljøundersøgelser, Faglig rapport fra DMU nr. 252.
- Groth, N.B., Hedegaard, M.B., Holmberg, T., Höll, A. og Skov-Petersen, H. (1998): Arealanvendelse i Danmark 1995 - 2025. Den nuværende og fremtidige arealanvendelse belyst som led i en vurdering af det økologiske råderum. By- og Landsplanserien nr. 2, Forskningscenter for Skov & Landskab.
- Grove, T., Landbrugets Edb Center (1999): *Pers. medd.*
- Gundersen, P., Emmett, B.A., Kjønås, O.J., Koopmans, C.J. & Tietema, A. (1998): Impact of nitrogen deposition on nitrogen cycling in forests: a synthesis of NITREX data - *Forest Ecology and management* 101: 37-55.
- Güsewell, S., Ramseier, D. & Klötzli, F. (1999): Stabilizing mechanisms in the restoration of wet grasslands - In: *Ekschmitt, K. & Breckling, B. (Eds.) Managing Ecological Systems - Challenges, Successes*

- and Failures. John Wiley & Sons, New York: 74-89. (In press).
- Hald, A.B. (1999): Landbrug og agerlandets natur: Samspil - modspil. Fremtidig samspil ? - Natur og Landbrug, Temarapport nr. 1, Naturrådet. Naturrådets konference 15. januar 1999. København: 24-34.
- Hansen, B. og Kristensen, E.S. (1999): N-udvaskning og -balance ved omlægning fra konventionelt til økologisk jordbrug. I: Kristensen, E.S. og Olesen, J.E.: Kvælstofudvaskning og -balancer i konventionelle og økologisk produktionssystemer. Forskningscenter for Økologisk Jordbrug.
- Hansen, J. F. og Kyllingsbæk, A. (red.) (1983): Kvælstof og planteproduktion, Statens Planteavlfsforsøg, Beretning nr. S 1669.
- Heinz-Detlef, G. (Ed.) (1996): Manual on methodologies and criteria for Mapping Critical Loads/levels and geographical areas where they are exceeded - UN ECE Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution - Texte 71, Federal Environmental Agency, Berlin, Germany.
- Hutchings, N.J., Sommer, S.G. og Jarvis, S.C. (1996): A model of ammonia volatilization from a grazing livestock farm. Atmospheric Environment. Vol. 30. No 4. p 589-599.
- Høgsberg, P., Vejle Amt, Natur og Miljø (1999): Pers. medd.
- IPCC (1997): IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Reference manual.
- Iversen, T.M., Grant R, Blicher-Mathiesen G., Andersen H.E., Skop E., Jensen J.J., Hasler B., Andersen J.M., Hoffmann C.C., Kronvang B., Mikkelsen H.E., Waagepetersen J., Kyllingsbæk A., Poulsen H.D. og Kristensen, V.F. (1998): Vandmiljøplan II - faglig vurdering, Danmarks Miljøundersøgelser og Danmarks JordbrugsForskning.
- Jensen, J.J. (1999): Retentionskoefficient for Bornholm (opland 91). Danmarks Miljøundersøgelser. (Upubl.).
- Jessen, B. og Buchwald, E. (1997): Særlig Beskyttet Naturskov - lokaliteter i statsskovene. Bind 2 Jylland. Skov- og Naturstyrelsen.
- Koerselman, W. & Verhoeven, J.T.A. (1992): Nutrient dynamics in mires of various trophic status: nutrient inputs and outputs and the internal nutrient cycle - In: J.T.A. Verhoeven (ed.) Fens and Bogs in the Netherlands: Vegetation, History, Nutrient and Conservation. Kluwer Academic Publishers, The Netherlands: 397-432.
- Kristensen, I.T., Danmarks JordbrugsForskning (1999): Pers. medd.
- Kuylensstierna, J.C.I., Hicks, W.K., Cinderby, S. & Cambridge, H. (1998): Critical loads for nitrogen deposition and their exceedance at European scale - In: Proceedings of the First International Nitrogen Conference March 1998, Nordwijkerhout, The Netherlands: 591-598.
- Landsbladet (1999): Vådområder bliver en hård proces (29. april 1999).
- Landbrugets Rådgivningscenter (1997): Håndbog i driftsplanlægning 1997.
- Maas, J.F.M. og Asman, W.A.H. (1986): Programme DDRO2 and its application. Internal report 86-10, Institute for Meteorology and Oceanography, University of Utrecht, Holland.
- Marrs, R.H. (1993): Soil Fertility and Nature Conservation in Europe: Theoretical Considerations and Practical Management Solutions. Advances in ecological research. Vol. 24: 241 - 300.
- Miljøstyrelsen (1998): Aftale vedrørende Vandmiljøplan II af 17. februar 1998.
- Miljøstyrelsen (1999): Økologiske scenarier for Danmark. Rapport fra den tværfaglige gruppe i pesticidudvalget. Sekretariatet for Pesticidudvalget. Miljøstyrelsen.
- Morris, J.T. (1991): Effects of nitrogen loading on wetland ecosystems with particular reference to atmospheric deposition - Ann. Rev. Ecol. Syst. 22: 257-279.
- Møller, P.F. (1990): Naturskove i Danmark - en foreløbig opgørelse over danske naturskove udenfor statsskovene. Intern DGU-rapport nr. 39.
- Paaby, H., Møller, F., Skop, E., Jensen, J.J., Hasler, B., Bruun, H.G. og Asman, W.A.H. (1996): Omkostninger ved reduktion af næringsstofbelastningen af havområderne. - Metode, model, analyse. Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU nr. 165.
- Poulsen, H.D. (1997): Påvirkning af gødningens indhold af fosfor gennem ændring af gødningens sammensætning, Tidsskrift for Landøkonomi nr. 2.
- Poulsen, H.D. og Kristensen, V.F. (1997): Normtal for husdyrgødning. En revurdering af danske normtal for husdyrgødning

- gens indhold af kvælstof, fosfor og kalium. Danmarks JordbrugsForskning, Beretning nr. 736.
- Power, S.A., Ashmore, M.R. & Cousins, D.A. (1998): Impacts and fate of experimentally enhanced nitrogen depositions on a british lowland heath - In: Proceedings of the First International Nitrogen Conference March 1998, Nordwijkerhout, The Netherlands: 27-34.
- Risager, M. og Aaby, B. (1997): Højmoser 1996 Danmark - Naturovervågning. Arbejdsrapport fra DMU nr. 46
- Rom, H.B., Petersen, J., Sommer, S.G., Poulsen, H.D., Andersen, J.M., Hansen, J.F., Kyllingsbæk, A. (red.) og Jørgensen, V. (red.) (1999): Teknologiske muligheder for reduktion af ammoniakfordampningen fra landbruget, Ammoniakfordampning - redegørelse nr. 2. DJF/DMU. Danmarks JordbrugsForskning.
- Simmelsgaard, S.E. (1991): Estimering af funktioner for kvælstofudvaskning. Kvælstofudvaskning som funktion af kvælstoftilførsel for forskellige afgrøder dyrket på sandjord og lerjord. I: Søren Rude: Kvælstofgødning i landbruget - behov og udvaskning nu og i fremtiden. Statens Jordbrugsøkonomiske Institut. Rapport nr. 62.
- Skov- og Naturstyrelsen (1996): Beskyttede naturtyper - Nyt om §3, Oktober 1996.
- Sutton, M.A., Pitcairn, C.E.R. & Fowler, D. (1993): The exchange of ammonia between the atmosphere and plant communities - Advances in Ecology Research 24: 301-393.
- Sutton, M.A., Milford, C., Dragosits, U., Place, C.J., Singles, R.J., Smith, R.I., Pitcairn, C.E.R., Fowler, D., Hill, J., ApSimon, H.M., Ross, C., Hill, R., Jarvis, S.C., Pain, B.F., Phillips, V.C., Harrison, R., Moss, D., Webb, J., Espenhahn, S.E., Lee, D.S., Hornung, M., Ullyett, J., Bull, K.R., Emmett, B.A., Lowe, J. & Wyers, G.P. (1998): Dispersion, deposition and impacts of atmospheric ammonia: quantifying local budgets and spatial variability - In: Proceedings of the First International Nitrogen Conference March 1998, Nordwijkerhout, The Netherlands: 349-361.
- Sverdrup, H., Warfvinge, P. & Rosen, K. (1995): Critical loads of acidity and nitrogen, based on multiple criteria for different Swedish ecosystems - Water, Air and Soil Pollution 85: 2375-2380.
- Tamm, C.O. (1991): Nitrogen in terrestrial ecosystems. Questions of productivity, vegetational changes, and ecosystem stability - Springer Verlag, Berlin.
- Tilman, D. (1993): Species richness of experimental productivity gradients: how important is colonization limitation? - Ecology 74(8): 2179-2191.
- van der Eerden, L.J.M., de Visser, P.H.B. & van Dijk, C.J. (1998): Risk of damage to crops in the direct neighbourhood of ammonia sources - In: Proceedings of the First International Nitrogen Conference March 1998, Nordwijkerhout, The Netherlands: 49-53.
- van der Hoek, K.W., Erisman, J.W., Smeulders, S., Wisniewski, J.R. & Wisniewski, J. (Eds.) (1998): Nitrogen, the Confer-N-s - Proceedings of the First International Nitrogen Conference March 1998, Nordwijkerhout, The Netherlands. Environmental Pollution 102 suppl. 1: 1-796.
- van der Krift, T.A.J. & Berendse, F. (1999): Nutrient availability affected by plant species? - Abstracts, Eureco'99. Sub-Session 5.1 'Plant induced soil changes & long-term dynamic of ecosystems', Grækenland september 1999.
- van der Maarel, E. & Sykes, M.T. (1997): Rates of small-scale species mobility in alvar limestone grassland - Journal of Vegetation Science 8: 199-208.
- van Jaarsveld, J.A. (1995): Modelling the long-term atmospheric behaviour of pollutants on various spatial scales. Ph.D. thesis, University of Utrecht, Holland.
- Verhoeven, J.T.A., Koerselman, W. & Meuleman, A.F.M. (1996): Nitrogen- or phosphorus-limited growth in herbaceous, wet vegetation in relation with atmospheric inputs and management regimes - Trends in Ecology & Evolution 11(12): 494-497.
- Wamelink, G.W.W., van Dobben, H.F. & van der Eerden, L.J.M. (1998): Experimental calibration of Ellenberg's indicator value for nitrogen - In: Proceedings of the First International Nitrogen Conference March 1998, Nordwijkerhout, The Netherlands: 371-375.
- Wind, P. (1994): Oversigt over botaniske lokaliteter. Status og fredningsbehov. Skov- og Naturstyrelsen. 2. halvbind.

## Bilag 1.

### Datagrundlaget i NP-modellen

Datagrundlaget i NP-modellen omfatter landbrugsaktiviteter (arealanvendelse og husdyrbestand) samt gødningsintensiteter fordelt på 49 oplande, 4 brugstyper<sup>11</sup> og 2 jordtyper<sup>12</sup>. Modellen er nylig opdateret til 1995-niveauet. I denne opdatering var Bornholm og det tilhørende farvandsområde ikke en del af NP-modellen. Som et led i nærværende projekt er opdateringen derfor kompletteret, således at NP-modellen nu omfatter den totale landbrugsproduktion i Danmark. For fuldstændighedens skyld gives der derfor en nærmere redegørelse for opdateringen. Da metoderne for opdateringen ikke er ændret, men blot kompletteret, vil redegørelsen være kortfattet. For en mere fuldstændig beskrivelse henvises til Andersen *et al.* (1998).

#### Landbrugsaktiviteter

Landbrugsaktiviteterne i NP-modellen anno 1995 omfatter 13 afgrødegrupper

- vinterkorn (ha)
- vårkorn (ha)
- vinterraps inkl. non food vinterraps (ha)
- vårraps inkl. non food vårraps (ha)
- bælgssæd inkl. konservesærter (ha)
- fabriksroer (ha)
- kartofler (ha)
- andre afgrøder (øvr. frøafgrøder, gartneriafgrøder, uspecificeret landbrugsafgrøder og sortbrak) (ha)
- foderroer (ha)
- græs og grøntfoder i omdrift (ha)
- græs uden for omdrift (ha)
- brak i omdrift ekskl. sortbrak (ha)
- brak uden for omdrift (ha)

<sup>11</sup> Ved brugstyper forstås kvægbrug, svinebrug, blandede husdyrbrug og planteavlbrug, jf. følgende definitioner:

- *Planteavlbrug* defineres som brug med under 1/2 dyreenhed (DE) pr. ha.

- *Kvægbrug* defineres som brug med mindst 1/2 DE pr. ha og hvor andelen af kvæg udgør mindst 2/3 af DE.

- *Svinebrug* defineres som brug med mindst 1/2 DE pr. ha og hvor andelen af svin udgør mindst 2/3 af DE.

- *Blandede husdyrbrug* defineres som brug, som hverken kan defineres som kvæg-, svine- eller planteavlbrug.

<sup>12</sup> Ved jordtyper forstås sand- og lerjorde. Sandjordene er i den sammenhæng defineret som jordtyper med farvekode 1-3 i henhold til Landbrugsministeriets jordklassificering og lerjordene som jordtyper med farvekode 4-8.

og 18 husdyrgrupper

- malkekøer, stor race (bestand)
- malkekøer, jersey (bestand)
- tyre, tyrekalve og stude, stor race (bestand)
- tyre, tyrekalve og stude, jersey (bestand)
- opdræt, stor race (bestand)
- opdræt, jersey (bestand)
- ammekøer (bestand)
- søer (bestand)
- smågrise under 20 kg (bestand)
- slagtesvin, 20 - 50 kg og over 50 kg (bestand)
- høns (bestand)
- kyllinger til tillæg (bestand)
- slagtekyllinger (bestand)
- kalkuner (bestand)
- ænder (bestand)
- gæs (bestand)
- moderfår (bestand)
- heste (bestand)

som er fordelt på oplande, brugstyper og jordtyper.

Udgangspunktet for datagrundlaget er specialkørsler på Danmark Statistiks Landbrugs- og gartneritællinger i 1989 og i 1995, hvor husdyrbestanden og arealanvendelsen fordeles på brugstyper og kommuner. Da tællingen i 1995 kun var en stikprøvetælling, kunne arealanvendelsen og husdyrbestanden kun disaggregeres på brugstyper og amter. Det er derfor antaget, at den amtslige udvikling for landbrugsaktiviteterne på brugstyper også har gjort sig gældende på kommuneniveau. Eller med andre ord: Landbrugsaktiviteterne i 1989 fordelt på brugstyper og kommuner er fremskrevet til 1995 på grundlag af den amtslige udvikling i landbrugsaktiviteterne. De kommune og brugstype fordelte landbrugsaktiviteter er efterfølgende fordelt på brugs- og jordtyper proportionalt med hhv. oplandets andel af kommunearealet og lerjordsandelen i kommunen (Andersen *et al.*, 1998).

Såvel fremskrivningen af kommuneoplysninger via den amtslige udvikling som den proportionale fordeling af landbrugsaktiviteterne på jordtyper og oplande er naturligvis forbundet med en fejlbehæftet distribuering af landbrugsaktiviteterne. Eksempelvis er sandsynligheden for at kvægbrug er placeret

på sandjorde større end for svinebrug, hvilket ikke afspejles i fordelingen af brugstyper. Der er derfor også iværksat et projekt, som har til formål at give en mere realistisk fordeling af landbrugsaktiviteterne. P.t. foreligger der imidlertid ikke andre muligheder. Konsekvenserne heraf er, at kvælstofudvaskningen kan være fejlbehæftet. For de øvrige miljøindikatorer, som alle er knyttet til amtsniveauet, og hvor jordtypen er af underordnet betydning, vil analyseresultaterne være upåvirket.

### Gødningsintensiteter

Gødningsintensiteterne er baseret på indsamlede gødningsdata i forbindelse med Vandmiljøplanens Overvågningsprogram omhandlede ca. 800 bedrifter (Andersen og Jensen, 1996). På grundlag af bedriftskaraktæristika er bedrifterne blevet stratificeret efter amter og brugstype, og gødningsdata tilknyttet markerne på de respektive bedrifter er efterfølgende vægtet via landbrugs- og gartneritællingen. Vægtningen er foretaget med henblik på at bestemme den gennemsnitlige tilførsel af handels- og husdyrgødning pr. afgrøde pr. brugstype pr. jordtype på et repræsentativt grundlag. Resultatet af eksercitsen fremgår af tabel B1.1.

Det estimerede gennemsnitlige forbrug af kvælstof pr. afgrøde pr. brugstype pr. jordtype er anvendt som fordelingsnøgle for landet som helhed. På grund af stikprøvens begrænsede størrelse har det ikke været muligt at disaggregere landsniveauerne til mindre geografiske enheder uden en betragtelig usikkerhed på estimerne. For de enkelte regioner er de landsdækkende niveauer derfor nivelleret proportionalt med hhv. Plantedirektoratets opgørelse over salget af handelsgødningskvælstof og produktionen af husdyrgødning i de respektive regioner via afgrødefordelingen i regionen (Andersen *et al.*, 1998).

Forbruget af husdyrgødningskvælstof er bestemt indirekte i NP-modellen via husdyrholdets størrelse og husdyrgødningens indhold af kvælstof ab lager. Til det formål er landets totale produktion af husdyrgødning estimeret på grundlag af *Normtal for husdyrgødning* (Poulsen og Kristensen, 1997) og antallet af årsdyr/produktionen af dyr, og produktionen af husdyrgødningskvælstof ab

lager er efterfølgende relateret til husdyrbeholdningen for de respektive husdyrkategorier (Andersen *et al.*, 1998).

Til den benyttede metode kan det anføres, at forbruget af gødning er en central størrelse i estimeringen af belastningen af vandmiljøet med kvælstof, og følgelig er det essentielt at der forefindes aktuelle gødningsoplysninger på de respektive niveauer. Da kvælstofudvaskningen stiger eksponentielt med kvælstoftilførslen synes problemet særligt stort, idet en overgødsning ikke opvejes af en undergødsning. Der foreligger imidlertid ikke mere detaljerede gødningsoplysninger på afgrødeniveau, og den anvendte metode skønnes derfor at være den optimale. Desuden skal det anføres, at målet med NP-modellen ikke er at frembringe en statistisk opgørelse over belastningen af vandmiljøet med kvælstof; målet er derimod at måle effekten af tiltag i forhold til en basissituation, og til det formål er usikkerheden betydelig mindre.

Tabel B1.1. Den generelle tilførsel af handels- og husdyrgødning pr. afgrøde pr. brugstype pr. jordtype baseret på data fra knap 800 bedrifter. 1994 (Andersen et al., 1998).

Brugstype	Afgrøde	Sandjord				Lerjord			
		Handelsgødning		Husdyrgødning		Handelsgødning		Husdyrgødning	
		kg N	kg P	kg N	kg P	kg N	kg P	kg N	kg P
Svinebrug	Vinterkorn .....	116	4	116	31	114	2	153	39
	Vårkorn.....	84	2	133	35	75	2	136	39
	Vinterraps.....	95	4	224	55	115	3	235	55
	Vårraps .....	115	6	103	29	83	3	179	50
	Bælgsæd.....	0	6	26	7	1	2	4	1
	Fabriksroer .....	60	3	162	56	60	0	349	94
	Kartofler.....	52	0	175	44	112	0	243	65
	Anden afgrøde.....	88	9	66	17	76	2	121	26
	Foderroer.....	48	0	412	100	41	0	468	106
	Græs og grøntfoder i omdrift.....	123	7	184	35	81	2	163	37
	Græs uden for omdrift.....	108	6	153	30	106	1	83	15
	Brak i omdrift.....	1	0	5	1	3	0	12	3
Brak uden for omdrift.....	0	0	0	0	0	0	0	0	
Kvægbrug	Vinterkorn .....	140	7	81	13	141	6	86	13
	Vårkorn.....	98	3	135	20	86	2	112	16
	Vinterraps.....	131	6	175	26	156	11	137	18
	Vårraps .....	54	3	129	32	134	2	105	15
	Bælgsæd.....	2	8	31	4	0	8	34	7
	Fabriksroer .....	77	12	174	31	40	0	202	40
	Kartofler.....	127	19	97	15	101	0	0	0
	Anden afgrøde.....	115	12	19	3	80	0	200	23
	Foderroer.....	72	2	315	54	80	1	309	56
	Græs og grøntfoder i omdrift.....	166	10	178	22	147	6	217	26
	Græs uden for omdrift.....	143	11	97	10	118	9	96	10
	Brak i omdrift.....	20	1	21	2	16	1	18	2
Brak uden for omdrift.....	0	0	0	0	0	0	0	0	
Blandede husdyrbrug	Vinterkorn .....	102	4	117	33	131	7	112	28
	Vårkorn.....	79	2	137	31	95	1	190	39
	Vinterraps.....	109	1	149	60	124	8	242	52
	Vårraps .....	80	1	185	72	134	2	105	15
	Bælgsæd.....	0	0	3	2	0	8	34	7
	Fabriksroer .....	50	0	236	74	40	0	202	40
	Kartofler.....	108	0	142	31	0	0	156	57
	Anden afgrøde.....	94	1	183	43	80	0	200	23
	Foderroer.....	50	0	348	78	77	0	386	92
	Græs og grøntfoder i omdrift.....	146	8	196	30	161	13	164	26
	Græs uden for omdrift.....	125	9	67	10	89	7	107	21
	Brak i omdrift.....	0	0	0	0	0	0	0	0
Brak uden for omdrift.....	0	0	9	1	0	0	0	0	
Plante-avlsbrug	Vinterkorn .....	151	13	21	4	165	16	30	9
	Vårkorn.....	110	9	23	5	108	12	17	5
	Vinterraps.....	155	12	59	11	163	13	65	17
	Vårraps .....	120	11	18	3	134	9	52	12
	Bælgsæd.....	1	11	1	0	1	13	1	0
	Fabriksroer .....	89	15	93	25	131	27	17	4
	Kartofler.....	131	15	49	11	113	0	78	18
	Anden afgrøde.....	116	13	30	8	97	7	2	0
	Foderroer.....	78	1	273	122	73	0	87	20
	Græs og grøntfoder i omdrift.....	89	10	38	4	21	9	20	2
	Græs uden for omdrift.....	115	12	8	1	96	14	35	3
	Brak i omdrift.....	0	0	0	0	2	0	0	0
Brak uden for omdrift.....	0	0	0	0	0	0	0	0	

## Bilag 2.

### Anvendte retentionskoefficienter i NP-modellen

Retentionskoefficienterne er for hver af de 49 afstrømningsoplande bestemt via en massebalance på grundlag af målte eller estimerede stoftransport-data fra overvågningsprogrammet. I den sammenhæng er landbrugsbidraget opgjort som en residual for de respektive oplande under antagelsen af, at de atmosfæriske depositioner på søer udgør 20 kg N pr. ha og belastningen fra naturarealer udgør 2 kg N pr. ha. Da kvælstofbelastningen er stærkt korreleret med vandafstrømningen, er belastningsbidraget multipliceret med en klima-korrektionsfaktor for de pågældende oplande. De anvendte korrektionsfaktorer,

som er opgjort som et gennemsnit for årene 1990-92, er bestemt som forholdet mellem den gennemsnitlige vandafstrømning i årene 1981-90 og den aktuelle vandafstrømning i de respektive år (Paaby *et al.*, 1996).

NP-modellen er udvidet med Bornholm (opland 91), som udgør ét opland på 2. ordens niveau. For opland 91 er der derfor beregnet retentionskoefficient efter samme metode som anvendt for de øvrige oplande. Konkret er retentionen estimeret til 63 pct. af den udvaskede kvælstof (Jensen, 1999).

Table B2.1. Oplandsspecifikke retentionskoefficienter for kvælstofudvaskningen.

Opland	Retention	Opland	Retention	Opland	Retention	Opland	Retention
	pct.		pct.		pct.		pct.
Opland 11 .....	70,3	Opland 33.....	47,6	Opland 45.....	45,6	Opland 63.....	37,7
- 12.....	65,6	- 34.....	73,2	- 51.....	53,4	- 64.....	32,1
- 13.....	69,5	- 35.....	78,8	- 52.....	36,9	- 65.....	42,5
- 14.....	30,3	- 36.....	61,0	- 53.....	38,2	- 66.....	36,9
- 15.....	16,7	- 37.....	61,3	- 54.....	49,8	- 67.....	38,2
- 16.....	62,0	- 38.....	63,8	- 55.....	48,0	- 71.....	32,6
- 21.....	56,0	- 39.....	56,4	- 56.....	38,4	- 72.....	77,4
- 22.....	61,4	- 40.....	71,9	- 57.....	48,9	- 73.....	73,7
- 23.....	61,4	- 41.....	53,7	- 58.....	46,0	- 81.....	48,1
- 30.....	9,3	- 42.....	45,5	- 59.....	50,1	- 82.....	42,4
- 31.....	38,3	- 43.....	49,2	- 61.....	52,3	- 92.....	55,2
- 32.....	63,4	- 44.....	71,4	- 62.....	50,1	- 93.....	47,3

## Bilag 3.

### Faktorer til bestemmelsen af emissionen af metan og lattergas

Table B3.1. Koefficienter for methanemissionen for husdyrkategorier i NP-modellen. 1995 (Andersen, 1999).

Husdyrkategori	Emission af CH <sub>4</sub>	Husdyrkategori	Emission af CH <sub>4</sub>
	kg CH <sub>4</sub> /dyr/år		kg CH <sub>4</sub> /dyr/år
DYR01 Malkekøer, st. race .....	21,84	DYR10 Slagtesvin .....	2,63
DYR02 Malkekøer, jersey .....	21,84	DYR11 Høner (100 stk.) .....	6,42
DYR03 Tyre, stor race .....	1,66	DYR12 Høniker (100 stk.) .....	7,01
DYR04 Tyre, jersey .....	1,66	DYR13 Slagtekyllinger (100 stk.) .....	2,35
DYR05 Opdræt, stor race .....	1,58	DYR14 Kalkuner (100 stk.) .....	7,74
DYR06 Opdræt, jersey .....	1,58	DYR15 Ænder (100 stk.) .....	3,92
DYR07 Ammekøer .....	1,35	DYR16 Gæs (100 stk.) .....	4,31
DYR08 Søer .....	5,96	DYR17 Moderfår .....	0,46
DYR09 Smågrise .....	1,02	DYR18 Heste .....	1,10

Anm. Methanemissionen fra væddere, gimmeropdræt, lam, avlsorner, sopolte, udsættersøer og -orner og haner er indeholdt under henholdsvis moderfår, søer og høner.

Table B3.2. Den samlede emission af lattergas fra husdyrgødningen pr. husdyrkategori i NP-modellen (bestandsenhed). 1995 (Andersen, 1999).

Husdyrkategori	Emission af N <sub>2</sub> O	Husdyrkategori	Emission af N <sub>2</sub> O
	kg N/dyr/år		kg N/dyr/år
DYR1 Malkekøer, st. race .....	2,217	DYR10 Slagtesvin, 30-98,3 kg .....	0,167
DYR2 Malkekøer, jersey .....	2,217	DYR11 Høner (100 stk.) .....	2,341
DYR3 Tyre, stor race .....	0,864	DYR12 Høniker (100 stk.) .....	0,597
DYR4 Tyre, jersey .....	0,864	DYR13 Slagtekyll. (100 stk.) .....	1,336
DYR5 Opdræt, stor race .....	0,771	DYR14 Kalkuner (100 stk.) .....	4,958
DYR6 Opdræt, jersey .....	0,771	DYR15 Ænder (100 stk.) .....	2,651
DYR7 Ammekøer .....	1,364	DYR16 Gæs (100 stk.) .....	2,087
DYR8 Årssøer .....	0,374	DYR17 Moderfår inkl. lam .....	0,488
DYR9 Smågrise, 7,5-30 kg .....	0,053	DYR18 Heste .....	1,113

Table B3.3. Emissionen af lattergas pr. ha fra N-fikserende afgrøder. 1995 (Andersen, 1999).

Afgrøde	Emission af N <sub>2</sub> O	Afgrøde	Emission af N <sub>2</sub> O
	kg N/ha/år		kg N/ha/år
Ærter til modenhed .....	2,474	Helsæd .....	0,335
Hestebønner .....	-	Bælgsædshelsæd .....	3,804
Konservesærter .....	2,464	Græs i omdrift .....	0,951
Lucerne .....	6,399	Græs uden for omdrift .....	0,166

Anm. Emissionsfaktorerne afspejler omfanget af N-fikserende planter i afgrøden.



## Bilag 4.

### NH3POINT 2.0

Dette bilag er en teknisk dokumentation, der gør rede for de parameterstørrelser, som ligger til grund for NH3POINT 2.0. Beregningerne er udført med programmet *kyear6.for*.

- Overflademodstand NH<sub>3</sub>: 60 s m<sup>-1</sup>
- Overflademodstand NH<sub>4</sub><sup>+</sup>: 200 s m<sup>-1</sup>
- Omdannelseshastighed NH<sub>3</sub> til NH<sub>4</sub><sup>+</sup>: 8 \* 10<sup>-5</sup> s<sup>-1</sup>
- Kildehøjde: 2,5 m
- Korrektie faktor eddy diffusivity: 1,3
- dx (ønsket integrationsafstand i x retningen: 0,5 m). Den integrationsafstand, der er anvendt i beregningerne, vil ofte være mindre, fordi modellen selv kan sætte en øverste grænse for hvor stor integrationsafstanden kan være, hvis fx diffusionen er meget stor.

Overfladeruheden for Kastrup er 0,03 m. Overfladeruheden for landbrugsområdet (Vejle Amt) er 0,3 m. Friktionshastigheden i landbrugsområderne findes ved at beregne vindhastigheden over Kastrup i 60 m's højde ved hjælp af friktionshastigheden afledt for Kastrup, antage at vindhastigheden i 60 m's højde over landbrugsområderne det samme som i 60 m's højde over Kastrup og så aflede friktionshastigheden i landbrugsområderne derfra.

I modellen indgår en von Karman's konstant på 0,35.

### Estimering af den maksimale gennemsnitlige scavengingkoefficient for NH<sub>3</sub>/NH<sub>4</sub><sup>+</sup> anvendt i modellen

Den maksimale in-cloud scavengingkoefficient  $\Lambda_{max,eff}$  (s<sup>-1</sup>) er (van Jaarsveld, 1995):

$$\Lambda_{max,eff} = \frac{I}{\tau_w + \tau_d}$$

hvor

$\tau_w$  er den gennemsnitlige varighed af en nedbørsbegivenhed (s)

$\tau_d$  er den gennemsnitlige varighed af en tør periode (mellem nedbørsbegivenhederne) (s)

Der er antaget at  $\tau_w + \tau_d$  er ca. 27 timer og at den gennemsnitlige nedbørsintensitet er 1 mm time<sup>-1</sup>, hvilket giver en  $\Lambda_{max,eff}$  på 1 \* 10<sup>-5</sup> s<sup>-1</sup> (Maas og Asman, 1986).

## Bilag 5.

### Implementering af Vandmiljøplan

#### II i NP-modellen

I nærværende bilag gøres der eksplicit rede for tilpasningerne i NP-modellen med hensyn til implementering af *Vandmiljøplan II*'s tiltag og forventningerne. Indholdet i *Vandmiljøplan II* omfatter følgende elementer:

- Etablering af 16.000 ha vådområder,
- Forventning om etablering af miljøvenlig drift på 88.000 ha ifm. MVJ-ordningerne,
- Etablering af skov på 20.000 ha,
- Forventning om forbedret foderudnyttelse,
- Skærpelse af harmonikravene fra 1,7 dyreenheder (DE) ha<sup>-1</sup> til 1,4 DE ha<sup>-1</sup>,
- Skærpet udnyttelse af kvælstoffet i husdyrgødning med 10 pct.,
- Udvidelse af økologisk jordbrug med 170.000 ha,
- Etablering af efterafgrøder på 120.000 ha og
- Reduktion i gødningsnormen på 10 pct.

Endelig forventes det implicit, at det braklagte areal uden for omdrift vil falde til knap 50.000 ha i år 2003 og at brakarealet i omdrift vil være forsvundet (Miljøstyrelsen, 1998).

Håndteringen af de respektive elementer i NP-modellen beskrives nedenfor:

#### Vådområder

Effekten af etablering af vådområder er primært knyttet til kvælstofomsætningen, hvor nitrat i det tilførte vand bakterielt reduceres til atmosfærisk kvælstof. Herved adskiller tiltaget sig fra de øvrige virkemidler, som er rettet mod kvælstofudvaskningen fra rodzonen.

De produktionsmæssige konsekvenser af etablering af vådområder er vandlidende arealer, som ikke kan anvendes til landbrugsformål. Dog vil nogle af arealerne være tørre i sommermånederne og kan anvendes til græsning og høslet (Iversen *et al.*, 1998).

Kvælstofomsætningen for vådområderne er opgjort til 200 - 500 kg kvælstof ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup> med et gennemsnit på 350 kg kvælstof ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup> (Iversen *et al.*, 1998). Variationen, som er betydelig, er blandt andet afhængig af tilstrømningen af nitratholdigt vand. Dvs. at oplandet til vådområdet, og dermed vådområdets lokalisering, er af væsentlig betydning for effekten af etablering af vådområder. Da etableringen af vådområder enten medfører et bortfald i produktionsareal eller en betragtelig indskrænkning i arealanvendelsen, betragtes tiltaget i modelmæssig henseende som en reduktion i produktionsarealet med omfordeling af husdyrgødning til følge.

Reduktionen i oplandene er betinget af den endelige lokalisering af vådområderne, som endnu ikke er afklaret. Amterne har p.t. i forbindelse med regionsplanlægningen udpeget i alt 133.000 ha, som skønnes egnet til vådområder (Landsbladet, 1999) eller godt 8 gange så store arealer, som forventes udlagt til vådområder. Da det således er uafklaret, hvor etableringen af vådområderne vil finde sted, antages det, at udbredelsen af vådområder vil ske proportionalt med landbrugsarealet i de respektive områder. Det antages endvidere, at kvælstofomsætningen fra nitrat til atmosfærisk kvælstof vil udgøre de gennemsnitlige 350 kg N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup>, som i modelmæssig henseende estimeres som en ekstraordinær kvælstofretention på 350 kg N pr. ha vådområde pr. år.

#### SFL områder

Indenfor de Særligt Følsomme Landbrugsområder (SFL områder) kan der ydes tilskud til miljøvenlige jordbrugsforanstaltninger (MVJ-ordningerne), hvoraf flere har en reducerende effekt på kvælstofudvaskningen. Med det forventede budget har Fødevareministeriet skønnet, at 88.000 ha ekskl. skovrejsning i perioden fra 1998 til 2003 vil blive omfattet af MVJ-ordningerne (Iversen *et al.*, 1998). Den forventede fordeling af arealerne på de respektive ordninger samt effekten på kvælstofudvaskningen fremgår af tabel B5.1.

Tabel B5.1. Forventet udtaget arealer ekskl. skovrejsning i forbindelse med MVJ-ordninger-ne i perioden 1998 - 2002 samt den forventede effekt (Iversen *et al.*, 1998).

	Udtagne arealer	Reduktion i udvaskning	Effekt pr. ha
	ha	tons N år <sup>-1</sup>	kg N ha <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>
Miljøvenlig drift af græsarealer + øvrige græsordninger .....	49 000	245 - 735	5 - 15
Nedsat kvælstofforbrug (60 pct.).....	15 000	300 - 450	20 - 30
20-årig udtagning ekskl. skovrejsning.....	18 000	810 - 900	45 - 50
Udlæg af rajgræs.....	5 700	170	30
<b>I alt.....</b>	<b>88 000</b>	<b>1 525 - 2 255</b>	.

Da den aktuelle lokalisering af de fremtidige landbrugsaktiviteter underlagt MVJ-ordningerne i følge sagens natur ikke er klarlagt, kan der ikke opstilles særlige oplandsspecifikke præferencer.

For græsarealerne forventes det, at de indgåede aftaler vil bevirke en reduceret gødskning, og effekten på kvælstofudvaskningen er forventet at være som forskellen mellem udvaskningen på hhv. græs i omdrift og græs uden for omdrift i henhold til typetallene for nitratudvaskning, jf. Simmelsgaard (1991). I modelmæssig henseende konverteres derfor 49.000 ha græs i omdrift til græs uden for omdrift med en tilsvarende reduktion i gødningsintensiteten.

Effekten af ordningen med nedsat kvælstofforbrug på 60 pct. på 15.000 ha er ligeledes baseret på Simmelsgaards udvaskningsfunktion og den antagelse, at udvaskningen før tiltaget udgør 65 kg N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup> (Iversen *et al.*, 1998). Af praktiske årsager håndteres tiltaget som en generel reduktion i gødningsintensiteten i et givet opland, hvor den procentuelle reduktion er afstemt efter arealet omfattet af ordningen og oplandets samlede areal. Desuden antages det, at ammoniakfordampningen fra afgrøderne halveres, idet det skønnes, at kvælstofgødskningen ikke i samme omfang vil bidrage til et højt indhold af kvælstof i planterne (Andersen *et al.*, 1999).

Effekten af 20-årig udtagning er af miljømæssig samme karakter som vedvarende brak, og i modelmæssig henseende håndteres 20-årig udtagning derfor på samme vis. Ordningen indebærer også, at husdyrgødning udbragt på de 18.000 ha udtagne arealer skal omfordeles, og den omfordelte husdyrgødning vil derfor substituere en del af den anvendte handelsgødning.

Effekten af udlæg af rajgræs bygger ligeledes på Simmelsgaards udvaskningsfunktioner, hvor forskellen i udvaskning fra vårsæd og vårsæd med græsudlæg ved standardgødskning andrager 25 - 30 kg N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup>. Da der forventes etableret rajgræs som udlæg på 5.700 ha år<sup>-1</sup>, forventes udvaskningen derfor at falde med 170 tons N (Iversen *et al.*, 1998). I modelmæssig henseende antages det, at udlæg af rajgræs alene foretages på kornarealerne, og reduktionen foretages af praktiske grunde generelt på alle kornarealerne i de respektive oplande, således at reduktionen modsvarer den forventede effekt af udlæg af rajgræs. Det antages samtidig, at den reducerede udvaskning vil komme den efterfølgende afgrøde til gode svarende til reduktionen i udvaskningen. Dvs. at gødningsintensiteterne på kornarealerne kan reduceres med den besparede kvælstofudvaskning.

### Skovrejsning

Effekten af skovrejsning er i den faglige udredning til *Vandmiljøplan II* opgjort til en reduktion i kvælstofudvaskningen fra rodzonen på 1.100 tons N (Miljøstyrelsen, 1998). Estimatet er baseret på, at udvaskningen fra landbrugsarealerne gennemsnitligt vil udgøre 65 kg N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup> og at den tilsvarende udvaskning fra skovarealer udgør 10 kg N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup>. Netto vil kvælstofudvaskningen derfor reduceres med 55 kg N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup>, og da det forventes, at der i årene 1998 -2003 etableres 20.000 ha skov, vil udvaskningen blive reduceret med 1.100 tons kvælstof (Iversen *et al.*, 1998).

P.t. har amterne udpeget areal til skovrejsning på i alt 186.000 ha (Groth *et al.*, 1998) eller godt 9 gange mere end det forventede areal i *Vandmiljøplan II*. Da den aktuelle lokalisering af skovrejsningen derfor ikke kan angives præcist, antages det, at skovrejsningen vil ske proportionalt med landbrugsare-

alet i de respektive oplande. I modelmæssig henseende tackles tiltaget slet og ret som en reduktion i produktionsarealet. Herved reduceres forbruget af handelsgødning dels som følge af indskrænkningen i landbrugsarealet, og dels som følge af omfordelingen af husdyrgødningen fra arealer med skovrejsning til landbrugsarealerne. Sidstnævnte korrektion skal ses i sammenhæng med en uændret gødningsintensitet.

### Bedre foderudnyttelse

Effekten af bedre foderudnyttelse omfatter såvel en produktivitetstigning for malkekvæg (mælkeydelse) og søer (producerede smågrise) som en optimering af proteinindholdet i fodret for malkekøer, søer og slagtesvin. For fjerkræ omfatter effekten udelukkende en reduktion i tilførslen af protein i fodret, som forventes at kunne reducere kvælstofudskillelsen med omkring 10 pct. (Iversen *et al.*, 1998).

For malkekøer forventes mælkeydelsen at stige med omkring 10 pct., hvilket indebærer, at bestanden af malkekøer kan reduceres med 10 pct. ved uændret total mælkeproduktion. Det fordrer et større input af kvælstof pr. malkeko, men under forudsætning af uændret total mælkeproduktion vil kvælstofudskillelsen kunne reduceres med 2.900 tons år<sup>-1</sup>. Samtidig er det skønnet, at proteinindholdet i malkekøernes foder kan reduceres med 5 pct., som sammen med effekten af produktivitetstigningen giver en reduktion i kvælstofudskillelsen på knap 8.000 tons år<sup>-1</sup>. Den faldende malkekobestand ved uændret total mælkeproduktion indebærer, at antallet af årsopdræt ligeledes kan reduceres, hvilket giver en yderlig reduktion i kvælstofudskillelsen på godt 2.000 tons år<sup>-1</sup>. Herved fås en samlet reduktion i kvælstofudskillelsen fra kvæg på 10.000 tons år<sup>-1</sup> (Andersen *et al.*, 1999).

For søer forventes produktionen af grise pr. årssø ligeledes at stige med omkring 10 pct., hvilket indebærer, at en uændret svineproduktion kan tilvejebringes med et mindre antal søer. Det fordrer større proteinoptagelse pr. årssø, men under forudsætning af uændret svineproduktion, vil kvælstofudskillelsen kunne reduceres med knap 2.400 tons år<sup>-1</sup>. Der forventes imidlertid også et fald i sofodrets proteinindhold, som sammen med produktivitetstigningen vil reducere kvælstofudskillelsen med i alt 4.300 tons år<sup>-1</sup> (Andersen *et al.*, 1999).

For slagtesvin forventes ligeledes en reduktion i såvel fodertilførslen som indholdet af protein pr. foderenhed. Herved forventes kvælstofudskillelsen at kunne reduceres med knap 10.800 tons år<sup>-1</sup> (Andersen *et al.*, 1999).

Ovenstående estimater er baseret på det produktionsniveau og sammensætning, som gjorde sig gældende i 1996. Afvigelserne i forhold til 1995-situationen er imidlertid begrænset. Det er således kun en mindre ændring i svinebestanden, som bevirker, at reduktionen i kvælstofudskillelsen fra svin vil være knap 200 tons mindre svarende til godt 1 pct. For kvæg og fjerkræ er forskellen forsvindende (+/- 20 tons N).

Effekten af den forventede forbedrede foderudnyttelse indvirker på både ammoniakfordampningen og kvælstofudvaskningen. Effekten er størst for ammoniakfordampningen, idet denne er knyttet til reduktionen i gødningens indhold af ammoniumkvælstof, og ved reduktion i proteinmængden i fodret vil langt den største ændring i kvælstofudskillelsen ske i ureakvæstoffet, som overvejende er indeholdt i urinen (Rom *et al.*, 1999).

Mht. kvælstofudvaskningen er effekten overvejende knyttet til reduktionen i indholdet af organisk bundet kvælstof, som overvejende

Tabel B5.2. Effekt af forventet forbedret foderudnyttelse fra 1995 til år 2003.

	Reduktion i fæces	Reduktion i urin	Samlet reduktion	Reduktion i ammoniaktab	Merforbrug af handelsgødning
	----- tons N år <sup>-1</sup> -----				
Kvæg .....	1 300	8 700	10 000	2 300	6 400
Svin .....	3 000	11 900	14 900	4 200	7 700
Fjerkræ .....	200	900	1 100	400	500
<b>I alt</b> .....	<b>4 500</b>	<b>21 500</b>	<b>26 000</b>	<b>6 900</b>	<b>14 600</b>

Anm. Det anslås, at reduktionen i fjerkrægødning er fordelt på organisk bundet N og ammonium-N i forholdet 20:80.

er indeholdt i fæces, idet en uændret gødningsintensitet indebærer, at reduktionen i ammoniumkvælstof vil blive erstattet af handelsgødning. Substitutionen vil imidlertid kun være delvis, idet det reducerede ammoniaktab ikke skal erstattes.

### Skærpet harmonikrav

For svinebrugene skærpes harmonikravene fra 1,7 DE ha<sup>-1</sup> til 1,4 DE ha<sup>-1</sup>. Dvs. at der skal ske en omfordeling af husdyrgødningen for de svinebrug, hvor husdyrtætheden overskrider 1,4 DE ha<sup>-1</sup>. Effekten heraf er begrænset, idet afgrødesammensætningen på svinebrug er nogenlunde sammenfaldende med de aftagende planteavlsbrug, og en omfordeling af husdyrgødningen indebærer ikke i sig selv i en reduktion i kvælstofudvaskningen. Følgelig er effekten af en skærpelse af harmonikravene for svinebrug kun opgjort til en reduktion i kvælstofudvaskningen på 300 tons pr. år (Iversen *et al.*, 1998). Effekten af skærpede harmonikrav er alene knyttet til en reduktion i gødningsintensiteten på nogle af de svinebrug, som har en husdyrtæthed på over 1,4 DE ha<sup>-1</sup>, og hvor bortskaffelsen af husdyrgødningen indebærer en overgødskning af nogle af markerne, idet det åbenbart ikke er lønsomt at fordele husdyrgødningen i overensstemmelse med de anbefalede kvælstofmængder på alle marker. Grant *et al.* (1998) har således med udgangspunkt i Landovervågningsoplandene sandsynliggjort, at omfanget af marker med overgødskningen tiltager med stigende husdyrtæthed. Det er til trods for, at en omfordeling af husdyrgødningen på alle marker ville være forbundet med en reduktion i omkostningerne til handelsgødning. Forholdet er bl.a. analyseret af Blicher-Mathiesen og Hasler (1999), som anfører, at transportomkostningerne ved udbringningen af husdyrgødningen til de fjernt beliggende marker kan gøre det økonomisk optimalt at overgødske de marker, som er tæt beliggende ved husdyrgødningslagrene.

I NP-modellen er gødningsintensiteterne opgjort på bedriftstyper, jf. bilag 1. Dvs. at modellen ikke reflekterer spredningen i gødningsintensiteten inden for en bedriftstype. NP-modellens nivellering af gødningsintensiteterne indebærer, at den gennemsnitlige husdyrtæthed udgør 1,7 DE ha<sup>-1</sup> (Danmarks Statistik, 1996) svarende til det oprindelige

harmonikrav. Følgelig kan der argumenteres for, at tilførslen af husdyrgødning på svinebrug skal omfordeles svarende til forskellen mellem 1,4 og 1,7 DE ha<sup>-1</sup>. De 1,7 DE ha<sup>-1</sup> skal imidlertid ses i forhold til gødningsproduktionen i 1995 og de 1,4 DE ha<sup>-1</sup> skal ses i sammenhæng med gødningsproduktionen i år 2003, hvor *Vandmiljøplan II* er fuldt ud implementeret. Til den tid vil den forventede forbedring i foderudnyttelsen bevirke, at gødningsproduktionen fra svin vil falde fra 85.500 tons N ab lager pr. år (ved fuld efterlevelse af nugældende regler) til 69.400 tons N ab lager pr. år med det produktionsniveau, der gjorde sig gældende i 1995.

Reduktionen i N ab lager er af samme størrelsesorden som skærpelsen af harmonikravene, og ud fra en gennemsnitsbetragtning, vil skærpelsen af harmonikravet for svinebrug umiddelbart kunne efterleves som følge af den forventede forbedrede foderudnyttelse. For de svinebrug, hvor husdyrtætheden i 1995 var større end 1,7 DE ha<sup>-1</sup>, vil der imidlertid fortsat være en effekt for de af brugene, der overgødske med husdyrgødning. Dette forhold er imidlertid allerede reflekteret ved NP-modellens gennemsnitsbetragtninger.

### Skærpet udnyttelse af husdyrgødning

Som et led i *Vandmiljøplan II* øges kravet til udnyttelsen af kvælstoffet i husdyrgødningen med 15 pct. point, hvorved kvælstofudvaskningen forventes at falde med 10.600 tons (Miljøstyrelsen, 1998). I den faglige udredning til *Vandmiljøplan II* er det skønnet, at førsteårsvirkningen af husdyrgødningen hermed vil stige fra 44,4 til 47,2 pct. eller med 2,8 pct. point (Iversen *et al.*, 1998). I udredningsarbejdet til den kommende Ammoniakhandlingsplan blev det anslået, at effekten af den reducerede gødningsnorm i *Vandmiljøplan II* vil gøre det økonomisk attraktivt at udnytte husdyrgødningen bedre (Andersen *et al.*, 1999). Konkret blev den i tabel B5.3 skønnede udbringningspraksis fundet plausibel ved fuld implementering af *Vandmiljøplan II*. Herved ville ammoniaktabet under og efter udbringningen blive reduceret med 2 pct. point i forhold til kvælstofindholdet ab lager, som under forudsætning af fuld substitution af handelsgødningskvælstoffet, svarer til en stigning i førsteårsvirkningen af husdyrgødningen på 2 pct. point (Andersen *et al.*, 1999).

Tabel B5.3. Skønnet fordeling af gødning på udbringningspraksis ved fuld implementering af Vandmiljøplan II (Andersen et al., 1999).

Afgrøde	Årstid	Nedbragt antal timer efter udbringning <sup>1</sup>	Udbringningsmetode			Fast gødning, bredspredt
			Gylle og ajle		pct. af total-N ab lager	
			Bredspredt	Slangeudlagt		Dybnedfældet
-	Forår	<12	20	45	7	70
-	Forår	>12	0	0	0	0
-/+	Forår	Ikke	0	0	3	0
+	Sommer	Ikke	2	8	3	0
+	Sensommer-efterår	Ikke	0	8	3	0
-	Sensommer-efterår	<12	1	0	0	30
-	Sensommer-efterår	>12	0	0	0	0
-	Sensommer-efterår	Ikke	0	0	0	0

Anm. *Sensommer-efterår* dækker perioden indtil høst eller indtil 15. oktober, jf. lovgivningen.

<sup>1</sup>) Angivelsen af henliggetid gælder selvsagt ikke for nedfældere.

Da krav om skærpet udnyttelse af husdyrgødningen fordrer en stigning i førsteårsvirkningen af husdyrgødningen på 2,8 pct. point, synes de opnåede 2 pct. point ved ændret udbringningspraksis umiddelbart at være utilstrækkelig. Fuld efterlevelse af de eksisterende reguleringer betød imidlertid en stigning i førsteårsvirkningen af husdyrgødningen på 3,6 pct. point, og i følge Iversen *et al.* (1998) var det tilstrækkeligt at øge førsteårsvirkningen med 2,4 pct. point for at opfylde de udnyttelsesgrader, der er fastsat i *Handlingsplan for et bæredygtigt landbrug*. Godskrives forskellen på 1,2 pct. point vil *Vandmiljøplan II's* krav være opfyldt med ovenstående udbringningspraksis. Den i tabel 3.5 anslåede udbringningspraksis vil derfor blive lagt til grund for effektueringen af tiltaget. Til det ovenstående skal det bemærkes, at betragtningerne er baseret på en kvælstofudskillelse fra husdyrholdet svarende til de eksisterende normtal (Poulsen og Kristensen, 1997). Ved den forventede forbedrede foderudnyttelse vil førsteårsvirkningen af husdyrgødningen falde, idet reduktionen i kvælstofudskillelsen primært berører husdyrgødningens indhold af mineralsk kvælstof.

### Økologisk jordbrug

I den faglige udredning til *Vandmiljøplan II* blev det anslået, at udvaskningen kunne reduceres med 10 kg N ha<sup>-1</sup> såfremt markerne blev dyrket økologisk frem for konventionelt (Iversen *et al.*, 1998). Da det samtidig blev forudsat, at de økologisk drevne arealer ville tiltage med 170.000 ha i perioden frem til år 2003, kunne effekten opgøres til en reduktion i udvaskningen på 1.700 tons kvælstof (Mil-

jøstyrelsen, 1998). Nyere undersøgelser har imidlertid vist, at reduktionen ikke er så entydig, jf. tabel B5.4.

Sammenholdes udvaskningen på konventionelle og økologiske brug, jf. tabel B5.4, så kan der klart konstateres, at udvaskningen på de økologiske brug er mindre end på de konventionelle brug ved sammenlignelige brugs- og jordtyper. Det gør sig især gældende på sandjorde. Korrigeres der for de økologiske brugs hyppigt anvendte fangafgrøder, så indskrænkes forskellen imidlertid betydeligt og niveauet på de økologiske brug nærmer sig udvaskningen på de konventionelle brug (Hansen og Kristensen, 1998). Da *Vandmiljøplan II* netop har til formål at reducere udvaskningen fra det konventionelle brug, så må det formodes, at udvaskningen fra konventionelle og økologiske brug vil nærme sig hinanden i takt med, at *Vandmiljøplan II* implementeres. Betragtes forskellen mellem tilført og fraført kvælstof til mark, så kan det konstateres, at nettotilførslen af kvælstof på de økologiske brug varierer mellem 60-146 kg ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup> og mellem 25-195 kg ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup> på de konventionelle brug. For svinebrug og planteavlbrug på lerjorde er nettotilførslen af kvælstof til mark større på de økologiske brug, og omvendt er nettotilførslen af kvælstof til mark større på de konventionelle brug for de sandede jorde med kvæg- og planteavlbrug. For planteavlbrug på de sandede jorde skyldes forskellen dog, at der på de konventionelle brug importeres store mængder husdyrgødning, og for kvægbrug er husdyrtætheden på de konventionelle brug større end på de økologiske brug (Hansen og Kristensen, 1999).

Tabel B5.4. Modelberegnet nettotilførsel af kvælstof til mark og N-udvaskning på økologiske og konventionelle brug (Hansen og Kristensen, 1999).

Brugstype	Jordtype	Økologisk/ konventionelt	Husdyr- tæthed <sup>1</sup>	Tilførsel N-husdyrgødn. af total N i pct. af total N	Nettotilførsel af kvælstof	Udvask- ning <sup>2</sup>	
	-	-	DE ha <sup>-1</sup>	kg N ha <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	pct. kg N ha <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	kg N ha <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	
Planteavlsbrug .....	Lerjord	Konventionelt	-	146	3	25	32
		Økologisk	-	116	41	60	19 (29)
	Sandjord	Konventionelt	-	212	45	107	90
		Økologisk	-	104	41	60	36 (46)
Svinebrug.....	Lerjord	Konventionelt	0,7	195	33	70	47
		Konventionelt	1,5	210	55	96	38
		Konventionelt	2,7	256	65	162	57
		Økologisk	0,8 (1,4)	208	68	121	30 (47)
	Sandjord	Konventionelt	1,3	210	59	111	97
		Konventionelt	1,8	262	66	163	138
		Økologisk	0,6 (1,4)	218	66	146	63 (98)
Kvægbrug .....	Lerjord	Konventionelt	1,4	241	54	91	48
		Økologisk	1,0	215	59	90	28 (49)
	Sandjord	Konventionelt	0,6	223	29	105	89
		Konventionelt	1,5	284	51	128	90
		Konventionelt	2,4	363	76	195	119
		Økologisk	1,0	215	58	91	65 (104)

<sup>1</sup> Tal i parentes er inkl. importeret husdyrgødning.

<sup>2</sup> Tal i parentes svarer til udvaskningen uden fangafgrøder.

Anvendelsen af nettotilførslen af kvælstof til mark som en indikator for kvælstofudvaskningen skal ses i sammenhæng med en formodet nuværende opbygning af jordens kvælstofpulje (negativ nettomineralisering), der ved indtrædelse af ligevægtstadiet (nettominalisering er lig 0) forventes at øge udvaskningen og/eller øge udbyttet. For fuldstændighedens skyld skal det dog bemærkes, at forskellen mellem nettotilført kvælstof til mark og udvasket kvælstof også skyldes tab af kvælstof i form af ammoniakfordampning og denitrifikation fra jord. Der formodes imidlertid ikke at være de store forskelle mellem økologiske og konventionelle brug mht. ammoniakfordampning og denitrifikation.

På grundlag af en diskussion af usikkerhedsmomenterne ved den nettotilførte kvælstofs skæbne konkluderer Hansen og Kristensen (1999), at økologiske planteavlsbrug og kvægbrug på de sandede jorde er de eneste brugstyper, hvor der er et klart potentiale for reduktion i kvælstofudvaskningen, idet såvel N-udvaskningen som nettotilførslen af kvælstof til mark entydigt er lavere på de økologiske brug. For svinebrug på sand- og lerjorde og planteavlsbrug på lerjorde kan der derimod ikke gives et entydigt svar, idet N-udvaskningen er lavere på de økologiske

brug, men nettotilførslen af kvælstof til mark er højere. Endelig kan der for kvægbrug på lerjorde ikke konstateres forskelle i hverken N-udvaskning eller nettotilførsel af kvælstof til mark.

Til konklusionen skal det bemærkes, at de brugstyper, hvor der entydigt kan konstateres et lavere udvaskningspotentiale, tegner sig for 60 pct. af det nuværende økologisk drevne areal (Miljøstyrelsen, 1999).

Grant (1999) har bl.a. sammenlignet nettotilførslen af kvælstof ved fuld implementering af *Vandmiljøplan II* med 6 økologiske scenarier, jf. omstående tabel B5.5. De respektive økologiske scenarier blev udformet under forudsætning af 0 pct. import af fodermidler, 15/25 pct. import af fodermidler til drøvtyggere/enmavede dyr og ubegrænset foderimport ved hhv. det nuværende udbyttensniveau og et forbedret udbyttensniveau.

Anvendes nettotilførslen af kvælstof til jord som potentialet for kvælstofudvaskningen, så vil den langsigtede effekt af etablering af økologisk brug med de nuværende importrestriktioner være en reduktion i kvælstofudvaskningen på 27 kg N ha<sup>-1</sup> ved det forbedrede udbyttensniveau set i forhold til de konventionelle brug efter fuld implementering af *Vandmiljøplan II*.

Tabel B5.5. Nettotilførsel af kvælstof til landbruget og til jord ved fuld implementering af Vandmiljøplan II og ved fuld omlægning til økologiske brug (Grant, 1999).

	VMP II		Økologiske scenarier				
	Nuværende udbyttensniveau			Forbedret udbyttensniveau			
	0 pct. import	15/25 pct. import	Ubegrænset import	0 pct. import	15/25 pct. import	Ubegrænset import	
	----- kg N ha <sup>-1</sup> -----						
Nettotilførsel - landbrug.....	112	54	77	91	62	84	88
- Ammoniaktab mv. <sup>1</sup> .....	25	17	21	26	19	24	25
= Nettotilførsel - jord.....	87	37	56	65	43	60	63
Reduktion ift. VMP II.....	-	50	31	22	44	27	24

Anm. Der er stor usikkerhed omkring opgørelsen af kvælstoffikseringen. Grant (1999) anfører en usikkerhed svarende til +/- 21 kg N ha<sup>-1</sup>.

<sup>1</sup> Inkl. denitrifikationstab i stald og gødningslagre.

I ovenstående estimater er det antaget, at ammoniakfordampningen fra afgrøderne er ens for konventionelle og økologiske brug. Schjørring anslår imidlertid, at ammoniakfordampningen fra afgrøderne på økologiske brug kun er halv så store som på konventionelle brug, idet kvælstofforsyningen overvejende er baseret på mineraliseret husdyrgødning, som udbydes relativt jævnt over vækstperioden (Andersen *et al.*, 1999). Anslås den gennemsnitlige ammoniakfordampning fra afgrøderne på de konventionelle brug til 4 kg N ha<sup>-1</sup>, så vil ammoniaktabet på de økologiske brug udgøre 2 kg N ha<sup>-1</sup>. Det mindre ammoniaktab fra de økologiske afgrøder betyder samtidigt et større potentiale for N-udvaskningen, hvorved potentialet for N-udvaskning reduceres fra 27 til 25 kg N ha<sup>-1</sup>.

Det kan konstateres, at der fortsat er betydelig usikkerhed omkring opgørelse af forskelle i udvaskningen af kvælstof, og denne usikkerhed tiltager på grund af uvished om bedriftstypen på de forventede økologiske brug. Grant (1999) understreger i særdeleshed usikkerheden på opgørelsen af N-fikseringen, som er en væsentlig post i de økologiske brug. I nærværende projekt fastholdes derfor den oprindelige forskel på 10 kg N ha<sup>-1</sup> i udvaskningen på konventionelle og økologiske brug. Der tages samtidig hensyn til, at ammoniakfordampningen fra afgrøderne på de økologisk drevne marker kun er halvt så stor som for de konventionelle brug.

### Efterafgrøder

Effekten af efterafgrøder er knyttet til efterafgrødens optagelse af rodzonens kvælstof, som ellers ville blive udvasket. Herved forventes det, at udvaskningen reduceres

med 25 kg N ha<sup>-1</sup>, og denne reduktion i udvaskningen forventes at komme de efterfølgende afgrøder til gode, således at gødningsintensiteten ligeledes kan reduceres med 25 kg N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup> (Miljøstyrelsen, 1998). I tiltaget er det forudsat, at der etableres efterafgrøder på 120.000 ha. Følgelig vil såvel kvælstofudvaskningen som kvælstoftilførslen kunne reduceres med 3.000 tons kvælstof.

I den lovgivningsmæssige udformning af tiltaget er de enkelte landbrugsbedrifter pålagt at etablere efterafgrøder (evt. som udlæg) på mindst 6 pct. af arealet med korn, bælgsæd og industrifrø (bek. nr. 736 af 12. oktober 1998). I forhold til NP-modellens referencescenario giver det kun godt 100.000 ha efterafgrøder. For at sikre den fulde effekt af efterafgrøderne, antages det derfor, at de 120.000 ha med efterafgrøder udlægges proportionalt med kornarealerne i de respektive oplande, og for hver hektar med efterafgrøde reduceres udvaskningen med 25 kg N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup> og gødningsintensiteten reduceres tilsvarende med 25 kg N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup>.

### Nedsat gødningsnorm

I det sidste tiltag i *Vandmiljøplan II* reduceres gødningsnormen med 10 pct., hvilket forventes at give en reduktion i kvælstofudvaskningen på 10.500 tons pr. år (Miljøstyrelsen, 1998).

Skønt tiltaget er rettet mod de enkelte marker, vil de adfærdsmæssige ændringer være knyttet til bedriften, idet reguleringen forholder sig til bedriftens samlede gødningsforbrug i forhold til bedriftens samlede behov bestemt via gødningsnormen. En bedrift kan således 'undslippe' en gødningsafgift ved overgødsning af nogle marker såfremt der er en tilsvarende undergødsning af an-



dre marker. Det afgørende er, at bedriftens samlede kvote ikke overskrides. Da afgiften er prohibitiv, må det forventes, at det gennemsnitlige gødningsforbrug på en given bedrift maksimalt vil udgøre den gennemsnitlige reducerede gødningsnorm. For brug, som allerede har et lavt gødskningsniveau i forhold til den reducerede gødningsnorm, fx som følge af de vidde normer for græsafgrøder, må gødningsintensiteterne forventes at være uændret. Dog må der på sidstnævnte brug forventes en stigning i gødningsintensiteterne ved omfordeling af husdyrgødning fra brug med høj husdyrtæthed.

Da landbrugsbedrifterne i NP-modellen er aggregeret til bedriftstyper med udligning af gødningsintensiteter til følge, effektueres tiltaget modelmæssigt ved at reducere gødningsintensiteterne på de enkelte marker med 10 pct. Det skal understreges, at det er en grov tilnærmelse, idet effektueringen af tiltaget implicit antager, at de udlignede gødningsintensiteter umiddelbart medfører, at den effektive gødningstilførsel svarer til den oprindelige gødningsnorm, og at en efterfølgende reduktion på 10 pct. i den effektive gødningstilførsel vil modsvare den reducerede gødningsnorm. Det er ikke nødvendigvis tilfældet. Til trods for anvendelse af bedriftstyper med udlignet gødningsintensiteter må der således fortsat formodes at forekomme både over- og undergødskning, hvor de overgødskede marker burde pålignes en større reduktion end de marker, hvor der undergødskes. Da der også efter den reducerede N-norm må forventes at være overgødskede marker, kan der ikke foretages en generel reduktion, og derfor formindskes den effektive gødningstilførsel proportionalt med 10 pct.

# Danmarks Miljøundersøgelser

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

Henvendelser kan rettes til:

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

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

*Direktion og Sekretariat  
Forsknings- og Udviklingssektion  
Afd. for Atmosfærisk Miljø  
Afd. for Havmiljø og Mikrobiologi  
Afd. for Miljøkemi  
Afd. for Systemanalyse*

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

*Afd. for Sø- og Fjordøkologi  
Afd. for Terrestrisk Økologi  
Afd. for Vandløbsøkologi*

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

*Afd. for Landskabsøkologi  
Afd. for Kystzoneøkologi*

Danmarks Miljøundersøgelser  
Tagensvej 135, 4  
2200 København N  
Tlf.: 35 82 14 15  
Fax: 35 82 14 20

*Afd. for Arktisk Miljø*

## Publikationer:

DMU udgiver faglige rapporter, tekniske anvisninger, temarapporter, samt årsberetninger. Et katalog over DMU's aktuelle forsknings- og udviklingsprojekter er tilgængeligt via World Wide Web.

I årsberetningen findes en oversigt over det pågældende års publikationer.

# Faglige rapporter fra DMU/NERI Technical Reports

## 1999

- Nr. 288: Mere og bedre natur i landbrugslandet - dokumenteret grundlag for en ekstra indsats. Reddersen, J., Tybirk, K., Halberg, N. & Jensen, J. 112 s., 120,00 kr.
- Nr. 289: Atmosfærisk deposition af kvælstof 1998. NOVA 2003. Af Skov, H., Hertel, O., Ellermann, T., Skjødt, C.A. & Heidam, N.Z. (i trykken)
- Nr. 290: Marine områder - Status over miljøtilstanden i 1998. NOVA 2003. Af Markager, S. et al. (i trykken)
- Nr. 291: Søer 1998. NOVA 2003. Af Jensen, J.P., Søndergaard, M., Jeppesen, E., Lauridsen, T.L. & Sortkjær, L. (i trykken)
- Nr. 292: Vandløb og kilder 1998. NOVA 2003. Af Bøgestrand, J. (red.) 130 s., 150,00 kr.
- Nr. 293: Landovervågningsoplande 1998. NOVA 2003. Af Grant, R. et al. 152 s., 150,00 kr.
- Nr. 294: Bilparkmodel. Beregning af udvikling og emissioner. ALTRANS. Af Kveiborg, O. 84 s., 75,00 kr.
- Nr. 295: Kvalitetsparametre for haglammunition. En undersøgelse af spredning og indtrængningsevne som funktion af haglenes størrelse og form. Af Hartmann, P., Kanstrup, N., Asferg, T. & Fredshavn, J. 34 s., 40,00 kr.
- Nr. 296: The Danish Air Quality Monitoring Programme. Annual Report for 1998. By Kemp, K. & Palmgren, F. 64 pp., 80,00 DKK.
- Nr. 297: Preservatives in Skin Creams. Analytical Chemical Control of Chemical Substances and Chemical Preparations. By Rastogi, S.C., Jensen, G.H., Petersen, M.R. & Worsøe, I.M. 70 pp., 50,00 DKK.
- Nr. 298: Methyl t-Butylether (MTBE) i drikkevand. Metodeafprøvning. Af Nyeland, B., Kvamm, B.L. 51 s., 50,00 kr.
- Nr. 299: Blykontaminering af grønlandske fugle - en undersøgelse af polarlomvie til belysning af human eksponering med bly som følge af anvendelse af blyhagl. Af Johansen, P., Asmund, G. & Riget, F.F. 27 s., 60,00 kr.
- Nr. 300: Kragefugle i et dansk kulturlandskab. Feltundersøgelser 1997-99. Af Hammershøj, M., Prang, A. & Asferg, T. 31 s., 40,00 kr.
- Nr. 301: Emissionsfaktorer for tungmetaller 1990-1996. Af Illerup, J.B., Geertinger, A., Hoffmann, L. & Christiansen, K. 66 s., 75,00 kr.
- Nr. 302: Pesticider 1 i overfladevand. Metodeafprøvning. Af Nyeland, B. & Kvamm, B.L. 322 s., 150,00 kr.
- Nr. 303: Ecological Risk Assessment of Genetically Modified Higher Plants (GMHP). Identification of Data Needs. By Kjær, C., Damgaard, C., Kjellsson, G., Strandberg, B. & Strandberg, M. 32 pp., 50,00 DKK.
- Nr. 304: Overvågning af fugle, sæler og planter 1998-99, med resultater fra feltstationerne. Af Laursen, K. (red.). 81 s., 70,00 kr.
- Nr. 305: Interkalibrering omkring bestemmelse af imposex- og intersexstadier i marine snegle. Resultat af workshop afholdt den 30.-31. marts 1999 af Det Marine Fagdatacenter. Af Strand, J. & Dahl, K. (i trykken).
- Nr. 306: Mercury in Soap in Tanzania. By Glahder, C.M., Appel, P.W.U. & Asmund, G. 19 pp., 60,00 DKK.

## 2000

- Nr. 307: Cadmium Toxicity to Ringed Seals (*Phoca hispida*). An Epidemiological Study of possible Cadmium Induced Nephropathy and Osteodystrophy in Ringed Seals from Qaanaaq in Northwest Greenland. By Sonne-Hansen, C., Dietz, R., Leifsson, P.S., Hyldstrup, L. & Riget, F.F. (in press)
- Nr. 308: Økonomiske og miljømæssige konsekvenser af merkedsordningerne i EU's landbrugsreform. Agenda 2000. Af Andersen, J.M., Bruun et al. 63 s., 75,00 kr.
- Nr. 309: Benzene from Traffic. Fuel Content and Air Concentrations. By Palmgren, F., Hansen, A.B., Berkowicz, R. & Skov, H. (in press)
- Nr. 310: Hovedtræk af Danmarks Miljøforskning 1999. Nøgleindtryk fra Danmarks Miljøundersøgelers jubilæumskonference Dansk Miljøforskning. Af Secher, K. & Bjørnsen, P.K. (i trykken)
- Nr. 311: Miljø- og naturmæssige konsekvenser af en ændret svineproduktion. Af Andersen, J.M., Asman, W.A.H., Hald, A.B., Münier, B. & Bruun, H.G. 106 s., 110,00 kr.