

Sammendrag

Landbrugets bidrag til kvælstofbelastningen af det akvatiske og terrestriske miljø har senest været i fokus i forbindelse med midtvejsevalueringen af *Vandmiljøplan II*. I den sammenhæng blev der gjort rede for landbrugets kvælstofbalance siden midten af 80'erne, jf. Kyllingsbæk *et al.* (2000). I den sammenhæng blev der ligeledes gjort rede for ammoniaktabet i udvalgte driftsår.

Da fokus var rettet mod den samlede kvælstofbalance samt alle tabsposter, blev der ikke levnet plads til en fyldestgørende beskrivelse af landbrugets ammoniakemission. Målsætningen for nærværende rapport er derfor dels at komplettere beskrivelsen af udviklingen i ammoniakemissionen i perioden 1985-99 og dels at beskrive beregningsmetoden og de benyttede forudsætninger.

Undersøgelsen viser, at den samlede ammoniakemission fra landbruget er faldet fra 111.000 tons N år⁻¹ i 1985 til 77.000 tons N år⁻¹ i 1999, jf. figur 1.1. Husdyrgødning, afgrøder, handelsgødning, halmludning og andet (spildevandsslam og markafbrænding) tegnede sig i 1985 for hhv. 76, 12, 7, 5 og <½ pct. af den samlede emission. Den tilsvarende fordeling i 1999 udgjorde hhv. 76, 15, 7, 2 og <½ pct. Dvs. stort set en uændret fordeling; emissionen fra afgrøderne er blot steget med 3 pct. point og emissionen fra halmludning er faldet tilsvarende.

Emissionen fra husdyrgødningen er faldet med 26.000 tons N i perioden. Årsagen er dels faldende N-udskillelse og dels ændret gødningshåndtering. Ændringen i gødningshåndtering omfatter såvel ændret opstaldning og ændret udbringningspraksis for husdyrgødningen, men effekten på ammoniakemissionen stammer primært fra den ændrede udbringningspraksis.

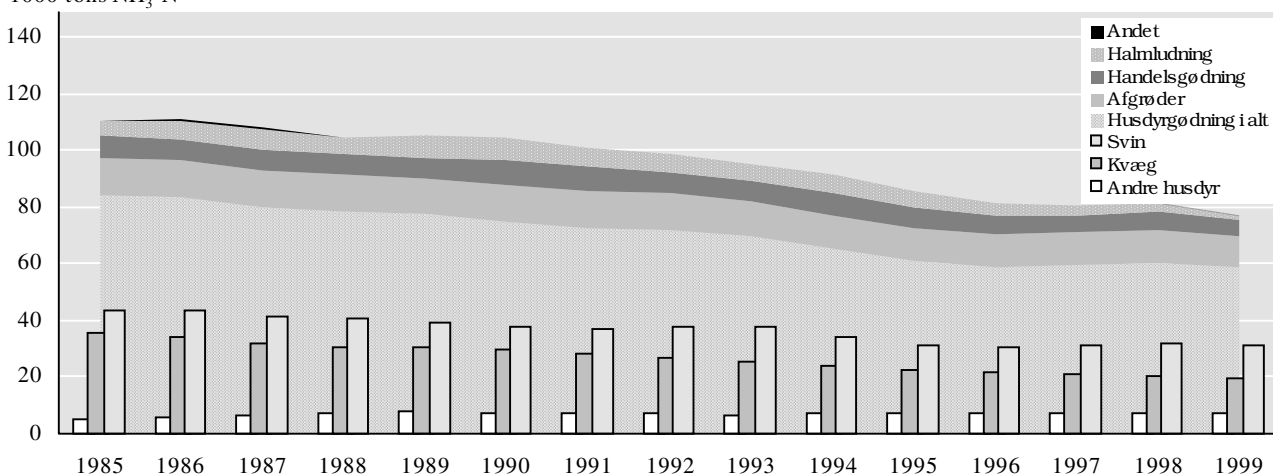
Reduktionen i N-udskillelsen gælder især kvæg, idet såvel den animalske produktion som N-udskillelsen pr. produceret enhed er faldet. For svin er reduktionen i N-udskillelsen pr. produceret svin blevet opvejet af en stigende svineproduktion, som gør, at N-udskillelsen i 1985 og 1999 næsten er uændret.

Ændret udbringningspraksis for husdyrgødning er den primære årsag til det procentuelle fald i emissionen fra husdyrgødning. Stald- og lagertabet er således kun reduceret med hhv. 2.000 og 3.000 tons N i perioden, hvorimod emissionen under og efter udbringningen er reduceret med 20.000 tons N.

Emissionen fra afgrøderne er reduceret med 2.000 tons N i perioden. Halvdelen af reduktionen skyldes braklægningsordningen, som reducerer det gødskede areal. Stigningen i det økologisk drevne areal samt den generelle reduktion i landbrugsarealet, bidrager ligeledes til reduktionen.

Ammoniakemission

1000 tons NH₃-N



Figur 1.1. Udviklingen i den samlede ammoniakemission fra landbruget. 1985 - 1999

Emissionen fra handelsgødning er ligeledes reduceret med 2.000 tons N. Reduktionen skyldes et lavere forbrug af handelsgødning i 90'erne. Forbruget af flydende ammoniak er faldet forholdsvis mere, hvilket har øget emissionen relativt; det modsatte gør sig gældende mht. forbruget af urea.

Emissionen fra halmludning er reduceret med knap 4.000 tons N. Reduktionen skyldes et markant fald i forbruget af ammoniak til halmludning.

Emissionen fra spildevandsslam og markafbrænding har i hele perioden været ubetydelig. Emissionen fra halmafbrænding er desuden elimineret med halmafbrændingsforbuddet i 1989.

Ved vurderingen af resultaterne skal det tages i betragtning, at emissionen er estimeret via forenklede modeller, som ikke favner kompleksiteten i ammoniakemissionen. Eksempelvis er ammoniakemissionen fra husdyrgødningen baseret på gødningens indhold af totalkvælstof selvom den mest dominerende gødningstype er gylle, hvor emissionen er funderet på indholdet af ammoniumkvælstof. Da det vides, at ændret fodersammensætning mv. primært har reduceret gødningens indhold af urinstof/urinsyre, som er kilden til ammoniumkvælstof, må det formodes, at emissionen er undervurderet i 80'erne og overvurderet i 90'erne. Herved er faldet i emissionen også undervurderet.

Anvendelse af forenklede modeller til bestemmelse af ammoniakemissionen skyldes dels en begrænset mængde pålidelige statistiske informationer og dels ufuldstændig videngrundlag til at inddrage alle de parametre, som er af betydning for emissionen. Disse betragtninger gælder alle kilder til ammoniakemissionen, men er mest udtalt for husdyrgødningen, som udgør det dominerende bidrag til emissionen. Dvs. at der fortsat er behov for

- at afdække den komplekse sammenhæng mellem de parametre, som er af betydning for ammoniakemissionen,
- at indsamle relevant statistik om den del af landbrugspraksis, som har betydning for ammoniakemissionen samt
- at frembringe modeller, som favner ammoniakemissionens dynamiske sammenhæng.

Endelig skal det bemærkes, at ammoniakemissionen fra husdyrgødningen er baseret på de foreløbige normtal, som lå til grund for midtvejsevalueringen af *Vandmiljøplan II*. I forhold til de endelige normtal for husdyrgødning vil der være mindre justeringer. Nyere estimater omkring ammoniakemission fra pelsdyrhaller tyder derimod på, at den estimerede ammoniakemission er undervurderet med 700 – 1.300 tons N år⁻¹. Det høje niveau svarer til begyndelsen af perioden og det lave niveau svarer til slutningen af perioden.

2 Indledning

I forbindelse med vedtagelsen af *Vandmiljøplan II*, blev der indgået aftale om, at Miljø- og energiministeren og Fødevareministeren i folketingssamlingen 1998/99 skulle fremlægge en handlingsplan for reduktion af emissionen af ammoniak. Til forberedelse af dette arbejde nedsatte Miljøstyrelsen og Fødevareministeriet en styringsgruppe, som anmodede Danmarks Miljøundersøgelse (DMU) og Danmarks JordbrugsForskning (DJF) om at forestå det fornødne udredningsarbejde. Som et resultat heraf blev der udarbejdet tre faglige baggrundsrapporter omhandlende henholdsvis

- ammoniakemissionen fra landbruget (Andersen *et al.*, 1999),
- teknologiske muligheder for at reducere landbrugets ammoniakemission (Rom *et al.*, 1999) og
- miljøeffekter af ammoniakemissionen (Bak *et al.*, 1999).

Desuden blev Statens Jordbrugs- og Fiskeriøkonomiske Institut (SJFI) anmodet om at udarbejde en rapport omhandlende økonomiske vurderinger af mulige reduktionstiltag, jf. Jacobsen (1999).

De respektive udredningsarbejder, de såkaldte Ammoniakredegørelser, blev publiceret i hhv. foråret og sommeren 1999. Ammoniakhandlingsplanen blev derimod udskudt til efter midtvejsevalueringen af *Vandmiljøplan II*.

Ved midtvejsevalueringen af *Vandmiljøplan II* fik DMU og DJF bl.a. i opdrag at redegøre for kvælstofbalancen i landbruget siden midten af 80'erne, herunder at redegøre for de enkelte tabsposter. Dette arbejde er afrapporteret i Kyllingsbæk *et al.* (2000). Som et led heri er ammoniakemissionen fra landbruget ligeledes estimeret for nogle udvalgte driftsår i perioden 1984/85-98/99.

Ved estimeringen af ammoniakemissionen i forbindelse med N-balance rapporten, viste det sig, at en stor del af de forudsætninger, som lå til grund for beregningen af ammoniakemissionen i Andersen *et al.* (1999), ikke

holdt stik. En rekonstruktion af opstaldning af husdyrholdet og udbringningspraksis for husdyrgødningen for en 15 års periode afslørede således, at den skønnede opstaldning og udbringningspraksis for 1996 var mindre sandsynlig. På tilsvarende vis blev håndteringen af dybstrøelsesgødningen revurderet, og endelig har den igangværende revurdering af normtallene medført en skærpet forholden til de anvendte emissionskoefficienter. Alle disse forhold har betydet, at den beregnede ammoniakemission i Andersen *et al.* (1999) er blevet revurderet.

Fokus i ovennævnte N-balance rapport, jf. Kyllingsbæk *et al.* (2000), er rettet mod kvælstofbalancen i landbruget som helhed og levende derfor ikke megen plads til en fyldestgørende beskrivelse af udviklingen i landbrugets ammoniakemission. Det er derfor målsætningen for nærværende rapport dels at komplettere beskrivelsen af udviklingen i ammoniakemissionen og dels at redegøre for beregningsmetoden og de benyttede forudsætninger. Derimod bruges der ikke megen plads på at beskrive de enkelte emissionskoefficienter og ammoniakemissionens kompleksitet. Som sådan er rapporten at betragte som en statistisk opgørelse.

Landbrugets ammoniakemission stammer fra husdyrgødning, handelsgødning, tilførslen af spildevandsslam, afgrøder, halmludning og halmafbrænding på mark. Disse kilder er uafhængige af hinanden og de respektive bidrag behandles derfor særskilt i det nedenstående.

I afsnit 3 gøres der rede for ammoniakemissionen fra husdyrgødningen. Bestemmelsen af emissionen følger de enkelte led i gødningshåndteringskæden.

I afsnit 4 - 8 redegøres for ammoniakemissionen fra hhv. halmludning, spildevandsslam, afgrøder, handelsgødning og markafbrænding.

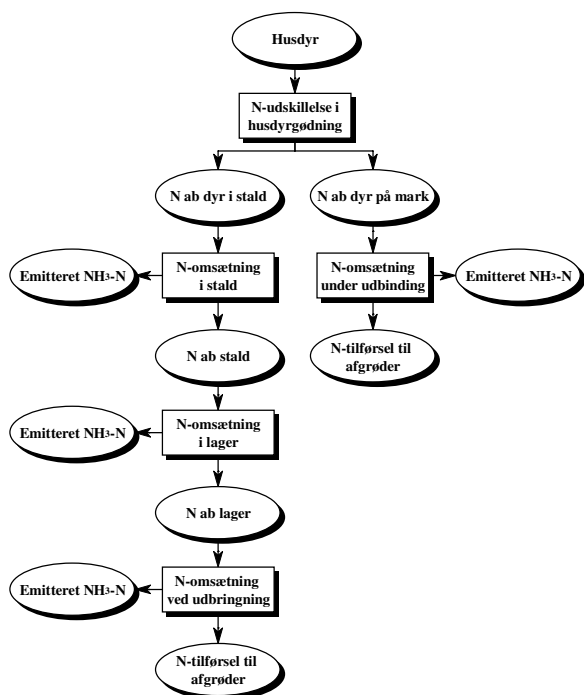
Emissionen fra de forskellige kilder sammenfattes i afsnit 9 og endelig diskuteres validiteten af de fremkomne resultater i afsnit 10.

Emissionen fra husdyrgødningen er baseret på de foreløbige normtal for husdyrgødning, som blev anvendt i forbindelse med midtvejsevalueringen af *Vandmiljøplan II*. I mellemtiden er de endelige normtal blevet færdige. I kapitel 11 foretages der derfor også en beregning af ammoniakemissionen på grundlag af

de endelige normtal for husdyrgødning. Dette med henblik på at undersøge evt. afvigelser. Hovedsigtet med rapporten er imidlertid at dokumentere den estimerede ammoniakemission i N-balance rapporten, jf. Kyllingsbæk *et al.* (2000), og følgelig er kapitel 11 at betragte som et efterskrift.

3 Ammoniakemission fra husdyrgødning

Ammoniakemissionen fra husdyrgødning er estimeret via en model, hvor ammoniakemissionen bestemmes separat for henholdsvis stald, lager, udbringning (inkl. emissionen fra gødningens henliggetid) og udbinding, jf. figur 3.1.



Figur 3.1. Principskitse af ammoniakemissionsmodel for husdyrgødning (Andersen *et al.*, 1999)

Ved estimationsproceduren er husdyrholdet inddelt i husdyrkatogier, og for hver husdyrkatogri er der foretaget en yderligere opdeling på staldtyper med tilhørende gødningssystem. Efter opdelingen bestemmes ammoniakemissionen som en andel af det totale N-indhold i gødningen i hvert led i gødningshåndteringskæden.

Emissionsfaktorerne fra de respektive gødningstyper i stald er baseret på de foreløbige normtal for husdyrgødning, som lå til grund for midtvejsevalueringen af *Vandmiljøplan II*. Staldtabet omfatter det totale N-tab, dvs. denitrifikationstab og ammoniakfordampning. For at korrigere for denitrifikationstab i svinestalde samt både denitrifikations- og nedslivningstab fra pelsdyrhaller, er det skønnet,

- at der er et denitrifikationstab på 10 pct. af det udskilte kvælstof fra svin i dybstrøelsesstalde,
- at ammoniaktabet fra pelsdyrhaller med gødningsrender (og ugentlig tømning) svarer til det samlede staldtab (50 pct. af N ab dyr) og
- at ammoniaktabet fra pelsdyrhaller uden gødningsrender andrager 10 pct. af kvælstoffet i den udskilte urin og 25 pct. af den udskilte fæces (13-14 pct. af N ab dyr).

N-tabet for lagringen af gødningen er i de foreløbige normtal differentieret på ammoniaktabet og denitrifikation. Denne fordeling ligger ligeledes til grund for nærværende rapport.

Ammoniaktabet under og efter udbringningen af husdyrgødningen er derimod ikke en del af normtallene; emissionskoefficienterne er her baseret på Sommer (1998).

Ammoniakemissionen hidrører fra gødningens indhold af ammoniumkvælstof. Følgelig er det problematisk over tid at operere med faste emissionskoefficienter baseret på indholdet af totalkvælstof. Da forholdet mellem gødningens indhold af ammoniumkvælstof og totalkvælstof ændrer sig over tid, som følge af ændret foderinput og -udnyttelse, ville det være mere hensigtsmæssigt at anvende emissionskoefficienter baseret på gødningens indhold af ammoniumkvælstof¹. For flere af de forsøg, som ligger til grund for de anvendte emissionskoefficienter i stald, er ammoniakemissionen imidlertid kun målt i forhold til gødningens indhold af totalkvælstof. Der udestår derfor et betydeligt udvik-

¹ Denne betragtning gælder alene den flydende gødning. For dybstrøelse og fast staldgødning er emissionen i højere grad betinget af komposteringsgraden og for fjerkrægødning er emissionen betinget af nedbrydningen af urinsyre til ammonium. For disse gødningstyper er det derfor mere hensigtsmæssigt at anvende emissionskoefficienter baseret på gødningens indhold af totalkvælstof.

lingsarbejde før emissionskoefficienterne kan udtrykkes som en procentuel andel af gødningens indhold af ammoniumkvælstof.

Konsekvensen af anvendelse af faste emissionskoefficienter for den flydende gødning er en underestimering af emissionen i fortiden og en overestimering i nutiden. Det skyldes, at mængden af udskilt kvælstof fra de respektive husdyrkategorier er reduceret over tid, og denne ændring berører primært gødningens indhold af ammoniumkvælstof².

I det nedenstående gøres der nærmere rede for ammoniakemissionen i de respektive led i gødningshåndteringskæden. I afsnit 3.1 beskrives således den totale udskillelse af kvælstof i husdyrgødningen, som i afsnit 3.2 og 3.3 fordeles på hhv. gødning afsat på mark og i stald. Herefter kan ammoniakemissionen i hhv. stald og under udbinding estimeres. Det næste led i håndteringskæden er lagringen af gødningen, som ligeledes giver anledning til emission af ammoniak, jf. afsnit 3.4, og endelig er der et emissionstab fra gødningen under og efter udbringningen, jf. afsnit 3.5. I afsnit 3.6 gøres der rede for den samlede emission af ammoniak fra husdyrgødningen.

3.1 Husdyrholdet og N-udskillelse

Grundlaget for ammoniakemissionen fra husdyrgødning er dels N-udskillelsen pr. dyr og dels antallet af husdyr. Begge forhold har ændret sig i den belyste periode.

Udskillelsen af kvælstof er baseret på normtallene for de respektive husdyrkategorier for 1984/85³ (Laursen, 1987), 1989/90 (Laursen, 1994), 1995/96 (Poulsen & Kristensen, 1997) og de foreløbige normtal for husdyrgødning anvendt i forbindelse med midtvejsevalueringen af *Vandmiljøplan II*. Dog er der for kvæg, svin og mink foretaget en genbereg-

² Eksempelvis angiver Grant *et al.* (2000), at den reducerede emission af kvælstof fra slagtesvin fra 1996 til 2000 fordeles sig med 75 pct. i urinen (som primært består af ammoniumkvælstof) og 25 pct. i fæces (som primært består af organisk bundet kvælstof).

³ I normtallene for 1984/85 mangler N-udskillelsen for flere husdyrkategorier. I disse tilfælde er normtallene for 1989/90 benyttet.

ning af N-udskillelsen for 1984/85 og 1989/90, jf. Poulsen & Børsting (2000) og Børsting (2000). I de mellemliggende år er N-udskillelsen baseret på glidende gennemsnit.

Anvendelse af interpolerede data for N-udskillelse mellem normtallene er naturligvis problematisk, idet ændringen ikke nødvendigvis følger et jævnt forløb⁴. Revisionen af normtallene over tid har imidlertid hyppigt været foranlediget af utidssvarende normtal. Det er derfor skønnet, at et glidende gennemsnit af N-udskillelsen er mere sandsynlig end et diskontinuert forløb.

I Kyllingsbæk *et al.* (2000) er det valgt at holde normtallene for 1995/96 uændret ved estimeringen af emissionen i 1996/97 og 1997/98. Effekten på N-udskillelsen for disse to år er imidlertid begrænset. Da det kun er en brøkdel af den udskilte kvælstof, som emitteres som ammoniak, er effekten på ammoniakemissionen endnu mindre.

Metoden og datagrundlaget for beregning af N-udskillelsen i normtallene i 1984/85 og 1989/90 er væsensforskellig fra den metode og det datagrundlag, som ligger til grund for N-udskillelsen i de efterfølgende normtal. I sidstnævnte tilfælde er N-udskillelsen baseret på observerede værdier fra praksis med hensyn til foderforbrug og foderets N-indhold, hvor N-udskillelsen beregnes som N-indholdet i tilført foder fratrukket N-aflejringen i produktet/ tilvæksten. Ved genberegningen af normtallene for 1984/85 og 1989/90 er der anvendt samme metode. Samtidig er der foretaget en revurdering af foderforbruget og N-indholdet i fodret. Resultatet af genberegningerne fremgår af tabel 3.1.

For jerseykøer er N-udskillelsen vurderet til 83 pct. af udskillelsen fra malkekøer af stor race (Poulsen & Børsting, 2000). For opdræt og ungtyre er det vurderet, at fodringspraksis

⁴ Eksempelvis blev der i 1989 indført et nyt proteinvurderingssystem for malkekøer, som hurtigt blev taget i anvendelse af såvel foderindustrien som de enkelte bedrifter. Indførelsen af det nye system medførte en ændring i fodringen, som reducerede mængden af udskilt kvælstof, jf. Andersen *et al.* (1999).

og tilvækst stort set har været uændret i de sidste 15 år (Poulsen & Børsting, 2000). Normtallene for 1995/96 er derfor anvendt for hele perioden for opdræt og ungtyre.

Tabel 3.1. Oprindelig og genberegnet N-udskillelse for 1984/85 og 1989/90 (Laursen, 1987; Laursen, 1994; Poulsen & Børsting, 2000; Børsting, 2000)

	1984/85		1989/90	
	Oprin- delig	Genbe- regnet	Oprin- delig	Genbe- regnet
	----- kg N -----			
Årsso incl. smågrise.....	36,5	47,0	33,1	44,7
Produceret slagtesvin.....	3,8	5,1	4,6	4,8
Årsmalkeko, stor race.....	103,6	125,0	121,4	134,0
Mink, årstæve.....	...	5,2	3,5	4,9

Anm. N-udskillelsen over tid for svin er ikke sammenlignelig på grund af ændret vægtinterval for smågrise/slagtesvin og udviklingen i kuld størrelsen pr. årso.

For fjerkræ er der ikke foretaget en tilsvarende revurdering af N-udskillelsen. Fjerkrægødningens bidrag til den samlede ammoniakemission er imidlertid moderat, og selv ved en betydelig fejlurdering af N-udskillelsen, vil effekten på den samlede emission være beskednen.

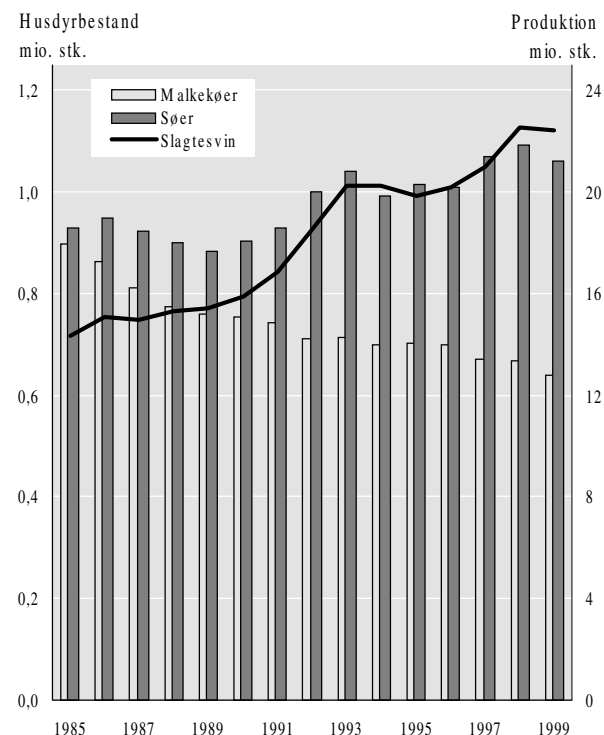
For perioden 1985-99 gælder, at N-udskillelsen pr. produceret slagtesvin (incl. bidraget fra soholdet og smågrise) er reduceret med knap 40 pct. En del af forklaringen skal tilskrives udviklingen i kuld størrelsen pr. årso; hvor antallet af producerede smågrise pr. årso udgjorde 17,4 i 1985, udgør den 22,6⁵ stk. i 1999 (Danmarks Statistik, div. årg.).

For samme periode er N-udskillelsen for malkekøer pr. kg produceret mælk faldet med 20 pct. Effekten af ændringen i N-udskillelsen for malkekøer er imidlertid endnu større, idet mælkeydelsen pr. malkeko samtidig er øget med 25-30 pct. i den 15 årige periode (Danmarks Statistik, div. årg.). Herved kan antallet af opdræt reduceres tilsvarende og dermed mindskes opdrættets bidrag til N-udskillelsen.

Den animalske produktion har imidlertid ikke været uændret. Svineproduktionen målt i produktionen af kød er således steget med

⁵ Den anførte udvikling i produktionen modsvarer udskillelsen af kvælstof. Reelt vil antallet af producerede smågrise være nogle få procent lavere, idet nogle dør under produktionsprocessen.

60 pct. i den 15 årige periode, hvorimod mælkeproduktionen er faldet med knap 10 pct. (Danmarks Statistik, div. årg.).



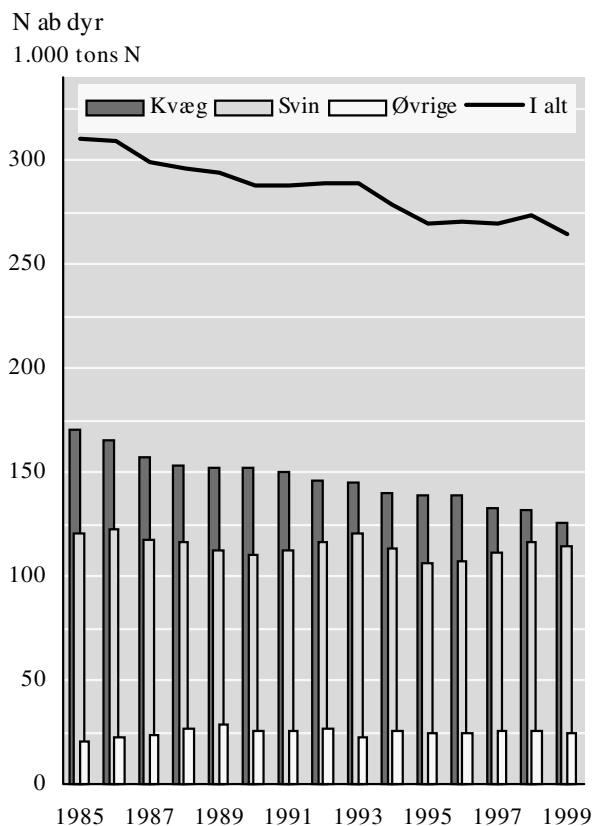
Figur 3.2. Bestanden af søer og malkekøer samt produktionen af slagtesvin omregnet til svin á 100 kg. 1985 - 1999

Tages der hensyn til udviklingen i både produktionen af animalske produkter og N-udskillelsen for de respektive husdyrkategorier, fås en faldende N-udskillelse fra kvægproduktionen på grund af dels den faldende N-udskillelse fra malkekøer og dels den faldende produktion. Konkret er N-udskillelsen fra kvæg faldet med 45.000 tons N fra 1985 til 1999, hvilket svarer til en gennemsnitlig reduktion på 2.700 tons N pr. år, jf. figur 3.3.

For svin opvejes den faldende N-udskillelse pr. produceret enhed af en stigende svineproduktion. Den totale udskillelse af kvælstof fra svineproduktionen har således været nogenlunde uændret i perioden svingende omkring 115.000 tons N år⁻¹.

N-udskillelsen fra de øvrige husdyrkategorier (fjerkræ, pelsdyr, får og heste) har i hele den belyste periode udgjort 20.-30.000 tons N eller maksimum 10 pct. af den totale N-udskillelse. Det er således primært faldet i N-udskillelsen fra kvæg, der har forårsaget fal-

det i N-udskillelsen fra 311.000 tons N år⁻¹ i 1985 til 265.000 tons N år⁻¹ i 1999 for alle husdyr.



Figur 3.3. Den totale udskillelse af kvælstof fra husdyrgødningen. 1985 - 1999

3.2 Husdyr på græs

Andelen af husdyrgødning, som afsættes på græs, er sporadisk belyst. Der er således kun få statistiske undersøgelser omhandlende sommergræsning, og disse undersøgelser forholder sig ikke til antallet af dage på græs og omfanget af gødning afsat i stald i græsningsperioden. Det har derfor været nødvendigt at gøre nogle antagelser. Konkret er det skønnet,

- at heste var på græs i halvdelen af året i hele perioden 1985-99,
- at 45 pct. af gødningen fra kvier over ½ år blev afsat på græs i 2. halvdel af 80'erne og at 55 pct. af gødningen blev afsat på græs i 2. halvdel af 90'erne,
- at 15 pct. af gødningen fra malkekøer blev afsat på græs i hele perioden 1985-99,
- at ammekøer var på græs i 184 dage om året i 2. halvdel af 80'erne og i 224 dage i 2. halvdel af 90'erne og

- at får var på græs i 265 dage om året i hele perioden 1985-99.

Ved de anførte skøn er der skelet til Laursen (1994) og Poulsen & Kristensen (1997) for 2. halvdel af hhv. 80'erne og 90'erne.

Det mest kritiske skøn er knyttet til afsætningen af gødningen på mark for malkekøer, og i det nedenstående gøres der derfor rede for overvejelserne.

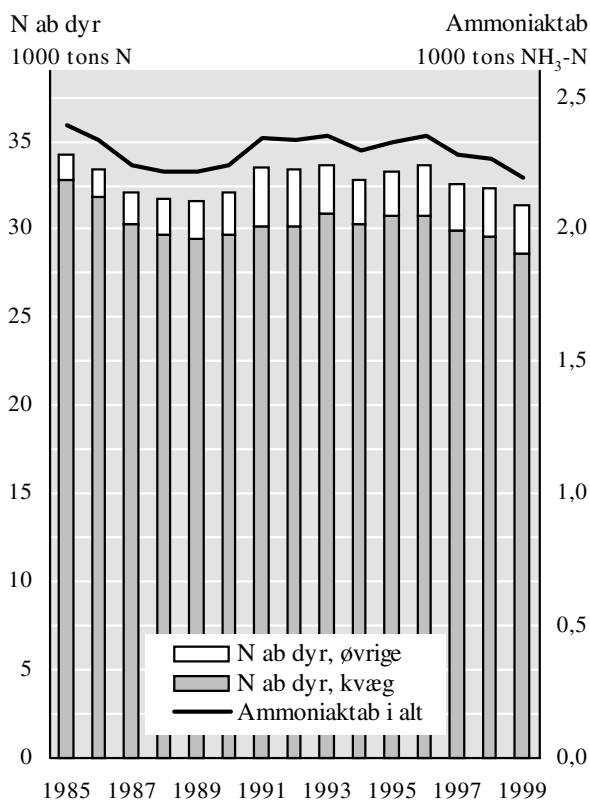
I Laursen (1994) er det skønnet, at 80 pct. af malkekøerne var på græs i 140 dage om året samt at 40 pct. af gødningen blev afsat i stald under malkning og indbinding for natten. Heraf følger, at 18 pct. af den udskilte kvælstof fra malkekøer blev afsat på græs. Niveaue vurderes imidlertid at være for højt, idet Landskontoret for Kvæg (1988) har godtgjort, at 'kun' 63 pct. af malkekøerne var på græs i sommerperioden i 2. halvdel af 80'erne.

I Poulsen & Kristensen (1997) er det skønnet, at 10 pct. af gødningen fra malkekøerne afsættes på mark. Niveaue svarer til andelen af foderindtagelse på mark (Ole Aaes, Pers. medd.). Det kan imidlertid ikke udledes, at en foderindtagelse på mark på 10 pct. modsvarende andelen af gødning afsat på mark. Desuden burde niveaue i så fald være større, idet en del af gødningen afsættes i motionsfold.

Reelt er kendskabet til andelen af gødning afsat på mark beskeden, og de skønnede 15 pct. er derfor også omgærdet med betydelig usikkerhed. Af samme grund er andelen holdt konstant for hele perioden. Det er til trods for, at De danske Landboforeninger (1997) har godtgjort, at 83 pct. af malkekøerne er på græs/løbefold i 1997. Kendskabet til udstrækningen af græsningsperioden og andelen af gødning afsat i stald under malkning og indbinding for natten er imidlertid begrænset. Det vil derfor ikke være rimeligt at korrigere for forholdet.

Langt størsteparten af den udskilte kvælstof afsat på mark stammer fra kvægholdet, hvoraf malkekøerne tegner sig for halvdelen i 1985 faldende til 40 pct. i 1999. Da der for

såvel opdræt som ammekøer er kalkuleret med en stigning i omfanget af sommergræsning, falder mængden af kvæggødning afsat på græs ikke i samme grad som den totale udskillelse af kvælstof fra kvæg, jf. figur 3.4. Samtidig øges bidraget fra det stigende antal får ligesom omfanget af frilandssøer begynder at sætte sine spor. Andelen af gødning afsat på græs fra andre dyr end kvæg fordobles således i perioden. De samlede konsekvenser er derfor et nogenlunde uændret N-indhold i den afsatte gødning på mark med en svag faldende tendens.



Figur 3.4. Husdyrgødning afsat på mark samt emissionen af ammoniak. 1985 - 1999

I Andersen *et al.* (1999) er emissionen af ammoniak fra gødnings afsat på mark anslået til 7 pct. af N-indholdet i den udskilte gødning. Denne emissionsfaktor er også anvendt i nærværende rapport. På den baggrund kan ammoniakemissionen opgøres til mellem 2.200 og 2.400 tons N år⁻¹.

Det skal bemærkes, at estimaterne har som forudsætning, at N-udskillelsen pr. dag i stald og på mark er identisk. Det er ikke nødvendigvis tilfældet; ved høj gødskningsniveau vil N-indholdet i foderindtagelsen

være større og dermed vil ammoniakemissionen også blive større.

3.3 Husdyr på stald

Den andel af gødningen, som ikke afsættes på mark, afsættes selvsagt i stald. Fordampning fra stald er betinget af en række forhold, som i nærværende sammenhæng er forenklet til at være et spørgsmål om staldtype. Til en given staldtype kan der imidlertid være tilknyttet forskellige gødningssystemer. Fx kan udmugningssystemet i en sengebåsestald med spalter være baseret på ringkanaler, bagskyl eller skraberanlæg, hvilket er af betydning for fordampningen. Det er derfor i det følgende underforstået, at der ved staldtype forstås en stald med et specifikt udmugningssystem.

Fordelingen af husdyrholdet på staldtyper er problematisk, idet der ikke foreligger officielle statistikker om opstaldning af husdyr. Følgelig er opstaldningen baseret på utilstrækkelige statistikker suppleret med skøn. Det vurderes imidlertid, at opgørelsen af opstaldningen for en periode frem for enkeltstående år, mindsker risikoen for større fejlskøn. Dette er begrundet i, at der både tages hensyn til udviklingsforløbet i de respektive staldtyper og fix-punkter i form af isolerede stikprøveundersøgelser over staldtypefordelingen, hvilket kun er muligt i periodevise opgørelser.

Opstaldningen af kvæg og svin, som er tilvejebragt af hhv. Jan Brøgger Rasmussen (2000) og Niels H. Lundgaard (2000) fra Landskontoret for Bygninger og Maskiner, er primært baseret på faktuelle nyinvesteringer og renoveringer af staldanlæg. Sådanne opgørelser er fortrinlige til at give et fingerpeg om udviklingen i de fremtidige staldtyper med tilhørende gødningssystem. Det er imidlertid et øjebliksbillede, som kun omfatter nyanlæg og renoveringer. For at indikere staldtypefordelingen er det derfor nødvendigt at supplere med skøn over staldanlæggets levealder. Det er ikke kun et spørgsmål om anlæggets tekniske levetid; udviklingen i teknologiens rentabilitet spiller også ind. Samtidig er der en række individuelle for-

hold knyttet til ejerskifte mv., som indbærer at staldanlæggets faktiske levetid kan være afvigende. Ved inddragelse af staldanlæggets levetid ved vurderingen af opstaldningen, er der hermed indeholdt et væsentligt usikkerhedsmoment.

Som et supplement til opgørelserne over nyanlæg og renoveringer, er der derfor også gjort brug af sporadiske stikprøveundersøgelser over opstaldningen af husdyrholdet. Eksempelvis kan nævnes undersøgelse af opstaldningen af kvægholdet i begyndelsen af 1997 foretaget af Landskontoret for Kvæg (1997).

Den skønnede opstaldning af kvæg er vist i tabel 3.4 for 1985, 1990, 1995 og 1999. Udviklingen i opstaldningen af kvæg er præget af afløsning af bindestalde med løsdriftsstalde. Udfasningen af bindestalde gælder primært

stalde med grebning, men i 90'erne gør det sig også gældende for bindestalde med riste. For kvier og tyre er der samtidig sket en reduktion i opstaldningen i spaltegulvsbokse.

For malkekøer er bindestaldene primært afløst af sengebåsestalde. Det gør sig også i nogen grad gældende for kvier, men her har især dybstrølesstalde fundet indpas. Sidstnævnte gør sig også gældende for tyre og stude.

For størstedelen af kvæg i sengestalde med spaltegulv ved foderbordet gælder, at disse har bagskyl eller i de senere år ringkanalanlæg som dominerende udmugningssystem.

Dybstrølesstalde med kort ædeplads og fast gulv er den dominerede staldtype for kvier og stude, men i 90'erne er der også kommet vækst i dybstrølesstalde med lang ædeplads og spaltegulv.

Tabel 3.4. Skønnet opstaldning af kvæg i årene 1985, 1990, 1995 og 1999 (Efter Jan Brøgger Rasmussen, Pers. medd.)

	Bindestalde		Løsdriftsstalde					
	med grebning	med riste	Spaltegulvsbokse	Sengebåsestalde		Dybstrølesstalde		
				med fast gulv	med spaltegulv	Hele arealet	Ædeplads med fast gulv	Ædeplads med spaltegulv
	pct.							
1985								
Tyre- og studekalve, - ½ år	0	0	0	0	0	100	0	0
Tyre- og studekalve, ½ - år.....	25	25	45	0	0	5	0	0
Kviekalve, - ½ år	0	0	0	0	0	100	0	0
Kviekalve, ½ - år	25	25	45	0	0	5	0	0
Malkekøer	40	45	0	4	10	0	0	1
Ammekøer	10	0	0	0	0	90	0	0
1990								
Tyre- og studekalve, - ½ år	0	0	0	0	0	100	0	0
Tyre- og studekalve, ½ - år.....	20	20	41	0	0	3	11	5
Kviekalve, - ½ år	0	0	0	0	0	100	0	0
Kviekalve, ½ - år	19	19	40	0	4	3	11	4
Malkekøer	35	44	0	4	14	0	1	2
Ammekøer	10	0	0	0	0	73	17	0
1995								
Tyre- og studekalve, - ½ år	0	0	0	0	0	100	0	0
Tyre- og studekalve, ½ - år.....	14	14	38	0	0	1	23	10
Kviekalve, - ½ år	0	0	0	0	0	100	0	0
Kviekalve, ½ - år	14	14	35	0	7	1	21	8
Malkekøer	31	42	0	3	18	0	1	5
Ammekøer	10	0	0	0	0	55	35	0
1999								
Tyre- og studekalve, - ½ år	0	0	0	0	0	100	0	0
Tyre- og studekalve, ½ - år.....	11	11	35	0	0	0	30	13
Kviekalve, - ½ år	0	0	0	0	0	100	0	0
Kviekalve, ½ - år	10	10	32	0	10	0	27	11
Malkekøer	30	30	0	3	27	0	2	8
Ammekøer	10	0	0	0	0	45	45	0

Ann. Excl. specifikation af udmugningssystem under spalter.

Dybstrøelsesstalde til malkekøer, som kun huser en lille andel af køerne, er primært udformet med lang ædeplads med spaltegulv ved foderbordet.

For størstedelen af kvæg i dybstrøelsesstalde med lang ædeplads og spaltegulv gælder, at staldene har bagskyl eller ringkanalanlæg som dominerende udmugningssystem.

Den skønnede opstaldning af svin er vist i tabel 3.5 for 1985, 1990, 1995 og 1999. Udviklingen i opstaldningen af svin er først og fremmest præget af en udfasning af de traditionelle svinestier med fast staldgødning og ajle. I stedet er et stigende antal svin blevet opstaldet på spaltegulv.

Væksten i stier med spaltegulv gælder især stier med fuldspaltegulv, men op gennem 90'erne er opstaldningen af smågrise skiftet

fra fuldspaltegulv til delvis spaltegulv. Den tendens gælder også for slagtesvin; andelen af slagtesvin på fuldspaltegulv er således stagneret, hvorimod der fortsat er en stigning i andelen af svin på delvis spaltegulv.

For søer er stigningstakten i andelen af stier med fuldspaltegulv også aftaget i 90'erne, hvorimod stier med delvis spaltegulv helt er stagneret. Den fortsatte udfasning af traditionelle stier med fast staldgødning og ajle er her erstattet af dybstrøelsesstalde, som i de senere år er kombineret med fast gulv eller spaltegulv.

Samtidig har andelen af frilandssøer efterhånden nået et omfang anslået til 10 pct. af årssøerne. De befinder sig imidlertid primært på friland under diegivingen, så den udskilte mængde kvælstof på friland er betydeligt mindre end 10 pct.

Tabel 3.5. Skønnet opstaldning af svin i årene 1985, 1990, 1995 og 1999 (Efter Niels H. Lundgaard, Pers. medd.)

	Fuldspaltegulv	Delvis spaltegulv	Fast gulv	Dybstrøelse			Frilands-hytter
				Hele arealet	+ fast gulv	+ delvis spaltegulv	
----- pct. -----							
1985							
Årssøer	3	50	44	3	0	0	0
- Løbestalde	5	40	50	5	0	0	
- Drægtighedsstalde	0	55	40	5	0	0	
- Farestalde	5	50	45	0	0	0	
Smågrise	40	20	35	5	0	0	0
Slagtesvin	29	30	40	1	0	0	0
1990							
Årssøer	9	56	30	5	0	0	0
- Løbestalde	10	43	36	11	0	0	
- Drægtighedsstalde	2	62	29	5	1	1	
- Farestalde	17	57	26	0	0	0	
Smågrise	54	20	21	5	0	0	0
Slagtesvin	51	23	22	4	0	0	0
1995							
Årssøer	12	58	17	7	2	2	2
- Løbestalde	16	45	21	18	0	0	
- Drægtighedsstalde	4	62	18	5	5	6	
- Farestalde	22	64	14	0	0	0	
Smågrise	51	31	11	5	0	2	0
Slagtesvin	60	24	11	3	0	2	0
1999							
Årssøer	14	58	7	10	4	4	3
- Løbestalde	20	45	5	30	0	0	
- Drægtighedsstalde	5	60	10	5	10	10	
- Farestalde	25	70	5	0	0	0	
Smågrise	40	45	5	8	0	2	0
Slagtesvin	60	29	5	1	0	5	0

Anm. Opstaldningen for årssøer er vægтет i forhold til gødningsudskillelsen i hhv. farestald (30 pct.), løbeafdeling (25 pct.) og drægtighedsstald (45 pct.) (Tybirk, 2000). Opstaldningen i frilandshytter afspejler mængden af gødning afsat på græs og ikke antallet af årssøer.

Opstaldning af fjerkræ er baseret på interne oplysninger fra Henrik Bang Jensen (2000), Det danske Fjerkræråd. Konkret er det skønnet, at andelen af konsumægsproducerende høner med gulvdrift er steget fra 8 pct. i 1985 til 41 pct. i 1999. Stigningen er jævn for skrabebehøns, hvorimod fritgående og økologiske høns først er kommet til i 90'erne. Fordelingen på fritgående, økologiske og skrabebehøns i 1999 er skønnet til hhv. 9, 14 og 18 pct. af de konsumægsproducerende høner. For de resterende konsumægsproducerende høner med netdrift er det skønnet, at andelen af konsumægsproducerende høner i stalde med gødningskælder er faldet fra 60 pct. i 1985 til 29 pct. i 1999, andelen af høner i stalde med gødningsbånd og gødningshus er steget fra 19 pct. til 24 pct. og endelig er andelen af høner i stalde med gødningsbånd, vandtilsætning og gylletank faldet fra 14 til 5 pct. i samme periode.

Reduktionen i burdrift gælder også hønnikerne til konsumægsproduktion. Hvor andelen på net- og gulvdrift i 1985 blev skønnet til hhv. 30 og 70 pct., er den i 1999 skønnet til hhv. 10 og 90 pct.

De rugeægsproducerende høner, HPR-hønnikerne og slagtefjerkræet er alle baseret på gulvdrift med dybstrøelse i hele stalden. Mht. slagtekyllinger skal det nævnes, at antallet af skrabe- og økologiske kyllinger i 1999 androg hhv. 443.000 og 2.000 stk. (Henrik Bang Jensen, Pers. medd.), hvilket er en forsvindende andel (< 1 pct.) af produktionen af slagtekyllinger.

Pelsdyr er alle opstaldet i bure. For mink er det skønnet, at der var gødningsrender under 10 pct. af burene i 1985 stigende til 30 pct. i 1999. For de resterende bure til mink og for ræve afsættes gødningen på grus (Hans-Jørgen Risager, Pers. medd.).

Endelig skal det nævnes, at heste er antaget opstaldet i bokse og får er antaget at være opstaldet i dybstrøelsesstalde.

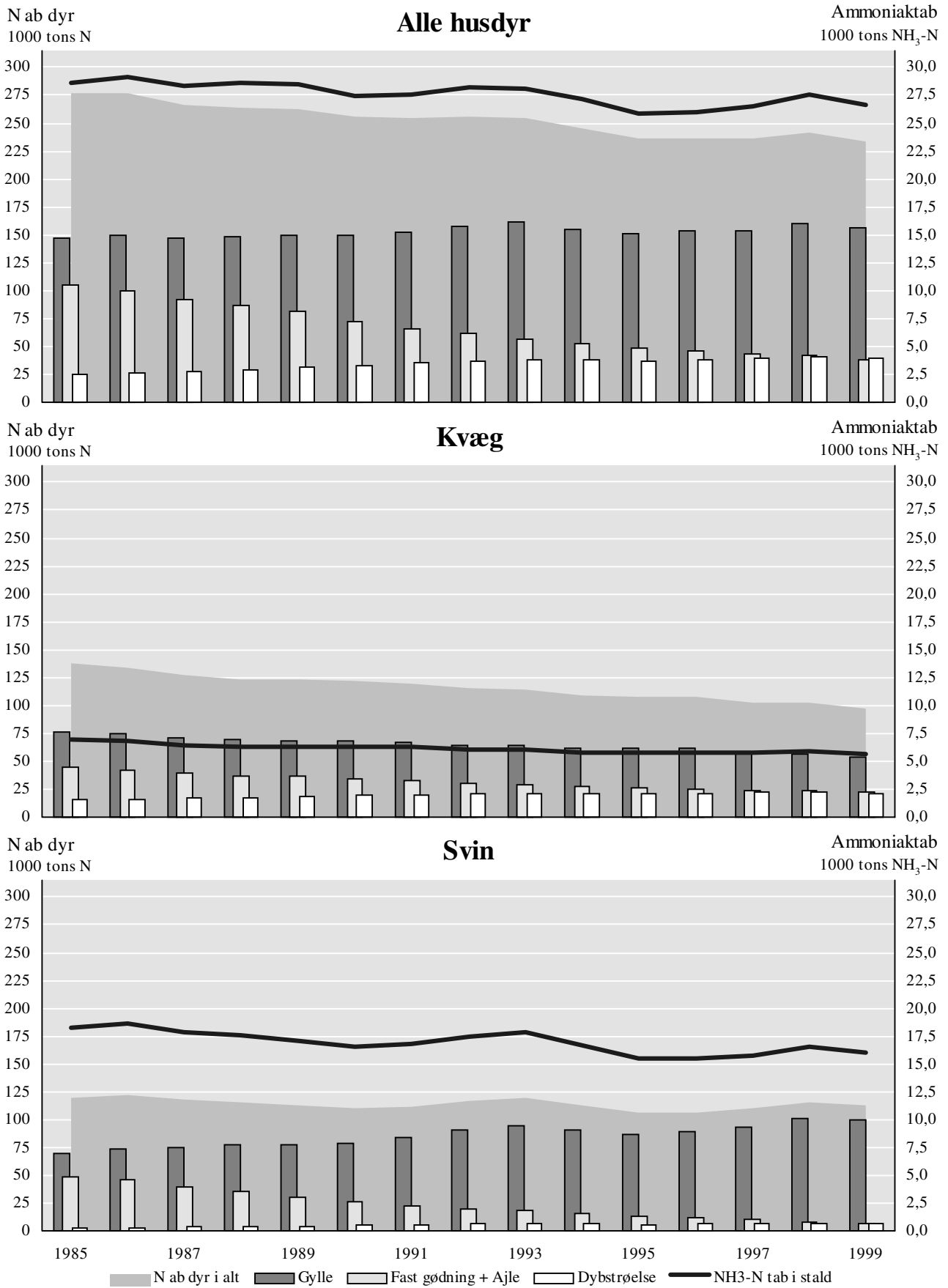
Konsekvenserne af den ændrede opstaldning er generelt en reduktion i andelen af gødning, som håndteres som fast staldgødning og ajle. Andelen af udskilt kvælstof i stald,

som håndteres som fast staldgødning + ajle er således faldet fra 38 pct. i 1985 til 16 pct. i 1999, jf. tabel 3.5. I stedet er andelen af udskilt kvælstof håndteret som gylle steget fra 53 til 67 pct. i samme periode, og endelig er andelen af udskilt kvælstof håndteret som dybstrøelse steget fra 9 til 17 pct.

Den relative vækst i gyllemængden skyldes primært svin, hvor andelen af N-udskillelsen håndteret som gylle er steget fra 58 til 88 pct. Andelen af udskilt kvælstof fra kvæg, som håndteres som gylle har derimod været nogenlunde konstant på 56 pct. For kvæg er reduktionen i stalde med fast staldgødning + ajle i stedet afløst af dybstrøelse. Andelen af udskilt kvælstof fra kvæg håndteret som dybstrøelse er således steget fra 12 pct. i 1985 til 22 pct. i 1999. Stigningen i andelen af dybstrøelsesstalde for svin har derimod været mere beskedent.

Konsekvenser af den ændrede opstaldning for ammoniakfordampningen har været moderat. For alle husdyr har ammoniakfordampningen fra stalde således i hele perioden udgjort 11 pct. af N-udskillelsen i stald. De 11 pct. dækker imidlertid over en mindre stigning i ammoniakfordampningen for kvæg fra 5 pct. af N-udskillelsen i 1985 til 6 pct. i 1999, hvilket er forårsaget af udfasning af bindestalde til fordel for sengestalde og dybstrøelsesstalde. Og omvendt er der et mindre fald i ammoniakemissionen fra svinestalde fra 15 pct. af det udskilte kvælstof i 1985 til 14 pct. i 1999.

Den begrænsede ændring i ammoniakfordampningen betyder, at emissionen stort set følger udviklingstendensen for udskilt kvælstof i stald. Konkret indebærer det, at den samlede ammoniakfordampning i stald falder fra 29.000 tons N år⁻¹ i 1985 til 27.000 tons N år⁻¹ i 1999. Reduktionen dækker over et fald i fordampningen fra kvæg fra 7.000 til 6.000 tons N år⁻¹ og et fald i fordampningen fra svin fra 18.000 til 16.000 tons N år⁻¹. Sidstnævnte er til trods for en stigning i svineproduktionen. Når den samlede ammoniakfordampning i stald kun er faldet med 2.000 tons N i perioden, skal det ses i sammenhæng med en stigende fordampning fra andre husdyr (fjerkræ og pelsdyr).



Figur 3.5. Gødning afsat i stald fordelt på gødningstyper samt emissionen af ammoniak fra stalde for hhv. alle husdyr, kvæg og svin, 1985 - 1999

Reduktionen i ammoniakfordampningen fra kvæg på godt 1.000 tons N synes meget beskedent, når man tager i betragtning, at malkekvægsbestanden er faldet. Det skyldes imidlertid, at udgangspunktet for reduktionen er lille; reelt er der således tale om en reduktion i staldtabet fra kvægstalde på 20 pct. Udfasning af bindestalde til fordel for sengebåsestalde i dybstrølesstalde har her stor indflydelse. Omvendt synes reduktionen i fordampningen fra svin stor (ca. 10 pct.), idet den faldende N-udskillelse fra svin stort set er opvejet af en stigende svineproduktion. Effekten af den procentuelt faldende ammoniakfordampning fra svin forstærkes imidlertid af et stigende antal frilandssøer, således at der fås en faldende N-udskillelse i stald fra svin.

3.4 Lagring af husdyrgødning

Når stalddypen er givet, er gødningstypen og lagringsmediet også givet. Dvs. at emissionen umiddelbart kan estimeres på grundlag af emissionskoefficienter i de foreløbige normtal frembragt i forbindelse med midtvejsevalueringen af *Vandmiljøplan II*. Andelen af gyllebeholdere uden flydelag er dog af væsentlig betydning for emissionens størrelse. Emissionen fra svinegylle reduceres således fra 9 pct. af gødningens indhold af totalkvælstof til 2 pct. ved etablering af flydelag og emissionen fra kvæggylle reduceres under de samme omstændigheder fra 6 til 2 pct. af gødningens indhold af totalkvælstof (Sommer, 1994).

På tilsvarende vis er det nødvendigt at kende omfanget af lagret dybstrøelse, idet dybstrøelse udbragt direkte på mark selvsagt ikke giver anledning til lagringstab. I begge tilfælde foreligger der kun en begrænset viden.

Der har hidtil kun været foretaget overslag over i hvilket omfang, der er etableret flydelag på gyllebeholdere. For kvæggyllen har det som hovedregel været antaget, at der naturligt dannes flydelag på grund af kvæggyllens sammensætning. For svinegylle er der ikke altid sikkerhed for at gyllen danner flydelag, især med gødningssystemer uden halmstrøelse kan der være problemer med

dannelse af naturligt flydelag. Følgelig har der været flere bud på andelen af svinegylle med flydelag, jf. fx Andersen *et al.* (1999).

I 1998/99 gennemførte COWI imidlertid en stikprøveundersøgelse blandt 56 repræsentativt udvalgte kommuner. Formålet med undersøgelsen var blandt andet at kvantificere omfanget af etableret flydelag eller lignende på gyllebeholderne. Konkret blev den tilsynsførende i kommunen anmodet om at vurdere, om det almindelige billede i kommunen var, at der *meget ofte, ofte, sjældent* eller *meget sjældent*⁶ er etableret tilfredsstillende flydelag/overdækning på gyllebeholderne. Efter den samme graduering blev den tilsynsførende bedt om at vurdere omfanget af *enkelte mangler ved flydelaget/overdækningen, væsentlige mangler ved flydelaget/overdækningen og uetableret flydelag/overdækning*⁷ (Miljøstyrelsen, 1999a). Vurderingerne blev foretaget særskilt for svinebrug, kvægbrug og andre husdyrbrug. Desuden blev der anvendt baggrundsmateriale om landbruget i kommunerne omhandlende kapaciteten og overfladearealet på gyllebeholderne. Dette mhp. at kvantificere andelen af overdækket areal.

På grundlag af kommunernes vurderinger viste det sig,

- at der for **svinebrug** kun var etableret tilfredsstillende flydelag/overdækning i 21 pct. af tilfældene. På de 79 pct. af tilfældene, hvor flydelaget/overdækningen ikke var tilfredsstillende, var der dog i 59 pct. af tilfældene tale om mindre mangler i overdækningen/flydelaget. I 38 pct. af tilfældene var der tale om omfattende mangler i overdækningen/flydelaget og i de resterende 4 pct. at tilfældene var der sær-

⁶ Det blev specificeret, at ved *meget ofte* forstås mindst 80 pct. af tilfældene, ved *ofte* forstås i 50-80 pct. af tilfældene, ved *sjældent* 20-50 pct. og ved *meget sjældent* forstås under 20 pct. af tilfældene.

⁷ Det blev specificeret, at ved *tilfredsstillende flydelag/overdækning* forstås, at minimum 95 pct. af overfladen er dækket med flydelag/overdækning, ved *enkelte mangler ved flydelaget/overdækningen* forstås, at 80-95 pct. af overfladen er dækket, ved *væsentlige mangler ved flydelaget/overdækningen* forstås, at 20-80 pct. af overfladen er dækket og ved *uetableret flydelag/overdækning* forstås, at maksimalt 20 pct. af overfladen er dækket med flydelag/overdækning.

deles omfangsrige mangler. Det kvantitative skøn over det samlede udækkede overfladeareal blev estimeret til 39 pct.

- at der for **kvægbrug** kun var etableret tilfredsstillende flydelag/overdækning i 80 pct. af tilfældene. På de resterende 20 pct. af tilfældene, hvor flydelaget/overdækningen var utilstrækkelig, var der dog for 98 pct. af tilfældene kun mindre mangler i flydelaget/overdækningen. Det kvantitative skøn over det samlede udækkede overfladeareal blev estimeret til 21 pct.
- at der for **øvrige husdyrbrug** kun var etableret tilfredsstillende flydelag/overdækning i 42 pct. af tilfældene. Af de resterende 58 pct. var der dog i 94 pct. af tilfældene kun mindre mangler i overdækningen/flydelaget. Det kvantitative skøn over det samlede udækkede overfladeareal på gyllebeholderne blev estimeret til 33 pct. (Miljøstyrelsen, 1999a).

Danmarks Statistik har ligeledes opgjort overdækningen af gyllebeholdere. Via landbrugs- og gartneritællingen den 7. maj 1999 blev landbrug med gyllebeholder således anmodet om at oplyse hvorvidt der var etableret flydelag eller lignende⁸. Overdækningens beskaffenhed blev derimod ikke graderet.

Resultatet af de indsamlede data viste,

- at der for 76 pct. af **svinebrugene**, som alene håndterede gødningen som gylle, var etableret flydelag eller lignende.
- at der for 58 pct. af **kvægbrugene**, som alene håndterede gødningen som gylle, var etableret flydelag på gyllebeholderens overflade.

Det noget overraskende resultat er næppe troværdigt. Det er således næppe sandsynligt, at svinegyllen i større omfang end kvægyllen er overdækket med flydelag. Det er derfor valgt at se bort fra undersøgelsen indtil der er lavet en nøjere analyse af resultaterne, herunder vurdering af omfanget af re-

spondentfejl, før resultaterne af undersøgelsen kan bringes i anvendelse.

I estimaterne er det derfor på grundlag af COWI's undersøgelse kalkuleret med, at der mangler overdækning på 20 pct. af kvægyllen og 40 pct. af svinegyllen. Det er endvidere antaget, at det gør sig gældende for hele perioden. Sidstnævnte antagelse kan naturligvis diskuteres. Det må således formodes, at *Vandmiljøplanens* påbud om etablering af flydelag har haft en positiv effekt, således at en mindre del af gyllen var overdækket i midten af 80'erne. COWI's analyse indikerer imidlertid, at påbudet ikke har sat de store spor i landbruget. Desuden er gyllebeholderne blevet større, hvilket gør det vanskeliggere at etablere naturligt flydelag.

Lagring af dybstrøelse indebærer et N-tab i form af denitrifikation og ammoniakemission, hvorimod der ikke vil være noget lager-tab når dybstrøelsen udbringes direkte fra stald til mark. Da en betydelig del af dybstrøelsen udbringes direkte på marken, er der korrigeret for dette forhold.

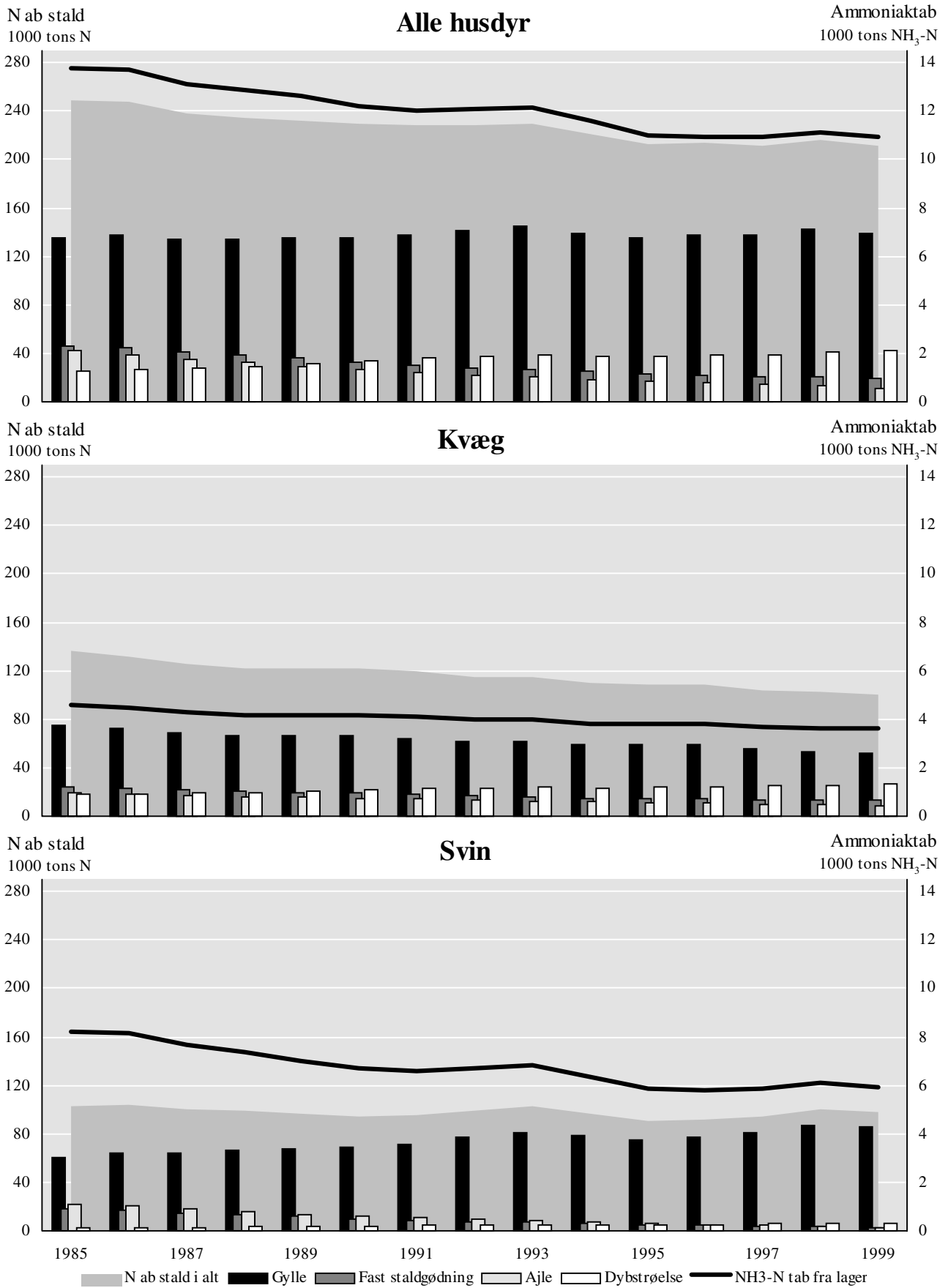
I forbindelse med de foreløbige normtal for husdyrgødning frembragt i forbindelse med midtvejsevalueringen af *Vandmiljøplan II*, er det anslået,

- at 80 pct. af dybstrøelsen fra kvæg udbringes direkte fra stald til mark,
- at 25 pct. af dybstrøelsen fra slagtesvin udbringes direkte fra stald til mark,
- at 50 pct. af dybstrøelsen fra søer udbringes direkte fra stald til mark,
- at 15 pct. af dybstrøelsen fra slagtekyllinger udbringes direkte fra stald til mark og
- at 5 pct. af dybstrøelsen fra høns udbringes direkte fra stald til mark.

Disse skøn ligger også til grund for nærværende opgørelse, og da der ikke foreligger statistik på området, er det antaget, at omfanget af udbragt dybstrøelse direkte fra stald er uændret i hele den belyste periode.

På grundlag af disse forudsætninger, er det opgjort, at ammoniakemissionen fra lager falder fra 14.000 tons N år⁻¹ i 1985 til 11.000 tons N år⁻¹ i 1999, jf. figur 3.6.

⁸ Det konkrete spørgsmål lød: ' Hvis bedriften har gyllebeholder, er der da etableret flydelag eller anden overdækning (fx halmlag, leca-sten, plastfolie, trælag mv.)? (Danmarks statistik, 2000).



Figur 3.6. Lagret gødning fordelt på gødningstyper samt emissionen af ammoniak fra lager for hhv. alle husdyr, kvæg og svin. 1985 - 1999

Reduktionen skyldes primært faldet i mængden af tilført kvælstof til lager, men ammoniakemission i pct. af N ab stald falder også fra knap 6 pct. i 1985 til godt 5 pct. i 1999.

For kvægs vedkommende stiger emissionen fra godt 3 pct. af tilført kvælstof til lager i 1985 til knap 4 pct. i 1999. Stigningen skyldes, at en større andel af kvæggødningen håndteres som dybstrøelse. Selv om en stor del af dybstrøelsen fra kvægstalde udbringes direkte på mark, er det samlede resultat en procentvis større ammoniakemission.

For svins vedkommende gør det modsatte sig gældende. Ammoniakemissionen falder således fra 8 pct. af kvælstoffet tilført lager i 1985 til 6 pct. i 1999. Udviklingen skyldes alene, at en større andel af svinegødningen håndteres som gylle i stedet for som fast staldgødning og ajle. Emissionen fra fast staldgødning er således omkring fem gange så stor som emissionen for gylle til trods for, at 40 pct. af gylleoverfladen er udækket (Poulsen *et al.*, 2001).

Reduktionen i den totale ammoniakemission på 3.000 tons N i perioden 1985-99 svarer til ca. 20 pct. En del af reduktionen skyldes faldende tilførsel af kvælstof til lager. Ved uændret gødningshåndtering, og dermed gødningslagring, ville emissionen 'kun' falde med 2.000 tons N i den belyste periode.

Emissionen fra kvæggødning falder med 1.000 tons N i den belyste periode. Reduktionen skyldes næsten udelukkende faldet i mængden af tilført kvælstof til lager som følge af færre malkekøer.

Emissionen fra svinegødning falder med 2.000 tons N fra 1985 til 1999. Reduktionen skyldes næsten udelukkende, at en større mængde gødning håndteres som gylle frem for fast staldgødning og ajle.

Emissionen fra den lagrede gødning fra de øvrige husdyrategorier stiger med ca. 400 tons N. Stigningen skal dog tages med forbehold, idet der ikke er foretaget nogen revurdering af N-udskillelsen fra fjerkræ i 80'erne og revurderingen fra pelsdyr er baseret på meget usikre skøn.

3.5 Udbringningspraksis

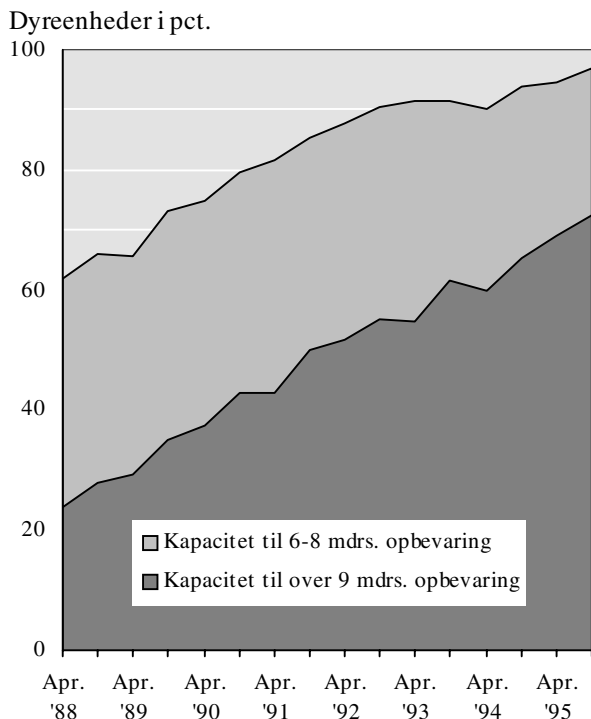
Statistiske oplysninger om udbringningspraksis for husdyrgødningen lader meget tilbage at ønske. Der er således kun foretaget sporadiske analyser over udbringningstidspunktet, og når disse oplysninger samtidig ønskes kombineret med udbringningsmetode og husdyrgødningens henliggetid inden nedbringningen, så eksisterer der ingen repræsentative statistiske undersøgelser. Følgelig må udviklingen i udbringningspraksis stykkes sammen efter bedste skøn baseret på sporadiske og til tider modstridende undersøgelser. Af samme grund differentieres der kun mellem flydende gødning (gylle og ajle) og fast gødning (fast staldgødning og dybstrøelse) og uden skelen til gødningens herkomst (fx mellem kvæg- og svinegylle).

De centrale parametre i skønnet over udbringningspraksis omfatter årstid, udbringningsmetode, afgrødestatus samt gødningens evt. henliggetid. De pågældende parametre hver især og i kombination er alle af væsentlig betydning for ammoniakemissionens størrelse.

Den skønnede fordeling af husdyrgødningen på udbringningspraksis i 80'erne er baseret på Hansen (1990), som har analyseret landbrugets gødningsanvendelse på grundlag af knap 200 bedrifter dækkende et areal på ca. 5.000 ha i årene 1984 og 1989. I analysen undersøges bl.a. opbevaringskapaciteten for husdyrgødning, udbringningstidspunktet og gødningens henliggetid for hhv. staldgødning, ajle og gylle. Resultatet af undersøgelsen viste bl.a., at mængden af efterårsudbragt flydende husdyrgødning er aftaget, men ikke i samme omfang som stigningen i opbevaringskapaciteten for den flydende husdyrgødning. Omfanget af efterårsudbragt fast gødning er endog uændret (svagt stigende) fra 1984 til 1989, og det er til trods for at opbevaringskapaciteten for den faste gødning steg fra 1984 til 1989. Hansen (1990) skønner dog, at udbringningstidspunkterne kan have været påvirket af vejrforholdene (gunstige udbringningsbetingelser i efteråret 1988).

Forsknings- og udviklingspolitisk afdeling i De danske Landboforeninger har regelmæs-

sigt analyseret udviklingen i opbevaringskapaciteten for husdyrgødningen, jf. figur 3.7. Udviklingen viser, at opbevaringskapaciteten er øget, og hermed er grundlaget også skabt for en stigende mængde forårsudbragt gødning.



Figur 3.7. Husdyrholdet fordelt efter opbevaringskapacitet. 1988 - 1995 (De danske Landboforeninger, Forskning- og udviklingspolitisk afdeling, div. årg.)

Opbevaringskapacitet og vejrforhold er imidlertid ikke de eneste forhold, som influerer på udbringningstidspunktet; ændringer i husdyrhold og sædskifte kan også være væsentlige parametre. Lassen (1991) har således i en repræsentativ statistisk undersøgelse afdækket, at de væsentligste årsager til reduceret efterårsudbringning i 1990/91 i forhold til tidligere år, er øget opbevaringskapacitet (58 pct. af brugene), reduktion i husdyrholdet (22 pct. af brugene) og ændret sædskifte (20 pct. af brugene). For de brug, hvor andelen af efterårsudbragt gødning var uændret (62 pct.) eller steget (4 pct.), anføres manglende opbevaringskapacitet, vanskelige jordbundsforhold og anvendelse af gødning til vinterafgrøder som de væsentligste årsager.

Gødningens henliggetid på markoverfladen er kun undersøgt for året 1989, hvor Hansen (1990) angiver, at 51 pct. af staldgødningen

og 34 pct. af gyllen nedbringes inden for de første 12 timer. Inden for de næste 12 timer nedbringes yderligere 14 pct. af staldgødningen og 14 pct. af gyllen. Efter det første døgn nedbringes 26 pct. af staldgødningen og 26 pct. af gyllen. De resterende 9 pct. af staldgødningen og 26 pct. af gyllen nedbringes derimod ikke. Ajlen nedbringes derimod som hovedregel ikke; kun 7 pct. af ajlen blev nedbragt i undersøgelsesområdet.

For de øvrige år foreligger der ingen undersøgelser, og fordelingen er derfor skønnet tendentielt. I den sammenhæng er det taget i betragtning, at *NPo-handlingsplanen* påbød nedbringning af husdyrgødning udbragt på sort mark indenfor 24 timer, hvilket blev skærpet til 12 timer i *Vandmiljøplanen*. Følgelig må det forventes, at den gennemsnitlige henliggetid for gødningen i 1984 har været større end i 1989. På tilsvarende vis er det taget i betragtning, at der i *Handlingsplan for et Bæredygtigt Landbrug* er fastsat minimumskrav til udnyttelsen af husdyrgødningen, som bl.a. kan tilgodeses ved en hurtigere nedbringning af husdyrgødningen. Effekten af normnedsættelsen i forbindelse med *Vandmiljøplan II* forventes derimod først at slå igennem efter en indkøringsperiode.

Ved vurdering af udbringningstidspunkterne i 1990'erne er der alene skævet til udviklingstendensen i analyseresultaterne i Landovervågningsoplandene, hvor udbringningstidspunktet er analyseret årligt siden 1990. Analyseresultaterne viser, at omfanget af udbragt flydende gødning om foråret (og vinteren) er steget fra godt 60 pct. i 1990 til 85 pct. i 1999, og da andelen af sommerudbragt gødning har været nogenlunde konstant på knap 10 pct. af den flydende gødning, så følger det, at den efterårsudbragte flydende gødning er reduceret fra knap 30 pct. i 1990 til nogle få pct. i 1999 (Grant *et al.*, 2000). Den høje udbringningsandel om foråret gør det i nogen omfang overflødigt at udbringe gødningen med slæbeslanger, idet effekten af anvendelsen af slæbeslanger i det tidlige forår primært er knyttet til en mere jævn fordeling af husdyrgødningen. Det er formodentlig årsagen til den begrænsede anvendelse af slæbeslanger i Landovervågningsoplandene. Det

vurderes derfor, at omfanget af forårsudbragt gødning er for høj og omfanget af sommerudbragt gødning er for lavt i forhold til landsgennemsnittet. Der er imidlertid ingen grund til at betvivle udviklingstendensen, og denne er også lagt til grund for beskrivelsen af fordelingen i 1990'erne.

I 1990 blev halvdelen af den faste gødning i Landovervågningsoplandene udbragt om foråret (og vinteren) og den anden halvdel om efteråret (Grant *et al.*, 1998), hvilket er sammenfaldende med fordelingen i Hansen (1990) undersøgelse for året 1989. I 1999 var andelen udbragt om foråret (og vinteren) i Landovervågningsoplandene øget til 60 pct. og efterårsandelen var reduceret tilsvarende til 40 pct. (Grant *et al.*, 2000). Denne beskrivelse af udviklingen er ligeledes anvendt som forudsætning i nærværende opgørelse for 1990'erne.

Anvendelse af slæbeslangeudstyr og nedfældere kan stadfæstes til begyndelsen af 1990'erne. I 1989 blev der således kun solgt 12 stk. slæbeslangeanlæg ud af i alt 329 gylleudbringningsenheder (Landsudvalget for Bygninger og Maskiner, 1991). Det efterfølgende år steg antallet af solgte slæbeslangeanlæg imidlertid til 85 stk. eller til 10 pct. af det totale antal solgte gylleudbringningsenheder, og i 1991 steg salget af slæbeslangeanlæg til 311, hvilket svarede til 48 pct. af det totale antal solgte enheder (Landsudvalget for Bygninger og Maskiner, 1992). Salget af nedfældere skete derimod mere trevnt. I 1991, hvor der blev solgt 311 slæbeslangeanlæg, blev der således kun solgt 9 nedfældere (Landsudvalget for Bygninger og Maskiner, 1992).

I Andersen *et al.* (1999) blev det for 1996 skønnet, at 54 pct. af den flydende gødning blev bredspredt, 44 pct. blev udbragt med slæbeslanger og de sidste 2 pct. blev udbragt med nedfældere. Dette skøn er fastholdt, idet der ikke foreligger nyere undersøgelser. I skønnet blev der skelet til en interviewundersøgelse af Andersen (1994), som viste, at 65 pct. af brugene anvendte bredspredning som primært udstyr, 33 pct. af brugene anvendte slæbeslanger og 1 pct. anvendte nedfældere. Omfanget af slangeudbragt eller

nedfældet gødning har dog været større, idet anvendelsen af slæbeslanger og nedfældere især anvendes på brug med store gyllemængder. Andersen (1994) vurderede således, at knap 45 pct. af den samlede gyllemængde blev udbragt med slæbeslanger eller nedfældere. Sidstnævnte skøn må dog anses for at være i overkant⁹.

I skønnet over udbringningsmetode i 1996 blev der også skelet til resultaterne for Landovervågningsoplandene, som viste, at 32 pct. af den flydende gødning blev slangeudbragt i 1996 og 2 pct. blev udbragt med nedfældere (Grant *et al.*, 1998). I den sammenhæng blev det som nævnt vurderet, at den høje andel af bredspredt gødning i Landovervågningsoplandene sandsynligvis er begrundet i en høj andel af forårsudbragt gylle, som bevirker, at den umiddelbare fordel ved at anvende slæbeslanger er begrænset (Andersen *et al.*, 1999).

Udbringningsmetoden i 1999 er baseret på Petersen (1998) og Landbrugets Rådgivningscenter (1999). Sidstnævnte vurderer, at 10 pct. af kvæggyllen (og 0 pct. af svinegyllen) udbringes med nedfældere, hvilket nogenlunde svarer til 4 pct. af den flydende gødning. Petersen (1998) angiver ligeledes, at knap 4 pct. af gyllen udbringes med nedfældere. Mht. slæbeslangeudstyr anslår Landbrugets Rådgivningscenter (1999), at 75 pct. af den flydende gødning udbringes med slæbeslanger. Petersen (1998) når et tilsvarende resultat, men det er under forudsætning af

⁹ I opgørelsen blev brugene inddelt i 3 grupper, hvor den første gruppe blev karakteriseret som brug, som anvender bredspredning *til alle formål*. Denne gruppe tegnede sig for 50 pct. af den udbragte gyllemængde. Den anden gruppe, som udbragte 10 pct. af gødningsmængden, blev betegnet som brug, som anvender slæbeslanger og nedfældere *i voksende afgrøder*. Den tredje og sidste gruppe, som tegnede sig for de resterende 40 pct. af den udbragte gødningsmængde, blev karakteriseret som brug, som anvender slæbeslanger og nedfælder *som primært udstyr*. Da kun den første gruppe er defineret eksklusiv, må det forventes, at de to øvrige grupper indeholder en del gødning, som udbringes ved bredspredning. En rigoristisk tolkning af resultaterne viser således, at mængden af slangeudbragt og nedfældet gødning udgjorde mellem godt 20 og maksimalt 45 pct. af gødningen.

fuld kapacitetsudnyttelse af det solgte slæbe-slangeudstyr. Det er ikke særlig sandsynligt, og Petersen (1998) anslår derfor, at 60 - 65 pct. af den flydende gødning udbringes med slæbeslanger. Herved fås en udnyttelsesgrad på maskinerne på minimum 80 pct., hvilket vurderes at være i overkanten, idet Petersen (1998) selv angiver, at gyllevogne med slæbeslangebom ofte er udformet således, at de også kan anvendes til bredspredning.

Til sammenligning kan det oplyses, at anvendelsen af slæbeslangeudstyr i Landovervågningsoplandene kun androg 35 pct. af den flydende gødning i 1999 (Grant *et al.*,

2000), hvilket omvendt anses for lavt som følge af den høje andel af forårsudbragt gylle i Landovervågningsoplandene, jf. ovenstående bemærkning.

Andelen af slangeudbragt flydende gødning er derfor pragmatisk anslået til 55 pct. af den flydende gødning i 1999, og andelen af nedfældet gødning er anslået til 4 pct.

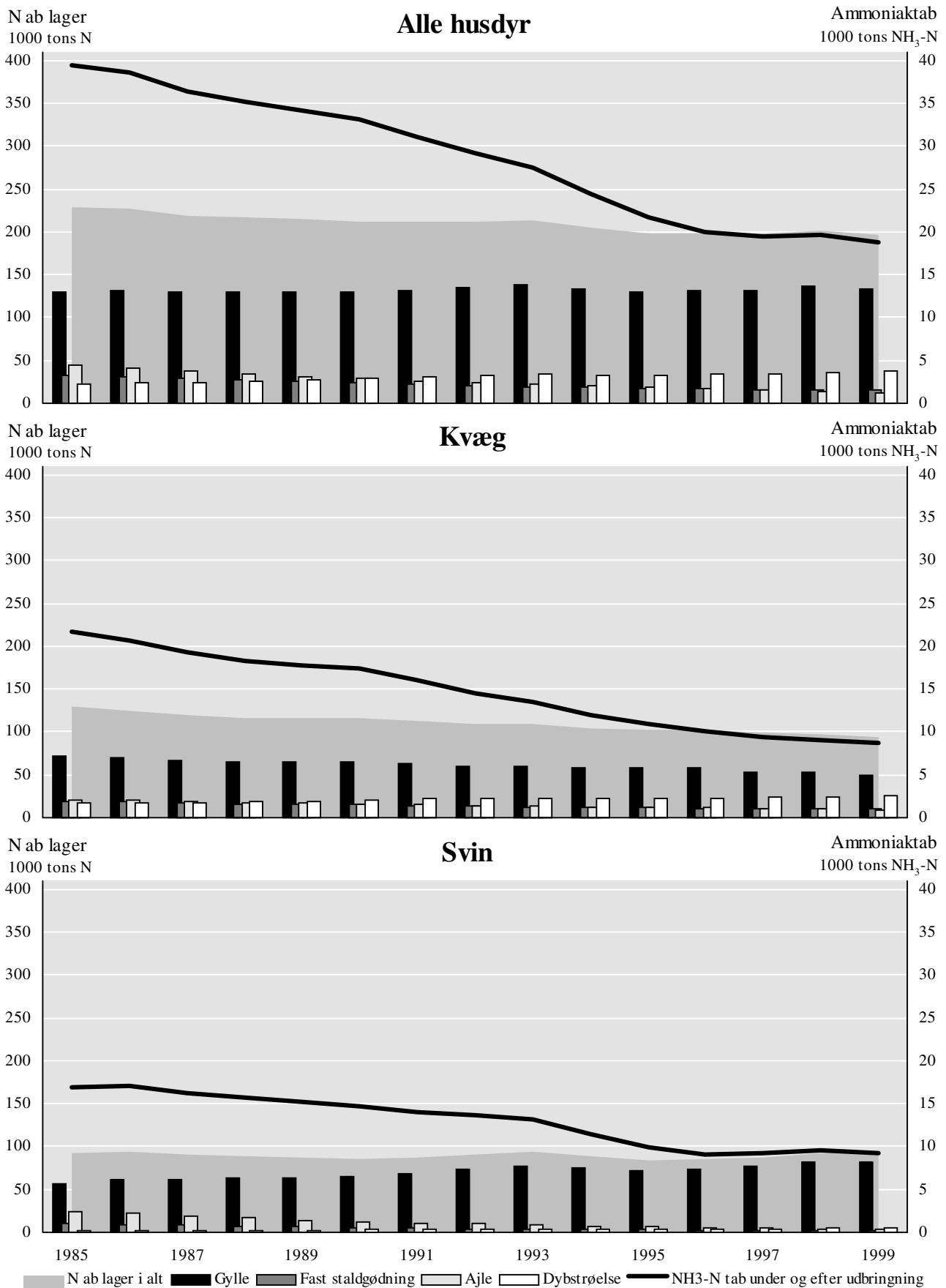
På grundlag af vurdering og afvejning af kilderne, er udbringningspraksis for husdyrgødningen konstrueret for perioden 1985-99. I tabel 3.6 er udbringningspraksis vist for årene, 1985, 1990, 1995 og 1999.

Tabel 3.6. Skønnet fordeling af husdyrgødning på udbringningspraksis i årene 1985, 1990, 1995 og 1999

Årstid	Afgrode-status	Nedbragt antal timer efter udbringning ¹	Udbringningsmetode				Fast gødning, bredspredt	
			Gylle og ajle			I alt		
			Bredspredt	Slangeudlagt	Dybnefældet			
			pct. af total-N ab lager for hhv. flydende og fast gødning					
Udbringningspraksis i 1985			100	0	0	100	100	
Vinter-forår	-	<12	26	0	0	26	13	
Vinter-forår	-	>12	6	0	0	6	18	
Vinter-forår	-/+	Ikke	14	0	0	14	19	
Sommer	+	Ikke	8	0	0	8	0	
Sensommer-efterår	+	Ikke	7	0	0	7	0	
Sensommer-efterår	-	<12	2	0	0	2	13	
Sensommer-efterår	-	>12	8	0	0	8	13	
Sensommer-efterår	-	Ikke	29	0	0	29	24	
Udbringningspraksis i 1990			100	0	0	100	100	
Vinter-forår	-	<12	31	0	0	31	26	
Vinter-forår	-	>12	11	0	0	11	14	
Vinter-forår	-/+	Ikke	9	0	0	9	11	
Sommer	+	Ikke	8	0	0	8	0	
Sensommer-efterår	+	Ikke	7	0	0	7	0	
Sensommer-efterår	-	<12	4	0	0	4	25	
Sensommer-efterår	-	>12	6	0	0	6	5	
Sensommer-efterår	-	Ikke	24	0	0	24	16	
Udbringningspraksis i 1995			61	37	2	100	100	
Vinter-forår	-	<12	30	13	0	43	29	
Vinter-forår	-	>12	10	8	0	18	14	
Vinter-forår	-/+	Ikke	6	4	1	11	11	
Sommer	+	Ikke	3	4	0	7	0	
Sensommer-efterår	+	Ikke	2	3	1	6	0	
Sensommer-efterår	-	<12	3	3	0	6	25	
Sensommer-efterår	-	>12	3	2	0	5	5	
Sensommer-efterår	-	Ikke	4	0	0	4	16	
Udbringningspraksis i 1999			41	55	4	100	100	
Vinter-forår	-	<12	25	30	0	55	35	
Vinter-forår	-	>12	5	5	0	10	15	
Vinter-forår	-/+	Ikke	5	10	2	17	10	
Sommer	+	Ikke	2	4	0	6	0	
Sensommer-efterår	+	Ikke	1	4	2	7	0	
Sensommer-efterår	-	<12	2	2	0	4	25	
Sensommer-efterår	-	>12	1	0	0	1	5	
Sensommer-efterår	-	Ikke	0	0	0	0	10	

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

¹⁾ Angivelsen af henliggetid gælder selvsagt ikke for nedfældere.



Figur 3.8. Udbragt gødning fordelt på gødningstyper samt emissionen af ammoniak under og efter udbringningen for hhv. alle husdyr, kvæg og svin. 1985 - 1999

Udbringningsmetoden for den faste gødning i den belyste periode omfatter alene traditionel møgspredning på bar mark med staldgødningsspreder. Det er skønnet, at halvdelen af den faste gødning udbringes om foråret (eller vinter) og resten om efteråret efter høst. Det gælder for 80'erne, hvorimod den udbragte mængde gødning i efterårsmånederne i 1990'erne er skønnet reduceret til 40 pct. med en modsvarende stigning om foråret. I gennem hele perioden er det antaget, at den gennemsnitlige henliggetid for gødningen inden nedbringningen er faldet.

For den flydende gødning er det skønnet, at der til og med 1990 alene blev anvendt bredspredning. Herefter fik anvendelse af slæbeslanger en hurtig udbredelse fra knap 10 pct. af den udbragte flydende gødningsmængde i 1991 til godt halvdelen i 1999. Udbredelsen af gyllenedfældere er derimod skønnet at ske langsommere fra 1 pct. af gødningsmængden i 1993 til 4 pct. i 1999.

Omfanget af udbragt flydende gødning om foråret (og vinteren) er skønnet steget fra ca. 45 pct. af gødningsmængden i 1985 til godt 80 pct. i 1999. Den udbragte mængde i sommermånederne er skønnet at være nogenlunde konstant i hele perioden. Heraf følger, at den efterårsudbragte flydende gødning er falder fra knap 40 til 5 pct. af gødningsmængde i perioden. For den flydende gødning er det også skønnet, at henliggetiden for udbragt gødning på sort mark er faldet.

Konsekvenserne mht. ammoniakemissionen er et markant fald, jf. figur 3.8. Emissionen under og efter udbringningen er således faldet fra 17 pct. af det udbragte kvælstof i 1985 til 10 pct. i 1999, hvilket svarer til en reduktion fra 39.000 tons N år⁻¹ i 1985 til 19.000 tons N år⁻¹ i 1999. En del af reduktionen er forårsaget af faldet i N-indholdet i gødningen ab lager fra 229.000 tons N år⁻¹ i 1985 til 197.000 tons N år⁻¹ i 1999. Denne reduktion tegner sig alene for et fald i emissionen på 5.000 tons N i perioden. Reduktionen er størst for den flydende gødning, hvor emission i pct. af N ab lager er halveret. For den faste gødning er emissionen kun faldet med 2½ pct. point.

Bidraget til ammoniakemissionen under og efter udbringningen fra kvæg er faldet fra 22.000 tons N år⁻¹ i 1985 til 9.000 tons N år⁻¹ i 1999. En væsentlig del af denne reduktion skal dog tilskrives faldet i kvægholdet, hvilket har medført, at N-indholdet i kvæggødningen ab lager er faldet fra 129.000 tons N år⁻¹ i 1985 til 95.000 tons N år⁻¹ i 1999. Denne reduktion tegner sig alene for et fald i ammoniakemissionen på 6.000 tons N i den belyste periode.

Bidraget fra svineholdets ammoniakemission er reduceret fra 17.000 tons N år⁻¹ i 1985 til 9.000 tons N år⁻¹ i 1999. Denne reduktion skyldes alene ændret gødningshåndtering. Mængden af kvælstof ab lager er således nogenlunde uændret i 1985 og 1999.

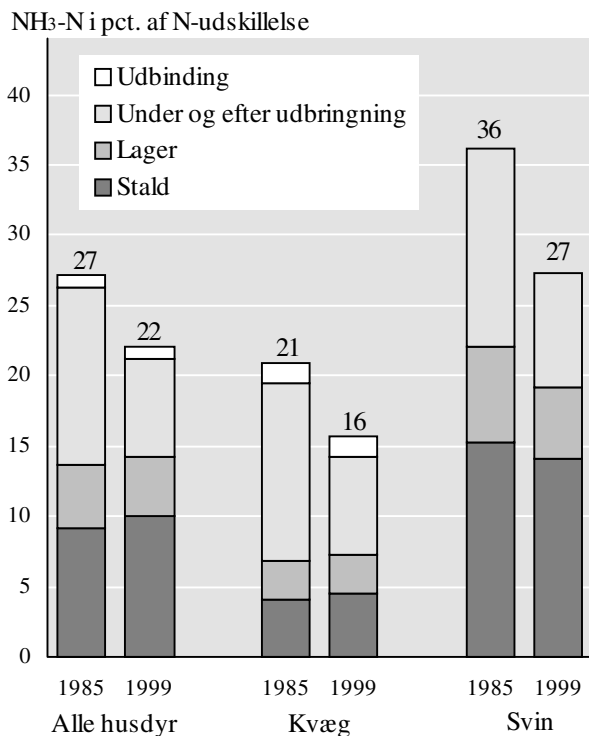
Ved estimeringen af ammoniaktabet under og efter udbringningen i 80'erne er der ikke taget hensyn til gårdbidraget omfattende direkte udledninger til dræn og vandløb samt nedsivning af møgsaft fra møddingspladser mv. I Miljøstyrelsen (1990) blev gårdbidraget anslået til 30.000 tons N. Såfremt de 25.000 tons N vedrører husdyrgødningen, er der 25.000 tons N, som ikke giver anledning til tab under og efter udbringningen. Herved reduceres ammoniakemissionen med 4.000 tons N år⁻¹. Da gårdbidraget alene er baseret på et groft skøn, er det imidlertid valgt at se bort for denne korrektion.

3.6 Ammoniakemission fra husdyrgødning

Det samlede billede er en nogenlunde uændret ammoniakemission i stald i pct. af den udskilte kvælstof, jf. figur 3.9. Erstatning af stalde med fast staldgødning og ajle med stalde baseret på gyllesystemer har således ikke haft den store effekt på ammoniakemissionen.

Ammoniakemissionen fra den lagrede gødning i forhold til mængden af tilført kvælstof til lager, har ligeledes været nogenlunde uændret. Undtagelsen herfra er lagertabet fra svinegødning, hvor emissionen er reduceret, som følge af, at en større mængde gødning

håndteres som gylle frem for fast stald gødning og ajle.



Figur 3.9. Ammoniaktabet fra husdyrgødningen i pct. af N-udskillelsen for hhv. alle husdyr, kvæg og svin. 1985 og 1999

Ammoniakemissionen under og efter udbringningen falder derimod betragteligt for alle husdyrkatogier. Begrundelsen herfor er dels at en større mængde gødning udbringes om foråret, hvor emissionen er relativ lille, og dels at udbringningsmetode og henliggetid for den udbragte gødning er hhv. forbedret og formindsket. Reduktionen er størst for den flydende gødning, og da en stor del af svinegødningen håndteres som gylle, reduceres udbringningstabt i større omfang for svinegødning.

Sammenholdes ammoniakemissionen med den udskilte mængde kvælstof for hhv. kvæg og svin, kan der konstateres en markant forskel, som primært er grundet i forskelle i forholdet mellem ammoniumkvælstof og totalkvælstof i gødningen. I beregningerne af emissionen er der kun taget højde for en ændring i den samlede N-udskillelse. Såfremt forholdet mellem gødningens indhold af ammoniumkvælstof og totalkvælstof inddrages, ville udviklingen være mere markant for den flydende gødning.

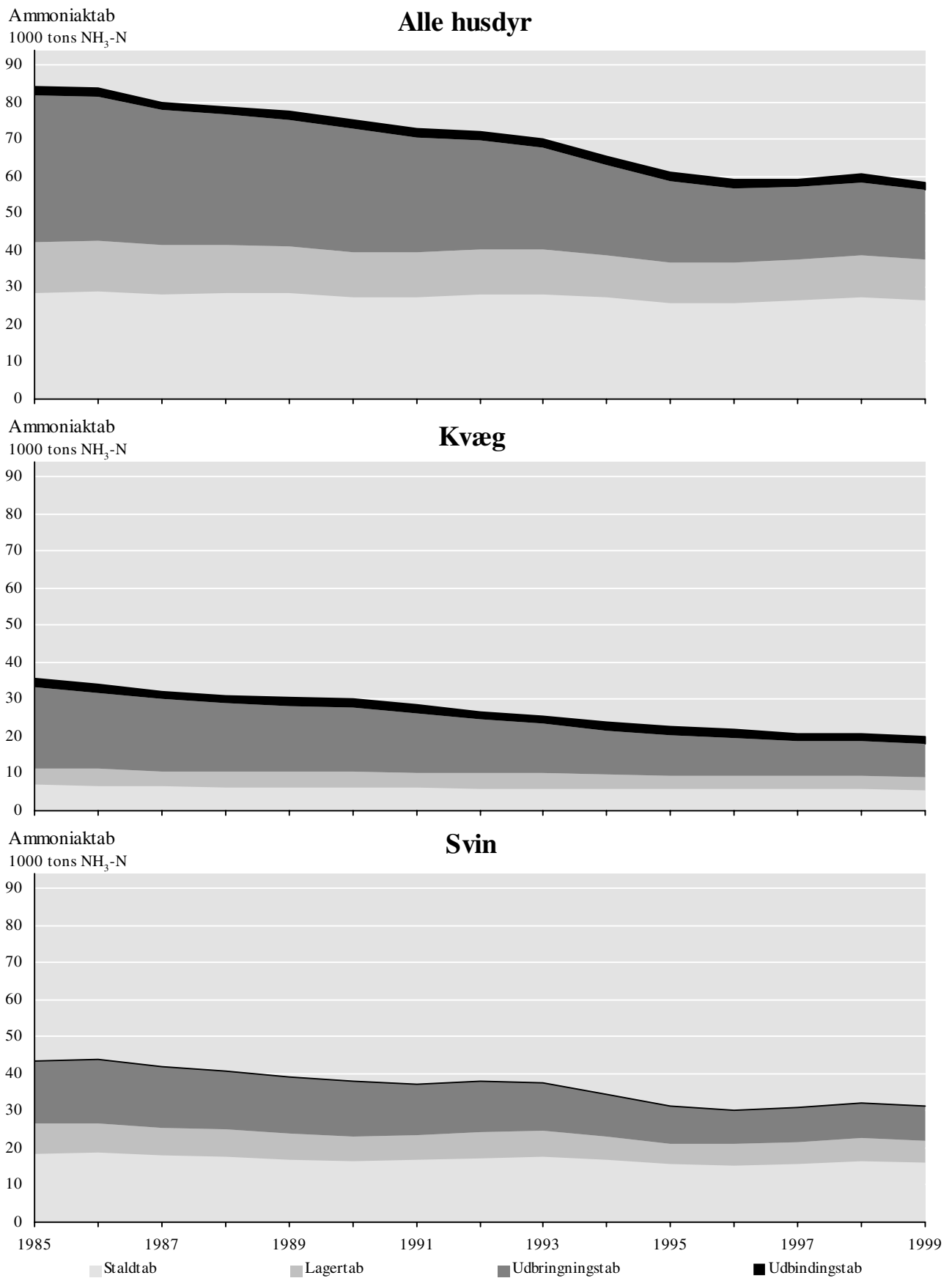
Den totale ammoniakemission er reduceret med 26.000 tons N år⁻¹ i perioden, jf. figur 3.10. I alt falder den samlede ammoniakemission fra 84.000 tons N år⁻¹ i 1985 til 59.000 tons N år⁻¹ i 1999 eller med knap 26.000 tons N i hele perioden. Ændringen i gødningshåndteringen tegner sig for 15.000 tons N; de sidste 10.000 tons N i ammoniakemissionen skyldes reduceret N-udskillelse, som i perioden er faldet fra 311.000 tons N år⁻¹ i 1985 til 265.000 tons N år⁻¹ i 1999.

Det skal dog bemærkes, at der ved estimeringen af ammoniaktabet under og efter udbringningen i 80'erne ikke er taget hensyn til gårdbidraget omfattende direkte udledninger til dræn og vandløb samt nedsivning af møgsoft fra møddingspladser mv. Anslås det, at gårdbidraget fra husdyrgødningen udgør 25.000 tons N år⁻¹, reduceres ammoniakemissionen under og efter udbringningen med 4.000 tons N år⁻¹. Da gårdbidraget alene er baseret på et groft skøn, er det imidlertid valgt at se bort for denne korrektion.

Reduktionen i ammoniakemissionen er størst for kvæggødningen, som falder fra 36.000 tons N år⁻¹ i 1985 til 20.000 tons N år⁻¹ i 1999. Reduktionen skal imidlertid ses i sammenhæng med den faldende N-udskillelse fra kvæg, som dels er begrundet i faldende N-udskillelse pr. kg produceret mælk og dels er begrundet i det faldende antal af malkekøer, jf. figur 3.2. Ved uforandret N-udskillelse ville reduktionen således kun andrage 9.000 tons N.

Reduktionen i ammoniakemissionen fra svinegødningen udgør 12.000 tons N, idet emissionen falder fra 43.000 tons N år⁻¹ i 1985 til 31.000 tons N år⁻¹ i 1999. Reduktionen skyldes næsten alene ændret gødningshåndtering; N-udskillelsen er således kun faldet fra 120.000 tons N år⁻¹ i 1985 til 114.000 tons N år⁻¹ i 1999. Den faldende N-udskillelse pr. produceret slagtesvin er således opvejet af det stigende antal af producerede slagtesvin, jf. figur 3.2.

Emissionen fra de øvrige husdyr stiger derimod fra godt 5.000 tons N år⁻¹ i 1985 til godt 7.000 tons N år⁻¹ i 1999 eller med i alt 2.000 tons N i hele perioden.



Figur 3.10. Det samlede ammoniaktab fra husdyrgødningen fordelt efter produktionsproces for hhv. alle husdyr, kvæg og svin. 1985 - 1999

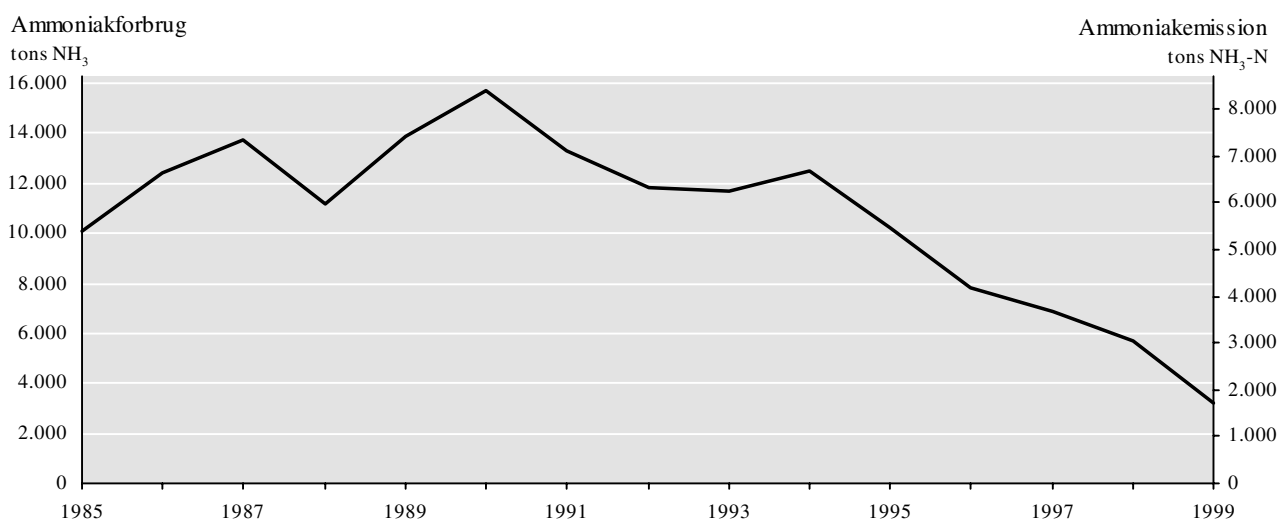
4 Ammoniakemission fra halmludning

Ammoniakemissionen fra halmludningen er estimeret med en meget enkel model, hvor emissionen bestemmes som en procentuel andel af den forbrugte mængde ammoniak. Den procentuelle andel er skønnet på baggrund af viden om ammoniaktab ved anvendelse af forskellige halmludningsteknikker under kontrollerede forhold. Der foreligger imidlertid ikke statistik om i hvilket omfang de forskellige teknikker bliver anvendt. Den procentuelle andel af den forbrugte ammoniak, der emitteres som ammoniak, forbliver dermed et usikkert skøn.

Konkret er emissionen skønsmæssigt fastsat til 65 pct. af ammoniakforbruget, jf. Andersen *et al.* (1999). Traditionelt tilføres 2-3 pct. ammoniak til halmen, og efter udluftningen vil omkring $\frac{1}{3}$ af den tilførte ammoniak være indeholdt i halmen. Det er imidlertid muligt at nedbringe emissionen betragteligt ved at dosere ammoniakken i forhold til formålet og halmens tørstofindhold (Skriver, 1990). Der foreligger imidlertid ikke statistiske data omkring praksis, hvilket er begrundelsen for, at den skønnede emissionskoefficient på 65 pct. af ammoniakforbruget er holdt uændret for hele perioden. Det må imidlertid formodes, at niveauet er lavere i nyere tid.

Der foreligger ingen officiel statistik over forbruget af ammoniak til halmludning, men forbruget opgøres oftest som salget af ammoniak til landbruget i 2. halvår, idet salget i 1. halvår antages anvendt til gødskning med flydende ammoniak, som primært finder sted i foråret umiddelbar før etableringen af såbet. I mangel af en officiel statistik, er oplysningerne indhentet fra A/S Ammonia Fredericia, som alene forestår distributionen af ammoniak til DLG, Kemira og KFK. Desuden har Landsforeningen Den lokale Andel skønsmæssigt importeret 1.500 tons ammoniak pr. år til halmludning i årene 1996 og 1997. På den baggrund kan det godtgøres, at forbruget i 1985 udgjorde 11.700 tons ammoniak, som steg til 15.700 tons i 1990, hvor forbruget var størst. Siden er forbruget faldet nogenlunde jævnt for at udgøre 3.200 tons ammoniak i 1999, jf. figur 4.1. Udviklingen er betinget af dels kvægbestanden og dels fodersammensætningen.

Da ammoniakemissionen er opgjort som en fast andel af forbruget af ammoniak til halmludning, kan emissionen opgøres til 5.400 tons kvælstof i 1985, stigende til 8.400 tons i 1990 for herefter at falde til 1.700 tons kvælstof i 1999.



Figur 4.1. Forbruget af ammoniak til halmludning og den forårsagede ammoniakemission. 1985 - 1999 (Ammoniakforbruget er baseret på Levin, Pers. medd.)

5 Ammoniakemission fra spildevandsslam

Ammoniakemissionen fra slamtilførslen er estimeret via en fast emissionskoefficient og mængden af N-indhold i slammet. Emissionskoefficienten, som er baseret på et skønnet indhold af ammoniumkvælstof i slammet på 10 pct., er betinget af henliggetiden for det udbragte slam.

Konkret er det skønnet, at ammoniakemissionen udgør 3 pct. af slammets N-indhold, som dog reduceres til halvdelen såfremt slammet nedbringes inden for 12 timer (Andersen *et al.*, 1999). Da udbringningspraksis er ukendt, er det samtidig anslået, at $\frac{3}{4}$ af slammet nedbringes inden for 12 timer. Herved kan ammoniakemissionen opgøres til knap 2 pct. af slammets indhold af total-N. Denne emissionskoefficient holdes konstant i hele perioden på grund af manglende viden om udbringningspraksis og ammoniumkoncentration.

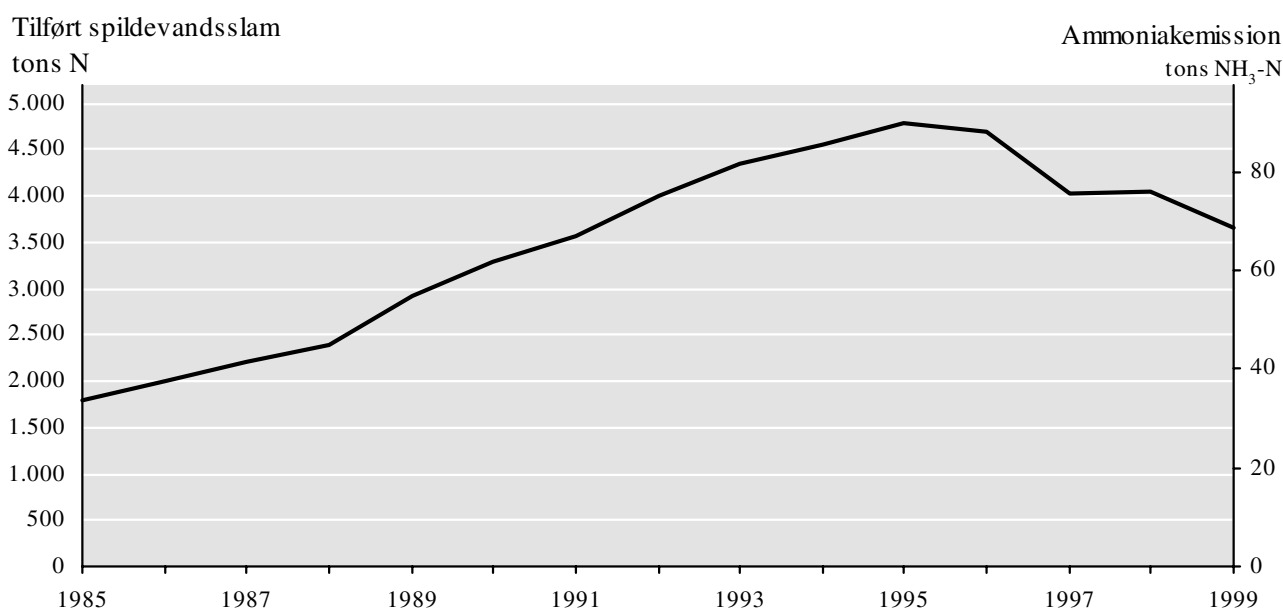
Tilførslen af spildevandsslam til landbrugets marker opgøres af Miljøstyrelsen fra og med 1991. Tilførslen før 1991 er ikke opgjort, men der foreligger skøn fra og med 1987. I den

foregående periode skønnes niveauet at have været begrænset (Janusz Bielecki, Pers. medd.).

På tilsvarende vis lader oplysninger om slammets N-indhold meget tilbage at ønske. Oplysninger herom er først angivet i 1994, hvor N-koncentrationen er angivet til 4 pct. af slammets tørstofindhold. Før 1994 er N-indholdet derfor anslået til 4 pct. af slammets tørstofindhold. Til sammenligning udgør N-indholdet 4 - 4½ pct. af slammets tørstofindhold i den efterfølgende periode.

Med ovenstående som forudsætning kan N-indholdet i den tilførte spildevandsslam opgøres til 1.800 tons i 1995 stigende til 4.800 tons kvælstof i 1995, hvor tilførslen toppede, jf. figur 5.1. Herefter synes niveauet at være stagneret på knap 4.000 tons kvælstof med en faldende tendens.

Med den skønnede andel af kvælstoffet, som emitteres som ammoniak, udgør ammoniakemissionen mindre end 100 tons N i hele den betragtede periode.



Figur 5.1. Tilførsel af spildevandsslam til landbrugets marker og den forårsagede ammoniakemission. 1985 - 1999 (Mængden af tilført spildevandsslam er baseret på skøn, jf. Bielecki (1995, 1997a, 1997b) og Miljøstyrelsen (1989, 1999, 2000, 2001))

6 Ammoniakemission fra afgrøderne

Ammoniakemissionen fra afgrøderne er estimeret på et meget spinkelt materiale, hvilket har medført, at emissionen bestemmes som en fast emissionskoefficient pr. hektar. Emissionskoefficienten er baseret på målinger i få afgrøder, der er gødet ved normalt dansk gødskningsniveau. Imidlertid er ammoniakemissionen også afhængig af plantens udviklingstrin, kvælstofstatus, klimaforhold, luftens ammoniakkoncentration mv. Ved at benytte en fast emissionskoefficient foretages der derfor en kraftig generalisering, som ikke afspejler variationen i ammoniakemissionen fra år til år.

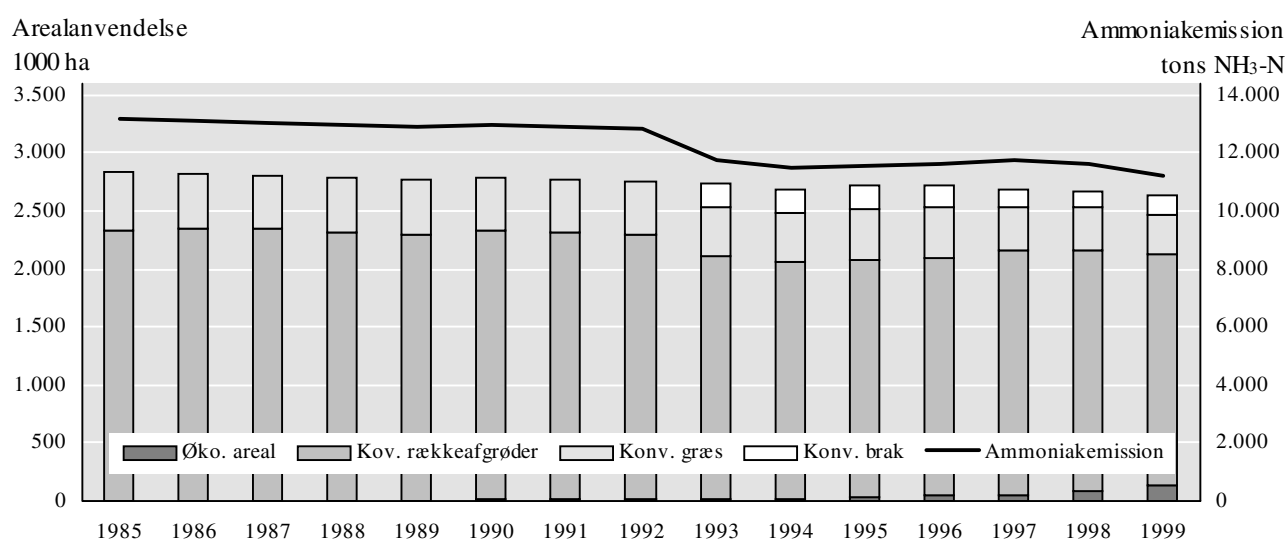
Konkret er emissionen skønnet til 3 og 5 kg N ha⁻¹ år⁻¹ fra hhv. græsmarker og øvrige afgrøder, jf. Andersen *et al.* (1999). Da usikkerheden er betragtelig, tages der ikke hensyn til ændringer i kvælstofgødskningen, idet effekten let vil kunne overskygges af andre faktorer, der påvirker forløbet af vækst, kvælstofoptagelse og -udnyttelse i afgrøderne (Schjørring, op. cit. Andersen *et al.*, 1999).

Der tages derimod hensyn til det stigende økologisk dyrket areal, hvorfra emissionen pr. ha anslås at være halvt så stor i forhold til konventionel dyrket arealer (Schjørring, op.

cit. Andersen *et al.*, 1999). Det økologisk drevne areal er imidlertid fortsat af begrænset betydning.

Det samlede landbrugsareal er siden midten af 80'erne reduceret med 7 pct., jf. figur 6.1. Herved reduceres ammoniakemissionen selvsagt. Arealet med græs er imidlertid i samme periode faldet med 20 pct., og herved øges den gennemsnitlige emission fra afgrøderne. Braklægning af landbrugsjord fra og med 1993 på 9 pct. af det samlede dyrkede areal bidrager ligeledes til at reducere ammoniakemissionen, og endelig har stigningen i det økologisk drevne areal efterhånden i de senere år nået et sådant niveau, at det har en effekt på ammoniakemissionen.

De samlede konsekvenser af arealudviklingen er en reduktion i ammoniakemissionen på 2.000 tons kvælstof fra 13.200 i 1985 til 11.200 tons i 1999. Omkring halvdelen af reduktionen skyldes braklægningsordningen, hvorimod det økologisk drevne areal tegner sig for en reduktion på nogle få hundrede tons. Den resterende reduktion skyldes nedgangen i det samlede landbrugsareal, men effekten heraf er også påvirket af et endnu større fald i arealet med græs.



Figur 6.1. Arealanvendelse og ammoniakemission fra afgrøderne, 1985 - 1999 (Arealanvendelsen er baseret på Danmarks Statistik, div. årg. og det økologisk drevne areal er baseret på Plantedirektoratet, 2000)

7 Ammoniakemission fra handelsgødning

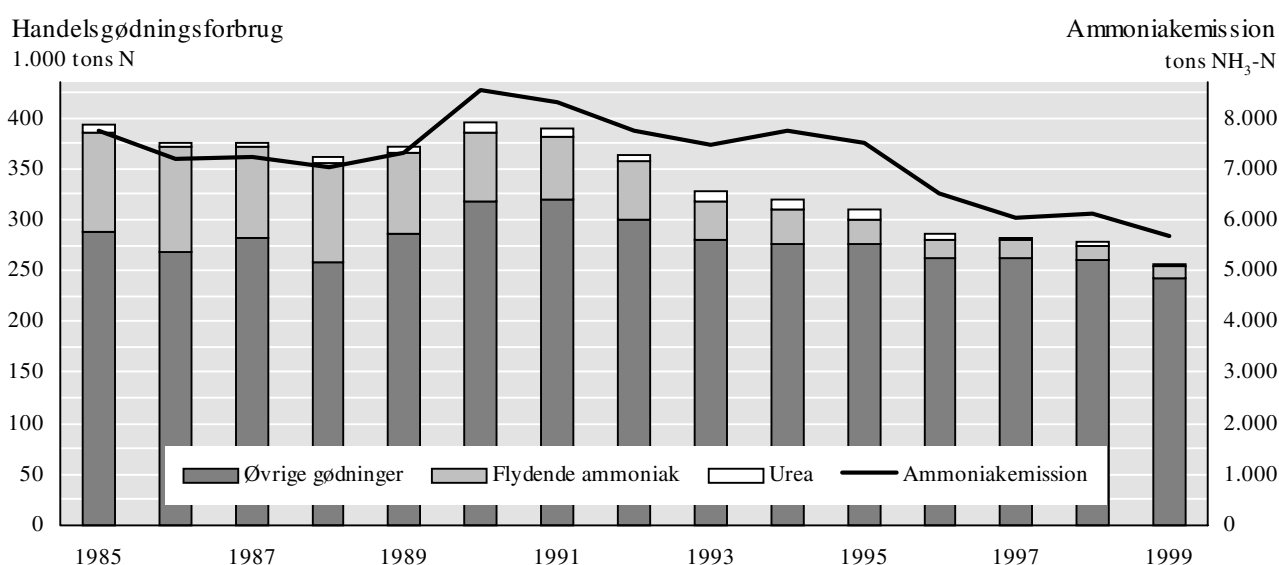
Ammoniakemissionen fra handelsgødningen er estimeret via en fast emissionskoefficient betinget af gødningstypen og forbruget af handelsgødning. Reelt vil emissionen også være betinget af klima, jordbundsforhold og gødskningspraksis. Eksempelvis vil ammoniakemissionen ved gødskning med urea være ubetydelig ved nedfældning og udgøre op til 30 pct. af kvælstofindholdet under ugunstige forhold. De anvendte emissionsfaktorer for handelsgødningsforbruget indeholder derfor implicit en skønnet gødskningspraksis.

Ammoniaktabet er lav fra gødninger baseret på ammoniumnitrat, fordi disse gødninger har en forsurende effekt hvorfra ammoniak ikke kan fordampe. Derfor er det på grundlag af målinger vurderet, at kun 2 pct. af N-indholdet emitteres som ammoniakkvælstof (Sommer og Hutchings, 1995). For flydende ammoniak, som hovedsagelig nedfældes om foråret i porøs og fugtig jord, har målinger godtgjort, at emissionen af ammoniakkvælstof udgør omkring 1 pct. af N-indholdet i det nedfældede flydende ammoniak (Sommer og Hutchings, 1995). Fra urea udbragt på jordoverfladen kan ammoniakemissionen andrage fra 3 - 30 pct. af den ud-

bragte N alt afhængig af temperatur, nedbør mv. (Sommer og Ersbøll, 1996), hvorimod emissionen er ubetydelig ved nedfældning. På den baggrund er det skønnet, at ammoniakemissionen er 15 pct. af N-indholdet i udbragt urea. Fra handelsgødninger som svovlsur ammoniak og diammonfosfat antages emissionen af ammoniakkvælstof at udgøre 5 pct. af N-indholdet. Også her kan tabet variere betydeligt (Sommer og Jensen, 1994).

Forbruget af handelsgødning er baseret på Danmarks totale forbrug af handelsgødning, jf. Plantedirektoratets årlige gødningsstatistik. Herfra er der fratrukket 5.800 tons N, som skønnes anvendt uden for landbruget i private haver, parker, skovbrug mv. (Anderesen, 1991). Da forbruget uden for landbruget ikke er kendt, er de 5.800 tons N holdt konstant i hele perioden.

Betragtes salget af handelsgødning, jf. figur 7.1, som indikator for forbruget, kan der konstateres et fald i forbruget i de første par år af perioden. Herefter stiger forbruget igen indtil det i 1990 når det samme niveau, som gjorde sig gældende i udgangsåret. I gennem 90'erne falder forbruget af handelsgødning i hele perioden med i alt 35 pct.



Figur 7.1. Forbruget af handelsgødning og den tilhørende ammoniakemission. 1985 - 1999 (Forbruget af handelsgødning er baseret på Plantedirektoratet, div. årg.)

Ammoniakemissionen følger nogenlunde parallelt det mængdemæssige forbrug af handelsgødning. Billedet er imidlertid også præget af det faldende forbrug af flydende ammoniak, hvorfra emissionen er relativ lille. Forbruget af flydende ammoniak falder således fra 25 pct. af det totale forbrug af handelsgødning-N i 1985 til 5 pct. i 1999. Den relativ mindre andel af forbruget af flydende ammoniak er årsagen til, at ammoniakemissionen i 1990 er væsentlig større end i 1985;

dette til trods for, at det totale forbrug af handelsgødning-N i disse år er nogenlunde identisk.

Forbruget af urea, hvorfra der er en relativ stor ammoniakemission, toppede derimod i første halvdel af halvfemserne, hvilket er medvirkende til en relativ større emission i den periode. Forbruget af urea har dog på intet tidspunkt udgjort mere end 3 pct. af det totale forbrug af handelsgødning-N.

8 Ammoniakemission fra markafbrænding

Ammoniakemissionen fra markafbrænding er estimeret som en fast andel af N-indholdet i den afbrændte halm. Konkret er det på grundlag af Crutzen & Andreae (1990) skønnet, at knap 4 pct. af N-indholdet i halmen emitteres som ammoniak. Andelen er imidlertid afhængig af halmens tørstofindhold, idet vandindholdet influerer på temperaturen under forbrændingsprocessen og dermed på de emitterede gasser. Der er derfor væsentlig usikkerhed omkring estimatet.

Mængden af afbrændt halm bestemmes residuelt. Med udgangspunkt i den producerede mængde halm, reduceres således først for mængden af bjærget halm, og fra den ikke-bjærgede halm reduceres yderligere for den andel af halmen, som nedmuldes. Fremgangsmåden indebærer, at der ikke tages højde for den halmmængde, som er indeholdt i stubben. Korrektion herfor skønnes at være begrænset og vil under alle omstændigheder 'drukne' i usikkerheden på den estimerede emission.

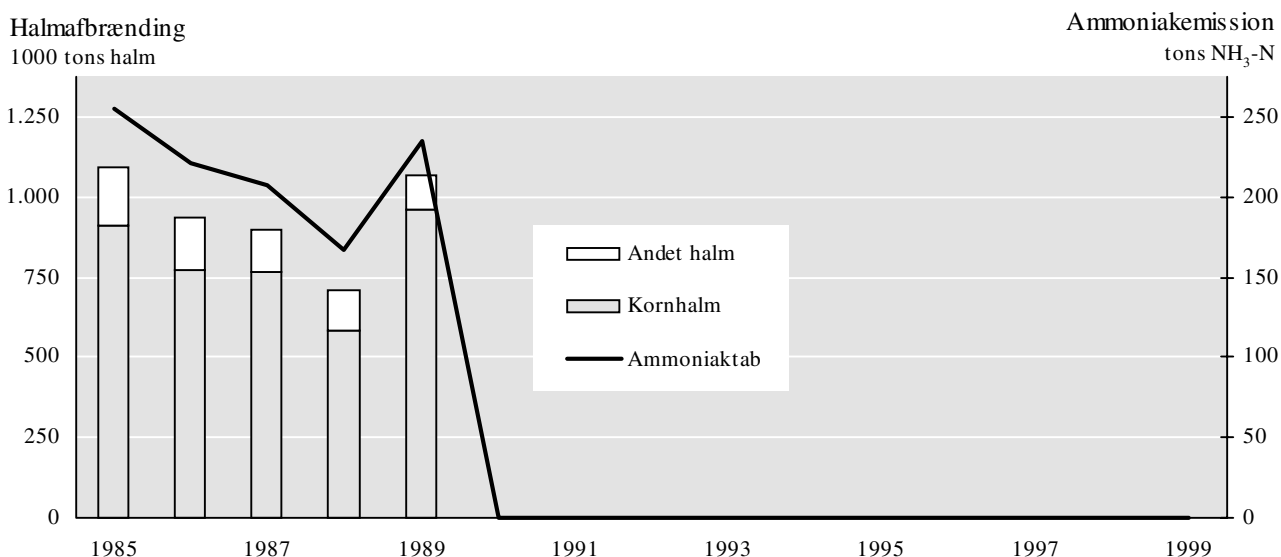
Mængden af ikke-bjærget korn-, raps- og ærtehalm er baseret på interne data i Danmarks Statistik. For raps og bælgsgød opgøres mængden af halm først fra 1988. Det er der-

for anslået, at før 1988 udgjorde mængden af ikke-bjærget halm hhv. 70 og 82 pct. af den totale mængde producerede raps- og ærtehalm. Niveauerne svarer nogenlunde til 1988-niveauerne (Andersen, 1993).

Mængden af nedmuldet kornhalm er anslået til 23 pct. i 1985 stigende til 52 pct. i 1989, og mængden af nedmuldet raps- og ærtehalm er angivet til 65 pct. i 1985 stigende til 85 pct. i 1989 (Andersen, 1993). Det anslås derfor, at den resterende andel er blevet afbrændt.

N-indholdet i kornhalmen er anslået til ½ pct. af halmvægten ved et tørstofindhold på 85 pct. For raps- og ærtehalm er det tilsvarende N-indhold anslået til 1 pct. af halmvægten (Andersen, 1996).

På grundlag af det ovenstående kan mængden af afbrændt halm i perioden 1985-89 opgøres til mellem 0,7 og 1,1 mio. tons halm med et N-indhold på mellem 4,2 og 6,4 tons N. Med den anslåede emissionskoefficient kan ammoniakemissionen fra afbrænding af halm på mark i perioden estimeres til omkring 200 tons kvælstof år⁻¹. Efter indførelsen af halmafbrændingsforbudet i 1989 må emissionen antages at være forsvindende.



Figur 8.1. Afbrænding af halm på mark og den forårsagede ammoniakemission. 1985 - 1999 (Mængden af afbrændt halm er baseret på interne data i Danmarks Statistik og Andersen, 1993)

9 Den samlede ammoniakemission

Summeres de enkelte bidrag, kan det konstateres, at den samlede estimerede ammoniakemissionen fra landbruget er reduceret fra 111.000 tons N år⁻¹ i 1985 til 77.000 tons N år⁻¹, jf. figur 9.1. Husdyrgødning, afgrøder, handelsgødning, halmludning og andet (spildevandsslam og markafbrænding) tegnede sig i 1985 for hhv. 76, 12, 7, 5 og $\frac{1}{2}$ pct. af den samlede emission. Den tilsvarende fordeling i 1999 udgjorde hhv. 76, 15, 7, 2 og $\frac{1}{2}$ pct. Dvs. stort set en uændret fordeling; emissionen fra afgrøderne er blot steget med 3 pct. point og emissionen fra halmludning er faldet tilsvarende.

Emissionen fra husdyrgødningen er faldet med 26.000 tons N i perioden. Årsagen er dels faldende N-udskillelse og dels ændret gødnings håndtering. Reduktionen i N-udskillelsen gælder især kvæg, idet såvel produktionen som N-udskillelsen pr. produceret enhed er faldet. For svin er reduktionen i N-udskillelsen pr. produceret svin blevet opvejet af en stigende produktion, som gør den samlede N-udskillelse i 1985 og 1999 næsten uændret.

Ændret udbringningspraksis for husdyrgødning er den primære årsag til faldet i emissionen fra husdyrgødning. Stald- og lagertabet er således kun reduceret med hhv. 2.000 og

3.000 tons N i perioden, hvorimod emissionen under og efter udbringningen er reduceret med 20.000 tons N.

Emissionen fra afgrøderne er reduceret med 2.000 tons N i perioden. Halvdelen af reduktionen skyldes braklægningsordningen, som reducerer det gødskede areal. Stigningen i det økologisk drevne areal samt den generelle reduktion i landbrugsarealet, bidrager ligeledes til reduktionen.

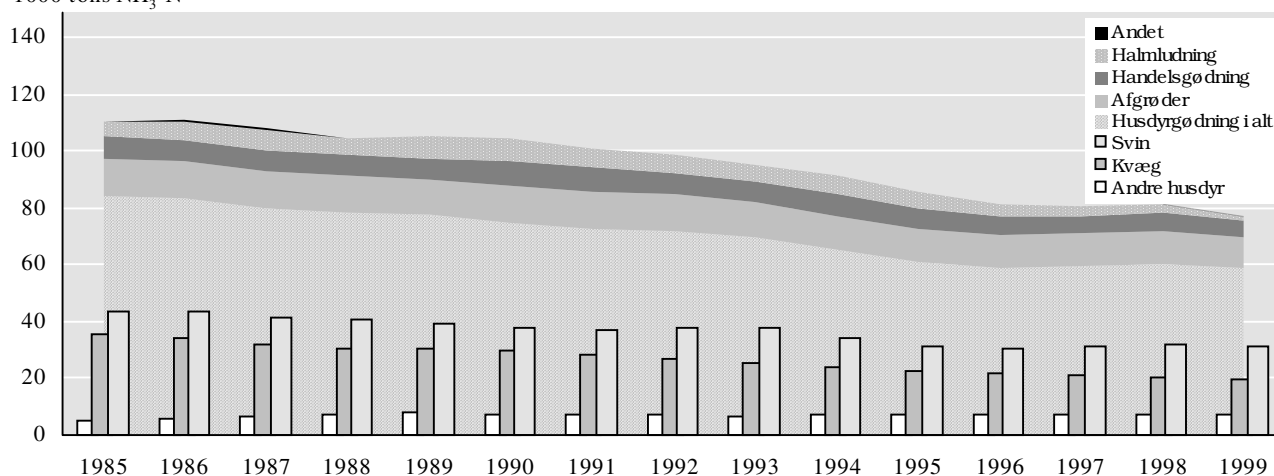
Emissionen fra handelsgødning er ligeledes reduceret med 2.000 tons N. Reduktionen skyldes et lavere forbrug af handelsgødning i 90'erne. Forbruget af flydende ammoniak er faldet mere markant, hvilket har øget emissionen relativt; det omvendte gør sig gældende mht. forbruget af urea.

Emissionen fra halmludning er reduceret med knap 4.000 tons N. Reduktionen skyldes et markant fald i forbruget af ammoniak til halmludning.

Emissionen fra spildevandsslam og markafbrænding har i hele perioden været ubetydelig. Emissionen fra halmafbrænding er desuden elimineret med halmafbrændingsforbuddet i 1989.

Ammoniakemission

1000 tons NH₃-N



Figur 9.1. Den samlede ammoniakemission fra landbruget. 1985 - 1999

10 Diskussion af resultaternes validitet

I sin mest enkle form kan ammoniakemissionen opgøres som produktet af produktionsniveauet og emissionskoefficienten for den pågældende produktion. Hvorvidt der hermed opnås et korrekt estimat for ammoniakemissionen er et spørgsmål om en korrekt opgørelse af hhv. produktionsniveauet og emissionskoefficienten.

Ofte vil det være sådan, at emissionskoefficienten er betinget af en række fysiske og kemiske forhold. Dette fordrer en graduering af de respektive produktioner efter teknologianvendelse eller endog efter delprocesser, således at aktiviteten modsvarer emissionskoefficienten.

På tilsvarende vis skal der tages hensyn til delaktiviteternes indbyrdes afhængighed. Fx er lagertabet for husdyrgødning betinget af tilførslen af kvælstof til lageret og dermed implicit af kvælstoftabet i stald. Dette aspekt kan og er tacklet ved anvendelse af en massebalance¹⁰, hvorved der tages højde for, at store tab i det foregående led mindsker grundlaget for emissionen i det efterfølgende led. Massebalancen sikrer, at emissionen i de respektive led i gødningshåndteringskæden estimeres på konsistent vis.

Når gradueringen af de respektive produktioner er fastlagt, vil usikkerheden på emissionen efterfølgende være et spørgsmål om retvisende statistik om produktionsniveauet og tilhørende pålidelige emissionskoeffi-

enter. Umiddelbart er de to størrelser uafhængig af hinanden. I praksis er resultatet af beregningerne afhængig af, at produktionsniveau og emissionsrater er bestemt lige godt. Den bedst mulige model er således nytteløs, hvis modellen ikke kan forsynes med de fornødne inputs. Og omvendt vil alverdens statistik være omsonst uden retvisende modeller. Konsekvenserne heraf er ofte, at den valgte model er konstrueret efter mindste fællesnævner med generaliseringer og usikkerheder til følge.

Det er tidligere anført, at ammoniakemissionen fra hhv. husdyrgødning, handelsgødning, halmludning, afgrøder, spildevandsslam og halmafbrænding er uafhængige af hinanden. I det nedenstående diskuteres validiteten af resultaterne derfor særskilt.

Emission fra husdyrgødning. Emissionen fra husdyrgødning er bl.a. betinget af gødnings kvælstofindhold, ammoniumkoncentration, pH-værdi, tørstofindhold, temperatur mv., som igen vil være betinget af fodertilførsel og –sammensætning, mælkeproduktion/tilvækst, mængde af drikke- og skyllevand, tilførsel af strøelse mv. Desuden vil udformningen af stald, udmugningssystem, lagrings- og udbringningspraksis indvirke på emissionens størrelse.

Den umiddelbare konsekvens heraf er, at den valgte model bør indeholde de betydende parametre, således at ændringer i parametrene afspejles i den estimerede ammoniakemission.

En sådan model er også udviklet. FARMVOL er en dynamisk model udviklet mhp. estimering af ammoniakemissionen på gårdniveau (Hutchings *et al.*, 1996). Modellen estimerer ammoniakemissionen fra husdyrgødningen fra stald, lager samt under og efter udbringning. I modellen indgår de bagvedliggende variable (gødningens indhold af ammonium og tørstof, pH-værdi, temperatur, jordens infiltrationsevne mv.), som er af betydning for emissionens størrelse. Modellen er imid-

¹⁰ Den benyttede massebalance er som følger:

N ab dyr afsat i stald

÷ *N*-ammoniaktab i stald

÷ *N*-denitrifikation i stald

÷ *N*-nedsivningstab fra pelsdyr

+ *N* i halmstrøelse

+/- *N*-omlejring i stald

= *N* ab stald

÷ *N*-ammoniaktab i lager

÷ *N*-denitrifikation i lager

+/- *N*-omlejring i lager

= *N* ab lager

÷ *N*-ammoniaktab under og efter udbringning.

lertid ikke valideret. Desuden er det ikke muligt at tilvejebringe de fornødne statistiske input på landsniveau.

I stedet er emissionen alene baseret på gødningens indhold af totalkvælstof, og de øvrige parametre er så at sige holdt konstant i hele perioden. Da det på forhånd vides, at forholdet mellem gødningens indhold af ammoniumkvælstof og totalkvælstof er reduceret i forløbet, kan det med sikkerhed konstateres, at emissionen fra den flydende gødning er underestimeret i begyndelsen af 80'erne og omvendt overestimeret i slutningen af 90'erne. Det skyldes, at ammoniakemissionen fra den flydende gødning har sit grundlag i gødningens indhold af ammonium. Fejlestimeringens omfang kan derimod ikke opgøres. På tilsvarende vis kan det ikke udelukkes, at gødningens pH-værdi og tørstofindhold er ændret.

Emission fra handelsgødning. Forbruget af handelsgødning fordelt på gødningstyper er vel belyst, og giver således ikke anledning til usikkerhed. Emissionen er imidlertid også betinget af klima, udbringningsteknik og jordbundsforhold. Vindstille, lav temperatur og efterfølgende regn resulterer således i en lavere emission fra den udbragte handelsgødning end ved blæst, høj temperatur og tørvejr. På tilsvarende vis vil emissionen fra fx urea være forsvindende ved udbringning med kombisåmaskine (placeret gødning) i forhold til bredspredning. Der foreligger imidlertid ikke statistik om udbringningsforholdene, og følgelig har det været nødvendigt at anlægge gennemsnitlige skøn, som bidrager til usikkerhed. Det vurderes imidlertid, at usikkerheden er begrænset, idet de gødningstyper, hvorfra variationen i emissionen er betydelig, andrager en begrænset andel af det samlede forbrug af handelsgødning.

Emission fra halmludning. Forbruget af ammoniak til halmludning er rimelig præcist bestemt. Der foreligger derimod ingen statistik om de anvendte halmludningsteknikker og om hvorvidt halmludningen sker mhp. kon-

servering eller højnelse af halmens foder-værdi. Igen har det derfor været nødvendigt at gøre nogle antagelser, som bidrager til usikkerheden.

Emission fra afgrøderne. Emissionen fra afgrøderne er bl.a. betinget af planternes udviklingstrin, kvælstofstatus, klimaforhold og ammoniakkoncentrationen i luften. Emissionen synes især at finde sted når kvælstofgødsning har bidraget med et højt indhold af kvælstof i planterne (Schjørring, 1991). I danske forsøg fra forskellige landbrugsafgrøder (byg, hvede, raps og ært) er der målt ammoniaktab på mellem 2 og 6 kg N ha⁻¹ år⁻¹, men der er ikke i disse målinger fundet en entydig sammenhæng mellem de klimatiske betingelser i vækstsæsonen og ammoniakemissionen (Schjørring, 1997). Flere udenlandske forsøg har endog vist, at variationen i emissionen kan være endnu større (Schjørring, 1997).

Den ekstreme variation betyder, at anvendelse af en fast emissionskoefficient pr. hektar er forbundet med betydelig usikkerhed. Med det nuværende videngrundlag er det dog næppe muligt at anvende en mere sofistikeret modellering.

Emission fra spildevandsslam. Emissionen fra tilført spildevandsslam til landbrugsjord er betinget af de samme forhold som gælder tilførslen af husdyrgødning. De statistiske informationer om tilførsel af spildevandsslam er reduceret til kun at omfatte mængden af totalkvælstof pr. år, hvilket sætter grænser for modellering af emissionen. Bidraget til den samlede ammoniakemission er dog yderst begrænset, og følgelig er problemstillingen af mindre betydning.

Emission fra halmafbrænding. Emissionen fra halmafbrænding er betinget af halmens tørstofindhold og N-indhold. Begge parametre er holdt konstant i perioden, hvor især tørstofindholdet må forventes at variere. Igen gælder, at bidraget til den samlede ammoniakemission er yderst beskedent og dermed forholdsvis uinteressant.

11 Efterskrift:

Ammoniakemissionen fra husdyrgødning i 1999

Grundlaget for estimeringen af ammoniakemissionen er bl.a. normtal for husdyrgødning, hvor N ab dyr og emissionskoefficienter for stald- og lagertab indgår for de respektive husdyrkategorier, staldtyper og gødningstyper. I nærværende opgørelse er der anvendt N ab dyr for de aktuelle år hvorimod emissionskoefficienterne er baseret på de nyeste normtal. Sidstnævnte er grundet i, at de nyeste normtal må formodes at indeholde den nyeste viden om bl.a. kvælstoftabet i stald og lager.

De nyeste normtal ved estimeringen af ammoniakemissionen fra husdyrgødningen var foreløbige normtal frembragt i forbindelse med midtvejsevalueringen af *Vandmiljøplan II*. Dette arbejde er tilendebragt og foreligger nu i form af endelige normtal, jf. Poulsen *et al.* (2001), og da disse kan afvige fra de foreløbige normtal, kan der være en tilsvarende afvigelse i den estimerede ammoniakemission.

I tabel 11.1 er vist ammoniakemissionen fra husdyrgødningen i 1999 baseret på hhv. de foreløbige og endelige normtal. Sammenligningen viser, at effekten af ændringerne på ammoniakemissionen er begrænset. Ændringerne er dog også primært knyttet til mindre justeringer omkring N-udskillelsen og halmtilførslen til de forskellige staldtyper.

Tabel 11.1. Ammoniakemissionen fra husdyrgødning i 1999 baseret på foreløbige og endelige normtal

	Normtal 1999/2000	
	Foreløbige	Endelige
	----- tons NH ₃ -N -----	
Kvæggødning.....	19 800	19 500
Svinegødning.....	31 300	31 500
Pelsdyrgødning.....	2 900	3 600
Fjerkrægødning.....	4 100	4 200
Heste- og fåregødning.....	400	400
I alt.....	58 500	59 300

Undtagelsen herfra er ammoniakemissionen fra pelsdyrgødning, som er revurderet til et

niveau, som er 27 pct. højere. Det højere niveau skyldes imidlertid ikke ændringer i normtallene. I de foreløbige normtal er det således anslået, at N-tabet fra pelsdyrhaller udgør 50 pct. for bure med gødningsrender og 75 pct. for bure uden gødningsrender. Det gør sig ligeledes gældende for de endelige normtal, jf. Poulsen *et al.* (2001). Fordelingen af N-tabet fra pelsdyrhaller på ammoniakemission, denitrifikation og nedsivning, som ikke er indeholdt i normtallene, er derimod blevet revurderet. I nærværende opgørelse er det anslået,

- at ammoniaktabet fra pelsdyrhaller med gødningsrender (og ugentlig tømning) svarer til det samlede stalddtab (50 pct. af N ab dyr) og
- at ammoniaktabet fra pelsdyrhaller uden gødningsrender udgør 10 pct. af kvælstoffet i den udskilte urin og 25 pct. af den udskilte fæces (13-14 pct. af N ab dyr).

Ny forskning på Danmarks JordbrugsForskning har imidlertid godtgjort, at emissionen fra pelsdyrhaller er væsentligt lavere for bure med gødningsrender og væsentlig højere for bure uden gødningsrender. Konkret er ammoniakemissionen fra pelsdyrhaller revurderet til 20-30 pct. af N-udskillelsen fra pelsdyr i haller med gødningsrender og 20-50 pct. fra pelsdyr i haller uden gødningsrender (Andersen *et al.*, 2001).

Anslås ammoniakemissionen til 25 pct. af N ab dyr fra pelsdyr i haller med gødningsrender og til 35 pct. af N ab dyr fra haller uden gødningsrender, fås en ammoniakemission for 1999, som er 700 tons N højere end angivet i nærværende opgørelse. Anvendes de tilsvarende emissionskoefficienter for året 1985, hvor andelen af bure uden gødningsrender var lavere, øges ammoniakemissionen for pelsdyr med 1.300 tons N år⁻¹.

12 Referencer

- Aaes, O., Landskontoret for Kvæg 2000. Pers. medd.
- Andersen, J.M. 1991. Sammenligning mellem Plantedirektoratets og Danmarks Statistiks handelsgødningsopgørelse. Arbejdsgruppe omkring handelsgødningsstatistik. Notat. Danmarks Statistik (upubliceret).
- Andersen, J.M. 1993. Beslutningsreferat angående metode til udarbejdelse af statistik over grønne marker (2. rev. udg.). Landbrug-Miljø statistisk arbejdsgruppe. Notat. Danmarks Statistik (upubliceret).
- Andersen, J.M. 1996. Foreløbig notat om statistik over kvælstofbalancer i landbruget I (Input/Output model). Danmarks Statistik (upubliceret).
- 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., Børsting, C.F. & Pedersen, S. 2001. Notat om kvælstoftab fra minkfarme afhængig af gødningshåndteringen. DMU/DJF. Notat.
- Andersen, M.S. (red.) 1994. Spredningen af renere teknologi i landbruget. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen nr. 59. Miljøstyrelsen.
- Bak, J., Tybirk, K. Gundersen, P., Jensen, J.P., Conley, D. & Hertel, O. 1999. Natur- og miljøeffekter af ammoniak. Ammoniakfordampning - redegørelse nr. 3. DJF/DMU. Danmarks JordbrugsForskning.
- Bielecki, J. 1995. Spildevandsslam i 1994. Miljøstyrelsen. Notat fra Hav- og Spildevandskontoret af 18. Oktober 1995.
- Bielecki, J. 1997a. Spildevandsslam i 1995. Miljøstyrelsen. Notat fra Ferskvands- og Spildevandskontoret af 24. maj 1997.
- Bielecki, J. 1997b. Spildevandsslam. Opgørelse for 1996. Miljøstyrelsen. Notat fra Ferskvands- og Spildevandskontoret af 21. april 1998.
- Bielecki, J. Miljøstyrelsen 2000. Pers. medd.
- Børsting, C.F. 2000. Notat vedrørende revurderet skøn over N-udskillelsen af mink i 1984/85 og 1988/89. Danmarks JordbrugsForskning (upubliceret).
- Crutzen, P.J. & Andreae, M.O. 1990. Biomass Burning in the Tropics: Impact on Atmospheric Chemistry and Biogeochemical Cycles, Science, Vol. 250, Pp. 1669-1678.
- Danmarks Statistik div. årg. Landbrugsstatistik.
- Danmarks Statistik 2000. Landbrugsstatistik 1999.
- De danske Landboforeninger, Forsknings- og udviklingspolitisk afdeling div. årg. Undersøgelse af landmændenes tilpasning til opbevaringskrav for husdyrgødning.
- De danske Landboforeninger 1997. Landbrugsgets indsats for miljø og dyrevelfærd. Statistik Nyt nr. 7.
- Grant, R., Blicher-Mathiesen, G., Andersen H.E., Laubel A.R., Paulsen, I., Jensen P.G. og Rasmussen P. 1998. Landovervågningsoplande 1997. Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU nr. 252.
- Grant, R., Blicher-Mathiesen, G., Andersen H.E., Laubel A.R., Paulsen, I., Jensen P.G. og Rasmussen P. 2000. Landovervågningsoplande 1999. NOVA 2003. Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU nr. 334.
- Grant, R., Blicher-Mathiesen, G., Jørgensen, V., Kyllingsbæk, A., Poulsen, H.D., Børsting, C.F., Jørgensen, J.O., Schou, J.S., Kristensen, E.S., Waagepetersen, J. og Mikelsen, H.E. 2000a. Vandmiljøplan II -

- midtvejsevaluering. DMU/DJF. Miljø- og Energiministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser.
- Hansen, B. 1990. Landbrugets gødnings- og arealanvendelse i 1983 og 1989. NPO-forskning fra Miljøstyrelsen nr. A21. Miljøstyrelsen.
- Hutchings, N.J., Sommer, S.G. og Jarvis, S.C. 1996. A model of ammonia volatilization from a grazing livestock farm. Atmos. Environ. Vol. 30. No 4. P 589-599.
- Jacobsen, B.H. 1999. Økonomiske vurderinger af tiltag til reduktion af ammoniakfordampningen fra landbruget, Ammoniakfordampning - redegørelse nr. 4, SJFI/DJF/DMU, Danmarks Jordbrugsforskning.
- Jensen, Henrik Bang, Det danske Fjerkræsråd 2000. Pers. medd.
- Kyllingsbæk, A., Børgesen, C.D., Andersen, J.M., Poulsen, H.D., Børsting, C.F., Vinther, F.P., Heidmann, T., Jørgensen, V., Simmelsgaard, S.E., Nielsen, J., Christensen, B.T., Grant, R. og Blicher-Mathiesen, G. 2000. Kvælstofbalancer i dansk landbrug. Mark- og staldbalancer. DJF/DMU. Miljø- og Energiministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser.
- Landbrugets Rådgivningscenter 1999. Bilag til møde om faglige ammoniakredegørelser af 22. Februar 1999. Landsudvalget for Bygninger og Maskiner.
- Landskontoret for Kvæg 1997. 1/3 af malkekøerne i løsdrift inden udgangen af 1997 ? LK-Meddelelse nr. 87.
- Landskontoret for Kvæg 1988. Produktionssystemer og produktionsmetoder i kvægbruget. Resultater fra en spørgeundersøgelse i samtlige ydelseskонтроllerede malkekvægsbesætninger.
- Landsudvalget for Bygninger og Maskiner 1991. Beretning 1990. Landbrugets Rådgivningscenter.
- Landsudvalget for Bygninger og Maskiner 1992. Beretning 1991. Landbrugets Rådgivningscenter.
- Lassen, P. 1991. Farmstat landbrugsomnibus, 10 ha+, Efterår 1991. Husdyrgødning. Job nr. 3733. Udført for Miljøstyrelsen. AIM Research A/S.
- Laursen, B. 1987. Normtal for husdyrgødning. Statens Jordbrugsøkonomiske Institut. Rapport nr. 28.
- Laursen, B. 1994. Normtal for husdyrgødning - revideret udgave af rapport nr. 28. Statens Jordbrugsøkonomiske Institut. Rapport nr. 82.
- Levin, I., A/S Ammonia Fredericia 1999. Pers. medd.
- Lundgaard, Niels H., Landskontoret for Bygninger og Maskiner 2000. Pers. medd.
- Miljøstyrelsen 1990. Vandmiljø-90. Samlet status over vandmiljøet i Danmark. Rede-gørelse fra Miljøstyrelsen nr. 1. Miljøstyrelsen.
- Miljøstyrelsen 1989. Spildevandsslam fra kommunale renselanlæg i 1987. Miljøstyrelsen. Orientering fra Miljøstyrelsen nr. 10.
- Miljøstyrelsen 1999. Spildevandsslam fra kommunale og private renselanlæg i 1997. Miljøstyrelsen. Miljøprojekt nr. 473.
- Miljøstyrelsen 1999a. Undersøgelse af flydelag i gyllebeholdere og kommunernes tilsyn hermed. COWI -rapport.
- Miljøstyrelsen 2000. Spildevandsslam fra kommunale og private renselanlæg i 1998. Miljøstyrelsen.
- Miljøstyrelsen 2001. Spildevandsslam fra kommunale og private renselanlæg i 1999. Orientering fra Miljøstyrelsen nr. 3.
- Petersen, J. 1998. Notat om andelen af gylle, der i dag udbringes med forskellige metoder. Danmarks Jordbrugsforskning.

- Plantedirektoratet div. årg. Handelsgødningssstatistik.
- Plantedirektoratet 2000. Økologiske jordbrugsbedrifter 1999 – autorisation og produktion. Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri.
- Poulsen H.D. og Kristensen V.F. 1997. Normtal for husdyrgødning - En revidering af danske normtal for husdyrgødningens indhold af kvælstof, fosfor og kalium. Beretning nr. 736, Udgivet af Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri, Danmarks JordbrugsForskning.
- Poulsen. H.D. *et al.* 2001. Normtal for kvælstof, fosfor og kalium i husdyrgødning - 2000. Beretning nr. XXX, Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri, Danmarks JordbrugsForskning (in prep.).
- Poulsen, H.D. & Børsting, C.F. 2000. Notat vedrørende reestimering af husdyrgødningsnormer. Danmarks JordbrugsForskning (upubliceret).
- Rasmussen, Jan Brøgger, Landskontoret for Bygninger og Maskiner 2000. Pers. medd.
- Risager, Hans-Jørgen, Midtjyllands Pelsdyravlerforening 2000. Pers. medd.
- Rom, H.B., Petersen, J., Sommer, S.G., Andersen, J.M., Poulsen, H.D., Kristensen, H.D., Kristensen, V.F., Hansen, J.F., Kyllingsbæk, A. & Jørgensen, V. 1999. Teknologiske muligheder for reduktion af ammoniakfordampningen fra landbruget, Ammoniakfordampning - redegørelse nr. 2. DJF/DMU. Danmarks JordbrugsForskning.
- Schjørring, J.K. 1991. I: Sjarkey T.D. *et al.* 1991. Trace gas emission by plants. Academic Press, Inc. Harcourt Brac Jovanovich, Publishers. New York. Pp. 267-291.
- Schjørring, J.K., KVL 1999. Pers. medd. I: 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.
- Schjørring, J.K. 1997. Plant-atmosphere ammonia exchange – Quantification, physiological regulation and interactions with environmental factors. The Royal Veterinary and Agricultural University, Copenhagen (Denmark). Pp. 55 and 20 papers in appendix.
- Skriver, K. (red.) 1990. Planteavlssarbejdet i de landøkonomiske foreninger 1989, Landsudvalget for planteavl, 253-258.
- Sommer, S.G. 1994. Ammoniakfordampning i Danmark. Vand & Jord. Nr. 5, 210-214.
- Sommer, S.G. 1998. Ammoniakfordampning i Danmark 1988 - 1995. Vand & Jord nr. 4: 144-146.
- Sommer, S.G og Jensen C. 1994. Ammonia volatilisation from urea and ammoniacal fertilizers surface applied to winter wheat. Fert. Res 37, P. 85-92.
- Sommer, S.G og Ersbøll A.K. 1996. Effect of air flow rate, line amendments, and chemical soil properties on the volatilisation of ammonia from fertilizers applied to sandy soils. Biol. Fert. Soils 21, 5360.
- Sommer, S.G og Hutchings, N. 1995. Techniques and strategies for the reduction of ammonia emission from agriculture. Water Air Soil Pollut. 85, 237-248.

13 Bilag: Estimer

Tabel 12.1. Produktionen af husdyrgødning samt emissionen af ammoniak fra landbruget, 1985 - 1999

	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999
-----1000 tons N-----															
Alle husdyr															
N ab dyr i alt.....	311	310	299	296	294	288	288	289	289	278	270	270	269	274	265
N ab dyr i stald.....	276	276	267	264	262	256	254	256	255	246	236	237	237	242	233
N ab stald.....	248	247	238	234	232	229	228	229	230	221	213	214	212	216	212
N ab lager.....	229	228	219	216	215	212	212	212	214	205	198	199	198	201	197
Kvæg															
N ab dyr i alt.....	171	165	158	153	152	152	150	146	145	140	139	139	133	132	126
N ab dyr i stald.....	138	134	127	123	123	122	120	115	115	110	108	108	103	102	97
N ab stald.....	136	132	126	123	122	122	119	115	115	110	108	108	103	102	100
N ab lager.....	129	126	120	116	116	116	113	110	109	104	103	103	98	97	95
Svin															
N ab dyr i alt.....	120	122	118	116	113	110	112	117	120	113	107	107	111	117	114
N ab dyr i stald.....	120	122	118	116	113	110	112	117	120	113	106	107	110	116	113
N ab stald.....	102	104	100	99	96	94	95	99	102	97	91	92	95	100	98
N ab lager.....	92	94	91	89	87	86	87	91	94	89	84	85	88	93	91
-----1000 tons NH ₃ -N-----															
Ammoniakemission															
Staltdab.....	28,6	29,1	28,3	28,6	28,5	27,5	27,5	28,3	28,0	27,2	25,9	25,9	26,6	27,5	26,6
Lagertab.....	13,8	13,7	13,1	12,9	12,6	12,2	12,1	12,1	12,1	11,6	11,0	10,9	10,9	11,1	10,9
Udbringningstab.....	39,4	38,6	36,4	35,1	34,1	33,1	33,0	29,2	27,5	24,4	21,7	20,0	19,5	19,6	18,8
Udbindingstab.....	2,4	2,3	2,2	2,2	2,2	2,2	2,3	2,3	2,4	2,3	2,3	2,4	2,3	2,3	2,2
Husdyrgødning i alt.....	84,2	83,7	80,1	78,8	77,5	75,0	72,9	71,9	70,0	65,5	60,9	59,2	59,3	60,5	58,5
heraf kvæg.....	35,5	34,1	32,2	30,9	30,4	30,0	28,5	26,6	25,6	23,7	22,6	21,8	20,9	20,7	19,8
svin.....	43,4	43,8	41,7	40,7	39,2	38,0	37,4	37,9	37,8	34,5	31,3	30,3	31,0	32,2	31,3
Halmudning.....	5,4	6,6	7,3	6,0	7,4	8,4	7,1	6,3	6,2	6,7	5,5	4,2	3,7	3,0	1,7
Spildevandsslam.....	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
Afgrøder.....	13,2	13,1	13,1	13,0	12,9	13,0	12,9	12,8	11,8	11,5	11,6	11,6	11,8	11,7	11,2
Handelsgødning.....	7,8	7,2	7,2	7,0	7,3	8,5	8,3	7,8	7,5	7,7	7,5	6,5	6,1	6,1	5,7
Markafbrænding.....	0,3	0,2	0,2	0,2	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
I alt.....	110,8	110,9	108,0	105,0	105,4	105,0	101,3	98,9	95,6	91,5	85,6	81,6	80,9	81,4	77,2

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 Hømiljø
Afd. for Mikrobiel Økologi og Bioteknologi
Afd. for Miljøkemi
Afd. for Systemanalyse
Afd. for Arktisk Miljø

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

Overvågningssektionen
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

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

2000

- Nr. 323: Tests af metoder til marine vegetationsundersøgelser. Af Krause-Jensen, D., Laursen, J.S., Middelboe, A.L., Dahl, K., Hansen, J. Larsen, S.E. 120 s., 140,00 kr.
- Nr. 324: Vingeindsamling fra jagtsæsonen 1999/2000 i Danmark. Wing Survey from the Huntig Season 1999/2000 in Denmark. Af Clausager, I. 50 s., 45,00 kr.
- Nr. 325: Safety-Factors in Pesticide Risk Assessment. Differences in Species Sensitivity and Acute-Chronic Relations. By Elmegaard, N. & Jagers op Akkerhuis, G.A.J.M. 57 pp., 50,00 DKK.
- Nr. 326: Integreering af landbrugsdata og pesticidmiljømodeller. Integreerede MiljøinformationsSystemer (IMIS). Af Schou, J.S., Andersen, J.M. & Sørensen, P.B. 61 s., 75,00 kr.
- Nr. 327: Konsekvenser af ny beregningsmetode for skorstenshøjder ved lugtemission. Af Løfstrøm, L. (F findes kun i elektronisk udgave)
- Nr. 328: Control of Pesticides 1999. Chemical Substances and Chemical Preparations. By Krongaard, T., Petersen, K.K. & Christoffersen, C. 28 pp., 50,00 DKK.
- Nr. 329: Interkalibrering af metode til undersøgelser af bundvegetation i marine områder. Krause-Jensen, D., Laursen, J.S. & Larsen, S.E. - (elektronisk). Tilgængelig: <http://faglige-rapporter.dmu.dk>
- Nr. 330: Digitale kort og administrative registre. Integration mellem administrative registre og miljø-/naturdata. Energi- og Miljøministeriets Areal Informations System. Af Hansen, H.S. & Skov-Petersen, H. 103 s., 100,00 kr.
- Nr. 331: Tungmetalledfald i Danmark 1999. Af Hovmand, M.F. Kemp, K. 30 s., 50,00 kr.
- Nr. 332: Atmosfærisk deposition 1999. NOVA 2003. Af Ellermann, T., Hertel, O. & Skjødt, C.A. 125 s., 125,00 kr.
- Nr. 333: Marine områder – Status over miljøtilstanden i 1999. NOVA 2003. Hansen, J.L.S. et al. 230 s., 240,00 kr.
- Nr. 334: Landovervågningsoplande 1999. NOVA 2003. Af Grant, R. et al. 150 s., 150,00 kr.
- Nr. 335: Søer 1999. NOVA 2003. Af Jensen, J.P. et al. 108 s., 125,00 kr.
- Nr. 336: Vandløb og kilder 1999. NOVA 2003. Af Bøgestrand J. (red.) 126 s., 150,00 kr.
- Nr. 337: Vandmiljø 2000. Tilstand og udvikling. Faglig sammenfatning. Af Svendsen, L.M. et al. 64 s., 75,00 kr.
- Nr. 338: NEXT I 1998-2003 Halogenerede Hydrocarboner. Samlet rapport over 3 præstationsprøvningsrunder . Af Nyeland, B. & Kvamm, B.L. 87 s., 150,00 kr.
- Nr. 339: Phthalates and Nonylphenols in Roskilde Fjord. A Field Study and Mathematical Modelling of Transport and Fate in Water and Sediment. The Aquatic Environment. By Vikelsøe, J., Fauser, P., Sørensen, P.B. & Carlsen, L. (in press)
- Nr. 440: Afstrømningsforhold i danske vandløb. Af Ovesen, N.B. et al. 238 s., 225,00 kr.
- Nr. 341: The Background Air Quality in Denmark 1978-1997. By Heidam, N.Z. 190 pp., 190,00 DKK.
- Nr. 342: Methyl t-Buthylether (MTBE) i spildevand. Metodeafprøvning. Af Nyeland, B. & Kvamm, B.L. 45 s., 75,00 kr.
- Nr. 343: Vildtudbyttet i Danmark i jagtsæsonen 1999/2000. Af Asferg, T. 31 s., 40,00 kr.

2001

- Nr. 344: En model for godstransportens udvikling. Af Kveiborg, O. 246 s., 130,00 kr.
- Nr. 345: Important summer concentrations of seabirds in West Greenland. An input to oil spill sensitivity mapping. By Boertmann, D. & Mosbech, A. (in press)
- Nr. 346: The Greenland Ramsar sites. A status report. By Egevang, C. & Boertmann, D. (in press)
- Nr. 347: Nationale og internationale miljøindikatorssystemer. Metodeovervejelser. Af Christensen, N. & Møller, F. 161 s., 150,00 kr.
- Nr. 348: Adfærdsmodel for persontrafik. Modelkoncept. ALTRANS. Af Rich, J.H. & Christensen, L. (i trykken)
- Nr. 349: Flora and fauna in Roundup tolerant fodder beet fields. By Elmegaard, N. & Bruus Pedersen, M. (in press)
- Nr. 350: Overvågning af fugle, sæler og planter 1999-2000 med resultater fra feltstationerne. Af Larusen, K. (red.) (i trykken)
- Nr. 351: PSSD – Planning System for Sustainable Development. A Methodical Report. By Hansen, H.S. (ed.) (in press)

Rapporten belyser ammoniakemissionen fra landbruget fra 1985 til 1999 og udgør dokumentationen for den estimerede ammoniakemission i kvælstofbalancerne frembragt i forbindelse med midtvejs-evalueringen af *Vandmiljøplan II*. I rapporten gradueres ammoniakemissionen efter kilderne husdyrgødning, handelsgødning, afgrøderne, spildevandsslam og ammoniakbehandling af halm.

Miljø- og Energiministeriet
Danmarks Miljøundersøgelser

ISBN 87-7772-608-1
ISSN (trykt) 0905-815x
ISSN (elektronisk) 1600-0048