



Danmarks Miljøundersøgelser
Miljøministeriet

Vejledning om godkendelse af husdyrbrug

Faglig rapport fra arbejdsgruppen om ammoniak

Faglig rapport fra DMU, nr. 568

(Tom side)



Vejledning om godkendelse af husdyrlandbrug

Faglig rapport fra arbejdsgruppen om ammoniak

Faglig rapport fra DMU, nr. 568
2006

Camilla Geels¹

Jesper Bak³

Tina Callesen⁹

Lise Maria Frohn¹

Jan Frydendall¹

Steen Gyldenkerne²

Arne Grønkjær Hansen⁷

Nick Hutchings⁶

Annette Strøm Jacobsen⁸

Poul Petersen⁴

Martin Schneekloth⁵

Sophie Winther⁵

Ole Hertel¹

Lars Moseholm¹

Afdelinger:

¹ Afdeling for Atmosfærisk
Miljø

² Afdeling for Systemanalyse

³ Afdeling for Terrestrisk
Økologi

⁴ Landsudvalget for svin

⁵ Skov & Naturstyrelsen

⁶ Danmarks Jordbrugs-
Forskning

⁷ Dansk Landbrugsrådgivning
– Landscentret

⁸ Fyns Amt

⁹ Sønderborg Områdets
Miljøcenter

Datablad

Titel:	Vejledning om godkendelse af husdyrbrug
Undertitel:	Faglig rapport fra arbejdsgruppen om ammoniak
Forfattere:	Camilla Geels ¹ , Jesper Bak ³ , Tina Callesen ⁹ , Lise Marie Frohn ¹ , Jan Frydendall ¹ , Steen Gyldenkerne ² , Arne Grønkjær Hansen ⁷ , Nick Hutchings ⁶ , Annette Strøm Jacobsen ⁸ , Poul Pedersen ⁴ , Martin Schneekloth ⁵ , Sophie Winther ⁵ , Ole Hertel ¹ og Lars Moseholm ¹
Afdelinger:	¹ Afdeling for Atmosfærisk Miljø, ² Afdeling for Systemanalyse, ³ Afdeling for Terrestrisk Økologi, ⁴ Landsudvalget for Svin, ⁵ Skov & Naturstyrelsen, ⁶ Danmarks JordbrugsForskning, ⁷ Dansk Landbrugsrådgivning –Landscentret, ⁸ Fyns Amt, ⁹ Sønderborg Områdets Miljøcenter
Serietitel og nummer:	Faglig rapport fra DMU nr. 568
Udgiver:	Danmarks Miljøundersøgelser Miljøministeriet
URL:	http://www.dmu.dk
Udgivelsestidspunkt:	Januar, 2006
Faglig kommentering:	Thomas Ellermann
Finansiell støtte:	Skov- og Naturstyrelsen
Bedes citeret:	Geels, C., Bak, J., Callesen, T., Frohn, L.M., Frydendall, J., Gyldenkerne, S., Hansen, A.G., Hutchings, N., Jacobsen, A.S., Pedersen, P., Schneekloth, M., Winther, S., Hertel O., & Moseholm, L. 2006: Vejledning om godkendelse af husdyrbrug. Faglig rapport fra arbejdsgruppe om ammoniak. Danmarks Miljøundersøgelser. 89 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 568 http://faglige-rapporter.dmu.dk
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse.
Sammenfatning:	Arbejdsgruppen for ammoniak nedsat af Skov- og Naturstyrelsen giver i denne rapport en faglig status for de eksisterende beregningsværktøjer til VVM-vurderinger og miljøgodkendelser. Den nuværende Ammoniakmanual og de supplerende værktøjer udviklet af amterne er komplicerede og giver en ikke uvæsentlig risiko for uens sagsbehandling fra kommune til kommune. Der er et behov for at opdatere metoderne bag beregning af emission, spredning og afsætning af ammoniak til natur i lokalområdet på basis af det nyeste vidensgrundlag. Arbejdsgruppen skitserer en ny og mere robust metode til vurdering af miljøeffekter, som er baseret på det foreliggende materiale fra amterne, men opdateret ved brug af bl.a. en lokalskalaspredningsmodel udviklet på DMU.
Emneord:	Ammoniak, atmosfærisk spredning og afsætning, emissionskilder, kvælstoffølsom natur, vurdering af miljøeffekter, landbrug, miljøgodkendelser.
ISBN:	978-87-7772-913-3
ISSN (Elektronisk)	1600-0048
Sideantal:	89
Internet-version:	Rapporten findes kun som PDF-fil på DMU's hjemmeside http://www2.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_fagrappporter/rapporter/568.pdf
Købes hos:	Miljøministeriet Frontlinien Rentemestervej 8, 2400 København NV Tel. 70 12 02 11 frontlinien@frontlinien.dk www.frontlinien.dk

Indhold

Sammenfatning	5
English summary	7
Forord	9
1 Status for eksisterende beregnings-værktøjer	11
1.1 Kilder til atmosfærisk kvælstof	11
1.2 Den gældende Ammoniakmanual	12
1.3 Fællesamtsligt Regneark og tekniske anvisninger	14
1.4 Kommunernes erfaringer med FAR	16
1.5 Fordele og ulemper ved de eksisterende værktøjer	17
2 Forslag til nyt beregningsværktøj	19
2.1 Koncept for ny beregningsmetode	20
2.2 Trin A: Simple screening	20
2.3 Trin B: Standardmetoden	22
2.4 Trin C: Detaljeret modelberegning	24
3 Emissionsberegning ved ny metode	27
3.1 N-udskillelsen	27
3.2 Emission fra punktkilder	28
3.3 Emission fra udbringnings- og græsningsarealer	29
4 Detaljeret fastsættelse af tålegrænser for natur i den nye metode	33
4.1 Bestemmelse af tålegrænsen for en lokalitet	33
4.2 Anbefalet standardmetode	34
5 Implementering af et operationelt beregningsværktøj	39
5.1 Forsat brug af det eksisterende værktøj	39
5.2 Opdatering af det eksisterende modelværktøj	40
5.3 Et nyt beregningsværktøj	40
5.4 Databehov fra ansøger og myndigheder	41
6 Fremtidig udvikling og opdatering af metoderne	43
6.1 Revision af beregningssystemet for ammoniakemission	43
6.2 Opdatering af baggrundsregninger og lokalskala model	44
6.3 Opdatering af metoderne bag bestemmelse af tålegrænser	45
Referencer	47

Bilagsoversigt	49
Danmarks Miljøundersøgelser	88
Faglige rapporter fra DMU	89

Sammenfatning

Rapporten giver en faglig status for de eksisterende beregningsværktøjer til VVM-vurderinger og miljøgodkendelser, herunder den nuværende Ammoniakmanual og det Fællesamtlige Regneark, som amterne har udviklet i de seneste år. Herudover gives forslag til en ny, lettere anvendelig og mere robust metode, som med fordel vil kunne anvendes i kommunernes fremtidige sagsbehandling.

Implementering af et operationelt beregningssystem, som bygger på en internetbaseret løsning og ikke som i dag et regneark, vil have en række væsentlige fordele i forhold til brugervenlighed, robusthed i brug, mulighed for at anvende mere kvalificerede beregningsforudsætninger og en løbende faglig opdatering og kvalitetskontrol.

Fortsat brug af nuværende beregningsværktøj.

Det nuværende beregningsværktøj har en række fejl og mangler, men det Fællesamtlige Regneark fungerer og giver en sammenhæng mellem et husdyrhold, de resulterende emissioner af kvælstof og den efterfølgende afsætning af kvælstof til omgivelserne. Regnearket kan i den mest simple form lægges på nettet som nu med en række henvisninger til relevante databaser samt yderligere dokumentation.

Der bør dog som minimum foretages en yderligere dokumentation af regnearkets faner og kvalitetskontrol af beregningerne, samt opdatering af beregningssystemets kurver for spredning og afsætning baseret på nye og opdaterede modelberegninger med OML-DEP. Endvidere skal amternes vejledning opdateres.

Behov for opdatering af det nuværende beregningssystem.

De eksisterende værktøjer er komplicerede og ikke lette at anvende. Endvidere kræver anvendelsen af beregningssystemet i flere tilfælde, at der foretages en række fortolkninger, som kan risikere at falde forskelligt ud afhængig af sagsbehandlerens ekspertise og erfaring.

Dette giver fremover en ikke uvæsentlig risiko for uens sagsbehandling fra kommune til kommune og måske tilmed fra sagsbehandler til sagsbehandler.

Kommunernes sagsbehandlere har derfor opstillet en række ønsker til et nyt beregningsværktøj. Det nuværende beregningssystem lever ikke fuldt ud op til disse ønsker.

Endelig er der et stærkt behov for en opdatering og validering af metoden på basis af det eksisterende vidensgrundlag. Dette gælder især på områderne emissionsberegninger inkl. sæsonvariationer, kurver for spredning og afsætning i lokalområdet samt bedre fastsættelse af tålegrænser. Der er ligeledes behov for en løbende opdatering og beregning af baggrundsafsætningen af kvælstof.

Forslag til nyt beregningsværktøj.

Der foreslås et nyt og opdateret beregningsværktøj som kun indeholder tre trin: 1) en simpel screening for alle brug < 75 DE, 2) en standard nomogrambaseret metode for alle brug > 75 DE og 3) en metode

baseret på en detaljeret modelberegning, hvor kommunen eller ansøger måtte ønske dette på basis af særlige lokale forhold.

Den nye metode baserer sig på et nyt sæt af standardkurver, som afbalancerer de modelmæssige usikkerheder og inddrager på mere hensigtsmæssig vis en justering af baggrunden i situationer med flere kilder, sæsonvariationer, vegetationsdække (ruhed) mv.

Beregningsmetoden vil kunne bygges op på internettet med indbygget opslag i relevante databaser for bl.a. emission, meteorologi, vegetationskort og baggrundsforurening ud fra det ansøgt beliggenhed, både hvad angår stald og markbidrag. Et sådant netbaseret system vil kunne udbygges i takt med vidensgrundlaget og opdateres uden at brugerfladen ændrer sig.

Ny vejledning

Arbejdsgruppen har ikke i denne projektfase kunnet formulere teksten til en ny vejledning, da en sådan forudsætter, at der gennemføres en række specifikke faglige aktiviteter og valg, herunder fastlæggelse af afskæringskriterier og kritiske afstande til relevant natur.

På basis af den nuværende ammoniakmanual samt det foreliggende materiale fra amterne og en opdatering af vidensgrundlaget, vil en ny vejledning kunne udarbejdes inden den 1. december 2006 med udbygning og opdatering i 2007 såfremt arbejdet hurtigt igangsættes i 2006. Arbejdsgruppen har skitseret, hvorledes dette vil kunne gennemføres.

Det vil imidlertid være hensigtsmæssigt, at der - uanset beslutning om graden af opdatering af beregningsgrundlaget - laves en ny netbaseret brugerflade, så de kommende medarbejdere i kommunerne ikke over få år skal tillære sig to systemer, dels først det Fællesamtslige Regneark, dels efterfølgende et nyt beregningssystem. I en første periode (2007) vil Regnearket evt. kunne anvendes som beregningsgrundlag bag brugerfladen for senere (2008) at blive afløst af det opdaterede værktøj uden at brugerfladen ændres.

Rapporten indeholder en række bilag, som i detaljer beskriver og dokumenterer en række af de anvendte metoder samt redegør for en række af de foretagne faglige vurderinger, som udgør grundlaget for metoden.

English summary

This report describes the technical status of the currently available tools applied for assessment of environmental impact in relation to ammonia emission from livestock farms and approvals according to national legislation regarding protection of the environment. These tools are the ammonia manual and a spreadsheet-tool developed for the Danish counties by a working group with the purpose of undertaking the calculations according to the ammonia manual. Furthermore a new and more user-friendly and robust method is suggested. The municipalities can benefit from using the suggested method in their future administration.

Implementation of an internet based operational tool instead of the excel spreadsheet available today, has several important advantages in relation to: user-friendliness, robustness, the possibility of applying more qualified calculation methods, and the possibility for continuous technical updating and quality control.

Future use of the present tool

The present tool has several errors and drawbacks, but the spreadsheet developed by the counties is working and is capable of describing the relation between livestock farms, the resulting emissions and the subsequent depositions of nitrogen to the surroundings. In the most simple form, the excel spreadsheet can, like today, be available on the internet with references to relevant databases and further documentation.

However, as a minimum a more detailed documentation of the different sheets and quality control of the calculations should be carried out. The included curves representing the atmospheric dispersion and deposition should also reflect results based on new and updated calculations with the OML-DEP model. Also the present instruction made by the counties should be updated.

Necessary update of the present tool

The existing tools are complicated and not easy to apply. Furthermore, application of the tools can in some cases require a number of subjective interpretations that might fall out differently depending on the expertise and experience of the administrative workers. In the future there is therefore an even higher risk of inconsistencies in the handling of the cases from municipality to municipality and maybe even from user to user.

The administrative workers in the municipalities have therefore sketched a list of what they would like to be included in a new tool. The present tool does not fully fulfil these wishes.

Finally, there is a strong need for an update and validation of the tools based on the current knowledge. This is especially the case for the calculation of the emissions, including a seasonal variability, the curves representing dispersion and deposition on the local scale as well as a better estimation of the critical loads. Likewise, there is a

need for continuous updating of the model calculated background deposition of nitrate.

Suggestion for a new model tool

A new and updated tool including three steps is suggested: 1) a simple screening of all livestock farms < 75 DE, 2) a standard method for all livestock farms > 75 DE based on standard curves and 3) a method based on detailed model calculations, in cases where the municipalities or the applicant might find it necessary due to special local conditions.

The new method will be based on a new set of standard curves reflecting uncertainties related to the model calculations and it will include a more appropriate adjustment of the background in the case of several sources in the area. Furthermore it will include effects of seasonal emission variations, changes in surface roughness etc.

The method can be set up to be available through the internet including references to relevant databases for e.g. emission, meteorology, maps of vegetation cover and background levels of nitrate based on information on the location of the individual agricultural buildings (stable and storages) and fields. Such an internet based system can be updated concurrently with the development of new knowledge without changing the user interface.

A new manual

During the project, the working group has not been able to formulate the text for a new manual. Before this can be done, several specific technical activities and selections need to be carried out, for example appointment of cut off criteria for depositions and critical distances to relevant nature.

Based on the present ammonia manual and the material written by the counties as well as new knowledge, a first version of the new manual can be prepared by December 1, 2006, assuming that the work is initiated early in 2006. The manual should then be further developed and updated in 2007.

Regardless of the decided degree of update of the methods, the development of a new internet based user interface will be appropriate in order to prevent the administrative workers from being introduced to two different tools within few years: first the present spreadsheet and thereafter a new and updated tool. A common user interface could in the first period (2007) be linked to the spreadsheet and later to the new tool without changing the interface.

The report includes several appendixes where the applied methods are documented and described.

Forord

Ansvar for at behandle ansøgninger om udvidelse, ændringer og nyetablering af husdyrproduktionen overgår fra 1. januar 2007 til kommunerne. I forbindelse hermed har Skov- og Naturstyrelsen (SNS) ønsket at få gennemført en vurdering af standardmetoden, der anvendes i kommunernes sagsbehandling vedrørende VVM-vurdering og miljøgodkendelse af husdyrbrug. Hertil nedsatte SNS bl.a. arbejdsgruppen om ammoniak, som har udarbejdet nærværende rapport.

Hovedformålet med gruppens arbejde har været at skabe et overblik over og vurdere de eksisterende modeller og beregningsværktøjer til estimering af emission, spredning og deposition (luftbåren afsætning) af kvælstof, herunder ammoniak fra husdyrproduktion, både fra staldanlæg og fra mark, og at anbefale hvilken metode, der som standard fremover kan anvendes i kommunernes sagsbehandling ved VVM-vurdering og miljøgodkendelse af husdyrbrug.

Arbejdsgruppen har derfor lagt vægt på at beskrive hvordan man bruger de eksisterende værktøjer, hvilke begrænsninger disse metoder har, og hvilket behov der er for opdatering og modernisering, inden systemet kan implementeres i 2007.

Arbejdsgruppen har i sit arbejde forudsat, at både de eksisterende værktøjer og en ny standardmetode er internetbaseret.

Det har været et ønske at den foreslåede standardmetode skal være så enkel, gennemskuelig og entydig som mulig, dels for at forenkle sagsbehandlingen, dels for at ammoniakberegningerne ikke varierer betydeligt afhængigt af brugeren.

Selvom arbejdsgruppen har anbefalet én model som udgangspunkt for en standardmetode må det forventes at nogle kommuner og ansøgere i visse tilfælde vil supplere beregningerne efter standardmetoden med mere detaljerede beregninger.

Arbejdsgruppen har også søgt at beskrive hvorledes et fremtidigt system vil kunne videreudvikles og vedligeholdes i takt med, at yderligere viden om emissioner, spredning og afsætning indsamles og behandles.

Det har desværre ikke været muligt inden for den afsatte tidshorisont eller de afsatte ressourcer med udgangspunkt i arbejdsgruppens resultater at producere en ny færdig og gennemarbejdet vejledningstekst. Arbejdsgruppen har dog anvist, hvorledes en sådan vil kunne skrives med udgangspunkt i det materiale, som allerede er udarbejdet af amterne i fællesskab. Der er imidlertid en række modelmæssige forudsætninger, som behøver afklaring før en vejledningstekst kan skrives færdig.

Arbejdsgruppen har ikke set det som sin opgave at give en detaljeret beskrivelse af de generelle forhold vedrørende ammoniakforureningen i Danmark. Her henvises bl.a. til Vidensyntese inden for afsæt-

ning af atmosfærisk ammoniak – fokus på lokal skala (Hertel et al. 2005) den nuværende Ammoniakmanual (Skov- og Naturstyrelsen, 2003) og DMU's faglige rapporter (f.eks. Ellermann et al. 2005).

Arbejdsgruppen har arbejdet i perioden november 2005 til januar 2006 og har haft tre møder.

Gruppen har haft følgende sammensætning:

Lars Moseholm, DMU (formand), lmo@dmu.dk

Camilla Geels, DMU (sekretær), cag@dmu.dk

Ole Hertel, DMU, oh@dmu.dk

Steen Gyldenkerne, DMU, sgy@dmu.dk

Jesper Bak, DMU, jlb@dmu.dk

Nick Hutchings, DJF, Nick.Hutchings@agrsci.dk,

Poul Pedersen, Landsudvalget for Svin, pp@danskeslagterier.dk

Arne Grønkjær Hansen, Landscentret, agh@lr.dk

Annette Strøm Jacobsen, Fyns amt, ajs@anv.fyns-amt.dk

Tina Callesen, KL/Sønderborg Områdets Miljøcenter, tc@somc.dk

Martin Schneekloth, SNS, msc@sns.dk

Sophie Winther, SNS, swi@sns.dk

Rapporten har ikke kunne udarbejdes på den korte tid uden et stort og konstruktivt arbejde og medspil fra gruppens medlemmer. Jeg vil gerne takke gruppemedlemmerne herfor.

Lars Moseholm

1 Status for eksisterende beregningsværktøjer

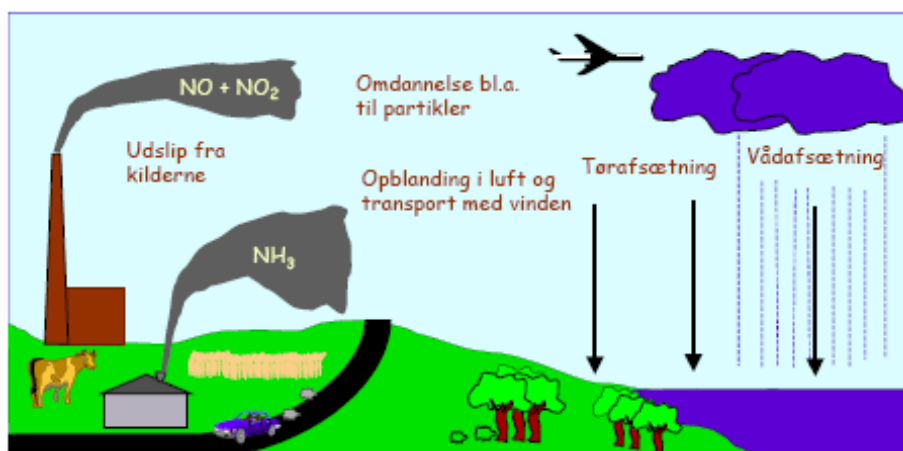
I forbindelse med vurdering af miljøeffekter som følge af emission, spredning og afsætning af ammoniak ved udvidelse og etablering af husdyrbrug, tager amterne i dag udgangspunkt i "Manual vedr. vurdering af de lokale miljøeffekter som følge af luftbåret kvælstof ved udvidelse og etablering af større husdyrbrug" (Skov- og Naturstyrelsen (SNS), Miljøministeriet, 2003), og/eller det Fællesamtlige Regneark (FAR) (Amtsmodellen 2006). Manualen kaldes også "Ammoniakmanualen", og er tilgængelig på SNS's hjemmeside.

I VVM-screeninger anvender alle amterne FAR, mens mere end halvdelen af amterne derudover supplerer med brug af manualen. I de egentlige VVM-redegørelser anvendes FAR og manualen omtrent lige hyppigt (ERFA-rapport 2006).

I de følgende afsnit gives først et overblik over de væsentligste kilder til kvælstof i Danmark. Derefter beskrives de ovenfor nævnte etablerede værktøjer til vurderinger af lokale miljøeffekter som følge af luftbåret kvælstof (emissionsberegningerne er nærmere beskrevet i bilag 2). Derefter redegøres kort for kommunernes kendskab til disse værktøjer. Endelig beskrives de fordele og ulemper som arbejdsgruppen har identificeret ved de eksisterende beregningsværktøjer.

1.1 Kilder til atmosfærisk kvælstof

Kilderne til de reaktive kvælstofforbindelser og omsætningsprocesserne i atmosfæren er illustreret i figur 1. Kvælstofforbindelserne består af to grupper: de reducerede kvælstofforbindelser som består af ammoniak (NH_3) og dets reaktionsprodukt ammonium (NH_4) samt de oxiderede kvælstofforbindelser, som består af kvælstofoxiderne (kvælstofmonoxid (NO) og kvælstofdioxid (NO_2)) og deres reaktionsprodukter i atmosfæren.



Figur 1. Illustration af de reaktive kvælstofforbindelsers skæbne i atmosfæren (fra Hertel et al. 2005).

De reaktive kvælstofforbindelser i atmosfæren udsendes dels fra forbrændingsprocesser (relateret til industri, transport, kraftvarme produktion etc.) og dels fra husdyrproduktionen i landbruget (fordampning fra stald, ved udbringning eller fra afgrøder).

Efter udslippet bliver kvælstoffet transporteret med vinden samtidig med at det fortyndes ved opblanding og omdannes til andre kvælstofforbindelser ved kemiske reaktioner i atmosfæren. Til sidst afsættes kvælstofforbindelserne igen; enten ved at de fjernes fra luften med nedbøren, hvilket kaldes vådafsætning, eller ved at de afsættes ved direkte kontakt med overfladen, som kaldes tørafsætning.

I 2004 kom hhv. 58 % og 42 % af afsætningen af kvælstof til landområderne fra landbrugsproduktion og forbrændingsprocesser. Udenlandske kilder bidrager med mere end 50 % til det kvælstof der våd- og tørafsættes på de danske landområder (Ellermann et al. 2005).

I det følgende beskrives hvilke værktøjer der i dag anvendes til beregningen af den totale afsætning af luftbårent kvælstof til danske naturområder.

1.2 Den gældende Ammoniakmanual

Ammoniakmanualen er udarbejdet i 2003 i et samarbejde mellem Skov- og Naturstyrelsen og Danmarks Miljøundersøgelser (Skov- og Naturstyrelsen, Miljøministeriet, 2003). Formålet med udarbejdelsen var at styrke det naturvidenskabelige grundlag for at vurdere om en given godkendelsessag udgør en "væsentlig påvirkning af miljøet".

Vurderinger foretaget efter Manualens metode er opdelt i fem trin med stigende kompleksitet, hvorved sager, hvor miljøeffekterne ikke udgør et problem, hurtigt kan afsluttes. Manualen indeholder også forslag til arbejdsgange med checklister, vejledninger til dataindsamling og vurdering, samt et overblik over den eksisterende viden indenfor vurderinger af miljøkonsekvenser i forbindelse med ammoniakemissioner fra husdyrbrug. I det følgende gives en kort gennemgang af de fem trin.

Trin 1: Dette trin er en indledende screening, hvor området, der kan blive påvirket af den ekstra emission, afgrænses og sammenholdes med oplysninger om mulige følsomme naturområder i lokalområdet. Sagsbehandleren skal derfor fremskaffe kort og data for lokalområdet dvs. kort over ejendommen, naturbeskyttelseslovens (§3) naturtyper og andre beskyttede områder, data fra kortlægning af habitatområder mm. På basis af normtal og emissionsfaktorer angivet i manualen udføres herefter en beregningen af emissionen fra hhv. punktkilder (stald, lager) og fladekilder (udbringningsarealer).

Sammenhængen mellem emission, spredning og afsætning af ammoniak er anskueliggjort i form af standardkurver. Afstandsgrænsen omkring udbringningsarealer af varierende størrelse samt omkring punktkilder kan aflæses på disse standardkurver. Inden for denne grænse vil de beregnede emissioner bidrage med mellem 0,5 – 4,0 kg N/ha/år (for en standardemission på op til 100 kg N/år) til den samlede belastning. De modelberegnete kurver er baseret på worst-

case betragtninger mht. vind- og overfladeforhold og skaleres i forhold til den aktuelle emission.

Det undersøges herefter om der indenfor det afgrænsede område findes kvælstoffølsomme og beskyttede naturområder, hvor den ekstra afsætning af ammoniak kan forventes at have negative miljøeffekter. Findes der ikke sådanne områder kan sagen afsluttes.

Trin 2: I sagen, hvor man på trin 1 kommer frem til at det ansøgte vil få mulige konsekvenser for den nærliggende natur, skal man på trin 2 vurdere den konkrete påvirkningsgrad og betydningen af merbelastningen. Vurderingen foretages på baggrund af en beregning af det samlede afsætningsniveau og en fastsættelse af tålegrænserne for de relevante naturområder. Trin 2 er opdelt i følgende underpunkter:

- Mer-belastningen beregnes på baggrund af det ansøgte. På basis af et nyt sæt standardkurver for sammenhængen mellem afstand til kilden og afsætningen på et naturareal, kan afsætningen beregnes. Ved at antage linearitet mellem emission og de resulterende koncentrationer beregnes merbelastningen ud fra den aflæste værdi skaleret med den aktuelle emission og den lokale hyppighed af vindretninger. Kurverne er baseret på modelberegninger, og parametre for både et best-case og et worst-case tilfælde indgår i manualen.
- Baggrundsbelastningen af ammoniak bestemmes ud fra belastningsniveauet for kommunen (baseret på modelberegninger) korrigeret for områdets ruhed (bestemt af bevoksningen) samt den gennemsnitlige husdyrtæthed i nærområdet.
- Naturområdernes samlede påvirkningsgrad af kvælstof vurderes. Information om områdets forhistorie f.eks. tidligere landbrugsdrift kan anvendes til at vurdere graden af gødskning tilbage i tiden.
- Tålegrænserne for det muligt berørte område vurderes og/eller beregnes. Manualen inkluderer en tabel over de anbefalede metoder til fastsættelse af tålegrænser samt forventede intervaller for tålegrænser for de enkelte naturtyper.
- Eventuelle overskridelser af tålegrænserne beregnes for summen af baggrundsbelastningen og det ansøgte.

Den endelige vurdering skal derpå fastslå om det ansøgte er problematisk, og hvis ikke, kan sagen afsluttes, i alle andre tilfælde må sagen videre til trin 3.

Trin 3: Dette trin adskiller sig fra trin 2 ved, at en mere detaljeret beregning af afsætningen til de relevante naturområder udføres. Det kræver information om de lokale meteorologiske forhold (vindstyrke og retning), lokale terrænforhold, ruheden mellem emissionskilden og naturområdet og naturområdets overfladekarakteristika (specielt i kanten af området). Ud fra aflæste værdier på standardkurver skaleret med den aktuelle emission og lokale parametre kan merbelastningen herefter beregnes og sammenholdes med områdets tålegrænser. Før den endelige vurdering analyseres usikkerhederne forbundet med de enkelte trin (manualen giver en beskrivelse af disse). Hvis

vurderingen er usikker er det nødvendigt at udføre næste trin, ellers kan sagen afsluttes.

Trin 4: Her foretages først en usikkerhedsanalyse af de enkelte elementer (emission, tålegrænser og bevaringsstatus) og en følsomhedsanalyse af den samlede vurdering. Mere detaljerede beregninger eller vurderinger kan derpå foretages for de mest usikre elementer. Det kunne eksempelvis være en mere detaljeret opgørelse af emissionerne ved at korrigere for faktiske forhold på landbrugsejendommen, der adskiller sig væsentligt fra normtallene.

For at mindske usikkerheden på tålegrænserne for de aktuelle områder anbefales det i manualen at udføre mere komplicerede modelberegninger af tålegrænserne ved at inddrage yderligere data fra lokalområdet. En detaljeret vurdering af bevaringsstatus og værdi af naturområderne kan udføres, hvis f.eks. floraregistreringer, optegnelser fra §3 registreringer og/eller data fra den amtslige lokalplanlægning inddrages. I manualen refereres til metoder til en sådan vurdering. Hvis det vurderes at usikkerhederne ved de enkelte elementer på dette trin stadig er for store til at der kan træffes en rimelig afgørelse, kan det være nødvendigt at gå til trin 5.

Trin 5: I enkelte sager kan det blive nødvendigt at indhente yderligere data og anvende mere komplicerede metoder/modeller til f.eks. beregning af emission og spredning. Forslag til sådanne tiltag er skitseret i manualen. Det påpeges dog at det kræver en betydelig ekspertise at gennemføre dette sidste trin.

1.3 Fællesamtsligt Regneark og tekniske anvisninger

Det Fællesamtlige Regneark, FAR (også kaldet "Amtsmodellen" eller "Amtsregnearket") er udarbejdet af en arbejdsgruppe under amterne (Amtsmodellen 2005, 2006) med henblik på at lette behandlingen af VVM-sager. Regnearket benyttes således til standardberegninger af merbelastning af nitrat, fosfor, ammoniak og lugt, som følge af en øget/ændret husdyrproduktion. Fyns Amt foretager jævnligt opdateringer af normtal mv. i FAR.

For ammoniak er regnearket understøttet af de tekniske anvisninger fra det fællesamtlige samarbejde, som også indeholder en minimanual til beregningen af ammoniakdeposition til naturområder (Ammoniak og natur, 2005). Formålet med anvisningerne og minimanualen er - sammen med regnearket - at gøre det mere enkelt og lettere forståeligt at foretage beregninger på basis af Ammoniakmanualen. Målet er dermed at gøre beregningerne mere gennemskuelige og reproducerbare, så vurderingen af VVM-sager bliver mere ensartede fra amt til amt.

Beregningen følger naturligt konceptet og metoderne i Ammoniakmanualen og er opdelt i tre trin med stigende detaljeringsgrad (i hovedtræk svarende til de første tre trin i Ammoniakmanualen). Minimanualen kan bruges som en "kogebog", der hjælper sagsbehandle-

ren igennem de tre trin. Der er dog også indsat bokse med mere detaljerede forklaringer af de enkelte elementer på de forskellige trin.

På baggrund af indtastede informationer om dyrekategori, antal, staldanlæg mm. beregnes i regnearket emissionen fra punkt- og fladekilder som følge af det ansøgte.

Såfremt ansøger har et andet tab af kvælstof og fosfor end standard, dvs. beskrevet ved "normtallene", en anden fosforfjernelse end standard, eller en anden ammoniakfordampning i forbindelse med udbringning end standard, indtastes de ændrede værdier i specifikke celler under fanebladet "korrektioner".

Herudover er der en række automatiske funktioner i FAR som kan markeres eller udfyldes. Det kan f.eks. være "andel (%) af dybstrøelse, der køres direkte fra stald ud på marken, udspreddes og nedpløjes" eller "fosforoptimeret fodring" der automatisk indsætter de lavest umiddelbart accepterede standardværdier for fosforoptimeret fodring i beregningen.

Afstandsgrænsen for området hvor afsætningen kan komme over 1 kg N/ha/år eller 0,1 kg N/ha/år kan derpå aflæses i regnearket. Sagsbehandlingen forgår herefter som på trin 1 i Ammoniakmanualen.

På FAR-trin 2 laves en worst-case overslagsberegning af afsætningen af ammoniak til potentielt følsomme naturområder indenfor afstandsgrænsen. Det sker automatisk i regnearket på basis af standard kurverne fra Ammoniakmanualen samt indtastede værdier for afstanden til emissionskilden og den fremherskende vindretning fra kilde til naturområde og endelig kommunenavn. Der foretages derpå en indledende vurdering af den beregnede afsætning set i forhold til afskæringskriterier, målsætning, naturtype mm. samt naturområdets tålegrænser. De anbefalede tålegrænser er angivet i de tekniske anvisninger.

For de særligt kvælstoffølsomme og højt prioriterede naturområder, samt i de tilfælde, hvor afskæringskriterierne er overskredet, føres sagen videre til trin 3.

Den mere detaljerede behandling på FAR-trin 3 kræver yderligere oplysninger om lokale ruheder og vindhastighed (via automatisk tabelopslag i regnearket) før vurderingen foretages som på FAR-trin 2.

Til at understøtte vurderingen af miljøeffekten indeholder de tekniske anvisninger også en gennemgang af det faglige grundlag for vurdering af kumulation (dvs. at det ansøgte ses i sammenhæng med allerede eksisterende aktiviteter i området), fastsættelser af væsentlighedsgrænser og projektilpasninger.

1.4 Kommunernes erfaringer med FAR

Blandt langt den overvejende del af de nuværende kommuner og miljøcentre er det meget begrænset, hvad der foreligger af viden om anvendelse af modeller til beregning af ammoniakbelastningen på omgivelserne. Arbejdsgruppen har derfor udført en rundspørge ved nogle af de største miljøcentre i Jylland og på Fyn og svaret var stort set samstemmende, at man ikke anvendte FAR i den daglige sagsbehandling. Enkelte havde dog været inde for at prøve at bruge systemet. Det er kun ved ét enkelt af de forespurgte miljøcentre, at man i forbindelse med udarbejdelse af miljøgodkendelser gennemfører en beregning af ammoniak-belastningen på omgivelserne.

Kommunerne har i deres sagsbehandling lænet sig op af de resultater og konklusioner, der er kommet fra amterne.

Direkte adspurgt om hvilke ønsker de kommunale sagsbehandlere i ovennævnte miljøcentre har til et beregningsværktøj, svarer de, at systemet bør være/kunne:

- nemt at gå til
- overskueligt – forklaringer skal være indbygget i systemet, der må ikke være behov for en manual hver gang
- opdateret med de nyeste data på baggrund af den foreliggende faglige viden
- med så høj en detaljeringsgrad, at resultaterne er troværdige/realistiske
- tilrettelagt til de faktiske forhold på den enkelte landbrugsproduktion (individuel sagsbehandling)
- i stand til at gennemføre beregningerne både på ejendomsniveau og markniveau
- tilknytte anvendte udspretningsarealer til ejendommen
- inddrage de kumulative effekter i vurderingen
- opbygget, så beregningerne kan gennemføres på en standard computer
- give mulighed for at benytte samme beregningsværktøj ved rådgiver og myndighed, hvor det er vigtigt at data og beregninger kan videregives fra den ene part til den anden
- give entydige resultater og ud fra det foreliggende datagrundlag for området, skal det være muligt at drage en konklusion, om afsætningen er væsentlig og i så fald hvilke muligheder, der da foreligger

1.5 Fordele og ulemper ved de eksisterende værktøjer

Arbejdsgruppen har på baggrund af bl.a. erfaringer fra sagsbehandlerne i kommuner (se ovenfor) og amter opsummeret de væsentligste fordele og ulemper ved hhv. Ammoniakmanualen og FAR.

Fordele

Begge metoder er opbygget så de første trin i sagsbehandlingen er relativt nemme at gå til, hvormed uproblematisk sager hurtigt kan frasorteres. Metoder er endvidere frit tilgængelige via internettet, og de er opbygget med henblik på at sagsbehandlerne selv udfører beregninger og vurderinger, evt. ved brug af almindelige GIS-værktøjer.

Kun på de mest avancerede trin (trin 4 og 5) i Ammoniakmanualen henvises til andre modeller, som ikke umiddelbart er tilgængelige.

Anvendelse af FAR letter også sagsbehandlingen, eftersom man undgår at aflæse diverse kurver, og selve beregningen udføres ved at indtaste de nødvendige data.

Ulemper

En mere uddybende forklaring på de enkelte dele i sagsbehandlingen mangler dog og den endelige vurdering vil derfor afhænge af bl.a. sagsbehandlerens faglige ekspertise. Regnearket kan være svært at overskue, da der indgår beregninger for flere stoffer uden ret mange forklaringer på de mange faneblade.

En ulempe ved Ammoniakmanualen er at metoderne udover de første tre trin er indviklede, hvormed der kræves en hel del faglig ekspertise for at udføre vurderingen. Allerede på trin 2 og 3 indgår der lokale parametre som f.eks. overfladeruheder i beregningerne. Den endelige vurdering vil derfor afhænge dels af sagsbehandlerens faglige ekspertise, dels af kvaliteten og brugen af datagrundlaget.

Der er derfor samlet set en væsentlig risiko for en uens sagsbehandling fra amt til amt, og denne risiko må forventes at øges i takt med at sagsbehandlingen overgår til kommunerne.

Behov for opdatering

Ud fra et fagligt synspunkt bør beregningen af emission, spredning og afsætning opdateres så f.eks. den tidslige variation af emissionen inddrages, skaleringen af baggrundsbelastningen revurderes og de endelige afsætningskurver baseres på en ny moderne lokalskala model. Disse punkter er uddybet i det følgende.

De anvendte beregninger tager ikke højde for, at der til forskellige dyrehold vil være forskellig praksis mht. udbringning. Emissionen af ammoniak vil variere henover året, hvilket kan have væsentlig betydning for den årlige spredning og afsætning pga. sæsonvariationer i de meteorologiske forhold.

Baggrundsbelastningen er på nuværende tidspunkt baseret på modelberegninger midlet på kommuneniveau. Der kan dog være store forskelle i niveauerne henover en kommune bl.a. pga. variationer i

overfladens beskaffenhed (skov, mark, by osv.) og fordelingen af lokale kilder til ammoniakemission. Processen med at finde baggrundstal, der repræsenterer mere lokale niveauer ved tabelopslag, er pga. de store datamængder besværlig/tidskrævende og har derfor ikke været en mulighed i de nuværende systemer.

I Ammoniakmanualen foretages på Trin 2 en korrektion af baggrundsniveauet i forbindelse med beregning af mulige overskridelser af tålegrænser. Denne korrektion foretages på basis af den totale NH_x afsætning (dvs. både våd- og tørabsætning) og udføres netop for at tage hensyn til lokale forhold som ruhed og tætheden af dyr. En stor del (50-65 %) af NH_x er imidlertid afsat ved vådabsætning, og hovedparten af nedbøren i Danmark er ikke relateret til lokale forhold. Dette giver en betydelig usikkerhed ved anvendelse af en generel korrektionsfaktor.

Korrektioner for lokale forskelle i overfladeruhed bliver af mindre betydning, hvis baggrundsniveauerne fremover beregnes for forskellige overflader. Der vil dog stadig kunne være brug for en justering af niveauerne ift. den lokale husdyrtæthed. Hvis der kan implementeres en internetbaseret løsning vil bidraget til baggrunden fra andre kilder i nærområdet kunne beregnes med samme metode som anvendes ved beregning af bidraget fra det ansøgte.

Afstandsgrænser omkring flade- og punktkilder (Trin 1) og sammenhængen mellem afstand til kilden og afsætningen på naturområdet (Trin 2 og 3) aflæses ud fra et sæt af modelberegnedes kurver. Den bagvedliggende model for spredning og afsætning er udviklet i starten af 1990'erne. Den var udviklet med henblik på at håndtere punktkilder, og kurverne for fladekilderne må derfor anses for at være tilnærmet på basis af en lang række punktkildeberegninger.

Ud fra et fagligt synspunkt er det derfor påkrævet at kurverne i den nuværende Ammoniakmanual opdateres på basis af modelberegninger udført med en mere moderne og valideret lokalskalamodel tilpasset danske forhold. Modellen skal ligeledes kunne håndtere fladekilder for at kunne give et mere præcist estimat af emission, spredning og afsætning af ammoniak fra f.eks. udbringningsarealer.

2 Forslag til nyt beregningsværktøj

Dette kapitel giver en kortfattet beskrivelse af konceptet bag et nyt beregningsværktøj til vurdering af miljøeffekter af emissioner af ammoniak ved udvidelse og etablering af landbrugsbedrifter med husdyrbrug. Metoden baserer sig i stort omfang på erfaringer fra brugen af den nuværende Ammoniakmanual samt amternes indsats for at lette sagsbehandlingen bl.a. gennem udarbejdelsen af FAR til håndtering af metoden i Ammoniakmanualen.

Formålet med at udarbejde en ny beregningsmetode vil være:

- at opdatere metoden under hensyntagen til det naturvidenskabelige vidensgrundlag,
- at lette adgangen til relevante input data til metoden, og
- at opnå en lettere, mere robust og entydig arbejdsgang i forbindelse med sagsbehandlingen.

For at sikre dette vil det - som det også er tilfældet i den eksisterende metode - være nødvendigt at foretage en række forenklinger i beskrivelsen af bl.a. spredning og afsætning samt i forbindelse med fastsættelsen af tålegrænser. Den nye metode vil imidlertid samlet set ikke blive mindre detaljeret i sin beregning end den Amterne og landbruget anvender i dag.

Arbejdsgruppen har forudsat at det nye beregningsværktøj gøres tilgængelig som et egentligt beregningsmodul på internettet. Det har den fordel, at en række af de nødvendige parametre og input data ligeledes via internettet kan hentes ved automatiserede links bygget ind i beregningsmetoden.

I en overgangsperiode kan man dog gennem semi-automatiserede koblinger til relevante databaser mm. give sagsbehandleren mulighed for selv at lægge disse data ind i systemet.

Ved at placere beregningsmetoden på en central server vil man også lette opdateringer af emissioner, baggrundsbelastninger og tålegrænser i takt med den teknologiske udvikling i landbruget samt den generelle udvikling i luftkvaliteten og i f.eks. de anvendte modelværktøjer og normtal.

Standardværdier for spredning og afsætning baseres i den nye metode på resultater fra en følsomhedsanalyse (som i udkast er vedlagt i bilag 4) foretaget med den i dag bedste tilgængelige model til beregning af spredning og afsætning på lokal skala - dvs. OML-DEP modellen (beskrevet mere detaljeret i bilag 3).

I en beregning af det luftbårne kvælstofbidrag i forbindelse med en godkendelsessag indgår kvælstofemissionen, det beregnede regionale og internationale bidrag af kvælstof tilført det pågældende område, beregning af enkeltkildebidraget (fra både punkt- og fladekilder) samt fastsættelsen af tålegrænsen for de aktuelle naturområder. I udarbejdelsen af metoden sikres en rimeligt ligevægtig model mht.

usikkerhed på estimering af emission, spredning og afsætning samt tålegrænser.

Arbejdsgruppen har i beskrivelsen taget udgangspunkt i betegnelsen "naturområder" som en fællesbetegnelse for de naturområder, hvor belastningen skal vurderes ved anvendelse af metoden, uanset om denne i anden sammenhæng er betegnet som følsom natur, særlig følsom natur etc.

2.1 Koncept for ny beregningsmetode

Metoden er opdelt i tre trin A, B og C (se også figur 2):

- **Trin A: Simpel screening** er en metode til hurtig vurdering af potentielle miljøeffekter som følge af luftbåret ammoniak pga. emission fra mindre bedrifter.
- **Trin B: Standardmetoden** er den egentlige standardmetode til vurderinger af miljøeffekter. På basis af en udvidet beregning af emissionen af ammoniak (både før og efter det ansøgte), samt bestemmelse af den regionale og internationale baggrundsbidrag bestemmes den samlede lokale afsætning ved brug af modelberegnete afsætningskurver for punkt- og fladekilder. Tålegrænserne for den berørte natur estimeres og vurderes i forhold til den totale afsætning.
- **Trin C: Detaljeret modelberegning** er en mere omfattende beregning af afsætningen med en egentlig spredningsmodel og detaljeret kortlægning af tålegrænser, hvor særlige forhold gør sig gældende for den konkrete lokalitet.

2.2 Trin A: Simpel screening

Denne metode vil kun blive taget i anvendelse for de mindre bedrifter (<75 dyreenheder) og skal alene tjene til en grov sortering. Målet med denne metode er således at frasortere bedrifter uden nævneværdig påvirkning af natur i nærområdet (defineret ud fra et nærmere specificeret afskæringskriterium). I situationer, hvor husdyrgødning afgives til biogasanlæg skal der ikke foretages en screening.

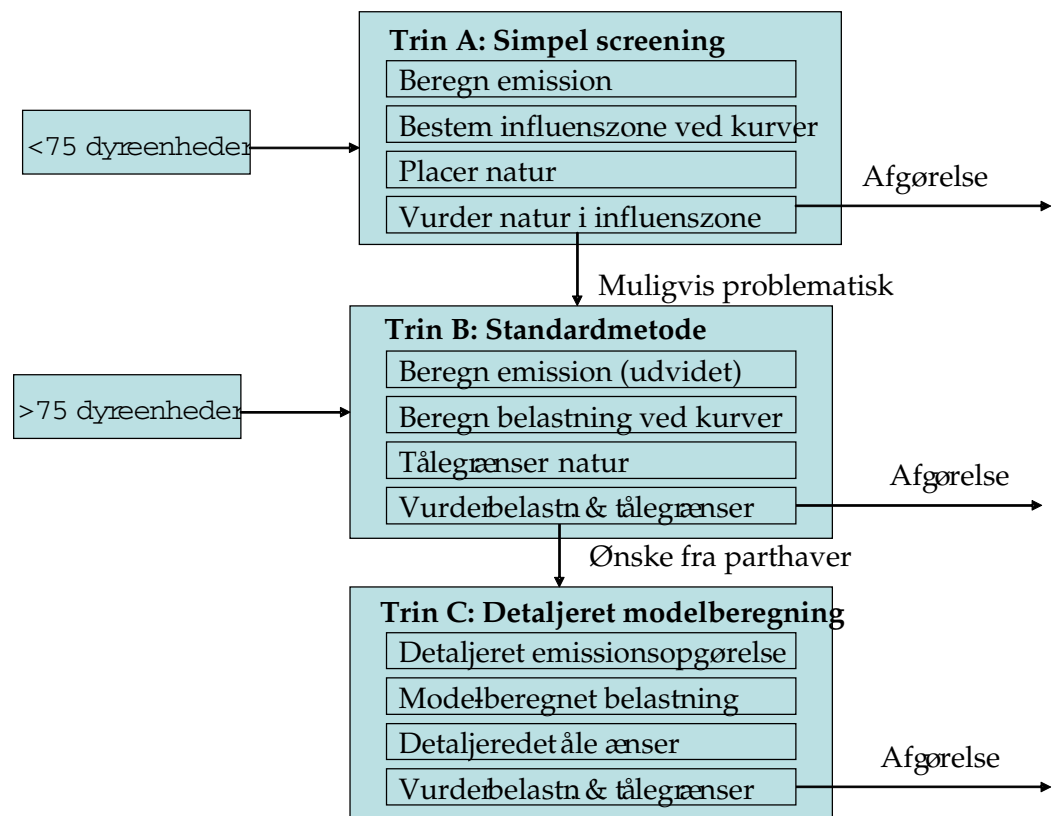
Beregning af emission

Første led i screeningen, Trin A, er at bestemme den årlige ammoniakemission fra den aktuelle bedrift, fordelt på bidrag fra stald og lager samt udbringnings- og afgræsningsarealer.

Emissionerne baseres på det aktuelle antal dyr og standard emissionerne for de pågældende dyre- og staldtyper fra Normtalsystemet. Ammoniaktabet ved udbringning af husdyrgødning beregnes som en fast procentdel af den udbragte kvælstofmængde i husdyrgødningen.

Bestemmelsen af influenszone

Herefter foretages en bestemmelse af en såkaldt influenszone omkring både bedriften og udbringningsarealerne. Denne zone omfatter det område omkring en given emissionskilde inden for hvilken, der kan være tale om mulig påvirkning af naturen.



Figur 2. Flowdiagram til illustration af beregningsprocedure efter Trinene A, B og C. Trin A: Sempel screening, Trin B: Standardmetode og Trin C: Detaljeret modelberegning. På Trin B og C indgår også inddragelse af baggrundsbelastningen.

I metoden tages udgangspunkt i resultater fra beregninger med OML-DEP for punkt- og fladekilder. Resultaterne fra beregningen skaleres efter den aktuelle emission.

Influenszonen bestemmes som vindretningskorrigerede "cirkler" omkring kilderne. Radius i cirklen fastlægges som den største afstand, hvori en nærmere bestemt bagatelgrænse for afsætningen tangeres.

Placering af natur

På baggrund af amternes opgørelser foretages en kortlægning af naturområder i nærområdet omkring bedriften f.eks. i et GIS system. I denne simple screening skeles der ikke til specifikke tålegårser etc., men alene til tilstedeværelsen af relevante naturområder i det hele taget.

Vurdering af natur i influenszone

Ved at indtegne influenszonens placering på kortet med naturområder afdækkes det, om bedriften umiddelbart kan frikendes fra at give en belastning af naturen i nærområdet. Er der overlap mellem følgende naturområder og influenszonen fra bedriften foretages efterfølgende en mere detaljeret vurdering efter Trin B.

2.3 Trin B: Standardmetoden

Denne metode er tiltænkt anvendt for alle miljøgodkendelsessager der ikke er eller kan afsluttes på Trin A, undtagen hvis ansøgere eller andre ønsker en sag behandlet på Trin C. Kravene til denne metode er, at den skal være robust og samtidig være enkel af hensyn til ønsket om at fremme en hurtig og ensartet sagsbehandling.

Beregning af emission

Første led i vurderingen er igen at bestemme emissionen fra bedriften fordelt på bidrag fra de enkelte staldanlæg og lagre samt udbringnings- og afgræsningsarealer. Emissionsberegningerne kan tage hensyn til at ejendommen afviger fra "en standard gård" på følgende punkter:

- Kvælstofudskillelsen (fodringspraksis, produktionsniveau, afgræsningsperiode)
- Gylletankens overfladeareal
- Gylletankens overdækning
- Udbringningsmetoden og tidspunkt (forår/efterår)
- Gylleforsuring, montering af luftvasker i stalden eller lignende dokumenterede ammoniakreducerende tiltag.

Bestemmelse af den totale afsætning

På dette trin skal den totale afsætningen til lokalområdet beregnes. Først beskrives hvordan bidraget fra internationale og regionale emissionskilder (også kaldet det regionale bidrag) bestemmes. Derefter beskrives, hvordan afsætningen fra de aktuelle punktkilder (stalde og lager) samt markbidrag (fordampning ved udbringning samt afdampning fra afgrøder) bestemmes.

Det regionale bidrag

Den regionale atmosfæriske kvælstofbelastning bestemmes ved tabelopslag på baggrund af UTM koordinater for punktkilder og arealkilder. Disse opslag foretages ved hjælp af en rutine på en central server, hvorved der udtrækkes data fra en database med DEHM-REGINA beregninger (se bilag 5 for en beskrivelse af modellen). Der tages her hensyn til den aktuelle overfladetype, idet der afsættes mere til en skov end til en markoverflade, og disse data ligger allerede i databasen i dag.

Det bør her bemærkes at hensynet til overfladetyper er en forbedring i forhold til den aktuelle metode, som kun omfatter et tal for belastningen, som i øvrigt i dag er fordelt på kommuneniveau. I dag er DEHM-REGINA beregninger til rådighed på 16,7 km x 16,7 km gitterfelter. På sigt arbejdes der hen i mod modelberegninger med højere opløsning, men i en overgangsfase kan der være behov for redistributionsrutiner i stil med dem som anvendes i den nuværende manual. I den forbindelse kræves dog en nærmere analyse med henblik på at vurdere, hvilken metode der konkret skal anvendes.

Der bør som baggrund anvendes en årlig atmosfærisk baggrundsbelastning, beregnet som middelværdien for en femårs periode. Ved at

anvende en middelværdi udjævnes effekterne af at de meteorologiske parametre varierer fra år til år. Emissionsfordelingen skal være den bedst tilgængelige og holdes konstant for den femårs periode, som beregningen dækker.

Baggrundsbelastningsdata bør opdateres jævnlige f.eks. hvert andet år. Baggrundsafsætningen vil dog altid repræsentere minimum to-tre år gamle værdier. Baggrundsafsætningsdata, der kan anvendes pr. 1. januar 2007, forventes således beregnet med emissioner for 2004.

I meget særlige tilfælde med relativt mange udvidelser og/eller nedlæggelser i et lokalområde kan der forventes en vis ændring i baggrunden, og separate beregninger for disse kilder kan udføres med den regionale model DEHM-REGINA.

Det skal dog bemærkes, at den beregnede baggrundsafsætning med den nuværende opsætning af DMU's regionale model vil være et gennemsnit for et område på 16,7 km x 16,7 km, altså ca. 278 km², og enkelte udvidelser og/eller nedlæggelse må derfor kun forventes at have ringe indflydelse på den gennemsnitlige baggrundsafsætning i området.

Det lokale bidrag

Afsætningen af kvælstof fra de enkelte emissionsbidrag hørende til den aktuelle landbrugsproduktion bestemmes ud fra en række standard afsætningskurver. Kurverne udarbejdes på baggrund af beregninger med OML-DEP. Da sammenhængen mellem emission og resulterende koncentrationer kan antages at være lineær foretages som tidligere en simpel skalering ud fra de aktuelle emissioner. Bestemmelsen af afsætning foretages ud til en nærmere fastsat afskærrings/bagatelgrænse relevant for det aktuelle naturområde.

Der vil for arealkilderne blive lavet en række standardkurver, der repræsenterer typiske størrelser på udbringningsarealer og typiske emissioner.

Denne procedure gentages for samtlige punkt- og arealkilder for at bestemme om deres afsætningsbidrag overlapper, dvs. for alle kilder inden for den pågældende godkendelsesenhed.

Fastlæggelsen af standardkurverne bør følges op af en analyse af, hvor mange typiske sager, der vil blive behandlet "lettere" eller "strengere" ift. anvendelsen af den nuværende metode og sammenholdt med fuldstændige modelberegninger, for at belyse i hvor stor udstrækning den forsimplede metode lever op til kriterierne. Den forsimplede metode bør i langt de overvejende tilfælde ligge så tæt på de fuldstændige modelberegninger som muligt.

Tålegrænser for naturområder

Der tages udgangspunkt i den seneste opgørelse af tålegrænser for naturområder udarbejdet som en opdatering af den eksisterende Ammoniakmanual (se notat ved Jesper Bak, SNS hjemmeside). Der skal foreligge en vurdering af om den resulterende kvælstofbelastning formodes at ligge nær den øvre eller nedre intervalgrænse, såfremt dette er muligt ud fra det foreliggende materiale. Dette er beskrevet yderligere i kapitel 4.

Vurdering af belastning i forhold til tålegrænser

De beregnede afsætninger af atmosfærisk kvælstof indtegnes på kort ud fra vindretningskorrigerede influens-zoner beregnet på basis af det ansøgte beliggenhed og udtrukket via central server samt ud fra kildernes placering. I tilfælde af overlap mellem flere bidrag adderes disse, så den samlede afsætning findes. Et internet baseret værktøj kan - alt efter hvor avanceret det besluttet at gøre systemet - udføre disse opgaver ud fra oplysninger indtastet af sagsbehandleren.

Den totale afsætning bestemmes med og uden den ansøgte udvidelse/nyetablering og vurderes derefter i forhold til de ovenfor bestemte tålegrænser for den aktuelle naturtype.

Forudsætningen for en enkel og ensartet sagsbehandling er, at myndigheden har ensartede retningslinier for, hvornår en beregnet belastning som følge af udvidelse/nyetablering skal betragtes som væsentlig. Endvidere skal der foreligge ensartede retningslinier til vurdering af følsomheden af de naturområder, som måtte blive berørt.

Her skal det bemærkes, at den viden, som findes om naturområderne og deres følsomhed er meget varieret på landsplan. Desuden skal det bemærkes, at der ikke er konsensus omkring anvendelsen af begrebet "følsom natur" i bufferzoneudvalgets arbejde, som anvendes i anden sammenhæng, og "følsom natur" i den eksisterende og opdaterede VVM-manual, og endelig i visse amters registreringer.

2.4 Trin C: Detaljeret modelberegning

Denne metode tænkes kun anvendt når ansøger eller andre måtte ønske dette ud fra fastlagte retningslinier.

Metoden baseres på specifikke modelberegninger for den konkrete situation samt specifikke vurderinger af tålegrænser for den konkrete natur i nærområdet efter nærmere specificerede krav.

Det har ikke været muligt for indeværende at fremkomme med et kvalificeret gæt på, hvornår det vil være fagligt nødvendigt at gå til Trin C. Men en efterprøvning og sammenligning med standardmetoden for en række konkrete sager med anvendelse af særlige lokale forudsætninger vil give et billede af, hvornår det vil være hensigtsmæssigt at anvende Trin C. Det vurderes dog, at såfremt standardmetoden udformes omhyggeligt, vil Trin C kun være relevant i et meget begrænset antal sager.

Det vil således ikke på forhånd være entydigt, om en behandling efter Trin C vil stille en ansøger "lettere" eller "sværere" end behandling efter Standardmetoden.

Detaljeret emissionsopgørelse

Der tages udgangspunkt i den samme fremgangsmåde som for Trin B til bestemmelse af den årlige emission fra de enkelte staldanlæg og udbringnings- og græsarealer. Til modelberegningerne er der imidlertid brug for en detaljeret sæsonvariation i udslippene, og her anvendes en metode udviklet og implementeret i DMU's sprednings-

modeller (Skjøth et al., 2004; Gyldenkerne et al., 2005). Metoden er baseret på en simpel vækstmodel og styres primært af temperaturen.

Modelberegnet belastning

Udgangspunktet for beregningerne af afsætningen af kvælstof er DMU's DAMOS system, som består af OML-DEP koblet til den regionale model DEHM-REGINA. Beregningerne foretages time for time for et net af beregningspunkter i en passende zone omkring gården. For hver time-beregning modtager OML-DEP start-koncentrationer fra DEHM-REGINA opstrøms i vindens retning samt meteorologiske data fra en vejrmødel. Resultaterne plottes ind på kortmateriale (se eksempel på dette i bilag 3).

Som udgangspunkt foretages beregningerne for et år baseret på de nyeste tilgængelige data – typisk vil der være tale om det foregående år. I de tilfælde, hvor dette år har været stærkt atypisk, vil der imidlertid blive taget højde for dette i beregningerne.

Der foretages beregninger af afsætning af atmosfærisk kvælstof med og uden den ansøgte udvidelse/nyetablering af bedriften.

Detaljeret fastsættelse af tålegrænser for natur

Der foretages en specifik vurdering af tålegrænserne for naturen i nærområdet omkring den konkrete bedrift som er til behandling. I praksis kan det bl.a. betyde at nye lokale data skal indhentes, hvis det fornødne datagrundlag fra de berørte lokaliteter ikke allerede eksisterer. Se kapitel 4.

3 Emissionsberegning ved ny metode

For alle tre trin (A, B og C) foretages en beregning af ammoniakemissionen før og efter en udvidelse af husdyrproduktionen. Emissionsopgørelsen for stald og lager benytter den samme metode som det danske normtalsystem for husdyrgødning.

Forskellen mellem Trin B og C ligger hovedsageligt i at OML-DEP tager hensyn til, hvornår ammoniakemissionerne fra stald-, lager og udspredning finder sted på året, og modellen kan endvidere inddrage flere ammoniakilder i området samt anvende mere detaljerede oplysninger om f.eks. ruheder og lokale meteorologiske forhold.

For alle trin skal der udarbejdes kort, der angiver punktkilders og udspredning- og afgræsningsarealers placering. For trin B bør der, og for trin C kræves det at der udarbejdes digitale kort i UTM-koordinatsystemet med angivelse af alle punktkilder (bygninger og gødningslagre) og udbringningsarealer samt ammoniakemissionen fra disse til evt. senere brug i mere detaljerede beregninger af afsætningen.

I de næste afsnit beskrives hvorledes udskillelse og emission fra hhv. de forskellige typer punktkilder og arealkilder beregnes. I praksis skal sagsbehandleren på Trin A og B indtaste de nødvendige oplysninger om antal dyreenheder før og efter udvidelsen, stald- og lagertype, udbringningspraksis mv. f.eks. via en internetbaseret brugerflade hvorpå emissionen beregnes via automatisk tabelopslag. Den endelige vejledning vil indeholde en detaljeret beskrivelse af hvilke oplysninger der skal anvendes.

3.1 N-udskillelsen

For Trin A anvendes standardnormtallene med de givne produktionsforudsætninger. Normtalsystemet omfatter gennemsnitsudskillelse af kvælstof for alle husdyrarter.

De anvendte tal skal baseres på de nyeste normtal samt ammoniakemissionskoefficienter. Disse opdateres årligt af Danmarks Jordbrugs-Forskning (www.agrsci.dk).

For Trin B og C anvendes standardnormtal som udgangspunkt, men med mulighed for at anvende afvigende tal, hvor der kan dokumenteres et andet fodringsforhold eller et andet produktionsniveau end gældende for standardnormtallene. Korrektionsfaktorer for afvigende produktionsdata findes i normtalsystemet.

For nyetablerede ejendomme bør normtallene anvendes.

3.2 Emission fra punktkilder

Emissionen fra punktkilder omfatter staldanlæg og gødningslagre. Emissionen fra stalde beregnes separat for de enkelte dyrearter og med de relevante staldtyper, hvorefter der summeres op over den enkelte ejendom. Hvis der på en ejendom er forskellige husdyrarter og/eller større afstande mellem produktionsbygningerne (75-100 m) bør disse opgøres som separate punktkilder. Hvor der er samdrift mellem ejendomme indenfor samme godkendelsesenhed, eller der anvendes andre bygninger end dem på hovedejendommen, hvor bedriften er registeret, skal der foretages individuelle beregninger over emissionens størrelse for hver bygning. For gødningslagre beregnes emissionerne ligeledes selvstændigt.

Normtalsystemet indeholder, udover gennemsnitlig kvælstofudskillelse og korrektionsfaktorer for kvælstofudskillelsen, også ammoniakemissionsfaktorer for de fleste stald- og lagertyper. Emissionsopgørelsen skal baseres på disse ammoniakemissionsfaktorer medmindre at andet er indikeret herunder.

Staldanlæg

Ammoniakemissionen beregnes ved at gange antallet af dyr i de forskellige staldtyper med dyrenes N-udskillelse og en ammoniakemissionsfaktor for den pågældende staldtype. For dyr der afgræsser i længere sammenhængende perioder (>3 måneder) bør man i Trin B og C opdele emissionen i hhv. en punktkilde, som omfatter staldperioden og den tilhørende N-udskillelse, og en græsningsperiode, som opgøres som en fladekilde med den tilhørende N-udskillelse. For malkekvæg bør der anvendes samme N-udskillelse per dag i stald og under afgræsning som følge af en normal foderoptimeringspraksis.

Ved beregningen af den fremtidige emission bør man på alle trin tage hensyn til den foreslåede staldbygningstype og evt. ammoniakreducerende tiltag (f. eks. luftvasker). Både staldbygningstype og de ammoniakreducerende tiltag skal være dokumenterbare, f.eks. via et BAT-byggeblad (se beskrivelse i bilag 2). Hvor den opsamlede kvælstofmængde fra luftvaskere tilføres gyllebeholderen skal gyllebeholderens N-mængde korrigeres herfor.

Gødningslagre

Ammoniakemissionen fra gødningslagre opgøres som en andel af N-mængden i husdyrgødningen inkl. bidrag fra strøelse efter korrektion for stalddtab. Stalddtabet omfatter både ammoniaktab og tab ved denitrifikation. Ved denitrifikationen omdannes N i gødningen til frit kvælstof (N_2), lattergas (N_2O) og kvælstofdioxid (NO_2). Denitrifikationstab er forskelligt for forskellige gødningstyper og lagringsforhold, og de normtalsystem-bestemte emissionsfaktorer er obligatoriske.

Flydende gødning

For gylle anvendes forskellige emissionsfaktorer for hhv. kvæg- og svinegylle. Da ammoniakken fordampes fra overfladen, er en retvisende emissionsfunktion overfladearealet på gyllebeholderen. Under danske forhold er praksis, at der bygges 4 m dybe gyllebeholdere. I

sådanne tilfælde vil forholdet mellem overflade og den producerede gyllemængde være konstant. Anvendelse af en konstant emissionsfaktor per produceret mængde N, vil derfor være acceptabel under forudsætning af, at emissionsfaktoren er baseret på standard gyllebeholdere.

Hvor der anvendes stærkt afvigende dybder for gyllebeholdere eller der bygges med større lagerkapacitet til fremtidige udvidelser, bør der foretages en beregning af overfladearealets størrelse i forhold til standard gyllebeholderen, således at en fordoblet overflade giver en dobbelt så stor ammoniakemission.

Ifølge gældende lovgivning skal gyllebeholdere have flydelag eller anden overdækning. Ammoniaktabet fra gyllebeholderne reduceres betydeligt, hvis gyllen er overdækket af et veletableret flydelag bestående af halm, leca eller af naturligt flydelag, mens emissionen fra gyllelagre overdækket med PVC folie og låg er ubetydelig. På alle trin bør man tage hensyn til gyllebeholderens overdækningstype.

Hvor der forgår gylleforsuring i stalden og i gylletanken, vil den reducerede pH nedbringe ammoniakemissionen fra gyllelagret, øge den samlede N-mængde i lageret samt reducere ammoniakemissionen ved udbringning. Denne effekt bør inddrages ved beregning af emissionen fra udbringningen. Gylle som er forsuret samt gylle fra biogasanlæg kan have svært ved at danne naturligt flydelag. Selvom ammoniakfordampningen fra gylletanke med forsuret gylle er meget lille er disse ikke friholdt fra kravet om overdækning. For gylletanke skal der føres logbog over overdækningens beskaffenhed jævnfør gældende lovgivning.

Fast staldgødning og dybstrøelse

Fast staldgødning og dybstrøelse i stak uden daglig tilførsel skal fra 2004 overdækkes med en presenning eller andet lufttæt materiale. For gødningstakke der tilføres gødning dagligt er der ikke krav om overdækning.

3.3 Emission fra udbringnings- og græsningsarealer

Ammoniakfordampningen fra udbringnings- og græsningsarealer skal opgøres ud fra den mængde kvælstof, der dels udbringes via gødningshåndteringen dels udskilles af husdyrene, mens de er på græs. Det er den aktuelle kvælstofmængde i husdyrgødningen, som udbringes på ejendommen, der skal indgå i emissionsopgørelsen. Derfor skal der korrigeres for købt og solgt husdyrgødning efter gældende regler for gødningsregnskab.

Alle udspretnings- og græsningsarealer skal angives på kort, ligesom der for arealerne skal angives både tidligere og fremtidig udbringningspraksis. For alle udbringningsarealer/marken skal angives den gennemsnitlige udbragte mængde husdyrgødning i kg N//ha/år. Denne kan variere efter hvilket sædskifte der anvendes på ejendommen.

Typisk vil majsmarker være beliggende på samme mark i alle år, mens øvrige afgrøder vil indgå i et sædskifte. Som hovedregel bør al

husdyrgødning fordeles jævnt over alle de marker, som indgår i sædskiftet (harmoniarealet). Hvor alle marker er omfattet i ét sædskifte vil alle marker have samme ammoniakemission pr. ha per år. Hvor enkelte marker modtager hovedparten af husdyrgødningen, skal der foreligge forpligtende sædskifteplaner, som dokumenterer den anvendte udbringningspraksis.

Udbringning af husdyrgødning skal følge de til enhver tid gældende regler. For udbringning på sort jord skal nedmulding p.t. ske senest 6 timer efter udbringning. Ved udbringning i voksende afgrøder er der i øjeblikket ingen krav om indarbejdelse i jorden. Nedfældning af gylle i stedet for slangeudlægning samt indarbejdelse i jorden umiddelbart efter udbringningen reducerer ammoniakfordampningen.

Den maksimale mængde husdyrgødning der må udbringes per ha udgør 1,4 DE/ha for svin og fjerkræ og normalt 1,7 DE/ha for kvæg. For kvæg kan der dog udbringes op til 2,3 DE/ha (se husdyrgødningsbekendtgørelsen). Dette svarer *ikke* til at der må udbringes 140 kg N/ha i svinegødning, jvf. standarddefinitionen hvor det tilstræbes at 1DE = 100 kg N ab lager.

Udbringningstabet beregnes ved at gange den udbragte mængde N med emissionsfaktoren for den anvendte udbringningsteknik. Emission under udbringning beregnes i Trin A som en fast procentdel af den udbragte husdyrgødning. Procentdelen beregnes på baggrund af en gennemsnitlig udbringningspraksis. For Trin B og C skal emissionsfaktorerne for de aktuelle udbringningsmetoder, udbringningstidspunkter og afgrødestatus benyttes. Udbringningstidspunkter for hver metode registreres som andelen udbragt om foråret (marts-juni) og om efteråret (resten).

Afgræsning

Ammoniakfordampningen fra græssende dyr beregnes ud fra udskilt N i græsningsperioden. For malkekvæg anvendes de generelle normtal fordi der ofte suppleres med staldfodring. For ammekvæg og opdræt som græsser i længere sammenhængende perioder er N udskillelsen højere end årsgennemsnittet i normtallene som følge af græssets relativt høje N indhold. For disse skal der derfor anvendes normtallene for husdyr på græs, som endnu ikke foreligger. Ammoniakfordampningen i græsningsperioden beregnes ud fra antallet af græsningsdage ganget med den daglige N udskillelse og ammoniakemissionsfaktoren.

Ammoniakfordampningen fra afgræsning fordeles på marker i sædskiftet hvori der forekommer afgræsning og på vedvarende afgræsningsarealer.

Anvendelse af teknisk behandlet husdyrgødning

Bioforgasning, separering af gylle og andre teknikker, som ændrer gyllens sammensætning og struktur, indvirker på ammoniakfordampningen under den efterfølgende udbringning. N-mængden i biogasbehandlet gylle kan f.eks. øges med op til 20 %, fordi N kan tilføres biogasanlægget som energitilskud (f.eks. slagteriaffald). For husdyrgødning der modtages fra biogASFællesanlæg, skal der anvendes det specifikke indhold af N i gødningen dokumenteret ud fra analyser af gødningen. Emissionsberegningerne skal benytte de spe-

cifikke emissionsfaktorer for udbringning af biogasbehandlede og separerede produkter.

Andet

Hvor en miljøgodkendelse gives på specielle betingelser omkring fodringsforhold, N-indholdet i gødningen, udbringningsmetode og -tidspunkter, udbringning på bestemte arealer, anvendelse af teknologiske løsninger som reducerer ammoniakemissionen samt andre forhold, som har indflydelse på fordampningen, skal der stilles krav om udarbejdelse af logbog, som indeholder alle relevante oplysninger til kontrolformål.

BAT-byggebladene er baseret på de danske normtal. Hvor der i en miljøgodkendelse anvendes andre forudsætninger end normtallene kombineret med BAT-byggeblade eller anden beskrevet teknik, skal der tages hensyn til dette i opgørelsen.

4 Detaljeret fastsættelse af tålegrænser for natur i den nye metode

Der foretages en specifik vurdering af tålegrænserne for naturen i nærområdet omkring den konkrete bedrift som er til behandling. I det følgende beskrives baggrunden for fastsættelse af tålegrænser og de anbefalede metoder til dette på de enkelte trin i den nye metode.

Tålegrænser er naturvidenskabeligt baserede grænser for, hvor stor en forureningsbelastning et naturområde kan udsættes for på lang sigt uden væsentlige effekter på områdets struktur og funktion. Tålegrænser anvendes mest ved vurdering af effekter af luftforurening, men effektvurderinger må i sagens natur omfatte alle kilder til belastning af et område. Hvis man sammenfatter tålegrænser for naturtyper, jordbundstyper eller efter et andet princip, vil tålegrænserne ligge inden for forholdsvis brede intervaller, der udtrykker variationen mellem de enkelte områder inden for typen.

Tålegrænserne afhænger af de naturgivne forhold, af den anvendte drift eller pleje (for den plejekrævende natur) samt af, hvad der ønskes beskyttet på en lokalitet (for skov f.eks. grundvandet, træproduktionen eller de mest følsomme arter).

4.1 Bestemmelse af tålegrænsen for en lokalitet

Der findes to hovedtyper af metoder til bestemmelse af tålegrænser; hhv. empirisk baserede og modelberegne.

Empirisk baserede tålegrænser

De empirisk baserede tålegrænser er baseret på observerede sammenhænge mellem belastningen og effekter fra videnskabelige undersøgelser, overvågning, eller på ekstrapolation fra laboratorium til felt. De empirisk baserede tålegrænser sammenfattes oftest som intervaller for forskellige naturtyper, hvor intervallet angiver det laveste niveau af belastning, hvor effekter er observeret i forskellige studier.

Intervallerne udtrykker dermed en variation i følsomhed indenfor naturtypen, der hænger sammen med, at tålegrænsen afhænger af andre forhold, end hvad der afgrænser naturtypen. De empirisk baserede tålegrænser er i princippet baseret på gennemførelse af den nødvendige pleje ved en belastning svarende til tålegrænsen.

Tabel 1 sammenfatter de anbefalede tålegrænser for Naturbeskyttelseslovens terrestriske naturtyper. Tabellen angiver endvidere tålegrænseintervaller for hhv. klit, løv- og nåleskov. Der er desuden foretaget en opgørelse af empirisk baserede tålegrænser på habitatdirektivets naturtyper (se notat ved Jesper Bak, SNS hjemmeside).

Tabel 1. Empirisk baserede tålegrænser (kg N/ha/år) for Naturbeskyttelseslovens terrestriske naturtyper samt for klit, løv- og nåleskov baseret på de seneste anbefalinger fra UN-ECE, 2004.

Naturtype	Tålegrænse	Differentiering
Overdrev	10-25	Sure overdrev 10-20, kalkholdige overdrev 15-25
Klit	10-25	klit 10-20, fugtige klitlavninger 10-25
Hede	10-25	tør hede 10-20, våd hede 15-25
Fersk eng	15-25	
Strandeng	30-40	
Mose (og kær)	5-25	højmoser 5-10, hængesæk, tørvelavninger 10-15, fattigkær og hedemoser 10-20, kalkrige moser og væld, rigkær 15-25
Løvskov	10-20	
Nåleskov	10-20	

Modelberegne tålegrænser

Modelberegne tålegrænser bygger på anvendelse af kemiske kriterier, hvor der er en videnskabeligt underbygget sammenhæng mellem overskridelse af en kriterieværdi og uønskede effekter. Der kan da foretages en modelberegning af den acceptable belastning af en lokalitet, hvis det anvendte kriterium ikke skal overskrides på lang sigt.

Der er forholdsvis god overensstemmelse mellem resultaterne for de forskellige beregningsmetoder, dog således at beregnede tålegrænser kan give lavere værdier end de empirisk bestemte, fordi de er baseret på en længere tidshorisont. Belastningsmålsætninger baseret på en kortere tidshorisont kan imidlertid være endnu lavere fordi akkumuleret kvælstof fra tidligere tiders belastning i mange naturområder udgør en væsentlig intern kvælstofkilde.

Hvor det nødvendige datagrundlag kan tilvejebringes, er det muligt på lokal skala at modelberegne tålegrænserne for de fleste typer af naturområder. De modelberegne tålegrænser for kvælstof afhænger primært af den langsigtede kvælstofbalance og i mindre grad af det anvendte kemiske kriterium, og vil dermed være en forholdsvis robust metode til at beskrive forskelle i relativ følsomhed mellem forskellige naturområder indenfor den samme type.

4.2 Anbefalet standardmetode

Der anbefales på Trin B en metode, der kombinerer empirisk bestemte og modelberegne tålegrænser, medens der på Trin C i nødvendigt omfang kan anvendes mere komplicerede beregningsmodeller og indhentes det fornødne datagrundlag fra de berørte lokaliteter.

På Trin B anvendes en massebalanceberegning, der kun differentierer efter forskelle i nettooptag og denitrificering. Dvs. de laveste beregnede tålegrænser vil være 7 kg N/ha/år jvf. beskrivelsen af metoden i nedenstående. Der er imidlertid en del naturtyper, der kan have lavere tålegrænser. Det er derfor nødvendigt at kombinere massebalancemetoden med en vurdering af, hvor det vil være relevant at anvende den nedre grænse af intervallet for de empirisk bestemte tålegrænser for disse naturtyper.

Tålegrænser under 7 kg er primært fastsat for at beskytte meget følsomme søer og følsomme arter af primært laver og mosser, og de naturområder og naturtyper, hvor disse arter forekommer, bl.a. højmoser, ekstremfattigkær, samt visse heder og overdrev.

Hvis den lave ende af tålegrænseintervallet skal benyttes, skal der være en forekomst af de følsomme arter og arterne skal være beskyttede på lokaliteten. For områder og naturtyper beskyttet af habitatdirektivet er der foretaget en kortlægning, og beskyttelsesgraden kan udledes af de opstillede kriterier for gunstig bevaringsstatus. For øvrige arealer indsamles der data og opstilles målsætninger i kraft af lov om miljømål. En del amter har allerede gennemført en kortlægning og opstillet målsætninger.

Som eksempel kan nævnes Fyns amts kortlægning og målsætninger, hvor højmoser og ekstremfattigkær f.eks. er udskilt som særlige naturtyper med tilhørende tålegrænse på 5-10 kg. Overgangsfattigkær er desuden udskilt og givet en tålegrænse mellem ekstremfattigkær og rigkær. Øvrige moser, hvoraf en stor del består af rigkær er tildelt tålegrænse i den nedre ende af det opgivne interval, når der er tale om de mest artsrige rigkær/moser med flere biototypiske følsomme arter (amtets værdisætning 1 og 2) og i den øvre del, når der er tale om de mindre artsrige og mere kulturpåvirkede rigkær/moser (amtets værdisætning 3 og 4).

Strandenge som sådan har i amtets kortlægning en relativ høj tålegrænse, men flere af de registrerede strandenge indeholder partier med mere kvælstoffølsomme strandoverdrev og rigkær. For disse strandenge er anvendt tålegrænser for henholdsvis overdrev eller rigkær, hvor de mest artsrige (amtets værdisætning 1 og 2) dækker tålegrænser i den nedre del af intervallet. De tildelte tålegrænser er her baseret på naturområdernes aktuelle naturindhold.

Det forventes at man kan sammenfatte et sæt af indikatorer på anvendelse af de lave niveauer af tålegrænseintervallerne, der omfatter såvel habitatområderne som den øvrige natur, baseret på habitatdirektivets kriterier for gunstig bevaringsstatus og amternes naturkvalitetsplanlægning.

For øvrige områder foretages der en beregning af tålegrænsen ved anvendelse af den simple massebalanceligning, jvf. nedenstående. Hvis den beregnede værdi overskrider den høje del af intervallet for de empirisk bestemte tålegrænser, anvendes denne værdi i stedet.

Den simple massebalancemetode for eutrofiering

Den simple massebalancemetode for eutrofiering kan bruges alene eller som supplement til de empirisk bestemte tålegrænser. Metoden bygger på, at der på lang sigt skal være balance mellem tilførsler og fjernelse af kvælstof.

Massebalanceligningen for N er:

$$N_{\text{dep}} + N_{\text{fi}} = N_{\text{u}} + N_{\text{i}} + N_{\text{de}} + N_{\text{le,crit}}$$

hvor N_{dep} er (den kritiske) deposition af N, dvs. tålegrænsen. $N_{\text{le,crit}}$ er den kritiske udvaskning af N. N_{u} , N_{i} , N_{de} og N_{fi} er hhv. nettooptag, permanent immobilisering, denitrificering og kvælstoffiksering. Det antages, at jorderne ikke gødskes.

Hvis der på lang sigt tilføres for store mængder af kvælstof vil der ske en opbygning af kvælstof i hurtigt omsættelige puljer, hvorved mængden af tilgængeligt kvælstof vil forøges, og plantekonkurrencen samt følsomme arter påvirkes. En sådan opbygning vil endvidere medføre, at udvaskningen af kvælstof forøges, set over lang tid. Derved forsures jorden, og næringsstofbalancen ændres, hvilket igen kan påvirke plantekonkurrencen og følsomme arter.

Da udvaskning er en følge af en høj akkumulering over en periode, anvendes udvaskningen oftest som kemisk kriterium. Det er vanskeligt at sætte en grænse for den acceptable udvaskning og permanent bæredygtige immobilisering, der dels er tæt knyttet til effekter på plantesamfundene, dels kan bruges generelt.

En grænse på 2 kg N/ha/år for udvaskningen og 5 kg N/ha/år kan anvendes som en generel grænse, der vil beskytte størstedelen af den kvælstoffølsomme natur mod jordmedierede effekter. Beregningen af den aktuelle tålegrænse kan dermed koncentreres om en fastsættelse af nettooptaget, dvs. den kvælstofmængde, der fjernes ved pleje, og denitrificeringen.

Nettooptaget af kvælstof er den mængde kvælstof, der permanent fjernes som gennemsnit pr år som følge af drift eller pleje. Plejen kan udføres med flere formål som at hindre tilgroning af lysåbne arealer og begrænse akkumuleringen af kvælstof. Plejen kan f.eks. udgøres af ekstensiv afgræsning, slåning og fjernelse af det slåede materiale, afbrænding eller tørveskrælning.

Den mest udbredte plejeform for danske heder er slåning. Hvis der antages et indhold i lyngvegetationen på 150 kg N/ha og et indhold i litterlaget på 50 kg N/ha, og der ved pleje fjernes den stående vegetation + 20 % af litterlaget svarende til ca. 160 kg N/ha, kan der ved pleje hvert 15. år fjernes ca. 11 kg N/ha/år eller 0,76 k_{eq} N/ha/år. Denne fraførsel må antages at være maksimum, og mere typiske værdier vil ligge omkring det halve.

Der er dog et potentiale for mere vidtgående plejeindgreb, idet det totale indhold af N i morlaget kan være over 1000 kg N/ha. Tørveskrælning efter hollandsk mønster vil dermed kunne fjerne betydeligt større mængder af kvælstof.

For græssede arealer, der ikke gødskes, vil der ske en nettofraførsel i form af det indeholdte kvælstof i den producerede tilvækst. Der kan for ungkreaturer regnes med 25 g N/kg tilvækst og en tilvækst på 1 kg/dag.

Denitrificeringen (tabel 2) kan beregnes med et udtryk baseret på en Michaelis-Menten reaktion som en funktion af jordens volumetriske vandindhold, Q/Q_s og kvælstofoverskuddet, N_o . Denitrificeringen afhænger også af pH og jordtemperatur, men der er her regnet med en jordtemperatur på 8 °C og en pH på 5. Desuden er anvendt en mætningskonstant på 2,9 $k_{eq}/ha/år$.

Tabel 2. Denitrificering som funktion af jordens volumetriske vandindhold og kvælstofoverskuddet.

$N_o / (Q/Q_s)$	0,2	0,3	0,4	0,5	0,6	0,7
1	0,59	0,82	1,01	1,17	1,32	1,45
2	1,15	1,59	1,97	2,29	2,58	2,82
3	1,69	2,34	2,89	3,36	3,78	4,14
4	2,21	3,05	3,76	4,38	4,92	5,40
5	2,70	3,73	4,60	5,36	6,02	6,60
7	3,62	5,00	6,17	7,19	8,07	8,85
10	4,86	6,71	8,29	9,66	10,85	11,89
15	6,64	9,17	11,32	13,18	14,81	16,23
20	8,12	11,21	13,85	16,13	18,11	19,86

5 Implementering af et operationelt beregningsværktøj

Den nye vejledning og tilhørende beregningsværktøj skal træde i kraft pr. 1. januar 2007, hvorfor systemet i en internetbaseret operationel version bør foreligge til testbrug den 1. december 2006. Arbejdsgruppen gør i det følgende rede for de aktiviteter, der inden da skal udføres for at enten en acceptabel version af det eksisterende system kan anvendes eller at det nye anbefalede system kan tages i brug.

For at lette arbejdsgangen for de kommunale sagsbehandlere bør et sådant internetbaseret system kunne anvendes til den fulde VVM-sagsbehandling og dermed inkludere tilsvarende beregninger af nitrat, fosfor, lugt mm. Det har dog pga. det parallelle arbejde i arbejdsgrupperne for f.eks. nitrat og ammoniak ikke været muligt under udvalgsarbejdet at koordinere indsatsen tilstrækkeligt. Der er således behov for yderligere koordinering mellem grupperne for at afstemme, hvilke oplysninger der er nødvendige til de enkelte beregninger.

I forbindelse med etablering af et ægte internetbaseret system bør der træffes aftale mellem de relevante myndigheder om, hvor ofte systemet opdateres, eksempelvis med hensyn til opdatering af normtal i angivne perioder og opdatering af detaljerede emissionsfordelinger for Danmark og efterfølgende beregninger af baggrunds niveauer for kvælstofdepositionen mv. Det skal ligeledes afklares hvorledes systemet dokumenteres, drives, vedligeholdes og kvalitetssikres.

5.1 Forsat brug af det eksisterende værktøj

Det Fællesamtlige Regneark samt amternes tekniske anvisninger og minimanual kan forsat som minimum ligge til grund for vurderingen af miljøeffekter i VVM-sagsbehandlingen og i forbindelse med miljøgodkendelser, med de fejl og mangler, som er identificeret under udvalgsarbejdet.

Regnearket kan (som i dag) gøres tilgængeligt via internettet, hvorpå sagsbehandleren kan "downloade" den seneste version og indtaste de relevante oplysninger ved brug af minimanualen. På en central hjemmeside kan der henvises til yderligere dokumentation og relevante databaser. Ved komplicerede sager, som ikke dækkes af regnearket, skal der henvises til den oprindelige Ammoniakmanual.

Arbejdsgruppen vil dog anbefale at der som et minimum udarbejdes en fælles internetbaseret brugerflade til sagsbehandlingen, hvor regnearket er det bagvedliggende værktøj, af hensyn til kommunernes sagsbehandlere for at minimere besværet ved en efterfølgende overgang til nyt beregningssystem.

5.2 Opdatering af det eksisterende modelværktøj

Som det er beskrevet i det foregående er der imidlertid et behov for at opdatere flere elementer i regnearket her-og-nu. Følgende aktiviteter skal derfor udføres:

- Opdatering af OML-DEP med nyt tørafsætningsmodul og efterfølgende testberegninger, følsomheds- og usikkerhedsanalyser
- Beregning af nye standard afsætningskurver for punkt- og arealkilder med hensyntagen til de relevante parametre (meteorologi, overfladeruhed mm.)
- Opdatering af emissionsfaktorer og normtal
- Bedre dokumentation af regnearket og dets brug
- Gennemskrivning og udbygning af amternes vejledning
- Kvalitetskontrol af regnearkets beregninger
- Udarbejdelse af rutiner til udtræk af data til sagsbehandleren (f.eks. baggrundsdata fra DEHM-REGINA, overfladeruheder, vindretninger) på basis af indtastede koordinater for den aktuelle bedrift

Det skal bemærkes at ovenstående aktiviteter for nuværende er nye ikke-planlagte projekter. Aktiviteterne kan gennemføres i 2006.

5.3 Et nyt beregningsværktøj

Et nyt beregningsværktøj tænkes implementeret efter principperne i de foregående kapitler. Der tages udgangspunkt i FAR og amternes tekniske anvisninger og minimanual (se bilag 7), som begge skal genarbejdes og opdateres, og lægges på nettet sammen med de nødvendige baggrundsdata (tabelopslag) som en egentlig "beregningssmotor". Implementering af et operationelt beregningssystem baseret på en internetbaseret løsning med en brugerflade og ikke som i dag et regneark, vil have en række væsentlige fordele i forhold til brugervenlighed, robusthed i brug, mulighed for at anvende mere kvalificerede beregningsforudsætninger og en løbende faglig opdatering og kvalitetskontrol. Dermed sikres en mere ensartet sagsbehandling i kommunerne.

Som supplement til ovenstående opdateringer skal følgende aktiviteter gennemføres:

- De tekniske muligheder mht. implementering af et ægte internetbaseret system afstemmes med Internet arbejdsgruppen
- DMU's lokal- og regionalskala modeller opdateres med bl.a. nyt modul for tørafsætning, og nye følsomhedsanalyser med OML-DEP gennemføres for at et balanceret system kan designes
- Ny beregning af det regionale og internationale baggrundsbidrag til afsætningen med DEHM-REGINA baseret på bl.a. detaljeret emissionsfordeling for Danmark

- Standard afsætningskurver samt eventuelle korrektionsfaktorer beregnes med OML-DEP
- Ny vejledning udarbejdes
- Brugerfladen til beregningssystemet laves og data samles på en central server

Dette vil kunne gennemføres i 2006 og 2007. Såfremt systemet i 2006 sættes op med en relevant brugerflade vil opdateringer kunne gennemføres uden nævneværdige ændringer for brugerne.

5.4 Databehov fra ansøger og myndigheder

Databehovet for sagsbehandlingen efter både det nuværende og et nyt beregningsværktøj er stort set ens. De nødvendige oplysninger er allerede beskrevet i de foregående kapitler, men for at opsummere gives i tabel 3 et overblik over de nødvendige oplysninger indenfor de tre elementer af beregningen af 1) emission, 2) spredning og afsætning samt 3) tålegrænser.

Detaljeringsgraden af de driftsspecifikke oplysninger ansøgeren/landmanden skal levere, vil i det foreslåede nye beregningsværktøj afhænge af på hvilket trin sagen behandles. På Trin B og C skal der således indgå oplysninger om f.eks. græsningsdage, så det er muligt at korrigere i forhold til standardnormtallene. I det eksisterende Fællesamtlig Regneark (FAR) er det ligeledes muligt at korrigere for anden praksis end standard.

En del af de oplysninger, som myndighederne har ansvaret for, indgår i dag i FAR. Det gælder bl.a. standardnormtal, vindroser, afsætningskurver og baggrundsbelastninger på kommuneniveau. For at sikre en ensartet sagsbehandling bør disse oplysninger i fremtiden være tilgængelige via en central hjemmeside.

Oplysningerne, der indgår i bestemmelsen og vurderingen af tålegrænser for de berørte naturområder, vil i høj grad tage udgangspunkt i den liste over tålegrænser, der er opgivet i ammoniakmanualen mhp. at vurdere om tålegrænsen er overskredet for den pågældende naturtype. Kun i de tilfælde hvor der er behov for en nærmere fastsættelse af tålegrænsen eller kommunen ligger inde med en mere konkret viden om et naturområde, vil kommunen skulle gå ind i en nærmere konkret fastsættelse af tålegrænsen

Tabel 3. Opsummering af oplysninger nødvendige for sagsbehandlingen.

Element	Oplysninger
Emissionsberegning	<i>Oplysninger fra landmanden:</i> • Besætningens størrelse og type • Foderpraksis • Stald- og lagertype/størrelse samt eventuelle ammoniakreducerende tiltag • Dyrket areal og udbringningspraksis og teknik på markniveau • Afgræsningsdage • Kort med placering af hhv. stald/lager/markstak og udspretnings- og afgræsningsarealer • Gødningsregnskab • Opgørelse af udspretningsarealers tilførsel af husdyrgødning i en før- og eftersituation og evt. underskrevne forpagtningsaftaler <i>Oplysninger fra myndighederne:</i> • Standardnormtal og ammoniakemissionskoefficienter samt eventuelle korrektionsfaktorer pga. anden praksis • Publicerede BAT-byggeblade
Spredning og afsætning	<i>Oplysninger fra myndighederne:</i> • Placering af relevante naturområder (UTM koordinater og digitaliseret på kort) • Vindroser • Overfladeruheder/land-use • Modelberegnete afsætningskurver • Modelberegnete niveauer for afsat kvælstof fra internationale og regionale kilder • I et nyt beregningsværktøj kræver behandling efter Trin C beregninger med regional og lokal skala modeller med input af bl.a. detaljerede meteorologiske data
Beregning af tålegrænser	<i>Oplysninger fra myndighederne:</i> • Oversigt over målsætninger, sårbarhed og tilstand af relevante naturområder fra regionplaner/-indsatsplaner i det omfang det måtte findes • Opdaterede tålegrænseintervaller og eventuelle redskaber til mere konkret fastsættelse (evt. vha. indikatorer) • I et nyt beregningsværktøj kræver behandling efter Trin C yderligere data fra lokalområdet herunder oplysninger om pleje, jordforhold, tidligere gødsningsforhold mm

6 Fremtidig udvikling og opdatering af metoderne

Den beskrevne metode vil fortsat udvikle sig og have behov for løbende opdateringer inden for en tidshorisont af flere år. Det drejer sig især om følgende elementer: revision af beregningssystemet for ammoniakemission, opdatering af baggrundsregning med højere opløsning end de 16,7 km x 16,7 km, og opdatering af OML-DEP samt opdatering af DEHM-REGINA's depositionsregninger, og endelig opdatering af grundlaget for bestemmelse af tålegrænser.

Det skal bemærkes at der for nuværende blandt de institutioner, hvorfra arbejdsgruppens medlemmer kommer, ikke er klarhed over i hvilket omfang fremtidige ændringer og udbygninger af metoden evt. kan gennemføres i forbindelse med allerede planlagte arbejder. Dette gælder projekter, der allerede er iværksat, projekter som udføres under VMP III-forskningsmidlerne, eller projekter som tænkes finansieret gennem andre forskningsprogrammer.

6.1 Revision af beregningssystemet for ammoniakemission

Ammoniakemissionen fra stald, lager og udbringning afhænger af antallet af dyr i forskellige produktions- og staldsystemer, husdyrgødningstype, udbringningsmetode samt gødningens indhold af TAN (summen af ammoniak og ammonium). TAN er den del af gødningen som kan fordampe som ammoniak, og som udgør ca. 45-60 % af den udskilte N-mængde for de fleste husdyrarter.

Normtals-rapporten indeholder standard ammoniakemissionsfaktorer for forskellige stald- og lagertyper på baggrund af husdyrgødningens totalindhold af N, hvilket gør det muligt at estimere ammoniakemissionen ud fra den totale udskilte N-mængde. I det nuværende system beregnes ammoniakemissionen således ud fra gødningens totale N-indhold på trods af, at det kun er TAN der fordamper. Dette skyldes primært at Danmark var foregangsland for opbygning af emissionssystemer i starten på 1990'erne, og at data vedrørende ammoniakemissioner på dette tidspunkt overvejende var baseret på studier over kendt indhold af total-N i husdyrgødningen.

Siden er der kommet mere viden omkring fordampningen i relation til gødningens ammoniumindhold, hvorfor en omlægning er under overvejelse. En væsentlig grund hertil er, at ændringer i fodereffektivitet medfører ændringer i TAN/total-N -forholdet og dermed påvirker ammoniakfordampningen. Denne udvikling har især fundet sted indenfor svine sektoren samt for malkekvæg, hvorfor det udover ændringer i de årlige normtal også er nødvendigt at justere på emissionsfaktorerne for både stald, lager og udbringning.

Herudover vil teknologiske tiltag, som reducerer ammoniakfordampningen ændre på forholdet mellem TAN og total-N i den efter-

følgende kæde og yderligere bidrage til en større usikkerhed på estimatet.

Det nuværende system for ammoniakfordampning fra stald, lager og udbringning er således ikke optimalt.

Fordampningen fra gødning afsat på græs vil ikke blive påvirket af en sådan ændring idet der ikke her sker ændringer i foderet.

Arbejdsgruppen forventer at beregningssystemet til bestemmelse af ammoniakemissionen bliver redesignet i løbet af året og indbygget i normtalsystemet fra 2007.

6.2 Opdatering af baggrundsregninger og lokalskala model

Beregninger af afsætning af bl.a. kvælstof til de danske land- og vandområder er i forbindelse med det Nationale Program for Overvågning af Vandmiljøet og Naturen (NOVANA) udført på DMU. I 2005 blev en ny og forbedret model taget i brug til dette formål (se Ellermann et al. 2005). Modellen, DEHM-REGINA, er en 3D atmosfære-kemisk model der dækker den nordlige hemisfære med en opløsning på ned til 16,7 km x 16,7 km over Danmark og nærmeste områder. På basis af emissionsdata beregner DEHM-REGINA den kemiske omdannelse, spredning og afsætning af mere end 60 stoffer. Modellen er beskrevet i bilag 5, hvor der også er givet et eksempel på en kvælstofberegning for Danmark.

I modsætning til mange andre kemiske stoffer i atmosfæren varierer koncentrationen af ammoniak betydeligt på lokal skala. Det skyldes både emissionsmønstret med mange punktkilder og at afsætningshastigheden for ammoniak er relativ høj. Ved vurdering af miljøeffekterne pga. afsætning af ammoniak er det derfor nødvendigt at foretage beregninger med en lokalskala model.

OML-DEP er en sådan lokalskala model der kan anvendes til beregning af den atmosfæriske spredning og resulterende tørabsætning af ammoniak. OML-DEP ligger til grund for standardmetoden i det foreslåede Trin B og er det direkte værktøj i Trin C i nærværende rapport. OML-DEP er udviklet på basis af kendte og afprøvede modeller og principper, se bilag 3 for en mere detaljeret beskrivelse og eksempler på beregningsresultater. Spredningsdelen af modellen har siden 1990 været anvendt til regulering af luftforurening fra industri i forbindelse med Miljøstyrelsens Luftvejledning (Miljøstyrelsen 2001).

I forbindelse med brugen af DEHM-REGINA og lokalskala modellen OML-DEP (se næste afsnit, samt bilag 3) i NOVANA sammenhæng er flere opdateringer af modellerne planlagt. For at kunne anvende baggrundsregningerne fra DEHM-REGINA som input til OML-DEP på en faglig forsvarlig måde er det vigtigt at udviklingen af de to modeller sker parallelt.

Begge modeller skal løbende sammenlignes med tilgængelige målte data.

I løbet af foråret 2006 vil et nyt og forbedret tøraftsætningsmodul blive udviklet og implementeret i både DEHM-REGINA og OML-DEP. Det detaljerede emissionsmodul, som allerede er inkluderet i lokalskala modellen, skal ligeledes implementeres i DEHM-REGINA.

Problematikken ang. repræsentation af en lokal måling i forhold til DEHM-REGINA's beregningsnet vil blive analyseret, og bl.a. sammenligninger med målinger fra både NOVANA og andre europæiske lande vil blive udført med henblik på løbende at forbedre beskrivelsen af lokale processer i modellen.

I takt med at den tilgængelige computerkraft forøges vil det på lang sigt blive muligt at inkludere en bedre beskrivelse af processerne, der styrer emission, spredning og omsætning/afsætning af kemiske stoffer i modellerne.

Indenfor en nærmere årrække, er målet endvidere at forfine opløsningen i DEHM-REGINA over Danmark til f.eks. 5 km x 5 km evt. ved at inkludere et reduceret kemimodul.

6.3 Opdatering af metoderne bag bestemmelse af tålegrænser

De tidligere beskrevne metoder til bestemmelse af tålegrænsen for en lokalitet er baseret på ligevægtsbetragtninger, der forudsætter, at afsætningerne er konstante eller ændrer sig langsomt over tid. Tålegrænserne modelberegnes som det afsætningsniveau, hvor en kritisk, kemisk værdi ikke overskrides, når jordbundskemien er i ligevægt med afsætningen. Der kan være væsentlige tidsforsinkelser mellem ændringer i den atmosfæriske afsætning og ændringer i jordbundskemien.

Tålegrænserne har for store områder været markant overskredet i årtier. Overskridelserne har på en del områder været så store, at jordbundskemien ikke vil nå tilbage til det kritiske kemiske niveau inden for en overskuelig årrække (århundreder), selvom afsætningen reduceres til tålegrænsen.

Man er derfor i den internationale regulering af luftforureningen begyndt at operere med belastningsmålsætninger ('target loads'), der defineres som det afsætningsniveau, der tillader jordbundskemien at nå tilbage til det kritiske niveau indenfor et defineret tidsrum. Belastningsmålsætningerne vil således altid ligge under tålegrænserne.

En anden svaghed ved anvendelse af de hidtil modelberegnedes tålegrænser har været, at de anvendte kemiske kriterier ikke har kunnet relateres direkte til relevante, biologiske målsætninger. I en række tilfælde, f.eks. for habitatdirektivets naturtyper, er målsætninger for naturtyper eller naturområder delvist baseret på målsætninger for plantesamfundet. Tålegrænsen eller belastningsmålsætningen fastsættes dermed som et (acceptabelt) niveau af påvirkning af plantesamfundet på en lokalitet. Kriteriet kan udtrykkes som et acceptabelt tab af hjemmehørende arter udtrykt i % af det samlede antal hjem-

mehørende arter, eller en acceptabel reduktion i den gennemsnitlige sandsynlighed for forekomst af de hjemmehørende arter.

EUDANA modelværktøjet, der kobler en dynamisk jordbundskemisk model med en empirisk baseret planteforekomst-model vil kunne anvendes, hvor det er væsentligt at kunne differentiere tålegrænserne efter målsætninger for plantesamfundet, eller hvor det er væsentligt at kunne præcisere den anvendte tidshorisont for beregningerne. Modelsystemet kræver imidlertid en del data og en række faglige vurderinger for at kunne anvendes, men systemet vil på lang sigt kunne videreudvikles til automatisk at trække data fra overvågningsdatabaser og andre kilder til baggrundsdata.

Referencer

Ammoniak og natur, 2005, Tekniske anvisninger til VVM-screeningssager, <http://www.fyns-amt.dk/wm161714>

Amtsmodellen, 2006, <http://www.fyns-amt.dk/dwn23390>

Amtsmodellen, 2005, Amtsmodel regneark version 2.0 norm 2005/06

Christensen, J.H. 1997, The Danish Eulerian Hemispheric Model - a Three-Dimensional Air Pollution Model Used for the Arctic. - Atmospheric Environment 31(24): 4169-4191.

Council Directive 2001/81/EC of 23 October 2001, "National emission ceilings for certain atmospheric pollutants".

Dansk Landbrugsrådgivning, 2006,

http://www.lr.dk/bygningerogmaskiner/informationsserier/amoniaklugt/c5_1regn.htm

Ellermann, T., Hertel, O., Ambelas Skjøth, C., Kemp, K. og Monies, C. 2004, Atmosfærisk deposition, driftsrapport for luftovervågning i 2003. NOVA 2003. Danmarks Miljøundersøgelser. - Faglig rapport fra DMU 520: 83 s.

http://www2.dmu.dk/1_Viden/2_Publikationer/3_Fagrapporter/rapporter/FR520.pdf

Ellermann, T., Andersen, H. V., Monies, C., Kemp, K., Bossi, R., Bügel Mogensen, B., Løfstrøm, P. og Christensen, J. 2005, Atmosfærisk deposition 2004. NOVANA. Danmarks Miljøundersøgelser. 76s. - Faglig rapport fra DMU, nr. 555. <http://faglige-rapporter.dmu.dk>

ERFA rapport 2006, Opsamling af erfaringer med behandling af sager vedrørende husdyrproduktion efter VVM-reglerne. Udarbejdet af L. Kørnøv og P. Christensen, Aalborg Universitet for Skov- og Naturstyrelsen.

Frohn, L.M. 2004: A study of long-term high-resolution air pollution modelling. Ph.D. thesis. University of Copenhagen. Niels Bohr Institute for Astronomy, Physics and Geophysics, Risø National Laboratory and National Environmental Research Institute. National Environmental Research Institute. 444 pp.

Gyldenkerne, S., Mikkelsen, M.H., Ambelas Skjøth, C., Hertel, O. og Münier, B. 2004, Danish Integrated Emission Model for Agriculture (DIEMA). Poster presented at the Workshop on End user requirements on spatial and temporal disaggregation of GHG budget organised by CARBOEUROPE, Spello, Italy, 26-27 January 2004.

Gyldenkerne, S., Ambelas Skjøth, C., Hertel, O. & Ellermann, T. 2005, A dynamical ammonia emission parameterization for use in air pollution models. - Journal of Geophysical Research- Atmospheres 110(D7): D07108 pp.

Hertel, O., Christensen, J., Runge, E.H., Asman, W.A.H., Berkowicz, R., Hovmand, M.F., og Hov, Ø., 1995. Development and Testing of a new Variable Scale Air Pollution Model - ACDEP. *Atmospheric Environment*, 29, 11, 1267-1290.

Hertel, O., Ambelas Skjøth, C., Løfstrøm, P., Andersen, H.V., og Ellermann, T., 2005, Vidensyntese inden for afsætning af atmosfærisk ammoniak – fokus på lokalskala. 34 p., NERI technical report No 360. http://www2.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_fagrapporter/rapporter/FR560.PDF

Olesen H.R., 1995, Regulatory dispersion modelling in Denmark. *International Environmental Pollution* 5 (4-6), pp. 412-417.

Poulsen, H.D., Børsting, C.F., Rom, H.B. og Sommer, S.G., 2001, Kvælstof, fosfor og kalium i husdyrgødning – normtal 2000. DJF rapport nr. 36 – husdyrbrug, Danmarks JordbrugsForskning.

Skjøth, C. A., Hertel, O., Gyldenkaerne, S., and Ellermann, T., 2004, Implementing a dynamical ammonia emission parameterization in the large-scale air pollution model ACDEP: *Journal of Geophysical Research-Atmospheres*, 109.

Skov- og Naturstyrelsen, Miljøministeriet, 2003, Manual vedr. vurdering af de lokale miljøeffekter som følge af luftbåret kvælstof ved udvidelse og etablering af større husdyrbrug.

Bilagsoversigt

Bilag 1: Arbejdsgruppens kommissorium	51
Bilag 2: Baggrund og status for emissionsberegninger	55
Bilag 3: Beskrivelse af lokalskala modellen OML-DEP	61
Bilag 4: Følsomhedsanalyser med OML-DEP	67
Bilag 5: Beskrivelse af baggrundsregninger	77
Bilag 6: Beskrivelse af generel modelusikkerhed	79
Bilag 7: Vejledning til standardmetode (udkast)	85

Bilag 1: Arbejdsgruppens kommissorium

Vejledning om godkendelse af husdyrbrug

Nedsættelse af arbejdsgruppe om ammoniak

Miljøministeren har den 17. juni 2005 indgået en aftale med V, K, DF og RV om "principper for det kommende udrednings- og lovforberedende arbejde vedrørende miljøgodkendelser af husdyrbrug."

Det fremgår af aftalen af 17. juni 2005, at "der skal udarbejdes en vejledning og bekendtgørelse til kommunerne om administration af husdyrsagerne, således at variationen mellem kommunernes afgørelser begrænses". Se nærmere i notat om udarbejdelse af ny vejledning og notat om organisering.

Baggrund

Den nye vejledning om godkendelse af husdyrbrug skal omfatte et kapitel om estimering af ændringer i emissionen af ammoniak fra husdyrproduktionen og heraf deposition af ammoniak på de omkringliggende arealer.

Ammoniakpåvirkningen fra husdyrbrug af den omkringliggende natur er en vigtig del af myndighedernes vurdering af virkningerne på miljøet fra husdyrproduktionen i forbindelse med etablering, ændringer eller udvidelser. Viden om tålegrænser for naturtyper, vurdering af effekten af ammoniakpåvirkning af natur og miljø, estimeringsværktøjer til emission, spredning og deposition af ammoniak fra husdyrbrug, virkemidler til at reducere ammoniaktab fra husdyrproduktionen og/el. afhjælpe effekt på naturarealer o.s.v. er udviklet hastigt i de senere år - en udvikling der stadig foregår.

I 2003 offentliggjorde Skov- og Naturstyrelsen "Manual vedr. vurdering af de lokale miljøeffekter som følge af luftbåret kvælstof ved udvidelser og etablering af større husdyrbrug" (Ammoniakmanualen). Manualen, som er udarbejdet af DMU, beskriver et modelværktøj til estimering af emission, spredning og deposition af ammoniak fra det enkelte husdyrbrug. Manualen er opbygget således, at kompleksiteten af modellen øges i takt med behovet for mere detaljeret estimering af ammoniakdepositionen i den konkrete sag. Det vil sige, at "gråzone"-sager kan behandles med hensyntagen til mere detaljerede parametre gældende for den konkrete sag. Derudover indeholder manualen et afsnit om beregning af tålegrænser og en tabel over tålegrænserne for danske naturtyper. Størrelsen af det beregnede estimat for den øgede deposition fra en udvidet husdyrproduktion til et givet naturområde kan sammen med tålegrænser for de berørte naturområder indgå som parametre i myndighedens vurdering af miljøeffekten af tab af ammoniak fra en husdyrproduktion.

Skov- og Naturstyrelsen har i samarbejde med DMU igangsat et arbejde med henblik på at harmonisere ammoniakmanualens tabel over forskellige naturtypers tålegrænser med tilsvarende tabeller samt en opdatering af baggrundsbelastning på kommuneniveau på baggrund

af nyeste data og nyt beregningsgrundlag. Dette arbejde forventes afsluttet i løbet af efteråret.

På baggrund af manualen har Amtsfællesskabet udarbejdet et beregningsværktøj til estimering af emission, spredning og deposition af ammoniak fra husdyrbrug. Med hensyn til estimering af emission benytter beregningsværktøjet sig af samme beregning, som landbrugskonsulenttjenesten anvender.

For så vidt angår teknikker til reduktion af ammoniak har Skov- og Naturstyrelsen i samarbejde med Dansk Landbrugsrådgivning udarbejdet en række BAT-Byggeblade med fokus på ammoniakreducerende staldteknikker. BAT-Byggebladene er drøftet i en bredt sammensat følgegruppe, hvor der er opnået konsensus bl.a. om vurderingen af teknikernes effekt på ammoniakreduktion. BAT-Byggebladene er information, der kan anvendes både af landmanden i en ansøgning og af myndighederne ved vurdering af det konkrete ansøgte projekt.

Formål

Formålet med nedsættelsen af arbejdsgruppen er, at skabe et overblik over eksisterende model- eller beregningsværktøjer til estimering af emission, spredning og deposition af ammoniak fra husdyrproduktion (staldanlæg og mark), og at anbefale hvilken metode, der som standard kan anvendes i kommunernes sagsbehandling, dvs. ved VVM-vurdering og miljøgodkendelse af husdyrbrug.

Der skal lægges vægt på, at metoden skal være så enkel, gennemskuelig og entydig som mulig, dels for at forenkle sagsbehandlingen og dels for at ammoniakberegningerne ikke varierer betydeligt afhængigt af brugeren.

Selvom der anbefales en model som standard må det forventes at nogle kommuner i visse tilfælde vil supplere beregninger efter standardmetoden med beregninger efter en mere detaljeret model. Samtidig kan der være behov for flere "standardmetoder" idet det politiske opdrag omfatter opdeling af udvidelser af husdyrbrug i tre størrelser: Husdyrbrug, der skal godkendes i.h.t. IPPC-direktivet, husdyrbrug fra 75 DE og op, og brug under 75 DE.

Der skal udarbejdes forslag til, hvordan estimering af kvælstofoverskud ved nitratudvaskning og estimering af ammoniakemission koordineres, og så vidt muligt baseres på samme datasæt og med samme forudsætninger.

Arbejdet skal koordineres med det igangværende arbejde med opdateringen af ammoniakmanualen mht. tålegrænser og baggrundsbelastning på kommuneniveau.

Endelig skal muligheden for en bedre integration/koordination af beregning af ammoniak og effekten af indførte staldteknikker, som beskrevet i BAT-Byggebladene skal undersøges.

Opgave

Arbejdsgruppen skal:

- Foretage status, dvs. beskrive og gennemgå de eksisterende modeller og beregningsværktøjer til estimering af ammoniak, herunder metodernes validering. Fordele og ulemper skal belyses bl.a. med hensyn til 1) estimering af ammoniak emission fra staldanlæg og ved udbringning af husdyrgødning i marken, 2) muligheden for at inddrage ammoniakbidrag fra andre kilder i det berørte område, og 3) sammenhængen med reglerne om reduktion af kvælstofindhold af lager i gødningsregnskabet som følge af kvælstofoptimeret fodring og estimering af ammoniaktab af stald og lager.
- Med udgangspunkt i de eksisterende modeller og beregningsværktøjer forslå en standardmetode til estimering af emission, spredning og deposition af ammoniak, incl. en vurdering af usikkerhederne ved brug af metoden, samt udarbejde forslag til vejledningstekst om hvordan metoden anvendes til brug for kommunernes sagsbehandling. Der skal herunder tages stilling til hvorvidt én standard model kan være dækkende for kommunernes godkendelsesprocedure for tre husdyrkategorier. Standardmetoden skal bygge på det nyeste datagrundlag frem mod 1. jan. 2007, og skal kunne anvendes operationelt fra denne dato.
- Vurdere og eksemplificere de særlige situationer, hvor standardmetoden ikke bør finde anvendelse, eksempelvis i særlige flerkildesituationer med bidrag til følsomme naturtyper, samt angive mulige løsningsforslag på kort og længere sigt.
- Udarbejde forslag til vejledningstekst om hvordan supplerende beregninger efter andre modeller end de anbefalede standardmodeller kan indgå i sagsbehandlingen.
- Vurdere muligheden for en bedre integration/koordination af beregning af ammoniak og effekten af indførte staldteknikker, som beskrevet i BAT-Byggebladene.
- I samarbejde med arbejdsgruppen om nitrat udarbejde forslag til, hvordan estimering af nitratudvaskning og estimering af ammoniakemission koordineres, og så vidt muligt baseres på samme datasæt og med samme forudsætninger.
- Koordinere arbejdet med de igangværende opdateringer af ammoniakmanualens bilag 1 (baggrundsbelastning på kommuneniveau) og bilag 3 (tålegrænser), samt opdateringen af emissionsgrundlaget for NH_3 og udvikling af ammoniakmodellen.
- Foreslå en standardmetode til fastsættelse af tålegrænser for de berørte naturområder med udgangspunkt i den reviderede tabel over tålegrænser for danske naturtyper

Arbejdsgruppens sammensætning, organisering og tidsplan

Arbejdsgruppen forventes at afholde 3 møder i løbet af perioden oktober-januar med afrapportering senest 1. februar 2006. Det er vigtigt med den bedst mulige koordinering med de arbejdsgrupper, som i øvrigt er nedsat i forbindelse med vejlednings- og udredningsarbejdet. Udarbejdet materiale, som vurderes nyttigt for andre grupper,

skal derfor videresendes til disse gruppers formænd, og materiale kan efterlyses hos de andre gruppers formænd, hvis det formodes udarbejdet på baggrund af f.eks. opgavebeskrivelsen for arbejdsgruppen. For vejledningsgruppen om ammoniak er det specielt vigtigt med en koordinering med udredningsgruppen "ammoniak" og vejledningsgruppen vedrørende "nitrat".

Arbejdsgruppen nedsættes med repræsentation af:

Lars Moseholm, DMU (formand): lmo@dmu.dk, tlf. 4630 1101

Camilla Geels, DMU: cag@dmu.dk, tlf 4630 1169

Ole Hertel, DMU: oh@dmu.dk, tlf 4630 1148

Steen Gyldenkerne, DMU: sgy@dmu.dk, tlf. 4630 1223

Jesper Bak, DMU: jlb@dmu.dk, tlf. 4630 1448

Nick Hutchings, DJF: Nick.Hutchings@agrsci.dk,

Poul Pedersen, Landsudvalget for Svin: pp@danskeslagterier.dk, tlf. 33116050

Arne Grønkjær Hansen, Landscentret: agh@lr.dk, tlf. 87405556

Annette Strøm Jacobsen, Fyns amt, ajs@anv.fyns-amt.dk, tlf. 65561819

Tina Callesen, KL/Sønderborg Områdets Miljøcenter: tc@somc.dk, tlf. 73458209

Martin Schneekloth, SNS: msc@sns.dk, tlf. 39472903

Sophie Winther, SNS: swi@sns.dk, tlf. 39472262

Generelt

Styregruppen for udarbejdelse af vejledningen indkalder alle formændene for de nedsatte arbejdsgrupper til samlede koordineringsmøder efter behov. Formålet med koordineringsmøderne er at udveksle viden og erfaringer i forhold til arbejdet i de enkelte arbejdsgrupper samt at harmonisere rapporterne fra arbejdsgrupperne med henblik på en samlet vejledning.

Bilag 2: Baggrund og status for emissionsberegninger

Ammoniakfordampningen fra landbruget udgør ca. 78.000 tons NH_3 -N i 2004. Heraf er husdyrgødning ansvarlig for 78%. 6% kommer fra anvendelse af handelsgødning og 15% skyldes ammoniakfordampning fra afgrøderne. Dette afsnit beskriver kort hvordan ammoniakemissionen fra husdyrgødning opgøres og hvilke redskaber man har til at opgøre emissionen. Til slut gives en kort beskrivelse af BAT-byggebladene.

Kvælstof (N) i husdyrgødning består af en blanding af ammonium-N (NH_4^+) og N bundet i organisk stof. NH_4^+ er i en kemisk ligevægt med ammoniak (NH_3). Det er kun NH_3 som fordampes fra husdyrgødningen. Det mængdemæssige forhold mellem NH_4^+ og NH_3 afhænger af husdyrgødningens surhedsgrad (pH). Ved lavt pH (pH 5-6) er der mest NH_4^+ og dermed en lav ammoniakfordampning, mens der ved højt pH (pH 7-8) er en stor fordampning.

Forenklet afhænger ammoniakemission fra en ejendom af:

- Hvor meget N der udskilles i husdyrgødningen
- Hvor stor en andel af det udskilte N, der er på NH_4^+ -formen
- Den kemiske sammensætning af husdyrgødningen
- Hvordan husdyrgødning håndteres (staldtyper, lagertyper, udbringningsmetode)
- Klimaet (primært temperatur, nedbør, fugtighed og vindhastighed).

Den største del af husdyrgødningen udskilles i stalden, hvorefter gødningen transporteres til lageret, hvor den opbevares, indtil der sker udbringning til markerne. En mindre del udskilles direkte på markerne under afgræsning. Både i stald, lager og under udbringning sker der ammoniaktab. Da alle emissioner kommer fra den udskilte ammonium-N, betyder det, at et ammoniaktab i stalden reducerer den mængde ammonium-N som kommer ud i lageret og dermed også lagertabet. Det samme gælder for relationen mellem lagertab og marktab. I lageret kan der dog ske en nedbrydning af det organisk bundne N til NH_4^+ som dermed øges mængdemæssigt.

For at tage hensyn til vekselvirkningerne mellem tabsposterne er der bygget et system op, som beregner emission på følgende måde (se figur 1):

- Udskillelsen i stalden beregnes ud fra antallet af dyr i en kategori (f.eks. slagtesvin), udskillelsen pr dyr i kategorien og den procentdel af året de pågældende husdyr er i stalden
- Ammoniakemission fra stalden beregnes ud fra N-udskillelsen i stalden og en emissionsfaktor som er fastlagt for hver staldtype
- N som er tabt som følge af ammoniakemission i stalden fratrækkes N-udskillelsen i stalden, og den resterende mængde N overføres til lageret

- Ammoniakemission fra lageret beregnes ud fra N-inputtet fra stalden og en emissionsfaktor, som er fastlagt for hver lagertype
- N som er tabt som følge af ammoniakemission fra lageret, fratrækkes N-inputtet fra stalden, og den resterende mængde N overføres til markerne til udbringning
- Ammoniakemission fra markerne beregnes ud fra N-inputtet fra lageret og en emissionsfaktor som er fastlagt for hver udbringningsmetode.

Systemet er indbygget i det danske normtalsystem (Poulsen et al. 2001), som har til formål at beregne husdyrgødningens kvælstofindhold i lageret. Normtalsystemet anvendes primært til at udarbejde gødningsregnskaber i forbindelse med reglerne omkring gødningsudbringning og harmoniarealer.

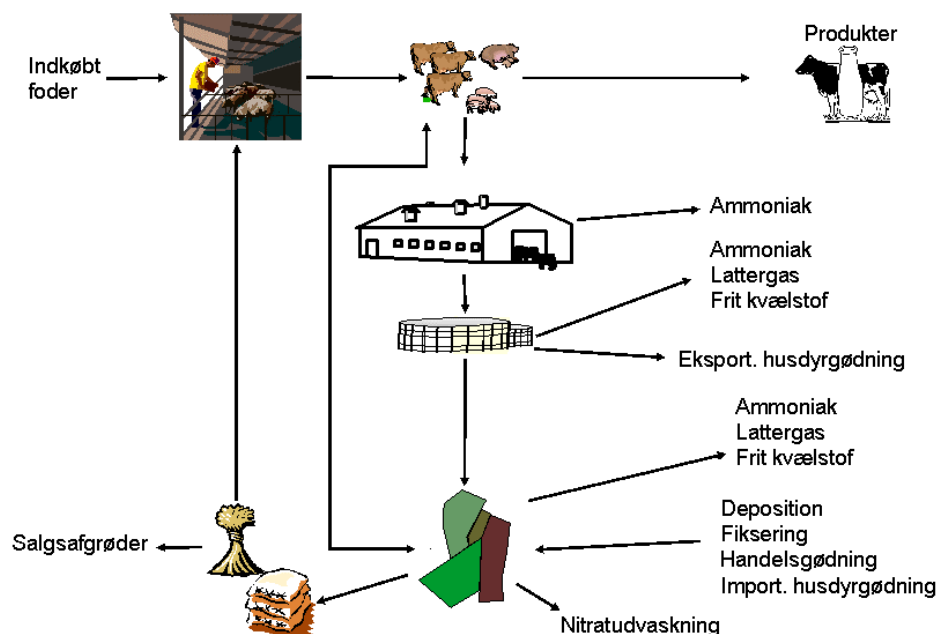
Da N-udskillelsen fra forskellige husdyrtyper (f.eks. malkekvæg, slagtesvin) er meget forskellige og N-tabet varierer meget imellem stald- og lagertyper, er der separate beregninger for alle væsentlige kombinationer af husdyrtyper og stald/lagertyper. De beregnede værdier for N-udskillelse og emissionsfaktorer som findes i normtalsystemet, er landsgennemsnitsværdier for de pågældende husdyrtyper og stald/lagertyper, og dækker dermed over en stor variation på bedriftsniveauet. Landmændene har dog mulighed for at tilpasse N-udskillelsen til egen praksis, hvis foderforbruget kan dokumenteres.

N-udskillelsen for en husdyrtype er beregnet ud fra dyrets kvælstofbalance:

Udskilt N = N i foderet – (N i mælk, tilvækst, æg og fosterdannelse).

N i mælk, tilvækst, æg og fosterdannelse beregnes på baggrund af normal dansk praksis. Dette er beskrevet i Poulsen et al. (2001). For at udarbejde normtallene beregnes N i foderet for alle væsentlige husdyrtyper på baggrund af indrapporterede produktionsdata fra landmænd til Dansk Landbrugsrådgivning. For malkekvæg omfatter datasættet 10-15% af malkekvægholdet, for svin 20-30% og for hhv. fjerkræ og mink 80-100% af produktionen. Det vurderes at tallene er repræsentative, selvom bedriftsoplysningerne for malkekvæg har en overvægt af mindre bedrifter.

Normtalsystemet opdateres årligt af Danmarks JordbrugsForskning (DJF). Normtal for N-udskillelse for de enkelte husdyrarter kan findes på www.agrsci.dk. I normtalsrapporten findes samtidigt emissionsfaktorer for stald- og lagertab. Korrektionsfaktorer for ændrede produktionsforhold kan ligeledes findes i normtallene samt i vejledningen til gødningsregnskaberne på Plantedirektoratets hjemmeside, www.pdir.dk.



Figur 1. Skitsering af system for vekselvirkningerne mellem tabsposter i emissionsberegninger.

Ammoniakemissionen fra udbringning af husdyrgødning er ikke en del af normtalsystemet. Emissionen afhænger af udbringningsmetode, tidspunkt på året, henliggetid på marken inden nedbringning i jorden, markens afgrødestatus, jordtype og fugtighed, og husdyrgødningens fysisk-kemiske egenskaber. For gylle gælder f.eks. at der er forskel på kvæg- og svinegylle.

I nogle tilfælde, kan flere faktorer modvirke hinanden, som f. eks. i afgasset gylle fra biogasanlæg. Afgasset gylle har et højere ammonium-N indhold og pH end ubehandlet gylle, og det presser ammoniakemissionen opad. Den har imidlertid også en lavere tørstofindhold, som betyder at den trænger hurtigere ned i jorden. Den samlede effekt er en lavere ammoniakfordampning.

Ammoniakfordampning fra udbragt handelsgødning udgør 1,5-2,5% af den udbragte mængde N i handelsgødningen. Det er ikke normalt at denne ammoniakemission indgår i en miljøgodkendelse.

Beregningsværktøjer

Ammoniakemissionen på ejendomsniveau kan beregnes ved hjælp af to danske beregningsværktøjer. Amtsmoellen (FAR), som er baseret på et Excel regneark samt FARM-N som er et internetbaseret værktøj. Vedrørende N-udskillelse og stald- og lageremissioner, er begge systemer baseret på normtalsystemet. Det betyder at ammoniakemissionen beregnes på baggrund af antallet af dyr i de forskellige staldtyper, dyrenes N-udskillelse og ammoniakemissionsfaktorer for de pågældende stald- og lagertyper.

Det Fællesamtlig Regneark

Beregningerne af ammoniakemissionen i det Fællesamtlig Regneark (FAR) er integreret i et skræddersyet system til beregning af effekten på naturområder ved udvidelsen af husdyrbrug, se også kapitel 1.

I regnearket indtastes antal dyr fordelt på forskellige stald- og lagertyper. Ud over ammoniakemissionen, kan regnearket beregne kvælstofudvaskning, fosfor og lugt i screeningssager for husdyrbrug. Med hensyn til udvaskning af kvælstof anvender FAR en simpel balance-model, hvor der tages udgangspunkt i lovgivningens krav til udnyttelse af N i husdyrgødningen. I modellen indgår endvidere, at en del af ammoniakemissionen fra et husdyranlæg vil bidrage til udvaskningen. Modellen indregner ikke en opbygning af kvælstof i jordpuljen.

Emissionen fra udbringning af husdyrgødning er i FAR opgjort til en fast procentsats af udbragt mængde N uanset udbringningsmetode, men med mulighed for at ændre procentsatsen. Ammoniakemissionen fra udbringning af handelsgødning, slam og afgrøder indgår ikke i FAR.

FARM-N

FARM-N beregner kvælstofoverskuddet på en bedrift, før og efter en udvidelse. N-overskuddet er forskellen mellem den samlede N tilførsel og den samlede N eksport fra ejendommen. N-tilførslen beregnes ud fra tilført kvælstof i handels- og husdyrgødning, foder og strøelse, kvælstofdeposition fra luften og fiksering i bælgeplanter. N-eksporten af kvælstof i produkter beregnes ud fra N-mængden i salgsafgrøder, mælk, solgte husdyr, husdyrgødning og halm. FARM-N fordeler N-overskuddet mellem følgende tabsposter: ammoniakemission fra stalde, lager, udbringning, lattergas- og fri kvælstofemission fra denitrifikation, nitratudvaskning og ændringer i jordens kvælstofpulje.

I FARM-N indtastes antallet af husdyr samt hvilken staldtype de befinder sig i. Herudover indtastes udbringningsmetode for husdyrgødning, jordtype og sædskifte. Standardværdier fra normtalsystemet for foderforbrug samt N i animalske- og planteprodukter og tilført kvælstofgødning er lagt ind, men kan i visse tilfælde justeres. Import af foderstoffer og strøelse beregnes ud fra foderforbruget minus egenproduktionen. N fiksering beregnes på baggrund af arealet med bælgeplanter.

Ammoniakemission beregnes separat for stald og lager som i normtalsystemet, og ammoniakemission under udbringning beregnes på baggrund af mængden af udbragt N og udbringningsmetode. Denitrifikation og ændringer i jordens kvælstofpulje beregnes med simple modeller, hvorefter nitratudvaskningen udgør restværdien. Ammoniakemissionen fra udbringning af slam og afgrøder indgår ikke i FARM-N.

FARM-N kan p.t. håndtere kvæg og svinebrug. En prototype er tilgængelig på internettet på www.farm-n.dk/farmntool.

BAT-byggeblade

BAT-byggebladene (Bedste Tilgængelige Teknik) er byggeblade, som angiver effekterne af forskellige teknologiske tiltag, der kan reducere ammoniakemissionen. Kun teknikker, som har vist sig effektive og holdbare, har fået udarbejdet byggeblade. Herudover findes der kandidater til BAT-byggebladene, som er teknikker der ikke er fuldt gennemtestede eller meget dyre i anskaffelse og brug. BAT-byggebladene kan findes på www.landscentret.dk. Byggebladene omfatter således ikke alle tilgængelige teknikker.

Hidtil har ammoniakreduktionen i BAT-byggebladene været angivet som en procentvis reduktion i forhold til et referencesystem. Eksempelvis kan køling af gylle i drægtighedsstalde give en ammoniakreduktion på 30 pct. i forhold til referencen "delvist spaltegulv", hvor 10 procent af kvælstoffet tabes ved ammoniakfordampning fra stalden. Det er imidlertid uhensigtsmæssigt at angive ammoniakreduktion i forhold til et referencesystem, når hele bedriftens ammoniakemission skal beregnes. Det er derfor besluttet i styregruppen for BAT-byggebladene, at der i byggebladene ved en kommende revision angives, hvor meget en given ammoniakreduktion svarer til i procent ammoniaktab fra stalden. I førnævnte eksempel vil 30 procents reduktion svare til at der kun tabes 7 procent af den udskilte kvælstof ved ammoniakfordampning fra stalden.

Ammoniakreducerende teknikker kan indføres som krav for at opnå en yderligere ammoniakreduktion og dermed en miljøgodkendelse. I forbindelse med en miljøgodkendelse kan der ikke stilles krav om brug af en given teknik. Hvor en ansøger ønsker at anvende andre teknikker skal ansøgeren fremskaffe den fornødne dokumentation for den ammoniakreducerende effekt.

Hvor der indføres teknikker, hvis effekt er begrundet i at teknikken er i drift, skal der stilles krav om udarbejdelse af logbog, hvor relevante og aktuelle driftsdata indføres.

Referencer

Poulsen, H. D., C.F. Børsting, H.B. Rom og S.G. Sommer, 2001, Kvælstof, fosfor og kalium i husdyrgødning – normtal 2000. DJF rapport, Husdyrbrug, Nr. 36. Danmarks JordbrugsForskning.

Bilag 3: Beskrivelse af lokalskala modellen OML-DEP

Afsætning af kvælstof via tørabsætning af ammoniak fra atmosfæren til de danske land- og naturområder varierer fra landsdel til landsdel. Men også på lokal skala ses der betydelige variationer i mængden, der afsættes. Det skyldes dels den relativt høje hastighed, hvormed ammoniak afsættes, dels de mange lokale emissionskilder, der varierer ud over landet pga. forskelle i landbrugsdrift. Ved vurdering af lokale miljøeffekter som følge af afsætning af kvælstof til naturen, er det derfor nødvendigt at kunne beregne de lokale variationer i afsætningen.

Danmarks Miljøundersøgelser har udviklet en lokalskala model som med en tilstrækkelig høj geografisk opløsning kan anvendes til beregning af spredning og afsætning af ammoniak. Den atmosfæriske lokalskala model OML-DEP ligger således til grund for standardmetoden i det foreslåede Trin B og er det direkte værktøj i Trin C i nærværende rapport. Det er også denne model som skal anvendes til en eventuel opdatering af de nuværende beregningsværktøjer. OML-DEP er udviklet på basis af kendte og afprøvede modeller og principper.

Kernen i modellen er OML, som er en såkaldt Gaussisk røgfanemodel, der håndterer den lokale atmosfæriske spredning fra punkt- og arealkilder ud til en afstand af ca. 20 km (Olesen, 1994; 1995; Berkowicz et al., 1986). I denne type model antages koncentrationsfordelingen omkring centerlinien af røgfanen at følge en normalfordeling. I en række sammenligninger i forbindelse med et internationalt harmoniseringsarbejde har modellen klaret sig fint i tests. OML modellen har siden 1990 været anvendt til regulering af luftforurening fra industri i forbindelse med Miljøstyrelsens Luftvejledning (Miljøstyrelsen 2001).

OML er videreudviklet til at inkludere depositionen af ammoniak, deraf navnet OML-DEP. Afsætningshastighederne i OML-DEP følger velkendte principper og er en kombination af metoden beskrevet i Hertel et al. (1995) og en afsætningsalgoritme, som tager hensyn til at afsætningsmodstanden kan variere mellem forskellige overfladetyper (Asman et al. 1994). Der er indbygget et simpelt kemimodul (Asman et al., 1989), som i gennemsnit reducerer ammoniakkoncentrationen med ca. 10 % indenfor et typisk modeldomæne og ved typiske meteorologiske forhold.

OML-DEP foretager beregninger for et område på f.eks. 16 km x 16 km. For at kunne lave beregninger med stor geografisk opløsning er området på 16 km x 16 km opdelt i et beregningsgitter med en opløsning på 400 m x 400 m. OML-DEP indgår i DMU's DAMOS system, hvor "baggrunds"-koncentrationer af ammoniak på randen af lokalskala modellens område indlæses i form af en tidsserie af timekoncentrationer beregnet med en regionalskalamodel (DEHM-REGINA). Dermed inddrages bidraget til afsætningen pga. internationale og regionale kilder til ammoniak.

Beregningerne foretages med input af lokale meteorologiske data enten fra en konkret vejrmast eller en vejrmødel. Emissionsdata på lokalskala fås ved bearbejdning af udtræk fra det Centrale Husdyr Register (CHR), det Generelle LandbrugsRegister (GLR), landmændenes gødningsregnskaber indrapporleret til Plantedirektoratet samt markblokkort (Gyldenkerne et al. 2004 og 2005). Den geografiske fordeling af emissionen er derfor meget detaljeret og er blandt andet fordelt på de enkelte stalde/gylletanke (punktkilder) og udbringningsarealer (arealkilder) (se også bilag 2 for en beskrivelse af emissionsdata).

Overfladens vegetation/beskaffenhed (land use), som har betydning for størrelsen af kvælstofdepositionen i beregningsområdet, er baseret på AIS-data

(http://www.dmu.dk/Udgivelser/Kort_og_Geodata/AIS/).

OML-DEP har i forbindelse med den seneste rapportering af NOVANA været anvendt til at beregne afsætningen af ammoniak til 25 udvalgte naturområder. De detaljerede kort over afsætningen for disse områder kan ses på:

<http://www.dmu.dk/luft/luftforurenings-modeller/deposition/>

To eksempler på områder med hhv. relativt få landbrug (Frederiksborg) og en del landbrug (Randbøl Hede) er vist her i figur 1. De enkelte kilder ses tydeligt som lokale maksima.

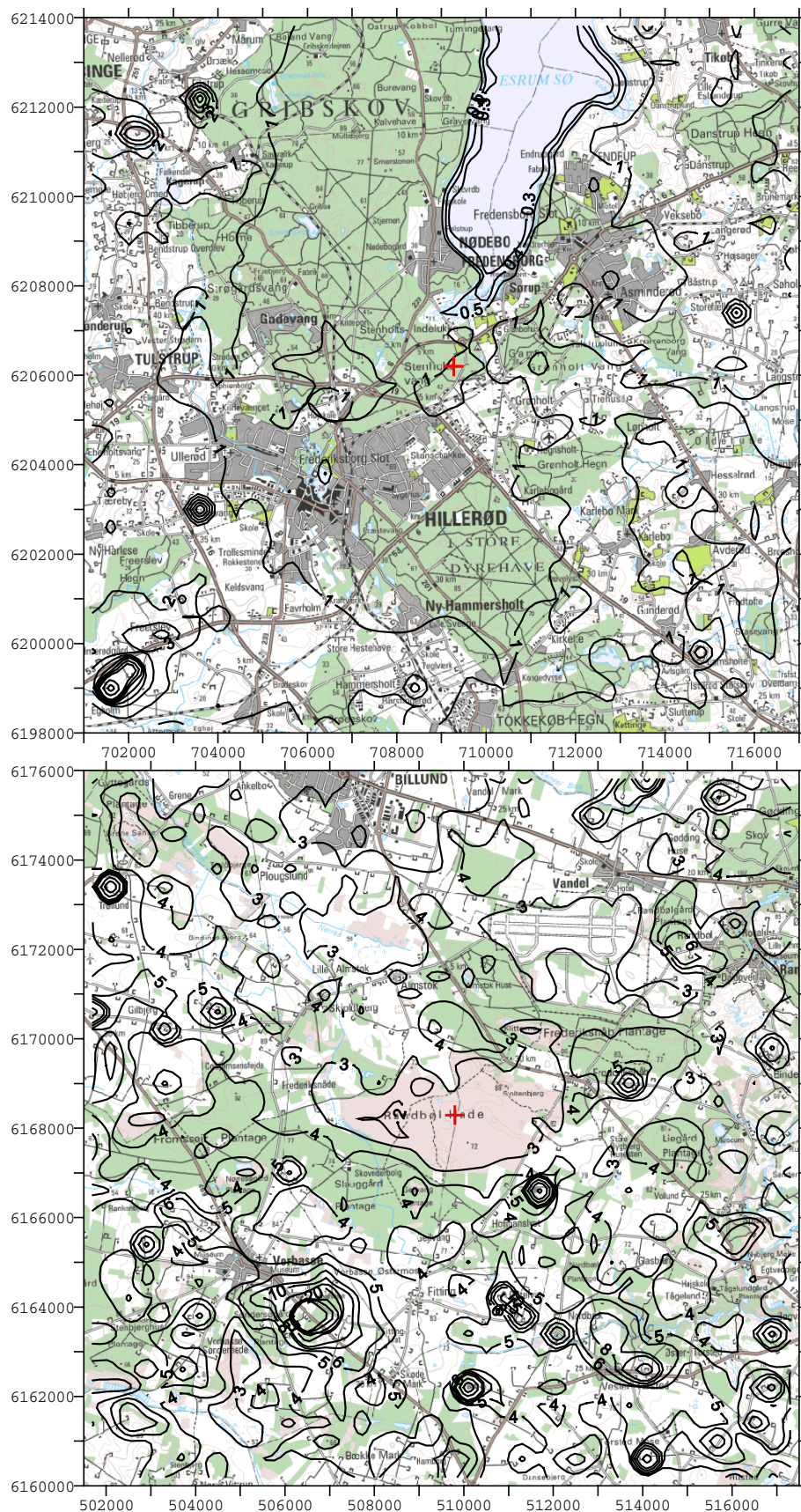
Status for validering af OML-DEP

OML-DEP er som nævnt baseret på OML-modellen, som anvendes som standardmetode til dimensionering af skorstenshøjder fra f.eks. industri og kraftværker i henhold til den danske luftvejledning. OML modellens beskrivelse af spredning fra punktkilder er valideret gennem sammenligninger med eksperimentelle data fra udvalgte kilder samt kontrollerede udslip af sporstoffer. I forhold til ammoniak koncentrationer og afsætning er det dog yderst begrænset, hvad der findes af eksperimentelle data til brug for validering af modellen af denne type.

Inden for baggrundsovervågningsprogrammet, som gennemføres i regi af NOVANA programmet, foretages målinger af ammoniakkoncentrationer på udvalgte naturområder i Danmark. Målingerne suppleres med beregninger med OML-DEP modellen, og der foretages samtidig en sammenligning af resultaterne.

Inden for VMP-III er der i 2005 gennemført målinger af ammoniakkoncentrationer i området omkring en hønnefarm ved Ringsted. Målingerne har omfattet langtidsmålinger af 14 dages-middelkoncentrationer i et fast målenet. I tillæg er der i kampagner korttidsmålinger på time-opløsning. Resultaterne er fortsat ved at blive behandlet og denne fase har som formål at gennemføre en sammenligning med OML-DEP.

De beskrevne aktiviteter vil give en form for validering af OML-DEP på udvalgte lokaliteter for de meteorologiske situationer, som forekommer i løbet af de specifikke eksperimenter. En fuldstændig validering af modellen med fokus på deposition er endnu ikke mulig på basis af det begrænsede datamateriale som er til rådighed. Der arbejdes på at få yderligere midler til eksperimenter bl.a. ved en svinefarm.



Figur 1. Den beregnede geografiske variation af tørtafsat ammoniak (kg N/ha) i et 16 km x 16 km område ved hhv. Frederiksborg (øverst) og Randbøl Hede for 2004. Den samlede afsætning af kvælstof til et punkt i området fås ved at addere 11 kg N/ha til værdierne på kortet. Værdierne på akserne angiver placeringen af området i UTM 32 nettet (m Øst og m Nord).

Referencer

- Asman, W. A., Pinksterboer, E. F., Mass, H. F. M, Erisman, J.-W., Waijers-Ypelaan, A., Slanina, J. og Horst, T. W. 1989, Gradients of the Ammonia Concentration in a Nature Reserve: Model Result and Measurements. *Atmospheric Environment*, vol. 23, no. 10, pp.2259-2265.
- Asman, W.A.H.; Sørensen, L.-L.; Berkowicz, R.; Granby, K.; Nielsen, H.; Jensen, B.; Runge, E.H.; Lykkelund, C.; Gryning, S.-E. og Sempreviva, A.M, 1994. Processer for tørdeposition. *Miljøstyrelsen*, 1994. 199 s. - Havforskning fra Miljøstyrelsen, nr. 35.
- Berkowicz, R., Olesen, H.R. & Torp, U. 1986, The Danish Gaussian air pollution model (OML): Description, test and sensitivity analysis in view of regulatory applications. In *Air Pollution Modelling and its Applications V* (edited by C. De Wispelaere, Francis A. Schiermeier and Noor V. Gillani), NATO-CCMS, vol.10, Plenum Press, New York, pp. 453-481.
- Gyldenkerne, S., Mikkelsen, M.H., Ambelas Skjøth, C., Hertel, O. & Münier, B. 2004, Danish Integrated Emission Model for Agriculture (DIEMA). Poster presented at the Workshop on End user requirements on spatial and temporal disaggregation of GHG budget organised by CARBOEUROPE, Spello, Italy, 26-27 January 2004.
- Gyldenkerne, S., Ambelas Skjøth, C., Hertel, O. & Ellermann, T. 2005, A dynamical ammonia emission parameterization for use in air pollution models. - *Journal of Geophysical Research- Atmospheres* 110(D7): D07108 pp.
- Hertel, O., Christensen, J., Runge, E.H., Asman, W.A.H., Berkowicz, R., Hovmand, M.F., & Hov, Ø., 1995, Development and Testing of a new Variable Scale Air Pollution Model - ACDEP. *Atmospheric Environment*, 29, 11, pp. 1267-1290.
- Horst, T. W., 1977. A surface depletion model for deposition from a Gaussian plume, *Atmos. Env.*, vol. 11, pp. 41-46.
- Miljøstyrelsen 2001. Luftvejledningen, vejledning nr. 2, 2001.
- Olesen, H.R. 1994. Evaluation of the OML Model. In: Cuvelier, C. (ed.): *Proceedings of the Workshop Intercomparison of Advanced Practical Short-Range Atmospheric Dispersion Models*. August 30 - September 3, 1993 (Manno-Switzerland). CSCS (Centro Svizzero di Calcolo Scientifico). EUR 15603 EN: pp. 43-47.
- Olesen H.R., 1995. Regulatory dispersion modelling in Denmark. *International Environmental Pollution* 5 (4-6), pp. 412-417.
- Olesen, H. R., 1995, The Model Validation Exercise at Mol - Overview of Results: *International Journal of Environment and Pollution*, 5, 761-784.

Olesen, H. R., Løfstrøm, P., Berkowicz, R., og Ketzel, M. 2005. Regulatory odour model development: Survey of model-ling tools and datasets with focus on building effects. National Environmental Research Institute, Denmark. 62 pp. - NERI Technical report no. 541. <http://technical-reports.dmu.dk>.

Skjøth, C. A., Hertel, O., Gyldenkaerne, S., og Ellermann, T., 2004, Implementing a dynamical ammonia emission parameterization in the large-scale air pollution model ACDEP: Journal of Geophysical Research-Atmospheres, 109.

Bilag 4: Følsomhedsanalyser med OML-DEP

I arbejdsgruppens forslag til en ny standardmetode skal kurverne, der bruges til at bestemme dels afstandsgrænser på trin A, dels sammenhængen mellem afstand til emissionskilde og afsætningen på et naturområde på Trin B, baseres på modelkørsler med lokalskala modellen OML-DEP. For at fastslå hvilke parametre, der skal ligge til grund for de endelige standardkurver, er det vigtigt at fastslå hvilke parametre, der har størst indflydelse på beregningen af afsætningen af ammoniak på lokal skala.

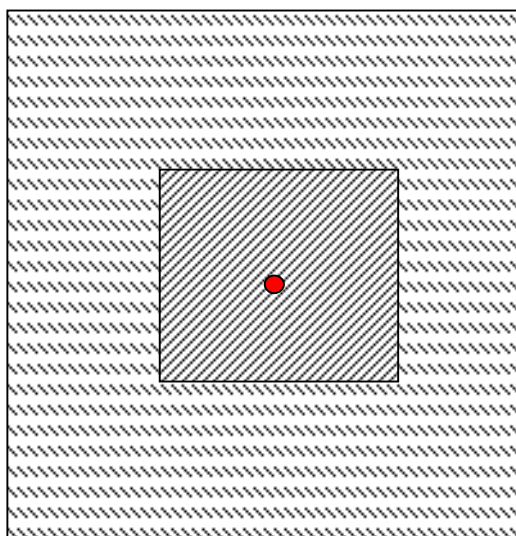
Hertel et al. (2005) har i en vidensyntese inden for afsætning af atmosfærisk ammoniak med fokus på lokalskala modeller, gennemgået de processer, der er relevante for denne type beregning. Processerne knytter sig til emission, spredning og afsætning af ammoniak. I det følgende gennemgås forskellige scenarier og følsomhedsanalyser indenfor disse tre områder udført som eksempelberegninger. Det skal bemærkes at resultaterne er foreløbige og analysen skal gentages mere detaljeret når OML-DEP er opdateret med et nyt og forbedret tør-afsætningsmodul.

Standardgården

Scenarierne er baseret på beregninger omkring to "standardgårde" på 100 DE med hhv. malkekvæg og slagtesvin. I tabel 1 er emissionen fra hhv. punkt- og fladekilder angivet for de to typer gårde. I de følgende beregninger antages en standardfordeling af kilderne i modelområdet, se figur 1.

Tabel 1: Nøgletal for de to standardgårde.

	Antal dyr	Harmoniareal ha	Stald kg N	Lager kg N	Udbringning Kg N	Afgræsning kg N
Malkekvæg	63	60	895	219	900	207
Slagtesvin	3600	71	1378	244	1107	0



Figur 1. OML-DEP's modelområde og placering af hhv. flade- og punktkilder i disse scenarier. Den røde prik viser gårdens placering, mens det inderste gråt skraverede felt angiver gårdens udbringnings- og græsningsarealer.

Beregningerne er udført med en typisk opsætning med et modelområde på 16 km x 16 km og en opløsning på 400 m x 400 m. Pga. opsætningen af beregningsnettet viser de beregnede kurver i de følgende afsnit, afsætningen af ammoniak fra 400 m fra punktkilden og ud efter.

Baggrundskoncentrationen af kvælstof på randen af modelområdet er dog ikke medtaget i disse scenarier. I nogle af scenarierne er modellen kørt for et helt år med meteorologiske data for 2004, i andre er modellen kun kørt for en enkelt time.

Før de endelige kurver i den nye beregningsmodel fastlægges skal følsomheden af de enkelte parametre undersøges og analyseres mere indgående end i dette bilag. Dette vil blive gjort, når et nyt og forbedret tørafsætningsmodul er implementeret i OML-DEP.

Der er også andre processer end de her beskrevne, som kan have indflydelse på den beregnede afsætning af ammoniak. Bl.a. vil bygninger (stald, lager mm) have en indflydelse på spredningen og dermed afsætning tæt på kilden. Dette er beskrevet nærmere i Olesen et al. (2005) hvor det også er beskrevet hvordan OML-DEP inkluderer denne effekt.

Emissionsscenarier

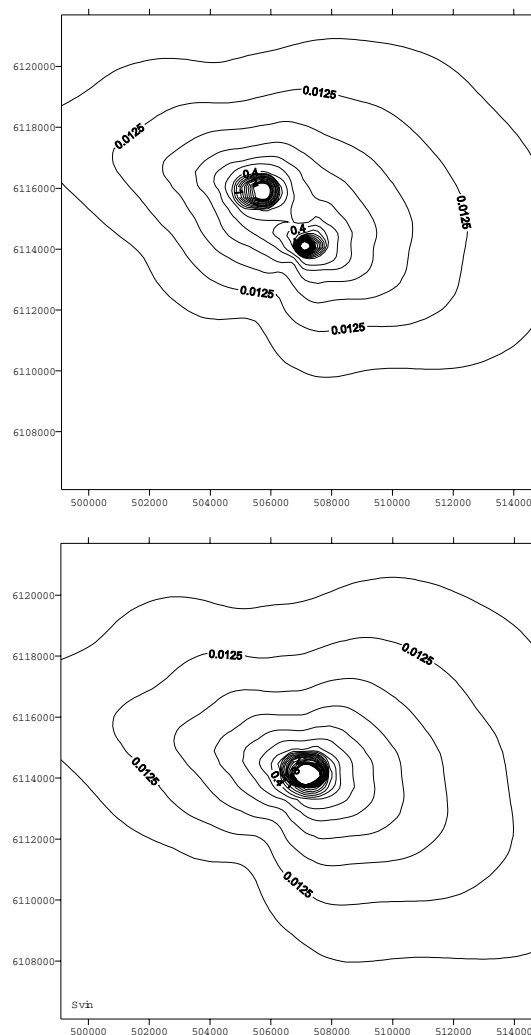
Udbringningspraksis

Tidligere studier har vist at den samlede årlige tørafsætning er følsom overfor den tidlige variation af emissionen. Det er bl.a. dokumenteret at emissionsmodulet, der anvendes i OML-DEP er sensitivt med hensyn til udbringningspraksis og temperatur i starten af sæsonen (Skjøth et al., 2004). For at efterprøve dette er de to typer gårde (kvæg og svin) med forskellig udbringningspraksis medtaget her. Det skal dog også bemærkes at den samlede emission fra svinebesætningen er større end fra kvægbesætningen.

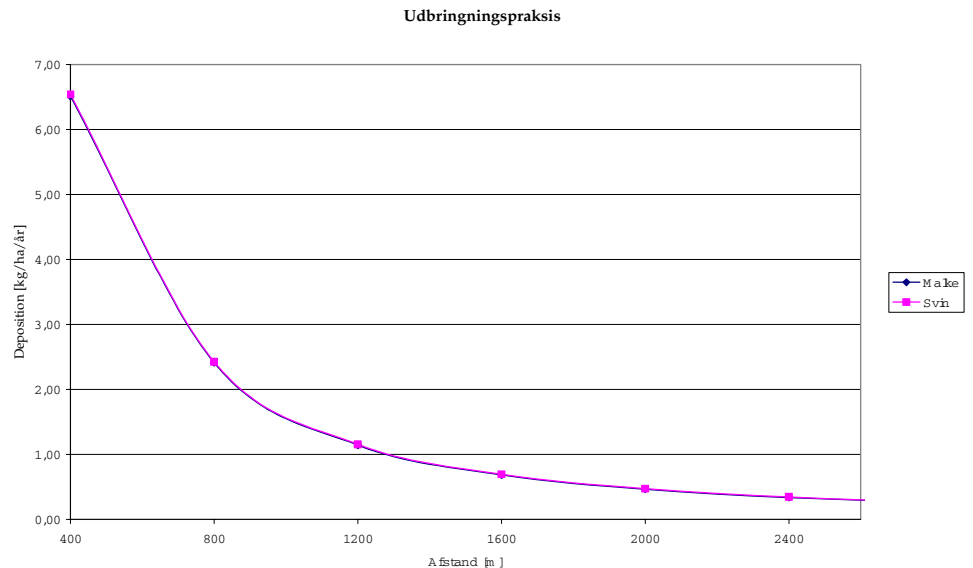
Den beregnede geografiske fordeling af afsætningen omkring de to gårde er vist i figur 2. I dette eksempel er anvendt meteorologiske data fra 2004. Der ses at være en mindre forskel i hvor hurtigt afsætningsraten aftager med afstanden fra gården og i selve fordelingen omkring gården. Forskellen mellem de to scenarier ligger dels i udbringningspraksis og dels i størrelsen af den samlede emission. For en svinebesætning på 100 DE er emissionen størst og der vil blive udbragt gylle senere på foråret end for en malkekvægbesætning. Da udbringningen sker på forskellige tidspunkter vil emission, spredning og afsætning ske under forskellige meteorologiske forhold. I dette eksempel resulterer det i en større afsætning øst for svinebesætningen end for den tilsvarende kvægbesætning.

For at undersøge betydningen af udbringningstidspunktet alene er modellen kørt for et år med en konstant vindretning (270°) for en gård med kvægbesætning med hhv. alm. udbringningspraksis for denne type gård og den praksis der anvendes ved svinebesætninger. Den årlige emission er altså den samme i de to beregninger, men forskellige meteorologiske parametre, der har indflydelse på de turbulente forhold og dermed spredning/afsætning, samt lufttemperatu-

ren, varierer alt efter udbringningstidspunktet. Afsætningskurverne nedstrøms (dvs. øst) for gården er vist i figur 3.



Figur 2. Den beregnede geografiske variation af tøraftsat ammoniak (på en relativ skala) omkring gården med malkekvæg (øverst) og slagtesvin. Værdierne på akserne angiver placeringen af området i UTM 32 nettet (m øst og m nord).



Figur 3. Beregnede kurver for afsætningen af ammoniak fra gården i en lige linje mod øst. De to kurver er for hhv. malkekvæg- og svinebesætningen og de tilhørende udbringningspraksis.

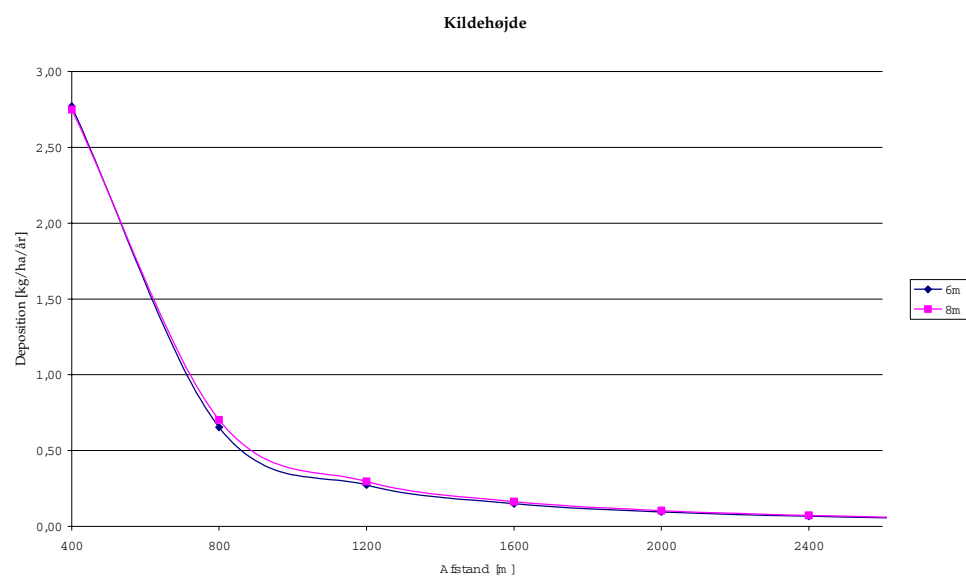
Det fremgår en smule overraskende, at der stort set ingen forskel er på afsætning nedstrøms fra gården i de to tilfælde med hhv. den ene og den anden udbringningspraksis, når vindretningen holdes konstant gennem hele året. De mindre forskelle, der såes i figur 2, syntes derfor at skyldes forskelle i vindretning/styrke på udbringningstidspunktet og forskelle i den samlede emission. Vi må i det videre arbejde med OML-DEP lave yderligere undersøgelser af følsomheden over for udbringningspraksis og evt. vurdere om beskrivelsen af emissionen skal forbedres.

Kildehøjde

Højden på punktkilderne kan pga. røgfanløft samt variationer i spredningsparametrene i atmosfæren have indflydelse på spredningen af ammoniak i luften og dermed på hvor hurtigt det afsættes på overfladen igen. For at teste betydningen af dette er punktkilden sat til hhv. 6 og 8 m for standardgården med omkringliggende bygninger på 5 m. Areal-kilderne er sat til en emission på nul.

De to beregninger med OML-DEP er vist i figur 4. Afsætningen ses at være stort set ens. Med en kildehøjde på 6 m er afsætningen tæt på kilden en smule større, hvorved koncentrationen og dermed afsætning er en smule mindre længere fra kilden end i tilfældet med en kildehøjde på 8 m.

Alt i alt, indikerer denne lille analyse at indenfor det interval som er aktuelt for højden på de forskellige punktkilder i forbindelse med landbrug vil kildehøjden ikke have betydende indflydelse på de beregnede afsætninger.



Figur 4. Beregnede kurver for afsætningen af ammoniak, fra gården og i en lige linje mod øst. For de to scenarier med en kilde højde på hhv. 6 m og 8 m.

Meteorologiscenariet

De meteorologiske forhold ændres både i tid og fra sted til sted. For at få et indblik i hvor følsom tøraftsætningen er overfor meteorologien er der lavet beregninger med data fra to forskellige steder i Danmark for standardgården. I figur 5 ses beregningerne med hhv. meteorologiske data fra Midtsjælland ("ø-klima") og fra Vestjylland ("kystklima").

Som forventet er den totale årlige tøraftsætning af ammoniak i forskellige afstande fra gården (her malkekvæg) følsom overfor det meteorologiske input. Fordelingen omkring en gård under "kystklima" ses for dette år at være cirkulær tæt på gården, mens fordelingen omkring gården i tilfælde af "ø-klima" er mere udtalt i syd-øst til nord-vest retningen. Dermed vil et større område blive påvirket af emissionerne fra gården.

I dette eksempel fra to lokaliteter i Danmark syntes den mest markante ændring i tøraftsætningen at stamme fra forskelle i middelvind og dominerende vindretning.

Overfladetyper

Overfladetyper (og dermed ruheden) i området og skift mellem overfladetyper har også betydning for afsætningen. Ruhedsparameteren (også kaldet ruhedshøjden, z_0) skal dog ikke forveksles med højden af ruhedselementerne, typisk vegetationen. Den afhænger ligeledes af form og tæthed af f.eks. den pågældende skov. Det er således svært at bestemme z_0 nøjagtigt, både pga. måleusikkerheder, men også pga. indflydelsen af de lokale forhold. I litteraturen kan man derfor finde meget forskellige værdier for z_0 for en given overflade (Asman et al. 1994).

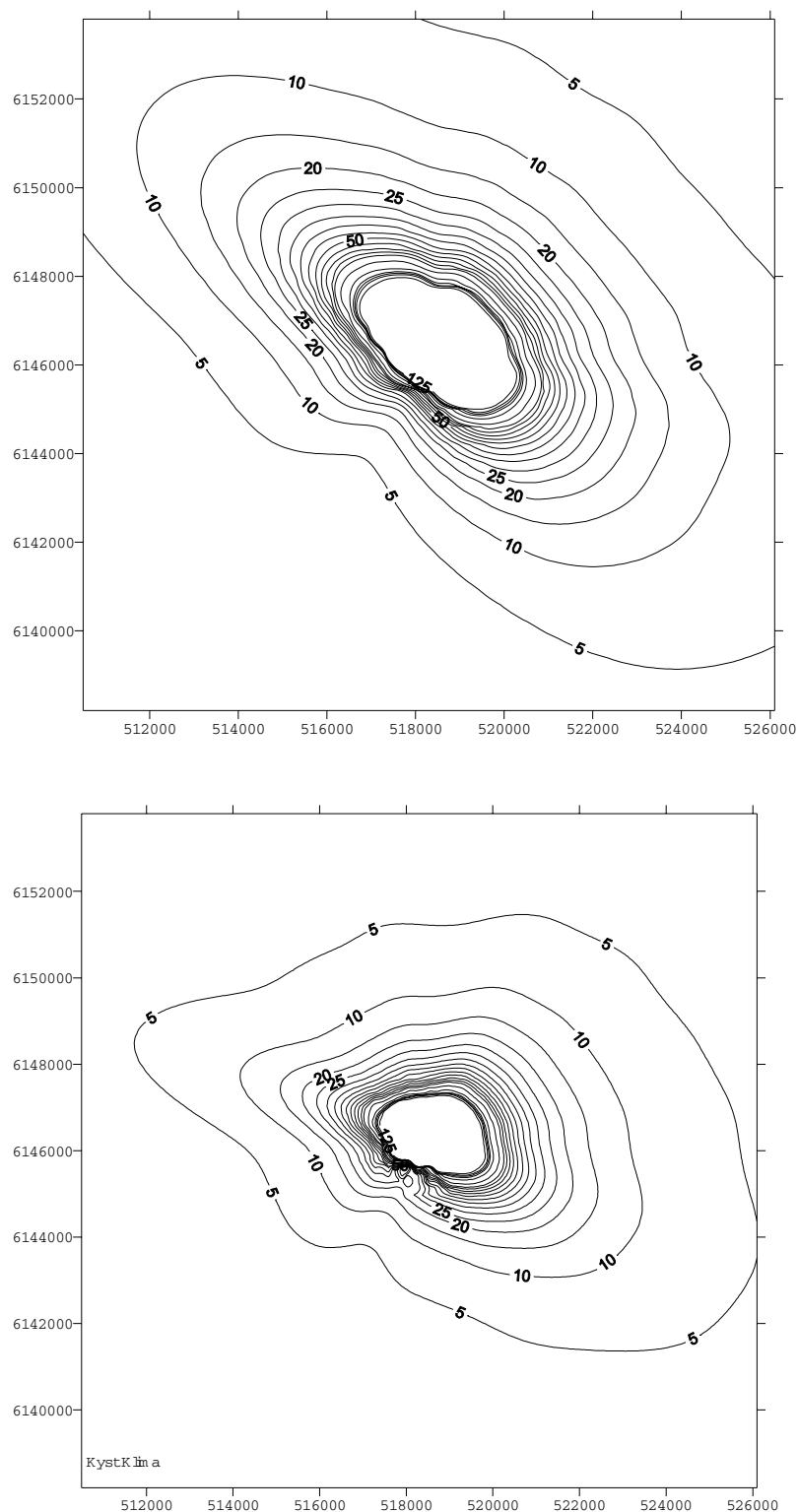
I DMU's modeller beskrives tøraftsætningen ud fra den såkaldte resistansmetode. Det antages at selve processen kan beskrives ved hjælp af forskellige modstande, som de kemiske stoffer skal trænge igennem, før de bliver afsat på overfladen. Hastigheden hvormed stofferne bliver afsat, beregnes ud fra udtrykket herunder og kan opfattes som en række modstande i serie:

$$V_d = \frac{1}{r_a + r_b + r_c}$$

De tre modstande, r_{abc} , svarer til hhv. modstanden mod turbulent transport i atmosfæren, transport gennem det tynde ikke-turbulente lag tæt ved overfladen, samt endelig selve overfladens modstand mod afsætningen af det kemiske stof.

I OML-DEP indgår ruheden af overfladen (z_0) i udtrykket for r_a og r_b , men den største afhængighed af overfladen findes for r_c . For ammoniak er denne modstand meget svær at bestemme, da den afhænger af flere parametre. Det er i modeller nødvendigt at opdele udtrykket for r_c i en række komponenter relateret til f.eks. forskellige dele af plantedækket. For ammoniak er billedet yderligere kompliceret af, at f.eks. klipping af græs kan få græsset til at frigive ammoniak.

Generelt er det pga. planternes evne til både at optage og udsende ammoniak nødvendigt at estimere et kompensationspunkt, hvor der ved en given koncentration ikke længere kan afsættes ammoniak i planten.

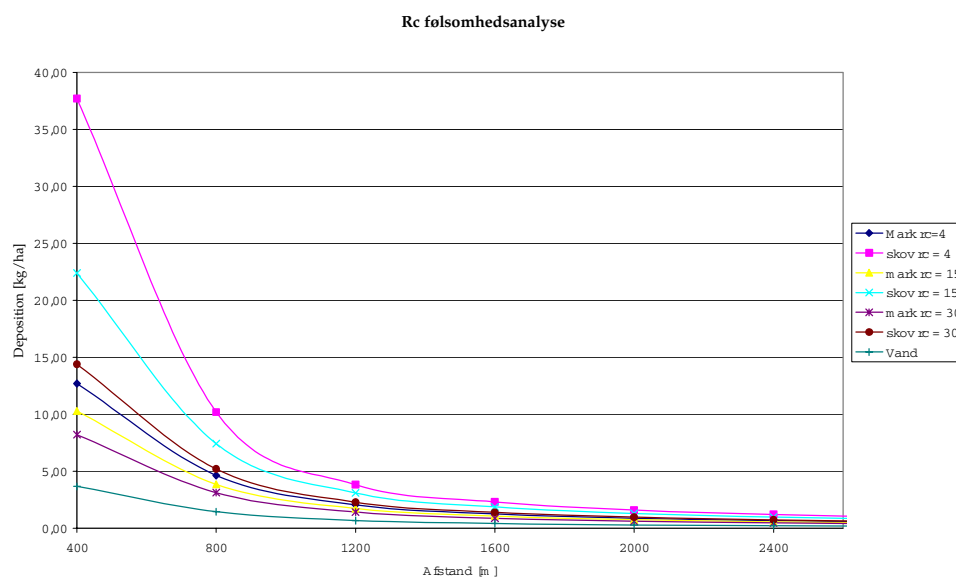


Figur 5. Resultaterne fra de to forskellige meteorologiske scenarier. Øverst: "Ø-klima" fra Midtsjælland. Nederst: "vestkystklima". Kurverne angiver den geografiske fordeling af tørabsat ammoniak (Kg N/ha/år) omkring gården. Værdierne på akserne angiver placeringen af området i UTM 32 nettet (m øst og m nord).

Det er dog ikke trivielt at bestemme dette punkt, som vil variere meget pga. temperaturændringer mm. og denne proces er derfor ikke medtaget i typiske lokalskalamodeller (se f.eks. Hertel et al. 2005 for en detaljeret beskrivelse).

Normalt bestemmes r_c ud fra målinger af tørabsætning og en værdi på 30 s/m er anvendt i OML-DEP for alle overflader. På basis af ekstremværdier fundet i litteraturen er der i forbindelse med nærværende beregninger udvalgt tre forskellige overflademodstande $r_c = \{4, 15, 30 \text{ s/m}\}$ for at vise, hvordan den totale tørabsætning ændrer sig med denne parameter (Asman et al. 1994). Ruheden er ligeledes varieret så den repræsenterer typiske ruheder fra det danske landskab: skov ($z_0=1,0$), landbrugsland ($z_0=0,1$). Til sammenligning er beregningen også udført for en vandoverflade ($z_0=0,005$), som er en af de mindst ru overflader, der findes.

Som det ses i figur 6 er afsætningen generelt højest når overfladen er skov og lavest i tilfældet med vandoverfladen. Dette var forventet da afsætningen er størst for ru overflader. I scenariet med $r_c=4$ for skov er afsætningen ekstrem høj tæt på kilden. Som allerede beskrevet er de anvendte værdier ekstremværdier og der kræves yderligere studier før det endelige sæt af parametre kan bestemmes.



Figur 6. Beregnede kurver for afsætningen af ammoniak nedstrøms fra gården. For de forskellige kombinationer af typiske overflader og overflademodstande (R_c). Baseret på en times beregninger med OML-DEP.

Analyse af vindretning/styrke

Som beskrevet ovenfor er beregningerne med OML-DEP følsomme overfor ændringer i meteorologi (specielt vindretningen). For at medtage denne effekt i beregningerne af afsætningen ud fra standardkurver kan det blive nødvendigt, at skalere den aflæste standardværdi med frekvensen af vindretningen. Denne type skalering anvendes i dag i Ammoniakmanualen. Inden det besluttes om vindretningen skal indgå i det anbefalede standardssystem er det vigtigt at fastslå, om frekvensen af vindretningen og vindstyrken er ligeligt fordelt eller om vindstyrken er højere ved visse vindretninger. Hvis

det er tilfældet vil en skalering med frekvensen af vindretningen påføre de beregnede afsætninger et uønsket bias.

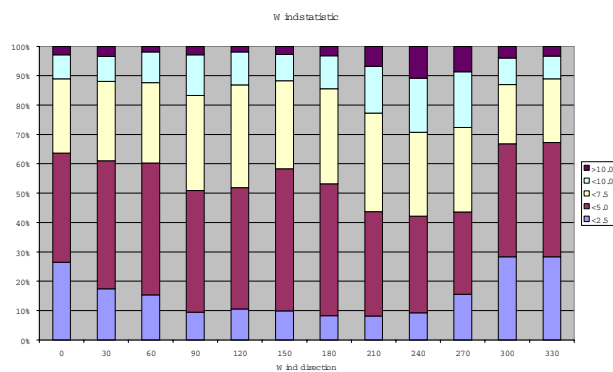
I det følgende vil der blive gjort rede for vindretningerne i Danmark og de antagelser vi kan tillade os at gøre med vindretningerne.

I DMI's tekniske rapport 05-15 er beskrevet 30 års vindstatistik for forskellige lokaliteter: Flystationerne Ålborg, Karup og Skrydstrup. Thyborøn, Tirstrup, Skagensfyr og Abed, samt lufthavnene i København, Odense og på Bornholm.

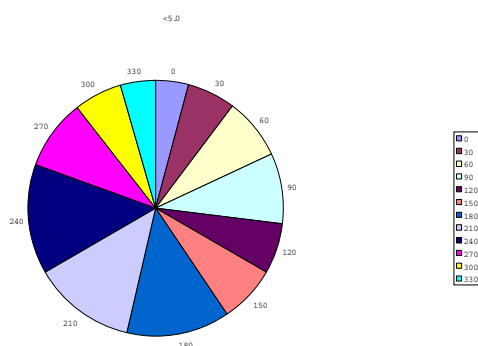
Vindstatistikken ses at være næsten homogen med undtagelse af Thyborøn og Skagensfyr. De to lokaliteter er meget tæt på vestkysten og er derfor ikke repræsentative for indlandsklimaet.

I vindretningsundersøgelsen beskrevet i det følgende er der brugt vinddata fra en meteorologisk mast ved Beldringe Lufthavn ved Odense, der er drevet af Miljøcenter Fyn/Trekantsområdet I/S og Fyns Amt. Fra denne lokalitet var der umiddelbart adgang for data fra perioden 1990-2004. I analysen er der talt op, hvor mange gange vinden blæser fra en bestemt vindsektor én gang i timen. Der er i alt 12 vindsektor delt op på 30 graders intervaller fra 0° - 359°. Resultaterne ses i figur 7-12. Vindstyrken er opdelt i intervallerne: op til 2,5 m/s, 2,5 til 5 m/s, 5 til 7,5 m/s, 7,5 til 10 m/s og større end 10 m/s.

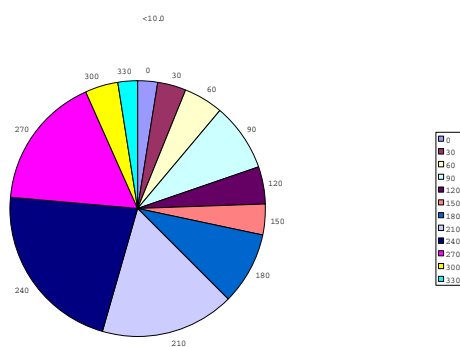
Det ses på figur 7 at vindhastigheder mellem 2,5 m/s og 7,5 m/s er nogenlunde jævnt fordelt på alle vindretningerne. I figur 8 til 12 ses frekvensen af de forskellige vindstyrker i de 12 vindretninger. Under og over dette interval er vindfordelingen ikke helt jævn. Men det er stadig rimeligt at antage fordelingen er jævn op til 10 m/s. For yderligere statistikker om vinddata fra Danmark, se DMIs tekniske rapporter 05-15, 03-21 og 02-12.



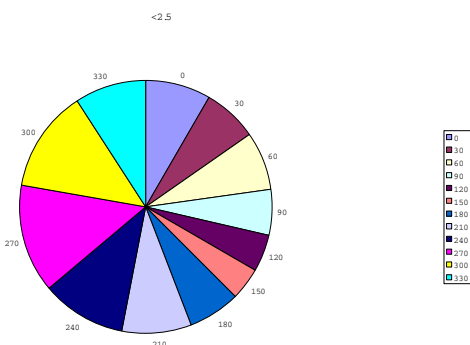
Figur 7. Fordeling af vindretningen.



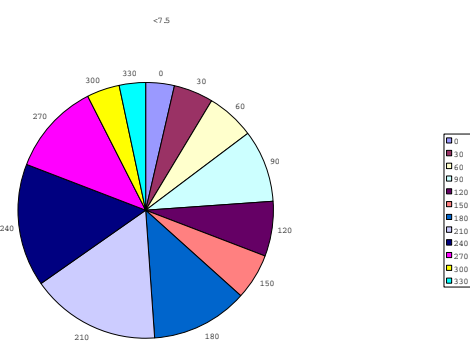
Figur 9. Frekvensen af 2,5 – 5,0 m/s vindstyrken i de 12 vindretninger.



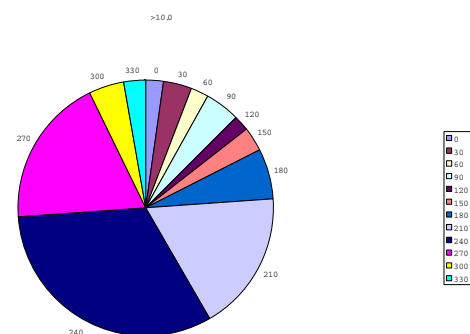
Figur 11. Frekvensen af 7,5-10,0 m/s vindstyrken i de 12 vindretninger.



Figur 8. Frekvensen af 25 m/s vindstyrken i de 12 vindretninger.



Figur 10. Frekvensen af 5,0 – 7,5 m/s vindstyrken i de 12 vindretninger.



Figur 12. Frekvensen af vindstyrken større end 10 m/s i de 12 vindretninger.

Referencer

Asman, W.A.H.; Sørensen, L.-L.; Berkowicz, R.; Granby, K.; Nielsen, H.; Jensen, B.; Runge, E.H.; Lykkelund, C.; Gryning, S.-E.; Sempreviva, A.M, 1994, Processer for tørdeposition. Miljøstyrelsen, 1994. 199 s. - Havforskning fra Miljøstyrelsen, nr. 35.

Berkowicz, R., Olesen, H.R. and Torp, U. 1986, The Danish Gaussian air pollution model (OML): Description, test and sensitivity analysis in view of regulatory applications. In Air Pollution Modelling and its Applications V (edited by C. De Wispelaere, Francis A. Schiermeier and Noor V. Gillani), NATO-CCMS, vol.10, Plenum Press, New York, pp. 453-481.

DMI, <http://www.dmi.dk/dmi/index/>

Gyldenkerne, S., Ambelas Skjøth, C., Hertel, O. & Ellermann, T. 2005, A dynamical ammonia emission parameterization for use in air pollution models. - Journal of Geophysical Research- Atmospheres 110(D7): D07108 pp.

Hertel, O., Christensen, J., Runge, E.H., Asman, W.A.H., Berkowicz, R., Hovmand, M.F., and Hov, Ø., 1995, Development and Testing of a new Variable Scale Air Pollution Model - ACDEP. Atmospheric Environment, 29, 11, pp. 1267-1290.

Hertel, O., Ambelas Skjøth, C., Løfstrøm, P., Andersen, H.V., og Ellermann, T., 2005, Vidensyntese inden for afsætning af atmosfærisk ammoniak – fokus på lokalskala. 34 p., NERI technical report No 360. http://www2.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_fagrapporter/rapporter/FR560.PDF

Olesen, H. R., Løfstrøm, P., Berkowicz, R., og Ketzel, M. 2005. Regulatory odour model development: Survey of model-ling tools and datasets with focus on building effects. National Environmental Research Institute, Denmark. 62 pp. - NERI Technical report no. 541. <http://technical-reports.dmu.dk>.

Skjøth, C. A., Hertel, O., Gyldenkaerne, S., and Ellermann, T., 2004, Implementing a dynamical ammonia emission parameterization in the large-scale air pollution model ACDEP: Journal of Geophysical Research-Atmospheres, 109.

Bilag 5: Beskrivelse af baggrundsregninger

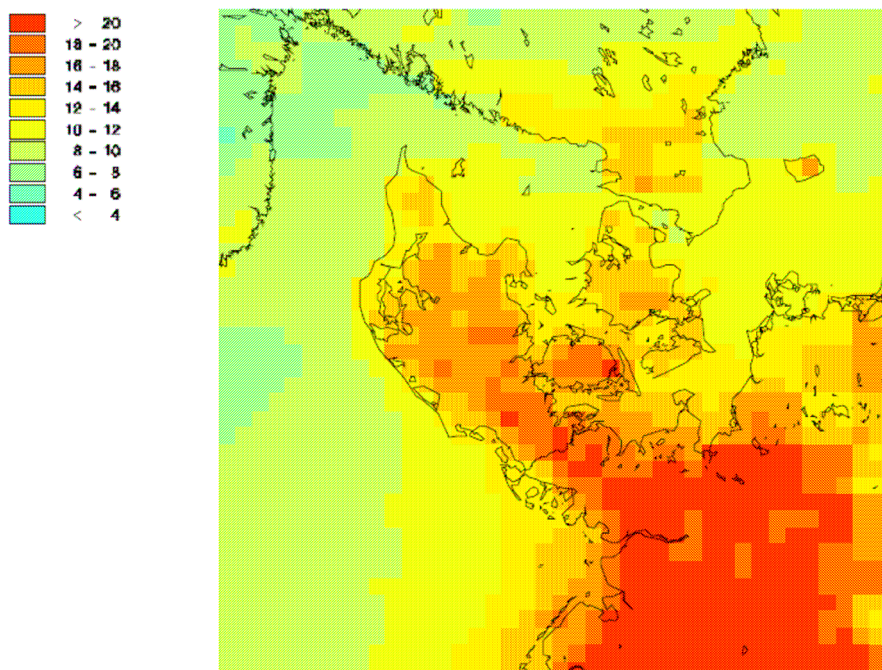
Beregninger af afsætning af bl.a. kvælstof til de danske land- og vandområder er i forbindelse med det Nationale Program for Overvågning af Vandmiljøet og Naturen (NOVANA) udført på DMU. I 2005 blev en ny og forbedret model taget i brug til dette formål (se Ellermann et al. 2005).

Modellen, DEHM-REGINA er udviklet på DMU gennem de seneste år og fremstår i dag som en fuld tre-dimensional luftforureningsmodel (Christensen, 1997; Frohn, 2004). Modellen inkluderer realistiske beskrivelser af de fysiske og kemiske processer i atmosfæren og kan dermed anvendes til at beregne spredning og omdannelse, samt afsætning af luftforurening til både vand- og landområder.

DEHM er valideret ved sammenligning med målinger af mange kemiske stoffer målt på både danske og europæiske målestationer, samt ved sammenligning med andre modeller. Ud fra disse sammenligninger kan det konkluderes, at DEHM lever op til den internationale standard på området.

Modellen dækker hele den nordlige halvkugle med en opløsning på 150 km x 150 km. Over Europa er modelopløsningen 50 km x 50 km, mens den over Danmark og de nærmeste områder er yderligere forfinet til 16,67 km x 16,67 km (se f.eks. Ellermann et al. 2005).

I Figur 1 ses modelberegninger af den samlede kvælstofafsætning for Danmark i 2004.



Figur 1. Den samlede afsætning af kvælstofforbindelser beregnet for 2004 med DEHM-REGINA. Afsætningen repræsenterer en middelværdi for felterne og er givet i kg N/ha. Gitterfelterne er på 16,67 km x 16,67 km.

Baggrundsbelastningen (opdelt i NH_x , NO_y og totalt N) er i den nuværende Ammoniakmanual baseret på gennemsnitlige depositioner på kommuneniveau for 1999-2001 beregnet med DMU's ACDEP model (bilag 1 i manualen). Disse tal er opdateret i december 2005 og er nu baseret på beregninger med DEHM for årene 2000, 2003 og 2004.

For år 2003 og år 2004 er der for Danmark anvendt detaljerede emissionsopgørelser for 2003 udarbejdet af DMU, Afd. for Systemanalyse, mens der for det øvrige Europa er anvendt EMEP's emissionsdata for 2002. For år 2000 er der - for såvel Danmark som det øvrige Europa - anvendt emissionsopgørelser fra EMEP for 2000. Beregningerne er foretaget for beregningsnettet på 16,7 km x 16,7 km over det danske område, og efterfølgende er der foretaget en bestemmelse af afsætning til de enkelte kommuner.

I den nye standardmetode bør baggrundsbelastningen udtrækkes direkte fra beregningsnettet i stedet for en omregning via kommuner. Dermed sikres det at niveauerne i højere grad repræsenterer baggrunden i det pågældende lokalområde. Som det ses i figur 1 er der forskelle i niveauerne også over mindre afstande.

De meteorologiske forhold spiller en væsentlig rolle for fordeling og afsætning af kvælstof i Danmark. For at minimere disse forskelle vil den næste opdatering af baggrunds niveauerne være et gennemsnit af modelberegninger for en femårsperiode (formentligt 2001-2005) med de nyeste tilgængelige emissionsdata.

Referencer

Christensen, J.H. 1997: The Danish Eulerian Hemispheric Model - a Three-Dimensional Air Pollution Model Used for the Arctic. - *Atmospheric Environment* 31(24): 4169-4191.

Ellermann, T., Andersen, H. V., Monies, C., Kemp, K., Bossi, R., Bügel Mogensen, B., Løfstrøm, P. og Christensen, J. 2005: Atmosfærisk deposition 2004. NOVANA. Danmarks Miljøundersøgelser. 76s. - Faglig rapport fra DMU, nr. 555. <http://faglige-rapporter.dmu.dk>

Frohn, L.M. 2004: A study of long-term high-resolution air pollution modelling. Ph.D. thesis. University of Copenhagen. Niels Bohr Institute for Astronomy, Physics and Geophysics, Risø National Laboratory and National Environmental Research Institute. National Environmental Research Institute. 444 pp.

Bilag 6: Beskrivelse af generel modelusikkerhed

Indledning

I en beregning af kvælstofbidraget ifm. VVM indgår størrelsen af kvælstofudslippet fra den pågældende kilde (emissionen), det beregnede regionale og internationale bidrag af kvælstof tilført det pågældende område, beregning af enkeltkildebidraget, og fastsættelse af tålegrænsen for den pågældende naturtype.

Til hvert af disse elementer hører en usikkerhed, som sædvanligvis angives som en statistisk spredning på middelværdien i absolutte enheder, her kg N/ha pr. år. Forholdet mellem spredningen og middelværdien betegnes den relative usikkerhed og angives i %. Det statistiske konfidensinterval betegnes sædvanligvis som 2 gange spredningen fra middelværdien, som angiver det interval, som værdien vil antage med 95 % sandsynlighed.

I bilaget vurderes usikkerhederne for hvert af ovenstående elementer, og de søges sammenfattet til et konfidensinterval for det beregnede enkeltkildebidrag, betegnet tærskelværdien for enkeltkildebidraget.

Det skal bemærkes at sammenfatning af de enkelte usikkerhedsbidrag forudsætter en forståelse af variansstrukturen i den samlede beregning. Denne forståelse er endnu ikke til stede, hvorfor de forskellige usikkerheder sammenfattes til en samlet usikkerhed på den aktuelle afsætning på en given lokalitet ved simpel addition af de enkelte bidrag.

Usikkerheden på kvælstofudslippet

Den relative usikkerhed på den samlede danske ammoniakopgørelse er vurderet til ca. 10 %. En stor del af usikkerheden i beregninger af ammoniakkoncentrationer og -afsætning relaterer sig til usikkerheden i beskrivelsen af udslip, herunder oplysninger om staldtyper, udbringning mv. En ny model for sæsonvariationen i udslippene har resulteret i en meget væsentlig forbedring af resultaterne for beregningen af de regionale bidrag til afsætningen af kvælstof. Usikkerheden på et enkeltbidrag skønnes herefter i mangel af bedre at være i størrelsesordenen det dobbelte af ovenstående skøn for den samlede opgørelse, altså ca. 20 %.

Usikkerheden på det regionale kvælstofbidrag

Bestemmelsen af depositionen af kvælstofforbindelser er behæftet med betydelig usikkerhed, idet den samlede afsætning af kvælstof er summen af mange bidrag.

Måling af det regionale kvælstofbidrag

De nedenstående angivelser af usikkerheden på de beregnede kvælstofbidrag er fremkommet ved sammenligning med målinger. Usikkerheden på måling af den årlige tilførsel af kvælstof med nedbøren på den enkelte målelokalitet i NOVANA programmet er skønnet til ca. – 10 %. Den øvrige tilførsel (tørafsætningen) beregnes med modeller og den samlede usikkerhed på disse beregninger er vurderet til – 50 % for vandoverflader og – 80 % for landoverflader.

Kendes forholdet mellem våd- og tørafsætningen kan disse resultater kombineres til et samlet skøn på usikkerheden for bestemmelsen af den totale årlige kvælstoftilførsel til hhv. vandoverflader til – 10-25 % og til landoverflader til – 25-40 %.

Beregning af det regionale kvælstofbidrag

Den samlede regionale tilførsel af kvælstof til danske land- og havområder beregnes med spredningsmodeller, indtil 2004 med ACDEP-modellen og fremover med den nye og bedre model DEHM-REGINA. De foreløbige resultater for DEHM-REGINA viser en væsentlig bedre beskrivelse af niveauer og af den tidlige udvikling holdt op mod europæiske og danske måleserier sammenlignet med ACDEP. I modellen indgår endvidere 8 overfladetyper, hvor ACDEP kun har én overfladetype.

Sammenligning mellem målinger og beregninger af det regionale kvælstofbidrag

Resultater for ACDEP-modellen for år 2002 (kg N/ha) viser konkrete afvigelser fra – 13 til + 15 % sammenlignet med 5 af de danske målestationer. Afvigelsen for resultaterne fra skovstationen ved Ulborg er større, hvilket bl.a. skyldes at ACDEP som nævnt kun opererer med en overfladetype (jævnt lavt græs). Mer-afsætning som følge af at overfladen er dækket af skov indgår således ikke i ACDEP.

For nuværende er det bedste skøn på 95 % konfidensintervallet værdien – 3,5 kg N/ha for en gennemsnitlig beregnet total afsætning af kvælstof på 20 kg N/ha ved anvendelse af ACDEP, svarende til en relativ usikkerhed på $3,5/20 \% = 18 \%$.

Det tilsvarende resultat for en enkelt lokalitet er mere end dobbelt så stort (– 9 kg N/ha) som følge af bl.a. overfladeusikkerheden og andre lokale forhold, altså ca. $9/20 \% = 45 \%$. For lokaliteter med væsentlige spring i overfladetyper må det antages at usikkerheden kan være væsentlig større. Forholdet mellem de to typer relative usikkerheder er $45\%/18\% = 2,5$.

De tilsvarende resultater for DEHM-REGINA er endnu ikke analyseret, men de forventes alt andet lige at give mere sikre resultater.

Beregning af enkeltkildebidrag

Beregning med model (OML-DEP)

Lokalt kan kvælstofafsætningen fra den enkelte bedrift beregnes med modellen OML-DEP når udslippet er bestemt. Modellen er operationel på DMU, men er endnu ikke valideret ved sammenligning med eksperimentelle data. Dette arbejde er påbegyndt i forbindelse med de allerede igangsatte VMPIII forskningsprojekter på bygning- og koncentrationssiden, men en fuld validering vil kræve et yderligere eksperimentelt grundlag på afsætningssiden. Den relative usikkerhed på årsmiddelværdier af koncentrationen skønnes at ligge i intervallet $\pm 20-70\%$, og afhænger af en række lokale forhold - bl.a. af terræn, kildegeometri, afstand fra kilden og repræsentativitet af de meteorologiske data.

Der forestår fortsat et stort arbejde med at validere de anvendte modeller, herunder at gennemføre grundige statistiske analyser af sy-

stematiske og tilfældige fejl i bestemmelsen af den totale kvælstofdeposition, bl.a. betydningen af år-til-år variationer og den regionale variation.

Beregning med VVM-manualen

Den relative usikkerhed på et beregnet ekstrabidrag fra en lokal punktkilde med beregningsmetoden beskrevet i VVM-manualen (niveau 3) er i manualen angivet til – 70 % inden for et afstandsinterval på ca. 100 – 3000 m fra kilden. Usikkerheden afhænger dels af kvaliteten af datagrundlaget, dels af hvor godt modellen beskriver de lokale forhold. Metoden er ikke velegnet til at beskrive kvælstofdepositionen ved større spring i overfladetyper, eksempelvis en skovkant. Endvidere tager manualen udgangspunkt i kommunegennemsnit for beregnet baggrundsbelastning med ACDEP (dvs. det regionale kvælstofbidrag), hvilket i givne tilfælde giver spring i belastning ved grænsen mellem to kommuner. Endelig anvendes en korrektion for lokal-kilder, dvs. andre landbrug inden for en radius på 2,5 km, hvilket er behæftet med en betydelig usikkerhed. Disse usikkerheder er ikke medregnet i ovenstående gennemsnitlige usikkerhedsinterval.

Usikkerhed på tålegrænser

Tålegrænserne for kvælstof er den kvælstofmængde et naturareal kan tåle i en årrække uden at det medfører kvalitetsændringer. Tålegrænserne afhænger af de naturgivne forhold, af den anvendte drift eller pleje samt af, hvad der ønskes beskyttet på en lokalitet (for skov f.eks. grundvandet, træproduktionen eller de mest følsomme arter). Det er muligt at fastsætte et typisk niveau for en given naturtypes tålegrænse, mens en mere præcis fastsættelse af tålegrænsen for en given lokalitet kræver specifikke data fra det pågældende område.

Der findes to hovedtyper af metoder til bestemmelse af tålegrænser; empirisk baserede og modelberegnete. Der er forholdsvis god overensstemmelse mellem resultaterne for de forskellige beregningsmetoder, dog således at de modelberegnete tålegrænser kan give lavere værdier end de empirisk bestemte. De danske tålegrænser omfatter modelberegnete værdier for forsurening samt eutrofiering af skov, og empirisk fastsatte værdier for følsomme økosystemer som heder, klitheder, højmoser og overdrev.

Usikkerheden på tålegrænserne forventes i de fleste tilfælde at være dækket af de givne intervaller, der varierer med maksimalt en faktor 2, dvs. fra 5-10 kg, 10-20 kg, 15-25 kg, eller 30-40 kg, hvor intervallerne dækker over variationer i bl.a. naturtype og jordbund. Den relative usikkerhed på de modelberegnete tålegrænser forventes generelt at være af størrelsesorden 30-40 %.

Vurdering af den samlede usikkerhed på depositionen

Sammenfattes ovenstående relative usikkerheder for beregning af et enkeltkildebidrag og regional baggrund fås:

- Udslipsberegning: – 20 %
- Det regionale kvælstofbidrag ved ACDEP beregning: – 50 %
- VVM-manualens samlede beregning af enkeltkildebidrag: – 70 %

Den samlede (additive) relative usikkerhed på mængden af tilført kvælstof fås som kvadratet af summen af de enkelte variansbidrag (forudsat samme middelniveau). Herved fås et usikkerhedsskøn på 88 %, som angiver usikkerheden på en enkelt beregning. Det vil imidlertid være hensigtsmæssigt at angive middelskønnet på en række beregninger, men desværre kendes forholdet mellem et enkeltskøn og middelskønnet ikke. Anvendes i mangel af bedre resultaterne fundet med ACDEP modellen (faktor 2,5 ovenfor) fås middelskønnet $88\% / 2,5 = 35\%$. Det må betegnes som det bedste skøn på den relative middelusikkerhed for den samlede tilførsel af kvælstof til et naturområde.

Vurdering af tærskelværdi for beregning af enkeltbidrag af kvælstofafsætningen

Statistisk tærskelværdi

Tærskelværdien for beregning af et enkeltbidrag af kvælstofafsætningen defineres her som en værdi hvorunder bidraget i praksis må betegnes som et nul-bidrag. Det beregnede bidrag er altid behæftet med en usikkerhed, og er bidraget tilstrækkelig lille må det betegnes som værende ikke signifikant forskellig fra nul.

Problemet er at definere, hvad nul er. Den beregnede værdi af kvælstofafsætningen er jvf. ovenstående middelskøn på den samlede relative usikkerhed på -35% behæftet med et tilhørende 95% konfidensinterval på -70% ($2 \times$ spredningen). Den nedre konfidensgrænse for en beregnet afsætning på D kg/ha pr. år kan således angives som $D_n = D - 0,7D = 0,3D$ kg/ha pr. år under forudsætning af normalfordelte beregnede afsætningsværdier.

Såfremt D_n i øvrigt ligger under en bagatelgrænse for kvælstofafsætningen, kaldet D_o , og derfor lige så godt kunne antage værdien nul, kunne D fastlægges som den værdi, som i praksis jvf. beregningerne var lig nul. Vi kender imidlertid ikke værdien af D_o .

Bemærk at der i ovenstående er anvendt den samlede usikkerhed ved beregning af enkeltkildebidraget, altså inkl. ACDEP, idet nabokilder (teoretisk set) kunne være inddraget i beregningen af den regionale afsætning.

Biologisk tærskelværdi

Det vil i praksis umiddelbart være vanskeligt at måle mulige effekter som følge af et ekstra bidrag til kvælstofafsætningen ved en påvirkning af et naturområde ved en afsætning af kvælstof på mindre end ca. 1 kg N/ha pr. år med det nuværende belastningsniveau.

Men dermed kan det ikke afvises, at der kan være en påvirkning i særligt følsomme områder, eksempelvis i Natura 2000 områder, og at man vil kunne finde parametre, som kan påvise ændringer i økosystemet over en længere årrække.

I konkrete sager har der været tale om et ekstra bidrag til kvælstofafsætningen på ca. 0,1 kg N/ha pr. år. Det er vanskeligt at forestille sig at det vil være muligt at påvise ændringer i selv følsomme økosystemer på dette niveau.

Samlet tærskelværdi for enkeltkildebidrag

Tages der udgangspunkt i værdien 1 kg N/ha pr. år som den værdi, hvorunder der næppe eksperimentelt med de nuværende biologiske og kemiske undersøgelsesmetoder vil kunne påvises effekter, og er denne værdi den øvre intervalgrænse, fås værdien $D = 0,59$ kg N/ha pr. år (idet $D + 0,7D = 1$ kg N/ha pr. år med et ensidigt konfidensinterval på 70%).

Det betyder at et beregnet ekstrabidrag på ca. 0,6 kg N/ha pr. år vil ligge under den biologiske grænse på 1 kg N/ha pr. år. Den nedre konfidensgrænse vil i dette tilfælde være $D_n \gg 0,2$ kg N/ha pr. år $\gg D_o$.

Det bedste statistiske skøn på en tærskelværdi for en enkelt isoleret udledning må derfor ligge omkring de 0,6 kg N/ha pr. år, som i 95 % af de beregnede tilfælde vil ligge under de 1 kg N/ha pr. år, hvor der vil være muligheden for at påvise biologiske effekter med de sædvanlige metoder.

Størrelsen af ovenstående relative usikkerhed og den skønnede tærskelværdi tilsiger, at det næppe er meningsfuldt at angive resultater efter beregningssystemet med en større nøjagtighed en 1 decimal.

Bilag 7: Vejledning til standardmetode (udkast)

Vejledningen til et nyt beregningsværktøj tænkes baseret på den eksisterende tekniske anvisning til VVM-screeningssager, som amterne har udarbejdet i fællesskab.

Anvisningerne indeholder også en "minimanual" der kan bruges som en "pædagogisk kogebog", og som hjælper sagsbehandleren igennem de forskellige trin i sagsbehandlingen. Der er også indsat bokse med mere detaljerede forklaringer af de enkelte elementer på de forskellige trin.

Den eksisterende vejledning "Ammoniak og natur, 2005, Tekniske anvisninger til VVM-screeningssager" vil være at finde på <http://www.viborgamt.dk/>.

Danmarks Miljøundersøgelser

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

Henvendelser kan rettes til:

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

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

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

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

*Afd. for Terrestrisk Økologi
Afd. for Ferskvandsøkologi*

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

Afd. for Vildtbiologi og Biodiversitet

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

2005

- Nr. 533: Fate of mercury in the Arctic (FOMA). Sub-project atmosphere. By Skov, H. et al. 55 pp. (electronic)
- Nr. 534: Control of pesticides 2003. Chemical Substances and Chemical Preparations.
By Krongaard, T., Petersen, K.T. & Christoffersen, C. 32 pp. (electronic)
- Nr. 535: Redskaber til vurdering af miljø- og naturkvalitet i de danske farvande. Typeinddeling, udvalgte indikatorer og eksempler på klassifikation. Af Dahl, K. (red.) et al. 158 s. (elektronisk)
- Nr. 536: Aromatiske kulbrinter i produceret vand fra offshore olie- og gasindustrien. Test af prøvetagningsstrategi.
Af Hansen, A.B. 41 s. (elektronisk)
- Nr. 537: NOVANA. National Monitoring and Assessment Programme for the Aquatic and Terrestrial Environments. Programme Description – Part 2.
By Svendsen, L.M., Bijl, L. van der, Boutrup, S. & Norup, B. (eds.). 137 pp., 100,00 DKK.
- Nr. 538: Tungmetaller i tang og musling ved Ivituut 2004. Af Johansen, P. & Asmund, G. 27 s. (elektronisk)
- Nr. 539: Anvendelse af molekylærgenetiske markører i naturforvaltningen.
Af Andersen, L.W. et al. 70 s. (elektronisk)
- Nr. 540: Cadmiumindholdet i kammusling *Chlamys islandica* ved Nuuk, Vestgrønland, 2004.
Af Pedersen, K.H., Jørgensen, B. & Asmund, G. 36 s. (elektronisk)
- Nr. 541: Regulatory odour model development: Survey of modelling tools and datasets with focus on building effects. By Olesen, H.R. et al. 60 pp. (electronic)
- Nr. 542: Jordrentetab ved arealekstensivering i landbruget. Principper og resultater.
Af Schou, J.S. & Abildtrup, J. 64 s. (elektronisk)
- Nr. 543: Valuation of groundwater protection versus water treatment in Denmark by Choice Experiments and Contingent Valuation. By Hasler, B. et al. 173 pp. (electronic)
- Nr. 544: Air Quality Monitoring Programme. Annual Summary for 2004, Part 1 Measurements.
By Kemp, K. et al. 64 pp. (electronic)
- Nr. 545: Naturbeskyttelse og turisme i Nord- og Østgrønland. Af Aastrup, P. et al. 131 pp. (electronic)
- Nr. 546: Environmental monitoring at the Nalunaq Mine, South Greenland, 2004.
By Glahder, C.M. & Asmund, G. 32 pp. (electronic)
- Nr. 547: Contaminants in the Atmosphere. AMAP-Nuuk, Westgreenland 2002-2004.
By Skov, H. et al. 43 pp (electronic)
- Nr. 548: Vurdering af naturtilstand. Af Fredshavn, J & Skov, F. 93 s. (elektronisk)
- Nr. 549: Kriterier for gunstig bevaringsstatus for EF-habitatdirektivets 8 marine naturtyper.
Af Dahl, K. et al. 39 s. (elektronisk)
- Nr. 550: Natur og Miljø 2005. Påvirkninger og tilstand. Af Bach, H. (red.) et al. 205 s., 200,00 kr.
- Nr. 551: Marine områder 2004 – Tilstand og udvikling i miljø- og naturkvaliteten. NOVANA.
Af Ærtebjerg, G. et al. 94 s. (elektronisk)
- Nr. 552: Landovervågningsoplande 2004. NOVANA. Af Grant, R. et al. 140 s. (elektronisk)
- Nr. 553: Søer 2004. NOVANA. Af Lauridsen, T.L. et al. 62 s. (elektronisk)
- Nr. 554: Vandløb 2004. NOVANA. Af Bøgestrand, J. (red.) 81 s. (elektronisk)
- Nr. 555: Atmosfærisk deposition 2004. NOVANA. Af Ellermann, T. et al. 74 s. (elektronisk)
- Nr. 557: Terrestriske naturtyper 2004. NOVANA. Af Strandberg, B. et al. 58 s. (elektronisk)
- Nr. 558: Vandmiljø og Natur 2004. Tilstand og udvikling – faglig sammenfatning.
Af Andersen, J.M. et al. 132 s. (elektronisk)
- Nr. 559: Control of Pesticides 2004. Chemical Substances and Chemical Preparations.
By Krongaard, T., Petersen, K.K. & Christoffersen, C. 32 pp. (electronic)
- Nr. 560: Vidensyntese indenfor afsætning af atmosfærisk ammoniak. Fokus for modeller for lokal-skala.
Af Hertel, O. et al. 32 s. (elektronisk)
- Nr. 561: Aquatic Environment 2004. State and trends – technical summary.
By Andersen, J.M. et al. 62 pp., DKK 100,00.
- Nr. 562: Nalunaq environmental baseline study 1998-2001. By Glahder, C.M. et al. 89 pp. (electronic)
- Nr. 563: Scientific and technical background for intercalibration of Danish coastal waters.
By Petersen, J.K. & Hansen, O.S. (eds.) et al. 72 pp. (electronic)

2006

- Nr. 564: Styringsmidler i naturpolitikken. Miljøøkonomisk analyse.
Af Schou, J.S., Hasler, B. & Hansen, L.G. 36 s. (elektronisk)
- Nr. 567: Environmental monitoring at the Nalunaq Gold Mine, south Greenland, 2005.
By Glahder, C.M. & Asmund, G. 35 pp. (electronic)
- Nr. 569: Anskydning af vildt. Konklusioner på undersøgelser 1997-2005. Af Noer, H. 35 s. (elektronisk)

Arbejdsgruppen for ammoniak nedsat af Skov- og Naturstyrelsen giver i denne rapport en faglig status for det eksisterende beregningsværktøj til VVM-vurderinger og miljøgodkendelser. Den nuværende Ammoniakmanual og de supplerende værktøjer udviklet af amterne er komplicerede og giver en ikke uvæsentlig risiko for uens sagsbehandling fra kommune til kommune. Der er et behov for at opdatere metoderne bag beregning af emission, spredning og afsætning af ammoniak til natur i lokalområdet på basis af det eksisterende vidensgrundlag. Arbejdsgruppen skitserer en ny og mere robust metode til vurdering af miljøeffekter, som er baseret på det foreliggende materiale fra Amterne, men opdateret ved brug af bl.a. en lokalskala-spredningsmodel udviklet på DMU.