

# VURDERING AF VIRKNINGER PÅ NATUR OG MILJØ AF FORSKELLIGE MODELLER FOR ÆNDRET REGULERING AF AMMONIAKEMISSION

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 275

2018



AARHUS  
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

[Tom side]

# VURDERING AF VIRKNINGER PÅ NATUR OG MILJØ AF FORSKELLIGE MODELLER FOR ÆNDRET REGULERING AF AMMONIAKEMISSION

---

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 275

2018

Jesper Bak<sup>1</sup>  
Per Løfstrøm<sup>2</sup>  
Christian F. Damgaard<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Aarhus Universitet, Institut for Bioscience

<sup>2</sup> Aarhus Universitet, Institut for Miljøvidenskab



AARHUS  
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

# Datablad

Serietitel og nummer:	Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 275
Titel:	Vurdering af virkninger på natur og miljø af forskellige modeller for ændret regulering af ammoniakemission
Forfattere:	Jesper Bak <sup>1</sup> , Per Løfstrøm <sup>2</sup> & Christian F. Damgaard <sup>1</sup>
Institutioner:	Aarhus Universitet, <sup>1</sup> Institut for Bioscience og <sup>2</sup> Institut for Miljøvidenskab
Udgiver:	Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ©
URL:	<a href="http://dce.au.dk">http://dce.au.dk</a>
Udgivelsesår:	April 2018
Redaktion afsluttet:	April 2018
Faglig kommentering:	Morten T. Strandberg
Kvalitetssikring, DCE:	Jesper R. Fredshavn
Finansiel støtte:	Miljøstyrelsen
Bedes citeret:	Bak, J., Løfstrøm, P. & Damgaard, C.F. 2018. Vurdering af virkninger på natur og miljø af forskellige modeller for ændret regulering af ammoniakemission. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 86 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 275 <a href="http://dce2.au.dk/pub/SR275.pdf">http://dce2.au.dk/pub/SR275.pdf</a>
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
Sammenfatning:	Rapporten indeholder en miljøkonsekvensvurdering af forskellige modeller for ændret regulering af ammoniakemission. Modellerne er opstillet af miljøstyrelsen. Vurderingen er foretaget frem til 2035 med udgangspunkt i en baseline baseret på den seneste emissionsfremskrivning for dansk ammoniak, den forventede strukturudvikling i landbruget og udviklingen i udenlandske kvælstofemissioner.
Emneord:	Ammoniak, natur, tålegrænser, Natura 2000
Layout:	Grafisk Værksted, AU Silkeborg
Foto forside:	DDO og egne beregninger. Foto: Jesper Bak.
ISBN:	978-87-7156-333-7
ISSN (elektronisk):	2244-9981
Sideantal:	86
Internetversion:	Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som <a href="http://dce2.au.dk/pub/SR275.pdf">http://dce2.au.dk/pub/SR275.pdf</a>

# Indhold

<b>Sammendrag</b>	<b>5</b>
<b>1 Baggrund</b>	<b>7</b>
1.1 Tidligere undersøgelser mm.	8
<b>2 Indledning</b>	<b>11</b>
2.1 Scenarier og beregningsår	12
<b>3 Metode og datagrundlag</b>	<b>14</b>
3.1 Tålegrænser	14
3.2 Metode til vurdering af effekter på naturtyper og arter	16
3.3 Metode til vurdering af øvrige landsdækkende miljøeffekter	20
3.4 Beregningsforudsætninger	21
<b>4 Natur og miljøkonsekvenser</b>	<b>28</b>
4.1 Baseline	28
4.2 Modeller for ændrede regler	30
4.3 Mindre ejendomme	35
4.4 Direkte effekter af ammoniak i luften	35
4.5 Effekter over tid på naturtyper og arter	36
4.6 Arter	38
4.7 Miljøeffekter	39
4.8 Usikkerhedsberegninger og følsomhedsanalyser	40
<b>5 Diskussion</b>	<b>42</b>
5.1 Strukturudvikling og godkendelser	42
5.2 Usikkerheder	43
5.3 Naturtyper og naturindhold	43
5.4 Alternative virkemidler, 'udfordringsret'	44
5.5 Konklusioner	45
<b>6 Referencer</b>	<b>48</b>
<b>Appendiks 1. Modeller med forslag til ændring af reglerne om ammoniakdeposition fra husdyrbrug til beskyttet natur</b>	<b>52</b>
Model 1	52
Model 2	53
Model 3	55
<b>Appendiks 2. Tanker om strukturudvikling i forhold til modeller for den fremtidige regulering af ammoniak emission i forhold til naturarealer</b>	<b>56</b>
Kilder	63

<b>Appendiks 3. Deposition af kvælstof i Danmark og ændringer ved mindre justeringer af danske ammoniakemissioner</b>	<b>64</b>
DEHM	64
Referencer	65
<b>Appendiks 4. Depositionskurver for ammoniak</b>	<b>66</b>
Depositionsmodellen OML-DEP	66
Konstruktion af depositionskurver	66
Anvendelse af depositionskurverne, D(L)	67
Referencer	68
<b>Appendiks 5. Rumlig og tidslig modellering af vegetationen på sure overdrev</b>	<b>69</b>
Materialer og metode	69
Vegetationstyper	70
Indsamlingsdesign	70
Indsamlede data	70
Geografiske regioner	71
Strukturel ligningsmodel	71
Resultater og diskussion	74
Referencer	76
<b>Appendiks 6. Geografiske analyser</b>	<b>80</b>
Formål	80
Anvendte data	80
Metode	81
Resultater	83
Referencer	83
<b>Bilag 1. Bilag 1 arter for lysåben natur truet af for høj kvælstofbelastning</b>	<b>85</b>

## Sammendrag

Der er foretaget miljøkonsekvensvurdering af forskellige modeller og delmodeller udarbejdet af miljøstyrelsen til ændring af den specifikke ammoniakregulering. Konsekvenser for natur og miljø er belyst frem mod 2035 for de forskellige kategorier af såkaldt ammoniakfølsom natur, der indgår i den nuværende ammoniakregulering. Miljøeffekter er primært belyst ved en beregning af mulige effekter for nitratudvaskning. Belysning af effekter på anden natur, effekter i udlandet og effekter på sundhed har ikke været en del af opgaven.

Der er i fremskrivningen anvendt et scenario, hvor udenlandske emissioner følger lofterne i gældende internationale aftaler, primært EU's NEC direktiv, medens udviklingen i danske ammoniakemissioner følger den seneste danske emissionsfremskrivning, der aktuelt ligger en smule over NEC forpligtigelsen.

Strukturudviklingen i landbruget er baseret på en fremskrivningsmodel leveret af IFRO, Københavns Universitet, hvor strukturudviklingen fremover forventes at følge samme mønster som for den sidste 10 års periode. Dvs. at antallet af fuldtidslandbrug (aktuelt ca. 10.000) omtrentligt halveres over en 10 års periode, medens ejendommenes størrelse ca. fordobles; dog med væsentlige regionale forskelle, så husdyrproduktionen fortsat forventes at rykke mod vest.

Det forventes, at arealandelen med overskridelse af tålegrænsen vil falde fra ca. 42 % i 2015 til 15 % 2035, for arealer, hvor der ikke forventes at være en væsentlig kantpåvirkning eller lokal påvirkning fra gødningsudbringning. Faldet skyldes primært reduktion i udenlandske NO<sub>x</sub> emissioner. Overskridelserne vil dog være større for naturarealer, fx kategori 1 natur, hvor også de mere følsomme arter på områderne ønskes beskyttet. På trods af det forventede fald i deposition forventes kvælstofbelastning stadig at medvirke til en negativ udvikling på en stor del af naturarealet, både som følge af de tilbageblivende overskridelser af tålegrænserne og som følge af effekter af tidligere meget høje depositions niveauer. Lokaliseringen af de fremtidige større ejendomme vil have stor betydning af for denne udvikling.

De opstillede modeller og delmodeller vil alle fjerne begrænsninger for et større eller mindre antal ejendomme, der vil få mulighed for større emissioner ift. et 'baseline' scenario, hvor den eksisterende regulering fortsætter. Det forventes imidlertid ikke, at alle vil udnytte muligheden, idet husdyrproduktionen som nævnt forventes at blive nedlagt på et stort antal ejendomme, og andre vil bevare status quo. Som den nuværende ammoniakregulering er udformet, er en meget stor del af ejendomme med husdyr i en eller anden udstrækning begrænsede af ammoniakreguleringen. Der er således 84 % af de nuværende ejendomme, der ligger under 1000 m fra kategori 3 natur (inkl. skov) og dermed *kan* være begrænsede af reglerne vedr. kat. 3 natur, så de ikke vil kunne udvide vilkårligt uden at udvidelsen (også) skal vurderes ift. disse regler.

Det vil derimod kun være en mindre del af ejendommene, der over en given tidsperiode *faktisk* bliver berørt af ammoniakreguleringen forstået på den måde, at deres produktion og emissioner vil være anderledes end den ville have været uden reguleringen. Forstået på denne måde vil en ejendom kunne blive berørt, hvis den skal godkendes efter reglerne, enten ifm. en ønsket udvidelse eller omlægning eller som følge af anden lovgivning eller revurdering. Af de således muligt berørte ejendomme vil 14 % være berørt, beregnet for

2015, og andelen vil stige til 16 % i 2030 som følge af de større ejendomme. Ejendommene kan berøres i meget forskellig grad; fra ikke at kunne få tilladelse til helt så stor en udvidelse i emission som ønsket til at skulle reducere emissionen ift. nu-niveauet. For baseline er antallet af berørte ejendomme i størrelsesorden 500 over en 10 års periode. Den mulige ekstra emission fra stald og lager for de to hoved-modeller (1 & 2) er, for alle berørte ejendomme akkumuleret fra 2015 til 2025, hhv. 1300 t og 1100 t, hvilket skal ses i forhold til en (forventet) samlet dansk ammoniakemission med nugældende regler på ca. 55.000 t i 2025.

Natur og miljøeffekter er beregnet ud fra en fremskrivning af landbrugsstrukturen med den beskrevne fremskrivningsmodel, der for den enkelte ejendom for hvert år (som sandsynlig) beskriver, om ejendommen udvider, lukker eller bevarer status quo. For ejendomme, der udvider eller af anden grund skal godkendes, beregnes den mulige emission med udgangspunkt i et givent sæt af regler. Beregningen foretages for alle ejendomme, og natur- og miljøeffekter af de enkelte modeller og delmodeller beregnes som forskellen til baseline (fortsættelse af den nugældende regulering).

Som udgangspunkt forventes vurderingen at være forholdsvis robust. Der er dog nogle væsentlige faktorer, der bidrager til, at effekterne kan over- eller undervurderes: i) udviklingen på de berørte ejendomme kan begrænses af anden regulering (Naturbeskyttelsesloven, VVM-reglerne eller efter konkret vurdering ift. Habitatdirektivets Artikel 6.3) og ii) en del ejendomme vil være en del af samme bedrift, hvor en (større) udvidelse på ét produktionssted kan medføre en tilsvarende mindre udvidelse andetsteds, iii) en øget produktion vil også medføre en øget mængde husdyrgødning, hvoraf størstedelen vil udbringes og medføre ammoniakemission. Lokale effekter heraf er ikke medregnet, men kan være større end effekten af ekstra emission fra stald/lager.

Gennemførelse af en af de to hovedmodeller vil have stor betydning for kvælstofbelastningen og den forventede udvikling i naturtypernes tilstand frem mod 2030; størst for model 1. Nogle af delmodellerne vil berøre et meget lille (< 20) antal ejendomme, men med store natureffekter.

Model 1 vil ift. baseline give 19 % større areal med overskridelse af talegrænserne, medens model 2 vil give 12 % forøgelse. Betragtes den samlede kvælstofbelastning af den ammoniakfølsomme natur, vil de to modeller reducere effekten af fremtidige danske og internationale emissionsreduktioner målt på kvælstof-belastning af naturarealet med hhv. 25 % (1, samlet) og 15 % (2, samlet). Den ekstra akkumulerede mængde kvælstof på arealer med overskridelse af talegrænsen vil være 1100 t N for model 1 og 600 t N for model 2 for perioden 2015 - 2035. Denne kvælstofmængde kan være meget dyr, og for nogle naturtyper umulig at fjerne med naturpleje. På en del naturarealer forventes en fortsat for høj kvælstofbelastning at give irreversible skader over de næste årtier.

Der mangler metoder til at kvantificere effekter på enkelt-arter, men det forventes at omkring 10 % af de danske arter af højere planter er i tilbagegang som følge af kvælstofbelastning. Over halvdelen heraf er rødlistede- eller bilag IV arter, hvor (de mulige) levesteder vil kræve beskyttelse mod for høj kvælstofbelastning også frem mod 2035.



# 1 Baggrund

Miljøstyrelsen har efter udbud givet DCE opgaven at vurdere virkninger af ammoniak-modeller på natur og miljø. Projektet omfatter en miljøkonsekvensvurdering af tre modeller med forslag til ændring af reglerne om ammoniakdeposition fra husdyrbrug til beskyttet natur med baggrund i aftale om Naturpakken fra maj 2016. Modellernes elementer skal konsekvensvurderes både enkeltvis og samlet. Udbudsmaterialet indeholder dels en forholdsvis detaljeret projektbeskrivelse indeholdende oplæg til analyse (udbudsmaterialets bilag 2), dels en beskrivelse af de tre modeller (gengivet i appendiks 1 i denne rapport). Derudover er det beskrevet i udbuddet, at Miljøstyrelsen vil levere oplysninger om, hvor stor en andel af de større husdyrbrug, der kan forventes fremadrettet at ville foretage godkendelsespligtige udvidelser og bistå med præciseringer, hvor der måtte være behov for dette.

Baggrunden for udbuddet er, at der med vedtagelsen af Naturpakken blev besluttet, at "Der udarbejdes et nyt beslutningsgrundlag, der skal angive mulighederne for at gennemføre en ændring af reglerne for ammoniakdeposition fra husdyrbrug i relation til beskyttet natur. I beslutningsgrundlaget angives forskellige handlemuligheder med angivelse af konsekvenserne." De tre modeller for omlægning, der ønskes konsekvensvurderet, er udarbejdet af Miljøstyrelsen med udgangspunkt heri. Opgaven er afgrænset til vurdering af påvirkning og effekter på natur- og miljø, medens vurdering af juridiske aspekter, herunder i forhold til EU's naturdirektiver mv., ligger uden for projektet.

Reguleringen af ammoniakemissioner fra husdyrbrug har siden Husdyrgodkendelsesloven fra 2009<sup>1</sup> været sammensat af et generelt krav om reduktion af ammoniak og specifikke grænser for maksimal tilladt belastning af særlige naturområder. Siden 2011<sup>2</sup> har grænserne for belastning af naturområderne været differentieret for tre forskellige (1 – 3) kategorier af natur. Bufferzonereguleringen og senere de specifikke ammoniakkrav for særlige naturområder blev indført pba. analyser lavet ifm. arbejdet i Wilhjelmudvalget, der viste, at regulering i bufferzoner er 10 – 20 gange mere effektivt end generel regulering ift. at beskytte terrestrisk natur mod ammoniak effekter (Bak, 2001). De to elementer i reguleringen har suppleret hinanden, så reduktion af baggrundsbelastningen som følge af de generelle ammoniakkrav har medvirket til at beskytte de enkelte naturområder, og emissionsreduktioner som følge af de specifikke krav har medvirket til at opfylde overordnede mål for reduktion af ammoniakemissioner. De seneste ændringer af godkendelsessystemet er sket med 'Lov om ændring af lov om miljøgodkendelse m.v. af husdyrbrug' fra dette år<sup>3</sup>, der bl.a. har adskilt reguleringen af anlæg og arealer og reduceret revurderingspligten.

De foreslåede modeller for ændring af ammoniakreguleringen vedrører den specifikke regulering af tilladt belastning af ammoniakfølsom natur. Elementerne i de tre modeller omfatter forskellige reduktioner i naturarealet, der vil være omfattet af beskyttelse, reduktion i beskyttelsesniveauerne, reduktion i krav ved revurdering, mulighed for under visse omstændigheder at opsplitte

---

<sup>1</sup> LBK nr 1486 af 04/12/2009

<sup>2</sup> BEK nr 291 af 06/04/2011

<sup>3</sup> LOV nr 204 af 28/02/2017

anlæg ved godkendelse og en 'udfordringsret', så ansøger kan kræve en konkret vurdering, hvor de generelle regler ellers ville lede til skærpede vilkår eller eventuelt et afslag.

Alle elementer i de tre modeller indebærer større eller mindre lempelser ift. den nugældende regulering. Isoleret set vil en omlægning af ammoniakreguleringen efter de tre modeller eller kombinationer af elementerne dermed betyde, at der vil være et antal ejendomme placeret tæt på ammoniakfølsom natur, der fremover vil få tilladelse til højere emissioner end tilfældet ville være under den nugældende regulering. Dette vil også, isoleret set, øge de samlede danske ammoniakemissioner. De samlede danske ammoniakemissioner er begrænset af NEC direktivet og UNECE's Göteborg-protokol<sup>4</sup>, der sætter loft for den samlede danske emission af ammoniak for årene mellem 2020 og 2030 og fra 2030. Aktuelle scenarier for ammoniakemission frem til 2020 og 2030 ligger over NEC-lofterne (se nedenfor). Miljøstyrelsen har oplyst, at der i den aktuelle opgave ikke skal forudsættes kompenserende foranstaltninger med henvisning til NEC-målene, idet vurderingen af eventuelle konsekvenser i forhold til Danmarks NEC-direktivforpligtigelser ligger uden for dette projekt.

Konsekvensvurderingen er i udbuddet afgrænset til effekter på natur og miljø, hvor natureffekterne er afgrænset til effekter på de kategorier af natur (1 – 3), der beskyttes af den nugældende regulering samt effekter på arter omfattet af Habitatdirektivets bilag IV. Det er endvidere specificeret, at natur- og miljøtilstanden i 2015 skal anvendes som baseline/reference ift. vurdering af påvirkninger. Effekter på miljøet er afgrænset til påvirkning af vandkvalitet og luftkvalitet. Projektbeskrivelsen indeholder ikke nærmere anvisninger vedrørende formen og/eller afgrænsningen af vurderingen af konsekvenser for miljøet. En ændring i ammoniakemission vil medføre ændring af depositionen af kvælstof – og dermed også i påvirkningen af overfladevand og grundvand. Ændret luftkvalitet som følge af ændringer i ammoniakemissioner vil, udover effekten af ændret deposition, kunne påvirke økosystemer gennem ændrede ammoniakkoncentrationer og påvirke human sundhed, primært som følge af ændringer i dannelsen af sekundære partikler<sup>5</sup>.

Det fremgår af udbuddet, at vurderingen af effekter på natur og miljø ønskes holdt på et overordnet niveau med fokus på påvirkningens karakter og omfang mere generelt. Vurderingen skal omfatte påvirkning på både kort og lang sigt inklusiv kumulative effekter. Det forventes, at opgaven er begrænset til effekter på natur og miljø i Danmark.

## **1.1 Tidligere undersøgelser mm.**

### **1.1.1 Effekter**

Der er aldrig foretaget en samlet konsekvensvurdering eller evaluering af den nugældende ammoniakregulering. Som en del af forarbejderne til husdyrloven fra 2009 blev der foretaget effektberegninger for en række scenarier, der alle viste, at der også med den ændrede regulering ville forblive væsentlige dele af naturarealet med overskridelser af talegrænserne i 2020, selvom udgangspunktet var en fremskrivning for landbruget med væsentlige emissionsreduktioner allerede i basisscenariet (Nielsen m.fl., 2006). Som opfølgning

---

<sup>4</sup> Europa-Parlamentets Og Rådets Direktiv (EU) 2016/2284 af 14. december 2016

<sup>5</sup> Bidraget til dødelighed, der kan henføres til danske ammoniakudslip er aktuelt ca. 600 tilfælde pr år, heraf 17 % i Danmark. Antallet af sygedage ca. 1,46 mio. år<sup>-1</sup>. (Bak, & Albrektsen, 2010)

herpå blev der på bestilling af Natur- og Landbrugskommissionen i 2012 udarbejdet et kort notat med status over ammoniakindsatsen. Heri blev det vist, at der med den dagældende regulering mest sandsynligt ville forblive 25 – 35 % af arealerne med hede, mose og overdrev og 75 % for skov med overskridelse af tålegrænserne i 2020 (Bak & Albrektsen, 2010). Siden har en ny kortlægning af tålegrænser for dansk natur baseret på målsætninger for biodiversitet vist, at tålegrænser, der beskytter de mest kvælstoffølsomme arter, herunder Habitatdirektivets typiske arter, vil være lavere end de hidtil anvendte tålegrænser (Bak, 2013). Der er desuden foretaget miljøkonsekvensvurderinger ifm. forslag til omlægning af dele af ammoniakreguleringen, senest vedr. udbringningsarealer (Bak, 2016). Det samlede billede fra tidligere undersøgelser er, at der også fremad mod 2020 og 2030 vil være en væsentlig del af naturarealet, hvor tålegrænserne for kvælstof overskrides. Der vil imidlertid samtidig være en stigende arealandel, hvor tålegrænserne ikke overskrides.

Dette har flere betydninger for den ønskede miljøkonsekvensvurdering. Modellerne for ændring af ammoniakreguleringen vil alle betyde, at der fra et antal ejendomme fremover vil kunne accepteres højere emissioner end tilfældet ville have været med den nugældende regulering. For en del af disse ejendomme vil det i et nærområde medføre en øget belastning af natur, hvor tålegrænsen allerede overskrides, eller overskridelse af tålegrænsen på arealer, hvor dette ikke ellers ville være tilfældet. Effekten heraf vil være negativ. Størrelsen af den negative effekt og den relative betydning heraf vil imidlertid skulle vurderes, ligesom den relative forskel mellem de enkelte modeller og elementer skal vurderes.

Betydningen af en 'udfordringsret' vil kunne være neutral på lokal skala, hvis vurderinger af væsentlighed baseres på tålegrænser. Dette har ikke været klart fra udbuddet, men der har sideløbende med arbejdet med konsekvensvurdering foregået et arbejde i Miljøstyrelsen med udvikling af administrationsmodeller, bl.a. vedr. en mulig udfordringsret. Dette arbejde er foreløbigt sammenfattet i et kort notat (Miljøstyrelsen, 2017b). Det har dog af tidsmæssige årsager kun været muligt at foretage en forholdsvis overordnet belæysning af heraf.

### 1.1.2 Scenarier for ammoniakemission

DCE foretager løbende emissionsfremskrivninger for de vigtigste luftforurenende stoffer. Den seneste fremskrivning for ammoniak er fra 2017 (Mikkelsen og Albrektsen, 2017). Udviklingen i husdyrproduktioner er baseret på resultater fra AGMEMOD modellen, der varetages af IFRO. Tilpasninger af landbrugsproduktionen sker i modellen under antagelse af ligevægt mellem udbud og efterspørgsel på markederne (Jensen, 2017). Scenariet er baseret på en generel fremskrivning for landbruget, der både omfatter produktionens størrelse og sammensætning, indførelse af teknologi mv. Der er ikke ved beregning af scenarierne regnet eksplicit på betydningen af de enkelte elementer i reguleringen, men ammoniakreglerne indgår implicit i bl.a. antagelser for takten af indførelse af teknologi.

NEC-direktivet fastsætter for Danmark en reduktion i emissionen af  $\text{NH}_3$  fra 2005 til 2020 på 24 % der fastholdes til 2030. 2020 målet svarer til en emission på 66,5 kt  $\text{NH}_3$ . Den nyeste DCE fremskrivning ligger 3,4 kt  $\text{NH}_3$  over målet for 2020. De væsentligste forskelle mellem fremskrivningen i 2017 og tidligere fremskrivninger er i) opdateringer af emissionsfaktorer i 'EMEP/EEA Guidebook' og øget forbrug af handelsgødning som følge af ændringer i N-kvoten,

- ii) ændringer i antagelser om husdyrtal og teknologi for stald og lager samt,
- iii) ændringer i antagelser for udbringningsteknologi og anvendelsen af forsuring af husdyrgødning.

### 1.1.3 Scenarier for strukturudvikling

Efter aftale med Miljøstyrelsen er projektets scenarier for den fremtidige strukturudvikling baseret på en fremskrivningsmodel udviklet og stillet til rådighed af IFRO (28/8, 2017). Fremskrivningsmodellen er nærmere beskrevet i appendiks 2. Scenarier for den fremtidige landbrugsstruktur er væsentlige for den foretagne konsekvensanalyse i) fordi strukturudviklingen medfører en samling af emissioner fra stald og lager på færre, større kilder, hvilket har betydning for effektvurderingen, ii) fordi udviklingen vil ske ved en række udvidelser, der vil være godkendelsespligtige, og dermed definere forskellen mellem anvendelse af nugældende regler eller evt. ændrede regler. IFRO's fremskrivningsmodel er baseret på Markov kæder og giver med 1 km<sup>2</sup> opløsning sandsynligheden for skift mellem kategorier af bedriftsstørrelser baseret på -type, hidtidig størrelse og region. (Rasmussen, 2011).

### 1.1.4 Kvantitative effekter af naturpleje

Effekter af kvælstofbelastning kan for plejekrævende naturtyper i nogen udstrækning modvirkes af mere intensiv og / eller mere hensigtsmæssig pleje. Der vil dog være en grænse på nogle få kg N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup> for, hvor meget kvælstof, der kan fjernes ved pleje uden at plejen i sig selv kan have negative effekter på naturområdernes tilstand (Damgård m.fl., 2007). Ved vurdering af effekter baseret på talegrænser kan den kvantitative effekt af drift / pleje indgå i beregningen af talegrænser eller anvendes til at modificere empirisk baserede talegrænser. For naturtyper, hvor der normalt er en grad af kvælstoffjernelse i form af drift / pleje vil der imidlertid allerede være taget højde for et minimum af pleje i fastsættelsen af talegrænsen. (Bak, 2013).

Der er de seneste år foretaget et stort arbejde med at vurdere og systematisere den tilgængelige viden om sammenhænge mellem drift / pleje og kvælstofeffekter, specielt ifm. udarbejdelse af det hollandske integrerede system til ammoniakgodkendelse (Programmatic Approach Nitrogen) (Smits & Bal, 2012). I Storbritannien er der foretaget en tilsvarende samling af eksisterende viden finansieret af ' Countryside Council for Wales' (Stevens m.fl., 2013).

## 2 Indledning

Opgaven består, som beskrevet under 'baggrund' i at foretage en miljøkonsekvensvurdering af forskellige modeller og delmodeller til ændring af den specifikke ammoniakregulering. Modellerne er udarbejdet af miljøstyrelsen og gengivet i rapportens appendiks 1. For oversigtens skyld er de enkelte modeller og delmodeller nummererede i rapporten. En kort oversigt med 'overskrifter' for de enkelte delmodeller er givet nedenfor; den mere uddybende beskrivelse som nævnt i appendiks 1. De enkelte delmodeller refererer til de kategorier af natur, der anvendes i den eksisterende specifikke ammoniakregulering. Der er ikke i denne rapport givet en nærmere, uddybende beskrivelse af de gældende regler, men der henvises til Husdyrgodkendelsesbekendtgørelsen, BEK nr 916 af 23/06/2017, specielt bilag 3 vedr. beskyttelsesniveau for ammoniak.

### Model 1

- 1.1. § 3-beskyttede heder og overdrev, der ikke er kortlagt som ammoniakfølsomme habitatnaturtyper, udgår fra kategori 1.
- 1.2. Kategori 1 krav udgår for projekter, der ikke medfører merdeposition .
- 1.3. Udfordringsret for kategori 1 krav
- 1.4. Kategori 2 og 3 udgår, undtagen for kategori 2 mose (og lobeliesøer), der overgår til kategori 3.
- 1.5. Udfordringsret for kategori 2 mose (og lobeliesøer)
- 1.6. Revurdering udgår, undtagen BAT krav.

### Model 2

- 2.1. Udvidelser der ikke opfylder kategori 1 krav kan i specificerede tilfælde deles i to sæt separate ammoniakberegninger og – vurderinger, bl.a. betinget af at den nye del af produktionen placeres på afstand af kategori 1 natur
- 2.2. Kategori 2 krav ændres fra krav til totaldeposition til krav om ingen merdeposition.
- 2.3. Kategori 3 videreføres uændret (variant a) eller udgår (variant b)
- 2.4. Revurdering udgår, undtagen BAT krav.

### Model 3

- 3.1. Andel af § 3-beskyttede heder og overdrev, der ikke er kortlagt som ammoniakfølsomme habitatnaturtyper, udgår fra kategori 1.
- 3.2. Ejendomme, der ikke opfylder kategori 1 eller 2 krav, undtages fra disse krav ved ansøgninger om mindre byggerier og lign.
- 3.3. Ejendomme, der ikke opfylder kategori 1 eller 2 krav, undtages fra disse krav ved ansøgninger, der er foranlediget af regler i anden lovgivning.

Miljøstyrelsens oplæg til opgavebeskrivelse er opdelt i fire dele:

1. En afgrænsning af muligt berørte naturområder.
2. En vurdering af påvirkningen fra de enkelte elementer i de opstillede modeller for ændret ammoniakregulering og omfanget af påvirkningen.
3. En vurdering af natur- og miljøeffekten af de enkelte elementer.
4. En vurdering af påvirkning og effekt af de tre modeller som helhed.

**Del 1** er beskrevet som en GIS-beregning af arealet af kategori 1, 2 og 3 natur i bufferzoner på hhv. 500 og 1000 m omkring større husdyrbrug (> 75 DE, 25

for mink). Metodebeskrivelse og resultatet af denne analyse fremgår af appendiks 6a og 6b. Til brug for vurdering af model 2.1 og 3.3 er denne analyse udvidet til også at omfatte en analyse af mulige alternative placeringer af stald og lager på ejendommene med størst mulig afstand til hhv. kategori 1 natur og al natur (model 3.3).

**Del 2** omfatter vurdering af påvirkningen af natur og miljø fra de enkelte elementer i modellerne og omfanget heraf. De tre modeller indeholder, jf. ovenstående sammenfatning, hhv. 6, 4 og 3 forskellige elementer, hvor der for hvert element skal vurderes i) hvor der ikke vil være nogen påvirkning, ii) hvor der forventes en påvirkning beskrives hvori påvirkningen består, og omfanget vurderes kvantitativt (fx arealandel) eller kvalitativt, hvor en kvantitativ vurdering ikke er mulig.

**Del 3** omfatter vurdering af natur- og miljøeffekten af de enkelte elementer i modellerne. For hvert forslag til ændring, som modellen indeholder, vurderes og beskrives natur- og miljøeffekten af en påvirkning på kort og på lang sigt opdelt på naturtyper, arter mv., hvor der vurderes at være en påvirkning. Med effekt menes eksempelvis de vegetationsændringer og ændringer i fordelingen af arter, der kan følge af en ændret ammoniakdeposition.

**Del 4** omfatter vurdering af påvirkning og effekt af modellerne som helhed, herunder kumulative, baseret på resultaterne beskrevet under de foregående punkter. I opsummeringen skelnes mellem påvirkninger og effekter på naturtyper, arter og miljø hhv. inden for Natura 2000 og uden for Natura 2000.

Med udgangspunkt i Miljøstyrelsens oplæg til opgavebeskrivelse er der i DCE's tilbud på opgaveløsningen foreslået nogle justeringer af analysen. Den anvendte metode til gennemførelse af analysearbejdet præsenteres i det følgende.

## 2.1 Scenarier og beregningsår

Påvirkning fra – og effekter af de enkelte elementer og de tre modeller som helhed vurderes ved at sammenligne scenarier, der inkluderer de enkelte elementer eller modeller for ændret regulering med et basis-scenarier. Basis-scenariet (baseline) er konstrueret på baggrund af den nyeste emissionsfremskrivning fra 2017 og den beskrevne model for landbrugets strukturudvikling udviklet af IFRO. Til brug for en følsomhedsanalyse er der desuden anvendt et høj- og lavemissionsscenario ( $\pm 5\%$  ændring i danske ammoniakemissioner).

Basisscenariet er konstrueret og kalibreret, så det afspejler den forventede fremtidige udvikling i antal ejendomme, husdyr (dyreenheder, DE) og emissioner pr. kategori af husdyrtyper, og (for 5 års perioder) det forventede antal godkendelsessager og betydningen af gældende regler for disse sager.

Konsekvensvurderingen er baseret på en antagelse om, at udviklingen for de ejendomme, der ville opleve restriktioner som følge af de nugældende regler, hvis reglerne lempes, vil tendere til at følge udviklingen i emission for de ejendomme, der ikke berøres af reglerne for den specifikke ammoniakregulering. En given emission vil være et resultat af produktionens størrelse og emissionsfaktoren for produktionen, der bl.a. afhænger af anvendelsen af teknologi. Hvis der antages samme (gennemsnitlige) emissionsfaktor pr. bedriftstype for de ejendomme, der berøres hhv. ikke berøres af regelændringer, vil en øget emission gennemsnitligt også hænge sammen med en øget produktion, hvor den følgende forøgede produktion af husdyrgødning også vil give anledning

til en emission, når den udbringes. Der kan dog være tilfælde, hvor flere ejendomme drives sammen / tilhører samme bedrift, og hvor en produktionsudvidelse på en af disse ejendomme vil modsvares af en tilsvarende mindre udvidelse på andre ejendomme.

Det er ikke fuldstændigt klart, i hvor stor udstrækning en emissionsforøgelse på nogle ejendomme vil kunne eller skulle modsvares af tilsvarende emissionsreduktioner andre steder, og der er derfor også regnet på et scenario, hvor regelændringer ikke medfører ændring i den samlede produktion og emission. Det er i sagens natur ikke kendt og kan kun forudsiges som á priori sandsynligheder, hvilke ejendomme, der fremover vil lukke, eller udvide. Beregningerne er derfor foretaget som Monte Carlo simuleringer baseret på sandsynlighedsfordelinger for de enkelte ejendomme.

Der foretages separate beregninger og vurderinger for 2020, 2025, 2030 og 2035, hvor baggrundbelastningen fra andre kilder end dansk ammoniak for 2035 svarer til 2030.

Det bemærkes, at tal i tabeller mv. som hovedregel er de beregnede tal, og ikke afrundet for at afspejle beregningsnøjagtigheden.

## 3 Metode og datagrundlag

### 3.1 Tålegrænser

Natureffekten af en ændret kvælstofbelastning vurderes ved anvendelse af tålegrænser. Tålegrænser har siden starten af firserne været et vigtigt redskab i international miljøregulering og i miljø-reguleringen i mange europæiske lande, specielt mhp. at begrænse effekterne af luftforurening på (primært) terrestriske økosystemer.

Tålegrænser har været centrale i udarbejdelsen af effektbaserede politikker på luftforureningsområdet i Europa, og anvendelsen af tålegrænser baseres derfor ofte på anbefalinger fra det videnskabelige arbejde med effekter af luftforurening i regi af FN's Økonomiske Kommission for Europa (UNECE). Dette gælder fx EU's emissionsloftdirektiv (NEC Direktivet) og anvendelsen af tålegrænser ved vurdering af kvælstofeffekter indenfor Habitatdirektivet og Biodiversitetskonventionen. I dansk national sammenhæng har anvendelsen af tålegrænser tidligere været central i arbejdet med ammoniakhandlingsplaner, bufferzoneregulering, Vilhelm udvalgets arbejde og ved husdyrgodkendelser, specielt ift. VVM screeninger og - godkendelser (Skov- og Naturstyrelsen, 2003).

Tålegrænser (engelsk: critical load) defineres som "Den belastning med et eller flere forurenende stoffer under hvilken væsentlige skadelige effekter på udvalgte følsomme elementer af natur og miljø ikke vil forekomme, vurderet med den nuværende viden" (Nilsson & Grennfelt, 1988). Tålegrænser forholder sig til den langsigtede bæredygtighed og de forventede langsigtede effekter af en given påvirkning. I praksis anvendes oftest et tidsperspektiv på 100 år for beregnede tålegrænser. Tålegrænser indeholder et politisk element, idet det skal afgøres, hvad der er en væsentlig effekt, og hvilke (udvalgte, følsomme) elementer af natur og miljø, der ønskes beskyttet. Fastsættelsen af grænserne er imidlertid baseret på naturvidenskabelige metoder. Tålegrænsen er en egenskab, der knytter sig til det enkelte naturområde. Den væsentligste anvendelse af tålegrænser har været som grundlag for udarbejdelsen af effektbaserede kontrolstrategier for luftforurening på europæisk plan. Her anvendes arealet med overskridelser af tålegrænserne som effektindikator i nogle sammenhænge suppleret med den akkumulerede belastning over tålegrænsen ved sammenligning mellem forskellige scenarier eller geografiske områder.

Der anvendes i dag på internationalt niveau (udviklet i regi af UNECE) tre sæt af metoder til fastsættelse af tålegrænser.

**Massebalancebaserede** tålegrænser er den ældste og mest konservative metode (giver laveste værdier). Beregningen er (for kvælstof) baseret på en statistisk massebalanceberegning, hvor de enkelte elementer i N massebalancen (immobilisering, fiksering, denitrificering, fjernelse ved drift/pleje/brand og udvaskning) fastsættes for lokaliteten under hensyntagen til lokale forhold og den langsigtede bæredygtighed. Der anvendes oftest som kriterium en (kritisk) værdi for nitratkoncentrationen i jordvand relateret til den anvendte målsætning, der kan være skovsundhed eller beskyttelse af arter.



**Empirisk baserede** tålegrænser er udviklet som supplement til disse beregninger. De empirisk baserede tålegrænser er baseret på publicerede studier af effekter observeret over en gradient i deposition, ved tilførselseksperimenter o. lign. Disse tålegrænser er opgjort naturtypevis og har følgelig forholdsvis brede intervaller for naturtyperne, der afspejler variation i følsomhed mellem områder tilhørende naturtypen. Tidshorisonten for empirisk baserede tålegrænser er kortere end for de massebalancebaserede-, idet de fleste data er indsamlet indenfor en begrænset tidshorisont, og der har været en tendens til, at værdierne sænkes i takt med inddragelse af flere publicerede undersøgelser.

**Biodiversitetsbaserede** tålegrænser er udviklet de seneste år og baseres på kobling af (deterministiske) jordkemimodeller med (empirisk baserede) planteforrekstmodeller. Dermed kan der beregnes tålegrænser baseret på målsætninger relateret til biodiversitet (fx muligt tab af habitattypiske arter ift. et referenceår) (Bak, 2013). Afhængigt af lokaliteten, hvilke arter der ønskes beskyttet, referenceår mm. kan disse tålegrænser være både højere og lavere end de empirisk baserede tålegrænser, der er fastsat pba. et bredt sæt af indikatorer, der ikke i alle tilfælde er direkte relateret til den langsigtede beskyttelse af arter.

Ud over tålegrænser, der knytter sig til langsigtede effekter, er der opstillet grænseværdier ('critical levels'), for luftkoncentrationer af ammoniak, der sigter mod beskyttelse af følsomme arter som mosser og laver mod direkte effekter. Disse kan i nogle tilfælde være mere restriktive end specielt de empirisk baserede tålegrænser.

Anbefalinger for metoder og kriterier til beregning og kortlægning sammenfattes i UNECE's 'kortlægningsmanual' (Werner og Spranger, 2006, <http://icpmapping.org/>). Den aktuelle anbefaling er at massebalance- og empirisk baserede tålegrænser anvendes sammen i en risikovurdering baseret på forsigtighedsprincippet. De biodiversitetsbaserede tålegrænser er udviklet over de seneste 10 år og på vej til at blive indarbejdet i kortlægningsmanualen. En mere uddybende fremstilling kan findes i (Bak, 2013).

Tålegrænsen for kvælstof for et naturområde angiver et depositionsniveau, hvor områdets kvælstofstatus på lang sigt vil indstille sig på et ligevægtsniveau, der netop tillader opretholdelse af områdets struktur og funktion samt beskyttelse af de karakteristiske arter. Denne grænse afhænger af de lokale forhold og til en vis grad af målsætningen for området. Følsomheden af enkeltarter overfor ændringer i kvælstofstatus og jordbundens surhed vil være meget forskellig, og nogle arter som fx følsomme mosser og laver kan både reagere på for høje luftkoncentrationer og på depositionsniveauet uden at effekten er koblet til ændringer i jordkemien. Tilstedeværelsen af følsomme arter og en evt. målsætning om bevarelse heraf kan derfor være væsentlig for fastsættelsen af tålegrænser.

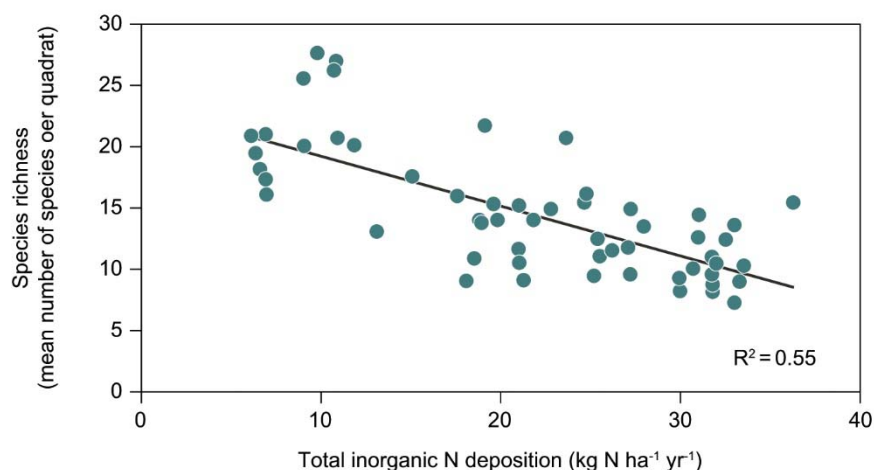
Når den samlede belastning ligger under tålegrænsen for et naturområde, forventes der ingen væsentlig negativ effekt. Hvis den samlede belastning ligger over tålegrænsen, forventes der en effekt, hvis relative betydning vil afhænge af belastningens størrelse, områdets tilstand, øvrige påvirkninger på området og den forløbne tid. Der kan være væsentlige tidsforsinkelser både mellem depositionsændringer og ændret kvælstofstatus og mellem kvælstofstatus og ligevægtsplantensamfundet.

Ved depositioner under tålegrænsen vil områdets kvælstofstatus, afhængigt af udgangspunktet, på lang sigt bevæge sig mod - eller holde sig under det

acceptable niveau. Ved depositioner over tålegrænsen vil kvælstofstatus på lang sigt indstille sig på et niveau, der ikke sikrer opretholdelse af områdets struktur og funktion samt beskyttelse af de karakteristiske arter. En merbelastning, der ændrer depositionen fra et niveau under – til et niveau over tålegrænsen vil, alt andet lige, ændre den forventede udvikling fra positiv til negativ og på længere sigt medføre negative ændringer af områdets tilstand. De forventede tidsforsinkelser kan dog være lange og vil kræve konkret vurdering / beregning for det enkelte område at fastlægge. På områder, hvor der er sket en væsentlig kvælstofakkumulering som følge af tidligere tiders depositioner, kan det være nødvendigt at reducere depositionen til et niveau under tålegrænsen eller at sikre intensiveret pleje eller naturgenopretning for at fastholde eller opnå en ønsket tilstand. Belastningsmålsætninger for kortere tidsperioder (kaldet 'target loads') har tidligere været anvendt i UNECE regi, men er ikke en del af de aktuelle anbefalinger.

Effekten af kvælstofbelastning i økosystemer er kompleks og forskellig mellem naturtyperne. Et simpelt eksempel er artsrigt græsland, hvor Stevens m.fl., (2004) har vist en klar sammenhæng mellem artsrigdom og kvælstofbelastning på et stort europæisk datasæt (figur 1).

**Figur 1.** Sammenhæng mellem kvælstofdeposition og artsrigdom for artsrigt græsland baseret på et stort europæisk datasæt (Stevens m.fl., 2004).



### 3.2 Metode til vurdering af effekter på naturtyper og arter

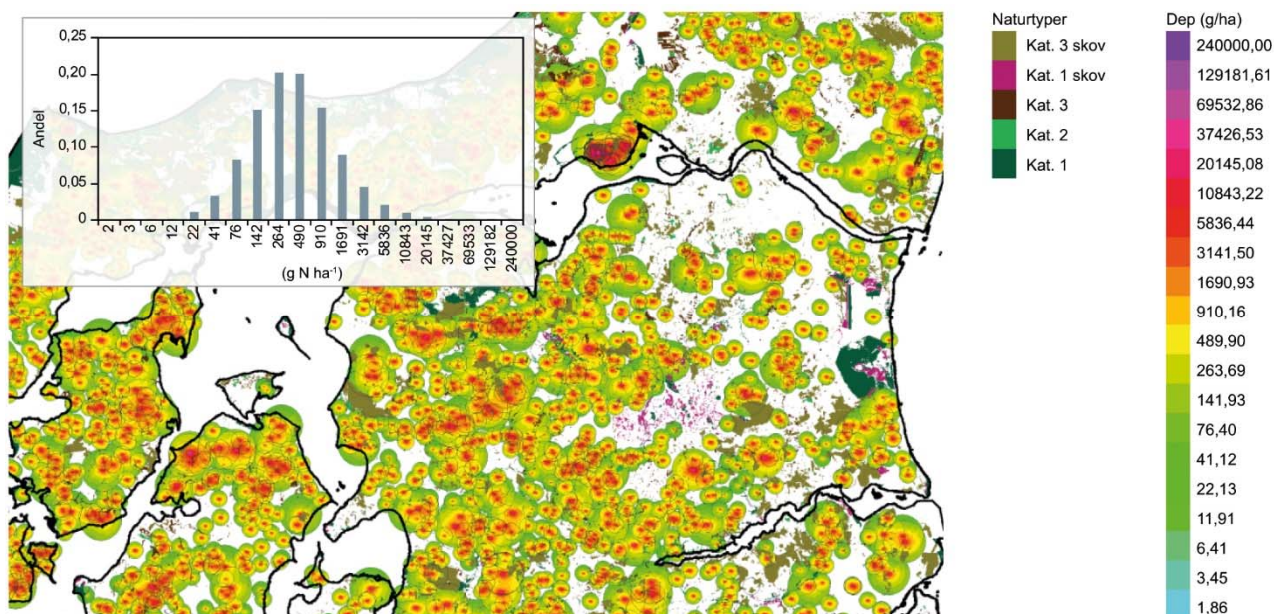
Effekten på naturtyper og arealer belyses (jf. ovenstående) ud fra i) ændring i areal md overskridelse af tålegrænserne og ii) kumuleret afsætning af kvælstof over tålegrænserne. Arealet med overskridelse af tålegrænserne er væsentligt for at vurdere påvirkningen og udvikling for naturtyper og arter, idet det forventes at (længere tids) belastning over tålegrænsen kan medføre en negativ udvikling på de berørte naturområder. Den kumulerede afsætning er væsentlig for at kunne vurdere størrelsen af de forventede effekter af effektivitet og omkostningseffektivitet af forskellig regulering. Prisen for at fjerne et kg N ved pleje eller naturgenopretning ligger fx i størrelsesorden 1000 – 10.000 kr. (Hasler m.fl., 2012)

Der anvendes beregnede tålegrænser for beskyttelse af biodiversitet for habitatnaturtyperne (Bak, 2013) og empirisk baserede kvælstoftålegrænser for øvrige (§ 3) naturtyper. Det er ønsket, at natur- og miljøtilstanden i 2015 skal anvendes som baseline/reference ved anvendelse af biodiversitetsbaserede tålegrænser, hvilket er indregnet i tålegrænserne. Det er endvidere ønsket, at

der foretages en separat beregning, hvor natureffekter vurderes med udgangspunkt i (medianværdien) af de empirisk baserede tålegrænser. Effekten er i alle tilfælde set i forhold til en 'baseline' fremskrivning, der inkluderer effekten af fremtidige fald i baggrundsbelastning, udviklingen i danske landbrugsemissioner og landbrugets strukturudvikling.

Beregningerne af lokal afsætning er foretaget som en 'punkt til areal' beregning, hvor hver af de nutidige og fremtidige bedrifter beskrives som ét emissionspunkt (to ved model 2.1 og 3.3) og den lokale afsætning på de forskellige kategorier af natur beregnes på kort med 50 m opløsning. Påvirkningen af muligt berørte naturområder på lokal skala er i Miljøstyrelsens projektbeskrivelse afgrænset til kategori 1, 2 eller 3 natur indenfor 1000 m fra bedrifter > 75 DE, 25 DE for mink. Der er valgt at udvide denne radius til 2500 m for brug med emissioner > 5000 kg for bedre at afspejle de gældende regler for den specifikke ammoniakregulering.

Afsætningen beregnes med afsætningskurver differentieret efter den lokale fordeling af vindretninger og efter overfladeruhed for forskellige naturtyper. Denne beregning er nærmere beskrevet i appendiks 4. Afsætningen fra punktkilderne beregnes indenfor cirkler svarende til de i reguleringen anvendte konsekvensradier på hhv. 1000 og 2500 m. Den beregnede lokale afsætning fra stald og lager og fordelingen heraf er illustreret på figur 2.

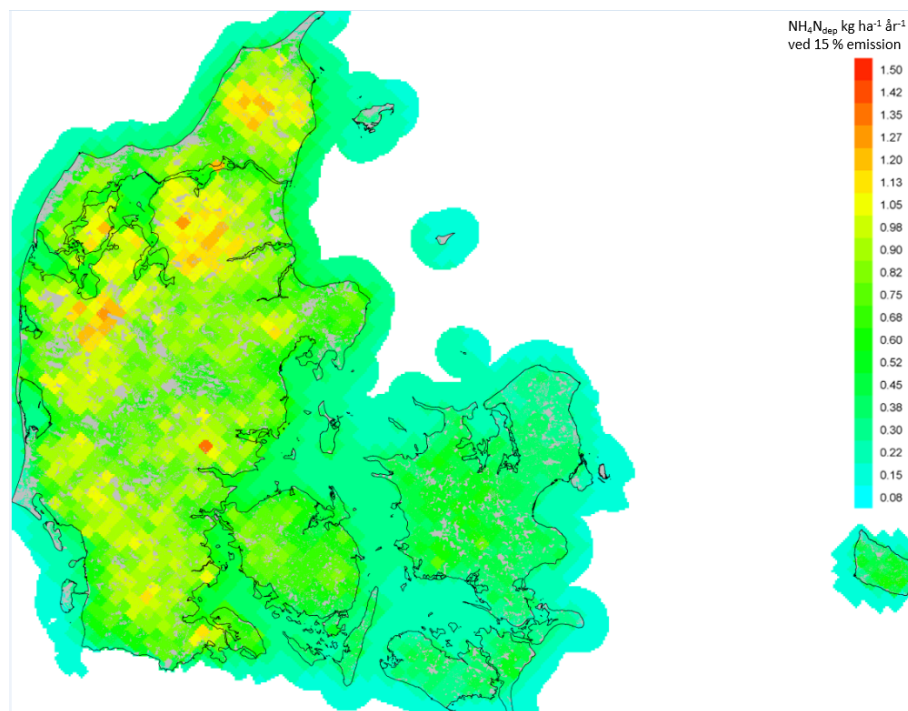


**Figur 2.** Beregnet lokal afsætning af ammoniak ( $\text{kg N ha}^{-1} \text{år}^{-1}$ ) fra fuldtidslandbrug, 2015 emissioner. Kortet viser desuden placeringen af forskellige kategorier af natur. Områderne er forholdsvis små, men udsnittet indeholder enkelte større hedeområder (brun) og moser (grøn). Fordelingen af deposition fra lokale kilder er indsat i øverste venstre hjørne.

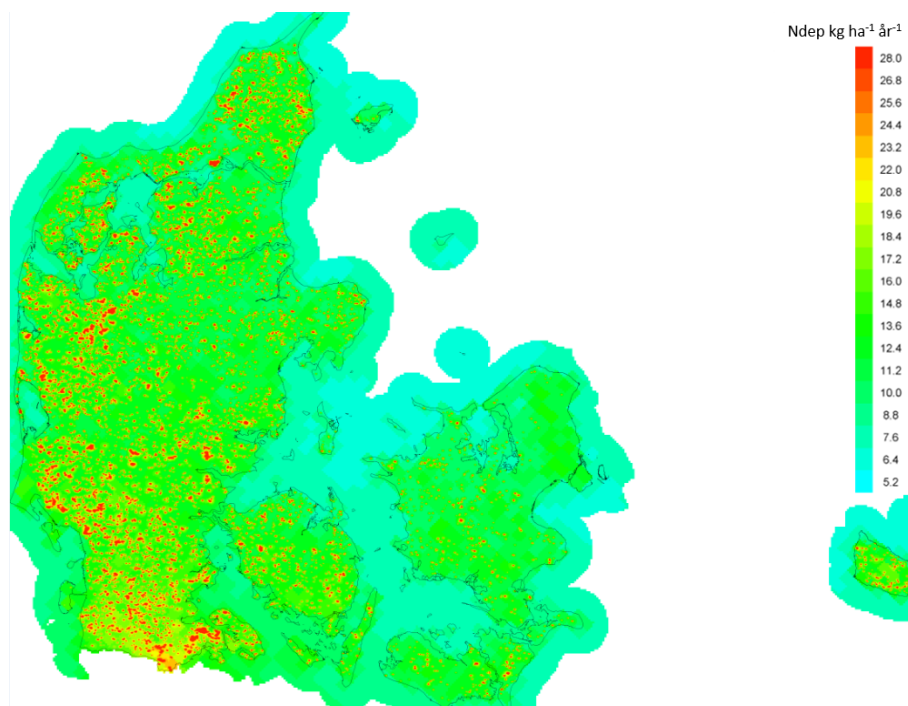
Det vil i gennemsnit være i størrelsesorden 6 % af emissionen fra punktkilderne, der afsættes indenfor disse radier. Ved beregning af baseline indgår bidraget fra kilderne allerede i beregningen af baggrundsbelastning. Der foretages derfor en reduktion af baggrundsbelastningen svarende til den beregnede lokale afsætning for at undgå 'dobbelttælling'. Reduktionen sker ved anvendelse af en beregnet sammenhæng mellem ekstra emission på landsplan og – deposition på 5,6 km net vist på figur 3. Den resulterende fordeling af depositioner er vist på figur 4. Baggrundsbelastningen er beregnet som gennemsnit for perioden 2005 – 2015. Der er anvendt et gennemsnit over en 10 års

periode fordi der er en væsentlig år til år variation i deposition, primært som følge af forskelle i nedbør. EMEP har til europæisk brug udviklet en tilsvarende beregningsmetode for lokalafsætning med en modelopløsning på hhv. 10 km og 100 m ([www.emep.int](http://www.emep.int)). Ved beregning for ekstraemissioner tages der højde for afsætningen udenfor de anvendte afstandsgrenser på 1000 og 2500 m ved at forøge baggrundsbelastningen svarende til den del af emissionen, der afsættes på dansk landareal udenfor cirklerne. Denne beregning er nærmere beskrevet i appendiks 3.

**Figur 3.** Forøgelse af deposition af dansk ammoniak ved 15 % forøget  $\text{NH}_3$ -emission.



**Figur 4.** total kvælstofdeposition beregnet pba. baggrundsdeposition for 2005 – 2015 beregnet på  $5,6 \times 5,6 \text{ km}^2$  net og bidraget fra fuldtidslandbrug, 2015 som illustreret på figur 2.



Ved effektvurdering for de enkelte modeller og delmodeller gennemregnes i alle tilfælde et antal scenarier for hver ejendom baseret på fremskrivningsmodellen for landbrugsstruktur. Modellens resultater aggregeres til en samlet sandsynlighed for hhv. udvidelse, nedlæggelse eller uændret produktion for hver af de større ejendomme for hver periode 2015-20, 20-25, 25-30 og 30-35. Der regnes frem, så en ejendom der nedlægges i et scenario forbliver nedlagt i dette scenario. Første mulige udvidelse eller nedlæggelse fordeles tilfældigt i perioden 2015-25. Hvis en ejendom udvides, lægges næste mulige udvidelse 10 år efter. Størrelsen af udvidelsen er en udvidelsesprocent, der for hver periode og type af bedrift er kalibreret, så den samlede emissionsudvikling i basis-scenariet følger emissionsfremskrivningen, ligesom forholdet mellem dyreenheder og emissioner (emissionsfaktorerne) følger udviklingen i emissionsfremskrivningen.

For hver udvidelse, der genereres i et scenario, beregnes den mulige emission efter det anvendte sæt af regler som er beskrevet i modellerne, samt hvilken af disse, der har været grænsesættende. Beregningerne udføres på et 50 x 50 m<sup>2</sup> net, idet koordinatusikkerheden på emissionerne / ejendommenes placering forventes at være større end 50 m. Der foretages først for hvert beregningsår for hvert naturpunkt en beregning af baggrundsbelastningen og af antal ejendomme, der kan påvirke punktet i kumulation. For hver ejendom foretages derefter for alle naturpunkter indenfor en konsekvensradius en beregning af ammoniakafsætningen som funktion af emissionen på ejendommen (beskrevet i appendiks 4). På baggrund af denne relation og total- eller merdepositionskravet for punktet fastsat ud fra naturtypen i punktet og det sæt af regler, der regnes for, kan den tilladelige emission med udgangspunkt i punktet beregnes. Det punkt (og dermed den naturtype og tilknyttede regler), indenfor den anvendte konsekvensradius, der giver den lavest tilladelige emission, vil være grænsesættende for ejendommen givet den ønskede udvidelse. Beregningen kan anses for forholdsvis præcis, fordi det i princippet er samme data og beregningsmodeller, der anvendes, som ville blive anvendt i en godkendelsessag. Effektvurderingen for de enkelte modeller og delmodeller baseres på forskellen til baseline, dvs. fortsættelse af nugældende regler.

Den samlede effekt af den ændrede emission er sammensat af den lokale afsætning og et bidrag til regional baggrund fra den del af emissionen, der afsættes udenfor hhv. 1000 og 2500 m. som gennemsnit (for de beregnede scenarier) afsættes 6,3 % af de betragtede emissioner fra stald og lager indenfor de anvendte radier på 1000 og 2500 m. 28 % af emissionen afsættes på dansk landareal.

Der vil desuden være en ekstra emission fra gødningsudbringning af samme størrelsesorden som følge af den forøgede produktion. Lokale effekter som følge af ekstra udbringning er ikke medtaget i effektberegningerne, der således kun vedrører effekten af ekstra emission fra stald og lager.

Den ekstra emission fra stald og lager er en brutto-ændring, idet: i) udviklingen på de berørte ejendomme kunne have været begrænset af anden regulering (fx den generelle beskyttelse efter Naturbeskyttelsesloven, VVM-reglerne eller efter konkret vurdering ift. Habitatdirektivets Artikel 6.3) og ii) en del ejendomme vil være en del af samme bedrift, hvor en (større) udvidelse på et produktionssted kan medføre en tilsvarende mindre udvidelse andetsteds. Det sidste aspekt er belyst ved en supplerende beregning, hvor en given regelændring ikke med-

fører nogen produktionsændring svarende til at alle emissionsforøgelse på berørte ejendomme modsvares af tilsvarende reduktioner andetsteds. Dette er næppe realistisk, men giver et interval for de mulige effekter.

Det er ønsket at påvirkning og effekter belyses separat for i) de væsentligste naturtyper, ii) arealer inden- og udenfor Natura 2000 områderne iii) bilag I naturtyper indenfor og udenfor Natura 2000 områderne, iv) kvælstoffølsomme plantearter og v) i muligt omfang, bilag IV arter.

For overskuelighedens skyld er det valgt at aggregere de beregnede effekter på de kategorier af natur, der anvendes i reguleringen. Der er ikke et tilstrækkeligt kortgrundlag for bilag 1 naturtyper udenfor natura 2000 områderne, og effekten herpå er vurderet ud fra procentandele af naturtyperne indenfor- og udenfor Natura 2000 anvendt i Artikel 17 rapporteringen<sup>6</sup> (Nielsen m.fl., 2012). Der forventes imidlertid også at være væsentlige usikkerheder i denne opgørelse. Det er ikke muligt at foretage en detaljeret analyse for enkeltarter, idet usikkerheden ved beregning for enkeltarter med de tilgængelige plante-forekomstmodeller vurderes at være for store. Der er i bilag 1 givet en oversigt over bilag 1 arter, der er truet af for høj kvælstofbelastning. Disse er indgået i beregningen af de biodiversitetsbaserede tålegrænser, der er anvendt indenfor Natura 2000 områderne, og det kan dermed forventes, at arterne beskyttes (svarende til referenceåret), hvis tålegrænsen ikke overskrides. Det kan derimod ikke forventes, at alle arterne beskyttes ved overholdelse af de empirisk baserede tålegrænser, der er anvendt udenfor Natura 2000 områderne.

Effekter på kort tidsskala (< 10 år) er belyst case-baseret (for sure overdrev) ved anvendelse af ved anvendelse af strukturelle ligningsmodeller (Structural Equation Models; (SEM)) opstillet pba. data fra NOVANA overvågningen. Denne beregning er detaljeret beskrevet i appendiks 5.

### 3.3 Metode til vurdering af øvrige landsdækkende miljøeffekter

Landsdækkende påvirkninger og effekter for miljøet er belyst ud fra den beregnede ændring af totalemissioner på landsplan.

I og med, at den geografiske fordeling af påvirkningen ikke er kendt, er der ikke foretaget modelberegninger af ændringer i koncentrationer og depositioner, men påvirkningen er belyst ud fra det relative bidrag fra danske ammoniakemissioner til atmosfæriske koncentrationer og deposition af kvælstof regionalt og for udvalgte farvandsområder. Der er desuden foretaget en overordnet vurdering af mulige økologiske effekter af ændrede ammoniakkoncentrationer ud fra grænseværdier for luftkoncentrationer af ammoniak ('critical limits') fastsat af UNECE (<http://icpmapping.org/>). Der er anvendt grænseværdier for årsmiddelkoncentrationer af ammoniak relateret til effekter på hhv. følsomme mosser og laver og højere planter. Ved de seneste opdateringer af 'critical limits', kan disse grænser i en del tilfælde være mere restriktive end tålegrænser. Påvirkningen af grundvand og overfladevand vurderes ud fra en vurdering af den samlede ændring af rodzoneudvaskningen. Påvirkning af koncentrationer af sekundære partikler, der er væsentlige for sundhedseffekter, vil have en ulineær sammenhæng med ændringer i ammoniakemissioner. Luftkoncentrationer af ammoniak er illustreret på figur 9, men der er ikke foretaget beregninger

---

<sup>6</sup> Rapportering af naturtilstand under habitatdirektivet

specifikt for de enkelte scenarier og modeller fordi sundhedseffekter som beskrevet ovenfor ikke indgår i dette arbejde.

### 3.4 Beregningsforudsætninger

#### 3.4.1 Naturtyper og naturareal

Konsekvensvurderingen er afgrænset til naturområder og naturtyper omfattet af kategori 1, 2, og 3 i ammoniakreguleringen (med væsentlige begrænsninger for kategori 3 skov, se nedenfor).

I princippet vil der være ammoniak / kvælstof-følsom natur udenfor kategorierne, der kan påvirkes af ændrede emissioner, men disse er ikke inddraget. Der findes omkring 17.700 ha § 3 mose, indenfor Natura 2000 områderne, der ikke er kategori-natur. Der er et overlap mellem naturtyperne eng, mose og kær, og der vil således være ammoniakfølsomme kær, der i § 3 registreringen er klassificeret som eng. Habitatnaturtyperne rigkær (7230) og tidvis våd eng (6410) findes i udstrakt grad også udenfor Natura 2000 områderne på arealer, der er registreret som § 3 eng. Dele af de næringsfattige ferske enge kan være lige så ammoniakfølsomme som overdrev, heder og moser. Klit er ikke en § 3 naturtype; men klitområder udenfor Natura 2000 områderne kan dog i nogen udstrækning være klassificeret som § 3 hede eller overdrev.

Den seneste opgørelse af arealet af kategori 1, 2 og 3 natur er Levin & Nygård (2017), der opgør arealet af kategori 1 natur til 91.000 ha, kategori 2 natur til 48.000 ha og kategori 3 natur (uden skov) til 88.000 ha, eller samlet knap 228.000 ha. Heri indgår dog knap 18.000 ha § 3 mose indenfor Natura 2000 områderne, så det samlede areal af kategori-natur er ca. 210.000 ha.

For kategori 3 skov er situationen lidt speciel, fordi kortgrundlaget indtil nu har bestået af et kort over 'potentielt ammoniakfølsom skov' samt en nærmere beskrivelse i Husdyrgodkendelsesbekendtgørelsen af typens afgrænsning. Det er usikkert i hvor stor udstrækning, der har været stillet krav til merdeposition for kategori 3 skov i den hidtidige praksis. Der blev i 2016 gennemført en ny kortlægning af kategori 3 skov, der indskrænkede arealet af kategori 3 skov til 210.000 ha, 218.000 ha inkl. kategori 1 skov, hvoraf kun 115.000 ha overlapper med den gamle kortlægning. (Gundersen m.fl., 2016). Den nye kortlægning er endnu ikke tilgængelig på 'Miljøportalen', og må derfor formodes endnu ikke i væsentligt omfang at blive brugt som forvaltningsgrundlag. Det er derfor valgt at udelade kategori 3 skov fra analysen af, hvilke ejendomme, der berøres af reguleringen. Kategori 3 skov er desuden udeladt fra vurderinger, hvor natur- og miljøkonsekvenser sammenholdes med antal berørte ejendomme eller reguleret emission.

Det er valgt ikke at inkludere områdernes (yderste) randzone i analysen, idet belastning (og tilstand) her kan være kraftigt påvirket af ruhedsspring fra de omliggende arealer og belastning som følge af gødningsudbringning (se også Bak, 2016). Da det er valgt at foretage beregningerne med en opløsning på 50 x 50 m<sup>2</sup> er det vanskeligt at lave en præcis afgrænsning af randzonen. Det mest påvirkede areal, dvs. en 20 m randzone omfatter ca. 26.000 ha for kat 1, 2 og 3 natur fraregnet skov og 42.000 ha for den potentielt ammoniakfølsomme skov.

Ved den seneste rapportering ifm. Habitatdirektivets artikel 17 (Fredshavn m.fl., 2014) er det vurderet, at der i alt findes 329.000 ha habitatnaturtyper, hvoraf 40 % (131.000 ha) ligger indenfor de udpegede Natura 2000 områder.

Habitat naturtyperne er ikke, eller kun meget rudimentært kortlagt udenfor Natura 2000 områderne.

Habitat naturtyperne omfatter 10 terrestriske naturtyper (1220, 1310, 1320, 1330, 1340, 3260, 3270 og 6430), der ikke er kategori 1 natur. Heraf er det dog kun 1330 (strandeng), 3260 (vandløb) og 6430 (urtebræmmer), der udgør et væsentligt areal på landsplan og kun 1330 (strandeng), der udgør et væsentligt areal indenfor Natura 2000 områderne (28.000 ha). Samlet set udgøres kategori 1 naturen af 99.400 ha habitatnaturtyper + 3.700 ha § 3 hede og 3.300 ha § 3 overdrev indenfor Natura 2000 områderne.

62 % af 56.000 ha habitat klitnatur er i artikel 17 rapporteringen vurderet at ligge indenfor Natura 2000 områderne. Klitnaturen er ikke en § 3 naturtype, og udbredelse og tilstand af øvrig klitnatur udenfor Natura 2000 områderne er derfor dårligt kendt. En del klitnatur er formentlig klassificeret som § 3 hede eller overdrev.

Der forventes at være 53.000 ha kvælstoffølsomme sø-habitatnaturtyper (31xx), heraf 38.000 ha (71 %) udenfor Natura 2000 områderne og 700 ha lobeliesøer (3110). Af mosehabitatnaturtyperne (71xx, 72xx) forventes der at være 20.000 ha (heraf 9.000 ha rigkær) hvoraf 41 % ligger i Natura 2000 områderne. Der er omkring 7.000 ha af typerne 7110 og 7220 (aktive og nedbrudte højmoser), heraf 2.500 ha aktive højmoser og 3.500 ha udenfor Natura 2000. Højmoser og lobeliesøer er omfattet af kategori 2 og det samlede areal af aktive højmoser og lobeliesøer udgør ca. 3.200 ha. Det eksisterende kortgrundlag er imidlertid utilstrækkeligt og omfatter kun ca. 370 ha. Vurderingerne for kategori 2 mose og sø er derfor tilsvarende for lave. Der findes omkring 64.000 ha § mose udenfor Natura 2000 områderne, der indgår i kategori 3. Derudover findes der knap 18.000 § 3 mose indenfor Natura 2000 områderne, ikke indgår i kategori 3 natur.

For hederne fordeler det samlede areal sig på 13.000 ha hede-habitatnatur (og enekrat) indenfor Natura 2000, 15.000 ha hede-habitatnatur udenfor Natura 2000, 3.700 ha § 3 hede indenfor Natura 2000 og 44.000 ha § 3 hede udenfor Natura 2000 (32.000 ha kategori 2, 12.000 ha kategori 3), hvoraf altså 34 % (15.000 ha) af arealet udenfor Natura 2000 vurderes at være habitatnaturtyper. For overdrevene fordeler det samlede areal sig tilsvarende på 8.000 ha overdrev-habitatnatur indenfor Natura 2000, 16.000 ha overdrev-habitatnatur udenfor Natura 2000, 3.300 ha § 3 overdrev indenfor Natura 2000 og 25.000 ha § 3 overdrev udenfor Natura 2000 (15.600 ha kategori 2, 9.800 ha kategori 3), heraf 64 % (16.000 ha) habitatnaturtyper.

### **3.4.2 Emission og depositioner**

Scenarier for baggrundsbelastning for 2020, 2025, 2030 og 2035 er beregnet med udgangspunkt i depositions kort med en opløsning på 5,6 x 5,6 km<sup>2</sup> beregnet på grundlag af emissioner af ammoniak og NO<sub>x</sub> for perioden 2007 – 2015 (se appendiks 3). Der er antaget den samme spatiale fordeling for fremtidige depositioner, medens niveauet er skaleret til det forventede fremtidige niveau. For emissioner af NO<sub>x</sub> og udenlandsk ammoniak er emissionslofterne i NEC direktivet og Göteborgprotokollen anvendt til beregning af kvælstofdepositionen. Erfaringen fra den første periode af NEC direktivet og Göteborgprotokollen viser, at lofterne efterleves. Nationale emissioner er omregnet til deposition på dansk landareal ved anvendelse af EMEP lande-lande



transportmatricer ([www.emep.int](http://www.emep.int)). Gennemsnittet for de 5 sidst beregnede år er anvendt for at tage højde for år til år variation i klimatiske forhold.

Forventningerne til de fremtidige emissionsniveauer er for NO<sub>x</sub> et fald på hhv., 22 %, 31 % og 40 % i 2020, 25 og 30 sammenlignet med 2015. For udenlandsk ammoniakemission giver lofterne mulighed for en stigning på 6 % i 2020 og 2 % i 2025 sammenlignet med 2015, medens lofterne giver et emissionsfald på 2 % i 2030<sup>7</sup>. For dansk ammoniak er seneste emissionsfremskrivning som beskrevet anvendt som grundlag (se baggrund). Denne fremskrivning giver fald på hhv. 3,2 %, 4,6 % og 5,3 % i 2020, 25 og 30 sammenlignet med 2015. Emissionerne i denne fremskrivning ligger som nævnt noget over lofterne i de internationale aftaler. Tabel 1 viser de forventede fremtidige danske ammoniakemissioner (t N) (Mikkelsen & Albrektsen, 2017).

**Tabel 1.** forventede fremtidige danske ammoniakemissioner (t N). Husdyrgødning er bidraget fra stald og lager, medens det største bidrag til emissioner fra 'øvrige kilder' er udbringning af husdyrgødning. (Mikkelsen & Albrektsen, 2017)

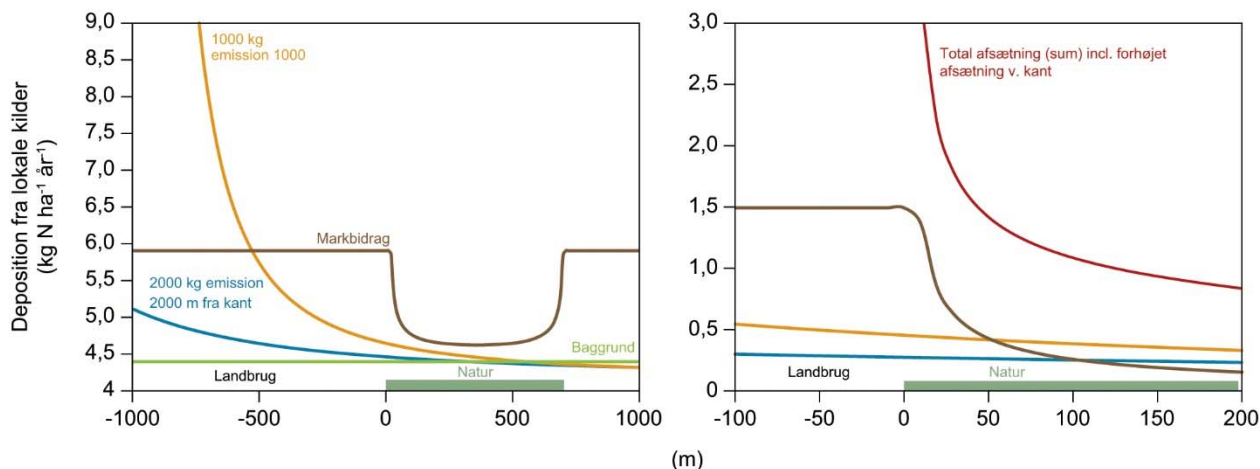
	2015	2020	2025	2030	2035
Husdyrgødning	29426	26605	25924	25138	25138
Øvrige landbrugskilder	27382	28637	28915	29126	29126
Sum	56808	55242	54839	54264	54264

Ud over effekten af generelle emissionsreduktioner, forventes strukturudviklingen i landbruget og den fremtidige effekt af den specifikke ammoniakregulering også at have betydning for den fremtidige udvikling i natur- og miljøeffekter af atmosfærisk kvælstof. Figur 5 viser en principskitse for sammensætningen af den lokale kvælstofafsætning. Figuren illustrerer bidrag fra to lokale punktkilder, én kilde på 2000 kg år<sup>-1</sup> placeret 2000 m fra kanten af et naturområde, og én på 1000 kg år<sup>-1</sup> placeret 1000 m fra kanten. Derudover vises et bidrag fra gødningsudbringning på marker omkring naturområdet. Dette bidrag vil afhænge af udbringningsarealets størrelse, typen af udbragt gødning, teknologi mv. Figuren illustrerer to væsentlige forhold ved beregning af den lokale afsætning. På figuren til venstre er nettobidrag fra lokale kilder illustreret, idet bidraget fra de lokale kilder er reduceret for at kompensere for deres bidrag til den lokale baggrund, hvor kilderne også indgår. Der er følgelig også områder, hvor de lokale kilder 'bidrager negativt' forstået på den måde, at en beregning med høj opløsning vil ligge under baggrundsbelastningen beregnet med lavere opløsning, fordi beregningen medfører en omfordeling af deposition. På figuren til højre er bruttobidragene vist, men det er illustreret hvordan de lokale bidrag summerer og i mange tilfælde kan være forhøjede ved kanten som følge af ruhedsspring.

Den specifikke ammoniakregulering vedrører med gældende regler kun emissioner fra stald og lager. Det er derfor valgt i denne rapport kun at foretage lokale beregninger for dette bidrag. Der vil imidlertid være en randzone, som illustreret på figuren, hvor bidrag fra gødningsudbringning og i nogle tilfælde lokalt forøget afsætning som følge af forskelle i topografi og ruhed, kan give lokale overskridelser af talegrænsen. Denne randzone (op til 50 m) er udeladt af beregningerne, fordi det dermed er vurderet at være for usikkert at beregne effekten af en mindre ekstrabelastning fra nærtliggende punktkilder i denne zone. Denne afgrænsning er dog forholdsvis upræcis, fordi bereg-

<sup>7</sup> <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/DA/TXT/PDF/?uri=CELEX:32016L2284&from=EN>, [www.emep.int](http://www.emep.int)

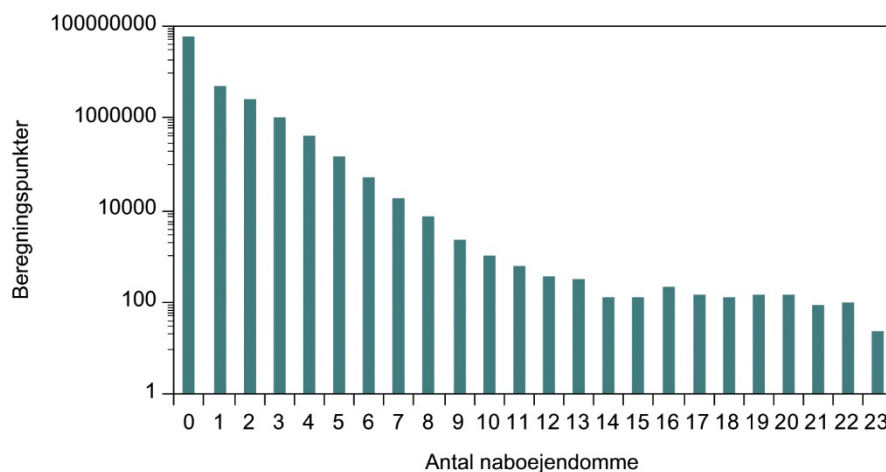
ningerne er udført med 50 m opløsning. En mere konkret beregning for randzonen ville kræve et andet beregningsmæssigt set up med en højere opløsning for randzonen, hvilket ville være teknisk vanskeligt. Tabel 5 illustrerer nogle af forskellene i beregninger med og uden lokale kilder.



**Figur 5.** Principskitse for lokale bidrag til depositionen på et naturområde placeret fra 0 – 600 m (grønt) fra hhv. en punktkilde på 1000 kg N år<sup>-1</sup> placeret 1000 m fra et naturområde, en punktkilde på 2000 kg N år<sup>-1</sup> i 2000 m afstand samt et bidrag fra emissioner fra mark. Figuren til venstre viser nettobidrag ift. baggrunden fra dansk ammoniak; dvs. bidragene fra punktkilder og markbidrag er fratrukket en kompensation for bidrag til baggrunden. Figuren til højre viser totalbidrag til den lokale afsætning, samt summen af totalbidrag, hvor der også er indregnet en forhøjelse af afsætningen ved kanten.

Som illustreret, kan emissioner fra flere kilder bidrage til den lokale belastning. I den gældende regulering differentieres kravene til totaldeposition til kategori 1 natur efter antal andre brug i nærheden, hvor 'nærhed' er defineret ud fra 5 klasser af kombineret afstand og emission. Der skelnes mellem 0, 1 eller 2 andre brug i nærheden. Som det kan ses fra figur 6 vil der være områder, hvor et større antal ejendomme bidrager til afsætning indenfor de anvendte afstandsgrænser. Fordelingen af antallet af 'nabo' ejendomme, der bidrager til lokalafsætning på et givent punkt baseret på afstands- og emissionsklasserne i den gældende regulering er illustreret på figur 6. Et beregningspunkt er i denne sammenhæng 50 x 50 m<sup>2</sup>, dvs. 1/4 ha.

**Figur 6.** Antal naboejendomme, der bidrager til afsætning med gældende definition fordelt på naturarealet. Et beregningspunkt er 50 x 50 m<sup>2</sup>.



Som det fremgår, er det højeste antal ejendomme, der bidrager til belastningen af et enkelt punkt med det gældende 'nærheds' kriterie 23 ejendomme. Den regionale variation i baggrundsbelastning som følge af fordelingen af emissioner fra dansk landbrug dækkes ikke af beregninger med de anvendte afstandsgrænser (200 – 2500 m), men kan illustreres ved beregninger på større skala (figur 4).

### 3.4.3 Strukturudvikling for landbruget

Der er taget udgangspunkt i et udtræk af data fra landbrugsregistrene (GLR, CHR) for 2015. Emissionsdata stammer fra nationale beregninger af emission, spredning og afsætning af ammoniak foretaget af DCE (Ellermann m.fl, 2016). Datagrundlaget vedr. landbrug er nærmere beskrevet i appendiks 6a. Tabel xx sammenfatter de anvendte data. Udtrækket omfatter i alt 22.791 ejendomme i 2015, hvoraf 8.645 er store / fuldtidsbedrifter baseret på en størrelsesgrænse på 75 DE, 25 DE for mink. Ejendommene er fordelt på bedriftstyper efter den husdyrtype, der udgør det største antal dyreenheder på bedriften. For svin vil en del bedrifter være integrerede bedrifter med fx søer og smågrise og i nogle tilfælde også slagtesvin. Det kan derfor være vanskeligt at sammenligne forskellige opgørelser for ejendomme med svin.

Det kan bemærkes, at for malkekvæg og so-bedrifter udgør de store bedrifter ca. 90 % af antal DE, medens andelen for andet kvæg og får og geder er væsentligt lavere (32 og 20 %). Bedrifter med malkekvæg udgør den største kategori målt på antal DE, medens bedrifter med slagtesvin er den største kategori målt på ammoniakemissioner.

**Tabel 2.** Ejendomsdata anvendt som nu-situation. Tabellen viser antal ejendomme (n ejd), antal DE og emission (t N) for hhv. alle ejendomme og fuldtidsbrug (ejendomme > 75 DE, 25 for mink), samt DE/ejd for fuldtidsbrugene.

	Alle					Fuldtid				
	n ejd	DE	DE %	emis	emis %	n ejd	DE	emis	stor %	DE/ejd
kyllinger	320	44820	2,0	902	2,9	163	32645	645	73	200,3
malkekvæg	3639	985768	42,9	8144	26,0	2963	886810	7299	90	299,3
andet kvæg	9627	256222	11,2	1640	5,2	578	81138	550	32	140,4
søer	1432	267231	11,6	3984	12,7	1130	236601	3500	89	209,4
slagtesvin	3905	521389	22,7	8975	28,6	2286	418334	7176	80	183,0
smågrise	642	75771	3,3	1089	3,5	380	59899	855	79	157,6
mink og ræve	1451	108956	4,7	5798	18,5	1062	88140	4760	81	83,0
får og geder	1543	15936	0,7	86	0,3	24	3141	12	20	130,9
høns	232	20464	0,9	758	2,4	59	13099	480	64	222,0
sum	22791	2296557		31377		8645	1819808	25278		

Som beskrevet under 'baggrund' er scenarier for den fremtidige strukturudvikling i landbruget efter aftale med Miljøstyrelsen baseret på en fremskrivningsmodel udviklet og stillet til rådighed af IFRO. Modellen er nærmere beskrevet i appendiks 2. Fremskrivningsmodellen er baseret på Markov kæder beregnet pba. historiske data fra perioden 1999 og 2009 og giver med 1 km<sup>2</sup> opløsning sandsynligheden for skift mellem kategorier af bedriftsstørrelser baseret på bedriftstype, hidtidig størrelse og region. (Rasmussen, 2011). Modellen dækker dog kun malkekvæg, andet kvæg, søer, slagtesvin og smågrise. For øvrige husdyrarter er der lavet en fremskrivning baseret på den forventning til udvikling i antal dyr, der er anvendt i emissionsfremskrivningen fra

2017 (Mikkelsen & Albrektsen, 2017). For de husdyrtyper, der indgår i modellen, er der for hver af de større ejendomme beregnet en sandsynlighed for, at ejendommen lukker, fortsætter uændret eller udvider i en given periode. Størrelsen af udvidelser er beregnet som en procent af den hidtidige produktion, der er kalibreret til at give den forventede udvikling i husdyrtal. Da der er regnet på enkeltejendomme, er effekten af den gældende specifikke ammoniakregulering indregnet for de enkelte ejendomme og indgår i kalibrering af baseline. Der er ikke regnet specifikt på teknologi, men for hver periode og husdyrtype anvendt en emissionsfaktor baseret på emissionsfremskrivningen fra 2017, der inkluderer effekten af indførelse af teknologi.

Nøgletal for fremskrivningen er gengivet i tabel 3. I forhold til det forventede antal ejendomme i 2025 og 2030, der er gengivet i IFRO's notat (appendiks 2) ligger denne fremskrivning lidt under, men det procentvise fald svarer til forventningerne i notatet, idet udgangspunktet her er et antal fuldtidsejendomme i 2015 på 11.000 baseret på en opgørelse fra Danmarks Statistik. Udviklingen i samlet antal dyreenheder og emissioner følger forventningerne i emissionsfremskrivningen fra 2017.

**Tabel 3.** Antal ejendomme (n ejendom), antal DE (1000) og N emission (t N) for den foretagne fremskrivning af landbrugsstruktur.

	2015	2020	2025	2030	2035
n ejendom	8645	7020	5377	4504	3629
1000 DE	1820	1814	1814	1865	1919
t N emission	25278	22855	22039	21573	22109

### 3.4.4 Tålegrensener

Der er ved vurdering af de forventede natureffekter anvendt en medianværdi af empirisk baserede tålegrensener for kategori 2 og 3 natur og beregnede tålegrensener baseret på bevarelse af biodiversitet for kategori 1 naturen (Bak, 2013). Tålegrensenerne for de enkelte områder er i begge tilfælde fastsat på baggrund af naturtypen, idet der ikke er et landsdækkende datagrundlag for stedspecifikke tålegrensener, der inddrager de lokale forhold og målsætningen for de enkelte områder. Anvendelsen af empirisk baserede tålegrensener for kategori 2 og 3 og biodiversitetsbaserede for kategori 1 er baseret på en forventning om, at der anvendes en forskellig målsætning. Anvendelsen af medianværdien af de empirisk baserede tålegrensener sker ud fra en forventning om, at dette bedst afspejler den hidtidige praksis (ift. kategori 3).

Det er ønsket, at natur- og miljøtilstanden i 2015 skal anvendes som baseline/reference. Der er derfor foretaget en genberegning af biodiversitetsbaserede tålegrensener med 2015 som referenceår. Værdierne er højere end tidligere tilsvarende beregninger, som DCE har foretaget, hvor 1950, 1992 og 2010 er anvendt som referenceår (Bak, 2013). De højere tålegrensener ved senere referenceår skyldes at andelen af følsomme arter fortsat falder og beregningerne er baseret på ingen yderligere tilbagegang ift. referenceåret. Værdierne er gengivet i tabel 4 sammen med interval og medianværdi for empirisk baserede tålegrensener. Der har kun været datagrundlag til beregning af biodiversitetsbaserede tålegrensener for 16 naturtyper. For de fire skovtyper er medianværdien for de empirisk baserede tålegrensener i alle tilfælde brugt i beregningerne pga. usikkerheder i datagrundlaget. Samme værdi er brugt for 9170, hvor der ikke er en selvstændig tålegrense.

**Tabel 4.** Tålegrænser for habitatnaturtyper (kg N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup>). Tabellen viser interval samt medianværdi for de empirisk baserede tålegrænser samt anvendt værdi for kategori 1 natur. Tallene i kursiv er beregnede biodiversitetsbaserede tålegrænser.

	Natura 2000	Empirisk	Median
1230 Klinter eller klipper ved kysten	20,0	15-25	20
2110 Forstrand og begyndende klitdannelser	15,0	10-20	15
2120 Hvide klitter og vandremiler	15,0	10-20	15
2130 Stabile kystklitter med urteagtig vegetation (grå klit og grønsværklit)	8,5	8-15	11,5
2140 Kystklitter med dværgbuskvegetation (klithede)	8,1	10-20	15
2160 Kystklitter med havtorn	15,0	10-20	15
2170 Kystklitter med gråris	15,0	10-20	15
2180 Kystklitter med selvsåede bestande af hjemmehørende træarter	12,7	10-20	15
2190 Fugtige klitlavninger	8,0	10-25	17,5
2250 Kystklitter med enebær	7,0	10-20	15
2310 Indlandsklitter med lyng og visse	15,0	10-20	15
2320 Indlandsklitter med lyng og revling	15,0	10-20	15
2330 Indlandsklitter med åbne græsarealer med sandskæg og hvene	15,0	10-20	15
3110 Kalk- og næringsfattige søer og vandhuller (lobeliesøer)	7,5	5-10	7,5
3130 Ret næringsfattige søer og vandhuller med små amfibiske planter ved bredden	7,5	5-10	7,5
3140 Kalkrige søer og vandhuller med kransnålalger	7,5	5-10	7,5
3150 Ammoniakfølsomme næringsrige søer og vandhuller med vandaks	7,5	5-10	7,5
3160 Brunvandede søer og vandhuller	7,5	5-10	7,5
4010 Våde dværgbusksamfund med klokkelyng	10,2	10-20	15
4030 Tørre dværgbusksamfund (heder)	11,5	10-20	15
5130 Enekrat på heder, overdrev eller skrænter,	20,0	15-25	20
6120 Meget tør overdrevs- eller skræntvegetation på kalkholdigt sand	9,4	15-25	20
6210 Overdrev og krat på mere eller mindre kalkholdig bund	7,1	10-15	12,5
6230 Artsrige overdrev eller græsheder på mere eller mindre sur bund	8,1	10-15	12,5
6410 Tidvis våde enge på mager eller kalkrig bund, ofte med blåtop	8,0	15-25	20
7110 Aktive højmoser	7,5	5-10	7,5
7120 Nedbrudte højmoser med mulighed for naturlig gendannelse	7,5	5-10	7,5
7140 Hængesæk og andre kærsamfund dannet flydende i vand	12,5	10-15	12,5
7150 Plantesamfund med næbfrø, soldug eller ulvefod på vådt sand eller tørv	12,5	10-15	12,5
7210 Kalkrige moser og sumpe med hvas avneknippe	20,0	15-25	20
7220 Kilder og væld	20,0	15-25	20
7230 Riggær	7,6	15-30	22,5
8220/8230 Indlandsklipper af kalkfattige bjergarter med/uden pionerplantесamfund	12,5	10-15	12,5
9110 Bøgeskov på morbund uden kristtorn	11,5	10-20	15
9120 Bøgeskov på morbund med kristtorn	15,0	10-20	15
9130 Bøgeskov på muldbund	15,0	10-20	15
9150 Bøgeskov på kalkbund	15,0	10-20	15
9160 Egeskov og blandet skov på mere eller mindre rig jordbund	15,0	10-20	15
9190 Stilkegeskove og -krat på mager sur bund	10,8	10-20	15
91D0 Skovbevoksede tørvemoser	12,7	10-15	12,5
91E0 Elle- og askeskove ved vandløb, søer og væld	9,8	10-20	15

## 4 Natur og miljøkonsekvenser

### 4.1 Baseline

Effekten af en ændret regulering vil altid skulle ses i forhold til et 0 scenario (her svarende til ingen specifik ammoniakregulering) eller baseline (nugældende regulering), der beskriver, den forventede udvikling uden de foreslåede ændringer i modellerne. Det er valgt at basere sammenligningen på en 20 årig fremskrivning fra 2015 til 2035, hvor hver periode fra 2015-2020, 2020-2025, 2025-2030 og 2030-2035 behandles separat. En analyse af udviklingen fra 2005 til 2015 baseret på historiske data kan findes i Bak & Damgård (2017). Der kan som nævnt ventes en kraftig strukturudvikling i landbruget i perioden, der forventes reducere antallet af fuldtidsbedrifter til under halvdelen med næsten uændret (svag stigning) antal dyr totalt. De resterende ejendomme vil følgelig blive omtrent fordoblet i størrelse. Placeringen af den fremtidige produktion vil i baseline være påvirket af de eksisterende regler i den specifikke ammoniakregulering.

Valget af geografisk opløsning spiller en rolle ved beregning af arealet med overskridelse af tålegrænserne. Valget af opløsning kan føre til såvel oversom underestimering af arealet med overskridelser afhængigt af den spatiale struktur af depositioner og tålegrænser, niveauet af overskridelse og usikkerheden på de enkelte elementer. Dette er nærmere beskrevet i (Bak, 2001).

I den her foretagne analyse er der foretaget beregninger på landsplan med 5,6 km opløsning og beregninger på lokal skala med en opløsning på 50 m. Landbrugsemissionerne kan fordeles på emissioner fra stald og lager, emissioner fra gødningsudbringning og et (mindre) bidrag fra voksende afgrøder. Stald og lager kan tilnærmet betragtes som punktkilder, selvom anlæggene godt kan have en udstrækning på over 100 m. De øvrige bidrag er fra fladekilder (gødningsudbringning og afgrøder). Der udbringes husdyrgødning på omkring 1/3 af landets areal, men der er stor regional variation i areal med gødningsudbringning og naturareal. Der kan forventes forskelle mellem beregninger med 5,6 km (lav) opløsning og 50 m (høj) opløsning primært som følge af i) en højere opløsning vil give en lavere belastning fra punktkilder fordi disse gennemsnitligt er placeret med afstand til muligt berørte naturarealer, ii) en højere opløsning vil til gengæld give højere afsætning i en randzone mod fladekilder, men mindre indenfor randzonen idet der mangler stof til afsætning, iii) for store naturområder vil større opløsning give en mindre belastning af det indre af naturområderne pga. fraværet af emissioner. For meget store områder eller regioner med lav landbrugsareal er effekten af lavere emission for naturarealer dog allerede inkluderet i beregningerne med 5,6 km opløsning, idet emissionerne er fordelt med samme opløsning.

Det er som beskrevet valgt i denne beregning at kombinere landsdækkende beregninger på 5,6 x 5,6 km<sup>2</sup> opløsning med lokal-skala beregning af bidrag fra punktkilder med en opløsning på 50 m. Der er ikke foretaget en tilsvarende beregning med høj opløsning for fladekilder, og det forventes derfor, at beregningen underestimerer det samlede areal med overskridelse af tålegrænserne (jf. ovenfor). Den mest påvirkede del af randzonen er derfor udeladt af beregningerne, og beregningerne af areal med overskridelse af tålegrænserne kan primært bruges til at belyse forskellene mellem de forskellige scenarier.

Tabel 5 sammenfatter de beregnede arealer med overskridelse af tålegrænsen og akkumuleret belastning over tålegrænsen hhv. med og uden effekt af lokal afsætning, med og uden strukturudvikling og med og uden specifik ammoniakregulering af de fremtidige udvidelser. Der kan ses en temmelig markant forskel (37 %) i beregnet areal med overskridelse af tålegrænsen for 2015, afhængigt af om den lokale afsætning fra punktkilder beregnes med høj opløsning eller beregnes baseret på beregninger på 5,6 km opløsning. Forskellen er ret markant i og med at den del af den samlede kvælstofdeposition til dansk landareal, der flyttes i beregningen, er i størrelsesorden 3 %. Følsomheden skyldes til dels, at der i beregningen er anvendt faste tålegrænser for de enkelte naturtyper, hvilket i det aktuelle interval af overskridelse kan give en væsentlig ændring i areal med overskridelse ved selv mindre reduktioner af belastning. Dette afspejles også af beregningerne frem mod 2035, hvor der ses et væsentligt fald i areal med overskridelse af tålegrænserne, primært som følge af det forventede fald i NO<sub>y</sub> deposition på 40 % frem mod 2030.

Der er foretaget en separat beregning 'med lokal afsætning, uden strukturudvikling', hvor de danske landbrugsemissioner følger emissionsfremskrivningen, men med den nuværende fordeling på ejendomme. Denne fremskrivning kan sammenlignes med baselinefremskrivningen, der også inkluderer effekten af strukturudviklingen (færre, større produktionssteder) og effekten af den specifikke ammoniakregulering (fjerne emissioner fra nærområdet omkring følsom natur). Endelig er der lavet en fremskrivning med strukturudvikling, men uden specifik ammoniakregulering. Denne fremskrivning ligger en del over baseline i natureffekt, hvilket både skyldes en anden fordeling, og et generelt højere niveau, fordi det antages, at udviklingen for de ejendomme, der ville være berørt af den specifikke ammoniakregulering uden regler vil følge udviklingen for det øvrige landbrug.

**Tabel 5.** Beregnet areal med overskridelse af tålegrænsen (exca (ha)) og akkumuleret belastning over tålegrænsen (aexc (tN), aexcsk for skov) hhv. med og uden effekt af lokal afsætning, med og uden strukturudvikling og med og uden specifik ammoniakregulering af de fremtidige udvidelser. Arealerne med overskridelse (ha) er beregnet separat for kategori 1 natur (kat1), kategori 2 natur (kat2), kategori 3 natur (kat3), kategori 2 mose (k2m), § 3 hede og overdrev indenfor Natura 2000 (n2k§3) og kategori 3 skov (k3skov).

	år	exca	aexc	aexcsk	kat1	kat2	kat3	n2k§3	k2m	k1skov	k3skov
Samlet indgået areal					62240	37914	72430	7528	368	19566	446977
Uden lokal	15	132480	356	197	51726	11501	50015	2343	368	16528	134319
Med lokal	15	83615	279	489	38388	5180	27681	996	367	11003	77821
Med lokal	20	58589	204	444	28048	3449	19804	548	366	6374	59916
uden struktur-	25	43672	156	374	21092	2614	15150	396	329	4092	47889
Udvikling	30	33421	121	320	15519	1991	11728	319	326	3540	38411
	35	33421	121	320	15519	1991	11728	319	326	3540	38411
Baseline	20	59199	187	409	29165	3105	19590	435	366	6538	56913
	25	43284	152	398	21858	2195	14125	327	328	4452	45348
	30	32047	126	366	15867	1662	10762	225	325	3206	36213
	35	30709	141	444	15019	1605	10405	252	324	3104	35812
ingen specifik	20	62565	218	456	30286	3573	20576	606	366	7159	60000
Ammoniak	25	47689	212	479	23479	2944	15742	489	336	4699	50272
Regulering	30	38550	218	509	18267	2667	13025	446	325	3819	42840
	35	38636	270	645	18267	2804	13049	494	325	3697	43473

## 4.2 Modeller for ændrede regler

Der er et antal af de foreslåede regelændringer 1.6, 2.4, 3.2 og 3.3, der primært vedrører ejendomme, der i nu-situationen ikke overholder (et af) kravene til total deposition, og hvor de ændrede regler kommer i spil, hvis ejendommen skulle godkendes af andre årsager end en produktionsudvidelse, fx revurderingskrav, godkendelse ifm. mindre byggeri eller af hensyn til anden lovgivning. Det er skønnet at det berørte antal ejendomme er så lavt, at det ikke er muligt at lave en selvstændig kvantitativ vurdering for hver af disse regler, og de er i de kvantitative analyser samlet under overskriften '1.6'. Dette er nærmere beskrevet under 'diskussion'. Delmodel 3.1 kan endvidere, ift. en kvantitativ analyse, betragtes som en delmængde af 1.1. I og med at det ikke i beskrivelsen af modellerne er kvantificeret, hvor stor denne delmængde forventes at være, er der heller ikke foretaget en separat kvantitativ analyse for denne delmodel. Det er dermed heller ikke meningsfyldt at foretage en samlet kvantitativ analyse for '3-samlet', og model 3 er derfor kun behandlet kvalitativt i diskussionsafsnittet.

### 4.2.1 Sager

Antallet af sager er som beskrevet sammensat af et antal sager, der følger af strukturudviklingen og de deraf følgende udvidelser og et antal sager af andre årsager. Som udgangspunkt er der for de større husdyrbrug (> 75 DE, 25 for mink) forventet ca. 350 sager om året som følge af udvidelser og 50 sager af andre årsager, eller ca. 2000 sager over en 5 årig periode. Det beregnede antal sager fordelt på 5 års perioder og antal sager, der berøres af reglerne i den specifikke ammoniakregulering, med og uden ændringer, er sammenfattet i tabel 6 og 7. Tabel 6 viser antallet af sager, der berøres af regler vedr. de forskellige kategorier af natur, og tabel 7 viser, for baseline, de berørte bedrifter fordelt på bedriftstyper. Antallet af sager falder fra periode til periode som følge af det faldende antal ejendomme. Andelen af berørte ejendomme stiger til gengæld svagt (fra 14 % for 2015 – 20, til 16 % fra 2030 – 35). Stigningen er en følge af den stigende ejendomsstørrelse og den anvendte antagelse om, at produktionen som udgangspunkt placeres på de eksisterende produktionssteder, og berøres af reglerne, hvis den skal flyttes. Det kan bemærkes, at der for model 1 og 2 ift. baseline ses en stigning i andelen af ejendomme, der berøres af kategori 1 krav. Det skyldes, at en ejendom kan være berørt af flere krav, og det mest bindende i disse tilfælde er registreret som grænsesættende for ejendommens emissioner.

**Tabel 6.** Forventet antal godkendelsessager og antal sager berørt af regler vedrørende kategori 1 natur (kat1), kategori 2 natur (kat2), kategori 2 mose (k2m), § 3 hede og overdrev indenfor Natura 2000 (n2k§3) og kategori 3 natur (kat3) fraregnet kategori 3 skov. Tallene er afrundede og det samlede antal berørte kan afvige fra summen af de enkelte kategorier.

	År	sager	berørt	kat1	kat2	k2m	n2k§3	kat3
baseline	20	1966	270	67	59	1	20	120
	25	1794	234	70	60	2	16	85
	30	1177	172	48	54	1	15	52
	35	1154	186	59	53	1	13	58
model 1	20	1966	80	79	0	0	0	0
	25	1794	83	82	0	1	0	0
	30	1177	64	63	0	0	0	0
	35	1154	70	69	0	1	0	0
model 2	20	1966	152	70	57	2	23	0
	25	1794	154	72	61	2	17	0
	30	1177	121	49	52	1	17	0
	35	1154	130	60	53	2	14	0



**Tabel 7.** Forventet antal godkendelsessager og antal sager berørt af gældende regler fordelt på bedriftstyper, malkekvæg (malk), kvæg i øvrigt (a. kvæg), svinebedrifter med primært søer (søer), svinebedrifter med primært slagtesvin, svinebedrifter med primært smågrise, bedrifter med mink eller ræv, samt andre husdyrbedrifter, fx fjerkræ, får og geder.

år	sager	berørt	andet	malk.	a. kvæg	søer	slagtesvin	smågrise	mink&ræv
baseline 20	1966	270	15	86	7	29	53	11	66
25	1794	234	10	72	7	27	50	5	59
30	1177	172	9	65	5	21	26	4	38
35	1154	186	7	68	6	20	38	3	42

#### 4.2.2 Emissioner

Alle de foreslåede modeller og delmodeller vil i større eller mindre omfang give mulighed for højere emissioner ift. nugældende regler fra de ejendomme, der berøres af reglerne. Forskellen er beregnet ved at anvende den samme model for strukturudvikling for alle ejendomme. Modellen er nærmere beskrevet i appendiks 2 og giver for hver ejendom og år en sandsynlighed for, at ejendommen udvider eller lukker. For de ejendomme, der udvider, beregnes udvidelsens størrelse som procent af den hidtidige produktion afhængigt af bedriftstypen. På baggrund af denne 'ønskede' udvidelse beregnes den mulige udvidelse for såvel baseline (nugældende regler) og de forskellige modeller for ændrede regler. Forskellen er en ændring i emission fra stald og lager, der kan summeres til et landstal. Forskellen vil akkumulere over tid, selvom nogle af de ejendomme, der udvider i én periode kan lukke i en senere. Tabel 8 sammenfatter de ændrede emissioner fra stald og lager for de enkelte modeller og delmodeller. Der er ikke foretaget en beregning for delmodel 1.5, da effekten er for lille til at kunne beregnes med rimelig præcision. Emissionen fra stald og lager udgør kun ca. halvdelen af de samlede landbrugsemissioner (jf. tabel 1); svagt faldende fremover som følge af indførsel af teknologi i stalddene, og det må forventes, at emissionsforøgelsen fra stald og lager følges af en tilsvarende emissionsforøgelse fra gødningsudbringning.

**Tabel 8.** Beregnet stigning i emission (t N år<sup>-1</sup>) ift. baseline for de forskellige modeller for ændring af den specifikke ammoniakregulering

År	20	25	30	35
ingen regulering	943	1805	3173	4583
1.1	33	50	92	132
1.2	77	156	238	341
1.3	17	151	227	280
1.4	524	977	1695	2462
1.6	39	54	66	72
1 samlet	702	1294	2241	3224
2.1	236	493	839	1221
2.2	70	124	234	349
2.3b	294	483	779	1045
2 samlet	600	1101	1853	2616

#### 4.2.3 Natureffekter af modellerne

Der kan beregnes en natureffekt af emissionsforøgelsen som følge af de enkelte modeller og delmodeller. Effekten opstår både som følge af øget lokal

afsætning, og forøget bidrag til regional og landsdækkende baggrund. Som gennemsnit for de beregnede scenarier, afsættes 6,3 % af emissionen lokalt indenfor de anvendte konsekvensradier på 1000 og 2500 m. 28 % afsættes på det danske landareal totalt (2015). Forøget udbringning af produceret husdyrgødning er ikke medregnet i det forøgede bidrag til baggrundsbelastning.

Tabel 9 viser sammenfatning af den beregnede ændring ift. baseline i areal med overskridelse af tålegrænserne og akkumuleret belastning over tålegrænserne for de forskellige modeller for ændring af den specifikke ammoniakregulering, både samlet og for de enkelte kategorier af natur. De beregnede ændringer i areal med overskridelse er endvidere illustreret på figur 7.

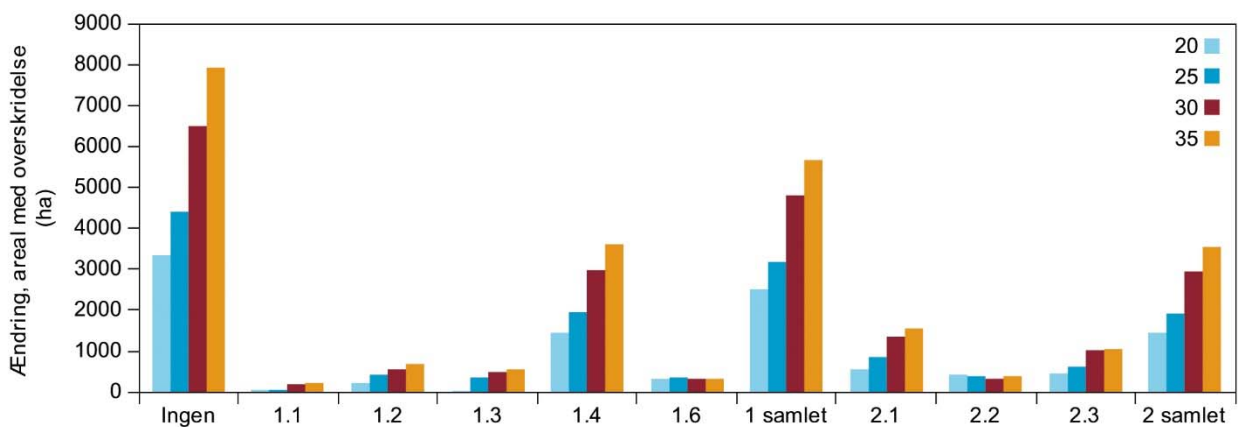
**Tabel 9.** Beregnet ændring ift. baseline i areal med overskridelse af tålegrænserne (d exca (ha)) og akkumuleret belastning over tålegrænserne (d aexc (t N)) for de forskellige modeller for ændring af den specifikke ammoniakregulering. Ændringen i areal med overskridelse af tålegrænserne er desuden vist separat for kategori 1 natur (kat1), kategori 2 natur (kat2), kategori 3 natur (kat3), kategori 2 mose (k2m), § 3 hede og overdrev indenfor Natura 2000 (n2k§3), samt for kategori 1 og 3 skov (k1skov, k3skov). Summen heraf er (d exca). For model 1 samlet og 2 samlet er der desuden for 2035 vist en beregning, hvor der er anvendt empirisk baserede tålegrænser for al kategori 1 natur og en beregning, hvor det er antaget, at emissionsforøgelse på nogle ejendomme som følge af lempede regler modsvares af en tilsvarende reduktion i emissioner andre steder.

model	år	d exca	d aexc	kat1	kat2	kat3	n2k§3	k2mose	k1skov	k3skov
Ingen regulering	20	3366	32	1121	468	986	171	0	621	3087
	25	4404	60	1621	749	1617	162	8	247	4924
	30	6503	91	2400	1005	2263	221	0	613	6626
	35	7927	128	3248	1199	2644	242	1	593	7661
1.1	20	60	0	4	11	18	25	0	2	47
	25	82	1	16	7	32	18	0	10	83
	30	191	1	67	20	57	30	0	16	154
	35	228	2	103	15	69	24	0	16	205
1.2	20	233	2	111	5	44	16	0	57	290
	25	422	5	228	16	111	19	0	49	346
	30	571	6	266	18	173	21	0	93	636
	35	696	8	349	22	184	23	0	119	574
1.3	20	42	0	13	1	10	1	0	18	65
	25	353	3	152	19	110	10	0	63	271
	30	495	4	224	22	148	16	0	84	380
	35	563	5	285	20	139	16	0	102	451
1.4	20	1460	16	270	321	545	25	0	299	1652
	25	1960	28	317	534	987	18	2	102	2590
	30	3003	43	851	671	1354	16	0	111	3551
	35	3639	59	1019	843	1587	16	0	173	4170
1.6	20	340	2	294	10	21	11	0	4	86
	25	355	3	299	11	29	11	0	6	109
	30	327	4	267	15	30	10	0	6	127
	35	348	4	289	13	32	10	0	3	118
1 samlet	20	2517	24	788	399	736	118	0	476	2338
	25	3190	42	1058	622	1249	92	4	166	3503
	30	4806	63	1787	824	1753	135	0	306	4913
	35	5681	87	2191	997	2031	131	1	331	5567
1 samlet *	35	4517	60	1027	997	2031	131	1	331	5567
1 samlet **	35	3077	43	753	860	1197	109	0	157	3670

2.1	20	566	4	100	79	277	10	0	100	952
	25	874	8	165	114	522	10	1	61	1565
	30	1357	13	449	144	680	11	0	73	2194
	35	1548	18	468	167	831	11	0	72	2790
2.2	20	435	2	4	127	94	1	0	5	193
	25	393	5	11	160	149	2	0	16	308
	30	351	4	90	245	249	2	0	24	618
	35	401	7	132	296	312	2	0	25	799
2.3	20	477	7	106	47	214	8	0	102	783
	25	625	10	113	67	382	8	1	54	987
	30	1027	14	353	70	534	5	0	65	1355
	35	1051	17	359	71	564	6	0	50	1497
2 samlet	20	1460	14	248	257	620	32	0	304	1997
	25	1925	23	381	345	1072	21	3	103	3017
	30	2971	35	891	463	1490	22	0	106	4210
	35	3568	47	1103	541	1734	20	0	170	4987
2 samlet *	35	2831	28	366	541	1734	20	0	170	4987
2 samlet **	35	1552	-20	37	424	1071	7	0	13	3398

\* Empirisk baserede tålegrænser for al kategori 1 natur

\*\* Emissionsforøgelse på nogle ejendomme som følge af lempede regler modsvares af en tilsvarende reduktion i emissioner andre steder



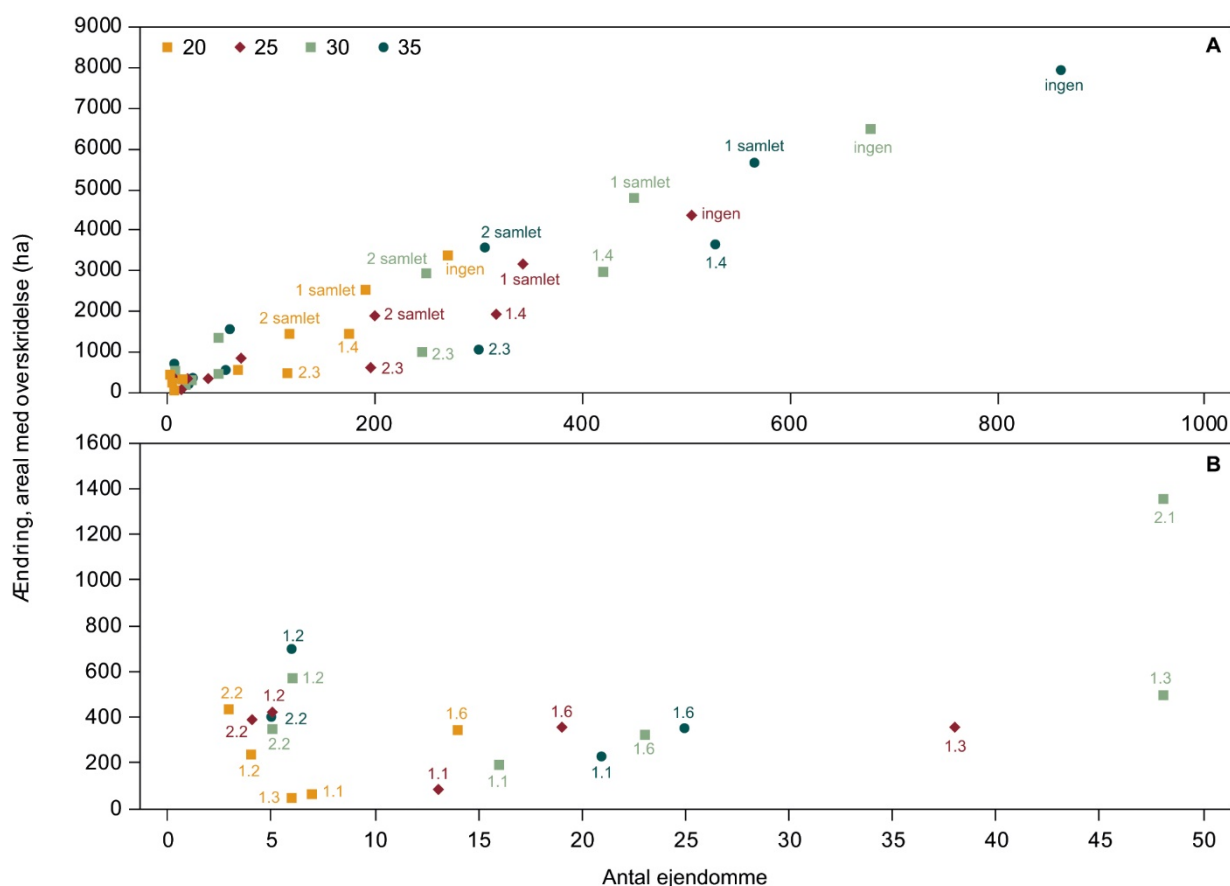
**Figur 7.** Ændring ift. baseline af hhv. areal med overskridelse af tålegrænsen (ha) for de forskellige modeller for ændring af den specifikke ammoniakregulering fordelt på årene 2020, 2025, 2030 og 2035.

Som det fremgår, er der stor forskel på effekten af de enkelte foreslåede modeller og delmodeller. De samlede modeller har naturligvis større konsekvens end delmodellerne, men dog mindre end summen af delementerne, fordi de enkelte ejendomme i mange tilfælde er begrænset af flere af de beskrevne regler i modellerne. Der er desuden til sammenligning vist ændring ift. baseline af 'ingen' specifik ammoniakregulering. Det fremgår af denne sammenligning, at specielt '1 samlet' i effekt nærmer sig en fuldstændig afskaffelse af den specifikke ammoniakregulering; dog med det forbehold, at der vil være forskel i naturindholdet for de forskellige kategorier af natur.

En anden måde at sammenligne de enkelte modeller og delmodeller indbyrdes og med anden regulering er at se på den beregnede effekt ift. det berørte

antal ejendomme eller ift. den regulerede emission. Figur 8 viser den beregnede forøgelse i areal med overskridelse af tålegrænserne ift. det antal ejendomme, der vil opleve lempede regler for de enkelte modeller og delmodeller. Som det fremgår, er det (ikke overraskende) model 1.4, der stort set fjerner beskyttelsen fra både kategori 2 og 3 natur, der både vil have størst effekt af de enkelte delmodeller, men som også vil medføre lempelse for flest ejendomme. Det skal dog bemærkes, at den mulige emissionsforøgelse som nævnt kan være begrænset af anden regulering. En gruppe af regelændringer vil berøre et meget begrænset antal ejendomme, men med en relativ stor effekt pr. ejendom. Det drejer sig specielt om 1.2 og 2.2, hvor krav til totaldeposition ændres til krav til merdeposition.

Delregel 1.6 i denne sammenstilling dækker som nævnt både delmodel 1.6, 2.4, 3.2 og 3.3, der alle vedrører ejendomme, der ikke i nu-situationen opfylder kravene til totaldeposition, og hvor regelændringerne vedrører situationer, hvor disse ejendomme vil skulle godkendes af andre årsager end en ansøgt udvidelse. Det kan bemærkes, at for denne gruppe er ændringen af natureffekt set ift. ændret emission markant større end for de øvrige betragtede delmodeller. Der er her ikke tale om udvidelsessager, men emissionsforøgelsen ift. baseline skyldes, at emissionen ikke begrænses af reglerne ved godkendelse af andre årsager. Den forholdsvis store effekt skyldes, at de berørte ejendomme i alle tilfælde ligger, så deres emissioner vil have en væsentlig natureffekt.



**Figur 8.** Ændring i areal med overskridelse af tålegrænserne (ha) som funktion af antal berørte ejendomme for de forskellige modeller for ændring af den specifikke ammoniakregulering

### 4.3 Mindre ejendomme

Analysen har, som beskrevet i indledningen, som udgangspunkt været afgrænset til fuldtidsbrug (bedrifter > 75 DE, 25 DE for mink). De specifikke ammoniakregler omfatter imidlertid også de mindre ejendomme, og der er derfor foretaget en separat analyse for denne gruppe af ejendomme. Det har ikke været muligt at anvende den beskrevne fremskrivningsmodel for strukturudvikling for denne gruppe ejendomme, og der er derfor foretaget en simplere analyse med udgangspunkt i den historiske udvikling i (beregne) emissioner fra 2005 til 2015. Metoden er beskrevet i (Bak og Damgård, 2017). Der er dog ekstra usikkerheder forbundet med beregning for de mindre ejendomme.

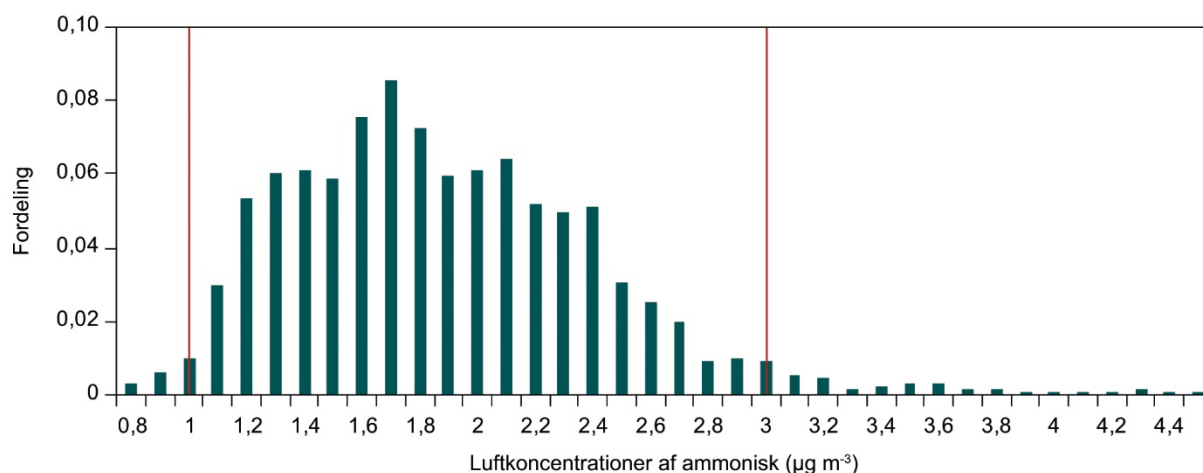
Analysen er her baseret på 4159 mindre (<75 hhv. 25 DE) ejendomme, der har haft husdyrproduktion (emission > 100 kg N år<sup>-1</sup>) i både 2005 og 2015. Den samlede emission fra stald og lager for gruppen udgjorde i 2005 4,8 kt N. Der er foretaget en analyse af, hvilke ejendomme i gruppen, der ville være berørt af ammoniakreglerne, hvis alle ejendomme udviklede sig som gennemsnittet. Pba. heraf er forskellen mellem de 375 ejendomme, der potentielt er berørt af reglerne, og de 3784 ejendomme, der ikke berøres af reglerne, undersøgt. Der er en signifikant forskel i andel- og størrelse af udvidelser mellem de to grupper, og det har derfor været muligt at analysere, hvad natureffekten af reglerne har været. Der er som for de øvrige analyser anvendt en alt andet lige betragtning om, at de berørte ejendomme ville udvikle sig som de ikke berørte, hvis reglerne ikke eksisterede. For gruppen af mindre ejendomme med husdyrproduktion i både 2005 og 2015 er det, for den ikke berørte gruppe, 27 % der har udvidet (2015 emission > 2005 emission) i perioden. Der er dog nogen usikkerhed i sammenligning af 2005 og 2015 emissioner. Da ejendommene primært berøres af reglerne, når de udvider, er det derfor i størrelsesordenen 27 % af de 375 potentielt berørte ejendomme, der faktisk har været berørt af reglerne, eller i størrelsesordenen 100 ejendomme.

Hvis disse ejendomme havde udviklet sig som de ikke berørte, ville det beregnede ekstra areal med overskridelse af talegrænsen være knap 1200 ha og den ekstra akkumulerede belastning over talegrænsen være i størrelsesordenen 16 t N år<sup>-1</sup>. Det er ikke fundet forsvarligt at gå længere ned i en kvantitativ analyse for disse ejendomme, men det kan med nogen rimelighed forventes at strukturudviklingen for den næste 10 års periode vil ligne perioden fra 2005 til 2015. Effekten af de forskellige delregler kan derfor vurderes ud fra forholdet mellem effekt af delregler og effekten af 'ingen regulering' fundet for heltidsbrugene. En inkludering af disse ejendomme i analysen kunne dermed have forøget de i tabel 9 præsenterede effekter med skønsmæssigt omkring 15 %.

### 4.4 Direkte effekter af ammoniak i luften

Anbefalede (UNECE) grænseværdier for luftkoncentrationer af ammoniak er 1 µg m<sup>-3</sup> som årligt gennemsnit for mosser og laver og 3 µg m<sup>-3</sup> som årligt gennemsnit for højere planter ([http://www.rivm.nl/media/documenten/cce/manual/Final new Chapter 3 v3 \(Sept 2017\).pdf](http://www.rivm.nl/media/documenten/cce/manual/Final%20new%20Chapter%203%20v3%20(Sept%202017).pdf)). Til sammenligning viser figur 9 fordelingen af danske luftkoncentrationer af ammoniak (årsgennemsnit på 5,6 km net for perioden 2005 – 2015, appendiks 3).

Værdierne på 1 hhv. 3 µg m<sup>-3</sup> erstattede i 2007 tidligere anbefalede værdier på 8 µg m<sup>-3</sup> som årligt gennemsnit og 23 µg m<sup>-3</sup> som månedligt gennemsnit som følge af et opdateret review af publicerede empiriske data. Værdien på 3 µg m<sup>-3</sup> dækker et usikkerhedsinterval på 2 – 4 µg m<sup>-3</sup> og i mangel af bedre informationer blev månedsværdien på 23 µg m<sup>-3</sup> fastholdt som provisorisk værdi.



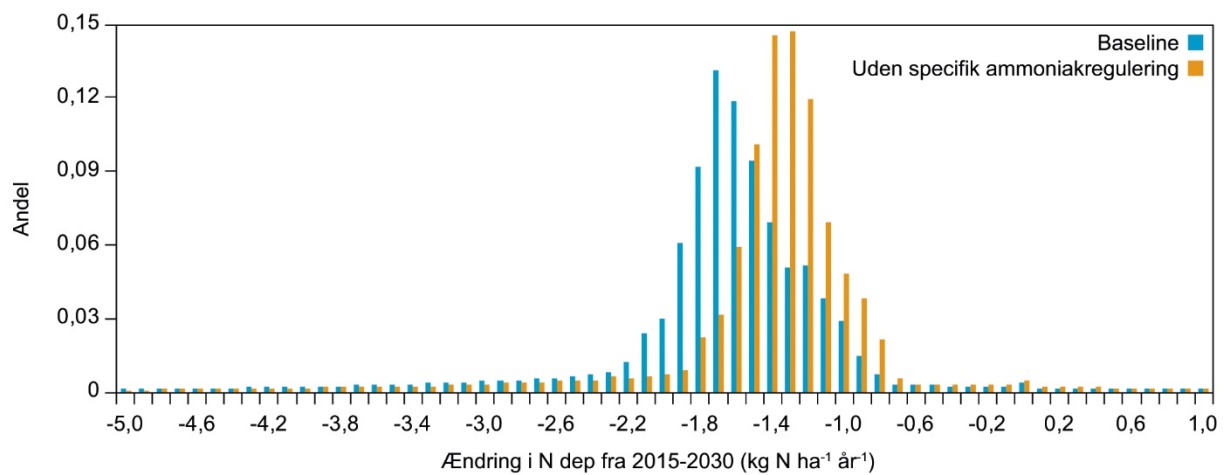
**Figur 9.** Fordelingen af danske luftkoncentrationer af ammoniak ( $\mu\text{g m}^{-3}$ , årlig gennemsnit beregnet for perioden 2005 – 2015, appendiks 3). UNECE anbefalede grænseværdier for mosser og laver ( $1 \mu\text{g m}^{-3}$ ) og højere planter ( $3 \mu\text{g m}^{-3}$ ) er indtegnet med rødt.

Grænseværdierne på 1 hhv.  $3 \mu\text{g m}^{-3}$  overskrides med de aktuelle koncentrationeniveauer (årgennemsnit på 5,6 km net for perioden 2005 – 2015) på hhv. 99 % og 3,7 % af naturarealet (kat 1, 2 og 3 fraregnet skov). Grænseværdien på  $1 \mu\text{g m}^{-3}$  vil også i fremskrivningerne til 2035 være overskredet for størstedelen af naturarealet. Der er ikke foretaget selvstændige fremskrivninger for luftkoncentrationer eller beregninger på loka skala, og det er derfor fundet for usikkert at vurdere den specifikke betydning af de forskellige modeller for ændret regulering for effekter som følge af luftkoncentrationer af ammoniak. Det vil imidlertid være væsentligt fremadrettet at inddrage luftkoncentrationerne i konkrete vurderinger for berørte områder og at være opmærksom på de opdaterede grænseværdier ved fremtidige ændringer af reguleringen.

#### 4.5 Effekter over tid på naturtyper og arter

Som det kan af baselineberegningen, kan der frem mod 2035 forventes et væsentligt fald i kvælstofbelastningen af dansk natur og en væsentlig reduktion i arealet med overskridelse af tålegrænserne. Den specifikke ammoniakregulering bidrager til faldet, både i kraft af mindre totalemission og ved at begrænse udvidelser tæt på følsom natur. Figur 10 viser fordelingen i ændring af kvælstofdeposition på den ammoniakfølsomme natur (kat 1, 2 og 3 fraregnet skov) fra 2015 til 2030 for baseline scenariet og for et scenario uden specifik ammoniakregulering. Som det fremgår, er det overordnede billede et fald, idet medianværdien for begge fordelinger ligger under 0 (-1,8 kg og -1,3 kg). Dette svarer til, at en afskaffelse af den specifikke ammoniakregulering vil 'spise' knap 30 % af den forventede reduktion i kvælstofbelastning af naturarealet som følge af internationale reduktioner og dansk  $\text{NO}_x$  kontrol og generel ammoniakregulering frem mod 2030. For model 1 samlet vil det tilsvarende tal være omkring 25 % og for model 2 samlet knap 15 %.

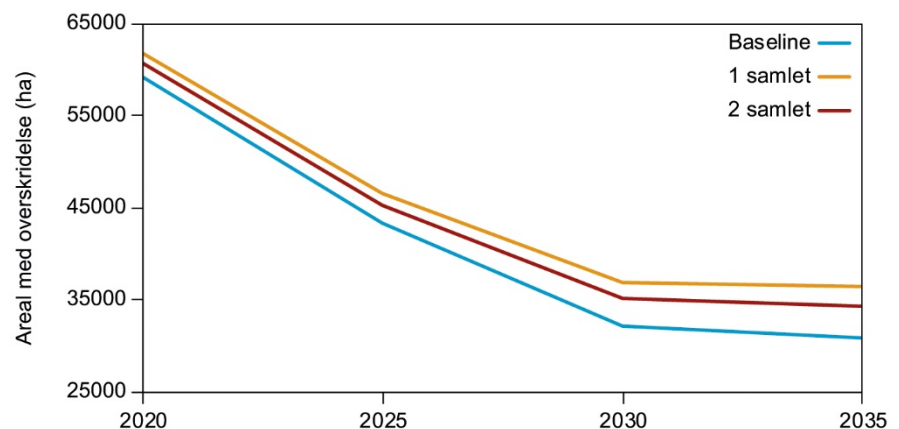
Der kan endvidere bemærkes, at der er ca. 4,6 % af arealet, der i baseline-scenariet vil have større deposition i 2030 end i 2015 som følge af lokale udvidelser af husdyrproduktionen. Det tilsvarende tal uden regulering er 5,9 %. Forskellen mellem disse scenarier er ca. 3200 ha ekstra. Det skal dog bemærkes, at dette tal ikke i sig selv er væsentligt, idet det er arealet med overskridelse af tålegrænserne og den akkumulerede belastning herover, der forventes at have betydning for udviklingen i effekter.



**Figur 10.** Beregnet fordeling i ændring af kvælstofbelastning fra 2015 til 2030 for baseline scenariet (blå) og et scenario uden specifik ammoniakregulering.

Tidsperspektivet er mest relevant hvor belastningen i dag er for høj (tålegrænsen overskrides) og belastningen forventes at blive reduceret til et niveau, hvor dette ikke længere er tilfældet, indenfor en begrænset tidshorisont. Billedet er komplekst, fordi de foreslået ændrede regler både vil betyde en øget lokal belastning nogle steder og bidrage til øget regional og landsdækkende baggrundsbelastning medmindre det antages, at en højere emission vil modsvares af lavere emissioner andre steder. Forskellen i udvikling i areal med overskridelse af tålegrænserne for de tre hovedscenarier er illustreret på figur 11. Som det fremgår, er den vandrette afstand mellem kurverne frem mod 2030 i alle tilfælde under to år. På den store skala og set ud fra en gennemsnitsbetragtning vil tidsforsinkelsen i reduktion af areal med overskridelse derfor være af langt mindre betydning end forskellen i slutniveau, dvs. de hhv. 5.700 og 3.600 ha med overskridelse af tålegrænserne, der er forskellen mellem baseline og model 1 og 2, samlet i 2035.

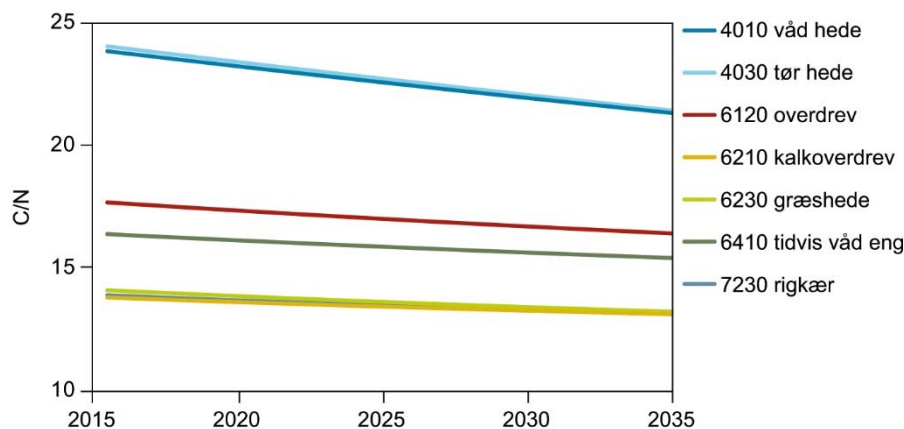
**Figur 11.** Tidsmæssigt forløb i udviklingen i areal med overskridelse af tålegrænsen for den ikke kantpåvirkede del af kategori 1, 2 og 3 natur fraregnet kategori 3 skov, for hhv. baseline scenariet og model 1 og 2, samlet.



Betydningen for den fremtidige udvikling vil imidlertid være væsentligt større på områder, hvor den lokale belastning medfører, at totalafsætningen af kvælstof fastholdes på et for højt niveau i en længere årrække. Det kan fx gælde for de ejendomme, der aktuelt ikke overholder kravene til totaldeposition, og hvor nogle af de foreslåede regelændringer vil kunne medføre, at belastningen kan fortsætte i en længere årrække. Figur 12. Illustrerer en typisk

udvikling i C/N<sup>8</sup> for udvalgte kvælstoffølsomme naturtyper, hvor depositionen er holdt konstant på et niveau svarende til 2015 gennemsnit frem mod 2035. Bilag 1 giver en liste over Bilag 1 arter, der forventes at påvirkes af fortsat eutrofiering.

**Figur 12.** Beregnet typisk udvikling i C/N for udvalgte kvælstoffølsomme naturtyper, hvor depositionen er holdt konstant frem mod 2035.



Det kan bemærkes, at således beregnede fald i C/N som følge af kvælstofbelastning, hvor alle andre påvirkninger er holdt konstant, er væsentligt lavere end faktisk observerede fald baseret på NOVANA data. Der er her typisk fundet et signifikant fald på i størrelsesorden 0,5 C/N enhed pr år for de naturtyper (hede), hvor indikatoren er brugt. (Nygård m.fl., 2016). Det observerede markante fald kan hænge sammen med et skift i plantesamfund, hvor dværgbuskene er gået tilbage og C/N gradvist nærmer sig niveauet for græslandstyperne. Den konkrete forventede effekt af en ekstra belastning med kvælstof set over en kortere årrække vil dermed skulle vurdere fra område til område.

Det samlede billede fra modelberegne fremskrivninger af jordbundskemi og tidsserier af målte data er, at der på trods af et forventet væsentligt fald i baggrundsbelastning kan forventes en stadig tilbagegang i tilstand for store dele af naturarealet, både som følge af tidligere akkumuleret kvælstofbelastning og som følge af fortsatte overskridelser af talegrænsen. En del af disse ændringer (i jordkemi og artstab) vil kunne blive irreversible over den betragtede periode.

#### 4.6 Arter

Det er i dag ikke muligt med tilstrækkelig præcision at foretage modelberegninger for enkelt-arter med de empirisk baserede planteforekomstmodeller, der anvendes til beregning af biodiversitetsbaserede talegrænser.

Der er på baggrund af NOVANA data forsøgt opstillet en model for udviklingen på kort sigt i dækning af græs, andre graminoider, dværgbuske, samt andre urter som funktion af kvælstofnedfald og andre forklarende faktorer, (jordbund, pH, nedbør, og græsning). Modellen er baseret på anvendelse af strukturelle ligningsmodeller (SEM), og udviklingen beskrives nærmere i appendiks 5. Der er kun foretaget en udvikling for sure overdrev, fordi udviklingen er meget tidskrævende, og projektperioden har været forholdsvis kort. Sure overdrev er valgt som model-system, fordi der forventes en forholdsvis

<sup>8</sup> Forholdet mellem kulstof (C) og kvælstof (N) i jord eller planter



hurtig respons på kvælstofbelastning. Model typen forventes at være en fremtidig udviklingsvej til kvantitativ vurdering af kvælstofeffekter på plantesamfundene, men har ikke givet entydige svar med det eksisterende datasæt, formentlig fordi den tilgængelige tidsserie er forholdsvis kort og for en periode, hvor der ikke er ligevægt mellem deposition, jordbund og plantesamfund.

Som beskrevet ovenfor (figur 1) kan der på et større europæisk datasæt vises et fald i artsrigdom for artsrig græsland på 1 art pr observationssted pr ekstra tilført 2.5 kg N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup>. (Stevens m.fl. 2014). Relateres dette til et gennemsnitligt antal observerede arter for et observationssted på ca. 20 (se også Bak m.fl., 2018), svarer det til tab af 5 % arter pr. ekstra tilført 2.5 kg N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup>.

Der er tidligere ved anvendelse af NOVANA data foretaget en analyse af tilbagegang af arter i Danmark som følge af den høje kvælstofbelastning siden 1950'erne. Det er beregnet at ca. 179 arter, eller omkring 10 % af de arter, der er observeret i NOVANA programmet har haft en væsentlig tilbagegang som følge af kvælstofbelastning. 56 % af disse arter er også danske indikatorarter, habitattypiske arter iflg. Habitatdirektivets Bilag 1 og / eller rødlistede. En liste over arter, der er truet af for høj kvælstofbelastning er gengivet i bilag 1.

Da de naturtyper, der har forholdsvis størst arealandel har overlappende talegrænseintervaller, og en forholdsvis ligelig beskyttelse af alle naturtyper er nødvendig for bevarelse af den overordnede biodiversitet, giver det ikke mening ift. artsbeskyttelsen at prioritere de større naturtyper ift. hinanden. Der vil imidlertid være nogle af de arealmæssigt mindre naturtyper, der vil være meget vigtige for beskyttelsen af deres særlige arter.

Der er meget stor forskel på det (tilbageværende) naturindhold mellem de forskellige kategorier af natur. Antallet af rødlistede arter pr prøvetagningssted (5-m cirkel) er således i en tidligere miljøkonsekvensvurdering af regulering vedr. ammoniak i foreslået ny husdyrrealregulering (Bak, 2016) opgjort til 2,2±1,6 for kategori 1 natur, 0,89±1,2 for kategori 2 natur og 0,25±0,65 for kategori 3 natur (fraregnet skov). Da der er et væsentligt sammenfald mellem de kvælstoffølsomme arter og rødlistede- og bilag 1 arter, vil selv beskedne ændringer i kvælstofbelastning være af betydning for beskyttelsen af disse arter.

#### **4.7 Miljøeffekter**

Ændret kvælstofudvaskning er beregnet ved anvendelse af samme forudsætninger som der blev anvendt i den reviderede baseline (Jensen, 2016):

En udvaskningsfaktor på 1/5 (Børgesen, 2015) for den del af depositionen, der afsættes i perioden, hvor der antages god udnyttelse af tilført gødning, dvs. 1. februar til 15. juli.

For perioden 15. juli til 1. februar antages en udvaskningsfaktor på halvdelen, hvilket dækker over at der i perioden frem til november vil være en lavere udvaskningsfaktor, idet en række afgrøder (fx græs, vinterraps og efterafgrøder) vil have et betydeligt N-optag, men også jord uden betydende afgrødeoptag. I perioden november til december skønnes udvaskningsfaktoren at være højere end halvdelen, da der her kun i meget ringe omfang er aktivt N-optag (skøn fra Jørgen E. Olesen, Agroøkologi).

Det fremgår af Jensen (2016), at knap halvdelen af den deponerede kvælstof falder i månederne februar-medio juli. Såfremt man anvender ovennævnte

udvaskningsfaktorer og fordeling over året fås en rod-zoneeffekt af den samlede ændrede deposition på ca. 35 %.

Det er bemærket i Jensen 2014: "Der kan imidlertid være forskelle i marginaludvaskningen for areal typer. For arealer med gammel skov/natur kan marginaludvaskningen være mindre. Omvendt vil en reduktion i depositionen på befæstede arealer (veje, tage, pladser m.m.) med udledning resultere i en næsten 100 % effekt i vandmiljøet. Det har indenfor tidsfristen for opgaven ikke været muligt at vurdere, hvorvidt disse to elementer "ophæver" hinanden." Denne forudsætning er også lagt ind i denne vurdering, hvilket betyder, at den resulterende udvaskningsfaktor for hele året på 35% anvendes for det samlede danske landareal.

De beregnede depositionsændringer og udvaskningseffekter ud fra ovenstående forudsætninger ved de to modeller og de angivne år er vist i tabel 10.

**Tabel 10.** Beregnede forøgede depositioner på landsplan. De angivne tal er de beregnede og ikke et udtryk for præcisionen.

	År	Øget deposition, t N år <sup>-1</sup>	Øget udvaskning, t N år <sup>-1</sup>
Model 1	2020	408	143
	2025	767	268
	2030	1355	474
	2035	1948	682
Model 2	2020	332	116
	2025	604	211
	2030	1023	358
	2035	1455	509

Det betyder for model 1, at udvaskningen for hele landet vil øges med ca. 150 ton N i 2020 stigende til ca. 700 ton N i 2035 og tilsvarende for model 2 fra ca. 100 ton N i 2020 til ca. 500 ton N i 2035. Den samlede udvaskning fra landbrugsarealer i 2012 var ca. 165.000 ton N (Jensen 2016).

Forudsættes det, at den øgede deposition fuldt ud indregnes i den optimale kvælstofkvote (dvs. erstatter handelsgødning) vil merudvaskningen være minimal og kun hidrøre fra den del af depositionen, der sker udenfor de tider af året, hvor planterne er i vækst.

#### 4.8 Usikkerhedsberegninger og følsomhedsanalyser

Som beskrevet er det i sagens natur umuligt at vide, hvilke ejendomme, der vil udvide eller lukke i fremtiden. Den anvendte fremskrivningsmodel giver en a priori sandsynlighed for de enkelte ejendomme baseret på bedriftstype, -størrelse og region. Usikkerheden herved er belyst ved at beregne standardafvigelsen på nøgleparametre som resultat af de enkelte udfald af den foretagne Monte Carlo simulering. En sammenfatning heraf er vist i tabel 11. Usikkerheden som følge af, at det ikke kan vides, hvilke ejendomme der vil udvide eller lukke er – pga. det relativt store antal ejendomme - af begrænset størrelse; mindst for de første perioder, størst for de senere.

Der forventes at være større usikkerheder forbundet med andre af de bagvedliggende antagelser. Det gælder både emissionsfremskrivningen, strukturudviklingen i landbruget og udviklingen i baggrundsbelastning som følge af andre kilder til kvælstofdeposition. Fordi niveauet af baggrundsdeposition og talegrænser overlapper, og fordi der er anvendt faste værdier af talegrænser for

hele naturtyper, forventes det beregnede areal med overskridelser af tålegrænserne og beregnede ændringer heri at være forholdsvis følsom for niveauet af baggrundsbelastning. Der er derfor foretaget en følsomhedsanalyse, hvor baggrundsbelastningen fra dansk ammoniak er ændret  $\pm 5\%$ .  $5\%$  er valgt fordi følsomheden ventes at være størst ved mindre forskydninger fordi medianværdien af tålegrænser ligger tæt på medianværdien af baggrundsdeposition (Bak, 200). Følsomheden ved en tilsvarende ændring for andre bidrag til baggrundsbelastningen forventes at være sammenlignelig. Resultatet heraf er vist i tabel 12. Følsomheden er som forventet størst for arealet med overskridelse af tålegrænsen, medens den beregnede forskel i akkumuleret belastning over tålegrænserne er mere robust. Der kan også ses en væsentlig forskel mellem de enkelte perioder som følge af forskelle i, hvor tæt baggrundsbelastningen ligger på de enkelte tålegrænser. Forskellen i følsomhed mellem 20 og 25, 30 og 35 skyldes ulineariteter som følge af anvendelsen af faste tålegrænser. Jo større areal, der i deposition ligger tæt på et af de større spring i tålegrænse (fx 12,5 kg) des større følsomhed for en mindre ændring i baggrund. Samlet set vurderes usikkerheden som følge af antagelser vedr. danske emissioner at være i størrelsesordenen  $\pm 13\%$  for det beregnede areal med overskridelse af tålegrænsen, men kan være væsentligt større for de enkelte perioder isoleret betragtet. Hvis usikkerheden som følge af antagelser vedr. strukturudviklingen (antal ejendomme) og udviklingen i udenlandske emissioner inddrages, forventes den samlede usikkerhed på baseline at kunne være  $\pm 25\%$ , og betydeligt mindre ved sammenligning mellem de enkelte modeller og baseline.

Der er ikke foretaget en egentlig beregning for usikkerheder i strukturudviklingen. Det vil her være det forventede antal sager, der betyder mest for de beregnede effekter. Generelt kan det forventes, at hvis der fx var anvendt et scenario med halvt så stort et fald i antal ejendomme frem mod 2035 – og halvt så stort et antal udvidelser, så ville antallet af sager som følge af udvidelser være det halve og den beregnede effekt af regelændringerne tilsvarende lavere.

**Tabel 11.** Beregnet usikkerhed (stdv %) som følge af, at det ikke er kendt, hvilke bedrifter der vil lukke eller udvide i fremtiden, men at der anvendes en sandsynlighedsfordeling for hver ejendom.

	model	20	25	30	35
Ændring, areal m, overskridelse (%)	baseline	0,73	0,88	0,90	1,23
	1 samlet	1,03	1,00	1,52	1,50
	2 samlet	0,75	0,95	1,00	1,41
Ændring, akkumuleret overskridelse (%)	baseline	1,15	3,14	3,16	4,41
	1 samlet	2,12	4,03	5,11	6,84
	2 samlet	1,78	3,53	4,29	6,05
Ændring, emission (%)	baseline	2,16	2,35	3,60	3,51
	1 samlet	2,15	2,70	3,85	4,17
	2 samlet	2,02	2,51	3,93	3,72

**Tabel 12.** Beregnet følsomhed (stdv %) ved  $\pm 5\%$  ændring i dansk ammoniakemission.

	model	20	25	30	35
Ændring, areal m, overskridelse (%)	1 samlet	13,9	5,6	6,8	22,3
	2 samlet	14,8	6,2	6,7	28,1
Ændring, akkumuleret overskridelse (%)	1 samlet	0,1	0,7	2,0	3,0
	2 samlet	0,7	2,0	4,0	5,7

## 5 Diskussion

### 5.1 Strukturudvikling og godkendelser

Overordnet set forventes den anvendte fremskrivningsmodel for landbrugsstrukturen at give et nogenlunde retvisende billede af det genererede antal godkendelsessager, medens ejendommenes størrelsesfordeling i de ansøgte godkendelser formentlig er noget mere usikker. Den primære grund til at betragte fremskrivningerne som nogenlunde robuste er, i) at der som beskrevet i IFRO's notat (appendiks 2) er nogenlunde konsistens mellem forskellige tilgængelige fremskrivninger for landbrugsstrukturen og mellem de forskellige fremskrivninger og de antagelser, der ligger bag emissionsfremskrivningen fra 2017 (Mikkelsen & Albrechtsen, 2017) og ii) at en direkte implementering af fremskrivningsmodellen stort set reproducerer den forventede strukturudvikling for fuldtidsbrugene. Det kan også bemærkes, at det beregnede antal ansøgninger, der berøres af de specifikke ammoniakregler (14 %) i 2020 i størrelsesordenen svarer til skønnet i IFRO's notat (48 ud af 400).

Det beregnede antal ansøgninger pr år som følge af strukturudviklingen er i perioden 2015-20 på ca. 350. Dette antal er i fremskrivningen forøget til 400 pr år ved at tilføje 50 godkendelser af andre årsager, fx byggesager eller anden lovgivning, der medfører krav om husdyrgodkendelse, fx regler om dyrevelfærd eller gødningsopbevaringskapacitet. Det samlede antal svarer dermed til Miljøstyrelsens vurdering af det samlede årlige antal ansøgninger i perioden (400). Der er en væsentlig usikkerhed i vurderingen af denne del af antal sager, og også i vurderingen af antallet af ansøgninger fra de 14 % af ejendomme, der forventes at være berørt af reglerne. En del af disse må forventes ikke at søge, selvom de kunne ønske at udvide, hvis de kan forvente at blive værre stillet som følge af en ansøgning. I den udstrækning reglerne medvirker til at begrænse de fremtidige emissioner, er det imidlertid ikke afgørende for konsekvensvurderingen, om der søges eller ej.

For de ejendomme, der ikke opfylder de gældende krav til totaldeposition, og dermed vil blive mødt med krav om emissionsreduktioner, hvis de skal godkendes, er vurderingen af antallet af godkendelser af andre årsager end ønske om udvidelse væsentlig for vurdering af den fremtidige udvikling. En del af de foreslåede regelændringer vedrører specifikt disse godkendelser. Det drejer sig om model 1.6 og 2.4 (revurdering), 3.2 (godkendelser som følge af andet byggeri) og 3.3 (godkendelse af andre årsager, fx anden lovgivning).

I nu-situationen er der ca. 478 (5,5 %) ejendomme, der ikke opfylder totaldepositionskravene. Hvis disse ejendomme skulle følge den gennemsnitlige strukturudvikling fra 2015 til 2020, ville 22 % gennemføre godkendelsespligtige udvidelser; dvs. ca. 105 ejendomme, der vil være berørt af denne restriktion frem mod 2020. I den anvendte fremskrivning er det en mindre del af alle sager, der skyldes andre formål end udvidelser; men hvor de berørte ejendomme vil blive tvunget til godkendelse, selvom de ikke måtte ønske at udvide. Det drejer sig frem til 2020, med de anvendte antagelser, om i størrelsesordenen 15 af de ejendomme, der ikke opfylder kravene i nu-situationen. Det er dette antal ejendomme, der kan blive berørt af de foreslåede regelændringer 1.6, 2.4, 3.2 og 3.3. Det er så lavt et antal, at det ikke er muligt at differentiere mellem modellerne, men der er foretaget en samlet kvantitativ analyse, der er beskrevet som 1.6.

Der er dog foretaget en særskilt vurdering af kravene for fleksibilitet i model 3.3. Denne analyse viser, at muligheden for at finde en alternativ placering af fx et gødningslager, der udgør 1/5 af den samlede emission fra ejendommen, så belastningen ikke overskrider kravene til mer- og totaldeposition, og tålegrænsen ikke er overskredet på det mest berørte punkt, vil kunne opfyldes på hhv. 66, 70, 74 og 79 % af ejendommene i hhv. 2020, 25, 30 og 35.

## 5.2 Usikkerheder

Der er mulige effekter af den specifikke ammoniakregulering, der ikke er inkluderet eller belyst i analyserne. Det er antaget, at den fremtidige produktion fortsat vil være placeret de samme steder som den nuværende produktion, men at produktionen nogle steder vil blive udvidet, og andre steder lukket. En del af strukturudviklingen vil ske gennem sammenlægning eller overtagelse af ejendomme. Det er imidlertid ikke nødvendigvis sådan, at fordi ejendom A overtager ejendom B, vil den fremtidige produktion nødvendigvis blive placeret, hvor hovedproduktionen på ejendom A ligger. Det må forventes, at der ved planlægning af ny-anlæg i denne type sager i nogen udstrækning tages højde for godkendelsesreglerne. Tilsvarende må det forventes, at det allerede med nugældende regler i nogen udstrækning er muligt at få en given produktion opdelt på flere godkendelser. Nettoeffekten heraf har ikke kunnet belyses, men vil muligvis kunne analyseres ved anvendelse af historiske data.

Der er dog foretaget en beregning for model 1 samlet og 2 samlet for hvor det er antaget, at emissionsforøgelse på nogle ejendomme som følge af lempede regler modsvares af en tilsvarende reduktion i emissioner andre steder; dvs. at regelændringerne ikke giver anledning til nogen meremission. For 2035, hvor effekten af denne antagelse er størst, giver dette omkring en halvering af denne beregnede effekt af omlægning af reglerne (med nogen forskel mellem model 1 og 2). Der er ikke foretaget en tilsvarende beregning af effekten af at inkludere ekstra emission fra udbringning af husdyrgødning, men den forventes at være af samme størrelsesorden i modsat retning.

En beregning, hvor der for kategori 1 natur er anvendt (medianen af) empirisk baserede tålegrænser i stedet for biodiversitetsbaserede tålegrænser har som baseline omkring 80 % mindre areal med overskridelse af tålegrænserne for kategori 1 natur. Beregningen viser derfor også, for kategori 1 natur, en lavere (knap 70 %) effekt af omlægning af reglerne. Der er ikke foretaget en tilsvarende følsomhedsanalyse med baggrund i mere konservative massebalance-baserede tålegrænser. Det er DCE's vurdering, at de anvendte biodiversitetsbaserede tålegrænser er det bedste grundlag for den landsdækkende vurdering, og at en konkret vurdering / beregning for de enkelte områder med anvendelse af lokale data og iagttagelse af de konkrete bevaringsmålsætninger i nogle tilfælde vil give højere- i andre tilfælde lavere lokale tålegrænser.

## 5.3 Naturtyper og naturindhold

Der ligger ikke noget i definitionen habitat naturtyperne ift. § 3 typerne af hede og overdrev, der i sig selv er afgørende ift. vurdering af kvælstoffølsomhed. Når der her anvendes forskellige tålegrænser for habitat- og § 3 typerne er det ud fra en forventning om, at der anvendes en forskellig målsætning afhængig af typen. For de områder, der er klassificeret som bilag 1 typer er der anvendt biodiversitetsbaserede tålegrænser ud fra en forventning om, at de typiske arter ønskes beskyttet på områderne.

Som det fremgår af arealerne af hhv. habitat- og § 3 natur, er afgrænsningen af habitatnaturtyperne smallere end § 3 typerne. Der kan imidlertid forventes at være en dynamik på de enkelte naturområder, både som følge af naturlig udvikling og som følge af drift / pleje og naturgenopretning. Specielt for hede kan de naturlige dynamikker være langstrakte pga. dværgbuskenes lange livscyklus. Det konkrete fund af arter og dækningsgrader vil derfor bl.a. afhænge af tiden siden plejeindgreb som slåning eller afbrænding. Da naturtypeklassificeringerne baseres på punktobservationer i tid, kan det udmærket variere over tid hvilke områder, der vil blive klassificeret som habitat naturtyper. Hvis der ønskes en udvikling, hvor et voksende areal af en given naturtype opnår en bedre tilstand, vil det følgelig være nødvendigt at beskytte en bredere gruppe af arealer end dem, der på et givent tidspunkt er eller vil kunne klassificeret som habitatnatur. De fleste af specielt de små § 3 områder er i dag i forholdsvis dårlig tilstand, bl.a. pga. kvælstofpåvirkning, men der er dog stadig områder i bedre tilstand (Bak m.fl., 2018).

Selvom baggrundsdepositionen falder kan der stadig forventes en tilbagegang i tilstand på en væsentlig del af naturarealet som følge af tidligere belastning og fortsatte overskridelser af tålegrænserne. Specielt de mest sårbare / værdifulde naturområder både indenfor og udenfor Natura 2000 områderne vil ikke automatisk blive beskyttet mod for høje kvælstofdepositioner som følge af reduktioner i baggrundsbelastningen. Der ligger derfor en stor udfordring i at beskytte bilag IV - og danske rødlistede arter, hvor de har (muligt) levested, også udenfor Natura 2000 områderne; og kvælstofbelastning vil også frem mod 2035 være en af de væsentligste trusler.

#### **5.4 Alternative virkemidler, 'udfordringsret'**

Anvendelsen af alternative virkemidler, afgræsning m.v. og brug af erstatningsnatur indgår i model 1.3 og 1.5 som elementer, der kan inddrages i en konkret vurdering ifm. en 'udfordringsret' for ansøger, hvor kravene til totaldeposition (1.3) eller merdeposition (1.5) ikke kan opfyldes.

Der har, sideløbende med arbejdet med konsekvensvurdering af de forskellige modeller til ændret ammoniakregulering, foregået et arbejde i Miljøstyrelsen med udvikling af administrationsmodeller indeholdende 'bytteforhold' mellem lempelser i ammoniakkravet og nærmere angivne virkemidler. Der foregår desuden et arbejde vedr. Naturpakke-indsatsen om erstatningsnatur. Arbejdet med at beskrive en udfordringsret er foreløbigt sammenfattet i et kort notat (Miljøstyrelsen, 2017b). Notatet beskriver tre muligheder for brug af en udfordringsret: i) beskyttelsesniveauet kan udfordres, hvis det kan dokumenteres, tålegrænsen ikke overskrides, ii) hele eller dele af det specifikke ammoniakkrav kan erstattes af virkemidler som reduceret randpåvirkning (bræmmer), tørveskrælning eller afbrænding, iii) brug af erstatningsnatur, enten i form af etablering af (ny) natur et andet sted eller gennem en styrket indsats på et andet naturområde.

Det er vanskeligt at estimere i hvor mange tilfælde, regler om alternative virkemidler og erstatningsnatur vil kunne bruges. Der er ikke i Miljøstyrelsens notat givet nogle begrænsninger for den mulige brug, der dermed teoretisk kan vedrøre fra ingen til alle sager, hvor kravene til total- eller merdeposition ikke opfyldes. Det er derfor valgt kun at lave en kvantitativ vurdering for den del af 'udfordringsretten', der går på, om tålegrænsen overskrides. Hvor dette ikke er tilfældet, forventes der ingen væsentlig lokal effekt, og de beregnede effekter af den ændrede regulering er derfor effekter udenfor den anvendte

konsekvensradius. Der er desuden medtaget en beregning af den samlede effekt af en total fjernelse af den specifikke ammoniakregulering. Denne beregning giver også et billede af konsekvensen af fuld erstatning af reguleringen med alternative virkemidler, da kompensationen kun kan forventes at vedrøre effekter af lokal afsætning fra stald og lager, der som nævnt udgør 11 % af de samlede effekter i Danmark.

I praksis må det dog forventes, at brugen af en udfordringsret ift. alternative virkemidler eller erstatningsnatur bliver begrænset pga. de ovennævnte forbehold. Specifikt for brug af erstatningsnatur for Natura 2000 områder falder brugen ind under Habitatdirektivets artikel 6.4, der kun kan anvendes ved 'bydende nødvendige hensyn til væsentlige samfundsinteresser' og hvor 'det er godtgjort, at der ikke findes nogen alternativ løsning.' (ECJ, C-182/10, præmis 73-79).

## 5.5 Konklusioner

Effekterne af de betragtede mulige ændringer i den specifikke ammoniakregulering skal ses på baggrund af, at den samlede kvælstofafsætning til dansk landareal er reduceret væsentligt siden starten af '90'erne, og vil falde yderligere frem mod 2030 som følge af reduktionsforpligtigelser, primært for NO<sub>x</sub>, i den reviderede Göteborgprotokol og det reviderede NEC direktiv. Derudover har Landbruget gennemløbet en kraftig strukturudvikling, der forventes at fortsætte de kommende årtier. Antallet af heltidsbedrifter forventes at blive mere end halveret fra 2015 til 2030, medens den samlede husdyrproduktion forventes at være stort set uændret, dog med forskydninger mellem husdyrtyperne. Dette vil, alt andet lige, medføre et stort antal godkendelsespligtige udvidelser af produktionen på de tilbageblivende bedrifter, der gennemsnitligt vil blive ca. fordoblet i størrelse. Placeringen af den fremtidige produktion vil have en væsentlig betydning for den fremtidige belastning af natur og miljø.

### Baseline

- Som følge af reduktioner af kvælstofudslip i Danmark og på europæisk plan og hjulpet af strukturudviklingen og den specifikke ammoniakregulering, der samler ammoniakemissionen fra stald og lager på færre, større punktkilder med større afstand til følsom natur, er arealandelen (fraregnet § 3 skov) med overskridelse af tålegrænsen i 2015 faldet til ca. 66 % af naturarealet.
- For de ca. 185.000 ha ammoniakfølsom natur (fraregnet § 3 skov), hvor der ikke forventes at være en væsentlig kantpåvirkning eller lokal påvirkning fra gødningsudbringning, er arealandelen med overskridelse af tålegrænsen 42 % i 2015. For kategori 1 natur dog 62 %.
- For denne, ikke kantpåvirkede del af naturarealet, forventes arealandelen med overskridelse af tålegrænsen at falde yderligere til hhv. 29, 22, 16 og 15 % i 2020, '25, '30 og '35. For kategori 1 naturen dog hhv. 47, 35, 26 og 24 %. En tiendedel af dette forventede fald skyldes fremtidige effekter af strukturudvikling og den specifikke ammoniakregulering, hvis den fortsættes i nuværende form. Medens det øvrige fald skyldes fald i baggrundsbelastning, primært for NO<sub>x</sub>.
- Det forventede fald i arealandel med overskridelser af tålegrænsen er markant, men efterlader dog ca. 31.000 ha med overskridelser i 2035, heraf 15.000 ha kategori 1 natur. Dertil kommer det kantpåvirkede areal på op

til 26.000 ha og op til 36.000 ha kategori 3 skov. For en del af arealet med overskridelser vil der kunne ske irreversibel skade i den betragtede 20 årige periode. For andre dele vil der ske en kvælstofakkumulering, det vil være bekostelig at fjerne ved naturgenopretning eller pleje, hvis tilstanden af områderne ønskes forbedret.

- Der mangler metoder til at kvantificere effekter på enkelt-arter, men det forventes at omkring 10 % af de danske arter af højere planter er i tilbagegang som følge af kvælstofbelastning. Over halvdelen heraf er rødlistede- eller bilag IV arter, hvor (de mulige) levesteder vil kræve beskyttelse mod for høj kvælstofbelastning også frem mod 2035.
- Strukturudviklingen forventes at medføre et antal ansøgninger på (i størrelsesordenen) 2000 i perioden fra 2015 til 2020 faldende til knap 1200 i perioden 2030 til 2035. Omkring 14 % heraf vil være berørt af reglerne for specifik ammoniakregulering i den nuværende form.

#### **Generelt for de foreslåede ændringer af den specifikke ammoniakregulering**

- Hvis det antages at de bedrifter, der berøres af den specifikke regulering, ellers ville følge samme udvikling i emission som resten af husdyrbrugene, vil de tre hovedmodeller for ændring, alt andet lige, medføre meremission fra stald og lager i 2035 på 3,3 kt N for model 1, 2,6 kt N for model 2 (variant 2.3b) og skønsmæssigt under 0,5 kt N for model 3. Dertil kommer en ekstra emission fra gødningsudbringning af samme størrelsesorden.
- Omkring 6 % af den ekstra emission afsættes lokalt indenfor de konsekvensafstande på 1000 m og 2500 m, der anvendes i reguleringen. 28 % afsættes på dansk landareal. Knap 80 % af den ekstra belastning i Danmark vil dermed ske udenfor de afstande, hvor lokale effekter vurderes, men vil bidrage til effekter som følge af forøgelse af den regionale baggrundsbelastning.
- Model 1-samlet vil, alt andet lige, medføre en stigning i areal med overskridelse af tålegrænsen for følsom natur (fraregnet § 3 skov) på 2500 ha i 2020 og 5700 ha i 2035, heraf hhv. 800 og 2200 ha kategori 1 natur. Model 2 samlet vil medføre en stigning på 1500 ha i 2020 og 3600 ha i 2035, heraf hhv. 250 og 1100 ha kategori 1 natur.
- Den ekstra akkumulerede mængde kvælstof på arealer med overskridelse af tålegrænsen vil være 1100 t N for model 1 og 600 t N for model 2 for perioden 2015 - 2035.
- Effekterne er beregnet for de større ejendomme (> 75 DE, 25 for mink) og kan være i størrelsesordenen 15 % større, hvis de mindre ejendomme inddrages.
- Natureffekten er meget afhængig af antagelser om, hvordan ændringerne påvirker den samlede produktion. En antagelse om, at alle ekstra emissioner vil modsvares af tilsvarende reduktioner på andre ejendomme vil ca. halvere de beregnede effekter, medens en medregning af lokale effekter af emissioner fra udbragt gødning vil ca. fordoble de beregnede effekter.
- Usikkerheder som følge af andre antagelser vedr. strukturudviklingen, udviklingen i baggrundsbelastning mv. forventes at være mindre, af størrelsesordenen 25 % på baseline og mindre ved sammenligning mellem de enkelte modeller og baseline.



- Effektiviteten af den specifikke ammoniakregulering opgjort som beskyttet areal ift. reguleret emission er med de nugældende regler 2,2 gange højere end for generel regulering. Reguleringen ville dog kunne være væsentligt mere effektiv hvis: i) den var målrettet mod områder, hvor der er en lokal natureffekt, ii) inddrog emission fra udbringning, iii) inddrog et regionalt aspekt.
- Nogle af de foreslåede regelændringer vedrører meget få ejendomme men med store mulige natureffekter.
- Den specifikke ammoniakregulering har haft væsentlig betydning for at begrænse kvælstofbelastningen. De foreslåede ændringer vil kunne reducere effekten af fremtidige danske og internationale emissionsreduktioner målt på kvælstofbelastning af naturarealet med hhv. 25 % (1, samlet) og 15 % (2, samlet).

#### **Forskelle mellem modeller**

- Model 1 vil overordnet set medføre større natureffekter end model 2, både total og set ift. den emission og det antal ejendomme, ændringerne omfatter.
- Ser man på de enkelte delmodeller, vil afskaffelse af revurderingskrav (delmodel 1.6 og 2.4) medføre størst natureffekt set ift. den emission og det antal ejendomme, ændringerne omfatter. Det vurderes at reglerne i model 3 (3.2 og 3.3) i nogen udstrækning vil kunne modvirke dette, men forslagene er ikke tilstrækkeligt detaljeret beskrevet til, at effekten kan kvantificeres.
- Ændringer af reglerne vedr. kategori 3 natur berører flere ejendomme, men mindre emission pr. ejendom end de øvrige foreslåede ændringer.
- Betydningen af ekstra areal med overskridelse af tålegrænsen for kategori 3 natur er vanskelig at vurdere, fordi områdernes tilstand varierer meget, og det ikke vides i hvor stor udstrækning dette indgår i behandling efter de gældende regler.
- Ændring af krav fra totaldepositions-regulering (delmodel 1.2 og 2.2) skiller sig ud ved at berøre et meget begrænset antal ejendomme men med relativ stor natureffekt. Det samme gælder regler vedr. revurdering (delmodel 1.6 og 2.4).

#### **Andre miljøeffekter**

- Brutto merdepositionen på det danske landareal vil medføre en øget udvaskning i 2035 på (i størrelsesorden) 680 t N for model 1, og 510 t N for model 2 (variant 2.3b)
- Koncentrationsgrænsen for følsomme mosser og laver overskrides stadig for det meste af landet og kan have betydning ved lokale udvidelser.
- Effekter på sundhed generelt samt på natur og miljø udenfor Danmark er ikke vurderet.

## 6 Referencer

Andersen, M.S., og Brandt, J. Miljøøkonomiske beregningspriser for emissioner, notat fra DCE, 2014

Bak, J., 2013, Tålegrænser for dansk natur, opdateret landsdækkende kortlægning af tålegrænser for dansk natur og overskridelser heraf, Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 96pp, Technical Report from DCE No. 69. <http://dce2.au.dk/pub/SR69.pdf>.

Bak, J., 2016, Miljøkonsekvensvurdering af regulering vedr. ammoniak i foreslået ny husdyrrealregulering, Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 29. april 2016

Bak, J., 2001: Kortlægnings og analyseprojekt vedrørende væsentlige ammoniakpunktkilder og sårbare naturtyper i det åbne land. Skov- og Naturstyrelsen, Wilhjelmudvalget

Bak, J., 2001, Uncertainties In Large Scale Assessments Of Critical Load Exceedances, Water, Air, and Soil Pollution: Focus 1: 265–280, 2001.

Bak, J., Damgård, C.F. og Nielsen, K.E., 2018, Mulig metode til beregning af arealspecifikke tålegrænser for kategori 3 natur, Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi

Bak, J. og Albrektsen, R., 2012, Notat om ammoniakindsatsen, Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi 6. juni 2012

Bak, J. og Damgård, C.F., 2017, Analyse af ændret belastning af Natura 2000 områder fra 2005-2015 som følge af ændret placering af husdyrbrug pga. ammoniakregulering. Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, in prep.

Børgesen, C.D. m.fl. 2015: Opfølgning på Notat om tilbagerulning af tre generelle krav, Normreduktion, Obligatoriske efterafgrøder og forbud mod jordbearbejdning i efteråret. DCA notat

Damgaard C., Strandberg M.T., Kristiansen S.M., Nielsen K.E. and Bak J.L. 2014. Is Erica tetralix abundance on wet heathlands controlled by nitrogen deposition or soil acidification? Environmental Pollution 184: 1-8

Damgaard C.F., Strandberg B., Nielsen K. E., Bak J. L., Skov F. 2007: Forvaltningsmetoder i N-belastede habitatnaturtyper. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 45 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 637

Ellermann, T., Bossi, R., Nygaard, J., Christensen, J., Løfstrøm, P., Monies, C., Grundahl, L. & Geels, C. 2016: Atmosfærisk deposition 2015. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. 70 s. – Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 204. <http://dce2.au.dk/pub/SR204.pdf>

Fredshavn, J., Søgaard, B., Nygaard, B., Sander Johansson, L., Wiberg-Larsen, P., Dahl, K., Sveegaard, S., Galatius, A., Teilmann, J., 2014. Bevaringsstatus for naturtyper og arter. Habitatdirektivets Artikel 17 rapportering. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 54 s. Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 98, <http://dce2.au.dk/pub/SR98.pdf>

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>

Gundersen, P., & Johannsen, V. K. (2016). Ammoniakfølsomme skove – kortlægning og vejledning. Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning, Københavns Universitet. (IGN Rapport).

Hasler, B., Chistensen, L.P., Martinsen, L., Källström, M, Levin, G., Dubgaard, A. & Jespersen H.M.L. 2012. Omkostninger ved hensigtsmæssig drift og pleje af arealer med naturplejehov indenfor Natura 2000 og Naturbeskyttelseslovens §3. Teknisk rapport vedr. delprojekt 3 i projektet: Sikring af plejekrævende lysåbne naturtyper i Danmark. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 51 s. Teknisk rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 12 <http://www.dmu.dk/Pub/TR12.pdf>

Hansen, J., Mikkelsen, M.H., Albrektsen, R., Dubgaard, A. og Jacobsen, B.H., 2014: Scenarier for ammoniakemissionen fra Danmark i 2020 og 2030 Emissioner og omkostninger. IFRO rapport nr. 230. Institut for Fødevarer- og Ressourceøkonomi, Københavns Universitet.

Jensen, J. D., 2017: Fremskrivning af dansk landbrug frem mod 2030. IFRO Rapport nr. 255. Institut for Fødevarer- og Ressourceøkonomi, KBH Uni. [https://curis.ku.dk/ws/files/171789712/IFRO\\_Rapport\\_255.pdf](https://curis.ku.dk/ws/files/171789712/IFRO_Rapport_255.pdf)

Jensen, P.N. (red.), Blicher-Mathiesen, G., Rasmusen, A., Vinther, F.V., Børgesen, C.D., Schelde, K., Rubæk, G., Sørensen, P., Olesen, J.E., Knudsen, L. 2014. Fastsættelse af baseline 2021. Effektivurdering af planlagte virkemidler og ændrede betingelser for landbrugsproduktion i forhold til kvælstofudvaskning fra rodzonen for perioden 2013-2021. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 76 s. – Teknisk rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 43.

Jensen, P.N., Blicher-Mathiesen, G., Rolighed, J., Børgesen, C.B., Olesen, J.E., Thomsen, I.K., Kristensen, T., Sørensen, P. & Vinther, F.P. 2016. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 60 s. - Teknisk rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 67.

Levin, G & Nygaard, B. 2017. Udbredelse og udvikling af ammoniakfølsom natur. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 40 s. – Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 246, <http://dce2.au.dk/pub/SR246.pdf>

Lov om ændring af lov om miljøgodkendelse m.v. af husdyrbrug, lov om miljøbeskyttelse, lov om jordbrugets anvendelse af gødning og om plantedække og forskellige andre love, LOV nr. 204 af 28/02/2017

Lykke I.M.Ø., Strandberg M., Nielsen K.E., Barfod A. and Damgaard C. 2015. Strukturelle ligningsmodeller som beslutningsgrundlag indenfor naturvaltningen - Et eksempel fra pleje af klokkelyng på våde heder. Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, p. 100.

Mikkelsen, M.H. og Albrechtsen, R., 2017, Fremskrivning af landbrugets ammoniakemission, 2016-2035, Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi Dato: 22. marts 2017

Miljøstyrelsen, 2017a: Antagelser til brug for fremskrivning af anvendelsen af miljøteknologi på husdyrbrug. Notat af 9. januar 2017.

Miljøstyrelsen, 2017b, Naturpakke 2016: Beslutningsgrundlag for ændret ammoniakregulering på husdyrområdet – forslag om ”udfordringsret”, Notat af 7. august 2017.

Nielsen, K., Bøgestrand, J., Bak, J.L., Hvidberg, M. & Gyldenkerne, S. 2006: VVM på husdyrbrug - vurdering af miljøeffekter. Danmarks Miljøundersøgelser. 52 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 571.  
<http://faglige-rapporter.dmu.dk>

Nielsen, K.E., Damgaard, C., Nygaard, B., Bladt, J., Ejrnæs, R. & Bruus, M. 2012., Terrestriske naturtyper 2011 - udvikling og areal. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 118 s. - Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 35  
<http://www.dmu.dk/Pub/SR35.pdf>

Nilsson, J. & Grennfelt, P. (Eds) (1988) Critical loads for sulphur and nitrogen. UNECE/Nordic Council workshop report, Skokloster, Sweden. March 1988. Nordic Council of Ministers: Copenhagen.

Nygaard, B., Damgaard, C., Nielsen, K.E., Bladt J. Ejrnæs, R. 2016. Terrestriske naturtyper 2004-2015. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 1201 s. - Netrapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi [www.novana.dk](http://www.novana.dk)

Rasmussen, S. (2011). Estimating the technical optimal scale of production in Danish Agriculture. Food Economics, Section C, Vol. 8, 1, 1-19.

Stevens, C.J., Dise, N.B., Mountford, J.O., Gowing, D.J., Impact of Nitrogen Deposition on the Species Richness of Grasslands, Science 19 Mar 2004: Vol. 303, Issue 5665, pp. 1876-1879, DOI: 10.1126/science.1094678

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

Smits, N.A.C. & Bal, D. (ed.), 2012, Recovery strategies for nitrogen-sensitive habitats, Ecological underpinnings of the Programmatic Approach to Nitrogen (PAN), Alterra Wageningen UR & Natura 2000 Programme Directorate of the Ministry of Economic Affairs, Agriculture and Innovation.

Stevens C., Jones L., Rowe E., Dale S., Hall J., Payne R., Evans C., Caporn, S. Sheppard L., Menichino, N., Emmett B., 2013, Review of the effectiveness of on-site habitat management to reduce atmospheric nitrogen deposition impacts on terrestrial habitats, CCW Science Report No. 1037 (A)

Udredningsgruppen vedr. ammoniak, 2008, Evaluering af det generelle ammoniakkrav

de Vries W., Wamelink G. W. W. , Van Dobben H., Kros J., Reinds G. J., Mol-Dijkstra J. P., Smart S. M., Evans C. D., Rowe E. C., Belyazid S., Sverdrup H. U., Van Hinsberg A., Posch M., Hettelingh J. P., Spranger T., Bobbink R. 2010. Use of dynamic soil-vegetation models to assess impacts of nitrogen deposition on plant species composition: an overview. *Ecological Applications* 20(1): 60-79.

Werner B., Spranger T. (red.). 2006. Manual on methodologies and criteria for mapping critical levels/loads and geographical areas where they are exceeded. UN ECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution.

# Appendiks 1. Modeller med forslag til ændring af reglerne om ammoniakdeposition fra husdyrbrug til beskyttet natur

## Model 1

### 1. Beskyttelsesniveau for arealer inden for Natura 2000 (kategori 1 natur)

De specifikke ammoniakkrav skal kun gælde for kortlagte ammoniakfølsomme habitatnaturtyper og kun for husdyrbrug omfattet af §§ 11-12 i den nuværende husdyrgodkendelseslov (§§ 16 a og 16 b i den nye husdyrlov (lov om husdyrbrug og anvendelse af gødning m.v.)).

*De § 3-beskyttede heder og overdrev, der ikke er kortlagt som ammoniakfølsomme habitatnaturtyper, udgår af kategori 1. Det drejer sig om ca. 7.000 ha.*

Ved projekter, der medfører merdeposition i forhold til nudrift, skal der gælde et totaldepositionskrav svarende til det nuværende beskyttelsesniveau for kategori 1 natur. Ved projekter, der ikke medfører merdeposition i forhold til nudrift, kan der kun stilles BAT begrundede ammoniakkrav.

*Når merdepositionen ifølge ammoniakberegningerne udført i ansøgningsystemet husdyrgodkendelse.dk ikke overstiger 0,0 kg N/ha/år, medfører projektet per definition ingen merdeposition.*

Ansøger skal have en "udfordringsret", dvs. mulighed for at få lempet totaldepositionskravet på baggrund af en konkret vurdering vedrørende væsentligheden af den "ansøgte" ammoniakudledning set i forhold til naturmålene for det aktuelle område. Effekten af alternative virkemidler (afgræsning m.v.) og brug af erstatningsnatur skal kunne inddrages i en sådan konkret vurdering.

*Det nærmere indhold af udfordringsretten vil blive belyst yderligere af Miljøstyrelsen parallelt med konsekvensvurderingen. I tilknytning hertil vil det ligeledes blive undersøgt, om der er videnskabeligt grundlag for at udarbejde en administrationsmodel, indeholdende "bytteforhold" mellem lempelser i ammoniakkravet og nærmere angivne virkemidler – et "effekt-katalog".*

De generelle muligheder for at etablere erstatningsnatur undersøges i forbindelse med Naturpakke-indsatsen om erstatningsnatur.

### 2. Beskyttelsesniveau for arealer uden for Natura 2000 (kategori 2 og 3 natur)

De specifikke ammoniakkrav skal kun gælde for særligt udvalgte og bevaringsværdige ammoniakfølsomme naturtyper, konkret lobeliesøer og aktive højmoser.

Ved alle projektyper skal der gælde et merdepositionskrav, der tager udgangspunkt i det nuværende beskyttelsesniveau for kategori 3 natur, dvs. baseret på kommunens konkrete vurdering og under alle omstændigheder ikke

mindre end 1 kg N/ha/år. Merdepositionskravet skal yderligere være betinget af, at området er udpeget som særligt værdifuldt i kommuneplanen, at der foreligger en handleplan for naturpleje, fredning eller anden planlagt naturindsats, og at området tydeligt fremgår af offentligt tilgængeligt kortmateriale over ammiakfølsom natur.

*Den nuværende regulering vedrørende kategori 2 natur (maksimal totaldeposition på 1 kg N/ha/år i forhold til højmoser, lobeliesøer, § 3-beskyttede heder over 10 ha samt § 3-beskyttede overdrev over 2,5 ha) udgår.*

*Den nuværende regulering vedrørende kategori 3 natur (§ 3-beskyttede heder, moser og overdrev samt ammoniakfølsomme skove) videreføres i modificeret form og med den ændring, at kun lobeliesøer og aktive højmoser er omfattet.*

*Det meste af den nuværende kategori 2 og 3 natur vil således ikke længere være omfattet af de specifikke ammoniakkrav.*

Ansøger skal have en "udfordringsret", dvs. mulighed for at få lempet merdepositionskravet på baggrund af en konkret vurdering vedrørende væsentligheden af den "ansøgte" ammoniakudledning set i forhold til naturmålene for det aktuelle område. Effekten af alternative virkemidler (afgræsning m.v.) og brug af erstatningsnatur skal kunne inddrages i en sådan konkret vurdering.

*Det nærmere indhold af udfordringsretten vil blive belyst yderligere af Miljøstyrelsen parallelt med konsekvensvurderingen. I tilknytning hertil vil det ligeledes blive undersøgt, om der er videnskabeligt grundlag for at udarbejde en administrationsmodel, indeholdende "bytteforhold" mellem lempelser i ammoniakkravet og nærmere angivne virkemidler – et "effekt-katalog".*

*De generelle muligheder for at etablere erstatningsnatur undersøges i forbindelse med Naturpakke-indsatsen om erstatningsnatur.*

### **3. Revurdering**

Ved revurderinger kan der kun stilles BAT-begrundede ammoniakkrav.

*Totaldepositionskravet vedrørende kategori 1 og 2 natur udgår (husdyrgodkendelsesbekendtgørelsens bilag 3, punkt A, nr. 5, nr. 2).*

*Med den nye husdyrlov (lov om husdyrbrug og anvendelse af gødning m.v.) indskrænkes revurderingspligten til kun at omfatte store husdyrbrug, herunder IE husdyrbrug.*

### **Model 2**

#### **1. Beskyttelsesniveau for arealer inden for Natura 2000 (kategori 1 natur)**

Den nuværende regulering vedrørende kategori 1 natur videreføres som udgangspunkt uændret.

Dog gives der mulighed for produktionsudvidelser på husdyrbrug med eksisterende produktionsanlæg beliggende så tæt på kategori 1 natur, at beskyttelsesniveauet ikke kan overholdes. Dermed vil der under visse betingelser kunne opføres fritliggende produktionsanlæg på de berørte husdyrbrug.

Der indføres således en undtagelse fra beskyttelsesniveauet. Undtagelsen går ud på, at der kan foretages separate ammoniakberegninger og -vurderinger vedrørende henholdsvis det nye produktionsanlæg og det eksisterende produktionsanlæg, beliggende på samme ejendom, når følgende betingelser er opfyldt:

Det eksisterende anlæg overholder ikke beskyttelsesniveauet. Anlægget videreføres uden tilladelses- eller godkendelsespligtige ændringer.

Det nye anlæg overholder isoleret set beskyttelsesniveauet, jf. de separate ammoniakberegninger for denne del af ejendommens produktionsanlæg. I relation til beskyttelsesniveauets kumulationsmodel indgår det eksisterende anlæg som et "husdyrbrug ud over det ansøgte".

Afstanden fra det nye anlæg til nærmeste kategori 1 natur skal være så stor, at produktionen på anlægget senere vil kunne udvides med op til 50 %, uden at der derved opstår konflikt med beskyttelsesniveauets totaldepositionskrav.

Det nye anlæg placeres og udformes på en sådan måde, at hensynet til de landskabelige værdier også bliver varetaget.

## **2. Beskyttelsesniveau for arealer uden for Natura 2000 (kategori 2 og 3 natur)**

### **Variant A**

Den nuværende regulering vedrørende kategori 2 natur (højmoser, lobeliesøer, § 3-beskyttede heder over 10 ha samt § 3-beskyttede overdrev over 2,5 ha) ændres fra et krav om maksimal totaldeposition på 1 kg N/ha/år til et krav om ingen merdeposition.

*Når merdepositionen ifølge ammoniakberegningerne udført i ansøgningssystemet husdyrgodkendelse.dk ikke overstiger 0,0 kg N/ha/år, medfører projektet per definition ingen merdeposition.*

Den nuværende regulering vedrørende kategori 3 natur (§ 3-beskyttede heder, moser og overdrev samt ammoniakfølsomme skove) videreføres uændret.

### **Variant B**

Den nuværende regulering vedrørende kategori 2 natur (højmoser, lobeliesøer, § 3-beskyttede heder over 10 ha samt § 3-beskyttede overdrev over 2,5 ha) ændres fra et krav om maksimal totaldeposition på 1 kg N/ha/år til et krav om ingen merdeposition.

*Når merdepositionen ifølge ammoniakberegningerne udført i ansøgningssystemet husdyrgodkendelse.dk ikke overstiger 0,0 kg N/ha/år, medfører projektet per definition ingen merdeposition.*

Den nuværende regulering vedrørende kategori 3 natur (§ 3-beskyttede heder, moser og overdrev samt ammoniakfølsomme skove) udgår.

*Den nuværende kategori 3 natur vil således ikke længere være omfattet af de specifikke ammoniakkrav.*



### 3 Revurdering

Ved revurderinger kan der kun stilles BAT-begrundede ammoniakkrav.

På husdyrbrug, hvor den under punkt 1 foreslåede undtagelsesregel har været anvendt, foretages der separate revurderinger vedrørende henholdsvis det nye produktionsanlæg og det eksisterende produktionsanlæg.

*Totaldepositionskravet vedrørende kategori 1 og 2 natur udgår (husdyrgodkendelsesbekendtgørelsens bilag 3, punkt A, nr. 5, nr. 2).*

*Med den nye husdyrlov (lov om husdyrbrug og anvendelse af gødning m.v.) indskrænkes revurderingspligten til kun at omfatte store husdyrbrug, herunder IE husdyrbrug.*

### Model 3

Modellen indeholder forskellige mindre ændringer, der har til formål at give mere fleksibilitet for de husdyrbrug, der er berørt af den nuværende regulering (totaldepositionskrav) vedrørende kategori 1 og 2 natur. Det er hensigten, at der skal fastlægges præcise rammer for de skitserede muligheder – med henblik på dels at undgå lange sagsbehandlingstider og stor variation mellem kommunerne, dels at sikre direktivoverholdelse.

1. Afgrænsningen af naturtyperne i kategori 1 ændres, således at kategorien kun omfatter de kortlagte, ammoniakfølsomme habitatnaturtyper samt de § 3-beskyttede heder og overdrev, som ligger i nærheden af habitatnaturtyperne, og som kan bidrage til opfyldelse af habitatdirektivets målsætning.

*Ændringen består således i, at en række isoleret beliggende § 3-beskyttede heder og overdrev udgår af kategori 1. Den øvrige del af den nuværende regulering (totaldepositionskrav) vedrørende kategori 1 natur videreføres uændret.*

2. Der indføres visse muligheder for godkendelser til husdyrbrug, der overskrider totaldepositionskravet i forhold til kategori 1 og 2 natur. Ændringen kan f.eks. omfatte godkendelser til mindre nybyggerier og renoveringer, der ikke kan opnås via anmeldeordninger.

*Ændringen har til formål at muliggøre mindre investeringer, der fastholder værdien af eksisterende produktionskapacitet. Produktionsarealet på det enkelte husdyrbrug vil ikke kunne udvides markant.*

3. Der indføres en mulighed for at fravige de faste totaldepositionskrav i forhold til kategori 1 og 2 natur – og i stedet fastsætte totaldepositionskrav baseret på en konkret naturvurdering – i tilfælde, hvor anden lovgivning medfører krav om ny husdyrgodkendelse. Det kan f.eks. være regler om dyrevelfærd eller gødningsopbevaringskapacitet.

*Ved udformningen af reglerne skal det sikres, at eventuel meremission af ammoniak minimeres mest muligt. Endvidere skal det ved behov for ny gyllebeholder sikres, at alternative placeringer (i åbent land) undersøges, og at der – hvis dette ikke er muligt – tilstræbes en placering på ejendommen i størst mulig afstand fra naturområdet*

## Appendiks 2. Tanker om strukturudvikling i forhold til modeller for den fremtidige regulering af ammoniak emission i forhold til naturarealer

28. august 2017

Københavns Universitet  
Inst. for Fødevarer- og Ressourceøkonomi (IFRO)  
Brian H. Jacobsen

### **Tanker om strukturudvikling i forhold til modeller for den fremtidige regulering af ammoniak emission i forhold til naturarealer.**

Miljøstyrelsen (MST) har i projektbeskrivelse af 14. juni spurgt IFRO, KU om man kunne hjælpe med en analyse af konsekvenserne ved forskellige reguleringsmodeller for ammoniak deposition fra husdyr i relation til beskyttet natur. Analysen omfatter konsekvensvurderinger af en række modeller. Der er i udkastet fra MST beskrevet tre modeller (se bilag).

Formålet med dette notat er at vurdere hvordan der kan foretages en vurdering af hvor mange husdyrbedrifter der fremadrettet vil udvide/ændre bedriften og som derfor vil få behov for en miljøvurdering. Spørgsmålet er herefter om de nye modeller vil tillade flere udvidelser af husdyrproduktionen end under den nuværende regulering. Ideelt set skal vurderingen være koblet til specifikke lokaliteter således at den efterfølgende naturkonsekvensvurdering af modellerne bliver så præcis som mulig. Naturkonsekvensvurderingen foretages af DCE under ledelse af Jesper Bak. Det er imidlertid med sikkerhed at angive på hvilke lokaliteter husdyrproduktionen vil blive udvidet da mange faktorer påvirker dette.

I vurderingen tages der udgangspunkt i de nationale fremskrivninger, men da disse fremskrivninger er foretaget på nationalt niveau suppleres de med stedspecifikke analyser af hvor udvidelser af husdyrproduktionen forventes at ske, samtidig med at det også samtidig indikeres, hvor den nuværende husdyrproduktion reduceres. Overordnet set forventes der ikke en omfattende vækst i husdyrproduktionen, men placeringen kan have betydning i forhold til naturpåvirkningen. Ideelt er målet at opstille en sandsynlighed for at en given bedrift, af en given størrelse på en given lokalitet øger sin husdyrproduktion. Sammenholdt med Natura 2000 kort og analyser af depositionsniveauer er det herefter muligt at give en grov vurdering om antallet af ansøgninger og det antal husdyr der er omfattet, samt hvorvidt emissionerne vil overskride de angivne depositionsgrænser.

#### **1. Metode**

En lang række faktorer er med til at påvirke strukturudviklingen. Det der menes med strukturen kan både være antallet af bedrifter, størrelsen af bedrifterne, samt placeringen. Det kan være om der er bestemte produktioner som øges eller reduceres, ligesom det kan belyse regionale forskelle m.m.

Når antallet af fremtidige bedrifter skal forudsiges kan der anvendes en række forskellige metoder. På nationalt niveau anvendes udbud og efterspørgsel til at sige noget om den samlede forventede produktion (Jensen, 2017). Sådanne

analyser tager udgangspunkt i bl.a. bytforhold og i mindre omfang regulering og andre restriktioner i det enkelte land. Analysen sigter ikke på en angivelse af antallet af bedrifter eller deres lokalisering.

I forhold til prognoser over bedriftsstørrelser er den mest anvendte metode fremskrivninger baseret på sandsynligheden for at en given bedrift skifter til en anden bedriftsstørrelse. Metoden anvender Markov kæder og er anvendt i en række fremskrivninger af den fremtidige husdyrproduktion og bedriftsstørrelse (Rasmussen, 2011). Andre metoder tager udgangspunkt i lineære fremskrivninger af omfang baseret på en antagelse om at den hidtidige udvikling fortsætter. Denne antagelse synes at holde forbavsende godt selvom der kan være enkelte udsving i de enkelte år.

Som det fremgår af tabel 1 har der over årene været en betydelig strukturudvikling som har betydet at selvom produktionen stort set har været uændret er antallet af bedrifter faldet med 50% fra 1999 til 2009. Analyser viser også at antallet af bedrifter der skifter til en anden størrelse er ret konstant over tid. Det er derfor at overgangssandsynligheder vurderes at kunne bruges til at kunne forudsige den fremtidige bedriftsstruktur.

I nyere analyser er fremskrivninger baseret på Markov kæder blevet koblet med den geografiske distribution således at man kan sige noget om hvor udviklingen af husdyrproduktionen vil ske. Det fremgår af disse analyser at den geografiske udvikling af malkekøer og slagtesvin har forskellige udviklingsmønstre både lokalt og nationalt (Bojesen, 2013).

## 2. Prognoser for antallet af bedrifter i 2025 og 2030.

I tabel 1 er beskrevet udviklingen i husdyrproduktionen fra 1999 til i dag og prognoser frem mod 2025 og 2030. Som det frem går falder antallet af bedrifter og der er mindre justeringer af den samlede produktion.

**Tabel 1.** Husdyrproduktion 1999 – 2015.

År	1999	2009	2015	2022 <sup>(3)</sup>	2025 <sup>(1)</sup>	2030 <sup>2)</sup>
Søer (mio.)	1.139	1.167	0,989		Faldene (-20%)	
Smågrise (7 kg.) (mio.)		5.416			Uændret	
Slagtesvin (mio.) (stald)	7.107	6.808			Faldene (-10%)	
Malkekøer (mio.)	0,632	0,589	0,587		Stigende (+10%)	
Antal bedrifter (heltid)	32.670	14.093	Ca. 10.000	Ca. 8.000	Ca. 7.000	Ca. 5.000

Note: Angiver udvikling i forhold til 2015 (se figur 1).

Kilder:

1) Jensen (2017) og Mikkelsen

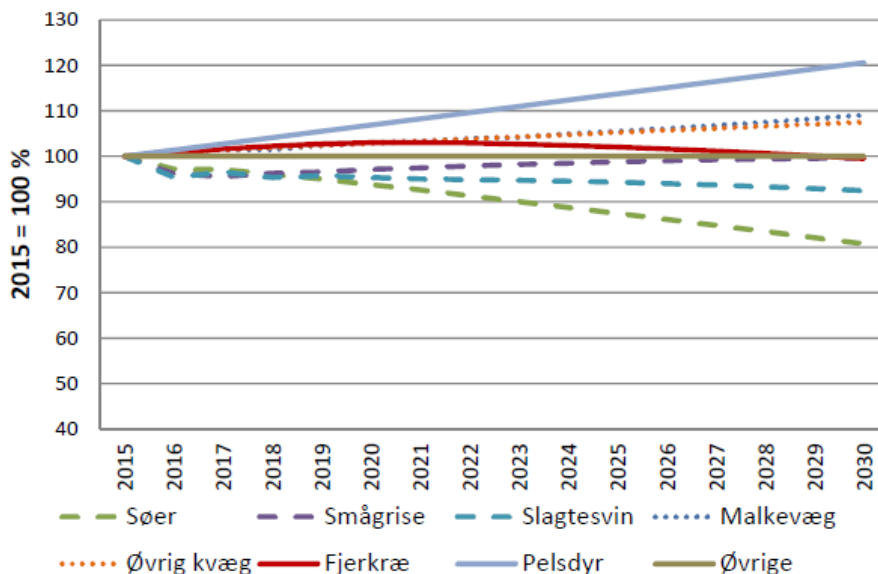
2) Hansen (2014).

3) SEGES (2013)

Andre analyser viser samme tendens nemlig at udviklingen vil fortsætte som hidtil. Dvs. at faldet i antallet af heltidsbedrifter på ca. 30% pr. 5 år ikke er unormalt.

**Figur 1.** Udvikling i antallet af husdyr i fremskrivning af ammoniak.

Kilde: Hjorth og Mikkelsen baseret på Jensen (2017).



I tabel 2 er antallet af bedrifter og dyr i 2015 søgt beskrevet. Der er i opgørelsen inddraget flere slagtesvinsbedrifter da heltidsslagtesvinsbedrifter kun levere en del af alle slagtesvin.

**Tabel 2.** Antal heltidsbedrifter og dyr pr. bedrift i 2015.

År	Heltids bedrifter	Dyr pr, bedrift	Dyr i alt
Søer	1.520	651	989.520
Slagtesvin (produceret)	1.800	10.000	18.000.000
Malkekøer	3.300	178	587.400
Andre			
Ialt	Ca. 11.000		

Kilde: Danmarks Statistik

VSP angiver 3.300 svinebedrifter i 2016, hvoraf 500 kun har søer og 1.300 kun slagtesvin, mens 1200 bedrifter har både søer og slagtesvin. I nogle analyser lægges kun søer og integrerede med søer sammen til en gruppe.

Tabellerne 3-5 dækker perioden 2022 - 2030 og det omfatter meget den samme produktion og de samme udviklingstendenser, som er angivet tidligere.

**Tabel 3.** Skøn over antal ejendomme og dyr pr. bedrift i 2022.

År	Heltids bedrifter	Dyr pr, bedrift	Dyr i alt
Søer	920	1.185	1.090.200
Slagtesvin (produceret)	1.310	11.820	15.484.200
Malkekøer	2.840	211	600.000
Planteavl	1.800		
Andre	1.100		
Ialt	Ca. 8000		

Kilde: SEGES (2012)

**Tabel 4.** Skøn over antal ejendomme og dyr pr. bedrift i 2025.

År	Heltids bedrifter	Dyr pr. bedrift	Dyr i alt
Søer	900	1.000	900.000
Slagtesvin (produceret)	1.300	12.000	15.600.000
Malkekøer	1.900	315	600.000
I alt	Ca. 6.500		

Kilde: Egen fremstilling og Hansen, 2014.

SEGES-VSP (2015) anfører at der vil være 1.700 svinebedrifter i 2024 ligelig fordelt mellem bedrifter med søer og rene slagtesvinebedrifter. De rene slagtesvinsbedrifter andel af totalslagtninger udgør ca. 56% i deres opgørelse.

**Tabel 5.** Skøn over antal ejendomme og dyr pr. bedrift i 2030.

År	Heltids bedrifter	Dyr pr. bedrift	Dyr i alt
Søer	700	1.200	840.000
Slagtesvin (produceret)	1100	14.500	15.950.000
Malkekøer	1600	396	630.000
I alt	Ca. 5.000		

Kilde: Egen fremstilling og Hansen, 2014.

Note: Også her vil de rene slagtesvinsbedrifter være færre end angivet ovenfor.

Samlet vurderes det til at være relativ stor sikkerhed for at antallet af bedrifter vil falde til ca. 5-6.000 fra de nuværende ca. 10.000. Samtidig syntes der også nogenlunde enighed om antallet af bedrifter i de enkelte kategorier og den samlede produktion.

### 3. Den geografiske fordeling

Som anført tidligere er der i tidligere working paper fra IFRO foretaget en vurdering af den geografiske udvikling baseret på en spatial anvendelse af Markov-kæder. Formålet her er primært at kort beskrive metoden og gengive nogle af de vigtigste konklusioner.

Grundlæggende er tanken at angive sandsynligheden for at bedrift i en given gruppen overgår til en anden gruppe i en given region.

**Tabel 6.** De anvendte opdelinger af bedrifter.

Størrelsesgrupper	Køer og slagtekvæg (DE)	Søer, smågrise og slagtesvin
1	0	0
2	0-75	0-25
3	75-120	25-50
4	120-250	50-75
5	250-350	75-120
6	> 350	>120

Kilde: Bojesen et al. (2013)

De anvendte regioner omfatter (se figur 2):

**Figur 2.** De anvendt regionsopdeling i den spatiale fremskrivning.



Dette betyder, at alle bedrifter af en bestemt kategori (type og størrelse) har samme sandsynlighedsmønster for at blive større og mindre.

Der opstilles herefter en sandsynlighed for at

$$n_j(t), k, m = \sum_{i=1}^6 n_i(t-1), k, m P_{ij, k, m} \quad (1)$$

Hvor

$n_j(t)$  er en vector som angiver den bedriftstype og lokalitet for gruppe  $j$  (1,2,...,6) og tiden  $t$

$n_i(t-1)$  er udgangspunktet  $i$  i gruppe  $i$  (1,2,...,6) til tiden  $t-1$

$k$  er georegion (1,2,...,5)

$m$  er husdyrtype (1,2,..., 5)

$P_{ij}$  er sandsynlighed for at flytte fra state  $i$  til state  $j$  i en tidsperiode

- Malk 1 = malkekvæg
- Malk 2 = andre kvæg på malkekvægbesætninger
- Svin 1 = søer
- Svin 2 = slagtesvin
- svin 4 = smågrise.

I praksis betyder det at der for hver bedrift (bedriftstype, region og størrelse) findes 6 sandsynligheder som indikerer om den givne bedrift bliver større eller mindre. Som angivet i tabel 7 så vil 19% af bedrifterne være lukket i 2025, mens 2% vil have udviklet sig til meget store bedrifter.

**Tabel 7.** Sandsynlighed for en slagtesvineproduktion i Østdanmark med 25-50 DE i 2015

State Class i 2025	Størrelse i 2025 (DE)	Sandsynlighed
1	0	0,189
2	0-25	0,435
3	25-50	0,148
4	50-75	0,184
5	75-120	0,025
6	>120	0,019
Sum		1,000

Når man ser summen af overgangssandsynligheder for en given gruppe som bedrifter lander i er det muligt at sige noget om hvor der vil ske en vækst og hvor der vil ske et fald. I tabel 8 er disse summeret op således at man kan se hvilken region og type der vokser. De grupper der har en sum over 1 vil vokse i antal og dem under 1 vil falde i antal bedrifter.

Tabellen viser at:

- Antallet af bedrifter der nedlægges vil vokse. (klasse 1 med 0 DE)
- I de fleste regioner vil meget store bedrifter med søer (klasse 6) vokse
- I nogle egne (Jylland undtagen Thy) antallet af store bedrifter med køer vokse (gruppe 6).
- I nogle egne vil andre typer (slagtesvin og slagtekvæg) stige typisk på de mindre bedriftsstørrelser (gruppe 2-4).
- Der er ikke meget vækst i gruppe 5, hvilket indikerer at udvidelser typisk vil være større.
- For hver bedrift foretages så en Monte Carlo simulation baseret på den sandsynlighedsfordeling der er for den pågældende bedriftstype, lokalitet og størrelse. Det betyder at der for hver bedrift vil være en sandsynlighedsfordeling for hvilken størrelse bedriften har i 2025.

**Table 8.** Samletabel for overgangssandsynligheder

Str. klasse (til)	1	2	3	4	5	6
Mjylkvæg1	2,60	0,69	0,41	0,82	0,17	1,31
Mjylkvæg2	1,33	2,16	0,75	1,32	0,25	0,20
MjylSvin1	2,91	0,41	0,25	0,35	0,71	1,38
MjylSvin2	1,65	1,86	0,71	1,25	0,35	0,18
MjylSvin4	1,92	0,95	0,99	1,00	0,78	0,37
Njylkvæg1	2,56	0,57	0,32	0,88	0,39	1,28
Njylkvæg2	2,70	0,77	0,89	0,73	0,65	0,26
NjylSvin1	2,97	0,59	0,16	0,20	0,52	1,57
NjylSvin2	1,69	1,92	0,70	1,25	0,20	0,23
NjylSvin4	1,90	1,05	1,27	0,99	0,52	0,27
Sjllkvæg1	2,83	0,69	0,35	1,09	0,43	0,61
Sjllkvæg2	2,99	1,14	0,78	0,49	0,36	0,24
SjlSvin1	2,85	0,55	0,27	0,34	0,65	1,35
SjlSvin2	1,33	2,16	0,75	1,32	0,25	0,20
SjlSvin4	2,18	0,98	1,10	0,97	0,51	0,26
Thykvæg1	3,42	0,18	0,29	0,30	1,01	0,80
Thykvæg2	2,84	0,75	0,90	0,64	0,55	0,33
ThySvin1	2,97	0,49	0,18	0,24	0,67	1,45
ThySvin2	1,87	1,09	0,94	0,66	1,07	0,37
ThySvin4	2,15	0,77	0,95	1,03	0,77	0,32
Vjylkvæg1	2,23	0,49	0,36	1,26	0,60	1,06
Vjylkvæg2	2,28	0,91	1,16	0,71	0,57	0,37
VjylSvin1	3,10	0,33	0,24	0,32	0,55	1,47
VjylSvin2	2,17	1,54	0,68	1,19	0,27	0,15
VjylSvin4	2,54	0,66	0,85	0,78	0,71	0,46
Gns.	2,40	0,95	0,65	0,81	0,54	0,66

Kilde: Bojesen (2017).

#### 4. Antal ansøgninger

Ud fra fordelingen af udvidelser og den afledte ammoniak emission er det muligt at sige noget om hvor mange der vil få godkendt deres ønske om en udvidelse af produktionen. Det kan i den forbindelse anføres at Miljøstyrelsen har angivet at der de nærmeste år forventes 400 ansøgninger pr. år. I tabel 9 er der lavet en skønsmæssig fordeling af ansøgningerne da der ikke er statistik der underbygger den præcise fordeling. Det vides dog at ca. 20% får en godkendelse der omfatter staldteknologi og det vurderes at hovedparten af alle ansøgninger der er koblet til Natura 2000 ansøgninger vil kræve en staldteknologi. Resten hvor staldteknologi er et krav vil være store bedrifter.

Set frem mod 2025 vil antallet af ansøgninger blive reduceret og med kun halvt så mange bedrifter vil der kun være behov for omkring halvdelen af de ansøgninger der er i dag. Omvendt vil ansøgningerne være større og mere komplekse da de kan omfatte flere ejendomme i samme ansøgning.



**Tabel 9.** Grov vurdering af fordeling af ansøgninger pr. år.

	Ansøgninger pr. år	Andel af ansøgninger (%)	Produktion (DE/år)	Andel af dyreenheder (%)
Total applications	400			
Ansøgninger imødekommet	320	100	94.000 294 DE/ansøg.	100
Stald, fodring og lager	249	78	73.320 294 DE/ansøg.	78
Stald teknologi	71	22	20.680 294 DE/ansøg.	22
Ansøgninger §12 (over 250 DE)	200	63	70.000 (400 DE/ansøg.)	75
Ansøgninger §11 (75 - 250 DE)	120	37	24.000 (200 DE/ansøg)	25
General NH3 krav (BAT)	(272)	(85)	84.000 304 DE/ansøg	89
Yderligere Nature 2000 krav	(48)	(15)	10.000 210 DE/ansøg	11

Source: Mikkelsen and Albrechtsen (2017) og egne beregninger.

### Kilder

Bojesen, M.; Skov-Petersen, H. og Gylling, M. (2013). Forecasting the potential of Danish representation of Markov chains. Working paper, 2013/ no. 16., IFRO, Københavns Universitet.

Bojesen, M. (2017). Overgangssandsynligheder frem mod 2025. Pers. kommunikation.

Bojesen, M.; Skov-Petersen, H. og Gylling, M. (2013). Forecasting the potential of Danish representation of

Hansen, H.O. (2012). Predictions of structure and herd sizes in Danish agriculture.

Hansen, H.O. (2014). Landbrugets strukturudvikling til 2030. Tidsskrift for Landøkonomi. Pp. 287- 292.

Jacobsen, B.H. (1986). Fremskrivning af strukturudviklingen for bedrifter med køer, søer og svin ved hjælp af Markov-kæder. Kursuopgave i operationsøkonomi 2. KVL, København.

Jensen, J. D. (2017). Fremskrivning af dansk landbrug frem mod 2030. IFRO rapport 255. Københavns Universitet.

Mikkelsen, M.H. and Albrechtsen, R. (2017). Fremskrivning af landbrugets ammoniakemission 2016-2035. Notat DCE. 22. marts 2017. University of Århus.

Rasmussen, S. (2011). Estimating the technical optimal scale of production in Danish Agriculture. Food Economics, Section C, Vol. 8, 1, 1-19.

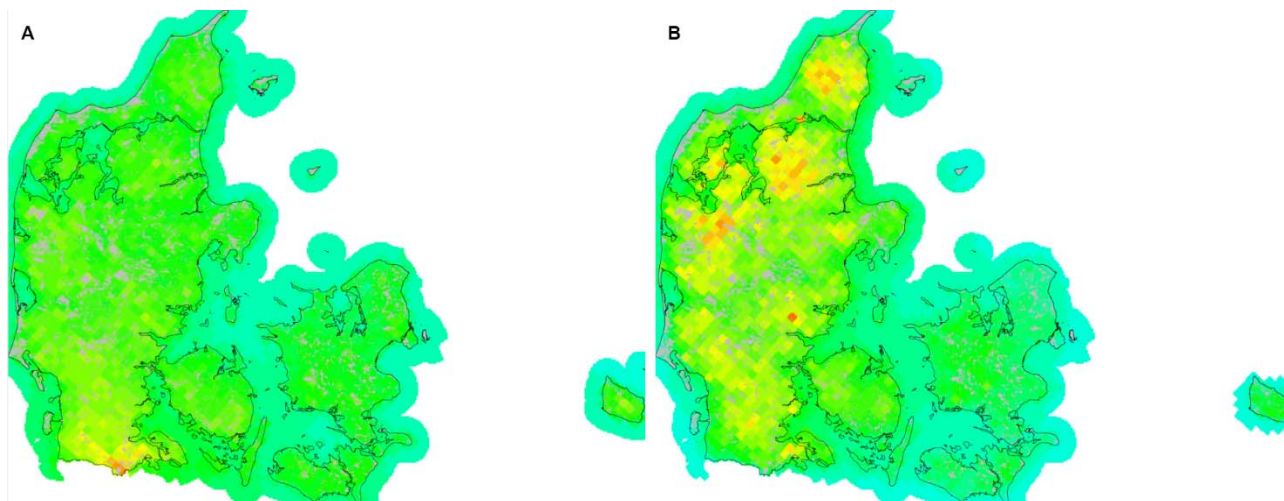
SEGES (2012). Strukturudviklingen i dansk landbrug 2013-2022.  
<https://www.landbrugsinfo.dk/Oekonomi/Oekonomiske-analyser/Sider/Strukturudvikling.pdf>

## Appendiks 3. Deposition af kvælstof i Danmark og ændringer ved mindre justeringer af danske ammoniakemissioner

De beregnede totale N-depositioner (summen af våd- og tørdepositionen) er for årene 2007 til 2015 og er udført med luftforureningsmodellen kaldet DEHM (se beskrivelse herunder). For Danmark er depositionen beregnet i et 5,6 km x 5,6 km gitter.

Depositionen til et gittercelle er bl.a. beregnet på basis af fordelingen af overfladetyper i cellen.

I figur A3.1 er vist den årlige middeldeposition og i figur 1b er vist middelændringen i depositionen ved en ændring på 15 % af danske NH<sub>3</sub>-emissioner. Det ses fx, at der centralt i Himmeland i årligt i gennemsnit deponeres op til 14-16 kg-N/ha. Ved en reduktion af NH<sub>3</sub>-emissionen på 15 % mindskes depositionen i gennemsnit her med ca. 1 kg-N/ha svarende til 6-7 %.



**Figur A3.1.** Middelværdi for årlig total N-deposition (kg/ha) for årene 2007-2015; 1b: Middelværdi for årlig ændring/reduktion af total N-deposition ved 15 % ændring/reduktion af danske NH<sub>3</sub>-emissioner for årene 2007-2015.

### DEHM

Luftforureningsmodellen DEHM (Dansk Eulersk Hemisfærisk Model) beregner luftkoncentrationer og depositioner er en Eulersk model, hvor emission, luftbåren transport, kemisk omsætning og afsætning af luftforurening beregnes i et tredimensionelt net af gitterceller. Beregningerne af deposition for Danmark foretages med en geografisk opløsning på 5,6 km x 5,6 km, og er vertikalt opdelt i 29 lag af gitterceller.

Beregningerne er udført med meteorologiske data fra den meteorologiske model kaldet MM5 (Grell et al. 1995). Til modelberegningerne anvendes nationale emissions-opgørelser på 17 km x 17 km for hele Europa (Hertel et al. 2002) og er baseret på EMEP's emissionsopgørelser på 50 km x 50 km, en detaljeret opgørelse på 17 km x 17 km for EU's landområde og en detaljeret opgørelse for Danmark på 5,6 km x 5,6 km (se fx Ellerman et al. 2016). Emissionsopgørelserne omfatter desuden udslip fra skibstrafik udarbejdet af EMEP.

Beregninger for årene 2007-15 er udført i forbindelse med de årlige NOVANA rapporteringer (fx Ellermann et al. 2016), hvor de danske nationale emissioner er udarbejdet af DCE (fx Nielsen et al. 2015). EMEP's (EMEP) internationale opgørelse omfatter både landbaserede kilder og skibstrafik. Emissioner fra skibstrafik i de danske farvande er baseret på danske skibsemissionsopgørelser, som er udarbejdet på basis af en tidligere emissionsopgørelse med geografisk opløsning på 1 km x 1 km (Olesen et al. 2009).

## Referencer

Ellermann, T., Bossi, R., Nygaard, J., Christensen, J., Løfstrøm, P., Monies, C., Grundahl, L. & Geels, C. 2016: Atmosfærisk deposition 2015. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. xx s. – Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. xxx. <http://dce2.au.dk/pub/SRxxx.pdf>

EMEP: EMEP emissions database.

[http://www.ceip.at/ms/-ceip\\_home1/ceip\\_home/webdab\\_emepdatabase/](http://www.ceip.at/ms/-ceip_home1/ceip_home/webdab_emepdatabase/)

Grell, G. A., Dudhia, J. and Stauffer, D. R. 1995: A description of the fifth-generation Penn State/NCAR Mesoscale Model (MM5), Mesoscale and Microscale Meteorology Division, National Centre for Atmospheric Research, Boulder, Colorado, NCAR Technical Note, NCAR/TN-398+STR, pp. 114.

Hertel, O., Ambelas Skjøth, C., Frohn, L.M., Vignati, E., Frydendall, J., de Leeuw, G., Schwarz, U., & Reis, S. 2002: Assessment of the atmospheric nitrogen and sulphur inputs into the North Sea using a Lagrangian model. - *Physics and Chemistry of the Earth* 27, 1507-1515.

Nielsen, O.-K., Plejdrup, M.S., Winther, M., Mikkelsen, M.H., Nielsen, M., Gyldenkerne, S., Fauser, P., Albrektsen, R., Hjelgaard, K., Bruun, H.G. & Thomsen, M. 2015. Annual Danish Informative Inventory Report to UNECE. Emission inventories from the base year of the protocols to year 2013. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 482 pp. Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 145. <http://dce2.au.dk/pub/SR145.pdf>

Olesen, H.R., Winther, M., Ellermann, T., Christensen, J. & Plejdrup, M. 2009: Ship emissions and air pollution in Denmark. Present situation and future scenarios. Report from Danish Environmental Protection Agency, Copenhagen, Denmark, Environmental project No. 1307 2009, Miljøprojekt. <http://www2.mst.dk/udgiv/publikationer/2009/978-87-92548-77-1/pdf/978-87-92548-78-8.pdf>

## Appendiks 4. Depositionskurver for ammoniak

Depositionskurver anvendes til estimering af deposition (afsætning) af ammoniak til naturområder nær stalde og lager med ammoniakemission. Depositionskurver anvendes i Miljøstyrelsens IT-ansøgningssystem Husdyrgodkendelse.dk. Systemet anvendes af konsulenter og myndighederne i forbindelse med godkendelser af husdyrbrug. Konstruktionen og anvendelsen af kurverne er beskrevet i detaljer i Geels et al. (2006) og Løfstrøm (2010). Kurverne er anvendt i **kap. Xxx[JB's beregninger]**. I det følgende beskrives principperne bag metoden for konstruktion og anvendelse af depositionskurverne.

Med brug af kurverne (og andre oplysninger) kan man estimere den årlige tørdeposition af ammoniak i afstandene ud til 4000 m fra husdyrbrug. Metoden i IT-systemet indeholder 12 kombinationer af 3 typer oplande og 4 typer naturområder samt højder for staldafkast. Oplandene er ringe vegetation, landbrugareal (mark) og skov. Naturområderne er vandområder, blandet natur, mellem krat og skov. Til konstruktionen er anvendt typiske danske forhold i relation til meteorologi. Kurverne kan korrigeres i forhold til lokale vindhastigheder og hyppighed af vindretninger.

I nærværende udredning anvendes dog kun landbrugsareal som opland (konservativt i forhold til naturområderne), og som naturtyper er anvendt blandet natur, mellem krat og skov. Der er ikke anvendt korrektion for lokal vindhastighed.

### Depositionsmodellen OML-DEP

Til konstruktionen af depositionskurverne er anvendt lokalskalamodellen OML-DEP (Operationel meteorologisk luftkvalitetsmodel til ammoniak deposition), som er en del af modelsystemet DAMOS (Danish Ammonia Modeling System). DAMOS (Geels et al. 2012) bygger på en kobling mellem regionalskala-modellen DEHM (Christensen 1997; beskrevet i **kap. xxx**) og lokalskalamodellen OML-DEP (Sommer et al. 2009), som igen bygger på OML-modellen (Olesen et al, 2007). Alle modeller er udviklet ved Institut for Miljøvidenskab, AU. En detaljeret beskrivelse af DAMOS kan findes i Fokuspunkt om lokal-skala beregninger i NOVANA (Ellermann et al. 2006). Systemet anvendes bl.a. i NOVANA rapporteringen af deposition af ammoniak til danske naturområder (fx Ellerman et al. 2016).

OML-DEP er valideret blandt andet i forbindelse med forskningsprojekter under VMP III, hvor der er udført feltmålinger omkring en husdyrproduktion (Løfstrøm og Andersen 2007, Sommer et al. 2009). Derudover er DAMOS systemet valideret ved sammenligning med målte ammoniak koncentrationer ved flere naturområder i NOVANA rapporten for 2011 (Ellermann et al. 2012).

### Konstruktion af depositionskurver

Til konstruktion af depositionskurverne er anvendt meteorologiske data fra den meteorologiske model MM5v3 (Grell et al. 1995). Året 2005 er anvendt, idet depositionen her svarer til gennemsnittet for en undersøgt 10 årsperiode (Geels et al. 2006).

OML-DEP er anvendt på et 4 km x 4 km område. På randen af området anvendes DEHM beregner af koncentration af ammoniak for hver time i beregningsperioden (år 2005). Beregningerne udføres for en kilde placeret midt på den vestlige på kant af OML-domænet, og vindretningen holdes konstant fra vest i hele året. Der beregnes med og uden emission fra kilden, og forskellen er kildens bidrag til deposition. Depositionen normeres i forhold til kildens emissionsstyrke (kg NH<sub>3</sub>-N/år), og dermed bliver enheden for den årlige deposition i depositionskurverne kg-N/ha/kg-N.

Den beregnede afsætning glæder kun for vertikal transport til 'vandrette' overflader. Det betyder, at de såkaldte randeffekter i skovbryn ikke er håndteret, idet der i vindsiden af en skov sker en vandret transport ind i vegetationen i de første måske 50 m. Der kan her være en lokalt højere afsætning.

### Anvendelse af depositionskurverne, D(L)

Depositionen/afsætningen (A) til et naturområde beregnes således:

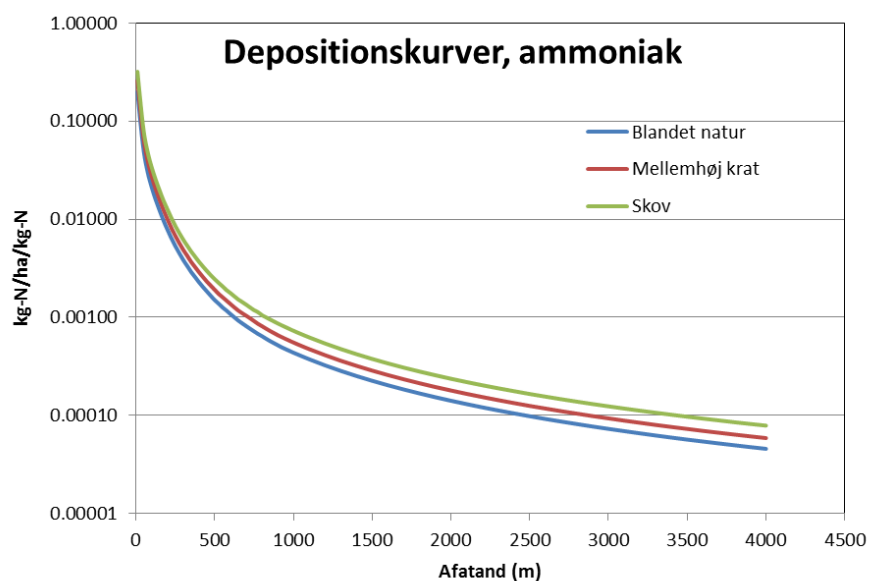
$$A(L) = E \cdot D(L) \cdot \frac{VF}{100} \cdot VK$$

Hvor følgende parametre indgår

- A: den årlige afsætning [kg N/ha/år]
- E: emissionen fra stald/lager [kg N/år]
- L: afstand fra kilde til naturområde [m]
- D: standard afsætning i afstanden L for den relevante kombination af opland og naturområde [kg N/ha/år pr. kg N/år emitteret], de såkaldte depositionskurver.
- VF: Vindfrekvens i vindsektor (30°) mod naturområde [%]
- VK: vindkorrektion, som afhænger af middelvindhastighed i relevant vindsektor.

Depositionskurverne, D(L) for de tre naturområder ses i figur A4.1.

**Figur A4.1.** Den årlige deposition af ammoniak i en 30° sektor ved konstant vindretning. Oplandet er landbrugsareal. Depositionerne er middelværdi for sektoren i den på gældende afstand fra kilden per årligt udsendt kg NH<sub>3</sub>-N. Bemærk, den logaritmiske skala for afsætningen.



Korrektion for vindfrekvens og middelvindhastighed i det aktuelle lokalområde baseres på data fra Danmarks Meteorologiske Institut for forskellige områder.

## 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., Bossi, R., Brandt, J., Christensen, J., Frohn, L.M., Geels, C., Kemp, K., Løfstrøm, P., Mogensen, B.B., & Monies, C. 2006: Atmosfærisk deposition 2005. NOVANA. Danmarks Miljøundersøgelser, Frederiksborgvej 399, DK-4000 Roskilde, Denmark. 66 pp. NERI Technical report no. 595.

Ellermann, T., Andersen, H.V., Bossi, R., Christensen, J., Løfstrøm, P., Monies, C., Grundahl, L. & Geels, C. 2012: Atmosfærisk deposition 2011. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. 82s. -Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 30. <http://www2.dmu.dk/Pub/SR30.pdf>.

Ellermann, T., Bossi, R., Nygaard, J., Christensen, J., Løfstrøm, P., Monies, C., Grundahl, L. & Geels, C. 2016: Atmosfærisk deposition 2015. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. xx s. – Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. xxx. <http://dce2.au.dk/pub/SRxxx.pdf>

Geels, C., Frohn, L. M., Hansen, K. M., Christensen, J. H. og Moseholm, L., 2006. 'Opdatering af beregningssystem til estimering af ammoniakafsætning fra husdyrbrug til brug for kommunernes administration af den kommende lov om godkendelse af husdyrbrug' fra Danmarks Miljøundersøgelser, Afdeling for Atmosfærisk Miljø, december 2006.

Geels C., Andersen H.V., Ambelas Skjøth C., Christensen J.H., Ellermann T., Løfstrøm P., Gyldenkerne S., Brandt J., Hansen K.M., Frohn L.M., Hertel O. 2012: Improved modelling of atmospheric ammonia over Denmark using the coupled modelling system DAMOS. *Biogeosciences* 9 (7):2625-2647.

Løfstrøm, P. & Andersen, H. V. 2007: Måling af ammoniak i nærheden af stalde. – *Vand og Jord*, 1, 16-20.

Løfstrøm, P. (2010). Opdatering af ammoniak-afsætning fra husdyrbrug i IT-ansøgningssystemet, Teknisk notat, Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet, 3. nov. 2010, 24 s.

Olesen, H.R., Berkowicz, R. & Løfstrøm, P. 2007. OML: Review of model formulation. National Environmental Research Institute, University of Aarhus. - NERI Technical Report 609: 130 pp. (electronic). Available at: <http://www.dmu.dk/Pub/FR609.pdf>.

Sommer, S.G., Østergård, H.S., Løfstrøm, P., Andersen, H.V., Jensen, L.S. 2009: Validation of model calculation of ammonia deposition in the neighbourhood of a poultry farm using measured NH<sub>3</sub> concentrations and N deposition. - *Atmospheric Environment* (43), pp. 915-920.

## Appendiks 5. Rumlig og tidlig modellering af vegetationen på sure overdrev

Sammensætningen af plantesamfund og deres ændring over tid afhænger af abiotiske faktorer som jordbund, klima, forstyrrelse etc., og ofte som et forsinket respons på ændringer af disse faktorer (fx Svenning og Sandel 2013). I en empirisk modellering af plantesamfundsdynamik er det vigtigt at have adgang til gode tidsseriedata af planteabundans og de vigtigste økologiske og miljømæssige påvirkningsfaktorer (Damgaard og Weiner 2017). Nogle af påvirkningsfaktorerne kan have både direkte og indirekte effekter på vegetationen, og det er da ofte en fordel at modellere hele økosystemet ved hjælp af strukturelle ligningsmodeller (SEM) (Grace et al. 2010, Lykke et al. 2015). Generelt er det ikke muligt vha. en SEM at bevise hypotetiske kausale sammenhænge, men derimod er det muligt at teste om udvalgte kausale sammenhænge understøttes af data. For at demonstrere kausale sammenhænge er som regel nødvendigt at manipulere systemet og observere om ændringer rent faktisk forløber som prædikeret i den fittede SEM (Granger 1969, Pearl 2009).

I dette studie er den rumlige og tidlige variation mellem forskellige områder med sur overdrevs modelleret vha. latente variable i en Bayesiansk hierarkisk SEM (Damgaard In prep. ). Centralt i denne metode er at vegetationen på de sure overdrev er opdelt i forskellige komplementære typer som er modeleret samtidigt ved deres fælles *posteriori* fordeling (Damgaard 2015, Damgaard et al. 2017). Vegetationen på de sure overdrev er i dette studie opdelt i græs, andre graminoider, dværgbuske, samt andre urter. Eventuel tilgroning med fanerofytter (træer og buske) er således ikke medtaget i de præsenterede modelberegninger i det de anvendte dækningsgradsdata ikke er velegnede til at beskrive tilgroningsprocessen med træer og buske. De udvalgte faktorer som antages at påvirke vegetationen på sure overdrev er: jordbund, pH, kvælstofdeposition, nedbør, og græsning. Derudover undersøges det om kvælstofdeposition kan have en indirekte effekt ved eventuelt at forsure jordbunden.

Foruden de udvalgte påvirkningsfaktorer, vil der være andre faktorer som vil påvirke vegetationen på sure overdrev; af de måske væsentligste kan man nævne andre plejetiltag end græsning samt hydrologi. Men da vi desværre ikke har gode data for disse faktorer vil de ikke indgå direkte i modellen. I stedet vil det blive undersøgt om den regionale geografiske variation kan forklare noget af den rumlige variation. Det vil da være muligt at man kunne opstille nye hypoteser vedrørende mulige påvirkningsfaktorer baseret på en sådan opsplitting af den regionale geografiske variation (Ovaskainen et al. 2016).

### Materialer og metode

#### Sure overdrev

Den del af dansk overdrevsvegetation (inklusive græshede), som er ekstensivt drevet og vokser på mere eller mindre sur bund, og som danner sammenhængende vegetation domineret af flerårige arter, herunder krat eller buske. Typen omfatter succesionstrin af heder, hvor bølget bunke dominerer - dog eksklusiv områder præget af dværgbuske. Typen rummer talrige undertyper (bl.a. katteskæg-, hvene/svingel- og sand-star- dominerede typer) og skal opfattes ganske bredt, idet der dog skal have været kontinuitet i forholdene i en årrække. Med ekstensivt drevet menes her, at florasammensætningen ikke er

forarmet grundet overgræsning, tilgroning, gødskning, sprøjtning eller omlægning (Nygaard et al. 2016).

## Vegetationstyper

Vegetationen på de sure overdrev er i dette studie opdelt i græs (arter af græsfamilien), andre graminoider (arter af halvgræs- og siv familien), dværgbuske (arter af lyngfamilien), samt andre urter (tokimbladede planter undtaget lyngfamilien og fanerofytter).

## Indsamlingsdesign

Hierarkiske tidsserie data fra 105 områder, hvor der var adskillige prøvefelter med vegetationstypen sure overdrev (EU habitattype 6230), ifølge klassificeringssystemet anvendt i EU's habitatdirektivet (EU 2003, Nygaard et al. 2009), og som er blevet besøgt mindst tre gange i perioden fra 2007 til 2014 (Fig. 1). Inklusiv genindsamlinger over årene er i alt 3444 prøvefelter med dækningsgradsdata anvendt i analysen. De tilfældig udlagte prøvefelter blev genbesøgt med GPS-usikkerhed (< 10 meter). De anvendte data er en del af de vegetationsdata som er indsamlet i NOVANA overvågningsprogrammet (Nielsen et al. 2012, Nygaard et al. 2016).

## Indsamlede data

### Dækningsgrad

Abundansen af de forskellige vegetationstyper blev kvantificeret vha. pin-point metoden (Lindquist 1931, Levy og Madden 1933, Damgaard 2009), som var indsamlet i en kvadratisk ramme (50 cm X 50 cm) med 16 krydspunkter med indbyrdes afstande på 10 cm (Nielsen et al. 2012). Ved hvert krydspunkt blev arterne som rørte en tynd pind noteret, hvilket senere muliggør en aggregering og dækningsgradsbestemmelse af hver af de fire vegetationstyper.

### Kvælstofdeposition

Kvælstofdeposition i hvert prøvefelt blev modelberegnet for hvert år fra 2005 til 2014 (Ellermann et al. 2012). Områdernes gennemsnitlige kvælstofdeposition varierede mellem 5,7 kg N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup> og 21,9 kg N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup>, men en gennemsnitlige deposition på 12,87 kg N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup>.

### pH

Jordbundens pH blev målt i tilfældigt udvalgte prøvefelter fra de øverste 5 cm af Jorden (fire indsamlinger blev blandet til en enkelt prøve). Jorden blev siet gennem en 2mm si for at fjerne grus og større plantemateriale, og pH<sub>KCl</sub> blev målt i en 1 M KCl-soil paste (1:1). Jordbundens målte pH varierede mellem 2,7 og 7,5 med en gennemsnitlig pH på 4,36.

### Jordbund

Den prædikterede sammensætning af den øverste jordbund for hvert område blev fundet vha. et rasterkort over danske jordbunde (Greve et al. 2007). Klassificeringen af de forskellige jordbundstyper er 1: grovsandet jord, 2: finsandet jord, 3: grov lerblandet sandjord, 4: fin lerblandet sandjord, 5: gro sandblandet lerjord. The gennemsnitlige jordbundstype var 2,56.



## Nedbør

Områdernes gennemsnitlige årlige nedbør i perioden fra 2001 til 2010 blev fundet med en rumlig opløsning på 10 km (DMI 2014). Den årlige nedbørsmængde varierede mellem 587 mm og 932 mm med et gennemsnit på 736,1 mm.

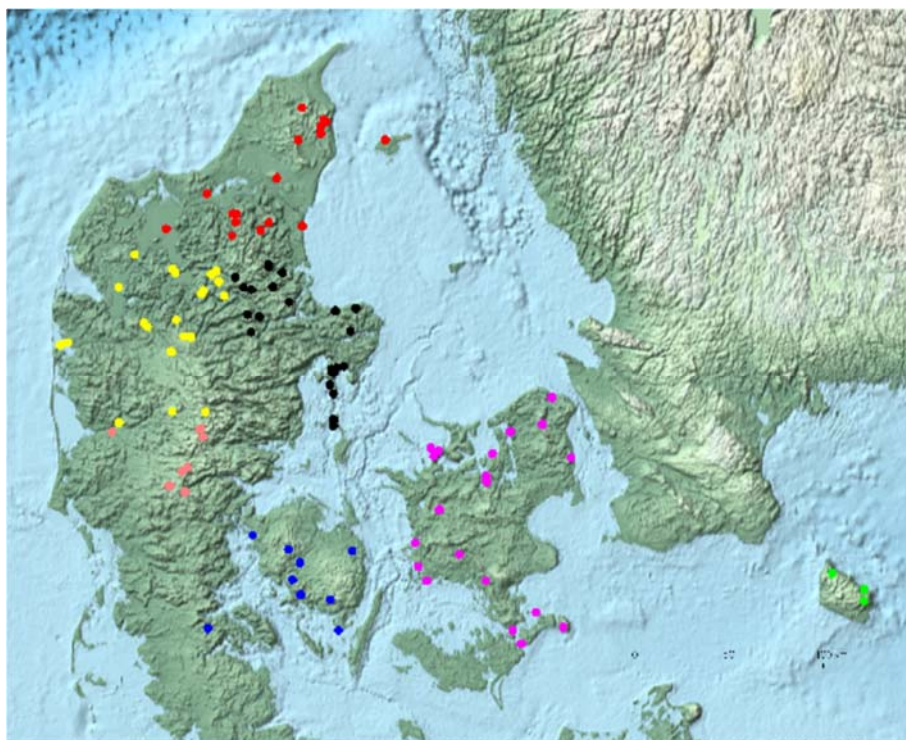
## Græsning

Tegn på græsning blev observeret i hvert prøvefelt hvert år som en binær variabel (tegn på græsning = 1, ingen tegn på græsning = 0). Den gennemsnitlige græsning var 0,72.

## Geografiske regioner

De 105 områder med sure overdrev blev først grupperet i kvadratiske regioner med siden 50 km. Denne gruppering blev derefter modificeret med at aggregerer nabogrupper med få områder til syv geografiske grupper som hver indeholder mindst tre områder (Fig. A5.1).

**Figur A5.1.** Kort over de 105 områder med sure overdrev. De forskellige farver angiver de syv geografiske grupperinger af de forskellige områder.

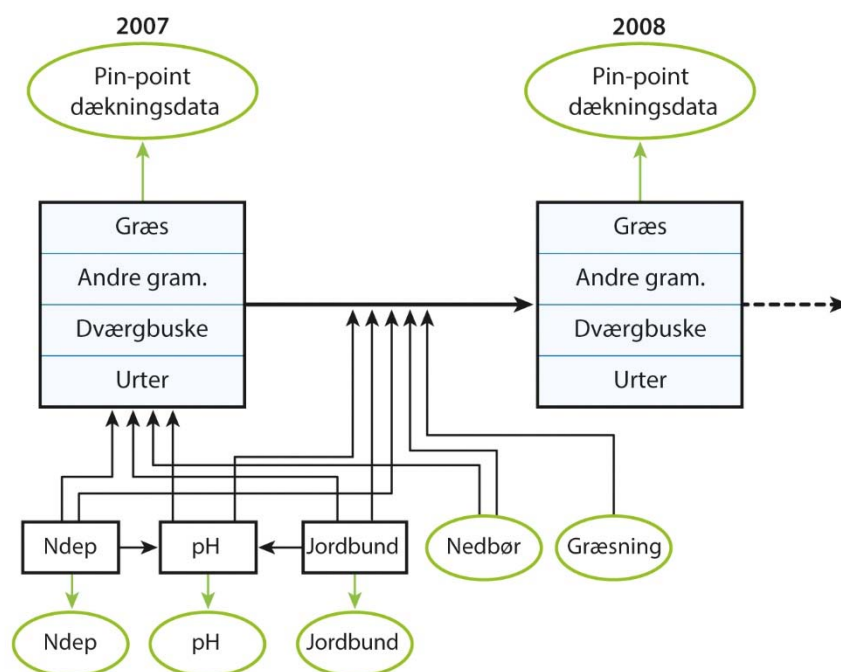


## Strukturel ligningsmodel

De indsamlede variable blev modelleret i en SEM som er opstillet på baggrund af den eksisterende viden om de kausale sammenhænge mellem de indsamlede faktorer og vegetationen på sure overdrev (Fig. A5.2, fx Stevens et al. 2004, Stevens et al. 2006, Damgaard et al. 2011).

Metoden til at fitte en SEM som angivet nedenfor til hierarkiske data er beskrevet detaljeret andetsteds (Damgaard et al. 2014, Damgaard 2015, Damgaard In prep. ), og antages kendt inden læsning af følgende tekniske afsnit.

**Figur A5.2.** Skitse af den anvendte strukturelle ligningsmodel. De sorte kasser indikerer latente variable og de grønne ovaler indikerer data.



### Strukturelle ligninger

De strukturelle ligninger består af et mix af målte data og latente variable som måler den sande men ukendte middelværdi af de underliggende data (Fig. 2). De latente variable er angivet med store bogstaver, data er angivet med små bogstaver, og model parametre er angivet med græske bogstaver.

Den relative dækningsgrad af de fire vegetationstyper,  $s$ , i område  $i$  i det første år (2007) og for alle de følgende år,  $y$ , hvor dækningsgraden blev målt er modelleret ved latente variable,  $Q_{s,i,y}$ . Derudover er de latente geografiske faktorer, samt den sande men ukendte middelværdi af områdets kvælstofdeposition, pH, og jordbund modelleret ved de latente variable  $G_i$ ,  $N_i$ ,  $R_i$ ,  $S_i$ , respectively. Områdernes gennemsnitlige nedbør er angivet med  $p_i$ .

Den rumlige variation i relative dækningsgrad i det første år (2007) modelleres ved,

$$\text{logit}(Q_{s,i,1}) = \beta_s + \beta_{G,s} G_i + \beta_{N,s} N_i + \beta_{R,s} R_i + \beta_{S,s} S_i + \beta_{p,s} p_i + \varepsilon_{s,i,1} \quad (1),$$

hvor den strukturelle usikkerhed af den rumlige variation i de logit-transformerede relative dækningsgrader antages at være normalfordelte,  $\varepsilon_{s,1} \sim N(0, \sigma_{s,s})$ .

Den årlige ændring i de logit-transformerede relative dækningsgrader modelleres ved,

$$\text{logit}(Q_{s,i,y2}) = \text{logit}(Q_{s,i,y1}) + (y2 - y1)(\alpha_s + \alpha_{G,s} G_i + \alpha_{N,s} N_i + \alpha_{R,s} R_i + \alpha_{S,s} S_i + \alpha_{p,s} p_i + \alpha_{g,s} g_{i,y}) + \sqrt{y2 - y1} \varepsilon_{s,i,y} \quad (2),$$

hvor  $(y2 - y1)$  er antallet af år mellem successive indsamlinger i område  $i$ ,  $G_i$  modellerer græsning (ikke geografi som ovenfor i eq. 1), og den strukturelle

usikkerhed af den tidlige variation i de logit-transformerede relative dækningsgrader antages at være normalfordelte,  $\varepsilon_{s,i,y} \sim N(0, \sigma_{T,s})$ .

Jordbundens pH blev modelleret ved,

$$R_i = \gamma + \gamma_N N_i + \gamma_S S_i + \varepsilon_{R,i} \quad (3),$$

hvor den strukturelle usikkerhed antages at være normalfordelt,  $\varepsilon_{R,i} \sim N(0, \sigma_{SR})$ .

De latente geografiske faktorer antages at komme fra en Gaussiansk proces,  $G \sim N(0,1)$  (Haran 2011).

### Måleligninger

De latent variable bliver knyttet til data vha. måleligninger. De observerede pin-point dækningsdata af de fire vegetationstyper i område  $i$ , prøvefelt  $j$  og år  $y$ ,  $q_{s,i,j,y}$ , antages at være Dirichlet - multinomial fordelt,  $q_{s,i,j,y} \sim DM(Q_{s,i,y}, \delta)$ , med  $Q_{s,i,y}$  som den relative dækningsgrad af de fire vegetationstyper  $\vec{q}$  som måler den rumlige aggregering af de fire vegetationstyper på en relative lille skala (inden for en pin-point ramme Damgaard 2015).

Den gennemsnitlige modelberegnete kvælstofdeposition i område  $i$  og år  $y$ ,  $n_{i,y}$ , antages at være normalfordelt,  $n_{i,y} \sim N(N_i, \sigma_N)$ , hvor  $\sigma_N$  måler den årlige variation i den modelberegnete kvælstofdeposition.

Den målte pH i område  $i$  og prøvefelt  $j$ ,  $r_{i,j}$ , antages at være normalfordelt,  $r_{i,j} \sim N(R_i, \sigma_R)$ , hvor  $\sigma_R$  måler områdernes interne variation.

Den forventede jordbundstype på område  $i$  og prøvefelt  $j$ ,  $s_{i,j}$ , antages at være normalfordelt,  $s_{i,j} \sim N(S_i, \sigma_S)$ , hvor  $\sigma_S$  måler områdernes interne variation.

### Estimering og statistisk interferens

Den opstillede SEM blev parameteriseret vha. Bayesianske numeriske metoder. Den samlede likelihoodfunktion blev fundet ved at gange alle de ovenstående simple betingede likelihoodfunktioner under anvendelse af en første ordens Markov antagelse (Clark 2007). Den fælles posterior fordeling af parametrene og de latente variable blev beregnet vha. Markov Chain Monte Carlo (MCMC), Metropolis-Hastings, simulationer med 23.000 iterationer med en "burn-in" periode på 20.000 iterationer.

Prior fordelingen af alle parameter blev antaget at være uniform fordelt, enten som "improper priors", eller i deres respective domæne, undtagen standard afvigelse parametre som antages at være invers gamma fordelt,  $(\sigma_x \sim IG(0.1, 0.1))$ . Prior fordelingen af alle latent variable som måler dækningsgraden antages at være uniform fordelt indenfor  $\left[\frac{1}{4g}, 1 - \frac{1}{4g}\right]$ , hvor  $g$  er antal af pinde i pin-point rammen (Damgaard 2012).

"Sampling chains" plots af alle parametre og latent variable blev inspiceret for at undersøge deres "mixing property". Derudover blev modellens generelle fit vurderet ved at undersøge plots af parameternes marginale fordelinger samt fordelingen af "deviance" ( $= -2 \log L(Y|\theta)$ ). Effektiviteten af MCMC procedure blev vurderet ved at følge udviklingen i modelens "deviance".

De observerede logit-transformerede dækningsgrader blev plottet mod de forventede logit-transformerede dækningsgrader og ændringer af dækningsgrader, som blev beregnet fra henholdsvis den rumlige og den tidslige proces, ved at anvende middelværdierne for de latente variable og parametrene.

Statistisk interferens er baseret på de estimerede marginale posterior fordelinger af parametrene. Standardiserede regressionskoefficienter ("path coefficients") blev beregnet ved at gange de estimerede "partial regression coefficients" med standardafvigelsen af de afhængige latente variable.

Alle beregninger blev foretaget vha. *Mathematica* (Wolfram 2016).

## Resultater og diskussion

### Fitning af SEM

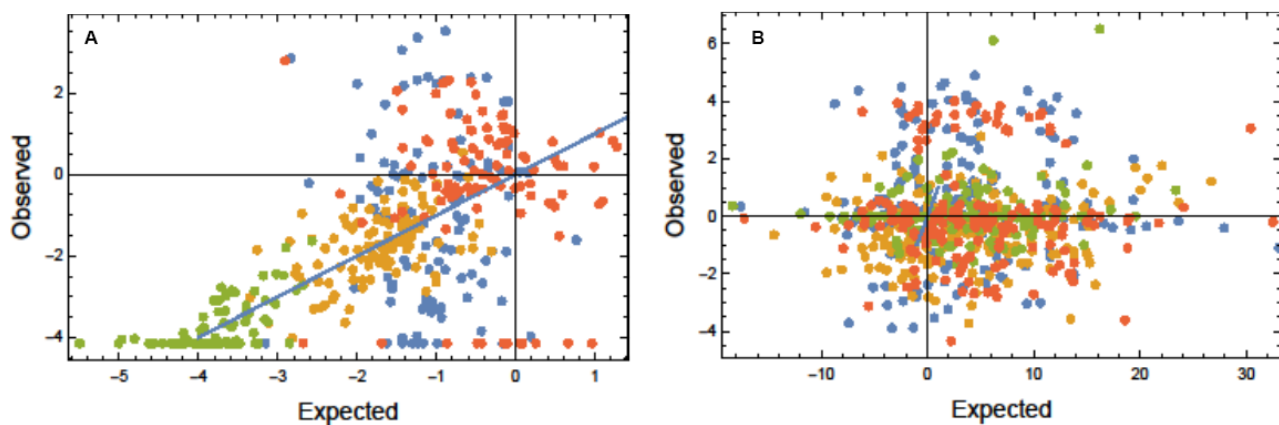
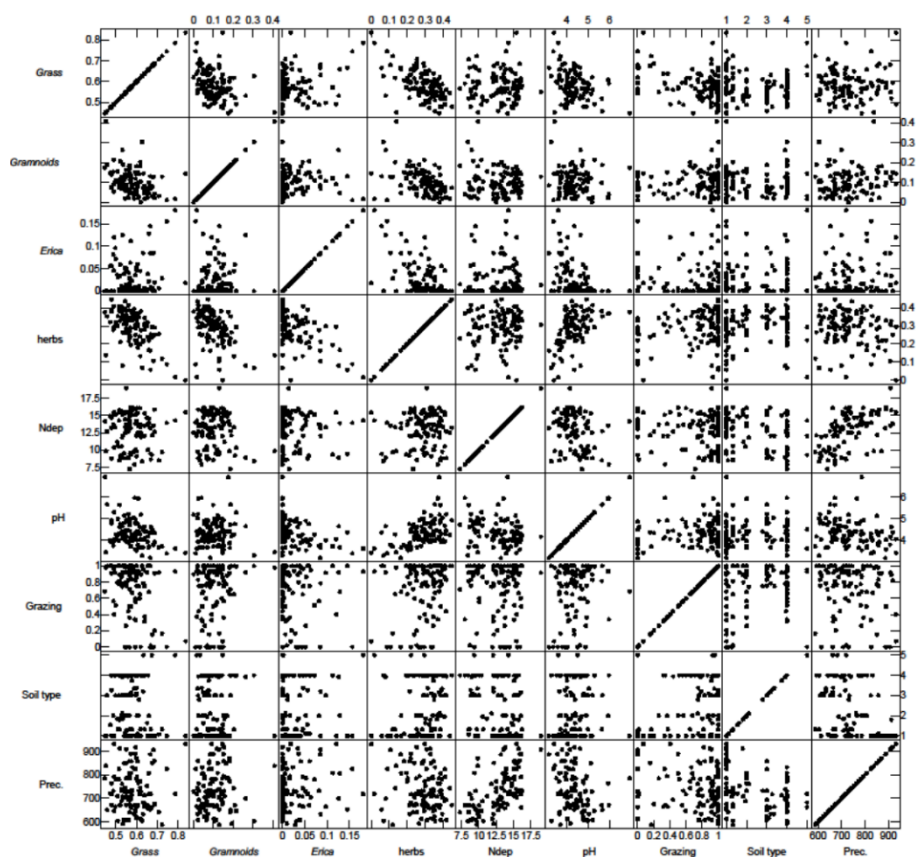
Da der er 105 områder med hver adskillige felter som er blevet genindsamlet og fitningen foregår ved numeriske MCMC metoder (Metropolis-Hastings algoritmen) er fitningen af modellen meget tidskrævende pga. de Dirichlet - multinomial fordelte dækningsdata. Her vil derfor kun foreløbige resultater for de estimerede gennemsnitlige effekter blive præsenteret og parametrenes usikkerheder vil ikke blive rapporteret; men beregningerne vil fortsætte i de kommende måneder således at mere robuste konklusioner vil kunne opnås på et senere tidspunkt.

Et parvis scatter plot af alle variable, angivet ved de 105 områders middelværdier, er vist i Fig. A5.3. Plots af de observerede mod de forventede logit-transformerede dækningsdata og ændring af dækning (Fig. A5.4) viser et mindre acceptabelt fit af de rumlige data og et ringe fit af de tidslige data. Det er desværre endnu for tidligt at konkludere om de dårlige fit skyldes at modellen ikke er anvendelig, eller fordi beregningerne ikke er kørt længe nok.

Det mindre end acceptabile fit af de rumlige data kan skyldes kovariation mellem parametrene (ikke vist), og specielt mellem de geografiske latente variable og miljøvariablene. Dette problem kunne til dels elimineres ved at fjerne de geografiske latente variable fra modellen, men dette ville medføre en underestimering af modelens usikkerhed og føre til en ikke velfunderet bestemmelse af kausale sammenhænge. Det forventes at det dårlige fit af de tidslige data primært skyldes at beregningerne ikke er kørt længe nok.

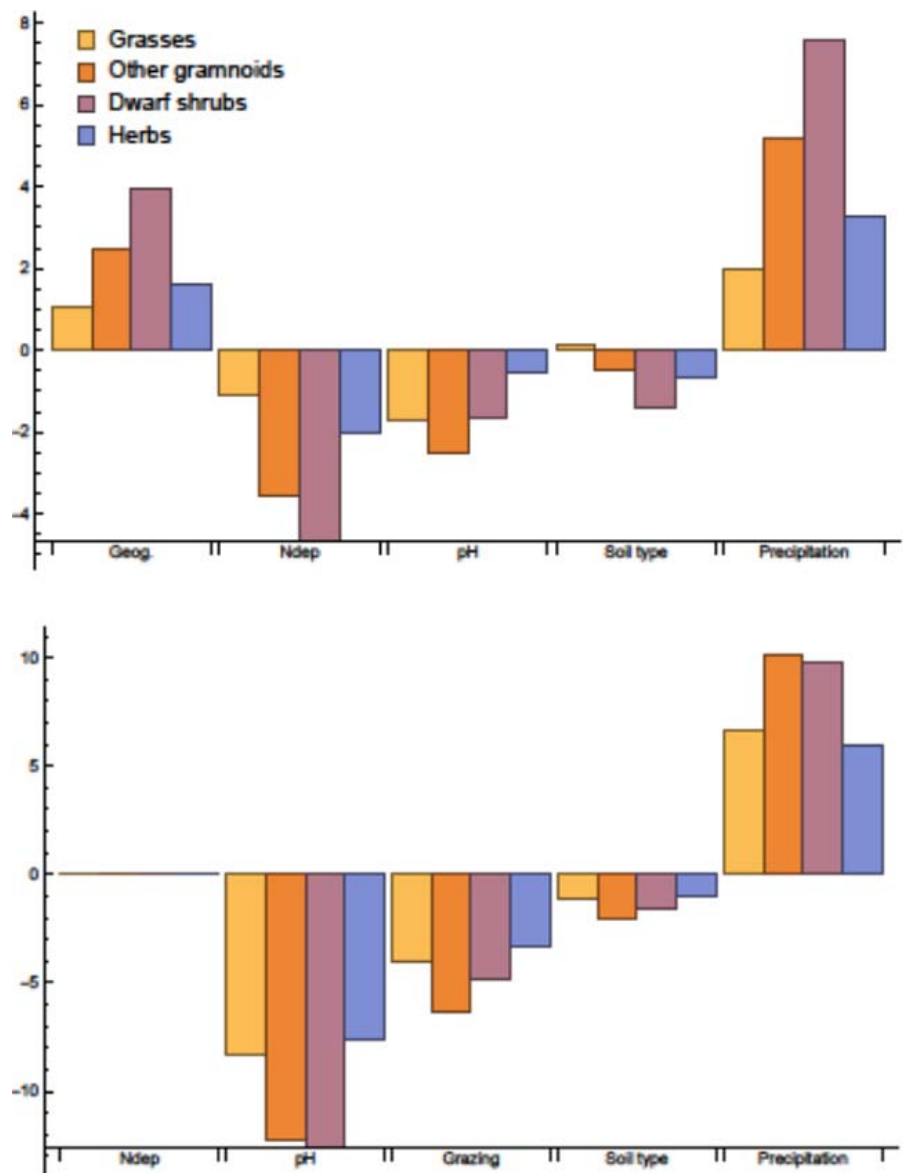
De foreløbige resultaterne af SEM analysen er resumeret i Figur A5.5 ved de standardiserede regressionskoefficienter. Det er dog for tidligt at konkludere på disse resultater idet det ikke er sikkert om modellen er fittet.

**Figur A5.3.** Parvis scatter plot of områdernes gennemsnitlige værdier.



**Figur A5.4.** Plots af de observerede og forventede logit-transformerede dækningsgrader (A) og ændringer i dækningsgrader (B), blå: græs, gul: andre graminoider, grøn: dværgbuske, rød: andre urter.

**Figur A5.5.** Standardiserede regressionskoefficienter for de rumlige effekter (A), og de tidslige effekter (B).



### Anvendelse af den fittede SEM

I den opstillede SEM opdeles usikkerheden i måle- og procesusikkerhed, og procesusikkerheden opdeles igen i den rumlige- og tidslige procesusikkerhed. Hvis de tidslige processer kan fittes på en acceptabel måde vil modellen kunne bruges til at opstille forudsigelser af udviklingen i vegetationen på lokale sure overdrev. Ved hjælp af indsamlede data på et lokalt surt overdrev (ca. 40 felter ved brug af NOVANAs tekniske anvisninger) vil man med stor præcision kunne bestemme den nuværende status af det sure overdrev for de miljømæssige påvirkninger samt vegetationen. Med denne viden kan man nu ved hjælp af den fittede SEM lave kvantitative forudsigelser af den forventede udvikling på det lokale område. Derudover er det muligt at forudsige effekten af forskellige plej tiltag på vegetationen på det lokale område.

### Referencer

Aerts, R. & Berendse, F. (1988): The effect of increased nutrient availability on vegetation dynamics in wet heathlands. - *Vegetatio* 76:63-69.

- Aerts, R., Berendse, F., Caluwe, H. d. & Schmitz, M. (1990): Competition in heathland along an experimental gradient of nutrient availability. - *Oikos* 57:310-318.
- Bobbink, R., Hicks, K., Galloway, J., Spranger, T., Alkemade, R., Ashmore, M. R., Bustamante, M., Cinderby, S., Davidson, E., Dentener, F., Emmett, B., Erismann, J. W., Fenn, M., Gilliam, F., Nordin, A., Pardo, L. & de Vries, W. (2010): Global assessment of nitrogen deposition effects on terrestrial plant diversity: a synthesis. - *Ecological Applications* 20:30-59.
- Clark, J. S. (2007): *Models for ecological data*. Princeton University Press, Princeton.
- Damgaard, C. (2009): On the distribution of plant abundance data. - *Ecological Informatics* 4:76-82.
- Damgaard, C. (2012): Trend analyses of hierarchical pin-point cover data. - *Ecology* 93:1269-1274.
- Damgaard, C. (2013): Hierarchical and spatially aggregated plant cover data. - *Ecological Informatics* 18:35-39.
- Damgaard, C. (2015): Modelling pin-point cover data of complementary vegetation classes. - *Ecological Informatics* 30:179-184.
- Damgaard, C. (In prep. ): Structural equation modelling of spatial and temporal processes that regulate wet heathland vegetation. -
- Damgaard, C., Jensen, L., Frohn, L. M., Borchsenius, F., Nielsen, K. E., Ejrnæs, R. & Stevens, C. J. (2011): The effect of nitrogen deposition on the species richness of acid grasslands in Denmark: A comparison with a study performed on a European scale. - *Environmental Pollution* 159:1778-1782.
- Damgaard, C., Nielsen, K. E. & Strandberg, M. (2017): The effect of nitrogen deposition on the vegetation of wet heathlands. - *Plant Ecology* 218:373-383.
- Damgaard, C., Strandberg, M. T., Kristiansen, S. M., Nielsen, K. E. & Bak, J. L. (2014): Is *Erica tetralix* abundance on wet heathlands controlled by nitrogen deposition or soil acidification? - *Environmental Pollution* 184:1-8.
- Damgaard, C., Thomsen, M., Borchsenius, F., Nielsen, K. & Strandberg, M. (2013): The effect of grazing on biodiversity in coastal dune heathlands. - *Journal of Coastal Conservation* 17:663-670.
- Damgaard, C. & Weiner, J. (2017): It's About Time: A Critique of Macroecological Inferences Concerning Plant Competition. - *Trends in Ecology & Evolution* 32:86-87.
- DMI. (2014): Average annual precipitation in the period 2001 to 2010 with a spatial resolution of 10 km *in*. Danmarks Meteorologiske Institut.
- Ellenberg, H. (1979): *Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas*. - *Scripta Geobotanica* 9.

Ellermann, T., Andersen, H. V., Bossi, B., Christensen, J., Løfstrøm, P., Monies, C., Grundahl, L. & Geels, C. (2012): Atmosfærisk deposition 2011 – NOVANA. Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus.

EU. (2003): Interpretation manual of European Union habitats. Natura 2000. European Commission. *in*. European Commission, DG Environment, Nature and Biodiversity.

Gimingham, C. (1978): *Calluna* and its associated species: some aspects of co-existence in communities. - *Plant Ecology* 36:179-186.

Gimingham, C. H. (1988): A reappraisal of cyclical processes in *Calluna* heath. - *Vegetatio* 77:61-64.

Gimingham, C. H., Hobbs, R. J. & Mallik, A. U. (1981): Community dynamics in relation to management of heathland vegetation in Scotland. - *Vegetatio* 46:149-155.

Grace, J. B., Anderson, T. M., Olf, H. & Scheiner, S. M. (2010): On the specification of structural equation models for ecological systems. - *Ecological Monographs* 80:67-87.

Granger, C. W. J. (1969): Investigating Causal Relations by Econometric Models and Cross-spectral Methods. - *Econometrica* 37:424-438.

Greve, M. H., Greve, M. B., Bøcher, P. K., Balstrøm, T., Breuning-Madsen, H. & Krogh, L. (2007): Generating a Danish raster-based topsoil property map combining choropleth maps and point information. - *Danish Journal of Geography* 107:1-12.

Hampton, M. (2008): Management of Natura 2000 habitats. 4010 Northern Atlantic wet heaths with *Erica tetralix*. European Commission.

Haran, M. (2011): Gaussian random field models for spatial data. *in* S. P. Brooks, A. E. Gelman, G. L. Jones, and X.-L. Meng, editors. *Handbook of Markov chain Monte Carlo*. Springer-Verlag.

Levy, E. B. & Madden, E. A. (1933): The point method of pasture analyses. - *New Zealand Journal of Agriculture* 46:267-279.

Lindquist, B. (1931): Den skandinaviska bokskogens biologi. - *Svenska Skogsvårdsföreningens Tidskrift* 3.

Lykke, I. M. Ø., Strandberg, M., Nielsen, K. E., Barfod, A. & Damgaard, C. (2015): Strukturelle ligningsmodeller som beslutningsgrundlag indenfor naturvaltningen - Et eksempel fra pleje af klokkelyng på våde heder.

Nielsen, K. E., Bak, J. L., Bruus Pedersen, M., Damgaard, C., Ejrnæs, R., Fredshavn, J. R., Nygaard, B., Skov, F., Strandberg, B. & Strandberg, M. (2012): NATURDATA.DK - Danish monitoring program of vegetation and chemical plant and soil data from non-forested terrestrial habitat types. - *Biodiversity & Ecology* 4:375.



Nygaard, B., Damgaard, C., Nielsen, K. E., Bladt, J. & Ejrnæs, R. (2016): Habitatdirektivets naturtyper. *in*. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi.

Nygaard, B., Ejrnæs, R., Baattrup-Pedersen, A. & Fredshavn, J. (2009): Danske plantesamfund i moser og enge – vegetation, økologi, sårbarhed og beskyttelse.

Ovaskainen, O., Roy, D. B., Fox, R. & Anderson, B. J. (2016): Uncovering hidden spatial structure in species communities with spatially explicit joint species distribution models. - *Methods in Ecology and Evolution* 7:428-436.

Pearl, J. (2009): *Causality. Models reasoning, and inferences*. Cambridge University Press, Cambridge

Pärtel, M. (2002): Local plant diversity patterns and evolutionary history at the regional scale. - *Ecology* 83:2361-2366.

Stevens, C. J., Dise, N. B., Gowing, D. J. & Mountford, J. O. (2006): Loss of forb diversity in relation to nitrogen deposition in the UK: regional trends and potential controls. - *Global Change Biology* 12:1823-1833.

Stevens, C. J., Dise, N. B., Mountford, J. O. & Gowing, D. J. (2004): Impact of nitrogen deposition on the species richness of grasslands. - *Science* 303:1876-1881.

Strandberg, M., Damgaard, C., Degn, H. J., Bak, J. L. & Nielsen, K. E. (2012): Evidence for acidification-driven ecosystem collapse of Danish wet heathland. - *Ambio* 41:393-401.

Svenning, J.-C. & Sandel, B. (2013): Disequilibrium vegetation dynamics under future climate change. - *American Journal of Botany*.

Usher, M. B. & Thompson, D. B. A. (1993): Variation in the upland heathlands of Great Britain: Conservation importance. - *Biological Conservation* 66:69-81.

Watt, A. S. (1947): Pattern and process in the plant community. - *Journal of Ecology* 35:1-22.

Williams, B. L. & Anderson, H. A., editors. 1999. *The role of plant and soil processes in determining the fate of atmospheric nitrogen*. Kluwer Dordrecht.

Wolfram, S. (2016): *Mathematica*. *in*. Wolfram Research, Inc., Champaign, USA.

## Appendiks 6. Geografiske analyser

### Formål

Formålet er at udarbejde det geografiske grundlag for vurdering af virkninger af ammoniakmodeller på natur og miljø. Alle analyser er baseret på data for 2015 og omfatter følgende beregninger: Lokalisering af stalde/lager for husdyrejendomme

- Opgørelse af ammoniakfølsom natur indenfor 500 og indenfor 100 meter fra husdyrejendomme
- med > 25 husdyrenheder (75 for ejendomme med mink)
- Alternativ lokalisering af stald/lager med maximal mulig afstand fra kategori 1 natur og skov
- Alternativ lokalisering af stald/lager med maximal mulig afstand fra kategori 1 natur og skov samt kategori 2 og 3 natur.

### Anvendte data

De anvendte datasæt er beskrevet i tabel A6.1.

**Tabel A6.1.** Anvendte datasæt

Datasæt	Beskrivelse	Anvendelse	Kilde
Gødningsregnskaber 2015	Informationer for i alt 84.143 husdyrbesætninger, fordelt over 21.771 husdyrejendomme (CHR numre) og 16.769 landbrugsbedrifter (CVR numre)	Lokalisering af stald/lager for alle husdyrejendomme. Udtræk af informationer omkring: <ul style="list-style-type: none"> <li>• XY-koordinat</li> <li>• CHR-nummer</li> <li>• CVR-nummer</li> <li>• Husdyrart</li> <li>• Antal husdyrenheder</li> <li>• Staldtype</li> <li>• Gødningstype</li> <li>• Normproduktion i Kg N</li> </ul>	Miljø- og Fødevarerministeriet, 2016
Det generelle landbrugsregister 2015	Bedriftsspecifikke informationer	Identifikation af matrikler, som er ejet af bedrifter	Miljø- og Fødevarerministeriet, 2015a
Matrikelkort 2015	Afgrænsning af matrikler	Kortlægning af matrikler, som er ejet af bedrifter	Styrelsen for dataforsyning og effektivitet, 2015
Markkort 2015	Afgrænsning af marker, som der blev søgt tilskud til i 2015. Omfatter i alt 599.062 marker	Identifikation og kortlægning af marker som er forvaltet af bedrifter	Miljø- og Fødevarerministeriet, 2015b
Kort over ammoniakfølsom natur	Afgrænsning af arealer som er udpeget som ammoniakfølsom natur. Inddelt i: <ul style="list-style-type: none"> <li>• Kategori 1 natur</li> <li>• Kategori 1 skov</li> <li>• Kategori 2 natur</li> <li>• Kategori 3 natur</li> </ul>	Opgørelse af ammoniakfølsom natur indenfor 500 og 1000 meter fra større husdyrejendomme Modellering af alternativ lokalisering af stald /lager	Nationalt Center for Miljø og Energi (DCE) Aarhus Universitet, 2017

Topografisk data-base (Kort10) 2017	Kortlag over arealdække og arealanvendelse	Afgrænsning af arealer omkring vandløb og søer, hvor der ikke må oprettes stalde	Styrelsen for dataforsyning og effektivitet, 2017a
Zonekort 2017	Kortlag over zoneinddeling. Omfatter byzone og sommerhuszone	Afgrænsning af arealer omkring by- og sommerhuszoner, hvor der ikke må oprettes stalde	Styrelsen for dataforsyning og effektivitet, 2017b

## Metode

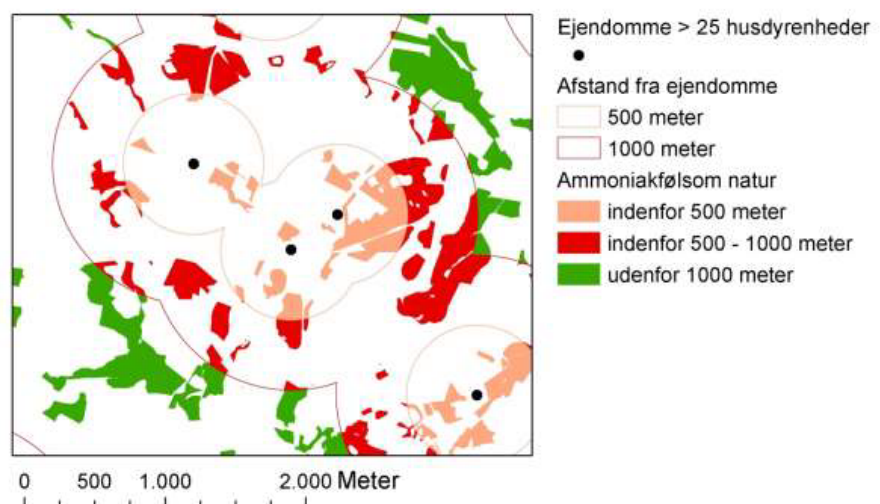
### Lokalisering af husdyrejendomme

Husdyrejendomme er defineret ved CHR nummeret fra det centrale husdyrregister. Gødningsregnskaberne for 2015 omfatter i alt 21.771 husdyrejendomme med i alt 84.143 enheder. En enhed er defineret ved en dyreart og staldtype. En husdyrejendom kan således omfatte flere enheder. Hver husdyrejendom er knyttet til en adresse og UTM-koordinat for lokaliseringen af ejendommens stald/lager. UTM-koordinaten blev anvendt til at lokalisere stald/lager for alle 21.771 husdyrejendomme.

### Opgørelse af ammoniakfølsom natur indenfor 500 og 1000 meter fra større husdyrejendomme

Alle husdyrejendomme blev grupperet i større ejendomme (>25 husdyrenheder) og mindre ejendomme (<25 husdyrenheder). Ejendomme med mink blev grupperet i ejendomme med over og under 75 husdyrenheder. Ejendomme som omfatter både mink og andre dyrarter, blev klassificeret som mink, hvis mink udgør over halvdelen af alle husdyrenheder på ejendommen. Omkring alle større husdyrejendomme blev der lagt en buffer på hhv. 500 og 1000 meter. Denne buffer blev lagt over kortet over ammoniakfølsom natur. Arealet indenfor 500 meter, 1000 meter og udenfor 1000 meter fra større husdyrejendomme blev beregnet for kategori 1 natur, kategori 1 skov, kategori 2 natur og kategori 3 natur. Metoden er illustreret i figur A6.1.

**Figur A6.1.** Anvendt metode til beregning af ammoniakfølsom natur indenfor 500 og 1000 meter fra større husdyrejendomme.



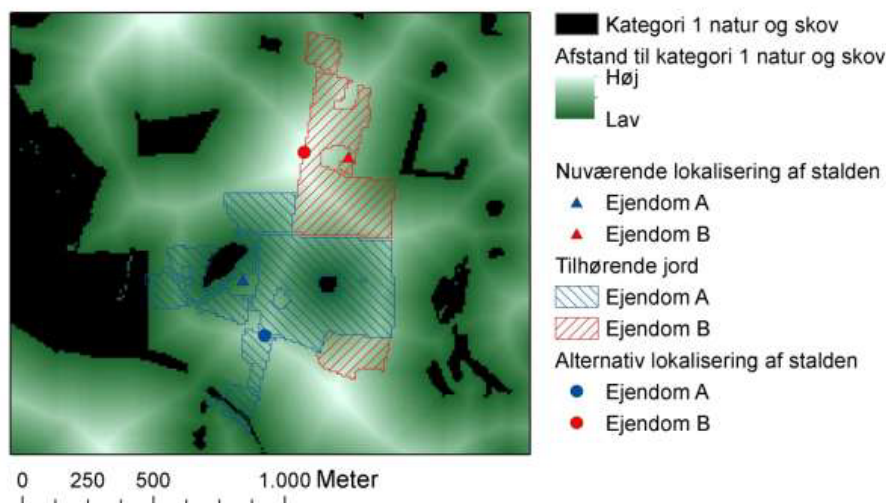
## Alternativ lokalisering af stald/lager

Formålet med denne analyse er at modellere alternative lokaliseringer af stald/lager for husdyrejendomme, således at disse ligger på en længst mulig afstand fra ammoniakfølsom natur. Til analysen antages det, at en husdyrejendoms stald/lager kan placeres indenfor ejendommens jord. Ejendommens jord defineres som det areal, der ejes eller forvaltes af ejendommen. Til afgræsning af ejendommens jord blev markkortet samt matrikelkortet anvendt. Markkortet indeholder for hvert markfelt information om hvilken bedrift, defineret ved CVR nummeret, der forvalter marken. Ligeledes indeholder det generelle landbrugsregister en tabel, som knytter CVR numre sammen med ejede matrikler. Disse matrikler kan genfindes i matrikelkortet. Ved at lægge marker og matrikler sammen blev jorden, som forvaltes eller ejes af hver bedrift kortlagt.

Lokalisering af stalde er omfattet af en række regler (Miljøstyrelsen, 2017). Således må nye stalde ikke placeres indenfor 50 meter fra by- og sommerhuszonen og indenfor 100 meter fra søer over 100m<sup>2</sup> og fra åbne vandløb. Disse afstandskrav blev fulgt i analysen ved at anvende kortlag over søer og vandløb fra Kort10 samt zonekortet. Arealer indenfor 50 meter fra by- og sommerhuszonen og indenfor 100 meter fra søer over 100m<sup>2</sup> og fra åbne vandløb blev fjernet fra kortet over ejet/forvalte jord. Der er også afstandskrav i forhold til vandforsyningsanlæg, offentlig vej og privat fællesvej, levedsmiddelvirksomhed, beboelse på samme ejendom samt til naboskel. Da det ikke var muligt at skaffe de nødvendige kortdata blev disse krav undladt fra analysen. Da der er tale om afstandskrav på mellem 15 og 30 meter vurderes det dog at usikkerheden er meget lille. Der kunne findes ejet/forvaltet jord for i alt 18.998 (87 %) af de husdyrejendomme, som indgår i gødningsregnskaberne for 2015. Det endelige kort indeholder således de arealer indenfor hvilke stalde kan placeres.

For at modellere alternative lokaliseringer for stald/lager blev der for hele landet beregnet et kort over afstand fra ammoniakfølsom natur. Der blev beregnet to afstandskort, et for kategori 1 natur og skov og et for kategori 1 natur og skov samt kategori 2 og 3 natur. Afstandskortene blev lagt over kortet over arealer, som er ejet/forvaltet af husdyrejendommene. For hver ejendom blev der fundet det sted, som bliver ejet/forvaltet af ejendommen og som har den største afstand til ammoniakfølsom natur. I figur A6.2 er metoden illustreret for to tilfældige ejendomme.

**Figur A6.2.** Illustration af metoden til modellering af lokalisering af stalde med maksimal afstand til kategori 1 natur og skov. Et kort over afstand fra kategori 1 natur og skov blev beregnet. Afstandskortet blev lagt over kortet over jord, som er ejet/forvaltet af ejendommene. Indenfor hver ejendom (skraverede felter) blev det sted, som ligger længst væk fra kategori 1 natur og skov fundet (cirkler).



## Resultater

### Ammoniakfølsom natur indenfor 500 og 1000 meter fra større husdyrejendomme

Tabel A6.2 viser resultater for arealet og arealandel af ammoniakfølsom natur fra husdyrejendomme over 25 husdyrenheder (over 75 husdyrenheder for mink). Resultaterne er vist for lokaliseringen af husdyrejendomme i 2015 samt for alternativ lokalisering med maksimal mulig afstand fra kategori 1 natur og skov og med maksimal mulig afstand fra kategori 1 natur og skov samt fra kategori 2 og 3 natur.

**Tabel A6.2.** Areal og arealandel af ammoniakfølsom natur indenfor 500 og 1000 meter for husdyrejendomme i 2015 og modeleret alternativ lokalisering

		Afstand					
		indenfor 500 m		indenfor 1000 m		udenfor 1000 m	
		ha	Arealandel (%)	ha	Arealandel (%)	ha	Arealandel (%)
Lokalisering af ejendomme i 2015	Kategori 1 natur	2.559	2,52	13.172	12,95	88.512	87,05
	Kategori 1 skov	497	2,53	3.285	16,72	16.354	83,28
	Kategori 2 natur	2.596	5,37	12.311	25,48	35.999	74,52
	Kategori 3 natur	10.145	11,49	40.245	45,58	48.055	54,42
	I alt	15.796	6,12	69.012	26,76	188.919	73,24
Modelleret lokalisering med maks. afstand til kategori 1 natur og skov	Kategori 1 natur	381	0,38	3.612	3,55	98.071	96,45
	Kategori 1 skov	49	0,25	570	2,90	19.069	97,10
	Kategori 2 natur	3.616	7,49	12.014	24,87	36.296	75,13
	Kategori 3 natur	12.007	13,60	35.471	40,17	52.831	59,83
	I alt	16.054	6,22	51.668	20,03	206.267	79,97
Modelleret lokalisering med maks. afstand til kategori 1 natur og skov og kategori 2 og 3 natur	Kategori 1 natur	564	0,55	5.582	5,49	96.102	94,51
	Kategori 1 skov	65	0,33	1.039	5,29	18.600	94,71
	Kategori 2 natur	594	1,23	6.054	12,53	42.256	87,47
	Kategori 3 natur	2.174	2,46	19.876	22,51	68.424	77,49
	I alt	3.397	1,32	32.550	12,62	225.382	87,38

## Referencer

Miljø- og Fødevarerministeriet, 2015a. Markkort 2015. Miljø- og Fødevarerministeriet, København.

Miljø- og Fødevarerministeriet, 2015b. Det generelle landbrugsregister (GLR) 2015. Miljø- og Fødevarerministeriet, København.

Miljø- og Fødevarerministeriet, 2016. Gødningsregnskaber 2015. Miljø- og Fødevarerministeriet, København.

Miljøstyrelsen, 2017. Husdyrvejledning. Miljøstyrelsen, København.  
<http://www2.mst.dk/wiki/Husdyrvejledning.Faste%20afstandskrav.ashx>

Nationalt Center for Miljø og Energi (DCE) Aarhus Universitet, 2017. Kort over ammoniakfølsom natur. Nationalt Center for Miljø og Energi (DCE) Aarhus Universitet.

Styrelsen for dataforsyning og effektivitet, 2015. Matrikelkort 2015. Styrelsen for dataforsyning og effektivitet (SDFE), København.

Styrelsen for dataforsyning og effektivitet, 2017a. Danmarks topografiske database (Kort10) 2017.

Styrelsen for dataforsyning og effektivitet (SDFE), København.

Styrelsen for dataforsyning og effektivitet, 2017b. Zonekort 2017. Styrelsen for dataforsyning og effektivitet (SDFE), København.

## Bilag 1. Bilag 1 arter for lysåben natur truet af for høj kvælstofbelastning

Id	Navn	naturtype	opt EII N	opt EII R
6724	hunde-viol	2130	2.1	4.8
5689	klit-limurt	2130	1.0	6.1
3167	pletlet kongepen	2130	1.0	5.8
7667	stor kransemos	2130	1.7	5.8
5862	vår-spergel	2130	1.0	3.1
2727	engelsk visse	2140	1.6	3.6
2399	klokkelyng	2140	1.8	2.5
6557	mose-bølle	2140	1.2	4.9
320	sand-hjælme	2140	1.5	4.9
1774	sandskæg	2140	1.0	3.7
3054	smalbladet høgeurt	2140	1.8	4.6
2021	fin bunke	2190	2.1	4.1
2735	klokke-ensian	2190	2.2	5.8
5511	sort skæne	2190	1.9	6.7
4594	vandaksslægten	2190	1.0	4.7
4817	almindelig eg	4030	1.0	1.0
4573	bævreasp	4030	1.0	4.0
3855	blåtop	4030	1.2	2.1
3288	ene	4030	2.0	3.7
2585	fåre-svingel	4030	2.0	4.2
2730	farve-visse	4030	1.8	5.0
2729	håret visse	4030	1.0	3.4
974	hedelyng	4030	1.0	1.8
1281	hirse-star	4030	1.7	6.2
111	hveneslægten	4030	1.0	1.0
1188	lyng-star	4030	1.0	9.0
4673	tormentil	4030	2.1	4.4
4814	vinter-eg	4030	1.0	5.5
841	bakke-stilkaks	6210	2.8	7.7
4719	hulkravet kodriver	6210	1.0	6.7
1416	stor knopurt	6210	3.5	7.4
1141	vår-star	6210	2.5	7.5
4511	almindelig mælkeurt	6230	2.2	6.3
5629	eng-skær	6410	1.4	6.4
7239	almindelig guldstjernemos	7230	2.9	6.1
2432	bredbladet kæruld	7230	2.0	5.5
7535	kalk-vandtuemos	7230	2.9	7.7
3524	mygblomst	7230	2.7	7.3
7684	skorpionmosslægten	7230	2.6	7.4
1226	tråd-star	7230	3.3	6.3
1154	trindstænglet star	7230	3.3	6.5
6837	tyk nerveløs	7230	2.3	7.5
4376	vibefedt	7230	1.0	5.5

## VURDERING AF VIRKNINGER PÅ NATUR OG MILJØ AF FORSKELLIGE MODELLER FOR ÆNDRET REGULERING AF AMMONIAKEMISSION

Rapporten indeholder en miljøkonsekvensvurdering af forskellige modeller for ændret regulering af ammoniakemission. Modellerne er opstillet af miljøstyrelsen. Vurderingen er foretaget frem til 2035 med udgangspunkt i en baseline baseret på den seneste emissionsfremskrivning for dansk ammoniak, den forventede strukturudvikling i landbruget og udviklingen i udenlandske kvælstofemissioner.