Måling af ammoniak i nærheden af stalde

Luftkvalitetsmodellen OML-DEP (Operationelle Meteorologiske Luftkvalitetsmodeller - Deposition) er udviklet af Danmarks Miljøundersøgelser. Modellen OML er blevet afprøvet ved brug af data, indsamlet i og omkring en fjerkræstald og en svinestald.

Per Løfstrøm
Helle Vibeke Andersen

Den eksisterende sprednings-meteorologiske luftkvalitetsmodel OML-DEP til beregning af deposition har ikke været valideret specifikt for ammoniak. OML-DEP er en Gaussisk røgfane model for punkt og areal/fladekilder og beregner middelværdier for hver time gennem en given periode.

For at validere modellen er der gennemført en række målinger i nærområdet af to gårde, én i nærheden af Ringsted med produktion af hønniker og én på Falster med svineproduktion. Spredningsberegningerne er baseret på opgørelser af kildestyrke samt de meteorologiske forhold. For hønnikestaldens vedkommende har Dansk Landbrugsrådgivning, Landscenteret, foretaget målinger og i samarbejde med Danmarks JordbrugsForskning estimeret kildestyrken. Emissionen fra svinestalden er bestemt ud fra målinger udført af Dansk Svineproduktion. På begge forsøgslokaliteter er der foretaget målinger af lokale meteorologiske parametre fra en mast placeret på en mark i nærheden.

Målemetoder

Der er gennemført to typer af koncentrationsmålinger af ammoniak i forbindelse med valideringen af modellen, som er:

Målinger på timebasis på udvalgte forsøgsdage, nedstrøms hønnikestaldene, for at karakterisere ammoniakfanen.

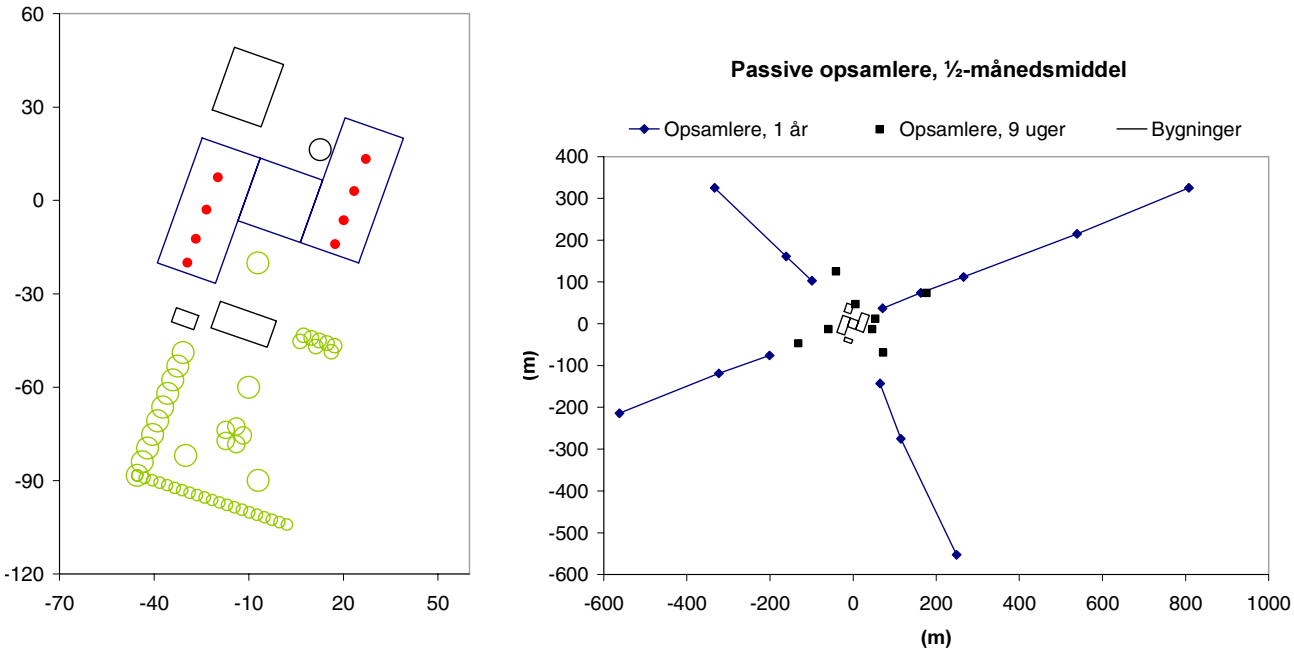
Målinger med lang midlingstid (1 til 3 uger), hvor der i Ringsted er målt kontinuert over ét år, mens der på Falster er målt over tre måneder.

Korttidsmålingerne af ammoniak er foretaget med såkaldte denudere. I praksis suges luften laminart gennem et glasrør, hvor inderside af røret er belagt med et stof, der absorberer ammoniakken. Glasrøret er 50 cm langt og 4 mm i indvendig diameter. Flowet er omkring 2.5 l/min, det registreres elektronisk og data logges på en datalogger. Efter eksponering ekstraheres rørene og ekstrakterne analyseres v.h.a. ionkromatografi. Opsamlingsudstyret er opbygget således, at en "station" består af et stativ monteret med pumpe, flowmåler, datalogger, magnetventiler, batterier, udstyr til radiostyring samt 3 denuderrør.

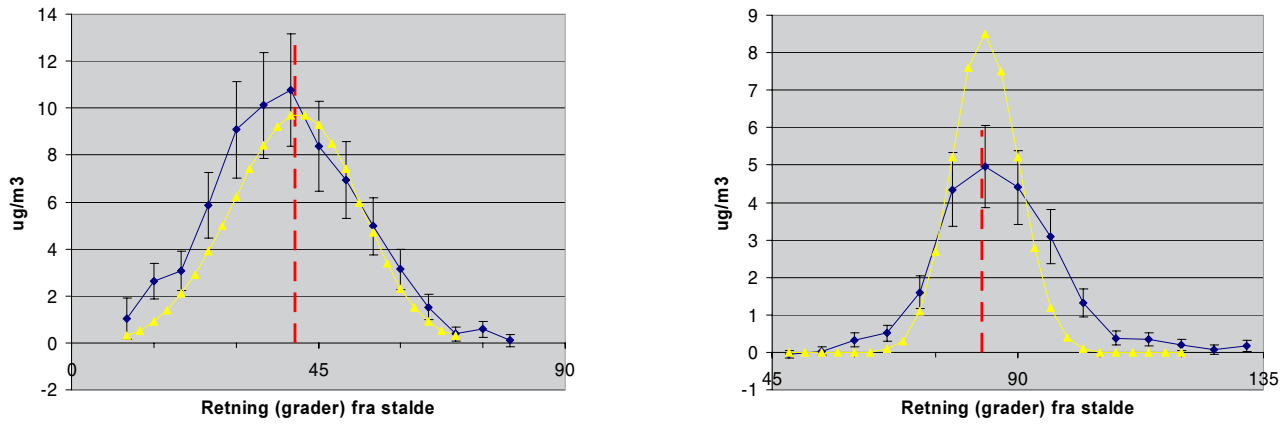
Der kører én denuder ad gangen og stationen startes via radiosignal, således at alle 20 målestationer starter samtidigt. En måleperiode varer én time, og efter endt periode kan stationen startes igen, hvis vejrforhold og vindretning tillader det.

Langtidsmålingerne af ammoniak er foretaget med passive diffusionsopsamlere af typen "Radiello", se foto s. 18. En passiv diffusionsopsamler udnytter gassers molekylære diffusion og fungerer således uden pumper, der suger luft. Der har hængt 2 til 3 Radiello-diffusionsopsamlere til parallel eksponering under en overskåret malerspand, der har været monteret på en ca. 2 m høj pind.

Prøveopsamleren består af et porøst rør af polyethylen (4.6 cm langt, 1.6 cm i diameter), der fungerer som diffusionskappe. Ammoniakmolekylerne diffunderer igennem kappen til et absorberende rør (4.6 cm langt, 0.6cm i diameter), der er fikseret inden i kappen. Efter eksponering ekstraheres det absorber-



Figur 1. *Skitse af placering af hønnikestalde med 8 afkast, øvrige bygninger, træer samt passive opsamlere til måling af halvmånedlige ammoniakkoncentrationer.*



Figur 2. *Eksempler én-times målinger (blå markering) og beregningerne (gul markering) af ammoniakkoncentrationen i en bue 200 m nedstrøms gården. Den stiplede røde linie svarer til den målte vindretning. Ammoniakmålingerne er markeret med usikkerhedsinterval og er korrigeret for baggrundsbidrag.*

ende rør, og ekstraktet analyseres vha. spektrofotometrisk detektion med kontinuert flow injektion (ISO 11732).

Hønnikestald

I Ringsted er der målt omkring en gård med to stalde med en synkron produktion af hønniker, 45 DE. Emissionen er årligt estimeret til ca. 1.6 ton N, fordelt på ca. 2,1 produktionscykluser af ca. 17 ugers varighed.

Korttidsmålingerne af én-times middelkoncentrationer er gennemført for at karakterisere den ammoniakfane, der forventes som horisontalt normalfordelte ammoniakkoncentrationer nedstrøms gården. Fanen er blevet bestemt ud fra 15 målinger på tværs af fanen i en tilnærmet cirkelbue på ca. 90 grader i en afstand af 200 m fra gården. Der er også målt i 4 punkter opstrøms gården for at bestemme baggrundsniveauet. Der er foretaget i alt 29 forsøg, varierende med produktionscyklus og årstid.

Langtidsmålingerne af ammoniakkoncentrationerne har typisk været med en midlingstid på halvmånedsbasis og gennemført i 2005. Disse målinger er foretaget i stigende afstand fra gården langs transekter mod nordøst (5 målepunkter), sydøst (tre målepunkter), sydvest (3 målepunkter) og nordvest (3 målepunkter). I forbindelse med et forsøg med vækst af udsatte potter med græsser (biomonitorer), er der i sensommerperioden suppleret med målepunkter ved potter tæt på gården.

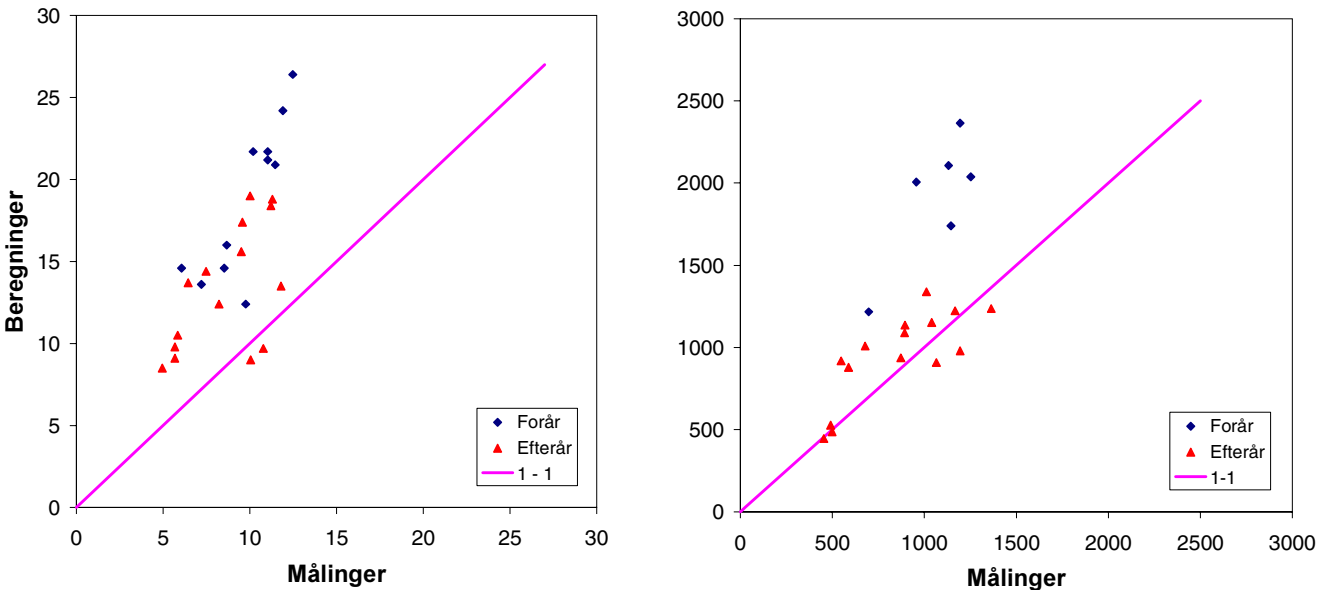
Figur 1 viser placeringen af staldene med afkast, andre bygninger og langtidsmålere.

Resultater – korttidsmålinger

Figur 2 viser to eksempler på en målt og modelleret ammoniakfane. Specielt i forårsperioden afslørede målingerne en del problemer med andre forstyrrende kilder på trods af lav landbrugsaktivitet i nærområdet. Usikkerheden på en måling er vurderet til ca. 20 %, dog forekommer enkelte målinger med noget større usikkerheder.

Figur 3 viser en sammenligning mellem de målte og modellerede koncentrationer for alle brugbare måleperioder. De maksimale centerliniekoncentrationer overvurderes af modellen med omtrent en faktor 2 for målingerne i foråret (april) og ca. 1,5 for efteråret (september-oktober). En del af forskellen skyldes sandsynligvis, at modellen har for lille horisontal spredning.

Tværvindskoncentrationen (svarende til



Figur 3. *Sammenligning mellem målte og beregnede maksimale centerliniekoncentrationer i mikrogram/m³, (figuren til venstre) og tværvindskoncentrationer i mikrogram/m². (figuren til højre), opdelt efter målinger i foråret og efteråret. 1:1 linien er indtegnet, svarende til fuldstændig overensstemmelse mellem målte og beregnede resultater. Målinger er korrigeret for baggrundsbidrag.*

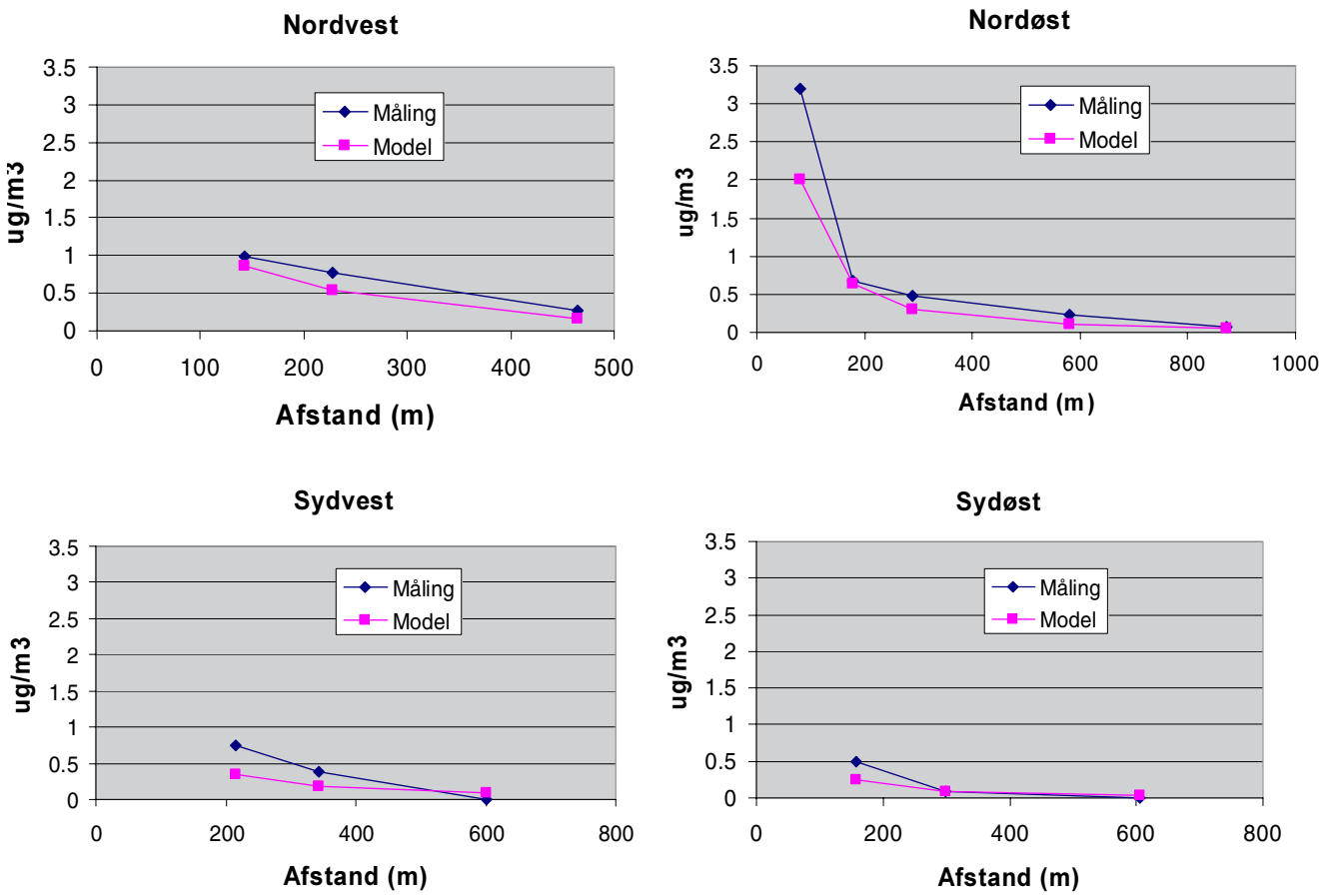
Foto: "Radiello" – diffusionsopsamler.

arealet under kurverne i figur 2) ser bort fra modellens beskrivelse af den horisontale spredning. Her viser modelberegningerne god overensstemmelse med målingerne fra efterårsperioden. I forårsperioden er der en systematisk afvigelse mellem måle- og model-resultater. Dette kan skyldes usikkerhed på bestemmelsen af kildestyrken, som blev forbedret i efteråret. Det kan også skyldes lokale koncentrationsgradienter af ammoniak, der ikke stammer fra gården. Mange af forårsmålingerne var sammenfaldende med udbringning af gødning på markerne, og nogle af målingerne syntes påvirket af emission fra markerne. Yderligere kan der måske være større usikkerhed i modellen under den type meteorologiske forhold, som optrådte i foråret.

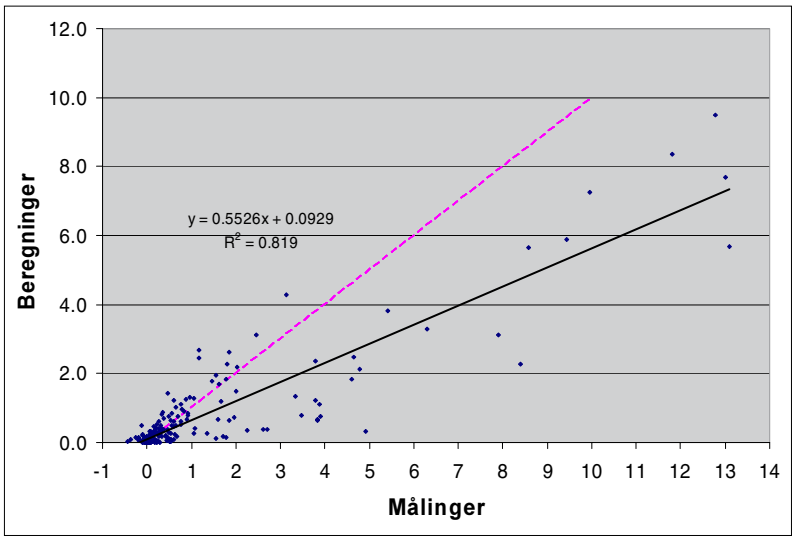
Resultater – langtidsmålinger

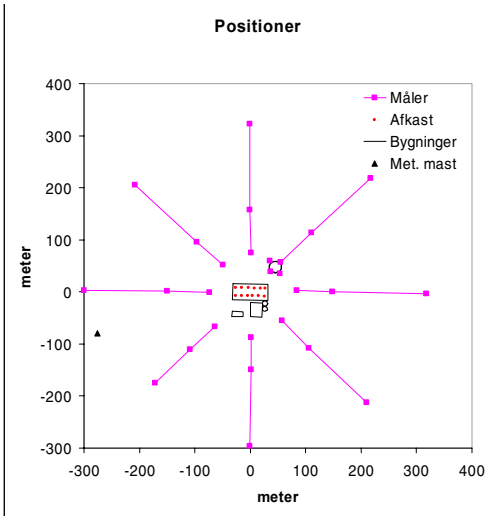
Målinger med lange midlingstider (dage/uger) er generelt svære at tolke, da de repræsenterer forhold med varierende vindretninger og dermed også forskelligt opland med varierende nære og fjerne kilder. Fjerne kilder vil bestemme 'baggrundsniveauet' for målingerne og lokale kilder (andre stalde og marker i området) vil måske bidrage til lokale horisontale gradienter i koncentrationen, som ikke skyldes stalden. Lokale kilder kan således vanskeliggøre en entydig tolkning af den aktuelle stalds bidrag til koncentrationsniveauet.

Langtidsmålingerne blev gennemført som halvmånedsmiddelværdier med usikkerhed på ca. 10 %, men målingerne afslørede, at



Figur 4. *Horisontale koncentrationsgradienter (mikrogram NH_3-N/m^3) som gennemsnit for hele perioden på et år, målt i 4 retninger fra gården i Ringsted. Målinger er korrigeret for baggrundsbidrag. Modelberegninger er foretaget på basis af målte udslip fra staldene og målt meteorologi.*





Figur 5. *Målinger og beregninger af koncentrationer af ammoniak på halvmånedsbasis (mikrogram NH_3-N/m³) for samtlige data, incl. potteforsøgene. Målinger er korrigeret for baggrundsbidrag (derfor optræder svagt negative koncentrationer).*

Figur 6. *Placering af målere, svinestald med 12 afkast, øvrige bygninger og gylletank som er tæt omkranset af 4 målere.*

trods generel lav landbrugsaktivitet i området, var der forstyrrende bidrag fra andre kilder.

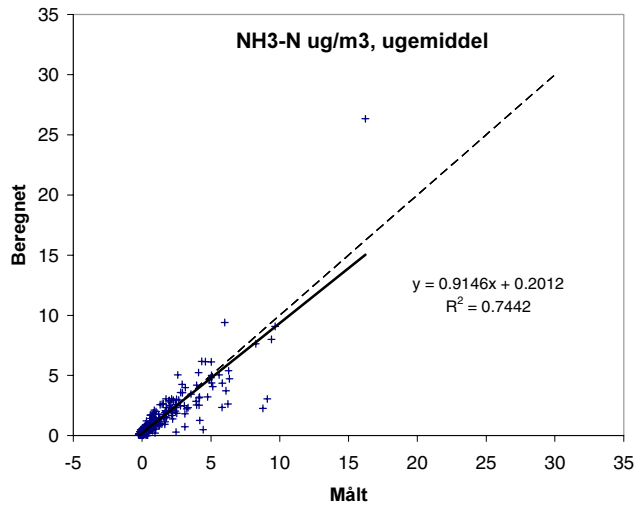
Figur 4 viser målte og modellerede gradienter fra Ringsted som gennemsnit over hele året af alle transekter i hver af de 4 retninger. Der ses generelt god overensstemmelse, om end de modellerede tal generelt ligger under de målte.

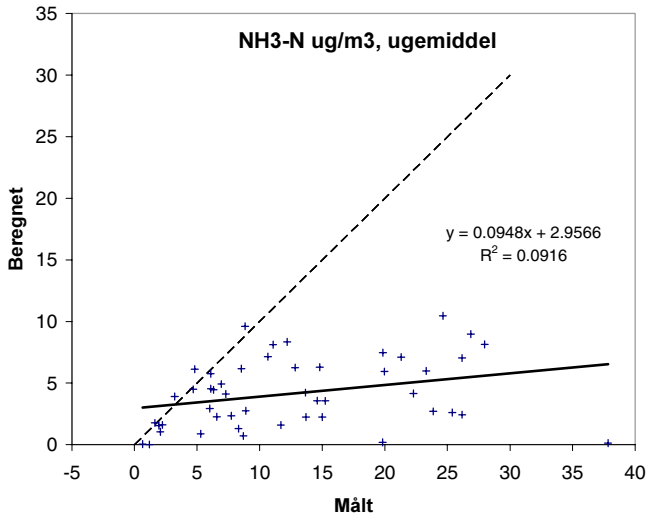
Sammenligningen af langtidsmålte og -beregnede ammoniakkoncentrationer omkring gården i Ringsted viser generelt en god korrelation (se figur 5), hvor modellen forklarer 82 % af variationen i målingerne. Dog har modellen en bias, således at modellen i gennemsnit kun beregner 65 % af de målte niveauer. Hældningen for bedste rette linie er 0,55. Årsagen til biasen er formentlig en kombination af andre forstyrrende kilder og vanskeligheder ved bestemmelsen af kildestyren. OML-modellens eventuelle fejl i den horisontale spredning vil ikke slå igennem på langtidsmålinger, idet variationer i vindretningen vil opveje dette.

Da usikkerheden på de målte udslip fra stalden p.t. ikke kendes og da der tilsyneladende er bidrag fra andre lokale kilder, der ikke er fuldt opblandet i luften omkring gårdens måleområde, er det vanskeligt entydigt at validere modellens præcision. For isolerede enkelttimer synes modellen at overvurdere de højeste koncentrationer noget, hvis det antages, at usikkerheden på emissionen er mindre end 20 %. For langtidsværdierne synes modellen at undervurdere niveauerne noget.

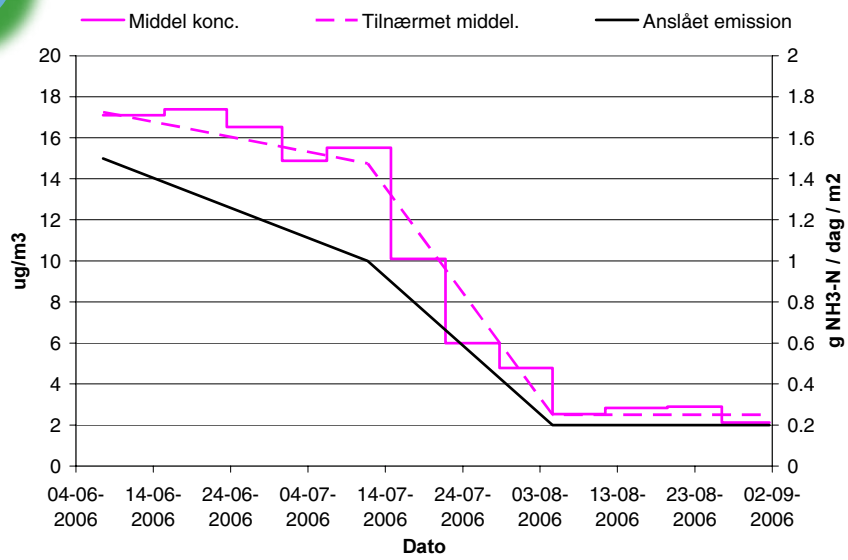
Svinestald

I perioden juni, juli og august 2006 er der målt omkring en gård på Falster, hvor der er én svinestald med 180 DE og to gylletanke, hvoraf kun den ene var i brug i perioden. Emissionen er estimeret til ca. 2 ton pr. år. Målinger af ammoniakkoncentrationer omkring svinestalden er foretaget som langtidsmålinger, med midlingstider omkring én uge. Målepunkterne har været placeret i otte retninger ud fra stalden, omtrent i afstandene 75, 150 og 300 m. Yderligere er der målt i fire punkter helt tæt på gylletanken i forsøg på at give et indikativt mål for emissionen





Figur 7. *Sammenligning af målt og beregnet koncentration for alle målere, undtagen dem omkring gylletanken (venstre) samt for målere placeret omkring gylletanken (højre). Der er korrigeret for baggrundsbidrag. Der er kun beregnet med emission fra svinestalden og altså ikke fra gylletanken. Den fede linie er bedste fit af ret linie og den stiplede linie svarer til 1-1-linien.*



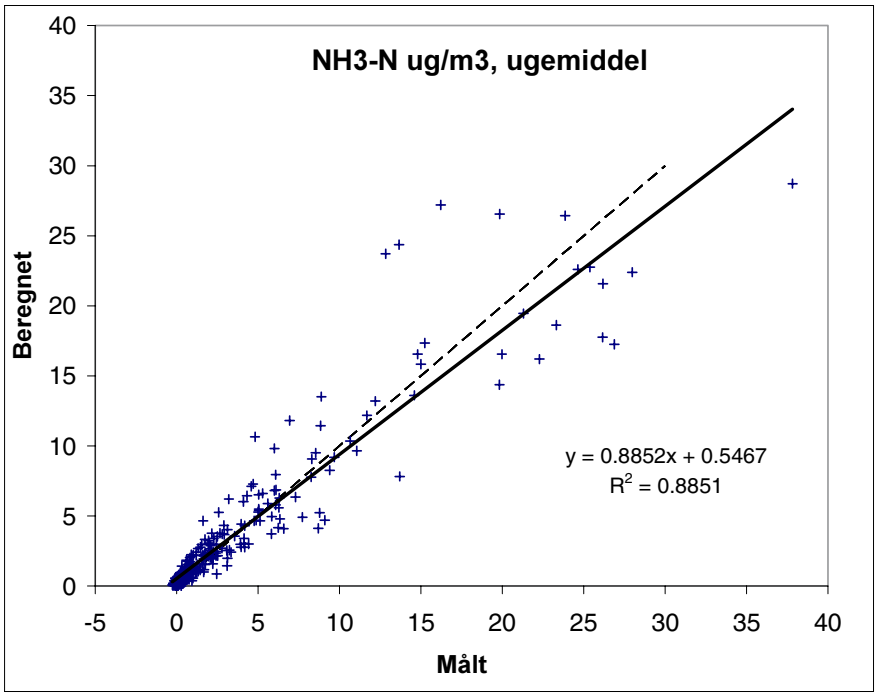
Figur 8. *Målt ammoniakkoncentration ved gylletank (middel af de 4 målere korrigeret for baggrundsbidrag) samt anslået emission fra gylletank.*

fra tanken. Placering af stalden med afkast, gylletank, øvrige bygninger samt de i alt 27 målere er vist i figur 6.

På baggrund af de målte koncentrationer, luftmængder og temperaturer i samtlige afkast i stalden, men uden hensyntagen til emissionen fra gylletanken, er koncentrationen i målepunkterne beregnet med OML-modellen. En sammenligning af målinger og beregninger er vist i figur 7, hvor målingerne er fratrukket baggrundsniveauet. Venstre figur viser alle målinger, undtagen dem omkring gylletanken og til højre ses de fire målepunkter umiddelbart op ad gylletanken.

Det fremgår tydeligt, at de højeste koncentrationer måles ved gylletanken, og at der dermed er emission fra tanken. Den tidslige udvikling af koncentrationen ved gylletanken (middel af de fire målere) er vist i figur 8. Det ses, at koncentrationen aftager gennem måleperioden. Det stemmer med at tanken har været under tømning frem til midten af maj, hvorefter der formodentligt opbygges et gradvist tættere flydelag, som begrænser emissionen. Variationen af koncentrationen gennem måleperioden er brugt til at anslå en omtrent tilsvarende variation af emissionen i intervallet 0,2-1,5 g NH_3-N m^{-2} dag^{-1}, som vist i figur 8. Den samlede emission fra gylletanken udgør herved 4 % af emissionen fra stalden. Emissionen er selvfølgelig en tilnærmelse, idet luft-temperatur, fugtighed, solindstråling og vindhastighed kan spille ind.

Med denne anslåede emission fra gylletanken er der foretaget genberegning af koncentrationen og resultatet ses i figur 9. Her er en overordentlig god korrelation, som forklarer 89 % af variationen i målingerne og er langt bedre end forventet af spredningsmodeller. Resultaterne viser, at der ikke er nogen systematisk forskel mellem målinger og beregninger set i forhold til usikkerheden på målinger (ca. 10 %) og på emissionen (ca. 10-15 %). OML beregner ligeledes her i gennemsnit 93 % af det målte.



Figur 9. *Sammenligning af målt og beregnet koncentration for alle målepunkter på grundlag af målt staldemission og under antagelse af emission fra gylletank som vist i figur 8.*

Konklusion

Målingerne af ammoniakkoncentrationer omkring to staldanlæg har generelt været vellykkede om end der har været interferens fra lokale kilder (marker og stalde), der har gjort tolkning af data vanskelig.

Generelt ses en god overensstemmelse mellem målte og modellerede koncentrationer af ammoniak i nærområdet af staldene. Meget tyder på at langtidsmidlerne beregnes rimeligt korrekt af modellen, men tages usikkerheden på emissioner og målinger i betragtning, kan det ikke entydigt konkluderes, hvorvidt OML-modellen har nogle systematiske fejl på langtidsmiddel-værdierne. Korttidsmålingerne viser, at den horisontale spredning i modellen er for lille i de givne forsøgssituationer (dagtimer i afstanden 200 m), hvor modellen overestimerer spidskoncentrationerne.

OML-modellen har i mange andre sammenhænge været valideret – også sammen med andre internationalt anerkendte modeller. Den har her klaret sig godt og er på niveau med disse modeller. OML anvendes i dag i forbindelse med miljøgodkendelser i industrien og vil være en del af grundlaget for den miljøregulering af landbruget, som træder i kraft 1. januar 2007.

Cand.scient. Per Løfstrøm er seniormeteorolog ved Danmarks Miljøundersøgelser, Afdeling for Atmosfærisk Miljø. pl@dmu.dk.

Civilingeniør, ph.d. Helle Vibeke Andersen er seniorforsker ved Danmarks Miljøundersøgelser, Afdeling for Atmosfærisk Miljø. hva@dmu.dk.