



METODEAFPRØVNING AF PASSIVE DIFFUSIONSOPSAMLERE TIL KONCEN- TRATIONSBESTEMMELSE AF AMMONIAK

Faglig rapport fra DMU nr. 730 2009



DANMARKS MILJØUNDERSØGELSER
AARHUS UNIVERSITET



[Tom side]

METODEAFPRØVNING AF PASSIVE DIFFUSIONS- OPSAMLERE TIL KONCENTRATIONSBESTEMMELSE AF AMMONIAK

Faglig rapport fra DMU nr. 730 2009

Helle Vibeke Andersen
Per Løfstrøm
Lars Moseholm
Thomas Eller-mann
Knud Erik Nielsen



[Tom side]

Datablad

Serietitel og nummer:	Faglig rapport fra DMU nr. 730
Titel:	Metodeafprøvning af passive diffusionsopsamlere til koncentrationsbestemmelse af ammoniak.
Forfattere:	Helle Vibeke Andersen, Per Løfstrøm, Lars Moseholm, Thomas Ellermann og Knud Erik Nielsen
Institution, afdelinger:	Afdeling for Atmosfærisk Miljø
Udgiver:	Danmarks Miljøundersøgelser© Aarhus Universitet
URL:	http://www.dmu.dk
Udgivelsesår:	Juli 2009
Faglig kommentering:	Lone Grundahl
Finansiell støtte:	NOVANA tværgående midler
Bedes citeret:	Andersen, H.V., Løfstrøm, P., Moseholm, L., Ellermann, T. & Nielsen, K.E. 2009: Metodeafprøvning af passive diffusionsopsamlere til koncentrationsbestemmelse af ammoniak. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 42 s. – Faglig rapport fra DMU. nr. 730. http://www.dmu.dk/Pub/AR730.pdf
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
Sammenfatning:	Rapporten omhandler en metodeafprøvning af to typer passive diffusionsopsamlere (ALPHA og Radiello) til koncentrationsbestemmelse af ammoniak i luften. Der er lavet sammenlignende målinger på en række stationer med forskellige koncentrationsniveauer og der er målt gennem ét år, således af sæsonvariationer også er inkluderet. Resultaterne viser, at begge typer passive diffusionsopsamlere er velegnede til bestemmelse af middelkoncentrationen af ammoniak i luften over længere tid (fra halv- til helmånedsmiddel). De passive diffusionsopsamlere måler systematisk lidt mere end referencemetoden og resultaterne skal derfor korrigeres. Præcisionen er god og metoden vurderes også anvendelig til måling af lokale gradienter. Den passive diffusionsmetode er velegnet til overvågnings- og valideringsformål, da den ikke kræver strøm og dermed kan placeres på afsidesliggende lokaliteter.
Emneord:	passive diffusionsopsamlere, ammoniak, målemetode, monitoring
Layout:	Majbritt Ulrich
ISBN:	978-87-7073-113-3
ISSN (elektronisk):	1600-0048
Sideantal:	42
Internetversion:	Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) på DMU's hjemmeside http://www.dmu.dk/Pub/AR730.pdf

Indhold

Forord 5

Sammenfatning 6

Summary 7

1 Indledning 8

2 Beskrivelse af målemetoder 9

- 2.1 ALPHA diffusionsopsamler 9
- 2.2 Radiello diffusionsopsamler 11
- 2.3 Denuder 13

3 Stationer 14

- 3.1 Frederiksborg 14
- 3.2 Lindet 14
- 3.3 Ulborg 14
- 3.4 Hjelm Hede 15

4 Sammenligning af denuder og passive målinger af ammoniak 16

- 4.1 Sammenligninger af passiv metode mod denuder på den enkelte stationer 16
- 4.2 Sammenligning af målinger over/i kronelaget 20
- 4.3 Sammenhæng mellem passive målemetoder og denuder. 21
- 4.4 Månedsmiddelmålinger med ALPHA 24
- 4.5 Korrigerede værdier 25

5 Blindprøver 27

- 5.1 ALPHA diffusionsopsamler 27
- 5.2 Radiello diffusionsopsamler 28

6 Præcision 32

- 6.1 ALPHA diffusionsopsamler 32
- 6.2 Radiello diffusionsopsamler 32

7 Koncentrationsniveauer af ammoniak, målt og modelberegnet 34

- 7.1 Frederiksborg 34
- 7.2 Lindet 35
- 7.3 Ulborg 35
- 7.4 Hjelm Hede 36

8 Fremtidig anvendelse af målemetoden 38

- 8.1 Anvendelse af passive diffusionsopsamlere til modelvalidering 38
- 8.2 Strategi i forbindelse med anvendelse af passive diffusionsopsamler i overvågningsprogrammet 38

9 Konklusion 40

10 Referencer 41

Bilag 1 42

Danmarks Miljøundersøgelser

Faglige rapporter fra DMU

Forord

Nærværende rapportering omhandler en metodeafprøvning af to typer passive diffusionsopsamlere til bestemmelse af ammoniakkoncentrationen i luften. Projektet er gennemført med henblik på at vurdere anvendelsen af metoden i monitoringssammenhæng i NOVANA, bl.a. i forbindelse med overvågningen af terrestriske naturområders tilstand og udvikling i forhold til ammoniakbelastning. Projektet er finansieret af den tværgående pulje under NOVANA.

Sammenfatning

Rapporten omhandler resultater af en metodeafprøvning, hvor to typer passive diffusionsopsamlere (ALPHA og Radiello) er sammenholdt med aktive målinger med denudermetoden af ammoniakkoncentrationen i luften. Der er gennemført sammenlignende målinger på en række stationer med forskellige koncentrationsniveauer, og der er målt gennem ét år, således af sæsonvariationer også er inkluderet. Resultaterne viser, at begge typer passive diffusionsopsamlere er velegnede til bestemmelse af middelkoncentrationen af ammoniak i luften over længere tid (fra halv-til helmånedsmiddel). De passive diffusionsopsamlere måler systematisk lidt mere end denuderen, og resultaterne skal derfor korrigeres. Den passive diffusionsmetode er velegnet til overvågnings- og valideringsformål, da den ikke kræver strøm og dermed kan placeres på afsidesliggende lokaliteter. Præcisionen er god, og metoden vurderes også anvendelig til måling af lokale gradienter.

Summary

Measurements of atmospheric ammonia concentrations by two types of passive diffusion tube samplers (ALPHA and Radiello) have been compared to active measurements obtained by the denuder method. The comparison was made at several locations over a one year period, covering different concentrations levels and seasons. The passive diffusion tube samples were found suitable for fortnight to monthly sampling. Both types of passive diffusion tubes showed a small systematic overestimation of the ammonia concentration compared to the denuder tubes and therefore demand a correction. The precision is good and both types of tubes are suitable for measuring local gradients. Since the passive diffusion tubes are independent of power supply, they are very suitable for monitoring purposes.

1 Indledning

I forbindelse med NOVANA begyndte en overvågning af terrestriske naturområder i 2004 og overvågningen omfatter et meget stort antal lokaliteter (1100 stk.). Tørdepositionen af ammoniak udgør mange steder en væsentlig faktor i forbindelse med eutrofiering af naturområder og kendskab til størrelsen af tørdepositionsbidraget er derfor vigtig ved en vurdering af naturområdernes tilstand og udvikling. Der er derfor et ønske om at bestemme ammoniakdepositionen på basis af målinger på et antal af disse naturområder. Det blev derfor besluttet at gennemføre et forprojekt for at undersøge egnetheden af passive diffusionsopsamlere til bestemmelse af ammoniakkoncentrationen med henblik på eventuelt at anvende metoden senere i overvågningsperioden.

Forprojektet havde til formål at vurdere:

- kvaliteten af de passive diffusionsopsamlere til bestemmelse af ammoniak-koncentrationen med lang midlingstid (halv- til helmånedsmiddel)
- hvordan de passive opsamlere kan anvendes ved validering af de anvendte luftforureningsmodeller på national og lokalskala
- den mest optimale anvendelse af de passive opsamlere i NOVANA

Vurderingen af de passive diffusionsopsamleres egnethed er gennemført som feltforsøg i 2004 med to typer passive diffusionsopsamlere på en række stationer med forskellige koncentrationsniveauer af ammoniak.

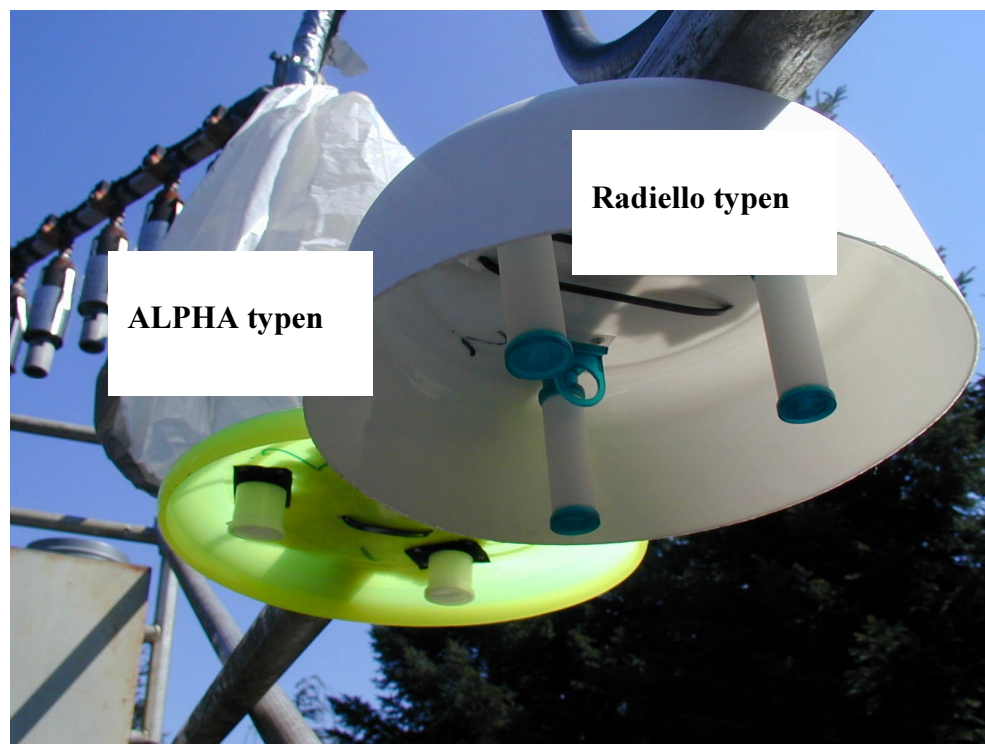
Resultaterne fra feltafprøvningen af de passive opsamlere er sammenlignet med modelberegninger med OML-DEP: en lokal-skala model til bestemmelse af tørdeposition af ammoniak til naturområder. Endvidere er overvejelser om målestrategi ved brug af passive diffusionsopsamlere i relation til NOVANA beskrevet sammen med en vurdering af behovet for lokale meteorologiske data i forhold til modelberegninger af tørdepositionen.

2 Beskrivelse af målemetoder

En passiv diffusionsopsamler fungerer ved, at gassens molekyllære diffusion bevæger gassen en kendt længde til et kendt absorberende areal. Diffusionsvejen skal være turbulensfri, d.v.s. stillestående luft. Ud fra den opsamlede mængde stof og ved brug af Fick's lov for molekyllær diffusion, kan koncentrationen i atmosfæren bestemmes. Metoden kræver ikke aktivt sug, d.v.s. den er uafhængig af en strømkilde og dermed meget velegnet til brug i stort antal og til afsidesliggende lokaliteter. Der er testet to typer passive diffusionsopsamlere. Den ene type "ALPHA" (Adapted Low-cost Passive High Absorption) kommer fra "Center of Ecology and Hydrology" (CEH) i England (Tang & Sutton, 2003). CEH har modificeret en passiv diffusionsopsamler, som er udviklet på "Institut for Vatten och Luft" (IVL) i Sverige (Ferm, 1991). IVL har bl.a. brugt opsamleren til måling af ammoniakkoncentrationer i Asien, Afrika og Sydamerika (Carmichael et al., 2003). CEH har modificeret opsamleren således, at den er nemmere at holde på. Den anden type passiv diffusionsopsamler, "Radiello", er et kommercielt produkt, der er udviklet i Italien. De to typer passive diffusionsopsamlere er sammenholdt med denuder målinger. På Lindet er de passive diffusionsopsamlere eksponeret to uger ad gangen, mens denuder målingerne er midlet fra to én-uges opsamlinger. På de andre stationer er der eksponeret en halv måned ad gangen, med skift d. 15. og sidste i måneden. Der er også gennemført målinger på månedsbasis. Der er målt det meste af året 2004.

2.1 ALPHA diffusionsopsamler

Figur 2.1 viser ALPHA-diffusionsopsamlere, der hænger til eksponering under en frisbee. Det synlige filter er et teflonfilter (Schleicher & Schuell, TE 38 membranfilter, 5 μm , 27 mm i diameter) og bagved (6 mm inde) sidder et ammoniakabsorberende filter (Schleicher & Schuell, papirfilter 604, 23.8 mm i diameter), der er imprægneret med 50 μl citronsyre (13 % (w/v) i methanol). Teflonfiltrets funktion er at forhindre turbulens inde i selve holderen, således at opsamlingshastigheden ikke ændres, d.v.s. diffusionsvejen er konstant og svarer til afstanden mellem de to filtre.



Figur 2.1 foto af ALPHA og frisbee og Radiello og spand

Opsamleren består af en række dele (se bilag 1), der samles og sendes til stationen til eksponering. Der er eksponeret tre opsamlere parallelt. Opsamlerne opbevares i lufttæt beholder under transporten til stationen. Der følger også en "stationsblind", en prøve der bliver liggende i den lufttætte beholder på stationen. For at undgå kontaminering af prøven under forsendelsen fra stationen til laboratoriet fjernes teflonfiltret efter endt eksponering og opsamleren lukkes med et låg. Opsamlerne lægges i mærket plastpose og returneres i lufttæt beholder sammen med stationsblinden. Ved ankomst til laboratoriet opbevares holderen i køleskab indtil det eksponerede filter overføres til prøveflaske og sættes i køleskab indtil ekstraktion. Umiddelbart før analyse ekstraheres filtret i 3 ml DI-H₂O på rystebord en time. Analysen foretages v.h.a. ionkromatografi. Opsamleren og teflonfiltret vaskes og genbruges.

På Hjelm Hede er der sket en fejl ved returneringen af ALPHA-opsamlerne fra start til midten af juli, hvor teflonfiltret ikke blev fjernet fra opsamleren.

Der er også sendt prøver, der er eksponeret én måned ad gangen til Ulborg.

Koncentrationen udregnes ud fra den opsamlede mængde stof, korrigeret for blindværdi, arealet af det absorberende filter, diffusionslængden og den molekulære diffusionshastighed for ammoniak. Fra CEH opgives det absorberende areal til $3.46 \cdot 10^{-4} \text{ m}^2$, diffusionslængden (z) til 0.006 m og diffusionskoefficienten D_{NH_3} til $2.09 \cdot 10^{-5} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ (10° C). Ficks lov for flowet af en gas (f.eks. ammoniak), F_{NH_3} , der diffunderer gennem en anden gasblanding (ammoniak og luft) ved konstant temperatur er:

$$F_{\text{NH}_3} = -D_{\text{NH}_3} \frac{dC_{\text{NH}_3}}{dz} \quad (1)$$

hvor C_{NH_3} er koncentrationen af ammoniak i luft. Minustegnet indikerer, at flowet går i retning af faldende koncentration. Fluxen over tiden (t) er:

$$Q_{\text{NH}_3} = F_{\text{NH}_3} \pi/4 d^2 t \quad (2)$$

Hvor Q_{NH_3} er mængden af ammoniak og $\pi/4 d^2$ er tværsnitsarealet af holderen. Ved en given koncentration $C_{\text{NH}_3(\text{indløb})}$ og med en antagelse om, at ammoniakkoncentrationen i luften ved det absorberende filter er nul (100% effektivitet af filtret) og z er længden fra indløbet, fås:

$$C_{\text{NH}_3(\text{indløb})} = (Q_{\text{NH}_3} z) / (D_{\text{NH}_3} \pi/4 d^2 t) = (Q_{\text{NH}_3} / t) \cdot \text{konstant} \quad (3)$$

Hvor Q_{NH_3} er mængde af ammoniak på filtret, korrigeret for blindniveau.

Beregningerne er foretaget på baggrund af en referencetemperatur på 10°C. Den molekulære diffusionskoefficient er temperaturafhængig. I et interval fra den koldeste til den varmeste periode vil den ændre sig omkring 11% og dette er der ikke taget højde for.

Teflonfiltret, der sidder ved indløbet i holderen, giver en modstand, da det danner et laminart grænselag ved overfladen. Der er ikke taget hensyn til denne øgede modstand, som i princippet kan betragtes som en øget diffusionslængde. Tang & Sutton (2003) har kalibreret ALPHA'en mod en referencemålemetode (denuder) på ti stationer i England og fundet, at ALPHA'en måler 15 % mindre end referencemetoden, hvilket svarer til, at teflonfiltret øger diffusionslængden med 0.6-0.9 mm. Dette er der ikke taget hensyn til ved nedenstående beregninger af koncentrationer.

2.2 Radiello diffusionsopsamlere

Figur 2.1 viser Radiello-diffusionsopsamlere, der hænger til eksponering under en overskåret malerspand. Det hvide rør (4.6 cm langt, 1.6 cm i diameter) på figuren er et porøst rør (diffusionskappe) af polyethylen, hvor ammoniakken diffunderer igennem til et absorberende rør (4.6 cm langt, 0.6 cm i diameter), der er fikseret inden i kappen. Diffusionskappen lukkes med et skruelåg, der også fungerer som ophæng (se bilag 1). Det absorberende rør er imprægneret med phosphorsyre og købes færdigpræpareret hos producenten. Det lægges i diffusionskappen før udsendelse. Der er sendt tre opsamlere ud til paralleleksponering. Den samlede holder lægges i plastpose og lufttæt beholder. Der sendes en "stationsblind" med til stationen.

Efter endt eksponering er der anvendt to typer håndtering. Indtil den 15.7. 2004 er de eksponerede prøver sendt retur til laboratoriet i diffusionskappen, der er lagt i plastpose og lukket beholder. Ved ankomst til laboratoriet er det absorberende rør overført til plastrør og derefter opbevaret i køleskab indtil ekstraktion. Efter den 15.7. 2004 tages det absorberende rør ud af kappen på stationen, lægges i plastrør, der lukkes og lægges i lufttæt beholder. Ved ankomst til laboratoriet er plastrøret med det absorberende rør lagt i køleskab indtil ekstraktion. Prøverne ekstraheres i 5 ml DI-H₂O og analyseres v.h.a. spektrofotometrisk detektion

med kontinuert flow injektion (ISO 11732). Diffusionskapperne vaskes og genbruges.

På Ulborg er der yderligere lavet forsøg med håndteringen af Radiello-diffusionsopsamleren. Denne undersøgelse er gennemført for at teste, hvorvidt prøveopsamlingen i felten kunne klares uden håndtering af selve det absorberende rør, som er meget sårbart m.h.t. kontaminering. Det er testet, hvilken eventuel kontaminering der er på prøveopsamleren ved forsendelsen fra laboratoriet til stationen og ved forsendelsen fra stationen til laboratoriet. Prøverne er pakket og udsendt efter proceduren ovenfor.

På stationen er håndteret seks sæt af prøver (bestående af tre parallel opsamlere). Sæt 1 er håndteret efter samme procedure, som de andre stationer. Sæt 2: ved ankomst til stationen er det absorberende rør taget ud af diffusionskappen og lagt i plastrør og lukket beholder. Denne prøve ("lab-Ulborg") beskriver påvirkningen fra prøven pakkes i diffusionskappe, sendes til stationen og derefter tages ud af diffusionskappen igen. Derefter er der på stationen lavet et nyt sæt 3, hvor nye absorptionsrør er sat i de diffusionskapper, som "lab-Ulborg"-prøverne ankom i. Disse prøver er sat op og eksponeret parallelt med sæt 1-prøverne. Efter eksponering er de absorberende rør fra sæt 3 overført til plastrør. Nye absorberende rør (sæt 4) er herefter sat i de eksponerede diffusionskapper fra sæt 2 for at teste, hvorvidt diffusionskappen kontaminerer prøven efter eksponering, hvis de to dele ikke skilles ad før forsendelse til laboratoriet. Denne prøve kaldes "Ulborg-lab". Derudover var der på Ulborg et sæt 5, som bestod af tre stationsblind, hvor prøveopsamlerne blev opbevaret på stationen (i lighed med stationsblind på de andre stationer). Sæt 6 var prøver, der blev eksponeret i kronelaget. Deres procedure fulgte sæt 1. Det viste sig, at det absorberende rør blev kontamineret ved at blive sendt tilbage i diffusionskappen og derfor blev den generelle procedure ændret for alle stationerne. Nedenfor er disse prøver kaldet "Radiello forsøg".

Til sidst i forløbet er der testet, hvorvidt Radiello-opsamleren egner sig til månedsmiddelopsamling. Der er testet tre månedsperioder i Ulborg, hvor den ene periode er gået tabt p.g.a. stormvejr. De to andre perioder viser overensstemmelse mellem midlede halvmånedsværdier og månedsmiddel (perioden d. 30.11.-31.12. : månedsmiddel $0.03 \mu\text{g NH}_3\text{-N m}^{-3}$, midlet halvmånedsmiddel $0.08 \mu\text{g NH}_3\text{-N m}^{-3}$; perioden d. 31.1.-28.2. : månedsmiddel og midlet halvmånedsmiddel viser begge $0.19 \mu\text{g NH}_3\text{-N m}^{-3}$). Der er testet tre måneder i Frederiksborg i vinterperioden 2004/2005. Disse prøver er ikke medtaget, da det ser ud til, at prøverne har været håndteret forkert. Der foreligger således ikke et datamateriale, der kan dokumentere, hvorvidt Radiellometoden kan anvendes på månedsbasis eller ej.

Radiello-opsamleren fungerer efter samme princip som ALPHA'en, men i stedet for et aflangt "rør", hvor ammoniakken diffunderer fra indløb mod bund, så diffunderer ammoniakken ind over hele diffusionskappens overflade og radialt ind mod det absorberende rør i midten af kappen. Producenten angiver "opsamlingshastigheden" til 235 ml min^{-1} (ved 25°C). Denne opsamlingshastighed vil i lighed med ALPHA'ens også have en temperaturafhængighed og den er der ikke taget højde for. Ved en referencetemperatur på 10°C , som er den temperatur, der er anvendt

ved udregningerne med ALPHA'en, er opsamlingshastigheden 7% lavere, d.v.s. 217 ml min⁻¹. ALPHAens opsamlingshastighed er til sammenligning 72 ml/min, d.v.s. ALPHAen skal eksponeres tre gange så længe som Radielloen ved en given luftkoncentration for at opnå samme absolutte mængde stof. Luftkoncentrationen, C_{NH3}, udregnes fra den absolutte mængde af absorberet stof, Q_{NH3}, på Radielloen (korrigeret for blindværdi) og den tid, t, prøven har været eksponeret:

$$C_{\text{NH}_3} = Q_{\text{NH}_3} / 235 \text{ ml min}^{-1} t \quad (4)$$

2.3 Denuder

Denudermetoden separerer gas og partikler i luften ved først at opsamle gassen og derefter partiklerne. I praksis suges luften laminart gennem et glasrør, hvor indersiden af røret er belagt med et stof, der absorberer den gas, der ønskes bestemt. Til bestemmelsen af ammoniak anvendes 50 cm lange Duran glasrør, 4 mm indvendig diameter. Målingen er en enkeltbestemmelse. Rørene er coated med 2% (w/v) oxalsyre i ethanol. Der suges med et flow omkring 1 l min⁻¹. De første 10 cm af indløbet coates ikke, da der på dette stykke endnu ikke er etableret laminart flow, hvilket er en forudsætning for metoden. Ud fra dimension af rør og flowhastighed er der 100% effektivitet af rørene (Ferm, 1979). Flowet reguleres og registreres elektronisk og data logges på en datalogger. Efter eksponering ekstraheres den coatede del af rørene med 3 ml DI-H₂O og analyseres v.h.a. ionkromatografi.

3 Stationer

De to typer passive diffusionsopsamlere er sammenlignet med denuder målinger på tre skovstationer: Lindet, Ulborg og Frederiksborg og ALPHA diffusionsopsamleren er også sammenlignet med denuder målinger på Hjelm Hede.

3.1 Frederiksborg

Frederiksborg er en skovstation, der ligger nær Hillerød på Sjælland. Det er den station, der har det laveste niveau af ammoniak i luften. Emissionstætheden i et 16 km x 16 km område omkring stationen er 4 kg N ha⁻¹ år⁻¹ (2003). Koncentrationsmålingerne er taget fra toppen af et stillads, der er i niveau med den øverste del af trækronerne. Stilladset står i en lille lysning i skoven.

3.2 Lindet

Lindet er en skovstation, der ligger i Sønderjylland. Emissionstætheden i et 16 km x 16 km område omkring stationen er 21 kg N ha⁻¹ år⁻¹ (2003). Koncentrationsmålingerne er taget fra toppen af et stillads (ca. 9 m), der står i en større lysning i skoven.

3.3 Ulborg

Ulborg er en skovstation, der ligger i Vestjylland, mellem Holstebro og Vesterhavet. Emissionstætheden i området er 13 kg N ha⁻¹ år⁻¹ (2003). På Ulborg er der målt fra et stillads i to højder, i toppen af trækronehøjde (rødgran) og i midten af trækronerne (h.h.v. 15 og 9 m). Dette er gjort for at teste, hvorvidt vindhastigheden og til dels også fugtigheden har indflydelse på de passive diffusionsopsamlere.

Vindhastigheden i midten af kronelaget forventes at være ca. det halve af hastigheden over trækronerne. På andre typer passive diffusionsopsamlere er opsamleren åben, d.v.s. der kan opstå turbulens ved indløbet til holderen. Denne turbulens forkorter diffusionslængden, d.v.s. "opsamlingshastigheden" ændres. Da vindhastigheden varierer, vil opsamlingshastigheden variere og antagelserne om kendt diffusionsvej bliver fejlbehæftet. Yderligere kan turbulens i indløbet af en opsamler afsætte partikulært materiale. Disse partikler vil indeholde noget ammonium, som kan have et potentiale for at fordampe og opsamles på det absorberende ammoniakfilter og dermed fejlbehæfte prøven. Yderligere kan afsat materiale absorbere ammoniak, som derved ikke når filtret og koncentrationen underestimeres.

Begge af de her anvendte typer af passive diffusionsopsamlere har et "filter" ved indgangen til diffusionsvejen, d.v.s. turbulensen reduceres betydeligt. Et filter introducerer til gengæld mulighed for afsætning af

partikler, specielt hvis filtret bliver fugtigt. Det kan også tænkes, at ammoniakken vil absorberes til filtermaterialet eller afsat materiale.

3.4 Hjelm Hede

Hjelm Hede ligger nordøst for Holstebro i Vestjylland. Emissionstætheden i et 16 km x 16 km område omkring stationen er 23 kg N ha⁻¹ år⁻¹ (2003). Prøverne er eksponeret i 2 m's højde.

4 Sammenligning af denuder og passive målinger af ammoniak

For at sammenligne de passive diffusionsopsamlere med tilhørende målinger med denuderen på de forskellige stationer er der gennemført ortogonale regressionsanalyser og variansanalyser på kvadratrodstransformerede data for koncentrationsmålingerne. Der er kvadratrodstransformeret for at normalisere residual variansen.

For Radiello-resultaternes vedkommende har data været delt i to grupper, data fra før d. 15.7. 2004, hvor opsamlerne sendes hjem i diffusionskappen og efter d. 15.7. 2004, hvor opsamlere og diffusionskapper er skilt ad før hjemsendelse (jf afsnit 2.2). På 90%-konfidensniveau er der ikke forskel på sammenhængen mellem Radiello-metoden og denuder-metoden i perioden før og efter d. 15.7. 2004. Det skyldes formentlig, at det opdelte datamateriale er reduceret til få observationer i hver gruppe og derved øges usikkerheden og håndteringsmåden slår ikke igennem. På dette grundlag er alle Radiello-data håndteret som én samlet gruppe.

Data fra Hjelm Hede har været grupperet efter, hvorvidt teflonfiltret er fjernet før hjemsendelse eller ej (jf. afsnit 2.1). Der er ikke forskel på perioderne, formentlig p.g.a. for få observationer og data er behandlet som én gruppe.

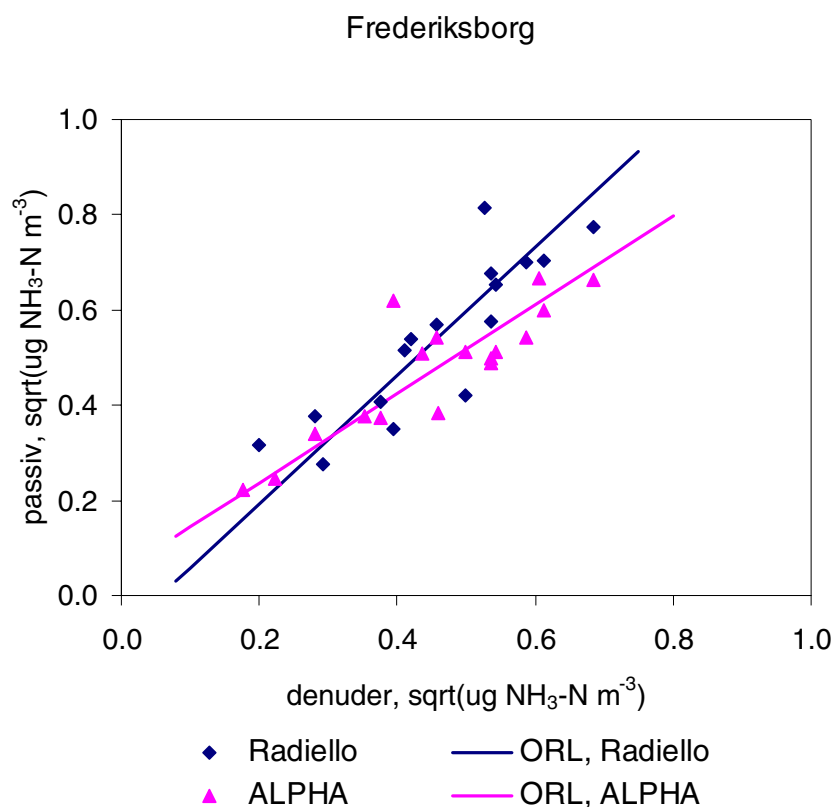
Nedenstående figurer viser kvadratrodstransformerede koncentrationer. De absolutte koncentrationsniveauer kan se i afsnit 7.

4.1 Sammenligninger af passiv metode mod denuder på den enkelte stationer

Figur 4.1 – 4.5 viser kvadratrodstransformerede data for ALPHA og Radiello-koncentrationsmålinger plottet mod denuder-koncentrationsmålinger på Frederiksborg. De ortogonale regressionslinier (ORL) er indtegnet. Data for regressionslinierne er angivet i tabel 4.1.

Figur 4.1 viser data fra Frederiksberg, mens figur 4.2 viser Lindet og figur 4.3 og 4.4 viser data fra Ulborg, h.h.v. over og i kronelaget.

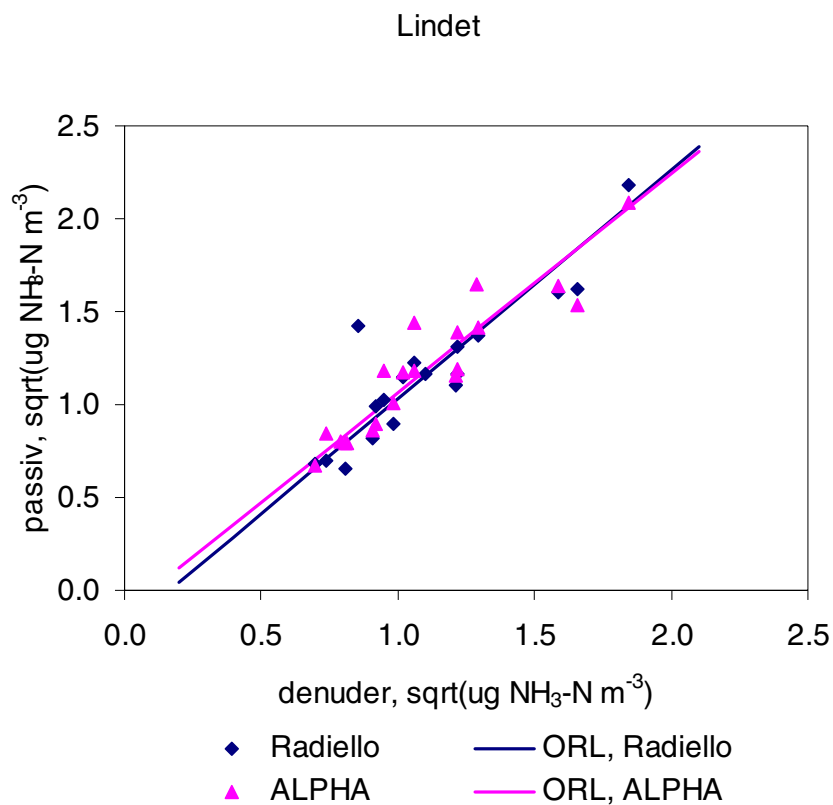
Figur 4.1 ALPHA og Radiello-koncentrationsmålinger plottet mod denuder-koncentrationsmålinger på Frederiksborg. Data er kvadratrodstransformerede. De ortogonale regressionslinier er indtegnet. Data for regressionslinierne er angivet i tabel 4.1.



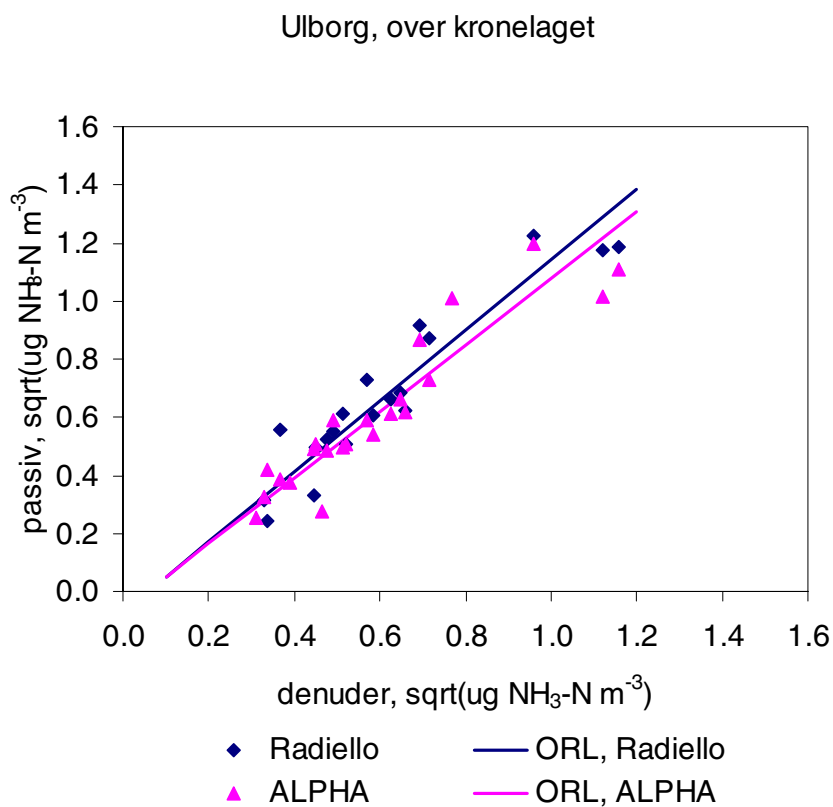
Tabel 4.1. Statistiske data fra ortogonale regressioner mellem koncentrationsmålinger foretaget med passive diffusionsopsamlere ("Radiello" og "ALPHA") og denuder på forskellige stationer og samlet ("alle"). Fra Ulborg er der sammenligning mellem midlede halvmånedsværdier og månedsmiddelværdier for ALPHA-målinger samt sammenligning mellem målinger over og i kronelaget (over/i) med de tre målemetoder. Alle data er analyseret kvadratrodstransformeret. "nede" og "øvre" refererer til 90% konfidensgrænser

Station	type	antal obs	korrelations-koefficient	hældning	hældning, nedre	hældning, øvre	skæring	skæring, nedre	skæring, øvre
Frederiksborg	ALPHA	17	0,870	0,93	0,72	1,21	0,05	0,15	-0,08
Lindet	ALPHA	20	0,927	1,18	1,00	1,39	-0,12	0,08	-0,35
Ulborg	ALPHA	23	0,928	1,14	0,98	1,33	-0,06	0,03	-0,17
Ulborg, krone	ALPHA	24	0,893	1,07	0,89	1,30	-0,06	0,03	-0,17
Hjelm hede	ALPHA	17	0,862	0,91	0,69	1,19	0,24	0,44	-0,02
Alle	ALPHA	101	0,950	1,15	1,09	1,21	-0,06	-0,01	-0,10
Frederiksborg	Radiello	16	0,873	1,35	1,04	1,78	-0,08	0,06	-0,27
Lindet	Radiello	18	0,896	1,24	1,00	1,55	-0,21	0,06	-0,55
Ulborg	Radiello	19	0,942	1,21	1,04	1,41	-0,07	0,03	-0,19
Ulborg, krone	Radiello	18	0,884	1,47	1,17	1,87	-0,30	-0,14	-0,50
Ulborg, forsøg	Radiello	16	0,935	1,06	0,88	1,27	0,00	0,12	-0,14
Alle	Radiello	87	0,940	1,16	1,08	1,23	-0,07	-0,02	-0,12
Ulborg månedsoptagning	ALPHA	9	0,993	1,13	1,03	1,23	-0,08	-0,02	-0,15
Ulborg over/i	denuder	21	0,947	0,89	0,78	1,02	-0,05	0,02	-0,13
Ulborg over/i	ALPHA	20	0,949	0,87	0,75	0,99	-0,07	0,00	-0,16
Ulborg over/i	Radiello	17	0,988	1,03	0,96	1,10	-0,24	-0,19	-0,29
Alle	Radiello/ ALPHA	67	0,958	1,05	0,98	1,11	-0,04	0,00	-0,09

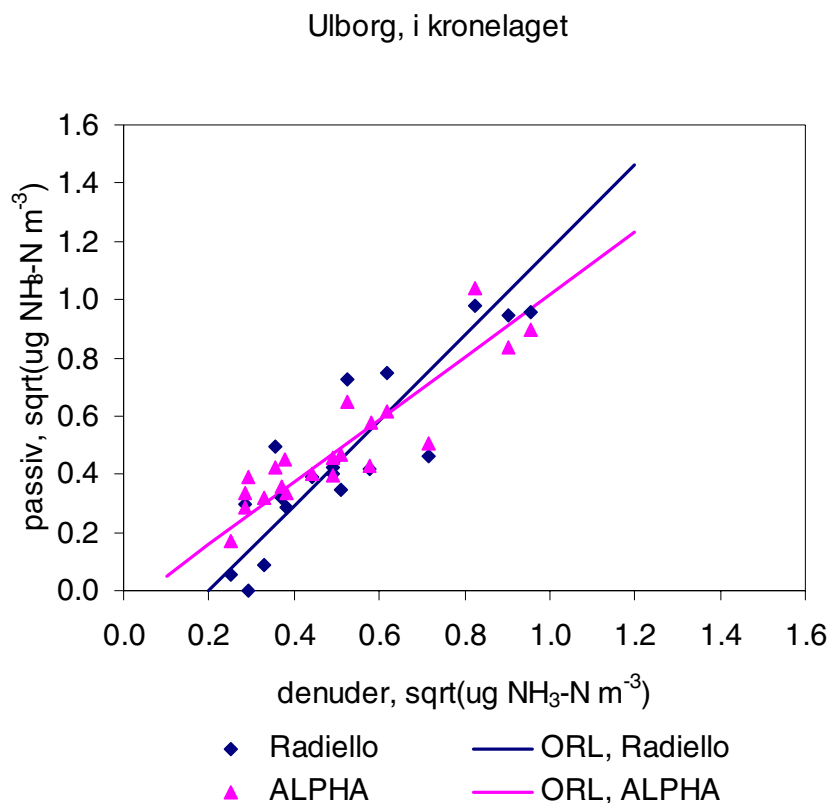
Figur 4.2 ALPHA og Radiello-koncentrationsmålinger plottet mod denuder-koncentrationsmålinger på Lindet. Data er kvadratrods-transformerede. De ortogonale regressionslinier er indtegnet. Data for regressionslinierne er angivet i tabel 4.1.



Figur 4.3 ALPHA og Radiello-koncentrationsmålinger plottet mod denuder-koncentrationsmålinger på Ulborg (over kronelaget). Data er kvadratrods-transformerede. De ortogonale regressionslinier er indtegnet. Data for regressionslinierne er angivet i tabel 4.1.

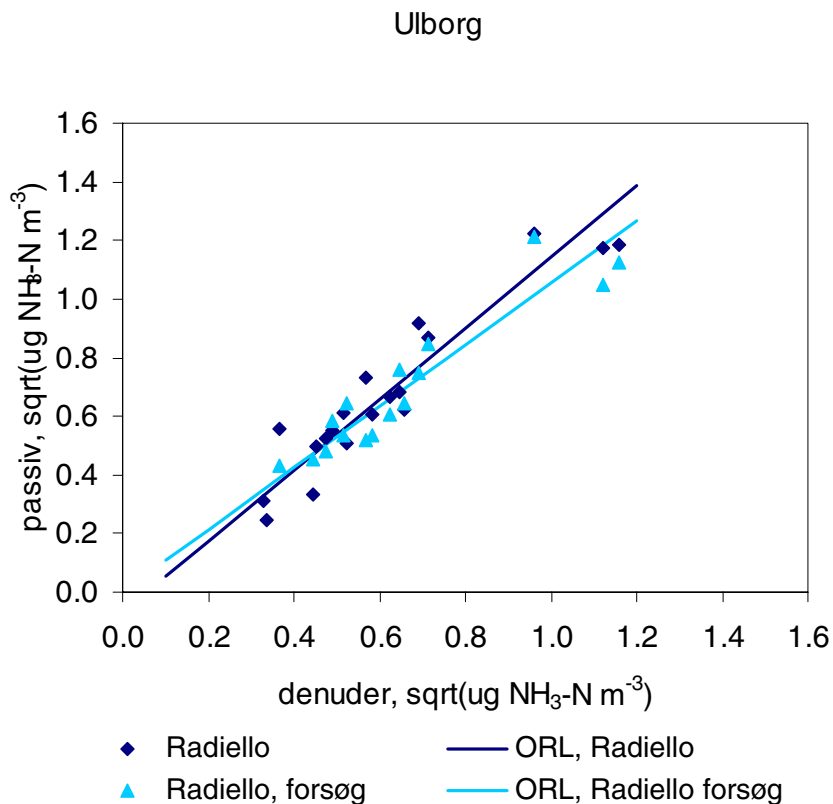


Figur 4.4 ALPHA og Radiello-koncentrationsmålinger plottet mod denuder-koncentrationsmålinger på Ulborg, inde i kronelaget. Data er kvadratrods-transformerede. De ortogonale regressionslinier er indtegnet. Data for regressionslinierne er angivet i tabel 4.1



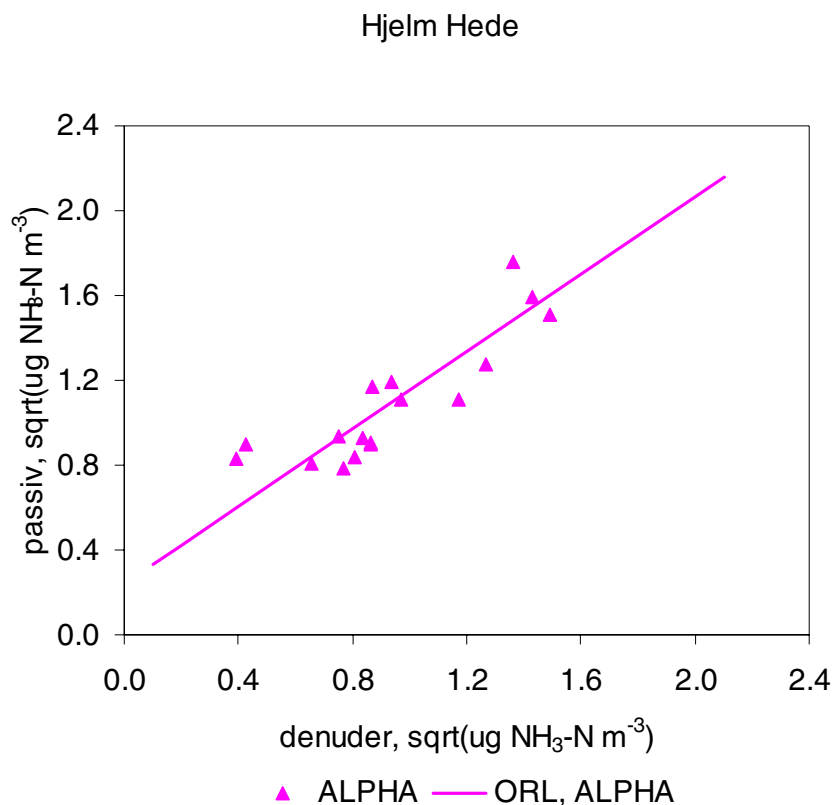
Figur 4.5 viser Radiello-koncentrationsmålinger "almindelig" samt håndteringsforsøg "forsøg" mod denudermålingerne, jf. afsnit 2.2.

Figur 4.5 Radiello-koncentrationsmålinger samt forsøg med Radiello-håndtering (jf. afsnit 2.2) plottet mod denuder-koncentrationsmålinger på Ulborg. Data er kvadratrods-transformerede. De ortogonale regressionslinier er indtegnet. Data for regressionslinierne er angivet i tabel 4.1.



Figur 4.6 viser ALPHA-koncentrationsmålinger plottet mod denuder-koncentrationsmålinger på Hjelm Hede. Data er kvadratrodstransformerede og de ortogonale regressionslinier er indtegnet. Data for regressionslinierne er angivet i tabel 4.1.

Figur 4.6 ALPHA-koncentrationsmålinger plottet mod denuder-koncentrationsmålinger på Hjelm Hede. Data er kvadratrodstransformerede og den ortogonale regressionslinie er indtegnet. Data for regressionslinien er angivet i tabel 4.1.

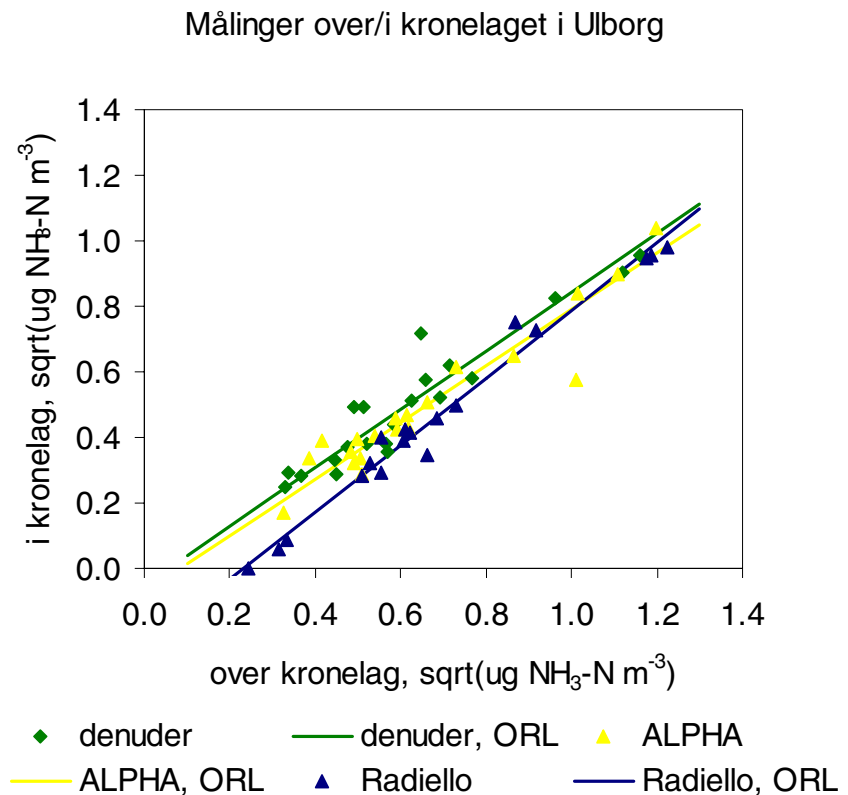


Generelt ses en god overensstemmelse mellem de to typer passive diffusionsopsamlere og denudermålingerne.

4.2 Sammenligning af målinger over/i kronelaget

Påvirkning fra vind kan være kritisk for de passive opsamlingsmetoder (Plaisance et al., 2004), idet diffusionsvejen reduceres og bliver varierende og dermed forsvinder beregningsgrundlaget for udregning af koncentrationen. De her anvendte metoder har begge en beskyttelse mod vindpåvirkning, idet ALPHA'en har et teflonfilter foran indløbet og Radiello'en har diffusionskappen. Disse foranstaltninger kunne tænkes at påvirke målingerne på anden vis, f.eks. ved absorption af ammoniak på materialet eller afsætning af fugt eller partikler, der kunne påvirke diffusionen af ammoniak gennem materialet (jf også afsnit 3.3). Figur 4.7 viser en sammenligning af målinger i og over kronelaget med h.h.v. Radiello, ALPHA og denuder. De ortogonale regressionslinier er indtegnet og data findes i tabel 4.1. Der er ikke signifikant forskel på hældningerne metoderne imellem, d.v.s. de passive målemetoder må anses for at være fri af vindpåvirkning. Det må formodes, at fugtighedsforholdene også er noget forskellige inde i kronelaget og over. Dette synes heller ikke at have nogen indflydelse på målingerne.

Figur 4.7 Sammenligning af målinger i og over kronelaget med h.h.v. Radiello, ALPHA og denuder. De ortogonale regressionslinier er indtegnet og data findes i tabel 4.1.

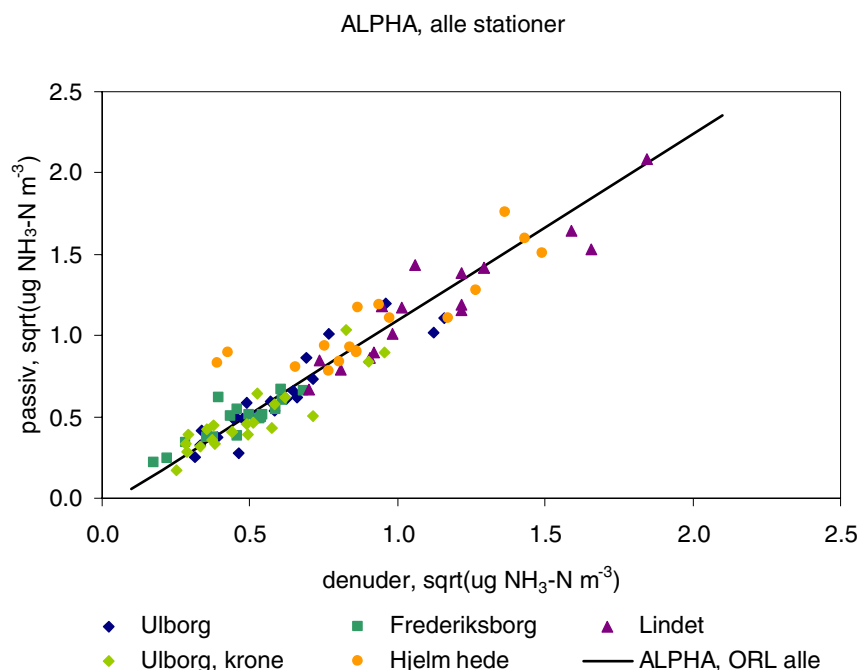


4.3 Sammenhæng mellem passive målemetoder og denuder.

Der er lavet multivariable regressionsanalyser på interaktioner mellem metode (de to typer passive opsamlere og denudermålinger) og station på kvadratrodstransformerede data. Variansanalysen viser, at der ikke er forskel på sammenhængen mellem de passive målemetoder og denudermålinger stationerne imellem ($p < 10^{-4}$). Der er heller ikke forskel mellem ALPHA og Radiello resultater indbyrdes stationerne imellem ($p < 10^{-4}$).

Figur 4.8 viser ALPHA-målinger fra alle stationer mod denudermålinger. Den ortogonale regressionslinie, baseret på alle data, er indtegnet. Data for signifikansniveauer ses i tabel 4.1.

Figur 4.8 ALPHA-målinger fra alle stationer mod denudermålinger. Data er kvadratrodstransformeret. Den ortogonale regressionslinje, baseret på alle data, er indtegnet. Data for signifikansniveauer ses i tabel 4.1.



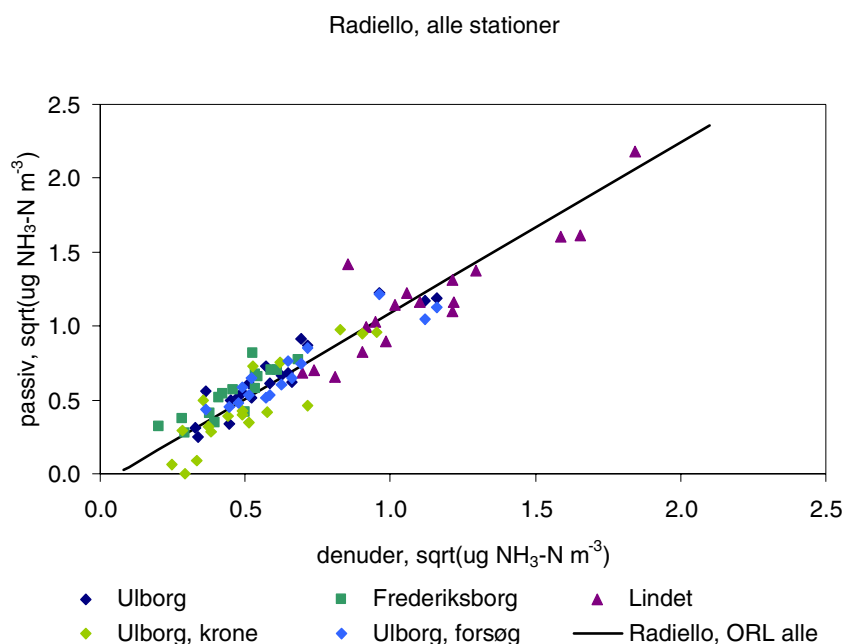
Sammenhængen mellem ALPHA og denuder for alle stationer er:

$$\text{Sqrt}(\text{ALPHA}) = 1.15 \cdot \text{sqrt}(\text{denuder}) - 0.06 \quad (5)$$

Hældningen på 1.15 er signifikant forskellig fra 1 på 90 % konfidensniveau. D.v.s. ALPHA'en måler 15 % mere end denuderen. Koncentrationsberegningerne er gennemført uden hensyntagen til den diffusionsmodstand teflonfiltret giver. Tang & Sutton (2003) har kalibreret ALPHA'en mod en denudermålemetode på ti stationer i England og fundet, at ALPHA'en måler 15 % mindre end referencemetoden, hvilket svarer til, at teflonfiltret øger diffusionslængden med 0.6-0.9 mm (jf også afsnit 2.1). Der er ikke fundet nogen forklaring på overestimeringen med de 15 % i nærværende test. Årsager til forskelle på hældningen kan skyldes fejl på denuderflowet eller andre systematiske fejl i eksperimentelle faktorer. Skæringen er signifikant forskellig fra nul og det kan skyldes over- eller underestimering og/eller forskelle i detektionsgrænse eller blindværdiniveau. Den negative skæring kunne tyde på, at de passive opsamlere er korregeret med en for høj blindværdi, om end der er tale om meget små værdier.

Figur 4.9 viser Radiellomålinger fra alle stationer mod denudermålinger. Den ortogonale regressionslinje, baseret på alle data, er indtegnet. Data for signifikansniveauer ses i tabel 4.1.

Figur 4.9 Radiellomålinger fra alle stationer mod denuder målinger. Data er kvadratrodstransformeret. Den ortogonale regressionslinje, baseret på alle data, er indtegnet. Data for signifikansniveauer ses i tabel 4.1.



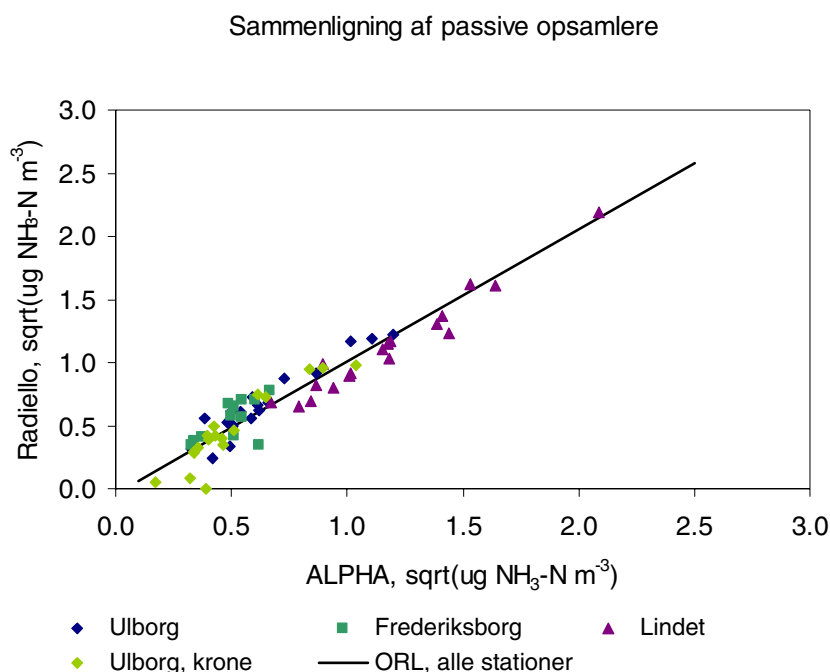
Sammenhængen mellem Radiello og denuder for alle stationer er:

$$\text{Sqrt(Radiello)} = 1.16 \cdot \text{sqrt(denuder)} - 0.07 \quad (6)$$

Hældningen på 1.16 er signifikant forskellig fra 1 på 90 % konfidensniveau. D.v.s. Radiello'en måler 16 % mere end denuderen. Koncentrationsberegningerne er gennemført med en referencetemperatur på 25° C, hvilket er klart overestimeret for danske forhold. Sættes en reference-temperatur på 10° C (som er den temperatur, der er anvendt for ALPHA'en), reduceres forskellen mellem metoderne med 7 %. "Opsamlingshastigheden" er angivet af producenten og opnået gennem laboratorieforsøg. Det er muligt, at overførslen til danske udendørsforhold giver anderledes resultater. Andre årsager er nævnt ovenfor under sammenligningen mellem ALPHAer og denuder.

Figur 4.10 viser en sammenligning af de to passive diffusionsmetoder, Radiello og ALPHA. Variationsanalysen viser, at der ikke er forskel på sammenhængen stationerne imellem og den ortogonale regressionslinje, baseret på alle data, er indtegnet. Data for ortogonal regressionslinje samt konfidensgrænser er givet i tabel 4.1. Hældningen er ikke signifikant forskellig fra 1 og skæringen er ikke signifikant forskellig fra nul på 90 % konfidensniveau.

Figur 4.10 Sammenligning af de to typer passive diffusion-sopsamlere, Radiello og ALPHA. Data er kvadratrods-transformerede. Den ortogonale regressionslinje, baseret på data fra alle stationer, er indtegnet. Regressionsdata er i tabel 4.1.

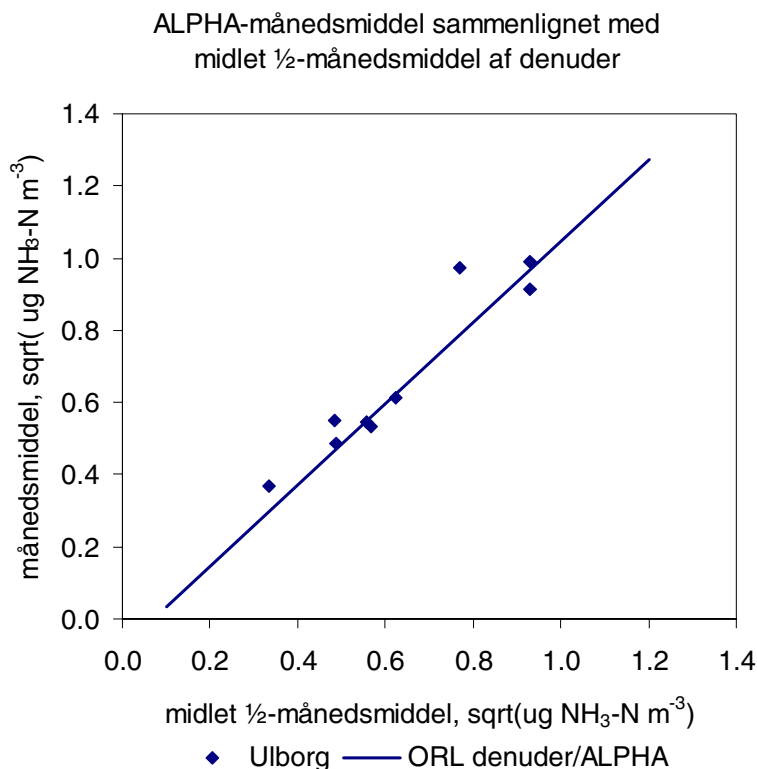


På baggrund af de her opnåede resultater kan det konkluderes, at begge typer passive diffusionsopsamlere måler ammoniakkoncentrationen i luften på tilfredsstillende vis. Det anbefales, at ALPHA'en korrigeres ned med de 15 %. Det anbefales, at der regnes med en opsamlingshastighed på Radiello'en, der svarer til 10° C, d.v.s. koncentrationerne korrigeres ned med 7 %. Det anbefales, at der gøres mere for at styre blindniveauerne (jf. også afsnit 5.1 og 5.2).

4.4 Månedsmiddelmålinger med ALPHA

Figur 4.11 viser en sammenligning af ALPHA-målinger fra Ulborg, der er eksponeret én måned, og halvmånedsmiddelværdierne af denuder-målingerne, midlet til én måned. Sammenholdes regressionslinierne (Tabel 4.1) for h.h.v. ½ mnd ALPHA-denuder Ulborg (over krone), alle stationers ALPHA-denuder og 1-mnd ALPHA-denuder Ulborg ses, at der ikke er signifikant forskel på resultaterne, d.v.s. metoden godt kan anvendes på månedsbasis

Figur 4.11 ALPHA-målinger fra Ulborg, hvor eksponering på månedsbasis er sammenholdt med midling af denuder målingerne på halvmånedsbasis. Data er kvadratrodstransformerede og den ortogonale regressionslinie er indtegnet. Data for regression og konfidensgrænser er angivet i tabel 4.1.



4.5 Korrigerede værdier

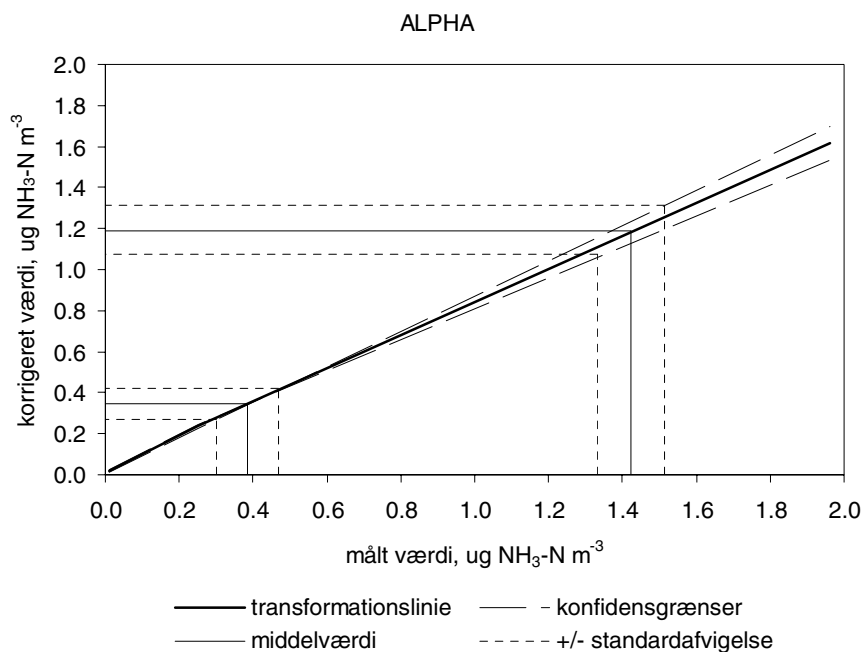
Da relationerne mellem de passive diffusionsmetoder og denudermålingerne er kvadratrodstransformerede data, er figur 4.12 (ALPHA) og 4.13 (Radiello) medtaget for at illustrere, hvad korrektionen af de passive opsamlere betyder for de absolutte målte værdier. X-aksen er den målte værdi, bestemt med den passive diffusionsopsamler uden nogen korrektion. Y-aksen viser den korrigerede værdi, d.v.s. den passive diffusion-opsamlers måleresultat, korrigeret for den systematiske afvigelse fra denudermålingerne og tilbagetransformeret til absolutte tal. Der er indtegnet linjer svarende til regressionslinien for den ortogonale regression samt 90% konfidensgrænser (øvre og nedre). Der er indtegnet to målinger på hver af figurene. Målingerne er angivet som middelværdi af tripelmålingen $\pm$ standardafvigelse.

På figur 4.12 er den ene måling fra Frederiksborg med start 30.09. 2004. Det ukorrigerede resultat er $0.38 \pm 0.08 \mu\text{g NH}_3\text{-N m}^{-3}$. Når dette tal korrigeres, giver det $0.35 \mu\text{g NH}_3\text{-N m}^{-3}$ med et usikkerhedsinterval på $0.27\text{--}0.42 \mu\text{g NH}_3\text{-N m}^{-3}$. Den anden måling er fra Hjelm Hede med start 31.08. 2004. Det ukorrigerede resultat er $1.4 \pm 0.09 \mu\text{g NH}_3\text{-N m}^{-3}$. Når dette tal korrigeres, giver det $1.2 \mu\text{g NH}_3\text{-N m}^{-3}$ med et usikkerhedsinterval på $1.1\text{--}1.3 \mu\text{g NH}_3\text{-N m}^{-3}$.

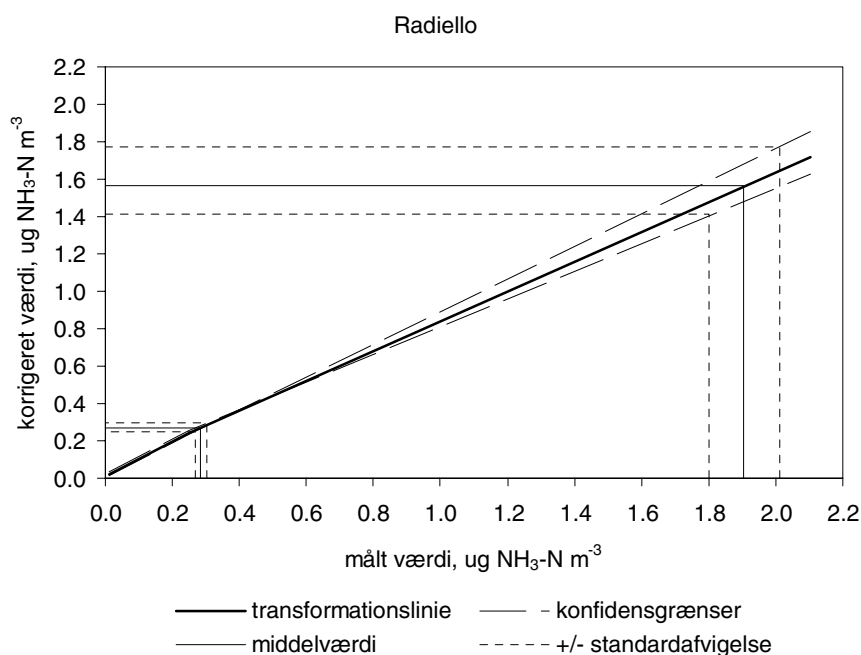
På figur 4.13 er angivet to målinger, den ene fra Frederiksborg med start 30.09. 2004. Det ukorrigerede resultat er $0.29 \pm 0.02 \mu\text{g NH}_3\text{-N m}^{-3}$. Når dette tal korrigeres, fås $0.27 \mu\text{g NH}_3\text{-N m}^{-3}$, med et usikkerhedsinterval på $0.25\text{--}0.30 \mu\text{g NH}_3\text{-N m}^{-3}$. Den anden måling er fra Lindet med start 27.05. 2004. Det ukorrigerede resultat er $1.9 \pm 0.11 \mu\text{g NH}_3\text{-N m}^{-3}$. Når dette tal korrigeres, fås $1.6 \mu\text{g NH}_3\text{-N m}^{-3}$, med et usikkerhedsinterval på $1.4\text{--}1.8 \mu\text{g NH}_3\text{-N m}^{-3}$.

Det ses, at de målte standardafvigelser nogenlunde bevares, når lave koncentrationer korrigeres, mens de bliver en anelse større når høje koncentrationer korrigeres.

Figur 4.12 Relation mellem det målte og korrigerede resultat for ALPHA passive diffusionsopsamlere. Der er indtegnet linjer svarende til regressionslinien for den ortogonale regression samt 90% konfidensgrænser (øvre og nedre). Der er indtegnet to målinger, hvor middelværdi af tripelmålingen $\pm$ standardafvigelse er angivet (se tekst).



Figur 4.13 Relation mellem det målte og korrigerede resultat for Radiello passive diffusionsopsamlere. Der er indtegnet linjer svarende til regressionslinien for den ortogonale regression samt 90% konfidensgrænser (øvre og nedre). Der er indtegnet to målinger, hvor middelværdi af tripelmålingen $\pm$ standardafvigelse er angivet (se tekst).

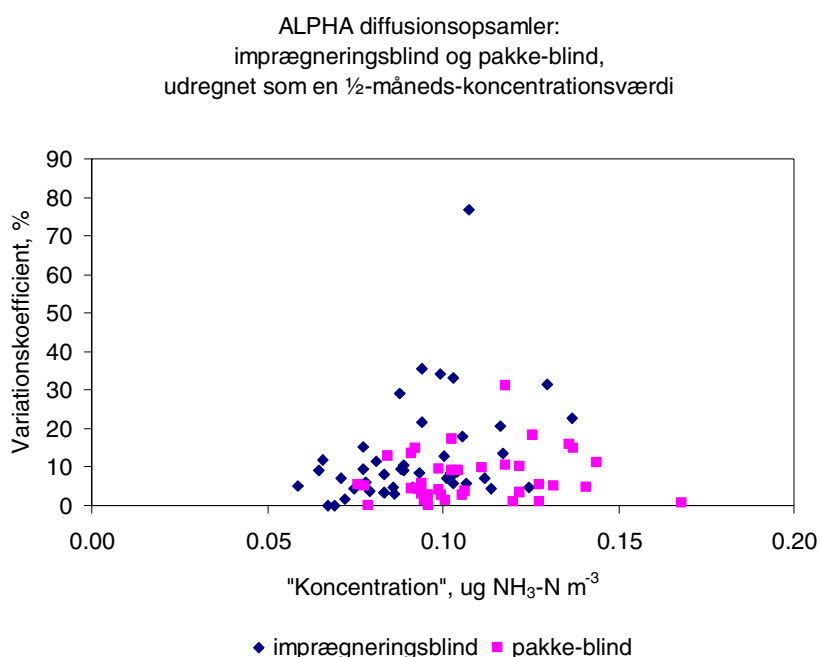


5 Blindprøver

5.1 ALPHA diffusionsopsamler

For ALPHA-opsamlerne er der tre typer blindprøver. Der er "imprægneringsblind" som er blindværdien på et citronsyreimprægneret filter, der ikke har været pakket i ALPHA-holderen. Der er en "pakkeblind", som er blindværdien på et citronsyrefilter, der har været pakket i en ALPHA-holder og opbevaret i køleskab, mens "søster-prøverne" har været eksponeret. Den tredje type blind er "stationsblind", som er blindværdien på et citronsyrefilter, der har været pakket i en ALPHA-holder, sendt til stationen med "søster-prøverne", opbevaret på stationen mens de øvrige prøver eksponeres og hjemsendt med de øvrige prøver. Der er typisk to til tre af h.h.v. "imprægneringsblind" og "pakkeblind", der repræsenterer en batch af prøver, der anvendes parallelt på alle stationer i en given eksponeringsperiode. "Stationsblind" er en enkelt prøve fra hver station i den pågældende eksponeringsperiode. Figur 5.1 viser variationskoefficienter for imprægneringsblind og pakkeblind fra hele forsøgsperioden, hvor blindprøven er omregnet til luftkoncentrationen, svarende til en eksponeringsperiode.

Figur 5.1 Variationskoefficienten af blindprøver fra ALPHA diffusionsopsamleren, hvor blindprøven er angivet som en beregnet luftkoncentration, svarende til en eksponeringsperiode. "Imprægneringsblind": imprægneret filter, "pakkeblind": imprægneret filter pakket i opsamler og opbevaret i køleskab i eksponeringsperioden (jf tekst).

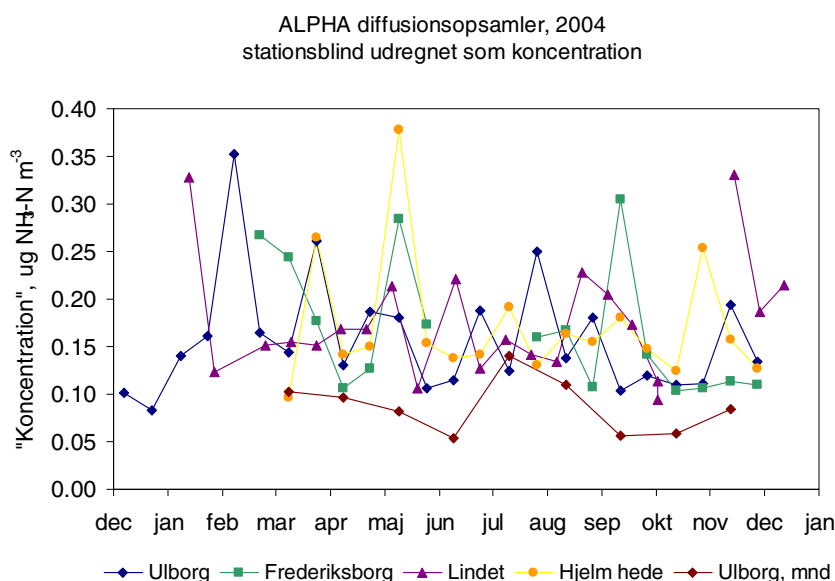


Blindværdierne for pakket filter ligger en anelse højere end de imprægnerede filtre. Hovedparten af prøverne har en variationskoefficient under 10%. Den lille variation er vigtig, da blindprøverne på visse stationer og årstider har en betragtelig størrelse i forhold til den eksponerede prøve (jf koncentrationsniveauer afsnit 7).

Figur 5.2 viser stationsblinden på de forskellige stationer i løbet af forsøgsperioden. Blinden er omregnet til en koncentration, svarende til eksponeringsperioden. Der er stor variation i stationsblindværdierne på de enkelte stationer. Nogle af prøverne ligger på niveau med pakkeblind, hvilket viser, at opbevaring under forsendelsen og på stationen har fungeret tilfredsstillende i disse perioder. Da proceduren har været den samme hele forsøgsperioden igennem, er der ikke umiddelbart nogen forklaring på den store variation. Variationen synes ikke at variere med koncentrationsniveauet på stationen, da Lindet ikke ligger specielt højt i forhold til de andre stationer. Kontamineringerne slår dog ikke så kraftigt igennem, idet variationskoefficienten på de eksponerede tripelmålinger generelt er gode (jf. afsnit 6.1).

Omregnet til koncentrationsniveauer er der tydelig forskel på halv- og helmånedseksponering på Ulborg, mens den absolutte forskel på mængden af stof ikke er så stor. Det tyder på, at stationsblinden i Ulborg ikke øges med eksponeringstiden. Stationsblinden anvendes til kvalitetscheck. Er stationsblinden usædvanlig høj vurderes det, om også de eksponerede prøver må formodes at være fejlbehæftede. De eksponerede prøver er korrigeret med imprægneret filterblind. Ved eventuel fremtidig brug af metoden anbefales det, at der gøres mere for at forhindre kontaminering under forsendelse og stationsopbevaring.

Figur 5.2 Stationsblinden på de forskellige stationer i løbet af forsøgsperioden med ALPHA-diffusionsopsamleren. Blindværdien er omregnet til en koncentration, svarende til eksponeringsperioden. Ulborg har stationsblind for både halv- og helmånedseksponering.



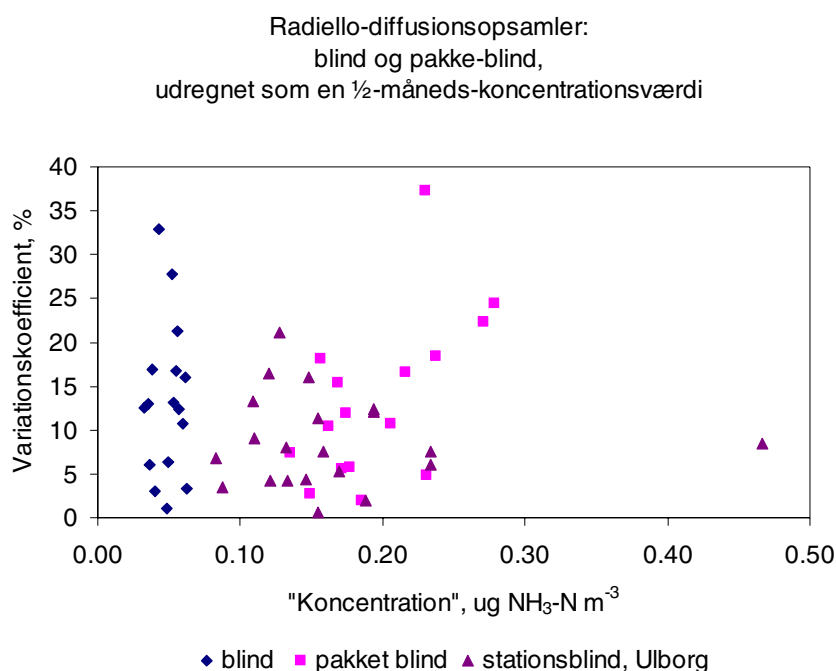
5.2 Radiello diffusionsopsamler

For Radiello-opsamlerne er der flere typer blindprøver. Der er en "blind" som er blindværdien på det phosphorsyreimprægnerede absorptionsrør, der kommer fra producenten. Der er en "pakkeblind", som er blindværdien på et absorptionsrør, der har været pakket i en diffusionskappe og opbevaret i en lufttæt beholder på laboratoriet, mens "søster-prøverne" har været eksponeret. Den tredje type blind er "stationsblind", som er blindværdien på et absorptionsrør, der har været pakket i en diffusionskappe, sendt til stationen med "søster-prøverne", opbevaret på stationen mens de øvrige prøver eksponeres og hjemsendt med de disse prøver. "Blind" og "pakkeblind" er typisk tre parallelprøver, der repræsenterer

den batch af prøver, der er sendt til eksponering (alle stationer har i samme eksponeringsperiode prøver fra samme batch). "Stationsblind" på Ulborg er tre prøver, mens de andre stationer har en enkelt prøve. "Stationsblind" fra Ulborg har fået samme håndtering som stationsblind på de andre stationer.

Figur 5.3 viser variationskoefficienter for blind, pakkeblind og Ulborgs stationsblind fra hele forsøgsperioden. Blindprøverne er omregnet til en luftkoncentration, der svarer til eksponeringsperioden. Der ses et stabilt niveau for værdien af absorptionsrøret, når det modtages fra producenten. Der er en tydelig blindværdiforøgelse, når absorptionsrøret kommer i diffusionskappen. Der er en tendens til, at Ulborgs stationsblind er på niveau eller lavere end den pakkede blind. Det betyder, at opbevaringen i Ulborg kontaminerer mindre end den på laboratoriet og at der tilsyneladende ikke er problemer med kontaminering ved forsendelse. Spredningen på prøverne er varierende og forholdsvis stor, især på den pakkede blind.

Figur 5.3 Variationskoefficienten af blindprøver fra Radiello-diffusionsopsamleren, hvor blindprøven er angivet som en beregnet luftkoncentration, svarende til en eksponeringsperiode. "blind": absorptionsrør, "pakkeblind": absorptionsrør i opsamler og opbevaret på laboratoriet i eksponeringsperioden, "stationsblind, Ulborg": som pakkeblind, men opbevaret på stationen i eksponeringsperioden (jf tekst).

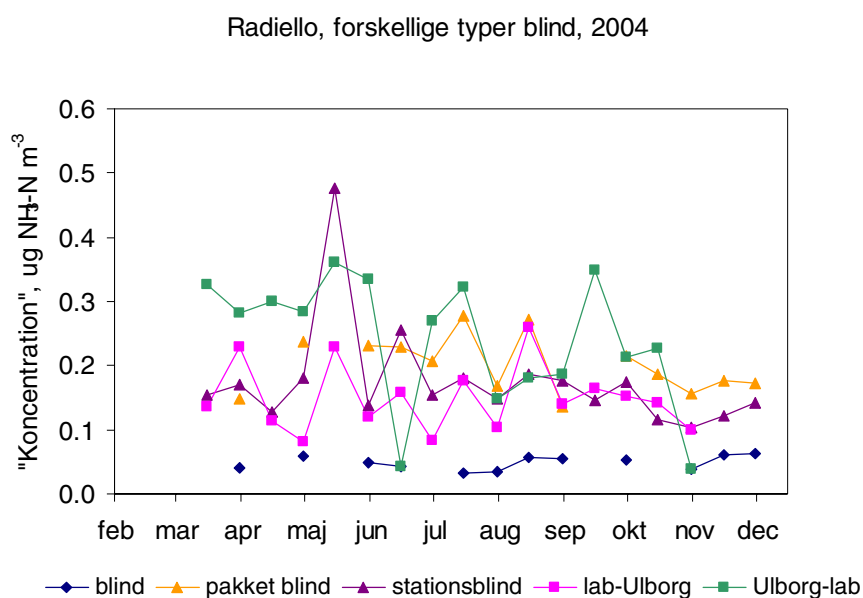


På figur 5.4 ses resultaterne fra Radiello-forsøg (jf. afsnit 2.2) med blindværdier på Ulborg. "Blind" er blind på det absorberende rør fra producenten. "Pakkeblind" er blind på rør pakket som prøve og opbevaret i laboratoriet i eksponeringsperioden. "Lab-Ulborg" er blind sendt fra laboratoriet til Ulborg. "Stationsblind" er blind behandlet som prøve og opbevaret på stationen. "Ulborg-lab" er blind sendt fra Ulborg til laboratoriet i en eksponeret diffusionskappe. Alle prøver er gennemsnitsværdier af tre paralleleeksponeringer (jf. i øvrigt tekst afsnit 2). Resultaterne er angivet som en luftkoncentration i eksponeringsperioden.

Det ses, at blindprøven, der repræsenterer pakning og transport til Ulborg (lab-Ulborg blind) samt stationsblind ligger på niveau, mens niveauet for pakkeblind ligger lidt over. Dette tyder på, at opbevaringen af pakkeblinden i laboratoriet kontaminerer prøverne mere end forsendelse og opbevaringen på stationen (jf. også ovenstående afsnit). Det ses yderligere, at prøven kontamineres markant, hvis den sendes fra stationen til

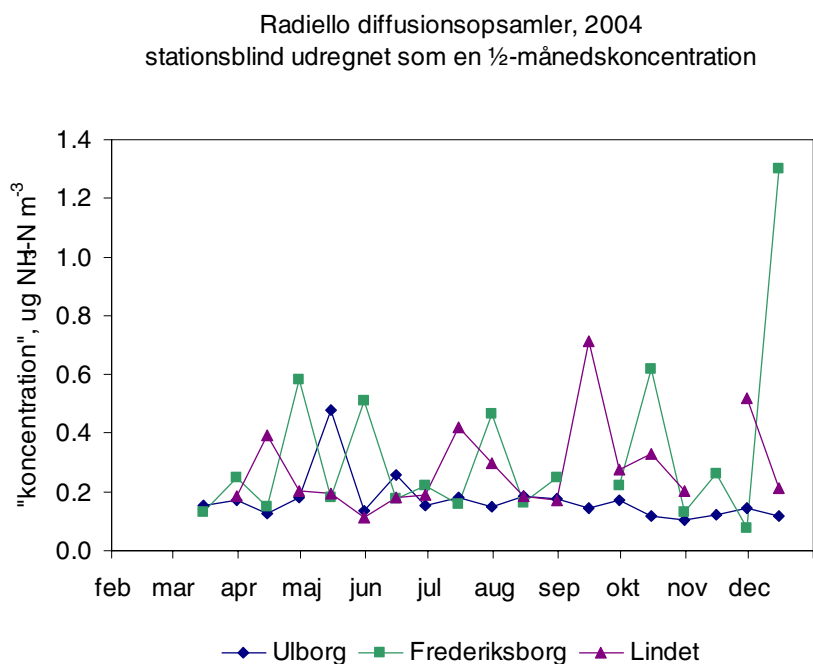
laboratoriet (Ulborg-lab) i den eksponerede diffusionskappe. Dette kan skyldes, at den eksponerede diffusionskappe indeholder ammonium, der kan fordampe og opsamles på det absorberende rør. Denne kontaminering vil formentlig variere i tid og sted og det er derfor ikke hensigtsmæssigt at sende de eksponerede rør til laboratoriet i diffusionskappen, trods den lavere kontamineringsrisiko fra håndtering. Proceduren er da også ændret midt i forsøgsperioden (jvf. ovenstående tekst afsnit 2.2). Det skal bemærkes, at stationsblind er sendt tilbage til laboratoriet i diffusionskappen, da kontamineringen forventes at stamme fra stof, der afsættes i kappen under eksponeringen. Stationsblinden tyder da heller ikke på, at den kontamineres under hjemtransporten.

Figur 5.4 Forskellige typer af blindværdier fra forsøget i Ulborg med Radiello-opsamleren. "Blind" er blind på det absorberende rør fra producenten. "Pakkeblind" er blind på rør pakket som prøve og opbevaret i laboratoriet i eksponeringsperioden. "Lab-Ulborg" er blind pakket og sendt fra laboratoriet til Ulborg. "Stationsblind" er blind behandlet som prøve og opbevaret på stationen. "Ulborg-lab" er blind sendt fra Ulborg til laboratoriet i en eksponeret diffusionskappe. Alle prøver er gennemsnitsværdier af tre paralleleksponeringer (Jf. i øvrigt tekst afsnit 2). Værdierne er omregnet til koncentrationer i de pågældende eksponeringsperioder.



Stationsblind fra Ulborg, Frederiksborg og Lindet er vist på figur 5.5. Der ses markant forskel på Ulborg og de to andre stationer, som har en meget varierende og ofte også højere stationsblind. Højere stationsblind på Lindet kunne skyldes de generelt højere koncentrationsniveauer, men dette burde ikke være tilfældet på Frederiksborg, hvor niveauet er meget lavt. Der er ingen umiddelbar forklaring på variationen, men det anbefales, at der gøres yderligere for at sikre korrekt forsendelse og opbevaring på stationerne. Ses på præcisionen af eksponerede prøver (jf. afsnit 6.2) synes de eksponerede prøver ikke påvirket af markant kontaminering.

Figur 5.5 Stationsblinden på de forskellige stationer i løbet af forsøgsperioden med Radiello-diffusionsopsamleren. Blinden er omregnet til en koncentration svarende til eksponeringsperioden. Frederiksborg og Lindet er enkeltværdier, mens Ulborg er gennemsnit af tre prøver.



De eksponerede prøver er korrigeret med pakkeblinden, undtaget prøver fra Ulborg, der er korrigeret med stationsblinden. Ulborg-prøverne burde være korrigeret med lab-Ulborg-blinden, men da de er på niveau med stationsblinden, er det ikke ændret. Det kan diskuteres, hvorvidt de andre stationer skulle have været korrigeret med lab-Ulborg-blinden i stedet for pakkeblinden, da laboratorieopbevaringen åbenbart ikke har været tilstrækkelig god. Dette er ikke gjort og synes da heller ikke at have signifikant betydning i forhold til andre usikkerheder, når stationerne sammenlignes. Stationsblinden anvendes til kvalitetscheck. Er stationsblinden usædvanlig høj vurderes det, om også de eksponerede prøver må formodes at være fejlbehæftede.

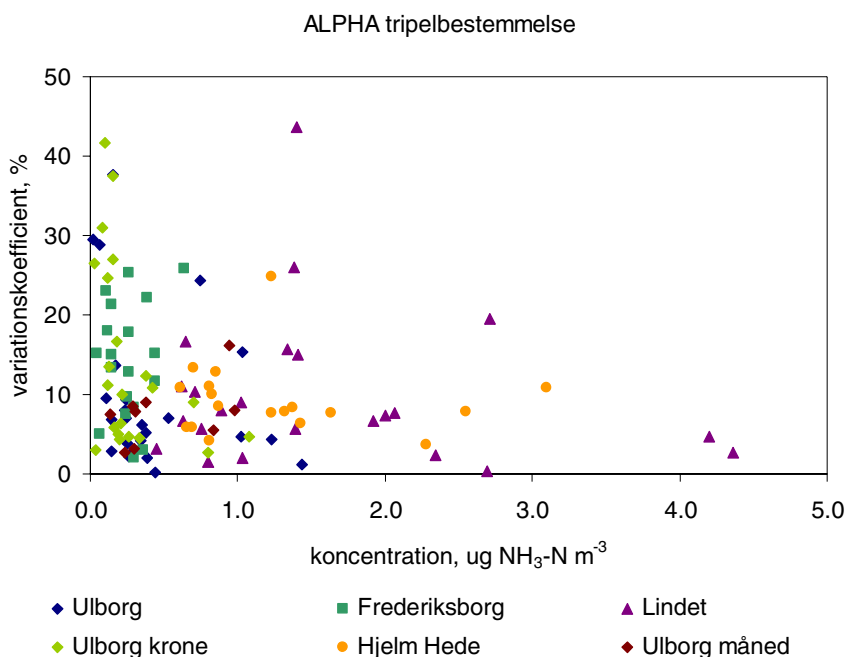
6 Præcision

De passive diffusionsopsamlere har været eksponeret som tripelbestemmelser. Nedenfor er koncentrationsbestemmelserne sammenholdt med variationskoefficienten (CV) i % ($CV = \text{std}/\text{middelværdi} \cdot 100$) mellem de tre bestemmelser.

6.1 ALPHA diffusionsopsamler

Figur 6.1 viser variationskoefficienten på tripelbestemmelserne af ammoniakkoncentrationen på de forskellige stationer. Det ses, at koncentrationsbestemmelserne generelt ligger pænt, idet 85% af målingerne har en variationskoefficient under 20%. Hovedparten af målingerne med en variationskoefficient over 20% er på et koncentrationsniveau under $0.2 \mu\text{g NH}_3\text{-N m}^{-3}$.

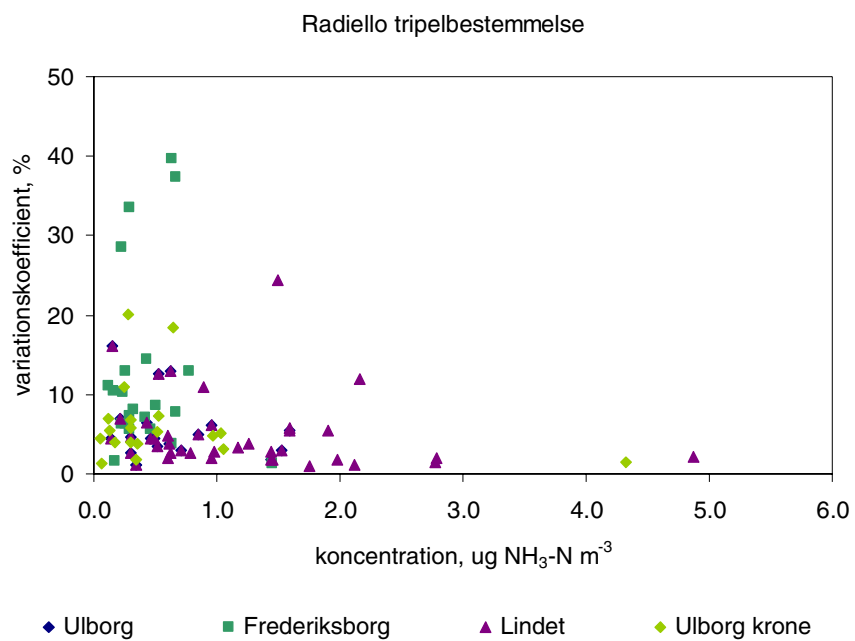
Figur 6.1 Variationskoefficienten (%) af tripelmålinger på bestemmelsen af ammoniakkoncentrationen med ALPHA-diffusionsopsamler på de forskellige stationer.



6.2 Radiello diffusionsopsamler

Figur 6.2 viser variationskoefficienten af tripelmålingerne foretaget med Radiello-opsamleren. Med Radiello-opsamleren ligger 91% af målingerne med en variationskoefficient under 20. Præcisionen er således lidt bedre med Radiello-opsamleren end med ALPHA-typen. Dette skyldes højst sandsynligt, at der er mindre håndtering af Radielloen og at denne metodetype opsamler relativt mere stof end ALPHA'en ved en given luftkoncentration og dermed nedsættes betydningen af kontaminering og blindkorrektion.

Figur 6.2 Variationskoefficienten (%) af tripelmålinger på bestemmelsen af ammoniak-koncentrationen med Radiello-diffusionsopsamler på de forskellige stationer.



7 Koncentrationsniveauer af ammoniak, målt og modelberegnet

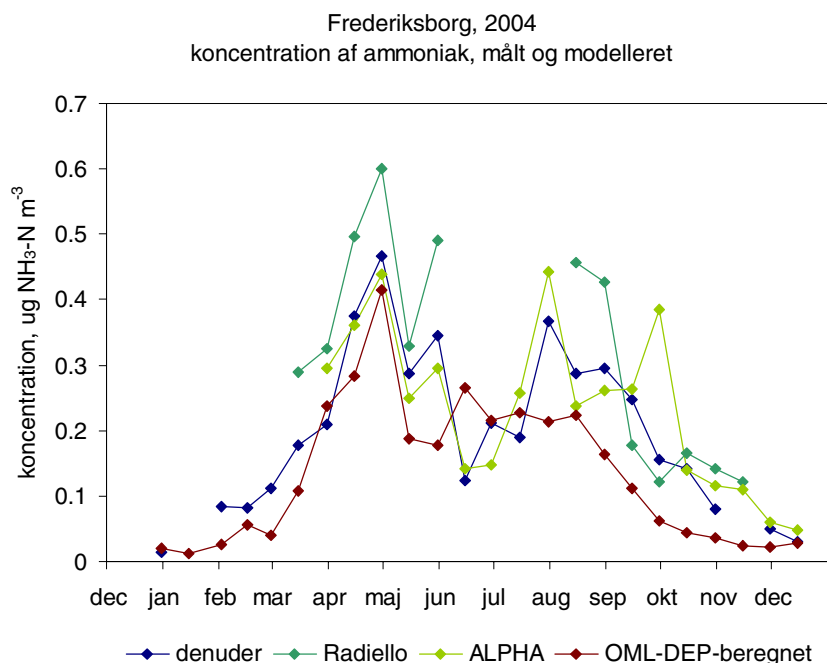
Nedenstående vises figurer med målte og modelberegnete ammoniak-koncentrationer fra stationerne Frederiksborg, Lindet, Ulborg og Hjelm hede. Modelberegningerne er foretaget med OML-DEP-modellen (i 2005), der er udviklet og introduceret i NOVANA (Ellermann et al., 2005).

7.1 Frederiksborg

Målinger og modelberegninger af ammoniakkoncentrationen på Frederiksborg ses på figur 7.1. Der ses en god overensstemmelse mellem målingerne foretaget med ALPHA og denuder. Radiello-målingerne ligger lidt over. Der mangler nogle perioder med Radiellomålinger, idet tre perioder (15.6., 15.7. og 1.12. 2004) viser meget lave værdier, mens de efterfølgende perioder er for høje i forhold til de andre målinger. Noget tyder på, at disse lave målinger skyldes at prøverne ved en fejltagelse ikke er blevet eksponeret og at den foregående prøve efterfølgende er eksponeret i begge måleperioder og dermed repræsenterer en månedsmiddelkoncentration. Disse perioder er udeladt på figuren.

Der er god overensstemmelse mellem modelberegningerne og de målte koncentrationsniveauer.

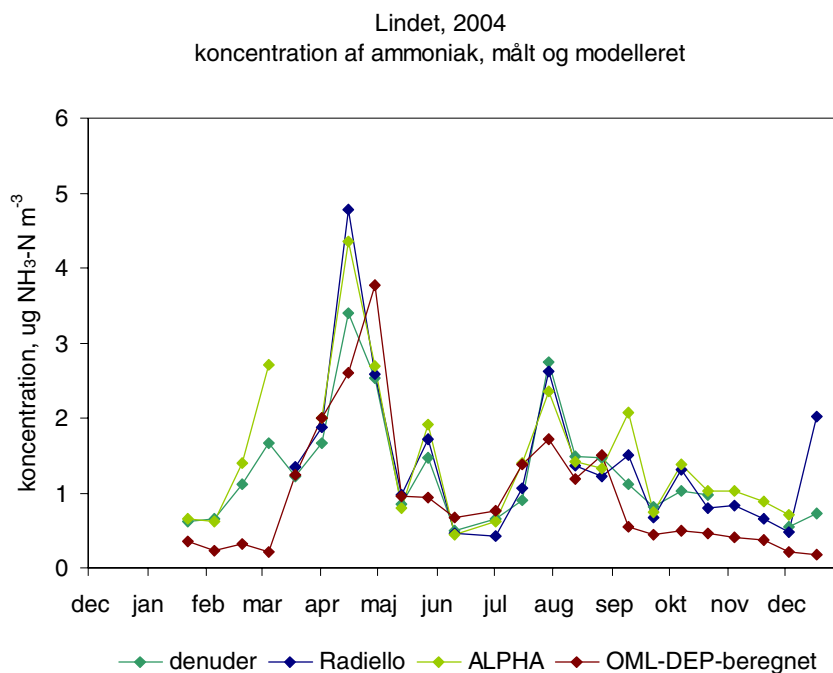
Figur 7.1. Måling og modelberegning af halvmånedsmiddel-koncentrationen af ammoniak på Frederiksborg. Der er målt med passiv diffusionsopsamler af typen ALPHA og Radiello samt med denuder. Der er beregnet v.h.a. OML-DEP-modellen.



7.2 Lindet

Målinger og modelberegninger af ammoniakkoncentrationen på Lindet er vist på figur 7.2. Der er generelt en god overensstemmelse de tre målemetoder imellem og modelberegninger og målinger passer generelt godt. Modellen ligger en anelse under koncentrationsmålingerne i efteråret og vintermånederne.

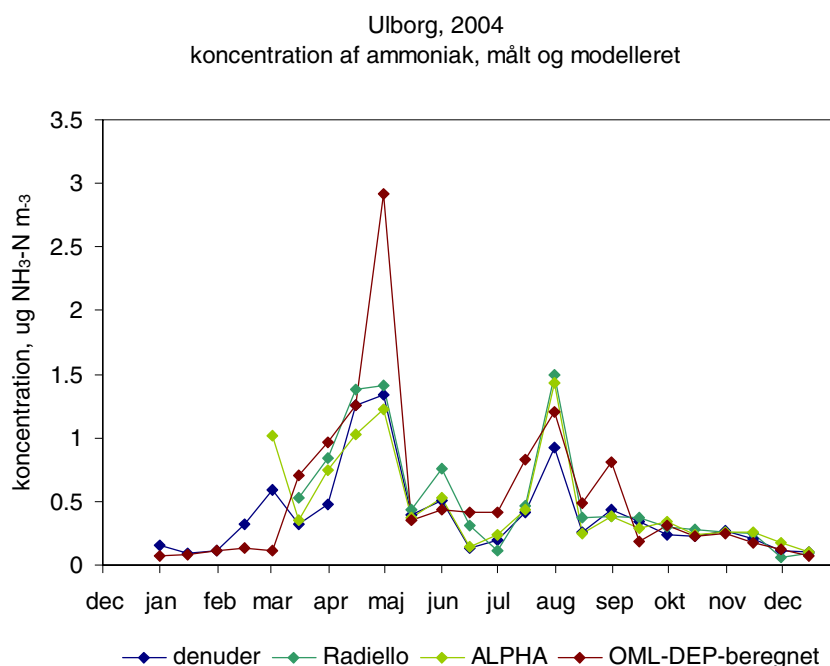
Figur 7.2. Måling af to-ugers-middel-koncentration af ammoniak på Lindet. Der er målt med passiv diffusionsopsamler af typen ALPHA og Radiello samt med denuder. Denuderværdierne er midelværdi af to ugemiddel-målinger. Der er beregnet v.h.a. OML-DEP-modellen.



7.3 Ulborg

Målinger og modelberegninger af ammoniakkoncentrationen på Ulborg ses på figur 7.3. Der er god overensstemmelse målemetoderne indbyrdes og der er god overensstemmelse mellem målte og modellerede koncentrationer.

Figur 7.3. Måling og modelberegning af halvmånedsmiddel-koncentrationen af ammoniak på Ulborg. Der er målt med passiv diffusionsopsamler af typen ALPHA og Radiello samt med denuder. Der er beregnet v.h.a. OML-DEP modellen.

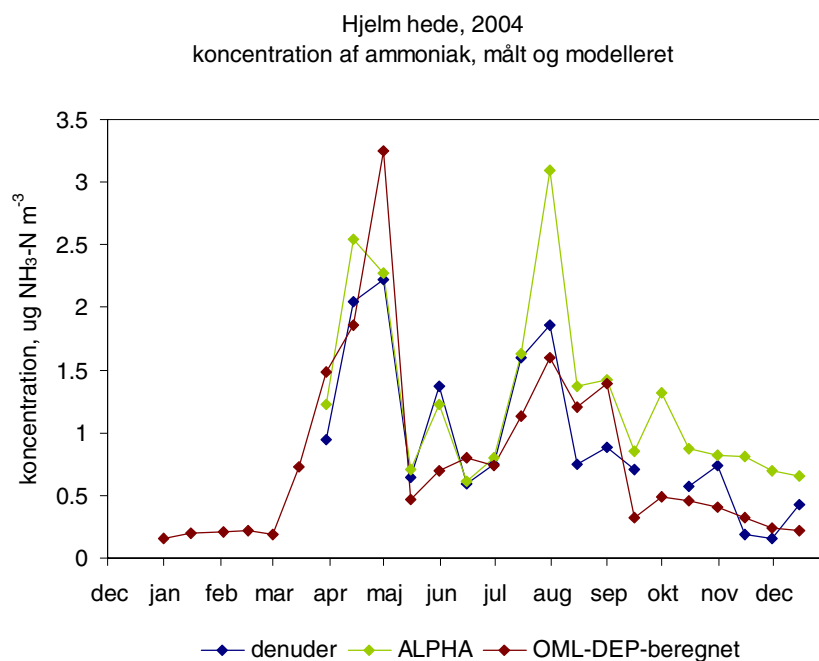


7.4 Hjelm Hede

Figur 7.4 viser målinger og modelberegninger på Hjelm Hede. Der ses en god overensstemmelse mellem de to målemetoder indtil d. 15.7. Derefter synes ALPHA'en at ligge systematisk over denuderen. Den periode, hvor overensstemmelsen er god, er opsamleren sendt retur til laboratoriet med teflonfilter på. Perioderne efter fjernes teflonfiltret før returnering, som er proceduren. CEH, der har leveret ALPHA'en, anbefaler, at teflonfiltret fjernes før hjemsendelse, da de har erfaret, at det mindsker spredningen på parallelbestemmelser. En potentiel fordampning af afsat ammonium på teflonfiltret kunne tænkes at skade prøven. På resultaterne fra Hjelm Hede ser det snarere ud som ALPHA'en kontamineres når teflonfiltret fjernes. Det er dog ikke særlig sandsynligt, at det er forklaringen, dels fordi spredningen på tripeleksponeringen ikke stiger, dels fordi stationspasseren er den samme som på Ulborg, hvor der ikke er observeret problemer med håndteringen. Der er ikke fundet nogen forklaring på, hvorfor ALPHA'en forskydes i forhold til denuderen efter d. 15.7. 2004.

Modelberegningerne stemmer godt overens med de målte koncentrationer på Hjelm Hede.

Figur 7.4 Måling og modelberegning af halvmånedsmiddel-koncentrationen af ammoniak på Hjelm Hede. Der er målt med passiv diffusionsopsamler af typen ALPHA og med denuder. Beregningerne er lavet v.h.a. OML-DEP-modellen.



8 Fremtidig anvendelse af målemetoden

De passive diffusionsopsamlere er testet med henblik på vurdering af metodens egnethed i forhold til måling af ammoniakkoncentrationen på et større antal lokaliteter i forbindelse med NOVANAs overvågning af terrestriske naturområder. Målingerne skal sammen med modelberegninger danne grundlag for vurdering af tørdepositionsbelastningen af ammoniak.

8.1 Anvendelse af passive diffusionsopsamlere til modelvalidering

Modellering på både stor og lokal skala opnår den bedste evaluering på lokaliteter langt fra lokale kilder. For lokalskalamodelleringen gælder det, at jo større afstand til nærmeste lokale kilder, des flere lokale kilder vil bidrage ligeligt til koncentrationen. Da kildernes emission beskrives med statistiske emissioner (for den konkrete kilde) vil en eventuel fejl på emissionen udjævnes og få mindre indflydelse på beregningen af koncentrationsniveauerne, hvis kilden ikke er meget dominerende. De statistiske emissioner betyder også, at målingerne skal have en vis midlings-tid for at udjævne forskellen til den aktuelle emission og her er det en fordel, at de passive diffusionsopsamlere midler over halve eller hele måneder.

Lokalskalamodeller fokuserer på ammoniak-kilder og deres afledede deposition i mindre områder, men da den samlede deposition i området også har et bidrag fra kilder i større afstand, er det nødvendigt at koble til en storskalamodel. Til bestemmelse af den samlede kvælstofbelastning modelleres således i NOVANA sammenhæng på stor skala med DEHM-modellen (10 km – 1000 km) og lokal skala med OML-DEP-modellen (op til 16 km x 16 km). Der er behov for sammenligning mellem målinger og modelestimer på begge skalaer. Til evaluering på større skala er bl.a. målinger fra randområder værdifulde, da de kan give information om bidrag fra udlandet. Det kunne typisk være kystmålinger, f.eks. ved den jyske vestkyst. I NOVANAs faste luftovervågningsprogram indgår en målestation på Anholt, som også er en velegnet lokalitet til sammenligning mellem målte og modellerede storskala estimer.

8.2 Strategi i forbindelse med anvendelse af passive diffusionsopsamlere i overvågningsprogrammet

I forhold til modelvalidering og –usikkerhed vil det være mest hensigtsmæssigt at måle i områder uden dominans fra enkeltkilder og med midlingstider på halve eller hele måneder. Mange naturområder er af en udstrækning, hvor dette forhold er opfyldt. Set i forhold til modelvalidering er der i NOVANA programmet egnede overvågningsstationer med luftmålinger af ammoniak på Tange (Midtjylland), Ulborg (Vestjylland), Lindet (Sønderjylland), Anholt (Kattegat), Keldsnor (Langeland) og Frederiksborg (Nordsjælland). Derudover måles ammoniakkoncentrationen i luften på to heder (Idom Hede nær Holstebro og Hjelm Hede nær Ski-

ve). I 2005 mangler der målinger fra Nordjylland, Bornholm, Fyn og Midt- og Sydsjælland.

Ud fra et økonomisk aspekt er månedsmiddel at foretrække frem for halvmåned, da det har lavere omkostninger.

Ønskes en specifik undersøgelse af tørdepositionsbelastningen i et område, der er direkte påvirket af en eller flere kilder, vil en måling med efterfølgende depositionsberegninger være egnet. Et sådant målepunkt vil derimod ikke være så egnet til modelvalidering (jf. ovenstående). De passive diffusionsopsamlere har en præcision, der gør dem velegnede til bestemmelse af horisontale gradienter i forbindelse med kildevurdering. Afhængigt af formålet med undersøgelsen kan den lange midlingstid i et sådan tilfælde være et problem, da målingerne vil repræsentere forhold med vekslende vindretninger og derfor også vekslende påvirkning fra forskellige kildeområder.

Det er vurderet af behovet for lokale meteorologiske data i forhold til modelberegninger af tørdepositionen vil give en uforholdsmæssig stor økonomisk byrde i forhold til de usikkerheder, der i øvrigt arbejdes med. Beregninger af tørdepositionen foretages på timebasis som et produkt af koncentration og depositions hastighed, hvor sidstnævnte beregnes ud fra meteorologi samt nogle antagelser. På nuværende tidspunkt er viden om døgnvariationer af ammoniakkoncentrationen meget lille, hvorfor en forfinelse af meteorologiske data ikke vil kunne forberede beregningerne væsentligt.

9 Konklusion

Begge typer passive diffusionsopsamlere har vist sig velegnede til bestemmelse af middelkoncentrationen af ammoniak i luften over længere tid (fra halv- til helmånedsmiddel).

De passive diffusionsopsamlere målte systematisk lidt mere end denunderen og resultaterne skal derfor korrigeres.

Ved eventuel fremtidig brug af metoderne anbefales det, at der gøres mere for at forhindre kontaminering under forsendelse og opbevaring i laboratoriet.

Sammenligning af målte og modellerede ammoniakkoncentrationer viste god overensstemmelse. Målestrategien i forhold til modelvalidering vil være målinger, der er så lidt påvirket af enkeltkilder som muligt. Metoden er særdeles velegnet til overvågnings- og valideringsformål, da den ikke kræver strøm og dermed kan placeres på afsidesliggende lokaliteter. Lange midlingstider (halv- til helmåned) anbefales i valideringssammenhæng.

Præcisionen er god og metoden vurderes anvendelig til måling af lokale gradienter.

Metoden er også anvendelig til monitorering af ammoniakkoncentrationer i kildebelastet område af særlig interesse, hvor der efterfølgende kan beregnes tørdepositionsbelastning på baggrund af målingerne.

10 Referencer

Carmichael G.R., Ferm M., Thongboonchoo N., Woo J.-H., Chan L.Y., Murano K., Viet P.H., Mossberg C., Bala R., Boonjawat J., Upatum P., Mohan M., Adhikary S.P., Shrestha A.B., Pienaar J.J., Brunke E.B., Chen T., Jie T., Guoan D., Peng L.C., Dhiharto S., Harjanto H., Jose A.M., Kimani W., Kirouane A., Lacaux J.-P., Richard S., Barturen O., Cerda J.C., Athayde A., Tavares T., Cotrina J.S. & Bilici E. (2003): Measurements of sulfur dioxide, ozone and ammonia concentrations in Asia, Africa and South America using passive samplers. *Atmospheric Environment* 37, pp. 1293-1308.

Ellermann T., Andersen H.V., Monies C., Kemp K., Bossi R., Mogensen B.B., Løfstrøm P., Christensen J. & Frohn L.M. (2005): Atmosfærisk deposition 2004. NOVANA. Danmarks Miljøundersøgelser, Frederiksborgvej 399, DK-4000 Roskilde, Danmark. 76 pp. DMU faglig rapport nr. 555 <http://www.dmu.dk>

Ferm M. (1979): Method for determination of atmospheric ammonia. *Atmospheric Environment*, vol. 13, pp. 1385-1393

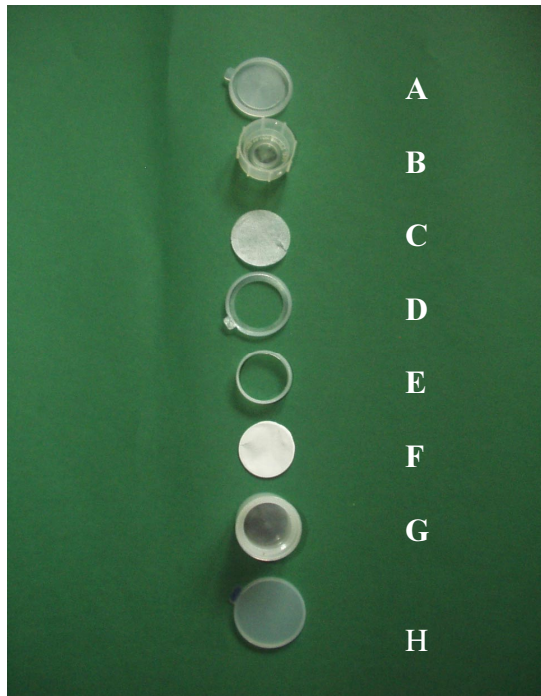
Ferm M. (1991): A sensitive diffusional sampler. Swedish Environmental Research Institute, IVL B-1020, 12p.

Plaisance H., Piechocki-Minguy A., Garcia-Fouque S. & Galloo J.C. (2004): Influence of meteorological factors on the NO₂ measurements by passive diffusion tube. *Atmospheric Environment* 38, pp. 573-580.

Y. S. Tang & M.A.Sutton (2003): A new passive sampler for long-term ambient monitoring of atmospheric ammonia. *The diffusive monitor*, December 2003, Issue 14, Health and Safety Executive Committee on Analytical Requirements – Working Group 5, pp. 7-9. "The Diffusive Monitor" er tilgængelig på web-siden : <http://www.hsl.gov.uk/-publications/diffuse-monitpr.htm>.

Bilag 1

ALPHA diffusionsopsamler : de forskellige dele af opsamleren



Låg til brug efter eksponering

Låg til beskyttelse af teflonfilter

Teflonfilter (5 μ m PTFE, 27 mm)

Låg med hul, til at fixere teflonfilter

Støtte-ring til at fastholde imprægneret filter (6 mm høj)

Imprægneret filter til ammoniakopsamling (papirfilter, 23.8 mm)

Holder med fræset kant, der støtter det imprægnerede filter. Der er velcrotape i bunden af holderen til fastgørelse under en frisbee.

Transportlåg (tages af inden opsætning, passer uden på "D")

Radiello diffusionsopsamler: de forskellige dele af opsamleren



Diffusionskappe

"Skruelåg" med velcro på bagsiden

Absorberende rør, det til ammoniak er hvidt

DMU Danmarks Miljøundersøgelser

Danmarks Miljøundersøgelser er en del af Aarhus Universitet.	På DMU's hjemmeside www.dmu.dk finder du beskrivelser af DMU's aktuelle forsknings- og udviklingsprojekter.
DMU's opgaver omfatter forskning, overvågning og faglig rådgivning inden for natur og miljø.	Her kan du også finde en database over alle publikationer som DMU's medarbejdere har publiceret, dvs. videnskabelige artikler, rapporter, conferencebidrag og populærfaglige artikler.

Yderligere information: www.dmu.dk

Danmarks Miljøundersøgelser Frederiksborgvej 399 Postboks 358 4000 Roskilde Tlf.: 4630 1200 Fax: 4630 1114	Administration Afdeling for Arktisk Miljø Afdeling for Atmosfærisk Miljø Afdeling for Marin Økologi Afdeling for Miljøkemi og Mikrobiologi Afdeling for Systemanalyse
Danmarks Miljøundersøgelser Vejlsøvej 25 Postboks 314 8600 Silkeborg Tlf.: 8920 1400 Fax: 8920 1414	Afdeling for Ferskvandsøkologi Afdeling for Marin Økologi Afdeling for Terrestrisk Økologi
Danmarks Miljøundersøgelser Grenåvej 14, Kalø 8410 Rønde Tlf.: 8920 1700 Fax: 8920 1514	Afdeling for Systemanalyse Afdeling for Vildtbiologi og Biodiversitet

Faglige rapporter fra DMU

På DMU's hjemmeside, www.dmu.dk/Udgivelser/, finder du alle faglige rapporter fra DMU sammen med andre DMU-publikationer. Alle nyere rapporter kan gratis downloades i elektronisk format (pdf).

Nr./No. 2009

- 720 The eastern Baffin Bay. A preliminary strategic environmental impact assessment of hydrocarbon activities in the KANUMAS West area.
By Boertmann, D., Mosbech, A., Schiedek, D. & Johansen, K. (eds). 238 pp.
- 719 The western Greenland Sea. A preliminary strategic environmental impact assessment of hydrocarbon activities in the KANUMAS East area.
By Boertmann, D., Mosbech, A., Schiedek, D. & Johansen, K. (eds). 246 pp.
- 718 DEVANO. Decentral Vand- og Naturovervågning. Programbeskrivelse 2009.
Af Bijl, L. van der, Boutrup, S. & Nordemann Jensen, P. (red.). 34 s.
- 717 Oplandsmodellering af vand og kvælstof i umættet zone for oplandet til Horndrup Bæk.
Af Ladekar, U.L., Jensen, R., Grant, R., Blicher-Mathiesen, G., Mejlhede, P., Olsen, B.Ø. 76 s.
- 716 Annual Danish informative inventory report to UNECE. Emission inventories from the base year of the protocols to year 2007.
By Nielsen, O.-K., Winther, M., Mikkelsen, M.H., Hoffmann, L., Nielsen, M., Gyldenkerne, S., Fauser, P., Plejdrup, M.S., Albrechtsen, R. & Hjelgaard, K. 498 pp.
- 715 Baseline and monitoring studies at Seqi olivine mine 2004 to 2007.
By Asmund, G., Boertmann, D. & Johansen, P. 90 pp.
- 714 Vandmiljø og Natur 2007. NOVANA. Tilstand og udvikling – faglig sammenfatning.
Af Nordemann Jensen, P., Boutrup, S., Bijl, L. van der, Svendsen, L.M., Grant, R., Bøgestrand, J., Jørgensen, T.B., Ellermann, T., Dahl, K., Josefson, A.B., Ejrnæs, R., Søgaard, B., Thorling, L. & Dahlgren, K. 118 s.
- 713 Arter 2007. NOVANA.
Af Søgaard, B. & Asferg T. (red.). 140 s.
- 712 Terrestriske Naturtyper 2007. NOVANA.
Af Ejrnæs, R., Nygaard, B., Fredshavn, J.R., Nielsen, K.E. & Damgaard, C. 150 s.
- 711 Vandløb 2007. NOVANA.
Af Bøgestrand, J. (red.). 108 s.
- 710 Søer 2007. NOVANA.
Af Jørgensen, T.B., Clausen, J., Bjerring Hansen, R., Søndergaard, M., Sortkjær, L. & Jeppesen, E. 68 s.
- 709 Landovervågningsoplande 2007. NOVANA.
Af Grant, R., Pedersen, L.E., Blicher-Mathiesen, G., Jensen, P.G., Hansen, B. & Thorling, L. 128 s.
- 708 Atmosfærisk deposition 2007. NOVANA.
Af Ellermann, T., Andersen, H.V., Bossi, R., Christensen, J., Geels, C., Kemp, K., Løfstrøm, P., Mogensen, B.B. & Monies, C. 97 s.
- 707 Marine områder 2007 – Tilstand og udvikling i miljø- og naturkvaliteten. NOVANA.
Af Dahl, K. & Josefson, A.B. (red.) 113 s.
- 706 Beregning af naturtilstand for vandhuller og mindre søer. Tilstandsvurdering af Habitatdirektivets søtyper.
Af Fredshavn, J.F., Jørgensen, T.B. & Moeslund, B. 38 s.
- 705 Hazardous substances and heavy metals in the aquatic environment. State and trend, 1998-2003.
By Boutrup, S. (ed.), Fauser, P., Thomsen, M., Dahllöf, I., Larsen M.M., Strand, J., Sortkjær, O., Ellermann, T., Rasmussen, P., Jørgensen, L.F., Pedersen, M.W. & Munk, L.M. 44 pp.
- 704 Contaminants in the traditional Greenland diet – Supplementary data.
By Johansen, P., Muir, D., Asmund, G. & Riget, F. 22 pp.
- 703 Projection of Greenhouse Gas Emissions 2007 to 2025.
By Nielsen, O.-K., Winther, M., Mikkelsen, M.H., Gyldenkerne, S., Lyck, E., Plejdrup, M., Hoffmann, L., Thomsen, M., Fauser, P. 211 pp.
- 702 Rastende vandfugle i Margrethe Kog og på forlandet vest for Tøndermarsken, 1984-2007.
Af Laursen, K., Hounisen, J.P., Rasmussen, L.M., Frikke, J., Pihl, S., Kahlert, J., Bak, M. & Amstrup, O. 78 s.
- 700 Drivhusgasopgørelse på kommuneniveau. Beskrivelse af beregningsmetoder.
Af Nielsen, O.-K., Winther, M., Gyldenkerne, S., Lyck, E., Thomsen, M., Hoffmann, L. & Fauser, P. 104 s.

METODEAFPRØVNING AF PASSIVE DIFFUSIONSOPSAMLERE TIL KONCENTRATIONSBESTEMMELSE AF AMMONIAK

Rapporten omhandler en metodeafprøvning af to typer passive diffusionsopsamlere (ALPHA og Radiello) til koncentrationsbestemmelse af ammoniak i luften. Der er lavet sammenlignende målinger på en række stationer med forskellige koncentrationsniveauer og der er målt gennem ét år, således af sæsonvariationer også er inkluderet. Resultaterne viser, at begge typer passive diffusionsopsamlere er velegnede til bestemmelse af middelkoncentrationen af ammoniak i luften over længere tid (fra halv- til helmånedsmiddel). De passive diffusionsopsamlere måler systematisk lidt mere end referencemetoden og resultaterne skal derfor korrigeres. Præcisionen er god og metoden vurderes også anvendelig til måling af lokale gradienter. Den passive diffusionsmetode er velegnet til overvågnings- og valideringsformål, da den ikke kræver strøm og dermed kan placeres på afsidesliggende lokaliteter.