

Utsläpp av ammoniak och lustgas från förbränningsanläggningar med SNCR/SCR

Naturvårdsverket

Kundtjänst

106 48 Stockholm

Tfn: 08-698 12 00

Fax: 08-698 15 15

E-post: kundtjanst@naturvardsverket.se

www.naturvardsverket.se

Miljöbokhandeln: www.miljobokhandeln.com

ISBN 91-620-8089-X.pdf

© Naturvårdsverket 2002

Upplaga: 200 ex

Tryck: Multitryck AB

Innehållsförteckning

| | |
|--|----|
| Inledning | 3 |
| Bakgrund..... | 4 |
| Kortfattat om SNCR och SCR | 4 |
| Koppling mellan dosering av reduktionsmedel, NO _x -reduktion och utsläppsvillkor | 4 |
| Remiss generell föreskrift | 4 |
| Argument för individuell prövning | 5 |
| Varför ej miljöavgift? | 6 |
| Miljöeffekter | 7 |
| Direkta effekter av gaserna NO _x och NH ₃ | 7 |
| Fotokemiska oxidanter | 7 |
| Försurning och övergödning | 7 |
| N ₂ O – effekter | 8 |
| Faktorer som styr bildning och utsläpp av NH ₃ och N ₂ O vid SNCR/SCR | 9 |
| SNCR/SCR-processen | 9 |
| NH ₃ i rökgaserna | 10 |
| N ₂ O i rökgaserna | 10 |
| NH ₃ i stoft (flygaska) | 10 |
| NH ₃ i rökgaskondensat | 11 |
| Mätning av NH ₃ och N ₂ O | 12 |
| Mätning av NH ₃ | 12 |
| Mätning av N ₂ O | 13 |
| Villkor och uppmätta halter av NH ₃ och N ₂ O vid NO _x -avgiftspliktiga anläggningar med SNCR/SCR | 15 |
| NO _x -avgiftspliktiga anläggningar med SNCR/SCR | 15 |
| Sammanställning över villkor | 16 |
| Uppmätta halter | 17 |
| Beräknade utsläpp för åren 1995 och 2000 | 20 |
| År 1995 | 20 |
| År 2000 | 20 |
| Vägledning | 22 |
| NH ₃ till luft | 22 |
| N ₂ O till luft | 23 |
| NH ₃ i stoft (flygaska) | 24 |
| NH ₃ i rökgaskondensat | 24 |
| Villkorsformulering vid utsläpp till luft | 24 |
| Mätning av NH ₃ och N ₂ O i rökgaserna | 25 |
| Litteraturförteckning | 26 |
| Bilaga: Syrehalt i rökgaserna vid eldning av olika bränslen och lathund för omräkning mellan olika enheter | 27 |

Inledning

Lagen (1990:613) om miljöavgift på utsläpp av kväveoxider (NO_x) vid energiproduktion har inneburit att NO_x -utsläppen från berörda anläggningar genom olika åtgärder har minskat betydligt. En av dessa åtgärder är rökgasrening där reduktionsmedel (ammoniak eller urea) tillsätts så att NO_x reduceras till kvävgas och vatten. Reningen är antingen selektiv icke katalytisk reduktion (SNCR) eller selektiv katalytisk (SCR). Som en följd av SNCR/SCR har halterna av ammoniak och lustgas i rökgaserna i vissa fall ökat, liksom ammoniumhalterna i aska och rökgaskondensat. Syftet med detta faktablad är:

- att beskriva miljöeffekterna av utsläpp av NH_3 och N_2O från förbränningsanläggningar med SNCR/SCR, vad som påverkar utsläppen och hur dessa kan mätas.
- att informera om förbränningsanläggningarna med SNCR/SCR (antal, bränsle, panntyp), villkor och utsläpp.
- att ge vägledning vid prövning av SNCR/SCR-installationer enligt Miljöbalken vad det gäller villkorssättning och mätning av utsläppen.

Bakgrund

Kortfattat om SNCR och SCR

Lagen (1990:613) om miljöavgift på utsläpp av kväveoxider (NO_x) vid energiproduktion, som trädde i kraft 1992, har inneburit att NO_x -utsläppen från berörda anläggningar genom olika åtgärder har minskat betydligt. En av de åtgärder som har genomförts är rökgasrening där reduktionsmedel tillsätts så att NO_x reduceras till kvävgas och vatten. Reningen sker antingen som en selektiv icke katalytisk reduktion (SNCR) eller som en selektiv katalytisk reduktion (SCR). Som reduktionsmedlet används ammoniak (NH_3) eller urea. Som en följd av SNCR och SCR har halterna av NH_3 och lustgas (N_2O) ökat i rökgaserna. Det har även medfört att ammoniumhalten i aska och rökaskkondensat har ökat.

Anledningen till att NH_3 ökar i rökgaserna är att allt reduktionsmedel inte reagerar med NO_x utan följer med som oreagerad NH_3 (NH_3 -slip) ut i rökgaserna. N_2O bildas vid ofullständiga reaktioner, främst i de fall då urea används som reduktionsmedel.

Koppling mellan dosering av reduktionsmedel, NO_x -reduktion och utsläppsvillkor

Vid ökad dosering av reduktionsmedel kan man förbättra NO_x -reduktionen upp till ett visst värde. Därefter får man endast en marginell minskning av NO_x vid ökad dosering. Däremot ökar NH_3 -slipet betydligt och i vissa fall även utsläppet av N_2O .

Vid de anläggningar som har utsläppsvillkor för NH_3 styrs ofta doseringen av reduktionsmedel efter dessa villkor. De anläggningar som saknar NH_3 -villkor kan driva SNCR/SCR-processen längre och därmed ytterligare reducera NO_x -utsläppen i någon grad och därmed NO_x -avgiften. Samma resonemang gäller även i viss mån utsläppsvillkor för N_2O . Kopplingen mellan ökad dosering av reduktionsmedel och ökat utsläpp är dock inte lika tydligt för N_2O som för NH_3 .

Remiss generell föreskrift

Naturvårdsverket skickade i oktober 1999 ut på remiss ett förslag om generella föreskrifter för utsläpp av NH_3 och N_2O från förbränningsanläggningar med SNCR/SCR. Förslaget skickades till samtliga länsstyrelser och miljödomstolar, tre kommuner, 6 förbränningsanläggningar, 11 branschorganisationer, ett antal ackrediterade laboratorier och instrumentleverantörer samt Institutet för tillämpad miljöforskning, Näringslivets Nämnd för Regelgranskning och Riksrevisionsverket. Följande begränsningsvärden föreslogs:

NH₃

Det sammanlagda utsläppet av NH₃ till luft och ammoniumkväve (omräknat till NH₃) till vatten (rökgaskondensat) får inte överstiga 5 mg/MJ_{tillf energi}, räknat som månadsmedelvärde.

N₂O

Utsläpp till luft av N₂O får ej överstiga 10 mg/MJ_{tillförd energi}, räknat som månadsmedelvärde.

Förslaget innehöll även krav på hur utsläppen ska kontrolleras. Utifrån vad som framkom i remissvaren och efter att ha utrett frågan ytterligare har Naturvårdsverket bedömt att utsläppen av NH₃ och N₂O från anläggningar med SNCR och SCR bättre regleras genom individuell prövning enligt Miljöbalken.

Argument för individuell prövning

NH₃

Det föreslagna begränsningsvärdet för NH₃ utgår från att NH₃-halten i rökgaserna är i det närmaste noll före införandet av SNCR/SCR. Så är dock inte fallet för alla anläggningar. För vissa anläggningar (t.ex. barkpannor) utan SNCR/SCR ligger NH₃-halten i rökgaserna i nivå med det föreslagna begränsningsvärdet. För dessa anläggningar skulle det ha varit svårt att överhuvudtaget använda SNCR/SCR, eftersom NH₃-halten i rökgaserna då skulle ha överskridit begränsningsvärdet. Detta skulle ha varit olyckligt eftersom SNCR/SCR troligen skulle ha minskat de totala NO_x-utsläppen i betydligt högre grad än motsvarande ökning av NH₃-utsläppen.

Vid andra pannor (t.ex. oljepannor) skulle begränsningsvärdet ha blivit alltför generöst. Vid dessa skulle det ha varit möjligt att ytterligare öka doseringen av reduktionsmedel och därmed NH₃-slipen, trots att det bara skulle ge en marginell minskning NO_x-utsläppen.

Fördelen med individuell prövning är alltså att man kan ta hänsyn till variationerna mellan olika anläggningar och anpassa nivån på begränsningsvärdet för NH₃ för respektive anläggning så att det läggs på en nivå som möjliggör att SNCR/SCR kan drivas på ett miljömässigt optimalt sätt.

N₂O

För NH₃ finns det en tydlig koppling mellan införandet av SNCR/SCR och ökade NH₃-halter i rökgaserna. Denna koppling är inte lika tydlig för utsläpp av N₂O. N₂O-halterna styrs i högre grad av andra faktorer såsom bränsle, pannotyp, temperatur och uppehållstid. Specifika utsläpp på uppemot 30–40 mg/MJ_{tillf bränsle}¹ har uppmätts i rökgaserna från pannor med fluidiserande bädd som eldas med torv eller kol utan SNCR/SCR. Dessa pannor skulle överhuvudtaget inte klara det föreslagna generella utsläppsvillkoret på 10

¹ J. Gromulski et al., 1994. ”Utvärdering av SNCR-anläggningar i Ång- och Hetvattenpannor i Sverige” Värmeforskrapport 514

mg N₂O/MJ. För att minska N₂O-utsläppen vid dessa pannor handlar det snarare om att byta bränsle eller ombyggnation av pannan än om att reglera driften av SNCR/SCR.

Varför ej miljöavgift?

Ett annat sätt att begränsa utsläpp av NH₃ och N₂O skulle vara att införa utsläppsavgifter i likhet med NO_x-avgiften. Detta var ett förslag som några remissinstanser framförde. Genom att avgiftsbelägga utsläppen skulle en från miljösynpunkt mer optimal dosering av NH₃ och urea kunna uppnås. Dessutom upplevs det positivt med ekonomiska incitament för att hålla utsläppen nere.

En av svårigheterna med utsläppsavgifter är att hitta rätt nivå på avgifterna så att de speglar miljöpåverkan. Det är även svårt och därmed kostsamt att uppnå hög noggrannhet vid mätning av de låga halter som det ofta är frågan om. Att mätvärdena har en hög noggrannhet är en förutsättning om de ska ligga till grund för beräkning av miljöavgifter. Vid mätning av utsläpp för kontroll av villkorsefterlevnad räcker det att kunna konstatera att mätvärdet givet en viss mätosäkerhet ligger under villkorsvärdet. Vid mätning för fastställande av miljöavgift är önskemålet på mätnoggrannhet hårdare, eftersom varje avvikelser från det verkliga värdet översätts till pengar.

För att bedöma om det är en miljömässigt kostnadseffektiv åtgärd att införa en utsläppsavgift måste även kostnaden för mätutrustningen sättas i relation till den minskning av utsläppen som avgiften skulle medföra. Naturvårdsverket har bedömt att kostnaderna för mätutrustning och rådande mätosäkerhet vid de aktuella, relativt låga, halterna talar mot ett införande av miljöavgift för närvarande.

Miljöeffekter

Utsläpp av NO_x , NH_3 och N_2O från förbränningsanläggningar ger upphov till en rad olika miljöproblem som beskrivs nedan.

Direkta effekter av gaserna NO_x och NH_3

Halterna av NO_x är högst i tätortsmiljö, medan NH_3 -halterna är högst i landsbygdsmiljö. De halter av dessa gaser som förekommer i Sverige bedöms ge negativa effekter på människors hälsa, t.ex. allergi, astma och andra problem på andningsorganen. Båda gaserna torde ge skador på vegetationen främst i södra Sverige.

Fotokemiska oxidanter

NO_x i atmosfären bildar ozon och andra fotokemiska oxidanter genom fotokemiska processer i närvaro av kolväten och kolmonoxid. Dessutom är ozon en växthusgas. De ozonhalter som förekommer i Sverige ger skador på vegetation och har bedömts orsaka ekonomiska förluster i miljardklassen varje år i Sverige p.g.a. skador på grödor. Ozon orsakar även hälsoproblem i Sverige och bedöms ha bidragit till att dubbelt så många människor i Sverige lider av allergier och astma jämfört med för 20-25 år sedan.

Försurning och övergödning

NO_x och NH_3 deponeras till mark och omvandlas till nitrat (NO_3^-) respektive ammonium (NH_4^+) antingen före eller efter depositionen. Dessa ämnen bidrar starkt till försurning och övergödning i Sverige. Utsläpp av ammoniuminnehållande kondensat till en vattenrecipient bidrar också till övergödning liksom ammoniakavgång från aska.

I delar av Sverige överskrider idag kvävebelastningen den kritiska belastningen för försurnings- och övergödningsskador. Variationerna mellan olika markers känslighet för kväve är stora och beror bl.a. på de naturgivna förutsättningarna, men även på hur stor den sammanlagda tidigare depositionen av kväve varit. Om marken inte är mättad på kväve så verkar tillförsel av ammonium och nitrat inte försurande, men utgör ett steg på vägen mot kvävemättnad. Om kvävemättnad råder, som i delar av södra Sverige, är nitrat alltid försurande, men ammonium endast i den utsträckning den nitrifieras.

En viktig skillnad mellan NO_x och NH_3 är depositionsastigheten. Den är mycket högre för NH_3 , vilket gör att NH_3 i mycket högre grad deponeras i anläggningens närområde.

N₂O – effekter

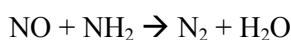
N₂O är en stabil molekyl med en livslängd på ungefär 150 år. För närvarande ökar halten i atmosfären med cirka 0,2 % per år. N₂O har betydelse för både uttunningen av ozonskiktet och för växthuseffekten. I stratosfären omvandlas N₂O till viss del till NO, vilket i sin tur ger nedbrytning av ozonskiktet.

N₂O absorberar vidare infraröd strålning, vilket betyder att föreningen bidrar till växthuseffekten. Räknat per kilo utsläpp har N₂O en uppvärmningseffekt som är cirka 300 gånger större än den för koldioxid.

Faktorer som styr bildning och utsläpp av NH₃ och N₂O vid SNCR/SCR

SNCR/SCR-processen

SNCR-processen bygger på att NO reagerar stökiometriskt med NH₂-radikaler och i vissa fall även NCO-radikaler under bildandet av kvävgas och vatten:

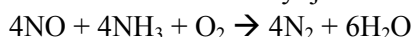


Injektion av ammoniak producerar NH₂-radikaler medan urea bildar både NH₂- och NCO-radikaler. Reaktionen äger rum inom ett relativt smalt temperaturfönster. Vid en allt för låg temperatur passerar ammoniak utan att reagera (NH₃-slip) och vid en allt för hög temperatur kan NO_x bildas vilket ger ökade NO_x-utsläpp istället för att minska. En temperatur på omkring 925°C anses vara optimal, men den kan variera med förbränningsmiljön². Temperaturområdet kan vidgas med hjälp av kemikalier.

För att styra SNCR-processen på ett optimalt sätt krävs förutom rätt temperatur att rätt mängd reduktionsmedel injiceras och att uppehållstiden är tillräckligt lång samt att omblandningen mellan rökgas och reduktionsmedel blir så fullständig som möjligt.

Normalt måste ett visst överskott av reduktionsmedel tillsättas jämfört med vad som teoretiskt skulle behövas. Mängd reduktionsmedel brukar anges som en stökiometrisk kvot i förhållande till NO_x i rökgasen. Stökiometrisk kvot är förhållandet mellan antal mol tillfört ammoniumkväve (reduktionsmedel) och antal mol NO i rökgasen. Om man ökar doseringen av reduktionsmedel (den stökiometrisk kvoten) kan man förbättra NO_x-reduktionen upp till ett visst värde. Därefter får man endast marginell förbättring med ökad dosering. Detta värde varierar med anläggningen i fråga och hur väl omblandningen mellan reduktionsmedlet och rökgasen sker.

Vid SCR används en katalysator som gör reaktionen möjlig vid lägre temperaturer (300-400°C) än vid SNCR. Med SCR är reningsgraden 80-95% medan den för SNCR är ca 40-60%³. Vid SCR utnyttjas all indoserad ammoniak stökiometriskt enligt nedan:



NH₃-slip vid SCR är därför låga. Inte heller N₂O bildas i någon nämnvärd mängd över katalysatorn⁴. Detta är under förutsättning att katalysatorns funktion fungerar tillfredsställande.

I de följande avsnitten anges vad som styr halterna av NH₃ och N₂O i rökgaserna samt NH₃ i stoft och rökgaskondensat.

² Boo Ljungdahl, Termiska Processer AB, muntlig kontakt

³ T. Niemann et. al, 2000. "Systemstudie avseende kombinerad NO_x-reducering med SNCR/SCR", Värmeforskrappport 699

⁴ B. Hanell, et al., 1996. "Utvärdering av de första SCR-anläggningarna i Sverige" Värmeforskrappport 558

NH₃ i rökgaserna

Låga halter av NH₃ (motsvarande ett specifikt utsläpp på 1-5 mg/MJ_{tillf energi}) förekommer ofta naturligt i rökgaserna⁵. Det finns exempel på pannor med specifika NH₃-utsläpp till luft på 4-6 mg/MJ_{tillf energi} utan injicering av NH₃⁶. Det kan bero på fuktigt bränsle, låga förbränningstemperaturer och att stråkbildning föreligger i pannan. Vid SNCR ökar dock halten ofta betydligt. Ökningen av NH₃-halten är särskilt märkbar vid hög dosering, dålig inblandning eller för låg doseringstemperatur.

N₂O i rökgaserna

Vad det gäller N₂O är halterna oftast högre då urea används som reduktionsmedel vid SNCR. Det beror på att N₂O bildas som biprodukt vid sönderdelningen av urea. N₂O-bildningen hänger samman med temperatur och uppehållstid i eldstaden. Det förefaller som att N₂O i högre grad bildas vid låga temperaturer och korta uppehållstider varvid bildad N₂O inte hinner brytas ned⁷.

N₂O bildas även då NH₃ används som reduktionsmedel. Vid mätningar på en panna med cirkulerande fluidiserad bädd (CFB) ökade N₂O-halten snabbare än NH₃-halten vid ökad ammoniakdosering⁸. En annan undersökning av en avfallseldad rosterpanna visade på ökade N₂O-halter vid ökad NH₃-dosering. Ökningen var dock betydligt mindre än motsvarande NO_x-reduktion⁹.

Vid förbränning av kol och torv kan (särskilt i CFB) förhöjd N₂O-bildning förekomma ”naturligt”. I en torveldad CFB-panna utan injicering av reduktionsmedel uppmättes t.ex. det specifika utsläppet till 30-40 mg N₂O/MJ_{tillf energi}¹⁰.

NH₃ i stoft (flygaska)

En del av NH₃-innehållet i rökgasen reagerar med sura gaskomponenter och bildar salter som fångas upp i stoftavskiljningen. Det innebär att ju mer sura komponenter det finns i rökgaserna desto större mängd NH₃ kan bilda salter.

Det är främst rökgasens innehåll av svavelsyra som har betydelse. Vid lägre temperaturer kan även HCl, SO₂, NO₂, HF och CO₂ bilda NH₃-salter. Men oftast är temperaturen för hög för att dessa ammoniumföreningar ska bli stabila.

⁵ J. Gromulski et al., 1994. ”Utvärdering av SNCR-anläggningar i Ång- och Hetvattenpannor i Sverige” Värmeforskrappport 514

⁶ Boo Ljungdahl, TPS Termiska Processer AB, muntlig kontakt

⁷ C. Andersson, H. Woxlin, 1996. ”Utvärdering av reduktionsmedel för SNCR” Värmeforskrappport 561

⁸ B.G. Bergdahl et al. 1996. ”Beslutsstöd on line för minimering av NO_x – resultat från Örebro Energi” Värmeforskrappport 573

⁹ C. Andersson et al., 1996. ”SNCR – Förbättrad reglering genom modern gasanalysteknik, infångning och saltbildning av ammoniaköverskott vid rökgasrening” Värmeforskrappport 592

¹⁰ J. Gromulski et al., 1994. ”Utvärdering av SNCR-anläggningar i Ång- och Hetvattenpannor i Sverige” Värmeforskrappport 514

Hög halt av gasformig svavelsyra bildas vid eldning av svavelhaltiga bränslen såsom kol, torv och avfall. Skogsbränsle är däremot ett svavelfattigt bränsle vilket ger låga svavelsyrahalter och därmed lägre halter av NH_3 i flygaska.

NH_3 -halterna i aska från avfall varierar betydligt, alltifrån 0,25 till 25 mg $\text{NH}_3/\text{MJ}_{\text{tillf energi}}$ ¹¹.

Vid en studie som genomfördes vid fem SNCR-anläggningar under eldnings säsongen 1993 fann man att för alla anläggningar, utom en avfallsanläggning, var det svavelsyratillgången i rökgasen som var begränsande för hur mycket ammonium som återfanns i stoftet. I dessa fall gav en högre dosering av NH_3 eller urea inte upphov till ökade ammoniumhalter i filterstoftet¹².

I studien undersöktes också hur stor mängd NH_3 som bands i stoft jämfört med vad som emitteras med rökgasen. Andelen infångad NH_3 uppgick till cirka 5-10% av rökgasens ammoniuminnehåll vid alla anläggningar utom den ovannämnda avfallsanläggningen. Vid denna panna avskiljdes i storleksordningen hälften av ammoniakerna med flygaskan.

NH_3 i rökgaskondensat

NH_3 är lösligt i vatten. I anläggningar med rökgaskondensering tvättas NH_3 ur rökgaserna och hamnar i kondensatet. Uppskattningsvis fångas 70-80% av NH_3 upp i kondensatet om pH-värdet hålls tillräckligt lågt (under cirka 7). Vid högre pH-värden minskar denna infångning snabbt. NH_3 -halterna i kondensatet ligger vanligen mellan 15 och 20 mg/liter, men för vissa anläggningar förekommer halter på upp till 150 mg/liter¹³.

Vid pannor med rökgaskondensering är det möjligt att återvinna ammonium i kondensatvattnet. Ett sätt är att genom omvänd osmos filtrera ut ammonium. Koncentratet kan sedan återföras till pannan som reduktionsmedel. Så sker bland annat vid träpannan vid Tekniska Verken i Linköping. Där används urea som reduktionsmedel. Den mängd NH_3 som avskiljs genom omvänd osmos används för att lösa upp urea, som sedan injiceras i eldstaden och på så sätt återvinns. Även vid panna 3 på Igelstaverket där NH_3 används som reduktionsmedel avskiljs NH_3 i kondensatet genom omvänd osmos för återanvändning som reduktionsmedel.

Ett annat sätt är att återvinna NH_3 från kondensatet är genom att höja pH och på så sätt driva av NH_3 till luft. Denna NH_3 -innehållande luft kan sedan återföras till pannan. Om detta sker vid rätt temperaturintervall (som sekundär- eller tertiärluft) fungerar luften som reduktionsmedel. Denna teknik kommer att installeras vid Lidköpings Värmeverk under år 2002¹⁴.

¹¹ J. Gromulski et al., 1994. "Utvärdering av SNCR-anläggningar i Ång- och Hetvattenpannor i Sverige" Värmeforskrappport 514

¹² J. Gromulski et al., 1994. "Utvärdering av SNCR-anläggningar i Ång- och Hetvattenpannor i Sverige" Värmeforskrappport 514

¹³ A-K Hjalmarsson, K. Hedin, 1996. "Miljökonsekvenser av NO_x -avgiften" rapport 4649 Naturvårdsverket

¹⁴ Kjell Lidbom, Pronea, muntlig kontakt

Mätning av NH₃ och N₂O

Mätning av NH₃

För mätning av NH₃ till luft finns olika metoder. De vanligaste är våtkemisk absorption och ljusabsorption, se nedan. Våtkemisk absorption lämpar sig för mätning av NH₃ vid enstaka tillfällen medan ljusabsorption används vid kontinuerlig mätning. Vid mätning av ammoniumkväve i vatten kan prov tas ut antingen som stickprov eller med en provtagare (beroende på variation i halt och flöde) för efterföljande analys på ett laboratorium.

Våtkemisk absorption

Vid våtkemisk absorption absorberas NH₃ i en sur vattenlösning varefter NH₃-halten bestäms med våtkemisk analys. För närvarande finns ingen svensk standard för denna analysmetod. Denna metod är lämplig för mätning av NH₃-halt vid enstaka tillfällen.

Vid våtkemisk absorption inkluderas även ammoniumhalten till NH₃ i det gasprov som tas ut från rökgasen. Om mycket ammonium finns bundet i salter eller på partiklar kan detta leda till högre mätvärden än om endast NH₃ i gasfas analyserats.

Ljusabsorption

NH₃ absorberar ljus både i det infraröda (IR) och det ultravioletta (UV) området. Ljusabsorptionsinstrument för kontinuerlig mätning vid förbränningsanläggningar kan vara av IR-typ och UV-typ. De kan vara utformade för att analysera absorptionen i ett eller flera våglängder/våglängdsband, det senare är fallet vid FTIR (Fourier Transform Infraröd Spektroskopi) och DOAS (Differentiell Optisk Absorptions-Spektroskopi). Även diodlaserspektroskopi förekommer. Beroende på om befintlig mätutrustning kan användas eller ej så varierar priserna för installation av NH₃-mätare mellan 50 000 och 300 000 kronor. Priset påverkas även av mätprincip, typ av instrument och tillgängligt mätställe. Ett antal mätinstrument och mätsystem för kontinuerlig mätning av kväveoxider och andra komponenter i rökgaser kan konverteras för att inkludera NH₃-mätning.

Närvaro av andra ämnen än NH₃ kan ge felaktiga mätresultat. Vilka ämnen som stör (interfererar) beror på analysmetod, och vilka våglängder som den aktuella instrumenttypen använder.

- Vid UV-spektroskopi interfererar svaveldioxid (SO₂) och kvävemonoxid (NO). SO₂ interfererar kraftigt redan vid låga koncentrationer
- I det infraröda området kring 10,6 µm, som nyttjas av FTIR-instrument, interfererar koldioxid (CO₂), vatten (H₂O) och eten.

Hur stor interferensen blir beror dels på instrumentmodell och dels på det aktuella instrument (individ) som används. Instrumenten har ofta internkompensation för interfererande ämnen. Justeringen av denna internkompensation kan kompensera för delar av eller hela interferensen.

Mättekniska problem

Beroende på om mätningen görs direkt i rökgaskanalen (in-situ) eller om en del av rökgaserna leds ut till analysinstrumentet som är placerat utanför rökgaskanalen (extraktivt) kan olika störningar av mätresultatet uppstå. Vid in-situ-mätning påverkar rökgasernas temperatur de olika ämnenas (inklusive ammoniaks) absorption, varför det är lämpligt att korrigera för temperaturförändringar om sådana förekommer. För extraktiva instrument inverkar gasberedningssystemet. NH_3 kan kondensera i ledningar och/eller ombildas till NH_3 -salter. Det omvända kan även ske genom att NH_3 avdunstar eller att NH_3 -salter spjälkas så att NH_3 frigörs som gas vid uppvärmning av rökgaserna.

Val av provtagningsmetod

”Provtagningsmetod” ska väljas efter vilka typer av mätvärden som eftersträvas. Om momentanvärden är av intresse så är in-situ-mätning att föredra framför extraktiv provtagning. In-situ-mätning ger kort responstid med mer korrekta momentanvärden, medan extraktiv provtagning ger längre responstid med lägre uppmätta maxvärden och högre uppmätta minvärden som följd. Är däremot medelvärden över längre perioder av intresse är instrument av både in-situ och extraktiv typ lämpliga.

Mätning av N_2O

För mätning av N_2O nyttjas vanligtvis ljusabsorption i det infraröda (IR) våglängdsområdet. Detta kan innebära mätning i ett våglängdsområde eller genom mätning av absorptionen i flera smala våglängdsband t ex genom FTIR. Även gaskromatografi kan utnyttjas för både direkt mätning på rökgas eller på gasprover lämnade till laboratorium.

Vanligast förekommande för kontinuerlig mätning är IR-absorption och FTIR-instrument. Mätningen sker normalt på extraherad gas som sugts ut ur rökgaskanalen. Mätssystemet kan vara kallt med mätning på torr gas eller varmt med mätning på fuktig gas.

Beroende på om befintlig mätutrustning kan användas eller ej så varierar priserna för installation av NH_3 -mätare mellan 50 000 och 500 000 kronor. Priset påverkas även av mätprincip, typ av instrument och tillgängligt mätställe. Ett nytt system för mätning av både N_2O och NH_3 kostar uppemot 700 000 kronor.

Analysen med gaskromatografi är i princip interferensfri. De optiska mätmetoderna kan dock ge interferenser. Följande ämnen och effekter nämns i Värmeforsks mätteknisk handbok 2000:

- Kolväten kan ge kraftig interferens varför det kan vara svårt att bestämma lustgashalten i rökgas från en panna med dålig förbränning.
- SO_2 interfererar vid den våglängd som N_2O absorberar ljus. Därför bör SO_2 avlägsnas då IR-absorptionsinstrument används.
- Fukt kan ge interferens som kan uppgå till 10-20 ppm per volymprocent fukt i provgasen.

- CO₂ kan ge kraftiga interferenser och betydelsen av detta ska undersökas före mätning. Instrument som mäter både N₂O och CO₂ har ofta kontinuerlig korrigerig av interferensen.

En annan faktor som kan påverka N₂O-mätningen är om rökgaserna innehåller NO₂. NO₂ kan nämligen adsorbera lustgas i gasbehandlingssystemet, vilket kan ge upphov till en underskattning av N₂O-halten.

Villkor och uppmätta halter av NH₃ och N₂O vid NO_x- avgiftspliktiga anläggningar med SNCR/SCR

NO_x-avgiftspliktiga anläggningar med SNCR/SCR

Enligt uppgifterna i NO_x-avgiftsdeklarationerna för år 2000 fanns SNCR/SCR vid 92 av de 364 pannorna (25%) som omfattades av NO_x-avgiften. Sju av dessa var pannor med SCR och vid 3 fanns både SNCR och SCR. I nedanstående tabell visas utvecklingen av antalet SNCR/SCR-installationer sedan 1993.

Tabell 1: Antal pannor med SNCR och SCR installerade 1993-2000

| År | SNCR | SCR | Kombinerad SNCR och SCR | Summa |
|------|------|-----|-------------------------------|-------|
| 1993 | 39 | 5 | 0 | 44 |
| 1994 | 50 | 9 | 1 | 59 |
| 1995 | 54 | 10 | 1 | 67 |
| 1996 | 58 | 11 | 2 | 71 |
| 1997 | 74 | 10 | 1 | 85 |
| 1998 | 75 | 11 | 0 | 86 |
| 1999 | 76 | 8 | 1 | 84 |
| 2000 | 82 | 7 | 3 | 92 |

Nedanstående uppgifter har sammanställts utifrån granskningen av NO_x-avgiftsdeklarationerna för år 2000.

Knappt hälften av bränsleanvändningen (beräknat utifrån energiinnehållet i bränslet) utgjordes av biobränsle och en fjärdedel var avfall. Rökgaskondensering fanns vid 40 av de 92 pannor som hade SNCR/SCR. Av de 38 pannor som redovisade typ av reduktionsmedel användes urea vid 21 pannor och NH₃ vid 17 pannor. NH₃ mättes kontinuerligt vid åtminstone 29 pannor och lustgas vid åtminstone 24 pannor.

I tabellen nedan visas antalet SNCR/SCR-installationer fördelat på olika branscher för åren 1995 och 2000. Det största antalet finns bland värmeverk och kraftvärmeverk. Men den största ökningen av SNCR/SCR-installationer har skett inom avfallsförbränningsbranschen. SNCR/SCR saknas helt inom träindustrin.

Tabell 2: Antal pannor med SNCR/SCR inom olika branscher åren 1995 och 2000. Siffran inom parentes anger hur många av dessa som är SCR eller en kombination av både SCR och SNCR.

| Bransch | Antal pannor med SNCR/SCR år 1995 | Antal pannor med SNCR/SCR år 2000 |
|--------------------------------|--------------------------------------|--------------------------------------|
| Kraft- och värmeverk | 31(10) | 41(9) |
| Avfallsförbränning | 19(1) | 36 |
| Massa- och pappersindustri | 13 | 12 |
| Kemiindustri | 2 | 3(1) |
| Träindustri, metallindustri mm | 0 | 0 |
| SUMMA | 65 | 92 |

Sammanställning över villkor

I nedanstående två tabeller finns utsläppsvillkor för NH₃ och N₂O sammanställda för pannor med SNCR/SCR. Uppgifterna kommer främst från besök på företagen och telefonsamtal.

Tabell 3: Villkorsvärden för NH₃ enligt Naturvårdsverkets kännedom våren 2002. Alla pannor är försedda med SNCR utom tre med SCR (anges med parentes).

| Villkorsvärden | Antal pannor |
|--|--------------|
| 2 mg/MJ, årsmedelvärde | 1 |
| 3 mg/MJ, månadsmedelvärde | 1 |
| 4 mg/MJ, månadsmedelvärde | 1 |
| 5 mg/MJ månadsmedelvärde | 2 |
| 10 mg/nm ³ , timmedelvärde | 2 |
| 5 ppm, årsmedelvärde, 15 ppm momentanvärde | 2 |
| 5 ppm, månadsmedelvärde | 1 |
| 5 ppm, månadsmedelvärde | 1(1) |
| 5 ppm | 1 |
| 5 ppm, årsmedelvärde | 1 |
| 7 ppm, månadsmedelvärde | 2 |
| 7 ppm, månadsmedelvärde | 4 |
| 8 ppm | 1 |
| 10 ppm, månadsmedelvärde | 3(1) |
| 10 ppm, månadsmedelvärde | 4 |
| 10 ppm, månadsmedelvärde, 5 ppm, årsmedelvärde | 1(1) |
| 10ppm, månadsmedelvärde, 5 ppm, månadsmedelvärde | 1 |
| 15 ppm, månadsmedelvärde | 2 |
| 25 ppm, dygnsmedelvärde | 2 |
| SUMMA | 33 |

Tabell 4: Villkorsvärden för N₂O enligt Naturvårdsverkets kännedom våren 2002. Alla pannor är försedda med SNCR utom en med SCR (anges med parentes).

| Villkorsvärde | Antal pannor |
|------------------------------------|--------------|
| 30 ppm | 1 |
| 30 ppm, timmedelvärde | 1 |
| 20 mg/m ³ timmedelvärde | 2 |
| 5 mg/MJ | 1 |
| 8 mg/MJ, årsmedelvärde | 1 |
| 10 mg/MJ, månadsmedelvärde | 7(1) |
| 15 mg/MJ, årsmedelvärde | 1 |
| 25 mg/MJ, månadsmedelvärde | 1 |
| 40 mg/MJ, årsmedelvärde | 1 |
| 40 mg/MJ, årsmedelvärde | 1 |
| SUMMA | 17 |

Vid åtminstone 33 av de 92 pannorna med SNCR/SCR fanns villkor för NH₃. Av dessa var 13 pannor bibränsleeldade, 9 avfallseldade, 2 koleldade och 9 hade blandbränsle. N₂O-villkor fanns vid åtminstone 17 pannor, varav 10 var bibränsleeldade, 3 avfallseldade och resten blandbränsleeldade.

Den vanligaste tidsenheten för NH₃ och N₂O-villkor är månadsmedelvärde. Om värdena är satta som riktvärde eller gränsvärde varierar.

Den vanligaste enheten för NH₃ är ppm utan angivelse av vid vilken O₂ eller CO₂-halt som värdet gäller vid. Vid 5 pannor används enheten mg/MJ_{tillf bränsle}. För N₂O används enheten mg/MJ_{tillf bränsle} vid samtliga pannor utom vid två där ppm används.

Vad det gäller nivån så ligger de flesta NH₃-värden på 10 ppm eller lägre. Omräknat till mg/MJ_{tillf bränsle} så motsvarar 10 ppm 2-3 mg/MJ_{tillf bränsle} beroende på bränslesort och O₂-halt (för omräkning mellan olika enheter se bilagan). För N₂O varierar villkoren mellan 5 och 40 mg/MJ_{tillf bränsle}. Det vanligaste värdet är 10 mg/MJ_{tillf bränsle}.

Uppmätta halter

I tabellerna 5 och 6 redovisas uppmätta halter av NH₃ och N₂O från besiktningsmätningar och miljörapporter. För att kunna jämföra utsläppsnivåerna redovisas utsläppen omräknat till specifika utsläpp uttryckt i mg/MJ_{tillf bränsle} sorterat i fallande ordning. Vid omräkningen har omräkningsfaktorerna i bilagan använts.

I tabellen anges även vilken tidsenhet värdena avser. Vidare redovisas villkor, bränsle och panntyp. För NH₃ anges även om pannan är utrustad med rökgaskondensering, eftersom NH₃ till stor del fångas upp i kondensatet. För N₂O anges typ av reduktionsmedel, då urea anses ge högre utsläpp av N₂O.

För NH₃ varierar det specifika utsläppet mellan 0,5 och 8 mg/MJ_{tillf bränsle} och för N₂O varierar värdena mellan 0,5 och 11,2 mg/MJ_{tillf bränsle}. Som synes visar dessa uppgifter inte på något tydligt samband mellan det specifika utsläppet och parametrarna bränsle, panntyp och reduktionsmedel.

Vidare är det intressant att jämföra uppmätta utsläpp med villkoren. För att kunna göra en rättvis jämförelse bör man jämföra värden med samma tidsbasis. För NH₃ är det åtta pannor där de uppmätta halterna avser samma tidsperiod som villkoren. Vid dessa pannor ligger utsläppen under villkoren med god marginal, med undantag av en panna där det

uppmätt utsläppet är samma som utsläppsvillkoret. För N₂O är det åtta pannor med uppmätta värden där tidsenheten överensstämmer med villkoret. Vid två av dessa pannor är de uppmätta värdena i princip samma som villkoren, vid fyra är värdena ungefär hälften så stora som i villkoren och vid de två återstående pannorna ligger de uppmätta värdena på en tiondel av villkoret eller mindre.

Tabell 5: NH₃-halt i rökgaserna uppmätt vid besiktningsmätningar och från miljörapporter under åren 1999-2000.

| Nr | Bränsle | Panntyp | Rökgas-konden-sering | Utsläppsvillkor | NH ₃ uppmätt utsläpp | NH ₃ uppmätt utsläpp omräknat till mg/MJ* |
|------|------------|----------|----------------------|---|---------------------------------|--|
| 1 | Biobränsle | CFB | Nej | Saknas | 31 ppm, månsv | 8,1 |
| 2 | Avfall | BFB | Nej | 25 ppm, dygnsv | 12 ppm, månsv | 4,6 |
| 3 | Biobränsle | CFB | Ja | 4 mg/MJ, månsv | 4 mg/MJ, månsv | 4 |
| 4 | Avfall | BFB | Nej | 25 ppm, dygnsv | 9 ppm, månsv | 3,5 |
| 5 | Biobränsle | CFB | Ja | 5 ppm, månsv | 3 mg/MJ | 3 |
| 6 | Torv+olja | Brännare | Nej | 10 ppm, riktv | 7 ppm, årsv | 1,9 |
| 7 | Avfall | Roster | Nej | 7 ppm, månsv, riktv | 5 ppm, månsv | 1,9 |
| 8 | Bio+papper | Roster | Nej | 10 ppm, riktv | 7 ppm, årsv | 1,8 |
| 9** | Biobränsle | BFB | Ja | 10 ppm, månsv | 7 ppm, månsv | 1,8 |
| 10 | Biobränsle | Roster | Nej | 15 ppm, månsv, riktv | 6-7 ppm, timv | 1,8 |
| 11 | Biobränsle | Roster | Nej | 15 ppm, månsv riktv | 6-7 ppm, timv | 1,8 |
| 12 | Avfall | Roster | Ja | 7 ppm, månsv, riktv | 1-3 ppm, månsv | 1,2 |
| 13 | Torv+bio | Roster | Nej | 5 ppm, årsm | 4 ppm, månsv | 1,1 |
| 14 | Bio+torv | Roster | Nej | 7 ppm, månsv, riktv | 4 ppm, månsv | 1,0 |
| 15 | Biobränsle | Brännare | Nej | 10 ppm, månsv, riktv | 4 ppm, månsv | 1,0 |
| 16 | Olja+gasol | Brännare | Nej | 10 ppm, månsv, riktv | 4 ppm, månsv | 0,9 |
| 17 | Biobränsle | BFB | Ja | 8 ppm | 2-3 ppm, timv | 0,8 |
| 18** | Biobränsle | CFB | Ja | 10 ppm, månsv, riktv 5ppm, årsv, riktv | 1-3 ppm månsv | 0,8 |
| 19 | Bio+torv | BFB | Ja | 5 ppm, riktv | 0-1 ppm, årsv | 0,3 |

* Vid omräkningen av värden som anges som ett intervall har de översta värdena använts.

** SCR-rening.

dygnsv = dygnsmedelvärde, månsv = månadsmedelvärde, årsv = årsmedelvärde,

riktv = riktvärde, gränsv = gränsmedelvärde

Tabell 6: N₂O-halt i rökgaserna; utsläppsvillkor samt uppmätta värden från besiktningsmätningar och miljörapporter under åren 1999-2000.

| Nr | Bränsle | Panntyp | Reduktionsmedel | Utsläppsvillkor | Uppmätt utsläpp | Uppmätt utsläpp omräknat till mg/MJ* |
|------|---------------|----------|-----------------|--------------------------|-----------------------------|--------------------------------------|
| 1 | Biobränsle | Roster | Ammoniak | 25 mg/MJ | 11,2 mg/MJ, månv | 11,2 |
| 2** | Biobränsle | CFB | Ammoniak | 10 mg/MJ, månv, riktv | 10 mg/MJ, månv | 10 |
| 3 | Biobränsle | CFB | Ammoniak | 10 mg/MJ, månv, riktv | 9 mg/MJ, månv | 9 |
| 4 | Torv+spån | Roster | Urea | 15 mg/MJ, årsm, gränsv | 8,7 mg/MJ, årsm | 8,7 |
| 5 | Avfall | Roster | Ammoniak | Villkor saknas | 8,4 mg/MJ, timv | 8,4 |
| 6 | Biobränsle | CFB | Ammoniak | 10 mg/MJ, månv, riktv | 7 mg/MJ, årsm | 7 |
| 7 | Biobränsle | Roster | Urea | 10 mg/MJ | 6,1 mg/MJ, månv | 6,1 |
| 8 | Kol/gummi | Roster | Urea | Villkor saknas, prövning | 17 mg/m ³ , årsm | 6 |
| 9 | Biobränsle | CFB | Ammoniak | Villkor saknas, prövotid | 2,1-10,6 ppm, timv | 5,3 |
| 10 | Torv+olja | Brännare | Urea | 10 mg/MJ, månv, riktv | 3-5 mg/MJ, timv | 5 |
| 11 | Biobränsle | CFB | Ammoniak | 40 mg/MJ, årsm, gränsv | 4,8 mg/MJ, årsm | 4,8 |
| 12 | Bio+papper | Roster | Urea | 10 mg/MJ, månv, riktv | 3-4 mg/MJ, månv | 4 |
| 13 | Bio+torv | BFB | Ammoniak | 10 mg/MJ, månv, riktv | 3-4 mg/MJ, månv | 4 |
| 14 | Kol,olja,torv | Roster | Urea | 8 mg/MJ, årsm, gränsv | 3,9 mg/MJ, årsm | 3,9 |
| 15** | Biobränsle | CFB | Ammoniak | 10 mg/MJ, månv, prov | 3,1 ppm, timv | 2,1 |
| 16 | Biobränsle | Roster | Urea | Villkor saknas, prövning | 6 mg/m ³ årsm | 2 |
| 17 | Biobränsle | Roster | Urea | 30 ppm, timv, riktv | 1 ppm, timv | 0,6 |
| 18 | Olja+gasol | Brännare | Ammoniak | Villkor saknas | 1 ppm, timv | 0,6 |
| 19 | Biobränsle | Roster | Ammoniak | 5 mg/MJ | 0,5 mg/MJ, timv | 0,5 |

* Vid omräkningen av värden som anges som ett intervall har de översta värdena använts.

** SCR-rening.

dygnsv = dygnsmedelvärde, månv = månadsmedelvärde, årsv = årsmedelvärde,

riktv = riktvärde, gränsv = gränsmedelvärde

Beräknade utsläpp för åren 1995 och 2000

År 1995

På uppdrag av Naturvårdsverket gjorde ÅF-Energikonsult Stockholm AB år 1996 en utredning av miljökonsekvenserna av NO_x-avgiften för de 67 pannor med SNCR/SCR som år 1995 omfattades av NO_x-avgiften (redovisas i Naturvårdsverkets rapport 4649)¹⁵. För dessa pannor hade NO_x-utsläppen år 1995 minskat med 9 539 ton till följd av SNCR/SCR, jämfört med vad emissionerna skulle ha varit utan SNCR/SCR. Samtidigt beräknades utsläppen av NH₃ ha ökat med 240 ton. Ökningen av N₂O-utsläppen vid de 33 pannor med ureadosering uppskattades till 440 ton.

År 2000

Mellan 1995 och 2000 har antalet pannor med SNCR/SCR ökat från 67 till 92. Ökningen har skett inom branscherna avfallsförbränning och värmeverk och kraftvärmeverk (jämför tabell 2). Nedan redovisas en grov beräkning som Naturvårdsverket har gjort över utsläppen av NH₃ och N₂O från dessa 92 pannor.

Utsläppen av NH₃ och N₂O under år 2000 från de pannor med uppmätta värden enligt tabellerna 7 och 8 har beräknats genom att multiplicera det specifika utsläppet för respektive panna med mängden tillförd energi i bränslet (enligt uppgifter i NO_x-deklarationerna). För uppskattning av utsläppen från resterande pannor med SNCR/SCR har antagits att det genomsnittliga specifika utsläppet för dessa pannor för NH₃ ligger uppemot 50% högre än för pannorna med uppmätta värden. Detta bör vara ett rimligt antagande med tanke på att många av dessa pannor saknar utsläppsvillkor och kontinuerlig mätning av NH₃. För N₂O har motsvarande antagande satts till 25%, eftersom kopplingen mellan SNCR/SCR och ökade N₂O-halter i rökgaserna inte är lika tydlig som för NH₃.

¹⁵ Hjalmarsson, A-K., Hedin, K., 1996. ”Miljökonsekvenser av NO_x-avgiften” rapport 4649
Naturvårdsverket

Tabell 7: Specifika och totala utsläpp för NH₃ från SNCR/SCR-anläggningar år 2000.

| | Genomsnittligt specifikt utsläpp (mg/MJ _{tillf energi}) | Genomsnittligt specifikt utsläpp (kg/MWh _{nytt energi}) | Nyttiggjord energi (MWh) | Utsläpp till luft (ton) |
|--|---|---|--------------------------|-------------------------|
| 19 pannor med uppmätta värden från tabell 5. | 2,2 (vägt medelvärde av uppmätta värden) | 0,009 | 4 545 223 | 42 |
| 73 pannor utan uppmätta värden | 2,2-3,3 (antaget intervall) | 0,009-0,014 | 18 610 858 | 167-261 |
| Samtliga 92 pannor | - | - | 23 156 081 | 210-300 |

Tabell 8: Specifika och totala utsläpp för N₂O från SNCR/SCR-anläggningar år 2000.

| | Genomsnittligt specifikt utsläpp (mg/MJ _{tillf energi}) | Genomsnittligt specifikt utsläpp (kg/MWh _{nytt energi}) | Nyttiggjord energi (MWh) | Utsläpp till luft (ton) |
|--|---|---|--------------------------|-------------------------|
| 19 pannor med uppmätta värden från tabell 6. | 5,7 (vägt medelvärde av uppmätta värden) | 0,0229 | 6 822 871 | 156 |
| 73 pannor utan uppmätta värden | 5,7-7,1 (antaget intervall) | 0,0229-0,0286 | 16 333 210 | 374-467 |
| Samtliga 92 pannor | - | - | 23 156 081 | 530-620 |

Observera att det beräknade N₂O-utsläppet för 2000 avser samtliga 92 pannor med SNCR/SCR. I utredningen från 1995 ingick enbart de 33 pannor med ureadosering vid beräkningen av N₂O-utsläpp. Trots att utsläppen för 2000 omfattar tredubbelt så många pannor ökar inte de beräknade utsläppen för 2000 i motsvarande grad. Det beror på att de uppmätta N₂O-värdena som använts i Naturvårdsverkets beräkning för 2000 är betydligt lägre (<10 mg/MJ_{tillf energi}) än de värden som använts i beräkningen för 1995, då större delen av utsläppen låg i intervallet 10-20 mg/MJ_{tillf energi}. Det tyder alltså på att de specifika utsläppen per panna har minskat men det kan även ha andra förklaringar som mättekniska fel.

I tabellen nedan anges de totala utsläppen av NH₃ och N₂O till luft i Sverige jämfört med utsläppen från SNCR/SCR-anläggningarna för år 2000. Som framgår av tabellen uppgick utsläppet av NH₃ från SNCR/SCR-anläggningarna till 0,5% av de totala utsläppen i Sverige. Motsvarande andel för N₂O var 3%.

Tabell 9: Utsläpp av NH₃ och N₂O till luft i Sverige år 1999 och beräknat utsläpp från SNCR/SCR-anläggningar år 2000 samt dess andel av de totala utsläppen.

| Utsläppt ämne | Utsläpp till luft i Sverige år 1999 enligt SCB (ton) | Beräknat utsläpp från SNCR/SCR-anläggningar (92 stycken) år 2000 (ton) | Utsläppt andel från SNCR/SCR av det totala utsläppet till luft i Sverige 1999/2000. |
|------------------|--|--|---|
| NH ₃ | 55 500* | 210-300 | 0,5% |
| N ₂ O | 26 000** | 530-620 | 3% |

* SCB Statistiska meddelande MI 37 SM 0001. Kommentar: utsläppet från jordbruket uppgår till 49 000 ton.

** SCB Statistiska meddelande MI 18 SM 0001.

Vägledning

I detta kapitel ges vägledning till prövningsmyndigheter för att kunna avgöra lämpliga nivåer för utsläppsvillkor av NH_3 och N_2O till luft. Vidare anges hur dessa villkor lämpligen formuleras och kontrolleras. NH_3 i aska och rökgaskondensat berörs också.

Resonemangen nedan avser i första hand anläggningar med SNCR och inte SCR. Vid SCR är NH_3 -slip normalt sett låga, förutsatt att katalysatorns funktion är tillfredsställande. Inte heller N_2O bildas i någon nämnvärd mängd över katalysatorn¹⁶.

NH_3 till luft

Vid bestämning av villkorsnivån för NH_3 gäller det att hitta den nivå som möjliggör att SNCR/SCR kan drivas på ett miljömässigt optimalt vis. Om villkoret är alltför strängt är det svårt att uppnå en god NO_x -reduktion, eftersom en viss NH_3 -slip blir svår att undvika. Om villkoret däremot ligger för högt kan det innebära onödiga NH_3 -utsläpp.

Driftförhållandena är viktiga för att kunna uppnå en hög NO_x -reduktion samtidigt som NH_3 -slipet hålls på en låg nivå. Exempel på detta är att rätt mängd reduktionsmedel doseras i förhållande till mängd NO_x som ska reduceras, rätt temperatur, tillräcklig uppehållstid och omblandning. För att kunna avgöra vilket NH_3 -slip som kan tillåtas måste därför hänsyn tas till dessa faktorer i så hög grad som möjligt.

Det ställer dock stora krav på möjligheterna att styra förbränningen och tillsättning av reduktionsmedel. Olika pannor har olika bra förutsättningar till detta. I en träpulvereldad försöksugn, där förbränningen styrdes på ett optimalt sätt genom stegvis lufttillförsel och tillsättning av reduktionsmedel i precis lagom mängd i förhållande till bränsleinmatningen, kunde NO_x -emissionen pressas ner till 20 mg NO_x /MJ, samtidigt som NH_3 -slipet låg under 3 ppm¹⁷.

Vid bland annat äldre barkpannor är förutsättningarna helt annorlunda beroende dels på att bränslet är inhomogent och dels på att det inte finns lika goda möjligheter att styra förbränningen. För att erhålla god NO_x -reduktion i dessa sammanhang krävs det, jämfört med försöksugnen ovan, en högre dosering av reduktionsmedel (stökiometrisk kvot 2-3) för att uppnå en effektiv reduktion av NO_x . I dessa fall är det ofta motiverat att tillåta ett större NH_3 -slip just för att det ger en så god effekt på NO_x -reduktionen.

För att kunna avgöra hur stort NH_3 -slip som kan tillåtas så bör man jämföra den ökade NH_3 -emissionen med hur stor reduktion av NO_x som uppnås. Vid denna jämförelse bör hänsyn tas till att NO_x och NH_3 ger upphov till olika miljöproblem. För miljöproblemen försurning och övergödning så kan utsläpp av NO_x och NH_3 anses ha en lika stor försurande och gödande effekt räknat per kväveatom. Då gäller det alltså att hitta den nivå på NH_3 -villkoret som ger det lägsta sammanlagda utsläppet av kväveatomer.

En sådan summering av NO_x och NH_3 räknat per kväveatom (dock uttryckt som NO_2 , vilket är den enhet som NO_x -utsläpp redovisas i) vid olika doseringsmängder av reduktionsmedel redovisas i tabell 10. För pannan i tabellen uppnås utsläppsminimum vid en dosering av reduktionsmedel då den stökiometriska kvoten är 2 och då NH_3 -halten

¹⁶ B. Hanell, et al., 1996. ”Utvärdering av de första SCR-anläggningarna i Sverige” Värmeforskrappport 558

¹⁷ L. Rudling, 2000. ” NO_x -reduktion med stegvis lufttillförsel och tillsats av ammoniak vid stökiometri nära 1,0, vid förbränning med träpulver” Värmeforskrappport 676

uppgår till 19 ppm vid 6% O₂ (=15mg/m³) motsvarande ett specifikt utsläpp på 5 mg/MJ_{tillf bränsle}.

Tabell 10: Räkneexempel barkeldad panna. Summerat utsläpp av NH₃ och NO_x utan respektive med SNCR vid olika dosering av reduktionsmedel. Värdena är påhittade men rimliga.

| Dosering av reduktionsmedel | NH ₃ | | NO _x | | NO _x +NH ₃ | |
|-----------------------------|---|--|------------------------|------------------------|----------------------------------|-------|
| | ppm NH ₃ vid 6% O ₂ | mg NH ₃ /m ³ vid 6% O ₂ | mg NH ₃ /MJ | mg NO ₂ /MJ | mg NO ₂ /MJ | |
| Ingen dosering | 3,9 | 2,9 | 1 | 2,7 | 140 | 142,7 |
| Dosering stök.kvot* 1,5 | 7,8 | 5,8 | 2 | 5,4 | 90 | 95,4 |
| Dosering stök.kvot* 2 | 19 | 15 | 5 | 13,5 | 60 | 73,5 |
| Dosering stök.kvot* 3 | 39 | 29 | 10 | 27 | 50 | 77 |

* Stök.kvot = Stökiometrisk kvot, förhållandet mellan antal mol tillfört ammoniumkväve (reduktionsmedel) och antal mol NO i rökgasen.

Eftersom NO_x, förutom att vara både försurande och övergödande, även medverkar vid bildning av marknära ozon, är det dock rimligt att i de flesta fall vikta NO_x-utsläppet högre. I vissa fall kan det däremot i det lokala perspektivet vara mer angeläget att begränsa utsläppen av NH₃, eftersom nedfall av NH₃ sker mycket närmare utsläppskällan. Så kan det vara i södra Sverige, där det finns närliggande övergödda marker och kustvatten. I Norrland är utsläpp av NH₃ i de allra flesta fall bara ett litet problem.

Vid anläggningar med rökgaskondensering är normalt sett NH₃-halterna i rökgaserna låga. Istället ökar ammoniumhalterna i kondensatet. Vid sådana anläggningar bör man vid villkorsättning titta på hur stora de samlade utsläppen av NH₃ blir till luft och vatten och vilken miljöpåverkan dessa utsläpp ger upphov till. Hur stort utsläpp som kan tillåtas till vatten beror på vart detta avleds (se avsnittet om ammonium i rökgaskondensat nedan).

N₂O till luft

I många fall behöver inte införandet av SNCR/SCR innebära att N₂O-utsläppen ökar. N₂O-halterna styrs i högre grad av andra faktorer såsom bränsle, panntyp, temperatur och uppehållstid. Om SNCR/SCR inte ger upphov till ökade N₂O-utsläpp behövs alltså inget utsläppsvillkor för N₂O till följd av SNCR/SCR-installationen.

I de fall SNCR/SCR ger ökade N₂O-utsläpp bör den första åtgärden vara att undersöka om man genom byte av reduktionsmedel från urea till NH₃ skulle kunna minska N₂O-utsläppen. Om SNCR/SCR, trots byte av reduktionsmedel, fortfarande ger upphov till förhöjda utsläpp av N₂O gäller det att väga denna ökning mot den uppnådda NO_x-reduktionen. Till skillnad från NO_x och NH₃, som ger upphov till regionala problem, så ger N₂O upphov till globala problem (växthuseffekt och uttunning av ozonskiktet). Vid formulering av villkor för NO_x respektive N₂O står alltså frågan mellan regionala och

globala miljöproblem. Med tanke på att N_2O är en så pass kraftig växthusgas är det rimligt att vikta detta utsläpp högre.

Tilläggs bör även att N_2O inte är styrande för lokaliseringen av anläggningen, eftersom N_2O endast ger upphov till globala miljöeffekter.

NH₃ i stoft (flygaska)

Normalt sett är det mängden sura komponenter i rökgaserna såsom svaveldioxid och saltsyra som är begränsande för hur mycket ammonium som återfinns i stoftet flygaskan. I dessa fall ger alltså en ökad dosering av reduktionsmedel inte upphov till att ammoniumhalterna i askan ökar, eftersom det är andelen sura komponenter i rökgaserna som är styrande.

NH₃ i aska är dels ett arbetsmiljöproblem, dels kan det försvåra användningen av aska som fyllnadsmedel eller för återföring till skogen¹⁸. Vidare ger NH₃ i aska på lite längre sikt upphov till ett lika stort NH₃-utsläpp till luft som om utsläppet hade skett direkt till luft via skorstenen, såvida inte NH₃-avgången från askan på något sätt kan förhindras.

NH₃ i rökgaskondensat

I anläggningar med rökgaskondensering medför SNCR/SCR att ammoniumhalten i kondensatet ökar. Samtidigt minskar NH₃-halterna i utgående rökgaser. Hur stor miljöbelastningen blir från det kväveinnehållande kondensatet beror på hur kondensatet behandlas och till vilken recipient det avleds.

Det bästa alternativet är om NH₃ i kondensatet kan avskiljas för återanvändning som reduktionskemikalie (se avsnitt om NH₃ i rökgaskondensat, sida 11). En sådan avskiljning innebär att ammoniumhalterna i kondensatet inte behöver begränsas av miljöskäl. Doseringen av reduktionsmedel kan då ökas till dess att maximal NO_x-reduktion uppnås förutsatt att N_2O -halterna inte ökar. Begränsande faktor vid ökad dosering blir då snarare kostnaden för reduktionsmedel och kostnaden för rening/återvinning av NH₃ i kondensatet.

I de fall kondensatet avleds till kommunalt reningsverk med kväverening eller kväve renas på plats kan högre ammoniumhalter tillåtas.

Villkorsformulering vid utsläpp till luft

En rimlig tidsenhet för utsläppsvillkor till luft för NH₃ och N_2O är månadsmedelvärde. Det är inte befogat att ha kortare tid eftersom vare sig NH₃ eller N_2O kan ge akuta miljö- eller hälsoeffekter vid de halter som förekommer. För båda ämnena är det totala utsläppet över en längre tid som har betydelse.

¹⁸ C. Andersson et al., 1996. ”SNCR – Förbättrad reglering genom modern gasanalysteknik, infångning och saltbildning av ammoniaköverskott vid rökgasrening” Värmeforskrappport 592

Månadsmedelvärdet kan lämpligen formuleras som riktvärde. Med riktvärde avses ett värde som, om det överskrids mer än tillfälligt, skall föranleda åtgärder för att förhindra att överskridandet upprepas.

Som framgår av sammanställningen över befintliga villkor används en rad olika enheter för gashalter. Att ange villkoret uttryckt som ett specifikt utsläpp i mg/MJ_{tillf bränsle} har vissa fördelar vid statistisk bearbetning och jämförelser mellan olika bränslen. Omräkning från halt till specifikt utsläpp baseras på uppgifter om bränslets värmevärde, vilket i vissa fall är en osäker och varierande parameter. I EG-direktiv rörande utsläpp från större förbränningsanläggningar och avfallsförbränning används enheten mg/m³ (norm, torr gas) vid viss angiven syrehalt beroende på bränsle, se bilagan. Denna enhet kan vara lämplig att använda även vid formulering av villkor enligt miljöbalken, för att undvika alltför många olika enheter.

I bilagan finns även en ”lathund” för omräkning mellan olika enheter för NH₃ och N₂O.

Mätning av NH₃ och N₂O i rökgaserna

Enligt Naturvårdsverkets föreskrifter (NFS 2000:15) ska verksamhetsutövaren bedöma behovet av mätningarna och utforma dem efter syftet. Ambitionsnivån på mätningarna beror bl.a. på förekomsten av villkor och hur de formuleras, se AR till NFS 2000:15.

Kontinuerlig mätning av NH₃ och N₂O i rökgaserna underlättar och kan i vissa fall vara en förutsättning för att kunna styra SNCR/SCR-processen på ett optimalt vis för utsläppsminimering. Undersökningar har visat att anläggningar med kontinuerlig mätning av NH₃ och N₂O har lägre utsläpp än de utan kontinuerlig mätning¹⁹.

Vid anläggningar med rökgaskondensering och/eller spärrfilter, där en stor andel av NH₃ avskiljs, ger mätning av NH₃ i rengasen föga information om hur pass väl inställd NH₃-doseringen är i ett visst skede. För att effektivt kunna styra doseringen vid sådana anläggningar är det önskvärt att även mäta NH₃ i rågasen, vilket dock rent mättekniskt kan vara problematiskt.

Av förordningen (1998:901) om verksamhetsutövarens egenkontroll framgår kraven på ansvarsfördelning och skötselrutiner m.m. vid mätning, se även AR och NFS 2001:2 till förordningen. Av NFS 2001:15 framgår krav på dokumentation som gäller vid mätningar, se även handbok 2001:2 om egenkontroll.

¹⁹ A-K Hjalmarsson, K. Hedin, 1996. ”Miljökonsekvenser av NO_x-avgiften” rapport 4649 Naturvårdsverket

Litteraturförteckning

- Andersson, C et al., 1996. ”SNCR – Förbättrad reglering genom modern gasanalysteknik, infångning och saltbildning av ammoniaköverskott vid rökgasrening” Värmeforskrapport 592
- Andersson, C., Woxlin, H., 1996. ”Utvärdering av reduktionsmedel för SNCR” Värmeforskrapport 561.
- Bergdahl, B. G. et al., 1996. ”Beslutsstöd on line för minimering av NO_x – resultat från Örebro Energi” Värmeforskrapport 573.
- Gromulski, G. et al., 1994. ”Utvärdering av SNCR-anläggningar i Ång- och Hetvattenpannor i Sverige” Värmeforskrapport 514.
- Hanell, B. et al., 1996. ”Utvärdering av de första SCR-anläggningarna i Sverige” Värmeforskrapport 558.
- Hjalmarsson, A-K., Hedin, K., 1996. ”Miljökonsekvenser av NO_x-avgiften” rapport 4649 Naturvårdsverket.
- Iverfeldt, Å. et al., 1995. ”Miljökonsekvenser av kväveoxid- ammoniak- och lustgasutsläpp”. IVL rapport B1176.
- Niemann, T. et al., 2000. ”Systemstudie avseende kombinerad NO_x-reducering med SNCR/SCR” Värmeforskrapport 699.
- Rudling, L., 2000. ”NO_x-reduktion med stegvis lufttillförsel och tillsats av ammoniak vid stökiometri nära 1,0 vid förbränning med träpulver” Värmeforskrapport 676.
- Värmeforsk Mäthandbok 2000

Bilaga

Syrehalt i rökgaserna vid eldning av olika bränslen och lathund för omräkning mellan olika enheter.

Tabell 1: Syrehalt vid angivande av utsläppsvärden för ammoniak och lustgas i rökgaserna vid eldning av olika bränslen

| Bränsle | Syrgashalt |
|----------|------------|
| Flytande | 3% |
| Fast | 6% |
| Avfall | 11% |

Formel för beräkning av utsläppshalt vid procentuell standardsyrekoncentration:

$$E_S = ((21 - O_S) / (21 - O_M)) * E_M$$

E_S = beräknad utsläppskoncentration vid procentuell standardsyrekoncentration

E_M = uppmätt utsläppskoncentration

O_S = standardsyrekoncentration

O_M = uppmätt syrekoncentration

En ”lathund” för omräkning mellan olika enheter för NH_3 och N_2O vid eldning av olika bränslen anges i nedanstående tabeller.

Tabell 2: Omräkning mellan olika enheter vid eldning av **trä** för NH_3 och N_2O

| Enhet | NH_3 (6% O_2) | N_2O (6% O_2) | NO_2 (6% O_2) |
|---|--------------------|--------------------|--------------------|
| $mg/m^3(n)$ (torr gas) | 1 | 1 | 1 |
| ppm (torr gas) | 1,3 | 0,5 | 0,5 |
| mg/MJ _{tilf bränsle, 15% fukt} | 0,34 | 0,34 | 0,34 |
| mg/MJ _{tilf bränsle, 60% fukt} | 0,41 | 0,41 | 0,41 |

Tabell 3: Omräkning mellan olika enheter vid eldning av **Eo5** för NH_3 och N_2O

| Enhet | NH_3 (3% O_2) | N_2O (3% O_2) | NO_2 (3% O_2) |
|-------------------------------|--------------------|--------------------|--------------------|
| $mg/m^3(n)$ (torr gas) | 1 | 1 | 1 |
| ppm (torr gas) | 1,3 | 0,5 | 0,5 |
| mg/MJ _{tilf bränsle} | 0,29 | 0,29 | 0,29 |

Tabell 4: Omräkning mellan olika enheter vid eldning av **avfall** för NH_3 och N_2O

| Enhet | NH_3 (11% O_2) | N_2O (11% O_2) | NO_2 (11% O_2) |
|---|---------------------|---------------------|---------------------|
| $mg/m^3(n)$ (torr gas) | 1 | 1 | 1 |
| ppm (torr gas) | 1,3 | 0,5 | 0,5 |
| mg/MJ _{tilf bränsle, 15% fukt} | 0,5 | 0,5 | 0,5 |
| mg/MJ _{tilf bränsle, 50% fukt} | 0,6 | 0,6 | 0,6 |

Utsläpp av ammoniak och lustgas från förbränningsanläggningar med SNCR/SCR

Lagen (1990:613) om miljöavgift på utsläpp av kväveoxider (NO_x) vid energiproduktion har inneburit att NO_x -utsläppen från berörda anläggningar genom olika åtgärder har minskat betydligt. En av dessa åtgärder är rökgasrening där reduktionsmedel (ammoniak eller urea) tillsätts så att NO_x reduceras till kvävgas och vatten. Reningen är antingen selektiv icke katalytisk reduktion (SNCR) eller selektiv katalytisk (SCR). Som en följd av SNCR/SCR har halterna av ammoniak och lustgas i rökgaserna i vissa fall ökat, liksom ammoniumhalterna i aska och rök-gaskondensat.

Syftet med detta faktablad är:

- att beskriva miljöeffekterna av utsläpp av NH_3 och N_2O , vad som påverkar utsläppen och hur dessa kan mätas.
- att informera om förbränningsanläggningarna med SNCR/SCR (antal, bränsle, panntyp), villkor och utsläpp.
- att ge vägledning vid provning av SNCR/SCR-installationer enligt Miljöbalken vad det gäller villkorssättning och mätning av utsläppen.

ISBN 91-620-8089-X

NATURVÅRDSVERKET