

IVL-B--1176

## **Miljökonsekvenser av kväveoxid-, ammoniak- och lustgasutsläpp**

**Avvägningsfrågor i samband med kväveoxidrening vid  
energiproduktionsanläggningar**

*Åke Iverfeldt, Håkan Pleijel, Leif Klemedtsson,  
Gun Lövblad samt Gunnar Omstedt (SMHI)*

---

Stockholm, februari 1995  
B 1176

För  
Svenska Fjärrvärmeföreningen  
Svenska Renhållningsverksföreningen

**DISTRIBUTION OF THIS DOCUMENT IS UNLIMITED**

**IVL**

<p><b>Organisation/Organization</b> Institutet för Vatten- och Luftvårdsforskning</p> <p><b>Adress/Address</b> Box 21060 100 31 STOCKHOLM</p> <p><b>Telefonnr/Telephone</b> 08-729 15 00</p>	<p><b>RAPPORTSAMMANFATTNING</b> <b>Report Summary</b></p> <p><b>Projekttitel/Project title</b></p> <p><b>Anslagsgivare för projektet/Project sponsor</b> Svenska Fjärrvärmeföreningen Svenska Renhållningsverksföreningen</p>
<p><b>Rapportförfattare, author</b></p> <p>Åke Iverfeldt, Håkan Pleijel, Leif Klæmedtson, Gun Lövblad och Gunnar Omstedt SMHI</p>	
<p><b>Rapportens titel och undertitel/Title and subtitle of the report</b> Miljökonsekvenser av kväveoxid-, ammoniak- och lustgasutsläpp. Avvägningsfrågor i samband med kväveoxidrening vid energiproduktionsanläggningar</p>	
<p><b>Sammanfattning/Summary</b> Målet har varit att jämföra de miljöproblem som har koppling till kvävehaltiga föroreningar vid energiproduktion med biobränsle vid tre olika alternativ för kväveoxidrening med ammoniak eller urea: a- orenat, b- renat, c- överdoserat. Studien har resulterat i följande slutsatser:</p> <p>Lokala effekter av halter av NO<sub>x</sub> och NH<sub>3</sub> i luften är oftast ringa. NO<sub>x</sub>-utsläpp leder till tillskott av växttoxiskt ozon, vilket emissioner av NH<sub>3</sub> och N<sub>2</sub>O inte gör. Problemet bedöms bli relativt större vid lokalisering till södra Sverige. För försurning och kväve-mättnad är de totala utsläppen av ammonium- och nitratkväve av överordnad betydelse. Om NO<sub>x</sub> byts mot NH<sub>3</sub> i utsläppen sker nedfallet närmare källan. Det största bidraget till växthuseffekten kommer från direkt emitterad N<sub>2</sub>O. Effekten av N<sub>2</sub>O på stratosfäriskt ozon är vetenskapligt väl etablerad, men svår att ställa i relation till övriga här behandlade problem. Emissionerna av lustgas styr inte lokaliseringen av anläggningen, eftersom de miljöhot som är kopplade till detta ämne är globala till sin karaktär. Däremot kan övergripande politiska mål göra tillskotten till lustgasemissionerna, som sker vid den diskuterade typen av rening, kontroversiella.</p>	
<p><b>Nyckelord samt ev. anknytning till geografiskt område, näringsgren eller vattendrag/Keywords</b></p> <p>Kväveoxidrening, kväveoxidutsläpp, ammoniakutsläpp, lustgasutsläpp, avvägningsfrågor, miljökonsekvenser, ammoniak, urea, energiproduktion</p>	
<p><b>Bibliografiska uppgifter/Bibliographic data</b></p> <p><b>IVL Rapport B 1176</b></p>	
<p><b>Beställningsadress för rapporten/Ordering address</b></p> <p>IVL, Publikationsservice, Box 21060, S-100 31 Stockholm, Sweden</p>	

# MASTER

## Sammanfattning

Målet med föreliggande studie har varit att jämföra de miljöproblem som har koppling till kvävehaltiga föroreningar vid energiproduktion med biobränsle vid tre olika alternativ för kväveoxidrening med ammoniak eller urea: **a-** orenat, **b-** renat, **c-** överdoserat. Studien har resulterat i följande slutsatser:

- \* *Lokala effekter av halter av  $NO_x$  och  $NH_3$  i luften är för de allra flesta svenska förhållanden ringa eller försumbara.*
- \*  *$NO_x$ -utsläpp leder till tillskott av växttoxiskt ozon, vilket emissioner av  $NH_3$  och  $N_2O$  inte gör. Anläggningens bidrag till detta problem bedöms bli större vid lokalisering till södra Sverige än till landets norra delar.*
- \* *För försurning och kvävemättad är de totala utsläppen av ammonium- och nitratkväve av överordnad betydelse. Om  $NO_x$  byts mot  $NH_3$  i utsläppen fördelas dock belastningen så att nedfallet i genomsnitt sker närmare källan, vilket kan vara kontroversiellt ur ett lokalt bedömningsperspektiv.*
- \* *Det största bidraget till växthuseffekten kommer från direkt emitterad  $N_2O$ . Vid jämförelse med denna post utgör  $N_2O$  från nitrat och ammonium från anläggningen, som omvandlats av mikroorganismer i marken, ett försumbart tillskott.*
- \* *Effekten av  $N_2O$  på stratosfäriskt ozon är vetenskapligt väl etablerad, men svår att sätta i relation till övriga här behandlade problem.*
- \* *Emissionerna av lustgas styr inte lokaliseringen av anläggningen, eftersom de miljöproblem som är kopplade till detta ämne är globala till sin karaktär. Däremot kan överordnade politiska mål göra tillskotten till lustgasemissionerna, som sker vid den diskuterade typen av rening, kontroversiella.*

## INNEHÅLLSFÖRTECKNING

Sammanfattning .....	1
1. Problembeskrivning .....	3
2. Utgångsdata för arbetet .....	5
3. Spridnings- och depositionsberäkningar .....	6
3.1 Tillvägagångssätt .....	6
3.2 Resultat av depositionsberäkningarna .....	7
3.3 Jämförelse av beräknade depositionstillskott med nuvarande kvävebelastning .....	13
4. Lokala och regionala effekter av oxiderade och reducerade kväveföreningar .....	13
4.1 Lokala effekter på växter .....	13
4.2 Bildning och effekter av ozon .....	14
4.3 Försurning och kvävemättnad .....	15
5. Globala effekter av lustgas samt oxiderade och reducerade kväveföreningar .....	16
5.1 Bidrag till växthuseffekten .....	16
5.2 Ozon som växthusgas .....	16
5.3 Lustgasbildning genom markprocesser .....	18
5.4 Sammanfattande bedömning av bidraget till växthuseffekten .....	19
5.5 Effekter av lustgas på stratosfärens ozon .....	20
6. Slutsatser om miljökonsekvenser vid långt driven kväveoxidrening .....	20
Referenser .....	23
Appendix .....	25

## 1. Problembeskrivning

För att minska utsläppen av kväveoxider från förbränningsanläggningar kan insprutning av ammoniak eller urea utnyttjas, vilket katalytisk eller icke-katalytiskt reducerar kväveoxider till kvävgas. Tekniken medför i takt med att kväveoxidrening drivs allt längre, ett ökande utsläpp av ammoniak. Används urea bildas även lustgas. Miljökonsekvenserna av ett stegvis byte från kväveoxidutsläpp till ammoniakutsläpp har tidigare diskuterats (Lövblad et al., 1992a). Betydelsen av de lustgasutsläpp som också uppkommer, framför allt vid tillsats av urea, har dock inte belysts och vägts mot betydelsen av de två övriga aktuella utsläppsformerna av kväve.

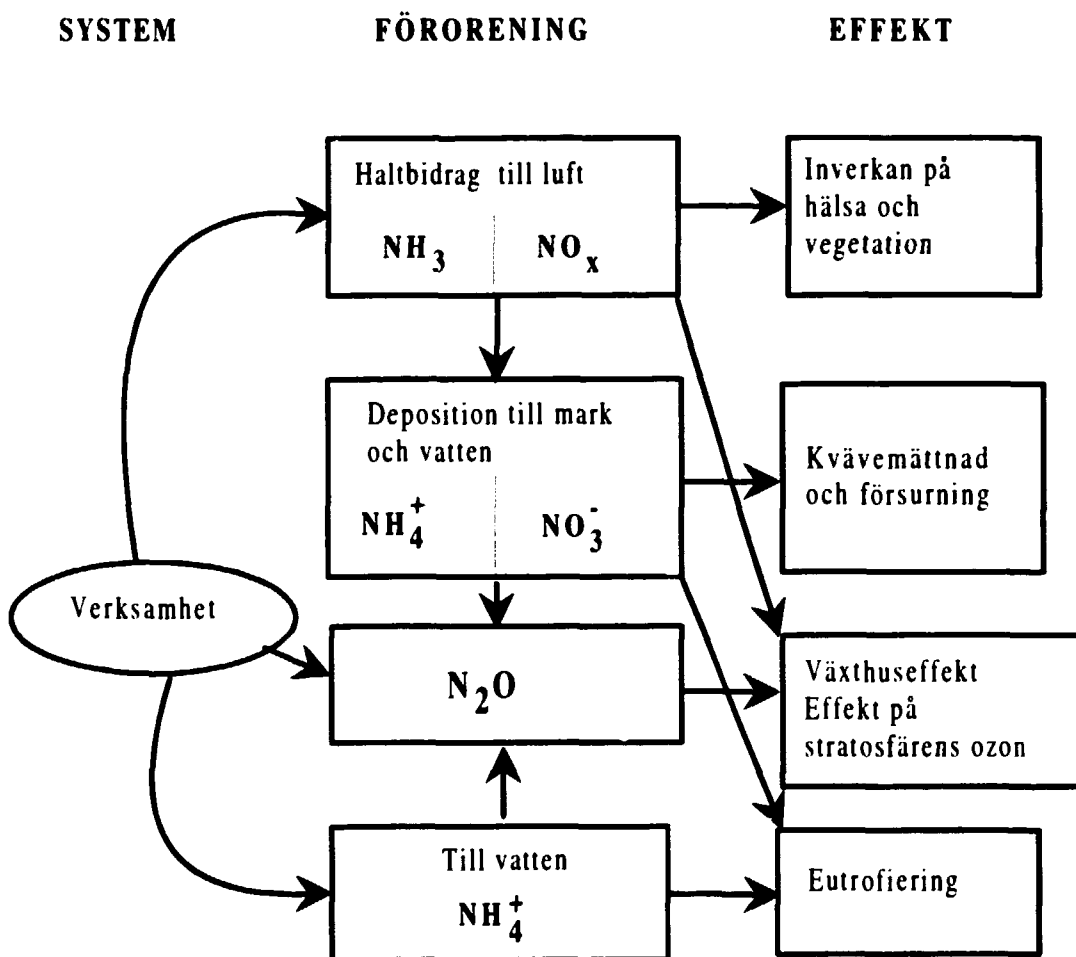
Den verksamhet som beaktas i föreliggande studie medför således direkta utsläpp av tre olika kväveföreningar: kväveoxider ( $\text{NO}_x$ ), ammoniak ( $\text{NH}_3$ ) och lustgas ( $\text{N}_2\text{O}$ ). I det följande betraktas de nu aktuella föreningarna utsläppta från en skorsten, och vid koncentrationsintervall som kan förekomma vid energiproduktionsanläggningar. Nedan presenteras en sammanfattning av vilka typer av miljöproblem som dessa ämnen kan bidra till och de omvandlingar av ämnena i naturen som är av betydelse i sammanhanget.

Gaserna  $\text{NO}_x$  och  $\text{NH}_3$  kan båda ge direkta effekter på vegetation (Wellburn, 1988; 1990). Emellertid är halterna av dessa ämnen i Sverige så låga att, med vissa lokala undantag, de kritiska haltnivåer som finns på förslag (UNECE, 1992) ej överkrids. Halterna av  $\text{NO}_x$  är högst i tätortsmiljö, medan ammoniak-koncentrationerna är högst i landsbygdsmiljö, särskilt i områden med intensiv kreatursskötsel. Små haltbidrag har dock i de flesta områden i Sverige liten betydelse.

Kväveoxider i atmosfären bildar ozon genom fotokemiska processer, i närvaro av kolväten och kolmonoxid. Ozon är en orsak till uppkomsten av växtskador. Halterna är redan idag så höga att föreslagna kritiska haltnivåer överkrids (Fuhrer & Achermann, 1994). Bedömningen är att ej försumbara förluster uppkommer i svenskt jordbruk (Pleijel, 1993; Hasund et al., 1990), samt att fotosyntesen hos gran påverkas (Wallin et al., 1990). Bidrag till ozonhalten måste därför betraktas som betydelsefulla ur miljösynpunkt. Till detta kommer att ozon är en växthusgas, dvs att ökade halter bidrar till den så kallade växthuseffekten.

Kväveoxider och ammoniak deponeras till mark och omvandlas till nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ) respektive ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) antingen före eller efter depositionen. Dessa ämnen kan då bidra till försurning och kvävemättnad. Kvävemättnaden kan bli en innebära påverkan på avrinningsvattnets kemi och förändrad sammansättning i floran (Ellenberg, 1985; Tyler, 1987). Variationerna mellan olika markers känslighet för kväve är dock stora och beror bl a på de naturgivna förutsättningarna, men även på hur stor den sammanlagda, hittillsvarande depositionen av kväve varit. En viktig skillnad mellan kväveoxider och ammoniak i detta sammanhang är depositions hastigheten, vilken är mycket högre för ammo-

niak (Hov et al., 1987). Detta innebär att om samma mängd kväve släpps ut som ammoniumkväve respektive  $\text{NO}_x$ , kommer det att leda till att en betydligt större andel av ammoniakutsläppet deponeras i anläggningens närområde. Den totala kvävedepositionen över ett mycket stort område blir vid lika utsläpp naturligtvis samma för de båda kväveformerna, men fördelningen i rummet blir olika. Eutrofieringen kopplar också effektmässigt till dessa former av kväve, liksom till det ammonium som går ut med kondensatvattnet, men denna typ av effekt kommer inte vidare att beaktas i nu föreliggande studie.



**Figur 1.** Schematisk beskrivning av de miljöeffekter som bör beaktas och deras koppling till respektive former av kväveföreningar som genereras genom den här behandlade förbränningsrelaterad verksamheten.

Såväl nitrat som ammonium kan genom bakteriella processer (nitrifikation och denitrifikation) i marken omvandlas till lustgas. I vilken utsträckning detta sker beror på

aktuell markanvändning, men även sådant som klimatförhållanden kan spela in. Förutom den lustgas som går ut med rökgasen blir det alltså ett lustgastillskott från markprocesser efter det att kväveföreningarna deponerats. Om ett kondensatvatten innehållande ammonium lämnar energiproduktionsanläggningen kan även detta bidra till lustgasbildningen om kondensatet hamnar i en miljö som är gynnsam för denitrifikation. Lustgas är en växthusgas med mycket lång uppehållstid i atmosfären. Dessutom kan lustgas bidra till nedbrytningen av ozon i stratosfären (Graedel & Crutzen, 1993).

Sammanfattningsvis kan de kväveföreningar som emanerar från den punktkälla som här behandlas bidra till såväl lokala som regionala och globala miljöproblem, vilka sammanfattats i tabell 1.

**Tabell 1.** Sammanfattning av miljöproblem och tillhörande skala på respektive problem, som kväveföreningar utsläppta från den här aktuella typen av punktkälla kan bidra till.

Miljöproblem	NH <sub>3</sub>	NO <sub>x</sub>	N <sub>2</sub> O	Skala
lokala växtskador	ja <sup>1</sup>	ja <sup>1</sup>	nej	lokal
marknära ozon	nej	ja	nej	regional
försurning	ja <sup>2</sup>	ja <sup>2</sup>	nej	regional
kvävemättnad	ja <sup>2</sup>	ja <sup>2</sup>	nej	regional
växthuseffekten	ja <sup>3</sup>	ja <sup>3,4</sup>	ja	global
stratosfärens ozon	ja <sup>3</sup>	ja <sup>3</sup>	ja	global

<sup>1</sup> stora effekter osannolika i Sverige

<sup>2</sup> stor variation i känslighet mellan ekosystem och regioner

<sup>3</sup> genom omvandling till N<sub>2</sub>O via bakteriella processer i marken

<sup>4</sup> genom växthuseffekten hos troposfäriskt ozon bildat ur NO<sub>x</sub>

## 2. Utgångsdata för arbetet

För att studera effekterna av kväveoxid-, ammoniak- och lustgasutsläpp har följande typanläggningar valts:

1. En liten anläggning med låg skorstenshöjd och låg rökgastemperatur
2. En liten anläggning med hög skorstenshöjd och hög rökgastemperatur
3. En stor anläggning med låg skorstenshöjd och låg rökgastemperatur
4. En stor anläggning med hög skorstenshöjd och hög rökgastemperatur

Den mindre anläggningen antas vara i drift under 8000 timmar per år, med en månads uppehåll under sommaren. Den stora anläggningen antas köras 5000 timmar per år, förlagt till vinterhalvåret.

Utgångspunkten vid valet av typanläggningar har varit att dessa skall spegla extremfallen för en liten respektive stor anläggning. Anläggningar med mellanliggande karaktäristika vad gäller utsläppsförhållanden som skorstenshöjd och rökgastemperatur torde grovt kunna bedömas genom en intrapollering mellan de valda extremfallen. En specifikation av de valda typanläggningarna ges i tabell I i appendix. För respektive typanläggning studeras spridnings- och depositions bilden för tre olika rökgassammansättningar av  $\text{NO}_x$ ,  $\text{NH}_3$  och  $\text{N}_2\text{O}$  där:

- a. representerar ett normalläge utan ammoniak tillsats (*orenat*)
- b. representerar en bra  $\text{NO}_x$ -rening med en balanserad ammoniak tillsats (*renat*)
- c. representerar en långt driven  $\text{NO}_x$ -rening med ett överskott av ammoniak (*överdoserat*)

Den specificerade rökgassammansättningen för de tre alternativen redovisas i detalj i tabell II i appendix.

### 3. Spridnings- och depositionsberäkningar

#### 3.1 Tillvägagångssätt

Beräkningarna har genomförts med hjälp av en meteorologisk spridningsmodell som inkluderar depositionsparametrar (Persson et al., 1988). En tidsserie av rutinmeteorologiska data från Bromma har utnyttjats för att vädermässigt representera ett ungefärligt normalår i södra och mellersta Sverige. Den använda aktuella nederbördsmängden var 542 mm, vilket kan jämföras med trettioårsmedelvärdet på 514 mm.

Antagna depositions hastigheter och uttvättningskoefficienter baseras på litteraturdata. Dessa används som ingångsdata vid beräkningen av våt- och torrdepositionen av de respektive föreningarna, och redovisas nedan i tabellerna 3 och 4.



**Tabell 3.** Antagna depositions hastigheter (cm/s) i beräkningarna.

NO(g)	NO <sub>2</sub> (g)	HNO <sub>3</sub> (g)	NH <sub>3</sub> (g)	N <sub>2</sub> O(g)
0	0.15	2.0	1.0	0

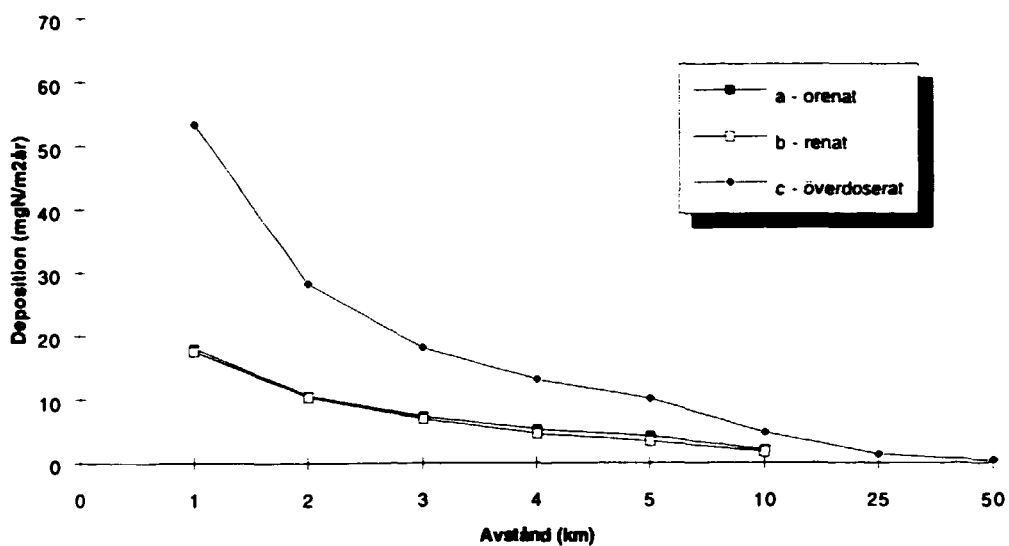
**Tabell 4.** Antagna uttvättningskoefficienter (s<sup>-1</sup>).

NO(g)	NO <sub>2</sub> (g)	HNO <sub>3</sub> (g)	NH <sub>3</sub> (g)	N <sub>2</sub> O(g)
0	0	3.9 · 10 <sup>-4</sup>	3.9 · 10 <sup>-4</sup>	0

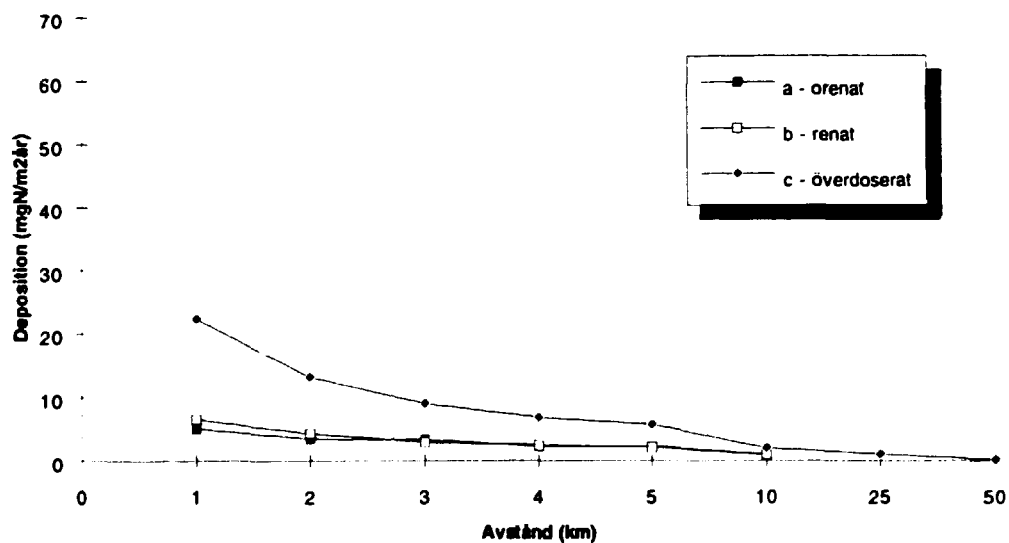
Halterna av N<sub>2</sub>O varierar mycket litet i troposfären. Uppehållstiden av denna förening har uppskattats till mellan 20 och 30 år eller längre. N<sub>2</sub>O är vidare inte speciellt vattenlösligt. Detta gäller även NO, liksom i något mindre utsträckning NO<sub>2</sub>. De låga vattenlösligheterna gör att våtdepositionen av såväl N<sub>2</sub>O som NO och NO<sub>2</sub> är försumbar för dessa ämnen inom de transportavstånd som är aktuella.

### 3.2 Resultat av depositionsberäkningarna

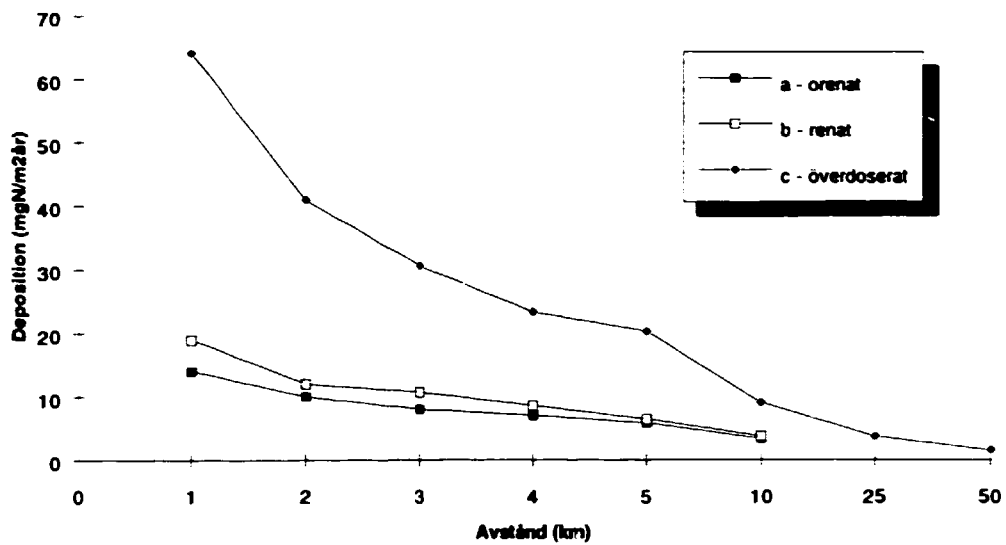
Nedan ges beräknad deposition i mg m<sup>-2</sup> år<sup>-1</sup> av oxiderat, reducerat och totalt kväve för ett antal avstånd i en dominerande vindriktning. De ingående våt- och torredepositionerna redovisas var för sig (se appendix). Resultaten för totaldeposition av kväve presenteras i figurerna 2 till 5, för såväl den mindre (50 MW; figurerna 2 och 3) som för den större typanläggningen (350 MW; figurerna 4 och 5), med låg respektive hög skorstenhöjd och rökgastemperatur, och för de angivna utsläppsalternativen **a** (*orenat*), **b** (*renat*) samt **c** (*överdoserat*). Motsvarande data återfinns också i tabellerna III-VI i appendix.



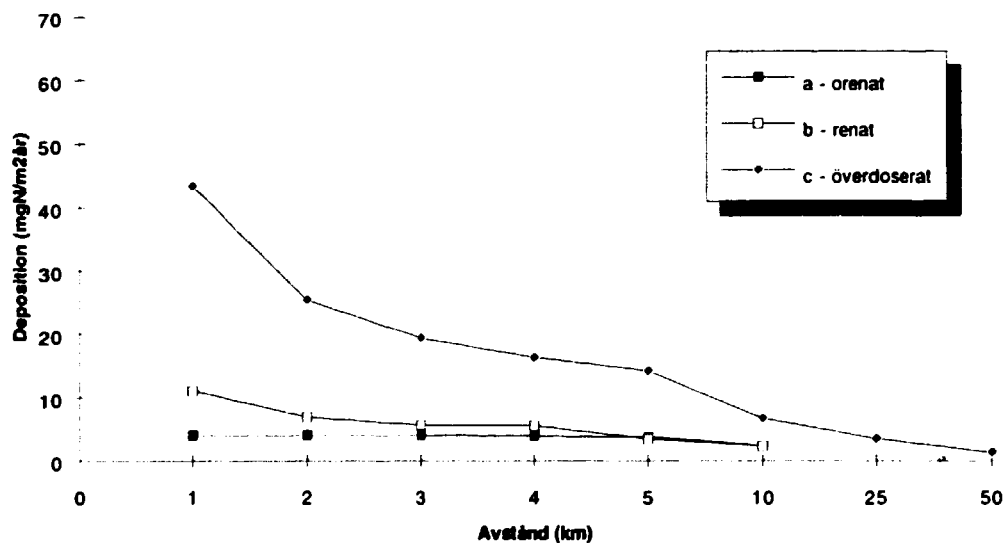
**Figur 2.** Totaldeposition av kväve med avståndet från liten anläggning (50 MW) med låg skorstenshöjd och rökgastemperatur.



**Figur 3.** Totaldeposition av kväve med avståndet från liten anläggning (50 MW) med hög skorstenshöjd och rökgastemperatur.



**Figur 4.** Totaldeposition av kväve med avståndet från stor anläggning (350 MW) med låg skorstenshöjd och rökgastemperatur.

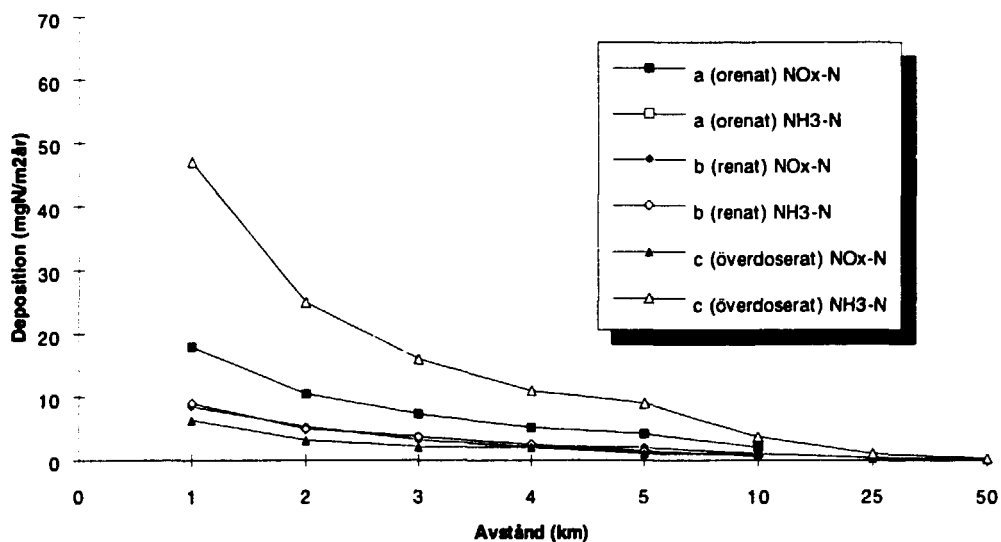


**Figur 5.** Totaldeposition av kväve med avståndet från stor anläggning (350 MW) med hög skorstenshöjd och rökgastemperatur.

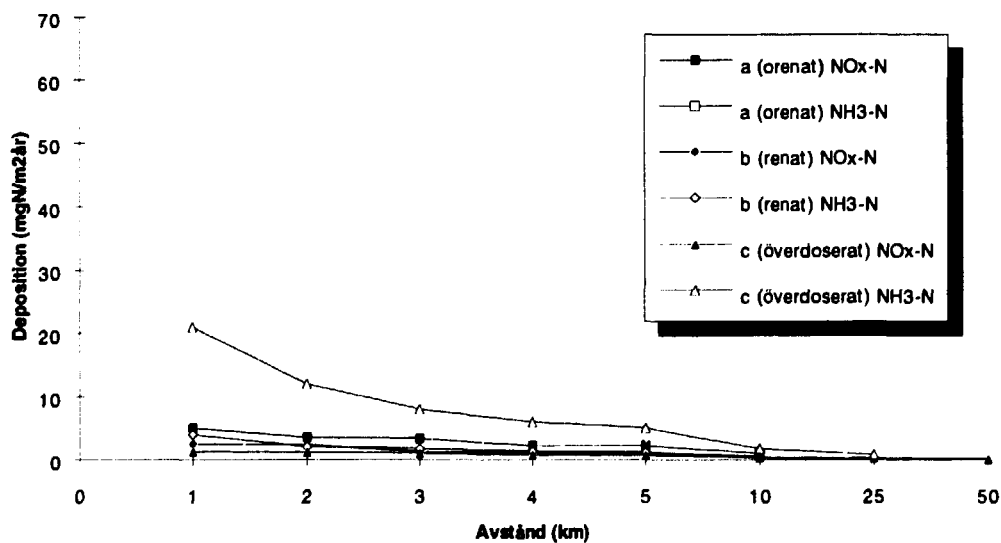
Figureerna 2 till 5 ger intryck av att utsläppsalternativ c (överdoserat) ger en större totaldeposition av kväve än de båda andra fallen. Detta beror på att ett relativt begränsat influensområde beaktas. I själva verket leder alternativen a (orenat) och b (renat) till en högre deposition av kväve på stora avstånd som mer än uppväger den relativt stora lokala depositionen i alternativ c. Emellertid är depositionstillskottet per ytenhet från anläggningen mycket litet på stort avstånd från anläggningen och därför svårt att visa i en graf. För de fyra olika typanläggningarna har separata beräkningar gjorts för överdoserat alternativ (c) på större avstånd än de som redovisas i figurer och tabeller. Med hjälp av dessa beräkningar uppskattas avståndet, där kväveoxiddepositionen blir större än ammoniakdepositionen, till ca 100 km. Vid överdosering (alternativ c) är skillnaden mellan de fyra typanläggningarna relativt obetydlig. Vid en bra rening med en balanserad ammoniak tillsats (alternativ b), inträffar motsvarande skifte mellan ammoniak och kväveoxid mellan 4 och 5 km från en liten anläggning med låg skorstenhöjd och rök-gastemperatur (anläggning 1). Ökas skorstenhöjden och rök-gastemperaturen (anläggning 2) återfinns denna punkt på mellan 5 och 10 km avstånd. För den stora anläggningen med låg skorstenhöjd och rök-gastemperatur (anläggning 3) sker förändringen på mellan 4 och 5 km avstånd, samt vid den högre skorstenhöjden och rök-gastemperaturen (anläggning 4) på mer än 10 km avstånd.

I figurena 6 till 9 redovisas depositionen av  $\text{NO}_x\text{-N}$  och  $\text{NH}_3\text{-N}$  uppdelat, på varje utsläppsalternativ och typanläggning.

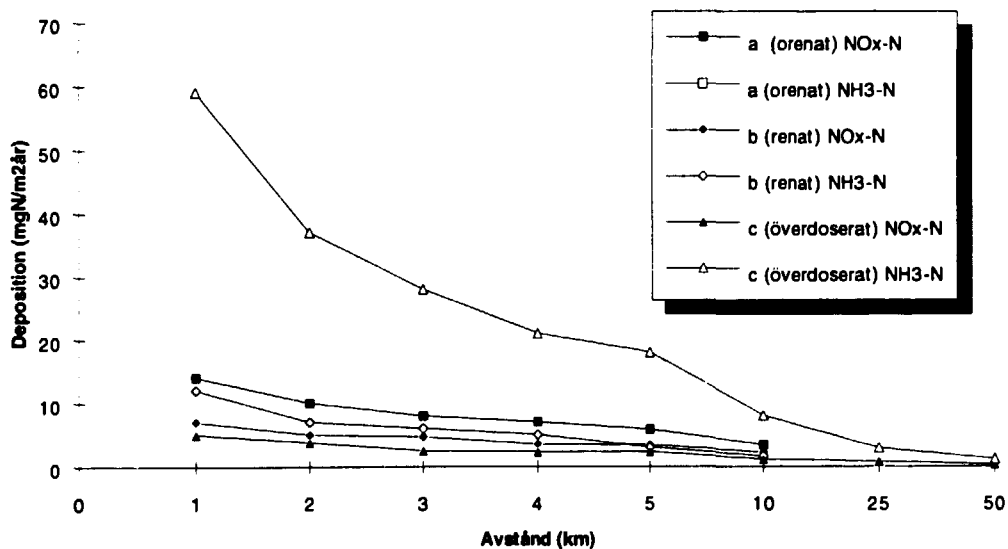
Av depositionsberäkningarna framgår att den totala depositionen av kväve inom de närmaste kilometerna från anläggningen är något högre med rening (alternativ b) än utan (alternativ a), trots att det omvända förhållandet råder vad gäller de totala utsläppen av kväve från typanläggningarna. Vid överdosering (alternativ c) är kvävedepositionen i närområdet mycket högre än vid motsvarande orenat alternativ (a). Förklaringen är ammoniakens snabba deposition.



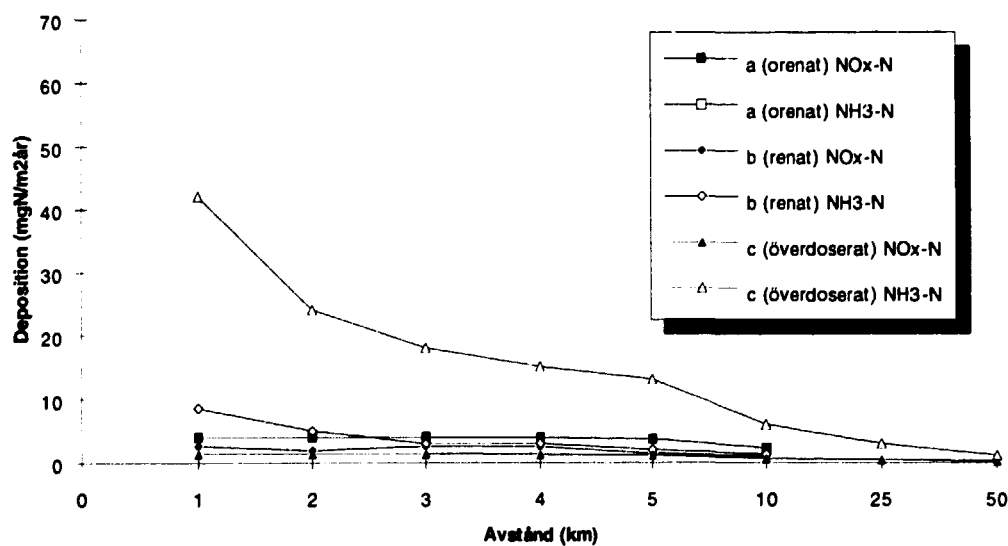
Figur 6. Deposition av  $\text{NO}_x\text{-N}$  och  $\text{NH}_3\text{-N}$  med avståndet från liten anläggning (50 MW) med låg skorstenshöjd och rögkastemperatur.



Figur 7. Deposition av  $\text{NO}_x\text{-N}$  och  $\text{NH}_3\text{-N}$  med avståndet från liten anläggning (50 MW) med hög skorstenshöjd och rögkastemperatur.



**Figur 8.** Deposition av  $\text{NO}_x\text{-N}$  och  $\text{NH}_3\text{-N}$  med avståndet från stor anläggning (350 MW) :ned låg skorstenhöjd och rökgestemperatur.



**Figur 9.** Deposition av  $\text{NO}_x\text{-N}$  och  $\text{NH}_3\text{-N}$  med avståndet från stor anläggning (350 MW) med hög skorstenhöjd och rökgestemperatur.

### 3.3 Jämförelse av beräknade depositionstillskott med nuvarande kvävebelastning

Ett typiskt värde för deposition av reducerat och oxiderat kväve i södra Sverige som resultatet från depositionsberäkningen kan relateras till är ca  $1,5 \text{ g m}^{-2} \text{ år}^{-1}$ , medan motsvarande siffra i mellersta Norrland är ungefär  $0,5 \text{ g m}^{-2} \text{ år}^{-1}$  (Lövlbad et al., 1992b). Av detta utgörs ca 50% av oxiderat kväve och ca 50% av reducerat kväve. Detta betyder att för avståndet 1 km från anläggningen utgör källans bidrag maximalt (överdoserat alternativ-c; ogynnsammaste vindriktning; stor anläggning med lägsta skorstenshöjden och rökgastemperaturen) knappt 5% (ca 8% för reducerat kväve och knappt 1% för oxiderat kväve) i södra Sverige och 13% (ca 24% för reducerat kväve och ca 2% för oxiderat kväve) i norra Sverige. För avståndet 10 km är motsvarande siffror 0,6% (ca 1,1% för reducerat kväve och 0,2% för oxiderat kväve) i södra Sverige och 2% (ca 3,2% för reducerat kväve och 0,4% för oxiderat kväve) i norra Sverige. Vid rening enligt alternativ b blir tillskottet drygt 1% (ca 1,6% för reducerat kväve och ca 0,9% för oxiderat kväve) i södra Sverige och 4% (ca 5% för reducerat kväve och 3% för oxiderat kväve) i norra Sverige för avståndet 1 km, samt 0,2% i södra och 0,6% i norra Sverige för avståndet 10 km fördelat relativt jämnt på reducerat och oxiderat kväve.

## 4. Lokala och regionala effekter av oxiderade och reducerade kväveföreningar

### 4.1 Lokala effekter på växter

Som angivits i problembeskrivningen är det inte troligt att haltbidrag av dessa föreningar har betydelsefulla effekter. Bedömningen av kvävehaltiga gasers effekter på växtlighet kompliceras dessutom av att kvävetillgången i de flesta situationer är tillväxtbegränsande och att växtligheten kan utnyttja gaser såsom kvävedioxid och ammoniak för sin kväveförsörjning. Detta innebär att såväl tillväxtstimulering som negativa effekter kan förekomma beroende på förutsättningarna i det enskilda fallet. Situationen kompliceras ytterligare av att kväveoxiderna NO och NO<sub>2</sub> inte har identiska effekter på växter. NO betraktades länge som varken skadlig eller tillväxtstimulerande eftersom den är mindre reaktiv än NO<sub>2</sub>. Ny forskning har emellertid visat att NO kan vara lika toxisk för växter som NO<sub>2</sub> (Wellburn, 1990). Vid ett ECE-möte om kritiska haltnivåer för olika föroreningar i mars 1992 (UNECE, 1992) föreslogs  $30 \mu\text{g} \cdot \text{r}^{-3}$  sammanlagd halt av NO och NO<sub>2</sub> som en kritisk haltnivå på årsbasis och  $95 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$  som fyrtimmarsmedelvärde för att förhindra uppkomsten av negativa ekofysiologiska effekter på växter. I Svensk landsbygdsmiljö är halterna av NO<sub>2</sub> och NO i allt väsentligt så låga att de inte kan förväntas ge upphov till skadliga effekter. Andelen NO<sub>2</sub> i denna typ av miljö är hög.

Situationen kan lokalt var annorlunda i större tätorter och i omedelbar närhet av starkt trafikerade vägar. Här är andelen NO betydligt större än i landsbygdsmiljö.

Ammoniakhalterna däremot är högst i landsbygdsmiljö. Vid ECE-mötet i mars 1992 föreslogs följande kritiska haltnivåer för ammoniak (Tabell 5):

**Tabell 5.** Föreslagna kritiska haltnivåer för ammoniak (ECE-möte, 1992).

Medelvärde för	Kritisk haltnivå ( $\mu\text{g m}^{-3}$ )
1 timme	3330
1 dag	270
1 månad	23
1 år	8

Det är ovanligt att dessa halter överskrids i Sverige. Om det sker så gäller det närmiljön till stora djurstallar eller där stora mängder stallgödsel hanteras.

Man skulle kunna sammanfatta situationen så, att tillskott till luftens ammoniakhalter är ett större problem i landsbygdsmiljö än i urban miljö, medan det omvända förhållandet gäller för kväveoxider. Emellertid är bakgrundshalterna tillsammans med de haltbidrag som kommer ifråga för de här behandlade punktkällorna så låga att inga betydelsefulla direkt effekter av gasformiga, kvävehaltiga föroreningar är att förvänta annat än möjligen mycket lokalt.

Som nämndes inledningsvis (se Tabell 1) så ger lustgas endast effekter på global skala, och bidrar således ej till lokala skador på växtlighet.

## 4.2 Bildning och effekter av ozon

Ozon förekommer sommartid i sådana halter i större delen av Sverige att de bedöms orsaka effekter på skog och grödor (Pleijel, 1993; Wallin 1990). Problemet är regionalt till sin karaktär. För en given lokalisering (kemisk miljö) kan bedömas att antalet bildade ozonmolekyler under kväveoxidernas livslängd i atmosfären är i stort sett proportionellt



mot utsläppt mängd kväveoxider, förutsatt att det är måttligt stora emissioner (marginaltillskott till den regionala bakgrunden) som beaktas. Tidigare utförda modellberäkningar visar att ammoniak inte nämvärt påverkar ozonbildningen (Lövblad et al., 1992a). Slutsaten blir att ur denna synpunkt är renat alternativ (b) entydigt att föredra framför orenat (a).

I slutet av 1993 hölls en konferens i Bern om kritiska haltnivåer för ozon (Fuhrer & Achermann, 1994). Man kom där fram till att en god korrelation mellan effekt i form av skördebortfall hos grödor och tillväxtminskningar hos träd erhålls om man ansätter att halter under 40 ppb ej har effekter, medan alla halter över 40 ppb har effekt i direkt proportion till överskridandets storlek och varaktighet. Detta är en förenklad modell som dock relativt effektivt beskriver det välkända empiriska faktum att högre halter av ozon har större betydelse för uppkomsten av skador än lägre halter. Modellen innebär att halter under 40 ppb inte beaktas alls medan alla tillskott över 40 ppb värderas lika vid effektbedömningen. Eftersom 40 ppb överskrids mera frekvent i södra Sverige än i norra kommer det marginaltillskott det kan bli fråga om, från den i föreliggande studie beaktade anläggningen, att ha betydelse under en större del av tiden i södra Sverige. Å andra sidan erhålls fler ozonmolekyler per utsläppt  $\text{NO}_x$  i norra Sverige, dubbelt så många kan var en rimlig men grov uppskattning utifrån Hov (1988). För tre lokaler i södra Sverige överskred ozonhalten 40 ppb under växtsångens dagsljusa timmar som medelvärde för 1991-1993 under 36% av tiden, medan motsvarande siffra för två lokaler i norra Sverige var 12%, eller en faktor 3 lägre (Karin Kindbom, IVL, personlig kommunikation). Denna överslagsberäkning är grov, men tyder på att anläggningen skulle bidra till mer växttoxiskt ozon i södra Sverige än i norra. Denna slutsats skulle egentligen behöva underbyggas genom modellberäkningar, men stärks av det faktum att ozonepisoder med verkligt höga ozonhalter (>75 ppb) är betydligt ovanligare i norra Sverige än i södra. Effekten av dessa episoder kan på goda grunder antas vara extra viktiga och vägs ej in om alla överskridanden över 40 ppb vägs in i direkt proportion till överskridandets storlek.

### 4.3 Försurning och kvävemättnad

Försurning och kvävemättnad är i likhet med marknära ozon problem på den regionala skalan. I princip allt  $\text{NO}_x$  och  $\text{NH}_3$  som släpps ut kommer att inom relativt kort tid deponeras och kan då potentiellt bidra till dessa miljöproblem. Det betyder att totalmängden utsläppta kvävemolekyler (exklusive  $\text{N}_2\text{O}$ ) är viktigast att ta hänsyn till för en viss lokalisering. Antalet mmol N per MJ är 2,6 för orenat alternativ (a), 1,6 för renat (b) och 2,3 för överdoserat (c).

Ammonium och nitrat uppför sig något olika i naturen. Om kvävemättnad ej råder ger nettoeffekten av tillförsel av båda ämnena inget tillskott till försurning, men utgör ett

steg på vägen mot kvävemättnad. Om kvävemättnad råder är nitrat alltid försurande, men ammonium endast i den uträkning den nitrifieras (se vidare Lövblad et al., 1992a).

Den sammanvägda bedömningen blir att ett renat alternativ (**b**) är bäst ur kvävemättnads- och försurningssynpunkt. Emellertid kommer fördelningen i rummet att bli annorlunda vid utsläpp av ammoniak eftersom detta ämne, som tidigare nämnts, har en mycket hög depositions hastighet jämfört med oxiderade kväveföreningar.

## 5. Globala effekter av lustgas samt oxiderade och reducerade kväveföreningar

### 5.1 Bidrag till växthuseffekten

Av de tre kväveföreningar som släpps ut från den typ av anläggning som behandlas i föreliggande studie är endast  $N_2O$  i sig en viktig växthusgas.  $NO_x$  och  $NH_3$  kan även de bidra till växthuseffekten genom att de i omvandlas till växthusgaser. Kväveoxiderna kan tillsammans med kolväten bilda ozon i atmosfären genom fotokemiska processer och såväl kvävedioxid som ammoniak kan, efter det att de deponerats till marken, omvandlas av mikroorganismer vid nitrifikation och denitrifikation till lustgas som avgår till atmosfären. I det följande görs ett försök att kvantifiera betydelsen av dessa omvandlingsprocesser och relatera dem till det direkta utsläppet av lustgas som blir följden av den aktuella typen av reningsprocess.

### 5.2 Ozon som växthusgas

Räknat per kg är ozon ca 1 800 gånger effektivare som växthusgas jämfört med koldioxid och 10 gånger effektivare än lustgas vid nuvarande  $CO_2$ -halt i atmosfären. Om man vill jämföra olika *utsläpps* bidrag till växthuseffekten måste man ta hänsyn till de olika ämnens livslängd i atmosfären. Med hänsyn till denna faktor blir 1 kg utsläppt lustgas 300 gånger viktigare för växthuseffekten än 1 kg koldioxid (Rodhe, 1990). För ozon (i troposfären) har motsvarande siffra angivits till 3 gånger den för  $CO_2$  (Rodhe, 1990) på viktsbasis, men denna siffra är behäftad med större osäkerhet. Samtliga uppgifter gäller det samlade tillskottet till växthuseffekten under 100 år från den tidpunkt då utsläppet skedde. Situationen kompliceras av att varje utsläppt  $NO_x$  kan leda till bildningen av flera ozonmolekyler genom cykliska, atmosfärkemiska förlopp. Hur många  $O_3$  som bildas per utsläppt  $NO_x$  beror på den kemiska miljö i vilken utsläppet sker, närmare bestämt på vilka halter av framför allt olika kolväten som förekommer i den luftmassa som kväveoxiderna hamnar i. Teoretiska modellberäkningar visar entydigt att ju renare miljö kväveoxiden hamnar i desto fler ozonmolekyler produceras per utsläppt

kväveoxidmolekyl. Hov (1988) har uppskattat det globala medelvärdet till 30-40 ozonmolekyler på utsläppt  $\text{NO}_x$ , drygt 20 som medelvärde för norra hemisfären, ca 5 för England och ca 2 för Ruhrområdet. Med utgångspunkt från detta skulle det kunna vara rimligt att anta att ett typiskt värde för Sverige skulle vara ca 10 ozonmolekyler per utsläppt  $\text{NO}_x$ . Värdet är sannolikt högre för norra än för södra Sverige, men för ytterligare precisering krävs omfattande modellberäkningar. En ozonmolekyls medellivslängd i atmosfären är av storleksordningen en månad. I starkt förorenade miljöer är den kortare, ner till några dagar.

Som en första uppskattning av ozonbildningspotentialen för  $\text{NO}_x$  har vi utgått från värdet 10 ozonmolekyler per  $\text{NO}_x$  från Hov (1988) och tar Rudhes (1990) relation mellan växthusgaspotentialen med hänsyn till livslängden i atmosfären för ozon och lustgas som är 1 till 100, kan vi jämföra bidraget till växthusgaseffekten från  $\text{NO}_x$  och  $\text{N}_2\text{O}$  för de olika utsläppsalternativen i denna studie (Tabell 6).

**Tabell 6.** Växthusgaspotential per MJ som koldioxid-ekvivalenter (g  $\text{CO}_2$ ) från ozon som bildats ur  $\text{NO}_x$  samt direktemitterad  $\text{N}_2\text{O}$  vid eldning med biobränsle.

Utsläppsalternativ	Ozon från $\text{NO}_x$	Direktemitterad $\text{N}_2\text{O}$	Summa
<i>a-orenat</i>	3,5	1,5	5,0
<i>b-renat</i>	1,7	4,5	6,2
<i>c-överdoserat</i>	1,2	7,5	8,7

För att kunna göra jämförelser mellan bidraget till växthuseffekten från olika gaser med olika absorptionsegenskaper och olika livslängd i atmosfären brukar man räkna om växthusgaseffekten hos en gas, t ex lustgas eller ozon, till den mängd koldioxidmolekyler som ger samma bidrag till växthuseffekten. Dessa koldioxidekvivalenter utgör på så sätt en typ av "växthusgasvaluta" som används för att kunna jämföra bidragen från olika växthusgaser, men har ingenting att göra med koldioxidemissionerna från den anläggning som beaktas. Däremot kan de bidrag till växthuseffekten som kommer från exempelvis  $\text{N}_2\text{O}$  och  $\text{O}_3$  på detta sätt direkt jämföras med ett koldioxidutsläpp. T ex skulle den i föreliggande studie beaktade anläggningen släppa ut 78 g  $\text{CO}_2$  per MJ, om olja utgjorde bränslet. Denna siffra kan ställas i relation till växthuseffektbidraget från ozon och lustgas vid överdosering (c i tabellen), vilket är 8,7g  $\text{CO}_2$ -ekvivalenter eller ca 10% av  $\text{CO}_2$ -emissionen från den oljeeldade anläggningen. Om vi antar att den oljeeldade anläggningen har samma emissionsbild vad gäller kväveoxider och lustgas kan man härvid se att övergång från olja till biobränsle ger en minskning av tillskottet till växt-

huseffekten i intervallet 10 gånger (överdoserat alternativ, c) till 20 gånger (orenat alternativ, a).

Dessa beräkningar måste ses som relativt grova uppskattningar, men man kan nog med ganska god säkerhet dra den slutsatsen att för renat och överdoserat alternativ (b och c) är bidraget till växthuseffekten större från direktemitterad  $N_2O$  än från ozon bildat ur  $NO_x$ , medan det omvända förhållandet gäller för orenat alternativ (a).

### 5.3 Lustgasbildning genom markprocesser

Hela den mängd kväveoxider och ammoniak som släpps ut i atmosfären kommer relativt snabbt att deponeras till olika ekosystem och kan där via nitrifikation och denitrifikation omvandlas till lustgas och därmed indirekt bidra till växthuseffekten. För denna problematik är de totala utsläppens storlek avgörande, medan den geografiska fördelning av nedfallet har betydelse endast i den utsträckning de påverkar vilken typ av ekosystem kvävet hamnar i. Potentialen för lustgasavgivning varierar nämligen mellan olika ekosystemtyper (exempelvis mellan jordbruksmark och skogsmark).

Det är känt att gödselmedel som tillförs jordbruksmark ger upphov till lustgasbildning (Bouwman et al., 1993). Detta kan ske i två olika processer. Vid nitrifikation omvandlas ammonium till nitrat via nitrit av mikroorganismer som på detta sätt försörjer sig med energi. I det första steget omvandlas en del av kvävet till lustgas. Nitrifikationen sker främst i jordar med högt pH och god bördighet. Processen är inte särskilt temperaturkänslig, men förutsätter att markens vatteninnehåll är relativt stort, dock inte alltför stort.

Ovan sagda innebär att såväl nitrifikation som denitrifikation leder till maximal lustgasbildning i situationer då relativt stor men inte absolut syrebrist råder.

Vid denitrifikation omvandlas nitrat till lustgas och/eller kvävgas via nitrit. I denna process utnyttjar mikroorganismer i marken nitraten som elektronacceptor när tillgången på syrgas är dålig eller obefintlig (anaeroba förhållanden). Mer eller mindre vattensjuka jordar har därför en större benägenhet för lustgasavgång genom denitrifikation än väl-dränerade jordar. Om marken är helt mättad med vatten blir dock lustgasavgången mindre - denitrifikationen ger då i allt större utsträckning kvävgas.

Ammonium har en större potential för att bilda lustgas i mark än nitrat på grund av att ammonium först kan nitrifieras och därefter även denitrifieras. Nitrat kan endast delta i denitrifikationen. Mot bakgrund av vad som för närvarande är känt om lustgasbildning från kväve som tillförs jordbruksmark bedöms 0.03% av tillfört nitrat omvandlas till lustgas, medan motsvarande siffra för ammonium är 0.23% (SNV, 1991; L. Klemedtson, IVL, personlig kommunikation). För skogsmark, som normalt har en be-

tydligt lägre bördighet och lägre pH än jordbruksmark, och därmed en mindre nitrifikation, bedöms siffran 0.03% kunna gälla för såväl nitrat som ammonium (L. Klemetson, IVL, personlig kommunikation).

I tabell 7 visas bidraget till växthuseffekten från lustgas som bildats ur nitrat och ammonium som deponerats till skogsmark respektive jordbruksmark.

**Tabell 7.** Bidrag till växthuseffekten per MJ som koldioxid-ekvivalenter (mg CO<sub>2</sub>) från ammonium och nitrat som omvandlats till lustgas av mikroorganismer i marken.

Utsläppsalternativ	Jorbruksmark	Skogsmark
<i>a-orenat</i>	10	10
<i>b-renat</i>	14	6
<i>c-överdoserat</i>	48	9

#### 5.4 Sammanfattande bedömning av bidraget till växthuseffekten

Vid en jämförelse av resultaten i tabell 6 och 7 ovan står det klart att bidraget till växthuseffekten från lustgas domineras starkt av den direkt emitterade lustgasen, vars bidrag är ca 150 gånger större än det maximala lustgasbidraget från omvandling av deponerad ammonium och nitrat (överdoserat alternativ-c med influensområde dominerat av jordbruksmark). Det är i detta fall ammonium som står för den största delen av lustgasbildningen. Vid överdosering (c) är det direkta lustgasutsläppet av samma storleksordning som ammoniakutsläppet och eftersom endast delar av procent av ammoniumdepositionen omvandlas till lustgas, förklarar detta resultatet.

Även om man skulle använda maximala värden på omvandling av ammonium till lustgas från litteraturen, upp till 2% (Robertsson, 1991), så skulle lustgastillskottet från anläggningen starkt domineras av de direkta emissionerna.

En mer detaljerad analys av hela verksamhetens bidrag till växthuseffekten skulle kräva att emissioner av lustgas från odling och transport av biobränslet (eller utvinning, raffinering och transport om olja skulle väljas) fick vägas in i bedömningen. Vi bedömer att tillskott av denna typ inte påverkar avvägningen mellan olika reningsalternativ eftersom de är konstanta för de tre fall som beaktas. Skillnaderna i lustgasproduktion mellan olika

odlingsformer är dock stora, vilket är av betydelse om man betraktar energiutvinning från biobränsel ur ett livscykelperspektiv.

Av tabell 6 framgår att bidraget till växthuseffekten av ozon bildad ur kväveoxider är mindre än, men av samma stolesordning som bidraget från direkt emitterad lustgas.  $\text{NO}_x$ -rening ger minskat bidrag från ozon, men ökat bidrag från lustgas och det sammanlagda bidraget till växthuseffekten är störst vid överdosering (c) och minst vid orenat alternativ (a).

## 5.5 Effekter av lustgas på stratosfärens ozon

Ett allvarligt miljöhot är att stratosfärens ozoninnehåll (ca 15 till 40 km ovanför jordytan) håller på att minska. Detta leder till att större mängder skadlig UV-B-strålning når ner till jordytan. Särskilt starkt är detta hot i antarktisosrådet, men även övriga delar av stratosfärens ozon minskar (Graedel & Crutzen, 1993). Ett av de ämnen som kan bidra till uttunnningen av stratosfärens ozonlager är lustgas som har tillräckligt stor livslängd i atmosfären för att i betydande grad nå stratosfären. Där reagerar en del av lustgasen med energirika fria syreatomer varvid NO bildas, medan en annan del omvandlas till  $\text{N}_2$ . I stratosfären kan NO delta i katalytiska reaktionskedjor i vilka en förbrukning av ozon sker. Att värdera betydelsen av ett enskilt lustgasutsläpps bidrag till detta globala miljöproblem är mycket svårt.

## 6. Slutsatser om miljökonsekvenser vid långt driven kväveoxidrening

Låt oss börja med att sammanfatta:

- \* *Lokala effekter av gashalter ( $\text{NO}_x$  och  $\text{NH}_3$ ) är för de alla flesta svenska förhållanden ringa eller försumbara.*
- \*  *$\text{NO}_x$ -utsläpp leder till tillskott av växttoxiskt ozon, vilket emissioner av  $\text{NH}_3$  och  $\text{N}_2\text{O}$  inte gör.*

Detta problem är således endast känsligt för  $\text{NO}_x$ -utsläppen och för en given lokalisering torde ozonbildningen från ett  $\text{NO}_x$ -tillskott vara proportionell mot tillskottets storlek. Lokalisering till norra Sverige bedöms ge fler ozonmolekyler per utsläppt  $\text{NO}_x$  än i landets södra delar. Norrut är emellertid bakgrundsbelastningen av ozon lägre. Om man ansätter en effekttröskel för ozon på 40 ppb, vilket är den nivå som för närvarande diskuteras i det internationella åtgärdsarbetet.

\* *För försurning och kvävemättad är de totala utsläppen av ammonium- och nitratkväve av överordnad betydelse. Om  $NO_x$  byts mot  $NH_3$  i utsläppen fördelas visserligen belastningen så att nedfallet i genomsnitt sker närmare källan.*

Detta innebär att det lokala belastningstillskottet blir större, i det ogynnsammaste fallet upp till 13% av bakgrundsbelastningen för en lokalisering till norra Sverige, mot 5% i södra. Sett i relation till bakgrundsbelastningen är denna förskjutning i fördelningen av belastningen inte särskilt stor, men heller inte försumbar och kan därför vara kontroversiell i ett lokalt bedömningsperspektiv. Influensområdets känslighet är vidare av betydelse, men det samlade nedfallet sker över ett så stort område att känsliga områden torde beröras för de flesta lokaliseringar. Varje större geografiskt område utgör en mosaik av naturtyper med olika förutsättningar vad gäller känslighet för försurning och kvävemättad. Kväve urlakas till grundvattnet vid kvävemättad. Det kan då leda till försämrad grundvattenkvalitet samt eutrofieringsproblem i ytvatten nedströms.

\* *Det största bidraget till växthuseffekten kommer från direkt emitterad  $N_2O$ . Vid jämförelse med denna post utgör  $N_2O$  från nitrat och ammonium från anläggningen som omvandlats av mikroorganismer i marken ett försumbart tillskott.*

I Sveriges samlade budget för lustgas spelar dock mikrobiell omvandling i mark en avgörande roll. Jämfört med växthuseffektbidraget från  $CO_2$  från en oljeeldad anläggning utgör växthuseffektbidraget från  $N_2O$  mellan 6% (orenat alternativ, a) och 10% (överdoserat alternativ, c), vilket visar att övergång från olja till biobränsle medför en betydande minskning av det samlade växthuseffekt-tillskottet, även om detta inte försvinner helt. Uppskattningen av bidraget till växthuseffekten från ozon är osäkrare men bedöms vara av samma storleksordning fast mindre än det från direkt emitterad  $N_2O$ . Dessa båda bidrag ändras med olika tecken när  $NH_3$ -tillsatsen ökar, men nettobidraget till växthuseffekten domineras av  $N_2O$ .

\* *Effekten av  $N_2O$  på stratosfäriskt ozon är vetenskapligt väl etablerad, men svår att ställa i relation övriga här behandlade problem.*

\* *Emissionerna av lustgas styr inte lokaliseringen av anläggningen, eftersom de miljöhot som är kopplade till detta ämne är globala till sin karaktär. Däremot kan övergripande politiska mål göra tillskott till lustgasemissionerna kontroversiella.*

Överdoserat (c) leder till mycket större belastning av såväl ammoniak som lustgas än orenat (a) och renat (b) alternativ och torde därför var sämre ur miljösynpunkt än övriga, även om ozonbildningen blir något mindre. Om vi jämför orenat (a) och renat (b) alternativ visar det sig att renat (b) är bäst vad gäller tillskott till växttoxiskt ozon ( $b\text{-renat} = 0.5 \cdot a\text{-orenat}$ ) och regionala kväveeffekter ( $b\text{-renat} = 0.6 \cdot a\text{-orenat}$ ). Beträffande bidraget till växthuseffekten är renat (b) dock sämre än orenat (a) alternativ ( $b\text{-renat} = 3 \cdot a\text{-orenat}$ , om hänsyn tas endast till direkt emitterad lustgas;  $b\text{-renat} = 1.25 \cdot a\text{-orenat}$ ,

om även det mer svårbedömda tillskottet från ozon inkluderas). För effekten på stratosfärens ozonskikt är endast  $N_2O$  av betydelse och således **b-renat** =  $3 \cdot \mathbf{a-orenat}$ .

För att välja mellan orenat (**a**) och renat (**b**) alternativ gäller det alltså att avväga ett tillskott till regionala miljöproblemen (ozon, kvävemättnad, försurning) mot tillskott till de globala problemen (växthuseffekten och stratosfärens ozonskikt). Det är svårt att för närvarande göra denna avvägning på säker vetenskaplig grund. Osäkerheter i effektbedömning samt inte minst i skillnader i värdering av olika problem utgör hinder för bedömningen. Problematiken kan emellertid belysas om skillnaden i emissioner från orenat (**a**) och renat (**b**) alternativ ställs i relation till de nationella utsläppen av de berörda föreningarna och till nationella mål i åtgärdsarbetet (Tabell 8). Störst påverkan i förhållande till nationella emissioner sker alltså för lustgas vid val av renat (**b**) i stället för orenat (**a**) alternativ.

För de viktigaste av de miljöproblem som bedöms relevanta i denna studie är det utsläppets storlek som är av överordnad betydelse. Skorstenshöjd och rökstemperatur betyder inget alls för de globala miljöproblemen och endast lite för de regionala. Förhöjningen av den lokala depositionen av ammoniumkväve vid stor tillsats av  $NH_3$  påverkar visserligen inte det totala nedfallet av ammoniumkväve, men nedfallet koncentreras i större utsträckning till källans närhet vid lägre skorstenshöjd och lägre rökstemperatur. Även bidragen till luftens halter av  $NH_3$  och  $NO_x$  i källans närområde påverkas av skorstenshöjd och rökstemperatur, men som tidigare nämnts är problemen med dessa halter små.

**Tabell 8.** Relation mellan totala svenska emissioner (ton per år) av aktuella kväveföreningar och skillnaden i emissioner från orenat (**a**) och renat (**b**) alternativ (allt räknat som N).

Ämne	$N_2O$	$NH_3$	$NO_x$	$NO_x + NH_3$
Totala svenska emissioner	22 000 <sup>1</sup>	42 000 <sup>2</sup>	118 000 <sup>3</sup>	160 000
350 MW anläggnings bidrag till Sveriges emissioner, orenat alternativ ( <b>a</b> )	0,10%	0%	0,22%	0,16%
350 MW anläggnings bidrag till Sveriges emissioner, renat alternativ ( <b>b</b> )	0,30%	0,07%	0,11%	0,10%

<sup>1</sup>Robertsson (1991)

<sup>2</sup>SCB (1993)

<sup>3</sup>SNV (1993)



## Referenser

- Bouwman, A. F., Fung, I., Matthews, E. & John, J. (1993). Global analysis of the potential for N<sub>2</sub>O production in natural soils. *Global Biogeochemical Cycles*, 7, 557-597.
- Ellenberg, H. (1985). Veränderungen der Flora Mitteleuropas unter dem Einfluss von Düngung und Immissionen. *Schweiz. Z. Forstwes.*, 136, 19-39.
- Fuhrer, J. & Achermann, B. (eds.) (1994). Critical levels for ozone. A UNECE workshop report. *Schriftreihe der FAC Liebefeld* 16.
- Graedel, T. E. & Crutzen, P. J. (1993). Atmospheric change. An earth system perspective. Freeman.
- Hasund, K. P., Hedvåg, L. & Pleijel, H. (1990). Ekonomiska konsekvenser av det marknära ozonets påverkan på jordbruksgrödor. *Naturvårdsverket rapport* 3862.
- Hov, Ø. (1988). Change in tropospheric ozone. A simple model experiment. In: Bojkov, R. D. & Fabian, P. (eds.) *Ozone in the atmosphere. Proceedings of the quadrennial ozone symposium 1988 and tropospheric ozone workshop*, Göttingen, FRG, 4-13 August 1988.
- Hov, Ø., Allegrini, I., Beilke, S., Cox, R.A., Eliassen, A., Elshout, A.J., Gravenhorst, G., Penkett, S., and Stern, R. (1987). Evaluation of atmospheric processes leading to acid deposition in Europe. Report 10, EUR 11441, CEC.
- Lövblad, G., Andersson, Y., Borg, G., Grennfelt, P., Hultberg, H., Moldanova, J., Pleijel, H. & Persson, C. (1992a). Miljökonsekvenser vid användning av ammoniak för att reducera utsläppen av kväveoxider. *IVL rapport B 1089*.
- Lövblad, G., Andersen, B., Joffre, S., Pedersen, U., Hovmand, M. & Reissell, A. (1992b). Mapping deposition of sulphur, nitrogen and base cations in the nordic countries. *IVL Report B 1055*.
- Persson, C., Omstedt, G. & Lindgren, C. (1988). Modell för beräkning av spridning och deposition av luftföroreningar på mesoskala. *SMHI-rapport*.
- Pleijel, H. (1993). Ozone impact on Swedish cereals. Dissertation. Department of Plant physiology, University of Göteborg, Göteborg, Sweden.
- Rodhe, H. (1990). A comparison of the contribution of various gases to the greenhouse effect. *Science*, 248, 1217-1219.

Robertson, K. (1991). Emissions of N<sub>2</sub>O in Sweden - Natural and anthropogenic sources. *AMBIO*, 20, 151-154.

SCB (1993). Na 18 SM9302.

SNV (1991). Växthusgaserna - utsläpp och åtgärder i ett internationellt perspektiv. Naturvårdsverket rapport 4011.

SNV (1993). Ett miljöanpassat samhälle. Naturvårdsverket rapport 4234.

Tyler, G. (1987). Probable effects of soil acidification and nitrogen deposition on the floristic composition of oak (*Quercus robur* L.) forest. *Flora* 179, 165-170.

UNECE (1992). UNECE workshop on critical levels. Background papers. Egham, UK, 23-26 March, 1992.

Wallin, G., Skärby, L. & Selldén, G. (1990). Long-term exposure of Norway spruce, *Picea abies* (L.) Karst., to ozone in open-top chambers. *New Phytologist* 115, 335-344.

Wellburn, A. (1988). Air pollution and acid rain. The biological impact. Longman Scientific & Technical.

Wellburn, A. (1990). Why are atmospheric oxides of nitrogen usually phytotoxic and not alternative fertilizers? *New Phytologist*, 115, 395-429.

**Utgångsdata för arbetet****Tabell I.** Specifikation av valda typanläggningar till spridnings- och depositionsberäkningarna.

Typanläggning	Storlek (MW)	Skorstenshöjd (m)	Rökgastemperatur (°C)
1	50 <sup>1</sup>	40	70
2	50 <sup>1</sup>	80	100
3	350 <sup>2</sup>	80	70
4	350 <sup>2</sup>	120	100

<sup>1</sup>Tillfört bränsle 200 GJ per timme; Rökgasflöde 18 m<sup>3</sup> normal fuktig gas per sekund

<sup>2</sup>Tillfört bränsle 1400 GJ per timme; Rökgasflöde 128 m<sup>3</sup> normal fuktig gas per sekund

**Tabell II.** Rökgassammansättningen för alternativen **a** (*orenat*), **b** (*renat*) och **c** (*överdoserat*).

Alternativ	NO <sub>x</sub> mg/MJ	NH <sub>3</sub> mg/MJ	N <sub>2</sub> O mg/MJ
<b>a</b> ( <i>orenat</i> )	120 <sup>1</sup>	0	5
<b>b</b> ( <i>renat</i> )	60 <sup>1</sup>	5	15
<b>c</b> ( <i>överdoserat</i> )	40 <sup>1</sup>	25	25

<sup>1</sup>Räknat som NO<sub>2</sub>

### Resultat av depositionsberäkningarna

Nedan ges beräknad deposition i  $\text{mg m}^{-2} \text{år}^{-1}$  av oxiderat, reducerat och totalt kväve för ett antal avstånd i en dominerande utfallsriktning. Resultaten redovisas för såväl den mindre (1 och 2) som den större typanläggningen (3 och 4), med låg respektive hög skorstenshöjd och rökgestemperatur, och för de angivna utsläppsalternativen a, b samt c (Tabeller III till VI).

**Tabell III.** Resultat av depositionsberäkningar för alternativ 1 ( $\text{mgN/m}^2\text{år}$ ).

<b>Alt. 1a</b>	<b>NO<sub>x</sub> -N</b>	<b>NO<sub>x</sub> -N</b>	<b>NH<sub>3</sub>-N</b>	<b>NH<sub>3</sub>-N</b>	<b>SUM-N</b>
Avstånd (km)	Torrdep.	Våtdep.	Torrdep.	Våtdep.	
1	17	1			18
2	10	0.6			10
3	7	0.3			7
4	5	0.2			5
5	4	0.2			4
10	2	0.09			2
<b>Alt. 1b</b>	<b>NO<sub>x</sub> -N</b>	<b>NO<sub>x</sub> -N</b>	<b>NH<sub>3</sub>-N</b>	<b>NH<sub>3</sub>-N</b>	<b>SUM-N</b>
Avstånd (km)	Torrdep.	Våtdep.	Torrdep.	Våtdep.	
1	8	0.5	7	2	18
2	5	0.3	4	1	10
3	3	0.2	3	0.7	7
4	2	0.1	2	0.5	5
5	2	0.1	1	0.4	4
10	1	0.05	0.6	0.1	2
<b>Alt. 1c</b>	<b>NO<sub>x</sub> -N</b>	<b>NO<sub>x</sub> -N</b>	<b>NH<sub>3</sub>-N</b>	<b>NH<sub>3</sub>-N</b>	<b>SUM-N</b>
Avstånd (km)	Torrdep.	Våtdep.	Torrdep.	Våtdep.	
1	6	0.4	35	12	53
2	3	0.2	20	5	28
3	2	0.1	13	3	18
4	2	0.08	9	2	13
5	1	0.07	7	2	10
10	1	0.03	3	0.7	4
25	0.3	0.02	0.8	0.2	1
50	0.1	0.01	0.2	0.05	0.4

**Tabell IV.** Resultat av depositionsberäkningar för alternativ 2 (mgN/m<sup>2</sup>år).

<b>Alt. 2a</b>	NO <sub>x</sub> -N	NO <sub>x</sub> -N	NH <sub>3</sub> -N	NH <sub>3</sub> -N	SUM-N
Avstånd (km)	Torrdep.	Våtdep.	Torrdep.	Våtdep.	
1	4	1			5
2	3	0.5			4
3	3	0.3			3
4	2	0.2			2
5	2	0.2			2
10	0.9	0.09			1
<b>Alt. 2b</b>	NO <sub>x</sub> -N	NO <sub>x</sub> -N	NH <sub>3</sub> -N	NH <sub>3</sub> -N	SUM-N
Avstånd (km)	Torrdep.	Våtdep.	Torrdep.	Våtdep.	
1	2	0.5	2	2	7
2	2	0.3	1	1	4
3	1	0.2	1	0.7	3
4	1	0.1	0.8	0.5	2
5	0.9	0.1	0.7	0.4	2
10	0.5	0.04	0.3	0.1	0.9
<b>Alt. 2c</b>	NO <sub>x</sub> -N	NO <sub>x</sub> -N	NH <sub>3</sub> -N	NH <sub>3</sub> -N	SUM-N
Avstånd (km)	Torrdep.	Våtdep.	Torrdep.	Våtdep.	
1	1	0.3	10	11	22
2	1	0.2	7	5	14
3	0.9	0.1	5	3	9
4	0.7	0.08	4	2	7
5	0.6	0.07	3	2	6
10	0.3	0.03	1	0.7	2
25	0.2	0.02	0.6	0.2	1
50	0.08	0.009	0.2	0.05	0.3

**Tabell V.** Resultat av depositionsberäkningar för alternativ 3 (mgN/m<sup>2</sup>år).

<b>Alt. 3a</b>	NO <sub>x</sub> -N	NO <sub>x</sub> -N	NH <sub>3</sub> -N	NH <sub>3</sub> -N	SUM-N
Avstånd (km)	Torrdep.	Våtdep.	Torrdep.	Våtdep.	
1	8	6			13
2	8	2			10
3	7	1			9
4	6	1			7
5	5	0.8			6
10	3	0.4			3
<b>Alt. 3b</b>	NO <sub>x</sub> -N	NO <sub>x</sub> -N	NH <sub>3</sub> -N	NH <sub>3</sub> -N	SUM-N
Avstånd (km)	Torrdep.	Våtdep.	Torrdep.	Våtdep.	
1	4	3	4	8	18
2	4	1	3	4	12
3	4	0.7	3	3	10
4	3	0.5	3	2	8
5	3	0.4	2	1	7
10	2	0.2	1	0.6	3
<b>Alt. 3c</b>	NO <sub>x</sub> -N	NO <sub>x</sub> -N	NH <sub>3</sub> -N	NH <sub>3</sub> -N	SUM-N
Avstånd (km)	Torrdep.	Våtdep.	Torrdep.	Våtdep.	
1	3	2	18	41	63
2	3	0.8	17	20	40
3	2	0.5	15	13	31
4	2	0.3	13	9	26
5	2	0.3	11	7	19
10	1	0.1	5	3	9
25	0.7	0.08	2	0.9	4
50	0.3	0.03	0.9	0.3	2

**Tabell VI.** Resultat av depositionsberäkningar för alternativ 4 (mgN/m<sup>2</sup>år).

<b>Alt. 4a</b>	NO <sub>x</sub> -N	NO <sub>x</sub> -N	NH <sub>3</sub> -N	NH <sub>3</sub> -N	SUM-N
Avstånd (km)	Torrdep.	Våtdep.	Torrdep.	Våtdep.	
1	1	3			4
2	2	2			4
3	3	1			4
4	3	0.9			4
5	3	0.7			3
10	2	0.3			2
<b>Alt. 4b</b>	NO <sub>x</sub> -N	NO <sub>x</sub> -N	NH <sub>3</sub> -N	NH <sub>3</sub> -N	SUM-N
Avstånd (km)	Torrdep.	Våtdep.	Torrdep.	Våtdep.	
1	0.6	2	0.5	8	10
2	1	0.9	1	4	7
3	2	0.6	1	2	6
4	2	0.5	1	2	5
5	1	0.4	1	1	4
10	0.9	0.1	0.7	0.6	2
<b>Alt. 4c</b>	NO <sub>x</sub> -N	NO <sub>x</sub> -N	NH <sub>3</sub> -N	NH <sub>3</sub> -N	SUM-N
Avstånd (km)	Torrdep.	Våtdep.	Torrdep.	Våtdep.	
1	0.4	1	3	39	43
2	0.8	0.6	5	19	26
3	1	0.4	6	12	20
4	1	0.3	6	9	15
5	1	0.2	6	7	14
10	0.6	0.1	3	3	7
25	0.4	0.09	2	1	3
50	0.2	0.04	0.8	0.3	1

# IVL

INSTITUTET FÖR VATTEN- OCH LUFTVARDSFORSKNING

---

Halsingegatan 43  
Box 210 60  
100 31 Stockholm  
Tfn 08-729 15 00  
Fax 08-31 85 16

Dagjämningsgatan 1  
Box 470 86  
402 58 Göteborg  
Tfn 031-46 00 80  
Fax 031-48 21 80

Forskningsstation  
Aneboda  
360 30 Lammhult  
Tfn 0472-620 75  
Fax 0472-620 04