



Hur mycket lustgas blir det vid odling av biobränslen på åkermark i Sverige?

ER 2010:16



Böcker och rapporter utgivna av Statens
energimyndighet kan beställas via
www.energimyndigheten.se
Orderfax: 08-505 933 99
e-post: energimyndigheten@cm.se

© Statens energimyndighet

ER 2010:16

ISSN 1403-1892

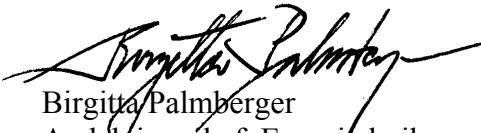
Förord


EU:s hållbarhetskriterier för bibränslen kräver att bränslet ger en viss minsta klimatnytta jämfört med fossila bränslen, när alla emissioner från produktionen av biobränslet har räknats med. För närvarande (2010) gäller detta för gasformiga och flytande bränslen, men liknande krav för fasta bränslen kan komma. Bland annat betyder det att man måste känna till de flöden av växthusgaser som uppkommer vid själva produktionen av biobränslen.

Lustgas bildas dels naturligt, dels bildas den i högre eller mindre grad vid all odling, oavsett vad den producerade biomassan ska användas till. Därför kan man inte tillskriva enbart bioenergin all den lustgas som härrör från jord- och skogsbruk. För en helhetsbedömning av olika biobränslen bör man räkna med den specifika ändring i lustgasproduktion som själva produktionen av biobränsle orsakar.

Bildningen av lustgas i marken varierar kraftigt i tid och rum, och det är både tidsödande och dyrt att med mätning bestämma lustgasemissioner från enskilda lokaler. Med mätningar som grund har olika former av modellberäkningar tagits fram, var och en med sina begränsningar. Denna rapport redovisar ett antal metoder för att beräkna hur mycket lustgas som bildas vid odling, presenterar de olika metodernas för- och nackdelar, samt diskuterar hur mycket av den bildade lustgasen som bör tillskrivas bioenergin.

Rapporten har skrivits av Åsa Kasimir Klemedtsson, Institutionen för Geovetenskaper, Göteborgs universitet


Birgitta Palmberger
Avdelningschef, Energiteknik
Energimyndigheten


Åsa Kasimir Klemedtsson
Projektledare

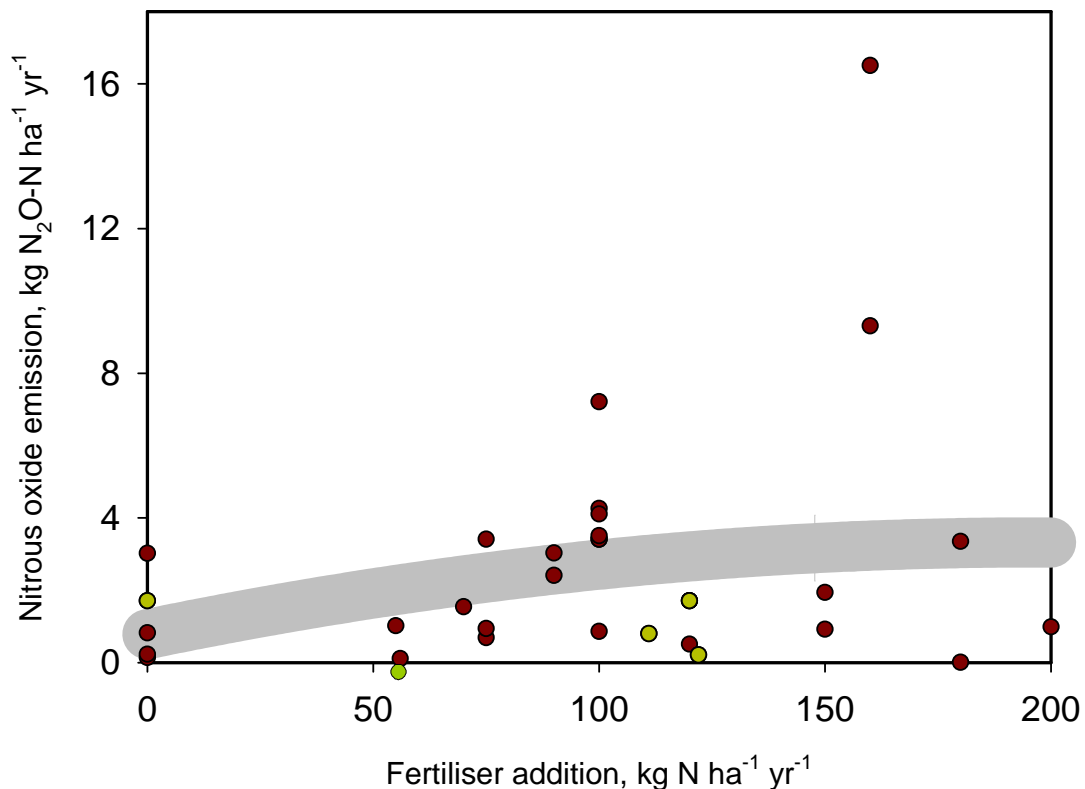
Innehåll

Innehåll	5
1 Sammanfattning	7
2 Summary	11
3 Inledning	15
4 Biologiska processer som producerar lustgas	17
5 Mätdata	19
5.1 Mätteknik.....	19
5.2 Emission från odlad mark.....	21
5.3 Naturlig bakgrundsemission.....	24
6 Beräkningsmetoder	27
6.1 IPCC:s metod för beräkning av lustgas från åkermark Bottom Up.....	27
6.2 Top-Down-beräkning på förslag av Crutzen et al. (2008).....	29
6.3 Beräkning med hjälp av statistiska modeller.....	31
6.4 Jämförelse av de olika metoderna.....	32
6.5 Beräkning med hjälp av processbaserade modeller.....	34
7 Diskussion och slutsats	37
8 Litteratur	43
9 Bilaga 1	47
10 Litteraturlista för Bilaga 1	51

1 Sammanfattning

Frågan som här bearbetas är: hur mycket lustgas förorsakar odling av gröda för produktion av första generationens biodrivmedel för bilar? Det finns flera metoder med vilka lustgas från åkermark kan beräknas, var och en med sina för- och nackdelar.

- 1 Grunden för alla beräkningsmetoder är mätningar i fält med bra genomförande och teknik som ger data av god kvalitet. Den enklaste och vanligaste mätmetoden är kammarmetoden, det vill säga gastäta kammare på ramar i markytan. Luften provtas manuellt och analyseras på laboratorium. Regelbunden provtagning krävs hela året, även vintertid. Men det bästa sättet att mäta är med mikrometeorologisk teknik där emissionen mäts automatiskt på plats samtidigt som luftens rörelse mäts i tre dimensioner. Metoden påverkar varken marken eller grödan men kräver hög mätprecision, och oftast kan bara ett fält mätas åt gången. Här har sammanställts publicerade mätningar av god kvalitet från områden i norra Europa och Amerika, både odlade marker med stråsäd/rap och ogödslade gräsmarker, varav de senare anses ge en naturlig emission som inte människan har påverkat. Sammanställningen visar att ogödslade gräsmarker i medeltal avger $0,3 \pm 0,1$ kg N_2O-N ha⁻¹ år⁻¹. I odlingssystem där hög kvävegiva ges under lång tid kommer ett kväveförråd att byggas upp i marken, vilket sedan bidrar till lustgasemission under lång tid. Detta är en av orsakerna till högre emission från ogödslad åker som ju ofta varit gödslad tidigare år, $1 \pm 0,1$ kg N_2O-N ha⁻¹ år⁻¹. Gödslad åkermark ger i medeltal en högre emission, runt 3 kg N_2O-N ha⁻¹ år⁻¹. Jämförelsevis har svenska mätningar av lustgas från ler- och sandjord visat en lägre emission, 0,6 och 2 kg N_2O-N ha⁻¹ år⁻¹. Det är ofta svårt att påvisa ett tydligt samband mellan årets kvävegiva och lustgasemission, eftersom det är flera faktorer som påverkar bakterieprocesserna nitrifikation och denitrifikation och bildandet av lustgas. Figuren visar att mätdata visar stor spridning.



Figur. Sammanställning av publicerade mätdata från odling av spannmål och raps i norra Europa och Amerika, med naturlig emission från gräsmarker subtraherad. Gröna prickar visar mätdata från Sverige. Grått området visar medelvärde med standarderror.

- 2 IPCC:s metod är den som är bäst känd, och i den beräknas emission från åkermark som en funktion direkt av kvävegivan. I verkligheten finns dock inget statistiskt samband mellan en låg kvävegiva och lustgasemission, utan det är först vid mycket höga givor som lustgasbildningen påverkas. Men eftersom metoden är enkel så har många LCA-analyser använt IPCC:s emissionsfaktor på 1,25 eller den nya faktorn 1% av kvävegivan som mått på lustgasemission, och det osäkerhetsspänn som IPCC anger - att emissionen kan vara någonstans mellan 0,3 och 3% av kvävegivan - redovisas sällan. Metoden underskattar ofta emissionens storlek och speglar inte hur stor emissionen är från enskilda fält. Den visar dock att mer kväve i systemet ökar sannolikheten för lustgasbildning.
- 3 Globalt finns det en koppling mellan ökningen av reaktivt kväve (ökad kvävefixering) och ökningen av lustgas i atmosfären, och detta är grunden för en metod föreslagen av Crutzen et al. (2008). Lustgasemissionen anges vara i storleksordningen 3-5% av både biologisk kvävefixering och handelsgödseltillverkning. Den baseras på tillförsel av nytt reaktivt kväve till

- 4 Eftersom lustgasbildningen är komplex har man försökt inkludera andra påverkansfaktorer än kvävetillförsel i beräkning av lustgasemission. Som exempel har två statistiska metoder samt modellberäkning med PnET-N-DNDC-modellen beskrivits (Freibauer & Kaltschmitt 2003, Stehfest & Bouwman 2006, Li et al. 2000). Dessa modeller har utvecklats och validerats med fältdata från Tyskland. Viktigt i dessa beräkningar av lustgas är att stor lustgasemission kan uppstå när tjälen går ur jorden och när det finns mycket fritt kväve. Med dessa metoder beräknas att svensk lerjord skulle ge högre lustgasemission än vad som har uppmätts i fält.
- 5 Det är viktigt att ange och motivera en realistisk storlek för lustgasemissionen från jord- och skogsbruk. För att det ska bli möjligt pågår mätningar samt utveckling av beräkningsmodellen *Coup*. Coup beräknar processer i markväxt-systemet och har hittills mest använts i forskningssyfte för att förstå processerna men kan nu bli till ett verktyg för uppskattning av lustgasavgång i olika system, både skogsmark och jordbruksmark.

Sammanfattningsvis räknar IPCC:s metoder fram en låg emission vilken är i samma storleksordning som mätningar i Sverige visar. Däremot visar de två statistiska metoderna högre emission, 3-7 kg N₂O-N ha⁻¹ år⁻¹, för att de har baserats på mätdata från framförallt Mellanuropa, där kvävetillförseln har varit hög under en lång tid och där mer kväve finns bundet till markens organiska material. Särskilt lerjord och områden med tjäle i marken har visats ge högre emissioner, framförallt på våren då marken tinar och organiskt material börjar brytas ner. I Sverige utgörs en stor del av jordbruksmarken av lerjord och vi har ofta tjäle på vintern, vilket med bas i europeiska mätningar skulle innebära mycket höga emissioner vilket dock, som mätdata visar, inte verkar vara fallet. Denna paradox kan kanske förklaras av en mer måttlig tillförsel av gödsel i svenska system. De båda statistiska metoderna räknar fram höga emissioner där Stehfest & Bouwman's metod har ett brett osäkerhetsområde, varför den metoden kan sägas överensstämma i stort med medelvärden för gödslad åker sammanställda från litteraturen men inte med svenska mätdata som här presenteras. Med ett så stort osäkerhetsspann blir metoden oanvändbar för att ange precis storlek på emissionen från olika jordbrukssystem. Men dessa metoder är trots allt ett bättre försök till uppskattning av lustgasemission från enskilda åkrar än IPCC:s och Crutzen et al.'s metoder, eftersom de försöker att inkludera andra påverkansfaktorer än enbart gödseltillförsel. Markens innehåll av kväve/kol och omgivningsfaktorer som vatten, syre och temperatur kan tillsammans vara de viktigaste faktorerna som avgör lustgasbildning. Eftersom svenska mätdata pekar på en lägre emission än beräkningsmetoderna ger, söker vi efter en metod som kan användas för rättvisare beräkningar för svenskt jordbruk. Vi behöver tydligare kunna peka ut situationer som ger höga emissioner, vilket bör undvikas, och när vi

kan förvänta oss en låg emission. Mer mätdata och processbaserad modellberäkning krävs för bra svar.

Om alla schablonmässigt använder en metod, som anger lägre emission utan att visa att den verkligen är lägre, så kommer lustgasemission från odlingar i Europa totalt sett att underskattas. Med IPCC:s emissionsfaktorer beräknas ofta en lägre emission än $3 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$. Gödslade men effektiva odlingssystem som har låg verklig emission kan inte tillskrivas en låg emission med denna metod eftersom en enda faktor, kvävegivan, avgör uppskattad mängd lustgas. Och det kommer i framtiden att bli viktigt att odla mycket mat, foder och energi på våra åkrar, men med liten lustgasavgång.

Jag föreslår därför att lokala data eller beräkningsmodeller läggs till grund för uppskattning av emissionen från t.ex. odling av stråsäd för biobränsleändamål. Om data och beräkningsmodell saknas, bör metoder som beräknar emission runt det europeiska medelvärdet $3 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ användas.

2 Summary

The question is how much nitrous oxide (N_2O) is caused by crop cultivation aimed for the production of first generation fuel for cars? Several methods that can be used to estimate the emission of nitrous oxide from arable land are discussed, all of them with their pros and cons.

- 1 The base for all estimation methods is field measurements, well executed with a technique designed for the production of high quality data. The common and simplest measuring method is field chambers, that is gastight covers on frames in the soil surface. The air is sampled manually and analysed in the laboratory and samples must be taken regularly all through the year, even in winter. The best measurements are obtained by micrometeorological techniques where the emission is automatically measured on site simultaneously with the measurement of air movements in three dimensions. This method has no influence either on the soil or the crop but high measurement accuracy is needed, and only one field can be measured at time. Published field data of good quality were collected from areas in north Europe and America, both from grain and rape crops and unfertilised grasslands where natural background emission is assumed. The compilation shows that grasslands emit in average $0.3 \pm 0.1 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$. In crop systems where a high amount of nitrogen is repeatedly added to the soil, the soil N store will contribute to N_2O emission coming years. This is one reason why emission is higher for unfertilised arable land (where nitrogen have been added previous years) compared to unfertilised grassland, $1 \pm 0.1 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$. Fertilised arable lands have higher emission, in average around $3 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$. In comparison, field measurements in Sweden have shown lower emission, 0.6 and $2 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ from clay and sandy soil respectively. It is often difficult to obtain a clear connection between N-addition and the size of the following nitrous oxide emission, since there are also other factors influencing the bacteria processes nitrification and denitrification producing the gas. The figure shows the wide range of measured nitrous oxide emission.

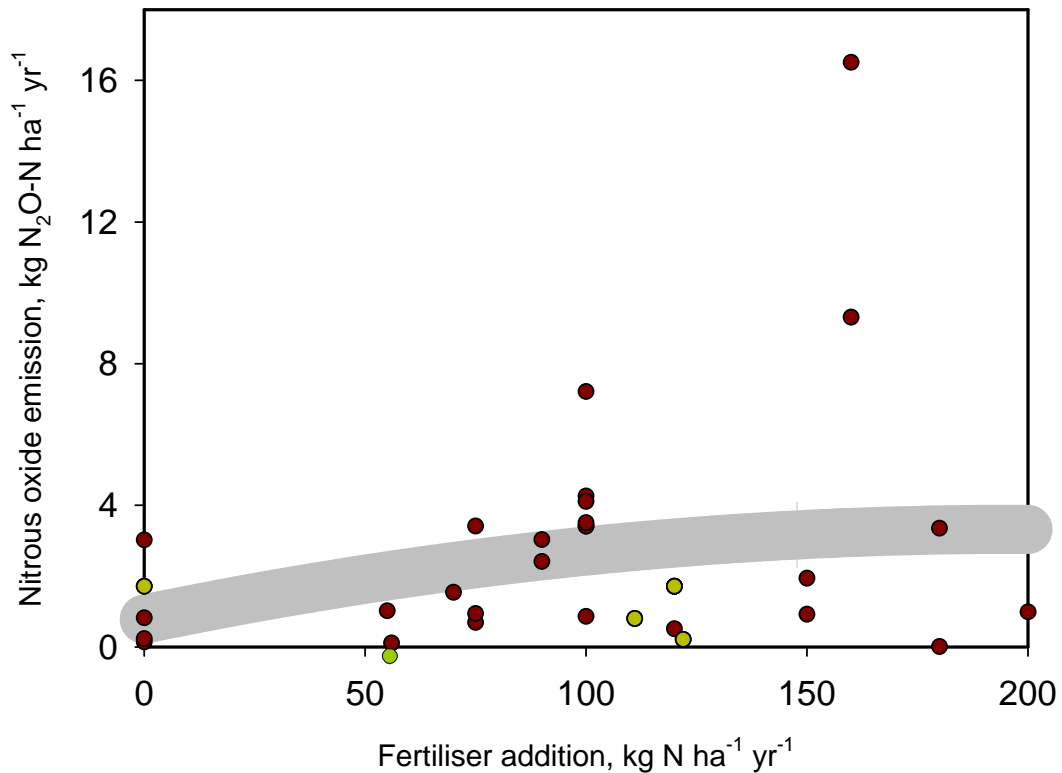


Figure. Compilation of published field data from cereal and rape cropping in north Europe and America, with the natural emission subtracted, where unfertilised grasslands are viewed natural. Green dots stand for field data obtained in Sweden. Grey area shows average and standard error.

- 2 The IPCC method is the best known, where the emission from arable land is estimated as a function of added nitrogen. In reality there is no correlation between a low N-addition and the emission of nitrous oxide since the N-addition needs to be high to have influence on the nitrous oxide emission. But because of the simplicity the emission factor 1,25 or the new factor 1% of added N has been used in many LCA's as an estimator for nitrous oxide and the uncertainty span of 0,3 and 3% is seldom used. The method underestimates the size of nitrous oxide emission in many systems and cannot estimate a true emission from individual fields. The method points to the fact that more nitrogen in the system increases the probability for nitrous oxide production.
- 3 Globally there is a connection between the increase in reactive nitrogen (increased nitrogen fixation) and the increase of atmospheric nitrous oxide, which is the base for a method suggested by Crutzen et al. (2008). Nitrous oxide emission has been estimated to be 3-5% of both biological nitrogen fixation and fertiliser production. Since the method is based on addition of

- 4 The complexity of nitrous oxide production has caused attempts to include other influencing factors as well. Two statistical methods and the process model PnET-N-DNDC has been taken as examples (Freibauer & Kaltschmitt 2003, Stehfest & Bouwman 2006, Li et al. 2000). These models were developed and validated on field data from Germany, important for these estimations of emission is the amount of available soil nitrogen and the freezing of soil. Nitrous oxide estimation by these methods results in higher emissions than shown by Swedish field data.
- 5 Stating and motivating a realistic size of the nitrous oxide emission from agriculture and forestry is important. Therefore field measurements and development of the process model *Coup* are performed. *Coup* computes processes in the soil and plant system and has, up to now, mostly been used to understand the processes. From now on it can also be used as a tool for assessing nitrous oxide emission from both forest and agricultural land.

In summary; the IPCC method estimates the lowest emissions which agree in size with Swedish field measurements. In contrast the statistical methods based on field data from Central Europe where nitrogen addition has long been high and more nitrogen is bound to soil organic matter estimate high emissions, 3-7 kg N₂O-N ha⁻¹ year⁻¹. These field data show additional emission from clay soil and especially where soil frost thaws and soil organic material is decomposed in the spring time. A large part of Sweden's agricultural land is clay soil and soil frost is common which would imply very high emissions based on the European measurements, but as Swedish field data show this is not necessarily the case, which may be explained by more moderate fertiliser addition in Sweden. Both statistical methods estimate high emissions, the Stehfest & Bouwman method shows broad uncertainty, why this method accord the compiled literature data for fertilised fields in this report, but data from Swedish field measurements do not correspond. Its large span of uncertainty makes the method inapplicable for indicating emission sizes from different agricultural systems. Notwithstanding these methods are more suitable for estimating nitrous oxide emission from individual fields than the IPCC and Crutzen et al. methods are, since they try to include other influencing factors than fertiliser addition only. The soil content of nitrogen/carbon and environmental factors as water, oxygen and temperature taken together can determine nitrous oxide production. Since Swedish field data point to lower emission than the estimation methods provide, we are looking for a method better adapted for the estimation of emissions from Swedish agriculture. We must pinpoint clearly which circumstances lead to the high emissions we want to avoid and, in contrast, which ones give low emissions. For this more field data is of need and process based model calculations to give good answers.

If everyone uses a method that shows lower emissions without proving the matter of fact, the total nitrous oxide emission from cropping systems in Europe will be underestimated. The use of the IPCC emission factor often results in lower nitrous oxide emission than $3 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$. Moreover, with the IPCC method fertilised effective cropping systems having a low emission will not get credit since fertiliser addition is the only factor on which emission is calculated. And in a near future the growing agricultural production of food, feed and energy needs a minimum of nitrous oxide emission, which will be ever-increasingly important.

I suggest using local data or estimation methods validated on local data for emission assessment from bio-energy cropping systems. If no local data or process model are available I suggest the use of a method that calculates emissions around the European average value $3 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$.

3 Inledning

Det finns ett behov och efterfrågan av att byta ut fossila bränslen mot förnybar energi (bioenergi, sol, vind och vatten). Ett förslag är att använda mer biomassa vars energi fångats in genom växternas fotosyntes och av luftens CO_2 byggs makromolekyler. Biomassa produceras där förhållandena är goda nog; ljus, temperatur samt tillgång till vatten och näringsämnen. Ett av de viktigaste näringsämnena är kväve (N), som länge har varit begränsande och hållit jordbruksproduktionen på en låg nivå. Den låga produktionen och behovet av mer mat medförde under 1800-talet uppodling av land, t.ex. stäppland i USA och Ryssland. I början var skördarna goda på den nya marken eftersom näring finns uppbundet i organiskt material. Men efter ett tag sjönk skörden p.g.a. av att näringen bortförts. Bristen på kväve gör att växterna inte längre kan bygga lika mycket klorofyll och enzymer som behövs i fotosyntesens processer, och då blir fotosyntesen låg. Kväve finns i allt levande och blir kvar i döda rester, som kan tillföras åkern som gödsel. Stallgödsel är endast ett återförande av kväve tillbaks till åkern, ett kväve i kretslopp. För att få tillgång till mer kväve måste det tas från luftens kvävgas (N_2). Förr var det nästan bara kvävefixerande bakterier som kunde fånga in kvävgas och omvandla den till former som livets celler kan använda, s.k. reaktivt kväve. Nu för tiden kan mer reaktivt kväve tillverkas industriellt som handelsgödsel. Produktionen per areal har därmed kunnat öka, och förändringarna i jordbruket har kunnat försörja en växande befolkning med mat. Vi blir allt fler människor på jorden, och den globala jordbruksproduktionen behöver fördubblas inom 50 år. Hur mycket mer kväve i omlopp kommer det att kräva? Förutom livsmedel finns nu också en efterfrågan på att försörja samhället med odlad bioenergi. En baksida av att alltmer kväve finns i cirkulation är att lustgasemissionen nu är 50% högre än på 1800-talet. Kopplingen mellan kväveanvändning och bildande av lustgas kommer här att belysas. Hur mycket lustgas (N_2O) blir följderna av att vi producerar grödor på åkermark ämnade för drivmedel för bilar? Och hur mycket mindre växthusgaser släpps ut om till exempel etanol och biodiesel används istället för fossila bränslen?

Lustgas är en stark och stabil växthusgas, 300 ggr starkare än koldioxid, och den stannar kvar i atmosfären i mer än 100 år. Den bildas naturligt i marken av bakterier som omsätter kväve och är alltså en naturligt förekommande gas. En mindre del av ökningen av lustgastillförseln orsakas av industri och förbränningsprocesser, men globalt är jordbruket den största källan. Enligt IPCC (2006) står jordbruket för 65% av utsläppen och enligt Crutzen et al. (2008) för 80% av mänskligt orsakade lustgasemissioner.

Jordbruket omsätter nu mer kväve än någonsin, och en del av detta kväve kan bli till lustgas (N_2O). Lustgasen bildas fortlöpande av markbakterier i en naturlig process under vissa omständigheter: när kväve finns i rätt form och mängd, när syre nästan saknas, när det finns tillgång på organiskt material som kan brytas ner

snabbt och när, slutligen temperaturen är lagom. När så inträffar kan ganska mycket lustgas avgå från marken till luften. För att ta reda på hur mycket gas som avgår från jordbruket måste vi förstå hur processerna i marken fungerar och vi måste mäta lustgasavgången från marken. Eftersom lustgasproduktionen är så oregelbunden både över tid och yta så är det svårt att fånga ett plötligt lustgasflöde med mätningar. Därför är fältmätningar komplicerade och tar tid, varför de ofta blir dyra. Fältmätningar av lustgas började göras på 1980-talet och sedan dess har det tillkommit alltfler mätningar som är grund för hur lustgasavgångens storlek kan beräknas och uppskattas.

I den här rapporten jämförs och förklaras möjliga metoder att beräkna och uppskatta lustgasemission. Metoderna har olika tillämpningsområden och är olika bra, beroende på vad siffrorna ska användas till. Dessutom har de olika komplexitet, från den enkla metoden till mer processbaserad datormodellberäkning. Följande fem metoder har identifierats:

- Medelvärden från mätdata
- IPCC:s
- ”Top-Down”
- Statistisk modell
- Processmodell

Men först en kort bakgrund till vad som händer i marken.

4 Biologiska processer som producerar lustgas

I marken finns två bakterieprocesser som tillverkar lustgas, dels nitrifikation som omvandlar ammonium (NH_4^+) till nitrat (NO_3^-), dels denitrifikation som omvandlar nitrat först till lustgas och sen till kvävgas. I nitrifikation bildas lustgas som biprodukt när brist på syre begränsar processen. Denitrifikation sker när det är syrefritt i marken, och bildar kvävgas, men vid tillfällen då lite syre finns närvarande stannar den vid lustgas.

Markens ammonium och nitrat är livsviktig näring för växter och bakterier som med det kan bygga celler med stor kapacitet. Gröna blad kräver särskilt mycket kväve för bildning av det gröna klorofyllet och de många enzymer som krävs för fotosyntesen. Endast lite kväve finns fritt som ammonium och nitrat, det mesta är bundet i dött och levande organiskt material och blir åtkomligt först när det organiska material bryts ner och kvävet frigörs som ammonium. Bakterier och växtrötter konkurrerar om det fria kvävet, ofta till växternas fördel (Wang & Bakken 1997, Korsaeth et al. 2001). Blir det ammonium över tar nitrifikationsbakterier snabbt hand om det för att omvandla det till nitrat, och i den omvandlingen kan de utvinna energi för sin tillväxt och aktivitet. Några bakterier kan omvandla ammonium till nitrit (NO_2^-) och andra från nitrit till nitrat (NO_3^-). De behöver därför inte bryta ner organiskt material som de flesta andra bakterier och djur gör, men å andra sidan krävs att många ammoniummolekyler oxideras för att de ska få tillräckligt med energi. Liksom växter tar de koldioxid från luften för att bygga sina makromolekyler. Nitrifikation är en oxidativ process som kräver syre, och är det brist på syre blir det delvis stopp i processerna och lustgas kan bildas.

Vid syrebrist kan några andra vanliga jordbakterier istället för syre använda nitrat i andningen. Det kallas för denitrifikation och nitraten omvandlas då till vanlig kvävgas (N_2), vilket innebär en förlust av reaktivt kväve från ekosystemet. En förutsättning för denitrifikation är att nitrifikation först har bildat nitrat, och dessutom måste det finnas organiskt material som denitrifikationsbakterierna kan bryta ner för att få energi. Tillfällen av syrebrist kan uppstå i aggregat (små jordklumpar) med hög biologisk aktivitet vilket konsumerar syre, i mark som är genomvåt så att syre inte kommer ner, eller i mark där porerna har tryckts ihop av t.ex. traktorhjul (Yamulki & Jarvis 2002, Vermeulen & Mosquera 2009). När syre inte helt saknas, stannar denitrifikationsprocessen halvvägs vid mellanprodukten lustgas och går då inte hela vägen till kvävgas. Vid sådana tillfällen kan stora mängder lustgas avgå till luften på kort tid.

Man kan sammanfatta det som att lustgas avgår till luften om

- kväve finns i överflöd så att nitrifikation och denitrifikation kan ta hand om det.
- jorden har lite syre p.g.a. vattenmättnad, små porer eller en stor omsättning av organiskt material som förbrukar syre i marken.

Processerna går inte att undvika helt, små mängder lustgas kommer alltid att tillföras atmosfären genom nitrifikation och denitrifikation.

5 Mätdata

5.1 Mätteknik

Det är utifrån fältmätningar som vi har fått kunskap om storleken på emissionen och när och var det avgår stora mängder. Den enklaste och hittills vanligaste metoden är kammarmetoden vilken innebär gastäta huvar på ramar i markytan. Ramarna placeras permanent på markytan (men måste ibland tas bort vid sådd och jordbearbetning) och sticks ner i marken eller som sker vid "lustgasgruppen" vid Göteborgs Universitet: ramarna tätas mot marken genom en fals utåt där jord läggs på. Härigenom undviks att rötter och svamphyfer skärs av. Vid provtagning används ett vattenlås som tätning mot locket och vatten fylls på i en ränna på ramen. När locket läggs på ökar koncentrationen av lustgas inne i kammaren. Luften som samlas däri provtas manuellt direkt efter att locket lagts på och sen vid flera tillfällen i upp till en halvtimme genom att den under en minut pumpas från kammaren över till en liten glasflaska. Luften i flaskan analyseras senare i laboratoriet med gaskromatografi (Klemedtsson et al. 1997). När syftet med mätningen varit att jämföra t.ex. olika gödslingstekniker har man ansett det räcka med några veckors mätning efter gödslingen, men det är inte tillfyllest om man vill ha ett mått på årlig emission från en viss odling eller ett visst odlingsystem. Eftersom vi idag vet att minst lika mycket gas kan avges under vintern som under resten av året och stora emissionstoppar kommer tidigt på våren måste mätningarna täcka större delen av året och helst flera år. Tillförlitliga data kräver därför regelbundna mätningar hela året även vintertid, och det har lustgasgruppen vid Göteborgs universitet eftersträvat. Det är också sådana data som här har sammantällts från litteraturen. Även om marken ser jämn ut kan lustgasavgången vara mycket ojämnt. Ibland kan man förklara varför vissa markfläckar avger mycket mer lustgas än det övriga fältet, men ofta hittar man ingen förklaring. Den här variationen över ytan gör att man måste placera ut många ramar över fältet. Mätningar med fältkammare har gjorts och görs alltjämt trots att det är arbetsamt och därmed dyrt. Fördelen är att tekniken är enkel och kan användas i de flesta ekosystem. Bristerna är framförallt att huven tar bort vindens inverkan (sug uppstår), eller att det inte blir helt tätt samt att ramen kan påverka växtrötter och svamphyfer. Trots sina brister har dock sådana mätningar tillfört mycket data till kunskapsbanken om lustgasavgång.

Det bästa sättet att mäta emissionen är genom att använda mikrometeorologiska tekniker. Med dessa mäts emissionerna direkt utan att vare sig avgången från mark påverkas eller grödan störs (Wagner-Riddle et al. 2007). Luftens lustgaskoncentration mäts samtidigt som man mäter hur luften rör sig mellan marken och luften ovan grödan. Metoden kräver att gasen kan mätas på plats med hög precision, minst 10 ggr per sekund, samtidigt som luftens rörelse mäts i tre dimensioner. Ur dessa data kan lustgasemissionen räknas fram. Tekniken ger kontinuerliga data över hela året med hög upplösning men kräver stora homogena

fält utan träd och buskar som inverkar på vinden. Tekniken har hittills bara kunnat mäta ett fält åt gången men lustgasgruppen vid Göteborgs Universitet har nu pågående mätningar i Västergötland, där två intilliggande fält mäts parallellt med den s.k. gradient-tekniken. Mikrometeorologisk teknik levererar bäst data men är känslig för teknikstörningar som kan uppstå exempelvis vid åska. Den kan inte heller användas vid parcell försök.



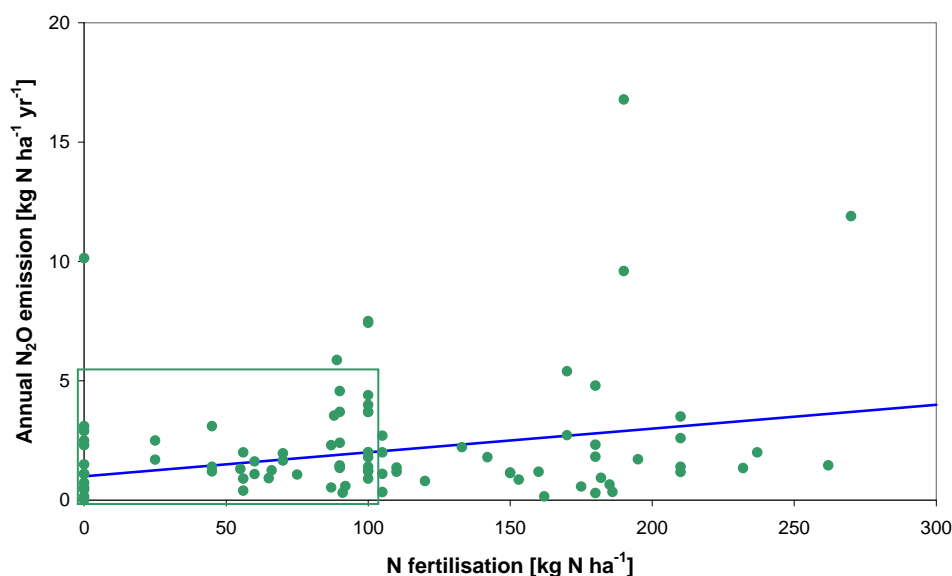
Uppsamling av gas från fältkammare på en åker.



Utrustning för gradient teknik

5.2 Emission från odlad mark

Syftet med den här rapporten är att granska metoder för beräkning av lustgasemission vid odling av grödor som kan användas för produktion av biodrivmedel som etanol eller biodiesel. Sådana grödor är höstvet, rågvete, korn och raps. Alla beräkningar vilar på mätdata som finns publicerade sedan 1980-talet. I Sverige finns mätadadata från ler-, sand- och organogen jord (Kasimir-Klemedtsson et al. (manuskript), Kasimir-Klemedtsson et al. (2009)). Det går inte att hitta någon storlekskillnad i emission mellan de olika grödorna ovan, varför stråsäd och raps i fortsättningen rapporteras tillsammans. Ett stort datamaterial har samlats av Stehfest och Bouwman (2006) vilket också har bildat underlag till IPCC:s nya emissionsfaktor (mer om det senare). Deras datamaterial innehåller även data som samlats in under en kort tid, vilket inte är tillförlitligt för bedömning av årlig lustgasavgång, och därför har ett urval av data gjorts där mätningar måste pågått längre tid än 8 månader och i tempererade system. Dessutom har jag utelämnat mätningar där dicyandiamid har använts för att hämma nitrifikation, eftersom detta inte tillämpas i svenskt jordbruk. Här har bara data från minerogen mark tagits med, då den är vanligast och organogen mark har betydligt högre emission, som här beror på nedbrytning (bortodling) av markens organiska material. Figur 1 visar hur emissionerna fördelar sig vid tillförsel av handelsgödsel-kväve upp till 300 kg. Det finns data där gödselmängderna är betydligt högre, men det är inte relevant för Sverige.



Figur 1. Lustgasemission från minerogen mark med stråsäd eller raps presenterad i relation till tillfört handelsgödsel-kväve. Urval av data från litteraturen samlade av Stehfest och Bouwman (2006), från tempererat klimat, både maritimt och kontinentalt med mätningar längre än 8 månader, där emission justerats till per år, <http://www.mnp.nl/en/publications/2006>. Runt varje punkt är det en stor variabilitet som i en del mätningar anges till ca 100 % CV (Coefficient of Variability). Trendlinjen visar $y=1+0.01 * N$ vilket är IPCC:s metod, mer om det längre ner.

Eftersom vi vet att det är kväve som driver lustgasbildningen, kan man först bli förvånad över att lustgasemissionen inte ökar när N-gödslingen ligger under 100 kg N, vilket visas i rutan i figur 1. Och även vid högre kvävegivor avgår oftast inte mer lustgas (mindre än 5 kg N₂O-N ha⁻¹ år⁻¹). Det finns flera förklaringar till varför det kan bli så:

- Gödslingskvävet är bara en del av det kväve som kan bli till lustgas. Stor betydelse för kvävetillgängligheten har frigörelse av kväve uppbundet i markens organiska material vilket kan variera mycket. Uppgifter om markens kväveförråd och kvalitet ges ibland, nästan aldrig hur stor nettotillförseln av kväve är när bortförsel med skörden beaktas. Än mer sällan ges en historisk beskrivning av odling och gödslingar på platsen som kan förklara höga eller låga emissioner.
- Vid låg kvävegiva tar grödan effektivt upp kvävet och då blir det bara lite över för bakterierna
- Ett effektivt odlingssystem som fångar kvävet i växande och senare skördad gröda samt i skörderester kan ge lite lustgas även vid högre kvävegivor
- Det finns fler faktorer än kväve som är avgörande för N₂O-emission, som organiskt material, syre, vatten, temperatur och markens pH-värde.
- Med den vanligast förekommande mätmetoden (fältkammare) hinner man inte få ut kamrarna tillräckligt snabbt efter gödselspridningen för att fånga den omedelbara ökningen av emission som uppstår efter bara någon timme. Därför underskattas den emission som beror av gödsling (Flechar et al. 2007).

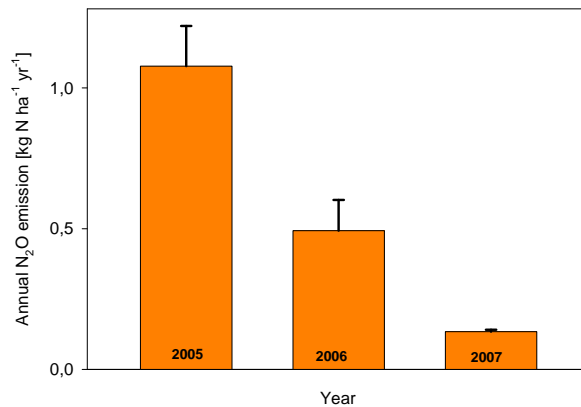
I naturen bildas lustgas när kväve frigörs från markens organiska material. I bördig åkermark finns tonvis med kväve per hektar vilket kan ackumuleras efter många års gödslingar eller frigöras beroende på odlingsåtgärder. Markens bördighet är på så vis en viktig faktor som påverkar lustgasemissionen. Den lustgas som avgår i år beror av gödslingar och odlingsåtgärder långt tillbaka i tiden som överlagras varandra (Bakken & Bleken, 1998). Vid tillförsel av stora mängder N-gödsel ökar sannolikheten för att mängden tillgängligt kväve ska överskrida grödans förmåga att ta upp det, så att nitrifikations- och denitrifikationsbakterier istället riskerar att bilda N₂O. Men som figur 1 visar: gödslingar över 200 kg N ha⁻¹ kan ge lika låg lustgasemission som när inget gödsel tillförs.

För att kvalitetssäkra data så att de kan användas som tillförlitligt jämförelsematerial har jag läst samtliga publikationer från vilka data hämtats, figur 1. Data har kontrollerats så att de ska uppfylla mina kriterier, vilket inte alla gjorde. Data har då uteslutits, t ex om mätningar inte har gjorts kontinuerligt, om mätningen varat mindre än 8 månader, eller om data har beräknats mer än uppmäts. Data som bedömts vara trovärdiga visas i bilaga 1, och här har jag också tillfört nyare data publicerade efter 2006 samt data från avslutade mätningar i Sverige. Medelvärden för olika klasser av gödselmängder från dessa data visas i tabell 1. Tyvärr blev det inga data kvar från tillförsel av kväve i området mellan 201-300 kg kvar i tabellen.

Tabell 1 Direkt lustgasemission från åkermark vid odling av stråsäd och raps. Data insamlade i Bilaga 1

Tillfört kväve	Medeltal N ₂ O emission	Standard error	Antal data
kg N ha ⁻¹ år ⁻¹	Kg N ha ⁻¹ år ⁻¹	Kg N ha ⁻¹ år ⁻¹	N
0	1,08	1,19	7
1-100	2,91	1,91	15
101-200	3,45	4,89	12
201-300	-	-	0

Nyligen avslutades mätningar på Logården i Västra Götaland som har haft stöd av Formas och EU (Nitro-Europe), och dessa data är under bearbetning. Gården har lerjord, vilket utpekats som risk för en hög emission, beroende på jordens små markporer och därmed en hög vattenhållande förmåga, vilket innebär risk för syrefria miljöer och denitrifikation. Trots att kväve tillfördes i mängderna 117, 128 och 65 kg N ha⁻¹ år⁻¹, var emissionen låg från vårvetet i integrerad odling, medeltal 0,6 kg N₂O-N ha⁻¹ år⁻¹, och figur 2 visar hur emissionen varierar mellan åren. Skördarna de tre åren var 5800, 3100 och 3400 kg TS kärnskörd och vi kan inte se något samband mellan gödsling eller skörd och lustgas. Att emissionen var så låg på Logården, trots lerjorden, kanske kan förklaras av att det är en växtodlingsgård utan djur och att man målmedvetet arbetar för att minska näringsförluster genom att låta marken vara beväxt så länge som möjligt. Tidigare har våra mätningar vid konventionell odling på en sandjord i Halland visat en emission på ca 2 kg N₂O-N ha⁻¹ år⁻¹ oavsett om marken gödslades (120 kg N) eller ej (Mellby gård i Halland) (opublicerade data). Gödslingen ökar här inte emissionen, vilket tolkas som att det är tidigare års gödslingar och odlingsåtgärder som har haft en avgörande betydelse för emissionens storlek, eftersom noll-ledet visade lika hög emission som gödslade led. Odlingsåtgärder kan därför öka emissionen framöver. Men som data från Logården visar finns det också möjlighet att påverka emissionen så att den minskar, vilket också Wagner-Riddle et al. (2007) konstaterade. De visade att plöjningsfri odling kompletterad med optimal gödsling i fas med växtens näringsupptag gav en lägre N₂O-emission än konventionell odling. Ett annat exempel är Kavdir et al. (2008) som redovisar emissionen från olika växtföljder där perenna växter har hälften så stor emission som ettåriga grödor. Mätningarna i tabell 1 har i de flesta fall gjorts på åkermark som varit i bruk länge, vilket kan påverka emissionens storlek men speglar lustgasemissionens storlek från åkermark. Det är intressant att spridningen i datamaterialet är så stort, ibland >100%. Frågan är vad som gör att det blir låg respektive hög emission. Om vi visste det skulle vi i fortsättningen kunna ange en mer verklighetsnära storlek på lustgasemissionen för olika jordar, grödor och odlingsystem. I tabell 1 framgår att gödslad mark i norra Europa där N-tillförseln är under 200 kg ha⁻¹ år⁻¹ har en emission runt 3 kg N₂O-N ha⁻¹ år⁻¹ (med en stor spridning). Det är mer än vad mätningar i Sverige visar, vilket kan ha olika orsaker.



Figur 2. Mätning med fältkammare och gaskromatografi i ett svenskt fältförsök från april 2005 – mars 2006, april 2006 – mars 2007 samt april 2007 – november 2007 (medel över året för 6 kammare och std error). Mätning under året med vårveete odlad i växtföljd efter åkerböna (integrerad odling) på Logården (söder om Vänern) gödslad med handelsgödsel 117, 128 och 65 kg N för respektive år.

5.3 Naturlig bakgrundsemission

Jämfört med en naturmark ökar lustgasemissionen i de flesta fall när marken odlas. Denna ökade emission bör då tillskrivas odlingen som sådan, och en naturlig bakgrundsemission som ändå skulle ha skett på marken bör då subtraheras från uppmätt eller beräknad emission. Vilken typ av naturmark finns som vi kan odla upp relativt snart? Vi har i Sverige en del trädad gräsbevuxen mark som i många fall ingår i växtföljden (Börjesson 2007) och kan odlas upp för grödor till biodrivmedel. Men sådan mark är inte oanvänd utan används för odling av vall, eller betas, och tillförs i många fall gödsel, vilket ofta medför hög lustgasemission. Ett annat men svårare alternativ är skogsmark på tidigare åkermark. Skogsmark är ett dåligt alternativ, eftersom avverkning av skogen förvandlar en kolsänka till betydande kolkälla under en period vilket också måste medräknas i totalen. Som jämförelse vill jag ändå redovisa hur stor lustgasemission skogsmark kan ge upphov till, och sedan redovisar jag även siffror för lustgasemission från gräsmarker som inte gödslats före mätningen.

Skogsmark är av olika typ och visar olika stora lustgasemissioner:

- låg emission
 - aspskog i Canada 0,02 kg N₂O-N ha⁻¹ år⁻¹ (Corre et al. 1999),
 - blandskog i västra Sverige 0,02-0,2 kg N₂O-N ha⁻¹ år⁻¹ (Klemedtsson et al 1997).
- högre emission
 - granskog på väl-dränerad bördig brunjord i Tyskland < 1 kg N₂O-N ha⁻¹ år⁻¹ (Lamers et al. 2007),
 - lövskog 1,3 kg N₂O-N ha⁻¹ år⁻¹ (Schulte-Bisping et al. 2003)
 - bokskog i Höglwald 6,6 kg N₂O-N ha⁻¹ år⁻¹ (Kesik et al. (2005).

Kesik et al. (2005) har dessutom sammanställt data från mätning och modellering av lustgasflöden i andra skogsekosystem där den lägsta avgången 0,04 kg N₂O-N ha⁻¹ år⁻¹ mättes i finländska Hyytiälä och den högsta 3,1 kg N₂O-N ha⁻¹ år⁻¹ i tyska Höglwald, barrskog i båda fallen men i den senare är kvävenedfallet ca 20 kg N ha⁻¹ år⁻¹, vilket de ansåg förklara den höga lustgasavgången. Men Klemedtsson et al (1997) uppmätte så lite som 0,02-0,2 kg N₂O-N ha⁻¹ år⁻¹ i en blandskog på svenska västkusten som gödslats med ca 40 kg N ha⁻¹ år⁻¹ för att simulera ett ökat kvävenedfall, och inte ens efter att denna gödsling pågått under 16 år ökade lustgasemissionen (Klemedtsson & Moldan *In preparation*). Kvävenedfall kan bara vara en delförklaring till lustgasemission: troligen är det markens bördighet från tidigare som är avgörande på de flesta marker. Bördiga jordar är i Sverige och övriga världen oftast uppodlade och används till jordbruk, så en förklaring till den låga lustgasavgången kan vara att skog nu växer på mer svårbrukad mark med lågt näringsvärde där kväve ofta är ett begränsande näringsämne.

Mark som ligger outnyttjad men färdig att tas i bruk för odling av biogrödor skulle kunna vara oanvänd åkermark eller gräsmarker som för närvarande varken gödslas eller skördas. Gräsmark har ofta lägre emission än åker beroende på att grässets rötter finns hela året och kan ta upp frigjort kväve. När gräsmark ska tas i bruk för odling av ettåriga grödor krävs plöjning, varvid nedbrytning av markens organiska material ökar vilket med stor sannolikhet ger upphov till förhöjd lustgasemission efter plöjningen och en längre tid därefter. Denna förhöjda emission är av engångskaraktär men kan vara betydande, och den har ignorerats här eftersom ingen säker uppskattning av emissionens storlek är möjlig.

Jag har här samlat mätdata för lustgas från gräsmark som varken betats av djur eller gödslats året då mätningar gjordes, men det är svårt att veta hur länge detta "naturtillstånd" har varat. Mätningar i tropiska system har inte tagits med, och ett krav har varit att mätningen ska ha fortgått minst 8 månader. Däremot har i de flesta fall gräsmarken skördats för hö eller ensilage, vilket inte verkar ha påverkat lustgasemissionen. I Stehfest & Bouwmans (2006) sammanställda datamängd finns 28 mätningar från ogödslade gräsmarker vilka avger lustgas i medeltal 0,85 ± 0,26 kg N₂O-N ha⁻¹ år⁻¹. Efter att jag noggrant gått igenom de artiklar varifrån data är hämtade har jag rensat ut alla data som inte fyller ovan ställda krav. Data från nyare publikationer har också adderats till datamaterialet i tabell 2 i bilaga 1.

Här kan man se att gräsmarker som varken gödslas eller betas i medeltal avger $0,29 \pm 0,10 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$.

Vilket referensfall man ska välja som jämförelse inför odlingen av biobränslen på åkermark är en filosofisk fråga. I ett historiskt perspektiv har det vuxit skog på nästan all svensk åkermark, och skog har ofta mycket låg emission. Därför kan den emission som nu uppmäts på åkermark i ett långt perspektiv helt anses vara orsakad av människan. Men om emission från odling av biobränsle ska jämföras med en mark som är praktisk att odla upp idag, finns två möjliga referensfall: gräsmark eller oanvänd åkermark. Det första fallet, ogödslad gräsmark har här fått värdet $0,29 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$, och jag vill påminna om att de flesta mätdata hämtats från använd mark och att en naturmark troligen skulle visat en lägre emission. I publikationerna går det inte att få fram gräsmarkernas historia, men knappast någon lär vara opåverkad av gödslingar och andra skötselåtgärder. Som exempel gödslas de flesta gräsmarker i Sverige och används till bete eller för att ta vallskörd på. Så hur mycket oanvänd ogödslad gräsmark kan vi odla upp för biobränsleändamål? Den frågan gäller också för det andra alternativet, oanvänd åkermark. Ogödslad åkermark avger mer lustgas än gräsmark, vilket innebär att emissionsökningen inte blir lika markant om sådan mark används för odling av biobränsle: grovt kan sägas att emissionen då ökar från 1 till 3 $\text{kg N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$.

6 Beräkningsmetoder

6.1 IPCC:s metod för beräkning av lustgas från åkermark Bottom Up

FN's klimatpanel (IPCC) har kommit överens om en relativt enkel beräkningsmetod som ska kunna användas för alla stater för att beräkna avgång av växthusgaser från dess territorium. Det är mänskligt orsakade växthusgasflöden som rapporteras, inte de naturgivna växthusgasflödena. Lustgas beräknas med statistiskt tillgängliga aktivitetsdata som t.ex. areal jordbruksmark, handelsgödselanvändning, antal djur etc, och emissionen beräknas med enkla ekvationer. Metoden har tre valbara komplexitetsnivåer, från den enklaste *Tier 1* till den mest komplexa *Tier 3* där egna data och modellberäkningar används. För Sveriges rapportering till klimatkonventionen (UNFCCC) och EU-kommissionen används de enklare metodalternativen. Metodens fördelar är att beräkningar görs lika för alla länder och är relativt enkla att genomföra. Det är inte metodens exakthet och överensstämmelse med verkligheten som avgör användningen. Metoden kan beskrivas som "bottom up" eftersom man försöker identifiera varje enskild källa till lustgasavgång och därefter summera dem. Vid jämförelse med uppmätt koncentrationsökning av lustgas i atmosfären har konstaterats att N₂O-emissionen underskattas med IPCC's metod (Crutzen et al. 2008).

Emissionsfaktorn för direkt lustgasemission från åker och gödsling baserades ursprungligen på 20 mätvärden med kriteriet att mätningarna skulle ha pågått under ett helt år (Bouwman 1996). Data kommer huvudsakligen från mätningar i USA och Storbritannien och har utförts på minerogen jord med olika grödor och gödselmedel (både handelsgödsel och stallgödsel). Man fick då en linjär ökning av lustgasemissionen i relation till mängden kväve som tillförts åkern:

$$\text{Emission (N}_2\text{O-N)} = 1 + (0,0125 * \text{tillförd N}) \quad r^2 = 0,8$$

Det är en häändig formel för att räkna ut emission av tillsatt kväve avgår 1,25% som N₂O under året efter gödslingen. Interceptet på 1 kg N₂O-N ha⁻¹ år⁻¹ antogs vara en naturlig bakgrundsemission. Men som jag visat ovan har det tillkommit fler data, och då blir inte längre sambandet mellan gödselgivan och lustgasemissionen lika linjär och tydlig. I området under 100 kg N tillfört till åker finns inget samband alls med lustgasemission, se figur 1 och Stehfest & Bouwman (2006).

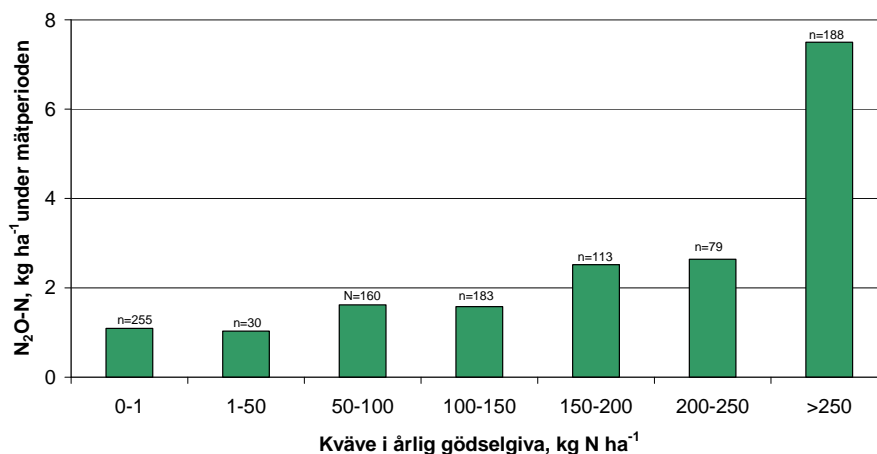
Vid 2006 års uppdatering av IPCC Guidelines har en del modifieringar vidtagits. Emissionsfaktorn för lustgasflöde har modifierats till 1% (IPCC 2006) baserat på Bouwman et al. (2002), Stehfest & Bouwman (2006) och Novoa & Tejeda (2006). Dessutom påpekas att rapporterade länder ska använda den mest detaljerade och skäligen beräkningsmetod som finns tillgänglig, vilket är med egna ekvationer

(Tier 2) eller helst egen metod (Tier 3) som ofta är modellberäkning. Om ingen metod finns tillgänglig måste det rapporterade landet använda Tier 1, den grävsta metoden som baseras på aktivitetsdata och IPCC's standardfaktorer. Tier 1 är den metod som här benämns IPCC:s metod. Sveriges rapporterade lustgasemissioner beräknas huvudsakligen med Tier 1 med egna emissionsfaktorer i vissa fall.

Det finns tveksamheter med IPCC:s Tier 1. En sådan är att ingen skillnad görs mellan oorganiskt handelsgödsel och stallgödselkväve, trots att fältmätningar visat att organiska gödselmedel ger högre emission än oorganisk gödsel. Andra viktiga påverkansfaktorer är inte medtagna. De mätdata som metoden vilar på har hämtats till största delen från tempererade system och mätdata från boreala ekosystem saknas nästan helt.

En annan svaghet är den stora variationen i mätseriernas längd. Allt från några dagars mätning till över ett år förekommer och emissionen anges till summa emission under mätperioden (Stehfest & Bouwmans 2006), figur 3. Mätningar som varat >10 månader utgör endast 1/3 av datamängden och många mätningar omfattar bara en vecka. För att kunna logaritmera i analysen har man dessutom vid låga fluxvärden ((mindre än 0,5 kg N₂O-N per hektar och år (0,01 kg N₂O-N per hektar och vecka)) satt värdet till lika med 0,5 för att undvika negativa värden. Detta innebär en uppjustering av flux, särskilt i system där fluxen är låg. Det är också tydligt att vid små gödselgivor, upp till 100 kg N ha⁻¹ år⁻¹, påverkas inte fluxen av N-tillförseln vilket, som Stehfest och Bouwman påpekar, vilket innebär att det då inte finns något samband mellan lustgas och kväve-gödsling, se figur 3. Men de får på hela datamaterialet fram en emissionsfaktor på 0,9% av gödselkvävet som går till lustgaskväve, vilket beror på att de högsta kvävegivorna (som i värsta fall är >1000 kg N ha⁻¹) ger höga emissioner och ”drar fram” det här värdet.

Medelvärde för mätningar över hela världen av olika längd, sammanställda av Stehfest & Bouwman 2006



Figur 3. Data från Stehfest och Bouwman (2006). I stapeln $>250 \text{ kg N ha}^{-1}$ tillförs allt från något mer än 250 kg N till mer än $1000 \text{ kg N ha}^{-1}$. n = antal publicerade mätvärden på lustgasemission som ingår i stapeln.

Jordbruket är orsaken till att en del kväve senare omvandlas till lustgas i omgivande ekosystem, från utlakat kväve i vatten och avdunstning till luften. Att kvävegödning orsakar utspridning av kväve till angränsande ekosystem tar IPCC:s metod hänsyn till genom att också räkna med indirekt emission, där 0,75% respektive 1% av det kväve som förloras genom utlakning respektive avdunstning blir till N_2O .

Organogena jordar är speciella. Lustgas avgår för att marken är dikad, och det finns en särskild emissionsfaktor för organogen mark baserad på areal (till skillnad från minerogen mark). Emissionsfaktorn för organogen mark anger att det i tempererat klimat avgår $8 \text{ kg N}_2\text{O-N}$ per hektar och år oavsett om marken är gräsbevuxen eller odlas för annuella grödor. Men även från minerogen åkermark (sand- och lerjordar) avgår mer lustgas utan att marken gödulas jämfört med naturmark, därför att marken blivit bördig av tidigare upprepade gödslingar.

Genom IPCC:s emissionsfaktorer är det lätt att tro att det finns ett tydligt samband mellan gödning och N_2O -avgång, men alltför data visar att ett sådant samband inte går att hitta för oorganiska gödselmedel i N-givor upp till $400 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ (Novoa & Tejeda 2006). Eftersom jordbruksmark anses vara kvävemättad, kan man heller inte förvänta sig att lustgasemissionen ska upphöra på en gång om inget kväve tillförs marken (Freibauer et al. 2004). I de flesta fall finns kväve tillgängligt för nitrifikation och denitrifikation och lustgasemissionen är fortsatt hög oavsett gödning. Andra faktorer, till exempel vädret, har också avgörande påverkan. Förklaringen är att lustgas produceras från tillgängligt kväve när alla förutsättningar föreligger, som att det måste finnas tillgängligt kväve samtidigt som syrekoncentrationen i jorden är låg men syre får inte heller saknas helt. Då bildas plötsligt N_2O i stor mängd. IPCC anger att det råder stor osäkerhet runt emissionsfaktorerna och att emissionsfaktorn för tillfört gödselkväve har en spridning från 0,3% till 3%, alltså inte exakt 1%. För organogen jord anges spridningen till att mellan $2\text{-}24 \text{ kg N}_2\text{O-N}$ avgår per hektar. Man kan ibland se att osäkerheten runt emissionsfaktorerna glöms bort och emissionsfaktorerna används som ett slags sanning.

Vi måste komma ihåg att syftet med IPCC:s emissionsfaktorer inte är att på ett exakt vis beskriva lustgasavgångens storlek för varje fält, gröda eller år utan att ge en tillräckligt bra siffra på avgången från en stat, totalt sett. Men ändå kan man se att IPCC:s emissionsfaktorer används i många livscykelanalyser för att ge ett mått på N_2O -avgång vid t.ex. produktion av biobränsle (St.Clair et al. 2008).

6.2 Top-Down-beräkning på förslag av Crutzen et al. (2008)

Lustgaskoncentrationen i atmosfären har tidigare (innan industrialiseringen) varit relativt stabil, och man kan anta att tillförseln från biologiska system och

nedbrytningen i atmosfären befinner sig i steady-state. Nu ökar atmosfärens koncentration av N_2O och tillförseln är 50% högre än tidigare, vilket orsakas av människan. Det går här att se ett samband mellan tillförseln av N_2O till atmosfären och den globala kvävefixeringen som också ökat med 50%, då luftens kvävgas (N_2) omvandlas till reaktiva N-former som ammonium vilken i sin tur kan omvandlas vidare eller tas upp av levande celler. Orsaken är att alltmer kvävefixerande grödor odlas och att kväve också fixeras industriellt vid tillverkning av handelsgödsel (Haber-Boschprocessen). Redan 2001 gjorde Prather et al. kopplingen mellan kvävetillförsel och lustgasemission och angav att motsvarande 2,6 - 5,5 % av den årliga globala tillförseln av kväve till jordbruk avgår som N_2O-N . Och senare kom Galloway et al. (2004) fram till en liknande siffra där den årliga N_2O-N avgången låg mellan 4,4 och 5,1 % av globalt fixerat kväve. För att illustrera följderna av att tillföra (fixera) mer kväve i syfte att producera biobränsle (utöver all annan pågående jordbruksproduktion) för att ersätta fossila bränslen och minska växthusgasen koldioxid, publicerade Crutzen et al. (2008) en artikel där de kopplade ökad lustgasemission till tillförsel av reaktivt kväve.

Crutzen et al. (2008) utgick från atmosfärens förändrade koncentration av lustgas, som man kan få en historisk bild av från gasbubblor infrysade i Grönlandsisen och i Antarktis. Sedan 1800-talet ökar koncentrationen allt snabbare och har nu nått > 315 ppb, vilket kan jämföras med att koncentrationen har legat stabilt på ca. < 270 ppb de senaste 11 000 åren. När koncentrationen håller sig på en jämn nivå är den kemiska nedbrytningen av lustgas i atmosfärens övre lager lika stor som tillförseln från biosfären (steady-state). Vid den tidigare koncentrationen 270 ppb lustgas är den kemiska nedbrytningen 10,2 Tg N_2O-N per år (Prather et al. 2001), och lustgasemissionen var då lika stor, 10,2 Tg N_2O-N per år. Men nu, när atmosfärens koncentration ökar, så ökar också nedbrytningen av lustgas i atmosfären: vid 315 ppb's koncentration går det att räkna fram att 15,8 Tg N_2O-N tillförs per år och 11,9 Tg N_2O-N bryts ner.

Baserat på detta räknade Crutzen et al. (2008) ut hur mycket lustgas som människans verksamheter bidrar till. Den tidigare tillförseln (10,2 Tg N_2O-N år⁻¹) antogs vara naturlig, så den subtraherades från dagens tillförsel, 15,8 - 10,2 = 5,6 Tg N_2O-N år⁻¹ vilken då är den antropogena lustgastillförseln. Sen 1800-talet har ekosystemen förändrats så att det nu inte finns lika mycket naturskog kvar, vilket innebär att naturens tillförsel av N_2O bör vara mindre nu än då. Därför sätts mänsklig tillförsel av N_2O till 5,6 - 6,5 Tg N_2O-N per år. Industri och jordbruk är de verksamheter som tillför mest lustgas. Industrins utsläpp är ganska väl kända (0,7 - 1,3 Tg N_2O-N per år (Prather et al. 2001)), och Crutzen et al. subtraherar dem för att få ett mått på jordbrukets tillförsel av lustgas som då hamnar mellan 4,3 - 5,8 Tg N_2O-N per år. Det innebär, att mer än 80% av mänskliga utsläpp av lustgas har jordbruket som källa. Det kan jämföras med tidigare uppskattningar av mänskliga lustgasutsläpp, där 65% ansågs vara producerat genom nitrifikation och denitrifikation i jordbruket (Firestone & Davidson 1989; Granli & Bockman 1994). Crutzen et al. (2008) konstaterade att 3 till 5 % av jordbrukets

kvävefixering (ca 130 Tg N år⁻¹) avgår som lustgas. Detta är en faktor som skulle kunna användas för att uppskatta lustgasavgång från odling, på liknande vis som IPCC:s emissionsfaktor, med den skillnaden att avgången endast räknar på nyfixerat kväve. Det innebär, att när kväve väl är i cirkulation i stallgödsel och skörderester beräknas ingen lustgas, även när det bildas lustgas då. Det här kan man se som en topdownberäkning i motsats till IPCC:s bottomupmetod. Emissionsfaktorn är högre än IPCC:s och Crutzen et al. påpekar att man med IPCC:s metod globalt underskattar lustgasavgångens storlek. Dessutom är det ingen skillnad om man tar med hela osäkerhetsbredden i siffrorna. Den här ansatsen är global och är liksom IPCC:s metod svår att applicera för att beräkna emission från enskilda fält eller i livscykelanalys (LCA), även om Crutzen et al. själva gör det i ett exempel för uträkning av lustgas från olika biobränslen.

6.3 Beräkning med hjälp av statistiska modeller

IPCC:s metod är en mycket enkel statistisk metod för att beräkna emission, alltför enkel. För att tillföra mer påverkande faktorer har minst två försök gjorts för att förfina uträkningarna med tillägg för fler faktorer som också har betydelse för lustgasproduktion utöver den som kvävegödslingen orsakar.

Ett exempel är den stegvis multivariata analys av samlade mätdata från Europa, som gjorts av Freibauer (2003) samt Freibauer & Kaltschmitt (2003). Här har man försökt att regionalisera så långt det har varit möjligt och dela in i olika klimatzoner. I områden med tjäle har man uppmätt höga lustgasemissioner när marken tinar, vilket är ett fenomen som inte uppstår i områden med mildt klimat. Därför har norra Europa delats in i ett tempererat västligt klimat och ett alpint-subborealt klimat, där det regelbundet är frost under vinterhalvåret. Södra Sverige ingår i området med tempererat-västligt klimat och norra i det sub-boreala.

Det statistiska sambandet för N₂O-emission från mineraljordar i temperat-västligt område ser ut så:

$$E_{N_2O} = 0,6(\pm 0,5) + (0,002(\pm 0,002) \times N_{\text{gödsel}}) + (1,27(\pm 0,28) \times C_{\text{mark}}) - (0,024(\pm 0,005) \times \text{sand})$$

Och i det sub-boreala området:

$$E_{N_2O} = -1,3(\pm 2,1) + (0,033(\pm 0,0008) \times N_{\text{gödsel}}) + (28(\pm 13) \times N_{\text{mark}})$$

$$E_{N_2O} = \text{kg N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$$

$$N_{\text{gödsel}} = \text{kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$$

$$C_{\text{mark}} = \text{kolhalt i matjorden, \% av jorden, vikt}$$

$$N_{\text{mark}} = \text{kväve, \% av jorden, vikt}$$

$$\text{Sand} = \text{sand i matjorden, \% av jorden, vikt}$$

En annan modell använder Stehfest & Bouwman (2006) och utgår från sambandet

$$\text{Log } E_{\text{N}_2\text{O}} = A + \sum F_i$$

på vilket olika faktorvärden F sätts för olika förhållanden. Exempel på faktorvärden se rutan nedan:

<p>A = konstant (-1,5) $F_1 = 0,0038 * N_{\text{gödsel}}$, $F_2 = 0 < 1\%C$ och $= 0,05$ om $1-3\%C$, $F_3 = -0,069$ om pH $5,5-7,3$, $F_4 = 0$ vid sandjord och $= 0,43$ vid lerjord, $F_5 = 0,02$ om klimat tempererat-kust, $F_6 = 0$ om stråsäd och $= -0,35$ om gräs och $= 0,44$ om annan gröda som raps, $F_7 = 1,99$ om experimentdata från årlånga mätningar.</p>
--

6.4 Jämförelse av de olika metoderna

I tabell 2 jämförs mätdata från svenska försök med beräknade lustgasemissioner med hjälp av de olika metoderna; IPCC:s metoder, Crutzen et al.'s metod och de två statistiska metoderna, som här beräknats på förhållanden som föreligger på de två försöksgårdarna Mellby och Logården i södra Sverige. Som tabell 2 visar har mätningar i Sverige visat förhållandevis låga emissioner jämfört med vad som beräknas med de båda statistiska metoderna, och det kan bero på en måttligare gödsling samt kvävefattigare jordar jämfört med många andra europeiska system. IPCC:s och Crutzen et al.'s metoder är med som jämförelse men är här tagna ur sitt sammanhang, vilket förklaras längre ner. Värdena i tabellen kan också jämföras med det medelvärde för mätdata från handelsgödslad åker i Europa som ligger vid ca $3 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ (se ovan, Tabell 1).

Tabell 2 Uppmätt och beräknad lustgasemission från fält, kg N₂O-N ha⁻¹ år⁻¹. Minerogen jord odlad med stråsäd och gödslad med handelsgödsel. Mellby gård har lätt sandig mineraljord med 5% organiskt material och 5-10% lera. Logården har lättlera med 30-40% lera i matjorden och mer än 50% i alven, organiskt material lite mer än 4%. Konventionell växtodling utan djur med vårvete i båda fallen, men med inriktningen ”Integrerad odling” på Logården.

Plats, år och kg N-gödsel	Mätdata från svenska försök ^a	IPCC (1996) ^b	IPCC (2006) ^c	Crutzen et al. 2008 ^d	Freibauer & Kaltschmitt 2003 ^e	Stehfest & Bouwman 2006 ^f
Mellby, 1995-1997, 0	2,0	0	0	0	6,6 (5,9 - 7,3)	2,9 (1,4 - 6,1)
Mellby, 1995-1997, 120	2,0	1,5 (0,3-2,7)	1,2 (0,4 - 3,6)	3,6 - 6,1	6,8 (6,2 - 7,6)	4,6 (2,3 - 9,6)
Logården, 2007, 59	0,2	0,7 (0,1-1,3)	0,6 (0,2 - 1,8)	1,8 - 3,0	4,8 (4,1 - 5,5)	3,1 (1,5 - 6,5)
Logården, 2006, 111	1,1	1,4 (0,3-2,5)	1,1 (0,3 - 3,3)	3,3 - 5,6	6,5 (5,9 - 7,3)	3,8 (1,9 - 7,9)
Logården, 2005, 122	0,5	1,5 (0,3-2,7)	1,2 (0,4 - 3,6)	3,6 - 6,1	6,9 (6,2 - 7,6)	4,0 (1,9 - 8,2)

^a Medeltal för årliga mätningar. Variation beräknad på data över året 16 - 36%.

^b IPCC 1996 godkända reviderade emissionsfaktor 1,25% (0,25-2,25%) av N-tillförsel. Emissionen är räknad enbart på handelsgödseltillförsel. Om skörderester tas med skulle emissionen kunna öka med i storleksodningen 30%. Indirekta emissioner är här inte relevant.

^c IPCC 2006 ännu ej godkända emissionfaktor 1% (0,3-3%) av kvävetillförsel. Skörderester och indirekta emissioner är inte heller här medtagna.

^d Emissionsfaktorn är 3-5 % av nytt fixerat kväve, i detta fall tillförsel av handelsgödsel.

^e Funktionen för tempererat västligt klimat gäller för Mellby och alpint-subborealt klimat gäller för Logården. Markens kolinnehåll avgör helt emissionens storlek i Mellby-fallet, medan två faktorer avgör i Logården-fallet där markens kväveinnehåll har något högre betydelse än kvävetillförseln för emissionens storlek. Spridningen runt medelvärdet är 0,7 kg N₂O-N ha⁻¹ år⁻¹.

^f För Mellby har faktorvärden för tempererat kustklimat använts samt grov jordtextur och högt kolinnehåll >3%. Avgörande för emissionens storlek är dock om fältmätningar pågår hela året eller bara en kort tid, och därefter kommer kvävetillförseln påverka. För Logården-fallet har faktorvärden för tempererat kontinentalt klimat använts samt fin jordtextur och ett kolinnehåll mellan 1 och 3 %. Att det är lerjord har en liten påverkan på emissionen, men helt avgörande för emissionens storlek är även här hur lång tid som fältmätningar anses pågå och därefter kvävetillförseln. Spridningen anges till minus 51% och plus 107% kring beräknat värde.

Sammanfattningsvis räknar IPCC:s metoder fram den lägsta emissionen som överensstämmer med emissionen i de båda jämförelsefallen. Däremot visar de två statistiska metoderna högre emission, kanske för att de har baserats på mätdata från framförallt mellaneuropa där kvävetillförseln har varit hög under en lång tid och mer kväve ligger bundet till markens organiska material. När det sedan också är lerjord eller tjäle i marken har dessa mätdata visat än högre emissioner, framförallt på våren då marken tinar och organiskt material börjar brytas ner. I Sverige utgörs en stor del av jordbruksmarken av lerjord och vi har ofta tjäle på vintern, vilket med bas i europeiska mätningar skulle innebära mycket höga emissioner. Som mätdata visar verkar detta inte vara fallet, vilket kanske kan förklaras av måttligare tillförsel av gödsel i svenska system. De båda statistiska metoderna räknar fram höga emissioner där Stehfest & Bouwmans metod har ett brett osäkerhetsområde, varför metoden kan sägas överensstämma i stort med medelvärden för gödselad åker som här har sammanställts från litteraturen, men däremot inte med de svenska mätdata som här presenteras. Med så stort osäkerhetsspann blir metoden oanvändbar för att ange en precis storlek på emission från olika jordbrukssystem. Dessutom är det underligt att en faktor för mätperiodens längd är det som avgör emissionens storlek (Stehfest & Bouwman 2006). Dessa metoder är dock trots allt ett bättre försök till uppskattning av lustgasemission från enskilda åkrar än IPCC:s och Crutzen et al's metoder, eftersom andra påverkansfaktorer än enbart gödseltillförsel inkluderas. Markens innehåll av kväve/kol och omgivningsfaktorer som vatten, syre och temperatur kan tillsammans vara de viktigaste faktorerna för lustgasbildning. Eftersom svenska mätdata pekar på en lägre emission än beräkningsmetoderna ger, söker vi efter en metod som kan användas för att beräkna och visa på en mer rättvis emission för svenskt jordbruk. Vi behöver tydligare kunna peka ut vad som ger höga emissioner (vilket bör undvikas) och tvärtom, vad som ger låg emission. Därför behövs mer mätdata och processbaserad modellberäkning för att ge bra svar.

6.5 Beräkning med hjälp av processbaserade modeller

Många påverkande och samverkande faktorer gör lustgasproduktion komplex och svåröverblickbar. Beräkningen av lustgas försvåras av att många omvärldsfaktorer avgör när bakterierna producerar lustgas, och flera av dessa faktorer kan också behöva uppnå ett visst tröskelvärde för att gasbildningen ska komma igång. De statistiska modeller som här har presenterats räcker då inte till för att beskriva och beräkna N₂O-emissionen. Processbaserade modeller som använder komplexa funktioner har därför arbetats fram.

Hittills har ett flertal processmodeller utvecklats. I USA har till exempel DAYCENT-modellen utvecklats och validerats för inhemska system: den används där för beräkning av lustgas och även för nationell rapportering av växthusgaser. Som så många modeller klarar tyvärr inte DAYCENT-modellen att träffa rätt när stora emissionstoppar uppstår, men den uppskattar den sammanlagda emissionen ganska bra. Det är oklart om modellen är validerad på europeiska mätdata.

Ett annat exempel är processmodellen PnET-N-DNDC, där geografiska databaser kopplats till modellering av markprocesser och lustgasemission (Li et al. 1992, Li et al. 2000). I modellen beräknas N₂O-emissionen med kopplade funktioner till faktorer som marktemperatur och fuktighet, pH och substrattillgänglighet (beräknad utifrån kol- och kväveinnehåll i marken). I Kesik et al. (2005) testades den modellen mot uppmätta värden från skogsekosystem i olika delar av Europa. Modellen är känslig för markens textur, pH och mängd upplagrat markkol, varför skog i Sverige med PnET-N-DNDC beräknas ha en stor lustgasemission, mellan 1,0 och 1,8 kg N₂O-N ha⁻¹ år⁻¹, eftersom boreala skogar har lågt pH och mycket kol upplagrat i marken. Att det i svensk skog på minerogen mark skulle vara så hög emission är inte troligt trots att det finns mycket kol i marken, därför att nedbrytningen är liten i ett kyligt klimat och att marken är kvävefattig. Det kväve som frigörs tas om hand av rötter och markorganismer, och mycket litet blir tillgängligt för nitrifikation och denitrifikation. Modellen PnET-N-DNDC är intressant och bra, men problemet är att N₂O-emission från Sverige utpekas som särskilt hög. Under senare år har därför PnET-N-DNDC modellens modul för beräkning av nitrifikation / denitrifikations-processer kopplats samman med Coup-modellen (Coupled heat and mass transfer model for soil-plant-atmosphere systems) (Norman et al. 2008). Coup är ursprungligen en markfysikalisk modell utvecklad i Sverige på svenska markfysikaliska data för att beräkna processer i mark-växt-systemet och har vidareutvecklats för att fungera även för olika grödor i jordbruksekosystem (Jansson & Karlberg 2004). Modellen har hittills mest använts i forskningssyfte för att förstå markens processer, men vi arbetar också på att kunna använda modellen som ett verktyg för uppskattning av lustgasavgång i olika system, både skogsmark och jordbruksmark. En milstolpe passerades under våren 2009 då vi erhöll en god överensstämmelse mellan uppmätta värden från Logården och Coup-modellens modellerade värden. Ännu träffar modellen inte exakt rätt på uppmätta emissionstoppar, men det är en svårighet för samtliga beräkningsmodeller. Nu finns möjlighet att gå vidare med att beräkna lustgasemission från olika regioner och grödor med hjälp av Coup.

7 Diskussion och slutsats

Om jordbruket framöver ska producera mat i samma omfattning som idag och samtidigt förse 10% av trafiken med biodrivmedel måste alla skördar öka. Det finns två möjligheter, antingen använda outnyttjad mark eller öka odlingsintensiteten för ökade skördar. Möjligheten att använda outnyttjad mark för produktion har föreslagits från EU, men det har inte preciserats vilken typ av mark det skulle vara. Förutom att vi inte vet vilken naturtyp som kan odlas upp så finns inget underlag för att exakt uppskatta hur mycket lustgas som uppodling skulle leda till. Att utökad produktion på befintlig åkermark påverkar lustgasemissionen har Crutzen et al. (2008) försökt att beskriva med emissionsfaktorer baserade på nytt kväve in i den cirkulerande reaktiva kvävepoolen.

Den här rapporten fokuserar på hur stor den direkta lustgasavgången kan vara från en åker odlad med en gröda som kan användas för produktion av biodrivmedel i dagens Sverige. Eftersom all mark avger lustgas, även naturmark, kan det finnas skäl att subtrahera en sådan naturlig emission som ändå skulle ha skett. Den svåra frågan är hur denna naturmark skulle ha sett ut och hur stor emission en sådan mark skulle ha haft. Emissionen är dock klart lägre än vad en odlad och gödslad mark har, kanske är den försumbar. Sammanställda mätdata från ogödslad och obetad gräsmark visar en emission på strax under $0,3 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$, vilket är ett värde som kan betraktas motsvara en bakgrundsemission vilken kan subtraheras från uppmätt emission på åkermark. Den här rapporten kan ses som ett första steg för beräkning av lustgas från odling av biobränslen där det krävs en ökad jordbruksproduktion framöver för att tillfredställa målet om 10 % biodrivmedel i EU.

Frågan är då hur mycket lustgas som skulle genereras vid odling av gröda för första generationens biodrivmedel. Jag har gått igenom fem olika metoder med vilka lustgas från åkermark kan beräknas. IPCC:s metod är den som är bäst känd, och här uppskattas emission från åkermark som en funktion direkt av kvävegivan. Men i verkligheten är sambandet mellan en låg kvävegiva och lustgasemission mycket svagt. Det krävs mycket höga N-givor för att ge ett tydligt orsakssamband till lustgasemission. Dock påverkar jordbrukets kväveanvändning emissionen över lång tid, så även om man slutar att gödsla åkern kommer lustgasemissionen fortsatt att vara hög ett antal år framöver, trots att det då skulle bli noll emission beräknad med IPCC:s metod. Många LCA-analyser har använt IPCC:s emissionsfaktor på 1% (eller tidigare 1,25%) av kvävegivan som mått på lustgasemission, utan att förstå grunden varpå denna faktor vilar. Man kan förledas att tro att metoden ger en god uppskattning av emissionen, särskilt som det osäkerhetsspann som IPCC anger, sällan används.

Globalt finns det en koppling mellan ökningen av lustgas i atmosfären och ökningen av reaktivt kväve (ökad kvävefixering) och det är det som är grunden för Crutzen et al's metod. Istället för att beräkna emission från enskilda åkrar som man gör i IPCC:s metod, utgick Crutzen et al. (2008) från den ökade koncentrationen av N_2O i atmosfären för att räkna fram hur mycket lustgas naturen och människans verksamheter avger globalt. Denna metod hanterar globala totala flöden där lustgas kopplas med en emissionsfaktor på 3-5% till kvävefixering, vilket ger en bild av att mer reaktivt kväve har gett mer lustgas eftersom mer kväve i kretsloppet innebär ökad risk att lustgas bildas. Ökningen av N_2O -utsläpp följer av ökad kvävefixering i jordbrukssystemen, både kvävefixerande växter i växtföljden och handelsgödselkväve. Metoden visar bara på att mer nytt kväve troligen kommer att ge lustgas någonstans i omgivningarna under många år framöver. Eftersom all emission som kvävefixeringen orsakar inkluderas, både på jordbruksmarken och överallt i omgivningarna, blir emissionsfaktorn högre än IPCC-faktorn. Med Crutzens metod kan man inte beskriva hur stor avgången blir från enskilda åkrar och grödor i olika klimat, eftersom den är beräknad på hela jordens ekosystem. 3-5% är ett globalt medelvärde, och emissionen kan avvika kraftigt i enskilda system, både uppåt och neråt. Ifall denna topdownfaktor används i LCA (vilket jag inte råder till) måste man vara medveten om att när kvävet väl tillförts med kvävefixering och lustgasen räknats ut, så kommer det mesta kvävet att vara kvar i ekosystemet, tillgängligt för växter och djur för att slutligen bli till skörderester eller stallgödsel. Med Crutzens metod räknas lustgasen ut bara när kvävet fixeras genom biologisk kvävefixering eller handelsgödseltillverkning, så all återanvändning av kväve i skörderester och stallgödsel beräknas till noll lustgasemission. Annars blir det dubbelräkning. Men i verkligheten kan lustgasemissionen bli särskilt hög de år som stallgödsel tillförs åkern. Det här gör Crutzens metod olämplig för LCA-analys, eftersom den liksom IPCC:s metod inte kan beskriva emission från enskilda delar av ett jordbrukssystem och alltså inte heller påvisar förändringar som orsakas av odling av energigrödor. Metoden passar bäst som ett pedagogiskt grepp för att belysa att mer kväve i omlopp betyder mer lustgas i framtiden.

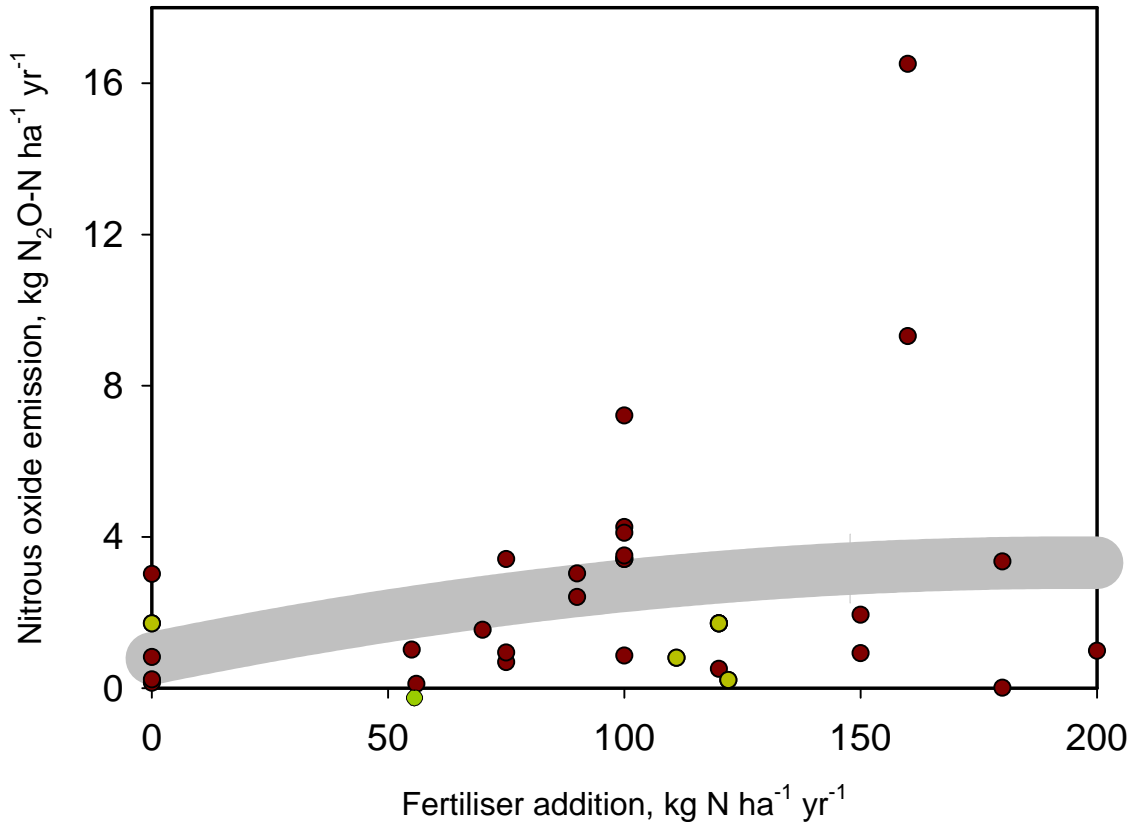
Syftet med IPCC:s emissionsfaktorer har inte heller varit att beskriva verkligheten i den lilla skala som en LCA-analys kräver utan är till för att användas vid nationella beräkningar och övergripande analyser. Genom sin enkelhet ger den alla stater ett verktyg i rapporteringen av växthusgasemissionerna. Metodiken är alltså politiskt korrekt snarare än realistisk i sin återgivning av verkligheten i enskilda odlingar. I brist på annan enkel metod används emissionsfaktorerna också i många LCA-analyser. Så kombinerar till exempel Reijnders och Huijbregts (2008) IPCC:s och Crutzens förslag i en LCA-analys för biodieselproduktion från raps och soja. Rapporten visar 1,6 och 5,2 kg N_2O-N ha⁻¹ år⁻¹ från rapsodling när faktorerna 1,5 och 5% (från tillsatt N till N_2O) användes.

IPCC:s enkla samband har gett anledning att försöka inkludera andra påverkansfaktorer än kvävetillförsel. Som exempel har jag tagit upp de båda

statistiska metoderna samt PnET-N-DNDC-modellen (Li et al. 2000, Freibauer & Kaltschmitt 2003, Stehfest & Bouwman 2006). Dessa metoder räknar fram en hög emission av lustgas för norra Sverige och områden med lerjordar. En anledning är att stor lustgasemission kan uppstå när tjälen går ur jorden, men detta under förutsättning att fritt oorganiskt kväve finns tillgängligt i marken. På bördig jordbruksmark är därför risken hög, men större delen av svensk skogsmark är starkt kvävebegränsad vilket ger liten risk för lustgasemission, och här anser vi att metoderna kraftigt överskattar emissionen. Att lerjordar har en högre emission beror på en högre vattenhållande förmåga när markporerna är små, vilket innebär en mängd små syrefria (anaeroba) platser för denitrifikationsbakterier och en hög lustgasproduktion. Trots detta pekar våra mätningar på lerjord i Sverige inte på någon särskilt hög emission, snarare mycket låg. Att Logården i Västra Götaland har låga emissioner kanske kan förklaras av ett målmedvetet arbete för att minska kväveförlusterna. Trots att marken har tjäle och hög lerhalt så har vi uppmätt låg årlig emission, vilket får oss att anse att de båda statistiska metoderna inte klarar att uppskatta en rimlig lustgasemission i Sverige, även om de fungerar bra för att beskriva emission på kontinenten där också validering skett (kontroll av metoden mot mätdata). Det här gäller också för den processbaserade modellen PnET-N-DNDC vilken visar på alltför höga emissioner från framför allt svensk skogsmark. Det verkar finnas skillnader mellan södra Tyskland och norra Sverige när det gäller processer och emissioner. Risken finns dock att dessa metoder kan användas för att peka ut Sverige som ett land med höga emissioner. Det är därför viktigt att vi i Sverige kan ange och motivera en realistisk storlek för lustgasemission från jord- och skogsbruk. Vi arbetar därför med utveckling av Coup-modellen. Den har bättre förutsättningar att ge en rimlig uppskattning av lustgasbildning från olika marker därför att modellen är ställd efter svenska förhållanden och har testats mot svenska mätdata.

Så hur stor är emissionen? Fältmätningar anger varierande storlek, vilket orsakas av att förhållandena skiftar över både fältet och tiden. Brister i mätteknik kan också bidra till varierande värden men är ofta av mindre betydelse jämfört med biologisk variation i marken. Figur 4 visar samlade data på lustgasemission från odling av stråsäd och raps, där en förmodad bakgrundsemission från gräsmarker som inte gödslats har dragit ifrån. Den årliga lustgasemissionen är i vissa system nästan noll och i andra mer än $10 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$, men oftast ligger den under 5 kg. Nitrifikations- och denitrifikationsbakterier är beroende av fritt kväve, så kväve är en av de viktigare faktorer som avgör produktionen av lustgas. I system med höga kvävegivor under lång tid byggs markens kväveförråd upp och bidrar till en stor del av den årliga lustgasemissionen, varför det blir svårt att få en god korrelation mellan N-giva och emission ett enstaka år. Kvävegivan kan då betraktas som en proximal faktor (viktig påverkande faktor) för lustgasemission, eftersom gödsling i långa loppet påverkar markens bördighet och därmed tillgången på oorganiskt kväve som kan nitrifieras och denitrifieras. Publicerade data som delvis ligger till grund för IPCC:s emissionsfaktor visar att även om inget kväve tillförs åkern så avgår knappt $1 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ och att emissionen ökar till $3 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ vid gödsling upp till 200 kg N. Här skulle man

kunna göra en mycket enkel uppdelning i ogödslade och gödslade system, med en grovt uppskattad emission på 1 och 3 kg N₂O-N ha⁻¹ år⁻¹ för respektive system.



Figur 4. Sammanställning av publicerade mätdata från norra Europa och Amerika, där en naturlig emission från gräsmarker har subtraherats. Gröna prickar visar mätdata från Sverige. Grått visar området för medelvärde och standarderror.

Medelvärden från samlade data är dock höga jämfört med resultat från mätningar gjorda i Sverige där Logårdens lerjord i Västra Götaland haft en emission nära noll vid gödsling med 60 kg N, men 0,8 kg N₂O-N ha⁻¹ år⁻¹ vid gödsling med lite över 100 kg N ha⁻¹ år⁻¹. På sandjord, Mellby gård i Halland, har uppmätts en något högre emission, 2 kg N₂O-N ha⁻¹ år⁻¹ oavsett om marken gödslades med 120 kg N eller inte alls. Jag föreslår att lokala data eller beräkningsmodeller läggs till grund för uppskattning av emission vid odling av stråsåd för biobränsleändamål. Om lokala data eller beräkningsmodell saknas, bör metoder som beräknar emission runt det europeiska medelvärdet 3 kg N₂O-N ha⁻¹ år⁻¹ användas. Om alla skulle använda en metod som visar mindre emission, utan att visa att emissionen verkligen är lägre, kommer lustgasemissionen från odlingar i Europa totalt sett att underskattas. Med IPCC:s metod beräknas ofta en lägre emission än 3 kg N₂O-N ha⁻¹ år⁻¹.

EU:s RES-direktiv anger ett referensvärde (gräns) på 21 g CO₂-ekvivalenter per MJ etanol från odlingen, ett värde som inte får övertrasseras. Hur mycket påverkar odlingens lustgasemission växthusgasemissionerna uttryckt i g CO₂-ekvivalenter per MJ etanol? Jag kan inte här göra en fullständig LCA-analys men vill ändå skissa mycket grovt på vad lustgasen ger. Ett vetefält producerar både kärna (60% av energivärdet) från vilken etanol kan produceras och halm (40 % av energivärdet) som kan användas på olika vis (Börjesson 2008). Även om halmskörden kan vara stor bortser jag helt ifrån dess energivärde eftersom etanolen här står i fokus. Bernesson et al. (2006) tar också enbart hänsyn till energivärdet i vetekärnan och allokerar 60.8 % av dess energi till etanol och resten till drank (restprodukten efter etanoljäsningen). Varje kg vete ger då etanol med energivärdet 7,93 MJ (Bernesson et al. 2006, Ahlgren et al. 2009). Med en emission på 3 kg N₂O-N ha⁻¹ år⁻¹ måste skörden vara större än 8000 kg kärna per hektar för att komma under 21 g CO₂-ekvivalenter per MJ etanol. Lustgasemissionen i fält har därför stor betydelse för huruvida man kommer under denna gräns eller ej. Några exempel på vad olika skördar och lustgasemissioner ger, omräknat till g CO₂-ekv. MJ⁻¹ ges i tabell 3. Om man även vill allokera energivärdet till halmen ger det naturligtvis lägre siffror, ca 60% av de redovisade siffrorna i tabell 3. Här ingår inte heller växthusgasemissioner vid tillverkning av handelsgödsel, körning med traktor på åker etc. som i så fall skulle adderas.

Tabell 3 Exempel på hur mycket CO₂-ekvivalenter per MJ etanol som lustgasemission i fält orsakar.

Skörd Kg kärna ha ⁻¹ , S	kg N ₂ O-N ha ⁻¹ år ⁻¹ , N	g CO ₂ -ekv. MJ ⁻¹
7500	3	23
6000	2	20
5000	1	12
3500	0,2	3

$$\text{g CO}_2\text{-ekv. MJ}^{-1} = 1000 * \text{N} * 44 / 28 * 296 / 7,93 * \text{S}$$

Med IPCC:s metod beräknas emissionen på en enda faktor, kvävegivan, vilket kan vara orättvist för effektiva odlingsystem som gödslas men ändå har låg emission, något som kan inträffa om kvävet är uppbundet i gröda och organiskt material. Och det kommer i framtiden att bli viktigt att odla mycket mat, foder och energi på våra åkrar, hela tiden med liten lustgasavgång. Det kräver att marken gödslas, och det är en utmaning för både forskningen och jordbruksnäringen att utveckla jordbruksmetoder som effektivt fångar kvävet i markens organiska material samtidigt som växterna kan ta upp det och endast lite lustgas bildas. Vi kan då inte fortsätta att tänka kvävegivan som enda orsak till lustgasproduktion, utan vi måste identifiera hur den optimala odlingen kan se ut. Eftersom flera faktorer än kväve (klimat, jordar och odlingsteknik) påverkar emissionen klarar vi oss inte med alltför enkla funktioner för att beräkna lustgas. I fortsättningen måste vi ta till processbaserade modeller.

Förslaget nu är att använda lokala mätvärden eller beräkningsmetoder om sådana finns. Om inte, bör odlingar som tillförs gödsel ges en lustgasemission i

storleksordningen $3 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$, se figur 4. Det finns ett stort behov av metodutveckling för beräkning av lustgas, och det förslag som ges här bör ses som ett första steg till en metod för beräkning av lustgas från olika jordar, grödor och jordbrukssystem. Och i förlängningen behöver samhället styrmedel för att kunna värdera och därmed styra mot system med låga emissioner. För det krävs en användarvänlig och framförallt bra processbaserad modell, där emission från olika odlingssystem, grödor, mark eller klimat kan urskiljas. Vi tror att Coup-modellen snart kan bli ett väl fungerande verktyg för beräkning av emissionerna från olika jordbrukssystem.

8 Litteratur

- Ahlgren S., Hansson P.-A., Kimming M., Aronsson P. & H. Lundkvist (2009) Utsläpp av växthusgaser vid odling av grödor för biodrivmedel samt produktion av biogas från gödsel – tillämpning av Europaparlamentets och rådets direktiv om främjandet av användningen av energi från förnybara energikällor. Sveriges Lantbruks Universitet Dnr SLU ua 12-4067/08.
- Bakken L.R. & M.A. Bleken (1998) Temporal aspects of N-enrichment and emission of N₂O to the atmosphere. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* **52**; 107-121.
- Bernesson S., Nilsson D. & P.A. Hansson (2006) A limited LCA comparing large and smallscale production of ethanol for heavy engines under Swedish conditions. *Biomass & Bioenergy* **30**: 46-57.
- Bouwman A.F. (1996) Direct emissions of nitrous oxide from agricultural soils. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* **46**: 53-70.
- Börjesson P. (2007) Produktionsförutsättningar för biobränslen inom svenskt jordbruk. Rapport 61, Lunds Tekniska Högskola vid Lunds Universitet. ISBN 91-88360-85-7.
- Börjesson P. (2008) Fin- eller fuletanol – vad avgör? Lunds Tekniska Högskola Rapport nr 65. ISBN 91-88360-90-5.
- Chatskikh D., Olesen J.E., Hansen E.M., Elsgaard L. & B.M. Petersen (2008) Effects of reduced tillage on net greenhouse gas fluxes from loamy sand soil under winter crops in Denmark. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **128**; 117-126.
- Corre M.D., Pennock D.J., van Kessel C. & D.K. Elliott (1999) Estimation of annual nitrous oxide emissions from a transitional grassland-forest region in Saskatchewan, Canada. *Biogeochemistry* **44**; 29-49.
- Crutzen P.J., Mosier A.R., Smith K.A. & W. Winiwarter (2008) N₂O release from agro-biofuel production negates global warming reduction by replacing fossil fuels. *Atmospheric Chemistry and Physics* **8**: 389-395.
- Del Grosso S., Wirth T., Ogle S.M., & W.J. Parton. (2008) Estimating agricultural nitrous oxide emissions. *EOS, Transactions, American Geophysical Union* **89(51)**; 529.
- Dobbie K.E. & K.A. Smith (2003) Nitrous oxide emission factors for agricultural soils in Great Britain: the impact of soil water-filled pore space and other controlling variables. *Global Change Biology* **9**; 204-218.
- Firestone, M.K. & Davidson, E.A. 1989. Microbiological basis of NO and N₂O production and consumption in soil. In: *Exchange of trace gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere* (eds. M.O. Andreae & D.S. Schimel) John Wiley & Sons, Chichester.

- Flechard C.R., Ambus P., Skiba U., Rees R.M., van den Pol-van Dasselaar A., Soussana J.-F., Jones M., Clifton-Brown J., Raschi A., Horvath L., Neftel A., Jocher M., Ammann C., Leifeld J., Fuhrer J., Calanca P., Thalman E., Pilegaard K., Di Marco C., Campbell C., Nemitz E., Hargreaves K.J., Levy P.E., Ball B.C., Jones S.K., van de Bulk W.C.M., Groot T., Blom M., Domingues R., Kasper G., Allard V., Ceschina E., Cellier P., Laville P., Henault C., Bizouard F., Abdalla M., Williams M., Baronti S., Berretti F. & B. Grosz (2007) Effects of climate and management intensity on nitrous oxide emissions in grassland systems across Europe. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **121**; 135-152.
- Freibauer A. (2003) Regionalised inventory of biogenic greenhouse gas emissions from European agriculture. *European Journal of Agronomy* **19**; 135-160.
- Freibauer A. & M. Kaltschmitt (2003) Controls and models for estimating direct nitrous oxide emissions from temperate and sub-boreal agricultural mineral soils in Europe. *Biogeochemistry* **63**; 93-115.
- Freibauer A., Rounsevell M.D.A., Smith P. & J. Verhagen (2004) Carbon sequestration in the agricultural soils of Europe. *Geoderma* **122**; 1-23.
- Galloway J.N., Dentener F.J., Capone D.G. Boyer E.W., Howarth R.W., Seitzinger S.P., Asner G.P., Cleveland C.C., Green P.A., Holland E.A., Karl D.M., Michaels A.F., Porter J.H., Townsend A.R. & C.J. Vörösmarty (2004) Nitrogen cycles: past, present, and future. *Biogeochemistry* **70**: 153-226.
- Granli, T. & Bøckman, O.C. 1994. Nitrous oxide from agriculture. *Norwegian Journal of Agricultural Sciences*. Supplement No. 12.
- IPCC (2006) Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Volume 4: Agriculture, Forestry and Other Land Use.
- Jansson P.E. & L. Karlberg (2004) Coupled heat and mass transfer model for soil-plant-atmosphere systems. Royal Institute of Technology, Dept. of Land and Water Resources Engineering Stockholm, Sweden, Publication 427.
- Kasimir Klemedtsson Å., Weslien P. & L. Klemedtsson (2009) Methane and nitrous oxide fluxes from a farmed Swedish Histosol. *European Journal of Soil Science* **60**; 321-331.
- Kavdir Y., Hellebrand H.J. & J. Kern (2008) Seasonal variations of nitrous oxide emission in relation to nitrogen fertilization and energy crop types in sandy soil. *Soil & Tillage Research* **98**; 175-186.
- Klemedtsson L. Kasimir Klemedtsson Å. Moldan F. & P. Weslien (1997) Nitrous oxide emission in Swedish forest soils in relation to liming and simulated increased N-deposition. *Biology and Fertility of Soils* **25**: 290-295.
- Korsaeth A., Molstad L. & L.R. Bakken (2001) Modelling the competition for nitrogen between plants and microflora as a function of soil heterogeneity. *Soil Biology & Biochemistry* **33**; 215-226.

- Lamers M., Ingwersen L. & T. Streck (2007) Nitrous oxide emissions from mineral and organic soils of a Norway spruce stand in South-West Germany. *Atmospheric Environment* **41**; 1681-1688.
- Li C.S., Frolking S. & T.A. Frolking (1992) A model of nitrous-oxide evolution from soil driven by rainfall events. 1. Model structure and sensitivity. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres* **97**; 9759-9776.
- Li C., Aber J.D., Stange F., Butterbach-Bahl K. & H. Papen (2000) A process-oriented model of N₂O and NO emissions from forest soils. 1. Model development. *Journal of Geophysical Research* **105**; 4369-4387.
- Norman J., Jansson P.-E., Farahbakhshazad N., Butterbach-Bahl K., Li C. & L. Klemedtsson (2008) Simulation of NO and N₂O emissions from a spruce forest during a freeze/thaw event using an N-flux submodel from the PnET-N-DNDC model integrated to CoupModel. *Ecological Modelling* **216**; 18-30.
- Novoa R.S.A. & H.R. Tejada (2006) Evaluation of the N₂O emissions from N in plant residues as affected by environmental and management factors. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* **75**; 29-46.
- Prather M., Ehhalt D. et al. (2001) Atmospheric chemistry and greenhouse gases. In: Climate Change 2001: The Scientific Basis. Eds. Houghton J.T., Ding Y., Griggs D.J. et al. Cambridge University Press, Cambridge UK. 239-287.
- Reijnders L. & M.A.J. Huijbregts (2008) Biogenic greenhouse gas emissions linked to the life cycles of biodiesel derived from European rapeseed and Brazilian soybeans. *Journal of Cleaner Production* **16**; 1943-1948.
- St.Clair S., Hillier J. & P. Smith (2008) Estimating the pre-harvest greenhouse gas costs of energy crop production. *Biomass and energy* **32**; 442-452.
- Stehfest E. & L. Bouwman (2006) N₂O and NO emission from agricultural fields and soils under natural vegetation: summarizing available measurement data and modelling of global emissions. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* **74**; 207-228. Data finns att hämta: <http://www.mnp.nl/en/publications/2006>.
- Wagner-Riddle C. & G.W. Thurtell (1998) Nitrous oxide emissions from agricultural fields during winter and spring thaw as affected by management practices. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* **52**; 151-163.
- Wagner-Riddle C., Furon A., McLaughlin N.L., Lee I., Barbeau J., Jayasundra S., Parkin G., vonBertoldi P. & J. Warland (2007) Intensive measurement of nitrous oxide emissions from a corn-soybean-wheat rotation under two contrasting management systems over 5 years. *Global Change Biology* **13**; 1722-1736.
- Wang J. & L.R. Bakken (1997) Competition for nitrogen during decomposition of plant residues in soil: effect of spatial placement of N-rich and N-poor plant residues. *Soil Biology & Biochemistry* **29**; 153-162.

- Vermeulen G.D. & J Mosquera (2009) Soil, crop and emission responses to seasonal-controlled traffic in organic vegetable farming on loam soil. *Soil & Tillage Research* **102**; 126-134.
- Yamulki S. & S.C. Jarvis (2002) Short-term effects of tillage and compaction on nitrous oxide, nitric oxide, nitrogen dioxide, methane and carbon dioxide fluxes from grassland. *Biology and Fertility of Soils* **36**; 224-231.

9 Bilaga 1

Tabell 1. Uppmätt lustgas från odlad minerogen mark. Endast mätningar utförda minst 8 månader är medtagna.

Referens	Plats	Gröda	Kg N i handelsgödsel	Kg N ₂ O-N ha ⁻¹ år ⁻¹
Bronson and Mosier (1993)	Colorado, USA	Cereal	0	0,15
Ambus et al. (2001)	Sörö Danmark	Vårkorn	0	3,31
Henault et al. (1998)	Chalons, France	Raps	0	0,02
Kavdir et al. (2008)	Potsdam, Tyskland	Rågvete/ Raps/ Hampa	0	0,43
Kavdir et al. (2008)	Potsdam, Tyskland	Raps/ Råg/ Rågvete	0	0,52
Kaiser et al. (1998)	Timmerlah, Braunschweig, Germany	Höstvete/ Höstkorn/ Höstraps	0	1,11
Klemedtsson, data opublicerade	Mellby Sverige	Vårvete	0	2,00
Bronson and Mosier (1993)	Colorado, USA	Cereal	55	1,31
Wagner-Riddle et al. (1997)	Guelph, Ontario, Canada	Cereal	56	0,40
Klemedtsson, data opubl.	Logården Sverige	Vårvete	59	0,20
Wagner Riddle et al. (2007)	Ontario, Canada	Korn	75	3,70
Colbourn et al. (1984)	Oxfordshire, UK	Höstvete	70	1,83
Kavdir et al. (2008)	Potsdam, Tyskland	Rågvete/ Raps/ Hampa	75	0,98
Kavdir et al. (2008)	Potsdam, Tyskland	Raps/ Råg/ Rågvete	75	1,23
Ruser et al. (2001)	Munchen, Germany	Höstvete	90	2,70
Wagner Riddle et al. (2007)	Ontario, Canada	Höstvete	90	3,32
Kamp et al. (1998)	Munich, Germany	Cereal	100	4,55
Kaiser et al. (1998)	Timmerlah, Braunschweig, Germany	Höstvete/ Höstkorn/ Höstraps	100	1,15
Syväsalo et al. (2004)	Jokioinen, southern Finland	Vårkorn	100	3,70

Referens	Plats	Gröda	Kg N i handelsgödsel	Kg N ₂ O-N ha ⁻¹ år ⁻¹
Syväsalo et al. (2004)	Jokioinen, southern Finland	Vårkorn	100	4,40
Syväsalo et al. (2004)	Jokioinen, southern Finland	Vårkorn	100	3,70
Syväsalo et al. (2004)	Jokioinen, southern Finland	Vårkorn	100	7,50
Wagner Riddle et al. (1997)	Guelph, Ontario, Canada	Raps	100	3,80
Klemedtsson, data opubl.	Logården, Sverige	Vårvete	111	1,09
Klemedtsson, data opubl.	Mellby, Sverige	Vårvete	120	2,00
Klemedtsson, data opubl.	Mellby Sverige	Vårvete	120	2,00
Smith et al. (1998)	Midlothian, Scotland	Vårvete	120	0,80
Klemedtsson, data opubl.	Logården, Sverige	Vårvete	122	0,50
Kavdir et al. (2008)	Potsdam, Tyskland	Rågvete/ Raps/ Hampa	150	1,21
Kavdir et al. (2008)	Potsdam, Tyskland	Raps/ Råg/ Rågvete	150	2,23
Flessa et al. (1995)	Scheyern, S. Germany	vårvete	160	9,60
Flessa et al. (1995)	Scheyern, S. Germany	vårvete	160	16,80
Ruser et al. (2001)	Munchen, Germany	Höstvete	180	3,64
Smith et al. (1998)	Midlothian, Scotland	Höstvete	180	0,30
Kaiser et al. (1998)	Timmerlah, Braunschweig, Germany	Höstvete/ Höstkorn/ Höstraps	200	1,28

Tabell 2. Gräsmarker som inte har tillförst något annat kväve än atmosfäriskt nedfall och eventuell kvävefixering i marken, på detta saknas data. Endast mätningar utförda minst 8 månader är medtagna.

Författare	Område	Grästyp	Ev. skörd	N ₂ O-N ha ⁻¹ år ⁻¹ (anges ofta som ackumulerad under mätperioden)
Ryden (1983)	Berkshire, UK	Lolium perenne	4 ggr / år	-0,60
Velthof et al.	Lelystad,	Lolium	Skördas, men	0,50

Författare	Område	Grästyp	Ev. skörd	$N_2O-N \text{ ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ (anges ofta som ackumulerad under mätperioden)
(1996)	Netherlands	perenne	hur ofta?	
Velthof et al. (1996)	Lelystad, Netherlands	Lolium perenne	Skördas, men hur ofta?	1,00
Clayton et al. (1997)	Penicuik, Scotland	Lolium perenne	3 ggr / år till ensilage	0,04
Clayton et al. (1997)	Penicuik, Scotland	Lolium perenne	3 ggr / år till ensilage	0,26
McTaggart et al. (1997)	Penicuik, Scotland	Lolium perenne	3 ggr / år till ensilage	0,20
McTaggart et al. (1997)	Penicuik, Scotland	Lolium perenne	3 ggr / år till ensilage	0,25
Wagner-Riddle et al. (1997)	Guelph, Ontario, Canada	Kentucky bluegrass		0,30
Velthof et al. (1997)	Lelystad, Netherlands	Gräsmark	7 skördar / år	0,50
Corre et al. (1999)	Saskatchewan, Canada	Bromus inermis	-	0,04
Ruser et al. (2001)	Munich, Germany	Lolium perenne Festuca rubra	-	0,15
Flechard et al. (2007)	Bugacputza, Ungern	Ursprungligt gräslandskap, halvtorr	-	1,20
Flechard et al. (2007)	Bugacputza, Ungern	Ursprungligt gräslandskap, halvtorr	-	0,80
Flechard et al. (2007)	Bugacputza, Ungern	Ursprungligt gräslandskap, halvtorr	-	0,70
Flechard et al. (2007)	Easter Bush, UK	Lolium perenne	-	0,33
Flechard et al. (2007)	Easter Bush, UK	Lolium perenne	-	0,18
Flechard et al. (2007)	Easter Bush, UK	Lolium perenne	-	0,39
Flechard et al. (2007)	Oensingen, Schweiz	Gräs-klöverblandning >30 arter	-	-0,10

Författare	Område	Grästyp	Ev. skörd	$\text{N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{år}^{-1}$ (anges ofta som ackumulerad under mätperioden)
Flechar et al. (2007)	Oensingen, Schweiz	Gräs-klöverblandning >30 arter	-	-0,50
Flechar et al. (2007)	Oensingen, Schweiz	Gräs-klöverblandning >30 arter	-	0,20
			Medelvärde	0,29
			Standard error	0,10

10 Litteraturlista för Bilaga 1

- Ambus P., Jensen J.M. Priemé A., Pilegaard K. & A. Kjøller (2001) Assessment of CH₄ and N₂O fluxes in a Danish beech (*Fagus sylvatica*) forest and an adjacent N-fertilised barley (*Hordeum vulgare*) field: effects of sewage sludge amendments. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* **60**: 15-21.
- Bronson K.F. & A.R. Mosier (1993) Nitrous oxide emissions and methane consumption in wheat and corn-cropped systems in northeastern Colorado. In *Agricultural Ecosystems Effects on Trace Gases and Global Climate Change*, ASA Special publication number 55. ISBN 0-89118-113-X.
- Clayton H., McTaggart I.P., Parker J., Swan L. & K.A. Smith (1997) Nitrous oxide emissions from fertilised grassland: a 2-year study of the effects of N fertiliser form and environmental conditions. *Biol. Fertil. Soils* **25**: 252-260.
- Colbourn P., Iqbal M.M. & I.W. Harper (1984) Estimation of the total gaseous nitrogen losses from clay soils under laboratory and field conditions, *Journal of Soil Science* **35**: 11-22.
- Corre M.D., Pennock D.J., Van Kessel C. & D.K. Elliott. (1999) Estimation of annual nitrous oxide emissions from a transitional grassland-forest region in Saskatchewan, Canada. *Biogeochemistry* **44**: 29-49.
- Flechar C.R., Ambus P., Skiba U., Rees R.M., Hensen A., van Amstel A., van den Pol-van Dasselaar A., Soussana J.-F., Jones M., Clifton-Brown J., Raschi A., Horvath L., Neftel A., Jocher M., Ammann C., Leifeld J., Fuhrer J., Calanca P., Thalman E., Pilegaard K., Di Marco C., Campbell C., Nemitz E., Hargreaves K.J., Levy P.E., Ball B.C., Jones S.K., van de Bulk W.C.M., Groot T., Blom M., Domingues R., Kasper G., Allard V., Ceschia E., Cellier P., Laville P., Henault C., Bizouard F., Abdalla M., Williams M., Baronti S., Berretti F. & B. Grosz (2007) Effects of climate and management intensity on nitrous oxide emissions in grassland systems across Europe. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **121**: 135-152.
- Flessa H., Dörsch P. & F. Beese (1995) Seasonal variation of N₂O and CH₄ fluxes in differently managed arable soils in southern Germany. *Journal of Geophysical Research* **100**: 23115-23124.
- Henault C., Devis X., Page S., Justes E., Reau R. & J.C. Germon (1998) Nitrous oxide emissions under different soil and land management conditions. *Biol. Fertil. Soils* **26**: 199-207.
- Kaiser E.-A., Kohrs K., Kücke M., Schnug E., Heinemeyer O. & J.C. Munch (1998) Nitrous oxide release from arable soil: importance of N-fertilization, crops and temporal variation. *Soil Biol. Biochem.* **30**: 1553-1563.

- Kamp T., Steindl H., Hantschel R.E., Beese F. & J.-C. Munch (1998) Nitrous oxide emissions from a fallow and wheat field as affected by increased soil temperatures. *Biol. Fertil. Soils* **27**: 307-314.
- Kavdir Y., Hellebrand H.J. & J. Kern (2008) Seasonal variations of nitrous oxide emissions in relation to nitrogen fertilization and energy crop types in sandy soil. *Soil & Tillage Research* **98**: 175-186.
- McTaggart I.P., Clayton H., Parker J., Swan L. & K.A. Smith (1997) Nitrous oxide emissions from grassland and spring barley, following N fertiliser application with and without nitrification inhibitors. *Biol. Fertil. Soils* **25**: 261-268.
- Ruser R., Flessa H., Schilling R., Beese F. & J.C. Munch (2001) Effects of crop-specific field management and N fertilisation on N₂O emissions from a fine-loamy soil. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* **59**: 177-191.
- Ryden J.C. (1983) Denitrification loss from a grassland soil in the field receiving different rates of nitrogen as ammonium nitrate. *Journal of Soil Science* **34**: 355-365
- Smith K.A., McTaggart I.P., Dobbie K.E. & F. Conen (1998) Emissions of N₂O from Scottish agricultural soils, as a function of fertilizer N. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* **52**: 123-130.
- Syväsalo E., Regina K., Philatie M. & M. Esala (2004) Emissions of nitrous oxide from boreal agricultural clay and loamy sand soils. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* **69**: 155-165.
- Wagner-Riddle C., Thurtell G.W., Kidd G.K., Beauchamp E.G. & R. Sweetman (1997) Estimates of nitrous oxide emissions from agricultural fields over 28 months. *Can. J. Soil Sci.* **77**: 135-144.
- Wagner-Riddle C., Furon A., McLaughlin N.L., Lee I., Barbeau J., Jayasundra S., Parkin G., vonBertoldi P. & J. Warland (2007) Intensive measurement of nitrous oxide emissions from a corn-soybean-wheat rotation under two contrasting management systems over 5 years. *Global Change Biology* **13**: 1722-1736.
- Velthof G.L., Brader A.B. & O. Oenema (1996) Seasonal variations in nitrous oxide losses from managed grasslands in The Netherlands. *Plant and Soil* **181**: 263-274.
- Velthof G.L., Oenema O., Postma R. & M. L. Van Beusichem (1997) Effects of type and amount of applied nitrogen fertilizer on nitrous oxide fluxes from intensively managed grassland. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* **46**: 257-267.



Vårt mål – en smartare energianvändning

Energimyndigheten är en statlig myndighet som arbetar för ett tryggt, miljövänligt och effektivt energisystem. Genom internationellt samarbete och engagemang kan vi bidra till att nå klimatmålen.

Myndigheten finansierar forskning och utveckling av ny energiteknik. Vi går aktivt in med stöd till affärsidéer och innovationer som kan leda till nya företag.

Vi visar också svenska hushåll och företag vägen till en smartare energianvändning.

Alla rapporter från Energimyndigheten finns tillgängliga på myndighetens webbplats

