
Rapport SGC 117

Livscykelinventering för biogas som fordonsbränsle

©Svenskt Gastekniskt Center - Juni 2001

Mikael Nilsson
Kalmar högskola
Del 1

Marita Linné, Anders Dahl
Biomil AB
Del 2

Rapport SGC 117 ISSN 1102-7371 ISRN SGC-R-117-SE

SGC:s FÖRORD

FUD-projekt inom Svenskt Gastekniskt Center AB avrapporteras normalt i rapporter som är fritt tillgängliga för envar intresserad.

SGC svarar för utgivningen av rapporterna medan uppdragstagarna för respektive projekt eller rapportförfattarna svarar för rapporternas innehåll. Den som utnyttjar eventuella beskrivningar, resultat e dyl i rapporterna gör detta helt på eget ansvar. Delar av rapport får återges med angivande av källan.

En förteckning över hittills utgivna SGC-rapporter finns på SGC´s hemsida www.sgc.se .

Svenskt Gastekniskt Center AB (SGC) är ett samarbetsorgan för företag verksamma inom energigasområdet. Dess främsta uppgift är att samordna och effektivisera intressenternas insatser inom områdena forskning, utveckling och demonstration (FUD). SGC har följande delägare: Svenska Gasföreningen, Sydgas AB, Sydkraft AB, Göteborg Energi AB, Lunds Energi AB och Öresundskraft AB.

Följande parter har gjort det möjligt att genomföra detta utvecklingsprojekt:

Sydgas AB
Öresundskraft AB
Lunds Energi AB
Göteborg Energi AB
Birka Värme AB
Vattenfall Naturgas AB
Svenska Gasföreningen
Linköping Biogas AB
NSR AB
SYSAV AB
RVF
Statens Energimyndighet

SVENSKT GASTEKNISKT CENTER AB

Johan Rietz

FÖRORD

Föreliggande rapport består av två delar. Del 1 är ett examensarbete utfört vid Högskolan i Kalmar, ”LCI för biogas som fordonsbränsle – en systemstudie”. Studien är en begränsad livscykelanalys som fokuserar på produktion av biogas för fordonsdrift i två olika scenarier. Det ena behandlar produktionen vid Kalmar biogasanläggning under 1999 medan det andra är ett framtidsscenario. Resultaten visar att biogas och andra biobaserade drivmedel har stora miljöfördelar jämfört med fossila alternativ. Känslighetsanalysen som genomförs i rapporten visar också på att en miljömässigt viktig parameter vid framställning av biogas till fordonsbränsle är metanförlusterna från uppgraderingen.

Rapporten har därför kompletterats med del 2 där BioMil AB har beräknat effekterna på metanförlusten och effektförbrukningen vid olika krav på reningsgrad i produktgasen. Beräkningarna görs för den i Sverige vanligaste uppgraderingsmetoden som är absorption av koldioxid i vatten vid förhöjt tryck. Resultatet från dessa beräkningar används sedan som indata till de beräkningsfall som används i examensarbetet, för att beräkna hur växthuspotentialen vid drift av lätta fordon påverkas av olika metanförluster i uppgraderingen.

DEL 1

Innehållsförteckning

1. Inledning	1
1.1 Vad är livscykelinventering (LCI)?	2
1.2 Syfte	2
1.3 Systemgränser	2
1.4 Vad är biogas?	3
1.5 Biogas för fordonsdrift	3
1.6 Kalmar biogasanläggning	5
2. Beskrivning och definitioner	6
2.1 Substrat	6
2.2 Transporter	6
2.3 Röttningsprocess	6
2.4 Uppgraderingsprocess	7
3. Systemgränser och förutsättningar	9
3.1 Allmänna	9
3.2 Specifika för <i>Scenario 1</i>	11
3.3 Specifika för <i>Scenario 2</i>	11
4. Inventering	12
4.1 Substrat	12
4.2 Transporter	12
4.3 Framställningsprocesser	14
4.4 Uppgradering och trycksättning	18
4.5 Tankning och slutanvändare	19
5. Jämförelse med andra drivmedel	21
6. Resultat	22
6.1 Biogas, produktion	23
6.2 Jämförelser mellan samtliga betraktade bränslen	24
7. Känslighetsanalys, <i>scenario 2</i>	31
8. Diskussion	33
9. Referenser	35

1. Inledning

Kan man köra sin bil på sopor och gödsel? Ja, åtminstone indirekt, organiskt material av alla de slag kan med rätt behandling ge ett funktionellt drivmedel; biogas. Dessutom finns alla näringsämnen från materialet kvar i restprodukten och kan återföras till marken.

Idag är biogaskonceptet fortfarande långt ifrån färdigutvecklat. Framställningsprocesser och biogasfordon utvecklas kontinuerligt. Att biogas har en stor framtid synes uppenbart i skenet av ett ökat miljöintresse och engagemang hos allmänheten samt miljöprofilering bland företag och myndigheter. Dessutom spelar den lagstadgade framtiden på avfallsområdet biogasproducenterna i händerna.

Vid millennieskiftet infördes skatt på deponering av avfall, år 2002 blir det förbjudet att deponera utsorterat brännbart material och år 2005 införs förbud mot att lägga organiskt avfall på deponi. Detta är en fördel för biogasproducenterna, inte minst ur ekonomisk synvinkel. Hittills har rötbart material från lantbruket ofta "lånats ut" till biogasanläggningar som stått för alla transporter. Organiskt avfall från industrier tas i dagsläget ofta omhand mot bara en blygsam ersättning.

För att biogaskonceptets fulla potential skall utnyttjas bör restprodukten, rötresten, från produktionen återgå till åkermark och därmed sluta det biologiska kretsloppet. Berörda parter, såsom lantbrukare och konsumenter, är i dagsläget ofta osäkra på rötrestens egenskaper och har därför en restriktiv attityd gentemot densamma. En förutsättning för att uppnå en användbar rötrest är korrekt avfallssortering vilket innebär att avfallsalstrarna spelar en betydande roll i systemet. Miljön har mycket att vinna på att kvaliteten på rötresten är hög. Acceptans för rötresten kan (med rätta) bara vinnas med en kvalitativ produkt.

Ett attraktivt användningsområde för biogas är som drivmedel. Biogas har rankats som det miljömässigt bästa biobaserade alternativbränslet i jämförelse med bl.a. etanol, metanol och rapsmetylester (RME) (SOU 1996:184).

Det är lätt att förledas tro att bränslen som biogas, etanol m.fl. är helt koldioxidneutrala, dvs. inte ger nettotillskott av växthusgasen koldioxid. Detta kan vara sant så länge man bara ser till fordonets förbränning. Ett mer korrekt tillvägagångssätt för att bedöma ett drivmedel (eller andra produkter) är att studera det ur ett livscykelperspektiv. Då ingår alla de operationer och processer som slutligen resulterar i att fordonet kan transporteras. Vid framställning av biogas krävs frakt av material, el för röttnings- och tankningsprocessen mm. Dessa operationer har ofta utförts med stöd av fossila bränslen och därmed är biogasens koldioxidneutralitet inte så obestridlig.

Den kanske mest betydelsefulla och spektakulära emissionen från biogasens livscykel är bränslet självt; metan. Metan är nämligen, sett ur ett 100-års perspektiv, en växthusgas drygt 20-faldigt starkare än koldioxid (Uppenberg S. och Lindfors L-G., 1999).

Är biogas överhuvudtaget ett miljömässigt bra val? Är det fortfarande det bästa alternativbränslet, och hur ser framtiden ut?

1.1 Vad är livscykelinventering (LCI)?

En LCI är en begränsad LCA (Livscykelanalys). I en LCA analyseras och värderas den studerade varans miljöpåverkan under hela dess livscykel – ”från vaggan till graven”. Målet är att presentera en produkts totala miljöpåverkan på ett lättöverskådligt sätt som bas för beslut vid t.ex. val av olika alternativ. ISO (International Standard Organisation) har kommit långt med att formellt fastslå en struktur. En LCA innehåller enligt ISO's struktur fyra faser.

1. *Måldefinition*. Anger vilket syfte analysen har. Olika antaganden och avgränsningar som gjorts skall anges här. En viktig del är definitionen av en funktionell enhet (t.ex. ”1 MJ bränsle i fordonstank”). Alla resultat hänförs sedan till denna enhet.

2. *Inventering*. Beskrivning av miljöpåverkan i form av resursförbrukning och emissioner i kvantitativa termer.

3. *Miljöpåverkansbeskrivning*. Sammanställning av informationen från fas 2. Bl.a. viktas likartade (ur miljösynpunkt) emissioner ihop till ekvivalenter.

4. *Resultattolkning*. Underlaget från de tidigare stegen används för att tolka och beskriva resultatet. Här görs jämförelsen mellan olika alternativ.

Eftersom LCA/LCI ofta behandlar komplexa system och som regel innehåller vissa uppskattningar och antaganden kan man sällan betrakta LCA/LCI som en rent naturvetenskaplig metod utan snarare en ingenjörskonst som pekar ut en ”kompassriktning”.

En LCI innehåller fas 1 och 2. Föreliggande rapport är en LCI med tillägg av vissa moment ur fas 3 och 4.

1.2 Syfte

Huvudsyftet med inventeringen är att undersöka utsläpp av reglerade emissioner från biogasproduktion och efterföljande fordonsanvändning (livscykelinventering) i två kronologiskt separerade scenarier. *Scenario 1* använder i möjligaste mån faktiska förhållanden för drivmedelsproduktionen på Kalmar Biogasanläggning och fordonsanvändning år 1999. *Scenario 2* är en prognos över drivmedelsproduktion inom Kalmar kommun och fordonsanvändning år 2008.

Inventeringen skall leda fram till fakta och slutsatser om biogasens miljöpåverkan under sin livscykel, dels i dagsläget och dels med framtida förutsättningar. Dessutom ingår en jämförelse med motsvarande data för publicerade data för andra drivmedel (bensin, diesel, etanol och naturgas).

Att Kalmar kommun valdes som studieobjekt beror på att den anses vara en typisk svensk kommun med möjligheter att använda lokalt alstrat material som biogasråvara. Resultaten bör kunna ses som en användbar fingervisning för ett flertal svenska kommuner.

1.3 Systemgränser

Den ultimata LCA/LCI:n har systemgränser som innefattar alla processer från det att material och energi extraheras ur bio- eller geofär fram till dess slutliga destination. En sådan studie låter sig dessvärre inte göras inom rimliga tidsramar. En vedertagen gräns för att en operation i livscykeln kan försummas är om den påverkar slutresultatet mindre än en procent (Blinge M., 2000). Detta medför att t.ex. en hamn, vars konstruktions- och underhållspåverkan egentligen bör fördelas på allt gods som lastas och lossas i hamnen, kan försummas. Fördelas

hamnens miljöpåverkan på t.ex. samtliga kg gods blir den troligtvis försvinnande liten för vart och ett av dem.

Föreliggande inventering omfattar inte miljöpåverkan från produktion av maskiner, anläggningar och infrastruktur. Den innefattar endast emissioner till luft och är koncentrerad till de enligt lag reglerade emissionerna CO, HC, NO_x och partiklar (lagreglerade för dieselfordon). Även CO₂ och SO_x ingår helt eller delvis. Eftersom metan är ett kolväte med från kolvätegruppen avvikande egenskaper (ogiftigt men en mycket potent växthusgas), har metanemissionerna i möjligaste mån redovisats för sig. Studien baseras på svenska förutsättningar vad gäller produktion och distribution av de olika drivmedlen. Påverkan från uppvärmning av lokaler, belysning, övervakning mm. ingår inte, inte heller berörd personals eventuella inverkan.

Som funktionell enhet används energi och emissioner per 1 MJ producerat bränsle till fordonstank alternativt per 1 MJ bränsle producerat och använt i fordon. Ingen allokering är utförd i ursprungsfallet.

Inga egna praktiska försök ingår i arbetet. Vad som aktivt beräknats är biogasproduktionens livscykel i två scenarier utifrån insamlad information. Resterande data har hämtats från befintliga rapporter, eventuellt med vissa omräkningar.

Se kapitel 3 för mer detaljerade avgränsningar.

1.4 Vad är biogas?

I Nationalencyklopedin uppges biogas vara ”den gas som bildas när organiskt material, som gödsel, avföring, avloppsvatten från industrier, slam från reningsverk, hushållsavfall och växter, bryts ner av metanproducerande bakterier under anaeroba förhållanden”.

Nedbrytningen (rötningen) utförs av en rad specialiserade bakteriegrupper. Skillnaden mellan anaerob (syrefri) jämfört med aerob (med syre) nedbrytning är bl.a. att ytterst lite värme avges, energin binds istället i den metangas som produceras.

Obehandlad biogas innehåller metan till ca. 2/3. Resten är koldioxid samt låga halter av bl.a. svavelväte och vattenånga. Metanhalten kan dock variera mellan 45-85 % beroende på ursprung. Det är metan som är den energirika delen med ett energivärde på 9,81 kWh/Nm³ och densitet på 0,717 kg/Nm³ (Nm³= Normalkubikmeter, dvs. vid 0°C och 1 atm. tryck).

1.5 Biogas för fordonsdrift

Biogas är lämpligt som energibärare i fordon av flera skäl. Det är biobaserad energi med hög energikvalitet (exergi). Vi måste betänka att 1 kWh el är betydligt mer användbart (högre exergi) än vatten med 1 kWh värmeinhåll. 1 kWh el kan användas till en mängd applikationer (bl.a. till att värma vatten) medan varmvattnet endast kan användas till uppvärmning. Således ger inte alltid data om energiinhåll hela sanningen i en jämförelse. Energi kan inte förbrukas men energikvaliteten kan minska vid energiomvandlingar. Värmeproduktion är det enklaste och vanligaste användningsområdet för biogas i Sverige. (Norin E., 1998).



Figur 1. Exempel på biogasdrivna fordon. Här vid biogasmacken i Kalmar.

En annan fördel med biogas som fordonsbränsle är att behovet är förhållandevis jämnt över året. Biogasen produceras kontinuerligt och lagring kan endast ske i begränsad omfattning. Om biogas används för uppvärmningsändamål kan problem med avsättning uppstå under sommarhalvåret (Brolin L. *et al.*, 1995).

Biogasens främsta fördel jämfört med bensin och dieseldrift är att det är biobaserat och därmed förnyelsebart. Bland de tekniska fördelarna kan nämnas högre säkerhet, tystare gång, bättre startegenskaper och mycket låga utsläpp av luftföroreningar (Norin E., 1998). Biogas fick av alternativbränsleutredningen högst miljöbetyg av samtliga jämförda alternativbränslen (SOU 1996:184).

En allmän ståndpunkt är att biogasens miljöfördelar främst kommer till sin rätt om den används som dieslersättning i tätorter. Detta bl.a. pga. minskade utsläpp av partiklar och kväveoxider (Englund S. och Kärrmarck U., 1998).

Biogas används i ottomotorer och lagras på fordonen i tankar av stål, aluminium eller kompositmaterial. På bussar placeras tankarna vanligen på taket eller under golvet, på personbilar tas oftast bagageutrymmet i anspråk. Tekniken går mot att integrera tankarna i bilens kaross och därmed syns ingen egentlig interiör skillnad mot ett "vanligt" fordon. Eftersom energitätheten i biogas är förhållandevis låg komprimeras gas med hjälp av en kompressor. Gasen håller ca. 250 bars övertryck i gaslagret och ca. 200 i fordonstanken. Trots detta tryck (200 bar) har gasen lägre energiinnehåll (per volymenhet) än både bensin och diesel (Brolin L. *et al.*, 1995).

Säkerhetsmässigt är biogasdrift jämförbart med dieseldrift och säkrare än bensindrift. Bränslesystemet är dimensionerat med stora säkerhetsmarginaler. En fördel med biogas är att den har lägre densitet än luft och risken för explosiva gasansamlingar vid läckage är därmed liten (Lothigius J., 1997).

För att förhindra kondensation av vatten i lagringstankarna skall biogasen enligt kvalitetspecifikation från Svenskt Gastekniskt Center AB hålla en tryckvattendaggpunkt på 5°C under lägsta månadsvisa dygnsmedeltemperatur. Kvalitetspecifikationen anger också att gasen skall odöriseras så att en gasblandning med luft som uppgår till högst 20 % av undre brännbarhetsgränsen kan uppfattas av en person med normalt luktsinne. Odörisering görs för att eventuella läckage skall uppmärksammas (Maltesson HÅ., 1997).

Merkostnaden för inköp av biogasfordon är (1997) i storleksordningen 5-10 % jämfört med standardversionen (Norin E., 1998).

Biogas jämfört med bensen:

Biogasens höga oktantal (ren metan har ett oktantal på 130) medger högre kompressionsförhållande och högre verkningsgrad än för bensindrivna ottomotorer. Den ökade vikten som gastankar innebär medför dock att energiförbrukningen blir densamma (Brolin L. *et al.*, 1995).

Biogas jämfört med diesel:

Kompressionen är lägre än för dieselmotorer vilket är en av anledningarna till förhöjd energiförbrukning då biogas ersätter diesel, totalt ca 20 % högre energiåtgång. Andra nackdelar är lägre toppeffekt och eventuellt lägre moment vid höga varv. Biogasens fördelar är framförallt lägre bullernivå och avgasemissioner (Brolin L. *et al.*, 1995).

Bussflottor och liknande som ofta står uppställda över natten under organiserade former kan med fördel nyttja s.k. långsamtankning vilket innebär att kompressorn arbetar direkt mot fordonets gastankar och höjer på några timmar trycket i tankarna till arbetsstryck. Den andra varianten av tankning är snabbtankning då fordonen tankas från ett högtryckslager med ett tryck på 50-100 bar över fordonets tanktryck. Med snabbtankning blir tanktiderna jämförbara med konventionell bensen- eller dieseltankning.

Om biogasen skall användas som fordonsdrivmedel måste en stor del koldioxid och andra biprodukter avlägsnas (se kapitel 2.4) men om gasen skall användas för uppvärmningsändamål behövs oftast ingen särskild gasbehandling.

1.6 Kalmar Biogasanläggning

Kalmar kommuns biogasanläggning är lokaliserad till Tegelviken där också avloppsreningsverket är beläget. Kalmars reningsverk är dimensionerat för 130000 personekvivalenter vilket innebär en ganska kraftig överdimensionering av bl.a. röt-kammarkapacitet. Kommunen valde att frigöra en av de två röt-kamrarna till förmån för externa substrat och 1998 driftsattes och slutbesiktigades anläggningen. I båda röt-kamrarna används idag termofil (ca. 55 °C) process, tidigare var den mesofil (ca. 35 °C). Den producerade gasen leds till en gemensam gasklocka. Gasen utnyttjas som drivmedel för fordon, intern uppvärmning samt uppvärmning på Länsjukhuset. Då gasen av någon anledning inte kan förbrukas förbränns, ”facklas”, överskottsgasen på anläggningen.

2. Beskrivning och definitioner

2.1 Substrat

Allt organiskt material kan rötas, dock med lite olika resultat. Materialet som rötas benämns ofta substrat. Det delas främst in efter torrsubstanshalt (TS-halt) och organiskt innehåll (VS-halt). Både TS och VS brukar anges i viktsprocent. TS-halten varierar mycket mellan olika substrat, från ett par procent i avloppsslam till upp emot 90 % i halm. Skillnaden mellan VS-halt per TS-halt för olika substrat är oftast mindre, vanliga värden är mellan 70-95 %. Inte all VS bryts ner till metan i en biogasanläggning. Vissa partiklar är stora och/eller svårnedbrytbara. För avloppsslam räknar man med att drygt 50 % av VS blir metan i en rötningsanläggning och för andra substrat ligger siffran vanligen kring 80-90 % (Olsson L-E., 2000 och Linné M., 2000).

Hädanefter används uttrycket *externa substrat* för de substrat som aktivt hämtas hos gård/hushåll/industri etc. och vars huvudsakliga uppgift anses vara att producera biogas. Avloppsslam är i enlighet med ovanstående inget externt substrat.

2.2 Transporter

De transporter som är aktuella i föreliggande rapport är transport av substrat från gård/industri/hushåll etc. till rötningsanläggningen.

2.3 Rötningsprocess

Anaerob nedbrytning av organiskt material sker genom en hel rad steg där skilda bakteriestammar verkar. Nedbrytningen är långsammare än aerob dito. Vid en aerob process är slutprodukten till stor del slam och värme medan en anaerob process ger främst metan och koldioxid. Energin binds till mycket stor del in i metangasen istället för att avgå som värme. Detta får till följd att värme oftast måste tillföras rötningen för att önskad behandlingstemperatur skall kunna bibehållas.

Avfall är en komplex blandning av kolhydrater, protein, fett mm. Nedbrytningen av kolhydrat ger proportionellt sett lika många molekyler av vardera metan och koldioxid, medan fett och protein ger större andel metan. Således beror biogasens sammansättning på råvarans dito. Principiellt kan den anaeroba processen delas in i tre steg:

1. **Hydrolys.** Sönderdelning av sammansatta organiska föreningar.
 2. **Syrabildning.** Omvandling till fettsyror
 3. **Metanbildning.** Metanbildning ur fettsyror
- Olika bakteriegrupper ombesörjer de olika stegen.
(Eriksson A, 1991).

De fundamentala faktorer som begränsar rötningskapaciteten är de anaeroba bakteriernas långsamma tillväxt, olika pH-behov och temperaturoptimum. Olika rötningsystem har olika lösningar för att komma runt dessa problem. Dessutom måste man hela tiden beakta energiaspekten dvs. eftersträva energieffektivitet.

En rötningsanläggnings **belastning** anger hur mycket organiskt material som tillförs en process per tidsenhet. Anges vanligen som organisk belastning (t.ex. 2 kg organisk substans/m³ rötchammare och dygn).

Upphållstiden anger den genomsnittliga behandlingstiden för substratet i processen.

Det finns många sätt att dela in rötningsteknikerna på. Utgår man från den mikrobiologiska processen kan man dela in systemen i **mesofila** och **termofila**.

Termofil rötning innebär en snabbare process men den kan vara mer svårstyrd. Mer energi krävs för uppvärmning. Värmeväxlare behövs för energihushållning, annars går 30-40 % av producerad energi åt för processenergi (pumpar, omrörning och uppvärmning). Med värmeväxlare kan siffran sänkas till 15 %. Ett annat sätt att dela upp processerna är om de sker i ett eller i flera steg: **enstegs-** respektive **tvåstegs**rötning. Fördelen med att dela upp processen är att man kan ge varje bakteriegrupp optimala förhållanden vad gäller pH, temperatur osv. Processerna kan vidare indelas efter **kontinuerlig** respektive **satsvis** rötning och efter om rötchammaren är **totalomblandad** eller har **pluggflöde**. Utgår man från vilken TS-halt substratet håller, delar man in processen i **torrötning** (TS ca 30-40 %) respektive **våtrötning** (Eriksson A, 1991).

Det rötade materialet som tas ut ur rötchammaren och förs till rötrestlagret innehåller vissa delar som ej är fullt nedbrutna och därför kan processen fortsätta en tid. Den biogas som produceras kan, beroende på processtyp, uppgå till 10-20 % av den totala gasvolymen (Dalemo M. och Svingby M., 1998). Gasen kan samlas upp och återföras till det normala gasflödet.

2.4 Uppgraderingsprocess

Den gas som lämnar rötchammaren kallas ofta rågas och består huvudsakligen av metan och koldioxid. Vissa processer, parallella med metanbildningen, ger tillskott av diverse biprodukter. Framförallt är det vattenånga, svavelväten, vätgas och ammoniak som löst sig i gasen men även spår av kvävgas och syrgas kan förekomma. Innan gasen används som drivmedel måste dessa biprodukterna avlägsnas. Föroreningarna kan bidra till korrosion och vatten kan dessutom orsaka isproppar. Minst lika viktigt som att uppgradera gasen av förbränningstekniska skäl är att öka energitätheten (metanhalten).

Det finns i dagsläget ett antal processtekniker för att uppgradera rågasen. De kan delas in i följande huvudkategorier:

- **Absorptionsmetoder** – *kemisk* eller *fysikalisk*
- **Adsorptionsmetoder** – *kemisk* eller *fysikalisk*
- **Membranmetoder**
- **Kryogena metoder**

För att uppnå önskat behandlingsresultat kombineras ofta 2-3 olika tekniker, exempelvis en vattenskrubber (absorption) för att ta bort koldioxid följt av en PSA (Pressure Swing Adsorption) för att avlägsna vatten. Nedan beskrivs några vanliga uppgraderingsmetoder.

Absorptionsmetoder

Fysikalisk absorption

Vid fysikalisk absorption löser sig gas i en vätska utan kemiska reaktioner.

Absorptionsvätskor används i vilka svavelväte, ammoniak och koldioxid har bättre

lösningförmåga än metan. De två intressantaste vätskorna i detta sammanhang är vatten samt selexol (dimetyleterblandning).

Tryckvattenabsorption (TVA) är den äldsta och samtidigt en av de vanligaste uppgraderingsteknikerna. Den har fördelen av att förutom koldioxid även avskilja svavelväte, ammoniak och eventuella partiklar. Metanhalten i gas renad med TVA är ofta så hög som 97-99 % och svavelhalten är normalt <5 ppm. Den behandlade gasen är vattenmättad och behöver torkas.



Figur 2. Utrustning för tryckvattenabsorption av biogas.

Metanförlusten vid TVA kan vara så hög som 10 % vid enkla processutformningar då ekonomi prioriteras före låga metanförluster. Moderna svenska anläggningar (uppförda 1996) beräknas ha metanförluster <<2 % (Maltesson HÅ., 1997). Om inte all gas skall behandlas kan metanförlusten helt elimineras genom att det gasmättade processvattnet får frigöra sina gaser i gasflöde för obehandlad gas (Rahm L. *et al.*, 1997). Torkning kan ske med olika medel, vanligtvis aluminiumbaserade zeoliter eller kiselgel.

I selexol löser sig både koldioxid, svavelväten och ammoniak bättre än i vatten. Detta medför dock samtidigt att regenerering av selexol är besvärligare. I en selexolanläggning kan metanhalter >99 % uppnås. Anläggningarna för TVA och selexol utformas på liknande sätt (Vågdahl K., 1999).

Adsorptionsmetoder

Fysikalisk adsorption

Vid fysikalisk adsorption separeras gaser genom att de binds till ytan av ett adsorptionsmaterial med olika attraktionskraft.

Kolmolekylsikt (PSA) nyttjar ett kolbaserat packningsmaterial med stor specifik yta och enhetlig porstorlek. Detta innebär att gaserna även separeras beroende av molekylstorlek. PSA kan användas för att avskilja koldioxid, svavelväte, ammoniak och vatten. Adsorptionen sker under tryck (5-10 bar) i en kolonn. Regenerering av packmaterialet sker genom

trycksänkning, därav namnet PSA (Pressure Swing Adsorption). Eftersom även vatten avskiljs föreligger normalt inget behov av ytterligare behandling. Metanhalter på 98-99 % och metanförsluster på <2 % anges möjliga att uppnå med PSA-teknik (Maltesson HÅ., 1997).

3. Systemgränser och förutsättningar

3.1 Allmänna

Föreliggande arbete redovisar två livscykelinventeringar för biogas:

Scenario 1: i möjligaste mån faktiska förhållanden för drivmedelsproduktionen vid Kalmar Biogasanläggning och fordonsanvändning år 1999.

Scenario 2: en prognos över drivmedelsproduktion inom Kalmar kommun och fordonsanvändning år 2008.

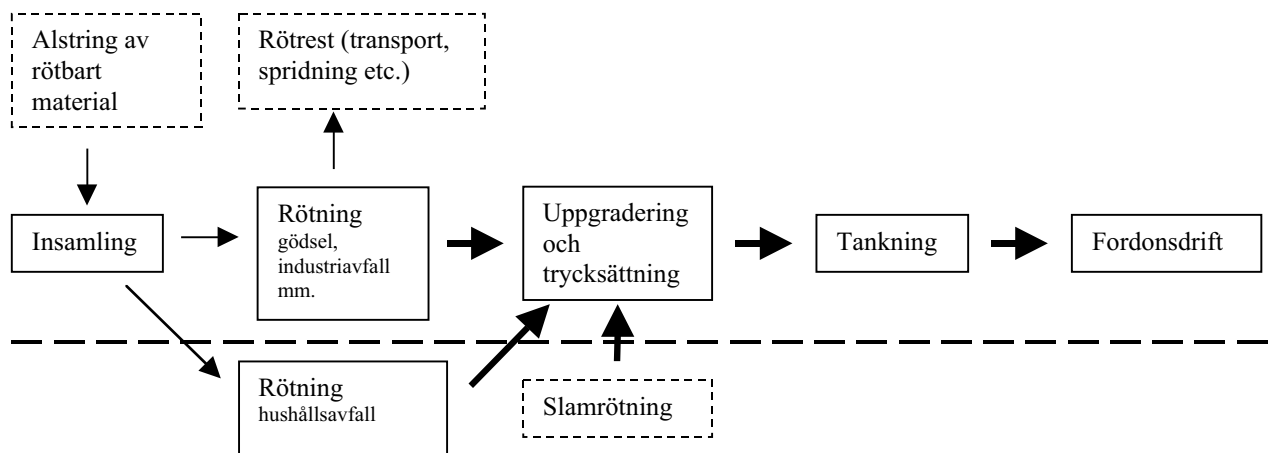
Fordonen antas i *scenario 1* vara ett genomsnittligt fordon med hänsyn till fordonsparkens sammansättning förutom för fordon drivna med biogas, naturgas och etanol. I *scenario 2* antas samtliga fordon representera det aktuella årets modell.

De flesta värden är angivna något avrundade, både med tanke på läsbarheten och att ingångsdata ofta är uppskattningar och syftningar med risk för viss avvikelse gentemot verkligheten.

Övergripande omfattar systemet:

1. hämtning av substrat,
2. rötning (malning, omrörning, uppvärmning, pumpning mm.),
3. uppgradering,
4. trycksättning,
5. tankning,
6. slutanvändning (fordonsdrift).

Externa substrat följs fr.o.m. hämtningen vid gård/industri/hushåll etc. t.o.m. rötrestlagret. Rötresten betraktas såsom användbar biprodukt vilket medför att då den lämnar anläggningen belastas dess vidare användning (odling etc.) till 100 %, detta i enlighet med Blinge M., (1996). Föreliggande rapport gör ingen allokering (av energi eller emissioner) på rötresten, dels eftersom rötrestens frånfälle inte innebär någon nämnvärd förlust av energi och dels eftersom transporten av rötrest inte belastar biogasproduktionen. Om man ponerar att rötrestens transport ingår i det betraktade systemet innebär det endast en liten ökning av energibehovet, mindre än en procent. Eftersom det handlar om dieseldrivet transportfordon ökar dock den fossila CO₂- och NO_x-posten förhållandevis mycket (ca 20 respektive 50 %). Detta totalt sett på *scenario 2* (se kapitel 7).



Figur 3. Övergripande skiss över studerat system. Boxar med heldragen linje belastar drivmedelsproduktionen. Den streckade linjen anger separerade rötsystem. Hushållsavfall och slam rötas tillsammans (scenario 2) och ger en separat rötrest som kan undanhållas åkermark. Gasen från slamrötning betraktas såsom ”gratis”. Feta pilar visar flöde av gas.

Biogasproduktionen är förlagd till Kalmar kommun. Samtliga substrat alstras inom kommunen.

Gas från deponigasanläggningar anses pga. höga föroreningshalter inte vara ett realistiskt fordonbränslealternativ (Nordberg Å. *et al.*, 1998).

De flesta av substraten genereras oberoende av om rötning sker eller inte. Detta gör det rimligt att även utöka systemet med de effekter som erhålls genom att alternativ behandling utförs. Hushållsavfall kan t.ex. ha en alternativ användning som värmekälla i förbränningsanläggningar. En sådan utökning medför dock en orimligt stor arbetsinsats och har därför avgränsats (dessutom existerar det inte någon sopförbränningsanläggning inom kommunen).

I rapporten antas att transporter sker med dieseldriven lastbil.

Slamråvaran från avloppsreningsvverk (ARV) kommer till anläggningen genom ett redan existerande avloppssystem och eftersom avloppshanteringen utförs vare sig biogas produceras eller ej sätts energianvändning och emissioner för transport och rötning till noll. Först då gasen lämnar rötchammaren för efterföljande uppgradering börjar den belasta inventeringen.

Den el som fordras i processerna belastar inventeringen med emissioner enligt tabell 1. Underlaget avser medelvärden för svensk elmix år 2000 och 2010, detta anses representera rapportens *scenario 1* respektive *2*.

Prognosen för år 2010 är inte korrigerad för andra produktionstyper än dagens. Andelen kärnkraft och vattenkraft förutspås minska till förmån för olje- och kolanvändning. Detta är anledningen till de sämre siffrorna för år 2010.

Tabell 1. Emissioner från elproduktion (mg/MJ_{el})

	CO ₂	NO _x	Partiklar	HC	SO _x
2000	5200	7,5	2,5	0,6859	8,2
2010	11200	12,4	2,8	0,7487	10,6

Källa: Andersson K., 2000.

Miljöpåverkan för indirekta processer t.ex. elproduktion och transport av substrat är inte betraktad ur ett livscykelperspektiv. Endast emissioner från avgasrör/skorsten är inbegripna. Att applicera ett livscykelperspektiv på en indirekt operation ger en helt försumbar förändring av slutresultatet (per funktionell enhet) i denna rapport (<1 %) och innebär att arbetsinsatsen blir avsevärt större.

Inom fordonsbranschen forskas det mycket kring framtida tekniker och bränslen. Föreliggande rapport förlitar sig på två rapporter rörande slutanvändare, Egeback K-E., (1997) och Arnäs P-O. *et al.*, (1997). Båda rapporterna redovisar prognoser över framtidens fordon och uppgifterna är således att betrakta som goda uppskattningar men inte definitiva sanningar. Vad gäller biogastekniker (både rötning och gasbehandling) pågår även här avancerad forskning men inventeringen har valt att inte riskera en överskattning av verkningsgrader, energieffektiviseringar mm. utan använder i *scenario 2* värden som mestadels är gångbara även för dagens situation.

Mer specifika gränser och förutsättningar redovisas i kapitel 3.2-3.3 och under berörd rubrik.

3.2 Specifika för *scenario 1*.

Endast en viss del av den totala rågasproduktionen används för drivmedelsframställning (6,81 %, se kapitel 4.3). Vid substrattransporter och rötningsprocess skall därför endast denna del av energianvändning och emissioner belasta fordonsgasens livscykel.

3.3 Specifika för *scenario 2*.

Inventeringen utgår från att samtliga substrat finns tillgängliga i den omfattning som anges i Nordberg Å. *et al.*, 1998 och att all gas används till produktion av fordonsbränsle.

Vallgröda används år 2008 och är speciellt eftersom det inte är ett avfall på samma sätt som bl.a. slam, sopor och industriavfall. Enligt bl.a. Sundberg M. *et al.*, (1997) påvisas dock goda effekter av vallodling som avbrott i ensidiga växtföljder av stråsäd. Vallen uppges ha en mycket positiv inverkan på mullhalt och markstruktur. Dessutom utgår i dagsläget EU-bidrag för vallodling (inkl. skördning). Många kreaturslösa gårdar har ingen alternativ avsättning för sin vall. Med detta i åtanke borde det inte anses som någon stor uppoffring för lantbrukare att upplåta sin vallgröda till biogasproduktion. Det har därför i utgångsfallet inte skett någon allokering på biogasproduktionen. Om hälften av insatsen för vallodlingen skulle tillskrivas biogasen skulle energiökningen på hela *scenario 2* bli ett par procent (se kapitel 7).

4. Inventering

4.1 Råvaror/substrat

Scenario 1

Kalmar kommuns biogasanläggning vid Tegelviken rötar externa substrat i den ena av två röt-kammare. De externa substraten består av blod, fastgödsel och lågriskavfall från ett lokalt slakteri (KLS), flytgödsel (nöt och svin) från lantbruk i regionen samt fastavfall (minkfoder) från ett hönseri (Guldfågeln).

Tabell 2. Externa substrat i Scenario 1.

Substrattyp	Volym (m ³)
Nötgödsel	11227
Svingödsel	9148
Fastavfall	1896
Blod	1282
Totalt	23552

Källa: Rybezyński H., 2000.

I röt-kammare nr 2 behandlas avloppsslam från kommunens fem ARV.

Scenario 2

Enligt rapport från JTI (Jordbrukstekniska Institutet i Uppsala), Nordberg Å. *et al.*, (1998) är tillgängligt rötbart substrat i Kalmar kommun år 2008 enligt tabell 3.

Tabell 3. Substrat i Kalmar kommun år 2008.

Sektor	Massa (ton våtvikt)
1. Restaurang/Handel	780
2. Park	1750
3. Trädgård	1800
4. Vallgröda	20900
5. Gödsel	82400
6. Boss+Blast	44600
7. Tot. Industri (slakteri+mejeri)	125000
8. Hushållsavfall	4640
9. Tot. ARV (slam)	195000

Källa: Nordberg Å. *et al.*, 1998 och Gruvberger C., 2000.

Kriteriet vid beräkningen av dessa volymer är bl.a. att andelen matrester och industriavfall skall vara minst 50 % (baserat på TS) vid samrötning med vallgröda (detta eftersom högre vallandel kan leda till en försämrad röttningsprocess (Nordberg Å. *et al.*, 1997)). Med de förutsättningar som används i Nordberg Å. *et al.*, (1998) antas produktionskostnaderna med substratmängder enligt tabell 3 vara <40 öre/kWh. Ett hårdare drivet scenario med högre potential ger en förväntad energikostnad på 50-60 öre/kWh, något som anses orealistiskt högt.

4.2 Transporter

Scenario 1

Idag sker transporter av externa substrat på entreprenad. Transportfordonet är av årsmodell -91 och motorn Euroklass 0. Totalvikten är 30 ton och lastvolymen 16 m³. Varje dygn (ca.

235 mottagningsdagar/år (Rybczynski H., 2000) levereras 100 m³ (dvs. 6,25 vändor/dygn) till anläggningen från ett medelavstånd av 15 km. Fyllnadsgraden är 100 % på alla transporter till biogasanläggningen. Då substrat hämtas hos lantbrukare är transporten dit fylld med rötrest. Dieselförbrukningen (MK1) är 4,25±0,25 dm³/10 km inklusive viss tomgång och processande vid lastning/lossning (Ljungar S., 2000).

Rötresten skall enligt kapitel 3.1 ej belasta biogasproduktionen utan belastar odlingen eller dylikt där rötresten används. Transporten till det lokala slakteriet och höneriet sker tom men effekterna av detta anses försumbar pga. kort avstånd och tämligen blygsam andel av totala substratmängden (ca 12 % (vol.) från det lokala slakteriet och ca 1,7 % (vol.) från höneriet) (Rybczynski H., 2000). Dieselförbrukningen för *scenario 1* inkluderar således 15 km/vända*6,25vändor/dygn*235 mottagningsdagar/år* (4,25dm³/10 km) ≈ 9360 dm³ diesel/år. Transporternas emissioner är beräknade utifrån bränsleförbrukning, fordonets årsmodell och enligt underlagsdata från <http://www.ntm.a.se/>.

Scenario 2

Transporter antas ske med tung lastbil med släp vilka tillsammans bär 40 ton last. Underlaget om de tillgängliga substratens lokalisering är inte mer preciserat än ”Kalmar kommun” och därför grundas beräkningarna på att substraten är jämnt utspridda i kommunen. Detta antagande gör det rationellt att placera även de *kommunala anläggningarna* (se kapitel 7.3) jämnt utspridda (se Bilaga 1). Detta är naturligtvis inte en realistisk situation. I verkligheten finns vissa avfallsposter, som t.ex. industriavfall, koncentrerat till ett fåtal platser. De större tätorterna och jordbruksföretagen är lokaliserade främst till kommunens östra del. Detta sammantaget gör att de *kommunala anläggningarna* inte bör placeras jämnt utspritt i kommunen utan med beaktan av var stora substratmängder alstras. Detta kan leda till minskat transportarbete.

I Bilaga 1 anges också vilka sträckor som tjänar som underlag för att räkna ut medelavstånden. Figuren är skapad och bearbetad i datorprogrammet ArcView™ GIS. Att sträckorna beskriver fågelvägen och inte följer existerande vägnät kan medföra en viss underskattning av transportarbetet.

Gårdsanläggningarna (se kapitel 4.3) har ett upptagningsområde som täcker en liten yta kring anläggningen men den är i praktiken försumbar. Den gödsel som rötas på *gårdsanläggning* antas alstras så nära rötammaren att transportarbetet kan försummas.

Transportavstånden till kommunala anläggningar blir enligt förutsättningarna ovan och i Bilaga 1 **6,55 km** i genomsnitt. I kapitel 7 visas att ett dubblerat transportavstånd medför endast en blygsam ökning av totala energibehovet (<1 %) men eftersom diesel används som drivmedel ökar både CO₂- och NO_x-nivåerna procentuellt mer (17 resp. drygt 50 %) sett över hela *scenario 2*.

Tabell 4. Massa för substraten som transporteras i Scenario 2.

Sektor	Massa (ton våtvikt)
Restaurang/Handel	780
Hushållsavfall	4640
Tot. Industri	125000
Park	1750
Trädgård	1800
Vallgröda	20900
Boss+Blast	44600
Gödsel	45900
Total	245000

Källa: Nordberg Å. *et al.*, 1998 och Gruvberger C., 2000.
Gödselpostens minskning från tabell 3 beror på gårdsanläggningarnas förbrukning (se kapitel 7.3). Transporten av slam från ARV behandlas i kapitel 3.1.

Tabell 5. Emissionsvärden (mg/kg*km) och bränsleförbrukning (liter/10 km) för substrattransport med tung lastbil i scenario 2. Bränsle: diesel MK1.

CO ₂	CO	NO _x	NMHC	Part	Bränsleförbr.
61,4	0,009	0,585	0,009	0,0018	4,5

Källa: Arnäs P-O. *et al.*, 1997

4.3 Framställningsprocesser

Scenario 1

Externa råvaror:

Anläggningen består av två delar, en mottagningsdel och en maskindel. I maskindelen inryms bl.a. malning, pumpning och värmväxlare. Utanför byggnaden finns blandningstanken, hygieniseringstankar, rötkammare, rötrestlager samt kompostfilter för behandling av ventilationsluft. För att eliminera smittspridning till gårdar tvättas fordonet som levererar substrat med desinfektionsmedel Virkon[®] S vid leverantörsbyte. Detta anses inte generera några nämnvärda emissioner till luft.

Fast och flytande avfall lämnas i två separata linjer. Fastavfall genomgår en mer långtgående sönderdelning. De båda linjerna sammanförs i och med blandningstanken. Vid behov av minskad belastning på malningen av fastavfallet kan substrat från blandningstanken recirkuleras dit. Högsta tillåtna partikelstorlek i systemet är 5 mm, detta för att undvika igensättning i ledningar och för att en fullgod hygienisering skall garanteras. Från blandningstanken leds biomassan till hygieniseringstankarna. Hygienisering sker medelst upphettning och varmhållning vid 70°C under minst en timme. Det hygieniserade substratet pumpas till en totalomblandad rötkammare för termofil (55-58°C) enstegsrötning under ca 20 dygn. Transporten av rötrest mellan rötkammare och rötrestlager sker i slutet system. Rötrestlagret är försett med ett s.k. svämtäcke.

Även rötresten genererar en viss mängd metan, enligt Eriksson, L. (2000) produceras ca. 5-10 % av total gasmängd här. Dock var rötrestlagret i drift endast 137 dagar 1999 (från mitten av april till slutet av augusti) (Ottosson T., 2000). Då lagret var i bruk, samlades inte gasen från rötresten upp vilket medförde metanavgång till atmosfären. Beräkningarna antar att gasproduktionen är jämnt fördelad över året (rimligt enligt Ottosson T., (2000)) och att gasavgången från rötrestlagret var 7,5 % av vad totala rågasmängden varit med uppsamling.

Den tid då rötrestlagret inte var i bruk togs rötresten för leverans till lantbruket ut direkt från röt-kammaren. Detta förfarande kan leda till att en gasmängd av ungefär samma procentuella storleksordning som från rötrestlagret frigörs till atmosfären (Pettersson O., 2000). Mängden bestäms av faktorer som bl.a. syretillförsel och temperatur. Eftersom systemgränsdragningen innebär att biogasen inte belastas efter det att rötresten lämnat anläggningen kommer detta metanspill inte att synas i beräkningarna. Anser man att denna miljöpåverkan skall tillskrivas biogasen blir metanemissionerna betydligt försämrade, en ungefärlig ökning av metanposten med åtta gånger för hela *scenario 1* (baserat på 7,5 % avgång).

Då gasen av någon annan anledning inte kan förbrukas som tänkt, t.ex. då gasbehandlingsenheten är ur funktion, facklas rågas av. All gas förbränns dock inte utan en mindre post, troligtvis åtminstone kring 10 % av den rågas som går till facklan när atmosfären oförbränd (Pettersson O., 2000). Detta leder naturligtvis till försämrade energibalans och kraftigt försämrade emissionsvärden för metan. Då otillräcklig data och tid för att korrekt bedöma denna post inte har funnits ingår den inte i inventeringen.

För att minska uppvärmningsbehovet är tre värmeväxlare inbyggda i systemet. Två av dessa ingår i ett system som kyler rötresten och värmer substratet före hygieniseringen. Den tredje växlaren sitter före hygieniseringen och ingår i ett varmvattensystem som skall värma substratet till slutlig hygieniseringstemperatur. På grund av att rötrestlagret inte var i bruk mellan årets början och mitten av april och fr.o.m. september till årets slut har de två förstnämnda växlarna inte varit aktiva under denna tid. Hela uppvärmningsbehovet täcks då av varmvattenväxlaren. Varmvattenväxlaren var eluppvärmd fram till mitten av december 1999 då en biogaseldad panna övertog försörjningen (Person O., 2000). Förenklingen att elektrisk uppvärmning användes hela 1999 har gjorts och korrigerat för sista dagarna i december är utfört i beräkningarna.

Slam från ARV belastar ej inventeringen förrän rötgasen behandlas (se kapitel 3.1).

Under 1999 var gasproduktionen 455400 Nm³ från rötning av externa substrat och 817250 Nm³ från slamrötningen vilket ger en total gasmängd på 1272650 Nm³ (Rybczynski H., 2000). Metanhalten var 65 % (Eriksson L., 2000). Gasen förbrukades enligt tabell 6.

Tabell 6. Produktion och förbrukning av biogas (65% metan) vid Kalmars biogasanläggning och slamrötning 1999.

	Volym (m³)
Produktion	1272650
Förbrukning	
För fordonsdrift	86714 (6,81 %)
Intern förbrukning	567281
Länssjukhuset	563780
Facklan (vid problem med gasbehandlingsenheten)	5338

Källa: Rybczynski H., 2000.

Elförbrukning till pumpning, malning och liknande operationer har beräknats med stöd av Rosenqvist M., (2000), Pettersson O., (2000) och Ottosson T., (2000) och uppgick till ca. 30800 kWh (för fordonsgasens del) 1999.

Det faktiska värmebehovet för all externrötning 1999 (januari till mitten av december) var 1450 MWh el (Person O., 2000). Med korrigering för årets sista 15 dygn blir årsbehovet 1515 MWh. Korrigeringen antar jämn förbrukning över året. Endast 6,81% av ovanstående behov belastar drivmedelsproduktionen.

Scenario 2

Substraten i *scenario 2* antas rötas i två typer av anläggningar: *gårdsanläggning* respektive *kommunal anläggning*

Gårdsanläggning

Utgörs av en totalomblandad mesofil enstegsrötning som behandlar 10 m³ gödsel/dygn (antas motsvara 10 ton). Utbytet för 10 m³ gödsel är 250 Nm³ biogas (metanhalt 65 %) och bruttoproduktionen blir därmed lite drygt 59000 Nm³ metan/år (drygt 580 MWh) (Linné M., 2000).

Uppvärmning antas ske med biogasförbränning i stationär panna och ger utsläpp enligt tabell 7. Förbrukningen uppgår till 25 % av rågasens energi, dvs. 145 MWh/år (Dahl A., 2000). Detta antagande förutsätter att ingen värmeväxling utnyttjas. I uppvärmningsposten ingår ingen hygienisering. Om substratet och rötresten är knutna till endast ett lantbruksföretag behövs ingen hygienisering. Om fler gårdar delar på en anläggning bör substraten hygieniseras för att undvika smittspridning och då blir uppvärmningsbehovet större än de 25 % som antas ovan. Utöver uppvärmning tillförs el-energi för omrörning mm. med 2,5 % av rågasens energi (14,5 MWh/år) (Dahl A., 2000). El-alstringens emissioner återfinns i tabell 1. Efter avdrag för processvärme återstår drygt 436 MWh/år tillgängligt för uppgradering.

I Kalmar kommun antas tio *gårdsanläggningar* finnas i bruk år 2008 vilket innebär behandling av 36500 ton gödsel/år, och att ca. **4360 MWh** går till uppgradering. Ovan antas att substratet utgörs av 100 % gödsel vilket är en förenkling. Smärre mängder vallgröda och blast rötas också i denna typ av anläggning. Vallgröda kräver lite mer förbehandling (malning) men ger ett högre metanutbyte per TS. Förenklingen anses försumbar för det slutliga resultatet.

Tabell 7. Emissioner vid förbränning av rågas i stationär panna för värmeproduktion.

	Mängd (mg/kWh biogas)
CO	50
NO_x	30
SO₂	18
Stoft	0-0,005

Källa: Dalemo M. och Svingby M., 1998 Föreliggande rapport använder 0,0025 som beräkningsvärde för stoft (partiklar).

Kommunal anläggning

Substratmängderna tillgängliga för *kommunal anläggning* är desamma som i tabell 3 för alla substrat förutom gödsel som minskat till drygt 45900 ton efter *gårdsanläggningarnas* beskattning av posten.

Anläggningarna antas vara av storleksordningen 1,65 MW och de tillgängliga substraten fördelas proportionellt till anläggningarna. Samtliga rötter således identisk substratsammansättning.

Elförbrukningen i en anläggning av denna storlek och med denna substratkomposition bedöms ligga mellan 5-8 % av producerad energi (Linné M., 2000). Resultat för både 5 och 8 % förbrukning redovisas. Framförallt är det vallgrödorna som kräver mycket el (malning) och den höga totala TS-halten (ca 13 %) som kräver mycket omrörningsenergi. I anläggningar som inte hanterar vallgrödor och med lägre TS-halt, t.ex. Karpalundsanläggningen i Kristianstad, ligger elförbrukningen på 3-6 % av producerad energi (Johansson C., 2000 och Bjurling K. och Svärd Å., 1998).

Uppvärmningsbehovet antas tillgodoseas med intern rågasförbränning på 10 % av producerad rågas (Linné M., 2000). Befintliga anläggningar i Kristianstad och Laholm har enligt Bjurling K. och Svärd Å., (1998) just 10 % värmebehov. Dessa anläggningar rötar mesofilt, totalomblandat och använder värmeväxlare.

Tabell 8. Substratmängder och utbyten för Scenario 2 exkl. Gårdsanläggningar.

	Våtvikt (ton)	TS-vikt (ton)	VS-vikt (ton)	Utbyte	Totalt utbyte (MWh)
1. Rest./Handel	780	195	166	3,01 ^a	500
2. Park	1750	1050	944	1,80 ^a	1700
3. Trädgård	1800	730	694	2,16 ^a	1500
4. Vall	20900	6910	6220	92 ^b	18900
5. Gödsel	45900	5960	4770	21 ^b	9460
6. Boss+Blast	44600	6560	5900	38 ^b	16600
7A1. Mage/Tarm	4330	519	436	40 ^b	1700
7A2. Biprod./Kadaver	10600	2960	2660	151 ^b	15700
7B. Vassle	110000	6600	5940	15 ^b	16200
8. Hushåll	4600	1850 ^c	1580 ^c	250 ^{c,d}	4550
9. Slam	195000	5850	4090	3,51 ^{a,e}	14400

^a= MWh/ton VS

^b= Nm³ metan/ton våtvikt

^c= Nm³ metan/ton TS

Källa: Nordberg Å. *et al.*, 1998 och Gruvberger C., 2000, förutom

^d= Linné M., (2000) och

^e= Olsson L-E., (2000).

5. Gödsel

Förenklingen är gjord att all gödsel utgörs av kogödsel eftersom denna utgör ca 85% av gödselposten och har värden som är ganska genomsnittliga för olika gödseltyper.

6. Boss+Blast

Förenklingen är gjord att all Boss+Blast utgörs av potatisblast eftersom denna utgör en betydande del av posten och har värden som är ganska genomsnittliga för olika blasttyper. Boss och agnar har en TS-halt som avviker mycket från blastens dito men utgör endast en bråkdel av posten som helhet.

9. Slam

Verkningsgrader mm. är från dagens situation men förmodligen är detta applicerbart även på ett scenario för år 2008. Det som kommer är hydrolys av slam men på 6 år har endast en anläggning byggts (Olsson L-E., 2000).

Hushållsavfallet antas samrötas med slam från ARV. Detta för att inte riskera att kontaminera rötresten som skall spridas på åkermark. Till skillnad från slammet skall hushållsavfallet bära sina egna kostnader under rötning. Förenklingen är gjord att samma el- (5 alt. 8 %) och värmebehov (10 %) som för övriga substrat ovan gäller även för hushållsavfall. Förenklingen görs att det finns en slamröttningsanläggning vid varje kommunal dito, alla av samma storlek. Detta medför att transporterna för hushållsavfall är samma som för övriga substrat och att gasen från slamrötning finns tillgänglig för uppgradering vid de kommunala anläggningarna

utan arbetsinsats. Totalt sett gör det alltså ingen skillnad för resultatet om hushållsavfallet rötas som ”rent” eller ”kontaminerat” substrat.

Bruttoproduktionen av gas från substratgrupp 1-8 blir således 86780 MWh. Elförbrukningen blir 4340 MWh i 5 %-alternativet samt 6950 MWh om 8% behov föreligger. Värmebehovet på 10% är 8680 MWh gas vilket innebär att 78100 MWh går till gasklockan där gasen från slamrötning tillförs.

Totalt finns således drygt **92400 MWh** ($1,45E+07 \text{ Nm}^3$ rågas (65 % metanhalt)) tillgängligt för uppgradering från *kommunala anläggningar* och slamrötning.

4.4 Uppgradering och trycksättning

Scenario 1

Kalmars anläggning använder en s.k. vattenscrubber (tryckvattenabsorbtion) för uppgradering till fordonskvalitet. Den behandlade gasen håller en metanhalt på minst 97 % och den torkas till en daggpunkt som understiger -30°C vid 250 bars tryck. Torkning sker med hjälp av varm rågas från röt-kammaren. Eftersom denna värme annars skulle gå förlorad till atmosfären medför detta steg ingen belastning på biogasproduktionen. Processvattnet hämtas från det kommunala ledningsnätet och leds efter användning till reningsverket. Detta medför att den metan som löst sig i scrubbervattnet kan nå atmosfären. Ett brukligt övre värde vid beräkning av metanförlusterna från uppgradering med vattenscrubber är 2 % (Dalemo M. och Svingby M., 1998)¹, en siffra som används i denna rapport för *scenario 1*. I enlighet med vad som står i kapitel 5.4 kan detta vara en överskattning. Komprimeringen sker med en kontinuerligt arbetande högtrycks kompressor.

Till behandlingsenhet:	86700 Nm^3 (65 % metanhalt) = 56400 Nm^3 metan
Metanspill (2%):	1130 Nm^3 metan = 808 kg metan till atmosfären.
Elförbrukning:	140 MWh
Från behandlingsenhet:	542 MWh

Effektbehovet för uppgradering och trycksättning har erhållits från Rosenqwisht M., (2000) och gångtiden från Ottosson T., (2000). Energianvändningen uppgår utifrån detta till ca 140 MWh ($45\text{kW} \cdot 3120 \text{ tim}$).

Scenario 2

Gårdsanläggningarna

antas använda en uppgraderingsanläggning och kompressor identisk med den som används i *scenario 1*.

Till behandlingsenhet:	4360 MWh
Elförbrukning:	1110 MWh
Metanspill (2%):	8900 Nm^3 = 6380 kg
Från behandlingsenhet:	4280 MWh

Om metanspillet helt kan undvikas kan kolväteutsläppen för hela *scenario 2* minska med ungefär hälften (se kapitel 7). Elbehovet är stort i förhållande till *kommunal anläggning*. Om även gasen från *gårdsanläggning* behandlades med förutsättningarna på *kommunal*

¹ Se även del 2

anläggning sjunker energibehovet och CO₂-, SO_x- och NO_x-emissionerna med några procent för hela *scenario 2*. Partikelutsläppen går ned något mer (se kapitel 7).

Kommunal anläggning

Här antas gasen renas i en vattenscrubber på varje anläggning. Gasen från slamrötning antas enligt kapitel 7.3 finnas tillgänglig utan merarbete. I beräkningarna antas att ingående gas håller en metanhalt på 65 %. Metanspillet från en uppgraderingsanläggning av denna storlek och typ vid *scenario 2* är naturligtvis svår att uppskatta. Valet föll på att redovisa både 0 och 2 % spill för att möjliggöra egna slutsatser och jämförelser. Uppgradering till 98% metanhalt antas.

Energiåtgången för vattenscrubber (tryckvattenabsorbtion) är ca 0,3 kWh el per Nm³ renad gas. Med selexol som lösningsmedel kan förbrukningen bli ca. 15 % lägre och med PSA-teknik någonstans däremellan. En "medelstor" kompressor kräver ca 0,2 kWh per Nm³ renad gas för att komprimera gasen från 7 till 250 bar (Lloyd O., 2000).

$1,45E+07 \text{ Nm}^3 (65\% \text{ metan}) * 0,65 / 0,98 \approx 9,62E+06 \text{ m}^3 \text{ 98\%-ig gas}$

Till behandlingsenhet: 92400 MWh

El: $9,62E+06 \text{ Nm}^3 * 0,3 \text{ kWh} + 9,62E+06 \text{ Nm}^3 * 0,2 \text{ kWh} \approx 4810 \text{ MWh}$

Metanspill (2%): $188000 \text{ Nm}^3 \text{ metan} \approx 135 \text{ ton metan}$

Från behandlingsenhet: $0,98 * 92400 \text{ MWh} \approx 90600 \text{ MWh alt.}$

92400 MWh (0 % metanspill).

4.5 Tankning och slutanvändare

Vid biogastankning används ett speciellt munstycke som ansluts till fordonets tank. Då munstycket avlägsnas efter fullföljd tankning finns risk att metan av i storleksordningen 0,2 liter avgår till atmosfären. Redan i dagsläget finns teknik för att eliminera denna förlust, munstycket kan förses med återvinningsutrustning som leder tillbaka gasen till systemet. Om tankstationerna ligger i anslutning till biogasanläggningen, så som är fallet i samtliga betraktade fall i föreliggande rapport, förenklas förfarandet med återvinningen eftersom ledningsbehovet då är litet (Jönsson O., 2000).

Scenario 1

Tankstationen är lokaliserad till Tegelviken. Ingen egentlig transport av renad gas på fordon eller i gasnät med tryckförluster sker därför. Den uppgraderade gasen kommer med 200-250 bars tryck via en högtrycksledning till ett högtryckslager varifrån fyllning av fordonstanken sker. Högtryckslagrets volym är ca 7 m³ och fungerar som buffert och utjämnar skillnaderna i levererad och tankad gasmängd över dygnet. Endast snabbtankning är möjlig.

I arbetets "elfte timme" kom det till författarens kännedom att Kalmars tankningstation i *scenario 1* inte var utrustad med återvinningsteknik. Detta förändrar dock (som tur är för författaren) resultaten ytterst marginellt (faller med god marginal under 1 %-gränsen som diskuteras i kapitel 1.3). Om man överslagsräknar att fordonen har en gastank på 25 liter och ca. 55000 Nm³ tankades under 1999 ger detta ca 2250 tankningstillfällen å potentiellt metanspill om 0,2 liter. Totalt blir metanspillet då 0,45 m³ för 1999 och detta är onekligen en försumbar post i systemet.

Tabell 9. Emissionsdata (mg/MJ bränsle) samt energianvändning för fordon drivna med biogas i Scenario 1.

	Lätt fordon (personbil)	Tungt fordon (tung lastbil)
NO_x	23,5	233
SO_x	na	na
CO	16,8	24,1
CO₂	0	0
HC	461,4	144,3
NMHC (3% av HC)	13,4	4,34
Metan (97% av HC)	448	140
Partiklar	1,34	0,643
Energianvändning (MJ/km)	2,98	12,4

Källa: Egebäck K-E., (1997) och Arnäs P-O. *et al.*, (1997).

Eftersom ingen bränsleförbrukning anges för tung biogasdriven lastbil men väl för diesel driven dito i Egebäck K-E., (1997) har följande beräkningsstrategi valts: Arnäs P-O. *et al.*, (1997) anger bränsleförbrukning för både diesel- och biogasdriven tung lastbil. Förhållandet mellan dessa två förbrukningar har överförts på diesel kontra biogasförbrukningen i Egebäck K-E., (1997).

Totalt levereras till fordonstank: ca. **542 MWh**.

Scenario 2

Tankstation antas finnas vid varje anläggning (totalt 17 st.) varför ingen egentlig transport av den reade gasen är nödvändig. Det antas vidare att systemet har återvinning av metan från munstycket (se kapitlets inledning). Gasen är trycksatt då den når tankstationen så ingen extra energi behövs för att fylla fordonstankarna.

Tabell 10. Emissionsdata (mg/MJ bränsle) samt motorverkningsgrad för fordon drivna med biogas i Scenario 2.

	Personbil	Tung lastbil
NO_x	27,9	167
SO_x	na	na
CO	34,9	1,68
CO₂	0	0
HC	17,5	41,7
NMHC	0	4,2
Metan	17,5	37,5
Partiklar	1,75	1,68
Motorverkningsgrad (%)	17	30

Källa: Arnäs P-O. *et al.*, 1997

Observera att data för biogasfordonen är hämtade från olika rapporter för *scenario 1* och *2*. Rapporterna utgår från olika förutsättningar (se kapitel 5).

5. Jämförelse med andra drivmedel

De drivmedelsalternativ som jämförs med biogas är **naturgas, etanol, bensin och diesel**. Urvalet har skett delvis med hänsyn till Uppenberg S. *et al.*, (1999) där naturgas och etanol från cellulosa anses vara alternativ som på lång sikt (över 20 år) kan uppfylla kriterium för storskalig användning (en användning på över 10 % räknat på hela drivmedelspoolen för vägtrafik). Bensin och diesel är intressanta att ta med som representanter för standarddrivmedel.

Scenario 1

Produktionsdata har för naturgas, bensin och diesel hämtats från Arnäs P-O. *et al.*, (1997). Enligt Blinge M., (2000) (som är medförfattare till ovanstående rapport) är produktionsdata för dessa tre bränslen giltiga även för dagens situation. Vad avser etanol används Uppenberg S. *et al.*, (1999) som rekommenderar data för en prognosticerad svensk fabrik (beräknat driftstagande år 2000) för spannmålsproducerad etanol (vete). Innan den svenska fabriken sätts i drift är import av vinetanol det förhärskande anskaffningssättet i Sverige (Uppenberg S. *et al.*, 1999). Om sådan etanol importeras till Sverige kan man förvänta sig sämre emissionsvärde och energibalans.

Slutanvändardata hämtas från Egebäck K-E., (1997) där prognoser för olika fordon år 2000 redovisas. Dessa data anses relevanta för föreliggande rapportens *scenario 1*. Biogasdrift likställs i Egebäck K-E., (1997) med naturgasdrift.

Lätta fordon är i denna rapport testade med ECE-körcykeln och tunga dito är testade enligt den sk. Braunschweigcykeln.

Scenario 2

LCA-värden (dvs. värden för både Produktion och Slutanvändning) för alternativen i *scenario 2* är hämtade från Arnäs P-O. *et al.*, 1997. I denna rapport speglas en teknikinivå som antas ha fått kommersiellt genomslag om ca. tio år från rapportens utgivning och anses därför relevant för *scenario 2*.

Lätta fordon är testade enligt den amerikanska FTP75-cykeln. Tungas fordon har värden enligt Alt. ECE R49 körcykeln. Detta är en variant av den europeiska ECE R49 körcykeln och finns redovisad i Alternativbränsleutredningen genom Ahlvik *et al.*, (1996) *Avgasemissioner med alternativa bränslen* MotorTestCenter.

Etanol produceras i Arnäs P-O. *et al.*, (1997) av cellulosa från energiskog. Förädlingen sker med en enzymmetod som bygger på att enzymer som tillverkas av biomassan sköter nedbrytningen av cellulosan till socker. Sockret jäses därefter till etanol vilken avskiljs genom destillering och sedan renas. Överskottslignin från processen antas vara en användbar biprodukt (ersättning för olja eller kol).

Kommentar

Diesel antas förbrännas i motor av dieseltyp och de övriga bränslena i motor av otto-typ. Etanolblandning E85 (85% etanol 15% bensin) för lätta fordon och E95 (95% etanol 5% vatten) för tunga fordon. Tungas bensinfordon är ingen normal kombination och beaktas ej.

För tunga dieselfordon i *scenario 2* redovisas partikeldata för både med och utan installerat partikelfilter. Partikelfilter finns idag kommersiellt tillgängliga. De emissionskrav som

diskuterats för framtiden kan dock förmodligen klaras utan filter, varför marknaden för denna teknik sannolikt kommer att vara mycket begränsad under överskådlig framtid (Egebäck K-E., 1997).

Avgasemissionerna från fordon mäts enligt standardiserade körcykler som försöker imitera ett normalt körmönster. Vad ett normalt körmönster innebär är naturligtvis inte helt enkelt att definiera. Nyare cykler försöker ge en alltmer realistisk bild av fordonsemissionerna. Äldre körcykler innehöll t.ex. inte alltid uppvärmningstiden hos fordonet, den tid då katalysatorer inte är effektiva, och gav därför ett underskattat värde på emissionerna. Generellt gäller att en och samma motor troligtvis skulle få högre emissionsvärden med en nyare körcykel jämfört med en äldre.

Att det skiljer väldigt mycket mellan olika mätningar och körcykler belyses av följande exempel.

Tabell 11. Prognos över olika motorers emissioner som resultat av olika mätningar och körcykler.

Fordonstyp, bränsle och ungefärlig årsmodell	Körcykel	mg CO/MJ bränsle	mg partiklar/MJ bränsle
Tung lastbil, biogas, 2000	Braunschweig	2,37	0,063
Tung lastbil, biogas, 2008	Alt. ECE R49	1,68	1,68

Källa: Egebäck K-E., 1997 och Arnäs P-O. *et al.*, 1997

Föreliggande rapport använder två olika rapporter med sinsemellan olika körcykler som underlag för fordonsemissioner (se ovan). Med tanke på ovanstående bör jämförelser mellan fordonen i de två scenarierna inte göras annat än med stor försiktighet och med de skilda förutsättningarna i åtanke.

6. Resultat

Eftersom förutsättningarna för den sista delen i livscykeln, fordonsanvändningen, skiljer sig markant åt med olika testmetoder etc. mellan *scenario 1* och *2* redovisas resultaten i kapitel 6.2 i vissa fall uppdelade på produktion och slutanvändning. Detta förfarande ger ökad möjlighet att tydligare urskilja skillnader och förändringar. Produktion innefattar stegen fram tills dess bränslet finns tillgängligt i fordonstanken.

Att bara addera de olika emissionerna i absoluta tal är naturligtvis inte korrekt. Vissa föroreningar är värre än andra (per viktsenhet) då det gäller att t.ex. försura, övergöda eller rubba klimatet. För att kunna jämföra olika emissioner objektivt måste man göra två saker, dels gruppera de emissioner som påverkar miljön på liknande sätt (t.ex. växthusgaser för sig och försurande gaser för sig) och dels vikta dem inom gruppen. Att vikta emissionerna innebär oftast att man utser ett ämne till referens och sedan avgör hur många referensenheter de andra ämnena motsvarar. För växthusgasernas del använder man koldioxid som referens. Metan tillhör växthusgaserna och anses motsvara 21 koldioxidekvivalenter (viktbaserat) i ett 100-års perspektiv. Ett mg metan är alltså jämförbart med 21 mg koldioxid. Många av diagrammen i kapitel 6.2 redovisar grupperade och viktade resultat.

Den uppmärksamme läsaren kanske undrar varför summan av NMHC (Non Methane Hydro Carbon) och metan inte alltid är lika med HC. Detta beror på att inte alla delvärden över kolväten är angivna uppdelade på NMHC och metan. Källdata som bara anger HC som en

samlad post finns således endast representerat som HC och varken under NMHC eller metan. I verkligheten består HC alltid av en viss mängd NMHC och en viss mängd metan, de är de enda komponenterna i HC.

na= not available (data saknas)

6.1 Biogas, produktion

Då föreliggande rapport har fokuserat på produktionen av biogas som drivmedel redovisas detta separat och mer utförligt än övriga resultat.

Tabell 12. Gas. Produktion av biogas till drivmedel. 1Nm³ metan=9,81 kWh.

	Scenario1 (GWh)	Scenario 2 Gårdsanläggning (GWh)	Scenario 2 Kommunal anl. inkl. slamrötning (GWh)
Rågas, bruttoproduktion	0,553	5,82	101
Intern förbrukning	0	1,45	8,68
Till uppgradering	0,553	4,36	92,4
Spill vid uppgradering	0,0111	0,0873	0/1,85 (2 %)*
Till fordonstank, nettoproduktion	0,542	4,28	92,4 (0 %)* / 90,6 (2 %)*
Till fordonstank, per Scenario	0,542	96,7 (2+0 %)* 94,9 (2+2 %)*	

* Olika antaganden om metanspill anges inom parantes.

Tabell 13. El. Produktion av biogas till drivmedel.

	Scenario1 (MWh)	Scenario 2 Gårdsanläggning (MWh)	Scenario 2 Kommunal anl. inkl. slamrötning (MWh)
Process (malning, pumpning etc.)	30,8	145	4340 (5%)* / 6940 (8%)*
Uppvärmning	103	0	0
Uppgradering och trycksättning	140	1110	4810

* Olika antaganden om elbehov anges inom parantes.

Tabell 14. Energibehov och miljöbelastning per producerad MJ biogas till fordonstank. Energianvändningen är totalsumman från både fossila och förnyelsebara källor. För CO₂ är endast fossil del angiven. I Scenario 2 anges medelvärde för de fyra beräknade varianterna (olika elförbrukning och metanspill). Energi i MJ, emissioner i mg.

	Energi	CO₂	SO_x	NO_x	CO	HC	NMHC	Metan	Part.
Scenario 1	0,518	3480	4,15	18,2	1,21	641	na	640	1,59
Scenario 2	0,220	1680	1,85	5,16	1,51	420	0,0419	216	0,358

6.2 Jämförelser mellan samtliga betraktade bränslen.

Tabell 15. Energiförbrukning och emissioner (mg) för produktion av 1 MJ bränsle.

	MJ/MJ	CO ₂	SO _x	NO _x	CO	HC*	NMHC	Metan	Part.
SCENARIO 1									
Biogas	0,52	3480	4,15	18,2	1,21	641	na	640	1,59
Naturgas	0,05	1660	0	8	2	2	1	1	0
Etanol	0,52	7700	6,7	88	17	9,3	3,6	5,7	59
Etanol+bensin (E85)	0,46	7340	8,85	79,8	14,8	14,4	9,21	5,15	50,3
Bensin	0,09	5330	21	34	2	43	41	2	1
Diesel	0,06	3460	19	31	2	35	33	2	1
SCENARIO 2									
Biogas	0,22	1680	1,85	5,2	1,51	420	0,0042	216	0,358
Naturgas	0,05	1660	0	8	2	2	1	1	0
Etanol	0,53	6620	1	46	7	2	2	0	1
Etanol+bensin (E85)	0,46	6420	4	44,2	6,25	8,15	7,85	0,3	1
Bensin	0,09	5330	21	34	2	43	41	2	1
Diesel	0,06	3460	19	31	2	35	33	2	1

Källa: Arnäs P-O. *et al.*, (1997) och Uppenbergs S. *et al.*, (1999). * Angående HC, se kapitlets inledning.

Tabell 16. Slut användare Scenario 1. Energiförbrukning samt emissioner (mg/MJ bränsle).

	MJ/km	CO ₂	SO _x	NO _x	CO	HC**	NMHC	Metan	Part.
LÄTTA FORDON									
Biogas	2,98	0	na	23,5	16,8	461	13,4	448	1,34
Naturgas	2,98	52000*	na	23,5	16,8	461	13,4	448	1,34
Etanol+bensin (E85)	2,98	11250	na	10,1	403	57,1	na	na	2,35
Bensin	3,13	75000	na	54,3	613	147	na	na	2,23
Diesel	2,48	76500	na	141	88,6	28,2	na	na	13,3
TUNGA FORDON									
Biogas	12,44	0	na	233	24,1	145	4,34	140	0,64
Naturgas	12,44	52000*	na	233	24,1	145	4,34	140	0,64
Etanol E95	10,8	0	na	372	11,2	3,26	na	na	0,744
Diesel	11,7	86300	na	700	384	23,9	na	na	17,1

Källa: Egeback K-E., (1997) och Arnäs P-O. *et al.*, (1997). * Ingen uppgift finns i Egeback K-E., (1997). Samma värde som i scenario 2 används. ** Angående HC, se kapitlets inledning.

Tabell 17. Slut användare Scenario 2. Motorverkningsgrad samt emissioner (mg/MJ bränsle).

	η (%)	CO ₂	SO _x	NO _x	CO	HC**	NMHC	Metan	Part.
LÄTTA FORDON									
Biogas	17	0	0	27,9	34,9	17,5	0	17,5	1,75
Naturgas	17	52000	0	27,9	35,0	17,5	0	17,5	1,75
Etanol (E85)	17	11100	2,01	17,5	315	21,0	21,0	0	1,75
Bensin	17	74000	9,18	35,0	175	27,9	27,9	0	3,50
Diesel	20	74200	2,4	255	164	18,6	18,6	0	24,7
TUNGA FORDON									
Biogas	30	0	0	167	1,68	41,7	4,17	37,5	1,68
Naturgas	30	52000	0	167	1,68	41,7	4,17	37,5	1,68
Etanol (E95)	40	0	0	444	11,1	22,4	22,4	0	2,24
Diesel	40	72600	1,64	722	11,1	11,2	11,2	0	12,0 (2,24)*

Källa: Arnäs P-O. *et al.*, (1997) *: Med partikelfilter ** Angående HC, se kapitlets inledning.

Uppenberg S. och Lindfors L-G., (1999) ger följande förslag på gruppering av miljöpåverkan från transport av drivmedel från produktionsanläggning till försäljningsställe samt miljöpåverkan vid fordonsdrift:

Utsläpp av:

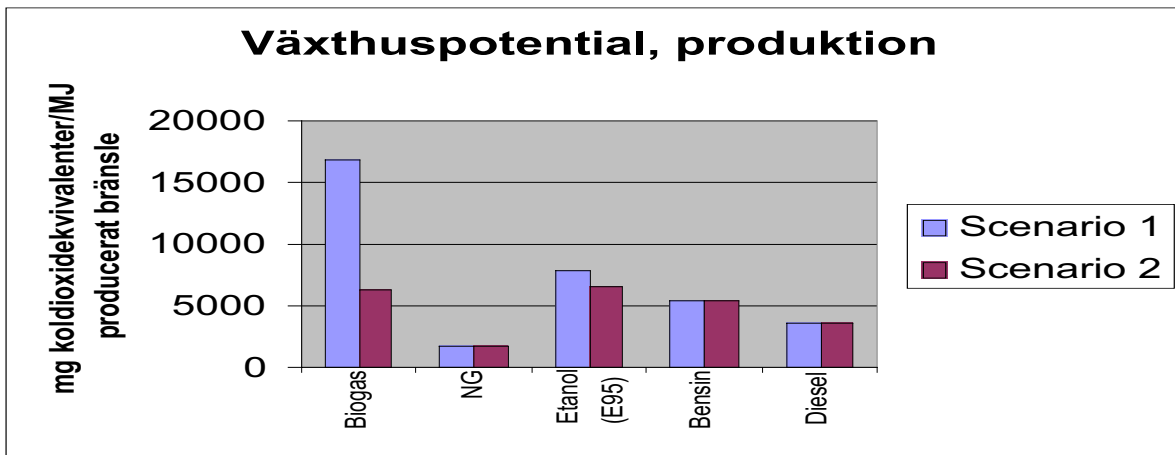
- växthusgaser
- ozonnedbrytande gaser
- försurande gaser
- gaser som bidrar till bildning av marknära ozon
- föroreningar som bidrar till akvatisk syretäring
- toxiska ämnen

Denna gruppering används för emissionerna för hela livscykeln. De grupper som innehåller emissioner som beaktats i föreliggande rapport är: växthusgaser, gaser som bidrar till bildning av marknära ozon och försurande gaser. Uppenberg S. och Lindfors L-G., (1999) ger också omräkningsvärden för hur olika emissioner skall viktas ihop till en enhetlig komponent. Växthuspotentialen beräknas med tidsperspektivet 100 år.

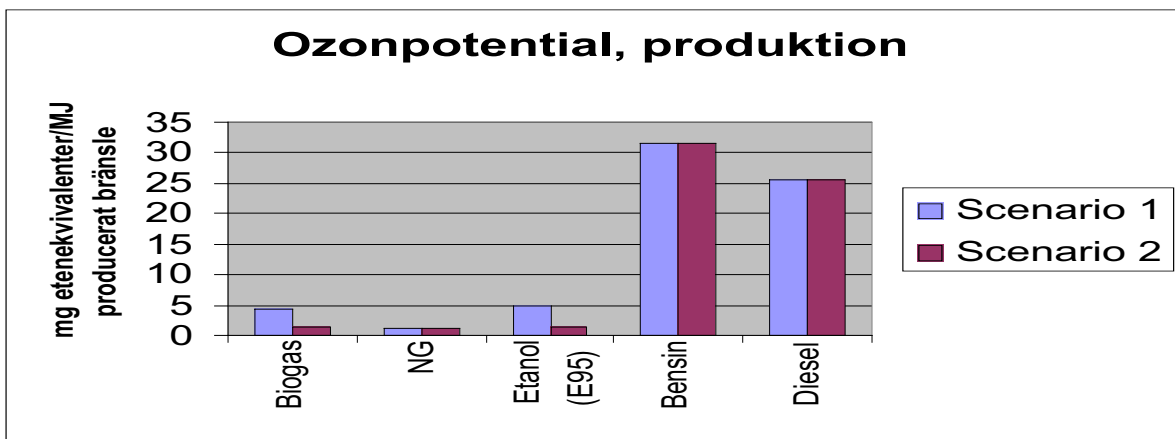
Figurerna 4,5 och 6: produktionen av biobränslen ger en del miljöpåverkan. Naturgasen (NG) uppvisar minst lika bra eller bättre värden än både biogas och etanol. Metanläckaget från biogasproduktion slår igenom kraftigt vad gäller växthuseffekt. Läckaget är särskilt stort i *scenario 1* (ca 3 % av total rågas). En stor del av läckaget i *scenario 1* går enkelt att åtgärda och då blir resultatet som i *scenario 2* (ca 1 % läckage). Metan bidrar även till marknära ozon men betydligt mindre jämfört med de kolväten som petroleumprodukter ger vid produktion. Till skillnad mot de övriga bränslena sker stora förbättringar till *scenario 2*.

Figurerna 7,8 och 9: Att *kommunal anläggning* uppvisar högre värde på växthusgaser beror framförallt på insamlingstransporterna (diesel). Ozonpotentialen är ganska snarlik (observera skalan) och beror nästan enbart på metan. Försurningspotentialen beror till stor del på interna gasförbrukningen (uppvärmning). Denna är procentuellt högre på gårdsanläggning.

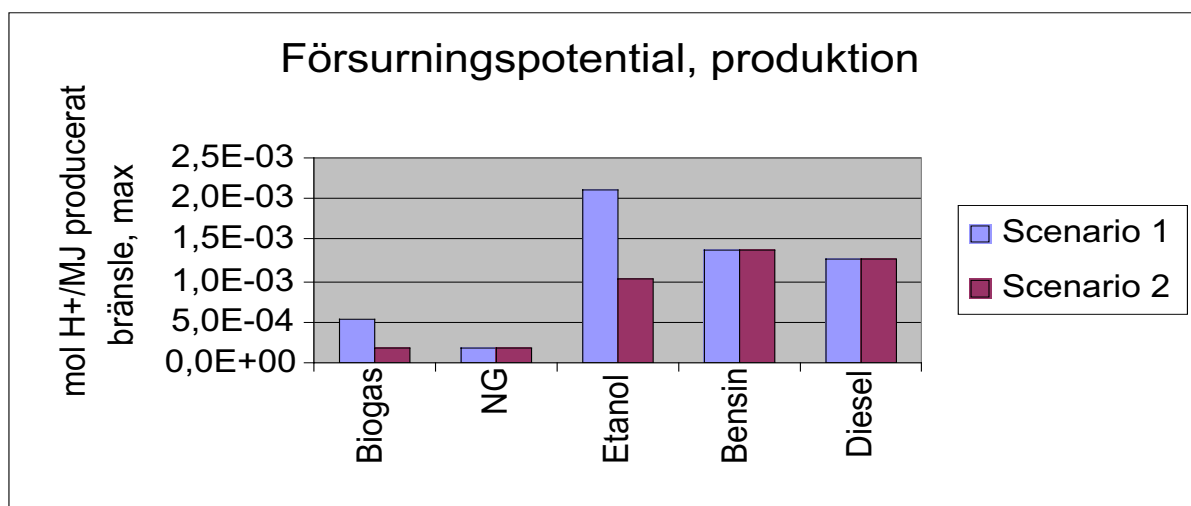
Figur 10,11 och 12: När hela livscykeln beaktas verkar de fossila, och framförallt de petroleumbaserade, drivmedlen sämst. Tunga fordon ger mycket svavel- och kväveoxider.



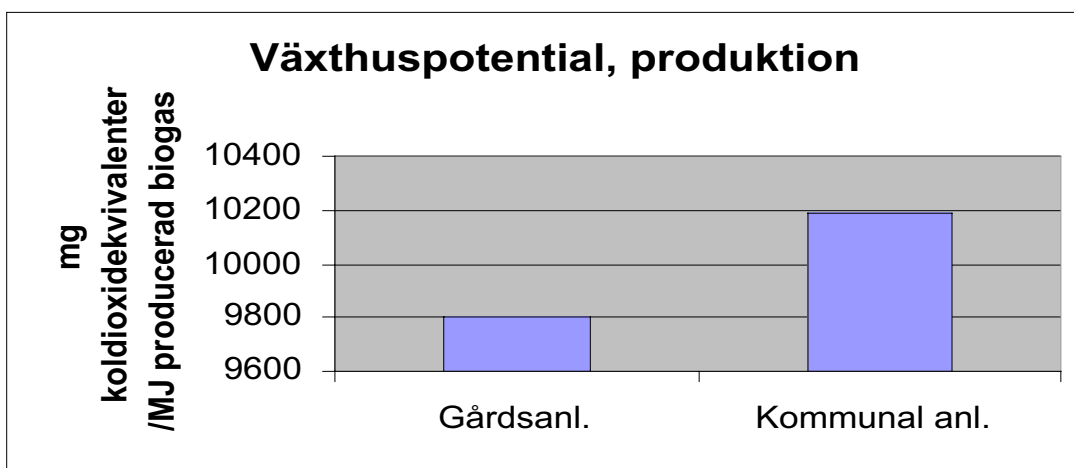
Figur 4. Växthuseffekt i koldioxidkvivalenter för produktion av olika drivmedel. Omräkningsfaktorer enligt Uppenberg S. och Lindfors L-G., (1999). För biogas i scenario 2 används medelvärden för de olika produktionsvarianterna. Det höga värdet på scenario 1, biogas, beror till stor del på ett ”onödigt” läckage.



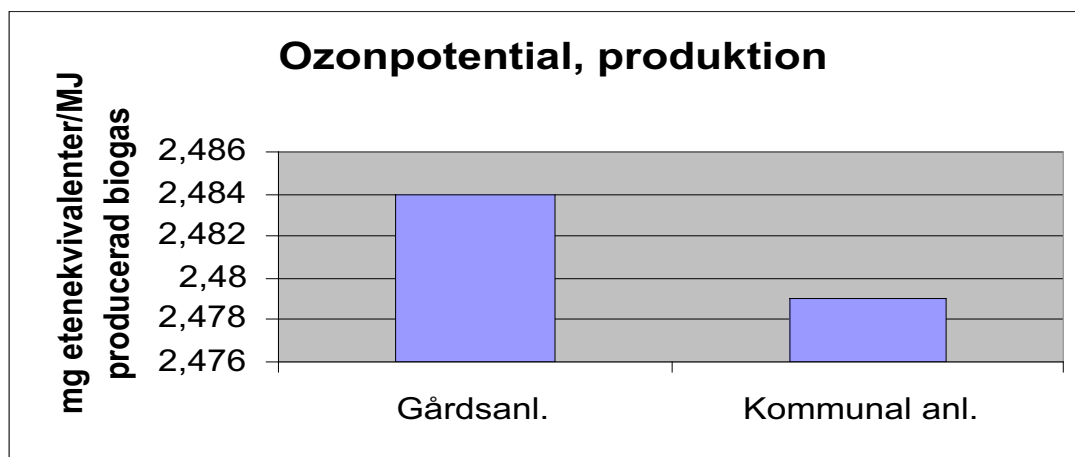
Figur 5. Potential för bildande av marknära ozon i etenekvivalenter för produktion av olika drivmedel. Omräkningsfaktorer enligt Uppenberg S. och Lindfors L-G., (1999). För biogas i scenario 2 används medelvärden för de olika produktionsvarianterna.



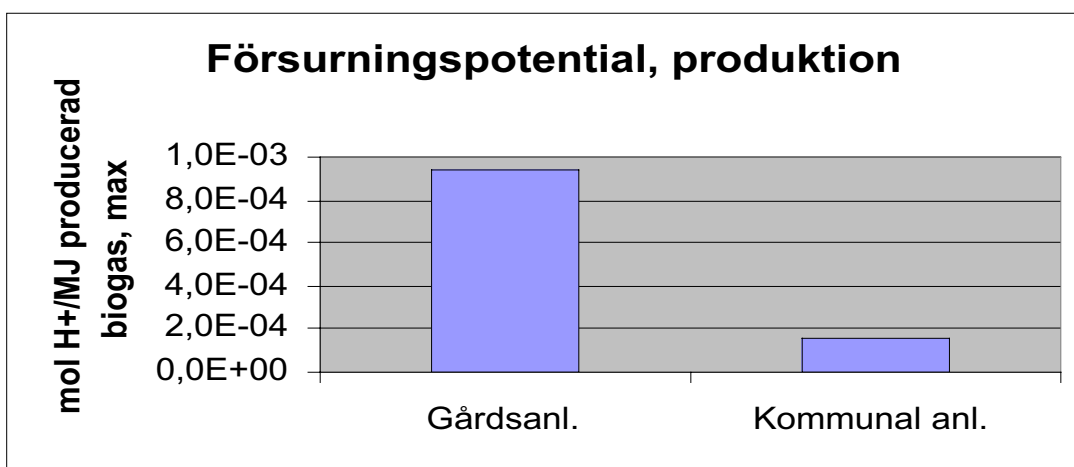
Figur 6. Försurningspotential för produktion av olika drivmedel. All SO_x antas i beräkningarna föreligga som SO_2 och all NO_x som NO_2 . Omräkningsfaktorer enligt Uppenberg S. och Lindfors L-G., (1999). För biogas i scenario 2 används medelvärden för de olika produktionsvarianterna.



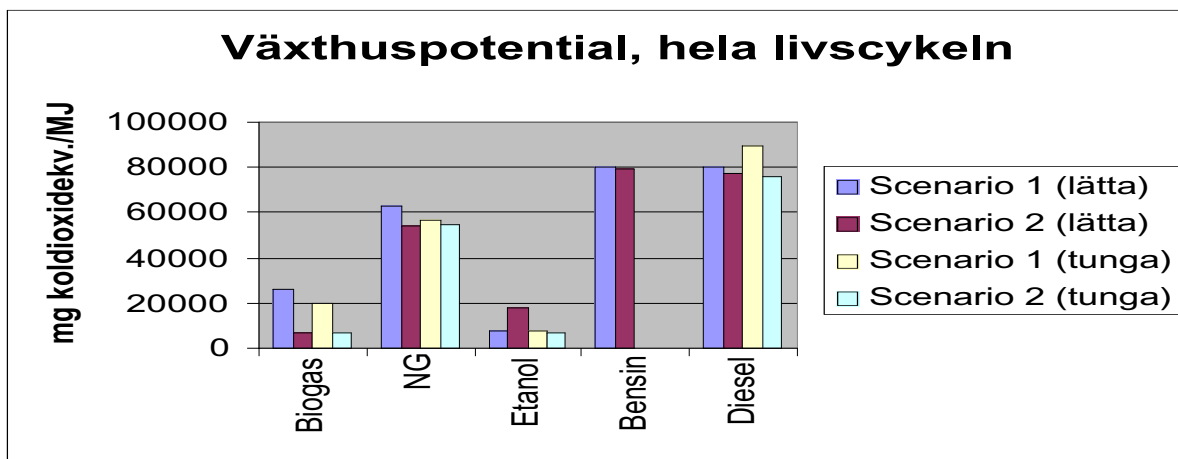
Figur 7. Växthuseffekt i koldioxidekvivalenter för de två anläggningstyperna för biogas i scenario 2. Gårdsanläggningen antas här ha samma procentuella elförbrukning för uppgradering och trycksättning som på kommunal anläggning. Medelvärde för de olika elbehoven på kommunal anläggning används (5/8 %). 2% metanspill antas för båda anläggningstyperna (vid uppgradering). Omräkningsfaktorer enligt Uppenberg S. och Lindfors L-G., (1999).



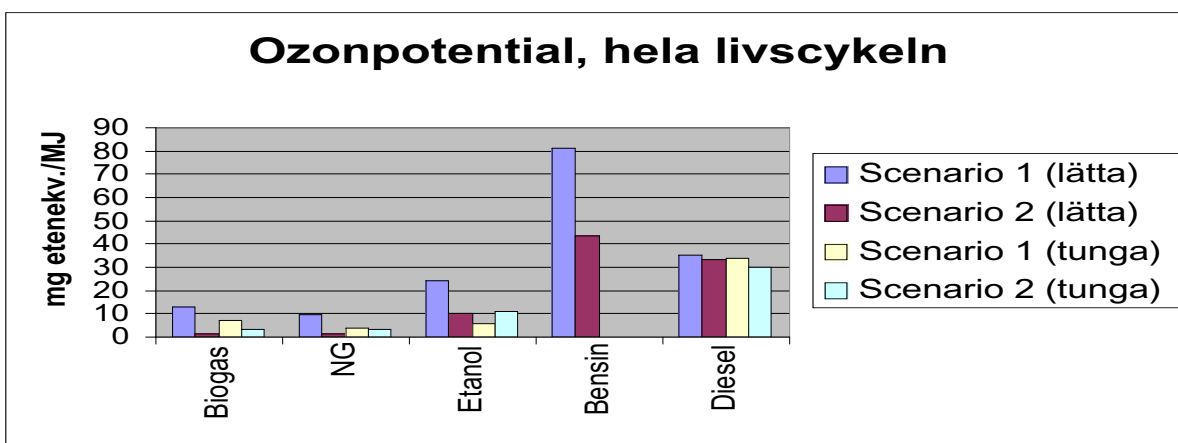
Figur 8. Potential för bildning av marknära ozon för de två anläggningstyperna för biogas i scenario 2. Samma förutsättningar som i diagrammet ovan.



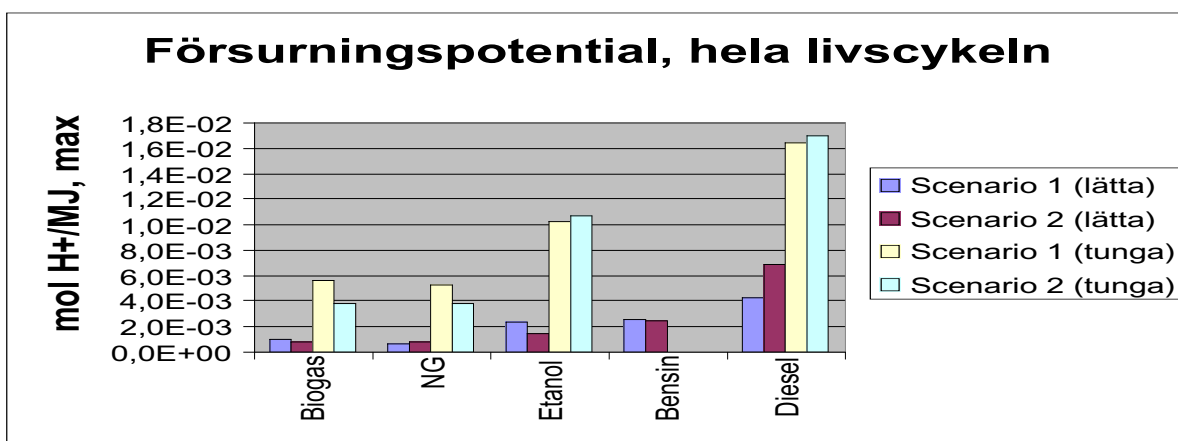
Figur 9. Försurningspotential för de två anläggningstyperna för biogas i scenario 2. . All SO_x antas i beräkningarna föreligga som SO_2 och all NO_x som NO_2 . I övrigt samma förutsättningar som i diagrammet ovan.



Figur 10. Växthuspotential för produktion+slutanvändning (lätta och tunga). Omräkningsfaktorer enligt Uppenberg S. och Lindfors L-G., (1999). För biogas i scenario 2 används medelvärdet för de olika produktionsvarianterna. Ett ”onödigt” läckage från biogasproduktionen i scenario 1 förklarar delvis skillnaden mot scenario 2.



Figur 11. Potential för bildande av marknära ozon i etenekvivalenter för produktion+slutanvändning (lätta och tunga fordon). Omräkningsfaktorer enligt Uppenberg S. och Lindfors L-G., (1999). För biogas i scenario 2 används medelvärdet för de olika produktionsvarianterna.



Figur 12. Försurningspotential för produktion+slutanvändning (lätta och tunga fordon). All SO_x antas i beräkningarna föreligga som SO_2 och all NO_x som NO_2 . Omräkningsfaktorer enligt Uppenberg S. och Lindfors L-G., (1999). För biogas i scenario 2 används medelvärdet för de olika produktionsvarianterna.

Ekonomiska aspekter beaktats inte i inventeringen. Nedan redovisas ett undantag. SIKA-Rapport 1999:6 innehåller ekonomiska värderingar över diverse föroreningar, bl.a. CO₂, partiklar, SO₂ och NO_x. Värdena ska i princip motsvara utsläppens samhällsekonomiska marginalkostnad. Koldioxid värderas till 1,50 kr/kg medan de mer regionalt och lokalt verkande föroreningarnas värdering räknas fram med en formel som tar hänsyn till utsläppets lokalisering och storlek på tätort där utsläppet sker. Beloppet anges för NO_x odifferentierat, dvs. samma värde oavsett ventilationsfaktor och befolkningsstorlek. Följande formel gäller för regionalt och lokalt verkande emissioner:

$$\text{Värdering/kg} = 0,029 * F_v * \sqrt{B} * \text{Värdering/exponeringsenhet}$$

F_v = Ventilationsfaktor (beroende på ventilationszon, för Kalmars del 1,0)

B = Befolkningens storlek

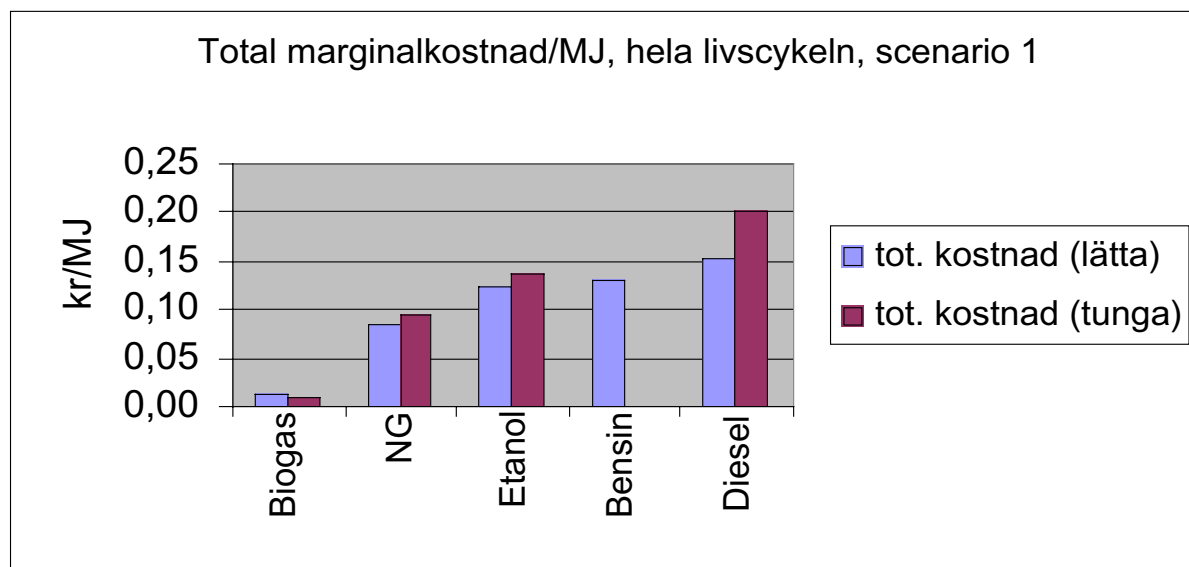
Tabell 18. Kostnader för utsläpp. Invånarantal i Kalmar: 30817 (Nordberg Å. *et al.*, 1998).

	Värdering kr/exponeringsenhet	Kalmars värdering kr/kg förorening.
Partiklar	340	1730
SO₂	10	50,9
NO_x	49 (odiff.)	49 (odiff.)
CO₂	-	1,50

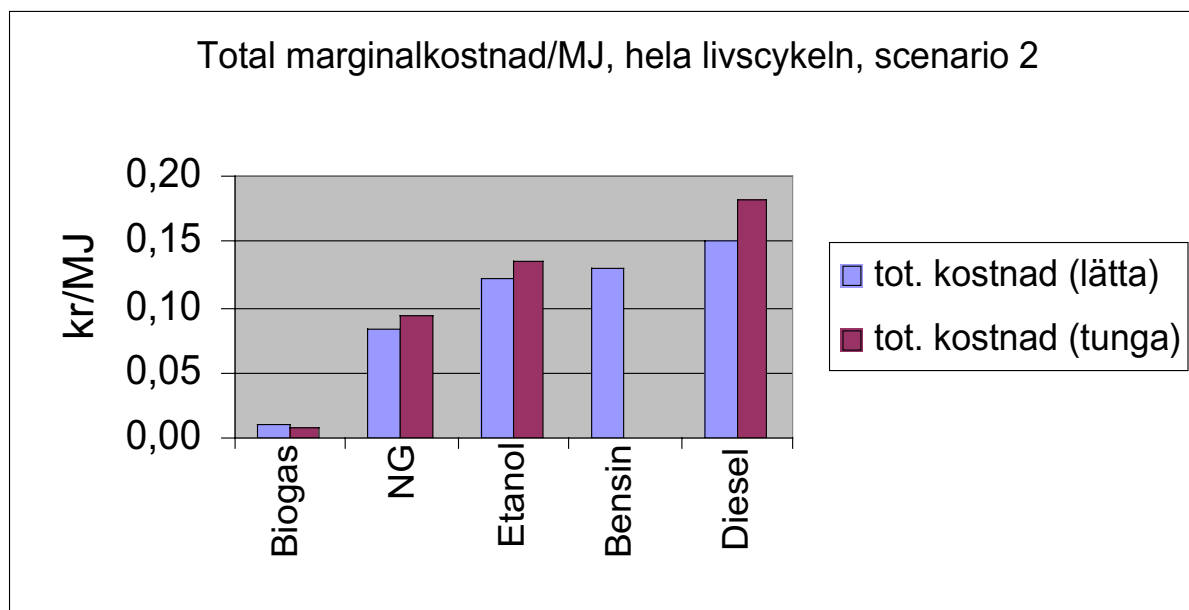
Källa: SIKA-Rapport 1999:6

De fyra parametrarna som SIKA prissätter är just de som biogasen är ”bäst” på. [Figur 13 och 14](#) visar att biogas är ett mycket ”ekonomiskt” drivmedel. Det skall dock betonas att metan inte ingår i beräkningarna, ej heller som koldioxidekvivalenter.

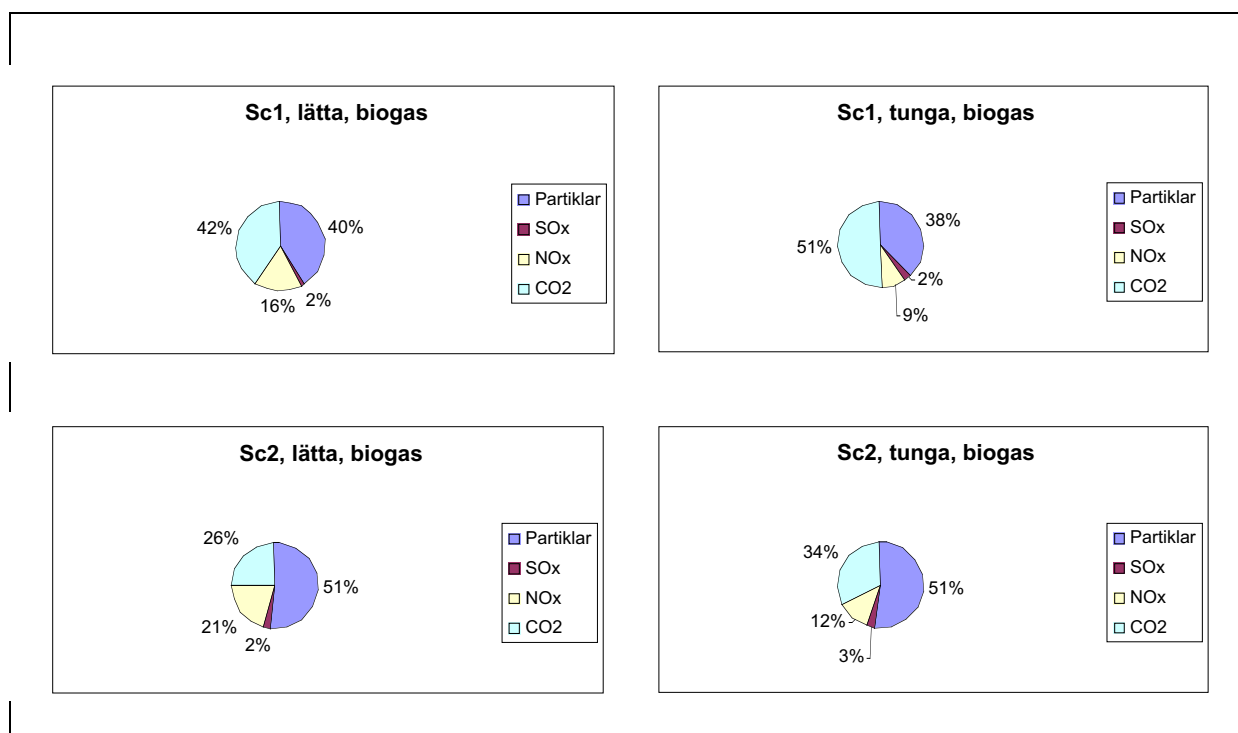
Om man gör det egna antagandet att koldioxidekvivalenter (1 metan=21 koldioxid) kan användas ökar biogasens kostnad på [koldioxidposten](#) med 5-6 gånger i *scenario 1* och 3-4 gånger i *scenario 2*. Detta till trots är biogasens kostnad fortfarande låg, koldioxidposten skulle förbli lägre än för bensin och diesel i alla kombinationer av scenarier och fordon.



Figur 13. Total marginalkostnad för de olika emissionerna enligt tabell 18 (lätta/tunga fordon). SO_x har likställts med SO₂ i beräkningarna. Observera dock att metan (eller dess koldioxidekvivalenter) inte ingår.



Figur 14. Total marginalkostnad för de olika emissionerna enligt tabell 18 (lätta/tunga fordon). SO_x har likställts med SO₂ i beräkningarna. För biogas i scenario 2 används medelvärdet för de olika produktionsvarianterna. Observera dock att metan (eller dess koldioxidekvivalenter) inte ingår.



Figur 15. Marginalkostnadens inbördes fördelning på de olika emissionerna på hela biogasens livscykel. Sc=Scenario. tunga/lätta=fordonstyp. I övrigt samma förutsättningar som i ovanstående figurer om marginalkostnad.

Substrattransporterna är större i *scenario 1*. De sker med dieseldriven lastbil vilket medför utsläpp av fossil CO₂. Detta är en förklaring till varför CO₂-delen är så stor som 40-50%. En annan bidragande orsak är det stora el-behovet som också innebär utsläpp av fossil CO₂. I *scenario 2* är transportarbetet mindre. Här slår partikelutsläpp från framförallt el-produktionen igenom tydligare (elen produceras med högre partikelutsläpp/MJ el i *scenario 2*).

7. Känslighetsanalys, *scenario 2*

För produktion av biogas i *scenario 2* har gjorts en del antaganden som läsaren kanske finner ogrundade och orealistiska. I detta kapitel påvisas effekterna av att t.ex. göra några alternativa avgränsningar av livscykeln. Som beräkningsunderlag används medelvärden för de olika produktionsvarianterna (om inte annat anges).

Hälften av vallodlingen

Att använda vallgröda som råvara för biogasproduktion har diskuterats ovan (kapitel 3.3). För att ge en uppfattning av hur mycket vallodling påverkar biogasens livscykel visas här vad det innebär om hälften av energibehovet för vallodling tillskrivs biogasen. Energiförbehovet för att producera vall uppgår till ca 3800 MJ/ha vall, främst diesel (odling, transport, ensilering) och utbytet till ca 7,5 ton TS/ha (Dalemo M. och Svingby M., 1998).

Dessa delsiffror gör att i *scenario 2* behövs ca. 2,3 % mer energi än i ursprungsläget. Eftersom emissionerna från odling, transport och ensilering kan variera kraftigt, bl.a. mellan olika jordbruksmaskiner, redovisas endast förändringar i energiförbehov. Eftersom den största delen av energin är av fossilt ursprung (diesel) kan man förvänta sig en ökning av åtminstone koldioxidemissionerna.

Metanspill 0 %

Om man ser ljust på framtidens uppgraderingsteknik och tänker sig en justering av *gårdsanläggningarnas* behandlingseenheter kanske läckaget av metan från denna post i *scenario 2* kan elimineras. Om så är fallet minskar den totala kolväteemissionen med lite drygt 50 %².

Rötrestens transport belastar biogasen.

Det kan argumenteras kring riktigheten att befria biogasens livscykel från rötresttransportens belastningar. I tabell 19 anges det energiförbehov och de emissionsnivåer som blir följden om rötrestens transport till lantbruket belastar drivmedelsproduktionen. Detta under förutsättning att rötresttransporten till lantbruket då substrat ska hämtas är fylld och att medelavståndet till avlämningsplatsen är detsamma som medelavståndet för substrathämtning (6,55 km), dvs. fördubblat transportarbete.

Tabell 19. Transportemissioner och energianvändning om rötresttransporten belastar biogasen. Energiförbehovet i MJ, resterande i mg.

CO₂	1,97E+11
CO	2,89E+07
NO_x	1,88E+09
NMHC	2,89E+07
Partiklar	5,78E+06
Energi	1,27E+06

Förändring jämfört med ursprungsfallet:

² En reduktion av metanförlusten ner till 0% är troligen inte ekonomiskt realiserbar lösning i små anläggningar. 1% metanförluster kan dock troligen nås med begränsad ökning av energiförbehovet (se del 2)

Den totala energianvändningen ökar ytterst marginellt, mindre än 1 % medan emissionen av fossil CO₂ ökar med ca. 17 %. Den största ökningen sker på NO_x-posten som stiger med nästan 53 %.

Dessa resultat visar också tendensen för hur utfallet skulle bli om man förutsatte färre anläggningar, men behöll de ursprungliga systemgränserna i övrigt.

Minskad elförbrukning

Eltjänsten för uppgradering och trycksättning i *scenario 1* och *gårdsanläggning* är hög jämfört med *kommunal anläggning* i *scenario 2* (ca 25 % jämfört med 5 % av energin som når behandlingsenheten). Om vi förutsätter att all rågas i *scenario 2* renas med utrustning i klass med *kommunal anläggnings* förändras energi och emissionsbilden något. Energinvändningen och NO_x-, SO_x- och CO₂-emissionerna minskar med mellan 2-8 %. Partikelemissionerna minskar med nästan 10% medan HC minskar endast marginellt.

Rötrestanvändning inkluderas

I föreliggande rapport ingår inte rötresten i det betraktade systemet utan anses tillhöra det ändamål den används till, vanligtvis gödningsmedel. Att rötresten (åtminstone från lantbruksrelaterade substrat) bör återföras till åkermarken och därmed sluta kretsloppet är uppenbart. Eftersom det i huvudsak är det organiska kolet som omvandlas i nedbrytningsprocessen finns alla mineraler och närsalter från ursprungsmaterialet kvar i rötresten. Dessutom har en del av det kväve som var organiskt bundet mineraliserats, dvs. omvandlats till ammoniumkväve som är mer växttillgängligt. Gödslingen med rötrest kan därmed ske med större precision vilket minskar kväveläckaget. Fördelar av mer praktisk och estetisk natur är att rötresten är mer lätthanterlig och mindre illaluktande än inkommande substrat.

Dalemo M. och Svingby M., (1998) har i sin LCA av biogasproduktion för drivmedel studerat även ett "utvidgat system" där användning av rötrest inkluderas i systemet. Ett nettotillskott av näringsämnen till lantbruket kan ske eftersom rötresten även innehåller näring från icke lantbruksrelaterade substrat (i rapporten = hushållsavfall). Detta leder till förändrad miljöbelastning pga. minskat behov av handelsgödsel.

Förändringen jämfört med bassystemet (inget utnyttjande av rötrest) anges till bl.a. minskning av:

- fossilbränsleåtgång med nästan 90 %
- CO₂-emissioner med 60 %
- NO_x-emissioner med 40 %

Metanemissionerna förblev oförändrade medan ammoniakavgången ökade från noll till 0,7 g/kWh biogas tillgänglig för tankning.

Denna rapport har dock andra antagande och förutsättningar än föreliggande dito och resultaten kan därmed inte överföras.

8. Diskussion

Produktion

Biogasproduktionen i *scenario 1* medför större miljöbelastning och energianvändningen än prognosen för *scenario 2*. Detta trots att elen är ”smutsigare” år 2008 och att inga direkta framtidsvärden (läs: förbättrade värden) används i produktionen för *scenario 2*. En stor skillnad är dock att *scenario 1* grundas på faktiska värden och data medan *scenario 2*, åtminstone delvis, bygger på teoretiska data. Som vi alla får erfara då och då går teori och praktik inte alltid ihop. Kalmars biogasanläggning driftsattes sommaren 1998. Att processer och styrning skall vara helt intrimmad redan till 1999 är nog väl optimistiskt. Ett bra exempel är läckaget från rötrestlagret (se kapitel 4.3). Detta läckage går att eliminera, i dagsläget finns anslutningsmöjlighet för en ledning från toppen av rötrestmagasinet som kan leda tillbaks biogas till t.ex. gasklockan. Idag går gasen fritt ut till atmosfären. Om detta läckage inte förelåg skulle metanemissionerna minska med en dryg tredjedel jämfört med det värde som presenteras i resultatdelen för *scenario 1*.

Elbehovet för uppgradering och trycksättning i *scenario 1* är anmärkningsvärt stort jämfört med det i *scenario 2*. Om man utgår från att underlagsdata och beräkningar är korrekta kan ingen bra förklaring till det stora behovet presenteras av författaren. Kanske kan det tillskrivas felaktiga inställningar eller dålig utrustning?

I *scenario 1* används el och i *scenario 2* biogas för att värma upp substraten.. Emissionerna av fossil CO₂ är noll vid gasförbränningen men belastar med 5200 mg/MJ_{el} för *scenario 1*. Partikelutsläppen är tusentals gånger högre för el jämfört med samma energi förbränd biogas. Svaveloxidemissionerna är något högre för el medan kväveoxiderna som enda parameter ger sämre värden då energin kommer från biogas istället för från el. I dagsläget använder även Kalmars biogasanläggning internt producerad biogas för uppvärmning och skulle således i dagsläget förmodligen kunna visa upp förbättrade siffror på ett antal parametrar.

Tyvärr har det inte funnits dataunderlag för att redovisa energianvändningen uppdelad på fossil respektive förnyelsebar del, el kan t.ex. produceras på många olika sätt. Om man förutsätter biogasdrivna insamlingsfordon, grön el och intern gasförbränning används egentligen ingen fossil energi alls. Ett energibehov (MJ/MJ_{bränsle}) på 50% som i *scenario 1* jämfört med t.ex. bensin som ligger kring 10% behöver därför inte innebära att biogasen är energiineffektiv med avseende på fossil energianvändning.

En vital frågeställning i sammanhanget är om biogasproduktion till drivmedel är en miljö fördel totalt sett. Som visas i resultaten är t.ex. metanläckage en otrevlig bieffekt från produktionen. Vad skulle det innebära om rötningen inte genomfördes? För metangasens del handlar det till stor del om syreförhållanden. Organiskt material som deponeras bildar ganska mycket metan och även om moderna deponier kan vara utrustade med gasuppsamlade system samlar dessa inte in mer än kanske lite drygt hälften av den bildade gasen. Gödsel som producerar 100 m³ metan på en biogasanläggning kan enligt en dansk källa (Energistyrelsen, 1995. ”Biogasaellensanlæg – fra idé til realitet”) alstra 20 m³ metan, som allt går direkt till atmosfären, om det ligger kvar och bryts ned i en gödselbrunn på en bondgård. Vad avser metan och gödsel är det alltså en miljövinna att röta så länge metanförlosterna är mindre än 20% av producerad gas. I *scenario 1* är det totala metanspillet (för hela systemet) ca. 3 % av producerad gas och i *scenario 2* ca 1 %.

Hela livscykeln

Att bara se till produktionssteget är orättvist mot biobränslen. Till skillnad mot fossila bränslen som finns "färdiga" i naturen måste biobränslen framställas mer eller mindre aktivt. När vi betraktar hela livscykeln dvs. produktion och slutanvändning visar resultaten ganska tydligt att biogas trots detta är ett gott val för en miljömedveten individ. De fossila alternativen har mycket stor miljöpåverkan i ett livscykelperspektiv, framförallt i slutanvändningssteget. Biogas och etanol framstår båda som bra drivmedelsalternativ och inget är klar vinnare i alla kategorier. Att utnämna det ena eller andra till segrare innebär att man måste väga även de redan grupperade och viktade posterna. Är klimatpåverkan viktigare än marknära ozon? Är energibesparing viktigare än försurning? Dessutom är det viktigt att återigen poängtera att underlaget för bränslenas livscykel är hämtat ur olika rapporter och ingen är identisk vad gäller systemgränser och antaganden. Särskilt gäller detta slutanvändarna som mellan de olika scenarierna har markant förändrade förutsättningar. Det som kanske tydligast kan utläsas av livscykelresultaten är att de två fossila petroleumbaserade bränslena bensin och diesel hamnar sist på miljörankingen.

Ytterligare en anledning till att undvika fossila energikällor är att dessa inte skulle alstra några emissioner alls om de inte exploaterades och användes som bränsle. Det organiska material som ger biogas kan bilda metan även utan antropogen påverkan, såsom sker i t.ex. mossar och myrar (samma resonemang kan till viss del gälla även för etanol, särskilt om den produceras av cellulosa). Kanske är det ett sådant resonemang som gör att samhällets marginalkostnaderna enligt värden från SIKA-Rapport 1999:6 blir så låga för biogas? I rapporten ingår ingen prislapp på metan men väl på (fossil) koldioxid.

Tilltalande med biogasproduktion som helhet är att den använder ett "förnyelsebart avfall" (vallgrödor undantaget) som råvara, tar tillvara energi som annars skulle förloras till atmosfären och dessutom ger en restprodukt som ur näringssynpunkt är minst lika bra som råvaran. Utmaningen ligger i att eliminera läckage och optimera processerna som slutligen leder fram till ett högklassigt drivmedel. Behandlingen till drivmedelskvalitet medför vissa miljönackdelar, tex. metanspill från uppgradering³. Dessa undviks om rågasen förbränns obehandlad såsom sker i biogasvärmeverk. Generellt bör dock lågvärdiga energibärare, t.ex. träbränslen användas för uppvärmningsändamål och biogas med sin höga exergi till fordonsbränsle eller liknande, mer krävande applikationer.

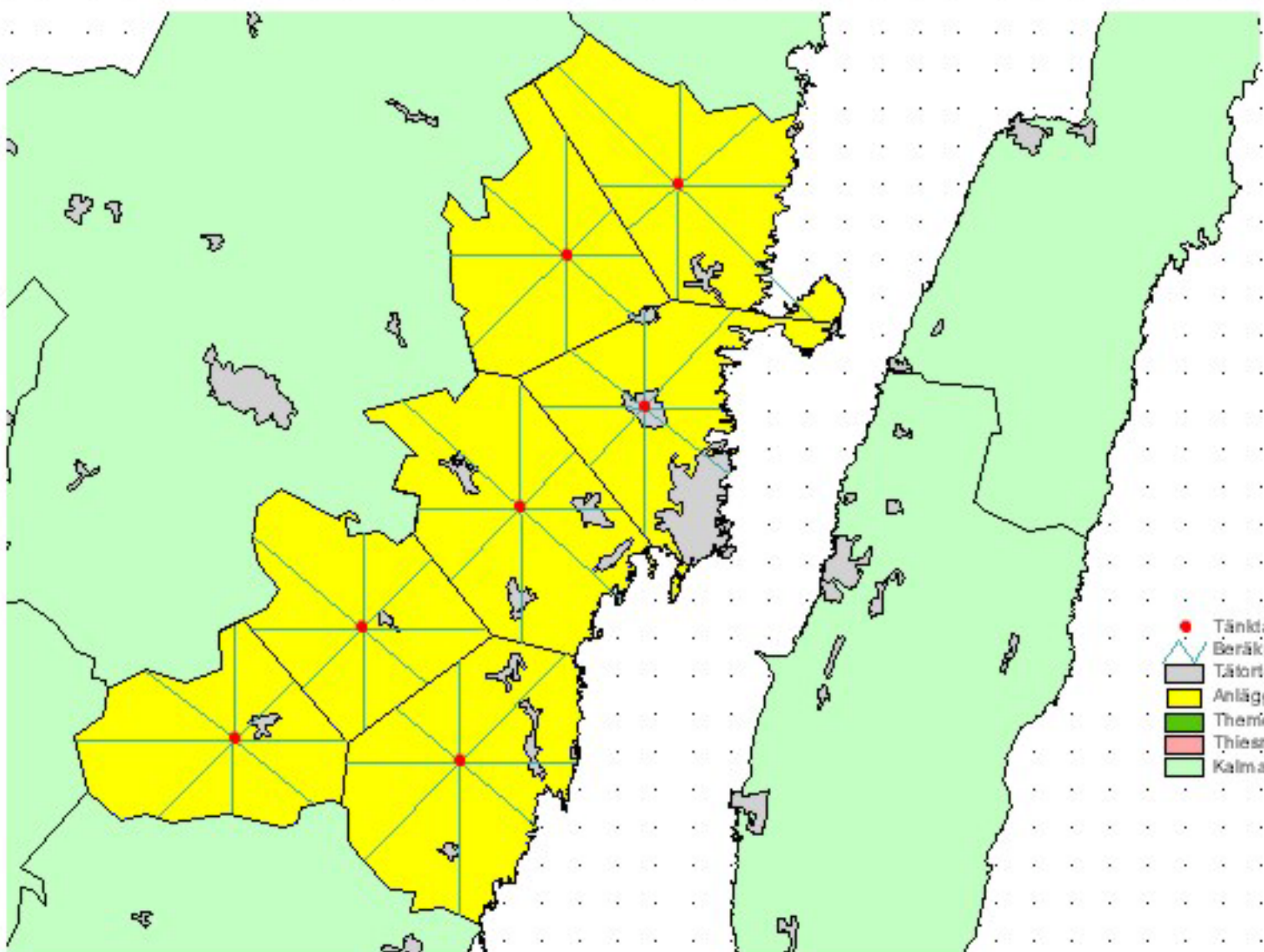
Biogas är redan i dagsläget ett miljömässigt bra drivmedel och resultaten visar dessutom att det finns goda möjligheter till betydande förbättringar i framtiden.

³ Se del 2

9. Referenser

- Andersson K., 2000. Personlig kontakt med Kjell Andersson, Naturvårdsverket, kan@environ.se
- Arnäs P-O. *et al.*, 1997. *Livscykelanalys av drivmedel –en studie med utgångspunkt från svenska förhållanden och bästa tillgängliga teknik*. Chalmers Tekniska Högskola, Inst. för Transportteknik.
- Bjurling K. och Svärd Å., 1998. *Samrötning av organiskt avfall -En studie av svenska biogasanläggningar*. Examensarbete vid Lunds Tekniska Högskola.
- Blinge M., 1996. *Jämförande analys av producerade rapporter kring livscykelanalyser av drivmedel*, Chalmers Tekniska Högskola, Inst. för Transportteknik.
- Blinge M., 2000. Personlig kontakt med Magnus Blinge, Chalmers Tekniska Högskola, 031-772 51 55.
- Brolin L. *et al.*, 1995. *Biogas som drivmedel till fordon*, KFB-Rapport 1995:3.
- Dahl A., 2000. Muntliga uppgifter från Anders Dahl, BioMil AB, 046-14 80 70 via Linné M., (2000).
- Dalemo M. och Svingby M., 1998. *LCA av biogas. Miljöbelastningsprofiler för produktion av biogas för fordonsdrift*, JTI.
- Egebäck K-E., 1997. *Emissionsfaktorer för fordon drivna med fossila respektive alternativa bränslen*, KFB-meddelande 1997:22
- Englund S. och Kärrmarck U., 1998. *Biogas som fordonsbränsle*, SOU 1998:157.
- Eriksson A., 1991. *Biogas i Uppsala –potential och teknik*, KTH.
- Eriksson L., 2000. Personlig kontakt med Liselotte Eriksson, Kalmar Vatten och Renhållning AB, tel. 0480-45 12 08.
- Gruvberger C., 2000. Personlig kontakt med Christoffer Gruvberger, JTI, christopher.gruvberger@jti.slu.se
http://www.ntm.a.se/emissioner/underlagsdata/udata_lastbil.htm (2000-03-07)
- Johansson C., 2000. Personlig kontakt med Christer Johansson, Karpalunds biogasanläggning, 044-718 01.
- Jönsson O., 2000. Personlig kontakt med Owe Jönsson, Svenskt Gastekniskt Center, 040-24 43 12.
- Linné M., 2000. Personlig kontakt med Marita Linné, BioMil AB, 046-14 80 70
- Ljungar S., 2000. Personlig kontakt med Staffan Ljungar, Staffan Ljungar Åkeri, 0480-288 70 (fax).
- Lloyd O., 2000. Personlig kontakt med Ola Lloyd, Lloyd Engineering AB, 040-55 11 55
- Lothigius J., 1997. *Biogas för fordonsdrift. Resultat från forskning och försök*. KFB-Rapport 1997:33.
- Maltesson HÅ., 1997. *Biogas för fordonsdrift. Kvalitetsspecifikation*. KFB-Rapport 1997:4.
- Nordberg Å. *et al.*, 1997. *Samrötning av vallgrödor och källsorterat hushållsavfall*, JTI-rapport nr 13.
- Nordberg Å. *et al.*, 1998. *Biogaspotential och framtida anläggningar i Sverige*, JTI-rapport nr 17.
- Nordberg Å. och Edström M., 1997. *Optimering av biogasprocess för lantbruksrelaterade biomassor*, JTI-rapport nr 11.
- Norin E., 1998. *Biogas...eller vad man kan göra av ruttna äpplen*, Svenska Biogasföreningen.
- Olsson L-E., 2000. Personlig kontakt med Lars-Erik Olsson, ANOX, leo@anox.se

- Ottosson T., 2000. Personlig kontakt med Thomas Ottosson, Kalmar Vatten och Renhållning AB, 0480-45 12 63.
- Person O., 2000. Personlig kontakt med Ola Person, Kalmar Vatten och Renhållning AB, 0480-45 12 60.
- Pettersson O., 2000. Personlig kontakt med Olof Pettersson, Läckeby Water AB, 0480-381 20.
- Rahm L. *et al.*, 1997. *Biogas som drivmedel för fordon. Stockholm. KFB-Rapport 1997:37.*
- Rosenqwist M., 2000. Personlig kontakt med Michael Rosenqwist, Creon AB, 0480-49 10 79.
- Rybczynski H., 2000. *MILJÖRAPPORT 1999 för KALMAR BIOGASANLÄGGNING*, 2000. Kalmar Vatten och Renhållning AB. 0480-45 00 00
- SIKA-Rapport 1999:6. *Översyn av samhällsekonomiska kalkylprinciper och kalkylvärden på transportområdet.*
- Sundberg M. *et al.*, 1997. *Biogas i framtida lantbruk och kretsloppssamhällen –Effekter på mark, miljö och ekonomi, JTI-rapport nr 12.*
- Uppenberg S. *et al.*, 1999. *Miljöfaktabok för bränslen, IVL.*
- Uppenberg S. och Lindfors L-G., 1999. *Produktspecifika utgångspunkter för drivmedel, IVL.*
- Vågdahl K., 1999. *Distribution av biogas i naturgasnätet. Rapport SGC 101, Chalmers Tekniska Högskola.*



- Tänkta anläggningar
- Beräkningsgrundande transportsträckor
- Tätorter
- Anläggningens upptagningsområde
- Themi4.shp
- Thiesn3.shp
- Kalmar län

20 0 20 40 Kilometers

DEL 2

Metanförluster vid uppgradering av biogas

Innehållsförteckning

sida

Innehållsförteckning	1
1 Allmänt	2
2 Reducering av metanförluster	2
3 Uppgradering med TVA (tryckvattenabsorption)	3
4 Reningsgrad	4
5 Partiell desorption	4
6 Jämförande miljöpåverkan	5
7 Slutsats	7

1 Allmänt

De metoder som i dagsläget utnyttjas för uppgradering av olika biogaser till fordonsbränsle eller naturgaskvalitet är följande:

- Absorption med vatten vid förhöjt tryck
 - a) genomflödessystem
 - b) recirkulerande system
- Absorption med Selexol®
- Pressure Swing Adsorption
- Vätta membran
- Torra membran

Följande gäller för Sverige i april 2001:

Den mest använda metoden är absorption med vatten vid förhöjt tryck. Åtta anläggningar finns i drift och fördelningen mellan genomflödes- och recirkulerande system är 4/4. Membranseparering med torra membran finns ännu inte i landet, medan en anläggning med vätta membran är under uppförande. PSA- anläggningar finns som mindre pilotanläggningar i tre installationer, men två fullskaleanläggningar är under uppförande. En anläggning som utnyttjar Selexol® är i drift för produktion av syntetisk naturgas från biogas och propan.

Gemensamt för alla dessa anläggningstyper är, att de skall separera koldioxid från metan. En sådan separation kan inte praktiskt drivas till att ren metan respektive koldioxid erhålles, utan en koldioxidrik och en metanrik fraktion erhålles. Den koldioxidrika fraktionen betraktas normalt som ett avfall och släpps ut till atmosfären. Eftersom fraktionen även innehåller en mindre mängd metan, uppstår ett utsläpp av metan till atmosfären. Denna metanmängd utgör också ett spill, eller en förlust av metan, för uppgraderingsanläggningen.

2 Reducering av metanförluster

Metanförlusterna är en källa till ökning av växthusgaserna i atmosfären. Av denna anledning är det viktigt att reducera metanutsläppen. Vid uppgradering av biogas styrs processen av halten metan i den producerade rengasen. För att gasen skall kunna utnyttjas kommersiellt som fordonsbränsle, bör gasen uppfylla någon av de två gaskvaliteter som anges i svensk standard, SS 15 54 38. Standarden anger höga halter av metan i rengasen, vilket får till följd att en relativt stor andel metan hamnar i koldioxidfraktionen, eller restgasen. Detta gäller i varierande grad för alla typer av uppgraderingsprocesser.

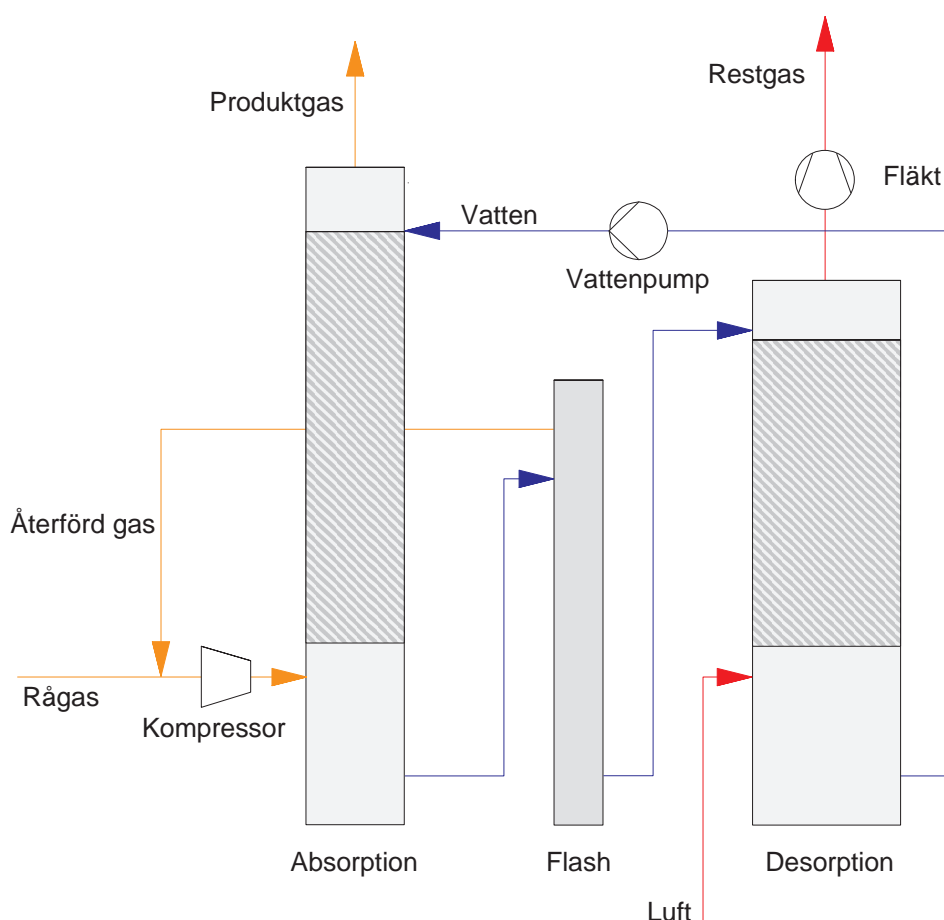
Den i Sverige vanligaste uppgraderingsmetoden är absorption av koldioxid i vatten vid förhöjt tryck. Som exempel på effekter av olika reningsgrad och metanförluster har därför ett sådant system valts som beräkningsgrund nedan.

3 Uppgradering med TVA (tryckvattenabsorption)

Processen för separering av metan och koldioxid med vatten utnyttjar egenskapen, att koldioxid har mycket högre löslighet i vatten än metan. Metoden finns i två principiella utföranden, dels med enkelt genomflöde av vatten, dels med cirkulerande vattensystem. Den metan som lösts i vattnet vid absorptionen kommer att avgå till atmosfären, antingen vid utsläpp av förbrukat vatten, eller vid regenerering av cirkulerande vatten genom desorption.

För att undvika utsläpp av stora mängder metan, görs en partiell desorption, flashning, av vattnet efter absorptionen och den frigjorda gasen återförs till absorptionssteget. Detta innebär att den gasmängd som skall behandlas ökar i förhållande till rågasflödet. Ett ökat gasflöde innebär en större åtgång av elektrisk energi i kompressor och tryckvattenpump. Det kan också innebära att storlekarna på kompressor och pump måste ökas, men någon hänsyn till detta har inte tagits i denna beräkning.

Se vidare förenklad skiss nedan.



Figur 1. TVA med cirkulerande vattensystem

4 Reningsgrad

Metanförlusterna utan återvinning genom flashning är beroende av dels reningsgraden för produktgasen, dels rågasens sammansättning. Se diagram nedan.

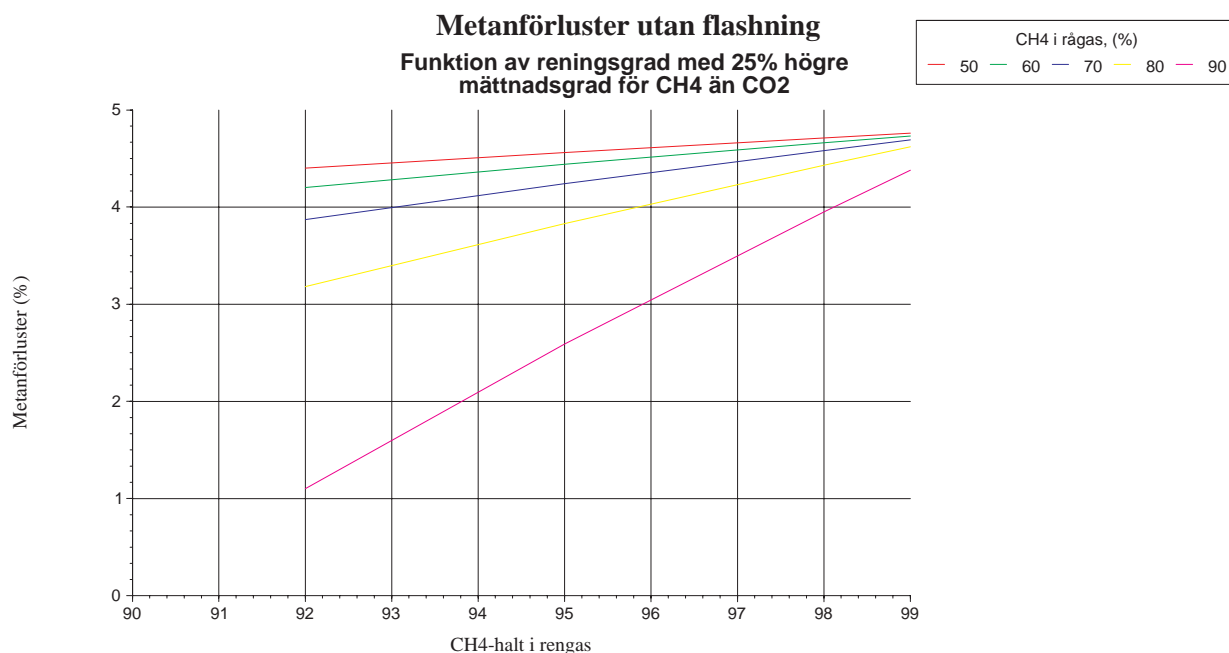


Diagram 1. Metanförluster utan flashning.

Metanförlusterna ökar med ökande reningsgrad eftersom den drivande kraften för koldioxidabsorption (partialtrycket) minskar vid sjunkande koldioxidhalt. Systemtrycket och/eller vattenmängden måste därför ökas, varvid mängden löst metan i vattnet ökar.

Vid ökande halt metan i rågasen minskar metanförlusterna. Detta beror på att koncentrationen av koldioxid i vattnet minskar och den drivande kraften (avstånd från jämviktskoncentration) ökar. Systemtryck/vattenmängd kan då minskas och en mindre mängd metan löses i vattnet.

Noteras bör, att metanförlusterna är större än 2% för alla rågassammansättningar vid en reningsgrad till minst 95% metan i produktgasen. En metanförlust på maximalt 2% är vad som hittills normalt krävs från beställare vid upphandling av uppgraderingsanläggningar.

5 Partiell desorption

Alla anläggningar som utnyttjar TVA som uppgraderingsmetod kräver således, enligt diagrammet ovan, flashning och återföring av gas till absorptionssystemet. Detta innebär att effektbehovet ökar för anläggningens kompressorer och vattenpumpar. Diagrammet nedan visar den relativa ökningen i effektbehov som funktion av metanförlusten för två olika reningsgrader för produktgasen. Reningsgraderna, 95% och 99%, utgör ytterlighetsvärdena för Biogas Typ B i svensk standard, SS 15 54 38.

Relativ effektförbrukning som funktion av metanförluster vid absorption med vatten

Förutsättningar:
Systemtryck=14 ata, temperatur=20C, 70% CH4 i rågas
Mättnadsgrad CO2: abs=56%, flash=120%
Mättnadsgrad CH4: abs=70%, flash=120%
El/Mekanisk verkningsgrad: Pump=95%, kompressor=85%
Pumpverkningsgrad=80%, exponent i polytrop=1.25

%CH4 i rengas
— 95 — 99

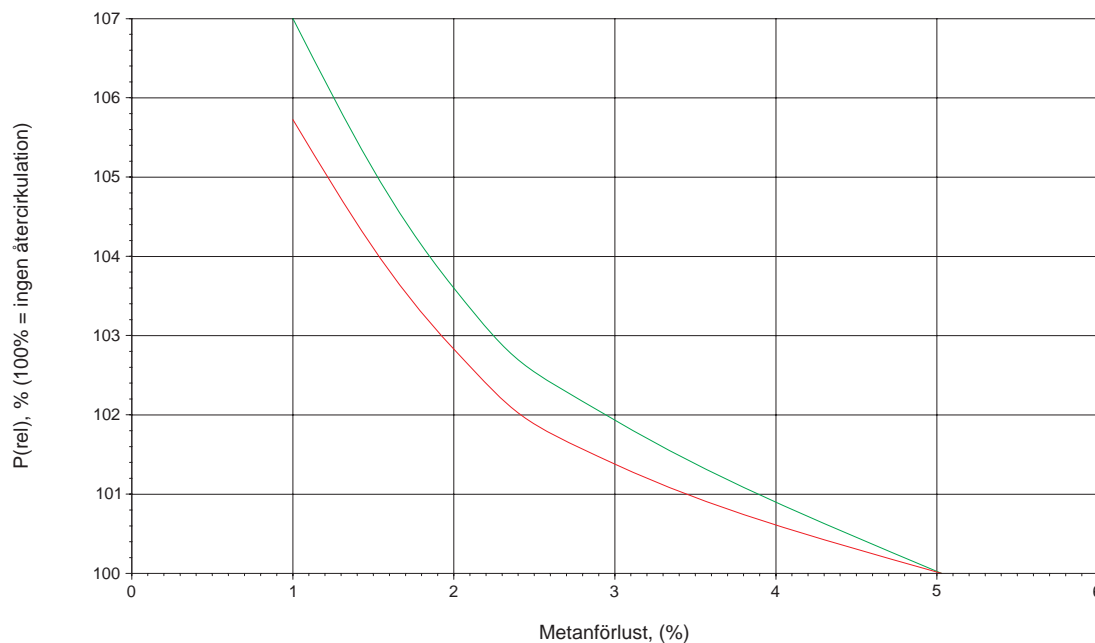


Diagram 2. Relativ effektförbrukning vid partiell desorption.

Effektbehovet 100% avser en process utan flashning, dvs med maximal metanförlust.

Som framgår av diagrammet, är effektbehovsökningen måttlig även för höga reningsgrader och små metanförluster.

6 Jämförande miljöpåverkan

Ovanstående värden har använts som indata till de beräkningsfall som används i del 1 av rapporten. När effektbehovsökningen vägs ihop med övriga parametrar i del 1, erhålles nedanstående diagram.

Beräkningarna i del 1 av rapporten har korrigerats så att hänsyn tas till metanförluster även vid beräkning av mängd producerat bränsle, dvs att metanförlusten, förutom miljöbelastning, utgör ett produktionsbortfall.

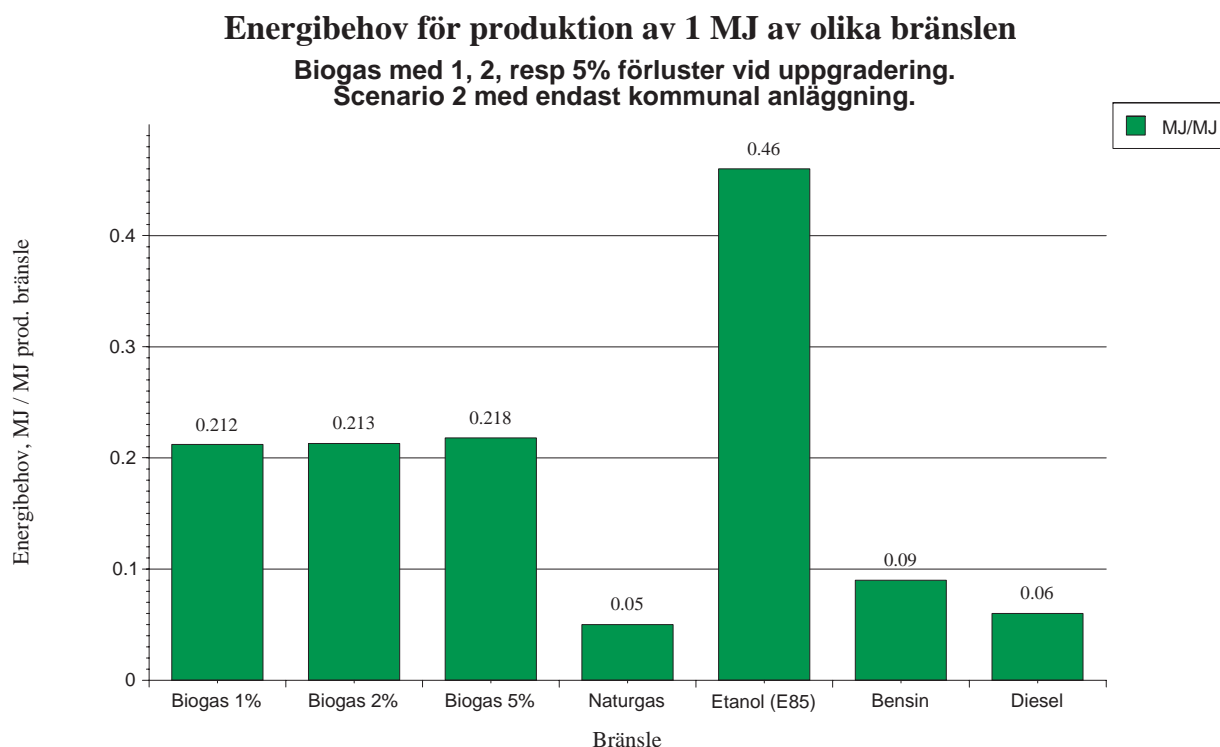


Diagram 3. Energimässig miljöbelastning för olika bränslen

Som framgår av diagram 3, är förändringen i miljöpåverkan avseende energibehov vid produktion av bränslet i det närmaste försumbar.

Den största effekten av metanförluster innebär utsläpp av metan till atmosfären. Detta innebär i sin tur att mängderna emitterade växthusgaser förändras, eftersom metan räknas som en växthusgas. Miljöbelastningen för biogas som fordonbränsle ökar markant om metanförlusterna blir stora.

I diagram 4 nedan, visas biogasens miljöbelastning som växthusgas i form av koldioxidekvivalenter. Som omräkningsfaktor för metan till koldioxid har antagits att 21 mg CO₂ motsvarar 1 mg CH₄, på samma sätt som i del 1 av rapporten. Data för jämförda bränslen är desamma som i del 1.

Endast Scenario 2 med kommunal biogas- och uppgraderingsanläggning har tagits med i denna jämförelse, eftersom data från Scenario 1 och gårdsanläggningar bedömdes innehålla en stor andel extraordinära utsläpp av metan, vilka till viss del maskerar resultatet av denna beräkning.

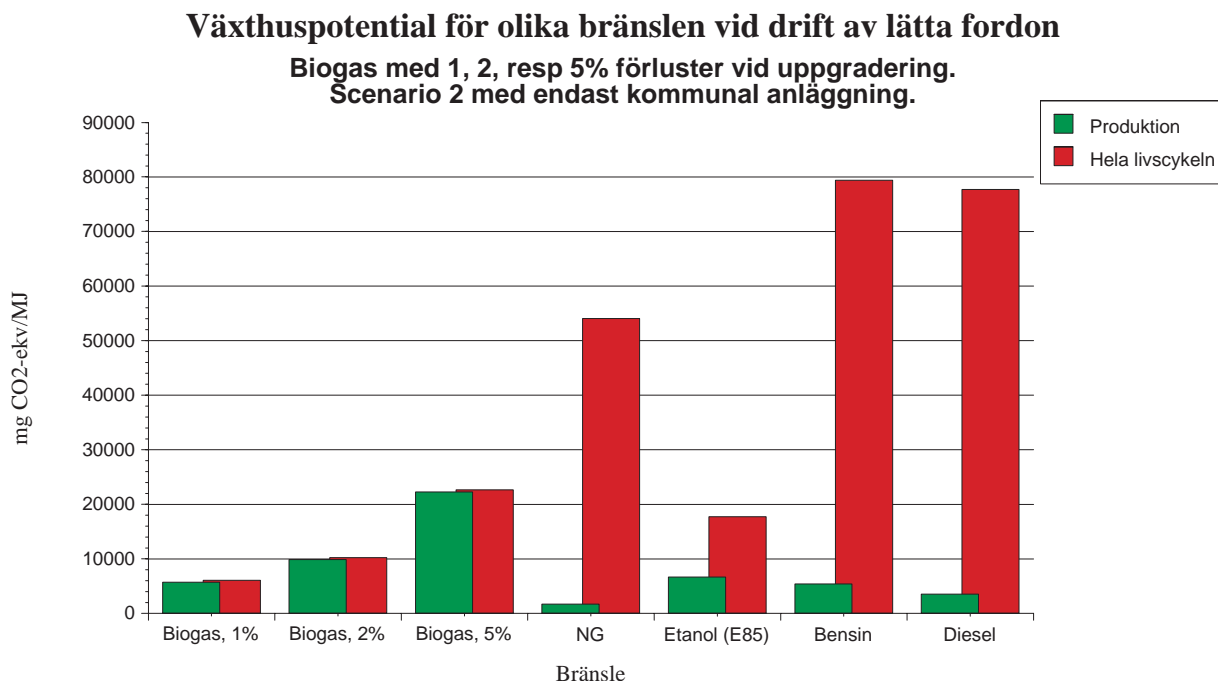


Diagram 4. Jämförelse av växthuspotential för olika bränslen.

7 Slutsats

En hög reningsgrad och små metanförluster har en mycket marginell inverkan på energiåtgången för en uppgraderingsanläggning som arbetar med absorption i tryckvatten. Vidare ger utsläpp av metan en mycket snabbt ökande miljöpåverkan i form av utsläpp av växthusgaser vid ökande metanförluster.

Det torde således vara gynnsamt att begränsa metanförlusterna så långt som möjligt.

I denna beräkning har endast uppgradering med TVA behandlats. Det kan vara intressant att utföra beräkningar även på andra metoder för att utröna hur stora skillnader som föreligger mellan olika metoder. Detta kan eventuellt få en avgörande inverkan på processval, om miljöpåverkan kläds i ekonomiska termer.



SE-205 09 MALMÖ • TEL 040-24 43 10 • FAX 040-24 43 14
Hemsida www.sgc.se • epost info@sgc.se
