

# Sammenligning af miljøpåvirkningen af konkurrerende jordbrugsprodukter

Bo P. Weidema og Anne Merete Nielsen  
2.-0 LCA consultants

Niels Halberg og Ib S. Kristensen  
Danmarks jordbrugsforskning

Claus M. Jespersen  
Slagteriernes Forskningsinstitut

Lis Thodberg  
Solum Gruppen

Miljøstyrelsen vil, når lejligheden gives, offentliggøre rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, finansieret af Miljøstyrelsens undersøgelsesbevilling.

Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter.

Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

# Indhold

<b>INDHOLD</b>	<b>3</b>
<b>FORORD</b>	<b>5</b>
<b>SAMMENFATNING OG KONKLUSIONER</b>	<b>7</b>
<b>SUMMARY AND CONCLUSIONS</b>	<b>11</b>
<b>1 DATAINDSAMLING OG MILJØVURDERING FOR SVINEKØD</b>	<b>15</b>
1.1 GEOGRAFISK OG TEKNOLOGISK AFGRÆNSNING	15
1.2 DATAINDSAMLING OG MODELLERING	15
1.2.1 <i>Planlægning af dataindsamling</i>	15
1.2.2 <i>Data for udenlandske produkter</i>	16
1.2.3 <i>Identifikation af dokumenterbare forskelle</i>	17
1.2.4 <i>Modellering med henblik på sammenligning</i>	18
1.3 RESULTATER	20
1.3.1 <i>Miljøvurdering uden sted-karakterisering</i>	21
1.3.2 <i>Miljøvurdering med stedkarakterisering</i>	22
1.3.3 <i>Følsomhedsvurderinger</i>	23
1.3.4 <i>Fokusering på de væsentligste miljøparametre</i>	26
1.4 ANBEFALINGER I FORHOLD TIL DANSK MILJØINDSATS	26
<b>2 DATAINDSAMLING OG MILJØVURDERING FOR MÆLK</b>	<b>28</b>
2.1 GEOGRAFISK OG TEKNOLOGISK AFGRÆNSNING	28
2.2 DATAINDSAMLING OG MODELLERING	30
2.3 RESULTATER	31
2.4 ANBEFALINGER I FORHOLD TIL DANSK MILJØINDSATS	36
<b>3 MARKEDER OG MILJØSTRATEGI</b>	<b>38</b>
3.1 INTRODUKTION OG METODE	38
3.2 MÆLK	39
3.3 SVINEKØD	40
3.4 SAMMENFATTENDE VURDERING	42
<b>HENVISNINGER</b>	<b>43</b>
BILAG A. PIG PRODUCTION IN 5 DIFFERENT COUNTRIES. PRODUCTION TECHNOLOGY AND ENVIRONMENTAL DATA	45
BILAG B. PIG PRODUCTION IN THE NETHERLANDS	63
BILAG C. PIG PRODUCTION IN SPAIN	65
BILAG D. PIG PRODUCTION IN THE USA AND BRAZIL	81
BILAG E. BIDRAG FRA SVINESLAGTNING FOR 5 LANDE	89



# Forord

Dette er den endelige rapport fra projektet "Sammenligning af miljøpåvirkningen af konkurrerende jordbrugsprodukter" finansieret af Miljøstyrelsens udviklingsordning under Program for renere produkter mv.

## Baggrund og formål

Dette projekt har sin baggrund i det fremsyn som blev udarbejdet i projektet "Produktorienteret miljøindsats i landbrugssektoren - forudsætninger og fremsyn". Dette fremsyn (endnu ikke publiceret; forudsætningerne er publiceret i Thodberg et al. 2004) indeholdt en projektskitse til nærværende projekt, som led i det ene af tre udviklingsforløb kaldet: "Miljødokumentation som konkurrenceparameter".

I det beskrevne udviklingsforløb lægges vægten på at fastholde og udvide markedsandele for danske jordbrugsprodukter ved at kunne dokumentere de danske produkters miljøpåvirkning i forhold til udenlandske. Dette forudsætter kendskab dels til de danske produkters miljømæssige styrkepositioner, dels til de områder hvor det er særligt nødvendigt at forbedre de danske produkters miljøpræstation, og endelig til hvordan miljø indgår som konkurrenceparameter på de enkelte markeder af betydning for danske jordbrugsprodukter.

Nærværende projekt sigter derfor mod at forbedre vidensgrundlaget for strategiske beslutninger der kan fremme danske produkters miljømæssige styrkeposition på det nationale og internationale marked.

Mere specifikt er det projektets formål:

- at belyse miljøpåvirkningerne i livscyklusperspektiv for væsentlige danske jordbrugsprodukter (svinekød, mælkeprodukter) i sammenligning med konkurrerende produkter,
- at identificere og prioritere de områder hvor den danske miljøindsats kan forbedres i forhold til de nævnte produkter,
- at belyse hvorledes de danske virksomheder kan udnytte denne viden på det internationale marked.

Projektets målgruppe er beslutningstagere i danske fødevarer virksomheder, og de organisationer og myndigheder der er repræsenteret i Miljøstyrelsens produktpanel for landbrugsområdet.

## Projektets organisering

Projektet er udført i to delprojekter, hver med sin projektgruppe.

For svinekød har Slagteriernes Forskningsinstitut (Niels Lyng Madsen og Claus Mosby Jespersen) ledet en projektgruppe fra Danish Crown (Charlotte Thy og Claus Skodborg Nielsen), 2.-0 LCA consultants (Bo Weidema og Anne Merete Nielsen), Danmarks Jordbrugsforskning (Niels Halberg),

Danske Slagterier (Karsten Bruun Rasmussen), Landsudvalget for Svin, Afdelingen for Stalde og Produktionssystemer (Poul Pedersen).

For mælkeprodukter har Niels Halberg, Danmarks Jordbrugsforskning, ledet en projektgruppe fra Arla Foods (Jan D. Johannesen og Carsten Fricke), 2.-0 LCA consultants (Bo Weidema), og Mejeriforeningen (Birgitte Eriksen). Ib S. Kristensen (Danmarks Jordbrugsforskning) har bidraget med beregninger.

På tværs af delprojekterne har Lis Thodberg, Solum AS, været ansvarlig for koordinering af projektets markedsanalyser (kapitel 3 og 4).

I forbindelse med dataindsamlingen (kapitel 1 og 2) har projektet endvidere modtaget bistand fra en række konsulenter: Yurika Nishioka og Greg Norris (USA/Canada), Ana Paula M. do Nascimento (Brasilien), Pere Fullana og Llorenç Milà i Canals (svinekød; Spanien), Imke de Boer og Jacob Madsen (svinekød; Holland), samt Erling Andersen (ELPEN data vedr. malkekvægbrug).

Projektet har overordnet været ledet af Bo Weidema fra 2.-0 LCA consultants.

Miljøstyrelsens produktpanel for landbrugsområdet ([www.produktpanel-landbrug.dk](http://www.produktpanel-landbrug.dk)) har fungeret som følgegruppe for projektet.

# Sammenfatning og konklusioner

## Konkurrencedygtige danske landbrugsprodukter

Dansk svinekød og mælkeprodukter har et godt udgangspunkt for at kunne konkurrere med tilsvarende udenlandske produkter, når miljø kommer på tale som salgsargument. Dog er det fortsat nødvendigt for producenterne at fokusere på yderligere forbedringer, især indenfor kvælstofhusholdningen, for både svin og malkekøer.

Forskellen mellem landene koncentrerer sig på nogle få vigtige miljøforhold. For svinekød er det ammoniak-udledning og arealforbrug til foderproduktion, mens det for mælkeprodukter er kvælstofudledning til vand og metan-udledning til luft der er af betydning. Når miljøprofiler for svinekød og mælk (dvs. information om miljøpåvirkning per kg svinekød / per liter mælk) ønskes brugt i markedsføringen, er det derfor muligt at begrænse miljøinformationen til disse få afgørende forhold.

Dette er nogle af de centrale konklusioner fra projektet ”Sammenligning af miljøpåvirkningen af konkurrerende jordbrugsprodukter”.

## Baggrund og formål

Projektet har haft til formål at belyse miljøpåvirkningerne for Dansk svinekød og mælkeprodukter i livscyklusperspektiv, i sammenligning med konkurrerende produkter, og derudfra identificere og prioritere de områder hvor den danske miljøindsats kan forbedres, og belyse hvorledes de danske virksomheder kan udnytte denne viden på det internationale marked.

## Undersøgelsen

Der er blevet indsamlet livscyklus-baserede miljødata fra svineproduktion og mælkeproduktion fra forskellige lande og gårdtyper, udvalgt så de repræsenterer væsentlige konkurrerende produktioner i forhold til de danske.

De væsentligste forskelle i miljøpræstation mellem lande og gårdtyper er derefter blevet identificeret, og anvendt til at opstille sammenlignelige produktions-modeller. Miljøpåvirkningerne er herefter opgjort med den nyeste version af den danske livscyklusvurderingsmetode, UMIP2003. Der er specifikt set på betydningen af de lokale miljøers følsomhed overfor kvælstof-udledningerne fra svinebedrifterne.

Endelig er der foretaget en interviewundersøgelse med henblik på at fastslå hvorledes information om produkternes miljøprofil bedst kan udnyttes af danske producenter af svinekød og mælkeprodukter.

Identificerede forskelle mellem de konkurrerende produktioner

Produktions- og miljødata i et livscyklusperspektiv er blevet brugt til at sammenligne den danske produktion af svinekød med den mest konkurrencedygtige del af produktionen i Holland, Spanien, USA og Brasilien. Data er blevet indsamlet af lokale konsulenter. Projektet har fundet dokumentationen tilstrækkelig til at udpege følgende forskelle som begrundede i teknologiske, naturgeografiske eller administrative forhold, dvs. at de ikke kan henføres til tilfældigheder:

- Fodersammensætning
- Antal grise per årsso
- Gødningshåndtering og deraf følgende koefficienter for ammoniakfordampning
- Udnyttelsesgrad af gødning

For produktionen af mælk er sammenligningen foretaget mellem produkter fra repræsentative bedrifter indenfor tre forskellige gårdtyper, som bidrager med væsentlige dele af europæisk mælkeproduktion og som kan konkurrere med dansk mælkeproduktion i EU og på oversøiske markeder i dag og i fremtiden. Den væsentligste forskel mellem bedriftstyperne viser sig at ligge i effektiviteten i deres næringsstofomsætning, især:

- Udnyttelsen af foder
- Udnyttelsen af husdyrgødningen i marken i kombination med handelsgødning.

For både svineproduktion og mælkeproduktion er de indsamlede data blevet benyttet som input til standardiserede produktions-modeller, der er valgt med henblik på at skabe et ensartet sammenlignings-grundlag, således at resultaterne ikke påvirkes af tilfældigheder.

For de enkelte miljøpåvirkningskategorier gælder:

*Drivhuseffekt:* Der er ikke de store forskelle mellem de analyserede lande og bedriftstyper. En meget stor del af bidragene kommer fra metan-emission. På enkelt-bedrift-niveau kan der alligevel være store forskelle, som ikke kommer til udtryk på gårdtype-niveau, hvor der anvendes standard-emissionskoefficienter. Der er derfor gode forbedringsmuligheder, f.eks. ved at opsamle metan fra gødningslagre.

*Forsuring:* Det er især ammoniak fra selve husdyrproduktionen der bidrager til forsuring-potentialet. Der er især store forskelle mellem svineproduktionerne i de enkelte lande.

*Næringssaltbelastning:* Ammoniak bidrager også væsentligt til næringssaltbelastningen, som i øvrigt primært skyldes nitratudvaskning. Det er for denne miljøpåvirkningskategori at de væsentligste forskelle findes mellem de analyserede lande og bedriftstyper.

*Naturbeslaglæggelse:* For svineproduktionen forårsager sojabønneproduktionen ca. halvdelen af den samlede naturbeslaglæggelse. For mælkeproduktionen er naturbeslaglæggelse ikke et entydigt negativt begreb, idet en del af produktionen er med til at vedligeholde værdifulde halvkulturarealer i form af enge og overdrev.



## Hovedkonklusioner

I sammenligning med udenlandske svineproduktioner klarer den danske svineproduktion sig generelt godt i et livscyklus-perspektiv, på væsentlige miljøpåvirkninger som drivhuseffekt, forsurening og næringssaltbelastning. Den eneste undtagelse er påvirknings-kategorien "naturbeslaglæggelse", hvilket især skyldes det mindre udbytte per areal af byg og hvede, som er det væsentligste energifoder til danske svin, i forhold til majs som er hovedenergikilden i det amerikanske og brasilianske foder.

Hvis man yderligere tager højde for at det lokale miljø kan have forskellig følsomhed overfor de emissioner det modtager, hvilket i UMIP2003-metoden er muligt for de europæiske produktioner, finder man at det danske svinekød giver et større bidrag til forsurening end det spanske, og at der ikke længere er signifikant forskel på de hollandske og de danske bidrag til næringssaltbelastning. Det skyldes at det hollandske miljø er mindre sårbart overfor næringssalte end det danske, og at det spanske miljø er meget mindre sårbart for forsurening end det danske. Det betyder at hvis produkterne skal konkurrere på deres påvirkning af de lokale miljøer, så skal de danske emissioner - specielt af ammoniak - være lavere end for de konkurrerende lande der har et mindre følsomt miljø.

For mælkeproduktionen viser forskellen mellem bedriftstyperne sig især på potentialet for nitrat-udvaskning. I sammenligningen har de danske bedrifter med blandet sædskifte et større bidrag til potentiel næringsstofbelastning end bedrifter med middel eller lav intensitet på vedvarende græs. I de danske bedrifter er det især udnyttelsen af frigjort N ved ompløjning af græsmarker som skal forbedres.

Hvis man ønsker at forenkle miljøkommunikationen vedrørende svinekød og mælkeprodukter, så vil det være muligt at begrænse denne til de forhold som forårsager de væsentligste miljøpåvirkninger og de væsentligste forskelle, nemlig for svin:

- Ammoniak-emissionen
- Arealforbruget til foderproduktionen og for mælk:
- Nitrat-emissionen
- Metan-emissionen

Et nøgletal for hver af disse forhold vil altså være tilstrækkeligt til at formidle en relevant miljøprofil for disse produkter.

Det er naturligt nok også for disse miljøforhold at de væsentligste forbedringspotentialer kan findes.

Der er især interesse for miljøspørgsmål på markederne i Japan, England, Tyskland og Sverige, men generelt gælder det at producenternes professionelle håndtering af miljøforhold kun indgår som en underforstået forventning hos kunderne (supermarkedskæderne), og dermed ikke som en selvstændig markedsføringsparameter der forventes at blive benyttet aktivt.

Viden om danske produkters miljøprofil skal derfor primært ses som en nødvendigt beredskab, således at de danske virksomheder er klar til at informere på et sagligt grundlag, når miljøspørgsmål tages op af kunder eller

konkurrenter. For svinekød kan Japan og USA være undtagelser fra denne regel, idet "Danish" her er et vigtigt brand, som bakkes op af gode "historier" om den danske produktion.

#### Andre kilder

Mere om baggrunden for nærværende projekt kan findes i resultaterne fra projektet "Produktorienteret miljøindsats i landbrugssektoren - forudsætninger og fremsyn". Fremsynet er endnu ikke publiceret, men forudsætningerne er publiceret i Miljøprojekt 900 fra Miljøstyrelsen (Thodberg et al. 2004).

UMIP 2003: Hauschild M, Potting J. (2004). Stedlig variation i miljøvurderingen i LCA. UMIP2003 metoden. Vejledning fra Miljøstyrelsen. [http://www.lca-center.dk/lca-center\\_docs/showdoc.asp?id=041110135457&type=doc](http://www.lca-center.dk/lca-center_docs/showdoc.asp?id=041110135457&type=doc)

# Summary and conclusions

## Competitive Danish agricultural products

Danish pork and milk products have a good vantage point for competing with similar foreign products when environment is on the agenda as a sales argument. However, it is still necessary for the producers to focus on further improvements, especially with respect to nitrogen management, for both pigs and milking cows.

The difference between the countries involved is concentrated on a few important environmental aspects. For pork, focus is on ammonia emissions and area use for fodder production, while for milk products, nitrogen emissions to water and methane emissions to air are of special importance. When environmental profiles for pork and milk (i.e. information on environmental impacts per kg pork / per litre milk) are desired for use in marketing, it is therefore possible to concentrate the environmental information on these few decisive aspects.

These are some of the key conclusions from the project "Comparison of the environmental impact of competing agricultural products" funded by the Danish Environmental Protection Agency under its Programme for Cleaner Products.

## Background and objectives

The purpose of the project is to assess the environmental impacts from Danish pork and milk products in a life cycle perspective, in comparison with competing products, and, on this basis, to identify and prioritise the areas where the Danish environmental performance can be improved, and to assess how Danish enterprises can utilize this knowledge on the international marketplace.

## The investigation

Lifecycle based environmental data was collected from pig production and milk production from different countries and farm types, selected to represent important competitors for the Danish producers.

On the basis of this data, the most important differences in environmental performance between countries and farm types were identified and used to set up comparable production models. The environmental impacts were then assessed with the most recent version of the Danish lifecycle impact assessment method, EDIP2003 (Hauschild & Potting 2004). Specific attention was given to the importance of the sensitivity of local ecosystems to nitrogen emissions from the pig farms.

Finally, interviews were carried out to determine how information on the environmental profile of products can best be utilised by the Danish producers of pork and milk products.

#### Differences identified between competing productions

Data on production and environmental exchanges in a lifecycle perspective was used to compare the Danish production of pork with the most competitive part of the production in the Netherlands, Spain, USA and Brazil. Data has been collected by local consultants. The project found the documentation to be adequate to point out the following differences founded on technological, physical geographical or administrative conditions, i.e. differences that cannot be ascribed to mere coincidence:

- The fodder composition
- The number of piglets per year-sow
- Manure management and the consequent coefficients for ammonia emissions
- Utilization efficiency of the manure in plant growth

For the production of milk, the comparison was made between products from representative farms within three different farm types that contribute significant shares of the European milk production, and that can compete with Danish milk production in the EU and on overseas markets today and in the future. The most important difference between the farm types turned out to be in the efficiency of their nutrient turnover, especially:

- The utilization rate of fodder
- The utilization rate of manure in the field in combination with artificial fertiliser.

For both the pig production and the milk production, the collected data were used as input to standardised production models, selected to create a uniform foundation for the comparison, so that the results are not influenced by random effects, such as differences in coefficients used in data collection.

For the individual environmental impact categories the differences are:

*Global warming:* There are no major differences between the analysed countries and farm types. A large part of the contribution comes from methane emissions. However, on the level of single farms, there may still be significant differences which are not expressed at the level of farm types, where standard coefficients are applied. Therefore, there is still ample improvement opportunities, e.g. in collecting methane from manure storage.

*Acidification:* It is mainly ammonia from livestock production itself that contributes to the acidification potential. The differences are particularly large between the pig producers in the different countries.

*Eutrophication:* Ammonia emissions also contribute significantly to eutrophication, which is else dominated by nitrate emissions. It is for this impact category that the largest differences are found between the analysed countries and farm types.

*Nature occupation:* For the pig producers, soybean production contributes with approximately half of the total nature occupation. For the milk producers, nature occupation is not only a negative concept, since part of the production contributes to maintaining valuable semi-natural areas in the form of meadows and dry grasslands.

## Main conclusions

The Danish pig producers compare well to their foreign competitors in a lifecycle perspective of important environmental impacts such as global warming, acidification and eutrophication. The only exception is the impact category "nature occupation", especially due to the lower yields per area of barley and wheat – the main energy fodder for Danish pigs, compared to maize, which is the main energy source in the fodder used in the USA and in Brazil.

Furthermore, when taking into account that local environments can have different sensitivities towards the emissions they receive, which in the EDIP2003-method is possible for the European producers, it turns out that the Danish pork contributes more to acidification than the Spanish production, and that there is no longer a significant difference between the Danish and Dutch contributions to eutrophication. This is due to the lower sensitivity of the Dutch environment with respect to nutrient emissions, compared to the Danish environment, and that the Spanish environment is much less sensitive to acidification than is the Danish. This implies that if the products compete on their impacts on the local environments, Danish emissions – especially those of ammonia – need to be lower than for the competing countries that have a less sensitive environment.

For milk production, the difference between the farm types is especially noticeable for the potential nitrate leaching. In the comparison, the Danish farms with a mixed crop rotation contribute more to the eutrophication potential than do farms with moderate or low intensity on permanent grass. On the Danish farms, an improvement is particularly called for with respect to the utilisation of the nitrogen liberated after ploughing of grass fields.

More simple environmental communication could be achieved by limiting it to the issues that cause the most important environmental impacts and the most important differences, i.e. information relating to pork:

- ammonia emissions
- the area use for fodder production and for milk:
- nitrate emissions
- methane emissions

Thus, a value for each of these issues would be sufficient to communicate a relevant environmental profile for these products.

Obviously, it is also for these issues that the most important improvement potentials can be found.

It is especially the markets in Japan, England, Germany and Sweden that show an interest in environmental issues. However, the producers' professional handling of environmental issues is generally only seen as an

implicit expectation from the customers (the supermarket chains), and is therefore not expected to be used actively as a separate marketing parameter.

Knowledge on the environmental profile of Danish products should therefore primarily be seen as a necessary preparedness, enabling Danish enterprises to inform professionally and on an objective basis, when environmental issues are raised by customers or competitors. For pork, Japan and the USA can be exceptions from this rule, since "Danish" is an important brand here, which is backed up by good "stories" about the Danish production.

# 1 Dataindsamling og miljøvurdering for svinekød

*Bo P. Weidema, Niels Halberg, Anne Merete Nielsen og Claus Mosby Jespersen*

## 1.1 Geografisk og teknologisk afgrænsning

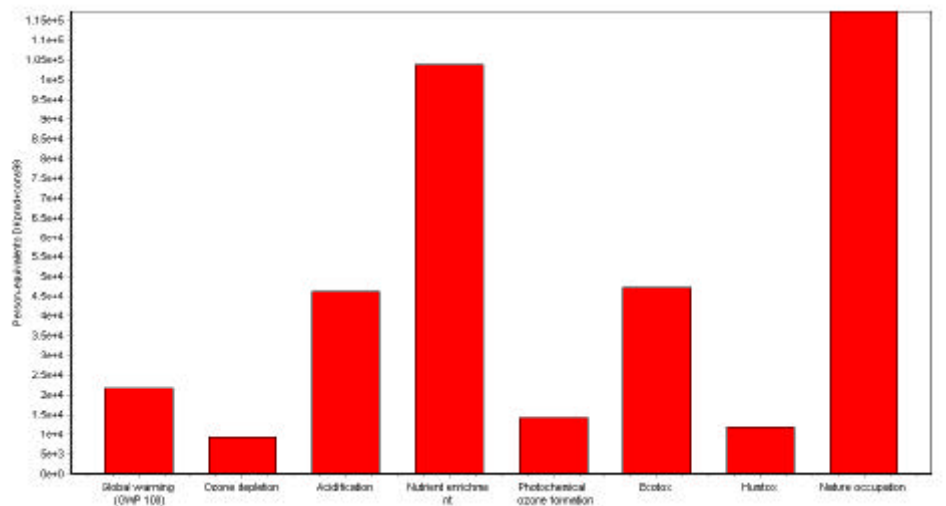
Dansk svinekød afsættes på et internationalt marked, hvor der konkurreres med tilsvarende produkter fra andre lande. I samarbejde med repræsentanter fra slagterierne blev de væsentligste konkurrerende producent-lande udpeget som værende Holland, Spanien, USA, og Brasilien.

Mens produktionen i Danmark og Holland er relativt ensartet og moderne, både teknologisk og miljømæssigt, er der stor variation i produktionen i Spanien, USA og Brasilien, hvor der er en stor men faldende andel af små producenter med ældre teknologi og en mindre men voksende andel af producenter med moderne teknologi. Det er naturligvis den sidste gruppe producenter der udgør et konkurrence-potentiale i forhold til dansk svinekød, og dataindsamlingen har derfor fokuseret på at identificere og beskrive miljøbelastningen fra disse producenter.

## 1.2 Dataindsamling og modellering

### 1.2.1 Planlægning af dataindsamling

Miljødata for dansk svinekød forelå ved projektets start allerede i lca-food databasen (Nielsen et al. 2003), se også bilag A. Af disse data fremgår det at de væsentligste miljøeffekter ved produktion af svinekød er naturbeslaglæggelse (arealforbrug til foderproduktion, især sojaproduktion), næringssaltbelastning og forsurening (især som følge af ammoniakudledning fra stald og gødning). Andre miljøeffekter, som f.eks. drivhuseffekt og fotokemisk ozondannelse (smog), er af mindre betydning for den samlede miljøbelastning ved produktion af svinekød. Dog skal det bemærkes at økotoxicitet som følge af pesticidanvendelse også er væsentlig for miljøprofilen af svinekød, som det fremgår af Figur 1, der er baseret på den danske input-output-database (Weidema et al. 2005). Imidlertid omfatter lca-food databasen ikke specifikke data for pesticidanvendelsen til dansk svinefoder, ligesom det ikke har vist sig muligt fremskaffe tilstrækkeligt specifikke udenlandske data til at kunne dokumentere at udenlandsk produktion på dette punkt afviger væsentligt fra dansk produktion.



Figur 1.1. Relativ betydning af miljøeffektkategorier for dansk svinekød. Normaliserede data fra Weidema et al. (2005).

På denne baggrund blev det tidligt i projektet valgt at koncentrere dataindsamlingen om de to forhold der er af størst betydning for den samlede miljøbelastning fra svinekød, nemlig dels fodersammensætningen, dels selve svineproduktionen, inklusive gødningshåndteringen. Dog blev dataindsamlerne instrueret om at redegøre for andre forhold som de selv måtte finde af betydning.

### 1.2.2 Data for udenlandske produkter

Data for Holland, Spanien, USA og Brasilien blev indsamlet af lokale konsulenter, og er redegjort for i bilag B, C og D. De forskellige datakilder er sammenfattet i Bilag A. For slagterierne er data indsamlet af Claus Mosby Jespersen og sammenfattet i bilag E.

I Danmark og Holland er fodersammensætningen domineret af byg og hvede/triticale, mens majs er det væsentligste fodermiddel i USA og Brasilien. I Spanien kombineres begge typer fodermidler. Proteinkilden er i alle lande først og fremmest soja, om end der fra Spanien rapporteres om ærter som en nationalt produceret, billigere ingrediens.

I Danmark og Holland varierer fodereffektiviteten ikke væsentligt mellem små og store bedrifter, mens specialiserede bedrifter generelt har en lidt bedre fodereffektivitet, se tabel 1.1.

Tabel 1.1: Fodereffektivitet på hollandske bedrifter. DSU står for Dutch Size Units og er et økonomisk mål for størrelsen af landbrugsproduktioner baseret på standard bruttofortjeneste.

	Gennemsnit <sup>1</sup>	Bedrifter efter størrelse <sup>2</sup>				Bedrifter efter type <sup>2</sup>		
		16-40 DSU	40-70 DSU	70-110 DSU	110-800 DSU	Avlsbedrifter	Opfedningsbedrifter	Integrerede bedrifter
kg foder per kg tilvækst	2,67	2,70	2,68	2,80	2,76	2,73	2,72	2,77

<sup>1</sup> Data fra Rasmussen (2004). <sup>2</sup> Data fra LEI (2004).

I Spanien og USA er der langt større variation i fodereffektivitet mellem bedrifterne, hvilket først og fremmest kan forklares med den større spredning i bedriftstyper, med flere ældre og mindre bedrifter end i Danmark og Holland.



Gødningshåndteringen er relativt ens i de Europæiske lande, dog med en bedre udnyttelsesgrad i Danmark som følge af lovgivningskrav. Som følge af overdækning af gylletanke samt hurtig nedbringning i jorden er ammoniaktabet reduceret. I USA er der derimod mere fokus på udvaskning til vandmiljøet, og især i de østlige egne søges det angiveligt at reducere kvælstofudvaskningen ved at maksimere ammoniak-emissionen til luften. Derudover giver højere gennemsnitstemperaturer også højere koefficienter for ammoniaktab hvilket afspejles i de spanske data.

Alle konsulenter har indsamlet oplysninger om energiforbrug på gårdene, men datakvaliteten er ikke tilfredsstillende. Imidlertid betyder energiforbruget meget lidt for den samlede miljøprofil (under halvdelen af bidraget til drivhuseffekten skyldes energi), og vi har derfor ikke brugt ressourcer på at fremskaffe bedre data.

### 1.2.3 Identifikation af dokumenterbare forskelle

Da formålet med dette projekt er at sammenligne miljøpåvirkningerne i livscyklusperspektiv for produkter fra forskellige lande, bl.a. med henblik på at vurdere mulighederne for at bruge informationerne i en markeds-mæssig sammenhæng, sammenligner vi ikke input-output fra konkrete virksomheder og bedrifter, men derimod fra typiske grupper af bedrifter. En benyttelse af disse informationer til markedsføring kræver en stor robusthed af data, så man er sikker på at der er tale om reelle forskelle, så enkelte grupper af bedrifter eller regioner i eksempelvis USA ikke umiddelbart kan præstere bedre end de danske. For at kunne sammenligne data på tværs af landene er det nødvendigt at eliminere forskelle som skyldes tilfældigheder, såsom forskelle i repræsentativitet og datakilder. Kun derved kan vi sikre os at forskelle i resultater mellem landene kan henføres til dokumenterbare forskelle i teknologiske, naturgeografiske eller administrative forhold.

Ud fra disse overvejelser og med baggrund i kvaliteten af de indsamlede data, har vi valgt at se bort fra følgende forskelle:

- Fodereffektivitet i opfedningen
- Energiforbrug i svineproduktionen

Endvidere er der anvendt samme emissionskoefficienter for metan- og  $N_2O$ -emissioner (i forhold til hhv. tørstof i gødning og kvælstof i ammoniakemission og kvælstofoverskud) for alle landene.

Af disse forhold er det især fodereffektiviteten som ellers kunne have stor betydning. Der er således en betydelig variation i fodereffektivitet mellem bedrifter i enkelte lande, hvilket også udgør et miljømæssigt forbedrings-potentiale, men altså ikke et forhold hvor der er dokumentation for at moderne udenlandske bedrifter ikke har samme effektivitet som danske bedrifter, selvom de udenlandske landsgennemsnit for fodereffektivitet generelt ligger lavere end det danske. En sammenligning på landsgennemsnit ville således vise en endnu større miljøfordel ved danske produkter end i de resultater der præsenteres i det følgende.

Vi har fundet dokumentationen tilstrækkelig til at udpege følgende forskelle som begrundede i teknologiske, naturgeografiske eller administrative forhold, dvs. at de ikke kan henføres til tilfældigheder:

- Fodersammensætning
- Antal grise per årssø
- Gødningshåndtering og deraf følgende koefficienter for ammoniakfordampning
- Udnyttelsesgrad af gødning

Disse forskelle er derfor grundlaget for den videre modellering med henblik på sammenligning, se afsnit 1.2.4.

#### 1.2.4 Modellering med henblik på sammenligning

Som nævnt i afsnit 1.2.3 har vi ikke kunnet finde dokumentation for at moderne, specialiserede bedrifters fodereffektivitet skulle være forskellig mellem de forskellige lande. Tager man højde for forskellene i antal smågrise per årssø vil den samlede fodereffektivitet dog variere lidt mellem landene, se Tabel 1.2.

Tabel 1.2: Antal svin pr. årssø og samlet fodereffektivitet i moderne industrialiserede bedrifter i de fem lande.

	DK	NL	ES	US	BR
Svin pr. årssø 1)	22	22	19	18	22
Samlet fodereffektivitet 2)	2,84	2,84	2,94	2,96	2,84

1) Rasmussen (2004)

2) Foderenheder pr. kg tilvækst, incl. sohold

Ved beregning af fodersammensætningen i tabel 1.3 har vi antaget at moderne, specialiserede bedrifter i Spanien har samme forhold mellem protein og kulhydrat som de danske og hollandske bedrifter. For USA har vi antaget en fodersammensætning med relativt mere protein. Idet mængden af industrielle biprodukter til rådighed ikke påvirkes af en ændring i produktionsvolumen for svinekød er alle industrielle biprodukter i de nationale foderplaner konverteret til de tilsvarende mængder kulhydrat- eller proteinafgrøder. Kødmelet i de brasilianske foderplaner er tilsvarende beregnet som soja.

Tabel 1.3: Marginale foderkombinationer i svineproduktionen (regnet i vægt-%)

	DK	NL	ES	US	BR
Hvede	42%	42%	23%	0%	0%
Byg	42%	42%	31%	0%	0%
Majs	0%	0%	30%	80%	76%
Soja	16%	16%	16%	20%	24%

De resulterende fodermængder omregnet til kg per kg svinekød fremgår af Tabel 1.4.

Tabel 1.4: Foderstof forbrug i svineproduktion (per kg levende svin produceret)

		DK	NL	ES	US	BR
Byg	kg	1,19	1,19	0,64		
Hvede	kg	1,19	1,19	0,87		
Majs	kg			0,84	2,15	1,99
Soja	kg	0,46	0,46	0,45	0,54	0,63
Syntetiske aminosyrer	kg	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02
Mineraler	kg	0,17	0,17	0,17	0,17	0,17

Da ændringer i svineproduktionen påvirker det globale marked for fodermidler, har vi anvendt samme dyrkningsmodeller for alle afgrøder uanset hvor foderet forbruges. Der er anvendt lca-food databasens dyrkningsmodeller for sydamerikansk soja og dansk hvede og byg (Nielsen et al. 2003). I mangel af en dyrkningsmodel for majs har vi antaget samme forhold som for dyrkning af hvede, dog med arealforbruget justeret til et udbytte på 9 Mg per ha.

Som nævnt i afsnit 1.2.3 har vi anvendt samme data for energiforbrug i stalde for alle lande. Der er anvendt 2,34 MJ diesel og 0,8 MJ elektricitet per kg levende svin produceret, hvilket svarer til de hollandske data for integrerede bedrifter. Der er anvendt samme energimodeller som i lca-food databasen (Nielsen et al. 2003).

Emissionerne fra selve svineproduktionen (incl. gødningshåndtering) er beregnet med emissionskoefficienter ud fra de indgående foderblandinger.

For ammoniak (se tabel 1.5) er der anvendt samme emissionskoefficienter for Danmark og Holland, og for Brasilien er der i mangel af bedre data anvendt samme koefficienter som for Spanien, der kommer tættest på de brasilianske forhold med hensyn til klima og gødningshåndtering. For USA er data repræsentative for produktionssystemet i de østlige egne med høj ammoniak emission.

Tabel 1.5: Emission af ammoniak fra svineproduktion pr. kg levende svin produceret; moderne teknologi. Alle tal i g N/kg svin. Tallene er afrundede.

	DK	NL	ES	US
N i gylle	42	42	39	37
Emissionen...				
...fra stalde	6	6	10	8
...fra lagerbygning	2	2	7	9
...fra udspreddning	2	2	2	3
Total mængde NH <sub>3</sub> -N udledt til luft	10	10	19	20

De øvrige emissioner af kvælstof-forbindelser er beregnet ud fra en kvælstof-balance med udgangspunkt i kvælstofindholdet i foderet, se tabel 1.6. Potentialet for udvaskning fremgår ligeledes af tabel 1.6.

Tabel 1.6: Kvælstofbalancer. Alle tal i g N pr. kg levende svin produceret.

	DK	NL	ES	US	BR
Inputs:					
<i>Foder</i>					
Hvede	19	19	10	0	0
Byg	18	18	13	0	0
Majs	0	0	10	27	25
Soyabønneemel	32	32	31	37	43
Fiskemel	0	0	0	0	0
<i>Total input</i>	<b>69</b>	<b>69</b>	<b>66</b>	<b>64</b>	<b>68</b>
Outputs:					
Med levende svin	27	27	27	27	27
Nitrogen ab dyr	42	42	39	37	41
Ammoniaktab i stalde	6	6	10	8	10
Ammoniaktab i lager	2	2	7	9	7
Nitrogen i gylle ab lager	34	34	22	20	23
Ammoniaktab i forbindelse med spredning	2	2	2	3	2
N brugt af planter	26	17	11	10	12
Overskud til mulig udvaskning	6	15	9	7	10

Emissioner af lattergas ( $N_2O$ ) er beregnet som 1% af emissionen af ammoniak og 2,5% af udvaskningspotentialet. De beregnede emissioner fremgår af tabel 1.7.

Tabel 1.7: Beregnet emission af lattergas fra svineproduktionen, moderne teknologi. Alle tal i g  $N_2O$  pr. kg levende svin produceret.

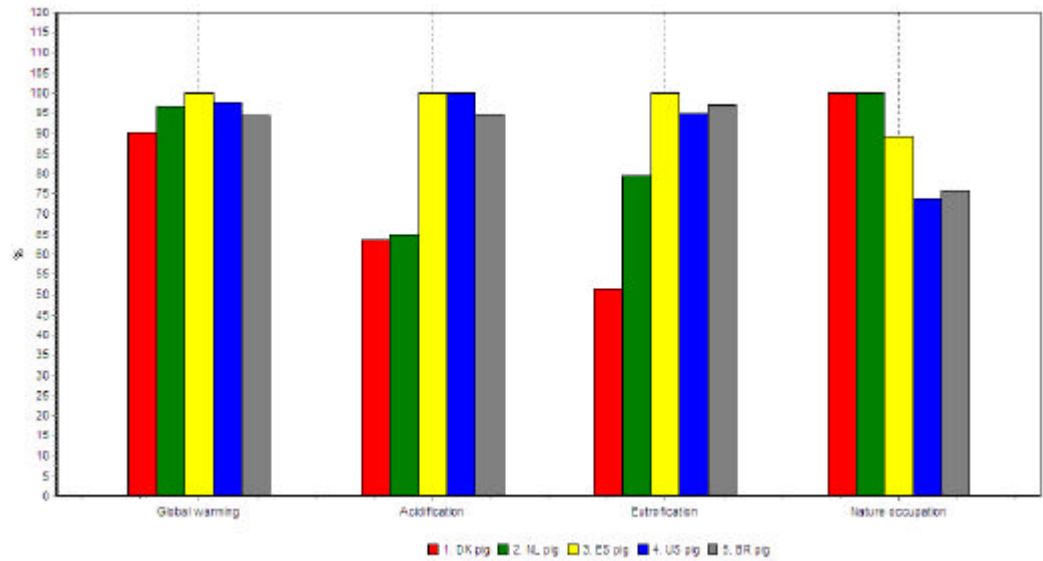
	DK	NL	ES	US	BR
$N_2O$ -emission (g)	0.41	0.74	0.67	0.62	0.69

### 1.3 Resultater

Miljøvurderingen er foretaget med den danske UMIP-metode, version 2003 (Hauschild & Potting 2004). I tidligere versioner af UMIP-metoden var det kun muligt at regne uden sted-karakterisering, dvs. uden hensyntagen til hvor emissionerne forekommer. I 2003-versionen kan man nu supplere denne beregning med sted-karakterisering, således at vurderingen tager højde for de lokale miljøers følsomhed. P.t. foreligger der dog kun sted-karakteriseringsfaktorer for Europa.

I det følgende afsnit er miljøvurderingen gennemført uden sted-karakterisering, mens afsnit 1.3.2 viser resultater for vurderingen med sted-karakterisering.

### 1.3.1 Miljøvurdering uden sted-karakterisering



Figur 1.2: Resultater per miljøpåvirkningskategori (i % af resultatet for det land der har det højeste resultat for den pågældende kategori) ved brug af UMIP 2003, sted-generisk vurdering. Alle emissioner til vand er antaget udledt til ferskvand.

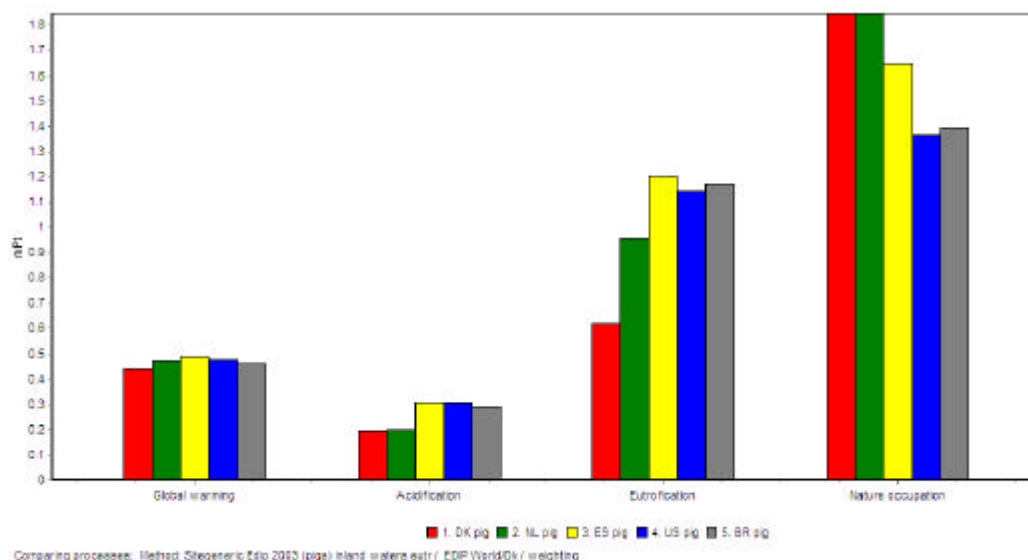
I disse resultater kommer bidragene til drivhuseffekt (global warming i figurerne) for mere end halvdelen vedkommende fra metan og  $N_2O$  emissioner fra selve svineproduktionen og i mindre omfang fra foderproduktionen ( $N_2O$ ). For disse emissioner er der – som tidligere nævnt – ikke de store forskelle mellem landene.

60-80% af forsureningspotentialet (acidification i figurerne) skyldes ammoniak fra selve svineproduktionen. Det meste af det resterende potentiale skyldes ammoniak- og  $NO_x$ -emission fra foderproduktionen.

Også næringssaltbelastningen (eutrophication i figurerne) er domineret af ammoniak-emissionerne, således at billedet i høj grad kommer til at ligne resultaterne for forurening.

Sojabønne-produktionen forårsager ca. halvdelen af den samlede naturbeslaglæggelse (nature occupation i figurerne). Resten skyldes den øvrige foderproduktion.

Generelt klarer den danske svineproduktion sig godt i sammenligning med de udenlandske. Naturbeslaglæggelse er den eneste undtagelse, og skyldes især det mindre udbytte per areal af byg og hvede i forhold til majs.

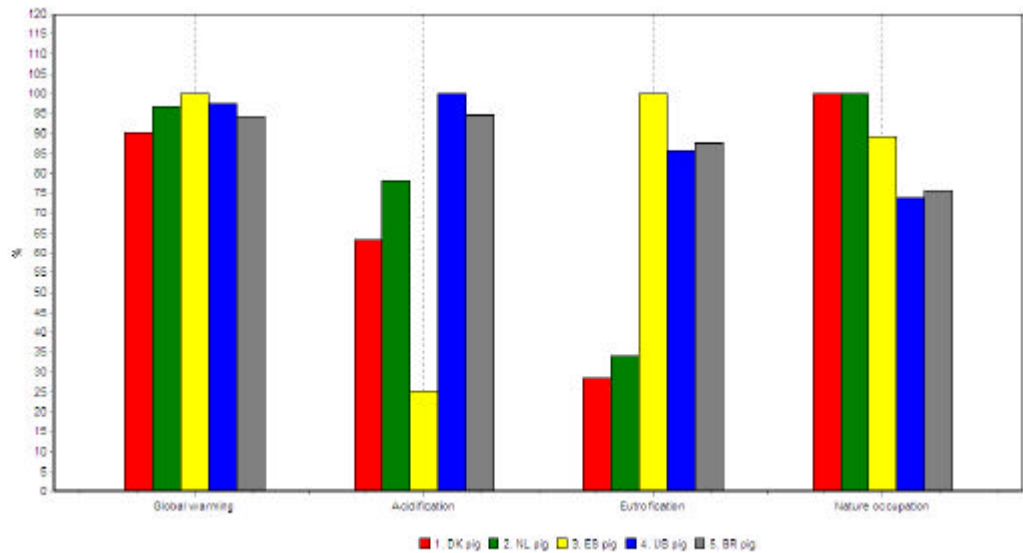


Figur 1.3: Normaliserede resultater (i milli-person-ækvivalenter per kg levende svin produceret) ved brug af UMIP 2003 sted-generisk vurdering. Alle emissioner til vand er antaget udledt til ferskvand.

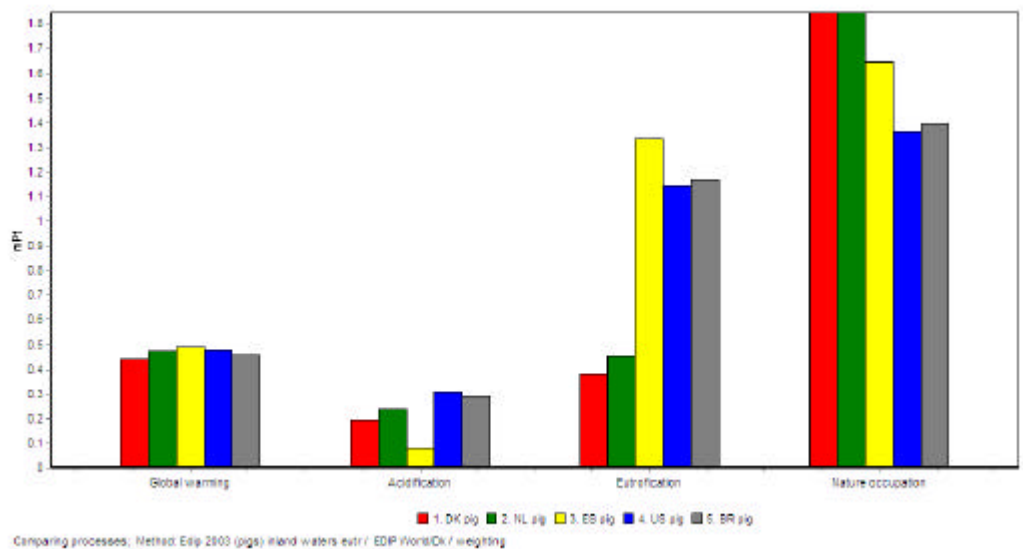
For at vise den relative betydning af de forskellige miljøpåvirkningskategorier er resultaterne i figur 1.3 normaliseret i forhold til et gennemsnitsprodukt (udtrykt i person-ækvivalenter, dvs. miljøpåvirkningen fra en persons gennemsnitlige forbrug). Dette viser at svinekød, som et hvilket som helst andet landbrugsprodukt, bidrager relativt mere til den samlede nærings saltbelastning og naturbeslaglæggelse end et gennemsnitsprodukt. De normaliserede resultater er imidlertid mest af betydning hvis man skal sammenligne med ikke-landbrugsprodukter.

### 1.3.2 Miljøvurdering med stedkarakterisering

Resultaterne i afsnit 1.3.1 tager ikke højde for at det lokale miljø kan have forskellig følsomhed overfor de emissioner det modtager. Dette gælder for forurening og nærings saltbelastning. I UMIP 2003 vurderingsmetoden findes der imidlertid sted-karakteriseringsfaktorer som udtrykker disse forskelle i følsomhed. Anvendes disse faktorer, fås resultaterne i figur 1.4 og 1.5. Det er kun de europæiske produktioner der er påvirket heraf, idet UMIP metodens sted-faktorer endnu kun omfatter Europa.



Figur 1.4: Resultater per miljøpåvirkningskategori (i % af resultatet for det land der har det højeste resultat for den pågældende kategori) ved brug af UMIP 2003, sted-afhængig vurdering for de europæiske produktioner. Alle emissioner til vand er antaget udledt til ferskvand.



Figur 1.5: Normaliserede resultater (i milli-person-ækvivalenter per kg levende svine produceret) ved brug af UMIP 2003 sted-afhængig vurdering for de europæiske produktioner. Alle emissioner til vand er antaget udledt til ferskvand.

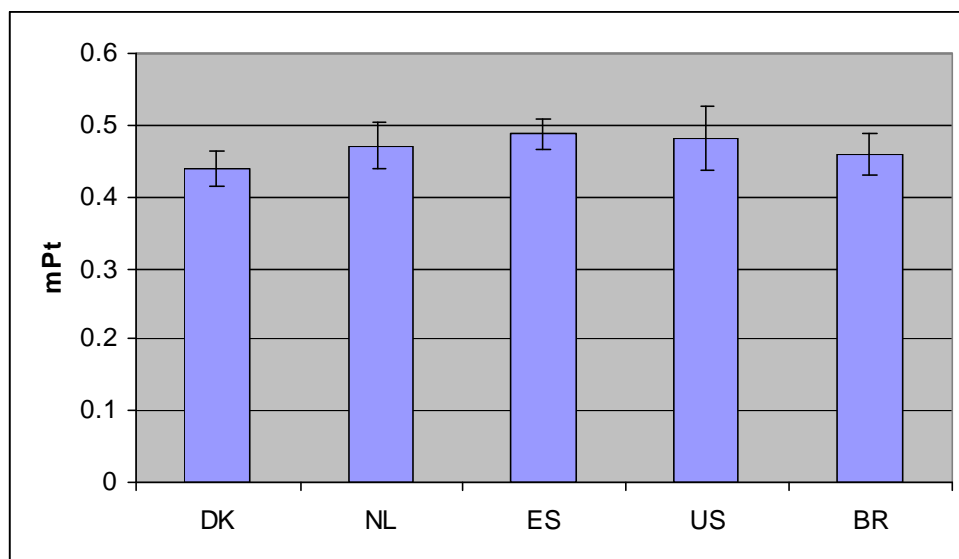
Ved at sammenligne med figurene fra afsnit 1.3.1 kan man se at det hollandske miljø er mindre sårbart overfor næringsalte end det danske, og at det spanske miljø er meget mindre sårbart for forurening end det danske.

Det betyder naturligvis at hvis produkterne skal konkurrere på deres påvirkning af de lokale miljøer, så skal de danske emissioner - specielt af ammoniak - være lavere end for konkurrerende lande der har et mindre følsomt miljø.

### 1.3.3 Følsomhedsvurderinger

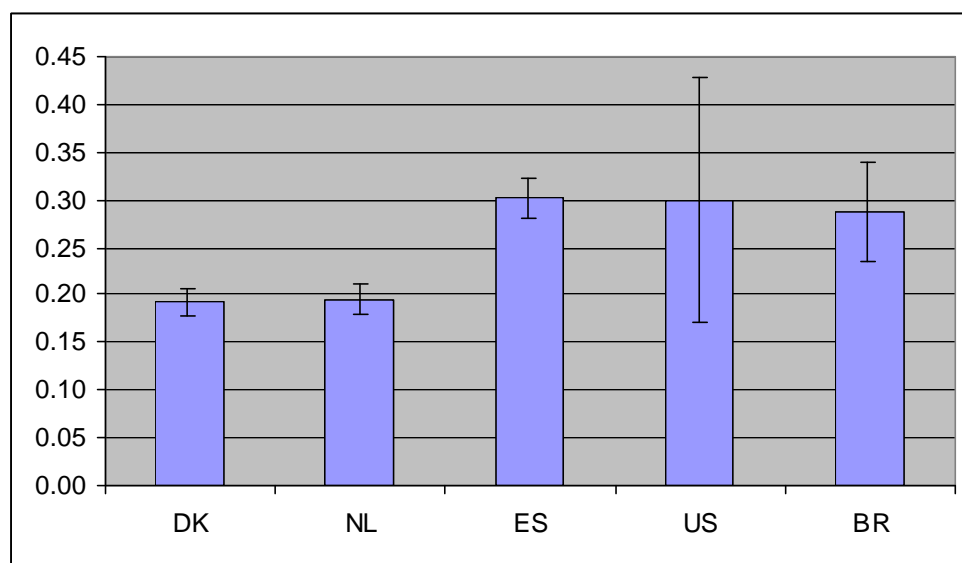
For at undersøge robustheden i de ovenstående resultater er der gennemført en usikkerhedsanalyse (Monte Carlo simulering) for hver enkelt

miljøpåvirkningskategori, baseret på estimerede usikkerheder på de indgående enkeltværdier. Usikkerheds-estimerne fremgår af Bilag A.9, og resultaterne af usikkerhedsvurderingen fremgår af figur 1.6 til 1.9.



Figur 1.6: Normaliserede resultater for potentiel drivhuseffekt (i milli-person-ækvivalenter per kg levende svin produceret). Miljøvurderingsmetode: UMIP 2003 stedgenerisk vurdering.

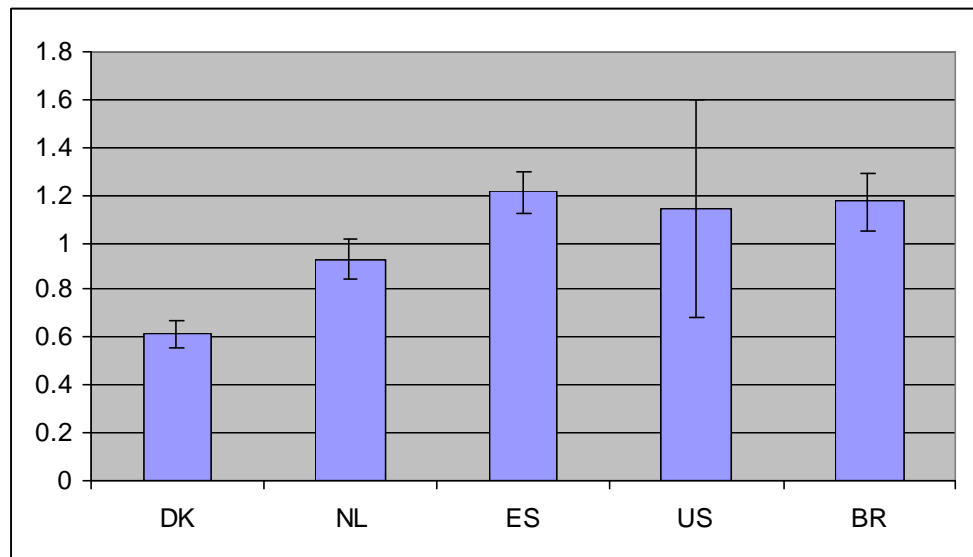
Figur 1.6. bekræfter at der ikke er signifikante forskelle i potentiel drivhuseffekt mellem de forskellige landes produktioner.



Figur 1.7: Normaliserede resultater for potentiel forurening (i milli-person-ækvivalenter per kg levende svin produceret). Miljøvurderingsmetode: UMIP 2003 stedgenerisk vurdering.

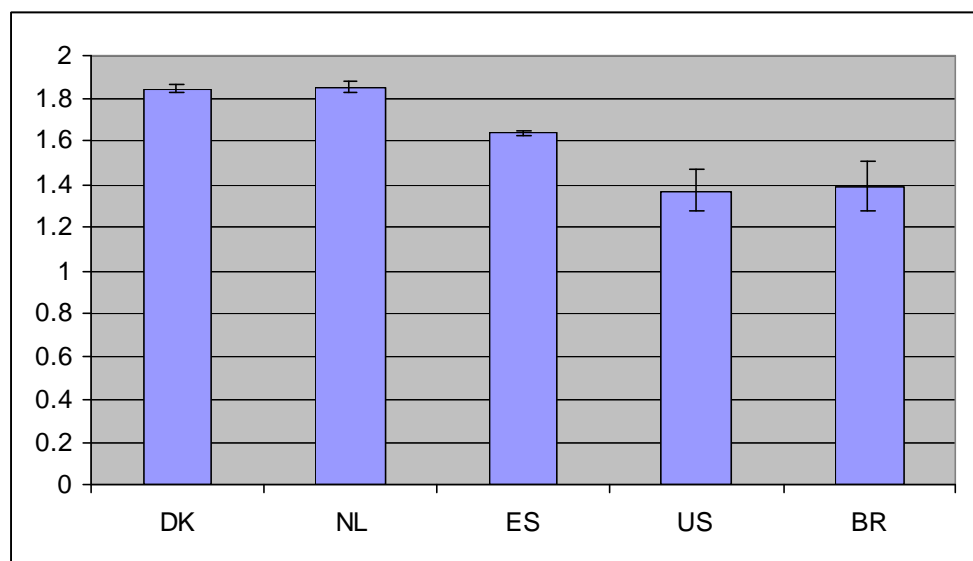
For forurening (figur 1.7) er de danske og hollandske resultater signifikant bedre end de spanske og brasilianske. For de US-amerikanske bedrifter er antaget meget store variationer i gødningshåndteringen, således at det bedste scenarie svarer til samme gødningshåndtering som i Holland.





Figur 1.8: Normaliserede resultater for potentiel eutrofiering (i milli-person-ækvivalenter per kg levende svin produceret). Miljøvurderingsmetode: UMIP 2003 stedgenerisk vurdering. Alle emissioner er antaget udledt til ferskvand.

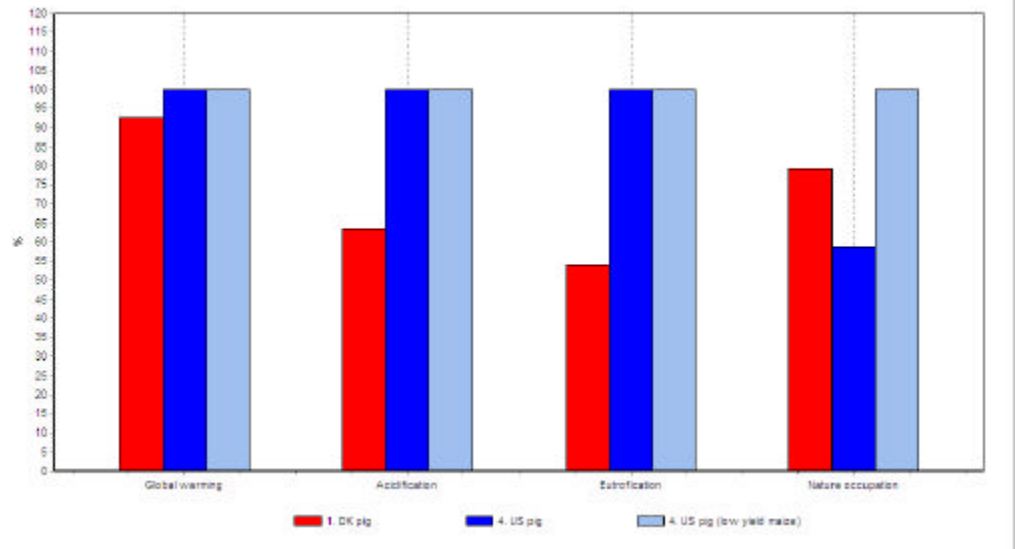
For eutrofiering (figur 1.8) er de danske resultater signifikant bedre end de konkurrerende produktioner.



Figur 1.9: Normaliserede resultater for naturbeslaglæggelse (i milli-person-ækvivalenter per kg levende svin produceret). Miljøvurderingsmetode: UMIP 2003 stedgenerisk vurdering.

Resultatet for naturbeslaglæggelse i figur 1.9 afspejler kun usikkerheden på fodermængderne, men ikke på udbyttevariationerne for afgrøderne. Forskellen mellem landene skyldes især det lavere arealforbrug til majs-produktion i forhold til byg og hvede. Hvis vi antager en lavt-ydende majs vil Spanien, USA og Brasilien ikke længere have deres fordel med hensyn til lavere naturbeslaglæggelse. Dette er illustreret i Figur 1.10 hvor USA er modelleret med et majs-udbytte på 6 t/ha mod 9t/ha i vores standard-beregning.

Figur 1.10: Effekten af majs-udbyttet per ha (hhv. 9 og 6t/ha) for sammenligningen mellem Danmark og USA (i % af højeste værdi for hver miljøpåvirkning).



#### 1.3.4 Fokusering på de væsentligste miljøparametre

Som det blev påpeget i afsnit 1.3.1 er det ammoniak der bidrager til den væsentligste del af potentialet for både forsuring og næringssaltbelastning. Samtidigt viste det at drivhuseffekten er af relativt mindre betydning og at der øvrigt ikke for denne miljøpåvirkningskategori er den store forskel mellem forskellige produktioner.

Hvis man ønsker at forenkle kommunikationen omkring miljø og svinekød, så vil det derfor være muligt at begrænse denne til de to forhold som forårsager de væsentligste miljøpåvirkninger og de væsentligste forskelle, nemlig:

- Ammoniak-emissionen
- Arealforbruget til foderproduktionen

Et nøgletal for hver af disse forhold vil altså være tilstrækkeligt til at formidle en relevant miljøprofil for svinekød.

#### 1.4 Anbefalinger i forhold til dansk miljøindsats

I fortsættelse af argumentationen i foregående afsnit kan anbefalingerne til en dansk miljøindsats, for at sikre at miljø-argumenter fortsat kan anvendes i forbindelse med salg af dansk svinekød, begrænses til to forhold, nemlig ammoniak-emission og arealforbrug til foderproduktion.

I forhold til ammoniak-emission er der allerede foretaget mange tiltag i dansk landbrug, ikke mindst fordi der samtidig er tale om en værdifuld ressource (kvælstof) og et lugt-problem. Imidlertid er der stadig et betydeligt forbedringspotentiale og mange tilgængelige teknologier der endnu ikke er fuldt implementerede (Skov- og Naturstyrelsen 2003).

Med hensyn til reduktion af arealforbrug vil den mest umiddelbare løsning bestå i at vælge fodermidler som har et højere udbytte per areal. I betragtning af at der er en stor naturlig variation i udbytte afhængig af afgrøde, sort og

dyrkningsbetingelser, vil en fokusering på dette forhold hurtigt kunne medføre en reduktion i arealforbruget.

## 2 Dataindsamling og miljøvurdering for mælkeprodukter

*Niels Halberg, Ib S. Kristensen og Bo P. Weidema*

### 2.1 Geografisk og teknologisk afgrænsning

Formålet er en sammenlignende vurdering af miljøpåvirkningerne per kg mælk produceret af typiske danske og europæiske mælkebedrifter, som måtte konkurrere på de samme markeder. Sammenligningen har fokuseret på de såkaldt hårde miljøpåvirkninger, såsom næringsstofftab og udledning af drivhusgasser, fordi det er de forhold som er mest interessante ud fra et produktorienteret synsvinkel, idet deres påvirkning rækker ud over lokale forhold (fx er drivhuspåvirkning en global påvirkning). Andre vigtige miljøforhold vedr. mælkeproduktion, som er af mere lokal interesse, såsom vedligeholdelse af halvkulturarealer og landskabsværdier, er ikke inkluderet.

Dette kapitel beskriver modellering og beregning af miljøpåvirkning per kg mælk af et begrænset antal typiske og produktionsmæssigt betydende europæiske mælkebedrifter ud fra data fra litteraturen. Modellerne er opstillet med udgangspunkt i en metode udviklet for danske mælkebedrifter, med detaljerede data for produktion og emissioner, og derefter tilpasset på de områder hvor forskellige europæiske bedriftstyper adskiller sig væsentligst mht. arealanvendelse, sædskifte og fodring.

Valget af de mælkeproduktions-typer, som indgår i analysen, blev baseret på et studie og efterfølgende klassificering af Europæiske bedriftstyper foretaget under et EU-finansieret projekt ELPEN (Andersen et al. 2005).

ELPEN klassificeringen opstiller 10 forskellige bedriftstyper som har mælkeproduktion som den væsentligste produktionsgren. Som vist i tabel 2.1 er klassificeringen baseret på arealanvendelse og produktionsintensitet. Bedriftens arealanvendelse er defineret som græsbaseret, når mere end 55% af bedriftens areal er med græs og derefter underopdelt i sædskiftegræs (såfremt mere end 40% af græsarealet ompløjes mindst hvert 3 år) og vedvarende græs. Kornbaserede bedrifter har mindst 55% af arealet med kornafgrøder og blandede bedrifter har højst 49% vedvarende afgrøder, mindre end 55% græs i sædskiftet og mindre end 25% special-afgrøder såsom kartofler, roer, oliefrø, frøafgrøder, bomuld eller tobak). Både bedriftstyper med permanent græs, sædskifte græs og blandede bedrifter kan underopdeles i høj, middel og lav intensitet ud fra deres forbrug af indkøbt kraftfoder, handelsgødning og pesticider (høj intensiv bruger over 250 Euro per ha samlet på disse faktorer mens lav intensiv bruger under 80 Euro per ha). Tre af de ti resulterende mælketyper har kun ringe produktionsmæssig betydning (korn, brak og blandede bedrifter med lav intensitet). De resterende syv typer falder i to kategorier:

- 1) Bedriftstyper som hver bidrager med en betydelig del af Europæisk mælkeproduktion og kan konkurrere med dansk mælkeproduktion i EU og på oversøiske markeder i dag og i fremtiden
- 2) Bedriftstyper som kan have lokal og regional betydning for bevarelse af kulturelle og landskabsmæssige værdier og for lokal økonomi i lyset af nye krav til multifunktionelt jordbrug.

Den følgende analyse vil fokusere på kategori 1. Tabel 2.1 viser således at hovedparten af mælkebedrifter, som har et volumen til at konkurrere med dansk mælk, er af typen "vedvarende græs", men med forskellig intensitet. I Holland er der tale om meget intensive bedrifter (90% af arealet med mælkebedrifter falder i denne gruppe) og 42% af arealet med mælkeproduktion i Tyskland udgøres af denne type. I Frankrig og Tyskland udgør *vedvarende græsbedrifter* med mellem intensitet hhv. 23% og 16% af arealet med mælkeproduktion. Hovedparten af dansk og fransk mælkeproduktion (hhv. 88 og 31%) foregår på bedriftstypen med *blandet arealanvendelse*.

Tabel 2.1: Forskellige malkvægsbedriftstypers fordeling i Europa, efter landbrugsareal

Intensitet	Korn	Brak	Bl. afgr.	Bl. afgr	Bl. afgr	Vedv. græs	Vedv. græs	Vedv. græs	Sædskifte græs	Sædskifte græs	Sum pr. land
	Høj	Høj	Høj	Lav	Med.	Høj	Lav	Med.	Høj	Med.	
Østrig	0,0	0,0	8,7	4,0	12,4	22,0	13,5	39,4	0,0	0,0	100
Belgien	0,0	0,0	28,1	0,0	0,0	56,5	0,0	15,4	0,0	0,0	100
Danmark	4,4	0,0	87,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	7,6	0,0	100
Finland	0,0	0,0	18,4	0,0	5,7	0,0	0,0	0,0	67,6	8,3	100
Frankrig	0,0	0,0	31,4	0,0	5,7	16,3	1,7	22,9	12,2	9,8	100
Tyskland	0,0	0,0	31,3	0,0	8,1	41,7	3,4	15,5	0,0	0,0	100
Irland	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	70,2	0,0	20,4	9,5	0,0	100
Italien	3,2	0,0	45,3	2,9	3,6	17,2	19,6	8,2	0,0	0,0	100
Luxembourg	0,0	0,0	32,5	0,0	19,2	32,8	0,0	15,4	0,0	0,0	100
Holland	0,0	0,0	9,4	0,0	0,0	90,6	0,0	0,0	0,0	0,0	100
Portugal	0,0	8,0	36,9	0,0	0,0	34,3	0,0	20,7	0,0	0,0	100
Spanien	3,4	0,0	7,9	0,0	0,0	39,1	0,0	6,1	38,5	5,0	100
Sverige	0,0	0,0	34,0	0,0	5,2	0,0	0,0	0,0	51,4	9,4	100
Storbritannien	0,0	0,0	8,0	0,0	0,0	61,5	0,0	9,4	21,1	0,0	100

Til sammenlignende miljøvurdering med den danske type er derfor udvalgt tre bedriftstyper, nemlig "vedvarende græs" med hhv. høj og middel intensitet og "blandet arealanvendelse". De modellerede bedriftstyper repræsenterer en typisk dansk mælkebedrift med blandet sædskifte og høj intensitet samt tre bedriftstyper med vedvarende græs og hhv. middel (Tysk og Fransk) og høj (Hollandsk) intensitet, se tabel 2.2. Da der er tale om typiske enkeltbedrifter må bedrifts-signaturerne F, D og NL ikke tages som udtryk for landegennemsnit, og de er derfor placeret i anførselstegn.

Tabel 2.2: Beskrivelse af 4 europæiske malkvægsbedrifter

	DK	"F"	"D"	"NL"
Areal, ha	65	26	33	34
Køer pr. ha	1,0	0,9	1,04	1,5
Mælk pr. ha	7.827	6.043	7.074	11.820
Areal med græs, %	38	46	100	86
Græsudbytte, kg TS pr. ha	7.230	7.848	7.087	7.880
Råprotein indkøbt, % <sup>1)</sup>	35	17	15	28
Indkøbt N til afgrøder, %	30	41	23	39

N-effektivitet i besætninger, %	22	23	18	20
N-effektivitet i afgrøder, % <sup>2)</sup>	44	57	72	41
<sup>1)</sup> Procent af besætningens råprotein dækket af indkøbt kraftfoder				
<sup>2)</sup> Procent af totalt tilført N til marken høstet i afgrøder eller optaget ved afgræsning				
<sup>3)</sup> Procent af total N input til besætningen, som er udnyttet i kød og mælk				

Tabel 2.3 viser variationen mellem forskellige typer af danske mælkebedrifter udviklet til den danske LCA database. Til brug for denne internationale sammenligning er udvalgt den konventionelle type på sandjord med middel dyretæthed fordi analyser har vist at denne bedriftstype er den såkaldt marginale, dvs. den type som mest sandsynligt vil udvide mælkeproduktionen (gennem omfordeling af kvoter eller såfremt kvoterne blive ophævet). Denne type repræsenterer 43% af den danske mælkeproduktion. Selvom den udvalgte bedriftstype har middel dyretæthed i forhold til de 6 forskellige danske mælkebedriftstyper i tabel 2.3., men i forhold til ELPEN inddelingen er denne typiske danske kvægbedrift placeret i gruppen af højintensive kvægbedrifter, på grund af et relativt højt forbrug af indkøbt foder og handelsgødning.

Tabel 2.3: Repræsentativitet og produktion på 8 danske mælkebedrifter (Icafood.dk)

Jordtype	Ler				Sand			
	Konventionel			Økol. bedrifter	Konventionel			Økol. bedrifter
	<1,4	1,4-2,3	>2,3		<1,4	1,4-2,3	>2,3	
Bedriftstype								
Dyretæthed [DE ha-1]								
Antal regnskaber	23	32	14	24	83	182	16	127
% af total mælkeproduktion i DK	4	7	3	1	15	43	4	9
Kornudbytter (hkg ha <sup>-1</sup> )	56	54	66	44	52	49	47	41
Mælkeydelse (kg EKM ko <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup> )	7227	7288	7053	6811	7431	7429	7125	6861
Areal								
Total areal (ha bedrift <sup>-1</sup> )	99	50	44	88	81	65	48	102
Sædskifte (% landbrugsareal):								
Vedvarende græs	9	8	3	11	9	11	6	9
Brak	6	4	6	5	7	6	5	5
Korn	46	32	42	23	40	19	16	14
Majs/helsædsensilage	13	21	28	19	16	32	52	27
Græs/kløver i sædskifte	14	24	4	33	18	26	13	41

ELPEN databasen tillader ikke i sig selv en sammenligning af bedriftstypernes miljømæssige profil eller en modellering af den tekniske omsætning. Derfor er i det følgende foretaget en modellering af fire bedriftstyper byggende på eksisterende data fra publicerede undersøgelser. Repræsentativiteten af de udenlandske bedriftsdata er ikke kendt og derfor kan den resulterende sammenligning kun bruges som et overordnet fingerpeg om hvilke forhold som er vigtige for evt. forskelle imellem typernes miljøpåvirkning.

## 2.2 Dataindsamling og modellering

De udvalgte bedriftstyper blev modelleret efter en standardiseret metode som sikrer overensstemmelse mellem afgrøde og husdyrproduktion, således at fx behovet for foder til en given mælkeproduktion tilfredsstilles gennem en kombination af det hjemmeavlede foder og indkøbt foder. Der er tilsvarende redegjort for alt N og P i den producerede husdyrgødning med en fordeling på hhv. ammoniaktab, tilførsel til afgrøder, denitrifikation, opbygning af jordpuljen og udvaskning. Data blev fundet i en LCA-baseret sammenligning

af konventionel og økologisk mælkeproduktion i Tyskland (Haas et al. 2001) samt for Fransk og Hollandsk mælkeproduktion via kolleger (Kristensen et al. 2005). For at sikre en ensartet beregningsmetode af næringsstofomsætning og tab og tab af drivhusgasser blev anvendt en forsimplet udgave af metoden udviklet til LCA på danske bedriftstyper (Dalgaard et al. 2004, Nielsen et al. 2003), nemlig modellen Emipro (Hvid 2004). Emipro er en regnearksmodel, der er anvendt på private bedrifter som supplement til udarbejdelsen af grønne regnskaber.

### 2.3 Resultater

Den væsentligste forskel mellem de europæiske bedriftstyper ligger i deres næringsstof-omsætning, især effektiviteten af udnyttelsen af husdyrgødningen i marken i kombination med handelsgødning (tabel 2.4). Selvom den danske type er meget specialiseret i mælkeproduktion i økonomiske termer (over 85% af indtægten kommer fra mælk) er der en vigtig sammenhæng mellem mark og stald, fordi sædskiftet både har græs og kornmarker hvilket bl.a. sikrer en god udnyttelse af husdyrgødningen. Den intensive type med vedvarende græs bygger på et stort indkøb af næringsstoffer både i form af handelsgødning (ingen bælgplanter i græsarealet) og i form af kraftfoder bl.a. på grund af en høj belægningsgrad (den producerer over 50% mere mælk per ha end de andre typer).

Bedriftstypen med middel intensitet på vedvarende græs bruger væsentligt mindre importeret kraftfoder og bygger i højere grad på brugen af hjemmeavlet foder, især afgræsning, men med relativt højt forbrug af indkøbt gødning. Den tyske bedrift repræsenterer en type med traditionel stald og brug af fast møg. Den har en relativ lav nitratudvaskning fordi den tilsyneladende udnytter græsmarkerne meget effektivt. Ifølge datakilden (Haas et al. 2002) opnås et højt udbytte i foderenheder afgræsset per ha græs, med begrænset forbrug af handelsgødning og lav fiksering fra kløver. Den franske modelbedrift repræsenterer den samme type, men med gylle-staldsystem.

Som vist i tabel 2.4 er næringsstoffoverskuddet på bedriftsniveau lavest på den tyske bedriftstype (100 kg N per ha), mens det er dobbelt så højt på den danske, og over 400 kg per ha på den hollandske type. Imidlertid antager man i Holland at der sker en meget stor denitrifikation i jorden fordi grundvandsstanden som regel er høj. Dette bevirker at op mod halvdelen af N-overskuddet antages fordampet som frit kvælstof (samt en vis andel lattergas), hvorfor udvaskningen per ha er på niveau med den danske (hhv. 81 og 97 kg N per ha). Den tyske bedrift har meget lav udvaskning per ha, men et ammoniaktab på niveau med det danske, som følge af stald- og gødningstypen (fast gødning giver højere ammoniaktab per kg N i husdyrgødning end gylle).

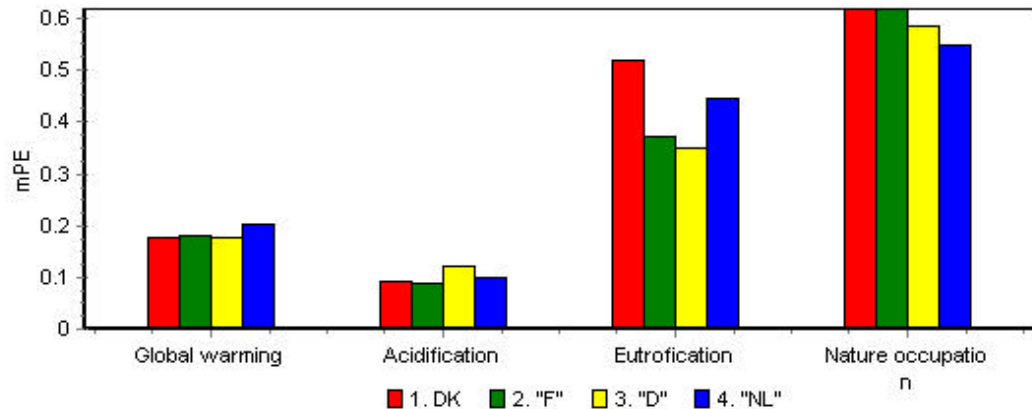
Vurderet i forhold til den producerede mængde mælk, er udvaskningen højest i den hollandske og den danske type, mens den er lavest i den tyske (figur 2.1). At udvaskningen ikke er højere i den intensive type på vedvarende græs, skyldes antagelsen om høj denitrifikation i Holland. Den høje ammoniakfordampning per kg mælk i den tyske type medfører at den har den højeste forsuring per kg. Figur 2.1 viser således modsatte forhold mellem ammoniaktab og udvaskning i de ellers relativt ens tyske og franske bedriftstyper. Det skal understreges at eftersom disse typer ikke nødvendigvis er statistisk repræsentative for landenes mælkeproduktion kan man ikke udlede at ammoniaktabet fra tysk mælkeproduktion i gennemsnit er større end for

fransk, de to bedrifter skal betragtes som to eksempler på denne bedriftstype, som kan findes i begge lande.



Tabel 2.4: N-balancer på udvalgte mælke typer samt estimerede tab

Type	Blandede	Vedvarende græs		
	afgrøder	medium	Medium	høj
Intensitet	høj	"F"	"D"	høj
Bedrift, land	DK			"NL"
Komponenter	[kg N ha-1]			
<b>Input</b>				
N kunstgødning (netto)	95	120	68	242
Husdyrgødning	0	0	0	50
Såsåed	1	1	0	0
Kraftfoder (netto)	79	28	39	109
Korn (netto)	20	0	0	14
Grovfoder	0	0	0	22
Halm	5	0	0	0
N-fiksering	34	26	19	0
Dyr	0	0	0	0
Deposition	16	16	20	48
<b>Total input</b>	<b>250</b>	<b>191</b>	<b>146</b>	<b>485</b>
<b>Output</b>				
Mælk	-40	-33	-39	-64
Dyr	-10	-6	-7	-14
Salgsafgrøder	0	-18	0	0
Husdyrgødning	0	0	0	0
Lagerbeholdning husdyrgødning	0	0	0	0
Lagerbeholdning grovfoder	0	0	0	0
<b>Bedriftsbalance</b>	<b>200</b>	<b>134</b>	<b>100</b>	<b>407</b>
<b>Estimerede tab</b>				
Amm. tab stald	-11	-5	-10	-32
Amm. tab afgræsning	-2	-4	-9	-16
Amm. tab husdyrgødningslager	-11	-5	-9	-8
Amm. tab spredning husdyrgødning	-12	-6	-13	-11
Amm. tab fra kunstgødning	-3	-4	-2	-7
Amm. fra afgrøder	-4	-4	-3	-4
N-tab, ensilage	0	0	0	0
<b>Amm. tab, total</b>	<b>-43</b>	<b>-28</b>	<b>-45</b>	<b>-78</b>
Denitrifikation	-18	-17	-7	-214
Gødning på drivgange	-2	-3	-7	-6
Jordpuljeændring	-38	-41	-20	-28
<b>Rest (=udvaskning)</b>	<b>-97</b>	<b>-45</b>	<b>-21</b>	<b>-81</b>
<b>Total tab</b>	<b>-199</b>	<b>-134</b>	<b>-100</b>	<b>-407</b>



Figur 2.1: Normaliserede resultater (i milli-person-ækvivalenter per liter mælk produceret) for de fire gårdtyper, ved brug af UMIP 2003 sted-generisk vurdering. Alle emissioner til vand er antaget udledt til ferskvand.

Arealforbruget per kg mælk er lavest i den intensive type i Holland. Lattergas-emission fra mælkeproduktion er overvejende relateret til vom-gasserne fra kørne selv samt omsætning af gødning i lagre og mark. Eftersom der er brugt standard-tabskvotienter for disse emissioner jf. IPCC, er det ikke overraskende at emissionen af drivhusgasser per kg mælk er næsten ens i de fire typer (figur 2.1). Den lidt højere emission i den intensive vedvarende græstype (Holland) skyldes det ekstra energiforbrug ved produktion af handelsgødning og et højere tab af lattergas som følge af den store omsætning af N (tabel 2.4).

På baggrund af ovenstående modellering, samt mere detaljerede sammenligninger af danske og tyske bedriftstyper, har vi i tabel 2.5 foretaget en kvalitativ sammenligning af de vigtigste mælkebedrifter. Som allerede nævnt skyldes forskellene væsentligst forskelle i effektiviteten i udnyttelsen af næringsstofferne i foder og i marken.

Den typiske danske mælkebedrift har en vigtig sammenhæng mellem afgrødeproduktion og husdyravl, fordi sædskiftet inkluderer både kløvergræs og korn/salgsafgrøder. Dette giver en god mulighed for at udnytte husdyrgødningen, men det er samtidig en udfordring af skabe den rette næringsstofomsætning i det blandede sædskifte, således at der ikke tabes for meget nitrat ved ompløjning af græsmarkerne. Den intensive type med vedvarende græs importerer store mængder næringsstoffer i både foder og gødning, hvilket giver et højt næringsstof overskud, men der produceres også mere mælk per ha end i de andre typer. De to typer på vedvarende græs med middel intensitet bruger væsentligt mindre importeret foder og maksimerer udnyttelsen af foder fra egne græsmarker, uden at forbruge meget handelsgødning.

Der er en modsatrettet effekt mellem mængden af N tabt i form af ammoniak og i form af udvaskning, hvor den middel intensive type med fast møg som gødnings håndtering har relativt større ammoniaktab men lavere udvaskning end den tilsvarende type med gylle som vist i tabel 2.5. I ELPEN systemet kan denne forskel ikke udledes, idet der ikke er redegjort for staldsystemet i typerne og der kan være bedrifter med begge staldtyper især i typerne vedvarende græs med middel og lav intensitet. For bedrifter med høj intensitet

er det antaget at den overvejende staltype er med betonspaltelag og dermed gødningshåndtering som gylle.

Det bør bemærkes at de danske konventionelle mælkebedrifter har formindsket deres gødningsforbrug med ca. 25 kg N per ha siden 1999, som er udgangsåret for den danske LCAfood database og tallene i tabel 2.4 og figur 2.1. Derfor er den aktuelle udvaskning og ammoniaktab m.m. mindre i dag, hvilket er inkluderet i den kvalitative sammenligning i tabel 2.5. Den højintensive type med vedvarende græs har potentielt set en stor risiko for næringsstofberigelse, men som nævnt bliver dette reduceret gennem høj denitrifikation i (dele af) Holland, hvorfor der er angivet to niveauer i tabel 2.5 for dette.

Tabel 2.5: Kvalitativ sammenligning af miljøprofilen per kg mælk af Europæiske mælkebedrifts typer på fire miljøkategorier. (0 svarer til niveauet for danske konventionelle mælkebedrifter med blandet sædskifte og middel dyretæthed, + indikerer en relativ større miljøpåvirkning, - en relativt lavere).

Type	Blandede afgrøder		Vedvarende græs			
	høj	medium	høj	medium	Medium	lav
Andre karakteristika		Økologisk		Fast gødning	Gylle	Økologisk
Drivhuseffekt	0	-	+	0	0	-
Forsuring	0	0	0	+	0	0
Næringsstofberigelse	0	0	+(+)	-	0	--
Areal-forbrug	0	+	-	0	0	0

De økologiske bedriftstyper er medtaget for at vise den mulige effekt af mindre intensive mælkeproduktionssystemer i form af reducerede miljøpåvirkninger. De danske økologiske brug er i gennemsnit lige så store eller større end de konventionelle, men har en lavere dyretæthed. Miljøpåvirkningerne i økologiske produktionssystemer er væsentligt mindre end i konventionelle vurderet per ha men eftersom produktionen per ha er mindre er der kun lille forskel i næringsstoffab per kg mælk (Halberg et al. 2005), især efter de seneste stramminger af gødningsreglerne (Kristensen et al. 2005).

Den økologiske bedrift med vedvarende græs kan sammenlignes med den konventionelle "tyske" bedrift med medium intensitet og har lavere næringsstoffab til eutrofiering. Den "franske" bedrift med vedvarende græs har omtrent samme emissioner som den danske konventionelle. Der vil naturligvis være store forskelle imellem bedrifter indenfor hver type, forskelle som kan være større end forskellen imellem typerne. Derfor er det også vigtigt at undersøge årsager til variation mellem bedrifter indenfor hver type og udarbejde redskaber til at forbedre miljøprofilen på bedriftsniveau i sammenligning med andre, såkaldt benchmarking. Det er sandsynligt at den stramme danske miljøregulering medfører at variationen mellem danske bedrifter er mindre end i de andre lande, hvorfor der vil være færre bedrifter med meget store emissioner per kg mælk. Dette kunne være en markedsmæssig fordel idet risikoen for negative miljøhistorier er begrænset.

Pesticidforbrug er ikke medtaget i miljøvurderingen pga. mangel på data, men dette vurderes ikke at være afgørende ved vurdering af mælkebedrifter. Derimod er det vigtigt at mælkebedrifter potentielt set kan bidrage til opretholdelsen af værdifulde halvkulturarrealer i form af enge og overdrev. Dette er et vigtigt mål både i Danmark og andre EU lande men er ikke medtaget i analysen, hvor arealforbruget snarere udtrykker en uønsket

beslaglæggelse af areal som ellers kunne være natur. De danske bedrifter har i gennemsnit ca. 10% af arealet som vedvarende græsmarker på halvkulturarealer mens de intensive på vedvarende græs i mindre grad vedligeholder værdifulde halvkulturarealer. De andre typer på vedvarende græs bidrager i visse geografiske områder med at vedligeholde store arealer af den type.

## 2.4 anbefalinger i forhold til dansk miljøindsats

Ud fra ovenstående analyse af forskelle mellem bedriftstyper kan det konkluderes at følgende faktorer er vigtige for den relative miljøprofil af mælk:

- Opbevaring og udnyttelse af husdyrgødningen: Reduktion af ammoniaktabet er vigtig for at reducere forureningsbidraget og danske bedrifter har en fordel på dette område. Dette kan imidlertid have betydning for udvaskningen, idet formindsket ammoniaktab forøger N-tilførslen til markerne, hvilket bør tages i betragtning i udnyttelsen af husdyrgødningen (fx gennem bedre analyser og gødningsplanlægning samt nedfældning i jorden).
- Forbedring af kvælstofhusholdningen på bedriftsniveau: I det omfang den samlede effektivitet i udnyttelsen af N i mark og stald kan øges vil det have betydning både for ammoniaktab (forsuring), udvaskning (næringsstofberigelse) og udledning af lattergas. Med den nuværende viden beregnes lattergas emissionen som en andel af det gødningskvælstof som omsættes på bedriften samt af det udvaskede N. N-effektiviteten i stalden er relativt høj i Danmark (se tabel 2.2) men kan formentlig forbedres yderligere gennem mere præcis styring af proteinfodringen. Det er vanskeligt i systemer med meget afgræsning, men muligheder eksisterer gennem reduktion af græsningsperiodens længde og sammensætningen af tilskudsfoder. Der er stadig et potentiale for at forbedre effektiviteten i udnyttelsen i marken i Danmark og Holland, men på hver sin måde. I de blandede sædskifter er det især udnyttelsen af frigjort N ved opløjning af græsmarker som skal forbedres.
- Begrænsning af metanudledning: Metan udgør ca. halvdelen af drivhusgasemissionen per kg mælk, omtrent ligeligt fordelt mellem køernes vomprocesser og udslip under lagring. Den naturlige metanproduktion under lagring af husdyrgødningen kan opsamles og udnyttes i biogas anlæg, hvilket er under udvikling især i Danmark og Tyskland.
- Metandannelse i vommen varierer med fodring (Bertilson 2002) men i dette studie er anvendt standardtal, hvorfor de reelle forskelle ikke er vist. En høj andel af grovfoder vil alt andet lige medføre at en højere andel af energien i foderet tabes som metan i vommen sammenlignet med foder baseret på mere kraftfoder. Dertil kommer at jo større andel af foderet som går til koens vedligehold jo større andel tabes bl.a. som metan. Derfor vil en høj mælkeydelse per ko alt andet lige reducere udledningen af metan per kg mælk.
- Den samlede reduktion af udledningen af drivhusgasser per kg mælk vil forstærkes såfremt meget af foderet produceres lokalt og med

moderat brug af handelsgødning. Dette er kendetegnende for det danske system med middel dyretæthed, som har en komparativ fordel på dette område, hvilket burde kunne udnyttes fremover. Forsøg på at forbedre den hollandske mælkeproduktions miljøprofil har taget udgangspunkt i at efterligne det blandede sædskifte på danske bedrifter, fx på demonstrationsbruget De Marke.

Det er ikke hensigten i denne rapport at beskrive i detaljer mulighederne for at forbedre de danske bedrifters miljøprofil gennem tekniske og driftsledelsesmæssige tiltag. Sådanne oversigter er givet i den tidligere rapport til Produktpanelet (Thodberg et al. 2004), samt i et antal rapporter udarbejdet som forberedelse af VMP3 (Skov- og Naturstyrelsen 2003).

# 3 Markeder og miljøstrategi

*Lis Thodberg og Claus Mosby Jespersen*

## 3.1 Introduktion og metode

Hvis leverandører af fødevarer skal arbejde videre med at tilvejebringe miljøinformation om deres produkter opgivet pr. kg eller pr. liter produkt forudsætter det, at markederne kan bringes til en forståelse af at netop dette aspekt - at leverandøren kan fortælle den fulde miljøhistorie knyttet til produktet - er en ekstra kvalitet ved produktet og dermed retfærdiggør en højere pris etc.

Der er en række overordnede forhold der viser at markedet for fødevarer faktisk honorerer den type information. Projektet "Miljødialog mellem den internationale detailhandel og deres leverandører"<sup>1</sup> præsenterer nogle resultater fra en undersøgelse af den internationale detailhandel. Resultaterne peger på at der er en tendens til at detailhandlen ikke arbejder med miljø som et enkeltstående tema, men derimod integrerer miljøspørgsmål i et større perspektiv og at det typisk er temaer som fødevarerikkerhed, sporbarhed, sundhed & ernæring, energiforbrug, affald og arbejdsmiljøforhold, der arbejdes med i de store detailhandelskæder.

Det nævnte projekt viser også at detailhandlen opfatter sig selv som hele fødevarekædens ansigt overfor omverdenen og at aktørerne derfor bliver mere og mere opmærksomme på produktionsmetoder og etik hos leverandører. Desuden er udviklingen af detailhandelens private labels i stærk vækst. Denne udvikling knytter detailhandel og leverandørerne tættere sammen, både i dialogen om miljø samt om produktudviklingen. Private labels giver detailhandlen mulighed for overblik over hele produktionskæden, hvilket sikrer en optimal risikostyring.

På denne anden side viser samme undersøgelse at livscyklusvurderinger af produkter (LCA) ikke er i fokus hos den internationale detailhandel, og det har ikke været muligt at finde eksempler på at detailhandlen anvender LCA eller lignende værktøjer i deres miljøarbejde. Projektets indtryk er at produktorientering ikke endnu er en tilgang, der har vundet indpas i dialogen mellem detailhandelen og deres leverandører.

For at belyse ovenstående yderligere er der i nærværende projekt udarbejdet en kortfattet beskrivelse af de vigtigste miljøkarakteristika der anses at have eller ville få konkurrencemæssig betydning for afsætning af hhv. frisk mælk og svinekød på relevante markeder og under forskellige konkurrencesituationer.

Markedsbeskrivelserne er udarbejdet på grundlag af interview med en række nøglepersoner med kendskab til produkter og marked:

- Karsten Bruun Rasmussen, Danske Slagterier, 13. januar 2005
- Henrik Mikkelsen, Danish Crown, 19. januar 2005

---

<sup>1</sup> "Miljødialog mellem den internationale detailhandel og deres leverandører", CASA, Center for Alternativ Samfundsanalyse, Mette Lise Jensen, Pernille Hagedorn-Rasmussen, 2004. Miljøprojekt (ikke publ.)

- Carsten Fricke, Arla Foods, 1. februar 2005
- Jan D. Johannesen, Arla Foods, 1. februar 2005
- Birgitte Eriksen, Mejeriforeningen, marts 2005

Interviews er refereret skriftligt og efterfølgende godkendt til anvendelse af den interviewede.

### 3.2 Mælk

For hvad angår frisk mælk, er der gennemført interview med miljømedarbejdere i Arla Foods og afsætningskyndige i Mejeriforeningen.

Generelt for afsætningen af frisk mælk kan siges, at "hjemmemarkederne" for frisk mælk er Danmark, Sverige (Arla) og England (Arla). Der eksporteres primært smør, ost og mælkepulver/protein (B2B).

De væsentligste konkurrenter på frisk mælk er Polen og Tyskland.

Mejeriforeningen oplever ikke, at dokumentation for miljøpåvirkning fra produktion af mælk indgår i markedsføringen af mælk. En undtagelse er dog økologisk mælk, der blandt andet markedsføres på at være mere miljøvenligt produceret og bedre for dyrevelfærden. Markedsføringen sker dog i generelle termer, baseret på de regler, der gælder for økologisk produktion, og ikke ud fra miljøpåvirkning per liter produkt. Livscyklusperspektivet anvendes således ikke.

Mejeriforeningen er ikke bekendt med at detailkæderne stiller særskilte krav til miljødokumentation. Det er muligt at de i fremtiden vil gøre det hvis de kan se det som et led i deres egen kædeprofilering eller måske i forbindelse med egen markedsføring af private labels. I så fald kan det måske få betydning for mulighederne for at kunne substituere mellem leverandører af private-label produkter.

Det er også foreningens opfattelse, at dokumentation af miljøpåvirkningen fra en liter frisk mælk set fra "vugge til grav" ikke vil blive aktuel alene på mælk, men måske for en virksomheds produkter generelt. Det vil dog kræve, at man kan sige noget om miljøpåvirkning generelt og kunne fortælle, at man er bedre end andre på dette område. Spørgsmålet er, om der, ud over eksempelvis besparelser på energi mv. er direkte penge i en sådan dokumentation i form af en merpris?

Hvis man skal bruge økologien som eksempel, så har frisk mælk i Danmark en markedsandel på 26%, mens økologisk ost har en på ca. 5%. Vurderingen er, at de forbrugere, der køber økologi ud fra miljømæssige hensyn udgør disse 5% - mens at resten af øko-mælkedrikkerne køber økologisk mælk ud fra andre parametre end renere miljø.

Mejeriforeningen har, efter anmodning fra branchen, sammen med Dansk Kvæg udarbejdet en branchepolitik for udledning af affaldsstoffer på mælkeproducenters marker, populært kaldet "Branchepolitik for spildevandsslam". Denne politik er udarbejdet ud fra en markeds-mæssig vurdering for at undgå uheldig omtale og sammenhæng mellem udsprøjtning af affaldsstoffer og produktion af mejeriprodukter.

Frisk mælk som "begreb" og produkt er i øvrigt under pres og hvis udviklingen flytter sig til mere UHT mælk vil en historie om miljøbelastning pr. liter evt. kunne være en konkurrence-parameter.

Det er Arla's opfattelse, at produktorienteringen primært egner sig som internt redskab til at forbedre management på den enkelte gård.

De enkelte markeder kan beskrives således:

#### *Sverige*

Sverige er meget produktmiljø-orienteret og anvender det bevidst i markedsføringen. Den røde "Arla-ko" er et meget stærkt brand, som forbrugerne har store forventninger til.

#### *England*

Markedet drives af de store detailhandelskæder og deres private labels og er meget omskifteligt. Dokumentation af præstation på det eksterne miljø har ringe betydning og LCA er ikke et tema. Miljøforhold opfattes som en del af Corporate Social Responsibility og aftagerne forventer "orden i eget hus" hos leverandørerne.

### 3.3 Svinekød

For svinekød er der gennemført interview med markedsansvarlige i Danske Slagterier og på Danish Crown.

Generelt anføres det at miljø og miljøforhold indgår som ét af mange elementer i en overordnet koordineret markedsførings-indsats fra dansk side mod eksportmarkederne. Miljøinteressen er generelt størst i Nordeuropa (England, Tyskland, Sverige).

Det er svært at sige, hvordan "miljø" opfattes på de forskellige markeder. Begrebet kan opfattes som blandet med dyrevelfærd, kvalitet, arbejdsmiljø osv. Miljøkatastrofer og negativ presseomtale af miljøforhold i landbruget i Danmark vurderes at kunne påvirke markederne i England, Sverige og Japan.

Danmark markedsfører *aldrig* kødprodukter mv. ved i markedsføringen at sammenligne med konkurrenter, der præsterer dårligere end danske produkter. Vi fortæller typisk, hvor gode produkterne og "Danish" er og lader kunderne vurdere vores konkurrenter. Hvis der faktisk eksisterer dokumentation for f.eks. at dansk svinekød er miljømæssigt bedre pr. kg end andre landes, så er det dog muligt at det vil blive brugt i markedsføringen, fordi det vurderes at den type miljøforhold, som knytter sig til hele kæden, ligger så langt fra forbrugerens opfattelse af produkttegenskaber, at det ikke "forstyrrer" billedet af smag, kvalitet mv.

Miljø i primærproduktionen og på slagterier indgår desuden i materialet Quality Matters, som blandt andet beskriver den lovgivning som landbrug og slagterier skal overholde, eksempelvis for gyllehåndtering.

Miljø indgår i situationerne før det konkrete salg, det vil sige i aftagernes overordnede udvælgelse af leverandører. Prisforhandlingerne er også adskilt fra miljødiskussionen. Dog indgår miljøomkostninger som et af argumenterne for højere produktionsomkostninger i Danmark.



Hvor det er muligt og hensigtsmæssig, markedsføres dansk svinekød under mærket "Danish" og mærket står meget stærkt i nogle lande. Eksempelvis er "Danish" det 4. mest kendte mærke i Japan foran blandt andet en lang række elektronik- og bilmærker.

Den generelle trend er dog at man generelt er på vej væk fra "Danish" som brand. Der er ikke længere tale om deciderede hjemmemarkeder. De store koncerner producerer, forarbejder og sælger kød på kryds og tværs af lande.

De enkelte markeder kan beskrives således:

#### *England*

Bacon udgør stadig en stor del af eksporten til England. "Danish" er et meget kendt brand. England er absolut længst med at stille krav til produkternes indirekte egenskaber, herunder på miljøområdet.

Markederne "drives" af de store detailhandelskæder og de søger hele tiden nye forhold, der kan indgå som en del af deres brand (dyrevelfærd, økologi, GMO-"frihed" osv.) og miljø kan sagtens blive det næste. Det er bare ikke til at sige hvornår!

Detailhandlen i England tjener penge og der er "plads" til nye indsatser og initiativer, som bruges til at differentiere sig fra andre kæder. Kæderne søger at afkode tendenser på forbrugersiden.

#### *Tyskland*

Danmark er konstant mellem de største eksportører af svinekød til Tyskland. Tysklands miljølovgivning medfører, at der stilles store krav til importvarer. Tyskland er det eneste land, hvortil svinekød eksporteres i returemballager. Der er strenge miljøkrav, men kun fordi varerne mindst skal overholde den tyske lovgivning.

Det tyske marked er forbrugerdrevet. Tyskland er et meget differentieret marked, hvor pris spiller en afgørende rolle. Tyskland importerer primært produkter (typisk forender) til videreforarbejdning i et stort antal mindre virksomheder. Informationer knyttet til varens oprindelse, når derfor ikke ud til forbrugerne.

Tyske detailhandelskæder tjener ingen penge. Discountbølgen er heftigst i Tyskland. "Danish" har ringe betydning. Forbrugerne køber det produkt detailkæden tilbyder.

Ingen detailkæde har endnu slået sig op på miljø - det kommer sandsynligvis, spørgsmålet er hvornår? Koncernerne "shopper ind og ud" af detailhandelskæderne. Derfor giver en branding knyttet til bestemte produkter/lande umiddelbart ingen mening for kæderne. Brandet skal skabes på baggrund af kædens generelle krav til deres produkter. Store negative miljøbegivenheder i Danmark vil ikke påvirke markedet.

#### *Frankrig og Italien*

Her har "Danish" ingen betydning, fordi vi næsten kun leverer skinker til videreforarbejdning, dvs. at der på markedet ikke er nogen direkte kontakt til detailhandel og forbruger. Vi har som land ingen særlig identitet. Derfor spiller miljøforhold stort set heller ingen rolle her.

Detailhandlen i Frankrig er økonomisk presset og der er derfor ikke fokus på miljø og relaterede forhold.

#### *USA*

Et særligt marked, fordi vi stort set kun eksporterer ribs. Danish er et stærkt brand. Amerikanerne vil gerne høre "den gode historie" om produkter og deres køb er "følelsesdrevne". Derfor kunne "en god miljøhistorie" være relevant at fortælle i USA.

Amerikanerne opfatter dansk landbrug som småt, familiedrevet og medicinfrat.

#### *Sverige*

Følsomt marked som følge af at svensk svineproduktion ikke er særlig konkurrencedygtig. Af samme grund er man meget på vagt overfor importerede produkter, som ofte angribes i medierne.

De svenske detailhandelskæder efterspørger miljødokumentation.

#### *Rusland*

Miljø er ikke relevant for dette marked.

#### *Japan*

Det vigtigste marked for dansk svinekød. "Danish" er et meget stærkt brand, som når helt ud til forbrugerne. Det er især kammene som eksporteres, men bacon er også i vækst. De største konkurrenter er USA og Canada. Pakker er mærket med "Danish" i butikkerne og restauranter og cateringvirksomheder benytter også Danish logoet i deres reklamer. Her er markedsføringen af Danmark helt central. Miljøet spiller en stor rolle - men som brik i en større sammenhæng. Vi fortæller historier om Danmark og om vores produkter. Miljøet ligger implicit, som en del af historien. Vores produkter markedsføres som "Safe, clean and tasty"

Danske Slagterier har et tæt samarbejde med Coop i Japan. Coop nyder meget stor respekt hos den japanske forbruger og er meget kræsen med hvilke produkter, der sælges. Coop er et stærkt brand i Japan og dansk svinekød er det eneste importerede kød, der sælges. Coop fortæller bemærkelsesværdigt meget om dansk svinekød - mange konkrete fakta.

Selvom Danmark "kun" er en råvareleverandør, så har vi faktisk på det japanske marked en helt markant identitet og et brand helt ud til den enkelte forbruger. En historie om en god miljøpræstation pr. kg. svinekød vil helt sikkert blive brugt i markedsføringen - igen som en del af en større helhed.

### 3.4 Sammenfattende vurdering

Vores undersøgelse for mælk peger på at historien om miljøpræstation pr. produkt, når det gælder frisk mælk, af mejerisektoren primært vil blive anvendt til gårdmanagement.

Vores undersøgelse for svinekød peger på at historien om miljøpræstation pr. produkt kan anvendes direkte på det japanske marked og måske i en bearbejdet form til det amerikanske. Desuden tyder noget på, at der skal udarbejdes et beredskab på at dokumentere miljøpræstation til det engelske marked.

# Henvisninger

Andersen E, Elbersen B, Godeschalk F. (2005). Assessing multifunctionality of European livestock systems. In Brouwer (ed.): "Sustaining agriculture and the rural economy: Governance, policy and multifunctionality." New York: Edward Elgar. Forthcoming.

Bertilsson J. (2002). Methane emissions from enteric fermentation. Effects of diet composition. Pp. 37-53 in Petersen & Olesen: "Greenhouse gas inventories for Agriculture in the Nordic countries". DIAS report no. 81.

Dalgaard R, Halberg N, Kristensen I S, Larsen I. (2004). An LCA inventory based on representative and coherent farm types. PP. 98-106 in Halberg (Ed.): „Life Cycle Assessment in the Agri-food sector. Proceedings from the 4<sup>th</sup> International Conference, October 6-8, 2003, Bygholm, Denmark” DIAS report Animal Husbandry no. 61.  
[http://www.lcafood.dk/lca\\_conf/DJFrapport\\_paper\\_2\\_poster.pdf](http://www.lcafood.dk/lca_conf/DJFrapport_paper_2_poster.pdf)

Haas G, Wetterich F, Köpke U. (2001). Comparing intensive, extensified and organic grassland farming in southern Germany by process life cycle assessment. *Agriculture Ecosystems and Environment* 83:43-53.

Halberg N, van der Werf H M G, Basset-Mens C, Dalgaard R, de Boer I J M. (2005). Environmental Assessment tools for the evaluation and improvement of European livestock production systems. *Livestock Production Science*. In print.

Hauschild M, Potting J. (2004). Spatial differentiation in life cycle impact assessment. The EDIP2003 methodology. Guidelines from the Danish Environmental Protection Agency. [http://www.lca-center.dk/lca-center\\_docs/showdoc.asp?id=041110135347&type=doc](http://www.lca-center.dk/lca-center_docs/showdoc.asp?id=041110135347&type=doc)

Hvid S K , Weidema B P, Kristensen I S , Dalgaard R, Nielsen A H, Bech-Larsen T. (2004) · Miljøvurdering af landbrugsprodukter. København: Miljøstyrelsen. (Miljøprojekt 954).

Kristensen I S, Halberg N, Nielsen A H, Dalgaard R. (2005). N-turnover on Danish mixed dairy farms. Part II. Pp. 91-109 in Bos et al. (Eds.): "Nutrient management on farm scale. How to attain policy objectives in regions with intensive dairy farming." Report 1 EGF Working Group "Dairy Farming Systems", Wageningen. *Plant Research International* 83.  
<http://www.lcafood.org/processes/agriculture/Part%20II%20N%20turnover%20on%20Danish%20mixed%20dairy%20farms.pdf>

LEI (2004). BINternet statistics. Available at <http://www2.lei.dlo.nl/binternet>. Accessed April 2004. Den Haag: LEI-DLO; Agricultural economics research institute of The Netherlands.

Nielsen P H, Nielsen A M, Weidema B P, Dalgaard R, Halberg N. (2003). LCA food data base. [www.lcafood.dk](http://www.lcafood.dk).

Rasmussen J. (2004). Omkostninger i international svineproduktion 2002. København: Landsudvalget for Svin. (Faglig publikation Rapport no. 24) samt underliggende upubliceret regneark.

Skov- og Naturstyrelsen (2003). Forberedelse af Vandmiljøplan III. Del V. Syntese af arbejdsgruppernes rapporter. Endvidere rapporter fra de tekniske undergrupper. Publiceret på <http://www.vmp3.dk>. Skov- og Naturstyrelsen, Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri.

Thodberg L, Bauer B, Weidema B, Cederberg C, Søndergaard H A, Løber M, Halberg N, Madsen N L, Nielsen P H, Kofoed S, Hvid S K. (2004). Produktorienteret miljøindsats i landbrugssektoren - forudsætninger. København: Miljøstyrelsen. (Miljøprojekt 900).

Weidema B P, Christiansen K, Nielsen A M, Norris G A, Notten P, Suh S, Madsen J. (2004). Prioritisation within the integrated product policy. Copenhagen: Danish Environmental Protection Agency. (Environmental project no. 980).

# Pig production in 5 different countries. Production technology and environmental data.

*Anne Merete Nielsen, Claus Mosby Jespersen, Bo Weidema, Greg Norris, Pere Fullana, Llorenç Milà i Canals, Imke de Boer, Jacob Madsen*

## A.1 Background: Pig production and the environment

The global pork production in 1993 was 76 Tg. By the year 2003, this had increased to 99 Tg (Faostat, 2004).

The 15 countries with the largest production together make up more than 80 % of the total, global production. These countries are shown in table A.1.

Some of these countries have a high production per inhabitant. This indicates that these countries have a high domestic consumption and/or a high export. Denmark is in top with 329 kg pork produced per inhabitant. Netherlands and Spain comes next with more than 80 kg pork produced per inhabitant.

Some of these countries have a very intensive production per area. Denmark and Netherlands are in top with 409 and 342 kg pork produced per hectare.

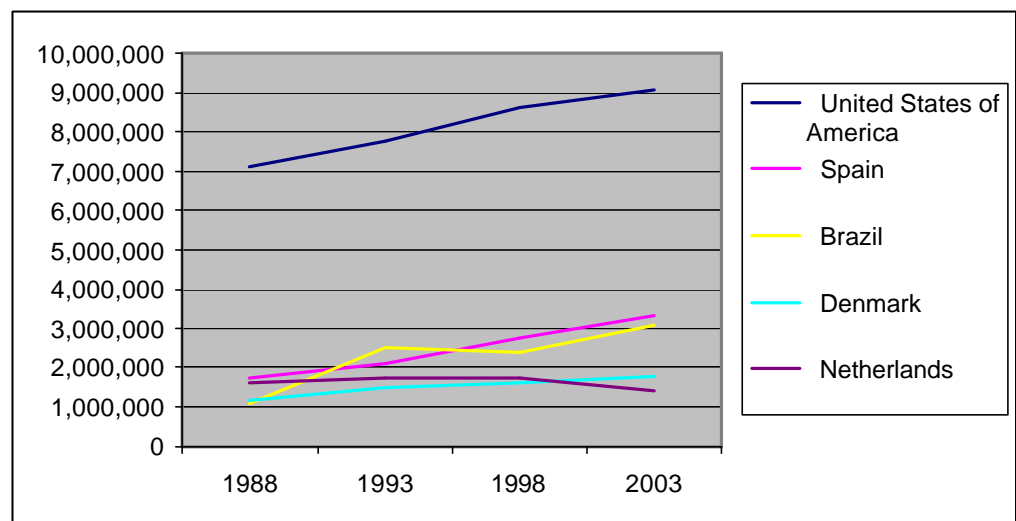
**Table A.1.** The 15 countries contributing most to global pork production 2003. FAOstat (2004).

	Total production	Production per inhabitant	Production per area unit
	Gg	(kg pork per inhabitant)	(kg/ha)
China	46,047	35	48
United States of America	9,064	31	9
Germany	4,238	51	119
Spain	3,322	81	66
Brazil	3,059	17	4
France	2,340	39	42
Poland	2,050	53	66
Canada	1,952	62	2
Viet Nam	1,800	22	54
Denmark	1,762	329	409
Russian Federation	1,679	12	1
Italy	1,587	28	53
Netherlands	1,420	88	342
Philippines	1,385	18	46
Japan	1,259	10	33

In this study, we focus on Denmark and the most important competing countries, as estimated by industry representatives. Data on pig production are collected for 5 different countries: Denmark, Netherlands, Spain, Brazil and US.

For USA, production in Iowa and North Carolina were chosen for further study. Iowa represents production in the Heartland of USA “the corn belt”. This production has had a large share of American pig production in the past. North Carolina represents production in the southeastern states. This production has a growing share of the American pig production.

**Figure A.1.** Development in Pig Production 1088-2003 in the 5 countries under study (in Mg) (FAOSTAT 2004).

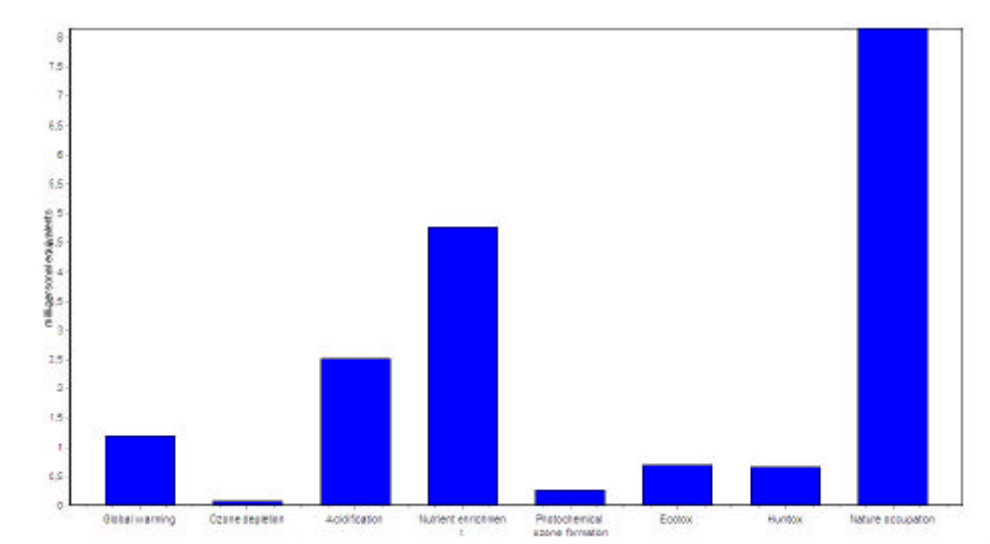


The pig production in US, Spain and Brazil is increasing rapidly (see figure A.1), whereas the production in Denmark experiences a more modest growth. Pig production in the Netherlands is stable/slightly decreasing.

#### A.2 What do we know about environmental impacts from pig production?

The LCAfood project (Nielsen et al., 2003) provided a database for environmental assessment of basic food. In this model, Danish pig production is split up into 7 farm types according to animal density and soil type. The most important inputs and outputs as well as emissions to air and water from these productions are modelled according to national statistics.

As can be seen in figure A.2, the main environmental impacts from Danish pigs are nature occupation and nutrient enrichment, when assessed with the EDIP impact assessment methodology extended the impact category nature occupation (as a rough indicator for biodiversity impacts of land use).



**Figure A.2.** Normalised environmental impact from 100 kg Danish pig. Calculation based on data from Nielsen et al. (2003) and EDIP impact assessment methodology, adapted by Nielsen et al. (2003).

*Nature occupation* is the environmental impact category contributing most to the normalised score. Approximately 50 % of the land use contributing to nature occupation is caused by production of soy, which is used as protein feed input in the pig production.

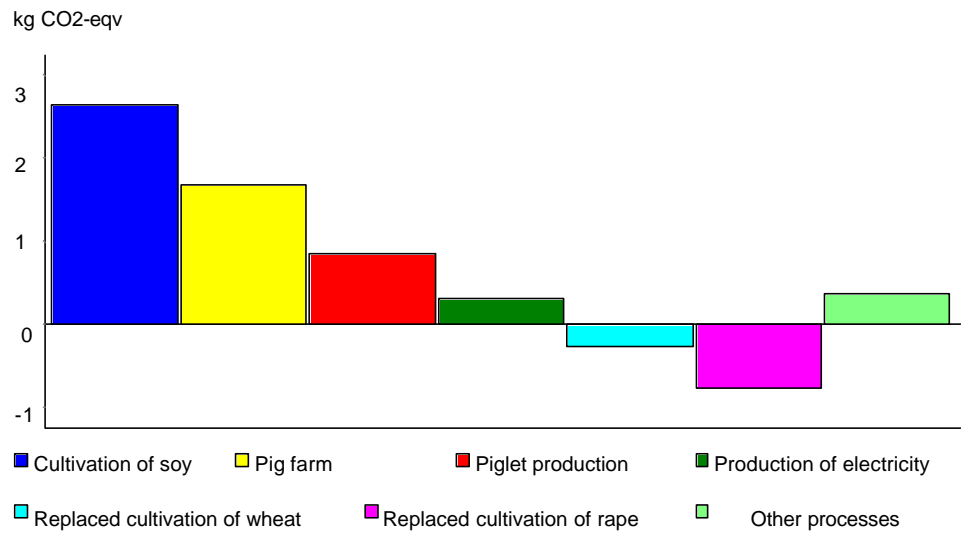
*Nutrient enrichment* is mostly caused by nitrate and ammonia from agricultural productions. Less than 1 % comes from combustion processes in agriculture, transport and other production.

*Acidification* is almost entirely caused by ammonia from pig production.

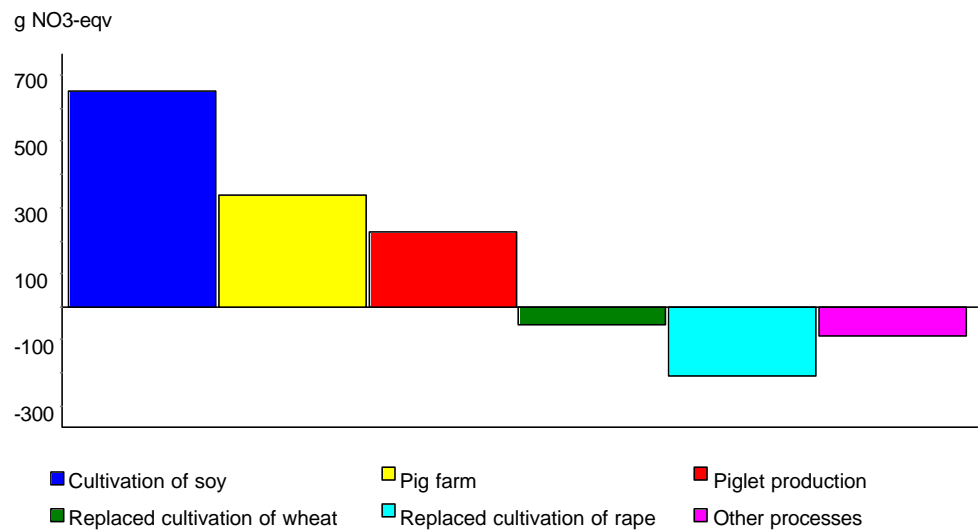
Nitrous oxides and methane from agricultural productions make up 80 % of the *global warming*, whereas CO<sub>2</sub> only contribute 20 %.

Note that pesticides are not included in this assessment, and the impact categories ecological toxicity and human toxicity mainly cover toxic impacts from combustion processes.

For eutrophication, global warming, and nature occupation, the main contributions are from the production of pigs at the farm and the soybean cultivation, see figures A.3-A.5. In these figures, the pig production is modelled as a pig farm including fattening of pigs (from 30 kg to 100 kg) and cultivation of various crops at the associated farmland. Production of piglets (breeding and fattening till 30 kg) is assumed separated from this production. Soy cultivation abroad supplies protein feed for the production. Note that transportation of soy to Denmark and processing into livestock feed contributes insignificantly to the environmental impacts. All environmental impacts at the farm are attributed to the pigs, which are considered the main product determining the overall production. The crop by-products produced at the pig farm are assumed to replace similar productions elsewhere in the world. The emissions and use of resources from these replaced productions thus contribute with negative environmental impacts (seen as the negative values in figure A.3-A.5).

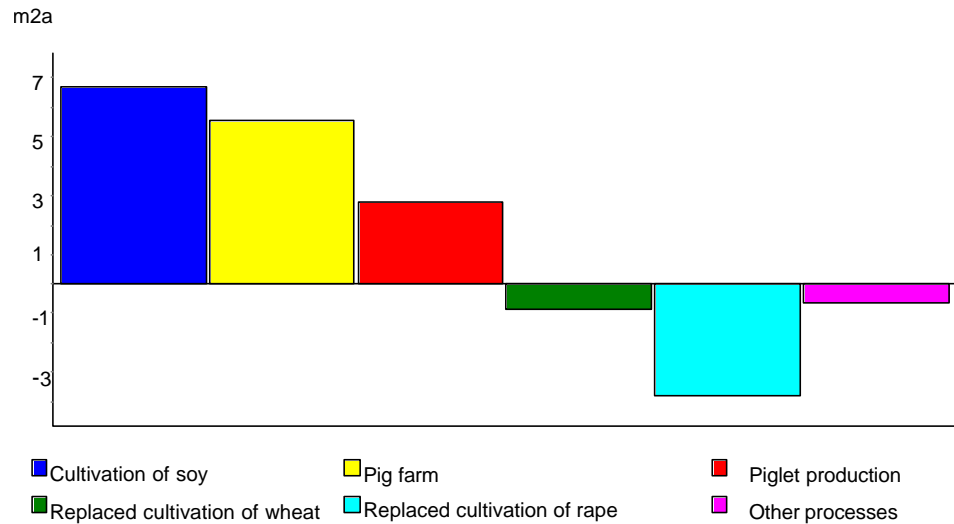


**Figure A.3.** Contribution to global warming from 1 kg Danish pig ready for slaughter divided on processes. Processes contributing with more than 5 % of the total amount are shown individually. Calculation based on Nielsen et al. 2003.



**Figure A.4.** Contribution to Eutrophication from 1 kg Danish pig ready for slaughter divided on processes. Processes contributing with more than 5 % of the total amount are shown individually. Calculation based on Nielsen et al. 2003.





**Figure A.5.** Contribution to nature occupation from 1 kg Danish pig ready for slaughter divided on processes. Processes contributing with more than 5 % of the total amount are shown individually. Calculation based on Nielsen et al. 2003.

### A.3 Scope of the data collection of this study

Based on the knowledge of the Danish farm system and its main environmental impacts, as outlined above, we concentrated the data collection for the foreign competing products on the following data:

- Feed consumption and composition for piglet production and fattening, and the consequent feed production emissions and land use.
- Emissions from piglet production and fattening of pigs, and the related manure handling, with special focus on the substances contributing to global warming ( $N_2O$ ,  $CH_4$  and  $CO_2$ ), acidification ( $NH_3$ ) and eutrophication (evaporation of  $NH_3$ , potential leaching of nitrogen from arable land where manure is supplied).
- Data from the slaughtering process.

Data are collected for the modern production technology, which is likely to be implemented to meet future increases in demand. Pig production is modelled separately from cultivation of crops.

### A.4 Description of production technology

All 5 countries have experienced the same development towards industrialised production.

In this development, pig production has been separated from other agricultural productions, which also means that feed production (crop cultivation) and utilisation of manure as fertiliser in crop cultivation are now increasingly separated.

In US, parts of the administration and marketing have been split out from pig production as well. The majority of US pigs are thus produced on farms that are run by a farmer (operator) different from their owner (contractor), a trend also seen in Spain.

Pig production units have grown in size. For example from 1982 to 1997 in US, the number of pigs per farm increased by more than 300%, while the number of pig farms decreased by two thirds (McBride, 2003).

Newest development goes in the direction of further specialisation, where the processes of farrowing, nursing and fattening are split out on separate production units.

#### A.4.1. Manure handling systems

Manure used to be utilised as fertiliser in crop production. With the above-mentioned development of pig production, all countries face the problem that manure is in excess on pig producing farms. Artificial fertiliser is relatively cheap compared to the cost of storing and transporting manure to distant crop producing areas.

In Europe, much focus has been on the negative impacts of nutrient enrichment caused by emissions from manure.

In Netherlands as well as Denmark, manure is always stored in covered tanks, which is the storage system with the lowest emissions. In Spain, some open storage may still exist, but the marginal production (i.e. the new production units that are installed with increasing production) will have modern technology with covered tanks. When manure is applied as fertiliser on land, emissions are highest when manure is applied with a sprinkler, and lower when the manure is incorporated into the soil.

In contrast, a combination of lagoon storage and sprinkler application is actively used in US to increase evaporation (emissions to air) and decrease emissions direct to water biotopes.

Only approximately 80 % of the small farm units have a manure storing facility (see table A.2.). The remaining farms must be assumed to use the storing system of neighbouring farms or apply manure on farmland immediately.

Modern productions always have manure-storing systems. In the southern seaboard (North Carolina), use of lagoons is absolutely prevalent. In the US heartland (Iowa), more than 30 % is stored in pits or tanks. This can be explained by the bigger amount of crop production in the heartland, which makes it more economically interesting to utilise manure as fertiliser. Also, application of manure by incorporation into the soil (either by injection or tillage operation) is much higher in the heartland, than in the southern seaboard. More than two-thirds of the liquid manure from medium or large-scale production operations in the Heartland was incorporated into the soil (either by injection or tillage operation) at application, compared with less than 15 percent of manure on those operations in the southern seaboard (McBride, 2003).

A major part of the growth in US pig production can be expected to take place in North Carolina (McBride, 2003). Therefore storage of manure in open lagoons is assumed for the modelling.

		Small farms (50-299 animal units)	Medium farms (300-999 animal units)	Large scale production (> 1000 animal units)
<b>Iowa</b>				
Lagoons	%	19	35	66
Pits or tanks	%	60	62	34
<b>North Carolina</b>				
Lagoons	%	83	98	98
Pits or tanks	%	1	i.d.	i.d.

**Table A.2.** Presence of manure storing facilities at farms in US (McBride, 2003). i.d. means insufficient data. 1 Animal unit equals 7.8 pigs raised from 20 to 100 kg. Further definition of this term can be found in table D.7.

Data from Brazil report of manure stored in grooves covered with plastic or masonry.

#### A.4.2. Feed efficiency

The feed conversion factor, or feed transition coefficient is the amount needed of kg feed to produce 1 kg pig ready for slaughter. It is usually calculated separately for the breeding, piglet production and the fattening period (see table A.3). However, it is usually only the feed conversion factor in the fattening production that is compared (see e.g. table A.4), since in the piglet production the crucial parameter is rather the number of piglets per year-sow.

**Table A.3.** Feed conversion factors in Danish pig production.

	Breeding (>7.2 kg piglet weight)	Piglet production (7.2 kg to 30 kg)	Fattening of pig (30 kg to 100 kg)
Feed conversion factor	5.8	2.0	2.8

**Table A.4.** Average feed conversion factors for the fattening period (Rasmussen, 2004).

	Denmark	Netherlands	Spain	US
Feed conversion factor	2,74	2,67	2,79	3,39

The average feed conversion factors estimated by the Danish National Committee of Pig Production (table A.4) are not necessarily representative of the modern technologies, which will be affected by future increase in demand. In general, in our own data-collection (see tables A.5-8) we have not found any significant difference in feed conversion factors for fattening between modern, industrial scale farms in the different countries. This implies that the only difference in the overall feed conversion factors (i.e. including the breeding) is due to the difference in number of surviving pigs per year-sow (see table A.9).

**Table A.5.** Feed conversion factors in Dutch farms. DSU means Dutch Size Units and is a measure of the economic size of agricultural productions based on the standard gross margins.

	Average <sup>1</sup>	Farms sorted by size <sup>2</sup>				Farms sorted by type <sup>2</sup>		
		16-40 DSU	40-70 DSU	70-110 DSU	110-800 DSU	Breeding farms	Fattening farms	Integrated farms
Feed conversion factor	2.67	2.70	2.68	2.80	2.76	2.73	2.72	2.77

<sup>1</sup> Data from Rasmussen (2004). <sup>2</sup> Data from LEI (2004).

National statistics on Dutch pig production shows that the feed conversion factor does not vary significantly between farm sizes (see table A.9). Integrated farms have a slightly lower feed efficiency than farms specialised in production of either piglets or fattening pigs.

**Table A.6.** Feed conversion factors for modern technology in Spain. All data are in kg feed per kg weight gain. Data from database of private consultancy, see annex C, section 1.2.

	Feed conversion factor
Piglet-stable stable (farrowing and growth until 20 kg)	1.67
Fattening stable (from 20 to 100 kg)	2.71
Calculated weighted average for total production until 100 kg	2.45

**Table A.7.** Feed conversion factors for 4 different sizes of pig production in US. All data are in kg feed per kg weight gain. Source: McBride (2003; table 6).

	Small	Medium	Large	Industrial scale
Piglet production (Farrow to feeder pig)	7.77 *	3.49	nr	2.60
Fattening of pigs (Feeder pig to finish)	3.89	3.42	2.65	2.47
Integrated farms (Farrow to finish)	4.98	4.03	3.79	3.00

\* uncertainty on this estimate is higher than on other estimates in this table (coefficient of variation between 25 and 50).

nr indicates not reported due to a limited sample size and a high coefficient of variation.

Data in table A.7 cover average US production grouped according to type of production as well as size. Industrial productions always have the lowest feed coefficients. The relatively high values for integrated farms may be explained by the fact that they are often older farms.

**Table A.8.** Feed conversion factor for production units in three areas of USA. McBride (2003). All data are in kg feed per kg weight gain.

	Heartland	Sothern Seaboard	Western regions
Piglet production (Farrow to feeder pig)	3.17 <sup>1</sup>	2.92	nr
Fattening of pigs (Feeder pig to finish)	3.07	2.28	3.09
Integrated farms (Farrow to finish)	3.76	3.24	3.38

<sup>1</sup> uncertainty on this estimate is higher than on other estimates in this table (coefficient of variation is higher than 50). nr indicates not reported due to a limited sample size and a high coefficient of variation.

Table A.8 shows average US productions grouped according to geographic location and type of production. The relatively low values for production in the Southern Seaboard can be explained by the recent production increases in this area, which implicates that the estimate in table A.8 cover a larger share of modern farms. The estimates for disintegrated production in the Southern Seaboard could therefore be used as estimate of modern US technology.

For Brazil a value of 2.5 kg feed per kg pig was reported. However, this was not verified from other sources.

We have not found any convincing arguments to support that the feed transition coefficient for fattening in modern, industrialised technology should vary between the countries. However, taking to account the differences in number of pigs per sow, the overall feed conversion factor does vary slightly between the countries as seen in Table A.9.

**Table A.9.** Number of pigs per year-sow and overall feed conversion factors for modern, industrialised farms in the five countries.

	DK	NL	ES	US	BR
Pigs per year-sow 1)	22	22	19	18	22
Overall feed conversion factor 2)	2.84	2.84	2.94	2.96	2.84

1) Rasmussen (2003)

2) In feed units per kg weight gain

#### A.4.3 Feed composition

Carbohydrate crops such as maize, cereals (barley, wheat, etc.) form the energy basis of the feed. This may be substituted to some degree by industrial by-products when available. However, this availability is limited by the production volume of the corresponding main products. Therefore, an increase in pig production cannot be based on industrial by-products, and the standard feed rations we have used in our calculations are therefore based exclusively on crops.

In Denmark and the Netherlands, barley and wheat/triticale are the most important sources of carbohydrate, whereas maize is the major feed input in US. In Spain a combination of maize and cereals is used.

The typical protein source is soy meal from soybeans. USA, Brazil, Argentina and Canada supply the majority of soybeans. In Spain, spring peas is

reported as a competitive national ingredient that allows a reduction in price and therefore is used whenever available. However, the significant amount of the protein feed for pig production in all countries can be expected to come from soy meal.

Based on data on feed combinations in the different countries in table B.1, C.2, D.1 and D.4, the marginal feed combinations in table A.10 are used for our comparisons. For Spain we assume that modern productions will have the same relationship between protein and carbohydrate feed as Danish and Dutch productions. For US, we have assumed a relatively high-protein feed combination to be representative of the marginal production facilities. For Brazil, the input of meat meal has been converted to soybean meal in the marginal feed combination.

**Table A.10.** Marginal feed combinations in pig production (in mass-%)

	DK	NL	ES	US	BR
Wheat	42%	42%	23%	0%	0%
Barley	42%	42%	31%	0%	0%
Maize	0%	0%	30%	80%	76%
Soybean meal	16%	16%	16%	20%	24%

Based on the data presented above, a model for each production is compiled in the table below. Inputs of crop based live stock feed and synthetic amino acids are estimated based on the feed coefficients in table A.9 and the feed combinations in table A.10. A supplement of synthetic amino acids and mineral feed is estimated based on Danish data.

**Table A.11.** Feedstuff inputs to pig production.

		DK	NL	ES	US	BR
Barley	kg	1.19	1.19	0.64		
Wheat	kg	1.19	1.19	0.87		
Maize	kg			0.84	2.15	1.99
Soy	kg	0.46	0.46	0.45	0.54	0.63
Synthetic amino acids	kg	0.01	0.01	0.01	0.01	0.0
Minerals	kg	0.17	0.17	0.17	0.17	0.17

The data are chosen to reflect the technology that will be used for future production increases, i.e. specialized, large-scale production.

Soy is traded on a global market. Increases in consumption of protein feed will most likely affect the production of soybean in South America, no matter in which country the consumption takes place. Therefore a common cultivation model for South American soybean (from Nielsen et al. 2003) has been used for calculating environmental impacts from all 5 countries.

Similarly, wheat and other carbohydrate feed stuffs are traded on more regional markets, but changes in consumption in one part of the world may still influence production in another part. Therefore we have used a common cultivation model for wheat and barley (from Nielsen et al. 2003) to estimate the environmental impacts from the consumption of carbohydrate feed. Emissions from maize cultivation has been modelled as equal to those from

cultivation of the same quantity of wheat, but the land use adjusted to a yield of 9 Mg per ha.

#### A.5 Inputs of energy in pig production

Energy is used for transport and handling of manure and for heating and light in the production plant etc.

The Dutch estimate of energy consumption is shown in table A.12. Energy consumption is highest in the breeding phase. Differences in energy consumption in the farms sorted by size can be explained by differences in the amount of breeding and piglet production.

**Table A.12.** Direct use of energy per fuel on Dutch farms (stables only). All Data in MJ/kg produced pig.

	Farms sorted by size				Farms sorted by type		
	16-40 dsu	40-70 dsu	70-110 dsu	110-800 dsu	Breeding farms	Fattening farms	Integrated farms
Gas	0.41	0.91	1.85	1.81	3.19	0.63	1.71
Diesel	0.06	0.07	0.08	0.21	0.11	0.16	0.13
Oil	0.29	0.03	0.04	0.29	0.34	0.09	0.21
Other	0.24	0.14	0.12	0.25	0.11	0.19	0.29
Total use of fuels	1.00	1.15	2.09	2.56	3.75	1.07	2.34
Use of electricity	0.41	0.45	0.81	0.78	1.25	0.41	0.80

Danish data are in the same range as the Dutch, but in the statistical data it is less easy to distinguish between energy used in stables and energy used for other farm processes.

The Spanish data have been discarded, as they were conspicuously low in comparison. Based on Ozkan and Harmon (1995), the American fuel consumption can be estimated to 3.0 MJ/kg pig. These data are, however, quite old.

Because of the low importance of the energy consumption for the overall impact from pig production, no particular effort has been spent on improving the data quality. In the calculations, we therefore use the same data (for the Dutch production on integrated farms for all countries (i.e. 2.34 MJ diesel and 0.8 MJ direct electricity).

#### A.6 Emissions to air from pig production

Emission from the manure depend upon the manure handling system and the climate, and is identified as one of the most important differences between the production systems in the different countries. Air emissions increase by high temperatures storage in open pits or lagoons instead of covered tanks, application by use of sprinkler instead of incorporation into the soil, and high temperatures.

### A.6.1. Emissions of NH<sub>3</sub>

In the table below, the average data on emission of ammonia from pig production is presented.

**Table A.13.** Emission of ammonia from pig production per kg produced pig, average technology. All figures in g N/kg pig. Values have been rounded.

	DK <sup>1</sup>	NL <sup>2</sup>	ES <sup>3</sup>	US <sup>4</sup>
<i>N in manure</i>	53	53	77	95
Emissions...				
...from stables	8	8	12	10
...from storage	2	2	9	76
...from spreading	3	3	5	10
Total NH <sub>3</sub> -N emission to air	13	13	26	90

1) Hutchings et al. (2001). 2) Own calculation Based on Hoek (2002) and Statistics Netherlands (2004). 3) Own calculation Based on closed-cycle production systems cf. Spanish Ministry of Agriculture, Fisheries and Food. (2004). See further details in Table C.4. 4) Own calculation Based on US EPA (2004).

The values in table A.13 refer to average production. Danish and Dutch values were not found to vary significantly. No specific data were found for Brazil. Since the manure storage conditions appear to be closer to European, and the climate of Brazil is closer to Spain than to Denmark or The Netherlands, the Spanish data are used as a proxy for Brazilian data.

Modern production units can be expected to have a lower amount of nitrogen in the manure as a consequence of the lower feed transition coefficients. In table A.14, the above data are adjusted in accordance with the feed inputs of the modern technology farms, as outlined in Chapter A.4.

For Spain, further details on the emission factors are presented in table C.4. For USA, the data represent the production system of the South-eastern seaboard, where the focus is on minimising eutrophication of water by maximising emissions to air.

**Table A.14.** Emission of ammonia from pig production per kg produced pig, modern technology. N in manure is own calculation based on the use of feed presented in Chapter A.4. All figures in g N/kg pig. Values have been rounded.

	DK	NL	ES	US
<i>N in manure</i>	42	42	39	37
Emissions...				
...from stables	6	6	10	8
...from storage	2	2	7	9
...from spreading	2	2	2	3
Total NH <sub>3</sub> -N emission to air	10	10	19	20

### A.6.2. Emissions of methane

Given the very similar feed conversion factors between the countries, the difference in methane emissions (which are calculated with standard factors based on the feed input) is also limited. Calculated with the default methane conversion factor provided by IPCC (39%) the emission is 65 g CH<sub>4</sub>/kg pig for DK, NL and Brazil, and 66g CH<sub>4</sub>/kg pig for ES and USA.



### A.6.3. Emissions of N<sub>2</sub>O

Emissions of nitrous oxides from pig production are estimated on the basis of the nitrogen balance of the production (see table A.17) and standard emission factors: the emission of nitrous oxides is estimated to be 1 % of the nitrogen emitted as ammonia, and 2.5 % of the nitrogen potential for leaching.

**Table A.15.** Estimates of emissions of nitrous oxide from pig production. All values in g N<sub>2</sub>O per kg pig.

	DK	NL	ES	US	BR
N <sub>2</sub> O-emission (modern technology)	0.41	0.74	0.67	0.62	0.69

### A.7 Emissions to water from pig production

Potential leaching of nitrogen are calculated based on nutrient balances.

The emission data presented in the previous sections are integrated with the data on feed consumption and modified to give a realistic model of the substance flows of the pig production.

Emissions to water can be estimated as the difference between nutrients in the inputs (feedstuffs) minus the outputs in pigs, crops and known emissions.

To calculate the nutrient content of the inputs, the data presented in the table below have been used.

**Table A.16.** Content of dry matter and nitrogen in feedstuff. (Møller et al. 2000 og Landsudvalget for svin 1994).

	Dry matter (%)	kg dry matter per feeding unit	kg N per kg live weight
Barley	85	0.9	0.0152
Winter barley	85	0.89	0.0169
Wheat	85	0.83	0.0162
Maize	86	0,8	0.0124
Soy bean meal	87.5	0.73	0.0687
Fish meal	95.6	0.71	0.1072
Minerals			0.050
Pig (100 kg)			0.027

Based on table A.16 and the adjusted data on feed consumption and emissions, the nutrient balance is calculated in table A.17. The amounts of N utilised by plants have been estimated to 50% of the available N, except for Denmark where legislative requirements have raised this to 75%.

**Table A.17.** Nitrogen balance of pig productions. All data in g N per kg produced pig. Nitrogen content in feed is calculated from the

feed inputs in table A.11 and the nutrient contents of table A.16. Differences in sums due to rounding.

	DK	NL	ES	US	BR
<b>Inputs</b>					
<i>Feeds</i>					
Wheat	19	19	10	0	0
Barley	18	18	13	0	0
Maize	0	0	10	27	25
Soybean meal	32	32	31	37	43
Fish meal	0	0	0	0	0
<i>Total input</i>	<b>69</b>	<b>69</b>	<b>66</b>	<b>64</b>	<b>68</b>
<b>Outputs</b>					
Live pigs	27	27	27	27	27
Nitrogen ex animal	42	42	39	37	41
Ammonia loss in stables	6	6	10	8	10
Ammonia loss in storage	2	2	7	9	7
Nitrogen in manure ex storage	34	34	22	20	23
Ammonia loss in spreading	2	2	2	3	2
N utilised by plants	26	17	11	10	12
Surplus for potential leaching	<b>6</b>	<b>15</b>	<b>9</b>	<b>7</b>	<b>10</b>

#### A.8 Avoided emissions from artificial fertiliser

The N utilised by plants from Table A.17 is calculated as avoided artificial fertiliser input, using the data from LCA-Food (Nielsen et al. 2003), which includes production of artificial fertiliser, the difference in energy for spreading, and field emissions related to application of artificial fertiliser.

## A.9 data uncertainty

Uncertainties on the above data sources have been estimated and are summarized in Table A.18.

Table A.18. Uncertainty estimates for the data applied in this analysis

	DK	NL	ES	US	BR
Inputs:					
Feed coefficient	+/- 8 %	+/- 8 %	+/- 8 %	+/- 10 %	+/- 15 %
Energy	+/- 60 %	+/- 60 %	+/- 60 %	+/- 60 %	+/- 60 %
Emissions:					
CH <sub>4</sub>	+/- 10 %	+/- 10 %	+/- 10 %	+/- 15 %	+/- 15 %
NH <sub>3</sub>	+/- 10 %	+/- 10 %	+/- 10 %	+/- 45 %	+/- 20 %
N-tot (water)	+/- 20 %	+/- 20 %	+/- 20 %	+/- 40 %	+/- 20 %
N <sub>2</sub> O	+/- 20 %	+/- 20 %	+/- 20 %	+/- 25 %	+/- 20 %
Avoided application of artificial fertiliser:					
	+/- 2 %	+/- 20 %	+/- 20 %	+/- 60 %	+/- 20 %

Uncertainty on the feed coefficient is used as uncertainty factor for the single feed inputs, which also affects the area occupation. For Denmark, the Netherlands and Spain these values are estimated based on table A.5. Uncertainties for US and Brazil are estimated based on table A.8. Since data in these tables reflect average technology, we assume that the uncertainty is lower in the fraction representing modern technology. Because of the lack of specific data for Brazil, the higher value is chosen.

The uncertainties on the methane emissions are estimated from the uncertainty in feed coefficient, since methane emissions relate to the amount of dry matter in manure, which again depends upon the amount of feed.

For US, uncertainty on all nitrogen-related emissions and on the amount of replaced artificial fertiliser has been estimated from model calculation of 3 scenarios with different manure handling systems: 1) maximum evaporation from the manure lagoons, 2) Dutch manure handling technology, and 3) an average situation where 30 % of the N-surplus in manure is lost from the lagoons as ammonia, and 14 % of the N-surplus in manure ex storage is lost as ammonia from field application with sprinkler system.

For all other countries, the uncertainty of the ammonia emission is estimated from uncertainty on feed coefficient (see above) plus an extra uncertainty caused by differences in manure handling.

The amount of fertiliser, which can be replaced by pig manure, is fixed by regulation in Denmark. Therefore the uncertainty on this value is estimated based on the uncertainty of the feed intake. For the Netherlands, Spain and Brazil the uncertainty is based on results from field-experiments of the fertilising effect of manure.

Nitrate emission to water (N-tot) is closely connected to the amount of nitrate taken up by the plants, and therefore we estimate the uncertainty to be similar to the uncertainty of the amount of replaced fertiliser (see above).

Emissions of nitrous oxides depend partly upon the emissions of ammonia, partly on the emission of nitrogen to water. Therefore the uncertainty is estimated as the larger uncertainty of these variables.

## References

McBride W D, Key N. (2003). Economic and Structural Relationships in U.S. Hog Production. Agricultural Economic Report No. 818. U.S. Department of Agriculture. Resource Economics Division, Economic Research Service.

Hauschild M, Potting J. (2004). Spatial differentiation in life cycle impact assessment – the EDIP2003 methodology - Final Draft. Guidelines from the Danish Environmental Protection Agency. Copenhagen: Danish Environmental Protection Agency.

van der Hoek KW. (2002). Input variables for manure and ammonia data in the Environmental Balance 1999 and 2000. RIVM Rapport 773004012. In Dutch. <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/773004012.html>.

Hutchings N, Sommer S G, Andersen J M, Asman W A H. 2001. A detailed ammonia emission inventory for Denmark. Atmospheric Environment 35:1959-1968.

Landsudvalget for svin (1994). Foderstoffer til svin.

LEI (the agricultural economics research institute of Netherland), 2004. Binternet statistics. Available at <http://www2.lei.dlo.nl/binternet>. Accessed April 2004.

Møller J, Thøgersen R, Kjeldsen A M, Weisbjerg M R, Søgaard K, Hvelplund T, Børsting C F. (2000). Fodermiddeltabel. Rapport nr. 91, 1-52.

Mount R, Zelling K D, Stanislaw C M. (1994). Production and financial summary - 1993. North Carolina State University. Swine development center. Available at [http://mark.asci.ncsu.edu/ECONOM~1/pf\\_sum93.htm](http://mark.asci.ncsu.edu/ECONOM~1/pf_sum93.htm).

Nielsen P H, Nielsen A M, Weidema B P, Dalgaard R, Halberg N (2003). LCA food data base. [www.lcafood.dk](http://www.lcafood.dk).

Ozkan E, Harmon J. (1995). Estimating farm fuel requirements for crop production and livestock operations. Iowa State University, Department of Agricultural and Biosystems Engineering. <http://www.abe.iastate.edu/livestock/pm587.asp>.

Rasmussen J. (2004). Costs in international pig production 2002. Report no. 24. Denmark: the National Committee for Pig Production.

Spanish Ministry of Agriculture, Fisheries and Food. (2004). Ganaderia. Emisiones de Gases en la Ganaderia. Available through [http://www.mapya.es/es/ganaderia/pags/Emisiones\\_gases/emisiones.htm](http://www.mapya.es/es/ganaderia/pags/Emisiones_gases/emisiones.htm)

Statistics Netherlands. (2004). Milieu, natuur en ruimte. Dierlijke mest en mineralen 2001. Available at <http://www.cbs.nl/nl/publicaties/artikelen/milieu-en-bodemgebruik/Milieu/mest/2001/dierlijke-mest-mineralen-2001.htm>

US EPA. (2004). Unspecified statistics.

Western Area Power Administration. (2004). Technical Help. Accessed October 2004 at <http://www.wapa.gov/es/techhelp/powerline/98sep.htm>.



# Pig production in The Netherlands

*Imke de Boer & Jacob Madsen*

## B.1. Feed inputs

Data on feed inputs into Dutch pig production is provided in table B.1.

**Table B.1. Typical Feed composition for Dutch pigs.**

<b>Component</b>	<b>Fattening pigs</b>	<b>Sows</b>
Beet pulp	1%	6%
Citrus pulp	0%	8%
Molasse	3%	3%
Palmkernel expeller	5%	10%
Rapeseed extracted	3%	4%
Rye	1%	0%
Soyabean meal	12%	10%
Sunflower expeller	0%	4%
Tapioca	18%	13%
Triticale	24%	19%
Wheat	11%	0%
Wheat middlings	18%	19%
Others	5%	5%

## B.2. Emissions

Data on emissions of nitrogen-containing substances and methane from Dutch pig production is provided in table B.2 and B.3.

**Table B.2. Nitrogen emissions from Dutch pig production.** All data refers to 1 animal in 1 year. 1) Refers to summer feeding.

		Breeding sows + piglet (<25 kg)	Rearing sow (25 kg – breeding)	Rearing boars (25 kg – 7 months)	Breeding boars (>7 months)	Fattening pigs
N-excr /yr	<i>kg N</i>	28.1	11.8	11.0	21.1	11.7
Nexcr	<i>house</i>	28.1	11.8	11.0 <sup>1</sup>	21.1 <sup>1</sup>	11.7
N-excr	<i>meadow</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0
NH <sub>3</sub> house	<i>kg N</i>	7.24	3.66	3.66	5.03	3.66
NO house	<i>kg N</i>	0.028	0.012	0.011	0.021	0.012
N <sub>2</sub> O house	<i>kg N</i>	0.028	0.012	0.011	0.021	0.012
N <sub>2</sub> house	<i>kg N</i>	0.281	0.118	0.110	0.211	0.117
N storage	<i>kg N</i>	7.0	3.0	2.8	5.3	2.9
NH <sub>3</sub> storage	<i>kg N</i>	0.14	0.06	0.06	0.11	0.06
NO storage	<i>kg N</i>	0.01	0.00	0.00	0.01	0.00
N <sub>2</sub> O storage	<i>kg N</i>	0.01	0.00	0.00	0.01	0.00
N <sub>2</sub> storage		0.07	0.03	0.03	0.05	0.03
NH <sub>3</sub> meadow	<i>kg N</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
NH <sub>3</sub> total	<i>kg NH<sub>3</sub></i>	8.96	4.52	4.51	6.24	4.52
N-spread	<i>kg N</i>	20.3	7.9	7.1	15.6	7.8

**Table A.3. Methane emissions from Dutch pig production.** All data are kg CH<sub>4</sub> per animal per year.

	Breeding sows + piglet (<25 kg)	Rearing sow (25 kg – breeding)	Rearing boars (25 kg – 7 mths)	Breeding boars (>7 mths)	Fattening pigs
Enteric	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5
Manure storage	15.3	3.9	3.9	9.6	3.6
Total	16.8	5.4	5.4	11.1	5.1



# Pig production in Spain

*Llorenç Milà i Canals & Pere Fullana Palmer*

## C.1 Executive Summary

Pig production in Spain has been assessed through extensive expert interviews and review of existing official statistics. The sector is not very cohesive in terms of production systems, and different tendencies coexist in Spain. Apart from free-range production of pigs, typical from Southern and Western Spain (which is not assessed in this study), very differentiated intensive production systems have been identified. Of these, the biggest farms operating either in “independent, closed-cycle” systems (system 1) or in multi-phases production systems (system 2), seem to be the most competitive ones, and those where marginal increases in Spanish pig production will most likely take place. The former usually operate as producers’ cooperatives, while multi-phase production is more usually the result of leasing contracts. This study reports values that can be considered as the marginal technology in Spain, except where specified in the text. Differences in production efficiencies and feedstuff composition have been identified in these two production systems. Waste is almost always collected as liquid slurry and stored for 3-4 months before land spreading. The only product considered in these systems is 100 kg live-weight pigs, and a reference flow of 1 ton of live-weight (10 pigs) is used for expressing the results.

In terms of significant environmental indicators, system 1 represents single site farm of ca. 400 sows and 3,600 fattening places in size. In this system there is a consumption of 209.1 kg gestation fodder, 132 kg lactation fodder, 204 kg transition fodder, and 2,282.6 kg fattening fodder per ton of pig live-weight produced. Also 9,874.2 litres of water, 88.2 kWh electricity, and 546.7 MJ diesel is consumed per ton of live-weight. An additional waste source is the dead animals, of which ca. 46 kg are produced per ton of pig live-weight (including reposition sows).

System 2, with a multi-site structure including a piglet production farm of ca. 1,500 sows and 13 farms with around 1,000 fattening places in size, is slightly less efficient than System 1, in spite of the identical food conversion rates considered. The main reason is that smaller farms in System 1 result in less sanitary problems, and finally there are less weaned pigs and there is a higher mortality in the transition and fattening stages in System 2. In this system there is a consumption of 220.6 kg gestation fodder, 139.2 kg lactation fodder, 204.8 kg transition fodder, and 2,296.1 kg fattening fodder per ton of pig liveweight produced. Also 10,049.5 litres of water, 92.1 kWh electricity, and 557.4 MJ diesel are consumed. Ca. 51 kg of dead animals (including reposition sows) are produced per ton of pig liveweight.

## C.2. Acknowledgements

Many experts have provided their time and efforts to the study. We sincerely thank Dr. Joan Tibau (IRTA-Monells); Mr. Arturo Fernández (MAPA, Head of the Livestock production Service); Ms. Raquel Quintanilla (IRTA-Lleida, Manager of Bdporc); Mr. Miquel Collell (B&M Consulting); and Mr. Pep Font (SIP Consultants SCP) for their help in defining and quantifying the production systems; Mr. Guillem Burset (Exporc, CEO) for his references to pig exportations in Spain; Dr. Xavier Flotats (IRTA and University of Lleida, UdL) and Mr. Jaume Boixadera (DARP and UdL) for their support in defining the waste management systems and emissions calculation; and Ms. Maria Ligutti (Brilliant Alternatives, Inc.), for the definition of feedstuff composition.

## C.3 Abbreviations

CSP: Classical Swine Pest

DARP: Catalan Ministry of Agriculture (*Departament d'Agricultura, Ramaderia i Pesca*)

IRTA: Catalan Institute for Agro-food Research and Technology (*Institut de Recerca i Tecnologia Agroalimentàries*)

MAPA: Spanish Ministry for Agriculture, Fisheries and Food

## C.4. Background

Traditional pig production in Spain consists of extensive systems: the Iberic Pig of the “dehesas” in Central and Southern Spain (Extremadura, Andalusia and Castilla). This type of production, with less than 2 million pigs censused in 2002<sup>1</sup>, is focused on high-quality products, with a clearly differentiated market and production systems, and will not be a topic of research in the present project.

Intensive (industrial) pig production begins in Spain in the 1960s, and has known a continuous growth since then. However this development has not been guided towards a specific type of production, and different production structures coexist, often differentiated according to the regions. This report considers “typical” intensive pig production systems in Spain.

In intensive production the typical product is a pig of ca. 100 kg live weight (around 6 months of age), although an important part of the production is directed towards bigger animals (ca. 130-140 kg live weight). This latter type of pigs is mainly focused to the interior market, where meat with higher amounts of “infiltrated” fat is highly valued (for cured hams). However, as bigger animals are not oriented towards exportation, their production will not be considered in this report.

With a census of around 23.5 million animals (of which 2.6 million sows in December 2002)<sup>Fejl! Ukendt argument for parameter.</sup> and ca. 36 million animals slaughtered annually<sup>2</sup>, Spain is the second pig producer in Europe with ca. 19% of the

---

<sup>1</sup> MAPA (Spanish Ministry of Fisheries and Food). 2003. *Encuesta Ganadera 2002*. MAPA, Madrid (Spain).

<sup>2</sup> COAG. 2002. *La PAC en las Producciones Ganaderas*. COAG (Coordinadora de Asociaciones de Agricultores y Ganaderos), Madrid (Spain).

pigs, after Germany. The country has lived a quick evolution of pig production structure in the last years, mainly forced by sanitary (burst of Classical Swine Pest, CSP) and economic (price fluctuations) reasons.

Due to the spreading of CSP in 1997, basically caused by the import of piglets from the Netherlands, the amount of sows and closed cycle farms has increased in Spain in the last years in order to reduce sanitary risks and assure the provision of piglets.

In the last years, small pig farms have had to stop their activity in favour of bigger farms. Mainly in order to cope with fluctuations in price, vertical integration leasing structures (known as “integration contracts”) have flourished in Spain, where feedstuff producers usually control pig fattening, and in the last years also piglets production. The sector has evolved towards 3 different production structures:

- Private integrators (ca. 35% of Spanish production in 1999): usually initiatives of feed producers, resulting in fattening farms operated in integrated contracts (the farmer “hires” the place, while the investor puts the piglets and the feed, and buys the fattened pig). Due to CSP these are being equipped with huge reproduction farms (of over 200 sows, up to 10,000 sows)<sup>3</sup> aimed at providing piglets to the fattening farms. One single integrator, Vall Companys, produces 10% of Spanish pigs, and has become the biggest integrator in Europe; they produce feedstuff, piglets and sperm, and buy the fattened pigs to the farms.
- Big cooperatives (ca. 35% of production, 1999): these offer price stability and support to big numbers of producers usually operating in closed-cycle systems within pig production areas. The tendency is that these type of farms grow to relatively big proportions, while keeping the closed-cycle perspective<sup>4</sup> or progressively dividing the production into phases like the big private integrators.
- Independent producers (ca. 30% of production, 1999). These are usually small farms that sell the pigs directly to local slaughterhouses. They operate in closed-cycle systems, and due to their inability to cope with big price fluctuations it is expected that will progressively disappear. It must be noted that they represent a very big number of small farms (in 2001, 32% of the farms in Spain had less than 10 animals, and 71% have between 10-199, although these farms represent 0.4% and 7.2% of the animals respectively<sup>5</sup>).

Even though more recent data for the distribution between the above-mentioned three types of exploitations are not available, the tendency is that the bigger structures (private integrators and cooperatives) grow at the expense of small independent producers. Thus, in 2004 total production of independent producers has probably decreased while increasing in big cooperatives and private integrators.

---

<sup>3</sup> Spain is today the country with more farms of over 200 sows in the EU.

<sup>4</sup> “Closed-cycle” perspective refers here to the way pigs are produced: a closed-cycle pig farm produces the piglets and fattens them, while an “open-cycle” system produces piglets in one farm and fattens them in another one. Nutrient cycles are not considered when giving such names to farm systems.

<sup>5</sup> MAPA, S.G. de Estadísticas Agroalimentarias. 2001. *Evolución de los efectivos de ganado porcino en España según el tamaño de las explotaciones*.

Intensive pig production in Spain is concentrated in a few regions, with Catalonia concentrating around 6 million pigs, Aragon with near 4 millions, Castilla Leon with over 3 millions, and Andalusia, Murcia and Castilla la Mancha with over 2 millions each by the end of 2002<sup>6</sup>.

#### C.5. Difficulties in data collection

As opposite to other countries, where the structures of production may be more or less homogenised through the country, Spain shows a wide variation of farm types, with no common strategies for pig production. This makes it almost impossible to define “typical” farms for pig production.

Besides, even though agricultural statistics in Spain are well-established for certain crops, the farm accountancy data network is not oriented at defining production systems, but merely at identifying the existing numbers of animals and crop surfaces. In the case of intensive pig production, there is no official information on farm structure (size of farms, type of feed and waste management, etc.). This is due to the fact that only those farms having agricultural land have an incentive to fill in the questionnaires for the agrarian census (collected by the National Institute for Statistics, INE); as most intensive pig farms have no land, they are not represented in the agrarian census. On the other hand, this census shows a big number of pig farms with very few heads (4-10), corresponding to those farms that apart from another main activity have a few pigs mostly for family consumption.

The only official statistics on pig production refer to the total number of heads (per province), and are collected three times per year by the Ministry of Agriculture, Fisheries and Food (MAPA). This information source can only provide a picture of where the pigs are produced and how many are slaughtered each year, but nothing about the structure of the farms where these pigs come from, or the amount of meat produced...<sup>7</sup>. Apart from the total number of heads, MAPA also groups the number of farms existing per each size group, but this is reported for EUROSTAT for the whole country, and consequently it cannot be related to the type of farm (closed-cycle, only fattening, only pig production, etc.).

The MAPA is currently preparing an exhaustive registry of pig farms (SIMOPOR), aimed at providing traceability data (pig mobility) in order to guide the administration's role in case of sanitary crises. This program will be of internal use only for the MAPA, and will contain information on the exact locations where pigs are produced at each moment, size of farms, origin of feedstuffs, etc. However this registry will not be publicly available during this year<sup>Fejl! Ukendt argument for parameter.</sup>.

Finally, the Catalan Institute for Agro-food Technology and Research (IRTA) is managing a joint project with MAPA and the main Spanish association of pig producers (ANPROGAPOR) a database for productivity

---

<sup>6</sup> MAPA (Spanish Ministry of Fisheries and Food). 2003. *El sector de la carne de cerdo en cifras. Principales indicadores económicos en 2002*. Subdirección General porcino, avicultura y otras producciones ganaderas. Madrid, June 2003.

<sup>7</sup> Mr. Arturo Fernández, Head of the Livestock production Service, Spanish Ministry for Agriculture, Fisheries and Food. Personal communications. March 2004. The registry started receiving data on-line in May 2004, but the access is restricted to those inputting data.

in farms with sows (called Bdporc). This database is oriented at providing reference data for the pig sector in Spain, but currently is not very representative (around 10% of the sows are registered). It will be used for data on productivity (piglets per sow, mortality, etc.) in different Spanish regions. Similar databases are developed and maintained by private consultants, who provide economic and technical advice to many farmers. One of such databases provides publicly available reference data for food conversion (kg feedstuff/kg live weight gain) in the different life stages (piglet production, transition, and fattening), representing over 130,000 sows of the most efficient farms in the country. These data will be used as representative for the “marginal” farms, where most probably a new pig would be produced if the demand increased<sup>8</sup>. The database from SIP Consultants will be used to define feed uptake efficiency, piglets productivity and mortality in the different life stages, and will be contrasted with the “official” data from BdPorc (which provides regional variations from a mix of highly-efficient and “not-so-efficient” farms).

#### C.6. Description of the typical pig production units

Pig production systems are described in terms of the following items:

- Pig farms: size, management and production units within the farm; performance indicators are also described in this section.
- Feedstuff production: main ingredients, production location and marginal ingredients.
- Waste management: slurry collection and storage systems representative of Spain; transport of slurry and field application are also described here, as well as the emissions from waste management.

##### C.6.1. Pig production farms

Taking into account the huge variability between farm types that exists in Spain, and the difficulty in defining a “typical” farm, the following two systems are defined for pig production in Spain:

- System 1: “Closed-cycle” farm. A rough estimation<sup>9</sup> of 70-80% of Spanish sows is still in this type of farms, which combine piglet production and fattening. The tendency is that a part of this type of farms will either disappear (the smallest ones) or become part of a contracting system, specialising either on piglets production or fattening. A farm within this system consists on average on 400 sows (typically from 100 to 600, but with a huge variation from 1 sow to 10,000), and thus produces around 4,000 piglets per year (ca. 1,800 animals are present in the farm at any moment). Waste is collected in liquid form (slurry), and the farm has no land destined to crop production or spreading slurry; consequently all the slurry must be transported to other (agricultural) farms, either with or pre-treatment (e.g.: drying, anaerobic digestion, etc.). The few farms collecting waste as manure would be included within this group, but these are very small and not representative of the situation in Spain. 66% of

---

<sup>8</sup> Mr. Pep Font, SIP Consultants. Personal communications in May 2004: their clients have experienced significant growth in the last 4-5 years.

<sup>9</sup> Mr. Miquel Collell, personal communications. April 2004.

pigs in Spain are within a farm of above 1,000 animals, which gives a first idea of the representativity of this type of farm.

- System 2: “Open-cycle” production. In this type of systems, a variety of sub-systems may be included, where piglet production is separated from fattening. 20-30% of sows belong to these systems in Spain, which typically consist of a big piglet production farm (average of 1,500 sows, typically varying from 500 to 3,000), associated to smaller fattening farms under contracts. Waste is collected in liquid form (slurry), and the farm has no land destined to crop production or spreading slurry. 66% of pigs in Spain are within a farm of above 1,000 animals, which gives a first idea of the representativity of this type of farm.

Technical descriptions of both systems are provided below. The main difference between the studied systems lies in the mortality rates in all the stages. In system 1 these rates are lower due to the smaller size of the farm, and thus more pigs are weaned per sow per year, and fewer pigs die in the transition and fattening stages in System 1<sup>10</sup>. This is in turn reflected in lower sanitary costs in System 1 (not shown in the Table). Also the economic structural costs of the farm are slightly higher in System 2, but this is not studied here.

**Table C.1. Average technical parameters for the description of pig production systems.**

	System 1 ("closed- cycle") Data from SIP 2003	System 2 (weaning + transition, then fattening) Data from SIP 2003
Weaned piglets per yearsow	22,55	21,86
Slaughtered pigs per yearsow	20,09	19,04
Farrows per year	2,3	2,3
Liveborn per farrow		10,8
Mortality in farrow-stable, %	11,07%	11,07%
Mortality in piglet-stable, %	3,56%	4,35%
Mortality in fattening stable, %	5,44%	6,65%
Reposition of sows (year <sup>-1</sup> )	48%	48%
kg fodder / kg growth, fattening stable	2,71	2,71
kg fodder / kg growth, piglet-stable stable	1,67	1,67
Daily growth, fattening stable, gram	633	633
Weight at weaning, kg	6	6
Weight at start of fattening, kg	18	18
Live weight at slaughter, kg	100	100
<b>Size of farm</b>		
Number of places for sows	412	1546
% occupation sows	97%	97%
Number of places for transition	3920	14250
% occupation transition	98%	98%
Number of places for fattening	3588	12910
% occupation fattening	92%	92%
<b>Outflows</b>		

<sup>10</sup> Mr. Pep Font, personal communications. July 2004.

Pigs (100 kg liveweight) per year	8035	28563
Dead animals - sows, (ca. 130 kg)	192	720
Dead animals – transition pigs, (ca. 12 kg)	137	607
Dead animals – fattening pigs, (ca. 59 kg)	180	790

### C.6.2. Feedstuff production

All intensive pig producers in Spain use concentrate feeds, which include a big part of imported cereals (mainly soy beans from USA, Brazil and Argentina). Threshold values for the composition of basic feedstuffs may be obtained from FEDNA, the Spanish Association for the Development of Animal Nutrition <sup>11</sup>, which are representative of small producers who do not have the required expertise to continuously optimise their feeds. However, all big producers tend to formulate their own feedstuffs themselves, and an expert in feedstuff production has been contacted to develop what can be considered as a representative formulation of pig feedstuffs in Spain <sup>12</sup>.

**Table C.2. Typical feedstuff composition considered for the different phases of pig production in the study.**

Ingredient	Origin	Gestating sows	Weaning sows	Piglets (6-20 kg)	Fattening, System 1	Fattening, System 2
Barley	Spain	26%	18%	30%	20%	10%
Corn	Spain	10%	10%	20%	20%	10%
Wheat	Spain	10%	10%	3%	15%	-
(corn) gluten meal 20%	Spain	10%	10%	7%	-	15%
Wheat shorts	Spain	10%	10%	10%	-	10%
Soy meal 44%	Import	10%	10%	10%	35%	16%
Spring peas	Spain	8%	10%	-	-	-
Sunflower meal 36%	Spain	5%	5%	-	-	5%
Rice bran	Spain	3%	3%	5%	-	15%
Beetroot pulp	Spain, France	5%	4%	-	-	-
Beetroot molasses	Spain, France	1%	-	-	-	-
Bakery by-products	Spain	1%	7%	3%	-	9%
Acid whey	Spain	-	-	5%	-	-
Fish meal	Chile	-	-	5%	-	-
Lard	Spain	-	1%	-	-	5%
Minerals		1,56%	1,70%	1,50%	2%	2%
Others		22,44%	30,30%	13,50%	8,00%	37,00%
Cu (mg/kg)		9.94	9.63	7.16	9.67	9.67

The main ingredients are shadowed in table C.2, with the remaining ingredients being by-products that vary in the composition depending on availability and price. The formulations for smaller cooperatives tend to be slightly more fixed due to the storage limitations (they cannot store 20 different ingredients, and so use less by-products even if this results in more expensive feedstuff).

<sup>11</sup> See <http://www.etsia.upm.es/fedna/tablas.htm#arriba>.

<sup>12</sup> Ms. Maria Ligutti, personal communications. June 2004.

Cereals are always the carbohydrate basis, with the importance in Spain with the relative importance decreasing from barley to corn and wheat. They are usually complemented with wheat by-products depending on the availability in order to reduce the price. Cereals are mostly produced in Spain.

The typical protein source is soy meal from imported (USA, Brazil, Argentina and Canada) soy beans. However, spring peas is a competitive national ingredient that allows a reduction in price and therefore is used whenever available. When available nationally, peas may represent up to 22% of some compositions (mainly for sows), but to reflect seasonality only 8-10% is expressed in Table B2.

Gluten feed (with different % in protein) is usually used to complement soy meal, except in smaller cooperatives with a limited storage capacity. Also for cultural reasons, smaller farms tend to use more soy meal than necessary even if this rises the costs.

As fat sources, rice by-products rich in fats are available locally in Catalonia, Aragon and the Southern half of Spain (i.e.: not in Castilla Leon). Complementing this, lard is typically used as well.

### C.6.3. Waste management

As noted above, all farms are assumed to collect waste as liquid slurry. Spanish law on regulation of pig farms (*RD 324/2000 de ordenación de las explotaciones porcinas*) requires a minimum storage capacity of 3 months, while many Autonomous Communities (regions) raise this minimum value to 4 months<sup>13</sup>. For the present study, a storage capacity of 4 months will be considered. Some farms have built underground pits to store the slurry beneath the stables, but the tendency is to build smaller underground pits and increase the capacity of exterior tanks, in order to facilitate disposal<sup>14</sup>. Table C.3 presents figures for slurry collection systems that may be considered for Spain. Of these, the IPCC values are not representative because they include the practice of solid storage, which is not common in Spain. The “official” values have been used by MAPA in order to calculate emission factors, but they are actually not representative (there is no such thing as “daily application” in intensive pig farms, because the law requires a minimum storage of 3 months...).

---

<sup>13</sup> See

[http://www.fertiberia.es/informacion\\_fertilizacion/medioambiente/codigo\\_buenas\\_practicas/](http://www.fertiberia.es/informacion_fertilizacion/medioambiente/codigo_buenas_practicas/) for a summary of codes in the different Autonomous Communities.

<sup>14</sup> Dr. Xavier Flotats, personal communications. May 2004.



**Table C.3: Slurry management systems in Spain (Representation of Spanish pig heads, %).** <sup>a</sup>: Penman *et al.*, 2000. <sup>b</sup>: Dr. Xavier Flotats, personal communications. May 2004.

Slurry management system	IPCC (Western Europe) <sup>a</sup>	"Official" data for emissions calculation in Spain	Estimation Dr. A. Torres & Dr X. Flotats <sup>b</sup>
Pasture	-	6%	6%
(External) liquid slurry storage	-	42,3%	74.2%
Solid storage	38%	4,7%	4.7%
Pit storage < 1 month	3%	-	5%
Pit storage > 1 month	73%	-	10.1%
Daily disposal	-	47%	-
Others	3%	-	-

It must be noted that underground pits are periodically emptied into external tanks. The emission factors that should be considered for the three types of waste collection (external storage, pit storage < 1 month and > 1 month) would eventually be the same, and therefore an overall category of "liquid slurry" can be considered, representing 89% of Spanish farms. As for the fraction of pigs under pasture, it will not be considered in the present study because this represents extensive pig production in Southern and Western Spain. Finally, the proportion of farms collecting waste as solids (including straw or other types of bedding) are not relevant in Spain, and are only used in small farms. Consequently, and for emissions estimation, 100% liquid slurry collection will be considered in this study.

Even though some regions have provided treatment plants mainly with the aim of facilitating slurry transportation (drying, anaerobic digestion...), this is not common practice in Spain. No treatment is thus considered before spreading the slurry on the fields, apart from the storage in tanks for at least 4 months (see above). However, 17 plants will be in operation in 2004 in Spain concentrated in the most saturated regions (especially Catalonia and Castilla León), treating ca. 1.7 Mtons of slurry per year<sup>15</sup>. In the near future new production farms in saturated areas might have to treat their waste in this type of plants. This has not been studied in this project due to its current small relevance, but should possibly be included in future extensions of the project.

Most pig slurry produced in Spain is applied to agricultural fields after 3-4 months storage. The transportation is done in "tanker" trucks, and it generally involves short distances (less than 10 km). The distance is a function of the place of production, and it may be up to 30 km or more in specific areas. Particularly, the distance grows in areas with dense concentrated production, or areas where agricultural fields are sparse (e.g.: Catalonia). Castilla and Aragon are areas with lower production densities and bigger cropfields, which allow shorter transport distances.

<sup>15</sup> <http://www.adap.org.es/pages/solucion/plan.html> [on-line 2004-07-16]

Soil types in Spain may be broadly classified in two main groups according to their pH:

- calcareous soils (with pH > 8), in the Eastern half of Spain, where most of the pigs are produced (Catalonia, Aragon, Murcia and Andalusia),
- and non-calcareous soils (pH neutral or slightly acid), mainly in half of the two Castillas.

Soil pH will affect waste-derived emissions together with soil humidity, which will basically be determined by rainfall and irrigation.

Above 90% of the pig slurry is applied using broadcast spreaders, defined as the reference technology in the BREF document for intensive pig farming (IPTS 2002), and is related to the emission factors discussed below.

#### C.6.4. Emissions from slurry

MAPA provides reference values for the EPER Registry<sup>16</sup> to calculate emissions from waste. Emissions of methane, nitrous oxide, and ammonia can be estimated using such values. In the case of NH<sub>3</sub>, no consideration of waste management and temperature is done in the emission factors, and they will be used as provided by MAPA (see table 4).

It must be noted that N content in pig slurry depends on the N intake through the diet, which has been reduced in the last years in order to optimise production efficiency and reduce environmental emissions. The optimisation of feed intake according to the production phase (as it has been explained in Table C.2) and the addition of certain amino-acids with the aim of increasing N uptake by pigs allows to reduce the N content of slurry by 12%<sup>17</sup>, and this should be taken into account when estimating the emissions.

**Table C.4: Ammonia emissions from pig slurry management in Spain.** \* Source: [http://www.mapya.es/es/ganaderia/pags/Emisiones\\_gases/emisiones.htm](http://www.mapya.es/es/ganaderia/pags/Emisiones_gases/emisiones.htm) [on-line: 03.06.2004]

Category	Num. Places	Num. 100kg pigs per year	Volatilisation Stable kg NH <sub>3</sub> -N		Volatilisation External Storage kg NH <sub>3</sub> -N		Volatilisation Field Application kg NH <sub>3</sub> -N		TOTAL per farm kg NH <sub>3</sub> -N	TOTAL per pig kg NH <sub>3</sub> -N	
	A	X	B*	C=A*B	D*	E=D*A	F*	G=F*A	H=C+E+G	I=H/X	
Closed-cycle production sows (System 1)	400	8035	20.3442	8137.68	14.4007	5760.28	8.6361	3454.44	17352.4	2.1596	
System 2	Sows with piglets up to 20 kg	1500	28563	6.3579	9536.85	4.5004	6750.60	2.6989	4048.35	20335.80	0.7120
	Fattening pigs 20-100 kg	11877	28563	2.5623	30432.44	1.8137	21541.31	1.0877	12918.61	64892.36	2.2719

<sup>16</sup> [http://www.mapya.es/es/ganaderia/pags/Emisiones\\_gases/emisiones.htm](http://www.mapya.es/es/ganaderia/pags/Emisiones_gases/emisiones.htm) [on-line: 03.06.2004]

<sup>17</sup> Mr. Jaume Boixadera, personal communications. July 2004.

As in the case of NH<sub>3</sub>, no consideration of waste management and temperature is done in the emission factors for N<sub>2</sub>O (see table C.5).

**Table C.5: Nitrous oxide emissions from pig slurry management in Spain. \***

Source:

[http://www.mapya.es/es/ganaderia/pags/Emisiones\\_gases/emisiones.htm](http://www.mapya.es/es/ganaderia/pags/Emisiones_gases/emisiones.htm) [online: 03.06.2004]

Category	Num. Places	Num. 100kg pigs per year	Emissions External Storage kg N <sub>2</sub> O-N		Volatilisation Field Application kg N <sub>2</sub> O-N		TOTAL kg N <sub>2</sub> O-N	TOTAL per pig kg N <sub>2</sub> O-N	
	A	X	D*	E=D*A	F*	G=F*A	H=E+G	I=H/X	
Closed-cycle production sows (System 1)	400	8035	0.021601	8.64	0.3239	129.56	138.20	0.0172	
System 2	Sows with piglets up to 20 kg	1500	28563	0.006751	10.13	0.1012	151.80	161.93	0.0057
	Fattening pigs 20-100 kg	11877	28563	0.002721	32.32	0.0408	484.58	516.90	0.0181

As opposite to N<sub>2</sub>O and NH<sub>3</sub>, methane emissions from slurry depend on temperature and management system (see table 4.10 in IPCC 2000). These parameters are included in the calculations through the regional factors calculated for each Spanish region taking temperature and a mix of waste management systems into account (factor E in Table C.6). However, the regional methane conversion factors provided by MAPA contemplate a mix of waste management systems not representative of the Spanish situation, and assume that 47% of pig slurry is spread daily in Spain (see Table C.3). With the guidance of Dr Xavier Flotats, who has been assessing the Ministry for the Environment on the issues of animal waste emissions, new factors have been calculated for the main Spanish pig-producing regions (see table 7). These new factors have been calculated assuming 100% of liquid slurry collection and the average annual temperatures in these regions.

**Table C.6: Methane emissions from pig slurry management in Spain.** \* Source: [http://www.mapa.es/es/ganaderia/pags/Emisiones\\_gases/emisiones.htm](http://www.mapa.es/es/ganaderia/pags/Emisiones_gases/emisiones.htm) [online: 03.06.2004]

Category		Num. Places	Num. 100kg pigs per year	Average excretion of volatile solids (VS) kg	Specific weight methane kg/m <sup>3</sup>	Potential methane productivity m <sup>3</sup> /kg VS	Regional methane conversion factor	Emissions per place kg CH <sub>4</sub>	TOTAL per farm kg CH <sub>4</sub>	TOTAL per pig kg CH <sub>4</sub>
Category		A	X	B*	C*	D*	E*	F=B*C*D*E	G=A*F	H=G/X
Closed-cycle production sows (System 1)		400	8035	1,185	0.67	0.45	Table C.7	141	56552	7.04
System 2	Sows with piglets up to 20 kg	1500	28563	445	0.67	0.45	Table C.7	53	79651	2.79
	Fattening pigs 20-100 kg	11877	28563	134	0.67	0.45	Table C.7	16	189207	6.62

**Table C.7. Regional methane conversion factors for the main Spanish pig-producing regions.**

Region	% of Spain's pig census (MAPA, 2003)	Average temperature (°C)	Methane conversion factor
Catalonia	25.1%	13.76	0.39352
Aragon	16.3%	12.65	0.39127
Castilla León	14.1%	11.10	0.39010
Castilla la Mancha	8.7%	13.85	0.39377
Murcia	8.9%	16.76	0.40927
Andalucía	9.4%	16.38	0.40627
<b>Weighted average for the considered regions</b>			<b>0.39567</b>

Finally, methane emissions from enteric fermentation must be added to the emissions from slurry. In this case, a fixed rate per animal class is used by MAPA (see Table C.8).

**Table C.8: Methane emissions from enteric fermentation in pigs in Spain. \***

Source:

[http://www.mapya.es/es/ganaderia/pags/Emisiones\\_gases/emisiones.htm](http://www.mapya.es/es/ganaderia/pags/Emisiones_gases/emisiones.htm) [online: 03.06.2004]

		Num. Places	Num. 100kg plgs per year	Emission Factor per place kg CH <sub>4</sub> /place	TOTAL per farm kg CH <sub>4</sub>	TOTAL per pig kg CH <sub>4</sub>
Category		A	X	B*	C=A*B	I=C/X
Closed-cycle production sows (System 1)		400	8035	10.5	4200	0.5227
System 2	Sows with piglets up to 20 kg	1500	28563	1.5	2250	0.0788
	Fattening pigs 20-100 kg	11877	28563	1.2	14252.4	0.4990

Copper and Zinc are common additives in pig feedstuff that generate serious emissions when slurry is applied to fields. These emissions may be estimated from the amounts present in the feedstuffs, and compared to measures of typical slurry compositions (see Table C.9).

**Table C.9: Pig slurry composition from studies in Spanish samples.** DM: Dry Matter; OM: Organic Matter; N-Tot: Total N.

Parameter	Navés & Torres 1999			LAF 1999	
	<i>Closed-cycle</i>	<i>Piglet production</i>	<i>Fattening farm</i>	<i>Piglet production</i>	<i>Fattening farm</i>
DM, %	9.7	9.18	11.1	4.9	7.1
OM, %DM	65.6	66.3	66.3	59	65
N-Tot, %DM	5.78	6.38	7.63	6.7	8.8
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> , %DM	6.44	6.74	5.89	6.59	5.01
K <sub>2</sub> O, %DM	2.96	2.86	4.33	4.78	7.59
Cu, mg/kg DM	430	193	624	392	567
Zn, mg/kg DM	719	759	658	1500	1200

## C.7 Life cycle inventory of pig production systems in Spain

The following sections offer the quantitative information for the materials and energy balances in the studied pig production systems.

**Table C.10. Inputs and outputs for typical Spanish pig production.**

<b>Inputs</b>				
<i>livestock</i>				
piglets	kg			21
breeding animals	kg			
<i>feeds</i>				
wheat	kg	44	10	34
barley	kg	60	14	46
maize	kg	58	13	46
soybean meal	kg	85	6	80
fish meal	kg	1	1	0
Synthetic amino acids	kg			
Other	kg	30	12	18
Minerals	kg	5	1	5
<i>Feed transition coefficient</i>	kg/kg		1.67	2.71
Energy use, electricity	kWh	8.8	3.6	5.6
Energy use, diesel	MJ	54	56	
other energy use, specify				
<b>Outputs</b>				
Piglets	kg		21	
live pigs	kg	100		100
weight gain, breeding animals	kg			
additional information				
slaughter percentage	%			
<i>types and use of manure:</i>				
partition of manure				
slurry, covered tank	%	0	0	0
slurry, open laguna	%	0	0	0
slurry, other	%	100	100	100
manure	%	0	0	0
compost/deep litter bedding	%	0	0	0
<i>total</i>		100	100	100
<i>disposal of manure</i>				
exported out of farm				
slurry	%	100	100	100
manure	%	0	0	0

## References

- J Penman, D Kruger, I Galbally, T Hiraishi, B Nyenzi, S Emmanul, L Buendia, R Hoppaus, T Martinsen, J Meijer, K Miwa and K Tanabe (Eds). 2000. Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories. IPCC National Greenhouse Gas Inventories Programme. ISBN 4-88788-000-6
- IPTS. 2002. *Integrated Pollution Prevention and Control (IPPC). Reference Document on Best Available Techniques for Intensive Rearing of Poultry and Pigs*. Institute for Prospective Technological Studies (IPTS, JRC), Seville (Spain), November 2002.
- LAF (Laboratori d'Anàlisi i Fertilitat de Sòls). 1999. *Avaluació i aprofitament dels residus orgànics d'origen ramader en agricultura*. Quaderns de Divulgació, núm. 5. Diputació de Lleida.
- MAPA (Spanish Ministry of Fisheries and Food). 2003. *El sector de la carne de cerdo en cifras. Principales indicadores económicos en 2002*. Subdirección General porcino, avicultura y otras producciones ganaderas. Madrid, June 2003.
- Navés J., Torres M.C. 1999. *Composició físico-química i valor fertilitzant del purí de porc procedent d'explotacions porcines de la comarca del Pla d'Urgell* In: "Dossiers Agraris ICEA. Problemes moderns de l'ús dels sòls: nitrats" (in Catalan).





# Pig production in the USA and Brazil

*Gregory Norris*

## D.1 USA

The McBride and Key reference contains useful information on how the economic and structure of the hog farms has changed rapidly in the USA over the past 20 years. As they say “once dominated by many small operations as part of traditional crop-hog farms, hog production has become highly concentrated on large operations with production on several sites”.

From 1982 to 1997, while the number of pig farms decreased by two thirds, the number of pigs per farm increased by more than 300% (source NASS census). Up to the early 1970s, the bulk of hog production was done at farrow-to-finish farms which produced their own corn based hog feed.

17 states produce over 94% of total US production. In 1997, Iowa was the largest producer (~12 million to market) with average farm size of ~850 head/farm. North Carolina was the second largest producer with ~9 million head with the most concentrated farms at ~3200 head/farm. From 1987 to 1997, NC had the largest growth in hog production (jumping from 12<sup>th</sup> to 2<sup>nd</sup> in total production).

Hog production has 3 phases: farrowing, nursing and finishing. The bulk of US farms either handle all 3 phases (farrow-to-finish) or specialized by handling either farrowing and nursing (farrow-to-feeder) or finishing (feeder-to-finish). Farrow-to-finish traditionally was the most common (~65% of total market in 1992), but has been replaced by specialization with farrow-to-finish operations accounting for only 38% of total production. Clearly, if we are focusing on consequential LCA, then we should focus on specialized operations as most of the new production follows the specialization model.

First, we differentiate 4 different unit processes, some of which can be combined in some of the farm types. These unit processes are listed below.

1. *Feed production*
2. *Breeding, gestation, and farrowing* (breeding females and their maintenance during gestation, followed by birth of baby pigs, and their maintenance until weaning)
3. *Nursery* (care of pigs immediately after weaning until about 30-80 lbs)
4. *Finishing* (feeding hogs from 30-80 lbs to a slaughter weight of 225-300 pounds)

Next, national data shows the high importance of 2 regions in total pork production as well as industry growth. These two regions are the Midwest

(or “heartland” region) and the Southeast (dominated by North Carolina). Based on this information, we have identified 3 different system types, 3 different chains of “typical operation”:

Midwest 1-site: breed-to-finish, moderate size (500-2000 head); here unit processes 2-4 occur on the same farm, and a significant portion of unit process 1 does as well;

Midwest 2-site:  
breed-to-feed, moderate to large size, followed by  
feed to finish, moderate size

Southeast 2-site:  
Breed-to-feed, industrial size (> 10,000 head)  
Feed-to-finish, industrial size (> 10,000 head)

Life cycle inventory data has been developed for each of the above unit processes for each of the three system types.

**Table D.1. Feed combination in US pig production.**

	Breed to feeder	Feeder to finish
Corn	80 %	85 %
Supplement (mostly soy meal)	20 %	15 %

## D.2 Brazil

Data on swine production for different process types in Brazil has proved to be very sparse. Extensive contacts with technical staff at regional and national agencies have not been able to significantly improve the situation. Therefore, virtually all data for Brazil, summarized in the workbook titled “Data Compilation Brazil” are at the level of the total swine production sector, rather than for individual unit processes as provided in the US case.

In 2001, worldwide exports of pork grew 2%, with Brazil reaching a 47% increase. The U.S. export growth was 18%. Brazil is the *fourth pork exporter* in the world, following the European Union, Canada and the U.S. Russia is the main importer of pork from Brazil (in the form of split carcasses). Hong Kong is the second largest importer of Brazilian pork, followed by Argentina and Uruguay<sup>1</sup>.

Since the 1970s, the pork industry in Brazil has shifted from a family backyard business to a modern system that is *increasingly integrated*. The primary production of pork is in the three southern states of Brazil, Rio Grande do Sul, Santa Catarina and Parana. In 1999, 70% (approximately 9.012) of the hog producers in the Southern state of Santa Catarina were integrated (composed by agribusiness and small and medium swine producers – each producer specializes in separate production systems: breed to feeder, feeder to finish). Generally, big companies provide feed to small and medium swine producers (Southern region of Brazil) as well as transportation of hogs.

---

<sup>1</sup> Source: Iowapork.org

In Brazil there are currently 210 meat packing plants responsible for the slaughter of 37.7 million hogs in 2002. In the south, the slaughter rate was 170% higher with an average of 23 pigs/terminated/matrix/year, reaching an average of 110 kg in 150 days.

These production and productivity figures can be compared to those from the USA, Canada, Denmark, Germany, Holland and others. Sixty-five percent of the Brazilian total production is destined to the domestic market as processed products<sup>2</sup>.

According to the Iowa Pork Producers Association (IPPA), a farm in Mato Grosso (center region), a Brazilian joint venture currently has 12,200 sows. The company's goal is to expand to 18,000 sows by the end of the year and is projecting to reach 55,400 sows in 2005. The company plans to develop production pods of 10,000-plus sows with three-site production at each pod. According to IPPA, many costs including land, labor, facilities and energy are lower in Mato Grosso. The size of the farm is 1000 hectares (2,470 acres). The site provides excellent bio-security, has a natural barrier of a forest preserve, has a good supply of water, and the manure can be utilized on nearby farmland. Market hogs are transported 700 miles, with the trip lasting approximately 22 hours one-way. The company's management is focusing on pork production and may consider processing at some time in the future. Currently, feed is prepared on a custom basis by a feed mill in the area and plans include the construction of a feed mill. Given Brazil's large base of low cost land it is expected that its pork production will increase. Much of the increase will feed the domestic market, but exports are also expected to continue growing. Currently most of its exports are as frozen split carcasses to Russia, but it will likely try to expand into other markets<sup>3</sup>.

The Center-West of Brazil (e.g. Mato Grosso state) is rapidly becoming one of the lowest cost swine production zones in the world. Expansion in swine production is most likely to occur in this region. Large corporations (e.g. Sadia) and multinational companies dominate swine production in mid Brazil, whereas in Southern Brazil (Rio Grande do Sul, Santa Catarina and Parana) small and medium swine producers – part of the integrated system - are responsible for most of the hog production. Production of swine, as in the cases of poultry and dairy are following feed sources to the extensive farming belt of the Center-West. Rapid rises in feed costs since 2001 are contributing to the rapid exit of small and medium-scale producers in the South who cannot make the move to the Center-West. The table below summarizes the current swine production in Brazil.

The Brazilian pork industry is growing. The following table provides a summary:

**Table D.2.** Overview of Brazilian pork industry. Source: Brazilian Pork Meat Industry and Exporter Association; Numbers are converted from 1,000 mt to million mt.

---

<sup>2</sup> Source: Brazilian Pork Meat Industry and Exporter Association. [www.abipecs.com.br](http://www.abipecs.com.br)

<sup>3</sup> Source: Lawrence, John. D. "New Emerging Competitors – Why are they a concern?" Department of Economics, Iowa State University. *London Swine Conference – Maintaining Your Competitive Edge 9-10 April 2003*

	1996	1998	2000	2002
<b>Herd</b>				
Million head	35.6	36.5	37.3	38.0
Million sows	2.23	2.28	2.33	2.37
<b>Slaughter-Production</b>				
Million head	20.7	22.4	24.9	27.8
Million m. tons	1.56	1.69	1.97	2.36
<b>Exports</b>				
1,000 m. tons	64	82	127	350

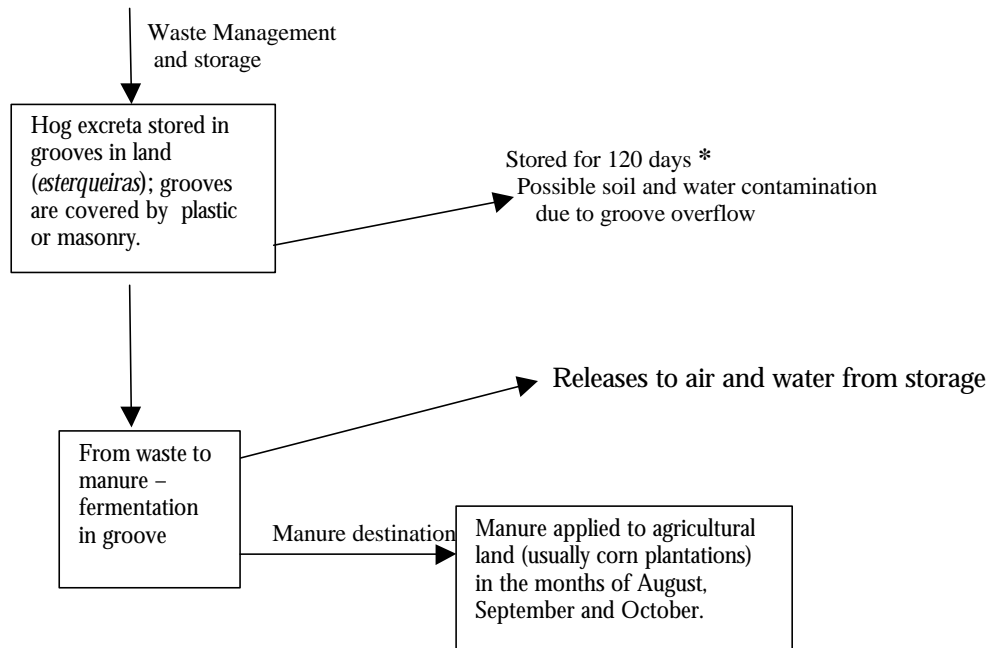
**Table D.3.** Swine Production 1990s onwards. Source: virtualcentre.org

Feed	Balanced feed with addition of vitamin complexes, medicines, soy and corn meals in the farm, in the case of the independent producers Feed produced in large integrators' units <b>58 companies produce the feed mineral nucleus</b>
Production System	Use of special cages with special floors for the draining of manure Use of chlorinated water Use of manure in agriculture Integrated production exceeds independent production Use of special cages with special Floors for the draining of manure Use of chlorinated water Use of manure in agriculture Integrated production exceeds independent production
Genetics	Opening of market for companies of genetic material <b>Predominant use of the artificial insemination</b>
Medicines	Appearance of the first SPS farms <b>Preventive systematic Control of illnesses like Aujeusky</b>

Corn and soy bran are largely used in hog feed (total feed production in Brazil in 2003 was 40 million tons), with corn being the most predominant ingredient. Corn production will be most affected if a change in swine production occurs in Brazil. If hog production decreases, demand for corn will also decrease. In order to increase corn production, farmers can use modern machinery. Average corn yields using Nogueira Cimag equipment, model SDMN 15/35 are 1,232 kilos per hour with energy consumption of 3.1 kWh/h. Source: Brazilian government web site. [www.redegoverno.com.br](http://www.redegoverno.com.br)

**Table D.4.** Feed combination in Brazil pig production.

Ingredient	
Corn	72%
Soy meal	19%
Meat flour	4%
Wheat bran	2%
Sorghum	2%
Triguilho	2%



**Figure D.1.** Waste and Manure Management System In Southern Brazil. Source: Embrapa Santa Catarina. June 7, 2004.

Even though the Brazilian environmental legislation requires hog waste to be stored in the grooves for a maximum of 120 days, time varies depending on storage capability of grooves, availability of equipment (to transport hog waste and to prepare grooves), and the available agricultural land where manure will be applied.

Table D.5 (below) shows the chemical composition of hog waste obtained in the Embrapa Waste Management Unit in the city of Condordia, Santa Catarina State. According to Embrapa technicians, in general the samples presented low percentage of nutrients, which decreases the potential use and application of manure as agricultural fertilizer (approximately 38% of hog manure had less than 5 kg m<sup>3</sup> of nutrients).

**Table D.5.** Chemical Composition of Swine Waste (mg/L). Source: Diesel, Robert, Miranda, Claudio R., and Carlos C. Perdomo. "Coletanea de Tecnologias Sobre Dejetos Suinos." *Boletim Informativo BIPERS*. August, 2002.

Variable	Minimum (mg/L)	Maximum (mg/L)	Average (mg/L)
DQO	11530	38448	25543
Total Solids	12697	49432	22399
Total Volatile	8429	39024	16389
Fixed Solids	4268	10408	6010
Sedimentable Solid	220	850	429
Total Nitrogen	1660	3710	2374
Total Phosphorus	320	1180	578
Total Potassium	260	1140	536

**Table D.6.** Waste (kg/day) in swine production. Source: Diesel, Robert, Miranda, Claudio R., and Carlos C. Perdomo. "Coletanea de Tecnologias Sobre Dejetos Suinos." *Boletim Informativo BIPERS*. August, 2002

Production Stages	Manure (kg/day)	Manure + Urine (kg/day)	Waste (liters/day)
Swine (25 – 100 kg)	2.30	4.90	7.0
Sows (in gestation)	3.60	11.0	16.0
Sow + piglets (nursing period)	6.40	18.0	27.0
Adult Male Swine (reproductive phase)	3.0	6.0	9.0
Piglets	0.35	0.05	1.40

**Table C.7.** Definition of animal units. Source: University of Maryland, 2004.

Heads per AU : Alternative conversion factors			
Operation	Identifier Animal	Number of identifier animal= 8 Animal Units	#heads/animal units
Farrow-Finish	sow	7	0.875 Sows, Boars, Gilts, fat hogs
Farrow-Wean	sow	21	2.625 Sows, Boars, Gilts, Pigs to 10 lbs
Farrow-Wean	sow	19	2.375 Sows, Boars, Gilts, Pigs to 40 lbs
Wean-Grow	head	267	33.375 Pigs 10-40 lbs
Grower-Finish	head	62	7.75 Pigs 40-220 lbs

## References

Lawrence, J. D. (1998). The State of Iowa's Pork Industry. In "Iowa's Pork Industry – Dollars and Scents". Iowa State Department of Economics. Full text available at

[http://www.econ.iastate.edu/outreach/agriculture/livestock/pork/dollars\\_and\\_scents/chapter1/introduction.html](http://www.econ.iastate.edu/outreach/agriculture/livestock/pork/dollars_and_scents/chapter1/introduction.html)

USDA-NASS Agricultural Statistics 2000. Chapter 7: Statistics of Cattle, Hogs, and Sheep.

<http://www.usda.gov/nass/pubs/agr00/acro00.htm>

University of Maryland. (2004). Animal Unit Equivalencies. Available at <http://www.agnr.umd.edu/montgomery/animalunit.html>

<http://www.nass.usda.gov/wy/internet/rangerev/rr0311.pdf>





# Bidrag fra svineslagtning for 5 lande

*Claus Mosby Jespersen*

## E.1 Indledning

I Danmark fører man detaljerede opgørelser over forbrug i forbindelse med slagting og disse data benyttes til intern benchmarking samt til grønne regnskaber. Det er derfor let at få detaljerede og pålidelige gennemsnitsdata.

I andre lande er branchen ikke knyttet så tæt sammen som i Danmark og eventuelle brancheorganisationer er svagere. Det er forsøgt at skaffe data fra de organisationer og personer, som har deltaget i arbejdet omkring udarbejdelse af BREF guiden for slagterier, men dette har ikke givet resultat. Det er også forsøgt at fremskaffe data direkte fra nogle af største virksomheder i Holland og Spanien, men det er ikke lykkedes at få de ønskede oplysninger. Data i dette afsnit bygger derfor på en sammenskrivning af materiale fra besøgsrapporter og enkelte interviews med personer i de involverede lande. I tilfælde hvor der ikke har været mulig at skaffe data er der anført mere generelle overvejelser.

Tallene er derfor behæftet med stor usikkerhed. Det bør dog erindres at slagtingen kun er én dag i svinets liv og slagtingen derfor kun udgør en lille del af den samlede miljøpåvirkning.

Alle data i dette afsnit er opgivet per svin.

Tabel E.1. Gennemsnitlig slagtevægt. Data fra Rasmussen, 2004.

	Danmark	Holland	Spanien	USA	Brasilien
Slagtevægt, kg	77	87	80	87	?

Slagtevægten varierer primært som følge af forskelle i landenes præferencer til hovedprodukterne fra det slagtede svin og genetiske forskelle i svinematerialet. Der er ligeledes forskel i kød/fedtprocent i det slagtede svin, idet kød/fedtprocent er korreleret med slagtevægt. En lavere kødprocent vil give sig udslag i dårligere udbytte når man ser på udskæring og udbening, men i dette projekt ses der udelukkende på produktet en halv gris. Øvrige data fra Rasmussen (2004), som også omfatter data for primærproduktionen, herunder fodereffektivitet med videre, er generelt omregnet i forhold til dansk slagtevægt.

## E.2 Kapacitetsudnyttelse

Kapacitetsudnyttelse har indirekte betydning for forbrugstal, idet der til mange formål vil være et basisforbrug enten per tids- eller arealenhed uanset om slagtekapaciteten udnyttes eller ej. Dette gælder eksempelvis vandforbrug til rengøring og energiforbrug til køling, hvor rum køles ned.

Kapacitetsudnyttelsen i Danmark er meget høj, omkring 97%. Den er lidt ringere i Holland og lavere i Spanien. I USA kan den variere men er ofte høj som følge af at man har meget store integrerede produktioner. Brasilien er i disse år præget af overkapacitet på slagterierne med deraf følgende ringe kapacitetsudnyttelse på mange slagterier.

### E.3 Vandforbrug

Vandforbruget afhænger selvfølgelig af hvor meget man fokuserer på at nedbringe dette, men derudover også blandt andet af hvor godt slagteriet udnytter slagtekapaciteten, idet alle områder rengøres hver dag efter slagting. På mindre slagterier kan vandforbruget til rengøring udgøre 40-50% af det samlede vandforbrug.

I USA foreligger der en relativ ny undersøgelse af vandforbrug og udledning fra slagterier:

Tabel E.2. Vandforbrug og udledning fra slagterier i USA

	per ton levende vægt	Per svin (v. 9 per ton)
Vandforbrug	3852 liter	428 liter
BOD5	9,9 kg	1,1 kg
SS	14,8 kg	1,64 kg
Fedt/olie	3,0 kg	0,33 kg
Total-N	1,0 kg	0,11 kg
Total-P	0,32 kg	0,04 kg

Det vil sige at forbrug og udledning er ca. dobbelt så højt så de danske tal.

I Brasilien varierer vandforbruget formentlig endnu mere. Der er ikke fundet gennemsnitstal, det eneste kendte tal stammer fra et besøg, hvor forbruget er oplyst til 600 liter per svin.

Holland har omtrent samme teknologi så Danmark og forbruget må forventes at ligge lidt højere eller på niveau på Danmark.

### E.4 Køling

Det største energiforbrug er til køling efter slagting. Der findes 3 hovedtyper af køling:

- Fordampningskøling
- Batchkøling
- Tunnelkøling

Energiforbruget til tunnelkøling er 2-3 gange så højt som ved de øvrige metoder. Til gengæld opnår man et mindre kølesvind samt en bedre hygiejne og kvalitet.

I Danmark benyttes kun tunnelkøling på de store slagterier. I Holland benyttes fordampningskøling og batchkøling. I Spanien benyttes typisk batchkøling og halvvarm udbening. I USA benyttes ofte fordampningskøling. Men da både kvalitet og hygiejne er ringere end ved den type køling som benyttes i Danmark, går tendensen i USA mod at investere i samme type køling som i Danmark. Efterhånden som der investeres i bedre køling må det dog også forventes at mere energibesparende udstyr også finder indpas.

Energi er stadig forholdsvis billig i USA og der er ikke investeret meget i energibesparende maskineri. Til trods for dette er energiforbruget formentlig lavere end i Danmark. Dette skyldes at lønningerne er lave og slagteprocesserne derfor ikke automatiserede men manuelle.

Derudover bruges meget energi til produktion af varmt vand. Man må derfor forvente at slagterier/lande som har en højt vandforbrug også bruger meget energi til dette.

Følgende forbrug og forureningsmængder er baseret på gennemsnit af for hele den danske svineslagtning, og er for de andre lande baseret på vurderinger ud fra oplysninger fra enkelte anlæg sat i forhold til de danske nøgletal

Tabel E.3. Estimeret relativt forbrug per slagtet svin for andre lande i forhold til Danmark.

	DK	NL	ES	USA	BR
Slagtevægt	100%	113%	104%	113%	115%
Vandforbrug	100%	125%	120%	200%	270%
BOD5	100%	125%	120%	200%	200%
Total N	100%	125%	120%	140%	150%
Total P	100%	125%	120%	200%	200%
Energi, El	100%	110%	105%	115%	115%
Energi, varme	100%	125%	120%	200%	200%
Energi, total	100%	118%	115%	150%	150%

Når der eksempelvis står 104% eller 113% skal det ikke taget som udtryk for en høj sikkerhed for skønnet. Tallet fremkommer simpelthen fordi der er lavet et groft skøn, hvorefter der er lavet en korrektion ud fra slagtevægt.

På baggrund heraf kan forbrug og forureningsmængder estimeres som i tabel E.4.

Tabel E.4. Estimeret forbrug per slagtet svin for andre lande i forhold til Danmark.

	DK	NL	ES	USA	BR
Slagtevægt, kg/dyr	77	87	80	87	87
Vandforbrug, l /dyr	220	275	265	440	600
BOD5, kg/dyr	0,5	0,63	0,6	1,0	1,0
Total N, g/dyr	80	100	95	112	112
Total P, g/dyr	14	18	17	28	28
Energi, El, kWh/dyr	11	12	12	13	13
Energi, varme, kWh/dyr	11	14	13	22	22
Energi, total, kWh/dyr	22	26	25	25	25

Disse tal er som nævnt skønnede, bortset fra de danske tal. Relevansen i disse er derfor ikke så meget at påpege eksakte kvantitative forskelle mellem landene, men snarere at se i hvor høj grad at slagtning påvirker det samlede bidrag fra landene.