

Livscykelanalys av Oatly havredryck

Oskar Dahllöv
Mattias Gustafsson

Examensarbete 2008
Institutionen för Teknik och samhälle
Miljö- och Energisystem
Lunds Tekniska Högskola

Dokumentutgivare, Dokumentet kan erhållas från LUNDS TEKNISKA HÖGSKOLA vid Lunds universitet Institutionen för teknik och samhälle Miljö- och energisystem Box 118 221 00 Lund Telefon: 046-222 00 00 Telefax: 046-222 86 44	Dokumentnamn
	Examensarbete
	Utgivningsdatum
	Februari 2009
	Författare
	Oskar Dahllöv Mattias Gustafsson

Dokumenttitel och undertitel

Livscykelanalys av Oatly havredryck

Sammandrag

Syftet med denna studie är att genomföra en livscykelanalys på Oatly havredryck och öka kunskapen om havredryckens potentiella miljöbelastning med avseende på energiförbrukning, global uppvärmning, försurning, övergödning och bildning av fotokemiska oxidanter. Målet med studien är att kartlägga och analysera de ingående och utgående flödena till Oatlyfabriken och att försöka klargöra vilka parametrar längs hela processlinjen som har störst effekt på miljön och genom detta ge underlag till förbättringar. Det är också en målsättning att genomföra en variationsanalys av parametrar som anses betydande och även att bedöma större antaganden som görs genom variation av dessa.

Alla beräkningar i studien utgår från den funktionella enheten 1000 liter förpackad havredryck. Det studerade produktsystemet innefattar odling av havre, produktion av förpackning, förädling på Oatlyfabriken, lagring i butik samt konsumtion i hushåll. Såväl konventionell som ekologisk havreodling har undersökts.

Resultatet visar att havredryckens miljöpåverkan skiljer sig litet åt beroende på om havren odlats ekologiskt eller konventionellt, med undantag för övergödningspotentialen. Bidraget till den potentiella globala uppvärmningen är bidragen i princip likvärdiga för konventionellt respektive ekologiskt scenario och Oatlyfabriken står för det största enskilda bidraget. Även de potentiella försurningsbidragen är likvärdiga och i den kategorin är jordbruket och produktion av förpackning de som ger störst bidrag. Övergödningspotentialen är något högre för det ekologiska scenariot än för det konventionella, men i båda fallen är det jordbruket som står för klart mest utsläpp av övergödande ämnen. Potentialen att bilda fotokemiska oxidanter är även den likvärdiga för båda scenarierna och i denna miljöeffektkategori är det förpackningsproduktionen som står för det största enskilda bidraget.

Variationsanalysen visar betydelsen av en god skörd och att en försämrad sådan innebär tillskott till de ekologiska effekterna där övergödningspotentialen påverkas mest. Vidare pekar variationsanalysen åt att en förflyttad havreproduktion från Svealands slättbygder till Götalands Södra Slättbygder inte får speciellt stora konsekvenser för någon av de studerade ekologiska effekterna så länge odlingen bedrivs konventionellt. För den ekologiska produktionen i den sydligare regionen föreligger däremot större skillnader. Det beror till stor del på att det blir kortare transporter i det sydligare alternativet framförallt beroende på att leverantören av det ekologiska gödselmedlet finns i närheten.

Oatlyfabrikens miljöpåverkan förändras inte nämnvärt med uppförandet av ett kyltorn i vilken vatten recirkuleras. Däremot skulle en intern lagring av havredrycken generera att Oatly kunde tillskrivas en mindre miljöpåverkan. Ett byte från naturgas till biogas på Oatlyfabriken skulle leda till en reduktion av produktsystemets totala GWP-bidrag med över en fjärdedel. Däremot förändras inte vare sig försurnings- eller övergödningspotentialen för produktsystemet i någon större utsträckning om biogas används istället för naturgas.

Nyckelord

Livscykelanalys, havredryck, Oatly, LCA, miljöpåverkan

Sidomfång	Språk	ISRN
96	Svenska Sammandrag på engelska	LUTFD2/TFEM--09/5034--SE + (1-96)

Organisation, The document can be obtained through LUND UNIVERSITY Department of Technology and Society Environmental and Energy Systems Studies Box 118 SE - 221 00 Lund, Sweden Telephone: int+46 46-222 00 00 Telefax: int+46 46-222 86 44	Type of document
	Master thesis
	Date of issue
	February 2009
	Authors
	Oskar Dahllöv Mattias Gustafsson

Title and subtitle

Life Cycle Assessment of Oatly oat drink

Abstract

The scope of the study is to perform a life cycle analysis of Oatly oat drink. A major goal is to reveal and analyze what incoming and outgoing flows there are from the Oatly factory and to determine which of those parameters that have the greatest environmental impact. It is also a goal to perform a variation analysis of determined important parameters and evaluate major assumptions by varying those. The overall goal of the study is analyze the total environmental impact of the oat drink's product system and with focus on the categories global warming potential (GWP), acidification potential (AP), eutrophication potential (EP) and the potential to create photochemical oxidants (POCP).

All calculations in the study are based on the functional unit 1000 liters of packed oat drink. The studied system includes the cultivation of oat, production of container, processing in the Oatly factory, storage in supermarket and consumption of oat drink. Both conventional and ecological cultivation have been examined.

The result show that the environmental impact of oat milk differs depending if oats are conventionally or ecologically cultivated, with the exception of the eutrophication potential. The contribution to the global warming is almost the same and the Oatly factory stands for the greatest contribution. Also the potential acidification contributions are the same and the cultivation procedures along with container production have greatest effect. The eutrophication potential are a bit higher for the ecological scenario than for the conventional but in common for both is that cultivation of oat that stands for absolute major part of eutrophication substance emissions. The potential to create photochemical oxidants are the same for both scenarios and for both the container production makes up the dominant contribution.

The variation analysis shows the importance of a good harvest and that a lowered harvest comes with an additional contribution to the ecological effects. The contribution is largest for the eutrophication potential. In the variation analysis it is also seen that moving the oat cultivation from Svealands Slättbygder to Götalands Södra Slättbygder does not affect any of the studied environmental effects as far as conventional cultivation is concerned. When it comes to the ecological cultivation differences are seen. The southern cultivation has lower environmental impact mostly due to decreased distances of transportation as the producer of the ecological fertilizer is nearby.

The environmental impact of the Oatly factory does not change to any significant extent if a cooling tower for re-circulation of water is raised. Storing oat milk internally instead of at externally at Frigoscandia would reduce Oatly's environmental impact. Changing from fossil gas to bio gas would reduce the GWP contribution of the entire product system by more than one fourth. The acidification- and eutrophication potential does not change by changing to bio gas.

Keywords

Life cycle assessment, oat drink, Oatly, LCA, environmental impact

Number of pages	Language	ISRN
96	Swedish, English abstract	LUTFD2/TFEM--09/5034--SE + (1-96)

Förord

Denna studie är ett examensarbete inom ramen för Civilingenjörsprogrammet i Bioteknik vid Lunds Tekniska Högskola. Arbetet har utförts på uppdrag av Oatly AB.

Handledare för examensarbetet har varit Ingegerd Sjöholm, Livsmedelsteknologi, Lunds Tekniska Högskola och Ingrid Strid, Institutionen för Biometri och Teknik, Sveriges Lantbruksuniversitet.

Examinator har varit Pål Börjesson, Miljö- och energisystem, Lunds Tekniska Högskola.

Juni 2008

Oskar Dahllöv
Mattias Gustafsson

1. INTRODUKTION	1
1.1 BAKGRUND	1
1.2 LIVSCYKELANALYS SOM METOD	1
1.3 FÖRETAGET OATLYS KONCEPT OCH UTVECKLING	2
2. DEFINITION AV MÅL OCH OMFATTNING.....	3
2.1 MÅL OCH SYFTE	3
2.2 FUNKTION OCH FUNKTIONELL ENHET	3
2.3 SYSTEMGRÄNSER	4
2.4 ALLOKERING	4
2.5 DATAKVALITET	5
3. INVENTERING	6
3.1 FASTSTÄLLNING AV SYSTEMGRÄNSER	6
3.1.1 Exkluderad data.....	6
3.2 BESKRIVNING AV PRODUKTSYSTEMET	7
3.3 ENERGI OCH ENERGIPRODUKTION	8
3.3.1 Produktion av elektricitet	9
3.3.2 Produktion av fossila bränslen	9
3.3.3 Produktion av biogas.....	9
3.4 BESKRIVNING AV TRANSPORTER	10
3.5 HAVREDRYCKENS TILLVERKNINGSFAS	10
3.5.1 Produktion av havre	10
3.5.1.1 Konventionell odling	11
3.5.1.2 Ekologisk odling	11
3.5.1.3 Jordbrukets bränsleförbrukning	12
3.5.1.4 Emissioner av kväve och fosfor i odling.....	13
3.5.1.5 Produktion av gödselmedel.....	15
3.5.1.6 Produktion av bekämpningsmedel	16
3.5.1.7 Skalning av havre	16
3.5.2 Produktion av dricksvatten.....	16
3.5.3 Produktion av salt.....	17
3.5.4 Produktion av enzym	17
3.5.5 Förpackning	17
3.5.6 Förädling i fabrik	18
3.5.6.1 Mellanlagring på Frigoscandia	19
3.5.6.2 Produktion av biogas på Nordvästra Skånes Renhållnings AB.....	19
3.6 HAVREDRYCKENS ANVÄNDNINGSFAS	20
3.6.1 Hantering i butik.....	20
3.6.2 Konsumtion.....	21
4. MILJÖPÅVERKANSBEDÖMNING	23
4.1 KLASSIFICERING.....	23
4.2 KARAKTERISERING.....	24
4.3 MILJÖEFFEKTKATEGORIER	25
4.3.1 Resurser	25
4.3.1.1 Energi	25
4.3.1.2 Material	25
4.3.1.3 Vatten	26
4.3.1.4 Mark	26
4.3.2 Mänsklig hälsa.....	26
4.3.2.1 Toxisk påverkan	26
4.3.2.2 Icke toxisk påverkan	27
4.3.2.3 Påverkan i arbetsmiljö	27
4.3.3 Ekologiska effekter	27
4.4.3.1 Global uppvärmning.....	27
4.4.3.2 Nedbrytning av stratosfäriskt ozon	28
4.4.3.3 Försurning.....	28
4.4.3.4 Övergödning.....	29
4.4.3.5 Bildning av fotokemiska oxidanter.....	30
4.4.3.6 Toxiska effekter.....	31
4.4.3.7 Förändring av livsmiljöer och påverkan av biologisk mångfald.....	31

5. RESULTAT	32
5.1 RESURSER	32
5.1.1 Energi	32
5.1.2 Vatten.....	33
5.1.3 Mark	33
5.2 EKOLOGISKA EFFEKTER	34
5.2.1 Global uppvärmning.....	35
5.2.2 Försurning.....	38
5.2.3 Övergödning.....	40
5.2.4 Bildning av fotokemiska oxidanter	43
5.2.5 Toxiska effekter.....	45
6. VARIATIONSANALYS.....	47
6.1 VARIATION AV PARAMETRAR I HAVREPRODUKTION.....	47
6.2 FÖRÄNDRING AV ANVÄNDNINGSFASENS EL-MIX OCH URSPRUNG.....	50
6.3 FÖRBÄTTRINGSANALYS AV OATLYFABRIKEN	52
7. SLUTSATSER & DISKUSSION.....	54
8. REFERENSER.....	58

APPENDIX

Appendix A - Inventeringssummering
Appendix B - Karakteriseringsindex
Appendix C - Energi
Appendix D - Transport
Appendix E - Vatten
Appendix F1 - Konventionellt jordbruk
Appendix F2 - Ekologiskt jordbruk
Appendix G - Förpackning
Appendix H - Oatly
Appendix I - Butik
Appendix J - Konsument
Appendix K - Variationsanalys

1. Introduktion

1.1 Bakgrund

Den svenska livsmedelskedjan är förknippad med betydande miljöpåverkan och utgör ca 75 % av Sveriges totala övergödningsbidrag, 25 % av det svenska bidraget till den globala uppvärmningen och 20 % av landets energiförbrukning (CMF, 2007).

Den miljömässiga aspekten för produktion av vegetabiliska livsmedel är generellt förknippade med en lägre miljöpåverkan än för produktion av animaliska livsmedel. Om animaliska livsmedel kunde ersättas med vegetabiliska skulle potentiellt en stor miljövinst kunna uppnås. Havredryck är ett vegetabiliskt livsmedel som i Sverige produceras av Oatly AB.

Oatly är ett företag med affärsidén att erbjuda havrebaserade flytande livsmedel och det ligger i företagets intresse att utreda vilken miljöpåverkan produkterna har som helhet. Det är detta intresse som ligger till grund för denna studie.

1.2 Livscykelanalys som metod

Miljö och klimat har förändrats på jorden genom tiderna men den takt med vilken människan ökar på de processer ansvariga för klimatförändringar är påtaglig. För att uppnå förståelse om vilka av människans operationer som påverkar klimat och miljö mest är livscykelanalys (LCA) ett bra verktyg.

En livscykelanalys kan sägas vara en metod för att bedöma vilken total potentiell påverkan en produkt eller snarare ett produktsystem har. I en livscykelanalys följs en produkt från "vaggan till grav", det vill säga från det att råvaror utvinns, genom alla processteg till avfallshantering inkluderat alla transport- och distributionssteg och energiutnyttjande i alla led. En LCA-studie omfattar fyra faser: definition av mål och omfattning, inventeringsanalys, miljöpåverkansbedömning samt tolkning (ISO 14044).

Ett av målen med en livscykelanalys är att få en kvantitativ bild av miljöpåverkan för en produkts hela livscykel och att identifiera det/de steg i produktionskedjan som har störst miljöpåverkan så att produktionen kan modifieras till en mer miljökompatibel variant. Det är inte praktiskt möjligt att kvantifiera alla kemiska ämnens individuella miljöpåverkan utan man beskriver en rad olika processer som människans opererande påverkar på ett eller annat sätt och som i sin tur påverkar miljön (ISO 14044). Global uppvärmning, övergödning och försurning är tre betydande exempel på sådana effektkategorier.

1.3 Företaget Oatlys koncept och utveckling

Laktosintolerans, eller i det flesta fall nedsatt laktostolerans (överkänslighet mot laktos) är något som allt fler får erfara i dagens samhälle. Fenomenet är en del av människans utveckling snarare än en sjukdom. En person med laktosproblem har i regel detta för att den har lite eller ingen utsöndring av enzymet beta-galaktosidas (laktas) i tunntarmen. Laktas krävs för att spjälka upp det mjölkspecifika sockret laktos. Avsaknad eller minskad aktivitet av laktas innebär att all eller större delen av laktos i maten inte kommer att absorberas i tunntarmen. Följden blir att laktosen istället når tarmbakterier i tjocktarmen vilka fermenterar laktosen och genererar ämnen ansvariga för gasbildning, magsmärtor och diarré (*Coultate, 2002*).

År 1989 initierar professor Rickard Öste vid kemiinstitutionen på Lunds tekniska högskola ett forskningsprojekt kring alternativ till mjölkprodukter. CEBA AB (Cereal Base Aktie Bolag) bildades 1994 av forskargruppen och Skånska lantmännen. Två år senare lanserades havredrycken i Sverige under namnet ICA:s Solhavre och internationellt som hälsokost under namnet Mill Milk. Kapitaltillskott år 2001 gjordes för att kunna bygga det egna varumärket Oatly vilket introducerades samma år med produkter som havredryck (H) och iMat. 2006 byter företaget namn till Oatly AB och den egna nykonstruerade fabriken står klar i Landskrona. Oatly AB omsatte ca 100 miljoner kronor år och beräknas dubblera denna till 2008. Affärsidén är att erbjuda hälsomedvetna konsumenter och speciellt till personer med laktosproblem och överkänslighet mot mjölkprotein, nyttiga och flytande havrebaserade livsmedel (*Carl Hamilton, 2007*).

Grunden till havredrycken utgörs av att havre blandas med vatten där sedan enzymer, mer specifikt amylaser, hydrolyserar stärkelsebindningar i form av alfa 1-4 och 1-6 glukosidbindningar vilket gör den annars tjockflytande lösningen mer lättflytande och samtidigt ger den en sötare smak.

Oatly havredryck är laktosfri och en helt vegetabilisk produkt och även nyckelhålmärkt. Till Oatlys produkter används både konventionellt odlad havre och ekologisk odlad havre som också är KRAV-godkänd. Sortimentet KRAV-märkta produkter, däribland H, tillverkas av den ekologiskt odlade havren. Havredrycken kan förutom den uppenbara användningen som dryck användas både i matlagning och i bakning. Halten lösliga havrefibrer är hög, främst beta-glukaner, vilka har en dokumenterad kolesterolsänkande effekt (*Bell et al, 1999*).

2. Definition av mål och omfattning

2.1 Mål och syfte

Syftet med studien är:

- att öka kunskapen om havredryckens potentiella miljöbelastning med avseende på energiförbrukning, global uppvärmning, försurning, övergödning och bildning av fotokemiska oxidanter
- att ge ett kunskapsunderlag för att Oatly ska kunna prioritera åtgärder för att minska havredryckens miljöbelastning.

Målet med studien är:

- att genomföra en livscykelanalys på Oatly havredryck och att studien skall vara transparent i alla led.
- att begreppet livscykelanalys och hur en sådan utförs ska bli tydligt för läsaren.
- att kartlägga och analysera de ingående och utgående flödena till Oatlyfabriken. Eftersom fabriken är ny finns inte helt tillförlitliga driftdata varpå processen i sig kommer att tillskrivas en mer begränsad analys.
- att klargöra vilka parametrar längs hela processlinjen som har störst effekt på miljön och på så sätt ge underlag till förbättringar med medel som kan vara greppbara för Oatly. Detta innebär att studien prioriterar ner parametrar som står utanför företagets kontroll.
- att genomföra en variationsanalys av parametrar som anses betydande och även att bedöma större antaganden som görs genom variation av dessa.

2.2 Funktion och funktionell enhet

I LCA-studier är det nödvändigt med en gemensam nämnare, en funktionell enhet. Den funktionella enheten är speciellt viktig då jämförelse mellan två produkter föreligger. För att jämförelsen skall bli rättvis måste den funktionella enheten vara väl definierad. En funktionell enhet måste vara mätbar och skall avspegla produktens nytta men kan i övrigt vara väldigt olika ting, t.ex. 1kWh, 1 kubikmeter öl osv. All data skalas i slutändan till att motsvara den funktionella enheten (*ISO 14044*).

Denna livscykelanalys har inte som huvudsyfte att jämföra havredryckens miljöpåverkan med andra produkter eller produktsystem. Det är givetvis möjligt att andra i framtiden använder studien för sådana syften. I denna studie jämförs dock havredryck baserad på ekologiskt och konventionellt odlad havre. För framtida syften kan det vara en fördel att välja en funktionell

enhet som LCA-studier av liknande system använt. Den funktionella enheten i denna studie är 1000 literförpackningar fyllda med havredryck och produktens funktion är som dryckesvara.

2.3 Systemgränser

Givetvis skulle det vara allra bäst om precis alla moment behandlades i studien, eller med andra ord, som om att det inte fanns några systemgränser eller att betrakta dessa som oändliga. I praktiken skulle detta bli omöjligt att genomföra och resultaten skulle bli svåra att tolka. Det är därför nödvändigt att definiera de gränser som det studerade systemet har utifrån det tillämpningsområde som beskrivits i målbeskrivningen och de antaganden som görs. Avgränsningarna måste göras mot natursystem och andra produkters livscyklar. De måste också göras geografiska angränsningar samt avgränsningar i tiden. Då avgränsningen mot natursystem görs måste det avgöras hur långt tillbaka produktens material- och energiflöden skall studeras.

Geografiska gränser är viktiga eftersom olika delar av livscykeln äger rum på olika platser i världen. Infrastrukturer som avfallshantering och produktionen av elektricitet varierar mellan olika regioner liksom att olika områden skiljer sig i känslighet mot föroreningar (*Baumann & Tillman, 2004*).

Vanligtvis görs en översiktsanalys för att avgöra vilka parametrar som har störst miljöpåverkan och vilka mindre flöden som kan utelämnas. De parametrar som övervägs vid den översiktliga analysen och som vanligen får ta plats i den slutgiltiga studien är råvaruutvinning, förädling, transporter, användning och avfallshantering (*Lindahl et al, 2002*).

I denna studie utesluts små flöden endast då det konstaterats att de trots sin ringa storlek inte kan förknippas med en betydande miljöpåverkan. I stort utgörs systemgränserna av havreproduktion, dricksvattenproduktion, energiproduktion, havredrycksproduktion, mellanlagring, butikshantering, konsumenthantering och avfallshantering. Den mer ingående gränsdragningen görs i inventeringen.

2.4 Allokering

I processer som genererar flera produkter eller då samma råvara används i flera processer fördelas miljöpåverkan mellan de aktuella produkterna. Detta kallas för allokering. Då en situation med allokering uppstår tillämpas generellt två metoder, allokering genom uppdelning eller systemutvidgning. Uppdelning innebär helt enkelt att resursförbrukning och emissioner delas upp mellan produkterna vanligen baserat på antingen volym/vikt eller ekonomiska relationer. Nackdelen med en sådan uppdelning är att osäkerhet tillförs systemet. En systemutvidgning är ett bättre alternativ och innebär att systemgränsen flyttas så att respektive flöde studeras mot sitt ursprung och på så sätt undviks de osäkerheter som en uppdelning skulle ha fört med sig (*Baumann & Tillman, 2004*). Nackdelen med systemutvidgning är att den är tidskrävande och i vissa fall kan den innebära att data för ett helt nytt system måste insamlas.

I denna studie tillämpas i största möjliga mån systemutvidgning för att lösa allokeringssituationer men även volymbaserad allokering har varit nödvändig i enstaka fall.

2.5 Datakvalitet

För att LCA-studien skall ha relevans gäller det att primärdata som används är av god kvalitet. Den ska ha täckning i tiden, dvs. den får inte vara alltför gammal och den måste ha samlats in under en tidsperiod som inte är alltför kort för att undvika topp- och dal resultat. Föreligger en till åren kommen teknisk status på det studerade finns möjlighet att denna förändras inom ett par år och data förlorar sitt värde (*Lindahl et al, 2002*).

Med nuvarande fokus på miljön förändras riktlinjer för utsläpp ofta. Detta får effekter för systemet om inte omedelbart så på sikt. Som exempel kan nämnas transportsektorn där stramare riktlinjer för emissioner och förbättringar av motorers effektivitet har lett till att utsläppen per fordon minskat medförandes att alltför gamla uppgifter kan vara missvisande (*Baumann & Tillman, 2004*). En revision av använda data måste alltså ske för att studien skall ha relevans en längre tid.

Likväl som systemet måste avgränsas geografiskt är det av vikt att använd data har geografisk täckning. Med detta menas att använd data måste vara relevant för det studerade systemets geografiska position. Typen av elproduktion och avfallshantering för det studerade området har betydelse för studiens resultat (*Lindahl et al, 2002*). Data för elproduktion i Tyskland är till exempel inte lämplig att använda för att studera en svensk industriprocess eftersom produktionen av el-energin skiljer sig mellan länderna. Även inom nationer kan geografiska avgränsningar för det studerade systemet vara av vikt. Till exempel är kväveförluster från jordbruk inte desamma i olika delar av landet.

3. Inventering

Efter det första steget i en livscykelanalys definitionen av mål och omfattning följer inventeringsanalysen. I inventeringen beskrivs systemets gränser och funktioner mer detaljerat och data samlas in och bearbetas enligt uppställda mål (*ISO 14044*).

3.1 Fastställning av systemgränser

Havren till Oatlys havredryck odlas i Mälardalen tillhörande produktionsområdet Svealands Slättbygder (SS) medan produktionen av havredryck sker i Landskrona i Skåne. Mineralgödselmedlen köps från Yara och tillverkas i Glomfjord i norra Norge och antas vara baserat på ryska råvaror (*Mogens Erlingsson, 2007*). Bekämpningsmedlen som används antas vara producerade i Västeuropa dit en stor del av världsproduktionen är förlagd. Enzymer köps från Danmark och saltet köps från Portugal dock är dessa flöden exkluderade från studien och således inverkar de inte på den geografiska giltigheten (*Angeliki Öste Triantafyllou, 2007*). Förpackningarna till havredrycken köps av Tetra Pak i Lund, Skåne. De består till största delen av trä från Sverige och Finland medan aluminiumfraktionen har sitt ursprung i Australien. Plasten i förpackningarna kommer från Europa. Vatten som används i produktsystemet är framförallt svenskt vatten. Likaså är största delen använd elektricitet i produktsystemet svenskproducerad och kan antas beskriven av den tillförd det svenska elnätet 1999. Detta är visserligen något gammal data för elproduktion, men den elektricitet som producerades i Sverige 2007 skiljer sig väldigt lite i sammansättning från den som producerades 1999. Vattenkraft har minskat med några procent till förmån för vind- och värmekraft medan kärnkraftsanvändningen ligger på samma nivå (*SCB, 2008*).

3.1.1 Exkluderad data

Alla utelämnanden bör motiveras i varje enskilt fall och behandlas som dataluckor. Humanitära resurser är oftast inte en nyckelparameter och svårigheter att bedöma uträttat arbete uppstår lätt, speciellt när arbetet i fråga ofta inte är monotont muskelarbete (*Lindfors et al, 1995*). Vidare exkluderas infrastrukturer helt från denna studie. Större olyckor eller risken för inträffandet av sådana behandlas aldrig i livscykelanalyser och så inte heller i detta fall (*Lindfors et al, 1995*). Spill som härrör från onormala fluktuationer i produktionssystemet kan bli betydelsefulla men datainsamling för att kvantifiera mängden processpill skulle bli svår och tillförlitligheten på data dålig. I denna studie är använda data från Oatlys produktion baserade på totalflöden sedan fabriken uppstart och således är förluster, driftsstopp och underhållsarbete medräknade i data från början. Däremot är underhållsarbete i form av smörjning av apparatur och liknande inte inkluderade. Uteslutandet av all personrelaterad miljöpåverkan i form av sanitära faciliteter, matavfall men även personaltransporter till och från arbetet motiveras med att personrelaterad miljöpåverkan oftast inte är unik för det studerade systemet (*Lindfors et al, 1995*). Flöden som är mindre än 2 % av den funktionella enheten (1000 liter havredryck) kommer att helt exkluderas om det inte förhåller sig så att flödet trots sin ringa storlek har en förhållandevis stor miljöpåverkan (*ISO 14044*). I denna studie exkluderas följande flöden;

- Havssalt
- Enzym
- Diskmedel i konsumentled
- Transport av bekämpningsmedel till gård
- Biogödsel från Nordvästra Skånes Renhållnings AB

3.2 Beskrivning av produktsystemet

Produktsystemets definiering är helt avgörande för att det studerade systemet innehåller alla de delar som är nödvändiga för att uppnå studiens målbild med den noggrannhet som krävs för studiens planerade användning. Arbetet är subjektivt i den mening att inga föreskrifter finns presenterade härrörande uppföljningen av var komponents olika förgreningar utan är upp till analytikernas bedömning men objektivt i den bemärkelsen att inga för studieresultatets relevans sannolikt viktiga fakta utelämnas (*Lindahl et al, 2002*).

Systemets primära funktioner definierades i kapitel 2. För en mer detaljerad definition krävs en mer detaljerad analys av signifikanta funktioner.

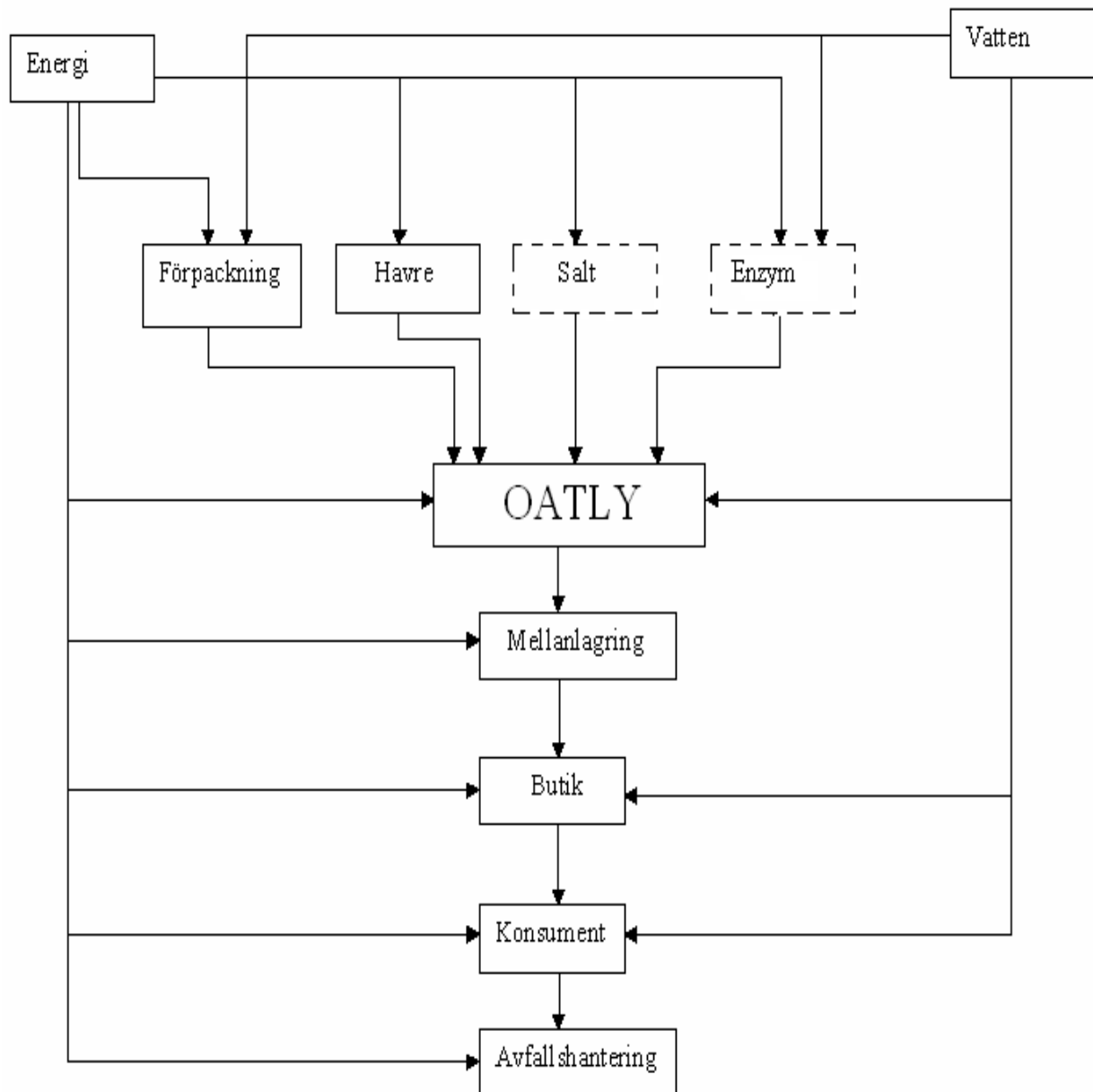
Den centrala punkten i denna livscykelanalys utgörs av Oatlyprocessen (se figur 1). Direkta inflöden till Oatlyprocessen är havre, vatten, havssalt och dessutom enzymer och förpackningar. Endast två direkta utflöden erkänns från Oatlyprocessen, nämligen Oatly havredryck och förorenat dricksvatten. I denna studie åläggs den parameter som förbrukar en angiven mängd vatten miljöbelastningen för produktionen av denna mängd dricksvatten (se 3.5.2). De andra produkter som tillverkas av Oatly under samma tak tillskrivs ingen miljöpåverkan i denna studie, dvs. det är alltså inte tal om allokering mellan de olika produkterna.

De fem inflödena kommer sedan att följas tillbaka mot vaggan till den nivå som är möjligt eller nödvändigt för att studiens resultat skall ha relevans. Vid uppföljandet delas dessa flöden upp i sub-system.

Alla transporter som livscykelanalysen innefattar kommer att behandlas i samband med de områden de tillhör, så exempelvis intransport av gödselmedel till jordbruket hanteras under produktion av havre. Dock kommer en generell beskrivning av transporter och antaganden kring dessa att behandlas enhetligt. Det är inte enbart de direkta utsläppen vid bränslets förbränning som är av vikt utan också den miljöpåverkan som framställandet av drivmedlet har. Drivmedlets framställande har valts att hanteras separat från övriga kategorier eftersom alla transporter som nämns i denna studie antas ha samma ursprung.

I fabriken är informationen om enskilda delprocesser i form av energitnyttjande ej tillförlitlig eftersom fabriken fortfarande är under uppstart varför fabriken analyseras som en enhet. Butikens hantering av havredrycken är grundad på ett medelscenario för en svensk matbutik medan konsumentens hantering av havredrycken är staplad på en mer antaganderik grund. Efter konsumentens hantering av produkten återstår hanteringen av förpackningen som bygger på en ansats om ett medelscenario för svensk avfallshantering som Tetra Pak gjort i en förpackningsstudie för vätskeförpackningssystem. I detta ansätts deponi, återvinning och förbränning utgöra lika stora delar (*Askham et al, 2000*). Idag råder dock deponeringsförbud

för brännbart material vilket gör att detta endast kan betraktas som ett teoretiskt alternativ (Pål Börjesson, 2008).



Figur 1. Schematisk beskrivning av produktsystemet.

3.3 Energi och energiproduktion

I denna studie redovisas använd energi som primärenergi (se vidare 4.3.1.1).

3.3.1 Produktion av elektricitet

Den el som 1999 tillfördes det svenska elnätet bestod till 95 % av svenskproducerad el medan 5 % importerades mestadels från Danmark och Norge. Den el som genererats i Sverige bestod till övervägande del av vattenkraft och kärnkraft samt ett mindre bidrag från kraftvärme baserad på fossilt bränsle och biobränsle. Vindkraft, kondenskraft, kolkondenskraft och el genererad med gasturbin gav blygsamma och försumbara bidrag.

En genomsnittlig profil för svensk el konstruerades genom sammanvägning av de bidragande kraftslagens individuella miljöpåverkan. En sådan medelprofil är känslig och ändras från år till år allteftersom blandningen av kraftslagen ändras. En liten ändring av den andel som baseras på fossilt bränsle får en tydlig effekt på den sammanvägda profilen. Elbolagen kan också uppvisa olika totalprofiler för sin produktion beroende på produktionsapparatens utseende (*Uppenberg, 2001*).

I denna studie utgås ifrån att all använd el i grundscenariot representeras av den el-mix som tillfördes det svenska elnätet 1999 (Se appendix C). Detta är som tidigare nämnts något gammal data för elproduktion, men den elektricitet som producerades i Sverige 2007 skiljer sig väldigt lite i sammansättning från den som producerades 1999. Vattenkraft har minskat med några procent till förmån för vind- och värmekraft medan kärnkraftsanvändningen ligger på samma nivå (*SCB, 2008*). För att omvandla elenergi till primärenergi används i denna studie en primärenergifaktor 1,57 (*Pål Börjesson, 2008*).

3.3.2 Produktion av fossila bränslen

Denna studie inkluderar aktuell energiåtgång och emissioner kopplade till framställningen av använda fossila bränslen. Tillägget benämns precombustion eftersom det avser de processer som föregår förbränningen av de fossila bränslena. Precombustion-tillägget inkluderar utvinning av råolja, transport med tankar till raffineringsplats och raffinering av råolja till diesel eller olja samt distributionskedjan i medeltal (*Baumann & Tillman, 2004*).

Naturgas utvinns främst ur enskilda gasfyndigheter i jordskorpan eller i samband med att olja utvinns. Naturgasutvinningen ger också upphov till emissioner vilka sammanfattas i det precombustion-tillägg som inkluderats i angivna utsläppsvärden och energianvändning, precis som för olja och diesel.

Emissionsfaktorer och bränslefakta för bränslen kan ses i appendix C.

3.3.3 Produktion av biogas

Vid produktionen av havredryck på Oatlyfabriken i Landskrona skiljs en del av havren bort under processens gång på grund av dess olöslighet i vatten. Denna havrefraktion skickar Oatly till NSR i Helsingborg där den används till biogasproduktion till fordonsbränsle (se vidare 3.5.6.2). Den producerade biogasen antas i den här studien ersätta bensin.

3.4 Beskrivning av transporter

Vid fullständig förbränning av rena bränslen emitteras endast koldioxid och vatten. I verkligheten är förbränningen inte fullständig och bränslena är inte rena varpå en rad andra föroreningar emitteras. Utsläppens storlek beror på bränsletyp, fordonstyp och motorns effektivitet (*Energi & Miljöfakta, 2006*). Motorers och bränslets utveckling har lett till renare förbränning och mindre utsläpp av SO₂, NO_x, CO och partiklar men så länge fossila bränslen används så förblir utsläppen av CO₂ i stort desamma (*Baumann & Tillman, 2004*).

Transporterna som behandlas direkt i denna studie utgörs till absolut störst del av lastbilstransporter och till en mindre del av personbilstransporter.

Miljöbelastningen för olika lastbilstransporter skiljer sig åtskilligt åt i bränsleförbrukning och emissioner. Primärt skiljer denna studie på fjärrtransport, regional distribution och stadsdistribution när det gäller lastbilstransporter medan personbilstransport endast förekommer i studien som stadstrafik. Utnyttjandegraden för transporter antas i denna studie vara 70 % för fjärrtransport och 50 % för kortare transporter och representeras av en europeisk fordonspark tillverkad mellan 1996-2000 (*Baumann & Tillman, 2004*). Detta anses rimligt för att kompensera för de underskattningar av transportsträckor som ofta sker i livscykelanalyser. Dessutom sker returtransporter i vissa fall tomma vilka torde tala för en lägre utnyttjandegrad men samtidigt förs fokus mycket åt att undvika tomma returtransporter, inte minst av ekonomiska skäl, varför den valda utnyttjandegraden anses rimlig.

I denna studie antas vidare alla lastbilstransporter oavsett karaktär ske med diesel Mk1 medan personbilstransport antas utnyttja bensin. Angivna emissioner och energiåtgång i samtliga transporter inkluderar precombustion, dvs. den energiåtgång och emissioner som framställning och distributionsförlopp av bränslet orsakar (*Baumann & Tillman, 2004*). Sträckor för transporter har uppskattats med hjälp av googles sökmotor och kartfunktion (*Google Maps Sverige, 2007*). Inventeringsdata för transporter och aktuella sträckor kan ses i appendix D.

När det kommer till konsumentens hemtransport av varor är det endast meningsfullt att tala om antaganden och dessa beskrivs vidare under 3.6.3.

3.5 Havredryckens tillverkningsfas

3.5.1 Produktion av havre

Havren köper Oatly ifrån Lantmännen Mills AB i Järna. Havren anländer till kvarnen från gårdar i Mälardalen vilken tillhör produktionsområdet Svealands slättbygder (*Angeliki Öste Triantafyllou, 2007*). Karakteristiskt för detta område är att jordmånen är måttligt mullhaltig mellanlera med mullhalt 3-6 % och lerhalt 30-40 %. Lerhalten är viktig för att bestämma kväve- och fosforutlakningen. I denna studie studeras både konventionellt och ekologiskt odlad havre. Jordbruksdata för konventionell havreodling inhämtas från en specifik gård, Hacksta, i Mälardalen. Hacksta är en pilotgård för odling i balans och anses representativ för havreproduktion i området (*Kjell Gustafsson, 2007*).

Inventeringsdata för konventionell och ekologisk havreodling kan ses i appendix F1 respektive F2.

3.5.1.1 Konventionell odling

I denna studie studeras odlingen av havre på en specifik gård i Mälardalen. Jordmånen på Hacksta ansätts representerad av den karakteristisk för Mälardalen som angivits ovan.

På Hacksta bedrivs konventionell odling där havren sås som mellangröda till höstvet. Data för skörd, bränsleåtgång för jordbruksmaskiner och torkning, användande av gödnings- och bekämpningsmedel för havreodlingen har Lars Törner bidragit med. Medelskörden åren 2003-2006 uppges till 4955 kg havre/ha (4700-5300 kg/ha). Av denna skörd tas 200 kg/ha undan för att tjäna som utsäde för kommande säsong varpå nettoskörden blir så mycket lägre. Det är nettoskörden som i denna studie används för uppskattning av erforderlig åkerareal för den funktionella enheten. Vid konventionell havreodling sprids utsädet ofta tillsammans med gödseln, detta kallas direktgödsling och tillämpas på Hacksta. Gödningsmedlet som används kan genomgående sägas vara NPK 24-3-5 och ca 320 kg/ha (300-320 kg/ha) (*Lars Törner, 2007*).

På Hacksta används ogräsmedel, främst Ariane S mot bl.a. tistel. Svampbesprutning sker med Amistar och Pirimor men inte varje säsong.

3.5.1.2 Ekologisk odling

I ett längre perspektiv är syftet med ekologiskt jordbruk att uppnå ett självförsörjande jordbruk där inga material tillförs och som är hållbart mycket länge. Grundprincipen är att spannmålsproduktionen andra näringskrävande växter skall balanseras med näringsgivande baljväxter (*KRAV*).

Vid ekologiskt jordbruk används i största möjliga utsträckning förnybara resurser och återvinning. Avfallsprodukter återförs jorden så att näringen kommer den till godo. Den ekologiska odlingen tillämpar främst miljöns egna system för att inhibera skadedjur och sjukdomar och undviker syntetiska bekämpningsmedel och konstgödsel, tillväxthormoner, antibiotika samt genmanipulation (*Europeiska kommissionen*). Kväveförsörjningen i det ekologiska jordbruket sker med organiska gödselmedel samt genom odling av baljväxter, främst klöver, vilka fixerar luftens kväve till marken (*Ekologiska lantbrukarna*). De ekologiska gödningsmedlen fås ofta som biprodukter (*Hansson, 2002*).

I Sverige finns KRAV som är ett certifieringsorgan för ekologisk odling och produktion. En produkt som bär KRAV-märket är framställd enligt KRAV:s kriterier utan kemiska bekämpningsmedel och konstgödsel. Oatlys havredryck (H) är KRAV-märkt och ekologisk odling i denna studie antas därför ske enligt KRAV:s regler vilka sträcker sig utöver den EU-förordning gällande ekologisk produktion. Vidare innefattar ekologiskt jordbruk enligt KRAV att det utsäde som används producerats ekologiskt. Vid avsaknad av ekologiskt producerat

utsäde kan ett undantag till att använda konventionellt producerat utsäde utfärdas (*Jordbruksverket, 2007*).

I Svealands slättbygd gav den ekologiska havreodlingen år 2004 40 % lägre avkastning än den konventionella (*Sveriges officiella statistik, 2004*).

Eftersom ingen ekologisk odling bedrivs på Hacksta bygger data för skörd och bränsleförbrukning i jordbruket på uppskattningar. Växtföljden ansätts för enkelhetens skull till densamma som för den konventionella odlingen och baljväxter odlas därmed inte. Som Sveriges officiella statistik fastslog ansätts skörden vara 40 % lägre för den ekologiskt odlade havren och bränsleförbrukningen i jordbruket ansätts vara den samma per ytenhet. Samma mängd utsäde som för konventionell produktion antas åtgå per ytenhet och denna ansätts vara ekologiskt producerad. De gödselmedel som används är vanligen stallgödsel eller något av de organiska gödningsmedlen Vinass eller Biofer eller bådadera. Typisk användning av dessa i området är 1000 liter/ha Vinass 4-0-4 eller 600 kg/ha Biofer 7-9-0. I denna studie ansätts Biofer användas i en tilltänkt ekologisk odling och ingen kogödsel antas heller användas eftersom inga djur finns på gården eller i större utsträckning i dess närhet (*Kjell Gustafsson, 2007*).

3.5.1.3 Jordbrukets bränsleförbrukning

Av tidsekonomiska skäl ansätts i denna studie den ekologiska odlingens åkerbruk konsumera lika mycket bränsle per ytenhet som konventionell odling. Det måste dock noteras att det i verkligheten kan föreligga skillnader mellan olika jordbruksmaskiners typ och bränsleåtgång men ingen hänsyn tas alltså till detta i denna studie.

Plöjning av åkern är oftast nödvändig efter sommarens kompaktering. Plogen klipper av rötter och stjälkar och vänder jorden. Plantrester begravs här under jord där de metaboliseras fortare än ovan jord. Plöjningen fyller även en ogräsbekämpande funktion (*Ahlgren, 2003*).

Harvningen syftar till att förbereda och optimera markförhållandena för sådden av den kommande grödan. Det önskade resultatet av harvningen är att skapa en mjuk fin jordyta med små jordpartiklar och de minsta sorterade nedåt i åkern. Att skapa ett optimalt djup för utsädet att gro i är också viktigt. Harvningen fyller även en ogräsbekämpande funktion (*Ahlgren, 2003*).

Vid stubbearbetningen skärs plantresterna ner och blandas om med jorden efter att havren skördats. Detta är nödvändigt om höstvetete skall sås på hösten men även för att åkern skall vara vid god vigör till våren vid nästa utsäde om inget vintervete odlats (*Ahlgren, 2003*).

Jordbearbetningen står för runt en tredjedel av åkerarbetets totala bränsleförbrukning och är därmed den näst störst efter det bränsle som åtgår för att skörda havren.

Vid ekologisk gödsling med Biofer 7-9-0 måste specialutrustning i form av rörspridare för kalk utnyttjas men enligt ansatsen ovan så tas ingen hänsyn till skillnaden i ingående maskiners bränsleförbrukning och spridningen av utsäde och gödsel står för ca en femtedel av den totala bränsleåtgången på åkern. För att skörda havren åtgår omkring hälften av det ekologiska åkerbrukets bränsleförbrukning. Spridning av bekämpningsmedel sker endast i den konventionella odlingen men bränsleåtgången är blygsam i sitt sammanhang.

Innan havren levereras till kvarnen i Järna torkas den ner från ca 20 % vatteninnehåll till ca 14 % vatteninnehåll (*Lars Törne, 2007*). Ingen skillnad antas föreligga för den ekologiskt odlade havrens vattenhalt. Torkningen sker med oljepanna. Torkningen utgör omkring hälften av den konventionella havreodlingens totala bränsleåtgång medan motsvarande jämförelse blir en fjärdedel för den ekologiska havreodlingen bränsleåtgång (*Personlig meddelande Lars Törner, Odling i balans*). Det måste nämnas att vattenhalten i den skördade havren kan variera betydligt beroende på nederbörden under året vilket medför att ett blött år så ökar energimängden som åtgår för torkning och kan i vissa fall bli den helt dominerande posten för gårdens bränsleförbrukning.

3.5.1.4 Emissioner av kväve och fosfor i odling

Odling av havre medför förluster av näringsämnen till luft och vatten. De utsläpp som är av störst betydelse för miljön är kväve och fosfor. Kväve tillförs åkern genom gödsling, utsäde och i ekologisk odling även genom baljväxters kvävefixering. Kväve kommer också via luften som främst ammoniak vilket kan resultera i både försurande och övergödande effekter. Bidraget från fosfor är obetydligt. Bortförslin av näringsämnen sker för havreodlingen då havren avlägsnas åkern. Dessa tillförs inte omgivningen och klassas inte som miljöfarliga. Skillnaden mellan tillförsel och bortförslin bildar det överskott som riskerar att bli miljöförstörande emissioner till luft och vatten (*Jordbruksstatistisk årsbok 2007*).

Ammoniakavgången från mineralgödselanvändningen och organiska gödningsmedel i den ekologiska odlingen ansätts till 0,6 % av tillfört kvävegödselmedel. Detta värde kan dock variera mellan 0,2 och 1,0 % (*Ahlgren, 2003*). Det bör kommenteras att data för såväl ammoniakutsläpp som övriga kväveutsläpp (NO_3^- och N_2O) från jordbruket är belagda med en viss grad av osäkerhet eftersom utsläppen påverkas av en rad faktorer såsom klimat, jordmån och typen gödselmedels användning och hantering.

Vidare så är målet att ammoniakavgångens minskning år 2010 skall uppgå till 15 % jämfört med 1995 års nivå. Den totala minskningen beräknades 2005 uppgå till 16 %. För Svealands slättbygder är medelavgången ammoniak 13 kg/ha (*Jordbruksstatistisk årsbok 2007*). På Hacksta beräknas ammoniakavgången vara ca 28 respektive 52 ggr lägre för konventionell respektive ekologisk odling.

Utsläpp av lustgas (N_2O) sker dels från naturlig omvandling av kväve men också då gödselmedel sprids på åkern. Lustgasutsläppen från jorden beräknas enligt IPCC riktlinjer där 1 % av totala mängden tillfört kväve avgår som N_2O . Dessutom sker indirekta utsläpp av N_2O då nitrat och ammoniak genomgår den s.k. kväve - cykeln. Ett tillägg för dessa bidrag görs med 0,01 kg N_2O per kg NH_3 och 0,0075 kg N_2O per kg NO_3^- (*IPCC, 2006*).

Utlakningen av kväve sker till viss del naturligt genom att en del av jordens vattenlösliga kväve löses i det genomströmmande vattnet och ökar 4-7 ggr vid mänsklig jordbruksaktivitet. Läckage av nitratjoner sker främst under vintersäsongen när överskott av vatten avlägsnas. Under odlingssäsong ökar brukandet av jorden kväveförlusterna genom att större jordpartiklar slås sönder till mindre vilket ger mikroorganismer i jorden större aktiv yta att arbeta på. Värme och luft bakas dessutom in i jorden och dessa faktorer stegrar mineraliseringen och ökar risken för utlakning. Omfattningen av utlakningen styrs mer eller mindre av fem

parametrar; jordarten (från sand utlakas fortare än från jord), klimatet (temperatur och nederbörd), typ av gröda som odlas, typ av gödselmedel som används och hur jorden bearbetas (*Jordbruksstatistisk årsbok 2007*). I Mälardalen dit Hacksta tillhör klassas utlakning av kväve inte som ett betydande problem då den höga lerhalten och den i regel måttliga nederbörden i området inte främjar utlakning (*Lars Törner, 2007*).

Kvävets utlakning beräknas enligt STANK (version 4) som;

$$U = G \times F \pm E1 + E2 - E3 + E4$$

Ekvation 1.

Där;

U = Utlakning, G = Grundutlakning, E1 = Effekt av gödslingsintensitet, E2 = Effekt av gödsling på hösten, E3 = Effekt av höstväxande gröda och E4 = Efterverkansseffekt av gröda och stallgödsel.

Utgångspunkten utgörs av grundutlakningen som innefattar de naturliga förutsättningarna för utlakning för en given odlingssituation på olika platser i riket. Faktorn för bearbetningstidpunkt tar hänsyn när åkern bearbetades efter sommargrödan. Gödslingsintensitetseffekten baseras på hur gödslingen skett i förhållande till grödans behov. Gödslingen ger ett positivt bidrag till utlakningen ifall gödslingen varit över rekommenderad giva och ett negativt bidrag ifall den legat under. De fyra sista stegen syftar till att bedöma hur mycket utlakningsbart kväve som ansamlas i marken under hösten. Här ingår tillförsel av kväve via handels- och stallgödsel, hur mycket kväve den höstväxande grödan tar upp samt de efterkommande effekterna från årets och föregående års gröda och stallgödsel. Hur stor del av det potentiellt utlakningsbara kvävet som utlakas sammanfattas i den så kallade utlakningsafaktorn (Kf). Denna utlakningsfaktor beror av jordmån, nederbörd och temperaturförhållanden och för Mälardalen med mycket hög lerhalt är denna faktor förhållandevis låg och anges till 0,13 (*Aronsson & Torstensson, 2004*). Det innebär alltså att enligt denna modell utlakas 13 % av det utlakningsbara kvävet. De fyra sista parametrarna måste således justeras genom multiplicering med 0,13 innan dessa kan användas i stankmodellen för att beräkna utlakningen (se tabell 17 i appendix F1). Det innebär att om höstgödsling sker med 10 kg/ha över optimal giva så ger detta höstgödslingseffekten 1,3 kg/ha. Havre uppges enligt *Aronsson och Torstensson (2004)* inte ha någon efterverkansseffekt och ingen stallgödsel uppges användas på Hacksta.

Två olika tänkbara odlingsförfaranden på Hacksta har utgjort grunden för beräkning av utlakningen i denna studie och båda scenarierna genererar tämligen jämbördiga utlakningsvärden med ett medel på omkring 18 kg/ha motsvarandes 0,66 kg/fe (*Lars Törner, 2007*).

I ekologisk odling tillförs generellt 30-50 % mindre kväve per ytenhet jämfört med konventionell odling. Om de mängder kväve som utlakas sätts i relation till de mängder som tillförts innebär detta att en lägre utlakning för ekologiska system är kopplat till en lägre gödslingsintensitet. Det konstateras av *Bergström och Kirchmann (2000)* att det är mängden tillfört kväve som avgör utlakningen och att ekologisk odling inte har några inbyggda fördelar

då det gäller utlakning. Istället uppges att stallgödsling innebär ett relativt lägre växtupptag av kväve vilket främst beror på sämre synkronisering mellan kvävetillgång och grödans kväveupptag. Kväveminaliseringen fortsätter under sensommar och höst då grödans näringsbehov är begränsat (*Bergström & Kirchmann, 2000*). Det faktum att konventionella gödselmedel processats för att göras mer lättlösliga tycks alltså vara av mindre betydelse för en förhöjd utlakningsrisk.

I den ekologiska odlingen tillför det organiska gödselmedlet Biofer 7-9-0 ca 45 % mindre kväve per ytenhet jämfört med den konventionella odlingen på Hacksta (*Kjell Gustafsson, 2007*).

Utlakningen ansätts i denna studie vara direkt kopplad till kvävegödslingsintensiteten och övriga betingelser ansätts desamma. Detta innebär att en ekologisk odling på Hacksta skulle medföra att ca 10 kg/ha och därmed 0,62 kg/fe utlakas.

En liten del fosfor förloras också från åkern, men i jämförelse med kväve mycket litet. Fosfors betydligt mindre förluster har att göra med att denna är hårt bunden till markens partiklar. Fosfor försvinner istället genom erosion som innebär att matjorden rinner iväg. Till skillnad från utlakningen är erosionens omfattning ungefär lika stort i Mellansverige som i Skåne och Halland. Erosionen sker fortare på lerjordar än på sandrika jordarter och sluttande åkrar (*Hoffman, 2007*). Det bedöms rimligt att inte utreda fosforförluster på gården djupare än att anta det av Välimma och Stadig för lättare jordmåner i Svealands slättbygder föreslagna värdet av 0,22 kg fosfor per hektar (Se Appendix F1 och F2).

Det bör dock noteras att Biofer 7-9-0 ger bra gödningsnetto men att det passar bäst för fosforfattiga jordar och används Biofer till många grödor i växtföljden får jorden snart ett fosforöverskott (*Ekonytt, 2003*).

3.5.1.5 Produktion av gödselmedel

Produktionen av mineralgödselmedel är i allmänhet förknippade med betydande energiåtgång och emissioner. I Sverige används uteslutande mineralgödsel med kvävet i form av ammoniumnitrat.

NPK 24-3-5 inhandlas från Yara som besitter ca 65 % av marknaden. Till svensk marknad får Yara NPK-gödselmedel från Glomfjord i Norge (80 %) och Nystad/Uusikapunki i Finland (20 %). Ammoniaken produceras på andra Yara fabriker och transporteras till dessa anläggningar med båt eller tåg alternativt inhandlas från världsmarknaden vilken till största del utgörs av Ryssland (*Mogens Erlingsson, 2007*). Både produktion av kväve- och fosforgödselmedel är förknippade med betydande koldioxidutsläpp medan kalium-gödselns produktion har en annorlunda tillverkningsprocess och koldioxidutsläppen är väsentligt mindre (*Börjesson, 2006*). Lustgasutsläppen vid tillverkningen av kväve-gödselmedel är också en tung post och uppges vara ca 15g per kg tillverkad ammoniumnitrat på Yara (*Mogens Erlingsson, 2007*). Detta kan ställas i relation till att lustgasutsläppen för en genomsnittlig väst-europeisk produktionsanläggning är omkring 19g per kg. (*Davis & Haglund, 1999*).

För det organiska gödningsmedlet Biofer fås detta som restprodukt från annan produktion från slakt- och livsmedelsindustrin. I Klippan processas benresterna till benmjöl som torkas.

Torkningen är den mest energikrävande processen (*Hansson, 2002*). Till Klippan antas benresterna komma med lastbil ifrån främst Skåne-regionen, där djurtätheten är hög jämfört med andra delar av landet. Ett större slakteri är beläget i Kävlinge och transportsträckan dit uppskattas vara 51 km. I denna studie ansätts köttbensmjölet inte allokeras någon miljöpåverkan före det att benresterna anländer till produktionsanläggningen i Klippan eftersom det rör sig om en restprodukt utan någon annan användning (*Pär Johan Lööf, 2007*). Biofer transporteras sedan direkt från Klippan till gården.

3.5.1.6 Produktion av bekämpningsmedel

Endast mycket små mängder bekämpningsmedel används i den konventionella havreodlingen. På Hacksta används omkring 25 gram aktiv substans per funktionell enhet. Med detta som utgångspunkt undersöks produktionen av de olika bekämpningsmedlen inte individuellt. Värden för produktion av aktiv substans tas från Kaltschmitt och Reinhardt (1997) och transporten från produktionsplats till Hacksta exkluderas.

3.5.1.7 Skalning av havre

Till kvarnen anländer havren med en vattenhalt av ca 14 %, denna torkas sedan ner ytterligare till ett vatteninnehåll av omkring 7-8 % för att sedan skalas. Lantmännen uppger att ca en tredjedel av den till kvarnen inkommande havren skalas bort och att majoriteten utgörs av skaldelar vilka sedan förbränns (*Slobodan Carapic, 2007*). För förbränningen antas en verkningsgrad på 75 % och energin som erhålls används på kvarnen och antas ersätta naturgas.

3.5.2 Produktion av dricksvatten

I den här studien antas den initiala reningen av det använda vattnet belasta de olika stegen i produktsystemet där användningen sker. Efter användning går det förbrukade, smutsiga vattnet tillbaka till ett reningsverk där produktion av nytt rent dricksvatten sker. Energianvändning och emissioner vid denna rening av vattnet kommer dock inte tillskrivas detta produktsystem. Detta anses rimligt eftersom det innebär att det använda vattnet både fås och lämnas smutsigt.

När det gäller vatten relaterat till jordbruket har det i denna studie ansatts att ingen rening av detta vatten sker. Detta anses rimligt eftersom att de största delarna av det använda vattnet inte når reningsverket via direkta ledningar. I slutändan når förvisso vatten från åker sjöar och vattendrag men det är inte meningsfullt att tala om hur stor andel av vattnet som verkligen upprenas i reningsverk. Inom jordbruket samlas i regel regnvatten upp i tankar eller cisterner för att sedan användas i produktionen. Sådant vatten anses inte som ett tillskott eftersom det har rent naturligt ursprung och det är dessutom mycket svårt att kvantifiera dessa mängder. I denna studie har alltså vattenanvändningen i jordbruket uteslutit av ovanstående anledning. Talar man om vatten som resurs, vilket inte är en primär fråga i Sverige, kan det ändå vara intressant att få en känsla för vilka volymer som används. I Lantmännens broschyr för hållbar

utveckling (2007) anges 1200 liter vatten går åt för att producera 1 kg spannmål (Lantmännen, 2007).

Energianvändning och emissioner för produktion av dricksvatten som används i den här studien är tagna från Wallén (1999). Dessa data är något ålderstigna, men annan information saknas. Rapporten behandlar ett vattenverk i Göteborg och den använda tekniken anses vara representativ för det studerade produktsystemet.

Wallén uppger att råvattnet tas från Göta Älv till vattenverket för att renas. Vattenreningen består av ett antal processteg; inblandning av kalk, flockning, sedimentering, filtrering, desinfektion samt karbonathalt- och pH-reglering.

Produktionsdata för vatten kan ses i appendix E.

3.5.3 Produktion av salt

I havredrycken tillsätts 1kg Atlantis havssalt per 1000 liter havredryck. Havssaltet importeras från Portugal där det framställs ur Atlantvatten (*Angeliki Öste Triantafyllou, 2007*). Detta havssalt innehåller inga klumpförebyggande medel och heller inga andra tillsatser. Framställningen sker genom torkning i solen och därefter sker malning innan paketering (*Handla ekologiskt i Varberg, 2007*). Saltflödet är väsentligt mindre än 2 % av den funktionella enheten och inte förknippad med någon signifikant stor miljöpåverkan eller giftiga utsläpp och exkluderas därför.

3.5.4 Produktion av enzym

De enzym som används i Oatlyprocessen köps från Danmark och är skräddarsydda för just Oatlyprocessen och hydrolys av havrestärkelsen. 0,5 kg enzym används per 1000 liter havredryck. Flödet är alltså omkring en halv promille av den funktionella enheten och exkluderas från studien (*Angeliki Öste Triantafyllou, 2007*).

3.5.5 Förpackning

Oatly använder sig av Tetra Brik Aseptic 1000 ml förpackningar för att distribuera havredrycken till konsumenterna. Tetra Brik Aseptic produceras av Tetra Pak och består av 74 % kartong, 21 % plast och 5 % aluminium (*Askham et al, 2000*). Den lämpar sig för produkter med lång hållbarhet och skiljer sig från vanliga mjölkförpackningar, Tetra Brik, genom att de senare saknar det extra aluminiumhöljet. Grunden i förpackningarna består av kartong av olika träslag som till övervägande del tagits från skogar i Sverige och Finland. Produktionen av kartong antas äga rum i Skoghall. Hos Tetra Pak lamineras kartongen med flera lager av plast och även med ett lager av aluminium för att ge förpackningen de önskvärda egenskaperna (*Tetra Pak, 2007*). Plasten som används är polyeten och data från produktionen av denna är ett europeiskt medelvärde. Pressning av plasten till en film antas ske i Göteborg

och sedan skickas plasten vidare till Tetra Pak i Lund för att användas i förpackningar (Rydberg et al, 1995).

I denna livscykelanalys har data från Rydberg et al (1995) använts för att bestämma de emissioner, energianvändning och förbrukning av resurser som produktionen av förpackningarna leder till. Det bör konstateras att Rydberg et al (1995) gjort en LCA av Tetra Brik förpackningar. Dessa saknar som tidigare nämnts ett aluminiumhölje och processen då aluminiumoxid framställs ur bauxit och vidare till rent aluminium saknas därför. I denna studie adderas därför utvinning och produktion av aluminium separat. Även innehållet av kartong och plast samt den totala vikten skiljer sig mellan Tetra Brik och Tetra Brik Aseptic. På grund av detta har data från Rydberg et al (1995) omarbetats för att anpassas till Tetra Brik Aseptic. Rapporten från Rydberg et al är något ålderstigen, men det är Tetra Pak:s senaste gjorda livscykelanalys på Tetra Brik.

Att helt exkludera produktionen av aluminiumdelen är inte att föredra då produktionen av aluminium visats stå för relativt stor del av Tetra Brik Aseptics totala miljöpåverkan (Askham et al, 2000). Data för produktionen av aluminium är i den här studien tagna från Tillman et al (1991). Dessa data är något ålderstigna vilket leder till en ökad osäkerhet, men har ändå använts i brist på annan data då det är att föredra istället för att helt exkludera aluminiumfraktionen. I denna antas brytningen av bauxit ske i Australien, hjälpkemikalierna kommer från Japan och USA, själva produktionen av aluminium äger rum i Schweiz och återvinning av aluminium antas ske i Finspång.

När Tetra Pak gjorde sin studie på Tetra Brik fanns tre olika alternativ när det gäller omhändertagande av förbrukade förpackningar. Deponering, förbränning eller återvinning är de tre möjliga valen. Idag råder deponeringsförbud för brännbart material vilket gör att detta endast kan betraktas som ett teoretiskt alternativ (Pål Börjesson, 2008). I den här studien har det ändå antagits att avfallshanteringen av förbrukade förpackningar fördelas lika mellan de tre olika alternativen. Detta beror på att Tetra Pak själva i en undersökning använt sig av denna uppdelning för att underlätta jämförelser (Askham et al, 2000).

Produktionsdata för Tetra Brik Aseptic kan ses i appendix G.

3.5.6 Förädling i fabrik

I det första steget vid produktionen av havredryck blandas havre från en lagringssilo med vatten i malningsrummet där havren mals sönder till mindre fraktioner. Blandningen går därefter vidare till enzymeringstankarna där naturliga enzymer (α -amylas och β -amylas) bryter ned havrestärkelsen till mindre komponenter, framförallt i form av maltos. Detta gör lösningen mer lättflytande och ger den en sötare smak. När enzymerna har arbetat färdigt sker en separation vilket innebär att en grov olöslig fraktion tas bort från lösningen genom centrifugering. Denna del skickas sedan vidare till NSR för att utgöra råvara för biogasproduktion. Efter separeringen tillsätts önskvärda ingredienser och i havredryckens fall handlar det enbart om inblandning av salt. I det sista processteget värmebehandlas produkten antingen genom UHT eller genom pastörisering för att förbättra havredryckens hållbarhet. När havredrycken genomgått värmebehandlingen samlas den upp i en steril tank och paketeras sedan i Tetra Brik Aseptic 1000 ml förpackningar (Angeliki Öste Triantafyllou, 2007).

Driftsdata från det senaste året för Oatlyfabriken har erhållits i form av producerad mängd havredryck, förbrukad mängd el, naturgas, vatten och diskmedel (HNO₃ och NaOH) (*Angeliki Öste Triantafyllou, 2007*). Dessa och inventeringsdata för diskmedelsproduktion kan ses i appendix H.

3.5.6.1 Mellanlagring på Frigoscandia

Oatlys producerade havredryck mellanlagras och distribueras av Frigoscandia Distribution (*Angeliki Öste Triantafyllou, 2007*). Frigoscandia är ett företag som erbjuder temperaturkontrollerad lagring och även distribution av livsmedelsprodukter. Kärnan för verksamheten är den nordiska regionen med 22 olika lagringsenheter med frys-, kyl- och rumstempererad förvaring (*Frigoscandia Distribution, 2007*).

Det är i företagets lokaler i Staffanstorp som lagring av Oatly havredryck sker. Lagringen sker i kylda utrymmen trots att havredrycken egentligen inte är i behov av detta. Detta beror på att havredrycken lagras med ett antal andra livsmedel för vilka kylning är en nödvändighet för att kvaliteten ska upprätthållas. Under lagringstiden av Oatly havredryck på Frigoscandia förbrukas el för att hålla lokalernas temperatur nere. Efter lagring på Frigoscandia distribueras havredrycken med lastbil ut till butiker.

Driftsdata för Frigoscandia i Staffanstorp har erhållits från Hanna Carlström på Frigoscandia (se appendix H).

3.5.6.2 Produktion av biogas på Nordvästra Skånes Renhållnings AB

En del av havren som kommer in till Oatlyfabriken i Landskrona skiljs under processens gång bort från den övriga vattenlösliga havren som produceras vidare till färdig havredryck. Anledningen är att omkring 20 % av havren består av grova, olösliga fibrer. Den avskiljda fraktionen skickas till Nordvästra Skånes Renhållnings AB (NSR) återvinningsanläggning Filborna i Helsingborg för att tillsammans med annat avfall generera biogas och biogödsel (*Angeliki Öste Triantafyllou, 2007*).

Biogas bildas genom rötning av det insamlade organiska avfallet i en innesluten reaktor. Rötning innebär att avfallet bryts ned under anaerobiska förhållanden och under tiden bildas biogas, huvudsakligen bestående av metan (75 %) och koldioxid (25 %). Rötningen sker under mesofila förhållanden på en temperatur av 37°C i ungefär en månads tid.

För att den direkt från rötningen producerade biogasen ska kunna användas som fordonsbränsle måste koldioxid skiljas bort från metan. Detta sker hos NSR i en gasreningsanläggning och efter rening består den högtryckskomprimerade biogasen av 98 % metan. Det finns två olika möjligheter för den producerade biogasen, antingen skickas den ut på naturgasnätet eller så går den direkt till NSR egen biogasmack. Om den ska blandas med naturgas måste dock först en tillsats av propan (ca 8 %) ske för att höja gasens energiinnehåll (*NSR Biogas*).

Av den biogas som produceras på NSR går ungefär en tredjedel till den egna biogasmacken och resterande mängd skickas ut på naturgasnätet som fordonsbränsle till bussar (*Karin Eken Södergård, 2007*).

Det utrötade materialet, biogödseln, som blir över efter rötningen går att använda som gödselmedel inom lantbruket (*NSR Årsredovisning presentation, 2006*).

I den här studien antas den producerade biogasen ersätta bensin. En normalkubikmeter biogas kan driva en bil lika lång sträcka som 1,1 liter bensin (*Basdata om biogas, 2006*). Biogödseln som produceras skulle kunna ersätta andra använda gödselmedel inom jordbruket. Det skulle dock krävas en betydande arbetsinsats för att kartlägga biogödselns effektivitet jämfört med andra gödselmedel. I denna studie har därför biogödselns ersättande av använda gödselmedel av tidsekonomiska skäl inte beaktats.

Användning av biogas som fordonsbränsle istället för fossila alternativ leder till en minskning av koldioxidutsläppen. Förbränningen av biogas ger inga nettoemissioner av CO₂ eftersom den koldioxid som släpps ut vid förbränningen i motorer tagits upp av de växter som senare bildade det avfall ur vilket biogasen framställdes genom rötning. Däremot förekommer mindre utsläpp av fossilt koldioxid under produktions och distributionsfasen. Utsläppen av svaveldioxid, kväveoxider och kolmonoxid minskar något vid användningen av biogas istället för ett fossilt bränsle. Däremot ökar utsläppen av metan som sker både vid produktion och vid användning av biogas. Metan är en ungefär 20 gånger starkare växthusgas än koldioxid, vilket medför att ökade metanutsläpp får en relativt stor påverkan på klimatet. Dock bör det funderas över vad som händer med det biologiska avfallet om det inte används för produktion av biogas. Deponi av avfallet skulle exempelvis leda till betydligt större utsläpp av metan till atmosfären än vad som är fallet när avfallet används till biogasproduktion (*Rehnlund et al, 2004*).

Produktionsdata från det senaste året på NSR har erhållits från Karin Eken Södergård på NSR (se appendix H).

3.6 Havredryckens användningsfas

3.6.1 Hantering i butik

Oatly havredryck har en minsta hållbarhetstid på över tio månader vid normal förvaring. Det kan likväl konstateras att Oatly havredryck återfinns i somliga butikers kylrum och i andra butikers hyllor. Det som föranliggör dessa olik sinnade placeringar är inte relaterade till produktens hållbarhet, eftersom oöppnad Oatly havredryck kan förvaras i rumstemperatur i flera månader utan att bli dålig, utan ses som en rent ekonomisk satsning från butikens sida för att få produkten att förknippas med de produkter som vanligen lagras i kylrum, dvs. främst mjölkprodukter. Denna hantering anses inte som nödvändig då en placering strax utanför kylrummet ändå gör den tjänlig ur samma syfte.

Energianvändningen för lagring i butik är naturligtvis beroende på om varan kräver någon form av kyla under förvaringen. Förutom frågan om eventuell kylning är förvaringstiden i butik av stor betydelse när det gäller energianvändningen. Produkter, med lång hållbarhet,

som lagras i affärer under en längre tid förbrukar därför även om de inte kräver nedkylning en relativt stor mängd energi.

För att bestämma havredryckens energianvändning vid lagring i butik har data från Carlson och Sonesson (2001) använts (se appendix I). I den rapporten har bl.a. vatten- och energianvändning per kg för fyra olika varor uppskattats. Undersökningen omfattar tre olika typer av ICA-butiker. För att bestämma en enskild produkts vatten- och energianvändning måste någon form av allokering metod användas. Allokering sker ibland efter prisförhållanden mellan produkterna och ibland efter produkternas fysiska storlekar. Den rekommenderade metoden är att en allokering av olika produkters energianvändning i butiker sker i enlighet med produkternas exponeringsyta, vilket även är metoden Carlson och Sonesson (2001) valt. I den här studien anses lagring av havredryck vara ett mellanting mellan lagring av pasta och mjölk, varför ett medelvärde av vatten- och energiförbrukning för dessa två varor använts för att bestämma havredryckens vatten- och energiförbrukning.

3.6.2 Konsumtion

Havredrycken köps i butik av konsument som sedan transporterar den till sitt hushåll. Uppgifter om konsumentens hemtransport som utnyttjats i den här studien är dels egna uppskattningar och dels tagna från Sonesson och Davis (2005).

I hushållet kan havredrycken lagras i oöppnad form i närmare ett år. Givetvis förbrukas havredrycken i de allra flesta fall snabbare än så efter att den inhandlats. Även om den kommer att förvaras under en längre tid vid rumstemperatur i hushållet kommer miljöbelastningen för denna förvaring inte att inkluderas i denna studie. Oftast råder ingen akut platsbrist i hushållen och lagring av någon liter havredryck i rumstemperatur antas inte höja hushållets energiförbrukning. Efter att havredrycken öppnats bör den förvaras i kylskåp och hållbarheten är då 4-6 dagar efter öppnandet.

De använda kylskåpen antas inte släppa ut några av de föreningar som gemensamt brukar kallas för freoner, som har negativa effekter på bl.a. ozonlagret. Både nyinstallation och påfyllning av freon i anläggningar är förbjudet i Sverige och även i de allra flesta äldre kylskåp är freon ersatt av isobutan och pentan som köldmedium respektive isolering. Äldre kylskåp har även en högre energiförbrukning än nyare versioner. I denna studie kommer det antas att de använda kylskåpen är av en nyare modell, eftersom de flesta hushåll idag utnyttjar dessa energisnålare kylskåp. Specifikt kommer driftdata från Elektrolux modell ER8315B att användas.

Själva konsumtionen av havredryck antas ske ur glas och vid varje tillfälle dricks två deciliter vilket gör att förbrukningen av havredrycken delas upp på fem konsumtionstillfällen. Diskningen av glasen antas ske under fem separata diskningar i maskin. Varje glas allokeras miljöpåverkan för den volym det upptar vid diskning. Ett glas antas motsvara en tredjedels kuvert. Data för energi- och vattenförbrukning i de använda diskmaskinerna är hämtade från en undersökning av Råd & Rön (2005).

Energiförbrukning och emissioner som uppkommer vid produktion av diskmedel som används i en diskmaskin behandlas inte i denna studie. Den totala mängden använt diskmedel uppgår till knappt 3 promille av vikten på den funktionella enheten och produktionen av

diskmedel anses dessutom inte vara särskilt belastande för miljön vilket ligger till grund för beslutet att exkludera detta flöde.

Alla inventeringsdata för konsumtionsledet kan ses i appendix J.

4. Miljöpåverkansbedömning

Miljöpåverkansbedömningen är det tredje steget i en livscykelanalys. Målet med denna är att bestämma den potentiella påverkan på miljön som produktsystemet har. Ingen undersökning av den faktiska påverkan på miljön som produktsystemet har genomförts.

Miljöpåverkansbedömning görs med hjälp av de under inventeringen insamlade datavärdena. En stor mängd siffror ska omvandlas till en påverkan på miljön. Ofta kan det vara svårt att utifrån denna stora datamängd direkt avgöra vilka parametrar som är avgörande för produktsystemets miljöpåverkan. I miljöpåverkansbedömningen summeras resultaten från inventeringen vilket sorterar och komprimerar datamängden och bidrar till en enklare tolkning av resultaten.

En miljöpåverkansbedömning identifierar de delar av produktsystemet som främst påverkar det slutgiltiga resultatet när det gäller påverkan på miljön. På så sätt kan kraften sättas in på att förändra dessa delar för att minska produktens totala miljöpåverkan.

Miljöpåverkansbedömningen kan delas in i olika underkategorier. Vissa av dessa är mer frekvent använda än andra i LCA sammanhang. De underkategorier som framförallt förekommer bland miljöpåverkanskategorier är klassificering och karakterisering (*Baumann & Tillman, 2004*).

4.1 Klassificering

Klassificeringen innebär att de under inventeringen insamlade datavärdena delas upp i olika miljöeffektkategorier. Dessa kategorier väljs utifrån det aktuella produktsystemet och måste vara relevanta för detta. Det är möjligt för ett och samma inventeringsdata att ha en påverkan i flera miljöeffektkategorier. Exempelvis kan kväveoxider både ha en övergödande och försurande effekt.

Det finns en rad olika miljöeffektkategorier, av dessa är vissa vanligare att inkluderas i livscykelanalyser än andra. Miljöeffekterna brukar delas in i tre underkategorier; resurser, mänsklig hälsa och ekologiska effekter (*Baumann & Tillman, 2004*).

De vanligast berörda miljöeffekterna finns listade i tabell 1 nedan. Där visas vilka miljöeffektkategorier som kommer att tas upp i den här studien. Även hur de valda miljöeffektkategorierna kommer att analyseras, kvantitativt eller kvalitativt, är angivet.

Tabell 1. Beskrivning av hur olika miljöeffektkategorier bedöms i denna livscykelanalys.

Miljöeffektkategorier	Kvantitativ analys	Kvalitativ analys	Underlåtit analys
Resurser			
Energi	×		
Material			×
Vatten	×		
Land	×		
Mänsklig hälsa			
Toxisk påverkan		×	
Icke toxisk påverkan			×
Påverkan i arbetsmiljö			×
Ekologiska effekter			
Global uppvärmning	×		
Nedbrytning av stratosfäriskt ozon			×
Förurning	×		
Övergödning	×		
Bildning av fotokemisk oxidanter	×		
Toxiska effekter		×	
Förändring av livsmiljöer och påverkan av biologisk mångfald			×

De miljöeffekter som har markerats med ”underlåtit analys” behandlas inte i denna studie. Anledningen till deras frånvaro är att det aktuella produktsystemet inte antas ha någon nämnvärd påverkan när det gäller dessa miljöeffekter. Det är viktigt att de borttagna miljöeffekterna saknar relevans annars kan inga slutsatser dras när det gäller systemets totala miljöpåverkan.

4.2 Karakterisering

För att bedöma den totala effekten för de olika föroreningarna måste dessa uttryckas i samma enhet. Ofta kan en av de förekommande föroreningarna väljas som gemensam nämnare. De andra föroreningarna behöver då omvandlas till denna enhet för att kunna adderas ihop till en total påverkan för den aktuella miljöeffekten. Det är detta som sker under karakteriseringen.

Varje förorening i en miljöeffektkategori multipliceras med en faktor, kallad karakteriseringsindex, beroende på dess potentiella påverkan i denna kategori. Vid global uppvärmning kan t.ex. CO₂ väljas som gemensam enhet. De övriga klimatpåverkande ämnena omvandlas då till motsvarande mängd koldioxid, CO₂-ekvivalenter, genom att multipliceras med en faktor, som beror på dess relativa påverkan jämfört med CO₂ för miljöeffekten global uppvärmning. Ett ämne med stor påverkan på en miljöeffekt multipliceras således med en högre faktor än ett ämne med lindrigare påverkan på samma miljöeffekt. De olika värdena läggs sedan samman till ett värde för varje miljöeffektkategori.

4.3 Miljöeffektkategorier

4.3.1 Resurser

4.3.1.1 Energi

Energianvändning i sig innebär ingen direkt påverkan på miljön, men kvantifieringen av använd mängd energi innefattas i stort sätt alltid i livscykelanalyser. Det är ofta relativt lätt att få tag på energirelaterade data, dessutom behövs ofta energiförbrukningen bestämmas för att utsläppen relaterade till denna användning ska kunna fastställas.

Skillnaden i påverkan på miljön är betydande beroende på om energi från fossila eller förnybara källor används. Därför kan det finnas ett behov av att göra en avdelning mellan energi från förnybara och icke förnybara källor. Det kan diskuteras vad som är förnybart och vad som icke är det. Definitionen är ofta relaterad till en tidsram, i många fall 100 år.

Den använda mängden energi kommer att uttryckas som primärenergi. Detta för att energi från olika källor ska kunna läggas ihop för att ge den totala energianvändningen. Primärenergi inkluderar direkt energianvändning samt energiåtgång för produktion och distribution av energibäraren. När energi av olika slag ska adderas ihop bör det högre värmevärdet för de primära energikällorna användas. Elektricitet måste också omvandlas till primärenergi om det ska vara möjligt med en total summering. Primärenergin är i detta fall den energi som tagits ut från naturen för att producera elektriciteten (*Baumann & Tillman, 2004*). För att producera 1 MJ svensk genomsnittlig elektricitet går det åt 1,57 MJ energi (*Pål Börjesson, 2008*).

Det bör noteras att det är stora skillnader vad det gäller produktion av elektricitet på olika platser. I Sverige används främst kärnkraft och vattenkraft vid framställningen av el, medan det på många platser i övriga Europa till stor del används fossila resurser som olja och kol vid produktionen av el (*Uppenberg et al, 2001*).

4.3.1.2 Material

Energi och material är ofta svårt att särskilja mellan. Under kategorin material kan använd mängd olja och naturgas anges i massenheter istället för som i fallet med energianvändning då den använda enheten är MJ eller eventuellt kWh (*Baumann & Tillman, 2004*).

Även de mineraler som används i produktsystemet kan kvantifieras under denna kategori.

Vatten är ett annat inflöde till systemet, men den resursen har ofta i LCA sammanhang en egen kategori och användningen av vatten redovisas följaktligen separat.

Denna kategoris eventuella inkludering skiljer sig mellan olika livscykelanalyser. Skillnaderna ligger i hur utvinningen av resurser uppfattas påverka miljön. Ett sätt att se på det är att de minskande resurserna i sig innebär ett miljöproblem, medan ett annat synsätt är

att det är ett samhällsproblem och i så fall ligger utanför LCA ramarna (*Baumann & Tillman, 2004*).

I den här studien analyseras materialflöden varken kvantitativt eller kvalitativt. Undantaget är dock vatten som behandlas i nästkommande kategori.

4.3.1.3 Vatten

En skillnad kan göras på vatten som förbrukas och vatten som återanvänds som exempelvis cirkulerande kylvatten. Även vatten från olika källor kan separeras. En annan relevant särskiljning kan göras på basis av vattnets geografiska ursprung. I vissa delar av världen är vatten en bristvara medan det finns i överflöd i andra delar.

I denna studie uttrycks vattenanvändningen i enheten kubikmeter.

4.3.1.4 Mark

Denna kategori är omdebatterad i LCA sammanhang. Den kan omfatta både använd markyta och förändringar i markanvändning. Marken kan ses som en resurs för människan och användningen kan ses som ändringar i levnadsmiljöer och som påverkan på biologisk mångfald. Därför kan även de effekter på biologisk mångfald och levnadsmiljöer som dessa aktiviteter leder till inkluderas (*Baumann & Tillman, 2004*). Det är med andra ord en väldigt omfattande kategori som kan vara svår att sammanställa. På grund av detta förekommer kategorin inte speciellt ofta i LCA sammanhang, åtminstone inte fullständigt.

När denna kategori behandlas rekommenderas det att markanvändning anges i form av en areal, t.ex. m². Detta innebär dock att det inte tas hänsyn till under hur lång tidsperiod användningen sker. Markanvändningen kan därför även anges i form av m² år (*Baumann & Tillman, 2004*).

I den här studien kvantifieras endast mark som används till odling av havre. Detta är av intresse vid jämförelse mellan konventionell och ekologisk odling.

Markanvändning för byggnader som är av relevans för produktsystemet uppmärksammas inte. Inte heller ockupering av land för framställning av andra produkter, däribland skog för produktion av förpackningar, som ingår i denna livscykelanalys tas med i denna kategori.

4.3.2 Mänsklig hälsa

4.3.2.1 Toxisk påverkan

Den eventuella toxiska påverkan på mänsklig hälsa som förekommer i produktsystemet behandlas i den här studien gemensamt med toxiska effekter under ekologiska effekter.

4.3.2.2 Icke toxisk påverkan

Icke toxiska effekter under kategorin mänsklig hälsa behandlas inte i denna studie. Anledningen till dess frånvaro är att det inte bedöms förekomma några för den mänskliga hälsan skadliga icke toxiska effekter i form av t.ex. ljud och lukt under produktens livscykel.

4.3.2.3 Påverkan i arbetsmiljö

Påverkan i arbetsmiljö under kategorin mänsklig hälsa behandlas inte i denna studie. Borttagandet kan förklaras med att det inte anses finnas någon speciell påverkan av den mänskliga hälsan som är relaterat till just arbetsmiljön i det här produktsystemet.

4.4.3 Ekologiska effekter

4.4.3.1 Global uppvärmning

”Växthuseffekten” är en naturlig och för jorden mycket viktig process. Den beror på att vissa s.k. växthusgaser har förmågan att delvis absorbera den långvågiga infraröda värmestrålningen från jorden. Denna infraröda strålning ligger i våglängdsområdet 7-30 μm och absorptionen av strålningen sker när molekyler av växthusgaserna tar upp energi i form av fotoner. Den upptagna energin används till att skapa svängningar inom molekylen (*Warfvinge, 1997*). Utan växthusgaser skulle jordens medeltemperatur vara runt -18°C istället för dagen 15°C . Den naturliga globala uppvärmningen är med andra ord väldigt viktig för det nuvarande livet på jorden (*Brandt & Gröndahl, 2005*).

Ökningen av växthusgaser som för närvarande uppkommer p.g.a. mänsklig aktivitet är däremot ett problem. Detta leder till att en högre koncentration av växthusgaser förekommer i atmosfären och förhindrar effektivare att jordens värmeutstrålning sänds ut i rymden. Ökningen av växthusgaser ger således en högre medeltemperatur på jorden, vilket bl.a. leder till avsmältning av is vid polerna, en havsnivåhöjning och omfördelning av nederbörd. T.ex. är den sammanlagda ytan av istäcket vid Arktis under slutet av sommaren för närvarande mindre än vad som någonsin tidigare kunnat konstateras.

Global uppvärmningen är ett globalt problem och för att den ska kunna motverkas måste därför större delen, för att inte säga alla, jordens länder medverka genom minskade utsläpp av växthusgaser.

Bland växthusgaserna märks bland annat vattenånga, koldioxid, metan och dikväveoxid. Bland dessa är vattenånga den absolut viktigaste naturliga växthusgasen och svarar för 90 % av global uppvärmningen. När det däremot gäller ökningen av växthusgaser i atmosfären, p.g.a. mänsklig aktivitet, är koldioxid den som har störst påverkan. Detta beror på att utsläppen av koldioxid är absolut störst i jämförelse med de andra växthusgaserna. Flera av de andra gaserna har större förmåga att absorbera strålningen från jorden, men de förekommer inte i samma höga kvantitet som CO_2 (*Brandt & Gröndahl, 2005*).

I den här studien uttrycks den potentiella globala uppvärmningen i enheten gram CO₂-ekvivalenter. Förutom koldioxid kommer även metan och dikväveoxid tas med vid bedömningen av klimatpåverkan och koncentrationerna av dessa omvandlas därför till CO₂-ekvivalenter genom att multipliceras med respektive karaktäriseringsindex. Det kan noteras att både metan och dikväveoxid har en större potentiell påverkan på klimatet än vad som är fallet för koldioxid. När en bedömning av ett ämnes påverkan på global uppvärmningen utförs beaktas dels ämnets förmåga att absorbera den infraröda strålningen från jorden, men även ämnets uppehållstid i atmosfären, dvs. dess livslängd, är av stor betydelse (*Warfvinge, 1997*). Utsläpp av svaveldioxid som kan leda till en kylande effekt, tas här inte hänsyn till vid bedömningen av produktsystemets klimatpåverkan, p.g.a. avsaknad av tillgängligt karaktäriseringsindex. Av samma anledning tas heller ingen hänsyn till ämnen som påverkar koncentrationen av växthusgasen ozon. Ett undantag är dock metan, där det uträknade karakteriseringsindexet som finns tillgängligt tar hänsyn till ämnets påverkan av ozonkoncentrationen i atmosfären. De karaktäriseringsindex som används i den här studien för bedömningen av klimatpåverkan är hämtade från IPCC (2006).

4.4.3.2 Nedbrytning av stratosfäriskt ozon

Det stratosfäriska ozonet har förmågan att absorbera UV-strålning från solen. Detta göra att de så kallade "ozonsiktet" är väldigt viktigt för att skydda djur och växter på jordytan. UV-strålning kan orsaka cellskador på levande organismer, exempelvis kan växternas fotosyntesprocess och DNA-molekyler skadas. För människor är det främst hudcancer och ögonskador som uppkommer vid ökad UV-strålning (*Brandt & Gröndahl, 2005*).

Uttunning av ozonskiktet anses huvudsakligen bero på att halogenföreningar, främst freoner, transporteras upp i stratosfären där de sönderdelas så att till exempel klor och brom frigörs. Dessa halogener kan oxideras av ozonmolekyler vilket leder till att de senare omvandlas till syre och ozonskiktet tunnare ut. Denna process kan ske 10 000 gånger för varje enskild halogen eftersom den fria halogenen återbildas genom att den oxiderade formen kontinuerligt sönderfaller (*Brandt & Gröndahl, 2005*).

Nedbrytning av stratosfäriskt ozon behandlas inte i denna studie eftersom produktsystemet inte antas ha någon märkbar påverkan på ozonskiktets tjocklek.

4.4.3.3 Försurning

Det är i första hand förbränning av fossila bränslen som ger upphov till försurning av land och vatten. Vid förbränningen frigörs svaveldioxid och kväveoxider som i luften oxideras till svavelsyra (H₂SO₄) respektive salpetersyra (HNO₃). När dessa syror kommer ner med nederbörden orsakar de försurning av naturen. Även basen ammoniak (NH₃), som främst härstammar från utsläpp inom jordbruket kan ha en försurande verkan. När NH₃ löses upp i vatten bildas ammoniumjoner (NH₄⁺) och hydroxidjoner (OH⁻) som når mark och vatten med nederbörden. Om inte ammoniumjonerna direkt tas upp av växter kan de omvandlas till nitrat (NO₃⁻) vilket leder till en försurande effekt (*Brandt & Gröndahl, 2005*).

Försurning är ett regionalt miljöproblem. Detta innebär att utsläpp från den omkringliggande regionen i stor utsträckning påverkar omfattningen av försurningen i ett område. T.ex. härstammar 80-90 % av de kväveoxider och svaveldioxid som bildar sur nederbörd som faller över Sverige från utländska källor (*Warfvinge, 1997*).

Hur kraftig verkan som de försurande ämnen har beror på var den sura nederbörden faller. Vissa delar av Sverige är relativt motståndskraftiga mot försurning (t.ex. Gotland och Skåne), medan större delen av landet påverkas mycket mer omfattande p.g.a. bristen på kalk i berggrunden. Sur nederbörd skadar bland annat växter på marken. Detta kan leda till uttorkning, näringsförluster och minskat försvar mot angrepp från svampar och insekter. I Sverige är en stor andel av sjöarna skadade av försurning, även om vissa förbättringar skett under det senaste decenniet. Ofta ligger de drabbade sjöarna i områden med väldigt liten buffertförmåga mot det sura regnet. Försurningen av sjöar leder till att antalet arter i dessa minskar. Fiskarna drabbas genom att bl.a. reproduktionen störs och vid långtgående försurning händer det även att aluminiumhydroxid faller ut på fiskarnas gälar, vilket kan leda till kvävning (*Brandt & Gröndahl, 2005*).

I den här studien kommer graden av försurning uttryckas som gram SO₂-ekvivalenter. Det finns olika index för maximalt respektive minimalt scenario. Det är rekommenderat att använda siffrorna för det maximala scenariot, där det antas att alla kväveföreningarna läcker från marken och inte tas upp av växter. Den riktiga försurningen kommer förmodligen vara mindre än den teoretiskt maximalt möjliga som anges här. De karaktäriseringsindex som används i den här studien för bedömningen av försurning är hämtade från Baumann och Tillman (2004).

4.4.3.4 Övergödning

Övergödning uppstår vid för stora utsläpp av näringsämnen. Det är ett mycket allvarligt problem och leder till kraftig förändring av miljön. Främst anses kväve och fosfor spela en viktig roll. Dessa två ämnen är ofta tillväxtbegränsande i olika ekosystem och en ökande tillförsel av dem kan leda till en ökad tillväxt. Kväve och fosfor är livsviktiga för växter och djurs överlevnad, men en för stor ökning av dessa leder till förändringar i de befintliga ekosystemen. Utsläppen av fosfor kommer bland annat från avrinning, jordbruksmark, orenade avlopp och från de större avloppsverken. Utsläppen av kväve kan t.ex. komma från förbränning av fossila bränslen och från jordbruket.

Övergödning är liksom försurning ett regionalt miljöproblem. Detta innebär att utsläpp från den hela regionen till stor del påverkar utbredningen av övergödningen i ett område.

En ökad tillgång på näringsämnen leder i sjöar till en ökad växtlighet. Eftersom det vid nedbrytning av organiskt material krävs syre kan en ökad tillväxt leda till syrebrist i vattensystem. Detta leder till skador på växter och djur och ändrad artsammansättning. Slutligen kan en övergödd sjö växa igen helt. Det bör noteras att eutrofieringen av sjöar är en naturlig process. Även utan mänsklig påverkan sker en naturlig ökning av näringstillgången i sjöar. Dock påskyndar mänskliga utsläpp processen betydligt (*Warfvinge, 1997*).

Även i haven kan övergödningen leda till ökad primärproduktion och syrefattiga bottenar. Detta får effekter på fiskpopulationerna och kan även leda till kraftig algbloomning (*Warfvinge, 1997*). Det senare har tydligt kunnat konstateras i Östersjön de senaste åren.

Övergödning på land kan leda till ökade risker för utlakning av kväve, vegetationsförändringar och minskad tålighet för träden mot frost och torka (*Warfvinge, 1997*).

I den här studien uttrycks övergödningspotentialen som gram PO_4^{3-} -ekvivalenter. Eftersom olika platser kan vara begränsade av skilda näringsämnen är det svårt att göra en helt korrekt karakterisering. I områden där t.ex. kväve är det begränsande näringsämnet leder inte ett ökat utsläpp av fosfor till någon övergödning. En metod som kan användas är att anta att alla diskuterade typer av utsläpp bidrar till övergödningen, ett s.k. maximalt scenario. Detta kan leda till en överskattning av övergödningens omfattning. De karakteriseringsindex som används i den här rapporten för bedömningen av övergödning är hämtade från Baumann och Tillman (2004).

4.4.3.5 Bildning av fotokemiska oxidanter

Fotokemiska oxidanter är energirika kemiska föreningar som bildas från kväveoxider under inverkan av solstrålar i atmosfären. Den mest kända fotokemiska oxidanten är marknära ozon, O_3 . Detta är samma ämne som det som bygger upp det betydelsefulla ozonskiktet. Benämningen marknära kommer, vilket namnet antyder, av att dessa O_3 -molekyler förekommer närmare jordytan, i troposfären, jämfört med vad som är fallet för molekylerna i det i stratosfären belägna ozonskiktet. Ozonskiktet i stratosfären är väldigt viktigt för livet på jorden, men det ozon som bildas längre ner i atmosfären kan vara direkt farligt för människor, djur och växter. Även vid små koncentrationer kan skador uppstå på speciellt känsliga växter. Andra fotokemiska oxidanter som kan bildas innefattar peroxyacyl nitrate (PAN), väteperoxid och olika aldehyder (*Baumann & Tillman, 2004*).

Marknära ozon bildas vid reaktioner mellan kväveoxider (NO_x) och flyktiga organiska föreningar (volatile organic compounds, VOC) under inverkan av solens ultravioletta strålar. Marknära ozon kan även tillfälligt skapas normalt i luften genom att NO_2 med hjälp av solens strålar sönderdelas till NO och en syreradikal (O^\bullet). Syreradikalen kan sedan reagera med luftens syre (O_2) och bilda ozon (O_3). Under normala omständigheter går de ovan nämnda reaktionerna lika snabbt i motsatt riktning och en återbildning av NO_2 sker. Därför sker ingen nettobildning av ozon. Om det däremot i luften finns en mängd föroreningar i form av kolväten, från t.ex. bilar och industrier, kan dessa motverka återbildning av NO_2 . Föroreningarna kan reagera med kväveoxid i luften, vilket gör att ett större antal syreradikaler finns fria och kan reagera med syre och bilda marknära ozon (*Brandt & Gröndahl, 2005*).

Bildningen av marknära ozon kan begränsas av både kväveoxider och kolväten. Höga halter av ozon i troposfären påverkar lokalt, regionalt och globalt (*Baumann & Tillman, 2004*).

I denna studie kommer endast bildning av ozon tas med i miljöpåverkansbedömningen. Det finns som sagt andra fotokemiska oxidanter, men dessa har studerats i betydligt mindre omfattning. En föreslagen metod för att karakterisera utsläpp av VOCs och NO_x när det gäller

bildning av ozon är baserad på fotokemisk ozon bildnings potential (POCP). Ofta är den gemensamma enheten uttryckt som eten-ekvivalenter. Det finns två olika grupper av POCP-värden, en för situationer med höga bakgrundskoncentrationer av kväveoxider och en för låga bakgrundskoncentrationer. De värden som representerar höga koncentrationer av NO_x är oftast mest relevanta, men i områden med låga halter av kväveoxider i luften kan även de andra POCP-värdena användas (*Baumann & Tillman, 2004*).

I den aktuella studien kvantifieras bildningen av fotokemiska oxidanter genom att användningen av POCP-värden för förhållanden med höga koncentrationer av NO_x . Dessa karakteriseringsindex är hämtade från Baumann och Tillman (2004).

4.4.3.6 Toxiska effekter

Vanliga källor till utsläpp av toxiska ämnen är användning av bekämpningsmedel, industriprocesser, reningsverk, förbränningsprocesser och energiproduktion. Det är svårt att säga hur olika ämnen påverkar miljön. Det beror till stor del på hur mycket av ett ämne som släpps ut och vad de i naturen påträffade koncentrationerna är. De flesta ämnen är ganska ofarliga i små mängder, men vid ökade koncentrationer kan de vara livsfarliga. Flera ämnen som till och med är livsnödvändiga för växter och djur kan i höga koncentrationer vara giftiga (*Brandt & Gröndahl, 2005*).

Det förekommer en mängd föreningar i naturen som introducerats av människan och som inte naturligt förekommer i ekosystemen. Dessa kallas xenobiotiska och ofta kan de vara svåra att bryta ner i naturen. De kan då ansamlas i organismer och orsaka skador på dessa. Ofta är det toppkonsumenter i näringskedjorna som drabbas värst. Till exempel orsakade användningen av DDT och PCB stora skador på havsörn innan bruket av dessa förbjöds i Sverige (*Bernes, 2004*).

I denna studie görs ingen skillnad mellan ekotoxiska effekter och mänskliga toxiska effekter, utan de kommer gemensamt att behandlas under toxiska effekter.

4.4.3.7 Förändring av livsmiljöer och påverkan av biologisk mångfald

Biologisk mångfald innefattar mångfalden inom en art, olika slags arter och skilda naturtyper. Ofta är denna kategori associerad med markanvändning inom jordbruk, skogsbruk, gruvdrift och fiske. Andra faktorer som kan ha påverkan är ljud, lukt och ljus. Det är oerhört komplicerat att i denna studie göra en bedömning av produktsystemets förändring av livsmiljöer och påverkan på biologisk mångfald. Det finns inte tillräckligt med kunskap och det är inte meningsfullt att försöka göra en fullständig analys. Denna kategori kommer följaktligen inte att inkluderas i denna studie, varken kvantitativt eller kvalitativt.

5. Resultat

Resultaten redovisas för ett ekologiskt och ett konventionellt scenario. Dessa scenarier skiljer sig enbart på havrens odlingsförfarande och representerar således ekologiskt respektive konventionellt odlad havre.

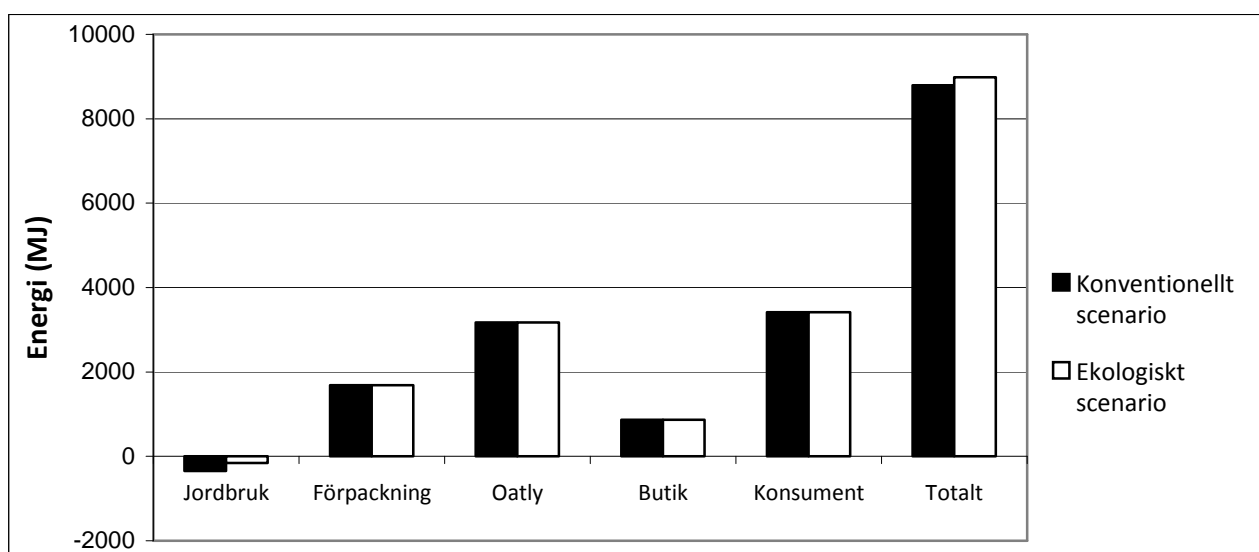
Tillverkningsfasen redovisas uppdelad på staplarna jordbruk, förpackning och Oatly. Jordbruksstapeln innefattar alltifrån produktion av gödsel- och bekämpningsmedel till färdigskalad havre levererad till Oatly inklusive alla transporter. Notera att det endast är jordbruksstapeln som påverkas av det odlingsscenario som föreligger. Förpackningsstapeln innefattar produktion av förpackning inklusive råvaruutvinning och transporter samt avfallshantering av använd förpackning. Oatlystapeln innefattar fabriken energi- och vattenförbrukning produktion av diskmedel, produktion av biogas på NSR som ersätter bensin samt mellanlagring av havredryck på Frigoscandia inklusive transporter till de två senare.

Användningsfasen är inte greppbar för Oatly att göra förändringar i och redovisas därför uppdelat på staplarna butik och konsument. Butiksstapeln innefattar transport av havredryck till denna och energi- och vattenanvändning för lagring och hantering i butik. Konsumentstapeln avser hemtransport av havredryck från butik, energiförbrukning för lagring i kylskåp samt energi- och vattenförbrukning vid diskning.

Eftersom tillverkningsfasen är möjlig att påverka från Oatlys sida så redovisas de ekologiska effekterna för denna mer ingående som framgår i avsnitt 5.2.

5.1 Resurser

5.1.1 Energi

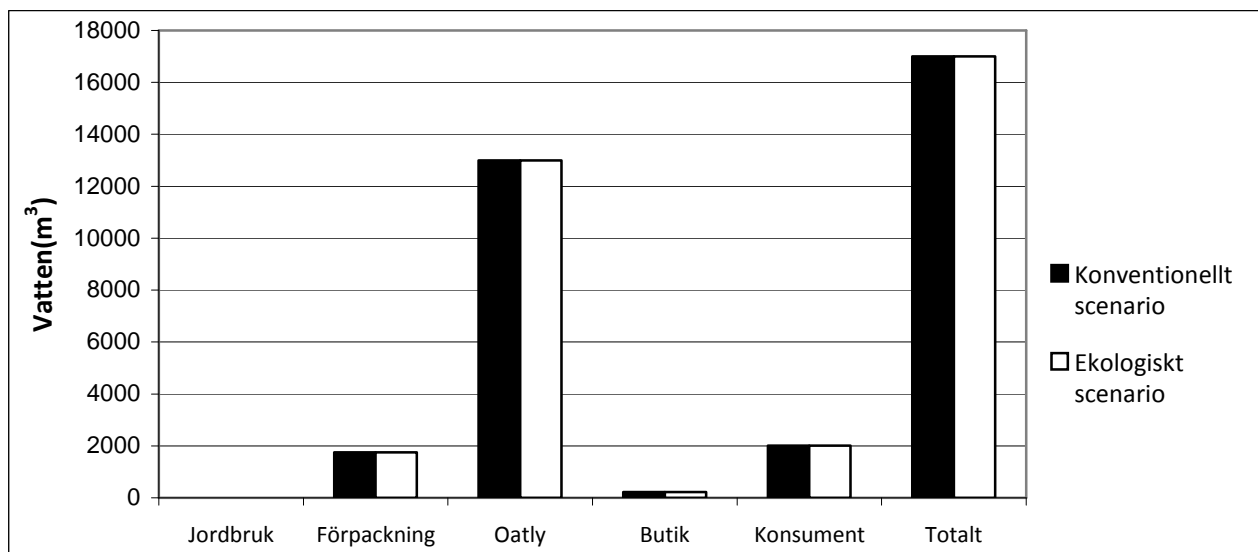


Figur 2. Fördelning av energiförbrukning för ekologiskt och konventionellt scenario.

Konsumentens förbrukning av energi utgör den tyngsta posten och utgör knappt 40 % av livsryckelns totala energiförbrukning. Oatly utgör den näst största posten med omkring 35 % mestadels från naturgas men även elenergi.

Noterbart är att jordbruket ger ett negativt bidrag till energiförbrukningen för att en betydande mängd havrerester förbränns på kvarnen vilket överstiger jordbrukets övriga energianvändning (se figur 2).

5.1.2 Vatten



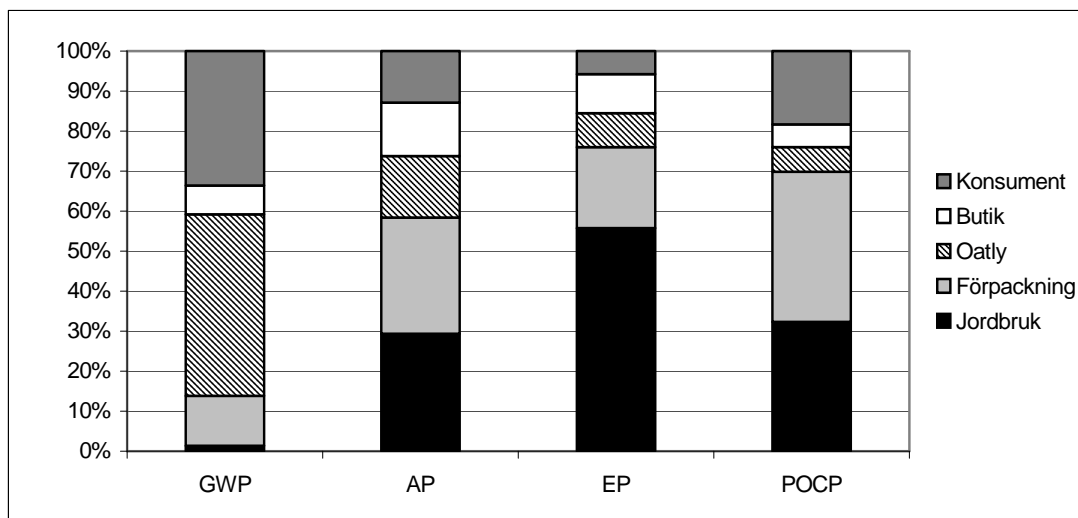
Figur 3. Fördelning av vattenförbrukning.

Oatly står för omkring tre fjärdedelar av den förbrukade vattenmängden och är således den helt dominerande posten. Förpackning och konsument förbrukar båda omkring 2000 liter vatten per funktionell enhet (se figur 3). Att jordbruket inte har någon vattenförbrukning beror som tidigare nämnts på att det vatten som används inte bedöms belasta reningsverk.

5.1.3 Mark

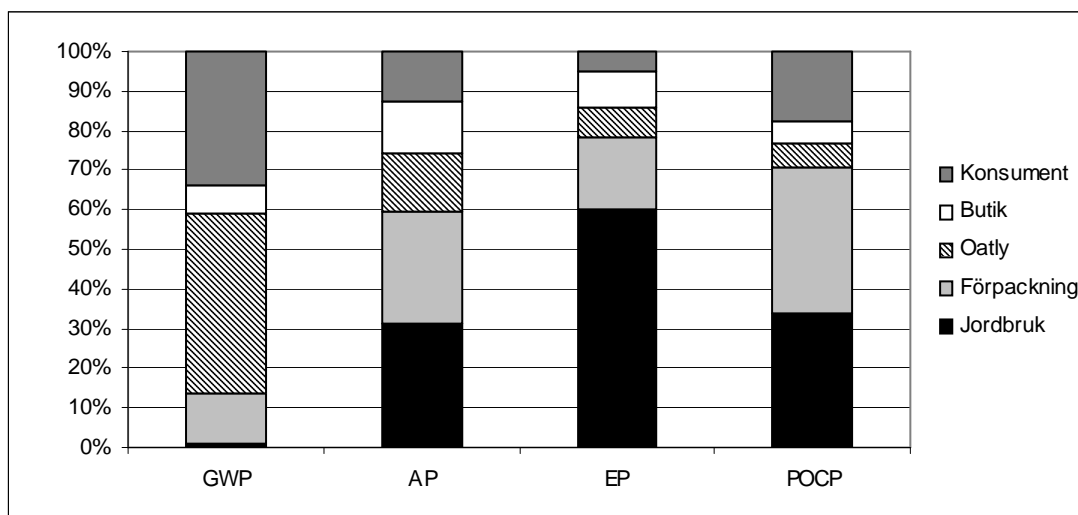
För ekologisk havreproduktion används 649 m² åkermark och för konventionell havreproduktion fordras 379 m² åkermark för att producera havre till 1000 liter havredryck. Konventionell odling kräver alltså omkring 40 % lägre landareal vilket är direkt kopplat till en större skörd (se figur 4).

5.2 Ekologiska effekter



Figur 4. Fördelning av ekologiska effekter för produktion av havredryck med konventionellt odlad havre. GWP = global uppvärmnings potential (global warming potential) AP = försurningspotential (acidity potential) EP = övergödningspotential (eutrophication potential) POCP = potential att bilda fotokemiska oxidanter (photochemical ozone creation potential)

Oatlyfabriken står för 45 % av den konventionella havreproduktionens potentiella bidrag till den globala uppvärmningen men även konsumentens bidrag är betydande och utgör 34 % (se figur 4). Produktionen av havre och förpackning bidrar med 29 % vardera till den potentiella försurningen medan för det potentiella övergödningsbidraget så är havreproduktionen dominerande med mer än hälften (56 %) av detta. Det potentiella bidraget till bildningen av fotokemiska oxidanter har sin tyngsta post i förpackning med 37 % medan havreproduktionen bidrar med 32 %.

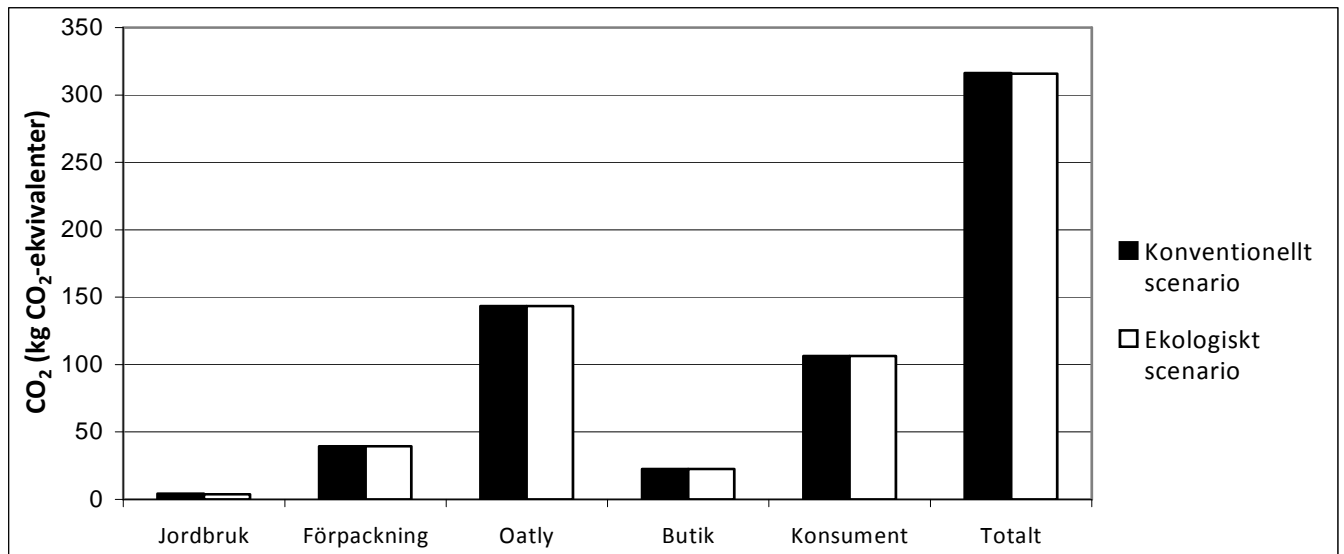


Figur 5. Fördelning av ekologiska effekter för produktion av havredryck med ekologiskt odlad havre. GWP = global uppvärmnings potential (global warming potential) AP = försurningspotential (acidity potential) EP = övergödningspotential (eutrophication potential) POCP = potential att bilda fotokemiska oxidanter (photochemical ozone creation potential)

Även för den ekologiska havreproduktionen står Oatlyfabriken för det enskilt största bidraget med 45 % av den potentiella globala uppvärmningen och ånyo är konsumentbidraget 34 %

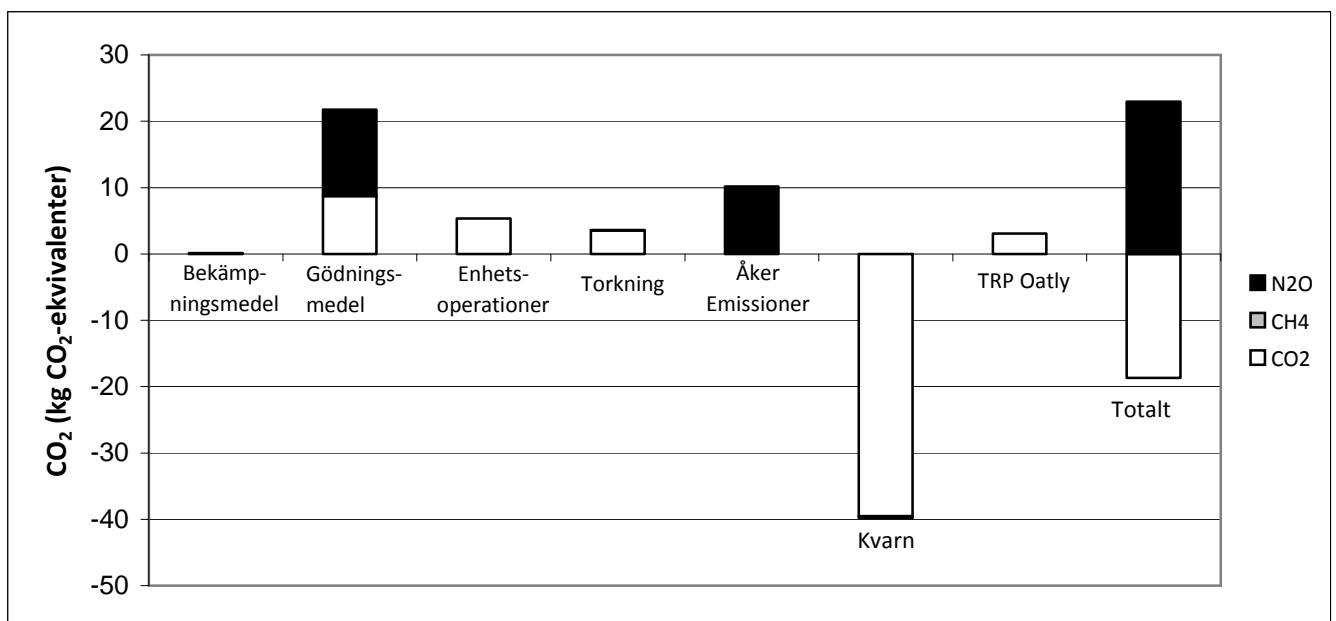
(se figur 5). Försumningen har sina största bidragsgivare i havreproduktionen och förpackning med 31 respektive 28 % av den ekologiska havredryckens potentiella försurningsbidrag. Den potentiella övergödningspotentialen utgörs till största del av den ekologiska havreproduktionen med 60 %. Det potentiella bidraget till bildningen av fotokemiska oxidanter utgörs till största del av förpackning och havreproduktion med 37 % och 34 % respektive.

5.2.1 Global uppvärmning



Figur 6. Fördelning av potentiellt bidrag till global uppvärmning för konventionellt och ekologiskt scenario

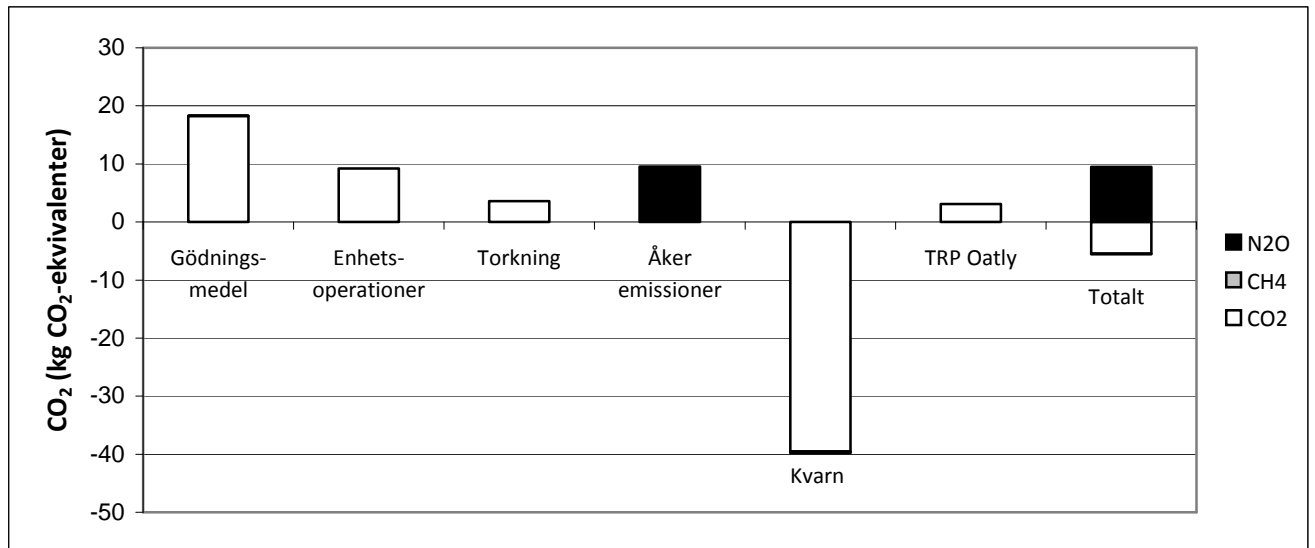
Det totala potentiella bidraget till global uppvärmning för både konventionellt och ekologiskt scenario är 316 kg per funktionell enhet (se figur 6).



Figur 7. Fördelning av potentiellt bidrag till global uppvärmning för konventionell havreproduktion.

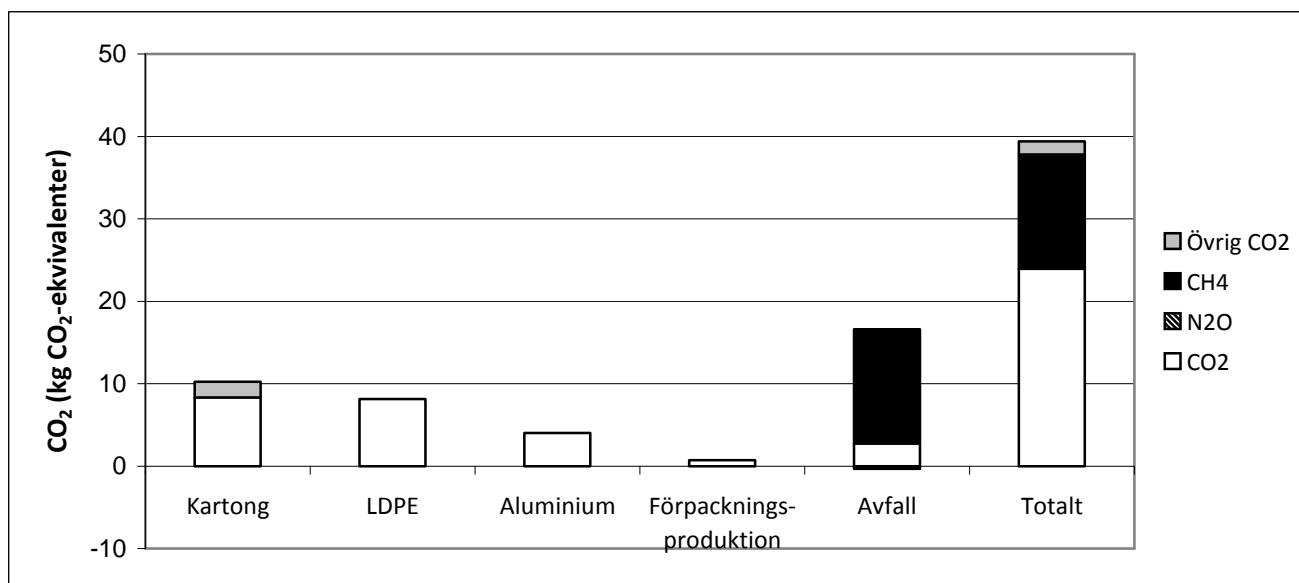
*TRP-Oatly avser transport av havre från kvarn till Oatly

Produktionen av gödselmedel utgör den enskilt största posten i den konventionella havreproduktionens potentiella bidrag till global uppvärmningen med nästan 50 % men också emissioner från åkern är betydande med 23 % (se figur 7). Lustgasutsläppen är fullständigt dominerande bland åkeremissionerna och har även störst betydelse för gödselmedelsproduktionens GWP-bidrag med mer än hälften av detta. Det negativa bidraget som kvarnen ger beror på att skalrester från havren förbränns vilket inte ger ett nettotillskott av koldioxid eftersom de tillhör ett slutet system. Energin som fås vid förbränningen antas ersätta naturgas, vars produktion ger ett större bidrag till den globala uppvärmningen, varpå totalbidraget blir negativt.



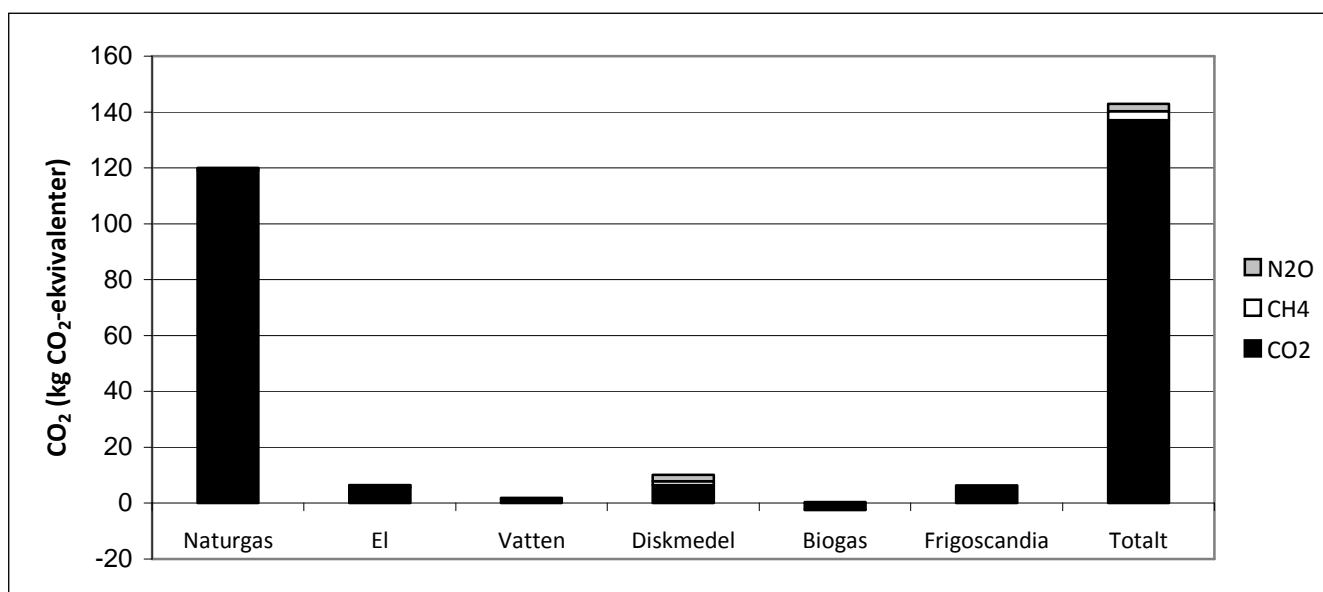
Figur 8. Fördelning av potentiellt bidrag till global uppvärmning för ekologisk havreproduktion.
*TRP-Oatly avser transport av havre från kvarn till Oatly

Hantering av gödselmedel står för det största bidraget (42 %) för potentiell global uppvärmning i den ekologiska havreproduktionen (se figur 8). Även enhetsoperationer och åker emissioner är betydande och bidrar med 21 respektive 22 %. Kvarnens negativa bidrag har samma motivering för ekologiskt som för konventionellt scenario.



Figur 9. Fördelning av potentiellt bidrag till global uppvärmning för förpackning.

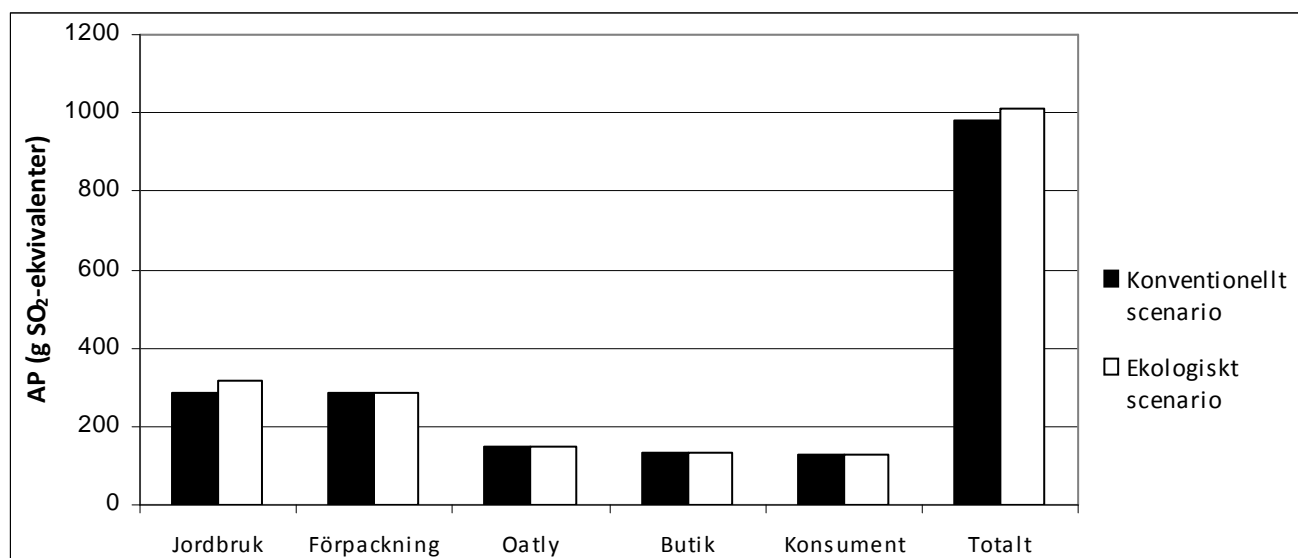
Förpackningens potentiella bidrag till den globala uppvärmningen utgörs till stor del av avfallshanteringen med drygt 40 % men även produktion av kartong och plast är betydande med 26 respektive 21 % (se figur 9). Noterbart är att aluminium trots sin mindre volymsandel står för nästan 10 %.



Figur 10. Fördelning av potentiellt bidrag till global uppvärmning för Oatly.

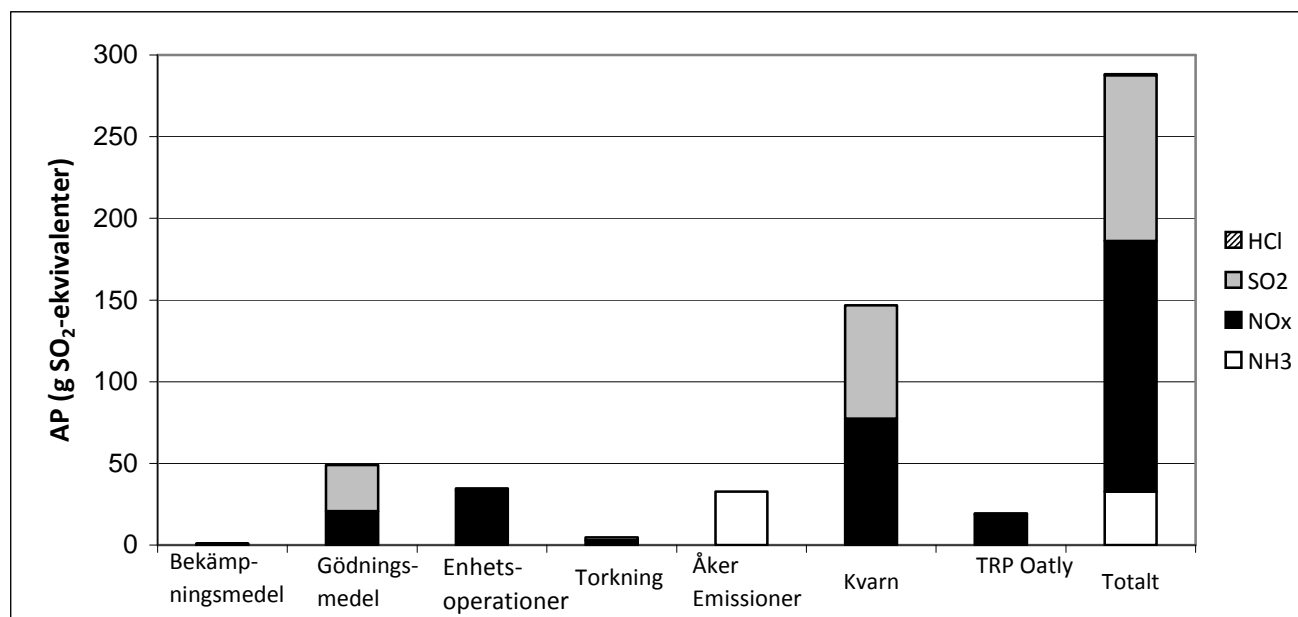
På Oatlyfabriken domineras det potentiella bidraget till den globala uppvärmningen helt av naturgasanvändningen med 83 % (se figur 10). Noterbart är det negativa bidrag som biogasstapeln uppvisar vilket förklaras med att den ur havrerester framställda biogasen antas ersätta bensin i fordon. Framställning och förbränning av bensin i motorer leder totalt till större utsläpp av växthusgaser jämfört med motsvarande för biogas.

5.2.2 Försurning



Figur 11. Fördelning av potentiellt försurningsbidrag för konventionellt och ekologiskt scenario.

Det totala potentiella bidraget till försurning för konventionellt respektive ekologiskt scenario är 0,98 kg respektive 1,0 kg per funktionell enhet (se figur 11).

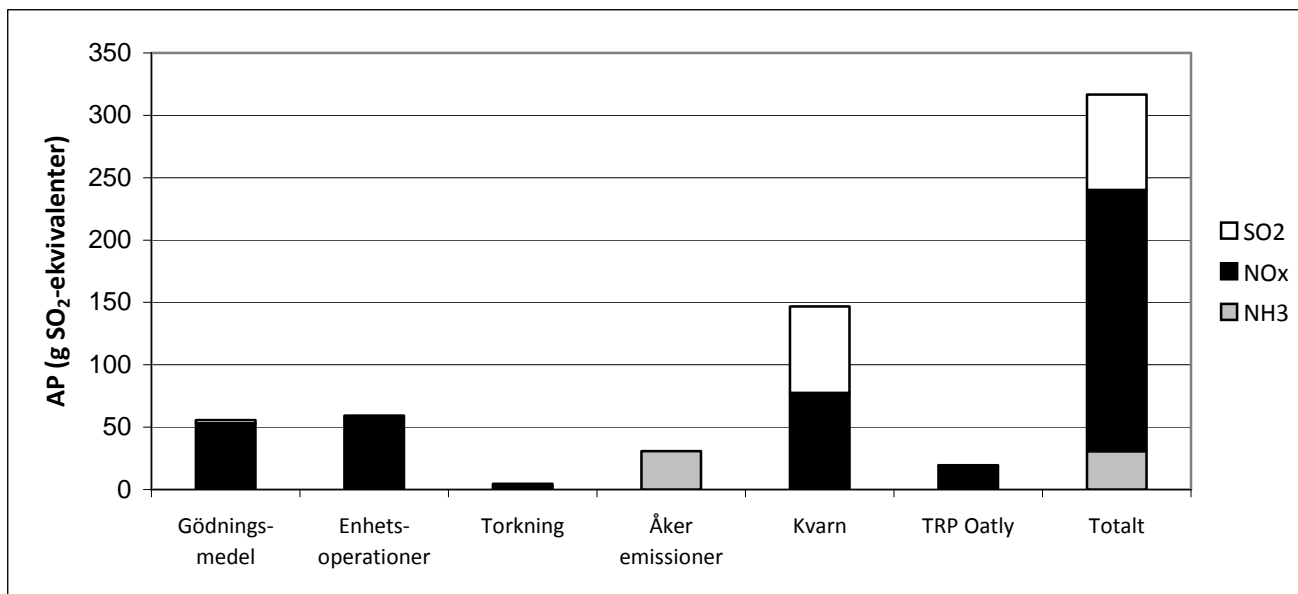


Figur 12. Fördelning av potentiellt bidrag till försurning för konventionell havreproduktion.

*TRP-Oatly avser transport av havre från kvarn till Oatly

Med enhetsoperationer avses harvning, plöjning, stubbearbetning, gödselmedelsspridning och skördearbete.

Hälften av den konventionella havreproduktionens potentiella försurningsbidrag härstammar från kvarnen Lantmännen mills där havren skalas och skalresterna förbränns (se figur 12). Förbränningen av skalresterna leder till relativt stora utsläpp av svaveldioxid och kväveoxid jämfört med naturgas som den antas ersätta. Övriga bidrar med mellan 7 % och 17 % vardera förutom torkning av havren på gården och produktionen av bekämpningsmedel som ger försumbara bidrag.

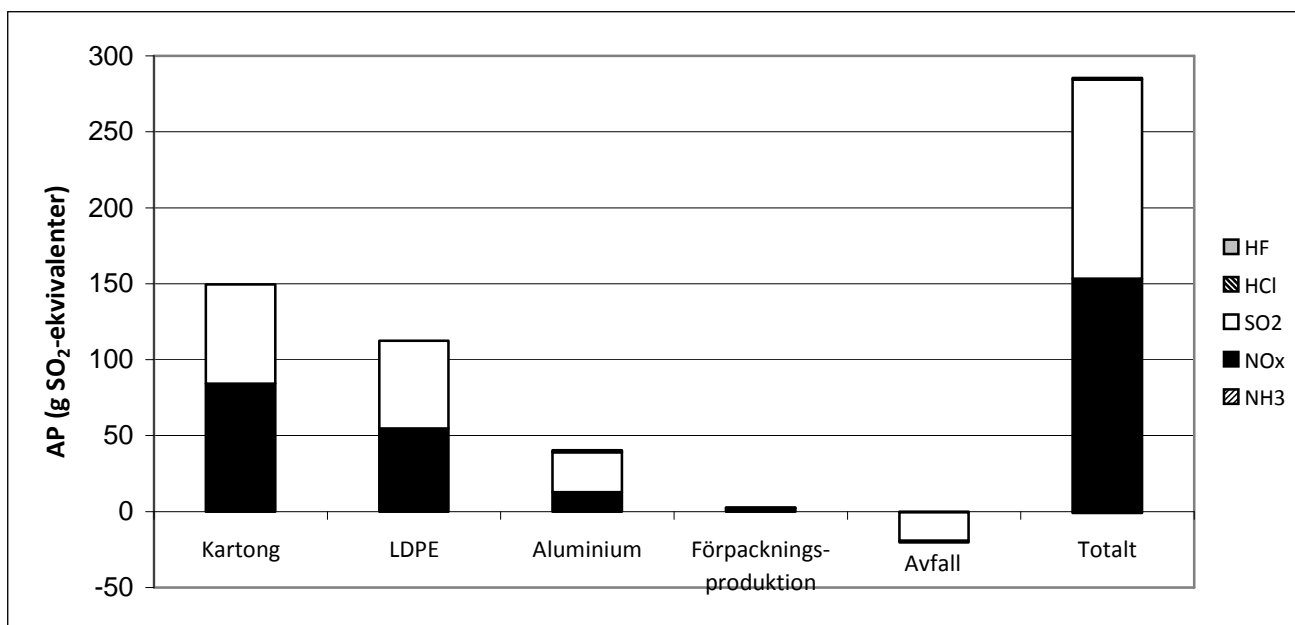


Figur 13. Fördelning av potentiellt bidrag till försurning för ekologisk havreproduktion.

*TRP-Oatly avser transport av havre från kvarn till Oatly

Med enhetsoperationer avses harvning, plöjning, stubbearbetning, gödselmedelsspridning och skördarbete.

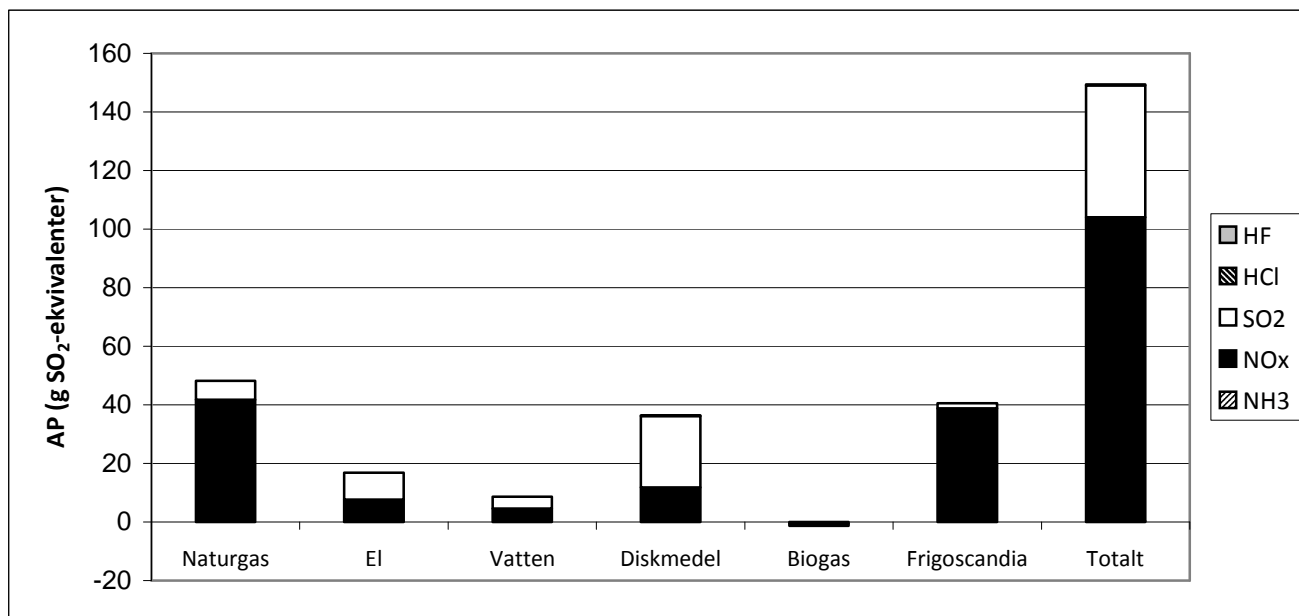
Kvarnen utgör lite mindre än hälften (46 %) av den ekologiska havreproduktionens potentiella försurningsbidrag medan enhetsoperationerna i åkerbruket samt transport av råvara till benmjöl och torkning av benmjöl står för 18 respektive 19 % vardera (se figur 13). Kvarnens relativt stora bidrag har samma motivering för ekologiskt som för konventionellt scenario.



Figur 14. Fördelning av potentiellt bidrag till försurning för förpackning

Förpackningens potentiella försurningsbidrag utgörs till omkring hälften av kartongproduktion och en dryg tredjedel av plastproduktion. Noterbart är aluminiumets utgör 13 % trots sin mindre volymandel (se figur 14). Avfallsstapeln har ett negativt värde framför allt beroende på att i första hand återvinning av förpackningar leder till minskade svaveldioxidutsläpp. Även deponi och förbränning av förpackningar leder till minskade

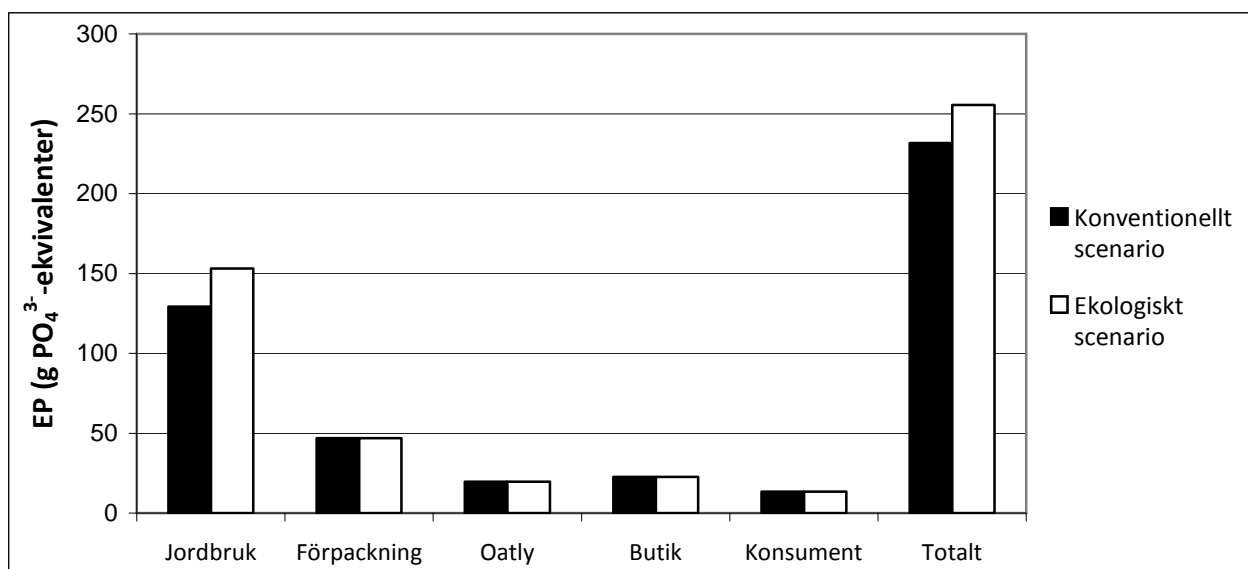
utsläpp av svaveldioxid. Återvinning bidrar också till lägre utsläpp av kväveoxider, men detta motverkas av att de andra två avfallsvarianterna leder till ökade kväveoxidutsläpp.



Figur 15. Fördelning av potentiellt bidrag till försurning för Oatly

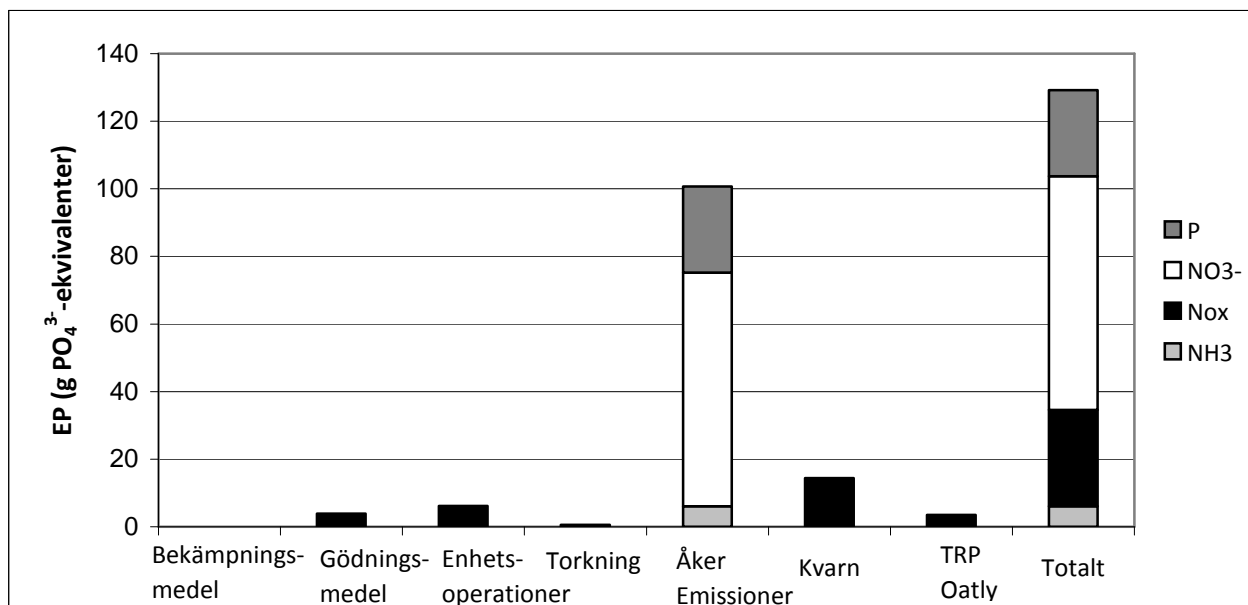
Oatlyfabrikens potentiella försurningsbidrag är uppdelat på knappt en tredjedel för naturgasanvändning och omkring 25 % vardera för diskmedelsproduktion och mellanlagring på Frigoscandia inklusive transport från Oatly (se figur 15). Elanvändningen utgör strax över 10 %. Framställning och produktion av biogas innebär något mindre utsläpp av främst svaveldioxid och kvävedioxid än motsvarande för bensin vilket ger biogasstapeln ett, om än så litet, negativt värde.

5.2.3 Övergödning



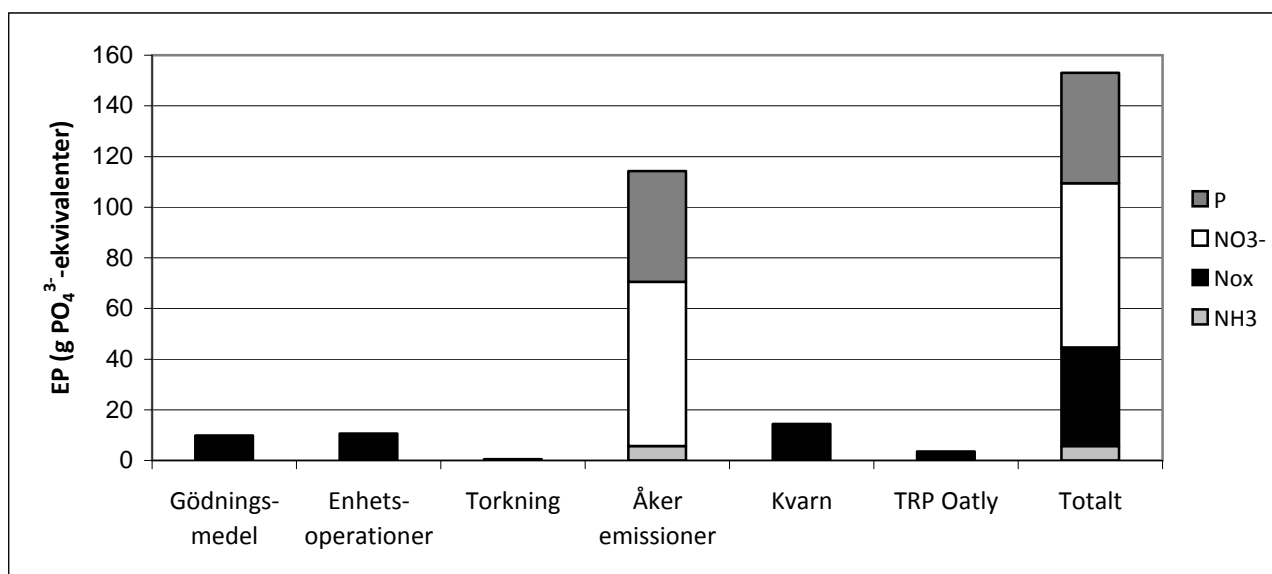
Figur 16. Fördelning av potentiellt övergödningsbidrag för konventionellt och ekologiskt scenario.

Det totala potentiella bidraget till övergödning för konventionellt respektive ekologiskt scenario är 230 g respektive 260 g per funktionell enhet (se figur 16).



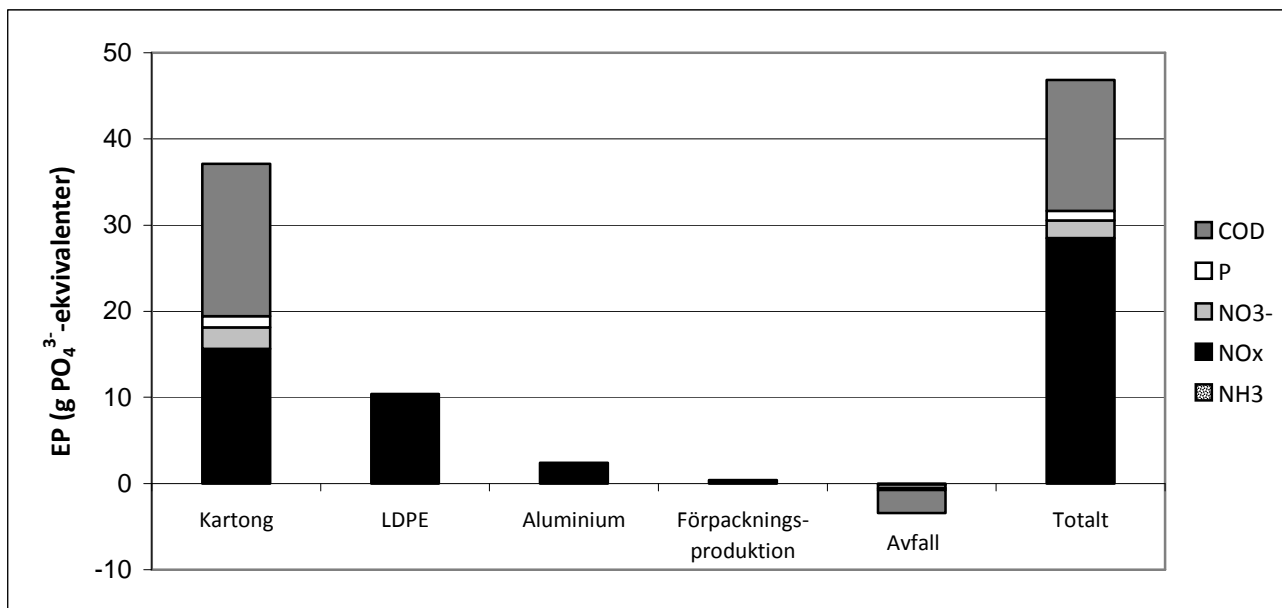
Figur 17. Fördelning av potentiellt bidrag till övergödning för konventionell havsreproduktion.
*TRP-Oatly avser transport av havre från kvarn till Oatly

Helt dominerande för den konventionella havsreproduktionens potentiella övergödningsbidrag är emissioner från åkern med 78 % (se figur 17). Utlakningen av nitrat utgör den tyngsta posten även om den i storleksordningen mycket mindre fosforutlakningen får ett betydande genomslag eftersom fosfor har en starkare övergödningspotential.



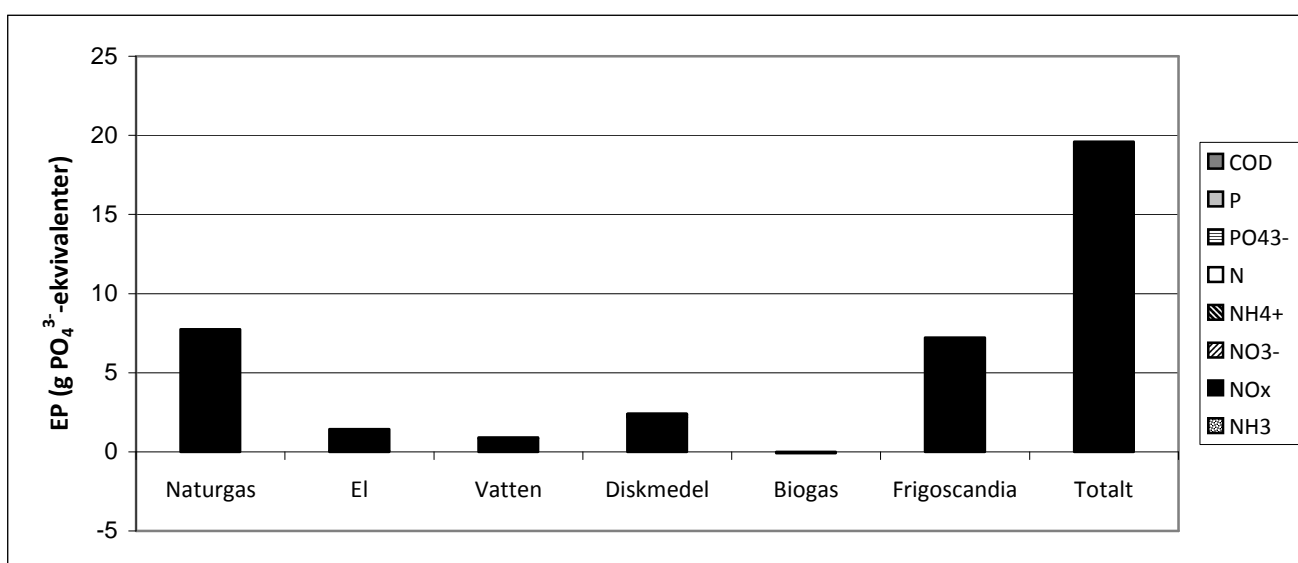
Figur 18. Fördelning av potentiellt bidrag till övergödning för ekologisk havsreproduktion.
*TRP-Oatly avser transport av havre från kvarn till Oatly

Den ekologiska havsreproduktionens potentiella övergödningsbidrag utgörs till största del av åkeremissioner med omkring tre fjärdedelar och av dessa bidrar nitratutlakningen med 60 % och fosforutlakningen med 40 % (se figur 18).



Figur 19. Fördelning av potentiellt bidrag till övergödning för förpackning.

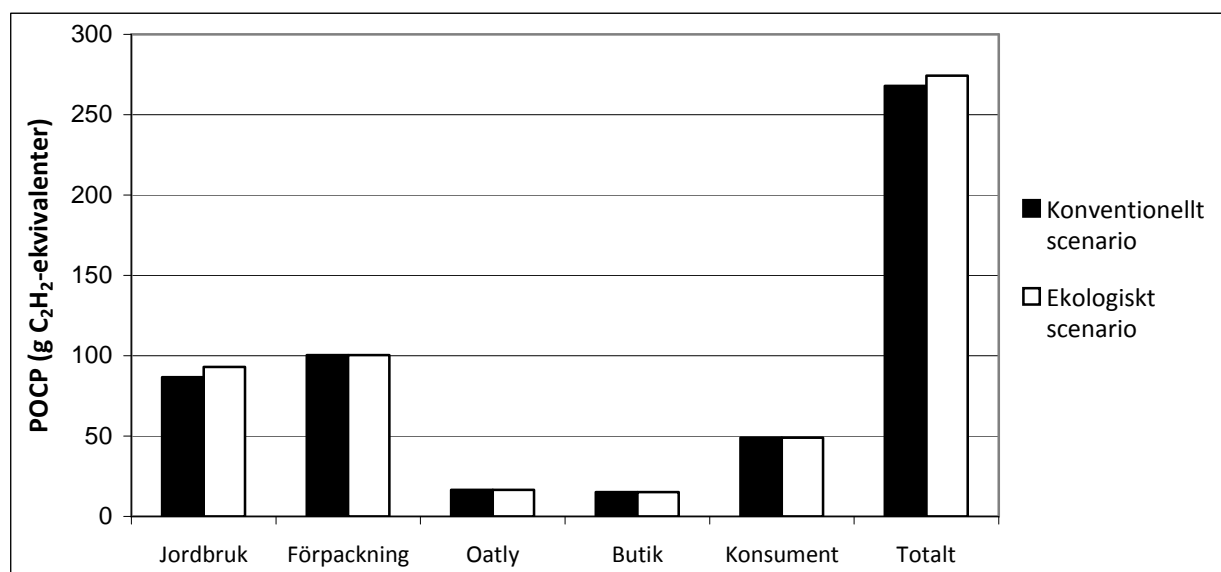
Förpackningens potentiella övergödningsbidrag domineras av kartongproduktionen vilken utgör 74 % och resterande bidrag kommer i princip från plastproduktionen (se figur 19). Avfallsstapelns negativa värde beror på att återvinning av förpackning minskar kartongproduktionen vilken i sin tur framför allt medför minskade COD-utsläpp.



Figur 20. Fördelning av potentiellt bidrag till övergödning för Oatly.

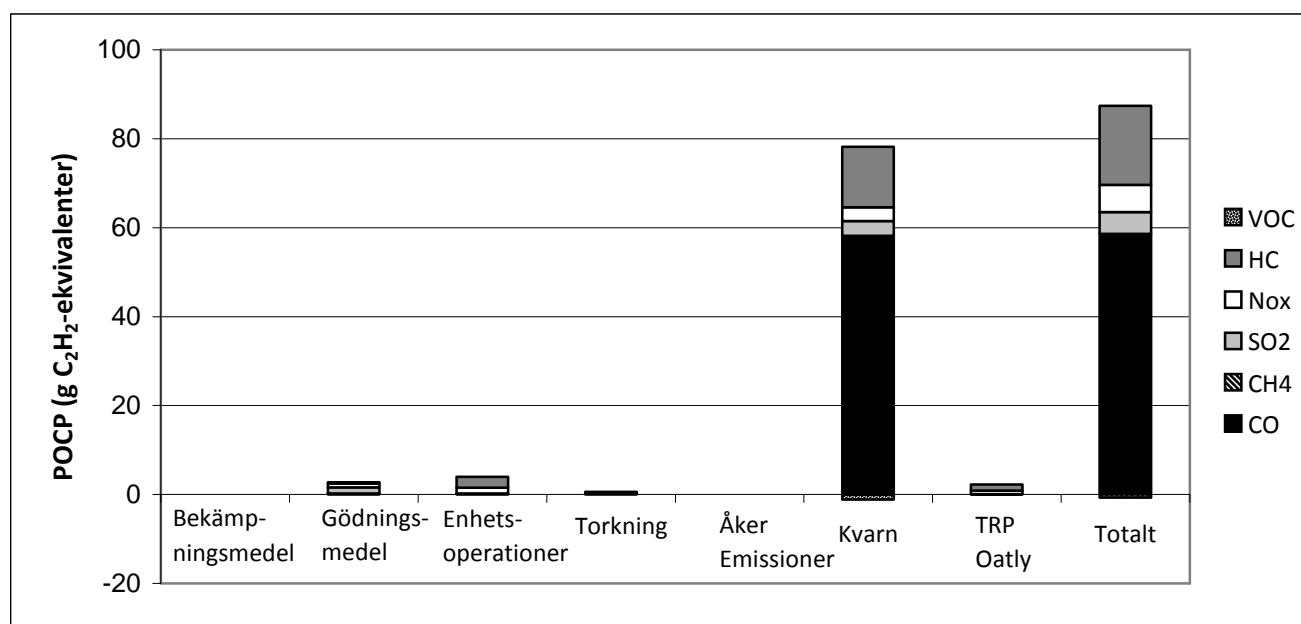
Naturgasanvändningen utgör knappt 40 % av Oatlys övergödningsbidrag medan transport av havredryck mellan Oatly och Frigoscandia och lagring av denna på Frigoscandia står för något mindre med 37 % (se figur 20). Diskmedelsproduktionen står för 12 %. Biogasstapelns försumbart negativa bidrag beror på att produktion och användning av bensin leder till något högre kväveoxidutsläpp än motsvarande för biogas.

5.2.4 Bildning av fotokemiska oxidanter



Figur 21. Fördelning av potentiellt bidrag till bildning av fotokemiska oxidanter.

Det totala potentiella bidraget till bildning av fotokemiska oxidanter för konventionellt respektive ekologiskt scenario är i båda fallen ungefär 270 g per funktionell enhet (se figur 21).

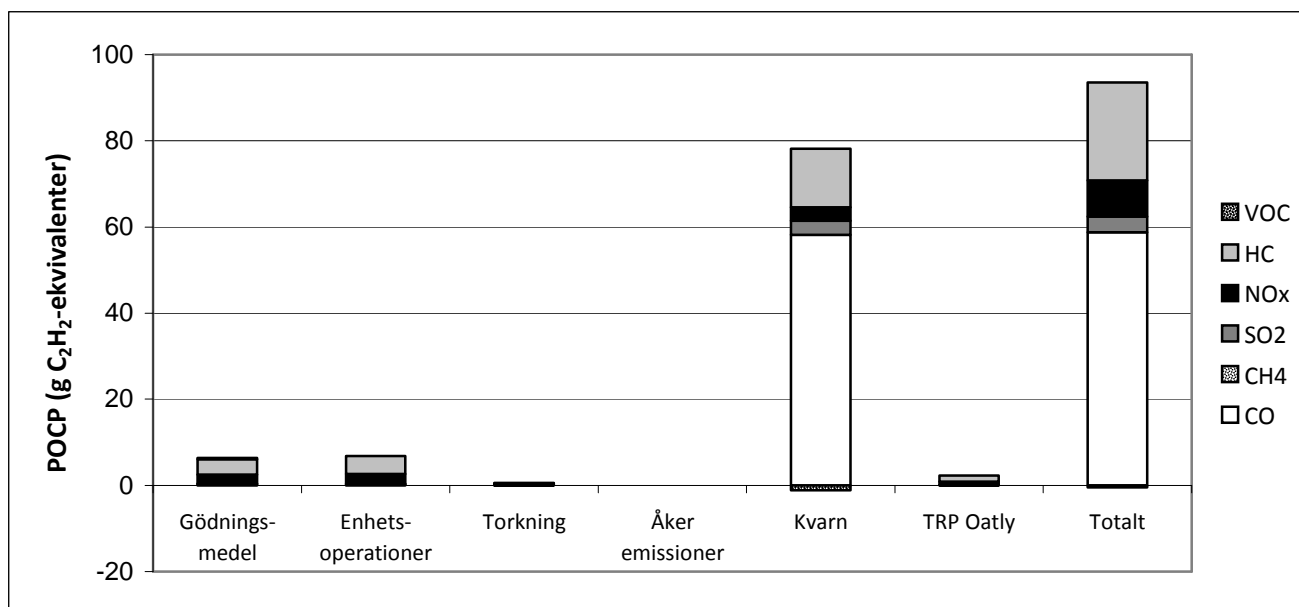


Figur 22. Fördelning av potentiellt bidrag till bildning av fotokemiska oxidanter för konventionell havsreproduktion.

*TRP-Oatly avser transport av havre från kvarn till Oatly

Med enhetsoperationer avses harvning, plöjning, stubbearbetning, gödselmedelsspridning och skördarbete.

Förbränningen av havreskaldelar på kvarnen utgör en den helt dominerande posten för den konventionellt producerade havrens potential att bilda fotokemiska oxidanter med 89 % (se figur 22). Kvarnens negativa VOC-bidrag har att göra med att användning av naturgas medför större utsläpp av VOC i förhållande till förbränning av havreresterna.

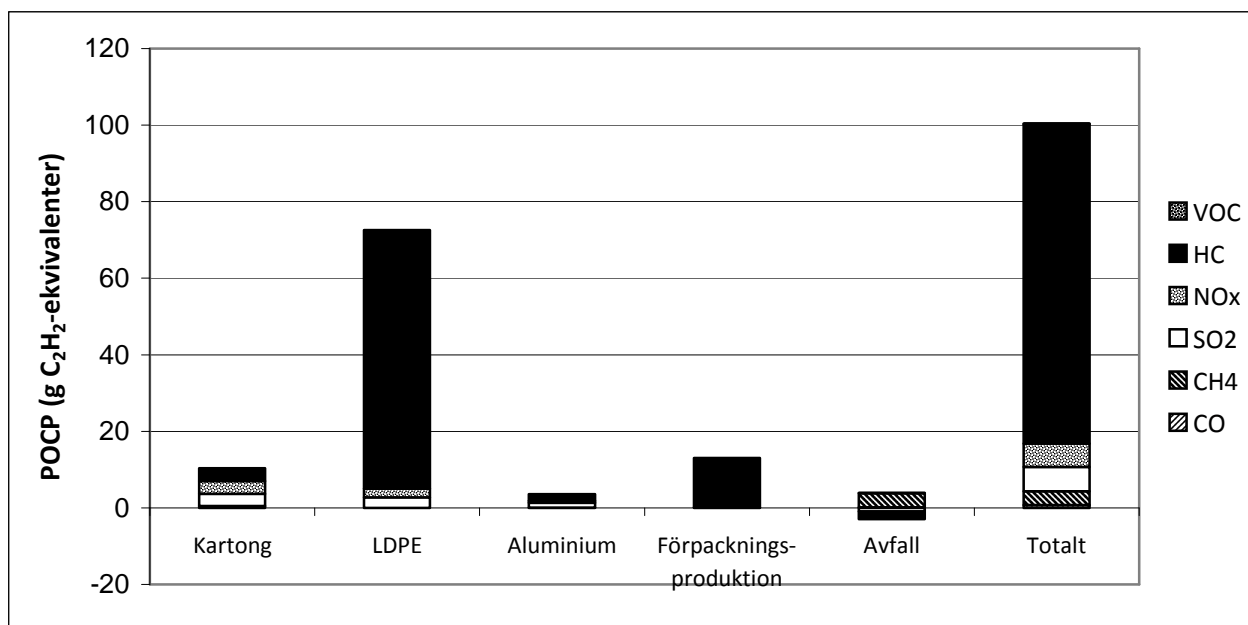


Figur 23. Fördelning av potentiellt bidrag till bildning av fotokemiska oxidanter för ekologisk havreproduktion.

*TRP-Oatly avser transport av havre från kvarn till Oatly

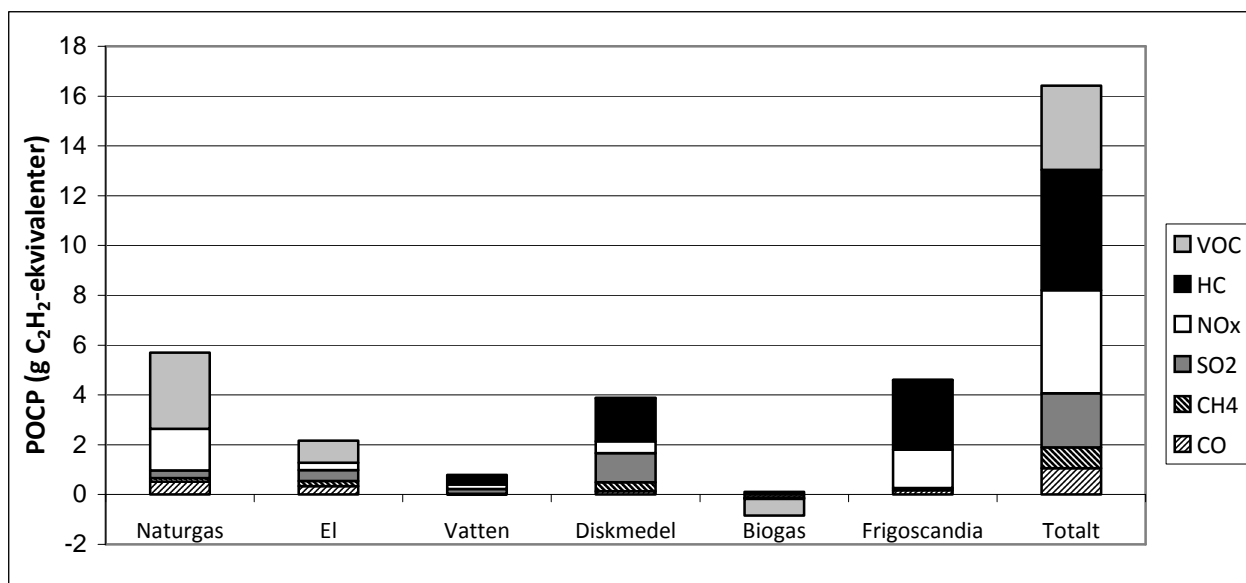
Med enhetsoperationer avses harvning, plöjning, stubbearbetning, gödselmedelsspridning och skördarbete.

83 % av den ekologiska havrenproduktionens potentiella bidrag till bildning av fotokemiska oxidanter utgörs av förbränningen av skalrester på kvarnen (se figur 23). Den resterande delen utgörs till likvärdiga delar av jordbrukets enhetsoperationer och transport av råvara till benmjölsproduktion samt torkning av benmjöl. Samma motivering som för den konventionella havreproduktionen gäller för det negativa VOC-bidraget på kvarnen.



Figur 24. Fördelning av potentiellt bidrag till bildning av fotokemiska oxidanter för förpackning.

Förpackningens potential att bilda fotokemiska oxidanter utgörs till mer än 70 % av plastproduktion medan kartongproduktion och själva förpackningsproduktionen står för ca 10 % vardera (se figur 24). I avfallsstapeln syns återigen ett negativt värde för HC och SO₂, vilket i första hand beror på att återvinning av förpackningar leder till minskade utsläpp av kolväten och svaveldioxid.



Figur 25. Fördelning av potentiellt bidrag till bildning av fotokemiska oxidanter för Oatly.

Omkring en tredjedel av Oatlyfabrikens potentiella bidrag till bildning av fotokemiska oxidanter utgörs av naturgasanvändning, mellanlagringsförfarandet svarar för 27 % och diskmedelsproduktionen står för 23 % (se figur 25). Den negativa biogasstapeln beror på att den biogas som erhålls på NSR vid förbränning i motorer leder till mindre utsläpp av framför allt VOC jämfört med bensin som den antas ersätta.

5.2.5 Toxiska effekter

I havredryckens produktsystem är det i första hand förekomsten av bekämpningsmedel inom jordbruket som medverkar till utsläpp av toxiska ämnen i naturen. Produktionen av bekämpningsmedlen antas inte medföra några läckage men användningen i jordbruket på Hacksta uppgår totalt till ca 25g aktiv substans per funktionell enhet. De aktiva substanserna i bekämpningsmedlen på Hacksta skiljer sig åt men innehåller i princip kol, väte, kväve, syre och klor.

MCPA, vilken utgör den största delen av de använda aktiva substanserna på Hacksta, är en fenoxisyra och dessa är svaga syror vars rörlighet mestadels beror av pH-värdet i marken. Över ett visst pH-värde dissocieras syran och rörligheten ökar då väsentligt. PKa-värdet för fenoxisyror ligger över det pH-värde som normala jordar uppvisar vilket därmed innebär att utsläpp av fenoxisyror är förknippat med att dessa förflyttar sig i marken från utsläppspunkten och kan således utgöra ett problem vid stor användning. Förutom pH-värdet är även halten organiskt material avgörande för fenoxisyroras rörlighet. En jord med högt pH-värde och låg halt av organiskt material främjar rörligheten. Fenoxisyror som tas upp av organismer utsöndras i regel mycket snabbt och med undantag för några få algarter bioackumuleras de inte. Vad gäller varaktighet i miljön är MCPA en av de värre och uppges vara stabil mot både fotolys och hydrolys i jordar. Under anaeroba förhållanden och vid ett pH mellan 5 och 8 bryts fenoxisyror dock ner snabbt och MCPA:s huvudprodukt är 4-klor-o-kresol. (Sweco Viak, 2004)

Vidare är fenoxisyroras miljöeffekter föga utredda, i synnerhet de långsiktiga. Den kortsiktiga akuta toxiciteten av fenoxisyror 2,4-diklorfenoxiättiksyra och 2,4-diklorfenoxipropionsyra avgörs av om syran är i ester- eller saltform. Sannolikt gäller detta även för andra fenoxisyror.

Esterformen är mest toxisk och speciellt fiskar, och bland dem larverna, är känsliga eftersom upptaget sker fortare hos dem. Salterna har låg eller måttlig toxicitet för akvatiska organismer men tillväxt och kväve-fixering hindras för vissa blågröna alger och även akvatiska växter är känsliga. Studierna av 2,4 D och 2,4 DP visar på låg toxicitet för fåglar och icke-toxiskt för bin medan vissa insekter uppges ha påverkats (*Sweco Viak, 2004*).

6. Variationsanalys

Det övergripande syftet variationsanalysen är att bilda en uppfattning om vilka parametrar som har störst inverkan på resultatet. Genom att identifiera dessa parametrar fås en mer överskådlig bild av systemet och analyseras vilken inverkan variationen av en identifierad nyckelparameter har på de olika miljöeffektkategorierna när övriga parametrar förblir oförändrade fås en uppfattning om denna parameters känslighet (*Lindahl et al, 2002*). I denna variationsanalys har fokus lagts på att variera parametrar som kan påverkas av Oatly. Detta innebär att det inte alla gånger är den parameter med störst påverkan för en given miljöeffektkategori som varieras. För exempelvis produktsystemets potentiella försurningsbidrag ger förpackning ett betydande bidrag (30 %) men Oatly bedöms ha begränsade möjligheter att påverka Tetra Paks förpackningsproduktion och variation av ingående faktorer i denna varieras därför inte.

Skörden av havren är en viktig parameter för slutresultatet och många andra faktorer kan knytas till denna, som exempelvis produktion av gödselmedel, transporter in och ut från gård och de geografiska betingelsernas betydelse för exempelvis näringsämnenas läckage. Med anledning av havreproduktionens komplexitet undersöks i denna studie effekten av förflyttning av såväl ekologisk som konventionell havreproduktion från Mälardalen i Svealands Slättbygder (SS) till Skåne i Götalands Södra Slättbygder (GSS). På detta vis fås en uppfattning om hur signifikanta parametrar i odlingsförfarandet samverkar, t.ex. hur gödselmedelsanvändningen skiljer sig åt och hur transportsträckor ändras. Vidare undersöks effekten av en förändrad skörd även enskilt för SS liksom effekten av en äldre status på gödselmedelsproduktionen. Jordbruket har störst betydelse för produktsystemets övergödningspotential och det är därför intressant att se hur denna påverkas när parametrar i jordbruket ändras (se figur 4 och 5).

Betydelsen av ursprunget till den elektricitet som användningsfasen utnyttjar studeras också. Visserligen har Oatly svårt att påverka hur den elektricitet som används i butiker och av konsumenter har producerats, men det känns ändå som en intressant faktor att variera eftersom den visar hur miljövänlig olika länders elektricitet är. I grundscenariot används svensk el-mix men havredrycken konsumeras även i andra europeiska länder varför denna effekt är av intresse. Betydelsen av användningsfasens el-mix studeras genom att låta denna representeras av dansk respektive tysk el-mix.

En analys av tänkbara förbättringar på Oatly görs också i form av uppförandet av ett kyltorn för recirkulering av processvatten samt vad intern lagring av havredryck på fabrik istället för hyrd lagring och distribution innebär för Oatlyfabrikens miljöpåverkan. Oatlyfabriken ger också produktsystemets största GWP-bidrag vilket beror på att omkring 85 % av Oatlys energianvändning utgörs av naturgas (se figur 4 och 5). Därför diskuteras även effekten av alternativa energiutnyttjande i form av biogas.

I variationsanalysen redovisas bidrag till global uppvärmning, försurning och övergödning.

6.1 Variation av parametrar i havreproduktion

Skulle Oatly inhandla havren från Skånska gårdar istället ifrån Mälardalen som idag så innebär detta givetvis en avsevärt minskad transportsträcka för havren vilket är till gagn för miljön. I variationsanalysen antas transportsträckan för havren vara 50 km för skånsk produktion. Det är vidare nödvändigt att ta hänsyn till vilken påverkan produktionen av havren har i Skåne jämfört med Mälardalen.

Skördenivån för havre är ca 50 % högre i GSS än för SS vilket innebär att en mindre yta behövs för att producera en given mängd havre men detta beror delvis på att mer gödselmedel används. Produktionen av gödselmedel är förknippad med betydande emissioner vilket gör att en ökad användning av sådana får förhållandevis stora konsekvenser för miljön. Samma gödselmedel antas användas för skånsk produktion även om djurgödselanvändningen generellt sätt är av betydande storlek i Skåne. Det antas att ca 580 kg/ha av samma gödselmedel som på Hacksta används vilket motsvarar ca 140 kg N/ha vilket uppges vara medelanvändningen av konventionellt gödselmedel för typområdet *S-Skåne-LL*. I Skåne är jorden ofta sandig och lerfattig och den rikliga nederbörden medför att utlakningsrisken är stor, vilket adderas till det faktum att en större gödselmedelsanvändning än mer ökar på denna risk. (Kyllmar *et al*, 2002) I medel anges kväveutlakningen till mellan 30-40 kg N/ha för Skåne (Gustafsson, 2004). I variationsanalysen används 35 kg/ha för både konventionell och ekologisk odling.

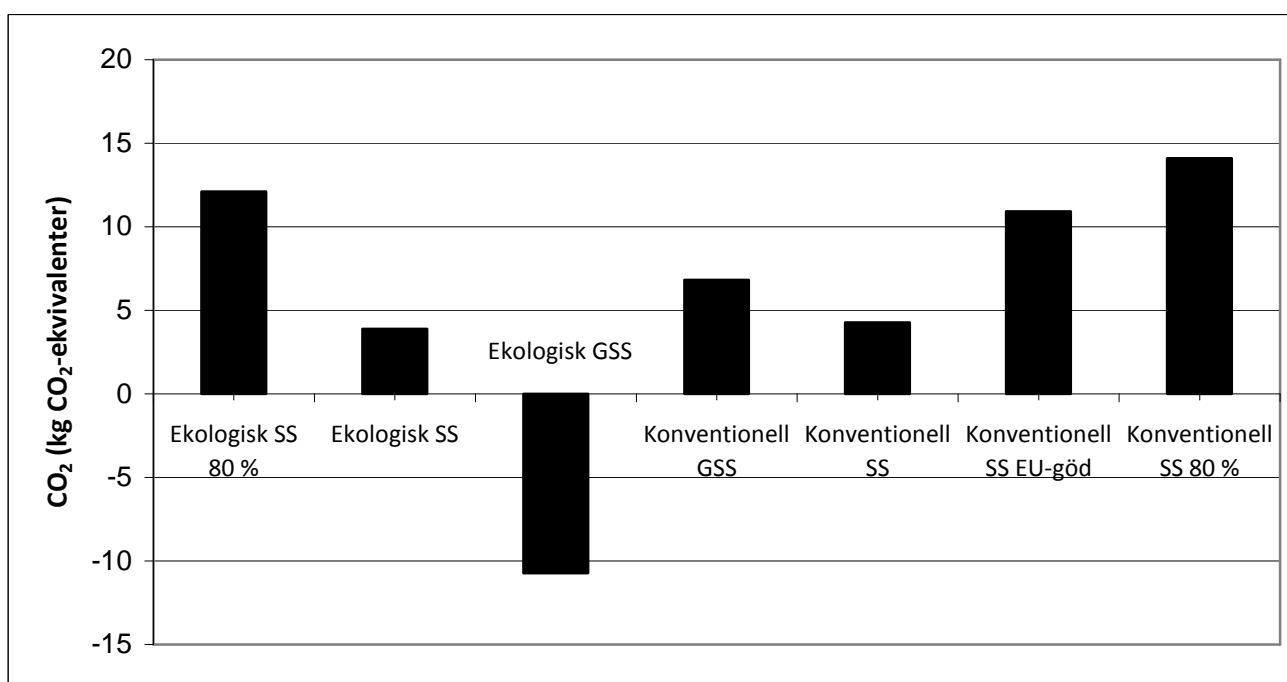
Förklaring till kommande fyra figurer

Ekologisk SS och konventionell SS innebär ekologisk respektive konventionell havreproduktion på Hacksta i Svealands Slättbygder, det vill säga grundscenarierna.

Ekologisk och konventionell GSS innebär ekologisk respektive konventionell havreproduktion i Götalands Södra Slättbygder.

Ekologisk och konventionell SS 80 % innebär ekologisk respektive konventionell havreproduktion med 20 % lägre skörd än ursprungsscenariot.

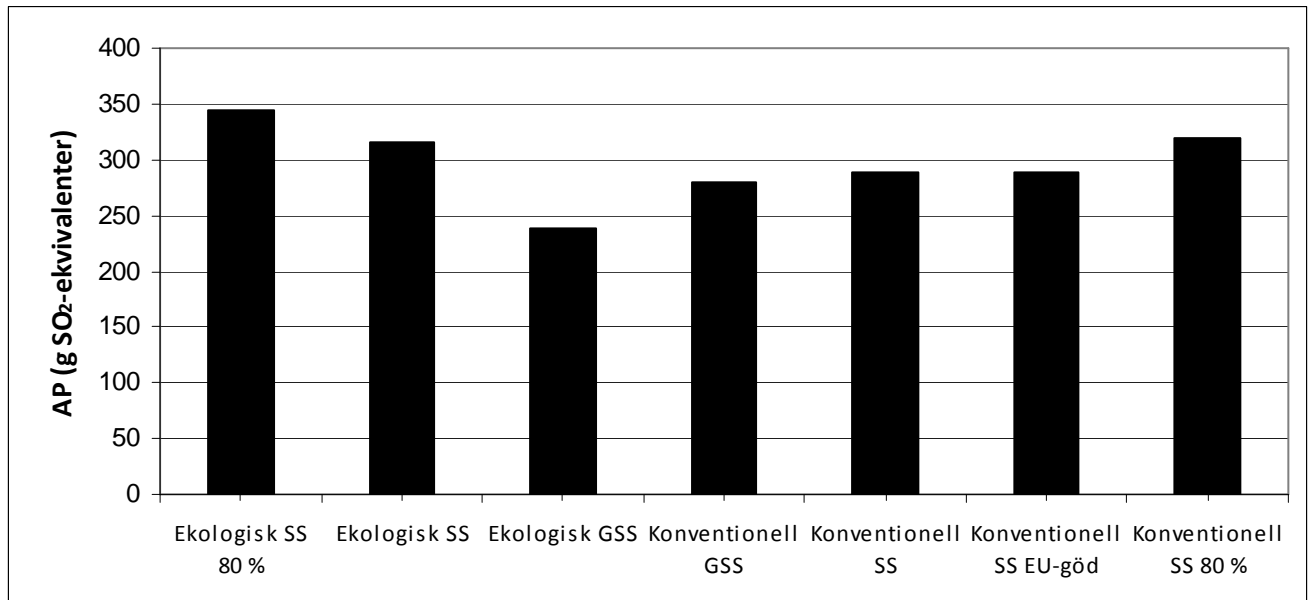
Konventionell SS Eu-göd innebär att gödselmedelsproduktionen är förlagd i Västeuropa och data representerar Davis & Haglund (1999).



Figur 26. Jämförelse av potentiella bidrag till global uppvärmning mellan olika produktionsförutsättningar för havre.

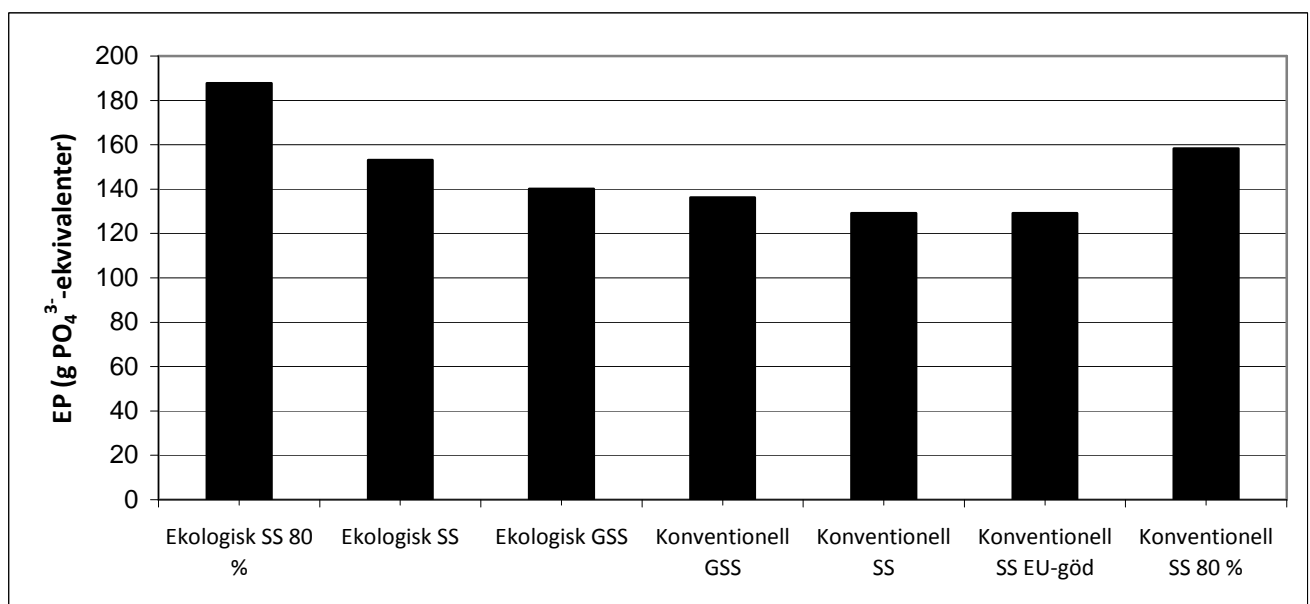
En minskad skörd medför att det potentiella bidraget till den globala uppvärmningen ökar både för konventionell och ekologisk havreproduktion i SS (se figur 26). En 20 % lägre skörd leder till att en ökning av landarealen med 25 % krävs för att producera nödvändig kvantitet havre. Detta betyder att de emissioner från jordbruket som är direkt beroende av använd markyta ökar med 25 % vid denna lägre skörd, vilket gör att jordbrukets totala GWP-bidrag ökar. Lägst är det potentiella bidraget för ekologisk odling i GSS, som faktiskt leder till ett negativt bidrag till den potentiella globala uppvärmningen. Detta beror som tidigare nämnts

på att energin som erhålls vid förbränning av havreskal på kvarnen antas ersätta naturgas och nettoutsläppen av växthusgaser är lägre för förbränning av havreskal jämfört med naturgas. En gödselmedelsproduktion av äldre Västeuropeisk status genererar större potentiellt GWP-bidrag, beroende på att den använda tekniken leder till att utsläppen av växthusgaser vid gödselmedelsproduktionen ökar med omkring 30 %. Det är viktigt att poängtera skillnaderna som föreligger mellan de olika produktionsalternativen inte får speciellt stor utslag totalt sett eftersom jordbruket har en relativt liten betydelse för produktsystemets totala GWP-bidrag.



Figur 27. Jämförelse av potentiella bidrag till försurning mellan olika produktionsförutsättningar för havre.

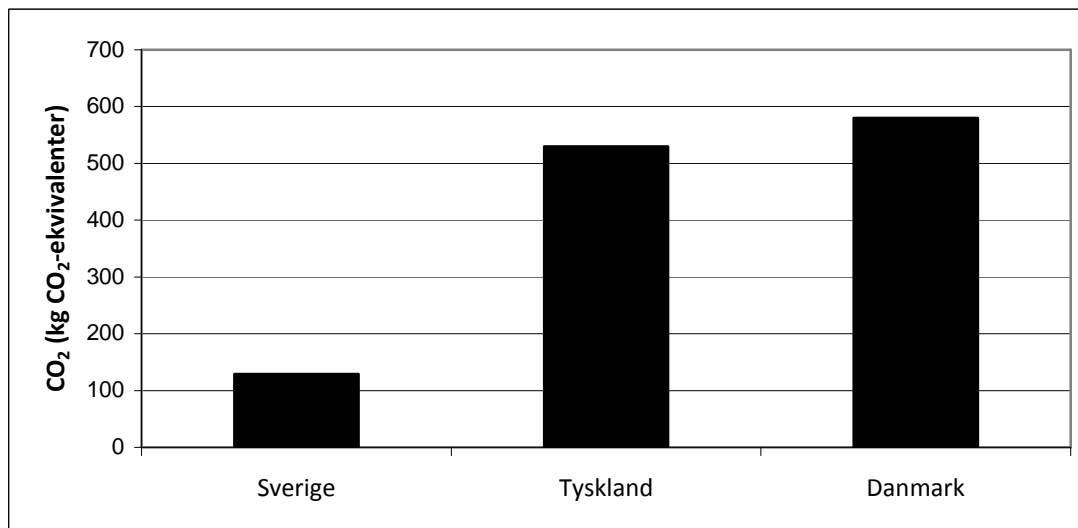
Det potentiella försurningsbidraget är lägst för ekologisk produktion i GSS medan konventionell produktion knappt skiljer mellan område (se figur 27). Skörden har mindre betydelse. Eftersom jordbruket står för omkring 30 % av produktsystemets totala potentiella försurningsbidrag får dock även mindre variationer relativt stor påverkan.



Figur 28. Jämförelse av potentiella bidrag till övergödning mellan olika produktionsförutsättningar för havre.

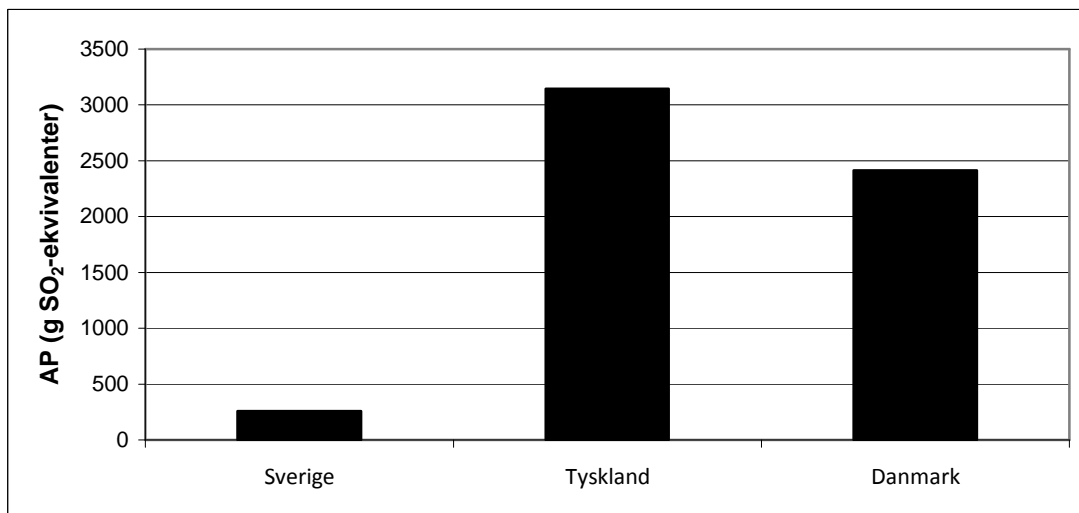
Skörden är viktig både för konventionell och ekologisk produktion och en minskad sådan ger ökning av övergödningspotentialen på omkring 20 % (se figur 28). Utlakningsrisken i GSS är omkring dubbelt så stor som i SS men samtidigt är skörden i den förra omkring 50 % större som i den senare. Den högre utlakningsrisken i GSS väger dock något tyngre vilket medför att läckaget per funktionell enhet är något större i GSS. Transporternas betydelse för övergödningspotentialen syns väl om ekologisk produktion jämförs mellan SS och GSS där köttbensmjölet färdas en avsevärt längre sträcka i det tidigare fallet. Omkring 60 % av produktsystemets totala övergödningspotential kommer från jordbruket (se figur 4 och 5). Det innebär att även små förändringar i jordbrukets övergödningspotential får stora konsekvenser för produktsystemets totala övergödningsbidrag.

6.2 Förändring av användningsfasens el-mix och ursprung



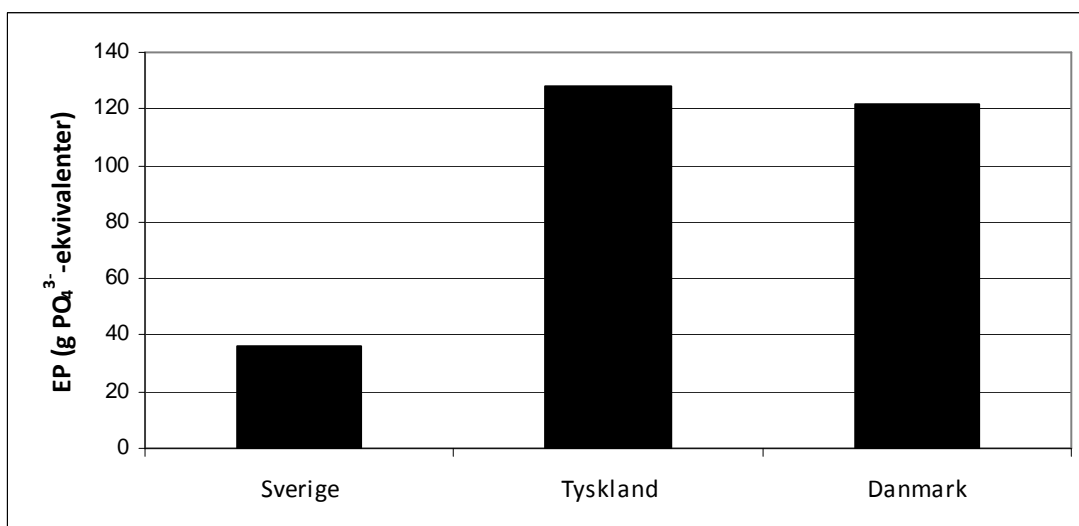
Figur 29. Förändring av användningsfasens potentiella GWP-bidrag (butik och konsument) om denna representerar svensk, tysk eller dansk el-sammansättning.

Om havredrycken säljs i tyska respektive danska butiker och konsumeras av tyska respektive danska konsumenter är det potentiella GWP-bidraget från användningsfasen över fyra gånger större jämfört med om lagring i butik och konsumtion sker i Sverige (se figur 29).



Figur 30. Förändring av användningsfasens potentiella försurningsbidrag om denna representerar svensk, tysk eller dansk el-sammansättning.

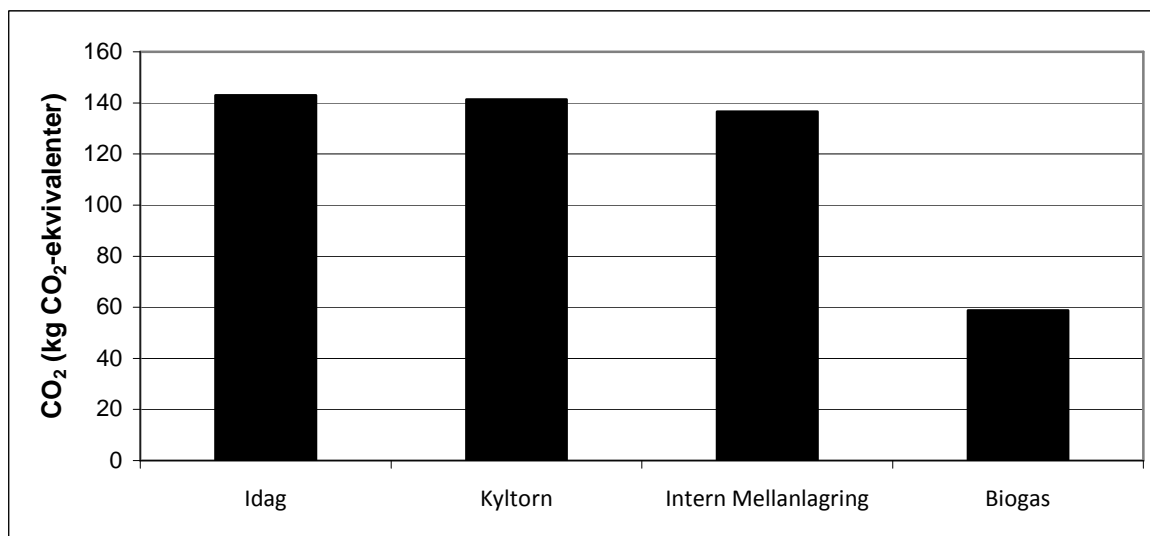
Användningsfasens potentiella försurningbidrag är ca 12 respektive 9 gånger högre om den sker i Tyskland respektive Danmark än om den sker i Sverige (se figur 30).



Figur 31. Förändring av användningsfasens potentiella övergödningsbidrag om denna representerar svensk, tysk eller dansk el-sammansättning.

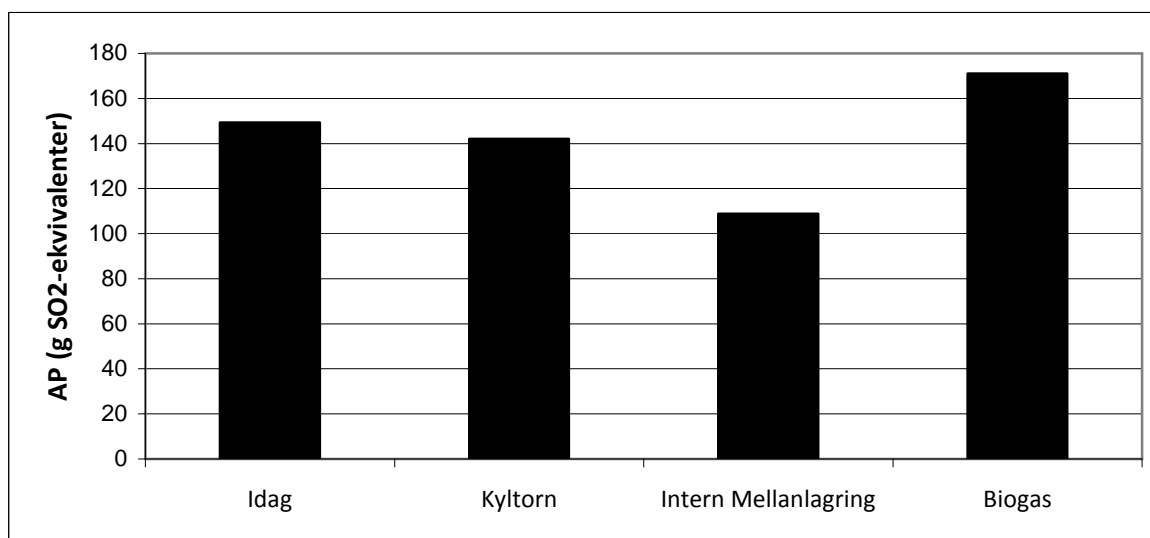
Det potentiella övergödningsbidraget är drygt tre gånger större för både tysk och dansk användningsfas jämfört med en svensk sådan (se figur 31).

6.3 Förbättringsanalys av Oatlyfabriken



Figur 32. Förändring av Oatly-fabrikens potentiella GWP-bidrag om kyltorn uppförs, om lagring av havredryck sker internt eller om fabriken användning av naturgas ersätts med biogas.

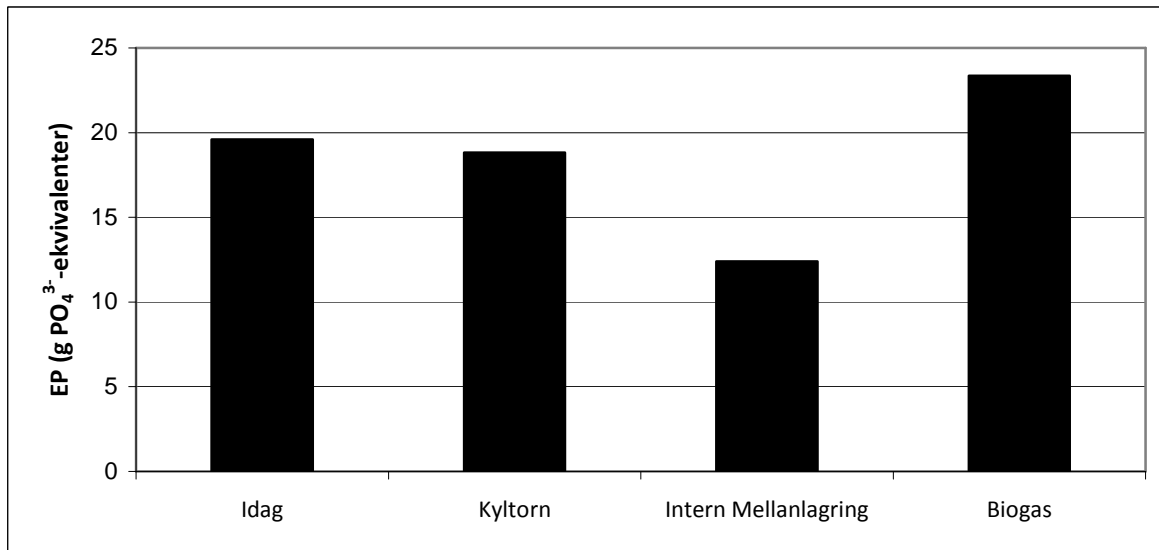
Minskningen av det potentiella GWP-bidraget blir litet om kyltorn uppförs eller mellanlagring sker inom Oatly-byggnaden (se figur 32). Oatly har dock den dominerande posten för produktsystemets GWP-bidrag vilket innebär att även en liten minskning av Oatlys bidrag har ett visst genomslag för produktsystemets totalbidrag. Intern mellanlagring skulle minska Oatlys bidrag med drygt 4 % och produktsystemets totala bidrag med omkring 2 %. Ett byte från naturgas till biogas på Oatlyfabriken får däremot stora konsekvenser för GWP-bidraget. Användning av biogas skulle minska Oatlys GWP-bidrag med 59 % och produktsystemets totala bidrag till global uppvärmning med omkring 27 %.



Figur 33. Förändring av Oatly-fabrikens potentiella försurningsbidrag om kyltorn uppförs, om lagring av havredryck sker internt eller om fabriken användning av naturgas ersätts med biogas.

En dryg 25 % minskning av det potentiella försurningsbidraget ses för intern mellanlagring medan kyltornets effekt är betydligt mindre (se figur 33). Användning av biogas leder till en 15 % större försurningspotential, vilket beror på att produktion och förbränning av biogas leder till större utsläpp av såväl svaveldioxid som kväveoxider jämfört med motsvarande för

naturgas. För produktsystemet totalt sett blir genomslaget mindre, en minskning med 4 % för intern mellanlagring respektive en ökning med 2 % vid användning av biogas. Detta beror på att Oatly inte står för en signifikant del av produktsystemets potentiella försurningsbidrag.



Figur 34. Förändring av Oatly-fabrikens potentiella övergödningsbidrag om kyltorn uppförs, om lagring av havredryck sker internt eller om fabriken användning av naturgas ersätts med biogas.

Övergödningspotentialen minskar med nära 40 % om intern lagring tillämpas medan kyltornets effekt är väsentligt mycket mindre (se figur 34). Användning av biogas ökar däremot övergödningspotentialen, vilket beror på de ökade utsläppen av NO_x som förklarades i samband med figur 33. Intern mellanlagring innebär omkring 3 % reduktion av produktsystemets totala potentiella övergödningsbidrag, medan användning av biogas leder till en ökning på en dryg procent. Detta beror som i fallet med försurning ovan på att Oatly inte ger ett betydande potentiella övergödningsbidrag. För denna miljöeffekt är jordbruket dominerande.

7. Slutsatser & Diskussion

Havredryckens miljöpåverkan skiljer sig åt beroende på om havren odlats ekologiskt eller konventionellt, men skillnaderna är med undantag för övergödningspotentialen små.

Vad det gäller bidraget till den potentiella globala uppvärmningen är bidragen i princip likvärdiga för konventionellt respektive ekologiskt scenario. För det konventionella scenariot utgör Oatlyfabriken 45 % och konsumentens hantering 34 %. Förpackningen står för 12 %, butikshanteringen besitter 7 %, medan jordbruket endast utgör 1 %. Uttryckt i hela procent gäller samma fördelning för det ekologiska scenariot. För båda scenarierna står tillverkningsfasen för 59 % av havredryckens globala uppvärmningspotential.

Det konventionella och ekologiska scenariots potentiella försurningsbidrag är likvärdiga. För fördelningen mellan de olika parametrarna i det konventionella scenariot gäller att jordbruket och förpackning står för 29 % vardera medan Oatly utgör 15 %. Butikshantering och konsumentens hantering bidrar med 13 % vardera. Det ekologiska scenariot uppvisar en liknande fördelning med 31 respektive 28 % för jordbruket respektive förpackning medan Oatly, butik och konsument följer det konventionella scenariots fördelning. Tillverkningsfasen utgör 74 % av havredryckens försurningspotential för båda scenarierna.

Övergödningspotentialen är något högre för det ekologiska scenariot än för det konventionella. 56 % utgörs av jordbruket i det konventionella scenariot medan förpackning står för 20 % och butik 10 %. Oatly besitter 8 % och konsument 6 %. Det ekologiska scenariot har även den sin tyngsta post i jordbruket med 60 %. Förpackningen innehar 18 %, butik 9 %, Oatly 8 % och konsument 5 %. Tillverkningsfasen står för 84 respektive 86 % av havredryckens övergödningspotential för konventionellt respektive ekologiskt scenario.

Potentialen att bilda fotokemiska oxidanter är likvärdiga för båda scenarierna. Även fördelningstrenden är densamma. Det konventionella scenariots bidrag utgörs till 37 % av förpackning, 32 % av jordbruk och 18 % av konsument medan Oatly och butik står för 6 % vardera. Fördelningen för det ekologiska scenariot är 37 % förpackning, 34 % jordbruk, 18 % konsument, Oatly 6 % och butik 6 %. Tillverkningsfasen står för 76 respektive 77 % av havredryckens potential att bilda fotokemiska oxidanter för konventionellt respektive ekologiskt scenario.

För global uppvärmning är det koldioxid som är av störst betydelse i denna studie och står för 86 respektive 90 % av produktsystemets GWP-bidrag för det konventionella respektive det ekologiska scenariot. Det kan dock nämnas att trots lustgasutsläppens ringa storlek så är dessa inte utan betydelse. Lustgasutsläppen är nästan dubbelt så stora för det konventionella scenariot som för det ekologiska mycket relaterat till att produktionen av ammoniumnitratgödsel ger betydande lustgasemissioner.

När försurningspotentialen analyseras utgörs denna för bägge scenarierna till största del av kväveoxider och svaveldioxider. I det konventionella scenariot står NO_x för 65 % och SO_2 för 31 % och i det ekologiska scenariot är motsvarande siffror 62 respektive 35 %.

Den omkring 10 % högre övergödningspotentialen för det ekologiska än för det konventionella scenariot är relaterat till ökade emissioner av kväveoxider från jordbruksmaskiner men framför allt en större fosforutlakning. Båda dessa faktum förklaras med en större erforderlig landareal för den ekologiska havredlingen vilket utmanövrerar att

en mindre kvävemängd läggs på åkern i ekologisk odling. Kväveoxider innehar den tyngsta bidragsposten till övergödningspotentialen för båda de studerade scenarierna och bidrar med 48 %. Även nitrat- och fosforutlakning från jordbruket spelar en viktig roll.

Produktsystemets potential att bilda fotokemiska oxidanter utgörs till största del av kolväten som bidrar med 43 respektive 44 % för konventionellt respektive ekologisk scenario. Kolmonoxid och flyktiga organiska föreningar (VOC) är också betydande och står för 25 respektive 15 % i båda scenarierna.

De toxiska effekterna bedöms som små för bägge scenarierna men användningen av bekämpningsmedel i det konventionella scenariot skulle trots sin ringa mängd kunna ha en effekt på djur- och växtliv.

Variationsanalysen visar betydelsen av en god skörd och att en försämrad sådan innebär tillskott till de ekologiska effekterna där övergödningspotentialen påverkas mest beroende på att jordbruket är klart dominerande för denna miljöeffekt totalt sett i produktsystemet.

Vidare pekar variationsanalysen åt att en förflyttad havreproduktion från Svealands slättbygder till Götalands Södra Slättbygder inte får speciellt stora konsekvenser för någon av de studerade ekologiska effekterna så länge odlingen bedrivs konventionellt. Produktsystemets övergödningspotential påverkas mest och odling i Skåne leder till en ökning av denna med 3 %. De små skillnaderna beror dock inte på att de inbördes förhållandena är precis desamma däremot påverkas de i riktningar som motverkar varandra. Exempelvis är nitratutlakningsrisken generellt omkring dubbelt så stor i Götalands Södra Slättbygder som i Svealands Slättbygder men samtidigt är skörden i den förra generellt 50 % större än i den senare. För den ekologiska produktionen i den sydligare regionen föreligger däremot större skillnader. Produktsystemets potential för global uppvärmning är 5 % lägre, försurningspotentialen är 8 % lägre, medan övergödningspotentialen är 5 % högre i Götalands södra slättbygder jämfört med i Svealands slättbygder. De lägre potentialerna för global uppvärmning och försurning i det sydligare alternativet beror framförallt på att leverantören av Biofer finns i närheten vilket leder till minskade transporter och därmed mindre utsläpp av koldioxid och kväveoxider.

Statusen på den anläggning som producerar ammoniumnitrat har en viss betydelse för produktsystemets potentiella bidrag till den globala uppvärmningen. Detta i form av att på senare år har stora insatser gjorts för att reducera främst koldioxid- och lustgasutsläpp. Produktsystemets globala uppvärmningspotential i medeltal skulle bli omkring 3 % högre om ammoniumnitratet producerats i en äldre anläggning.

Av stor betydelse för användningsfasens (butik och konsument) miljöpåverkan är i vilket land denna är förlagd eftersom elen produceras till varierande grad från olika källor. El producerad från fossila källor som exempelvis kol- och naturgas ger oerhört mycket större emissioner än el från kärn- och vattenkraft.

Oatlyfabrikens miljöpåverkan förändras inte nämnvärt med uppförandet av ett kyltorn i vilken vatten recirkuleras. Självfallet minskar vattenförbrukningen kraftigt men vattenproduktionens miljöbelastning är försvinnande liten jämfört med Oatlyfabrikens totala miljöpåverkan. Däremot skulle en intern lagring av havredrycken generera att Oatly kunde tillskrivas en mindre miljöpåverkan, främst i form av lägre försurnings- och övergödningspotential. Oatlys försurningspotential skulle minska med 27 % medan övergödningspotentialen skulle minska

med hela 37 %. Denna minskning är i stort kopplad till transporten av havredrycken mellan Oatly och mellanlagringsenheten Frigoscandia vilken innebär onödiga utsläpp av vilka NO_x har störst betydelse. För hela produktsystemet skulle en intern mellanlagring innebära att försurningspotentialen minskar med 4 % och övergödningspotentialen med 3 %. För Oatlys del innebär intern mellanlagring en blygsam minskning av dess GWP-bidrag. Oatly är dock dominant för denna miljöeffekt så minskningen är inte obetydlig och uppgår till omkring 2 % av produktsystemets totala potentiella GWP-bidrag. Det bör nämnas att själva lagringen hos Frigoscandia inte påverkar de ekologiska effekterna i någon större utsträckning trots att kylning av havredrycken sker vilken förbrukar en viss el-mängd. Likaledes måste det konstateras att detta är gällande så länge elen representeras av svenska produktionsförfarande. Ett byte från naturgas till biogas på Oatlyfabriken skulle leda till en reduktion av produktsystemets totala GWP-bidrag med hela 27 %. Däremot förändras inte vare sig försurnings- eller övergödningspotentialen för produktsystemet i någon större utsträckning om biogas används istället för naturgas.

Av intresse för Oatly borde också vara den ekonomiska vinningen med att köpa in hela havrekärnor från bönder direkt istället för från kvarnen i Järna. Om havren kunde skalas i direkt anslutning till fabriken med egen utrustning skulle havren köpas in billigare eftersom kvarnprocessen inte längre finns med i kostnadsbilden. Av stor vikt är också den minskade energiförbrukningen som Oatly skulle erfa då den energi som förbränning av skalresterna ger är betydande och denna skulle kunna ersätta delar av den energi man idag betalar för. Energiminskningen uppgår till 26 % vilket i stort sett motsvarar den elenergi Oatly idag köper från elnätet. Givetvis föreligger en kostnad för Oatly för uppförande av anläggning för skalning av havren men detta har inte studerats. Det måste också tydliggöras att ingen miljömässig vinst ligger i egen skalning eftersom produktsystemets totala påverkan inte ändras vid förflyttning av denna till intern drift.

Det måste även tillföras att i denna studie är vissa antaganden av större betydelse än andra och speciellt åsyftas då antagandet kring det organiska gödningsmedlet Biofers produktionsbelastning. Det antogs att ingen miljöpåverkan tillskrevs Biofer före det att kött- och benrester anlät till slakteri. Detta motiverades med att Biofer är en restprodukt från köttindustrin utan andra användningsområden. Det är dock intressant att betrakta Bioferproduktionen som en del i köttindustrin. Det är då lämpligt att göra en ekonomisk allokering baserad på det värde som köttbiprodukter har i relation till det kött som säljs. Ca 10 % ett nötkreaturs ekonomiska värde kan tillskrivas biprodukter där huden är den största men även inälvor och tarmar är inbegripna. Antas exempelvis att köttbensmjölet tillskrivs 1 % av ett nötkreaturs livscykelns påverkan och att ett nötkreaturs ben utgör 25 % av dess kroppsvikt och att allt detta mals till köttbensmjöl så får detta en dramatisk effekt för den ekologiska havredryckingen. Enligt rapporten *Maten och miljön – Livscykelanalys av sju livsmedel* (2002) så bidrar ett kilo nötkött med omkring 14 kg koldioxidekvivalenter. Detta skulle grovt omräknat innebära att det bidrag som 1000 liter ekologiskt producerad havredryck ger till global uppvärmning skulle bli ett hundra gånger större än om produktionsledet fram till malning och torkning av benmjölet helt exkluderades.

Vidare bör det noteras att i denna studie har all produktion av havre antagits ske utan användning av djurgödsel men att användandet av sådan är förknippat med betydande emissioner från åkern, främst ammoniakavgång. I Skåne är användandet av djurgödsel på åkern vanligare än uppåt Mälardalens trakter vilket kan vara av intresse för framtida studier att utröna effekten av (*Kjell Gustafsson, 2007*).

Den oundvikliga förekomsten av spill i produktsystemet har självfallet effekt på slutresultatet. I denna studie har produktionsdata från Oatlyfabriken skalats ner från totalmängder från en längre tidsperiod varpå produktionsstörningar och spill från fabriken inkluderas automatiskt. Spill som förekommer efter att havredrycken lämnat Oatly påverkar inte havredryckens produktsystem eftersom att den funktionella enheten gäller tusen liter producerad och inte konsumerad havredryck. Självfallet är spill allmänt uselt ur miljösynpunkt eftersom detta tenderar att leda till ökad konsumtion av andra livsmedel eller ny havredryck vilket belastar miljön i onödan.

8. Referenser

Tryckta

Ahlberg Eliasson K. Helmersson N, Hushållningssällskapet Västerbotten, Metodikbeskrivning av CO₂-beräkningar kopplat till miljömålet "Begränsad klimatpåverkan",

Ahlgren, S. Miljöpåverkan av kemisk och mekanisk ogräsbekämpning inom lantbruket, Examensarbete, Inst. För biometri och teknik, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala, Sverige, 2003.

Andersson, K. Life cycle assessment of bread produced on different scales. AFR-rapport 214.CIT Ekologik. Göteborg. 1998

Aronsson, H. Torstensson, G, Beräkning av olika odlingsåtgärders inverkan på kväveutlakningen, Avd. för vattenvårdslära, SLU, Uppsala, 2004

Askham, C. et al. Investigating the life-cycle environmental profile of liquid food packaging systems, Tetra Brik Aseptic package and apple juice & Tetra Brik package and milk, Tetra Pak och Stiftelsen Østfoldforskning, 2000.

Askman, G. Miljösystemanalys av Tetra Top förpackningsmaskin TT/3 180V XH för flytande och kylda livsmedel, Miljö- och energisystem, Lunds Tekniska Högskola, 2006.

Baumann, H. Tillman, A-M. The Hitch Hiker's Guide to LCA, An orientation in life cycle assessment methodology and application, Chalmers, 2004

Bell, S. et al. Effect of beta-glucan from oats and yeast on serum lipids, Critical, Reviews in Food Science & Nutrition, 1999

Bergström L. Kirchmann H, Minskar ekologisk odling utlakningen av kväve, Fakta Jordbruk nr 20, 2000

Bernes, C. Persistent Organic Pollutants – A Swedish View of an International Problem, Naturvårdsverket, 2004.

Bernesson Sven, Life cycle assessment of rapeseed oil, rape methyl ester and ethanol as Fuels – a comparison between large and small scale production, rapport 2004:01, Inst. För biometri och teknik, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala, Sverige, 2004

Brandt, N. Gröndahl, F. Kompendium i miljöskydd, Del 4 – Miljöeffekter, KTH Industriell Ekologi, 2000.

Bruksanvisning Electrolux ER8315B

- Börjesson, P. Berglund, M. Miljöanalys av biogassystem, Miljö- och energisystem, Lunds Tekniska Högskola, Rapport nr 45, 2003.
- Börjesson, P. Livscykelanalys av Salixproduktion, Miljö- och energisystem, Lunds Tekniska Högskola, Rapport nr 60, 2006.
- Carlsson, K. och Sonesson, U. Livscykelinventering av butiker, Data och metoder för att beräkna butikens roll vid LCA av livsmedel, SIK-rapport nr 676, 2000.
- Cederberg, C. Dareljus, K. Livscykelanalys av nötkött, Naturresursforum, Landstinget i Halland, 2000.
- Centrum för Miljödriven Företagsutveckling (CMF), Tema: Produktutveckling, Nyhetsbrev nr 1, 2007.
- Coulter, T.P. Food the chemistry of its components, The Royal Society of Chemistry, Cambridge, 2002.
- Eide M H, Life cycle assessment of industrial milk production, Department of food science, Chalmers university of technology, Göteborg, Sweden, 2002
- Ekonytt, Informationsbrev till ekologiska odlare och andra intresserade, nr 6, 2003,
- Flysjö, A. Strid, I. Livscykelanalys av ensilage – jämförelse av tornsilo, plansilo och rundbal, Sverige, Uppsala, Inst. För biometri och teknik, Sveriges lantbruksuniversitet, 2007
- Gustafsson, A. Utlakningskoefficienter för N o P från Svensk åkermark, Swedish University of agricultural sciences, 2004
- Hansson, E. Gödslings och kalkningsråd för ekologisk odling, hushållningssällskapet Kristianstad, 2002
- ISO 14044 – Miljöledning – Livscykelanalys – Krav och vägledning, 2006
- IPCC, N₂O emissions from managed soils, and CO₂ emissions from lime and urea application. Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Volume 4, Agriculture, Forestry and Other Land Use. Chapter 11. Intergovernmental Panel on Climate Change, 2006.
- ISO 14043. Environmental management - Life cycle assessment - Life cycle interpretation, 2000
- Jordbruksstatistisk årsbok 2007, 12 Jordbrukets miljöpåverkan, 2007
- Jordbruksverket, Villkor för användning av konventionellt obetat utsäde och vegetativt förökningsmaterial i ekologisk odling under 2007, 2007
- Kväve- och fosforbalanser för jordbruksmark och jordbrukssektor 2003, Sveriges Officiella statistik, 2003
- Kyllmar, K. et al. Metod för bestämning av jordbrukets kvävebelastning i mindre

- avrinningsområden samt effekter av läckagereducerande åtgärder, Avdelningen för vattenvårdslära, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala, 2002
Lantmännen, Steg mot Hållbarhet, 2007
- Lindahl, M. Rydh, C-J. Tingström, J. En liten lärobok om livscykelanalys, Institution för teknik, högskolan i Kalmar, 2002
- Lindfors, L-G. et al. Nordic guidelines on life-cycle assessment. Nord 1995:20. Århus, Denmark: Nordic Council of Ministers, 1995
- Lindfors, L-G. Vägledning för livscykelanalyser (LCA), sammanfattning av LCA-norden, Rapport 4537, Institutet för vatten- och luftvårdsforskning, Naturvårdsverket, 1996.
- Marmolin et al, Spannmål som en framtida energikälla för uppvärmning, Hushållningssällskapet, HS rapport nr 2, 2004.
- Mattson, B, Environmental life cycle assessment of agricultural food production. Doctoral thesis, Department of agricultural engineering, SLU, Alnarp, 1999
- Regler för KRAV-certifierad produktion, utgåva sept 2007, Växtodling, 2007
- Rehnlund et al, Framtida möjligheter med nya drivmedel – en utvärdering av LIP-finansierade åtgärder inom alternativa drivmedel, Naturvårdsverket, 2004.
- Rydberg et al, LCA of the Tetra Brik milk packaging system, Product and process development options for improved environmental performance, Chalmers industriteknik, 1995.
- Sonesson, U. Davis, J. Environmental system analysis of meals, Model description and data used for two different meals. SIK-Rapport No 735. Institutet för livsmedel och bioteknik, Göteborg, 2001.
- Sveriges officiella statistik, Statistiska meddelanden, Kväve- och fosforbalanser för jordbruksmark och jordbrukssektor 2003, 2003
- Sweco Viak, Hälsa- och miljörisker, BT Kemi huvudstudie hälso- och miljörisker, 2004
- Tillman, A-M. Godstransporter i livscykelanalys. Schablonvärden för energianvändning och Emissioner. TEP Report 1994:1
- Uppenberg et al, Miljöfaktabok för bränslen – Del 1. Huvudrapport, IVL Svenska Miljöinstitutet AB, 2001.
- Välmaa, C. Stadig, M. Växtnäring i livscykelanalys, SIK-rapport nr 637, Institutet för livsmedel och bioteknik, Göteborg, Sverige
- Wallén, E. Livscykelanalys av dricksvatten, En studie av ett vattenverk i Göteborg, Examensarbete/rapport, Department of technical environmental planning, Chalmers University of technology 1999:3, 1999

Warfvinge, P. Miljökemi - Miljövetenskap i biogeokemiskt perspektiv, Lund, 1997.

Westlin et al, Förbränning av otorkad havre och havrefrånrens – Hur fungerar förbränningen och hur påverkas ekonomin, JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik, 2007.

Internet

Ekologiska lantbrukarna, www.ekolantbruk.se/faq/vaxtnaring/kvave.asp, erhöills 20071012

Energi & Miljöfakta, Avgasutsläpp, 2006,
http://www.energiochmiljo.se/abonnemang.asp?cat=abo_mall&sid=1268,
erhöills 20071115

Europeiska kommissionen, ekologiskt jordbruk, jordbruk och landsbygdsutveckling,
http://ec.europa.eu/agriculture/qual/organic/seeds/index_sv.htm, erhöills 20071212

Frigoscandia, About Frigoscandia,
<http://www.frigoscandiadistribution.com/AboutFrigoscandia/>, erhöills 20071024
Frigoscandia distributions, 2007
www.frigoscandiadistribution.com

Google Maps Sverige, 2007
maps.google.se

Handla ekologiskt i Varberg, 2007,
<http://handlaekologisktivarberg.blogspot.com/2007/02/finkornigt-havsslat-atlantis-frn.html>, erhöills 2007-10-15

Hoffman Markus, Naturskyddsföreningen, Övergödning – växtnäringsförluster skapar miljöproblem, <http://www.snf.se/verksamhet/jordbruk/naringslackage.htm>, erhöills 2007-09-20

KRAV, KRAV-godkänd växtodling,
http://www.krav.se/ArticlePages/200408/20/20040820133750_public252/20040820133750_public252.dbp.asp?type=vaxtodling, erhöills 2007-10-15

NSR Biogas
<http://www.nsr.se/Biogas/fbransle.pdf>

NSR Årsredovisning presentation 2006
[nsr.se/media/NSR_AR_06_pres%20.pdf](http://www.nsr.se/media/NSR_AR_06_pres%20.pdf)

Pettersson Olle, Ekologisk produktion, livsmedelssverige,
http://www.livsmedelssverige.org/ekol_prod/ekol_prod.htm, erhöills 2007-09-20
Livsmedelssverige, EU-regler,
<http://www.livsmedelssverige.org/ekologiskmat/regler.htm>,
erhöills 20071012

Preem, 2007
www.preem.se

Råd & Rön, Test av diskmaskiner, 2005
http://www.radron.se/upload/tabeller/2005/nr_3/050314_03_diskmaskiner.pdf

Statistiska centralbyrån (SCB), 2008
http://www.scb.se/templates/pressinfo_____227280.asp

Sveriges officiella statistik, Statistiska meddelanden, Skörd för ekologisk och konventionell odling 2004,
http://www.sjv.se/webdav/files/SJV/Amnesomraden/Statistik,%20fakta/Vegetabilieproduktion/JO16/JO16SM0502/JO16SM0502_kommentarer.htm, erhöles 2007-09-20

Tetra Pak, 2007
www.tetrapak.se

Wikipedia, Ekologiskt jordbruk, http://sv.wikipedia.org/wiki/Ekologiskt_jordbruk, erhöles 2007-10-12

Muntliga

Till dessa räknas alla diskussioner, telefon- och mail-kontakter som skett under hösten 2007

Frigoscandia Distribution

Hanna Carlström
Email: Hanna.Carlstrom@frigoscandia.se

HCAB

Carl M Hamilton
Tel: 0733300100
Email: carl@hcab.se

Jordbruksverket

Janne Linder
Email: janne.linder@sjv.se

Lantmännen

Slobodan Carapic
Tel: 0709278757
Email: slobodan.carapic@cerealiam.se

Kjell Gustafsson
Tel: 0706240036
Email: kjell.gustafsson@lantmannen.com

Göran Karlsson
Email: goran.karlsson@lantmannen.com

Margaretha Månsson
Email: margaretha.mansson@lantmannen.com

LTH

Pål Börjesson
Tel: 046 222 86 42
Email: pal.borjesson@ miljo.lth.se

Ingegerd Sjöholm
Tel: 046 222 46 22
Email: ingeagerd.sjoholm@food.lth.se

NSR

Karin Eken Södergård
Tel: 0702107860
Email: karin.eken-sodergard@nsr.se

Oatly

Angeliki Öste Triantafyllou
Email: angeliki.triantafyllou@oatly.com

Odling i balans

Lars Törner
Tel: 0733304200
Email: info@odlingibalans.com

SLU

Ingrid Strid
Tel: 018 67 17 43
Email: ingrid.strid@bt.slu.se

Tetra Pak

Agneta Melin
Tel: 0708696932
Email: agneta.melin@tetrapak.com

Jens Mogard
Tel: 0733362082
Email: jens.mogard@tetrapak.com

Yara

Mogens Erlingsson
Tel: 0706703030
Email: mogens.erlingsson@yara.com

Appendix A – Inventeringssummering

Tabell 1. Inventeringssummering

Emissioner (g/fe)	Havre (konv)	Havre (ekol)	Förpackning	Oatly	Butik	Konsument	Totalt
CO2	-2,144E+04	-8,232E+03	2,394E+04	1,375E+05	2,224E+04	1,042E+05	2,581E+05
CO2 GWP	0,000E+00	0,000E+00	1,572E+03	0,000E+00	0,000E+00	0,000E+00	1,572E+03
CO	2,170E+03	2,176E+03	2,830E+01	4,111E+01	2,495E+01	2,371E+02	4,677E+03
CH4	2,762E+00	-6,180E+00	6,023E+02	1,552E+02	1,890E+01	8,092E+01	8,539E+02
HC	3,527E+01	4,515E+01	1,660E+02	9,602E+00	1,722E+01	1,007E-01	2,733E+02
N2O	7,979E+01	3,483E+01	1,147E-01	9,418E+00	1,429E-04	1,019E+00	1,252E+02
NOX	2,177E+02	2,978E+02	2,191E+02	1,484E+02	1,738E+02	1,022E+02	1,159E+03
NH3	1,745E+01	1,636E+01	1,344E-02	1,753E-01	8,484E-02	3,159E-01	3,441E+01
NO3-	6,909E+02	6,478E+02	0,000E+00	2,059E-02	0,000E+00	0,000E+00	1,339E+03
NH4+	0,000E+00	0,000E+00	0,000E+00	2,728E-01	0,000E+00	0,000E+00	2,728E-01
N	0,000E+00	0,000E+00	4,864E+00	1,591E-01	0,000E+00	0,000E+00	5,023E+00
PO43-	0,000E+00	0,000E+00	0,000E+00	1,999E-05	0,000E+00	0,000E+00	1,999E-05
P	8,328E+00	1,428E+01	3,660E-01	1,391E-02	0,000E+00	0,000E+00	2,299E+01
SO2	1,014E+02	7,617E+01	1,311E+02	4,560E+01	9,079E+00	5,440E+01	4,177E+02
COD	0,000E+00	0,000E+00	6,907E+02	3,721E-01	5,233E-02	4,632E-01	6,916E+02
HCl	5,206E-01	0,000E+00	-9,449E-01	2,904E-01	0,000E+00	0,000E+00	-1,339E-01
VOC	-1,851E+00	-1,242E+00	3,524E-01	2,670E+01	1,116E+00	8,509E+01	1,102E+02
HF	0,000E+00	0,000E+00	6,208E-01	9,965E-03	0,000E+00	0,000E+00	6,308E-01
HNO3	0,000E+00	0,000E+00	0,000E+00	0,000E+00	0,000E+00	0,000E+00	0,000E+00
Energi (MJ/fe)							
Olja, tungt bränsle (eo5)	0,000E+00	0,000E+00	7,661E+01	0,000E+00	0,000E+00	0,000E+00	7,661E+01
Olja, eldning	3,762E+01	3,762E+01	0,000E+00	0,000E+00	0,000E+00	0,000E+00	7,523E+01
Diesel	7,323E+01	1,256E+02	1,892E+01	0,000E+00	0,000E+00	0,000E+00	2,177E+02
Diesel, ny	0,000E+00	0,000E+00	1,700E+01	0,000E+00	0,000E+00	0,000E+00	1,700E+01
Diesel, båt	0,000E+00	0,000E+00	1,529E+01	0,000E+00	0,000E+00	0,000E+00	1,529E+01
Diesel, lastbil	8,075E+01	1,817E+02	0,000E+00	8,602E+01	2,600E+02	0,000E+00	6,085E+02
							-
Värme	0,000E+00	0,000E+00	-3,639E+01	0,000E+00	0,000E+00	0,000E+00	3,639E+01
Naturgas	-7,181E+02	-5,533E+02	2,575E+01	1,921E+03	0,000E+00	0,000E+00	6,758E+02
Fossilt bränsle	0,000E+00	0,000E+00	2,364E+02	0,000E+00	0,000E+00	0,000E+00	2,364E+02
Fossil feedstock	0,000E+00	0,000E+00	2,747E+02	0,000E+00	0,000E+00	0,000E+00	2,747E+02
Förnybara bränslen	0,000E+00	0,000E+00	5,795E+01	0,000E+00	0,000E+00	0,000E+00	5,795E+01
							-
Biomass fuel	0,000E+00	0,000E+00	-2,181E+01	0,000E+00	0,000E+00	0,000E+00	2,181E+01
Biomass feedstock	0,000E+00	0,000E+00	5,867E+02	0,000E+00	0,000E+00	0,000E+00	5,867E+02
Bark furnace	0,000E+00	0,000E+00	7,942E+00	0,000E+00	0,000E+00	0,000E+00	7,942E+00
Biogas	0,000E+00	0,000E+00	0,000E+00	2,920E+01	0,000E+00	0,000E+00	2,920E+01
Bensin	0,000E+00	0,000E+00	0,000E+00	-3,008E+01	0,000E+00	1,173E+03	1,143E+03
							-
Coal Furnace	0,000E+00	0,000E+00	-2,001E+01	0,000E+00	0,000E+00	0,000E+00	2,001E+01
Energi	1,284E+02	0,000E+00	0,000E+00	0,000E+00	0,000E+00	0,000E+00	1,284E+02
El, svensk	5,400E+00	5,400E+00	2,188E+02	7,606E+02	3,849E+02	1,429E+03	2,804E+03
El	0,000E+00	0,000E+00	6,483E+01	0,000E+00	0,000E+00	0,000E+00	6,483E+01
Resurser (per fe)							
Vatten (liter)	0,000E+00	0,000E+00	1,757E+03	1,300E+04	2,275E+02	2,014E+03	1,700E+04
NaOH (kg)	0,000E+00	0,000E+00	0,000E+00	4,635E+00	0,000E+00	0,000E+00	4,635E+00
HNO3 (kg)	0,000E+00	0,000E+00	0,000E+00	1,059E+00	0,000E+00	0,000E+00	1,059E+00

Appendix B - Karakteriseringsindex

Tabell 1. Karakteriseringsindex för ekologiska effekter

Emissioner	Global uppvärmning ¹ GWP g CO2-ekv./g	Försurning ² AP g SO2- ekv./g	Övergödning ² EP gPO43-- ekv./g	Bildning av fotokemiska oxidanter ³ POCP g C2H2-ekv./g
CH4	2,30E+01			6,00E-03
CO				2,70E-02
COD			2,20E-02	
CO2	1,00E+00			
HC				5,03E-01
HCl		8,80E-01		
HF		1,60E+00		
HNO3			1,00E-01	
N			4,20E-01	
NH3		1,88E+00	3,50E-01	
NH4+			3,30E-01	
N2O	2,96E+02			
NO3-			1,00E-01	
Nox		7,00E-01	1,30E-01	2,80E-02
P			3,06E+00	
PO43-			1,00E+00	
SO2		1,00E+00		4,80E-02
VOC				4,31E-01

¹ Källa: IPCC, 2006

² Källa: Baumann och Tillman, 2004

³ Källa: Baumann och Tillman, 2004. Karakteriseringsindex för HC och VOC är beräknade genom ett medel för kolväten respektive flyktiga organiska föreningar

Appendix C - Energi

Tabell 1. Sammansättning av svensk el tillförd det svenska elnätet 1999

Kraftslag	% av tillförd el
Vattenkraft	4,82E+01
Kärnkraft	4,43E+01
Vindkraft	2,30E-01
Kraftvärme olja	1,33E+00
Kraftvärme kol	2,43E+00
Kraftvärme naturgas	4,70E-01
Kraftvärme biobränsle	2,81E+00
Oljekondens	2,00E-01
Tillförd el	1,00E+02

Källa: Uppenberget et al, 2001

Tabell 2. Emissioner för produktion av el tillförd det svenska elnätet 1999

Emissioner till luft (g/MJ)	
SO ₂	1,30E-02
Nox	1,50E-02
CO	1,80E-02
CO ₂	7,84E+00
N ₂ O	7,10E-04
NMVOC ^a	2,90E-03
CH ₄	4,90E-02
NH ₃	2,20E-04
Partiklar	2,50E-03

Källa: Uppenberget et al, 2001

^aNMVOC = icke metan kolväten

Tabell 3. Energiinnehåll och emissioner per MJ värme producerad i villapanna, inkl precombustion

	Olja	Naturgas
Energiinnehåll (MJ/kg)	4,16E+01 ^a	4,39E+01 ^b
Energiinnehåll (MJ/liter)	3,87E+01 ^a	3,64E-02 ^b
Densitet (kg/liter)	9,30E-01 ^a	8,30E-04 ^b
Emissioner till luft (g/MJ)		
Nox	1,10E-01 ^c	3,10E-02 ^c
Sox	4,70E-02 ^c	3,40E-03 ^c
CO	3,80E-02 ^c	1,00E-02 ^c
NMVOG	2,10E-02 ^c	3,70E-03 ^c
CO2	9,50E+01 ^c	6,20E+01 ^c
N2O	6,40E-04 ^c	6,10E-04 ^c
CH4	5,20E-03 ^c	1,20E-02 ^c
Partiklar	1,80E-03 ^c	3,40E-04 ^c
NH3	1,20E-04 ^c	- ^c

^a Källa: www.Preem.se, 2007

^b Källa: www.swedegas.se, 2007

^c Källa: Uppenberget al, 2001; hämtade utsläppsdata för produktion och distribution av bränslena från Sydkraft (2000) och utsläppsdata för förbränning ifrån Boström et al (1998). Värdena för naturgas representerar dansk naturgas. "-" innebär avsaknad av data.

Tabell 4. Energiinnehåll och emissioner per MJ bensin för lätta fordon, inklusive precombustion

	Bensin	
Energiinnehåll (MJ/kg)	4,38E+01	Källa: Preem, 2007
Energiinnehåll (MJ/liter)	3,26E+01	Källa: Preem, 2007
Densitet (kg/liter)	7,45E-01	Källa: Preem, 2007
Emissioner till luft (g/MJ)		
Nox	6,80E-02	Källa: Uppenberget al, 2001
Sox	3,00E-02	Källa: Uppenberget al, 2001
CO	1,80E-01	Källa: Uppenberget al, 2001
NMVOG	6,90E-02	Källa: Uppenberget al, 2001
CO2	7,90E+01	Källa: Uppenberget al, 2001
N2O	2,00E-02	Källa: Uppenberget al, 2001
CH4	9,00E-03	Källa: Uppenberget al, 2001
Partiklar	4,50E-03	Källa: Uppenberget al, 2001
NH3	-	Källa: Uppenberget al, 2001

Tabell 5. Emissioner per MJ biogas för lätta fordon, inklusive precombustion

	Biogas
Emissioner till luft (g/MJ)	
NO _x	4,60E-02
SO ₂	4,20E-03
CO	3,62E-02
NMVOG	1,80E-02
CO ₂	3,48E+00
CH ₄	6,60E-01
Partiklar	3,50E-03
NH ₃	-

Källa: Uppenberg et al, 2001

Tabell 6. Förbränning av havre

	Havre
Energiinnehåll (MJ/kg) ¹	1,50E+01
Emissioner till luft (g/MJ)²	
Nox	1,25E-01
So2	7,90E-02
CO	2,41E+00
HC	2,80E-02
CO2	-

¹ Källa: Westlin et al, 2007

² Källa: Uppskattning utifrån emissioner vid förbränning av halm från Börjesson, 2003

Appendix D – Transporter

Tabell 1. Sträcka, vikt och beskrivning av direkta transporter

Benämning sträcka	Avstånd ^a km	Transporterad vikt ^b ton/fe	Transportbeskrivning
Glomfjord - Enköping	1171	1,14E-02	Mineralgödselmedel till gård
Klippan - Enköping	584	3,57E-02	Organiskt gödselmedel till gård
Enköping - Järna	89	1,71E-01	Oskalad havre från gård till kvarn
Järna - Landskrona	533	1,20E-01	Skalad havre från kvarn till Oatly
Lund - Landskrona	35	2,70E-02	Förpackning från Tetra Pak till Oatly
Landskrona - Staffanstorps	46	1,00E+00	Förpackad havredryck från Oatly till Frigoscandia
Kävlinge - Klippan	51	3,89E-02	Restprodukter från slakteri till Bioferproducent
Staffanstorps - Butiker	400	1,00E+00	Förpackad havredryck från Frigoscandia till butiker i Sverige

^a Källa: Sträckorna har uppskattats med Google Maps kartfunktioner, 2007

^b Källa: Dahllöv & Gustafsson, 2007

Tabell 2. Fordonstyper och deras karakteristika använda i denna studie

Fordonstyp	Total vikt (ton)	Lastkapacitet (ton)	Ungefärlig längd (m)
Lätt lastbil, närdistribution	3,5-14	1,5-8,5	9
Medeltung lastbil, regional distribution	14-24	8,5-14	10
Tung lastbil, fjärtransport	60	40	24

Källa: Baumann & Tillmann, 2004

Tabell 3. Energiåtgång och emissioner för olika fordonstyper härstammandes från olika tider, inklusive precombustion

	Lätt lastbil, närdistribution			Medeltung lastbil, regional distribution			Tung lastbil med släp, fjärrtransport		
	Sv 1993 ^a	Euro 2 ^b	Euro 3 ^c	Sv 1993 ^a	Euro 2 ^b	Euro 3 ^c	Sv 1993 ^a	Euro 2 ^b	Euro 3 ^c
Energi (MJ/tkm)	2,20E+00	2,41E+00	2,41E+00	1,70E+00	1,87E+00	1,87E+00	9,70E-01	6,50E-01	6,50E-01
Emissioner (g/tkm)									
CO ₂	1,70E+02	1,76E+02	1,76E+02	4,55E+01	1,36E+02	1,36E+02	7,97E+01	4,80E+01	4,80E-02
NO _x	1,98E+02	1,60E+00	1,60E+00	5,29E+01	1,20E+00	9,00E-01	9,28E+01	4,20E-01	3,00E-01
HC	2,20E-01	1,60E-01	1,60E-01	5,88E-02	1,20E-01	1,20E-01	1,03E-01	4,30E-02	4,30E-02
Partiklar	-	2,50E-02	1,90E-02	-	1,90E-02	1,50E-02	-	6,70E-03	5,20E-03
CO	7,48E-01	1,70E-01	1,50E-01	2,00E-01	1,30E-01	1,20E-01	3,51E-01	4,50E-02	4,10E-02
SO ₂	2,07E-01	4,30E-02	4,30E-02	5,53E-02	3,40E-02	3,40E-02	9,69E-02	1,00E-02	1,00E-02
Emissioner (g/MJ)									
CO ₂	7,74E+01	7,30E+01	7,30E+01	7,74E+01	7,27E+01	7,27E+01	7,74E+01	7,38E+01	5,85E-02
NO _x	9,00E+01	6,64E-01	6,64E-01	9,00E+01	6,42E-01	4,81E-01	9,00E+01	6,46E-01	4,62E-01
HC	1,00E-01	6,64E-02	6,64E-02	1,00E-01	6,42E-02	6,42E-02	1,00E-01	6,62E-02	6,62E-02
Partiklar	-	1,04E-02	7,88E-03	-	1,02E-02	8,02E-03	-	1,03E-02	8,00E-03
CO	3,40E-01	7,05E-02	6,22E-02	3,40E-01	6,95E-02	6,42E-02	3,40E-01	6,92E-02	6,31E-02
SO ₂	1,10E-01	1,78E-02	1,78E-02	1,10E-01	1,82E-02	1,82E-02	1,10E-01	1,54E-02	1,54E-02

^a Källa: Data avser den svenska fordonsparken 1993. De kortväga transporter (distribution) baseras på en utnyttjandegrad av 48 % och avser ett medelvärde av 7 tons och 14 tons lastbilar. De långväga transporter baseras på en utnyttjandegrad av 60 % och representerar 50 tons lastbil med släp. Källa: Tillman, 1994 (via Lenner 1993)

^b Källa: Euro 2 avser fordon tillverkade mellan 1996-2000. Data baseras på en utnyttjandegrad av 70 % och bränsle av miljöklass 1. Källa: NTM 2002

^c Källa: Euro 3 avser fordon tillverkade senare än 2000. Data baseras på en utnyttjandegrad av 70 % och bränsle av miljöklass 1. Källa: NTM 2002

Emissioner i g/MJ har fått genom division av emissionfaktor uttryckt i g/tkm med aktuell energiåtgång.

Appendix E - Produktion av dricksvatten

Tabell 1. Produktion av dricksvatten

Energi (MJ/m3)	
El	3,237E+00
olja	5,478E-01
kol	2,426E-01
diesel	2,424E-01
naturgas	1,363E-01
Emissioner (g/m3)	
CO2	1,214E+02
Nox	4,500E-01
SO2	2,700E-01
CO	8,000E-02
partiklar	2,100E-01
HC	5,000E-02
COD	2,300E-01
BOD	1,000E-02
Resurser (g/m3)	
kalksten	3,900E+01
bauxit	2,370E+01
stensalt	1,680E+01
olja	1,500E+00
järnmalm	1,000E+00

Källa: Wallén, 1999

Appendix F1 – Konventionellt Jordbruk

Tabell 1. Användning av bekämpningsmedel på Hacksta

Namn	Mängd		Aktiv substans			Användning ^{a,c}
	l/ha ^a	l/fe ^b	Namn ^c	g/l ^{b,c}	g/fe ^b	
Ariane S	2,00E+00	7,14E-02	MCPA (kaliumsalt)	2,38E+02	1,70E+01	Ogräsbekämpning
			Fluroxipyr-1-metylheptylester	5,80E+01	4,14E+00	
			Klopyralid	2,00E+01	1,43E+00	
Amistar	2,50E-01	7,00E-03	Azoxystrobin	2,50E+02	2,23E+00	Svampbekämpning
Pirlimor	1,00E-01	2,80E-03	Pirimikarb	5,00E-02	1,79E-03	Insektsbekämpning
Total	2,35E+00	8,12E-02		5,66E+02	2,48E+01	

^a Källa: Personligt meddelande Lars Törner, 2007

^b Källa: Dahllöv & Gustafsson, 2007

^c Källa: Kemikalieinspektionens hemsida, SPIDER

Tabell 2. Kemiska formler för de aktiva substanser som ingår i bekämpningsmedel använda på Hacksta

Aktiv substans	Kemisk formel
MCPA	C ₉ H ₉ ClO ₃ .K
Fluroxipyr-1-metylheptylester	C ₁₅ H ₂₁ Cl ₂ FN ₂ O ₃
Klopyralid	C ₆ H ₃ Cl ₂ NO ₂
Azoxystrobin	C ₂₂ H ₁₇ N ₃ O ₅
Pirimikarb	C ₁₁ H ₁₈ N ₄ O ₂

Källa: Kemikalieinspektionens hemsida, SPIDER

Tabell 3. Energianvändning och emissioner för produktion av bekämpningsmedel

Energi (MJ)	per kg aktiv substans ^a	per fe ^b
Total	1,98E+02	4,91E+00
Diesel	5,81E+01	1,44E+00
Eldningsolja	3,25E+02	8,06E+00
Naturgas	7,14E+02	1,77E+01
Elektricitet	3,61E+02	8,95E+00
Emissioner (g)		
CO ₂	4,92E+03	1,22E+02
CH ₄	1,80E-01	4,46E-03
N ₂ O	1,51E+00	3,74E-02
SO ₂	1,74E+01	4,32E-01
CO ₂	2,66E+00	6,60E-02
Nox	6,92E+00	1,72E-01
HCl	2,10E+01	5,21E-01
NH ₃	1,60E-01	3,97E-03

^a Källa: Kaltschmitt & Reinhardt, 1997

^b Källa: Dahllöv & Gustafsson, 2007

Tabell 4. Emissioner och resursförbrukning för produktion av NPK-gödselmedel

	Kväve per kg N	Fosfor Per kg P	Kalium Per kg K
Energi, MJ ^a	4,00E+01	3,06E+01	9,60E+00
Emissioner, g			
CO ₂ ^a	2,27E+03	3,08E+03	5,53E+02
CO ^b	1,49E+00	4,24E+00	3,10E-01
NO _x ^b	5,72E+00	1,83E+01	6,90E-01
SO ₂ ^b	4,84E+00	3,83E+01	1,30E-01
HC ^b	8,30E-05	2,11E-04	8,40E-02
CH ₄ ^b	3,04E+00	5,68E+00	2,00E-02
Partiklar ^b	9,20E-01	5,91E+00	3,00E-02
N ₂ O ^a	1,48E+01	2,86E-01	5,00E-02

^aJensen & Kongshaug, 2003. No transport included

^bDavis & Haglund

All data avser slutprodukt vid "plant gate" och endast transport av råvaror till anläggningen är inkluderade. Data godkänd att representera Yaras produktionsanläggning för NPK-gödselmedel i Glomfjord enligt Mogens Erlingsson, Sälj & Marknadschef Yara.

Tabell 5. Bränsleförbrukning i konventionell havreodling

Skörd (kg/ha)	4,96E+03	Källa: Personligt meddelande Lars Törner, 2007
Utsäde (kg/ha)	2,00E+02	Källa: Personligt meddelande Lars Törner, 2007
Skörd - netto (kg/ha)	4,76E+03	Källa: Dahllöv & Gustafsson, 2007
Havre (kg/fe)	1,80E+02	Källa: Dahllöv & Gustafsson, 2007
Area - (ha/fe)	3,79E-02	Källa: Dahllöv & Gustafsson, 2007
Dieselanvändning (liter/ha)	5,50E+01	Källa: Personligt meddelande Lars Törner, 2007
Dieselanvändning (liter/fe)	2,08E+00	Källa: Dahllöv & Gustafsson, 2007
Energiinnehåll - diesel (MJ/liter)	3,52E+01	Källa: Preem, 2007
Dieselanvändning (MJ/fe)	7,32E+01	Källa: Dahllöv & Gustafsson, 2007
Jordbearbetning (liter/ha)	1,80E+01	Källa: Personligt meddelande Lars Törner, 2007
Jordbearbetning (liter/fe)	6,81E-01	Källa: Dahllöv & Gustafsson, 2007
Sådd & Gödsling (liter/ha)	1,00E+01	Källa: Personligt meddelande Lars Törner, 2007
Sådd & Gödsling (liter/fe)	3,79E-01	Källa: Dahllöv & Gustafsson, 2007
Sprutning (liter/ha)	2,00E+00	Källa: Personligt meddelande Lars Törner, 2007
Sprutning (liter/fe)	7,57E-02	Källa: Dahllöv & Gustafsson, 2007
Tröskning (liter/ha)	2,50E+01	Källa: Personligt meddelande Lars Törner, 2007
Tröskning (liter/fe)	9,46E-01	Källa: Dahllöv & Gustafsson, 2007
Olja - torkning (liter/kg)	5,40E-03	Källa: Personligt meddelande Lars Törner, 2007
Olja - torkning (liter/fe)	9,72E-01	Källa: Dahllöv & Gustafsson, 2007
Energiinnehåll - olja (MJ/liter)	3,87E+01	Källa: Preem, 2007
Olja - torkning (MJ/fe)	3,76E+01	Källa: Dahllöv & Gustafsson, 2007

Tabell 6. Beräkning av nitratutlakning efter konventionell odling av havre på Hacksta

	Alternativ 1	Alternativ 2
Skifte	1	1
Gröda	Havre	Havre
Jordart	Mellanlera (30-40% lerhalt)	Mellanlera (30-40% lerhalt)
Förfrukt	Höstvete	Havre
Eftergröda	Ingen	Höstvete
Följande gröda	Höstvete	Höstvete
Över/under optimal giva	0,00E+00	0,00E+00
Bearbetning	September	Augusti
Utlakningsfaktor, Kf ^a	1,30E-01	1,30E-01
Grundutlakning	1,80E+01	1,80E+01
Berbetningsfaktor	1,05E+00	1,05E+00
Effekt av Gödslingsintensitet	0,00E+00	0,00E+00
Effekt av gödsling på hösten	0,00E+00	1,30E+00
Effekt av höstväxande gröda	0,00E+00	-2,60E+00
Efterverkansseffekt av gröda och stallgödsling	0,00E+00	0,00E+00
Beräknad kväve-utlakning	1,89E+01	1,76E+01

Källa: Personligt meddelande Lars Törner, 2007

^a Källa: Aronsson & Torstensson, 2004

Tabell 7. Använd mängd gödselmedel och emissioner från gödselmedel i konventionell odling

Använd mängd N-gödselmedel (kg/ha)	7,68E+01	Källa: Personligt meddelande Lars Törner, 2007
Använd mängd P-gödselmedel (kg/ha)	9,60E+00	Källa: Personligt meddelande Lars Törner, 2007
Använd mängd K-gödselmedel (kg/ha)	1,60E+01	Källa: Personligt meddelande Lars Törner, 2007
Nödvändig odlingsarea (ha/fe)	3,79E-02	Källa: Dahllöv & Gustafsson, 2007
Emissioner (g/fe)		
NO ₃	6,91E+02	Källa: Personligt meddelande Lars Törner, 2007
NH ₃	1,74E+01	Källa: Börjesson, 2006
N ₂ O direkt	2,91E+01	Källa: IPCC, 2006
N ₂ O indirekt	5,36E+00	Källa: IPCC, 2006
N ₂ O totalt	3,44E+01	Källa: Dahllöv & Gustafsson, 2007
P	8,33E+00	Källa: Välimaa & Stadig, 1998

Tabell 8. Malning av havre

Energianvändning (MJ/ton)	3,00E+01	Källa: Dahllöv & Gustafsson, 2007; utifrån data från Jansson, 2003 och Cederberg & Dareljus, 2001
Energianvändning (MJ/fe)	5,40E+00	Källa: Dahllöv & Gustafsson, 2007

Tabell 9. Förbränning av havrefrånrens hos Lantmännen

Havrefrånrens (kg/fe) ¹	6,00E+01
Energiinnehåll havre (MJ/kg) ²	1,50E+01
Havrefrånrens (MJ/fe) ³	8,98E+02
Verkningsgrad - havre (%) ⁴	7,50E+01
Erhållen energi (MJ/fe) ³	6,73E+02
Ersatt naturgas (MJ/fe) ³	-6,73E+02

¹ Källa: Slobodan Carapic, 2007² Källa: Westlin et al, 2007³ Källa: Dahllöv & Gustafsson, 2007⁴ Källa: Marmolin et al, 2004**Tabell 10.** Transporter i konventionellt jordbruk

Transport	Glomfjord - Enköping	Enköping - Järna	Järna - Landskrona
Sträcka (km) ^a	1,17E+03	8,90E+01	5,33E+02
Transporterad vikt (ton/fe) ^b	1,14E-02	1,71E-01	1,20E-01
Energi (MJ/fe) ^c	8,68E+00	2,85E+01	4,16E+01
Emissioner (g/fe) ^c			
CO ₂	6,41E+02	2,07E+03	3,07E+03
NO _x	5,61E+00	1,83E+01	2,69E+01
HC	5,74E-01	1,83E+00	2,75E+00
CO	8,94E-02	1,98E+00	4,29E-01
SO ₂	6,01E-01	5,17E-01	2,88E+00
Beskrivning	Mineralgödselmedel till gård	Oskalad havre från gård till kvarn	Skalad havre från kvarn till Oatly
Transporttyp	fjarrtransport	regional transport	fjarrtransport

^a Källa: Sträckorna har uppskattats med Google Maps kartfunktioner, 2007^b Källa: Dahllöv & Gustafsson, 2007^c Källa: Dahllöv & Gustafsson, 2007; baserat på data från NTM avseende Euro 2 fordon från 2002

Appendix F2 – Ekologiskt Jordbruk

Tabell 1. Bränsleförbrukning i ekologisk havreodling

Skörd (kg/ha)	2,97E+03	Källa: Dahllöv & Gustafsson, 2007
Utsäde (kg/ha)	2,00E+02	Källa: Dahllöv & Gustafsson, 2007
Skörd - netto (kg/ha)	2,77E+03	Källa: Dahllöv & Gustafsson, 2007
Havre (kg/fe)	1,80E+02	Källa: Dahllöv & Gustafsson, 2007
Area - (ha/fe)	6,49E-02	Källa: Dahllöv & Gustafsson, 2007
Dieselanvändning (liter/ha)	5,50E+01	Källa: Dahllöv & Gustafsson, 2007
Dieselanvändning (liter/fe)	3,57E+00	Källa: Dahllöv & Gustafsson, 2007
Energiinnehåll - diesel (MJ/liter)	3,52E+01	Källa: Preem, 2007
Dieselanvändning (MJ/fe)	1,26E+02	Källa: Dahllöv & Gustafsson, 2007
Jordbearbetning (liter/ha)	1,80E+01	Källa: Dahllöv & Gustafsson, 2007
Jordbearbetning (liter/fe)	1,17E+00	Källa: Dahllöv & Gustafsson, 2007
Sådd & Gödsling (liter/ha)	1,00E+01	Källa: Dahllöv & Gustafsson, 2007
Sådd & Gödsling (liter/fe)	6,49E-01	Källa: Dahllöv & Gustafsson, 2007
Sprutning (liter/ha)	2,00E+00	Källa: Uppskattning, 2007
Sprutning (liter/fe)	1,30E-01	Källa: Dahllöv & Gustafsson, 2007
Tröskning (liter/ha)	2,50E+01	Källa: Dahllöv & Gustafsson, 2007
Tröskning (liter/fe)	1,62E+00	Källa: Dahllöv & Gustafsson, 2007
Olja - torkning (liter/kg)	5,40E-03	Källa: Personligt meddelande Lars Törner, 2007
Olja - torkning (liter/fe)	9,72E-01	Källa: Dahllöv & Gustafsson, 2007
Energiinnehåll - olja (MJ/liter)	3,87E+01	Källa: Preem, 2007
Olja - torkning (MJ/fe)	3,76E+01	Källa: Dahllöv & Gustafsson, 2007

Tabell 2. Använd mängd gödselmedel och emissioner från gödselmedel i ekologisk odling

Använd mängd N-gödselmedel (kg/ha)	4,20E+01	Källa: Personligt meddelande Kjell Gustafsson, 2007
Använd mängd P-gödselmedel (kg/ha)	5,40E+01	Källa: Personligt meddelande Kjell Gustafsson, 2007
Använd mängd K-gödselmedel (kg/ha)	-	Källa: Personligt meddelande Kjell Gustafsson, 2007
Area (ha/fe)	6,49E-02	Källa: Dahllöv & Gustafsson, 2007
Emissioner (g/fe)		
NO3	6,48E+02	Källa: Personligt meddelande Lars Törner, 2007
NH3	1,64E+01	Källa: Börjesson, 2006
N2O direkt	2,73E+01	Källa: IPCC, 2006
N2O indirekt	5,02E+00	Källa: IPCC, 2006
N2O totalt	3,23E+01	Källa: Dahllöv & Gustafsson, 2007
P	1,43E+01	Källa: Välimaa & Stadig, 1998

Tabell 3. Malning av havre

Energianvändning (MJ/ton)	3,00E+01	Källa: Dahllöv & Gustafsson, 2007; utifrån data från Jansson, 2003 och Cederberg & Dareljus, 2001
Energianvändning (MJ/fe)	5,40E+00	Källa: Dahllöv & Gustafsson, 2007

Tabell 4. Torkning av biofer

Naturgas (MJ/kg)	4,23E+00
Naturgas (MJ/fe)	1,65E+02

Källa: Cederberg & Darelius, 2001 (LCA av griskött)

Tabell 5. Förbränning av havrefrånrens hos Lantmännen

Havrefrånrens (kg/fe) ¹	6,00E+01
Energiinnehåll havre (MJ/kg) ²	1,50E+01
Havrefrånrens (MJ/fe) ³	8,98E+02
Verkningsgrad - havre (%) ⁴	7,50E+01
Erhållen energi (MJ/fe) ³	6,73E+02
Ersatt naturgas (MJ/fe) ³	-6,73E+02

¹ Källa: Slobodan Carapic, 2007

² Källa: Westlin et al, 2007

³ Källa: Dahllöv & Gustafsson, 2007

⁴ Källa: Marmolin et al, 2004

Tabell 6. Transporter i ekologiskt jordbruk

Transport	Klippan - Enköping	Enköping - Järna	Järna - Landskrona	Kävlinge - Klippan
Sträcka (km) ^a	5,84E+02	8,90E+01	5,33E+02	5,10E+01
Transporterad vikt (ton/fe) ^b	3,57E-02	1,71E-01	1,20E-01	3,89E-02
Energi (MJ/fe) ^c	1,36E+01	2,85E+01	4,16E+01	9,54E+01
Emissioner (g/fe) ^c				
CO ₂	1,00E+03	2,07E+03	3,07E+03	6,93E+03
NO _x	8,76E+00	1,83E+01	2,69E+01	6,12E+01
HC	8,96E-01	1,83E+00	2,75E+00	6,12E+00
CO	1,40E-01	1,98E+00	4,29E-01	6,63E+00
SO ₂	9,38E-01	5,17E-01	2,88E+00	1,74E+00
Beskrivning	Organiskt gödselmedel till gård	Oskalad havre från gård till kvarn	Skalad havre från kvarn till Oatly	Transport av slaktavfall till Klippan
Transporttyp	fjärtransport	regional transport	fjärtransport	regional transport

^a Källa: Sträckorna har uppskattats med Google Maps kartfunktioner, 2007

^b Källa: Dahllöv & Gustafsson, 2007

^c Källa: Dahllöv & Gustafsson, 2007; utifrån data för utsläpp från NTM avseende Euro 2 fordon från 2002

Appendix G - Produktion av förpackning

Tabell 1. Materialspecifikation i Tetra Brik Aseptic och Tetra Brik

	TBA	TB	TBA/TB
Board (kg/fe)	19,8	19,9	0,995
Polyethylene (kg/fe)	5,5	5,0	1,100
Aluminium (kg/fe)	1,4		
Total (kg/fe)	26,7	24,9	1,072

Källa: Askham et al, 2000

Tabell 2. Produktion av kartong till Tetra Brik Aseptic

Emissioner (g/fe)	CTMP pappersmassa1	Oblekt sulfat pappersmassa pulp1	Blekt sulfat pappersmassa1	Blekt eukalyptus pappersmassa1	Produktion av kartong1	Totalt
CO2	8,56E+02	2,05E+03	9,71E+02	2,38E+03	2,07E+03	8,33E+03
CO2 GWP	8,56E+00	9,11E+02	6,99E+02	2,84E+02		1,90E+03
CH4	8,46E-03	1,56E-03	2,26E-03	4,80E-04	1,00E-02	2,28E-02
N2O	2,55E-02	4,71E-03	6,77E-03	1,44E-03	3,01E-02	6,85E-02
NOX	1,03E+01	2,78E+01	1,86E+01	5,33E+01	1,02E+01	1,20E+02
SO2	1,64E+00	1,27E+01	7,58E+00	3,37E+01	9,74E+00	6,54E+01
CO	2,60E+00	2,98E+00	1,60E+00	4,71E+00	6,49E+00	1,84E+01
HC	1,52E+00	1,68E+00	9,47E-01	1,66E+00	8,92E-01	6,70E+00
Partiklar	8,08E-01	1,33E+00	6,64E-01	2,50E+00	1,92E+00	7,22E+00
H2S		3,95E-01	3,00E-01			6,95E-01
Damm		6,58E+00	4,99E+00	3,41E+00		1,50E+01
COD	3,00E+02	1,47E+02	1,42E+02	1,38E+02	7,62E+01	8,02E+02
Susp. Solids	2,31E+01	1,01E+01	7,76E+00	9,09E+00	3,81E+01	8,82E+01
Tot-N	1,54E-03	4,05E+00	1,83E+00	3,84E-03	4,35E-04	5,88E+00
Tot-P		3,03E-01	1,39E-01			4,43E-01
Olja (vatten)	3,20E-03	3,50E-03	1,91E-03	7,98E-03	9,12E-04	1,75E-02
Fenol	4,61E-05	5,09E-05	2,76E-05	1,14E-04	1,30E-05	2,51E-04
Aska	4,23E+00	1,18E+00	1,29E+00	3,10E-01	3,97E+01	4,67E+01
Avfall, radioaktivt	1,81E+00	3,36E-01	4,83E-01	1,03E-01	2,15E+00	4,89E+00
Energi (MJ/fe)						
Olja (eo5)		1,37E+01	5,53E+00	6,57E+01		8,50E+01
Diesel	6,14E+00	5,10E+00	3,30E+00	5,29E-01	2,28E+00	1,73E+01
Diesel, ny	1,85E+00	3,65E+00	1,47E+00	1,01E+00		7,99E+00
Diesel, båt				1,85E+01		1,85E+01
El, svensk	5,83E+01	1,12E+01	1,61E+01	3,43E+00	7,18E+01	1,61E+02
El		5,49E+00	2,21E+00		6,22E+00	1,39E+01
Värme		-8,36E+01	-5,70E+01		1,21E+02	-1,95E+01
Gas		2,99E+00	1,20E+00			4,20E+00
Förnybara bränslen			1,01E+02			1,01E+02
Biomass fuel	5,04E+00	2,16E+01	8,70E+00	6,57E+01		1,01E+02
Biomass feedstock	1,39E+02	3,69E+02	1,49E+02	5,30E+01		7,10E+02
Bark furnace					9,61E+00	9,61E+00
Resurser (g/fe)						
Vatten	1,74E+05	2,21E+05	2,64E+05	2,27E+05	1,05E+06	1,94E+06
Råolja	2,49E+02	5,71E+02	2,70E+02	7,51E+02	5,90E+02	2,43E+03
Naturgas		6,59E+01	2,65E+01			9,24E+01

Uran, anrikad	3,40E-02	6,30E-03	9,06E-03	1,93E-03	4,03E-02	9,16E-02
Vattenkraft	2,65E+01	4,90E+00	7,05E+00	1,50E+00	3,14E+01	7,13E+01
Liquor etc.	7,95E+01	1,47E+01	2,12E+01	4,50E+00	9,44E+01	2,14E+02

Källa: Omarbetning av Rydberg et al, 1995 med tanke på skillnaden i kartong innehåll mellan Tetra Brik och Tetra Brik Aseptic mha data från tabell 1

Tabell 3. Produktion av plast till Tetra Brik Aseptic

Emissioner (g/fe)	Produktion av LDPE
CO2	8,12E+03
CH4	2,79E-05
N2O	8,38E-05
NOX	7,82E+01
SO2	5,77E+01
CO	5,87E-01
HC	1,34E+02
Partiklar	1,74E-01
Damm	1,92E+01
COD	9,58E+00
Susp. Solids	3,19E+00
Tot-N	3,46E-04
Olja (vatten)	6,90E-04
Fenol	1,04E-05
Aska	1,40E-02
Avfall, miljöfarligt	6,39E-01
Avfall, radioaktivt	5,98E-03
Energi (MJ/fe)	
Diesel, ny	1,73E+00
El, svensk	1,99E-01
Fossilt bränsle	2,36E+02
Fossil feedstock	2,75E+02
Resurser (g/fe)	
Vatten	1,53E+05
Råolja	1,28E+04
Uran, anrikad	1,12E-04
Vattenkraft	8,73E-02
Liquor etc.	2,63E-01

Källa: Omarbetning av Rydberg et al, 1995 med tanke på skillnaden i plast innehåll mellan Tetra Brik och Tetra Brik Aseptic mha data från tabell 1

Tabell 4. Produktion av aluminium till Tetra Brik Aseptic

Energi (MJ/fe)	
Diesel	3,47E+00
Naturgas	1,74E+00
Olja	1,55E+01
Elenergi	6,45E+01
Emissioner (g/fe)	
CO2	4,03E+03
CO	2,01E+00
HC	3,42E+00
Nox	1,84E+01
SO2	2,62E+01
HCl	2,98E-01
Tot-F	6,21E-01
Avfall	7,36E+02
Aska	1,20E+03
Rödslam	4,07E+03

Källa: Medelvärde för de fyra olika scenarion för produktion av aluminium från Tillman et al, 1991

Tabell 5. Produktion av Tetra Brik Aseptic förpackningar

Emissioner (g/fe)	Produktion av PE och Al-laminerad kartong
CO2	5,93E+02
CH4	4,12E-03
N2O	1,23E-02
NOX	1,58E+00
SO2	2,16E-01
CO	7,08E-02
HC	2,55E+01
Partiklar	1,16E-01
COD	1,47E-02
Aska	2,93E+00
Avfall, radioaktivt	8,83E-01
Energi (MJ/fe)	
El, svensk	2,94E+01
Gas	8,72E+00
Resurser (g/fe)	
Råolja	2,39E+01
Naturgas	1,92E+02
Uran, anrikad	1,65E-02
Vattenkraft	1,29E+01
Liquor etc.	3,87E+01

Källa: Omarbetning av Rydberg et al, 1995 med tanke på skillnaden i total vikt mellan Tetra Brik och Tetra Brik Aseptic mha av data från tabell 1

Tabell 6. Avfallshantering av Tetra Brik Aseptic förpackningar

Emissioner (g/fe)	Deponi^a	Förbränning^b	Återvinning^c	Totalt^d
CO2	-8,10E+02	6,17E+03	2,85E+03	2,74E+03
CO2 GWP			-9,88E+02	-3,29E+02
CH4	1,80E+03		8,39E+00	6,02E+02
N2O	8,47E-06		1,01E-01	3,38E-02
NOX	1,73E+01	2,35E+01	-4,32E+01	-8,11E-01
SO2	-5,60E+00	-2,66E+01	-2,38E+01	-1,87E+01
CO	-6,04E+00	2,10E+01	5,07E+00	6,68E+00
HC	-2,44E-01	-5,89E+00	-6,15E+00	-4,10E+00
Partiklar	1,67E+00	-1,87E+00	-4,21E+00	-1,47E+00
H2S			-3,61E-01	-1,20E-01
Damm			-7,78E+00	-2,59E+00
COD	5,29E+01	-3,77E-02	-4,17E+02	-1,21E+02
Susp. Solids			-4,58E+01	-1,53E+01
Tot-N	5,38E-04	-5,87E-03	-3,06E+00	-1,02E+00
Tot-P			-2,30E-01	-7,67E-02
Olja (vatten)	9,57E-04	-1,24E-02	-1,52E-02	-8,88E-03
Fenol	1,64E-05	-1,75E-04	-2,16E-04	-1,25E-04
HCl	-5,18E-01	-2,15E+00	-1,06E+00	-1,24E+00
Aska	5,51E+00	-2,29E+01	-3,55E+01	-1,76E+01
Avfall, radioaktivt	-1,87E-01	-1,11E+00	-3,09E+00	-1,46E+00
BOD	2,70E+01			8,99E+00
Stoft			1,28E+00	4,25E-01
NH3			4,03E-02	1,34E-02
IMVOC			1,06E+00	3,52E-01
Energi (MJ/fe)				
Olja (eo5)	-5,56E+00	-3,29E+01	-3,32E+01	-2,39E+01
Diesel			-5,66E+00	-1,89E+00
Diesel, ny	8,98E+00	7,97E+00	-2,33E-01	5,57E+00
Diesel, båt			-9,61E+00	-3,20E+00
El, svensk	2,02E-02		8,49E+01	2,83E+01
El	-3,41E+00	-2,02E+01	-1,72E+01	-1,36E+01
Värme	-6,19E+00	-3,67E+01	-7,91E+00	-1,69E+01
Gas	8,78E+01	-3,51E+01	-1,94E+01	1,11E+01
Förnybara bränslen	-7,77E+00	-4,60E+01	-7,50E+01	-4,29E+01
Biomass fuel			-3,69E+02	-1,23E+02
Biomass feedstock			-3,69E+02	-1,23E+02
Bark furnace			-4,99E+00	-1,66E+00
Coal furnace	-8,67E+00	-5,14E+01		-2,00E+01
Resurser (g/fe)				
Vatten			-1,01E+06	-3,36E+05
Råolja	8,55E+01	-6,24E+02	-1,57E+03	-7,03E+02
Naturgas	-1,30E+02	-3,88E+02	-2,38E+02	-2,52E+02
Uran, anrikad			-4,76E-02	-1,59E-02

Vattenkraft			-3,71E+01	-1,24E+01
Liquor etc.			-1,11E+02	-3,71E+01
Coal	-3,03E+02	-1,77E+03		-6,91E+02

^a Källa: Omarbetning av Rydberg et al, 1995 med tanke på skillnaden i val av avfallshanteringen

^b Källa: Omarbetning av Rydberg et al, 1995 med tanke på skillnaden i val av avfallshanteringen

^c Källa: Omarbetning av data från Tillman et al, 1991 och Rydberg et al, 1995

^d Källa: Bygger på en uppdelning av avfallshantering med 1/3 deponering, 1/3 förbränning och 1/3 återvinning

Tabell 7. Transport av Tetra Brik Aseptic förpackningar

Transport	Lund - Landskrona
Sträcka (km) ^a	3,50E+01
Emissioner (g/fe)^b	
CO ₂	1,33E+02
NO _x	1,55E+00
HC	1,68E-01
CO	5,83E-01
SO ₂	1,85E-01
Partiklar	1,72E-01
Tot-N	3,43E-04
Olja (vatten)	6,86E-04
Fenol	1,03E-05
Energi (MJ/fe)	
Diesel, ny	1,71E+00
Resurser (g/fe)	
Råolja	4,29E+01
Beskrivning	Transport av Tetra Brik Aseptic förpackningar
Transporttyp	fjarrtransport

^a Källa: Sträckan har uppskattats med Google Maps kartfunktioner, 2007

^b Källa: Omarbetning av data från Rydberg et al, 1995 med tanke på skillnaden i total vikt mellan Tetra Brik och Tetra Brik Aseptic samt skillnad i sträcka mellan Tetra Pak - mejerier och Tetra Pak - Oatly

Appendix H - Oatly

Tabell 1. Produktionsdata från Oatly fabriken i Landskrona

Havredryck (liter)	7,55E+06
Gas (kWh)	4,03E+06
El (kWh)	1,66E+06
El exkl. kontor (kWh)	1,47E+06
Vatten (liter)	9,82E+07
Vatten - process (liter)	8,34E+07
Vatten - produkt (liter)	6,87E+06
Vatten - diskning (liter)	6,87E+06
Vatten - övrigt (liter)	9,82E+05
Vatten - exkl. process (liter)	1,47E+07
NaOH (g)	3,50E+07
HNO3 (g)	8,00E+06

Källa: Personligt meddelande Angeliki Triantafyllou, 2007

Tabell 2. Energi- och resursförbrukning vid Oatly fabriken i Landskrona

Gas (MJ/fe)	1,92E+03
El (MJ/fe)	7,90E+02
El exkl. kontor (MJ/fe)	7,03E+02
Vatten (liter/fe)	1,30E+04
Vatten - process (liter/fe)	1,11E+04
Vatten - produkt (liter/fe)	9,10E+02
Vatten - diskning (liter/fe)	9,10E+02
Vatten - övrigt (liter/fe)	1,30E+02
Vatten - exkl. process (liter/fe)	1,95E+03
NaOH (g/fe)	4,63E+03
HNO3 (g/fe)	1,06E+03

Källa: Dahllöv & Gustafsson, 2007; utifrån personligt meddelande Angeliki Triantafyllou, 2007

Tabell 3. Inventeringsdata för NSR i Helsingborg

Biologiskt avfall (kg/år)	3,10E+07	Källa: Personligt meddelande Karin Eken Södergård, 2007
Biogas (Nm3/år)	1,30E+06	Källa: Personligt meddelande Karin Eken Södergård, 2007
Biogas - biogasmack (Nm3/år)	4,00E+05	Källa: Personligt meddelande Karin Eken Södergård, 2007
Biogas - naturgasnät (Nm3/år)	9,00E+05	Källa: Personligt meddelande Karin Eken Södergård, 2007
Biogödsel (liter/år)	3,30E+07	Källa: NSR Årsredovisning presentation 2006
Bensin (liter/år)	-1,43E+06	Källa: Basdata om biogas 2006
Biogas (Nm3/kg)	4,19E-02	Källa: Dahllöv & Gustafsson, 2007
Biogas (Nm3/fe)	8,39E-01	Källa: Dahllöv & Gustafsson, 2007
Energiinnehåll - biogas (MJ/Nm3)	3,48E+01	Källa: Basdata om biogas, 2006
Biogas (MJ/fe)	2,92E+01	Källa: Dahllöv & Gustafsson, 2007
Biogödsel (liter/kg)	1,06E+00	Källa: Dahllöv & Gustafsson, 2007
Biogödsel (liter/fe)	2,13E+01	Källa: Dahllöv & Gustafsson, 2007
Bensin (liter/kg)	-4,61E-02	Källa: Dahllöv & Gustafsson, 2007
Bensin (liter/fe)	-9,23E-01	Källa: Dahllöv & Gustafsson, 2007
Energiinnehåll - bensin (MJ/liter)	3,26E+01	Källa: Preem, 2007
Bensin (MJ/fe)	-3,01E+01	Källa: Dahllöv & Gustafsson, 2007

Tabell 4. Lagring av havredryck på Frigoscandia

Lagringstid (dagar) ^a	3,47E+01
Elförbrukning (kWh/år*m3) ^a	3,00E+01
Elförbrukning (kWh/fe) ^b	2,85E+00
Elförbrukning (MJ/fe) ^b	1,54E+01

^a Källa: Personligt meddelande Hanna Carlström, 2007

^b Källa: Dahllöv & Gustafsson, 2007

Tabell 5. Produktion av NaOH

Emissioner (g/kg NaOH)	
CO	9,10E-01
CO2	1,10E+03
SO2	4,80E+00
Nox	3,00E+00
HCl	5,90E-02
HF	2,00E-03
HC	6,40E-01
CH4	1,20E+01
COD	5,00E-03
NH4+	2,00E-03
P	3,00E-03
N	4,00E-03

Källa: Askman, 2006

Tabell 6. Produktion av HNO3

Emissioner (g/kg HNO3)	
N2O	7,27E+00
Nox	2,17E+00
CO	3,17E-01
CO2	7,20E+02
SO2	1,49E+00
NH3	3,79E-03
HCl	1,23E-02
HF	3,87E-04
HC	2,19E-01
CH4	2,71E+00
IMVOC	6,22E-02
VOC	4,67E-03
N	1,33E-01
COD	1,65E-01
NO3-	9,72E-03
NH4+	1,25E-01
P	8,27E-06
HC	2,39E-05
PO43-	1,89E-05

Källa: Askman, 2006

Tabell 7. Transport av havredryck till Frigoscandia

Transport	Landskrona - Staffanstorps
Sträcka (km) ^a	4,60E+01
Transporterad vikt (ton/fe) ^b	1,00E+00
Energi (MJ/fe) ^c	8,60E+01
Emissioner (g/fe) ^c	
CO ₂	6,26E+03
NO _x	5,52E+01
HC	5,52E+00
CO	8,74E-01
SO ₂	5,98E+00
Beskrivning	Förpackad havredryck från Oatly till Frigoscandia
Transporttyp	regional transport

^a Källa: Sträckan har uppskattats med Google Maps kartfunktioner, 2007

^b Källa: Dahllöv & Gustafsson, 2007

^c Källa: Dahllöv & Gustafsson, 2007; utifrån data för utsläpp från NTM avseende Euro 2 fordon från 2002

Appendix I – Butik

Tabell 1. Inventeringsdata för lagring av pasta i butik

El - Uppvärmning (kWh/kg)	6,60E-02	Källa: Carlson och Sonesson, 2000
El - Övrig (kWh/kg)	1,20E-01	Källa: Carlson och Sonesson, 2000
El - Totalt (kWh/kg)	1,86E-01	Källa: Carlson och Sonesson, 2000
El - Totalt (MJ/kg)	6,70E-01	Källa: Carlson och Sonesson, 2000
El (MJ/fe)	6,70E+02	Källa: Dahllöv & Gustafsson, 2007
Vatten (l/kg)	3,60E-01	Källa: Carlson och Sonesson, 2000
Vatten (l/fe)	3,60E+02	Källa: Dahllöv & Gustafsson, 2007

Tabell 2. Inventeringsdata för lagring av mjölk i butik

El - Uppvärmning (kWh/kg)	3,15E-03	Källa: Carlson och Sonesson, 2000
El - Övrig (kWh/kg)	2,77E-03	Källa: Carlson och Sonesson, 2000
El - Mejerilager (kWh/kg)	2,11E-04	Källa: Carlson och Sonesson, 2000
El - Mejerikyl (kWh/kg)	2,17E-02	Källa: Carlson och Sonesson, 2000
El - Totalt (kWh/kg)	2,78E-02	Källa: Carlson och Sonesson, 2000
El - Totalt (MJ/kg)	1,00E-01	Källa: Carlson och Sonesson, 2000
El (MJ/fe)	1,00E+02	Källa: Dahllöv & Gustafsson, 2007
Vatten (l/kg)	9,50E-02	Källa: Carlson och Sonesson, 2000
Vatten (l/fe)	9,50E+01	Källa: Dahllöv & Gustafsson, 2007

Tabell 3. Inventeringsdata för lagring av havredryck i butik

El (MJ/fe)	3,85E+02
Vatten (l/fe)	2,28E+02

Källa: Dahllöv & Gustafsson, 2007; grundade på antagandet att lagringen av havredryck sker till ½ som lagring av pasta och ½ som lagring av mjölk

Tabell 4. Transport av havredryck från Frigoscandia ut till butiker

Transport	Staffanstorp - butiker
Sträcka (km) ^a	4,00E+02
Transporterad vikt (ton/fe) ^a	1,00E+00
Energi (MJ/fe) ^b	2,60E+02
Emissioner (g/fe) ^b	
CO ₂	1,92E+04
NO _x	1,68E+02
HC	1,72E+01
CO	2,68E+00
SO ₂	1,80E+01
Beskrivning	Förpackad havredryck från Frigoscandia till butiker
Transporttyp	fjarrtransport

^a Källa: Dahllöv & Gustafsson, 2007

^b Källa: Dahllöv & Gustafsson, 2007; utifrån data för utsläpp från NTM avseende Euro 2 fordon från 2002

Appendix J - Konsument

Tabell 1. Inventeringsdata för lagring av havredryck i kylskåp

Nyttovolym, kylskåp (liter)	1,88E+02	Källa: Elextrolux modell ER8315B, 2007
Andel av volym som används av 1 liter havredryck (%)	5,00E+00	Källa: Dahllöv & Gustafsson, 2007
Energiförbrukning (kWh/år)	3,54E+02	Källa: Elextrolux modell ER8315B, 2007
Förvaringstid (dagar)	5,00E+00	Källa: Dahllöv & Gustafsson, 2007
Energiförbrukning (MJ/liter havredryck)	8,73E-01	Källa: Dahllöv & Gustafsson, 2007
Energiförbrukning (MJ/fe)	8,73E+02	Källa: Dahllöv & Gustafsson, 2007

Tabell 2. Inventeringsdata för maskindiskning av havredryck

Storlek diskmaskin (kuvert)	1,20E+01	Källa: Råd & Rön, 2005
Diskmedel per diskning (g)	2,00E+01	Källa: Råd & Rön, 2005
Andel av volym som används av ett glas (%)	2,78E+00	Källa: Dahllöv & Gustafsson, 2007
Antal diskningar per liter	5,00E+00	Källa: Dahllöv & Gustafsson, 2007
Energiförbrukning per diskning (kWh)	1,10E+00	Källa: Råd & Rön, 2005
Vattenförbrukning per diskning (liter)	1,45E+01	Källa: Råd & Rön, 2005
Diskmedelförbrukning (g/fe)	2,78E+03	Källa: Dahllöv & Gustafsson, 2007
Energiförbrukning (MJ/fe)	5,50E+02	Källa: Dahllöv & Gustafsson, 2007
Vattenförbrukning (liter/fe)	2,01E+03	Källa: Dahllöv & Gustafsson, 2007

Tabell 3. Transport av havredryck från butik till hushåll

Bensinförbrukning - bil (liter/km)	8,00E-02	Källa: Dahllöv & Gustafsson, 2007
Sträcka per resa - extern butik (km)	2,92E+01	Källa: Sonesson & Davis, 2005
Sträcka per resa - närliggande butik (km)	1,06E+01	Källa: Sonesson & Davis, 2005
Andel av resor till extern butik (%)	3,10E+01	Källa: Sonesson & Davis, 2005
Andel av resor till närliggande butik (%)	6,90E+01	Källa: Sonesson & Davis, 2005
Andel av resor till extern butik med bil (%)	8,30E+01	Källa: Sonesson & Davis, 2005
Andel av resor till närliggande butik med bil (%)	5,10E+01	Källa: Sonesson & Davis, 2005
Andel av resor som kan allokeras till havredryck (%)	4,00E+00	Källa: Dahllöv & Gustafsson, 2007
Energiinnehåll - bensin (MJ/liter)	3,26E+01	Källa: Preem, 2007
Bensinförbrukning (MJ/liter havredryck)	1,17E+00	Källa: Dahllöv & Gustafsson, 2007
Bensinförbrukning (MJ/fe)	1,17E+03	Källa: Dahllöv & Gustafsson, 2007

Appendix K - Variationsanalys

A: Odling i Götalands södra slättbygder jämfört med odling i Svealands Slättbygder

Tabell 1. Skördenivåer för konventionellt odlad havre i Götalands södra skogsbygder och Svealands Slättbygder åren 2004-2006.

År	Skörd GSS kg/ha	Skörd SS kg/ha
2006	3640	3440
2005	5290	3780
2004	4940	4080
Medel	4607	3760

Källa: Statistiska centralbyrån, 2006

Tabell 2. Skördenivåer för ekologiskt odlad havre i Götalands södra skogsbygder och Svealands Slättbygder åren 2004-2006.

År	Skörd GSS kg/ha	Skörd SS kg/ha
2006	2530	2030
2005	-	2270
2004	3570	2630
Medel	3050	2310

Källa: Statistiska centralbyrån, 2006

