



Sveriges lantbruksuniversitet
Swedish University of Agricultural Sciences

Institutionen för mark och miljö

Livscykelanalys av svenskproducerad trindsäd

Life Cycle Assessment of Swedish Grain Legumes

Sanna Krüger Persson

Självständigt arbete i Markvetenskap
Agronomprogrammet – inriktning mark/växt

Examensarbeten, Institutionen för mark och miljö, SLU
2019:11

Uppsala 2019

Livscykelanalys av svenskproducerad trindsäd

Life Cycle Assessment of Swedish Grain Legumes

Sanna Krüger Persson

Handledare: Pernilla Tidåker, institutionen för energi och teknik, SLU
Biträdande handledare: Elin Rööf, institutionen för energi och teknik, SLU,
Helena Aronsson, institutionen för mark och miljö, SLU
Examinator: Johanna Wetterlind, institutionen för mark och miljö, SLU

Omfattning: 30 hp

Nivå och fördjupning: Avancerad nivå, A2E

Kurstitel: Självständigt arbete i markvetenskap

Kurskod: EX0881

Program/utbildning: Agronomprogrammet - mark/växt - 270 hp

Kursansvarig institution: mark och miljö

Utgivningsort: Uppsala

Utgivningsår: 2019

Serietitel: Examensarbeten, Institutionen för mark och miljö, SLU

Delnummer i serien: 2019:11

Elektronisk publicering: <http://stud.epsilon.slu.se>

Nyckelord: baljväxter, miljöpåverkan, humankonsumtion, livsmedel

Sveriges lantbruksuniversitet
Swedish University of Agricultural Sciences

Fakulteten för naturresurser och jordbruksvetenskap
Institutionen för mark och miljö

Sammanfattning

Svenskproducerad trindsäd analyserades med hjälp av metoden livscykelanalys (LCA) för att undersöka produktionens miljöpåverkan samt identifiera de delar av produktionen som bidrar mest till miljöpåverkan. Trindsäd är baljväxter som odlas fram till mogen skörd, dvs de tröskas när de är torra. Arbetet är en del av Formasprojektet *New Legume Food* som koordineras från SLU och vars syfte är att utveckla klimatsmarta och proteinrika livsmedel från inhemskt odlade baljväxter.

Miljöpåverkan från trindsäden studerades från produktion av insatsvaror, så som tillverkning av diesel, växtskyddsmedel och mineralgödsel, fram till torr vara hos grossist/spannmålmottagning. Inkluderade miljöpåverkanskategorier var energiförbrukning, klimatpåverkan, övergödnings- och försurningspotential och markanvändning. Dessutom inkluderades kolinlagring i mark och användning av växtskyddsmedel. Studerad trindsäd var: åkerbönor (ekologiska och konventionella), gula ärtor (ekologiska och konventionella), gråärtor (konventionella), trädgårdsbönor (konventionella), linser (ekologiska) och lupin (ekologisk).

Dieselförbrukningen var den enskilt störst bidragande faktorn för miljöpåverkan och energiförbrukning av svenskproducerad trindsäd. Dieselförbrukningen, både från fältoperationer och från transporter, stod i genomsnitt för 75 % av energiförbrukningen och 41 % av klimatpåverkan. Lustgas (N₂O) -utsläpp från mark bidrog även mycket till klimatpåverkan, i genomsnitt stod N₂O-utsläpp för 43 % av klimatpåverkan. Användning av mineralgödsel i den konventionellt odlade trindsäden påverkade miljöbelastningen markant. Framför allt kväve (N) i form av mineralgödsel ökade energiförbrukning och klimatpåverkan. Eftersom trädgårdsbönorna var den enda trindsäden som antogs gödslas med mineralgödsel-N fick trädgårdsbönorna högst miljöpåverkan i flera kategorier. Användningen av mineralgödsel-N stod för 29 % av energiförbrukningen och 34 % av klimatpåverkan för trädgårdsbönorna. Odlingen av trindsäd visade sig både öka och minska kolhalten i marken beroende på vilken sort trindsäd som odlades. Både åkerbönor och gula ärtor bidrog till en ökad kolinlagring jämfört med havre, medan trädgårdsbönor minskade kolinlagringen jämfört med havre. Däremot var förändring av kolhalten i mark försumbar vid jämförelse med den totala klimatpåverkan.

Nyckelord: baljväxter, miljöpåverkan, humankonsumtion, livsmedel

Abstract

Swedish produced grain legumes was studied with life cycle assessment (LCA) to evaluate the environmental impact associated with the production and highlight hotspots in the production chain. Grain legumes are legumes that are harvested mature and dry. The thesis is a part of the Formas project *New Legume Food* that is coordinated from SLU with the aim to develop climate smart and protein rich food products from domestic produced legumes.

Environmental impact was studied from the production of purchased inputs, such as diesel, pesticides and mineral fertilizer, to dry grain legumes at the wholesaler. Included environmental impact categories were energy consumption, global warming potential (GWP), eutrophication- and acidification potential and land use. Furthermore, carbon sequestration and use of pesticides were included. The grain legumes included in the study were: faba beans (conventional and organic), yellow peas (conventional and organic), grey peas (conventional), common beans (conventional), lentils (organic) and lupin (organic).

The consumption of diesel contributed most to the environmental impact and energy use. The consumption of diesel, both from field operations and transportation, stood for 75% of the energy consumption and 41% of the GWP on average. Emissions of N₂O from soil also contributed to the climate impact with on average 43% of the GWP. Use of mineral fertilizer in the production of conventional grain legumes affected the environment substantially. In particular the use of N mineral fertilizer increased the energy consumption, GWP, eutrophication- and acidification potential. Since the common beans were the only grain legume assumed to be fertilized with mineral-N, the common beans had the highest environmental impact in several categories studied. The use of N in mineral fertilizer stood for 29% of the energy consumption and 34% of the GWP of the common beans. The cultivation of grain legumes can both increase and decrease soil carbon depending on which kind of grain legume that is grown. Both faba beans and yellow peas increased the carbon content in the soil compared to oats and the common beans decreased the carbon content in soil compared to oats. However, the change in soil carbon was negligible compared to the total climate impact.

Key words: environmental impact, food, human consumption

Populärvetenskaplig sammanfattning

Trindsäd är proteinrika baljväxter som tröskas när de är fullt mogna och används som föda eller foder. Ur hälsosynpunkt är de rika på protein, kostfibrer, stärkelse, vitaminer och mineraler. De har lågt glykemiskt index och de flesta trindsädessorter, förutom sojabönor, har låg fetthalt. Både hälsan och klimatet skulle vinna på om vi ersatte en del av det kött vi äter idag med trindsäd.

Idag produceras mycket av den trindsäd som vi svenskar äter i andra delar av världen och transporteras långa sträckor för att till slut hamna på vår tallrik. Mycket av trindsäden kommer bland annat från Kanada, Kina, Italien och Turkiet. I vissa fall kan enbart transporten till Sverige stå för mellan 40-70 % av klimatavtrycket från trindsäden. Det som däremot är positivt är att efterfrågan på trindsäd har ökat och så även svenskproducerade alternativ. Detta har lett till att det kommit fler svenska alternativ på marknaden de senaste åren. Gula ärtor och bruna bönor har funnits länge men nu har det även dykt upp svenskproducerade kidneybönor, svarta bönor och vita bönor bland annat.

Frågan är då, vilken miljöpåverkan har svenskproducerad trindsäd? För att ta reda på det, har svenskproducerad trindsäd undersökts med hjälp av livscykelanalys (LCA). LCA är en metod där man studerar en produkt eller process från ”vaggan” till ”graven”, i det här fallet från produktion av insatsvaror till torr vara hos grossist. De studerade trindsädessorterna var åkerbönor (konventionella och ekologiska), gula ärtor (konventionella och ekologiska), gråärtor (konventionella), trädgårdsbönor (konventionella), linser (ekologiska) och lupin (ekologisk). Energiförbrukning, klimatpåverkan, övergödnings- och försurningspotential samt markanvändning beräknades. Även trindsädens kolinlagring i mark och användning av växtskyddsmedel inkluderades.

Produktionen av trindsäd sker utan så mycket insatsvaror förutom diesel och mindre mängder mineralgödsel och växtskyddsmedel. I genomsnitt stod dieselförbrukningen för ca 75 % av energiförbrukningen och ca 40 % av klimatpåverkan. En annan faktor som utgjorde ett stort bidrag till klimatpåverkan var lustgasutsläpp från mark, i genomsnitt stod dessa för drygt 40 % av klimatpåverkan. Skillnaden mellan den konventionellt producerade trindsäden och den ekologiskt producerade är att i den konventionella odlingen används växtnäring i form av mineralgödsel och kemiska växtskyddsmedel för att bekämpa ogräs och skadegörare. I den ekologiska odlingen används mekanisk bekämpning mot ogräs och man förlitar sig på att trindsäden får tillräckligt med kväve genom att den fixerar allt kväve själv med hjälp av kvävefixerande bakterier. Användningen av mineralgödsel i den konventionella odlingen påverkar miljöbelastningen markant. Framför allt kväve i form av mineralgödsel ökar energiförbrukning och klimatpåverkan. I denna studie var det endast

trädgårdsbönorna som antogs gödglas med mineralgödselkväve vilket ledde till att trädgårdsbönorna fick högst miljöpåverkan i flera kategorier. Användningen av mineralgödsel stod för 29 % av energiförbrukningen och 34 % av klimatpåverkan för trädgårdsbönorna.

Odling av trindsäd kan både öka och minska kolhalten i marken beroende på vilken sorts trindsäd som odlas. Vid jämförelse med en spannmålsgröda, i detta fall havre, ökade åkerbönor och gula ärtor kolinlagringen marginellt i marken, medan trädgårdsbönor minskade kolhalten något. Om kolhalten ökar eller minskar jämfört med havre beror på hur mycket biomassa som trindsäden producerar vilket i sin tur styr kolhalten. Eftersom kolhalten är koldioxid som binds in kan förändringen i kolhalt jämföras med klimatpåverkan. En viktig slutsats var dock att effekten av kolförändringen var försumbar för den totala klimatpåverkan från trindsäden.

I jämförelse med andra LCA:er, både från Sverige och från andra länder, så finns det resultat som både ligger i nivå med denna studie och resultat som visar på högre miljöpåverkan. De studier som visar högre resultat har generellt inkluderat en högre användning av växtskyddsmedel och mineralgödsel vilket leder till en högre miljöpåverkan.

Slutligen så finns det flera positiva aspekter med att producera trindsäd som inte har inkluderats i studien, till exempel ökad biologisk mångfald, att trindsäd fungerar som avbrott i spannmålsdominerade växtföljder och lämnar kväve kvar i marken till nästkommande gröda vilket ger en bra förfruktseffekt. Sammantaget finns det alltså flera positiva aspekter med att producera trindsäd för humankonsumtion i Sverige istället för att importera trindsäd.

Innehållsförteckning

1	Introduktion	8
2	Bakgrund	9
2.1	Trindsädesodling i Sverige	9
2.1.1	Ärtor	11
2.1.2	Åkerbönor	11
2.1.3	Trädgårdsbönor	12
2.1.4	Linser	13
2.1.5	Lupin	14
2.2	Livscykelanalys	14
2.3	Utsläpp av växthusgaser	15
2.3.1	N ₂ O-utsläpp från mark	16
2.3.2	CO ₂ -utsläpp	17
2.4	Övergödning och försurning	18
2.4.1	P-läckage	19
2.4.2	N-läckage	20
2.5	Markkol	21
2.6	Biodiversitet	22
2.7	Kemiska växtskyddsmedel	23
3	Definition av studiens mål och omfattning	25
3.1	Studiens mål	25
3.2	Trindsäd och studerade regioner	25
3.3	Systemavgränsningar	26
3.4	Funktionell enhet	27
3.5	Allokering	28
3.6	Miljöpåverkanskategorier	28
3.7	Datakällor och kvalitet	29
3.8	Intervjuer	30
4	Inventering av produktionen av trindsäd	32
4.1	Fältoperationer vid produktion av trindsäd	32
4.2	Skörd	33
4.3	Utsäde	34
4.4	Mineralgödsel	35
4.4.1	Emissioner från produktion av mineralgödsel	35

4.5	Utsläpp av N	35
	4.5.1 N-läckage	35
	4.5.2 N ₂ O-utsläpp från jord	36
4.6	P-läckage	37
4.7	Växtskyddsmedel	38
4.8	Produktion och användning av diesel	39
4.9	Produktion och användning av eldningsolja, el och fjärrvärme	40
4.10	Kolinlagring i mark	41
5	Resultat	44
5.1	Energiförbrukning	44
5.2	Klimatpåverkan	46
5.3	Övergödningspotential	47
5.4	Försurningspotential	48
5.5	Markanvändning	49
5.6	Växtskyddsmedel per kg trindsäd	50
5.7	Kolinlagring i mark	50
5.8	Känslighetsanalys	51
6	Diskussion	54
6.1	Diskussion av resultat	54
6.2	Faktorer som inte är inkluderade i studien	56
6.3	Jämförelse med liknande studier och importerad trindsäd	58
7	Slutsatser	62
8	Tack	63
	Referenslista	64

1 Introduktion

Trindsäd är baljväxter som odlas till mogen skörd och där fröna används till föda eller foder (Johansson, 1999). De är proteinrika växter med en rad hälsofördelar och är viktiga komponenter i uthålliga odlingssystem (White, 1989; Messina, 1999). Tack vare trindsädens kvävefixerande rotknölar behöver de inte N-gödslas och fungerar som avbrottsgrödor i spannmålsdominerade växtföljder. Genom odling av trindsäd kan man minska användningen av mineralgödsel-N vars tillverkning leder till utsläpp av växthusgaser och är energikrävande (Nemecek *et al.*, 2008). Odlingen kan även leda till ett minskat behov av kemiska växtskyddsmedel då växelvis odling av trindsäd kan minska förekomsten av växtsjukdomar i växtföljder som annars domineras av spannmål (Jensen, Peoples & Hauggaard-Nielsen, 2010). Ur hälsosynpunkt är trindsäd rik på protein, kostfibrer, stärkelse, kolhydrater, vitaminer och mineraler. De har lågt glykemiskt index och de flesta trindsädesarterna, förutom sojaböner, har låg fetthalt (Röös *et al.*, 2018). I Sverige odlas framför allt gula ärtor, bruna böner och konservärter för humankonsumtion medan en större del av trindsäden importerar från Turkiet, Italien, Kina och Kanada (Eklöf, Renström & Törnquist, 2012). Samtidigt så finns ett ökat intresse hos både konsumenter och producenter att äta och producera mer närproducerad och inhemsk mat (Thilmany, Bond & Bond, 2008; Håkansson, 2015). När det gäller trindsäds miljöpåverkan har få studier utförts och de flesta berör produktionen av trindsäd från andra länder.

Syftet med denna studie var att undersöka miljöpåverkan och energianvändning från svenskproducerad trindsäd. Särskilt fokus var på odlingens inverkan på markprocesser som påverkar miljön, så som N- och fosfor (P)-läckage, N₂O-emissioner från mark och kolinlagring. I diskussionen tas det även upp om det finns potentiella fördelar med att producera trindsäd i Sverige jämfört med att importera trindsäd.

Studien är en del av Formasprojektet *New Legume Food* som koordineras från SLU och vars syfte är att utveckla klimatsmarta och proteinrika livsmedel från inhemskt odlade baljväxter.

2 Bakgrund

I följande avsnitt ges bakgrund till de olika trindsädssorterna som ingår i studien, metoden livscykelanalys samt utsläpp av växthusgaserna koldioxid (CO₂) och N₂O, övergödning, försurning, biodiversitet och växtskyddsmedel.

2.1 Trindsädesodling i Sverige

Ärtväxter, även kallade baljväxter, tillhör växtfamiljen *Fabaceae* som inkluderar runt 20 000 olika arter av örter, buskar, ris, träd och klängväxter. 90 av dessa arter finns i Sverige och inkluderar bland annat de baljväxter som går till humankonsumtion, ex. ärtor, bönor, linser och vicker (Naturhistoriska riksmuseet, 2008). I denna studie kommer benämningen trindsäd att användas hädanefter och syftar till de baljväxter som odlas till mogen skörd.

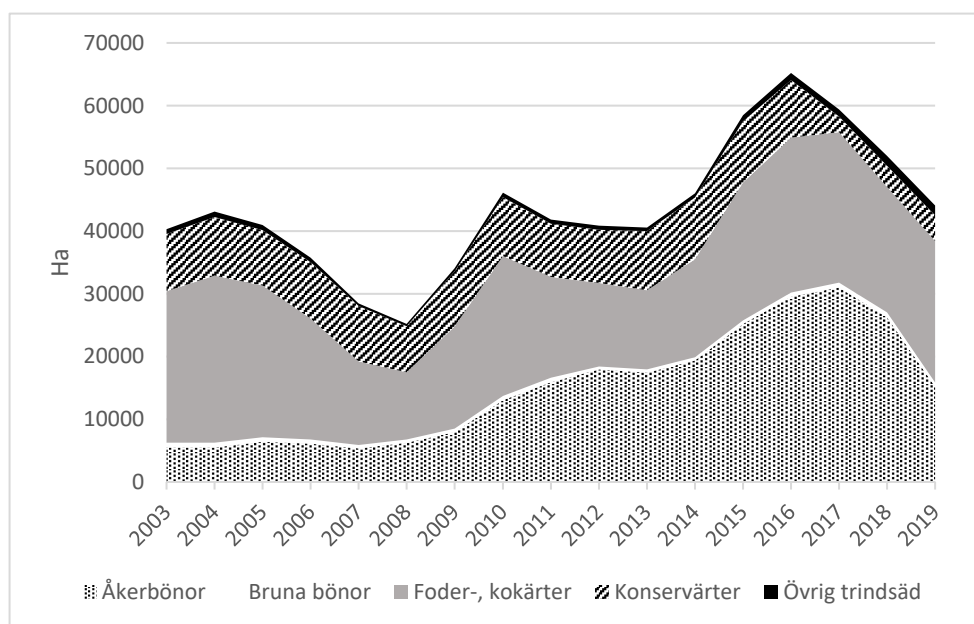
Odlingen av trindsäd är nästan lika gammal som odlingen av stråsäd (Fogelfors, 2015). I Sverige finns det fynd av ärtor från yngre stenåldern men det var inte förrän på medeltiden de började odlas i större utsträckning och på 1700-talet blev ärtor en ekonomiskt viktig gröda. Ärtor ansågs länge vara ”fin” mat och äts vanligen färska (Institutet för språk och folkminnen, 2018; Nationalencyklopedin, 2019). Fördelar med att odla trindsäd är att de fungerar som avbrottsgröda och bidrar med N till marken och att fröna har högt proteininnehåll. Proteininnehållet varierar mellan 20–40 % av torrsubstansen beroende på vilken sorts trindsäd det är (White, 1989; Fogelfors, 2015).

Trindsäd har rotknölar med bakterier, *Rhizobium*, som lever i symbios med plantan och fixerar N från luften. Möjligheten att fixera N från luften leder till att trindsäd inte behöver N-gödsas. Trindsäd bör odlas mellan två icke N-fixerande grödor då grödan lämnar kvar N i marken som nästföljande gröda kan utnyttja. Beroende på vilken trindsädssort som odlas, bör odlingen ske med mellan 4–8 års mellanrum för att undvika problem med växtföljdssjukdomar (Fogelfors, 2015). Vanliga

växtföljdsjukdomar är bland annat rotröta och svampsjukdomar vilka ökar om man odlar trindsäd ofta (Jordbruksverket, 2018). För att få en bra skörd är god vattentillgång under blomning viktigt då torka riskerar att leda till färre baljor och därmed lägre skörd (Fogelfors, 2015).

Produktionen av trindsäd i Sverige har fluktuerat de senaste decennierna. År 2018 utgjorde trindsädsproduktionen tillsammans med konservärter 56 600 hektar (ha) enligt Jordbruksverkets statistik (Jordbruksverket, 2019b). Detta motsvarar 2,2 % av den totala åkermarken och utgjordes år 2018 av 93 % ärtor, åkerbönor m.m. (här ingår även små mängder lupin, vicker samt övriga bönor) där åkerbönor stod för 52 % och ärtor för 38 %. Resterande del utgjordes av 6 % konservärter och 1 % bruna bönor (ibid.). En stor del av den totala baljväxtproduktionen går till foder. Det är svårt att veta exakt hur mycket av trindsädesproduktionen som går till humankonsumtion men baserat på arealstatistik från Jordbruksverket, Kalmar Ölands Trädgårdsprodukter och Lantmännen går ca 8 % till humankonsumtion.

I figur 1 redovisas den totala baljväxtarealen, dvs. trindsäd och konservärter samt övrig trindsäd, mellan åren 2003-2019 i Sverige. Statistiken är hämtad från Jordbruksverkets arkiv med statistik över jordbruksproduktion (Jordbruksverket, 2019a).



Figur 1. Baljväxtarealen i Sverige mellan 2003-2019. Siffrorna från 2019 är preliminära siffror.

2.1.1 Ärtor

Ärtor (*Pisum sativum*) som odlas för humankonsumtion i Sverige är framför allt gula ärtor, konservärt och i mindre utsträckning gråärt. I denna studie studeras gula ärtor och gråärt. Odlingsförutsättningar för de olika ärtorna är lika. Enligt Jordbruksverket (2018) trivs ärtor bäst i lättleror eller mullrika mellanleror med god struktur och lucker jord för att utvecklas bra. Ärtor är känsliga för frost och bör därmed inte sås för tidigt på säsongen. De har svag ogräskonkurrerande förmåga och trivs bäst på en väl bearbetad såbädd. Jorden plöjs och harvas därefter ofta två gånger innan sådd. Beroende på om ärtorna odlas konventionellt eller ekologisk skiljer sig bekämpning av ogräs och insekter¹. I den konventionella odlingen sker ofta kemisk ogräsbekämpning när ärtorna är 3-5 cm höga. Totalt sker oftast 1-2 kemiska ogräsbekämpningar. Inom ekologisk produktion utförs blindharvning, ofta 2 gånger, upp till att plantan är max 5 cm hög. Ärtor är känsliga för mekanisk bearbetning och därför utförs det inte när plantorna är högre. Kemisk insektsbekämpning mot löss är relativt vanlig i konventionell odling. Likaså är kemisk bekämpning mot ärtvecklare i gula ärtor vanligt, intervallet för bekämpning är snävt och sker precis vid balsättning. Ärtor tröskas med en vattenhalt på runt 20 % och torkas ned till en lagringsduglig vattenhalt på 17 % (Jordbruksverket, 2018). Skörden infaller sig olika beroende på var i landet odlingen sker men runt augusti månad är vanligt. Ärtor bör inte odlas oftare än vart 6-7 år på grund av risk för växtföljdssjukdomar, framför allt ärtrottröta kan bli ett problem. Avkastningen varierar mellan åren men ligger i genomsnitt på 3500 kg per ha enligt Jordbruksverket (2017).

Gråärt är en gammal ärtsort som finns i flera varianter som historiskt sett odlats från Skåne till Jämtland (Runåbergs fröer, u.å.). I och med att det är en gammal ärtsort så är den mer bladig och har ett längre växtsätt än exempelvis dagens gula ärtor. Den har samma odlingskrav som andra ärtor men kan med fördel samodlas för att ge stadga åt gråärten och minska ogräsförekomsten². Den har något lägre skörd än moderna ärtsorter, runt 3100 kg per ha³.

2.1.2 Åkerbönor

Åkerbönor (*Vicia faba*) behöver en lång växtsäsong och sås därför tidigt på våren (Jordbruksverket, 2018). De trivs på styva lerjordar med god vattenhållande förmåga då åkerbönorna är känsliga för torka. Eftersom åkerbönor sås tidigt och djupt i jorden har de en långsam start vilket gynnar ogräsen och gör att ogräsbekämpning

¹ Frans Johnsson, Växtskyddscentralen Kalmar, 2019-03-21

² Per Modig, HIR Skåne, 2019-03-21

³ Oskar Zedig, Kalmar Öland Trädgårdsprodukter, 2019-03-21

kan behövas (Jordbruksverket, 2018). I konventionell odling utförs kemisk ogräsbekämpning en gång innan uppkomst. Efter uppkomst kan ytterligare kemisk bekämpning utföras mot ogräs men då det är en dyr bekämpning är det inte så vanlig. Den sista kemiska bekämpningen kan ersättas med mekanisk ogräsbekämpning i form av ogräsharvning. Inom ekologisk odling sker enbart mekanisk ogräsbekämpning. Vanligtvis sker 1-2 ogräsharvningar före uppkomst och en harvning efter uppkomst. När det gäller bekämpning av svamp och insekter i åkerbönor så varierar behovet över landet och mellan åren. Generellt sker viss bekämpning av insekter⁴. Bönsmyg är ett växande problem i åkerbönor, bönsmygen sprids genom att den både kan följa med utsädet och flyga mellan fält. Kemisk bekämpning kan utföras mot bönsmyg men effekten är osäker. Chokladfläcksjuka bekämpas relativt ofta. Chokladfläcksjuka är en växtföljdssjukdom som ökar ju oftare åkerbönor odlas (Jordbruksverket, 2018). Åkerbönor skördas vanligtvis i september men vid regniga år förskjuts skörden in i oktober. Vattenhalten ligger oftast runt 20 % men varierar beroende på nederbörd. Därefter torkas åkerbönor ner till en lagringsduglig vattenhalt på 14 % (Jordbruksverket, 2013). Sett över fyra år ligger skörden i genomsnitt runt 3800 kg per ha (Jordbruksverket, 2017). Odling av åkerbönor bör inte förekomma oftare än vart 6-8 år på grund av risk för växtföljdssjukdomar. Framför allt svampsjukdomar som exempelvis chokladfläcksjuka överlever på växtrester och riskerar att uppföras vid intensiv odling (Jordbruksverket, 2013).

2.1.3 Trädgårdsbönor

Trädgårdsbönor (*Phaseolus vulgaris*), odlas nästan uteslutande på Öland. Odling på Gotland har provats sedan några år tillbaka och ökar. Det är klimatet på öarna, med mycket sol och lite nederbörd, som ger en lång växtsäsong och gör det gynnsamt att odla bönor där⁵. Även de lättare jordarna med gott kalktillstånd gör att bönorna trivs på Öland och Gotland (Adolfsson, 2013). De trädgårdsbönor som ingår i denna studie är bruna bönor, kidneybönor, borlottibönor, vita bönor och svarta bönor.

Odlingen börjar med att jorden plöjs. Jordbearbetningen fortsätter med att jorden harvas, ofta ett par gånger för att få en jämn såbädd. Mellan slutet av maj, början av juni sker sådd med 50 cm radavstånd. Vissa odlare lägger en startgiva mineralgödsel (NPK) vid sådd. Odlas bönorna ekologiskt utförs blindharvning innan uppkomst. Därefter radhackas bönorna ett par gånger, både för att rensa bort ogräs men också för att bönorna gynnas av att jorden luckras upp. Radhackning utförs både i ekologisk och konventionell odling men någon extra gång i ekologisk odling. I

⁴ Frans Johnsson, Växtskyddscentralen Kalmar, 2019-03-21

⁵ Oskar Zedig, Kalmar Öland Trädgårdsprodukter, 2019- 02-26

konventionell odling besprutas bönorna två gånger mot ogräs. Lantbrukare som har möjlighet att bevattna bönorna gör det för att få en bra skörd men många lantbrukare har inte den möjligheten. I september - oktober skördas bönorna. Först lossas de från marken, därefter strängläggs de för att torka och till sist skördas de. Till skillnad från ärtor och åkerbönor som tröskas med vanlig tröska, så tröskas trädgårdsbönor med en specifik böntröska. Skörden varierar beroende på bönsort och år men uppgår enligt odlingsstatistik till ca 1500-2000 kg per ha⁶. Efter skörd transporteras bönorna till uppköpare i Färjestaden eller Mörbylånga där de torkas. Bönorna torkas ned till en lagringsduglig vattenhalt på 18 % (ibid.,).

2.1.4 Linser

Odlingen av linser (*Lens culinaris*) i Sverige är begränsad men verkar vara växande⁷. Den odling som sker finns på Gotland och i Skåne och är ekologisk. Odlingen börjar med att jorden plöjs. Därefter harvas jorden, en eller ett par gånger, beroende på jordart och tidpunkt för plöjning i relation till såtidpunkt. Linserna bredsås vanligtvis i slutet av april, början på maj i Skåne. Beroende på sort varierar utsädesmängden, 90 kg per ha gäller för sorten Anicia, som än så länge är den vanligaste i svensk linsodling. Även Gotlandslins odlas en del, där den rekommenderade utsädesmängden är 65 kg per ha. Efter sådd sker blindharvning mot ogräs. Eftersom odlingen är ekologisk och bredsås så varken radhackas eller besprutas linserna. Där- emot kan ogräsharvning förekomma. Beroende på odlare, ogrästryck och årsmån varierar antalet ogräsharvning mellan 0-4 gånger. Linserna är relativt känsliga mot ogräsharvning och därför väljer en del odlare att inte ogräsharva alls. I denna studie är ogräsharvning beräknad att utföras en gång. Linserna skördas med vanlig tröska, vanligtvis i mitten av augusti i Skåne. Det är vanligt att linserna samodlas med havre för att bättre konkurrera mot ogräs och motverka liggsäd. Vid samodling är utsädesmängden för linserna samma som ovan men utsädesmängden för havre är ca 20 % av normal utsädesmängd av renodlad havre, dvs ca 40 kg per ha. Efter skörd sorteras linserna ut från havren. Skörden kan hamna runt 800 kg per ha linser ett bra odlingsår. Havreskörden ligger i genomsnitt på 2500 kg per ha.

⁶ Oskar Zedig, Kalmar Öland Trädgårdsprodukter, 2019- 02-26

⁷ Per Modig, HIR Skåne, 2019-03-21

2.1.5 Lupin

Odling av lupin (*Lupinus*) för humankonsumtion sker idag i liten omfattning i Sverige. Blålupin (*Lupinus Angustifolius L.*), även kallad sötlupin eller smalbladig lupin är det som odlas i Sverige. Det finns även andra sorter av lupin, vit och gul men de har mer problem med sjukdomar och lång mognadstid och odlas därför inte i Sverige (Scandinavian Seed, u.å.). Det finns två typer av blålupin, förgrenade och oförgrenade sorter. Förgrenade sorter ger högre avkastning men mognar ojämnt. Oförgrenade sorter mognar jämnare men ger lägre avkastning. Blålupin som används för humankonsumtion är samma sort som används till foder. Lupin trivs bäst på lätta jordar. De konkurrerar dåligt med ogräset i början av säsongen men konkurrensförmågan ökar när beståndet vuxit till sig⁸. Lupin är relativt torktålig men har stort behov av vatten vid blomning och baljsättning för att ge hög skörd (Jordbruksverket, 2018).

Fältoperationerna i lupinodling är relativt lika som för odling av ekologiska ärtor. Jorden plöjs och harvas därefter ett par gånger innan sådd. Efter sådd utförs ofta vältning, blindharvning och därefter ett par ogräsharvningar. Variationer i fältoperationer förekommer då varje lantbrukare har sin egen strategi beroende på jordart, fältvariationer, klimat, nederbörd, temperatur etc. De lupiner som odlas i Sverige för humankonsumtion idag odlas ekologiskt. Vattenhalten vid skörd varierar mellan åren men ligger mellan 22-24 %. Lupin torkas ned till en lagringsduglig vattenhalt på 16 %. Skörden varierar vanligtvis mellan 2000-4000 kg per ha. En del odlare samodlar lupin med korn. Framför allt för att tröskningen underlättas då kornet torkar upp och bidrar med torr växtmassa till lupin som annars kan vara relativt blöt på grund av mycket gröna växtdelar. Därefter rensas antingen lupin från kornet alternativt så används allt som foder⁹. Lupin angrips inte av samma sjukdomar som ärt och åkerböna och begränsas därför inte på samma sätt i hur ofta den kan förekomma i växtföljden. Trots det så ligger rekommendationerna på att inte odla lupin oftare än vart 5-6 år på grund av risk för uppförökning av roto-gräs (Jordbruksverket, 2018).

2.2 Livscykelanalys

Livscykelanalys (LCA) är en metod för att utvärdera en produkt, process eller aktivitets miljöpåverkan under dess livscykel. Detta innebär att en produkt följs från ”vaggan”, där råmaterial utvinns ur naturresurser, genom produktion och förbrukning, till ”graven” i slutet av kedjan (Klöppfer & Grahl, 2014). LCA kan användas

⁸ Per Modig, HIR Skåne, 2019-03-21

⁹ Per Modig, HIR Skåne, 2019-03-21

som beslutsunderlag för företag, inom produkt- eller processutveckling, för reglerade åtgärder och policyinstrument (Baumann & Tillman, 2004). LCA är standardiserat av ISO (ISO, 2006a;b). Det kan även användas för att jämföra olika produkter eller processer samt identifiera de delar i processen där det finns mest förbättringspotential ur miljösynpunkt (Roy *et al.*, 2009).

En LCA-studie utgörs av fyra olika steg: mål och omfattning, inventeringsanalys, miljöpåverkansbedömning samt tolkning av resultaten (ISO, 2006b). I mål och omfattning bestäms vilken produkt eller process som ska studeras och syftet med studien. Den avsedda tillämpningen av studien, anledningen till att den utförs och vem som resultaten ska kommuniceras till är också en del i mål och omfattning. Andra delar av mål och omfattning är specificering av systemet som ska studeras och planering av studien, ex. val av funktionell enhet, systemgränser, val av miljöeffektka-tegorier och datainsamling. I inventeringsanalysen, skapas en modell av det studerade systemet i enighet med kraven som bestämts i mål och omfattning. Detta inkluderar en beskrivning av funktionerna och gränserna i systemet, datainsamling och beräkningar som är relevanta i en LCA (Baumann & Tillman, 2004). Syftet med inventeringen är att beskriva och förstå betydelsen av den potentiella miljöpåverkan det studerade systemet kan utgöra (McLaren, 2010). Ofta kan en värdering göras redan från resultaten i inventeringen men för att klargöra den viktigaste informationen ur en miljöpåverkanssynpunkt görs en miljöpåverkansbedömning. Syftet med en miljöpåverkansbedömning är att omvandla resultaten från inventeringen till miljömessigt relevant information. Första steget är att klassificera de olika paramet-rarna från inventeringen efter vilken typ av miljöpåverkan de har (Baumann & Tillman, 2004). Det andra steget är karakterisering som innebär att konvertera pa-rameterresultaten, med hjälp av karakteriseringsfaktorer, till gemensamma enheter inom samma miljöpåverkans kategori (Klöpper & Grahl, 2014). Karakteriserings-faktorerna innebär att de olika ämnena får ett värde baserat på deras relativa påverkan på miljön (Baumann & Tillman, 2004). Det sista steget är tolkningsfasen där slutsatser och rekommendationer dras från resultaten i inventeringsanalysen och miljöpåverkansbedömningen (McLaren, 2010).

2.3 Utsläpp av växthusgaser

Jordbruket står för en betydande del av utsläppen av växthusgaserna CO₂, metan (CH₄) och N₂O (Johnson *et al.*, 2007; Smith *et al.*, 2008). De totala utsläppen från jordbrukssektorn i Sverige var år 2017 7,2 miljoner ton CO₂-ekvivalenter¹⁰, vilket

¹⁰ Denna siffra inkluderar inte jordbrukets energianvändning eller importerade insatsvaror så som diesel

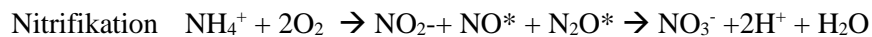
motsvarar knappt 14 procent av Sveriges totala utsläpp. Cirka 53 % av utsläppen bestod av N₂O, ca 46 % av CH₄ och mindre än två procent av CO₂ (Naturvårdsverket, 2018b).

De olika gaserna har olika global uppvärmningspotential (GWP). GWP är en faktor som talar om hur mycket ett utsläpp av en växthusgas bidrar till den globala uppvärmningen jämfört med samma utsläpp av CO₂ under en viss tid (Muralikrishna & Manickam, 2017). CO₂ har en GWP på 1, följt av metan som har en GWP på 28 och N₂O som har en GWP på 265, sett i ett 100-årigt perspektiv (Myhre et al., 2013). GWP för CO₂ och N₂O användes som karakteriseringsfaktorer i miljöpåverkansbedömningen i denna studie (se vidare avsnitt 5).

CO₂ bildas vid förbränning av fossila bränslen och vid nedbrytning av organiskt material. CH₄ bildas vid nedbrytning av organiskt material under syrefattiga förhållanden, vid matsmältningen hos idisslare samt vid lagring och hantering av stallgödsel. N₂O bildas när mikroorganismer omvandlar N i marken samt vid hantering och lagring av stallgödsel. Utöver dessa direkta utsläpp så bidrar jordbruket med indirekta utsläpp från tillverkningen av mineralgödsel och växtskyddsmedel, maskintillverkning samt från energiförbrukning som sker på gården (Burney, Davis & Lobell, 2010).

2.3.1 N₂O-utsläpp från mark

De bakteriella processerna nitrifikation och denitrifikation är de främsta källorna till utsläpp av N₂O och kvävgas (N₂) från jordar (Bouwman, Boumans & Batjes, 2002). Utsläppen av N₂O från jordar, både odlade och icke-odlade, beräknas stå för 56-70 % av all N₂O-utsläpp i världen (Butterbach-Bahl *et al.*, 2013). Nitrifikation är en aerob process som är relativt konstant i jorden medan denitrifikation är en anaerobisk process som sker temporärt vid tillfällen när det saknas syre. Tillgängligheten av ammonium (NH₄⁺) och syre är de faktorer som främst kontrollerar nitrifikationen, medan kol och nitat (NO₃⁻) är de faktorer som framför allt kontrollerar denitrifikationen (Bouwman, Boumans & Batjes, 2002). Denitrifikationen sker i flera steg och kan bilda N₂, kväveoxider (NO) och N₂O (figur 2) (Eriksson *et al.*, 2011). Syretillgång, NO₃⁻-tillgång, pH, temperaturen i bakteriernas närmiljö och sammansättningen av bakteriesamhället är faktorer som påverkar denitrifikationsförloppet och proportionen mellan bildade gaser. Bildningen av N₂O istället för N₂ gynnas om pH är lågt och om det finns lite syre i marken. Även nitrifikationen kan bidra med N₂O-utsläpp, framför allt vid lägre syretillgång, om än i mindre mängder än vid denitrifikationen.



Figur 2. Nitrifikations- och denitrifikationsprocesserna. Alla gaser med * kan bildas under denitrifikationen och nitrifikationen.

Flödet av N i marken bestäms framför allt av gödslingsintensitet med mineralgödsel och stallgödsel samt av N-fixering från baljväxter. Andra källor av N är nedfall och omsättning av organiskt material och växtrester (Bouwman, Boumans & Batjes, 2002). Utsläppen av N₂O från jordar är starkt kopplat till hur mycket marken gödglas och ökar med ökad gödslingsintensitet, därför är N-gödsling en huvudfaktor för att kontrollera N₂O-utsläpp (Burney, Davis & Lobell, 2010; Butterbach-Bahl *et al.*, 2013; Willett *et al.*, 2019). Utsläppen av N₂O ökar när N-tillgängligheten är större än växternas behov då det finns mycket N i marken som inte utnyttjas av växterna, framför allt när marken är våt och det skapas en syrefattig miljö (Smith *et al.*, 2008; Stagnari *et al.*, 2017). Förutom mängden N och syre i marken påverkar temperaturen alla markprocesser och så även denitrifikationen (Bouwman, Boumans & Batjes, 2002). Att odla fånggrödor som både bidrar till kolinlagring i mark samt tar upp rest-N som föregående gröda lämnar alternativt inte tagit upp, kan bidra till att minska N₂O-utsläppen (Smith *et al.*, 2008).

2.3.2 CO₂-utsläpp

CO₂-utsläpp kopplat till lantbruket sker från mark vid odling, från omvandling av naturliga ekosystem till åkermark, genom förbränning av fossila bränslen vid användning av maskiner, för produktion av gödselmedel och för transport av jordbruksprodukter (Willett *et al.*, 2019).

CO₂-utsläpp från jord sker när organiskt material bryts ner av organismer i jorden och kallas respiration. Respirationen är säsonsberoende då den är kontrollerad av faktorer som temperatur, fuktighet och tillgänglighet på näring (organiskt material) och syre (FAO, 2017). Respirationen spelar en viktig roll i den globala och regionala kolcykeln där respirationen påverkar mängden CO₂ i atmosfären. Den är även tätt sammankopplad med cirkulation av näringsämnen då det påverkar immobilisering och mineralisering av näringsämnen (Luo *et al.*, 2006). Olika organiska material bryts ner olika snabbt i jorden. Generellt sett så har material med lättomsättbart kol och hög N-halt en högre omsättningshastighet i marken jämfört med material som

har mer kol och svårnedbrytbara föreningar och mindre N (Eriksson *et al.*, 2011). Exempelvis har ärtor högre N-innehåll och mindre kol i sina växtdelar jämfört med stråsäd vilket gör att ärtornas växtrester leder till snabb N-mineralisering. Något som i sin tur kan leda till ett högre N-läckage jämfört med stråsäd (Nemecek *et al.*, 2008).

2.4 Övergödning och försurning

Övergödning i vattenmiljöer beror på en alltför stor tillförsel av näringsämnen som leder till ökad tillväxt av organiskt material (Havet, 2019). Det är framför allt fosfor (P) som ger upphov till övergödning i sötvatten och N som ger upphov till övergödning i saltvatten (Conley *et al.*, 2009). När mängden organiskt material ökar leder det till en rad fysikaliska, kemiska och biologiska förändringar i växt- och djursamhällen samt förändringar i processer på och i bottensediment (de Jonge & Elliott, 2001; Havet, 2019). Övergödning kan leda till syrebrist på havsbottnar till följd av att det produceras mer organiskt material, exempelvis alger och bakterier, än vad som konsumeras i systemet. När bakterierna och algerna dör, faller de till havsbotten där de bryts ner. När de bryts ner förbrukas mycket syre vilket i värsta fall leder till syrefria bottnar (Jordbruksverket, 2008a). Syrefria bottnar minskar i sin tur mängden bottenlevande djur (Havet, 2019). Förutom att övergödning stör balansen mellan vattenlevande organismer och påverkar ekosystemen så kan övergödning påverka vattenkvaliteten negativt, exempelvis kan vattnet bli odrickbart på grund av algblomningar (Daniel, Sharpley & Lemunyon, 1998). Övergödning är en långsam och naturlig process men på grund av påverkan från antropogena processer ökar övergödningen på vissa ställen i en högre takt än vad som anses naturligt (Aoki, 2012). Antropogena källorna av näringsämnen kommer både från punktkällor, exempelvis avloppsvatten, och från mer diffusa källor som exempelvis ytavrinning och läckage från jordbruksmark. Punktkällor är relativt lätta att kontrollera medan diffusa källor och atmosfäriska källor är svårare (de Jonge & Elliott, 2001). De atmosfäriska källorna varierar över landet. I södra Sverige är N-nedfallet mellan 8-12 kg per ha och år, i norra Sverige mellan 2-3 kg per ha och år. När det gäller P är kunskapen sämre om hur stort det atmosfäriska nedfallet är (Löfgren, 2007).

Östersjön har länge haft problem med övergödning. Kombinationen av mycket mänsklig aktivitet som bidrar med näringsämnen och begränsat utbyte av vatten med Skagerak och Nordsjön gör Östersjön känslig för ackumulering av näringsämnen och övergödning (Havet, 2019). Detta har lett till problem med algblomningar av bland annat cyanobakterier och alger (Jordbruksverket, 2008a).

Även om N och kol är nödvändigt för att livet i vatten ska kunna existera och växa så är generellt P ofta det ämne som begränsar tillväxten, framför allt i sötvatten och vissa delar av Östersjön. Detta betyder att kontrollera mängden P som hamnar i vattendrag, sjöar och havet är en viktig faktor för att kunna hindra övergödningen (Daniel, Sharpley & Lemunyon, 1998; Boesch *et al.*, 2006). Av all P som hamnar i Östersjön från södra Sverige, beräknas 40 % komma från jordbruksmark (Bergström *et al.*, 2007).

Försurning innebär att försurande ämnen tillförs ekosystem i en högre takt än de förs bort eller neutraliseras. Försurande ämnen påverkar vissa växter och djur negativt. Det finns både naturliga försurningsprocesser och antropogen försurning. Det sistnämnda utgörs framför allt av förbränning av fossila bränslen vilka bildar svaveldioxid (SO₂) och kväveoxider (NO_x), samt utsläpp av ammoniak från jordbruket (Nationalencyklopedin, u.å.).

För att beräkna övergödnings- och försurningspotential i denna studie användes karakteriseringsfaktorer för P, N, NO_x och SO₂ (se vidare avsnitt 5).

2.4.1 P-läckage

Mekanismerna bakom P-läckage är komplexa och påverkas av flera olika faktorer. Klimat, topografi, jordart, jordbearbetning, mängden P i jorden, vilken form den är i och gödsling är några aspekter som påverkar P-läckaget. P-läckage varierar över både tid och rum där det framför allt är vissa områden, punkter, i jordbrukslandskapet som bidrar till P-läckage (Daniel, Sharpley & Lemunyon, 1998; Heckrath *et al.*, 2008). För att få en uppfattning om hur P-läckaget kan variera, är en tumregel att 90 % av P-förlusterna kan ske från 10 % av arealen, under 1 % av tiden (Bergström *et al.*, 2007). P finns i flera former i jorden. Exempelvis som löst P, mineral-P och partikelbunden P. De olika formerna har olika lätt att frigöras från marken och transporteras till ytvatten och på så sätt bidra till övergödning (Ulén, 2002). Organiskt bunden P i marken finns i bland annat humus och levande markorganismer och utgör en stor del av markens totala P-innehåll (25–65 %). Löst P förekommer som fosfatjoner (H₂PO₄⁻ och HPO₄²⁻) och finns i låg koncentration i markvätskan. Fosfatjonerna kan lätt bindas till metalljoner så som järn, aluminium och kalcium och tillhör då andelen partikelbunden P i jorden (Jordbruksverket, 2008a). Partikelbunden P utgör också en stor del av markens P och är ofta det som förloras genom partikeltransport (Djordjic, 2001).

P förloras från åkermarken genom att den frigörs i löst form eller är bunden till små partiklar eller är organiskt bunden och transporteras iväg med vatten till dräneringsledningar eller genom ytavrinning (Jordbruksverket, 2008a). En del av den partikulära P transporteras även till vattnet på grund av att jorden eroderar i samband

med ytavrinning (Puustinen *et al.*, 2007). En stor del av jorderosionen sker utanför växtsäsongen när det inte finns någon växtlighet som tar upp näringsämnen eller motverkar erosion genom att hålla marken bevuxen. Samtidigt som det är den perioden under året med mest nederbörd (Puustinen *et al.*, 2007). Det är framför allt finkorniga jordar som sand och silt som eroderar. De allra finkornigaste jordarna med mycket lera är ofta svårerodera för att lerpartiklarna hålls ihop. Likaså jordar med mycket sten och grus är svåreroderade (Sveriges geologiska undersökning, u.å.).

Mängden P i jorden påverkar hur mycket P som utlakas i dräneringsvattnet. Det handlar både om hur mycket P som finns lagrat i jorden sedan tidigare och hur mycket jorden gödslas med mineral- eller stallgödsel. Gödslingsintensitet är en viktig faktor för hur mycket P som försvinner och behovsanpassad gödsling är viktigt så att jordar inte får för mycket P (Daniel, Sharpley & Lemunyon, 1998). Val av jordbearbetning påverkar även P-läckaget, där det viktigaste är att sträva efter en bra markstruktur för att få en jämn infiltration av vattnet. Jordbearbetning vid fel tidpunkt, t ex vid blöta förhållanden, kan påverka markens struktur negativt och likaså P-läckaget (Aronsson *et al.*, 2019).

Långtidsstudier har visat att genomsnittliga P-förluster från svensk åkermark är 0,4 kg per ha och år, där 45 % av P finns i löst form (Bergström *et al.*, 2007). Variationen är stor, både gällande mängden av P-läckaget (mellan 0,03-1,5 kg per ha och år) och i vilken form P är i (P i löst form varierar mellan 20-85 %). Höga koncentrationer av löst P kan vara ett resultat av desorption efter höga vattenflöden och snösmältning, P som löses upp från mineralgödsel, stallgödsel eller frostskadad vegetation.

2.4.2 N-läckage

Till skillnad från P-utlakning från åkermark är mekanismerna för N-utlakning inte lika komplexa. N-utlakning sker främst i form av NO_3^- och sker när det finns en ackumulation av NO_3^- i jorden följt av nederbörd (Broadbent & Rauschkolb, 1977; Di and Cameron, 2002). N-läckaget som sker från åkermark är det N som transporterats ner i markprofilen, under rotzonen, där det inte längre kan tas upp av växterna (Wivstad *et al.*, 2009). N i jorden kan komma från flera olika källor så som stallgödsel, mineralgödsel, slam, växtrester och mineralisering av organiskt material. Var N kommer ifrån spelar mindre roll. Det är mängden N som finns i jorden som påverkar hur mycket N som lakas ut. All NO_3^- som är växttillgängligt riskeras att lakas ut (Broadbent & Rauschkolb, 1977). N-läckage är störst i jordar med hög hydraulisk konduktivitet och i jordar med artificiell dränering som är

utsatta för mycket nederbörd eller bevattning (Crews & Peoples, 2004). N-läckaget varierar kraftigt mellan olika delar av landet och mellan år.

Det viktigaste för att minska N-läckaget är att minska mängden av NO_3^- i jorden. Växtrötter tar upp NO_3^- som är löst i vatten, samtidigt som flera andra reaktioner med NO_3^- sker. NO_3^- immobiliseras (konverteras till organiskt material), denitrifieras (NO_3^- som konverteras till N gaser) och kan försvinna genom erosion och ytavrinning. Eftersom NO_3^- kan försvinna eller omvandlas på flera olika sätt i jorden, bör mängden NO_3^- inte överstiga vad växtligheten behöver (Broadbent & Rauschkolb, 1977).

Enligt uppskattningar kommer 45 % av N-belastningen på haven i södra Sverige från jordbruksmark (Arheimer & Lidén, 2000). Generellt så leder överskott av N till övergödningssproblem i saltvatten i kustnära områden (Conley *et al.*, 2009). I många fall leder förlusterna av både P och N till övergödningssproblematik långt ifrån den ursprungliga källan där läckaget sker (Willett *et al.*, 2019).

2.5 Markkol

Organiskt kol i marken inkluderar kol från växtrester, djur och mikroorganismer i alla olika steg av nedbrytning (Post & Kwon, 2000). Omkring 58 % av organiskt material består av kol och anses vara en huvudparameter för jordens kvalitet (Kumar *et al.*, 2018). Organiskt markkol är direkt kopplat till viktiga kvalitetsparametrar så som mikrobiell aktivitet, cirkulation av växtnäringsämnen, vattenhållande förmåga och markstruktur (Karlen *et al.*, 1997; Reeves, 1997; Lal, 2006; McLauchlan, 2006).

Markkol är en viktig pool i kolcykeln där det sker utbyte av kol mellan biosfären, geosfären, hydrosfären och atmosfären. Kolpoolen i marken är mer än dubbelt så stor som mängden kol i både atmosfären och den biotiska delen tillsammans (FAO, 2017; Kumar *et al.*, 2018). Inbindningen av kol till marken sker genom att CO_2 konverteras till långliggande pooler i marken och därmed ökar markens kolhalt. I och med det, kan kolinlagring i mark bidra till att minska mängden CO_2 i atmosfären vilket kan mildra klimatförändringarna (Lal, 2004). Den största delen av markkolet kommer från växter och då framför allt från två olika källor. Den ena är från växtrester som bryts ned efter plantans död. Den andra är rhizodepositioner, dvs rotexudat och organiska substanser som frisläpps från rötterna under växtens tillväxt (Kuzyakov & Domanski, 2000).

Markkol är heterogent och består av olika fraktioner med olika nedbrytningshastigheter. Det är vanligtvis indelat i två huvudkomponenter; en större immobil komponent och en mindre rörlig komponent (Oades, 1988; McLauchlan, 2006). Den immobil komponenten är främst påverkad av jordart, markanvändning och klimat

medan den rörliga komponenten är främst påverkad av jordbearbetning (Lal, 2006). Markkol är en dynamisk pool i marken som förändras över tiden. Mängden lagrad kol beror i princip på balansen mellan mängden kol som flödar in i jorden och mängden kol som flödar ut ur jorden. Kolflödet från jorden beror till stor del på markorganismernas respiration, dvs nedbrytning av organiskt material där CO₂ bildas som en restprodukt (se vidare avsnitt 2.5.2). En mindre mängd kol kan även försvinna genom erosion och som löst kol i markvätskan som rinner ut i vattendrag (FAO, 2017). Ur ett längre perspektiv uppnås en dynamisk jämvikt mellan förnäring och kolmineralisering där kolhalten i marken stabiliseras, under förutsättning att de rådande förhållandena vidmakthålls (Eriksson *et al.*, 2011). Kolinlagringen påverkas även av abiotiska faktorer som pH, temperatur, nederbörd och marktextur (Jobbágy & Jackson, 2000; Russell *et al.*, 2009; Kell, 2012). Förutom de abiotiska faktorerna och mängden växtmaterial är det flera andra faktorer som påverkar kolinlagringen i marken. Val av jordbearbetning, mellangrödor, perenna grödor, gödslingsstrategi, stallgödsel och slamgödsling, bevattning och trädförekomst är några exempel som påverkar mängden kol i marken (Lal, 2004).

En konsekvens av ensidiga växtföljder med ettåriga grödor i kombination med intensivt brukade jordar är att kolhalten i marken sjunker på många jordar. Detta påverkar jordens kvalitet negativt och kan på lång sikt påverka produktiviteten och hållbarheten i odlingssystemet (Matson *et al.*, 1997; McDaniel, Tiemann & Grandy, 2014). Mängden markkol har generellt sett ökat i Sverige de senaste decennierna (Poepflau *et al.*, 2015). Ökningen beror troligtvis på en ökad areal av vall till följd av att antalet hästar i Sverige har dubblats sedan 1980-talet.

2.6 Biodiversitet

Biologisk mångfald innefattar den variationsrikedom som finns bland levande organismer av alla ursprung, inklusive landbaserade, marina och andra akvatiska ekosystem samt de ekologiska komplex i vilka dessa organismer ingår. Detta omfattar mångfalden inom arter, mellan arter och av ekosystem (United Nations, 1992). Biodiversiteten inom jordbruket, agrobiodiversitet, kallas ofta gröddiversitet och omfattar både odlade arter och arter som är naturligt förekommande, vilka utgör eller bidrar till den mat vi äter. Odlad agrobiodiversitet inkluderar de arter som avsiktligt odlas av lantbrukare och härstammar från tiotusentals år av selektion (Willett *et al.*, 2019).

Odlingslandskapet utgör en stor del av jordens landyta, närmre en tredjedel domineras av lantbruksgrödor eller odlade betesmarker och har därmed en stor inverkan på biodiversiteten (Tschardt *et al.*, 2005; Scherr & McNeely, 2008). Det senaste

århundradets odlingssystem och intensifiering har lett till ökat tryck på biodiversiteten med minskad biodiversitet som följd (Tscharntke *et al.*, 2005; Reidsma *et al.*, 2006). Det är flera faktorer i det intensiva jordbruket som påverkar biodiversiteten, så som näringstillförsel med mineralgödsel, användningen av växtskyddsmedel och dränering av jordar (McLaughlin & Mineau, 1995). Den främsta orsaken till minskad biodiversitet är stora arealer med monokulturer med låg variation bland de odlade grödorna vilket leder till minskad variation bland habitat för olika arter (Benton, Vickery & Wilson, 2003; Willett *et al.*, 2019). Minskad biodiversitet kan påverka ekosystemets funktion och leda till lägre skördar på grund av minskad pollination och minskad biologisk bekämpning (Tscharntke *et al.*, 2005). Biologisk mångfald är nödvändig för stabiliteten i ekosystem, produktiviteten och resiliensen i livsmedelsproduktionssystemen (Willett *et al.*, 2019). Ett resultat av problemen med minskad biodiversitet är att det fått starkare intresse både i den gemensamma jordbrukspolitiken inom EU (Common Agricultural Policy, CAP) och på ett nationellt plan där biologisk mångfald är ett av Sveriges miljömål (Reidsma *et al.*, 2006; Naturvårdsverket, 2018a).

För att förstå hur lantbruket påverkar biodiversiteten, både negativt och positivt, kan man se lantbruket ur ett landskapsperspektiv. Delar av dagens jordbrukslandskap består av till stor del monokulturer där ett fåtal grödor odlas på stora arealer vilket leder till ett enformigt landskap med liten variation i habitat för olika djur och organismer. Ett jordbrukslandskap som består av en mosaik, med variation mellan grödorna och områden med varierande växlighet mellan fälten, bidrar med diversitet i habitat vilket leder till en diversitet bland organismerna som exploaterar området. På så vis gynnas den biologiska mångfalden och kan leda till en större variation bland både organismer och växter. Generellt sett klarar sig ett landskap med hög variation bättre från störningar än ett landskap med monokulturer och låg variation (Tscharntke *et al.*, 2005).

2.7 Kemiska växtskyddsmedel

Kemiska växtskyddsmedel innefattar ett brett spektrum av substanser vilka en del kategoriseras till insekticider - medel mot insekter, fungicider - medel mot svamp och herbicider - medel mot ogräs (Aktar, Sengupta & Chowdhury, 2009). Gemensamt för alla växtskyddsmedel är att de är toxiska och används för att kontrollera skadegörare, ogräs och patogener (Sánchez-Bayo, 2011). Även om användningen av växtskyddsmedel har lett till ökad produktion av jordbruksprodukter till följd av högre och säkrare skördar, jämn kvalitet och ett intensivare jordbruk har det varit på bekostnad av ekosystemet och dess biodiversitet (Aktar, Sengupta & Chowdhury,

2009; Sánchez-Bayo, 2011). Användningen av växtskyddsmedel inom jordbruket kan potentiellt leda till ökade koncentrationer av oönskade substanser i luften, jorden och ibland dricksvattnet. Miljörisken med att använda växtskyddsmedel beror på flera olika faktorer, såsom egenskaperna hos det aktiva ämnet, hur det används, vädret och de rådande förhållandena vid spridning (Jordbruksverket, 2008b).

Fungicider påverkar och ändrar sammansättningen av marklevande organismer, svampar och mikroorganismer (Sánchez-Bayo, 2011). Dessa marklevande organismer spelar en viktig roll i omsättningen av organiskt material och cirkulationen av näringsämnen, vilket är grundläggande för att växter ska kunna växa. Framför allt reducerar fungicider mängden svampar i jorden vilket leder till en ökad koncentration av bakterier. Detta leder i sin tur till att nedbrytningen av förna på markytan minskar då den utförs av svampar men ökar nedbrytningen av organiskt material i jorden som framför allt utförs av bakterier.

Sedan mitten på 1900-talet, när växtskyddsmedel först kom, har mängden örtogräs minskat (Arvidsson, Fogelfors & Fogelfors, 1999). Beroende på hur känsliga ogräsen är för herbicider har vissa minskat mer än andra vilket lett till en förändring i artsammansättningen hos floran. Detta har lett till att de mest motståndskraftiga ogräsen i vissa fall utvecklat resistens mot herbiciderna vilket gör dem verkningslösa. Risken för att utveckla resistens ökar vid användning av preparat med samma verkningsmekanism och vid upprepad applicering. Det har även lett till en minskning av mångfald bland växter som i sin tur lett till minskning av leddjur som är föda åt fåglar (Sánchez-Bayo, 2011). Insekticider är giftiga för de flesta invertebrater som lever i jorden, fåglar och små däggdjur vilket leder till minskning av deras populationer och stör strukturen av deras samhällen.

Användningen av växtskyddsmedel varierar kraftigt beroende på vilken gröda som odlas och i vilken region i landet man befinner sig (Wivstad, 2005). Knappt 90% av de växtskyddsmedel som används inom jordbruket är herbicider. I många andra länder är användningen av växtskyddsmedel större än i Sverige. Vid jämförelser med vissa andra länder i södra Europa är skillnaderna mycket stora, vilket delvis beror på skillnader i vilka grödor som odlas, klimat och därmed bekämpningsbehov (Eurostat, 2007).

3 Definition av studiens mål och omfattning

3.1 Studiens mål

Målet med studien var att genomföra LCA:er av svenskproducerad trindsäd för att undersöka miljöpåverkan från produktionen.

Resultatet skulle bidra till att uppskatta den sammanlagda miljöpåverkan i de utvalda miljöpåverkanskategorierna samt identifiera vilka delar av produktionskedjan som gav väsentliga bidrag till de olika miljöpåverkanskategorierna. Studien inkluderade processer och aktiviteter från produktion av insatsmedel i form av fossila bränslen och mineralgödsel fram till torr trindsäd hos grossist/spannmålsmottagning.

3.2 Trindsäd och studerade regioner

Studien fokuserade på olika sorter av trindsäd, både sorter som odlas i stor utsträckning och sorter som odlas i mindre skala. De trindsädssorter som inkluderades i studien var: åkerbönor, gula ärtor, gråärtor, linser, lupin samt trädgårdsbönor vilka innefattade bruna bönor, kidneybönor, vita bönor, borlottibönor och svarta bönor.

Beroende på var de olika sorterna av trindsäd odlas i stor utsträckning, valdes olika regioner i landet ut för att beräkna N- och P-utlakning samt kolinlagring i mark (tabell 1). Åkerbönor och gula ärtor var indelade i konventionella och ekologiska då dessa odlas i relativt stor utsträckning både ekologiskt och konventionellt. Odlingen av gråärt antogs vara konventionell då skördedata var från konventionella odlingar i detta fall. Även odlingen av trädgårdsbönor antogs vara konventionell då data var från konventionell produktion. När det gäller linser och lupin så antogs all odling ske ekologiskt för att skördedata var från ekologisk produktion.

Tabell 1. Studerad trindsäd och val av regioner samt produktionsinriktning; ekologisk (eko) och/eller konventionell (kon)

Baljväxt	Region	Produktionsinriktning
Åkerbönor	Västergötland	Eko och kon
Gula ärtor	Östergötland	Eko och kon
Gråärt	Östergötland	Kon
Linser	Skåne	Eko
Lupin	Skåne	Eko
Trädgårdsbönor	Öland	Kon

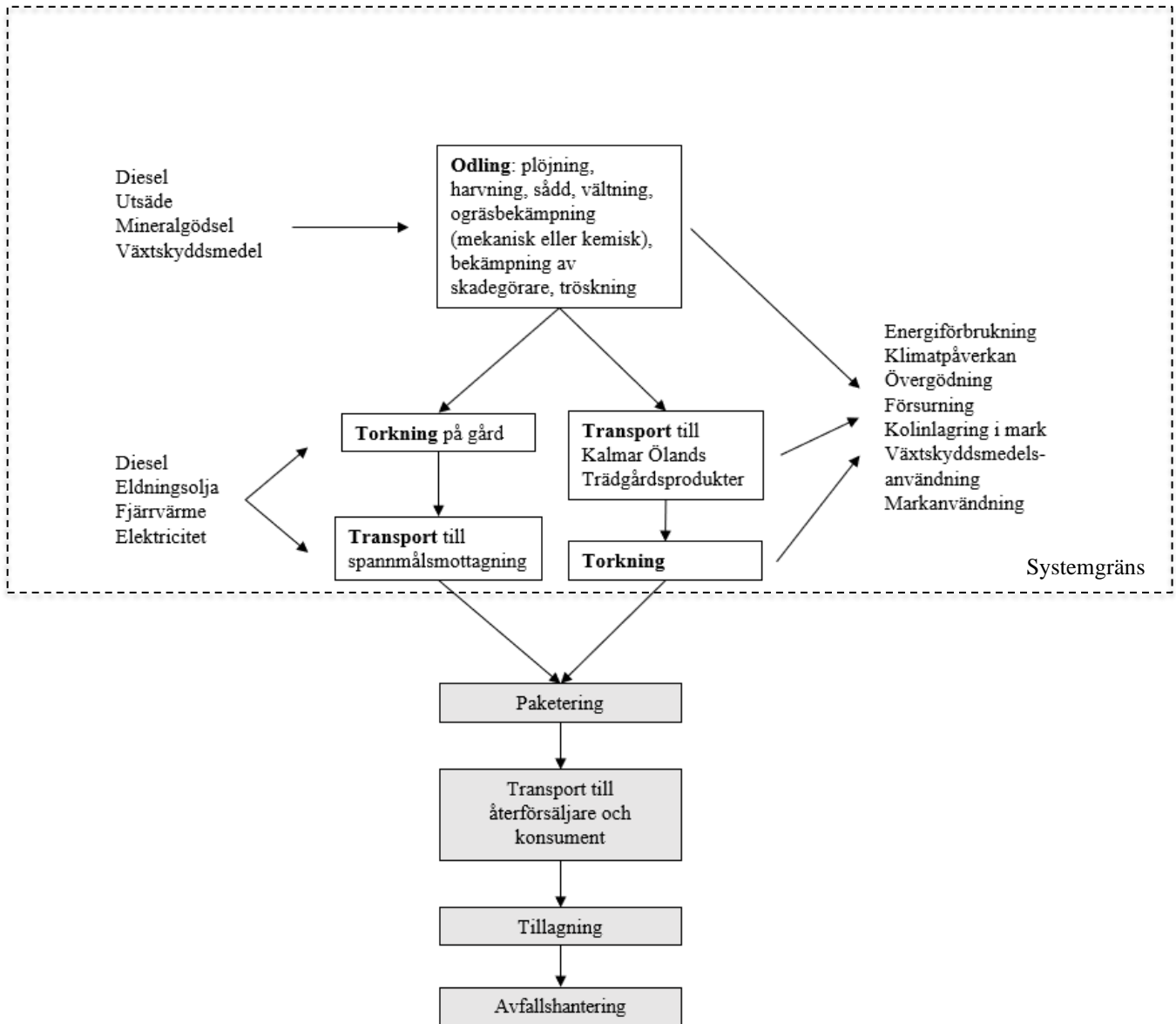
3.3 Systemavgränsningar

Studien avsåg att studera produktionen av trindsäd från ”vagga”, från produktion av insatsmedel, till ”grind” som var torr vara hos grossist eller spannmålmottagning (figur 3). Detta innefattade samtliga inflöden av råvaror och energi som användes under produktionsfasen. Från att fröna såddes, behandling under växtperioden, skörd och efterbehandling, till torr vara hos grossist.

Utsäde till odling av de olika trindsädessorterna kan komma från olika återförsäljare, Kalmar Ölands Trädgårdsprodukter eller är eget utsäde. I denna studie antogs allt utsäde vara egenproducerat och avräknades skörden.

Emissioner från produktion och förbrukning av diesel inkluderades, liksom energi för torkning av trindsäd i form av eldningsolja, fjärrvärme och el. Framställning av mineralgödsel inkluderades även i studien, likaså emissioner och energiförbrukning från tillverkning av växtskyddsmedel.

Produktion och underhåll av maskiner och redskap som användes under produktionen inkluderades inte. Inte heller uppvärmning av lokaler vid lagring av trindsäd. Framställning och spridning av stallgödsel inkluderades inte i studien på grund av stor variation bland lantbrukare som använder stallgödsel samt att det ansågs vara en restprodukt från djurhållning som inte specifikt produceras för odling av trindsäd. Bevattnings under odlingen exkluderades på grund av databrist.



Figur 3. Det studerade systemet med delmoment och insatsvaror. De fyra grå rutorna visar moment som inte är inkluderade i studien

3.4 Funktionell enhet

Den funktionella enhet som användes var 1 kg torkad, lagringsduglig trindsäd med en vattenhalt mellan 14-18 % beroende på sort. Valet av 1 kg torkad trindsäd som funktionell enhet var på grund av att trindsädens vikt är lätt att kvantifiera samt att det är möjligt att räkna ut proteininnehållet från 1 kg trindsäd. Om proteininnehållet räknas ut kan det sedan jämföras med andra livsmedel.

3.5 Allokering

Allokering används då flera produkter härstammar från en gemensam process då miljöbelastning och resursbehov måste fördelas mellan de olika produkterna (Klöpffer & Grahl, 2014).

Vid produktionen av trindsäd för humankonsumtion producerades i de flesta fall inga andra produkter än den torra trindsäd som levererades hos grossist. Undantaget var vid odling av linser som samodlades med havre. För linser tillämpades allokering där miljöbelastningen delades upp mellan de två grödorna. Så kallad massallokering användes i detta fall. Detta innebär att miljöbelastningen från odlingen av linser och havre delades upp mellan grödorna beroende på deras skörd (Klöpffer & Grahl, 2014). I detta fall beräknades linserna ge en skörd på 800 kg per ha och havren ge en skörd på 2500 kg per ha. Gemensamt blev det en skörd på 3300 kg per ha varav linserna stod för 24 % av skörden och därmed beräknades stå för 24 % av miljöbelastningen. Allokering tillämpades för samtliga fältarbeten, N- och P-läckage, markanvändning samt för transport i samband med rensning av havre/linsblandning.

För övrig trindsäd tillämpades ingen allokering vilket innebär att beräkningar på material- och energiflöden förutsattes ha sitt ursprung i produktionen av trindsäd.

3.6 Miljöpåverkanskategorier

Miljöpåverkanskategorier som inkluderades i denna studie var klimatpåverkan (som GWP100), övergödnings- och försurningspotential, energiförbrukning och markanvändning. Dessutom inkluderades kolinlagring i mark och användning av växtskyddsmedel. Biologisk mångfald inkluderades i analysen på grund av att det saknas lämpliga metoder för att inkludera det i en LCA men togs upp som en viktig aspekt i diskussionen. Valet av miljöpåverkanskategorier gjordes bland annat med avseende på vilka faktorer som påverkas av markprocesser av olika slag och hur dessa påverkar miljön och klimatet. Graden av övergödning påverkas av markprocesser och då en stor del av trindsäden som odlas för humankonsumtion sker i östra delarna av Sverige påverkar detta Östersjön. Östersjön har sedan länge problem med övergödning. Utsläpp av N₂O påverkas i hög grad av markprocesser och är en viktig del av jordbrukets klimatpåverkan. Även kolinlagring i mark påverkas av processer som sker i marken och påverkar klimatet i form av utsläpp eller inlagring av CO₂.

Jordbruket påverkar miljön och klimatet på fler sätt än vad som tas upp i denna studie.

Använda karakteriseringsfaktorer för inkluderade miljöpåverkanskategorier presenteras i tabell 2.

Tabell 2. Karakteriseringsfaktorer för de inkluderade miljöeffektkategorierna

Emissioner	Klimatpåverkan (g CO ₂ -ekv. per kg) ¹	Övergödning (g PO ₄ ³⁻ -ekv. per kg) ²	Försurning (g SO ₂ -ekv. per kg) ²
CO ₂	1		
N ₂ O	265		
P		3,06	
N		0,42	
NO _x		0,13	0,13
SO ₂			0,69

¹ Myhre et al., (2013)

² de Bruijn, van Duin & A.J. Huijbregts (2002)

3.7 Datakällor och kvalitet

Använd data kom både från publicerade källor och kommunikation med forskare, växtodlingsrådgivare och kontaktpersoner på odlarföreningar och företag. Modeller användes för att ta fram data kring N- och P-utlakning samt kolinlagring i mark. Utgångspunkten var att använda specifik och aktuell data. Det var viktigt att använda data skulle spegla verkliga förhållande där det var möjligt.

Använd skördestatistik kom från olika källor beroende på datatillgång vilket påverkas av odlingens omfattning. Dieselåtgång var genomsnittsvärden som inte tog hänsyn till olika jordarter eller teknologisk status på utrustningen. Emissionsfaktorer för dieselförbrukning kom från tidigare gjorda studier. För produktion av diesel avsågs processer som föregår förbränning av dieseln. Detta inkluderade utvinning av råolja, transport med tankar till raffineringsplats och raffinering av råolja till diesel samt distributionskedjan i medeltal. För att beräkna N₂O-emissioner användes Berglund *et al.*, (2009) som källa, som i sin tur var baserat på IPCCs beräkningar för N₂O-emissioner från mark.

Utlakningen av P hämtades från en rapport av Johnsson *et al.*, (2013). I rapporten hade P-utlakningen beräknats med hjälp av beräkningssystemet NLeCCs som är ett system för att beräkna normalläckage från åkermark. Normalläckaget representerar läckaget för ett år med normaliserat klimat och normaliserad skörd och har utförts med 30-åriga tidsperioder av väderdata. Även statistik om normskördar, gödsling och grödarealer tas i beaktning. I NLeCCs ingår simuleringsverktyget ICECREAMDB för beräkning av P-förluster. Sverige är indelat i 22 läckage-regioner vilka karakteriseras av olika klimat, produktionsinriktning, gödslings- och

produktionsnivåer. För varje region har normalläckage beräknats för olika kombinationer av grödor, jordarter, lutning och P-halt i marken.

För att beräkna N-läckaget användes beräkningsverktyget VERA (Aronsson & Torstensson, 2004). I VERA utgår beräkningarna av N-utlakningen från en s.k. grundutlakning. I grundutlakningen beaktas naturliga förutsättningar på den aktuella platsen, så som nederbörds- och temperaturförhållanden samt jordart. Därefter beräknas påverkan på utlakningen som är kopplat till olika åtgärder. Åtgärder som vägs in i modellen är bearbetningstidpunkt efter grödan som stod på fältet under sommaren, gödsling, höstväxande gröda och efterverkans effekter av årets och fjol-årets gröda. En bedömning av utlakningsbart N görs och beroende på jordart och nederbördsförhållanden beräknas vilken effekt ett överskott eller underskott av N i marken får för utlakningen (ibid.). Anledningen till att VERA valdes som metod för att beräkna N-utlakningen och inte rapporten Johnsson *et al.*, (2013) var för att i VERA är det möjligt att beräkna N-läckaget mer specifikt beroende på vilken gröda som odlas och var odlingen sker. I Johnsson *et al.*, (2013) är N-läckaget, precis som för P-utlakningen, beräknat utifrån en kombination av grödor som inte inkluderar någon trindsäd i kombinationen och därför ansågs VERA mer lämplig som metod för att beräkna N-läckaget.

För att beräkna förändringen av kolhalten i marken användes metoden Introductory Carbon Model (ICBM) (Andrén, Kätterer & Karlsson, 2004). ICBM är en modell som beaktar två olika kolpooler i marken, en ung pool och en gammal pool. Modellen kan anpassas efter olika typer av biomassa med olika nedbrytningshastigheter. I denna studie används två olika typer av biomassa, det som produceras ovan jord samt det som produceras under jord. I tillägg så tar modellen även hänsyn till platsspecifika faktorer, så som klimat, och modellerar förändring i kolhalt över tid.

3.8 Intervjuer

Intervjuer utfördes med forskare, växtodlingsrådgivare, kontaktperson från Kalmar Ölands Trädgårdsprodukter samt andra personer med kunskap om trindsädesodling i Sverige. Intervjuerna förbereddes genom att en intervjuguide utformades med frågor kring den information som behövdes få fram. En intervjuguide innehåller grundtankar och frågor som ska täcka de viktigaste områdena för studien (Dalen, 2015). I flera av fallen togs först kontakt med intervjupersonen och därefter skickades intervjuguiden. Därefter kontaktades personen för muntlig genomgång och diskussion kring frågorna så att eventuella otydligheter kunde förtydligas. I flera fall togs ytterligare kontakt med intervjupersonerna för att förtydliga vissa data och för att

ställa kompletterande frågor. I flera fall kontaktades personer även utan en intervju-guide med syfte att ta reda på specifik information kring odlingen av trindsäd.

4 Inventering av produktionen av trindsäd

I detta avsnitt redogörs för data som användes och de beräkningar som utfördes i studien.

4.1 Fältoperationer vid produktion av trindsäd

Beroende på vilken sorts trindsäd som producerades skiljer sig odlingsmomenten åt till viss del. I tabell 3 presenteras vilka odlingsmoment och antal överfarter som inkluderades i studien för respektive sort av trindsäd.

Tabell 3. Fältoperationer och antal överfarter som inkluderades för respektive sort av trindsäd

Fältoperation	Åkerbönor kon.	Åkerbönor eko	Ärtor kon.	Ärtor eko	Gråärt	Linser	Lupin	Trädgårdsbönor
Plöjning	1	1	1	1	1	1	1	1
Harvning	1	1	2	2	2	2	2	2
Sådd	1	1	1	1	1	1	1	1
Vältning			1	1	1	1	1	
Blindharvning				2		1	1	
Ogräsharvning	1	2				1	2	
Kemisk ogräsbeväpning	1		2		2			2
Kemisk väpning mot skadedörare	1		1		1			
Radhackning								2
Lossning								1
Strängläggning								1
Tröskning	1	1	1	1	1	1	1	1
Summa överfarter	7	6	9	8	9	8	9	11

4.2 Skörd

Skördestatistik för åkerbönor och gula ärtor, både konventionella och ekologiska, kom från Jordbruksverket. Skörden var ett genomsnitt för åren 2012-2016 i hela landet (Jordbruksverket, 2017). För linser och lupin användes uppgifter från växtodlingsrådgivare då det saknades officiell skördestatistik för dessa grödor¹¹. För trädgårdsbönor och gråärt användes skördestatistik från Kalmar Ölands Trädgårdsprodukter¹². Skördar för respektive trindsäd som använts i beräkningarna presenteras i tabell 4.

¹¹ Per Modig, HIR Skåne, 2019-03-21

¹² Oskar Zedig, Kalmar Öland Trädgårdsprodukter, 2019- 02-26

Tabell 4. Skörd för samtliga trindsädsorter

Gröda	Avkastning (kg per ha)
Åkerbönor kon	3810
Åkerbönor eko	3070
Gula ärtor kon	3510
Gula ärtor eko	2330
Gråärt	3100
Linser*	800
Lupin	3210
Trädgårdsbönor	1700

*Linser samodlas med havre

4.3 Utsäde

Utsädesmängder för åkerbönor, gula ärtor, grå ärt och trädgårdsbönor kom från Kalmar Ölands Trädgårdsprodukter¹³. Utsädesmängder för linser och lupin kom från växtodlingsrådgivare¹⁴.

För att producera ett kg trindsäd krävdes mellan 59-131 g utsäde per kg trindsäd beroende på vilken sort som odlas (tabell 5).

Tabell 5. Utsädesmängder för samtlig trindsäd, både i kg per ha samt i g per kg trindsäd

Gröda	Utsädesmängd (kg per ha)	Utsädesmängd (g per kg trindsäd)
Åkerbönor kon	300	86
Åkerbönor eko	300	108
Gula ärtor kon	250	79
Gula ärtor eko	250	120
Gråärt	360	131
Linser	90	127
Lupin	250	85
Trädgårdsbönor	100	59

¹³ Oskar Zedig, Kalmar Öland Trädgårdsprodukter, 2019- 02-26

¹⁴ Per Modig, HIR Skåne, 2019-03-21

4.4 Mineralgödsel

Den trindsäd som gödslades med P och K beräknades gödslas enligt Jordbruksverkets gödslingsrekommendationer för ärtor och åkerbönor (Tabell 6) (Jordbruksverket, 2019c). Marken antogs vara i P-AL klass III. I denna studie var det konventionellt odlade åkerbönor, gula ärtor, gråärtor och trädgårdsbönor som beräknades gödslas. Trädgårdsbönona beräknades även gödslas med N i form av mineralgödsel. Gödslingen antogs ske i samband med sådd (kombisådd). Övrig trindsäd antogs inte gödslas.

Tabell 6. Gödslingsrekommendationer för åkerbönor, ärtor och trädgårdsbönor

Gröda	P	P	K	K	N	N
	(kg per ha)	(g per kg)	(kg per ha)	(g per kg)	(kg per ha)	(g per kg)
Åkerböna kon	10	2,8	20	5,7		
Gula ärtor kon	10	3,2	20	6,4		
Gråärt	10	3,6	20	7,3		
Trädgårdsbönor	10	6	20	12	30	18

4.4.1 Emissioner från produktion av mineralgödsel

Data som användes för att beräkna utsläpp från produktionen av mineralgödsel (P, K och N) tags från Brentrup & Pallière (2008) för utsläpp av CO₂ och från Davis & Haglund (1999) för utsläpp av SO₂ och NO_x. Utsläpp av N₂O och CH₄ anses försumbara vid produktion av mineralgödsel och har därmed inte tagits med i beräkningarna. Utsläpp från transport av mineralgödsel till gården har inte inkluderats.

4.5 Utsläpp av N

4.5.1 N-läckage

N-läckaget beräknades med hjälp av beräkningsverktyget Vera. I Vera beaktas: val av gröda, var i Sverige odlingen sker, förfrukt, gödsling, jordart och skörd. Resultatet är N-utlakning per ha för den angivna grödan i den angivna regionen (tabell 7).

I Vera är det inte möjligt att beräkna N-utlakningen för alla olika sorters trindsäd, därför valdes i vissa fall den gröda eller grödkombination som ansågs mest lämplig. När det gäller N-utlakningen för linser så fanns inte linser som gröda i Vera, därför

valdes istället kombinationen ärt/havre. För gråärt valdes grödan ärt och för trädgårdsbönor valdes bruna bönor. För all trindsäd valdes jordarten lättlera, förutom för åkerbönor där valdes mellanlera. Val av efterföljande gröda för samtlig trindsäd var höstvetete.

Tabell 7. N-utlakning per ha samt per kg trindsäd

Gröda	Region	Jordart	N-läckage (kg per ha)	N-läckage (g per kg)
Åkerbönor kon	Västergötland	Mellanlera	16	4,6
Åkerbönor eko	Västergötland	Mellanlera	16	6,9
Ärtor kon	Östergötland	Lättlera	24	8,6
Ärtor eko	Östergötland	Lättlera	24	13
Gråärt	Östergötland	Lättlera	24	9,9
Trädgårdsbönor	Öland	Lättlera	28	15,6
Linser	Skåne	Lättlera	6,5	8,5
Lupin	Skåne	Lättlera	25	10,1

4.5.2 N₂O-utsläpp från jord

N₂O-utsläpp från jord beräknades enligt Berglund *et al.*, 2009, som grundar sig på beräkningar från Myhre *et al.*, (2013) (IPCC). 1 % av det tillförda N antogs bilda N₂O. I denna studie var tillfört N växtrester och mineralgödsel-N och räknades som direkta N₂O-emissioner. Indirekta N₂O-emissioner var N₂O som bildas utanför gårdens ekosystem men som har sitt ursprung i gårdens produktion. I denna studie var det enbart N från utlakningen som bidrog till indirekta N₂O-emissioner, luftburet N från spridning av stallgödsel eller mineralgödsel var inte inkluderat. Även de indirekta N₂O-emissionerna var beräknade enligt Berglund *et al.*, 2009. I tabell 8 redovisas de direkta och indirekta utsläppen av N₂O.

Tabell 8. N_2O -utsläpp från samtliga trindsädessorter redovisat både i g per ha och mg per kg.

Gröda	Direkta N_2O - utsläpp (g per ha)	Direkta N_2O -ut- släpp (mg per kg)	Indirekta N_2O - utsläpp (g per ha)	Indirekta N_2O -ut- släpp (mg per kg)
Åkerbönor kon	836	206	189	47
Åkerbönor eko	698	236	189	62
Gula ärtor kon	762	211	283	78
Gula ärtor eko	549	235	283	121
Gråärt	688	215	283	89
Trädgårdsbönor	909	545	330	186
Linser	276	324	76	89
Lupin	730	213	295	77

4.6 P-läckage

Det fanns ingen lämplig modell för att beräkna P-läckage på samma sätt som för N-läckage. Däremot har svenska miljöemissionsdata (SMED) gjort beräkningar av P-läckage från svensk åkermark (Johnsson *et al.*, 2013). Beräkningarna från SMED användes i denna studie där P-läckaget för de olika grödorna i de olika regionerna valdes ut. Då trindsäd inte fanns med i SMEDs beräkningar valdes vårkorn som gröda och jordarten loam (lerjord) för P-beräkningar för åkerbönor med motivering att det är en vårsådd gröda och att åkerbönor trivs på lerjord. För övrig trindsäd valdes en genomsnittlig P-utlakning i respektive region då det saknades data för vårkorn och lämplig jordart i de regionerna. I tabell 9 redovisas P-läckaget.

Tabell 9. P-läckage för samtlig trindsäd uttryckt som både som g per ha och mg per kg trindsäd

Gröda	Region	P-läckage (g per ha)	P-läckage (mg per kg)
Åkerbönor kon	Västergötland	340	97
Åkerbönor eko	Västergötland	340	123
Gula ärtor kon	Östergötland	440	140
Gula ärtor eko	Östergötland	440	216
Gråärt	Östergötland	440	160
Trädgårdsbönor	Öland	130	80
Linser	Skåne	58	81
Lupin	Skåne	240	80

4.7 Växtskyddsmedel

Användningen av växtskyddsmedel diskuterades med rådgivare¹⁵ och några växtskyddsmedel valdes ut och inkluderades i studien (tabell 10). I tabell 10 är aktiv substans för respektive växtskyddsmedel angiven samt aktiv substans per ha för de växtskyddsmedel som ingick i beräkningarna. Data som användes för att beräkna utsläpp från produktionen av bekämpningsmedel togs från Ecoinvent 3.5 (Sutter, J., u.å.). Utsläpp från transport av växtskyddsmedel till gården inkluderades inte. I denna studie antogs Fenix användas som växtskyddsmedel mot ogräs, Signum som växtskyddsmedel mot svamp (chokladfläcksjuka i åkerbönor) och Mavrik som växtskyddsmedel mot insekter (löss i ärtor). Det finns ett stort utbud av växtskyddsmedel, de som är med i denna studie är endast ett fåtal av alla växtskyddsmedel som är möjliga att använda.

Tabell 10. Växtskyddsmedel som inkluderades i studien

Växtskyddsmedel	Används mot	Aktiv substans	Dos per ha	Aktiv substans (g per ha)
Fenix	Ogräs	Alkonifen 600 g/l	0,9 l per ha	540
Signum	Chokladfläcksjuka	Pyraclostrobin 67 g/kg Boscalid 267 g/kg	1 kg per ha	334
Mavrik	Löss, ärtvecklare	Tau-fluvalinat 240 g/l	0,15-0,2 l per ha	48

Det är enbart inom konventionell odling av trindsäd som växtskyddsmedel används. Behovet av växtskyddsmedel varierar mellan år och mellan platser i landet. I denna studie antogs 2-3 kemiska bekämpningar i åkerbönor, gula ärtor, gråärt och trädgårdsbönor (tabell 11).

¹⁵ Frans Johnsson, Växtskyddscentralen Kalmar, 2019-03-21

Tabell 11. Antal antagna bekämpningar med växtskyddsmedel för de aktuella trindsädesarterna och vad växtskyddsmedlet används mot

Gröda	Ogräs	Insekter & svamp
Åkerbönor kon	1	1
Gula ärtor kon	2	1
Gråärt	2	1
Trädgårdsbönor	2	

4.8 Produktion och användning av diesel

För dieselförbrukning per ha användes Flysjö, Cederberg & Strid (2008) som källa, förutom när det gäller dieselförbrukningen för skörd av trädgårdsbönor (tabell 12). För skörd av trädgårdsbönor uppskattades dieselförbrukningen i samtal med Kalmar Ölands Trädgårdsprodukter¹⁶. Anledningen till att skörd av trädgårdsbönor fick lägre dieselförbrukning än traditionell tröskning är för att de olika delmomenten utförs med lättare redskap som inte kräver lika mycket energi som en traditionell tröska. Energiinnehållet i diesel var satt till 35,3 MJ per liter och hämtades från Berglund *et al.*, (2009). Vid förbränning av diesel beräknades emissioner med data från Gode *et al.*, (2011) när det gäller CO₂-utsläpp och SO₂-utsläpp. För beräkning av utsläpp av NO_x användes data från Lindgren *et al.*, (2002). All diesel antogs vara miljöklass 1 och med 5 % RME.

Tabell 12. Antagen dieselförbrukning per ha för olika fältoperationer

Fältoperation	Dieselförbrukning (l per ha)
Plöjning	15
Harvning (blindharvning och ogräsharvning)	5
Sådd	8
Sådd (kombi)	10
Gödsling m mineralgödsel	4
Vältning	2
Kemisk bekämpning	1,5
Skörd trädgårdsbönor (lossning, räfsning, skörd m. böntröska)	11
Skörd	25

¹⁶ Oskar Zedig, Kalmar Öland Trädgårdsprodukter, 2019- 02-26

I den totala dieselförbrukningen ingick även gårdstransporter, dvs transporter mellan fält och inom gården, som var uppskattat till 10 % av alla fältoperationer sammanlagt. Alla odlingsmoment antogs utföras med traktor och traditionell utrustning. För tröskning antogs traditionell skördetröska för all trindsäd förutom för trädgårdsbönor som tröskades med böntröska.

Förutom dieselförbrukning kopplat till fältoperationer och gårdstransport så tillkom dieselförbrukning i samband med transport till och från grossist/spannmåls-mottagning samt transport för rensning av linser/havre-blandning. Transporten var satt till 20 km enkel väg, dvs 40 km tur och retur, och beräknades ske med traktor och enkel vagn. Dieselförbrukningen var satt till 0,56 l per km enligt Engström *et al.*, (2015).

I denna studie var produktionen av diesel satt till 10 % av den totala dieselförbrukningen enligt Gode *et al.*, (2011). Värden till beräkningar för produktionen av diesel kom även från Gode *et al.*, (2011).

4.9 Produktion och användning av eldningsolja, el och fjärrvärme

Användning av eldningsolja, el och fjärrvärme användes till torkning av trindsäd. Torkning av åkerbönor, gula ärtor och gråärt, linser och lupin antogs ske på gården med hjälp av eldningsolja och till viss del el. Torkning av trädgårdsbönor utfördes med fjärrvärme hos Kalmar Ölands Trädgårdsprodukter.

För torkning av trindsäd med eldningsolja användes data från Edström *et al.*, (2005). För 1 kg borttorkat vatten krävdes 0,15 l eldningsolja och för varje ton trindsäd krävdes 19 Kwh el vid torkningen. Energiinnehållet i eldningsolja var 36 MJ per liter enligt Gode *et al.*, (2011). Vattenhalterna var uppskattade genomsnitt och togs fram tillsammans med växtodlingsrådgivare och Kalmar Ölands Trädgårdsprodukter¹⁷. Energiförbrukning för torkning av trädgårdsbönor kom från Hallström (2009). Emissioner från förbränning av eldningsolja, framställning av svensk medel el och genomsnittlig fjärrvärmeproduktion kom från Gode *et al.*, (2011). I tabell 13 redovisas energiförbrukningen vid torkning för samtliga trindsädessorter.

¹⁷ Oskar Zedig, Kalmar Öland Trädgårdsprodukter, 2019- 02-26
Per Modig, HIR Skåne, 2019-03-21

Tabell 13. Antagen ursprunglig vattenhalt och vattenhalt efter torkning samt energiförbrukning vid torkning, uttryckt i MJ per kg

Gröda	Ursprunglig vattenhalt (%)	Vattenhalt efter torkning (%)	Energi (MJ per kilo)
Åkerböna kon	20	14	0,42
Åkerböna eko	20	14	0,42
Gula ärtor kon	20	17	0,25
Gula ärtor eko	20	17	0,25
Gråärt	20	17	0,25
Linser	20	14	0,43
Lupin	23	16	0,48
Trädgårdsbönor	22	18	0,043

4.10 Kolinlagring i mark

För att beräkna hur trindsäd i växtföljden påverkade kolinlagringen användes modellen ICBM. En tidigare utformad växtföljd (tabell 14) användes för att utföra modellering av kolhalten i marken baserat på en längre tid (1000 år). Den sedan tidigare utformade växtföljden innehöll inte någon trindsäd och utgjorde ursprungsläget, s.k. steady state, för kolhalten i marken. En gröda (havre) i ursprungsväxtföljden togs bort och ersattes med trindsäd. Därefter beräknades kolhalten på nytt. Den nya kolhalten beräknades på 105 år.

Tabell 14. Ursprungliga växtföljden och växtföljd med trindsäd

Ursprunglig Växtföljd	Växtföljd med trindsäd
Vårkorn	Vårkorn
Havre	Åkerbönor/gula ärtor/trädgårdsbönor
Höstvete	Höstvete
Havre	Havre
Höstvete	Höstvete
Höstraps	Höstraps
Höstvete	Höstvete

Modelleringen av förändringen i kolhalt utfördes för tre regioner: Västergötland, Östergötland, Öland med olika sorters trindsäd i varje region. Åkerbönor i Västergötland, gula ärtor i Östergötland och trädgårdsbönor på Öland. De olika regionerna samt den modellerade ursprungliga kolhalten redovisas i tabell 15.

Tabell 15. De tre regionerna med den ursprungliga kolhalten och vilken trindsäd som ersatte havre i den ursprungliga växtföljden

Region	Ursprunglig kolhalt (ton C per ha)	Trindsäd
Västergötland	95,9	Åkerbönor
Östergötland	107,5	Gula ärtor
Öland	108,6	Trädgårdsbönor

Spannmålsskördarna och rapsskördarna, både i steady state beräkningen och i den nya växtföljden, anpassades efter region och är Jordbruksverkets normskördar för 2018. Skördar för alla grödor som inkluderades i beräkningarna redovisas i tabell 16. För respektive region valdes även specifika klimatfaktorer enligt Andrén *et al.*, 2008.

Tabell 16. Skördar för spannmålen och höstrapsen som användes i ICBM beräkningarna

	Västergötland (kg per ha)	Östergötland (kg per ha)	Öland (kg per ha)
Höstvete	6282	6930	6710
Vårkorn	4494	4077	3548
Råg	5108	6774	5043
Höstraps	3029	3294	4009
Havre	4495	4077	3548
Åkerbönor	3810		
Gula ärtor		3400	
Trädgårdsbönor			1700

För att modellera förändringen av markens kolhalt beräknades först varje grödas bidrag av kol i form av växtrester. Detta gjordes enligt Bolinder *et al.*, (2007). Harvest index (HI) är vikten av en grödas skörd i procent av den totala växtens vikt. HI som användes i beräkningarna var 51 % för ärt och 43 % för åkerböna enligt Jensen, Peoples & Hauggaard-Nielsen (2010). För trädgårdsbönor användes HI för sojabönor på 40 % enligt Bolinder *et al.*, (2007). Shoot root ratio (s:r) är förhållandet mellan ovanjordisk biomassa och underjordisk biomassa. S:r för ärt och trädgårdsbönor (sojabönor) var 2,2 respektive 5,2 enligt Bolinder *et al.*, (2007). För åkerbönor användes s:r 2,43 enligt Karlsson *et al.*, (2015). Genom att känna till grödans skörd, HI och s:r beräknades koltillförseln för respektive trindsäd som sedan användes i ICBM-modelleringen. I tabell 17 redovisas de olika grödornas bidrag till kolinlagringen i de olika regionerna.

Tabell 17. Olika grödornas bidrag till kolinlagring, uttryckt i ton C per ha och år

	Västergötland (ton C per ha)	Östergötland (ton C per ha)	Öland (ton C per ha)
Vårkorn	3,3	3,4	3,1
Havre	3,3	3,4	3,1
Höstvete	4,2	4,9	4,8
Höstraps	4,6	5,8	7
Åkerbönor	5		
Gula ärtor		4	
Trädgårdsbönor			1,6

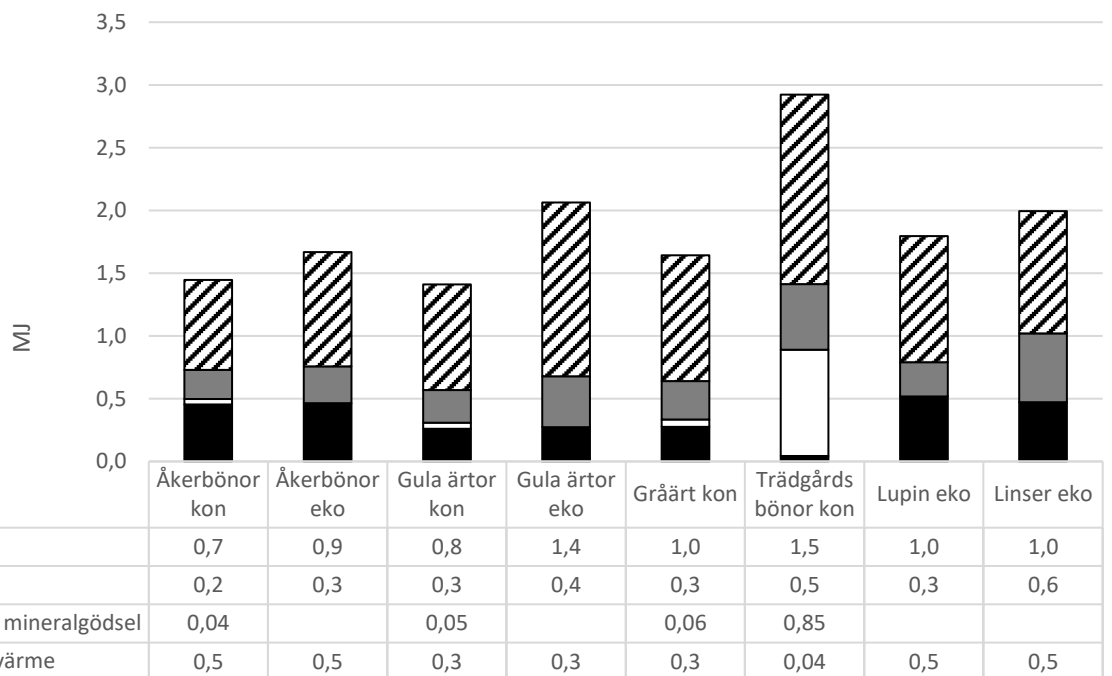
5 Resultat

I följande avsnitt presenteras resultatet av miljöpåverkansbedömningen.

5.1 Energiförbrukning

Energiförbrukningen i produktionen av trindsäd bestod till stor del av förbränning av diesel. Det var framför allt dieselförbrukningen i fältarbeten som krävde mycket energi men även transporter till och från spannmålmottagningar/grossist krävde viss energi. Torkning med eldningsolja stod också för betydande del av energiförbrukningen. Användning av el och fjärrvärme stod för en relativt liten del av energiförbrukningen. Tillverkningen av växtskyddsmedel och mineralgödsel stod för en liten del för de konventionellt odlade åkerböborna, gula ärtorna och gråärtorna. Däremot för trädgårdsböborna stod tillverkning av växtskyddsmedel och mineralgödsel för en betydligt större del av energiförbrukningen. Orsaken till det var på grund av att trädgårdsböborna gödslades med N i form av mineralgödsel vars framställning kräver mycket energi.

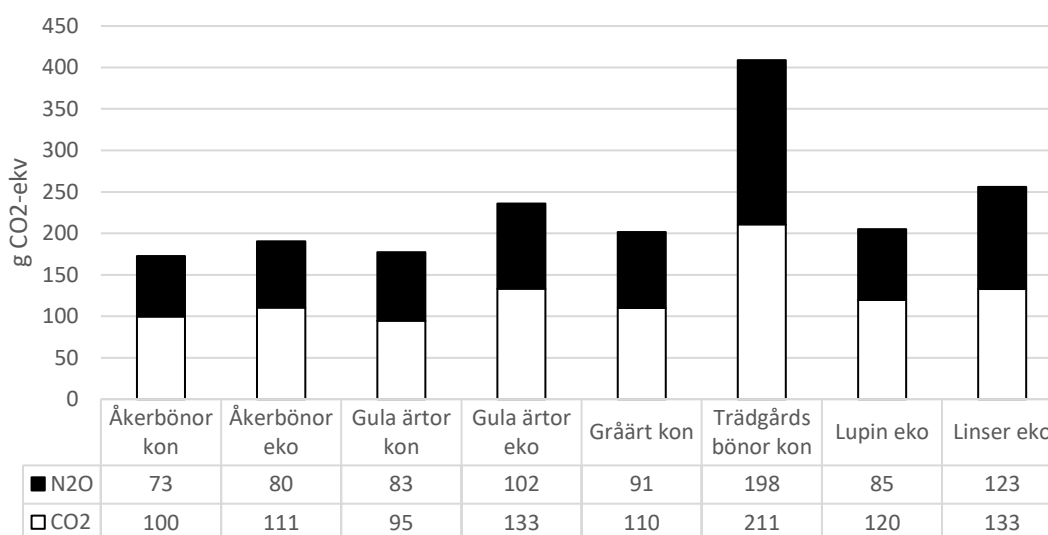
Trädgårdsbönorna var den sort som förbrukade mest energi med 2,9 MJ per kg. Detta beror framför allt på användningen av N i form av mineralgödsel men även på grund av att dieselförbrukningen var hög i förhållande till skörden vilket gav en hög energiförbrukning per kg. Den sort som krävde näst mest energi var gula ärtor med 2,1 MJ per kg. Detta beror på att dieselförbrukningen var hög i förhållande till skörden. Konventionella åkerbönor och konventionella gula ärtor var de som hade lägst energianvändning med respektive 1,4 MJ per kg trindsäd. Eftersom konventionellt odlade åkerbönor och ärtor hade något högre skörd och energiförbrukningen uttrycks i MJ per kg trindsäd, ledde det till en låg energiförbrukning per kg. Trädgårdsbönorna som torkades med fjärrvärme istället för eldningsolja krävde mindre energi för just den delen av processen men fältarbetena och användningen av mineralgödsel påverkade mer. Den totala energiförbrukningen med bidrag från ingående processer redovisas i figur 4.



Figur 4. Energiförbrukning för samtlig trindsäd med bidrag från ingående processer, uttryckt i MJ per kg trindsäd

5.2 Klimatpåverkan

De bidragande ämnena till klimatpåverkan var N₂O och CO₂, där det sistnämnda stod för det största bidraget för alla trindsädessorter. Den totala klimatpåverkan från de studerade sorterna av trindsäd varierade mellan 173-409 g CO₂-ekv. per kg trindsäd (figur 5). Dieselförbrukningen, framför allt från fältoperationer, stod generellt för det största bidraget till klimatpåverkan i form av CO₂-utsläpp. Trädgårdsbönor orsakade högst klimatpåverkan med 409 g CO₂-ekv. per kg, följt av linser på 256 g CO₂-ekv. per kg. Anledningen till att trädgårdsbönor hade högst klimatpåverkan var på grund av användningen av N i form av mineralgödsel som släpper ut mycket växthusgaser under produktionen och leder till högre N₂O-utsläpp från mark. Anledningen till att linser fick en något högre klimatpåverkan är på grund av att linser hade en lägre skörd jämfört med exempelvis åkerbönor och gula ärtor vilket ledde till högre klimatpåverkan per kg. Konventionella åkerbönor orsakade lägst klimatpåverkan med 173 g CO₂-ekv. per kg, likaså konventionella gula ärtor hade låg klimatpåverkan med 178 g CO₂-ekv. per kg.



Figur 5. Total klimatpåverkan från studerade trindsädessorter där bidrag från CO₂ och N₂O visas, uttryckt i CO₂-ekv. per kg trindsäd

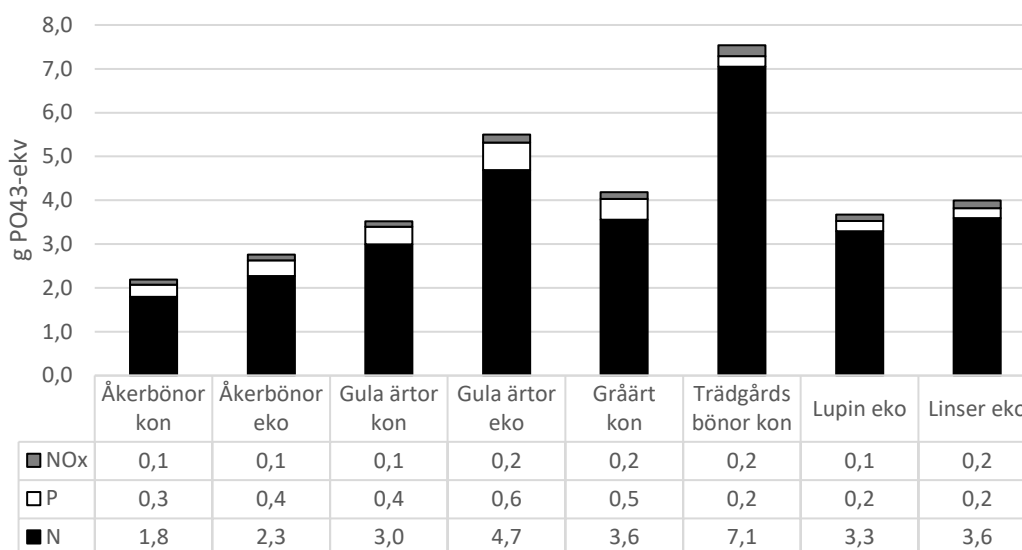
I tabell 18 redovisas fördelningen mellan de olika bidragande faktorerna till klimatpåverkan. Fältarbeten tillsammans med N₂O-utsläpp från mark var de största bidragande faktorerna samt tillverkning av mineralgödsel-N. Ekologiska gula ärtor och trädgårdsbönor var de sorter som har störst utsläpp i samband med fältarbeten.

Tabell 18. Klimatpåverkan från samtliga trindsädesorter med fördelning mellan bidragande faktorer, uttryckt i g CO₂-ekv. per kg

	Åkerbö- nor kon	Åkerbö- nor eko	Gula är- tor kon	Gula är- tor eko	Gråärt kon	Träd- gårds- bönor kon	Lupin eko	Linser eko
Fältarbeten	46	58	54	89	64	96	64	62
Transporter	16	20	18	28	21	36	19	38
Lustgasutsläpp från jord	73	80	82	102	91	197	85	123
Produktion växtnäring & bekämpningsmedel	7		7		9	78		
Framställning & förbränning eldningsolja, el, fjärrvärme	31	32	16	17	17	1	36	32
Total klimatpåverkan	173	190	177	236	202	409	205	256

5.3 Övergödningspotential

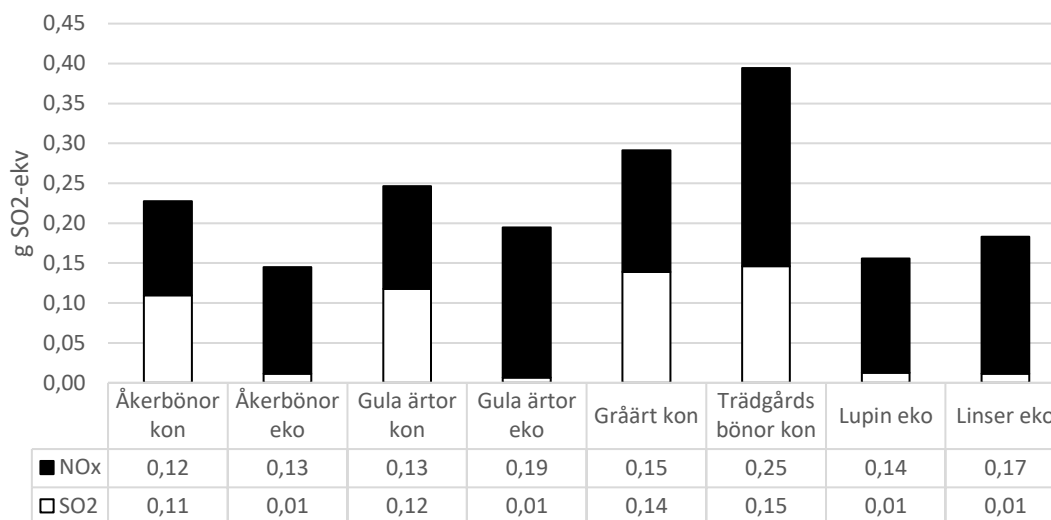
De bidragande ämnena till övergödningspotentialen var NO_x, P och N. Trädgårdsbönor hade högst övergödningspotential av den studerade trindsäden- 7,5 g PO₄³⁻-ekv. per kg. Minst inverkan på övergödningspotentialen hade konventionella åkerbönor med 2,2 g PO₄³⁻-ekv. per kg. Orsaken till att trädgårdsbönor hade en hög övergödningspotential beror på högt bidrag från N-läckage. Anledningen till att trädgårdsbönor fick ett högt N-läckage är för att de antogs odlas på lättleror på Öland vilket gav en högre N-utlakning. De konventionella åkerbönor hade en betydligt lägre övergödningspotential vilket framför allt beror på att de antogs odlas på mellanleror i Västergötland vilket gav ett lågt N-läckage (16 kg N per ha) jämfört med lättleror på Öland (28 kg N per ha). Dessutom var skörden för de konventionellt odlade åkerbönor betydligt högre än exempelvis skörden för trädgårdsbönor vilket gav en låg övergödningspotential per kg. Den totala övergödningspotentialen med bidrag från N, P och NO_x visas i figur 6.



Figur 6. Övergödning för samtliga trindsädessorter med respektive bidrag från P, N och NOx, uttryckt i PO_4^{3-} -ekv. per kg trindsäd

5.4 Försurningspotential

De bidragande ämnena till försurning var SO_2 och NO_x , där det sistnämnda stod för störst bidrag till försurningen. Försurningspotentialen varierade mellan 0,14-0,4 g SO_2 -ekv. per kg trindsäd. NO_x kom från tillverkning och förbränning av fossila bränslen och stod för mellan 0,12-0,25 g SO_2 -ekv. av försurningspotentialen. Den konventionellt odlade trindsäden hade högst försurningspotential på grund av bidrag från SO_2 som kom från tillverkning av mineralgödsel. Störst försurningspotential hade trädgårdsböner med 0,4 g SO_2 -ekv. per kg. Lägst bidrag till försurning hade ekologiska åkerböner med 0,14 g SO_2 -ekv. per kg. Total försurningspotential med respektive bidrag från SO_2 och NO_x visas i figur 7.



Figur 7. Försurningspotential från samtlig trindsäd med bidrag från NO_x och SO₂, uttryckt i g SO₂-ekv. per kg trindsäd

5.5 Markanvändning

Markanvändningen varierade mellan 2,7-6,0 m² per kg trindsäd och redovisas i tabell 19. Trädgårdsbönor var den trindsäd som krävde mest mark för att producera ett kilo vara. I motsats var konventionella åkerbönor den sort som krävde minst mark för att producera ett kilo vara. Markanvändningen styrs enbart av avkastningen per ha och därför får de trindsädessorter med lägst avkastning högst värde på markanvändningen. Även om linser är den trindsäd med lägst avkastning så blir markanvändningen inte den högsta då linser samodlades med havre.

Tabell 19. Markanvändning för samtlig trindsäd

Gröda	M ² per kg
Åkerbönor kon	2,7
Åkerbönor eko	3,4
Gula ärtor kon	3,0
Gula ärtor eko	4,7
Gråärt	3,5
Trädgårdsbönor	6,0
Lupin	3,1
Linser	3,2

5.6 Växtskyddsmedel per kg trindsäd

Användningen av växtskyddsmedel per kg trindsäd varierade mellan 0,23-0,65 g aktiv substans per kg för de trindsädessorter där det användes växtskyddsmedel i produktionen. Högst andel växtskyddsmedel per kg trindsäd hade trädgårdsbönor, lägst hade konventionella åkerbönor (tabell 20). Växtskyddsmedel per kg trindsäd påverkas både av mängden växtskyddsmedel som används i produktionen och avkastningen på grödan.

Tabell 20. Gram aktiv substans växtskyddsmedel per kg trindsäd

Gröda	g aktiv substans per kg trindsäd
Åkerbönor konventionella	0,23
Gula ärtor konventionella	0,32
Gråärt	0,40
Trädgårdsbönor	0,65

5.7 Kolinlagring i mark

Kolhalten både ökade och minskade i marken beroende på vilken region som studerades och vilken sorts trindsäd som introducerades. Som tidigare nämnts byttes havre ut i den ursprungliga växtföljden mot åkerbönor i Västergötland, gula ärtor i Östergötland och trädgårdsbönor på Öland. Störst förändring i kolhalt hade Öland där kolhalten minskade med -3,4 ton kol per ha på 105 år. Näst störst förändring i kolhalten hade Västergötland där kolhalten ökade med +3 ton kol per ha på 105 år. I mitten hamnade Östergötland där kolhalten ökade med +2,6 ton kol per ha på 105 år (tabell 21). Anledningen till att kolhalten minskade på Öland är för att trädgårdsbönor inte bidrar med lika mycket växtrester dvs kol, varken i form av underjordisk eller ovanjordiska biomassa, jämfört med havre och därför minskar kolhalten. Både åkerbönor och gula ärtor bidrar med mer växtrester jämfört med havre vilket ger en ökad kolhalt.

Tabell 21. Ursprunglig kolhalt i växtföljder utan trindsäd samt kolhalt i växtföljder med trindsäd och skillnaden i kolhalt totalt sett över 105 år, uttryckt i ton kol per ha

	Västergötland	Östergötland	Öland
Växtföljd utan trindsäd	95,9	107,5	108,6
Växtföljd med trindsäd	98,9	110,1	105,2
Skillnad	+3	+2,6	-3,4

Om förändringen i kolhalt uttrycks i g CO₂ per kg trindsäd per år, var resultatet för Västergötland +1,3 g CO₂ per kg trindsäd, Östergötland +0,18 g CO₂ per kg trindsäd och för Öland -0,27 g CO₂ per kg trindsäd (tabell 22).

Tabell 22. Förändring i kolhalt per år, uttryckt i g CO₂ per kg trindsäd

	Västergötland	Östergötland	Öland
Förändring i kolhalt (g CO ₂ per kg trindsäd)	+1,3	+0,18	-0,27

5.8 Känslighetsanalys

Dieselförbrukningen, både från fältoperationer och från transporter, stod för en stor del av den totala miljöpåverkan från trindsädens livscykel. I denna studie varierande dieselförbrukningen för fältoperationer mellan 65-83 l per ha för merparten av trindsäden, undantaget var för linserna som hade en dieselförbrukning på 19 l per ha eftersom merparten (76 %) allokerades till havren som samodlades med linserna. Transportsträckan till grossist/spannmålmottagning sattes till 20 km enkel väg. I verkligheten så varierar den använda mängden diesel från odlare till odlare beroende på bland annat på vilken trindsäd som odlas, jordart, väder och maskintillgång. Även transportsträckan kan variera stort från en odlare till en annan beroende på hur långt ifrån spannmålmottagningen gården är belägen. Eftersom dieselförbrukningen står för en stor del av trindsädens miljöbelastning kan osäkerheter och variationer i dessa data få stor inverkan på resultaten av trindsädens totala miljöpåverkan.

Om transportsträckan till spannmålmottagning/grossist skulle fördubblas, från 20 km enkel väg till 40 km, skulle det ge en ökning av klimatpåverkan på i genomsnitt ca 10 %. Även energiförbrukningen skulle öka med i genomsnitt 17 %. Förändringen skulle inte påverka övergödningspotentialen nämnvärt. Däremot skulle det påverka försurningspotentialen med en genomsnittlig ökning på 18 %. I tabell 23 redovisas värdena för klimatpåverkan, energiförbrukning, övergödningspotential och försurningspotential vid en fördubblad transportsträcka.

Tabell 23. Värdena vid en dubbel transportsträcka och den procentuella ökningen inom parentes

	Klimatpåverkan (g CO ₂ -ekv. per kg)	Energiförbrukning (MJ per kg)	Övergödning (g PO ₄₃ -ekv. per kg)	Försurning (g SO ₂ -ekv. per kg)
Åkerbönor kon	187 (+8)	1,7 (+15)	2,2 (+0)	0,25 (+9)
Åkerbönor eko	209 (+10)	1,9 (+16)	2,8 (+0)	0,18 (+20)
Gula ärtor kon	194 (+10)	1,7 (+17)	3,6 (+1)	0,27 (+8)
Gula ärtor eko	261 (+11)	2,4 (+18)	5,5 (+0)	0,24 (+26)
Gråärt	221 (+9)	1,9 (+17)	4,2 (+0)	0,33 (+14)
Trädgårdsbönor	442 (+8)	3,4 (+16)	7,6 (+0)	0,45 (+15)
Lupin	222 (+8)	2 (+14)	3,7 (+0)	0,19 (+19)
Linser	291 (+14)	2,5 (+25)	4,1 (+0)	0,24 (+33)

En annan viktig faktor som påverkar trindsädens miljöbelastning är skörden. Detta eftersom miljöbelastningen divideras med skörden för att få ett resultat per kilo trindsäd. Skörden varierar från år till och år, mellan olika platser i landet och påverkas mycket av vädret under odlingssäsongen. I denna studie är alla skördar genomsnittsvärden över minst 4 år. Eftersom skörden har stor inverkan på resultaten i de olika miljöpåverkanskategorierna är skörden en viktig faktor i beräkningarna.

Vid en skördeökning på 20 % för samtlig trindsäd leder det till i genomsnitt 13 % lägre klimatpåverkan per kg. Energiförbrukningen blir i genomsnitt 15 % lägre. Övergödningspotentialen och försurningspotentialen minskar i genomsnitt med 18 % vardera. I tabell 24 presenteras värdena vid en skördeökning på 20 % samt den procentuella minskningen av miljöpåverkan för all trindsäd.

Tabell 24. Värdena vid en skördeökning på 20 % och den procentuella minskningen av miljöpåverkan inom parentes

	Klimatpåverkan (g CO ₂ -ekv. per kg)	Energiförbrukning (MJ per kg)	Övergödningspotential (g PO ₄₃ -ekv. per kg)	Försurningspotential (g SO ₂ -ekv. per kg)
Åkerbönor kon	155 (-10)	1,3 (-13)	1,8 (-18)	0,19 (-17)
Åkerbönor eko	170 (-11)	1,4 (-14)	2,3 (-18)	0,12 (-20)
Gula ärtor kon	157 (-12)	1,2 (-15)	2,9 (-14)	0,20 (-20)
Gula ärtor eko	204 (-14)	1,7 (-17)	4,5 (-18)	0,16 (-16)
Gråärt	176 (-13)	1,4 (-16)	3,4 (-19)	0,24 (-17)
Trädgårdsbönor	345 (-16)	2,4 (-17)	6,2 (-17)	0,33 (-15)
Lupin	183 (-11)	1,6 (-14)	3 (-19)	0,13 (-19)
Linser	214 (-16)	1,7 (-15)	3,3 (-18)	0,15 (-17)

Användningen av mineralgödsel påverkar miljöbelastningen där framför allt användningen av mineralgödsel-N utgör en stor del av miljöbelastningen för trädgårdsbönona. Eftersom mineralgödsel-N utgör en så pass stor del av miljöbelastningen och användningen kan variera från odlare till odlare kan osäkerheter i dessa data påverka resultatet. Om trädgårdsbönona skulle odlas utan mineralgödsel-N skulle det leda till 34 % lägre klimatpåverkan, 24 % lägre energiförbrukning och 15 % lägre försurningspotential. Övergödningspotentialen skulle inte förändras (tabell 25).

Tabell 25. Värden vid odling av trädgårdsbönor utan gödsling med mineralgödsel-N samt den procentuella minskningen inom parentes

	Klimatpåverkan (g CO ₂ -ekv. per kg)	Energiförbrukning (MJ per kg)	Övergödning (g PO ₄ -ekv. per kg)	Försurning (g SO ₂ -ekv. per kg)
Trädgårdsbönor	270 (-34)	2,2 (-24)	7,5 (-0)	0,33 (-15)

För beräkning av N-läckage användes modellen Vera. Det som framför allt påverkar N-utlakningen i Vera är val av jordart. I denna studie angavs mellanlera för åkerbönor och lättlera för resterande trindsäd. Vid förändring av jordarten till mer lerhaltig, dvs från mellanlera till styv lera och från lättlera till mellanlera, minskade N-utlakningen med 4 kg per ha för åkerbönor och mellan 6-10 kg N per ha för resterande trindsäd. Eftersom den ursprungliga N-utlakningen låg på 16 kg N per ha för åkerbönor och mellan 24-28 kg N per ha för resterande trindsäd är val av jordart av betydande vikt för resultatet.

6 Diskussion

6.1 Diskussion av resultat

Energiförbrukningen bestod till stor del av förbränning av diesel. Att diesel-förbrukningen stod för den största energiförbrukningen är rimligt med tanke på att produktionen av trindsäd sker utan någon större mängd insatsvaror förutom just diesel. Som känslighetsanalysen visade får förändringar i dieselanvändning påverka på resultatet, både för energiförbrukningen men även för andra miljöpåverkanskategorier. Även om den konventionella odlingen av åkerbönor, gula ärtor och gråärtor använde sig av mineralgödsel och bekämpningsmedel så var energiförbrukningen kopplat till det förhållandevis låg. Däremot var energiförbrukningen från tillverkning av mineralgödsel i form av N till trädgårdsböborna betydligt högre vilket beror på att tillverkningen av mineralgödsel-N kräver mer energi än tillverkningen av P- och K-mineralgödsel samt att användningen av mineralgödsel-N var betydligt högre (30 kg per ha) jämfört med P och K (10 respektive 20 kg per ha). Om man jämför energiförbrukningen med exempelvis produktionen av höstvetete, som använder sig av större mängder mineralgödsel-N är energiförbrukningen per kg relativt lik. Enligt Lagerberg Fogelberg (2008) som sammanställt olika studiers resultat av energiförbrukning vid produktionen av höstvetete, så varierar energiförbrukningen mellan 1,4-1,8 MJ per kg höstvetete som odlats i Sverige. Även om produktionen av höstvetete använder sig av större mängder mineralgödsel-N så är skörden betydligt högre, mellan 6000-8100 kg per ha vilket leder till att energiförbrukningen per kg inte skiljer sig särskilt mycket från produktionen av trindsäd. Däremot är mineralgödsel-N en betydligt större del av energiförbrukningen i produktionen av höstvetete än i produktionen av trindsäd (Woods *et al.*, 2010).

Trindsädens klimatpåverkan varierade mellan 173-409 g CO₂-ekv. per kg trindsäd. Trädgårdsbönor och linser var de som utgjorde störst klimatpåverkan med 409 och respektive 256 g CO₂-ekv. per kg vilket delvis orsakades av höga N₂O-utsläpp. Orsaken till att trädgårdsböornas N₂O-utsläpp är höga är på grund av gödsling av N i form av mineralgödsel samt indirekta utsläpp av N₂O som baserar sig på N-utlakningen. Användningen av mineralgödsel-N står för ca 30 % av N₂O-utsläppen från mark hos trädgårdsböorna. N-utlakningen beräknades i VERA och vid odling av trädgårdsbönor på lätta jordar på Öland gav det en hög N-utlakning vilket bidrog till högre N₂O-utsläpp. Linsernas N-utlakning beräknades med kombinationen havre/ärt då kombinationen linser/havre inte fanns som alternativ. N-utlakningen kan vara överskattad för linser då kombinationen havre/ärt eventuellt bidrar till en högre N-utlakning på grund av mer N-rika växtrester jämfört med vad havre/linser gör i verkligheten.

Övergödningspotentialen varierade mellan 2,2-7,5 g PO₄³⁻-ekv. per kg trindsäd. Kväve i form av läckage till vatten utgjorde störst bidrag till övergödningspotentialen för alla trindsädessorter, mellan 1,8-7,1 g PO₄³⁻-ekv. per kg. Även om N stod för det största bidraget är det inte säkert att det är N som påverkar övergödningen mest i verkligheten. Beroende på var utsläppen av N och P sker påverkar det övergödningen olika mycket. Som tidigare nämnts så är generellt N begränsande i saltvatten, P i sötvatten och för Östersjön så kan både P och N vara begränsande beroende på i var i Östersjön det är. Åkerböorna som antogs odlas i Västergötland borde påverka övergödningen i sötvatten, dvs diken, vattendrag och sjöar, mest. Detta med tanke på att åkerböorna antogs odlas på Västgötaslätten som ligger en bit från havet och retentionen bedöms vara betydande. Med de antagandena så är det rimligt att P-läckaget är den störst bidragande faktorn till övergödningen i Västergötland. Även när det gäller odlingen av gula ärtor i Östergötland är det rimligt att P-läckaget är det som påverkar övergödningen mest med tanke på att de gula ärtorna antogs odlas på östgötaslätten, långt ifrån havet. Runt Öland, är det enligt Boesch *et al.*, (2006) framför allt P som är det begränsande ämnet i den regionen av Östersjön. Med detta i åtanke är det möjligt att det inte är N som är det störst bidragande faktorn för övergödningen från trädgårdsbönor, utan snarare P. Däremot är det möjligt att N-läckaget från Öland påverkar övergödningen i andra delar av Östersjön då N kan transporteras med vattenströmmar till delar där N är det begränsande ämnet.

När det gäller trindsädens påverkan på både övergödning och försurning kan resultaten både vara underskattade och överskattade. Övergödningen mäts i P, N och NO_x i denna studie, där värdena för både P och N kommer från utlakningsmodeller. Eftersom P och N kommer från utlakningsmodeller

ger det en uppskattning som aldrig helt kan motsvara verkligheten. Som det visade sig i känslighetsanalysen kan N-läckaget variera mycket beroende på jordart. Eftersom jordarten varierar mer i verkligheten än vad som är möjligt att beräkna, samt att flera andra faktorer som påverkar utlakningen så som exempelvis väder, jordbearbetning och val av gröda varierar, kan resultaten variera beroende på var odlingen sker. Likaså P-läckaget är en uppskattning i en viss region i landet, beroende på jordart, gröda, klimat etc. Eftersom P-läckaget kan variera stort, både inom fält och mellan fält kan även det simulerade P-läckaget skilja sig från verkligheten eller stämma överens, beroende på var odlingen sker.

Vid jämförelse av förändringen av kolhalt i marken med den totala klimatpåverkan, är påverkan från kolinlagring i mark försumbar. I Västergötland bidrog åkerbödena med en ökad kolinlagring med +1,3 g CO₂ per kg trindsäd, i Östergötland bidrog gula ärtor med en ökning på +0,18 g CO₂ per kg trindsäd och på Öland bidrog trädgårdsbödena med en minskning på -0,27 g CO₂ per kg trindsäd. I förhållande till den totala klimatpåverkan som varierade mellan 171-334 g CO₂-ekv. per kg trindsäd, var förändringarna i kolhalt försumbara. Om man däremot skulle jämfört med en flerårig gröda, exempelvis vall som utvecklar ett djupare och större rotsystem och därmed bidrar mer till kolinlagringen än ettåriga grödor, så skulle skillnaderna i kolinlagring troligtvis blivit större och kolhalten minska i samtliga fall när trindsäd odlas (A. Boliner, Freeman & Kätterer, 2017).

Skörden varierar både mellan olika platser och mellan år, därför valdes ett genomsnitt av skörden. Som det visade sig i känslighetsanalysen påverkar skördenivån resultatet i de olika miljöpåverkanskategorierna där en högre skörd ger lägre miljöpåverkan. Även om den konventionellt odlade trindsäden hade högst skörd och lägre miljöpåverkan i flertalet miljöpåverkanskategorier kan det finnas andra fördelar med att producera ekologisk trindsäd. Exempelvis minskad användning av växtskyddsmedel vilket har positiva effekter på den biologiska mångfalden och minskar mängden kemiska substanser i yt- och grundvatten. Samt att den ekologiskt odlade trindsäden har lägre övergödnings- och försurningspotential.

6.2 Faktorer som inte är inkluderade i studien

Användning av stallgödsel har inte inkluderats i studien. Däremot är det troligt att stallgödsel används i vissa fall vid produktion av trindsäd. Enligt Kalmar Ölands Trädgårdsprodukter använder vissa lantbrukare stallgödsel i

produktionen av trädgårdsbönor¹⁸. Det är rimligt att de gårdar som har djurproduktion och odlar trindsäd använder sig av stallgödsel. Om stallgödsel skulle inkluderas i studien och miljöpåverkan från hanteringen allokerats till trindsäden, skulle det påverkat flera miljöpåverkanskategorier. Det skulle öka dieselförbrukningen på grund av fler överfarter vid spridning av stallgödsel. Troligtvis skulle det öka N-läckaget och utsläpp av N₂O då tillförsel av stallgödsel innehåller N som omsätts i marken och riskerar att lakas ut eller omvandlas till N₂O (Rodhe *et al.*, 2012). Spridning av stallgödsel innebär även ammoniakavgång i varierande grad beroende på hur snabbt gödseln myllas ner efter spridning. Ammoniak bidrar till försurning, övergödning och indirekta N₂O-utsläpp. Lagring av stallgödsel bidrar även till utsläpp av växthusgaserna CH₄ och N₂O (*ibid.*). Däremot innehåller stallgödseln växtnäring, framför allt P och K (Jordbruksverket, 2019c), vilket skulle innebära att användningen av mineralgödsel i form av P och K skulle kunna minskas.

I denna studie har den ekologiskt producerade trindsäden antagits odlas utan tillförsel av någon gödsel. Att den ekologiska trindsäden odlas utan tillförsel av gödsel bygger på att det finns tillräckligt med växtnäring i marken sedan tidigare. Detta innebär att gödsel tillförs i andra delar av växtföljden, antingen med hjälp av stallgödsel eller andra gödselmedel som är godkända för ekologisk produktion. Därmed är det rimligt att den ekologiskt producerade trindsäden egentligen har något högre miljöpåverkan än vad denna studie visar. Eftersom den ekologiska odlingen också är beroende av växtnäring med det tillförs i andra former och i andra delar av växtföljden jämfört med den konventionellt odlade trindsäden.

Val av funktionell enhet påverkar resultaten. Framför allt när man jämför olika produktionssystem (Tuomisto *et al.*, 2012), så som ekologiska och konventionella odlingssystem. Även mellan olika grödor kan val av funktionell enhet påverka resultaten. I denna studie används ett kg trindsäd som funktionell enhet, andra funktionella enheter som används när man studerar trindsäd kan exempelvis vara per ytenhet och per proteininnehåll.

I Abeliotis, Detsis & Pappia (2013) studerades bönor i tre olika odlingssystem, konventionellt, integrerat och ekologiskt. Det konventionella systemet hade lägre miljöpåverkan när den funktionella enheten var massa (kg). Medan systemen med lägre insatsmedel och lägre skörd, dvs integrerat och ekologiskt, var fördelaktigt när den funktionella enheten var per ytenhet (m²). I Köpke & Nemecek (2010) visade sig åkerbönor kräva mer energi och ha högre klimatpåverkan jämfört med spannmål när de jämförde per kg produkt. Däremot vid jämförelse per ytenhet hade åkerbönor lägre

¹⁸ Oskar Zedig, Kalmar Öland Trädgårdsprodukter, 2019-03-21

energiförbrukning samt lägre påverkan på försurning och övergödning jämfört med spannmål. Anledningen till att resultaten var fördelaktiga för spannmål vid jämförelse per kg torkad vara beror på att skörden för spannmål är betydligt högre än för trindsäd. Resultaten för de olika grödorna jämfördes inte med avseende på proteininnehåll, hade så varit fallet hade resultatet varit fördelaktigt för åkerbönorna (Köpke & Nemecek, 2010). Detta belyser vikten av val av funktionell enhet och att val av funktionell enhet kan påverka vilket resultat man får. Att använda sig av flera funktionella enheter kan i vissa fall undvika några av problemen när man jämför olika produktionssystem (Caffrey & Veal, 2013).

Det finns fördelar med att odla trindsäd som inte beaktats i studien, bland annat att trindsäd fungerar som avbrottsgröda i spannmålsdominerade växtföljder. Trindsäd har en bra förfruktseffekt vilket innebär att efterföljande spannmålsgröda generellt får högre skörd än om bara spannmål odlas (Fogelfors, 2015). Dessutom kan N-gödslingen till nästkommande gröda reduceras eftersom trindsäden lämnar kvar N i marken (Jordbruksverket, 2019c). Jordbearbetningen kan reduceras och användningen av växtskyddsmedel kan totalt sett reduceras i en mer varierad växtföljd. Dessa effekter av att introducera trindsäd leder till en lägre energiförbrukning generellt (Nemecek *et al.*, 2008). Dessutom kan trindsäd bidra med positiva effekter för biodiversiteten. Att mäta biodiversitet i en LCA är en utmaning (Geyer, Stoms, *et al.*, 2010). Eftersom biodiversitet är variationen av arter, både mellan arter men också mellan ekosystem, är det ett komplext system som är svårt att mäta. Dessutom kan samma åtgärd få olika effekter på biodiversiteten beroende på var platsen är. Effekten av ökad biodiversitet blir på en lokal nivå till skillnad från exempelvis växthusgaser som oberoende var de släpps ut, har en effekt på global nivå (Geyer, Lindner, *et al.*, 2010). Genom att införa trindsäd i en spannmålsdominerad växtföljd ökar biodiversiteten genom en ökad gröddiversitet. En ökad gröddiversitet leder till mer variation bland de odlade grödorna vilket leder till högre variation bland habitat för olika arter och därmed påverkas biodiversiteten positivt.

6.3 Jämförelse med liknande studier och importerad trindsäd

Det finns relativt få LCA:er utförda på trindsäd för humankonsumtion. Majoriteten av de LCA:er som har utförts på trindsäd har ofta begränsats till att enbart studera utsläpp av växthusgaser och är ofta relaterade till

foderproduktion i form av proteinfoder till mjölk- och köttindustrin (Reijnders & Soret, 2003; Knudsen *et al.*, 2014). Däremot har det gjorts en del studier som studerar olika livsmedels klimatpåverkan. I en studie från Röös (2014) sammanställdes klimatavtrycket från olika livsmedel där utsläpp från primärproduktion, utsläpp från produktion av insatsvaror, förädling, förpackning och transport till Sverige (för importerade livsmedel) inkluderades. I den studien uppskattades nötkött ha en klimatpåverkan på 26 kg CO₂-ekv. per kg, fågelkött 3 kg CO₂-ekv. per kg och ägg ha en klimatpåverkan på 2 kg CO₂-ekv. per kg.

Att beräkna utsläpp från enskilda livsmedel är komplicerat och innebär stora variationer och osäkerheter (Röös, 2014). Därför bör man inte stirra sig blind på siffrorna som sådana utan se resultaten som en riktning för vilka livsmedel som utgör störst klimatpåverkan, något som även gäller för den här studien. Verktuget LCA har traditionellt använts för att utvärdera industriella system men används numer i allt högre utsträckning för att utvärdera jordbrukssystem och livsmedelsproduktion (Notarnicola *et al.*, 2016). En viktig aspekt när man undersöker jordbrukssystem är att det till stor del är biologiska system där delar av systemet påverkas starkt av exempelvis temperatur och nederbörd. Faktorer som är regionala och som varierar beroende på var produktionen är, vilket påverkar resultatet (Caffrey & Veal, 2013). Detta betyder att resultatet från olika studier kan skilja sig beroende på odlingsåtgärder och var odlingen äger rum. Något som ger belägg för att storleksordningen i resultaten är det viktiga snarare än de exakta siffrorna.

Att jämföra LCA:er kan vara svårt då det ofta är flera saker som skiljer sig i de studerade systemen. Olika LCA:er kan exempelvis använda sig av olika karakteriseringsfaktorer i miljöpåverkansbedömningen. De kan även ha olika systemgränser vilket försvårar jämförelsen ytterligare.

I jämförelse med andra studier finns det både resultat som är högre och resultat som ligger i nivå med denna studie. I Köpke & Nemecek (2010) studerades åkerböna i Schweiz ur ett LCA-perspektiv som jämföres med andra grödor. I deras studie var energiförbrukningen mer än dubbelt så hög per kg åkerböna, likaså förurningspotentialen och klimatpåverkan, i ett system där bland annat fånggröda inkluderades. I González, Frostell & Carlsson-Kanyama (2011) anges klimatpåverkan från bruna böna och ärtor producerade i Sverige vara 680 g CO₂-ekv. per kg bruna böna och 490 g CO₂-ekv. per kg ärtor. Detta är högre än vad resultaten i denna studie visar. I Hallström (2009) studerades enbart bruna böna odlade på Öland. Klimatpåverkan i Hallströms studie uppgick till 425 g CO₂-ekv. per kg bruna böna och energiförbrukningen uppgick till 3,38 MJ per kg. Orsaken till att Hallströms resultat är något högre beror sannolikt på att användning av flytgödsel

är inkluderat i den studien. Dessutom är karakteriseringsfaktorn för N₂O högre. Karakteriseringsfaktorn för N₂O ändrades år 2014 till 265 jämfört med det tidigare värdet från år 2007 som var 298, vilket innebär att klimatpåverkan från tidigare gjorda studier bedöms högre jämfört med den här studien och andra senare gjorda studier.

I andra studier är däremot resultaten i nivå med denna studie. Exempelvis i Knudsen *et al.* (2014), som studerade klimatpåverkan av att producera mer ärtor och åkerbönor i Europa, varierar klimatpåverkan från ärtor mellan 88-222 g CO₂-ekv. per kg och från åkerbönor mellan 71-165 g CO₂-ekv. per kg åkerbönor. Systemet studerades fram till gårdsgrind. Detta kan jämföras med resultatet i denna studie där klimatpåverkan från ärtor och åkerbönor varierar mellan 172-235 g CO₂-ekv. per kg trindsäd.

Det finns även studier som jämfört olika sorter av trindsäd från olika delar av världen. I Biel *et al.* (2006) jämfördes bland annat klimatpåverkan från bruna bönor och gula ärtor odlade i Sverige med bönor från Nederländerna och USA. Studien visade att bruna bönor och gula ärtor odlade i Sverige hade lägre klimatpåverkan jämfört med pintobönor från USA. Däremot visade studien även att kikärter som odlas i lågintensiva system i USA jämfört med bruna bönor odlade i mer intensiva system i Sverige har relativt lika emissioner av växthusgaser. När det gäller trindsäd för humankonsumtion som vi importerar mycket av, visade Audsley *et al.* (2009) att både kikärter och linser som produceras utanför Europa har en större klimatpåverkan med respektive 800 och 1000 g CO₂-ekv per kg, inkluderat transport till Storbritannien. I viss produktion av trindsäd i andra länder används bevattning. I exempelvis Koocheki *et al.* (2011) studerades energiförbrukningen vid produktion av åkerbönor, linser och kikärter i Iran med bevattning. Bevattningen stod för en stor del av energiförbrukningen tillsammans med växtskyddsmedel. Energiförbrukningen var i genomsnitt fyra gånger högre jämfört med den här studien. I en annan studie från Iran studerades energiförbrukningen för enbart linser (Elhami, Khanali & Akram, 2017). I den studien inkluderades inte bevattning, däremot stod användningen av växtskyddsmedel för en stor del av energiförbrukningen (42%).

Sverige importerar mycket trindsäd för humankonsumtion från både Kina och Kanada. Det är svårt att finna LCA:er gjorda på trindsäd från dessa länder. Däremot finns en del information kring användning av växtskyddsmedel i framför allt Kina. Kina överanvänder generellt växtskyddsmedel vilket har negativa miljöeffekter (ZHANG *et al.*, 2015; Wu *et al.*, 2018). En viktig aspekt när vi importerar mat är att vi samtidigt exporterar miljöproblem, exempelvis när det gäller användningen av växtskyddsmedels påverkan på miljön (Wivstad, 2005).

Många studier om klimatpåverkan från trindsädesproduktion som var utförda från 90-talet och fram till 2006 har använt IPCC:s tidigare beräkningsmetodik för N₂O-utsläpp (Lagerberg Fogelberg, 2008). I den tidigare beräkningsmetoden ingick den biologiska N-fixeringen i trindsäden som en tillförsel av N i odlingsystemet. I IPCC:s riktlinjer från 2006 ingår inte längden den biologiska N-fixeringen då man efter en litteraturstudie kom fram till att dessa emissionsfaktorer kraftigt överskattade de faktiska N₂O-utsläppen (Rochette & Janzen, 2005). Detta innebär att klimatpåverkan från trindsädesodling bedöms lägre för senare gjorda LCA:er (från och med 2007).

En faktor som inte tas med i de flesta studier men som är av vikt ur ett svenskt konsumtionsperspektiv, är transporten till Sverige. I flera studier där transporten är inkluderad visar det att transporten har stor betydelse för klimatavtrycket från produktionen av trindsäd och baljväxter (Milà Canals *et al.*, 2008; Trydenman Knudsen *et al.*, 2011). I en studie där man studerat ekologiska sojabönor som producerats i Kina och sedan transporterats till Danmark utgjorde transporten till Danmark hälften av klimatavtrycket (Trydenman Knudsen *et al.*, 2011). Även flera andra studier visar på samma resultat, att 40-70 % av klimatavtrycket utgörs av långväga transporter när det gäller växtbaserade varor (*ibid.*). Val av transport och distans påverkar, beroende på om transporten sker med lastbil, båt eller flyg är klimatavtrycket olika stort. Även transporter inom landet, dvs var i landet odlingen sker i förhållande till platsen där trindsäden transporteras ut från landet, påverkar hur stort klimatavtryck produkten får. I en studie jämfördes transportens påverkan på klimatavtrycket från sojabönor som odlats på två olika platser i Brasilien (Prudêncio da Silva *et al.*, 2010). Transporten inom landet stod för 19 % respektive 12 % av klimatpåverkan. Totalt sett stod all transport till Europa för 30-40 % av klimatpåverkan av sojabönorna.

Även om trindsädens miljöpåverkan kan uppvisa stor variation beroende på var den produceras och hur odlingsystemet ser ut så har trindsäd påtagligt lägre miljöpåverkan jämfört med många animaliska proteinrika livsmedel. Dessutom finns det flera fördelar med att producera trindsäd i Sverige jämfört med att importera trindsäd. Så som mer varierade växtföljder, ökad gröddiversitet och minskad användning av växtskyddsmedel och inhemskt producerad mat.

För kommande studier är det önskvärt att inkludera användningen av stallgödsels betydelse för miljöpåverkan. Det skulle även vara intressant att undersöka hur bevattning av svenskproducerad trindsäd påverkar miljöbelastningen och vilka effekter det skulle ge på skörden.

7 Slutsatser

Vid undersökning av miljöpåverkan och energiförbrukning från produktionen av svenskproducerad trindsäd var dieselförbrukningen den enskilt störst bidragande faktorn. Dieselförbrukningen, både från fältoperationer och från transport av trindsäd, stod i genomsnitt för 75 % av energiförbrukningen och 41 % av klimatpåverkan. Att dieselförbrukningen var den störst bidragande faktorn var däremot inte förvånande med tanke på att produktionen av trindsäd sker utan någon större mängd insatsvaror förutom diesel. Användning av mineralgödsel i produktionen av de konventionellt odlade trindsäden påverkar miljöbelastningen markant. Framför allt N i form av mineralgödsel ökar energiförbrukning och klimatpåverkan. Eftersom trädgårdsbönor är den enda trindsädessorten som antagits använda sig av mineralgödsel-N leder det till att trädgårdsbönonorna får högst miljöpåverkan i flera kategorier. Användningen av N i form av mineralgödsel står för 29 % av energiförbrukningen och 34 % av klimatpåverkan för trädgårdsbönonorna.

Förutom dieselförbrukningen påverkar även N_2O -utsläpp från mark mycket till klimatpåverkan. I genomsnitt stod N_2O -utsläpp från mark för 43 % av klimatpåverkan. Att odla trindsäd kan både öka och minska kolhalten i marken beroende på vilken sort trindsäd som odlas. Av den studerade trindsäden bidrog åkerbönor med mest kolinlagring i mark, däremot var förändringarna i kolhalt försumbara vid jämförelse med den totala klimatpåverkan.

Resultaten i denna studie ligger både i nivå med andra studier och visar på lägre resultat än andra studier. Anledningen till att resultaten i denna studie är lägre än vissa andra studier beror troligtvis på att svenskproducerad trindsäg generellt odlas med mindre insatsmedel, så som växtskyddsmedel och mineralgödsel, än trindsäd som produceras i andra länder. Detta indikerar på att svenskproducerad trindsäd generellt har en lägre miljöpåverkan jämfört med trindsäd som är producerad i andra länder. Dessutom finns en stor fördel i att producera trindsäd för humankonsumtion i Sverige då transporten står för en stor del av den importerade trindsädens klimatpåverkan.

8 Tack

Jag vill rikta ett stort tack till mina handledare Pernilla Tidåker, Elin Rööös och Helena Aronsson för att ni har stöttat mig och kommit med värdefulla synpunkter.

Jag vill även tacka de personer som ställt upp och hjälpt till med information om trindsädesodling i Sverige, utan er hade det varit svårt att genomföra detta arbete. Så tack Oskar Zedig på Kalmar Ölands Trädgårdsprodukter, Per Modig på HIR Skåne och Frans Johnson på Växtskyddscentralen i Kalmar. Samt tack till Hanna Karlsson på institutionen för energi och teknik, SLU för hjälp med beräkningar av kolhalter i mark.

Referenslista

- A. Boliner, M., Freeman, M. & Kätterer, T. (2017). *Sammanställning av underlag för skattning av effekter på kolinlagring genom insatser i Landsbygdsprogrammet*. Sveriges Lantbruksuniversitet
- Abeliotis, K., Detsis, V. & Pappia, C. (2013). Life cycle assessment of bean production in the Prespa National Park, Greece. *Journal of Cleaner Production*, vol. 41, ss. 89–96. DOI: 10.1016/J.JCLEPRO.2012.09.032
- Adolfsson, E. (2013). *Alternativa livsmedelsgrödor odling*. Hushållningssällskapet. Tillgänglig: <http://hushallningssallskapet.se/wp-content/uploads/2014/09/alternativa-livsmedelsgrödor-for-hemsidan.pdf> [2019-02-08]
- Aktar, M. W., Sengupta, D. & Chowdhury, A. (2009). Impact of pesticides use in agriculture: their benefits and hazards. *Interdisciplinary toxicology*, vol. 2 (1), ss. 1–12. DOI: 10.2478/v10102-009-0001-7
- Andrén, O., Eriksson, J., Karlsson, T. & Kätterer, T. (2008). Soil C balances in Swedish agricultural soils 1990–2004, with preliminary projections. *Nutrient Cycling Agroecosystems*, vol. 81, ss. 129–144. DOI: 10.1007/s10705-008-9177-z
- Andrén, O., Kätterer, T. & Karlsson, T. (2004). ICBM regional model for estimations of dynamics of agricultural soil carbon pools, *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, vol. 70(2), ss. 231–239. DOI: 10.1023/B:FRES.0000048471.59164.ff
- Aoki, I. (2012). Ecological Communities, *Entropy Principle for the Development of Complex Biotic Systems*. ss. 63–71. DOI: 10.1016/B978-0-12-391493-4.00006-8
- Arheimer, B. & Lidén, R. (2000). Nitrogen and phosphorus concentrations from agricultural catchments—influence of spatial and temporal variables, *Journal of Hydrology*, vol. 227(1–4), ss. 140–159. DOI: 10.1016/S0022-1694(99)00177-8

- Aronsson, H., Berglund, K., Djodjic, F., Etana, A., Geranmayeh, P., Johnsson, H. & Wesström, I. (2019). *Kunskapsammansättning om effekter av åtgärder och åtgärdsutrymmet, vad avser fosforförluster från jordbruksmarken*. Uppsala: Sveriges Lantbruksuniversitetet
- Aronsson, H. & Gunnarsson, T. (2004) *Beräkning av olika odlingsåtgärders inverkan på kväveutlakningen*. Uppsala: Sveriges Lantbruksuniversitetet
- Arvidsson, T., Fogelfors, B. M. & Fogelfors, H. (1999) Herbicidresistens hos ogräs – mekanismer och åtgärder. *Fakta jordbruk*, vol. 3.
- Audsley, E., Brander, M., Chatterton, J., Murphy-Bokern, D., Webster, C. & Williams, A. (2009). *How low can we go? An assessment of greenhouse gas emissions from the UK food system and the scope reduction by 2050*. WWF-UK.
- Baumann, H. & Tillman, A.-M. (2004). *The Hitch Hiker's Guide to LCA- An orientation in life cycle assessment methodology and application*. Lund: Studentlitteratur.
- Benton, T. G., Vickery, J. A. & Wilson, J. D. (2003). Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key?. *Ecology & Evolution*. vol. 18(4), ss. 182–188. DOI: 10.1016/S0169-5347(03)00011-9
- Berglund, M., Cederberg, C., Clason, C., Henriksson, M. & Törner, L. (2009). *Jordbrukets klimatpåverkan- underlag för att beräkna växthusgasutsläpp på gårdsnivå och nulägesanalyser av exempelgårdar*. Hushållningssällskapet Halland. Tillgänglig: <http://hs-n.hush.se/attachments/82/2888.pdf> [2019-01-22].
- Bergström, L., Djodjic, F., Kirchmann, H., Nilsson, I. & Ulén, B. (2007). *Fosfor från Jordbruksmark till Vatten-i ett nordiskt perspektiv*. Uppsala: Sveriges Lantbruksuniversitet. Tillgänglig: http://www.vaxteko.nu/html/sll/slu/rapport_mat_21/RMAT07-02/RMAT07-02.PDF [2019-03-19]
- Biel, A., Bergström, K., Carlsson-Kanyama, A., Fuentes, C., Lagerberg-Fogelberg, C., Shanahan, H., Solér, C. & Grankvist, G. (2006). *Environmental information in the food supply system*. Stockholm: FOI-Totalförsvarets forskningsinstitut. Tillgänglig: https://www.fcrn.org.uk/sites/default/files/Environmental_information_in_the_food_supply_system.pdf [2019-04-14]
- Boesch, D., Chair, C.M., Hecky, R., Schindler, D. & Seitzinger, S. (2006). *Eutrophication Of Swedish Seas*. Stockholm: Naturvårdsverket. Tillgänglig: www.naturvardsverket.se/bokhandeln [2019-05-12]
- Bolinder, M. A., Janzen, H.H., Gregorich, E.G., Angers, D.A. & VandenBygaart. (2007). An approach for estimating net primary productivity and annual carbon inputs to soil for common agricultural crops in Canada. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, vol. 118(1–4), ss. 29–42. DOI: 10.1016/J.AGEE.2006.05.013
- Bouwman, A. F., Boumans, L. J. M. & Batjes, N. H. (2002). Modeling global annual N₂O and NO emissions from fertilized fields. *Global Biogeochemical Cycles*, vol. 16(4), ss. 28-1-28–9. DOI: 10.1029/2001GB001812

- Brentrup, F. & Pallière, C. (2008). *Energy Efficiency and Greenhouse gas Emissions in European nitrogen fertilizer production and use*. Tillgänglig: www.fertiliser-society.org [2019-02-04]
- Broadbent & Rauschkolb (1977). Nitrate leaching. *Nitrogen notes*, vol. 3.
- de Bruijn, H., van Duin, R. & A.J. Huijbregts, M. (2002). *Handbook on Life Cycle Assessment*. 7th uppl. Dordrecht: Springer Netherlands
- Burney, J. A., Davis, S. J. & Lobell, D. B. (2010). Greenhouse gas mitigation by agricultural intensification. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, vol. 107(26), ss. 12052–7. DOI: 10.1073/pnas.0914216107
- Butterbach-Bahl, K. Baggs, E.M., Dannemann, M., Kiese, R. & Zechmeister-Boltenstein. (2013). Nitrous oxide emissions from soils: how well do we understand the processes and their controls?. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, vol. 368(1621), ss. 20130122–20130122. DOI: 10.1098/rstb.2013.0122
- Caffrey, K. R. & Veal, M. W. (2013). Conducting an agricultural life cycle assessment: challenges and perspectives. *The Scientific World Journal*, vol. 2013. DOI: 10.1155/2013/472431
- Conley, D. J., Paerl, H.W., Howarth, R.W., Boesch, D.F., Seitzinger, S.P., Havens, K.E., Lancelot, C. & Likens, G.E. (2009). Controlling Eutrophication: Nitrogen and Phosphorus. *Science*, vol. 323. DOI: 10.1126/science.1167755
- Crews, T. E. & Peoples, M. B. (2004). Legume versus fertilizer sources of nitrogen: ecological tradeoffs and human needs. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, vol. 102, ss. 279–297. DOI: 10.1016/j.agee.2003.09.018
- Dalen, M. (2015). *Intervju som metod*. 2nd uppl. Malmö: Gleerups Utbildning AB
- Daniel, T. C., Sharpley, A. N. & Lemunyon, J. L. (1998). Agricultural Phosphorus and Eutrophication: A Symposium Overview. *Journal of Environmental Quality*, vol. 27, ss. 251–257.
- Davis, F.W., Geyer, R., Lindner, J.P., Stoms, D. M. & Wittstock, B. (2010) Coupling GIS and LCA for biodiversity assessments of land use. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 15(5), ss. 454–467. DOI: 10.1007/s11367-010-0170-9
- Davis, J. & Haglund, C. (1999). *Life Cycle Inventory (LCI) of Fertiliser Production - Fertiliser Products Used in Sweden and Western Europe*. Göteborg: Institutet för livsmedel och bioteknik
- Di, H. J. & Cameron, K. C. (2002). Nitrate leaching in temperate agroecosystems: sources, factors and mitigating strategies, *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, vol. 64(3), ss. 237–256. DOI: 10.1023/A:1021471531188
- Djordjic, F. (2001). Lerjord läcker mycket fosfor- utlakning från enskilda fält kartläggs. *Fakta jordbruk*, vol 13.

- Edström, M., Pettersson, O., Nilsson, L. & Hörndahl, T. (2005). *Jordbrukssektorns energianvändning*. Uppsala: JTI-Institutet för miljö- och jordbruksteknik.
- Eklöf, P., Renström, C. & Törnquist, M. (2012). *Marknadsöversikter - vegetabilier*. Jordbruksverket Rapport 2012:26.
- Elhami, B., Khanali, M. & Akram, A. (2017). Combined application of Artificial Neural Networks and life cycle assessment in lentil farming in Iran. *Information Processing in Agriculture*, vol. 4(1), ss. 18–32. DOI: 10.1016/j.inpa.2016.10.004.
- Engström, J., Gunnarsson, C., Baky, A., Sindhøj, E., Eksvärd, J., Orvendal, J. & Sjöholm, N. (2015). *Energieffektivisering av jordbrukets logistik- pilotprojekt för att undersöka potentialer*. Uppsala: Rapport 441, Lantbruk & Industri. JTI- Institutet för jordbruks- och miljöteknik.
- Eriksson, J., Dahlin, S., Nilsson, I. & Simonsson, M. (2011). *Marklära*. 1st edn. Lund: Studentlitteratur
- Eurostat (2007). *The use of plant protection products in the European Union Data 1992-2003*. Luxemburg. Tillgänglig: <http://europa.eu> [2019-06-05]
- FAO (2017). *Soil organic carbon: the hidden potential*. Rom. Tillgänglig: <https://matlust.eu/wp-content/uploads/2018/02/FAO-Soil-organic-carbon-the-hidden-potential.pdf> [2019-03-14]
- Flysjö, A., Cederberg, C. & Strid, I. (2008). *LCA-databas för konventionella fodermedel- miljöpåverkan i samband med produktion*. SIK-rapport Nr 772 2008.
- Fogelfors, H. (2015). *Vår mat*. 1st edn. Lund: Studentlitteratur
- Gode, J., Martinsson, F., Hagberg, L., Öman, A., Höglund, J. & Palm, D. (2011). *Miljöfaktaboken 2011 Uppskattade emissionsfaktorer för bränslen, el, värme och transporter*. Stockholm: Värmeforsk. Tillgänglig: <https://energiforskmmedia.blob.core.windows.net/media/17907/miljoefaktaboken-2011-vaermeforskrapport-1183.pdf> [2019-02-28]
- González, A. D., Frostell, B. & Carlsson-Kanyama, A. (2011). Protein efficiency per unit energy and per unit greenhouse gas emissions: Potential contribution of diet choices to climate change mitigation. *Food Policy*, vol. 36(5), ss. 562–570. DOI: 10.1016/J.FOODPOL.2011.07.003
- Håkansson, A. (2015). Chapter 6: What makes local food attractive to consumers?. *Interdisciplinary perspectives on local and regional food in the South Baltic Region*. Kristianstad. Tillgänglig: <http://hkr.diva-portal.org/smash/get/diva2:859766/FULLTEXT01.pdf> [2019-01-28]
- Hallström, E. (2009) *Livscykelanalys av svenska Bruna bönor*. Lund: Lunds tekniska Högskola. Tillgänglig: http://miljo.lth.se/fileadmin/miljo/personal/Elinor/Livscykelanalys_av_svenska_bruna_boenor.pdf [2019-05-13]

- Havet (2019). *Övergödning*. Tillgänglig: <https://www.havet.nu/?d=31> [2019-04-30]
- Heckrath, G., Bechmann, M., Ekholm, P., Ulén, B., Djdjic, F. & Andersen, H.E. (2008) Review of indexing tools for identifying high risk areas of phosphorus loss in Nordic catchments. *Journal of Hydrology*, vol. 349(1–2), ss. 68–87. DOI: 10.1016/J.JHYDROL.2007.10.039.
- Institutet för språk och folkminnen (2018). *Om baljväxter i kosthålllet*. Tillgänglig: <https://www.sprakochfolkminnen.se/matkult/baljvaxter/om-baljvaxter-i-kosthallet.html> [2019-01-29]
- ISO (2006a). ISO 14040 International standard. I: Environmental management—life cycle assessment—requirements and guidelines. Geneva, Switzerland: International Organisation for Standardisation
- ISO (2006b). ISO 14040 International standard. I: Environmental management—life cycle assessment—principles and framework. Geneva, Switzerland: International Organisation for Standardisation
- Jensen, E. S., Peoples, M. B. & Hauggaard-Nielsen, H. (2010). Faba bean in cropping systems. *Field Crops Research*, vol. 115(3), ss. 203–216. DOI: 10.1016/J.FCR.2009.10.008.
- Jobbágy, E. G. & Jackson, R. B. (2000). The Vertical Distribution of Soil Organic Carbon and its Relation to Climate and Vegetation. *Ecological Applications*, vol. 10(2), ss. 423–436. DOI: 10.1890/1051-0761(2000)010[0423:TVDOSO]2.0.CO;2
- Johansson, U. (1999). Ärtor och annan trindsäd. *Jordbruksinformation*, vol. 9.
- Johnson, J. M.-F., Franzluebbers, A.J., Weyers, S.H. & Reicosky, D.C (2007). Agricultural opportunities to mitigate greenhouse gas emissions. *Environmental Pollution*, vol 150(1), ss. 107–124. DOI: 10.1016/J.ENVPOL.2007.06.030.
- Johansson, H., Mårtensson, K., Lindsjö, A., Persson, K., Rangel, Y.A. & Blombäck, K. (2013). *Läckage av näringsämnen från svensk åkermark*. SMED Rapport Nr 189.
- de Jonge, V. N. & Elliott, M. (2001). Eutrophication. *Encyclopedia of Ocean Sciences*, vol. 2, ss. 852–870. DOI: 10.1016/B978-012374473-9.00047-3.
- Jordbruksverket (2008a). *Fosforförluster från jordbruksmark-vad kan vi göra för att minska problemet?*. Jordbruksinformation 27.
- Jordbruksverket (2008b). *Växtskyddsmedel och miljöeffekter- rapport från projektet CAP:s miljöeffekter*. Rapport 2008:3.
- Jordbruksverket (2013). *Ekologisk odling av åkerböna - Råd i praktiken*. Jordbruksinformation 7.
- Jordbruksverket (2017). *Skörd för ekologisk och konventionell odling 2017 - JO14SM1801*. Tillgänglig: http://www.jordbruksverket.se/webdav/files/SJV/Amnesomraden/Statistik,fakta/Vegetabilieproduktion/JO14/JO14SM1801/JO14SM1801_tabeller.htm [2019-05-16]

- Jordbruksverket (2018). *Ekologisk odling av åkerbönor, ärter och lupin*. Tillgänglig: <https://www.jordbruksverket.se/amnesomraden/miljoklimat/ekologiskproduktion/vaxtodling/saharodlardu/akerbonorocharter.4.2399437f11fd570e6758000462.html> [2019-03-21]
- Jordbruksverket (2019a). *Arkiv vegetabilieproduktion*. Tillgänglig: <http://www.jordbruksverket.se/omjordbruksverket/statistik/statistikomr/vegetabilieproduktion/arkivstatistikvegetabilieproduktion.4.67e843d911ff9f551db80004673.html> [2019-06-06]
- Jordbruksverket (2019b). *Jordbruksmarkens användning 2018 - JO 10 SM 1802*. Tillgänglig: http://www.jordbruksverket.se/webdav/files/SJV/Amnesomraden/Statistik,fakta/Arealer/JO10/JO10SM1802_korrigerad/JO10SM1802_korr_kommentarer.htm [2019-04-30]
- Jordbruksverket (2019c). *Rekommendationer för gödsling och kalkning 2019*. Jordbruksinformation 18.
- Karlen, D. L., Mausbach, M.J. Doran, J.W., Cline, R.G., Harris, R.F. & Schuman, G.E. (1997). Soil Quality: A Concept, Definition, and Framework for Evaluation (A Guest Editorial). *Soil Science Society American Journal*, vol. 61, ss. 4-10.
- Karlsson, H., Ahlgren, S., Strid, I. & Hansson, P-A. (2015). Faba beans for biorefinery feedstock or feed? Greenhouse gas and energy balances of different applications. *Agricultural Systems*, vol. 141, ss. 138–148. DOI: 10.1016/J.AGSY.2015.10.004
- Kell, D. B. (2012). Large-scale sequestration of atmospheric carbon via plant roots in natural and agricultural ecosystems: why and how. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, vol. 367(1595), ss. 1589–1597. DOI: 10.1098/rstb.2011.0244
- Klöpffer, W. & Grahl, B. (2014). *Life Cycle Assessment (LCA): A Guide to Best Practice*. Weinheim, Germany: Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA.
- Knudsen, M. T., Hermansen, J.E., Olesen, J.E., Topp, C.F.E., Schelde, K., Angelopolus, N. & Reckling, M. (2014). Climate impact of producing more grain legumes in Europe. *Proceedings of the 9th International Conference on Life Cycle Assessment in the Agri-Food Sector*.
- Koocheki, A., Ghorbani, R., Mondani, F. & Alizade, F. (2011). Pulses Production Systems in Term of Energy Use Efficiency and Economical Analysis in Iran. *International journal of energy economics and policy*, vol 1 (4), ss.95-106.
- Köpke, U. & Nemecek, T. (2010). Ecological services of faba bean. *Field Crops Research*, vol. 115(3), ss. 217–233. DOI: 10.1016/j.fcr.2009.10.012
- Kumar, S., Meena, R.S., Lal, R., Yadav, G.S., Mitran, T., Meena, B.L., Dotaniya, M.L. & EL-Sabagh, A. (2018). Role of Legumes in Soil Carbon Sequestration. *Legumes for Soil Health and Sustainable Management*. Singapore: Springer Singapore, ss. 109–138. DOI: 10.1007/978-981-13-0253-4_4

- Kuzyakov, Y. & Domanski, G. (2000). Carbon input by plants into the soil. Review. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, vol 163, ss. 421-431.
- Lagerberg Fogelberg, C. (2008). *På väg mot miljöanpassade kostråd*. Livsmedelsverket rapport 9. Tillgänglig: www.livsmedelsverket.se [2019-04-14]
- Lal, R. (2004). Soil Carbon Sequestration Impacts on Global Climate Change and Food Security. *Science*, vol. 304, ss. 1623–1627.
- Lal, R. (2006). Enhancing crop yields in the developing countries through restoration of the soil organic carbon pool in agricultural lands. *Land Degradation & Development*, vol. 17(2), ss. 197–209. DOI: 10.1002/ldr.696
- Lindgren, M., Pettersson, O., Hansson, P-A. & Norén, O. (2002). *Jordbruks- och anläggningsmaskinernas motorbelastning och avgasemissioner- samt metoder att minska bränsleförbrukning och avgasemissioner*. Rapport 308, JTI- Institutet för jordbruks- och miljöteknik.
- Löfgren, S. (2007). Skogsbrukets belastning på havet liten. *Miljötrender- En tidning från SLU*, vol. 4.
- Luo, Y. & Zhou. X. (2006). Importance and Roles of Soil Respiration. I: Soil Respiration and the Environment. Academic Press, ss. 17–32. DOI: 10.1016/B978-012088782-8/50002-4
- Matson, P. A., Parton, A.G., Power, M.J., Swift, M.J. (1997). Agricultural intensification and ecosystem properties. *Science*, vol. 277(5325), ss. 504–9. DOI: 10.1126/SCIENCE.277.5325.504
- McDaniel, M. D., Tiemann, L. K. & Grandy, A. S. (2014). Does agricultural crop diversity enhance soil microbial biomass and organic matter dynamics? A meta-analysis. *Ecological Applications*, vol. 24(3), ss. 560–570. DOI: 10.1890/13-0616.1
- McLaren, S. J. (2010). Life Cycle Assessment (LCA) of food production and processing: An introduction. I: *Environmental Assessment and Management in the Food Industry*. Woodhead Publishing, ss. 37–58. DOI: 10.1533/9780857090225.2.37
- McLauchlan, K. (2006). The Nature and Longevity of Agricultural Impacts on Soil Carbon and Nutrients: A Review. *Ecosystems*, vol. 9(8), ss. 1364–1382. DOI: 10.1007/s10021-005-0135-1
- McLaughlin, A. & Mineau, P. (1995). The impact of agricultural practices on biodiversity. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, vol. 55(3), ss. 201–212. DOI: 10.1016/0167-8809(95)00609-V.
- Messina, M. J. (1999). Legumes and soybeans: overview of their nutritional profiles and health effects. *The American Journal of Clinical Nutrition*, vol. 70(3), ss. 439s–450s. DOI: 10.1093/ajcn/70.3.439s.
- Milà i Canals, L., Muñoz, I., Hospido, A., Plassmann, K. & McLaren, S. (2008). *LIFE CYCLE ASSESSMENT (LCA) OF DOMESTIC VS. IMPORTED VEGETABLES. Case studies on*

- broccoli, salad crops and green beans Life Cycle Assessment (LCA) of Domestic vs. Imported Vegetables. Case studies on broccoli, salad crops and green beans.* United Kingdom: Center for Environmental Strategy, University of Surrey.
- Muralikrishna, I. V. & Manickam, V. (2017). Air Pollution Control Technologies. I: *Environmental Management*. Butterworth-Heinemann, ss. 337–397. DOI: 10.1016/B978-0-12-811989-1.00014-2.
- Myhre, G., Shindell, D., Bréon, F.-M., Collins, W., Fuglestedt, J., Huang, J., Koch, D., Lamarque, J.-F., Lee, D., Mendoza, B., Nakajima, T., Robock, A., Stephens, G., Takemura, T. & Zhang, H., (2013). Anthropogenic and natural radiative forcing. I: *Climate Change 2013: the Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. T.F. Stocker, T.F., Qin, D., Plattner, G.-K., Tignor, M., Allen, S.K., Boschung, J., Nauels, A., Xia, Y., Bex, V. & Midgley, P.M., (Eds.), Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom & New York, NY, USA (2013), ss. 659-740. DOI:10.1017/CBO9781107415324.018
- Nationalencyklopedin (2019). *Ärter*. Tillgänglig: <https://www.ne.se/uppslagsverk/encyklopedi/lång/ärter> [2019-05-05]
- Nationalencyklopedin (u.å.) *Försurning*. Tillgänglig: <https://www.ne.se/uppslagsverk/encyklopedi/lång/försurning> [2019-05-05]
- Naturhistoriska riksmuseet (2008). *Den virtuella floran: Fabaceae - Leguminosae - Ärtväxter*. Tillgänglig: <http://linnaeus.nrm.se/flora/di/faba/welcome.html> [2019-03-27]
- Naturvårdsverket (2018a). *Ett rikt växt- och djurliv*. Tillgänglig: <https://www.naturvardsverket.se/Miljoarbete-i-samhallet/Sveriges-miljomal/Miljokvalitetsmalen/Ett-rikt-vaxt--och-djurliv/> [2019-04-30]
- Naturvårdsverket (2018b). *Utsläpp av växthusgaser från jordbruk*. Tillgänglig: <http://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Statistik-A-O/Vaxthusgaser-utslapp-fran-jordbruk/> [2019-04-29]
- Nemecek, T., von Richthofen, J.-S., Dubois, G., Casta, P., Charled, R. & Pahl, H. (2008). Environmental impacts of introducing grain legumes into European crop rotations. *European Journal of Agronomy*, vol. 28(3), ss. 380–393. DOI: 10.1016/J.EJA.2007.11.004
- Notarnicola, B., Sala, S., Anton, A., McLaren, S.J., Saouter, E. & Sonnesson, U. (2016). The Role of Life Cycle Assessment in Supporting Sustainable Agri-Food Systems: A Review of the Challenges. *Journal of Cleaner Production*. DOI: 10.1016/j.jclepro.2016.06.071.
- Oades, J. M. (1988). The retention of organic matter in soils. *Biogeochemistry*, vol. 5, ss. 35-70.
- Poeplau, C., Bolinder, M.A., Eriksson, J., Lundblad, M. & Kätterer, T. (2015). Positive trends in organic carbon storage in Swedish agricultural soils due to unexpected socio-economic drivers. *Biogeosciences*, vol. 12, ss. 3241–3251. DOI: 10.5194/bg-12-3241-2015.

- Post, W. M. & Kwon, K. C. (2000). Soil carbon sequestration and land-use change: processes and potential. *Global Change Biology*, vol. 6(3), ss. 317–327. DOI: 10.1046/j.1365-2486.2000.00308.x.
- Prudêncio da Silva, V., van der Werf, H., Spies, A. & Roberto, S. (2010). Variability in environmental impacts of Brazilian soybean according to crop production and transport scenarios. *Journal of Environmental Management*, vol. 91(9), ss. 1831–1839. DOI: 10.1016/J.JENVMAN.2010.04.001.
- Puustinen, M., Tattari, S., Koskiaho, J. & Linjama, J. (2007). Influence of seasonal and annual hydrological variations on erosion and phosphorus transport from arable areas in Finland. *Soil and Tillage Research*, vol. 93(1), ss. 44–55. DOI: 10.1016/J.STILL.2006.03.011.
- Reeves, D. W. (1997). The role of soil organic matter in maintaining soil quality in continuous cropping systems. *Soil and Tillage Research*, vol. 43(1–2), ss. 131–167. DOI: 10.1016/S0167-1987(97)00038-X.
- Reidsma, P., Tekelenburg, T., van den Berg, M. & Alkemade (2006). Impacts of land-use change on biodiversity: An assessment of agricultural biodiversity in the European Union. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, vol. 114(1), ss. 86–102. DOI: 10.1016/J.AGEE.2005.11.026.
- Reijnders, L. & Soret, S. (2003). Quantification of the environmental impact of different dietary protein choices. *The American Journal of Clinical Nutrition*, vol 78(3), ss. 664S–668S. DOI: 10.1093/ajcn/78.3.664S.
- Rochette, P. & Janzen, H. H. (2005). Towards a Revised Coefficient for Estimating N₂O Emissions from Legumes. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, vol. 73(2–3), ss. 171–179. DOI: 10.1007/s10705-005-0357-9.
- Rodhe, L. L., Baky, A., Olsson, J. & Nordberg, Å. (2012). *Växthusgaser från stallgödsel- Litteraturgenomgång och modellberäkningar*. Uppsala: JTI- Institutet för jordbruks- och miljöteknik, rapport 402.
- Röös, E. (2014). *Mat-klimat-listan*. Uppsala: Sveriges Lantbruksuniversitet.
- Röös, E., Carlsson, G., Ferawati, F., Hefni, M., Stephan, A., Tidåker, P. & Witthöft, C. (2018). Less meat, more legumes: prospects and challenges in the transition toward sustainable diets in Sweden. *Renewable Agriculture and Food Systems*, ss. 1–14. DOI: 10.1017/S1742170518000443.
- Roy, P., Nei, D., Orikasa, T., Xu, Q., Okadome, H., Nakamura, N. & Shiina, T. (2009). A review of life cycle assessment (LCA) on some food products. *Journal of Food Engineering*, vol. 90(1), pp. 1–10. DOI: 10.1016/J.JFOODENG.2008.06.016.
- Runåbergs fröer (u.å.) *Gråärt, Solberga*. Tillgänglig: <https://www.runabergsfroer.se/?p=713> [2019-04-30]

- Russell, A. E., Cambardella, C.A., Laird, D.A., Jaynes, D.B. & Meek, D.W. (2009). Nitrogen fertilizer effects on soil carbon balances in midwestern U.S. agricultural systems. *Ecological applications : a publication of the Ecological Society of America*, vol. 19(5), ss. 1102–13.
- Sánchez-Bayo, F. (2011). Impacts of Agricultural Pesticides on Terrestrial Ecosystems. I: Ecological Impacts of Toxic Chemicals. BENTHAM SCIENCE PUBLISHERS, ss. 63–87. DOI: 10.2174/978160805121210063
- Scandinavian Seed (u.å.) *Lupin Boregine*. Tillgänglig: <https://www.scandinavianseed.se/sida/1415/lupin-boregine.html> [2019-04-30]
- Scherr, S. J. & McNeely, J. A. (2008). Biodiversity conservation and agricultural sustainability: towards a new paradigm of “ecoagriculture” landscapes. *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences*, vol. 363(1491), ss. 477–94. DOI: 10.1098/rstb.2007.2165.
- Smith, P., Martino, D., Cai, Z., Gwary, D., Janzen, H., Kumar, P., McCarl, B., Ogle, S., O'Mara, F., Rice, C., Scholes, B., Sirotenko, O., Howden, M., McAllister, T., Pan, G., Romanenkov, V., Schneider, U., Towprayoon, S., Wattenbach, M. & Smith, J. (2008). Greenhouse gas mitigation in agriculture. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, vol. 363(1492), ss. 789–813. DOI: 10.1098/rstb.2007.2184.
- Stagnari, F., Maggio, A., Galièni, A. & Pisante, M. (2017). Multiple benefits of legumes for agriculture sustainability: an overview. *Chemical and Biological Technologies in Agriculture*, vol. 4(1), ss. 2-13. DOI: 10.1186/s40538-016-0085-1.
- Sutter, J., (u.å.). Pesticide production, unspecified, RER (Europe), 3.5-Undefined, Ecoinvent database version 3.5
- Sveriges geologiska undersökning (u.å.) *Erosion*. Tillgänglig: <https://www.sgu.se/om-geologi/jord/fran-istid-till-nutid/erosion-och-igenvaxning/erosion/?acceptCookies=true> [2019-05-22]
- Thilmany, D., Bond, C. A. & Bond, J. K. (2008). Going Local: Exploring Consumer Behavior and Motivations for Direct Food Purchases. *American Journal of Agricultural Economics*, vol. 90(5), ss. 1303–1309. DOI: 10.1111/j.1467-8276.2008.01221.x.
- Trydenman Knudsen, M., Hui, Q.Y., Fonseca de Almeida, G., Santiago de Abreu, L., Hallberg, N. & Langer, V. (2011). *Transport is important in the carbon footprint of imported organic plant products*.
- Tscharntke, T., Klein, A.M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I. & Thies, C. (2005). Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity - ecosystem service management. *Ecology Letters*, vol. 8(8), ss. 857–874. DOI: 10.1111/j.1461-0248.2005.00782.x
- Tuomisto, H. L., Hodge, I.D., Riordan, P. & Macdonald, D.W. (2012). Comparing energy balances, greenhouse gas balances and biodiversity impacts of contrasting farming systems with alternative land uses. *Agricultural Systems*, vol. 108, ss. 42–49. DOI: 10.1016/J.AGSY.2012.01.004

- Ulén, B. (2002). Undvik fosforläckage när lerjordar gödglas. *Fakta Jordbruk*, vol. 2.
- United Nations (1992). *Convention on biological diversity*. Tillgänglig: <https://www.cbd.int/doc/legal/cbd-en.pdf> [2019-02-27]
- White, G. H. (1989). *Grain Legumes In Sustainable Cropping Systems: A Review*. Canterbury, New Zealand: Lincoln Collage.
- Willett, W., Rockström, J., Loken, B., Springmann, M. Lang, T., Vermeulen, S., Garnett, T., Tilman, D., DeClerck, F., Wood, A., Jonell, M., Clark, M., Gordon, L.J., Fanzo, J., Hawkes, C., Zurayk, R., Rivera, J.A., De Vries, W., Sibanda, M.L., Afshin, A., Chaudhary, A., Herrero, M., Augustina, R., Branca, F., Lartey, A., Fan, S., Crona, B., Fox, E., Bignet, V., Troell, M., Lindahl, T., Singh, S., Cornell, S.E., Reddy, K.S., Narain, S., Nishtar, S. & Murray, C.L.J. (2019). Food in the Anthropocene: the EAT-Lancet Commission on healthy diets from sustainable food systems. *Lancet*, vol. 393(10170), pp. 447–492. DOI: 10.1016/S0140-6736(18)31788-4
- Wivstad, M. (2005). *Kemiska bekämpningsmedel i svenskt jordbruk-användning och risker för miljö och hälsa*. Uppsala: Centrum för uthålligt jordbruk, SLU.
- Wivstad, M., Salomon, E., Spångberg, J. & Jönsson, H. (2009). *Ekologisk produktion-möjligheter att minska övergödning*. Uppsala: Centrum för uthålligt jordbruk, SLU.
- Woods, J., Williams, A., Hughes, J.K., Black, M. & Murphy, R. (2010). Energy and the food system. *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences*, vol. 365(1554), ss. 2991–3006. DOI: 10.1098/rstb.2010.0172
- Wu, Y., Xi, T., Luo, D., Gu, B., Lam, S.K., Vitousek, P.M. & Chen, D. (2018). Policy distortions, farm size, and the overuse of agricultural chemicals in China. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, vol. 115(27), ss. 7010–7015. DOI: 10.1073/pnas.1806645115
- ZHANG, C., Shi, G., Jian, S. & Rui-fa, H. (2015). Productivity effect and overuse of pesticide in crop production in China. *Journal of Integrative Agriculture* vol. 14(9), ss. 1903–1910. DOI: 10.1016/S2095-3119(15)61056-5