



NIBIO

NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

Livsløpsanalyse (LCA) av dyrking av erter og åkerbønner i Norge

NIBIO RAPPORT | VOL. 2 | NR. 117 | 2016

Audun Korsæth og Anne-Grete Roer Hjelkrem
Avdeling for Landbruksteknologi og systemanalyse

TITTEL/TITLE

Livsløpsanalyse (LCA) av dyrking av erter og åkerbønner i Norge

FORFATTER(E)/AUTHOR(S)

Audun Korsæth og Anne-Grete Roer Hjelkrem

DATO/DATE:	RAPPORT NR./ REPORT NO.:	TILGJENGELIGHET/AVAILABILITY:	PROSJEKTNR./PROJECT NO.:	SAKSNR./ARCHIVE NO.:
03.11.2016	2(117) 2016	Åpen	10421	2016/1470
ISBN:	ISSN:	ANTALL SIDER/ NO. OF PAGES:	ANTALL VEDLEGG/ NO. OF APPENDICES:	
978-82-17-01717-2	2464-1162	23	0	

OPPDRAAGSIVER/EMPLOYER:

Animalia og Opplysningskontoret for egg og kjøtt/Matprat

KONTAKTPERSON/CONTACT PERSON:

Katrine Andersen Nesse

STIKKORD/KEYWORDS:Erter, LCA, livsløpsanalyse, åkerbønner
Faba beans, LCA, life cycle assessment, peas**FAGOMRÅDE/FIELD OF WORK:**Systemanalyse
Systems analysis**SAMMENDRAG/SUMMARY:**

I dette studiet analyserte vi miljøeffekter av å produsere erter og åkerbønner i et korndominert vekstskifte på en gård ved Oslofjorden ved hjelp av livsløpsanalyse (LCA). Miljøeffekter av høstvetedyrking (samme gård) ble tatt med som referanse. Miljøeffektene ble uttrykt gjennom følgende ni miljøindikatorer; globalt oppvarmingspotensial, eutrofiering av ferskvann, eutrofiering av marine miljøer, økotoksisitet i ferskvann, terrestrisk forurensning, forbruk av fossil energi, human toksisitet, økotoksisitet i marine miljø og terrestrisk økotoksisitet. Systemgrensen ble definert til å være lik gårdens fysiske grense og analysen dekket alle de viktigste prosessene inkludert i omvandlingen fra råstoff til produkt leveringsklart ved gårdsgrinda («cradle to farmgate»). Studien omfattet også prosesser som ofte utelates i LCA-studier, slik som produksjon av maskiner, bygninger og produksjon og bruk av plantevernmidler, samt humusmineralisering og utslipp av NO_x fra mineralgjødsel. Tidsperioden for analysen var ett fullt produksjonsår, og for alle data brukte vi gjennomsnittsverdier for tiåret 2001-2010. Funksjonell enhet var enten ett kilo lagringsklart produkt (85% tørrstoff) eller ett kilo protein. Når funksjonell enhet var per kg produkt ble det globale oppvarmingspotensialet for henholdsvis erter og åkerbønner 0,94 og 0,80 kg CO₂-ekvivalenter, og dermed på nivå med det vi har funnet tidligere for norskprodusert korn. Med 1 kg protein som funksjonell enhet var tilsvarende verdier 5,0 og 3,1 kg CO₂-ekvivalenter. Hvis dette proteinet i stedet skulle blitt produsert i form av melk eller kjøtt, ville oppvarmingspotensialet blitt vesentlig større. Basert på tall fra noen av våre tidligere studier med tilsvarende metodikk, kom vi fram til at oppvarmingspotensialet per kg protein er 9-15 ganger høyere for melk og 14-29 ganger høyere for kjøtt (fra melkeproduksjonen) enn tilsvarende for de to proteinvekstene analysert her. Når alle de ni miljøindikatorerne ble sett under ett viste resultatene at proteinet i åkerbønner ble produsert med et

**NIBIO**NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

gjennomgående lavere miljøforavtrykk enn tilsvarende i høsthvete. Erter var delvis bedre, delvis dårligere enn høsthvete. En gjennomgang av proteinvekstene og deres vekstpotensial i Norge viste at potensialet for erter og åkervekster ligger på omtrent 230 000 daa til sammen. Det må også nevnes at oljevekster representerer en potensielt stor proteinkilde, med en proteinkonsentrasjon i frøet på 20-25% og et potensielt dyrkingsareal på ca. 380 000 daa. Proteinet i oljevekster brukes i dag nærmest utelukkende til fôr. Den volummessig viktigste vekstgruppen i Norge for produksjon av protein nyttbart for mennesker er imidlertid korn, som har et proteininnhold på 11-15% og et potensielt dyrkbart areal på godt over 3,3 mill. daa. Lokalklima og vær utgjør den mest begrensende faktoren for produksjon av vegetabilsk protein her til lands i dag.

LAND/COUNTRY: Norge
FYLKE/COUNTY: Oppland
KOMMUNE/MUNICIPALITY: Østre Toten
STED/LOKALITET: Apelsvoll

GODKJENT /APPROVED

Mogens Lund

NAVN/NAME

PROSJEKTLEDER /PROJECT LEADER

Audun Korsæth

NAVN/NAME



NIBIO

NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

Forord

Dette arbeidet er gjennomført på oppdrag for Animalia og Opplysningskontoret for egg og kjøtt/Matprat, som sammen har finansiert studiet i sin helhet. Vi har valgt å ta utgangspunkt i en gård med kornproduksjon i Rakkestad, som vi allerede har kjørt livsløpsanalyse på i et tidligere prosjekt, men der vi nå har antatt at det har kommet til noe tilleggsjord siden sist. Dessuten er vekstskiftet utvidet til å inneholde erter og åkerbønner i tillegg til kornartene som var med fra før. Det foreligger begrenset med statistikk på produksjonen av erter og åkerbønner, og det har vært nødvendig å bruke en del skjønn i prosessen. Her har vi fått mye god hjelp. En stor takk til vår gode kollega Unni Abrahamsen i NIBIO, og til de dyktige representantene fra Norsk Landbruksrådgiving; Einar Strand, Bjørn Inge Rostad og John Ingar Øverland!

Apelsvoll, 03.11.16

Audun Korsæth

Innhold

1	Introduksjon	6
2	Material og metode	7
2.1	Valg av gårdsbruk	7
2.2	Systemgrenser, funksjonelle enheter og forutsetninger	8
2.3	Datainnsamling	8
2.3.1	Bygninger, maskiner og redskap	9
2.3.2	Driftspraksis	9
2.3.3	Dieselsonsum	11
2.4	Modellering av jordas karbondynamikk	12
2.5	Utslipp fra felt	12
2.5.1	Utslipp relatert til kalking og gårdsinternt dieselforbruk	12
2.5.2	Utslipp av lystgass og utvasking/avrenning av nitrogen og fosfor	12
2.5.3	Utslipp med forsurende effekt	13
3	Resultater	14
3.1	Globalt oppvarmingspotensial	14
3.2	Alle miljøindikatorer	15
4	Diskusjon	17
4.1	LCA-resultatene	17
4.1.1	Globalt oppvarmingspotensial	17
4.1.2	Alle miljøindikatorer	18
4.2	En gjennomgang av proteinvekster og deres vekstpotensial i Norge	19
	Litteraturreferanser	22

1 Introduksjon

Kunnskap om miljøeffekter fra produkter og tilhørende produksjonssystemer er sentral i vår søken etter mer bærekraftige systemer. Dette gjelder ikke minst innenfor matproduksjon og matkonsum, som på mange måter utgjør vår mest essensielle produksjonskjede. På dette området er det stor offentlig debatt, der ett aspekt handler om hvordan vi best produserer menneskets byggesteiner – protein. For å kunne gjøre velinformerte og ansvarlige beslutninger med hensyn til valg av matvarer/dietter og tilhørende politikk, er et økt kunnskapsnivå påkrevd. Livsløpsanalyser (LCA) er det mest anvendte og aksepterte verktøyet til å analysere miljøeffekter fra slike kompliserte systemer. I dette arbeidet ser vi på miljøeffekter knyttet til å produsere protein gjennom dyrking av de relativt proteinrike vekstene erter og åkerbønner; vekster som det er mulig å dyrke i noen deler av Norge. Vi gjør også en kort vurdering av hvilket potensial som foreligger i dag for å produsere disse proteinvekstene her til lands.

2 Material og metode

2.1 Valg av gårdsbruk

Dyrking av erter og åkerbønner skjer fortrinnsvis i områdene rundt Oslofjorden. I dette studiet tok vi utgangspunkt i en gård i Rakkestad som ble valgt ut i en tidligere undersøkelse (Korsaeth et al., 2014), der kriteriet var at den skulle være en typisk korgård uten husdyr i dette området, både med hensyn til størrelse, vekstskifte og driftspraksis. Den opprinnelige utvelgelsen skjedde ved hjelp av data fra SSB (A. Snellingen Bye, pers. komm.) og fra Landbruksdirektoratet (Ø. Breen, pers. komm.). Det var dessuten et kriterium at gården måtte ha en jordtype som er representativ for dette geografiske området. Detaljer rundt driftspraksis ble bestemt ut fra intervju med lokale rådgivere fra Norsk landbruksrådgivning (NLR), der det overordnede målet var å identifisere «typisk» driftspraksis for denne regionen.

Den utvalgte gården var opprinnelig på 324 daa og hadde et vekstskifte med bygg-høsthvete-havre-vårhvete. I dette studiet ble det antatt at gården fikk kjøpt et areal på 60 daa i tillegg, og at vekstskiftet ble utvidet med erter og åkerbønner, uten at den årlige arealfordelingen av kornartene ble endret. Vekstskiftet ble organisert slik at erter og åkerbønner dyrkes henholdsvis hvert 10. år på samme sted, og at det er fem år mellom disse vekstene på samme sted (bygg-høsthvete-havre-erter-vårhvete- bygg-høsthvete-havre-åkerbønner-vårhvete). Se tabell 1 for nøkkeldata.

Tabell 1. Nøkkeldata for den inventerte gården i Rakkestad

Kategori	Verdi					
Geografisk plassering	59,4 ^o N, 11,4 ^o E					
Årlig gjennomsnittstemperatur (°C) ^a	5,4					
Middeltemperatur i vekstsesongen (°C) ^b	13,4					
Midlere årsnedbør (mm) ^a	780					
Moldinnhold (%) ^c	3,42					
Gårdsstørrelse (daa)	384					
Vekst	Bygg	Høsthvete	Havre	Vårhvete	Erter	Åkerbønner
Sort	Helium	Mjølnær	Belinda	Zebra	Ingrid	Columbo
Relativt areal (% av gårds areal)	22	25	14	23	8	8
Avling (kg/daa) ^d	409	521	447	388	327	380
Proteininnhold (%) ^e	11,9	13,0	11,9	13,9	22,0	30,0
Vanninnhold ved tresking (%) ^e	15,0	17,0	15,0	17,0	23,0	23,0

^a Gjennomsnitt for perioden: 1961-1990.

^b Mai-september.

^c 2% organisk karbon (C), som tilsvarer ca. 6,4 t C/daa.

^d Kornavlinger hentet fra SSB (avlingsfordeling mellom vår- og høsthvete basert på Korsaeth og Rafoss, 2009), med 15% vanninnhold. Erteavling antatt å være 80% av byggavlingene (E. Strand, pers. komm.), og avlingene av åkerbønner erfaringsbasert (J.I. Øverland, pers. komm.).

^e Proteininnholdet og vanninnholdet ved tresking er hentet fra Korsaeth et al. (2014) for kornartene, og basert på Rostad (2014) for erter og på Øverland (2014) for åkerbønner.

Gården ligger 150 moh. på ei leirjord (marin avsetning) med ca. 30% leire, om lag 1,5 km fra Rakkestadelta og 60 km fra Oslofjorden. Næringsinnholdet er satt til det som er normalt for området (P-AL: 8, K-AL: 16, B.I. Rostad, pers. komm.), og erosjonsrisikoen varierer fra liten til medium (NIJOS, 2010). Normal årsnedbør er 780 mm, med en midlere årstemperatur på 5,4 °C og 13,4 °C i vekstsesongen (mai-september).

2.2 Systemgrenser, funksjonelle enheter og forutsetninger

Livsløpsanalyse (LCA) ble brukt til å analysere produksjonen av korn, erter og åkerbønner på gården spesifisert i kap. 2.1. Systemgrensen ble definert til å være lik gårdens fysiske grense. Analysen dekket alle prosesser inkludert i omvandlingen fra råstoff til produkt leveringsklart ved gårdsgrinda.

Tidsperioden for analysen var ett fullt produksjonsår, med start etter høsting av foregående års vekst og slutt etter høsting av gjeldende vekst, inkludert utslipp relatert til tørking av høstede produkter på gården. For alle data brukte vi gjennomsnittsverdier for tiåret 2001-2010. I analysen inkluderte vi alle nødvendige gårdsoperasjoner i produksjonen av korn, erter og åkerbønner, samt produksjon av alle viktige produksjonsmidler som maskiner, redskaper, såfrø, mineralgjødning, plantevernmidler, kalk, diesel og olje, i tillegg til produksjon av bygninger og korntørke. Relatert transport (fra produksjonssted og frem til gården) av alle komponenter (dvs. såfrø, mineralgjødning, plantevernmidler og kalk) ble også inkludert. Videre kvantifiserte vi alle viktige utslipp fra systemet, i form av gassutslipp (CO_2 , NO_x , N_2O , NH_3) og tap av næringsstoff vannvegen. Som en del av dette ble endringer i jordas karbonlager (humusmineralisering) estimert.

Det er verdt å nevne at i LCA-studier utelates ofte flere av disse faktorene, slik som produksjon av maskiner, bygninger og produksjon og bruk av plantevernmidler, samt humusmineralisering og utslipp av NO_x fra mineralgjødning, og at dette gir tilsynelatende lavere miljøfotavtrykk (Roer et al., 2012).

Funksjonell enhet var enten ett kilo lagringsklart produkt (85% tørrstoff; TS) eller ett kilo protein, begge levert ved gårdsgrinda (klart til transport fra gården). Ikke høstede avlingsrester (halm, blader etc.) ble antatt nedpløyd. Utslipp fra produksjonen ble dermed tilordnet enten korn, erter eller åkerbønner, og ikke potensielle bi-produkt som halm. Der det ikke var mulig å tilordne utslippene direkte til produksjonen av hver vekst, ble belastningen fordelt ut fra relativ brukandel for den enkelte vekst. For korntørka (både bygning og inventar) ble totalt energibehov for tørking av hver vekst brukt som fordelingsnøkkel mellom vekstene, for maskiner og redskap ble totalt dieselbruk for hver vekst lagt til grunn for fordelingen, mens for redskapsbygningen ble vekstenes areal lagt til grunn.

Alle beregninger ble gjort med softwarepakka Simapro (versjon 8.1.1), med basis i ReCiPe-metoden (Goedkoop, 2011). I denne studien presenterer vi resultater for de ni miljøindikatorene globalt oppvarmingspotensial (forkortelse brukt i internasjonale studier: GWP), eutrofiering av ferskvann (FE), eutrofiering av marine miljøer (ME), økotoksisitet i ferskvann (FET), terrestrisk forsuring (TA), forbruk av fossil energi (FD), human toksisitet (HT), økotoksisitet i marine miljø (MET) og terrestrisk økotoksisitet (TET).

2.3 Datainnsamling

Data for produksjonen av ulike innsatsfaktorer (slik som bygninger, maskiner, redskap, kalk, plantevernmidler, transport, samt fosfor- og kaliumdelen av mineralgjødning) ble hentet fra LCA-databasen Ecoinvent (Versjon 3.1, <http://www.ecoinvent.org/>). Miljøeffekten av nitrogenkomponenten i mineralgjødningproduksjonen ble kalkulert med basis i beste tilgjengelige teknologi (Davis and Hagelund, 1999; EFMA, 2000; Nemecek et al., 2004; Yara, 2011). Vi kalkulerte effekten av såfrøproduksjonen ved å trekke såmengden fra bruttoavlinga, og legge til nødvendig transport og behandling av såfrøet (rensing og eventuell «beising» med plantevernmidler). Det ble antatt at erter og åkerbønner til såing (såvarer) ikke ble behandlet med plantevernmidler. Informasjon om maskiner og bygninger ble innhentet gjennom intervju med lokale rådgivere (NLR). Denne informasjonen ble antatt å gi et realistisk bilde av en typisk korngård i regionen.

2.3.1 Bygninger, maskiner og redskap

Kun bygninger relatert til produksjonene av korn, erter og åkerbønner ble inkludert i analysene. Bygningsmassen ble definert til å omfatte ei kombinert korntørke/lager (200 m²) og et redskapshus (300 m²). Forventet levetid på bygningene ble satt til 30 år. Bygningene ble antatt å være sentralt plassert på gården, med en gjennomsnittlig, gårdsintern transportavstand på 0,4 km.

Maskiner og redskap er spesifisert i Tabell 2.

Tabell 2. Størrelse, vekt og forventet levetid av maskiner og redskap

Maskiner og redskapstype	Størrelse (m, kW)	Vekt (kg)	Forventet levetid (år)
Ny traktor	90 kW	5300	15
Eldre traktor	60 kW	4800	15
Gammel traktor ^a	45 kW	3800	15
Skurtresker (12 fot)	95 kW	7000	15
Vendeplog (4 skjærs)	1,4 m	1000	12
Slådd	4 m	1400	20
Harv	4 m	1200	20
Frontlesser		350	12
Steinsvans	3 m	350	12
Kombisåmaskin	3 m	2700	10
Trommel	4 m	1700	20
Åkersprøyte	12 m	200	12
Sentrifugalspreder (gjødning)	10 m	200	10
Traktortilhenger		2000	15

^a Eldre enn forventet levetid. Utslipp relatert til produksjonen av traktoren derfor utelatt.

2.3.2 Driftspraksis

I dette området er det vanlig at ca. 50% av arealet pløyes om høsten, resten om våren (B.I. Rostad, pers. komm.), og vi la tilsvarende fordeling av pløyetidspunkt til grunn på gården. Videre antok vi at etter pløying (om våren) fulgte slådding med samtidig fjerning av større steiner (frontlesser med steinsvans), harving, såing og gjødning (kombisåmaskin som sår og gjødsler samtidig). Høstkornet ble ikke gjødslet ved såing, men om våren med en sentrifugal-gjødselmaskin. Tromling ble gjennomført etter såing. Både erter og åkervekster ble ugrasharvet (fortrinnsvis før spiring). Gjennom sommeren kom først en sprøyting mot ugras og insekter i kornet. Åkerbønner ble bare sprøytet mot sopp (primært sjokoladeflekk), mens erter ble bare sprøytet mot insekter (primært ertevikler). Deretter fulgte delgjødning med OPTI-KAS i hvete, og så andre sopp-sprøyting i korn samt sprøyting med vekstregulator (sistnevnte bare til bygg og havre). På høsten ble vekstene tresket, og arealene deretter kvekesprøytet. Alle detaljer om sprøyting er vist i tabell 3, mens tilsvarende for gjødning og kalking er vist i tabell 4.

Tabell 3. Bruk av kjemisk plantevern

	Mål	Handelsnavn	Virksomt stoff	Tilført dose
<i>Alle felt</i>	Kveke ^c	Roundup	Glyphosate	0,28 kg/daa
<i>Alle kornfelt</i>	Sopp på såfrø	Celest FormulaM	Fludioxonil	1 g/daa
<i>Bygg</i>				
Sprøyting 1	Ugras ^a	Tomahawk Express	Fluroxypyr Tribenuronmethyl	7 g/daa 1,3 g/daa
Sprøyting 2	Insekter ^e	Fastac 50	Alpha-Ceypermethrin	1,7 g/daa
	Sopp ^b	Delaro	Prothioconazol/Trifloxystrobin	8,75 g/daa /
	Vekstregulator ^d	Moddus 250 EC	Trinexapacethyl	7,5 g/daa 3,7 g/daa
<i>Havre</i>				
Sprøyting 1	Ugras ^a	Tomahawk Express	Fluroxypyr Tribenuronmethyl	7 g/daa 1,3 g/daa
Sprøyting 2	Insekter ^e	Fastac 50	Alpha-Ceypermethrin	1,7 g/daa
	Vekstregulator ^b	Cycocel 750	Chlormequat chloride	75 g/daa
<i>Vårhvet</i>				
Sprøyting 1	Ugras ^a	Tomahawk Express	Fluroxypyr Tribenuronmethyl	7 g/daa 1,3 g/daa
Sprøyting 2	Insekter ^e	Fastac 50	Alpha-Ceypermethrin	1,7 g/daa
	Sopp ^a	Delaro	Prothioconazol/Trifloxystrobin	8,75 g/daa /
	Sopp ^a	Proline EC250	Prothioconazol	7,5 g/daa 7,5 g/daa
	Insekter ^d	Pirimor	Primicarb	5 g/daa
<i>Høsthvete</i>				
Sprøyting 1	Ugras ^a	Hussar	Iodosulfuron	1 g/daa
Sprøyting 2	Sopp ^a	Delaro	Prothioconazol/Trifloxystrobin	8,75 g/daa /
	Sopp ^a	Proline EC250	Prothioconazol	7,5 g/daa 7,5 g/daa
<i>Erter</i>				
Sprøyting 1	Insekter ^a	Biscaya OD 240	Tiaklorprid ^f	8,4 g/daa
<i>Åkerbønner</i>				
Sprøyting 1	Sopp ^a	Signum	Pyraklostrobin/Boskalid ^f	5 g/daa / 20 g/daa

^a Årlig.

^b Annenhvert år.

^c Hvert 3. år.

^d Hvert 4. år.

^e Hvert 5. år.

^f Siden det ikke foreligger data på disse stoffene i ecoinvent, ble det i beregningene i stedet brukt samme midler og doser som for insekt- og soppmidler brukt til bygg, henholdsvis Alpha-Ceypermethrin og Prothioconazol/Trifloxystrobin.

Tabell 4. Gjødsling og kalking

Art	Areal (daa)	Gjødslingsstype	Mengde (kg/daa)	Tidspunkt
Bygg	86	22-3-10	54	Ved såing
Havre	95	22-3-10	52	Ved såing
Vårhvete	53	22-3-10	43	Ved såing
Høsthvete	90	OPTI-KAS	11	Delgjødsling juni
		22-3-10	47	Vår (april)
		OPTI-KAS	16	Delgjødsling mai
Erter	30	-	0 ^a	
Åkerbønner	30	-	0 ^b	
Alle	384	Agri Halvbrent ^c	42	Hvert 8. år

^a Jfr. Rostad (2014).

^b Jfr. Øverland (2014).

^c Kalk: Halvbrent dolomitt med 60% CaO-ekvivalenter.

2.3.3 Dieselkonsum

Dieselforbruket for alle arbeidsoperasjoner ble beregnet i en stegvis prosess beskrevet i Roer et al. (2012), basert på traktorstørrelse, motorkraft, tidsforbruk og arbeidsbelastning (Tabell 5).

Forbruket av smøreolje ble satt til 0,62% av dieselforbruket (Roer et al., 2012). Den største traktoren (90 kW) ble brukt til kalking, pløying, slådding, harving og kjøring av lass fra skurtresker til tørka, mens den mellomste (60 kW) ble brukt til såing, ugrasharving, delgjødsling og sprøyting. Den minste traktoren (45 kW) ble brukt til tromling.

Tabell 5. Tids- og dieselforbruk spesifisert for de enkelte arbeidsoperasjonene

Arbeidsoperasjon	Traktor (kW)	Belastning (liter/time/kW)	Tidsforbruk (time/daa)	Dieselforbruk (liter/daa)
Kjemisk brakking ^a	60	0,12	0,028	0,20
Pløying	90	0,19	0,145	2,48
Slådding	90	0,19	0,045	0,77
Harving	90	0,19	0,041	0,70
Steinplukking	90	0,19	0,02	0,22
Kalking ^b	120	0,19	0,029	0,66
Såing og gjødsling	60	0,12	0,078	0,56
Såing	60	0,12	0,076	0,55
Ugrasharving	60	0,12	0,041	0,30
Delgjødsling	45	0,12	0,023	0,17
Sprøyting ^c	95	0,19	0,028	0,20
Tromling	95	0,19	0,044	0,24
Kjøring av lass ^c	95	0,19	0.003-0,0058	0.032-0.063
Tresking korn ^c	95	0,19	0,08-0,10	1,43-1,81
Tresking erter og åkerbønner	95	0,19	0,10	1,81

^a Hvert 3. år, ^b hvert 8. år, ^c vekstavhengig.

2.4 Modellering av jordas karbondynamikk

Jordas opprinnelige innhold av karbon (C) ble satt til 2% (3,42% humus), basert på Riley og Bakkegard (2006). Endringer i jordas C-innhold ble estimert ved hjelp av ICBM-modellen (Andrén og Kätterer, 1997), hvor vi valgte endringen i det tiende året av vekstskiftet (alle vekster med hvert år) som et estimat på dagens situasjon.

Modellens oppbygning samt parametrisering av gårdsbruket som omhandles her er beskrevet i detalj i Korsæth et al. (2014), og vi vil her bare skissere kort de viktigste elementene. ICBM-modellen er en to-kompartiment modell, der ett kompartiment representerer et lager av relativt nydannede C-forbindelser (Y), mens det andre representerer et lager med eldre og mer inerte C-forbindelser (O). Nedbrytingshastigheten av disse lagrene styres av hver sin ratekonstant, henholdsvis k_Y og k_O . Vi brukte standardverdier for disse konstantene (k_Y : 0.8 år⁻¹ og k_O : 0.006 år⁻¹). Ratekonstantene blir i modellen justert med en daglig, gårdsspesifikk faktor for nedbrytingsaktivitet (r_e), som er en multiplikativ indeks som beskriver den relative effekten av jordfuktighet (r_w), jordtemperatur (r_T) og jordarbeiding (r_C). Jordarbeidingsfaktoren ble satt til 1, som er standard for korndominerte åpen-åker-systemer (Kätterer et al., 2008). Vi brukte daglige produkt av $r_w \times r_T$ beregnet for regionen (med basis i seks gårdsbruk) for perioden 2000-2009 (Skjelvåg et al., 2013). For å kunne benytte standardverdiene i modellen (kalibrert for et lang-tids datasett fra Ultuna, Sverige), ble produktene normalisert slik beskrevet i Bonesmo et al. (2012). Den endelige, normaliserte faktoren for gårdsspesifikk nedbrytingsaktivitet (r_e) ble dermed 1.56.

For å beregne tilførselen av C til jord/plantesystemet fra fotosyntesen, er fordelingen av C mellom ulike plantefraksjoner (avling/planterester/røtter) en viktig komponent. For å estimere fordelingen i kornplantene brukte vi en metode beskrevet i Andrén et al. (2004). Metoden var imidlertid ikke beregnet for erter og åkerbønner. For erter baserte vi oss i stedet på rapporterte målinger av forholdet mellom C i røtter og C i overjordisk materiale (Bethlenfalvai et al., 1997; gjennomsnitt av ugjødslede behandlinger) og median høsteindeks for erter fra en metaundersøkelse (Unkovich et al., 2010). Fordelingen av C mellom høstede erter, planterester og røtter ble dermed henholdsvis 31, 52 og 17%. For åkerbønner anslo vi forholdet mellom C i røtter og C i overjordisk materiale basert på Nuruzzaman et al. (2005), mens høsteindeks ble hentet fra den samme metastudien som for erter (Unkovich et al., 2010). Fordelingen av C mellom høstede åkerbønner, planterester og røtter ble dermed henholdsvis 32, 38 og 30%.

2.5 Utslipp fra felt

2.5.1 Utslipp relatert til kalking og gårdsinternt dieselforbruk

Utslipp av CO₂ relatert til kalking ble beregnet med basis i rammeverket fra IPCC (2006, Equation 11.12).

For diesel ble CO₂-utslippet beregnet ved hjelp av en standard omregningsfaktor på 2,6391 kg CO₂ per liter diesel (National Energy Foundation, 2010).

2.5.2 Utslipp av lystgass og utvasking/avrenning av nitrogen og fosfor

Utslipp av lystgass (N₂O) og omregning til CO₂-ekvivalenter ble estimert med IPCC (2006). Dette rammeverket tar hensyn til både direkte utslipp, og to ulike veier for indirekte utslipp. Direkte N₂O-utslipp ble kalkulert som 1% av den samlede tilførselen av N (N i mineralgjødsel, i røtter og avlingsrester, og gjennom mineralisering av humus). Nitrogen tilført via røtter og avlingsrester ble

beregnet ut fra IPCC (2006) mens N tilført som et resultat av humusmineralisering ble beregnet ut fra den estimerte endringen i jordas karbonlager (kun ved en nedgang, altså mineralisering, se kap. 2.4 for metodikk), der vi antok et C:N-forhold i jordas humus på 10.

Den første indirekte vegen for N₂O-tap var i form av gassutslipp av NH₃ og oksider av N (NO_x), og etterfølgende deposisjon av disse gassene og deres produkter NH₄⁺ og NO₃⁻ på jord og vannflater. Det ble antatt at gasstapet av NH₃ og NO_x til sammen utgjorde 10% av all N tilført som mineralgjødsel, og at 1% av dette ble tapt som N₂O etter redeponering.

Den andre indirekte vegen for N₂O-tap var i form av N-utvasking, siden noe av dette nitrogenet blir nitrifisert eller denitrifisert i grunnvann, bekker, elver, innsjøer og deres sedimenter. Med basis i IPCC (2006) antok vi at 0,75% av det utvaskede nitrogenet ble tapt som N₂O-N.

I IPCCs (2006) rammeverk estimeres N-utvasking som en fraksjon (Nfrac_{LEACH}) av den samlede N-tilførselen til systemet, med en standardverdi på 0,3 (30%). I denne studien benyttet vi en metode spesielt utviklet for å estimere Nfrac_{LEACH} under norske forhold (Bechmann et al., 2012), basert på langtids overvåkning av data fra jordbruksdominerte nedbørsfelt, kombinert med gårdsspesifikk justering for overskuddsvann (differansen mellom nedbør og evapotranspirasjon). Først valgte vi det mest representative nedbørsfeltet i JOVÅ-programmet (Bechmann et al., 2012), som her var Skuterudfeltet. Deretter identifiserte vi nedbørsfeltets spesifikke Nfrac_{LEACH} (Nfrac_{LEACH nedbørsfelt}) samt dets totale avrenning (A_{nedbørsfelt}). Gårdsspesifikk avrenning (A_{gård}) ble bestemt ved hjelp av data fra Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE, 2012), der vi valgte gårdens nærmeste datapunkt i et datasett bestående av 1x1 km store ruter med estimert gjennomsnittlig avrenning for perioden 1961-1990. Ut fra dette ble så gårdsspesifikk Nfrac_{LEACH} (Nfrac_{LEACH gård}) kalkulert med følgende funksjon:

$$\text{Nfrac}_{\text{LEACH gård}} = \text{Nfrac}_{\text{LEACH nedbørsfelt}} \times \frac{A_{\text{gård}}}{A_{\text{nedbørsfelt}}}$$

Nitrogenutvasking fra alt kornareal ble beregnet som produktet av N tilført via gjødsel og Nfrac_{LEACH gård}. I motsetning til IPCC-metoden ble N fra humusmineralisering ikke inkludert i metoden til Bechmann et al. (2012). Siden hverken erter eller åkerbønner ble gjødslet, ville denne metoden gitt null N avrenning, noe som ikke er realistisk. N-avrenning fra arealer med erter- og åkerbønner ble derfor satt til 1,6 kg N/daa, som tilsvarer N-avrenningen fra det systemet med minst N-tap vannvegen i det langvarige dyrkingssystemet på Apelsvoll i perioden 2001-2010 (Korsaeth, 2012).

Fosfortap forbundet med overflateavrenning og utvasking ble estimert ved hjelp av data fra JOVÅ-programmet (Bioforsk, 2010), der vi brukte gjennomsnittlig P-tap for perioden 1993-2009 for nærmeste nedbørsfelt (Skuterud).

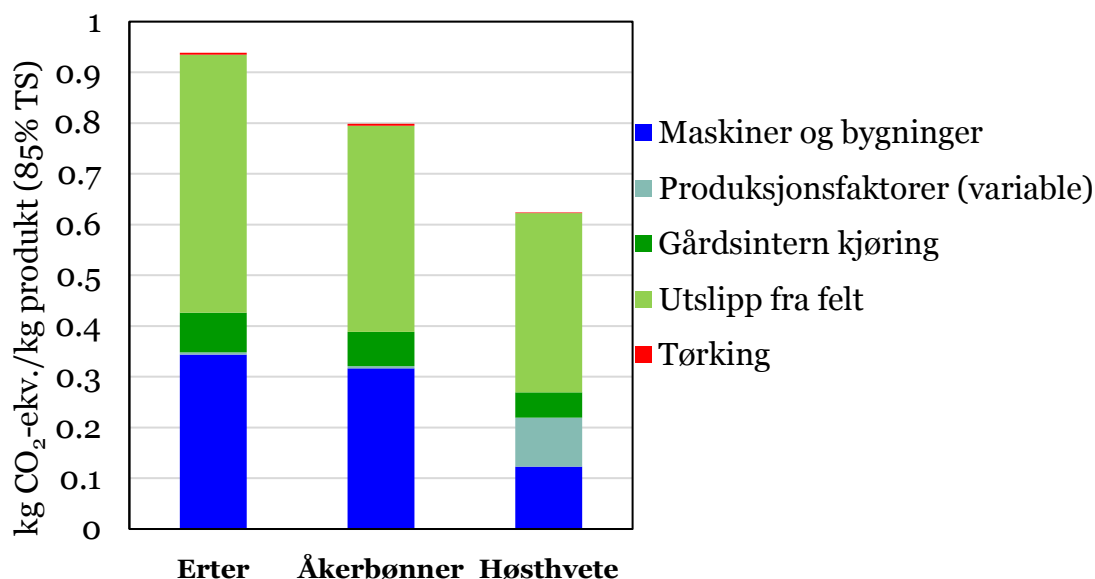
2.5.3 Utslipp med forsurende effekt

I dette studiet kvantifiserte vi utslippene fra felt til atmosfæren av de forsurende forbindelsene NO_x, NH₃ og SO₂, men ikke hvordan de i neste omgang virker etter nedfall på terrestriske og akvatiske systemer. Utslipp av NO_x fra dieselforbruk ble estimert med en metode basert på Li og McLaughlin (2006). Kvantifiseringen av samlet utslipp av NH₃ og NH_x fra tilførsel av mineralgjødsel ble beskrevet i kap. 2.5.2. For å skille mellom de to komponentene ble andelen NH₃ satt til 0,9% av tilført N (EMEP/EEA, 2009, Tier 2).

3 Resultater

3.1 Globalt oppvarmingspotensial

Samlet globalt oppvarmingspotensial var 0,94 kg CO₂-ekv. per kg erter (85% TS), og 0,80 kg CO₂-ekv. per kg åkerbønner (85% TS). Tilsvarende verdi for høsthvete, som vi tok med som en referanse, var 0,62 (Fig. 1).

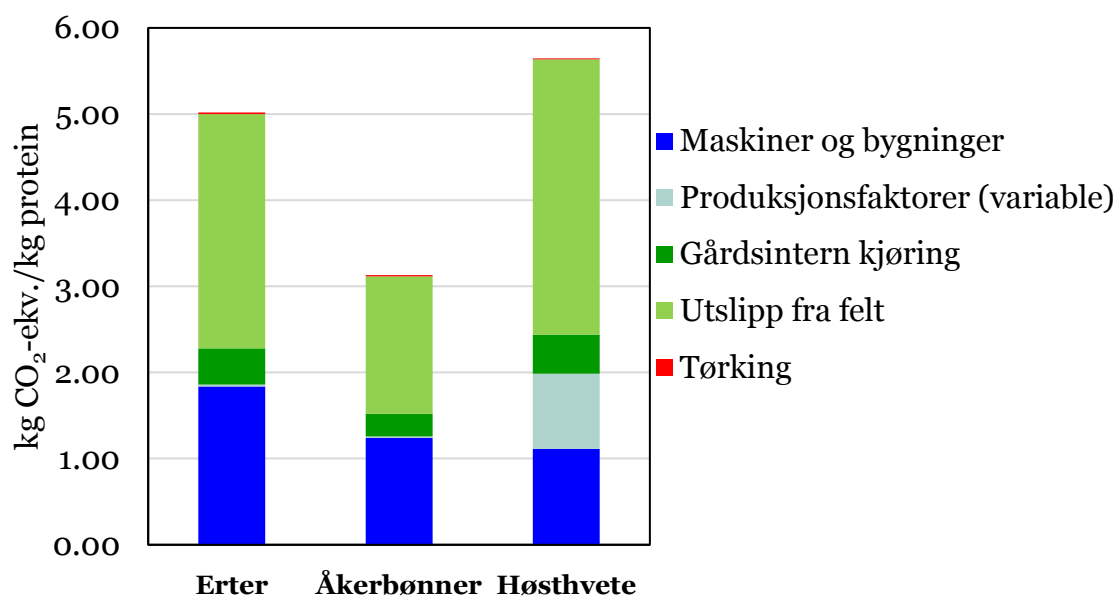


Figur 1. Totalt globalt oppvarmingspotensial og spesifiserte bidrag fra ulike prosesser/produksjonsstadier fra råstoff til produkt leveringsklart ved gårdsgrinda, uttrykt som kg CO₂-ekvivalenter per kg produkt (85% TS)

Når det globale oppvarmingspotensialet ble uttrykt per kg produkt (85% TS) kom høsthvete best ut, fulgt av åkerbønner. Utslippene fra erteproduksjonen var 18% høyere enn de fra produksjonen av åkerbønner.

Med protein som funksjonell enhet økte de absolutte verdiene vesentlig (Fig. 2; merk annen enhet på y-aksen enn i Fig. 1), og åkerbønner hadde de laveste utslippene av de tre vekstene. Det totale oppvarmingspotensialet var 5,0, 3,1 og 5,6 kg CO₂-ekvivalenter per kg protein for henholdsvis erter, åkerbønner og høsthvete. Når det globale oppvarmingspotensialet ble uttrykt per kg protein var utslippene fra erteproduksjonen 60% høyere enn de fra produksjonen av åkerbønner.

De relative bidragene fra ulike prosesser/produksjonsstadier var de samme uavhengig av funksjonell enhet (Fig. 1 og Fig. 2). Utslipp fra felt var den største bidragsyteren for alle vekstene, med 54, 51 og 57% for henholdsvis erter, åkerbønner og høsthvete. Deretter kom utslipp relatert til produksjonen av maskiner og bygninger med henholdsvis 37, 40 og 20% (samme rekkefølge). Gårdsintern kjøring bidro med utslipp som tilsvarte rundt 8% for alle vekstene.



Figur 2. Totalt globalt oppvarmingspotensial og spesifiserte bidrag fra ulike prosesser/produksjonsstadier fra råstoff til produkt leveringsklart ved gårdsgrinda, uttrykt som kg CO₂-ekvivalenter per produsert kg protein

Mens utslipp knyttet til produksjon av gjødsel, plantevernmidler og andre variable innsatsfaktorer utgjorde mindre enn 1% av de samlede utslippene for erter og åkerbønner, utgjorde denne utslippskategorien nesten 16% for høsthvete. Tørkeprosessen bidro svært lite til det samlede globale oppvarmingspotensialet (0,1-0,5%).

3.2 Alle miljøindikatorer

Det samlede miljøfotavtrykket for hver av de ni utvalgte miljøindikatorerne er vist i absolutte tall i tabell 6, og som relativ endring i forhold til høsthvete i tabell 7.

Tabell 6. Samlet miljøeffekt fra råstoff til produkt leveringsklart ved gårdsgrinda for ni utvalgte miljøindikatorerne, uttrykt per produkt (85% TS) og per tonn protein

Miljøindikator	Enhet	Per tonn produkt (85% TS)			Per tonn protein		
		Erter	Åker- bønner	Høst- hvete	Erter	Åker- bønner	Høst- hvete
Globalt oppvarmingspotensial	kg CO ₂ -ekv.	939	799	624	5019	3132	5644
Terrestrisk forsurening	kg SO ₂ -ekv.	2,53	2,33	6,23	13,5	9,15	56,4
Eutrofiering av ferskvann	kg P-ekv.	0,86	0,75	0,50	4,60	2,94	4,55
Eutrofiering av marine miljøer	kg N-ekv.	5,49	4,76	7,65	29,3	18,6	69,3
Human toksisitet	kg 1,4-DB-ekv.	270	249	114	1445	977	1029
Terrestrisk økotoksitet	kg 1,4-DB-ekv.	0,11	1,48	1,04	0,58	5,82	9,40
Økotoksitet i ferskvann	kg 1,4-DB-ekv.	12,9	13,1	5,77	69,1	51,3	52,2
Økotoksitet i marine miljø	kg 1,4-DB-ekv.	11,8	11,0	4,71	63,1	43,0	42,6
Forbruk av fossil energi	kg olje-ekv.	121	110	78,3	648	431	709

Tabell 7. Prosentvis avvik relativt til høsthvete for indikatorverdiene vist i tabell 5

Miljøindikator	Per tonn produkt (85% TS)			Per tonn protein		
	Erter	Åker- bønner	Høst- hvete	Erter	Åker- bønner	Høst- hvete
Globalt oppvarmingspotensial	+50	+28	0	-11	-45	0
Terrestrisk forsurening	-59	-63	0	-76	-84	0
Eutrofiering av ferskvann	+71	+49	0	+1	-35	0
Eutrofiering av marine miljøer	-28	-38	0	-58	-73	0
Human toksisitet	+138	+119	0	+40	-5	0
Terrestrisk økotoksitet	-90	+43	0	-94	-38	0
Økotoksitet i ferskvann	+124	+127	0	+32	-2	0
Økotoksitet i marine miljø	+151	+133	0	+48	+1	0
Forbruk av fossil energi	+55	+40	0	-9	-39	0

Når miljøindikatorerne ble uttrykt på produktbasis (85% TS), var verdiene for både erter og oljevekster større enn tilsvarende for høsthvete. Spesielt gjaldt dette human toksisitet og økotoksitet i ferskvann og marine miljø. Unntakene var terrestrisk forsurening og eutrofiering av marine miljø, der erter og åkerbønner ga vesentlig lavere indikatorverdier. For erter kom dessuten terrestrisk økotoksitet vesentlig lavere ut. Sistnevnte indikator var sammen med økotoksitet i ferskvann de eneste indikatorene der erter hadde lavere verdi enn tilsvarende for åkerbønner. For de øvrige sju indikatorene lå verdiene for erter 7-18% høyere enn tilsvarende for åkerbønner når funksjonell enhet var kg produkt.

Når miljøindikatorerne ble uttrykt på proteinbasis, var bildet endret (Tabell 6 og 7). Her var verdiene for åkerbønner jevnt over lavere enn de for høsthvete. Indikatorverdiene for erter var også redusert mye relativt til høsthveten, og var lavere for fem av de ni miljøindikatorerne vist her (Tabell 7).

4 Diskusjon

4.1 LCA-resultatene

4.1.1 Globalt oppvarmingspotensial

Det globale oppvarmingspotensialet for erter og åkerbønner uttrykt per kg produkt (85% TS) var med henholdsvis 0,94 og 0,80 kg CO₂-ekvivalenter en del over tilsvarende for høsthvete (0,62 kg CO₂-ekvivalenter, Fig. 1). Nivået var imidlertid innenfor spredningen av oppvarmingspotensialet beregnet for de andre kornartene produsert på samme gård (Korsaeth et al., 2014), og sammenlignbart med tilsvarende beregninger for korn produsert på 93 andre gårder i Norge (Korsaeth et al., 2013).

Det finnes ikke mange studier som viser miljøeffekter av erter og åkerbønner beregnet med LCA-metodikk. Et unntak er en undersøkelse gjennomført i Sveits av Nemecek m.fl. i 2005, som er gjengitt i Köpke og Nemecek (2010). Her var avlingsnivået satt høyere for erter (+20%), men omtrent det samme for åkerbønner (+2%), sammenlignet med våre tall. Systemgrensene var like, men utslipp relatert til produksjon av bygninger og endringer av jordas C-lager var ikke tatt med. Det globale oppvarmingspotensialet for erter og åkervekster dyrket i Sveits ble rapportert til å være henholdsvis 961 og 978 g CO₂-ekvivalenter per kg tørrstoff, noe som tilsvarer 0,82 og 0,83 kg CO₂-ekvivalenter per kg produkt (85% TS). Med andre ord var det globale oppvarmingspotensialet i den sveitsiske undersøkelsen 13% lavere for erter og 4% høyere for åkerbønner, sammenlignet med våre tall.

I vår studie hadde erter ca. 18% større oppvarmingspotensial enn åkerbønner per produsert enhet. Dette skyldes i stor grad avlingsforskjellen, siden erteravlinga var satt 14% lavere enn avlinga til åkerbønnene. Avlingsforskjellen forklarer også mye av det observerte avviket i oppvarmingspotensial mellom proteinvekstene og høsthvete, siden erter hadde 37% lavere og åkerbønner 27% lavere avlingsestimert enn høsthvete.

Med protein som funksjonell enhet økte forskjellen mellom proteinvekstene mht. det globale oppvarmingspotensialet til 60%. Økningen skyldes utelukkende forskjellen i proteinkonsentrasjon mellom vekstene, der erter hadde 8 prosentpoeng lavere proteinkonsentrasjon enn tilsvarende hos åkerbønnene. Lavere erteravling kombinert med lavere proteinkonsentrasjon i produktet bidro til at ertene produserte mindre protein å fordele miljøbelastningen på sammenlignet med åkerbønnene.

Det globale oppvarmingspotensialet forbundet med å produsere 1 kg protein i form av erter og åkerbønner var henholdsvis 5,0 og 3,1 kg CO₂-ekvivalenter. Det kan være interessant å se dette opp mot andre måter å produsere proteinet på, f.eks. i form av kjøtt eller melk. I en tidligere studie med lignende metodikk fant vi at det globale oppvarmingspotensialet knyttet til produksjonen av 1 kg melk (energikorrigert) var 1,5-1,6 kg CO₂-ekvivalenter, mens tilsvarende for kjøtt fra melkeproduksjonen (okser og slaktede kyr) var 17,7-18,4 (Roer et al., 2013). Med et antatt proteininnhold i melka og slakteskrotten på henholdsvis 3,4 og 20% (Bakken et al., 2016), tilsvarer dette 44-47 kg CO₂-ekvivalenter per kg protein for melk og 87-89 kg CO₂-ekvivalenter per kg protein i kjøtt. Sammenlignet med de to proteinvekstene analysert her er altså det globale oppvarmingspotensialet per kg protein i størrelsesorden 9-15 ganger høyere for melk og 14-29 ganger høyere for kjøtt (fra melkeproduksjonen). Vi ser her bort fra at det er forskjeller med hensyn til proteinkvalitet mellom de ulike proteinkildene.

Sammenligner en de relative bidragene fra de ulike prosessene/produksjonsstadiene involvert i produksjonene, er forskjellene mellom erter og åkerbønner små. De to proteinvekstene skiller seg imidlertid klart fra høsthvete med hensyn til det relative bidraget fra noen av prosessene/produksjonsstadiene. Én forskjell var at for høsthvete utgjorde utslippene relatert til produksjonen av maskiner og bygninger omtrent 20% av samlet oppvarmingspotensial, mens for erter og åkerbønner var denne andelen nærmere 40%. Dette kan til dels forklares med allokeringmodellen

vi valgte for korn tørka (både bygning og inventar), der totalt energibehov for tørking ble brukt som fordelingsnøkkel mellom vekstene. Siden tørkebehovet var vesentlig større for erter og åkervekster, med 23% vanninnhold ved tørking sammenlignet med høstvetens 17%, ble en større andel av utslippene relatert til produksjonene av korn tørka belastet proteinvekstene.

En annen forskjell var at for høstvete utgjorde utslipp relatert til produksjonen av variable produksjonsfaktorer knappe 16% av det totale oppvarmingspotensialet, mens tilsvarende andel for proteinvekstene var forsvinnende liten (ca. 0,5%). Dette skyldes forskjeller i bruken av mineralgjødning. Høstveten ble gjødslet med mineralgjødning tilsvarende 14,5 kg N/ha (omregnet fra Tabell 4), mens hverken ertene eller åkerbønnene ble gjødslet. Selv om ny renseteknologi har redusert utslippene av N₂O forbundet med produksjonen av mineralgjødning-N kraftig (Yara, 2011), utgjør disse utslippene fortsatt et signifikant bidrag til det totale oppvarmingspotensialet hos åkervekster (Roer et al. 2012, Korsæth et al. 2013). Tilførselen av N-holdig mineralgjødning til hveten har også bidratt til at de absolutte utslippene fra felt er noe høyere her enn for de andre vekstene (Fig. 1 og Fig. 2), siden 1% av tilført N blir anslått å gå tapt i form av N₂O etter spredning (IPCC 2006).

4.1.2 Alle miljøindikatorer

Hver miljøindikator består av en gruppe utslipp som er vurdert å tilhøre samme kategori (hovedsakelig ut fra hvilke miljøeffekt utslippet har), og som er vektet (basert på hvor kraftig utslippet påvirker miljøet) og regnet om til en felles enhet. Et eksempel er utslippene av CO₂, CH₄ og N₂O som alle bidrar til global oppvarming i form av å være drivhusgasser. I LCA-sammenheng plasseres disse utslippene i samme kategori (globalt oppvarmingspotensial), der de regnes om til den felles enheten CO₂-ekvivalenter etter følgende vektning; CO₂ = 1, CH₄ = 25, N₂O = 298 (IPCC, 2006). Noen utslipp har med andre ord større effekt på den enkelte miljøindikator enn andre. I tabell 6 og 7 vises ni ulike miljøindikatorer. Bak disse er det enkelte faktorer/prosesser/utslipp som dominerer resultatene mer enn andre: Globalt oppvarmingspotensial er alt diskutert. Terrestrisk forsuring påvirkes primært av dieselforbruk (NO_x) og N-gjødsling (NO_x og NH₃). Indikatoren eutrofiering av ferskvann er dominert av mengden fosfat som forsvinner fra gården i form av avrenning/erosjon, mens indikatoren eutrofiering av marine miljøer er dominert av N-utvasking. Gruppen av indikatorer som omhandler toksisitet; human toksisitet, terrestrisk økotoksisitet, samt økotoksisitet i ferskvann og marine miljø, er mer sammensatt. Her spiller både produksjonen og bruken av plantevernmidler en nokså viktig rolle, og også produksjonene av bygninger, maskiner og redskap. For indikatoren forbruk av fossil energi er det først og fremst dieselforbruket som slår ut.

Ut fra dette går det fram at lavere terrestrisk forsuring hos proteinvekstene relativt til høstveten (Tabell 6 og 7) først og fremst skyldes at sistnevnte ble gjødslet, siden det bare var små forskjeller i dieselforbruk. Nivået på våre beregninger lå i spennet 2,3-2,5 kg SO₂-ekvivalenter per tonn produkt (85% TS) for de to proteinvekstene (Tabell 6). Dette er en del under resultatene vist i Köpke og Nemecek (2010), der erter og åkervekster hadde henholdsvis 4,9 og 3,6 (omregnet til samme enhet som våre tall). I det sveitsiske studiet ble det imidlertid gitt noe gjødning (både mineral- og husdyrgjødsling).

Bruk av gjødning i omtalte forsøk, kan nok også forklare en del av nivåforskjellen med hensyn til (N-basert) eutrofiering: Våre tall viste 5,5 og 4,8 kg N-ekvivalenter per tonn produkt (85% TS) for henholdsvis erter og åkerbønner (eutrofiering av marine miljøer, tabell 6), mens Köpke og Nemecek (2010) rapporterte omtrent det dobbelte (henholdsvis 10,6 og 9,8 kg N-ekvivalenter per tonn produkt med 85% TS). Samme forklaringsmodell (gjødning) kan sannsynligvis brukes til å forklare hvorfor høstveten i vår studie hadde høyere verdi for eutrofiering av marine miljøer sammenlignet med tilsvarende for proteinvekstene (Tabell 6 og 7).

Forskjellene mellom de tre vekstene vist i tabell 6 og 7 med hensyn til miljøindikatoren eutrofiering av ferskvann var primært styrt av avlingsforskjellene. Det er ikke overraskende siden fosfor- og fosfattapet ble antatt å være likt per arealenhet for alle vekstene. En slik antagelse er grunnlagt i at tap av fosfor er korrelert med jordas fosforinnhold, som primært er en langtidseffekt av vekstskifte og driftsmetoder (Ulén et al., 2007). For miljøindikatoren eutrofiering av ferskvann og de øvrige indikatorene var det ikke mulig å finne sammenlignbare tall fra andre studier.

Gruppen av indikatorer som omhandler toksisitet lå generelt høyere for proteinvekstene enn for høstvetete, i hvert fall med produkt som funksjonell enhet (Tabell 6 og 7), til tross for at sprøytefrekvensen (se Tabell 3) var mindre hos erter og åkervekster. Hovedforklaringen for denne forskjellen ligger nok i allokeringmodellen vi valgte for kornørka, som diskutert i forrige kapittel (kap. 4.1.1). Produksjonen av både bygninger og inventar (og alle tilhørende komponenter) bidrar med mange utslipp som plasseres hos en eller flere av toksisitetsindikatorene.

For terrestrisk økotoksitet har en nokså liten detalj slått mye ut. Med protein som funksjonell enhet hadde erter en indikatorverdi som var vesentlig lavere (-94%) enn den for høstvetete (Tabell 7). Mye av forklaringen ligger her på plantevernbruken; erter ble bare sprøytet mot insekter (én gang; Tabell 3), mens høstvetete ble sprøytet både mot ugras og mot sopp. Spesielt soppmidlene slår relativt kraftig ut på indikatoren terrestrisk økotoksitet. Dette forklarer også hvorfor forskjellen mellom åkerbønner og høstvetete var mindre for terrestrisk økotoksitet (begge ble soppsprøytet). Generelt sett kom imidlertid begge proteinvekstene godt ut mht. toksisitet-indikatorene og protein som funksjonell enhet i sammenligningen med høstvetete, spesielt åkerbønner.

4.2 En gjennomgang av proteinvekster og deres vekstpotensial i Norge

Omfanget av proteinvekster produsert i Norge til mat er i dag svært begrenset. Erter er den veksten som betyr noe rent volummessig, men åkerbønner har et visst potensiale også til menneskelig føde (Günther, 2015). Det er imidlertid mye som tyder på at disse belgvekstene vil få større oppmerksomhet framover, ikke minst globalt. FN har utnevnt 2016 til «the International Year of Pulses», der «pulses» defineres som spiselige frø av utvalgte belgvekster som bl.a. erter, linser og åkerbønner.

En vekstgruppe som vi ofte utelater når vi snakker om proteinvekster, er oljevekstene (oljeraps og oljerybs). Men disse vekstene har også et betydelig innhold av protein, i tillegg til å ha et meget høyt fettinnhold (>40%). For eksempel rapporterte Uhlen et al. (2004) om proteininnhold på 20-21% i vårrybs og 22-25% i vårraps. Den proteinholdige pressresten etter utvinning av oljen fra oljevekstene brukes i dag kun til kraftfôr, og ikke til mat. Dette kan nok skyldes at oljevekstene lenge hadde et dårlig rykte – et velbegrunnet sådan. Raps og rybs inneholdt tidligere en stor andel av fettsyren erukasyre (opp til 50%), som er en naturlig plantegift som kan knyttes til hjerte-, kar- og leverskader. Fettsyresammensetningen i raps og rybs har imidlertid blitt endret betydelig gjennom planteforedling de siste tiårene, der målet først og fremst har vært å redusere innholdet av erukasyre til et svært lavt nivå. Erukasyre er ikke et problem i oljevekstene i dag.

Dagens oljevekster har et relativt høyt innhold av de tre viktige aminosyrene arginin, lysin og metionin, og dette gjør proteinet fra raps og rybs til en god proteinkilde til fôr (Uhlen et al., 2004). Kanskje bør vi også vurdere om vi skulle bruke mer enn oljen fra oljeveksten til mat også. Når vi spør oss hvilket vekstpotensial proteinvekster har i Norge i dag, har vi derfor valgt å ta med oljevekstene i analysen.

Felles for erter, åkerbønner og oljevekster er at de stiller store krav til vekstskiftet. På grunn av risiko for vekstfølgesjukdommer bør det gå 6-7 år mellom hver gang en dyrker erter (Øverland, 2014). For åkerbønner bør intervallet være 6-8 år (Rostad, 2014), og for oljevekster 6 år (Abrahamsen et al. 2005). Videre bør det være 3-4 år mellomrom ved veksling mellom disse artene.

Kravet til veksttid for erter er omtrent som for vårhvete, men varmekravet er noe høyere. Åkerbønner er kravstor med hensyn til både veksttid og temperatur, og er i praksis mulig å dyrke bare på de beste arealene rundt Oslofjorden (sør for Oslo). Oljevekstene er mindre kravstore enn erter og åkerbønner, der vårrybs som den minst kravstore har omtrent samme krav til veksttid som 2-radsbygg og kan dyrkes i store deler av kornområdene (Abrahamsen et al., 2005). Høstraps (og vårraps) har et større avlingspotensial enn vårrybs, men har et vesentlig mer begrenset dyrkingsområde rent værmessig.

Det vil imidlertid også være andre forhold enn været/lokalklimaet som påvirker vekstpotensialet. For små gårdsbruk og bruk som drives på deltid vil det være ineffektivt og dermed lite lønnsomt å ha et vekstskifte med mange arter. Paradoksalt nok vil den samme vurderingen ofte gjøres av de som driver svært store enheter med mange skifter. Utviklingen går mot stadig økende andel leiejord og større og større enheter blant de gjenværende heltidsbøndene. På den annen side vil større enheter også bidra til at brukerne blir mer profesjonelle, der de ser fordeler av å bedre vekstskiftet, samt spre risiko og arbeidstopper gjennom å dyrke flere arter. Generelt må en derfor forvente at dyrkingspotensialet for protein- og oljevekster ligger i de viktigste kornområdene (Tabell 8).

Tabell 8. Regionsvise arealtall i 1000 daa (prosent av kornarealet i parentes) for norsk kornproduksjon i 2014, og arealpotensialet for proteinvekster (inkludert oljevekster)

Region	Faktisk areal i 2014 ^a			Potensielt areal ^b							
	Korn	Hvete	Oljev. ^c	Oljev.	Erter	Åkerb. ^d					
Østfold/Akershus	1128	425 (54)	23 (58)	180 (16)	147 (13)	88 (8)					
Vestf./Busk./Telem.	501	228 (29)	12 (30)	75 (15)	55 (11)	33 (7)					
Hedmark/Oppland	696	128 (16)	5 (13)	84 (12)	28 (4)	-					
Rogaland	17	-	-	-	-	-					
Tr.lag/Møre & Romsd.	477	10 (1)	-	43 (9)	-	-					
Totalt	2819	791 (28)	40 (1)	382 (14)	230 (8)	121 (4)					

^a Kilde: SSB

^b For erter og oljevekster er samme prosentvise arealet brukt som i anslaget til Abrahamsen et al. (2005).

^c Oljevekster; omfatter rybs, vår- og høstraps.

^d Åkerbønner; det potensielle arealet for åkerbønner er estimert ut fra et anslag om at 60% av ertearealet i regionene Østfold/Akershus og Vestfold/Buskerud/Telemark har vekstvilkår som muliggjør dyrking av åkerbønner (U. Abrahamsen, pers. komm.).

Tabell 8 viser de viktigste kornregionene i Norge. I 2014 ble det dyrket hvete (enten vår- eller høsthvete) på 28% av det totale kornarealet, men variasjonen er stor mellom år, spesielt for høsthvetearealet. Det totale kornarealet har for øvrig blitt betydelig redusert de siste årene, med en nedgang på 13% i perioden 2004-2014. Oljevekster ble bare dyrket på 1% av det totale kornarealet i 2014.

Det potensielle arealet for oljevekster og erter i Norge ble vurdert for godt og vel ti år siden (Abrahamsen et al., 2005), og vi ser ingen grunn til å endre de prosentvise anslagene som ble gjort den gangen. Da ble det lagt til grunn at både oljevekster og erter hadde et 6-årig vekstskifte. Hvis en ser for seg et scenario der erter dyrkes i vekstskifter med oljevekster, vil en klare seg med 4 år mellom vekstene, og det vil være mulig å øke det samlede arealet av erter og oljevekster noe mer enn anslagene på 380 000 for oljevekster og 230 000 daa for erter.

Åkerbønner ble anslått å kunne dyrkes på de beste arealene i regionene Østfold/Akershus og Vestfold/Buskerud/Telemark. Dette ble estimert til å utgjøre 60% av ertearealet, som til sammen utgjør om lag 120 000 daa. I praksis vil nok de fleste dyrke enten åkerbønner eller erter samme år, slik at det potensialet arealet med åkerbønner ikke kan regnes i tillegg til ertearealet.

Oppsummerende kan vi derfor si at arealpotensialet for proteinvekster i Norge ligger på omtrent 230 000 daa. Potensialet for oljevekster, som også er rike på protein (brukes i dag bare til fôr), ligger på minst 380 000 daa. Den volummessig viktigste vekstgruppen her til lands for produksjon av protein nyttbart for mennesker er imidlertid korn, som har et proteininnhold på 11-15% og et potensielt dyrkbart areal på godt over 3,3 mill. daa.

Litteraturreferanser

- Abrahamsen, U., Åssveen, M., Uhlen, A.K., Olberg, E. 2005. Husdyrforsøksmøtet 2005, 367-370.
- Andrén, O., Kätterer, T. 1997. ICBM: the introductory carbon balance model for exploration of soil carbon balances. *Ecol. Appl.* 7, 1226–1236.
- Andrén, O., Kätterer, T., Karlsson, T. 2004. ICBM regional model for estimations of dynamics of agricultural soil carbon pools. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 70, 231–239.
- Bakken, A.K., Daugstad, K., Johansen, A., Roer Hjelkrem, A.-G., Fystro, G., Hammer Strømman, A., Korsæth, A. 2016. Environmental impacts along intensity gradients in Norwegian dairy production as evaluated by life cycle assessments. *Agricultural Systems* (akseptert).
- Bechmann, M., Greipsland, I., Riley, H., Eggestad, H.O. 2012. Nitrogen losses from agricultural areas. A fraction of applied fertilizer and manure (FracLEACH). *Bioforsk Report*, 7(50), 1-30.
- Bethlenfalvay, G.J., Andrade, G., Azcón-Aguilar, C. 1997. Plant and soil responses to mycorrhizal fungi and rhizobacteria in nodulated or nitrate-fertilized peas (*Pisum sativum* L.). *Biology and Fertility of Soils*, 24, 164-168.
- Bioforsk, 2010. Jova-programmet. Nedlastet 04.08.2010 (http://www.bioforsk.no/ikbViewer/page/prosjekt/hovedtema?p_dimension_id=18844&p_menu_id=18851&p_sub_id=18845&p_dim2=18846).
- Bonesmo, H., Skjelvåg, A.O., Janzen, H.H., Klakegg, O., Tveito, O.E. 2012. Greenhouse gas emission intensities and economic efficiency in crop production: a systems analysis of 95 farms. *Agric. Syst.* 110, 142–151.
- Davis, J., Haglund, C. 1999. Life Cycle Inventory (LCI) of Fertilizer Production. Fertiliser Products Used in Sweden and Western Europe. SIK Reportno.654. MasterThesis. Calmars University of Technology.
- EFMA, 2000. Best Available Technique for Pollution Prevention and Control in the European Fertilizer Industry. Nedlastet 22.02.2011 (<http://www.efma.org/subcontent.asp?id=6&sid=31&ssid=31>).
- EMEP/EEA, 2009. EMEP/EEA Emission Inventory Guidebook 2009. Nedlastet 14.02.2013 (www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-emission-inventory-guidebook-2009/part-b-sectoral-guidance-chapters/4-agriculture/4-d/4-d-crop-production-and-agricultural-soils.pdf/view).
- Goedkoop, M. 2011. Nedlastet 14.02.2011 (<http://www.lca-recipe.net>).
- Günther, M. 2015. Kan andre belgvekster erstatte soya? <http://www.nibio.no/nyheter/kan-andre-belgvekster-erstatte-soya>.
- IPCC, 2006. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, vol. 4. Nedlastet 22.02.2010 (www.ipcc.ch).
- Korsæth, A. 2012. N, P, and K budgets and changes in selected topsoil nutrients over 10 years in a long-term experiment with conventional and organic crop rotations. *Appl. Environ. Soil Sci.* <http://dx.doi.org/10.1155/2012/539582>, 17 pp.
- Korsæth, A., Jacobsen, A. Z., Roer, A.-G., Henriksen, T. M., Sonesson, U., Bonesmo, H., Skjelvåg, A. O., Strømman, A. H. 2013. Environmental life cycle assessment of cereal and bread production in Norway. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section A - Animal Science*, 62, 242-253.

- Korsaeth, A., Henriksen, T. M., Roer, A.-G., Hammer Strømman, A. 2014. Effects of regional variation in climate and SOC decay on global warming potential and eutrophication attributable to cereal production in Norway. *Agricultural Systems*, 127, 9-18.
- Kätterer, T., Andersson, L., Andren, O., Persson, J. 2008. Long-term impact of chronosequential land use change on soil carbon stocks on a Swedish farm. *Nutr. Cycl. Agroecosyst*, 81, 145-155.
- Köpke, U., Nemecek, T. 2010. Ecological services of faba bean. *Field Crops Research*, 115: 217-233.
- Li, Y., McLaughlin, N. 2006. Fuel Efficiency and Exhaust Emissions for Biodiesel Blends in an Agricultural Tractor. *CSAE 05-067*.
- National Energy Foundation, 2010. Nedlastet 26.08.2010 (<http://www.nef.org/greencompany/co2calculator.htm>).
- Nemecek, T., Heil, A., Huguenin, O., Meier, S., Erzinger, S., Blaser, S., Dux, D., Zimmermann, A. 2004. Life Cycle Inventories of Agricultural Production Systems, FAL Reckenholz, FAT Taenikon, Dübendorf, Switzerland.
- NIJOS 2010. Nedlastet 14.09.2010 (<http://www.ngu.no/kart/arealisNGU/>).
- Nuruzzaman, M., Lambers, H., Bolland, M.D.A. and Veneklaas, E.J. 2005. Phosphorus uptake by grain legumes and subsequently grown wheat at different levels of residual phosphorus fertiliser. *Australian Journal of Agricultural Research*, 56, 1041-1047.
- NVE, 2012. Nedlastet 01.11.2012 (<http://atlas.nve.no>).
- Riley, H., Bakkegard, M. 2006. Declines of soil organic matter content under arable cropping in southeast Norway. *Acta Agric. Scand. Sec. B – Soil Plant Sci.* 56, 217-223.
- Roer, A.-G., Korsaeth, A., Henriksen, T. M., Michelsen, O., Hammer Strømman, A. 2012. The influence of system boundaries on life cycle assessment of grain production in central southeast Norway. *Agricultural Systems*, 111, 75-84.
- Roer, A.-G., Johansen, A., Bakken, A. K., Daugstad, K., Fystro, G., Hammer Strømman, A. 2013. Environmental impacts of combined milk and meat production in Norway according to a life cycle assessment with expanded system boundaries. *Livestock Science* 155, 384-396.
- Rostad, B.I. 2014. Dyrkingsveiledning Erter til modning. Norsk Landbruksrådgivning SørØst, revidert 08.04.2014.
- Skjelvåg, A.O., Arnoldussen, A.H., Klakegg, O., Tveito, O.E. 2012. Farm specific natural resource base data for estimating greenhouse gas emissions. *Acta Agric. Scand. Sect. A*, 62, 310-317.
- Statistics Norway, 2011. <http://www.ssb.no/english/subjects/01/04/10/klimagassn_en/> (cited 01.02.12).
- Uhlen, A.K., Olberg, E.K., Abrahamsen, U. 2004. Sammensetning av fett og protein i oljevekster dyrket i Norge. *Grønn kunnskap*, 8 (2), 117-123.
- Ulén, B., Bechmann, M., Fölster, J., Jarvie, H.P., Tunney, H. 2007. Agriculture as a phosphorus source for eutrophication in the north-west European countries, Norway, Sweden, United Kingdom and Ireland: a review. *British Society of Soil Science*, 23 (Suppl. 1), 5-15.
- Unkovich, M., Baldock, J., Forbes, M. 2010. Variability in Harvest Index of Grain Crops and Potential Significance for Carbon Accounting: Examples from Australian Agriculture. In Sparks, D.L. (editor): *Advances in agronomy*, vol. 105, 173-219. Burlington: Academic Press.
- Yara, 2011. Nedlastet 22.02.2011 (<http://yara.no>).
- Øverland, J.I. 2014. Dyrkingsveiledning for åkerbønner. Norsk Landbruksrådgiving Viken, revidert høsten 2014.

Norsk institutt for bioøkonomi (NIBIO) ble opprettet 1. juli 2015 som en fusjon av Bioforsk, Norsk institutt for landbruksøkonomisk forskning (NILF) og Norsk institutt for skog og landskap.

Bioøkonomi baserer seg på utnyttelse og forvaltning av biologiske ressurser fra jord og hav, fremfor en fossil økonomi som er basert på kull, olje og gass. NIBIO skal være nasjonalt ledende for utvikling av kunnskap om bioøkonomi.

Gjennom forskning og kunnskapsproduksjon skal instituttet bidra til matsikkerhet, bærekraftig ressursforvaltning, innovasjon og verdiskaping innenfor verdikjedene for mat, skog og andre biobaserte næringer. Instituttet skal levere forskning, forvaltningsstøtte og kunnskap til anvendelse i nasjonal beredskap, forvaltning, næringsliv og samfunnet for øvrig.

NIBIO er eid av Landbruks- og matdepartementet som et forvaltningsorgan med særskilte fullmakter og eget styre. Hovedkontoret er på Ås. Instituttet har flere regionale enheter og et avdelingskontor i Oslo.