

Miljømessig og økonomisk bærekraft på gårder med økologisk eller konvensjonell melkeproduksjon - studie av 20 gårder i Møre og Romsdal

NORSØK RAPPORT | VOL. 6 | NR. 10 | 2021



**TITTEL**

Miljømessig og økonomisk bærekraft på gårder med økologisk eller konvensjonell melkeproduksjon - studie av 20 gårder i Møre og Romsdal

**FORFATTERE(E)**

Sissel Hansen<sup>1</sup>, Matthias Koesling<sup>2</sup>, Rose Bergslid<sup>1</sup> & Grete Lene Serikstad<sup>1</sup>

<sup>1</sup>NORSØK, <sup>2</sup>NIBIO

<b>DATO:</b>	<b>RAPPORT NR.</b>	<b>PROSJEKT NR.:</b>	
31.12.2021	6/10/2021	Åpen	
<b>ISBN:</b>	<b>ISSN:</b>	<b>ANTALL SIDER:</b>	<b>ANTALL VEDLEGG:</b>
978-82-8202-124-1		62	4

**OPPDRAUGSGIVER:****KONTAKTPERSON NORSØK:**

Sissel Hansen: sissel.hansen@norsok.no

**STIKKORD:**

Melkeproduksjon, gårdsstudier, miljøeffekter, klimagassutslipp, nitrogen, energi, økonomi

Dairy farming, case studies, greenhouse gases, nitrogen, energy, economy

**FAGOMRÅDE:**

Landbruk

Agriculture

**SAMMENDRAG:**

Denne rapporten oppsummerer resultat av en studie av 20 melkebruk i Møre og Romsdal fylke, ti fra hver av driftsformene økologisk og konvensjonelt. Målet med studien var å analysere og evaluere miljømessig og økonomisk bærekraft på disse gårdene. Vi undersøkte effekt av driftsform og intensitet uttrykt som mengde innkjøpt nitrogen per daa gårdsareal. Vi fant at overskuddet av nitrogen, fosfor og kalium, energiforbruket og klimagassutslippet per daa var høyere ved konvensjonell enn økologisk produksjon og steg ved økende intensitet. Det var imidlertid stor variasjon mellom gårdene innafor hver driftsform og målt per enhet melk og kjøtt var forskjellen mellom driftsformene mindre. Resultatene kan i neste omgang brukes til å foreslå strategier for å forbedre miljømessig og økonomisk bærekraft på gårdsnivå for begge driftsformer.

**Miljøindikatorer** ble brukt til å beskrive effekt av produksjonsform og intensitetsnivå.

Intensitetsnivå ble estimert som mengde kjøpt nitrogen per daa gårdsareal og år. Miljøindikatorene ble beregnet per daa gårdsareal, per kg levert energikorrigert melk (EKM), per kg netto tilvekst for storfe på gården, per MJ fordøyelig energi og kg fordøyelig protein i levert melk og kjøtt-tilvekst. De viktigste indikatorene var: nitrogenoverskudd per daa og per kg nitrogen i produkt; fosfor- og kaliumoverskudd per daa; energiintensitet definert som energiforbruk per enhet spiselig energi i

melk og kjøtt tilvekst. Energiforbruk er summen av direkte energi og energi brukt til å lage materialer til bygninger, maskiner og andre innsatsfaktorer; klimagassutslipp definert som globalt oppvarmingspotensial i kg CO<sub>2</sub>-ekvivalenter; lønnsevne per storfeenhet og per arbeidstime.

**Produksjonsnivå.** Gårdene som ble drevet konvensjonelt i prosjektet produserte mer kjøtt og melk per arealenhet enn de som drev økologisk, men det var stor variasjon innafor begge grupper. Det ble brukt mer kraftfôr på gårdene som drev konvensjonelt, men mengden varierte mye innafor begge grupper. Melkeytelsen var stort sett høy, men også her var det stor variasjon. De gårdene som hadde lavest melkeytelse drev økologisk. Høy melkeytelse og mye innkjøpt fôr gav grunnlag for høy produksjon per arealenhet.

**Nitrogen.** Gårdene som drev økologisk, hadde høyere nitrogener effektivitet enn de som drev konvensjonelt. Gårder med økologisk drift hadde derfor lavere risiko for utslipp av nitrogen til luft og vann. Beregnet for hele driftssystemet hadde gårdene som drev konvensjonelt dobbelt så stort N-overskudd som de som drev økologisk. Forskjellene mellom driftsmåtene var enda større for det fulldyrka arealet på egen gård. Gjennomsnittlig overskudd var 22 kg nitrogen per dekar og år på gårder som drev konvensjonelt og 9 kg nitrogen på gårder som drev økologisk. Regnet per enhet produkt i form av melk og kjøtt var nitrogenoverskuddet 50 % større på driftssystemnivå på de gårdene som drev konvensjonelt, sammenlignet med de som drev økologisk. Mengde innkjøpt nitrogengjødsel var den faktoren som førte til størst forskjell i nitrogen-effektivitet mellom de to driftsformene. Variasjonen i nitrogener effektivitet innafor hver av de to driftsformene skyldtes i stor grad andre sider ved gårdsdrifta.

**Fosfor og kalium.** Alle gårdene hadde overskudd av fosfor og kalium, men det var stor variasjon mellom gårdene i overskudd av både fosfor og kalium. På noen gårder var overskuddet svært lite. Det var en tendens til økende overskudd av både fosfor og kalium med økende innkjøp av nitrogen og tendens til høyere overskudd på gårder som drev konvensjonelt enn gårder som drev økologisk.

**Energi.** Energiintensiteten var høyere ved konvensjonell driftsform enn ved økologisk. Det skyldes i hovedsak større energiforbruk for å produsere kunstgjødsel. Det er viktig å inkludere maskiner og bygninger i energiregnskapet da energi brukt til å produsere materialer til maskiner og bygninger varierte fra 15 til 44 % av all energibruk på gårdene.

**Klimagassutslipp.** Klimagassutslippene, registrert som CO<sub>2</sub>-ekvivalenter beregnet som GWP<sub>100</sub> (IPCC 2006), steg per daa ved økende intensitetsnivå uttrykt som mengde innkjøpt nitrogen per daa og var signifikant lavere ved økologisk enn ved konvensjonell drift. Når utslippene ble regnet per produsert mengde melk og kjøtt eller per enhet energi eller protein minsket forskjellen mellom driftsformene, men den var fortsatt signifikant. Utslipp fra produksjon og bruk av innkjøpt gjødsel, er hovedårsaken til høyere klimagassutslipp ved konvensjonell enn ved økologisk melkeproduksjon. Estimert oppvarmingseffekt av beregnede klimagassutslipp fra melkeproduksjonen ble lavere når de ble uttrykt med GTP<sub>100</sub> eller GWP\* enn med GWP<sub>100</sub>. Det ble størst reduksjon der utslipp fra selve husdyrholdet betydde mest for de totale utslippene når det ble beregnet med GWP<sub>100</sub>. Dette var gårder med lav ytelse per dyr og små innkjøp av gjødsel og kraftfôr. Global oppvarming beregnet som kg CO<sub>2</sub>-ekvivalenter per kg EKM melk for økologisk drift ble redusert fra 87 % av

konvensjonelt drift til rundt 70 % når CO<sub>2</sub>-ekvivalentene ble uttrykt med GTP<sub>100</sub> eller GWP\* i stedet for GWP<sub>100</sub>.

**Økonomi.** Gjennomsnittlig arbeidsinnsats og lønnsevne per storfeenhet og arbeidstime var omtrent lik for de to driftsformene. Gårdene med best økonomisk resultat gjorde det best på de globale miljøindikatorne N-overskudd per produkt, energiintensitet og klimagassutslipp registrert som global oppvarmingseffekt målt med GWP<sub>100</sub>. Det var liten sammenheng mellom lønnsevne og nitrogenoverskudd per daa.

**Usikkerhet.** Studien viser tydelig hvor mye modellutforming, usikkerhet i tilgjengelige gårdsdata og valgte avgrensinger har å si for hvilken verdi ulike miljøindikatorer får: Spesielt tydelig er dette når det gjelder valg av beregningsmåte for klimagassutslipp.

## SUMMARY:

The aim of the project was to analyze and evaluate environmental and economic sustainability of organic and conventional dairy farms in Møre og Romsdal. This study was based on data from 20 dairy farms in Møre og Romsdal county, ten from each of the modes of production, i.e., organic and conventional dairy farming.

**Environmental indicators** were calculated for the impact of the mode of production, and the intensity level expressed as the amount of nitrogen purchased per ha of farmland and year. The environmental indicators were calculated per ha of farmland, per kg of delivered energy-corrected milk (EKM), per kg of net growth for cattle on the farm, per MJ of digestible energy and kg of digestible protein in delivered milk and weight gain. Important indicators were nitrogen surplus per ha and per kg nitrogen in product, phosphorus and potassium surplus per ha, energy intensity defined as energy consumption per unit of edible energy in milk and meat gain. Energy consumption is the sum of direct energy and energy used to make materials for buildings, machines and other purchased inputs; greenhouse gas emissions are defined as global warming potential in kg CO<sub>2</sub> equivalents, and profitability is expressed per cattle unit and per working-hour.

Results for the environmental indicators and farms included in this study can be summarized as follows: Increasing intensity, expressed as the amount of purchased nitrogen per ha of farmland, increased the nitrogen, phosphorus and potassium surplus, energy consumption and greenhouse gas emissions per area unit. The indicator levels were highest on farms with conventional production. However, there was considerable variation between the farms within each mode of production. Measured per unit of milk and meat, the difference between the modes of production was less.

**Production level.** The farms with conventional production produced more meat and milk per unit area than those with organic production, but there was considerable variation within both groups. More concentrates were used on the farms that operated conventionally, but the feed rations varied a lot within both groups. Milk yields were generally high, but the variation was large. The



farms with organic production generally had the lowest milk yields. High milk yields and large quantities of purchased feed resulted in a high production per unit area.

**Nitrogen.** The farms with organic production had higher nitrogen efficiency than those with conventional production. Thus, the risk of nitrogen emissions to the atmosphere and water was lower on the organic farms. Calculated for the entire farming system, the farms with conventional production had twice as much N surplus as those with organic production. The differences between the production modes were even greater for the farm area. The average surplus was 210 kg of nitrogen per ha and year on farms with conventional production and less than 90 kg of nitrogen per ha on farms with organic production. Calculated per unit of product in the form of milk and meat, the nitrogen surplus was 50 % greater at the farming system level on the farms with conventional production than on farms with organic production. The amount of purchased nitrogen fertilizer was the factor that mostly caused the difference in nitrogen efficiency between the two production modes. The variation within each of the two modes of production was largely due to other aspects of farm management.

**Phosphorus and potassium.** All studied farms had a surplus of phosphorus and potassium, but there was considerable variation between farms. On some farms the surplus was small. There was a tendency for increasing surpluses of both phosphorus and potassium with increasing purchased nitrogen and a tendency for higher phosphorus and potassium surplus on farms with conventional production than on those with organic production.

**Energy.** The energy intensity was highest on the conventionally operated farms. This is mainly due to larger energy use to produce artificial fertilizers. Machines and buildings must be included in the energy accounts as energy used for producing materials in machines and buildings varied from 15 to 44 % of all energy consumption on the farms.

**Greenhouse gas emissions.** Greenhouse gas emissions pr ha, recorded as CO<sub>2</sub> equivalents calculated as GWP<sub>100</sub> (IPCC 2006), increased at increasing intensity levels expressed as the amount of nitrogen purchased per ha, and were significantly lower in organic than in conventional production. When the emissions were calculated per quantity of milk and meat produced or per unit of energy or protein, the difference between the modes of production decreased, but was still significant. Emissions from production and use of purchased fertilizers, are the main cause for higher greenhouse gas emissions from conventional than from organic milk production. The estimated warming effect of calculated greenhouse gas emissions from milk production was lower when the emissions were expressed as GTP<sub>100</sub> or GWP\* than when expressed as GWP<sub>100</sub>. The reduction was greatest for farms on which livestock accounted for most of the total emissions, expressed as GWP<sub>100</sub>. These were farms with low yields per animal and small amounts of purchased fertilizers and concentrates. Similarly, estimated global warming, expressed as kg CO<sub>2</sub> equivalents per kg EKM milk for farms with organic production, was reduced from 87 % of conventional production to around 70 % when the CO<sub>2</sub> equivalents were expressed as GTP<sub>100</sub> or GWP\* instead of as GWP<sub>100</sub>.

**Economy.** The average labour input and profitability per cattle unit and per working hour were approximately equal for the two modes of operation. The farms with the best financial results also performed best on the global environmental indicators N surplus per product, energy intensity and greenhouse gas emissions registered as global warming effect expressed as GWP<sub>100</sub>. There was a weak correlation between financial result and nitrogen surplus per ha.

**Uncertainty.** This study clearly shows how much model design, uncertainty of on-farm data and the chosen scope affect the outcome of the various environmental indicators. This is especially clear when it comes to the impact of the metrics chosen to estimate greenhouse gas emissions.

LAND: Norge  
FYLKE: Møre og Romsdal  
KOMMUNE: Tingvoll

GODKJENT

Turid Strøm

NAVN

PROSEKTLERER

Sissel Hansen

NAVN



# Forord

Bakgrunnen for prosjektet «Miljømessig og økonomisk bærekraft på gårder med økologisk melkeproduksjon - MILJØMELK» var at melkeproduksjonen i Norge er presset til å bli mer effektiv, noe som gir seg utslag i at det blir stadig færre bønder, og at hver av disse driver stadig større areal, samtidig som drifta blir intensivert med høyere ytelse, mer innkjøpt fôr og høyere andel kraftfôr i fôrrasjonen. Dette skjer også i økologisk drift.

Målet med prosjektet var å analysere og evaluere miljømessig og økonomisk bærekraft på økologiske og konvensjonelle melkeproduksjonsbruk i Møre og Romsdal. Resultatene kan i neste omgang brukes til å foreslå strategier for å forbedre miljømessig og økonomisk bærekraft på gårdsnivå.

Bioforsk var prosjekteier med Sissel Hansen som prosjektleder. Matthias Koesling tok doktorgraden i løpet av prosjektet. Dessuten deltok forskerne Gustav Fystro, Bioforsk og Ola Flaten, NILF, og Marina Bleken og Odd Magne Harstad fra NMBU i prosjektet og kom med verdifulle bidrag. I tillegg omfattet prosjektet samarbeid med forskerne Gerold Rahmann, University of Kassel og Maximilian Schüller, Thünen Institut i Tyskland og Thomas Nemecek fra Agroscope Reckenholz-Tänikon Research Station i Sveits. Arbeidsgivere er oppgitt slik de var da prosjektet ble gjennomført. Flere andre forskere i Norge og andre land har også gitt verdifulle bidrag inn i prosjektet.

Det fins få tilsvarende studier på gårdsnivå i Norge, hvor bærekraftindikatorer som klimagassutslipp, nitrogeneffektivitet, energibruk og økonomi er beregnet ut fra flerårige registreringer. Det er publisert flere vitenskapelige artikler med resultater fra prosjektet. Det har også vært holdt en rekke foredrag, for ulike målgrupper, på bakgrunn av resultatene. Prosjektet var tverrfaglig, med mange fagområder, og resultatene har ikke tidligere blitt presentert samlet i skriftlig form. Denne rapporten presenterer de viktigste resultatene innen alle fagområdene i prosjektet. Sjøl om det er noen år siden registreringene ble gjort, er resultatene og konklusjonene fra prosjektet like aktuelle nå, blant annet i forbindelse med lanseringen av Landbrukets klimakalkulator og forslag fra IPCC om å innføre flere metoder å beregne klimagassutslipp. Basert på oppdateringer i IPCC har Matthias Koesling gjort nye beregninger av effekt av klimagassutslipp på global oppvarming basert på våre registreringer fra gårdene. Fordi mye av våre beregninger av klimagassutslipp og global oppvarming ikke tidligere er publisert, utgjør kunnskapsoppdatering og beregninger av klimagassutslipp en forholdsvis stor del av rapporten.

Prosjektet Miljømelk ble finansiert av Norges Forskningsråd (nr. 199487) og Møre og Romsdal fylke. Arbeidet med denne rapporten har vært finansiert med midler fra Landbruks- og matdepartementet og Landbruksdirektoratet.

En stor takk til gårdbrukerne for deres bidrag i arbeidet og at de stilte sine gårdsbruk og dataene til disposisjon og til alle andre som deltok i prosjektarbeidet!

Tingvoll, 30.12.2021

Sissel Hansen



# Innhold

1	Innledning og kunnskapsoppdatering.....	10
1.1	Miljømessig bærekraft .....	10
1.2	Nitrogen .....	10
1.3	Fosfor og kalium.....	11
1.4	Energi .....	11
1.5	Klimagasser .....	12
1.5.1	Hvor kommer klimagassene fra? .....	12
1.5.2	Beregning av klimagassutslipp.....	13
1.5.3	Beregning av globalt oppvarmingspotensiale .....	15
1.5.4	Klimagassutslipp i denne studien .....	16
2	Definisjoner, gårder og beregning av miljøindikatorer .....	17
2.1	Definisjoner .....	17
2.2	Gårdene.....	19
2.3	Beregning av miljøindikatorer.....	21
2.3.1	Nitrogen .....	22
2.3.2	Fosfor og kalium .....	22
2.3.3	Energi .....	22
2.3.4	Klimaregnskap.....	23
2.3.5	Økonomi .....	24
3	Resultat og diskusjon .....	25
3.1	Arealbruk.....	25
3.2	Nitrogen .....	26
3.2.1	Nitrogenoverskudd og nitrogeneffektivitet på gårdsnivå .....	26
3.2.2	Nitrogenoverskudd beregnet for melkeproduksjonssystemet .....	28
3.2.3	Diskusjon nitrogen .....	28
3.3	Fosfor og kalium.....	30
3.3.1	Diskusjon fosfor og kalium.....	32
3.4	Energi .....	33
3.4.1	Diskusjon energi.....	34
3.5	Klimagasser .....	34
3.5.1	Diskusjon klimagasser .....	40
3.6	Økonomi.....	44
3.6.1	Økonomi og miljøvirkninger henger sammen .....	45
4	Konklusjon.....	46
5	Referanser .....	48
	Vedlegg.....	50
	Vedlegg 1 Calculations of nitrogen indicators.....	50
	Vedlegg 2 Calculations of energy indicators .....	54
	Vedlegg 3 Calculations of greenhouse gas emissions .....	55
	Vedlegg 4 Utdypende om beregninger av økonomiindikatorer .....	60

# 1 Innledning og kunnskapsoppdatering

Det er et mål at landbruket skal produsere mat ved å gi minst mulig negative miljøeffekter og utnytte ressursene best mulig, uansett driftsform. I dagens situasjon er det viktig å stille spørsmål om hvordan mer intensiv drift påvirker miljøeffekter og økonomien ved økologisk og konvensjonell melkeproduksjon. Med konvensjonell melkeproduksjon betegnes i denne rapporten gårder som ikke har sertifisert økologisk drift.

Driftsstruktur og naturgitte forhold i Norge er forskjellig fra store deler av resten av Europa og varierer også ofte fra en gård til en annen gård i Norge. Konklusjoner om hva som er mest klimavennlig og miljøvennlig drift fra utenlandske studier kan derfor ikke automatisk overføres til norske forhold. Det beste vil alltid være å bruke data for hver enkelt gård.

## 1.1 Miljømessig bærekraft

Miljømessig bærekraft er vanskelig å måle. Mange faktorer må være med som grunnlag for vurderingene, bla. klimagassutslipp, energibruk, biologisk mangfold, jordkvalitet, erosjon, ressursbruk og forurensning av jord og vann med næringsstoffer og fremmedstoffer. Dessuten betyr datagrunnlaget som er med i en analyse mye for hvilke resultater en får. Det er derfor viktig å også beskrive usikkerhet og hva som *ikke* er med i beregningene og ta med dette i diskusjonen av resultatene i en slik analyse.

Når ulike driftsformer, som økologisk og konvensjonelt undersøkes for å vise variasjonen innenfor driftsformene og for å sammenligne driftsformene mht. miljømessig bærekraft er det viktig å vurdere flest mulig faktorer for å gi et mest mulig korrekt bilde.

I dette prosjektet har vi beregnet miljømessig påvirkning både per arealenhet og per produsert enhet. Vi brukte disse miljøindikatorne: Overskudd av nitrogen, fosfor og kalium på gårdsnivå, næringsstoffeffektivitet og overskudd av nitrogen per kg levert næringsstoff i melk og kjøtt, energiforbruk registrert som energiintensitet (energiforbruket per energienhet i produkt) og utslipp av klimagasser på gårdsnivå per daa og per produktenhet (levert melk og kjøtt-tilvekst). Prosjektet omfattet imidlertid ikke alle miljøeffekter av melkeproduksjon, og hadde ikke som mål å gi et fullstendig bilde av miljøavtrykket av slik produksjon. Vi skulle gjerne hatt med indikatorer for biologisk mangfold og jordhelse, men det var ikke mulig innenfor prosjektets rammer. Økonomiske vurderinger er også tatt med i prosjektet og våre funn sier noe om økonomisk bærekraft. Studien analyserte imidlertid ikke sosial bærekraft eller dyrevelferd.

## 1.2 Nitrogen

Nitrogen tilført i landbruket kan bidra til å øke produksjonen, men har også potensiale til å være en kilde til forurensning av vann og til luft. Overskudd av nitrogen kan bidra til eutrofiering av elver, sjøer og hav, forsuring av hav og gi utslipp av klimagasser til luft.

Som i andre industrialiserte land preges norsk melkeproduksjon av store nitrogenoverskudd, dvs. at mengden nitrogen som tilføres gårder i form av kunstgjødsel, innkjøpt fôr, innkjøpte livdyr, biologisk N-fiksing og atmosfærisk nedfall er større enn det som selges i form av produkter ut fra gårdene.

Reduksjon av N-overskuddet fra disse gårdene er derfor en viktig strategi for å redusere forurensningen både til luft og vann.

I Miljømelk-prosjektet ble nitrogenbalansen på gårdene i prosjektet beregnet og faktorer som bidrar til denne balansen identifisert. Spørsmål som ble stilt i prosjektet, både for enkeltgårder og for de to driftsformene økologisk og konvensjonell, var:

- Hvor effektivt blir nitrogenet utnyttet på gårdene i prosjektet?
- Hvor stort er nitrogenoverskuddet?
- Hvor stammer nitrogenet fra som brukes i produksjonen?
- Hvor mye nitrogen finnes i produktene (levert melk og kjøtt-tilvekst)?

### 1.3 Fosfor og kalium

Verdens ressurser av lett tilgjengelig fosfor er begrensede. Det antas at de globale reservene er uttømt om 50-100 år, med en forventet forbrukstopp rundt 2030 (Cordell m.fl. 2009). Fosfor er et viktig næringsstoff for god plantevekst. Samtidig vil gjødsling med fosfor ut over plantenes behov på sikt bidra til eutrofiering og er skadelig for vassdraga våre (Corell 1998). I en bærekraftig landbruksproduksjon gjødsles det derfor ikke med mer fosfor enn det som trengs for å sikre en god plantevekst. For å opprettholde god plantevekst er det imidlertid viktig å tenke balanse da fosformangel kan føre til redusert avling på grunn av dårlig rotutvikling, redusert fotosyntese og biologisk nitrogenbinding, samt dårlig utnytting av nitrogen og andre næringsstoff.

Gjødsling med kalium ut over plantenes behov har ikke samme skadelige effekter på miljø, da det finnes mer lett tilgjengelig kalium i verden og kalium ikke fører til samme eutrofiering som det fosfor gjør. For sterk gjødsling med kalium kan imidlertid øke faren for graskrampe hos drøvtyggere og er dårlig bruk av tilgjengelige ressurser. På samme måte som for fosfor vil mangel på kalium redusere avling, biologisk nitrogenbinding og utnytting av andre næringsstoff. Unødig gjødsling med både fosfor og kalium er en økonomisk belastning for gårdsdrifta. Ut fra miljøhensyn, agronomiske og økonomiske hensyn er det derfor viktig å følge med på innholdet av fosfor og kalium i jorda og dagens gjødslingspraksis må vurderes ut fra jordprøvene og plantenes behov. Dersom det er mye fosfor og kalium i jorda tåles det at det gjødsles med mindre enn det plantene trenger, mens der det er lite kan det gjødsles med et overskudd uten at det går utover miljøet.

Viktige spørsmål i denne undersøkelsen var:

- Hvordan er fosfor- og kaliumbalansen ved de to driftsformene?
- Hvordan er denne balansen i forhold til innholdet av fosfor og kalium i jorda?
- Hvordan påvirker intensiteten i gårdsdrifta fosfor- og kaliumbalansen? Intensiteten er registrert som mengde innkjøpt nitrogen per daa.

### 1.4 Energi

Den grønne revolusjonen i landbruket bidro til en stor økning av matproduksjonen. Innsatsfaktorer som handlegjødsel, plantevernmidler og maskiner bidro til dette. Maskinene erstattet mye håndarbeid og bruk av husdyr som trekkraft. Areal som da ikke lenger var nødvendig til fôrproduksjon til hester og andre arbeidsdyr ble dermed frigjort til å produsere mat- eller fôrvekster til andre dyr, slik at mer mat kunne produseres. Men fremstilling av innsatsfaktorene og drift av

maskiner er avhengig av ekstern energi, og mye av energien som brukes er fossil energi. Også til fremstilling av byggematerialer og maskiner trengs det energi. Reservene av fossil energi er begrenset samtidig som bruk av fossil energi bidrar til utslipp av klimagasser og dermed til global oppvarming og annen miljøbelastning. Tilgangen på fornybar energi er foreløpig begrenset og også produksjon av denne har ulike miljøbelastninger. Det er også et ønske om at jordbruket skal være netto leverandør av energi. Energiforbruket på gården er derfor et sentralt miljøaspekt. Det er viktig å ta med den energien som er brukt til å produsere varer og tjenester som importeres til gården. Ut fra perspektivet om at ved spart energi kan tilgjengelig energi brukes til noe annet, er det riktig å ta med også elektrisk energi produsert av fornybar vannkraft.

I denne rapporten har vi beskrevet forbruket av energi som energiintensitet. Energiintensitet defineres som energiforbruket per energienhet i produkt (Koesling m.fl. 2017b), i vårt tilfelle næringsenergi i levert melk og kjøtt-tilvekst. Energiforbruk omfatter både direkte energiforbruk som diesel og elektrisitet og bundet energi. Bundet energi er energi som er brukt til å produsere materialer brukt i maskiner og bygninger og andre innsatsfaktorer. All bruk av fornybar og ikke-fornybar energi, unntatt håndarbeid og solenergi er tatt med i beregningene.

Viktige spørsmål var:

- Hvordan påvirker driftsform energiintensiteten?
- Hvor mye betyr energi brukt til å lage materialer til maskiner og bygninger for gårdens totale energiintensitet?
- Hvilke tiltak er det som best egner seg til å redusere energiintensiteten i de to driftsformene?

## 1.5 Klimagasser

Det er et hardt press på landbruket for å redusere utslippene av klimagasser. I 2019 ble det inngått en intensjonsavtale mellom jordbruket og regjeringen om reduserte klimagassutslipp og økt opptak av karbon i jordbruket for perioden 2021-2030 (Regjeringen 2019). Målet er å redusere klimagassutslipp relatert til jordbruket med 5 millioner tonn CO<sub>2</sub>-ekvivalenter til sammen i løpet av 10-årsperioden fra 2021 til 2031, som sum av både reduserte utslipp og økt binding av karbon. Modeller som estimerer utslipp av klimagasser er et ledd i å synliggjøre hvor store utslippene er, og hvor det kan være potensiale til å redusere utslippene.

### 1.5.1 Hvor kommer klimagassene fra?

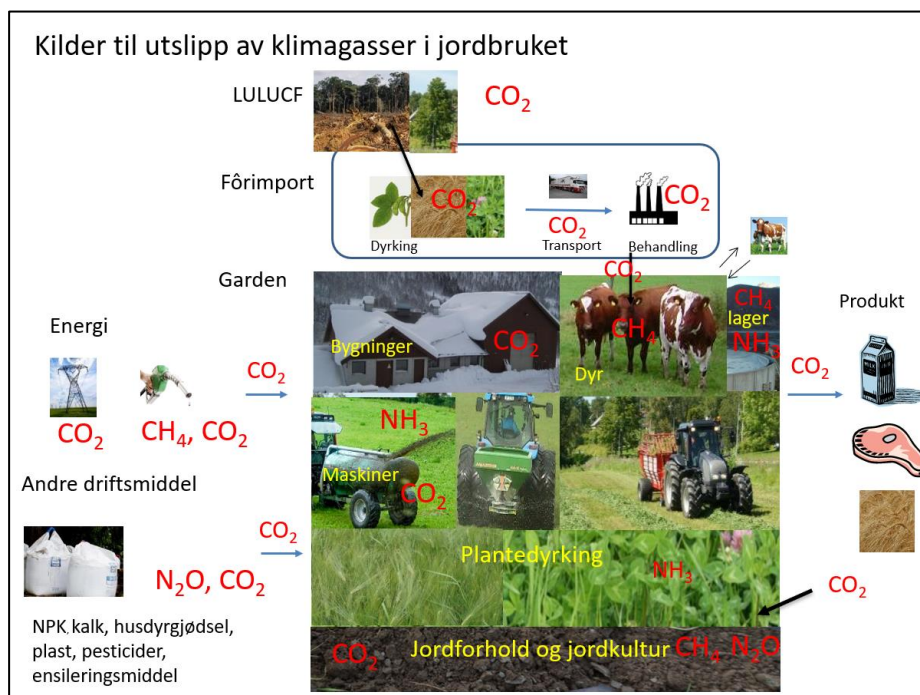
Flere gasser bidrar til global oppvarming. For landbruket er det hovedsakelig karbondioksid (CO<sub>2</sub>), metan (CH<sub>4</sub>) og lystgass (N<sub>2</sub>O). Fordi klimagassene er en del av den naturlige syklusen av karbon og nitrogen mellom jord, planter, dyr og atmosfæren, er det umulig å produsere mat uten å slippe ut klimagasser. Det er mange kilder til klimagasser på en gård og målet er å redusere disse utslippene. De totale utslippene av klimagasser fra landbruket er påvirket av mange faktorer og det er hverken mulig å måle eller å beregne alle kilder til klimagassutslipp.

Det skjer utslipp fra jord, planterester, dyr og husdyrgjødsel på selve gården, fra drivstoffbruk på gården og fra produksjon, behandling og transport av innsatsmidler som brukes på gården. Innkjøp av fôr og gjødsel er som regel de importerte innsatsmidlene som betyr mest for de estimerte

utslippene på gårdsnivå, men også produksjon av energi, maskiner og bygninger bidrar til klimagassutslipp.

Dersom en skal ha et mest mulig fullstendig klimagassregnskap må også omdisponering og oppdyrking av jord for å produsere importert fôr tas med. Et eksempel på dette er hogging av regnskog for oppdyrking av areal til produksjon av soya i Brasil, nydyrking av myr eller skogsområder. Jordbruket kan også bidra til redusert innhold av klimagasser i atmosfæren ved karbonlagring i jord og trær. Grasdyrking og beiting kan bidra til å lagre karbon, noe som reduserer innholdet av CO<sub>2</sub> i atmosfæren. I all jord innstiller det seg en likevekt over tid som en følge av dyrkingspraksis på den jorda slik at det frigjøres omtrent like mye karbon som det tas opp gjennom plantene eller tilført organisk materiale med variasjoner fra år til år på grunn av forandringer i temperatur og fuktighet. Det betyr at dersom det stort sett dyrkes eng på et område hvor det har vært dyrket eng lenge, antar en at det ikke lenger skjer netto innlagring av karbon i jorda. På grunn av denne antatte balansen har det ikke vært vanlig å ta med karbonlagring ved studier av klimagassutslipp på gårder som er dominert av eng.

Dominerende kilder til klimagassutslipp på gårdsnivå er vist i Figur 1.



Figur 1. De dominerende klimagassene fra jordbruket er karbondioksid (CO<sub>2</sub>), metan (CH<sub>4</sub>) og lystgass (N<sub>2</sub>O). De to sistnevnte har en mye sterkere klimaeffekt enn CO<sub>2</sub>. Selv om ammoniakk (NH<sub>3</sub>) ikke har en direkte klimaeffekt, tas den ofte med i beregningene da den er en kilde til produksjon av lystgass. CO<sub>2</sub> tas opp av voksende planter og bindes som forskjellige karbonforbindelser. Der dette fører til en netto tilførsel av karbon til jorda via rotesudat og planterester som lagres i jorda, bidrar det til å redusere innholdet av CO<sub>2</sub> i atmosfæren.

## 1.5.2 Beregning av klimagassutslipp

Utslipp av klimagasser fra jordbruket beregnes på nasjonalt nivå som en del av Kyotoavtalen etter retningslinjene til FN's klimapanel, IPCC. Fordi den nasjonale rapporteringen er et gjennomsnitt for alle gårder i Norge vil en del av variasjonen mellom gårder på grunn av ulike klima- og jordforhold jevnes ut. I de nasjonale beregningene tas det med utslipp som er direkte knyttet til produksjon av landbruksvarer i Norge. Klimagassutslipp fra produksjon av fôr som importeres fra andre land, og fra

produksjon av ulike innsatsfaktorer som gjødsel, kalk, diesel, bygningsdeler og maskiner, tilskrives ikke norsk jordbruk i de nasjonale beregningene. Arealbruksendringer og endringer i karboninnhold fra jordbruksarealer (bl.a. dyrket mark og beite) rapporteres i det nasjonale regnskapet sammen med skog og annen arealbruk (LULUCF-sektoren = Land Use, Land Use Change and Forestry). Her inngår karbonfrigjøring og karbonlagring i mineraljord, CO<sub>2</sub>-utslipp fra jordbruksdrift på myrjord, og utslipp på grunn av endret arealbruk.

I en gårdsmodell er det ønskelig å ta med alle disse utslippene da de samlet kan si noe om hvor mye klimagasser som slippes ut for å produsere melk og kjøtt og annet fra gården. Det lages estimat på hvor mye gasser som slippes ut basert på aktivitetsdata, beregningsfaktorer og utslippsfaktorer.

**Aktivitetsdata** er antall dyr, mengde nitrogen som er tilført jorda via mineralgjødsel, husdyrgjødsel og planterester eller andre enheter som betegner en aktivitet som gir utslipp (se for eks. IPCC 2006, 11.2.1.3). Aktivitetsdata blir beregnet basert på grunnlagsdata, ved hjelp av ulike beregningsfaktorer. Et eksempel på dette er mengde nitrogen i husdyrgjødsel som i denne studien ble beregnet ut fra mengde nitrogen i fôret til storfe og trukket fra nitrogen i produsert melk og hvor stor tilvekst dyra har hatt. Tilveksten gjør det mulig å estimere hvor mye kjøtt de har lagt på seg.

**Utslippsfaktorer** (emisjonsfaktor) er antatt utslipp per enhet aktivitet. På engelsk brukes ofte forkortelsen EF (Emission Factor) for dette. I IPCC (2006) er for eksempel utslippsfaktor for tilført nitrogen: 1 % lystgassnitrogen (N<sub>2</sub>O-N) per kg tilført nitrogen til jorda i form av mineralgjødsel, organisk gjødsel eller planterester, 2 % N<sub>2</sub>O-N av beregnet nitrogen i fastgjødsel og urin når dyra er på beite.

**Utslipp** beregnes av aktivitetsdata som multipliseres med utslippsfaktor. Det er usikkerhet både i aktivitetsdata, beregningsfaktorer, utslippsfaktorer og produsert fôr og mengde kjøtt. Det gjelder resultatene fra denne undersøkelsen og fra alle andre modeller som beskriver utslipp av klimagasser på nasjonalt eller gårdsnivå. Det er imidlertid det beste verktøyet vi har så langt.

I den norske modellen som brukes i Klimasmart landbruk er det også en beregningsmodell for karbonlagring og karbonutslipp basert på innhold av organisk materiale i jorda, jordas tekstur og klima (<https://klimasmartlandbruk.no/forside/>).

Som følge av pløying av enga frigjøres det lagret karbon. Selv om det ikke er med i beregningene vi har gjort her, har derfor den karbonlagringa som skjer i enga stor betydning. Det er gjort undersøkelser som viser at beiting i utmark kan bidra til økt karbonlagring der (Sørensen m.fl. 2018), men dette er ikke med i beregningene i vår studie, da vi ikke har nok kunnskap til å kvantifisere dette. Av samme grunn er de fleste agronomiske tiltakene for å redusere utslipp av klimagasser som er foreslått av Hansen m.fl. (2018) heller ikke med i beregningene gjort her, og heller ikke i andre modeller som brukes til å estimere klimagassutslipp. Å anta at mengden karbon som lagres i jord er konstant når det ikke skjer forandringer i vekstskifte og produksjonsmåte er i samsvar med IPCC (2006).

I jorda skjer det både opptak og utslipp av metan. I våt jord med høyt innhold av organisk materiale dannes det metan, mens det i tørrere jord er et netto opptak av metan. Metanutslipp fra eller metanopptak i jord er sjelden tatt med i modeller eller i utslippsregnskap, heller ikke i denne rapporten.



I kapittel 2.3.4, vedlegg 3 og Schueler m.fl. 2018 er det beskrevet hvordan beregningene av klimagassutslipp er gjort i denne undersøkelsen.

### 1.5.3 Beregning av globalt oppvarmingspotensiale

Oppvarmingspotensialet av ulike gasser oppgis i kg CO<sub>2</sub>-ekvivalenter per kilogram av en gass og brukes for å sammenligne effekten av forskjellige klimagasser i forhold til oppvarmingspotensialet av et kilogram CO<sub>2</sub>. Felles for ulike vektingsmetoder er at et kilogram CO<sub>2</sub> får referanseverdien «1». Størrelsen av CO<sub>2</sub>-ekvivalenten for de andre gassene viser hvor mye ett kilogram av gassen bidrar med i forhold til ett kilogram CO<sub>2</sub>. Ved at mengden av de forskjellige gassene som bidrar til global oppvarming vektet med gassens egen CO<sub>2</sub>-ekvivalent, kan betydningen av alle gasser oppsummeres med enhet, nemlig til kg CO<sub>2</sub>-ekvivalenter. Jo større verdien er, desto høyere er bidraget til global oppvarming.

#### **GWP (Global Warming Potential)**

Hittil har det vært mest vanlig å regne gassene om til CO<sub>2</sub>-ekvivalenter i forhold til GWP<sub>100</sub>, som står for Global Warming Potential i en 100-års periode. Som referanse benyttes energimengden som et kilogram CO<sub>2</sub> tar opp i atmosfæren fra den infrarøde stråling som kommer fra sola. For et kg CO<sub>2</sub> bruker man altså en CO<sub>2</sub>-ekvivalent på 1. CO<sub>2</sub>-ekvivalenter for andre gasser gjenspeiler deres opptak av energi. Verdien for GWP<sub>100</sub> basert på IPCC (2006) avviker noe fra GWP<sub>100</sub> basert på nyere forskning publisert i IPCC (2013) og IPCC (2021).

De siste årene har det kommet ny kunnskap om hvor mye de ulike klimagassene bidrar med. I tillegg har det kommet nye beregningsmetoder. Metodene betegnes som GWP, GTP og GWP\*. Verdiene som brukes for GWP og GTP kommer fra den siste IPCC-rapporten, som ikke anbefaler én av metodene framfor den andre. Rapporten er imidlertid tydelig på at det er en svakhet med GWP at metoden vil vise økt oppvarming selv om utslippet av metan reduseres. Dette er klart i strid med det forskerne forventer.

#### **GTP (Global Temperature-change Potential)**

GTP brukes for å beskrive hvor mye ett kilogram av en gass faktisk bidrar til oppvarming av jordkloden over en bestemt tidsperiode sammenlignet med ett kilogram CO<sub>2</sub>. Basert på langvarige observasjoner av oppvarming av jordoverflaten på ulike kontinenter og i havområdene og beregninger med klimamodeller, er det tatt hensyn til den faktiske oppvarmingseffekten av den aktuelle gassen. Dette skiller seg fra GWP som refererer til energioptak i atmosfæren. GTP<sub>100</sub> viser betydningen for en hundreårsperiode. CO<sub>2</sub> brukes igjen som referansegass med en ekvivalent på 1, og med GTP<sub>100</sub> vektet metan (CH<sub>4</sub>; ikke fossil) med 4 og lystgass (N<sub>2</sub>O) med 234 (IPCC 2013).

#### **GWP\* (Global Warming Potential star)**

Metoden GWP\* ble utviklet for å beregne globalt oppvarmingspotensial der en tar høyde for effekten av klimagasser som har kortere levetid enn CO<sub>2</sub>, slik som metangass (Lynch m.fl. 2020). For de langlevde klimagassene er verdiene for GWP\* og GWP<sub>100</sub> like. Metan har en gjennomsnittlig levetid i atmosfæren på bare 12 år og oppvarmingspotensialet slik det beregnes med GWP\* er sterkt avhengig av om utslipp av metan økes, holdes konstant eller reduseres i tidsrommet som betraktes. Ved konstant utslipp vektet metan med 7 for en hundreårsperiode. Med økende utslipp økes verdien

avhengig av hvor stor økningen er og hvor lenge økningen pågår. Ved reduksjon av metanutslipp blir verdien mindre og den kan bli negativ ved stor reduksjon. Disse verdiene gjelder for perioden med reduksjon eller økning. Forskerne bak GWP\*-metoden anbefaler 20 år som minste periode for beregningene (Aamaas & Berntsen 2021). Hvis utslipp av 1 kg metan fra norsk landbruk fram mot 2030 reduseres med 0,33 % vil GWP\*<sub>100</sub>-verdien for metanutslippet for denne 8-års-perioden være omtrent 0 kg CO<sub>2</sub>-ekvivalenter mens verdien med GWP<sub>100</sub> for samme periode ville være 221 kg CO<sub>2</sub>-ekvivalenter. GWP\* viser store gevinster av å redusere utslipp av metan, noe som er i samsvar med det klima-observasjonene og modellene viser (IPCC 2021).

Tabell 1. Antatt oppvarmingseffekt i CO<sub>2</sub>-ekvivalenter for de viktigste klimagassene i landbruket avhengig av publikasjon og beregningsmetode.

	Karbondioksid CO <sub>2</sub>	Ikke fossilt metan CH <sub>4</sub>	Lystgass N <sub>2</sub> O
GWP <sub>100</sub> (IPCC 2006)	1	25	298
GWP <sub>100</sub> (IPCC 2013)	1	28	265
GTP <sub>100</sub> (IPCC 2013, AR6)	1	4	234
GWP*(Lynch m.fl. 2020)	Verdi for metan x 0,25 <sup>1</sup>		

<sup>1</sup>(gjelder bare under forutsetning av uforandret utslipp av CH<sub>4</sub> i det aktuelle tidsrommet. Verdien for metan baserer seg på GWP<sub>100</sub>. Vi har beregnet verdien for GWP<sub>100</sub> basert på IPCC (2006) i denne rapporten når ikke annet er nevnt.

#### 1.5.4 Klimagassutslipp i denne studien

Formålet med beregningene av klimagassutslipp gjort i denne rapporten var å få et bilde på variasjonen i estimerte utslipp av klimagasser gjort med tilgjengelig beregningsverktøy på melkegårder med økologisk og konvensjonell produksjonsform. Binding og utslipp av karbon og metan i jord er ikke med i disse beregningene og heller ikke utslipp fra myrjord.

Viktige spørsmål var:

- Hva er de viktigste kildene for klimagassutslipp på disse melkeproduksjonsgårdene?
- Er det forskjell i type og mengde klimagassutslipp fra gårder som driver økologisk og konvensjonelt?
- Hva betyr gårdens intensitetsnivå for estimerte klimagassutslipp?
- Hvor store er våre beregnede utslipp sammenlignet med andre undersøkelser?
- Hva betyr måten vi beregner det globale oppvarmingspotensialet (GWP; GTP; GWP\*) for estimert oppvarmingseffekt?
- Vil det påvirke forholdene mellom driftsformene med hensyn til det globale oppvarmingspotensialet om vi velger GWP<sub>100</sub>, GTP<sub>100</sub> eller GWP\*?

## 2 Definisjoner, gårder og beregning av miljøindikatorer

### 2.1 Definisjoner

Som det går fram av figur 2 er det benyttet ulike beskrivelser av hva en gård omfatter i beregningene. Det ble brukt to ulike systemnivå i utregningene, «melkeproduksjonsgården» og «melkeproduksjonssystemet». På flere av gårdene i prosjektet var det også andre husdyr enn storfe, med sau og hester som det mest vanlige. I dette prosjektet har vi bare tatt med det som omfatter storfe og har kalkulert fôr- og arealbehov mm. for andre dyreslag og trukket det fra i våre beregninger for hva som skjer på melkeproduksjonsgården.

#### Begrep:

**Økologisk driftsform** - Med økologisk mener vi gårder som har sertifisert økologisk produksjon.

**Konvensjonell driftsform** - Gårder som ikke er sertifisert økologisk. Det var større variasjon i driftsmåten på disse gårdene enn de som var sertifisert økologisk. Vi bruker likevel betegnelsen konvensjonell da den er vanlig brukt om gårder som ikke er sertifisert økologisk.

**Energiintensitet** - Energiforbruket per energienhet i produkt (melk og kjøtt-tilvekst).

**Bundet energi** - Energi som er brukt til å produsere materiale brukt i maskiner, bygninger og driftsmidler som kjøpes inn til gården.

**Import** - Som «import» til gården betegner vi alt som kjøpes inn eller importeres for å bidra til produksjonen på gården. Husdyrgjødsel fra nabo og beiting i utmark er en del av denne importen.

**Gårdsareal** - Det arealet bonden eller samdriften disponerer, både eid, leid eller forpaktet areal. Inkluderer fulldyrka- og overflatedyrka areal, innmarksbeite, men ikke utmarksbeite.

**Melkeproduksjonsgård (MG)** - Den delen av gården som er knyttet til storfe. Der det bare er melkekyr og andre storfe på gården og ikke andre husdyr vil det være det samme som hele gården. Arealet inngår som en del av melkeproduksjonsgården uavhengig om det er eid eller leid.

**Skyggeareal (SA)** - Arealet som brukes på andre gårder i Norge og i utlandet til å produsere fôr som importeres til storfe på gården. Det kan være areal til å dyrke både grovfôr og ingredienser til kraftfôr. I tillegg innebærer det areal som er nødvendig for å fôre opp dyr som kjøpes.

**Utmark** - Utmark som brukes til beiting. I beregningene inngår fôr som er beitet i utmarka utenfor gårdens definerte areal som import til gården.

**Melkeproduksjonssystem (MS)** - Inkluderer areal, innsatsfaktorer og klimagassutslipp knyttet til MG og SA. Innkjøpt fôr er særlig kraftfôr, men kan også være grovfôr. Det inkluderes også fôr hentet fra utmark og klimagassutslipp knyttet til beite i utmark. Også miljøkostnader ved produksjon av andre innsatsfaktorer enn fôr (f.eks. handelsgjødsel, diesel, elektrisitet, maskiner og bygninger) er tatt med. Hvilke faktorer som ble inkludert var avhengig av miljøindikatoren. Beregningene er uavhengige av om miljøkostnadene utenfor gården skjer i Norge eller andre land. Hva som ikke er tatt med er beskrevet der vi gjør rede for beregningene av hver miljøindikator.

**Melkeytelse** - Mengde melk produsert ifølge Kukontrollen.

**Levert melk** - Mengde melk som er levert meieriet + eget forbruk til husholdningen på gården.

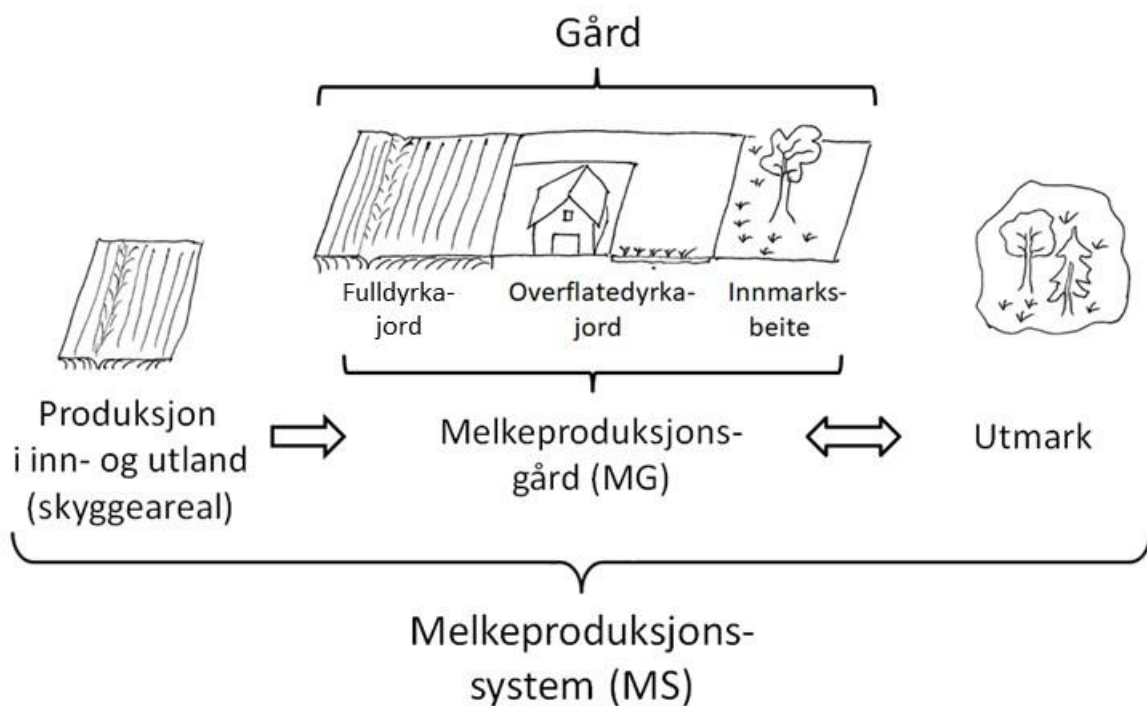
**EKM = energikorrigert melk** – Brukes for å kunne sammenligne melk med ulikt innhold av fett og protein og er mengde rå melk som er multiplisert med energiinnholdet og dividert med en korrigeringsfaktor. Korrigeringsfaktoren vi brukte var 3,17 MJ per kg EKM. Dette tilsvarer 3,3 % protein og 4,0 % fett (IDF 2010). Energiinnholdet i rå melk (KJ/kg rå melk) ble beregnet av TINE etter Sjaunja m.fl. (1991).

**ecoinvent®** - Ansett som verdens største database for livsløpsvurdering med informasjon over prosesser fra hele verden (Wernet m.fl. 2016). Prosessene er beskrevet slik at det er transparent hva som er lagt til grunn, hvilke avgrensinger som ble gjort og hvilke antakelser som muligens ble gjort. Dette gjør det mulig å kunne tilpasse prosessene ved andre forutsetninger.

**Gårdsareal (GA)** – Når vi i denne rapporten snakker om gårdsareal bruker vi et vektet dyrket areal på melkeproduksjonsgården for å ta høyde for forskjellen i avlingspotensialet for fulldyrka jord sammenlignet med overflatedyrka jord og innmarksbeite. Arealet inngår uavhengig om det er eid eller leid. Areal fra utmark ble ikke inkludert i beregningen.

Følgende beregning ble brukt:

$$\text{daa GA} = 1,0 \times \text{daa fulldyrket jord} + 0,6 \times \text{daa overflatedyrka jord} + 0,3 \times \text{daa innmarksbeite}$$

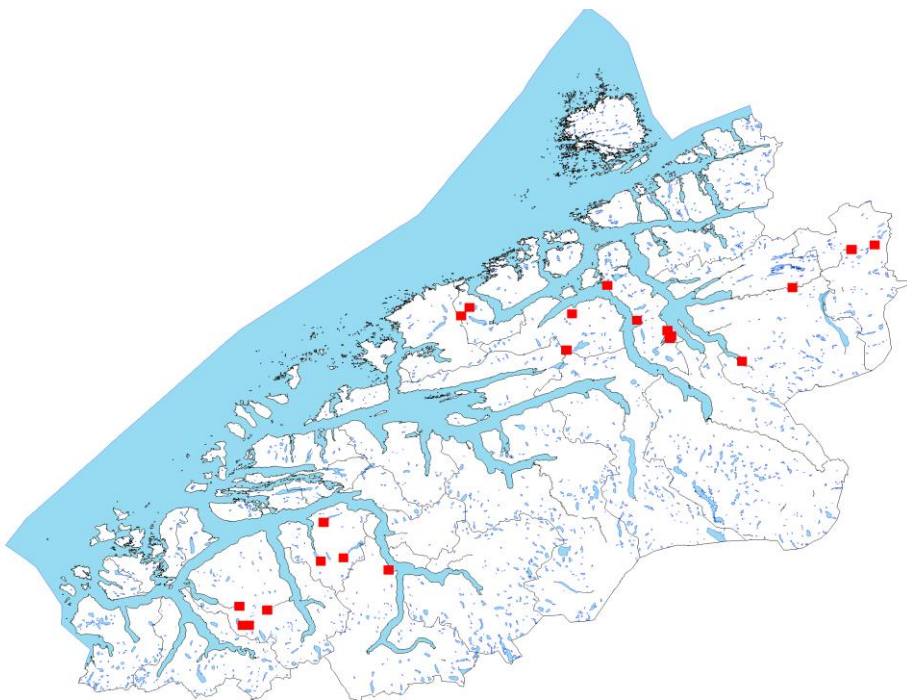


Figur 2. Inndeling av arealer i ulike typer jevnfør definisjonene ovenfor.

## 2.2 Gårdene

Prosjektet bygger på opplysninger fra et utvalg av 20 melkebruk i Møre og Romsdal fylke, ti fra hver av driftsformene økologisk og konvensjonelt. Møre og Romsdal ble valgt fordi melkeproduksjonsbrukene her på mange måter er representative for områder med mye melkeproduksjon i Norge, både når det gjelder bruksstørrelse og klima. Økonomisk støtte til prosjektet fra Møre og Romsdal fylkeskommune betydde også mye for dette valget. Alle gårdene i prosjektet hadde melkeproduksjon som sin viktigste produksjon.

Det var 13 økologiske melkeproduksjonsgårder i Møre og Romsdal da prosjektet startet. De ti økologiske gårdene i prosjektet kan derfor karakteriseres som representative for produksjonsformen i fylket. De som drev konvensjonelt ble valgt ut som par til gårdene som drev økologisk slik at de var mest mulig like i bruksstruktur, klima og jordtype og samtidig hadde god dokumentasjon på hva som var gjort på gården. Vi fikk hjelp av Landbruk Nordvest og TINE til å plukke ut de aktuelle gårdene. Data ble samlet inn for kalenderårene 2010-12. Vi var ute på gårdene og intervjuet gårdbrukerne i flere omganger. I tillegg fikk vi bruke data fra Kukontrollen, fra driftsregnskapene, fra søknad om produksjonstilskudd og fra Landbruk Nordvest. Driftsregnskap ble oppgjort etter samme prinsipp som i NILFs driftsgranskinger.



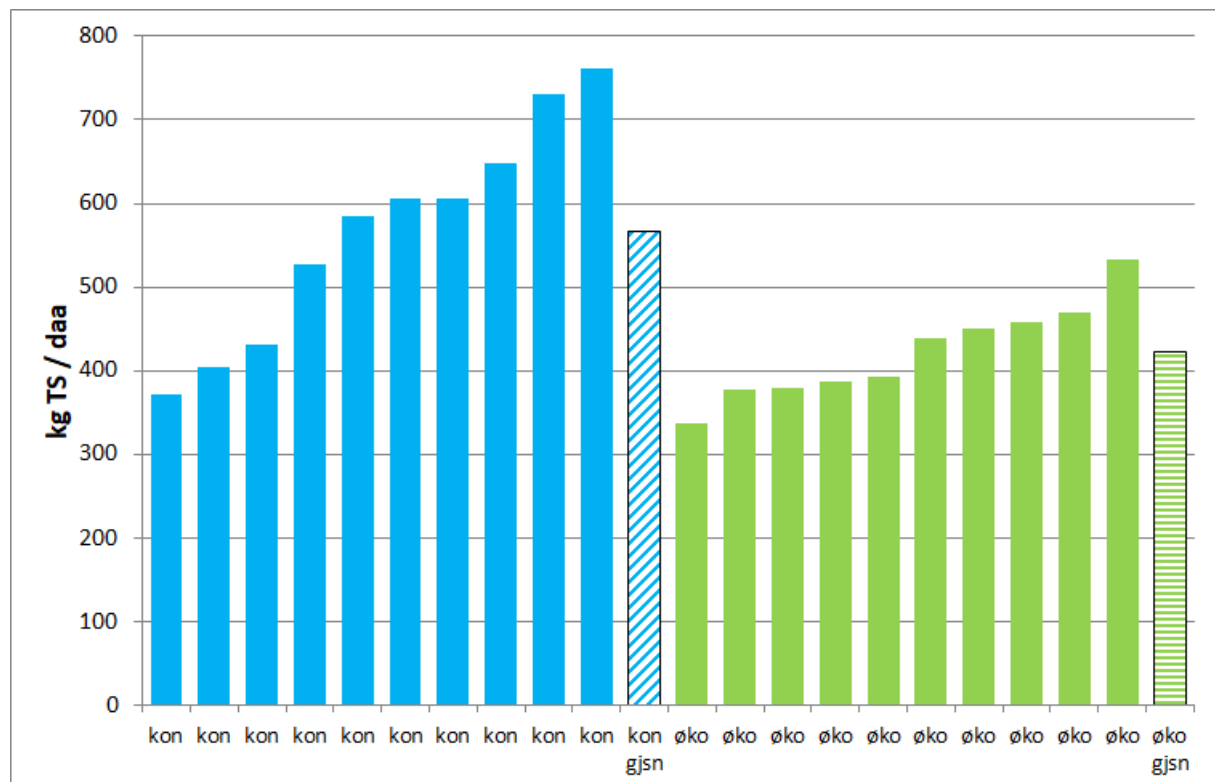
Figur 3. Kart over Møre og Romsdal fylke og geografisk plassering av de ti økologiske og de ti konvensjonelle gårdene som var med i Miljømelk-prosjektet.

Mesteparten av grovfôrbehovet til dyra på gårdene ble dekket opp av egenprodusert fôr, bortsett fra mindre mengder i år med dårlig vekst på grunn av klimaet. Ved gjenlegg av eng kan korn bli brukt som dekkvekst, men da høstes som regel avlingen til silofôr. Beiteperioden på gårdene er sjelden

mer enn tre måneder for melkekyrne og fire måneder for andre storfe. Resten av året fôres de hovedsakelig med konserverv grovfôr og kraftfôr. Gårdene importerte det meste av kraftfôret som ble brukt.

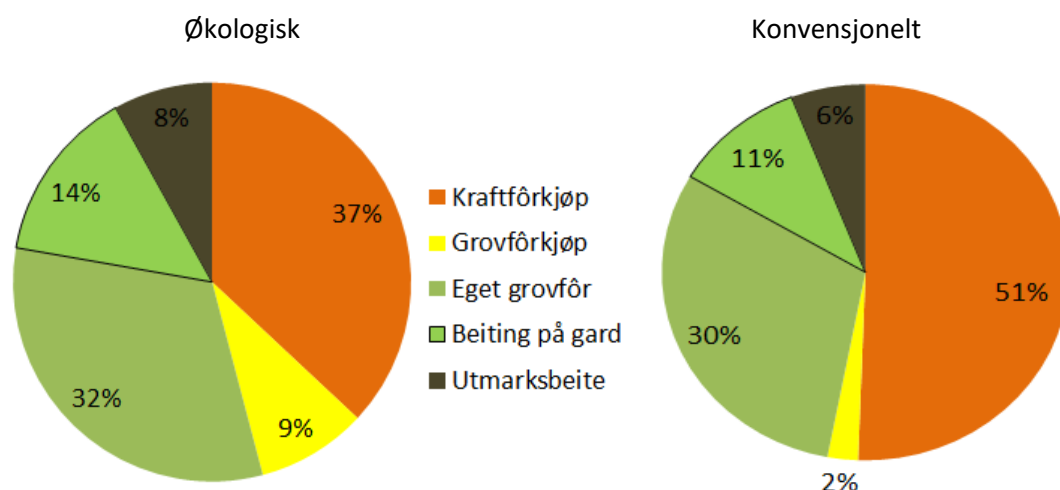
Det var stor variasjon mellom gårdene i prosjektet, både mht. areal, antall melkekyr og melkeytelse. Arealet varierte mellom 140 og 1 400 dekar og gårdene hadde mellom 15 og 66 kyr på gårdene som drev økologisk og 14 og 68 kyr på gårdene som drev konvensjonelt. Melkeytelsen per ku og år varierte fra 3,2 til 8,3 tonn for gårder som drev økologisk og fra 7,1 til 9,4 tonn for de som drev konvensjonelt.

Dyrka mark på gårdene omfatter både fulldyrka og overflatedyrka areal. I tillegg bruker noen av gårdene utmarka til beite. Imidlertid var det bare noen få av gårdene som hadde overflatedyrka areal, og dette utgjorde mindre enn 1 % av det totale arealet. Andel av fôret som kom fra utmarksbeite (basert på energiopptak) var i gjennomsnitt 8 % på gårdene som drev økologisk og 6 % på de som drev konvensjonelt.



Figur 4. Gjennomsnittlig årlig grovfôravling i kg tørrstoff per daa gårdsareal (kg TS/daa) for årene 2010 til 2012 på gårder som enten driver økologisk (øko) eller konvensjonelt (kon). Gjsn. viser til gjennomsnittsavling for hver av de to driftsformene.





Figur 5. Fordeling av ulike fôrkilder på gårder som drev økologisk (til venstre) eller konvensjonelt (til høyre) i prosent av energien (FEm) i total fôrmengde.

Tabell 2. Gjennomsnittlig antall årskyr, melkeytelse i kg energikorrigert melk (EKM) per årsku (kg melk/årsku), melkevotep (kg) og gårdsareal (antall daa) for alle de 20 gårdene i prosjektet og for gårder som driver økologisk og konvensjonelt.

Gjennomsnitt	Antall årskyr	kg melk/årsku	Melkevotep i kg	Antall daa
Alle 20	29,4	7 100	206 400	338
Økologisk	29,4	6 000	198 000	365
Konvensjonelt	29,5	8 300	215 000	311

## 2.3 Beregning av miljøindikatorer

Miljøindikatorerne ble beregnet per daa gårdsareal (GA), per kg levert energikorrigert melk (EKM), per kg netto tilvekst for storfe på gården, per MJ fordøyelig energi og kg fordøyelig protein i levert melk og kjøtt-tilvekst. Levert melk er omfatter solgt melk + privat forbruk. I vedlegg 2 er det beskrevet hvordan mengde energi i melk og kjøtt og brukt energi til produksjonen er beregnet. På grunn av usikre og til dels manglende data på avlingsnivå og andre faktorer var det ikke mulig å beregne de ulike miljøindikatorerne eksakt. Dette var vanskeligst for beregninger av klimagassutslipp der det er gjort svært få norske registreringer og det er mange faktorer som påvirker utslippene. Beregningene har likevel et nøyaktighetsnivå tilsvarende lignende norske og internasjonale studier på gårdsnivå da problemet med manglende datagrunnlag er felles. Resultatene for nitrogen, fosfor og kalium er mest sikre. Vær og klima kan ha stor betydning for plantevekst, omdanningen av næringsstoff og utslipp av klimagasser og tap til luft og vann. Bruk av gjennomsnittet for tre års registreringer på hver gård reduserte effekten av de årlige variasjonene. Signifikansnivå baserer seg enten på statistiske beregninger gjengitt i de publiserte artiklene fra prosjektet (Koesling m.fl. 2015, Koesling m.fl. 2017a, Koesling m.fl. 2017b, Schueler m.fl. 2018, Flaten m.fl. 2019a) eller med t-test og regresjoner gjort i Minitab (Minitab® 20.4 © 2021 Minitab, LLC).

### 2.3.1 Nitrogen

Nitrogentilførsel, nitrogenbalanse og nitrogeneffektivitet ble beregnet som beskrevet nedenfor. Flere detaljer er gitt i vedlegg 1. En fullstendig beskrivelse av forutsetninger, grunnlagsdata og utregningsmetoder for beregningene av nitrogenoverskudd og nitrogeneffektivitet for gårdene i prosjektet finnes i Koesling m.fl. (2017a).

**Nitrogen tilført** er nitrogen som er tilført gården gjennom innkjøp eller import av kraftfôr, handelsgjødsel, husdyrgjødsel, grovfôr, strø, biologisk nitrogenbinding og atmosfærisk nedfall. For grovfôr, husdyrgjødsel og livdyr ble nettoverdier brukt, slik at nitrogen i eksportert gjødsel og fôr ble trukket fra det som ble importert. **Biologisk nitrogen** er mengden nitrogen belgvekstene binder ved hjelp av nitrogenfikserende Rhizobium-bakterier i knoller på røttene. Dette ble estimert ut fra bondens anslag på kløver i enga og beregnet engavling. Flere detaljer om hvordan engavling og mengde nitrogen som ble bundet med belgvekstene ble beregnet, finner du i vedlegg 1.

**Nitrogenoverskudd** på melkeproduksjonsgården (MG) ble beregnet som nitrogen tilført minus nitrogen eksportert fra gården (nitrogenbalanse). Nitrogen eksportert fra gården var nitrogen i melk, kjøtt, livdyr og storfegjødsel som ble levert ut av gården. Nitrogen i kjøpte livdyr ble trukket fra nitrogen i solgte livdyr slik at det også her ble brukt netto-verdier. Nitrogenoverskudd på gårdsnivå ble beregnet per dekar, og per kg nitrogen i solgt melk og kjøtt. Fordi ulike typer areal gjødsles ulikt og gir ulik avling ble arealet regnet om til et vektet gårdsareal. Melkemengde ble standardisert til energikorrigert melk, basert på fett- og proteininnholdet i melka fra hver gård.

**N-overskudd for hele melkeproduksjonssystemet** (MS) (utslippspotensial for nitrogen) ble beregnet som kg nitrogenoverskudd per kg nitrogen solgt i melk og kjøtt. For melkeproduksjonssystemet ble også nitrogenoverskuddet for arealet utenfor selve gården beregnet og lagt til nitrogenoverskuddet for melkeproduksjonsgården slik at nitrogengjødsel brukt til å dyrke fôr som importeres og nitrogen i fôr til innkjøpte livdyr også er tatt med.

**Nitrogeneffektivitet** er forholdet mellom nitrogen i produkt og mengden nitrogen satt inn i produksjonen, dvs. mengde nitrogen i levert melk og kjøtt-tilvekst i forhold til tilført nitrogen. Mer om hvordan beregningene er gjort finnes vedlegg 1 og mer detaljert i Koesling m.fl. (2017a).

### 2.3.2 Fosfor og kalium

Næringsstoffbalanse for fosfor (P) og kalium (K) ble beregnet på gårdsnivå (MG) på samme måte som for nitrogen, men beregningene ble her enklere da vi ikke trengte å ta hensyn til biologisk nitrogenbinding. Det ble ikke gjort beregninger for fosfor og kalium i hele melkeproduksjonssystemet (MS). Fosfor og kaliumoverskudd ble vurdert ut fra jordanalyseverdier.

### 2.3.3 Energi

Energibruk ble beregnet som energiforbruket per energienhet i produkt (melk og kjøtt-tilvekst) og definert som **energiintensitet**. Det ble gjort omfattende beregninger og registreringer for å finne ut forbruket av både fossil og elektrisk energi som var nødvendig for å produsere alt det som ble kjøpt inn til gårdene og på gårdene i prosjektet. Energien som brukes på gårdene i form av drivstoff og strøm er forholdsvis enkelt å registrere. Energi brukt til produksjon av blant annet plast, kraftfôr, gjødsel, maskiner og bygninger ble også tatt med for å få et mer fullstendig bilde av det totale

energiforbruket. Et eksempel på det er beregningen av energibruk for diesel. Her er også energien som er nødvendig for å drifte en oljeplattform, frakte råoljen til raffineriet, utvinne diesel av råolje og å transportere diesel ut til gården tatt med ved å bruke data fra databasen ecoinvent<sup>®</sup>. Energi som er nødvendig for å produsere eller tilvirke produkter kalles for bundet energi (embodied energy). Hvor mye energi som var nødvendig for å tilvirke de ulike materialene til driftsbygningene ble estimert, basert på målinger og beregninger for driftsbygningene på gårdene i prosjektet. Beregnet energimengde i driftsbygningene ble så delt på antall bås plasser og en forventet levealder for bygningen på 50 år. Dersom hele bygget eller deler av det var eldre enn 50 år, ble estimert energibruk på denne delen delt på byggets faktiske alder for å beregne verdien per år. Mer om hvordan beregningene er gjort finnes i vedlegg 2 og mer detaljert i Koesling m.fl. (2015) og Koesling m.fl. (2017b).

## 2.3.4 Klimaregnskap

### 2.3.4.1 Utslipp av klimagasser

Basert på fôrbehov har vi gjort en allokering (fordeling) av klimagassutslipp mellom melk og kjøtt. Melk er energikorrigert melk (EKM) melk levert meieri eller tatt ut som privat forbruk i løpet av et år, mens kjøtt er beregnet årlig tilvekst av kjøtt i besetningen. Fordelingen av klimapåvirkninger mellom produksjon av melk og kjøtt ble gjort på grunnlag av energibehovet. Energi som trengs til produksjon av melk omfatter energi til produksjon av melk, vedlikehold av melkekyr, og energi som trengs til tilvekst på kviger som skal bli melkekyr. Energi som trengs til tilvekst til dyr som ikke inngår i melkeproduksjonen belastes kjøttproduksjon, dette innebærer dyr som selges som livdyr, til slakt eller til å øke besetningen.

Utslipp av klimagasser er beregnet som aktivitetsdata multiplisert med utslippsfaktor. Beregningene er gjort med FARMnor, en norsk modell som er utviklet basert på den tyske FARM-modellen (Schueler m.fl. 2018). Våre utslippsfaktorer er basert på IPCC (2006).

Vi har regnet med følgende kilder for klimagassutslipp:

### På gården

**Storfe:** Metan (CH<sub>4</sub>) fra fordøyelsen: Dette er bare metan som stammer direkte fra fordøyelsen til storfe.

Storfe gjødsel: Direkte utslipp av CH<sub>4</sub> og N<sub>2</sub>O og N<sub>2</sub>O dannet fra fordampet NH<sub>3</sub> fra fjøs, lagring av husdyrgjødsel og beite.

**Grovfôrdyrking:** Direkte og indirekte utslipp av N<sub>2</sub>O fra jorda på grunn planterester som blir igjen på marka ved høsting og tilførsel av husdyrgjødsel fra gården, handelsgjødsel og annen innkjøpt eller importert husdyrgjødsel, CO<sub>2</sub>-utslipp fra jorda etter kalking, og utslipp av CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> og N<sub>2</sub>O fra drivstoffbruk på gården.

## Utenfor gården

**Kviger:** Klimagassutslipp i forbindelse med oppal av kviger som kjøpes inn til gården.

**Grovfôr:** Utslipp fra dyrking og bearbeiding av importert grovfôr.

**Fôrimport:** Utslipp fra dyrking, bearbeiding og transport av importert kraftfôr.

**Infrastruktur:** Utslipp fra produksjon av maskiner og materiale som er brukt i bygninger.

**Andre importerte driftsmidler:** Utslipp fra produksjon av kunstgjødsel og kalk, diesel, elektrisitet, plastikk og pesticider og melkeerstatning til kalv og utslipp i forbindelse med transport til gården av disse.

Alle klimagassutslipp utenfor gården er beregnet som CO<sub>2</sub>-ekvivalenter da vi ikke hadde fordelingen mellom de ulike klimagassene da disse beregningene ble gjort. CO<sub>2</sub>-ekvivalenter er oppgitt i kg CO<sub>2</sub>-ekvivalenter per kilogram av en gass og brukes for å sammenligne effekten av forskjellige klimagasser i forhold til effekten av et kilogram CO<sub>2</sub>.

På grunn av stor usikkerhet i estimatene av CO<sub>2</sub>-utslipp og karbonlagring i jord, CH<sub>4</sub>-utslipp fra og CH<sub>4</sub>-oksidasjon i jord, utslipp av CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O og CH<sub>4</sub> fra dyrking av myrjord, er ikke dette med i beregningene som er gjort.

Vekting av klimagasser for beregning av global oppvarming: Ut fra beregnede CO<sub>2</sub>-ekvivalenter oppgitt som GWP<sub>100</sub> basert på IPCC (2006) har vi beregnet globalt oppvarmingspotensiale som GWP<sub>100</sub>, GTP<sub>100</sub> og GWP\* basert på verdiene i tabell 1.

I vedlegg 3 og Schueler m.fl. (2018) er beregningene av klimagassutslipp nærmere beskrevet.

### 2.3.5 Økonomi

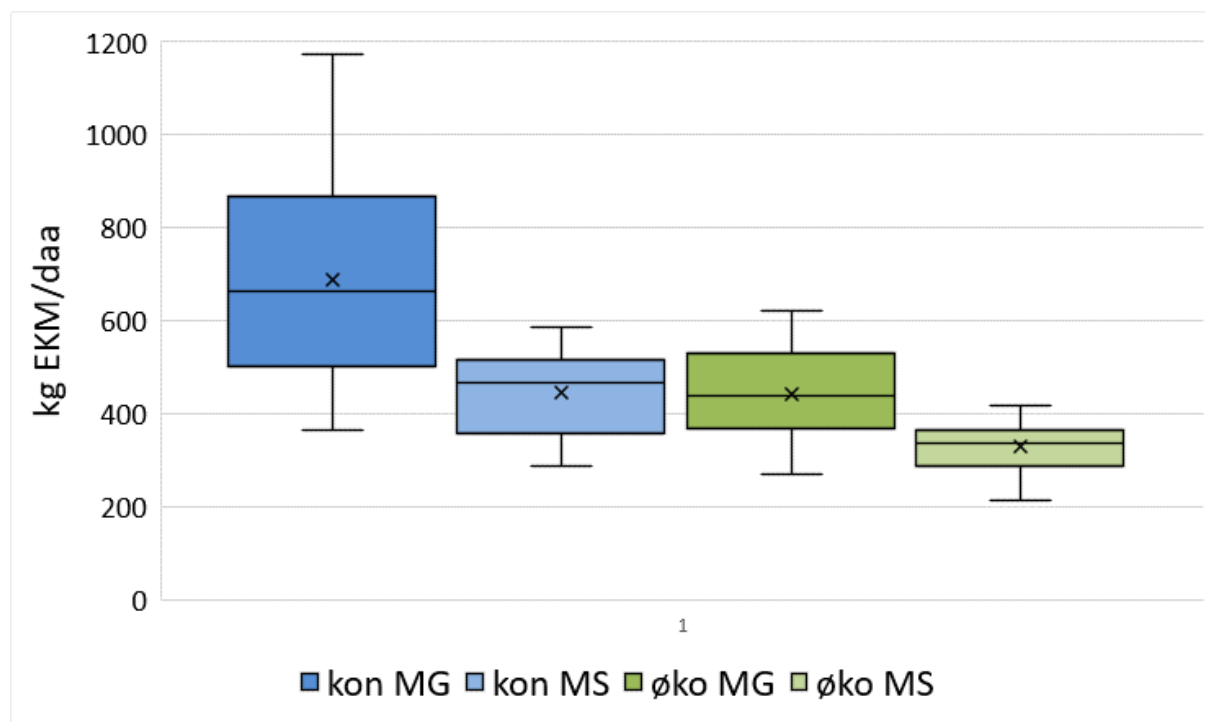
I denne delen av prosjektet ble sammenhengen mellom miljøpåvirkning og lønnsomhet på gårdene i prosjektet vurdert. Data for tre regnskapsår (2010 – 2012) fra 8 av de økologiske og alle de 10 konvensjonelle gårdene ble analysert. Det ble brukt gjennomsnittstall for de tre årene fra hver av gårdene for å redusere effektene av faktorer som kan variere mye fra år til år som f.eks. avlingsvariasjon på grunn av værforhold. Som grunnlag for beregningene ble det registrert og estimert en rekke miljø- og produksjonsdata, samt økonomiske data fra gårdene. I vedlegg 4 og Flaten m.fl. (2019a) er beregningene av økonomi nærmere beskrevet.

## 3 Resultat og diskusjon

### 3.1 Arealbruk

De økologiske gårdene hadde en noe lavere dyretetthet per arealenhet og lavere melkeytelse per ku enn de konvensjonelle gårdene. Dette førte til at melkeproduksjonen per daa gårdsareal på gårder som ble drevet økologisk var 62 % av produksjonen per arealenhet på de konvensjonelle gårdene.

De konvensjonelle gårdene brukte imidlertid et større areal utenfor selve gården til produksjon av fôr, sammenlignet med de økologiske gårdene, i gjennomsnitt for hver gruppe var dette henholdsvis 48 og 40 % av gårdens eget areal. Ved å ta hensyn til dette, ble forskjellen mellom melkeproduksjon per daa på de økologiske og konvensjonelle melkeproduksjonssystemene redusert. Melkeytelsen ved økologisk drift var 74 % av melkemengden ved konvensjonell drift når vi beregnet dette per daa for hele melkeproduksjonssystemet. Dette viser at arealet for hele driftssystemet må tas med når arealproduktivitet for økologisk og konvensjonell drift skal sammenlignes. Utregningene viste at arealet som trengs for å produsere en kg melk på konvensjonelle gårder ble nesten fordoblet (til 2,5 m<sup>2</sup>) når alt areal som trengs for fôrproduksjonen blir tatt med, sammenlignet med bare gårdens egen fôrproduksjon. For de økologiske gårdene i prosjektet var det en tilsvarende økning i arealbehovet (+ 62 %, til 3,4 m<sup>2</sup>) når hele driftssystemet kontra gårdens egne arealer ble tatt med i utregningene. Tilsvarende utregninger gjort for melkeproduksjon i Danmark viser at andelen av totalarealet på egen gård er noe større, særlig på økologiske bruk (Kristensen m.fl. 2011).



Figur 6. Levert melkemengde per dekar (Kg EKM/daa) melkeproduksjonsgård (MG) og per daa totalt areal i melkeproduksjonssystemet (MS). Figuren viser for hver gruppe median, gjennomsnitt (x), øvre kvartil (bare 25 % har høyere avling) og nedre kvartil (bare 25 % har lavere avling) og høyeste og laveste verdi. Kon er gårder som driver konvensjonelt og øko er gårder som driver økologisk.

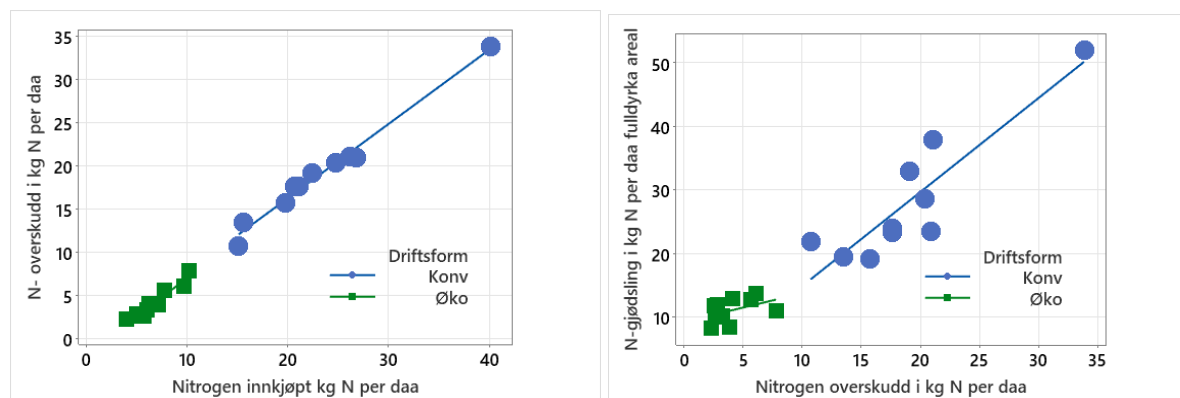
## 3.2 Nitrogen

### 3.2.1 Nitrogenoverskudd og nitrogeneffektivitet på gårdsnivå

Alle gårdene hadde nitrogenoverskudd per arealenhet. Det var en klar sammenheng mellom innkjøpt nitrogenmengde og nitrogenoverskudd per arealenhet for begge driftsformene (Figur 7a).

Overskuddet per arealenhet på gårdene som drev økologiske var imidlertid signifikant lavere enn på de konvensjonelle gårdene. Hvis bare innkjøpt nitrogen ble tatt med i beregningene, var overskuddet 4,5 ganger større på de konvensjonelle sammenlignet med de økologiske brukene. Denne forskjellen ble redusert til 2,5 ganger større overskudd på de konvensjonelle enn på de økologiske brukene når biologisk nitrogenfiksering, atmosfærisk nedfall og produksjon på utmarksbeite ble tatt med i beregningene. I gjennomsnitt var overskuddet for innkjøpt nitrogen 4 og 19 kg nitrogen per daa og år på gårder som drev henholdsvis økologisk og konvensjonelt (Figur 7a). Når biologisk nitrogenbinding, opptak i utmark og atmosfærisk nedfall var medregnet var tilsvarende gjennomsnittlig nitrogenoverskudd 9 og 22 kg nitrogen per daa og år.

På gårder som drev konvensjonelt ble det importert mest nitrogen gjennom gjødsel (Tabell 3) og det var en tydelig sammenheng mellom økende nitrogenoverskudd og gjødsling på fulldyrka areal (Figur 7 b). På gårder som drev økologisk var ikke denne sammenhengen like tydelig, og fôrimport var den største nitrogenkilden (Tabell 3). Fulldyrka areal blir gjødslet langt mer intensivt enn innmarksbeite og nitrogenoverskuddet på fulldyrka arealer var langt større per daa enn det som vises for gårdens totale areal.



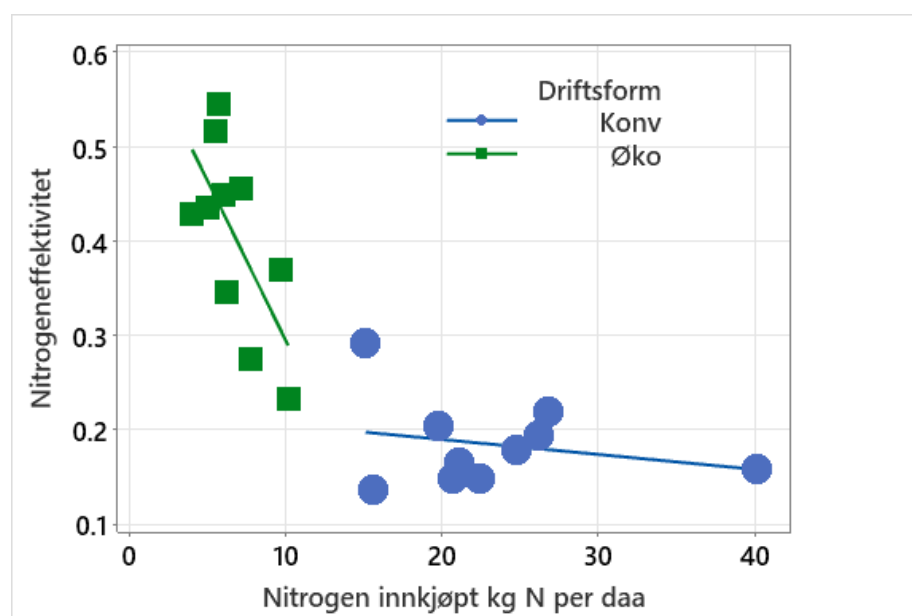
Figur 7 a) Nitrogenoverskudd (importert i innkjøpt gjødsel, fôr og dyr – nitrogen i melk og kjøtt-tilvekst) på gårdsnivå (melkeproduksjonsgård) i kg nitrogen per daa gårdsareal ved stigende mengde nitrogen innkjøpt til gården (gjødsel, fôr og dyr) og b) Sammenheng mellom nitrogenoverskudd på gårdsnivå og nitrogengjødsling (egen husdyrgjødsel + innkjøpt gjødsel og/eller importert husdyrgjødsel) i kg N per daa fulldyrka areal. Nitrogen fra biologisk nitrogenbinding er ikke medregnet. Begge grafer er oppgitt som gjennomsnitt for hele for gårder som drives økologisk (grønne kvadrater) eller konvensjonelt (blå sirkler). Data er oppgitt som gjennomsnitt for tre år.



Tabell 3. Nitrogen i importerte produkt, biologisk nitrogenbinding og nitrogen i melk og kjøtt i kg nitrogen per daa for gårdene som drives økologisk eller konvensjonelt. Data er oppgitt som gjennomsnitt for tre år ± standard avvik. Flere detaljer i Koesling m.fl. (2017a).

	Kg nitrogen per daa gårdsareal	
	Økologisk	Konvensjonelt
Nitrogen i importerte produkt	6,9 ± 1,9	23,5 ± 6,8
Nitrogen i importert fôr (kraftfôr + grovfôr)	5,9	9,9
Nitrogen i importert gjødsel (kunstgj. + husdyrgj.)	0,8	13,4
Biologisk nitrogenbinding	4,3 ± 1,8	2,7 ± 2,3
Nitrogen i melk og kjøtt	2,6 ± 0,6	4,3 ± 0,1

Nitrogeneffektiviteten, det vil si utnyttningen av tilført nitrogen, sank med økende nitrogenimport og var høyest på gårdene som drev økologisk (Figur 8). Gjennomsnittlig nitrogeneffektivitet ble beregnet til 0,41 på gårder som drev økologisk og 0,19 på gårder som drev konvensjonelt. Dersom biologisk nitrogenbinding og atmosfærisk nedfall ble regnet med, ble nitrogeneffektiviteten lavere, henholdsvis 0,23 og 0,15. Innenfor hver gruppe var det imidlertid ikke like tydelig nedgang i nitrogeneffektivitet med stigende mengde importert nitrogen (Figur 8). Andre faktorer enn mengde tilført nitrogen har dermed hatt stor betydning for nitrogeneffektiviteten. En av gårdene som drev konvensjonelt skilte seg ut med noe bedre nitrogeneffektivitet enn gjennomsnittet av de økologiske. Mengden nitrogen som ble fiksert av bakteriene i rotknollene på kløver var mer enn dobbelt så høy som gjennomsnittet på de konvensjonelle gårdene (6,3 mot 2,7 kg N per daa) og denne gården hadde det laveste forbruket av kunstgjødsel (7,5 kg per daa) blant de konvensjonelle gårdene i prosjektet. På denne gården var gjennomsnittlig melkeytelse 8,6 tonn EKM melk per årsku.

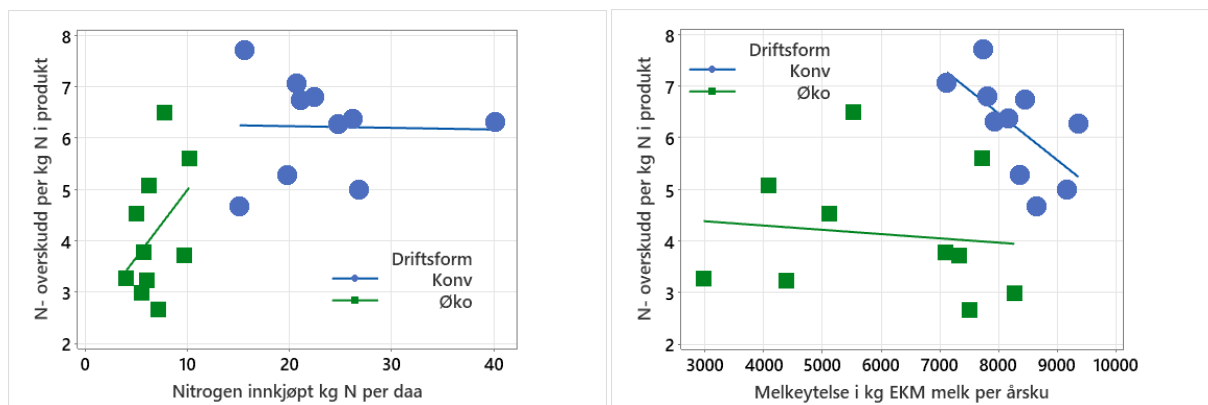


Figur 8. Beregnet nitrogeneffektivitet (kg N i produkt / kg N innkjøpt) på gårdsnivå for gårdene som drives økologisk eller konvensjonelt. Data er oppgitt som gjennomsnitt for tre år. Innkjøpt er nitrogen i handelsgjødsel, kraftfôr og andre innkjøp.

### 3.2.2 Nitrogenoverskudd beregnet for melkeproduksjonssystemet

Nitrogenoverskuddet per produsert enhet av melk og kjøtt var større på de gårdene som ble drevet konvensjonelt enn de som ble drevet økologisk (Figur 9), men forskjellen mellom driftsformene var mindre enn når nitrogenoverskuddet ble beregnet per daa. Nitrogenoverskuddet per produktenhet på gårdene som ble drevet konvensjonelt var 6,2 kg N per kg N i melk og kjøtt (levert melk og kjøtt-tilvekst) og 4,1 på gårder som drev økologisk. Disse forskjellene var signifikante ( $p < 0,001$  t-test).

Dette ble regnet ut for melkeproduksjonssystemet, det vil si at nitrogenoverskudd ved dyrking av importert fôr ble regnet med. Nitrogenoverskuddet per dekar var imidlertid høyere på gårdenes egne arealer, enn på arealer utenom gårdene. Fôrdyrking på andre arealer foregår gjerne på gårder uten husdyr, hvor mengden nitrogen som tilføres gjerne er lavere enn på melkeproduksjonsgårder. Bidraget til nitrogenoverskuddet fra disse arealene var temmelig likt for konvensjonell og økologisk drift og utgjorde hhv. 14 og 15 % av det totale overskuddet.



Figur 9. Beregnet nitrogenoverskudd per kg nitrogen i produkt i melkeproduksjonssystemet for gårdene som drives økologisk eller konvensjonelt som en funksjon av nitrogen innkjøpt i kg N per daa eller melkeytelse per årsku. Data er oppgitt som gjennomsnitt for tre år.

### 3.2.3 Diskusjon nitrogen

Nitrogenoverskuddet per daa på gårdsnivå er i samme størrelsesorden som Hansen m.fl. (2009) fant for Vestlandet og som Lye (2010) fant for melkeproduksjonsbruk i fire kommuner i Møre og Romsdal. Et gjennomsnittlig nitrogenoverskudd på 18-22 kg nitrogen per daa og år er høyt og indikerer at det på mange gårder er dårlig utnytting av tilgjengelig nitrogen og dermed stor risiko for skadelige effekter av lett tilgjengelig nitrogen på avveie (Serikstad 2015).

De økologiske gårdene i prosjektet utnyttet nitrogenet i innkjøpte driftsmidler (fôr og livdyr) mer effektivt enn de konvensjonelle gårdene. Dette skyldes at det meste av engas nitrogenforsyning kommer fra biologisk nitrogenfiksering på egen gård eller egen husdyrgjødsel. Det importerte nitrogenet kommer hovedsakelig fra fôr. Fôr har et høyt trofisk nivå og bidrar dermed direkte til produksjon av melk og kjøtt og tilført nitrogen utnyttes derfor mer effektivt enn i gjødsel, med lavere trofisk nivå (Bleken m.fl. 2005). Ved å øke biologisk nitrogenbinding og utnytte egen gjødsel bedre kan grovfôravlengene økes. Dette kan redusere behovet for innkjøpt fôr på de økologiske gårdene og behov for handelsgjødsel på konvensjonelle gårder.

Det var stor forskjell i nitrogenoverskuddet per produsert enhet mellom gårdene og vi fant ingen effekt av økende driftsintensitet innenfor hvert driftssystem estimert som mengde innkjøpt nitrogen. Dette er i motsetning til Bleken m.fl. (2005) som fant at økende mengder nitrogen gjødsel og økt innkjøp av fôr øker produksjonen, men øker også nitrogenoverskuddet (Bleken m.fl. 2005). Forskjellen her kan skyldes at Bleken m.fl. (2005) hadde flere gårder og at vi ikke hadde stort spenn i intensitetsnivå innafor hver av driftsformene. Høyere nitrogenoverskudd på gårder som drev konvensjonelt og som var mest intensive tyder likevel på at vi har fått utslag for intensitet selv om vi ikke fant det innafor hver driftsform. I vårt prosjekt har de enkelte gårdenes agronomi og naturgitte forhold sannsynligvis betydd mye for nitrogenoverskudd per produsert enhet.

Det totale nitrogenoverskuddet, beregnet for hele gården, skiller ikke mellom ulike arealer når det gjelder potensielt N-tap. Potensielt N-tap på arealene med det høyeste nitrogenoverskuddet, nemlig det fulldyrka arealet, blir derfor underestimert og vises ikke i en slik totalberegning. Derfor er det viktig å beregne nitrogenoverskuddet for arealer med ulik bruk, avling og gjødsling hver for seg og kan med fordel inngå i gjødslingsplanleggingen på skiftenivå. Dette er særlig viktig når det er fare for nitrogenutvasking.

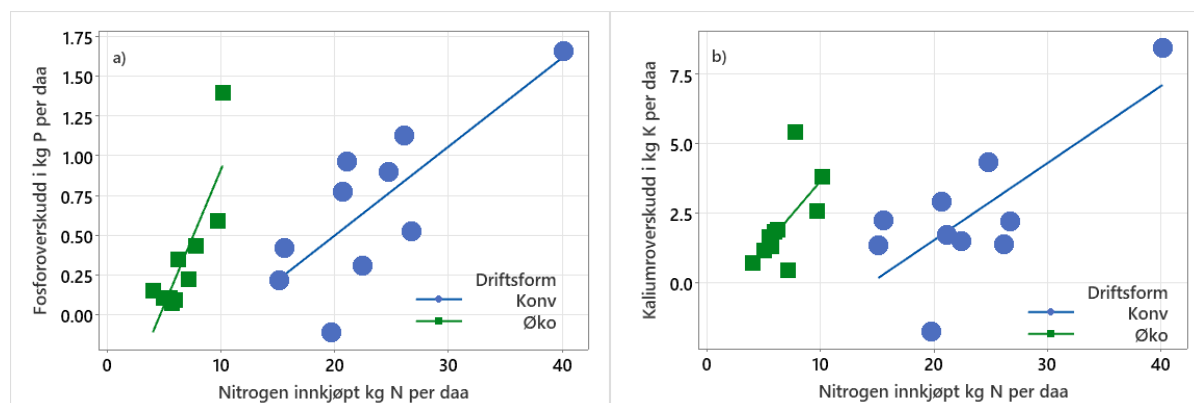
Nitrogenoverskuddet fra fôrproduksjonen utenom gårdene bidro i liten grad til det totale nitrogenoverskuddet per produsert enhet. Det samme gjaldt for nitrogeneffektiviteten. For de konvensjonelle gårdene i prosjektet, med stor import av nitrogen, medførte kraftfôrimporten til en reduksjon av beregnet nitrogenoverskudd per produsert enhet for hele driftssystemet, sammenlignet med gårdssystemet. Produksjonen av f.eks. soya i Sør-Europa eller Latin-Amerika gir små nitrogenoverskudd i forhold til det gjennomsnittlige N-overskuddet når all import av nitrogen på de konvensjonelle gårdene i prosjektet beregnes. Det er med andre ord importert nitrogen gjødsel som hadde størst betydning for nitrogenoverskuddet på gårdene som drev konvensjonelt.

Lave nitrogenoverskudd på gårdsnivå kan være uheldig. En negativ nitrogenbalanse over flere år kan gi dårlig jordfruktbarhet på disse arealene i framtida. På seks av gårdene som drev økologisk var det et nitrogenoverskudd på under 4 kg nitrogen per daa og år. For å unngå reduserte avlinger er det viktig med økt biologisk nitrogenbinding på disse gårdene. Kløver i enga er en nøkkelfaktor for dette. Isåing med kløver i etablert eng der kløveren har gått ut kan være et alternativ til fornying av eng der pløying ikke er ønskelig (Lunnan & Sturite 2015).

Økt melkeytelse på de konvensjonelle gårdene i prosjektet førte til bedre nitrogeneffektivitet og dermed mindre nitrogenoverskudd. Dette er i tråd med resultater fra andre prosjekter (se for eksempel Kristensen m.fl. 2015). Redusert N-overskuddet ved høyere melkeytelse på de konvensjonelle gårdene kan forklares med at det trengs mindre vedlikeholdsfôr per kg melk og lavere N-overskudd ved produksjon av importert kraftfôr sammenlignet med grovfôr produsert på gården. Nærmere undersøkelser må til for å forklare hvorfor det ikke var en tilsvarende sammenheng mellom melkeytelse og N-overskudd på de økologiske gårdene i prosjektet, sjøl om ytelsen varierte fra 3 000 til 8 300 kg EKM-melk per år.

### 3.3 Fosfor og kalium

På gårder som drev økologisk fant vi et gjennomsnittlig fosfor- og kaliumoverskudd på gårdsnivå på 0,4 kg P og 2,1 kg K per daa gårdsareal. På gårder som drev konvensjonelt var tilsvarende overskudd 0,7 kg P og 2,4 kg K per daa gårdsareal. Det var imidlertid stor variasjon mellom gårdene og forskjellen mellom driftsformene er ikke signifikant (Figur 10). Overskuddet av fosfor og kalium økte med stigende intensitet i gårdsdrifta, oppgitt som mengde nitrogen kjøpt inn til gården ved begge driftsformene. På gårder som drev økologisk ble det i gjennomsnitt for gårder og tre år kjøpt inn 0,7 kg P og 1,9 K kg per daa gårdsareal i fôr, mens tilsvarende for gårder som drev konvensjonelt var 1,2 kg P og 2,6 kg K.



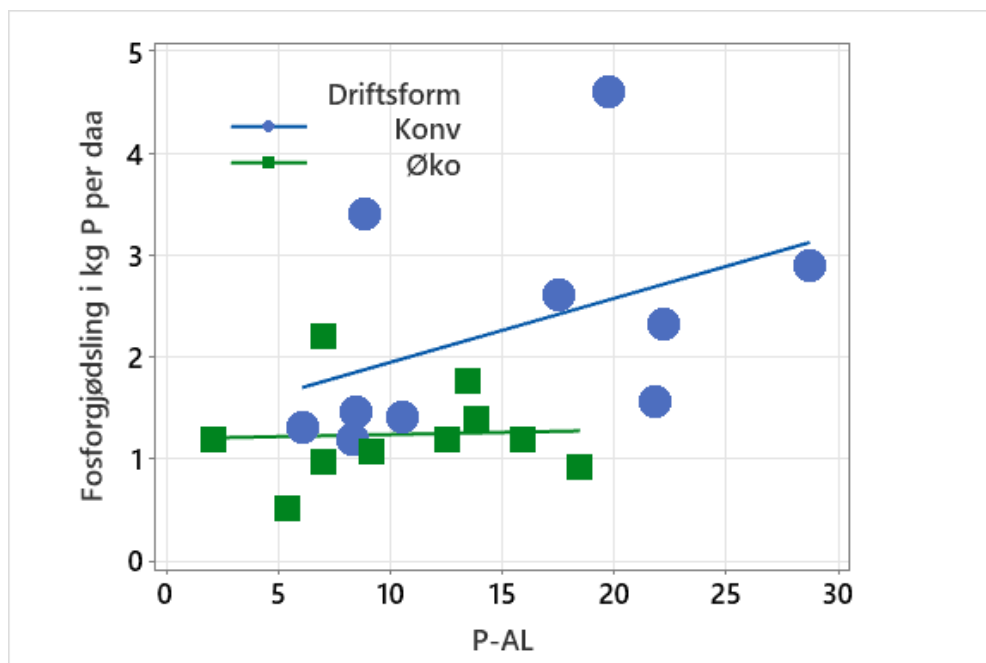
Figur 10. a) Fosforoverskudd og b) kaliumoverskudd (P og K i innkjøpt gjødsel, fôr og dyr minus P og K i melk og kjøtt-tilvekst) på gårdsnivå (melkeproduksjonsgård) i kg P og K per daa for gårder som drives økologisk eller konvensjonelt ved stigende mengde nitrogen innkjøpt til gården (gjødsel, fôr og dyr). Data er oppgitt som gjennomsnitt for tre år.

Betydningen av fosfor- og kaliumoverskudd eller underskudd av plantenes forsyning med disse næringsstoffene og fare for fosforforurensing avhenger av fosforforsyning i jorda. Som det går fram av tabell 4 og figur 11 er det større forskjell på innholdet av fosfor og kalium i jorda mellom gårdene innenfor hver driftsform enn mellom gårdene innen driftsformene. Selv om det er en tendens til høyere innhold av fosfor og kalium i jorda på de gårdene som driver konvensjonelt er denne forskjellen ikke signifikant. Når innholdet av P-AL er høyere enn 7 regnes fosforinnholdet som høyt, og som meget høyt når det er høyere enn 14, mens det regnes som lavt når P-AL er under 4 (Eurofins 2021). De fleste gårdene i denne undersøkelsen hadde en gjennomsnittlig P-AL-verdi som var høy eller meget høy, mens det var bare en gård som var nær et lavt innhold (Tabell 4 og Figur 11).

Tabell 4. Innhold av lett tilgjengelig fosfor og kalium oppgitt som P-AL og K-AL per 100 g tørr jord. Jorda er ekstrahert med AL-ekstrakt og verdiene er gjennomsnitt av jordprøver fra 8-10 skifter med fulldyrka jord på hver gård.

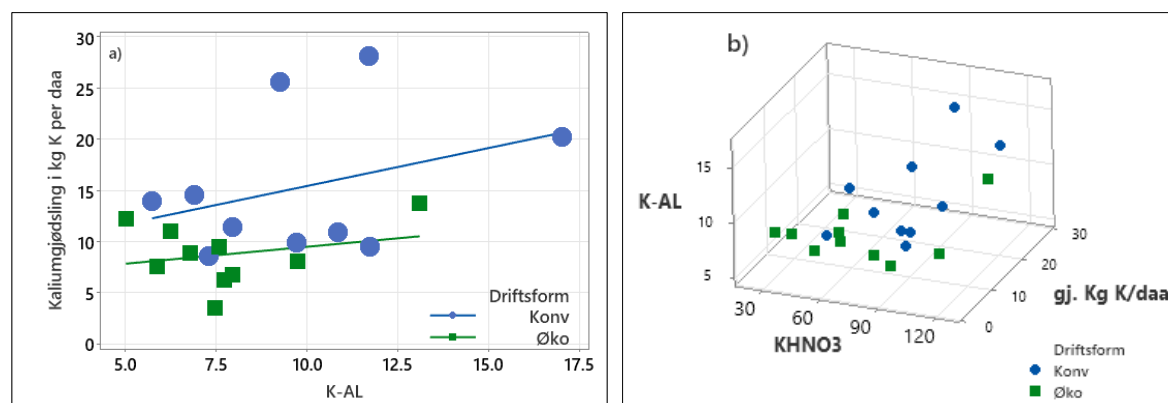
Driftsform	Økologisk		Konvensjonell	
	Gjennomsnitt	Min-maks	Gjennomsnitt	Min-maks
P-AL (mg/100g)	10,5	2,1-18,5	15,2	6,1-28,7
K-AL (mg/100g)	7,8	5,0-13,1	9,8	5,7-17,0

Det var ingen tydelig sammenheng mellom fosforgjødsling og P-AL, men på noen gårder ble det gjødslet mye med fosfor til tross for høye P-AL-verdier (Figur 11).



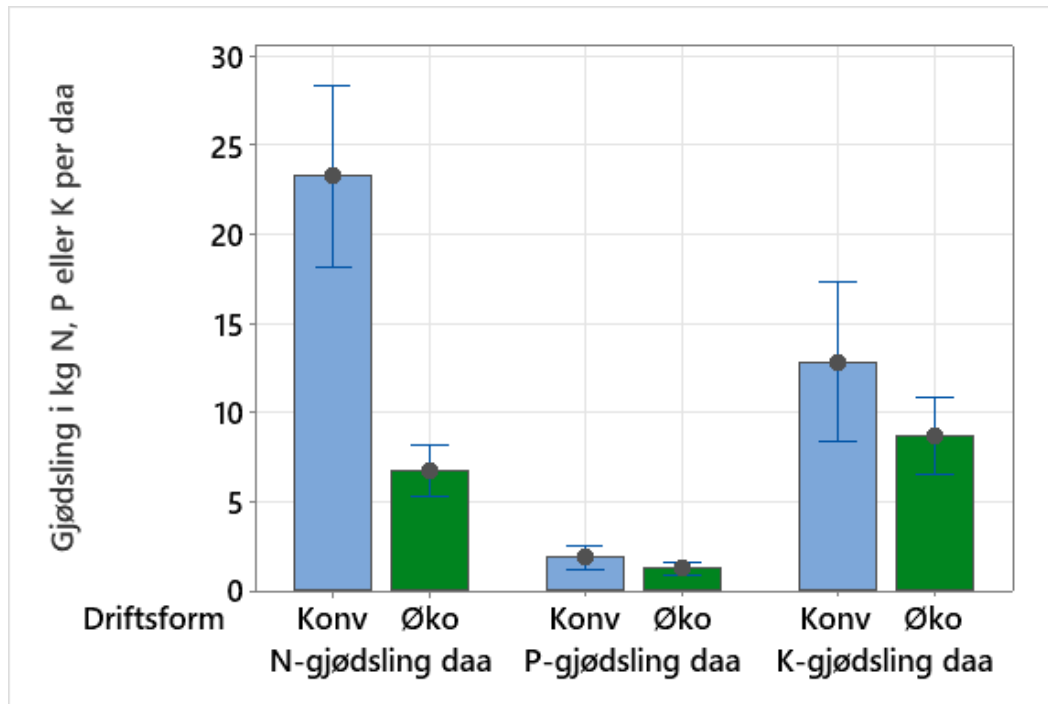
Figur 11. Fosforgjødsling i kg P per daa fulldyrka areal i gjennomsnitt for hele gården og tre år for gårder som drives økologisk eller konvensjonelt ved stigende mengde fosfor i jorda (P-AL). P-AL er mg fosfor per 100 g tørr jord ekstrahert med AL-ekstrakt og er et gjennomsnitt av jordprøver fra 8-10 skifter med fulldyrka jord på hver gård. Fosforgjødsel er gjødsling med gårdens egen husdyrgjødsel + innkjøpt gjødsel og/eller importert husdyrgjødsel.

Når K-AL er høyere enn 16 og /eller  $\text{KHNO}_3$  er høyere enn 80 regnes det som et høyt kalium-innhold (Eurofins 2021). Det var flere gårder som hadde en lav kaliumverdi (<6 K-AL, < 29  $\text{KHNO}_3$ ), mens ingen hadde en meget høy kaliumverdi (Tabell 4 og Figur 12). K-AL ser ut til å være mer påvirket av gjødsling enn av innhold av tungt tilgjengelig kalium ( $\text{KHNO}_3$ ) i jorda.



Figur 12. a) Kaliumgjødning i kg K per daa fulldyrka areal i gjennomsnitt for hele gården og tre år for gårder som drives økologisk eller konvensjonelt ved stigende mengde fosfor i jorda (K-AL). K-AL er mg kalium per 100 g tørr jord ekstrahert med AL-ekstrakt og er oppgitt som gjennomsnitt av jordprøver fra 8-10 skifter med fulldyrka jord på hver gård. Kaliumgjødning er gjødsling med gårdens egen husdyrgjødsel + innkjøpt gjødsel og/eller importert husdyrgjødsel. Figur b) viser i tillegg sammenhengen med kaliumreservene i jorda (syreløselig kalium =  $\text{KHNO}_3$ ).

Oppsummert ser vi at det ikke var noen signifikant forskjell i gjødselnivået for fosfor og kalium mellom gårder som drev konvensjonelt og økologisk, men spredningen i gjødselnivået var størst på gårdene som drev konvensjonelt samtidig som det var en tendens til gjennomsnittlig lavere gjødselnivå for fosfor og kalium på gårdene som drev økologisk (Figur 13). Dette skiller seg veldig fra nitrogengjødslingen, hvor det er stor forskjell på gjødselnivået (Figur 13).



Figur 13. Nitrogen-, fosfor- og kaliumgjødning i kg P per daa fulldyrket areal i gjennomsnitt for hele gården og tre år for gårder som drives økologisk (Øko) eller konvensjonelt (Konv). Gjødning er gjødning med gårdens egen husdyrgjødning + innkjøpt gjødning og/eller importert husdyrgjødning. Søylen viser gjennomsnittsverdier for hver driftsform. De lodrette linjene viser 95 % konfidensintervall. Der disse linjene ikke overlapper er driftsformene signifikant forskjellige.

### 3.3.1 Diskusjon fosfor og kalium

Det er ikke samme begrensingen på gjødning med fosfor i økologisk landbruk som for nitrogen. På to av gårdene som driver økologisk gjødsles det med mye fosfor til tross for bra innhold av fosfor i jorda. Den sterkeste fosforgjødslingen skjer imidlertid på noen av gårdene som driver konvensjonelt. Dette til tross for høye verdier av P-AL i jorda. Det er mye fosfor i innkjøpt kraftfôr og der det kjøpes inn mest kraftfôr er også overskuddet av fosfor størst. På den gården som gjødsles mest med fosfor kjøpes det imidlertid inn fosfor i gjødning i tillegg. Bonden kan her spare penger og belaste miljøet mindre ved å være å gjødsle med fosforgjødsling utover det som finnes i husdyrgjødsling. På skiftene med høyt innhold av fosfor bør i tillegg gjødning med husdyrgjødsling reduseres. Dette for å redusere faren for eutrofiering (Corell 1998) og også redusere bruk av den begrensede ressursen som fosfor er i verdenssammenheng (Cordell m.fl. 2009).

På den økologiske gården som lå lavest i P-AL verdi er det svært sannsynlig at fosfor er avlingsbegrensende på noen skifter, da det var flere skifter hvor fosforinnholdet i jorda hadde en P-AL-verdi godt under 2. For å produsere melk og kjøtt på mest mulig grovfôr er det mange som ønsker å begrense bruken av kraftfôr. Det vil føre til at jorda tilføres mindre fosfor med gårdens egen husdyrgjødsling. Selv om det i denne undersøkelsen ikke var mange økologiske gårder som lå lavt i



fosfor, er det andre som gjør det. Det er viktig å følge med på jordanalysene for både å unngå fosformangel og unødvendig og skadelig fosforgjødsling.

Overskudd av kalium representerer ikke samme forurensningsfare som fosfor, men det er en unødvendig økonomisk belastning og bruk av ressurser dersom forsyningen av kalium i jorda er god. Blir gjødslingen med kalium for sterk i kaliumrik jord øker faren for graskrampe. Kaliuminnholdet på de fleste av disse gårdene har midlere verdi for K-AL. To gårder som driver økologisk har lav verdi for K-AL, men de har en bra verdi for  $\text{KHNO}_3$ . På samme måte som for fosfor, er det likevel stor grunn til å følge med på jordprøvene for å unngå både kaliummangel og overgjødsling.

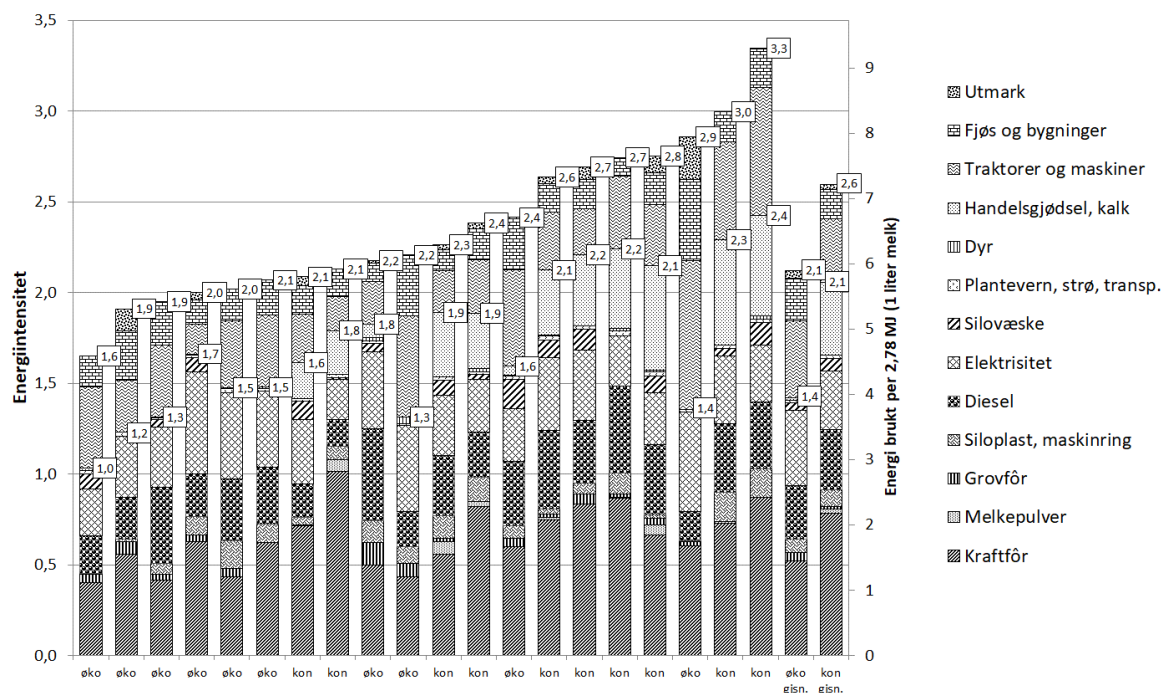
### 3.4 Energi

Det var store forskjeller i bruken av energi mellom gårdene (figur 14). De største energipostene for alle gårdene i prosjektet var kraftfôr, diesel, produksjon av traktor og driftsbygning. Det var i gjennomsnitt lavere energiintensitet på gårder som ble drevet økologisk enn på gårder som drev konvensjonelt (Tabell 5). Dette kan i stor grad forklares med innkjøp av handelsgjødsel og kalk på de konvensjonelle gårdene. Det var imidlertid en stor variasjon i energiintensitet innenfor hver driftsform (figur 14). Energi bundet i maskiner og bygninger varierte fra 15 til 44 % av all energibruk på gårdene og var i gjennomsnitt 30 % på gårder som drev økologisk og 18 % på gårder som drev konvensjonelt. I driftsbygningene var de viktigste bidragsyterne til høyt energiforbruk følgende:

1. Størrelse på grunnflate
2. Bruk av isolasjon
3. Silo og rom til flere maskiner
4. Bruk av betong istedenfor tre

Tabell 5. Energiverdi i MJ per daa gårdsareal av årlige innkjøp av driftsmiddel, energi i traktor og maskiner, fjøs og andre driftsbygninger fordelt på antatt levetid, energi i melk og kjøtt produsert i utmarka og summen av disse kildene, energi i produkt (melk og kjøtt-tilvekst) og energiintensitet (MJ per MJ) beregnet for innkjøpte driftsmiddel og for summen av alt energiforbruk for gårder som drev økologisk eller konvensjonelt. Flere detaljer er gitt i Koesling m.fl. (2017b).

Kilder	Økologisk		Konvensjonelt	
	Gjennomsnitt	Std.av.	Gjennomsnitt	Std.av.
<b>Energiverdi (MJ per daa gårdsareal)</b>				
Innkjøpte driftsmiddel	2 076	923	4 816	1 500
Traktor og maskiner	582	173	767	218
Fjøs	266	54	305	111
Andre driftsbygninger	29	17	32	15
Utmark	48	75	77	82
<b>Sum tilførsel</b>	<b>3 001</b>	<b>871</b>	<b>5 797</b>	<b>1 731</b>
Solgt melk	1 262	415	2 046	646
Kjøtt-tilvekst	191	48	317	111
<b>Sum produsert</b>	<b>1 405</b>	<b>439</b>	<b>2 363</b>	<b>727</b>
<b>Energiintensitet (MJ brukt per MJ i produkt)</b>				
Innkjøpte driftsmiddel	1,4	0,3	2,1	0,2
<b>Sum av all energibruk</b>	<b>2,1</b>	<b>0,3</b>	<b>2,6</b>	<b>0,4</b>



Figur 14. Energiforbruk registrert som energiintensitet (MJ inn/MJ ut) og energiforbruk per liter melk. Den øverste verdien i hver søyle angir det totale energiforbruket, mens den nedre verdien angir energiforbruk til innkjøpte driftsmiddel unntatt maskiner og bygninger. Øko betyr økologisk driftsform, mens kon betyr konvensjonell driftsform.

### 3.4.1 Diskusjon energi

Den store betydningen av bygninger og maskiner for det totale energiforbruket viser hvor viktig det er å ta med disse i beregningene av energiintensitet i et land som Norge. Fordi energi bundet i bygninger utgjør en større del av energiforbruket på gårder som driver økologisk enn på gårder som driver konvensjonelt er det spesielt viktig å utnytte bygningene bedre på økologiske gårder eller å planlegge nye bygninger med et lavt energibehov. Viktige spørsmål er om det er mulig å utnytte arealet bedre uten at det går utover dyrevelferden, om en kan forlenge levetid på bygningene ved godt vedlikehold og i hvilken grad energikrevende materialer som betong kan erstattes med tre ved nybygg. Økte avlinger og økt ytelse per dyr på de gårdene som hadde lavest avlinger og lavest ytelse vil også kunne gi en lavere energiintensitet. På flere av gårdene som drev konvensjonelt var det et stort nitrogenoverskudd. Det er energikrevende og utgjorde i gjennomsnitt for gårder som drev konvensjonelt 30 % av energiforbruket. Tilgangen på areal påvirker innkjøpet av fôr og gjødsel. Det er lettere for en gård som har mye areal per dyr å redusere energiforbruket da tilgangen på fôr ikke er så begrensende som på gårder med lite areal i forhold til dyretallet.

### 3.5 Klimagasser

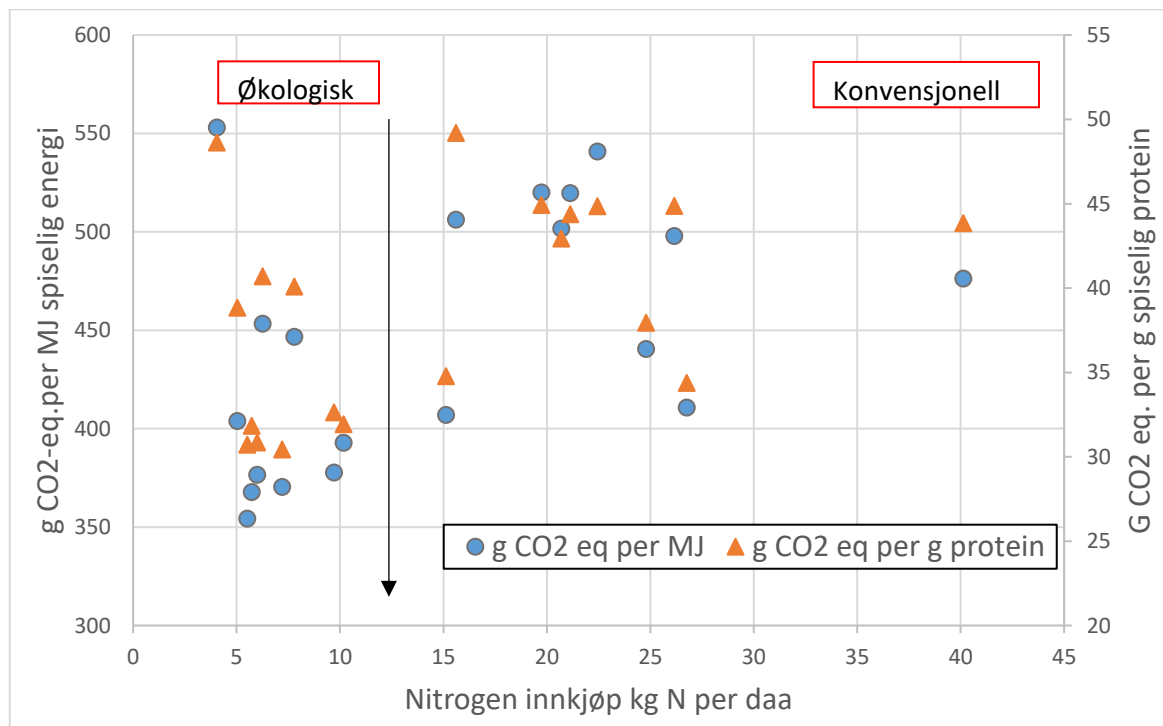
Målt per daa var de beregnede utslippene lavere på de gårdene som drev økologisk enn de som drev konvensjonelt (Tabell 6 og Figur 15). Det var ikke signifikant forskjell mellom driftsformene når utslippene ble regnet per produsert enhet. Det skyldtes stor variasjon mellom gårdene innenfor hver av de to driftsformene. Økende intensitet i gårdsdrifta, estimert som tilførsel av nitrogen til gården, økte de estimerte utslippene per daa, men ikke per produsert enhet energi og protein (Figur 15).

Det var ingen statistisk forskjell mellom de to driftsformene i fordelingen mellom melk og kjøtt (Tabell 6), men de estimerte utslippene per kg kjøtt var lavere på de økologiske gårdene.

Tabell 6. Estimerte utslipp av klimagasser oppgitt som potensiale for global oppvarming ( $GWP_{100}$ ) i  $kg CO_2$ -ekvivalenter per daa for melkeproduksjonsgården (MG daa), per energienhet fordøyelig energi i levert melk og kjøtt tilvekst (MJ), per kg protein i levert melk og kjøtt-tilvekst (kg protein), per kg energikorrigert levert melk (kg EKM) og per kg kjøtt-tilvekst, og andel av det totale estimerte klimagassutslippet per daa som kommer fra melk. Beregningene er gjort med  $GWP_{100}$  (IPCC 2006).

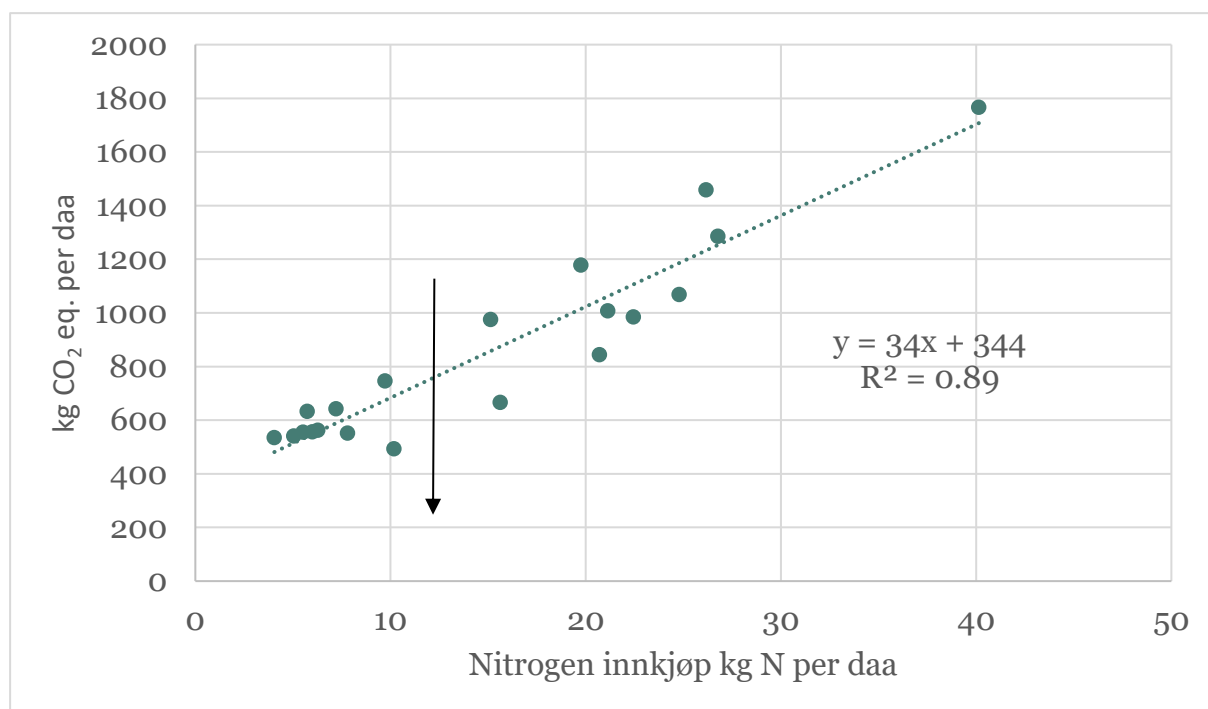
	CO <sub>2</sub> -ekvivalenter					% av CO <sub>2</sub> -ekv. fra melk
	per daa	per MJ	per kg protein	per kg EKM	per kg kjøtt*	
<b>Økologisk</b>						
Gjennomsnitt	5823	0,41	36	1,13	7,0	88
Standardavvik	692	0,06	6	0,21	1,1	3
Minimum	4938	0,35	30	0,93	4,5	82
Maksimum	7475	0,55	49	1,62	8,7	91
<b>Konvensjonelt</b>						
Gjennomsnitt	11244	0,48	42	1,30	10,0	86
Standardavvik	2999	0,04	5	0,13	1,3	4
Minimum	6672	0,41	34	1,09	7,5	78
Maksimum	17673	0,54	49	1,45	12,1	91

\*Slaktevekt. I prosjektet har vi regnet ut slaktevekt fra levende vekt. Verdien oppgitt i tabellen er utslipp som CO<sub>2</sub>-ekvivalenter per kg slaktevekt delt med 0,53 for å få en verdi per kg kjøtt.



Figur 15. Estimerte utslipp av klimagasser for melkeproduksjonsgårdene (MG) oppgitt som  $g CO_2$ -ekvivalenter per energienhet fordøyelig energi i levert melk og kjøtt-tilvekst ( $g CO_2$ -eq. per MJ) og som  $g CO_2$ -eq. per kg protein i melk og kjøtt (høyre akse) som en funksjon av  $kg$  innkjøpt nitrogen ( $kg N$ ) i gjødsel, fôr og livdyr. Beregningene er gjort med  $GWP_{100}$

(IPCC 2006). Verdiene til venstre for loddrett pil er fra gårder som driver økologisk, mens de til høyre er fra gårder som driver konvensjonelt.



Figur 16. Estimerte utslipp av klimagasser oppgitt som kg CO<sub>2</sub>-ekvivalenter per daa for melkeproduksjonsgårdene (MG) som en funksjon av kg innkjøpt nitrogen (kg N) i gjødsel, fôr og livdyr. Beregningene er gjort med GWP<sub>100</sub> (IPCC 2006). Verdiene til venstre for loddrett pil er fra gårder som driver økologisk.

Utslippene på selve gårdene betydde mest for de totale utslippene per tonn energikorrigert melk med henholdsvis 65 og 58 % i snitt for økologiske og ikke-økologiske gårder (Tabell 7). Det var mye større forskjell i estimerte utslipp fra selve storfeholdet per kg melk blant gårder som drev økologisk enn for gårder som drev konvensjonelt. Det skyldes at større variasjon i mengde melk per årsku på gårder som drev økologisk gjorde at variasjonen i utslipp av metan fra fordøyelsen og metan og lystgass fra storfe gjødsel fikk større betydning enn for gårder som driver konvensjonelt (Tabell 6). Lystgassutslipp på grunn av gjødsling er den faktoren som bidro mest i grovfôr dyrkinga. Klimagassutslipp fra produksjon av innkjøpt kraftfôr (dyrking, prosessering) betydde mest for utslipp knyttet til innkjøp på gårdene. På gårder som drev konvensjonelt bidro også utslippene fra produksjon av innkjøpt gjødsel mye.

Tabell 7. Estimerte utslipp av klimagasser fordelt på ulike deler av gården oppgitt som kg CO<sub>2</sub>-ekvivalenter per tonn energikorrigert levert melk (kg CO<sub>2</sub>-ekv. per tonn EKM) for gårder med økologisk og konvensjonell drift i gjennomsnitt og med standardavvik for utslipp i forbindelse med gårdsdrifta og innkjøp til gården. **Uthevet** skrift markerer at det er summen av verdiene nedenfor slik at Storfe er sum av metan fra fordøyelsen og fra storfe gjødsel. De ulike parametere som er oppgitt under overskriften «På gården» viser til utslipp som skjer i forbindelse med bruk på gården, mens utslipp i produksjon av et driftsmiddel er oppført under «Infrastruktur» og «Årlige innkjøp» til gården». Beregningene er gjort med GWP<sub>100</sub> (IPCC 2006). Detaljer i beregninger av tabellen er beskrevet under beregninger av miljøindikatorer (2.3.4.1) og vedlegg 3.

	g CO <sub>2</sub> -ekv. per kg EKM melk				Signifi- kans
	Økologisk		Konvensjonell		
	Gjennomsnitt	Std.av.	Gjennomsnitt	Std.av.	
<b>Sum (på gården og innkjøp)</b>	<b>1 130</b>	205	<b>1 300</b>	126	*
<b>Utslipp på gården</b>	<b>735</b>	156	<b>753</b>	66	ns
<b>Storfe</b>	<b>557</b>	145	<b>495</b>	30	ns
Metan fra fordøyelsen	467	120	424	25	ns
Storfe gjødsel: Fjøs, lager og beite	90	28	71	12	ns
<b>Grovfôr dyrking</b>	<b>178</b>	30	<b>258</b>	56	***
Planterester	24	6	18	3	*
Husdyr gjødsel fra gården	86	20	79	18	ns
Innkjøpt gjødsel	3	10	87	28	***
Kalk	18	24	20	17	ns
Bruk av diesel til jordarbeiding, gjødsling og høsting	46	15	53	15	ns
<b>Infrastruktur</b>	<b>102</b>	<b>47</b>	<b>77</b>	<b>24</b>	ns
Maskiner	55	26	46	19	ns
Bygninger	47	22	31	8	ns
<b>Produksjon av årlige innkjøp</b>	<b>293</b>	<b>54</b>	<b>475</b>	<b>60</b>	***
Grovfôr	28	20	8	10	*
Kraftfôr	226	50	290	38	**
<b>Annen import</b>	<b>38</b>	18	<b>177</b>	55	***
Kviger	7	13	7	8	ns
Gjødsel	3	6	137	44	***
Kalk	0	1	1	0	ns
Transport til gården	3	1	4	1	*
Elektrisitet	8	2	7	1	ns
Annet	17	9	22	9	ns

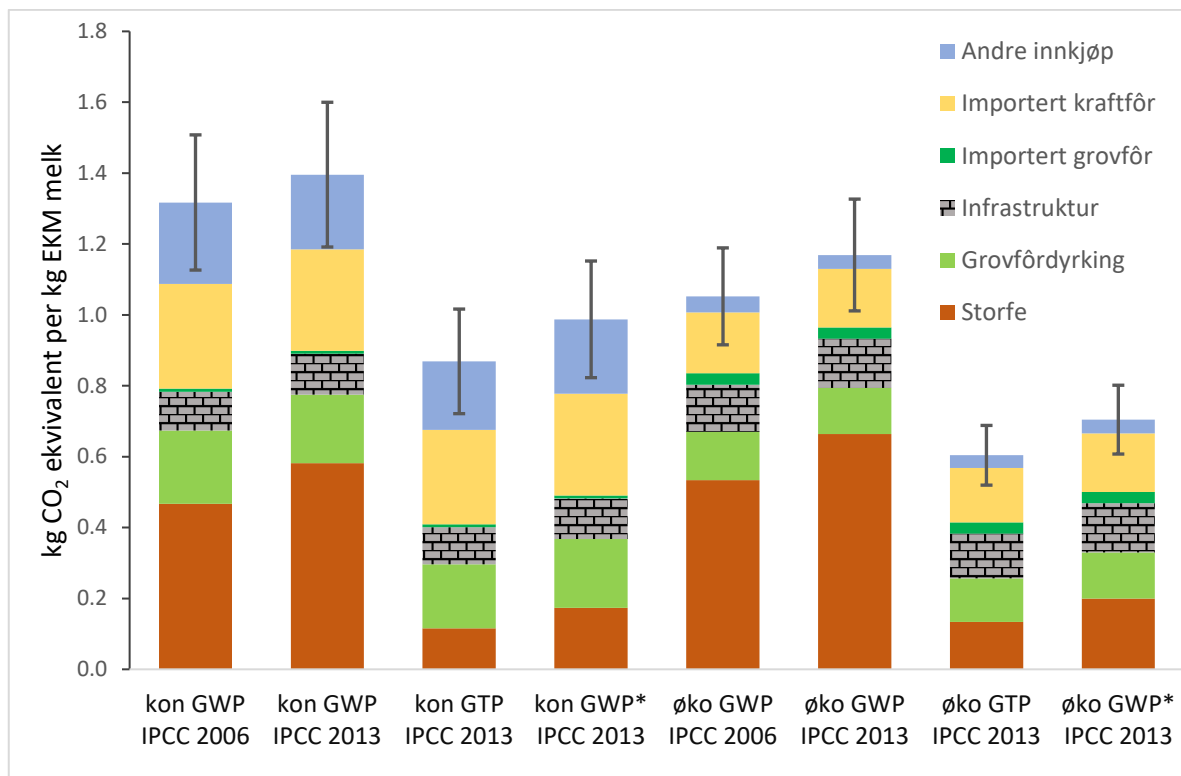
Signifikans: \*p<0,5; \*\*p<0,01; \*\*\*p<0,001; NS p>0,5 (t-test, Excel)

Det var metan som betydde mest for utslippene på gården ved beregninger med GWP<sub>100</sub> (IPCC 2006), etterfulgt av lystgass. Utslippene fra CO<sub>2</sub> på selve gården var ubetydelige (Tabell 8). Fordi det meste av utslippene utenfor gården var lagt inn som sum av CO<sub>2</sub>-ekvivalenter fra ecoinvent® i FARMnor, har vi ikke oppgitt fordelingen mellom gassene for innkjøp. For infrastruktur, maskiner og energi vil det meste være CO<sub>2</sub>.

Tabell 8. Estimerte utslipp av klimagasser oppgitt som potensiale for global oppvarming i kg CO<sub>2</sub>-ekvivalenter per kg energikorrigert levert melk (kg EKM) fordelt på klimagassene lystgass (N<sub>2</sub>O), metan (CH<sub>4</sub>), karbondioksid (CO<sub>2</sub>) og CO<sub>2</sub>-ekvivalenter der gasstypene ikke er spesifisert for gårder med økologisk og konvensjonell drift. N<sub>2</sub>O og CH<sub>4</sub> er også oppgitt som prosent av totale utslipp. Beregningene er gjort med GWP<sub>100</sub> (IPCC 2006).

	CO <sub>2</sub> -ekv. per kg EKM				% av totale utslipp (målt som CO <sub>2</sub> -ekv.)	
	Utslipp på gården			Utslipp produksjon av driftsmiddel CO <sub>2</sub> -ekv.	Utslipp på gården	
	N <sub>2</sub> O	CH <sub>4</sub>	CO <sub>2</sub>		N <sub>2</sub> O	CH <sub>4</sub>
<b>Økologisk</b>						
Gjennomsnitt	0,18	0,49	0,07	0,39	16	43
Standardavvik	0,04	0,13	0,03	0,06	1	4
Minimum	0,12	0,37	0,03	0,33	13	36
Maksimum	0,25	0,81	0,12	0,52	18	50
<b>Konvensjonell</b>						
Gjennomsnitt	0,24	0,44	0,08	0,55	18	34
Standardavvik	0,04	0,03	0,03	0,07	1	4
Minimum	0,19	0,39	0,04	0,42	17	30
Maksimum	0,30	0,48	0,12	0,63	21	42

Hvilken beregningsmåte som brukes for å estimere oppvarmingseffekt basert på de beregnede klimagassutslippene påvirker betydningen av de ulike klimagassene. Hovedårsaken til lavere utslipp fra GWP\* og GTP<sub>100</sub> enn GWP<sub>100</sub> (Figur 17) er et resultat av lavere estimert oppvarmingseffekt av metanutslipp fra fordøyelsen ved bruk av GWP\* og lavere estimert oppvarmingseffekt av metanutslipp fra fordøyelsen og lystgass ved bruk av GTP<sub>100</sub> (se beregning av globalt oppvarmingspotensiale 1.5.3). Antatt oppvarmingseffekt i CO<sub>2</sub>-ekvivalenter for metan og lystgass ved de ulike beregningsmåtene er gjengitt i Tabell 1. Oppvarmingseffekten ble nesten 50 % lavere estimert på gårder som drev økologisk og nesten 40 % lavere på gårder som drev konvensjonelt ved bruk av GTP<sub>100</sub> istedenfor GWP<sub>100</sub> ved bruk av antatt oppvarmingseffekt fra IPCC (2013).

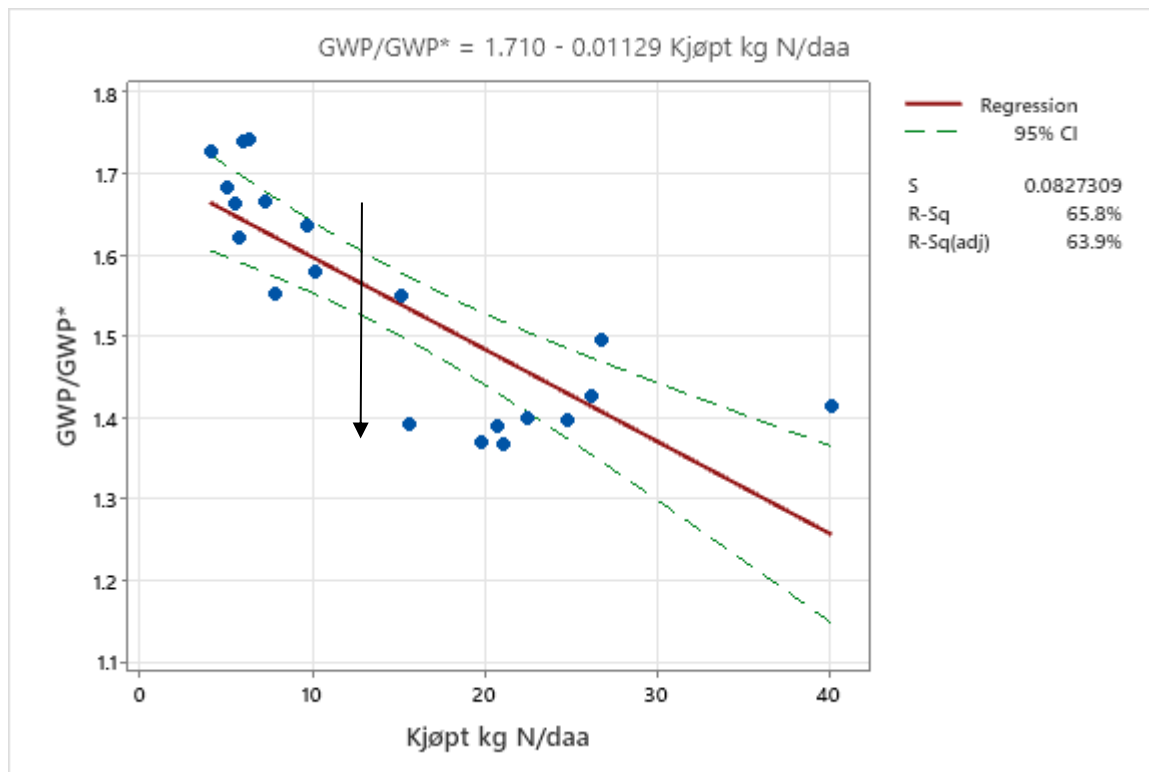


Figur 17. Estimert effekt på global oppvarming ved utslipp av klimagasser som gjennomsnitt ved konvensjonell (kon) og økologisk (øko) drift oppgitt som kg CO<sub>2</sub>-ekvivalenter per kg melk levert ved ulike vektinger av klimagassene med hensyn til effekt på global oppvarming. Vektingen er basert på tabell 1. I figuren er beregninger basert på IPCC (2006) og IPCC (2013). GWP viser til beregninger med GWP<sub>100</sub>, GTP viser til GTP<sub>100</sub> og GWP\* er her beregnet på basis av GWP<sub>100</sub>. Inndelinger i kategorier samsvarer med tabell 7. Alt under infrastruktur i søylene er utslipp som skjer på selve gården. Infrastruktur og alt over er utslipp som skjer andre steder ved produksjon og transport av innsatsfaktorer som importeres til gården. De lodrette linjene på toppen av hver søyle representerer standardavvik for totalt estimerte CO<sub>2</sub>-ekvivalenter.

Også forholdet mellom økologiske og konvensjonelle driftsmetoder er påvirket av om beregningene er gjort med GWP<sub>100</sub> (IPCC 2006), GWP<sub>100</sub> (IPCC 2013), GTP<sub>100</sub> (IPCC 2013) eller GWP\*. Ved bruk av GWP<sub>100</sub> basert på IPCC (2006) og IPCC (2013) var estimert gjennomsnittlig oppvarmingseffekt fra gårder med økologisk drift henholdsvis 80 og 84 % av gjennomsnittet for konvensjonell drift, mens tilsvarende for GTP<sub>100</sub> og GWP\* var 70 og 71 %. Fordi det først og fremst er betydningen av metan som nedjusteres ved bruk av GTP<sub>100</sub> og GWP\* fikk gårder med lav melkeytelse og lite innkjøp av gjødsel en større reduksjon i estimert global oppvarmingseffekt ved beregninger med GWP<sub>100</sub> enn gårder med mer intensiv produksjon når alle gårdene ble sett under ett (Figur 18). Innafor hver driftsform var det imidlertid ikke signifikant effekt av intensitetsnivå.

De estimerte utslippene for økologisk produksjon beregnet med GWP<sub>100</sub> (IPCC 2006) i figur 17 er noe lavere enn verdiene gjengitt i tabell 6 og 7. Dette skyldes at beregningene for figur 17 er gjort med oppdaterte verdier fra ecoinvent® hvor det er tatt høyde for at soya importert til økologisk kraftfôr er dyrket i Kina eller Pakistan og ikke i Brasil. Effekt av avskoging for dyrking av soya er dermed tatt ut.





Figur 18. Forholdet mellom kg CO<sub>2</sub>-ekvivalenter per kg melk levert estimert med GWP<sub>100</sub>, IPCC 2013 og GWP\*, IPCC 2013 ved stigende intensitetsnivå estimert som innkjøpt nitrogen i kg N/daa. Verdiene til venstre for loddrett pil er fra gårder som driver økologisk.

### 3.5.1 Diskusjon klimagasser

Våre estimerte utslipp med 1,13 og 1,30 kg CO<sub>2</sub>-ekvivalenter for henholdsvis økologisk og konvensjonell produksjon, med en variasjon fra 0,93 til 1,62, ligger godt innfor den variasjonen en vanligvis finner i slike undersøkelser basert på GWP<sub>100</sub> (IPCC 2006). Laca m.fl. (2020) oppsummerte 44 studier fra hele verden og fant en variasjon fra 0,9 til 4,7 kg CO<sub>2</sub>-ekvivalenter per kg fett- og protein-korrigert melk (FPKM). Det høyeste estimatet fra europeiske undersøkelser var 1,9 kg CO<sub>2</sub>-ekvivalenter per kg energikorrigert melk (EKM). Årsaken til denne variasjonen ligger i ulike produksjonsforhold, men også i ulike beregningsmodeller for utslipp av klimagasser.

Ulike produksjonsforhold, som klimaet, påvirker utslippene. I varmere strøk kan for eksempel kyrne beite hele året, mens i Norge er det en lang vinter. Noen har lav produksjon per ku, mens andre har høy melkeytelse med stor andel av kraftfôr i fôrrasjonen. I Norge beregnet Roer m.fl. (2013) et klimagassutslipp på 1,5–1,6 kg CO<sub>2</sub>-ekvivalenter per kg (ECM) basert på tre virtuelle modellgårder med melkeproduksjon og Bonesmo m.fl. (2013) et gjennomsnittlig utslipp på 1,02 kg CO<sub>2</sub>-ekvivalenter per kg EKM for 30 gårder med melkeproduksjon. Mye av forskjellen mellom disse to studiene skyldes nok ulike beregningsmåter. Betydningen av modell og hva som er inkludert i beregningene er godt illustrert av Dalgaard m.fl. (2014) og Hansen m.fl. (2018). I disse studiene ble det brukt ulike modeller på samme datamateriale.

En av modellene som ble brukt i Hansen m.fl. (2018) er FARMnor, den samme modellen som ble brukt i studien referert i denne rapporten. Den ble sammenlignet med NLR Kretsløpstolken

(<https://vest.nlr.no/fagartikler/klima/vest/radgivningssamarbeid-over-landegrener>). NLR

Kretsløpstolken har utgangspunkt i den nederlandske modellen «Kringloopwijzer»

(<http://www.verantwoordeveehouderij.nl/nl/mijnkringloopwijzer.htm>). Vi fant at NLR

Kretsløpstolken estimerte mye høyere utslipp per kg melk enn det FARMnor gjorde. En viktig årsak til det er at det i FARMnor er en allokering mellom melk og kjøtt basert på energibruk, mens det ikke er noen slik allokering i NLR Kretsløpstolken. Alle klimagassutslipp på og tilknyttet gården blir dermed belastet melkeproduksjonen. Det regnes mye høyere utslipp fra produksjon av elektrisitet i Kretsløpstolken enn i FARMnor da FARMnor er basert på norsk energimiks. Det regnes høyere utslipp fra importert fôr i NLR Kretsløpstolken enn i FARMnor, spesielt for grovfôr, og det skiller ikke mellom fôr som er produsert økologisk og ikke.

I likhet med Roer m.fl. (2013) har vi inkludert utslipp av klimagasser fra materialer i maskiner og bygninger. Dette bidrar til at vi har høyere gjennomsnittlig utslipp per kg melk enn det Bonesmo m.fl. (2013) beregnet. Vi har ikke med binding /frigjøring av karbon i jord på gårdene i denne rapporten da vi ikke har fått kvalitetssikret resultatene nok til det. En foreløpig kjøring med HOLOSnor som er samme modellen som ble brukt av Bonesmo m.fl. (2013) tydet på at vi på de fleste gårdene i dette prosjektet vil ha fått estimert en netto frigjøring av karbon. Ut fra avlingsnivå årene 2010 til 2012 er det estimert hvor mye karbon som ble bundet og tilført jorda via fotosyntesen. Ved beregning av karbonfrigjøring er det tatt hensyn til vannfylt porevolum og gjennomsnittstemperatur vinter, vår, sommer og høst i disse årene. At det ble estimert netto karbonfrigjøring skyldes antakelig at de fleste av gårdene har hatt langvarig eng og det har innstilt seg en balanse i jorda. I tillegg er det høyt moldinnhold og noen gårder har også en del myrjord. Når det er høyere gjennomsnittstemperatur enn det har vært tidligere vil modellen estimere netto karbonfrigjøring. Fra myrjord frigjøres det mye CO<sub>2</sub> ved drenering selv ved grasdyrking. Også i annen moldrik jord vil det skje en nedbryting av mold og dermed bli en netto frigjøring av CO<sub>2</sub> når det blir varmere i været (Serikstad m.fl. 2018). Dersom vi hadde inkludert karbonbalansen med HOLOSnor-modellen ville dermed klimagassutslippene bli større enn vår estimering, til tross for at eng er dominerende vekst på gårdene. Dersom enga ble erstattet med korn eller andre åkervekster ville de årlige estimerte CO<sub>2</sub>-utslippene fra jorda bli større fordi det ville bli en raskere frigjøring av karbonet som har blitt lagret av mange år med eng (Breland 1992).

Utslipp av klimagasser i forbindelse med produksjon av kraftfor og spesielt soya er svært påvirket av hvor den er dyrket. De siste årene har hatt søkelys på faren for avskoging av regnskog ved kjøp av soya fra Brasil. Soya som importeres i dag med opphav fra Brasil er sporbar og kommer for det meste fra Mato Grosso regionen. I oktober 2015 har Denofa, som er hoved-importøren for soya, og norsk landbruk inngått en avtale (The Norwegian Commitments on Sustainable Soy and Forests) om at alt innkjøp av soya skal være bærekraftig og avskogingsfri. Avskoging (land use change) er mye mindre for Mato Grosso regionen enn for andre regioner i Brasil der avskoging er vanlig praksis (Escobar m.fl. 2020). Mindre avskoging fører til at estimerte utslipp av klimagasser ved produksjon av soya blir lavere. Økologisk produsert soya ble importert fra Kina. Dette fører til lavere CO<sub>2</sub>-verdier for økologisk soya om en tar hensyn til at det ikke er klimagassutslipp på grunn av avskoging i Kina. Resultatene for GWP<sub>100</sub> i denne rapporten er basert på Roches m.fl. (2010). For å undersøke betydningen av oppdaterte verdier fra ecoinvent<sup>®</sup>3.6, norske tall fra Korsæth m.fl. (2012) og mindre eller ingen avskoging basert på Escobar m.fl. (2020) beregnet vi klimagassutslipp fra produksjon av

kraftfôr til gårdene i Miljømelkprosjektet på nytt. Når vi tok hensyn til utslipp knyttet til dyrking, produksjon og transport av kraftfôr, beregnet vi utslippene til henholdsvis 149 og 248 g CO<sub>2</sub>-ekv. per kg EKM melk for økologisk og konvensjonell produksjon. Noe som er henholdsvis 66 og 86 prosent av verdiene for økologisk og konvensjonell produksjon oppgitt i tabell 7. Fordi det brukes 30-60 % kraftfôr i Norsk melkeproduksjon vil estimerte utslipp fra kraftfôrproduksjonen ha stor betydning for estimering av de totale utslippene fra en gård. Det vil derfor ha stor betydning om en tar hensyn til hvor og under hvilke betingelser soyaen og de andre ingrediensene er dyrket og hvor godt datagrunnlaget avspeiler ingrediensene som er i kraftfôret.

Sammenlignet med flere andre undersøkelser basert på GWP<sub>100</sub> (IPCC 2006), viser våre beregninger små utslipp av klimagasser per kg kjøtt for alle gårdene. Det skyldes at mesteparten av klimagassutslippene var allokert til melk, og bare de ekstra utslippene fra dyr som ales opp til kjøtt ble belastet kjøttproduksjonen. For eksempel beregnet Roer m.fl. (2013) et klimagassutslipp på 18 kg CO<sub>2</sub>-ekvivalenter per kg storfekjøtt og Bonesmo m.fl. (2013) fra 18-22 kg CO<sub>2</sub>-ekvivalenter per kg storfekjøtt. Kristensen m.fl. (2011) viste at type allokering betyr mye svært mye for GWP per kg kjøtt.

Ved beregning gjort med GWP<sub>100</sub> er omtrent halvparten av de estimerte klimagassutslippene fra gårdene som drev økologisk knyttet til selve besetningen av storfe, vesentlig på grunn av metan fra fordøyelsen deres. Andelen klimagassutslipp fra storfe er litt over en tredjedel av utslippene på gårdene som driver konvensjonelt. Det skyldes større utslipp i forbindelse med produksjon av innkjøpte driftsmidler. Lang levetid på kua og høy ytelse vil gi et lavere utslipp av metan per liter melk. Det blir mindre metanproduksjon i vomma per liter produsert melk med en høyere andel kraftfôr i fôret, men en del av dette fører til økte metanutslipp fra husdyrgjødsel. Kombinasjonen med melk og kjøtt fra samme dyr gir et mye lavere utslipp av klimagasser per kg kjøtt enn ren kjøttproduksjon (Briseid m.fl. 2008).

Estimerte utslipp av lystgass fra gjødsling med husdyrgjødsel eller kunstgjødsel utgjør de største bidragene fra dyrking av fôr på gården. Disse estimatene er svært usikre da lystgassproduksjonen varierer mye, avhengig av jord og værforhold. I tillegg vil det være lavere utslipp per enhet tilført gjødsel ved svakere nitrogengjødsling (van Groeningen m.fl. 2010). Disse variasjonene er ikke fanget opp i modellen, noe som gjør at de som driver økologisk eller andre som gjødsler svakt ikke får kreditt for dette i våre beregninger og heller ikke i andre modeller som vi kjenner til. Utslipp av klimagasser fra produksjon og behandling av kraftfôr kjøpt inn til gården, og utslipp av lystgass og CO<sub>2</sub> fra produksjon av kunstgjødsel betyr mest for de estimerte utslippene knyttet til innkjøp til gården.

For den videre diskusjonen om det er økologisk eller konvensjonell og ekstensiv eller intensiv melkeproduksjon som er mest gunstig i klimasammenheng er det viktig å ha med at beregninger med GTP<sub>100</sub> og GWP\* nedtoner betydningen av metan dersom utslippene av metan er konstante og med GWP\* enda mer når de reduseres. Dermed vil betydningen av dyras vedlikehold og dermed utslipp av metan fra fordøyelsen bety mindre for de totale utslippene. Så lenge innkjøp av driftsmidler holdes lavt, kan det dermed tåles en lavere ytelse per ku enn ved beregninger med GWP<sub>100</sub> uten at estimerte klimagassutslipp øker. Ridoutt (2021) viste at det i australsk landbruk betydde mye for forholdet mellom ku og sau og kylling og gris i beregningen av globalt oppvarmingspotensiale om beregningene ble gjort med GWP\* i stedet for med GWP<sub>100</sub> som er brukt til nå. Beregningene ble påvirket av reduserte metanutslipp i perioden.

I våre beregninger med GWP\* har vi forutsatt at det ikke er forandringer i utslipp av metan. En reduksjon i metanutslipp vil imidlertid fortsatt være gunstig da det er en rask måte å redusere oppvarmingseffekt av klimagasser på (Aamaas & Berntsen 2021). Dersom vi ønsker å få en beregnet verdi på 0 CO<sub>2</sub>-ekvivalenter av metanutslipp med GWP\* må vi redusere metanutslippet med 0,33 % (se 1.5.3 og Aamaas & Berntsen 2021). Dermed vil det som er summert som «storfe» bli redusert til bare direkte utslipp av N<sub>2</sub>O og N<sub>2</sub>O dannet fra fordampet NH<sub>3</sub> fra fjøs, lagring av husdyrgjødsel og beite. Da ville verdien for «storfe» være ca. ¼ av det som vises nå.

Dersom metanutslippet på økologiske garder ble redusert årlig med litt over 1,5 %, ville melken bli produsert med en beregnet verdi av 0 kg CO<sub>2</sub>-ekvivalenter, altså det som en ville betegne som klimanøytral. Dette skyldes at ved reduserte metanutslipp vil estimert effekt av metanutslippene bli negativ og oppveie utslipp fra lystgass og CO<sub>2</sub> ved GWP\*. På konvensjonelle gårder måtte reduksjonen være litt over 2,4 % årlig, noe som skyldes at andelen metangassutslipp er mindre i forhold til andre klimagasser og at summen for klimagassekvivalenter er litt høyere per liter melk enn på økologiske gårder. Dette regnestykket gjelder selvfølgelig bare så lenge det er mulig å redusere utslippene av metan.

At en gård reduserer utslipp av metan er positivt, og for hele landet og hele kloden er det viktig at det årlige totale utslippet av metan reduseres. Øker noen utslippene av metan mer enn det andre reduserer utslippet, så må en i sum altså regne GWP\*-verdier for økte metanutslipp. Fordi det er viktig å redusere de globale utslippene, er det en stor og politisk diskusjon om hvem som skal ha rett til å slippe ut metan og hvem som må redusere utslippene.

Betydningen av beregningsmåten viser tydelig hvor viktig det er å vite hvordan klimaavtrykket er beregnet når resultatene fra beregningene brukes som grunnlag for politiske beslutninger.

### 3.6 Økonomi

Gjennomsnittlig arbeidsinnsats og lønnsevne per time var omtrent lik for de to driftsformene (Tabell 9). Gårdene som drev økologisk, hadde lavere variable kostnader og fikk mer tilskudd enn de som drev konvensjonelt og produsentprisen per liter melk var noe høyere enn for de som drev konvensjonelt. Til tross for dette ble lønnsevnen per time omtrent lik siden melkeytelse og levert melkemengde var lavere på gårdene som drev økologisk. Gårdsstørrelse (antall dyr) og mengden innkjøpt nitrogen hadde lite å si for lønnsomheten.

Tabell 9. Inntekter, utgifter og lønnsevne på 10 gårder med konvensjonell driftsform og 8 med økologisk på melkebruk i Møre og Romsdal, basert på data fra 2010 – 2012 (Flaten m.fl. 2019a).

	Konvensjonell	Økologisk	Signifikans <sup>1</sup>
<b>Alle inntekter</b>	<b>56140</b>	<b>51840</b>	IS
Melk	28030	24770	IS
Kjøtt	8150	5730	*
Planteprodukt	390	470	IS
Jordbrukssubsidier	18105	19090	IS
Subsidier, økologisk	0	3050	
Annen inntekt	625	390	IS
<b>Alle utgifter</b>	<b>39630</b>	<b>38690</b>	IS
Kraftfôr	10720	8370	IS
Annet kjøpt fôr	390	1370	*
Variable kostnader fôr	2510	310	**
Veterinær og medisin	1550	1020	**
Andre variable kostnader	2060	2140	IS
Maskiner	9020	7100	IS
Bygninger	4410	2030	IS
Andre faste kostnader	4380	4790	IS
Land og melkekvote	1150	865	IS
Renter	2375	1975	IS
<b>Arbeid</b>			
Arbeidstimer per storfeenhet	151	179	IS
<b>Økonomiske indikatorer</b>			
Lønnsevne i kroner per storfeenhet	18750	19910	IS
Lønnsevne <sup>1</sup> i kroner per time	107	118	IS

<sup>1</sup>Signifikans er statistisk forskjell mellom konvensjonell og økologisk driftsform basert på Wilcoxon rank-sum ikke-parametrisk test. IS er ikke signifikant forskjell. \* er signifikant forskjell på 5 % nivå, \*\* er signifikant forskjell på 1 % nivå,

<sup>2</sup>Lønnsevne er det som er igjen til betaling for all arbeidsinnsats i jordbruket etter at alle andre produksjonsfaktorer (egenkapital inkludert) har fått full betaling.

### 3.6.1 Økonomi og miljøvirkninger henger sammen

Det ble funnet en sammenheng mellom lønnsomhet og klimagassutslipp registrert som global oppvarmingseffekt målt med GWP<sub>100</sub>, energiintensitet og nitrogenoverskudd per produsert enhet i melk og kjøtt. Det vil si at gårdene med best økonomisk resultat også hadde best resultat for disse miljøindikatorerne. Det var liten sammenheng mellom lønnsevne og nitrogenoverskudd per daa (Tabell 10). Det var imidlertid stor variasjon innafor hver av de to driftsformene i lønnsomhet og miljøforhold. Dette antyder muligheter for å forbedre drift, lønnsomhet og miljøforhold, tilpasset det enkelte bruk. Store og særlig intensive bruk kom dårligere ut på flere miljøindikatorer (unntatt klimagasser).

Når bedre lønnsomhet fører til mer miljøvennlig produksjon kan miljøutfordringer i større grad løses ved tiltak for å øke lønnsomheta i drifta i stedet for offentlige miljøreguleringer. Vi hadde forventet en tettere sammenheng mellom god lønnsomhet og nitrogenoverskudd fordi en bedre utnytting av tilført og egen gjødsel vil redusere behovet for å kjøpe inn nitrogen og gi lavere nitrogenoverskudd. En årsak til at vi ikke fant dette er sannsynligvis at det ofte er rimeligere å kjøpe inn nitrogengjødsel enn å investere i kostbart utstyr for optimal handtering av husdyrgjødsel.

Tabell 10. Korrelasjoner mellom lønnsomhet og utvalgte miljøindikatorer (Flaten m.fl. 2019b)

	Økologisk	Konvensjonell
Lønnsevne – N-overskudd per daa	-0,19	-0,19
Lønnsevne – Klimagassutslipp (GWP <sub>100</sub> , IPCC 2006)	-0,53	-0,48
N-overskudd per daa – Klimagassutslipp (GWP <sub>100</sub> , IPCC 2006)	-0,26	-0,07

<sup>1</sup> En korrelasjon ligger mellom -1 og +1. Jo nærmere tallet er 1 eller -1, jo sterkere er den statistiske sammenhengen mellom to variabler. En negativ korrelasjon mellom lønnsevne og en miljøvirkning, betyr at høyere lønnsevne henger sammen med lågere miljøbelastning.

Tabell 11. Arbeidsfortjeneste og miljøindikatorer for 18 gårder, sortert etter synkende arbeidsfortjeneste. + = den gunstigste tredjedelen, 0 = den midterste tredjedelen, - = den ugunstigste tredjedelen

Driftsform	Arbeidsfortjeneste per time	N-overskudd per daa	N-overskudd per kJ i produkt	Klimagass-utslipp per kJ i produkt	Energi-intensitet
Konv	+	-	0	0	0
Øko	+	+	+	+	+
Øko	+	+	+	+	+
Konv	+	-	-	0	0
Konv	+	0	-	-	-
Konv	+	0	-	-	-
Konv	0	0	0	0	+
Øko	0	+	+	+	+
Øko	0	0	0	+	0
Øko	0	0	+	+	+
Øko	0	+	+	-	-
Konv	0	-	-	-	-
Konv	-	0	0	-	0
Konv	-	0	0	0	0
Øko	-	0	0	0	+
Konv	-	-	-	0	-
Øko	-	+	+	+	0
Konv	-	-	-	-	-

## 4 Konklusjon

**Produksjonsnivå.** Gårdene som ble drevet konvensjonelt i prosjektet produserte mer kjøtt og melk per arealenhet enn de som drev økologisk, men det var stor variasjon innafor begge grupper. Det ble brukt mer kraftfôr på gårdene som drev konvensjonelt, men mengden varierte mye innafor begge grupper. Melkeytelsen var stort sett høy, men også her var det stor variasjon. De gårdene som hadde lavest melkeytelse drev økologisk. Høy melkeytelse og mye innkjøpt fôr gav grunnlag for høy produksjon per arealenhet.

**Nitrogen.** Gårdene som drev økologisk, hadde høyere nitrogener effektivitet enn de som drev konvensjonelt noe som medfører mindre risiko for utslipp av nitrogen til luft og vann. Beregnet for hele driftssystemet hadde gårdene som drev konvensjonelt dobbelt så stort N-overskudd som de som drev økologisk. Forskjellene mellom driftsmåtene var enda større for det fulldyrka arealet på egen gård. Gjennomsnittlig overskudd var 25 kg nitrogen per dekar og år på gårder som drev konvensjonelt og mindre enn 10 kg nitrogen på gårder som drev økologisk. Regnet per enhet produkt i form av melk og kjøtt var nitrogenoverskuddet 50 % større på driftssystemnivå på de gårdene som drev konvensjonelt, sammenlignet med de som drev økologisk. Det var forskjellen i mengde innkjøpt nitrogengjødsel mellom de to driftsformene som mest påvirket produksjonsnivå og nitrogener effektivitet. Variasjonen innenfor hver av de to driftsformene skyldtes i stor grad andre sider ved gårdsdrifta.

**Fosfor og kalium.** Alle gårdene hadde overskudd av fosfor og kalium, men det var stor variasjon mellom gårdene i overskudd av både fosfor og kalium. På noen gårder var overskuddet svært lite. Det var en tendens til økende overskudd av både fosfor og kalium med økende innkjøp av nitrogen og tendens til høyere overskudd på gårder som drev konvensjonelt enn gårder som drev økologisk.

**Energi.** Energiintensiteten var høyere ved konvensjonell driftsform enn ved økologisk. Det skyldes større energiforbruk til innkjøpte driftsmiddel. Det er viktig å inkludere maskiner og bygninger i energiregnskapet da energi bundet i maskiner og bygninger varierte fra 15 til 44 % av all energibruk på gårdene.

**Klimagassutslipp.** Klimagassutslippene registrert som CO<sub>2</sub>-ekvivalenter beregnet som GWP<sub>100</sub> (IPCC 2006) steg per daa ved økende intensitetsnivå målt som mengde innkjøpt nitrogen per daa og var signifikant lavere ved økologisk enn ved konvensjonell drift. Når utslippene ble regnet per produsert mengde melk og kjøtt eller per enhet energi eller protein minsket forskjellen mellom driftsformene, men den var fortsatt signifikant. Innkjøp av gjødsel, både utslipp ved produksjon og bruk, er den enkeltfaktoren der klimagassutslippene fra konvensjonell melkeproduksjon er mye høyere enn ved økologisk melkeproduksjon. Estimert oppvarmingseffekt av beregnede klimagassutslipp fra melkeproduksjonen ble lavere når beregningene ble gjort med GTP<sub>100</sub> eller GWP\* enn når beregningene ble gjort med GWP<sub>100</sub>. Det ble størst reduksjon der utslipp fra selve husdyrholdet betydde mest for de totale utslippene når det ble beregnet med GWP<sub>100</sub>. Dette var gårder med lav ytelse per dyr og små innkjøp. På tilsvarende måte ble estimert global oppvarming beregnet som kg CO<sub>2</sub>-ekvivalenter per kg EKM melk i gjennomsnitt for gårder som drev økologisk redusert fra 87 % av konvensjonell drift til rundt 70 % når CO<sub>2</sub>-ekvivalentene ble beregnet med GTP<sub>100</sub> eller GWP\* i stedet for GWP<sub>100</sub>.



**Økonomi.** Gjennomsnittlig arbeidsinnsats og lønnsevne per time var omtrent lik for de to driftsformene. Gårdene med best økonomisk resultat gjorde det best på de globale miljøindikatorene, N-overskudd per produkt, energiintensitet og klimagassutslipp registrert som global oppvarmingseffekt målt med  $GWP_{100}$ . Det var liten sammenheng mellom lønnsevne og nitrogenoverskudd per daa.

Vi kan oppsummere med at økende intensitet, registrert som mengde innkjøpt nitrogen per daa gårdsareal, økte overskuddet av nitrogen, fosfor og kalium, energiforbruket og klimagassutslippet per daa. Det var høyest ved konvensjonell produksjon. Det var imidlertid stor variasjon mellom gårdene innafor hver driftsform og målt per enhet melk og kjøtt var forskjellen mellom driftsformene ikke så tydelig. I de fleste sammenhenger vil det være mer relevant å bruke enheten driftssystem enn bare gård ved utregning av miljøindikatorer. Denne studien viser tydelig hvor mye modellutforming, usikkerhet i gårdsdata og valgte avgrensinger har å si for hvilken verdi ulike miljøindikatorer får. Spesielt tydelig er dette når det gjelder beregnede klimagassutslipp. Det betyr at verdiene for de ulike miljøindikatorene vi fant i denne undersøkelsen, og i tilsvarende undersøkelser, vil være usikre på gårdsnivå. Som regel er det heldigvis slik at god utnytting av gårdens egne og tilførte ressurser reduserer overskuddet av nitrogen og andre næringsstoff, reduserer energiforbruk og klimagassutslipp og bedrer økonomien. Hansen m.fl. (2018) har diskutert dette nærmere. Dersom en har god ressursutnytting som rettesnor for å redusere utslipp av klimagasser og andre miljøbelastninger fra egen gård og modellen ikke skal brukes som grunnlag for å beregne premiering/subsidiering basert på karbonavtrykk eller annen miljøbelastning, er det ikke så viktig om estimatene for utslipp av klimagasser er helt eksakte. Når resultatene brukes til politikktutforming og når resultater fra ulike studier sammenlignes er det derimot viktig å ta hensyn til usikkerhet i beregningene og hva modellen som er brukt har tatt hensyn til.

## 5 Referanser

- Aamaas, B. & Berntsen, T.K. 2021. Metodikk for framstilling av klimaeffekt på kort og lang sikt. CICERO, Oslo.
- Bleken, M.A., Steinshamn, H. & Hansen, S. 2005. High nitrogen cost of food production: Norwegian society. *Ambio* 26, s. 134-142
- Breland, T.A. 1992. Organisk materiale og biologisk prosessar i jorda. SFFL Faginfo nr. 19, 1992. Statens fagtjeneste for landbruket, Ås.
- Bonesmo, H., Beauchemin, K.A., Harstad, O.M. & Skjelvåg, A.O. 2013. Greenhouse gas emission intensities of grass silage based dairy and beef production: A systems analysis of Norwegian farms. *Livest. Sci.* 152, 239–252
- Briseid, T., Grønlund, A., Harstad, O.M., Garmo, T.H., Volden, H. & Morken, J. 2008. Klimagasser fra landbruket. Utslippsreduksjoner, forslag til mål, tiltak og virkemidler, Bioforsk Rapport nr.9 vol 3. Bioforsk Jord og miljø, Ås. 42 s.
- Cordell, D., Drangert, J.O. & White, S. 2009. The story of phosphorus: Global food security and food for thought. *Glob. Environ. Chang.* 19, 292–305. <https://doi.org/10.1016/J.GLOENVCHA.2008.10.009>
- Correll, D.L.. 1998. The Role of Phosphorus in the Eutrophication of Receiving Waters: A Review. *J. Environ. Qual.* <https://doi.org/10.2134/jeq1998.00472425002700020004x>
- Escobar, N., Tizado, E.J., zu Ermgassen, E.K.H.J., Löfgren, P., Börner, J. & Godar, J. 2020. Spatially-explicit footprints of agricultural commodities: Mapping carbon emissions embodied in Brazil's soy exports. *Glob. Environ. Chang.* 62, 1–17. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2020.102067>
- Eurofins 2021. Veiledning til jordanalyser. <https://www.eurofins.no/agro-testing/analysetjenester/analyse-av-jord/>. Lastet ned desember 2021.
- Flaten, O., Koesling, M., Hansen, S. & Veidal, A. 2019a. Links between profitability, nitrogen surplus, greenhouse gas emissions, and energy intensity on organic and conventional dairy farms. *Agroecology & Sustainable Food Systems*, 43:9, 957-983
- Flaten, O., Koesling, M., Hansen, S. & Veidal, A. 2019b. Går lønnsom og miljøvennlig drift overens? *Buskap* nr 8, 2019
- Hansen, S., Morken, J., Nesheim, L., Koesling, M. & Fystro, G. 2009. Reduserte nitrogenutslipp gjennom bedre spredningsrutiner for husdyrgjødsel. Bioforsk Rapport, nr. 188, vol. 4. 48 s. <https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/handle/11250/2657183>
- Hansen, S., Haavik, T.B., Bergslid, R., Van Gool, B., Lunnan, T., Røthe, G. & Walland, F. 2018. Miljø - og klimavennlig melkeproduksjon. Inspirasjon fra seks melkeproduksjonsbruk. NIBIO-rapport nr. 96 vol.4. 58 s.
- Hansen, S. & Øygarden, L.. 2019. Innspill til norsk klimagassmodell på gårdsnivå. NIBIO-rapport vol 5, nr. 67, 36 s.
- IPCC 2006. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. & Tanabe K. (eds). Published: IGES, Japan
- IPCC 2013. Climate Change 2013. The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press
- IPCC 2021. Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press
- Knudsen, M.T., Yu-Hui, Q., Yan, L. & Halberg, N. 2010. Environmental assessment of organic soybean (*Glycine max.*) imported from China to Denmark: A case study. *J. Clean. Prod.* 18, 1431–1439. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2010.05.022>
- Koesling, M. 2017. Nitrogen and Energy Utilisation on Conventional and Organic Dairy Farms in Norway. Thesis, University of Kassel
- Koesling, M., Hansen, S. & Bleken, M. A. 2017a. Variations in nitrogen utilisation on conventional and organic dairy farms in Norway. *Agricultural Systems* 157 (2017) s. 11-21
- Koesling, M., Hansen, S. & Bleken, M. A. 2017b. Variations of energy intensities and potential for improvements in energy utilisation on conventional and organic Norwegian dairy farms. *Journal of Cleaner Production* 164, 301-314
- Koesling, M., Ruge, G., Fystro, G., Torp, T. & Hansen, S. 2015. Embodied and operational energy in buildings on 20 Norwegian dairy farms – Introducing the building construction approach to agriculture. *Energy & Buildings* 108, 330-345

- Korsaeth, A., Jacobsen, A.Z., Roer, A.G., Henriksen, T.M., Sonesson, U., Bonesmo, H., Skjelvåg, A.O. & Strømman, A.H. 2012. Environmental life cycle assessment of cereal and bread production in Norway. *Acta Agric. Scand. Sect. A - Anim. Sci.* 62, 242–253. <https://doi.org/doi: 10.1080/09064702.2013.783619>
- Kristensen, T., Mogensen, L., Knudsen, M.T. & Hermansen, J.E. 2011. Effect of production system and farming strategy on greenhouse gas emissions from commercial dairy farms in a life cycle approach. *Livestock Science* 140, s. 136-148
- Kristensen, T., Jensen, C., Østergaard, S., Wejsbjerg, M.R., Aaes, O. & Nielsen, N.I. 2015. Feeding, production, and efficiency of Holstein-Friesian, Jersey, and mixed-breed lactating dairy cows in commercial Danish herds. *Journal Dairy Science* 98, s. 263-274
- Laca, A., Gómez, N., Laca, A. & Díaz, M. 2020. Overview on GHG emissions of raw milk production and a comparison of milk and cheese carbon footprints of two different systems from northern Spain. *Environ Sci Pollut Res* 27, 1650–1666 <https://doi.org/10.1007/s11356-019-06857-6>
- Lunnan, T. & Sturite, I. 2015. Dyrkingsforsøk med luserne og raudkløver. *Bioforsk Fokus* nr. 3 vol 3, 23 s.
- Lyche, A. 2010. Rapport. Beregninger av nitrogen-balansen på 50 gårdsbruk i kommunene Midsund, Fræna, Gjemnes, Surnadal og Rindal. *Landbruk Nordvest*. 15 s
- Lynch, J., Cain, M., Pierrehumbert, R. & Allen, M. 2020. Demonstrating GWP\*: a means of reporting warming-equivalent emissions that captures the contrasting impacts of short- and long-lived climate pollutants. *Environ Res Lett* 15:13. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab6d7e>
- Miljødirektoratet, Statistisk Sentralbyrå og Norsk institutt for bioøkonomi 2021. Greenhouse Gas Emissions 1990-2019, National Inventory Report. M-2013 I 2021. 633 s. <https://unfccc.int/documents/273425>
- Regjeringen 2019. Svar på skriftlig spørsmål om kutt av CO2-ekvivalenter i jordbrukssektoren. <https://www.regjeringen.no/no/aktuelt/svar-pa-skriftlig-sporsmal-om-kutt-av-co2-ekvivalenter-i-jordbrukssektoren/id2615668/> (Retrieved 10.05.2019)
- Ridoutt, B., 2021. Short communication: climate impact of Australian livestock production assessed using the GWP\* climate metric. *Livest. Sci.* 246, 104459. <https://doi.org/10.1016/j.livsci.2021.104459>
- Roer, A.-G., Johansen, A., Bakken, A.K., Daugstad, K., Fystro, G. & Strømman, A.H. 2013. Environmental impacts of combined milk and meat production in Norway according to a life cycle assessment with expanded system boundaries. *Livest. Sci.* 155, 384–396. <https://doi.org/10.1016/j.livsci.2013.05.004>
- Serikstad, G.L. 2015. Det store nitrogen-kretsløpet. *Agropub.no*. <https://www.agropub.no/fagartikler/det-store-nitrogen-kretsløpet>.
- Sjaunja, L.O., Bævre, L., Junkkarinen, L., Pedersen, J., Setälä, J., Bævre, L., Junkkarinen, L., Pedersen, J. & Setälä, J. 1991. A nordic proposal for an energy corrected milk (ECM) formula. In: Gaillon, P., Chabert, Y. (Eds.), *Performance Recording of Animals: State of the Art, 1990*. European Association for Animal Production (EAAP), Paris, s. 156–157
- Schueler, M., Hansen, S. & Paulsen, H.M. 2018. Discrimination of milk carbon footprints from different dairy farms when using IPPC Tier 1 methodology for calculation of GHG emissions from managed soils. *Journal of Cleaner Production* 177 (2018) s. 899-907
- Serikstad, G.L., Pommeresche, R., McKinnon, K. & Hansen, S. 2018. Karbon i jord – kilder, handtering og omdanning. *NORSØK Rapport*, no. 9, 2018. NORSØK, Tingvoll. <https://orgprints.org/id/eprint/34314/>
- Sørensen, M.V., Strimbeck, R., Nystuen, K.O. m.fl. 2018. Draining the Pool? Carbon Storage and Fluxes in Three Alpine Plant Communities. *Ecosystems* 21:316–330. <https://doi.org/10.1007/s10021-017-0158-4>
- Wernet, G., Bauer, C., Steubing, B., Reinhard, J., Moreno-Ruiz, E. & Weidema, B. 2016. The ecoinvent database version 3 (part I): overview and methodology. *Int. J. Life Cycle Assess.* 21, 1218–1230. <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1087-8>

# Vedlegg

## Vedlegg 1 Calculations of nitrogen indicators

OBS: annen definisjon av utmark i forhold til gårdens areal.

### 1.1 Choice of system boundaries and functional unit

We identified two system levels as indicated by Bleken et al. (2005): the *dairy farm* and *dairy system*. The latter includes areas used to raise purchased calves and heifers and to produce purchased fodder outside the farm and was designated off-farm area. Such areas can be located in the vicinity of the farm, in other parts of the country, or in other countries. In this study, only farms with dairy production as their main enterprise were selected. However, several farms had some non-dairy animals (sheep or horses), or they sold roughage; the area and nutrients used for this were not included as part of the dairy farm (DF).

The N-produce is defined as the nitrogen in sold milk and in meat gain. To calculate the nitrogen content of milk and meat, we divided the protein content of the farms' milk by a conversion factor of 6.38 for milk and 6.25 for meat (FAO, 1986). For cattle, on average, 2.4 % of live weight was estimated to be N (Andrew et al., 1994). This value was multiplied by 53 % of live weight (Olesen et al., 1999) to obtain an estimate of the amount of N in lean tissues in the carcass and edible by-products (Bleken and Bakken, 1997), which we refer to as N in meat in this article.

The functional unit used in this study for human consumption in terms of milk and meat gain is 1.0 kg N, which corresponds to approximately 193 kg milk with 3.3 % protein or approximately 30 kg of meat with 21 % protein. To compare milk from different farms based on its energy content, the amount of milk mass was standardized to a kilogram of energy-corrected milk (ECM) (Sjaunja et al., 1991) based on the fat and protein content of milk on each farm. The method of dealing with co-products (in our case, livestock increment) influences the results (Cederberg and Stadig, 2003; Kraatz, 2009). In the life assessment analysis, we used system expansion rather than allocation.

The farmers in our study sold milk and animals for slaughter or as live animals. Some farms enlarged their herd during the study period, retaining the calves that otherwise could have been sold. To account for this strategy, we used weight gain for the herd instead of the weight of sold animals. To calculate the weight-increase of the dairy herd, we multiplied the animal days in each feeding group by the expected average daily weight gain for the group (Olesen et al., 1999).

### 1.2 Calculation of N-surpluses

We calculated the farm-gate N-surplus of purchased N as the difference between bought inputs (net purchase) and N-produce (sold milk and meat gain), with all products calculated in terms of kilogram N per hectare. The farm-gate N-surplus also included N-input from Biological Nitrogen-fixation (BNF) on fully cultivated land and atmospheric N-deposition deposition on the dairy farm area.

Because nearly all purchased fertilizer and cattle manure, that was not dropped by grazing, were spread on fully cultivated area, rough estimates were made to distinguish between the N-surplus per ha on fully cultivated land and on native grassland. Because only a negligible part of the area on the

farms was surface cultivated grassland, no calculations were done for this area. On native grassland, N-input was assumed to mainly consist of concentrates given to the cattle herd and atmospheric deposition, whereas on cultivated land stored cattle manure, purchased fertilizer and BNF were additional N-input. The share of the weighted farm area of respectively fully cultivated area and native- grassland were used to roughly estimate share of concentrates used, and the milk and meat gain from these two types of farm area. The amount of concentrates used and production of milk and meat gain on grassland, was estimated on basis of grazing days on these areas.

Unfortunately, we did not have data available to calculate field level nitrogen balances as N-input (fertilizer, manure and N-fixation) minus harvested N, neither for the whole farm area nor for the different area types. Our estimates are therefore rough and do not give an exact figure of the N-surplus of the given area.

The N-surplus of the dairy system is defined as the total net N-input to the dairy farm plus the N-surplus at the site of production of imported feed minus N-produce. N-surplus per unit of N-produce is the total N-surplus of the dairy system divided by N-produce.

The N-surplus from off-farm roughage-producing area, including atmospheric N deposition and N-fixation by clover, was estimated to be 80 kg N·ha<sup>-1</sup> for conventional farms and 0 kg N·ha<sup>-1</sup> for organic farms, based on local field trials, fertilisation data, and information from the local extension service. Roughage is normally purchased from stockless farms with no or low input of animal manure, and thus N-surpluses are lower than those on dairy farms. In this study, the area needed to produce purchased roughage was estimated assuming the average yield as harvested on the farms (4,200 kg DM·ha<sup>-1</sup> for conventional farms and 2,940 kg DM·ha<sup>-1</sup> for organic farms). The off-farm area needed (ha) was multiplied by the estimated N-surplus (kg N·ha<sup>-1</sup>) to obtain the N-surplus from off-farm roughage production.

The further approach for calculating the N-surpluses for conventional and organic production of the ingredients in concentrates is described by Koesling (2017).

The N-surplus associated with raising bought animals off-farm was calculated by multiplying the estimated surplus per kg N in produce, allocated to weight gain, with the nitrogen content of live weight in bought animals. This surplus estimate was based on the results from the farms in the present study and calculated as the average of the conventional or organic dairy farms, respectively. The off- farm area associated with rearing bought animals was calculated by multiplying the estimated N-intensity on off-farm area associated with rearing bought animals on a farm with the average area needed on the dairy farm and off -farm for plant production to produce 1 kg N in produce, using separate averages for the group of conventional or organic dairy farms in the study, respectively.

The N-surpluses (kg N) derived from growing off-farm roughage and concentrates, and raising purchased animals, were summed, and then divided by the dairy farm area to yield the N-surplus for off-farm area ( $I_g$ ).

Nitrogen intake on free rangeland was calculated based on feed energy demand, divided by the energy content (0.85 FEm·kg<sup>-1</sup> DM) and multiplied by the estimated N content for free rangeland

(0.011 kg N·kg<sup>-1</sup> DM based on findings from previous investigations, Gustav Fystro personal communication).

### 1.3 Farm data and sources

Data from the 20 farms were collected between 2010 and 2012, and the average annual values per farm were used to reduce the influence of weather variations. Farm visits were used to introduce the data collection forms to farmers and to prepare farm maps. Each year, data were collected after spring cultivation, first and second cut, and after the growing season. The information collected included farm area, livestock numbers, milk yield, purchased and sold livestock, number of grazing days on different areas, the amount and type of purchased concentrates, bedding material, fertilisers, pesticides, and import and export of roughage and manure. Other information, such as tillage operation and silage yields, was also registered. Farmers also estimated the percentage of clover in grass-clover mixtures before the first and second cuts. Photographs of grassland for which the proportion of clover had been determined were used to improve estimates. The farmers registered the number of animals within each group, grazing area, and grazing period. Farmers reported whether the dairy cows were on the grazing area day and night or only during daytime between milking periods. Changes in stock for each calendar year were also recorded. Details of seeds and medicines were excluded because of their low relevance to the present study (Cederberg and Mattsson, 2000). The amount of atmospheric N deposition was calculated by multiplying the regional average of annual atmospheric N deposition (Aas et al., 2011), 2.94 kg N·ha<sup>-1</sup>, with the total area of the farm. Therefore, the atmospheric N deposition per weighted dairy farm hectare (Table 2) was larger than the deposit in each area of farmland. The process used to estimate N-fixation is explained later.

Production of N in milk and meat gain on free rangeland was calculated and shown separately as input to the farm. Only one of the 20 farms had no access to free rangeland.

In order to estimate the amount of purchased N, we used the declaration of contents when available, or a standard nutrient content (NORSØK, 2001). For concentrates, we used the specific formulations for the different concentrates given by the Norwegian Agricultural Purchasing and Marketing Cooperation. The average N concentration in farm silage was estimated based on near infrared spectroscopy analysis of 12 silage samples on each farm (three fields, two harvests, two years). The average values for organic or conventional farms were used as the estimates for the N-content in imported silage.

### 1.4 Nitrogen fixation and atmospheric deposition

The BNF on harvested and graze farm area was calculated as follows:  $BNF = (DM_{TAG} + DM_{BG}) \times CI \% \times N \% \times P_{fix} \%$ , (1)

where

$DM_{TAG}$  total above-ground DM [kg] is estimated as the harvested yield multiplied by 1.4. The harvested yield is estimated from the assumed feed demand for the production of milk and meat gain on the dairy farm. We assumed that the intake corresponded to the calculated feed demand. The feed demand from harvested roughage was

calculated as total energy demand minus the energy taken up from purchased feed, grazing on free rangeland and on-farm and assuming 40% losses from harvest to feed uptake. Further description is given by Koesling (2017).

<i>DM<sub>BG</sub></i>	below-ground DM = $DM_{TAG} \times 0.5$ [kg]. This value is in line with the IPCC (Paustian et al., 2006)
<i>Cl %</i>	percentage of clover in grass-clover yield
<i>N %</i>	3 % N-content, according to Høgh-Jensen et al. (2004) and in line with the findings of Hansen et al. (2014).
<i>P<sub>fix</sub> %</i>	95 %. Percentage of N in plants calculated using BNF. We used a high value (Høgh-Jensen et al., 2004), because the farms with a higher proportion of clover had a low fertilisation rate.

As the calculation of BNF is based on different assumptions and information from the farms, it has an inherent degree of uncertainty. To investigate if there were still significant differences in N-surpluses between conventional and organic farms (Table 4) if the values for BNF were 20 % lower or higher, all results were recalculated, and new t-tests were conducted. Lower values for N-fixation did slightly increase the difference in N-surpluses between conventional and organic farms. When the estimated N-fixation was increased by 20 %, difference in N-surplus per ha DF were reduced from a significant level of below 0.001 to below 0.01.

## References used in appendix 2.

- Aas, W., Solberg, S., Manø, S., Yttri, K.E. 2011. Monitoring of long-range transported air pollutants. Annual report for 2010. Norwegian Institute for Air Research.
- Andrew, S.M., Waldo, D.R., Erdman, R.A. 1994. Direct Analysis of Body Composition of Dairy Cows at Three Physiological Stages. *J. Dairy Sci.* 77, 3022–3033. [https://doi.org/10.3168/jds.S0022-0302\(94\)77244-1](https://doi.org/10.3168/jds.S0022-0302(94)77244-1)
- Bleken, M.A., Bakken, L.R. 1997. The Nitrogen Cost of Food Production: Norwegian Society. *Ambio* 26, 134–142.
- Bleken, M.A., Steinshamn, H., Hansen, S. 2005. High nitrogen costs of dairy production in Europe: Worsened by intensification. *Ambio* 34, 598–606. <https://doi.org/10.1579/0044-7447-34.8.598>
- Cederberg, C., Mattsson, B. 2000. Life cycle assessment of milk production - a comparison of conventional and organic farming. *J. Clean. Prod.* 8, 49–60. [https://doi.org/10.1016/S0959-6526\(99\)00311-X](https://doi.org/10.1016/S0959-6526(99)00311-X)
- Cederberg, C., Stadig, M. 2003. System Expansion and Allocation in Life Cycle Assessment of Milk and Beef Production. *Life Cycle Assess.* 8, 350–356. <https://doi.org/10.1065/lca2003.07.126>
- FAO 1986. Manuals of food quality and control. 7. Food analysis: general techniques, additives, contaminants, and consumption, FAO Food and Nutrition paper. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome
- Hansen, S., Bernard, M.-E., Rochette, P., Whalen, J.K., Dörsch, P. 2014. Nitrous oxide emissions from a fertile grassland in Western Norway following the application of inorganic and organic fertilizers. *Nutr. Cycl. Agroecosystems* 98, 71–85. <https://doi.org/10.1007/s10705-014-9597-x>
- Høgh-Jensen, H., Loges, R., Jørgensen, F. V., Vinther, F.P., Jensen, E.S. 2004. An empirical model for quantification of symbiotic nitrogen fixation in grass-clover mixtures. *Agric. Syst.* 82, 181–194. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2003.12.003>
- Koesling, M. 2017. Nitrogen and Energy Utilization on Conventional and Organic Dairy Farms in Norway. University of Kassel. <https://doi.org/hebis:34-2017041052342>
- Kraatz, S. 2009. Ermittlung der Energieeffizienz in der Tierhaltung am Beispiel der Milchviehhaltung (In German). Landwirtschaftlich-Gärtnerischen Fakultät der Humboldt-Universität zu Berlin.
- NORSØK 2001. Handbok økologisk landbruk. Del 1 Planteproduksjon (In Norwegian). NORSØK, Tingvoll
- Olesen, I., Strøm, T., Lund, V. 1999. Økologisk husdyrhold (In Norwegian). Landbruksforlaget, Oslo
- Paustian, K., Ravindranath, N.H., van Amstel, A. 2006. 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Volume 4. Agriculture, Forestry and Other Land Use. IPCC, Hayama
- Sjaunja, L.O., Bævre, L., Junkkarinen, L., Pedersen, J., Setälä, J., Bævre, L., Junkkarinen, L., Pedersen, J., Setälä, J. 1991. A nordic proposal for an energy corrected milk (ECM) formula, in: Gaillon, P., Chabert, Y. (Eds.), Performance Recording of Animals: State of the Art, 1990. European Association for Animal Production (EAAP), Paris, s. 156–157



## Vedlegg 2 Calculations of energy indicators

Primary energy embodied in the purchased inputs on dairy farms ( $SI_{pDF}$ ) was calculated as the sum of the energy needed for production and transportation of different purchased products ( $I_{pi}$ ) to the farm gate:

$$SI_{pDF} = I_{pa} + I_{pb} + I_{pc} + \dots + I_{pn} + I_{po} = \sum_{i=a}^o I_{pi}$$

With:

$SI_{pDF}$	embodied energy in purchased inputs on farm
$I_{pa}$	concentrates
$I_{pb}$	milk powder
$I_{pc}$	imported roughages
$I_{pd}$	bought animals
$I_{pe}$	entrepreneurial baling
$I_{pf}$	PE-film
$I_{pg}$	fuel
$I_{ph}$	electricity
$I_{pj}$	silage additives
$I_{pk}$	pesticides
$I_{pl}$	bedding
$I_{pm}$	transport of concentrates
$I_{pn}$	fertiliser
$I_{po}$	lime

We calculated three main energy intensities. All of them were calculated in MJ input per MJ metabolizable energy in sold milk and meat gain ( $SO_{mm}$ ) as output:

- energy intensity on yearly purchased inputs ( $\epsilon_{i-pDF}$ );
- energy intensity on purchased inputs plus the annual value of machinery and buildings (infrastructure) ( $\epsilon_{i-pDF+Infra}$ ); and
- energy intensity on all inputs ( $\epsilon_{i-all}$ ), including yearly purchased inputs, the annual value of machinery and buildings and produced metabolizable energy on free rangeland.

Two energy intensities were calculated where production of milk and meat gain on free rangeland was subtracted from the output ( $NO_{mm}$ ):

- energy intensity on purchased inputs ( $\epsilon_{i-pDF-FR}$ ) and
- energy intensity on purchased inputs plus infrastructure ( $\epsilon_{i-pDF+Infra-FR}$ ).

These five energy intensities are dimensionless and calculated as quotients with the input of primary energy from cradle-to-farm gate as nominator and the metabolic energy output from milk and meat gain as denominator. Similar to energy intensities, nitrogen intensities were calculated as quotients with the input of nitrogen used in production on the dairy farm ( $N_{i-pDF}$ ) as nominator and the output of nitrogen from milk and meat gain for human consumption as denominator (Koesling, 2017). To investigate if the differences between conventional and organic farms still were significant with higher values of embodied energy of organic concentrates, roughages, and bought animals and lower estimated values for meat gain, t-tests were conducted. The values for embodied energy of organic concentrates, roughages, and bought animals were increased to 110 % and 120 % of the values presented ( $I_{pa}$ ,  $I_{pc}$  and  $I_{pd}$ ). The meat gain on organic farms ( $O_{meat}$ ) was reduced to 90 % and 80 %.

Koesling, M. 2017. Nitrogen and Energy Utilization on Conventional and Organic Dairy Farms in Norway. University of Kassel

## Vedlegg 3 Calculations of greenhouse gas emissions

Calculation of GHG emissions were done with the FARM model (Flow Analysis and Resource Management, Schueler et al. 2018a). The material and energy flows are assessed in a whole farm model and GHG emissions are calculated based on the interactions from it. The model mainly follows IPCC methodology (IPCC 2006). Deviation from this is explained under the below detailed description of the calculations of each emission estimates in the models. When nothing else is stated the GHG emissions are given as GWP<sub>100</sub> and are expressed as CO<sub>2</sub>-equivalents to account for the global warming potential for the respective gases in a 100-year perspective (IPCC, 2006): 1 kg CH<sub>4</sub> = 25 kg CO<sub>2</sub>-equivalents, 1 kg N<sub>2</sub>O = 298 kg CO<sub>2</sub>-equivalents. As outlined under 2.3.4 also GWP\*<sub>100</sub> and GTP were calculated.

Milk is energy corrected (ECM) milk delivered to dairy or used by the farm family during a year. Meat is yearly meat gain

The following GHG sources were included: **Cattle derived emissions** (Enteric CH<sub>4</sub>, CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O from animal excretes by grazing, indirect N<sub>2</sub>O from NH<sub>3</sub> volatilization from in the stable and during grazing); **Emissions from manure storage** (CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O and indirect N<sub>2</sub>O from NH<sub>3</sub> volatilization); **Roughage production** (direct and indirect N<sub>2</sub>O emissions from crop residues, fertilizer and manure application, CO<sub>2</sub>-emissions after liming, and CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O emissions from fuel combustion on farm); **Feed import** (Emissions from off-farm production and processing of imported concentrates and roughage in CO<sub>2</sub>-eq.); **Supply chain** (Emissions from production of fertilizers and lime (CO<sub>2</sub>-eq), from production of electricity, silage foil and pesticides all in CO<sub>2</sub>-eq); **Transport to farm** (in CO<sub>2</sub>-eq); **Building constructions** (in CO<sub>2</sub>-eq) and **Machinery constructions** (in CO<sub>2</sub>-eq) ). Estimates of GHG emissions from production of goods in the supply chain are CO<sub>2</sub> equivalents given in the ecoinvent® database (Frischknecht & Rebitzer 2005).

The following were **not included** in GHG emission estimates: CO<sub>2</sub>-emissions from soil or Carbon sequestration in soil; CH<sub>4</sub> emissions or CH<sub>4</sub> oxidation in soil; CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> from cultivation of peat soil. The reason is the high uncertainty in these estimates.

### Cattle derived emissions

Enteric CH<sub>4</sub> emissions were calculated for each cattle group based on kg dry matter intake (DMI) according to Storlien et al (2014).

$$\text{CH}_4[\text{MJ}/\text{d}] = (-1.47 [\text{MJ}] + 1.28 [\text{MJ}/\text{kg}] * \text{DMI} [\text{kg}/\text{d}]) \quad (1)$$

The energy of methane was converted to kg CH<sub>4</sub> by assuming 1 kg CH<sub>4</sub> = 55.65 MJ (IPCC 2006). 1.28 MJ/kg is the assumed energy concentration of the roughage. DMI = Dry matter intake in kg per day. The effect of the uncertainty in assessment of CH<sub>4</sub> from enteric fermentation on the overall estimates of GHG emissions are further discussed by (Schueler, et al. 2018b).

Direct N<sub>2</sub>O emission from grazing cattle (EF<sub>N<sub>2</sub>O-Ngrazing</sub>) was calculated as 2% of N excreted on the pasture as a default value (IPCC 2006) for all grazing. N excreted on pasture or rangeland was estimated from the grazing period and the time of the day of grazing. Because of the low cattle density, we assumed that no NO<sub>3</sub> was leached during grazing. N volatilized during grazing (NH<sub>3grazing</sub>) was set to 7.5% of TAN-excreted according to the Norwegian emission inventory (Sandmo, 2016).

Estimated N volatilized in stable ( $\text{NH}_{3\text{stable}}$ ) varied with the housing type and were based on recommendations from John Morken (pers med). For loose housing with closed connection to manure storage beneath the cowshed  $\text{NH}_{3\text{stable}}$  was set to 10% of TAN-excreted, for tie-stall with closed connection to manure storage beneath the cowshed  $\text{NH}_{3\text{stable}}$  was set to 7 % of TAN-excreted, and for tie-stall or loose-stall with open connection to manure storage beneath the cowshed  $\text{NH}_{3\text{stable}}$  was set to 4% of TAN-excreted  $\text{NH}_3$ . For all indirect  $\text{N}_2\text{O}$  emissions of volatilized N independent of source we used  $\text{N}_2\text{O-N} = 1\%$  of  $\text{NH}_4\text{-N}$  volatilized IPCC, 2006).

$\text{CH}_4$  from manure in stable was set to zero as we assumed a short stay for the manure and no anaerobic conditions.  $\text{CH}_4$  from dung on pasture is calculated with the same model as for manure storage (see below), but the methane conversion factor (MCF) is set to 0.01 according to IPCC, 2006.

### Manure storage

Methane emissions from manure storage was calculated according to equation 2 (IPCC, 2006)

$$\text{Kg CH}_4 = \text{VS} * \text{B}_0 * 0.67 * \text{MCF} \quad (2)$$

Where kg VS = volatile solids,  $\text{B}_0$ : maximum methane producing capacity for manure produced by cattle =  $0.24 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{kg VS excreted}^{-1}$ , 0.67: conversion factor of  $\text{m}^3 \text{ CH}_4$  to kilograms  $\text{CH}_4$  and MCF: methane conversion factor for each management system.

VS and MCF calculations differ from IPCC.

$$\text{VS} = \text{DMI} * (1-\text{XDOM}) * (1-\text{XASH}) \quad (3)$$

According to Rösemann (2013) where DMI = Dry matter intake of cattle, XDOM = apparent digestibility of organic matter (kg /kg DM), XASH = crude ash content (kg /kg DM).

MCF (kg  $\text{CH}_4$  emitted / kg  $\text{CH}_4$  potential) is set to 0.027 for liquid cattle slurry with crust, which is the dominating way of handling and storing the manure on these farms, as well as in rest of Norway. For deep bedding MCF was set to 0.1 (IPCC, 2006). Direct  $\text{N}_2\text{O-N}$  emissions from manure storage is set to 0.5 % kg N stored for liquid cattle slurry with crust and 1% from deep bedding (IPCC, 2006). The EF for  $\text{NH}_3\text{-N}$  volatilized was set to 3% of N stored for slurry with natural crust, and 30 % for deep bedding (IPCC, 2006).

### Roughage production

Direct  $\text{N}_2\text{O}$  emission from nitrogen applied to soil (fertilizer, manure and crop residues) is set to 1% of applied N according to IPCC (2006). Fertilizer-N equals farmers' purchase of N-containing fertilizer. The total amount of manure-N equals excreted N from cattle. N in cattle slurry exported is subtracted, and N in cattle slurry imported is added. In the amount of manure-N applied to soil, the estimated  $\text{NH}_3$ -volatilized is subtracted (equation 4) to avoid double counting of  $\text{N}_2\text{O}$  emissions from applied manure. This is a deviation from IPCC (2006).

$$\text{Nitrogen applied} = (\text{Nexcreted} - \text{Nvol-stable} - \text{Nvol-storage} - \text{N exported} + \text{N imported}) - \text{Nvol-spraying} \quad (4)$$

Because we did not know the weather conditions during manure spraying, we could not estimate the actual  $\text{NH}_3$ -volatilization during spraying but have chosen to use emission factors that varied with the actual spraying technique according to Karlsson and Rohde 2002. The emission factors are given as %

of NH<sub>4</sub>-N spread: slurry tanker with a spreading plate in grassland (40%), tube with a spreading plate with extra water (36 %), tube with a trailing shoe (slepeslange m/stripespreder) with extra water (30%), spread in arable land and quickly incorporated (15%).

The N-available from crop residues (N<sub>crop</sub>) was calculated after equation (5), which is based on IPCC 2006:

$$N_{crop} = \text{perennial correction (0.2)} * (\text{Ag-residue-N} + \text{Bg-residue-N}) \quad (5)$$

Perennial correction is coupled to the year between ploughing so that perennial correction:  $1/\#\text{years} = 1/5 = 0.2$  (assume plowing every 5th year). Ag-residue-N= Nitrogen content in above ground residue and Bg-residue-N= Nitrogen content in below ground residue.

Ag-residue-N = estimated Harvested DM \* 0.3 \* (N-content in Ag-residue = 0.025)

Bg-residue-N = ((estimated Harvested DM + Ag-residue) \* 0.8) \* (N-content in Bg-residue = 0.016).

No N<sub>2</sub>O emission is estimated from the process of biological nitrogen fixation (BNF), but the N gathered through BNF and left in root and stubble is included in estimated N<sub>2</sub>O emission from crop residues. NH<sub>3</sub>-volatilization from plant residues was set to zero. The fraction of N leached from all N-input (fertilizer, manure and crop residues) was set to 22 % (Sandmo 2016), and the indirect emission of N<sub>2</sub>O-N from N-leached = 0.75 % (IPCC, 2006).

CO<sub>2</sub>-emission after liming was calculated as 0.12 kg CO<sub>2</sub>-C / kg limestone used (IPCC, 2006).

CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O emissions from fuel on farm was set to 3.21 kg CO<sub>2</sub>-eq. / kg Diesel (Fractions: CO<sub>2</sub>: 98,7 %, N<sub>2</sub>O: 1,2 %, CH<sub>4</sub> = 0,1 % (Maximilian Schüler, pers.med.)

C-sequestration is set to zero, assuming no large changes in fields that had grassland for a long time. As shown by the carbon fluxes calculations done by Bonesmo et al. (2013) there is a large uncertainty in this.

### **Import and transport to farm**

The GHG emissions from production of imported concentrates was based on the composition of each concentrate, and calculated as the sum of CO<sub>2</sub>-equivalents for each ingredient in the concentrates according to Roches et al. (2010). The GHG emissions from production of imported roughage from organic and non-organic farms were estimated as the mean amount of CO<sub>2</sub>-equivalents per kg dry matter for organic and non-organic farms in the present project. Estimated GHG emissions from production of fertilizers, lime, electricity production and other assets were all collected from ecoinvent 2.2 (Hischier et al. 2010) and given in CO<sub>2</sub>-equivalents. For fertilizers, we used European average production. For electricity, we used; electricity mix, NO: 0.032257 kg CO<sub>2</sub>-eq. Transport to farm in CO<sub>2</sub>-equivalents were estimated for lorries larger than 32 t (Euro 5 European Region: 0.10704 kg CO<sub>2</sub>-eq per ton\*km, Hischier et al. 2010).

### **Building and machinery constructions**

Building constructions (in CO<sub>2</sub>-eq.): A 'bottom up' approach based on different building constructions was used to calculate the amount of GHG gases (kg CO<sub>2</sub>-equivalents) that was emitted during the production of the building materials in the envelope of the buildings, estimating a 50-year lifetime. The building envelope is defined as the materials used to construct and enclose the main building

parts, such as the ground- and intermediate-floors, walls (both external and internal), building structure, roof framing, and roofing material (Koesling et al., 2015). We used data from the Norwegian Environmental Product Declarations (Norwegian EPD, 2014) and Fossdal (1995) to estimate GHG emissions for the main materials in CO<sub>2</sub> eq. per kilogram material. For aluminium, the share of recycling was estimated to be 80 %, for steel 93 %. Recycling for concrete is not common in Norway. GHG emissions from construction of technical equipment in the barns were collected from Kraatz (2009).

*Table. Estimated values for GWP<sub>100</sub> per kilogram building material.*

Material	kg CO <sub>2</sub> -eq.	Source
Aluminium plates	3.56	Fossdal, 1995
Bitumen roof waterproofing, multi-layer	0.32	NEPD 00270E, 2014 a
Bitumen waterproofing, multi-layer	0.32	NEPD 00270E, 2014 a
Chipboard	-1.01	NEPD 00274N, 2014 a
Concrete B 25	0.08	NEPD 123N, 2013 a
Concrete B 35	0.11	NEPD-332-216N, 2015 a
Concrete B 45	0.11	NEPD-334-218-N, 2015 a
Concrete reinforcement	0.33	NEPD-348-237E, 2015 a
Fibreboard, soft, wind barrier	0.66	NEPD 213N, 2011 a
Mortar, dry	0.17	NEPD 00289E, 2014 a
PE-foil waterproofing	2.47	NEPD-341-230-N, 2015 a
Rockwool	1.18	NEPD 00131E rev1, 2013 a
Steel sheet	2.08	NEPD 00178N rev1, 2013 a
Steel sheet, galvanized	2.48	NEPD 00171N rev1, 2013 a
Steel, based on ore	1.30	NEPD 00235E, 2014 a
Timber construction	0.04	NEPD 084N rev1, 2012 a
Timber, cladding	0.07	NEPD 082N rev1, 2012 a

<sup>a</sup> Norwegian EPD environmental product declarations at: [www.epd-norge.no](http://www.epd-norge.no)

Machinery constructions (in CO<sub>2</sub>-eq): For each farm, a record of all machinery used in agriculture was prepared, including the type of machinery, brand, model, weight, and year of fabrication and purchasing. Machinery was categorized into five groups according to ecoinvent V2.2 (Hischier et al., 2010). GHG emissions were estimated as the total weight for each machine group on the farm multiplied by the ecoinvent® value for this group and then divided by the expected service life for the corresponding category. The ecoinvent® values were in CO<sub>2</sub>-equivalents per kg machine for respectively tillage equipment; 4.47, other agricultural machinery 3.87, slurry tanker 3.41, trailer 4.43 and tractor 6.12 (Hischier et al., 2010). If a machine were older than the expected service life, we divided the estimated GHG emissions from production of the tractor by its age in 2012 to get the annual value of GHG emissions.

### Allocation

We calculated the allocation between milk and meat based on energy requirements for milk production, live weight gain (78.6 MJ = 3 FEm per kg live weight gain), and for metabolism and movement (Schueler m.fl. 2018 a). Feedstuffs required for the live weight gain was allocated to meat production. The remaining feed required for milk production, metabolism and movement was allocated to milk production. All feedstuff for the cows after first calving and their associated dairy system emissions was allocated to milk production under the assumption of no net live weight gain after first calving. All feedstuff for the bulls and their associated dairy system emissions was allocated to meat production. The GHG emissions from raising of heifers imported as live animals to the farm and from construction of buildings, were allocated to milk production.

### References used in appendix 3.

- Bonesmo, H., Beauchemin, K.A., Harstad, O.M., Skjelvåg, A.O., 2013. Greenhouse gas emission intensities of grass silage based dairy and beef production: A systems analysis of Norwegian farms. *Livest. Sci.* 152, 239–252. <https://doi.org/10.1016/j.livsci.2012.12.016>
- IPCC, 2006. IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories. In: Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme. IGES, Japan. Volume 4: Agriculture, Forestry and Other Land Use.
- Fossdal, S., 1995. Energi- og miljøregnskap for bygg. Fremstilling av byggematerialer, regnskap for boliger og kontorbygg (Energy and Environmental Accounts of building. Production of building materials, Calculation for Houses and office buildings) (In Norwegian). The Norwegian Institute of Building Research, Oslo.
- Frischknecht, R., Rebitzer, G., 2005. The ecoinvent database system: a comprehensive web-based LCA database. *J. Clean. Prod.* 13, 1337e1343. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2005.05.002>.
- Hischier, R., Weidema, B., Althaus, H.-J., Bauer, C., Doka, G., Dones, R., Frischknecht, R., Hellweg, S., Humbert, S., Jungbluth, N., Köllner, T., Loerincik, Y., Margini, M., Nemecek, T., 2010. Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods. Data v2.2 (2010). ecoinvent report. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, St. Gallen.
- Karlsson, S., Rodhe, L., 2002. Emission Factors for Calculating NH<sub>3</sub> Emissions from Agriculture. JTI–Swedish Institute of Agricultural and Environmental Engineering, Uppsala, Sweden (In Swedish).(REF)(REF)
- Koesling, M., Ruge, G., Fystro, G., Torp, T., Hansen, S., 2015. Embodied and operational energy in buildings on 20 Norwegian dairy farms - introducing the building construction approach to agriculture. *Energy Build.* 108C, 330e345. <http://dx.doi.org/10.1016/j.enbuild.2015.09.012>.
- Kraatz, S. 2009. Ermittlung der Energieeffizienz in der Tierhaltung am Beispiel der Milchviehhaltung. Dr. rer. agr. Landwirtschaftlich-Gärtnerischen Fakultät der Humboldt-Universität zu Berlin.
- Norwegian EPD, 2014. The Norwegian EPD Programme. The Norwegian EPD Foundation, Oslo.
- Roches, A., Nemecek, T., Gaillard, G. et al. *Int J Life Cycle Assess* (2010) 15: 842
- Rösemann C et al. 2013. Calculations of gaseous and particulate emissions from German agriculture. 1990–2011; report on methods and data (RMD) submission 2013. Calculations of gaseous and particulate emissions from German agriculture; 2013=1990–2011: Online- Ressource (PDF-Datei: 386 S., 6662 KB)
- Sandmo, T., 2016. The Norwegian Emission Inventory 2016. Documents 2016/22, Trond Sandmo. Statistisk sentralbyrå - Statistics Norway, Oslo.
- Schueler, M., Berg, W., Prochnow, A., Paulsen, H.M., 2018a. Accounting for inter-annual variability of farm activity data for calculation of greenhouse gas emissions in dairy farming. *Int. J. Life Cycle Assess.* 23, 41–54. <https://doi.org/10.1007/s11367-017-1307-x>
- Schueler, M., Hansen, S., Paulsen, H.M., 2018b. Discrimination of milk carbon footprints from different dairy farms when using IPCC Tier 1 methodology for calculation of GHG emissions from managed soils. *J. Clean. Prod.* 177, 899–907. <https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2017.12.227>
- Storlien, T.M., et al., 2014. Prediction of enteric methane production from dairy cows. *Acta Agriculturae Scandinavica Section a-Animal Science* 64 (2), 98e109

## Vedlegg 4 Utdypende om beregninger av økonomiindikatorer

### Miljømelk: Beskrivelse av inntekts- og kostnadsgrupper

#### **Inntekter**

*Mjøl*k er produksjonsinntekter ved salg av mjølk.

*Storfekjø*tt er produksjonsinntekter fra slakt og livdyr av alle storfe (kyr, kalver, ungdyr og okser). Det er justert for endringer i verdi av dyrebeholdning ved årsskifter.

*Fôr* er salg av fôrvækster inkludert økt lager av heimeavla grovfôr.

*Tilskott til økologisk landbruk* gjelder omleggingstilskott og tilskott til økologiske dyr og arealer.

*Andre tilskott* gjelder areal- og kulturlandskapstilskott, tilskott til husdyr, regionale miljøtilskott, tilskott til dyr på beite, driftstilskott til mjølkeproduksjon, distriktstilskott mjølk og kjøtt, grunntilskott kjøtt, tilskott til avløsning ved ferie og fritid, andre tilskott og botnfrådraget.

*Andre inntekter* gjelder alle andre produksjonsinntekter, inkludert salgsinntekter fra andre driftsgrener (t.d. sauehold), yrkesbil brukt privat, traktor o.l. brukt i skogen og ved nyanlegg og kjøreinntekter (maskindel).

#### **Kostnader:**

*Kraftfôr* gjelder innkjøpt kraftfôr, mineraltilskott, vitaminpreparater, salt, mjølkeerstatning og meieriprodukt.

*Annet innkjøpt fôr* gjelder kjøp av grovfôr, poteter, avfallsprodukt o.l., fôr til gjeterhund og verdien av nedgang i balanse av heimeavla grovfôr.

*Fôrdyrking* er kostnader til såvarer og planter, innkjøpt gjødsel, kalk, plantevernmidler og konserveringsmidler.

*Veterinær og medisin* gjelder medisin til dyr, veterinærutgifter og semin.

*Andre variable kostnader* gjelder innkjøp av dyr (kjøp av alle dyreslag), kukontrollen, husdyrforsikring, klauvskjæring o.l., vaske- og desinfeksjonsmidler, strø, emballasje, bindegarn, plast, merker til dyr, insektmidler til bruk i husdyrrom, m.m.

*Maskiner* gjelder løpende og faste kostnader og dekker alle maskiner, redskap, traktor, skurtresker og yrkesbil i jordbruket. Løpende kostnader inkluderer kostnader til diesel, bensin, olje og fett, vedlikehold og maskinleie. Faste kostnader gjelder avskrivninger og leasing.

*Bygninger* gjelder løpende og faste kostnader for alle bygninger i jordbruket og teknisk deler og innredninger installert i bygninger. Løpende kostnader er hovedsakelig vedlikehold. Faste kostnader gjelder avskrivninger, leie av bygninger og leasing av (bygninger) og fast teknisk utstyr.

*Andre faste kostnader* gjelder administrasjon (jordbrukets andel av elektroniske kommunikasjonstjenester, regnskapstjenester, frakt, porto, kontorrekvisita, fagbøker og -tidsskrift, kontingenter. Ikke kontingent i næringsorganisasjon eller abonnement på aviser), forsikring, vassavgift, elektrisk kraft, verdi av privatbil brukt i jordbruket, og andre driftsutgifter.

*Jord og mjølkekvote* inkluderer vedlikehold av jord, veier, grøfter og vassanlegg, leie av jord og mjølkekvote, samt avskrivninger til disse eiendelene. (Jord og mjølkekvote avskrives ikke.)

*Rentekrav* er en kalkulert rente for eiendelene i jordbruket (dvs. jord, innkjøpt mjølkekvote, bygninger, traktor, maskiner og redskap, buskap og varelager). Rentekravet beregnes på grunnlag av gjennomsnittet av åpnings- og sluttbalanseverdiene av eiendeler i jordbruket. Rentekravet til bokført kapital i driftsgranskingene var 3 prosent i perioden 2010-2012.

Verdien av varelager blir satt til innkjøpsverdi eller antatt salgsverdi, men verdi av grovfôret settes etter fôrverdien i forhold verdien av bygg. Buskap er verdsatt etter slakteverdi. Andre anleggsmidler blir aktivert etter kostpris med eventuelt fradrag for tilskott eller gevinst ved salg av tilsvarende driftsmiddel. Eiendelene avskrives individuelt. Driftsgranskingene nytter lineære avskrivninger over antatt levetid, dvs. like store avskrivninger hvert år i avskrivningsperioden. Verdien i kroner da driftsmidlet ble anskaffet danner utgangspunkt for avskrivningen.







**Norsk senter for økologisk landbruk, NORSØK er ei privat, sjølvstendig stifting.**

Stiftinga er eit nasjonalt senter for tverrfagleg forskning og kunnskapsformidling for å utvikle økologisk landbruk. NORSØK skal bidra med kunnskap for eit meir berekraftig landbruk og samfunn. Fagområda er økologisk landbruk og matproduksjon, miljø og fornybar energi.

**Besøks- /postadresse**

Gunnars veg 6  
6630 Tingvoll

**Kontakt**

Tlf. +47 930 09 884  
E-post: [post@norsok.no](mailto:post@norsok.no)  
[www.norsok.no](http://www.norsok.no)