



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2019 30 stp

Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning

Klimagassutslipp fra lameller til krysslimt tre

**Bruk av innsatsfaktorer og allokeringsmetoder i tråd med
EPD prinsipper**

Greenhouse gas emissions from cross laminated
timber

Use of different inputs and allocation methods with principles from EPDs

Johann K. Næss

Master Skogfag

Forord

Først og fremst vil jeg takke alle medelever i Skogfag på NMBU for at dere bidrar til et bra og lærerikt studiemiljø. Jeg må også takke Professor ved Fakultet for Miljøvitenskap og Naturforvaltning, Anders Q. Nyrud, og LCA forsker/EPD utvikler i Østfold Forskning, Lars Tellnes, for suveren veiledning med denne masteroppgaven og forarbeidet som ble gjennomført sommeren 2018.

Og til alle familiemedlemmer som har heiet meg gjennom studiene og fått æren av å kommentere språket i utkast til denne oppgaven, jeg setter veldig stor pris på all støtten.

Norges Miljø og Biovitenskapelige Universitet

Ås, 14.05.19

Johann K. Næss

Sammendrag

Dagens bruk av biomasse fra norsk skogbruk kan bidra til reduserte klimagassutslipp, men denne klimanytten kan forbedres ved å benytte en større andel av biomassen som høstes til produkter med lang levetid. Byggelementer av Krysslimt tre (Kl-tre) er et tre-produkt med lang forventet levetid.

Regler for allokering i miljødeklarasjoner innebærer at miljøpåvirkning fra produksjonsprosesser som fører til flere bi-produkter skal allokeres etter en kombinasjon av fysiske og økonomiske parametere, avhengig av type produkter som produseres. Hvilket størrelsesmessig utslag bruken av lav-pris tømmer Sortiment vil gi for trelast og Kl-tre produkter i et klimaregnskap er tidligere ikke blitt utforsket, det samme gjelder for bruk resirkulert trelast i Kl-tre.

Problemstillingen for denne oppgaven er å beregne og undersøke klimagassutslipp (GWP-utslipp) for innsatsfaktorer til krysslimt tre, ved bruk av forskjellige lameller i elementet fra ulike sagtømmer Sortiment og resirkulert trelast. I tillegg skal det undersøkes hvordan ulike allokeringmetoder etter styrkeklasser på lamellene påvirker disse beregningene.

Livssyklusanalyser ble brukt til å beregne GWP-utslipp. Standarden for miljødeklarasjoner for byggematerialer, EN 15 804, tillater beregningsmåter som påvirker utslipp. Tømmerpris vil påvirke beregnet GWP-utslipp for et massivtreprodukt når utslippene allokeres på økonomisk verdi. Videre kan trelast også allokeres etter densitet, ettersom densitet korrelerer med energispesifikke egenskaper.

For ni ulike alternative Kl-tre-produkter ble GWP-utslipp beregnet som sum av oppstrøms prosesser for lameller knyttet til Kl-tre produksjon. Resultater for bruk av innsatsfaktorer til Kl-tre basert på primærprodusert trelast ble mellom 55,5 til 70,3 kg CO₂-eq/m³. Resultatene viste at det er en klar sammenheng mellom GWP-utslipp og valg av innsatsfaktorer til lameller. En rekke faktorer påvirker GWP-utslipp knyttet til lameller: valg av tømmer Sortiment, trelastkvalitet, regional avgrensning, allokeringmetoder og dimensjonsoppbygning av elementene. Bruk av resirkulerte lameller har stort potensiale for å redusere klimagassutslipp fra Kl-tre elementer. Beregnet utslipp med resirkulert virke i elementers midtsjikt var 39,8 kg CO₂-eq/m³, men denne beregningen har mer usikkerhet enn beregningene med kun bruk av primærprodusert trelast i elementene.

Abstract

The use of biomass from Norwegian forestry plays an important role in reducing greenhouse gas emissions on a national scale, but this contribution can be improved by using a larger proportion of the biomass harvested in wood products with a longer lifespan. Construction elements of Cross Laminated Timber (CLT) is such a wood product with a long-expected lifespan.

When a production process leads to more than one product, the rules for allocation in environmental declarations states that the impacts should be allocated to the end-products according to a combination of physical and economic parameters, depending on the type of products produced. The associated change in greenhouse gas emissions from using low-value timber and lumber has not been previously explored in life cycle analysis of CLT products, neither has the use of recycled lumber in CLT.

The purpose of this thesis was to calculate and investigate greenhouse gas emissions (GWP emissions) for input factors for CLT, using lumber from different timber assortment and recycled lumber. In addition, it aimed to investigate how different allocation methods to different strength classes in lumber will affect these calculations.

Life cycle analyses were used to calculate GWP emissions. The standard for environmental declarations for building materials, EN 15 804, allows calculation methods that affect emissions. The price of timber will affect calculated GWP emissions for a CLT product when emissions are allocated at value. Furthermore, lumber can also be allocated by density, as density correlates with energy-specific properties.

For nine different CLT alternatives, GWP emissions were calculated as sum of upstream processes of the lumber input in CLT production. Results for use of input factors for CLT based on primary produced timber were between 55.5 to 70.3 kg CO₂-eq / m³. The results showed that the choice of input factors for lumber undoubtedly will affect GWP emissions. Several factors affect GWP emissions related to lumber: choice of timber quality, lumber quality, regional system boundaries, allocation methods and dimensions of the elements. The use of recycled timber has a great potential to reduce greenhouse gas emissions from CLT elements. Calculated emissions with recycled wood in the inner layers of elements were 39.8 kg CO₂-eq / m³, but this calculation has more uncertainty than the calculations with only primary produced lumber.

Innhold

Introduksjon og temabakgrunn.....	1
1.1 Formål	2
2 Bakgrunnsteori.....	3
2.1 Krysslimt tre – Produktdokumentasjon.....	3
2.1.1 Teknisk godkjenning	3
2.1.2 EN 16351	4
2.2 Skogsråstoff - Tømmersortiment.....	5
2.3 Styrkesortert trelast.....	5
2.3.1 Viktigste standarder	6
2.3.2 Visuell sortering	7
2.4 Gjenvinning	8
2.4.1 Status for gjenvinning av trevirke.....	8
2.4.2 Klimagassutslipp knyttet til resirkulerte byggematerialer	9
2.5 Livsløpsvurderinger (LCA)	10
2.5.1 Definisjon av mål og omfang	11
2.5.2 Livsløpsinventar (LCI)	15
2.5.3 Konsekvensutredningen	15
2.5.4 Tolkning.....	16
2.5.5 Karbonavtrykk i LCA.....	17
2.5.6 LCA for skogbruksprosesser	20
3 Materiale og Metode.....	22
3.1 Kl-tre elementet	22
3.2 Beregninger til GWP analysen.....	23
3.2.1 Alternativ 1)-4). Bruk av primærprodusert trelast 1)-3) og resirkulert trelast 4).23	
3.2.2 Alternativ 5a), 5b) og 5c) – Allokering på ulike trelastkvaliteter	24
3.2.3 Alternativ 6a) og 6b) - Følsomhetsanalyse	24
3.3 Valg av karakterisering og mål med undersøkelsene.....	25
3.4 Valg av funksjonell enhet.....	25
3.5 Systemgrenser	25
3.5.1 Primærprodusert trelast.....	26
3.5.2 Gjenvinning.....	26
3.5.3 Svinn av trelast i Kl-tre produksjon.....	27
3.5.4 Regionale systemgrenser.....	27
3.6 Allokering.....	29

3.6.1	Allokering i skog.....	29
3.6.2	Allokering og bruk av data på sagbruk	31
3.6.3	Allokering på gjenvinningsstasjon.....	35
4	Resultater	38
4.1	Prosesser knyttet til innsatsfaktorer	38
4.1.1	Skog.....	38
4.1.2	Transport av sagtømmer	39
4.1.3	Trelastproduksjon på sagbruk	39
4.1.4	Gjenvinning.....	40
4.1.5	Transport av trelast	40
4.2	Klimagassutslipp for alternativ 1) - 4).....	41
4.3	Følsomhetsanalyse.....	42
5	Diskusjon	43
5.1	Betydningen av kvalitet på tømmer og allokeringmetode på trelast.....	44
5.2	Resirkulert trelast	46
5.3	Allokeringsmodellene.....	47
5.4	Andre bemerkninger	48
6	Referanser	49
7	Appendix.....	52
7.1	Franzefoss.....	52
7.2	LCI informasjon fra Werner et. al (2007) og Lars Tellnes (2019).....	53
7.3	Testreglement sagtømmer Gran – Revisjon 24.11.2017	55

Introduksjon og temabakgrunn

Byggelementer av Krysslimt tre (heretter: Kl-tre) er en form for massivtre, der lameller av heltre er limt sammen ved siden av hverandre i flere sjikt. Sjiktene blir lagt med annethvert lag i forskjellig retning, hvor det er vanlig å legge hvert sjikt slik at fiberretningen til lamellene er 90 grader i forhold til hverandre. Kryssorienteringen av sjiktene nøytraliserer i stor grad krymping og svelling fra trevirket og gir en vibrasjonsdempende effekt i elementet som helhet. Antall sjikt kan variere, men vanligvis brukes et oddetall på mellom tre og ni sjikt. En lamell kan bestå av flere fingerskjøtete deler som sørger for god utnyttelse av trelasten. Resultatet blir et solid prefabrikkert byggelement som er lett håndterbart i konstruksjonsfasen (Figur 1).



Figur 1. krysslimt tre bestående av fem sjikt (Wayne, 2017)

Kl-tre har åpnet nye dimensjoner for ingeniørverk med tre som hovedmateriale. I større tre-bygg utgjør vanligvis limtre den bærende funksjonen i form av søylekonstruksjoner, mens Kl-tre benyttes til skivekonstruksjoner med bærende eller ikke-bærende funksjon. Tykkelsen på elementene, antall sjikt og styrkeegenskaper til de individuelle lamellene vil variere med tiltenkt funksjon og bruksområde. Sammenlignet med lettere trekonstruksjoner vil bygg av Kl-tre redusere energibehovet for varme (Brandner, 2013).

Det har skjedd mye i utviklingen av Kl-tre i produksjon og bygganvendelse de siste tjue årene, hvor aktører i Tyskland og Østerrike har vært ledende, men det øvre potensiale hva gjelder dimensjoner og skala for byggkonstruksjoner av tre er ikke ferdig utforsket (Brandner, 2013).

Etterspørselen for Kl-tre er økende både i Norge og i resten av Europa. Norsk Kl-tre produksjon ledes av noen få aktører, men i det voksende markedet bør det etableres flere norske aktører (Aasheim & Lier, 2017), ettersom utenlandske produsenter foreløpig har levert majoriteten av elementene benyttet i norske bygg. Flere Kl-tre fabrikker lokalisert i Norge kan bidra til å redusere karbonavtrykket fra byggenæringen på grunn av reduserte transportavstander (Chen, Pierobon, & Ganguly, 2019), og insentivet det gir til å velge tre framfor mindre klimavennlige materialvalg som betong (Hafner & Schäfer, 2018). Å bygge med Kl-tre blir generelt ansett som mer kostbart enn betong, men et økt tilbud av norske produsenter vil trolig også gjøre det rimeligere å bygge med Kl-tre i Norge.

I rapporten «Vern eller bruk av skog som klimatiltak» (Ketil Flugsrud et al., 2016), konkluderes det med at bærekraftig tømmerproduksjon er bedre enn vern av skog i Norge som et tiltak for å motvirke klimaendringer. I den femte hovedrapporten til FN's klimapanel (WG 3, 2014), hevdes det at trevirke fra bærekraftig skogbruk i mange tilfeller vil redusere totale utslipp av klimagasser ved at det erstatter materialer som bidrar til høyere klimagassutslipp over livsløpet. Dagens bruk av biomasse fra skogen gir en god klimanytte, men denne klimanytten kan forbedres ved å benytte en større andel av biomassen som høstes til "langlevende" produkter (Werner et al., 2010).

Kl-tre har lang forventet brukslevetid og den økende etterspørselen for produktet kan føre til mer klimavennlig ressursutnyttelse av skogen. De strukturelle egenskapene i krysslimt tre er ikke utelukkende avhengig av hver enkelt lamell, men av hele byggeelementet satt sammen i et system. Det kan derfor være mulig å benytte lav-kvalitets trelast i indre sjikt og fortsatt få et produkt som gir tilfredsstillende styrkeegenskaper for en rekke bruksområder. Rimelige sagtømmer sortiment og trelast av lav kvalitet, samt resirkulert trelast blir derfor aktuelle innsatsfaktorer.

Med vekst i markedet kan slikt materialvalg bli strategisk viktig for Kl-tre produsenter for å imøtekomme ulike kunders behov. En produktportefølje tilpasset de viktigste gruppene av kundesegmentet kan optimalt innebære at produktene vil variere med hensyn til styrkeegenskaper, pris, miljøpåvirkning og utseende. Kl-tre som er satt sammen av trelast fra lav-pris tømmer Sortiment skal tilegnes mindre klimagassutslipp i en EPD (Environmental Product Declaration) enn ved bruk av dyrere tømmer-sortiment etter regler for allokering av livsløpsprosesser etter økonomiske verdier. Hvilket størrelsesmessig utslag bruken av lav-pris sortiment vil gi i et klimaregnskap for trelast og Kl-tre produkter er tidligere ikke blitt utforsket, det samme gjelder for bruk av resirkulert trelast i Kl-tre.

Resirkulerte byggematerialer knyttes til et klimagassutslipp på godt halvparten av utslippet fra tilsvarende primærproduserte produkter (Nußholz, Nygaard Rasmussen, & Milios, 2019) og Norge har et mål om å oppfylle EUs 2020 mål på 70 prosent materialgjenvinning av bygg- og anleggsavfall (Miljødepartementet, 2016). Å gjenvinne trelast i kommersiell skala kan bli et utfordrende prosjekt med dagens rammeverk, men sett i lys av klimagevinsten det gir bør gjenvinning av trelast bli et satsingsområde.

1.1 Formål

Problemstillingen for denne oppgaven er å beregne klimagassutslipp for lameller som anvendes til krysslimt tre. Det beregnes klimagassutslipp for forskjellige lameller fra ulike sagtømmer Sortiment og fra resirkulert trelast. I tillegg skal det undersøkes hvordan ulike allokeringmetoder påvirker beregnede klimagassutslipp.

Problemstillingen vil besvares ved å beregne og sammenlikne klimagassutslippet for oppstrømsprosesser i KL-tre produksjon ved bruk av lameller fra tre typer trelast:

- Trelast skåret fra sagtømmer med kvalitet sekunda eller bedre
- Trelast skåret fra tømmer Sortimentet EMBA
- Resirkulert trelast

Allokeringsmetoder som benyttes gjøres etter energiinnhold (densitet) og økonomisk verdi, dvs. i henhold til prinsippene for allokering i gjeldene standard for miljødeklarasjoner av bygg, EN 15804.

2 Bakgrunnsteori

I denne teoridelen vil det først belyses hvilke alternativer KL-tre produsenter har for å få dokumentert egenskapene til produktene sine. Deretter vil relevant teori knyttet til gjeldene og potensielle innsatsfaktorer til KL-tre redegjøres. Dette inkluderer tømmer med de ulike sagtømmer Sortimentene, videre til trelastproduksjon og gjenvinning av trevirke.

Livsløpsanalyse (LCA) blir deretter forklart for å gi et raskt innblikk i stegene som denne metoden for miljøvurderinger innebærer, med teknisk utdypning på enkelte temaer.

2.1 Krysslimt tre – Produktdokumentasjon

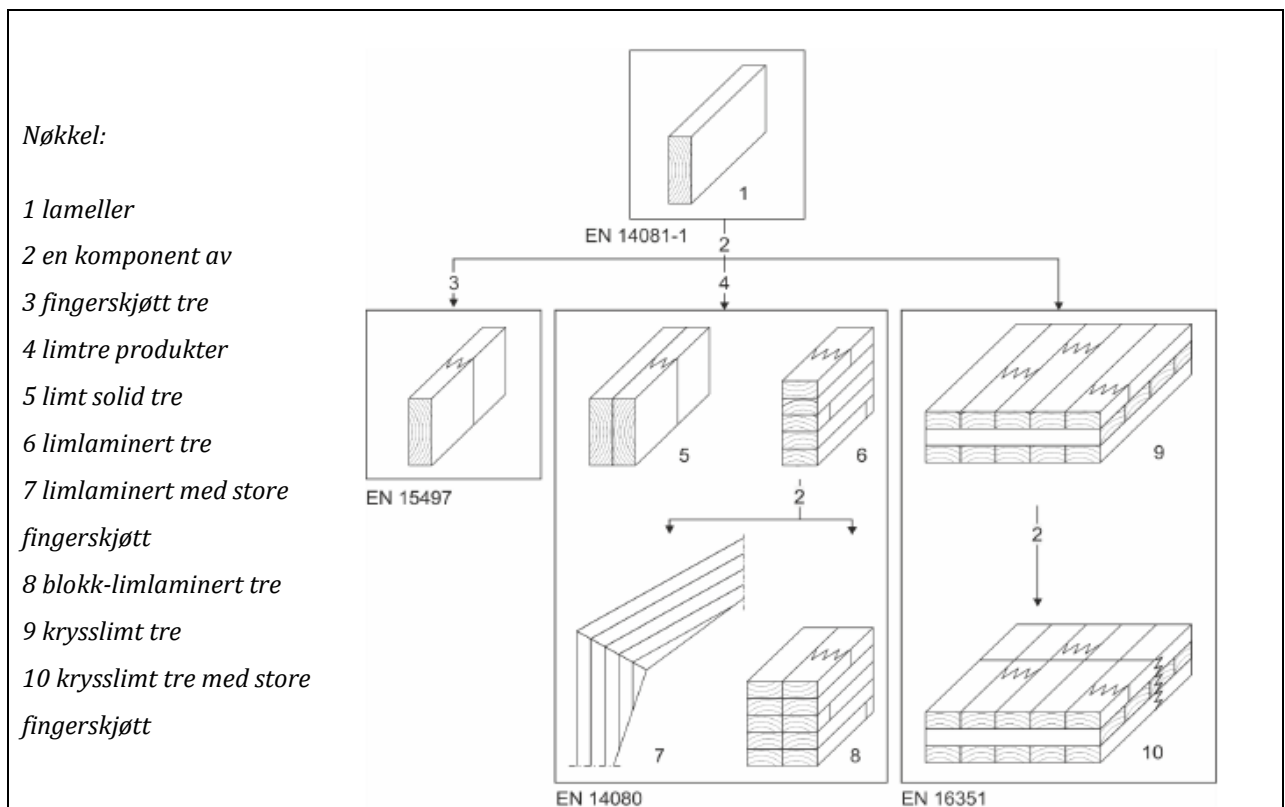
For videre vekst i markedet for KL-tre i Norge, og i resten av verden, er det viktig at produktene blir standardisert mest mulig. Byggenæringen i Norge savner standarder på KL-tre elementer med tekniske spesifikasjoner og testede egenskaper slik at elementene lettere kan implementeres i preaksepterte byggemetoder som oppfyller kravene i byggeforskriften. Standarder for KL-tre bør dekke områder som «produksjon og kvalitetssikring», «testing og evaluering», «design og verifikasjon», «konstruksjon og montering» og «skjøteteknikk» (Brandner, 2013).

2.1.1 Teknisk godkjenning

Enkeltprodusenter av byggevarer kan få Teknisk Godkjenning (TG) på produktene sine gjennom SINTEF, som verifiserer at produktene tilfredsstillt krav til produktdokumentasjon i henhold til forskrift om omsetning og dokumentasjon av produkter til byggverk, og forskrift om tekniske krav til byggverk (SINTEF, 2019). TG har vært den foreløpige løsningen for norske KL-treprodusenter for å få dokumenterte egenskaper på produktene sine. Det finnes også tilsvarende ordninger for europeiske tekniske godkjenninger, såkalt European Technical Assessment (ETA).

2.1.2 EN 16351

En europeisk standard for KL-tre, EN 16351 (AFNOR, 2017), er under utarbeidelse. EN 16351 setter krav til krysslimte elementer i ulike dimensjoner. Lameller som benyttes til KL-tre standardisert etter EN 16351 skal være styrkesortert, i praksis blir denne styrkesorteringen etter 1) EN14081 og deklarerert som styrkeklasser i EN 338, 2) strekktesting etter EN 14080 eller som 3) individuelle styrke-, stivhets- og densitetsverdier. Figur 2 viser sammenhengen mellom noen europeiske standarder for kvalitetssikrede byggløsninger basert på konstruksjonsvirke. Standard for styrkesortert konstruksjonstrevirke med rektangulært tverrsnitt, EN14081-1, utdypes i kapittel 2.3.



Figur 2. Sammenheng mellom trelast og trelast som er videreforedlet ved liming. EN 15497 er en standard som setter krav til fingerskjøting av konstruksjonsvirke, EN 14080 setter krav til Limtre og laminert heltre og EN 16351 er gjeldende europeisk standard for KL-tre. (AFNOR, 2017).

I EN 16351 finnes grenseverdier og regler som angår fingerskjøting, liming og limtype, treslag, konstruksjonsvirke, styrkeegenskaper, fuktighet ved bearbeiding, dimensjoner, brannegenskaper og mere. Det er krav om at lameller som benyttes i samme sjikt skal være av samme dokumenterte styrkeklasse og det tillates ikke å benytte lameller fra brukt trevirke.

Styrken i elementet som helhet skal i de fleste tilfeller testes i henhold til EN 408, med styrke- og stivhetsegenskaper beregnet etter EN 14358. For et element som benyttes i planet, for eksempel

som til gulv, vil trykk-kreftene være størst i det øverste og nederste sjiktet, det er derfor vanlig å benytte en styrke på minimum C24 i yttersjiktene. Eksempelvis kan C24/C30 benyttes i yttersjikt og C14/18 i indre sjikt (Treteknisk, 2006).

2.2 Skogsråstoff - Tømmersortiment

Av bartretømmer som omsettes i Norge går noe over halvparten som sagtømmer til tre-mekanisk industri. Mesteparten av det gjenværende volumet ender opp i treforedlingsindustrien. I treindustrien er det viktig å få mest mulig ut av råstoffet. De fleste aktørene opplever sterk markeds konkurranse, som tvinger dem til å kontinuerlig forsøke å forbedre lønnsomheten gjennom hele produksjonslinjen.

Norsk Virkesmåling (NVM) måler inn volumer og kvalitets-bestemmer tømmer og flis omsatt i Norge. Sagtømmerreglementet til NVM inkluderer krav til sortimentene Spesial, Prima, Sekunda og EMBA, som i den rekkefølgen er av synkende kvalitet (NVM, 2015). Krav til tømmer kan være egendefinert i kjøpskontrakten mellom handelspartene. For enkelthets skyld blir mesteparten av tømmer med virkesegenskaper som tilfredsstillende kvalitet sekunda, eventuelt EMBA, eller bedre omsatt og under betegnelsen Sams sagtømmer.

Reglementet til Spesial, Prima og Sekunda sagtømmer (NVM, 2015) stiller krav som angår forekomst og dimensjoner av frisk kvist, tørr kvist, råtekvist og gankvist, årringbredde, tennar, rotjærer, rotbein, ulike varianter av stammekrok, misfarging, føyre (stammeskade), tørkesprekk, margsprekk, insektskade, sykdom som råte og infisert virke.

EMBA er en betegnelse for virke til produksjon av lavkvalitetstrelast som innsatsfaktor til emballasje som paller, kasser, kabeltromler osv. Kravene som stilles til EMBA-sortimentet er mindre strenge enn de bedre sagtømmerkvalitetene. I motsetning til bedre kvaliteter tillates det i EMBA ubegrenset frisk og tørr kvist, større årringbredde, og mer tennar (3 cm utenfor marg). Kravene for EMBA er den samme som alle de bedre kvalitetene av sagtømmer for type feil som skogsråte, føyre i gran, rotbein, tverrkrok, skader av vedborende insekter, kløft, dobbel marg, kolvsprekk og flere typer feil.

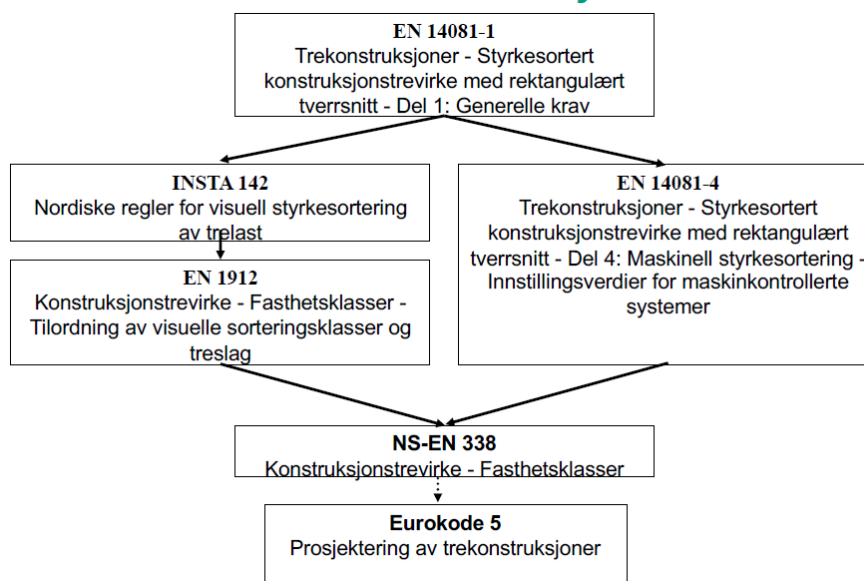
2.3 Styrkesortert trelast

Ifølge EN 16351 skal lameller som benyttes være styrkesorterte, i praksis innebærer dette at man bruker konstruksjonstrevirke sortert etter EN 14081-1. Det utelukker ikke at KL-treprodusenter kan benytte trelast sortert etter andre regler og få en egen teknisk godkjenning for dette produktet. Sorteringsregler basert på visuell bedømming vil derfor også nevnes.

2.3.1 Viktigste standarder

Konstruksjonsvirke er trelast som er sortert med hensyn til styrkeegenskaper. Alt konstruksjonsvirke må individmerkes og ha et system for produksjonskontroll som tilfredsstiller kravene i EN 14081-1. I Norge er det krav om produktdokumentasjon på konstruksjonsvirke på tilsvarende nivå som i Europa. Her er det krav knyttet til individmerking og at trelastprodusenten innehar et kvalitetssystem til produksjon og kontroll av konstruksjonsvirke. I Norge skal virksomheten som utfører styrkesorteringen være godkjent av Norsk Trelastkontroll med hensyn til testing og sortering.

Hvordan sorteringen skal utføres forklares i standarden NS-EN 14081-1 og skal for maskinell styrkesortering oppfylle verdier for fasthetsklasser, E-modul, og densitet som er definert i «NS-EN 338 Konstruksjonsvirke – Fasthetsklasser». Regler for hvordan karakteristiske verdier skal regnes ut finnes i NS-EN384 (bestemmelse av karakteristiske verdier for mekaniske egenskaper og densitet). I En 14081-4 finner man innstillingsverdier for maskinkontroll av systemet som benyttes i maskinell styrkesortering. Noen av disse sammenhengene vises i Figur 3.



Figur 3: Sammenhengen mellom standarder knyttet til styrkesortering av trelast (Vestøl, 2019)

Systemet som benyttes til maskinsortering skal være kontrollert og godkjent for virke fra Norge. Det skal gjennomføres dokumentasjon av en rekke tekniske egenskaper, bl.a. bøyefasthet ved bøyetesting, i tillegg til densitet. Dette innebærer at en regresjonsmodell tilpasses, spesifikt til maskinen, sammenhengen mellom disse virkesegenskapene og en såkalt IP-verdi. Denne modellen skal være tilpasset sagbrukets fangstområder av tømmer, ettersom forholdet mellom IP-verdien og egenskapene varierer mellom treslag og regioner (Ridley-Ellis, Stapel, & Baño, 2016). C-klasser gjelder for bartrevirke. Styrkeklasser for løvtrevirke skal følge D-klasser. Egenskapene som skal dokumenteres på denne måten er markert i blått i Tabell 1 som viser

noen utvalgte C-klasser fra EN 338. Styrkeklassen angir bøyefasthet i N/mm^2 (C30 innebærer altså en bøyefasthet på 30 N/mm^2). Gjennomsnittsverdier for densitet estimeres ut fra sammenhengen med den dokumenterte egenskapen for densitet, 5% verdi. (Kun et utvalg av styrkeegenskaper og styrkeklasser i Tabell 1 og 2 vises i denne oppgaven av hensyn til den sensitive produktinformasjonen Tabellene utgjør, E-modul vises ikke.)

Tabell 1. C-klasser i EN 338 basert på bøyetesting - verdier for styrke og densitet. Med krav om dokumentasjon på egenskapene i de blå radene.

	Klasse	C14	C18	C24	C30
Fasthetsegenskaper, 5%-verdier (i N/mm^2)					
Bøyefasthet	$f_{m,k}$	14	18	24	30
Densitet (i kg/m^3)					
Densitet, 5%-verdi	ρ_k	290	320	350	380
Densitet, gjennomsnitt	ρ_{mean}	350	380	420	460

For egenskapene bøyefasthet og densitet er det etter EN 338 krav om at 95% av lamellene i et parti trelast har høyere verdi enn de som er oppgitt for de respektive C-klassene i Tabell 1 (5% verdi). Tilsvarende for sortering etter T-klasser skal 95% av lamellene i et parti trelast ha høyere verdi enn krav for strekkfasthet og densitet oppgitt til styrkeklassen vist Tabell 2.

Hvis lamellen skal anvendes i konstruksjon der strekkstyrken blir dominerende lastpåvirkning, som til bruk i limtre, er det krav dokumentasjon på strekkfasthet og E-modul ved strekktesting, i tillegg til densitet. Denne strekktestingen skal følge T-klasse tabellen (jf. Tabell 2) som standarden EN 338 ble oppdatert med i 2016 (Glasø, 2016). Styrkeklassen angir strekkfasthet i N/mm^2 (T22 innebærer altså en strekkfasthet på $22,0 \text{ N/mm}^2$).

Tabell 2. T-klasser i EN 338 basert på strekktesting - verdier for styrke og densitet. Med krav om dokumentasjon på egenskapene i de blå radene.

	Klasse	T11	T14	T18	T22
Fasthetsegenskaper, 5%-verdier (i N/mm^2)					
Bøyefasthet	$f_{m,k}$	13,5	20,5	25,5	30,5
Strekkfasthet, parallelt med fibre	$f_{t,0,k}$	8	14	18	22
Densitet (i kg/m^3)					
Densitet, 5%-verdi	ρ_k	320	350	380	390
Densitet, gjennomsnitt	ρ_{mean}	380	420	460	470

2.3.2 Visuell sortering

Noen sagbruk styrkesorterer fortsatt trelast til konstruksjonsvirke visuelt. Manuell styrkesortering gjøres etter standarden NS-INSTA 142. Hvilke egenskaper fra trelasten som det sorteres ut fra angår i hovedsak de som forstyrrer fibrenes retning parallelt med lengderetningen, eller gjør vedfibrene svakere. Gjøres dette visuelt for alle krav etter INSTA 142 får vi sorteringsklassene T3, T2, T1 og T0, som henholdsvis tilsvarer fasthetsklassene for

maskinell sortering på C30, C24, C18 og C14 og tilsvarende klasser for limtre LT3, LT2, LT1 og LT0, som definert i NS-EN 338.

Nordisk Tre er regler for handelssortering av trelast sortert etter visuelle krav, basert på reglementet til Nordic timber grading rules (TTF, 1994). Reglene går ut på en firesidig kvalitetssortering som ikke omfatter trelast til konstruktive formål. Her brukes klasseinndelingen (etter synkende kvalitet) US, V, VI og VII, også omtalt som henholdsvis 3. og 4. sort, 5. sort, 6. sort og vrak.

2.4 Gjenvinning

Norge er forpliktet til å oppfylle EUs mål om 70% materialgjenvinning av bygg- og anleggsavfall i 2020 (Miljødepartementet, 2016). I denne sammenheng har det blitt strengere krav til sortering av avfall og materialer ved håndtering bygg og anleggsavfall, gjennom nasjonal handlingsplan (NHP, 2017). Slike tiltak er viktige for å nå mål om høyere materialgjenvinning (Bjerkli, 2015). I dag kan trevirke av impregnert, behandlet og rent leveres til flere gjenvinningsstasjoner. Rent trevirke skal ikke ha vært utsatt for kjemisk behandling og være fritt for maling. Reisverk til bygninger og hus, samt forskalingskonstruksjoner, er potensielt gode kilder av ubehandlet trelast til gjenvinningsformål. Det meste av rent trevirke går til brensel i energigjenvinning (LOOP, 2019). Det lages også sponplater fra returflis av rent trevirke, eller det ender opp som jorddekke og tilslag til kompostering.

Gjenbruk av trelast i byggeprosjekter er fullt mulig. Et fremtredende eksempel er firemannsboligen «Gjenbrukshuset» i Trondheim som ble ferdigstilt i 2003 (T.K., 2017). Rundt 85% av reisverket og kledningen til bygget er fra gjenbrukt og omdimensjonert trevirke som ble testet etter gjeldene styrke- og kvalitetskrav. Innsamlingen og bearbeidningen av dette trevirket var en omfattende prosess, da det ikke fantes kommersielle leverandører av brukte materialer.

2.4.1 Status for gjenvinning av trevirke

I rapporten Materialstrømsanalyse for trevirke i BA-avfall (Askeland, Wærner, & Tellnes, 2016) nevnes utfordringer som kvalitetstesting og om-dimensjonering av brukt trevirke med hensikt å produsere resirkulerte heltrematerialer. Samme rapporten vurderte nedstrøms gjenvinningsløsninger for ulike typer kategorier trevirke, rangert etter nivået av potensiale og barrierer, se Tabell 3. Trebaserte plater fra rent trevirke ble rangert høyest, mens heltreavfall til nye produkter ble vurdert til middels.

Automatisert produksjonslinje for fjerning av spiker o.l., bedre løsninger på om-dimensjonering av trevirket og tilskudd er virkemidler som kan øke materialgjenvinning til konstruksjonsvirke og andre produkter.

Tabell 3. Oppsummering av nedstrøms løsninger for travfall i Norge, prioritert etter nivået av potensiale og barrierer (Askeland, Wærner, & Tellnes, 2016).

Nedstrømsløsning	Kvalitetskrav	Potensiale	Barrierer	Prioritering
Trebaserte plater	Rent trevirke	Stort	Middels	Høyt
Landskapbehandling	Rent trevirke	Middels	Middels	Middels
Heltreavfall til nye produkter	Helt trevirke	Middels	Middels	Middels
Trebaserte plater	Blandet	Stort	Middels-Store	Middels
Nye flisforbrukende produkter	Rent trevirke eller blandet	Stort	Store	Lavt
Liggeunderlag for husdyr	Rent trevirke, lite støv, riktig struktur	Stort	Store	Lavt
Strø i komposterings-toaletter	Rent trevirke	Lite	Store	Lavt

2.4.2 Klimagassutslipp knyttet til resirkulerte byggematerialer

Nußholz et al. (2019) vurderte tre selskaper som anses å være godt etablerte innenfor produksjon eller bruk av resirkulerte byggematerialer i Skandinavia, etter virksomhetenes potensiale til å redusere klimagassutslipp. Selskapenes forretningsmodeller for å implementere bruk av resirkulerte byggematerialer ble også vurdert, med kartlegging av markedsrelaterte utfordringer og politiske hjelpemidler som potensielt kan forbedre situasjonen. Bedriftene var: (1) en produsent av et kompositt-materiale fra tre og plastikk industri, (2) et arkitektfirma som benytter mye resirkulert betong i sine design, og (3) et selskap som samler in murstein fra rivninger og resirkulerer for nytt bruk.

Funnene indikerte at annengangs bruk av byggematerialer har et stort potensial for å redusere klimagassutslipp på produkt- og industrinivå. Industrinivå innebar at potensialet med hensyn til tilgjengelighet av materialer og etterspørsel for produktet ble tatt med i betraktning. Med karakterisering etter GWP (global warming potential), som utdypes i kapittel 2.9, viste beregninger at resirkulerte materialer hadde et klimagassutslipp på 30-40% i forhold til "førstegangs" produksjon av betong, tre og kompositt produkter.

På industrinivå ble den årlige reduksjonen i klimagassutslipp funnet å være opptil 18 400 tonn CO₂-ekvivalenter for tre og kompositt produksjon. LCIA resultatene som inngikk i studien var alle beregnet etter standarden EN 15804. For alle de resirkulerte byggematerialene var nytten avhengig av transportavstand til og fra gjenvinningsprosessen og energibruk for tørkeprosessen.

Innovasjoner innad i bedriftene som ble funnet å være gode strategier for å øke bruken av resirkulerte byggematerialer var: utvikling av gjenvinningsteknologi, partnerbaserte nettverk for lettere tilgjengelighet av annengangs materialer, og identifisere det rette kundesegmentet.

Markedssituasjonen for slik materialgjenvinning ble generelt funnet å være lite oppmuntrende. Flere tiltak internt i selskapene kan hjelpe, men politiske tiltak ble nevnt som nødvendig for å overkomme enkelte barrierer. Disse inkluderte tilskudd til selektiv rivningsmetode (skånsom behandling av materialene) og gjøre det obligatorisk å revidere potensiale for å resirkulere materialer før rivning.

Bergman et al, (2011) sammenliknet resirkulert og primærprodusert trelast for bl. annet lameller av bartrevirke til bruk i reisverk . Systemgrenser for det resirkulerte produktet inkluderte selektiv rivning på byggeplass, transport til gjenvinningsstasjon, gjenvinningsarbeid og transport til byggeplass. Resirkulerte lameller ble knyttet til et utslipp på 76,4 sammenliknet 118 kg CO₂-eq/m³ med GWP karakterisering (GWP forklares i kapittel 2.5.5) for primærproduserte lameller, hvor begge resultatene var basert på bartrevirke.

2.5 Livsløpsvurderinger (LCA)

Produkter påvirker miljøet på flere måter over produktets levetid. Fra utvinning og høsting av råmaterialet til avfallshåndtering, via steg som transport, produksjon, bruk, eventuelt gjenbruk og gjennom alle nødvendige prosesser knyttet til disse stadiene. Med livsløpsvurdering (LCA) ønsker man å dokumentere denne påvirkningen gjennom hele livsløpet (Baumann & Tillmann, 2004). Der "miljøet" overordnet kan inndeles i LCA faget som de fire områdene man ønsker å beskytte (Aop); det naturlige miljøet, menneskehelse, naturlige ressurser og det menneskeskapte miljøet.

Utviklingen av LCA-metodologi har pågått i flere tiår, og blitt formet til et sett med prinsipper som i dag er et bredt akseptert rammeverk for faget. Denne metodologien, sammen med spesielt relevante tema for denne hovedoppgaven, oppsummeres i dette kapitlet. Mye av teksten er utarbeidet fra Life Cycle Assessment Handbook (Curran, 2012) og The Hitch Hiker's Guide to LCA (Baumann & Tillmann, 2004).

ISO (International Organization for Standardization) har produsert en rekke standarder og tekniske rapporter for LCA. Den mest overordnede serien med standarder for LCA heter 14040 serien, der siste versjon ble verifisert i 2016, uendret fra 2006 (ISO, 2006). Denne inkluderer retningslinjer for de fire fasene i livsløpsvurderinger; definisjon av mål og omfang, livsløpsinventar (LCI), konsekvensutredning (LCIA) og tolkning. Retningslinjer angående rapportering og kritisk vurdering, restriksjoner og sammenhengen mellom de fire LCA-fasene blir også diskutert i standarden.

Nedenfor beskrives disse fire fasene i LCA. Til Definisjon av mål og omfang er det lagt noe ekstra vekt på å forklare temaer som introduseres.

2.5.1 Definisjon av mål og omfang

I første fase i en livsløpsvurdering må det utvikles en definisjon av mål og omfang som danner grunnlaget for et LCA resultat som vil tilfredsstille formålet med studien. I en definisjon av mål og omfang skal *målsetning* fastsettes og deretter følgende omfangsrelaterte punkter bli vurdert og tydelig beskrevet:

- *Systemet som blir studert og den funksjonelle enheten*
- *Systemgrenser*
- *Allokering*
- *Metode for konsekvensutredning og tolkning*
- *Databehov*

2.5.1.1 Systemfunksjon og funksjonell enhet

Siden et LCA system er en samling av prosesser sammenkoblet med flyt av mellomliggende produkter, er systemet definert av funksjonen som benyttes. Et produktsystem kan være definert av produksjon, bruk og avfallshåndtering for en produksjonsenhet målt etter forskjellig miljøpåvirkning. På denne måten kan de største miljøkonsekvensene i livsløpet avdekkes, men for å best mulig sammenligne med andre konkurrerende produkter må systemet være definert etter egenskapene. For å sammenlikne to type pærer som kan benyttes til belysning kan man derfor definere dem etter mengden med lys som trengs for å lyse opp et rom. Denne funksjonen vil derfor avgjøre omfanget til studien med systemgrenser og hvilke enhetsprosesser¹ som skal inkluderes.

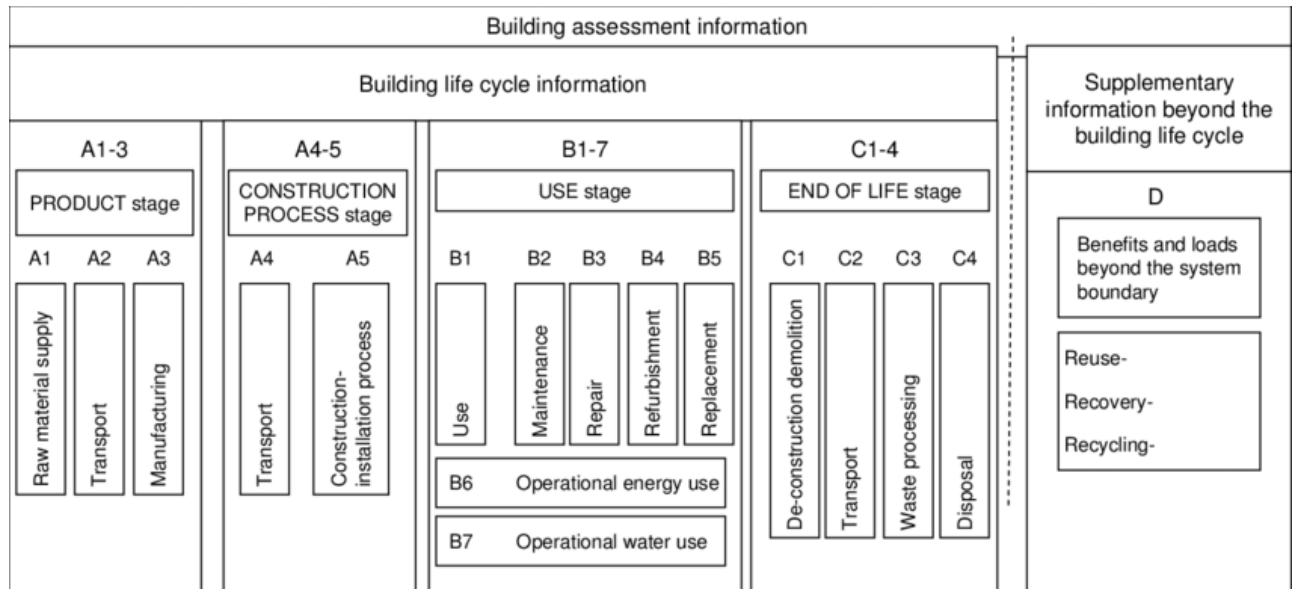
En *funksjonell enhet* gir en referanse på hvordan flyt av inn og ut -gangsdata i enhetsprosesser henger sammen. Et eksempel på en funksjonell enhet for et helt produktsystem kan være «malingsdekke av 20 kvadratmeter med 98% opasitet og 5 års varighet». Det kan også være så enkelt som 1 kvadratmeter malingsdekke. En funksjonell enhet skal være godt tilpasset produkt(ene) som undersøkes.

2.5.1.2 Systemgrenser

I LCA settes mange enhetsprosesser fra flere livsløpsstadier sammen i et system. En livsløpsvurdering som inkluderer alle stadier fra A1, utvinning av råressurs, til C4 avfallshåndtering, kalles vugge til grav. Det kalles vugge til port hvis alle prosesser frem til råmaterialet ankommer industriport blir med i beregningene. Figur 4 viser stadiene i livsløpet til en bygning. Ved å sette rammeavgrensing for hva som skal inkluderes i analysen settes

¹ En enhetsprosess er det minste elementet(produktet) tatt i betraktning i en livsvurdering der inn og ut -gangsdata blir kvantifisert.

systemgrenser. Systemgrenser gjelder både tidsmessig (hvilke stadier i livsløpet) og geografisk. Det angår også hvilke miljøpåvirkningskategorier som skal inkluderes i analysen og eventuelt om enkelte enhetsprosesser kan utelukkes. Systemgrenser må eventuelt tilpasses slik at tiltenkte sammenlikninger av ulike produkter i studien kan gjennomføres.

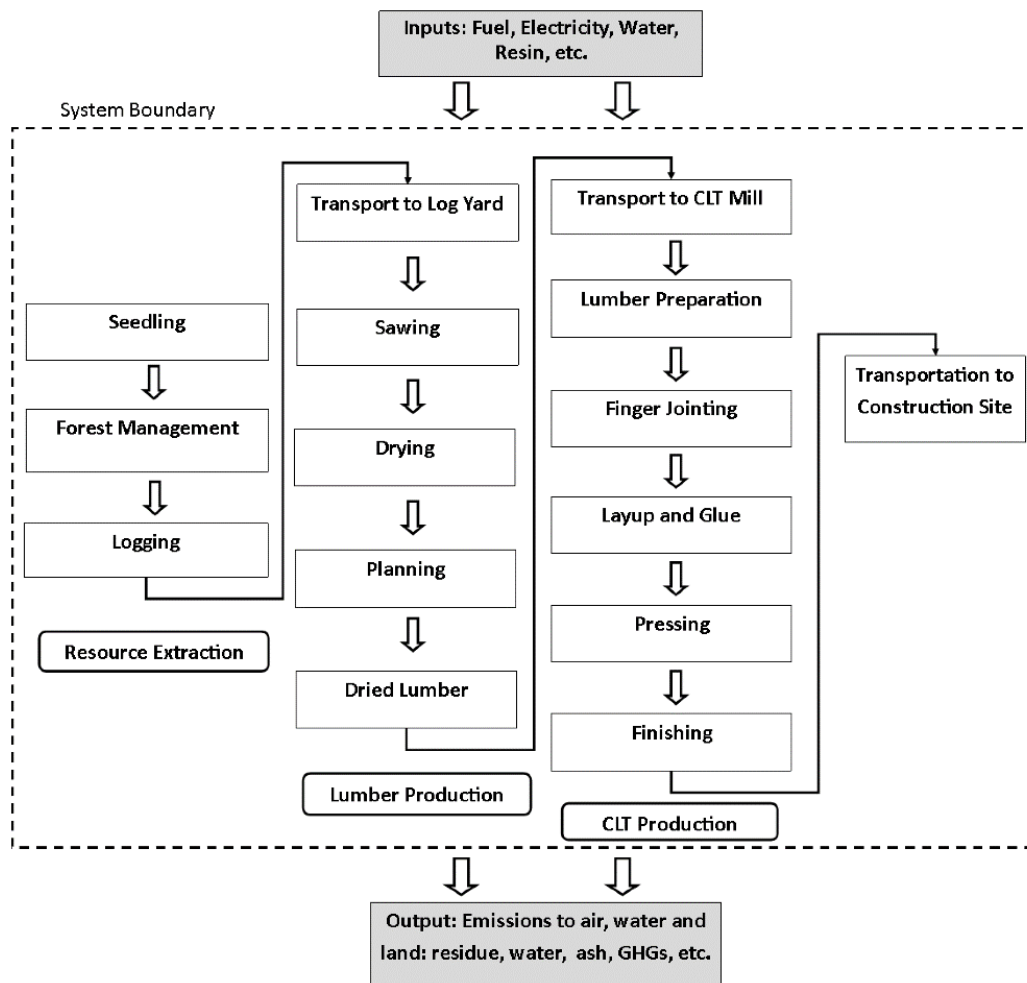


Figur 4. Livsløpsstadiene til en bygning (Moncaster & Y. Song, 2012).

En vugge til port analyse for Kl-tre ville inkludert livsløpstadiene fra A1-A4. Et eksempel på produksjonsprosesser som inngår i disse stadiene er illustrert i Figur 5.

2.5.1.3 Allokeringmetoder

Mange enhetsprosesser fører til mere enn et nyttig og salgbart produkt, disse prosessene kalles multi-funksjonelle, der miljøpåvirkning (livsløpsflyt) fra disse må deles opp og fordeles på de ulike produktene. Man sier at livsløpsflyten går nedstrøms fra råstoffutvinning og videre gjennom hele livsløpet. Sagbruksprosesser er for eksempel nedstrøms for skogbruket og saging av tømmer er oppstrøms for tørking av rå trelast. Se Figur 5 for prosesser knyttet til produksjon av Kl-tre. Selv om man kun skal bruke data fra trelastproduktet videre i en livsløpsvurdering, må all oppstrøms livsløpsflyt fordeles til de ulike bi-produktene, slik at balansen i miljøregnskapet kan kontrolleres. Denne fordelingen kalles allokering i LCA.



Figur 5. Prosesser oppstrøms for bygninger av Kl-tre (Chen et al., 2019)

Forgreninger av livsløpsflyten til flere produkter kan skje flere steder i produksjonsfasen til et produkt. Vi kan kalle prosesser for multi-funksjonelle hvis de fører til forskjellige kvalitetsklasser av et type produkt eller flere biprodukter.

Hvordan livsløpsflyt skal allokere til de forskjellige produktene avhenger av ulike scenarioer. Noen bi-produkter hadde kanskje aldri blitt omsatt om det ikke var for hovedsatsingen på det mest lønnsomme hovedproduktet. Og velger man å resirkulere et materiale til et nytt produkt blir det feil å inkludere påvirkningen på miljøet denne hadde i sammenheng med produksjon og bruk av det første produktet.

Det finnes retningslinjer for hvordan allokering skal håndteres i gjeldene standard for miljødokumentasjon (ISO, 2006). Dette varierer med benyttet standard og type produkt som utredes. Den foretrukne metoden innebærer å allokere basert på en kombinasjon av fysiske og økonomiske parametere. Med allokering etter fordelingsmetoden vil allokering baseres på egenskaper til materialflyten; volum, vekt, energiinnhold, økonomisk verdi etc. Allokering etter

verdi og energiinnhold blir nærmere forklart i metodedel (jf. kapittel 3.6.2.2).

Allokeringsmetode og eventuelt detaljeringsnivået på allokeringen må presiseres i definisjon av mål og omfangsfasen.

2.5.1.4 Metode for konsekvensutredning, tolkning og innhenting av data

I omfangsfasen er det viktig å nevne hvilke kategorier for miljøpåvirkning som skal inkluderes i resultatene til konsekvensutredningen, da dette valget bestemmer hvilke data som er nødvendige å innhente i LCI fasen. En kategori for miljøpåvirkning gir en indikasjon på et miljøproblem, som vurderes i sammenheng med den valgte funksjonelle enheten. En studie som kun undersøker klimaavtrykk vil være veldig forskjellig fra en studie som inkluderer et fullt sett av kategorier. Klimaforandringer kalles en «midpoint» kategori for miljøpåvirkning, jf. Figur 6. Når dette først er bestemt finnes det flere karakteriseringsfaktorer man kan velge mellom. Karakterisering er en omregningsfaktor som overfører livsløpsflyt (for eksempel utslipp av gasser) til indikasjon på miljøproblemet man vurderer, der utslipp og utvinning som utredes i arbeidet med livsløpsinventaret (jf. kapittel 2.5.2) uttrykkes gjennom karakteriseringsfaktorer i konsekvensutredningen (jf. kapittel 2.5.3).

2.5.1.4.1 EPD

En EPD (Environmental Product Declaration) er en tredjepartsverifisert miljødeklarasjonen til et produkt og lages på grunnlag av en livsløpsanalyse etter ISO 14040-14044 (EPD-Norge), og skal følge krav spesifisert i standarden for miljømerking og deklarasjoner ISO 14025. For produkter til byggverk og byggsektoren er EN 15804 (bærekraftige byggverk) gjeldene standard for EPDer. I Tabell 4 er en oversikt over de vanligste kategoriene for miljøpåvirkning med karakteriseringsfaktorer (f.eks. GWP) som inkluderes i en EPD etter denne standarden.

Tabell 4: kategorier for miljøpåvirkning, med tilhørende karakteriseringsfaktorer og enhet (Foundation, 2019)

Impact category	Unit
Climate change (GWP), 100 years	[kg CO ₂ equivalents]
Depletion of stratospheric ozone (ODP), 20 years	[kg CFC 11 equivalents]
Acidification (AP)	[kg SO ₂ equivalents]
Eutrophication (EP)	[kg (PO ₄) ³⁻ equivalents]
Formation potential of tropospheric photochemical oxidants (POCP)	[kg C ₂ H ₄ equivalents]
Depletion of abiotic resources	[kg Sb- equivalents]
Depletion of abiotic fossil resources	MJ

2.5.1.5 Tolkning i definisjon av mål og omfang

Retningslinjer for hvordan resultatene bør tolkes skal beskrives i definisjon av mål og omfangsfasen. I tolkning av konsekvensutredningen er det viktig å bemerke seg at resultatene er en forenkling av en veldig kompleks virkelighet, og er kun en tilnærmet status på det berørte

området. Samtidig må resultatene sees i sammenheng med designet og omfanget til studien. Tolkning utdypes mere i kapittel 2.5.4.

2.5.2 Livsløpsinventar (LCI)

Livsløpsinventaret er fasen som involverer sammensetning og kvantifisering av enhetsprosesser som er nødvendig for et produkt gjennom livsløpet. Man modellerer prosesser i et system basert på det som ble bestemt i definisjon av mål og omfang. Disse prosessene kan være utvinning av en ressurs, produksjon av stål, veitransport med en spesiell type truck, bruk av produktet, avfallshåndtering eller gjenvinning etc. Alle prosessene har flyt av inn og ut -data som for eksempel produkter, energi, avfall i fastform, gassform til atmosfæren eller flytende ut i vannsystem.

En enhetsprosess er det minste elementet (produktet) tatt i betraktning i en livsvurdering der inn- og utgangsdata blir kvantifisert. Samme utgangsdata fra noen prosesser kan øke indikatortallet til en eller flere karakteriseringsfaktorer. Noen tilkoblinger av prosesser i livsløpsinventaret kan bli veldig kompliserte og omfattende, heldigvis finnes det digitaliserte løsninger med databaser av forhåndsdefinerte løsninger som forenkler denne fasen og konsekvensutredningen. Ecoinvent (2019) er verdens ledende digitale LCI database, og er en programvare som inneholder prosessdata for tusener av produkter.

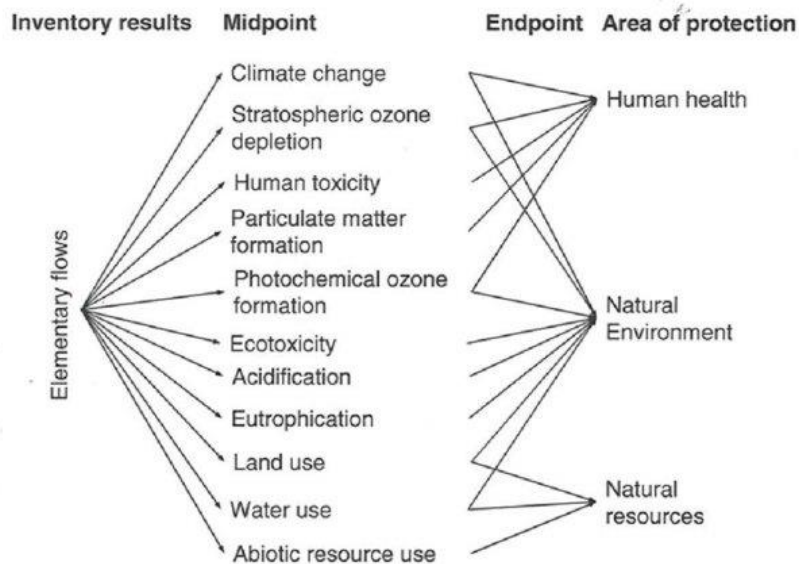
2.5.3 Konsekvensutredningen

I konsekvensutredningen (LCIA), blir resultatet fra livsløpsinventaret oppsummert til mere relevant informasjon for å vurdere den helhetlige miljøkonsekvensen. Informasjon fra det omfattende nettet av enhetsprosesser i LCI blir lagt sammen i kategoriene for miljøpåvirkning bestemt i omfangsfasen og presentert med valgte funksjonell enheter. Resultatene i LCIA er en aggregert forenkling av alle enhetsprosessene fra LCI, der sluttbrukeren av analysen blir presentert miljøavtrykket til det undersøkte systemet. Resultatene i LCIA kan sees i sammenheng med de fire miljøområdene man ønsker å beskytte (Aop) hvis brukeren sliter med å få et inntrykk av hva de innebærer.

Mens enhetsprosessene er det sentrale elementet i LCI, er kategorier for miljøpåvirkning og karakterisering (omregningsfaktorer) det viktigste i LCIA. Med utviklingen av LCA-software har det blitt mye enklere å gjennomføre konsekvensutredningen.

Klimaforandringer er en kategori for miljøpåvirkning som kalles en «midpoint indicator» og blir ofte uttrykt gjennom karakteriseringen GWP (global warming potential), en faktor som blir utdypet i kapittel 2.5.5. En «midpoint indicator» forteller ikke hvor mye temperaturen kommer til å stige globalt eller hvor store de kvantitative ødeleggelsene vil bli hva enten gjelder biodiversitet eller menneskehelse, men prøver heller å indikere potensialet for global

oppvarming som et punkt i årsak-virknings kjeden mellom prosessene i systemet som studeres og områdene vi ønsker å beskytte. Mens «endpoints» er indikatorer lengre ut i virkningskjeden av miljøaktuelle områder som samfunnet oppfatter som viktig å beskytte, som hudkreft, malaria, sjeldne plantearter, dyrevelferd etc. (Bare & Gloria, 2006). Figur 6 illustrerer sammenhengen mellom elementær flyt i livsløpsinventaret, «midpoint» og «endpoint» indikasjon, og Aop.



Figur 6. Fra venstre til høyre: livsløpsinventaret, «midpoint» indikasjon, «endpoint indikasjon», Områdene vi ønsker å beskytte (Aop) (Ecetoc et al., 2016)

2.5.4 Tolkning

Resultatene må tolkes ut ifra hvordan LCA studien er utformet. Her vises det spesielt til to ulike analyseperspektiv i LCA-teori; Regnskaps-LCA og konsekvens-LCA (Nordby, Solli, & Dahlstrø, 2015). Den viktigste forskjellen mellom disse perspektivene er at konsekvens-LCA beregnes med en systemutvidet substitusjonseffekt. I en Regnskaps-LCA vil inn og utgangs -data fra prosesser deles opp og allokeres til den funksjonelle enheten på en normativ framgangsmåte. Substitusjonseffekten er den totale miljøpåvirkningen som oppstår som en konsekvens av å velge en løsning fremfor en annen. Denne påvirkningen vil for eksempel kunne oppstå som følge av endringer i etterspørselsatferd og markedsaktivitet, og må beregnes med prinsipper fra økonometri. Systemutvidelse innebærer at man vurderer endringer som oppstår utenfor systemet som vurderes.

Et eksempel på en konsekvens-LCA er hvis man inkluderer det biogene karbontapet og reduksjon av fotosyntese-aktivitet fra avskogingen som ville oppstå i enkelte land hvis USA skulle sette krav om høy innblanding av biodrivstoff i vanlig drivstoff til alle kjøretøy. Den forventede arealendringen fra skog til palmeproduksjon ville ført til at tiltaket totalt sett ville

vært mot sin hensikt, å redusere klimaendringer. Dette ville ikke en typisk regnskaps LCA-studie ha avdekket direkte.

Det er viktig å bemerke at det er svært få LCA-vurderinger som i praksis benytter det ene eller det andre analyseperspektivet. EPD'r anses som en form for regnskaps-LCA, konsekvens-LCA passer for eksempel bedre som verktøy til å vurdere konsekvensene av omfattende politiske tiltak.

Det er viktig å bemerke at modeller til livsløpsvurderinger generelt er kun en forenkling av virkeligheten som det knyttes usikkerhet til. IPCC utga en rapport i 2013 (Ciais, et al.) der de skriver at det er 40% usikkerhet knyttet til de estimatene man bruker for klimagassutslipp i et 100-år perspektiv. Det er mye man ennå ikke vet når det gjelder utviklingen av atmosfæriske forhold langt fremover i tid, spesielt er det knyttet mye usikkerhet til karbondynamikken mellom hav og atmosfære.

2.5.5 Karbonavtrykk i LCA

En av de mest brukte karakteriseringsfaktorene i livsløpsvurderinger for å indikere klimagassutslipp er «global warming potential» (GWP). Denne faktoren er satt sammen av arbeidsgrupper fra det FN baserte Internasjonale Panelet for Klimaendringer (IPCC). Ut i fra modell-fragmenter fra ledende forskning innenfor relevante fagfelt har de laget en omregningsfaktor som beregner klimaeffekten ved utslipp av forskjellige klimagasser til atmosfæren. Der de mest aktuelle klimagassene i denne listen er karbondioksid, metan og lystgass. Mye av teorien beskrevet i dette kapittelet er hentet fra doktorgradavhandlingen «The Climate change impacts from biogenic carbon in products across time» (Guest, 2014) fra NTNU.

Klimagasser er gasser som absorberer eller reflekterer kortbølget stråling fra solen eller absorberer langbølget stråling fra jorden. I hvilken grad de bidrar til i temperaturendring på jorda kan modelleres som temperaturresponsen fra endringen i det gjennomsnittlige globale strålingspådrivet (radiative forcing) fra gasser i atmosfæren (Guest, 2014). Ulike gassmolekyler har ulik strålingspådrivseffekt med ulik utvikling av konsentrasjon i atmosfæren over tid. Modellen bak GWP karakterisering, som vist i formel (1), er basert på integralet til strålingspådrivet av 1 kg gass over tid i forhold til den samme verdien for karbondioksid. Enklere forklart, det totale strålingspådrivet av en gass over en bestemt tid i forhold til karbondioksid. Siden det er vanlig å referere til kg-CO₂-ekvivalenter i klimaproblematikken er dette referansegassen.

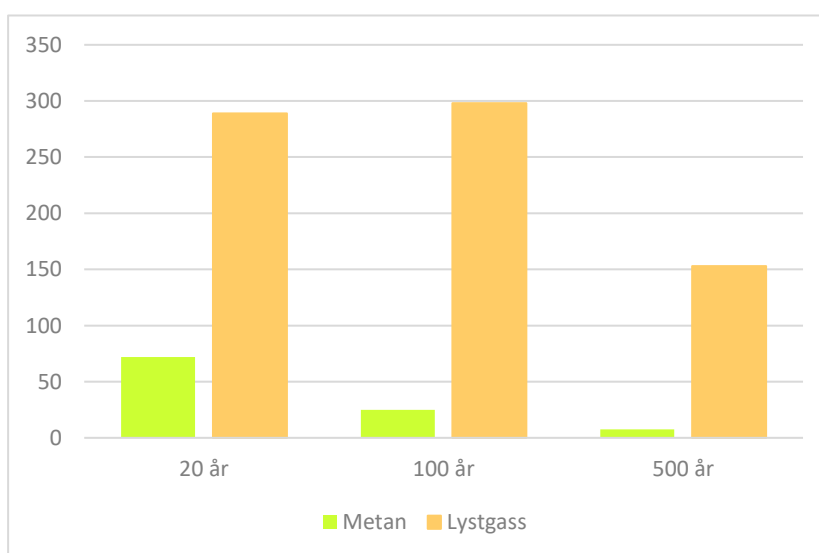
$$(1) \quad GWP = \frac{AGWP_{GHG}}{AGWP_{CO_2}} = \frac{\int_0^{TH} \alpha_{GHG} \cdot \gamma_{GHG}(t) dt}{\int_0^{TH} \alpha_{CO_2} \cdot \gamma_{CO_2}(t) dt}$$

I denne formelen representerer α strålingseffekten fra klimagassen (GHG), mens $y(t)$ er utviklingen av konsentrasjonen av klimagassutslippet i atmosfæren over tid.

Strålingspådriv fra ulike gasser er et bredt og viktig forskningsområde som det kontinuerlig jobbes med. Dette bidrar til oppdateringer av GWP modellen gjennom hovedrapporter av IPCC. GWP modellen som ble oppdatert i FN's Klimapanel's fjerde hovedrapport (AR4, 2007), skal benyttes til karakterisering av GWP i EPD'er inntil videre. Det finnes tre versjoner av GWP-faktoren med tidshorisonter på 20, 100 og 500 år. Hvilken tidshorisonter som er mest hensiktsmessig å benytte varierer med ulike studieformål. 100-års faktoren GWP100 har imidlertid utviklet seg til å bli den mest brukte i forskjellige former for livsløpsvurderinger, og er den versjonen av faktoren som benyttes til analyser i denne masteroppgaven. Nedenfor illustreres indikatorverdier for metan og lystgass for de tre ulike versjonene av GWP i Figur 7, med tilhørende verdier i Tabell 5.

Tabell 5. Utslipp av gasser i forhold CO₂ med karakterisering etter tre versjoner av GWP (kg CO₂-ekvivalenter)

	20 år	100 år	500 år
Karbondioksid	1	1	1
Metan	72	25	7,6
Lystgass	289	298	153

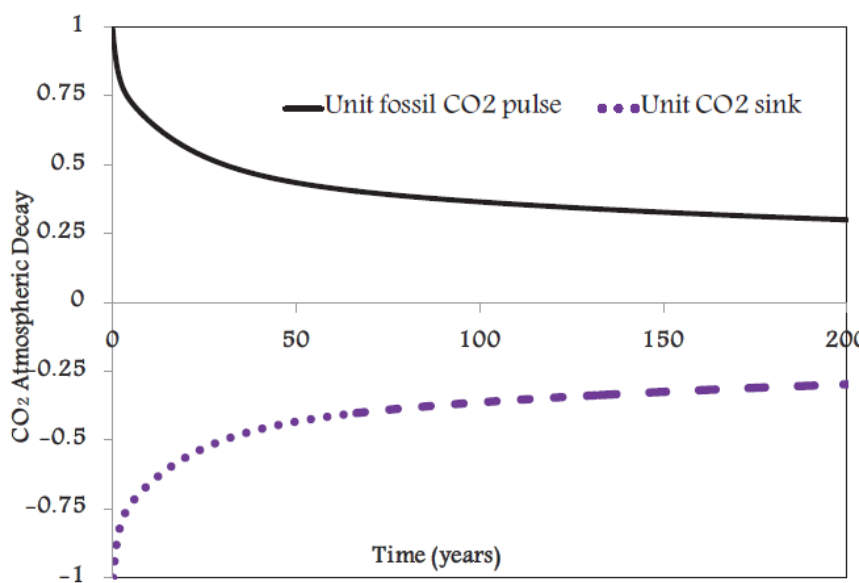


Figur 7. - Indikasjon på klimagassutslipp fra tre versjoner av GWP karakterisering med ulike tidshorisonter (AR4, 2007).

Menneskeskapt utslipp av karbondioksid vil gradvis forlate atmosfæren til fordel for hav, biomasse og jordlag. Modellen som utgjør denne simuleringen i GWP beregninger er en «impulse response function» fra Bern2,5CC modellen (Joos et al., 2001), se formel (2) og Figur 8. Modellen er estimert fra et 40 Gigatonn utslippsimpuls av karbondioksid med forutsetninger om forhold med stabil CO₂ konsentrasjon på 378 ppmv (parts per milion by volume).

Fraksjonen ($y_{CO_2(t)}$) av CO₂ utslipp ved tid, t=0, som fortsatt er i atmosfæren ved tid t kan uttrykkes som:

$$(2) \quad y(t) = 0,217 + 0,259 \cdot e^{\frac{t}{172,9}\text{år}} + 0,338 \cdot e^{\frac{t}{18,51}\text{år}} + 0,186 \cdot e^{\frac{t}{1,186}\text{år}}$$



Figur 8. Impulse Response Function (Joos et al., 2001). illustreres av den sorte kurven som viser varigheten av karbondioksid i atmosfæren over tid, ved utslipp på tid 0 som benyttet i FN's Klimapanel's fjerde hovedrapport (Guest, 2014).

I noen type EPD'r og mange livsløpsanalyser i forskningsammenheng vil utslipp av 1 kg Co₂-ekvivalenter ha like mye betydning uavhengig av når opptak og utslipp av karbon til atmosfæren skjer. Det finnes en versjon av GWP til EPD formål som tar hensyn til opptak av biogent karbon i produkter, med navn GWPbio. Regler for opptak og utslipp av biogent karbon i LCA er en problemstilling som stadig blir undersøkt og diskutert i vitenskapelige artikler (Cherubini, Guest, & Strømman, 2012), (Penaloza et al., 2019), og er spesielt relevant for klimagassutslipp knyttet til treprodukter, på grunn av tømmerproduksjonens lange omløp og at karbon lagres i produkter av tre.

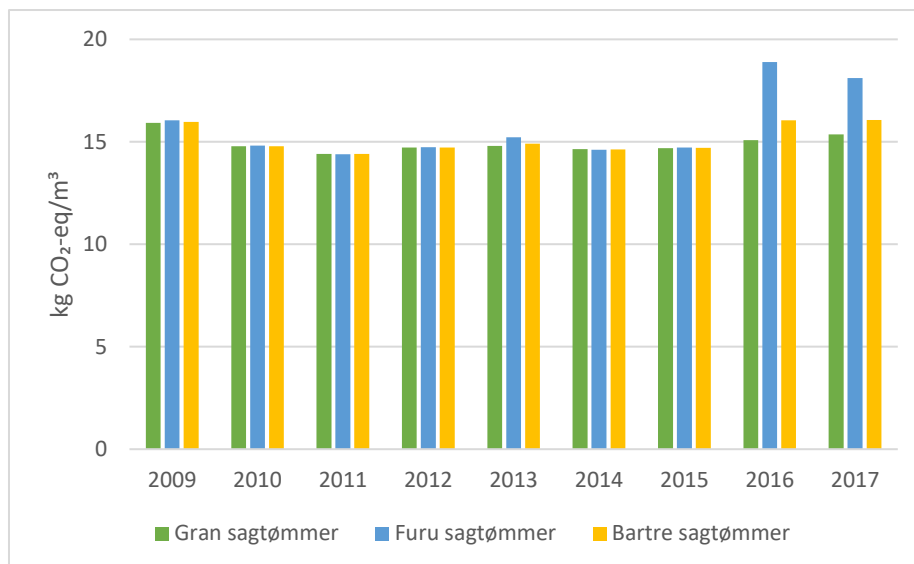
2.5.6 LCA for skogbruksprosesser

En rekke LCA-studier fra skogbruket har blitt gjennomført siden 90-tallet. Mange av disse har fulgt retningslinjer fra EN ISO 14040 serien og flere standarder, men det er fortsatt ingen tydelige definerte regler for LCA-beregninger for skogbruksprosesser. En studie (Daniel Klein et al., 2015) sammenliknet 22 vitenskapelige artikler med spesielt hensyn til mål, systemgrenser, funksjonelle enheter, konsekvenskategorier og inkluderte prosesser med et hovedfokus på klimagasser.

I konklusjonen blir det foreslått metodisk hvordan livsløpsberegninger fra skogbruket bør gjennomføres, som et steg i retning av et bedre sammenligningsgrunnlag for slike studier på tvers av landegrenser og forskningsmiljøer. De beregnede utslippene fra de analyserte studiene lå på mellom 2,4 til 59,6 kg CO₂-ekvivalenter for 1 kubikkmeter tømmer fram til velteplass i skog.

Når det kommer til den foreslåtte metodikken i studien nevnes det at resultater for alle enkeltprosesser som er nødvendig for å produsere tømmeret skal vises enkeltvis, og at mangelen på enkelte inkluderte prosesser (f.eks. planting vs. naturlig foryngelse) måtte kommenteres. For prosesser hvor det ikke er mulig å innhente data og detaljerte beregninger, skal en best mulig tilnærming estimeres. Prosesser fra hele omløpet må inkluderes, med mindre formålet med studien for eksempel er å kartlegge hvor stort GWP bidraget for et helt land er et enkelt år. 1 m³ er den funksjonelle enheten som gir mest mening og som er mest vanlig i slike analyser og skal derfor brukes. Informasjon på fuktighet og densitet på tømmeret bør oppgis for å kunne omregne til biomasse, karbonvekt, og brennverdi. Ved å allokere etter verdi (økonomisk allokering) framfor fysiske verdier (volum eller masse), vil dette hemme muligheten til å sammenlikne resultatene med andre studier da markedspriser varierer en del over tid og mellom regioner. Hvis studien inkluderer tømmer i forskjellige kvalitetsklasser kan allokering etter verdi være interessant, men resultater med fysisk allokering bør vises i tillegg.

Forskjeller mellom valg av referensasår som følge av varierende tømmerpriser over tid ble undersøkt i Næss, Nyrud, & Tellnes (2019), og vises for sagtømmer fra det norske skogbruket i Figur 9. I denne studien ble oppdaterte klimagassutslipp for det norske skogbruket beregnet med egne treslagsrene resultater for gran og furu, som tidligere kun hadde blitt beregnet for barte-virke av sagtømmer og massevirke.



Figur 9. Sum klimagassutslipp (GWP/m³ (kg CO₂-eq/m³)), årlige beregninger for perioden 2009-2017.

Utslippene for enkelttår vil også påvirkes av varierende aktivitetsnivå på skogkultur og veibygging i skogbruket mellom enkelttår, noe som særlig viste seg å gi utslag for spesielt furu fra og med 2016, som følge av økt gjødslingsaktivitet i skogbruket.

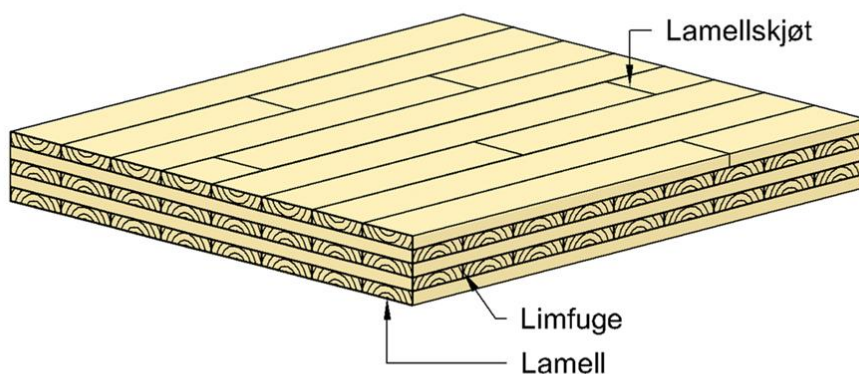
3 Materiale og Metode

I materiale og metode kapittelet presenteres først Kl-tre elementet og beregningsalternativene som har blitt gjennomført. Deretter spesifiseres karakterisering, funksjonell enhet, valg av systemgrenser og allokering av prosesser. Bruk av kilde-data forklares løpende sammen med valg av systemgrenser og allokering av prosesser.

Begrunnelse for valg underveis i arbeidsprosessen vil være relevant og utdypes derfor i detalj for enkelte metodevalg.

3.1 Kl-tre elementet

Et element bestående av fem sjikt (jf. Figur 10) med dimensjoner som vist i Tabell 6 utgjør hoved-produktet i analysene.



Figur 10. Prinsippkisse av 5-sjikts Kl-tre (Edwardsen & Ramstad, 2014).

Tabell 6. Oppbygningen til elementet for beregning av 1) – 5).

Tykkelse element (mm)	Tykkelse i sjikt (mm)				
	Sjikt 1	Sjikt 2	Sjikt 3	Sjikt 4	Sjikt 5
100	20	20	20	20	20

Et element bestående av fem sjikt med dimensjoner som vist i Tabell 6 utgjør hoved-produktet i analysene.

3.2 Beregninger til GWP analysen

Klimagassutslipp for innsatsfaktorer til Kl-tre elementet fra Tabell 6 er beregnet for ulike alternativer (1 – 5)) som varierer med hensyn til innsatsfaktorer, allokeringmetode for sagbruksprosesser og regional avgrensning.

Innsatsfaktorer inkluderer lameller fra forskjellige tømmerkvaliteter og fra gjenvinning. Allokeringmetoder varierer med hensyn til allokering av livsløpsflyt på sagbruket til forskjellige sorteringsklasser av trelast som spesifisert i kapittel 3.2.2. Regional avgrensning er satt til Østlandet for alle beregninger med unntak av ett alternativ (3)), hvor regionale systemgrenser er satt til Buskerud fylke. Dette alternativet ble inkludert for å undersøke innvirkningen av de relativt lave prisene på EMBA tømmer i Buskerud for valgt referanseår 2017.

Det er også gjennomført en følsomhetsanalyse (alternativ 6)), for å undersøke endringen i klimagassutslipp av å bruke et tykkere element med relativt større andel indre sjikt med utgangspunkt i to av alternativene som inngår i 1)-5).

Sortimentene «gran sagtømmer sams» og «gran spesial» fra landbruksdirektoratet (Ldir, 2018) inngår i samme gruppe tømmer Sortiment med navn Sekunda+, oppkalt etter kvaliteter av sagtømmer som er av kvalitet Sekunda eller høyere, som definert i reglementet til NVM (2015). Mens LKV (Lavkvalitets virke) er Tømmer av kvalitet EMBA, som også er definert i NVMs reglementet. I sjikt der det står Resirkulert inngår resirkulert trelast.

3.2.1 Alternativ 1)-4). Bruk av primærproduert trelast 1)-3) og resirkulert trelast 4).

- 1) Referanse (REF) – Skåret sagtømmer av kvalitet Sekunda+ i alle sjikt.

Sjikt 1	Sjikt 2	Sjikt 3	Sjikt 4	Sjikt 5
Sekunda+	Sekunda+	Sekunda+	Sekunda+	Sekunda+

- 2) Lavkvalitetsvirke (LKV) - Skåret sagtømmer av kvalitet EMBA i indre sjikt og kvalitet Sekunda+ i yttersjikt.

Sjikt 1	Sjikt 2	Sjikt 3	Sjikt 4	Sjikt 5
Sekunda+	LKV	LKV	LKV	Sekunda+

- 3) Lavkvalitetsvirke Buskerud (LKVBusk) - skåret sagtømmer av kvalitet EMBA i indre sjikt og kvalitet Sekunda+ i yttersjikt med regional avgrensning til Buskerud og Kl-tre produksjon i Åmot, Modum.

Sjikt 1	Sjikt 2	Sjikt 3	Sjikt 4	Sjikt 5
Sekunda+	LKV	LKV	LKV	Sekunda+

- 4) Resirkulert (Resirk) - bruk av resirkulerte lameller i indre sjikt og kvalitet Sekunda+ i yttersjikt.

Sjikt 1	Sjikt 2	Sjikt 3	Sjikt 4	Sjikt 5
Sekunda+	Resirkulert	Resirkulert	Resirkulert	Sekunda+

3.2.2 Alternativ 5a), 5b) og 5c) – Allokering på ulike trelastkvaliteter

Tømmer på sagbruk blir stort sett sortert etter dimensjoner i tømmerinntaket, så lenge ikke stokken blir klassifisert som vrak. Dette betyr at partier av sagtømmer som går gjennom sagen kan inneholde sortiment av ulike kvalitetsklasser. Ut i fra samme stokk kan ulike kvaliteter trelast produseres, tilhørende ulike styrkeklasser. Dette åpner for å fordele miljøpåvirkning på styrkeklasser etter økonomisk verdi, eller fysiske egenskaper som energiinnhold, i livsløpsregnskapet som fremlegges i en EPD (CEN, 2018). Energiinnhold kan baseres på densitetsverdier til styrkeklassene i Tabell 1 og 2 fra kapittel 2.3.1.

- 5) Forskjellige allokeringmetoder på trelast
 a) Referansealternativ allokert på densitet (REF dens) – allokering etter densitet på trelast fra EN 338 (gjennomsnittsverdier) med Sekunda+ tømmer i alle sjikt.

Sjikt 1	Sjikt 2	Sjikt 3	Sjikt 4	Sjikt 5
C30	C14	C14	C14	C30

- b) Lavkvalitetsvirke allokert på densitet (LKV dens) - allokering etter densitet på trelast fra EN 338 (gjennomsnittsverdier) med EMBA tømmer i indre sjikt og Sekunda+ i yttersjikt.

Sjikt 1	Sjikt 2	Sjikt 3	Sjikt 4	Sjikt 5
C30	C14	C14	C14	C30

- c) Lavkvalitetsvirke allokert på verdi (LKV verdi) – allokering etter økonomisk verdi på trelast med Sekunda+ tømmer i yttersjikt og trelast sortert etter Nordic Timber reglement fra EMBA tømmer i indre sjikt.

Sjikt 1	Sjikt 2	Sjikt 3	Sjikt 4	Sjikt 5
C30	VI-sort	VI-sort	VI-sort	C30

3.2.3 Alternativ 6a) og 6b) - Følsomhetsanalyse

I Følsomhetsanalysen er utslipp beregnet på tilsvarende måte som 2) - LKV og 5b) - LKV dens, for et tykkere element med relativt større andel virke EMBA i indre sjikt, som vist i oppbygningen i Tabell 7.

Tabell 7. Oppbygning av element til beregninger i følsomhetsanalysen 6a) og 6b).

Tykkelse element (mm)	Tykkelse i sjikt (mm)				
	Lamell 1	Lamell 2	Lamell 3	Lamell 4	Lamell 5
180	30	40	40	40	30

Dette gir ytterligere to beregninger 6a) LKV 180mm 6b) LKV dens 180mm.

6) Følsomhetsanalyse for elementer med forskjellig tykkelse

a) Lavkvalitetsvirke med tykkelse 180 mm (LKV 180 mm). Skåret sagtømmer av gran kvalitet EMBA i indre sjikt og kvalitet sekunda+ i yttersjikt.

Sjikt 1	Sjikt 2	Sjikt 3	Sjikt 4	Sjikt 5
Sekunda+	LKV	LKV	LKV	Sekunda+

b) Lavkvalitetsvirke med allokering på trelast etter densitet, i et 180 mm tykt element (LKV dens 180 mm). Skåret sagtømmer av gran kvalitet EMBA i indre sjikt og kvalitet sekunda+ i yttersjikt.

Sjikt 1	Sjikt 2	Sjikt 3	Sjikt 4	Sjikt 5
Sekunda+	LKV	LKV	LKV	Sekunda+

3.3 Valg av karakterisering og mål med undersøkelsene

Målet med beregningene er å belyse variasjon i klimagassutslipp, med karakterisering GWP100, som oppstår mellom de ulike framgangsmåtene. Der alternativ 1) REF fungerer som referansealternativet og er metodisk konstruert med et ønske om å likne mest på hvordan en utviklet EPD, eller en annen form for livsløpsstudie, ville gått fram for å beregne oppstrøms prosesser til lameller til Kl-tre produksjon.

Karbonopptak eller utslipp av karbon fra trevirket er ikke medregnet i samtlige beregninger. Trevirke er en fornybar ressurs så lenge tømmeret stammer fra bærekraftig skogbruk. Utslipp og opptak av biogent karbon stilles nøytralt. Gasser som utgjør de betydeligste klimagassutslippene i beregningene inkluderer fossilt karbondioksid, lystgass og metan.

3.4 Valg av funksjonell enhet

Resultater fra EPD'r og LCA-studier for tømmer, trelast og Kl-tre produkter presenteres vanligvis som miljøpåvirkning per kubikkmeter produsert enhet (Daniel Klein et al., 2015) og brukes derfor til alle resultater.

3.5 Systemgrenser

Systemgrenser i denne oppgaven er en noe modifisert «vugge-til-produksjonsport analyse» (A1-A3). Der det er variasjon knyttet oppstrøms livsløpsflyt for lameller til produksjon av Kl-tre elementer som skal undersøkes, utslipp som skjer på Kl-tre fabrikk er derfor ikke inkludert.

Utslipp i Kl-tre produksjonen kan forventes å være den samme ved bruk av alle innsatsfaktorene som undersøkes, med unntak av resirkulert trelast som i realiteten kanskje ville hatt høyere svinnprosent. Hadde prisinformasjon og salgskvantum for de ulike Kl-tre produktene som undersøkes vært tilgjengelig, ville det vært naturlig å avdekke ytterligere forskjeller som kan oppstå fra økonomisk allokering i Kl-tre produksjonen.

3.5.1 Primærprodusert trelast

Som vist i Figur 11, er følgende stadier inkludert til beregning av primærprodusert trelast: tømmerproduksjon i skog fram til velteplass, transport av tømmer fra skog til sagbruk, trelastproduksjon og transport fra sagbruk til Kl-tre produksjon.



Figur 11. Livsløpsstadier for bruk av primærprodusert trelast til Kl-tre

3.5.2 Gjenvinning

Bestemmelse av systemgrenser for beregning av klimagassutslipp til resirkulerte lameller er basert på versjonen av EN 15 804, som er under utarbeidelse (CEN, 2018).

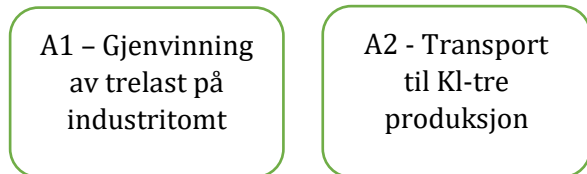
Til livsløpsberegninger for bruk av resirkulerte materialer er det viktig å kunne definere når materialet går fra å være avfall til en del av returprosessen. Siden analysene i denne oppgaven ikke inkluderer et fullt sett av livsløpsstadier som inkluderer «end-of-life stage» (C) og «benefits and loads beyond the system boundary» (D) (jf. Figur 4), vil ikke ulemper ved avfallshåndteringen og fordeler fra gjenvinningspotensiale som tillegges produktet være inkludert i noen av alternativene.

I situasjoner ved bruk av sekundære materialer skal systemgrenser mellom systemet som studeres og det foregående systemet, være der det foregående systemet når end-of-waste-punktet. A1 stadiet (jf. Figur 4) skal inkludere prosesser knyttet til gjenvinning av materialer, men ikke inkludere de prosessene som er en del av avfallshåndtering i det foregående produktsystemet.

Avfallshåndtering som er underliggende gjenbruksprosesser, skal være innenfor systemgrensene til produktsystemet som studeres. I denne oppgaven antas det at underliggende gjenbruksprosesser i det foregående produktsystemet inkluderer transport av ferdig sortert treavfall fram til produksjonstomt for gjenvinning av trelast. I framtiden vil det trolig bli strengere regler for selektive rivningsprosesser med hensikt å ivareta potensielle materialer til

gjenvinning, og samtidig tydeligere regler for utvikling av EPDr med hensyn til når produktet skal gå fra å være definert som avfall til å være en del av det resirkulerte materialet.

Livsløpsstadiene som inkluderes til produksjon av resirkulert trelast inkluderer derfor produksjon av resirkulert trelast på produksjonstomt og transport av trelast til Kl-tre produksjonen, som vist i Figur 12. For beregning av alternativ 4) Resirk vil likevel alle livsløpsstadiene som går frem i Figur 11 være inkludert til beregning av lameller til yttersjiktene.



Figur 12. Livsløpsstadier inkludert til LCA av resirkulert trelast

3.5.3 Svinn av trelast i Kl-tre produksjon

Noe av trelasten blir svinn i Kl-tre produksjonen som følge av utlegg, fresing av fingerskjøter samt høvling og bearbeiding. I samtlige beregningsalternativ er det antatt et svinn på 30 %, det er derfor nødvendig med $1 \text{ m}^3 / (1-30\%) = 1,43 \text{ m}^3$ trelast for å produsere 1 kubikkmeter Kl-tre.

3.5.4 Regionale systemgrenser

3.5.4.1 Skogbruksdata

Regional avgrensning til skogbruksprosesser på Østlandet er de åtte fylkene: Østfold, Akershus, Oslo, Hedmark, Oppland, Buskerud, Vestfold og Telemark. Det betyr at statistikk på aktivitet knyttet til skogkultur, bygging og ombygging av skogsbilveier, avvirkningskvantum og tømmerpriser fra 2017 er benyttet til å beregne GWP-utslipp fram til ferdig sortert tømmer på velteplass. Det beregnes også et eget alternativ for Buskerud fylke, 3) LKVBusk, der det bare data fra Buskerud fylke.

Avvirkningskvantum og tømmerpriser er hentet fra Landbruksdirektoratet (Ldir, 2018).

Statistikk på skogkultur og veibygging er hentet fra SSB (2019)). Det var ikke relevant å sette systemgrenser til hele Norge fordi:

I - «Gran annet sagtømmer» den sortimentsgruppen hvor EMBA tømmer havner i databasen for «Kommunevis avvirkning pr kjøper» som er tilgjengelig på websiden til Landbruksdirektoratet² (Ldir, 2018). Data ble avgrenset til Østlandet delvis fordi denne sortimentsgrupperingen ikke så ut til å være gjeldene for mange fylker utenfor Østlandet.

² Dette kan bekreftes i dokumentet som finnes nederst på statistikksiden for tømmeravvirkning og priser med navn «Gruppering av sortimentene i virkesmålingen».

Særlig fra fylker på Vestlandet kunne prisen på sortimentet «gran annet sagtømmer» være lavere enn sortimentet «gran sagtømmer sams». En årsak til dette kan være at mye sagtømmer av god kvalitet fra Sitka gran havner i denne gruppen gjennom rapporteringssystemet.

II - Kl-tre produksjon i Norge foregår på Østlandet.

3.5.4.2 Transport

3.5.4.2.1 Skog til sagbruk

Transport fra skog til sagbruk er basert på aktivitetsdata fra 2007. Denne rapporten (Flæte, 2009) var den eneste kilden som ble funnet til å inneholde nok informasjon til å endre GWP omregningsfaktoren benyttet til transport, slik at utslippene ble tilpasset norske forhold for transport av sagtømmer. I denne sammenheng ble det beregnet et nytt dieselforbruk per tonnkilometer nyttelast, der denne gjennomsnittsverdien var justert for tomkjøringsandelen med tømmerbil.

Tabell 8. Gjennomsnittlig dieselforbruk til transport av sagtømmer

Forutsetninger	Gjennomsnitt	Enhet	Kilde
transportavstand skog-sagbruk	60	km	(Flæte, 2009)
nyttelast tømmerbil $1\text{m}^3=0,91\text{t}$	27,3	tonn	(Skjølaas, 2019)
gjennomsnittlig nyttelast	30,00	m^3	(Flæte, 2009)
avstand lastet	60	km	(Flæte, 2009)
tomkjøring	51	km	(Flæte, 2009)
dieselforbruk lastet	0,55	l/km	(Flæte, 2009)
dieselforbruk tomkjøring	0,35	l/km	(Flæte, 2009)
Endring av LCI og GWP faktor			
km-vektet drivstofforbruk snitt	0,46	l/km	
km-vektet last	14,8	tonn	
km-vektet last	15,4	m^3	
dieselforbruk 1 tkm returjustert	<u>0,031</u>	l/tkm	
dieselforbruk	<u>1,70</u>	l/ m^3	

GWP omregningsfaktoren for transport av sagtømmer ble derfor basert på utregningene i Tabell 8, som ga et dieselforbruk på 0,031 liter per tonnkilometer. Gjennomsnittlig volumveid transportavstand var 59,2 km for Østlandet og 69 km for Buskerud, som gir henholdsvis 53,9 tkm/ m^3 for transport på Østlandet og 62,3 tkm/ m^3 for Buskerud med en nyttelast på 30m^3 (Flæte, 2009) og en antakelse om gjennomsnittlig vekt på grantømmer på $0,91\text{t}/\text{m}^3$ (Skjølaas, pers. med.).

3.5.4.2.2 Transport av trelast

Transportavstand fra sagbruk til Kl-tre produksjon er satt til 79,2 km for alternativene som baserer seg på trelasttransport for hele Østlandet. Til alternativ 3) LKVBusk er den tilsvarende avstanden 109,4 km. Transportavstand er basert på gjennomsnittlig avstand fra supplerende

sagbruk til Kl-produksjon i Åmot, Modum (Splitkon) og Kongsvinger (Nordisk Massivtre). Splitkon kjøper trelast fra bl.a. Begna Bruk. Nordisk Massivtre kjøper hovedsakelig trelast fra Eidskog Stangeskovenes avdelinger på Skotterud og Vikeodden, samt fra Hilmer Andersson i Åmotfors. Avstander fra leverandørene til Nordisk Massivtre er vektet etter volum. Vektingen mellom Kl-tre fabrikkene satt til 50-50%.

Med opplysninger fra Nordisk Massivtre og transportselskapet Asbjørn Næss er gjennomsnittlig nyttelast ved transport av trelast 50m^3 med en vekt på $450\text{kg}/\text{m}^3$. Denne vekten er benyttet til beregning av tonnkilometer nyttelast, som inngangsdata for GWP omregningsfaktoren, til transportstrekninger med trelast.

For alternativ 4) er transportavstand fra Gjenvinningsstasjon til Kl-tre produksjon 85,6 km. Dette er gjennomsnittlig avstand fra Oslo til de to produksjonstomtene i Åmot og Kongsvinger. Det er usikkert hvor en eventuell produksjon av resirkulert trelast vil lokaliseres, men det finnes gjenvinningsstasjoner på begge sider av Oslo. Derfor er startpunkt i Oslo satt midt i byen.

3.6 Allokering

3.6.1 Allokering i skog

I henhold til standarden EN 15804 skal miljøpåvirkning fra prosesser ved samproduksjon av flere produkter allokeres etter økonomiske verdier ved en stor verdiforskjell, som blir definert som høyere enn 25 prosent. Alle skogbruksprosesser med unntak av terrengtransport allokeres etter økonomisk verdi, d.v.s. aggregerte salgsinntekter fra omsatt tømmer av de respektive sortimentene av gran i referanseåret 2017. Sortimentene som er benyttet til beregning av klimagassutslipp for tømmer på velteplass inkluderer «gran spesial», «gran sagtømmer sams», «gran annet sagtømmer» og «gran massevirke» (Ldir, 2018). Terrengtransport antas å kunne avvike fra økonomisk allokering da lassbæreren kan frakte sortimentene hver for seg, denne prosessen allokeres derfor etter volum.

For å vise hvordan allokeringen har blitt gjennomført er det først naturlig å introdusere modellen som har blitt benyttet til å allokere og summere opp skogbruksprosesser til klimagassutslipp etter GWP100. Modellen ligner på den som ble benyttet til å beregne GWP indikasjon for flere sortimenter av tømmer i rapporten «Klimagassutslipp i skogbruket – tiltak og allokeringmodeller» (Næss et al., 2019), som utgjorde forarbeidet til denne masteroppgaven sommeren 2018. Noen justeringer ble nødvendig, hvorav den største forskjellen er at allokering nå fordeles til tre sortimentsgrupper av gran istedenfor to. Sortimentene «gran massevirke», «gran annet sagtømmer» og «gran sagtømmer sams» (sistnevnte som er slått sammen med «gran spesial») utgjør de tre sortimentsgruppene som det allokeres etter i denne oppgaven. Resultater for massevirke vil ikke vises, men var nødvendig for å kontrollere at livsløpsflyten gikk i balanse. Tankegangen bak allokering til hogstmaskin-arbeidet er også noe endret fra

rapporten (Næss et al., 2019), og er i denne analysen allokert etter økonomisk verdi på salgsinntekter slik mange av de andre prosessene er. Klimagassutslipp for Skogbruksprosesser inkluderer markberedning, frøproduksjon, planteproduksjon, planting, sprøyting, ungskogpleie, gjødsling, nybygg skogsbilvei, ombygg skogsbilvei, hogst (maskinell med hogstmaskin) og terrengtransport (med lassbærer) og er beregnet ut i fra formel (3):

$$(3) \text{GWPI}/\text{m}^3 = \frac{\text{Pi} \cdot \text{As} \cdot \text{Ti}}{\text{Vs}} \times F \text{ kg CO}_2 \text{ eq}$$

Der P angir det årlige aktivitetsnivået for skogbruksprosess i , A er allokeringjustering for sortiment s , T er treslagsandel, V er totalt årlig avvirket volum for salg for sortiment s og F er omregning (jf. Tabell 9) til GWP100 karakterisering. A og T angir henholdsvis allokeringandel (etter økonomisk verdi eller volum) og treslagsandel (mellom gran og furu). Skogkultur som er rettet mot framtidstrær av løvtreslag allokeres derfor også til gran og furu tømmer, betydningen av dette er såpass liten at det trolig ikke hadde utgjort noen synlig forskjell i resultatene som fremlegges. Framgangsmåten til fastsettelse av T i formelen kan være tidkrevende kildearbeid for enkelte skogkultur prosesser, hvor det blir feil å anta en relativt lik fordeling til gran- og furu dominerte bestand. Fordeling på treslag i denne oppgaven er basert på de eksakt samme kildene som oppgitt i Næss, Nyrud & Tellnes (2019).

Allokering for alle prosesser i skogbruket med unntak sluttavvirkning er beregnet ut i fra formel (4):

$$(4) \text{ØaSi} = \frac{\text{Salgsinntekter sortimentgruppe } i}{\text{Salgsinntekter på alle sortimentgrupper } t \text{ av gran}}$$

Der ØaSi står for økonomisk allokering av sortimentet det beregnes for (A i formel (4)) og salgsinntekter er aggregerte verdier på sortimentgruppen i fra referanseåret 2017.

A i formelen for beregning av GWP knyttet til hogstmaskinarbeidet i sluttavvirkningen må tilpasses, da både faktoren og aktiviteten oppgis med kubikkmeter som enhet som i formel (5):

$$(5) \text{ØaSi hogst} = \frac{\text{ØaSi} \cdot \text{Volum på alle sortimentgrupper } t \text{ av gran}}{\text{Volum sortimentgruppe } i}$$

Der ØaSi hogst er økonomisk allokering på sortiment i (A i formel (4)). Volumer på t og i er aggregerte volumer omsatt tømmer i løpet av referanseåret 2017.

Lassbærerarbeidet skal allokeres etter volum. A i formel (4) for beregning av lassbærer arbeidet er funnet med framgangsmåten i formel (6):

$$(6) \text{FVAi hogst} = \frac{\text{Volum på sortimentgruppe } i}{\text{Volum på alle sortimentgrupper } t \text{ av gran}}$$

Der FVAi hogst er fysisk allokering etter volum for sortimentet i og volumer på t og i er aggregerte volumer omsatt tømmer for referanseåret 2017.

3.6.1.1 Omregning til karakteriseringsfaktor

Før modellen kan benyttes til konsekvensutredningen må man ha et sett med faktorer som omregner tilgjengelig statistikk med deres respektive oppgitte enheter (f.eks. km bygget skogsbilvei eller antall dekar markberedt areal) på prosesser til GWP resultater. Bak disse omregningsfaktorene er det nødvendig med livsløpsinventar (LCI) for å avdekke alle oppstrøms enhetsprosesser med tilhørende inn og utgangs -data som kreves for å gjennomføre prosessen. LCI informasjon som ligger bak omregningsfaktorene i oppgaven er hentet ut ved hjelp av Lars Tellnes i Østfoldforskning (Tellnes, 2019). Omregningsfaktorene som er benyttet vises i Tabell 9.

Tabell 9. Omregningsfaktorer fra statistikk på prosesser i skogbruket til GWP100 indikasjon.

Impact category: IPCC GWP 100a	Unit: kg CO2 eq
1 m ² Soil scarification, (NO)	3,00E-02
1 kg Seed production, (NO)	92,4
1 stk Seedling production, (NO)	7,14E-02
m ² Planting, (NO)	1,33E-02
1 m ² Pesticide, spreading, (NO)	4,59E-03
m ² Cleaning, (NO)	5,87E-03
1 m ² Fertilizing, (NO)	0,5
1 m Road building, (NO)	24,5
1 m Road rebuilding, (NO)	7,9
1 m ³ Final harvest, (NO)	5,8
1 m ³ Forwarding, (NO)	4,8

Klimagassutslipp for aktiviteter i det norske skogbruket har tidligere blitt beregnet av Timmermann & Dibdiakova (Timmermann & Dibdiakova, 2013) med drivstofforbruk som beregnet i Vennesland (Vennesland et al., 2013). Dette arbeidet utgjør mye av grunnlaget for tallene i Tabell 9.

3.6.2 Allokering og bruk av data på sagbruk

Beregninger på sagbruk er basert på LCI-data fremlagt i en rapport fra Ecoinvent (Werner et al., 2007). Denne LCI-informasjonen er tilpasset norske forhold for bruk av elektrisitet (el-miks), sagtømmertransport og flyt mellom noen av prosessene (Lars Tellnes, pers. med.) De faktiske LCI-dataene som har blitt benyttet finnes i Appendix 7.2. Prisinformasjonen som ligger bak allokeringen er 400 CHF/m³ for trelast og 19 CHF/m³ for flis.

Det var opprinnelig planlagt å bruke oppdatert informasjon på priser og volumflyt (skurutbytte) fra ett eller flere norske sagbruk, men hemmelighold av konkurranseutsatt informasjon og fraværende kapasitet hos dem som ble kontaktet gjorde dette umulig.

3.6.2.1 Benyttede faktorer

GWP Omregningsfaktorer som har blitt benyttet til beregninger på sagbruk vises i 10. Med den nevnte LCI informasjonen og omregningsfaktorene nedenfor har klimagassutslipp for ferdig tørket trelast blitt beregnet i regneark.

Tabell 10. LCIA omregningsfaktorer for produksjon av primærprodusert trelast (S1-S5), enhet CO₂-ekvivalenter (CO₂ eq). Kilde: Tellnes (2019)

Oppstrøms trelast Tabell S1 (før tørkeprosess)

Impact category: IPCC GWP 100a	Unit: kg CO ₂ eq
Tømmer på velteplas (Egen beregning fra skog)	n/a
Sawmill/RER/I U, 1 p infrastruktur	7981577,3
Electricity, medium voltage, at grid/NO U, i Kwh	3,63E-02
Transport, freight, lorry >32 metric ton, EURO4/RER, 1 tkm (justert)	9,24E-02
Lessing+lossing (Vennesland et al., 2013), 1m ³	0,17

Tabell S2: Oppstrøms flis (før flisproduksjon)

Impact category: IPCC GWP 100a	Unit: k2 CO ₂ eq
Tømmer på velteplas (Egen beregning fra skog)	n/a
Sawmill/RER/I U, 1 p infrastruktur	7981577,33
Electricity, medium voltage, at grid/NO U, i Kwh	3,63E-02
Transport, freight, lorry >32 metric ton, EURO4/RER, 1 tkm (justert)	9,24E-02
Lessing+lossing (Vennesland et al., 2013), 1m ³	0,17

Tabell S3: Flisproduksjon

Impact category: IPCC GWP 100a	Unit: kg CO ₂ eq
Industrial residual wood chopping, stationary electric chopper, at plant/RER U, 1 kg	1,09E-02
Industrial residue wood, softwood, plant-debarked, u=70%, at plant/NO U, 1 m ³ (egen beregn.)	n/a

Tabell S4: Tørring av trelast

Impact category: IPCC GWP 100a	Unit: kg CO ₂ eq
Electricity, medium voltage, at grid/NO U, 1 Kwh	3,63E-02
Sawn timber, softwood, raw, plant-debarked, u=70% (egen beregning), 1m ³	n/a
Technical wood drying, infrastructure/RER/I U, 1 p infrastruktur	11702,0
Wood chips, from industry, softwood, burned in furnace 300kW/NO U, 1 MJ	n/a

Tabell S5: Fyring av egen flis i ovn

Impact category: IPCC GWP 100a	Unit: kg CO ₂ eq
Electricity, low voltage, at grid/NO U, 1 Kwh	4,41E-02
Wood chips, softwood, from industry, u=40%, at plant/NO U, 1m ³	n/a
Furnace, wood chips, softwood, 300kW/CH/I U, 1 p infrastruktur	25216,1
Transport, lorry 20-28t, fleet average/CH U, 1 tkm	0,19
Emissions to air: Metan, 1kg	25,0

Prosesser som inngår i sagbruksberegninger kan overordnet oppsummeres med saging, flisproduksjon og tørking. Utslipp knyttet til skogbruket og transport av tømmer følger trelastproduktene nedstrøms. Denne livsløpsflyten deles opp ved økt detaljeringsnivå på trelastkvaliteter i beregninger av 5a), b) og c). Høvlingsprosess er antatt som en del av produksjonslinjen på Kl-tre fabrikken. Både elektrisitet og fyring med egenprodusert flis inngår i tørkeprosessen. Summen av beregninger fra Tabell S4 blir sum oppstrøms klimagassutslipp for 1 kubikkmeter ferdig tørket trelast.

3.6.2.2 Økt detaljeringsnivå – Alternativ 5a) REF dens, b) LKV dens, c) LKV verdi og 6)b) LKV dens

Summen av GWP/m³ fra ferdig tørket trelast er resultatet som allokere videre i beregninger med økt detaljeringsnivå på sagbruk. Det vil si at alle oppstrøms prosesser til og med tørket trelast antas å kunne allokere etter verdi og densitet. Dette vil i realiteten innebære at alle kvalitetsklasser må tørkes samtidig. GWP/m³ fra ferdig tørket trelast multipliseres altså med allokering etter densitet og økonomisk verdi som henholdsvis D_{ack} i formel (7) og Ø_{ak} i formel (8).

3.6.2.2.1 5a) og 5b) allokering etter densitet

Material-flyt som innehar spesifikke egenskaper, som f.eks. energiinnhold, skal alltid bli allokert etter den fysiske flyten, jf. kapittel 6.4.3.2 i EN 15804 (CEN, 2018). Densitet gir en god indikasjon på energiinnhold i trevirket. Etter standarden å dømme åpner den for å allokere etter densitetsverdier på trelast. Gjennomsnittsverdier av densitet for styrkeklassene C14, C18, C24 og C30 som vist i Tabell 11 ligger til grunn for beregningene av C14 og C30 sjiktene. Det antas at det produseres 15 % C14, 25 % C18, 35 % C24 og 25 % C30. Bakgrunnen for denne fordelingen inspirert av informasjon levert av Moelven Våler (som beskrevet nærmere i kapittel 3.6.2.2.2) og fra Insta 142 fordelingen funnet i rapporten «Skurlastkvalitet fra Sandeskur» (Øvrum, 2002), der saging av en tømmerkvalitet på et nivå mellom massevirke og sagtømmer ble undersøkt, d.v.s. en kvalitet tømmer med likhetstrekk til EMBA.

Tabell 11: gjennomsnittsverdier for densitet i forskjellige c-klasser for bartrær i EN 338

C-klasser i EN 338 basert på bøyetesting - densitet 5%-verdi					
Densitet (i kg/m ³)	Klasse	C14	C18	C24	C30
Densitet, gjennomsnitt	<i>q_{mean}</i>	350	380	420	460

Fysisk allokering etter energiinnhold for styrkeklasse *c_k* som multipliseres med sum oppstrøms GWP er uttrykt i formel (7):

$$(7) D_{ack} = \frac{\text{Totalt volum omsatt trelast} \cdot \left[\frac{\text{Densitet } c_k \cdot \text{omsatt volum } c_k}{\sum_{k=1}^n [\text{densitet } k_n \cdot \text{omsatt volum } k_n]} \right]}{\text{Omsatt volum styrkeklasse } c_k}$$

Der DA_k er allokering justeringen for styrkeklasse ck ved fysisk allokering etter densitetsverdier. DA_k kalkuleres ved å multiplisere den relative "densitet-ganger-volum-verdien" med totalt volum omsatt trelast for alle styrkeklasser som produseres (for eksempel i løpet av et år), og deles på omsatt årlig volum trelast for styrkeklassen den aktuelle styrkeklassen ck som allokering beregnes for. Summen av densitet multiplisert med volum verdier er altså densitetsverdien for en styrkeklasse kn multiplisert med totale volumer av samme styrkeklasse summert opp for alle styrkeklassene som inngår i beregningene (fire styrkeklasser er brukt i denne oppgaven).

3.6.2.2.2 b) Allokering etter verdi

Prisen på trelast av lav kvalitet har hatt en nedadgående utvikling i siste halvdel av 2018/2019 som følge av store utbrudd av barkebilleangrep i Europa i 2018 og handelskrigen mellom USA og Kina (Grøtta, pers. med.). Begge situasjonene har dratt ned prisen på særskilt trelast av lavere kvalitet på grunn av det økte tilbudet av trelast av lav kvalitet i de aktuelle eksportmarkedene til norske sagbruk.

Denne markedssituasjonen kan gi interessante utslag fra verdiallokering på ulike trelastkvaliteter. Priser og produksjonsvolumer til beregning av 5c) LKV verdi er basert på tall oppgitt fra Moelven Våler.

Av hensyn til å ikke publisere konkurranseutsatt informasjon oppgis kun relative verdier på priser og produksjonsvolumer. Der C30 er referanseprisen på 100 %, er VI-sort 60,5 % og prisen på C24, 90,7 % av prisen til C30. Produksjonsvolumer, der summen av produsert C30, C24 og VI-sort totalt er 100 %, utgjør C30 30 %, C24 60 % og VI-sort 10 %. Moelven Våler produserer nok mindre enn 30 % C30, men den relative andelen her er slått sammen med US+V (Nordic Timber klasser) siden prisen for disse to gruppene var den samme.

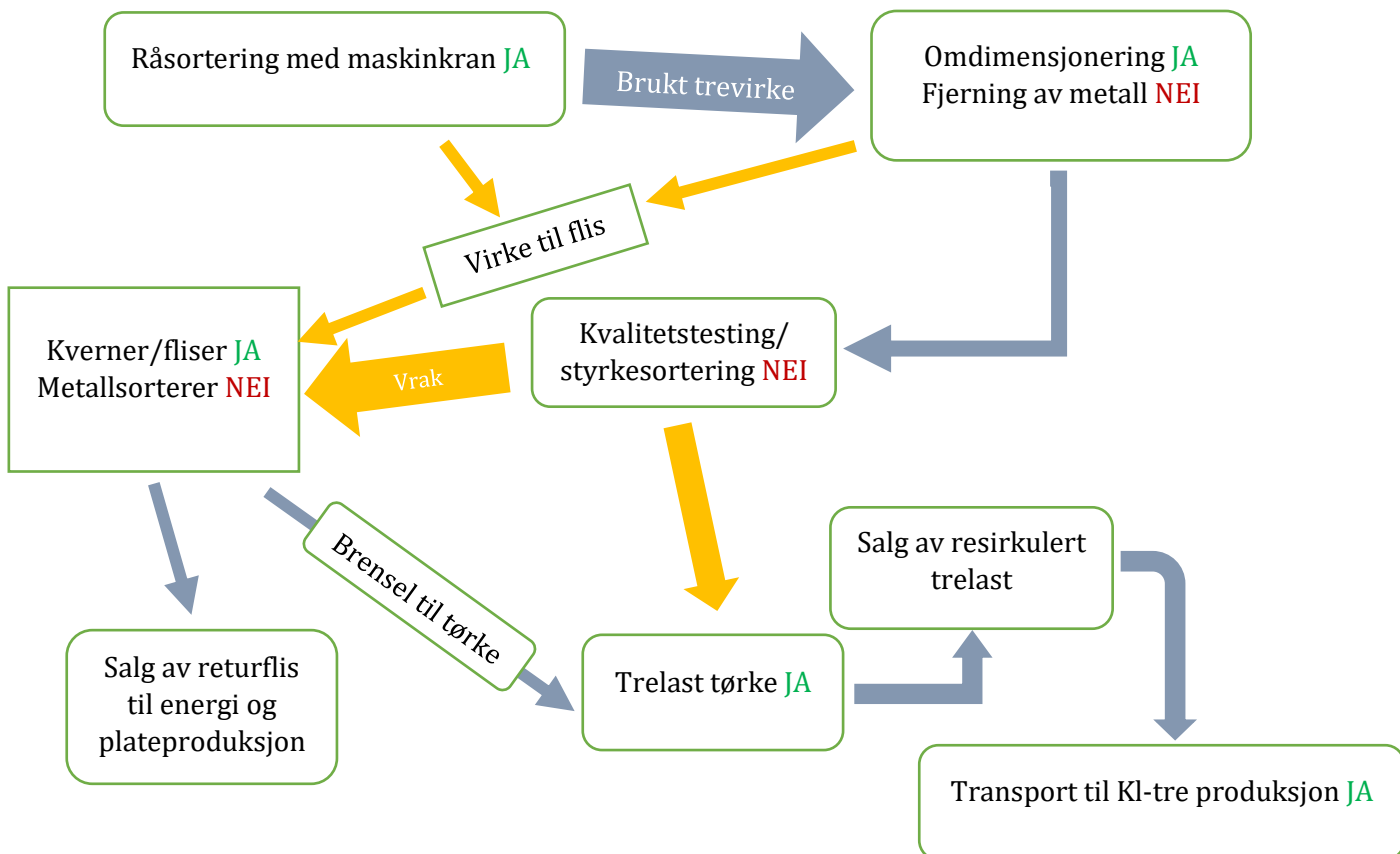
Beregning av økonomisk allokering for styrkeklasse k er gjennomført med formel (8):

$$(8) \quad \varnothing Ak = \frac{\text{Totalt volum omsatt trelast} \cdot \left[\frac{\text{Salgsinntekter styrkeklasse } k}{\text{Sum salgsinntekter alle styrkeklasser}} \right]}{\text{Omsatt volum styrkeklasse } k}$$

Der $\varnothing Ak$ står for økonomisk allokering av styrkeklasse k . Volumer og salgsinntekter kan f.eks. være basert på årlige data. Man vil kunne få det samme resultatet ved å bruke de relative verdiene på priser og produksjonsvolumer.

3.6.3 Allokering på gjenvinningsstasjon

Det finnes ingen industrialisert ordning for materialgjenvinning av trevirke til konstruksjonsvirke. Derfor finnes det ikke ferdige LCI data på prosesser som helhetlig danner et realistisk bilde av livsløpsutslipp til et slikt system. Modellen som er benyttet i denne studien er basert på flere forutsetninger. Det vil si at modellen er en hybrid form av returflis-produksjon, som er beskrevet i Appendix 7.1, og LCIA-modellen for sagbruk som beskrevet i kapittel 3.6.2 med tilhørende LCI-data i Appendix 7.2. Modellen er et forslag til hvordan en produksjonslinje for resirkulert trelast kan se ut, resirkuleringsprosessen er forsøkt illustrert Figur 13. Dette flyt diagrammet ble også brukt som et verktøy til å kartlegge hvilke prosesser det var mulig å finne representative LCI data. Funn av representative LCI data for antatt nødvendige prosesser er markert i grønt med "JA", og mangel på slike i rødt med "NEI". I tillegg til prosessboksene i figuren vil internt transport av virke være nødvendig mellom mange av stasjonene i produksjonslinjen av trelast og flis.



Figur 13. Flyt diagram med forslag til produksjonslinje av returflis og resirkulert.

3.6.3.1 Forutsetninger

Stasjonen mottar treavfall av rent trevirke som definert av Norsk Gjenvinning (NG, 2019). Av dette resirkuleres 10 prosent av alt som leveres som trelast, resten blir flis og spon (metallrester

3.6.3.3 Benyttede faktorer til gjenvinning

GWP Omregningsfaktorer til gjenvinning vises i Tabell 12. Disse faktorene ble satt i system med framgangsmåten som vises i flytdiagrammet i Figur 13. Sammen med LCI informasjonen som er tilgjengelig i Appendix 7.2, har klimagassutslipp for resirkulert trelast blitt modellert i regneark.

Tabell 12. LCIA omregningsfaktorer for produksjon av tørket resirkulert trelast (G1-G6), enhet CO₂-ekvivalenter (CO₂ eq). Kilde: Tellnes (2019)

G1 Råsortering

Impact category: IPCC GWP 100a	Unit: kg CO ₂ eq
1 m ³ Excavation, hydraulic digger (RER)	0,5

G2 Omdimensjonering (basert på høvling)

Impact category: IPCC GWP 100a	Unit: kg CO ₂ eq
Råsortert trelast (egen beregning) 1,15 m ³	n/a
Electricity, medium voltage, at grid/NO U, 1 Kwh	3,63E-02

G3 Flisproduksjon

Impact category: IPCC GWP 100a	Unit: kg CO ₂ eq
Industrial residual wood chopping, stationary electric chopper, at plant/RER U, 1 kg	1,09E-02
Flis oppstrøms (Råsortering og intertransport, egen beregning)	n/a

G4 Tørking av trelast

Impact category: IPCC GWP 100a	Unit: kg CO ₂ eq
Electricity, medium voltage, at grid/NO U	3,63E-02
rå trelast (egen beregning) 1,05 m ³	n/a
Technical wood drying, infrastructure/RER/I U, 1 p infrastruktur	11702,0
958 MJ Wood chips, from industry, softwood, burned in furnace 300kW/NO U	n/a

G5 Fyring av egen restflis i ovn

Impact category: IPCC GWP 100a	Unit: kg CO ₂ eq
Electricity, low voltage, at grid/NO U, 1 Kwh	4,41E-02
Wood chips, softwood, from industry, u=40%, at plant/NO U, (egen beregning)	n/a
Furnace, wood chips, softwood, 300kW/CH/I U, 1 p infrastruktur	25216,1
Transport, lorry 20-28t, fleet average/CH U, 1 tkm	0,2
Emissions to air: Metan, 1kg	25,0

G6 Intertransport

Impact category: IPCC GWP 100a	Unit: kg CO ₂ eq
Excavation, skid-steer loader (RER), 1m ³	0,5

4 Resultater

Resultater fra alle analysealternativene presenteres. I tillegg presenteres resultater for enkeltprosesser i skog, trelastproduksjon, gjenvinning og transport. Presentasjon av data for enkeltprosesser åpner for å kunne sammenlikne resultatene med andre studier og produkter. Deretter presenteres hovedresultatene for de ulike alternativene, dvs. alternativ 1)-4) og 5 a), b) og c) og til slutt resultatene fra følsomhetsanalysen 6 a) og b).

Alle resultater som fremlegges i tabeller er avrundet. Sum av GWP resultater i tabellene går derfor nødvendigvis ikke opp hvis man summerer opp alle delprosessene.

4.1 Prosesser knyttet til innsatsfaktorer

4.1.1 Skog

I Tabell 13 presenteres resultater for klimagassutslipp for sagtømmer transportert fram til velteplass, i tabellen spesifiseres utslipp for skogbruksprosesser. Det er beregnet klimagassutslipp for to kvalitetsklasser for sagtømmer (SEKUNDA+ og EMBA), og for to regioner (Østlandet og Buskerud).

Tabell 13. Klimagassutslipp (kg CO₂-eq/m³) for tømmer på velteplass for to grupper av sagtømmersortiment for Østlandet og Buskerud.

Prosess	Østlandet		Buskerud	
	SEKUNDA+	EMBA	SEKUNDA+	EMBA
Markberedning	0,2	1,28E-01	7,98E-02	3,83E-02
Frøproduksjon	5,61E-03	3,53E-03	4,88E-03	2,34E-03
Planteproduksjon	0,5	0,3	0,4	0,2
Planting	0,4	0,3	0,5	0,2
Sprøyting	2,64E-03	1,66E-03	4,31E-03	2,07E-03
Ungskogpleie	0,3	0,2	0,4	0,2
Gjødsling	0,8	0,5	1,1	0,5
Nybygg skogsbilvei	0,8	0,5	1,1	0,5
Ombygg skogsbilvei	0,7	0,4	0,9	0,4
Hogstmaskin	7,8	4,9	7,6	3,7
Lassbærer	4,8	4,8	4,8	4,8
Sum GWP	16,3	12,0	16,9	10,6

Utslipp fra sagtømmer av høy kvalitet, Sekunda+, er høyere enn for sagtømmer av dårligere kvalitet, EMBA. For Sekunda+, er utslippene høyere for Buskerud (16,9 kg CO₂-eq/m³) i forhold til hele Østlandet (16,3 kg CO₂-eq/m³). For EMBA tømmer er det omvendt, hvor utslippet blir høyere med bruk av data fra Østlandet (12,0 kg CO₂-eq/m³) i forhold til Buskerud (11,6 kg CO₂-eq/m³). Differansen mellom gruppene Sekunda+, og EMBA er dermed er høyere i Buskerud.

4.1.2 Transport av sagtømmer

I Tabell 14 og 15 presenteres resultater for klimagassutslipp knyttet til transport av sagtømmer fra velteplass til industri. Det er beregnet klimagassutslipp to regioner (Østlandet og Buskerud).

Tabell 14: Klimagassutslipp for transport av sagtømmer inklusiv lessing og lossing for Østlandet, basert på aktivitetsdata fra 2007 (Flæte, 2009).

Transport av sagtømmer	8,17 kg CO ₂ -eq/m ³
Lessing og lossing	0,28 kg CO ₂ -eq/m ³
Sum	8,45 kg CO ₂ -eq/m ³

Tabell 15: Klimagassutslipp for transport sagtømmer inklusiv lessing og lossing i Buskerud, basert på aktivitetsdata fra 2007 (Flæte, 2009).

Transport av sagtømmer	9,53 kg CO ₂ -eq/m ³
Lessing og lossing	0,28 kg CO ₂ -eq/m ³
Sum	9,81 kg CO ₂ -eq/m ³

Resultatene fra Tabell 14 og 15 viser at det er høyere klimagassutslipp forbundet med transport av sagtømmer i Buskerud enn for Østlandet.

4.1.3 Trelastproduksjon på sagbruk

Klimagassutslipp fra produksjon av trelast presenteres i Tabell 16. Det er beregnet klimagassutslipp for to kvalitetsklasser for sagtømmer (Sekunda+, og EMBA), for to regioner (Østlandet og Buskerud).

Tabell 16. Klimagassutslipp (kg CO₂-eq/m³) i trelastproduksjon med bruk av ulike tømmerstortiment fra Østlandet og Buskerud.

<i>Saging</i>	Østlandet		Buskerud	
	Sekunda+	EMBA	Sekunda+	EMBA
Transport til sagbruk	8,5	8,5	9,8	9,8
Tømmer (1,6416 m ³)	26,7	19,7	27,7	17,4
Elektrisitet sag	1,1	1,1	1,1	1,1
Infrastruktur sag	3,1	3,1	3,1	3,1
sum trelast rått 1m ³	39,4	32,4	41,7	31,4
<i>Tørking</i>				
Elektrisitet tørke	0,9	0,9	0,9	0,9
Trelast rått 1,1 m ³	43,3	35,6	45,9	34,5
Infrastruktur tørke	0,2	0,2	0,2	0,2
Fyring med egen flis	1,7	1,7	1,7	1,7
sum tørr trelast 1m ³	46,2	38,4	48,7	37,4

Klimagassutslippene ligger i intervallene 46,2 – 48,7 kg CO₂-eq/m³ for sagtømmer av høyeste kvalitet, Sekunda+, og 37,4 – 38,4 kg CO₂-eq/m³ for sagtømmer av lav kvalitet, EMBA. Det er

liten forskjell mellom de to regionene, for Sekunda+ tømmer er utslipp knyttet til tørket trelast høyere for Buskerud enn gjennomsnittet for Østlandet, men for EMBA-tømmer er det motsatt. Differansen mellom Østlandet og Buskerud for tørket trelast er 2,6 kg CO₂-eq/m³ ved bruk av Sekunda+ tømmer og 1,1 kg CO₂-eq/m³ ved bruk av EMBA tømmer.

4.1.4 Gjenvinning

Klimagassutslipp fra prosesser knyttet til gjenvinning av trelast gjengis i Tabell 17.

Tabell 17. Klimagassutslipp (kg CO₂-eq/m³)
For gjenvinningsprosesser til trelast.

Prosess	Resirkulert trelast
Rå-sortering	3,8
Interntransport	1,8
Omdimensjonering	1,7
Styrkesortering	-
Tørking	2,8
Sum	10,1

Råsortering og tørking er delprosessene som bidrar til mest klimagassutslipp. Råsortering er den eneste multifunksjonelle prosessen i gjenvinningsforløpet, og er allokert etter økonomisk verdi til trelast og flis. Forskjellen mellom klimagassutslipp fra tørkeprosesser til primærprodusert og resirkulert trelast ble veldig liten. Summen av elektrisitet sag, infrastruktur sag og fyring med egen flis i Tabell 16 tilsvarer de samme prosessene som inngår i tørking i Tabell 17, hvor tørking til primærprodusert ble 2,27E-03 høyere enn for resirkulert trelast.

4.1.5 Transport av trelast

Klimagassutslipp fra transport av trelast til produsent av Kl-tre gjengis i Tabell 18. Det er beregnet gjennomsnittlig klimagassutslipp fra produsenter på Østlandet og i Buskerud. Transport av resirkulert trelast er basert på gjennomsnittlig transportavstand fra Oslo til de to Kl-tre produsentene som er inkludert i studien, lokalisert i Modum og Kongsvinger. Utslipp for transport av primærprodusert på Østlandet er lavere enn for Buskerud, da det er lavere gjennomsnittavstand fra sagbrukene som supplerer Kl-tre produksjonen i Kongsvinger sammenliknet med Kl-tre produksjonen i Modum.

Tabell 18. GWP utslipp for transport av trelast, både primærprodusert og resirkulert.

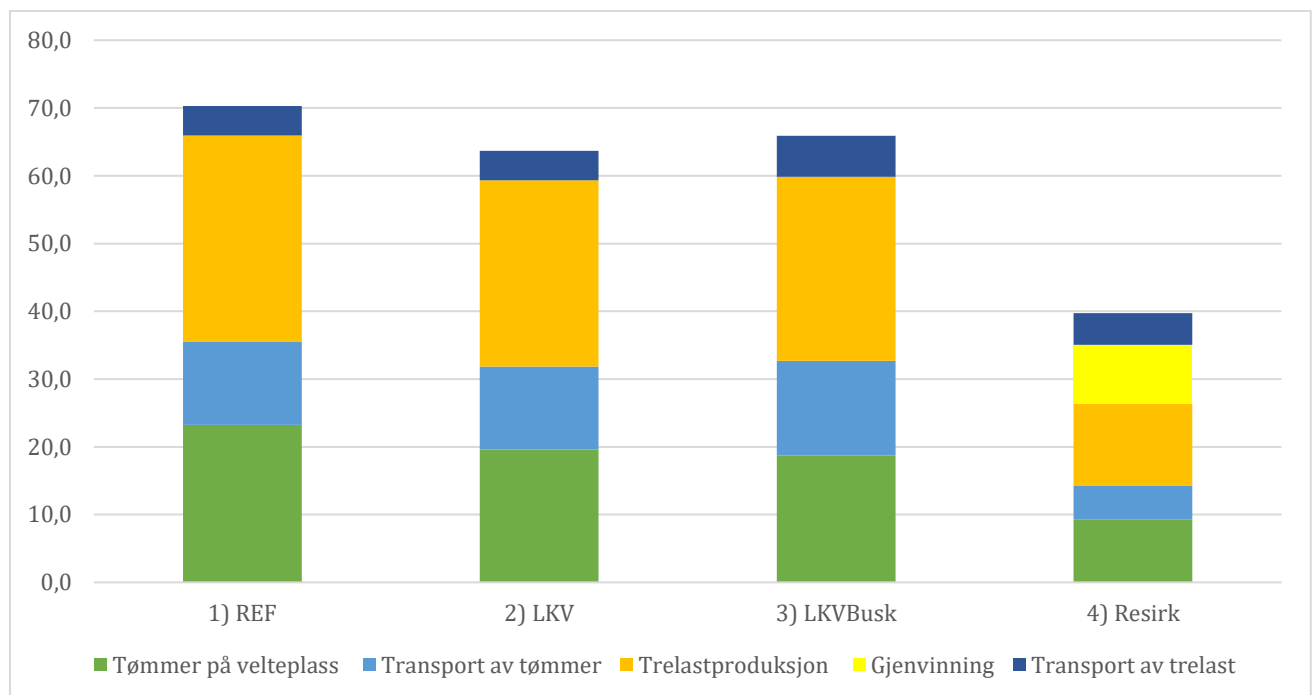
Primærprodusert Østlandet	3,1 kg CO ₂ -eq/m ³
Primærprodusert Buskerud	4,2 kg CO ₂ -eq/m ³
Resirkulert Østlandet	3,30 kg CO ₂ -eq/m ³

4.2 Klimagassutslipp for alternativ 1) - 4)

Totalt klimagassutslipp for Kl-tre er beregnet ut i fra enkeltprosessene, jf. kapittel 4.1, satt sammen i Kl-tre elementene med tilhørende allokeringmetoder til de respektive alternativene. Svinnpersent på 30% trelast er medregnet for alle prosesser oppstrøms for industriport til Kl-tre produksjon. Klimagassutslipp alternativ 1) – 4) er oppsummert i Tabell 19 og Figur 14, mens resultater for forskjellige allokeringmetoder er oppsummert i Tabell 20 og Figur 15.

Tabell 19. Klimagassutslipp for alternativ 1)-4) (100mm tykkelse) ved ulike livsløpsstadier. Presentert som kg CO₂-eq/m³.

Livsløpsstadium	1) REF	2) LKV	3) LKVBusk	4) Resirk
Tømmer på velteplass	23,3	19,6	18,7	9,3
Transport av tømmer	12,2	12,2	14,0	4,9
Trelastproduksjon	30,5	27,5	27,2	12,2
Gjenvinning	-	-	-	8,7
Transport av trelast	4,4	4,4	6,0	4,7
Sum GWP/ m ³	70,3	63,7	65,9	39,8

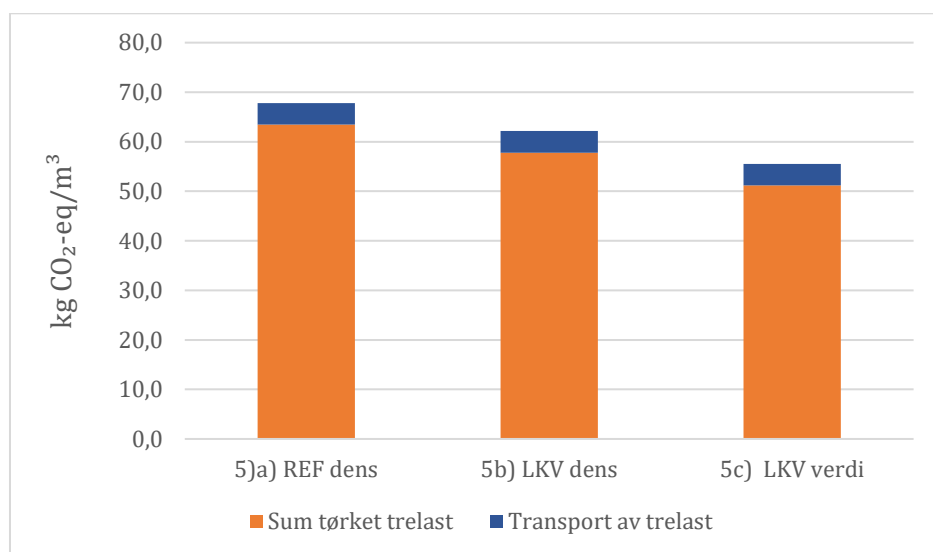


Figur 14. Klimagassutslipp for alternativ 1)-4) (100mm tykkelse) ved ulike livsløpsstadier. Presentert som kg CO₂-eq/m³.

Resultatene som legges frem fra Tabell 19 og Figur 14 inkluderer svinnpersent av trelast i kl-tre produksjon på 30%. Som forventet har referansealternativet i Tabell 19, 1), høyest klimagassutslipp på 70,3 kg CO₂-eq/m³. Alternativ 4), der det benyttes resirkulert trelast har det laveste utslippet, Differansen mellom disse er 30,6 GWP/m³.

Tabell 20. Klimagassutslipp for alternativ 5a), 5b) og 5c) (100mm tykkelse) ved ulike livsløpsstadier presentert som kg CO₂-eq/m³.

Livsløpsstadie	5a) REF dens	5b) LKV dens	5c) LKV verdi
Sum tørket trelast	63,5	57,8	51,2
Transport av trelast	4,4	4,4	4,4
Sum GWP	67,8	62,2	55,5



Figur 15. Klimagassutslipp for alternativ 5a), 5b) og 5c) (100mm tykkelse) ved ulike livsløpsstadier. Presentert som kg CO₂-eq/m³.

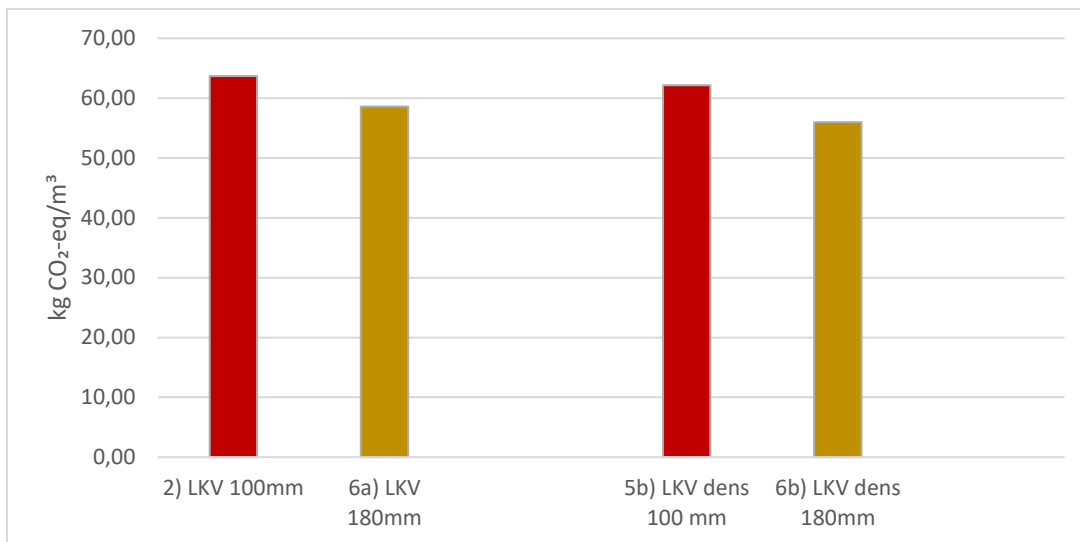
Allokeringsmetodene som sammenlignes i Tabell 20 viser at alternativ 5 a), Dvs. referanse med allokering på densitet, har det høyeste utslippet, mens alternativ 5 c), dvs. bruk av VI-sort fra EMBA tømmer i indre sjikt med økonomisk allokering på trelast, har det laveste utslippet. Differansen mellom allokeringsmetodene med høyest og lavest utslipp er 12,3 GWP/m³.

4.3 Følsomhetsanalyse

Følsomhetsanalysen er beregnet med utgangspunkt i alternativ 2) LKV og 5b) LKV dens. For et tykkere element som følger oppbygningen som beskrevet i kapittel 3.2.3. Andelen EMBA tømmer økes fra 3/5 deler fra 2) og 5b) til 2/3 deler i henholdsvis 6a) og 6b). Klimagassutslipp for disse fire alternativene presenteres i Tabell 21 og Figur 16.

Tabell 21. Sammenlikning av klimagassutslipp i kg CO₂-eq/m³ (GWP) for 5-sjikt's Kl-tre element med forskjellig oppbygning. 100mm (20,20,20,20,20) og 180mm (30,40,40,40,30).

2) LKV 100mm	6a) LKV 180mm	5b) LKV dens 100 mm	6b) LKV dens 180mm
63,7	58,6	62,2	56,0



Figur 16. Sammenlikning av klimagassutslipp i kg CO₂-eq/m³ (GWP) for 5-sjikt's Kl-tre element med forskjellig oppbygning. 100mm (20,20,20,20,20) og 180mm (30,40,40,40,30). Til venstre, Emba tømmer er benyttet i indre sjikt. Til høyre, samme bruk av Emba med allokering etter densitet.

Ved å øke dimensjon og andel EMBA tømmer i 180 mm elementet ble klimagassutslippet 5,1 kg CO₂-eq/m³ lavere (8 % reduksjon) sammenliknet med 100 mm dimensjonen for elementet med EMBA i indre sjikt uten allokering på densitet. Tilsvarende ble reduksjonen fra 100 mm til 180 mm elementet 6,2 kg CO₂-eq/m³ (9,9 %) for elementet med allokering på trelastkvaliteter etter densitet.

5 Diskusjon

I denne diskusjonen vil det være et fokus på den hovedsakelige undersøkelsen av alternativ 1)-6) og ikke de bakom liggende resultatene som ble presentert først i resultatdelen. Som en påminnelse til leseren, er det viktig å minne om at klimagassutslippet som ble funnet ved de ulike alternativene er beregnet for bruk av lameller til Kl-tre. Beregningene vil utgjøre store deler av klimagassutslippet fra et ferdig Kl-tre produkt, men ytterligere utslipp skjer i produksjonen hvor blant annet bruk av lim utgjør relativt mye.

Beregnete klimagassutslipp for innsatsfaktorer til Kl-tre basert på primærprodusert trelast ble mellom 55,5 til 70,3 kg CO₂-eq/m³. En rekke faktorer påvirket disse resultatene: - kvalitet på sortiment av tømmer, - detaljeringsnivå og allokering metode for sagbruksprosesser, - regional avgrensning og - dimensjonsoppbygning på Kl-tre elementet.

Resultatene tyder også på at bruk av resirkulert trelast har det største potensiale for å redusere klimagassutslipp fra Kl-tre elementer med et resultat på 39,8 kg CO₂-eq/m³, men det er usikkerhet knyttet til denne beregningen fordi det ikke finnes anlegg av denne typen i Norge. Dette resultatet må derfor brukes med aktsomhet.

5.1 Betydningen av kvalitet på tømmer og allokeringsmetode på trelast

Bruk av EMBA tømmer i Kl-tre elementets indre sjikt og Sekunda+ tømmer i yttersjikt vil gi et vesentlig lavere klimagassutslipp enn ved bruk av Sekunda+ tømmer i alle sjikt. Resultatet for alternativ 2) LKV, med et utslipp på 63,7 kg CO₂-eq/m³, hadde en reduksjon fra referansealternativet, 1) REF, på 9,4 %. Alternativ 3) LKV Busk er med unntak av forskjellig regional systemgrense, beregnet metodisk likt som alternativ 2) LKV. Forskjellene mellom disse resultatene ble 2,2 kg CO₂-eq/m³, der systemgrenser til Buskerud fylke ga de høyeste utslippene på 65,9 kg CO₂-eq/m³. For tømmer på velteplass var utslippet fra EMBA tømmer i Buskerud lavere enn for Østlandet. En av årsaken til dette er den relativt lave prisen for EMBA i Buskerud i 2017 sammenliknet med gjennomsnittet for Østlandet det samme året. Forskjeller i skogbruksaktivitet vil også påvirke dette resultatet, men den relative prisforskjellen mellom EMBA og Sekunda+ tømmer i disse regionene betydde mest for differansen i klimagassutslipp for tømmer på velteplass. På grunn av den lengre transportavstanden for både tømmer og trelast i Buskerud, ble til slutt det samlede resultatet for alternativet LKVBusk høyere enn alternativet LKV.

For beregningsalternativ 5 a) REF dens, 5 b) LKV dens og 5 c) LKV verdi ble klimagassutslipp allokert på ordinære sorteringsklasser av trelast. Alternativene 1) REF og 5 a) REF dens er begge beregnet ved bruk av Sekunda+ tømmer i alle sjikt. Reduksjonen på 2,5 kg CO₂-eq/m³ skyldes derfor alene at klimagassutslipp er allokert på densitet. Densitet er hentet fra EN-338 som definerer krav til styrkeklasser, dvs. C14 i indre sjikt og C30 i ytre sjikt. En slik allokering på styrkeklasser, har ikke tidligere blitt gjennomført for norsk industri.

Alternativ 5 b) LKV dens hadde 5,67 kg CO₂-eq/m³ lavere utslipp enn 5 a) REF dens, begge alternativene er allokert på densitetsverdier etter styrkeklasser. Reduksjonen mellom disse alternativene kan derfor tilskrives bruk av EMBA tømmer i indre sjikt. Sammenligner man resultatene for 1) REF, 2) LKV, 5 a) REF dens og 5 b) LKV dens, er det tydelig at kvaliteten på virket som brukes til produksjon av lamellene påvirker utslippene mere enn allokering etter densitet isolert sett. I en situasjon med store endringer fra det relative produksjonsvolumet mellom styrkeklasser som er brukt i denne oppgaven og prisforholdet mellom kvaliteter av tømmer, kan det tenkes at man ikke ville kunne konkludert med det samme, d.v.s. at allokering på styrkeklasse kanskje ville påvirket utslippet mere enn kvalitet på tømmeret. Det er likevel

grunn til å tro at slike avvik i produksjonsvolumer fra denne studien skal være veldig store før densitet ville blitt mere utslagsgivende enn valg av tømmer Sortiment isolert sett.

Det ville være interessant å undersøke alternativene 5 a) REF dens og 5 b) LKV dens med en oppbygning av elementer med C14 i indre sjikt og C24 i yttersjikt. Med en slik oppbygning ville klimagassutslippet blitt lavere enn disse alternativene og allokeringemetoden betydd relativt mere i forhold til valg av tømmer Sortiment. Dette som følge av den lavere allokeringen som lavere densitet tilhørende styrkeklassen vil gi (jf. variabelen DA_{ck} i formel (8)).

Med unntak av resirkulert, var alternativ 5c) LKV verdi med økonomisk allokering på kvaliteter av trelast knyttet til minst utslipp på $55,5 \text{ kg CO}_2\text{-eq/m}^3$, 21% reduksjon fra referansealternativet 1) og 10,6 % reduksjon fra alternativ 5 b) LKV dens. LKV verdi ble beregnet med VI-sort skåret fra EMBA tømmer i indre sjikt og C30 skåret av Sekunda+ tømmer i yttersjikt. Allokering etter verdi ga derfor større utslag enn allokering etter densitetsverdier med bruk av EMBA tømmer i indre sjikt og Sekunda+ i yttersjikt.

Alternativ 5c) LKV verdi skiller seg ut fra de andre alternativene med bruk av primærprodusert trelast, ved at VI-sort ikke er gyldig å bruke etter Kl-tre standarden EN-16351. Det er viktig at individuelle lameller i Kl-tre er kvalitetssikret, men de viktigste styrkeegenskapene i et element vil være styrken i elementet som helhet. Hvis produsentene implementer et kvalifisert system som dokumenterer styrkeegenskapene til det ferdige elementet, vil dette kanskje åpne for en fremtidig regelendring i kl-standard. Alternativt vil det være mulig å få utstedt en teknisk godkjenning på testsystemet slik at lav-kvalitets trelast og resirkulert kan bli bedre utnyttet.

Resultatet for alternativ 6 a) LKV 180 mm i følsomhetsanalysen bekrefter den utslagsgivende faktoren valg av tømmer Sortiment i elementet vil gi, fordi andelen av EMBA tømmer i dette elementet økte fra 3/5-deler i LKV 100 mm til 2/3-deler i LKV 180 mm, som ga en reduksjon på 8 % fra LKV 100 mm. Sammenliknet med alternativ 1) REF, hadde 6 a) LKV 180 mm et lavere utslipp på 16,7 %.

Følsomhetsanalysen viste også vesentlige utslipp ved økning av dimensjonstykkelser fra et utgangspunkt i alternativ 5 b) LKV dens. Alternativ 6 b) LKV dens 180 mm fikk et klimagassutslipp på $56 \text{ kg CO}_2\text{-eq/m}^3$, 9,9 % reduksjon fra LKV dens 100 mm. I forhold til referansealternativet, 1) REF, var klimagassutslippet for alternativ LKV dens 180 mm redusert med $14,3 \text{ kg CO}_2\text{-eq/m}^3$. For å sette dette i perspektiv, tilsvarer denne differansen alene utslippsnivået for gran sagtømmer sams på velteplass for enkelte referanseår (Næss et al., 2019).

5.2 Resirkulert trelast

Resultatet for 4) Resirk, ble 39,8 kg CO₂-eq/m³. Som fikk det laveste klimagassutslippet av alle alternativene, 43,5 % lavere enn alternativ 1) REF, men det er knyttet mest usikkerhet til dette resultatet fordi modellen ikke inneholder data knyttet til fjerning av metall fra resirkulert trelast, metallsortering i flis-linjen og styrkesortering av trelast. I tillegg kunne LCIA-faktorene som ble benyttet til mange av arbeidsprosessene i modellen vært bedre tilpasset.

Når det gjelder fjerning av metall fra potensiell trelast er det uvisst hvordan dette kan gjennomføres i praksis, da en automatisert produksjonslinje med denne funksjonen eksisterer så vidt det er kjent ikke. Infrastruktur og el-forbruk på maskinell styrkesortering burde vært inkludert, men klimagassutslippene fra dette vil trolig ikke utgjøre det helt store.

Med data på infrastruktur, bruk av elektrisitet og håndtering av metallrester til metallsortering i flisproduksjonen ville utslippene for flisproduksjon blitt noe høyere, men utslipp knyttet til disse prosessene vil heller ikke påvirke det totale resultatet for resirkulert trelast. Dette fordi kun en liten del av klimagassutslippene fra flisproduksjonen vil tilfalle trelastpruktet, da kun 0,3 m³ løsfelis inngår til egenfyringen for å tørke ferdig 1 m³ trelast.

Usikkerheten til utslipp av resirkulert kan både gi høyere og lavere utslipp for mange av prosessene som er beregnet her. Maskinene som GWP omregningsfaktorene er basert på er i utgangspunktet ikke utviklet for de tiltenkte prosessene. Det er uvisst hvilket råstoff som maskinarbeidet per m³ var basert på til rå-sorteringsmaskinen og hjullasteren, dessuten måtte de mest sannsynlig vært utstyrt med et annet type aggregat enn det omregningen er basert på. Omregningsfaktoren for hjullasteren som ble brukt til å beregne internttransport ble omregnet fra kubikkmeter arbeid. Her ville det vært mere hensiktsmessig å omregne fra tonnkilometer arbeid.

Det forutsettes i modellen at primærprodusert trelast har høyere fuktighet enn resirkulert trelast. Dette medfører en større råvareinnsats i primærproduksjon enn for resirkulering. Dette er en faktor som er lett å forbedre ved fremtidige arbeid med denne modellen.

Resultatet for bruk av resirkulert trelast i indre sjikt ble 56,5 % av det totale utslippet til referansealternativet 1) REF, som er noe høyere enn det Nußholz et al. (2019) fant for gjenbruk av forskjellige typer byggematerialer (30-40% av primærproduktet). Et viktig poeng er at 2/5 deler av elementet til alternativ 4) Resirk er fra primærprodusert trelast. Klimagassutslippet for resirkulert trelast alene, hadde et utslipp på 10,1 kg CO₂-eq/m³, som utgjør 22 % av klimagassutslippet til primærprodusert trelast basert på Sekunda+ tømmer. Dette er en god del lavere enn det som ble funnet av Bergman et al (2011), som fant et utslipp knyttet til resirkulert trelast av bartrevirke på 64,7 % av primærprodusert. Denne studien inkluderte selektiv rivning

på byggeplass og transport til gjenvinningsstasjon, i tillegg til transport fram til byggeplass. Dette forstyrrer sammenlikningsgrunnlaget mellom resultatene studien og denne oppgaven. Sammenlikner man heller etter kg CO₂-eq/m³, var forskjellen mellom primærprodusert trelast basert på Sekunda+ tømmer og resirkulert trelast 36,1 i denne oppgaven, mens forskjellen mellom primærprodusert og resirkulert trelast var 41,6 kg CO₂-eq/m³ i Bergman et al. (2011).

Det er også usikkert om kvaliteten på resirkulert trelast vil kunne bli på nivå som primærprodusert, selv om man innfører kvalitets- testing og sortering i gjenvinningsprosessen. Derfor kan det diskuteres om svinnpresenten, som er lik for alle alternativ, burde vært høyere ved bruk av resirkulerte lameller i Kl-tre elementet.

5.3 Allokeringmodellene

Fordelingen mellom produksjonsvolumer til densitetsallokering forutsetter en fordeling på styrkeklassene C14, C18, C24 og C30 med henholdsvis 15 %, 25 %, 35 % og 25 %. Denne fordelingen er basert på erfaringstall fra Moelven Våler (Grøtta, pers. med.) og Øvrums (2002). Øvrums rapport er basert på skurforsøk av en tømmerkvalitet mellom massevirke og sagtømmer, d.v.s av liknende kvalitet som EMBA.

Allokeringen er basert på en forutsatt fordeling av styrkeklasser, fordelingen bør verifiseres mot faktiske kvalitetsutfall for et sagbruk eller flere innenfor en region, med egne kvalitetsutfall for saging av lav og høy kvalitet på sagtømmer. Hvis faktiske produksjonsvolumer for ulike styrkeklasser av trelast i realiteten har en fordeling veldig ulik det som har blitt benyttet i denne oppgaven, ville dette ha påvirket resultatene. Det relative produksjonsvolumet vil altså påvirke allokeringen, selv om densitetsverdiene forblir det samme. Det samme gjelder for relative produksjonsvolumer og allokering etter økonomisk verdi, selv om samme prisnivåer hadde blitt benyttet. Trolig vil forskjeller i densitetsverdier og priser i de fleste tilfeller ha mindre innvirkning enn produsert volum, samtidig som at det akkumulerte klimagassutslippet vil bli det samme om man hadde allokert etter volum, d.v.s. ingen miljøpåvirkning forsvinner ut av regnskapet.

Referanseåret for beregningene fra skogbruket er fra 2017. Det er viktig å bemerke at årlige forskjeller i tømmerpriser og avvirkningskvantum vil kunne påvirke resultatene gjennom økonomisk allokering på sortiment av tømmer (Næss et al., 2019). Hvis referanseåret hadde blitt satt til 2018, kan for eksempel det økte prisnivået på massevirke dette året innebære at den relative forskjellen mellom sagtømmer av høy kvalitet og dårlig kvalitet blir mindre og derfor minke differansene som resultatene i denne oppgaven har gitt.

5.4 Andre bemerkninger

Dieselforbruket for transport av tømmer var basert på nasjonale data fra 2007. Ideelt sett kunne dette blitt tilpasset regionene, som er mulig å gjennomføre ved å bruke tallmateriale fra samme kilde som oppga gjennomsnittlig transportstrekninger med og uten nyttelast (Flæte, 2009).

Hadde nyere tallmateriale vært tilgjengelig, kunne det også vært interessant å undersøke hvor mye dagens tillatte totalvekt for tømmertransport ville påvirket dieselforbruket og derfor klimagassutslippene for tømmerbiltransport. Dette utgjør store deler av de totale utslippene, spesielt for alternativene som kun hadde en Kl-tre oppbygning bestående av primærproduisert trelast. Tillatt totalvekt per i dag er 62 tonn, og gjennomsnittlig nyttelast for tømmerbil er nærmere 40 tonn (Skjølaas, pers. med.) . Dette gir grobunn for å tro at dieselforbruket per transportert m³ tømmer i dag har gått ned, med mindre gjennomsnittlig transportavstand fra skog til sagbruk og andel tomkjøring har økt utslagsgivende mere siden 2007.

Ved beregning av resirkulert trelast ble alle klimagassutslipp som skjer før treavfallet ankommer gjenvinningsstasjonen utelukket fra analysen. Hvordan dette er håndtert i EPDr og LCA-studier varierer. Tankegangen bak systemgrensene som ble satt i denne oppgaven er at transportavstanden for treavfallet fra rivningsplass til gjenvinningsstasjon ikke er lengre enn til avfallsstasjon. Samtidig som at rivning av byggene slik det gjennomføres i dag, ikke tar særskilt hensyn til å ivareta materialer av ubehandlet trevirke. Hvis selektiv rivning av bygg er nødvendig for å realisere et produksjonsanlegg og det er knyttet større utslipp til både selektiv rivning og transport til produksjonsanlegget vs. et avfallsanlegg, vil resultatene fra alternativ 4) Resirk, ha ytterligere mangler som trolig er knyttet til relativt store klimagassutslipp.

En forutsetning for at allokering på ulike sorteringsklasser av trelast fra ulike tømmerkvaliteter skal kunne fungere, er at hver eneste ferdigproduserte lamell kan spores til tømmer Sortimentet den er saget fra, ellers vil man ikke kunne vite hvilket tømmer Sortimentet trelasten tilhører. Slik det fungerer i dag, er det vanlig at tømmer blir saget i partier bestemt av dimensjonsklassen de tilhører og ikke kvaliteten på tømmeret. De fleste norske sagbruk har ikke utstyr til å gjennomføre slik sporbarhet, men med Moelven Vålers nye investering i teknologi for røntgen-scanning av tømmer, vil det i prinsippet være mulig å gjennomføre dette. Et alternativ er at tømmer fra samme tømmer Sortimentet sages samtidig i partier, slik at de kan kontrolleres hele veien gjennom produksjonen.

I dag følger de fleste norske sagbruk et nytt reglement som ble utviklet for få år siden. Sortimentet EMBA brukes ikke etter at sagtømmer klasse 1 og 2 ble innført på norske sagbruk. Dette nye reglementet er basert på det opprinnelige reglementet til Norsk Virkesmåling, der sagtømmer klasse 2 har likhetstrekk med det tidligere Sortimentet EMBA, jf. Appendix 7.3. Hvis

undersøkelsene som har blitt gjort i denne oppgaven skal gjentas om noen år, vil trolig klasse 1 i det nye reglementet representere sortimentsgruppen Sekunda+ og klasse 2 representere EMBA.

6 Referanser

- Aasheim, P. A., & Lier, B. (2017). *Markedsanalyse massivtre markedet i Norge 2017 - 2024*. AFNOR. (2017). prEN 16351:2017).
- AR4. (2007). *Fourth Assessment Report*. Retrieved from <https://www.ipcc.ch/assessment-report/ar4/>
- Askeland, E. T., Wærner, E. R., & Tellnes, L. G. (2016). *Materialstrømsanalyse for trevirke i BA-avfall*.
- Bare, J., & Gloria, T. (2006). *Critical Analysis of the Mathematical Relationships and Comprehensiveness of Life Cycle Impact Assessment Approaches* (Vol. 40).
- Baumann, H., & Tillmann, A.-M. (2004). *The Hitch Hiker's Guide to LCA - An orientation in life cycle assesment methodology and application*. Sverige: Studentlitteratur AB, Lund.
- Bergman, R., Gu, H., Napier, T., Salazar, J., & Falk, R. (2011). *Life cycle primary energy and carbon analysis of recovering softwood framing lumber and hardwood flooring for reuse*.
- Bjerkli, C. L. (2015). *ØKT MATERIALGJENVINNING AV BYGGAVFALL*.
- Brandner, R. (2013). *Production and Technology of Cross Laminated Timber (CLT): A state-of-the-art Report*.
- CEN. (2018). CEN-TC350 N837 EN15804+A1+prA2 consolidated document.
- Chen, X. C., Pierobon, F., & Ganguly, I. (2019). Life Cycle Assessment (LCA) of Cross-Laminated Timber (CLT) Produced in Western Washington: The Role of Logistics and Wood Species Mix. *Sustainability*, 11(5). doi:10.3390/su11051278
- Cherubini, F., Guest, G., & Strømman, A. H. (2012). Application of probability distributions to the modeling of biogenic CO₂ fluxes in life cycle assessment. *GCB Bioenergy*, 4(6), 784-798. doi:10.1111/j.1757-1707.2011.01156.x
- Curran, M. A. (2012). *Life Cycle Assessment Handbook: A Guide for Environmentally Sustainable Products*: Scrivener Publishing LLC.
- Daniel Klein, Christian Wolf, Christoph Schulz, & Gabriele Weber-Blaschke. (2015). *20 years of life cycle assessment (LCA) in the forestry sector: State of the art and a methodical proposal for the LCA of forest production* (Vol. 20).
- Ecetoc, Task Force on Freshwater ecotoxicity as an impact category in life cycle assessment, E., Otte, N., Claessens, M., Cooper, C., Hoke, R., . . . Cummings, I. (2016). *TR127: Freshwater ecotoxicity as an impact category in life cycle assessment*.
- Ecoinvent. (2019). Retrieved from www.ecoinvent.org
- Edvardsen, K. I., & Ramstad, T. (2014). *Trehus - Håndbok 5*: SINTEF akademisk forl.
- EPD-Norge. Hva er en EPD? Retrieved from <https://www.epd-norge.no/hva-er-en-epd/>
- Flæte, P. O. (2009). *Energiforbruk og utslipp fra skogproduksjonskjeden med utgangspunkt i aktivitetsdata fra 2007 -fra frø til industritomt* Retrieved from Ås: https://www.sintef.no/globalassets/project/mikado/energiforbruk-og-utslipp_flaete13022009.pdf
- Foundation, T. N. E. (2019). *The Norwegian adaptation of the ISO 14025 Type III environmental declaration*. Retrieved from <https://www.epd-norge.no/getfile.php/134699-1478769108/Dokumenter/Dokumenter%20godkjente%20verifikatorer/The%20Norwegian%20EPD-programme%20-main%20document%20rev17042014%20m%20vedlegg.pdf>
- Glasø, G. (2016). Ny NS-EN 338 (2016) - konstruksjonstrevirke. *Treteknisk Informasjon*, 19.
- Grøtta, L. (2019) *e-post korrespondanse med markedsdirektør i Moelven Våler AS/Interviewer: J. K. Næss*.
- Guest, G. M. (2014). *The climate change impacts from biogenic carbon in products across time*. (Philosophiae Doctor), Norwegian University of Science and Technology.

- Hafner, A., & Schäfer, S. (2018). Environmental aspects of material efficiency versus carbon storage in timber buildings. *European Journal of Wood and Wood Products*, 76(3), 1045-1059. doi:10.1007/s00107-017-1273-9
- ISO. (2006). ISO 14040:2006 - Environmental management -- Life cycle assessment -- Principles and framework (pp. 20): International Organization for Standardization.
- Joos, F., Prentice, I. C., Sitch, S., Meyer, R., Hooss, G., Plattner, G.-K., . . . Hasselmann, K. (2001). Global warming feedbacks on terrestrial carbon uptake under the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) Emission Scenarios. *Global Biogeochemical Cycles*, 15(4), 891-907. doi:10.1029/2000GB001375
- Ketil Flugsrud, Elin Økstad, Ole-Kristian Kvissel, Ellen Bruzelius Backer, Gunnhild Sjøgaard, Aksel Granhus, . . . Grønningsæter, G. (2016). *Vern eller bruk av skog som klimatilnær*.
- Laguarda, M. F., & Espinoza, O. (2014). Outlook for Cross-Laminated Timber in the United States. *Bioresources*, 9(4), 7427-7443.
- Ldir. (2018). Kommunevis avvirkning pr kjøper - 2017. Fylke, kommune, kjøper, volum *). Årlig.
- LOOP. (2019). Rent trevirke. Retrieved from <https://sortere.no/bedrift/avfallstype/132/Rent%20trevirke/>
- Miljødepartementet, K.-o. (2016). *Avfall som ressurs – avfallspolitikk og sirkulær økonomi*.
- Moncaster, A., & Y. Song, J. (2012). *A comparative review of existing data and methodologies for calculating embodied energy and carbon of buildings* (Vol. 3).
- NG. (2019). Rent Trevirke. Retrieved from <https://www.norskgjenvinning.no/tjenester/avfallstyper/trevirke/rent-trevirke/>
- NHP. (2017). *Handlingsplan 2017–2020, Nasjonal handlingsplan for bygg-og anleggsavfall (NHP4)*. NHP-nettverket C/O NFFA.
- Nordby, A. S., Solli, C., & Dahlstrø, O. (2015). *Helhetlig miljøvurdering av byggematerialer - Dokumentasjonsrapport*.
- Nußholz, J. L. K., Nygaard Rasmussen, F., & Milios, L. (2019). Circular building materials: Carbon saving potential and the role of business model innovation and public policy. *Resources, Conservation and Recycling*, 141, 308-316. doi:<https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.10.036>
- NVM. (2015). B1 –Målerreglement sagtømmer Norsk Virkesmåling.
- Næss, J. K., Nyrud, A. Q., & Tellnes, L. G. (2019). *Klimagassutslipp i skogbruket – tiltak og allokeringmodeller*. Retrieved from https://static02.nmbu.no/mina/publikasjoner/mina_fagrapport/mif.php
- Penaloza, D., Royne, F., Sandin, G., Svanstrom, M., & Erlandsson, M. (2019). The influence of system boundaries and baseline in climate impact assessment of forest products. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 24(1), 160-176. doi:10.1007/s11367-018-1495-z
- Ridley-Ellis, D., Stapel, P., & Baño, V. (2016). *Strength grading of sawn timber in Europe - an explanation for engineers and researchers* (Vol. 74).
- SINTEF. (2019). SINTEF Teknisk Godkjenning (TG). Retrieved from https://www.sintefcertification.no/portalpage/index/56/sintef_teknisk_godkjenning
- Skjølaas, D. (2019) *telefon og e-post korrespondanse/Interviewer: J. K. Næss*.
- SNL. (2019). *klimagasser*.
- SSB. (2019). *Statistikkområde: Skogkultur, Skogsveier*. Retrieved from: <https://www.ssb.no/jord-skog-jakt-og-fiskeri?de=Skogbruk>
- T.K., M. (2017). Trondheim kommune, Miljøenheten Retrieved from <https://www.trondheim.kommune.no/globalassets/10-bilder-og-filer/10-byutvikling/miljoenheten/faktaark/04---gjenbrukshuset/faktaark-nr-4-gjenbrukshuset-i-trondheim-okt-2014-rep-jan17.pdf>.
- Tellnes, L. (2019). LCI data levert av Østfold Forskning basert på Ecoinvent og Norenviro (LCA).
- Timmermann, V., & Dibdiakova, J. (2013). *Klimagassutslipp i skogbruket - fra frø til industriport. Vugge-til-port livsløpsanalyse (LCA)*.
- Treteknisk. (2006). *Bygge med Massivtreelementer*: Treteknisk Institutt.

- TTF. (1994). *Nordic Timber: Grading Rules for Pine and Spruce Sawn Timber, Pinus Silvestris, Picea Abies : Commercial Grading Based on Evaluation of the Four Sides of Sawn Timber*: Bergdahls.
- Vennesland, B., Hohle, A. M. E., Kjøstelsen, L., & Gobakken, L. R. (2013). *Prosjektrapport KlimaTre. Energiforbruk og kostnader - Skog og bioenergi*. Retrieved from
- Vestøl, G. I. (2019). Forelesningspresentasjon - Styrkesortert trelast.
- Wasa, S. (2019) *Telefon og e-post korrespondanse med daglig leder i Nordisk Massivtre/Interviewer: J. K. Næss*.
- Wayne, D. (Producer). (2017). Global Cross Laminated Timber (CLT) Market 2017 Industry Key Players – Stora Enso, Binderholz, Merk Timber, Lignotrend. Retrieved from <https://techannouncer.com/global-cross-laminated-timber-clt-market-2017-industry-key-players-stora-enso-binderholz-merk-timber-lignotrend/>
- Werner, F., Althaus, H.-J., Künniger, T., Richter, K., & Jungbluth, N. (2007). *Life Cycle Inventories of Wood as Fuel and Construction Material*. Retrieved from Dübendorf, September 2007:
- Werner, F., Taverna, R., Hofer, P., Thürig, E., & Kaufmann, E. (2010). National and global greenhouse gas dynamics of different forest management and wood use scenarios: a model-based assessment. *Environmental Science & Policy*, 13(1), 72-85.
doi:<https://doi.org/10.1016/j.envsci.2009.10.004>
- WG 3, I. (2014). *Working Group III Contribution to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*.
- Øvrum, A. (2002). *Skurlastkvalitet fra Sandeskur*.
- Øvrum, A., & Skaug, E. (2007) Fokus på Tre - Nr. 43. Vol. 43. *Konstruksjonsvirke*: Norsk Treteknisk Institutt.

7 Appendix

7.1 Franzefoss

Besøk på Franzefoss i Sandvika

Etter forhåndssortering på gjenvinningsstasjonen til Franzefoss i Sandvika går virket på produksjonslinjen av flis til energigjenvinning hvor det først blir kvernet og deretter magnetsortert for spiker og beslag.



Kostnaden for å levere rent trevirke er en del lavere enn for impregnert og overflatebehandlet. Det er generelt rimeligere å levere ferdig sortert rent trevirke enn blandet avfall til gjenvinnings- og avfalls -stasjoner, dette gir aktører i bygge bransjen et incentiv til å bidra til økt gjenvinning.

Franzefoss i Sandvika produserer årlig omtrent 40 000 tonn flis til energigjenvinning, der omtrent halvparten er basert på rent trevirke og halvparten på behandlet trevirke. Driftsleder på Franzefoss i Sandvika (Holmen, pers. med.) mener det i dag er store utfordringer og lite potensiale for å produsere resirkulert trelast i stort omfang. Det meste som leveres er forurenset med beslag og andre måter når det ankommer gjenvinningstomten. Det leveres også mye korte dimensjoner, men dette kan trolig løses med fingerskjøting. Hvis trelasten skal kunne benyttes til Kl-tre produksjon må den være helt fri for innhold som kan skade produksjonslinjen på Kl-tre fabrikken. Dette krever en gjennomført kvalitetssikring av alle lameller på forhånd.



Figur 8. til venstre, en brukt lamell av C24. Til høyre, metallrester i trelast er en utfordring.

Mangelen på maskiner som sorterer ut spiker og annet metall på gjenvinningsstasjon uten å kverne og flise trevirket i prosessen kan være en barriere for å gjenvinne konstruksjonstrevirke. Slik situasjonen er i dag må spiker o.l. fjernes manuelt.

7.2 LCI informasjon fra Werner et. al (2007) og Lars Tellnes (2019)

Products	
Sawn timber, softwood, raw, plant-debarked, u=70%, at plant/NO U	1 m3
Materials/fuels	
Electricity, medium voltage, production NO, at grid/NO U	31,392 kWh
Round wood, softwood, under bark, u=70% at forest road/RER U	1,6416 m3
Sawmill/RER/I U	3,8E-07 p
Transport, lorry >16t, fleet average/RER U	88,4327 tkm

Products	
Industrial residue wood, softwood, plant-debarked, u=70%, at plant/NO U	1 m3
Materials/fuels	
Electricity, medium voltage, production NO, at grid/NO U	1,84225 kWh
Round wood, softwood, under bark, u=70% at forest road/RER U	0,09634 m3
Sawmill/RER/I U	2,3E-08 p
Transport, lorry >16t, fleet average/RER U	5,18971 tkm

Products	
Wood chips, softwood, from industry, u=40%, at plant/NO U	1 m3
Materials/fuels	
Industrial residual wood chopping, stationary electric chopper, at plant/RER U	169 kg
Industrial residue wood, softwood, plant-debarked, u=70%, at plant/NO U	0,375 m3

Products	
Sawn timber, softwood, raw, kiln dried, u=10%, at plant/NO U	1 m3
-	
Materials/fuels	
Electricity, medium voltage, production NO, at grid/NO U	25 kWh
Sawn timber, softwood, raw, plant-debarked, u=70%, at plant/NO U	1,1 m3
Softwood, allocation correction, 1/RER U	-0,099 m3
Technical wood drying, infrastructure/RER/I U	1,8E-05 p
Wood chips, from industry, softwood, burned in furnace 300kW/NO U	958 MJ

1 MJ Wood chips, from industry, softwood, burned in furnace 300kW/NO U	
Materials/fuels	
	1mj
Electricity, low voltage, at grid/NO U	0,00417 kWh
Wood chips, softwood, from industry, u=40%, at plant/NO U	0,00032 m3
Furnace, wood chips, softwood, 300kW/CH/I U	1,8E-08 p
Transport, lorry 20-28t, fleet average/CH U	0,0015 tkm
emissions to air	
Metan	4E-07 kg

Products	
Sawn timber spruce planed, technically dried, at planing mill. (u=10%)	1 m3
Sawn timber, softwood, raw, plant-debarked, u=70%, at plant/NO U	1,15 m3
Electricity, medium voltage, production NO, at grid/NO U	31,1 kWh

7.3 Testreglement sagtømmer Gran – Revisjon 24.11.2017

I tabell 7.1 vises det nye reglementet som er tatt i bruk de siste årene, med klasseinndeling i kvaliteter av sagtømmer i klasse 1 og klasse 2.

Tabell 7.1. Nytt reglement til kvalitetsvurdering av sagtømmer.

Type feil	Toleransetabell	
	Kvalitet 1	Kvalitet 2
Gankvist (LA)	Godtas inntil 4,0 cm målt på langs	Godtas inntil 8,0 cm målt på langs
Langkrok Vinkelkrok	Pilhøyde maks 1,0 % av lengden	Pilhøyde maks 1,5 % av lengden
Tverrkrok	Ikke tillatt	Godtas inntil toppsylinder
Annen krok og sleng (DA)	Godtas inntil toppsylindere	
Alle andre feil som kan påvirke toppsylinder (LA eller DA)	Godtas inntil toppsylindere	
Overvokst føyre	Godtas ikke	Godtas
Åpen føyre i gran	Godtas ikke	Godtas inntil toppsylinder, men kortes automatisk 3 cm i diameter
Råte	Godtas ikke	Flekker tillates i et samlet areal 40 cm ² , men ikke i sentrum. Kortes 3 dm automatisk
Tømmerblått	Godtas ikke	
Tørrved/Tyri	Godtas i inntil 1 meters lengde på høyst halvparten av omkretsen	
Tennar	Godtas i areal tilsvarende 6 cm i halve omkretsen	
Skader av vedborende insekter. Dobbel marg Ring/kolvsprekk. Metall, stein, sot, brannskadd virke	Godtas ikke	
Rotbein	Maks 10,0 cm over 20,0 cm	
Kvisting	Godtas inntil 3 cm kvistddiam ved 5 cm kvistlengde	



Norges miljø- og biovitenskapelige universitet
Noregs miljø- og biovitenskapelige universitet
Norwegian University of Life Sciences

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway