

Livsløpsvurdering av utbygging og utvidelse av 2-felts motorveg til 4-felts moderne motorvei

Mie Sparby Fuglseth

Master i energi og miljø

Innlevert: juni 2013

Hovedveileder: Helge Brattebø, EPT

Medveileder: Oddbjørn Dahlstrøm, Asplan Viak Sandvika

Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet
Institutt for energi- og prosesseteknikk

EPT-M-2013-39

MASTER THESIS

for

Stud.techn. Mie Sparby Fuglseth

Spring 2013

Life cycle impacts of upgrading a 2-lane highway to 4-lane modern highway

*Livsløpsvurdering av utbygging og utvidelse av 2-felts motorveg til 4-felts moderne motorveg***Background and objective**

The E6 highway in Norway, reaching from Svinesund to Kirkenes, is the main route connecting the south and north of the country. The Norwegian Road Administration (Statens Vegvesen, SVV) is to expand the stretch between Gardermoen and Biri from a 2-lane highway to a 4-lane modern highway.

The Norwegian National Rail Administration (Jernbaneverket, JBV) has developed a method based on life cycle assessment (LCA) for calculating the total environmental impact incurred by the construction of rail infrastructure, described in the document *Veileder for utarbeidelse av miljøbudsjett for jernbaneinfrastruktur*. The method used for environmental assessment by the SVV, *Metode for beregning av energiforbruk og klimagassutslipp for vegprosjekter (EFFEKT)*, is not as comprehensive as the aforementioned JBV method, and does not take the different stages of planning into account. It would be desirable to have a common method for assessing environmental impacts from transport infrastructure, in order to compare environmental impact caused by different modes of transportation, such as road and rail.

A complete LCA of construction and expansion of a 2-lane highway to a 4-lane modern highway is to be carried out for the road construction project Kolomoen-Kåterud, which is a part of the E6 Gardermoen-Biri highway. The Kolomoen-Kåterud stretch is 12.5 kilometres in length. The assessment is to be based on the method developed by JBV, taking into consideration that the road project in question has progressed to a late stage in planning.

The following tasks are to be considered:

1. All inputs and outputs of materials and energy required during the life cycle of the considered road project are to be quantified, based on calculated costs and data reported according to the process codes of the SVV.
2. The impacts of various materials and components on total environmental load accumulated throughout the life cycle of the road are to be quantified.

3. The difference in total life cycle impacts of expanding a 2-lane highway to 4 lanes, compared to the construction of a new 4-lane highway, is to be evaluated.

4. A sensitivity analysis is to be carried out, in order to identify critical materials and components and to evaluate the effect of using alternative materials and methods of construction on total environmental impact.

5. Based on the above, recommendations are to be presented as to how the results of the assessment may be used to reduce the total environmental impact from road infrastructure.

6. An environmental assessment based on the method developed by the SVV of the same road project is to be carried out, and the differences in the results are to be compared with those obtained using the JBV method. The differences in methodology should also be discussed.

-- " --

Within 14 days of receiving the written text on the master thesis, the candidate shall submit a research plan for his project to the department.

When the thesis is evaluated, emphasis is put on processing of the results, and that they are presented in tabular and/or graphic form in a clear manner, and that they are analyzed carefully.

The thesis should be formulated as a research report with summary both in English and Norwegian, conclusion, literature references, table of contents etc. During the preparation of the text, the candidate should make an effort to produce a well-structured and easily readable report. In order to ease the evaluation of the thesis, it is important that the cross-references are correct. In the making of the report, strong emphasis should be placed on both a thorough discussion of the results and an orderly presentation.

The candidate is requested to initiate and keep close contact with his/her academic supervisor(s) throughout the working period. The candidate must follow the rules and regulations of NTNU as well as passive directions given by the Department of Energy and Process Engineering.

Risk assessment of the candidate's work shall be carried out according to the department's procedures. The risk assessment must be documented and included as part of the final report. Events related to the candidate's work adversely affecting the health, safety or security, must be documented and included as part of the final report. If the documentation on risk assessment represents a large number of pages, the full version is to be submitted electronically to the supervisor and an excerpt is included in the report.

Pursuant to "Regulations concerning the supplementary provisions to the technology study program/Master of Science" at NTNU §20, the Department reserves the permission to utilize all the results and data for teaching and research purposes as well as in future publications.

The final report is to be submitted digitally in DAIM. An executive summary of the thesis including title, student's name, supervisor's name, year, department name, and NTNU's logo and name, shall be submitted to the department as a separate pdf file. Based on an agreement with the supervisor, the final report and other material and documents may be given to the supervisor in digital format.

- Work to be done in lab (Water power lab, Fluids engineering lab, Thermal engineering lab)
- Field work

Department of Energy and Process Engineering, 14. January 2013



Olav Bolland
Department Head



Professor Helge Brattebø
Academic Supervisor

Research Advisor: Oddbjørn Dahlstrøm, Asplan VIAK.

Forord

Denne oppgaven har vært en masteroppgave ved Institutt for energi- og prosessteknikk ved Norges Teknisk-Naturvitenskapelige Universitet, NTNU, våren 2013. Studiebelastningen for masteroppgaven var 30 studiepoeng. Oppgaven viderefører aspekter ved arbeidet som er gjort i prosjektoppgaven «Verktøy for livsløpsvurdering i tidligfaseplanlegging for veg» (Fuglseth, 2012).

Oppgaven er gjennomført i samarbeid med Asplan Viak AS, der Oddbjørn Dahlstrøm har vært kontaktperson og veileder. Hovedveileder fra NTNU har vært Professor Helge Brattebø ved Institutt for energi- og prosessteknikk.

Oppgaven tar utgangspunkt i den vedlagte oppgaveteksten, og hovedformålet var å bruke metodikken for livsløpsvurderinger som er gitt i «Veileder for utarbeidelse av Miljøbudsjett for Jernbaneinfrastruktur», for å gjøre en komplett livsløpsanalyse av vegprosjektet E6 Kolomoen-Kåterud. Metodikken er utviklet av Asplan Viak AS for Jernbaneverket.

I denne oppgaven er E6 Kolomoen-Kåterud avgrenset ved Kolomoen i sør og Kåterud i nord ved Åkersvika naturreservat. Selv om mengdedata i hele perioden oppgavearbeidet har pågått har vært tilgjengelig for strekningen frem til Hamar, har oppgaven kun beskjeftiget seg med strekningen frem til Åkersvika, ettersom det var usikkert hvorvidt traseen gjennom naturreservatet ville godkjennes. Denne ble godkjent 11. april 2013 (Miljøverndepartementet, 2013), men ettersom dette var relativt sent i oppgavearbeidet, er ikke oppgaveavgrensingene endret i henhold til denne beslutningen.

Jeg vil rette en stor takk til begge mine veiledere, Helge Brattebø ved NTNU og Oddbjørn Dahlstrøm ved Asplan Viak, for særdeles god oppfølging og veiledning gjennom hele perioden oppgavearbeidet har pågått. Jeg vil dessuten også rette en generell takk til Asplan Viak med ansatte, for at jeg fikk mulighet til å gjennomføre oppgaven, at jeg fikk plass på kontoret i Sandvika i flere perioder, og at jeg fikk lov til å delta på flere relevante møter, som jeg hadde stort læringsutbytte av.

I tillegg vil jeg takke følgende personer for hjelp og bistand med informasjon og annet i oppgavearbeidet: Olav Schou Knutsen (Asplan Viak AS), Kjell Ottar Sandvik (SVV), Anders Straume (SVV), Oddvar Steinsholt (PeWe entreprenør AS), Marianne Gjerde (Arvid Gjerde AS), og Per Arne Helberget (Luminator AS)

Mie Sparby Fuglseth

Trondheim, 3. juni 2013

Sammendrag

Utbygging, drift og vedlikehold og avhending av veginfrastruktur blir ofte vurdert som mindre viktig for miljøbelastning fra veger, sammenliknet med belastningen som forårsakes av trafikk. I forslaget til ny Nasjonal Transportplan 2014-2023 er det anbefalt en større vektlegging av reduserte klimagassutslipp ved planlegging og prioritering av infrastrukturprosjekter som en del av den fremtidige innsatsen for å redusere klimabelastning fra transportsektoren i Norge.

I livsløpsanalyse (Life Cycle Assessment, LCA) vurderes miljøpåvirkning fra et produkt eller en aktivitet. Fordi det kan brukes til å sammenlikne ulike alternativer, er LCA et nyttig verktøy i beslutningstaking. Jernbaneverket (JBV) har utviklet en metode basert på LCA for å beregne totale miljøpåvirkninger fra jernbaneinfrastruktur, beskrevet i «Veileder for utarbeidelse av miljøbudsjett for jernbaneinfrastruktur». Statens Vegvesen (SVV) benytter per dags dato en annen metodikk enn JBV for vurdering av miljøpåvirkning fra sine byggeprosjekter. Denne er også basert på livsløpsvurdering, men er ikke like omfattende som JBVs metode. Et samsvarende metodikkgrunnlag er en forutsetning for å kunne sammenlikne miljøpåvirkning fra ulike transportformer. Det har derfor vært ønskelig å vurdere hvor godt metodikken i JBVs Veileder egner seg for å beregne miljøpåvirkning fra veginfrastruktur.

I denne oppgaven er det gjort en komplett livsløpsvurdering av det planlagte vegprosjektet E6 Kolomoen-Kåterud, der en 2-felts motorveg skal utvides til 4 felt med midtdeler. Miljøpåvirkning forårsaket over et livsløp på 60 år av utbygging, drift og vedlikehold, og avhending er beregnet i henhold til metodikken i Jernbaneverkets veileder. 7 miljøpåvirkningskategorier er inkludert i analysen, men klimapåvirkning er spesielt vektlagt. Det er også gjennomført en livsløpsanalyse for samme vegprosjekt med SVVs metodikk.

For E6 Kolomoen-Kåterud bidrar utbyggingsfasen og drift- og vedlikeholdsfasen tilnærmet like mye til total miljøpåvirkning, mens bidraget fra avhendingsfasen er neglisjerbart. De komponentene og aktivitetene som har størst innvirkning på klimapåvirkning er asfalt, masseflytting, betong i betongkonstruksjoner og bruer, asfaltert grus i bærelag, og stål i vegrekkverk. Asfalt er den mest dominerende innsatsfaktoren for alle miljøpåvirkningskategoriene som er vurdert i analysen. Den viktigste parameteren for asfaltforbruk er antallet reasfalteringer i vegens levetid, og dekkelevetid er derfor identifisert som en avgjørende faktor for miljøpåvirkning fra veginfrastruktur. Betongkonstruksjoner forårsaker en vesentlig del av total miljøpåvirkning på grunn av innholdet av betong og armeringsstål.

Fordi asfaltforbruk har størst innvirkning på total klimapåvirkning, er også tiltak som reduserer bruk av ny asfalt de som gir størst klimagevinst. Asfaltgjenvinning reduserer total klimapåvirkning fra E6 Kolomoen-Kåterud med 2-10%, avhengig av andelen retur-asfalt som forutsettes i vegdekket. Sementsubstitusjon i betongkomponenter og økt bruk av resirkulert stål i vegutstyr gir mer moderate klimagevinster.

E6 Kolomoen-Kåterud skal i hovedsak bygges ut ved å utvide dagens 2-feltsløsning til 4, men for en mindre delstrekning skal det bygges ut 4 nye felt. I den forbindelse er det gjort en forenklet sammenlikning av miljøpåvirkning fra de to utbyggingsalternativene, der det fremgår at strekningen som bygges ut som 4 nye felt gir 40% høyere klimapåvirkning enn utvidelse fra 2 til 4 felt. Imidlertid spiller prosjektspesifikke faktorer inn på denne vurderingen i så stor grad at den generelle gyldigheten for andre prosjekter er svært begrenset.

Ettersom reasfalteringsfrekvens og mengde masseflytting er parametere som er umulige å forutsi nøyaktig for et vegprosjekt, representerer disse de største usikkerhetene i analysen. Valg av levetid og analyseperiode for vegen har stor innvirkning på analyseresultatene.

JBVs metodikk for livsløpsvurderinger kan generelt sies å ha god overførbarhet til vegprosjekter. De største barrierene til metodikkoverføring er identifisert å være valg av levetid og livsløpsfaser, og tilpasning mellom de ulike plansystemene som brukes for bane og veg. Sammenlikning av resultatene for livsløpsvurdering av E6 Kolomoen-Kåterud gjort med JBVs og SVVs respektive metoder tilsier at SVVs metode gir en vesentlig lavere beregnet klimapåvirkning. Dette forårsakes av ulikhetene i mengdeberegningsmetodikk mellom metodene, og reflekterer at de er utarbeidet for bruk i ulike planfaser. Det er et behov for en felles metodikk for livsløpsvurdering av ulike transportformer, og videre arbeid med LCA av veginfrastruktur bør derfor basere seg på metodikken i JBVs veileder.

Abstract

The construction, maintenance and dismantling of road infrastructure is often considered as being less significant for the total environmental impact from roads, compared to the impact caused by road traffic. It is recommended in the proposed Norwegian National Transport Plan 2014-2023 that greater emphasis should be placed on reducing greenhouse gas emissions in the planning of new transport infrastructure, as a part of the future effort to reduce total environmental impact from the Norwegian transport sector.

Life cycle assessment (LCA) considers the environmental impact of a product or an activity. As it can be used to compare environmental impact between different alternatives, LCA can be a useful tool in decision making. An LCA-based method for calculating total environmental impact from railway infrastructure has been developed by The Norwegian National Rail Administration (Jernbaneverket, JBV), and is described in the report «Veileder for utarbeidelse av miljøbudsjett for jernbaneinfrastruktur». The current method used by the Norwegian National Roads Administration (Statens Vegvesen, SVV) for assessing environmental impact from their construction projects differs from the JBV method. The SVV method is also based on LCA, but is less comprehensive than the method used by JBV. A concurrent methodology is a prerequisite for comparing environmental impact from different transport modes. A consideration of how well the methodology developed by JBV is suited for assessing environmental impact from road infrastructure is therefore needed.

In this thesis, a complete LCA has been conducted for the planned road construction project E6 Kolomoen-Kåterud. This project involves the expansion of a 2-lane highway to 4 lanes. Environmental impact caused over a 60 year life cycle from construction, maintenance and end-of-life has been calculated according the LCA-method developed by the JBV. The analysis considers 7 impact categories, but climate change is given a special priority. An LCA of the same road construction project using the SVV method has also been carried out.

The construction and maintenance life cycle phases contribute almost equally to total life cycle impacts from E6 Kolomoen-Kåterud, while the contributions from the end-of-life phase are negligible. The road components and activities that cause the highest climate change impacts are asphalt, transportation of road materials, concrete in bridges, bitumen in the base layer and steel in guardrails. Asphalt inputs cause the highest environmental impact for all considered impact categories. The number of required pavement maintenance operations during the road life cycle is identified as the most important parameter for asphalt consumption, which implies that the estimated life span of asphalt pavements is a decisive factor for environmental impact from road infrastructure. Bridges cause a significant amount of environmental impact due to steel and concrete inputs.

As the total climate change impact from the road depends on asphalt consumption to such a large extent, measures to reduce the consumption of virgin asphalt materials are the most efficient for reducing impact. The use of asphalt recycling is found to reduce total climate change impact from E6 Kolomoen-Kåterud by 2-10%, depending on the assumed content of reclaimed asphalt pavement.

Substituting clinker with fly ash in cement and increasing the amount of steel scrap used in producing steel road equipment yield more moderate environmental benefits.

E6 Kolomoen-Kåterud is mainly being expanded from 2 lanes to 4, but a smaller subset of the road is being constructed as 4 new lanes. A simplified assessment has been conducted to identify the differences in environmental impact caused by the two construction alternatives. The results show that constructing 4 new lanes causes a 40% higher climate change impact than expanding from 2 to 4 lanes. However, as the results rely mainly on project specific factors, the general validity of this conclusion is very limited.

As the frequency of required pavement maintenance and the amount of road materials transport are impossible parameters to predict accurately for a road construction project, they represent the greatest uncertainties in the assessment. The choices of road life span and analysis period have a large impact on the results.

The JBV LCA method can generally be said to transfer well to road construction projects. The main barriers to methodology transfer are identified as being choices of life span and included life cycle phases, and adaptation between the different systems of planning that are used for rail and roads. Comparing the results of the analyses done with the JBV method to those from the SVV method implies that the SVV method gives significantly lower climate change impact values. This is due to the differences in calculation methodology for amounts of road materials between the two methods, and reflects the fact that the two methods are intended for use in different planning stages. As there is a need for a common LCA methodology for different transport modes, future efforts concerning LCA of road infrastructure in Norway should be based on the JBV methodology.

Innhold

1	Innledning	1
1.1	Formål/motivasjon.....	1
1.2	Forskningsspørsmål.....	2
2	Litteratur	3
2.1	Miljøbudsjett i JBV	3
2.2	Miljøbudsjett i SVV.....	4
2.3	LCA av veg	5
2.3.1	Vegdekker	7
2.3.2	Materialer og gjenvinning.....	11
2.3.3	Bruer og betong	14
2.3.4	Oppsummering	16
3	Metodikk.....	17
3.1	LCA	17
3.1.1	Fasene i LCA	17
3.1.2	Simapro	20
3.2	Veileder for utarbeidelse av miljøbudsjett for jernbaneinfrastruktur.....	21
3.2.1	Jernbaneverkets plansystem.....	22
3.2.2	Metodikk i veilederen	23
3.3	Oppgavens formål.....	27
3.3.1	Livsløpsvurdering	27
3.3.1.1	Tiltak for å redusere miljøpåvirkning.....	27
3.3.1.2	Utvidelse med 2 felt/ utbygging av 4 nye felt.....	28
3.3.2	Metodikkvurdering	28
3.4	EFFEKT-metodikken	28
3.5	Usikkerhet	29
3.5.1	Kilder til usikkerhet	29
3.5.1.1	Usikkerhet i data	29
3.5.1.2	Usikkerhet knyttet til modellen	29
3.5.1.3	Usikkerhet forbundet med utilgjengelige data.....	29

3.5.2	Håndtering av usikkerhet	29
4	Fremgangsmåte	31
4.1	E6 Kolomoen-Kåterud	31
4.2	Gjeldende føringer ut fra JBVs veileder	33
4.3	Livsløpsmodell i SimaPro.....	33
4.3.1	Mål og omfang	34
4.3.1.1	Funksjonell enhet.....	34
4.3.1.2	Systemgrenser.....	34
4.3.1.2.1	Livsløpsfaser.....	34
4.3.1.2.2	Levetid.....	36
4.3.1.2.3	Transport.....	37
4.3.1.2.4	Elektrisitetsmiks	38
4.3.2	Karakteriseringsmetode.....	38
4.3.2.1	Energibruk og feedstock energy i bitumen	39
4.3.3	Normalisering og vektning	39
4.3.4	Datainnhenting og modellstruktur	39
4.4	Vurdering av miljøpåvirkning fra betongkonstruksjoner og bruer	41
4.5	Sammenlikning av utbyggingsalternativer.....	42
4.6	Tiltak for å redusere miljøpåvirkning	43
4.6.1	Asfalt	44
4.6.2	Betong	45
4.6.3	Stål.....	46
4.7	Beregninger med EFFEKT	46
4.7.1	Beregningsmetodikk i EFFEKTs klimamodul	47
4.7.2	Sammenlikning av resultater fra EFFEKT og SimaPro	50
4.8	Usikkerhetsvurdering og sensitivitetsanalyse.....	51
4.8.1	Usikkerhetsvurdering.....	51
4.8.2	Sensitivitetsanalyse.....	53
5	Resultater.....	54
5.1	Resultater fra SimaPro	54
5.1.1	Karakteriserte resultater for alle kategorier	54
5.1.1.1	Bidrag fra D&V per år	57

5.1.2	Normaliserte resultater for alle kategorier.....	58
5.1.3	Prosessbidrag.....	58
5.1.4	Sensitivitetsanalyse for klimapåvirkning.....	61
5.1.4.1	Levetider.....	61
5.1.4.2	Variasjon i resultater med ulike transportavstander for masseflytting.....	65
5.1.4.3	Elektrisitetsmiks.....	65
5.1.4.4	Armering.....	65
5.2	Bidrag fra bruer og betongkonstruksjoner til total miljøpåvirkning.....	66
5.3	Sammenlikning av utbyggingsalternativer.....	72
5.4	Forbedringstiltak.....	73
5.4.1	Utslippsreduksjon for ulike miljøtiltak.....	74
5.4.1.1	Asfalt.....	74
5.4.1.2	Betong.....	77
5.4.1.3	Stål.....	78
5.4.1.4	Sammenlikning.....	79
5.5	Resultater fra EFFEKT.....	81
5.5.1	Fasebidrag.....	81
5.5.2	Prosessbidrag.....	83
5.5.3	Sensitivitetsanalyse.....	84
6	Diskusjon.....	86
6.1	Viktigste funn.....	86
6.1.1	Bidrag til ulike miljøpåvirkningskategorier fra hver livsløpsfase.....	86
6.1.1.1	Klimapåvirkning fra drift og vedlikehold per år.....	87
6.1.2	Prosessbidrag.....	88
6.1.3	Sensitivitetsanalyse.....	89
6.1.3.1	Vurdering av antakelser for viktige komponenter/materialer.....	90
6.1.4	Bidrag fra betongkonstruksjoner til miljøbelastning.....	91
6.1.5	Sammenlikning av utbyggingsalternativer.....	92
6.1.6	Vurdering av tiltak for å redusere miljøpåvirkning.....	94
6.2	Sammenlikning med øvrig litteratur.....	95
6.3	Sammenlikning med EFFEKT.....	96
6.3.1	Sammenlikning av totale resultater.....	97

6.3.2	Sammenlikning av resultater med samme innsatsfaktorer	101
6.4	Evaluering av metode	113
6.4.1	Metodekritikk.....	114
6.4.1.1	Vurdering av metodens robusthet.....	114
6.4.1.2	Styrker og svakheter ved metoden.....	115
6.4.2	Metodikkoverføring fra jernbane til veg.....	116
6.4.3	Forbedringsmuligheter og videre arbeid	119
7	Konklusjon.....	121
	Referanser.....	122
	VEDLEGG 1 Liste over innsatsfaktorer og mengder brukt i livsløpsmodellene i SimaPro	128
	VEDLEGG 2 Oversikt over tall og forutsetninger brukt i livsløpsinventar	130
	VEDLEGG 3 Detaljerte antakelser brukt i livsløpsinventar.....	137
	VEDLEGG 4 Oversikt over bruer og betongkonstruksjoner berørt av E6 Kolomoen-Kåterud	145
	VEDLEGG 5 Detaljerte analyseresultater for SimaPro-modellen per fase.....	148
	VEDLEGG 6 Detaljerte resultater fra sensitivitetsanalysen	150

Figurliste

Figur 1 Verktøy og hjelpemidler brukt for klimaberegninger i JBV (kilde: Elin Staurem, JBV)	4
Figur 2 Fasene i LCA	17
Figur 3 Nettverksfremstilling i SimaPro	21
Figur 4 JBVs plansystem - UPB-systemet	22
Figur 5 Produktsystemet jernbaneinfrastruktur fra JBVs Veileder	25
Figur 6 Jernbaneverkets struktur for livsløpsvurderinger.....	26
Figur 7 Oversiktskart over planområdet for E6 Kolomoen-Kåterud	32
Figur 8 Modellstruktur i SimaPro med delstrekninger	40
Figur 9 Bidrag til miljøpåvirkning fra E6 Kolomoen-Kåterud i %-andeler per livsløpsfase, alle påvirkningskategorier	54
Figur 10 Energibruk i %-andeler for E6 Kolomoen-Kåterud per livsløpsfase	55
Figur 11 Miljøpåvirkning i %-andeler fra utbyggingsfasen fordelt på ulike komponenter	56
Figur 12 Miljøpåvirkning i %-andeler fra drift og vedlikehold fordelt på ulike aktiviteter	57
Figur 13 Total miljøpåvirkning fra E6 Kolomoen-Kåterud normalisert til europeiske årlige utslipp, alle påvirkningskategorier	58
Figur 14 Bidrag fra innsatsfaktorer til miljøpåvirkning i %-andeler over livsløpet, alle kategorier	59
Figur 15 Bidrag fra innsatsfaktorer til klimapåvirkning i %-andeler over livsløpet.....	60
Figur 16 Sensitivitetsanalyse for klimapåvirkning, endringer i total klimapåvirkning for E6 Kolomoen-Kåterud over livsløpet.....	61
Figur 17 Sammenlikning av levetider for klimapåvirkning i kg CO ₂ -ekv over livsløpet, totalverdi	62
Figur 18 Sammenlikning av levetider for klimapåvirkning i kg CO ₂ -ekv over livsløpet, per år	63
Figur 19 Sammenlikning av klimapåvirkning over livsløpet i kg CO ₂ -ekv for ulike dekkelevetider	64
Figur 20 Bidrag fra betongkonstruksjoner til total miljøpåvirkning i %-andeler over livsløpet, alle kategorier.....	66
Figur 21 Miljøpåvirkning fra betongkonstruksjoner i %-andeler per livsløpsfase	67
Figur 22 Miljøpåvirkning i utbyggingsfasen i %-andeler fordelt på betongkonstruksjoner og veg, alle kategorier.....	68
Figur 23 Miljøpåvirkning over livsløpet for betongkonstruksjoner i %-andeler, per innsatsfaktor.....	69
Figur 24 Sammenlikning av klimapåvirkning i kg CO ₂ -ekv over livsløpet ekskl. riving for bruer og betongkonstruksjoner.....	70
Figur 25 Sammenlikning av klimapåvirkning per m ² bruflate i kg CO ₂ -ekv/m ² over livsløpet ekskl. riving for bruer og betongkonstruksjoner	70
Figur 26 Innhold av betong (m ³ /m ²) og armering (tonn/m ²) per areal bruflate for betongkonstruksjoner	71
Figur 27 Sammenlikning av klimapåvirkning i kg CO ₂ -ekv per livsløpsfase for utbyggingsalternativer.....	72
Figur 28 Sammenlikning av miljøpåvirkning fra utbyggingsalternativer i %, normalisert til høyeste verdi fra utbygging per lm.....	73
Figur 29 Miljøpåvirkning over livsløp i % av referanse for varm gjenvinning av asfalt på veg (remixing) med 20% returafalt	75

Figur 30 Miljøpåvirkning over livsløp i % av referanse for ulik andel returasfalt i varm asfaltgjenvinning i verk	76
Figur 31 Miljøpåvirkning over livsløp i % av referanse for kombinasjon av varm gjenvinning på veg og ulik andel returasfalt i varm asfaltgjenvinning i verk	77
Figur 32 Miljøpåvirkning over livsløp i % av referanse for bruk av lavkarbonsement.....	78
Figur 33 Miljøpåvirkning over livsløp i % av referanse for bruk av 100% resirkulert stål i vegutstyr.....	79
Figur 34 Sammenlikning av miljøpåvirkning over livsløp i kg CO ₂ -ekv for ulike miljøtiltak, per innsatsfaktor	80
Figur 35 Beregnet klimapåvirkning i EFFEKT i CO ₂ -ekv per livsløpsfase fordelt på bru og veg.....	81
Figur 36 Beregnet energibruk i EFFEKT i MJ per livsløpsfase fordelt på bru og veg.....	82
Figur 37 Bidrag fra innsatsfaktorer til klimapåvirkning i EFFEKT, i % av total.....	83
Figur 38 Bidrag fra innsatsfaktorer til energibruk i EFFEKT, i % av total.....	84
Figur 39 Sensitivitetsanalyse for klimapåvirkning for resultater fra EFFEKT, endring i % av totale utslipp for 10% endring i innsatsfaktor.....	85
Figur 40 Sensitivitetsanalyse for energibruk for resultater fra EFFEKT, endring i % av totale utslipp for 10% endring i innsatsfaktor	85
Figur 41 Sammenlikning av mengdeinnsatser over livsløp per m for utbyggingsalternativer, i % normalisert til høyeste verdi, ekskl. betongkonstruksjoner	93
Figur 42 Sammenlikning av beregnet klimapåvirkning i kg CO ₂ -ekv over livsløpet for modellene i SimaPro og EFFEKT	97
Figur 43 Sammenlikning av beregnet energibruk i MJ over livsløpet for modellene i SimaPro og EFFEKT	97
Figur 44 Sammenlikning av beregnet klimapåvirkning i % per livsløpsfase for modellene i SimaPro og EFFEKT	98
Figur 45 Sammenlikning av beregnet energibruk i % per livsløpsfase for modellene i SimaPro og EFFEKT	99
Figur 46 Sammenlikning av beregnet klimapåvirkning i % fordelt på bru og veg for modellene i SimaPro og EFFEKT	99
Figur 47 Sammenlikning av beregnet energibruk i % fordelt på bru og veg for modellene i SimaPro og EFFEKT	100
Figur 48 Klimapåvirkning i kg CO ₂ -ekv fordelt på bidrag fra innsatsfaktorer for EFFEKT og forenklet SimaPro-modell.....	101
Figur 49 Energibruk i MJ fordelt på bidrag fra innsatsfaktorer for EFFEKT og forenklet SimaPro-modell	102
Figur 50 Beregnet klimapåvirkning i kg CO ₂ -ekv for EFFEKT-modellen med klimapåvirkningskoeffisienter fra EFFEKT og med koeffisienter fra SimaPro	104
Figur 51 Beregnet energibruk i MJ for EFFEKT-modellen med energibrukskoeffisienter fra EFFEKT og med koeffisienter fra SimaPro	105
Figur 52 Beregnet klimapåvirkning i kg CO ₂ -ekv for EFFEKT-modellen med beregnede mengder fra EFFEKT og med mengder fra kostnads kalkyle for E6 Kolomoen-Kåterud	108
Figur 53 Beregnet energibruk i MJ for EFFEKT-modellen med beregnede mengder fra EFFEKT og med mengder fra kostnads kalkyle for E6 Kolomoen-Kåterud	109
Figur 54 Sammenlikning av beregnet klimapåvirkning i kg CO ₂ -ekv for ulike varianter av EFFEKT- og SimaPro-modellene fordelt på innsatsfaktorer	110

Figur 55 Sammenlikning av beregnet energibruk i MJ for ulike varianter av EFTEKT- og SimaPro- modellene fordelt på innsatsfaktorer.....	111
Figur 56 SVVs plansystem (kilde: Jørn Arntsen, SVV)	116

Liste over tabeller

Tabell 1 Miljøpåvirkningskategorier i ReCiPe-metoden	19
Tabell 2 Levetidsestimater for E6 Kolomoen-Kåterud.....	37
Tabell 3 Miljøpåvirkningskategorier brukt i analysen av E6 Kolomoen-Kåterud.....	38
Tabell 4 Normaliseringsfaktorer for ReCiPe (H) Europe (totale utslipp i år 2000)	39
Tabell 5 Innsatsfaktorer i EFFEKT	47
Tabell 6 Lagtykkelser i EFFEKT.....	48
Tabell 7 Fylkesvise gjennomsnittsverdier	49
Tabell 8 Gjennomsnittlige materialmengder for bruer i EFFEKT	49
Tabell 9 Resultatverdier per miljøpåvirkningskategori	54
Tabell 10 Sammenlikning av reduksjon i total klimapåvirkning over livsløp for ulike miljøtiltak.....	79
Tabell 11 Sammenlikning av viktigste innsatsfaktorer for klimapåvirkning og energibruk i EFFEKT og SimaPro	100
Tabell 12 Sammenlikning av koeffisienter for klimapåvirkning i EFFEKT og SimaPro	103
Tabell 13 Sammenlikning av koeffisienter for energibruk i EFFEKT og SimaPro	103
Tabell 14 Sammenlikning av mengdeinnsatser brukt i EFFEKT og forenklet SimaPro.....	106
Tabell 15 Sammenlikning av beregnet energibruk og klimapåvirkning mellom ulike varianter av EFFEKT- og SimaPro-modellene, i absoluttverdi og % av total påvirkning beregnet med fullstendig SimaPro-modell	110

Liste over forkortelser og akronymer

Ab	Asfaltbetong
Agb	Asfaltgrusbetong
CC	Climate Change, klimapåvirkning
CED	Cumulative Energy Demand
EPD	Environmental Product Declaration, miljødeklarasjon
EIO-LCA	Environmental Input-Output Life Cycle Assessment
FE	Freshwater Eutrophication, eutrofiering i ferskvann
HSR	High Speed Rail, høyhastighetsbane
HT	Human Toxicity, menneskelig toksisitet
IOA	Input-Output-analyse
JBV	Jernbanelinjen
LCA	Life Cycle Assessment, livsløpsanalyse
LCC	Life Cycle Costing, livsløpskostnad
LCI	Life Cycle Inventory, livsløpsinventar
LED	Light-emitting Diode
Im	løpemeter
NTP	Nasjonal Transportplan
OAT/OFAT	One (Factor) at A Time
OD	Ozone Depletion, ozonnedbryting
PCR	Product Category Rules, produktkategoriregler
PMB	Polymermodifisert Bindemiddel
PMF	Particulate Matter Formation, dannelse av partikkelutslipp
POF	Photochemical Oxidant Formation, dannelse av fotokjemisk smog
SETAC	Society for Environmental Toxicology And Chemistry
SVV	Statens Vegvesen
TA	Terrestrial Acidification, forsuring på landjord

tkm tonnkilometer

YM-plan Ytre Miljøplan

ÅDT Årsdøgntrafikk

1 Innledning

1.1 Formål/motivasjon

Veginfrastruktur er omfattende og kompleks, og involverer mange ulike komponenter som kan ha vidt forskjellig materialbruk. Som andre byggeprosjekter, kjennetegnes vegbygging av høyt materialforbruk og lang produktlevetid (Mroueh et al., 2000). Imidlertid blir ofte utslipp knyttet til bygging, drift og vedlikehold av veger ansett som mindre viktig for miljøhensyn, sammenliknet med belastningen forårsaket av trafikk (Stripple, 2001). I forslaget til ny Nasjonal Transportplan (NTP) 2014-2023 er det anbefalt en større vektlegging av reduserte klimagassutslipp ved planlegging og prioritering av infrastrukturprosjekter som en del av den fremtidige innsatsen for å redusere klimabelastning fra transportsektoren i Norge (Transportetatene & Avinor, 2012).

I livsløpsanalyse (Life Cycle Assessment, LCA) vurderes miljøpåvirkning fra et produkt eller en aktivitet. Fordi det kan brukes til å sammenlikne miljøbelastning for ulike alternativer, er LCA et nyttig verktøy i beslutningstaking. Som analyseobjekt i livsløpsvurdering skiller vegprosjekter seg ut ved at byggemetode og materialforbruk varierer i stor grad både mellom ulike veger og innad i de enkelte vegprosjektene. Dette skyldes blant annet ulike forutsetninger knyttet til geografiske og geologiske faktorer (ibid.).

Jernbaneverket (JBV) har utviklet en metode for å beregne totale miljøpåvirkninger fra jernbaneinfrastruktur, beskrevet i «Veileder for utarbeidelse av miljøbudsjett for jernbaneinfrastruktur» (Jernbaneverket, 2012). Denne metoden baserer seg på livsløpsvurdering, hvor alle innsatsfaktorer (materialer og energi) som inngår i utbygging, drift og vedlikehold, og avhending av jernbaneinfrastruktur skal inkluderes. Statens Vegvesen (SVV) har per dags dato ikke en slik omfattende metode. SVV benytter en metode basert på livsløpsvurderinger av vei, «Metode for beregning av energiforbruk og klimagassutslipp for vegprosjekter» (Sandvik & Straume, 2011), men denne inkluderer ikke samme miljøpåvirkningskategorier systemgrenser, eller detaljeringsgrad som JBVs metode.

I denne oppgaven skal metodikken i JBVs veileder benyttes til å gjøre en livsløpsvurdering av veginfrastruktur, med et spesifikt vegprosjekt, E6 fra Kolomoen til Kåterud i Hedmark fylke, som case. Dette omfatter dermed kvantifisering av miljøpåvirkning som forårsakes av selve infrastrukturen, og ikke miljøbelastning fra trafikk eller produksjon og drift av kjøretøy. De materialene, komponentene og aktivitetene som har mest å si for total miljøpåvirkning skal identifiseres. I tillegg til de empiriske vurderingene, har oppgaven også et metodisk aspekt, og ut fra analysen skal det vurderes hvor godt rammeverket og veilederen for LCA av jernbane egner seg for LCA av veg. Det skal også gjennomføres en analyse av samme vegprosjekt med SVVs LCA-metode, for å kunne sammenlikne resultater og metodikk mellom JBVs og SVVs metoder.

Utbyggingen av E6 Kolomoen-Kåterud innebærer at dagens 2-felts veg omlegges til 4 felt. Dette skjer i hovedsak ved ensidig utvidelse av vegen, men en mindre del av strekningen utbygges som 4 nye felt. I den forbindelse skal det foretas en sammenlikning av miljøbelastning fra de to utbyggingsalternativene.

1.2 Forskningsspørsmål

JBVs veilederen angir formål for miljøbudsjett for jernbaneprosjekter ut fra hvilken planfase prosjektet befinner seg i (se kapittel 3.2.1). Ut fra disse føringene, samt de hensyn og formål som er presentert over, defineres følgende forskningsspørsmål:

- 1) Hvilke innsatsfaktorer er mest utslagsgivende for miljøpåvirkning fra veginfrastruktur over vegens livsløp?

For å undersøke dette, brukes vegprosjektet E6 Kolomoen-Kåterud som case i en fullstendig livsløpsvurdering der JBVs metodikk legges til grunn. Analysen innebærer kvantifisering av mengder og massebehandling for prosjektet. Basert på analyseresultatene skal det vurderes hvilke tiltak som kan gjennomføres for å redusere miljøpåvirkninger ved vegutbygging. Bruer og andre betongkonstruksjoner skal vektlegges spesielt i analysen.

- 2) Hva er forskjellen i miljøpåvirkning fra utbygging av 4 nye felt, sammenliknet med utvidelse fra 2 til 4 felt?

De ulike delstrekningene i E6 Kolomoen-Kåterud som bygges ut på ulik måte skal analyseres separat for å trekke ut hva som skiller miljøpåvirkning fra de to utbyggingsalternativene fra hverandre, og hvorfor disse ulikhetene oppstår.

- 3) Hvor godt egnet er metodikken i «Veileder for utarbeidelse av Miljøbudsjett for jernbaneinfrastruktur» for livsløpsvurdering av veginfrastruktur?

Metodikkoverføring fra bane til veg i henhold til JBVs veileder skal vurderes både kvalitativt og kvantitativt i oppgaven. Det førstnevnte gjøres ved ut fra arbeidet med å utføre livsløpsvurderingen for E6 Kolomoen-Kåterud. Den kvantitative vurderingen gjøres ut fra sammenlikningen av resultatene fra bruk av JBVs og SVVs respektive metoder for E6 Kolomoen-Kåterud, ettersom SVVs metodikk representerer det som er etablert praksis for miljøanalyse av vegprosjekter i Norge.

2 Litteratur

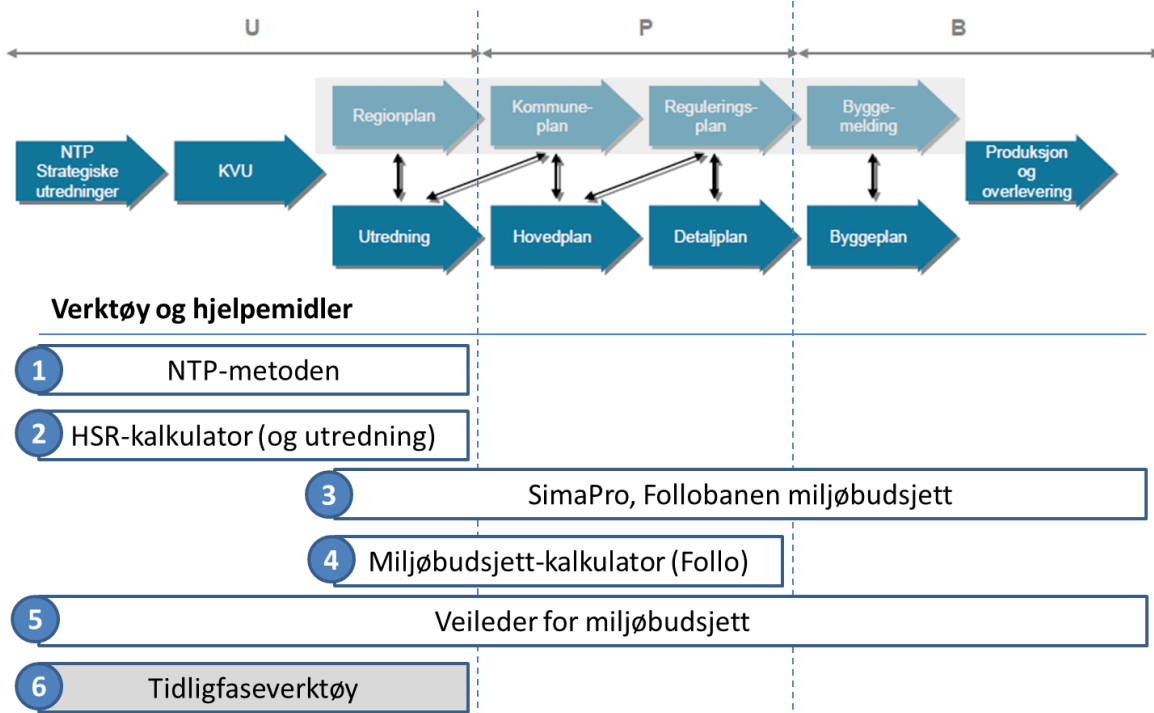
2.1 Miljøbudsjett i JBV

Til nå har ulike verktøy og hjelpemidler for klimaberegninger blitt brukt i Jernbaneverket (Staurem, 2013). Disse omfatter:

1. **NTP-metoden:** En beregningsmetode operasjonalisert av Jernbaneverket på grunnlag av innspill fra klimagassbudsjettgruppen til NTP (Nasjonal Transportplan) 2014-2023. Metoden omfatter et regnearkbasert verktøy for beregning av klimagassutslipp fra infrastruktur i utredningsfasen, samt et rammeverk på metodikk og systemgrenser.
2. **Høyhastighetsutredningen (HSR):** En uavhengig klimaanalyse bestilt av JBV som resulterte i en omfattende rapport og et kalkulatorverktøy for klimagassutslipp og utredning av høyhastighetsbane (High Speed Rail - HSR). Verktøyet dekker hele transportsystemet, inkludert transportfasen, og er dessuten mulig å bruke for å sammenlikne ulike transportformer. Verktøyet tester også sensitivitet i resultatene med hensyn til utforming, marked og datagrunnlag.
3. **Miljøbudsjett for Follobanen:** Pilotstudie utviklet som en del av konsekvensutredning for Follobanen, og dokumentert i «Nytt Dobbelspor Oslo-Ski. Miljøbudsjett for Follobanen. Infrastruktur». Studien er en dyptgående livsløpsanalyse der den underliggende modellen og databasen er tilpasset prosjektets planfase. Transportfase og transportmiddel er inkludert, og modellen omfatter dessuten alle miljøpåvirkningskategorier som er foreslått i utkastet til nye produktkategoriregler (Product Category Rules – PCR) for jernbane.
4. **Miljøbudsjettkalkulator:** Et interaktivt kalkulatorverktøy utviklet med bakgrunn i pilotstudien av Follobanen. Verktøyet tilbyr mulighet for resultatanalyse og identifisering av utslippsskilder på ulike nivåer, samt scenarioanalyse for ulike tekniske løsninger og materialvalg. Resultater beregnes for flere miljøpåvirkninger enn klimagassutslipp. Verktøyet er utviklet for screening og enkel miljøanalyse, og er mest aktuelt for bruk i hovedplan og detaljplan.
5. **«Veileder for utarbeidelse av Miljøbudsjett for jernbaneinfrastruktur»:** Metodikk for utarbeidelse av miljøbudsjett basert på livsløpsanalyse. Omfatter hele Jernbaneverkets plansystem og angir hvilke verktøy som kan brukes i ulike planfaser. Metodeverket ble utviklet i forbindelse med pilotprosjektet Miljøbudsjett for Follobanen (Jernbaneverket, 2011), og bruker «PCR2009:03 – Railway transport and railways» som rammeverk. Veilederen ble utarbeidet for Jernbaneverket av Asplan Viak AS, i samarbeid med ViaNova og MiSA. Metodikken i Veilederen presenteres mer dyptgående i kapittel 3.2.2.
6. **Tidligfaseverktøy:** Beskrevet i Veileder for utarbeidelse av Miljøbudsjett. Tidligfaseverktøyet er et regnearkbasert kalkulatorverktøy for bruk i utredningsfasen. Miljøpåvirkning beregnes på grunnlag av løpemeter (lm) standard jernbaneprofiler i den planlagte traséen, ved bruk av LCA-verktøy med kobling til Ecoinvent-databasen. I bruken av de tidligere utredningsverktøyene erfarte man at beregninger gjort i tidlige planfaser ga lavere totalverdier for klimagassutslipp enn dersom beregningene ble gjort i en senere planfase. Med det seneste tidligfaseverktøyet,

derimot, er det bekreftet at resultatene er i samme størrelsesorden som detaljplanverktøyet (beskrevet i Veileder). Målet er at resultater fra tidligfaseverktøyet skal rapporteres inn til NTP, og da erstatte dagens NTP-metode (beskrevet over).

Figur 1 illustrerer de ulike verktøyene i henhold til hvilken prosjektfase de er aktuelle å brukes for i JBVs plansystem.



Figur 1 Verktøy og hjelpemidler brukt for klimaberegninger i JBV (kilde: Elin Staurem, JBV)

2.2 Miljøbudsjett i SVV

Klimagassberegninger for nye vegprosjekter gjøres i første omgang i kommunedelplan, 5 til 10 år før bygging. På dette tidspunktet er det svært lite spesifikke data for prosjektet tilgjengelig, og beregningene må derfor gjøres på et grovt nivå (Sandvik, 2013).

I Statens Vegvesen er det praksis at miljø i vegutbyggingskontekst behandles i en såkalt ytre miljøplan (YM-plan). Denne har som formål å sikre miljøhensyn fra reguleringsplanen og miljø i bygging (Arntsen, 2013). Vurderinger av klimapåvirkning faller imidlertid ikke inn under de miljøhensyn som behandles i YM-plan, men under nytte-kostnadsvurderingen for prosjektet. EFFEKT er SVVs verktøy for samfunnsøkonomiske nytte-kostnadsanalyser av veg- og trafikktiltak, og brukes primært i overordnet planlegging. Beregningsprinsipper og metodikk i EFFEKT er direkte knyttet til SVVs Håndbok 140 Konsekvensanalyser (Statens Vegvesen, 2008a).

En modul for klimagassberegning er integrert i EFFEKT-verktøyet, og nesten alle data som brukes i denne modulen er opplysninger som allerede ligger inne i EFFEKT for andre formål (Sandvik, 2013). Således minimeres mengden tilleggsdata brukeren trenger å innhente for å gjøre en beregning av klimapåvirkning og energibruk for et vegprosjekt. Klimamodulen beregner klimapåvirkning og

energibruk for utbygging, drift og vedlikehold (reasfaltering og elektrisitetsforbruk) og trafikk. Standard analyseperiode i modulen er 40 år. Vegen kan defineres å bestå av ulike elementer, og det beregnes påvirkning fra veg i dagen, tunneler (undersjøisk/oversjøisk), bruer og ferge.

Beregningsmetodikken i klimamodulen ble i hovedsak utviklet gjennom et forprosjekt som er dokumentert i «Metode for beregning av energiforbruk og klimagassutslipp for vegprosjekter» (Statens Vegvesen, 2009). Denne rapporten inneholder dessuten også en litteraturstudie av 5 tidligere nordiske studier som omhandler livsløpsanalyse av veg, og en kartleggingsstudie av klimagassutslipp for et norsk vegprosjekt. Her ble de innsatsfaktorene som ansees som mest utslagsgivende for klimapåvirkning fra vegprosjekter identifisert, og på dette grunnlaget ble det foretatt en utvelgelse av hvilke materialer og komponenter som var nødvendige å inkludere i klimagassmodulen.

Ettersom EFFEKT er et nytte-kostnadsverktøy, kan det beregnes kostnader for klimagassutslipp ved at disse kobles med karbonpris. Kutt i klimapåvirkning kan således inkluderes i den totale samfunnsøkonomiske lønnsomhetsvurderingen for prosjektet. Erfaring med verktøyet tilsier imidlertid at å redusere klimapåvirkning fra vegprosjekter oftest har marginal betydning for netto nytte i et samfunnsøkonomisk perspektiv (Sandvik, 2013).

2.3 LCA av veg

Her presenteres tidligere arbeid gjort for å undersøke miljøpåvirkning fra veger ved bruk av LCA-metodikk. Dette inkluderer vurderinger av ulike materialer og gjenvinning av disse. I henhold til oppgavens formål er det også inkludert noen kilder som omhandler livsløpsvurdering av bruer og betong.

Produktkategoriregler for jernbaneinfrastruktur - **Product category rules (PCR) for preparing an environmental product declaration (EPD) for Rail Transport and Railway infrastructure** (EPD, 2009) - er utarbeidet av Uppenberget/Miljöstyrringsrådet i 2009. Dokumentet beskriver fremgangsmåte for å gjennomføre en livsløpsvurdering som grunnlag for utarbeide en miljødeklarasjon (Environmental Product Declaration, EPD) for et jernbaneprosjekt hvor det tas hensyn til miljøkonsekvenser fra både infrastruktur og transport. Metodikken bygger på gjeldende standarder for LCA, og er basert på erfaringer fra bygging av Botniabanan i Sverige. PCRen kan brukes for å vurdere miljøbelastning fra persontransport og/eller godstransport, i tillegg til miljøbelastning fra tog og infrastruktur. Det er også angitt hvordan ulike systemløsninger for en jernbanestrekning kan sammenliknes, og hvordan det kan foretas sammenlikning med andre transportløsninger for samme strekning. I 2012 ble det foretatt en oppdatering av PCR for jernbaneinfrastruktur (EPD, 2012a). Det er dessuten utviklet en tilsvarende PCR for veginfrastruktur, basert på PCR for bane (EPD, 2012b). Begge disse dokumentene forventes å publiseres i juni 2013.

I **Roadway Construction Sustainability Impacts** (Muench, 2010) sammenliknes 14 ulike LCA-studier av vegbygging. Hovedkonklusjoner som trekkes er at energibruk i utbyggingsfasen er tilnærmet likt beregnet energibruk for total trafikk i løpet av 1-2 år, og tilsvarer ca. 5% av vegens totale energibruk over livsløpet. Resultatene for CO₂-utslipp er tilsvarende. Produksjon av byggematerialer står for 60-80%

av energibruk og 60-90% av CO₂-utslipp fra utbygging, mens transport av byggematerialer bidrar til 10-30% av energiforbruk og ca. 10% av CO₂-utslipp.

Den første livsløpsinventarmodellen (LCI – Life Cycle Inventory) av sitt slag for vegbygging og vedlikehold ble utviklet av IVL Svenska Miljöinstitutet for det svenske Vägverket i 1993-95 (Huang, Bird, & Heidrich, 2009). Rapporten **Livscykelanalys av Väg** (Stripple, 2001) beskriver den andre versjonen av denne modellen, samt en studie der energibruk over hele livsløpet til en veg analysert, inkludert utbygging, drift og vedlikehold og avhending. Livsløpsinventaret ble brukt til å sette opp en regnearkbasert modell der energibruk over livsløpet for 1km veg med levetid på 40 år ble kalkulert for tre ulike dekketyper. Metodikken brukt er basert på standarden utviklet av SETAC (Society for Environmental Toxicology and Chemistry)(ISO, 2006a). Hovedfunnene gjort i analysen er at driftsfasen står for hovedandelen av vegens totale livsløpsenergi, grunnet elektrisitetsforbruk til vegbelysning og trafikklys. Sammenliknet med et estimat for samlet trafikk i vegens levetid, utgjør energibruk over vegens livsløp 10-12%. Forskjellene i energibruk mellom dekketyperne er størst (men ikke veldig stor) for betong og asfalt, der asfalt kommer bedre ut. Asfalt har dessuten de laveste utslippene til luft i analysen. Studien finner kun en liten forskjell i energibruk mellom varm- og kaldblandet asfalt. Utbyggingsfasen gir de største bidragene til utslipp av CO₂, SO₂ og NO_x.

I **Hybrid Life-Cycle Inventory for Road Construction and Use** (Treloar, Love, & Crawford, 2004) settes det frem en modell som kombinerer LCA-metodikk med input-output-analyse (IOA) i såkalt integrert hybrid-LCA-analyse, der statistiske data brukes som supplement for å oppnå et mer komplett livsløpsinventar. Modellen ble anvendt for å kvantifisere energibruk over livsløpet for åtte ulike vegkonstruksjoner. Fordi produksjon og bruk av biler ansees som en direkte konsekvens av vegbygging, er livsløpet til kjøretøy som anvender vegen også inkludert i analysen. Dette resulterer i at utbyggingsfasen starter som den viktigste for totalt energibruk, mens bruksfasen blir dominerende utover i livsløpet.

Studien **Miljøsammenlikning av bro, tunnel og ferge** (Statens Vegvesen Vegdirektoratet, 2000) ble gjort av Det Norske Veritas for Statens Vegvesen Vegdirektoratet med den hensikt å bruke livsløpsanalyse til å sammenlikne miljøpåvirkning fra ulike fjordkrysningsalternativer. Alternativene omfatter betongbru, undersjøisk tunnel, ferge og bilkjøring rundt fjorden. Forbruk av elektrisitet og fossile energiresurser og utslipp til luft av CO₂, NO_x, SO₂, CO, C_xH_y (VOC, nmVOC og CH₄) og partikler vurderes, med hovedvekt på utslipp av CO₂ og NO_x og energibruk (inkludert elektrisitet). Studien omfatter en vesentlig innsamling av data for norske forhold etter teknologistandard i år 2000.

Livsløpsfasene utbygging, drift og vedlikehold er inkludert i analysene gjennom separate modeller. Avhending er ikke inkludert, med begrunnelsen at ingen av systemene kan antas å demonteres ved endt levetid. Den funksjonelle enheten er definert som «fjordkryssing for en årsdøgntrafikk (ÅDT) på 3000 enheter i 25 år». Levetider i analysene er satt til 50 år for veg, 100 år for bru og tunnel og 40 år for ferge (50 år for kaianlegg). Norsk elektrisitetsmikser er benyttet. Hovedfunnene i studien er at bruksfasen (trafikk) er den livsløpsfasen som bidrar klart mest til miljøpåvirkning og energibruk for alle alternativer, slik at trasévalg spiller kraftig inn på miljøprestasjonen for de ulike alternativene. Brukeralternativet kommer best ut i analysen, mens ferge fremstår som den dårligste løsningen, både med hensyn til

energibruk og utslipp av CO₂ og NO_x, noe som skyldes det høye drivstofforbruket. Tunnel har det høyeste elektrisitetsforbruket, og forskjellen i total miljøprestasjon mellom tunnel og bru forklares med forskjellig helning på vegen. Det konkluderes med at vedlikeholdsfasen ikke gir signifikante bidrag til miljøpåvirkning for noen av alternativene, og dermed kan ekskluderes fra systemet.

Schlaupitz (2008) gjorde i rapporten **Energi- og miljøkonsekvenser av moderne transportsystemer** en undersøkelse av energibruk og klimagassutslipp for jernbane (personer og gods), veg (inkludert personbil og ekspressbuss) og fly i et livsløpsperspektiv. Rapportens hensikt er å tegne et klarere bilde av virkningene av å bygge høyhastighetsbane i Norge, og omhandler derfor transport over mellomlange og lange distanser. Både trafikk og infrastruktur er inkludert for alle transportformer, i tillegg til to scenarier for trafikkoverføring mellom transportformene. Transportsystemene er vurdert over 100 år med to ulike tidsperspektiv (med hensyn til trafikkmengde og teknologiutvikling) i perioden; 2020 for de første ti år av analyseperioden og 2030 for den resterende tiden. Over livsløpet er fire hovedprosesser vurdert: sluttenergibruk i transportmidlene; energibruk og klimagassutslipp fra produksjon og distribusjon av energibærere; energiforbruk og klimagassutslipp fra produksjon, drift og vedlikehold av transportmidlene; energiforbruk og klimagassutslipp fra utbygging, drift og vedlikehold av transportinfrastrukturen.

Rapporten inkluderer en stor mengde innsamlede data som er representative for større infrastrukturprosjekter i Norge utenfor de store byområdene. Energi og klimapåvirkning deles inn i bruksavhengig og ikke bruksavhengig påvirkning, for å vurdere i hvor stor grad resultatene avhenger av utnyttelse av infrastrukturen. Studiens hovedfunn er at framdrift av transportmidlene (bruk og produksjon, samt distribusjon av energibærere) forårsaker størst energibruk og klimapåvirkning fra transportsystemene, der høyhastighetsbane kommer ut som klart mest fordelaktig med hensyn til primærenergibruk og klimagassutslipp. Sammenliknet med utbygging av 4-felts motorveg har jernbaneutbygging noe høyere klimapåvirkning, men vegutbygging forårsaker høyere påvirkning dersom driftsfasen også tas med i beregningene. Betongkonstruksjoner og bruer står for en relativt stor del av klimagassutslipp fra infrastruktur. Resultatene viser at mesteparten av energibruk og klimapåvirkning fra veg og bane er tidsavhengig. Både når det gjelder energibruk og klimagassutslipp har flytransport vesentlig høyere verdier enn veg og bane per personkilometer.

2.3.1 Vegdekker

Dekkekomponenten av en veg er svært material- og energiintensiv, og står for en stor del av totale kostnader i et vegprosjekt (Zhang, Keoleian, & Lepech, 2008). Dekkestruktur har dessuten stor innvirkning på bensinforbruk og dermed utslipp fra trafikk (Yu & Lu, 2012). Flere studier omhandler derfor ulike typer dekker mer inngående.

I den omfattende litteraturstudien **Life Cycle Assessment of pavements: Critical review of existing literature** presenterer Santero et al. (2010) en sammenfatning av 12 tidligere LCA-studier gjort for asfaltdekker, med hensyn til metodikk og resultater. Rapporten omfatter også ulike dataverktøy som er utviklet for å beregne miljøpåvirkning fra asfaltdekker.

Forfatteren konkluderer med at bruk av data spesifikke for beliggenhet i de fleste av studiene gjør sammenlikning av resultater problematisk, og at manglende hensyn til bruksfasen og miljøpåvirkning

forårsaket av trafikkforstyrrelser er en vesentlig svakhet ved mye av den eksisterende litteraturen. Manglende samstemthet i resultater mellom de eksisterende studiene forklares med variasjoner mellom ulike livsløpsmetoder, manglende erfaring på feltet og at design av vegdekker er et felt som favner svært bredt. Særlig ulikheter håndtering av feedstock energy for bitumen skaper store ulikheter i energibruk mellom analysene.

Studien konkluderer med å identifisere 5 generelle svakheter ved eksisterende LCA-litteratur for vegdekker: mangel på overenstemmelse blant definerte funksjonelle enheter; feildefinerte systemgrenser; ubalansert data for sement og bitumen; begrensninger i data og miljøpåvirkningskategorier og generelt svak bruksverdi. Videre identifiserer forfatteren 6 områder som bør utforskes i større grad: bruksfasen generelt (inkludert friksjon, albedo-virkninger, karbonatisering, belysning, utlekking og dekkslitasje); avgasser fra asfaltung; trafikkforstyrrelser; vedlikeholdsfasen og avhendingsfasen.

Den første LCA-studien av asfaltdekker som ble publisert i et fagfelleurdert tidsskrift var **Comparison of Environmental Implications of Asphalt and Steel-Reinforced Concrete Pavements** (Horvath & Hendrickson, 1998). I denne studien ble en økonomisk input-output LCA-modell (EIO-LCA) brukt til å vurdere miljøpåvirkning fra varmblandet asfalt og armert betongdekke i USA. Analysen vurderer ulike miljøfaktorer, inkludert forbruk av drivstoff, elektrisitet, metaller og kunstgjødsel, og utslipp til luft, jord og vann. Klimagassutslipp er imidlertid ikke vurdert. Studien fokuserer i hovedsak på utvinning og produksjon av materialer som inngår i dekkene. Utbygging og avhending er kun vurdert kvalitativt og drift og vedlikehold er ikke inkludert. Konklusjoner som trekkes fra analysen er at asfaltdekket bidrar til 40% høyere energibruk enn betongdekket (feedstock energy ikke tatt hensyn til), men at asfaltdekket kommer bedre ut for alle andre miljøfaktorer. Det påpekes at analysen er forbundet med vesentlige usikkerheter.

Roudebush (1999) bruker den termodynamiske enheten *emergi* til å sammenlikne asfaltdekke og betongdekke i **Environmental Value Engineering Assessment of Concrete and Asphalt Pavement**. Emergi refererer til summen av energibruk over hele livsløpet, og tar hensyn til energikvalitet og energikilde (ved å regne energibruk om til solenergi-ekvivalenter). Funksjonell enhet i analysen er en 1km lang dekkestrekning med 50 års levetid. Analysen dekker 6 ulike livsløpsfaser, tilsvarende materialer, utbygging, vedlikehold, og avhending. Bruksfasen er ikke inkludert. Analyseresultatene tilsier at asfaltdekke krever 90.8% høyere emergi enn betongdekke, og at det er materialer og vedlikehold som skaper de største ulikhetene.

I likhet med Roudebush, bruker Berthiaume og Bouchard (1999) en termodynamisk enhet som målparameter i sin LCA-studie, **Exergy Analysis of the Environmental Impact of Paving Material Manufacture**, og sammenlikner *eksergi* (mål på energikvalitet) for asfaltdekke og betongdekke. Analysens funksjonelle enhet er 1m² dekke i Canada over et 40 års livsløp. Kun eksergi fra produksjon av materialer er tatt hensyn til, inkludert en forenklet representasjon av vedlikehold. Tre ulike dekkeklasser analyseres basert på trafikkbelastning, hver med to ulike typer betongdekke (våt/tørr sement) og asfaltdekke. Studien konkluderer med at betong fra tørr sement krever mindre eksergi enn betong fra våt sement, og at betong er å foretrekke fremfor asfalt fra et eksergiperspektiv.

Environmental Life Cycle Inventory of Portland Cement Concrete and Asphalt Concrete Pavements

(Nisbet, Marceau, VanGeem, & Gajda, 2001) er en livsløpsinventarstudie (LCI) som sammenlikner asfaltdekke og betongdekke med hensyn til energibruk, diverse utslipp til luft (CO₂, SO₂, NO_x, VOC, CO og partikkelutslipp) og forbruk av naturressurser. Alle livsløpsfaser med unntak av bruksfasen er inkludert i studien, men avhending er kun vurdert kvalitativt. Studien konkluderer med at betongdekker er forbundet med lavere energibruk, materialforbruk og utslipp til luft (med unntak av CO₂ og NO_x) enn asfaltdekker. Resultatene tar hensyn til feedstock energy i bitumen, og påpeker at dette gir vesentlig utslag for energibruk i asfaltdekker. Studien inkluderer en sensitivitetsanalyse, der blant annet vedlikeholdsstrategi, bruk av flyveaske og returafalt, og anleggsmaskiner vurderes.

I studien **Energy Consumption of Asphalt and Reinforced Concrete Pavement Materials and Construction** sammenlikner Zapata og Gambatese (2005) miljøpåvirkning fra asfalt og betongdekke under de samme forutsetningene som Horvath og Hendrickson (1998), for å vurdere resultatene fra denne studien opp mot resultatene fra Stripple (2001), ettersom disse to studiene kom til motstridende konklusjoner. Forfatterne konkluderer med at ulikhetene i resultatene primært skyldes ulike systemgrenser. Studien vurderer ikke drift og vedlikehold eller avhending. Resultatene tilsier at betongdekke er mest energiintensivt i materialproduksjons- og utbyggingsfasen, noe som samstemmer med Stripple (2001).

A Life Cycle Perspective on Concrete and Asphalt Roadways: Embodied Primary Energy and Global Warming Potential (Athena Institute, 2006) er en oppdatert versjon av en rapport fra 1999 fra samme institusjon, og sammenlikner energibruk og klimapåvirkning for asfalt- og betongdekker med utgangspunkt i 6 case-studier av ulike typer veier over en analyseperiode på 50 år. Kun produksjon av materialer og vedlikehold er inkludert i analysen, og utbyggingsfasen er utelatt med argumentet at den ikke antas å være en vesentlig bidragsyter til totalt energibruk. To asfalttyper er vurdert i analysen; en type med kun jomfruelige materialer, og en type med 20% returafalt. Feedstock energy i bitumen er inkludert og utgjør 75% av energi i asfalt per enhet. Resultatene indikerer at asfaltdekke er forbundet med 5 ganger så høyt energibruk som betongdekke. Dersom feedstock energy utelates, har asfaltdekke fortsatt 0.3-0.7 ganger høyere energibruk enn betong. For klimapåvirkning vurderes imidlertid ulikhetene mellom dekketyper å være neglisjerbare.

I masteroppgaven **Economic and Environmental Evaluations of Life Cycle Cost Analysis Practice: A Case Study of Michigan DOT Pavement Projects** analyserer Chan (2007) 13 prosjekter hos Michigan Department of Transportation (MDOT) fra et økonomisk livssyklusperspektiv. Hensikten med analysen er å bruke LCA-metodikk til å kvantifisere miljøbelastning gjennom kostnader. Asfalt- og betongdekke sammenliknes ut fra miljøpåvirkningskategoriene energibruk, klimagassutslipp, andre utslipp til luft og luftbårne carcinogener. SimaPro er anvendt i analysen, og kun ulikheter i materialer mellom alternativene kvantifiseres. Vedlikeholdsfasen er inkludert, og dessuten også miljøpåvirkning som skyldes endring i trafikkmønster i utbyggingsfasen (ved hjelp av beregningsmodellene KyUCP fra Kentucky Transportation Center og MOBILE6 fra US Environmental Protection Agency). Forfatteren konkluderer med at dersom feedstock energy i bitumen inkluderes, forårsaker asfaltdekke høyere energibruk enn betongdekke. Dersom feedstock energy derimot utelates, er resultatene for dekketyper svært like. Betongdekke forårsaker høyest klimapåvirkning. Dersom miljøpåvirkning

omsettes til økonomiske enheter, utgjør dette en svært liten del av totale livsløpskostnader for prosjektene.

I **An integrated life cycle assessment and life cycle analysis model for pavement overlay systems** brukte Zhang et al. (2008) en integrert LCA og LCC (Life Cycle Costing, livsløpskostnad) –modell for å evaluere ulike typer vegdekker. Slitelag av betong, varmblandet asfalt og en ny type kalt ECC (Engineered Cementitious Composite) sammenliknes med hensyn til miljøpåvirkning, direkte kostnader og samfunnsøkonomiske kostnader (indirekte kostnader som faller på forbrukere og miljø) fra alle livsløpsfaser, inkludert avhending. Resultatene fra analysen viser at ECC medfører betydelig lavere belastning, både miljømessig og økonomisk, enn betong- og asfaltdekke. For energibruk peker asfaltdekket seg ut med spesielt høye verdier. Materialer, trafikkmengde og vegdekkets ruhet identifiseres som de viktigste parameterne for miljøpåvirkning over et 40-årig livsløp for alle dekketyper. Resultatene viser også at indirekte kostnader for forbrukere, relatert til bruk av kjøretøy og risiko for ulykker, dominerer totale livsløpskostnader.

En Excel-basert LCA-modell for å vurdere asfaltdekker spesifikt i Storbritannia er beskrevet i **Development of a Life Cycle Assessment Tool for Construction and Maintenance of Asphalt Pavements** (Huang et al., 2009). Modellen ble i studien anvendt for et asfalteringsprosjekt på Heathrow-flyplassen, og det ble undersøkt hvilken innvirkning det har på total miljøpåvirkning å erstatte knuste steinmaterialer med resirkulert glass. Resultatene viser at blanding av asfalten gir størst utslag for energiforbruk, og dermed utslipp forbundet med energibruk. Bruk av resirkulert glass fører til høyere energibruk på grunn av energibehovet til transport i innsamlingen. Antakelser knyttet til beliggenhet av materialkilder og til avfallsdeponier har vesentlig innvirkning på resultatene. Hovedutfordringer forbundet med utvikling av gode LCA-modeller for asfaltdekker er påpekt å være: å ta hensyn til ikke-energi-relaterte utslipp; finne inventardata for sekundære aggregatmaterialer i asfaltblandinger; anslå realistiske verdier for levealder og realistiske avhendingsscenarioer for asfaltdekker med resirkulerte materialer; inkludere endring i miljøpåvirkning fra trafikk forårsaket av vedlikehold.

I den koreanske studien **Quantitative Assessment of Environmental Impacts on Life Cycle of Highways** (Park, Hwang, Seo, Asce, & Seo, 2003) er miljøpåvirkning fra livsløpet til en 4-felts motorveg kvantifisert i form av energibruk og utslipp av CO₂, SO₂ og NO_x. Livsløpsfasene vurdert i analysen er produksjon av materialer, bygging, drift og vedlikehold, og avhending. Både LCA og input-output-analyse ble brukt for å finne energibruk i hver livsløpsfase. For å beregne utslipp ble så energibruk multiplisert med utslippsfaktorer for de ulike energikildene. Direkte og indirekte energibruk til produksjon av materialer utgjør den største andelen av totalt energibruk, og gir dermed også det største bidraget til totale utslipp. Vedlikehold- og driftsfasen ble også påvist å være en vesentlig bidragsyter, mens bygge- og avhendingssfasene bidrar i vesentlig mindre grad.

Life cycle assessment of pavement: Methodology and case study (Yu & Lu, 2012) hevder at LCA-analyse av asfaltdekker fortsatt er i startfasen, ettersom de fleste analyser gjort på området kun tar hensyn til noen av livsløpsfasene, og at påvirkning forbundet med trafikk og vedlikeholdsaktiviteter ofte ignoreres. I tillegg påpeker forfatterne en utstrakt bruk av utdaterte data, og at antakelser rundt avhending og avfallshåndtering ofte er ufullstendige. For å forsøke å bøte på disse problemene, utarbeidet Yu & Lu en

6-delt LCA-modell for veg som tar hensyn til produksjon og distribusjon av materialer, utbygging, driftsfase inkludert trafikk, og avhendingsfase. Trafikkfasedelen inkluderer en egen modell som tar hensyn til endringer forårsaket av utbyggings- og vedlikeholdsarbeid. I resultatene fra en analyse gjort med modellen for en veg med betongdekke og ulike erstatningsalternativer for nytt dekke, fremgår det at materialproduksjon, drift og trafikkforstyrrelser er de dominerende fasene for energibruk over vegens livsløp, og også for klimagassutslipp. Dermed bekreftes det at store deler av total miljøpåvirkning ikke fanges opp dersom disse fasene ikke inkluderes i tilstrekkelig grad. Resultatene indikerer også at betongdekke medfører lavere energibruk og miljøpåvirkning enn asfaltdekke.

2.3.2 Materialer og gjenvinning

Vegbygging er forbundet med høyt materialforbruk, og mye har blitt skrevet om anvendelse av gjenbruks- og avfallsmaterialer i vegbygging, og hvilke miljøkonsekvenser som kan være forbundet med dette.

Life Cycle Impacts of Road Infrastructure: Assessment of energy use and greenhouse gas emissions (Miliutenko, 2012) er en oppgave utført ved KTH i Sverige som undersøker klimagassutslipp og energibruk over hele livsløpet for en vegtunnelstrekning (Norra Länken i Stockholm). Analysen inkluderer utbygging og drift og vedlikehold, og har 1m av ett kjørefelt i tunnel som funksjonell enhet. Resultatene fra analysen viser at produksjon av byggematerialer gir størst miljøpåvirkning i utbyggingsfasen, og at de delene av strekningen der det ble bygget tunnel i betong er forbundet med mye høyere klimagassutslipp og energibruk enn de delene der betong ikke ble brukt. Over et 100-årig livsløp er driftsfasen mest utslagsgivende for både klimautslipp (56%) og energibruk (89%), mens vedlikehold er minst utslagsgivende.

Opgaven består også av en omfattende litteraturstudie av tidligere arbeid gjort for å kvantifisere miljøpåvirkning og energibruk fra veginfrastruktur. Studien konkluderer med at samkjøring når det gjelder valg av funksjonell enhet og større grad av gjennomsliktighet ved datarapportering er nødvendig for at det skal være mulig å sammenlikne resultater fra ulike analyser.

Opportunities for environmentally improved asphalt recycling: the example of Sweden (Miliutenko, Björklund, & Carlsson, 2013) er en forskningsartikkel som identifiserer og vurderer potensielle måter å forbedre asfaltgjenbruk i Sverige fra et livsløpsperspektiv. De tre mest vanlige teknologiene for bruk av returafalt i Sverige er vurdert; varm gjenvinning i asfaltverk og på veg, og gjenbruk av asfalt som ubundet materiale (granulat). Analysen er utført med verktøyet SimaPro, og har avfallsbehandling av 1tonn returafalt som funksjonell enhet. Feedstock energy for bitumen er tatt hensyn til for unngått bitumenproduksjon ved tilsats av returafalt, og for tilsats av bitumen ved blanding av returafalt med jomfruelig asfalt. Sammenlikningsgrunnlaget for å beregne miljøgevinst er knuste steinmasser for gjenbruk av asfaltgranulat, og varmblandet asfalt produsert med jomfruelige materialer for varm gjenvinning. For varm gjenvinning i verk er det antatt 20% innhold av returafalt, mens varm gjenvinning på veg antas å bruke 80% returafalt. Gjenvinning på veg kommer noe bedre ut med hensyn til besparelser i energibruk og klimagassutslipp enn gjenvinning i verk, mens gjenbruk av asfaltgranulat i stedet gir en økning i klimagassutslipp og kun marginal besparelse i energibruk. Studien konkluderer derfor med at gjenvinning av asfalt er å foretrekke fremfor gjenbruk, fra et miljøperspektiv.

I **Life-Cycle Environmental and Economic Assessment of Using Recycled Materials for Asphalt Pavements** (Horvath, 2003a) er det brukt både LCA- og LCC-metodikk for å undersøke hvilken effekt bruk av resirkulerte materialer har for miljøpåvirkning og kostnader forbundet med overbygningen av vegen. I Excel-verktøyet PaLATE er analyse av miljøpåvirkning og økonomiske faktorer integrert for byggefase og vedlikeholdsfasen av veger, inkludert tilvirkning og transport av materialer. Verktøyet gir informasjon om energibruk, diverse utslipp til luft (CO₂, SO₂, NO_x, partikler og CO) og utlekking av tungmetaller, i tillegg til netto nåverdi og annualisert kostnad for analyseobjektet, alle basert på dimensjoner som angis av brukeren. En case-studie der PaLATE-modellen anvendes for en veg med asfaltdekke viser at produksjon av materialer gir det største bidraget til energibruk over livsløpet, og at drift- og vedlikeholdsfasen gir noe høyere energibruk enn utbyggingsfasen.

Life cycle assessment of road construction and earthworks (Mroueh et al., 2000) beskriver en to-trinns livsløpsstudie av ulike jord- og vegkonstruksjoner. I studiens første del ble det utarbeidet en livsløpsvurderingsmetode for å evaluere og sammenlikne ulike vegbyggingsalternativer, med spesiell vekt på bruk av avfallsprodukter fra industri som byggematerialer, sammenliknet med naturlige materialer (Mroueh, Eskola, & Laine-Ylijoki, 2001). Metodens inngangsparametere er vegdimensjoner, lagtykkelse og transportavstander for masseflytting. Det ble også utarbeidet en database over miljøpåvirkning fra de mest brukte byggematerialene og prosessene. Miljøpåvirkning fra vegbelysning og trafikklys, skilting, bruer og regelmessige vedlikeholdsaktiviteter er ikke inkludert i metoden grunnet manglende data, og fordi disse er ansett som irrelevante for sammenlikning av ulike utbyggingsalternativer. Utbyggingsfase og drift er inkludert i livsløpet, men ikke avhending, ettersom det antas at vegen forblir liggende etter endt levetid på 50 år. Metoden vurderer de miljøpåvirkningskategoriene som anses som mest vesentlige for vegkonstruksjoner. Disse inkluderer forbruk av naturmaterialer, energi- og brenselforbruk, utlekking av tungmetaller til jord, og utslipp av CO₂ og NO_x.

Metoden ble i studiens andre del anvendt i en Excel-modell for å analysere livsløpspåvirkningen fra de mest vanlige vegkonstruksjonene ved bruk av tradisjonelle byggematerialer og avfallsmaterialer. Funksjonell enhet i analysen er 1km veg bygget etter standard fra det finske vegvesenet. Analyseresultatene viser at de største miljøpåvirkningene for alle tilfelle er relatert til produksjon og transport av byggematerialer. Energibruk i livsløpet forårsaker en stor del av utslippene til luft. De mest energiintensive enkeltprosessene er produksjon av sement og bitumen, knusing av steinmaterialer og transport av disse. Vegkonstruksjoner bygget med masovnsagg og knust betong gir lavere miljøpåvirkning enn referansen med tradisjonelle byggematerialer.

Studien **Life cycle assessment model for road construction and use of residues from waste incineration** (Birgisdottir, 2005) presenterer modellen ROAD-RES, som har som formål å vurdere miljøpåvirkning og ressursforbruk assosiert med de ulike fasene av vegbygging, både for jomfruelige materialer og tilleggsprodukter fra avfallsforbrenning. Modellen vurderer også miljøpåvirkning fra avfallshåndtering av forbrenningsavfall sammenliknet med gjenbruk av disse i vegbygging. Modellen ble programmert i C++ og har EDIP97-metoden som standard for karakterisering, men bruker kan også velge å bruke andre

metoder. ROAD-RES introduserte en ny miljøpåvirkningskategori for å ta hensyn til mulig forringelse av grunnvann på grunn av saltutslipp til jord; "Potentially spoiled groundwater". I tillegg bruker modellen de nye miljøpåvirkningskategoriene "Stored Ecotoxicity" for vann og jord for å ta hensyn til mulig fremtidig utlekking av tungmetaller og spesielt vedvarende organiske forbindelser fra materialer. Bruker har også mulighet til å utvide databasen med egne materialer og metoder.

ROAD-RES-modellen er i studien brukt til å analysere to hypotetiske vegprosjekter (med og uten bunnaske fra avfallsforbrenning som innsatsfaktor i utbygging). Funksjonell enhet i analysene er utbygging, drift og vedlikehold av 10km veg med en levetid på 100 år. Resultatene viser at bruk av bunnaske i vegbygging totalt sett ikke gir noen vesentlig miljøgevinst. For en veg bygget med konvensjonelle (jomfruelige) materialer, viser analyseresultatene at den største delen av miljøpåvirkning skyldes utslipp av CO₂ og NO_x fra forbrenning av fossile brenslere i alle livsløpsfaser. Produksjon av byggematerialer og utbygging bidrar til omtrent halvparten av miljøpåvirkningen i løpet av vegens levetid. Miljøpåvirkninger forbundet med produksjon av bitumen gjør at asfalt har spesielt stor innvirkning på utslipp. Vegsalting er vurdert til å kunne ha vesentlig potensiale for å forringe lokale grunnvannressurser. Forbruk av naturmaterialer og knust stein fremstår også som vesentlige bidragsytere til miljøpåvirkning fra veier.

I **Environmental systems analysis of the use of bottom ash from incineration of municipal waste for road construction** (Olsson, Kärrman, & Gustafsson, 2006) er en LCA-basert miljøsystemanalyse som undersøker hvilke endringer i ressursbruk og miljøutslipp som forårsakes av en veg bygget i Stockholm-området, dersom bunnaske fra avfallsforbrenningsanlegg erstatter knust stein i bærelaget. Unngått miljøpåvirkning fra alternativ avfallshåndtering av bunnasken er inkludert i analysen, som en utvidelse av systemet fra Mroueh et al. (2000). Resultatene fra denne analysen indikerer at erstatning med bunnaske i stedet for knust stein reduserer energibruk og dermed utslipp relatert til energibruk (som CO₂ og NO_x), men gir økte utslipp av enkelte metaller. Transportavstander for masseflytting og lokale forhold som påvirker utlekking har stor innvirkning på resultatene. Produksjon av materialer og avfallshåndtering er identifisert som de største bidragsyterne til energibruk.

I LCA-studien **Life cycle assessment for roadbase construction using bottom ash from municipal solid waste incineration in Shanghai** (Geng, Chen, Sun, & Liu, 2010) fant Geng et al. at bruk av bunnaske i bærelaget av en motorveg i Shanghai førte til 84% økt økotoksitet i vann, sammenliknet med bruk av knust stein. Økt økotoksitet førte deretter til økt menneskelig toksitet via vanninntak. Energi- og dieselbruk ble halvert, og klimapåvirkning ble dermed redusert med 40%. Det forekom også tilsvarende reduksjoner for dannelse av fotokjemisk smog, menneskelig toksitet fra vann og jord, forsurening og eutrofiering, sammenliknet med veg bygget med knuste steinmaterialer i stedet for bunnaske.

I **Life cycle based risk assessment of recycled materials in roadway construction** (Carpenter, Gardner, Fopiano, Benson, & Edil, 2007) evalueres bruk av avfallsprodukter mot primærmaterialer til vegbygging. Studien bruker LCA-metodikk, mer spesifikt i form av PaLATE-modellen, koblet med tilleggsinformasjon angående utlekking av tungmetaller, ved hjelp av modelleringsprogrammet Hydrus2D. Hensikten med denne fremgangsmåten er å oppnå mer robuste resultater for menneskelig toksitet fra lokale faktorer.

Fra PaLATE-analysen ble det identifisert en avveining ved bruk av bunnaske fra kullforbrenning i stedet for primærmaterialer, fordi redusert forbruk av knuste steinmaterialer gir lavere forbruk av energi og lavere utslipp til luft og mindre farlig avfall, mens erstatning med bruk av bunnaske gir høyere utslag for kreftrelatert menneskelig toksisitet grunnet utlekking til grunnvann. Imidlertid tilsier resultatene fra Hydrus2D at bidraget til kreftfremkallende stoffer toksisitet ikke gjør at forurensningsnivået i grunnvannet overstiger satte drikkevannsstandarder.

Studien **Life-Cycle Assessment of the Production of Swiss Road Materials** (Gschösser, Wallbaum, & Boesch, 2012) undersøker livsløpspåvirkningen fra byggematerialer brukt i vegprosjekter, fra uttak av råmaterialer til endt produksjon, ekskludert bruk og avfallshåndtering. Studien sammenlikner de ulike materialene, samt ulike produksjonsalternativer for hvert material. Ecological Scarcity 2006-metoden (Frischknecht, Steiner, Arthur, Norbert, & Gabi, 2006) er brukt i analysen. Dataene som er brukt er representative for sveitsiske forhold, og funksjonell enhet er 1m^3 ferdig materiale. Studien konkluderer med at bruk av resirkulerte materialer (sammenliknet med jomfruelige materialer) stort sett reduserer total miljøbelastning for både asfalt, betong og ulike typer materialer brukt i bærelaget. Imidlertid vil økt innhold av gjenbruksbetong gi økt sementforbruk, og dermed høyere klimapåvirkning og energiforbruk.

2.3.3 Bruer og betong

Masteroppgaven **Life Cycle Assessment of a Norwegian Bridge** (Dequidt, 2012) tar for seg miljøpåvirkning for Tverlandsbrua, en 7-spenns betongbru bygget i Nordland. Funksjonell enhet i analysen er definert som 1m^2 effektivt bruareal gjennom et livsløp på 100 år. Oppgaven inkluderer en litteraturstudie av tidligere LCA-litteratur som omhandler bruer, der hovedfunnene er at produksjon av materialer er den livsløpsfasen som bidrar i størst grad til miljøpåvirkning, etterfulgt av vedlikeholdsfasen. Generelt er bruer i tre og betong å foretrekke fremfor stål og stål/betong fra et miljøperspektiv.

Analysen av Tverlandsbrua omfatter alle livsløpsfaser, inkludert trafikk og avhending, men ekskludert trafikkforstyrrelser grunnet utbygging og vedlikeholdsarbeid. Årlig økning i trafikkmengde er tatt hensyn til. Avhendingsfasen inkluderer demontering og avfallsbehandling for betong, stål, asfalt og grus. Kun klimapåvirkning er vurdert, og er beregnet ved hjelp av LCA-verktøyet Arda v.15-education, som bruker karakteriseringsmetoden ReCiPe og Ecoinvent-databasen. I tråd med litteraturstudien viser analyseresultatene at bruksfasen er den klart mest dominerende, og bidrar til 80% av total klimapåvirkning. Dersom bruksfasen utelates, er produksjon av materialer mest dominerende, og betong er det materialet som bidrar mest til klimapåvirkning. Avhendingsfasen er den minst utslagsgivende.

I **Environmental Life Cycle Assessment of Bridges** (Hammervold, Reenaas, & Brattebø, 2013) presenteres den første LCA-studien basert på standardiserte brukklasser. Studien er en del av det nordiske forskningsprosjektet «Life Cycle Optimisation of Bridges» (ETSI). Tre ulike bruer analyseres i studien for å finne de viktigste parameterne som påvirker miljøpåvirkning fra hver brutype; stålbru (steel box girder), betongbru (concrete box girder) og trebru (wooden arch). Valget av funksjonell enhet i analysene, 1m^2 effektivt bruareal over 100 års livsløp, gjør det mulig å sammenlikne analyser bruer med ulik lengde, bredde og beliggenhet. Imidlertid påpekes det at antakelsen om en lineær sammenheng mellom miljøpåvirkning og effektivt bruareal ikke gjenspeiler virkelige forhold. Analysene er gjort med

det MATLAB-baserte dataverktøyet BridgeLCA (Hammervold, Reenaas, & Brattebø, 2009), og miljøpåvirkningsdata for de ulike materialene og brukkomponentene er hentet fra SimaPro og Ecoinvent-databasen (i tillegg til innsamlede data). Karakteriseringsmetoden CML er brukt til å finne miljøpåvirkning, og miljøpåvirkningskategoriene inkludert i analysen er forsurening, eutrofiering, klimapåvirkning, ozonnedbryting, fotokjemisk smog og forbruk av ikke-fornybare ressurser. Hele livsløpet til bruene fra materialproduksjon til avhending er tatt hensyn til i analysene, men avhending er bare inkludert for de mest vesentlige materialinnsatsene (stål, betong og tre). Analyseresultatene er karakterisert, normalisert (til totalutslipp for Vest-Europa) og vektet (US-EPA), slik at de kan oppsummeres med dimensjonsløs sluttverdi for hver bru. Resultatene indikerer at klimapåvirkning, forbruk av ikke-fornybare ressurser og til en viss grad forsurening er de mest bekymringsverdige miljøpåvirkningene for alle bruene. Betong gir jevnt over de laveste påvirkningsverdiene, mens stål gir høyest påvirkning i alle kategorier. For klimapåvirkning er tre det minst miljøbelastende materialet.

De materialene som opptrer i de største kvantaene (betong, stål, tre og asfalt) bidrar til mesteparten av miljøpåvirkningen for alle tre bruer. Studien konkluderer med at det er materialene i de hovedlastbærende strukturene som bidrar til mest miljøpåvirkning (stål, betong, tre og kobber), dernest materialene i landkar (betong og armering). For stål- og trebru er også overflatebehandling og maling vesentlig for miljøpåvirkning. Det argumenteres derfor at LCA i tidligfase for bruer kun baseres på hovedmaterialene og likevel gi et plausibelt grunnlag for beslutninger om valg av brutype.

Ettersom betong er et av de mest brukte byggematerialene verden over, og det etter hvert er blitt godt kjent at det er et relativt karbonintensivt materiale (grunnet at sementproduksjon gir høy klimapåvirkning), er det gjort mye arbeid for å finne frem til betongtyper som gir lavere klimapåvirkning.

I A Review of Emerging Energy-efficiency and CO₂ Emission-reduction Technologies for Cement and Concrete Production presenterer Hasanbeigi et al. (2012) en oversikt over ny miljøvennlig teknologi innen sementproduksjon, inkludert informasjon om hvorvidt hver løsning er kommersielt tilgjengelig. Det er også gitt henvisninger til kilder for ytterligere informasjon om hver teknologi. Totalt beskrives 11 løsninger for redusert energibruk og CO₂-utslipp: Forbedringer i sementproduksjon, med hensyn til effektivitet i sementmølle, knusing av tilslagsstoffer og alternativer til klinker som tilslagsstoff; Alternativer til sement, som industriavfallsprodukter og geopolymere; Teknologier for karbonfangst og -lagring for sementproduksjon. Det påpekes at de fleste teknologiene er forbundet med økt energibruk.

Van den Heede og De Belie (2012) har i studien **Environmental impact and life cycle assessment (LCA) of traditional and "green" concretes: Literature review and theoretical calculations** kartlagt eksisterende LCA-litteratur på tradisjonell betong og nye miljøvennlige betongtyper, med den hensikt å vurdere hvilken LCA-metodikk som er best egnet for å vurdere miljøpåvirkning fra betong. I studien er det også samlet inn inventardata for utslipp av CO₂, partikler, SO_x og NO_x, samt energibruk. Dataene er deretter karakterisert med LCA-metodene CML 2002 og Eco-indicator 99. Resultatene fra denne analysen viser at bruk flyveaske og masovnslegg i sement gir miljøpåvirkning en størrelsesorden lavere i verdi enn tradisjonell Portland-sement. Ettersom funksjonell enhet i LCA-analyser av betong må ta hensyn til både til materialmengde og materialegenskaper, identifiseres denne som svært utslagsgivende for resultatene. Typen betong brukt som referanse for å vurdere miljøgevinst påpekes også som kritisk. Dersom allokering må brukes for å vurdere miljøpåvirkning fra tilsatsmaterialer,

anbefaler forfatterne økonomisk allokering, ettersom massebasert allokering fører til at disse tilskrives mye høyere miljøbelastning.

2.3.4 Oppsummering

Det er stort spenn i metodikken som brukes i de 30 ulike studiene som er presentert over. De fleste studiene som vurderer vegprosjekter inkluderer produksjon av materialer, utbygging og drift og vedlikehold i livsløpet. Et mindre antall inkluderer avhendingfasen i noen grad. Av de som vurderer avhending, er det ingen som tillegger denne særlig vekt for total miljøpåvirkning over livsløpet. De studiene som har tatt med trafikk som en del av vegens livsløp påpeker at utslippene fra trafikk overskygger miljøpåvirkning fra de øvrige livsløpsfasene. Der utslipp fra trafikkforstyrrelser på grunn av utbyggings- og vedlikeholdsarbeid er inkludert, er det også konkludert med at utslipp i forbindelse med dette gir vesentlig miljøpåvirkning.

Produksjon av materialene som inngår i vegen tillegges stor betydning for total miljøbelastning, og spesielt utpeker produksjon av bitumen og sement seg. Det varierer om produksjon av materialer regnes som en del av utbyggingsfasen eller behandles som en separat livsløpsfase. Der disse er regnet under ett, står utbyggingsfasen for en vesentlig andel av total miljøbelastning. Bidraget fra drift og vedlikehold vurderes forskjellig, og det er ikke godt dokumentert hvilke prosesser og materialer som inngår i denne fasen. Frekvens for dekkefornyelse er stort sett ikke dokumentert.

Asfaltdekke og betongdekke blir sammenliknet med hensyn til energibruk og miljøpåvirkning i mange av studiene, og det kan generelt konkluderes med at asfaltdekke er forbundet med høyere belastning enn betongdekke, spesielt dersom feedstock energy i asfalt er regnet med. Alle studiene som vurderer bruk av retur-asfalt i vegdekket finner at dette bidrar til å redusere total miljøpåvirkning. Resultatene for bruk av flyveaske er derimot ikke like entydige, og miljøgevinsten avhenger av hvordan flyveasken benyttes.

Valgt levetid/analyseperiode for veg spenner fra 10 til 100 år i studiene. Det har så langt ikke vært utbredt praksis å benytte ulike levetider for de forskjellige vegkomponentene (veg/tunnel/bru etc.), slik at de fleste analysene har satt vegens levetid lik analyseperioden. Hvordan valg av levetid og analyseperiode innvirker på analyseresultatene er undersøkt for vegens som er analysert i denne oppgaven, og er diskutert nærmere i kapittel 5.1.4.1.

3 Metodikk

3.1 LCA

Livsløpsanalyse (LCA – Life Cycle Assessment), er en metode for å vurdere miljøpåvirkningene forbundet med produkter eller systemer. LCA kalles også vugge-til-grav-analyse, fordi alle bidrag til produktets eller systemets livsløp regnes med. Bidrag i LCA inkluderer material- og energibruk, i tillegg til avfall og utslipp til vann, jord og luft. Den resulterende livsløpsmiljøpåvirkningen er summen av påvirkningen fra alle bidragene.

3.1.1 Fasene i LCA

Det overordnede rammeverket for livsløpsvurderinger er gitt av standardene

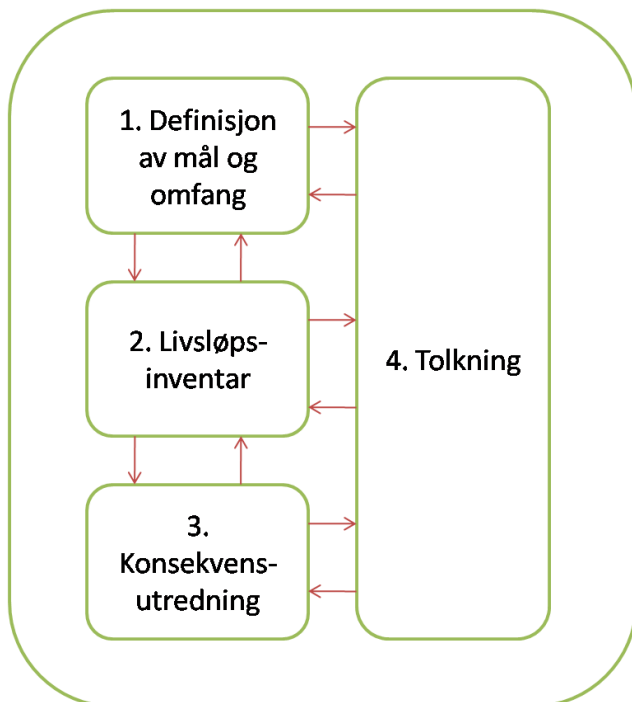
NS - ISO 14040:2006 - "Miljøstyring – Livsløpsvurderinger - Prinsipper og rammeverk" (ISO, 2006a)

NS - ISO 14044:2006 - "Miljøstyring – Livsløpsvurderinger - Krav og retningslinjer" (ISO, 2006b)

I henhold til ISO 14040/14044-rammeverket består en LCA av følgende 4 faser:

- 1) Definisjon av mål og omfang
- 2) Livsløpsinventar
- 3) Konsekvensutredning
- 4) Tolkning

Figur 2 illustrerer sammenhengen mellom fasene i rammeverket:



Figur 2 Fasene i LCA

Mål og omfang

Fase 1 av en LCA er på mange måter den viktigste, fordi analysens formål er bestemmende for valg av metodikk og fremgangsmåte. LCA kan brukes til å kvantifisere miljøpåvirkning for et produkt eller en aktivitet, ofte med det formål å finne den mest effektive strategien for å gjøre produktet eller aktiviteten mer miljøvennlig. Analysen kan også ha som formål å sammenlikne ulike alternativer, for eksempel i produksjon av nye varer eller i politisk beslutningstaking. I alle tilfeller må det fastsettes hva som skal være analysens funksjonelle enhet, det vil si en presis definisjon av hvilken funksjon produktet/systemet oppfyller, samt levetid. For et vegprosjekt kan funksjonell enhet for eksempel være bygging, drift og vedlikehold og avhending av 1km veg med levetid 60 år.

Systemgrensene som settes for analysen bestemmer hvilke prosesser og bidrag som er relevante å ta hensyn til. Systemgrensene må defineres både geografisk og i tid, og dessuten relativt til andre systemer, naturlige så vel som teknologiske. Valg av systemgrenser kan ha stor innvirkning på analyseresultatene, og kan i ekstreme tilfeller avgjøre hvorvidt et produkt anses som "miljøvennlig" eller ikke. For eksempel har geografisk beliggenhet stor betydning for valg av elektrisitetsmix (hvordan elektrisk kraft antas å være produsert), som igjen har stor betydning for miljøpåvirkning forbundet med energibruk. Analysens formål og omfang stiller også krav til datakvalitet. Dersom analysen for eksempel skal brukes til politisk beslutningstaking på nasjonalt eller til og med internasjonalt nivå, vil kravene til de data som ligger til grunn være strengere enn dersom bruksområdet er internt i en tilvirkningsbedrift.

Livsløpsmodellen som benyttes i for å beskrive analyseobjektet bygges opp av prosesser, såkalte enhetsprosesser, som til sammen utgjør alle relevante aktiviteter i livsløpet. Enhetsprosessene beskriver innsatsfaktorer, material- og energibehov, og resulterende utslipp for aktiviteten.

Livsløpsinventar

I utarbeidingen av livsløpsinventaret kvantifiseres og kartlegges alle inn- og utgående strømmer av materialer og energi til enhetsprosessene. Kilder til inventardata kan være LCI (Life Cycle Inventory)-databaser, statistiske data, miljødeklarasjoner, produsenter og leverandører. Det skilles mellom spesifikke og generiske data. *Spesifikke data* er reelle data knyttet til analyseobjektet og den aktuelle innsatsfaktoren, og kan for eksempel være knyttet til geografisk område eller produsent. *Generiske data* er generelle verdier for den aktuelle inngangsfaktoren, og kan typisk være data fra LCI-databaser. Arbeidet med oppsett av inventar kan være svært tidkrevende, spesielt dersom store mengde spesifikke data må innhentes. Data for enhetsprosesser som er definert spesielt for analyseobjektet vil ofte kreve spesifikke data, mens enhetsprosesser tidlig i verdikjeden som regel modelleres med generiske data.

Utslipp til miljøet behandles som engangsutslipp, som vil si at det antas at den totale mengden utslipp fra analyseobjektet over hele livsløpet antas å forekomme på samme tidspunkt, selv om produktet har lang levetid og enkeltutslipp i praksis forekommer til forskjellig tid. Konsentrasjoner og tidsrammer for utslipp blir i så måte ikke tatt hensyn til i LCA. Dersom prosesser i inventaret produserer flere produkter, har flere innsatsfaktorer, eller resirkuleres og brukes i produksjon av nye produkter ("åpen sløyfe"-resirkulering, open-loop recycling), må prosessens miljøbelastning *allokeres* (fordeles). Dette kan gjøres ved å dele opp prosessene, utvide systemgrensene eller fordele miljøbelastningen i henhold til en gitt parameter, for eksempel energiinnhold eller økonomisk verdi.

Konsekvensutredning

For å kunne tolke miljøpåvirkningen fra de ulike enhetsprosessene, må data for utslipp og ressursforbruk bearbejdes. Dette gjøres i LCA i følgende trinn:

- *Klassifisering:* Først klassifiseres de potensielle miljø- og ressursbelastningene fra de ulike prosessene i påvirkningskategorier, som for eksempel utslipp som bidrar til klimapåvirkning eller forsurening.
- *Karakterisering:* Derneft kvantifiseres miljøbelastningen innenfor de ulike kategoriene ved hjelp av karakteriseringsfaktorer, som beskriver hvor stort påvirkningsbidrag de ulike utslippsstoffene og ressursforbrukskategoriene gir for det aktuelle miljøproblemet. Resultatet fra karakteriseringen er dermed et påvirkningspotensiale for den typen miljøpåvirkning kategorien beskriver, for eksempel potensiale for ozonnedbryting. Hver karakteriseringskategori har en egen enhet (for eksempel kg CO₂-ekvivalenter for klimapåvirkning), og man kan følgelig ikke legge sammen ulike tall fra ulike karakteriseringskategorier for å oppnå en "totalsum" for miljøpåvirkning for et produkt.
- *Normalisering og vekting:* De karakteriserte belastningsverdiene kan også normaliseres, dvs. beregnes relativt til en gitt referanse, for eksempel globale eller europeiske samlede årlig utslipp av gitt type. Slik kan analyseobjektets miljøbelastning sammenliknes med for eksempel europeisk utslippsnivå. Ettersom normalisering gir dimensjonsløse verdier for de ulike miljøpåvirkningskategoriene (for eksempel kgCO₂-ekv/kgCO₂-ekv), er det mulig å sammenlikne normaliserte verdier, og finne ut hvilke som har størst relativ betydning. I sammenlikningen av ulike typer miljøpåvirkning kan også vekting benyttes. Vektingsfaktorer gir ulike påvirkningskategorier en verdi ut fra bestemte kriterier, basert for eksempel på politiske mål eller helsemessige effekter. Normaliseringsfaktorene er til dels beheftet med betydelig usikkerhet, og vektningen er subjektiv. I henhold til ISO er det ikke tillat å bruke normalisering og vekting i LCA der konkurrerende produkter sammenliknes. I følge ILCD Handbook skal resultatene også vekttes dersom de normaliseres (European Comission Joint Research Centre Institute for Environment and Sustainability, 2010).

Resultatene fra konsekvensutredningen presenteres som miljøindikatorer som uttrykker potensiell miljøpåvirkning for de ulike påvirkningskategoriene. Hvilke påvirkningskategorier og resulterende miljøindikatorer som benyttes, avhenger av hvilken metode som anvendes. ReCiPe er en svært utbredt LCA-metode (ReCiPe, 2012). Tabell 1 viser de miljøpåvirkningskategoriene som er inkludert i ReCiPe-metoden med engelske navn, forkortelser, enheter og norsk oversettelse.

Tabell 1 Miljøpåvirkningskategorier i ReCiPe-metoden

Påvirkningskategori (engelsk)		Enhet	Norsk oversettelse
Climate change	CC	kg CO ₂ -ekv	Klimaendring
Ozone depletion	OD	kg CFC-11-ekv	Nedbryting av ozonlaget
Terrestrial acidification	TA	kg SO ₂ -ekv	Forsuring på landjord
Freshwater eutrophication	FE	kg P-ekv	Eutrofiering (overgjødning) i ferskvann
Marine eutrophication	ME	kg N-ekv	Eutrofiering (overgjødning) i havvann

Human toxicity	HT	kg 1.4-DB-ekv	Menneskelig toksisitet
Photochemical oxidant formation	POF	kg NMVOC	Dannelse av fotokjemisk smog
Particulate matter formation	PMF	kg PM10	Dannelse av partikkelutslipp
Terrestrial ecotoxicity	TET	kg 1.4-DB-ekv	Økotoksisitet på landjord
Freshwater ecotoxicity	FET	kg 1.4-DB-ekv	Økotoksisitet i ferskvann
Marine ecotoxicity	MET	kg 1.4-DB-ekv	Økotoksisitet i havvann
Ionising radiation	IR	kg U ₂₃₅ -ekv	Ioniserende stråling
Agricultural land occupation	ALO	m ² a	Forbruk av jordbruksområder
Urban land occupation	ULO	m ² a	Forbruk av urbane områder
Natural land transformation	NLT	m ² a	Arealforbruk av naturområder
Water depletion	WPD	m ³	Forbruk av vannressurser
Metal depletion	MRD	kg olje-ekv	Forbruk av metallressurser
Fossil depletion	FRD	kg Fe-ekv	Forbruk av fossile ressurser

Tolkning

I tolkningen av resultatene fra analysen kartlegges de viktigste innsatsfaktorene som bestemmer analyseobjektets miljøbelastning. Slik kan forbedringsmuligheter identifiseres. Det er imidlertid viktig å sørge for at forbedringer i form av redusert påvirkning innen en kategori ikke fører til økt påvirkning innen en annen. Slike situasjoner, der løsningen på et miljøproblem forårsaker et annet, betegnes i LCA som *problem shifting*. Ved å vurdere ulike typer miljøpåvirkninger, kan man avdekke og forhindre tilfeller av problem shifting.

Det er også viktig å vurdere hvordan de forutsetningene som er lagt til grunn påvirker resultatet, gjennom en sensitivitetsanalyse, og hvilke usikkerheter som finnes i systemet og hvordan disse påvirker resultatet (usikkerhetsanalyse).

3.1.2 SimaPro

SimaPro er et kommersielt beregningsverktøy for LCA. Beregningene utføres ved at kvalitative og kvantitative data spesifiseres for ulike prosesser definert innenfor analyseobjektets systemgrenser, og de individuelle prosessene lenkes opp mot hverandre slik at de til sammen utgjør det totale livsløpsinventaret.

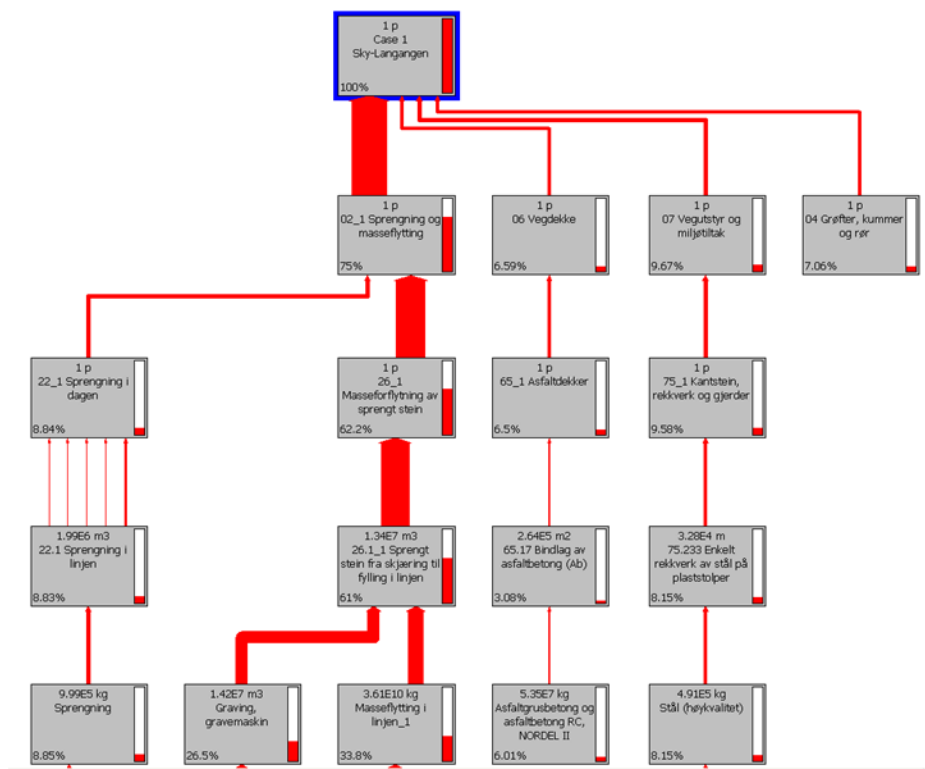
SimaPro er et databaseverktøy. Bruk av databaser i LCA deler data brukt i analysen inn i to kategorier:

1. *Forgrunnsdata* – data som er spesifikke til den aktuelle analysen (for eksempel materialforbruket til produktet som analyseres).
2. *Bakgrunnsdata* – generelle data fra databasen (for eksempel drivstofforbruk for en gjennomsnittlig lastebil som brukes for å frakte 1tonn av et produkt et antall km fra fabrikk til lager).

SimaPro bruker Ecoinvent-databasen som dekker over 4000 prosesser og oppdateres på regelmessig basis (Ecoinvent, 2012). Man har også mulighet til å velge å bruke data fra input-output-databaser i SimaPro. Disse databasene inneholder data for økonomiske sektorer, i motsetning til prosesser. Fordelen med input-output-databaser er at de inneholder informasjon for sektorer og hele økonomier,

vanligvis for et gitt land. Imidlertid reduseres detaljeringsgraden betydelig når data aggregeres for økonomiske sektorer, og det er for eksempel ikke mulig å skille mellom ulike byggematerialer i en input-output-database, dersom materialene blir produsert av samme sektor, noe som ofte er tilfelle. Brukeren har mulighet til å velge blant ulike karakteriseringsmetoder i SimaPro, blant andre ReCiPe, CML og Eco-Indicator 99. Hva som skiller de ulike metodene vil ikke bli utdypet her.

Resultatene fra analysen kan fremstilles på ulike måter i SimaPro. Verdier for miljøbelastning fordelt på de ulike prosessene i systemet kan vises i et diagram ut fra andelen av total miljøpåvirkning fra analyseobjektet for de ulike belastningskategoriene, både som karakteriserte og normaliserte verdier. I tillegg kan det undersøkes hvordan de ulike prosessene i systemet bidrar til miljøbelastning knyttet til prosesser i bakgrunnsystemet i en nettverksfremstilling. For denne visningen kan bruker bestemme hvor mange prosesser som skal vises ved å justere *cut-off*-verdien. Cut-off angir hvor stor prosentandel av totale utslipp en prosess må utgjøre for å vises i nettverket. En lav cut-off-verdi vil dermed gi et nettverk med flere prosesser enn en høy verdi, der kun de prosessene som bidrar mest er inkludert. Et utsnitt av en slik nettverksfremstilling er vist i figur 3.



Figur 3 Nettverksfremstilling i SimaPro

3.2 Veileder for utarbeidelse av miljøbudsjett for jernbaneinfrastruktur

Som nevnt i kapittel 2.1, beskriver «Veileder for utarbeidelse av miljøbudsjett for jernbaneinfrastruktur» (heretter kalt Veilederen) Jernbaneverkets metode for å beregne totale miljøpåvirkninger fra utbygging av jernbaneinfrastruktur.

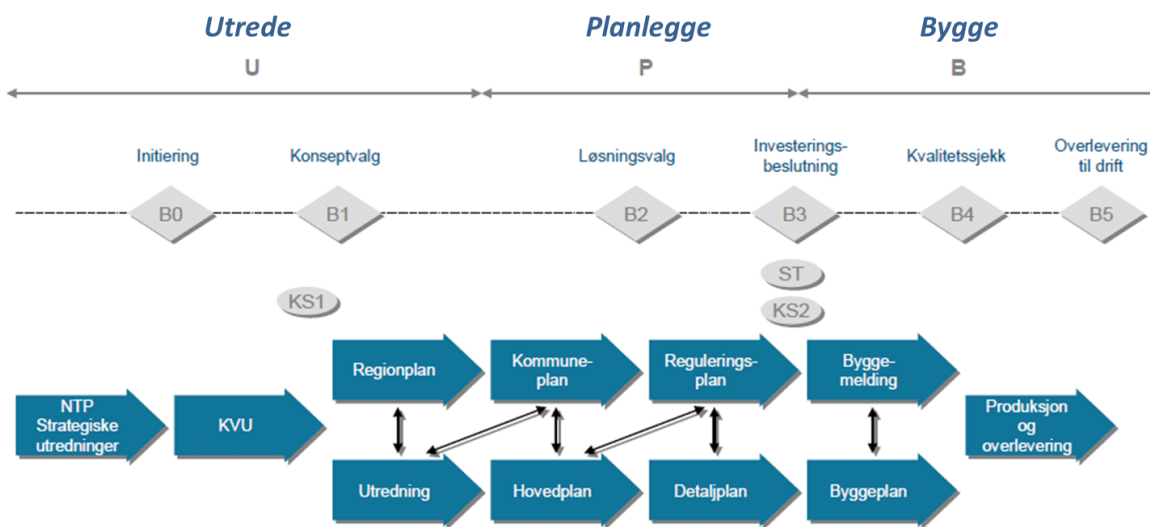
Veilederen beskriver totalt tre ulike verktøy/metoder for livsløpsvurdering av jernbaneinfrastruktur; tidligfaseverktøy for miljøbudsjett i utredningsfasen, miljøkalkulator for screening og enkel miljøanalyse, og komplett miljøanalyse med simuleringsprogram for livsløpsvurderinger. Alle tre metoder er beskrevet i kapittel 2.1, men kun den sistnevnte metoden er relevant for denne oppgaven og vil bli diskutert videre.

I dette beskrives metodikken i Veilederen generelt, med hovedvekt på de aspektene som er relevante for arbeidet i denne oppgaven. Overføringen av denne metodikken spesifikt for E6 Kolomoen-Kåterud er videre beskrevet i kapittel 4. For detaljer rundt metodikken i Veilederen refereres det til det angitte dokumentet.

3.2.1 Jernbaneverkets plansystem

Veilederen beskriver anbefalt fremgangsmåte for utarbeiding av miljøbudsjett for jernbaneinfrastruktur i alle prosjektfaser i henhold til JBV's plansystem, og dessuten hvordan miljøbudsjett utarbeidet i en bestemt prosjektfase oppdateres ettersom prosjektet utvikles. JBV's plansystem kalles UPB-systemet, etter inndelingen - Utredningsfase, Planleggingsfase og Byggefase.

Figur 4 illustrerer JBV's plansystem.



Figur 4 JBV's plansystem - UPB-systemet

Utredningsfasen omfatter NTP strategiske utredninger, konsekvensutredning (KVU) og regionplan. Planleggingsfasen deles i hovedplan (med kommuneplan) og detaljplan (med reguleringsplan). Byggefase omfatter byggeplan og produksjon. Veilederen er strukturert etter UPB-systemet for å ta hensyn til at prosjektets planfase er førende for tilgjengelighet, detaljeringsgrad og kvalitet på mengde- og miljødata. Hvilken type verktøy som kan benyttes i utarbeiding av miljøbudsjett er derfor avhengig av planfase. Ideelt sett skal miljøbudsjettets utvikling følge prosjektets utvikling gjennom plansystemet med løpende oppdatering ettersom flere og mer spesifikke data blir tilgjengelig. Dette medfører at miljøbudsjettets detaljeringsgrad blir høyere utover i plansystemet. Potensielt kan dermed også

utslippstallene øke etter hvert, og derfor kan ikke miljøbudsjett fra forskjellige planfaser sammenliknes. Dette har også betydning for usikkerheten i miljøbudsjettet, og denne kan forventes å være høyere i en tidlig planfase, grunnet manglende data og kunnskap. Det er ikke lagt opp til at korreksjonsfaktorer skal legges inn i miljøbudsjettet for å kompensere for dette. Hensikten er at miljøbudsjettet til slutt omgjøres til et miljøregnskap når prosjektet ferdigstilles.

Prosjektet E6 Kolomoen-Kåterud kan sies å befinne seg i detaljplan-fasen i henhold til JBVs plansystem. Det ansees dermed som mest relevant å gjengi de føringer i Veilederen som gjelder detaljplan her. Veilederen angir følgende formål for miljøbudsjett i detaljplan:

- *Analysere alternative inngangsfaktorer og produksjonsmetoder av tiltaket med hensyn på miljøpåvirkninger i et livsløpsperspektiv på grunnlag av produksjonsspesifikke material- og transportdata*
- *Dokumentere og kommunisere miljøpåvirkningene til de alternative inngangsfaktorene og produksjonsmetodene*
- *Anbefale alternative inngangsfaktorer og produksjonsmetoder av tiltaket som gir lavest mulig miljøpåvirkning gjennom livsløpet*
- *Danne grunnlag for miljøkrav for innkjøp av inngangsfaktorer og tjenester*
- *Danne grunnlag for dokumentasjonskrav (mengde og miljødata) for videre oppfølging og produksjon av tiltaket*

Videre spesifiseres det i Veilederen at miljøbudsjettet i detaljplan skal videreutvikles fra hovedplan ved hjelp av spesifikke mengdedata fra detaljert teknisk prosjektering. Der det er aktuelt skal miljødata for innsatsfaktorer byttes ut med produktspesifikke produksjonsdata (miljødeklarasjoner, EPD). Det forventes at prosjekteringsdata holder høyere detaljeringsgrad og er forbundet med mindre usikkerhet i detaljplan enn i hovedplan, og resultatene fra miljøbudsjettet for detaljplan vurderes til å ha høy/middels nøyaktighet.

3.2.2 Metodikk i veilederen

Metodikken i Veilederen er basert på livsløpsvurdering (LCA). Rammeverket i Veilederen er basert på definisjoner, regler og forslag til fremgangsmåte beskrevet i dokumentet «Product Category Rules (PCR) for preparing an Environmental Product Declaration (EPD) for Interurban railway transport services of passengers, Railway transport service of freight and Railways (PCR 2009:03)». Produktkategoriregler (PCR) er dokumenter som spesifiserer hva miljødeklarasjoner (Environmental Product Declaration, EPD) skal inneholde. En EPD er et kortfattet dokument basert på kravene i ISO-standarden «14025 Environmental Labels and Declarations Type III», som på en standardisert måte oppsummerer miljøprofilen til en komponent, et ferdig produkt eller en tjeneste. Hensikten med miljødeklarasjoner er å sikre at miljøinformasjon for produkter innen samme produktkategori kan sammenliknes uavhengig av region eller land. Ettersom et miljøbudsjett utarbeidet etter metodikken i Veilederen er basert på PCR, kan det (etter prosjektets ferdigstillelse og koblet med tilleggsinformasjon om miljøkonsekvenser behandlet i konsekvensutredning) danne grunnlaget for en miljødeklarasjon for prosjektet det gjelder.

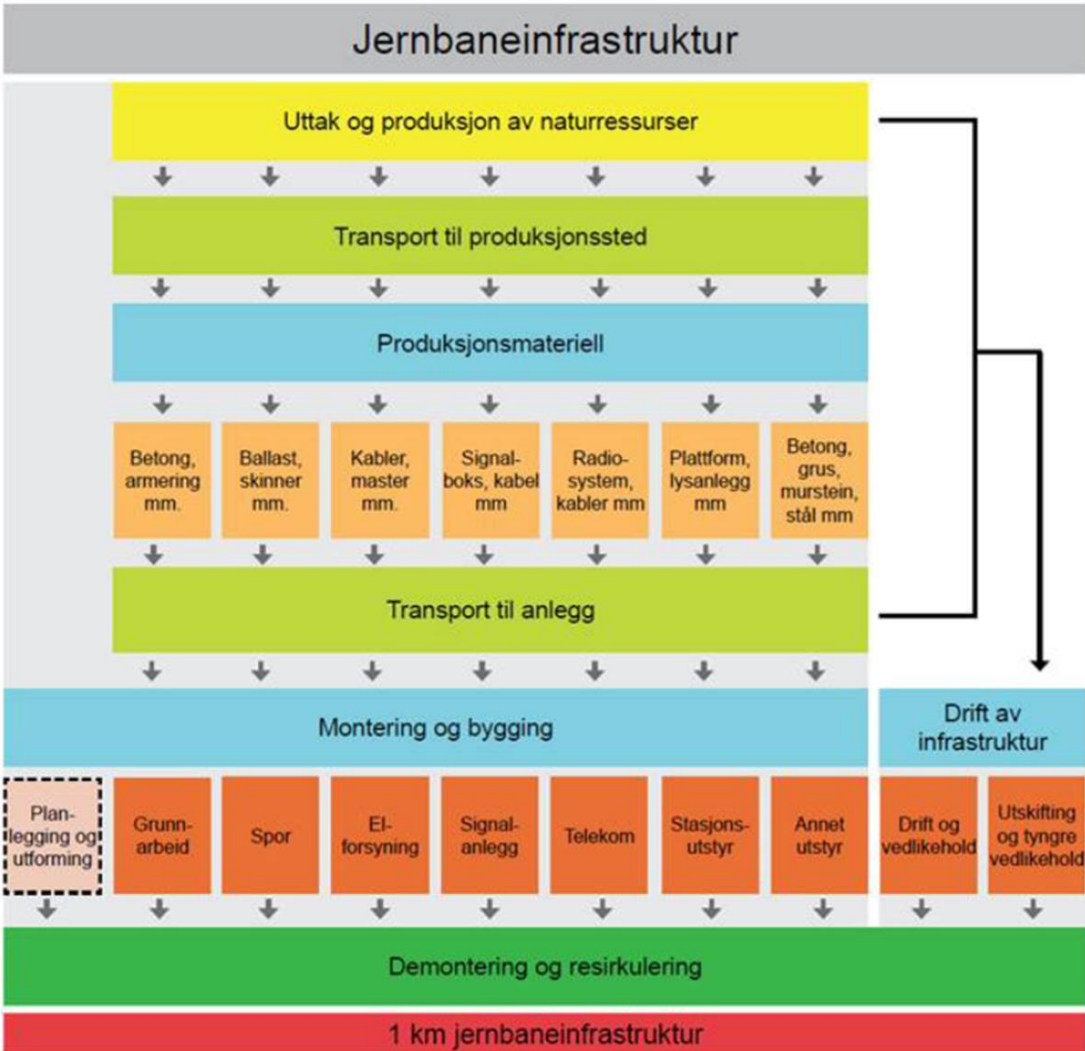
I PCR defineres produktkategorien *jernbanetransport* som alle ressurser og aktiviteter som er nødvendige for å frakte gods og passasjerer på en jernbanestrekning. *Jernbaneinfrastruktur* defineres

som en underkategori av jernbanetransport, som inkluderer den nødvendige infrastrukturen, men ekskluderer transporten/trafikken. Miljøbudsjett for jernbaneinfrastruktur tar således kun hensyn til miljøpåvirkning som forårsakes av selve infrastrukturen, og ikke miljøbelastning fra trafikk eller produksjon og drift av tog.

Veilederen gir detaljerte instruksjoner for hvordan miljøbudsjett kan utarbeides som livsløpsmodell med SimaPro, men spesifiserer at andre LCA-verktøy som anvender Ecoinvent-databasen også kan benyttes. Miljøbudsjettet skal baseres på mengder av materialer som inngår i eller forbrukes av prosjektet (innsatsfaktorer), og mengdedata, samt forventet drift- og vedlikehold, skal innhentes for utbygging av prosjektet. Ettersom transportinfrastrukturprosjekter omfatter svært mange ulike innsatsfaktorer, presiserer Veilederen at kun innsatsfaktorer for de viktigste komponentene og elementene ved utbyggingen skal tallfestes. Miljørelevans og masse kan begge benyttes som grensekriterier for hvilke innsatser som inkluderes i analysen. Mengdene skal kobles med detaljerte, generiske databasetall som beskriver produksjon og bearbeiding til ferdige materialer/komponenter, inkludert transport av disse.

Livsløpsmodellen skal inkludere alle livsløpsfaser, og miljøpåvirkning skal beregnes for hele livsløpet. Analyseperioden anbefales å være 60 år, i henhold til PCR. Det legges vekt på at resultatene fra miljøbudsjettet skal være sammenliknbare med tilsvarende resultater for andre typer utbyggingsprosjekter innen samferdsel. For å kunne sammenlikne med livsløpsvurderinger for prosjekter der en annen tidsramme er brukt, skal det beregnes årlig miljøpåvirkning fra drift og vedlikehold (beregningemetodikken er gjengitt i kapittel 4.3.1.2.2). Miljøpåvirkning fra utbygging allokeres til år 0.

Funksjonell enhet skal være utslipp per km infrastruktur, og totale utslipp for hele livsløpet skal dessuten også presenteres i resultatene. Produktsystemet som omfatter jernbaneinfrastruktur, slik det er gitt i Veilederen, er vist i figur 5:



Figur 5 Produktsystemet jernbaneinfrastruktur fra JBVs Veileder

ReCiPe (H) skal benyttes som karakteriseringsmetode i analysen, og i tillegg til de 5 miljøpåvirkningskategoriene som angis i PCR for jernbaneinfrastruktur, inkluderer Veilederen ytterligere to kategorier i et minimumsutvalg av kategorier som ansees som mest aktuelle:

- Klimapåvirkning
- Nedbryting av ozonlaget
- Forsuring
- Eutrofiering
- Menneskelig toksisitet
- Fotokjemisk smog
- Dannelse av partikler

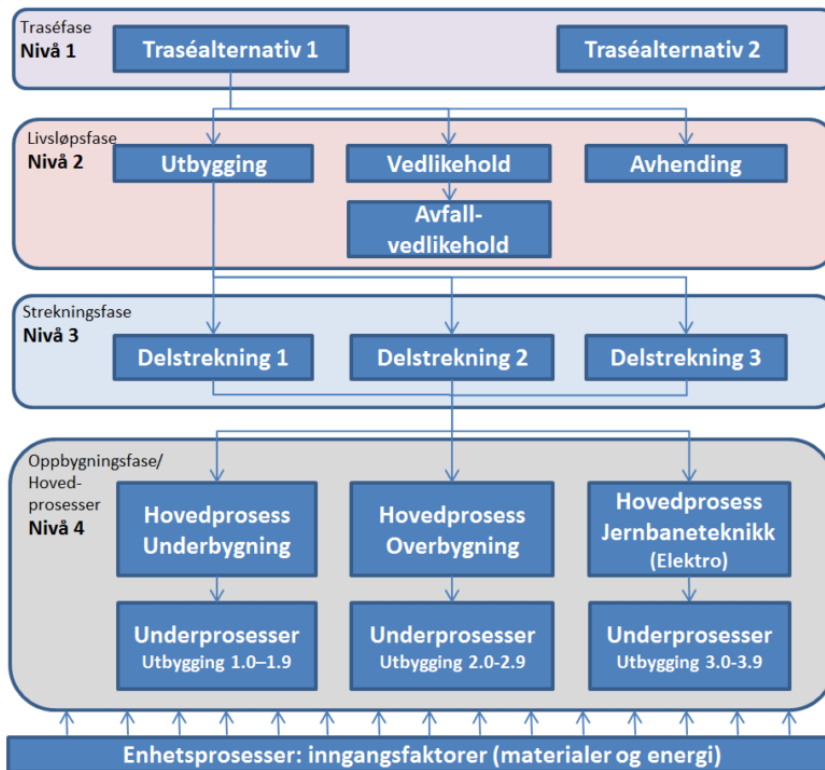
Av disse kategoriene gis klimapåvirkning høyest prioritet, og miljøpåvirkning innenfor de øvrige kategoriene brukes primært for å vurdere eventuelle negative virkninger for alternative løsninger som

gir redusert klimapåvirkning (problem shifting). Basert på Jernbaneverkets føringer og Miljøverndepartementets miljømål angis følgende prioritering av kategoriene:

1. Klimapåvirkning
2. Dannelse av partikler
3. Forsuring
4. Eutrofiering
5. Dannelse av fotokjemisk smog
6. Menneskelig toksisitet
7. Nedbryting av ozonlaget

Klimapåvirkning som skyldes permanent avskoging eller nedbygging av mark inkluderes ikke i miljøbudsjettet. Dette blir imidlertid muligens inkludert i fremtidig revisjon av PCR.

Livsløpsmodellen skal bygges opp etter strukturen angitt i figur 6:



Figur 6 Jernbaneverkets struktur for livsløpsvurderinger

Livsløpsmodellen inndeles i 4 nivåer med økende detaljeringsgrad for stigende nivå tall. Øverst (nivå 1) skiller det på de ulike traséalternativene, dernest på de tre livsløpsfasene; utbygging, vedlikehold og avhending. Avfall fra vedlikehold er definert som en egen fase underordnet vedlikehold. De ulike delstrekningene deler traséen opp etter type (for eksempel dagsone og tunnel), og på det nederste nivået (nivå 4) er modellen inndelt etter Jernbaneverkets prosesskoder. Hovedprosessene på nivå 4

består av ulike underprosesser som krever enhetsprosesser (innsatsfaktorer – materialer og energi). For prosjektseksempelet i figur 6 er det definert to traséalternativer med tre delstrekningstyper.

Det defineres en rekke forutsetninger i Veilederen for å beregne forbruk av de ulike innsatsfaktorene i miljøbudsjettet for et prosjekt. Detaljerte beskrivelser av de relevante forutsetningene for prosjektet brukt i denne oppgaven beskrives i kapittel 4 og i vedlegg 3.

3.3 Oppgavens formål

I dette delkapitlet utdypes formålet med oppgaven i henhold til oppgaveteksten og Veilederen.

3.3.1 Livsløpsvurdering

Hoveddelen av oppgaven består i å utføre en livsløpsanalyse for vegprosjektet E6 Kolomoen-Kåterud etter metodikken beskrevet i «Veileder for utarbeidelse av miljøbudsjett for jernbaneinfrastruktur». Dette inkluderer i henhold til oppgaveteksten kvantifisering av mengdedata for vegprosjektet, kartlegging av massebehandling og beregning av miljøpåvirkning. I tråd med vanlig LCA-praksis skal betydningen for total miljøpåvirkning kvantifiseres for de ulike materialene og komponentene som inngår i veggen.

3.3.1.1 Tiltak for å redusere miljøpåvirkning

Vurdering av potensiale for å redusere total miljøpåvirkning fra E6 Kolomoen-Kåterud er definert som ett av oppgavens formål. Selv om prosjektet befinner seg i en så sen planfase at en slik vurdering ikke kan få noen praktiske konsekvenser, er det av interesse for fremtidige prosjekter å kvantifisere hvor stor betydning ulike miljøtiltak kunne fått for total miljøpåvirkning fra veggen over livsløpet.

Ettersom miljøhensyn har fått stadig større oppmerksomhet, har det dukket opp nye og mer miljøvennlige alternativer til mange materialer og komponenter som benyttes i vegbygging (Nordisk Vegteknisk Forbund, 2004), og det vil derfor være mulig å finne miljøbesparende alternativer for svært mange av innsatsfaktorene i et vegprosjekt. Av praktiske hensyn er det imidlertid viktig å identifisere de mest effektive tiltakene, altså de som gir størst miljøgevinst. Ved å identifisere de innsatsfaktorene som betyr mest for total miljøpåvirkning, finner man hvor potensialet for forbedring er størst, og det er derfor mest naturlig å ta utgangspunkt i disse materialene og komponentene når miljøtiltak vurderes. Total effektivitet blir til slutt en vurdering av både effektivitet for hvert enkelt tiltak og hvor stor andel av total miljøpåvirkning som berøres av det gitte tiltaket.

Miljøtiltak kan være kostnadsdrivende eller kostnadsbesparende. Dersom miljøtiltak medfører økte kostnader er det hensiktsmessig å finne den mest kostnadseffektive måten å redusere miljøpåvirkning på, altså størst utslippsreduksjon per investerte krone. Å ta kostnader for de ulike tiltakene med i vurderingen gjør det mulig å finne de tiltakene som er effektive for å redusere miljøpåvirkning samtidig som de er kostnadseffektive eller til og med kostnadsbesparende. Imidlertid har det dessverre ikke lyktes å oppdrive kostnadsestimater for de ulike miljøtiltakene innenfor tidsrammen der arbeidet med denne oppgaven har pågått.

3.3.1.2 Utvidelse med 2 felt/ utbygging av 4 nye felt

Utbyggingen av E6 Kolomoen-Kåterud skjer i hovedsak ved utvidelse av eksisterende 2-felts veg til 4-felts veg (7850m av 12470m). En del av strekningen (4620m) lar seg imidlertid ikke utføres på denne måten, og utbygges i stedet som 4 nye felt. I den forbindelse er det interessant å gjøre en sammenlikning av miljøpåvirkning per lm veg fra de to ulike utbyggingsalternativene. Denne sammenlikningen gjøres ved at traséen deles i to delstrekninger og miljøpåvirkning per lm sammenliknes. Selv om dette er en vesentlig forenkling, kan resultatene gi en indikasjon på ulikhetene i utslippsintensitet for ulike utbyggingsstrategier.

3.3.2 Metodikkvurdering

Hensikten med å benytte JBVs livsløpsmetodikk for et vegprosjekt er å vurdere hvorvidt metodikken lar seg overføre fra bane til veg. Dette gjøres ved å bruke E6 Kolomoen-Kåterud som case, og se hvor godt metodikken beskrevet i JBVs Veileder egner seg for å sette opp et miljøbudsjett for vegprosjektet.

Å sammenlikne miljøpåvirkning fra ulike transportformer er nødvendig dersom man vil finne mest mulig miljøvennlige utbyggingsstrategier for transportinfrastruktur. Så langt finnes det ingen felles metodikk som muliggjør dette i Norge. Ettersom SVV benytter en egen metodikk for klimaberegninger, er det relevant å vurdere disse to metodene opp mot hverandre ved å sammenlikne analyseresultater for samme vegstrekning. De to metodikkene blir sammenliknet både kvantitativt og kvalitativt i denne oppgaven, på grunnlag av miljøpåvirkningen som beregnes med hver metode for E6 Kolomoen-Kåterud.

3.4 EFFEKT-metodikken

Metodikkgrunnlaget for klimamodulen i EFFEKT-verktøyet beskrives i «Metode for beregning av energiforbruk og klimagassutslipp for vegprosjekter» (Statens Vegvesen, 2009). Metodikken i den siste versjonen av EFFEKT avviker imidlertid noe fra denne, og er beskrevet i «Dokumentasjon av modul for beregning av energiforbruk og klimagassutslipp i EFFEKT» (Sandvik & Straume, 2011).

Beregningsmetodikken i dokumentet samsvarer med den som ligger inne i siste versjon av EFFEKT (versjon 6.4) (ibid.). I metodikkgrunnlaget ble det opprinnelig brukt ulike levetider for de forskjellige vegelementene (veg i dagen, tunnel, bruer og ferger), slik at det ble beregnet hvilken andel av total livsløpspåvirkning for hvert element som ble allokert til prosjektet i analyseperioden. Denne tilnærmingen har man imidlertid gått vekk fra i siste versjon av EFFEKT, der alle levetider settes lik analyseperioden, slik at all miljøpåvirkning allokeres til prosjektet.

Fordi klimamodulen er basert på å hovedsakelig benytte data som allerede ligger inne for prosjektet i EFFEKT, må mengder av de ulike innsatsfaktorene avledes fra disse dataene. Mengdeberegningen er basert på forutsetninger om tverrsnittarealer, og det er brukt fylkesvise gjennomsnittsverdier for å beskrive sannsynlig veggeografi med hensyn til skjærings-/fyllingshøyde og andel fjell.

Koeffisientene for klimapåvirkning og energibruk som anvendes i klimamodulen kommer fra Ecoinvent-databasen, og er tilpasset norske forhold ved hjelp av SimaPro. Denne tilpasningen skal inkludere transport av materialer og komponenter til anlegg (Sandvik, 2013), selv om dette ikke er presisert i dokumentasjonen.

3.5 Usikkerhet

3.5.1 Kilder til usikkerhet

Det vil alltid være forbundet en viss usikkerhet med data brukt i analyser. Usikkerhet kan ha ulikt opphav, og det skilles mellom 3 kilder til usikkerhet.

3.5.1.1 Usikkerhet i data

Data som anvendes i modellen vil påvirkes av flere kilder til usikkerhet. I utgangspunktet ansees prosjektspesifikke data som de minst usikre data som brukes. Imidlertid vil data som foreligger i en tidlig planfase for byggeprosjekter kunne være svært usikre, og i ytterste tilfelle kun være erfaringsmessige anslag. Det forventes at datanøyaktigheten øker i takt med planprosessen, til man etter prosjektets ferdigstillelse kan utarbeide miljøregnskap med kun spesifikke data. Det er hensiktsmessig å vurdere hvilke data og parametere som gir størst utslag i resultatene dersom de endres, slik at det kan tilstrebes størst mulig nøyaktighet for de kritiske innsatsfaktorene.

3.5.1.2 Usikkerhet knyttet til modellen

I en LCA vil man alltid lage en modell som forsøker å tilnærme virkelige forhold. Hvor godt denne tilnærmingen stemmer er en kilde til usikkerhet.

Bruk av prosesser fra Ecoinvent bidrar til usikkerhet i systemet av to årsaker. Den første er at prosessene i Ecoinvent selv er basert på gjennomsnittlig produksjon av materialer i Europa, og vil være forbundet med antakelser og datausikkerheter. Disse usikkerhetene er vanligvis dokumentert i prosessene. Den andre årsaken er at prosessene fra Ecoinvent er brukt som erstatninger for virkelige data – proxyer – i systemet, og det vil dermed være usikkerhet forbundet med hvor godt proxy-prosessen valgt fra Ecoinvent korresponderer med virkelig verdier. Dette vil naturligvis variere, blant annet med hvilket geografisk område prosessen er definert for. Enkelte antakelser kan anses som sannsynlige, mens andre med nesten fullstendig sikkerhet er utilstrekkelige. I slike situasjoner må det vurderes hvorvidt data fra andre kilder skal brukes til å definere egne prosesser.

En annen åpenbar kilde til usikkerhet er de antakelsene som er gjort for de prosessene der det er mangelfulle data eller spesifikasjoner. Antakelsene gjort i disse tilfellene kan være mer eller mindre plausible, avhengig av hvor gode og relevante eksterne kilder som foreligger til å supplere tilleggsdata. Antakelsene forårsaker i så måte både datausikkerhet og modellusikkerhet. Det kan være naturlig å anta at slike antakelser representerer de største usikkerhetene i systemet, men for en situasjon der mengdeangivelsene i seg selv er svært usikre, er det ikke nødvendigvis antakelsene forbundet med for eksempel produksjonsmåte eller kvalitet for materialet brukt som gir den største usikkerheten.

3.5.1.3 Usikkerhet forbundet med utilgjengelige data

Det må ikke overses at en vesentlig kilde til usikkerhet er forbundet med de data som ikke er tilgjengelige, men muligens kunne påvirket resultatet dersom de var kjent.

3.5.2 Håndtering av usikkerhet

Det er hensiktsmessig å vurdere hvilke innsatsfaktorer og aktiviteter som gir størst utslag i resultatene dersom de endres, slik at det kan tilstrebes størst mulig nøyaktighet for de kritiske prosessene.

I en sensitivitetsanalyse vurderes det hvordan usikkerhet i analyseresultater kan knyttes til ulike kilder til usikkerhet i innsatsfaktorer og modellparametere. Formålet med sensitivitetsanalysen er todelt. En hensikt er å identifisere de mest sensitive parameterne (de som gir størst utslag på resultatet hvis de endres), for å bestemme hvilke parametere som bør tilstrebes å ha lav usikkerhet ved datainnhenting i analysen. En annen er å kvantifisere hvordan resultatet endrer seg med endringer i de sensitive parameterne. Ved å finne sammenhengen mellom resultatet og endringer i parameterne kan man teste hvor robust systemet er for usikkerhet. Forståelsen av systemet øker dessuten ved at man oppdager hvor avhengige resultatene er av antakelsene som er gjort i modelleringen.

Det finnes mange måter å utføre sensitivitetsanalyse på, men den enkleste fremgangsmåten er den såkalte One Factor at A Time-metoden (OAT/OFAT). Denne går ut på å først kvantifisere parameterens usikkerhet, eventuelt ved å anta et estimat for sannsynlig variasjon. Deretter velges de relevante parameterne ut for testing. Utvelgelsen kan skje på grunnlag av hvor stort utslag de gir på resultatet, eller hvor usikre de er. Det kan være vesentlig både å teste de parameterne som man vet gir stort utslag, og de man antar at kan ha store variasjoner. Parameterens sensitivitet testes ved å variere én og én parameter av gangen etter den antatte usikkerhetsverdien og tallfeste endringen i resultatet.

4 Fremgangsmåte

Forrige kapittel tegnet rammene for metodikken som ligger til grunn for livsløpsanalyser generelt og for JBVs Veileder. I dette kapitlet beskrives den fremgangsmåten som er brukt i oppgaven mer spesifikt.

4.1 E6 Kolomoen-Kåterud

E6 i Norge strekker seg fra Svinesund til Kirkenes, og er hovedforbindelsen mellom sør og nord i landet. Statens Vegvesen skal på bestilling fra Stortinget utvide E6 mellom Gardermoen og Biri fra 2 felt til 4-felts veg med midtdeler. Parsellen mellom Kolomoen og Biri er i dag i hovedsak en 2-felts motorveg og går gjennom kommunene Stange, Hamar og Ringsaker i Hedmark fylke. Målet med utvidelse av denne strekningen er å redusere antall ulykker og øke kapasiteten (Statens Vegvesen, 2012).

Denne oppgaven tar for seg den ca. 12.5km lange strekningen fra Kolomoen til Kåterud. Det er utarbeidet og vedtatt en reguleringsplan for vegstrekningen (ibid.). Oversiktskart over planområdet er vist i figur 7:



Figur 7 Oversiktskart over planområdet for E6 Kolomoen-Kåterud

ÅDT (årsdøgnetrafikk) for strekningen er i reguleringsplanen anslått til å ligge mellom 12000 og 18000. Som nevnt, skal E6 Kolomoen-Kåterud i hovedsak utvides fra eksisterende 2 til 4 felt, men en mindre del skal bygges som 4 nye felt. Prosjektet involverer bygging eller ombygging av 11 bruer og kulverter – disse er beskrevet i detalj i vedlegg 4.

I denne oppgaven er strekningen avgrenset ved Kolomoen i sør, der eksisterende utvidelse slutter, og Kåterud i nord ved Åkersvika naturreservat. Selv om mengdedata i hele perioden oppgavearbeidet har pågått har vært tilgjengelig for strekningen frem til Hamar, har oppgaven kun beskjeftiget seg med strekningen frem til Åkersvika, ettersom det var usikkert hvorvidt traseen gjennom naturreservatet ville

godkjennes. Denne ble godkjent 11. april 2013 (Miljøverndepartementet, 2013), men ettersom dette var relativt sent i oppgavearbeidet, er ikke oppgaveavgrensingene endret i henhold til denne beslutningen.

4.2 Gjeldende føringer ut fra JBV's veileder

Her beskrives det spesifikt hvordan den overordnede metodikken gitt i Veilederen er anvendt i livsløpsvurderingen for E6 Kolomoen-Kåterud.

Etter oppgaveteksten skal metodikken i JBV's Veileder legges til grunn for analysen. Dette gjøres ved at Veilederen følges, så lenge dette synes hensiktsmessig med tanke på overensstemmelse mellom veg- og jernbaneutbygging. Ettersom veilederen er basert på PCR for jernbaneinfrastruktur, ansees det som innenfor Veilederens metodikk å anvende PCR for veginfrastruktur der disse avviker. Der det er nødvendig, vil andre kilder brukes og dette vil begrunnes. Oppgavens hensikt er å utarbeide et så komplett miljøbudsjett som mulig med de begrensninger som er tilstede. Et annet aspekt ved oppgaven er dessuten å evaluere hvor godt Veilederen egner seg til å lage miljøbudsjett for veginfrastruktur, med tanke på utvikling av en egen veileder for veg på sikt. Det er derfor mest fornuftig å forholde seg til Veilederen så langt det er hensiktsmessig, og vurdere for hvilke faktorer Veilederen ikke er tilstrekkelig egnet.

Som nevnt i kapittel 3.2.1, befinner E6 Kolomoen-Kåterud seg i en planfase som tilsvarer detaljplan i JBV's UPB-system. Formålet med miljøbudsjettet er som gitt i Veileder (og gjengitt i kapittel 3.2.1). Ettersom det ikke eksisterer noe miljøbudsjett fra tidligere planfase å bygge videre på for prosjektet, er ikke punktene om videreutvikling av miljøbudsjett fra hovedplan relevante.

Veilederen legger føringer for hvilke data som skal brukes i ulike planfaser, og i dette tilfellet betyr det at kun de mengdedata som er gitt i kostnadskalkylene for E6 Kolomoen-Kåterud skal brukes. Det vil forekomme komponenter og materialer i den ferdige vegen som ikke tas med i miljøbudsjettet som følge av dette, men disse tas ikke hensyn til. For at det skal være mulig å forbedre miljøbudsjettet gjennom planfasene (ved kontinuerlig oppdatering i takt med planprogresjon), er det ikke hensiktsmessig at det beregnes estimater for komponenter og materialer som ikke er angitt i kostnadskalkylen for den gitte planfasen, ettersom disse estimatene sannsynligvis må korrigeres på et senere tidspunkt. Det velges å bruke miljødeklarasjoner (EPD) for de innsatsfaktorene der dette er tilgjengelig.

Med hensyn til energibruk knyttet til de ulike komponentene, er dette i hovedsak ikke gitt i kostnadskalkylene. Kun masseflytting, graving og riving er angitt, og da i fysiske enheter (m^3), og ikke energienheter (for eksempel kWh eller liter diesel). Energi bruk må derfor estimeres på grunnlag av mengdedata i kostnadskalkylene. Energi til produksjon av byggematerialer og lignende dekkes ved å velge enhetsprosesser tilsvarende de gitte materialene i Ecoinvent.

4.3 Livsløpsmodell i SimaPro

Det tilstrebes å utarbeide livsløpsmodellen for E6 Kolomoen-Kåterud i størst mulig samsvar med det som angis i Veilederen. Veilederen spesifiserer ikke hvilket livsløpsverktøy som skal brukes i analysen av miljøbudsjettet, men beskriver hvordan SimaPro kan brukes, ettersom dette verktøyet ble brukt i

pilotprosjektet Miljøbudsjett for Follobanen. SimaPro anvendes også for livsløpsvurderingen av E6 Kolomoen-Kåterud i denne oppgaven.

4.3.1 Mål og omfang

4.3.1.1 Funksjonell enhet

I henhold til JBVs Veileder velges funksjonell enhet for analysen slik at resultatene er sammenliknbare med tilsvarende miljøbudsjett for andre utbyggingsprosjekter innen samferdsel. Funksjonell enhet for analysen er derfor 1km veginfrastruktur med levetid 60 år. Ulike vegtyper vil ha ulik vegbredde, og funksjonell enhet basert på lengde tar ikke hensyn til dette. Dette vil føre til at det vil være vanskelig å sammenlikne miljøbudsjett for store veger med mindre. Sammenlikning av 1km 4-felts motorveg med 1km 2-felts riksveg vil for eksempel ikke gi særlig meningsfulle resultater. Dersom miljøbudsjett utformet slik som i denne oppgaven skal brukes til å sammenlikne ulike veger, kan det være hensiktsmessig å bruke areal, og ikke lengde, som funksjonell enhet. Eventuelt kan funksjonell enhet begrenses til ett kjørefelt av en gitt veg. Imidlertid bør det fortsatt være mulig å undersøke miljøpåvirkning per km, for at det skal være mulig å sammenlikne ulike typer transportinfrastruktur.

4.3.1.2 Systemgrenser

I tråd med PCR defineres veginfrastruktur som en produktkategori underordnet vegtransport. Livsløpsmodellen for E6 Kolomoen-Kåterud skal derfor inkludere de innsatsene av materialer og energi som er nødvendige for å bygge, drifte og avhende veginfrastrukturen, mens trafikk på vegen, samt produksjon og drift av kjøretøy er ekskludert fra analysen.

4.3.1.2.1 Livsløpsfaser

I henhold til Veilederen skal livsløpsanalysen inkludere alle livsløpsfaser, inndelt i utbygging, drift og vedlikehold, og avhending. De viktigste antakelsene for hver livsløpsfase presenteres her, og detaljer er gitt i vedlegg 3.

Utbygging

Utbyggingsfasen omfatter alle prosesser og komponenter som inngår for å ferdigstille veginfrastrukturen. Dette inkluderer vegens underbygning, asfaltdekker, vegutstyr, bruer og tunneler (det siste er ikke aktuelt i denne analysen, ettersom vegstrekningen ikke er planlagt med tunnel). Arbeider med rigging er ikke inkludert.

Riving av eksisterende asfaltdekke og betongkonstruksjoner er angitt i mengdedata, og inkluderes som en del av utbyggingsfasen. Det er ikke inkludert avfallshåndtering for returasfalt fra revet dekke, ettersom denne forutsettes transportert til asfaltverk og brukt som tilslag i ny produksjon. Det antas i utgangspunktet at knust betong deponeres 20km unna anlegget, men det undersøkes også hvilken innvirkning antakelser angående håndtering av den knuste betongen har å si for resultatene, for å se hvor stor fordel det vil være å gjenbruke betongen i anlegget (se kapittel 4.6.2).

Energibruk til montering av komponenter tas ikke hensyn til, ettersom tilgangen på data er liten, og at dette forventes å være neglisjerbart sammenliknet med mer energiintensive prosesser, som

masseflytting. Energibruk til transport av personell og utstyr som brakkerigger og lignende er heller ikke tatt hensyn til.

Konsekvenser for miljøpåvirkning som følge av endret trafikkmønster grunnet utbyggingsarbeid er ikke vurdert i analysen. Som nevnt i kapittel 2, kan dette antas å representere en vesentlig kilde til miljøpåvirkning fra vegutbygging, men ettersom trafikk i sin helhet ikke er behandlet, og datatilgjengeligheten for slike forhold er begrenset, er dette utelatt fra analysen.

Drift og vedlikehold

Drift- og vedlikeholdsfasen inkluderer alt forbruk av materialer og energi som kreves for å drifte og vedlikeholde veginfrastrukturen, i den hensikt å opprettholde vegens funksjonalitet. Drift og vedlikeholdsfasen har i så måte to aspekter. Det ene er utskifting og rehabilitering av komponenter som behøver det i løpet av vegens levetid, og beregnes ut fra komponentenes estimerte levetid. Det andre aspektet er mer driftstrettet, og involverer arbeid på vegen for å opprettholde funksjonaliteten.

Drift- og vedlikeholdsaktiviteter er i denne oppgaven modellert som enkeltstående aktiviteter som gjentas med en antatt hyppighet over vegens levetid. Dette er den vanligste måten å inkludere drift og vedlikehold for veginfrastruktur i livsløpsanalyser (Santero, Masanet, & Horvath, 2010). I virkeligheten kan imidlertid ikke disse aktivitetene forventes å skje med like mellomrom og med lik intensitet, og det anerkjennes at dette er en svært forenklet fremstilling. Ettersom det er umulig å forutsi nøyaktige behov for drift- og vedlikeholdsaktiviteter for en gitt vegstrekning, er estimater fra tidligere analyser og Vegvesenets estimater for dekkelevetider brukt som tilnærming.

Drift

For E6 Kolomoen-Kåterud antas driftsaktiviteter å omfatte aktiviteter forbundet med vinterdrift, samt elektrisitetsforbruk til vegbelysning. Snørydding, vegsalting og sandstrøing beregnes per areal veg basert på data for sannsynlig vinterdrift etter norske forhold. Som en del av utbyggingen av E6 Gardermoen-Biri er det gjennomført et forsøksprosjekt med LED ledelys på enkelte delstrekninger, og dette er prosjektert også for Kolomoen-Kåterud. Energibruk til belysning vil dermed bli atskilling lavere enn hva som er vanlig for veger med tradisjonell belysning. Sammenliknet med verdien for standard elektrisitetsforbruk til vegbelysning per lm veg per år i Statens Vegvesen (Sandvik & Straume, 2011), er det estimerte forbruket for E6 Kolomoen-Kåterud 96% lavere.

Utskifting av komponenter

Komponenter som har kortere levetid enn selve vegen påregnes å skiftes ut et antall ganger i vegens levetid, tilsvarende komponentenes levetid (minus en eventuell utskifting i vegens siste leveår – med andre ord vil en komponent som har levetid 10 år skiftes ut 5 ganger når vegens levetid er 60 år)¹. For E6 Kolomoen-Kåterud påregnes slike utskiftinger for asfaltdekke, vegrekkverk, viltgjerde og belysningsutstyr. I henhold til veilederen skal avfall fra drift og vedlikehold holdes adskilt fra avfall knyttet til avhendingsfasen. All miljøpåvirkning knyttet til utskifting og avhending av komponenter

¹ I arbeidet med JBVs veileder er det kommet frem til at utskiftinger i siste år av livsløpet likevel skal inkluderes. Denne informasjonen kom imidlertid på et så sent tidspunkt i oppgavearbeidet at det ikke lot seg gjøre å ta hensyn til dette i analysen. Imidlertid er endringer i levetider og antall utskiftinger testet i sensitivitetsanalysen.

allokeres derfor til drift- og vedlikeholdsfasen, definert i henhold til Veilederen som den underordnede livsløpsfasen vedlikeholdsavfall, mens avhending av komponentene som kreves for å ferdigstille vegen i år 0 av livsløpet allokeres til avhendingsfasen. I livsløpsmodellen er det kun tatt hensyn til avfallshåndtering av metaller, ettersom det antas at det aller meste av andre materialer gjenbrukes i vegen. Alt metallavfall antas resirkulert. Dette inkluderer rekkverk, viltgjerder og kabling til belysningssystem. Reasfaltering antas å skje ved at det gamle slitelaget freses bort, og nytt dekke legges på samme måte som antatt for legging av førstegangsdekke. Frest asfalt transporteres til asfaltverk og gjenvinnes.

Ettersom E6 Kolomoen-Kåterud i hovedsak bygges ut som en utvidelse av eksisterende veg, forventes det at mengden utskiftinger vil underestimeres noe, ettersom det ikke beregnes utskifting av eventuelt eksisterende vegutstyr (som for eksempel vegrekkverk på den siden av vegen der det ikke skjer utvidelse). Mengden av eksisterende komponenter er imidlertid svært usikker, og det ansees som en større usikkerhetskilde å estimere denne enn å ekskludere den.

Avhending

I miljøbudsjettet for Follobanen ble det antatt at alle materialer brukt i byggefasen ble avhendet og tatt hånd om etter endt levetid (60 år). I livsløpsanalyse av veginfrastruktur blir avhendingsfasen ofte utelatt, fordi det er svært vanskelig å forutsi hva som vil skje med vegen etter at den estimerte levetiden har løpt ut. Det kan tenkes at vegen blir liggende der den er bygget, og at ny veg eventuelt bygges over den gamle, eller det kan tenkes at vegen rehabiliteres for videre bruk. I alle tilfelle ansees det som svært usannsynlig å anta at vegen demonteres fullstendig og området tilbakeføres til en hypotetisk «nulltilstand». Det virker derfor mest hensiktsmessig å avvike fra Veilederen på dette punktet, og ekskludere avhending av selve vegelementet. Avhendingsfasen for E6 Kolomoen-Kåterud omfatter derfor kun avhending av de komponentene som det påregnes utskifting av over vegens livsløp (rekkverk, viltgjerde og belysningsutstyr). Ettersom riving av eksisterende asfaltdekke og betongkonstruksjoner inkluderes i utbyggingsfasen, allokeres eventuell avhending av disse etter endt livsløp for E6 Kolomoen-Kåterud til neste vegprosjekt (for å unngå dobbelttelling).

Gjenvinning er behandlet ved å bruke generiske gjenvinningsprosesser i Ecoinvent. Dette betyr at miljøbelastning forbundet med gjenvinningsprosessen er tatt hensyn til, men det er ikke inkludert noen miljøgevinst ved unngått forbruk av jomfruelige materialer som følge av gjenvinningen. Dersom denne miljøgevinsten var inkludert i avhendingsfasen, ville det oppstått en dobbelttelling når materialer som inneholder resirkulert materiale benyttes i andre livsløpsfaser.

4.3.1.2.2 Levetid

I tråd med JBV's veileder, antas vegen å ha en levetid på 60 år. Dette er i strid med vanlig praksis i SVV, der 40 års levetid brukes som estimat for vegprosjekter. Innvirkningen av dette testes kvantitativt i sensitivitetsanalysen og vurderes kvalitativt i diskusjonskapitlet.

Levetider har relevans i modelleringen for å beregne nødvendig utskifting av komponenter. Fordi det er usikkert hva som skjer med komponentene etter endt levetid for vegen, antas alle komponenter med prosjektert levetid lenger enn vegens levetid å ha lik levetid som vegen. Dette er vesentlig for bruer,

som vanligvis prosjekteres med levetid på 100år. Estimerte levetider for komponenter i E6 Kolomoen-Kåterud er gitt i tabell 2, og detaljer rundt kilder og beregninger finnes i vedlegg 3. Ettersom forventede levetider per definisjon er usikre parametere i modellen, testes disse spesielt i sensitivitetsanalysen.

Tabell 2 Levetidsestimater for E6 Kolomoen-Kåterud

Element	Estimert levetid [år]
Veg	60
Asfaltdekke (slitelag)	6
Vegrekkverk	30
Viltgjerde	11
Belysningsutstyr	11

Som nevnt over, allokeres all miljøpåvirkning som oppstår i forbindelse med utbygging av vegen til utbyggingsfasen. For drift og vedlikehold skal det i henhold til Veilederen beregnes miljøpåvirkning på årsbasis, i tillegg til de totale resultatene over livsløpet. Beregningsmetodikken er gjengitt under:

$$\dot{A}K_{KP} = \left(\frac{E1_{KP}}{L1_E}\right) + \left(\frac{E2_{KP}}{L2_E}\right) + \left(\frac{E3_{KP}}{L3_E}\right) + \dots + \left(\frac{En_{KP}}{Ln_E}\right)$$

$\dot{A}M_{KP}$ = Total årlig klimapåvirkning fra produksjon av nye elementer, annet vedlikeholdsarbeid og energi til drift

$E1_{KP}$ = Total klimapåvirkning fra produksjon og transport av element 1 med levetid $L1_E$

$L1_E$ = Elementets/komponentens estimerte levetid

n = Totalt antall komponenter

Beregning av årlig miljøpåvirkning fra avfallsbehandling av utskiftet materiell kan gjøres etter samme likning, der $E1_{KP}$ i stedet betegner total klimapåvirkning fra transport og avfallsbehandling av element 1.

4.3.1.2.3 Transport

De generiske prosessene for materialer og elementer i Ecoinvent og produktspesifikke produksjonsdata (EPD) inkluderer innsatsfaktorer (råvarer, materialer, energi og transport) for å produsere et definert produkt, ferdig levert ved fabrikkporten (at gate). Det medfører at transport av produktet fra produksjonssted til anlegg må legges til i SimaPro-modellen. I henhold til metodikken i Veilederen, skilles det mellom produserte materialer som tas inn til anlegget/sendes til avfallsbehandling (for eksempel rør og rekkverk), og mer kortreiste masser som transporteres inn til anlegget og til deponi. For den førstnevnte kategorien regnes transport i tkm (tonnkilometer, distanse multiplisert med vekt), ved hjelp av enhetsprosessen for standard europeisk lastebiltransport i Ecoinvent. For transportavstander er det benyttet snittavstander for transport innen Norge og innen Europa, gitt i Veilederen, samt spesifikke estimater der produsent er kjent (for eksempel armeringsstål fra Mo i Rana).

Transport av lokale masser kan antas å gi et relativt stort bidrag til total miljøpåvirkning, og bør dermed beregnes mer nøyaktig enn ved å bruke de generelle transportprosessene i Ecoinvent. For transport av kortreiste masser beregnes transport som dieselforbruket som går med, og miljøpåvirkning beregnes på grunnlag av dette per volum eller masse (avhengig av materiale) som transporteres. I prosjektoppgaven «Livsløpsverktøy for veg» (Fuglseth, 2012) ble energiforbruk til transport av byggemasser internt i anlegget identifisert som svært utslagsgivende for total miljøpåvirkning fra vegutbygging. Det er derfor lagt spesiell vekt på å forsøke å komme frem til plausible estimater for transportavstander for masseflytting i denne oppgaven. Gjennomsnittverdier for transportavstander for intern masseflytting i anlegget er estimert for hver delstrekning ut fra informasjon fra Reguleringsplan om sannsynlig beliggenhet for massedeponier. Detaljert beskrivelse av beregningsmetodikken for transportarbeid og verdier for snittavstandene er gitt i vedlegg 3. Antakelsene for transportavstander testes også spesielt i sensitivitetsanalysen.

4.3.1.2.4 Elektrisitetsmiks

Veilederen legger detaljerte føringer for hvordan ulike elektrisitetsmikser skal håndteres i miljøbudsjettet. Norsk, nordisk og europeisk elektrisitetsmiks har alle ulike utslippsverdier, og det vil dessuten være kontinuerlige variasjoner innen hver miks, avhengig av energikilde, årstid og import/eksport. Konsekvent bruk av elektrisitetsmiks med lav utslippsfaktor, som den norske, vil sannsynligvis underestimere miljøpåvirkning forbundet med elektrisitetsforbruk, mens dersom det i motsatt tilfelle alltid regnes med europeisk miks, som har høyere utslippsverdi, vil total miljøpåvirkning overestimeres. Veilederen angir derfor følgende praksis:

- Norsk forbruksmiks (elektrisitetsmiks inkludert netto import) skal benyttes for direkte elektrisitetsforbruk
- Nordisk elektrisitetsmiks skal benyttes for produksjon av inngangsfaktorer fra Norge og Norden
- Europeisk elektrisitetsmiks skal benyttes for produksjon av innsatsfaktorer fra land utenfor Norden eller med ukjent produksjonssted
- Analyseresultatene skal inkludere sensitivitetsberegninger med nordisk og europeisk elektrisitetsmiks for direkte elektrisitetsforbruk.

4.3.2 Karakteriseringsmetode

I tråd med Veilederen, benyttes ReCiPe (H) som karakteriseringsmetode, og miljøpåvirkning beregnes for følgende 7 miljøpåvirkningskategorier:

Tabell 3 Miljøpåvirkningskategorier brukt i analysen av E6 Kolomoen-Kåterud

Miljøpåvirkningskategori	Forkortelse	Enhet
Klimapåvirkning	CC	kg CO ₂ -ekv
Ozonedbryting	OD	kg CFC-11-ekv
Forsuring	TA	kg SO ₂ -ekv
Eutrofiering (i ferskvann)	FE	kg P-ekv
Menneskelig toksisitet	HT	kg 1.4-DB-ekv
Dannelse av fotokjemisk smog	POF	kg NMVOC
Partikkelutslipp	PMF	kg PM10

4.3.2.1 Energibruk og feedstock energy i bitumen

I tillegg til de syv miljøpåvirkningskategoriene som vurderes fra ReCiPe, blir også energibruk vurdert gjennom indikatoren Cumulative Energy Demand (CED), som tar hensyn til både direkte og indirekte energibruk i MJ gjennom livsløpet (Huijbregts et al., 2010). Indirekte energibruk inkluderer her dessuten feedstock energy. Feedstock energy er kaloriinnholdet/energiinnholdet i selve materialet, og representerer dermed energipotensialet til et materiale dersom det forbrennes med varmegjenvinning (Miliutenko et al., 2013). Dette betyr at materialer med høyt energiinnhold (for eksempel bitumen og andre fossile materialer) gir høyt utslag for CED.

4.3.3 Normalisering og vektning

ReCiPe angir normaliseringsfaktorer for verden og Europa (totale utslipp for år 2000), der Europa er standard i SimaPro. Normalisering til årlige europeiske forhold er brukt i analysene. Normaliseringsfaktorene for Europa er gitt i tabell 4 (ReCiPe, 2012).

Tabell 4 Normaliseringsfaktorer for ReCiPe (H) Europe (totale utslipp i år 2000)

Kategori	Enhet	Normaliseringsfaktor
Klimapåvirkning	kg CO ₂ -ekv/år	8.15E+09
Ozonedbryting	kg CFC-11-ekv/år	1.60E+04
Forsuring	kg SO ₂ -ekv/år	2.50E+07
Eutrofiering (i ferskvann)	kg P-ekv/år	3.01E+05
Menneskelig toksisitet	kg 1.4-DB-ekv/år	4.31E+08
Dannelse av fotokjemisk smog	kg NMVOC/år	3.86E+07
Partikkelutslipp	kg PM10/år	1.08E+07

Som påpekt i kapittel 3.1.1, skal resultatene vektet dersom de normaliseres. Imidlertid foreligger det ingen hensyn til tilsier noen spesiell vektning av resultatene i denne oppgaven, og de er derfor vektet 1:1.

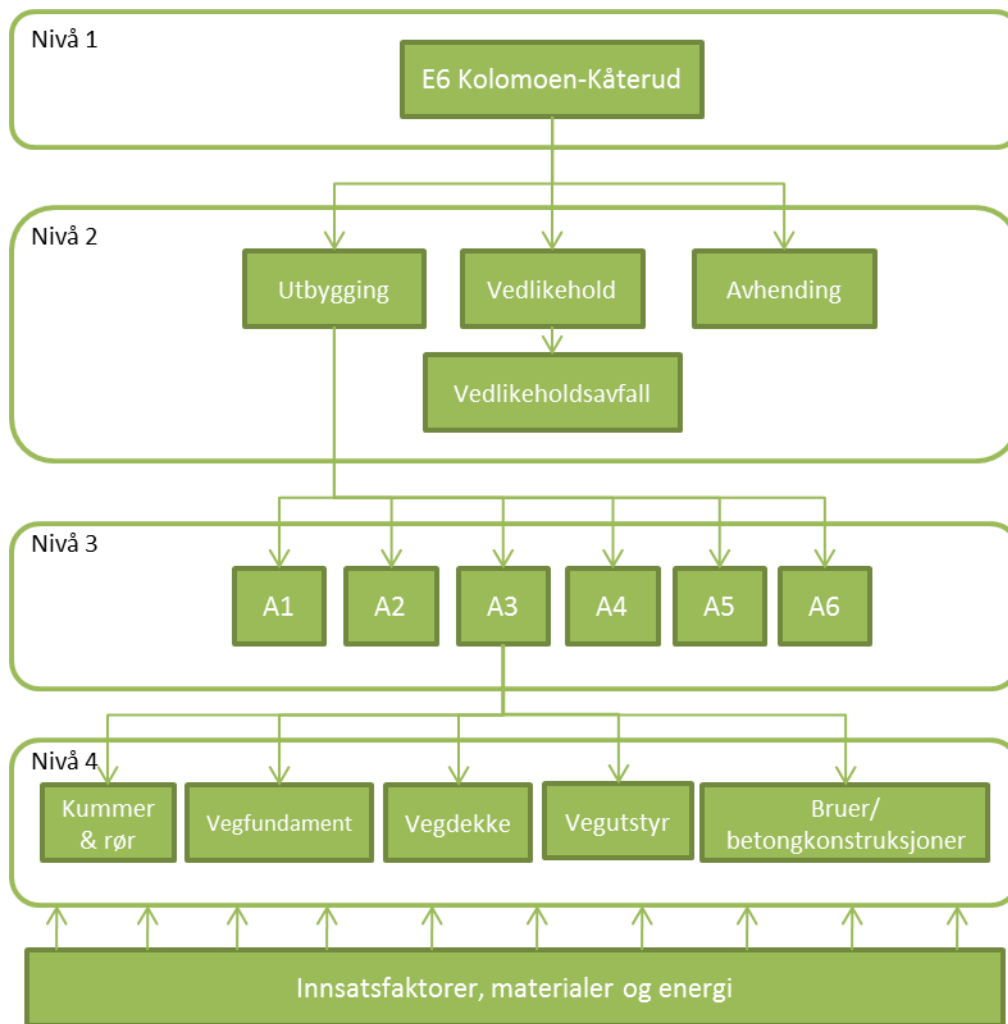
4.3.4 Datainnhenting og modellstruktur

Hovedkilden til prosjektspesifikke data i oppgavearbeidet er kostnadskalkyle for E6 Kolomoen-Kåterud, med tilhørende estimater for mengder, oppbygget etter vegvesenets prosesskoder. I kostnadsdataarket er mengdene fordelt på 6 delstrekninger (angitt A1-A6). Reguleringsplanen for prosjektet er også brukt som kilde til spesifikke data (Statens Vegvesen, 2012). Innsatsfaktorene i livsløpsmodellen er i hovedsak kategorisert ut fra de ulike prosessene definert i prosesskoden. Mengdene for de ulike innsatsfaktorene er dernest koblet med generiske prosesser fra Ecoinvent-databasen i SimaPro.

Det anbefales i Veilederen å opprette et eget mengdeberegningsark for å holde oversikt over mengder og beregningsforutsetninger i miljøbudsjettet, samt for bruk i liknende fremtidige prosjekter. Mengdedataarket som er gitt i kostnadskalkylen for E6 Kolomoen-Kåterud oppfyller til dels denne funksjonen, men det er i tillegg benyttet et regneark der de innsatsfaktorene som ikke omfattes av de prosjekterte mengdene til utbygging (blant annet energibruk til vedlikeholdsaktiviteter), samt mengdeberegninger for de innsatsfaktorene som er gitt via andre enheter enn masser (for eksempel rekkverk per m), er dokumentert. Data fra regnearkene er gitt i vedlegg 2.

Øvrige data som har vært nødvendige for å sette opp en komplett livsløpsmodell er hentet fra kildene beskrevet i litteraturkapitlet, diverse produsenter, leverandører og entreprenører. Detaljer angående kilder til data er gitt sammen med tall og forutsetninger brukt i livsløpsmodellen i vedlegg 3.

I Veilederen anbefales det at mengder av lik type summeres under felles prosesser for at miljøbudsjettet skal være mest mulig oversiktlig. I denne oppgaven er det imidlertid brukt to ulike tilnærminger, for å kunne presentere resultatene på ulike måter. De mengdedata som er brukt er gitt per delstrekning, og det er derfor satt opp en modell i SimaPro som er strukturert ut fra delstrekninger, slik som vist i figur 8. Denne strukturen tilsvarer det som er angitt i Veilederens kapittel 2.9.



Figur 8 Modellstruktur i SimaPro med delstrekninger

Ettersom det kun er ett traséalternativ for prosjektet i denne oppgaven, har nivå 1 (traséalternativer) kun ett element. Nivå 2 representerer prosjektets livsløp inndelt i de ulike livsløpsfasene som definert i Veilederen; utbygging, vedlikehold (herunder vedlikeholdsavfall), og avhending.

Inndelingen av traséen i delstrekninger på nivå 3 er i Veilederen basert på funksjon (for eksempel dagsone og tunnelstrekning). Imidlertid er hele strekningen dagsone for E6 Kolomoen-Kåterud, og

delstrekningene på nivå 3 gjenspeiler derfor i stedet de definerte delstrekningene gitt i mengdedataarket. Bruer og andre betongkonstruksjoner kunne vært definert som ett eget element på nivå 3. Ettersom lengden veg som er lagt på bru utgjør en så liten del av total veglengde (1%), ansees det imidlertid som lite hensiktsmessig å behandle bruer som egne delstrekninger, og mengdedata for disse flyttes derfor i stedet til nivå 4. Dette betyr at miljøpåvirkningen fra bruer fordeles jevnt på hele vegen (eller delstrekningene) i resultatene.

I Veilederen deles nivå 4 inn etter prosesskoder. Hovedprosessene i Vegvesenets prosesskode (Statens Vegvesen, 2007a) er imidlertid mindre fysisk håndgripelige (for eksempel Hovedprosess 2 Sprengning og masseflytting) enn Jernbaneverkets prosesskoder. Elementene på nivå 4 er derfor inndelt skjønnsmessig etter det som ansees som de mest vesentlige vegelementene, med navn fra Vegvesenets prosesskoder: Kummer og rør; Vegfundament; Vegdekke; Vegutstyr; Bruer/betongkonstruksjoner (omdøpt fra *Bruer og kaier* i Vegvesenets prosesskoder, ettersom kaier ikke er relevant for E6 Kolomoen-Kåterud).

Elementene består av de ulike innsatsene som er definert i henhold til prosesskoder i mengdedata, med unntak av vedlikeholdsfasen, ettersom det ikke er gitt noen mengdedata for denne, og prosessene som inngår under denne ikke har noen tilsvarende prosesskode. En oversikt over fordelingen av innsatsfaktorer per element på nivå 4, samt total mengde for hele traséen per innsatsfaktor er gitt i vedlegg 1.

Når modellen er inndelt som i figur 8, er de ulike innsatsfaktorene fordelt per delstrekning, og det lar seg dermed ikke gjøre å se resultater for total miljøpåvirkning for hver innsatsfaktor aggregert for prosjektet som helhet. Derfor er det også satt opp en livsløpsmodell i SimaPro med en annen struktur. Denne betrakter hele traséen som ett element, der mengdeinnsatsene er summen av mengdene for alle delstrekningene. I praksis betyr dette at nivå 3 i figur 8 faller bort.

4.4 Vurdering av miljøpåvirkning fra betongkonstruksjoner og bruer

Vegprosjektet E6 Kolomoen-Kåterud berører utbygging, riving og/eller ombygging av totalt 5 bruer og 8 kulverter. En detaljert beskrivelse av de ulike betongkonstruksjonene er gitt i vedlegg 4. I hovedsak på grunn av innholdet av betong og armeringsstål, kan betongkonstruksjoner forventes å være relativt utslippsintensive komponenter i et vegprosjekt, og det er lagt spesiell vekt i oppgaveteksten på å kvantifisere andelen miljøpåvirkning som skyldes betongkonstruksjoner i E6 Kolomoen-Kåterud.

Miljøpåvirkning som skyldes riving av eksisterende bruer og kulverter i forbindelse med utbygging av vegen allokteres til utbyggingsfasen. Denne gjøres fordi det ikke beregnes noen miljøpåvirkning fra avhending av betongkonstruksjonene, i tråd med metodikken for avhending av selve vegen (se kapittel 4.3.1.2.1). Energiforbruk per m³ revet betongkonstruksjon er avhengig av maskininnsats, brulokalisering og andre faktorer. Dette gjør at det er vanskelig å estimere, og det forekommer store individuelle variasjoner med hensyn til skala på rivingsprosjekter (Steinsholt, 2013). I livsløpsmodellen er energibruk til riving beregnet ut fra et estimat for drivstofforbruk per volum betongkonstruksjon.

Nye eller endrede betongkonstruksjoner som er en del av vegutbyggingen antas å bli værende etter endt livsløp, og eventuell riving av disse tas ikke med i miljøregnskapet. Levetid for bruer prosjekteres vanligvis til 100år, men i henhold til metodikken i Veilederen allokteres all miljøpåvirkning som oppstår i

forbindelse med utbygging av betongkonstruksjoner til utbyggingsfasen for vegen. Vedlikehold av betongkonstruksjoner beregnes også derfor som de utskiftninger og vedlikeholdsprosesser som vil finne sted innenfor vegens levetid. Vedlikehold er kun inkludert som reasfaltering og utskifting av vegutstyr, grunnet manglende data for å beregne eventuelle andre vedlikeholdstiltak.

Energibruk til selve byggingen av bruer på strekningen er ikke inkludert. Dette vil naturligvis variere etter type og skala for hver betongkonstruksjon, blant annet ut fra om den støpes på byggestedet eller tiltransporteres ferdigstøpt. Miljøpåvirkning fra utbygging av betongkonstruksjonene vil derfor underestimeres noe, og denne underestimeringen vil være størst for de største betongkonstruksjonene. Miljøsammenlikningen av betongkonstruksjonene reflekterer dermed kun ulikheter i materialintensitet.

Det beregnes miljøpåvirkning fra alle betongkonstruksjonene samlet som andel av total miljøpåvirkning fra E6 Kolomoen-Kåterud. Resultatene beregnes totalt over livsløpet og fordelt per livsløpsfase, og det vil fortrinnsvis være mest interessant å undersøke hvor mye betongkonstruksjoner har å si for miljøpåvirkning fra utbyggingsfasen. For å undersøke hvilke materialinnsatser som er mest utslippsintensive, beregnes total miljøpåvirkning per innsatsfaktor. Det beregnes også klimapåvirkning totalt og per areal (angitt bruflate fra mengdedata) fra alle betongkonstruksjonene separat, for å undersøke om det er noen klar sammenheng mellom utslippsintensitet og type konstruksjon. Miljøpåvirkning som skyldes riving av eksisterende betongkonstruksjoner er ekskludert i denne sammenlikningen.

Tunstad bru

Ved Tunstad skal en eksisterende kulvert under E6 erstattes med trebru over vegen. Det er ikke angitt materialinnsatser for denne brua, og den kan således ikke inkluderes i miljøbudsjettet.

4.5 Sammenlikning av utbyggingsalternativer

Traséen for E6 Kolomoen-Kåterud kan grovt deles i to delstrekninger ut fra om utbygging skjer som utvidelse fra 2 til 4 felt eller bygging av 4 nye felt. Skillet går omtrent midt i delstrekning A4, og i sammenlikningen er strekningen 4 nye felt definert som delstrekning A1 til og med halvveis i delstrekning A4, mens resten av traséen regnes som utvidelse fra 2 til 4 felt. Miljøpåvirkning er først beregnet som total for hver delstrekning, og deretter per løpemeter (total miljøpåvirkning for hver delstrekning delt på delstrekningens lengde).

Denne tilnærmingen bygger på et noe forenklet bilde av ulikhetene mellom utbygging med 4 nye felt og utvidelse fra 2 til 4 felt. Forutsetningen som ligger til grunn er at delstrekningene ikke skiller seg vesentlig fra hverandre utover det at de bygges ut forskjellig. Dermed tas det ikke hensyn til ulikheter som skyldes geografiske faktorer, for eksempel mengden sprengning. Det tas heller ikke hensyn til underliggende årsaker for valg av utbyggingsstrategi, som formodentlig er tekniske forhold ved den eksisterende vegen eller ønsket funksjonalitet for den nye vegen. Dette er selvsagt en metodisk svakhet, men det ansees som den mest hensiktsmessige måten å sammenlikne på, gitt de data som har vært tilgjengelige i arbeidet med oppgaven. For å forsøke å lempe noe på denne svakheten, gjøres beregningene ekskludert miljøpåvirkning fra bruer og betongkonstruksjoner, for å unngå at ulikheter i materialmengder til betongkonstruksjoner per delstrekning spiller inn på sammenlikningen. I hovedsak

er det miljøpåvirkning fra utbygging som er interessant å sammenlikne, ettersom antakelsene om nødvendig drift og vedlikehold i vegens levetid er like. Ulikheter i drift- og vedlikeholdsfasen vil derfor skyldes underestimert av komponentutskiftinger for utvidet veg, som diskutert i kapittel 4.3.1.2.1.

4.6 Tiltak for å redusere miljøpåvirkning

Miljøbudsjettet bidrar til å identifisere, dokumentere og vurdere et prosjekts miljøprestasjon ved ulike materialvalg og tekniske løsninger, og gir således grunnlag for rangering av miljøtiltak. I Veilederen spesifiseres det at miljøtiltak kan gjøres på flere nivåer:

- a) **Teknologi og utforming** – alternativ utforming og konstruksjon av infrastrukturen og dens ulike komponenter med tanke på redusert materialbruk, vedlikehold, og/eller alternative materialer med lavere miljøpåvirkning
- b) **Mengder** – redusere materialforbruket
- c) **Materialsubstitusjon** – valg av alternative materialer med lavere miljøpåvirkning
- d) **Produsent/produksjonsteknologi** – kriterier/krav for bevisst valg av produsenter og produksjonsteknologi med forbedret miljøprestasjon
- e) **Transport** - redusere transportbehov for materiell og masser ved bevisst valg av produsenter, leverandører og massedeponier i kort distanse fra anleggsområdet

Som beskrevet i kapittel 3.3.1.1, er det hensiktsmessig å ta utgangspunkt i miljøtiltak for de innsatsfaktorene som gir størst miljøbelastning. Av tidshensyn er det dessuten ikke mulig å vurdere alle potensielle miljøtiltak for hver innsatsfaktor som er definert for E6 Kolomoen-Kåterud i denne oppgaven. Vurderingen begrenses derfor til miljøtiltak som er relevante for den planfasen prosjektet befinner seg i, og de innsatsfaktorene som bidrar i størst grad til miljøpåvirkning. Dessuten legger også eksisterende teknologi og erfaring med miljøtiltak for vegutbyggingsprosjekter begrensninger for hvilke miljøtiltak som kan vurderes, og de tiltakene som er undersøkt er i hovedsak hentet fra litteraturgrunnlaget.

Ut fra dette ansees ikke punkt a) ovenfor som relevant, ettersom trasé, utforming og tekniske løsninger er valgt for prosjektet. Dette omfatter eventuelle miljøgevinster fra endrede konseptvalg for bruer og betongkonstruksjoner, selv om dette til en viss grad evalueres ved at miljøpåvirkning fra de ulike bruene sammenliknes. Videre forutsettes de mengdedata som er gitt for prosjektet å være faste, ettersom dimensjonene som ligger til grunn for mengdeanslagene i stor grad ikke er oppgitt, og forfatter ikke ansees å besitte tilstrekkelig kunnskap om vegbygging til å vurdere hvorvidt disse mengdeinnsatsene kan endres. Dermed faller også punkt b) til en viss grad bort som grunnlag for miljøtiltak. Dette omfatter ikke endring i antakelser om dekkefornyelse, der total asfaltmengde over vegens livsløp kan variere betraktelig (den gitte asfaltmengden til førstegangslegging av slitelag forutsettes imidlertid konstant).

For vurdering av c) og d) brukes ulike relevante miljødeklarasjoner (EPD). For å være i størst mulig overensstemmelse med Veilederen, er det ikke brukt EPD-data for innsatsfaktorene i livsløpsmodellen. Et unntak er asfalt, der det ikke finnes noen passende generisk prosess i Ecoinvent. Virkningen av å benytte spesifikke data fra EPD for alternative materialer vurderes under miljøtiltak (bruk av spesifikke EPD-data vurderes også under sensitivitetsanalysen, se kapittel 6.1.3.1). Når EPD-data brukes, gjøres

dette ved å endre på eksisterende generiske prosesser fra Ecoinvent i henhold til material- og/eller energibruk i EPD. Slik oppnås ikke total overensstemmelse med den eksakte miljøpåvirkningen som er oppgitt per funksjonell enhet i EPD. Imidlertid, ettersom E6 Kolomoen-Kåterud har passert det planstadiet der disse vurderingene kunne fått konsekvenser for bygging, ansees denne fremgangsmåten som tilstrekkelig god for behovet i denne oppgaven.

Dersom de ansvarlige for miljøbudsjettet i et prosjekt ikke har særlig kjennskap til hvilke innsatser som vil være bestemmende for miljøpåvirkning, er det svært viktig å basere valg av miljøtiltak på resultatene fra miljøbudsjettet. Ut fra tidligere analyser av vegprosjekter er det imidlertid mulig å forutsi med rimelig sannsynlighet hvilke materialer og komponenter dette vil være, og konklusjonene fra litteraturstudien i kapittel 2 brukes her som utgangspunkt for vurdering av relevante miljøtiltak.

Begrepet *miljøtiltak* i dette kapitlet vil i hovedsak være synonymt med tiltak for å redusere klimapåvirkning. Som nevnt i kapittel 4.3.2, gis klimapåvirkning høyere prioritering enn de øvrige påvirkningskategoriene i Veilederen (og samfunnet for øvrig), og det er derfor i hovedsak tiltak for å redusere denne som er av interesse å undersøke. Imidlertid påpekes det også i Veilederen at miljøpåvirkning for alle kategorier skal beregnes for eventuelle miljøtiltak, og det skal dokumenteres at alternativer som gir redusert klimapåvirkning ikke fører til økt miljøbelastning for de øvrige kategoriene.

Vegutbygging er ressursintensivt, og forbruk og prosessering av ressurser er belastende for miljøet, i tillegg til at det tapper ressurskildene, som i stor grad er ufornybare. Samtidig genererer vegutbygging avfall, som bidrar til miljøpåvirkning gjennom transport og avfallsbehandling. Å gjenvinne byggeavfall i nye byggeprosjekter er derfor ønskelig for å løse to problemer med ett tiltak. Imidlertid må det tas hensyn til at avfallet kan være forurenset, slik at det potensielt kan skape uforutsette bivirkninger for miljøet dersom det ikke håndteres på rett måte. Utlekking av forurensninger fra gjenbruksbetong er ett eksempel på dette. Dessuten er det avgjørende at gjenbruksmaterialet oppfyller de samme tekniske krav hva materialeegenskaper angår som det jomfruelige materialet det erstatter, slik at det ferdige produktets funksjonalitet ikke svekkes.

Både prosessering og transport er kostnadskreven, og derfor bestemmende for lønnsomheten av resirkuleringstiltak. Å unngå å måtte transportere vekk og kvitte seg med avfall på fylling kan utgjøre en vesentlig kostnadsbesparelse for utbygger/entreprenør. Ettersom ressurspriser stadig øker grunnet økende etterspørsel og minkende ressurslagre, vil kostnadsbesparelsen ved å gjenbruke avfallsprodukter som tilslag også være økende i fremtiden (Horvath, 2003b). Imidlertid utgjør resirkuleringsprosessen også en kostnadspost som spiller inn i den totale lønnsomhetsvurderingen.

Avfallsprodukter som kan gjenbrukes i vegbygging kan komme fra det samme vegprosjektet (for eksempel betong og asfalt), andre byggeprosjekter (rivingsavfall) eller industri (for eksempel flyveaske) (ibid.).

4.6.1 Asfalt

EUs rammeverkdirektiv for avfall 2008/98/EC legger vekt på forebygging, reduksjon, gjenbruk og gjenvinning av avfall, og setter et mål for gjenvinning av ikke-skadelig avfall fra bygging og riving (inkludert asfalt) på 70% innen 2020 (Miliutenko et al., 2013).

For asfaltdekker er det identifisert mange ulike avfallstyper som kan brukes som tilslag i produksjon, blant andre returafalt, flyveaske, bildekk og glass (Horvath, 2003b). For denne oppgaven tas det imidlertid utgangspunkt i de gjenbruksmaterialene som er anerkjent som trygge å bruke i norsk sammenheng, og dette begrenser utvalget til returafalt.

Returafalt er asfaltflak eller fresemasse etter arbeider på eksisterende asfaltdekker (KFA, 2010). Denne kan enten gjenbrukes eller gjenvinnes. I en rapport fra European Asphalt Pavement Association (EAPA, 2005) defineres gjenvinning av asfalt som bruk av returafalt som tilsats i ny produksjon, der bitumen og grus i returafalten betraktes som likeverdig fra et funksjonsperspektiv som de jomfruelige materialene i asfalten som produseres. I gjenbruk av asfalt, derimot, brukes returafalten (i ubundet form, granulat) som byggemateriale i fyllinger, forsterkningslag eller bærelag, og asfaltmaterialene oppfyller således en funksjon som ansees som underordnet den de oppfylte da de inngikk i asfaltdekket (ibid.).

Returafalt kan anvendes både i forsterkningslag, bærelag, bindlag og slitelag, men kun i de to førstnevnte for vegger med relativt lav ÅDT (Statens Vegvesen, 2011a). For denne oppgaven er det derfor kun relevant å vurdere bruk av returafalt i slitelaget. Bruk av gjenbruksafalt kan skje gjennom både kald og varm gjenvinning på veg og i asfaltverk, men best utnyttelse oppnås ved varm gjenvinning (KFA, 2010). Returafalten kan da forvarmes før tilsetning i ordinær produksjon, eller tilsettes kald før hele mengden varmes opp. Utlegging av varmt dekke med innhold av returafalt kan skje på vanlig måte uten spesielle hensyn. Varm gjenvinning av asfalt direkte på vegen kalles også remixing. Denne teknikken er stort sett kun egnet for motorveger, ettersom den kun kan gjennomføres på rette strekninger (Miliutenko et al., 2013). Kald gjenvinning er mest relevant for bruk i bærelag og forsterkningslag, og er dessuten ikke aktuelt for bruk på høytrafikkerte vegger (Miliutenko et al., 2013).

Flere studier viser at varm gjenvinning av returafalt gir ny asfalt av tilsvarende kvalitet som asfalt produsert med kun jomfruelige materialer (Miliutenko et al., 2013). Imidlertid er det indikasjoner på at dekk lagt med varm gjenvinning vil ha kortere levetid enn tradisjonelt dekke, med mindre det tilsettes stoffer for å gjenoppfriske det «gamle» bindemiddelet (asphalt rejuvenation) (ibid.). Dette anbefales dessuten også for å unngå oppsprekking i asfaltdekker med høyt innhold av returafalt. Midler for gjenoppfriskning av bindemiddel har vært forbundet med miljøproblemer, og hvilket middel som brukes er derfor vesentlig for å unngå å erstatte et miljøproblem med et annet.

Transport av returafalt er en vesentlig bidragsyter til klimapåvirkning fra bruk av returafalt (ibid.), og transportavstander spiller derfor inn i stor grad i vurderingen av miljøbesparelse ved gjenvinning/gjenbruk. Det settes i utgangspunktet ingen begrensninger for andelen returafalt i varm gjenvinning i henhold til Vegnormalen, og denne kan variere fra 0%-100% (KFA, 2010). Et krav er imidlertid at returafalten ikke må inneholde tjære, ettersom dette kan forårsake utslipp av PAH (Polycyclic Aromatic Hydrocarbons) ved varmt gjenbruk (ibid.). Ettersom tjæreholdig asfalt har vært brukt i svært liten grad i Norge, er dette ikke et utstrakt problem (Statens Vegvesen, 2007b).

4.6.2 Betong

Betong er et av de mest brukte byggematerialene i de fleste typer infrastruktur, og i snitt produseres det ca. ett tonn betong per år for hvert menneske på planeten (Van den Heede & De Belie, 2012). På grunn

av sementinnholdet forbindes betong med relativt høy klimapåvirkning. Sementproduksjon står årlig for ca. 5% av menneskeskapte CO₂-utslipp (Hasanbeigi et al., 2012). CO₂-utslipp fra sementproduksjon skyldes både direkte utslipp fra forbrenning av drivstoff i sementmøllen og indirekte utslipp fra produksjon av elektrisitet (Van den Heede & De Belie, 2012). Det sistnevnte avhenger naturligvis av hvilken energikilde som brukes i kraftproduksjon.

Mer miljøvennlige betongtyper har i senere år blitt utviklet for å redusere klimapåvirkningen fra byggeprosjekter, og ofte har målet med disse vært å redusere sementforbruket (Van den Heede & De Belie, 2012). Imidlertid medfører dette at andre komponenter i betongen må endres eller at andre stoffer må tilsettes for at materialets funksjonalitet ikke skal svekkes. Det er derfor viktig å vurdere alle komponentene i betongen, samt bruksområdet, for å få en god miljøvurdering og unngå problem shifting.

Flyveaske

Flyveaske er en av de mest brukte industriavfallsproduktene i byggematerialer, i hovedsak som tilslag i sement. Flyveasken fungerer som erstatningsmateriale for sementklinker, som er svært karbonintensivt. Bruk av flyveaske i sement gir mer holdbar og mindre gjennomtrengelig betong, men det gjør også herdeprosessen tregere (Horvath, 2003b).

I rapporten for Miljøbudsjett Follobanen ble bruk av en alternativ sementtype med 20% innhold av flyveaske undersøkt, og funnet å gi opptil 8% reduksjon i total klimapåvirkning. Norcem har publisert en EPD for «Lavkarbonsement», som har 30% innhold av flyveaske per masse (Norcem AS, 2011).

Gjenbruk av knust betong

Den knuste betongen som blir igjen etter riving av eksisterende betongkonstruksjoner og fjerning av armeringsstål forutsettes i utgangspunktet å deponeres. Gjenbruksbetong kan etter vegnormalen benyttes i vegens bærelag (kun for gang-/sykkelveger), vegfyllinger eller forsterkningslag. For E6 Kolomoen-Kåterud testes miljøgevinsten av å bruke knust betong fra riving av betongkonstruksjoner i forsterkningslaget ved å fjerne transport av knust betong til eksternt deponi, samt transport og knusing av mengden sprengt stein som erstattes av betongen.

4.6.3 Stål

Fordi stålproduksjon er svært energiintensivt, kan bruk av resirkulert stål som tilslag i ny produksjon gi vesentlige besparelser i total miljøpåvirkning forbundet med stålproduktet. Tilvirkning av primærstål forbruker mer energi enn produksjon av sekundærstål på grunn av energien som kreves for å omdanne jern til stål (World Steel Association, 2007). Det er derfor billigere å anvende resirkulert stål, og i tillegg kan stål i prinsippet gjenvinnes i det uendelige uten kvalitetsforringelse. Det er dermed rimelig å undersøke miljøgevinst fra økt andel resirkulert stål for materialinnsatsene i E6 Kolomoen-Kåterud. Innvirkning av ulike antakelser for armeringsstål er diskutert i sensitivitetsanalysen (se kapittel 5.1.4.4), og miljøtiltak for stål som vurderes gjelder derfor bare for stålforbruk i vegutstyr (rekkverk og viltgjerde).

4.7 Beregninger med EFFEKT

Som beskrevet innledningsvis, er et av oppgavens formål å sammenlikne bruk av metodikken i JBV's Veileder på et vegprosjekt med den gjeldende metodikken for beregning av miljøpåvirkning fra

vegprosjekter i SVV. EFFEKT-metodikken beskrives mer spesifikt her for å belyse hvilke faktorer som vil kunne skape ulikheter i resultatene mellom de to metodene. I tillegg beskrives tilnærmingen som er brukt for å sammenlikne resultatene som beregnes med EFFEKT-metodikken for E6 Kolomoen-Kåterud med resultatene fra livsløpsmodellen i SimaPro.

4.7.1 Beregningsmetodikk i EFFEKTs klimamodul

Beregningene for EFFEKT-metodikken er gjort i henhold til beskrivelsen og likningene gitt i «Dokumentasjon av modul for beregning av energiforbruk og klimagassutslipp i EFFEKT» (Sandvik & Straume, 2011). I EFFEKT-verktøyet vises resultatene for brukeren som totalverdier for klimapåvirkning og energibruk. Verktøyet har vært tilgjengelig i arbeidet med oppgaven, men fordi det har vært nødvendig å vurdere resultater per innsatsfaktor, er dette ikke brukt i beregningene. For å få mest mulig detaljerte resultater og en gjennomsliktig sammenlikning, er beregningene satt opp ut fra dokumentasjonen i et eget regneark, og de resulterende mengdene er koblet med de gitte koeffisientene for klimapåvirkning og energibruk. Resultatene er gitt som klimapåvirkning [kg CO₂-ekv.] og energibruk [MJ] forbundet med hver innsatsfaktor, og som totalverdi for alle innsatser inndelt etter livsløpsfase. Ettersom denne oppgaven kun omhandler livsløpsanalyse for veginfrastruktur, er miljøpåvirkning fra trafikk utelatt i EFFEKT-beregningene. Innsatsfaktorene som er inkludert for de ulike vegelementene og livsløpsfasene i EFFEKT er gitt i tabell 5, og de relevante innsatsene for denne oppgaven er angitt med rødt omriss.

Tabell 5 Innsatsfaktorer i EFFEKT

Materialtype	Enhet	Element				Fase		
		Veg i dagen	Tunnel	Bru	Ferje	Bygging	Drift og vedlikehold	Transport
Asfalt	tonn	x	x	x		x	x	
Pukk	tonn	x				x		
Asfaltert grus	tonn	x				x		
Sprengstein	tonn	x				x		
Asfaltmembran	kg			x		x		
Stål	tonn	x	x	x	x	x		
Betong	m ³		x	x		x		
Armering	tonn		x	x		x		
PE-skum	kg		x			x		
Sprengstoff	kg	x	x			x		
Aluminium	tonn				x	x		
Maling	tonn				x	x	x	
Kobber	tonn				x	x		
Plast	tonn				x	x		
Glass	tonn				x	x		
Transportarbeid	tonnkm	x	x			x		
Diesel	liter	x	x			x		x
Elektrisitet	kWh		x			x	x	x
Bensin	liter							x
MGO	liter						x	x
LNG	liter MGO-ekv						x	

Som nevnt i metodekapitlet, hentes de fleste data som brukes i klimamodulen i EFFEKT fra data som allerede er lagt inn i verktøyet. De inndata som kan spesifiseres av bruker (og som er relevante for denne oppgaven) er:

- Levetid/analyseperiode

- Veglengde
- Antall kjørefelt
- Vegbredde
- Skulderbredde
- Dekktype
- Bruareal og type (stål/betong)
- Lengde med vegbelysning
- Gjennomsnittlig skjærings-/fyllingshøyde
- Andel fjell
- Rekkverksandel

Vegens levetid (inkludert alle elementer) er i EFFEKT satt til 40 år som standardverdi, men for å samsvare med SimaPro-modellen, er den satt lik 60 år i beregningene gjort her. Som det fremgår av tabell 5, omfatter livsløpet kun utbyggingsfasen og drift- og vedlikeholdsfasen.

Lagtykkelser for forsterkningslag, bærelag og slitelag er angitt ut fra ÅDT-klasse, som vist i tabell 6 (gjeldende verdier for denne oppgaven er angitt med rødt omriss).

Tabell 6 Lagtykkelser i EFFEKT

ÅDT	Lagtykkelser i overbygningen (m)		
	Forsterkningslag (T _n)	Bærelag (T _b)	Slitelag, asfalt (T _{sl})
< 1.500	0,40	0,14	0,04
1.500 < ÅDT < 4.000	0,50	0,15	0,06
4.000 < ÅDT < 8.000	0,60	0,17	0,08
8.000 < ÅDT < 12.000	0,65	0,18	0,08
12.000 < ÅDT < 20.000	0,75	0,18	0,08
> 20.000	0,80	0,18	0,08

For E6 Kolomoen-Kåterud stemmer disse antakelsene relativt godt for slitelag og bærelag (henholdsvis 8cm og 14cm i tykkelse), men mindre godt for forsterkningslaget (angitt å være ca. 2m tykt). I EFFEKT forutsettes det at bærelaget består av 10% asfaltert grus og resten pukk. Ettersom mengdedata for E6 Kolomoen-Kåterud tilsier at bærelaget består av 74%-100% asfaltert grus, må denne antakelsen sies å stemme svært dårlig for vegprosjektet som vurderes.

Det påpekes i dokumentasjonen at beregningsmetodikken for volum av fjell og løsmasser er veldig grov, ettersom den baserer seg på estimater for andel fjell og skjærings-/fyllingshøyde der vegen bygges, og at bruk av mengdedata for slike masser ville vært mer nøyaktig. Mengdene beregnes på grunnlag av forutsetninger om tverrsnittarealer. Det angis fylkesvise gjennomsnittsverdier, og verdier for sprengning, transport og drivstofforbruk i anleggsmaskiner beregnes på grunnlag av de resulterende mengdene. Stålforsbruk i rekkverk beregnes i via fylkesvise rekkverksandeler, det vil si satte forholdstall for hvor stor andel av total veglengde som forventes å ha rekkverk (for eksempel, dersom vegen har rekkverk på begge sider på hele strekningen, vil rekkverksandelen være 2).

Fylkesvise gjennomsnittsverdier for skjærings- og fyllingshøyde, andel fjell og rekkverksandel er gitt i tabell 7 (verdier brukt i denne oppgaven i rødt omriss).

Tabell 7 Fylkesvise gjennomsnittsverdier

Fylke	Gjennomsnittlig skjærings-/fyllingshøyde H_{sf} (m)	Andel fjell AN_f	Andel rekkverk AN_r
Østfold	1,0	0,25	0,26
Akershus	1,0	0,25	0,35
Oslo	1,0	0,25	0,91
Hedmark	1,0	0,25	0,18
Oppland	1,5	0,40	0,35
Buskerud	1,5	0,40	0,29
Vestfold	1,5	0,40	0,29
Telemark	1,5	0,50	0,32
Aust-Agder	1,5	0,50	0,35
Vest-Agder	1,5	0,50	0,38
Rogaland	1,5	0,60	0,53
Hordaland	1,8	0,80	0,50
Sogn og Fjordane	1,8	0,80	0,48
Møre og Romsdal	1,5	0,60	0,46
Sør-Trøndelag	1,5	0,40	0,38
Nord-Trøndelag	1,5	0,40	0,24
Nordland	1,5	0,40	1,16
Troms	1,5	0,35	0,29
Finnmark	1,0	0,30	0,24

Det antas lik transportavstand for alle typer masseflytting i EFFEKT, og denne er satt til 1km. Drivstofforbruk i anleggsmaskiner til bearbeiding av løsmasser beregnes på grunnlag av de beregnede massene og masseomregningsfaktorer (for å korrigere fra fast til løst volum), med dieselforbruk satt til 0.8l/m³. Den tilsvarende prosessen som er brukt for massebearbeiding i SimaPro har til sammenlikning et angitt forbruk på 0.1l/m³. Imidlertid er massebearbeiding ikke definert som en egen prosess i SimaPro-modellen, og innvirkningen av denne antakelsen lar seg derfor ikke utprøve direkte.

Mengde betong og armering i bruer beregnes ut fra satte tall for gjennomsnittlige mengder per m² bruoverflate, gitt i tabell 8:

Tabell 8 Gjennomsnittlige materialmengder for bruer i EFFEKT

Material	Enhet	Betongbru	Stålbru
Betong (BE)	m ³ /m ²	1,31	0,71
Stål (ST)	tonn/m ²	0	0,22
Armering (AR)	tonn/m ²	0,22	0,11
Asfaltmembran (ASM)	m ² /m ²	1,00	1,00

I klimamodulen gis brukeren valget mellom å bruke koeffisienter for energibruk og klimapåvirkning som baserer seg på enten norsk eller nordisk elektrisitetssmiks. I denne oppgaven er det valgt å gjøre EFFEKT-beregningene med koeffisienter for nordisk elektrisitetssmiks, med unntak av for direkte

elektrisitetsforbruk, der norsk miks antas. En slik taktikk er ikke mulig i EFFEKT-programvaren, men dette samsvarer best med føringene fra JBV's veileder, og vil gi derfor gi den riktigste sammenlikningen.

4.7.2 Sammenlikning av resultater fra EFFEKT og SimaPro

Beregnet total miljøpåvirkning (klimate og energi) og påvirkning per innsats og livsløpsfase fra EFFEKT-modellen sammenliknes med tilsvarende resultater fra SimaPro-modellen. Avvik som måtte oppstå i resultatene mellom de to metodene kan skyldes tre ulike faktorer:

1. **Antall innsatser som er inkludert:** Dette vil naturlig nok være høyere for SimaPro-modellen enn for EFFEKT. Det interessante vil her være å se hvor stort utslag de innsatsene som ikke inkluderes i EFFEKT gir for totalresultatet i SimaPro, og således om det er systematisk underestimert av miljøpåvirkning i EFFEKT på grunn av faktorer som ikke vurderes.
2. **Utslippskoeffisienter:** Dette kan sammenliknes mellom modellene for de innsatsfaktorene som er definert med like systemgrenser (og til en viss grad også de som er definert forskjellig, ved hjelp av omregninger).
3. **Mengder:** For de aller fleste innsatsene i SimaPro er mengdene gitt i prosjektets kostnadskalkyle, og må således betraktes som de mest korrekte anslagene for mengdene som inngår i prosjektet. I EFFEKT er de fleste mengder beregnet på grunnlag av antakelser om veggeografi og trafikkbelastning, med variasjoner basert på hvilket fylke vegen bygges i. Antakelsene som ligger til grunn for beregning av mengder i EFFEKT vil med all sannsynlighet ha ulik grad av overenstemmelse med E6 Kolomoen-Kåterud. Ulikheter kan dermed oppstå mellom beregnede og angitte mengder.

En vesentlig metodisk motsetning mellom de to metodene er at EFFEKT er et tidligfaseverktøy, mens JBV's metodikk tilsier at fullskala LCA kun er fornuftig i en planfase som tilsvarer JBV's hovedplan eller senere. I en tidlig planfase vil datamengden være svært begrenset. Klimamodulen i EFFEKT er basert på kun å inkludere de mest vesentlige material- og energiinnsatsene, og dessuten i hovedsak å bruke de inndata som allerede rapporteres i nytte-kostnadsverktøyet, for å unngå tilleggsinnsamling av data for å beregne klimapåvirkning fra prosjekter.

For å overkomme denne problematikken, og dermed kunne sammenlikne EFFEKT og JBV's metodikk på et mer «rettferdig» grunnlag, er det valgt å bruke en forenklet modell i SimaPro der kun de innsatsfaktorene som tilsvarer de angitt i EFFEKT er inkludert. Mengdeangivelsene og antakelsene i SimaPro-modellen holdes like som før, men alle materialer og komponenter som ikke omtales i EFFEKT utelates fra analysen. Denne modellen gir likevel ikke nøyaktig de samme innsatsene som i EFFEKT. Dette skyldes at SimaPro-modellen vesentlig mer kompleks enn klimamodulen i EFFEKT, ettersom den sistnevnte beregner masser for uavhengige enkeltaktiviteter, og deretter multipliserer disse med koeffisienter for energibruk og klimapåvirkning, mens SimaPro-modellen er et mer omfattende system av prosesser som innvirker på hverandre. De gitte mengdeinnsatsene i EFFEKT tilsvarer til dels mer sammensatte prosesser i SimaPro-modellen slik den er definert i denne oppgaven – for eksempel vil mengden «Sprengstein» i EFFEKT tilsvare prosessen «Forsterkningslag» i SimaPro. Mens «Sprengstein» kun refererer til en mengde beregnet fra andel fjell som antas for vegen og transporteres til anlegget, inkluderer «Forsterkningslag» knusing av sprengt stein, transport av sprengt stein fra deponi til anlegg,

massebearbeiding og komprimering av forsterkningslaget. Et forsøk på å ytterligere viske ut disse ulikhetene ville kunne være å definere en ny og enda mer forenklet modell i SimaPro der kun de rene materialprosessene brukes. Imidlertid er en del av poenget med sammenlikningen at modellstrukturen i SimaPro skal beholdes lik, nettopp for å se hvor mye disse ekstra kompleksitetene bidrar til ulikheter i resultatene mellom modellene.

Det bør nevnes at det ikke gjøres noen tilsvarende forenkling fra EFFEKT-modellens side for de innsatsene som ikke er inkludert i SimaPro-modellen. Dette gjelder imidlertid kun asfaltmembran på bruer, og det antas ikke å ha særlig stor betydning for resultatene. Det bør også nevnes at selv denne tilnærmingen forutsetter at visse mengdeangivelser foreligger, ettersom SimaPro-modellen baserer seg på mengdeinnsatser, og ikke beregner disse via veg-geografi, slik som i EFFEKT. Dersom et vegprosjekt befinner seg i en så tidlig planfase at slike mengdedata ikke foreligger, kan denne metodikken derfor ikke følges. Imidlertid kan det tenkes at et mulig tidligfaseverktøy tilpasset for veg (slik som JBV's tidligfaseverktøy for jernbane), kunne vært brukt i stedet. Dette vil imidlertid med stor sannsynlighet måtte bygge på standard vegprofiler, og således muligens være svært likt EFFEKT-modellen.

Dersom den ovennevnte årsak 1) til avvik i resultatene elimineres ved å kun sammenlikne resultater for like innsatser, kan utslaget fra ulikheter i koeffisienter og i mengder undersøkes mer dyptgående hver for seg. Innvirkningen av ulike mengder av innsatsfaktorene undersøkes ved at koeffisientene i regnearket settes lik de koeffisientene som er beregnet i SimaPro-modellen. Dette lar seg gjøre for de innsatsfaktorene som er definert med lik enhet i begge metoder, eller som kan omregnes til å ha lik enhet. Dette omfatter alle innsatser med unntak av transportarbeid og dieselforbruk i anleggsmaskiner, ettersom det ikke finnes egne prosesser for dette i SimaPro-modellen (disse er innlemmet i alle andre prosesser). Som nevnt, er asfaltmembran på bruer ikke er inkludert i SimaPro-modellen, og utslippsfaktorer for denne innsatsen kan følgelig ikke sammenliknes mellom metodene. Ulikheter i koeffisienter kan kvantifiseres direkte ved sammenlikning, men innvirkningen av disse på resultatene kan også undersøkes nærmere ved å holde alle mengder like i begge modeller. Dette gjøres ved å overstyre mengdeberegningene i EFFEKT, og i stedet sette inn de angitte mengdene som brukes i SimaPro.

4.8 Usikkerhetsvurdering og sensitivitetsanalyse

Usikkerhet vurderes kvalitativt for LCA-modellen i SimaPro på grunnlag av skjønnsmessig vurdering av påliteligheten til kildedata og hvor godt de ulike antakelsene i modellen kan forventes å stemme med virkelige forhold.

4.8.1 Usikkerhetsvurdering

Usikkerhet i data

Livsløpsmodellen for E6 Kolomoen-Kåterud er i hovedsak basert på spesifikke mengdeestimer for prosjektet. Ettersom dette er nettopp estimer for forventet mengdeforbruk i prosjektet på planleggingsstadiet, er de forbundet med en viss usikkerhet. Relativt til andre data som er benyttet i oppgaven, må de likevel ansees å ha lav usikkerhet, fordi de er de mest prosjektspesifikke. Det er kun gitt mengder for utbyggingsfasen, og alle mengdeinnsatser i drift- og vedlikeholdsfasen er derfor basert

på generelle antakelser fra andre kilder. Dette omfatter asfalmengde til reasfaltering, total mengde komponenter som skiftes ut over livsløpet, og frekvens for vedlikeholdsarbeid under vinterdrift. Det er dessuten umulig å med sikkerhet forutsi mengden drift og vedlikehold som vil forekomme over levetiden for en veg, ettersom det avhenger av svært mange og variable faktorer. Disse mengdene ansees derfor å i utgangspunktet ha høy usikkerhet. Asfaltforbruk til reasfaltering er beregnet fra angitt asfalmengde fra kostnadskalkylen, koblet med verdi for mengden asfalt som forbrukes i reasfaltering, sammenliknet med førstegangslegging, og frekvens for påregnet antall reasfalteringer over vegens livsløp (begge hentet fra litteratur, se vedlegg 3). Av disse parameterne ansees antall dekkefornyelser å være den mest usikre, men ettersom de to øvrige parameterne er mindre usikre, vurderes reasfaltering å ha noe lavere usikkerhet enn de øvrige drift- og vedlikeholdsaktivitetene i modellen.

Av andre parametere som vil introdusere usikkerhet i analysen, er det vesentlig å nevne transportavstander. Det er brukt ulike antakelser i livsløpsmodellen for E6 Kolomoen-Kåterud, men i stor grad er avstander for transport inn og ut av anlegget satt ut fra det som er angitt i Veilederen. Disse tallene er stort sett basert på svært generelle estimater for gjennomsnittsavstander innen Norge, Norden og Europa, og kan derfor med rimelig stor sikkerhet forventes å avvike fra faktiske transportavstander. I noen tilfeller er det beregnet spesifikke avstander for transport til anlegget for E6 Kolomoen-Kåterud (for eksempel for sement), som er definert som unntak fra de generelle føringene i Veilederen. Jevnt over må det likevel sies at transportavstander er forbundet med høy usikkerhet i analysen. Det er lagt større vekt på å finne gode estimater for gjennomsnittlige avstander for masseflytting i anlegget, ettersom dette erfaringsmessig kan forventes å ha vesentlig innvirkning på total klimapåvirkning. Disse er derfor beregnet ut fra sannsynlig beliggenhet for massedeponier i og rundt anlegget (se vedlegg 3 for detaljer). Ettersom dette innebærer større bruk av spesifikke data, ansees transportavstander for masseflytting å ha middels usikkerhet.

Modellusikkerheter

I tråd med metodikken i Veilederen er det lagt vekt på å bruke generiske prosesser fra Ecoinvent i utstrakt grad i livsløpsmodellen i SimaPro. Disse prosessene er omfattende og har konsekvente systemgrenser, og er gode tilnærminger for gjennomsnittlig produksjon og behandling av materialer. Imidlertid representerer de fleste Ecoinvent-prosessene gjennomsnittlige verdier for Europa, noe som innebærer bruk av europeisk elektrisitetsmikser. Ettersom verdien for miljøpåvirkning er vesentlig høyere for denne enn for nordisk og norsk elektrisitetsmikser, kan dette bety at miljøpåvirkning overestimeres noe ved bruk av generiske prosesser. Det er lagt føringer i Veilederen for hvordan elektrisitetsmikser skal behandles i modelleringen, og det anbefales også at det utføres sensitivitetsanalyse der ulike mikser (nordisk og europeisk, i tillegg til norsk) testes for direkte elektrisitetsforbruk. Dette testes derfor for livsløpsmodellen for E6 Kolomoen-Kåterud, men øvrig usikkerhet relatert til Ecoinvent-prosessene ansees som neglisjerbar, og testes derfor ikke.

De prosessene i modellen som ikke direkte er basert på generiske prosesser bruker andre generiske prosesser som input, koblet med angitte eller estimerte mengder. Dette gjelder for eksempel prosessen for asfalt, ettersom det ikke finnes noen generisk asfaltprosess i Ecoinvent. Denne er basert på miljødeklarasjonsdata (EPD) som representerer norsk gjennomsnitt. Imidlertid er denne miljødeklarasjonen laget for en annen asfalttype (Agb11) enn det som er benyttet for E6 Kolomoen-

Kåterud (Ab16), men ettersom det i hovedsak er typen bindemiddel som skiller disse, og det kun finnes en bitumen-prosess i Ecoinvent, ansees dette likevel som en god tilnærming som introduserer relativt liten usikkerhet (for detaljer, se vedlegg 3). Det er lagt størst vekt på å finne plausible antakelser for de største mengdeinnsatsene som er angitt. De prosessene som omfatter mindre mengdeinnsatser kan derfor anses som mer usikre, men ettersom dette er gjort fordi de kan antas å ha liten innvirkning på totale resultater, ansees usikkerheten å være av liten betydning. Dette testes dessuten i sensitivitetsanalysen.

Usikkerhet forbundet med ukjente data

Livsløpsmodellen inneholder ikke alle de materialene og prosessene som er angitt i E6 Kolomoen-Kåterud, men kun de som på grunnlag av mengde og skjønnsmessig vurdering av miljørelevans ansees som hensiktsmessige å inkludere. Det introduseres dermed en usikkerhet i analysen forbundet med miljøpåvirkning fra de innsatsfaktorene som ikke er vurdert. Av de 47 prosessene angitt i mengdedata er 32 medregnet i livsløpsinventaret, noe som ansees som en relativt høy «dekningsgrad». Prosessene som ikke er medregnet utgjør små mengder i det totale bildet, og er på grunnlag av annen vegbyggingslitteratur vurdert til å ha et svært begrenset potensiale til å forårsake vesentlig miljøbelastning, sammenliknet med vegens hovedkomponenter. Den totale usikkerheten forbundet med potensiell miljøpåvirkning fra ekskluderte prosesser anses derfor som relativt lav.

4.8.2 Sensitivitetsanalyse

Formålet med sensitivitetsanalyse er å identifisere de parameterne i modellen som gir størst utslag for totale resultater dersom de endres. Ettersom klimapåvirkning har høyest prioritet i Veilederen, gjøres sensitivitetsanalysen kun for denne påvirkningskategorien. Når de mest sensitive parameterne for klimapåvirkning er identifisert, sammenliknes disse med de parameterne som ansees som mest usikre. Dersom det finnes parametere i modellen som både er usikre og har høy sensitivitet, bør det nedlegges spesiell innsats for å kvantifisere disse så nøyaktig som mulig, for å opprettholde modellens robusthet.

Sensitivitetsanalysen for livsløpsmodellen i denne oppgaven utføres generelt for alle innsatsfaktorene, og spesielt for de innsatsfaktorene og modellparameterne som ansees som spesielt viktige å vurdere. Den generelle sensitivitetsanalysen utføres etter OAT-metoden (se kapittel 3.5.2) ved at de parameterne som testes varieres med 10% av verdien. Denne verdien ansees som fornuftig, ettersom det ikke er grunnlag for å gjøre mer nøyaktige antakelser rundt usikkerheten for hver parameter, fordi alle må anses som mer eller mindre usikre uten inngående kjennskap til hvordan kostnadsestimat for de ulike postene er beregnet. Resultatene fra sensitivitetsanalysen presenteres i kapittel 5.1.4. Ikke alle kilder til usikkerhet i analysen i denne oppgaven lar seg vurdere. Den usikkerheten som er forbundet med utelatte data lar seg vanskelig måle, og usikkerhet knyttet til utelatte data kan følgelig ikke vurderes.

5 Resultater

I dette kapitlet presenteres resultatene av beregningene gjort med de ulike modellene og antakelsene slik det er beskrevet i kapittel 4.

5.1 Resultater fra SimaPro

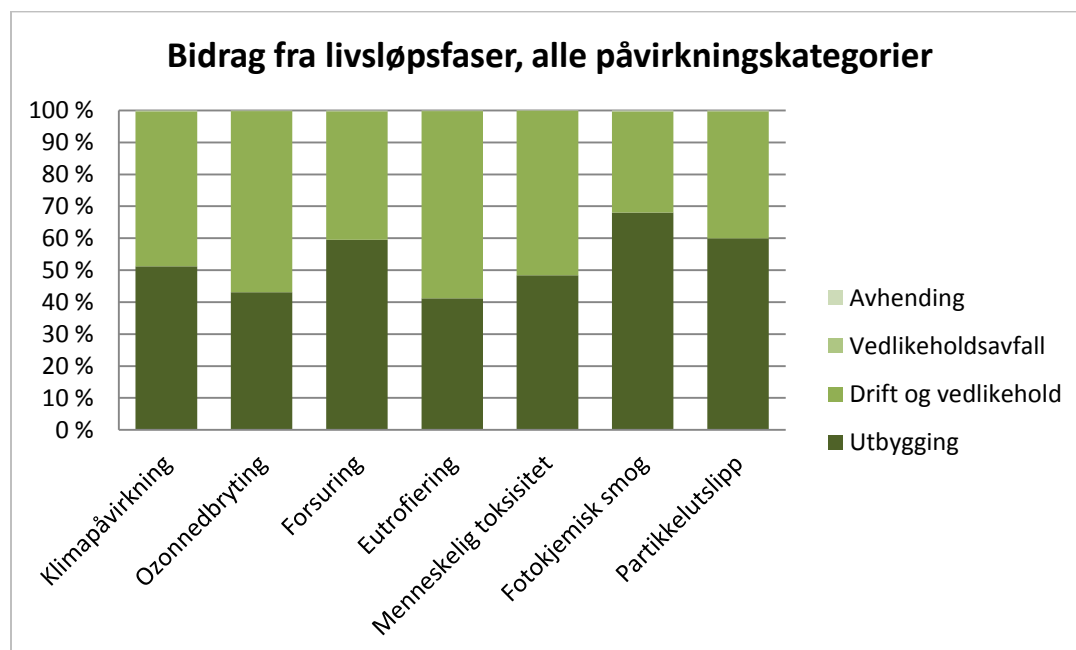
Karakteriserte resultatverdier for miljøpåvirkning fra E6 Kolomoen-Kåterud for hele vegstrekningen og per km 4-felts veg for de 7 inkluderte miljøpåvirkningskategoriene og energibruk (CED) er gitt i tabell 9:

Tabell 9 Resultatverdier per miljøpåvirkningskategori

Kategori	Enhet	Total	Per km
Klimapåvirkning	kg CO ₂ -ekv	39592452	3175016
Ozonedbryting	kg CFC-11-ekv	12.2	0.98
Forsuring	kg SO ₂ -ekv	262052	21015
Eutrofiering	Kg P-ekv	7577	608
Menneskelig toksisitet	kg 1.4-DB-ekv	11741154	941552
Dannelse av fotokjemisk smog	kg NMVOC	320712	25719
Partikkelutslipp	kg PM10	102802	8244
Energibruk	MJ	1610070200	129115493

5.1.1 Karakteriserte resultater for alle kategorier

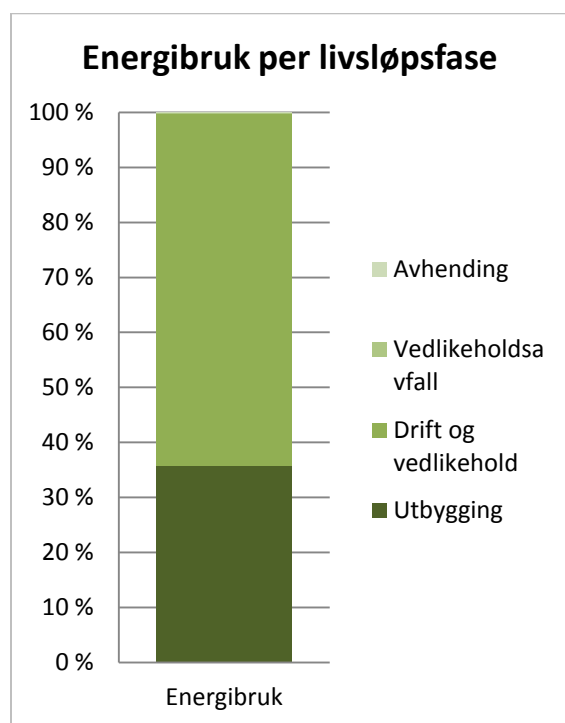
Figur 9 viser andelen av karakteriserte resultater for alle miljøpåvirkningskategorier som fordeler seg på hver av de 4 definerte livsløpsfasene for E6 Kolomoen-Kåterud.



Figur 9 Bidrag til miljøpåvirkning fra E6 Kolomoen-Kåterud i %-andeler per livsløpsfase, alle påvirkningskategorier

Utbyggingsfasen bidrar jevnt over noe mer enn drift og vedlikehold over 60 år, og varierer mellom 41% og 68% av total miljøpåvirkning. Tilsvarende bidrar drift og vedlikehold til 32%-59% av total påvirkning. Dette gir et spenn på 27 %-poeng mellom høyeste og laveste andel for hver fase, slik at det generelt kan sies at avhending og drift og vedlikehold står for nokså like andeler av total miljøpåvirkning for de 7 ulike påvirkningskategoriene. For klimapåvirkning bidrar utbyggingsfasen knapt mer enn drift og vedlikehold, henholdsvis 51% og 48%.

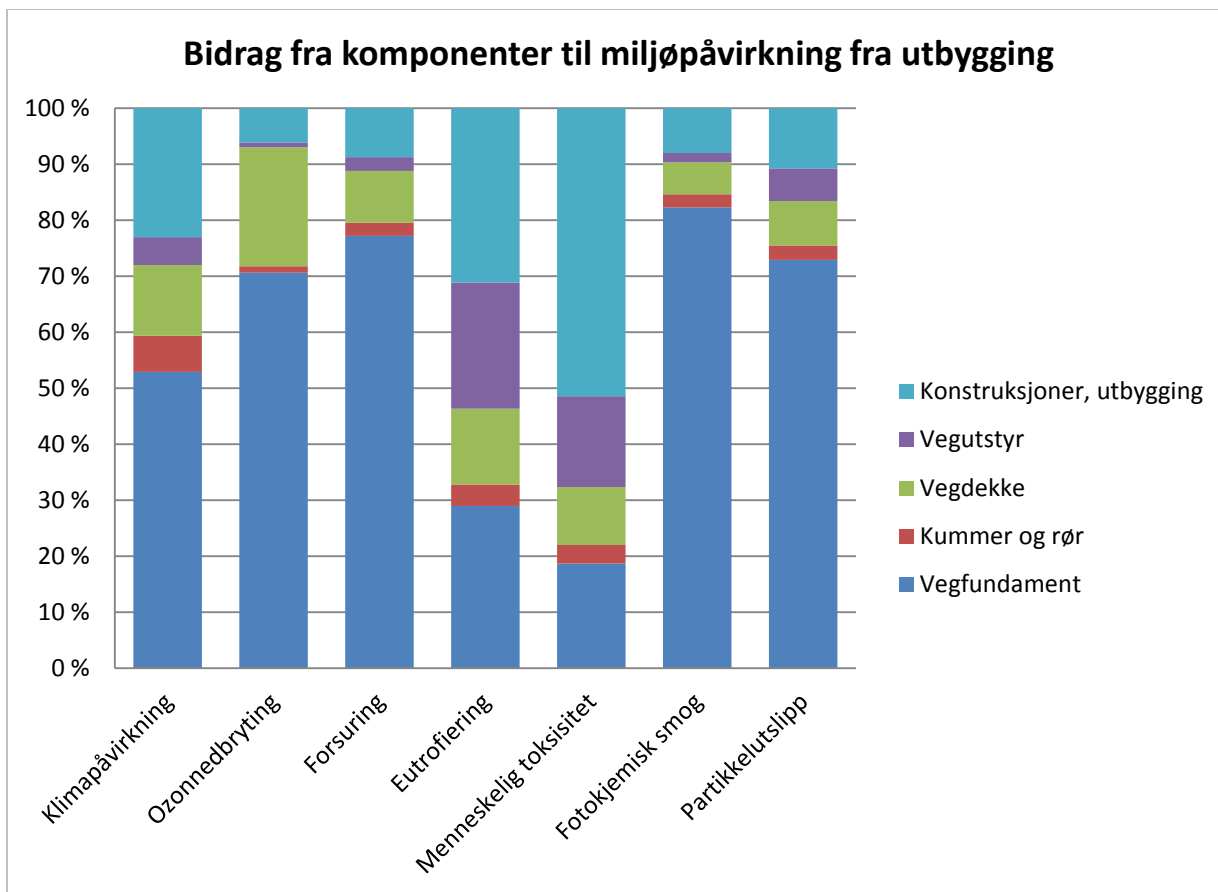
Av figur 9 er det tydelig at avhending og avfallshåndtering kun bidrar marginalt til total miljøpåvirkning for alle inkluderte påvirkningskategorier. Bidragene fra vedlikeholdsavfall varierer mellom 0.09% og 0.27% av total påvirkning, avhengig av kategori, mens avhendingsfasen står for 0.06%-0.16% av total påvirkning. Det ansees derfor som uproblematisk å betrakte vedlikeholdsavfall som en del av drift- og vedlikeholdsfasen videre i oppgaven.



Figur 10 Energibruk i %-andeler for E6 Kolomoen-Kåterud per livsløpsfase

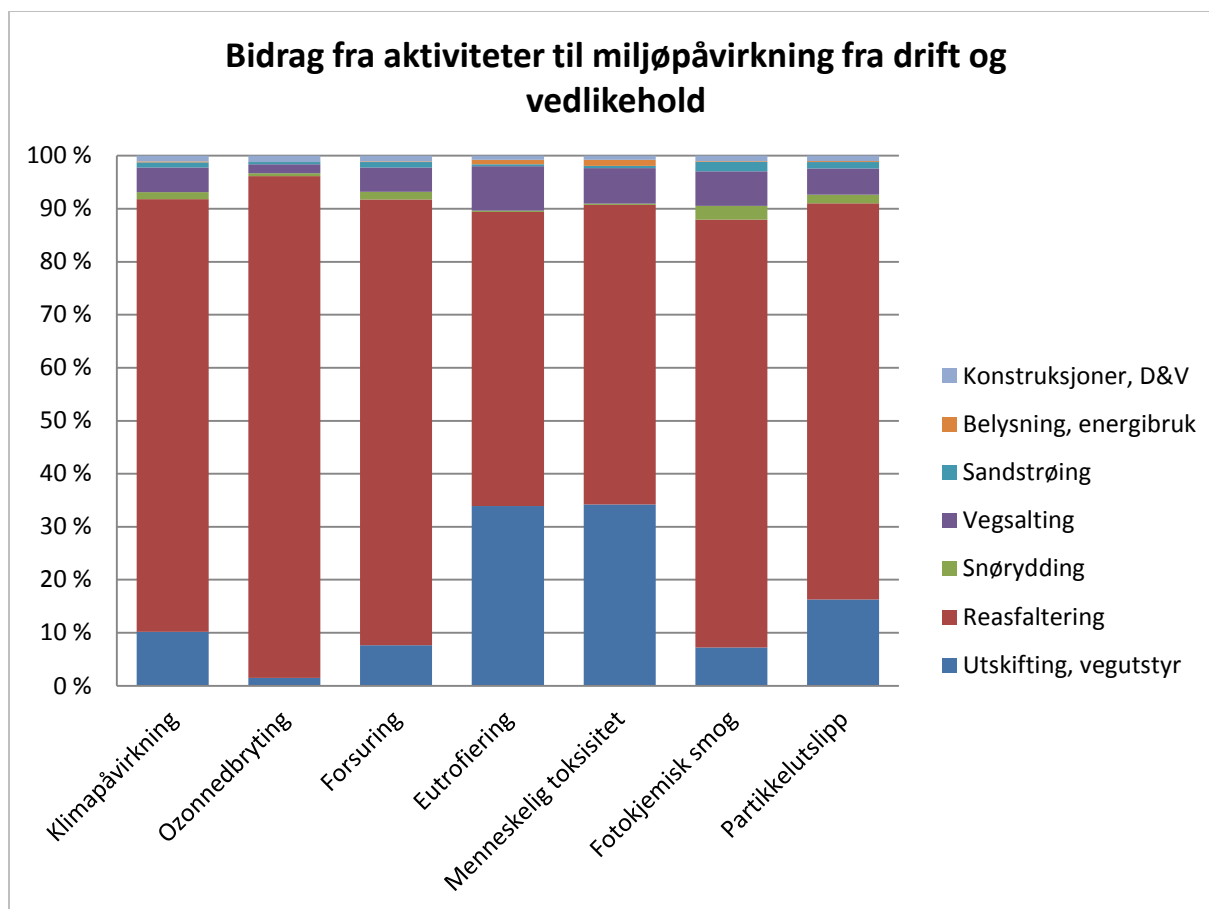
Energibruk (CED) over livsløpet for E6 Kolomoen-Kåterud fordeler seg 36% på utbyggingsfasen og 64% på drift- og vedlikeholdsfasen. De to resterende livsløpsfasene bidrar begge til under 0.5% av totalen.

Miljøpåvirkning fra utbygging av de ulike vegkomponentene kan beregnes ved å gå ett nivå «dypere ned» i livsløpsmodellen (se figur 8, kapittel 4.3.4), og er vist i figur 11 per hovedkomponent av vegen:



Figur 11 Miljøpåvirkning i %-andeler fra utbyggingsfasen fordelt på ulike komponenter

Vegfundamentet bidrar mest til total miljøpåvirkning, og er dominerende for 5 av 7 påvirkningskategorier. For de resterende to kategoriene, eutrofiering og menneskelig toksisitet, bidrar betongkonstruksjoner til den største andelen av totalen. Kummer og rør bidrar klart minst til miljøpåvirkning fra utbygging, noe som er forventet, ettersom det er inkludert svært få innsatsfaktorene i denne komponentgruppen, i tillegg til at de totalt sett utgjør en liten del av totale materialinnsatser. Vegdekket bidrar i relativt liten grad, mellom 6% og 21%, til miljøpåvirkning fra utbyggingsfasen. For klimapåvirkning fra utbyggingsfasen er de viktigste komponentene vegfundament, betongkonstruksjoner og vegdekke (henholdsvis 53%, 23% og 13% av total påvirkning).



Figur 12 Miljøpåvirkning i %-andeler fra drift og vedlikehold fordelt på ulike aktiviteter

Av figur 12 er det åpenbart at asfaltforbruk i reasfaltering har klart størst innvirkning på miljøpåvirkning i drift- og vedlikeholdsfasen. Miljøpåvirkning fra reasfaltering bidrar til over halvparten av total miljøpåvirkning for alle kategorier, fra 55% til hele 95%. De andre innsatsfaktorene som gir vesentlig utslag er utskifting av vegutstyr (rekkverk, viltgjerde og belysningsutstyr), og vegsalting. For klimapåvirkning bidrar reasfaltering til 82% av totalen, mens utskifting av komponenter og vegsalting bidrar til henholdsvis 10% og 5%. Elektrisitetsforbruk til vegbelysning gir under 1% bidrag til de fleste kategoriene, noe som reflekterer bruken av ledelys med LED, som beskrevet i kapittel 4.3.1.2.1.

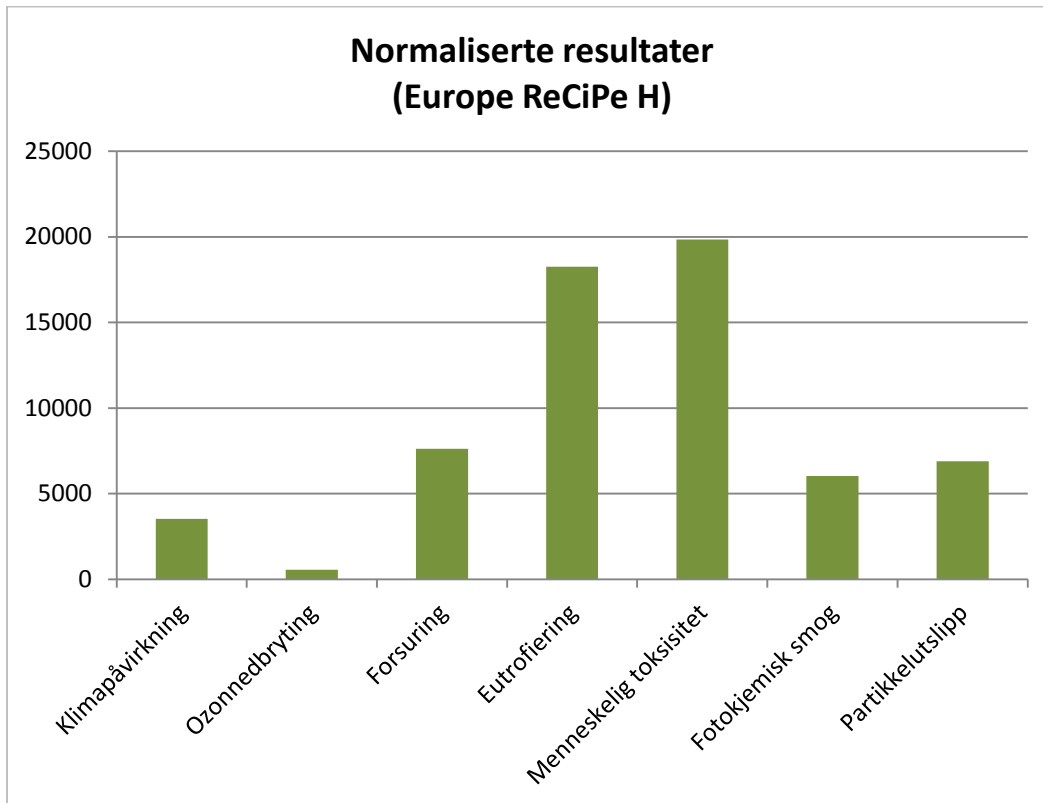
5.1.1.1 Bidrag fra D&V per år

I henhold til Veilederen, skal det også beregnes årlig klimapåvirkning fra drift- og vedlikeholdsfasen, etter beregningsmetodikken gjengitt i kapittel 4.3.1.2.2. Dette gir årlig klimapåvirkning fra drift- og vedlikeholdsaktiviteter for E6 Kolomoen-Kåterud på 364 tonn CO₂-ekv/år. Denne verdien er noe høyere (14%) enn den man får ved å dele beregnet klimapåvirkning fra drift- og vedlikeholdsfasen fra SimaPro på 60 år (for diskusjon, se kapittel 6.1.1.1).

Ettersom det er inkludert svært få innsatsfaktorer for avhendingsfasen i analysen, og disse kun gir neglisjerbare bidrag til miljøpåvirkning over vegens livsløp, ansees det ikke som relevant å undersøke bidrag til miljøpåvirkning fra avhendingsfasen i større detalj.

5.1.2 Normaliserte resultater for alle kategorier

For å vurdere den relative størrelsen av miljøpåvirkning fra E6 Kolomoen-Kåterud, er resultatene normalisert til europeiske utslippsverdier i SimaPro (som gitt i tabell 4, kapittel 4.3.3). Åpenbart vil miljøpåvirkning fra utbyggingen av 12.5km veg kun fortone seg som en dråpe i havet på dette grunnlaget, men ved at resultatene innen hver kategori gis en dimensjonsløs verdi, er det mulig å sammenlikne den relative størrelsen av ulike påvirkninger. Disse resultatene kan gi en pekepinn på om det er kategorier (fortrinnsvis andre enn klimapåvirkning, ettersom den har høy prioritet i utgangspunktet) som skiller seg spesielt ut.



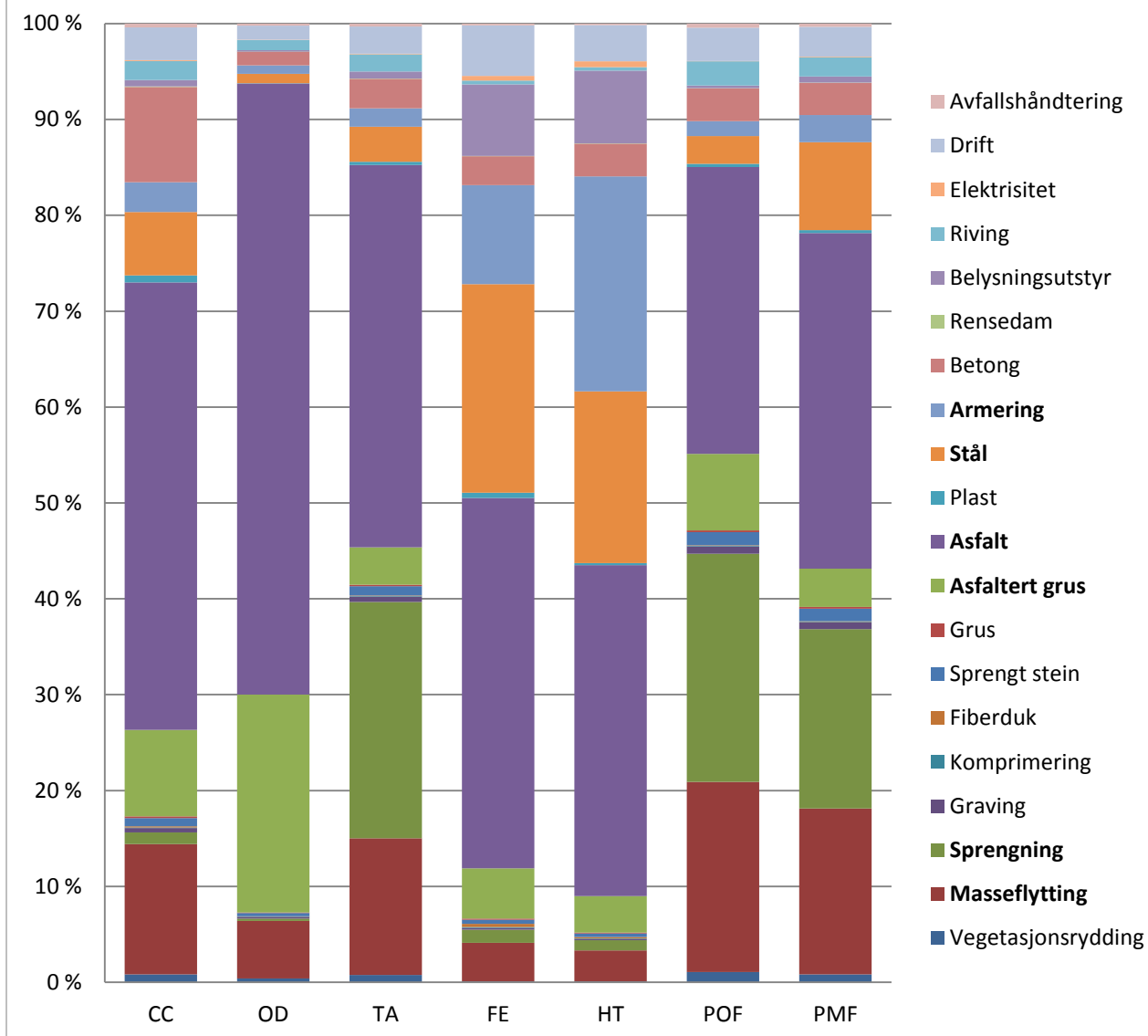
Figur 13 Total miljøpåvirkning fra E6 Kolomoen-Kåterud normalisert til europeiske årlige utslipp, alle påvirkningskategorier

Ut fra de normaliserte resultatene i figur 13 fremgår det at miljøpåvirkning fra E6 Kolomoen-Kåterud slår relativt mye høyere ut for menneskelig toksisitet og eutrofiering enn for de andre inkluderte kategoriene.

5.1.3 Prosessbidrag

Bidrag fra ulike innsatsfaktorer til total miljøpåvirkning over hele vegens livsløp for alle vurderte miljøpåvirkningskategorier er vist i figur 14:

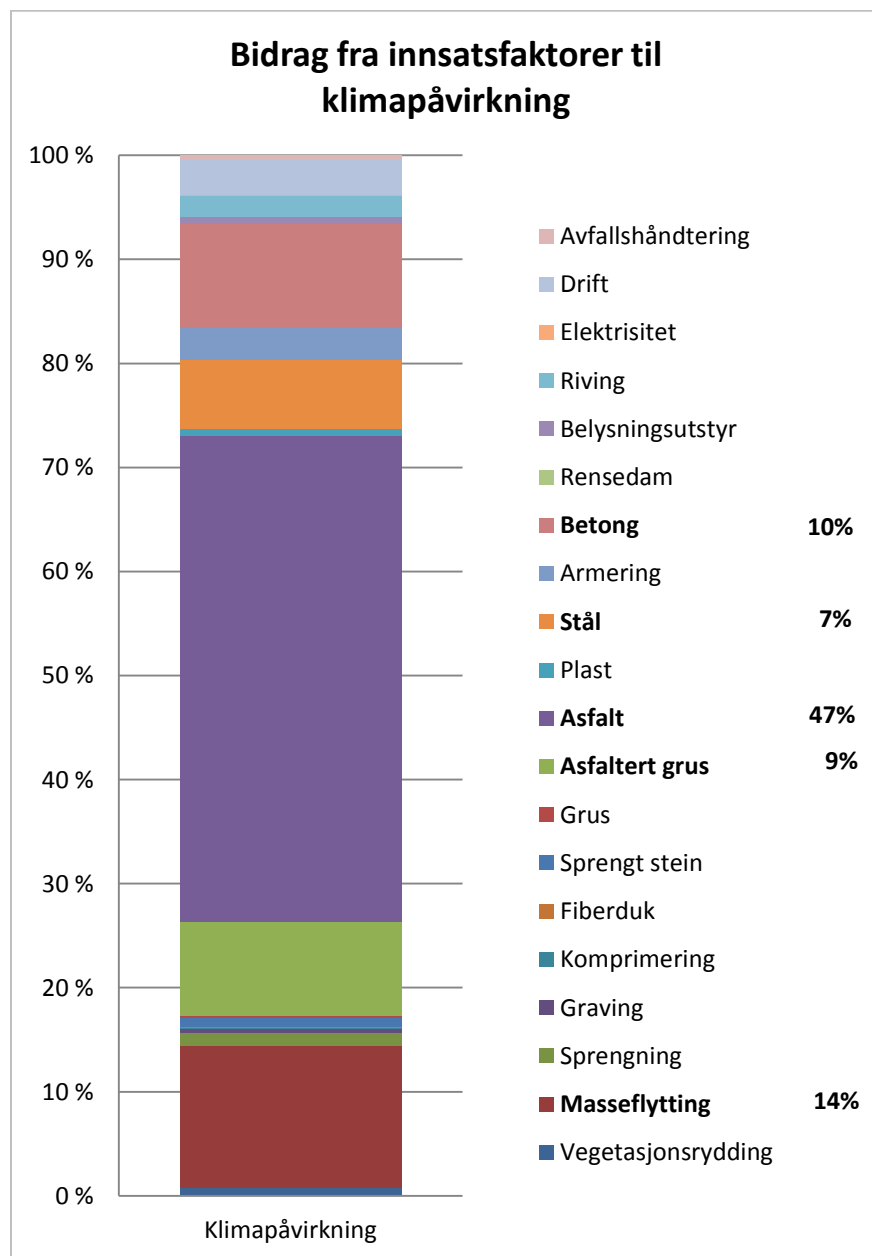
Bidrag fra innsatsfaktorer til miljøpåvirkning, alle kategorier



Figur 14 Bidrag fra innsatsfaktorer til miljøpåvirkning i %-andeler over livsløpet, alle kategorier

Asfalt gir det største bidraget til miljøpåvirkning for alle påvirkningskategorier (30%-64% av total påvirkning). Masseflytting er jevnt over den nest viktigste innsatsfaktoren (3%-20%). Sprengning bidrar vesentlig for tre påvirkningskategorier – forsurening (25%), fotokjemisk smog (24%) og partikkelutslipp (19%). Stål og armering har stor påvirkning for eutrofiering og menneskelig toksisitet (stålmengden i belsningsutstyret er årsaken til at denne innsatsfaktoren også gir vesentlige bidrag til disse påvirkningskategoriene).

Ettersom klimapåvirkning prioriteres vesentlig høyere enn de andre kategoriene i Veilederen, er det interessant å vurdere hvilke innsatsfaktorer som bidrar lite til klimapåvirkning, men som eventuelt har stor påvirkning for andre kategorier. Ut fra figur 14, kan sprengning og armering identifiseres som kandidater til innsatser som potensielt kan bli oversett i klimasammenheng, men som kan bidra vesentlig til andre miljøpåvirkninger. For sprengning vil dette gjelde forsuring, fotokjemisk smog og partikkelutslipp, mens armering bidrar mest til eutrofiering og menneskelig toksisitet.

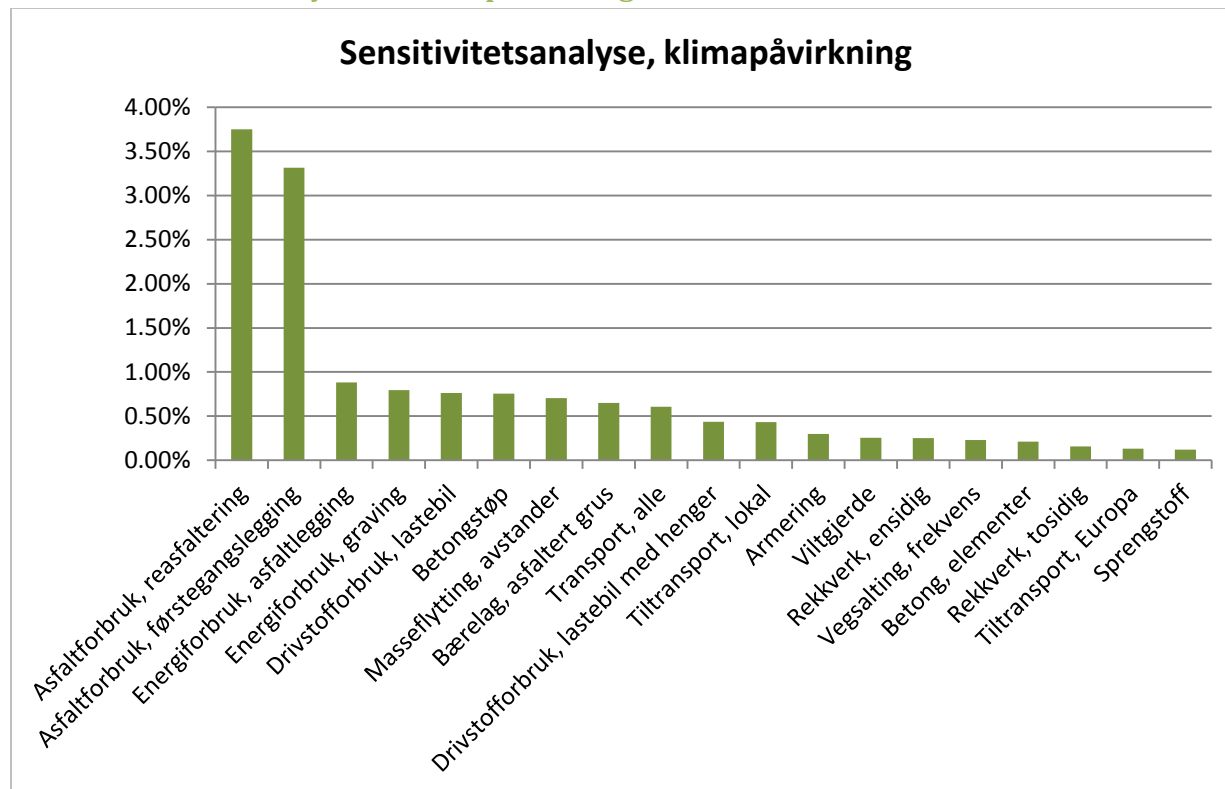


Figur 15 Bidrag fra innsatsfaktorer til klimapåvirkning i %-andeler over livsløpet

Figur 15 viser bidragene fra de ulike innsatsfaktorene i E6 Kolomoen-Kåterud til klimapåvirkning. De to viktigste innsatsfaktorene for klimapåvirkning samsvarer med de viktigste for alle

påvirkningskategoriene sett under ett. Asfalt er den dominerende innsatsen, og bidrar til 47% av total klimapåvirkning, mens masseflytting står for 14%. Klima er den påvirkningskategorien der betong har størst innvirkning, og betong står her for 10% av totalen. Asfaltert grus og stål gir også signifikante bidrag (henholdsvis 9% og 7%).

5.1.4 Sensitivitetsanalyse for klimapåvirkning



Figur 16 Sensitivitetsanalyse for klimapåvirkning, endringer i total klimapåvirkning for E6 Kolomoen-Kåterud over livsløpet

Figur 16 viser resultatene for sensitivitetsanalysen for klimapåvirkning når hver innsats (mengde eller drivstofforbruk) økes med 10%. Kun verdier over 0.1% er vist i figuren, men fullstendige resultater er gitt i vedlegg 6. Verdiene er gjennomgående lave (under 1% endring), med unntak av for asfalt, der asfaltforbruk til reasfaltering gir en endring i total klimapåvirkning i underkant av 4% (3.8%), mens asfaltforbruk til førstegangslegging gir drøye 3% (3.3%) endring.

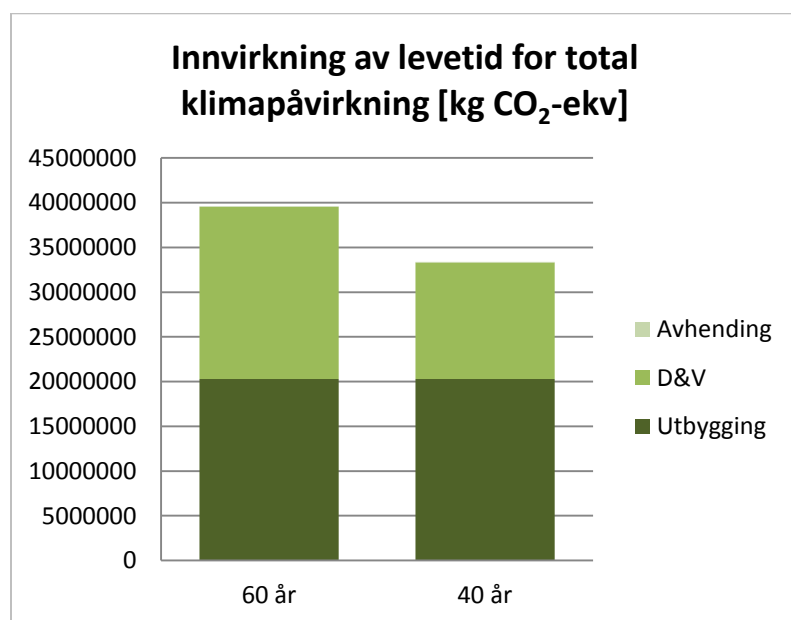
5.1.4.1 Levetider

Levetid for veg

Som diskutert i metodekapitlet, er praksis for valg av analyseperiode i livsløpsvurderinger ulik for jernbane og veg. Vanligvis velges 40 år som analyseperiode for veg, men ettersom analysen her skal gjøres mest mulig i tråd med Jernbaneverkets metodikk, er 60 år valgt som analyseperiode og levetid for vegen. I Jernbaneverkets metodikk er det ikke valgt å regne med levetider som overstiger analyseperioden. Dette vil overestimere miljøpåvirkning for komponenter med sannsynlig levetid lenger enn analyseperioden (særlig gjelder dette for bruer i forbindelse med veg). Dersom vegens levetid

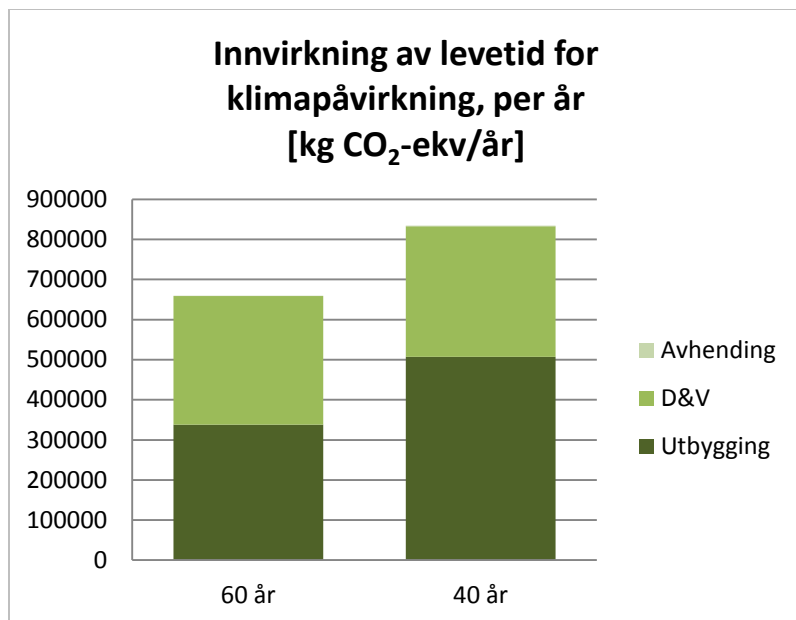
defineres ulik analyseperioden, vil kun total mengde drift- og vedlikeholdsarbeid påvirke beregnet miljøpåvirkning, ettersom samme mengde miljøpåvirkning tilskrives analyseperioden. I henhold til metodikken i Veilederen, baseres vurderingen av ulike levetider på at analyseperiode og levetid er like, og begrepet levetid brukes om begge.

Valg av analyseperiode påvirker totale miljøpåvirkninger på to måter (når analyseperiode og levetid holdes like). På den ene siden reduseres antall påberegnete utskiftinger og total mengde vedlikeholdsarbeid når levetiden reduseres, slik at total miljøpåvirkning fra drift- og vedlikeholdsfasen minker. Dette fremgår tydelig av figur 17. For total klimapåvirkning over livsløpet gir 60 års levetid 16% høyere total klimapåvirkning enn levetid på 40 år. Klimapåvirkning fra utbyggingsfasen er lik for begge levetider, og at avviket derfor skyldes redusert aktivitet i drift- og vedlikeholdsfasen når levetiden er kortere.



Figur 17 Sammenlikning av levetider for klimapåvirkning i kg CO₂-ekv over livsløpet, totalverdi

På den andre siden vil miljøpåvirkning regnet på årsbasis bli høyere dersom levetiden er kortere, fordi miljøpåvirkning over livsløpet fordeles på et lavere antall år. Klimapåvirkning på årsbasis for E6 Kolomoen-Kåterud er 26% høyere for 40 års levetid. Dette skyldes i hovedsak at miljøpåvirkning fra utbyggingsfasen fordeles på færre år, ettersom økningen i klimapåvirkning per år fra 60 til 40 års levetid er 50% for utbyggingsfasen isolert, og kun 2% for drift og vedlikehold.



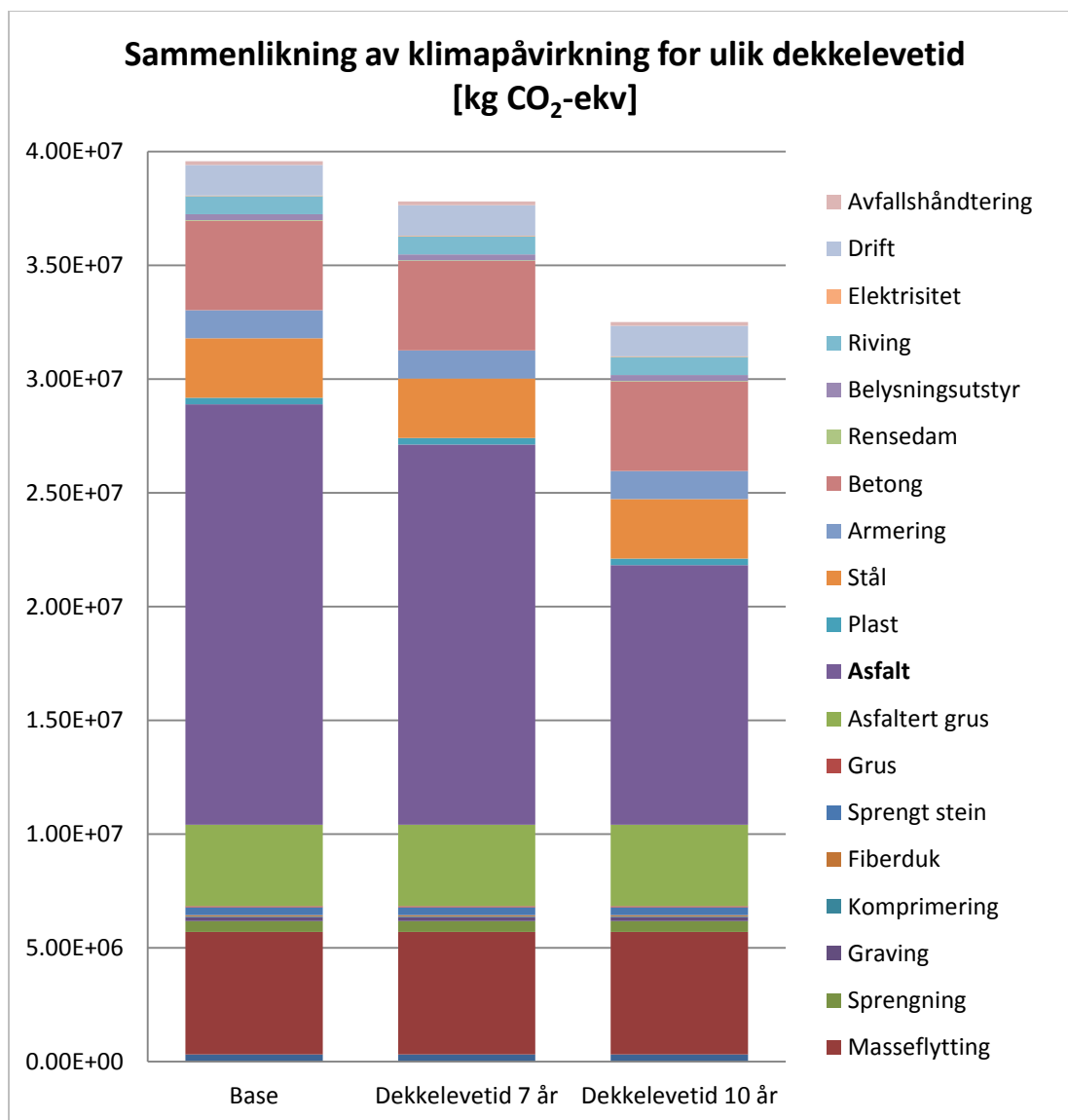
Figur 18 Sammenlikning av levetider for klimapåvirkning i kg CO₂-ekv over livsløpet, per år

Dekkelevetid

Av den generelle sensitivetsanalysen fremgår det at asfalmengden til reasfaltering har svært mye å si for total miljøpåvirkning. Levetid for asfaltdekker er dessuten en svært usikker parameter.

Tallet for dekkelevetid brukt i analysen (6 år) er hentet fra en oversikt over normerte dekkelevetider per dekketype og ÅDT-klasse i SVVs vegnormal (Statens Vegvesen, 2011a). Imidlertid tilsier erfaringstall for veier med ÅDT > 10000 i Mjøsa-området at dekkelevetid for Ab16 (som brukt for E6 Kolomoen-Kåterud) kan forventes å ligge rundt 10 år (Berntsen, Myre, & Refsdal, 2007). Dessuten påpekes det i Vegnormalen at bruk av PMB (polymermodifisert bindemiddel) i asfaltdekket, som er tilfelle for E6 Kolomoen-Kåterud, kan forventes å forlenge levetiden med 15%. Erfaringsdata med bruk av PMB i asfaltdekker på E18 i Vestfold indikerer at dekkelevetiden kan øke med 70% i forhold til ordinær asfalt (ibid.).

Ettersom reasfaltering har så stor innvirkning på total klimapåvirkning, testes to alternative dekkelevetider: 7 år (som en tilnærming til 15% økning av 6 års levetid) og 10 år. 7 års dekkelevetid og dermed én reasfaltering mindre i vegens levetid gir 4% lavere total klimapåvirkning. Dersom antall reasfalteringer reduseres til kun 5 i levetiden med dekkelevetid på 10 år, reduseres total klimapåvirkning med hele 18%.



Figur 19 Sammenlikning av klimapåvirkning over livsløpet i kg CO₂-ekv for ulike dekkelevetider

Levetid for vegutstyr

Levetider for komponenter er teoretiske estimater for hvor lenge komponenten antas å være funksjonsdyktig, og vil påvirkes av mange forhold i praksis. Valg av levetider varierer mye i LCA-litteraturen for veg, og det er derfor hensiktsmessig å teste hvilken innvirkning det vil ha på resultatene dersom andre antakelser brukes for komponentenes levetider. Begrunnelsen for levetidene som er valgt for de ulike elementene og komponentene som inngår i E6 Kolomoen-Kåterud er beskrevet i vedlegg 3. Veilederen anbefaler å teste innvirkningen av endrede levetider i sensitivitetsanalysen. Ettersom beregningsmetodikken brukt for livsløpsmodellen i SimaPro krever at levetidene defineres som et helt antall år, er det ikke mulig å inkludere levetider som en del av den generelle sensitivitetsanalysen der hver innsatsfaktor økes med 10%. I stedet er valgt av alternative (heltallige) levetidsestimater gjort ut fra tilgjengelig LCA-litteratur for veg og bane. Fortrinnsvis velges også alternative levetider som forårsaker en endring i antall utskiftninger i løpet av vegens levetid.

Levetid for rekkverk er i utgangspunktet satt til 30 år, som gir én utskifting i vegens levetid. Dersom antallet utskiftninger økes til to ved at levetiden i stedet settes til 20 år, økes total klimapåvirkning med 2%. Levetiden for viltgjerder på 11 år kommer fra Statens Vegvesens vektete estimat for gjerdelevetid, som en mellomting mellom kortlivede trafikkgjerder (typisk 4 års levetid), og vanlige gjerder, som kan forventes å være funksjonsdyktige mye lenger (typisk 20 år) (Vestlandsforskning, 2010). Dersom 20 år i stedet brukes som levetid for viltgjerder, endres antallet utskiftninger fra 5 til 3, og total klimapåvirkning synker med 1.7%.

5.1.4.2 Variasjon i resultater med ulike transportavstander for masseflytting

Masseflytting er den innsatsfaktoren som gir nest størst bidrag til total klimapåvirkning. Av resultatene fra sensitivitetsanalysen fremgår det at transportavstander for masseflytting samlet sett er den 6. mest sensitive innsatsfaktoren for klimapåvirkning. Sensitiviteten er imidlertid lav, og en 10% økning i alle transportavstander for masseflytting gir 0.7% økning i total klimapåvirkning. Dersom alle transportavstandene doubles, er den resulterende økningen i klimapåvirkning 7%. Så høye verdier for transportavstander ansees imidlertid som svært usannsynlig for E6 Kolomoen-Kåterud, der det er mer trolig at de virkelige transportavstandene vil ligge noe lavere enn det som er antatt (se vedlegg 3). Dersom alle avstandene i stedet halveres, reduseres total klimapåvirkning med 3.5%.

5.1.4.3 Elektrisitetsmiks

I henhold til Veilederen, skal det gjøres sensitivitetsanalyse for elektrisitetsmiks ved å variere miks for direkte forbruk av elektrisitet. E6 Kolomoen-Kåterud har et svært lavt direkte elektrisitetsforbruk på grunn av at LED er brukt i vegbelysningen. Ettersom sensitivitetsanalysen viser at endringer i direkte elektrisitetsforbruk har neglisjerbar innvirkning på total klimapåvirkning (10% økt elektrisitetsforbruk i belysning gir 0.01% økning i total klimapåvirkning), forventes det ikke at det gir vesentlig utslag for resultatene å endre elektrisitetsmiksen for belysning. Bruk av nordisk elektrisitetsmiks gir 0.3% høyere total klimapåvirkning enn norsk miks. Bruk av europeisk miks, som har en utslippskoeffisient i Ecoinvent over 13 ganger høyere enn koeffisienten for norsk miks, gir kun 1.1% økning i total klimapåvirkning for livsløpet til E6 Kolomoen-Kåterud.

5.1.4.4 Armering

Det er i utgangspunktet antatt at alt armeringsstål brukt for E6 Kolomoen-Kåterud er produsert i Norge ved Celsa i Mo i Rana. Ettersom Celsa oppgir at deres armeringsstål er produsert 100% fra resirkulert stål (Celsa Steel Service AS, 2012), er denne antakelsen brukt i analysen, ved hjelp av en modifisert generisk prosess for armeringsstål fra Ecoinvent. Celsa har publisert en EPD for sitt armeringsstål, der det oppgis klimapåvirkning på 0.340kg CO₂-ekv./kg.

Beregnet miljøpåvirkning per kg armeringsstål for den modifiserte Ecoinvent-prosessen brukt i analysen er 0.698kg CO₂-ekv/kg. Denne prosessen avviker fra Celsas EPD i hovedsak for elektrisitetsmiks, ettersom Ecoinvent-prosessen forutsetter gjennomsnittlig europeisk miks, mens Celsa oppgir at deres elektrisitet er produsert med 99.8% vannkraft (og resten vindkraft), og således gir vesentlig lavere utslipp enn den europeiske miksen. Dersom den generiske Ecoinvent-prosessen modifiseres videre til å anvende norsk elektrisitetsmiks, reduseres klimapåvirkning per kg armeringsstål til 0.473kg CO₂-ekv/kg.

I den generiske armeringsstålprosessen fra Ecoinvent er det er forutsatt 37% resirkulert materiale, på grunnlag av markedssnitt. Det er ikke nødvendigvis gitt at alt armeringsstål som brukes for E6 Kolomoen-Kåterud vil være produsert i Norge, og Dequidt (2012) antok at 70% av armeringsstålet brukt i utbyggingen av en norsk bru var produsert i Tyskland. Det testes derfor hvilket utslag det gir for total klimapåvirkning dersom 70% av armeringsstålet produseres i Tyskland fra 37% resirkulert materiale, og de resterende 30% kommer fra Celsa. Når armeringsstålet forutsettes produsert i Tyskland, blir utslippene forbundet med transport endret. I henhold til Dequidt (2012), antas det at armeringsstålet produseres ved Badische Stahlwerke GmbH, og fraktes med lasteskip til Oslo. Dette gir noe kortere total transportavstand enn transport fra Mo i Rana.

Ettersom armering bidrar relativt lite til total klimapåvirkning (3%), har ikke endringene i armeringsstålprosessen spesielt stor innvirkning på resultatene. Når norsk elmiks brukes i stedet for europeisk, reduseres total klimapåvirkning med 0.9%. Å endre andelen resirkulert materiale i armeringsstålet gir en større endring, og total klimapåvirkning økes med 2% når det antas at 70% produseres i Tyskland.

5.2 Bidrag fra bruer og betongkonstruksjoner til total miljøpåvirkning

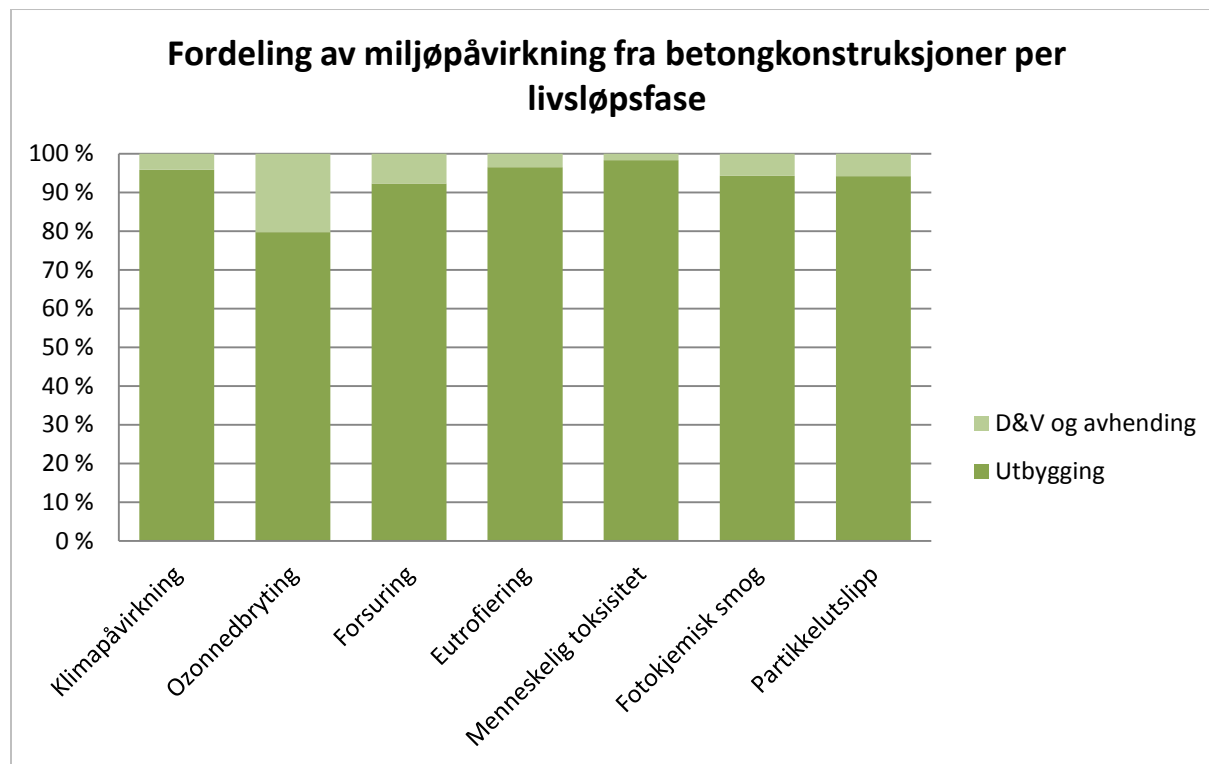
På den prosjekterte vegstrekningen E6 Kolomoen-Kåterud er det totalt 10 betongbruer og kulverter (og dessuten en trebru, men, som nevnt i kapittel 4.4, er denne ekskludert fra analysen).



Figur 20 Bidrag fra betongkonstruksjoner til total miljøpåvirkning i %-andeler over livsløpet, alle kategorier

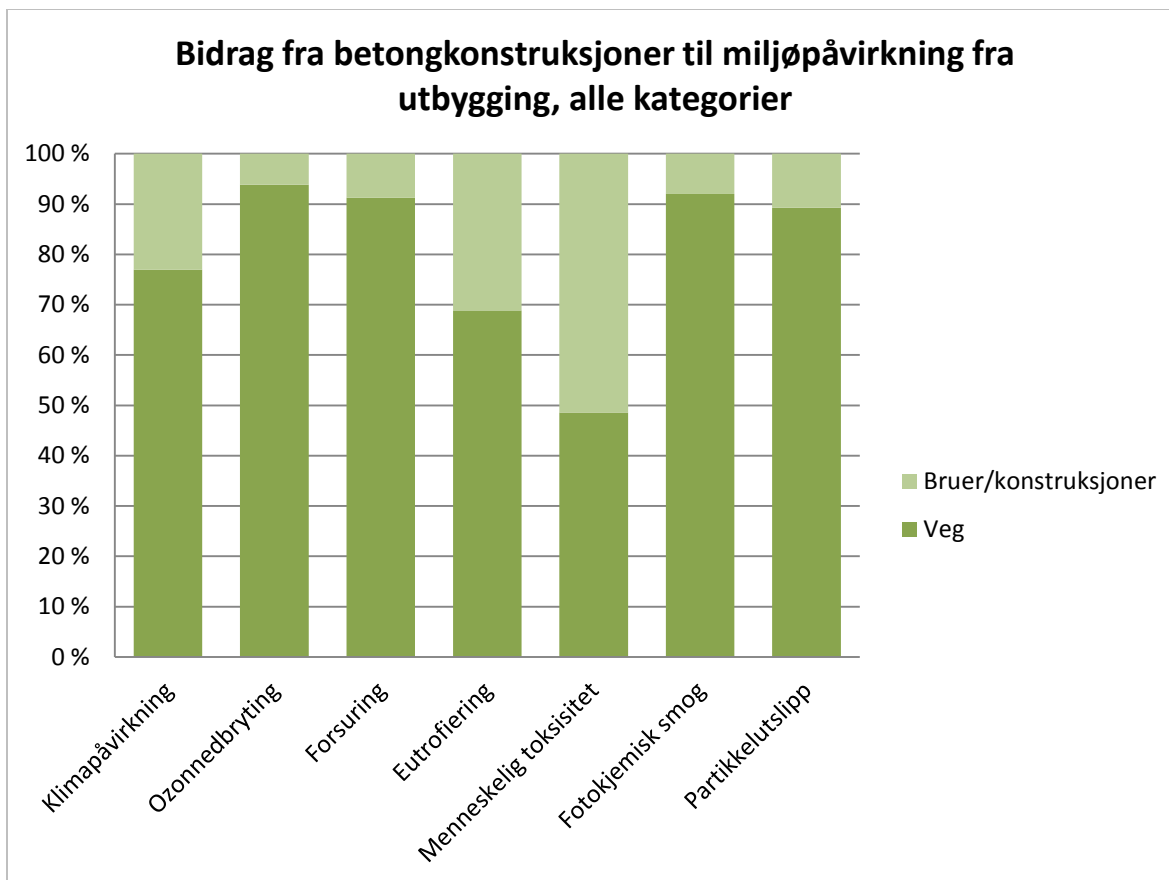
Betongkonstruksjoner bidrar til mellom 7% og 30% av total miljøpåvirkning fra E6 Kolomoen-Kåterud, avhengig av påvirkningskategori. Bidragene er størst for menneskelig toksisitet, eutrofiering og

klimapåvirkning (henholdsvis 30%, 16% og 15%). Dette skyldes at betong og armering bidrar mye til disse kategoriene (se figur 14, kapittel 5.1.3).



Figur 21 Miljøpåvirkning fra betongkonstruksjoner i %-andeler per livsløpsfase

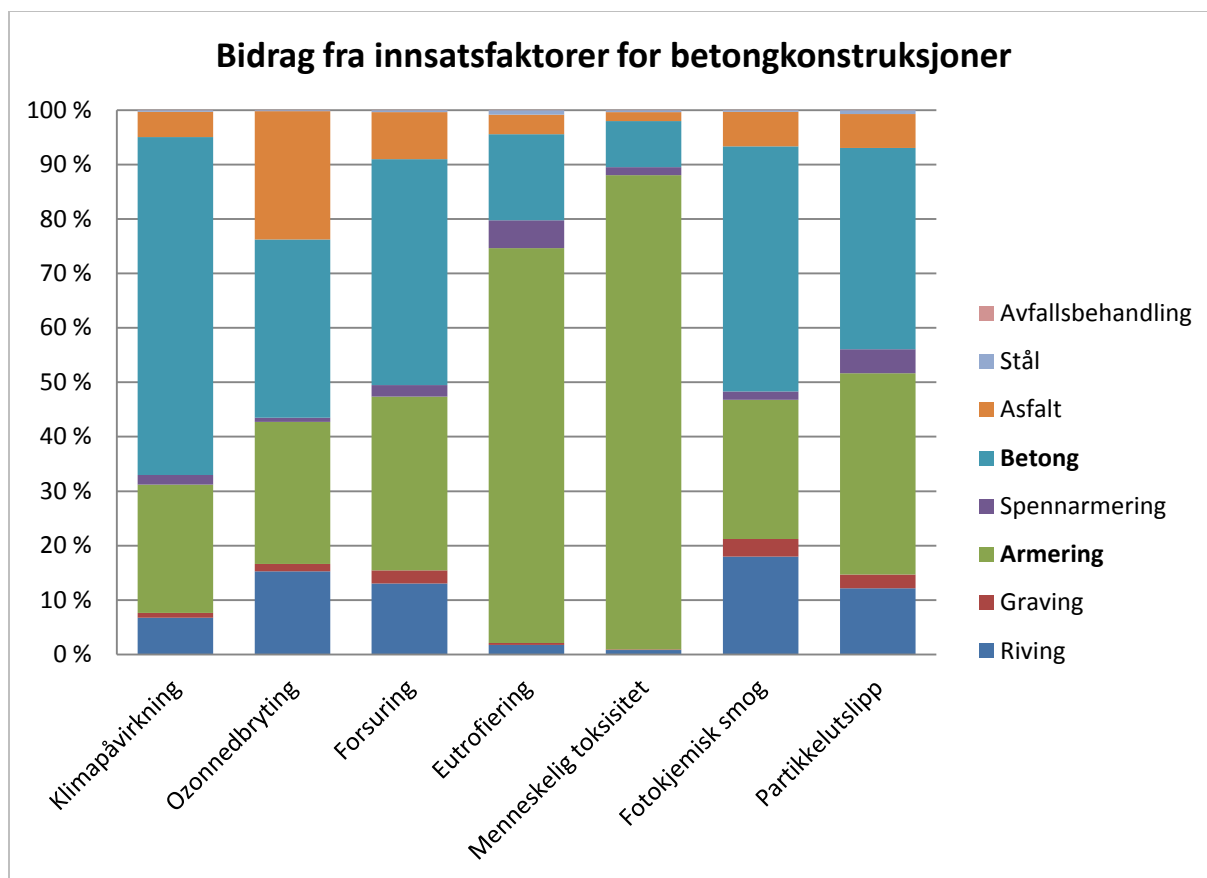
Av figur 21 fremgår det at andre livsløpsfaser enn utbygging bidrar relativt lite til total miljøpåvirkning fra betongkonstruksjoner - mellom 2% og 8% for alle kategorier med unntak av ozonnedbryting, der andelen er 20%. Når det i tillegg er svært få vedlikeholdsprosesser som er inkludert i modellen for betongkonstruksjoner, er det mest interessant å undersøke hvor stor mye betongkonstruksjoner har å si for utbyggingsfasen av vegen. Dette er vist for alle miljøpåvirkningskategorier i figur 22:



Figur 22 Miljøpåvirkning i utbyggingsfasen i %-andeler fordelt på betongkonstruksjoner og veg, alle kategorier

Når miljøpåvirkning fra utbyggingsfasen betraktes isolert, stiger det relative bidraget fra betongkonstruksjoner til total miljøpåvirkning, og varierer mellom 6% og 51%.

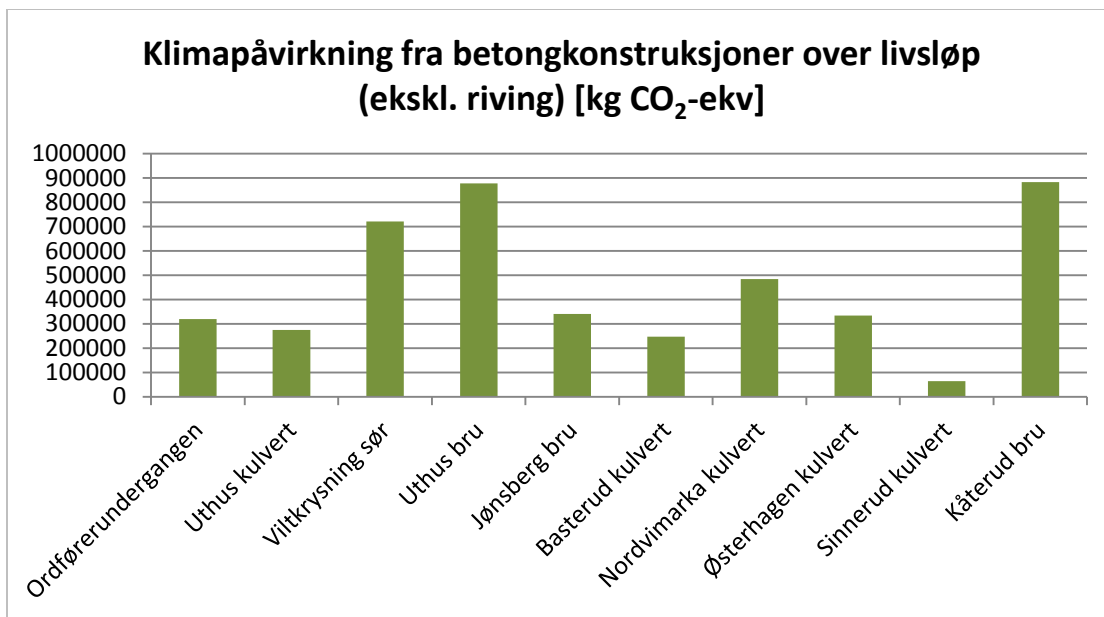
Innsatsfaktorene som er definert fra mengdedata for betongkonstruksjoner på E6 Kolomoen-Kåterud er gruppert etter 8 hovedkategorier. Figur 23 viser relative bidrag fra hver innsatskategori til miljøpåvirkning fra bruer og betongkonstruksjoner.



Figur 23 Miljøpåvirkning over livsløpet for betongkonstruksjoner i %-andeler, per innsatsfaktor

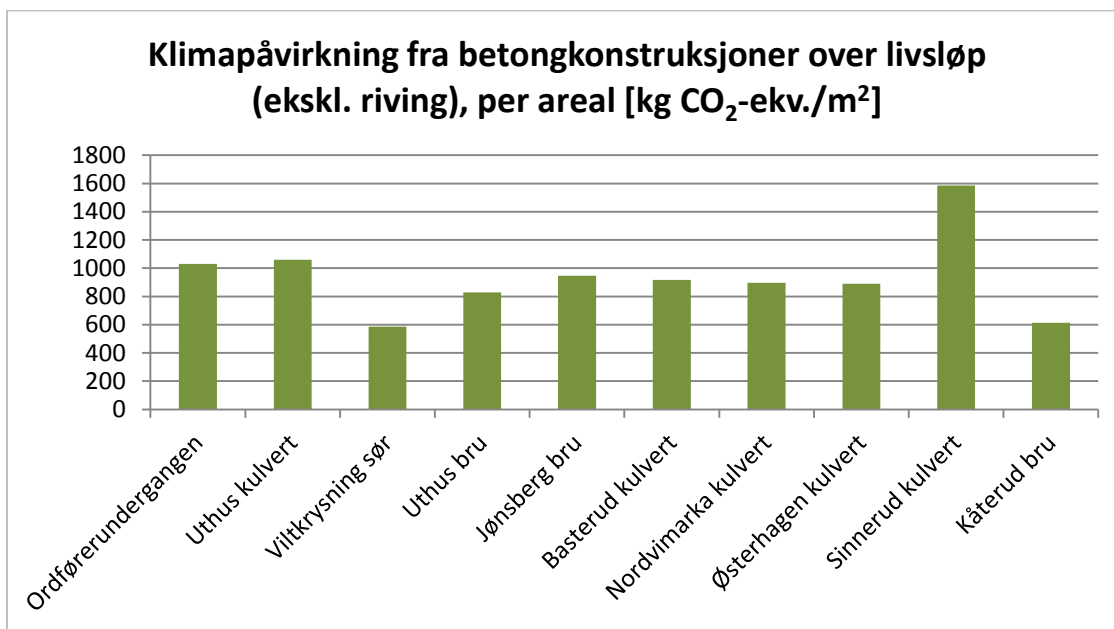
Ikke uventet, er det armering og betong som forårsaker det meste av miljøpåvirkningen fra betongkonstruksjonene. Betong er dominerende for klimapåvirkning (62%), fotokjemisk smog (45%) og forsuring (42%), mens armering bidrar mest til menneskelig toksisitet (87%) og eutrofiering (73%). Innsatsfaktorer som ellers gir vesentlige bidrag er riving, og dernest asfalt. At bidraget fra asfalt relativt sett er så lite, kan ha sammenheng med at det kun er antatt slitelag (og ikke bindlag) på bruene, slik at asfalmengden per areal er halvparten av det som antas for veg. Asfaltmembran, som vanligvis brukes på betongbruer, er ikke regnet med i denne analysen grunnet manglende mengdedata, noe som også bidrar til dette resultatet. Asfalt har mest å si for ozonnedbrytingspåvirkning fra betongkonstruksjoner, som forklarer hvorfor dette er den eneste påvirkningskategorien der vedlikeholdsfasen har vesentlig betydning.

For å se om de forskjellige typene betongkonstruksjoner har ulik utslippsintensitet, er klimapåvirkning for hver konstruksjon beregnet totalt og per areal, som vist henholdsvis i figur 24 og figur 25. Som nevnt i kapittel 4.4, er miljøbelastningen beregnet over livsløpet, men ekskludert riving for de betongkonstruksjonene der dette forekommer.



Figur 24 Sammenlikning av klimapåvirkning i kg CO₂-ekv over livsløpet ekskl. riving for bruer og betongkonstruksjoner

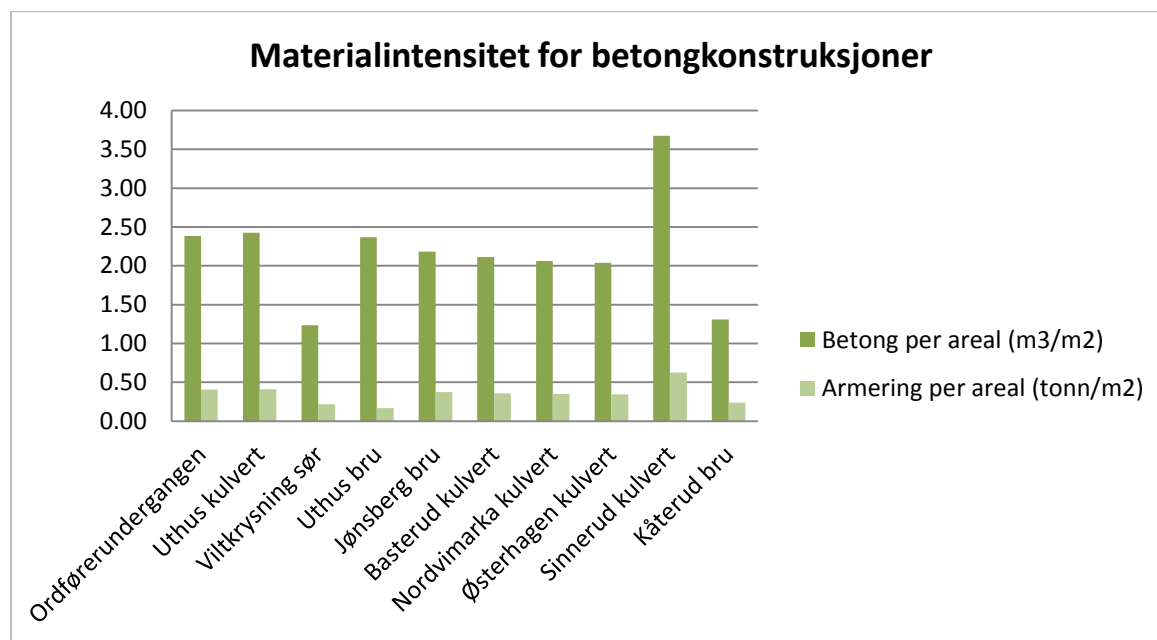
Ettersom miljøpåvirkning fra betongkonstruksjoner slik det er beregnet her i hovedsak reflekterer materialforbruk, angir de største utslagene i figur 24 de største betongkonstruksjonene for E6 Kolomoen-Kåterud; Kåterud bru, Uthus bru og Viltkrysning sør. Den eneste andre brua (ikke kulvert) er Jønsberg bru, men denne er vesentlig mindre i areal enn de tre nevnte, og gir derfor lavere miljøpåvirkning.



Figur 25 Sammenlikning av klimapåvirkning per m² bruflate i kg CO₂-ekv./m² over livsløpet ekskl. riving for bruer og betongkonstruksjoner

Klimapåvirkning per areal bruflate reflekterer materialintensiteten for betongkonstruksjonene. For betongbruene og -konstruksjonene inkludert i vegprosjektet E6 Kolomoen-Kåterud er klimapåvirkningen over livsløpet (når miljøbelastning fra riving er ekskludert) i størrelsesorden 587-1585kg CO₂-ekv/m². Det fremgår ikke noe klart mønster for hvilken type betongkonstruksjon (bru/kulvert) som gir høyest klimapåvirkning, og heller ikke for kulvertene som utvides (for utvidelse fra 2 til 4 felt), sammenliknet med de som bygges nye. Det kan imidlertid påpekes at de mest kompliserte betongkonstruksjonene – bruene – har relativt lav miljøpåvirkning per areal, og at den mest utslippsintensive betongkonstruksjonen, Sinnerud kulvert, er den aller minste i størrelse.

Fordi det kun er de gitte mengdedata som er brukt i analysen, kan det ikke antas at beregningsmetodikk spiller inn for resultatene, og disse avhenger dermed kun av den materialintensiteten som er prosjektert for de ulike betongkonstruksjonene. Ettersom det ikke er foretatt noen vurdering av forholdene som ligger til grunn for ulike mengdeanslag i analysen, er det ikke grunnlag for å spekulere i årsakene til ulik materialintensitet i denne oppgaven. Imidlertid kan man se på den gitte materialintensiteten for hver betongkonstruksjon, for å undersøke sammenhengen med utslippsintensitet. Ettersom betong og armering bidrar mest til klimapåvirkning fra betongkonstruksjoner, er materialintensiteten av disse per areal for betongkonstruksjonene vist i figur 26:

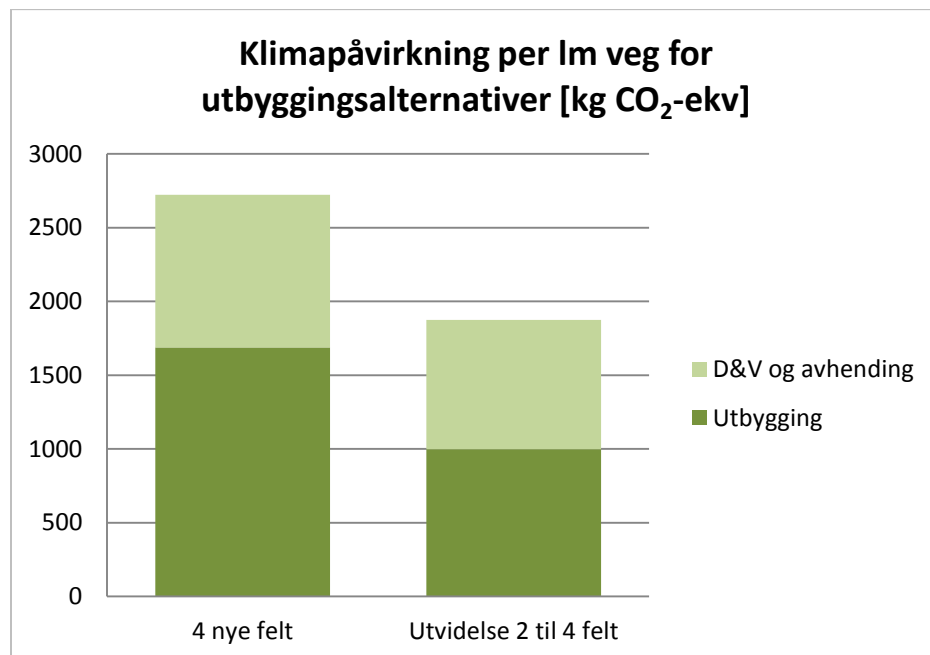


Figur 26 Innhold av betong (m³/m²) og armering (tonn/m²) per areal bruflate for betongkonstruksjoner

Det fremgår tydelig at årsaken til at Sinnerud kulvert har høyest utslippsintensitet er den svært høye materialintensiteten for betong og armeringsstål. De største bruene, Kåterud bru og Viltkrysning sør, har til sammenlikning relativt lavt forbruk av betong og armering. Det påpekes imidlertid, som nevnt i kapittel 4.4, at sammenlikningen av miljøpåvirkning fra de ulike betongkonstruksjonene ikke tar hensyn til energibruk fra selve byggeprosessen. Dette vil antakelig spille inn på resultatene for de største bruene, slik at ulikheten i miljøpåvirkning per areal i virkeligheten er noe mindre enn det som er angitt her.

5.3 Sammenlikning av utbyggingsalternativer

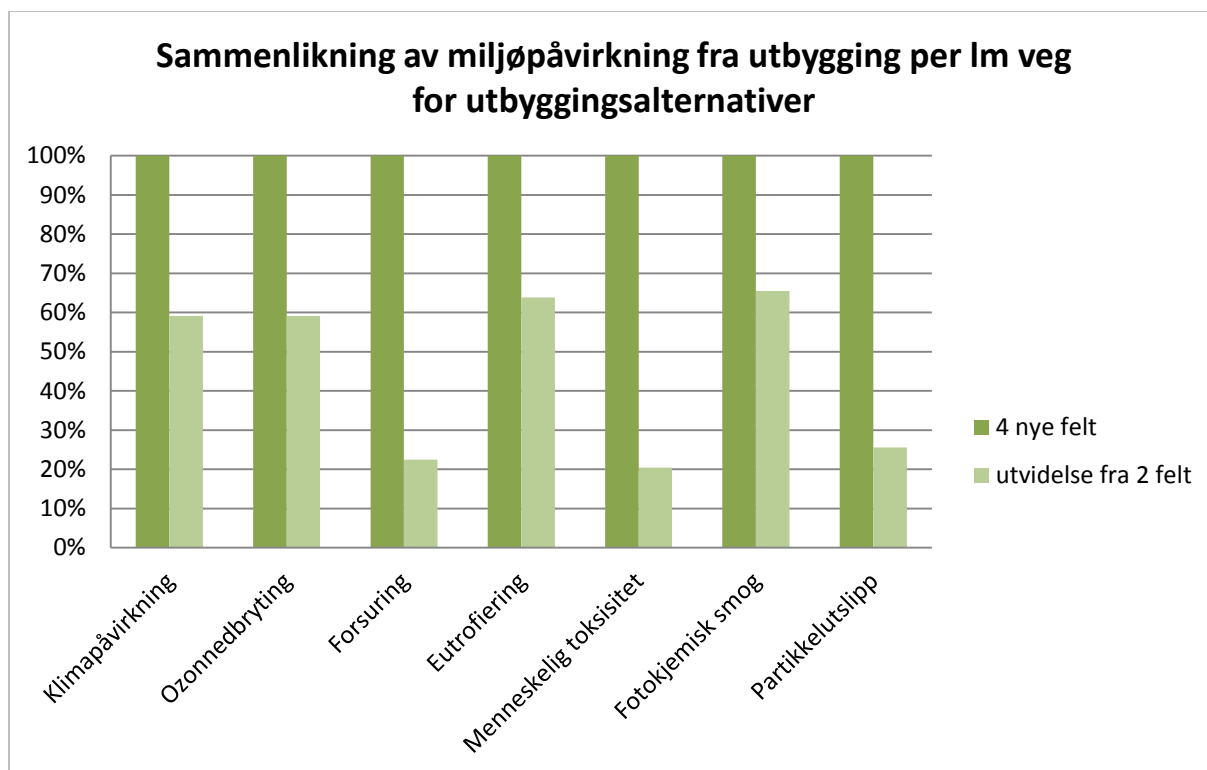
Klimapåvirkning over hele livsløpet per 1m veg for utbygging av 4 nye felt er 2724kg CO₂-ekv, mens utvidelse fra 2 felt til 4 gir 1874kg CO₂-ekv (når påvirkning fra bruer/betongkonstruksjoner er ekskludert). Dette indikerer at utvidelse fra 2 til 4 felt relativt per 1m veg gir 31% lavere klimapåvirkning enn utbygging av 4 nye felt. Figur 27 viser klimapåvirkning per 1m veg for begge alternativer, fordelt på utbygging og øvrige livsløpsfaser.



Figur 27 Sammenlikning av klimapåvirkning i kg CO₂-ekv per livsløpsfase for utbyggingsalternativer

Klimapåvirkning fra drift og vedlikehold er 40% høyere for utbygging av 4 nye felt, sammenliknet med utvidelse. Som diskutert i kapittel 4.3.1.2.1, skyldes dette antakelig at mengden komponenter som skiftes ut over livsløpet underestimeres for delstrekningen med utvidelse, og betyr at sammenlikningen av utbyggingsalternativene bør gjøres for utbyggingsfasen isolert. På dette grunnlaget er klimapåvirkningen fra utvidelse 41% lavere enn fra utbygging av 4 nye felt.

For å sammenlikne miljøpåvirkning for alle påvirkningskategorier, normaliseres resultatverdiene til den høyeste verdien i hver kategori, ettersom det ikke lar seg gjøre å sammenlikne verdier fra de ulike kategoriene (da de har ulik enhet). De relative forskjellene i miljøpåvirkning fra utbygging for alle kategorier er vist i figur 28:



Figur 28 Sammenlikning av miljøpåvirkning fra utbyggingsalternativer i %, normalisert til høyeste verdi fra utbygging per 1m

Utbygging av 4 nye felt gir 34-80% høyere miljøpåvirkning for alle kategorier, sammenliknet med utvidelse fra 2 til 4 felt. Forskjellen er størst for dannelse av menneskelig toksisitet, forsuring og partikkelutslipp, der utvidelse gir under halvparten så høy miljøpåvirkning som utbygging av 4 nye felt.

5.4 Forbedringstiltak

Av resultatene for total miljøpåvirkning per innsatsfaktor fremgår det at asfalt, masseflytting, sprengning, stål, asfaltert grus og armering er de innsatsfaktorene som bidrar i størst grad til miljøpåvirkning når alle 7 påvirkningskategorier betraktes. Ettersom miljøtiltak her i hovedsak skal ta sikte på å redusere klimapåvirkning, er det de innsatsfaktorene som bidrar til denne kategorien som er mest interessante. Disse er asfalt, masseflytting, betong, asfaltert grus og stål, og i særlig grad de to førstnevnte. Mulige miljøtiltak for asfalt, betong og stål er beskrevet i henholdsvis kapittel 4.6.1, 4.6.2 og 4.6.3. For masseflytting vil det ikke vurderes noen spesifikke miljøtiltak. Dette begrunnes med at minimalt med masseflytting er like mye i entreprenørens interesse som miljøets, ettersom drivstofforbruk er en vesentlig utgiftspost. Det er dessuten også sannsynlig at mengden masseflytting i prosjektet overestimeres i analysen, som nevnt i kapittel 5.1.4.2.

Asfaltert grus i bærelag kunne tenkes å erstattes med knust asfalt (ubundet asfaltgranulat). Imidlertid er det satt en øvre ÅDT-grense i Vegnormalen på 10 000 for bruk av knust asfalt i bærelag, og dette lar seg dermed ikke gjøre for E6 Kolomoen-Kåterud. Anvendelse av andre gjenbruksmaterialer i bærelag er ikke nevnt i Vegnormalen (med unntak av knust betong, som heller ikke kan anvendes for vegger med høy trafikk, se kapittel 4.6.2.2), og det er heller ikke referanser i litteraturgrunlaget til alternative

bærelagsmaterialer. Miljøtiltak for å redusere klimapåvirkning fra asfaltert grus utdypes derfor ikke videre i denne oppgaven.

5.4.1 Utslippsreduksjon for ulike miljøtiltak

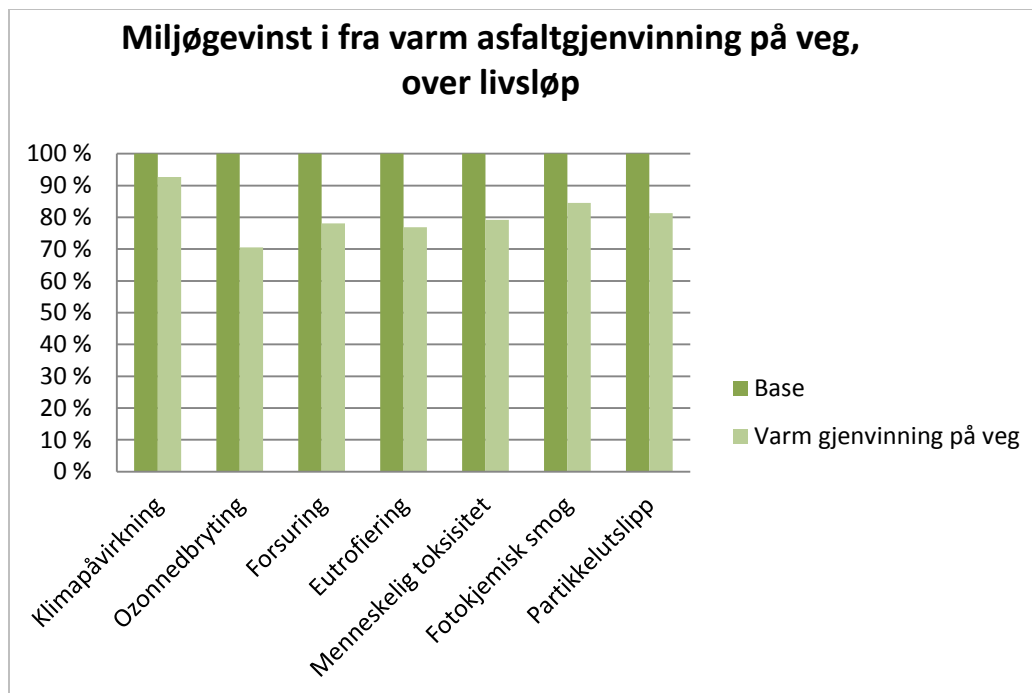
Det påpekes at de resultatene som presenteres her kun viser et forenklet bilde av miljøgevinst fra ulike tiltak, ettersom det kun er brukt modifiserte generiske databasetall i beregningene. En grundigere evaluering med leverandørspefikke data (EPD) ville være påkrevd for en faktisk vurdering av tiltak for et utbyggingsprosjekt. Resultatene for de ulike tiltakene vises som relativ miljøgevinst for klimapåvirkning over hele livsløpet totalt for prosjektet.

5.4.1.1 Asfalt

Det er to muligheter for å redusere forbruket av primærasfalt i livsløpsmodellen. Den første er å variere andelen returafalt i asfalmengden fra verk. Det er antatt 10% returafalt (fra asfaltverk) i dekketypen som er brukt i analysen (Foreningen Asfalt og Veiservice, 2011), og denne andelen kan varieres. Dette vil påvirke både miljøpåvirkning fra førstegangslegging og reasfaltering. Den andre muligheten er å forutsette reasfaltering med varm gjenvinning på veg (remixing). Dette vil kun ha innvirkning på miljøbelastning fra reasfaltering, men gir en tilleggsgevinst ved at transport av frest asfalt elimineres. Kombinasjoner av de to tiltakene er dessuten en tredje mulighet. De ulike tiltakene testes i tråd med det som er antatt for varm gjenvinning på veg og i verk i Miliutenko et al. (2013).

Varm gjenvinning på veg (remixing)

Det opprettes en remixing-prosess som erstatter den opprinnelige prosessen for fresing av asfaltdekke i modellen. Innsatsfaktorene er primærasfalt, propan til oppvarming og blanding og diesel til fresing, blanding og legging. Andelen primærasfalt som tilsettes den freste asfalten settes til 0.25 tonn per tonn frest asfalt (20%), og forutsettes lik asfalten som er brukt tidligere (10% innhold av returafalt). Transport av frest asfalt til verk fjernes. Dette gir sammenlagt en reduksjon i beregnet total klimapåvirkning på 7%.



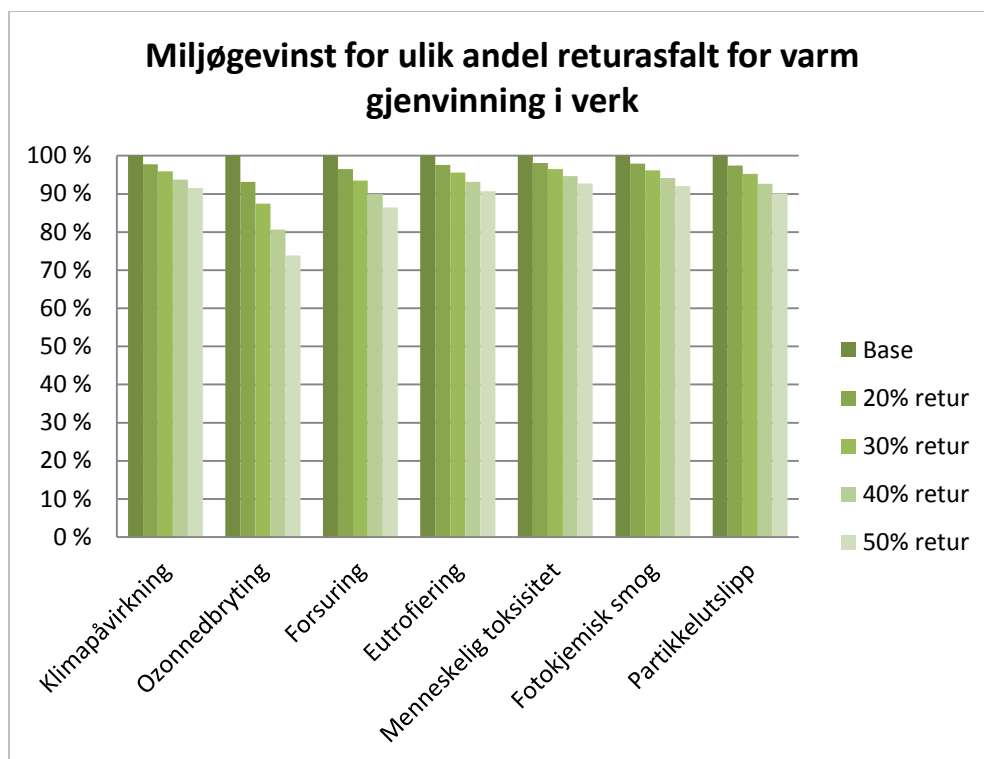
Figur 29 Miljøpåvirkning over livsløp i % av referanse for varm gjenvinning av asfalt på veg (remixing) med 20% returafalt

Varm gjenvinning i verk

For varm gjenvinning i verk endres andelen returafalt i asfaltprosessen. Dette gjøres ved at en beregnet andel bitumen og grus fjernes for hver %-økning av returafaltinnholdet, ut fra det opprinnelige mengdeforholdet. Miliutenko et al. forutsetter 20% innhold av returafalt for varm gjenvinning i verk. I beregningene gjort her varieres mengden returafalt mellom 20% og 50%. Det er imidlertid ikke kjent om det er teknisk mulig med en så høy andel returafalt, og beregningene er kun ment som et eksperimentelt utgangspunkt. I følge Horvath (2003), varierer øvre grense for andel returafalt i vegdekker i ulike delstater i USA fra 10% til 70%.

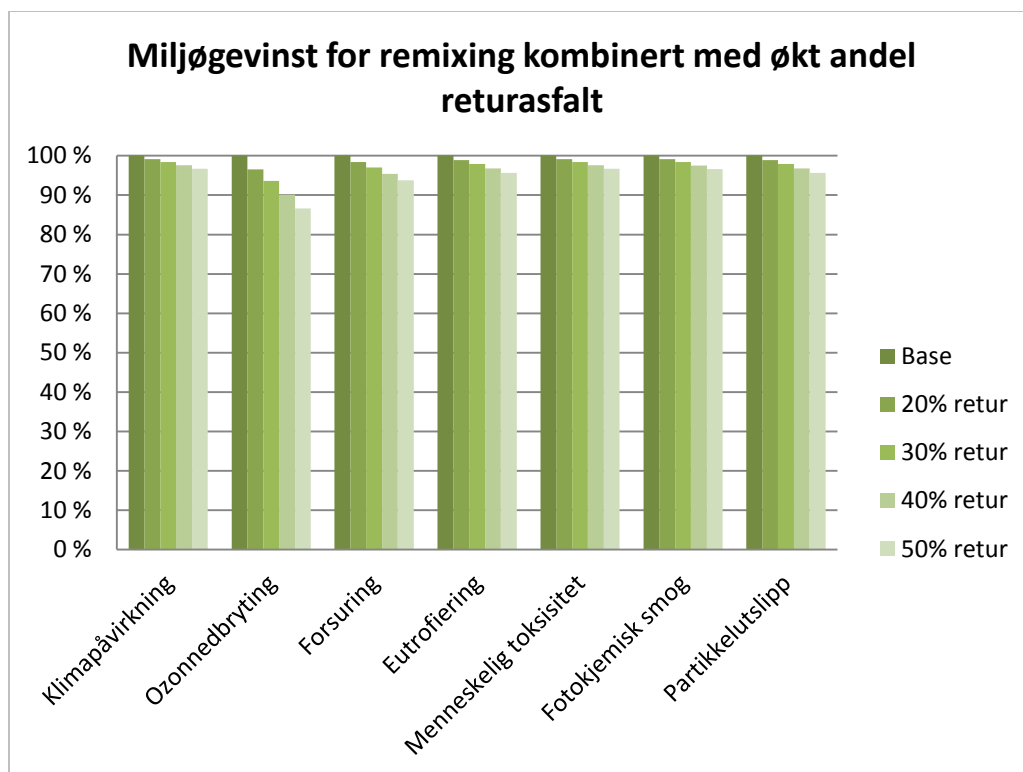
I Miliutenko et al. er det oppgitt energibruk (varme og elektrisitet til oppvarming og blanding) per tonn behandlet returafalt. I miljødeklarasjonen som er brukt til å modellere asfaltprosessen er det presisert at gjenvinningsprosessen allokteres til det systemet som benytter materialet som råstoff i sin prosess, slik at asfaltprosessen som er brukt i modellen tar hensyn til behandling av 10% returafalt. Imidlertid, ettersom miljødeklarasjonen og Miliutenko et al. oppgir ulike energikilder per tonn asfalt og det ikke er kjent hvordan forutsetningene for beregning av energibruk til produksjon av asfalt stemmer overens, er det valgt å se bort fra endringer i energibruk på grunn av økt mengde returafalt. Dette er en metodisk brist, og vil sannsynligvis føre til at miljøgevinsten ved økt innhold av returafalt overestimeres noe i resultatene.

Reduksjon i klimapåvirkning som følge av økt andel returafalt i dekket varierer fra 2% for 20% returafaltandel, til 9% for asfaltdekke med halvparten returafalt.



Figur 30 Miljøpåvirkning over livsløp i % av referanse for ulik andel returafalt i varm asfaltgjenvinning i verk

Dersom man kombinerer varm gjenvinning på veg med økt andel returafalt, reduseres klimapåvirkning med 8-10%. Den relative marginale endringen i miljøgevinst er altså mindre ved å øke andelen returafalt i dekket når det allerede brukes varm gjenvinning på veg. Dette fremgår tydelig av figur 31, der man ser at de innbyrdes forskjellene mellom alternativene er mindre enn det som var tilfelle for endring i andel returafalt med vanlig reasfaltering (figur 30). Denne effekten oppstår fordi remixing forutsetter at dekket som legges består 80% av den asfalten som freses bort, slik at andelen av tilført asfaltmasse er liten, og andelen returafalt i denne massen derfor har lite å si totalt.

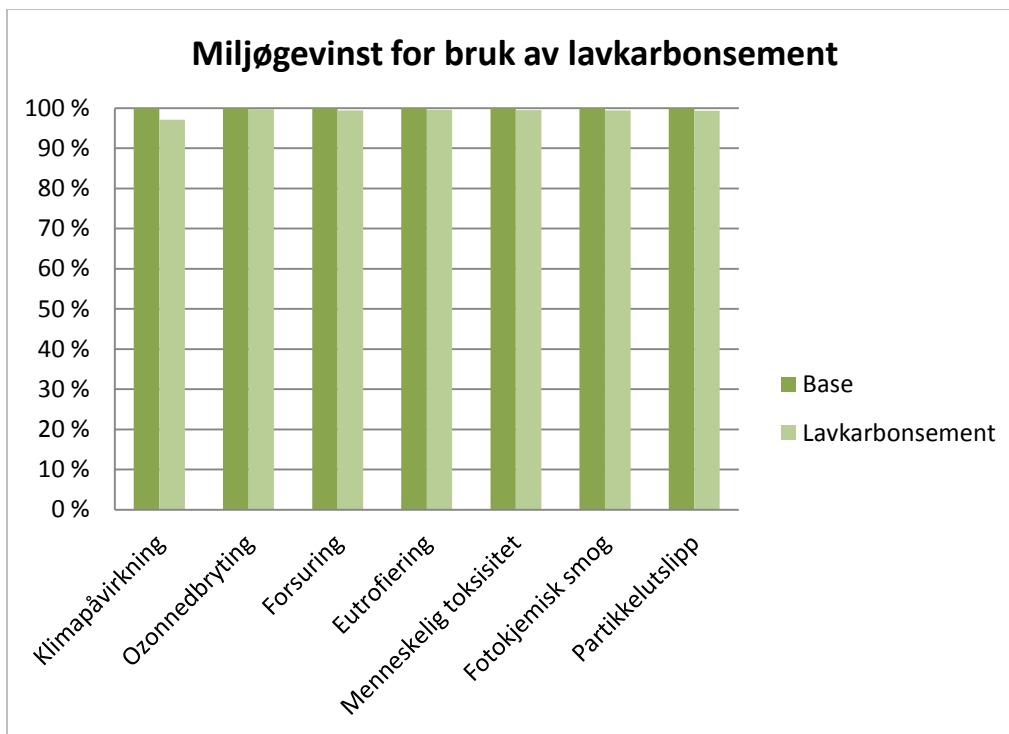


Figur 31 Miljøpåvirkning over livsløp i % av referanse for kombinasjon av varm gjenvinning på veg og ulik andel returafalt i varm asfaltgjenvinning i verk

5.4.1.2 Betong

Betongprosessen som er brukt i analysen av E6 Kolomoen-Kåterud har en beregnet klimapåvirkningsverdi på 278kg CO₂/m³ betong. Denne forutsetter nordisk elmiks og bruk av standard Portland-sement. Sementprosessen gir en beregnet klimapåvirkning på 0.821kg CO₂-ekv./kg sement, og forutsetter 90% innhold av klinker. Dersom data fra miljødeklarasjonen til Norcems lavkarbonsement benyttes, og klinkerinnholdet reduseres til 60% (med 30% flyveaske), synker den beregnede klimapåvirkningen per kg sement til 0.548kg CO₂-ekv. Dette forutsetter at all miljøpåvirkning fra flyveasken allokeres til forrige livsløp, og tar ikke hensyn til verken eventuell transport eller behandling av denne før bruk som tilslag i sementen.

Dersom alle betonginnsatser i E6 Kolomoen-Kåterud forutsettes å bruke lavkarbonsement i stedet for standard Portland-sement, reduseres total klimapåvirkning med 3%. Som det fremgår av figur 32, er miljøgevinsten tilnærmet lik null for de andre påvirkningskategoriene.



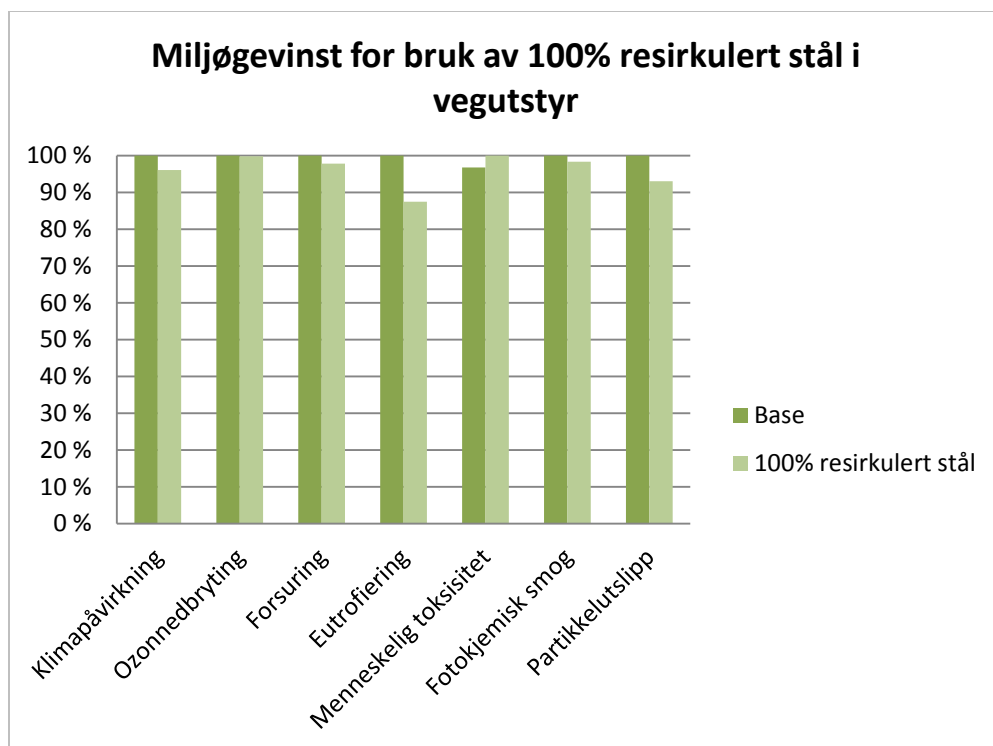
Figur 32 Miljøpåvirkning over livsløp i % av referanse for bruk av lavkarbonsement

Mengden knust betong fra riving av betongkonstruksjoner utgjør kun 0.9% av det totale massebehovet i forsterkningslaget for E6 Kolomoen-Kåterud. Gjenbruk av betong har dermed et svært begrenset potensiale for å redusere klimapåvirkning fra prosjektet. Ettersom det er et svært enkelt tiltak, er det likevel beregnet reduksjon i miljøpåvirkning som følge av gjenbruk av knust betong i forsterkningslaget, sammenliknet med deponering. Dersom det forutsettes at det aktuelle deponiet ligger 20km unna anlegget, gir dette en besparelse på 0.13% av total klimapåvirkning. Dette er åpenbart en svært liten gevinst, men det kan tenkes at dette likevel vil gjennomføres for å slippe å transportere avfallet vekk. Dette forutsetter selvsagt at betongen kontrolleres og godkjennes for bruk med hensyn til innhold av forurensninger som potensielt kan lekke ut.

5.4.1.3 Stål

For vegutstyr er det antatt bruk av lavlegert stål (generisk Ecoinvent-prosess) med 37% innhold av resirkulert stål. Det undersøkes hvilken innvirkning det har for klimapåvirkning dersom andelen resirkulert stål økes til 100%. Det bør nevnes at det ikke er vurdert hvorvidt dette vil gi stål som oppfyller nødvendige kvalitetskrav for bruk i vegrekkverk, og resultatene presenteres derfor med forbehold om at det kan ligge tekniske begrensninger til grunn for at 100% resirkuleringsgrad ikke er gjennomførbart.

Bruk av 100% resirkulert stål for vegutstyr (rekkverk og viltgjerde) gir 4% reduksjon i total klimapåvirkning over vegens livsløp. Imidlertid fører dette også til en 3% økning i menneskelig toksisitet.



Figur 33 Miljøpåvirkning over livsløp i % av referanse for bruk av 100% resirkulert stål i vegutstyr

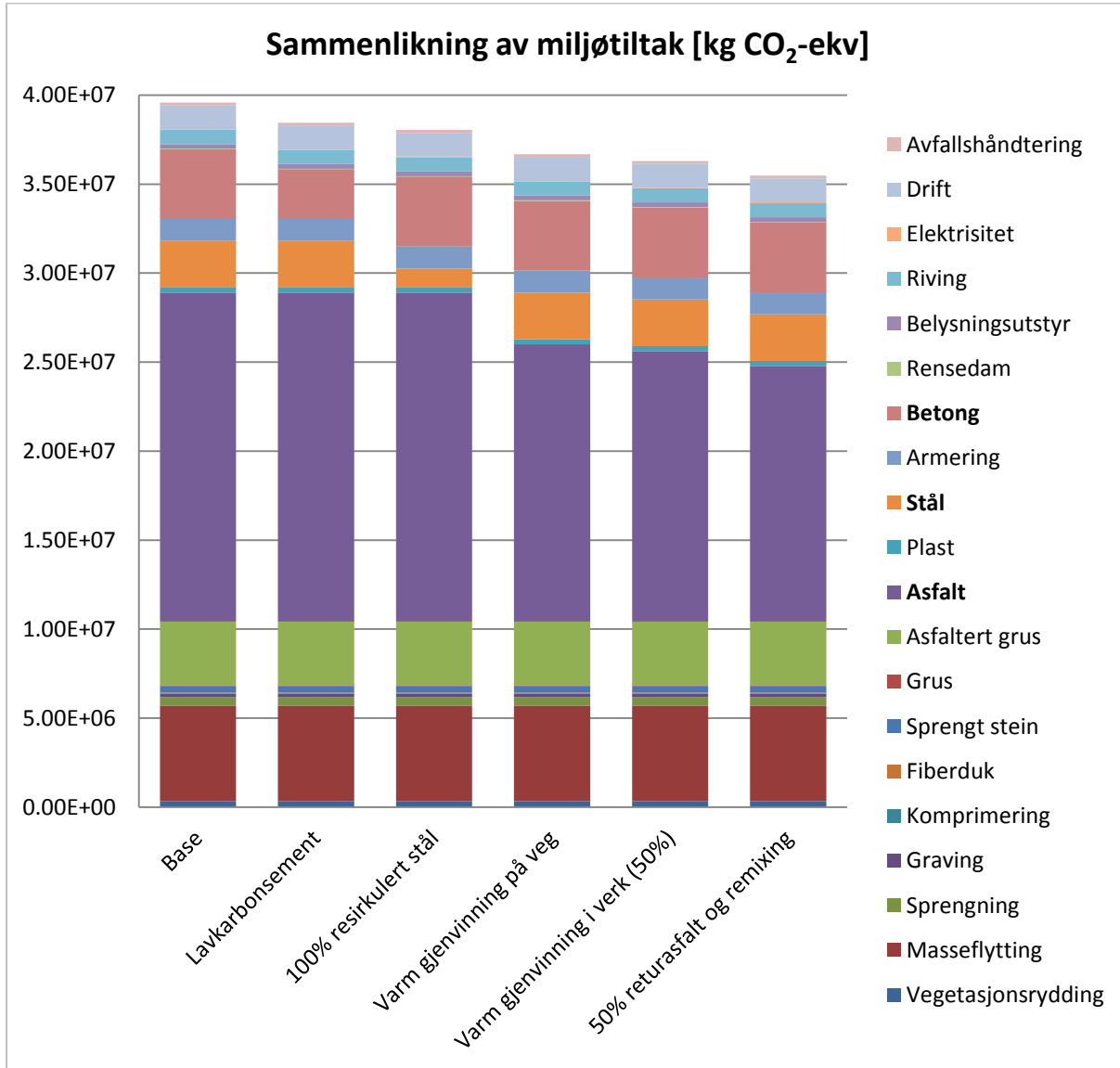
5.4.1.4 Sammenlikning

En oppsummering av reduksjon i total klimapåvirkning som oppnås for de ulike miljøtiltakene er gitt i tabell 10:

Tabell 10 Sammenlikning av reduksjon i total klimapåvirkning over livsløp for ulike miljøtiltak

Tiltak	Redusert klimapåvirkning
Lavkarbonsement	-3 %
100% resirkulert stål	-4 %
Varm gjenvinning på veg (remixing)	-7 %
Økt andel returasfalt	
20%	-2 %
30%	-4 %
40%	-6 %
50%	-8 %
Remixing og økt andel returasfalt	
20%	-8 %
30%	-9 %
40%	-10 %
50%	-10 %

Sementsubstitusjon og bruk av 100% resirkulert stål gir begge moderate klimagevinster. Tiltaket som alene gir størst gevinst, er varm asfaltgjenvinning i verk med 50% andel returasfalt. Figur 34 viser total klimapåvirkning per innsatsfaktor for de ulike miljøtiltakene. Resultatene for varm asfaltgjenvinning i verk for er kun gitt for 50% andel returasfalt, for å vise den maksimale miljøgevinsten.



Figur 34 Sammenlikning av miljøpåvirkning over livsløp i kg CO₂-ekv for ulike miljøtiltak, per innsatsfaktor

Ettersom miljøpåvirkningen fra asfalt utgjør den største delen av total klimapåvirkning, er det redusert bruk av ny asfalt som gir den største miljøgevinsten (søyle 4-6). Varm gjenvinning på veg alene reduserer den relative klimapåvirkningen fra asfalt for prosjektet med 16%. Til sammenlikning gir varm gjenvinning i verk med 50% returasfalt en reduksjon i klimapåvirkning fra asfalt på 18%, mens de to tiltakene kombinert gir 22% reduksjon. Bruk av lavkarbonsement og resirkulert stål reduserer miljøpåvirkningen fra betong og stål med henholdsvis 29% og 59%, men ettersom bidraget fra disse materialene utgjør en

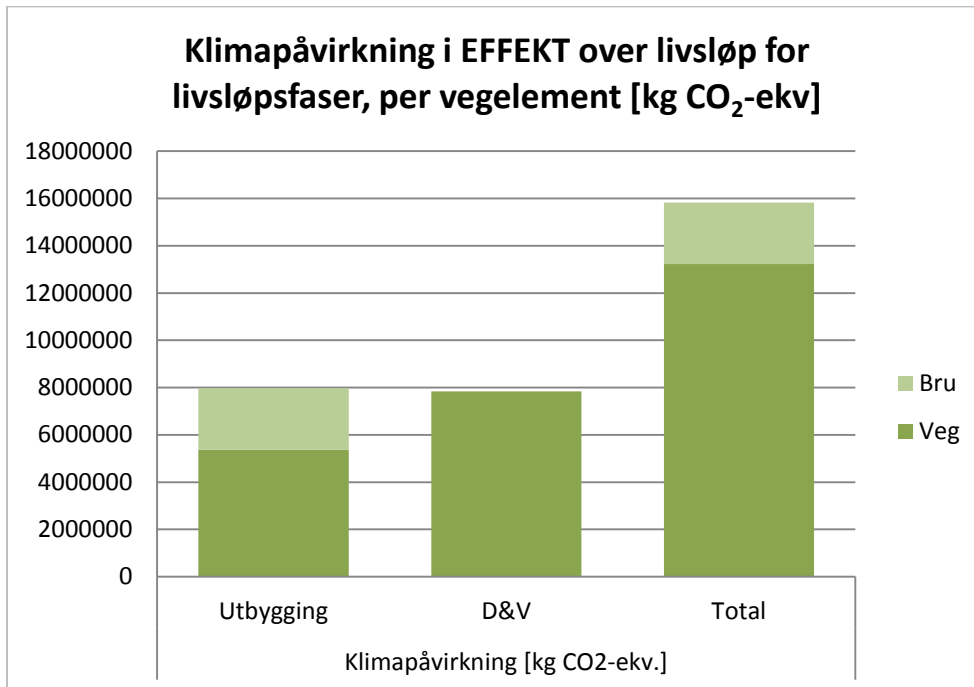
liten andel av totalen i utgangspunktet, blir den totale reduksjonen relativt liten i forhold til gjenvinning av asfalt.

5.5 Resultater fra EFFEKT

Beregningene med EFFEKT-metodikken gir total klimapåvirkning lik 15824121kg CO₂-ekv. (1268975kg CO₂-ekv./km) og energibruk på 1095254133MJ (87831125 MJ/km) over vegens livsløp.

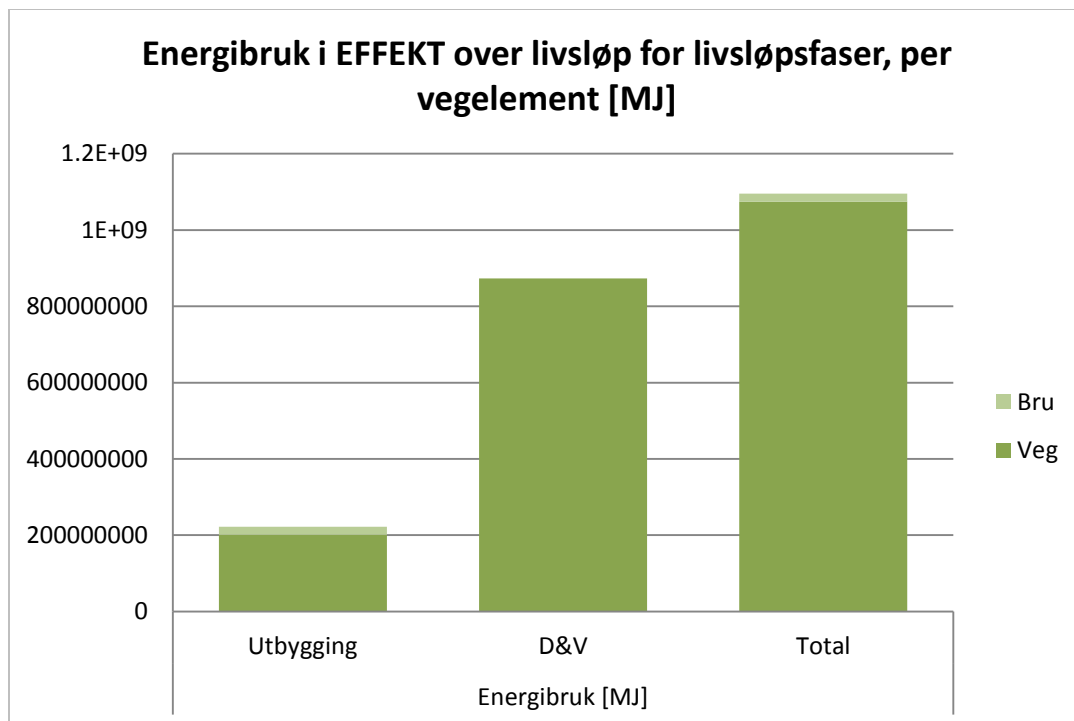
5.5.1 Fasebidrag

Figur 35 og 36 viser resultater for henholdsvis klimapåvirkning og energibruk fra EFFEKT-beregningene fordelt på livsløpsfaser og vegelement (veg/bru).



Figur 35 Beregnet klimapåvirkning i EFFEKT i CO₂-ekv per livsløpsfase fordelt på bru og veg

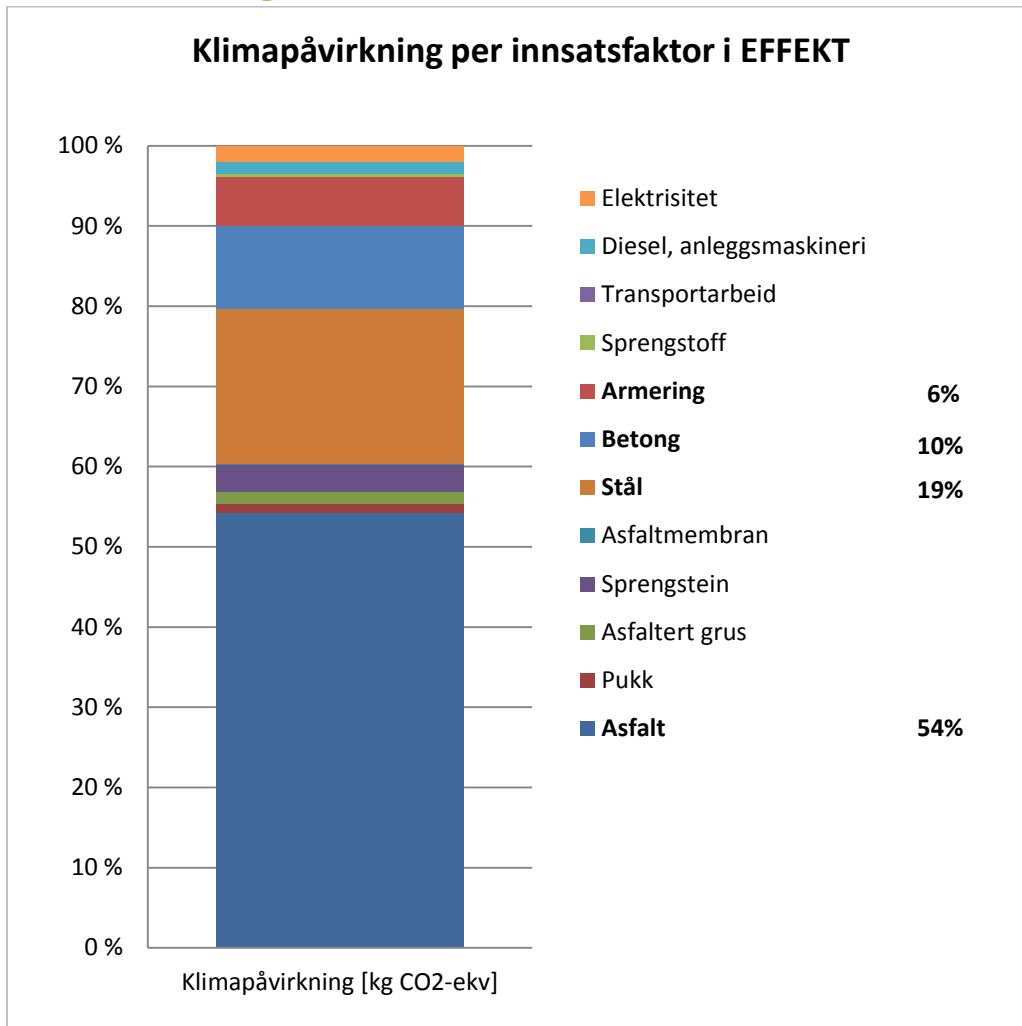
For klimapåvirkning bidrar begge fasene nesten nøyaktig like mye. I utbyggingsfasen bidrar bruer til 33% av utslippene, og for totale livsløpsutslipp er bidraget fra bruer 16%. Bruer gir ikke utslag for drifts- og vedlikeholdsfasen fordi det ikke er inkludert noen drifts- og vedlikeholdsaktiviteter for bruer i EFFEKT-metodikken.



Figur 36 Beregnet energibruk i EFFEKT i MJ per livsløpsfase fordelt på bru og veg

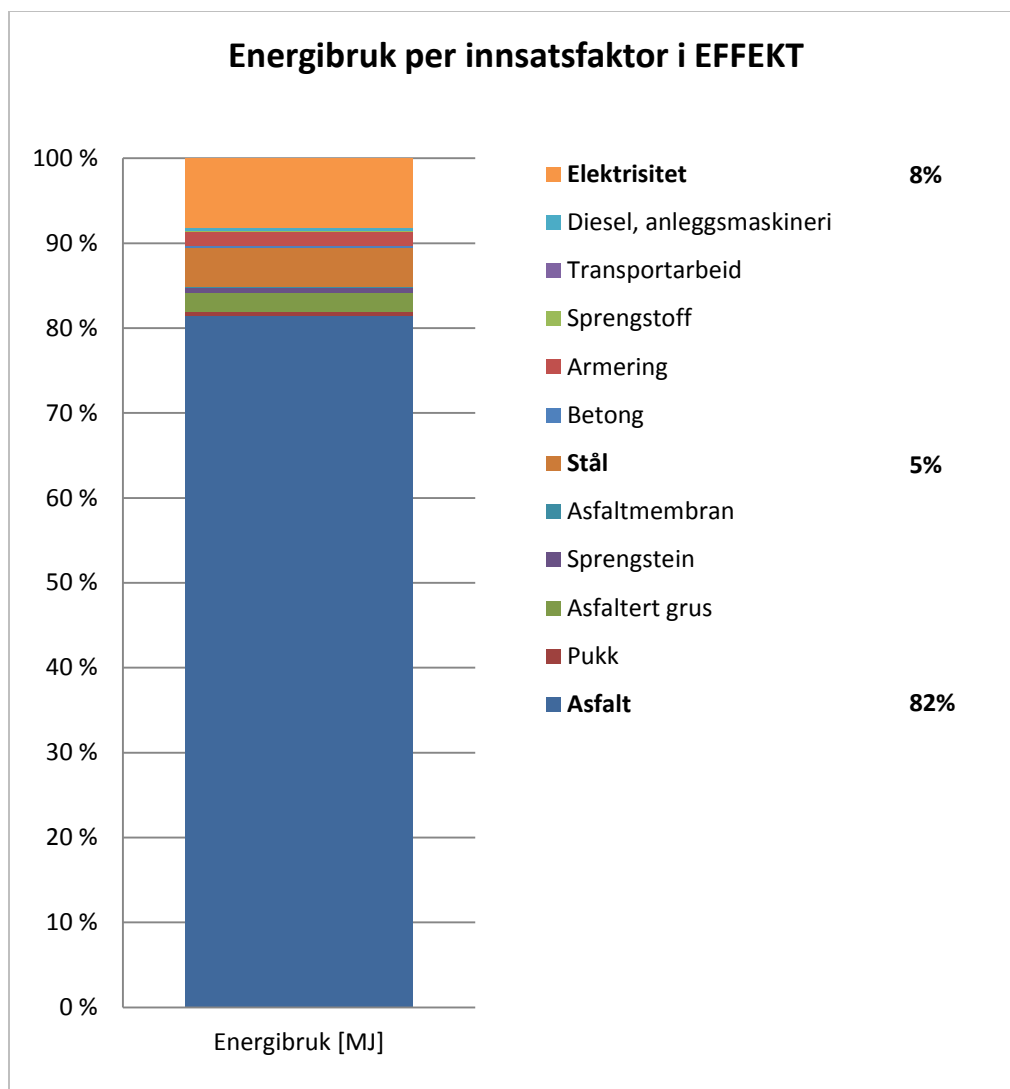
Drift og vedlikeholdsfasen dominerer for energibruk over livsløpet, og bidrar til 81% av totalen. For energibruk har bruer mindre å si, og bidrar kun til 9% av totalen i utbyggingsfasen og 2% for totalt energibruk over vegens livsløp.

5.5.2 Prosessbidrag



Figur 37 Bidrag fra innsatsfaktorer til klimapåvirkning i EFFEKT, i % av total

To materialer utmerker seg spesielt for klimapåvirkning; asfalt bidrar til over halvparten (54%) av utslippene, og stål i rekkverk bidrar til 19%. Betong er det tredje mest utslagsgivende materialet (10%), mens de øvrige innsatsfaktorene bidrar til mindre enn 10% av totale utslipp.

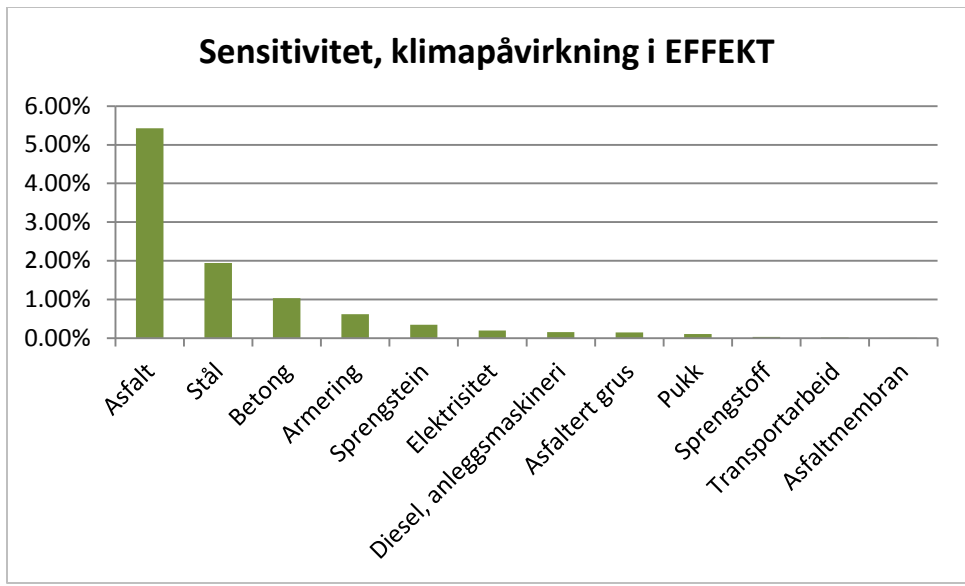


Figur 38 Bidrag fra innsatsfaktorer til energibruk i EFFEKT, i % av total

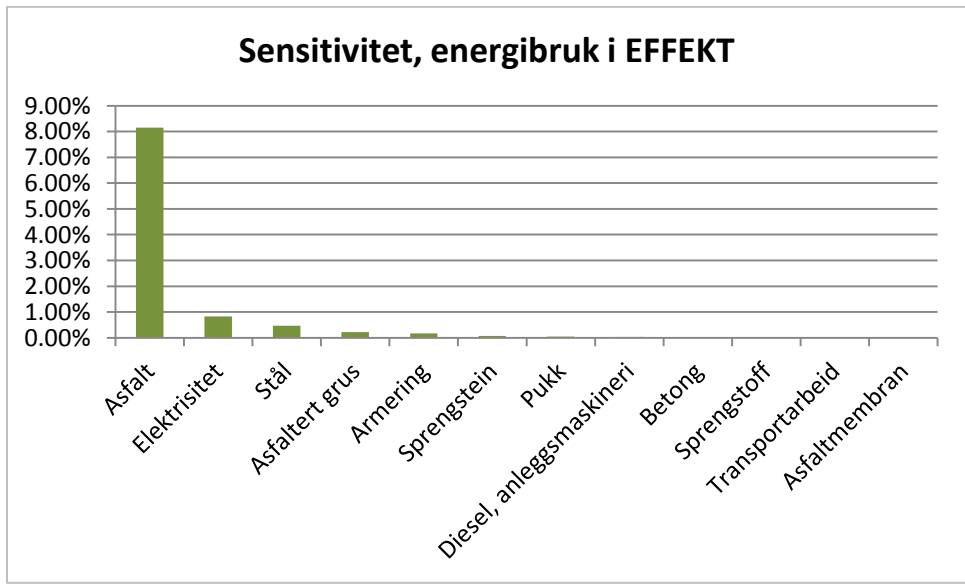
For energibruk er asfalt nesten enerådende, med hele 82% av totalen. Elektrisitet bidrar til 8% og stål til 5%, mens de resterende innsatsene bidrar til under 3%.

5.5.3 Sensitivitetsanalyse

Sensitivitetsanalysen er utført etter samme prinsipp som i SimaPro-modellen. Det fremgår av resultatene at de mest utslagsgivende innsatsene også er de mest sensitive. For både klimapåvirkning og energibruk er resultatene mest sensitive for endringer i asfaltmengden, og særlig for energibruk er sensitiviteten svært høy (10% endring i asfaltmengde gir over 8% endring i samlet energibruk). Resultatene er vist i figur 39 og figur 40.



Figur 39 Sensitivitetsanalyse for klimapåvirkning for resultater fra EFFEKT, endring i % av totale utslipp for 10% endring i innsatsfaktor



Figur 40 Sensitivitetsanalyse for energibruk for resultater fra EFFEKT, endring i % av totale utslipp for 10% endring i innsatsfaktor

6 Diskusjon

6.1 Viktigste funn

I dette kapitlet presenteres og diskuteres de viktigste resultatene fra analysen av E6 Kolomoen-Kåterud med livsløpsmodellen i SimaPro. I henhold til prioriteringen i Veilederen, legges det størst vekt på klimapåvirkning i diskusjonen.

6.1.1 Bidrag til ulike miljøpåvirkningskategorier fra hver livsløpsfase

De karakteriserte resultatene for E6 Kolomoen-Kåterud viser en relativt jevn fordeling av miljøpåvirkning mellom utbyggingsfasen og drift- og vedlikeholdsfasen, med en noe større andel fra utbyggingsfasen når alle kategoriene betraktes. For klimapåvirkning er fordelingen tilnærmet lik.

Vegfundamentet er den viktigste komponenten for miljøpåvirkning fra utbyggingsfasen jevnt over for alle påvirkningskategorier og isolert for klimapåvirkning. Klimapåvirkning fra vegfundamentet skyldes i hovedsak bærelag av asfaltert grus og masseflytting i anlegget, mens sprengning bidrar vesentlig til forsurening, fotokjemisk smog og partikkelutslipp. Betongkonstruksjoner, og dernest vegdekket er de andre vegkomponentene som har mye å si for miljøpåvirkning fra utbygging av E6 Kolomoen-Kåterud.

Det er ikke like mange komponenter som inngår i drift- og vedlikeholdsfasen som i utbyggingsfasen, og miljøpåvirkning fra drift og vedlikehold skyldes nesten utelukkende reasfaltering, som bidrar til hele 82% av total klimapåvirkning fra denne fasen. Ettersom produksjon av komponenter som skiftes ut over livsløpet allokteres til drift- og vedlikeholdsfasen, spiller utskifting av komponenter inn for miljøpåvirkning fra drift og vedlikehold til en viss grad, spesielt for de påvirkningskategoriene der stål gir stort utslag (eutrofiering og menneskelig toksisitet i særlig grad).

De to resterende livsløpsfasene, avhending og vedlikeholdsavfall, gir neglisjerbare bidrag for alle påvirkningskategorier. Dette reflekterer i hovedsak at det er svært få prosesser som er inkludert i livsløpsmodellen for disse kategoriene, ettersom selve veggen og betongkonstruksjoner antas å forbli liggende etter endt livsløp, og asfalt som fjernes ved riving eller fresing antas å brukes som tilslag i ny produksjon, slik at avfallsbehandling for denne er allokert til neste livsløp.

Når miljøpåvirkning for de 7 vurderte kategoriene normaliseres til europeiske årlige utslipp, fremstår bidrag til menneskelig toksisitet og til eutrofiering som de mest alvorlige for E6 Kolomoen-Kåterud. Påvirkning til disse kategoriene forårsakes hovedsakelig av asfalt, stål og armering. Dette kan brukes som et argument for at prioriteringsrekkefølgen for miljøpåvirkninger som er gitt i Veilederen (der eutrofiering er nr. 4 av 7 og menneskelig toksisitet nr. 6 av 7, se kapittel 4.3.2) bør endres, slik at menneskelig toksisitet og eventuelt eutrofiering rangeres høyere for vegprosjekter. Imidlertid er menneskelig toksisitet en påvirkningskategori som fortsatt er beheftet med relativt store usikkerheter (Sleeswijk, Van Oers, Guinée, Struijs, & Huijbregts, 2008), slik at det er vanskelig å sikre at eventuelle tiltak for å redusere toksisitet faktisk er effektive. Ut fra gjeldende politiske målsettinger i Norge og Europa, er det uansett hensiktsmessig at klima fortsatt prioriteres fremfor de andre påvirkningskategoriene.

Beregnet energibruk for E6 Kolomoen-Kåterud fordeler seg i større grad på drift- og vedlikeholdsfasen enn de øvrige miljøpåvirkningskategoriene. Dette skyldes at energibruk (CED) påvirkes mer av asfalt enn de andre innsatsfaktorene, fordi CED tar hensyn til feedstock energy i asfalt, og at asfaltmengden som brukes i reasfaltering over vegens livsløp er større enn den som inngår i legging av førstegangsdekke.

6.1.1.1 Klimapåvirkning fra drift og vedlikehold per år

Veilederens metodikk for å beregne miljøbelastning fra drift og vedlikehold på årsbasis gir en høyere verdi enn å dele total beregnet miljøpåvirkning fra drift- og vedlikeholdsfasen på 60 år. Dette skyldes at metodikken i Veilederen kun tar hensyn til komponentenes levetid, og ikke antall faktiske utskiftinger av komponenten over vegens livsløp. Den totale levetiden for det samlede antall komponenter av en type (dersom alle utskiftinger regnes med) vil nemlig være kortere enn vegens livsløp. For eksempel vil viltgjerder med 11 års levetid skiftes ut 5 ganger over 60 år, der siste i vegens 55. driftsår. Dersom total miljøbelastning fra viltgjerder fordeles på 60 år, er dette 5 år mer enn det faktiske livsløpet for alle viltgjerdene som er inkludert i vegens levetid, og gir følgelig lavere verdi enn å dele miljøpåvirkning fra ett viltgjerde på 11 år. Miljøpåvirkning fra drift- og vedlikeholdsaktiviteter som finner sted årlig (for eksempel snørydding) vil beregnes likt med begge metodikker.

Dette kan illustreres mer presist med et regneeksempel, der levetid for viltgjerder er brukt og x betegner verdien for total miljøpåvirkning:

$$1) \text{ Årlig miljøpåvirkning, } JBV = \frac{\text{miljøpåvirkning, komponent}}{\text{levetid, komponent}} = \frac{x}{11} = 0.091x$$

$$2) \text{ Årlig miljøpåvirkning} = \frac{\text{miljøpåvirkning, komponent} * \text{antall utskiftinger}}{\text{levetid, veg}} = \frac{x * 5}{60} = 0.083x$$

Det fremgår at likning 1 (som beskriver beregningsmetodikken gitt i Veilederen) gir høyere miljøbelastning, fordi antall utskiftinger som skjer i vegens levetid ikke er regnet med. Man kunne tenke seg at dette kun vil skje for komponenter som har en levetid som ikke gir et heltall dersom vegens levetid deles på komponentens. Imidlertid vil det i praksis ikke skje en utskifting av en komponent ved endt livsløp for vegen, slik at Veilederens metodikk da vil tilskrive drift- og vedlikeholdsfasen miljøbelastning tilsvarende én utskifting mer enn det som finner sted i praksis². I beregningene gjort for E6 Kolomoen-Kåterud er dette tilfellet for vegrekkverk, som har estimert levetid 30 år, og dermed skiftes ut én gang over livsløpet (i vegens 30. driftsår). Beregningsmetodikken i Veilederen beregner imidlertid årlig miljøpåvirkning fra vegrekkverk som total belastning per rekkverk fordelt på 30 år:

$$3) \text{ Årlig miljøpåvirkning, } JBV = \frac{\text{miljøpåvirkning, rekkverk}}{\text{levetid, rekkverk}} = \frac{x}{30} = 0.033x$$

$$4) \text{ Årlig miljøpåvirkning} = \frac{\text{miljøpåvirkning, rekkverk} * \text{antall utskiftinger}}{\text{levetid, veg}} = \frac{x * 1}{60} = 0.017x$$

² Som nevnt i kapittel 4.3.1.2.1, er metodikken i Veilederen relatert til dette endret noe i løpet av oppgavearbeidet. Vurderingen av beregningsmetodikken slik den er gjort her vil derfor ikke stemme fullstendig overens med den siste utgaven av Veilederen. Imidlertid ansees det som mest hensiktsmessig å bruke antall utskiftinger som utgangspunkt i beregningsmetodikken, nettopp for å unngå slike problemer.

Her ser man altså at Veilederens beregningsmetodikk gir dobbelt så høy relativ årlig miljøpåvirkning, fordi drift- og vedlikeholdsfasen tilskrives en ekstra utskifting.

Det kan tenkes at formålet med å beregne årlig miljøpåvirkning fra drift og vedlikehold kun er å kunne sammenlikne med tilsvarende beregnede tall for andre prosjekter, slik at det i seg selv ikke er et problem at dette tallet avviker noe fra resultatene fra SimaPro. Imidlertid kan det være en kilde til forvirring at tallene avviker, og dersom det er ønskelig å unngå dette, foreslås det derfor at beregningsmetodikken endres til den som er gitt av likning 5:

$$5) \quad \dot{M}_{KP} = \left(\frac{E1_{KP} * U1_E}{L_V} \right) + \left(\frac{E2_{KP} * U2_E}{L_V} \right) + \left(\frac{E3_{KP} * U3_E}{L_V} \right) + \dots + \left(\frac{En_{KP} * Un_E}{L_V} \right)$$

\dot{M}_{KP} = Total årlig klimapåvirkning fra produksjon av nye elementer, annet vedlikeholdsarbeid og energi til drift

$E1_{KP}$ = Total klimapåvirkning fra produksjon og transport av element 1

$U1_{KP}$ = Antall beregnede utskiftinger av element 1 (på grunnlag av elementets estimerte levetid og vegens/prosjektets levetid)

L_V = Vegens/prosjektets estimerte levetid

n = totalt antall elementer

Denne metodikken er testet for E6 Kolomoen-Kåterud, der den gir en verdi som avviker med 1% fra beregnet klimapåvirkning fra SimaPro delt på vegens levetid (60 år). Dette avviket antas å skyldes avrundning i beregningene, og ansees som neglisjerbart.

Drift- og vedlikeholdsaktiviteter som gjentas på årlig basis (for eksempel snørydding) kan naturligvis ikke sies å ha noen utskiftinger (ei heller noen levetid), og inkluderes i beregningene ved å sette antall utskiftinger til 1. Dette bør klargjøres i Veilederen med en kommentar.

6.1.2 Prosessbidrag

Over livsløpet for E6 Kolomoen-Kåterud har følgende 6 innsatsfaktorer mest å si for total miljøpåvirkning jevnt over de 7 påvirkningskategoriene:

1. Asfalt
2. Masseflytting
3. Sprengning
4. Stål
5. Asfaltet grus
6. Armering

Asfalt er dominerende for alle miljøpåvirkninger, og kan dermed sies å være den viktigste enkeltinnsatsen for miljøpåvirkning for vegprosjektet totalt sett. Masseflytting gir ikke spesielt stort utslag for noen påvirkningskategori, men har vesentlig innvirkning på alle kategorier.

For klimapåvirkning er de viktigste innsatsfaktorene:

1. Asfalt
2. Masseflytting
3. Betong
4. Asfaltert grus
5. Stål
6. Drift- og vedlikeholdsaktiviteter (snørydding, vegsalting og sandstrøing)

Asfalt står for nesten halvparten av klimapåvirkningen for E6 Kolomoen-Kåterud, og er dermed den dominerende innsatsfaktoren også her. Klimapåvirkning fra asfalt og asfaltert grus skyldes i hovedsak innholdet av bitumen. At klimabelastningen er så mye mindre fra asfaltert grus enn fra asfalt skyldes dels at bitumeninnholdet er noe lavere for asfaltert grus, men i hovedsak at den totale mengden asfaltert grus som inngår i vegprosjektet er mye mindre enn asfaltmengden, på grunn av at asfaltdekket fornyes, mens bærelaget forutsettes å bestå av samme masse gjennom hele livsløpet. Betong utgjør en større del av total klimapåvirkning enn av de andre miljøpåvirkningene, noe som skyldes at sementproduksjon er forbundet med svært høye CO₂-utslipp.

Det er relativt god overensstemmelse mellom de innsatsfaktorene som bidrar mest til klimapåvirkning og de som bidrar til miljøpåvirkning jevnt over alle de 7 vurderte kategoriene. Sprengning og armering gir imidlertid neglisjerbare bidrag til klimapåvirkning, men har stor betydning for henholdsvis forsuring, fotokjemisk smog og partikkelutslipp, og menneskelig toksisitet og eutrofiering. Dette kan representere potensielle faresoner for problem shifting dersom miljøpåvirkning vurderes isolert for klima. Påvirkningen fra eutrofiering og menneskelig toksisitet for E6 Kolomoen-Kåterud kan dessuten, som nevnt i kapittel 6.1.1, muligens ansees som særlig høy. Mengdene av sprengning og armering bør derfor vies spesiell oppmerksomhet utover klimapåvirkning, for å unngå problem shifting.

6.1.3 Sensitivitetsanalyse

Ved å sammenlikne usikkerhetsvurderingen i kapittel 4.8 med resultatene fra den generelle sensitivitetsanalysen i kapittel 5.1.4, kan det vurderes om det er innsatsfaktorer eller parametere i modellen som har både høy usikkerhet og sensitivitet. Dersom disse finnes, er det spesielt viktig for å sikre modellens robusthet at de kvantifiseres nøyaktig.

Fra den generelle sensitivitetsanalysen for klimapåvirkning og alle innsatsfaktorer er det tydelig at endringer i asfaltmengde har overveldende mye større innvirkning på total klimapåvirkning enn endring i noen annen innsatsfaktor. Dette indikerer at nøyaktigheten i klimaberegninger for vegprosjekter avhenger av hvor gode estimatene for asfaltforbruk er. Ettersom data for asfaltforbruk i vegdekket kommer fra prosjektspesifikke mengdedata, vurderes den som rimelig sikker. Imidlertid er asfaltmengden som går med til reasfaltering som gir størst endring i total klimapåvirkning, og antallet reasfalteringer i vegens levetid er derimot en svært usikker parameter. Det konkluderes derfor med at å

finne gode estimater for dekkelevetid bør ha høy prioritering i vegprosjekter. Dette er allerede prioritert ut fra kostnadshensyn, og det fremgår av rapporter fra blant andre SVV at innsatsen som nedlegges for å kvantifisere behov for dekkefornyelse mer nøyaktig har økt i senere år (Berntsen et al., 2007).

6.1.3.1 Vurdering av antakelser for viktige komponenter/materialer

Levetider

Veg

Etter metodikken i Veilederen, skal vegens levetid og tidsrammen for livsløpsanalysen være sammenfallende, og valg av levetid har derfor innvirkning på beregnet miljøpåvirkning. For å kunne sammenlikne resultater mellom ulike livsløpsstudier må enten studiene ha lik analyseperiode, eller så må resultatene sammenliknes på årsbasis (total miljøpåvirkning delt på antatt levetid). Regnet på årsbasis blir miljøpåvirkning fra E6 Kolomoen-Kåterud 26% høyere for en antatt levetid på 60 år enn 40 år. Når resultatene sammenliknes for total miljøpåvirkning over hele livsløpet, fremgår det at forskjellen oppstår på grunn av ulik mengde medregnede drift- og vedlikeholdsaktiviteter. Dersom påvirkning fra drift- og vedlikeholdsfasen fordeles per år (ved å dele klimapåvirkning på antall år, ulikt beregningen i kapittel 5.1.1), er avviket fra 60 til 40 års levetid kun 2%. Det meste av ulikheten i beregnet resultatene på årsbasis skyldes derfor at klimapåvirkning fra utbyggingsfasen fordeles på færre år, og representerer dermed ikke en reell forskjell i miljøbelastning, men kun en metodisk ulikhet. Hvilke konsekvenser dette har for sammenlikning av miljøpåvirkning for veg og jernbane diskuteres i kapittel 6.4.2.

Dekke

At total klimapåvirkning er svært sensitiv for asfaltforbruk betyr at den mest effektive måten å redusere klimapåvirkning fra E6 Kolomoen-Kåterud på vil være å redusere asfaltforbruket. Vegdekket som er brukt for E6 Kolomoen-Kåterud inneholder PMB, som skal bidra til å øke dekkets levetid. Estimatet som er brukt for dekkelevetid i analysen (6 år) kan derfor betraktes som noe konservativt, og det finnes erfaringsdata som tilsier at høyere dekkelevetid kan forventes for veger med samme ÅDT som E6 Kolomoen-Kåterud. Dersom dekkelevetiden antas å være 10 år, reduseres total klimapåvirkning med 18%. Denne endringen er den største som forårsakes for klimapåvirkning av noen innsatsfaktor alene i analysen, noe som illustrerer hvor stor innvirkning asfaltforbruk har på klimapåvirkning over vegens livsløp.

Vegutstyr

Valg av andre levetider enn det som er antatt for vegutstyr (rekkverk og viltgjerde) gir små endringer i total klimapåvirkning. Avvik i faktisk levetid for komponenter, sammenliknet det som er antatt i analysen vurderes derfor ikke som vesentlig svekkende for modellens evne til å beregne klimapåvirkning.

Transportavstander for masseflytting

Det er i praksis umulig å beregne nøyaktig klimapåvirkning fra intern transport av masser for et vegprosjekt på forhånd, slik at masseflytting alltid vil være en usikker innsatsfaktor i miljøbudsjettet. Det er som nevnt lagt vekt på å finne gode estimater for gjennomsnittlige transportavstander for masseflytting, og disse betraktes derfor som middels usikre. I resultatene fra den generelle sensitivitetsanalysen utpeker ikke transportavstander for masseflytting seg som noen spesielt sensitiv

parameter. Det er testet utslag for både dobling og halvering av masseflyttingsavstander, og av disse scenariene anses halvering som langt mer sannsynlig enn dobling. Ettersom dette gir en relativt liten endring i total klimapåvirkning, vurderes transportavstander for masseflytting heller ikke som vesentlig hemmende for modellen.

Elektrisitetssmiks

Ulike elektrisitetssmikser for direkte elektrisitetsforbruk er testet fordi det anbefales i Veilederen. Imidlertid er det direkte elektrisitetsforbruket over livsløpet for E6 Kolomoen-Kåterud så lavt at det ikke gir vesentlige utslag for noen av de relevante elektrisitetssmiksene. Elektrisitetsforbruk er dessuten en svært lite sensitiv parameter i analysen, og vurdert som rimelig sikker, ettersom det er beregnet ut fra spesifikke leverandørdata.

Armeringsstål

Armeringsstål behandles spesielt i Veilederen fordi det kun produseres ett sted i Norge, og at det dermed er hensiktsmessig å bruke spesifikke data. Norskprodusert armeringsstål er forbundet med spesielt lav klimapåvirkning, fordi det benyttes 100% resirkulert stål og norsk elektrisitetssmiks (Celsa Steel Service AS, 2012). Imidlertid er det ikke sikkert at alt armeringsstålet som benyttes i et gitt vegprosjekt vil være produsert i Norge, og det er rimelig å forutsette at gjennomsnittlig europeisk armeringsstål vil gi høyere klimapåvirkning enn norsk. Det mest ekstreme tilfellet som er testet forutsetter at mesteparten (70%) av armeringsstålet brukt for E6 Kolomoen-Kåterud produseres i Tyskland, men ettersom armeringsstål som innsatsfaktor ikke gir noe stort bidrag til total klimapåvirkning eller har høy sensitivitet, gir dette kun en liten endring i resultatene (2%). Ettersom det er brukt nesten utelukkende spesifikke data i beregningene for armeringsstål, vurderes det ikke som en usikker parameter, og det konkluderes med at antakelsene for armeringsstål har lite å si for total beregnet klimapåvirkning fra E6 Kolomoen-Kåterud.

Oppsummering

Av den generelle sensitivetsanalysen og de tilleggsvurderingene som er gjort for enkelte modellparametere, kan det oppsummert sies at data og modellparametere forbundet med vegdekket har absolutt mest å si for total klimapåvirkning som beregnes med livsløpsmodellen for E6 Kolomoen-Kåterud. Av disse ansees dekkelevetid som den parameteren som både er mest usikker og har størst innvirkning på resultatene, og som derfor er svært viktig å vurdere nøye. Hvilken levetid som velges for vegen spiller vesentlig inn på mengden drift- og vedlikeholdsaktiviteter som medregnes, og har dermed stor innvirkning på klimapåvirkning fra drift- og vedlikeholdsfasen. Øvrige antakelser og innsatsfaktorer har så lav sensitivitet (en 10% økning forårsaker under 1% endring i total klimapåvirkning) at den ansees som neglisjerbar, sammenliknet med vegdekkets innvirkning på klimapåvirkning.

6.1.4 Bidrag fra betongkonstruksjoner til miljøbelastning

Betongkonstruksjoner utgjør kun 1% av den totale traséen i lengde, så selv små bidrag til total miljøpåvirkning vil indikere at disse er en betydelig kilde til miljøpåvirkning fra veger. At betongkonstruksjoner gir over halvparten av total miljøpåvirkning fra utbyggingsfasen for en miljøpåvirkningskategori er derfor vesentlig.

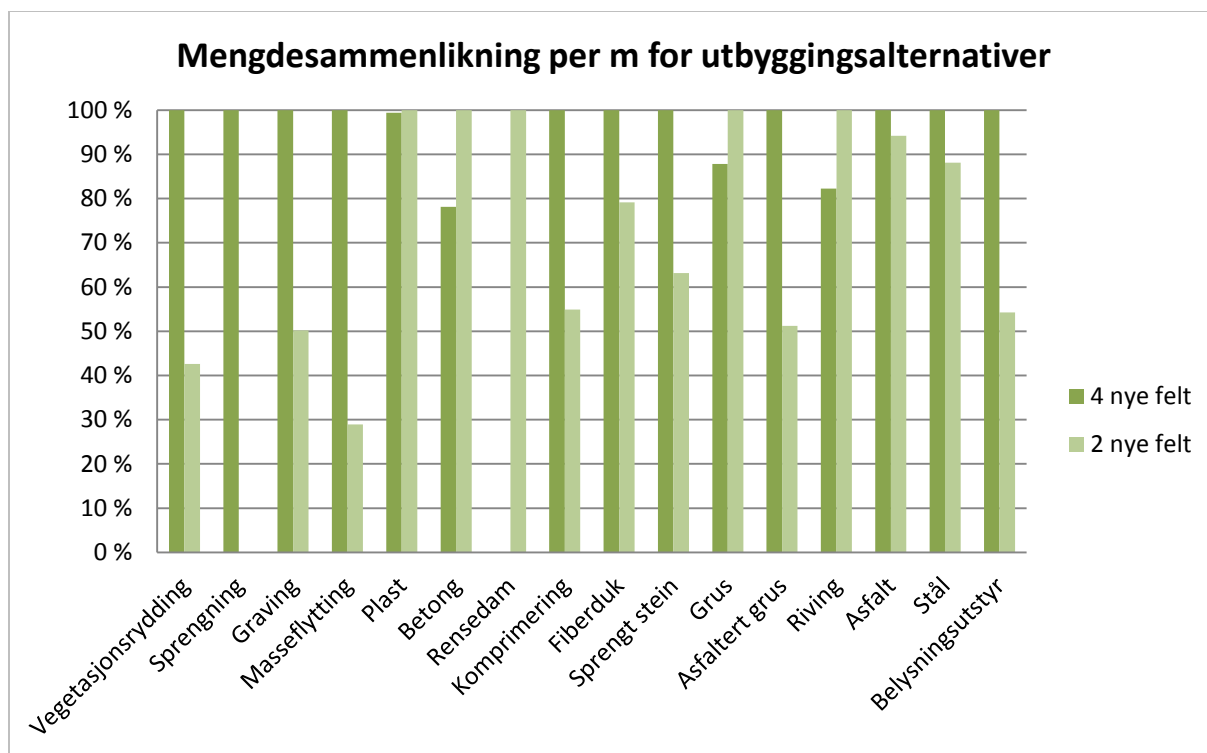
Betongkonstruksjoner utgjør størst andel av total miljøpåvirkning fra E6 Kolomoen-Kåterud for menneskelig toksisitet, eutrofiering og klimapåvirkning. For disse påvirkningskategoriene har armering og betong klart mest å si av de medregnede innsatsfaktorene, og det kan derfor konkluderes med at miljøpåvirkning fra betongkonstruksjoner for E6 Kolomoen-Kåterud i hovedsak skyldes bruk av betong og armeringsstål.

Forskjeller i miljøpåvirkning fra de 10 prosjekterte betongkonstruksjonene kan forklares med variasjoner i materialintensitet. Det kan ikke presenteres noen definitive konklusjoner rundt hvilken type (bru/kulvert) betongkonstruksjon som er forbundet med høyest utslippsintensitet, men det er ikke nødvendigvis de største bruene som gir mest klimapåvirkning per areal bruflate. Dette forklares med at bruene er mindre betongintensive enn kulvertene, men det påpekes også at energibruk i utbygging ikke er inkludert, og at dette kan tenkes å utjevne forskjellene noe i de mindre betongkonstruksjonenes favør. Det må også nevnes at det åpenbart er tekniske årsaker til at det bygges kulverter eller bruer, og at de antakeligvis i de fleste tilfeller ikke er likeverdige alternativer.

6.1.5 Sammenlikning av utbyggingsalternativer

Beregnet miljøpåvirkning er vesentlig høyere for utbygging av 4 nye felt enn utvidelse fra 2 til 4 felt for alle påvirkningskategorier, slik at det klart fremgår at utbygging av 4 nye felt er mer miljøbelastende.

Ettersom forutsetningene for drift og vedlikehold er like for de to utbyggingsalternativene, er det mest hensiktsmessig å sammenlikne miljøpåvirkning for utbyggingsfasen isolert. På dette grunnlaget indikerer resultatene for E6 Kolomoen-Kåterud at utbygging av 4 nye felt gir 34-80% høyere miljøpåvirkning enn utvidelse fra 2 til 4 felt, avhengig av miljøpåvirkningskategori, og at forskjellen i klimapåvirkning er 41%. At utbygging av 4 nye felt gir høyere miljøpåvirkning enn utvidelse fra 2 til 4 felt er ikke et overraskende resultat, ettersom det er innlysende at det førstnevnte vil kreve større materialinnsatser og mer bruk av anleggsmaskiner. Imidlertid er det interessant å undersøke hvilke materialinnsatser som forårsaker de største ulikhetene. For å gå mer i dybden på dette, er mengdeinnsatsene for hver delstrekning sammenliknet per m.



Figur 41 Sammenlikning av mengdeinnsatser over livsløp per m for utbyggingsalternativer, i % normalisert til høyeste verdi, ekskl. betongkonstruksjoner

Figur 41 viser de relative forskjellene i mengdeinnsatser per m mellom de to utbyggingsalternativene når betongkonstruksjoner er ekskludert (verdiene er normalisert til største verdi for hver innsats, ettersom de har ulik enhet). Store forskjeller i mengde trenger imidlertid ikke å være synonymt med store ulikheter i miljøpåvirkning, ettersom utslaget avhenger av den relative betydningen hver innsatsfaktor har for total miljøpåvirkning. Disse faktorene må derfor sees under ett.

Mengdeinnsatsene per m er høyere for delstrekningen med 4 nye felt for 11 av 16 innsatsfaktorer. For de 5 innsatsene der mengden er større for utvidelse, er forskjellen for det første liten, og for det andre gjelder dette innsatsfaktorer som ikke bidrar i stor grad til miljøpåvirkning. Betong er identifisert som en viktig innsatsfaktor for klimapåvirkning, men ettersom betongmengden her kun omfatter betongelementer utenom bruer og betongkonstruksjoner (primært kummer og rør), ansees det ikke å være en utslagsgivende innsatsfaktor i denne sammenlikningen. Av de innsatsfaktorene der delstrekningen med 4 nye felt har større mengde enn utvidelse, antas sprengning, masseflytting, asfalt og stål å ha størst betydning for ulikhetene i miljøpåvirkning, ut fra resultatene for bidrag fra ulike innsatsfaktorer.

De største ulikhetene i miljøpåvirkning for utbyggingsalternativene forekommer for forsurening, menneskelig toksisitet og partikkelutslipp. Forskjellene i forsurening og partikkelutslipp (samt den noe mindre forskjellen i fotokjemisk smog) kan i stor grad forklares av forskjellen i mengden sprengning som foretas, ettersom sprengning gir stort utslag for disse kategoriene. Det er ikke prosjektert noe sprengningsaktivitet for delstrekningen med utvidelse, ettersom denne bygges i et område der det ikke

er berg for utsprenning. Dette er også årsaken til avviket i mengden masseflytting, som antakeligvis gir stort utslag for resultatene. Forskjellen i menneskelig toksisitet antas å skyldes en kombinasjon av lavere mengdeverdier for asfalt, stål, asfaltert grus og belysningsutstyr for delstrekningen med utvidelse. Asfaltmengden per m avviker lite mellom utbyggingsalternativene (6%). Dette forklarer hvorfor avviket i klimapåvirkning ikke er blant de største, og det antas at mengdeavviket for masseflytting har mye å si for ulik klimapåvirkning.

Forskjellen i miljøpåvirkning forårsaket av ulik mengde sprengning og dermed også masseflytting eksemplifiserer at denne måten å sammenlikne ulike utbyggingsalternativer på er svært forenklet. Dette er avvik i miljøpåvirkning forårsaket i hovedsak av spesifikke forhold ved vegprosjektet, i motsetning til generelle forskjeller ved ulike utbyggingsalternativer. Det understrekes derfor at en grundigere sammenlikning av planlagte utbyggingsalternativer for samme vegstrekning er nødvendig for å kunne komme med generelle konklusjoner angående forskjeller i miljøpåvirkning.

Oppsummert kan det sies at utbygging av 4 nye felt kan forventes å gi høyere miljøpåvirkning enn utvidelse fra 2 til 4 felt, men at forskjellene antakeligvis vil være mindre enn det som er beregnet for E6 Kolomoen-Kåterud.

6.1.6 Vurdering av tiltak for å redusere miljøpåvirkning

Av tiltakene som er vurdert for å redusere klimapåvirkning for E6 Kolomoen-Kåterud, er økt andel returasfalt i vegdekket fra 10% til 50% det enkelttiltaket som gir størst miljøgevinst (8% reduksjon i total klimapåvirkning). Imidlertid er dette med forbehold om at det ikke fører til vesentlig økning i energibruk (og dermed klimapåvirkning), og at det er teknisk gjennomførbart med tanke på dekkekvalitet. Varm gjenvinning av asfalt på veg (remixing) gir nesten like stor klimagevinst (7% reduksjon), og ettersom energibruk til behandling av frest asfalt er tatt hensyn til analysen, ansees dette estimatet som noe sikrere. Økt andel returasfalt gir større klimagevinst enn remixing kun når andelen er høyere enn 45%. Å kombinere remixing med økt andel returasfalt gir totalt sett den største klimagevinsten, men den marginale reduksjonen i klimapåvirkning som følge av økt andel returasfalt er mindre når det allerede forutsettes remixing. Dersom det viser seg at marginalt energibruk øker vesentlig med økende andel returasfalt i dekket, kan det derfor tenkes at effektiviteten ikke blir større med økt andel returasfalt, når remixing allerede brukes. Dessuten er det usikkert hvorvidt remixing kombinert med varm gjenvinning i verk med en høy andel returasfalt gir vegdekke av tilstrekkelig kvalitet, fordi andelen frest asfalt i dekket er satt til 80% ved remixing. Dersom dekkekvaliteten blir vesentlig svekket, kan dette resultere i økt antall reasfalteringer i vegens levetid, som øker asfaltforbruket og dermed miljøpåvirkningen.

Det konkluderes dermed at det mest effektive enkelttiltaket for å redusere klimapåvirkning fra asfaltforbruk er å øke andelen returasfalt med varm gjenvinning i verk til over 45%. Dersom dette ikke er teknisk tilrådelig, er varm gjenvinning på veg (remixing) et nesten like effektivt klimatiltak. Hvorvidt kombinasjonen av økt returasfalt og remixing er for å redusere klimapåvirkning er tilrådelig, avhenger av hvor mye energibruket til behandling av asfalten øker med høyere andel returasfalt, og hvor stor andelen returasfalt totalt kan være før dekkekvaliteten blir uakseptabel. Som beskrevet i sensitivitetsanalysen, kan forlenget dekkelevetid gi en større klimagevinst totalt enn både varm

gjenvinning i verk og på veg, og dette bør derfor være førsteprioritet for å redusere miljøbelastning fra asfaltforbruk.

Av tiltak for andre innsatsfaktorer enn asfalt, gir økt andel resirkulert stål i vegutstyr noe høyere klimagevinst enn substitusjon av standard Portland-sement med lavkarbonsement i betong. Imidlertid gir økt forbruk av resirkulert stål også høyere miljøpåvirkning for menneskelig toksisitet. Dette skyldes antakelsen om bruk av europeisk elmiks i produksjon av materialer og påvirkning fra produksjonsavfall., og er således en usikker konklusjon – dersom produksjonen i praksis vil benytte en annen elmiks, trenger det ikke innebære noen miljømessig avveining.

Kostnader for de ulike miljøtiltakene vil utvilsomt ha stor betydning for hvilke miljøtiltak som ville blitt gjennomført i praksis, og det overordnede målet vil være størst mulig kostnadseffektivitet. I avveiningen mellom asfaltgjenvinning i verk eller på veg vil for eksempel marginalkostnaden ved økt andel retur-asfalt være bestemmende for hvilket alternativ som er mest kostnadseffektivt. Horvath (2003) indikerer at kostnadsbesparelsen (for materialer) ved bruk av retur-asfalt i vegdekket varierer mellom 14% for 20% retur-asfalt til 34% med 50% retur-asfalt. Det har dessverre, som nevnt i kapittel 3.3.1.1, ikke lyktes å oppdrive spesifikke kostnadsestimater ut fra norske forhold for de ulike tiltakene som er vurdert i oppgaven. Særlig ville det være interessant å undersøke hvorvidt det vil være lønnsomt å bruke en mer holdbar (og dermed formodentlig dyrere) type asfalt, fordi antallet reasfalteringer og dermed det totale asfaltforbruket vil reduseres med økt dekkelevetid.

Bruk av resirkulert stål vil medføre lavere kostnad enn primærstål (se kapittel 4.6.3), og det kan derfor forventes at dette tiltaket vil gjennomføres dersom det er teknisk tilrådelig. Selv om sementsubstitusjon og økt andel resirkulert stål gir mer moderate klimagevinster enn asfalttiltakene, er disse enkle tiltak som erfaringsmessig ikke medfører vesentlig tilleggskostnad. Disse representerer således «gratis» miljøgevinster som bør gjennomføres.

6.2 Sammenlikning med øvrig litteratur

Som påpekt i kapittel 2, er det stor spredning i metodikk i LCA-litteraturen for veg. Dette gjør at direkte sammenlikning av resultater fra analysen av E6 Kolomoen-Kåterud med resultater fra tidligere LCA-studier er komplisert, blant annet på grunn av ulike systemgrenser, levetider og analyseperioder, og at ulike livsløpsfaser er inkludert. Av de 26 studiene av veg som er presentert i kapittel 2, er det ingen som har forutsetninger som er tilstrekkelig like de som er brukt i denne analysen til at tall for utslipp eller energibruk kan sammenliknes direkte. Derfor vurderes heller de konklusjonene fra litteraturen som er relevante for denne oppgaven kvalitativt.

I analyseresultatene for E6 Kolomoen-Kåterud tillegges utbyggingsfasen og drift- og vedlikeholdsfasen tilnærmet lik betydning for total klimapåvirkning, mens avhendingsfasens bidrag til miljøpåvirkning er neglisjerbart. Dette korresponderer relativt godt med resultatene fra tidligere livsløpsvurderinger av veg, dersom man inkluderer produksjon av materialer som en del av utbyggingsfasen (slik det er gjort i denne oppgaven).

Schlaupitz (2008) fant at en 4-felts veg gir tre ganger høyere klimapåvirkning enn en 2-felts veg, og påpeker at dette blant annet skyldes behovet for store toplanskryss, antatt høyere andel bru og tunnel

og større behov for masseflytting enn tofelts veg. Resultatene for E6 Kolomoen-Kåterud tilsier at utbygging av firefelts veg gir 1.5 ganger høyere klimapåvirkning enn utvidelse fra 2 til 4 felt. Imidlertid kan det ikke settes likhetstegn mellom utvidelse fra 2 til 4 felt og utbygging av 2-felts veg, blant annet fordi utvidelse (i hvert fall for E6 Kolomoen-Kåterud) krever legging av asfaltdekke for 4 felt, og ikke bare 2. Schlaupitz inkluderer dessuten virkningen fra tunneler og bruer, som er ekskludert for analysen i denne oppgaven.

Ingen av studiene presentert i kapittel 2 har gjort en vurdering av andelen miljøpåvirkning som skyldes bruer og andre betongkonstruksjoner på lik linje med det som er gjort i denne oppgaven. I de studiene der bruer er vurdert, er dette gjort som en separat analyse. Som nevnt, er vurderingen gjort for E6 Kolomoen-Kåterud svært forenklet, og en inngående studie av miljøpåvirkning fra de større bruene som inngår i strekningen bør utføres med høyere detaljeringsgrad for å kunne være sammenliknbar med resultatene fra tidligere studier. Imidlertid ansees det også som interessant å undersøke hvor stor innvirkning mindre betongkonstruksjoner (kulverter) har på total miljøbelastning fra vegprosjekter, ettersom livsløpsanalyser av bruer som regel omhandler større bruprosjekter.

Det påpekes i flere studier at ulike avgrensninger for vegens livsløp er til hinder for sammenlikning av resultater, og særlig påpekes det at trafikkfasen og trafikkforstyrrelser som skyldes utbygging og vedlikehold forårsaker så stor miljøbelastning at bidraget fra andre livsløpsfaser blir neglisjerbare. Metodikken i PCR for jernbaneinfrastruktur (og veginfrastruktur), der det skilles mellom infrastruktur og transport, synes å bøte på denne problematikken ved å gi klarere rammer for hva systemgrensene bør være.

Svært få av studiene gir noen begrunnelse for valg av levetid eller analyseperiode for vegen, og noen oppgir ikke levetid i det hele tatt. At valg av levetid har stor innvirkning på resultatene for E6 Kolomoen-Kåterud indikerer at det vil være hensiktsmessig å vie denne parameteren større oppmerksomhet enn det som har vært gjort i tidligere studier.

6.3 Sammenlikning med EFFEKT

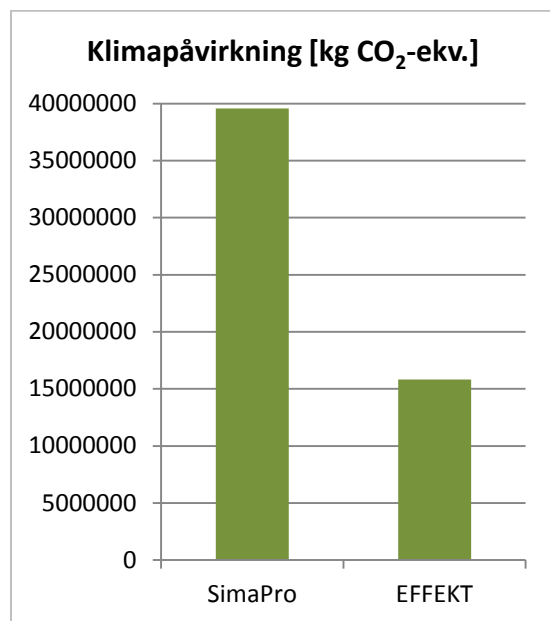
I sammenlikningen av resultater for miljøpåvirkning mellom JBV's og SVV's beregningsmodeller vurderes klimapåvirkning og energibruk. Beregningene gjort med SimaPro-modellen benytter de faktiske mengdeestimatene gitt for E6 Kolomoen-Kåterud, og inkluderer flest innsatsfaktorer. Således må resultatene fra disse beregningene ansees som det mest fullstendige bildet av miljøpåvirkning fra vegprosjektet som kan oppnås i denne sammenheng, og resultatene fra EFFEKT-beregningene evalueres ut fra hvor godt de stemmer overens med disse.

Dette gir et bilde på hvor god EFFEKT-metodikken er til å beregne miljøpåvirkning for det spesifikke vegprosjektet E6 Kolomoen-Kåterud. Imidlertid kan det ikke trekkes noen definitive konklusjoner angående hvor godt metodikken egner seg til å beregne miljøpåvirkninger fra vegprosjekter generelt, ettersom dette ville kreve sammenlikning av begge metoder for flere case, for å fange opp de variasjoner som vil forekomme for prosjekter av ulik skala, geografi etc. Med forbehold om at det vil være ulikheter mellom forskjellige vegprosjekter, kan sammenlikningen likevel gi noen indikasjoner

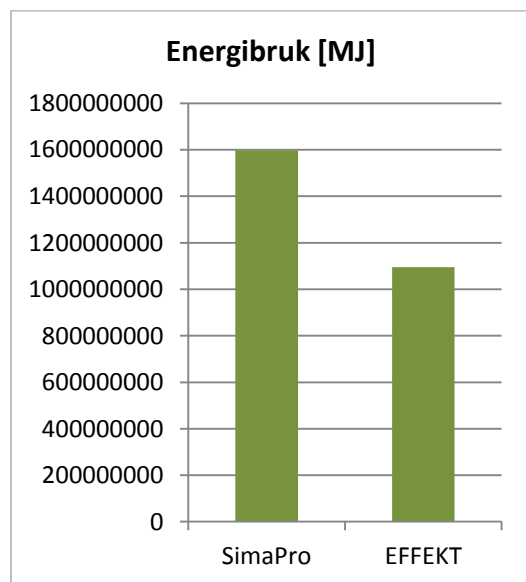
angående hvor mye av total miljøpåvirkning EFFEKT fanger opp, og hvor godt årsakene til miljøpåvirkning vises i beregningene.

6.3.1 Sammenlikning av totale resultater

Dersom resultatene fra beregningene gjort med EFFEKT-metodikken sammenliknes direkte med resultatene fra den komplette SimaPro-modellen, fremgår det at SimaPro-modellen gir høyere verdier for begge påvirkningskategorier.



Figur 42 Sammenlikning av beregnet klimapåvirkning i kg CO₂-ekv over livsløpet for modellene i SimaPro og EFFEKT

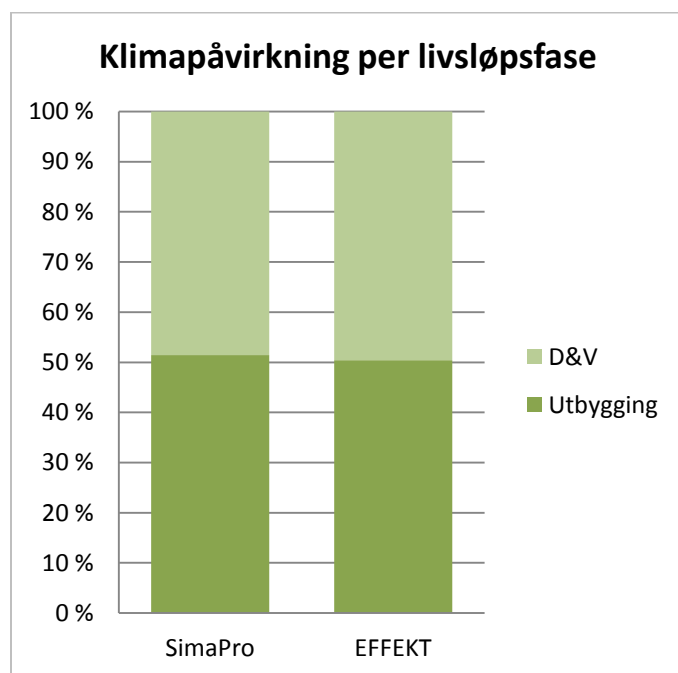


Figur 43 Sammenlikning av beregnet energibruk i MJ over livsløpet for modellene i SimaPro og EFFEKT

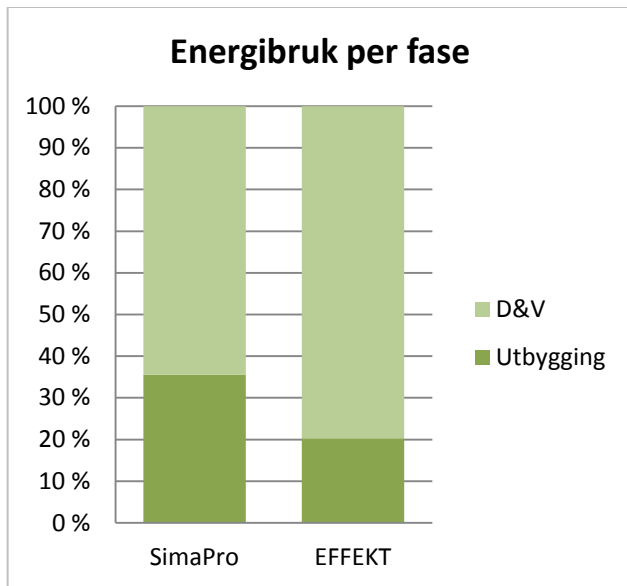
Forskjellen i total miljøpåvirkning er størst for klimapåvirkning, der SimaPro-modellen gir over 2.5 ganger så høy påvirkning for vegen. For energibruk gir SimaPro-modellen 47% høyere totalverdi enn EFFEKT-beregningene.

Fasebidrag

I sammenlikningen av bidrag til miljøpåvirkning fra livsløpsfasene er avhendingsfasen er ikke inkludert, fordi denne ikke tas med i EFFEKT-metodikken. Ettersom bidraget fra avhendingsfasen dessuten er neglisjerbart, anses dette ikke som noen svakhet. Drift og vedlikehold er dominerende for energibruk i begge modeller (64% av totalen i SimaPro, 80% i EFFEKT). At drift og vedlikehold utgjør en større andel av totalen for EFFEKT-modellen for energibruk kan forklares med høyere antatt elektrisitetsbruk i EFFEKT. For klimapåvirkning bidrar begge livsløpsfaser tilnærmet like mye for begge modeller.



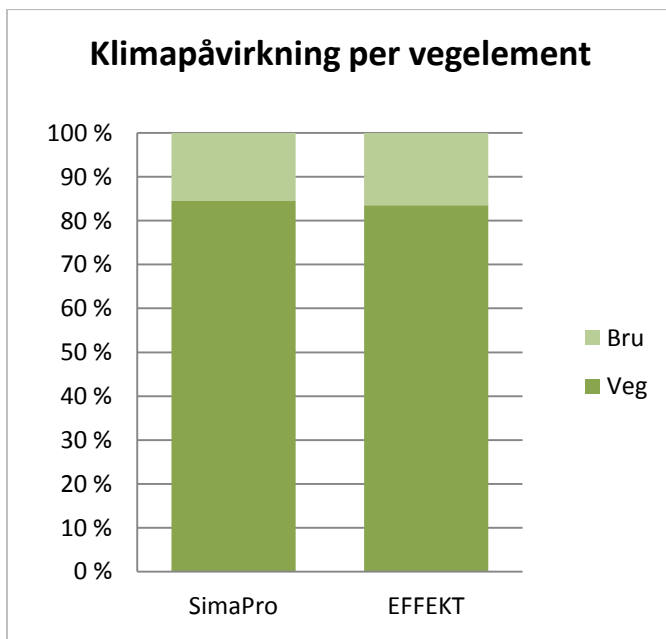
Figur 44 Sammenlikning av beregnet klimapåvirkning i % per livsløpsfase for modellene i SimaPro og EFFEKT



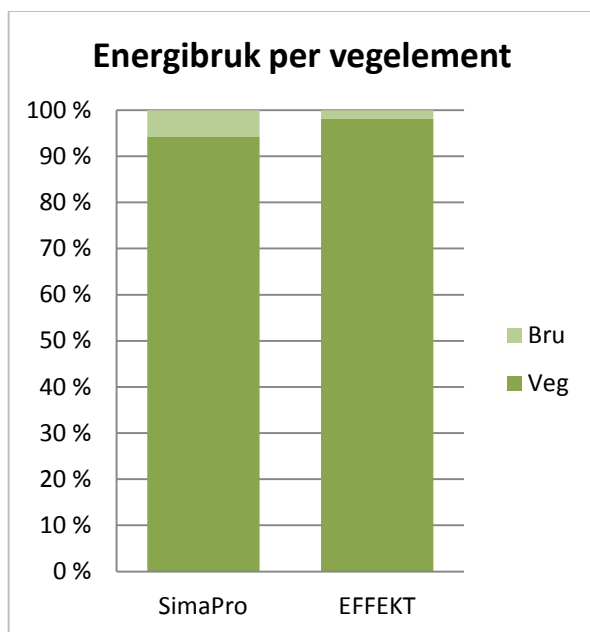
Figur 45 Sammenlikning av beregnet energibruk i % per livsløpsfase for modellene i SimaPro og EFFEKT

Bidrag fra bruer og betongkonstruksjoner

Betongkonstruksjoner har relativt lite å si for miljøpåvirkning for begge metoder, i særlig grad for energibruk, der selve vejen bidrar til 94% av totalen for SimaPro-modellen, og 98% for EFFEKT-beregningene. For klimapåvirkning gir bruer noe høyere utslag på grunn av klimapåvirkningen fra betong, men vegelementet utgjør fortsatt brorparten (85% for SimaPro, 84% for EFFEKT).



Figur 46 Sammenlikning av beregnet klimapåvirkning i % fordelt på bru og veg for modellene i SimaPro og EFFEKT



Figur 47 Sammenlikning av beregnet energibruk i % fordelt på bru og veg for modellene i SimaPro og EFFEKT

Prosessbidrag

EFFEKT-metodikken er basert på å kun inkludere de materialene som gir størst utslag for total miljøpåvirkning. Det er derfor interessant å sammenlikne hvilke innsatser som har mest å si for total miljøpåvirkning for hver metode, for å se om antakelsene som ligger til grunn for EFFEKT-metodikken stemmer overens med E6 Kolomoen-Kåterud.

De 5 viktigste innsatsfaktorene for hver metode per påvirkningskategori er gitt i tabell 11:

Tabell 11 Sammenlikning av viktigste innsatsfaktorer for klimapåvirkning og energibruk i EFFEKT og SimaPro

	Klimapåvirkning				Energibruk			
	SimaPro		EFFEKT		SimaPro		EFFEKT	
1	Asfalt	47%	Asfalt	54%	Asfalt	71%	Asfalt	82%
2	Masseflytting	14%	Stål	19%	Asfaltert grus	13%	Elektrisitet	8.2%
3	Betong	10%	Betong	10%	Masseflytting	5.0%	Stål	4.7%
4	Asfaltert grus	9.0%	Armering	6.1%	Stål	2.6%	Asfaltert grus	2.2%
5	Stål	6.6%	Sprengstein	3.5%	Betong	1.6%	Armering	1.7%

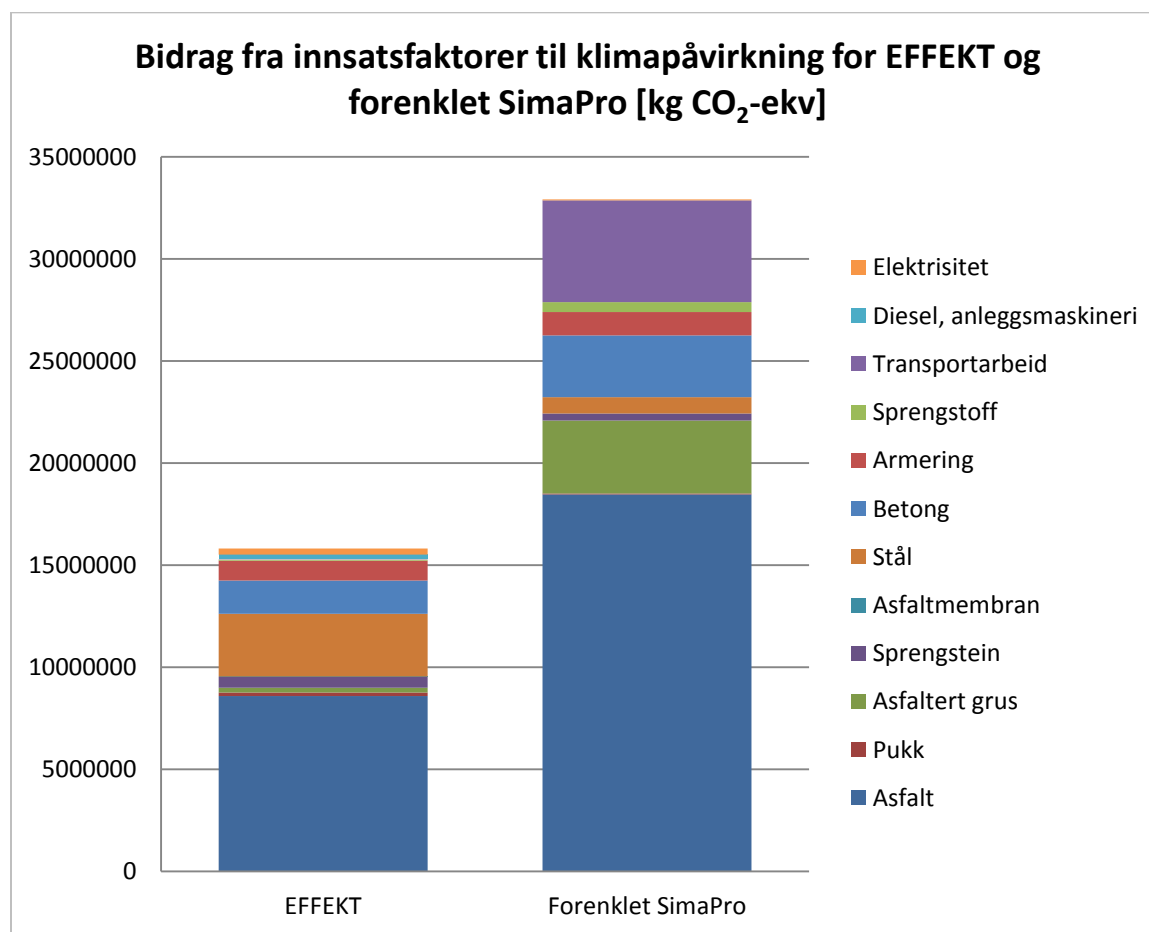
Generelt kan det sies at graden av overensstemmelse mellom metodene for de viktigste innsatsfaktorene for miljøpåvirkning er rimelig stor. I alle tilfelle er asfalt den innsatsfaktoren som gir størst miljøpåvirkning, og ellers er stål, betong og asfaltert grus fremtredende jevnt over. Unntakene er masseflytting, som bidrar mye for SimaPro-resultatene, og elektrisitet, som bidrar nest mest for energibruk i EFFEKT-beregningene. Asfalt er mer dominerende i EFFEKT-modellen, særlig for energibruk. Asfaltert grus og betong gir mindre utslag i EFFEKT-modellen enn i SimaPro-modellen. Elektrisitet slår

ikke ut blant de 5 viktigste innsatsene for SimaPro-resultatene i det hele tatt, mens det gir det nest største bidraget til energibruk i EFFEKT.

6.3.2 Sammenlikning av resultater med samme innsatsfaktorer

Som beskrevet i kapittel 4.7.2, er det gjort beregninger i SimaPro for en forenklet modell der kun de innsatsene som inkluderes i EFFEKT er tatt med. Denne forenklete modellen gir 17% lavere klimapåvirkning og 7% lavere energibruk enn den fullstendige SimaPro-modellen. Dette resulterer i at den forenklete SimaPro-modellen gir 108% høyere total klimapåvirkning og 37% høyere energibruk enn klimamodulen i EFFEKT.

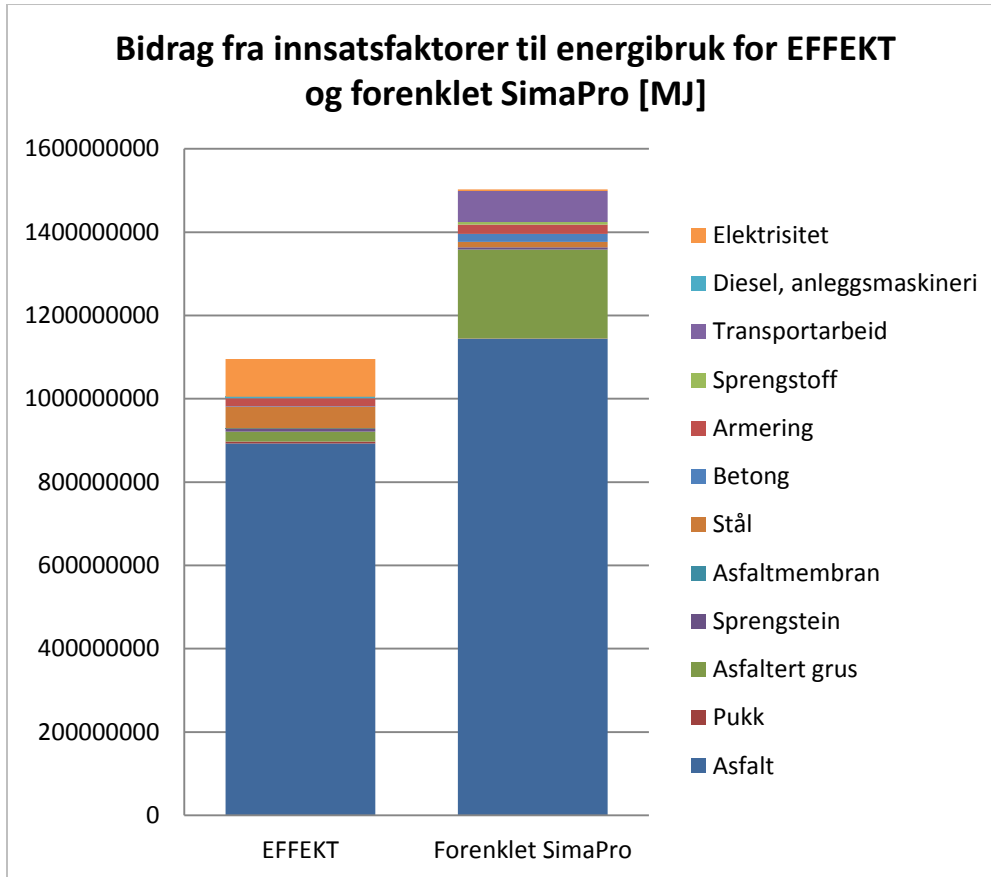
Dersom innsatsene i den forenklete SimaPro-modellen grupperes etter hvilken innsats i EFFEKT-modellen de tilsvarer, kan forholdene mellom bidragene fra hver innsats til klimapåvirkning og energibruk sammenliknes. Dette er vist i figur 48 og figur 49.



Figur 48 Klimapåvirkning i kg CO₂-ekv fordelt på bidrag fra innsatsfaktorer for EFFEKT og forenklet SimaPro-modell

Fordelingen mellom bidragene fra de ulike innsatsene til klimapåvirkning er svært ulik mellom de to modellene. For EFFEKT-beregningene er de viktigste innsatsene asfalt, stål og betong, med henholdsvis 54%, 19% og 10% av total klimapåvirkning. For den forenklete SimaPro-modellen er det asfalt,

transportarbeid, asfaltert grus og betong som er de viktigste innsatsene, med bidrag på henholdsvis 56%, 15% 11% og 9%.



Figur 49 Energibruk i MJ fordelt på bidrag fra innsatsfaktorer for EFFEKT og forenklet SimaPro-modell

For energibruk er asfalt klart den mest dominerende innsatsfaktoren for begge metoder (82% for EFFEKT, 76% for forenklet SimaPro). Elektrisitet er den nest viktigste innsatsen for energibruk i EFFEKT-beregningene, men utgjør under 1% av totalt energibruk i den forenklede SimaPro-modellen. Dette skyldes at det i EFFEKT antas 24 ganger høyere elektrisitetsforbruk til belysning enn det som brukes på E6 Kolomoen-Kåterud (fordi det brukes LED-belysning). Miljøpåvirkning fra asfaltmembran på bruer utgjør en neglisjerbar del av total miljøpåvirkning for EFFEKT-modellen (under 0.01% for begge kategorier), noe som bekrefter at det ikke er betydningsfullt for sammenlikningen at asfaltmembran ikke utelates fra EFFEKT-modellen, selv om det ikke er tatt hensyn til asfaltmembran i den forenklede SimaPro-modellen.

Ulikheter i koeffisientene for klimapåvirkning og energibruk er en åpenbar kilde til ulikheter i resultatene. For det første er det interessant å se på avvikene i koeffisientene i seg selv. Den tilsvarende endringen i påvirkning for hver innsatsfaktor vil bli tilsvarende avviket i påvirkningskoeffisient, men hvor stor innvirkning disse ulikhetene har på de totale resultatene bestemmes imidlertid av hvor store mengdene for hver innsats er.

I denne sammenhengen bør det poengteres at koeffisientene i SimaPro-modellene til en viss grad reflekterer andre antakelser enn EFFEKT. Enhetsprosessene for de fleste materialene og komponentene i SimaPro-modellene inkluderer blant annet transport og massebearbeiding, og koeffisientene for energibruk og klimapåvirkning reflekterer dermed miljøpåvirkning som skyldes disse faktorene, i tillegg til produksjon av selve materialet. Ettersom disse ikke er egne innsatsfaktorer, er det dermed ikke mulig å beregne egne utslippskoeffisienter for transportarbeid og diesel i anleggsmaskiner i SimaPro-modellene.

Tabell 12 Sammenlikning av koeffisienter for klimapåvirkning i EFFEKT og SimaPro

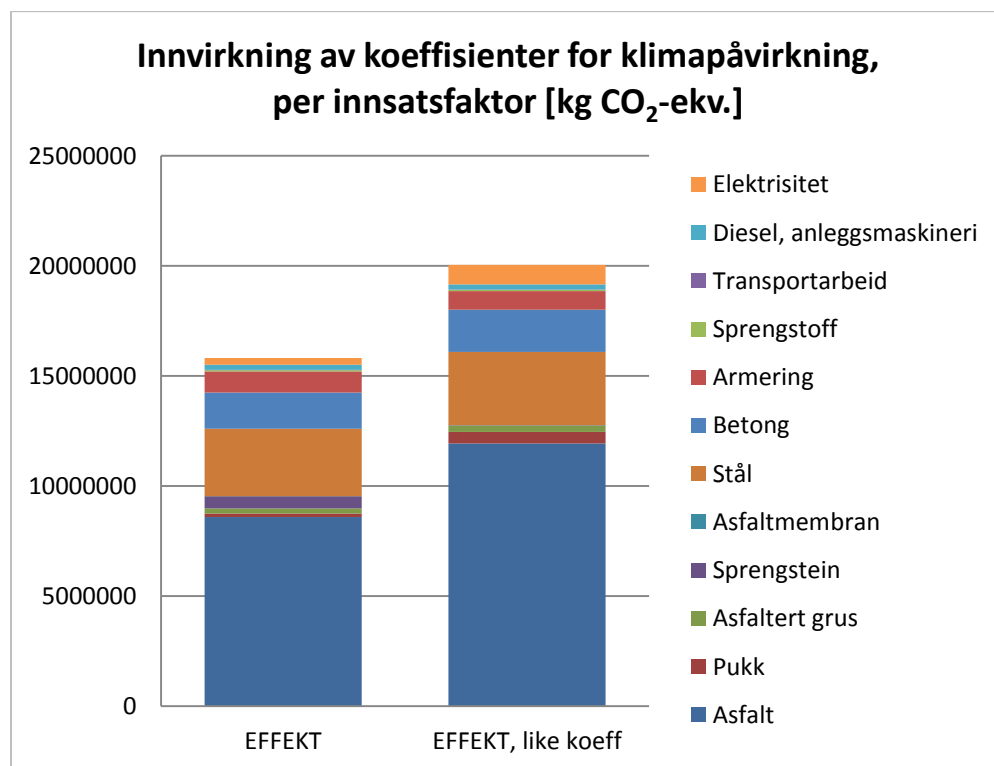
Klimapåvirkning [kg CO ₂ -ekv.]				
Innsatsfaktor	Enhet	EFFEKT	SimaPro	Forskjell
Asfalt	tonn	30	42	39 %
Pukk	tonn	3.8	12	223 %
Asfaltert grus	tonn	28	36	25 %
Sprengstein	tonn	1.8	0.035	-98 %
Asfaltmembran	kg	0.21	-	-
Stål	tonn	1607	1740	8.3 %
Betong	m ³	236	278	18 %
Armering	tonn	837	733	-12 %
Sprengstoff	kg	2.4	2.5	5.6 %
Transportarbeid	tkm	0.13	-	-
Diesel, anleggsmaskiner	l	3.2	-	-
Elektrisitet	kWh	0.015	0.044	187 %

Tabell 13 Sammenlikning av koeffisienter for energibruk i EFFEKT og SimaPro

Energibruk [MJ]				
Innsatsfaktor	Enhet	EFFEKT	SimaPro	Forskjell
Asfalt	tonn	3157	3590	14 %
Pukk	tonn	103	232	126 %
Asfaltert grus	tonn	2904	2910	0.19 %
Sprengstein	tonn	25	0.7	-97 %
Asfaltmembran	kg	7.0	-	-
Stål	tonn	26923	28200	4.7 %
Betong	m ³	278	1810	552 %
Armering	tonn	16087	14600	-9.2 %
Sprengstoff	kg	29	29	1.2 %
Transportarbeid	tkm	1.8	-	-
Diesel, anleggsmaskiner	l	48	-	-
Elektrisitet	kWh	4.5	5.3	17 %

Av tabell 12 og 13 fremgår det at ulikhetene i koeffisienter generelt er ganske små, ettersom koeffisientene stort sett er i samme størrelsesorden for hver innsatsfaktor. Selv om forskjellen er moderat, vil likevel en 39% høyere klimapåvirkningskoeffisient for asfalt i SimaPro-modellene ha stor innvirkning på resultatene. Denne verdien ligger dessuten noe lavere enn det som er beregnet for gjennomsnittlig norsk asfalt i miljødeklarasjon (EPD) (Foreningen Asfalt og Veiservice, 2011), og indikerer at koeffisienten som brukes i EFFEKT for klimapåvirkning fra asfalt sannsynligvis er for lav. Verdiene for sprengstein skiller seg klart ut ved at koeffisientene i EFFEKT er veldig mye høyere (51 ganger høyere for klimapåvirkning og 37 ganger høyere for energibruk). Dette skyldes at sprengstein i SimaPro-modellene antas å foreligge ferdig utsprengt på deponi, mens det i EFFEKT (antakeligvis) inkluderer miljøpåvirkning som skyldes utsprengning. Ellers er energibrukskoeffisienten for betong veldig mye høyere i SimaPro-modellene enn verdien som brukes i EFFEKT. Ut fra miljødeklarasjoner (EPD) fra norske betongprodusenter, er det grunn til å tro at energibrukskoeffisienten som brukes i SimaPro-modellene er fornuftig (Norbetong, 2013)(Sola Betong AS, 2013)(Unicon, 2012). Med unntak av sprengstein og armering, ligger koeffisientene generelt høyere for SimaPro-modellene enn EFFEKT-beregningene. Dette reflekterer ulikhetene i modellstruktur.

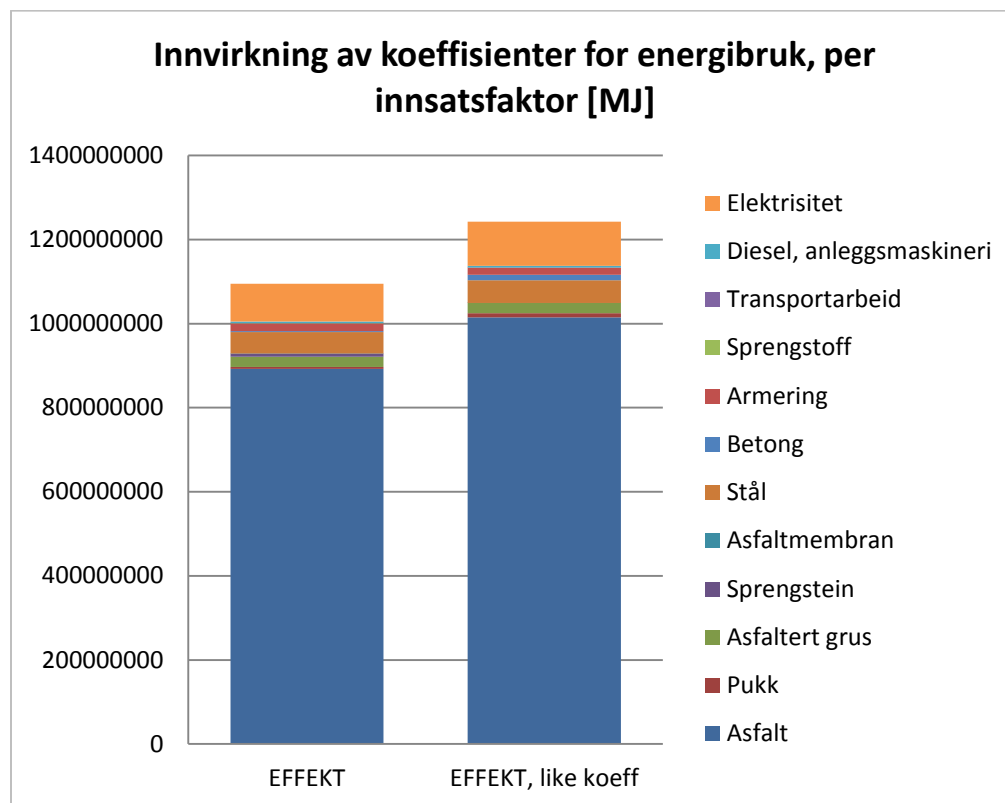
Figur 49 og figur 50 viser totalverdi og fordeling mellom innsatsfaktorer for EFFEKT-beregningene med og uten like koeffisienter som i SimaPro-modellene.



Figur 50 Beregnet klimapåvirkning i kg CO₂-ekv for EFFEKT-modellen med klimapåvirkningskoeffisienter fra EFFEKT og med koeffisienter fra SimaPro

Dersom EFFEKT-beregningene gjøres med like klimapåvirkningskoeffisienter som SimaPro-modellene, økes total klimapåvirkning med 27%, relativt til når EFFEKT-koeffisientene brukes. Sammenliknet med den forenklete SimaPro-modellen, er total klimapåvirkning 39% lavere. Dette betyr altså at avviket fra de forenklete SimaPro-resultatene til EFFEKT-beregningene minker med 29% (fra 52% til 39%), noe som reflekterer at klimapåvirkningskoeffisientene i SimaPro-modellene generelt er høyere enn de som brukes i EFFEKT.

Påvirkningen fra hver innsatsfaktor skaleres opp (med unntak av sprengstein og armering) etter endringen i påvirkningskoeffisient. Fordelingen av bidrag til påvirkning forholder seg relativt likt. De største endringene forekommer for de innsatsene som ikke utgjør en særlig stor del av total påvirkning, og slår derfor ikke voldsomt ut for resultatene. Dette er tilfellet for sprengstein, som har en 98% reduksjon i klimapåvirkning, men som i utgangspunktet kun utgjør 3% av totalen. Ettersom endringene er i samme størrelsesorden for de innsatsfaktorene som gir størst utslag, blir totalvirkningen at forholdene mellom innsatsfaktorene holdes ganske like.



Figur 51 Beregnet energibruk i MJ for EFFEKT-modellen med energibrukskoeffisienter fra EFFEKT og med koeffisienter fra SimaPro

For energibruk er mønsteret det samme som for klimapåvirkning når like koeffisienter brukes i beregningene. Totalverdi for energibruk øker med 13%, relativt til EFFEKT-beregningene, og avviket relativt til den forenklete SimaPro-modellen reduseres fra -27% til -17%. Ettersom asfalt bidrar til 82% av totalt energibruk, utgjør økningen i energibruk fra asfalt også 82% av den totale økningen, relativt til EFFEKT-beregningene i utgangspunktet.

For å sammenlikne mengdene som beregnes i EFFEKT med de som brukes i den forenklete SimaPro-modellen, er en del av innsatsfaktorene regnet om via egenvekt og materialintensitet for å få lik mengdeenhet. Av årsaker beskrevet tidligere, lar dette seg ikke gjøre for diesel i anleggsmaskiner og asfaltmembran. De resulterende mengdene er gjengitt i tabell 14:

Tabell 14 Sammenlikning av mengdeinnsatser brukt i EFFEKT og forenklet SimaPro

Innsatsfaktor	Enhet	EFFEKT	SimaPro, forenklet	Forskjell
Asfalt	tonn	282806	310691	10 %
Pukk	tonn	43196	7028	-84 %
Asfaltert grus	tonn	8228	72270	778 %
Sprengstein	tonn	304457	983440	223 %
Asfaltmembran	kg	5273	5273	0 %
Stål	tonn	1913	462	-76 %
Betong	m ³	6908	10666	54 %
Armering	tonn	1160	1565	35 %
Sprengstoff	kg	19168	190400	893 %
Transportarbeid	tkm	154298	1507280	877 %
Diesel, anleggsmaskiner	l	75137	75137	0 %
Elektrisitet	kWh	19827300	815490	-96 %

Avvikene mellom beregnede mengder i EFFEKT og gitte mengder for E6 Kolomoen-Kåterud er vesentlig større enn avvikene i påvirkningskoeffisienter. Mengdene av pukk/grus, stål og elektrisitet beregnes til å være henholdsvis 6, 4 og 24 ganger høyere med EFFEKT-metodikken enn verdiene gitt i mengdedata for E6 Kolomoen-Kåterud. At mengden pukk/grus er høyere i EFFEKT-beregningene skyldes at bærelaget etter EFFEKT-metodikken antas å bestå av 10% asfaltert grus, mens det for E6 Kolomoen-Kåterud nesten består utelukkende av asfaltert grus. Forbruket av stål til rekkverk anslås over 3 ganger høyere per m rekkverk i EFFEKT-metodikken, i tillegg til at tosidig rekkverk (brukt i midtdeler og på bruer) antas å være dobbelt så materialintensivt som ensidig rekkverk, noe som ikke er tilfelle for E6 Kolomoen-Kåterud (der ensidig og tosidig rekkverk forbruker omtrent lik mengde stål per m). I tillegg er andelen av total veglengde som har rekkverk ca. 6 ganger høyere for E6 Kolomoen-Kåterud enn det som er satt ut fra fylke i EFFEKT. Andelen av vegen som har rekkverk i midtdeler er 40% lavere enn det som antas i EFFEKT, men dette trekker ikke særlig ned på totalen, ettersom tosidig og ensidig rekkverk har lik materialintensitet. På grunn av at LED-belysning brukes for E6 Kolomoen-Kåterud, er elektrisitetsforbruket til vegbelysning anslått å være svært lavt, mens det i EFFEKT-metodikken antas konvensjonell vegbelysning som er satt til å bruke 24 ganger mer elektrisitet enn LED.

Selv om avviket i asfaltmengde ikke er stort (10% høyere for E6 Kolomoen-Kåterud sammenliknet med EFFEKT-beregningene), kan det forventes å gi stort utslag for resultatene. Det er antatt lik dekketykkelse i begge metoder (med unntak av på bruer, hvor det antas halv dekketykkelse i SimaPro), og reasfalteringsfrekvensen er satt litt lavere i SimaPro-modellene enn i EFFEKT (henholdsvis 9 og 11 ganger per livsløp). Verdiene for egenvekt for asfalt og mengden asfalt brukt i reasfaltering er kun marginalt

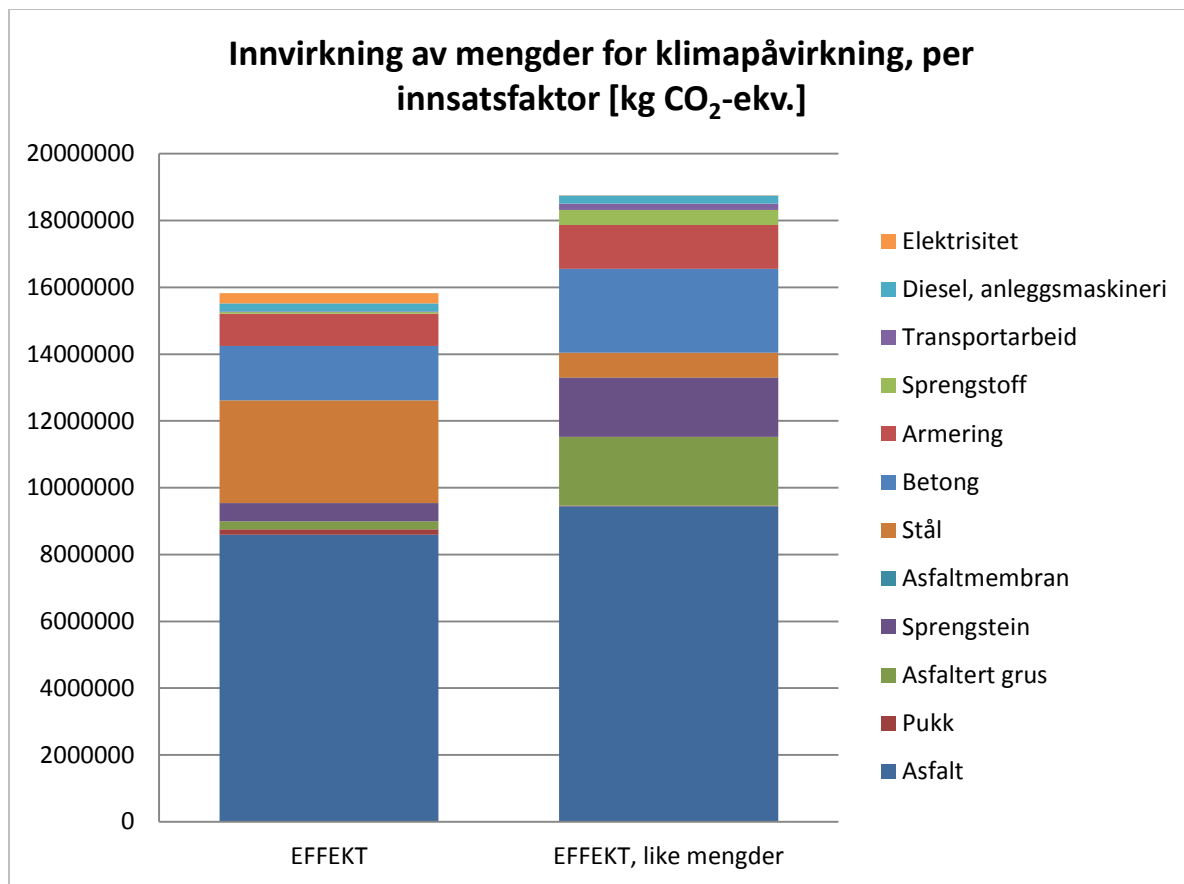
høyere i EFFEKT (henholdsvis 4% og 2%), og kan således heller ikke forklare forskjellen i total mengde. Mengden asfalt i slitelag beregnes i EFFEKT som:

$$\text{Asfalmengde} = \text{Tykkelse}_{\text{slitelag}} * (\text{dekkebredde} + 2 * 2 * \text{tykkelse}_{\text{slitelag}}) * \text{veglengde} * \text{egenvekt}_{\text{asfalt}}$$

Faktoren $2 * 2 * \text{slitelagstykkelse}$ er lagt til for å ta hensyn til asfaltdekke på sidene av vegen (Sandvik, 2013). Dersom antall reasfalteringer per livsløp settes til 11 i SimaPro-modellen, øker forskjellen i mengde til 30%. Dette indikerer altså at beregningsmetodikken for asfalt i EFFEKT gir et noe lavt estimat.

De resterende mengdene - asfaltert grus, sprengstein, betong, armering, sprengstoff og transportarbeid - beregnes også til å være mindre i EFFEKT. Mengden asfaltert grus brukt i SimaPro-modellen er nesten 9 ganger høyere enn mengden beregnet i EFFEKT, og skyldes de ulike antakelsene om bærelagets sammensetning. At mengden sprengstoff beregnes nesten 10 ganger lavere i EFFEKT enn mengden estimert for E6 Kolomoen-Kåterud er interessant, ettersom det er svært lite sprengning for dette vegprosjektet (på grunn av lite berggrunn i området), og at det antas lavere sprengstofforbruk per m^3 utsprengt berg for prosjektet enn i EFFEKT ($0.7\text{kg}/\text{m}^3$ mot $1\text{kg}/\text{m}^3$). Andel fjell, som er bestemmende for sprengstoffmengden i EFFEKT, kan imidlertid overstyres av bruker i EFFEKT-programvaren. Forskjellen i mengden transportarbeid til masseflytting kan forklares med at det i EFFEKT-metodikken antas 1km transportavstand for all masseflytting, mens det for E6 Kolomoen-Kåterud er beregnet ulike snittavstander på 3.4-6.6km, avhengig av typen masse og delstrekningens antatte avstand fra massedeponi. For betong og armering til bruer ligger antatt materialforbruk per m^3 i EFFEKT ca. 40% lavere enn snittverdiene for betongkonstruksjonene som inngår i E6 Kolomoen-Kåterud.

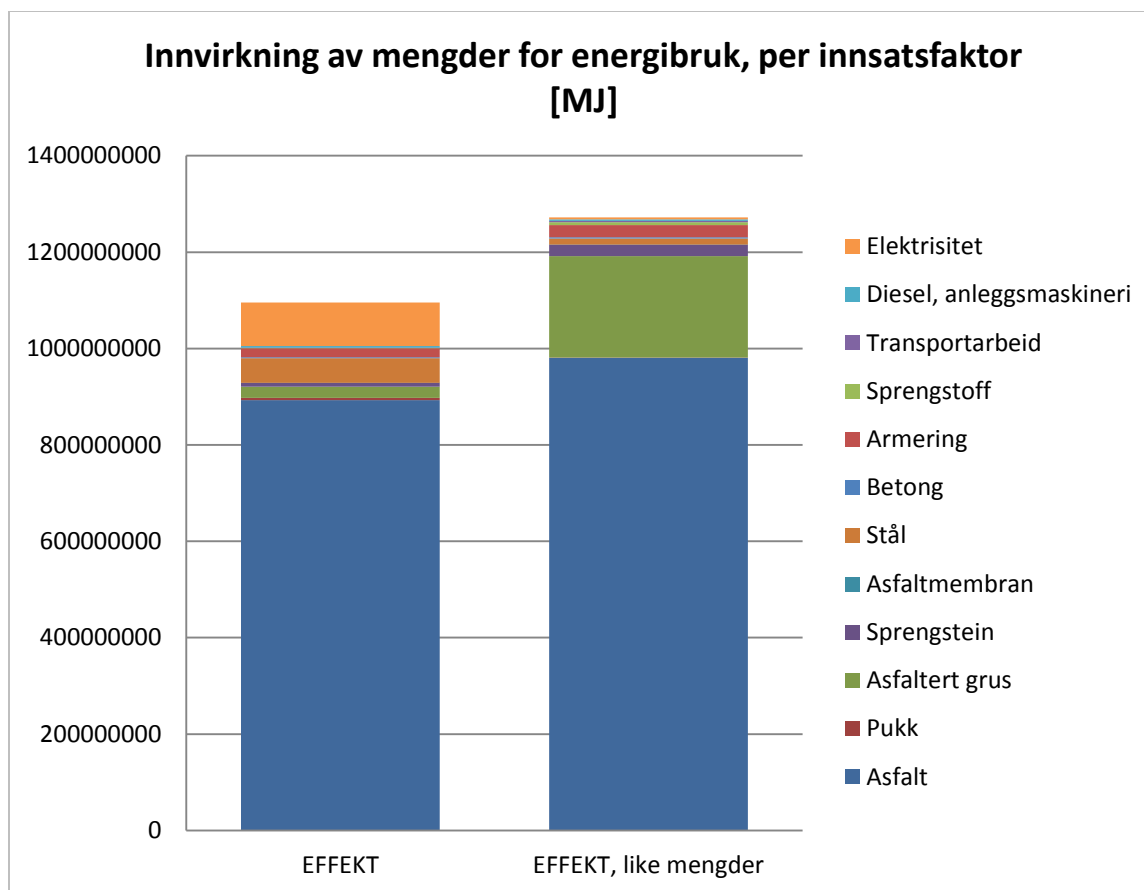
Resultatene fra sensitivitetsanalysen for EFFEKT-beregningene indikerer at klimapåvirkning varierer mest med endringer i mengden asfalt, stål og betong. Når resultater for klimapåvirkning beregnes med mengder tilsvarende de som er brukt i den forenklede SimaPro-modellen, blir totalverdien 19% høyere enn den opprinnelige verdien fra EFFEKT-modellen. Relativt til resultatene for den forenklede SimaPro-modellen, er totalverdien for klimapåvirkning 41% lavere.



Figur 52 Beregnet klimapåvirkning i kg CO₂-ekv for EFFEKT-modellen med beregnede mengder fra EFFEKT og med mengder fra kostnadskalkyle for E6 Kolomoen-Kåterud

Endringen i andelen hver innsatsfaktor utgjør for total klimapåvirkning følger endringen i mengder. Dette gir en endret fordeling, sammenliknet med de opprinnelige EFFEKT-beregningene. De mest markante endringene forekommer for asfaltert grus, stål og sprengstein, som henholdsvis øker fra 1% til 11%, reduseres fra 19% til 4% og øker fra 3% til 9%. Sprengstoff utgjør fortsatt en liten del av total klimapåvirkning (2%), grunnet den lave påvirkningskoeffisienten. Påvirkningen fra asfalt øker i absoluttverdi med 10%.

For energibruk øker totalverdien med 16% når mengdene endres. Fordi EFFEKT-beregningene er mest sensitive for endringer mengden asfalt, har endringen i asfaltmengde, selv om den er relativt liten, stor betydning for resultatene. Sammenliknet med den forenklede SimaPro-modellen, gir EFFEKT-metodikken med tilsvarende mengder 15% lavere totalt energibruk.



Figur 53 Beregnet energibruk i MJ for EFFEKT-modellen med beregnede mengder fra EFFEKT og med mengder fra kostnadskalkyle for E6 Kolomoen-Kåterud

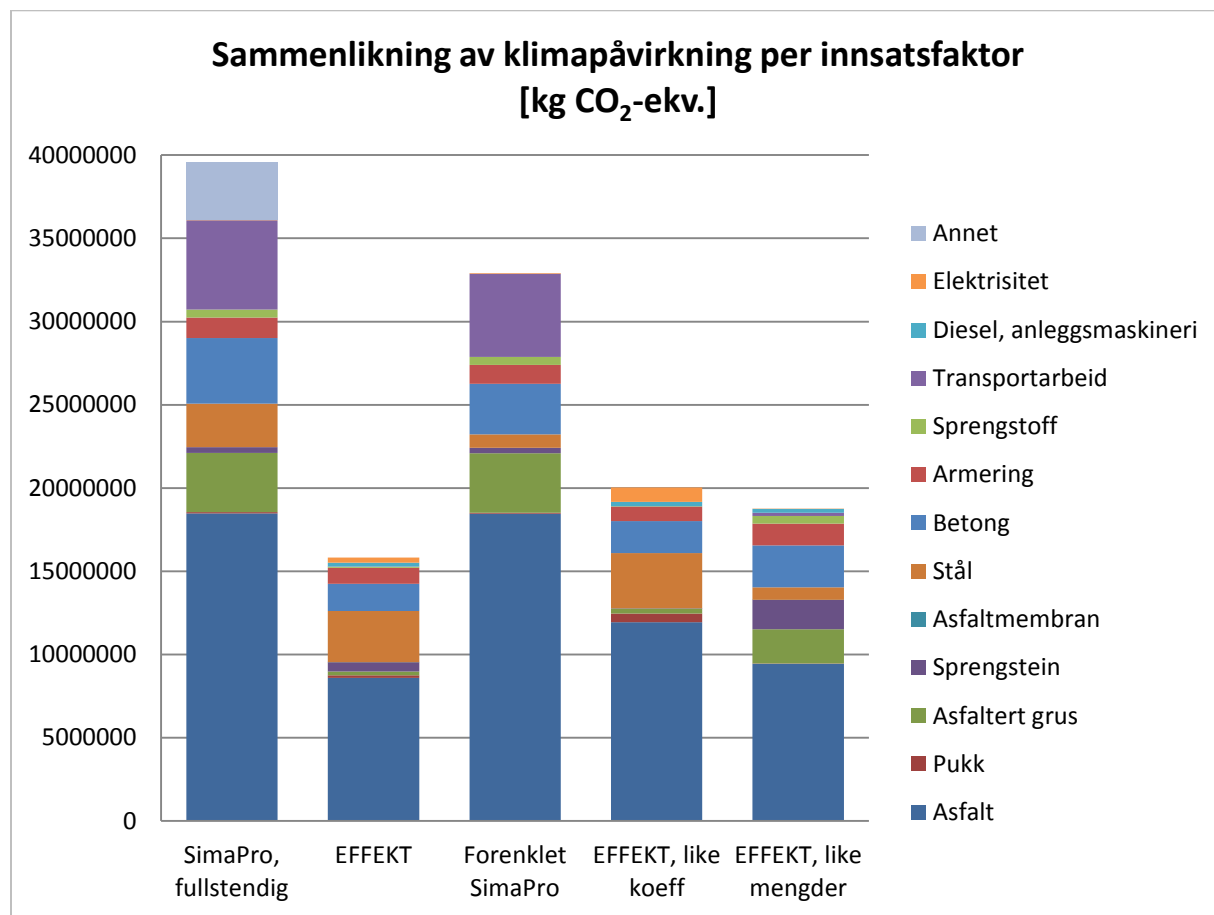
Endringen i mengden asfaltert grus gir den største absolutte endringen for energibruk, og går fra å utgjøre en neglisjerbar del av totalverdien til å være den nest viktigste innsatsfaktoren med 17% av totalt energibruk. På grunn av det lave elektrisitetsforbruket for E6 Kolomoen-Kåterud, gir ikke elektrisitet noe vesentlig bidrag til totalt energibruk (under 0.5%) når disse mengdene brukes.

Dersom man ser på resultatene samlet for de opprinnelige EFFEKT-beregningene, den forenklede SimaPro-modellen, EFFEKT-modellen med like påvirkningskoeffisienter og med like mengder som de brukt i SimaPro-modellene, er det enklere å se hvordan de ulike faktorene spiller inn. Innsatskategorien «annet» er inkludert for å vise de resterende innsatsfaktorene i den fullstendige SimaPro-modellen som ikke er inkludert i EFFEKT-metodikken. Figur 53 og 54 viser forskjellene i total miljøpåvirkning og mellom bidrag fra innsatsfaktorene for de ulike variantene av begge beregningsmetodikker. Som nevnt tidligere, må en sammenlikning ta utgangspunkt i den fullstendige SimaPro-modellen som «fasit». Dersom miljøpåvirkning fra vegprosjektet beregnet med denne modellen settes til den maksimale verdien som kan oppnås, gir de ulike fremgangsmåtene miljøpåvirkningsverdier relativt til dette som vist i tabell 15:

Tabell 15 Sammenlikning av beregnet energibruk og klimapåvirkning mellom ulike varianter av EFFEKT- og SimaPro-modellene, i absoluttverdi og % av total påvirkning beregnet med fullstendig SimaPro-modell

Metode	Energibruk [MJ]		Klimapåvirkning [kg CO ₂ -ekv]	
SimaPro	1704138690	100 %	40358325	100 %
EFFEKT	1095254133	68 %	15824121	41 %
SimaPro, forenklet	1597095785	93 %	33687678	83 %
EFFEKT, like koeffisienter	1242405729	77 %	20042117	51 %
EFFEKT, like mengder	1364839083	79 %	19655477	47 %

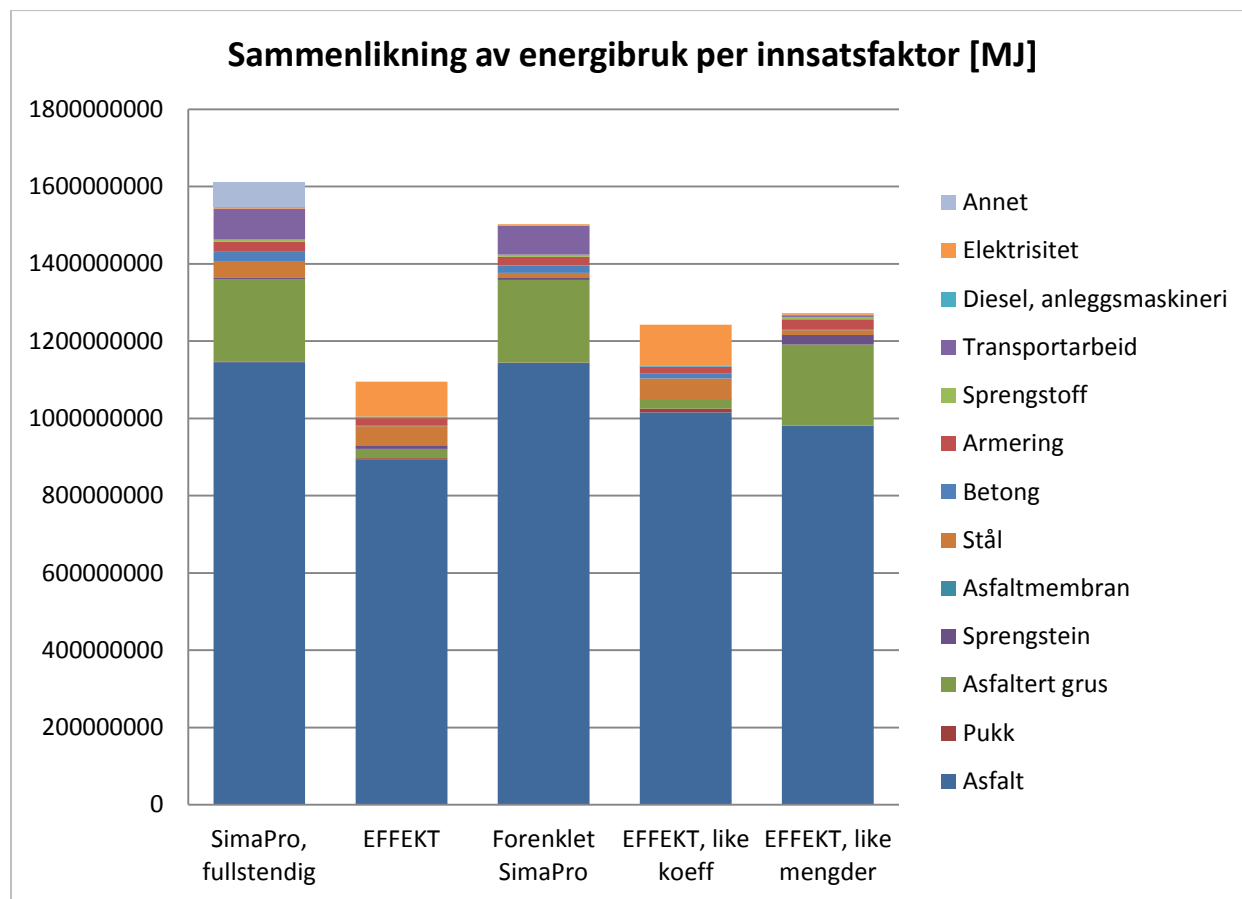
EFFEKT-metodikken kommer altså nærmere verdien beregnet med SimaPro for energibruk enn for klimapåvirkning.



Figur 54 Sammenlikning av beregnet klimapåvirkning i kg CO₂-ekv for ulike varianter av EFFEKT- og SimaPro-modellene fordelt på innsatsfaktorer

De materialinnsatsene som ikke inkluderes i EFFEKT-metodikken utgjør en betydelig del av total klimapåvirkning (17%), noe som begrenser «makspotensialet» for hvor mye av klimapåvirkningen EFFEKT kan dekke. Imidlertid kommer ikke totalverdien for EFFEKT-beregningene høyere enn halvparten av den fullstendige SimaPro-modellen hverken ved bruk av like koeffisienter eller mengder – begge

taktikker gir omtrent like stor økning. Imidlertid gir endrede mengder en noe mer realistisk fordeling mellom bidrag fra de ulike innsatsfaktorene, primært fordi mengden asfaltert grus øker og stålmengden minker. Imidlertid blir bidraget fra sprengstein uforholdsmessig høyt, på grunn av at sprengstein har en mye høyere utslippskoeffisient i EFFEKT enn i SimaPro. Andelen hver innsats står for av total påvirkning er jevnere fordelt for klimapåvirkning enn energibruk, og flere av endringene i mengder og koeffisienter synes derfor bedre i resultatene. Generelt forårsakes de viktigste forskjellene mellom klimapåvirkningsresultatene fra EFFEKT og SimaPro av underestimering av asfalt, asfaltert grus og transportarbeid og overestimering av stål.



Figur 55 Sammenlikning av beregnet energibruk i MJ for ulike varianter av EFFEKT- og SimaPro-modellene fordelt på innsatsfaktorer

For energibruk er konklusjonen noe annerledes. EFFEKT-resultatene ligger i utgangspunktet mye tettere opptil SimaPro-resultatene (68%), og «annet»-innsatsene har mindre å si for total påvirkning enn for klimapåvirkning, slik at resultatene for den forenklete SimaPro-modellen er veldig nære (93%) de fullstendige resultatene. Med like mengder i beregningene kommer EFFEKT-metodikken opp i 80% av det totale energibruket beregnet med den fullstendige SimaPro-modellen. Endring i mengder gir større total økning enn endring av koeffisienter for energibruk. Dette skyldes at avviket i energibrukskoeffisienter ikke er spesielt stort for de innsatsene som bidrar mest til energibruk, og at et av de største mengdeavvikene drar i økende retning for asfaltert grus, som har en høy

energibrukskoeffisient. Å endre koeffisientene i EFFEKT-beregningene bidrar stort sett kun til å skalere opp påvirkningen for alle innsatser (ettersom de fleste koeffisientene ligger høyere for SimaPro-modellen), mens endring i mengdene både øker påvirkningen og endrer fordelingen mellom bidrag fra innsatsfaktorene til total påvirkning. For energibruk er påvirkningen fra asfalt, asfaltert grus og transportarbeid underestimert i EFFEKT for E6 Kolomoen-Kåterud, mens elektrisitetsforbruk er overestimert.

Konklusjon

Sammenlikningen av EFFEKT og SimaPro-modellen reflekterer først og fremst at de to metodikkene er myntet på ulike planfaser i et vegprosjekt. EFFEKT er et tidligfaseverktøy som ikke forutsetter at det finnes spesifikke mengdedata tilgjengelig for å gjøre miljøanalyse, mens den delen av JBVs metodikk som er brukt i SimaPro-modellen er avhengig av at prosjektet befinner seg i en så sen planfase at mengdedata (i det minste estimer) er angitt. Som det også er beskrevet i JBVs Veileder, er formålet med miljøanalyse/miljøbudsjett ulikt for ulike planfaser. I en tidlig planfase vil det være mer relevant å kunne skille mellom miljøpåvirkning for ulike traséalternativer enn å tegne et fullstendig bilde av total miljøbelastning fra prosjektet. Dersom det eneste formålet er å kunne sammenlikne ulike alternativer, er det derfor ikke strengt tatt nødvendig at analyseresultatene fanger opp all miljøpåvirkning, så lenge de faktorene som påvirker miljøbelastning fra vegprosjekter mest er tilstrekkelig godt beskrevet i modellen. Dette er tilstrekkelig for at de variasjonene mellom ulike alternativer som skaper forskjeller i miljøpåvirkning kommer tydelig frem, og at eventuelle unøyaktigheter i mengdedata eller utslippsdata vil omfatte alle alternativer i en sammenlikning av ulike traseer. Med dette utgangspunktet blir det viktigste evalueringskriteriet for EFFEKT-metodikken at den er i stand til å estimere miljøpåvirkning fra de viktigste innsatsfaktorene i vegbyggingsprosjekter. Dette er da også den målsettingen som beskrives i dokumentasjonen for klimamodulen i EFFEKT. Ettersom denne oppgaven kun har evaluert ett enkelt prosjekt, har ikke dette punktet latt seg gjøre å evaluere i tilstrekkelig utstrekning til å kunne gi noen definitiv «dom».

De umodifiserte EFFEKT-beregningene gir totalverdier for klimapåvirkning og energibruk som utgjør henholdsvis 36% og 64% av totalverdien fra SimaPro-modellen. For E6 Kolomoen-Kåterud er det derfor klart at total miljøpåvirkning blir betraktelig underestimert med EFFEKT-metodikken, sammenliknet med et livsløpsbasert miljøbudsjett utarbeidet etter JBVs metodikk. Selv om å velge det sannsynligvis mest miljøvennlige av flere alternativ er et skritt på veien mot en mer bærekraftig vegutbyggingspraksis, kan det også diskuteres hvor meningsfullt det er å bruke ressurser på å gjøre en miljøevaluering av et prosjekt når man vet at de totalverdiene man får er langt fra virkeligheten. Dette håndteres i JBVs metodikk ved at det er indikert hvordan miljøbudsjettet kan utvikle seg i takt med økende informasjonsmengde, for å kunne ha et funksjonelt verktøy for miljøevaluering gjennom alle prosjektets planfaser. For EFFEKT vil dette ikke være mulig, og dersom det er ønskelig å utarbeide et miljøbudsjett når prosjektspesifikke mengdedata foreligger, må dette i så tilfelle gjøres med en annen metodikk enn den som er beskrevet for EFFEKT.

En annen svakhet ved et forenklet tidligfaseverktøy som ikke bruker prosjektspesifikke data i utstrakt grad er at eventuelle spesielle forhold ved et vegprosjekt som kan gi vesentlig utslag for miljøbelastning ikke fanges opp. Dette kan for eksempel være spesielle tilsetningsstoffer brukt i massestabilisering som

gir spesiell miljøbelastning, eller det kan gå i motsatt retning, slik som for bruken av LED-belysning for E6 Kolomoen-Kåterud. I begge tilfelle vil ikke et forenklet verktøy som klimamodulen i EFFEKT kunne ta høyde for dette, noe som svekker verktøyets evne til å si noe om hva som skaper miljøpåvirkning, og hvilke tiltak som vil være mest effektive for å redusere total påvirkning. Klimamodulen i EFFEKT er designet for å være så enkelt som mulig å bruke, ved at det er svært få inndata som er nødvendig å spesifisere for brukeren. Dette gjør verktøyet svært lite fleksibelt for overstyring fra brukers side dersom det skulle foreligge spesifikke data. Det kunne vært gjort slik at dataene var synlige, men kom opp med standard (default) verdier som kunne endres ved behov. På denne måten kunne for eksempel lavere energibruk til belysning tas hensyn til.

Å kun beregne klimapåvirkning og energibruk medfører at kun de innsatsfaktorene som bidrar vesentlig til disse kategoriene vil anses som spesielt miljøbelastende. Sprengning bidrar vesentlig til forurengning, fotokjemisk smog og partikkelutslipp for E6 Kolomoen-Kåterud. Med EFFEKT-metodikken vil imidlertid ikke sprengning identifiseres som noen miljøbelastende innsats, fordi bidraget til klimapåvirkning og energibruk er marginalt. Med EFFEKT-metodikken er det dermed en risiko at eventuelle tiltak for å redusere påvirkning innen klimapåvirkning eller energibruk vil kunne føre til andre uforutsette miljøproblemer (problem shifting). Denne risikoen reduseres betraktelig med bruk av JBVs metodikk, der resultater for 7 ulike miljøpåvirkningskategorier beregnes. Dette kunne vært gjennomført relativt enkelt i EFFEKT, ved å innhente miljøpåvirkningskoeffisienter for flere påvirkningskategorier for de aktuelle innsatsfaktorene.

Oppsummert kan det sies at EFFEKT-metodikken er bedre egnet for å beregne energibruk enn klimapåvirkning for E6 Kolomoen-Kåterud, noe som skyldes at det er færre innsatsfaktorer som gir vesentlige bidrag til totalen, og at energibrukskoeffisientene for disse innsatsene stemmer relativt godt overens i begge metoder. Klimapåvirkning må sies å bli vesentlig underestimert med EFFEKT-metodikken, relativt til SimaPro-modellen. For begge påvirkningskategorier forårsakes de mest vesentlige avvikene i resultatene av underestimering av mengden asfalt, asfaltert grus og transportarbeid i EFFEKT, og overestimering av mengden stål og elektrisitetsforbruk. Dette indikerer at mengdeberegningsgrunnlaget i EFFEKT ikke stemmer veldig godt for E6 Kolomoen-Kåterud for disse innsatsene.

I sammenlikning med utbygging av jernbane og annen transportinfrastruktur er det viktig at man benytter samme metodikk. Som vist i denne oppgaven, kan JBVs Veildere brukes til å beregne miljøpåvirkning fra veginfrastruktur, og dermed kan utbygging av for eksempel jernbane og veg sammenliknes med denne metodikken. Dersom EFFEKT-metodikken benyttes for veg, og JBVs Veileder benyttes for bane, er imidlertid ikke resultatene sammenliknbare.

6.4 Evaluering av metode

I dette kapitlet evalueres metodikken som er brukt i livsløpsvurderingen av E6 Kolomoen-Kåterud. Dette omfatter kun metodikken for beregning av miljøpåvirkning for vegprosjektet som helhet, og ekskluderer de øvrige vurderingene av EFFEKT-metodikken og sammenlikning av miljøpåvirkning ved ulike utbyggingsalternativer.

6.4.1 Metodekritikk

6.4.1.1 Vurdering av metodens robusthet

For å vurdere hvor robust metoden er, er det vesentlig å undersøke i hvor stor grad resultatene er avhengige av antakelser, og hvor usikre antakelsene ansees å være. Det er viktigst å undersøke hvilke antakelser som spiller inn for hovedfunnene fra analysen, altså hvilke antakelser som gjelder for de mest utslagsgivende innsatsfaktorene. I denne oppgaven kan metodens robusthet vurderes ut fra følgende spørsmål:

- 1) Hvorvidt evner metoden å beskrive miljøbelastning for analyseobjektet ut fra gjeldende standarder?
- 2) Er metodens omfang tilstrekkelig stort til å være gyldig for vegprosjekter?
- 3) Hvor robuste er analyseresultatene som metoden gir, gitt de usikkerheter som er forbundet med inngangsparameterne?

Det første spørsmålet lar seg nokså enkelt besvare med bekreftelse. Fordi LCA-metodikken er brukt, som har som formål å kvantifisere miljøbelastning, og ettersom metodikken defineres til å følge ISO-standardene, som er de gjeldende for LCA, er det klart at metoden er godt egnet til å si noe om miljøbelastning fra vegprosjekter.

For å vurdere spørsmål nummer to, må man se på hvor godt livsløpsmodellen kan antas å fange opp total miljøbelastning for E6 Kolomoen-Kåterud. Som påpekt i kapittel 4.8.1, er det noe usikkerhet knyttet til miljøbelastning som kan skyldes de innsatsene i mengdedataarket som er utelatt fra livsløpsinventaret. Dette er en metodesvakhet, men ettersom utvelgelsen av de inkluderte prosessene vurderes å være godt faglig begrunnet, ansees denne svakheten som liten. Det er et vesentlig poeng at antallet innsatsfaktorer som er gitt i mengdedata sannsynligvis ikke omfatter alle innsatsene som vil inngå i byggingen av E6 Kolomoen-Kåterud. Dette er fordi prosjektet fortsatt er på planleggingsstadiet, og at det dermed ikke er mulig å tegne en fullstendig oversikt over faktiske mengder og energibruk. Imidlertid vurderes modellen ut fra rammeverket gitt av JBVs Veileder, som tar høyde for miljøbudsjett i ulike planfaser. Selv om miljøpåvirkningen beregnet med modellen ikke kan være et nøyaktig bilde av den virkelige miljøpåvirkningen som vil oppstå som følge av bygging og drift, svekker dette ikke metodens integritet. Derfor vurderes metodens omfang som tilstrekkelig for å være gyldig for E6 Kolomoen-Kåterud i den planfasen prosjektet befinner seg. Dersom man betrakter kritikken til tidligere LCA-studier fra litteraturkapitlet, kan det ut fra Yu & Lu (2012) hevdes at det er en vesentlig svakhet ved metoden at miljøpåvirkning som skyldes trafikkforstyrrelser ikke er inkludert. Imidlertid faller dette også utenfor metodikken i Veilederen.

Det tredje spørsmålet vurderer hvor pålitelige analyseresultatene er. Dette påvirkes av hvor gode de antakelsene som ligger til grunn er, og i hvor stor grad resultatene er avhengige av antakelsene. Her er det dermed relevant å vurdere antakelsene som er bestemmende for de innsatsfaktorene som bidrar mest til miljøpåvirkning. Beregnet miljøpåvirkning fra asfaltforbruk avhenger av mengdedata og data fra EPD for asfalt, samt antatt dekkelevetid. Av disse er det kun dekkelevetid som ansees som særlig usikker, men av resultatene fra sensitivitetsanalysen fremgår det at denne antakelsen har stor

innvirkning på total beregnet miljøpåvirkning. Dette svekker modellens robusthet, men det er vanskelig å se for seg hvordan modellen kunne vært utformet annerledes for å omgå denne problematikken, ettersom det i praksis er umulig å angi et nøyaktig tall for antall reasfalteringer i vegens levetid. Transportavstander for masseflytting i anlegget er en annen parameter som ikke lar seg kvantifisere nøyaktig i forkant av utbygging, og dette ble identifisert som hemmende for livsløpsmodellens pålitelighet i Fuglseth (2012). Det er derfor lagt større vekt på å finne gode estimater for transportavstander i denne oppgaven. I den grad virkelig masseflytting avviker fra det som er estimert, er det dessuten god grunn til å tro den vil være mindre. Stålforsbruk er beregnet ut fra angitte mengder for vegutstyr og antakelser om stålforsbruk per komponent. Det anslås at vegrekkverk er den viktigste driveren for miljøpåvirkning fra stålforsbruk i prosjektet, og ettersom det er benyttet data som er spesifikke for gjennomsnittlige norske forhold, ansees usikkerheten som lav. De øvrige innsatsene som bidrar vesentlig til total miljøpåvirkning avhenger nesten utelukkende av mengdedata og er modellert med generiske Ecoinvent-prosesser.

Oppsummert indikerer dette at analyseresultatene kan anses som rimelig pålitelige, ut fra hva som er mulig å forvente for estimering av variable forhold ved utbygging og drift- og vedlikeholdsaktiviteter i vegprosjekter.

6.4.1.2 Styrker og svakheter ved metoden

Evaluering av styrker og svakheter ved metoden som er brukt for livsløpsvurderingen av E6 Kolomoen-Kåterud innebærer en implisitt evaluering av metodikken i JBVs Veileder. Metodikken i Veilederen vurderes også spesielt for overføring fra bane til veg i kapittel 6.4.2.

At JBVs metodikk for livsløpsvurdering er forankret i PCR for jernbanetransport legger føringer for utførelsen av analysen som bidrar til å klargjøre valg av systemgrenser. Formålet med dette er å gjøre det mulig å sammenlikne resultater fra ulike analyser, noe som har vært identifisert som et problemområde for tidligere LCA-analyser av veg. Det ansees som en vesentlig metodisk styrke at miljøbudsjettet vurderes ut fra hvilken planfase prosjektet befinner seg i. På denne måten er det mulig å beregne miljøpåvirkning uavhengig av planstadium, uten at det skaper forvirring i sammenlikning med resultater fra andre analyser (utført etter samme metodikk). Skillet mellom infrastruktur og transport som defineres i PCR for jernbanetransport bidrar også til å forenkle problematikken med uklare systemgrenser for livsløpsfaser, som har vært kritisert i tidligere studier.

Som påpekt i kapittel 6.2, er innvirkningen av valg av levetid på resultatene for miljøpåvirkning over livsløpet for veginfrastruktur ikke viet særlig oppmerksomhet i tidligere LCA-studier. Det ansees derfor som en metodisk styrke ved evalueringen i denne oppgaven at valg av levetid vurderes, ettersom dette viser seg å ha stor betydning for resultatene.

En annen styrke ved metoden er at den i hovedsak baserer seg på bruk av spesifikke prosjektdata. Dette reduserer usikkerheten i resultatene betraktelig, og øker dermed livsløpsmodellens robusthet. Dette er spesielt med tanke på sammenlikningen med EFSEKT-metodikken. Imidlertid er dette også avhengig av planfase, ettersom spesifikke data ikke vil være tilgjengelig i tidligfaseplanlegging.

Usikkerheten forbundet med reasfalteringsfrekvens bidrar til å svekke metodens robusthet, selv om denne usikkerheten må forventes å være tilstede for alle livsløpsvurderinger som gjøres forut for bygging. Dersom samme metodikk skal benyttes for å sammenlikne resultater for ulike vegprosjekter, bør det derfor benyttes like forutsetninger for dekkefornyelse i vegens livsløp.

6.4.2 Metodikkoverføring fra jernbane til veg

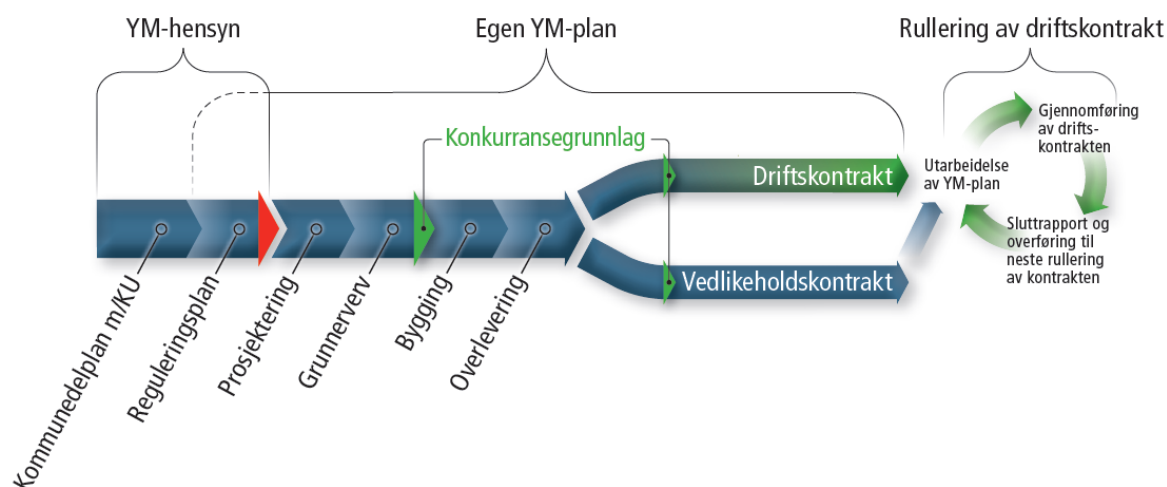
En av målsetningene i denne oppgaven har vært å kartlegge hvordan Jernbaneverkets Veileder kan tas i bruk for veginfrastruktur. I dette kapitlet beskrives de viktigste metodiske aspektene i Veilederen som ut fra arbeidet med denne oppgaven ansees som hovedbarrierene for metodikkoverføring fra bane til veg. Det fremmes også forslag til hvordan disse kan overkommes. Formålet med kapitlet er dermed å beskrive hva i Veilederen som må endres for å få et tilsvarende dokument for livsløpsvurdering av veginfrastruktur.

Metodikkgrunnlag - PCR

Veilederen spesifiserer at miljøbudsjettet skal utarbeides i henhold til PCR for jernbaneinfrastruktur. En tilsvarende PCR for veginfrastruktur er, som nevnt i kapittel 2.3, på trappene. Et miljøbudsjett for veginfrastruktur bør dermed utarbeides i henhold til denne når den ferdigstilles. Det er imidlertid ikke voldsomt store forskjeller mellom de to PCR-dokumentene slik de foreligger på skrivende tidspunkt, mye på grunn av at PCR for veginfrastruktur foreløpig er vesentlig mindre detaljert enn PCR for bane.

Plansystem

Metodikken i Veilederen er tett knyttet til JBV's plansystem, som beskrevet i kapittel 3.2. Vegprosjekter vil åpenbart i stedet forholde seg til Statens Vegvesens plansystem. Dette er illustrert i figur 55.



Figur 56 SVVs plansystem (kilde: Jørn Arntsen, SVV)

SVVs plansystem er ikke vesensforskjellig fra UPB-systemet til JBV, men det er visse forskjeller i hvilke planfaser som defineres og generelle forskjeller i ordbruk. Dersom plansystem-aspektet i Veilederen skal tilpasses for veg, bør det også tilpasses SVVs gjeldende plansystem. En alternativ tilnærming er at SVVs

plansystem tilpasses bruk av miljøbudsjett etter metodikken i Veilederen. Som beskrevet i kapittel 2.2, er ytre miljø-plan (YM-plan) en essensiell komponent i miljøvurderingen av utbyggingsprosjekter i SVV. Den nåværende metoden for klimavurdering i SVV er imidlertid integrert i nytte-kostnadsverktøyet EFFEKT, som brukes i overordnet planlegging på forskjellige planleggingsstadier. EFFEKT er i hovedsak et økonomisk verktøy, og bruk av mer dyptgående miljøvurdering i form av miljøbudsjett krever en mer markant utskilling av miljøvurdering fra den generelle kostnadsvurderingen. En tilpasning av Veilederen for bruk på veg innebærer en vurdering av hvor i SVVs plansystem miljøbudsjett vil ha sin naturlige plass. En mulighet er at miljøbudsjettet integreres i YM-plan, men det kan også utarbeides parallelt med, eller separat fra denne.

Store deler av metodikken i Veilederen er utarbeidet spesifikt ut fra planfase i henhold til UPB-systemet, og ulikhetene i plansystemer ansees derfor som en vesentlig barriere for metodikkoverføring fra bane til veg. En alternativ løsning kan være å skille ut den delen av metodikken i Veilederen som er knyttet til UPB-systemet, for å kunne sammenlikne utbygging av bane og veg uten vurdering av SVVs prosedyrer. Dette forutsetter imidlertid en skjønnsmessig vurdering av prosjektenes planprogresjon, for å sikre sammenlikning på tilnærmet likt grunnlag, ettersom forankringen i plansystemet ikke ligger til grunn. Ettersom sammenlikning av veg og bane sannsynligvis kun vil være hensiktsmessig i en svært tidlig planfase, er dette likevel kanskje ikke så problematisk. Imidlertid kan en stille spørsmål til hvor meningsfull en uformalisert konseptssammenlikning av bane og veg vil være, ettersom det er vanskelig å se for seg hvilke praktiske konsekvenser dette kan få for utbygging.

Levetid og analyseperiode

I PCR for jernbaneinfrastruktur er det spesifisert at analyseperioden skal være 60 år, og at det ikke skal tas hensyn at komponenter kan ha levetid som overstiger analyseperioden. I PCR for veginfrastruktur er det foreløpig ikke gjort tilsvarende spesifiseringer. Gjeldende praksis i Norge er å bruke 40 år som levetid for veg i analyser. Som det fremgår av resultatene for E6 Kolomoen-Kåterud, kan det oppstå relativt store avvik i beregnet miljøpåvirkning for ulike levetider. Valg av levetid spiller bare inn på total beregnet miljøpåvirkning ved å endre antatt mengde drift- og vedlikeholdsarbeid over livsløpet, og det er kun denne endringen som kan regnes som en reell forskjell i total miljøpåvirkning. Imidlertid blir ulikhetene store dersom analyser med ulik analyseperiode sammenliknes på årsbasis, fordi total miljøpåvirkning fra utbyggingsfasen fordeles på et ulikt antall år. Dette indikerer at resultater fra livsløpsanalyser med ulik analyseperiode ikke bør sammenliknes med mindre det gjøres differensiert på livsløpsfaser (og fortrinnsvis med like systemgrenser for hva som inkluderes i disse). Dette kan gjøres ved at miljøpåvirkning sammenliknes for utbyggingsfasen (og eventuelt avhendingsfasen) isolert per distanse, og på årsbasis fra drift og vedlikehold.

Et av hovedformålene med å vurdere bruk av JBVs metodikk for miljøbudsjett for veg er å komme nærmere en felles miljøanalysemetodikk for ulike transportformer. En forutsetning for en slik metodikk må være at man enkelt kan sammenlikne miljøpåvirkning, og overførbareheten av JBVs metodikk fra bane til veg avhenger da av hva man legger i begrepet «enkelt». Dersom det er akseptabelt å sammenlikne miljøpåvirkning ved å vurdere hver livsløpsfase for seg, kan det benyttes ulike levetider som beskrevet over. Hvis det imidlertid er ønskelig å kunne sammenlikne total miljøpåvirkning per

distanse transportinfrastruktur direkte, er det nødvendig at analysene gjøres med lik tidshorisont for alle transportformer.

Denne problematikken kunne også vært omgått ved å bruke ulike levetid og analyseperiode, og således allokere miljøpåvirkning proporsjonalt med analyseperioden. Imidlertid, ettersom PCR for jernbaneinfrastruktur spesifiserer at en slik tilnærming ikke skal brukes, og utgangspunktet for vurderingen her er hvordan metodikken utviklet for jernbane best kan anvendes for veg, blir konklusjonen at analyseperioden (og dermed også levetiden) for veg også bør settes til 60 år. Det tas selvsagt forbehold om at det kan være teknisk og erfaringsmessig grunnlag for at en antatt levetid på 40 år for både jernbane og veg er en mer sannsynlig antakelse enn antatt levetid på 60 år for begge, men hovedpoenget er at en vellykket sammenlikning av livsløpsanalyser for ulike transportformer med JBVs metodikk forutsetter like antakelser for levetid.

Livsløpsfaser – avhending

I henhold til Veilederen skal miljøbudsjettet inkludere alle tre livsløpsfaser; utbygging, drift og vedlikehold og avhending. Det skal dessuten skilles mellom avfall fra utskifting av komponenter i vedlikeholdsfasen og avfall fra avhending. Avhendingsfasen skal inkludere demontering av infrastrukturen, samt transport og avfallsbehandling. Hverken PCR for bane eller for veg inkluderer avhendingsfasen for infrastruktur, og i pilotprosjektet Miljøbudsjett for Follobanen ble det konkludert med at avhendingsfasen kun bidro marginalt til total miljøpåvirkning over livsløpet (under 5% av total påvirkning for alle kategorier) (Jernbaneverket, 2011).

Som diskutert i metodekapitlet, er det vanlig å ekskludere avhendingsfasen i livsløpsanalyser for veg, ettersom det er svært usikkert hva som skjer med veien etter endt levetid. For analysen av E6 Kolomoen-Kåterud ble kun avhending inkludert for vegutstyr som forventes å skiftes ut i vegens levetid, og som ble vurdert å forekomme i tilstrekkelig store mengder til å gi signifikant utslag for total miljøpåvirkning. Fordi den er vist å gi lite utslag for totale resultater og dessuten er forbundet med store usikkerheter, ansees det totalt sett ikke som hensiktsmessig å inkludere avhendingsfasen i miljøbudsjett for veg. Med tanke på sammenlikning av ulike transportsystemer vil dette representere en metodisk svakhet, men ettersom avhendingsfasen kan forventes å ha svært liten innvirkning på de totale resultatene, vurderes denne svakheten som lite utslagsgivende for resultatene.

Modellstruktur

Som diskutert i kapittel 4.3.4, avviker inndelingen på nivå 3 i livsløpsmodellen for E6 Kolomoen-Kåterud fra det som angis i Veilederen. For E6 Kolomoen-Kåterud er 99% av traseen veg i dagen, og det fremstår derfor ikke som hensiktsmessig å dele livsløpsmodellen inn i delstrekninger basert på vegelement (her veg i dagen og bru). For andre vegprosjekter med større andel bru og eventuelt tunnel vil dette fortone seg annerledes, og modellstrukturen i Veilederen kan være mer hensiktsmessig.

For inndelingen på nivå 4 i modellstrukturen virker det mer hensiktsmessig med en skjønsmessig inndeling etter de viktigste vegelementene enn en streng inndeling basert på hovedprosessene i Vegvesenets prosesskode, ettersom disse er løserer knyttet til fysiske prosesser enn hovedprosessene i Jernbaneverkets prosesskoder.

Innsatsfaktorer og terminologi

Den mest åpenbare forskjellen fra jernbaneutbygging til vegutbygging er at de er forbundet med ulike innsatsfaktorer. Tilpasning av Veilederen fra bane til veg innebærer således et ikke ubetydelig datainnsamlingsarbeid for å erstatte jernbanespesifikke innsatser og forutsetninger med de tilsvarende for veg. Dette gjelder både konkrete materialer og komponenter, og tilknyttede forutsetninger som for eksempel levetider. Dette vil være spesielt viktig for dekkelevetid. Ettersom antallet reasfalteringer i levetiden gir så stort utslag i resultatene, er det viktig at en eventuell sammenlikning av ulike analyser forutsetter lik dekkelevetid (med mindre spesielle forhold tilsier noe annet). Det vil dessuten måtte gjøres en vesentlig «terminologioverhaling» for å tilpasse Veilederen til bruk for vegprosjekter. Arbeidet som er lagt ned i denne oppgaven kan ansees som et skritt på veien, men det er nødvendig å vurdere mer enn én enkelt veg for å forsikre at metodikken favner tilstrekkelig bredt. Fra et praktisk perspektiv kan det tenkes at en oppdeling av Veilederen i en generell metodikkdel og spesifikke deler for hver transportform kan være hensiktsmessig.

Funksjonell enhet

I følge Veilederen skal resultatene fra livsløpsanalysen presenteres for prosjektet totalt og per km infrastruktur, og funksjonell enhet skal være utslipp per km (i henhold til PCR). Veger har noe mer variasjon i skala enn jernbane, med hensyn til antall felt, trafikkbelastning, etc., og funksjonell enhet definert per lengde vil derfor ikke garantere sammenliknbare resultater på tvers av analyser, selv om disse utføres etter samme metodikk. Et alternativ ville være å definere funksjonell enhet på arealbasis, men dette ville igjen gjøre det vanskelig å sammenlikne ulike transportformer. Det vil dessuten uansett være faktorer som varierer med ulik skala for veien, slik at det ikke nødvendigvis er hensiktsmessig å sammenlikne veger med svært ulik trafikkbelastning. For å unngå at prosjekter sammenliknes på ulikt grunnlag, er det derfor hensiktsmessig at antall kjørefelt, vegbredde og forventet ÅDT for veien dokumenteres i miljøbudsjettet/analysen, og en veileder for livsløpsvurdering av veg bør inneholde et krav om dette.

6.4.3 Forbedringsmuligheter og videre arbeid

Det fremgår tydelig av resultatene for E6 Kolomoen-Kåterud at det er avgjørende at asfaltforbruk over vegens livsløp kvantifiseres så nøyaktig som mulig. Det største hinderet i denne forbindelse er å beregne mengden asfalt som vil forbrukes til dekkevedlikehold over vegens livsløp. Dette indikerer at det bør sørges for at sammenlikning av resultater fra ulike livsløpsanalyser skjer med like forutsetninger og antakelser for reasfaltering. Det er nedlagt mye arbeid i senere år for å beregne sannsynlige levetider for ulike dekker, men det er fortsatt motstridende vurderinger av dette i litteraturen, blant annet med hensyn til bruk av PMB i asfalt for å forlenge dekkelevetiden.

For bruk av JBVs metodikk for vegprosjekter er de mest problematiske områdene identifisert i kapittel 6.4.2, og det er dessuten drøftet hvordan disse hindrene kan overkommes. Fremtidig arbeid vil dermed innebære å utvikle en versjon av Veilederen som er tilpasset for veg, dersom dette er ønskelig. Eventuelt kan det være hensiktsmessig å ha en generell Veileder med differensierte metodikkdelene for ulike transportformer. Ettersom E6 Kolomoen-Kåterud ikke inkluderer tunnel, bør det eventuelt foretas en tilsvarende vurdering for å tilpasse Veilederen også for vegtunneler.

Sammenlikningen av JBVs metodikk med SVVs klimamodul i EFFEKT-verktøyet peker på flere svakheter ved EFFEKT-metodikken. Disse vurderingene kan tas til følge enten ved å forandre metodikken i klimamodulen, eller ved overgang til en annen metodikk. Sprikende metodikk i litteraturen som er vurdert i kapittel 2 tilsier at en større grad av samordning er nødvendig for å muliggjøre sammenliknbare resultater fra livsløpsvurderinger av vegprosjekter. Det er også et ønske i både JBV og SVV om en felles metodikk for beregning av miljøpåvirkning fra ulike transportformer, og Veilederen kan representere et utgangspunkt på veien mot en slik metodikk.

7 Konklusjon

I denne oppgaven er det utført en komplett LCA for vegprosjektet E6 Kolomoen-Kåterud. Jernbaneverkets metodikk for livsløpsvurderinger er lagt til grunn for analysen. Det er dessuten foretatt en tilsvarende analyse av samme vegprosjekt med metodikken som brukes for livsløpsvurderinger i Statens Vegvesens nytte-kostnadsverktøy EFFEKT.

Ut fra mengdedata for E6 Kolomoen-Kåterud fremgår det at utbygging og drift- og vedlikehold bidrar tilnærmet like mye til miljøpåvirkning over livsløpet, mens bidraget fra avhendingsfasen er neglisjerbart. De komponentene og aktivitetene som bidrar i størst grad til klimapåvirkning er asfalt, masseflytting, betong i betongkonstruksjoner og bruer, asfaltert grus i bærelag, og stål i vegrekkverk. Asfalt er den mest dominerende innsatsfaktoren for alle miljøpåvirkningskategoriene som er vurdert i analysen. Den viktigste parameteren for asfaltforbruk er antallet reasfalteringer i vegens levetid, og dekkelevetid er derfor en avgjørende faktor for miljøpåvirkning fra veginfrastruktur. Selv om betongkonstruksjoner og bruer utgjør en svært liten del av total trasélengde for E6 Kolomoen-Kåterud, forårsaker de en vesentlig del av total miljøpåvirkning. Betongkonstruksjoner kan derfor anses som en betydelig kilde til miljøbelastning fra veginfrastruktur.

Av tiltakene som er vurdert for å redusere total miljøpåvirkning i oppgaven, fremstår asfaltgjenvinning som det mest effektive. Hvorvidt gjenvinningen bør skje i verk eller på veg, avhenger av mengden retur-asfalt som benyttes i dekket. Imidlertid påpekes det at dekkelevetid har større betydning for miljøpåvirkning fra asfaltforbruk enn gjenvinning. Sementsubstitusjon i betong og økt andel resirkulert stål i vegutstyr gir mindre miljøgevinster.

Ettersom reasfalteringsfrekvens og mengde masseflytting er parametere som er umulige å forutsi nøyaktig for et vegprosjekt, representerer disse de største usikkerhetene i analysen. Valg av levetid og analyseperiode for vegen har stor innvirkning på analyseresultatene.

Vurderingen av ulike utbyggingsalternativer gjort i denne oppgaven tilsier at utbygging av 4 nye felt kan forventes å gi høyere miljøpåvirkning enn utvidelse fra 2 til 4 felt. Imidlertid forårsaker de største ulikhetene i analysen av faktorer som er spesifikke for E6 Kolomoen-Kåterud, slik at resultatene har begrenset gyldighet for andre prosjekter.

Generelt kan det sies at metodikken i JBV's veileder for livsløpsvurdering har god overførbarhet til vegprosjekter. De største barrierene til metodikkoverføring er identifisert å være valg av levetid og livsløpsfaser, og tilpasning mellom de ulike plansystemene som brukes for bane og veg. Sammenlikning av resultatene for livsløpsvurdering av E6 Kolomoen-Kåterud gjort med JBV's og SVV's respektive metoder tilsier at SVV's metode vesentlig underestimerer total klimapåvirkning. Dette skyldes ulik metodikk for mengdeberegning, der SVV's metode brukes standardiserte antakelser basert på veggeografi, mens JBV's metode benytter prosjektspesifikke data. Dette reflekterer at metodene er utarbeidet for bruk i ulike planfaser. Ettersom det er et behov for en felles metodikk for livsløpsvurdering av ulike transportformer, bør videre arbeid med LCA av veginfrastruktur søke å videreutvikle JBV's Veileder til bruk for veg, basert på funnene i denne oppgaven.

Referanser

- Arntsen, J. (2013). Miljø i planlegging. Presentasjon på samarbeidsmøte 19.03.2013 med Jernbaneverket, Statens Vegvesen og Trafikverket (SE).
- Arvid Gjerde AS. (2013). Korrespondanse per e-post med Marianne Gjerde, Arvid Gjerde AS. "Masteroppgave miljøbudsjett veg" 14.02.2013.
- Athena Institute. (2006). *A Life Cycle Perspective on Concrete and Asphalt Roadways: Embodied Primary Energy and Global Warming Potential*.
- Berntsen, G., Myre, J., & Refsdal, G. (2007). *Dekkestrategi 2007 for Statens vegvesen, Region øst*. Retrieved from <http://svvgw.vegvesen.no/http://svvbibsys01.vegvesen.no/epublisher/document.asp?func=s how&id=893&type=0&service=0>
- Berthiaume, R., & Bouchard, C. (1999). Exergy Analysis of the Environmental Impact of Paving Material Manufacture. *Transactions of the Canadian Society for Mechanical Engineering*, 23(1B), 187–196.
- Birgisdottir, H. (2005). *Life cycle assessment model for road construction and use of residues from waste incineration*.
- Carpenter, A. C., Gardner, K. H., Fopiano, J., Benson, C. H., & Edil, T. B. (2007). Life cycle based risk assessment of recycled materials in roadway construction. *Waste management (New York, N.Y.)*, 27(10), 1458–64. doi:10.1016/j.wasman.2007.03.007
- Celsa Steel Service AS. (2012). *EPD, Steel reinforcement products for concrete*.
- Chan, A. W. (2007). *Economic and Environmental Evaluations of Life Cycle Cost Analysis Practice: A Case Study of Michigan DOT Pavement Projects, Master of Science Thesis in Natural Resource and Environment*. University of Michigan.
- Commission of the European Communities Directorate-General for Energy and Transport. (2006). *JouleSave Final Report Integration of the Measurement of Energy Usage into Road Design*.
- Dequidt, T. C. E. (2012). *Life Cycle Assessment of a Norwegian Bridge*. NTNU. Retrieved from ntnu.diva-portal.org/smash/get/diva2:570780/FULLTEXT01
- EAPA. (2005). *Industry Statement on the Recycling of Asphalt Mixes and Use of Waste of Asphalt Pavements*. Brussel, Belgia.
- Ecoinvent. (2012). Ecoinvent. Retrieved December 1, 2012, from <http://www.ecoinvent.ch/>
- EPD. (2009). PRODUCT CATEGORY RULES (PCR) for preparing an Environmental Product Declaration (EPD) for Interurban railway transport services of passengers UN CPC 6421, Railway transport services of freight UN CPC 6512 and Railways UN CPC 53212. The International EPD Consortium (IEC).

- EPD. (2012a). *PCR UN CPC 53212 Railway infrastructure*.
- EPD. (2012b). *PCR UN CPC 53211 Road Infrastructure (Draft)* (pp. 1–21).
- European Commission Joint Research Centre Institute for Environment and Sustainability. (2010). *ILCD Handbook - General Guide for Life Cycle Assessment - Detailed Guidance*. doi:10.2788/38479
- Foreningen Asfalt og Veiservice. (2011). *EPD AGB 11 asfalt NEPD nr 216N* (pp. 1–4). Retrieved from http://www.epd-norge.no/getfile.php/PDF/EPD/Asfalt/NEPD_216N_Asfalt.pdf
- Fuglseth, M. S. (2012). *Verktøy for livsløpsvurdering i tidligfaseplanlegging for veg. Prosjektoppgave*. NTNU.
- Geng, C., Chen, D., Sun, W., & Liu, P. (2010). Life cycle assessment for roadbase construction using bottom ash from municipal solid waste incineration in Shanghai. *International Conference on E-Product E-Service and E-Entertainment, ICEEE2010*. Retrieved from [http://www.scopus.com/record/display.url?eid=2-s2.0-78651482532&origin=resultslist&sort=plf-f&src=s&st1=lca+highway&sid=416B36241384D2CF103A24D1860E7F7E.f594dyPDCy4K3aQHRor6A:20&sot=b&sdt=b&sl=26&s=TITLE-ABS-KEY\(lca+highway\)&relpos=17&relpos=17&searchTerm=TITLE-ABS-KEY\(lca+highway\)](http://www.scopus.com/record/display.url?eid=2-s2.0-78651482532&origin=resultslist&sort=plf-f&src=s&st1=lca+highway&sid=416B36241384D2CF103A24D1860E7F7E.f594dyPDCy4K3aQHRor6A:20&sot=b&sdt=b&sl=26&s=TITLE-ABS-KEY(lca+highway)&relpos=17&relpos=17&searchTerm=TITLE-ABS-KEY(lca+highway))
- Gschösser, F., Wallbaum, H., & Boesch, M. E. (2012). Life-Cycle Assessment of the Production of Swiss Road Materials, (FEBRUARY), 168–176. doi:10.1061/(ASCE)MT.1943-5533.0000375.
- Hammervold, J., Reenaas, M., & Brattebø, H. (2009). *ETSI PROJECT (Stage 2) Bridge Life Cycle Optimisation. Environmental effects - Life Cycle Assessment of Bridges*.
- Hammervold, J., Reenaas, M., & Brattebø, H. (2013). Environmental Life Cycle Assessment of Bridges, (x), 153–161. doi:10.1061/(ASCE)BE.1943-5592.0000328.
- Hasanbeigi, A., Price, L., & Lin, E. (2012). A Review of Emerging Energy-efficiency and CO2 Emission-reduction Technologies for Cement and Concrete Production. *2012 Industrial Technology Conference*. New Orleans, Louisiana. Retrieved from <http://txspace.di.tamu.edu/bitstream/handle/1969.1/145914/ESL-IE-12-05-07.pdf?sequence=1>
- Horvath, A. (2003a). *Life-Cycle Environmental and Economic Assessment of Using Recycled Materials for Asphalt Pavements*.
- Horvath, A. (2003b). *Life-Cycle Environmental and Economic Assessment of Using Recycled Materials for Asphalt Pavements*.
- Horvath, A., & Hendrickson, C. (1998). Comparison of Environmental Implications of Asphalt and Steel-Reinforced Concrete Pavements. *Transportation Research Record: Journal of the Transportation Research Board*, 1626, 105–113.

- Huang, Y., Bird, R., & Heidrich, O. (2009). Development of a life cycle assessment tool for construction and maintenance of asphalt pavements. *Journal of Cleaner Production*, 17(2), 283–296. doi:10.1016/j.jclepro.2008.06.005
- Huijbregts, M. A. J., Hellweg, S., Frischknecht, R., Hendriks, H. W. M., Hungerbühler, K., & Hendriks, A. J. (2010). Cumulative energy demand as predictor for the environmental burden of commodity production. *Environmental Science & Technology*, 44(6), 2189–2196.
- ISO. (2006a). ISO 14040: Environmental Management – Life Cycle Assessment – Principles and Framework.
- ISO. (2006b). ISO 14044: Environmental Management – Life Cycle Assessment – Requirements and Guidelines.
- Jernbaneverket. (2011). *Nytt Dobbeltspor Oslo-Ski. Miljøbudsjett for Follobanen Infrastruktur*.
- Jernbaneverket. (2012). *Veileder for utarbeidelse av Miljøbudsjett for Jernbaneinfrastruktur*.
- KFA. (2010). *Fornuftig bruk av gjenbruksasfalt, Infoskriv nr. 19*. Retrieved from http://www.asfaltgjenvinning.no/Informasjon/382/Infoskriv19_05_endelig.pdf
- Kitterød, N.-O., Turtumøygard, S., Aakerøy, P. A., & Haaland, S. (2010). *Salt SMART Estimering av gjennomsnittlig saltfluks fra veg til vannforekomst*.
- Luminator AS. (2013). Korrespondanse per e-post med Per Arne Helberget, Luminator AS. “Masteroppgave miljøbudsjett” 30.01.2013.
- Miliutenko, S. (2012). *Life Cycle Impacts of Road Infrastructure Assessment of energy use and greenhouse gas emissions*.
- Miliutenko, S., Björklund, A., & Carlsson, A. (2013). Opportunities for environmentally improved asphalt recycling: the example of Sweden. *Journal of Cleaner Production*, 43, 156–165. doi:10.1016/j.jclepro.2012.12.040
- Miljøverndepartementet. (2013). Hamar kommune - Innsigelse til kommunedelplan for firefelts E6 gjennom Åkersvika naturreservat. Retrieved from http://www.regjeringen.no/upload/MD/2013/Hamar_kommune-nnsigelse_til_kommunedelplan.pdf
- Mroueh, U.-M., Eskola, P., Laine-Ylijoki, J., Wellman, K., Juvankoski, E. M. M., & Ruotoistenmäki, A. (2000). *Life cycle assessment of road construction*. Helsinki: Finnish National Road Administration. Retrieved from Mroueh, U.-M., Eskola, P., Laine-Ylijoki, J., Wellman, K., Juvankoski, E. M. M., & Ruotoistenmäki, A. (2000). *Life cycle assessment of road construction*. Helsinki: Finnish National Road Administration.
- Muench, S. T. (2010). Roadway Construction Sustainability Impacts - Review of Life-Cycle Assessments. *Transportation Research Record: Journal of the Transportation Research Board*, 2151(2010), 36–45. doi:10.3141/2151-05

- Nisbet, M. A., Marceau, M. L., VanGeem, M. G., & Gajda, J. (2001). *Environmental Life Cycle Inventory of Portland Cement Concrete and Asphalt Concrete Pavements*.
- Norbetong. (2013). *EPD Fabrikkbetong B25M60. NEPD nr: 136N* (pp. 1–4). Retrieved from [http://www.epd-norge.no/getfile.php/PDF/EPD/Byggevarer/NEPD136N NY B25M60 Alnabru inkl verifisering.pdf](http://www.epd-norge.no/getfile.php/PDF/EPD/Byggevarer/NEPD136N%20B25M60%20Alnabru%20inkl%20verifisering.pdf)
- Norcem AS. (2011). *EPD Lavkarbonsement. NEPD nr: 151N* (pp. 1–4). Retrieved from <http://www.epd-norge.no/getfile.php/PDF/EPD/Byggevarer/NEPD151SementNorcem25102011.pdf>
- Nordisk Vegteknisk Forbund. (2004). *Utvalg 34 Vegens konstruksjon Alternative materialer*. Retrieved from http://www.vegvesen.no/_attachment/110338/binary/192225
- Olsson, S., Kärrman, E., & Gustafsson, J. P. (2006). Environmental systems analysis of the use of bottom ash from incineration of municipal waste for road construction. *Resources, Conservation and Recycling*, 48(1), 26–40. doi:10.1016/j.resconrec.2005.11.004
- Park, K., Hwang, Y., Seo, S., Asce, M., & Seo, H. (2003). Quantitative Assessment of Environmental Impacts on Life Cycle of Highways, (February), 2–8.
- ReCiPe. (2012). LCIA ReCiPe. Retrieved December 1, 2012, from <http://www.lcia-recipe.net/>
- Reitan, K. M., Holberg, A., Nykmark, K. R., & Malmen, J. (2011). *Salt SMART : Optimal vinterdrift*.
- Roudebush, W. H. (1999). *Environmental Value Engineering Assessment of Concrete and Asphalt Pavement. Portland Cement Association PCA R&D*.
- Sandvik, K. O. (2013). Beregning av klimagassutslipp for nye vegprosjekter. Presentasjon på samarbeidsmøte 19.03.2013 med Jernbaneverket, Statens Vegvesen og Trafikverket (SE).
- Sandvik, K. O., & Straume, A. (2011). *Dokumentasjon av modul for beregning av energiforbruk og klimagassutslipp i EFFEKT*.
- Santero, N., Masanet, E., & Horvath, A. (2010). *Life Cycle Assessment of Pavements : A Critical Review of Existing Literature and Research*. Skokie, Illinois. Retrieved from <http://www.escholarship.org/uc/item/8632v9cc>
- Schlaupitz, H. (2008). *Energi og klimakonsekvenser av moderne transportsystemer*. Retrieved from [http://naturvernforbundet.no/getfile.php/Dokumenter/Rapporter og faktaark/2008-2007/Energi og klimakonsekvenser av moderne transportsystemer.pdf](http://naturvernforbundet.no/getfile.php/Dokumenter/Rapporter%20og%20faktaark/2008-2007/Energi%20og%20klimakonsekvenser%20av%20moderne%20transportsystemer.pdf)
- Sivertsen, Å. (2012). *Sluttrapport for etatsprogrammet Salt SMART Statens vegvesens rapporter*.
- Sleeswijk, A. W., Van Oers, L. F. C. M., Guinée, J. B., Struijs, J., & Huijbregts, M. a J. (2008). Normalisation in product life cycle assessment: an LCA of the global and European economic systems in the year 2000. *The Science of the total environment*, 390(1), 227–40. doi:10.1016/j.scitotenv.2007.09.040

- Sola Betong AS. (2013). *EPD Ferdigbetong B30 M60. NEPD nr.: 169N* (pp. 1–4). Retrieved from <http://www.epd-norge.no/getfile.php/PDF/EPD/Byggevarer/NEPD169NFerdigbetong-B30-M60SolaBetong.pdf>
- Statens Vegvesen. (2007a). *Håndbok 025 Prosesskode 1 Standard beskrivelsestekster for vegkontrakter*.
- Statens Vegvesen. (2007b). *Teknologirapport nr. 2434. Gjenbruksprosjektet. Prosjektrapport nr 14b: Miljøpåvirkning fra gjenbruksmaterialer i veg - Gjenbruksasfalt*.
- Statens Vegvesen. (2008a). *Brukerveiledning EFFEKT 6*. Retrieved from http://www.vegvesen.no/_attachment/61441/binary/14148
- Statens Vegvesen. (2008b). *Håndbok 264 Teknisk planlegging av veg- og gatebelysning*. Retrieved from http://www.vegvesen.no/_attachment/61499/binary/14206
- Statens Vegvesen. (2009). *Metode for beregning av energiforbruk og klimagassutslipp for vegprosjekter*. Retrieved from <http://svvgw.vegvesen.no/http://svvbibsys01.vegvesen.no/epublisher/document.asp?func=show&id=1397&type=0&service=0>
- Statens Vegvesen. (2010). *Lengre strekning med ledelys på E6*. Retrieved May 14, 2013, from <http://www.vegvesen.no/Europaveg/e6gardermoenbiri/Nyhetsarkiv/Lengre+strekning+med+ledelys+p%C3%A5+E6.160188.cms>
- Statens Vegvesen. (2011a). *Håndbok 018 Vegbygging*. Retrieved from <http://www.vegvesen.no/Fag/Publikasjoner/Handboker>
- Statens Vegvesen. (2011b). *Håndbok 231 Rekkverk*.
- Statens Vegvesen. (2011c). *Salt SMART*.
- Statens Vegvesen. (2012). *E6 Kolomoen - Kåterud Reguleringsplan for utvidelse av E6 til 4 felt i Stange kommune*.
- Statens Vegvesen Vegdirektoratet. (2000). *Miljøsammenlikning av bro, tunnel og ferge. Livsløpsanalyse som grunnlag for sammenlikning av alternative fjordkrysninger*.
- Statens Vegvesen, & Vegdirektoratet. (2011). *Lærebok drift og vedlikehold av veger*.
- Staurem, E. (2013). *Jernbane & klima: Kontekst og metoder*. Presentasjon på samarbeidsmøte 19.03.2013 med Jernbaneverket, Statens Vegvesen og Trafikverket (SE).
- Steinsholt, O. (2013). *Korrespondanse per e-post og telefon med Oddvar Steinsholt, PeWe Entreprenør AS. "Spørsmål ang. masteroppgave miljøbudsjett ved NTNU"* 04.03.2013.
- Stripple, H. (2001). *Life Cycle Assessment of Road. A Pilot Study for Inventory Analysis. Second Revised Edition*. Gøteborg.

- Transportetatene & Avinor. (2012). *Forslag til nasjonal transportplan 2014-2023*. Retrieved from http://www.ntp.dep.no/2014-2023/pdf/2013_01_10_NTP_2012_forslag_nasjonal_transportplan.pdf
- Treloar, G. J., Love, P. E. D., & Crawford, R. H. (2004). Hybrid Life-Cycle Inventory for Road Construction and Use. *Journal of Construction Engineering and Management*, (February), 43–49.
- Unicon. (2012). *EPD Fabrikkbetong B30 M60. NEPD nr.: 158N* (pp. 1–4). Retrieved from http://www.epd-norge.no/getfile.php/PDF/EPD/Byggevarer/NEPD158N_Betong_B30_Unicon%281%29.pdf
- Van den Heede, P., & De Belie, N. (2012). Environmental impact and life cycle assessment (LCA) of traditional and “green” concretes: Literature review and theoretical calculations. *Cement and Concrete Composites*, 34(4), 431–442. doi:10.1016/j.cemconcomp.2012.01.004
- Vegdirektoratet. (2011). *Mengderapportering vinteren 2010/2011*.
- Vestlandsforskning. (2010). Levetid og lengde for vei og jernbane. Retrieved from <http://vfp1.vestforsk.no/sip/pdf/Felles/LevetidLengdeVeiJernbane.pdf>
- World Steel Association. (2007). *Fact sheet Steel and energy* (pp. 1–2). Retrieved from http://www.worldsteel.org/dms/internetDocumentList/fact-sheets/Fact-sheet_Energy/document/Fact-sheet_Energy.pdf
- Yu, B., & Lu, Q. (2012). Life cycle assessment of pavement: Methodology and case study. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 17(5), 380–388. doi:10.1016/j.trd.2012.03.004
- Zapata, P., & Gambatese, J. A. (2005). Energy Consumption of Asphalt and Reinforced Concrete Pavement Materials and Construction. *Journal of Infrastructure Systems*, 11(1), 9–20.
- Zhang, H., Keoleian, G. A., & Lepech, M. D. (2008). An integrated life cycle assessment and life cycle analysis model for pavement overlay systems, (Iso 1997), 907–912.

VEDLEGG 1 Liste over innsatsfaktorer og mengder brukt i livsløpsmodellene i SimaPro

Livsløpsfase	Overordnet prosess	Prosessnavn	Enhet	Verdi	
Utbygging	Vegfundament	Vegetasjonsrydding	m ²	393000	
		Riving av asfaltdekke	m ³	24040	
		Masseflytting, vegetasjonsrydding	m ³	157200	
		Sprengning	m ³	272000	
		Masseflytting, jord	m ³	645400	
		Masseflytting, stein	m ³	130400	
		Graving (grunnforsterking)	m ³	820800	
		Planum	m ²	284800	
		Fiberduk	m ²	239700	
		Forsterkningslag (sprengt stein)	m ³	517600	
		Masseflytting av stein, forsterkningslag	m ³	517600	
		Bærelag, grus	m ³	5020	
		Bærelag, asfaltert grus	tonn	72270	
		Vegdekke	Asfaltdekke	tonn	45450
			Grusbelegning på skuldre	m ²	12120
	Kummer og rør	Graving (grøfter)	m ³	188240	
		Drensrør	m	16900	
		Overvannsrør	m	6520	
		Overvannsrør betong	m	4120	
		Stikkrenne 600	m	2135	
		Stikkrenne 1200	m	205	
		Sandfangkum	stk	1237	
		Spillvannskum	stk	9	
		Vannkum	stk	17	
		Rensdam	stk	1	
	Vegutstyr	Ensidig rekkverk	m	13270	
		Tosidig rekkverk	m	8240	
		Viltgjerde	m	25700	
		Belysning	stk	442	
	Betong-konstruksjoner, utbygging	Riving	m ³	4625	
		Graving over vann	m ³	57538	
		Graving under vann	m ³	27274	
		Spennarmering	tonn	34	

		Armeringsstål	tonn	1566
		Betong	m ³	10673
		Asfaltdekke	tonn	563
		Rekkverk	m	180
Drift og vedlikehold	Drift og vedlikehold	Belysning, energiforbruk over livsløp	kWh/år	30.75
		Snørydding	km	12.47
		Vegsalting	km	12.47
		Sandstrøing	km	12.47

VEDLEGG 2 Oversikt over tall og forutsetninger brukt i livsløpsinventar

Generelle tekniske forutsetninger			
Masseomregning (utvidelse + overmasser)	Fast (p/fm3)	Løs (ul/m3)	Anbrakt (uam3)
Berg fra tunnelsprengning	1	1.9	1.5
Øvrig berg	1	1.6	1.4
Løsmasser	1	1.2	1.1
Egenvekt / tetthet			
Fast berg		2.65 tonn/m3	Miljøbudsjett Follobanen
Pukk/knust berg		2.2 tonn/m3	Miljøbudsjett Follobanen
Jord		1.6 tonn/fm3	Stripplø (2001) snittverdi av våt/tørr
		1.3 tonn/lm3	-- " --
Grus		1.9 tonn/fm3	-- " --
		1.7 tonn/lm3	-- " --
PE/PP		0.9 tonn/m3	Prosjektoppgave (Fuglseth, 2012)
PVC		1.4 tonn/m3	Prosjektoppgave (Fuglseth, 2012)
Diesel		0.84 kg/l	SSB
Betong (inkl. armering)		2.6 tonn/m3	Ecoinvent (Concrete, normal, at plant)
Betong (ekskl. armering)		2.4 tonn/m3	
Stål		8.0 tonn/m3	
Aluminium		2.7 tonn/m3	
Kobber		8.9 tonn/m3	
Asfalt		2.4 tonn/m3	Kostnads kalkyle E6 Kolomoen-Kåterud
Øvrig			
Forhold betong / stål i betong	Betong	Stål	
Volumandel:	98 %	2 %	

Deler-/materialforutsetninger					
Drensrør, plast Ø250mm		4	kg/lm		Prosjektoppgave, Fuglseth (2012)
Overvannsrør, plast Ø500mm		8	kg/lm		Prosjektoppgave, Fuglseth (2012)
Spilvannsrør, PVC Ø160mm		3.2	kg/lm		Prosjektoppgave, Fuglseth (2012)
Vannrør, stål		10	kg/lm		Miljøbudsjett Follobanen
Overvannsrør, betong Ø600mm		520	kg/lm		Armert falsrør, Basal produktkatalog 2012
Overvannsrør, betong Ø800mm		790	kg/lm		Armert falsrør, Basal produktkatalog 2012
Stikkrenne, D=600mm		520	kg/lm		Armert falsrør, ekskl. innløpskonstruksjon, Basal produktkatalog 2012
Stikkrenne, D=1200mm		1440	kg/lm		Armert falsrør, ekskl. innløpskonstruksjon, Basal produktkatalog 2012
Sandfangkum, D=1000mm		2365	kg/stk		h=3m Basal produktkatalog 2012
Spilvannskum, D=1200mm		3450	kg/stk		h=3m Basal produktkatalog 2012
Vannkum, D=1600mm		4110	kg/stk		h=3m Basal produktkatalog 2012
Kabling, kobber		0.10	kg/lm		Miljøbudsjett Follobanen
Fiberduk		0.025	kg pr m2 duk		Prosjektoppgave, Fuglseth (2012)
Ensidig rekkverk av stål		21.24	kg/m		stålstooper med 2m stolpeavstand fra Arvid Gjerde AS
Tosidig rekkverk av stål (Vik Monoline)		21.54	kg/m		type Monoline på stålstooper fra Arvid Gjerde AS
Viltgjerde, h=2.5m, stål		3.76	kg/lm		Stripple (2001)
Materialforbruk, avledede mengder					
Sprengstoff, dagsprengning		0.7	kg sprengstoff pr pfm3 berg		Miljøbudsjett, Follobanen
Armeringsstål (2% av støpevolum)		0.163	tonn pr m3 betong (eks armering)		Miljøbudsjett, Follobanen
Overvannsrør, betong Ø700mm		655	kg/lm		Snitt av vekt for Ø600 og Ø800
Sandfangkum, D=1000/1200mm		2908	kg pr stk		Snitt av vekt for D=1000mm og D=1200mm
Saltforbruk, veksaltning	0.01	80	kg salt pr km veg	kg/m2	4m bredde, 2 kjøretreninger (Stripple, 2001)
Sandforbruk, sandstrøing	0.12	600	kg sand per km veg	kg/m2	2.5m bredde, 2 kjøretreninger (Miljøsammenlikning av bro, tunnel og ferje, Statens Vegvesen, 2000)

Maskinforutsetninger					
Lastebil, snitthastighet			60	km/t	Miljøbudsjett Follobanen
---- " ----, kapasitet volum			10	m3	-- " --
---- " ----, kapasitet vekt			15	tonn	-- " --
---- " ----, snitt drivstofforbruk			0.4	l/km	-- " --
Lastebil med henger, snitthastighet			60	km/t	-- " --
---- " ----, kapasitet volum			16	m3	-- " --
---- " ----, kapasitet vekt			25	tonn	-- " --
---- " ----, snitt drivstofforbruk			0.5	l/km	5 l/m for trailere med mellom 30 og 50 tonn totalvekt
Asfaltlegging, siltelag			7	MJ/tonn	Miljøsammenlikning av bro, tunnel og ferge (Statens Vegvesen, 2000)
Komprimering med vals, drivstofforbruk			0.16	kg diesel pr tonn asfalt lagt	Energitetthet diesel 43, 1MJ/kg
			0.0169	l/m2	Stripple (2001), 6 overfarter (for jord)
Snømaking, snitt drivstofforbruk			1.04	l/km	Stripple (2001), lastebil med 30% høyere drivstofforbruk, 1 kjøretøretning av gangen
Vegsaiting, snitt drivstofforbruk			0.8	l/km	Saiting av en kjøretøretning av gangen
Sandstrøing, snitt drivstofforbruk			0.8	l/km	Strøing av en kjøretøretning av gangen
Vegetasjonsrydding, snitt drivstofforbruk			0.55	kg diesel per m3 ryddet	Antakelse, basert på snitt av Stripple (2001) og Miljøsammenlikning av bro, tunnel og ferge (Statens Vegvesen, 2000)
Riving av betongkonstruksjoner, snitt drivstofforbruk per volum			8.5	l diesel per m3 revet	Estimat fra Pewe entrepenør, etter pigging, 7-10l (middelværdi)
Riving av asfalt			4.0	l diesel per m3 revet	Joule Save
Fresing av asfalt			0.53	kg diesel per tonn asfaltdekke	23 MJ/tonn dekke (Miliutenko et al., 2013)
					Energitetthet diesel 43, 1MJ/kg

Transportavstander

Intern masseflytting:	Snittlengde i anlegget, en vei:			
Masseflytting av jord/blandet				
A1	-- " --	6.0	km	Beregnet ut fra planlagt beliggenhet for deponi E6 Kolomoen-Kåterud
A2	-- " --	5.0	km	-- " --
A3	-- " --	3.8	km	-- " --
A4	-- " --	2.0	km	-- " --
A5	-- " --	0.9	km	-- " --
A6	-- " --	2.8	km	-- " --
Masseflytting av sprengt stein (til/fra deponi)				
A1	Snittlengde til/fra depot, en vei:	2.3	km	-- " --
A2	-- " --	3.5	km	-- " --
A3	-- " --	5.0	km	-- " --
A4	-- " --	6.6	km	-- " --
A5	-- " --	9.6	km	-- " --
A6	-- " --	13	km	-- " --
Masser inn:				
Knuste steinmasser	Samlet snittlengde tur/retur:			
Asfaltmasser	-- " --	40	km	T/R - Veileder
Fersk betong	-- " --	40	km	T/R - Veileder
Sement	-- " --	277	km	T/R Brevik, Telemark
Betongelementer, andre	-- " --	20	km	T/R Hamar
Spennarmering	-- " --	2322	km	T/R Santander-Oslo
Varer produsert generelt i Norge	-- " --	125	km	T/R Oslo, bil
Belysningsutstyr	-- " --	100	km	T/R - Veileder
Armeringsstål	-- " --	1016	km	T/R Polen, 755km ferge
Masser ut:				
Transport til lokal avfallshåndtering	-- " --	1500	km	T/R Mo i Rana, Båt - Veileder
Transport til gjenvinning (metall)	-- " --	100	km	T/R Mo i Rana, Bil - Veileder
Knust betong til deponi	-- " --	65	km	T/R - Veileder
		65	km	Lorry 7,5-16t (Miljøbudsjett Follobanen)
		500	km	Lorry, 16-32t (Miljøbudsjett Follobanen)
		20	km	

Drift- og vedlikeholdsforutsetninger					
Energiforbruk til belysning				7.5 W/enhet 30.75 kWh/år	Luminator AS
Snømåking				100 ganger per år	Anett tall basert på snittverdi fra litteratur Middelverdi mellom Schlaupitz (2008) og Miljøsammenlikning av bro, tunnel og ferge (Statens Vegvesen, 2000)
Vegsalting				30 ganger per år	Saltforbruk 10g/m ² , salting i 4m bredde per felt, 2 felt
Sandstrøing				80 kg salt per km	Miljøsammenlikning av bro, tunnel og ferge (Statens Vegvesen, 2000)
Reasfaltering				10 ganger per år	Sandforbruk 0,2kg/m ² , strøing i 2,5m bredde per felt, 2 felt
				1000 kg sand per km	Levetid 10 år for Ab16 (Dekkestrategi for Mjøsa-området, 2007)
				5 ganger per livsløp (60 år)	Levetid 6 år for Ab16 (Håndbok 018)
				10 ganger per livsløp (60 år)	Miljøsammenlikning av bro, tunnel og ferge (Statens Vegvesen, 2000)
				64 % med førstegangslegging	

Komponenter, spesifikasjoner						
Element	Type	Antall				
Belysning, ledelys	Luminator, LED	1stk	22.4	m	Kobber, kabling, 10mm2 Cu, 1 enhet per 20m, stolpelengde 1,40m	
			0.1	kg	Power supply (Electronics for control units/RER U)	
			0.4	kg	Lysdioder, LED	
Rensedam		1stk	82	m3	Sprøytebetong	
			3516	m2	Fiberduk	
			220	m3	Forklit pukk (etter komprimering)	
			165	m3	Sand/grus (etter komprimering)	
			2070	m3	Volum for utgraving	
Asfalt	Asfaltgrusbetong, uten PMB, varmblandet	1tonn	942.5	kg	Gravel, round, at mine/CH U	
			57.5	kg	Bitumen, at refinery/RER U	
			4.38	kg	Light fuel oil, at refinery/RER U	
			1.17	kg	Propane/ butane, at refinery/RER U	
			50.4	MJ	Natural gas, at consumer/RNA U	
					Electricity, medium voltage, production NORDEL, at grid/NORDEL U	
Asfaltert grus, bærelag	Asfaltert grus	1tonn	8.6	kWh		
			955	kg	Gravel, crushed, at mine/CH U	
			45	kg	Bitumen, at refinery/CH U	
			6.46	kg	Diesel, at regional storage/RER U	
					Electricity, low voltage, production NORDEL, at grid/NORDEL U	
			3	kWh		

Levetider					
Veg		60	år		Veileder Snitt av 40000 og 50000, estimat fra Luminator AS
LED-armatur & power supply		45000	timer		4100 brenntimer per år (Håndbok 264 Teknisk planlegging av veg- og gatebelysning)
Rekkverk		11.0	år		Håndbok 231 Rekkverk
Viltgjerde		30.0	år		Vestlandforskning, 2010
		11.0	år		
Øvrige forutsetninger:					
Teoretisk energiinhold, diesel		43.1	MJ/kg		

VEDLEGG 3 Detaljerte antakelser brukt i livsløpsinventar

Her beskrives de antakelsene og forutsetningene som er brukt i livsløpsmodellen for E6 Kolomoen-Kåterud som ikke er beskrevet i detalj i kapittel 4.

Transport

I Miljøbudsjett for Follobanen ble miljøpåvirkning fra transport beregnet ut fra den mengde drivstoff som behøves for å transportere en gitt vekt et gitt antall kilometer. I Veilederen er metodikken for beregning av miljøbelastning fra transport endret noe, og i denne oppgaven er det valgt å gjennomføre følgende praksis:

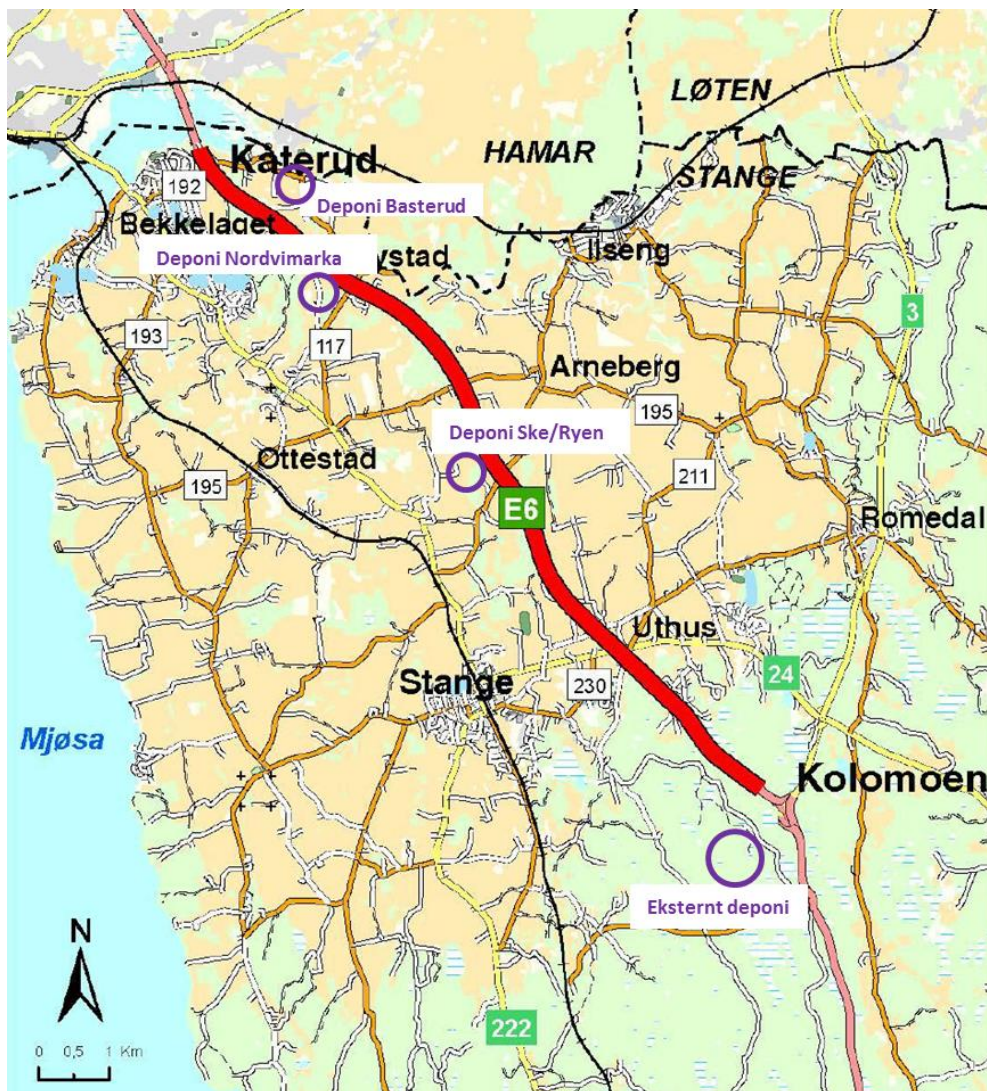
- For alle *produserte materialer* som tas inn til anlegget og sendes til avfallsbehandling (rør, rekkverk etc.) regnes transport i tkm (distanse multiplisert med vekt). Dette gjøres i SimaPro ved å bruke enhetsprosessen for standard europeisk lastebiltransport, som har input-enhet tkm og inkluderer returtransport. Det beregnes kun utslipp forbundet med transport én vei for disse materialene/komponentene, ettersom det er usikkert hvorvidt lastebilen er fullastet eller ikke, hvilken rute som kjøres retur, etc. Bruk av generelle transportprosesser fra Ecoinvent anses derfor som mest fornuftig. Maskinlitasje er også inkludert i disse prosessene.
- For alle masser inn til anlegget og til deponi (stein, pukk, etc.) som kan betegnes som relativt «kortreiste», beregnes transport som dieselforbruket som går med, forutsatt at lastebil kjører tur med full last og tom retur. Dette gjøres fordi transport av lokale masser og intern masseflytting i anlegget kan antas å gi et relativt stort bidrag til total miljøpåvirkning, og dermed bør beregnes mer nøyaktig enn ved å bruke de generelle transportprosessene i Ecoinvent. Drivstofforbruk beregnes ut fra tallene for kjøretøykapasitet brukt for Follobanen, og miljøpåvirkning beregnes på grunnlag av dette per volum eller masse (avhengig av materiale) som transporteres. Ved at midlere drivstofforbruk brukes for total snittdistanse tur/retur (2 ganger angitt distanse i transportavstandtabell), tas begge transportdistanser hensyn til. Maskinlitasje tas hensyn til per enhet transport ved hjelp av en egen prosess.

Masseflyttingsavstander

I kostnadsdata er følgende transportavstander for masseflytting indikert (i henhold til prosesskode 1):

- Jordmasser til depot
- Jordmasser til bakkeplanering
- Jordmasser til fyllplass
- Sprengstein fra skjæring til fylling
- Sprengt stein fra sidetak til fylling

I reguleringsplan er det beregnet et overskudd av løsmasser på ca. 750 000m³, mens det vil være et underskudd av kvalitetsmasser til fyllinger og forsterkningslag på ca. 600 000m³. Underskuddet skyldes at det ikke er tilgang på sprengstein i den øvre delen av vegstrekningen, slik at steinmasser må tiltransporteres utenfra.



Figur 1 Kart over planlagte massedeponier for E6 Kolomoen-Kåterud

Det er allerede anlagt et deponi ca. 2km syd for Kolomoen som skal brukes til masser som tilføres eksternt. Dette vil i hovedsak gjelde steinmasser, ettersom det ikke forekommer stein i den nordlige delen av vegstrekningen som kan brukes i bygging. Alle steinmasser forutsettes derfor å transporteres fra det eksterne deponiet til den aktuelle parsellen, noe som i snitt antas å tilsvare en avstand som strekker seg fra deponiet til midtveis i parsellen.

I følge reguleringsplan er det vurdert å opprette et midlertidig deponi for jordmasser ved Nordvimarka, i tillegg til mindre deponier ved Ske/Ryen og like sør for Basterud. Det antas i beregningene at Nordvi-deponiet ligger midtveis i delstrekning A5, mens de to mindre deponiene er lokalisert midtveis i delstrekning A4 (Ske/Ryen), og ca 800m syd for grensen til A6. Fordi deponeringsområdene ikke ligger spredt jevnt utover vegstrekningen, antas det at jordmasser transporteres i en gjennomsnittlig avstand fra et punkt midtveis på den aktuelle delstrekningen til deponiet.

I praksis vil det erfaringsmessig oppstå flere lokale deponier. Dette vil skje som et resultat av sammenfallende interesser for entreprenør, som ønsker kortest mulig transportavstand for masseflytting, og lokale grunneiere, som kan dra økonomisk nytte av å leie ut areal til massedeponi. Den samlede kapasiteten av de tre de deponiene for jordmasser er dessuten beregnet til kun 350 000m³. Dette foreslås i reguleringsplan løst ved å bruke overskuddsmasser i voller og til planering etc. Det er ikke angitt transportavstander for masseflytting eller beliggenhet for voller i kostnadsdata. Det velges derfor å ikke skille mellom jordmasser transportert til deponi, bakkeplanering eller fyllplass, og heller bruke de beregnede snittavstandene til massedeponiene for all transport av jordmasser.

Å anta at all masseflytting av jordmasser må foregå på distansen til og fra de planlagte deponiene vil følgelig med stor sannsynlighet føre til overestimering av drivstofforbruk til masseflytting. Jordmasser antas derfor å transporteres en distanse som tilsvarer 80% av snittavstanden fra deponi til midtpunktet på den gjeldende delstrekningen.

Beregnete gjennomsnittsavstander for masseflytting av stein og jord er gitt i henholdsvis tabell 1 og 2:

Tabell 1 Transportavstander for masseflytting av stein og andre eksterne masser

Strekning		Lengde [m]	Avstand fra depot til midtveis i strekning [m]
Kolomoen	A1	620	2310
Kolomoen-Uthusmyra	A2	1748	3494
Uthusmyra-Austad	A3	1200	4968
Austad-Jønsberg	A4	2000	6568
Jønsberg-Basterud	A5	4100	9618
Basterud-Åkersvika	A6	2685	13011

Tabell 2 Transportavstander for masseflytting av jord

Strekning		Avstand fra deponi til midtveis i delstrekning				
		Nordvimarka	Ske/ Ryen	Basterud	Snitt	80% av snitt
Kolomoen	A1	7558	6258	8558	7458	5966
Kolomoen-Uthusmyra	A2	6374	5074	7374	6274	5019
Uthusmyra-Austad	A3	4900	3600	5900	4800	3840
Austad-Jønsberg	A4	3300	0	4300	2533	2027
Jønsberg-Basterud	A5	250	2050	1250	1183	947
Basterud-Åkersvika	A6	3143	5028	2143	3438	2750

All masseflytting antas å foregå med lastebil, i henhold til Veileder. Ved kortere transportavstander er det sannsynlig at massene i praksis ville blitt transportert med dumper e.l., men ettersom det ikke finnes noen Ecoinvent-prosess for denne typen anleggsmaskin, vurderes lastebil å være en bedre tilnærming enn å lage en ny forenklet dumper-prosess.

Asfalt

Det er oppgitt i mengdedata at asfaltdekket i E6 Kolomoen-Kåterud er av typen asfaltbetong (Ab16). Ettersom det ikke finnes noen generisk prosess for asfaltbetong i Ecoinvent, er det brukt data fra en norsk miljødeklarasjon for asfaltgrusbetong (Agb11) (Foreningen Asfalt og Veiservice, 2011). Innsatsfaktorene som er inkludert i asfaltprosessen er bitumen (5%), grus (83%) og elektrisitetsforbruk. Det forutsettes 10% innhold av retur-asfalt, basert på norsk bransjegjennomsnitt, og miljøbelastning fra produksjon, fjerning og transport av denne allokeres til forrige livsløp. Energibruk forbundet med gjenvinningsprosessen er inkludert. Miljødeklarasjonen oppgir i tillegg at det benyttes 2% kalksteinfiller i asfalten, men fordi det ikke finnes noen passende Ecoinvent-prosesser for dette, og innholdet er svært lite, er denne innsatsen ekskludert fra analysen.

Agb skiller seg i hovedsak fra Ab ved at det benyttes et mykere bindemiddel. I Ecoinvent finnes det kun en bitumen-prosesser, og det er dermed ikke grunnlag for å skille mellom ulike typer bindemidler i asfalten. Dermed ansees dette som en tilstrekkelig god tilnærming.

Armeringsstål

I Veilederen er det angitt at armeringsstål antas å komme fra Celsa i Mo i Rana. Celsa oppgir at de produserer armeringsstål fra 100% skrapstål, og denne antakelsen er derfor brukt i analysen som utgangspunkt. En EPD for armeringsstål fra Celsa er tilgjengelig, men ettersom det også finnes en Ecoinvent-prosesser for armeringsstål, er denne brukt som utgangspunkt, med modifisering for 100% resirkuleringsgrad.

Forsterkningslag

I mengdedata er det oppgitt at forsterkningslaget skal legges i en tykkelse på 1.58-2.5m (avhengig av delstrekning), og består av knust stein. Dette antas å være sprengstein fra massedeponiet sør for vegstrekningen, som knuses, sorteres og deretter transporteres til hver delstrekning (likt som for masseflytting av stein for hver delstrekning for øvrig). Miljøbelastning fra forsterkningslag beregnes da på grunnlag av energibruk til knusing av stein (Ecoinvent-prosesser), drivstofforbruk til transport og massebearbeiding (opplasting/utlegging), og drivstofforbruk til komprimering. Miljøbelastning fra utsprenning av steinmassene som brukes allokeres ikke til dette prosjektet, og det antas at det foreligger tilstrekkelig mengde utsprengte masser på deponiet til bruk.

I ettertid er det bestemt at forsterkningslagets tykkelse vil reduseres til 1.8m, men ettersom denne informasjonen kom sent i oppgavearbeidet, og at det ansees som mest konsekvent å forholde seg til de tallene som er gitt i det opprinnelige mengdedataarket, tas ikke dette hensyn til i analysen.

Vegutstyr

Rekkverk og viltgjerde

Fra formingsveileder for E6 Gardermoen-Biri er det oppgitt at vegrekkverk skal være av typen Z-ellips i midtdeler, og Z-profil på siderekkverk. Ettersom det ikke lyktes å oppdrive data for stålforbruk for disse typene, er det brukt tall fra Arvid Gjerde AS for standard enkelt vegrekkverk og dobbelt rørrekkverk. Det antas A-profil c/c 2m montert på Sigma for enkelt rekkverk med stålforbruk 21.24kg/m på siden av

vegen. I midtdeler brukes data for Monoline dobbelt rørrekkverk med stålforbruk 21.54kg/m (Arvid Gjerde AS, 2013).

Ettersom det oppgis i mengdedata at det skal brukes vegrekkverk på bruer, er det antatt vegrekkverk også på bruer (i motsetning til brurekkverk). Ettersom brurekkverk bruker ca. 3 ganger så mye stål per m rekkverk, ville resultatene for miljøpåvirkning fra bruer vært høyere dersom data for brurekkverk ble benyttet.

Vegvesenets Håndbok 231 Rekkverk sier at vegrekkverk skal ha en beregnet levetid på minst 30 år (Statens Vegvesen, 2011b), og levetid for rekkverk setes til 30 år (Vestlandsforskning, 2010). Praxis i Statens Vegvesen er at levetid for gjerder settes til 11 år i beregninger, ut fra et vektet snitt for trafikkjerder og vanlige gjerder (ibid.).

Belysningsutstyr

Som et forskningsprosjekt knyttet til utbyggingen av E6 Gardermoen-Biri ble det gitt tillatelse til å prøve ut ledelys med LED på delstrekningen Skaberud-Kolomoen (Statens Vegvesen, 2010). Denne tillatelsen ble senere utvidet, og det er prosjektert med LED ledelys også for E6 Kolomoen-Kåterud. Ledelys med LED forbruker atskillig mindre energi enn tradisjonell vegbelysning, og er dermed både kostnadsbesparende og mer miljøvennlig, sammenliknet med tradisjonell vegbelysning.



Figur 2 Ledelys med LED montert i rekkverk i midtdeler

LED-armaturer er oppgitt å ha en levetid på 40000-50000 timer (Luminator AS, 2013). Dette gir en levetid på 11 år med 4100 brenntimer i året (Statens Vegvesen, 2008b). Det tilsvarende elektrisitetsforbruket er beregnet til å være 1.1kWh/lm belyst veg per år. Innsatsfaktorer som er inkludert for belysningsutstyret i livsløpsmodellen er LED-armaturer, strømtilførselsenhet og kabling. LED-armaturene monteres i midtdeler-rekkverk, og egne stolper regnes ikke med. Leverandør av LED-armaturene er Imperial, som er lokalisert i Bialogard, Polen (ibid.). Transportavstand estimeres til 1016km (via Google Maps), inkludert 177km ferde.

Drift og vedlikehold

Snørydding

Snørydding modelleres ved bruk av generisk prosess for lastebil (lik som for transport av materialer, «Lorry, 20-28t, fleet average»), og forbrenning og maskinslitasje er håndtert på samme måte som for transport. Det antas at snørydding skjer i form av brøyting med plog, og bruk av veghøvel til fjerning av snø og is er ikke regnet med.

Drivstofforbruk til snøbrøyting antas 30% høyere enn vanlig snittforbruk (Stripple, 2001), og det forutsettes rydding av en kjøreretning av gangen. Behovet for brøyting varierer naturligvis med årlig snømengde. Estimerer for antall brøytinger per år varierer mellom 20 ganger per år (Schlaupitz, 2008) og 300 ganger årlig (Statens Vegvesen & Vegdirektoratet, 2011). Antall snøbrøytinger settes derfor i utgangspunktet til 100, og varierer for å undersøke hvilket utslag dette gir på total miljøbelastning.

Vegsalting

Energiforbruk til vegsalting behandles på samme måte som for transport. Saltforbruk antas å være 10g/m² (Statens Vegvesen Vegdirektoratet, 2000; Stripple, 2001), og det forutsettes at det saltes i en kjøreretning av gangen, i en bredde på 4m. Dette gir totalt saltforbruk på 80kg per km. Salt antas å transporteres fra Europa. Antall saltinger per år settes til 30, som en middelværdi mellom estimerer fra Statens Vegvesen & Vegdirektoratet (2000) og Schlaupitz (2008).

Forbruket av salt til vinterdrift på norske veger har økt drastisk de senere årene, og økningen har dessuten vært vesentlig høyere enn i våre naboland (Reitan, Holberg, Nykmark, & Malmen, 2011). For vinteren 2010/2011 ble det rapportert et totalforbruk på 72 234 tonn på norske riks- og fylkesveger, som tilsvarer ca. 5 tonn per km veg (Vegdirektoratet, 2011). Vegsalting kan skade innsjøer og grunnvann, vegetasjon og økosystemer nær og langs vegen (Sivertsen, 2012). Statens Vegvesen gjennomførte 2007-2011 forsknings- og utviklingsprogrammet SaltSMART for å kartlegge miljøpåvirkning fra vegsalting i Norge, samt å finne ut hvordan saltforbruket på norske veger kan reduseres samtidig som god fremkommelighet og trafikksikkerhet opprettholdes (Statens Vegvesen, 2011c). Hovedkonklusjonene fra dette arbeidet var at bunndyr og fisk i elver sannsynligvis ikke tar skade av vegsalting med det saltforbruket som forekommer i dag, men at det kan skje endringer i artssammensetningen av planktonalger i vegnære innsjøer, og at det er dokumentert vesentlige skader fra saltsprut på trær og busker langs vegen. Dessuten inneholder avrenning fra veger både metaller og salt, og saltmengden kan bidra til å løse metallene slik at de i større grad blir tatt opp i vannlevende organismer. Generelt konkluderer prosjektets sluttrapport med at man med et lavt strekningsvis saltforbruk vil kunne unngå

alvorlige miljøskader på store deler av vegnettet, men at spesielle tiltak bør iverksettes for spesielt sårbare strekninger (Sivertsen, 2012). Redusert saltforbruk kan oppnås ved bruk av saltløsning i stedet for tørt eller befuktet salt, og ved økt snøbrøyting.

Imidlertid er konsekvensene av saltavrenning til vann og jord og saltsprut til nærliggende vegetasjon komplisert å estimere, ettersom det er svært avhengig av vegens beliggenhet. I forbindelse med SaltSMART ble det utviklet en beregningsmetodikk for å vurdere hvorvidt en gitt norsk innsjø kan være skadet av saltavrenning (Kitterød, Turtumøygard, Aakerøy, & Haaland, 2010), men slike beregninger anses å falle utenfor denne oppgavens rammer.

Sandstrøing

Energiforbruk til sandstrøing behandles på samme måte som for transport. Sandforbruk antas til 0.2kg/m^2 (Statens Vegvesen & Vegdirektoratet, 2011), og det forutsettes at det strøes i en kjøreretning av gangen, i en bredde på 2.5m. Dette gir totalt sandforbruk på 600kg per km. Sand antas å transporteres fra produsent i Norge, og antall strøinger per år settes til 10 (Statens Vegvesen Vegdirektoratet, 2000).

Reasfaltering

Antall reasfalteringer som påregnes i løpet av vegens levetid bestemmes av antatt levetid for typen dekke som er brukt. Dekkelevetid er definert som det antall år fra dekket legges til man har behov for å legge nytt dekke i henhold til Vedlikeholdsstandarden (Statens Vegvesen & Vegdirektoratet, 2011). I reguleringsplan estimeres det at ÅDT for vegen vil ligge mellom 12000 og 18000. I følge Vegnormalen, er normert dekkelevetid for asfaltbetong (Ab) og ÅDT mellom 10000 og 20000 6 år (Statens Vegvesen, 2011a). Dekkefornyelse hvert 6 år (9 ganger over livsløpet) antas derfor i modellen som et konservativt estimat.

Når det legges nytt dekke, antas det at asfaltforbruket er 64% av forbruket til førstegangslegging (Statens Vegvesen Vegdirektoratet, 2000)(Statens Vegvesen, 2009), og dette beregnes av asfalmengden som er oppgitt i kostnadsdata (det forutsettes full reasfaltering med nytt bindlag og slitelag). Det antas at energiforbruket til legging per tonn asfalt er likt som for førstegangslegging.

Fresing av eksisterende slitelag er tatt hensyn til gjennom energiforbruk til freseprosessen og transport av retur-asfalt. Det antas at freseprosessen forbruker 0.53 kg diesel per tonn eksisterende dekke (Miliutenko et al., 2013), og at 75% av slitelaget freses bort for hver reasfaltering (Statens Vegvesen Vegdirektoratet, 2000) (det tas imidlertid ikke hensyn til at denne antakelsen tilsier at dekketykkelsen øker med 25% for hver reasfaltering). Frest asfalt antas å transporteres bort og brukes som tilslag i ny asfalt, og behandles derfor ikke som avfall som forårsaker miljøbelastning (Miliutenko et al., 2013).

Riving av eksisterende asfaltdekke

Riving av eksisterende asfaltdekke før ny veg bygges er tatt hensyn til ved drivstofforbruk og maskinlitasje til riving, basert på estimat (4l diesel per tonn revet) fra forskningsprogrammet JouleSave (Commission of the European Communities Directorate-General for Energy and Transport, 2006). I tillegg er det forutsatt at revet asfalt transporteres bort fra anlegget og brukes som tilslag i ny produksjon, slik at det ikke beregnes noen miljøbelastning for dette «avfallet». Mengden asfalt som rives er gitt i mengdedata.

Riving og vedlikehold av konstruksjoner

For bruer som rives forut for bygging av ny veg, forutsettes det at dette gjøres ved hjelp av anleggsmaskin med «tyggekjefte» og utsortering av armeringsstål med magnet. Stål forutsettes deretter å transporteres til gjenvinning.

Energiforbruk til riving beregnes på grunnlag av estimat fra PeWe entreprenør for drivstofforbruk per m³ riving av tunge betongkonstruksjoner (Steinsholt, 2013). For de eksisterende betongkonstruksjonene som er spesifisert i reguleringsplan at skal rives, er volum for riving beregnet ut fra volum betong brukt i nye betongkonstruksjoner. Dette volumet er så halvert, ettersom de eksisterende betongkonstruksjonene er bygget for 2 felt, og ikke 4 (med unntak av for Uthus bru, der både gammel og ny bru er 2 felt). For de nye betongkonstruksjonene er andelen armering (basert på kun betong og armering) beregnet, og tallene bekrefter at å bruke 2% innhold av armering per volum for betongkonstruksjoner, slik det er gjort for Follobanen, er rimelig. Dermed antas det at 2% av volumet som rives er armeringsstål, som forutsettes transportert til resirkulering, mens de resterende betongmassene forutsettes knust lokalt og transportert til midlertidig deponi for senere anvendelse i anlegget. Eventuelt innhold av spennarmering i eksisterende betongkonstruksjoner er ikke tatt hensyn til.

Energi- og materialforbruk til arbeid med forskaling, avretting og pussing av ferdig betongkonstruksjon er ikke tatt hensyn til, ei heller er herdetiltak, fuger, asfaltkjøter eller kumringer.

VEDLEGG 4 Oversikt over bruer og betongkonstruksjoner berørt av E6 Kolomoen-Kåterud

Viltkrysning sør

Gammel løsning			Ny løsning
-	-	3-spenns bru over E6	

Ordførerundergangen

Gammel løsning			Ny løsning
Kulvert, rives		Kulvert	


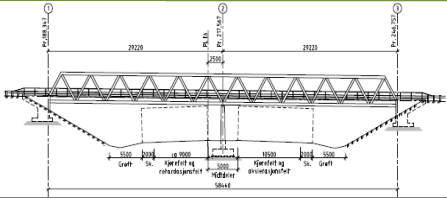
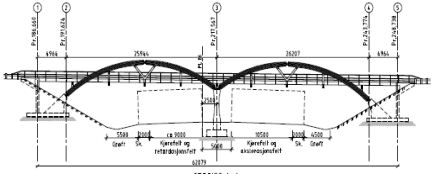
Uthus kulvert

Gammel løsning			Ny løsning
Kulvert, rives		Kulvert	


Uthus bru

Gammel løsning			Ny løsning
E6 i bru, rives		Bru over E6	


Tunstad bru

Gammel løsning		Ny løsning	
Kulvert, rives		Bru over E6 (trebru) Alt. A	
		Alt. B	

Driftsundergang Ske

Gammel løsning		Ny løsning	
Kulvert, rives		-	-

Driftsundergang, Ryen

Gammel løsning		Ny løsning	
Kulvert, rives		-	-

Jønsberg/Ryen bru

Gammel løsning		Ny løsning	
Bru over E6, rives		E6 i bru	

Østerhagen kulvert

Gammel løsning		Ny løsning	
Kulvert		Kulvert, forlenget	

Nordvimarka kulvert

Gammel løsning		Ny løsning	
Kulvert		Kulvert, forlenget	


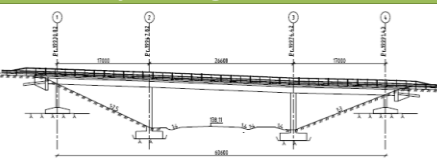
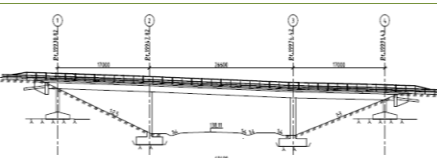
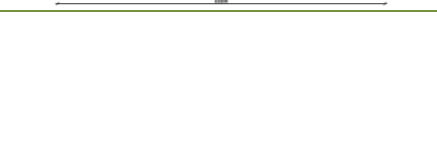
Basterud kulvert

Gammel løsning		Ny løsning	
Kulvert		Kulvert, forlenget	

Sinnerud kulvert

Gammel løsning		Ny løsning	
Kulvert		Kulvert, forlenget	

Kåterud bru

Gammel løsning		Ny løsning	
E6 i bru, rives		3-spenns bru	
		Alt. A	
		Alt. B	

VEDLEGG 5 Detaljerte analyseresultater for SimaPro-modellen per fase

Påvirkningskategori	Enhet
Klimapåvirkning	kg CO2-ekv
Ozonedbryting	kg CFC-11-ekv
Forsuring	kg SO2-ekv
Eutrofiering	kg P-ekv
Menneskelig toksisitet	kg 1,4-DB-ekv
Fotokjemisk smog	kg NMVOC
Partikkelutslipp	kg PM10-ekv
Energibruk	MJ

Livsløp

Påvirkningskategori	Total	Utbygging	Drift og vedlikehold
Klimapåvirkning	39592452	20280090	19149742
Ozonedbryting	12.19	5.25	6.92
Forsuring	262052	156066	105164
Eutrofiering	7577	3121	4443
Menneskelig toksisitet	11741154	5686068	6037440
Fotokjemisk smog	320712	218163	101184
Partikkelutslipp	102803	61645	40807
Energibruk	1597317500	571282490	1023356200

Påvirkningskategori	Vedlikeholdsavfall	Avhending
Klimapåvirkning	102567	60052
Ozonedbryting	0.02	0.01
Forsuring	519	304
Eutrofiering	8.5	5.0
Menneskelig toksisitet	11130	6516
Fotokjemisk smog	861	504
Partikkelutslipp	222	130
Energibruk	1689569	989231

Utbygging

Kategori	Vegfundament	Kummer og rør	Vegdekke
Klimapåvirkning	10727942	1311575	2557283
Ozonedbryting	3.71	0.06	1.11

Forsuring	120473	3698	14406
Eutrofiering	903	120	424
Menneskelig toksisitet	1063276	189034	586367
Fotokjemisk smog	179529	5103	12528
Partikkelutslipp	44964	1577	4885

Kategori	Vegutstyr	Betongkonstruksjoner, utbygging
Klimapåvirkning	1010793	4674276
Ozonedbryting	0.05	0.32
Forsuring	3852	13647
Eutrofiering	702	972
Menneskelig toksisitet	924591	2923000
Fotokjemisk smog	3562	17459
Partikkelutslipp	3593	6630

Drift og vedlikehold, inkludert vedlikeholdsavfall

Kategori	Utskifting, vegutstyr	Reasfaltering	Snørydding	Vegsalting
Klimapåvirkning	1961221	15711670	254560	904640
Ozonedbryting	0.10	6.56	0.04	0.11
Forsuring	8094	88871	1531	4828
Eutrofiering	1510	2469	10.3	372.6
Menneskelig toksisitet	2069161	3417416	15104	406542
Fotokjemisk smog	7374	82373	2628	6693
Partikkelutslipp	6675	30680	665	2037

Kategori	Sandstrøing	Belysning, energibruk	Betongkonstruksjoner, D&V
Klimapåvirkning	182677	35942	201599
Ozonedbryting	0.03	0.00	0.08
Forsuring	1077	156	1127
Eutrofiering	18.0	35.6	34.8
Menneskelig toksisitet	23504	69147	47695
Fotokjemisk smog	1833	97	1047
Partikkelutslipp	484	82	405

VEDLEGG 6 Detaljerte resultater fra sensitivetsanalysen

Innsatsfaktor	Sensitivitet
Asfaltforbruk, reasfaltering	3.75 %
Asfaltforbruk, førstegangslegging	3.31 %
Energiforbruk, asfaltlegging	0.88 %
Energiforbruk, graving	0.80 %
Drivstofforbruk, lastebil	0.76 %
Betongstøp	0.75 %
Masseflytting, avstander	0.70 %
Bærelag, asfaltert grus	0.65 %
Transport, alle	0.61 %
Drivstofforbruk, lastebil med henger	0.44 %
Tiltransport, lokal	0.43 %
Armering	0.30 %
Viltgjerde	0.25 %
Rekkverk, ensidig	0.25 %
Vegsalting, frekvens	0.23 %
Betong, elementer	0.21 %
Rekkverk, tosidig	0.16 %
Tiltransport, Europa	0.13 %
Sprengstoff	0.12 %
Snørydding, frekvens	0.06 %
Sandstrøing, frekvens	0.05 %
Tiltransport, Norge	0.04 %
Spennarmering	0.02 %
Bærelag, grus	0.01 %
Belysning, energiforbruk	0.01 %
Grus	0.01 %
Knust stein	0.00 %
Transport, lokal avfallshåndtering	0.00 %