

SBI-1970

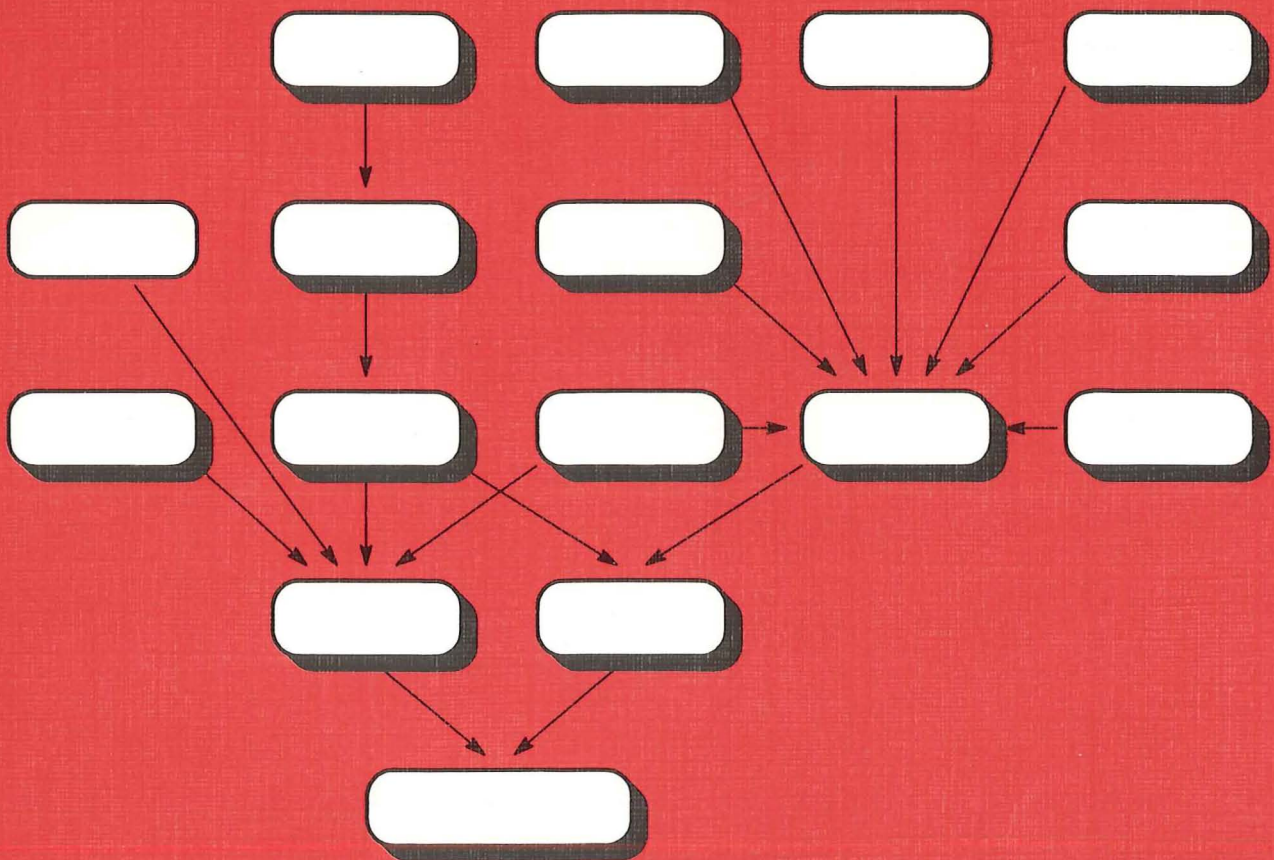
Livscyklusvurdering af bygningsdele



Anvendelse af LCA i byggebranchen, herunder håndtering af usikkerhed

Ph.d.-afhandling

SBI-RAPPORT 272 · STATENS BYGGEFORSKNINGSINSTITUT 1997



Livscyklusvurdering af bygningsdele

Anvendelse af LCA i byggebranchen, herunder håndtering af usikkerhed

EBBE HOLLERIS PETERSEN

STATENS BYGGEFORSKNINGSINSTITUT

ex-l

11 APR. 1997

01405 P

Ph.d.-afhandling

SBI-RAPPORT 272 · STATENS BYGGEFORSKNINGSINSTITUT 1997



SBI-rapporter er beretninger om afsluttede forskningsprojekter.

SBI-publikationer udgives i følgende serier: Anvisninger, Rapporter, Meddelelser, Byplanlægning og Beton. Publikationerne fås gennem boghandelen eller ved at tegne et SBI-abonnement. Institutets årsberetning, publikationskatalog og publiceringsdiskette er gratis og kan rekvireres fra SBI.

SBI-abonnement er en rabatordning med mange fordele for dem, der vil sikre sig løbende orientering om væsentlige udgivelser inden for byggeforskningsområdet. Ring til SBI og hør nærmere

ISBN 87-563-0954-6.

ISSN 0573-9985.

Pris: Kr. 260,00 inkl 25 pct. moms.

Oplag: 700.

Tekstbehandling: Ebbe Holleris Petersen.

Illustrationer: Ebbe Holleris Petersen.

Omslag: Hennig Holmsted og Ove Nesdam.

Tryk: Tekst og Tryk A/S.

Statens Byggeforskningsinstitut,

Postboks 119, 2970 Hørsholm.

Eftertryk i uddrag tillagt, men kun med kildeangivelse:

SBI-rapport 272: Livscyklusvurdering af bygningsdele.

Anvendelse af LCA i byggebranchen, herunder håndtering af usikkerhed. 1997.

Indhold

	Side
Forord	5
Forfatterens forord	6
Resume	7
Summary	8
1 Indledning	9
1.1 Baggrund	9
1.1.1 Livscyklusvurdering	10
1.1.2 Livscyklusvurdering i byggebranchen	10
1.2 Formål	11
1.2.1 Fremgangsmåde	11
2 Teori	13
2.1 Livscyklusvurdering	13
2.1.1 Formål og afgrænsning	14
2.1.2 Opgørelse	18
2.1.3 Vurdering	22
2.1.4 Forbedring	27
2.2 Usikkerhed	28
2.2.1 Baggrund	28
2.2.2 Successiv kalkulation	29
2.2.3 Successiv kalkulation og LCA	32
3 LCA af indervægge	35
3.1 Formål og afgrænsning	35
3.1.1 Formål	35
3.1.2 Afgrænsning	35
3.1.3 Funktionel enhed	38
3.1.4 Valg af vægtyper	41
3.2 Opgørelse	44
3.2.1 Dataindsamling	44
3.2.2 Databehandling	47
3.2.3 Opgørelsesværktøj	51
3.2.4 Præsentation af data	54
3.2.5 Væg af uarmeret in situ beton	58
3.2.6 Elementvæg af beton	63
3.2.7 Elementvæg af klinkerbeton	68
3.2.8 Elementvæg af porebeton	73
3.2.9 Væg af murede teglsten	78
3.2.10 Væg af murede porebetonblokke	85
3.2.11 Væg af gipsplader på stålskelet	90
3.2.12 Væg af gipsplader på træskelet	96
3.2.13 Væg af spånplader på træskelet	102

3.3	Vurdering	108
3.3.1	Ressourcetab	109
3.3.2	Sundhedsbelastninger	116
3.3.3	Belastninger af det ydre miljø	124
3.3.4	Samlet vurdering	140
4	Diskussion og konklusioner	145
4.1	Formål og afgrænsning	145
4.1.1	Funktional enhed	145
4.1.2	Levetid	146
4.2	Opgørelse	146
4.2.1	Dataindsamling	146
4.2.2	Usikkerhed	147
4.2.3	Successiv kalkulation	147
4.2.4	Allokering	148
4.3	Vurdering	149
4.3.1	Miljøpåvirkninger	149
4.3.2	Miljøeffekter	150
5	Terminologiliste	152
6	Referencer	155

Forord

Denne SBI-rapport er resultatet af et ph.d.-studium som blev påbegyndt i maj 1993 og afsluttet i juli 1996. Afhandlingen blev forsvaret ved en offentlig forelæsning den 7. oktober 1996.

Forfatteren, civilingeniør Ebbe Holleris Petersens ph.d.-arbejde blev godkendt af Danmarks Tekniske Universitet den 4. december 1996.

Det gennemførte ph.d.-studium samt den her foreliggende rapport er et led i det forskeruddannelsesprogram, som i 1987 blev aftalt mellem Forskerakademiet, Boligministeriet og Statens Byggeforskningsinstitut.

Docent, tekn.dr Anders Nielsen, Institut for Bærende Konstruktioner og Materialer, DTU har været hovedvejleder. Seniorforsker, civilingeniør Jørn Dinesen, SBI, har været medvejleder. Endvidere har professor Leo Alting, Institut for Procesteknik, DTU, professor Kai Ödeen, Byggnadsmaterialläre, KTH, Stockholm, og cheffingeniør Olaf Smith-Hansen, Rockwool A/S, medvirket som censor i bedømmelsesudvalget.

Gennem hele projektet har der været et nært samarbejde med DTU. I denne sammenhæng takker SBI hovedvejlederen, Anders Nielsen for sin værdifulde og meget påskønnede indsats.

Statens Byggeforskningsinstitut
Afdelingen for Energi og indeklimateknik, januar 1997
Erik Christophersen, forskningschef

Forfatterens forord

I nærværende afhandling gennemføres en livscyklusvurdering (LCA) for 10 forskellige varianter af indervægge, der er almindeligt anvendt i dansk boligbyggeri. LCA'en gennemføres primært med henblik på at belyse de særlige forhold og problemer der knytter sig til gennemførelse af en LCA i byggebranchen. Desuden er der fundet og anvendt en metode til behandling og opgørelse af usikkerhed i forbindelse med gennemførelse af en LCA.

Afhandlingen er udarbejdet som led i opnåelse af ph.d.-graden. Projektet er gennemført i perioden fra maj 1993 til maj 1996 ved Statens Byggeforskningsinstitut (SBI) i Hørsholm, Afdelingen for Energi og Indeklima, samt på Danmarks Tekniske Universitet (DTU) i Lyngby, Institut for Konstruktioner og Materialer.

Jeg vil specielt takke mine vejledere Jørn Dinesen (SBI) og Anders Nielsen (DTU) for deres hjælp, råd og vejledning igennem hele projektførelsen. Desuden en tak til tidligere og nuværende medlemmer af gruppen Miljøpåvirkninger fra byggeri, herunder særligt John Bagh, Peter Nielsen, Hanne Krogh og Klaus Hansen, der alle har bidraget med hjælp og konstruktiv kritik. Endelig en stor tak til de mange producenter og enkeltpersoner, der har bidraget med de nødvendige oplysninger og data uden hvilke, dette projekt ikke havde kunnet gennemføres.

Hørsholm, juni 1996
Ebbe Holleris Petersen

Resume

Nærværende afhandling "*Livscyklusvurdering af bygningsdele*" er udarbejdet som led i opnåelse af ph.d.-graden. Projektet er gennemført i perioden fra maj 1993 til maj 1996 ved Statens Byggeforskningsinstitut (SBI) i Hørsholm, Afdelingen for Energi og Indeklima, samt på Danmarks Tekniske Universitet (DTU) i Lyngby ved Institut for Bærende Konstruktioner og Materialer.

I afhandlingen gennemføres en sammenlignende livscyklusvurdering (LCA) af 10 varianter af indervægge. Indervægge er valgt af praktiske årsager, og det er således ikke hensigten at forsøge at udpege én af disse som værende mindre miljøbelastende end de øvrige. Formålet er derimod, med indervægge som eksempel at belyse de problemer og særlige forhold, der knytter sig til gennemførelse af en LCA i byggebranchen.

Afhandlingen indledes med en kort gennemgang af baggrunden for projektet samt projektets formål.

Herefter følger en gennemgang af teorien bag LCA, og metodens nuværende stade beskrives. I beskrivelsen er der lagt særlig vægt på at udpege og beskrive de metodiske problemer, som der endnu ikke hersker fuld enighed om, hvorledes bør håndteres. Teoriafsnittet afsluttes med en beskrivelse af en metode kaldet successiv kalkulation, som muliggør både en kvantitativ opgørelse af usikkerhed ved gennemførelse af en LCA samt en systematisk begrænsning af opgaven. Metoden tillader således en systematisk behandling af afgørende aspekter ved gennemførelse af en LCA, som hidtil ikke har kunnet behandles.

Endelig gennemføres en LCA for 10 varianter af indervægge. Herunder anvendes successiv kalkulation til opgørelse af usikkerhed. Der er ved valg af vægvarianter lagt vægt på, at der heri indgår de byggematerialer, som (målt efter vægt) udgør hovedparten af de byggematerialer, der anvendes i dansk byggeri. De erfaringer og konklusioner, der kan drages på grundlag af den gennemførte LCA, antages derfor også i vid udstrækning at være gældende for byggebranchen som helhed.

Projektet afsluttes med en diskussion af de erfaringer og konklusioner, der kan drages på grundlag af den gennemførte LCA. Herunder diskuteres valg af funktionel enhed, håndtering af de lange levetider, der kendetegner byggebranchen, dataindsamling, problemer ved opgørelse af usikkerhed, allokering, samt hvilke miljøpåvirkninger og -effekter, der kan og bør opgøres ved gennemførelse af en LCA i byggebranchen.

Summary

The present Ph.D. thesis "*Life-cycle assessment of building components*" serves as partial fulfilment of the requirements for obtaining the degree of Ph.D. The project was carried out in the period from May 1993 to May 1996 at the Danish Building Research Institute (SBI) in Hørsholm, Energy and Indoor Climate Division, and at the Danish Technical University (DTU) in Lyngby, Department of Structural Engineering and Materials.

In the project a comparative life-cycle assessment (LCA) of 10 different types of partition walls is performed. Partition walls are selected for practical purposes, and it is therefore not the intention to try to identify one of them as being more environmental friendly than the rest. The purpose is however, with partition walls as an example, to look at the problems and special conditions encountered when performing a LCA in the building industry.

The report begins with a short description of the background for the project, and the definition of the goal of the project.

Then follows a description of the theory behind LCA and the present state of the art. In the description the emphasis is put on the methodical problems that are so far unsolved. The chapter ends with a description of a method called Successive Estimating, which enables both a quantitative estimation of uncertainty and a systematic limitation of the LCA. This method therefore allows a systematic treatment of aspects of a LCA which until now could not be handled.

Finally a LCA is performed for 10 different types of partition walls, and Successive Estimation is used to estimate uncertainty. The walls have been carefully selected to include all the building materials which constitute the main part (measured by weight) of the building materials used in the Danish building industry. The experiences and conclusions that can be drawn from the LCA must therefore to a large extent be expected to be valid for the building industry as a whole.

The project ends with a discussion of the experiences and conclusions that can be drawn from the LCA. This includes the selection of functional unit, handling of the long lifetimes that are characteristic for the building industry, data collection, problems when estimating uncertainty, and which environmental impacts and effects can and should be included when performing a LCA in the building industry.

1. Indledning

1.1 Baggrund

Betragtes samfundets samlede påvirkning af miljøet, ses byggeriet på en række områder at være en væsentlig bidrager. Særligt på tre områder er miljøpåvirkningen umiddelbart iøjnefaldende:

- ressourceforbrug, der primært knytter sig til fremstilling af byggematerialer og opførelse af bygninger.
- energiforbrug, der primært knytter sig til bygningers driftsfase.
- byggeaffald, der primært knytter sig til nedrivning og bortskaffelse af bygninger.

Bygningers energiforbrug til opvarmning i driftsfasen har været genstand for en betydelig opmærksomhed. Efter energikrisen i 70'erne blev kravene til bygningers energiforbrug skærpet, første gang i bygningsreglementet i 1977 (BR 77) og siden i BR 82 og BR 95. Energiforbruget pr. m² opvarmet lokale er bl.a. derfor faldet betydeligt gennem de sidste 20 år. I samme periode er det opvarmede areal imidlertid steget, så det totale varmekonsum er stort set uændret.

Siden slutningen af 80'erne har der også været fokuseret på byggeriets affaldsmængder. Under renovering og nedrivning af bygninger opstår betydelige affaldsmængder, som indtil for få år siden hovedsageligt blev deponeret. Siden er genanvendelsen øget betydeligt, og den opfylder allerede på nuværende tidspunkt rigeligt målet på 60% genanvendelse i år 2000, som er målsætningen i regeringens handlingsplan for affald og genanvendelse, 1993-97. Da en stor del af disse materialer genanvendes i byggebranchen har dette også bidraget til at nedbringe branchens råstofforbrug. Mængderne er dog beskedne i forhold til det samlede råstofforbrug. Desuden består genanvendelsen ofte blot i, at materialerne nedknyttes og anvendes som fyld, i stedet for at genbruges eller substituere råstoffer ved produktionen af nye byggematerialer. Byggebranchens råstofforbrug er således stadig meget stort.

Så længe der fokuseres på et relativt begrænset antal miljøpåvirkninger fra bygninger, vil det være muligt at behandle dem hver for sig, som det hidtil har været gjort. I takt med at flere miljøpåvirkninger inddrages, bliver det imidlertid vanskeligere, da nogle af disse kan være modstridende. Fx vil et ønske om mindre energiforbrug i bygninger resultere i et større forbrug af isoleringsmaterialer og dermed et større råstofforbrug. Der er derfor behov for at kunne gennemføre en samlet miljøvurdering, hvor flest mulige miljøpåvirkninger inddrages og afvejes i forhold til hinanden.

1.1.1 Livscyklusvurdering

Livscyklusvurdering (LCA, efter det engelske life-cycle assessment) er udviklet som et værktøj til at foretage en opgørelse og vurdering af den samlede miljøpåvirkning, som et produkt giver anledning til over hele livsforløbet. Det er derfor nærliggende at forsøge at anvende metoden til vurdering af forskellige byggetekniske løsninger.

Selv om princippet for en LCA er enkelt og kan opsummeres i få ord, begrænses metodens anvendelse af en række principielle og praktiske problemer, som hidtil har forhindret metoden i at vinde større udbredelse. Flere steder i verden har man derfor forsøgt at udvikle enklere værktøjer til miljøvurdering, fx det svenske 'Environmental Priority Strategies in product design' (EPS), det engelske 'Building Research Establishment Environmental Assessment Method' (BREEAM), eller det Canadiske 'Building Environmental Performance Assessment Criteria' (BEPAC). De to sidstnævnte er udviklet specielt til miljøvurdering af hele bygninger.

Disse modeller udmærker sig ved at være relativt simple at anvende og ved, at de i modsætning til en LCA resulterer i ét eller få tal - et 'miljøindex', der udtrykker et produkts eller bygnings miljøbelastning, beregnet ud fra nogle udvalgte miljøpåvirkninger, hvilket gør det muligt umiddelbart at sammenligne to eller flere produkter. Dette miljøindex beregnes imidlertid ved brug af en række parametre og vægtningsfaktorer, som i høj grad kan diskuteres.

LCA adskiller sig fra disse opgørelsesmetoder ved at være den mest objektive og fuldstændige. Desværre er metoden også den mindst udviklede, den mest tids- og datakrævende og den, der stiller de største krav til brugerens viden om produktet, der vurderes. Derfor arbejdes der såvel nationalt som internationalt på at gøre metoden praktisk anvendelig og håndterbar.

Særligt inden for de senere år er der udført et omfattende arbejde på dette område. Internationalt har bl.a. Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC) markeret sig stærkt med en række publikationer, der opstiller principper og retningslinier for gennemførelse af LCA. Disse er dog af en så generel karakter, at de kun vanskeligt kan benyttes uden at metoden tilpasses til de respektive brancher, hvor den ønskes anvendt.

1.1.2 Livscyklusvurdering i byggebranchen

Byggebranchen adskiller sig fra de fleste andre brancher på en række områder. Blandt andet ved de mange parter der er involveret i design, planlægning, opførelse og drift af bygninger, de mange forskellige funktioner bygninger opfylder, samt ved bygningers meget lange levetid. I modsætning til de fleste industriprodukter masseproduceres bygninger ikke, og der er derfor principielt tale om et nyt produkt hver gang, for hvilket der skal gennemføres en LCA. Endeligt anvendes der i byggebranchen betydelige mængder råvarer og restprodukter fra andre brancher.

Hidtil er der derfor kun gennemført få LCA'er for byggevarer og bygninger. De fleste har kun beskæftiget sig med nogle få parametre, fx energiforbrug og nogle få energirelaterede emissioner, eller været begrænset til fx fremstilling af byggevarer. LCA'er for en hel bygning, omfattende en bred vifte af miljøeffekter over bygningens samlede levetid, er ikke gennemført.

1.2 Formål

Projektets formål er at gennemføre en sammenlignende LCA af en udvalgt bygningsdel i forskellige varianter med henblik på at belyse de problemer og særlige forhold, der knytter sig til LCA i byggebranchen. Dette gøres ved at foretage en sammenligning af varianter af indervægge, herunder at

- finde en metode til opgørelse og vurdering af usikkerheden ved gennemførelse af LCA.
- indsamle data for miljøpåvirkningerne knyttet til de i bygningsdelene anvendte byggematerialer, og vise hvorledes disse kan behandles og opgøres på en systematisk og transparent måde, så de efterfølgende kan anvendes generelt ved LCA i byggebranchen.
- udpege de miljøpåvirkninger der kan og bør opgøres til vurdering af miljøeffekterne fra bygningsdelene, samt udpege de miljøpåvirkninger der kan udelades enten fordi de ikke kan opgøres i praksis, eller fordi de i almindelighed er uvæsentlige eller ikke forekommer.
- give forslag til hvorledes miljøpåvirkninger allokeres til bi- og restprodukter, genanvendte produkter mv., når disse anvendes i byggebranchen.
- give forslag til hvorledes der vælges funktionel enhed for produkter, der skal sammenlignes, men som ikke kan bringes til at have eksakt den samme ydeevne.
- give forslag til hvorledes de lange levetider i byggeriet håndteres ved gennemførelse af en LCA.
- eksemplificere hvorledes LCA kan anvendes på bygningsdele, samt vise hvor langt det er muligt i praksis at komme med LCA på bygningsdele på nuværende tidspunkt.

Det primære formål med dette projekt er således ikke at udpege den miljømæssigt mindst skadelige bygningsdelsvariant, men derimod at gennemføre en LCA for en bygningsdel i det omfang det er muligt med henblik på at vurdere metodens praktiske anvendelighed i byggebranchen.

1.2.1 Fremgangsmåde

I projektet er der taget udgangspunkt i det arbejde, der er udført og beskrevet af SETAC, samt i publikationer udarbejdet på Statens Byggeforskningsinstitut (SBI), bl.a. [SBI-rapport 224 (1993)].

LCA som metode er som nævnt ikke færdigudviklet, og der knytter sig derfor en række uafklarede metodiske problemer til gennemførelse af en LCA. Nogle problemstillinger mangler der helt metoder til håndtering af, fx eksisterer der ingen metoder til at håndtere usikkerhed. For andre er der foreslået flere forskellige metoder, fx er der fremsat en række forskellige forslag til allokeringsprincipper.

Dette skyldes, at det er komplekse problemstillinger der behandles, og at konsekvenserne af de valg der træffes kan være vanskelige at overskue. Ofte viser metoderne sig derfor i praksis uanvendelige, enten fordi de i nogle situationer resulterer i åbenlyst urimelige resultater, eller fordi de kræver viden og data, som i praksis ikke er til rådighed. En mere praktisk indgangsvinkel til disse problemstillinger kunne derfor tænkes at bidrage med erfaringer og viden om de faktiske forhold samt de problemer, der reelt opstår.

I dette projekt er derfor valgt en pragmatisk fremgangsmåde. De eksisterende metoder og anbefalinger er fulgt og anvendt i det omfang de foreligger, og det iøvrigt er praktisk muligt. Der er således ikke gjort forsøg på af teoretisk vej at udvikle nye metoder til håndtering af de endnu uafklarede problemstillinger, som fx allokering. I stedet er en af de eksisterende metoder udvalgt og anvendt, når der er behov herfor. Det eneste område, hvor dette princip er fraveget, er behandling og opgørelse af usikkerhed. Der er her fundet og anvendt en metode, som syntes egnet til behandling og opgørelse af usikkerhed i en LCA. Metoden, kaldet successiv kalkulation, har ikke før været foreslået eller anvendt til dette formål.

Projektet indledes med valg af bygningsdel og varianter af denne. Da mangel på data er et udtalt problem inden for de fleste områder herunder også bygningsområdet, er der herefter indsamlet data for de materialer, der indgår i de valgte varianter. På basis heraf gennemføres en LCA, og eventuelle praktiske og metodiske problemer vil blive behandlet i den rækkefølge de opstår. Der er ikke på forhånd gjort flere antagelser eller foretaget flere afgrænsninger end strengt nødvendigt. Der er således ikke truffet beslutning om at anvende fx en bestemt allokeringsmodel eller kun at opgøre og vurdere et begrænset antal miljøeffekter. Disse valg er truffet under vejs i takt med at behovet herfor opstod.

Ved denne fremgangsmåde undgås det at bruge tid på at overveje teoretiske løsninger på problemer, som muligvis ikke optræder i praksis ved gennemførelse af LCA i byggebranchen, ligesom sandsynligheden mindskes for at overse forhold, der i byggebranchen giver anledning til særlige problemer eller kræver særlige forholdsregler.

2. Teori

2.1 Livscyklusvurdering

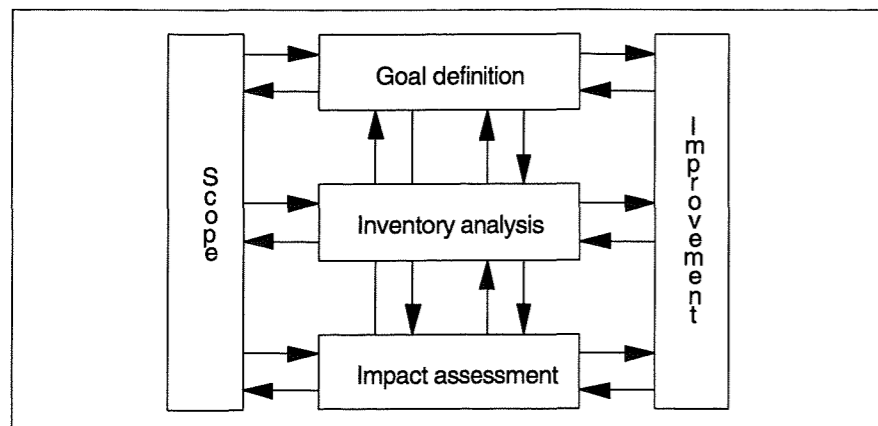
En LCA er en metode til opgørelse og vurdering af den samlede miljøbelastning, der knytter sig til et system. Metoden er udviklet som et generelt beslutningsstøtteværktøj, der i princippet kan benyttes på ethvert system, uanset art. Systemet kan være fx et teknisk system, et produkt eller en serviceydelse. Vurderingen baseres på en opgørelse af de samlede miljøpåvirkninger, dvs. de samlede energiforbrug, ressourceforbrug og emissioner, som systemet giver anledning til. Ud over emissioner i klassisk forstand, dvs. røggasser, spildevand og fast affald til deponering, kan også indgå støj, stråling, ulykker mv. i opgørelsen. Opgørelsen kan omfatte hele systemets livsforløb eller en begrænset del heraf.

LCA har været kendt og anvendt siden sidst i 60'erne, men først sidst i 80'erne begyndte metoden at vinde større udbredelse i takt med den voksende miljøbevidsthed og det deraf følgende ønske om og behov for at kunne foretage en helhedsorienteret miljøvurdering af produkter og aktiviteter.

I tidlige LCA blev metoden primært benyttet til sammenligning af relativt simple industriprodukter, fx forskellige emballagetyper som papkartoner, glasflasker og plastflasker. Disse analyser bar præg af, at der manglede (og mangler) veldefinerede og standardiserede metoder for, hvorledes en LCA gennemføres, hvad den omfatter, og ikke mindst hvorledes den endelige afvejning og vurdering foretages. Dette ses bl.a. af at nogle LCA udpeger papkartoner, andre glasflasker og atter andre plastflasker som det mindst miljøskadelige alternativ [Guinée (1995)], hvilket tildels kan forklares af de interesser, som har finansieret analyserne.

Der er de sidste år arbejdet målrettet på at afhjælpe denne situation. En række nationale og internationale organer, herunder International Standards Organisation (ISO) og Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC), arbejder med udvikling og standardisering af LCA. Internationalt er SETAC toneangivende. SETAC har siden 1990 arrangeret workshops med deltagelse af en bred skare af forskere og andre interesserede, som i fællesskab har diskuteret generelle metoder og rammer for LCA. Resultatet af disse diskussioner er efterfølgende blevet publiceret, og heraf fremgår således hvad der internationalt har kunnet opnås konsensus om. Publikationerne er dog af generel karakter, og der vil derfor almindeligvis være behov for at tilpasse dem til den branche og de produkter, hvorpå de skal anvendes.

En LCA opdeles almindeligvis i flere faser. Internationalt er der enighed om, at en LCA bør omfatte følgende faser: Formål og afgrænsning, opgørelse, vurdering og forbedring, som skitseret på figur 1.



Figur 1. Principskitse af faserne i en LCA [SETAC (1993a)].

Der mangler imidlertid fortsat et betydeligt udviklingsarbejde, før metoden er tilstrækkeligt udviklet til at være praktisk anvendelig, som det fremgår af nedenstående tabel.

Dele og faser i en LCA	Nuværende stade
Formål og afgrænsning	Defineret.
Opgørelse	Defineret og forstået; Rummer dog stadig uafklarede praktiske problemer.
Vurdering:	Defineret; Rummer dog stadig uafklarede praktiske problemer.
- klassificering	Defineret og delvist udviklet.
- karakterisering	Defineret; Forskellige metoder og fremgangsmåder benyttes i dag.
- vurdering	
Forbedring	Ikke dokumenteret.

Tabel 1. Status for LCA metoden. Frit oversat fra [SETAC (1993b)].

I det følgende beskrives kort de enkelte faser i en LCA. Der er lagt særlig vægt på at udpege og beskrive de metodiske problemer, der endnu ikke er fuldt afklaret. For en mere detaljeret beskrivelse henvises til speciallitteraturen. Faserne beskrives i kronologisk orden, men det bør bemærkes, at en LCA af natur er en iterativ proces, som pilene på figur 1 antyder. En LCA gennemføres derfor kun sjældent ved en så ligefrem og stringent proces som beskrevet nedenfor.

Der er ligeledes endnu ikke fuld enighed om terminologien på LCA-området, hverken på engelsk eller dansk. Desuden foretages der, som led i udvikling og standardisering af metoden, løbende justeringer og ændringer af de anvendte betegnelser og begreber. Terminologien der er anvendt i det følgende (se terminologilisten) kan derfor afvige fra, hvad der anvendes andetsteds i litteraturen.

2.1.1 Formål og afgrænsning

En LCA indledes med at fastlægge formålet med den pågældende analyse. Herunder vælges funktionel enhed, ligesom systemet, der skal analyseres, defineres og afgrænses. Systemafgrænsningen rummer fortsat uafklarede praktiske problemer.

2.1.1.1 Formål

En LCA indledes med en afklaring af, hvortil den pågældende LCA skal anvendes. Der skelnes mellem LCA til henholdsvis intern og ekstern brug. LCA til intern brug kan gennemføres af virksomheder med henblik på fx:

- allerede under produktudvikling at inddrage miljømæssige aspekter med henblik på at minimere miljøbelastningen fra nye eller forbedrede produkter.
- at identificere de mest miljøbelastende dele af en produktionsproces med henblik på at identificere hvor der er størst potentiale for at opnå miljøforbedringer.

Eksterne LCA kan gennemføres af lovgivere eller forbrugere med henblik på, fx:

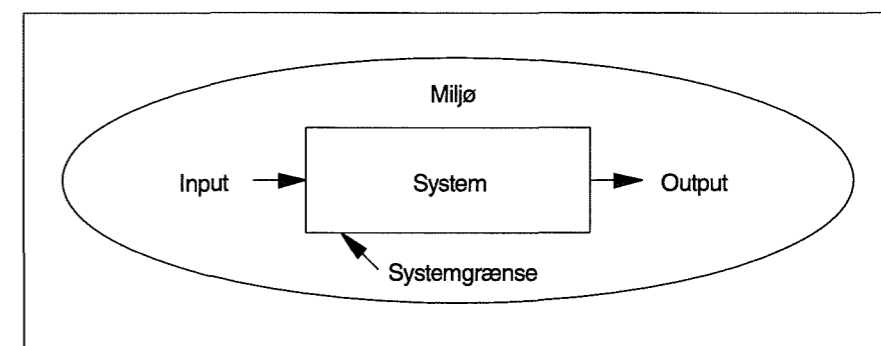
- at identificere væsentlige indsatsområder ved at opgøre fx virksomheders eller branchers bidrag til samfundets samlede miljøpåvirkning.
- at vælge det mindst miljøbelastende produkt blandt flere alternativer.

Omfanget af en LCA kan variere stærkt med formålet med analysen. En sammenlignende LCA behøver således kun omfatte de dele af livsforløbet for de to (eller flere) alternativer som afviger fra hinanden. En LCA for et enkelt produkt lader sig derimod ikke på forhånd begrænse på samme måde. Fastlæggelsen af formålet med en LCA hænger derfor snævert sammen med systemafgrænsningen.

2.1.1.2 Afgrænsning

Systemafgrænsning - ydre afgrænsning

Den ydre afgrænsning omhandler det betragtede systems grænser til det omgivende miljø og andre systemer. For at kunne foretage en opgørelse over et systems miljøpåvirkning er det en forudsætning, at systemet er klart defineret og afgrænset.



Figur 2. System og systemgrænse.

I de fleste tilfælde er det ikke noget problem at afgøre, hvad der tilhører systemet, og hvad der ikke gør. I nogle få situationer er det imidlertid ikke umiddelbart indlysende, hvor grænsen går mellem forskellige systemer samt mellem systemer og det omgivende miljø. Særligt følgende situationer volder problemer:

Hvornår regnes et råstof at indtræde i et system? Dette er ikke svært at afgøre for materialer som fx sand og sten, der almindeligvis regnes at indtræde i systemet i det øjeblik, de opgraves. Det er dog ikke umiddelbart indlysende for fx træ, om det først regnes at indtræde i systemet når det fældes, eller allerede når det plantes.

Hvornår regnes et produkt der genindvindes at forlade det oprindelige system og indgå i et nyt? Store mængder byggeaffald genanvendes eksempelvis, men hvor stor en del af miljøpåvirkningen ved nedrivning, transport og oparbejdning af byggeaffaldet, som henholdsvis det oprindelige system og det nye system bør lastes for, er ikke umiddelbart klart.

Hvornår regnes et affaldsprodukt at have forladt et system? For røggasser og spildevand er dette sjældent et problem. Derimod er det ikke umiddelbart indlysende for fast affald, hvis dette efter deponering giver anledning til emissioner. Emissionerne finder i princippet sted fordelt over uendelig lang tid, og den samlede miljøpåvirkning afhænger således af hvornår affaldet betragtes som havende forladt systemet og være blevet en del af det omgivende miljø.

Systemafgrænsning - indirekte bidrag

Til et produkts livscyklus knytter sig ikke kun de direkte miljøpåvirkninger i forbindelse med produktion, anvendelse og bortskaffelse, men også en række indirekte miljøpåvirkninger fra:

- produktionsbygninger
- produktionsapparatet
- transportmidler
- infrastruktur
- menneskelig arbejdskraft

Produktionsbygninger, produktionsapparat, transportmidler og infrastruktur er i sig selv produkter, hvis fremstilling, drift, vedligehold og bortskaffelse giver anledning til miljøpåvirkninger. Tilsvarende giver menneskelig arbejdskraft anledning til miljøpåvirkninger, fx i forbindelsen med fødevarerproduktion, vask og personlig hygiejne, boliger, transport mv.

I princippet bør et produkt lastes for de indirekte miljøpåvirkninger. For at kunne gøre det, er det imidlertid nødvendigt at gennemføre en LCA for hver af disse også. Dette vil resultere i, at en LCA for selv simple produkter vil blive meget omfattende. Det er derfor indlysende nødvendigt at afgrænse en LCA, så den bliver overkommelig og praktisk gennemførlig.

Systemafgrænsning - detaljeringsgrad

Detaljeringsgrad omfatter en begrænsning af antallet af produkter og aktiviteter der opgøres og medregnes. Selv meget simple systemer vil ofte omfatte et så stort antal produkter og aktiviteter, at det ikke er praktisk muligt at indregne dem alle i en LCA. Fx indgår der ved fremstillingen af mange produkter et betydeligt antal tilsætningsstoffer og hjælpestoffer i små mængder, som det kun sjældent vil være muligt og overkommeligt at medregne.

Systemafgrænsning - tid

Mange produkter har en lang levetid, over hvilken de giver anledning til miljøpåvirkninger. Særligt to faser i livscyklen giver i denne forbindelse anledning til problemer:

- driftsfasen
- bortskaffelse og deponering

I driftsfasen er særligt et eventuelt energiforbrug problematisk, idet den teknologiske udvikling på energiområdet går meget stærkt. Ved fx el-produktion stiger virkningsgraden således løbende, mens emissionerne falder. Miljøpåvirkningen knyttet til el-forbruget ændres således med tiden. For produkter med en levetid længere end nogle få år er det derfor vanskeligt med nogen grad af sikkerhed at opgøre miljøpåvirkningerne fra energiforbruget.

For produkter med særlig lang levetid kan der endog blive tale om at energiforsyningen lægges helt om i løbet af levetiden. Således har fx mange bygninger en levetid, der må forventes væsentligt at overstige forsyningshorisonten for fx olie og naturgas. Bygninger, hvis opvarmning er baseret på disse brændselstyper, kan derfor ikke påregnes at have samme opvarmningsform i hele deres levetid.

Bortskaffelse og deponering af produkter efter endt levetid finder i sagens natur sted engang i fremtiden. For produkter med lang levetid er det vanskeligt at forudsige, hvorledes denne bortskaffelse vil ske. Nogle produkter, der i dag anses for uproblematiske, vil muligvis i fremtiden vise sig at give anledning til miljøproblemer og vise versa. Omvendt vil nogle produkter, der i dag deponeres, sandsynligvis kunne genanvendes i fremtiden. Affaldsbehandling og de hertil knyttede miljøpåvirkninger er derfor forbundet med betydelig usikkerhed.

Begrænsning af miljøpåvirkninger og miljøeffekter

Miljøeffekter og miljøpåvirkninger hænger nøje sammen, da miljøeffekterne beregnes på basis af de opgjorte miljøpåvirkninger. Det bør derfor fremgå hvilke miljøpåvirkninger, der er opgjort og anvendt ved beregning af miljøeffekterne. Desuden bør baggrunden for eventuelt at udelade miljøeffekter angives, så det fremgår klart, om en miljøeffekt ikke forekommer eller blot ikke er opgjort.

I ingen af de ovennævnte situationer er der formelle regler for, hvorledes afgrænsningen bør foretages, og det er derfor væsentligt at alle forudsætninger og antagelser anføres i en LCA.

2.1.1.3 Funktionel enhed

Et centralt element i en LCA er valg af funktionel enhed. Produkter i en LCA sammenlignes ikke på basis af fx vægt eller volumen, men derimod på funktion.

Eksempel: Et klassisk eksempel er sammenligningen af papkarter med glasflasker. Det er her meningsløst at sammenligne en karton med en flaske, da flasken i modsætning til kartonen kan bruges mere end en gang. En sådan sammenligning må forventes altid at falde ud til kartonens fordel, da der kræves væsentligt mere energi til at fremstille en

flaske af glas end en karton af pap og plast. Er flasken én gang fremstillet kræver det til gengæld ikke meget energi at indsamle og vaske den, så den kan erstatte en ny flaske. Det vælges derfor almindeligvis at sammenligne produktion af henholdsvis kartoner og flasker til distribution af fx 1000 l mælk. Antages flaskerne hver at genbruges fx 20 gange, sammenlignes derfor fremstilling, distribution og bortskaffelse af 1000 én liters - kartoner med fremstilling af 50 én liters flasker, indsamling, vaskning og distribution af 950 genanvendte flasker, og bortskaffelse af 50 én liters flasker.

Særligt ved gennemførelse af sammenlignende LCA er det derfor afgørende, at de forskellige alternativer er funktionelt ækvivalente. Eksempler på funktionel enhed kunne således være fx den mængde maling, der skal til for at dække 1 m² indervæg i 10 år, eller den mængde isoleringsmateriale, der skal til for at øge en ydervægs isoleringsevne med 2 m²K/W (under forudsætning af at isoleringsmaterialerne har samme levetid).

2.1.1.4 Datakvalitet og usikkerhed

En LCA bygger på et omfattende datamateriale indhentet fra forskellige kilder. Disse data vil være behæftet med varierende grader af usikkerhed, fejl og mangler, og det vil den samlede opgørelse, der bygger på disse data dermed også være. Set i lyset heraf er resultatet af en LCA kun af begrænset værdi uden en opgørelse af de usikkerheder, der knytter sig hertil.

Det er væsentligt at bemærke, at usikkerheden på en LCA ikke nødvendigvis er udtryk for at der er anvendte dårlige eller mangelfulde data, men derimod en naturlig konsekvens af, at en LCA ofte udføres på et så tidligt tidspunkt i et projekt, at leverandører mv. endnu ikke er valgt, og man således kan være henvist til at anvende branchedata, gennemsnitsdata fra litteraturen, skønnede data mv. Ofte vil usikkerheden derfor ikke kunne nedbringes selv om der blev gennemført en mere omhyggelig dataindsamling. Opgørelse og vurdering af usikkerhed bør derfor være et centralt element i enhver LCA ikke kun for de anvendte data, men også af den samlede opgørelse og den herpå baserede vurdering.

Selv om behovet for en metode til behandling og opgørelse af usikkerhed allerede på et tidligt tidspunkt blev erkendt og formuleret, hersker der fortsat ingen konsensus om, hvorledes dette i praksis skal gøres, og som konsekvens heraf findes der heller ingen metoder hertil.

2.1.2 Opgørelse

Opgørelsesfasen omfatter indsamling af data om miljøpåvirkninger, dvs. energiforbrug, ressourceforbrug og emissioner hidrørende fra alle faser i produktets livscyklus. For fx en bygning omfatter dette således:

- indvinding af råstoffer
- fremstilling af halvfabrikata og byggematerialer
- fremstilling af byggevarer
- opførelse af bygninger
- drift og vedligehold
- nedrivning og bortskaffelse (genanvendelse, forbrænding og deponering)

Denne fase er almindeligvis den mest tids- og ressourcekrævende del af en LCA.

Umiddelbart kan det synes enkelt at foretage en entydig og objektiv opgørelse af de miljøpåvirkninger, der knytter sig til disse faser. I praksis viser dette sig imidlertid ofte vanskeligt, da nogle processer er integreret på en sådan måde, at det ikke er muligt objektivt at fordele miljøbelastningen ud på de enkelte produkter.

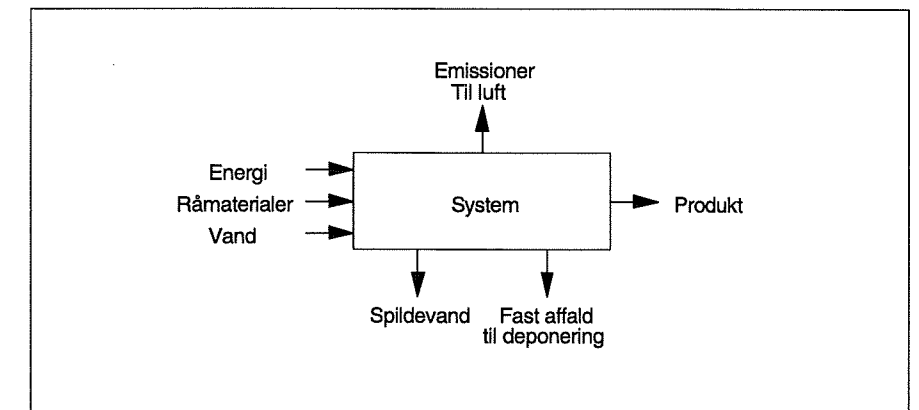
2.1.2.2 Allokering

Allokeringsproblemer opstår som en konsekvens af systemafgrænsningen. Denne er ofte kunstig og genspejler ikke virkeligheden, idet den bygger på en antagelse om, at det er muligt at opdele verden i delsystemer der kan betragtes isoleret og efterfølgende adderes. Allokeringsproblemer optræder i to principielt forskellige situationer, der i litteraturen betegnes som:

- multi input/output
- open-loop recycling

Multi input/output

Ved opgørelse af et systems samlede miljøpåvirkninger opdeles systemet i delsystemer, hvis respektive miljøpåvirkninger opgøres og efterfølgende summeres. Dette er relativt uproblematisk, hvis delsystemerne ser ud som på figur 3.

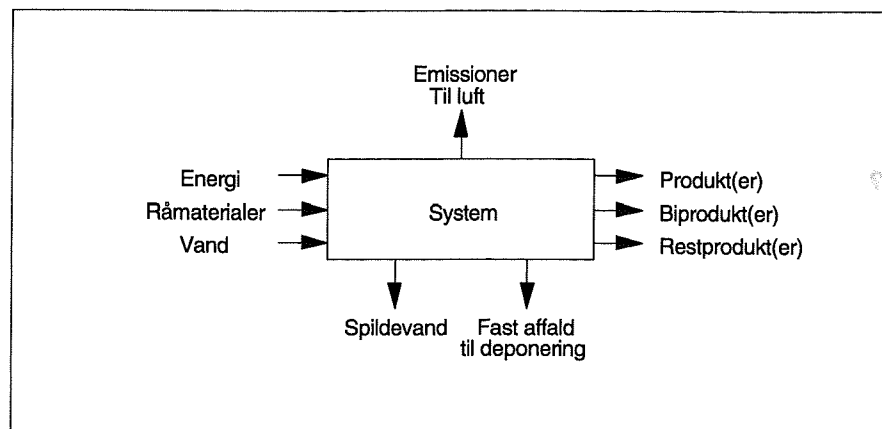


Figur 3. Et simpelt system.

I praksis resulterer en produktionsproces ofte i flere produkter, som skitseret på figur 4. Det kan være flere ligeværdige (co)produkter, der fremstilles ved én integreret proces, eller ved processer, der er afstemt efter hinanden, så energi og råstoffer udnyttes mere effektivt, end hvis produktionen var foregået uafhængigt af hinanden. Det kan også være en kombination af produkter, bi-produkter og restprodukter.

Under sådanne omstændigheder lader miljøpåvirkningerne sig ikke umiddelbart fordele på de fremstillede produkter. Som eksempel på et multi output system kan nævnes samproduktion af el og varme. Ved samproduktion opnås en højere virkningsgrad, end hvis el og varme produceres hver for sig. Den herved opnåede energibesparelse lader sig imidlertid ikke fordele mellem el og varme efter objektive kriterier.

Et tilsvarende eksempel på et multi input system er affaldsbehandling, hvor forskellige affaldstyper fra forskellige kilder blandes og giver anledning til emissioner, som ikke ville være dannet hvis affaldet var blevet deponeret separat. Disse emissioner kan derfor ikke objektivt fordeles på de enkelte



Figur 4. Et komplekst system (multi-output).

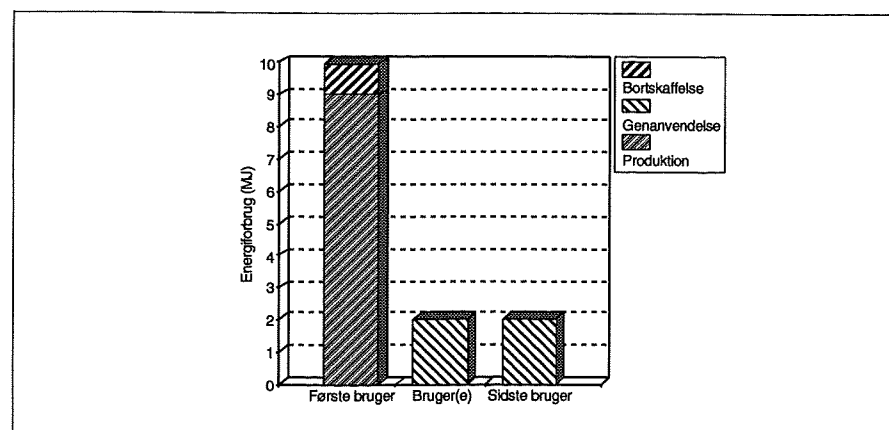
affaldstyper, der oprindeligt blev tilført deponiet.

I disse situationer må en allokering bero på en subjektiv vurdering. I mangel af bedre foretages allokeringen derfor i praksis ofte på basis af en simpel fordelingsnøgle som fx vægt, volumen, energi, pris eller lignende.

Open-loop recycling

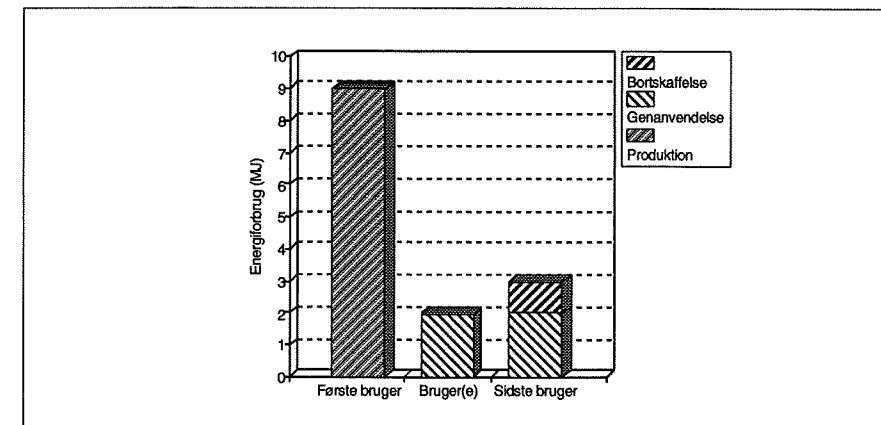
En anden type allokeringsproblem opstår ved genanvendelse (genbrug eller genvinding) af produkter. Det vil ofte være muligt at opgøre de samlede miljøpåvirkninger for et produkt for fremstilling, brug, genanvendelse et antal gange og endelig bortskaffelse. Det er imidlertid ikke muligt objektivt at fordele disse miljøpåvirkninger på de enkelte brugere af produktet.

Til håndtering af denne type problemstilling er der i litteraturen foreslået en række forskellige allokeringsprincipper. Nedenfor er skitseret fire eksempler på allokeringsprincipper, som repræsenterer yderpunkterne i, hvorledes allokering kan foretages. Principperne er demonstreret på et konstrueret eksempel, der viser hvorledes energiforbruget til produktion, genanvendelse og bortskaffelse af et produkt kan fordeles på de forskellige brugere i produktets livscyklus. Bemærk at der i alle fire tilfælde allokeres samme totalenergi.



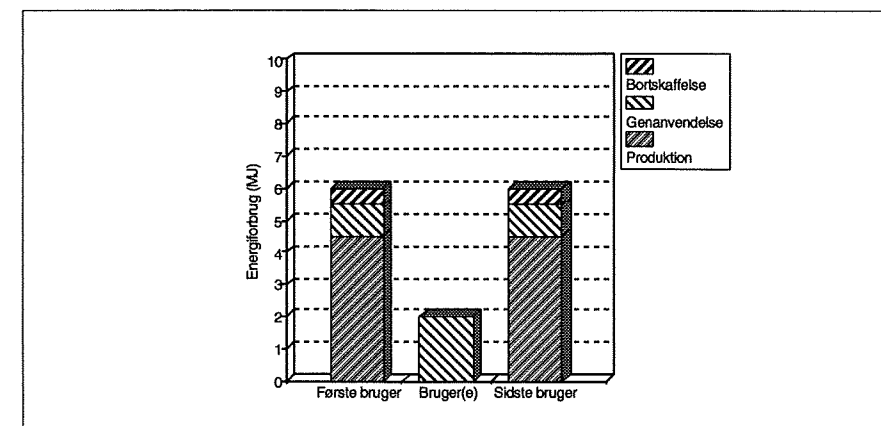
Figur 5. Produktion og bortskaffelse allokeres til den første bruger af produktet og genanvendelse til de øvrige brugere [Lindfors et al. (1995)].

Ved brug af princippet i figur 5 allokeres energiforbruget til såvel produktion som bortskaffelse til første bruger i produktets livscyklus. Dette allokeringsskema opfordrer således til størst mulig brug af genanvendelsesprodukter.



Figur 6. Produktion allokeres til den første bruger af produktet, genanvendelse til de mellemliggende brugere og genanvendelse og bortskaffelse til den sidste bruger [Lindfors et al. (1995)].

Ved brug af princippet i figur 6 allokeres energiforbruget til de brugere i produktets livscyklus hvor det rent faktisk finder sted. Dette allokeringsskema adskiller sig kun ubetydeligt fra det i figur 5 skitserede, men det er enklere at håndtere, da der ikke kræves viden om produktets skæbne hverken før eller efter den bruger, der betragtes.

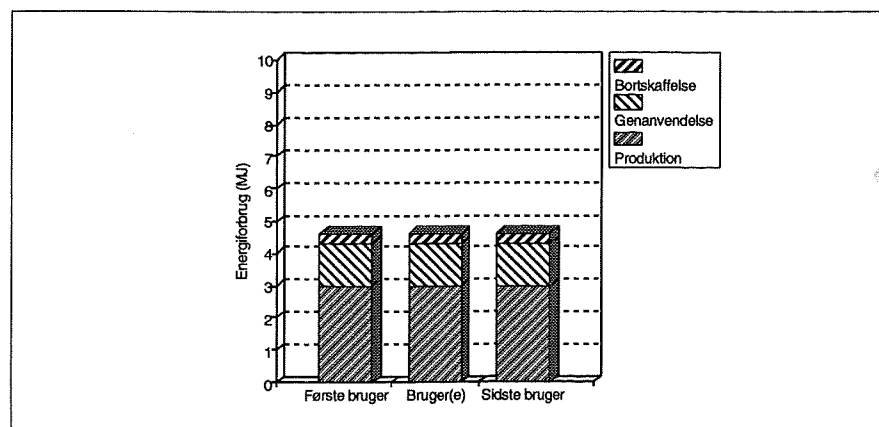


Figur 7. Produktion, bortskaffelse og genanvendelse allokeres med 50% til henholdsvis første og sidste bruger. De mellemliggende brugere allokeres kun genanvendelse [Lindfors et al. (1995)].

Ved brug af princippet i figur 7 lastes første og sidste bruger i produktets livscyklus lige hårdt. Dette allokeringsskema opfordrer således til brug af genanvendelsesprodukter, men på en sådan måde at produktet efterfølgende kan genanvendes igen. Herved fremmes genanvendelse, men står valget mellem enten et nyt produkt eller et genanvendt produkt, der ikke efterfølgende kan genanvendes, er der intet incitament til at benytte et genanvendt produkt.

Ved brug af princippet i figur 8 lastes alle brugere i produktets livscyklus ens. Dette allokeringsskema opfordrer således til brug af produkter, der kan genanvendes mange gange, men det opfordrer ikke i særlig grad til brug af genanvendte produkter. Princippet anvendes ofte ved LCA for emballage, fx flasker, der anvendes mange gange og har en relativ kort samlet levetid.

Der hersker ingen konsensus om hvilket allokeringsskema der bør anvendes i givne situationer. Ofte anvendes derfor forskellige allokeringsskemaer



Figur 8. Produktion, genanvendelse og bortskaffelse allokeres ligeligt på alle brugere [Lindfors et al. (1995)].

med det resultat, at det er vanskeligt at sammenligne forskellige LCA. Det bør således fremgå klart af en LCA, hvilke allokeringsprincipper der er benyttet.

2.1.3 Vurdering

Den i opgørelsesfasen opgjorte liste over miljøpåvirkninger siger i sig selv ikke meget om et produkts miljøbelastning. Først når de omsættes til effekter, er det muligt at vurdere et produkts miljøbelastning. Dette sker i vurderingsfasen. Vurderingsfasen opdeles i tre delfaser: klassificering, karakterisering og evaluering, som beskrives i det følgende.

2.1.3.1 Klassificering

Klassificeringen består i at gruppere de i opgørelsesfasen fundne miljøpåvirkninger i effektkategorier. SETAC opererer med følgende tre hovedkategorier:

Energi- og ressourceforbrug omfatter forbrug af knappe fornyelige og ikke fornyelige energi- og materialeråstoffer, samt forbrug af landskab og ferskvandsressourcer.

Belastning af menneskers sundhed omfatter effekter i arbejdsmiljø, indeklima og det ydre miljø, som direkte påvirker menneskers sundhed.

Belastning af det ydre miljø omfatter globale, regionale og lokale miljøeffekter (drivhuseffekten, forsurende mv.).

Ud over disse tre hovedkategorier har der været foreslået en fjerde:

Social velfærd, der omfatter en række konsekvenser af de ovennævnte tre grupper af hovedeffekter, knyttet til begrebet livskvalitet. Herunder fx menneskers mangel på mulighed for at bade, nyde naturen og andre rekreative aktiviteter som konsekvens af udledning af spildevand og ødelæggelse af naturområder.

Disse hovedeffekter underopdeles i en række del- og enkelteffekter. Denne opdeling er der ikke samme enighed om. Tabel 2 er et forslag til en bruttoliste, der omfatter alle de miljøeffekter der principielt kan indgå i en livscyklusvurdering [Miljøministeriet (1994)]. Social velfærd indgår dog ikke heri.

Hovedeffekt	Deleffekt	Enkelteffekt
Ressourcetab	Energiåstoffer	Knappe ikke-fornyelige
		Knappe fornyelige
	Materialråstoffer	Knappe ikke-fornyelige
		Knappe fornyelige
Vand	Rent grundvand	
Landskaber		
Sundhedsbelastning	Arbejdsmiljø	Akut toksicitet
		Kronisk toksicitet
		Høreskader
		Skader på bevægeapparat
		Træthed, stress mm.
	Indeklima	Luftvejssygdomme
		Allergi
		Slimhindeirritation
		Manglende komfort
	Ydre miljø	Luftvejslidelser mm
Miljøbelastning	Globale belastninger	Drivhuseffekt
		Nedbrydning af ozonlaget
	Regionale belastninger	Dannelse af fotokemiske oxidanter
		Forsuring
		Eutrofiering
		Foringelse af levesteder
	Lokale belastninger	Akut toksicitet i jord- og vandmiljø
		Kronisk toksicitet i jord- og vandmiljø
		Mutagenitet/genotoksicitet
Andet (vind og skyggeeffekt)		

Tabel 2. Bruttoliste over miljøeffekter.

Denne bruttoliste er kun en af flere, der er foreslået i litteraturen. Alle omfatter stort set de samme punkter, dog kan de være grupperet anderledes, eller nogle miljøeffekter kan være slået sammen eller yderligere opdelt.

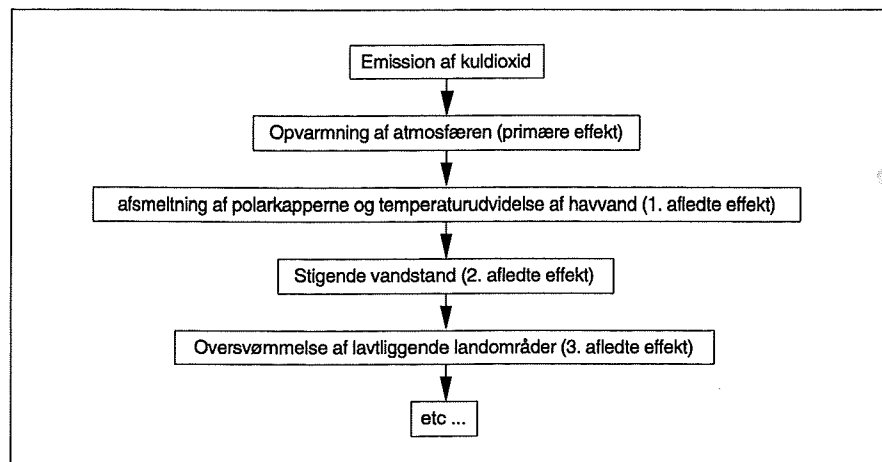
Nogle emissioner kan bidrage til flere effektkategorier. Således er fx metan en drivhusgas, men bidrager også til dannelse af fotokemiske oxidanter. I disse tilfælde regnes emissionen at bidrage til begge effektkategorier. Ofte vil en miljøeffekt give anledning til afledte effekter. På nedenstående figur er som eksempel skitseret en kæde af effekter grundet en emission af CO₂.

I en LCA opgøres traditionelt kun de primære effekter, da følgeeffekterne er indeholdt implicit heri.

2.1.3.2 Karakterisering

Efter at have grupperet miljøpåvirkningerne i effektkategorier omregnes disse til effekter. Denne omregning kan foretages på flere niveauer. I [SETAC (1993a)] angives følgende fem niveauer:

- Niveau 1. Hvor miljøpåvirkninger fra opgørelsesfasen listes, evt. grupperet efter hvilke miljøeffekter de bidrager til.
- Niveau 2. Hvor miljøpåvirkninger omregnes til potentielle miljøeffekter ved brug af ækvivalent faktorer.



Figur 9. Eksempel på en emission, den primære miljøeffekt og de heraf følgende effekter.

- Niveau 3. Hvor miljøpåvirkninger omregnes til potentielle miljøeffekter ud fra deres kemiske egenskaber - toksicitet, persistens og bioakкумуляerbarhed.
- Niveau 4. Hvor miljøpåvirkninger omregnes til faktiske miljøeffekter ud fra kendskab til deres virkelige opførsel i miljøet.
- Niveau 5. Hvor miljøpåvirkninger omregnes til faktiske miljøeffekter ud fra kendskab til deres virkelige opførsel i miljøet i det aktuelle geografiske område, hvor påvirkningen finder sted.

Disse niveauer er kendetegnet ved, at kravene til såvel mængde som kvalitet af data stiger, og der kræves mere detaljerede oplysninger om den aktuelle lokalitet, hvor miljøpåvirkningen finder sted.

Hovedparten af de hidtil gennemførte LCA'er benytter niveau 2 for nogle miljøeffekter, fx drivhuseffekten og nedbrydning af ozonlaget, og evt. niveau 3 til vurdering af fx human- og økotoxicitet.

Ved omregning til ækvivalenter beregnes fx de opgjorte drivhusgassers samlede bidrag til drivhuseffekten. Omregningen sker ved, at mængden af de enkelte gasser multipliceres med en faktor, der angiver gassernes drivhuseffekt i forhold til et referencestof, som for drivhuseffektens vedkommende er valgt til CO₂. Herved fås det samlede bidrag til drivhuseffekten udtrykt som CO₂-ækvivalenter. På tilsvarende måde beregnes de øvrige miljøeffekter.

For de globale effekter drivhuseffekt og nedbrydning af ozonlaget hersker der enighed om såvel referencestof som omregningsfaktorer. For hovedparten af de øvrige miljøeffekter er der enten foreslået flere forskellige metoder til, hvorledes disse skal opgøres, eller der mangler helt metoder hertil. I litteraturen kan der således findes flere forskellige forslag til beregningsmetoder og faktorer til beregning af fx humantoksicitet [BUWAL (1991), Heijungs et al. (1992)].

En svaghed ved beregning af effektkategoriene på denne måde er, at der hverken tages hensyn til miljøpåvirkningernes tidsmæssige eller geografiske fordeling. Der skelnes således ikke mellem en stor kortvarig emission, og en lille langvarig emission, hvis blot den samlede emission er af samme størrelse. Ligeledes opgøres og summeres alle emissioner uden hensyntagen

til om de sker fra en enkelt kilde eller fra mange kilder fordelt over et større geografisk område. Endeligt skelnes der ikke mellem forskellige områder, der på grund af forskelle i klima, geologi, flora og fauna mv. udviser forskellig følsomhed over for de enkelte miljøpåvirkninger. Hverken koncentrationsstørrelse, varighed eller lokale forhold inddrages hermed. Resultatet af karakteriseringen er således en miljøprofil, der giver en kvantitativ præsentation af de *potentielle* bidrag til de betragtede miljøeffekter.

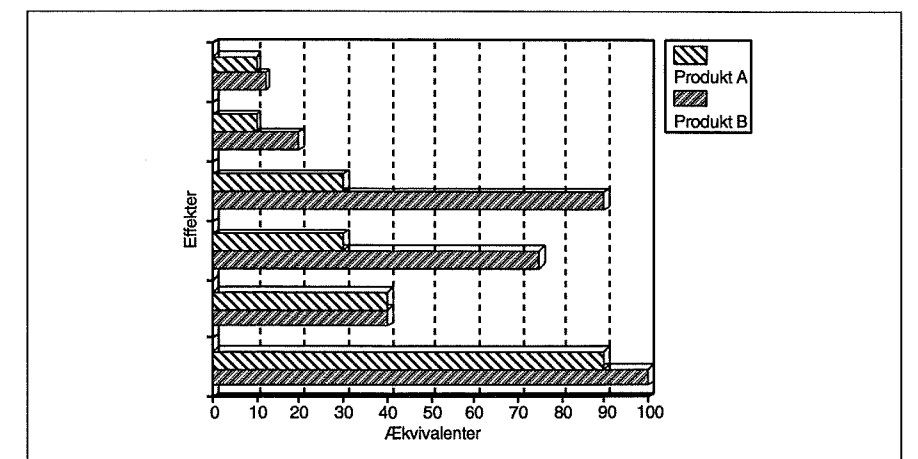
Efter karakteriseringen foreligger de beregnede miljøeffekter i form af absolute størrelser, som er vanskelige at vurdere. Derfor foretages ofte en normalisering, dvs. miljøeffekterne sættes i forhold til fx den samlede menneskeskabte miljøeffekt målt pr. borger i verden eller inden for et afgrænset geografisk område som fx Europa eller Danmark. De enkelte miljøeffekter udtrykkes herved i personækvivalenter, hvilket tillader en relativ vurdering af deres bidrag til de respektive miljøeffekter.

Dette kan give et indtryk af hvilke miljøeffekter, det betragtede produkt bidrager relativt mest til, men det siger intet om hvad der er alvorligst, og hvad der dermed skal vægtes tungest. Fx kan et lille bidrag til nedbrydningen af ozonlaget udmærket være mere problematisk end et stort bidrag til eutrofiering.

2.1.3.3 Evaluering

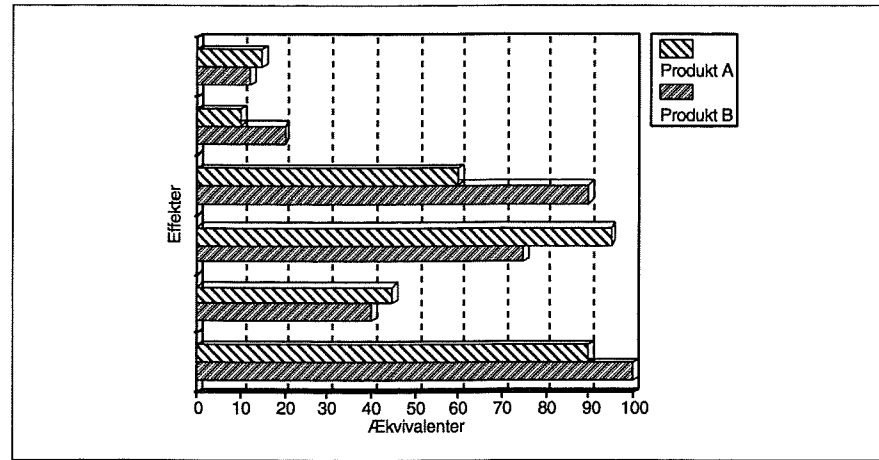
På basis af de under karakteriseringen beregnede miljøeffekter foretages en samlet vurdering af produktet. I praksis vil der ofte være tale om en sammenlignende LCA, hvor to eller flere alternativer sammenlignes, eller hvor et produkt sammenlignes med en reference. Dette sker i evalueringsfasen.

Efter karakteriseringen foreligger produktets miljøbelastning i form af en række (normaliserede) ækvivalenter, der hver især udtrykker produktets bidrag til de enkelte miljøeffekter. Tilsammen udgør disse produktets miljøprofil, som hyppigt optegnes fx i form af et søjlediagram, som vist på nedenstående figur.



Figur 10. Eksempel på miljøprofil for to produkter.

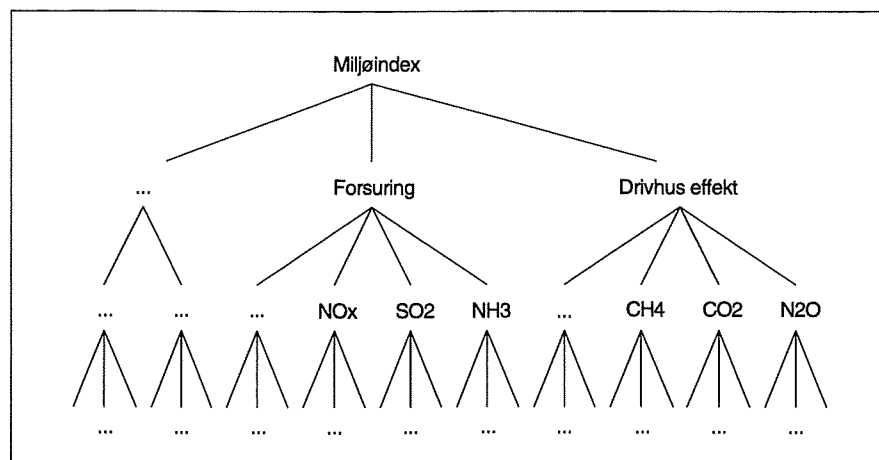
På basis heraf skal produkterne sammenlignes. Det er nu muligt umiddelbart at se hvilket produkt der bidrager mest til de enkelte miljøeffekter. Det er imidlertid ikke muligt at sammenligne på tværs af miljøeffekterne. Søjlerne for fx CO₂-ækvivalenter og CFC-11 ækvivalenter kan således ikke sammenlignes.



Figur 11. Eksempel på et typisk miljøprofil for to produkter.

I det særlige tilfælde hvor der fås et miljøprofil, som vist på figur 10, hvor ét produkt målt på hver enkelt miljøeffekt er mindre (eller lig) alternativene, er det muligt umiddelbart at udpege det mindst miljøbelastende produkt. Denne situation forekommer imidlertid kun sjældent. I praksis fås ofte miljøprofiler som vist på figur 11, hvor det er nødvendigt at foretage en samlet evaluering, hvor de enkelte miljøeffekter vægtes i forhold til hinanden, før det mindst miljøbelastende produkt kan identificeres.

Kunne miljøeffekten udtrykkes ved kun ét tal - et miljøindex som skitseret på figur 12, ville det altid være muligt ved en sammenligning entydigt at udpege det mindst miljøbelastende alternativ. De enkelte miljøeffekter er imidlertid ikke additive størrelser, og man befinder sig derfor i den klassiske situation med at sammenligne æbler og pærer. Der er derfor behov for vægtningsfaktorer, der tillader en indbyrdes vægtning og summering af de enkelte miljøeffekter. En sådan vægtning kan imidlertid ikke foretages, da der ingen objektive kriterier findes, som tillader en indbyrdes afvejning af miljøeffekterne.



Figur 12. Omregning af miljøpåvirkninger til et miljøindex [SETAC (1994c)].

En samlet vurdering kan derfor ikke på nuværende tidspunkt foretages objektivt. Det må derfor forventes at vurderingen vil skulle bygges på subjektive skøn, fx baseret på hvorledes der miljøpolitisk prioriteres, eller på basis af eksperter vurdering.

2.1.4 Forbedring

I forbedringsfasen benyttes resultaterne fra de tre foregående faser til at forbedre det betragtede system (produkt). Det er sjældent nødvendigt at gennemføre hele analysen for at identificere områder, hvor der kan opnås forbedringer. Viser fx et bestemt råstof sig at give anledning til en særlig stor miljøbelastning, er det nærliggende at undersøge mulighederne for at substituere det med et mindre miljøbelastende alternativ.

Som det fremgik af tabel 1 er forbedringsfasen ikke dokumenteret eller udviklet.

2.2 Usikkerhed

2.2.1 Baggrund

Et centralt punkt i enhver LCA er at opgøre det samlede forbrug af energi og ressourcer og de hertil relaterede emissioner. Kvaliteten af en sådan opgørelse afhænger i alt væsentligt af to forhold:

- analysens fuldstændighed
- kvaliteten af de anvendte inputdata

Det er derfor afgørende at sikre, at begge disse forhold er i orden ved gennemførelse af en LCA.

2.2.1.1 Analysens fuldstændighed

Opgørelsesfasen i en LCA bør i princippet gennemføres ved at opsummere alle enkeltbidrag fra alle faser af et produkts livscyklus. For fx en bygning omfatter dette:

- indvinding af råstoffer
- fremstilling af halvfabrikata og byggematerialer
- fremstilling af byggevarer og bygningsdele
- opførelse af bygninger
- drift og vedligehold af bygninger
- nedrivning, deponering og evt. genanvendelse.

Disse faser kan igen underopdeles i delprocesser, der hver især bidrager til de samlede ressourceforbrug og emissioner.

I praksis vil fremstillingen af et produkt oftest omfatte betydeligt flere delprocesser, end der vil være tid og ressourcer til at indsamle data for. Da en stor del af disse delprocesser almindeligvis kun bidrager ubetydeligt til de samlede ressourceforbrug og emissioner, fx fordi et materiale indgår i små mængder, vælger man i stedet kun at opsummere de *væsentlige* enkeltbidrag fra de *væsentlige* delprocesser i et produkts livscyklus.

Denne fremgangsmåde sikrer at opgaven får et overkommeligt omfang, men rummer også mulighed for at begå betydelige fejl, hvis væsentlige delprocesser overses eller udelades. Hidtil har man ved brug af skøn, baseret primært på erfaring og sund fornuft, søgt at afgøre hvilke delprocesser der kunne undlades, eller simpelthen valgt at medregne de delprocesser for hvilke man havde data, og udeladt resten.

Som følge heraf finder man ofte LCA'er, hvor væsentlige delprocesser er udeladt, eller uvæsentlige delprocesser, der kunne have været udeladt, er medtaget. Der er derfor behov for, ud fra en indledende screening, på en metodisk og systematisk måde at kunne identificere henholdsvis de betydningsfulde og de betydningsløse delprocesser. Dette er imidlertid et relativt uopdyrket område, og der findes i dag ingen internationalt accepterede og standardiserede metoder hertil.

2.2.1.2 Kvalitet af inputdata

Ud over fuldstændigheden af en analyse spiller kvaliteten af de anvendte data ligeledes en væsentlig rolle for kvaliteten af den samlede analyse. Til data for hver delproces knytter sig ofte større eller mindre usikkerheder, fx grundet måleusikkerhed eller variationer i produktionen forskellige producenter imellem. Da disse usikkerheder, særligt for emissionernes vedkommende, kan være betydelige, er en samlet opgørelse kun af begrænset værdi uden en opgørelse af de dertil relaterede samlede usikkerheder.

På trods af at dette ikke er nogen ny erkendelse, og på trods af at der hersker bred enighed om at vurdering af kvaliteten af såvel inputdata som beregningsresultater er et væsentligt element i en LCA, er usikkerhed i de hidtil gennemførte LCA'er kun sjældent behandlet. Der er mange grunde hertil. En af de væsentligste er, at der ikke hersker international konsensus om hvorledes usikkerhed og spredning bør håndteres, eller hvilke metoder der bør anvendes. Derfor findes der heller intet generelt accepteret formelapparat til at håndtere denne type problem [SETAC (1993a)].

En anden grund er at uanset hvilken metode der anvendes, vil det kræve flere data at kunne beregne spredningen, end der hidtil er indsamlet ved gennemførelse af LCA. Da dataindsamling er både tids- og ressourcekrævende, har det hidtil været et problem blot at indsamle de data der er nødvendige for at kunne gennemføre en LCA uden vurdering af usikkerhed. Der er derfor kun få der har haft tid eller ressourcer til at indsamle de ekstra data, der er nødvendige for også at kunne vurdere usikkerhed, og det har således ikke været muligt at gennemføre denne type beregning, selv i de tilfælde hvor ønsket og viljen eventuelt har været tilstede.

I de tilfælde hvor usikkerhed er behandlet, har der derfor ofte været tale om en ren kvalitativ behandling, hvor kvaliteten af de enkelte inputdata er blevet vurderet som fx god, middel eller dårlig. En sådan vurdering er velegnet til, i fx en database med et omfattende datamateriale, på en enkel, systematisk og overskuelig måde at give en kvalitativ beskrivelse af kvaliteten af data for de enkelte processer. Den egner sig imidlertid ikke til situationer, hvor de enkelte data for en proces er af varierende kvalitet, fx er emissioner ofte mere usikre end energiforbrug. Ligeledes er det vanskeligt eller umuligt på basis af sådanne kvalitative oplysninger om inputdata at udtale sig om kvaliteten af et beregningsresultat beregnet på grundlag heraf, særligt hvis inputdata er af varierende kvalitet.

Ved gennemførelse af en LCA er det imidlertid netop kvaliteten af beregningsresultatet, der er af interesse, mens kvaliteten af de enkelte inputdata i princippet er underordnet. Det må derfor konstateres, at de hidtidige forsøg på og forslag til kvalitetssikring kun er af begrænset værdi, når det kommer til sikring af kvaliteten af det samlede beregningsresultat. I det følgende vil derfor blive foreslået en metode til opgørelse og vurdering af usikkerhed uden ovennævnte mangler og svagheder.

2.2.2 Successiv kalkulation

I det følgende beskrives en metode, der muliggør en systematisk behandling af usikkerhed, i form af beregning af middelværdi og spredning. Metoden, kaldet successiv kalkulation (SK), er udviklet på Institutet for Anlægsteknik på Danmarks Tekniske Universitet [Lichtenberg (1971)]. SK har sit udspring

i den Bayeske statistik, hvis hovedpostulat er, at skønsmæssige eller subjektive vurderinger (korrekt vurderet) kan behandles efter de sædvanlige statistiske regneregler. Alle taloplysninger opfattes principielt som usikre tal, dvs. som tal, der kun med en vis usikkerhed afspejler det fremtidige korrekte tal. Usikre tal, herunder totalresultatet, defineres ved:

- middelværdi
- standardafvigelse
- variansen
- fordelingsfunktionens form

SK er oprindeligt udviklet som et planlægnings- og styringsværktøj til fx tids- og priskalkulationer i forbindelse med større ressourcekrævende projekter, som fx bygge- og anlægsprojekter. SK er dog en generel metode, som i princippet kan anvendes til løsning af en række forskellige problemstillinger, hvilket da også er sket, og der er derfor ikke noget principielt i vejen for at anvende metoden i LCA-sammenhæng. SK egner sig især til situationer, hvor man ønsker at kalkulere et pålideligt slutresultat på trods af usikkerhed på inputdata og forudsætninger. SK er baseret på nedenstående princip, der bygger på erfaring og skøn, som i praksis ofte benyttes i mangel af bedre [Lichtenberg (1990)]:

1. Opdel kalkulen i nogle få hovedposter.
2. Foretag et skøn over disse posters størrelse.
3. Udvælg den post, der forekommer mest kritisk.
4. Analyser denne post yderligere med henblik på et mere pålideligt skøn.
5. Fortsæt fra punkt 3, indtil det totale resultat er tilfredsstillende.

Metoden bygger på den antagelse, at det er muligt at opdele et objekt i et mindre antal stokastisk uafhængige poster. Sættes denne metode på mere fast statistisk grund, kan det udtrykkes som følgende:

- objektet opdeles i et mindre antal af hinanden uafhængige poster.
- for hver af disse skønnes, foruden den normale middelværdi, en varians.
- delposten med den største varians har den største indflydelse på slutresultatets pålidelighed.
- denne post søges derfor forbedret, normalt ved en opdeling af posten i uafhængige delposter.
- den således udvidede og forbedrede kalkulation behandles igen som ovenfor, og denne successive proces fortsættes, indtil den samlede varians er tilstrækkelig lille, eller ikke kan nedbringes yderligere.

Totalens middelværdi (M) beregnes med god nøjagtighed ud fra alle de indgående data's lokale middelværdier. De lokale talparametres middelværdi (m) kan bestemmes på adskillige måder. Teoretiske og eksperimentelle undersøgelser peger på, at der som fordelingsfunktion bør benyttes den såkaldte Erlang-funktion [Lichtenberg (1990)].

De lokale standardafvigelser (s) bestemmes med tilstrækkelig nøjagtighed som angivet ved formlerne nedenfor, og denne værdi danner baggrund for beregning af den lokale, betingede usikkerhedseffekt (S_x) på totalresultatet. Totalresultatets varians (S^2) bestemmes som summen af variansbidragene fra

alle lokale usikkerheder. Anvendelsen af denne simple regel kræver dog følgende fire betingelser opfyldt:

- lokale usikkerheder (s) og deres varianser skal vurderes som betingede usikkerheder, dvs. under en "alt andet lige" forudsætning, idet alle øvrige parametre antages at være i deres middelsituation.
- totalresultatets varians skal beregnes som den lokale standardafvigelses effekt (S_x) på totalresultatet.
- de lokale usikkerheder skal være statistisk uafhængige. Dette sikres evt. ved at isolere alle fælles usikkerhedsfaktorer i særlige korrektionsposter, -faktorer eller -aktiviteter.
- da man altid må regne med, at der refterer visse svage uidentificerede eller ikke-isolerbare statistiske afhængigheder vil der typisk være behov for et mindre, ekstra bidrag til totalens varians. For at kompensere for dette, etableres der altid en symmetrisk usikkerhedsfaktor, kaldet generel eller teknisk kalkyleusikkerhed.

Middelværdien (m), spredningen (s) og variansen (v) findes, idet Erlang-funktionen vælges som stokastisk fordelingsfunktion og under forudsætning af at enkeltposterne er stokastisk uafhængige, som:

$$m = \frac{\text{mindste værdi} + 3 \cdot \text{sandsynlig værdi} + \text{største værdi}}{4,9}$$

$$s = \frac{\text{største værdi} - \text{mindste værdi}}{4,6}$$

$$v = s^2$$

eller tilnærmet:

$$m = \frac{\text{mindste værdi} + 3 \cdot \text{sandsynlig værdi} + \text{største værdi}}{5}$$

$$s = \frac{\text{største værdi} - \text{mindste værdi}}{5}$$

$$v = s^2$$

hvor:

- mindste værdi er den mindste værdi der kan forekomme.
- sandsynlig værdi er den mest sandsynlige værdi, ikke at forveksle med hverken 50% fraktilen eller middelværdien.
- største værdi er den største værdi der kan forekomme.

De tilnærmede beregningsudtryk resulterer typisk i lidt større værdier end de eksakte, men forskellen er normalt kun få promille og meget sjældent over en procent.

Teoretisk skal der arbejdes med henholdsvis 1% og 99% sikkerhed (fraktiler) i de to yderværdier. I praksis bør man vælge et tal, der er "100%

sikkert", idet man erfaringsmæssigt let kommer til at undervurdere disse ydergrænser [Lichtenberg (1990)].

Det er også muligt at håndtere situationer, hvor der til en parameter knytter sig flere usikkerheder. Fx indgår der i et ton beton en vis mængde cement. Til fremstilling af denne cement benyttes blandt andet en vis mængde el, og til fremstilling af denne el medgår der blandt andet en vis mængde kul. Den samlede usikkerhed på mængden af kul findes ud fra usikkerheden på henholdsvis cement, el og kul, idet hver enkelt faktor bidrager til den samlede spredning med sit variansbidrag, det vil sige med:

$$M\left(\frac{s}{m}\right)$$

hvor M er middelværdien, der bestemmes som produktet af hver faktors middelværdi. I ovennævnte eksempel ville kulmængde (M) og den samlede spredning (s) herpå findes som:

$$M = m_{\text{cement}} \cdot m_{\text{el}} \cdot m_{\text{kul}}$$

$$s = M \sqrt{\left(\frac{s_{\text{cement}}}{m_{\text{cement}}}\right)^2 + \left(\frac{s_{\text{el}}}{m_{\text{el}}}\right)^2 + \left(\frac{s_{\text{kul}}}{m_{\text{kul}}}\right)^2}$$

De enkelte posters betydning for slutresultatet kan direkte aflæses af deres varianser eller en værdi, der er proportional med denne. Det er med andre ord direkte muligt at se hvilken post, der bidrager med den største usikkerhed, og dermed hvor der bedst sættes ind, hvis et bedre resultat ønskes.

2.2.3 Successiv kalkulation og LCA

For at en metode til beregning af middelværdi og spredning, som den ovenfor beskrevne, skal have en reel chance for at blive generelt accepteret og anvendt ved gennemførelse af opgørelsesfasen i en LCA, skal en række krav være opfyldt. De væsentligste af disse er:

- at metoden skal kunne bringes i anvendelse uden at det er nødvendigt at ændre grundlæggende ved de metoder og principper, som hidtil har været anvendt ved gennemførelse af opgørelsesfasen i en LCA.
- at den valgte metode til vurdering af usikkerhed er egnet til anvendelse på edb og let lader sig implementere i eksisterende beregningsprogrammer.
- at eksisterende datamateriale fortsat vil kunne anvendes, så dataindsamlingen ikke skal påbegyndes forfra.

I praksis består forskellen mellem LCA med SK og en traditionel LCA i, at i stedet for at basere opgørelsen på én værdi for hvert enkelt energiforbrug, ressourceforbrug og emission, beregnes en middelværdi og en spredning på basis af en sandsynlig værdi og to ekstremværdier. Beregningsarbejdet vil derfor blive noget mere omfattende, idet der skal beregnes både middelværdi og spredning på alle data. Ved anvendelse af SK gennemføres opgørelsesfasen i en LCA imidlertid stadig principielt som før, blot baseres bereg-

ningerne nu på en beregnet middelværdi i stedet for som før en sandsynlig værdi.

Da beregningsarbejdet ved gennemførelse af en LCA er stort, benyttes hyppigt edb til opgørelse af de samlede energiforbrug, ressourceforbrug og emissioner. SK som metode er velegnet til anvendelse på edb, og det burde derfor være en relativt enkel og overkommelig opgave at implementere den i eksisterende beregningsprogrammer. Det krævede fx kun en beskedent arbejdsindsats at implementere metoden i det beregningsprogram, der er benyttet til gennemførelse af de i denne afhandling gennemførte opgørelser.

En væsentlig hindring for anvendelse af LCA i praksis har hidtil været en udpræget mangel på data. Igennem de senere år er der derfor gennemført en række dataindsamlingsprojekter med det formål, at etablere databaser med data, der er anvendelige til LCA. Disse data vil almindeligvis kunne indgå som sandsynlig værdi ved anvendelse af SK. Suppleret med data for ekstremværdierne vil det eksisterende datamateriale således umiddelbart kunne anvendes.

De væsentligste krav til metoden ses således at være opfyldt ved anvendelse af SK.

For anvendelse af SK taler yderligere, at alle data angives i form af en sandsynlig værdi og to ekstremværdier, hvilket ofte vil være den form data om usikkerhed vil blive oplyst på. De oplyste data kan således direkte anvendes uden først at skulle omregnes eller på anden måde tilpasses. Desuden knytter oplysninger om usikkerhed sig til de enkelte tal, og der kan således angives forskellig usikkerhed på fx de enkelte bestanddele i røggassen.

Imod SK taler primært at der er behov for tre gange så mange data i forhold til en opgørelse uden beregning af spredning. Det er imidlertid sandsynligt, at det vil være nødvendigt med en lignende mængde ekstra data uanset hvilken metode, der vælges til vurdering og opgørelse af spredning. Det er derfor ikke et særligt træk ved SK, men et generelt behov der altid vil optræde ved vurdering af usikkerhed. SK syntes således at være en velegnet metode til opgørelse og vurdering af kvaliteten af såvel de enkelte inputdata som den resulterende totalopgørelse.

SK muliggør desuden en enkel og systematisk udpegning af henholdsvis væsentlige og uvæsentlige delprocesser. Dette gøres ved, på basis af en indledende screening, at optegne et flowdiagram bestående af alle delprocesser i alle faser af produktets levetid. Herefter opsøges eller skønnes en sandsynlig værdi, samt minimums- og maksimumsværdier for alle delprocesser. På basis af disse data udarbejdes en samlet opgørelse over energiforbrug, ressourceforbrug og emissioner, samt de hertil relaterede spredninger. De delprocesser der bidrager væsentligt hertil, lader sig herefter umiddelbart udpege, ligesom de delprocesser, hvis bidrag er uvæsentligt.

Hvis en delproces selv med anvendelse af ekstreme valg af minimums- og maksimumsværdier viser sig at bidrage ubetydeligt til både de samlede mængder og spredningen herpå, må det anses for sandsynligt at delprocessen er uden betydning for kvaliteten af den samlede opgørelse. SK tillader således en systematisk begrænsning af opgaven, idet såvel væsentlige som

uvæsentlige delprocesser med rimelig pålidelighed kan identificeres på basis af en indledende screening.

SK muliggør således både en kvantitativ opgørelse af usikkerhed (i form af spredning) og en systematisk begrænsning af opgaven. SK byder således på en metode til systematisk at behandle afgørende aspekter ved gennemførelse af opgørelsesfasen i en LCA, som hidtil ikke har kunnet behandles. Det er derfor valgt i dette projekt at benytte SK.

3. LCA af indervægge

3.1 Formål og afgrænsning

3.1.1 Formål

Formålet med denne LCA er at gennemføre en sammenligning af flere varianter af en bygningsdel, udført i en række almindeligt anvendte byggematerialer i dansk byggeri. Ved gennemførelse af en LCA for bygningsdele bør der skelnes mellem:

- bygningsdele der indgår i klimaskærmen, dvs. ydervægge, tagkonstruktioner, vinduer mv.
- indre bygningsdele, dvs. indervægge, etagedæk mv.
- overflader, dvs. maling, tapet, indklædning mv.

Bygningsdele der indgår i klimaskærmen, adskiller sig fra indre bygningsdele ved, at deres isoleringsevne er bestemmende for en bygnings opvarmingsbehov og dermed bygningens energiforbrug i brugsfasen. I størrelsesordenen 85-90% af en bygnings samlede energiforbrug over hele levetiden anvendes til opvarmning i brugsfasen [Natur (1995)]. Da dette energiforbrug vil indgå i en LCA for bygningsdele der indgår i klimaskærmen, og da en række væsentlige miljøpåvirkninger knytter sig til netop energiforbruget, er det sandsynligt, at miljøpåvirkningerne herfra vil kunne spille en afgørende rolle for udfaldet af en LCA. For indre bygningsdele vil det derimod i højere grad være materialevalg mv. der er afgørende.

Ud over sædvanlig pudsning og spartling er der kun sjældent behov for særlig overfladebehandling af bygningsdele, for at de efterfølgende kan tapetseres, males mv. Overfladerne kan således betragtes uafhængigt af bygningsdelene, og dermed behandles i en separat LCA.

Der er derfor som bygningsdel valgt ikke-bærende indervægge (skillevægge), der sædvanligvis kun giver anledning til beskedne miljøpåvirkninger i brugsfasen, og som ydermere udmærker sig ved at være en veldefineret bygningsdel, der udføres i mange forskellige varianter og byggematerialer. Væggene vælges uden overfladebehandling, dog vil de være klargjort hertil, dvs. gips- og spånpladevægge er spartlet og tegl-, letbeton- og betonvægge er pudset i det omfang, det er nødvendigt, så de fremstår klar til at tapetseres, males mv.

3.1.2 Afgrænsning

Systemafgrænsning - ydre afgrænsning

Der vil ikke på forhånd blive foretaget nogen afgrænsning på dette område. Som udgangspunkt vil der blive gjort forsøg på at inddrage alle de aktiviteter og processer, som det er praktisk muligt at få data for, lige fra indvinding af råstoffer til deponering af affald.

Systemafgrænsning - indirekte bidrag

Der er ingen formelle regler for hvorledes en begrænsning af de indirekte bidrag bør foretages. Med tiden er der imidlertid opstået hvad man kunne kalde en de facto standard, som vil blive benyttet. Den indebærer, at kun miljøpåvirkninger, der finder sted i umiddelbar forbindelse med produktionen, regnes med, dvs miljøpåvirkningen fra:

- produktionsbygningerne i brugsfasen, dvs. el til belysning, drift af kontormaskiner og ventilation samt energiforbruget til opvarmning eller afkøling af bygningerne mv., under et kaldet komfortenergiforbruget.
- produktionsapparatet i brugsfasen, fx smøreolie og stoffer der anvendes i brandsluknings- og køleanlæg.

Disse bidrag er kendetegnet ved, at de relativt let lader sig opgøre og sætte i forhold til en produktion. Kendes fx komfortenergiforbruget for et år samt den årlige produktion, er det enkelt at beregne komfortenergiforbruget pr. produceret enhed. Derimod medregnes ikke miljøpåvirkningen fra:

- de øvrige faser i bygningers, produktionsapparatets og transportmidlernes livscyklus, dvs. fra fremstilling, vedligehold og bortskaffelse.
- infrastruktur og menneskelig arbejdskraft.

Disse bidrag er vanskelige at opgøre, da der er tale om produkter (hele bygninger, maskiner mv.) der ofte er betydeligt mere komplekse end det produkt der betragtes. Desuden bør de sættes i forhold til den samlede produktion, som bygninger og maskiner danner ramme om i hele deres levetid, og denne kendes i sagens natur ikke på forhånd. For infrastruktur kompliceres problemstillingen yderligere, da det betragtede produkt kun skal lastes for "sin" del af den samlede miljøpåvirkning herfra. Beregningen af disse bidrag er således vanskelig og vil være behæftet med betydelig usikkerhed.

Under forudsætning af at der er tale om industriel produktion, viser en række forenkede beregninger imidlertid, at disse bidrag som hovedregel er negligeable [Boustead (1993)], og at der derfor ikke begås nogen væsentlig fejl ved at udelade dem. Da de forekommer i forbindelse med enhver industriel produktion vil de, ved en sammenligning, desuden have en tilbøjelighed til at udligne hinanden.

Da produkter der anvendes i byggebranchen i Danmark stort set altid er fremstillet ved industriel produktion, ses forudsætningerne for at anvende ovennævnte fremgangsmåde at være opfyldt, og dette er derfor gjort i nærværende projekt.

Systemafgrænsning - detaljeringsgrad

I litteraturen er begrænsningen ofte foretaget ved at råvarer der indgår i små mængder, fx mindre end 1 vægt-%, ikke medregnes. At et stof indgår i små mængder er imidlertid ikke ensbetydende med, at miljøpåvirkningerne herfra er ubetydelig. Selv små mængder af et stof kan bidrage væsentligt til et systems miljøpåvirkning, fx hvis det er giftigt eller kræftfremkaldende.

I dette projekt vil der derfor som udgangspunkt blive søgt indsamlet data for alle råvarer der indgår i et produkt, startende med dem der indgår i de største mængder, og dem som forventes at bidrage væsentligt til et produkts miljø-

påvirkning. For øvrige råvarer vil blive gennemført en screening, og på basis af oplysninger og data primært fra litteraturen blive skønnet sandsynlige, minimums og maksimums værdier for de miljøpåvirkninger, de vides at bidrage med. Hvis en råvare selv med ekstreme valg af yderværdier ikke bidrager væsentligt til produktets samlede miljøpåvirkning eller spredningen herpå, anses det for sandsynliggjort, at den kan udelades af analysen uden herved at begå væsentlige fejl.

Systemafgrænsning - tid

Det tidsmæssige perspektiv er særligt væsentligt i byggebranchen, da bygninger og bygningsdele ofte har en meget lang levetid. Indervægge giver ikke anledning til væsentlige miljøpåvirkninger i brugsfasen, men derimod til betydelige affaldsmængder når de til sin tid skal nedrives og genanvendes eller deponeres.

Gennem de senere år er genanvendelse af byggematerialer steget betydeligt. Desuden tager et stadigt stigende antal virksomheder udtjente produkter tilbage og sikrer at de genanvendes, fx som råstoffer i egen produktion. Det er derfor fristende at antage at denne udvikling fortsætter og at materialer, der i dag deponeres men principielt kan genanvendes (fx gipsplader og mineraluld), i fremtiden også vil blive genanvendt. På tilsvarende måde kunne den hidtidige teknologiske udvikling samt de politiske målsætninger for nedbringelse af emissioner fra fx kraftværkerne benyttes til at fremskrive brændselsforbrug og emissioner ved el-produktionen i fremtiden.

Selv om der utvivlsomt fortsat vil ske fremskridt inden for disse og andre områder, er det betænkeligt at forsøge at indregne dette. Da de fleste problemer i princippet vil kunne løses, fristes man til at antage, at dette også vil ske hvis blot det ligger tilstrækkeligt langt ude i fremtiden. Risikoen for at fremtidige miljøpåvirkninger vil blive undervurderet er således betydelig. Det er derfor valgt at anvende den nuværende situation som reference og antage, at væggene vil blive behandlet på samme måde, som hvis de blev nedrevet i dag. På tilsvarende måde behandles alle andre aktiviteter og processer, der ikke finder sted i dag. Set i lyset af den hidtidige udvikling på miljøområdet er det sandsynligt, at de fremtidige miljøpåvirkninger på denne måde overvurderes, og de opgjorte miljøeffekter dermed repræsenterer 'worst case'.

Begrænsning af miljøeffekter og miljøpåvirkninger

I princippet bør alle miljøpåvirkninger i forbindelse med en produktion (eller aktivitet) medregnes i en LCA. I praksis er listen over påvirkninger der forekommer ofte meget lang, og det vil derfor ikke være overkommeligt at indsamle og behandle data for dem alle. Dette rejser naturligt spørgsmålet om, hvad der kan og bør medtages i en LCA.

Emissionen af nogle stoffer kan beregnes ud fra massebalancer, produktionsprocesser og de anvendte brændsels sammensætning. Fx kan emissionen af CO₂, SO₂ og sporstoffer ved energiproduktion beregnes ud fra kendskab til brændslernes indhold af kulstof, svovl og sporstoffer.

Emissionen af en række andre stoffer kan ikke umiddelbart beregnes. Ønskes der oplysninger herom, er man derfor henvist til at bestemme mængderne ved måling. At måle sammensætningen af røggasser, spildevand og affald kan være både tidskrævende, kompliceret og dyrt. Derfor begrænses antallet

af stoffer der måles almindeligvis til et minimum. Virksomheder måler kun mængden af de stoffer, de har interesse i at kende, fx for at få oplysninger om hvorledes en proces forløber, så den kan styres og optimeres. Desuden kan det være nødvendigt at gennemføre målinger for at dokumentere at eventuelle miljøkrav overholdes.

I praksis vil der derfor kun foreligge beregnede og målte data for et begrænset antal stoffer fra hver produktionsproces. Herved reduceres omfanget af en LCA naturligt, og der er derfor kun sjældent behov for at begrænse antallet af stoffer som medtages yderligere. Når alle data er indsamlet, frasorteres eventuelt uvæsentlige eller mangelfuldt opgjorte stoffer. Ved denne fremgangsmåde er der ikke behov for et detaljeret forhåndskendskab til den aktuelle produktion, sådan som der ville være hvis man valgte allerede på forhånd at begrænse antallet af stoffer. Herved mindskes risikoen for at overse eller glemme væsentlige emissioner.

Der er ingen garanti for, at alle væsentlige emissioner på denne måde medregnes. Det er dog sandsynligt, da der fra myndighedernes side stilles krav til de stoffer der, med den nuværende viden, anses for miljømæssigt problematiske, og der vil derfor ofte foreligge målinger af netop disse stoffer.

I nærværende projekt er det derfor valgt at opgøre emissionen af alle de stoffer, hvorom virksomhederne har data. Er disse mangelfulde, vil de blive suppleret med beregnede data i det omfang det er muligt. Først efterfølgende vil emissioner, der ikke har kunnet opgøres i tilstrækkeligt omfang fra alle virksomheder, blive sorteret fra.

Ved omregning fra miljøpåvirkninger til miljøeffekter vil primært blive anvendt [Heijungs et al. (1992)], da der her gives et omfattende antal omregningsfaktorer for en række miljøeffekter. Disse vil evt. blive suppleret med omregningsfaktorer fra anden litteratur.

3.1.3 Funktionel enhed

En forudsætning for at kunne vælge funktionel enhed er at produktet har en entydig funktion. Fx er isoleringsmaterialers funktion at isolere. Kun under særlige omstændigheder vil der også blive stillet krav til andre egenskaber. Den funktionelle enhed vil derfor typisk være den mængde isolering der skal til for at øge isoleringsevnen af en given bygningsdel med en given størrelse. Principielt kan isoleringsmaterialer anvendt til traditionelle isoleringsformål i bygninger derfor sammenlignes én gang for alle, og det bedste alternativ udpeges.

Dette er ikke muligt med indervægge, da de ikke har én egenskab der definerer produktet på samme måde som isoleringsmaterialer. Indervægge kan derimod have forskellige funktioner, afhængigt af den aktuelle bygning hvori de indgår. Nedenfor er oplistet eksempler på funktioner en ikke-bærende inder-væg kan have, og dermed de egenskaber der kan stilles krav til [SBI (1974)].

- at begrænse fysisk
- at adskille akustisk
- at adskille termisk
- at adskille visuelt
- at yde brandteknisk sikkerhed

- at være hygrotermisk stabil
- at være belastningsoverførende
- at være termisk træg
- at være af tilsigtet udseende
- at være flytbar

Af BR 95 fremgår krav til bygninger og bygningsdele. Kun i nogle få passager nævnes imidlertid skillevægge. Under "Brandforhold", i afsnit 6.8.1, "Etageboligbyggeri. Brandceller og brandsektioner m.v." skrives:

Stk. 1. "Hver boligenhed skal udgøre en brandcelle. Er arealet af en boligenhed større end 150 m², skal den opdeles i flere brandceller"

Stk. 2. "Brandcelleafgrænsende vægge skal udføres mindst som BD-bygningsdel 60."

Stk. 6. "Indvendige vægoverflader i bygninger, hvor underkant af redningsåbning i øverste etage ikke er mere end 23 m over terræn (8 etager), skal udføres mindst som klasse 2 beklædning."

Under "Fugtisolerings", i afsnit 7.4 "Vådtrum", skrives:

Stk. 1a. "Gulve og vægge skal udføres, så de kan modstå de fugtpåvirkninger og de mekaniske og kemiske påvirkninger, der normalt forekommer i vådrum."

Under "Varmeisolering", i afsnit 8.2 "U-værdier for bygningsdele" skrives:

Stk. 1. "Bygningsdele omkring rum, der normalt opvarmes til mindst 18°C, skal udføres med en transmissionskoefficient U, der højst er følgende:

... Skillevægge mod rum, der er uopvarmede eller opvarmet til en temperatur, der er mere end 8°C lavere end temperaturen i det aktuelle rum. 0,40"

Der stilles ingen krav til skillevægges lydegenskaber. Af [SBI-anvisning 172 (1992)] fremgår imidlertid, at "... Bygherrer, der ønsker at indbygge en sådan kvalitet i deres boliger, bør mellem mindst ét rum og de øvrige opholdsrum i boligen kræve en luftlydisolation på $R'_w \geq 40$ dB og et trinlydsniveau $L'_{n,w} \leq 65$ dB."

Da hovedparten af de danske indervægge anvendes mellem opvarmede rum i bygninger med mindre end 8 etager og boligenheder på mindre end 150 m², vil ovenstående krav almindeligvis altid være opfyldt. I praksis står det således bygherren frit at formulere krav og vælge indervægge afhængigt af det byggeri, hvori væggene skal indgå. Kravene vil afhænge af formålet med bygningen og de aktiviteter den danner ramme om. Den funktionelle enhed vil således variere fra byggeri til byggeri, og det er derfor ikke muligt at vælge én almengyldig funktionel enhed for indervægge i alle brugs-situationer.

Da der ikke kan opstilles én funktionel enhed, er det heller ikke muligt en gang for alle at sammenligne forskellige indervægge og udpege det mindst miljøskadelige alternativ. Først når kravene er formuleret og den funktionelle enhed valgt, er det muligt at udvælge de vægvarianter der opfylder de stillede krav, og herefter sammenligne dem.

Af praktiske årsager viser det sig ofte vanskeligt at udforme en væg så den får netop de egenskaber der ønskes. Teglsten findes fx kun i et begrænset antal forskellige standarddimensioner. Vægtykkelsen kan derfor ikke vælges frit, men må vælges som hele multipla af de anvendte teglstens dimensioner. Det er derfor ikke altid muligt at vælge to vægtyper så de får samme dimensioner. Det samme forhold gør sig gældende for de øvrige egenskaber.

Et tilsvarende problem opstår, når der stilles krav til mere end én egenskab, da disse ofte er koblede. Den førnævnte teglvægs vægtykkelse er fx indirekte koblet til væggenes lydegenskaber, idet lydegenskaberne bl.a. afhænger af væggenes fladevægt, som igen afhænger af densitet og vægtykkelse. Stilles der krav til koblede egenskaber, vil det derfor sjældent være muligt at finde flere alternativer, der netop opfylder alle krav.

Krav til en indervæg vil derfor i praksis være minimumskrav, som kræves opfyldt. Konsekvensen er, at vægtyper der er udvalgt ud fra de samme kravspecifikationer, ofte vil have en eller flere egenskaber der er bedre end krævet, og dermed er de strengt taget ikke funktionelt ækvivalente.

I praksis anvendes en række forskellige vægtyper under samme omstændigheder i dansk byggeri, på trods af at de ikke har identiske egenskaber. De opfylder derimod alle de minimumskrav der stilles til indervægge i den aktuelle brugssituation. Da de anvendes under samme omstændigheder, syntes det også rimeligt at sammenligne disse, uagtet eventuelle forskelle.

Der vil derfor blive udvalgt en række indervægstyper, der erfaringsmæssigt anvendes under de samme forhold i danske boliger. Er der flere almindeligt anvendte varianter af en vægtype, vælges den variant der har egenskaber tættest på de øvrige valgte vægtyper. Den funktionelle enhed vælges således som "1 m² almindeligt anvendt indervæg i dansk boligbyggeri".

Før to vægtyper kan sammenlignes, er det nødvendigt også at korrigere for eventuelle forskelle i deres levetid. Dette gøres ved at omregne væggenes miljøpåvirkning til miljøpåvirkning pr. tidsenhed. Har væggene forskellig levetid, anvendes således i stedet den funktionelle enhed "1 m² almindeligt anvendt indervæg i dansk boligbyggeri pr. år".

Levetid

Bygningsdele adskiller sig fra de fleste andre produkter ved at de ofte har meget lange levetider. I ekstremtilfælde kan de blive mange hundrede år gamle, og levetider på 50-100 år er ikke usædvanlige.

Kun få af de bygningsdele der blev anvendt for 50 eller 100 år siden, anvendes stadig i uændret form. I dag anvendes fx andre materialer, materialer med ændrede egenskaber eller andre byggetekniske løsninger. I praksis indebærer det, at der sjældent foreligger målte levetider for bygningsdele før

efter, at man er holdt op med at anvende dem i nybyggeri. Man er derfor henvist til at bestemme levetiderne af teoretisk vej.

En bygningsdel nedbrydes med tiden. Hvor hurtigt dette sker afhænger af en række omstændigheder, hvoraf nogle knytter sig direkte til den enkelte bygningsdel, mens andre afhænger af de ydre omstændigheder. Levetiden afhænger således ikke kun af de anvendte materialer eller den konstruktive udformning, men også af de belastninger bygningsdelen udsættes for, samt klimatiske påvirkninger, vedligehold mv.

To identiske bygningsdele kan således have forskellige levetid, hvis de fx indgår i henholdsvis en nordvendt og en sydvendt facade med deraf følgende forskelle i sol-, varme- og fugtpåvirkning. En bygningsdels levetid er dermed ikke en entydig størrelse, men fremkommer som resultat af et samspil af omstændigheder. Der eksisterer derfor ingen simpel sammenhæng mellem bygningsdele og deres levetid.

Har en bygningsdel længere levetid end den bygning hvori den indgår, vil bygningens levetid være bestemmende for bygningsdelens levetid. Nedrives bygningen, så nedrives bygningsdelen i sagens natur også, og den har dermed nået enden på sin levetid (med mindre den efterfølgende genbruges, hvilket sjældent sker).

En indervæg vil med tiden fysisk nedbrydes af slid og ælde. I modsætning til bygningsdele der indgår i en bygnings klimaskærm, er indervægge imidlertid kun udsat for beskedne påvirkninger og belastninger. Levetiden for en indervæg vil derfor, uanset vægtype, som regel være lang, og den falder dermed i gruppen af bygningsdele hvis reelle levetid ofte bestemmes af andre forhold.

Som bygningsdel er indervægge særligt udsat for at blive nedrevet i forbindelse med ombygning og renovering. Levetiden af de bygninger de indgår i, samt nedrivning af vægge i forbindelse med ombygning og renovering, må derfor forventes at sætte den praktiske grænse for en indervægs levetid.

Dette betyder at selv om nogle vægtyper må forventes teoretisk at have længere levetid end andre, så er deres levetid i praksis ofte den samme. De valgte vægtyper antages derfor alle i dette projekt at have samme levetid. Der er således ikke behov for at korrigere herfor, og dermed heller ikke for at kende de absolutte levetider.

3.1.4 Valg af vægtyper

Ved udvælgelsen af indervægstyper er anvendt følgende kriterier:

- i væggene skal indgå almindeligt anvendte byggematerialer i dansk boligbyggeri.
- væggene skal omfatte almindeligt anvendte indervægstyper i dansk boligbyggeri.
- væggene skal omfatte evt. miljømæssigt interessante alternativer til de traditionelle vægtyper.

I [Miljøprojekt 221 (1993)] er udarbejdet en oversigt over de byggetekniske løsninger og de mængdemængder, der anvendes i byggeriet i Danmark.

Herfra er beregnet hvorledes byggebranchens samlede forbrug af byggematerialer fordeler sig på forskellige materialetyper.

Byggematerialer	Vægt-%
Beton	56
Sand, grus, skærver mv.	14
Tegl	7
Letbeton	6
Mørtel	4
Træ	3
Stål	2
Gips	2
Letklinker	1
Mineraluld	1
Øvrige materialer	4

Tabel 3. Fordeling af byggematerialer, brugt i dansk byggeri til nybyggeri og vedligeholdelse i 1989 [Miljøprojekt 221 (1993)].

Målt efter vægt ses det, at 10 forskellige typer byggematerialer udgør ca. 96% af den samlede mængde byggematerialer der anvendes i dansk byggeri. Alle øvrige materialetyper, herunder metaller (fraregnet stål), plast, glas og malervarer udgør tilsammen de resterende ca. 4%. Der vil derfor blive udvalgt vægtyper, hvori disse 10 typer materialer indgår.

I [Miljøprojekt 221 (1993)] er desuden udarbejdet en oversigt over almindeligt anvendte indervægstyper, der anvendes i byggeriet i Danmark. Disse omfatter:

- gipskartonplader på stål- og træskelet
- spånplader på træskelet
- elementer af pore- og klinkerbeton
- beton
- tegl

Tilsammen består disse vægtyper af de førnævnte materialetyper, og de vil derfor blive benyttet. Følgende indervægstyper er derfor valgt:

- in situ støbt beton
- elementer af beton
- elementer af letklinkerbeton
- elementer af porebeton
- teglsten opmuret med mørtel
- porebetonblokke opmuret med mørtel
- gipskartonplader på skelet af galvaniseret stålprofiler
- gipskartonplader på skelet af trælægttere
- spånplader på skelet af trælægttere

Af nedenstående tabel fremgår de valgt vægvarianter samt nogle udvalgte egenskaber.

Vægtype	Tykkelse incl. puds (mm)	Vægt (kg/m ²)	Lyftlydisolation (R' _w) (dB)	Brand- klasse	Termisk isoleringssevne (W/m ² °K)
108 mm teglsten med 2x10 mm puds	130	230	45	Bærende BS 60	2,29
100 mm porebetonblokke med 2x10 mm puds	120	110	35	Bærende BS 60	1,56
100 mm in situ beton med 2x5 mm puds	110	250	>45		
100 mm porebetonelementer med 2x5 mm puds	110	80	35	Bærende BS 120	1,21
100 mm letklinkerelementer med 2x5 mm puds	110	110	40-43	Bærende BS 60	1,71
100 mm betonelementer med 2x5 mm puds	110	250	>45		
2x2 13 mm gipsplader på 70 mm stålskelet med 45 mm mineraluld	120	43	44	Ikke- bærende BS 60	0,93
2x2 13 mm gipsplader på 95 mm træskelet med 95 mm mineraluld	150	47	44	Ikke- bærende BD 30	0,41
2x1 16 mm spånplader på 95 mm træskelet med 95 mm mineraluld	130	30	36	Ikke- bærende BD 60	

Tabel 4. Valgte vægtyper og udvalgte egenskaber.

Som det ses har vægvarianterne forskellige egenskaber. De er alligevel valgt da de i litteraturen eller af producenterne oplyses at være almindeligt anvendt i dansk byggeri.

3.2 Opgørelse

Jo senere i et projektforsløb en LCA gennemføres jo færre muligheder er der for at ændre i projektet. Skal en LCA kunne anvendes til miljømæssigt at optimere et byggeri, skal den derfor gennemføres inden alle de afgørende valg er truffet og ikke længere lader sig ændre, dvs. allerede i design og projekteringsfasen. På dette tidspunkt vil de kommende leverandører af byggematerialer endnu ikke være valgt, og en LCA der gennemføres tidligt i projekteringsforsløbet vil derfor skulle gennemføres på basis af branchedata baseret på data fra de leverandører, der dækker det danske marked.

Da dette således er vilkårene under hvilke en LCA i byggebranchen må forventes i praksis at blive gennemført, er det valgt at gennemføre en LCA for de valgte vægvarianter under de samme forhold.

3.2.1 Dataindsamling

Ved gennemførelse af en LCA følges råmaterialerne, startende med det produkt der ønskes gennemført en LCA for, via de anvendte råvarer ud til råstofferne der hentes i naturen. Denne fremgangsmåde benyttes også her.

Der udarbejdes derfor en oversigt over type og mængde af de råmaterialer, der indgår i de valgte vægvarianter. Herefter indsamles data fra de byggevareproducenter der fremstiller hovedbestanddelene i væggene, dvs. de råmaterialer der anvendes i de største mængder. For en væg bestående af fx gipsplader på stålskelet isoleret med mineraluld indsamles data for gipsplader, galvaniserede stålprofiler og mineraluld. For fuge- og spartelmasse, skruer, filt mv. anvendes indledningsvis data fra litteraturen. Kan der ikke findes data for et materiale, skønnes disse ud fra data for lignende produkter.

På basis af disse data gennemføres en beregning af energiforbrug, ressourceforbrug og emissioner for de enkelte vægge, samt de spredninger der knytter sig hertil. Heraf kan det umiddelbart ses hvilke af de råmaterialer for hvilke der er anvendt litteraturdata eller skøn, der bidrager mest til de enkelte vægges miljøpåvirkning (eller spredningen herpå). Er bidragene væsentlige tages kontakt til de producenter der fremstiller råmaterialerne og der indsamles data herfor. Denne proces gentages indtil der er indsamlet data for alle væsentlige råmaterialer. Dataindsamlingen sker således ved en iterativ proces.

Dataindsamlingen gennemføres ved telefonisk/skriftlig kontakt til de respektive producenter, eventuelt suppleret med virksomhedsbesøg. Herunder vil blive indhentet oplysninger omfattende:

Produkter. Mange producenter fremstiller flere produkttyper. Afviger de væsentligt fra hinanden, fx hvad råmateriale sammensætning eller energiforbrug angår, kan det være nødvendigt at behandle dem hver for sig.

Fremstillingsprocessen, idet et detaljeret kendskab hertil er den bedste garanti for at alle væsentlige oplysninger bliver indhentet. Ellers overses let fx procesrelaterede emissioner, eller hjælpestoffer der indgår i processen, men ikke i det færdige produkt.

Forventede ændringer i produktionen, fx i form af ændret råmateriale sammensætning, skift til andre fossile brændsler, modernisering eller optimering af produktionsapparatet med ændret miljøpåvirkning til følge.

Råmaterialeforbruget. Her indsamles oplysninger om hvilke råmaterialer der indgår i produktionen, samt i hvilke mængder (inklusive spild) de anvendes. Desuden indsamles oplysninger om hvilke underleverandører der leverer råmaterialerne.

Transportdata, i form af hvilke transportmidler der benyttes, samt enten energiforbruget hertil eller de omtrentlige transportafstande. Ud fra sidstnævnte oplysning kan energiforbruget til transport beregnes. Desuden indsamles data om de transportrelaterede emissioner.

Procesenergiforbruget fordelt på el og brændsler. Til procesenergiforbruget regnes også komfortenergiforbrug, samt energiforbrug til intern transport på fabriksområdet. Ofte kan disse bidrag alligevel ikke skilles ud fra procesenergiforbruget, da de ikke måles separat.

Emissioner, dvs. de emissioner til luft, spildevand og fast affald til deponering der knytter sig til produktionen.

Usikkerhed på de oplyste data, samt kilder til usikkerheden.

Data for energiforbrug, ressourceforbrug og emissioner indsamles for 1 år. Herved udliges både årstidsbestemte variationer og eventuelle naturlige variationer i produktionen.

3.2.1.1 Valg af producenter

Som det fremgår af teori afsnittet er der, hvis spredningen skal kunne beregnes, behov for tre gange så mange data, som der hidtil typisk er indsamlet ved gennemførelse af en LCA: En minimumsværdi, en sandsynlig værdi og en maksimumsværdi. Dette gælder for hver enkelt energikilde, hvert enkelt råmateriale og hver enkelt emission.

Fremgangsmåden ved dataindsamlingen, herunder valg af producenter er betinget af ønsket om at kunne behandle og opgøre usikkerhed knyttet til de indsamlede data. Hvor mange producenter af en given type byggevare der kontaktes afhænger derfor af hvordan markedet dækkes. Der vil blive skelnet mellem følgende situationer, hvor det danske marked for byggevarer er domineret af:

- én dansk producent.
- få store danske producenter.
- mange mindre danske producenter.
- udenlandske producenter.

Én dansk producent

Den enkleste situation er, hvis kun én producent dækker hovedparten af det danske marked. I sådanne tilfælde indsamles de nyest tilgængelige data fra denne producent, og disse data anvendes herefter som sandsynlige værdier.

Da energiforbrug og ressourceforbrug beregnes som gennemsnitsværdier pr. produceret enhed over et år, regnes kun med usikkerheder hvis disse varierer fra år til år, fx hvis energiforbruget pr. produceret enhed afhænger af produktionens samlede størrelse. I sådanne tilfælde, anvendes der som sandsynlig værdi data for et typisk år, mens ekstremværdierne fastsættes ud fra de grænser produktionen kan variere inden for.

Emissionerne vil uanset antallet af producenter altid være behæftet med usikkerhed, fordi:

- de ofte ikke måles kontinuert.
- de fysisk og måleteknisk kan være vanskelige at måle præcist.
- de ofte vil være beregnede i stedet for målte.
- nogle typer emissioner afhænger af hvor godt produktionsapparatet vedligeholdes, renses og justeres.

De beregnede gennemsnitsværdier benyttes derfor som sandsynlig værdi, mens ekstremværdierne fastsættes ud fra oplysninger om usikkerheden på de opgjorte emissioner.

Få store danske producenter

Dækkes hovedparten af det danske marked af nogle få store producenter, søges data indsamlet fra dem alle. Data fra producenten med den største markedsandel anvendes herefter som sandsynlige værdier. Som ekstremværdier benyttes henholdsvis de største og mindste værdier fra de øvrige producenter.

Nogle produkter kan fremstilles på flere grundlæggende forskellige måder, fx ved forskellige produktionsprocesser eller ud fra forskellige råmaterialer, hvilket kan resultere i helt usammenlignelige ressourceforbrug og emissioner. I sådanne tilfælde er det indlysende urimeligt at udarbejde gennemsnitsdata for branchen. Her udvælges i stedet den eller de relevante produktionsmetoder, og data herfor opsøges som beskrevet ovenfor.

Identiske produkter fremstillet ved afgørende forskellige processer betragtes dermed som forskellige produkter. Vides det ikke hvilken produktionsproces der anvendes, benyttes den mest sandsynlige eller i tvivlstilfælde den mest miljøbelastende (worst case).

Mange små danske producenter

Dækkes hovedparten af det danske marked af flere producenter end det er overkommeligt at indsamle data fra, indsamles i stedet data fra én producent der kan anses for repræsentativ for branchen. Ekstremværdierne vælges ud fra generelle branchedata, der ofte kan oplyses af brancheorganisationer, eller hvis dette ikke er muligt ud fra litteraturværdier.

I tilfælde af flere principielt forskellige produktionsprocesser benyttes samme fremgangsmåde som ovenfor beskrevet.

Udenlandske producenter

Findes der ingen danske producenter forsøges der indsamlet data fra de aktuelle udenlandske producenter, fx i form af grønne regnskaber, miljørapporter mv. Er dette ikke muligt søges data indhentet fra samarbejdspartner

og kolleger i udlandet, der også arbejder med livscyklusvurdering. Ellers benyttes litteraturværdier, statistikker og data indsamlet i anden forbindelse.

3.2.2 Databehandling

En væsentlig forudsætning for at kunne gennemføre en livscyklusvurdering for et produkt er at hele livscyklussen er kendt. Livscyklussen for en byggevare, efter at den har forladt fabrikken, kan der imidlertid ikke siges noget generelt om, da den afhænger af i hvilken konstruktion den ender med at indgå. Det er derfor ikke muligt at gennemføre en LCA på byggevareniveau, for hele byggevarens levetid.

For hvert produkt der indsamles data for er der derfor foretaget en opgørelse af de samlede energiforbrug, ressourceforbrug og emissioner der knytter sig til produktet, fra indvinding af råstoffer i naturen, til det forlader fabrikken (cradle to gate). På grundlag af disse data er herefter gennemført en LCA for de valgte indervægge.

De fra byggevareproducenterne indsamlede data, fordeler sig på råmaterialer, energi og emissioner. Den konkrete fremgangsmåde ved opgørelse heraf beskrives nærmere i det følgende.

3.2.2.1 Råmaterialer

Til fremstilling af en byggevare benyttes almindeligvis en række forskellige råmaterialer. Disse kan opdeles i råvarer, råstoffer og restprodukter. Hver af de indgående råvarer fremstilles af råstoffer, restprodukter og eventuelle råvarer. Denne proces følges indtil alle råvarer er omsat til råstoffer og restprodukter. Indgår det samme råstof eller restprodukt i flere råvarer summeres de enkelte forbrug. Heraf findes det samlede forbrug af råstoffer og restprodukter ved fremstilling af en byggevare.

For de fleste byggevarers vedkommende fordeler råvareforbruget sig på nogle få råvarer, der udgør 90-99 vægt-% af det samlede råstofforbrug. Den resterende del udgøres af diverse tilsætnings- og hjælpestoffer. Da disse stoffer kun indgår i små mængder, og samtidigt ofte er vanskelige at få oplysninger om, fx fordi producenterne ikke ønsker at give oplysninger herom, eller fordi de produceres i udlandet, medregnes råstofforbruget hertil kun sjældent.

Da råstofforbruget til produktion af råvarer i de fleste tilfælde er af samme størrelsesorden som den heraf producerede råvaremængde, vil råvareforbruget ved produktion af tilsætningsstofferne almindeligvis være ubetydelige i forhold til de øvrige råstofforbrug, og der begås derfor kun en ubetydelig fejl, ved ikke at medregne dem. Råvarer der indgår i små mængder medregnes dog under alle omstændigheder hvis der haves data herfor.

De forbrugte råstoffer angives fordelt på henholdsvis primære råstoffer (råstoffer indvundet i naturen) og sekundære råstoffer (restprodukter fra anden produktion). Internt recirkuleret affald, dvs. spild i forbindelse med produktionen, som anvendes som råstof i samme produktion, angives ikke.

3.2.2.2 Energi

Ved opgørelse af energiforbruget til fremstilling af et produkt er det væsentligste gennemskueligheden. Det er ikke nok blot at opgøre det samlede energiforbrug i MJ. Skal fx to alternativer kunne sammenlignes, bør en række andre oplysninger også fremgå, herunder:

- energiniveau. På hvilket niveau er opgørelsen foretaget?
- brændværdi. Er der benyttet øvre eller nedre brændværdi, ved omregning mellem energiforbrug og brændselsforbrug?
- brændværdi af råstoffer. Indgår en eventuel brændværdi af råstofferne (feedstock) i energiforbruget?
- produktion af fjernvarme. Indgår en eventuel produktion af fjernvarme (eller el) i energiforbruget?

Desuden er det ofte af interesse hvordan energiforbruget fordeler sig på henholdsvis transport af råmaterialer, fremstillingsproces samt produktion af de råmaterialer der indgår i produktionen.

Energiniveau

Energiforbruget kan opgøres på forskellige niveauer. I [Schmidt et al. (1994)] skelnes mellem følgende fire niveauer:

Niveau 0: Opgørelse på ressourceniveau.

Det vil sige før der er foretaget en udvinding af brændslet (brændslet ligger uberørt i jorden).

Niveau 1: Energi råvareniveau.

Det vil sige at brændslet forefindes i en anvendelsesform, fx som gasolie, diesel, benzin eller kul til forbrug. I forhold til niveau 0 er precombustion, dvs. energiforbruget til udvinding (efterforskning, udvinding, raffinering og transport af olieprodukter) af brændslet ikke indbefattet.

Niveau 2: Energi på "form niveau".

Det vil sige at brændslet nu er konverteret til varme eller el. I forhold til niveau 1 er energiforbruget og energitabet ved konvertering ikke indbefattet. Fx røggastabet i kedelanlæg eller konverteringstab til el-fremstilling.

Niveau 3: Energi an forbruger.

Det vil sige brugsklar energi på anvendelig form hos forbrugeren. Fx el til motorer eller procesudstyr samt varmt vand til opvarmningsformål. I forhold til niveau 2 er tab i forbindelse med distribution i kollektive systemer og varmetab fra kedelanlæg ikke indbefattet.

Energiforbrug oplyses hyppigt af producenterne på niveau 3. Disse omregnes til niveau 0, svarende til den faktisk indvundne brændselsmængde benyttet til produktion af den anvendte energi.

Brændværdi

Ved et stofs brændværdi forstås det antal MJ, der udvikles ved forbrænding af en given mængde af stoffet. Den herved fundne brændværdi afhænger dog af en række parametre, herunder tryk, volumen, temperatur, brændslets

tilstandsform, samt specielt om eventuelt dannet eller oprindeligt indeholdt vand fortættes, og fordampningsvarmen udnyttes eller ej.

Da de fleste brændselstyper indeholder større eller mindre mængder vand, ligesom der under forbrændingen kan dannes vand, skelner man mellem øvre og nedre brændværdi. I modsætning til nedre brændværdi medregnes vandets fordampningsvarme ved angivelse af øvre brændværdi.

Det kan således synes mest naturligt at udtrykke energiforbruget ved brændslernes øvre brændværdi, da denne repræsenterer det maksimale energiindhold, der teoretisk kan udnyttes. I praksis forlader vandet imidlertid ofte fyrrummet med røggassen som vanddamp, og den nedre brændværdi repræsenterer derfor det energiindhold, som reelt kan udnyttes. Det er derfor valgt at angive energiforbrug ved de anvendte brændslets nedre brændværdi (i det følgende blot kaldet brændværdi).

Råstoffers brændværdi (feedstock)

Nogle råstoffer er kendetegnet ved at de har en brændværdi, og de kan således også anvendes som brændsler. Fx anvendes naturgas og olie både som brændsler og som råstof i den petrokemiske industri. Ligeledes anvendes træ ofte som råstof i møbel- og byggeindustrien, men kan også benyttes som brændsel. Anvendes brændbare råstoffer i en produktionsproces, bør brændværdien af disse opgøres og medregnes i en LCA, da de ikke længere er tilgængelige som brændsler.

Det er imidlertid ikke rimeligt blot at opgøre råstoffernes brændværdi, og herefter betragte dem som tabt. Mange produkter kan efter endt levetid afbrændes, og brændværdien af de anvendte råstoffer kan helt eller delvist udnyttes. Derfor bør også opgøres den brændværdi, som vil kunne udnyttes, hvis produktet efter endt levetid afbrændes. Det bør imidlertid være den reelle brændværdi, dvs. den brændværdi det rent faktisk er praktisk muligt at udnytte. Denne vil ofte være forskellig fra råstoffernes brændværdi fx fordi:

- et brændbart råstof er anvendt sammen med store mængder ikke-brændbare råstoffer og ikke lader sig adskille fra disse.
- et brændbart råstof er blevet kemisk omdannet til et produkt med mindre eller ingen brændværdi.
- et brændbart produkt er blevet tilsat brandhæmmende midler.
- et brændbart produkt er blevet tilsat miljøfarlige stoffer der frigives ved afbrænding, hvorfor det af miljøhensyn ikke må afbrændes.

I disse tilfælde vil brændværdien kun delvist eller slet ikke kunne udnyttes. Derfor opgøres både brændværdien af de anvendte råstoffer og den reelle brændværdi af det færdige produkt. Emissionerne som en eventuel afbrænding af produktet vil give anledning til, opgøres og medregnes derimod ikke. Ligeledes fratrækkes ikke de emissioner der undgås, hvis afbrændingen af produktet antages at substituere afbrænding af fossile brændsler, som i [Tillman et al. (1991)].

Produktion af fjernvarme

Nogle producenter er ikke kun forbrugere af energi, men producerer også energi som sælges. Hyppigt vil det være fjernvarme der fremstilles på basis af spildvarme fra produktionen. Denne fjernvarme erstatter fjernvarme (eller

anden opvarmning) der ellers skulle have været produceret på basis af fossile brændsler. Det er derfor fristende at fratække de fossile brændsler som herved spares fra virksomhedens energiforbrug, hvorved virksomheden fremstår som mindre energiforbrugende end den i realiteten er.

Det er imidlertid ofte vanskeligt at vide hvilket brændsel fjernvarmen rent faktisk substituerer. Desuden er fjernvarme produceret på basis af spildvarme ofte billig og varmekonsumet derfor større, end det ville have været hvis fjernvarmen i stedet havde været fremstillet på basis af fx olie. Den reelle fjernvarmemængde der substitueres må derfor forventes ofte at være mindre end den der produceres på virksomheden.

Det er derfor ikke kun vanskeligt men endog direkte misvisende at omregne fjernvarme til fossile brændsler og fratække disse fra virksomhedens energiforbrug. Derfor vil en eventuel energiproduktion blot blive opgjøret og angivet. Der gøres ikke forsøg på at skønne hvad der substitueres og dermed heller ikke hvilke emissioner der herved undgås. Hverken energiforbrug eller emissioner reduceres derfor som følge af en virksomheds energiproduktion.

3.2.2.3 Emissioner

Ved opgørelse af emissionerne knyttet til fremstillingen af et produkt er ikke kun de totale emissioner interessante, men også hvordan de fordeler sig på henholdsvis transport, produktion af råmaterialer og fremstilling af produktet selv. Disse opgøres derfor hver for sig. Desuden opgøres emissionerne fra precombustion. Emissionerne angives fordelt på henholdsvis luftbårne emissioner, emissioner til vand samt fast affald til deponering.

Transportrelaterede emissioner omfatter emissioner fra transport af råstoffer fra natur til fabrik samt transport fabrikker imellem. Transport i Danmark sker primært med lastbil samt i mindre omfang med skib og tog. Emissioner herfra er alle luftbårne. Da der stort set aldrig foreligger målinger af transportmidlernes emissioner, benyttes standardemissioner der er bestemt for transportafstande, kørselsmønstre og udnyttelse af lastkapaciteten svarende til typiske danske forhold.

Emissionerne i forbindelse med produktion af råmaterialer omfatter emissioner knyttet til indvinding af råstoffer, samt emissioner fra fremstilling og forædling af råvarer hos råvareproducenterne. Indvinding af råstoffer sker ofte med gravemaskiner, sandsugere etc. De væsentligste emissioner herfra er derfor de samme som fra transport, og de opgøres på samme måde. I forbindelsen med den videre behandling af råstofferne kan alle former for emissioner forekomme. For byggevarereproducenternes vedkommende synes de luftbårne emissioner dog at være dominerende. Foreligger der ikke målinger herfor, beregnes disse ud fra kendskab til produktionsprocessen og de kemiske og fysiske processer under produktionen samt ud fra forbruget af fossile brændsler. Foreligger der ikke målinger af de energirelaterede emissioner, beregnes disse ved anvendelse af standardemissioner der er bestemt for brændsler anvendt i industrien for typiske danske forhold.

De procesrelaterede emissioner omfatter emissioner fra produktionen af selve det betragtede produkt. Emissionerne herfra stammer fra de samme kilder som nævnt under fremstilling af råvarer. Til en virksomheds emissioner medregnes også emissioner hidrørende fra komfortenergiforbruget og

energiforbruget til intern transport. Benyttes der el i produktionen medregnes desuden emissionerne fra el-produktionen, uanset om denne finder sted på fabrikken eller på et elværksejet kraftværk.

Det er ikke altid muligt at holde denne stringente opdeling. Står en virksomhed fx selv for indvinding af råstoffer eller transport af råvarer, kan emissionerne herfra indgå i de procesrelaterede emissioner, hvis energiforbruget hertil ikke kan skilles ud fra virksomhedens øvrige energiforbrug.

3.2.3 Opgørelsesværktøj

For selv simple produkter bygger beregningen af de samlede energiforbrug, ressourceforbrug og emissioner på et omfattende datamateriale. Grundet de store datamængder gennemføres disse beregninger derfor almindeligvis ved anvendelse af et beregningsprogram. Til dette formål er der udviklet flere edb-værktøjer, bl.a. det hollandske 'SimaPro' og det svenske 'LCA Inventory tool'. Hverken disse eller andre opgørelsesværktøjer kan imidlertid håndtere usikkerhed.

Som led i projektet er der derfor udviklet et opgørelsesværktøj der kan håndtere usikkerhed. Programmet er skrevet i programmeringssproget 'C', og kan køre på enhver pc'er under DOS. Det vil desuden let kunne overføres til andre maskintyper. Der er kun gjort meget lidt ud af programmets brugerflade, da det er tænkt til internt brug.

3.2.3.1 Datafiler

Programmet benytter fire typer datafiler, der beskriver energiforbrug, råmaterialeforbrug og emissioner knyttet til forskellige processer. Datafilerne beskriver følgende typer processer:

- energiproduktion
- transport
- indvinding af råstoffer
- fremstilling af råvarer

Energidatafilerne indeholder data om brændselsforbrug og emissioner ved indvinding, raffinering og distribution af brændsel med en (nedre) brændværdi på 1 MJ. Foreligger der ikke målinger af de energirelaterede emissioner ved afbrænding af brændsler anvendes en variant af filerne, der yderligere indeholder typiske emissioner (standardemissioner) for danske forhold, for de respektive brændselstyper anvendt i industrien.

Transportdatafilerne indeholder data for energiforbruget ved transport af 1 ton nyttelast 1 km. Foreligger der ikke målinger af emissionerne anvendes der ligesom ved energidatafilerne en variant af filerne, der yderligere indeholder typiske emissioner for danske forhold fra de respektive transportmidler.

Råstofdatafilerne indeholder data om energiforbrug og emissioner ved indvinding af fx 1 ton eller 1 m³ af de respektive råstoffer. Desuden indeholder de oplysninger om råstoffets eventuelle brændværdi. Energiforbruget angives fordelt på brændselstyper, og både energi- og procesrelaterede emissioner medregnes. Foreligger der ikke oplysninger om de

energirelaterede emissioner, anvendes energidatafilerne med standard-emissioner til beregning heraf.

Råvaredatafilerne indeholder data for energiforbrug, råmaterialeforbrug og emissioner ved produktion af fx 1 ton, 1 m² eller 1 m³ af de respektive råvarer. Energiforbrug og emissioner angives ligesom i råstofdatafilerne. Desuden indeholder de oplysninger om eventuel el og varme, der fremstilles som biprodukt ved produktionen.

3.2.3.2 Datafilernes opbygning

Datafilerne er simple tekst (ASCII) filer. Deres opbygning beskrives bedst ved et simpelt eksempel. I det følgende er vist en (konstrueret) datafil for 1 m³ beton:

```
#lca
#energi
15/ 20/ 30 MJ EL #bem Blanding
0/ 0/ 200 MJ Fuelolie #bem Varm beton (vinter)

#råmaterialer
150/ 165/ 165 kg Cement (rapid)
750/ 750/ 800 kg Sand
1.0/ 1.1/ 1.2 ton Sten

#transport
150/ 165/ 165 kg 0/200/400 km Lastbil #bem Cement
750/ 750/ 800 kg 0/ 25/ 50 km Lastbil #bem Sand
1.00/1.10/1.20 ton 0/ 50/100 km Lastbil #bem Sten

#luft
0.5/ 1.0/ 3.0 g Støv

#jord
2.5/ 5.0/10.0 kg Beton
2/ 5/ 8 g Slam
```

Tabel 5. Eksempel på en råvaredatafil.

Alle data ses at være angivet med tre tal. Disse er henholdsvis mindste, sandsynlige og største værdi. På basis heraf beregner programmet en middelværdi og en spredning.

En datafil starter med '#lca' - de første (og eneste) 4 tegn på første linie. Dette fortæller programmet at det er en datafil i det korrekte format. Herefter følger almindeligvis et antal linier, der angiver hvornår filen sidst blev revideret, af hvem den blev revideret, samt hvilket produkt filen beskriver. Eventuelt følger også en kort beskrivelse af produktet, hvem der fremstiller det, samt hvilke antagelser der måtte være gjort. Programmet ignorerer dette.

Herunder følger energiforbrug, ressourceforbrug og emissioner til luft, vand og jord (#energi, #transport, #brændværdi, #råmaterialer, #luft, #vand og #jord). Disse kan angives i vilkårlig rækkefølge, eller evt. helt udelades, fx kan '#vand' udelades hvis der ikke forekommer emissioner til vand. Overalt i filen (med undtagelse af første linie), kan indskydes bemærkninger med '#bem'.

Under '#energi' angives energiforbruget til fremstilling af det produkt filen omhandler. Energiforbruget skal angives i en af de enheder som programmet kender og kan omregne til MJ (kWh, J, KJ, MJ, GJ, TJ, PJ). Kun energiforbrug knyttet direkte til den betragtede proces angives her. Eventuelle energiforbrug til indvinding af råstoffer og produktion af råvarer fremgår af separate datafiler der beskriver disse processer.

Under '#råmaterialer' angives de forbrugte mængder råmaterialer. Enheden kan her vælges frit, da programmet som nævnt ovenfor omregner alle vægt- og volumenenheder til henholdsvis ton og m³. Også enheder som programmet ikke kender kan anvendes. I så fald skal de korresponderende råvare- og råstofdatafiler blot være for samme enhed.

Under '#transport' angives mængde, transportafstand og transportmiddel for alle de råmaterialer der transporteres til fabrikken. Mængderne skal angives i en af de vægtenheder programmet kender så de kan omregnes til ton (mg, g, kg, ton), og transportafstanden skal angives i km.

Under '#luft', '#vand' og '#jord' angives de emissioner produktionen af en enhed produkt giver anledning til. Enhed og navn kan vælges frit. Det er desuden muligt at angive den samme type emission flere gange. Sker der fx både en energi- og en procesrelateret CO₂ emission er det legalt at angive det som to emissioner evt. med forskellig usikkerhed:

#luft

$x_{\min}/x/x_{\max}$ kg CO₂ #bem Proces
 $y_{\min}/y/y_{\max}$ ton CO₂ #bem Energi

Disse to emissioner vil hver især blive omregnet til en middelværdi og en spredning (i ton). Efterfølgende beregnes den samlede emission af CO₂ og spredningen herpå. Det samme kan også gøres under energi- og råmaterialeforbrug.

3.2.3.3 Programmets virkemåde

Programmet starter med at indlæse den datafil der beskriver fremstillingen af den råvare en beregning ønskes gennemført for. Denne fil gennemløbes herefter fra en ende af.

Energiforbrug (angivet under '#energi') ved produktionsprocessen omregnes fra MJ til ton brændsel og resulterende emissioner ved brug af energidatafilerne. Fx omregnes MJ kul til ton kul, samt heraf følgende emissioner og summeres med eventuelle tidligere kulforbrug og emissioner. Da alle energidatafiler indeholder data for 1 MJ brændsel, multipliceres alle data heri blot med det anvendte antal MJ.

På tilsvarende måde omregnes transport (angivet under '#transport') fra ton-km til ton brændsel og resulterende emissioner, ved brug af transport- og energidatafilerne. Beregningen sker her i to etaper, først omregnes fra ton-km til MJ energi og emissioner, herefter omregnes MJ energi til ton brændsel. Fx omregnes ton-km transport med lastbil til MJ diesel og de heraf følgende luftbårne emissioner, hvorefter MJ diesel omregnes til ton olie.

Endeligt indlæses for hver råvare der indgår (angivet under '#råmaterialer') den tilsvarende råvaredatafil. Indgår der fx brændt kalk, indlæses datafilen for (1 ton) brændt kalk og alle mængder multipliceres med den mængde brændt kalk der benyttes, hvorefter filen gennemløbes som beskrevet ovenfor.

Alle emissioner (angivet under '#luft', '#vand' og '#jord') summeres, ligesom eventuelle brændværdier (angivet under '#brændværdi') af råstoffer.

På denne måde gennemlæser programmet datafiler, for alle indgående råvarer indtil det når til råstofdatafilerne. Herved beregnes og opsummeres det samlede energi- og ressourceforbrug samt de samlede emissioner relateret til produktionen af det betragtede produkt fra fremstillingen af produktet selv og bagud til indvinding af råstofferne.

3.2.3.3 Beregningsresultat

Efter at have gennemført en beregning udskriver beregningsprogrammet følgende oplysninger:

Det samlede *råstof- og råvareforbrug* ved fremstilling af det betragtede produkt i form af to lister over type og mængde af henholdsvis de råstoffer og de råvarer der indgår i produktionen. Listen over råstoffer indeholder også eventuelle råvarer som programmet ikke kunne finde råvaredatafiler for.

Det samlede *energi- og brændselsforbrug* ved fremstilling af råvaren. Energi- forbruget angives fordelt på primære brændsler (kul, naturgas, olie og evt. træ), samt fordelt på følgende fire hovedområder:

- transport. Dvs. det samlede energiforbrug hidrørende fra transport. Dette omfatter både transport af råstoffer til fabrik, transport af råvarer fra fabrikker imellem og transport fra fabrik til byggeplads.
- råmaterialer. Dvs. energiforbruget ved indvinding af råstoffer og fremstilling af råvarer. Dette indbefatter også komfortenergiforbruget samt eventuel intern transport på fabrikkerne.
- produktionsprocessen. Dvs. energiforbruget ved fremstilling af produktet.
- precombustion. Dvs. energiforbruget til indvinding, raffinering og transport af brændsler.

Desuden beregnes den samlede *brændværdi* af de indgående råstoffer.

Endelig beregnes de samlede *emissioner* til luft, vand og jord. Disse er lige som energiforbruget fordelt på henholdsvis transport, råmaterialer, produktionsproces og precombustion. Alle resultater angives i form af en middelværdi og en spredning herpå.

3.2.4 Præsentation af data

Der eksisterer ingen formaliseret eller generelt accepteret fremgangsmåde for, hvordan data i opgørelsesfasen skal bearbejdes og præsenteres. I praksis resulterer dette i, at data opgøres og præsenteres forskelligt fra studie til studie. Resultatet præsenteres almindeligvis i form af et skema indeholdende en oversigt over de samlede energiforbrug, ressourceforbrug og emissioner. Der er imidlertid betydelig forskel på detaljeringsgrad mv. i disse opgørelser.

Resultatet er, at det ofte er forbundet med betydelige vanskeligheder at sammenligne eller anvende data fra forskellige studier, da forudsætningerne under hvilke opgørelsen er foretaget ikke altid fremgår klart.

Under opgørelsen af energiforbrug, ressourceforbrug og emissioner relateret til fremstillingen af de valgte vægvarianter er der derfor lagt vægt på at angive baggrundsdata og resultater på en så systematisk og gennemskuelig måde, at det er muligt at finde de oprindelige data og følge beregningerne frem til slutresultatet. Ligeledes er der valgt et format der lader sig tilpasse de fleste produkter, uanset at de ofte kan være meget forskelligartede. Slutteligt er det også muligt at udvide tabellerne efter behov.

Alle opgørelser i det følgende er foretaget på principielt samme måde. Opbygningen gennemgås nedenfor.

Produktet

De fleste vægtyper fremstilles i flere varianter. Disse beskrives her.

Procesbeskrivelse

Herunder angives et flowdiagram der viser hvilke råmaterialer der indgår i produktionen, samt en beskrivelse af fremstillingsprocessen. Af flowdiagrammet kan direkte ses, hvad der er medregnet i opgørelsen, idet der benyttes tre forskellige signaturer:

- en fuldt optrukket ramme med skygge indikerer, at alle væsentlige og relevante data for det pågældende råmateriale er medtaget i opgørelsen.
- en stiple ramme med skygge indikerer, at kun et begrænset antal data (de der skønnes at være de væsentligste) er medtaget, fx energiforbrug og energirelaterede emissioner.
- en stiple ramme uden skygge indikerer, at produktet ikke er medregnet, enten fordi der ikke foreligger data herfor eller fordi det er uvæsentligt, fx fordi det indgår i ubetydelige mængder.

Råmaterialeforbrug

Her beskrives forbruget af byggematerialer ved fremstilling af 1 m² inder-væg. Desuden angives inden for hvilke grænser mængderne evt. kan variere, fx som følge af spild eller variationer i den praktiske udførelse af væggen. Mængderne angives i de enheder der syntes mest praktiske, dvs. almindeligvis i de enheder der traditionelt anvendes i byggebranchen.

Transport af råmaterialer

Her beskrives hvor langt og med hvilke transportmidler byggematerialerne transporteres til byggepladsen. Ligeledes angives et interval inden for hvilke transportafstanden kan variere.

På basis heraf beregnes og angives, i en separat tabel, det energiforbrug og de emissioner som transporten giver anledning til. Det bør bemærkes, at kun den direkte transport relateret til produktet opgøres. Eventuelle energiforbrug og emissioner i forbindelse med transport ved produktion af råmaterialer opgøres ikke her.

Energiforbrug og emissioner hidrørende fra transport beregnes stort set altid ud fra standarddata for de respektive transportmidler, da der kun sjældent foreligger oplysninger herom fra producenten. Medbringer transportmidlerne ikke returlast, medregnes energiforbrug og emissioner både for ud og hjemturen.

Produktion af råmaterialer

Her angives energiforbrug og emissioner hidrørende fra indvinding af råstoffer og fremstilling af råvarer. Heri er inkluderet eventuel transport der finder sted i forbindelse med produktion af råmaterialerne. Ønskes nærmere oplysninger om produktion af et eller flere råmaterialer vil disse kunne findes i de respektive notater i bilagsrapporten.

Fremstillingsproces

Her angives hvorledes energiforbruget ved opførelse af indervæggen fordeles sig, samt inden for hvilket interval det kan variere.

Efterfølgende omregnes energiforbruget til primære brændsler, dvs. koks omregnes til kul, el omregnes til kul, olie og naturgas etc. På basis heraf opgøres brændselsforbrug og emissioner relateret til produktionen. Benyttes der el i produktionen medregnes brændselsforbrug og emissioner fra el-produktionen til fremstillingsprocessen, dog angives disse i en kolonne for sig.

Samlet energiforbrug, råstofforbrug og emissioner

Her angives i tre tabeller henholdsvis det samlede energiforbrug, det samlede råstofforbrug og de samlede emissioner relateret til fremstilling af 1 m² indervæg. I alle tre tabeller oplyses desuden spredning på de samlede summer.

Energiforbruget oplyses fordelt på henholdsvis transport, råmaterialer, nedrivning og produktion. Desuden oplyses precombustion, dvs. det energiforbrug der knytter sig til indvinding, raffinering og distribution af de forbrugte brændsler. Det samlede energiforbrug angiver således det samlede energiindhold af de primære brændsler der er indvundet i naturen, beregnet ud fra deres nedre brændværdi. Da energiforbruget angives fordelt på primære brændsler, dvs. kul, naturgas, olie og eventuelle fornyelige fossile brændsler, lader det sig let omregne til øvre brændværdi, hvis dette ønskes i stedet.

Det bør bemærkes, at energiforbruget til transport i den samlede tabel omfatter både det tidligere beregnede direkte energiforbrug til transport, samt eventuel transport i forbindelse med produktion af råmaterialer og nedrivning.

I tabellen opgøres også en eventuel produktion af fjernvarme, der måtte finde sted i forbindelse med produktion af råmaterialer. Desuden opgøres brændværdien af eventuelle brændbare råstoffer, der måtte indgå i fremstillingen af produktet eller de anvendte råmaterialer, fx formolie. Endelig opgøres den brændværdi som produktet har og som reelt vil kunne udnyttes, hvis produktet efter endt levetid afbrændes.

De samlede emissioner oplyses, ligesom for energiforbruget, fordelt på henholdsvis transport, råmaterialer, fremstillingsproces, nedrivning og precombustion. Emissionerne er fordelt på henholdsvis emissioner til luft og vand samt restprodukter til deponering. Restprodukter til deponering omfatter kun de produkter der reelt ender på deponi, ikke eventuelle restprodukter som udnyttes i anden produktion. Som før er eventuelle emissioner fra transport under fremstilling af råmaterialer og nedrivning medregnet under transport.

Endelig opgøres det samlede råstofforbrug relateret til produktionen. Råstofferne opdeles og angives i fire hovedgrupper:

- **primære råstoffer**, dvs. råstoffer hentet i naturen, herunder olie, kul og naturgas der *ikke* benyttes til energiformål.
- **sekundære råstoffer**, dvs. restprodukter fra anden produktion, produkter fra genanvendelsesindustrien, affald etc. Bemærk, at internt recirkuleret affald, dvs. restprodukter der udnyttes i samme produktion som de dannes, ikke medregnes.
- **ikke fornyelige fossile brændsler**, dvs. det samlede forbrug af ikke fornyelige fossile brændsler anvendt til energiformål.
- **fornyelige fossile brændsler**, dvs. træ etc. brugt til energiformål i produktionen.

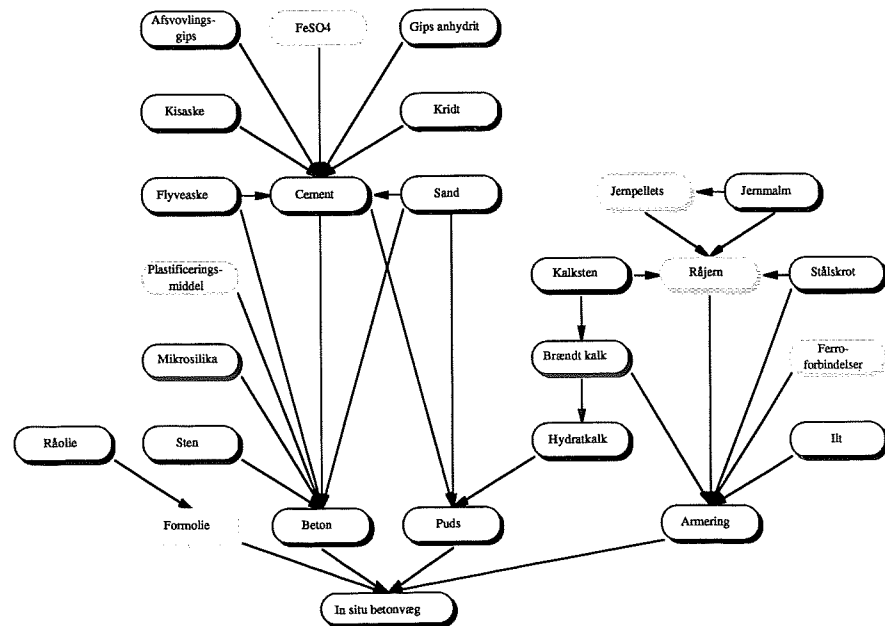
Råstofforbruget fordeler sig hyppigt på nogle få råstoffer der udgør 90-99 vægt-% af det samlede råstofforbrug, samt et større antal råstoffer der udgør de resterende 1-10 vægt-%. Under både 'primære råstoffer' og 'sekundære råstoffer' angives råstoffer, der kun anvendes i beskedne mængder, derfor samlet under betegnelsen 'Øvrige råstoffer'.

3.2.5 Væg af in situ beton

Produktet

Indervægge af in situ beton kan i sagens natur fremstilles i stort set enhver dimension. I praksis benyttes ofte en uarmeret væg med en tykkelse på 100-150 mm.

Procesbeskrivelse



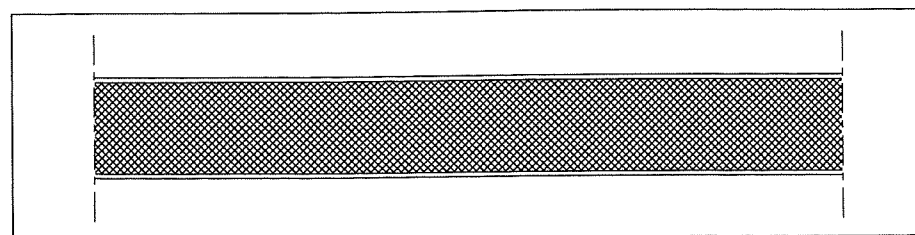
Figur 13. Flowdiagram.

Fremstilling af in situ støbte vægge indledes med at formene opstilles og afstives. Formene sprøjtes med formolie, og eventuel armering og øvrige indstøbningsdele fastgøres, hvorefter formen fyldes med beton. Betonen vil typisk være fabriksbeton, der leveres færdigblandet med betonkanon til byggepladsen.

Efter ca. et døgn er betonen hærdet af, og formen kan fjernes og bruges igen ved en ny støbning. Er væggen ikke omhyggeligt støbt, kan det evt. være nødvendigt med en efterfølgende pudsning. Desuden skal huller i væggen fra afstandsjern i formen udstøbes.

Råmaterialeforbrug

I det følgende er givet råmaterialeforbruget for en 100 mm uarmeret betonvæg opbygget af in situ beton, pudset med 5 mm KC 35/65/650 på hver side.



Figur 14. In situ betonvæg med puds.

Af nedenstående tabel fremgår merforbrug og spild ved opførelse af væggen.

Råmateriale	Sandsynligt merforbrug	Maksimalt merforbrug
Armering (strittere)	5% ²	10% ²
Beton	2,5% ¹	5% ²
Formolie	0% ²	100% ²
Puds	10% ²	20% ²

Tabel 6. Sandsynlige og maksimale merforbrug ved fremstilling af 1 m² væg.
¹⁾ [DTI (1995)] ²⁾ skøn.

Råmaterialeforbruget ved fremstilling af 1 m² væg, beregnet for en væg på 2,5 × 4,8 m, fremgår af nedenstående tabel. De angivne mængder for hele væggen er teoretiske minimumsmængder, dvs. mængder uden spild. På basis heraf og tabel 6, er beregnet de sandsynlige og maksimale mængder.

Råmateriale	Enhed	Hele væggen	Mængde pr. m ² væg		
			Sandsynlig mængde	Interval	Middelværdi
Armering	kg	4,83	0,440	0,419-0,461	0,440
Beton (25 MPa standardbeton)	m ³	1,20	0,103	0,100-0,105	0,103
Formolie	kg	2,08	0,173	0,173-0,346	0,208
Puds	m ³	0,120	0,011	0,010-0,012	0,011

Tabel 7. Forbrug af råmaterialer ved fremstilling af 1 m² væg.

Transport af råmaterialer

Væggens bestanddele antages transporteret fra producent til forbruger med lastbil. For transport af fabriksbeton er regnet med en gennemsnitsafstand som oplyst af producenterne. De øvrige transportafstande er skønnet for danske forhold ud fra antallet af producenter.

Råmateriale	Kilde	Transportmiddel	Sandsynlig afstand	Interval	Middelværdi
Beton	Danmark	Lastbil	20	0-30	18
Puds	Danmark	Lastbil	200	0-400	200
Øvrige bestanddele	Skandinavien	Lastbil	200	0-1000	320

Tabel 8. Transport af råmaterialer.

Idet der benyttes standarddata for transportmidler, findes nedenstående energiforbrug og emissioner hidrørende fra transport.

	Enhed	Beton	Puds	Øvrige bestand.	Sum
Energiforbrug					
Olie (diesel)	MJ	9,25	8,42	0,455	18,1
Emissioner til luft					
Hydrocarboner (HC)	g	1,36	1,24	0,068	2,66
Kuldioxid (CO ₂)	kg	0,696	0,634	0,034	1,36
Kulmonoxid (CO)	g	4,19	3,81	0,206	8,20
Nitrogenoxider (NO _x)	g	11,3	10,3	0,555	22,1
Svovldioxid (SO ₂)	g	0,827	0,752	0,041	1,62

Tabel 9. Energiforbrug og emissioner fra transport af råmaterialer til 1 m² væg.

Produktion af råmaterialer

Produktion af råmaterialer omfatter fremstilling af armering, beton, formolie og puds. Energiforbrug og emissioner forbundet hermed fremgår af nedenstående tabel.

	Enhed	Beton	Puds	Øvrige bestand.	Sum
Energiforbrug					
Kul	MJ	88,0	11,6	5,06	105
Naturgas	MJ	0,419	0,087	1,28	1,78
Olie(r)	MJ	49,2	5,63	1,06	56,0
Sum	MJ	138	17,4	7,40	162 ¹
Emissioner til luft					
Hydrocarboner (HC)	g	4,50	0,514	0,023	5,04
Kuldioxid (CO ₂)	kg	20,2	2,09	0,661	22,9
Kulmonoxid (CO)	g	14,2	1,96	0,080	16,2
Metan (CH ₄)	mg	21,6	90,1	181	293
Nitrogenoxider (NO _x)	g	102	10,6	2,00	114
Sporstoffer					
- Bly (Pb)	mg	1,43	0,201	2,44	4,07
- Cadmium (Cd)	mg	0,073	0,010	0,026	0,110
- Kviksølv (Hg)	mg	0,345	0,048	0,106	0,499
- Nikkel (Ni)	mg	4,30	0,950	0,119	5,37
Svovldioxid (SO ₂)	g	14,2	1,81	2,17	18,2
Restprodukter til deponering					
Beton	g	179	-	-	179
Højovns slagge	g	-	-	20,0	20,0
Slagge og flyveaske	g	10,9	0,983	1,92	13,8
TASP	g	10,2	0,916	1,78	12,9

Tabel 10. Energiforbrug og emissioner ved fremstilling af råmaterialer til 1 m² væg.

¹⁾ Heraf 29,1 MJ transport.

Fremstillingsproces

Opførelse af en væg af in situ beton, sker primært ved manuelt arbejde. Dog anvendes der evt. kran eller pumpe til at transportere beton fra betonkanon til form, vibrator til vibrering af betonen, samt tvangsblender til at blande puds. Energiforbruget hertil er dog så beskedent (samlet ca. 3 MJ [Andersen (1980)]), at der ses bort herfra. Eventuelt spild antages genanvendt, og opførelse af væggen giver således ikke anledning til affald til deponering.

Nedrivning og bortskaffelse

Nedknuses væggen og frasorteres armeringen, vil både beton og armering kunne genanvendes. Nedknust beton kan anvendes som tilslag ved støbning af ny beton eller som sand/grus, og armeringen kan anvendes til fremstilling af nyt stål. In situ betonvægge regnes derfor at blive genanvendt 100% og således ikke give anledning til affald til deponering.

Samlet energiforbrug, råstofforbrug og emissioner

Det samlede energiforbrug til fremstilling af 1 m² væg af 100 mm in situ beton fremgår af nedenstående tabel.

	Enhed	Transport	Råmat.	Proces	Nedr.	Precom.	Sum	Spredning
Energiforbrug								
Kul	MJ	-	105	-	-	11,9	117	2,67
Naturgas	MJ	-	1,78	-	-	3,10	4,88	0,511
Olie(r)	MJ	47,3	26,7	-	-	8,56	82,7	12,6
Sum	MJ	47,3	133	0	0	23,6	204	12,9
Energiproduktion								
Fjernvarme	MJ	-	≈0	-	-	-	≈0	-
Råstoffers brændværdi	MJ						≈8	-
In situ betonvæg brændværdi	MJ						0	-

Tabel 11. De samlede energiforbrug ved fremstilling af 1 m² væg.

De samlede emissioner ved fremstilling af 1 m² væg af 100 mm in situ betonvæg fremgår af nedenstående tabel.

	Enhed	Transport	Råmat.	Proces	Nedr.	Precom.	Sum	Spredning
Emissioner til luft								
Hydrocarboner (HC)	g	6,83	0,869	-	-	0,125	7,82	1,95
Kuldioxid (CO ₂)	kg	3,55	20,7	-	-	0,990	25,3	0,994
Kulmonoxid (CO)	g	21,0	3,44	-	-	1,91	26,3	5,44
Metan (CH ₄)	g	0,001	0,292	-	-	41,1	41,4	8,34
Nitrogenoxider (NO _x)	g	57,7	78,6	-	-	11,1	147	14,7
Sporstoffer								
- Bly (Pb)	mg	-	4,07	-	-	0,072	4,14	1,60
- Cadmium (Cd)	mg	-	0,110	-	-	0,004	0,114	0,046
- Kviksølv (Hg)	mg	-	0,499	-	-	0,012	0,511	0,207
- Nikkel (Ni)	mg	0,796	4,58	-	-	11,4	16,7	2,60
Svovldioxid (SO ₂)	g	5,00	14,8	-	-	7,12	26,9	1,78
Restprodukter til deponering								
Beton	g	-	179	-	-	-	179	44,7
Højovns slagge	g	-	20,0	-	-	-	20,0	8,01
Slagge og flyveaske	g	-	13,8	-	-	-	13,8	2,30
TASP	g	-	12,9	-	-	-	12,9	0,529

Tabel 12. De samlede emissioner ved fremstilling af 1 m² væg.

Omregnes råmaterialerne i tabel 7 og energiforbruget i tabel 11 til råstoffer fås nedenstående samlede råstofforbrug ved fremstilling af 1 m² væg af 100 mm in situ beton.

	Enhed	Sum	Spredning
Primære råstoffer			
Kalksten	kg	1,54	0,054
Kridt	kg	20,9	0,408
Sand	kg	101	2,22
Sten	kg	122	3,07
Øvrige råstoffer	kg	0,586	-
Sekundære råstoffer			
Afsvovlingsgips	g	877	17,9
Flyveaske	kg	8,88	0,130
Kisasker	g	369	7,34
Mikrosilika	kg	1,19	0,043
Stålskrot	g	395	26,5
Ikke fornyelige fossile brændsler			
Kul	kg	4,39	0,115
Naturgas	Nm ³	0,125	0,013
Olie(r)	kg	1,94	0,296

Tabel 13. Det samlede råstofforbrug ved fremstilling af 1 m² væg.

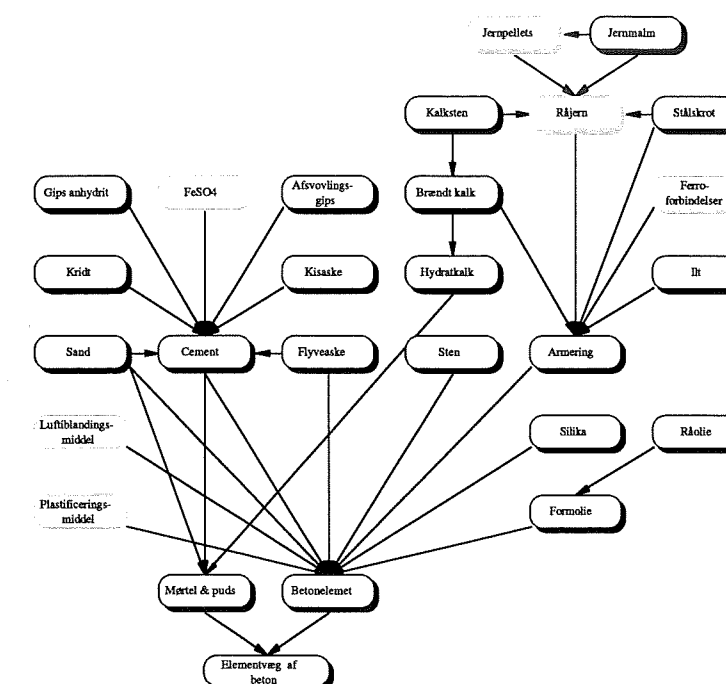
3.2.6 Elementvæg af beton

Produktet

Vægelementer af beton anvendes som indvendige bærende eller ikke-bærende vægge i bolig-, institutions- og erhvervsbyggeri. Væggene fremstilles i standardstørrelser tilpasset etagehøjden i højder op til ca. 3,5 m og længder på op til ca. 8 m. Vægtykkelsen er 100-250 mm i spring på 20-30 mm. Desuden leveres efter ønske specialvægge med dimensioner ud over de anførte standarddimensioner.

Elementerne er som standard uarmerede bortset fra randarmring og specialarmring fx ved dørbjælker og dørsøjler. De støbes af 25 MPa beton til anvendelse i passiv miljøklasse. Ved anvendelse af halvægselementer er elementoverfladen umiddelbart egnet til tapetsering eller anden vægbehandling.

Procesbeskrivelse

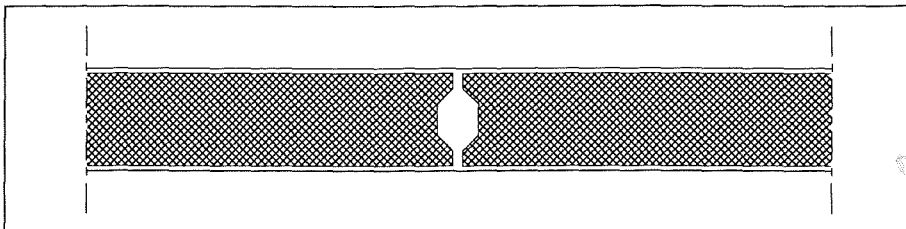


Figur 15. Flowdiagram.

Elementerne monteres på montagebolte ved hjælp af kran. Under montagen afstives elementerne normalt med stålrør, de såkaldte "blå drenge". Til formålet er elementerne forsynet med inserts der muliggør fastgørelse af montagestøtter med bolte. Efter montage understoppes elementerne med en jordfugtig cementmørtel og noterne i de lodrette fuger fyldes med en tynd cementmørtel, der hældes i fra oven.

Råmaterialeforbrug

I det følgende er givet råmaterialeforbruget for en væg af 100 mm betonelementer, understøbt med en KC 50/50/700 mørtel og pudset med 5 mm KC 35/65/650 på hver side.



Figur 16. Betonelementvæg med puds.

Af nedenstående tabel fremgår merforbrug og spild ved opførelse af væggen.

Råmaterialer	Sandsynligt merforbrug	Maksimalt merforbrug
Betonelement	0% ¹	0% ¹
Mørtel (understopning)	-33% ²	100% ²
Puds	10% ³	20% ³

Tabel 14. Sandsynlige og maksimale merforbrug ved fremstilling af 1 m² væg.

¹⁾ [DTI (1995)]. ²⁾ Beregnet ud fra variationerne i fugetykkelsen. ³⁾ Skøn.

Råmaterialeforbruget ved fremstilling af 1 m² væg, beregnet for en væg på 2,5 × 4,8 m, fremgår af nedenstående tabel. De angivne mængder for hele væggen er teoretiske minimumsmængder, dvs. mængder uden spild. På basis heraf og tabel 14 er beregnet de sandsynlige og maksimale materiale-mængder.

Råmaterialer	Enhed	Hele væggen	Mængde pr. m ² væg		
			Sandsynlig mængde	Interval	Middelværdi
Betonelement	m ³	1,20	0,100	-	0,100
Mørtel	m ³	0,0144	0,0012	0,0008-0,0024	0,00136
Puds	m ³	0,120	0,0110	0,0100-0,0120	0,0110

Tabel 15. Forbrug af råmaterialer ved fremstilling af 1 m² væg.

Transport af råmaterialer

Alle væggenes bestanddele antages transporteret fra producent til forbruger med lastbil. Transportafstanden er for danske forhold skønnet ud fra antallet af producenter.

Råmaterialer	Kilde	Transport-middel	Sandsynlig afstand	Interval	Middelværdi
Betonelementer	Danmark	Lastbil	150	0-300	150
Mørtel	Danmark	Lastbil	200	0-400	200
Puds	Danmark	Lastbil	200	0-400	200

Tabel 16. Transport af råmaterialer.

Idet der benyttes standard data for transportmidler, findes nedenstående energiforbrug og emissioner hidrørende fra transport.

	Enhed	Beton-elementer	Mørtel og puds	Sum
Energiforbrug				
Olie (diesel)	MJ	73,3	9,46	82,8
Emissioner til luft				
Hydrocarboner (HC)	g	10,8	1,39	12,2
Kuldioxid (CO ₂)	kg	5,52	0,712	6,23
Kulmonoxid (CO)	g	33,2	4,28	37,5
Nitrogenoxider (NO _x)	g	89,6	11,6	101
Svovldioxid (SO ₂)	g	6,56	0,845	7,40

Tabel 17. Energiforbrug og emissioner ved transport af råmaterialer til 1 m² væg.

Produktion af råmaterialer

Produktion af råmaterialer omfatter fremstilling af betonelementer, mørtel og puds. Energiforbrug og emissioner forbundet hermed fremgår af nedenstående tabel.

	Enhed	Beton-elementer	Mørtel og puds	Sum
Energiforbrug				
Kul	MJ	182	13,1	184
Naturgas	MJ	4,30	0,099	4,35
Olie(r)	MJ	180	6,35	182
Sum	MJ	367	19,5	370 ¹
Emissioner til luft				
Hydrocarboner (HC)	g	5,36	0,577	5,94
Kuldioxid (CO ₂)	kg	44,7	2,33	47,0
Kulmonoxid (CO)	g	18,5	2,21	20,7
Metan (CH ₄)	mg	291	105	396
Nitrogenoxider (NO _x)	g	174	11,9	186
Sporstoffer				
- Bly (Pb)	mg	10,4	0,226	10,7
- Cadmium (Cd)	mg	0,211	0,012	0,223
- Kviksølv (Hg)	mg	0,966	0,053	1,02
- Nikkel (Ni)	mg	7,70	1,08	8,79
Svovldioxid (SO ₂)	g	45,5	2,04	47,6
Restprodukter til deponering				
Højovnesslagge	g	65,0	-	65,0
Slagge og flyveaske	g	33,9	1,09	35,0
TASP	g	31,5	1,01	32,5

Tabel 18. Energiforbrug og emissioner ved fremstilling af råmaterialer til 1 m² væg.
¹⁾ Heraf ca. 33 MJ til transport.

Fremstillingsproces

Opførelse af en væg af betonelementer sker primært ved manuelt arbejde. Dog anvendes der tvangsblender til blanding af mørtel og puds, samt kran ved montagen. Energiforbruget hertil er dog så beskedent (samlet ca. 3 MJ [Andersen (1980)]), at der ses bort herfra. Eventuelt spild antages genanvendt, og opførelse af væggen giver således ikke anledning til affald til deponering.

Nedrivning og bortskaffelse

Nedknuses væggen og frasorteres armeringen, vil både beton og armering kunne genanvendes. Nedknust beton kan anvendes som tilslag ved støbning af ny beton eller som sand/grus, og armering kan anvendes til fremstilling af nyt stål. Vægge af betonelementer regnes derfor at blive genanvendt 100% og således ikke give anledning til affald til deponering.

Samlet energiforbrug, råstofforbrug og emissioner

Det samlede energiforbrug til fremstilling af 1 m² væg af 100 mm betonelementer fremgår af nedenstående tabel.

	Enhed	Transport	Råmat.	Proces	Nedr.	Precom.	Sum	Spredning
Energiforbrug								
Kul	MJ	-	195	-	-	22,4	218	10,0
Naturgas	MJ	-	4,40	-	-	11,0	15,4	1,90
Olie(r)	MJ	118	151	-	-	23,9	293	46,6
Sum	MJ	118	351	0	0	57,3	526	47,7
Energiproduktion								
Fjernvarme	MJ	-	≈0	-	-	-	≈0	-
Råstoffers brændværdi	MJ						≈2	-
Betonvægs brændværdi	MJ						0	-

Tabel 19. Samlet energiforbrug ved fremstilling af 1 m² væg.

De samlede emissioner ved fremstilling af 1 m² væg af 100 mm betonelementer fremgår af nedenstående tabel.

	Enhed	Transport	Råmat.	Proces	Nedr.	Precom.	Sum	Spredning
Emissioner til luft								
Hydrocarboner (HC)	g	17,2	0,865	-	-	0,458	18,6	7,65
Kuldioxid (CO ₂)	kg	8,91	44,3	-	-	2,63	55,9	3,81
Kulmonoxid (CO)	g	53,1	5,08	-	-	4,50	62,7	21,3
Metan (CH ₄)	g	0,001	0,395	-	-	79,7	80,1	14,6
Nitrogenoxider (NO _x)	g	145	143	-	-	23,7	311	55,5
Sporstoffer								
- Bly (Pb)	mg	-	10,7	-	-	0,166	10,8	5,13
- Cadmium (Cd)	mg	-	0,223	-	-	0,010	0,233	0,090
- Kviksølv (Hg)	mg	-	1,02	-	-	0,023	1,04	0,389
- Nikkel (Ni)	mg	1,42	7,36	-	-	22,3	31,0	4,96
Svovldioxid (SO ₂)	g	11,5	43,5	-	-	16,1	71,1	5,43
Restprodukter til deponering								
Højovns slagge	g	-	65,0	-	-	-	65,0	26,5
Slagge og flyveaske	g	-	35,0	-	-	-	35,0	5,16
TASP	g	-	32,5	-	-	-	32,5	1,69

Tabel 20. De samlede emissioner ved fremstilling af 1 m² væg.

Omregnes råvarerne i tabel 15 og energiforbruget i tabel 19 til råstoffer fås nedenstående samlede råstofforbrug ved fremstilling af 1 m² væg af 100 mm betonelementer.

	Enhed	Sum	Spredning
Primære råstoffer			
Jernmalm	g	562	226
Kalksten	kg	1,91	0,082
Kridt	kg	33,8	2,56
Sand	kg	112	7,40
Silika	g	919	72,8
Sten	kg	114	9,33
Øvrige råstoffer	g	442	-
Sekundære råstoffer			
Afsvovlingsgips	kg	1,44	0,113
Flyveaske	kg	14,1	0,802
Kisasker	g	602	46,2
Stålskrud	kg	1,28	0,130
Ikke fornyelige fossile brændsler			
Kul	kg	8,19	0,390
Naturgas	Nm ³	0,396	0,049
Olie(r)	kg	6,88	1,09

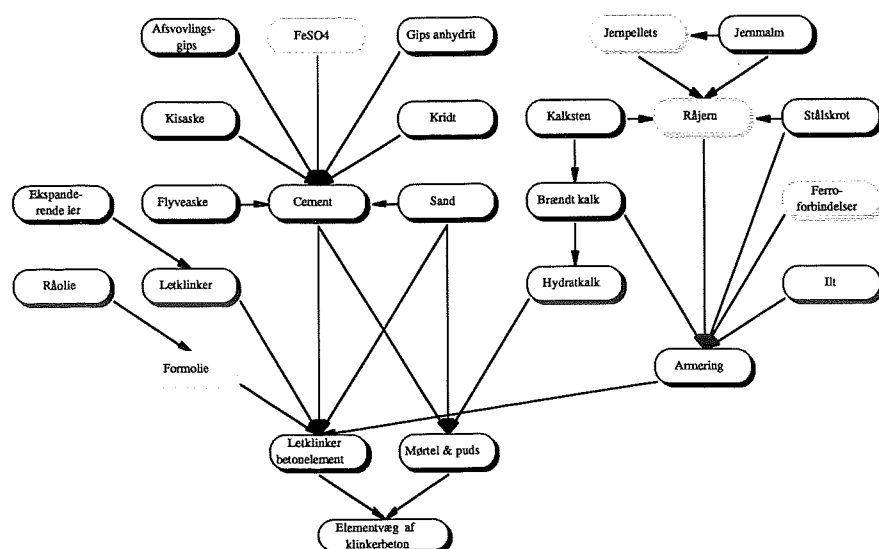
Tabel 21. Det samlede råstofforbrug ved fremstilling af 1 m² væg.

3.2.7 Elementvæg af klinkerbeton

Produktet

Vægelementer anvendes som indvendige bærende eller ikke-bærende vægge i bolig-, institutions- og erhvervsbyggeri. Væggene fremstilles i standard størrelser med højder på 2,4-3,0 m og længder på op til ca. 6 m. Vægtykkelserne er fra 100-240 mm i spring på 20-30 mm. Desuden leveres efter ønske specialvægge med dimensioner ud over de anførte standard dimensioner.

Procesbeskrivelse



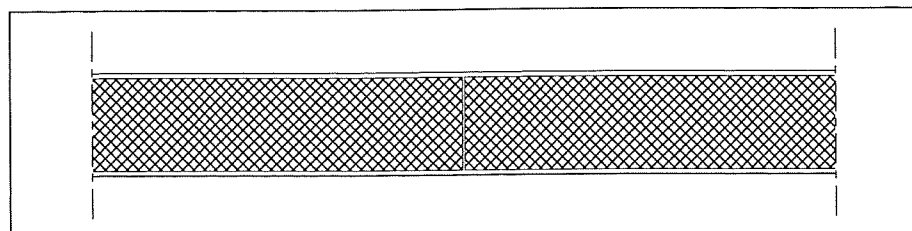
Figur 17. Flowdiagram.

Elementmontage udføres normalt af leverandørens egne montagehold ved hjælp af kran monteret på lastvogn. Montagen sker på kiler så der er mindst 20 mm luft under elementerne. Elementsamlingerne udføres normalt med limsamlinger kombineret med søm, galvaniserede båndjern eller inserts/bolte.

Elementerne afstives normalt med stålrør, de såkaldte "blå drenge", under montagen. Straks efter montage understøbes elementerne med en jordfugtig cementmørtel. Når understopningen er tilstrækkeligt tør, udtages kilerne, og de fremkomne huller stoppes med jordfugtig cementmørtel.

Råmaterialeforbrug

I det følgende er givet råmaterialeforbruget for en væg af 100 mm klinkerbetonelementer (densitet: 900 kg/m³), understøbt med en C 100/650 cementmørtel og pudset med 5 mm KC 35/65/650 på hver side.



Figur 18. Klinkerbetonelementvæg med puds.

Af nedenstående tabel fremgår merforbrug og spild ved opførelse af væggen.

Råmateriale	Sandsynligt merforbrug	Maksimalt merforbrug
Klinkerbetonelement	0% ¹	0% ¹
Mørtel (understopning)	-33% ²	100% ²
Puds	10% ¹	20% ¹

Tabel 22. Sandsynlige og maksimale merforbrug ved fremstilling af 1 m² væg.

¹⁾ Skøn. ²⁾ Beregnet ud fra variationen i fugetykkelsen.

Råmaterialeforbruget ved fremstilling af 1 m² væg, beregnet for en væg på 2,5 × 4,8 m, fremgår af nedenstående tabel. De angivne mængder for hele væggen er teoretiske minimumsmængder, dvs. mængder uden spild. På basis heraf og tabel 22, er beregnet de sandsynlige og maksimale materiale-mængder.

Råmateriale	Enhed	Hele væggen	Mængde pr. m ² væg		
			Sandsynlig mængde	Interval	Middelværdi
Klinkerbetonelement	m ³	1,20	0,100	-	0,100
Mørtel	m ³	0,0144	0,0012	0,0008-0,0024	0,0014
Puds	m ³	0,120	0,0110	0,0100-0,0120	0,0110

Tabel 23. Forbrug af råmaterialer ved fremstilling af 1 m² væg.

Transport af råmaterialer

Alle væggenes bestanddele antages transporteret fra producent til forbruger med lastbil. Transportafstanden er for danske forhold skønnet ud fra antallet af producenter.

Råmateriale	Kilde	Transport-middel	Sandsynlig afstand	Interval	Middelværdi
Klinkerbetonelementer	Danmark	Lastbil	150	0-300	150
Mørtel	Danmark	Lastbil	200	0-400	200
Puds	Danmark	Lastbil	200	0-400	200

Tabel 24. Transport af råmaterialer.

Idet der benyttes standard data for transportmidler, findes nedenstående energiforbrug og emissioner hidrørende fra transport.

	Enhed	Klinkerbetonelementer	Mørtel og puds	Sum
Energiforbrug				
Olie (diesel)	MJ	28,7	7,10	35,8
Emissioner til luft				
Hydrocarboner (HC)	g	4,21	1,04	5,25
Kuldioxid (CO ₂)	kg	2,16	0,534	2,69
Kulmonoxid (CO)	g	13,0	3,21	16,2
Nitrogenoxider (NO _x)	g	35,0	8,66	43,7
Svovldioxid (SO ₂)	g	2,57	0,634	3,20

Tabel 25. Energiforbrug og emissioner ved transport af råmaterialer til 1 m² væg.

Produktion af råmaterialer

Produktion af råmaterialer omfatter fremstilling af klinkerbetonelementer, mørtel og puds. Energiforbrug og emissioner forbundet hermed fremgår af nedenstående tabel.

	Enhed	Klinker- beton- elementer	Mørtel og puds	Sum
Energiforbrug				
Kul	MJ	198	13,0	211
Naturgas	MJ	14,6	0,093	14,7
Olie(r)	MJ	63,5	6,29	69,7
Sum	MJ	276	19,3	295 ¹⁾
Emissioner til luft				
Hydrocarboner (HC)	g	3,74	0,584	4,32
Hydrogenfluorid (HF)	mg	176	-	176
Kuldioxid (CO ₂)	kg	33,9	2,39	36,3
Kulmonoxid (CO)	g	18,4	2,17	20,6
Metan (CH ₄)	g	1,32	0,090	1,41
Nitrogenoxider (NO _x)	g	130	12,1	142
Sporstoffer				
- Bly (Pb)	mg	17,2	0,223	17,5
- Cadmium (Cd)	mg	0,300	0,012	0,311
- Kviksølv (Hg)	mg	1,30	0,053	1,35
- Nikkel (Ni)	mg	5,81	1,01	6,82
Svovldioxid (SO ₂)	g	67,1	2,00	69,1
Restprodukter til deponering				
Højovns slagge	g	118	-	118
Letbeton	kg	2,25	-	2,25
Slagge og flyveaske	g	29,1	1,14	30,2
TASP	g	27,1	1,06	28,1

Tabel 26. Energiforbrug og emissioner ved fremstilling af råmaterialer til 1 m² væg.

¹⁾ Heraf ca. 28 MJ til transport.

Fremstillingsproces

Opførelse af en væg af klinkerbeton vægelementer, sker primært ved manuelt arbejde. Dog anvendes der tvangsblender til blanding af mørtel og puds, samt kran ved montagen. Energiforbruget hertil er dog så beskedent (samlet ca. 2,5 MJ [Andersen (1980)]), at der ses bort herfra. Eventuelt spild antages genanvendt, og opførelse af væggen giver således ikke anledning til affald til deponering.

Nedrivning og bortskaffelse

Nedknuses væggen vil armering kunne frasorteres og genanvendes til fremstilling af nyt stål. Letklinkerbeton kan derimod ikke genbruges eller genanvendes. Armeringen antages derfor genanvendt, mens letklinkerbeton og væggenes øvrige bestanddele antages deponeret. Det antages at transporten til deponi sker med lastbil og at transportafstanden er 0-60 km med en sandsynlig afstand på 30 km. Heraf findes, idet der benyttes standard data for transportmidler, nedenstående energiforbrug og emissioner hidrørende fra transport af affald til deponi.

	Enhed	Sum
Energiforbrug		
Olie (diesel)	MJ	7,17
Emissioner til luft		
Hydrocarboner (HC)	g	1,05
Kuldioxid (CO ₂)	g	540
Kulmonoxid (CO)	g	3,24
Nitrogenoxider (NO _x)	g	8,75
Svovldioxid (SO ₂)	mg	641
Fast affald til deponering		
Letbeton	m ³	0,110

Tabel 27. Affaldsmængder samt energiforbrug og emissioner ved transport af affald fra 1 m² væg.

Samlet energiforbrug, råstofforbrug og emissioner

Det samlede energiforbrug til fremstilling af 1 m² væg af 100 mm klinkerbetonelementer fremgår af nedenstående tabel.

	Enhed	Transport	Råmat.	Proces	Nedr.	Precom.	Sum	Spredning
Energiforbrug								
Kul	MJ	-	211	-	-	24,5	235	10,7
Naturgas	MJ	-	14,7	-	-	5,29	20,0	1,28
Olie(r)	MJ	71,1	41,6	-	-	15,2	128	20,1
Sum	MJ	71,1	267	0	0	44,9	383	22,8
Energiproduktion								
Fjernvarme	MJ	-	≈1	-	-	-	≈1	-
Råstoffers brændværdi	MJ						≈4	-
klinkerbetonvægs brændværdi	MJ						0	-

Tabel 28. Samlet energiforbrug ved fremstilling af 1 m² væg.

De samlede emissioner ved fremstilling af 1 m² væg af 100 mm klinkerbetonelementer fremgår af nedenstående tabel.

	Enhed	Transport	Råmat.	Proces	Nedr.	Precom.	Sum	Spredning
Emissioner til luft								
Hydrocarboner (HC)	g	10,3	0,322	-	-	0,192	10,8	3,32
Hydrogenfluorid (HF)	mg	-	176	-	-	-	176	21,1
Kuldioxid (CO ₂)	kg	5,34	34,2	-	-	1,82	41,4	2,04
Kulmonoxid (CO)	g	31,6	8,39	-	-	3,84	43,9	9,41
Metan (CH ₄)	g	0,001	1,41	-	-	82,1	83,5	12,6
Nitrogenoxider (NO _x)	g	86,9	108	-	-	21,6	216	24,9
Sporstoffer								
- Bly (Pb)	mg	-	17,5	-	-	0,233	17,7	9,30
- Cadmium (Cd)	mg	-	0,311	-	-	0,015	0,327	0,115
- Kviksølv (Hg)	mg	-	1,35	-	-	0,026	1,38	0,467
- Nikkel (Ni)	mg	0,904	5,92	-	-	25,9	32,7	5,70
Svovldioxid (SO ₂)	g	7,40	65,6	-	-	13,6	86,5	5,69
Restprodukter til deponering								
Højovns slagge	g	-	118	-	-	-	118	48,7
Letbeton	m ³	-	0,003	-	0,110	-	0,113	≈0
Slagge og flyveaske	g	-	30,2	-	-	-	30,2	3,92
TASP	g	-	28,1	-	-	-	28,1	1,71

Tabel 29. De samlede emissioner ved fremstilling af 1 m² væg.

Omregnes råvarerne i tabel 23 og energiforbruget i tabel 28 til råstoffer fås nedenstående samlede råstofforbrug ved fremstilling af 1 m² væg af 100 mm klinkerbeton elementer.

	Enhed	Sum	Spredning
Primære råstoffer			
Expanderende ler	kg	16,7	1,81
Jernmalm	kg	1,02	0,414
Kalksten	kg	1,77	0,071
Kridt	kg	23,1	2,12
Sand	kg	74,8	5,47
Øvrige råstoffer	g	408	-
Sekundære råstoffer			
Afsvoeringsgips	g	965	93,4
Flyveaske	kg	3,50	0,279
Kisaske	g	407	38,2
stålskrot	kg	2,33	0,272
Ikke fornyelige fossile brændsler			
Kul	kg	8,84	0,412
Naturgas	Nm ³	0,513	0,033
Olie(r)	kg	3,01	0,470

Tabel 30. Det samlede råstofforbrug ved fremstilling af 1 m² væg.

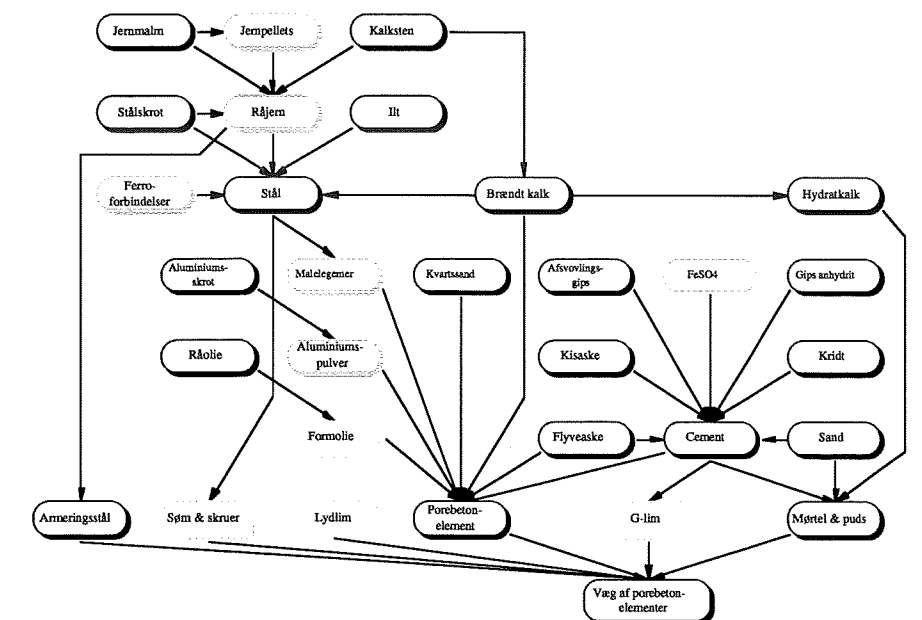
3.2.8 Elementvæg af porebeton

Produktet

Porebetonelementer findes i en række forskellige dimensioner. Elementerne leveres tilpasset etagehøjden, i tykkelserne 75, 100, 125 eller 150 mm, samt i bredderne 100-600 mm i spring på 100 mm [H+H (1989)].

På basis heraf kan fremstilles en række forskellige indervægstyper, hvoraf den mest almindelige er en uisoleret væg opført af 100 mm tykke og 600 mm brede elementer. Isolerede vægge af porebetonelementer opbygges som to vægge med isolering imellem. Disse finder dog kun sjældent anvendelse som indervægge.

Procesbeskrivelse



Figur 19. Flowdiagram.

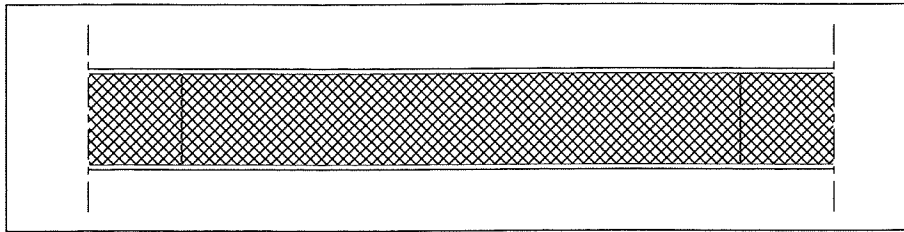
Består de tilstødende loft- og gulvkonstruktioner af beton- eller letbetondæk, skydes før montagen af elementerne stålstifter op i dækket med maks. 1 m afstand. Herefter trykkes en 10 mm tyk polyesterstrimmel, lidt bredere end elementet og påført G-lim, op over stålstifterne.

Montagen af et element begynder med at der på elementets ene langside påsmøres G-lim, hvorefter det løftes på plads. Elementet trykkes herefter mod det foregående element, mens det bevæges op og ned ved hjælp af monteringsjern for at sikre korrekt limkontakt. Tilstødende elementer samles desuden med et G-søm pr. m limfuge. Slutteligt klodses elementet op med træklodser, hvorved en ca. 30 mm fuge fremkommer mellem gulv og elementer. Efter endt montage understoppes elementerne med understøpningsmørtel eller jordfugtig cementmørtel.

Elementerne afstives i montageforløbet med justerbare stålrørstøtter. Der afstives pr. 1,80 ved vægge i en højde op til ca. 3 m. Støtterne fastgøres tværs over fugen med skruer som skrues i elementerne [H+H (1993)].

Råmaterialeforbrug

I det følgende er givet råmaterialeforbruget for en porebetonvæg opbygget af 100 mm porebetonelementer, understøbt med KC 50/50/700 og pudset med 5 mm KC 35/65/650 på begge sider.



Figur 20. Porebetonelementvæg med puds.

Af nedenstående tabel fremgår merforbrug og spild ved opførelse af væggen.

Råmateriale	Sandsynligt merforbrug	Maksimalt merforbrug
G-Lim	25%	50%
Mørtel (understopning)	5% ¹	10% ¹
Porebetonelementer	0% ¹	0% ¹
Puds	10% ¹	20% ¹
Søm og skruer	10% ¹	25% ¹
Øvrige bestanddele	50% ¹	100% ¹

Tabel 31. Sandsynlige og maksimale merforbrug ved fremstilling af 1 m² væg.

¹⁾ skøn.

Råmaterialeforbruget ved fremstilling af 1 m² væg, beregnet for en væg på 2,5 × 4,8 m, fremgår af nedenstående tabel. De angivne mængder for hele væggen er teoretiske minimumsmængder, dvs. mængder uden spild. På basis heraf og tabel 1 er beregnet de sandsynlige og maksimale materialemængder.

Råmateriale	Enhed	Hele vægge	Mængde pr. m ² væg		
			Sandsynlig mængde	Interval	Middelværdi
G-lim	kg	13,6	1,41	1,13-1,70	1,41
Lydlim	l	0,500	0,0626	0,0417-0,0834	0,0626
Mørtel (understopning)	m ³	0,0144	0,0012	0,0011-0,0013	0,0012
Porebetonelementer	m ³	1,20	0,100	-	0,100
Puds	m ³	0,120	0,011	0,010-0,012	0,011
Skruer	stk	12	1,10	1,00-1,25	1,11
Søm	stk	21	1,93	1,75-2,19	1,94

Tabel 32. Forbrug af råmaterialer ved fremstilling af 1 m² væg.

Transport af råmaterialer

Alle væggenes bestanddele antages transporteret fra producent til forbruger med lastbil. Transportafstanden er skønnet for danske forhold ud fra antallet af producenter.

Råmateriale	Kilde	Transport-middel	Sandsynlig afstand	Interval	Middelværdi
Mørtel	Danmark	Lastbil	200	0-400	200
Porebetonelementer	Danmark	Lastbil	150	0-300	150
Puds	Danmark	Lastbil	200	0-400	200
Øvrige bestanddele	Danmark	Lastbil	200	0-400	200

Tabel 33. Transport af råmaterialer.

Idet der benyttes standard data for transportmidler, findes nedenstående energiforbrug og emissioner hidrørende fra transport.

	Enhed	Porebetonelementer	Puds	Øvrige best.	Sum
Energiforbrug					
Olie (diesel)	MJ	20,3	8,42	1,67	30,4
Emissioner til luft					
Hydrocarboner (HC)	g	2,98	1,24	0,245	4,46
Kuldioxid (CO ₂)	kg	1,53	0,634	0,125	2,29
Kulmonoxid (CO)	g	9,18	3,81	0,754	13,7
Nitrogenoxider (NO _x)	g	24,8	10,3	2,04	37,1
Svovldioxid (SO ₂)	g	1,81	0,752	0,149	2,72

Tabel 34. Energiforbrug og emissioner ved transport af råmaterialer til 1 m² væg.

Produktion af råmaterialer

Produktion af råmaterialer omfatter fremstilling af porebetonelementer, mørtel og puds samt de øvrige bestanddele. Energiforbrug og emissioner forbundet hermed fremgår af nedenstående tabel.

	Enhed	Porebetonelementer	Puds	Øvrige best.	Sum
Energiforbrug					
Kul	MJ	161	11,6	9,27	182
Naturgas	MJ	121	0,087	0,051	122
Olie(r)	MJ	48,7	5,63	2,23	56,5
Sum	MJ	331	17,4	11,6	360 ¹⁾
Emissioner til luft					
Hydrocarboner (HC)	g	2,16	0,513	0,165	2,84
Kuldioxid (CO ₂)	kg	38,1	2,82	1,88	42,8
Kulmonoxid (CO)	g	13,6	1,95	0,568	16,1
Metan (CH ₄)	g	2,14	0,090	0,014	2,24
Nitrogenoxider (NO _x)	g	96,2	10,6	7,37	114
Sporstoffer					
- Bly (Pb)	mg	5,64	0,201	0,144	5,98
- Cadmium (Cd)	mg	0,148	0,010	0,007	0,166
- Kviksølv (Hg)	mg	0,711	0,048	0,034	0,793
- Nikkel (Ni)	mg	11,5	0,975	0,538	13,0
Svovldioxid (SO ₂)	g	39,1	1,83	1,17	42,1
Restprodukter til deponering					
Højvovsslagge	g	27,9	-	13,8	41,7
Porebeton	m ³	0,009	-	-	0,009
Slagge og flyveaske	g	31,7	0,983	≈0	33,6
TASP	g	29,5	0,916	≈0	31,3

Tabel 35. Energiforbrug og emissioner ved fremstilling af råmaterialer til 1 m² væg.

¹⁾ Heraf ca. 17 MJ til transport.

Fremstillingsproces

Opførelse af en væg af porebetonelementer, sker primært ved manuelt arbejde. Dog anvendes der tvangsblender til at blande mørtel og puds. Energiforbruget hertil er dog så beskedent (samlet 0,5 MJ [Andersen (1980)]), at der ses bort herfra. Eventuelt spild antages genanvendt, og opførelse af væggen giver således ikke anledning til affald til deponering.

Nedrivning og bortskaffelse

Nedknuses væggen vil armering kunne frasorteres og genanvendes til fremstilling af nyt stål. Porebeton kan derimod ikke genbruges eller genanvendes, og væggen antages derfor deponeret 100%. Det antages at transporten til deponi sker med lastbil og at transportafstanden er 0-60 km med en sandsynlig afstand på 30 km. Heraf findes, idet der benyttes standard data for transportmidler, nedenstående energiforbrug og emissioner hidrørende fra transport af affald til deponi.

	Enhed	Sum
Energiforbrug		
Olie (diesel)	MJ	65,53
Emissioner til luft		
Hydrocarboner (HC)	mg	811
Kuldioxid (CO ₂)	g	416
Kulmonoxid (CO)	g	2,50
Nitrogenoxider (NO _x)	g	6,75
Svovldioxid (SO ₂)	mg	494
Fast affald til deponering		
Porebeton	m ³	0,110

Tabel 36. Affaldsmængder samt energiforbrug og emissioner ved transport af affald fra 1 m² væg.

Samlet energiforbrug, råstofforbrug og emissioner

Det samlede energiforbrug til fremstilling af 1 m² væg af porebetonelementer fremgår af nedenstående tabel.

	Enhed	Transport	Råmat.	Proces	Nedr.	Precom.	Sum	Spredning
Energiforbrug								
Kul	MJ	0,014	182	-	-	20,8	203	3,98
Naturgas	MJ	0,002	121	-	-	8,24	130	7,95
Olie(r)	MJ	52,3	34,5	-	-	12,5	99,3	14,0
Sum	MJ	52,3	338	0	0	41,5	432	16,6
Energiproduktion								
Fjernvarme	MJ	-	≈3	-	-	-	≈3	-
Råstoffers brændværdi								
Porebetonvægs brændværdi	MJ						≈5	-
Porebetonvægs brændværdi								
Porebetonvægs brændværdi	MJ						0	-

Tabel 37. Samlet energiforbrug ved fremstilling af 1 m² væg.

De samlede emissioner ved fremstilling af 1 m² væg af porebetonelementer fremgår af nedenstående tabel.

	Enhed	Transport	Råmat.	Proces	Nedr.	Precom.	Sum	Spredning
Emissioner til luft								
Hydrocarboner (HC)	g	7,62	0,480	-	-	0,148	8,25	2,31
Kuldioxid (CO ₂)	kg	3,94	40,7	-	-	1,73	46,4	1,24
Kulmonoxid (CO)	g	23,5	8,89	-	-	3,15	35,5	6,60
Metan (CH ₄)	g	≈0	2,14	-	-	73,3	75,4	10,6
Nitrogenoxider (NO _x)	g	63,8	94,0	-	-	18,8	177	16,8
Sporstoffer								
- Bly (Pb)	mg	≈0	5,98	-	-	0,133	6,12	2,21
- Cadmium (Cd)	mg	≈0	0,166	-	-	0,008	0,175	0,053
- Kviksølv (Hg)	mg	≈0	0,794	-	-	0,021	0,815	0,244
- Nikkel (Ni)	mg	0,424	12,4	-	-	20,0	32,8	3,38
Svovldioxid (SO ₂)	g	5,00	40,1	-	-	11,5	56,6	3,14
Restprodukter til deponering								
Højvovsslagge	g	-	41,7	-	-	-	41,7	11,2
Porebeton	m ³	-	0,009	-	0,110	-	0,119	0
Slagge og flyveaske	g	-	33,6	-	-	-	33,6	5,71
TASP	g	-	31,3	-	-	-	31,3	1,66

Tabel 38. De samlede emissioner ved fremstilling af 1 m² væg.

Omregnes råmaterialerne i tabel 32 og energiforbruget i tabel 37 til råstoffer fås nedenstående samlede råstofforbrug ved fremstilling af 1 m² væg af porebetonelementer.

	Enhed	Sum	Spredning
Primære råstoffer			
Kalksten	kg	23,9	0,079
Kridt	kg	11,6	0,149
Kvartssand	kg	51,9	0,988
Sand	kg	21,1	0,913
Øvrige bestanddele	g	636	-
Sekundære råstoffer			
Afsvovlingsgips	g	461	5,95
Flyveaske	kg	10,4	0,031
Kisasker	g	200	2,54
Stålskrot	g	559	35,5
Ikke fornyelige fossile brændsler			
Kul	kg	7,65	0,165
Naturgas	Nm ³	3,32	0,204
Olie(r)	kg	2,35	0,328

Tabel 39. Det samlede råstofforbrug ved fremstilling af 1 m² væg.

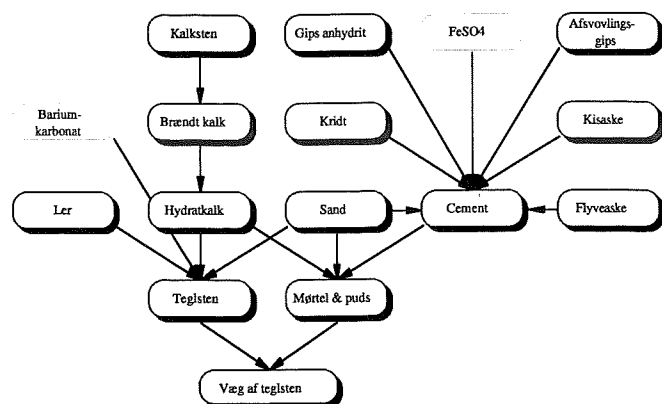
3.2.9 Vægge af murede teglsten

Produktet

Teglsten findes i en række forskellige dimensioner, af hvilke den mest anvendte (dansk normalformat) har dimensionerne 228 × 108 × 55 mm [DS 414 (1991)]. Stenens dimensioner lægger en naturlig begrænsning på hvor mange forskellige varianter af rene teglvægge der fremstilles. I praksis benyttes næsten udelukkende halvtstens teglvægge som indervægge.

En teglvæg opmures og pudses almindeligvis med kalkcementmørtel (KC-mørtel) eller murcementmørtel. Såvel gule som røde teglsten finder anvendelse til indervægge. I det følgende gennemregnes derfor både en indervæg opført i røde og gule teglsten.

Procesbeskrivelse

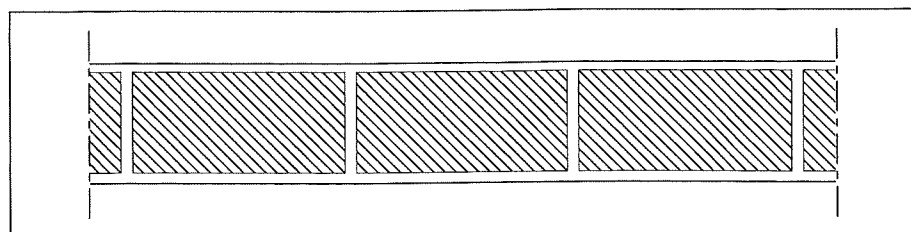


Figur 21. Flowdiagram.

En teglvæg opmures manuelt sten for sten uden brug af særlige hjælpemidler. Opmuringen sker ofte ved hjælp af et vaterpas og en snor der spændes ud, hvorved det sikres, at væggen er lige og i vater. Når mørtlen er hærdet af pudses væggen efterfølgende. Mørtel og puds blandes på byggepladsen i en tvangsblender.

Råmaterialeforbrug

I det følgende er givet råmaterialeforbruget for en halvtstensvæg opbygget af røde mursten, opmuret med en KC 50/50/700 mørtel og pudset med 10 mm KC 35/65/650 mørtel.



Figur 22. Teglstensvæg med puds.

Af nedenstående tabel fremgår merforbrug og spild ved opførelse af væggen.

Råmaterialer	Sandsynligt merforbrug	Maksimalt merforbrug
Mørtel	5% ¹⁾	10% ¹⁾
Puds	10% ¹⁾	20% ¹⁾
Teglsten	2,5% ¹⁾	5% ¹⁾

Tabel 40. Sandsynlige og maksimale merforbrug ved fremstilling af 1 m² væg.
¹⁾ skøn.

Råmaterialeforbruget ved fremstilling af 1 m² væg, beregnet for en væg på 2,5 × 4,8 m, fremgår af nedenstående tabel. De angivne mængder for hele væggen er teoretiske minimumsmængder, dvs. mængder uden spild. På basis heraf og tabel 40 er beregnet de sandsynlige og maksimale materiale-mængder.

Råmaterialer	Enhed	Hele væggen	Mængde pr. m ² væg		
			Sandsynlig mængde	Interval	Middelværdi
Mørtel	m ³	0,285	0,0250	0,0238-0,0262	0,0250
Puds	m ³	0,240	0,0220	0,0200-0,0240	0,0220
Teglsten (røde)	kg	1819	156	152-160	156

Tabel 41. Forbrug af råmaterialer ved fremstilling af 1 m² væg.

Transport af råmaterialer

Alle væggenes bestanddele antages transporteret fra producent til forbruger med lastbil. Transportafstanden er skønnet for typisk danske forhold, ud fra antallet af producenter.

Råmaterialer	Kilde	Transportmiddel	Sandsynlig afstand	Interval	Middelværdi
Mørtel	Danmark	Lastbil	200	0-400	200
Puds	Danmark	Lastbil	200	0-400	200
Teglsten (røde)	Danmark	Lastbil	50	0-200	70

Tabel 42. Transport af råmaterialer.

Idet der benyttes standard data for transportmidler, findes nedenstående energiforbrug og emissioner hidrørende fra transport.

	Enhed	Teglsten	Mørtel	Puds	Sum
Energiforbrug					
Olie (diesel)	MJ	33,2	19,1	16,8	69,1
Emissioner til luft					
Hydrocarboner (HC)	g	4,87	2,80	2,47	10,1
Kuldioxid (CO ₂)	kg	2,50	1,44	1,27	5,20
Kulmonoxid (CO)	g	15,0	8,64	7,62	31,3
Nitrogenoxider (NO _x)	g	40,5	23,3	20,6	84,4
Svovldioxid (SO ₂)	g	2,96	1,71	1,51	6,18

Tabel 43. Energiforbrug og emissioner ved transport af råmaterialer til 1 m² væg.

Produktion af råmaterialer

Produktion af råmaterialer omfatter fremstilling af røde teglsten, mørtel og puds. Energiforbrug og emissioner forbundet hermed fremgår af nedenstående tabel.

	Enhed	Teglsten	Mørtel	Puds	Sum
Energiforbrug					
Kul	MJ	66,2	25,8	23,3	115
Naturgas	MJ	374	0,222	0,174	375
Olie(r)	MJ	15,4	13,1	11,3	39,8
Sum	MJ	456	39,2	34,7	529 ¹⁾
Emissioner til luft					
Hydrocarboner (HC)	g	1,26	1,16	1,03	3,45
Hydrogenfluorid (HF)	g	40,7	-	-	40,7
Kuldioxid (CO ₂)	kg	29,3	4,41	5,63	37,8
Kulmonoxid (CO)	g	9,34	4,67	3,90	17,9
Metan (CH ₄)	g	1,90	0,271	0,180	2,35
Nitrogenoxider (NO _x)	g	71,6	22,0	21,2	115
Sporstoffer					
- Bly (Pb)	mg	0,430	0,455	0,403	1,29
- Cadmium (Cd)	mg	0,015	0,024	0,021	0,060
- Kviksølv (Hg)	mg	0,160	0,107	0,095	0,362
- Nikkel (Ni)	mg	0,244	2,41	1,95	4,55
Svovldioxid (SO ₂)	g	29,7	4,15	3,66	37,5
Restprodukter til deponering					
Slagge og flyveaske	g	32,1	1,86	1,97	35,9
TASP	g	29,9	1,73	1,83	33,4

Tabel 44. Energiforbrug og emissioner ved fremstilling af råmaterialer til 1 m² væg.

¹⁾ Heraf ca. 19 MJ til transport.

Fremstillingsproces

Opførelse af en væg af røde teglsten sker primært ved manuelt arbejde. Dog anvendes der tvangsblender til at blande mørtel og puds. Energiforbruget hertil er dog så lille (samlet ca. 1 MJ [Andersen (1980)]), at der ses bort herfra. Eventuelt spild antages genanvendt, og opførelse af væggen giver således ikke anledning til affald til deponering.

Nedrivning og bortskaffelse

Teglblokker kan genanvendes som fyldmateriale mv. Teglstensvægge antages derfor genanvendt 100%.

Samlet energiforbrug, råstofforbrug og emissioner

Det samlede energiforbrug til fremstilling af 1 m² væg af røde teglsten fremgår af nedenstående tabel.

	Enhed	Transport	Råmat.	Proces	Nedr.	Precom.	Sum	Spredning
Energiforbrug								
Kul	MJ	-	115	-	-	13,0	128	7,70
Naturgas	MJ	-	375	-	-	18,5	393	42,4
Olie(r)	MJ	88,4	20,4	-	-	11,1	120	26,2
Sum	MJ	88,4	510	0	0	42,7	641	50,4
Energiproduktion								
Fjernvarme	MJ	-	≈1	-	-	-	≈1	-
Råstoffers brændværdi	MJ						0	-
Teglvægs brændværdi	MJ						0	-

Tabel 45. Samlet energiforbrug ved fremstilling af 1 m² væg.

De samlede emissioner ved fremstilling af 1 m² væg af røde teglsten fremgår af nedenstående tabel.

	Enhed	Transport	Råmat.	Proces	Nedr.	Precom.	Sum	Spredning
Emissioner til luft								
Hydrocarboner (HC)	g	12,9	0,657	-	-	0,185	13,8	4,31
Hydrogenfluorid (HF)	g	-	40,7	-	-	-	40,7	18,9
Kuldioxid (CO ₂)	kg	6,66	36,4	-	-	2,04	45,1	3,22
Kulmonoxid (CO)	g	39,9	9,32	-	-	2,43	51,6	12,1
Metan (CH ₄)	g	0,001	2,35	-	-	54,3	56,7	9,17
Nitrogenoxider (NO _x)	g	108	91,4	-	-	14,2	213	31,4
Sporstoffer								
- Bly (Pb)	mg	-	1,29	-	-	0,054	1,34	0,186
- Cadmium (Cd)	mg	-	0,060	-	-	0,003	0,063	0,017
- Kviksølv (Hg)	mg	-	0,362	-	-	0,012	0,374	0,125
- Nikkel (Ni)	mg	0,188	4,37	-	-	11,7	16,2	2,61
Svovldioxid (SO ₂)	g	7,97	35,7	-	-	8,45	52,1	5,23
Restprodukter til deponering								
Slagge og flyveaske	g	-	35,9	-	-	-	35,9	8,62
TASP	g	-	33,4	-	-	-	33,4	3,64

Tabel 46. De samlede emissioner ved fremstilling af 1 m² væg.

Omregnes råmaterialerne i tabel 41 og energiforbruget i tabel 45 til råstoffer fås nedenstående samlede råstofforbrug ved fremstilling af 1 m² væg af røde teglsten.

	Enhed	Sum	Spredning
Primære råstoffer			
Kalksten	kg	7,52	0,146
Kridt	kg	5,88	0,128
Ler	kg	141	10,3
Sand	kg	100	10,0
Øvrige råstoffer	g	219	-
Sekundære råstoffer			
Flyveaske	kg	2,25	0,049
Øvrige råstoffer	g	72,7	-
Ikke fornyelige fossile brændsler			
Kul	kg	4,84	0,296
Naturgas	Nm ³	10,1	1,09
Olie(r)	kg	2,82	0,612

Tabel 47. Det samlede råstofforbrug ved fremstilling af 1 m² væg.

Gule teglsten

Transport af råmaterialer

Transportafstandene er de samme som for røde teglsten, og det heraf følgende energiforbrug og emissioner fremgår derfor af tabel 43.

Produktion af råmaterialer

Produktion af råmaterialer omfatter fremstilling af gule teglsten, mørtel og puds. Energiforbrug og emissioner forbundet hermed fremgår af nedenstående tabel.

	Enhed	Gule teglsten	Mørtel	Puds	Sum
Energiforbrug					
Kul	MJ	66,2	25,8	23,3	115
Naturgas	MJ	415	0,222	0,174	415
Olie(r)	MJ	16,2	13,1	11,3	40,6
Savsmuld	MJ	26,1	-	-	26,1
Sum	MJ	523	39,2	34,7	597 ¹⁾
Emissioner til luft					
Hydrocarboner (HC)	g	1,35	1,16	1,03	3,54
Hydrogenfluorid (HF)	g	40,7	-	-	40,7
Kuldioxid (CO ₂)	kg	44,9	4,41	4,17	53,5
Kulmonoxid (CO)	g	10,2	4,67	3,91	18,8
Metan (CH ₄)	g	2,10	0,271	0,180	2,55
Nitrogenoxider (NO _x)	g	76,5	22,0	21,2	120
Sporstoffer					
- Bly (Pb)	mg	0,430	0,455	0,403	1,29
- Cadmium (Cd)	mg	0,015	0,024	0,021	0,060
- Kviksølv (Hg)	mg	0,160	0,107	0,095	0,362
- Nikkel (Ni)	mg	0,244	2,41	1,90	4,55
Svovldioxid (SO ₂)	g	182	4,15	3,62	190
Restprodukter til deponering					
Slagge og flyveaske	g	32,1	1,86	1,97	35,9
TASP	g	29,9	1,73	1,83	33,4

Tabel 48. Energiforbrug og emissioner ved fremstilling af råmaterialer til 1 m² væg.

¹⁾ Heraf ca. 20 MJ til transport.

Fremstillingsproces

Opførelse af en væg af gule teglsten, sker primært ved manuelt arbejde. Dog anvendes der tvangsblender til at blande mørtel og puds. Elforbruget hertil er dog så lille, at der ses bort herfra. Eventuelt spild antages genanvendt, og opførelse af væggen giver således ikke anledning til affald til deponering.

Samlet energiforbrug, råstofforbrug og emissioner

Det samlede energiforbrug til fremstilling af 1 m² væg af gule teglsten fremgår af nedenstående tabel.

	Enhed	Transport	Råmat.	Proces	Nedr.	Precom.	Sum	Spredning
Energiforbrug								
Kul	MJ	-	115	-	-	13,0	128	7,70
Naturgas	MJ	-	415	-	-	19,7	435	42,6
Olie(r)	MJ	79,0	20,8	-	-	10,6	110	23,9
Træ	MJ	-	26,1	-	-	-	26,1	10,4
Sum	MJ	79,0	577	0	0	43,1	700	50,5
Energiproduktion								
Fjernvarme	MJ	-	≈1	-	-	-	≈1	-
Råstoffers brændværdi	MJ						0	-
Teglvægs brændværdi	MJ						0	-

Tabel 49. Samlet energiforbrug ved fremstilling af 1 m² væg.

De samlede emissioner ved fremstilling af 1 m² væg af gule teglsten fremgår af nedenstående tabel.

	Enhed	Transport	Råmat.	Proces	Nedr.	Precom.	Sum	Spredning
Emissioner til luft								
Hydrocarboner (HC)	g	11,5	0,670	-	-	0,170	12,4	3,86
Hydrogenfluorid (HF)	g	-	40,7	-	-	-	40,7	18,9
Kuldioxid (CO ₂)	kg	5,94	52,0	-	-	2,07	60,0	3,22
Kulmonoxid (CO)	g	35,6	9,97	-	-	2,39	48,0	11,1
Metan (CH ₄)	g	0,001	2,55	-	-	55,0	57,6	9,15
Nitrogenoxider (NO _x)	g	96,2	95,6	-	-	14,1	206	28,9
Sporstoffer								
- Bly (Pb)	mg	-	1,29	-	-	0,055	1,34	0,186
- Cadmium (Cd)	mg	-	0,060	-	-	0,003	0,063	0,017
- Kviksølv (Hg)	mg	-	0,362	-	-	0,012	0,374	0,125
- Nikkel (Ni)	mg	0,188	4,37	-	-	11,7	16,2	2,61
Svovldioxid (SO ₂)	g	7,12	188	-	-	8,25	203	129
Restprodukter til deponering								
Slagge og flyveaske	g	-	35,9	-	-	-	35,9	8,62
TASP	g	-	33,4	-	-	-	33,4	3,64

Tabel 50. De samlede emissioner ved fremstilling af 1 m² væg.

Omregnes råmaterialerne i tabel 41 og energiforbruget i tabel 49 til råstoffer fås nedenstående samlede råstofforbrug ved fremstilling af 1 m² væg af gule teglsten.

	Enhed	Sum	Spredning
Primære råstoffer			
Kalksten	kg	7,52	0,146
Kridt	kg	5,88	0,128
Ler	kg	155	11,1
Sand	kg	100	10,0
Øvrige råstoffer	g	219	-
Sekundære råstoffer			
Flyveaske	kg	2,25	0,049
Øvrige råstoffer	g	164	-
Ikke fornyelige fossile brændsler			
Kul	kg	4,84	0,296
Naturgas	Nm ³	11,1	1,09
Olie(r)	kg	2,60	0,558
Fornyelige fossile brændsler			
Træ	kg	1,63	0,651

Tabel 51. Det samlede råstofforbrug ved fremstilling af 1 m² væg.

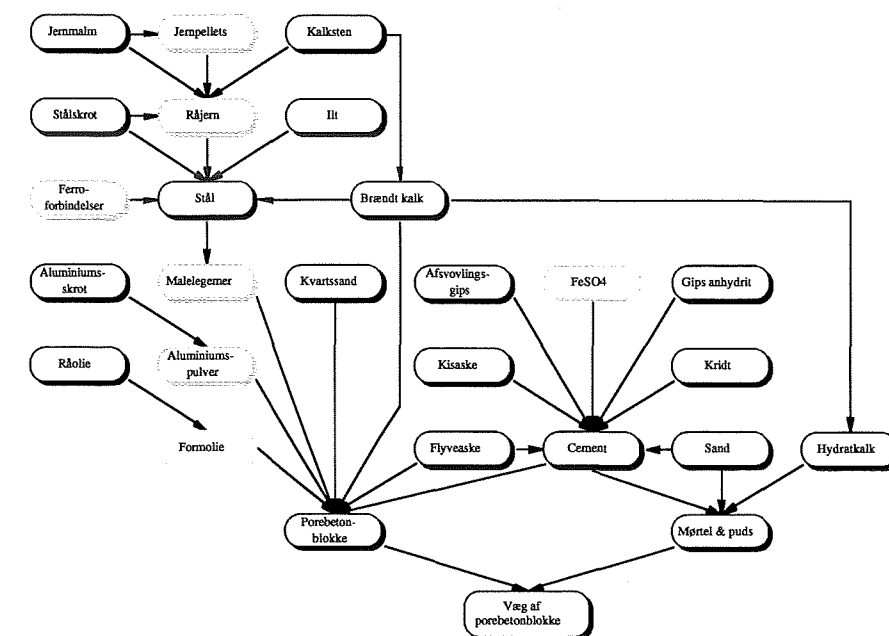
3.2.10 Væg af murede porebetonblokke

Produktet

Porebeton findes i en række forskellige dimensioner, af hvilke den mest anvendte (dansk normalformat) har dimensionerne 590 × 190 mm i bredderne 100, 150, 200, 240 og 300 mm. Blokkenes dimensioner lægger en naturlig begrænsning på hvor mange forskellige varianter af rene porebetonvægge der kan fremstilles. I praksis benyttes typisk 100-150 mm bredde porebetonblokke som indervægge.

En væg af porebetonblokke opmures og pudses almindeligvis med kalk-cementmørtel (KC-mørtel) eller murcementmørtel.

Procesbeskrivelse

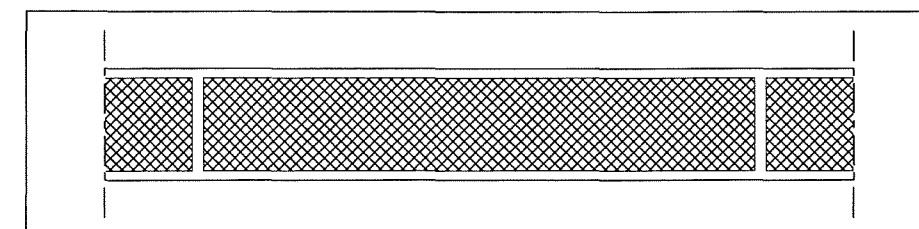


Figur 23. Flowdiagram.

En væg af porebetonblokke opmures manuelt blok for blok uden brug af særlige hjælpemidler. Opmuringen sker ofte ved hjælp af et vaterpas og en snor der spændes ud, hvorved det sikres, at væggen er lige og i vater. Når mørtlen er hærdet af pudses væggen efterfølgende. Mørtel og puds blandes på byggepladsen i en tvangsblender.

Råmaterialeforbrug

I det følgende er givet råmaterialeforbruget for en porebetonvæg opbygget af 100 mm porebetonblokke, opmuret af og pudset med 10 mm KC 50/50/700 mørtel.



Figur 24. Porebetonvæg med puds.

Af nedenstående tabel fremgår merforbrug og spild ved opførelse af væggen.

Råmateriale	Sandsynligt merforbrug	Maksimalt merforbrug
Mørtel	5% ¹⁾	10% ¹⁾
Porebetonblokke	2,5% ¹⁾	5% ¹⁾
Puds	10% ¹⁾	20% ¹⁾

Tabel 52. Sandsynlige og maksimale merforbrug ved fremstilling af 1 m² væg.

¹⁾ skøn.

Råmaterialeforbruget ved fremstilling af 1 m² væg, beregnet for en væg på 2,5 x 4,8 m, fremgår af nedenstående tabel. De angivne mængder for hele væggen er teoretiske minimumsmængder, dvs. mængder uden spild. På basis heraf og tabel 52, er beregnet de sandsynlige og maksimale materiale-mængder.

Råmateriale	Enhed	Hele væggen	Mængde pr. m ² væg		
			Sandsynlig mængde	Interval	Middel- værdi
Mørtel	m ³	0,096	0,0082	0,0078-0,0086	0,0082
Porebetonblokke	m ³	1,13	0,0945	0,0921-0,0968	0,0945
Puds	m ³	0,240	0,0220	0,0200-0,0240	0,0220

Tabel 53. Forbrug af råmaterialer ved fremstilling af 1 m² væg.

Transport af råmaterialer

Alle væggenes bestanddele antages transporteret fra producent til forbruger med lastbil. Transportafstanden er skønnet for porebetonblokke samt puds og mørtels bestanddele for typisk danske forhold.

Råmateriale	Kilde	Transport- middel	Sandsynlig afstand	Interval	Middelværdi
Mørtel	Danmark	Lastbil	200	0-400	200
Porebetonblokke	Danmark	Lastbil	150	0-300	150
Puds	Danmark	Lastbil	200	0-400	200

Tabel 54. Transport af råmaterialer.

Idet der benyttes standard data for transportmidler, findes nedenstående energiforbrug og emissioner hidrørende fra transport.

	Enhed	Mørtel	Porebeton- blokke	Puds	Sum
Energiforbrug					
Olie (diesel)	MJ	6,29	22,2	5,89	45,3
Emissioner til luft					
Hydrocarboner (HC)	g	0,924	3,25	2,47	6,65
Kuldioxid (CO ₂)	kg	0,474	1,67	1,27	3,41
Kulmonoxid (CO)	g	2,85	10,0	7,62	20,5
Nitrogenoxider (NO _x)	g	7,68	27,1	20,6	55,3
Svovldioxid (SO ₂)	g	0,562	1,98	1,51	4,05

Tabel 55. Energiforbrug og emissioner ved transport af råmaterialer til 1 m² væg.

Produktion af råmaterialer

Produktion af råmaterialer omfatter fremstilling af porebetonblokke, mørtel og puds. Energiforbrug og emissioner forbundet hermed fremgår af nedenstående tabel.

	Enhed	Mørtel	Porebeton- blokke	Puds	Sum
Energiforbrug					
Kul	MJ	8,51	164	23,3	196
Naturgas	MJ	0,073	114	0,174	114
Olie(r)	MJ	4,32	45,6	11,3	61,2
Sum	MJ	12,9	323	34,7	371 ¹⁾
Emissioner til luft					
Hydrocarboner (HC)	g	0,382	2,14	1,03	3,82
Kuldioxid (CO ₂)	kg	1,45	39,2	4,17	44,8
Kulmonoxid (CO)	g	1,54	14,8	3,91	20,2
Metan (CH ₄)	g	0,089	2,12	0,180	2,39
Nitrogenoxider (NO _x)	g	7,24	99,3	21,2	128
Sporstoffer					
- Bly (Pb)	mg	0,150	3,06	0,403	3,61
- Cadmium (Cd)	mg	0,008	0,128	0,021	0,157
- Kviksølv (Hg)	mg	0,035	0,630	0,095	0,761
- Nikkel (Ni)	mg	0,794	12,3	1,90	15,0
Svovldioxid (SO ₂)	g	1,37	37,1	3,62	42,1
Restprodukter til deponering					
Porebeton	kg	-	0,013	-	0,013
Højvovsslagge	g	-	5,32	-	5,32
Slagge og flyveaske	g	0,613	29,0	1,97	31,6
TASP	g	0,571	27,0	1,83	29,4

Tabel 56. Energiforbrug og emissioner ved fremstilling af råmaterialer til 1 m² væg.

¹⁾ Heraf ca. 22 MJ til transport.

Fremstillingsproces

Opførelse af en væg af porebetonblokke sker primært ved manuelt arbejde. Dog anvendes der tvangsblender til at blande mørtel og puds. Energiforbruget hertil er dog så beskedent (samlet ca. 0,5 MJ [Andersen (1980)]), at der ses bort herfra. Kun porebetonaffald antages deponeret. Øvrige affaldsmængder antages genanvendt.

Nedrivning og bortskaffelse

Porebetonblokke kan ikke genbruges eller genanvendes. Alle væggenes bestanddele antages derfor deponeret. Det antages at transporten til deponi sker med lastbil og at transportafstanden er 0-60 km med en sandsynlig afstand på 30 km. Heraf findes, idet der benyttes standard data for transportmidler, nedenstående energiforbrug og emissioner hidrørende fra transport af affald til deponi.

	Enhed	Sum
Energiforbrug		
Olie (diesel)	MJ	10,6
Emissioner til luft		
Hydrocarboner (HC)	g	1,55
Kuldioxid (CO ₂)	g	796
Kulmonoxid (CO)	g	4,79
Nitrogenoxider (NO _x)	g	12,9
Svovldioxid (SO ₂)	mg	945
Fast affald til deponering		
Porebeton	m ³	0,170

Tabel 57. Affaldsmængder samt energiforbrug og emissioner ved transport af affald fra 1 m² væg.

Samlet energiforbrug, råstofforbrug og emissioner

Det samlede energiforbrug til fremstilling af 1 m² væg af porebetonblokke fremgår af nedenstående tabel.

	Enhed	Transport	Råmat.	Proces	Nedr.	Precom.	Sum	Spredning
Energiforbrug								
Kul	MJ	-	196	-	-	22,1	218	4,04
Naturgas	MJ	-	114	-	-	9,06	123	7,61
Olie(r)	MJ	75,2	39,2	-	-	14,7	129	18,3
Sum	MJ	75,2	349	0	0	45,8	470	20,2
Energiproduktion								
Fjernvarme	MJ	-	≈4	-	-	-	≈4	-
Råstoffers brændværdi	MJ						≈5	-
Porebetonvægs brændværdi	MJ						0	-

Tabel 58. Samlet energiforbrug ved fremstilling af 1 m² væg.

De samlede emissioner ved fremstilling af 1 m² væg af porebetonblokke fremgår af nedenstående tabel.

	Enhed	Transport	Råmat.	Proces	Nedr.	Precom.	Sum	Spredning
Emissioner til luft								
Hydrocarboner (HC)	g	11,0	0,652	-	-	0,195	11,8	3,01
Kuldioxid (CO ₂)	kg	5,66	43,2	-	-	1,95	50,8	1,54
Kulmonoxid (CO)	g	33,8	10,5	-	-	3,40	47,7	8,54
Metan (CH ₄)	g	0,001	2,39	-	-	78,8	81,2	11,3
Nitrogenoxider (NO _x)	g	91,7	101	-	-	20,5	213	21,8
Sporstoffer								
- Bly (Pb)	mg	-	3,61	-	-	0,099	3,71	0,637
- Cadmium (Cd)	mg	-	0,157	-	-	0,005	0,163	0,054
- Kviksølv (Hg)	mg	-	0,761	-	-	0,021	0,782	0,250
- Nikkel (Ni)	mg	0,451	14,5	-	-	20,0	34,9	3,43
Svovldioxid (SO ₂)	g	6,91	39,9	-	-	12,8	59,6	3,24
Restprodukter til deponering								
Højovns slagge	g	-	5,32	-	-	-	5,32	2,13
Porebeton	m ³	-	0,009	-	0,120	-	0,129	≈0
Slagge og flyveaske	g	-	31,6	-	-	-	31,6	5,42
TASP	g	-	29,4	-	-	-	29,4	1,57

Tabel 59. De samlede emissioner ved fremstilling af 1 m² væg.

Omregnes råmaterialerne i tabel 53 og energiforbruget i tabel 58 til råstoffer fås nedenstående samlede råstofforbrug ved fremstilling af 1 m² væg af porebetonblokke.

	Enhed	Sum	Spredning
Primære råstoffer			
Kalksten	kg	28,7	0,265
Kridt	kg	13,1	0,148
Kvartssand	kg	57,2	1,23
Sand	kg	50,6	1,52
Øvrige bestanddele	g	320	-
Sekundære råstoffer			
Afsvovlingsgips	g	463	4,38
Flyveaske	kg	12,1	0,104
Øvrige bestanddele	g	367	-
Ikke fornyelige fossile brændsler			
Kul	kg	8,21	0,169
Naturgas	Nm ³	3,15	0,195
Olie(r)	kg	3,05	0,427

Tabel 60. Det samlede råstofforbrug ved fremstilling af 1 m² væg.

3.2.11 Væg af gipsplader på stålskelet

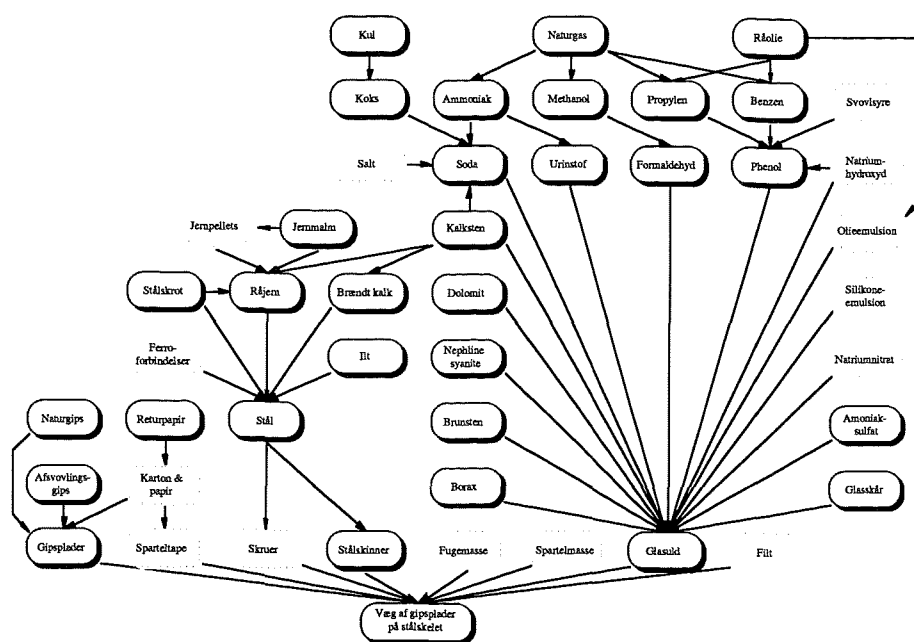
Produktet

Vægge bestående af gipsplader på stålskelet opbygges af et enkelt eller dobbelt stålskelet, hvor der på hver side monteres 1, 2 eller 3 lag gipsplader. Hulrummet i væggen kan eventuel isoleres helt eller delvist med mineraluld for at forbedre isolerings-, lyd- og brandegenskaber.

Stålprofilerne består af rektangulære åbne 0,56-1,5 mm tykke koldvalsede el-galvaniserede stålplader. De fleste stålprofiler leveres i bredderne 45, 70, 80, 95, 120, 145 og 160 mm. Gipspladerne leveres i tykkelserne 9, 13 og 15 mm, hvor 13 mm er den mest anvendte tykkelse til vægge.

Heraf kan fremstilles en lang række forskellige vægtyper lige fra et enkelt stålskelet bestående af 45 mm skinner og 45 mm lægtere med en gipsplade på hver side uden isolering til dobbelt stålskelet bestående af 160 mm skinner og 160 mm lægtere med 3 gipsplader på hver side med isolering.

Procesbeskrivelse



Figur 25. Flowdiagram.

Først monteres skinner mod loft og gulv. Fastgørelsen sker med skruer eller søm med en maks. afstand på 400 mm. Herimellem monteres lægtere med en indbyrdes afstand på maks. 600 mm. Lægterne fastgøres til skinnerne med selvskærende skruer eller ved sammenlåsning med en specialtang. Lægterne mod tilstødende konstruktioner fastgøres til disse med skruer eller søm med en afstand på maks. 400 mm. I dobbelte vægge er stolperne i de to væghalvdele forskudt 300 mm i forhold til hinanden og kan herudover være anbragt enten på fælles eller på separate gulv- og loftsskinner. Af hensyn til lydtætningen er skinner og lægtere mod tilstødende konstruktioner beklædt med filt eller cellegummi.

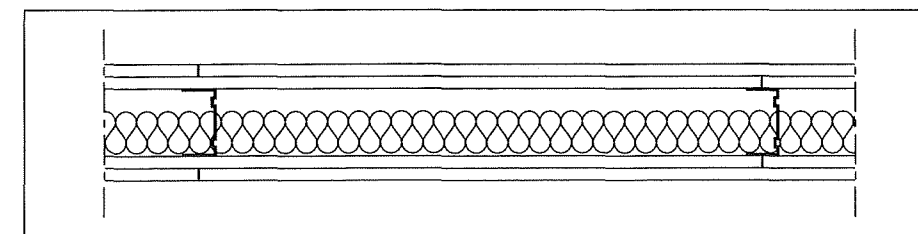
Hver vægside beklædes med 1, 2 eller 3 lag gipsplader. Det synlige lag fastgøres med selvskærende skruer med en afstand på maks. 200 mm langs kanter og maks. 300 mm langs mellemunderstøtninger. Ved anvendelse af 2 eller 3 lag plader fastgøres det eller de underste lag ligeledes med selv-

skærende skruer med en afstand på maks. 750 mm. Alle pladesamlinger er forskudt for hinanden i de enkelte lag. På den ene vægside monteres det inderste lag gipsplade med 7-10 mm fuger langs tilstødende konstruktioner og fugen fyldes med akustisk fugemasse. Slutteligt afdækkes samlingerne mellem pladerne i det yderste lag gipsplader med sparteltape og udspartles med spartelmasse.

Eventuelt kan vægge isoleres med 1 eller 2 lag mineraluld, der holdes på plads af isoleringsholdere.

Råmaterialeforbrug

I det følgende er givet råmaterialeforbruget for en gipspladevæg opbygget af et enkelt stålskelet bestående af 70 mm skinner og lægter.



Figur 26. Gipspladevæg på stålskelet, isoleret med glasuld.

Væggen er beklædt med 2 lag 13 mm gipsplader på hver side og hulrummet er isoleret med 45 mm glasuld [Gyproc (1991)]. Af nedenstående tabel fremgår merforbrug og spild ved opførelse af væggen.

Råmateriale	Sandsynligt merforbrug	Maksimalt merforbrug
Fugemasse	20%	40%
Gipsplade	5%	15%
Glasuld	5% ¹⁾	15% ¹⁾
Spartelmasse	5%	10% ¹⁾
Stålskelet	2%	6%
Søm og skruer	10% ¹⁾	25% ¹⁾
Øvrige bestanddele	0% ¹⁾	0% ¹⁾

Tabel 61. Sandsynlige og maksimale merforbrug ved fremstilling af 1 m² væg.

¹⁾ skøn.

Råmaterialeforbruget ved fremstilling af 1 m² væg, beregnet for en væg på 2,5 × 4,8 m, fremgår af nedenstående tabel. De angivne mængder for hele væggen er teoretiske minimumsmængder, dvs. mængder uden spild. På basis heraf og tabel 61, er beregnet de sandsynlige og maksimale mængder.

Råmateriale	Enhed	Hele væggen	Mængde pr. m ² væg		
			Sandsynlig mængde	Interval	Middelværdi
Filt (4 × 70 mm)	m	14,6	1,22	-	1,22
Fugemasse	l	1,37	0,159	0,131-0,187	0,159
Gipsplade (13 mm)	m ²	48,0	4,20	4,00-4,60	4,24
Glasuld (45 mm)	m ³	0,540	0,0473	0,0450-0,0518	0,0473
Skruer (440 stk á 2,5 g)	g	1100	101	91,7-115	102
Spartelmasse	kg	8,40	0,735	0,700-0,770	0,735
Sparteltape	m	25	2,08	-	2,08
Stålskinne (70 mm)	m	9,6	0,816	0,800-0,848	0,819
Stållægter (70 mm)	m	22,5	1,91	1,88-1,99	1,91
Søm (78 stk. á 5 g)	g	390	35,8	32,5-40,6	36,1

Tabel 62. Forbrug af råmaterialer ved fremstilling af 1 m² væg.

Transport af råmaterialer

Alle væggenes bestanddele antages transporteret fra producent til forbruger med lastbil. Transportafstanden er for danske forhold skønnet til gennemsnitligt 150 km for gipsplader og 600 km for stållægtere idet de primært fremstilles i de øvrige skandinaviske lande. For alle øvrige bestanddele er transportafstanden skønnet til gennemsnitligt 200 km.

Råmateriale	Kilde	Transport-middel	Sandsynlig afstand	Interval	Middelværdi
Gipsplade	Danmark	Lastbil	150	0-300	150
Stålskelet	Skandinavien	Lastbil	600	400-1000	640
Øvrige bestanddele	Danmark	Lastbil	200	0-400	200

Tabel 63. Transport af råmaterialer.

Idet der benyttes standard data for transportmidler, findes nedenstående energiforbrug og emissioner, hidrørende fra transport.

	Enhed	Gipsplader	Stålskelet	Øvrige bestanddele	Sum
Energiforbrug					
Olie (diesel)	MJ	12,6	2,46	0,834	15,9
Emissioner til luft					
Hydrocarboner (HC)	g	1,85	0,361	0,122	2,33
Kuldioxid (CO ₂)	kg	0,947	0,185	0,063	1,20
Kulmonoxid (CO)	g	5,69	1,11	0,377	7,18
Nitrogenoxider (NO _x)	g	15,4	3,00	1,02	19,4
Svovldioxid (SO ₂)	g	1,13	0,220	0,075	1,42

Tabel 64. Energiforbrug og emissioner fra transport af råmaterialer til 1 m² væg.

Produktion af råmaterialer

Produktion af råmaterialer omfatter fremstilling af alle de i tabel 62 nævnte bestanddele. Energiforbrug og emissioner relateret hertil fremgår af nedenstående tabel.

	Enhed	Gipsplade	Glasuld	Stålskelet	Øvrige bestanddele	Sum
Energiforbrug						
Kul	MJ	40,2	10,7	35,6	2,88	89,3
Naturgas	MJ	81,3	6,09	0,504	0,041	88,0
Olie(r)	MJ	51,9	1,67	14,3	0,996	68,9
Sum	MJ	173	18,5	50,4	3,92	246 ¹
Emissioner til luft						
Ammoniak (NH ₃)	g	-	2,34	-	-	2,34
Formaldehyd	mg	-	136	-	-	136
Hydrocarboner (HC)	g	1,94	0,083	0,353	0,004	2,38
Kuldioxid (CO ₂)	kg	12,5	1,63	4,22	0,331	18,7
Kulmonoxid (CO)	g	8,01	0,275	1,16	0,018	9,47
Metan (CH ₄)	mg	452	35,5	14,3	1,18	503
Nitrogenoxider (NO _x)	g	79,0	9,50	8,85	0,530	97,9
Phenol	mg	-	247	-	-	247
Sporstoffer						
- Bly (Pb)	mg	0,260	0,069	0,048	0,004	0,381
- Cadmium (Cd)	mg	0,009	0,002	0,002	≈0	0,013
- Kviksølv (Hg)	mg	0,097	0,026	0,018	0,002	0,142
- Nikkel (Ni)	mg	70,1	0,421	0,986	0,078	71,6
Svovldioxid (SO ₂)	g	45,1	4,92	7,60	0,624	58,3
Restprodukter til deponering						
Glasuld	g	-	14,7	-	-	14,7
Højovns slagge	g	-	-	605	-	605
Slagge og flyveaske	g	19,5	5,20	3,60	0,328	28,7
TASP	g	18,2	4,84	3,36	0,305	26,7

Tabel 65. Energiforbrug og emissioner ved fremstilling af råmaterialer til 1 m² væg.
¹⁾ Heraf 26,8 MJ transport.

Fremstillingsproces

Montage af gipspladevægge på stålskelet sker primært ved håndkraft, og eneste energiforbrug er derfor el-forbruget til håndværktøj mv. Det er valgt at se bort herfra. Spild af gipsplader og glasuld under opførelsen af væggen antages deponeret.

Nedrivning og bortskaffelse

Nedrivningen af gipspladevægge vil sandsynligvis ske manuelt og således ikke give anledning til energiforbrug. Arbejdet må dog forventes at give anledning til støv bl.a fra gipspladerne selv samt fra isoleringsmaterialet.

Er stålprofiler og glasuld ikke for beskadiget, kan disse principielt genbruges. Ligeledes kan gipspladerne anvendes som råstof ved fremstilling af nye gipsplader. Ingen af delene sker imidlertid i dag. Stålprofilerne antages derfor genanvendt til fremstilling af nyt stål, mens væggenes øvrige bestanddele antages deponeret. Det antages at transporten til deponi sker med lastbil og at transportafstanden er 0-60 km med en sandsynlig afstand på 30 km. Heraf findes, idet der benyttes standard data for transportmidler, nedenstående energiforbrug og emissioner hidrørende fra transport af affald til deponi.

	Enhed	Sum
Energiforbrug		
Olie (diesel)	MJ	2,64
Emissioner til luft		
Hydrocarboner (HC)	mg	388
Kuldioxid (CO ₂)	g	199
Kulmonoxid (CO)	g	1,20
Nitrogenoxider (NO _x)	g	3,23
Svovldioxid (SO ₂)	mg	236
Fast affald til deponering		
Gipsplader	m ³	0,053
Glasuld	m ³	0,045

Tabel 66. Affaldsmængder samt energiforbrug og emissioner ved transport af affald fra 1 m² væg.

Samlet energiforbrug, råstofforbrug og emissioner

Det samlede energiforbrug ved fremstilling af 1 m² gipspladevæg på stålskelet fremgår af nedenstående tabel.

	Enhed	Transport	Råmat.	Proces	Nedr.	Precom.	Sum	Spredning
Energiforbrug								
Kul	MJ	0,652	88,7	-	-	13,8	103	3,76
Naturgas	MJ	0,012	87,9	-	-	6,46	94,4	20,3
Olie(r)	MJ	44,7	42,7	-	-	8,13	95,5	16,1
Sum	MJ	45,3	219	0	0	28,3	293	26,2
Energiproduktion								
Fjernvarme	MJ	-	≈4	-	-	-	≈4	-
Råstoffers								
brændværdi	MJ						≈42	-
Gipspladevægs								
brændværdi	MJ						0	-

Tabel 67. De samlede energiforbrug ved fremstilling af 1 m² væg.

De samlede emissioner ved fremstilling af 1 m² gipspladevæg på stålskelet fremgår af nedenstående tabel.

	Enhed	Transport	Råmat.	Proces	Nedr.	Precom.	Sum	Spredning
Emissioner til luft								
Ammoniak (NH ₃)	g	-	2,34	-	-	-	2,34	0,596
Formaldehyd	mg	-	136	-	-	-	136	37,3
Hydrocarboner (HC)	g	4,92	0,178	-	-	0,131	5,22	1,38
Kuldioxid (CO ₂)	kg	3,37	16,7	-	-	1,22	21,3	1,67
Kulmonoxid (CO)	g	15,8	2,04	-	-	3,54	21,4	3,93
Metan (CH ₄)	g	-	0,503	-	-	37,4	37,9	4,83
Nitrogenoxider (NO _x)	g	78,8	41,7	-	-	10,9	131	15,5
Phenol	mg	-	247	-	-	-	247	67,6
Sporstoffer								
- Bly (Pb)	mg	0,004	0,377	-	-	0,777	1,16	0,223
- Cadmium (Cd)	mg	≈0	0,013	-	-	0,058	0,071	0,017
- Kviksølv (Hg)	mg	0,002	0,141	-	-	0,029	0,171	0,051
- Nikkel (Ni)	mg	64,8	6,82	-	-	34,5	106	23,1
Svovldioxid (SO ₂)	g	26,7	33,3	-	-	6,54	66,5	6,83
Restprodukter til deponering								
Gipsplade	m ³	-	-	0,003	0,052	-	0,055	0,002
Glasuld	g	-	14,7	49,2	810	-	874	24,7
Højojnsslagge	g	-	652	-	-	-	652	13,5
Slagge og flyveaske	g	0,317	28,3	-	-	-	28,7	3,92
TASP	g	0,295	26,4	-	-	-	26,7	1,46

Tabel 68. De samlede emissioner ved fremstilling af 1 m² væg.

Omregnes råmaterialerne i tabel 62 og energiforbruget i tabel 67 til råstoffer fås nedenstående samlede råstofforbrug ved fremstilling af 1 m² gipspladevæg på stålskelet.

	Enhed	Sum	Spredning
Primære råstoffer			
Dolomit	g	583	17,6
Jernmalm	kg	5,50	0,232
Kalksten	g	214	12,8
Kvartssand	g	273	29,0
Naturgips	kg	24,8	0,875
Øvrige råstoffer	kg	308	-
Sekundære råstoffer			
Afsvovlingsgips	kg	13,7	0,408
Glasskår	g	404	28,2
Returpapir	g		
Stålskrot	kg	408	7,55
Ikke fornyelige fossile brændsler			
Kul	kg	3,71	0,150
Naturgas	Nm ³	2,42	0,520
Olie(r)	kg	2,19	0,327

Tabel 69. Det samlede råstofforbrug ved fremstilling af 1 m² væg.

3.2.12 Væg af gipsplader på træskelet

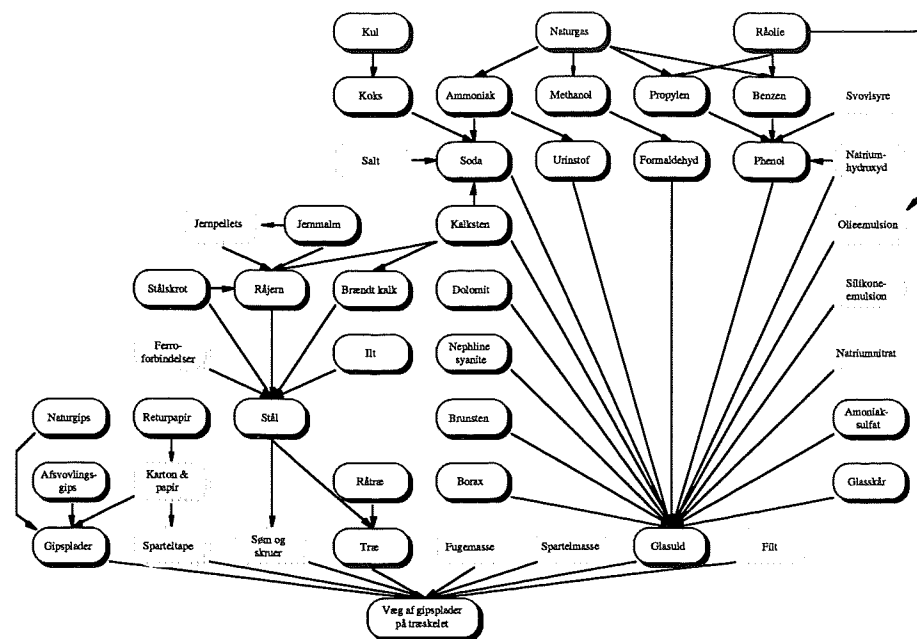
Produktet

Vægge bestående af gipsplader på træskelet opbygges af et enkelt eller dobbelt træskelet, hvor der på hver side monteres 1, 2 eller 3 lag gipsplader. Hulrummet i væggen kan eventuel isoleres helt eller delvist med mineraluld for at forbedre isolerings-, lyd- og brandegenskaber.

Trælægtere kan selvsagt fås i stort set enhver dimension. Til gipspladevægge på træskelet benyttes almindeligvis lægtere på 23-50 x 45, 70, 95 eller 120 mm. Gipspladerne leveres i tykkelserne 9, 13 og 15 mm, hvor 13 mm er den mest anvendte tykkelse til vægge.

Heraf kan fremstilles en lang række forskellige vægtyper lige fra et enkelt træskelet med en gipsplade på hver side uden isolering til dobbelt træskelet med 3 gipsplader på hver side med hulrummet fuldt udfyldt med isolering.

Procesbeskrivelse



Figur 27. Flowdiagram.

Først monteres kantlægtene mod loft og gulv. Fastgørelsen sker med skruer eller søm med en afstand på maks. 600 mm. Her imellem monteres væglægtene med en indbyrdes afstand på maks. 600 mm. Væglægtene fastgøres til kantlægtene med søm. Væglægtene mod tilstødende konstruktioner fastgøres til disse med skruer eller søm med en afstand på maks. 600 mm. I dobbelte vægge er væglægtene i de to væghalvdele forskudt 300 mm i forhold til hinanden og kan herudover være anbragt enten på fælles eller på separate kantlægt. Af hensyn til lydtætningen er kantlægtene og væglægtene mod tilstødende konstruktioner beklædt med filt eller cellegummi.

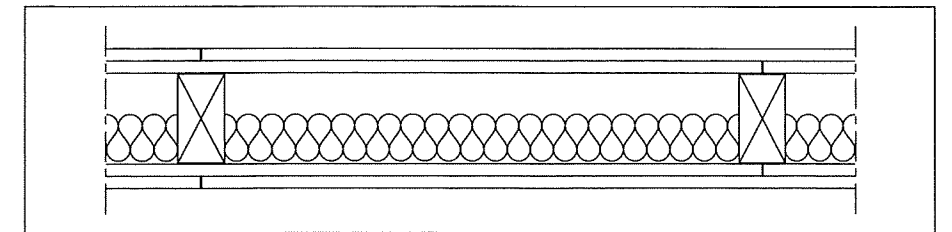
Hver vægside beklædes med 1, 2 eller 3 lag gipsplader. Det synlige lag fastgøres med skruer/søm med en afstand på maks. 200/150 mm langs kanter og maks. 300/200 mm langs mellemunderstøtninger. Ved anvendelse af 2 eller 3 lag plader fastgøres det eller de underste lag ligeledes med skruer/søm med en afstand på maks. 750 mm. Alle pladesamlinger er forskudt for hinanden i de enkelte lag. Yderste gipsplade monteres med 7-10 mm fuge langs

tilstødende konstruktioner og fugen fyldes med akustisk fugemasse. Slutligt afdækkes samlingerne mellem pladerne med sparteltape og udspartles med spartelmasse.

Eventuelt kan vægge isoleres med 1 eller 2 lag mineraluld, der holdes på plads af isoleringsholdere.

Råmaterialeforbrug

I det følgende er givet råmaterialeforbruget for en gipspladevæg opbygget af et enkelt træskelet bestående af 50 x 95 mm trælægter. Væggen er beklædt med 2 lag 13 mm gipsplader på hver side og hulrummet er isoleret med 50 mm glasuld [Gyproc (1991)].



Figur 28. Gipspladevæg på træskelet, isoleret med glasuld.

Af nedenstående tabel fremgår merforbrug og spild ved opførelse af en væg.

Råmateriale	Sandsynligt merforbrug	Maksimalt merforbrug
Fugemasse	20%	40%
Gipsplade	5%	15%
Glasuld	5% ¹⁾	15% ¹⁾
Spartelmasse	5%	10% ¹⁾
Søm og skruer	10% ¹⁾	25% ¹⁾
Trælægtere	10%	20%
Øvrige bestanddele	0% ¹⁾	0% ¹⁾

Tabel 70. Sandsynlige og maksimale merforbrug ved fremstilling af 1 m² væg.

¹⁾ skøn.

Råmaterialeforbruget ved fremstilling af 1 m² væg, beregnet for en væg på 2,5 x 4,8 m, fremgår af nedenstående tabel. De angivne mængder for hele væggen er teoretiske minimumsmængder, dvs. mængder uden spild. På basis heraf og tabel 70, er beregnet de sandsynlige og maksimale materiale-mængder.

Råmateriale	Enhed	Hele væggen	Mængde pr. m ² væg		
			Sandsynlig mængde	Interval	Middelværdi
Filt (4 × 70 mm)	m	14,6	1,22	-	1,22
Fugemasse	l	1,91	0,159	0,131-0,187	0,159
Gipsplade (13 mm)	m ²	48,0	4,20	4,00-4,60	4,24
Glasuld (50 mm)	m ³	0,522	0,0500	0,0434-0,525	0,0492
Skruer (440 stk. à 2,5 g)	g	1100	101	91,7-115	102
Spartelmasse	kg	8,40	0,735	0,700-0,770	0,735
Sparteltape	m	25	2,08	-	2,08
Søm (64 stk. à 5 g)	g	320	29,3	26,7-33,3	29,6
Trælægtere (50 × 95 mm)	m	31,2	2,86	2,60-3,12	2,86

Tabel 71. Forbrug af råmaterialer ved fremstilling af 1 m² væg.

Transport af råmaterialer

Alle væggenes bestanddele antages transporteret fra producent til forbruger med lastbil. Transportafstanden er for danske forhold skønnet til gennemsnitligt 150 km for gipsplader, og 600 km for trælægtere idet de primært fremstilles i de øvrige skandinaviske lande. For alle øvrige bestanddele er transportafstanden skønnet til gennemsnitligt 200 km.

Råmateriale	Kilde	Transport-middel	Sandsynlig afstand	Interval	Middelværdi
Gipsplade	Danmark	Lastbil	150	0-300	150
Træskelet	Skandinavien	Lastbil	600	400-1000	640
Øvrige bestanddele	Danmark	Lastbil	200	0-400	200

Tabel 72. Transport af råmaterialer.

Idet der benyttes standard data for transportmidler, findes nedenstående energiforbrug og emissioner hidrørende fra transport.

	Enhed	Gipsplader	Træskelet	Øvrige bestanddele	Sum
Energiforbrug					
Olie (diesel)	MJ	12,6	9,35	0,849	22,8
Emissioner til luft					
Hydrocarboner (HC)	g	1,85	1,37	0,125	3,35
Kuldioxid (CO ₂)	kg	0,947	0,704	0,064	1,72
Kulmonoxid (CO)	g	5,69	4,23	0,384	10,3
Nitrogenoxider (NO _x)	g	15,4	11,4	1,04	27,8
Svovldioxid (SO ₂)	g	1,13	0,836	0,076	2,04

Tabel 73. Energiforbrug og emissioner fra transport af råmaterialer til 1 m² væg.

Produktion af råmaterialer

Produktion af råmaterialer omfatter fremstilling af alle de i tabel 71 nævnte bestanddele. Energiforbrug og emissioner relateret hertil fremgår af nedenstående tabel.

	Enhed	Gipsplade	Glasuld	træskelet	Øvrige bestanddele	Sum
Energiforbrug						
Kul	MJ	40,2	11,0	3,39	3,19	57,8
Naturgas	MJ	81,3	6,28	0,175	0,045	87,8
Olie(r)	MJ	51,9	1,74	4,35	1,10	48,6
Træ	MJ	-	-	42,3	-	42,3
Sum	MJ	173	19,0	50,3	4,33	247 ¹
Emissioner til luft						
Ammoniak (NH ₃)	g	-	2,42	-	-	2,42
Benzen	mg	-	-	258	-	258
Formaldehyd	mg	-	140	-	-	140
Hydrocarboner (HC)	g	1,94	0,086	0,268	0,004	2,29
Kuldioxid (CO ₂)	kg	12,5	1,68	0,682	0,366	15,2
Kulmonoxid (CO)	g	8,01	0,287	8,31	0,019	16,6
Metan (CH ₄)	g	0,452	0,037	1,73	0,001	2,22
Nitrogenoxider (NO _x)	g	79,0	9,83	9,16	0,582	98,6
Phenol	mg	-	254	-	-	254
Sporstoffer						
- Bly (Pb)	mg	0,260	0,072	0,286	0,005	0,622
- Cadmium (Cd)	mg	0,009	0,003	0,004	≈0	0,015
- Kviksølv (Hg)	mg	0,097	0,027	0,018	0,002	0,144
- Nikkel (Ni)	mg	70,1	0,488	0,023	0,086	70,7
Svovldioxid (SO ₂)	g	45,1	5,07	1,80	0,688	52,7
Restprodukter til deponering						
Glasuld	g	-	15,1	-	-	15,1
Højovns slagge	g	-	-	2,19	52,7	54,8
Slagge og flyveaske	g	19,5	5,35	1,59	0,359	26,8
TASP	g	18,2	4,98	1,48	0,334	25,0

Tabel 74. Energiforbrug og emissioner ved fremstilling af råmaterialer til 1 m² væg.
¹⁾ Heraf 31,0 MJ transport.

Fremstillingsproces

Montage af gipspladevægge på træskelet sker primært ved håndkraft, og eneste energiforbrug er derfor el-forbruget til håndværktøj mv. Det er valgt at se bort herfra. Spild af gipsplader og glasuld under opførelsen af væggen antages deponeret.

Nedrivning og bortskaffelse

Nedrivningen af gipspladevægge vil sandsynligvis ske manuelt og således ikke give anledning til energiforbrug. Arbejdet må dog forventes at give anledning til støv bl.a. fra gipspladerne selv samt fra isoleringsmaterialet.

Er trælægter og glasuld ikke for beskadiget, kan disse principielt genbruges. Ligeledes kan gipspladerne anvendes som råstof ved fremstilling af nye gipsplader. Ingen af delene sker imidlertid i dag. Trælægterne antages derfor afbrændt på forbrændingsanlæg, mens væggenes øvrige bestanddele antages deponeret. Det antages at transporten til deponi sker med lastbil og at transportafstanden er 0-60 km med en sandsynlig afstand på 30 km. Heraf findes, idet der benyttes standard data for transportmidler, nedenstående energiforbrug og emissioner hidrørende fra transport af affald til deponi.

	Enhed	Sum
Energiforbrug		
Olie (diesel)	MJ	2,64
Emissioner til luft		
Hydrocarboner (HC)	mg	388
Kuldioxid (CO ₂)	g	199
Kulmonoxid (CO)	g	1,20
Nitrogenoxider (NO _x)	g	3,23
Svovldioxid (SO ₂)	mg	236
Fast affald til deponering		
Gipsplader	m ³	0,053
Glasuld	m ³	0,050

Tabel 75. Affaldsmængder samt energiforbrug og emissioner ved transport af affald fra 1 m² væg.

Samlet energiforbrug, råstofforbrug og emissioner

Det samlede energiforbrug ved fremstilling af 1 m² væg af gipsplader på træskelet fremgår af nedenstående tabel.

	Enhed	Transport	Råmat.	Proces	Nedr.	Precom.	Sum	Spredning
Energiforbrug								
Kul	MJ	0,053	57,8	-	-	6,84	64,6	3,09
Naturgas	MJ	0,001	87,8	-	-	6,30	94,1	20,3
Olie(r)	MJ	51,0	33,5	-	-	6,73	91,3	16,7
Træ	MJ	-	42,3	-	-	-	42,3	3,73
Sum	MJ	51,0	221	0	0	19,9	292	26,7
Energiproduktion								
Fjernvarme	MJ	-	≈1	-	-	-	≈1	-
Råstoffers brændværdi	MJ						145	-
Gipspladevægs brændværdi	MJ						141	-

Tabel 76. De samlede energiforbrug ved fremstilling af 1 m² væg.

De samlede emissioner ved fremstilling af 1 m² væg af gipsplader på træskelet fremgår af nedenstående tabel.

	Enhed	Transport	Råmat.	Proces	Nedr.	Precom.	Sum	Spredning
Emissioner til luft								
Ammoniak (NH ₃)	g	-	2,42	-	-	-	2,42	0,617
Benzen	mg	-	258	-	-	-	258	73,8
Formaldehyd	mg	-	140	-	-	-	140	38,6
Hydrocarboner (HC)	g	5,85	0,179	-	-	0,126	6,15	1,58
Kuldioxid (CO ₂)	kg	3,79	13,4	-	-	0,982	18,1	1,69
Kulmonoxid (CO)	g	18,7	9,45	-	-	1,48	29,6	4,92
Metan (CH ₄)	g	-	2,22	-	-	25,7	27,9	4,06
Nitrogenoxider (NO _x)	g	86,4	43,3	-	-	7,34	137	16,3
Phenol	mg	-	254	-	-	-	254	69,9
Sporstoffer								
- Bly (Pb)	mg	-	0,621	-	-	0,089	0,711	0,186
- Cadmium (Cd)	mg	-	0,015	-	-	0,006	0,021	0,005
- Kviksølv (Hg)	mg	-	0,144	-	-	0,008	0,152	0,051
- Nikkel (Ni)	mg	64,8	5,87	-	-	7,98	78,7	17,0
Svovldioxid (SO ₂)	g	27,0	28,0	-	-	4,86	59,8	6,82
Restprodukter til deponering								
Gipsplade	m ³	-	-	0,003	0,052	-	0,055	0,002
Glasuld	g	-	15,1	9,00	876	-	900	25,8
Højvovslagge	g	-	54,8	-	-	-	54,8	9,24
Slagge og flyveaske	g	0,026	26,8	-	-	-	26,8	3,94
TASP	g	0,024	25,0	-	-	-	25,0	1,48

Tabel 77. De samlede emissioner ved fremstilling af 1 m² væg.

Omregnes råmaterialerne i tabel 71 og energiforbruget i tabel 76 til råstoffer fås nedenstående samlede råstofforbrug ved fremstilling af 1 m² gipspladevæg.

	Enhed	Sum	Spredning
Primære råstoffer			
Dolomit	g	584	17,6
Jernmalm	g	463	80,0
Kvartssand	g	282	30,6
Naturgips	kg	24,8	0,875
Træ	kg	6,87	0,604
Øvrige råstoffer	kg	560	-
Sekundære råstoffer			
Afsvovlingsgips	kg	13,7	0,408
Glasskår	g	416	30,7
Returpapir	kg	2,16	0,062
Øvrige bestanddele	g	76,1	-
Ikke fornyelige fossile brændsler			
Kul	kg	2,42	0,119
Naturgas	Nm ³	2,41	0,520
Olie(r)	kg	2,08	0,343
Fornyelige fossile brændsler			
Træ	kg	2,82	0,376

Tabel 78. Det samlede råstofforbrug ved fremstilling af 1 m² væg.

3.2.13 Væg af spånplader på træskelet

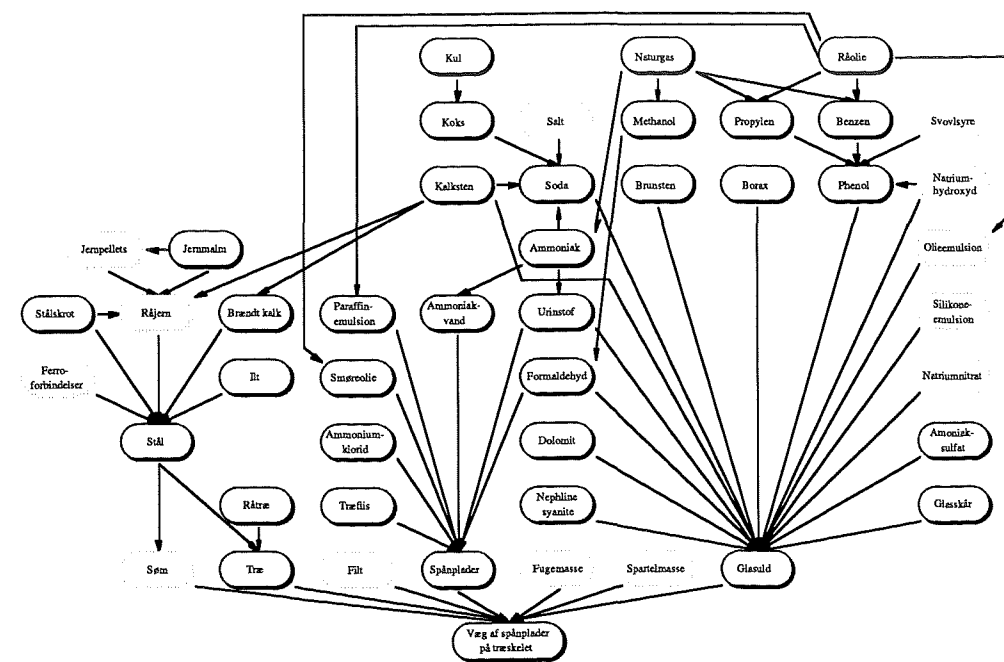
Produktet

Vægge bestående af spånplader på træskelet opbygges af et enkelt eller dobbelt træskelet, hvor der på hver side monteres 1 lag spånplader. Hulrummet i væggen kan eventuelt isoleres med mineraluld af hensyn til isolerings-, lyd- og brandegenskaberne.

Trælægtere kan fås i stort set enhver dimension. En almindelig dimension til spånpladevægge er 50 x 95 mm. Spånpladerne leveres i en række tykkelser fra 6-32 mm, idet normalen er 12-16 mm.

Heraf kan fremstilles en lang række forskellige vægtyper, lige fra et enkelt træskelet uden isolering til dobbelt træskelet med hulrummet fuldt udfyldt med isolering.

Procesbeskrivelse



Figur 29. Flowdiagram.

Først monteres lægtere mod loft og gulv. Fastgørelsen sker med skruer eller søm med en afstand på maks. 400 mm. Her imellem monteres stolper med en indbyrdes afstand på maks. 600 mm, som fastgøres til lægterne med skruer eller søm med en afstand på maks. 400 mm. I dobbelte vægge er stolperne i de to væghalvdele forskudt 300 mm i forhold til hinanden og kan herudover være anbragt enten på fælles eller på separate lægtere. Af hensyn til lydtætningen er lægtere og stolper mod tilstødende konstruktioner beklædt med mineraluld.

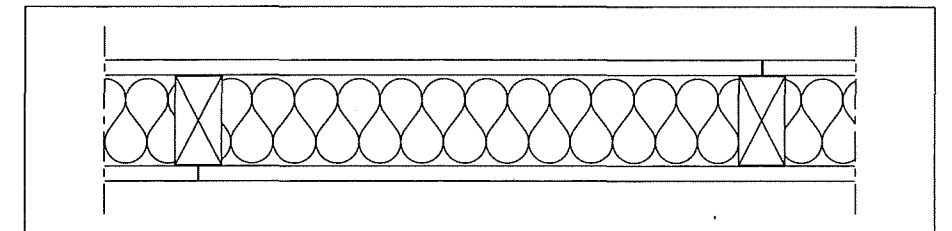
Hver vægside beklædes med 1 lag spånplader, der fastgøres med søm med en afstand på maks. 120 mm langs pladekanter og maks. 240 mm langs mellemunderstøtninger. Herunder kan hulrummet mellem lægterne eventuelt isoleres med mineraluld. Spånpladerne monteres med ca. 8 mm fuger langs loft, gulv og tilstødende konstruktioner og fugen fyldes med akustisk fuge-

masse. Slutteligt udspartles sømhuller med spartelmasse og eventuelle ujævnheder ved pladesamlinger slibes.

Spånpladerne kan også monteres vandret, men montage og materialeforbrug herved er principielt det samme som beskrevet ovenfor.

Råmaterialeforbrug

I det følgende er givet råmaterialeforbruget for en spånpladevæg opbygget af et enkelt træskelet bestående af 50 x 95 mm trælægter. Væggen er beklædt med 1 lag 16 mm spånplader på hver side og hulrummet er isoleret med 95 mm glasuld [BPS (1978)].



Figur 30. Spånpladevæg på træskelet, isoleret med glasuld.

Af nedenstående tabel fremgår merforbrug og spild ved opførelse af en væg.

Råmateriale	Sandsynligt merforbrug	Maksimalt merforbrug
Fugemasse	33% ¹	67% ¹
Glasuld	5% ²	15% ²
Spartelmasse	50% ²	100% ²
Spånplader	5% ²	15% ²
Søm	10% ²	25% ²
Trælægtere	10%	20%
Øvrige bestanddele	0% ²	0% ²

Tabel 79. Sandsynlige og maksimale merforbrug ved fremstilling af 1 m² væg.
¹⁾ beregnet ud fra fugestørrelsen. ²⁾ skøn.

Råmaterialeforbruget ved fremstilling af 1 m² væg, beregnet for en væg på 2,5 x 4,8 m, fremgår af nedenstående tabel. De angivne mængder for hele væggen er teoretiske minimumsmængder, dvs. mængder uden spild. På basis heraf og tabel 79, er beregnet de sandsynlige og maksimale materiale-mængder.

Råmateriale	Enhed	Hele væggen	Mængde pr. m ² væg		
			Sandsynlig mængde	Interval	Middelværdi
Filt (20 x 95 mm glasuld)	m ³	0,0277	0,00231	-	0,00231
Fugemasse	l	2,80	0,311	0,234-0,389	0,311
Glasuld	m ³	0,950	0,0950	0,0825-0,0998	0,0935
Spånplade (16 mm)	m ²	24,0	2,10	2,00-2,30	2,12
Spartelmasse	kg	3,23	0,403	0,269-0,538	0,403
Søm (644 stk. à 5 g)	g	3220	307	280-349	310
Trælægter (45 x 95 mm)	m	31,2	2,86	2,60-3,12	2,86

Tabel 80. Forbrug af råmaterialer ved fremstilling af 1 m² væg.

Transport af råmaterialer

Alle væggenes bestanddele antages transporteret fra producent til forbruger med lastbil. Transportafstanden er for danske forhold skønnet til gennemsnitligt 200 km, dog 600 km for trælægttere der ofte produceres i det øvrige skandinaviske lande.

Råmateriale	Kilde	Transport- middel	Sandsynlig afstand	Interval	Middelværdi
Spånplader	Danmark	Lastbil	200	0-400	200
Træskelet	Skandinavien	Lastbil	600	400-1000	640
Øvrige bestanddele	Danmark	Lastbil	200	0-400	200

Tabel 81. Transport af råmaterialer.

Idet der benyttes standard data for transportmidler, findes nedenstående energiforbrug og emissioner hidrørende fra transport.

	Enhed	Spånplader	Træskelet	Øvrige bestanddele	Sum
Energiforbrug					
Olie (diesel)	MJ	9,74	9,24	1,23	20,2
Emissioner til luft					
Hydrocarboner (HC)	g	1,43	1,36	0,181	2,97
Kuldioxid (CO ₂)	kg	0,733	0,696	0,093	1,52
Kulmonoxid (CO)	g	4,41	4,18	0,557	9,15
Nitrogenoxider (NO _x)	g	11,9	11,3	1,50	24,7
Svovldioxid (SO ₂)	g	0,870	0,826	0,110	1,81

Tabel 82. Energiforbrug og emissioner fra transport af råmaterialer til 1 m² væg.

Produktion af råmaterialer

Produktion af råmaterialer omfatter fremstilling af alle de i tabel 80 nævnte bestanddele. De hertil relaterede energiforbrug og emissioner fremgår af nedenstående tabel.

	Enhed	Glasuld	Spånplader	Træskelet	Øvrige bestanddele	Sum
Energiforbrug						
Kul	MJ	21,0	24,3	3,35	6,59	55,2
Naturgas	MJ	11,9	11,6	0,172	0,380	24,1
Olie(r)	MJ	3,28	8,87	4,30	2,12	18,6
Træ	MJ	-	117	41,9	-	159
Sum	MJ	36,2	161	49,7	9,09	269 ¹⁾
Emissioner til luft						
Ammoniak (NH ₃)	g	4,59	-	-	0,113	4,71
Benzen	mg	-	-	255	-	255
Formaldehyd	g	0,267	1,20	-	0,007	1,47
Hydrocarboner (HC)	g	0,164	0,616	0,265	0,005	1,05
Kuldioxid (CO ₂)	kg	3,19	3,48	0,674	0,770	8,11
Kulmonoxid (CO)	g	0,546	22,6	8,22	0,029	31,4
Metan (CH ₄)	g	0,070	4,90	1,71	0,004	6,69
Nitrogenoxider (NO _x)	g	18,7	30,5	9,06	1,48	59,8
Phenol	mg	483	-	-	-	495
Sporstoffer						
- Bly (Pb)	mg	0,136	0,157	0,282	0,012	0,587
- Cadmium (Cd)	mg	0,005	0,005	0,003	≈0	0,014
- Kviksølv (Hg)	mg	0,051	0,059	0,018	0,004	0,132
- Nikkel (Ni)	mg	0,928	1,86	0,022	0,191	3,00
Svovldioxid (SO ₂)	g	9,64	11,9	1,78	1,50	24,8
Restprodukter til deponering						
Glasuld	g	28,7	-	-	0,709	29,4
Højovns slagge	g	-	-	2,16	103	105
Slagge og flyveaske	g	10,2	11,8	1,57	0,868	24,4
TASP	g	9,48	11,0	1,46	0,808	22,7

Tabel 83. Energiforbrug og emissioner ved fremstilling af råmaterialer til 1 m² væg.
¹⁾ Heraf 7,2 MJ transport.

Fremstillingsproces

Montage af spånpladevægge sker primært ved håndkraft, og eneste energiforbrug er derfor el-forbruget til håndværktøj mv. Det er valgt at se bort herfra. Spild af glasuld under opførelsen af væggen antages deponeret, mens spild af spånplade og træskelet antages afbrændt på forbrændingsanlæg.

Nedrivning og bortskaffelse

Nedrivningen af spånpladevægge vil sandsynligvis ske manuelt og således ikke give anledning til energiforbrug. Arbejdet må dog forventes at give anledning til støv bl.a fra spånpladerne selv samt fra isoleringsmaterialet.

Er trælægttere og glasuld ikke for beskadiget, kan disse principielt genbruges. Dette sker imidlertid kun sjældent i dag. Trælægttere og spånplader antages derfor afbrændt på forbrændingsanlæg, mens væggenes øvrige bestanddele antages deponeret. Mængden er dog så beskeden, at der ses bort fra energiforbrug (samlet ca. 0,185 MJ) og emissioner hidrørende fra transport til deponi.

Samlet energiforbrug, råstofforbrug og emissioner

Det samlede energiforbrug ved fremstilling af 1 m² spånpladevæg fremgår af nedenstående tabel.

	Enhed	Transport	Råmat.	Proces	Nedr.	Precom.	Sum	Spredning
Energiforbrug								
Kul	MJ	0,103	55,1	-	-	6,83	62,1	2,07
Naturgas	MJ	0,002	24,1	-	-	2,50	26,6	1,45
Olie(r)	MJ	27,5	11,5	-	-	4,52	43,5	7,81
Træ	MJ	-	159	-	-	-	159	5,63
Sum	MJ	27,6	249	0	0	13,8	291	9,95
Energiproduktion								
Fjernvarme	MJ	-	≈5	-	-	-	≈5	-
Råstoffers brændværdi	MJ						505	-
Spånpladevægs brændværdi	MJ						452	-

Tabel 84. De samlede energiforbrug ved fremstilling af 1 m² væg.

De samlede emissioner ved fremstilling af 1 m² spånpladevæg fremgår af nedenstående tabel.

	Enhed	Transport	Råmat.	Proces	Nedr.	Precom.	Sum	Spredning
Emissioner til luft								
Ammoniak (NH ₃)	g	-	4,71	-	-	-	4,71	1,17
Benzen	mg	-	255	-	-	-	255	72,9
Formaldehyd	g	-	1,47	-	-	-	1,47	0,681
Hydrocarboner (HC)	g	4,02	0,019	-	-	0,066	4,11	1,32
Kuldioxid (CO ₂)	kg	2,08	7,56	-	-	0,579	10,2	0,631
Kulmonoxid (CO)	g	12,4	28,2	-	-	1,33	42,0	6,27
Metan (CH ₄)	g	-	6,69	-	-	22,2	28,9	4,00
Nitrogenoxider (NO _x)	g	33,8	62,3	-	-	6,02	102	9,65
Phenol	mg	-	495	-	-	-	495	133
Sporstoffer								
- Bly (Pb)	mg	0,001	0,586	-	-	0,145	0,732	0,188
- Cadmium (Cd)	mg	≈0	0,014	-	-	0,010	0,025	0,006
- Kviksølv (Hg)	mg	≈0	0,131	-	-	0,009	0,141	0,046
- Nikkel (Ni)	mg	0,425	2,58	-	-	9,70	12,7	3,63
Svovldioxid (SO ₂)	g	2,66	24,0	-	-	3,75	30,4	1,77
Restprodukter til deponering								
Glasuld	kg	-	0,029	0,017	1,71	-	1,75	0,048
Højovns slagge	g	-	105	-	-	-	105	21,2
Slagge og flyveaske	g	0,050	24,4	-	-	-	24,4	3,46
TASP	g	0,047	22,7	-	-	-	22,7	0,963

Tabel 85. De samlede emissioner ved fremstilling af 1 m² væg.

Omregnes råmaterialerne i tabel 80 og energiforbruget i tabel 84 til råstoffer fås nedenstående samlede råstofforbrug ved fremstilling af 1 m² spånpladevæg.

	Enhed	Sum	Spredning
Primære råstoffer			
Jernmalm	g	890	184
Kalksten	g	318	25,2
Kvartssand	g	549	58,1
Naturgas	Nm ³	1,19	0,045
Træ	kg	6,79	0,597
Salt	g	256	28,5
Øvrige råstoffer	kg	1,10	-
Sekundære råstoffer			
Glasskår	g	811	58,2
Træflis	kg	23,6	1,05
Ikke fornyelige fossile brændsler			
Kul	kg	2,31	0,083
Naturgas	Nm ³	0,684	0,037
Olie(r)	g	1,03	0,183
Fornyelige fossile brændsler			
Træ	kg	10,6	0,793

Tabel 86. Det samlede råstofforbrug ved fremstilling af 1 m² væg.

3.3 Vurdering

På basis af de i afsnit 3.2 opgjorte energiforbrug, ressourceforbrug og emissioner foretages nu en sammenlignende vurdering af de enkelte vægvarianter. Ved vurderingen tages udgangspunkt i bruttolisten over miljøeffekter (tabel 2). Da der ikke på forhånd er taget stilling til hvilke miljøeffekter der skal medtages i vurderingen, vil de alle blive gennemgået.

Eksisterer der en metode til kvantitativ opgørelse af en miljøeffekt, vil denne blive anvendt. Der vil her fortrinsvis blive benyttet metoder og effektfaktorer (dvs. faktorer der beskriver et stofs bidrag til en miljøeffekt relativt i forhold til et referencestof) som beskrevet i [Heijungs et al. (1992)]. Desuden vil de opgjorte miljøpåvirkninger, der bidrager til miljøeffekten, blive beskrevet og kommenteret. Endelig vil miljøeffekten blive opgjort i form af en middelværdi samt spredningen herpå udtrykt ved 95% fraktilen.

Eksisterer der ingen metode til kvantitativ opgørelse af en miljøeffekt vil problemstillingen blive beskrevet, og der vil i stedet blive forsøgt gennemført en kvalitativ vurdering på basis af de opgjorte miljøpåvirkninger, der bidrager hertil.

Foreligger der hverken opgørelsesmetoder eller data for en miljøeffekt, vil der på basis af generelle data for byggebranchen, statistikker mv. blive søgt vurderet, hvorvidt den pågældende miljøeffekt må forventes overhovedet at forekomme og hvor væsentlig, den i givet fald er.

De enkelte miljøeffekter vil ikke blive beskrevet, da de mekanismer der ligger bag effekterne, og de konsekvenser de har, er beskrevet talrige steder i litteraturen og derfor ikke skal gentages her. Desuden må de for hovedpartens vedkommende betragtes som almindeligt kendte. Således antages det, at læseren er bekendt med, at fx drivhuseffekten skyldes emission af menneskeskabte gasser, der ændrer atmosfærens sammensætning med temperatur- og klimaforandringer til følge.

Af praktiske årsager betegnes vægvarianterne i figurer i det følgende med numre:

Væg nummer	Vægvariant
1.	Væg af in situ støbt beton
2.	Beton elementvæg
3.	Klinkerbeton elementvæg
4.	Porebeton elementvæg
5a.	Muret væg af røde teglsten
5b.	Muret væg af gule teglsten
6.	Muret væg af porebetonblokke
7.	Væg af gipsplader på stålskelet isoleret med glasuld
8.	Væg af gipsplader på træskelet isoleret med glasuld
9.	Væg af spånplader på træskelet isoleret med glasuld

Tabel 87. Vægvarianter og numre.

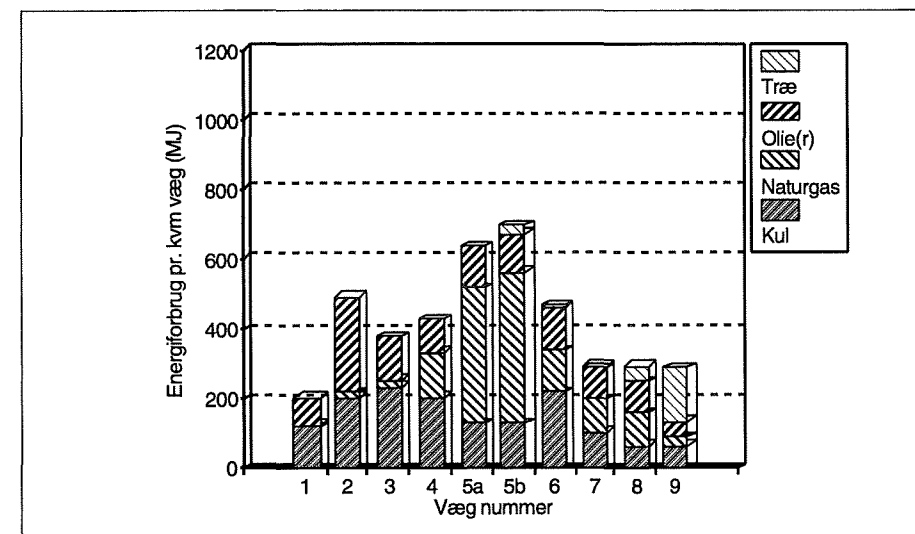
I alle figurer angives værdier ved deres middelværdi og spredning. Spredningen opgives som 95%-fraktilen, dvs. det interval som den virkelige værdi med 95% sandsynlighed ligger inden for.

3.3.1 Ressourcetab

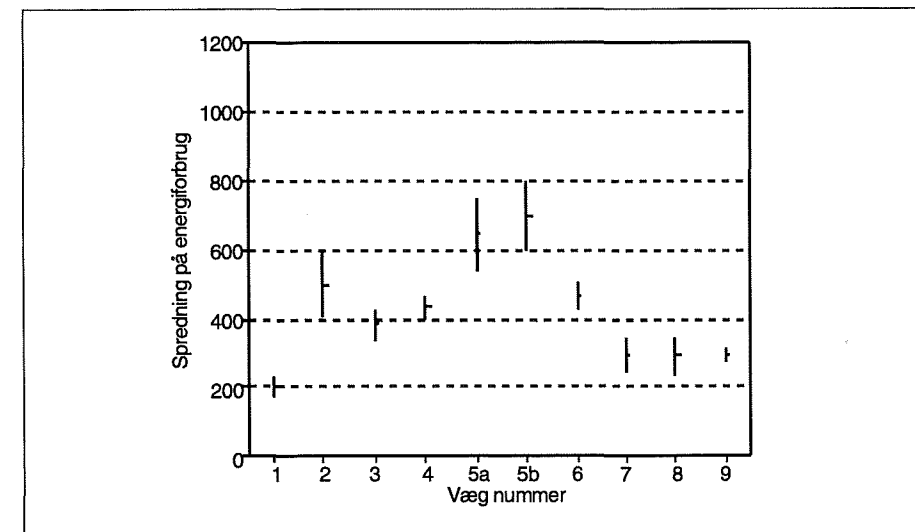
Ressourceforbruget opgøres fordelt på energi- og materialeråstoffer, som igen underopdeles i henholdsvis knappe, fornyelige og knappe, ikke-fornyelige råstoffer.

3.3.1.1 Energiråstoffer

Forbruget af energiråstoffer omfatter kul (herunder koks), naturgas, olie og træ, og energiforbruget er derfor opgjort fordelt på disse. Af figur 31 fremgår det opgjorte energiforbrug for de valgte vægvarianter. Spredningen på energiforbruget fremgår af figur 32.



Figur 31. Energiforbrug for de valgte vægvarianter.



Figur 32. Spredning på energiforbruget.

Det eneste fornyelige energiråstof der anvendes er træ i form af savsmuld, spåner, processpild mv. fra produktionen, som udnyttes til energiformål. Der er således tale om affaldsprodukter der afbrændes. Der benyttes desuden kun Skandinaviske træsorter, der i modsætning til tropiske træsorter almindeligvis stammer fra bæredygtigt skovbrug. Træ der anvendes til energiformål kan derfor ikke betragtes som en knap ressource, og træ regnes derfor at være en ubegrænset ressource.

Af nedenstående tabel fremgår de anvendte effektfaktorer for de opgjorte brændsler.

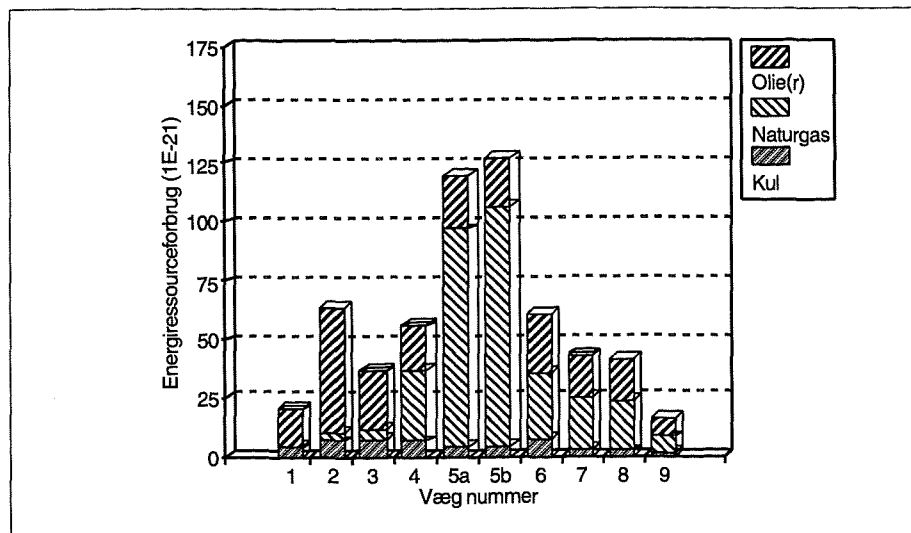
Brændsel	Reserver ¹ (PJ)	Faktor (MJ ⁻¹)
Ikke-fornyelige energiråstoffer		
Kul (stenkul)	30.016.404	3,33E-17
Naturgas	4.246.221	2,36E-16
Olie(r)	5.173.410	1,93E-16
Fornyelige energiråstoffer		
Træ	Ubegrænset	0

Tabel 88. Effektfaktorer for fornyelige og ikke-fornyelige energiråstoffer [World Resources (1993)]. ¹⁾ Kendte økonomisk udnyttelige reserver.

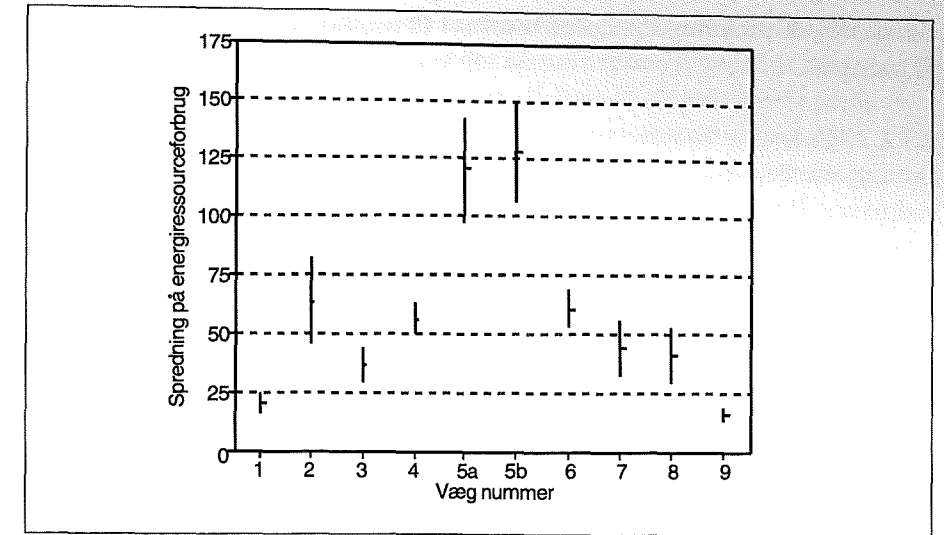
Ud fra ovenstående effektfaktorer omregnes energiforbrug til energiresourceforbrug ved brug af nedenstående formel, hvor energiforbruget sættes i forhold til verdens kendte og økonomisk udnyttelige reserver:

$$\text{Energiressourceforbrug} = \text{Energiforbrug (MJ)} \cdot \text{Effektfaktor (MJ}^{-1}\text{)}$$

Det herved beregnede energiressourceforbrug for de valgte vægvarianter fremgår af figur 33, og spredningen herpå fremgår af figur 34.

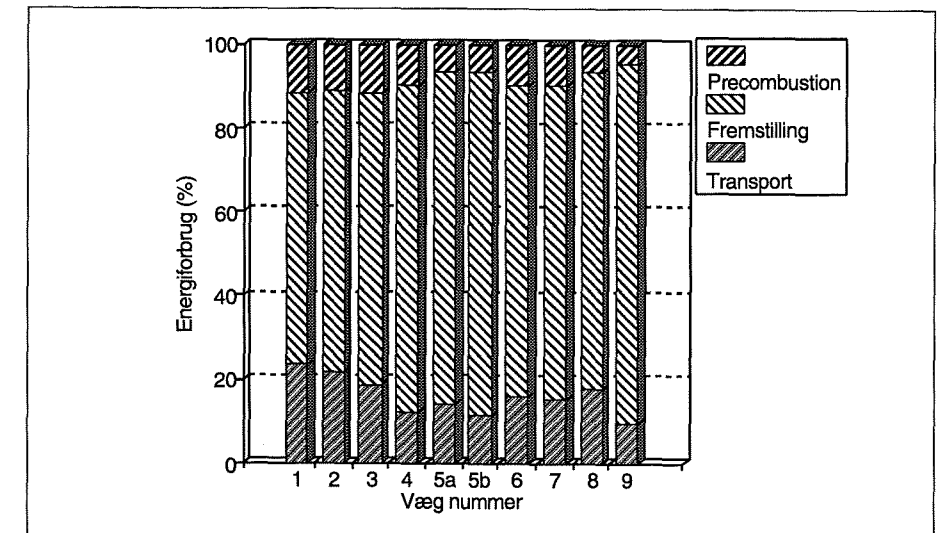


Figur 33. Energiressourceforbrug for de valgte vægvarianter.



Figur 34. Spredning på energiressourceforbruget.

Ikke overraskende er energiforbruget til fremstillingsprocessen dominerende (65-86%) for alle vægvarianter, som det ses af figur 35, mens energiforbruget til transport er mindre (10-23%), men stadig af en sådan størrelse at det ikke kan negligeres. Energiressourceforbruget til precombustion er derimod beskedent (5-12%).



Figur 35. Procentvis fordeling af energiforbruget på henholdsvis transport, fremstillingsproces og precombustion.

Som det kunne forventes er spredningen på energiforbruget beskedent, da virksomheder almindeligvis overvåger og registrerer deres energiforbrug nøje. Der er således signifikant forskel på energiforbruget til de fleste vægvarianter. Kun for vægvarianter der er nært beslægtede er dette ikke tilfældet. Dette gælder fx vægge af røde og gule teglsten, porebetonblokke og -elementer samt gipsplader på træ- og stålskelet.

Der er to væsentlige kilder til usikkerhed. Dels forskelle producenter imellem, når der anvendes branchedata for produkter som kan være fremstillet af flere producenter. Dels usikkerhed på energiforbruget til transport. Transport sker fortrinsvis med lastbil, og der knytter sig betydelig usikkerhed hertil særligt grundet de mange forskellige typer lastbiler der anvendes, samt den varierende udnyttelse af deres lastkapacitet. For flere vægvarianter kan den

største del af spredningen således henføres til usikkerhed på energiforbruget til transport.

3.3.1.2 Materialeråstoffer

De opgjorte ikke-fornyelige råstoffer der anvendes i væsentlige mængder ved fremstilling af de valgte vægvarianter, fremgår af nedenstående tabel. Af tabellen fremgår også sekundære råstoffer der fremkommer i forbindelse med processer baseret på ikke-fornyelige (primære) råstoffer.

Ikke fornyelige råstoffer
Primære råstoffer
Dolomit
Jernmalm
Kalksten
Kridt
Ler, ekspanderende ler
Naturgips
Sand, kvartssand
Sten
Sekundære råstoffer
Afsvovlingsgips
Flyveaske
Glasskår
Kisaske
Mikrosilika
Stålskrot

Tabel 89. De mængdemæssigt dominerende ikke-fornyelige primære og sekundære materialeråstoffer.

Hertil kommer mindre mængder af en række mineraler og energiråstoffer (anvendte til ikke-energiformål).

De opgjorte fornyelige materialeråstoffer der anvendes i væsentlige mængder ved fremstilling af de valgte vægvarianter, fremgår af tabel 90. Forbruget af grundvand behandles separat og er derfor ikke medtaget her. Af tabellen fremgår også sekundære råstoffer produceret på basis af fornyelige (primære) råstoffer.

Fornyelige råstoffer
Primære råstoffer
Træ
Sekundære råstoffer
Returpapir
Træflis

Tabel 90. De mængdemæssigt dominerende, fornyelige primære og sekundære materialeråstoffer.

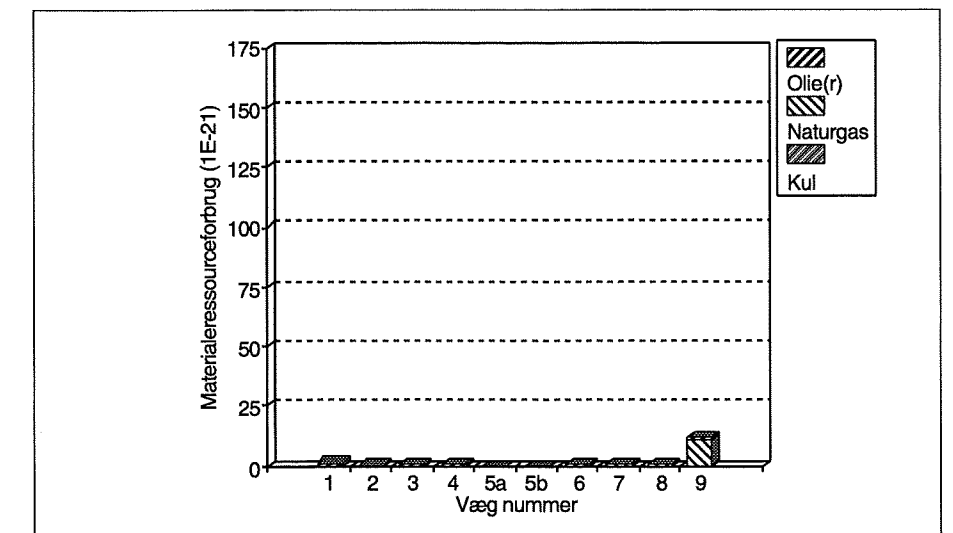
De opgjorte ikke-fornyelige råmaterialer falder i følgende tre grupper:

- mineralske råstoffer
- metaller
- energiråstoffer der anvendes til ikke-energiformål

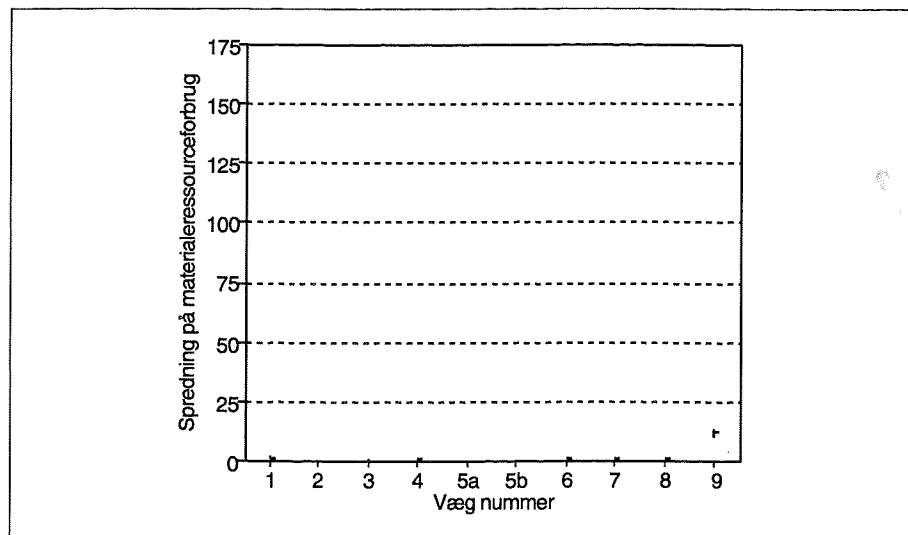
Selv om alle de i tabel 89 opgjorte ikke-fornyelige mineralske råstoffer i princippet er begrænsede, eksisterer der så store reserver heraf, at de i praksis må anses for ubegrænsede. Ingen af disse er således opført på den i [Heijungs et al. (1992)] angivne liste over begrænsede ikke-fornyelige råstoffer. Det samme er tilfældet for stål (jernmalm), som er det eneste metal der anvendes i de valgte vægvarianter. Af de opgjorte ikke-fornyelige materialeråstoffer betragtes således kun de anvendte energiråstoffer som knappe, og kun disse indgår derfor ved beregning af materialeressourceforbruget.

For de valgte vægvarianter er træ det eneste fornyelige materialeråstof der anvendes. Træ er også det råstof der danner basis for produktionen af de sekundære råstoffer returpapir og træflis. Ligesom under energiråstoffer anvendes også her kun Skandinaviske træsorter og træ betragtes derfor som værende en fornyelig ressource der udnyttes bæredygtigt, og som således i princippet er ubegrænset.

Da kun energiråstofferne regnes som knappe råstoffer, anvendes effekt-faktorerne i tabel 88 ved beregning af materialeressourceforbruget. Det herved beregnede materialeressourceforbrug for de valgte vægvarianter fremgår af figur 36, og spredningen herpå fremgår af figur 37.



Figur 36. Materialeressourceforbrug for de valgte vægvarianter.



Figur 37. Spredning på materialeressourceforbruget.

Figur 36 og 37 er holdt i samme skala som figur 33 og 34, så disse kan umiddelbart sammenlignes. Som det ses er materialeressourceforbruget (i form af energiråstoffer til ikke-energiformål) forsvindende i forhold til energiressourceforbruget. Kun for væg 9 optræder et forbrug af betydning.

Ligesom energiforbruget registrerer virksomhederne også råstofforbruget omhyggeligt, og spredningen er derfor beskeden, som det ses af figur 37. Den dominerende kilde til usikkerhed optræder således ved anvendelse af branchedata grundet forskelle i råmateriale sammensætningen de enkelte producenter imellem.

3.3.1.3 Rent grundvand

Kun en begrænset del af grundvandet kan gøres til genstand for vandindvinding. Dels vil indvindingen mindske vandføringen i vandløbene med heraf følgende forringet recipientkvalitet, og dels er dele af grundvandet uanvendeligt til drikkevand som følge af forurening eller et naturligt indhold af bl.a. klorid. Endelig kan overdreven vandindvinding medføre ændringer i grundvandets kemiske sammensætning, fx som følge af indtrængning af saltvand eller iltning af tidligere vandmættede jordlag [DS (1995a)].

Der er betydelige regionale forskelle på hvor stor en del af grundvandet der udnyttes i forskellige dele af Danmark. Indvinding af grundvand udgør således særligt et problem i det østlige Danmark samt på øerne, hvor grundvandsressourcerne mange steder kun vanskeligt kan dække behovet. Det er derfor nødvendigt at skelne mellem grundvand fra forskellige geografiske områder, idet grundvand indvundet i fx Jylland sjældent udgør samme problem som en tilsvarende mængde grundvand indvundet på Sjælland.

Desuden anvender mange virksomheder ikke kun grundvand i form af drikkevand fra ledningsnettet, men også grundvand fra egne borer. Stilles der ikke særlige krav til vandkvaliteten, anvendes her ofte vand som er uanvendeligt til drikkevand. Endeligt anvendes i enkelte tilfælde overfladevand, regnvand, rensset spildevand og havvand. Sidstnævnte anvendes hovedsageligt som kølevand. Det er derfor også nødvendigt at skelne mellem forskellige vandkvaliteter og vandtyper.

En så detaljeret opgørelse af vandforbruget er kun mulig hvis der for hver byggevare anvendes data fra en specifik producent. Kan en byggevare derimod være fremstillet af flere forskellige producenter, som det er tilfældet i nærværende afhandling, er det ikke muligt at opgøre forbruget af grundvand, hvilket derfor ikke er gjort.

De indsamlede data syntes dog at indikere, at forbruget af grundvand er beskeden, samt at det fordeler sig på hele branchen. Der er således ingen grund til at antage, at der knytter sig særligt store forbrug af grundvand til enkelte vægvarianter. Endeligt udgør industriens (herunder byggebranchens) samlede forbrug af rent grundvand kun ca. 20% af det samlede forbrug af drikkevand i Danmark [DS (1995a)]. Forbruget af rent grundvand antages derfor ikke at være en væsentlig miljøparameter for de valgte vægvarianter.

3.3.1.4 Landskab

Påvirkning af landskab i form af midlertidig eller permanent ændring eller ødelæggelse af naturområder sker i forbindelse med:

- indvinding af råstoffer.
- produktionsbygningers arealforbrug.
- deponering af byggeaffald fra renovering og nedrivning.

Selv om de arealer der påvirkes i forbindelse hermed kan opgøres, er de kun sjældent adderbare og det samlede landskabsforbrug lader sig således ikke umiddelbart opgøre.

Dette skyldes dels at forskellige naturtyper påvirkes, som ud fra en miljømæssig synsvinkel kan have forskellig værdi, fx skov, eng, strand og havbund. Dels påvirkes arealer i forskellig grad og over forskellige tidsrum. Nogle områder må således anses for permanent tabt, hvis de først en gang er ødelagt, da de kun vanskeligt kan genetableres, fx urskov der fældes, enge og moser der drænes eller søer og vandhuller der opfyldes. Andre påvirkes blot for en periode, og vender herefter tilbage til deres oprindelige tilstand når påvirkningen ophører, fx i forbindelse med midlertidig grundvands-sænkning eller indvinding af sømaterialer, hvor strømmen kan føre fine partikler væk fra indvindingsstedet og herved påvirke et større havområde. Endelig anvendes ofte arealer som i forvejen er påvirket af menneskelig aktivitet, fx landbrugsjord, arealer der tidligere har været bebygget, forurenede industrigrunde eller tidligere deponier.

Der eksisterer ingen metoder til opgørelse af forbruget af landskab, og det er derfor ikke opgjort i denne afhandling. Jvf. [Statistisk årbog (1995)] lægger landbrug og skove (herunder plantager og skovbrug) beslag på henholdsvis 62% og 12% af Danmarks samlede areal. Det resterende areal fordeler sig stort set ligeligt på bebyggede områder og infrastruktur (15%) og naturområder (12%). Indvinding af råstoffer, industri og deponier lægger beslag på så beskeden arealer, at de ikke fremgår af statistikken. Byggebranchens arealforbrug er, selv om det for enkeltprojekter kan syntes voldsomt, som helhed ubetydeligt og det antages derfor ikke at være en væsentlig miljøparameter for de opgjorte vægvarianter.

3.3.2 Sundhedsbelastninger

Sundhedsbelastninger omfatter arbejdsmiljø, indeklima og ydre miljø som gennemgås i det følgende.

3.3.2.1 Arbejdsmiljø

Arbejdsmiljø omfatter en stor gruppe af meget forskelligartede sundhedsbelastninger, som kan opdeles i følgende hovedgrupper:

- kemiske og biologiske påvirkninger
- fysiske arbejdsbelastninger
- psykiske belastninger

Nogle af disse resulterer i et fysisk eller psykisk ubehageligt arbejdsmiljø grundet fx støj, vibrationer eller hårdt fysisk arbejde. Andre kan på længere sigt føre til sundhedsskader i form af sygdom eller fysisk nedslidning, fx langvarig udsættelse for opløsningsmidler, eller tunge løft i akavede stillinger [Miljøstyrelsen (1993)].

Fælles for mange af disse sundhedsbelastninger er, at de ikke kan måles og opgøres kvantitativt. Desuden arbejdes der inden for området traditionelt med arbejdsmiljø for hele virksomheder og ikke per produceret enhed, som der er behov for i LCA-sammenhæng. Der eksisterer således ingen metoder til kvantitativ opgørelse af arbejdsmiljø, og det er derfor ikke opgjort i denne afhandling.

Byggebranchen er kendetegnet ved mange arbejdsmiljøproblemer, fx støj, støv og ulykker, særligt på byggepladserne, hvor der ofte arbejdes under åben himmel på alle tider af året, og hvor de fysiske rammer løbende ændres i takt med at byggeriet skrider frem. Arbejdsmiljø må derfor forventes at være en væsentlig miljøparameter for såvel de valgte vægvarianter som byggebranchen som helhed.

3.3.2.2 Indeklima

Jvf. [SBI-anvisning 182 (1995)] forstås ved indeklimaet først og fremmest:

- termiske forhold bestemt ved lufttemperatur, strålingstemperatur, luft-hastighed og luftfugtighed.
- luftkvalitet beskrevet ved indholdet af forureninger som støv, luftfugtighed, gasser og dampe og dermed også lugt.
- statisk elektricitet beskrevet ved opladning af personer.
- lysforhold beskrevet ved lysstyrke, lysfarve, kontraster og reflekser.
- lydforhold beskrevet ved lydstyrke og frekvensfordeling.
- ioniserende stråling beskrevet ved radonkoncentrationen.

Indeklima kan ligesom arbejdsmiljø ikke opgøres kvantitativt, da der mangler metoder hertil. Desuden knytter en række af ovennævnte parametre sig til hele bygninger, og de lader sig derfor ikke bestemme for en bygningsdel. Dette gælder fx termiske forhold, statisk elektricitet samt lys- og lydforhold, som det kun giver mening at tale om i forbindelse med hele bygninger. Behandlingen af indeklimaet vil derfor indskrænke sig til en kvalitativ vurdering af hvilke påvirkninger, de enkelte vægvarianter vil kunne give anledning til i form af afgang af kemiske stoffer.

Af de anvendte byggematerialer vides kun spånplader samt fuges- og spartelmasser at kunne give anledning til væsentlige afgang af kemiske stoffer.

Spånplader kan afgive overskydende formaldehyd fra det anvendte bindemiddel. Efter indførelse af formaldehydbegrænsende bestemmelser i bygningsreglementet er formaldehydafgivelsen fra bl.a. spånplader imidlertid blevet kraftigt reduceret [SBI-rapport 232 (1993)]. Spartelmasser består typisk af cement, gips, sand og forskellige tilsætningsstoffer, der i visse tilfælde kan give indeklimaproblemer. Fugemasser kan give anledning til afgang af en række stoffer, herunder organiske opløsningsmidler. Til de valgte vægvarianter benyttes imidlertid vandbaserede fuges- og spartelmasser, som kun giver anledning til beskedne emissioner.

Da både spånplader samt fuges- og spartelmasser kan give anledning til afgang af kemiske stoffer, må spånpladevæggen (væg 9) forventes at være den vægvariant der vil kunne give anledning til størst påvirkning af indeklimaet. Tilsvarende vil også gipspladevæggene (væg 7 og 8) kunne give anledning til påvirkning af indeklimaet ligeledes grundet de anvendte fuges- og spartelmasser. Ingen af de øvrige vægvarianter forventes at give anledning til væsentlig afgang af kemiske stoffer til indeklimaet. Indeklimaet antages derfor ikke at være en væsentlig miljøparameter for de valgte vægvarianter.

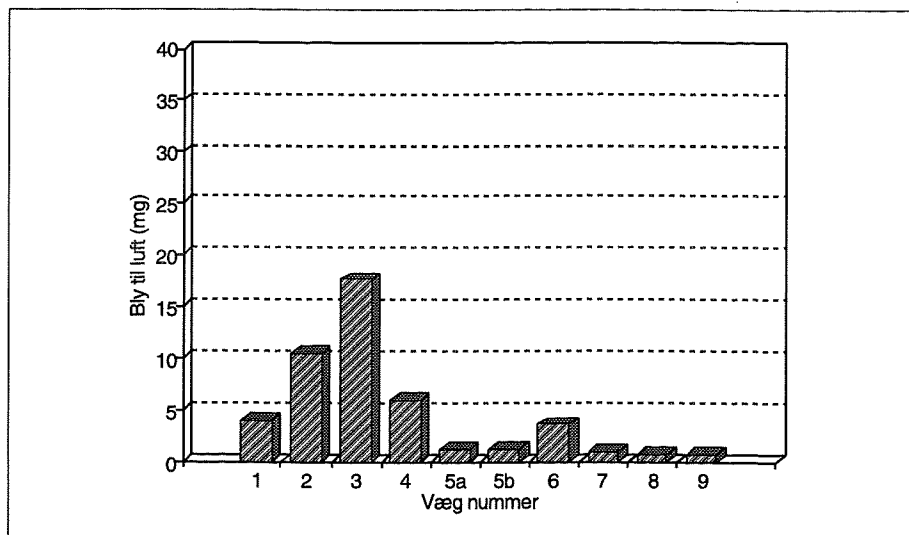
3.3.2.3 Ydre miljø

Herunder vil blive opgjort humantoksicitet. Af de opgjorte emissioner bidrager de (primært) energirelaterede emissioner nitrogenoxider (NO_x), svovldioxid (SO_2), kulmonoxid (CO), bly (Pb), cadmium (Cd), kviksølv (Hg) og nikkel (Ni) samt de procesrelaterede emissioner benzen (C_6H_6), hydrogenfluorid (HF) og phenol ($\text{C}_6\text{H}_5\text{OH}$) til humantoksicitet. Der er ikke opgjort emissioner til vand og jord som bidrager hertil. Humantoksicitet beregnes derfor udelukkende på basis af de opgjorte luftbårne emissioner.

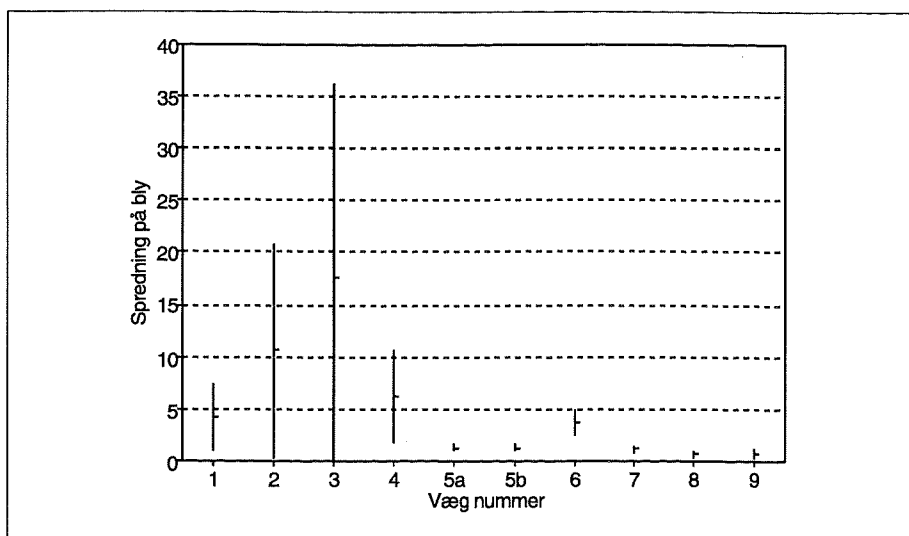
Nitrogenoxider er kommenteret under eutrofiering, svovldioxid og hydrogenfluorid er kommenteret under forurening og benzen er kommenteret under dannelse af fotokemisk oxidanter. De øvrige emissioner kommenteres i det følgende.

De opgjorte emissioner af sporstofferne bly, cadmium, kviksølv og nikkel optræder primært i forbindelse med afbrænding af fossile brændsler. Der forekommer dog også procesrelaterede emissioner af sporstoffer, herunder særligt nikkel, i forbindelse med fx stålfremstilling. Emissionerne fremgår af de følgende figurer.

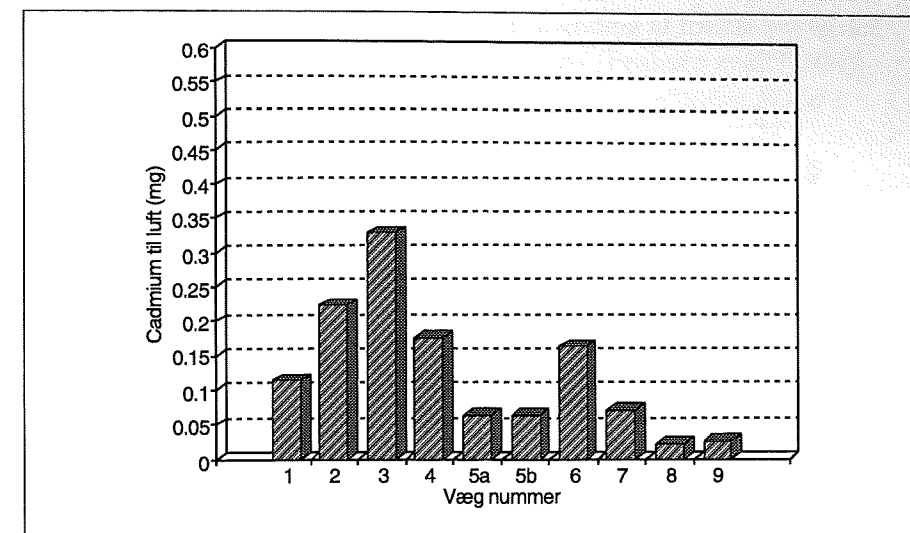
Spredningen er som det ses betydelig for alle fire sporstoffer, særligt for bly, cadmium og kviksølv. Kun i få tilfælde er der signifikant forskel på de enkelte vægvarianter. Spredningen er her begrundet i de betydelige naturlige variationer der forekommer i fossile brændslers indhold af sporstoffer, samt forskelle i røggasrensningens effektivitet.



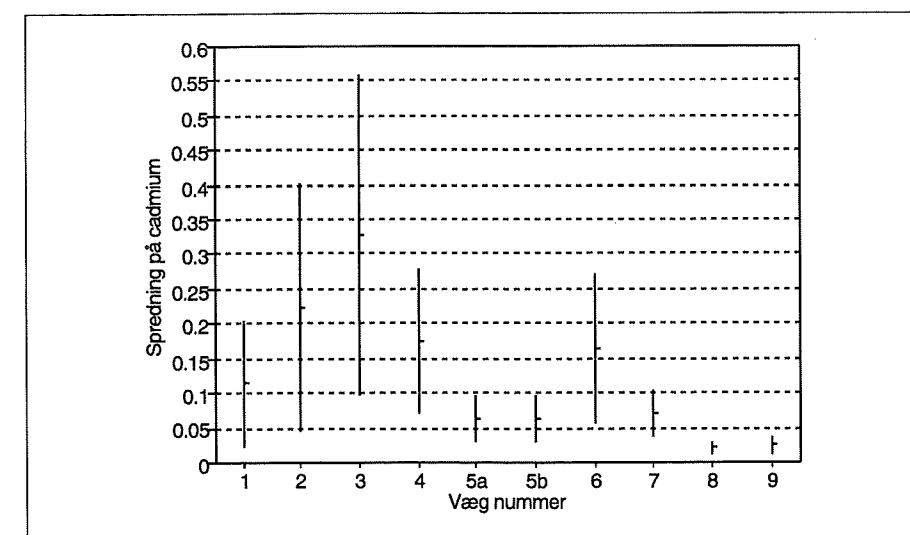
Figur 38. Emission af bly (Pb) for de valgte vægvarianter.



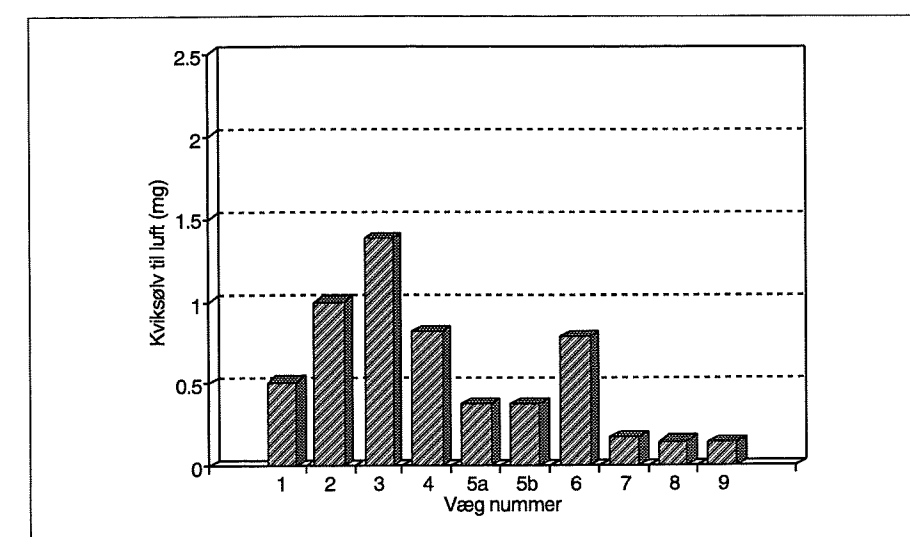
Figur 39. Spredning på emissionen af bly (Pb).



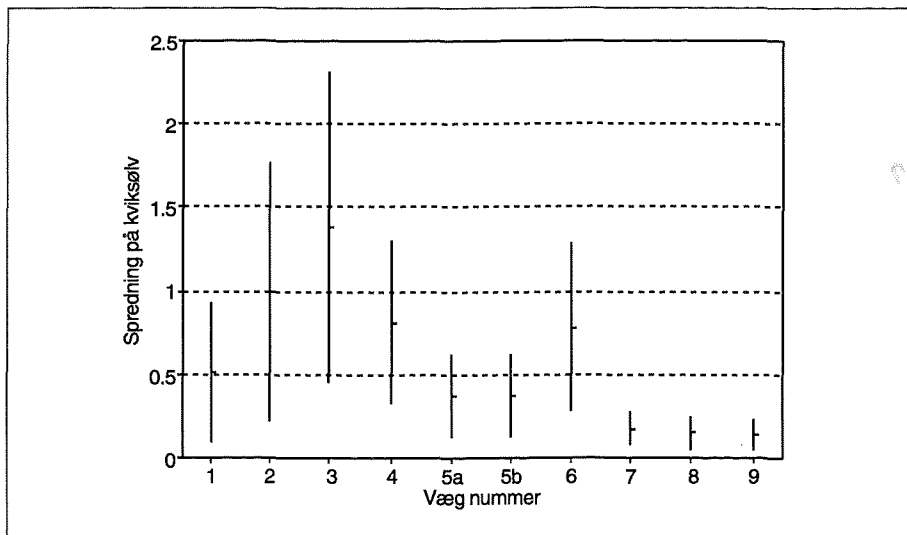
Figur 40. Emission af cadmium (Cd) for de valgte vægvarianter.



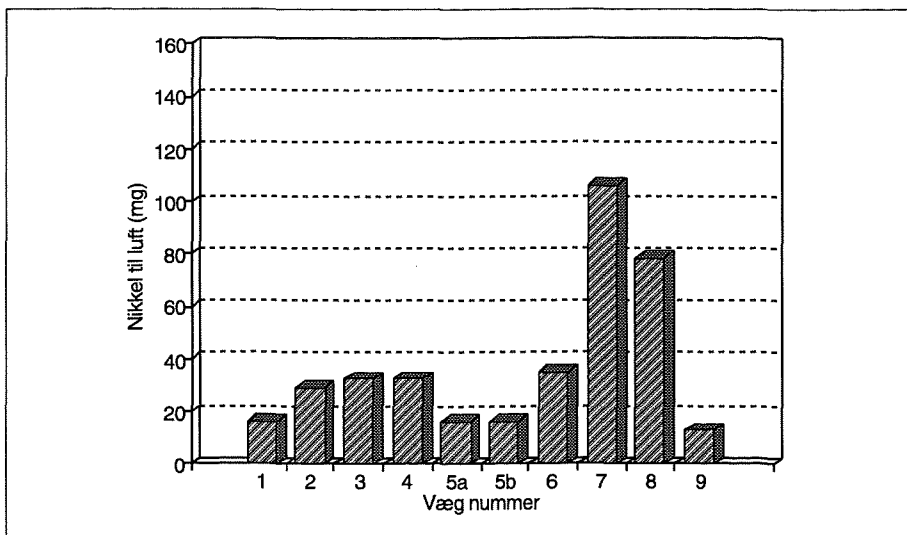
Figur 41. Spredning på emissionen af cadmium (Cd).



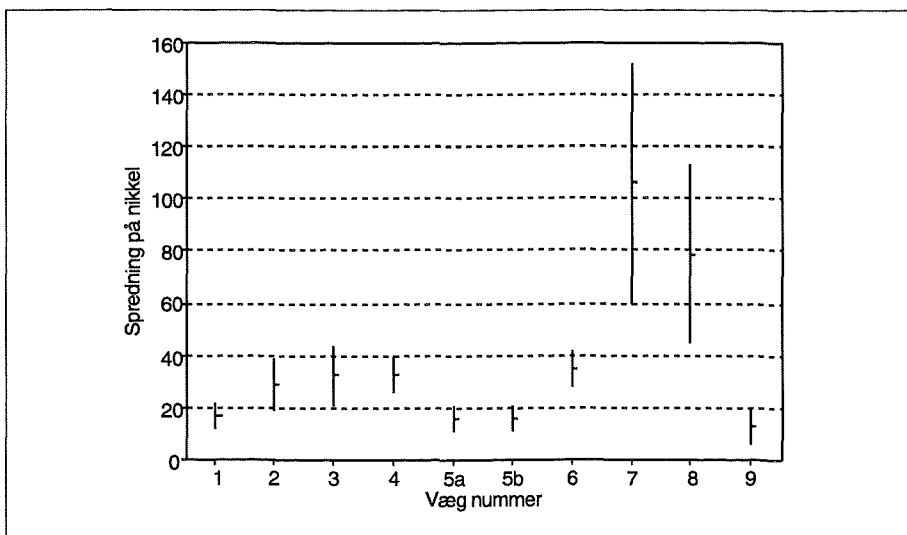
Figur 42. Emission af kviksølv (Hg) for de valgte vægvarianter.



Figur 43. Spredning på emissionen af kviksølv (Hg).



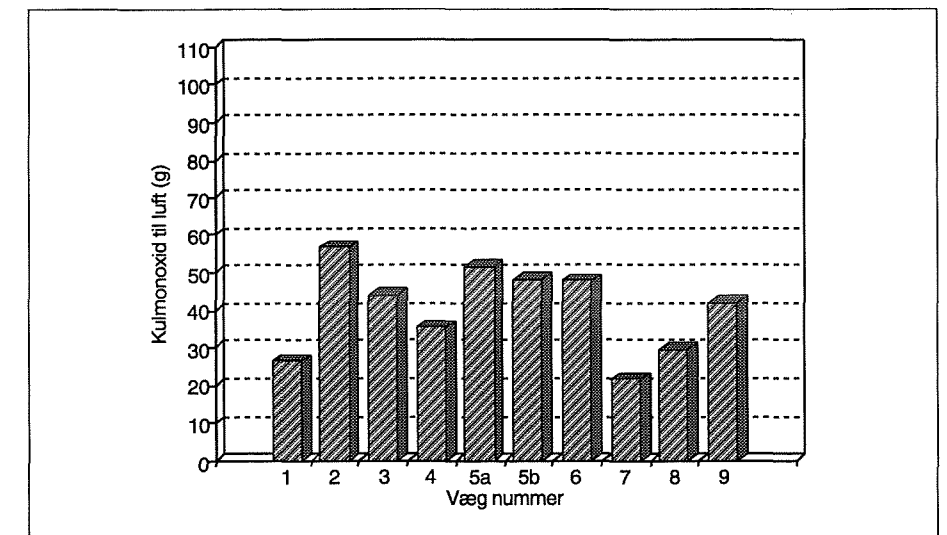
Figur 44. Emission af nikkel (Ni) for de valgte vægvarianter.



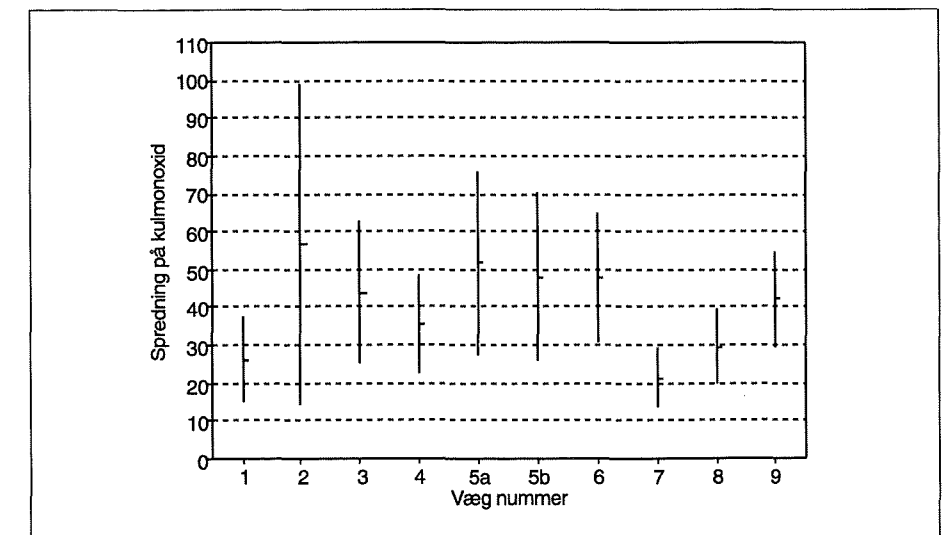
Figur 45. Spredning på emissionen af nikkel (Ni).

Kulmonoxid optræder i forbindelse med afbrænding af fossile brændsler, herunder særligt i forbindelse med transport. Af [Fenhann et al. (1994)] fremgår således at ca. 67% af de samlede emissioner af kulmonoxid i Danmark i 1992 skyldes transport.

Spredningen er som det ses af figur 47 betydelig, og kun i få tilfælde er der signifikant forskel på de enkelte vægvarianter. Også her skal spredningen tages som et udtryk for en naturlig variation. Variationen er bl.a. begrundet i de mange forskellige typer af lastbiler der anvendes, samt den varierende udnyttelse af deres lastkapacitet.

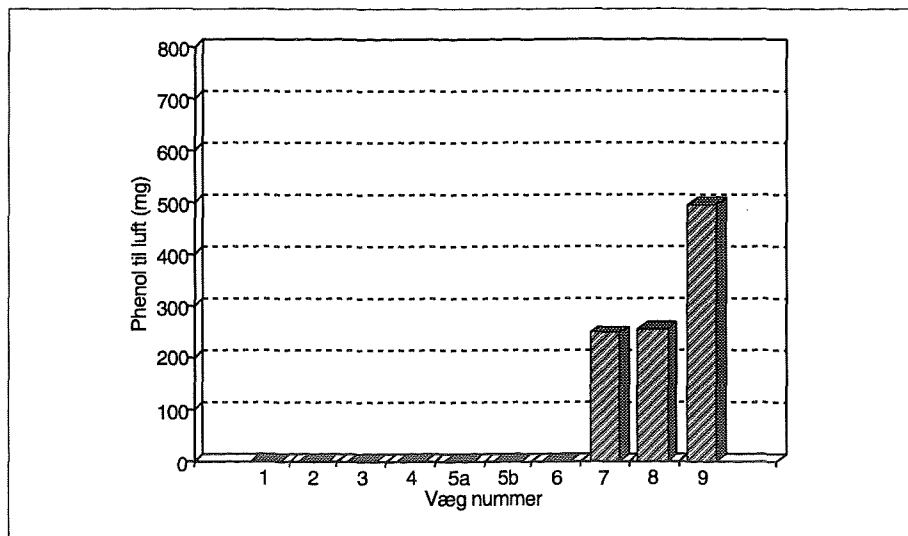


Figur 46. Emission af kulmonoxid (CO) for de valgte vægvarianter.

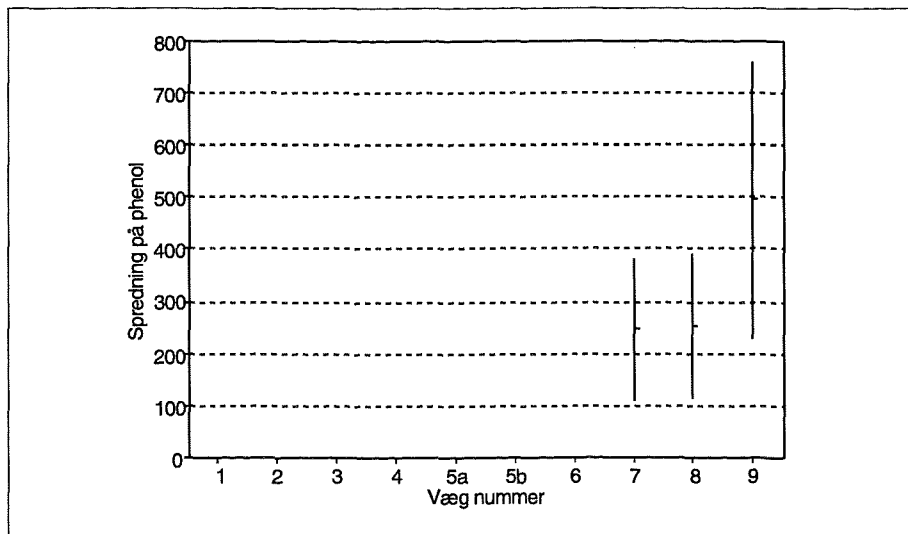


Figur 47. Spredning på emissionen af kulmonoxid (CO).

De opgjorte emissioner af phenol optræder i forbindelse med fremstilling og anvendelse af phenol-formaldehyd bindemidler. Heller ikke her er der, som det fremgår af figur 49, signifikant forskel på de vægvarianter hvor phenol forekommer, grundet den store spredning. I praksis kan der således kun skelnes mellem vægvarianter hvor phenol optræder, og vægge hvor det ikke gør.



Figur 48. Emission af phenol (C₆H₅N) for de valgte vægvarianter.



Figur 49. Spredning på emission af phenol (C₆H₅N).

Listen over stoffer der bidrager til humantoksicitet er meget lang. Der hersker imidlertid ikke internationalt enighed om hvorledes humantoksicitet skal opgøres, og der eksisterer derfor heller ingen internationalt anerkendte effektfaktorer for disse stoffer. Af tabel 91 fremgår de anvendte effektfaktorer ved beregning af humantoksicitet.

Stof	Effektfaktorer (kg/kg)		
	HCA	HCW	HCS
Sporstoffer			
Bly (Pb)	160	0,79	0,025
Cadmium (Cd)	580	2,9	7,0
Kviksølv (Hg)	120	4,7	0,15
Nikkel (Ni)	470	0,057	0,014
Uorganiske stoffer			
Fluorid (F)	0,48	0,041	-
Kulmonoxid (CO)	0,012	-	-
Nitrogenoxider (NO _x)	0,78	-	-
Svovldioxid (SO ₂)	1,2	-	-
Uhalogenerede aromatiske hydrocarboner			
Benzen (C ₆ H ₆)	3,9	0,66	-
Phenol (C ₆ H ₅ OH)	0,56	0,048	0,62

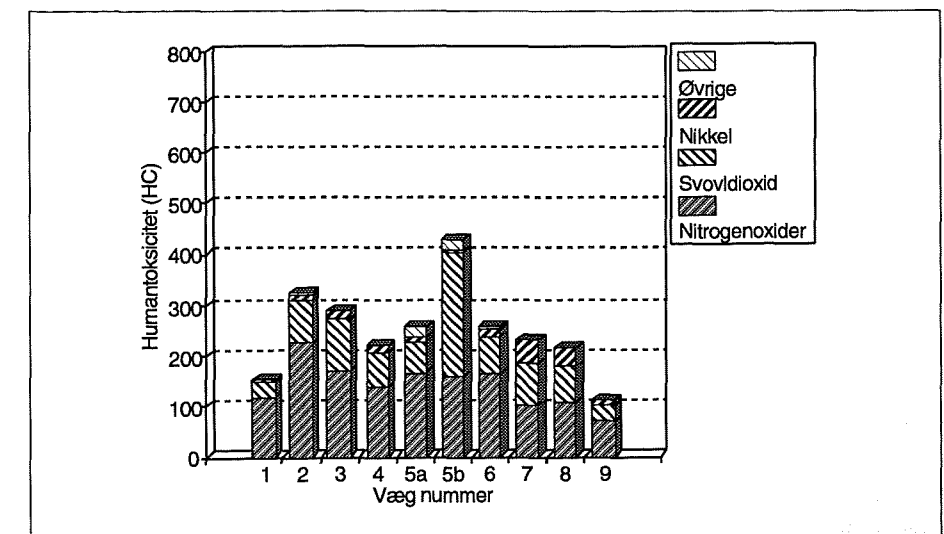
Tabel 91. Effektfaktorer for humantoksicitet for emissioner til luft, vand og jord [Heijungs et al. (1992)].

Et stofs sundhedsskadelighed afhænger ikke kun af stoffets toksicitet, koncentrationen og påvirkningens varighed, men også af på hvilken måde påvirkningen finder sted, fx via luften ved indånding eller oralt ved indtagelse af vand og føde. Ved beregning af humantoksicitet skelnes der derfor mellem hvilke medier stofferne udledes til.

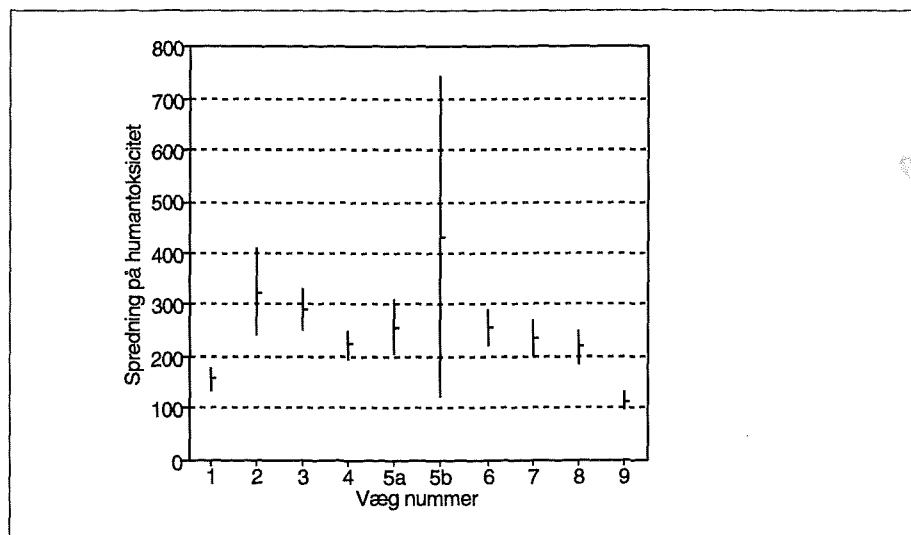
Ud fra ovenstående effektfaktorer omregnes de opgjorte emissioners potentielle bidrag til humantoksicitet ved brug af nedenstående formel [Heijungs et al. (1992)]:

$$\text{Humantoksicitet} = \text{Emission til luft (kg)} \cdot \text{HCA (kg/kg)} + \text{Emission til vand (kg)} \cdot \text{HCW (kg/kg)} + \text{Emission til jord (kg)} \cdot \text{HCS (kg/kg)}$$

Den herved beregnede humantoksicitet for de valgte vægvarianter fremgår figur 50 og spredningen herpå fremgår af figur 51.



Figur 50. Humantoksicitet for de valgte vægvarianter.



Figur 51. Spredning på humantoksicitet.

Ved ovenstående beregning er der ikke taget hensyn til, at et stof emitteret til fx luft ikke nødvendigvis forbliver i luften, men med tiden helt eller delvist kan ende i vand- eller jordmiljøet. Imidlertid er effektfaktorerne for emissioner til vand (HCW) og jord (HCS) med en enkelt undtagelse (phenol) ubetydelige i forhold til effektfaktorerne til luft (HCA). Da alle de opgjorte emissioner sker til luft, vil bidraget fra stofferne hvis de ender i vand- eller jordmiljøet således være ubetydelige i forhold til bidraget fra luft, og der begås dermed ingen væsentlig fejl ved at se bort herfra.

På trods af den betydelige spredning der knytter sig til flere af de opgjorte emissioner, ses den samlede spredning på humantoksiciteten (med en enkelt undtagelse) at være relativt beskeden. Dette skyldes, at de emissioner der er behæftet med størst usikkerhed, optræder i så beskedne mængder, at deres bidrag til såvel middelværdi som spredning er ubetydelig selv med de meget store effektfaktorer der anvendes.

Da mængden af de energirelaterede emissioner af kulmonoxid, bly, cadmium og kviksølv i forhold til mængden af nitrogenoxider, svovldioxid og nikkel er beskeden, vil førstnævnte stoffers bidrag til humantoksiciteten altid være ubetydelig. Disse kan derfor udelades ved beregning af humantoksiciteten uden herved at begå væsentlige fejl.

3.3.3 Belastninger af det ydre miljø

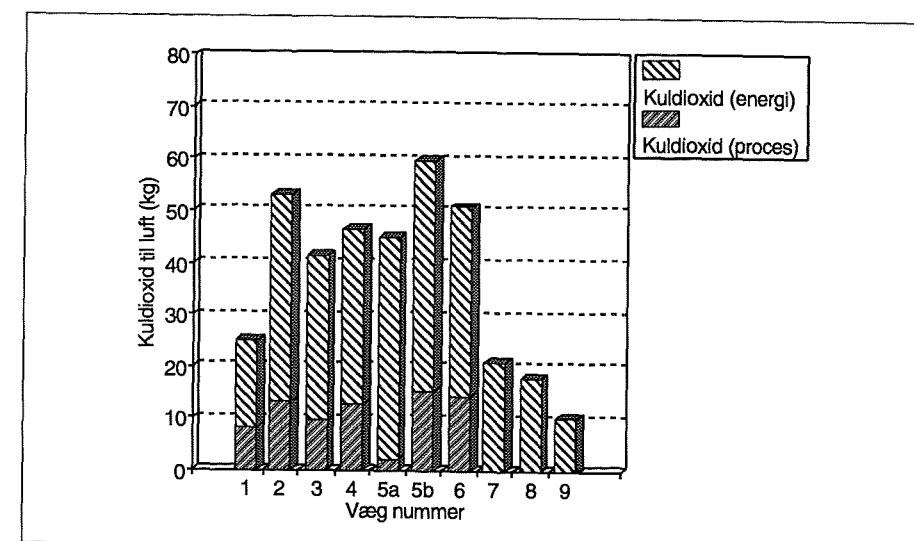
3.3.3.1 Drivhuseffekt

Den væsentligst drivhusgas er kuldioxid (CO_2). Hertil kommer metan (CH_4), dinitrogenoxid (N_2O), halogenerede hydrocarboner (CFC) og ozon (O_3), samt de indirekte drivhusgasser kulmonoxid (CO), nitrogenoxider (NO_x) og svovldioxid (SO_2). Kun kuldioxid og metan er opgjort. CFC forekommer ikke, og dinitrogenoxid og ozon er ikke opgjort.

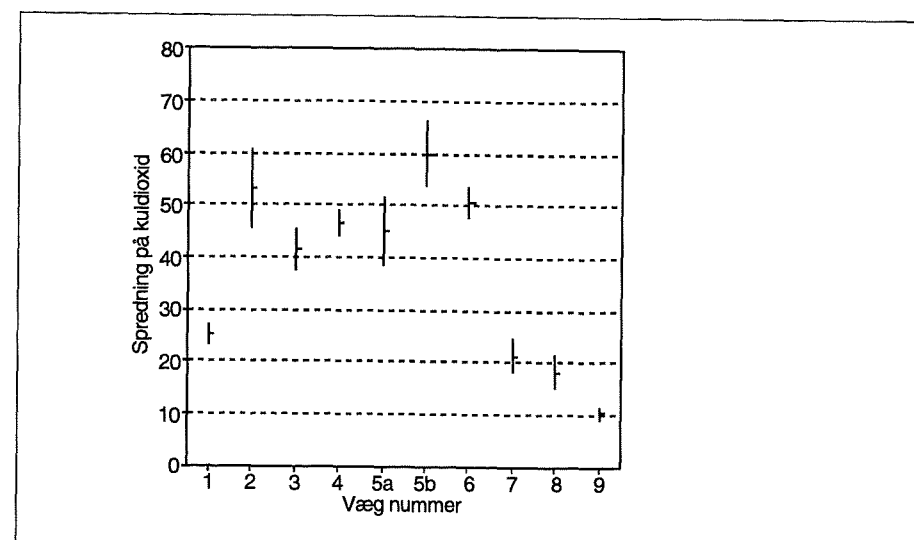
Kuldioxid dannes primært ved afbrænding af fossile brændsler. Kun en mindre del er procesrelateret. For Danmarks vedkommende udgør de procesrelaterede CO_2 -emissioner således ca. 2% af de samlede CO_2 -emissioner [Fenhann et al. (1994)], og de kan derfor synes ubetydelige. Emissionerne knytter sig imidlertid til fremstillingen af produkter som cement, teglsten og brændt kalk, dvs. produkter der benyttes i betydelige mængder i bygge-

branchen. Som det fremgår af figur 52, udgør de procesrelaterede CO_2 -emissioner 0-34% af de samlede CO_2 -emissioner fra de valgte vægvarianter. Ved gennemførelse af en LCA i byggebranchen kan de procesrelaterede CO_2 -emissioner således være betydelige.

CO_2 -emissionen afhænger kun af de anvendte brændslers kulstofindhold, som i almindelighed er kendt. Spredningen på CO_2 -emissionen vil derfor primært afhænge af spredningen på energiforbruget. Da denne er beskeden, er spredningen på CO_2 -emissionen, som det ses af figur 53, ligeledes beskeden.



Figur 52. Emission af kuldioxid (CO_2) for de valgte vægvarianter.

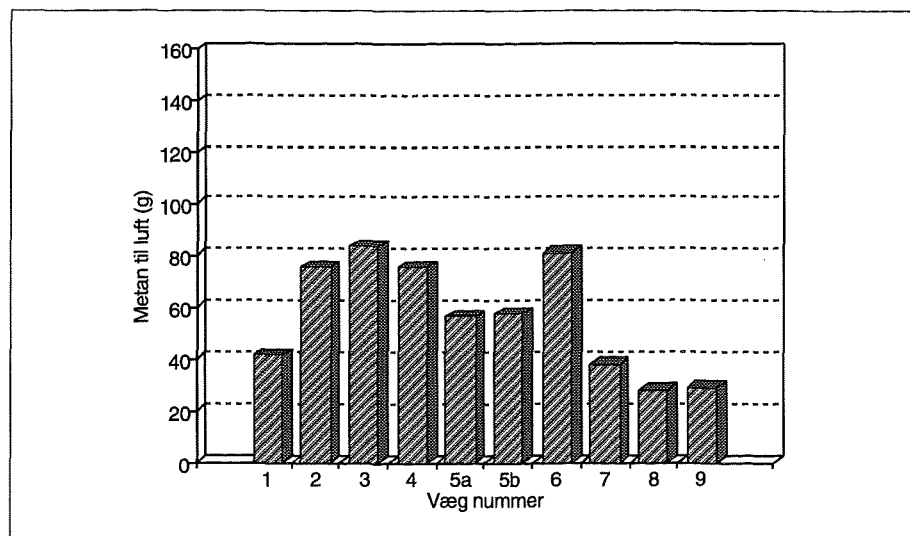


Figur 53. Spredning på emission af kuldioxid (CO_2).

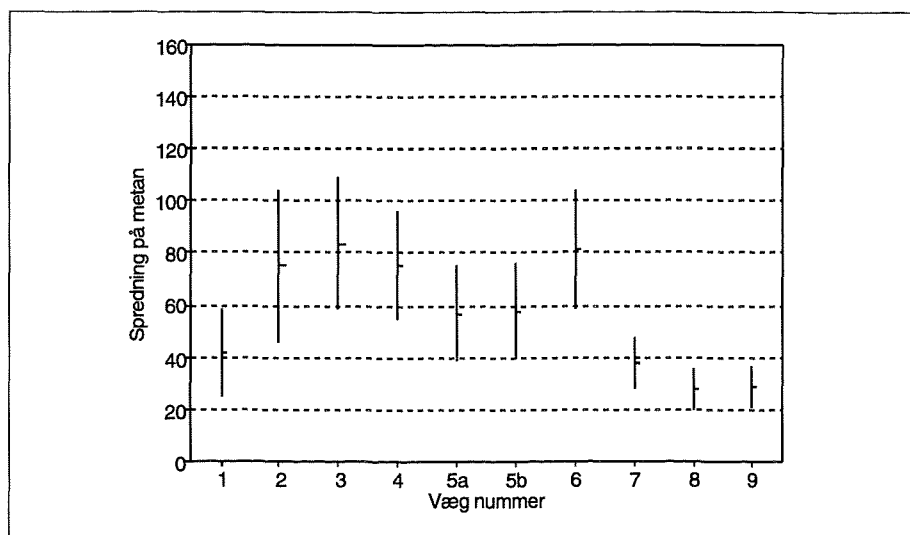
De væsentligste danske kilder til metan er henholdsvis landbruget hvor emissionen primært sker i forbindelse med husdyrhold, energisektoren hvor emissionen primært sker i forbindelse med indvinding af fossile brændsler (precombustion), samt affaldsbehandling hvor emissionen primært sker i forbindelse med deponier og spildevandsbehandling [DGC (1993)]. De opgjorte emissioner af metan stammer alle fra energisektoren.

Spredningen er som det ses af figur 55 betydelig, og kun i få tilfælde er der signifikant forskel på de enkelte vægvarianter. Også her skal spredningen

tages som et udtryk for en naturlig variation. Spredningen er primært begrundet i den varierende emission der finder sted i forbindelse med indvinding af fossile brændsler, herunder særligt brydning af kul i henholdsvis åbne og dybe miner.



Figur 54. Emission af metan (CH₄) for de valgte vægvarianter.



Figur 55. Spredning på emission af metan (CH₄).

Af nedenstående tabel fremgår de opgjorte drivhusgasser, samt deres bidrag til drivhuseffekten (Global Warming Potential - GWP) opgjort for en periode på henholdsvis 20, 100 og 500 år.

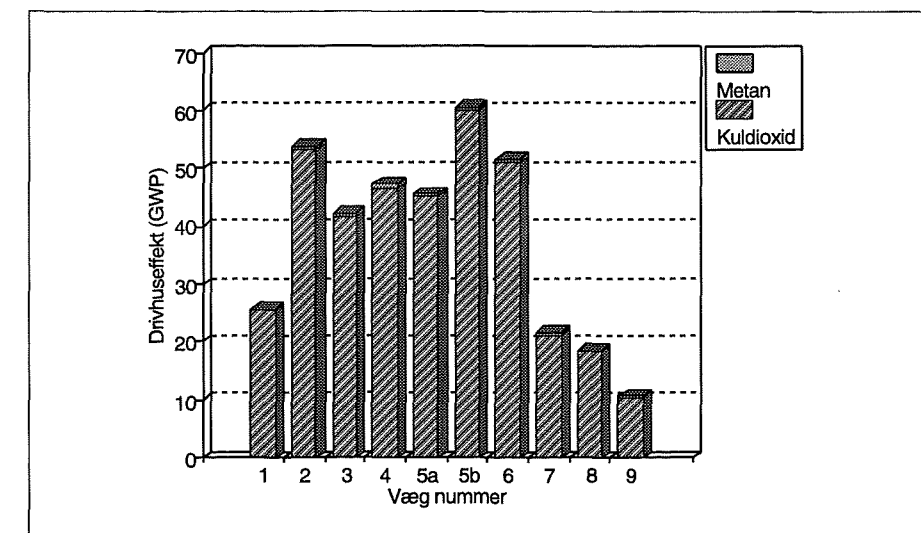
Stof	GWP ₂₀	GWP ₁₀₀	GWP ₅₀₀
Direkte drivhusgasser			
Kuldioxid (CO ₂)	1	1	1
Metan (CH ₄)	35	11	4
Indirekte drivhusgasser			
Kulmonoxid (CO)	-	-	-
Nitrogenoxider (NO _x)	-	-	-
Svovldioxid (SO ₂)	-	-	-

Tabel 92. Effektfaktorer for drivhuseffekt, relativt i forhold til kuldioxid [Heijungs et al. (1992)].

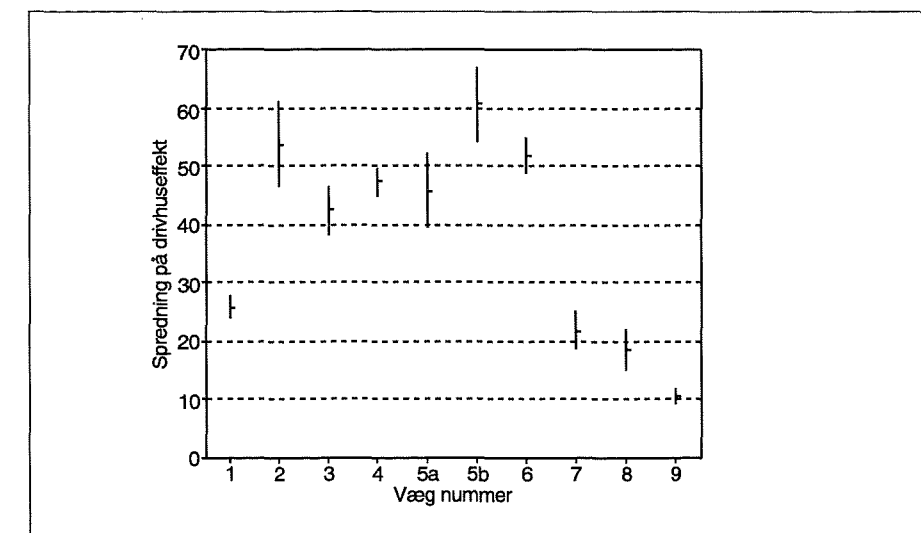
Som det ses er der i [Heijungs et al. (1992)] ikke angivet effektfaktorer for de indirekte drivhusgasser. Disse er senere opgjort, men da de er behæftet med betydelig usikkerhed, er det valgt ikke at medregne dem ved opgørelse af drivhuseffekten. Ud fra ovenstående effektfaktorer beregnes de opgjorte emissioners potentielle bidrag til drivhuseffekten (GWP₁₀₀) ved brug af nedenstående formel [Heijungs et al. (1992)]:

$$\text{Drivhuseffekt (kg)} = \text{GWP-emission til luft (kg)}$$

Den herved beregnede drivhuseffekt for de valgte vægvarianter fremgår af figur 56 og spredningen herpå fremgår af figur 57.



Figur 56. Drivhuseffekt for de valgte vægvarianter.



Figur 57. Spredning på drivhuseffekt.

Som det ses bidrager kun CO₂ i væsentligt omfang til drivhuseffekten, mens bidraget fra metan er forsvindende. Selv ved anvendelse af GWP₂₀, hvor effektfaktoren for metan er størst, er bidraget fra metan ubetydeligt. Da hovedparten af både kuldioxid og metan er energirelateret, vil bidraget fra metan altid være ubetydeligt i forhold til bidraget fra kuldioxid, og det kan derfor udelades ved beregning af drivhuseffekten.

Som det kunne forventes er spredningen på drivhuseffekten ligesom spredningen på CO₂-emissionen beskeden, og der er således signifikant forskel på hovedparten af de valgte vægvarianter.

3.3.3.2 Nedbrydning af ozonlaget

Nogle kemiske stoffer nedbryder ozonlaget i atmosfæren, som beskytter mod solens ultraviolette stråling. Disse ozonlagsnedbrydende stoffer, der alle er menneskeskabte, omfatter bl.a. de såkaldte CFC'ere, haloner, HCFC'ere, trichlorethan, tetrachlormethan og metylbromid [DS (1995b)]. Flere af disse stoffer bidrager endvidere til drivhuseffekten.

Nedbrydningen af ozonlaget er genstand for stor international opmærksomhed, og der er derfor gjort en betydelig indsats for at nedbringe og med tiden helt afvikle brugen af ozonlagsnedbrydende stoffer. Dette er gjort gennem internationale aftaler (Montreal Protokollen) som bl.a. Danmark har tilsluttet sig. Brugen af de væsentligste ozonlagsnedbrydende stoffer (CFC'ere og haloner) er således ophørt i Danmark (dog tillades brug af haloner til livsnødvendige anvendelser i bl.a. skibe og fly). De øvrige ozonlagsnedbrydende stoffer planlægges afviklet senest år 2002.

De ozonlagsnedbrydende stoffer har primært været anvendt til opskumning af skumplast og som køle- og opløsningsmidler [DS (1995b)]. I byggebranchen har stofferne primært været anvendt til opskumning af isoleringsmaterialer fx i fjernvarmerør, men brugen heraf er ophørt. Med mulig undtagelse af HCFC'ere, der i en overgangsperiode anvendes i køleanlæg som erstatning for CFC'ere, anvendes således ikke længere ozonlagsnedbrydende stoffer i byggebranchen i Danmark. Ingen af de valgte vægvarianter giver således anledning til emission af ozonlagsnedbrydende stoffer, og nedbrydning af ozonlaget forventes derfor ikke at være en væsentlig miljøparameter for de valgte vægvarianter eller for byggebranchen som helhed.

3.3.3.3 Dannelse af fotokemiske oxidanter

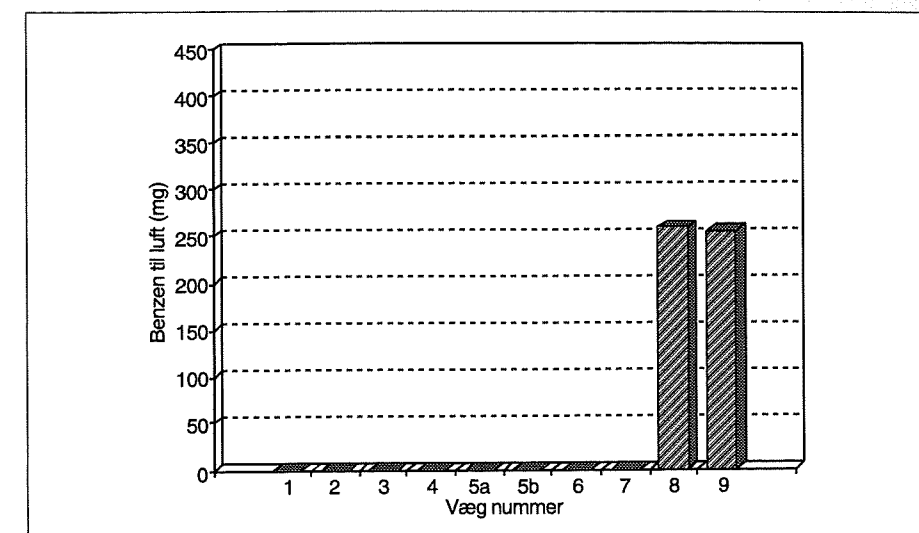
Dannelse af fotokemiske oxidanter skyldes flygtige organiske forbindelser (Volatile Organic Compounds - VOC) som reagerer med forskellige reaktive iltforbindelser og nitrogenoxider (NO_x), der naturligt er til stede i troposfæren [Hauschild et al. (1996)]. De vigtigste kilder til VOC er trafik og brug af organiske opløsningsmidler.

Af de opgjorte emissioner bidrager benzen (C₆H₆), formaldehyd, hydrocarboner (HC) og metan (CH₄) til dannelse af fotokemiske oxidanter. Nitrogenoxider danner ikke selv fotokemiske oxidanter, men har derimod "nærmest en katalytisk virkning" [Hauschild et al. (1996)], der forstærker VOC'ernes potentiale for dannelse af fotokemiske oxidanter (Photochemical Ozone Creation Potential - POCP). Nitrogenoxider tillægges derfor ikke en effektfaktor og medregnes dermed heller ikke ved opgørelse af de udledte stoffers samlede POCP.

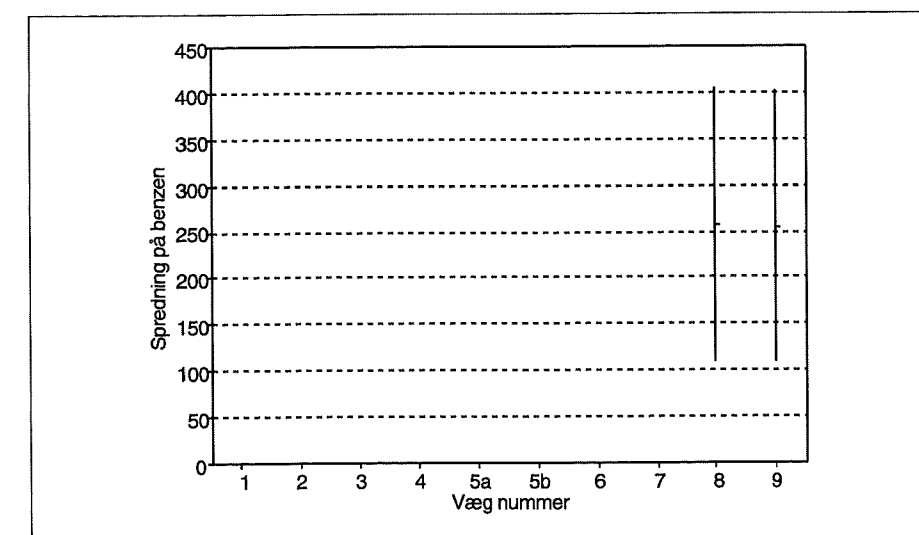
Metan er kommenteret under drivhuseffekt. De øvrige emissioner er kommenteret i det følgende.

De opgjorte emissioner af benzen er procesrelaterede og optræder i træindustrien grundet træets naturlige indhold af benzen. Benzen forekommer derfor kun i vægvarianter hvori der indgår træ. Som det ses af figur 59, er

der ikke signifikant forskel på de vægvarianter hvor benzen optræder, grundet den store spredning. I praksis kan der således kun skelnes mellem vægvarianter hvor benzen optræder, og vægge hvor det ikke gør.

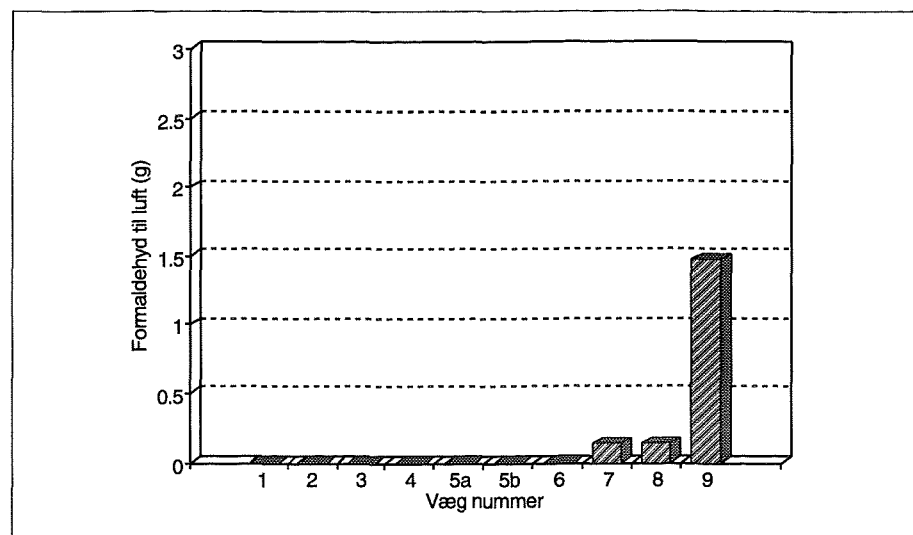


Figur 58. Emission af benzen (C₆H₆) for de valgte vægvarianter.

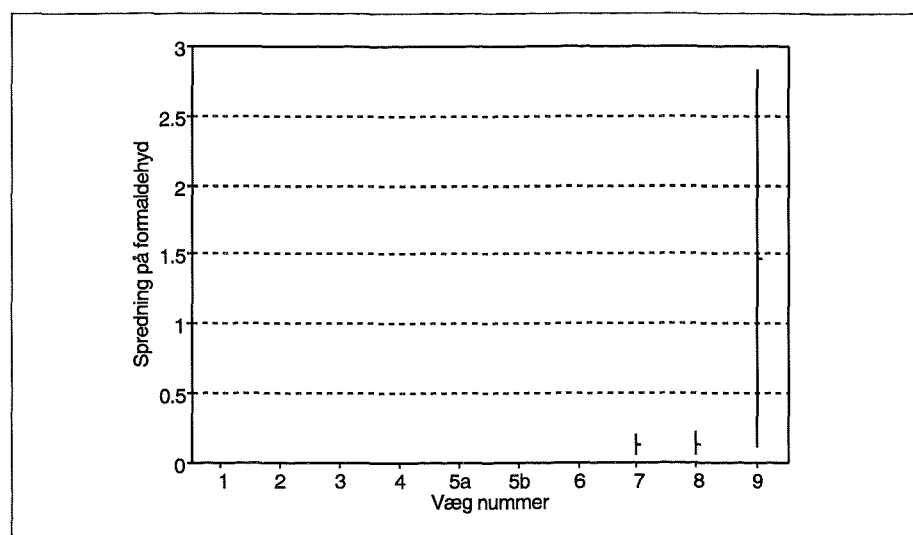


Figur 59. Spredning på emission af benzen (C₆H₆).

De opgjorte emissioner af formaldehyd er procesrelaterede og optræder i forbindelse med anvendelse af formaldehydholdige bindemidler. Heller ikke her er der, som det ses af figur 61, signifikant forskel på de vægvarianter hvor formaldehyd optræder, grundet den store spredning. Spredningen er et udtryk for en betydelig naturlig variation. I praksis kan der således kun skelnes mellem vægvarianter hvor formaldehyd optræder, og hvor det ikke gør.



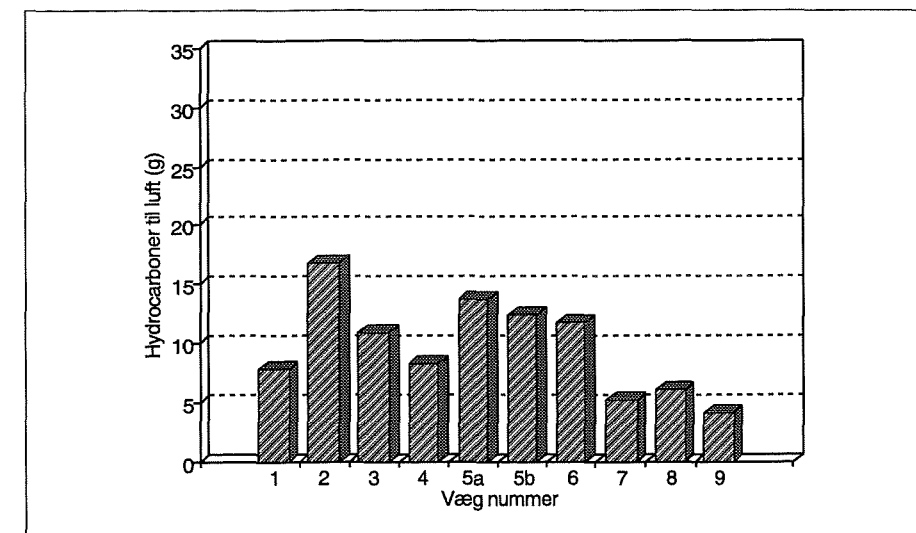
Figur 60. Emission af formaldehyd for de valgte vægvarianter.



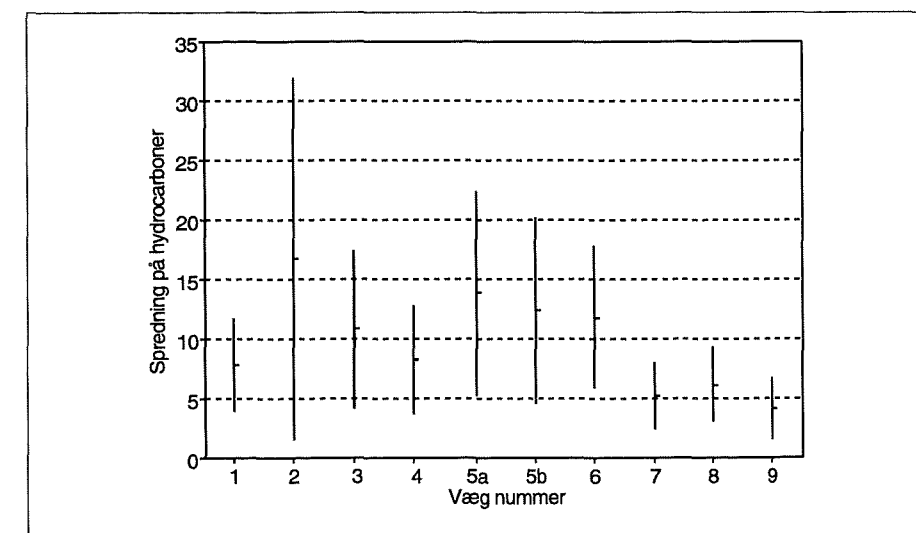
Figur 61. Spredning på emissionen af formaldehyd.

De opgjorte emissioner af hydrocarboner optræder i forbindelse med afbrænding af fossile brændsler, herunder særligt i forbindelse med transport. Af [Fenhann et al. (1994)] fremgår således at ca. 67% af de samlede emissioner af kulmonoxid i Danmark i 1992 skyldes transport.

Spredningen er som det ses af figur 63 betydelig, og kun i få tilfælde er der signifikant forskel på de enkelte vægvarianter. Også her skal spredningen tages som et udtryk for en naturlig variation. Variationen er her begrundet i bl.a. de mange forskellige typer af køretøjer der anvendes, og den varierende udnyttelse af deres lastkapacitet. Spredningen kan derfor kun nedbringes i konkrete tilfælde, hvor de anvendte køretøjer er kendt.



Figur 62. Emission af hydrocarboner (HC) for de valgte vægvarianter.



Figur 63. Spredning på emissionen af hydrocarboner.

Af tabel 93 fremgår de anvendte effektfaktorer for de opgjorte emissioner der bidrager til dannelse af fotokemiske oxidanter.

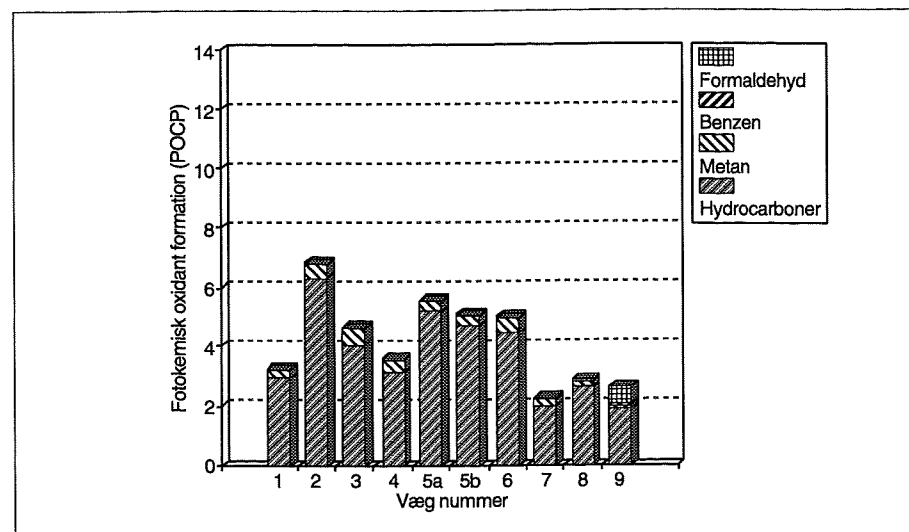
Stof	POCP
Benzen (C ₆ H ₆)	0,189
Formaldehyd	0,421
Hydrocarboner (HC)	0,377
Metan (CH ₄)	0,007

Tabel 93. Effektfaktorer for fotokemisk oxidantdannelse, relativt i forhold til ethylen (C₂H₄) [Heijungs et al. (1992)].

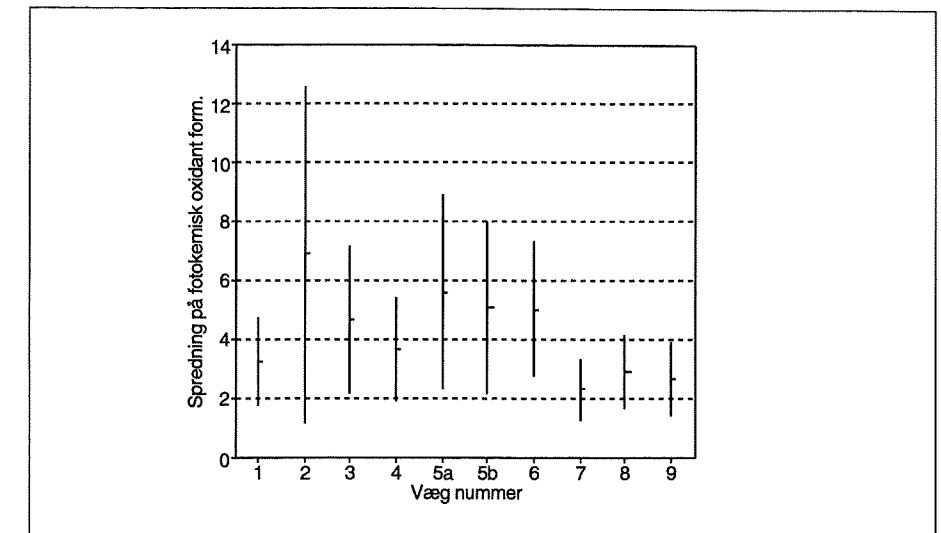
Ud fra ovenstående effektfaktorer omregnes de opgjorte emissioners potentielle bidrag til dannelse af fotokemiske oxidanter ved brug af nedenstående formel [Heijungs et al. (1992)]:

$$\text{Oxidant dannelse (kg)} = \text{POCP} * \text{emission til luft (kg)}$$

Den herved beregnede POCP for de valgte vægvarianter fremgår af figur 62 og spredningen herpå fremgår af figur 63.



Figur 64. Fotokemisk oxidantdannelse for de valgte vægvarianter.



Figur 65. Fotokemisk oxidantdannelse for de valgte vægvarianter.

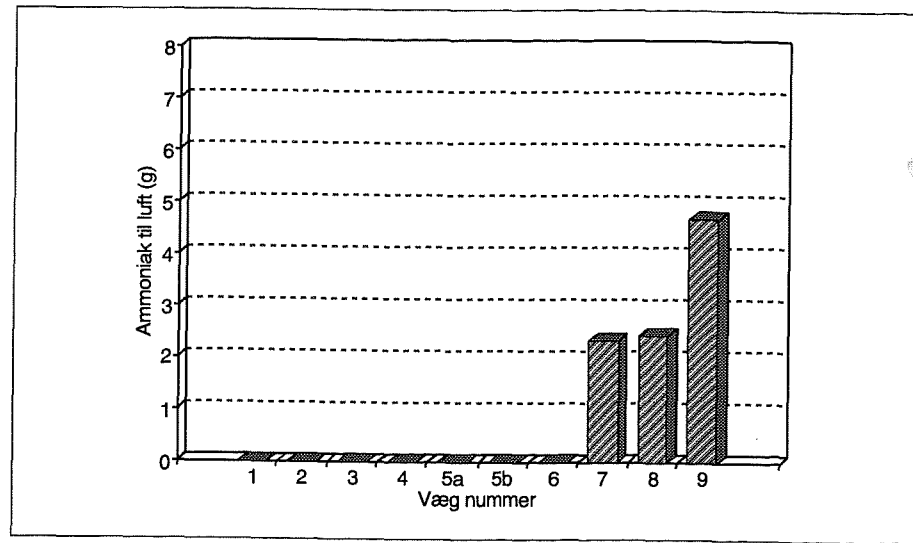
Som det ses bidrager kun hydrocarboner i væsentligt omfang til dannelse af fotokemiske oxidanter, mens bidraget fra de øvrige stoffer er ubetydeligt.

Spredningen er stor på alle de stoffer der bidrager til dannelse af fotokemiske oxidanter. Dermed bliver spredningen på det samlede resultat også betydelig. Det er således muligt at trække en vandret linie gennem figur 65, der falder inden for 95% fraktilen for alle 10 vægvarianter. Der er dermed ikke signifikant forskel på de valgte vægvarianter.

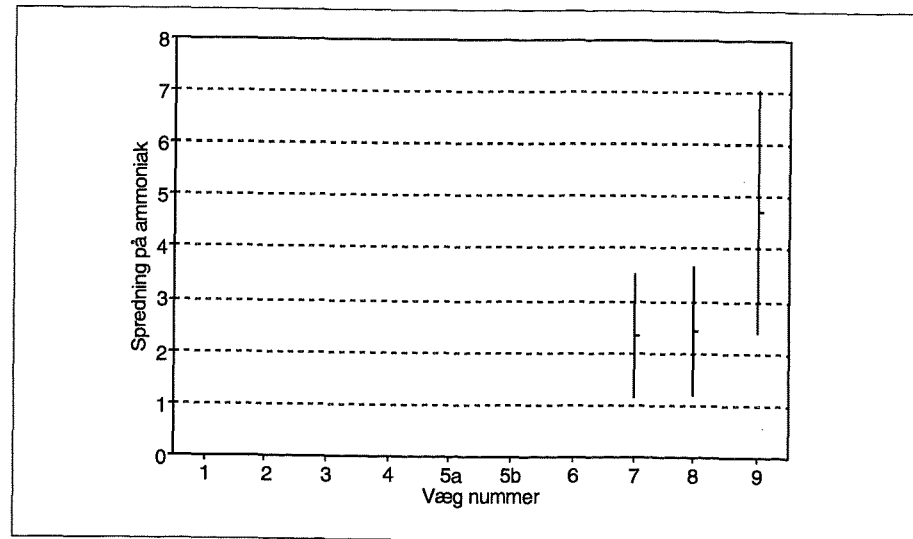
3.3.3.4 Forsuring

De væsentligste stoffer der bidrager til forsuring (Acidification Potential - AP) i Danmark er ammoniak (NH₃), nitrogenoxider (NO_x) og svovldioxid (SO₂) [Hauschild et al. (1996)]. Disse er alle opgjort. Desuden er opgjort hydrogenfluorid (HF) som ligeledes bidrager til forsuring. Nitrogenoxider er kommenteret under eutrofiering. De øvrige emissioner kommenteres i det følgende.

De opgjorte emissioner af ammoniak er procesrelaterede, og optræder i flere forskellige forbindelser. Der er som det ses af figur 65, ikke signifikant forskel på de vægvarianter hvor der optræder emissioner af ammoniak, grundet den store spredning. I praksis kan der således kun skelnes mellem vægvarianter hvor ammoniak optræder, og vægge hvor det ikke gør.

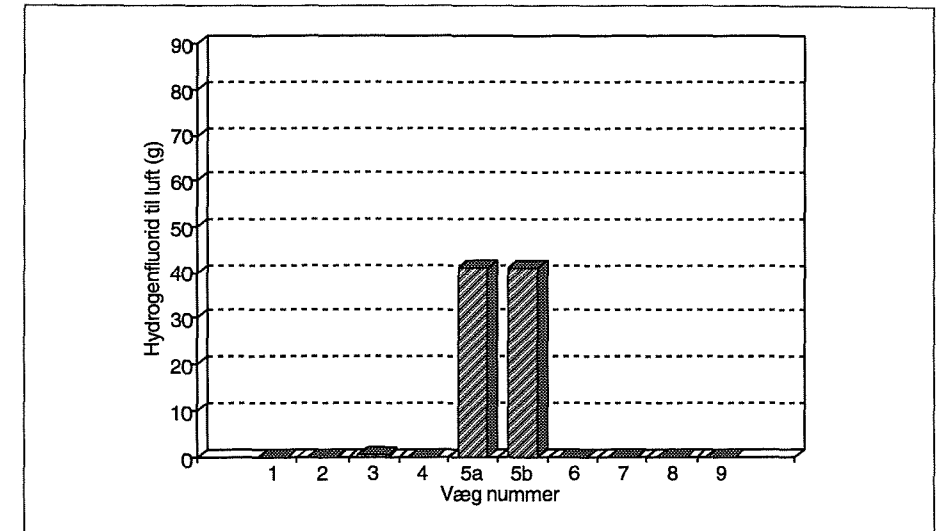


Figur 66. Emission af ammoniak (NH₃) for de valgte vægvarianter.

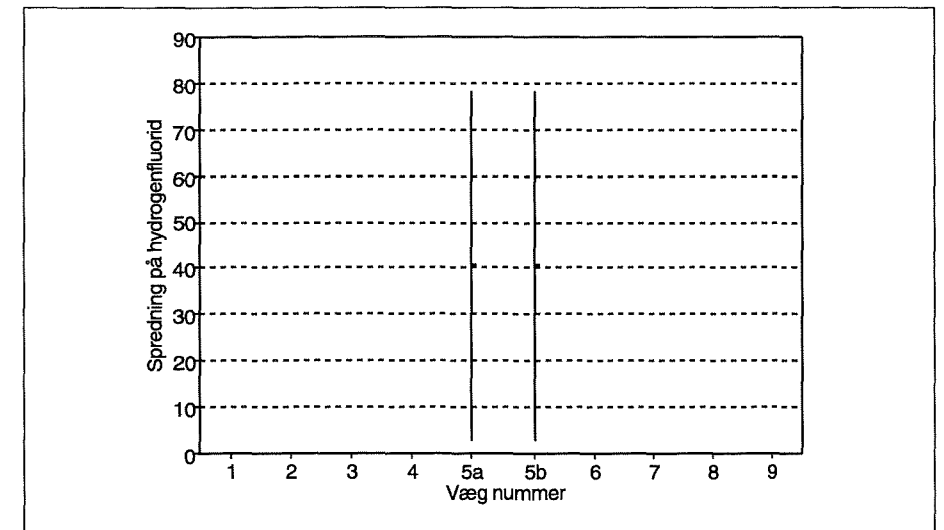


Figur 67. Spredning på emissionen af ammoniak (NH₃).

De opgjorte emissioner af fluorid (F) skyldes et naturligt indhold af fluorid i ler, som frigives ved brænding af tegl, letklinker mv. Der er som det ses af figur 67 ikke signifikant forskel på de vægvarianter hvor de optræder emissioner af fluorid, grundet den betydelige spredning. Ligesom ved ammoniak kan der i praksis således kun skelnes mellem vægvarianter hvor fluorid optræder, og vægge hvor det ikke gør.



Figur 68. Emission af hydrogenfluorid (HF) for de valgte vægvarianter.



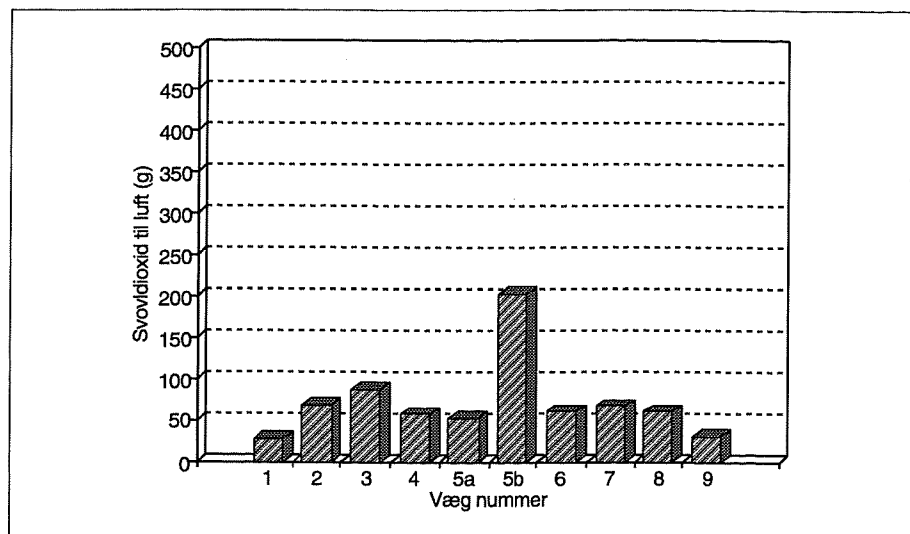
Figur 69. Spredning på emissionen af hydrogenfluorid (HF).

De opgjorte emissioner af svovldioxid (SO₂) optræder primært ved afbrænding af fossile brændsler. Der optræder dog enkelte procesrelaterede SO₂-emissioner i forbindelse med anvendelse af svovlholdige råstoffer (fx ler). Ved afbrænding af fossile brændsler afhænger SO₂-emissionen kun af svovlindholdet i de anvendte brændsler. Da der desuden stilles specifikke krav til brændsleres maksimale svovlindhold, er SO₂-emissionen kun behæftet med små usikkerheder, og spredningen på SO₂-emissionen er derfor beskeden, som det fremgår af figur 71.

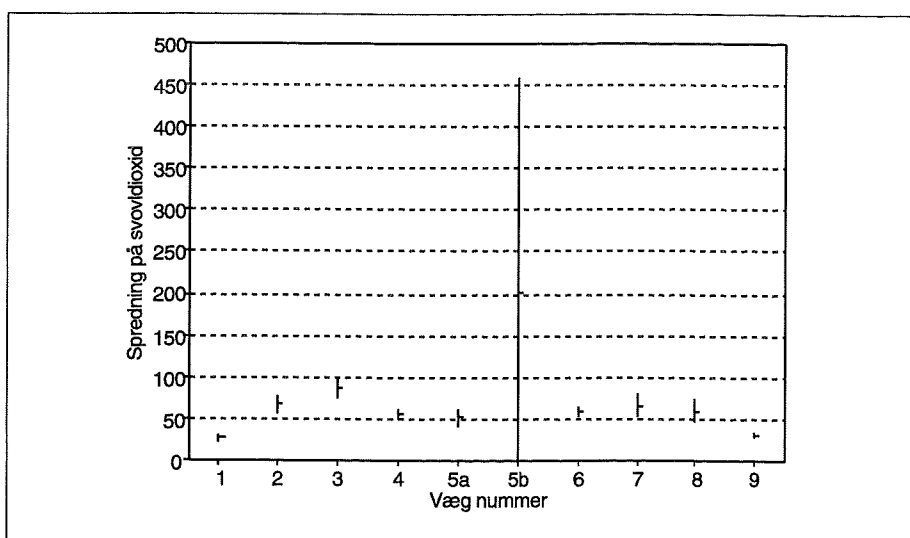
Af tabel 94 fremgår de anvendte effektfaktorer for de opgjorte emissioner der bidrager til forsurening.

Stof	AP
Ammoniak (NH ₃)	1,88
Hydrogenfluorid (HF)	1,60
Nitrogenoxider (NO _x)	0,70
Svovldioxid (SO ₂)	1,00

Tabel 94. Effektfaktorer for forsurening, relativt i forhold til svovldioxid [Heijungs et al. (1992)].



Figur 70. Emission af svovldioxid (SO₂) for de valgte vægvarianter.



Figur 71. Spredning på emissionen af svovldioxid (SO₂).

Ud fra ovenstående effektfaktorer omregnes de opgjorte emissioners potentielle bidrag til forsurening ved brug af nedenstående formel [Heijungs et al. (1992)]:

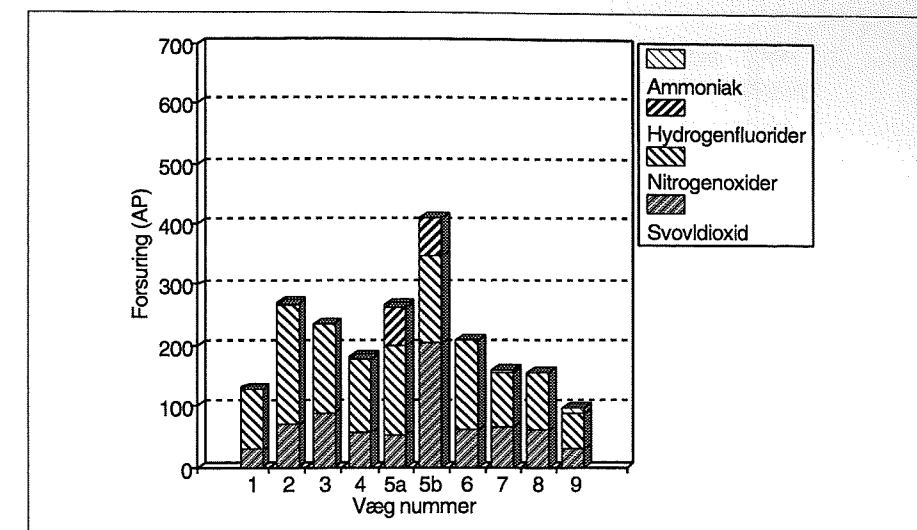
$$\text{Forsuring (kg)} = \text{AP} * \text{emission til luft (kg)}$$

Den herved beregnede forsurening for de valgte vægvarianter fremgår af figur 72, og spredningen herpå fremgår af figur 73.

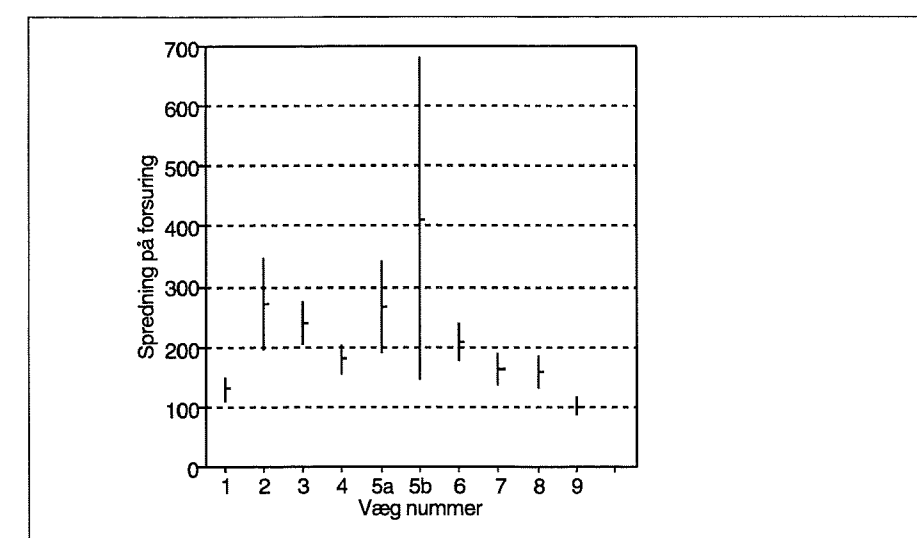
På trods af den betydelige spredning på nitrogenoxider ses den samlede spredning på forsurening at være beskeden.

3.3.3.5 Eutrofiering

Af de opgjorte emissioner bidrager kun Nitrogenoxider (NO_x) til eutrofiering (Nutrification Potential - NP). Nitrogenoxider dannes ved afbrænding af fossile brændsler. De væsentligste kilder til nitrogenoxider i Danmark er transport (35%) og kraftværker (33%). Industrien bidrager med mindre end 4% [Fenhann et al. (1994)].



Figur 72. Forsuring for de valgte vægvarianter.



Figur 73. Spredning på forsurening.

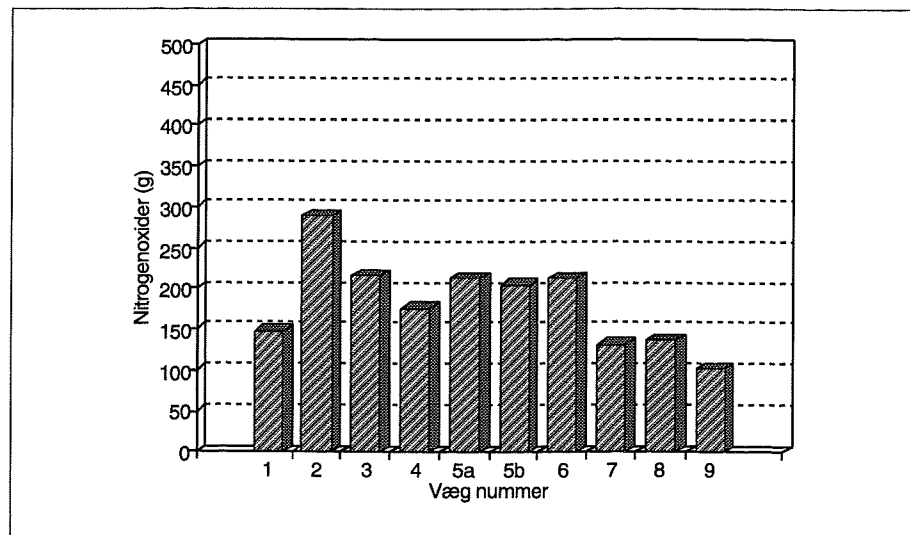
Mængden af nitrogenoxider der dannes ved en forbrændingsproces, afhænger ikke kun af det anvendte brændsel, men også af de forhold under hvilke forbrændingsprocessen foregår. Mængden af nitrogenoxider der dannes, kan derfor variere inden for vide grænser. Som det fremgår af figur 75, er spredningen derfor betydelig.

Af tabel 95 fremgår de anvendte effektfaktorer for de opgjorte emissioner der bidrager til eutrofiering.

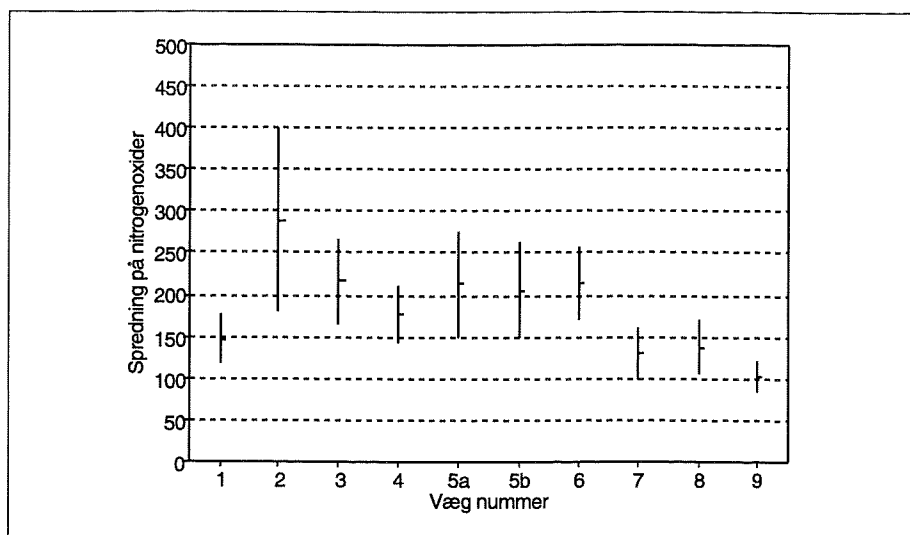
Stof	NP
Nitrogenoxider (NO _x)	0,13

Tabel 95. Effektfaktorer for eutrofiering, relativt i forhold til fosfat (PO₄³⁻) [Heijungs et al. (1992)].

Ud fra ovenstående effektfaktorer omregnes de opgjorte emissioners potentielle bidrag til eutrofiering ved brug af nedenstående formel [Heijungs et al. (1992)]:



Figur 74. Emission af nitrogenoxider (NO_x) for de valgte vægvarianter.



Figur 75. Spredning på emissionen af nitrogenoxider (NO_x).

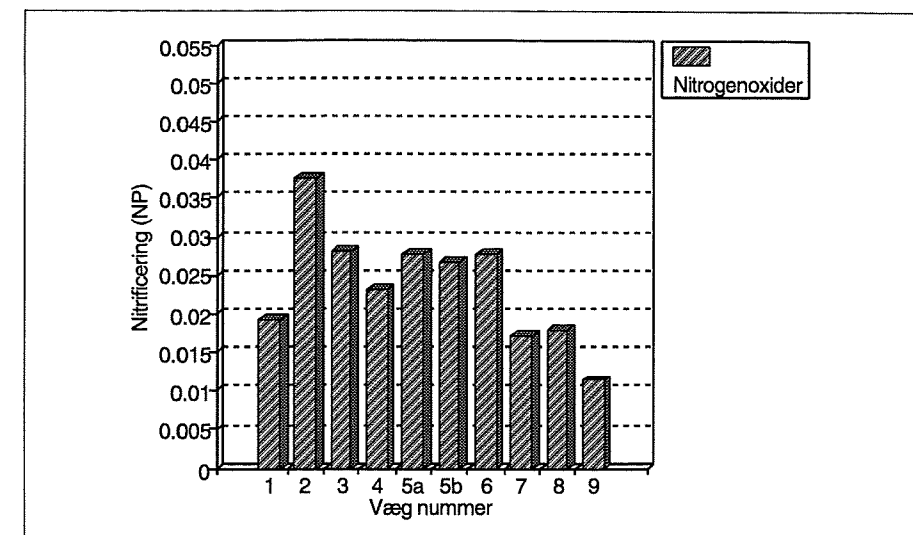
$$\text{Nitrificering (kg)} = \text{NP} * \text{emission (kg)}$$

Den herved beregnede eutrofiering for de valgte vægvarianter fremgår af figur 76, og spredningen herpå fremgår af figur 77.

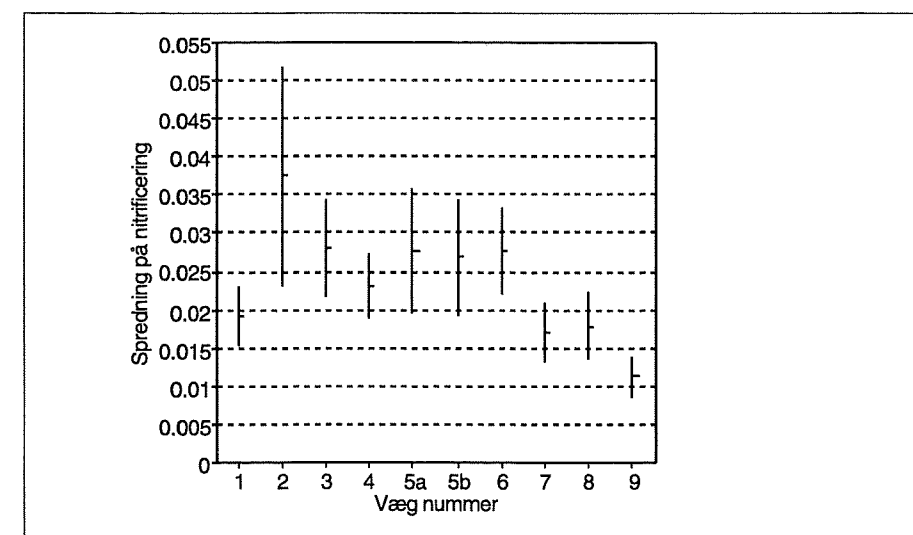
Da spredningen på emissionen af nitrogenoxider er betydelig, bliver spredningen på eutrofieringen det naturligvis også, og der er derfor kun signifikant forskel på nogle få vægvarianter.

3.3.3.6 Forringelse af levesteder

Byggebranchen bidrager på en række områder til forringelse af levesteder, fx ved at lægge beslag på betydelige arealer, bidrage med emissioner til luft, vand og jord, brug af grundvand mv. Der foreligger imidlertid ikke nok data herom, ligesom der ikke findes metoder til opgørelse heraf, og denne miljøeffekt behandles derfor ikke.



Figur 76. Eutrofiering for de valgte vægvarianter.



Figur 77. Spredning på nitrificering.

3.3.3.7 Akut og kronisk toksicitet i jord- og vandmiljø

Miljøeffekten betegnes i [Heijungs et al. (1992)] som økotoksicitet, og der skelnes ikke mellem akut og kronisk toksicitet. Økotoksicitet beregnes kun på basis af emissioner til vand og jord, da der ikke eksisterer effektfaktorer for emissioner til luft. Ved opgørelsen skelnes mellem henholdsvis akvatisk og terrestrisk økotoksicitet, og disse kan ikke summeres.

Stoffer der bidrager til akvatisk toksicitet omfatter metaller og miljøfarlige organiske stoffer [Miljøministeriet (1994)]. Da der kun sjældent forekommer spildevand i forbindelse med produktionen af byggematerialer til de valgte vægvarianter, og da der i disse tilfælde ikke foreligger oplysninger om spildevandets sammensætning, kan akvatisk økotoksicitet ikke opgøres. De manglende data herom synes dog at være begrundet i, at der kun forekommer beskedne emissioner. Akvatisk økotoksicitet antages derfor at være ubetydelig for de valgte vægvarianter.

Der foreligger mere fyldestgørende data om deponering af affald. Hovedparten heraf er dog miljømæssigt ubetænkeligt byggeaffald, hvis væsentligste miljøpåvirkning består i, at det fylder meget. Det giver derimod kun sjældent anledning til miljøskadelige emissioner. Den resterende del af affaldet

omfatter flyveaske, slagger, slam mv. som ofte indeholder miljøfarlige stoffer. Da denne type affald deponeres på kontrolleret losseplads, forventes emissionerne herfra imidlertid at være beskedne. Desuden sker emissionerne til så dybe lag, at det ikke i nævneværdig grad vil påvirke livet i jorden [Hauschild et al. (1996)]. Terrestrisk økotoksicitet antages derfor at være ubetydelig for de valgte vægvarianter.

Som helhed forventes økotoksicitet ikke at være en væsentlig miljøparameter hverken for de valgte vægvarianter eller for byggebranchen som helhed.

3.3.3.8 Mutagenicitet/genotoksicitet

Dette synes at omfatte en gruppe af stoffer som kun sjældent finder anvendelse i byggebranchen, og ingen af de stoffer hvorom der er indsamlet data vides at bidrage til denne miljøeffekt. Miljøeffekten forventes således ikke at være en væsentlig miljøparameter hverken for de valgte vægvarianter eller for byggebranchen som helhed. Desuden eksisterer der hverken effekt faktorer eller metoder til opgørelse af mutagenicitet og genotoksicitet, og denne miljøeffekt behandles derfor ikke.

3.3.3.9 Andet (vind og skyggeeffekt)

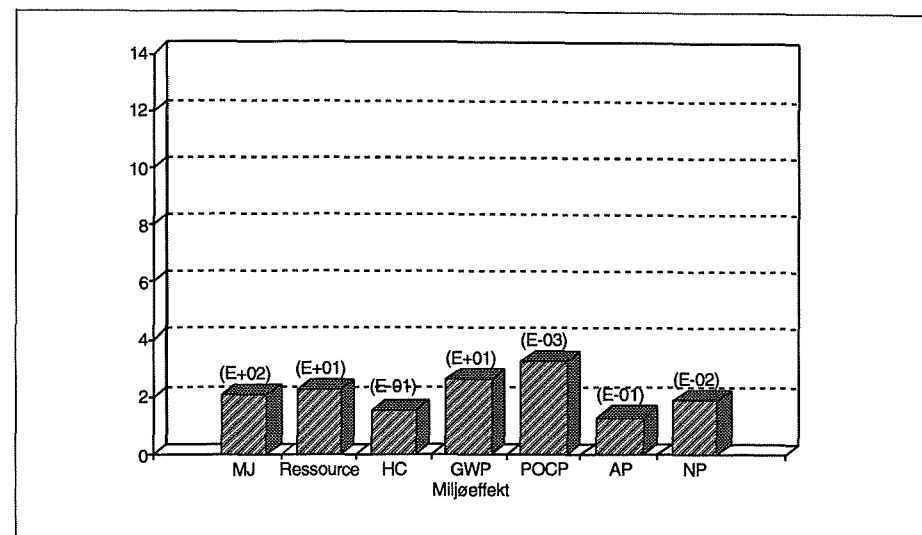
Dette punkt knytter sig særligt til bygninger og andre store konstruktioner. Det er imidlertid en udpræget lokal effekt, der afhænger af det aktuelle byggeri's fysiske placering og udformning samt det landskab (herunder øvrige bygninger), det skal indpasses i. Det lader sig derfor ikke opgøre for en bygningsdel, men kun for en aktuel bygning med en given fysisk placering, og denne miljøeffekt behandles derfor ikke.

3.3.4 Samlet vurdering

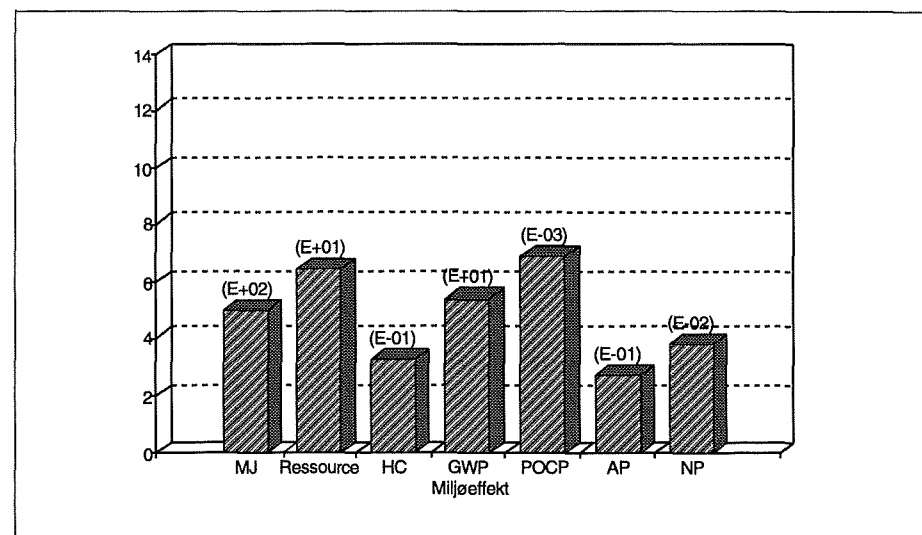
Af figur 78-87 fremgår miljøprofilerne for de kvantitativt opgjorte miljøeffekter for de 10 valgte vægvarianter. Dvs. resultaterne fra figur

- 31 (energiforbrug - MJ)
- 33 og 36 (ressourceforbrug - ressourcer)
- 50 (humantoksicitet - HC)
- 56 (drivhuseffekt - GWP)
- 64 (fotokemisk oxidant dannelse - POCP)
- 72 (forsuring - AP)
- 76 (nitrificering - NP)

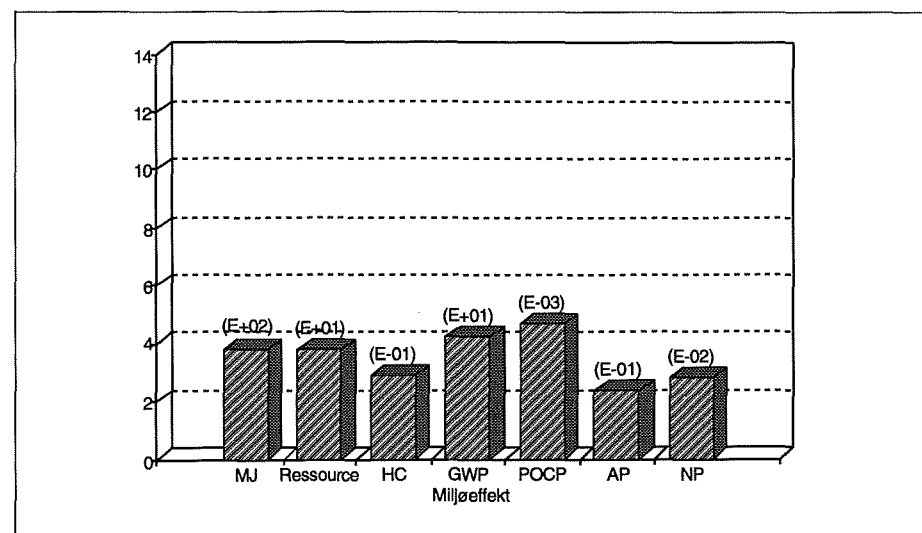
optegnes for de enkelte vægvarianter. Det er valgt at angive energi- og materialressourceforbrug samlet, da der i begge tilfælde kun er opgjort fossile brændsler.



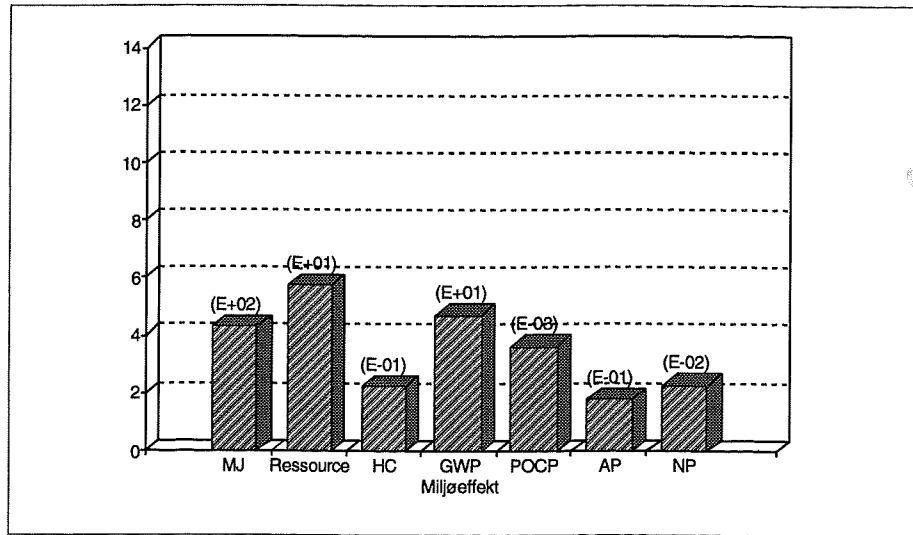
Figur 78. Miljøprofil for væg 1.



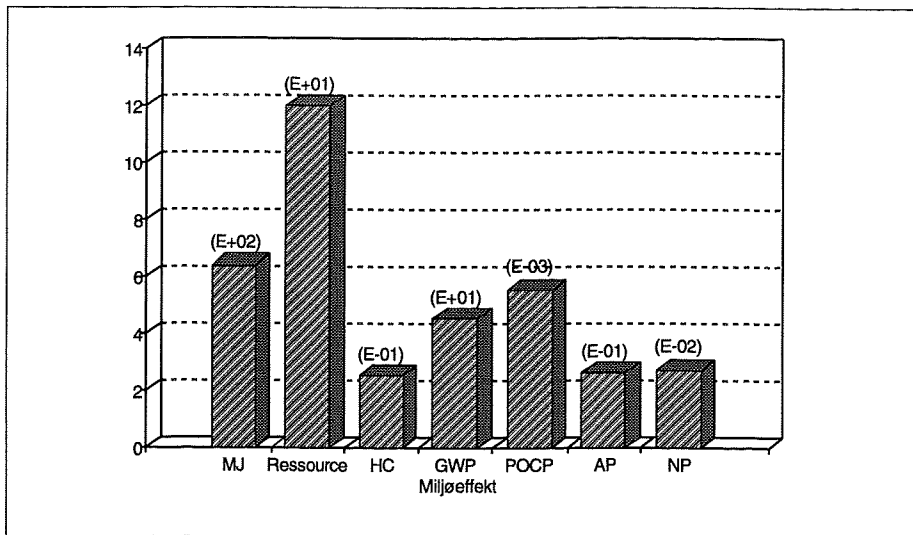
Figur 79. Miljøprofil for væg 2.



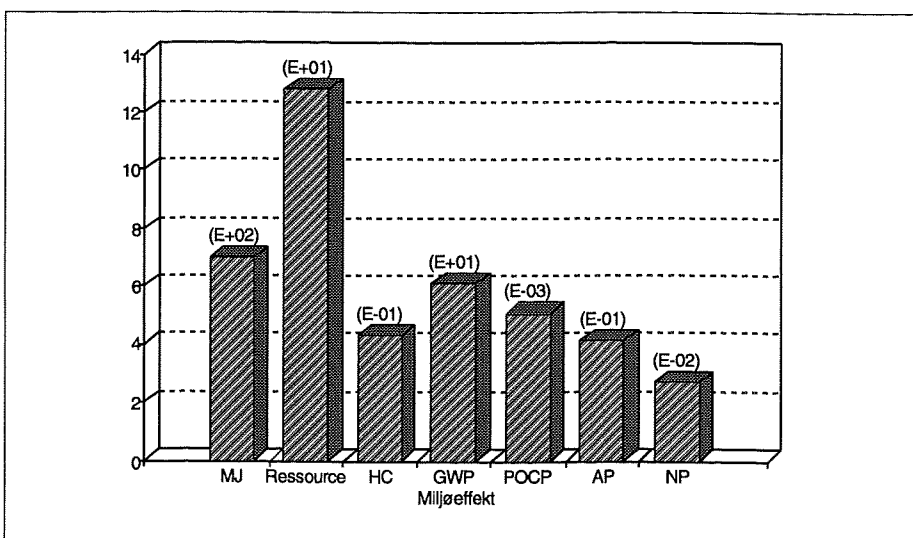
Figur 80. Miljøprofil for væg 3.



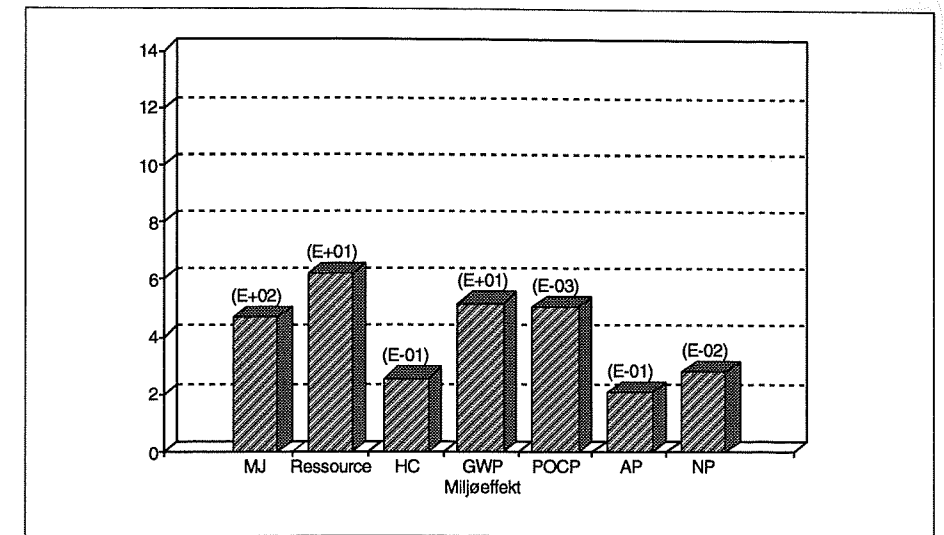
Figur 81. Miljøprofil for væg 4.



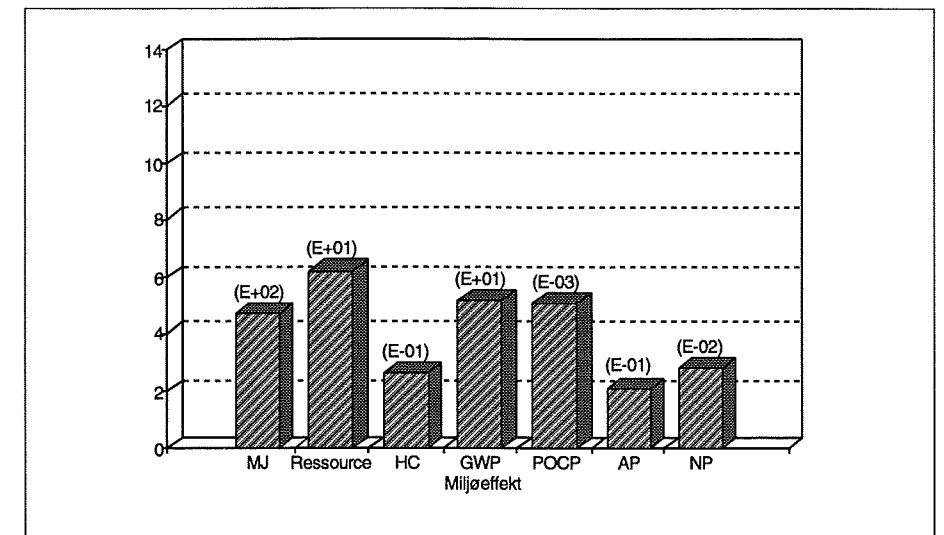
Figur 82. Miljøprofil for væg 5a.



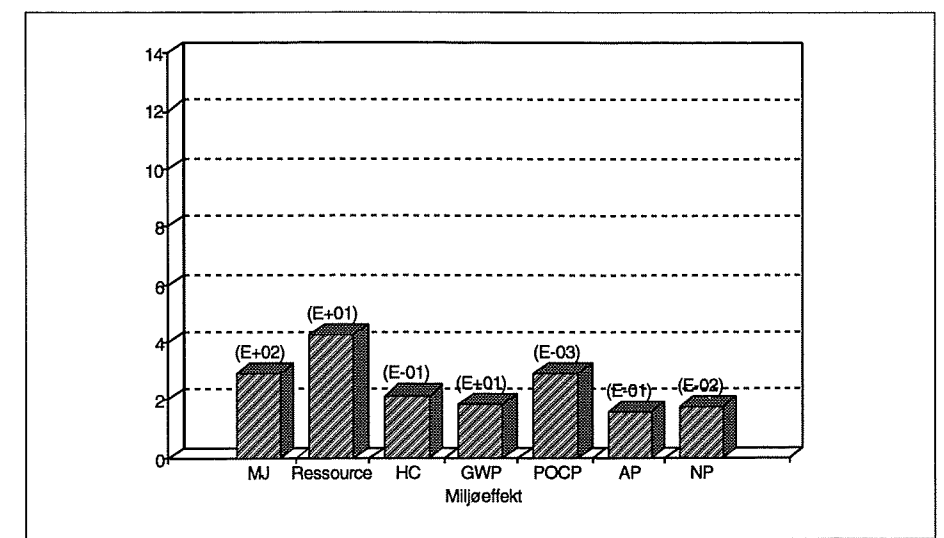
Figur 83. Miljøprofil for væg 5b.



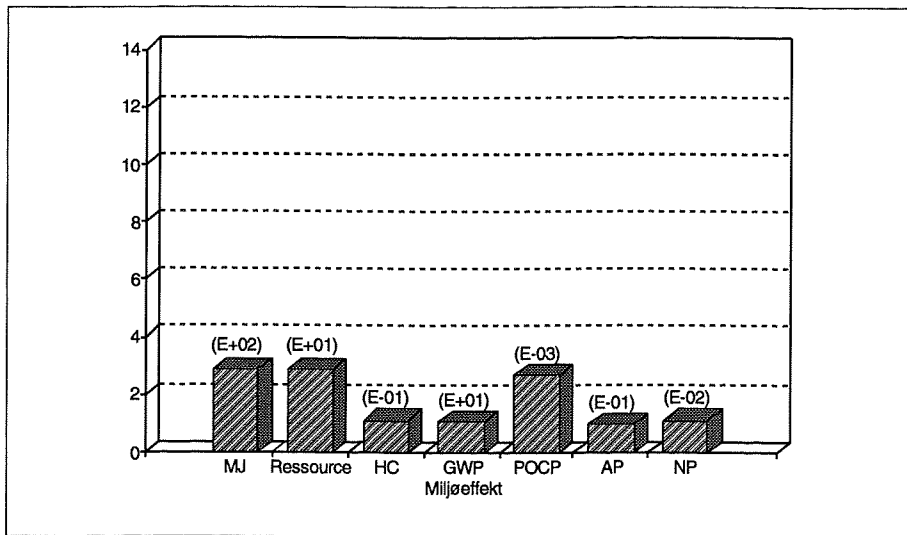
Figur 84. Miljøprofil for væg 6.



Figur 85. Miljøprofil for væg 7.



Figur 86. Miljøprofil for væg 8.



Figur 87. Miljøprofil for væg 9.

Som forventet er det ikke muligt entydigt at udpege en vægtype som værende den mindst miljøbelastende uden at foretage en indbyrdes vægtning af de opgjorte miljøeffekter. Som nævnt i teori afsnittet (afsnit 2.1) eksisterer der hverken metode eller vægtningsfaktorer der tillader en sådan vægtning, og der vil derfor ikke blive gjort forsøg herpå.

Som det ses af opgørelsen af de enkelte miljøeffekter, er det kun sjældent muligt at skelne mellem nært beslægtede vægvarianter. Fx er der ikke signifikant forskel på de opgjorte miljøeffekter for væg 7 og 8 (gipsplader på henholdsvis stål- og træskelet) og væg 4 og 6 (porebetonelementer og -blokke). For væg 5a og 5b (røde og gule teglsten) er der kun signifikant forskel på drivhuseffekten.

Sammenlignes derimod fx gipspladevægge med porebeton- eller teglvægge, er der signifikant forskel på hovedparten af de opgjorte miljøeffekter. Kun for dannelse af fotokemisk oxidanter er spredningen så stor, at der ikke er signifikant forskel på vægvarianterne.

4. Diskussion og konklusioner

Formålet med nærværende projekt var at udvikle en metode til gennemførelse af en sammenlignende LCA for varianter af en bygningsdel med henblik på at belyse de problemer og særlige forhold, der knytter sig til LCA i byggebranchen. Projektet er dog ændret en smule i forhold til den oprindelige projektplan, da det viste sig at der var brug for mindre metodeudvikling end forventet, idet de retningslinier der af SETAC var udstukket for gennemførelse af en LCA, umiddelbart kunne anvendes. Vægten i projektet er derfor lagt på at belyse de praktiske problemer og særlige forhold der knytter sig til gennemførelse af en LCA i byggebranchen, samt på at finde en metode til opgørelse af usikkerhed ved gennemførelse af en LCA.

Der er ved valg af vægvarianter lagt vægt på, at der heri indgår de byggematerialer som (målt efter vægt) udgør hovedparten af de byggematerialer der anvendes i dansk byggeri. De erfaringer og konklusioner der kan drages på grundlag af den gennemførte LCA, antages derfor også i vid udstrækning at være gældende for byggebranchen som helhed.

I det følgende diskuteres og kommenteres de erfaringer og konklusioner der kan drages ved at gennemgå de enkelte faser i den gennemførte LCA.

4.1 Formål og afgrænsning

Herunder kommenteres valg af funktionel enhed og fastlæggelse af levetiden.

4.1.1 Funktionel enhed

Valg af funktionel enhed for indervægge i afsnit 3.1 viste sig at være problematisk. De valgte vægvarianter har således forskellige egenskaber, og dette må forventes som hovedregel at være tilfældet ved sammenligning af bygningsdele. Det er derfor nødvendigt at slække på kravet om at alternativer der sammenlignes, skal være funktionelt ækvivalente og i stedet acceptere, at alternativerne blot alle skal opfylde visse minimumskrav.

Et mere fundamentalt problem består i, at de enkelte bygningsdele sjældent kan betragtes isoleret, som det er gjort her. Anvendes fx en tung vægvariant, kan det være nødvendigt med ekstra fundamenter eller forstærkede bærende konstruktioner i forhold til, hvad der havde været behov for ved anvendelse af en let vægvariant. Desuden kan forskellige byggematerialer og konstruktionsprincipper ikke kombineres frit. Anvendelse af nogle vægvarianter kan derfor begrænse valgmulighederne ved valg af de øvrige bygningsdele.

En bygningsdel er således en del af en større sammenhæng, og den kan kun vanskeligt betragtes uafhængigt heraf. En sammenlignende LCA bør derfor gennemføres for hele bygninger i stedet for som her for bygningsdele.

4.1.2 Levetid

Levetiden af bygningsdele (herunder indervægge) kan ikke kun være lang, men kan også variere inde for vide grænser. Det var derfor forventet, at dette kunne give anledning til praktiske problemer ved gennemførelse af en LCA. Det viser sig imidlertid ikke at være tilfældet. Levetiden af bygningsdele der indgår som en del af råhuset, dvs. bygningsdele der indgår i bygningsbasis og primære bygningsdele som defineret i [SfB (1988)], vil ofte være længere end den forventede levetid af den bygning hvori de indgår, og bygningsdelenes reelle levetid bliver derfor den samme som bygningens.

Kun i tilfælde af at der er betydelig forskel på to alternativets forventede levetid, og under forudsætning af at mindst en af disse har en levetid der er kortere end levetiden af den bygning hvori de skal indgå, er det nødvendigt at tage højde herfor. Ved gennemførelse af en sammenlignende LCA for bygningsdele må det derfor forventes, at levetiden sjældent vil udgøre et problem.

4.2 Opgørelse

Herunder kommenteres dataindsamling, behandling af usikkerhed samt allokering.

4.2.1 Dataindsamling

Erfaringen fra LCA gennemført i anden forbindelse har vist, at dataindsamling ofte udgør et problem. Det kan være vanskeligt at få adgang til de nødvendige data, der behøves for at kunne gennemføre en LCA, enten fordi producenterne ikke ønsker at bidrage med detaljerede oplysninger om deres produktion, eller fordi produkter fremstilles i udlandet.

Dette har kun været et mindre problem i nærværende projekt. I de fleste tilfælde har producenterne været villige til at bidrage med data omfattende energiforbrug, råmaterialeforbrug og emissioner knyttet til produktionen. Kun anvendelsen af tilsætningsstoffer har det sjældent været muligt at få oplysninger om, da disse ofte betragtes som produktionshemmeligheder som ikke ønskes offentliggjort. Da disse stoffer typisk indgår i beskedne mængder, betyder dette næppe noget ud fra en energi- eller ressourcebetragtning. Det kan dog ikke udelukkes, at en del af stofferne kan være miljøskadelige, og at de, selv om de kun anvendes i små mængder, kan give anledning til væsentlige emissioner eller problemer i fx arbejdsmiljø eller indeklima.

De største problemer har knyttet sig til indsamling af de nødvendige data til vurdering af usikkerhed og opgørelse af spredning. Erfaringsmæssigt er producenterne tilbøjelige til at undervurdere de usikkerheder der knytter sig til deres produktion. Adspurgt oplyser de fleste således, at usikkerheden på de oplyste data svarer til måleusikkerheden på vægte, målere mv. Ofte varierer miljøpåvirkningerne pr. produceret enhed imidlertid også fra år til år fx afhængigt af hvor effektivt produktionsapparatet udnyttes, og usikkerheden undervurderes derfor let.

Ved udarbejdelse af branchedata er de enkelte producenter sjældent i stand til at vurdere usikkerheder for andet end deres egen produktion. Er det ikke muligt at indhente data fra alle producenter eller fra en brancheorganisation,

er man derfor ofte henvist til at anvende skøn baseret på erfaring og kvalificerede gæt. Det samme er tilfældet ved anvendelse af litteratordata.

4.2.2 Usikkerhed

I modsætning til mange industriprodukter, hvor den enkelte virksomhed står for både udvikling, design og fremstilling af deres produkter, varetages disse opgaver i byggebranchen af forskellige parter, der vælges fra projekt til projekt. Ønsker en bygherre således at opføre en bygning, ansættes der til opgaven en arkitekt og en rådgivende ingeniør, som på basis af bygherrens krav og ønsker designer og projekterer bygningen. Herefter vælges en entreprenør der står for opførelse af bygningen. Af projektmaterialet fremgår, hvilke materialer entreprenøren skal anvende samt hvilke krav, de skal opfylde. Det overlades imidlertid ofte til entreprenøren at vælge leverandør (producent).

De aktuelle producenter af byggematerialer vil derfor ofte først være kendt, efter at design og projektering er tilendebragt. På dette tidspunkt er det imidlertid ikke længere muligt at gennemføre væsentlige ændringer i projektet, og det tjener således ikke noget formål at gennemføre en LCA. For at få det maksimale udbytte af en LCA skal den gennemføres allerede i projekteringsfasen, og den må derfor ofte gennemføres på basis af branchedata. Et afgørende spørgsmål er derfor om usikkerheden på en LCA herved bliver så stor, at det i realiteten ikke er muligt at skelne mellem alternativer.

I nærværende afhandling er der derfor indsamlet og anvendt data svarende til dem, der må forventes at være til rådighed i projekteringsfasen. Erfaringerne herfra viser, at den danske byggebranche er kendetegnet ved følgende væsentlige forhold:

- hovedparten (målt på vægt og volumen) af de byggematerialer der anvendes i dansk byggeri er produceret i Danmark på basis af danske råstoffer.
- der er ofte kun én eller få producenter af en byggevarer.
- produktionsprocesser, ressourceforbrug og emissioner er ofte stort set de samme hos forskellige producenter.

Det har derfor vist sig muligt for de fleste almindeligt anvendte byggematerialer at indhente data fra hovedparten af de producenter der fremstiller dem, og på basis heraf opstille generelle danske branchedata. Spredningen er af ovennævnte årsager begrænset, og som det ses af vurderingen af vægvarianterne (afsnit 3.3), har det vist sig muligt at gennemføre en sammenlignende LCA, hvor der for hovedparten af de kvantitativt opgjorte miljøeffekter er signifikant forskel på vægvarianterne. Det samme må forventes at være tilfældet for andre bygningsdele fremstillet af de samme typer af materialer.

4.2.3 Successiv kalkulation

Successiv kalkulation viste sig som forventet egnet til opgørelse af usikkerhed samt til systematisk begrænsning af opgaven. Metoden er både enkel at implementere i et beregningsprogram og enkel at anvende. Successiv kalkulation tillader således en systematisk behandling af afgørende aspekter ved gennemførelse af en LCA, som hidtil ikke har kunnet behandles. Indtil der eventuelt opnås international enighed om at anvende en anden metode til

opgørelse af usikkerhed, foreslås successiv kalkulation derfor anvendt til formålet.

4.2.4 Allokering

Allokeringsproblemer forekommer i enhver LCA og syntes ikke at udgøre noget særskilt stort problem i forbindelse med LCA af bygningsdele. Der er i projektet anvendt allokering i tre forskellige typer af situationer:

- ved anvendelse af restprodukter fra andre brancher.
- ved genanvendelse af produkter (open loop recycling).
- ved samproduktion af forskellige produkter (multi output systemer).

Ved fremstilling af mange byggematerialer anvendes restprodukter fra andre brancher, fx afsvovlingsgips, kisaske og flyveaske ved fremstilling af cement og mikrosilika ved fremstilling af beton. Hovedparten af disse restprodukter produceres i betydelige mængder og ville sandsynligvis være blevet deponeret, hvis ikke de havde fundet anvendelse i byggebranchen. Det er derfor valgt at betragte disse på linie med jomfruelige råstoffer, dvs. de tillægges kun energi- og ressourceforbrug samt emissioner svarende til, hvad eventuel transport fra oprindelsesstedet til den fabrik eller byggeplads hvor de anvendes, giver anledning til. I litteraturen er det samme allokeringssprincip ofte benyttet, og der syntes at være generel enighed om at behandle restprodukter på denne måde.

For produkter der genanvendes benyttes det allokeringssprincip der er beskrevet i teori afsnittet (figur 6), kaldet 'cut-off', uanset om der er tale om genbrug eller genvinding. Dette er primært begrundet i den lange levetid som bygninger og bygningsdele ofte har. I praksis vil det ikke være muligt at forudse et byggematerials skæbne når bygningen, som det indgår i, nedrives. Ligeledes er det ikke muligt at afgøre, hvor mange gange produktet eventuelt vil blive genanvendt, eller på hvilken måde det vil ske. Det er derfor nødvendigt at anvende et allokeringssprincip der ikke kræver kendskab til produktets skæbne hverken før eller efter den aktuelle anvendelse. Kun 'cut-off' opfylder dette krav og er derfor valgt.

For multi output processer kan der på basis af dette projekt intet generelt siges om, hvorledes allokering skal foretages. Meget tyder dog på, at der bør anvendes forskellige allokeringssmodeller i forskellige situationer, da en allokeringssmodel der i en situation syntes fornuftig, i andre situationer giver åbenlyst urimelige resultater.

Et eksempel på en multi output proces er produktion af el og varme. Her er det valgt at allokere brændselsforbrug og emissioner som foreslået af elværkerne selv [DE (1995)]. El-produktionen tillægges herved miljøpåvirkninger svarende til hvad ren elproduktion ville have resulteret i. Varme-produktionen tillægges derimod kun miljøpåvirkninger svarende til det ekstra brændselsforbrug som det giver anledning til, hvilket resulterer i en virkningsgrad for varmeproduktionen på over 100%.

Dette valg er begrundet i, at el regnes som hovedprodukt, og varme som et biprodukt. Varmen kunne imidlertid også have været regnet som et restprodukt og ikke tillagt brændselsforbrug og emissioner eller som et co-produkt, og gevinsten kunne have været fordelt mellem el og varme i et passende

forhold. På dette område er der derfor behov for standardisering, hvor der for en række produktionsprocesser fastsættes regler for hvorledes der skal allokeres.

4.3 Vurdering

Herunder kommenteres valg og opgørelse af miljøpåvirkninger og miljøeffekter.

4.3.1 Miljøpåvirkninger

I stedet for på forhånd at begrænse antallet af miljøpåvirkninger er det i projektet valgt at indsamle alle tilgængelige data, målte såvel som beregnede. Selv om der i princippet kan forekomme mange forskellige miljøpåvirkninger i forbindelse med en produktion, viser det sig at det er begrænset, hvor mange der i praksis foreligger data for. Det har således ikke været nødvendigt at begrænse antallet af miljøpåvirkninger for hvilke der indsamles data, for at gøre opgaven overkommelig og håndterbar. Af nedenstående tabel fremgår de opgjorte miljøpåvirkninger samt de miljøeffekter de bidrager til.

Hovedeffekt	Deleffekt	Enkelteffekt	Miljøpåvirkning		
Ressourcetab	Energiråstoffer	Knappe ikke-fornyelige	Kul Naturgas Olie		
	Materialråstoffer	Knappe ikke-fornyelige	Kul Naturgas Olie		
Sundhedsbelastning	Ydre miljø	Humantoksicitet	Bly (Pb)		
			Benzen (C ₆ H ₆)		
			Cadmium (Cd)		
			Fluorid (F ⁻)		
			Kulmonoxid (CO)		
			Kviksølv (Hg)		
			Nikkel (Ni)		
			Nitrogenoxider (NO _x)		
			Phenol (C ₆ H ₅ OH)		
			Svovldioxid (SO ₂)		
Miljøbelastning	Globale belastninger	Drivhuseffekt	Kuldioxid (CO ₂)		
			Metan (CH ₄)		
	Regionale belastninger	Dannelse af fotokemiske oxidanter	Nedbrydning af ozonlaget	Ingen	
				Dannelse af fotokemiske oxidanter	Benzen (C ₆ H ₆) Formaldehyd Hydrocarboner (HC) Metan (CH ₄)
				Forsuring	Ammoniak (NH ₃) Hydrogenfluorid (HF) Nitrogenoxider (NO _x) Svovldioxid (SO ₂)
				Eutrofiering	Nitrogenoxider (NO _x)

Tabel 96. Oversigt over de opgjorte miljøpåvirkninger, samt de miljøeffekter de bidrager til.

Det ses, at der er indsamlet data om energiforbruget fordelt på fossile brændsler samt data for 15 forskellige stoffer, der emitteres til luft. Af emissionerne til luft er de 10 stoffer primært energirelaterede, mens de

resterende 5 er procesrelaterede. Herudover er der indsamlet data for fast affald til deponering fordelt på henholdsvis affald der deponeres på deponi og miljøfarligt affald der deponeres på kontrolleret losseplads. Emissioner til vand forekommer tilsyneladende kun sjældent og når de forekommer foreligger der ingen oplysninger om spildevandets sammensætning. Dette syntes dog primært at være begrundet i, at der ikke forekommer væsentlige mængder af miljøskadelige stoffer i spildevandet.

Ved opgørelse af humantoksicitet kan flere energirelaterede emissioner udelades, da deres bidrag er ubetydelige, og det kan vises at dette altid vil være tilfældet. Ved afbrænding af fossile brændsler (særligt kul), optræder der bl.a. emissioner af sporstofferne bly, cadmium og kviksølv. Der optræder imidlertid også svovldioxid og nitrogenoxider. Mængderne varierer, men sporstofferne forekommer under alle omstændigheder i så beskedne mængder, at deres bidrag til humantoksicitet er ubetydeligt i forhold til bidraget fra svovldioxid og nitrogenoxider, og det samme er deres bidrag til spredningen. Ved anvendelse af standarddata for kul, ses sporstoffernes bidrag til humantoksicitet således at udgøre mindre end 1% af bidraget fra svovldioxid og nitrogenoxider.

Tilsvarende kan energirelaterede emissioner af metan udelades ved opgørelse af drivhuseffekten. Metan optræder særligt i forbindelse med indvinding og raffinering af fossile brændsler (særligt ved brydning af kul). Ved afbrænding af kul opstår imidlertid også kuldioxid, og dennes bidrag til drivhuseffekten overskygger helt metan. Metan bidrager dog også til andre miljøeffekter og bør derfor stadig opgøres.

For de øvrige opgjorte miljøeffekter er det ikke muligt på tilsvarende vis at udpege miljøpåvirkninger der generelt kan udelades. Det bør dog understreges, at kun de energirelaterede emissioner af henholdsvis sporstoffer og metan kan udelades, og kun ved beregning af de her opgjorte miljøeffekter. Procesrelaterede emissioner bør derimod altid medregnes, da det ikke kan udelukkes at disse kan forekomme i væsentlige mængder.

4.3.1 Miljøeffekter

De opgjorte miljøpåvirkninger sætter en naturlig grænse for hvilke miljøeffekter der kan opgøres. Også her viser det sig derfor unødvendigt på forhånd at begrænse antallet af miljøeffekter som behandles. Af nedenstående tabel fremgår de opgjorte miljøeffekter samt de miljøeffekter, der herudover skønnes at være væsentlige for bygningsdele og bygninger, men som ikke på nuværende tidspunkt kan opgøres kvantitativt.

Det ses at den oprindelige bruttoliste er blevet væsentligt kortere. Det bør bemærkes, at ikke alle de opgjorte miljøeffekter nødvendigvis er væsentlige, fx er det tvivlsomt om eutrofiering er en væsentlig miljøparameter for byggebranchen. Landbruget er sandsynligvis en betydelig større bidrager end byggebranchen til denne effekt.

Hovedeffekt	Deleffekt	Enkelteffekt
Ressourcetab	Energiråstoffer	Knappe ikke-fornyelige
	Materialråstoffer	Knappe ikke-fornyelige
Sundhedsbelastning	Arbejds miljø	
	Ydre miljø	Humantoksicitet
Miljøbelastning	Globale belastninger	Drivhuseffekt
	Regionale belastninger	Dannelse af fotokemiske oxidanter
		Forsuring
		Eutrofiering
Lokale belastninger	Andet (vind og skyggeeffekt)	

Tabel 97. Opgjorte miljøeffekter, samt miljøeffekter der forventes at være væsentlige for byggebranchen, men som ikke kan opgøres kvantitativt på nuværende tidspunkt.

Nedbrydning af ozonlaget er udeladt af listen, selv om den kan opgøres kvantitativt. Dette skyldes at anvendelsen af ozonlagsnedbrydende gasser i Danmark er under hastig afvikling. Allerede på nuværende tidspunkt er brugen heraf stort set ophørt i byggebranchen. Denne miljøeffekt er således ikke længere relevant og kan derfor udelades.

Dannelse af fotokemiske oxidanter kan ligeledes opgøres kvantitativt, men de stoffer der bidrager hertil er alle behæftet med så stor usikkerhed, at der ikke er signifikant forskel på de valgte vægvarianter. Det lader sig imidlertid ikke afgøre om dette altid vil være tilfældet, og denne miljøeffekt bør derfor opgøres.

5. Terminologiliste

I det følgende er givet en alfabetisk oversigt over ord og begreber som er anvendt i dette projekt, samt en præcis definition af hvad de dækker over.

Biprodukt

Et uønsket produkt der fremkommer ved en produktion. Til forskel fra et *restprodukt* udemærker biprodukter sig ved, at de har en vis økonomisk værdi. Grænsen mellem biprodukter og *restprodukter* er ikke særligt veldefineret.

Eksempler: Flyveaske, fjernvarme.

Brændværdi

Hvis intet andet er anført anvendes betegnelsen i betydningen 'nedre brændværdi'.

Byggebranchen

Fællesbetegnelse for byggeriets parter: bygherrer, arkitekter, entreprenører, byggevareproducenter og relateret industri.

Effektfaktor

Betegnelsen benyttes om de faktorer der i [Heijungs (1992)] betegnes 'classification factors', dvs. stoffers bidrag til en *miljøeffekt* relativt i forhold til et referencestof.

Energirelateret

Energirelaterede emissioner benyttes som betegnelse for emissioner der, i modsætning til *procesrelaterede* emissioner, dannes ved afbrænding af fossile brændsler.

Genanvendelse

En fællesbetegnelse for *genbrug* og *genvinding*.

Genbrug

Et produkt der bruges flere gange i uændret form.

Eksempler: Teglsten der nedtages hele og benyttes igen.

Genvinding

Et produkt der efter fx nedknusning eller omsmelting anvendes i et nyt produkt.

Eksempler: Skrot der omsmeltes til nyt stål, eller beton der nedknuses og anvendes som tilslag.

Hjælpstoffer

Stoffer der anvendes i forbindelse med en produktion, men som i modsætning til *råmaterialer* og *tilsætningsstoffer* ikke indgår i det færdige produkt.

Eksempler: Brændt kalk i stålfremstilling eller formolie ved betonstøbning.

Komfortenergiforbrug

Energiforbrug som knytter sig til opvarmning/afkøling, belysning og drift iøvrigt af produktionsbygninger, kontorer mv.

LCA

Se *livscyklusvurdering*.

Livscyklusvurdering

Dansk betegnelse for life-cycle assessment (tidligere life-cycle analysis eller livscyklusanalyse), ofte forkortet til LCA. Selv om det på dansk burde forkortes LCV benyttes forkortelsen LCA af historiske grunde.

Miljøbelastning

Betegnelse for de samlede *miljøeffekter* et produkt giver anledning til.

Miljøeffekt

Betegnelse for *miljøpåvirkningernes* potentielle effekt i miljøet.

Eksempler: drivhuseffekt, forsuring.

Miljøindex

Betegnelse for et tal der udtrykker et produkts samlede *miljøbelastning*, som umiddelbart kan sammenlignes med andre produkters miljøindex. Det benyttes fx i den svenske EPS-metode.

Miljøprofil

En diagram (ofte et søjlediagram), hvor to eller flere produkters *miljøeffekter* er optegnet, så de umiddelbart kan sammenlignes. Et miljøprofil er således en grafisk repræsentation af et produkts *miljøbelastning*.

Miljøpåvirkning

Samlet betegnelse for energiforbrug, ressourceforbrug og luftbårne emissioner, spildevand og fast affald til deponering. Kan også indbefatte også støj, stråling, ulykker mv.

Opgørelse

Opgørelse eller opgørelsesfase er anvendt som dansk oversættelse af det engelske begreb 'Inventory phase'.

Precombustion

Ordet anvendes i mangel af en tilsvarende danske betegnelse for det energiforbrug der knytter sig til indvinding, raffinering og transport af brændsler.

Eksempler: For olieprodukter omfatter dette energiforbrug til indvinding af råolie, behandling på boreplatform, transport til raffinaderi, raffinering og distribution til forbruger.

Primære råstoffer

Råstoffer indvundet i naturen.

Procesenergiforbrug

Summen af et produktionsapparats energiforbrug, *komfortenergiforbruget*, energiforbruget til intern transport samt eventuelle andre energiforbrug, der måtte finde sted på en fabrik i forbindelse med en produktionsproces.

Procesrelateret

Procesrelaterede emissioner benyttes som betegnelse for emissioner der, i modsætning til *energirelaterede* emissioner, dannes under fremstillingen af et produkt ved kemiske reaktioner råstofferne imellem.

Produkt

En færdig varer der kan være fremstillet af *råvarer, råstoffer, sekundære råstoffer* og evt. andre produkter.

Ressourceforbrug

Samlet betegnelse for energi- og materialråstofforbrug.

Restprodukt

Et uønsket biprodukt uden økonomisk værdi som deponeres eller på anden måde bortskaffes.

Eksempler: Tørt afsvovlingsprodukt (TASP), slagge, slam.

Råmateriale

En fællesbetegnelse for *råvarer, råstoffer og sekundære råstoffer*.

Eksempler: Cement, sand, flyveaske.

Råstof

Et materiale der ligger urørt i naturen. I samme øjeblik et råstof indvindes og/eller forarbejdes betegnes det som en *råvare*.

Eksempler: Kalksten, ler, sand, kul, råolie.

Råvare

Et forarbejdet materiale der anvendes i en produktionsproces. Det kan være fremstillet af *råstoffer, sekundære råstoffer* samt evt. andre råvarer.

Eksempler: Brændt kalk, stål, koks.

Sekundære råstoffer

En fællesbetegnelse for *genbrugte og genanvendte* produkter samt *restprodukter* fra anden produktion der anvendes som råstoffer.

Sporstoffer

Fællesbetegnelse for en række miljømæssigt problematiske stoffer (metaller). Betegnes ofte som tungmetaller.

Tilsætningsstoffer

Stoffer der indgår i beskedne mængder i et produkt. I modsætning til *hjælpstoffer* indgår tilsætningsstoffer som del af det færdige produkt.

Eksempler: legeringsmetaller i stål eller luftblandingsmiddel og plastificeringsmiddel i beton.

6. Referencer

Andersen et al. (1991)

Andersen F.M., Kilde N.A., Nielsen L.H., Præstegaard S. *INDUS - version 2 EMIS. En teknisk-økonomisk prognosemodel for industriens energiforbrug samt energirelaterede CO₂- SO₂- og NO_x-emissioner*, Risø, Roskilde, Januar 1991, ISBN 87-550-1713-4

Andersen (1980)

Andersen S., *Energiforbruget på byggepladsen*, DTU, Lyngby, 1980

Bojesen (1995)

Bojesen B., Personlig kontakt, Dansk Olie & Naturgas A/S, 1995

Bojsen-Møller et. al (1992)

Bojsen-Møller T., Nielsen S., Hastrup A., *The world's largest continuous press particleboard plant. Meeting european environmental demands beyond 2000*, Novopan Træindustri A-S, April 1992

Boustead (1993)

Boustead I., *Eco-profiles of the European plastics industry*. Reports 1-6, PWMI, Brussels, May 1993

BPS (1978)

Indervægsdetaljer - spånpladevægge, BPS-centret, Hørsholm, Maj 1978

BR (1977)

Bygningsreglement, Boligministeriet, København, Januar 1977, ISBN 87-503-2164-1

BR (1982)

Bygningsreglement, Boligministeriet, Bygge- og Boligstyrelsen, København, Februar 1982, ISBN 87-90247-01-9

BR (1995)

Bygningsreglement, Boligministeriet, Bygge- og Boligstyrelsen, København, Februar 1995, ISBN 87-90247-01-9

BSR 5 (1991)

Formolier i betonindustrien, Branchevejledning om formolie i betonindustrien, Arbejdsmiljøfondet, BSR 5 - Almen Industri, 1991, ISBN nr. 87-7359-496-2

BUWAL (1991)

Ecobalance of packaging materials state of 1990, Environmental Series No. 132, Study on behalf of the Swiss Federal Office of Environment, Forests and Landscape (BUWAL), 1991

- Ceuterick (1993)
Ceuterick D., *Life cycle inventory for wall insulation products*, VITO, Boeretang 200, B-2400 Mol, Belgium, July 1993
- Christensen (1991)
Christensen B.H., *Energi og Miljø i Norden*, Bind 1: Tekstdel, Nordisk Gasteknisk Center, Maj 1991
- Danogips (1993)
Gipsplader & stålprofiler m.m., Materialeoversigt A, Danogips, Juni 1993.
- Danogips (1995)
Bech C.E., Personlig kontakt, Danogips A/S, 1994-95
- DDS (1993)
Beretning og regnskab 1993, Det Danske Stålvalseværk A/S, marts 1994
- DE (1992)
Statistik 1991, Dansk Elforsyning, Danske Elværkers Forening, Juni 1992
- DE (1993)
Statistik 1992, El-vaner, Dansk Elforsyning, Danske Elværkers Forening, 1993
- DE (1994)
Statistik 1993, Dansk Elforsyning, Danske Elværkers Forening, Juni 1994
- DE (1995)
Statistik 1994, Dansk Elforsyning, Danske Elværkers Forening, Maj 1995
- DGC (1993)
The Nordic Methane Project, Danish Gas Technology Center a/s, Hørsholm, December 1993
- DGH (1994)
Det Genanvendte Hus - Renere Teknologi, Bilagsrapport 5, Miljøstyrelsen, November 1994
- DS (1995a)
Danmarks Statistik, *Forbruget af drikkevand 1994*, Miljø 1995:12, september 1995
- DS (1995b)
Danmarks Statistik, *Forbruget af ozonlagsnedbrydende stoffer 1994*, Miljø 1995:13, oktober 1995
- DS 414 (1991)
Dansk Ingeniørforenings norm for *Murværkskonstruktioner*, DS 414, 4. udgave marts 1991, ISBN 87-571-0791-2

- DS 418 (1986)
Dansk Ingeniørforenings regler for *Beregning af bygningers varmetab*, DS 418, 5. udgave, December 1986, ISBN 87-571-0967-2
- DTI (1995)
DTI Byggeri, Carl Bro Gruppen as, *Brancheanalyse Beton. Renere teknologi ved betonfremstilling*, 1995
- ECT (1995)
Encyclopedia of Chemical Technology, Fourth edition, Vol 1-22, 1985-1995.
- Elsam (1994)
Miljøforhold ved elproduktion 1992, Notat SP94-002b, Elsam, 6. april 1994
- Energistyrelsen (1992)
Danmarks olie og gasproduktion 1991, Energistyrelsen, København, Marts 1992, ISBN 87-89 072-54-5
- Energistyrelsen (1994a)
Danmarks olie og gasproduktion 1993, Energistyrelsen, København, Marts 1994, ISBN 87-89 072-89-8
- Energistyrelsen (1994b)
Energistatistik 1993, Energistyrelsen, København, 1994
- Energistyrelsen (1995)
Energistatistik 1994, Energistyrelsen, København, 1995
- Faxe (1994)
Mortensen F., Personlig kontakt, Faxe Kalk, 1994-95
- Fenhann et al. (1994)
Fenhann, J., Kilde, N.A., *Inventory of Emissions to the Air from Danish Sources 1972-1992*, Risø, Denmark, July 1994, ISBN 87-550-1943-9
- Fenger et al. (1990)
Fenger J., Fenhann J., Kilde N., *Danish Budget for Greenhouse Gases*, Nord 1990:97, Risø, 1990, ISBN 87 7303 500 9
- Fossdal (1995)
Fossdal S. *Energi- og miljøregnskab for bygg. Fremstilling av bygge-materialer. Regnskab for boliger og kontorbygg*, Fossdal S. NBI, Prosjektrapport, 1995.
- Frischknecht et al. (1994)
Frischknecht R., Hofstetter P., Knoepfel I., Dones R., Zollinger E., *Ökoinventare für Energiesysteme - Grundlagen für den ökologischen Vergleich von Energiesystemen und den Einbezug von Energiesystemen in Ökobilanzen für die Schweiz*, Teil I-VI, Bundesamt für Energiwirtschaft, März 1994.

- Glasuld (1994)
Korsgaard J., Haals J., Glasuld a/s, 1991-95
- Guinée (1995)
Guinée J.B., *Development of a methodology for the environmental life-cycle assessment of products*, Doktor afhandling, 1995
- Gydesen et al. (1990)
Gydesen A. et al., *Renere teknologi på energiområdet*, Miljøprojekt nr. 138, Miljøministeriet, Miljøstyrelsen, 1990, ISBN 87-503-8491-0
- Gyproc (1991)
Gyproc håndbog 89, Gyproc A/S, 5. oplag, Maj 1991, ISBN 87-981348-1-7
- Gyproc (1992)
Et studie i gips. Fra gipssten til letbyggeri teknik, Gyproc A/S, ISBN 87-981348-2-5.
- Gyproc (1995)
Riis L., Grobb F., Gyproc A/S, 1993-95.
- H+H (1987)
Koncern og produkt, H+H-Gasbeton A/S, 1987
- H+H (1989)
Vægelementer, H+H-Gasbeton, 1989
- H+H (1993)
Vægelementer. Arbejdsinstruktion, H+H-Gasbeton, 1993
- H+H (1995)
Jens Lund Pedersen, H+H-Industri A/S, 1993-95
- Haaland (1992)
Haaland T., *Emission af drivhusgasser i Danmark 1975-90 - med særligt henblik på energisektorens bidrag*, Fysisk laboratorium III, Danmarks tekniske Højskole, December 1992
- Hansen (1995)
Hansen H., Personlig kontakt, Murværkscentret DTI Byggeteknisk Institut, 1995
- Hansen et al. (1995)
Hansen H., Pedersen H.G., *Teglværkers energiforbrug 1994*, Notat, Murværkscentret, DTI Byggeteknisk Institut, Hesselager, 1995
- Hauschild et al. (1996)
Hauschild M. (redaktør), *Baggrund for miljøvurdering af produkter*, Miljø- og Energiministeriet, Miljøstyrelsen, Marts 1996, ISBN 87-7810-543-9
- Heijungs et al. (1992)
Heijungs et al., *Environmental life cycle assessment of products*, Backgrounds & Guide, October 1992
- Johnsson (1991)
Johnsson J.E., *Røggasrensning*, DIEU, September 1991
- Kilde (1995)
Kilde N.A., Personlig kontakt, Risø, 1995
- Krejbjerg (1994)
Krejbjerg J., Petersminde Teglværk, 1994
- Kronlöf (1994)
Kronlöf A., *Environmental loadings from transport and energy use*, VTT Rakennustekniikka, 1994
- Leca (1995)
Henriksen T., Personlig kontakt, Leca-byggeinformation, 1994-95
- Lichtenberg (1971)
Lichtenberg S., *Successiv kalkulation*, Rapport, Laboratoriet for Anlægsteknik, DTH, Maj 1971
- Lichtenberg (1990)
Lichtenberg S., *Projektplanlægning - i en foranderlig verden*, 1990, ISBN 87-502-0704-0
- Lindfors et al. (1995)
Lindfors L.G. et al., *Technical Reports No 1-9*, TemaNord 1995:502, Nordic Council of Ministers, Copenhagen, 1995, ISBN 92 9120 608 3
- Materialnyt (1992)
Genanvendelse af jern og stål, Materialnyt 2:92, Dansk Selskab for Materialprøvning og -forskning
- Miljøministeriet (1992)
Handlingsplan for affald og genanvendelse 1993-97, Miljøministeriet, Juni 1992
- Miljøministeriet (1994)
Grundlag for et rammesystem for miljøvurdering af bygninger, Arbejdsrapport Nr. 19 fra Miljøstyrelsen, 1994, ISBN 87-7810-171-9
- Miljøprojekt 221 (1993)
Byggeriets materialeforbrug, Miljøprojekt nr. 221, Miljøministeriet, Miljøstyrelsen, 1993
- Miljøprojekt 294 (1995)
Miljøøkonomi for papir- og papkredsløb, Miljøprojekt nr. 294, Miljøministeriet, Miljøstyrelsen, 1995

- Miljøregnskab (1992)
Miljøregnskab, Miljørelationer og -prioritering samt oplæg til spild-analyser, Glasuld a/s og Vejle Amt, Juli 1992
- Miljøregnskab (1993)
Miljøregnskab, Miljøplan og egenkontrol, Glasuld a/s og Vejle Amt, Februar 1993
- Miljøstyrelsen (1993)
Renere teknologi i projekter til bygge- og anlægsarbejder. Miljøanalyse-model for byggeri, Miljøstyrelsen, November 1993
- Møllerup (1987)
Møllerup J., *Husbygningsmaterialer*, 4. udgave, 1987, ISBN 87-17-05632-2
- Natur (1995)
Natur- og miljøpolitisk redegørelse 1995, Miljø- & Energiministeriet, 1995
- Nielsen (1992)
Nielsen A., *Registrering af bygningsdele og byggematerialer*, Bilagsbind 1, 1992
- Novopan (1995)
Hastrup A., Personlig kontakt, Novopan træindustri, 1995
- Pelz (1984)
Pelz C., *Introduction to the Faxe lime works*, FLS-Mexico, 1984
- Pedersen (1991)
Pedersen P.B., *Livsforløbsanalyser af decentrale kraftvarmeværker - energi- og miljøanalyse*, dk-TEKNIK, September 1991, ISBN 87-7782-009-6
- Ryding et al. (1991)
Ryding S.O., Steen B., *The EPS system. A PC-based system for development and application of environmental priority strategies in product design - from cradle to grave*, Institutet för vatten- och luftvårdsforskning (IVL), Göteborg, 1991
- SBI (1974)
Ikke-bærende indervægge. Ydeevnebeskrivelse 1, Statens Byggeforskningsinstitut, København 1974
- SBI-anvisning 172 (1992)
Bygninger lydisolering, SBI-anvisning 172, Statens Byggeforskningsinstitut, Hørsholm 1992, ISBN 87-563-0788-8
- SBI-anvisning 182 (1995)
Indeklimahåndbogen, SBI-anvisning 182, Statens Byggeforskningsinstitut, Hørsholm 1995, ISBN 87-563-0878-7
- SBI-rapport 223 (1992)
Murværk. Materialer og egenskaber, SBI-rapport 223, Statens Byggeforskningsinstitut, Hørsholm 1992, ISBN 87-563-0814-0
- SBI-rapport 224 (1993)
Livscyklus-baseret bygningsprojektering, SBI-rapport 224, Statens Byggeforskningsinstitut, Hørsholm 1993, ISBN 87-563-0835-3
- SBI-rapport 232 (1993)
Indeklimamærkning af byggevarer. Del 1: Beskrivelse af en prototype-ordning, SBI-rapport 232, Statens Byggeforskningsinstitut, Hørsholm 1993, ISBN 87-563-0850-7
- Schmidt et al. (1994)
Schmidt, A., Christiansen, I., Pommer, K., *Livscyklusmodel til vurdering af nye materialer - Metoder, vurderingsgrundlag og fremgangsmåde*, dk-TEKNIK, September 1994, ISBN 87-7782-047-9
- SETAC (1990)
A Technical Framework for Life-cycle Assessment, Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC), From the SETAC Workshop held at Smugglers Notch, Vermont, 18-23 August 1992
- SETAC (1993a)
A Conceptual Framework for Life-cycle Impact Assessment, Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC), From the SETAC Workshop held at Sandestin, Florida, 1-7 Februar 1992
- SETAC (1993b)
Guidelines for Life-Cycle Assessment: A 'Code of Practice', Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC), From the SETAC Workshop held at Sesimbra, Portugal, 31 March - 3 April 1993
- SETAC (1994a)
Life-cycle Assessment Data quality: A Conceptual Framework, Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC), From the SETAC Workshop held at Wintergreen, Virginia, 4-9 Oktober 1992
- SETAC (1994b)
Allocation in LCA, Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC), Proceedings of the European Workshop on Allocation in LCA at the Centre of Environmental Science of Leiden University, Leiden 24-25 February, 1994
- SETAC (1994c)
Integrating impact assessment into LCA, Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC), Proceedings of the LCA symposium held at the Fourth SETAC-Europe Congress, Brussels, Belgium, 11-14 April 1994
- SfB (1988)
BC/SfB-Bygningsdeltavle, Byggecentrum, København, 1988, ISBN87-87744-56-2

Statistisk årbog (1995)

Danmarks statistik, *Statistisk årbog*, juli 1995, ISBN 87-501-0930-8

Statoil (1995)

Thomsen C., Personlig kontakt, Statoil Raffinaderiet Kallundborg, 1995

Swaine (1990)

Swaine D.J., *Trace elements in Coal*, CSIRO, Division of Coal Technology, North Ryde, NSW, Australia, 1990

Tegl (1991)

Tegl 1 - Teglfremstilling, 2. udgave, Kalk- og Teglinformation, Hesselager, 1991. ISBN 87 85104-17-5

Tillman et al. (1991)

Tillman A.-M., Baumann H., Eriksson E., Rydberg T., *Packaging and the Environment. Life-cycle analyses of selected packaging materials. Quantification of environmental loadings*, Chalmers Industriteknik, Göteborg, Sweden, September 1991

Trafik (1993)

Trafik 2005. Problemstillinger, mål og strategier, Trafikministeriet, December 1993, ISBN 87-88453-62-6

Transport (1990)

Transporthandlingsplan for miljø og udvikling, 1990

Træ 37 (1994)

Spånplader i byggeriet, Træ 37, Træbranchens oplysningsråd, Lyngby, 1994, ISBN 87 85 38 33

Tunnplåt (1994)

SSAB Tunnplåt AB, *Miljörapport 1994*, Borlänge, enligt SFS 1993:1 och ML par. 38 b

Ullmann (1995)

Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry, Vol A1-A28 & B1-B8, 1985-95

Vattenfall (1983a)

Kolets hälso- och miljöeffekter, Hoveddel, Statens Vattenfallsverk, Stockholm, April 1983

Vattenfall (1983b)

Kolets hälso- och miljöeffekter. Underlagsdel 1: Teknik för kolanvändning, Statens Vattenfallsverk, Stockholm, April 1983

Vattenfall (1983c)

Kolets hälso- och miljöeffekter. Underlagsdel 2: Miljö- och hälsoeffekter, Statens Vattenfallsverk, Stockholm, April 1983

World Resources (1993)

World Resources 1992-93, World Resources Institute. The United Nations Environmental Programme and The United Nations Development Programme, New York, 1992

I denne SBI-rapport gennemføres en sammenlignende livscyklusvurdering af 10 indervægstyper, som tilsammen omfatter de mest almindelige byggematerialer, der anvendes i dansk byggeri. Formålet er, med indervægge som eksempel, at belyse de særlige forhold og problemer, der knytter sig til gennemførelse af livscyklusvurderinger i byggebranchen. Desuden er der fundet og anvendt en metode til behandling og opgørelse af usikkerhed i forbindelse med gennemførelse af livscyklusvurderinger generelt.

