



Selektiv nedrivning i byggebranchen Livscyklusvurdering (LCA) af konsekvenser ved selektiv nedrivning

Miljøprojekt nr. 2185

Februar 2022

Udgiver: Miljøstyrelsen

Redaktion:

Thilde Fruergaard Astrup, Teknologisk Institut

ISBN: 978-87-7038-353-0

Miljøstyrelsen offentliggør rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, som er finansieret af Miljøstyrelsen. Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter. Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

Må citeres med kildeangivelse.

Indhold

1.	Forord	6
2.	Sammenfatning	7
3.	Indledning	13
3.1	Baggrund	13
3.2	Formål	13
3.2.1	Formål med delrapport	13
4.	Metodebeskrivelse	14
4.1	Overordnede principper	14
4.2	Den funktionelle enhed	15
4.3	Tidsmæssig, geografisk og teknologisk afgrænsning	15
4.4	Systemgrænser	15
4.5	Dataindsamling og datakvalitet	16
4.6	Marginal el og varme	17
4.7	LCIA-metode og miljøpåvirkningskategorier	17
4.8	LCA-værktøjet EASETECH	18
4.9	Forhold i rapporten, der afviger fra ISO 14040/44	19
5.	Scenarier, affaldssammensætning, affaldsbehandling og transport	20
5.1	Scenarier	20
5.2	Materiale- og affaldssammensætning	21
5.2.1	Materialer inkluderet i modellering	22
5.2.2	Modellering i EASETECH	22
5.3	Affaldsbehandling	23
5.4	Transport	25
6.	Livscyklusopgørelser	26
6.1	Nedrivning af bygning, miljøsanering og sortering af affald	26
6.1.1	Nedrivningsprocessen	26
6.1.2	Miljøsanering	26
6.1.3	Sortering af affald fra nedrivning af bygninger	27
6.2	Håndtering af beton – høj kvalitet	27
6.2.1	Genbrug af beton – høj kvalitet	29
6.2.2	Genanvendelse af beton – høj kvalitet	30
6.2.3	Nyttiggørelse af beton – høj kvalitet	32
6.3	Håndtering af beton – moderat/lav kvalitet	34
6.3.1	Nyttiggørelse af beton – moderat/lav kvalitet	35
6.4	Håndtering af tegl	35
6.4.1	Genbrug af tegl	37
6.4.2	Nyttiggørelse af tegl	37
6.5	Håndtering af ubehandlet træ	39
6.5.1	Genbrug af træ	40
6.5.2	Genanvendelse af træaffald	42
6.5.3	Forbrænding af træaffald	43

7.	Resultater	45
7.1	Vurdering af samlede potentielle miljøpåvirkninger – mindre bygninger	45
7.2	Vurdering af samlede potentielle miljøpåvirkninger – større bygninger	48
7.3	Potentielle miljøpåvirkninger på procesniveau – mindre bygninger	51
7.4	Potentielle miljøpåvirkninger på procesniveau – større bygninger	54
8.	Følsomhedsanalyser	57
8.1	Mindre genbrug af tegl i underscenerier med selektiv nedrivning	57
8.2	Biomasse ikke en begrænset ressource	59
8.3	Mindre genanvendelse af træ fra mindre bygninger	62
8.4	Marginal el baseret på vindenergi	63
8.5	Marginal varme baseret på biomasse	65
8.6	Identiske transportafstande på tværs af scenarier	67
8.7	Konsekvenser af at fjerne PCB fra affaldsstrømmen	68
9.	Konklusioner	71
10.	Referenceliste	74
Bilag 1.	Data om bygninger og nedrivningsmængder	76
Bilag 1.1	Data om bygninger	76
Bilag 1.2	Nedrivningsmængder fordelt på større og mindre byggeri	87
Bilag 2.	Estimat over årlige nedrivningsmængder	88
Bilag 3.	Affaldsbehandling – mindre bygninger	94
Bilag 3.1	Affaldsbehandling – mindre bygninger opført før 1950	94
Bilag 3.2	Affaldsbehandling – mindre bygninger opført 1950-1977	95
Bilag 3.3	97	
Bilag 4.	Affaldsbehandling – større bygninger	99
Bilag 4.1	Affaldsbehandling – større bygninger opført før 1950	99
Bilag 4.2	Affaldsbehandling – større bygninger opført 1950-1977	100
Bilag 4.3	Affaldsbehandling – bygninger opført efter 1977	101
Bilag 5.	Samlede potentielle miljøpåvirkninger – mindre bygninger	103
Bilag 5.1	Mindre bygninger opført før 1950	103
Bilag 5.2	Mindre bygninger opført 1950-1977	105
Bilag 5.3	Mindre bygninger opført efter 1977	106
Bilag 5.4	Normaliserede resultater for mindre bygninger	108
Bilag 6.	Samlede potentielle miljøpåvirkninger – større bygninger	109
Bilag 6.1	Større bygninger – opført før 1950	109
Bilag 6.2	Større bygninger – opført 1950-1977	111
Bilag 6.3	Større bygninger – opført efter 1977	112
Bilag 6.4	Normaliserede resultater for større bygninger	114
Bilag 7.	CO₂-emissionsfaktor pr ton materiale/proces	115
Bilag 8.	Følsomhedsanalyser	116
Bilag 8.1	Mindre bygninger – reduceret genbrug af tegl	116
Bilag 8.2	Større bygninger – reduceret genbrug af tegl	118
Bilag 8.3	Mindre bygninger – biomasse ikke begrænset ressource	119
Bilag 8.4	Større bygninger – biomasse ikke begrænset ressource	121
Bilag 8.5	Mindre genanvendelse af træ fra mindre bygninger	123
Bilag 8.6	Transportafstande identiske i scenarie A, B og C	124

Bilag 8.7	Marginal el baseret på vindenergi	126
Bilag 8.8	Marginal varme baseret på biomasse	129

1. Forord

Denne rapport indeholder en livscyklusvurdering af de miljømæssige konsekvenser ved indførelse af et krav om selektiv nedrivning i byggebranchen.

Rapporten er en delrapport til et samlet projekt om selektiv nedrivning.

Det samlede projekt består af følgende rapporter:

- Miljøprojekt nr. 2184, Nedrivningsplan
- Miljøprojekt nr. 2185, Livscyklusvurdering (LCA) af konsekvenser ved selektiv nedrivning
- Miljøprojekt nr. 2186, Samfundsøkonomisk analyse
- Miljøprojekt nr. 2187, Uddannelse og ordninger
- Miljøprojekt nr. 2188, Samlet rapport om nedrivningsplan, livscyklusvurdering (LCA), samfundsøkonomisk konsekvensanalyse, uddannelse og ordninger for selektiv nedrivning.

Det samlede projekt blev gennemført fra 2019-2021 af Teknologisk Institut, Golder Associates/WSP Denmark, Deloitte og Lauritzen Advising for Miljøstyrelsen.

Denne delrapport er udført af Teknologisk Institut i samarbejde med Golder Associates og Lauritzen Advising.

Til det samlede projekt var tilknyttet en følgegruppe. Følgegruppen bestod af:

- Bygherreforeningen
- DAKOFA
- Dansk Affaldsforening
- Danske Ark
- Danske Byggecentre
- DI-Dansk Byggeri
- DI-Dansk Byggeri, træsektionen
- DI-Dansk Byggeri, nedbrydningssektionen
- DM&E
- Foreningen af Rådgivende Ingeniører (FRI)
- KL
- Trafik-, Bygge- og Boligstyrelsen.

Derudover blev branchen inddraget via fokusgrupper, hvilket er beskrevet i delrapport om nedrivningsplaner og delrapport om uddannelse og ordninger.

2. Sammenfatning

Indledning

Denne rapport omfatter en livscyklusvurdering (LCA) af nedrivning og efterfølgende affaldshåndtering af seks forskellige typer bygninger (henholdsvis mindre og større bygninger opført i tre forskellige tidsperioder) sammenlignet gennem tre forskellige overordnede scenarier. Formålet med rapporten er at vurdere de potentielle miljømæssige konsekvenser af at indføre krav om selektiv nedrivning.

De tre overordnede scenarier, der skelnes imellem i rapporten, er følgende:

- A: Nuværende praksis, som den opleves at være som gennemsnit over hele landet i dag
- B: Praksis, som den forventes at se ud, hvis de aktuelle planer om at stille et generelt krav om selektiv nedrivning gennemføres
- C: Praksis, som den kommer til udtryk i større projekter, der er planlagt, projekteret og gennemført i henhold til branchens bedste nuværende standarder.

Den funktionelle enhed for denne LCA er:

Håndtering af affald fra 1 ton nedrevet bygning, herunder miljøsanering, nedrivning, transport, behandling og slutdisponering af eventuelle restprodukter fra bortskaffelse af byggeaffald.

Reference-flowet (referencestrømmen) omfatter håndtering af tre affaldsfraktioner: beton, tegl og ubehandlet træ. Mængden af de tre affaldsfraktioner varierer afhængig af bygningsklassen og bygningens opførelsestidspunkt.

Metode

Livscyklusvurderingen (LCA) er som udgangspunkt udført i overensstemmelse med de internationale standarder ISO 14040/ISO 14044 (ISO 14040/44). Selve LCA-modelleringen er foretaget i LCA-værktøjet EASETECH udviklet af DTU Miljø.

Livscyklusvurderingen er udført som en konsekvens-LCA, og der er i overensstemmelse hermed kun inkluderet de processer, der vurderes at blive berørt af en given ændring i systemet. Systemets multifunktionalitet er håndteret ved hjælp af systemudvidelse, hvorved affaldssystemet krediteres de undgåede emissioner og ressourceforbrug forbundet med genbrug, genanvendelse, nyttiggørelse og forbrænding af affaldet.

Der er i projektet anvendt data fra litteratur (særligt tidligere udførte LCA'er af de omfattede affaldsfraktioner), aktører i branchen, EASETECH og ecoinvent. Data om affaldsmængder, affaldssammensætninger og procentvis fordeling af behandlingsformer er udarbejdet af Golder Associates og Lauritzen Advising.

Forudsætninger

Livscyklusvurderingens resultater bygger på en række forudsætninger og antagelser, som er beskrevet i detaljer i rapporten. De væsentligste gennemgås her.

Materialesammensætningen af de seks bygningsklasser er estimeret af Golder Associates og Lauritzen Advising, og det er i projektet antaget, at materialesammensætningen er lig affaldssammensætningen, når bygningen er revet ned. Reelt bør materialesammensætningen betragtes som et potentiale, idet der ved nedrivning af en bygning ofte vil ske en vis sammenblanding af materialer, som medfører, at ikke alle materialer er tilgængelige i deres rene form, medmindre

der sker en efterfølgende sortering. LCA'en omfatter imidlertid kun de tre største materialefraktioner, beton, tegl, og træ (kun ubehandlet træ indgår i modelleringen), og det er vurderingen, at hovedparten af disse udsorteres i forbindelse med nedrivning af en bygning. Det vurderes derfor at være en rimelig antagelse at bruge materialesammensætningen som udgangspunkt for affaldssammensætningen.

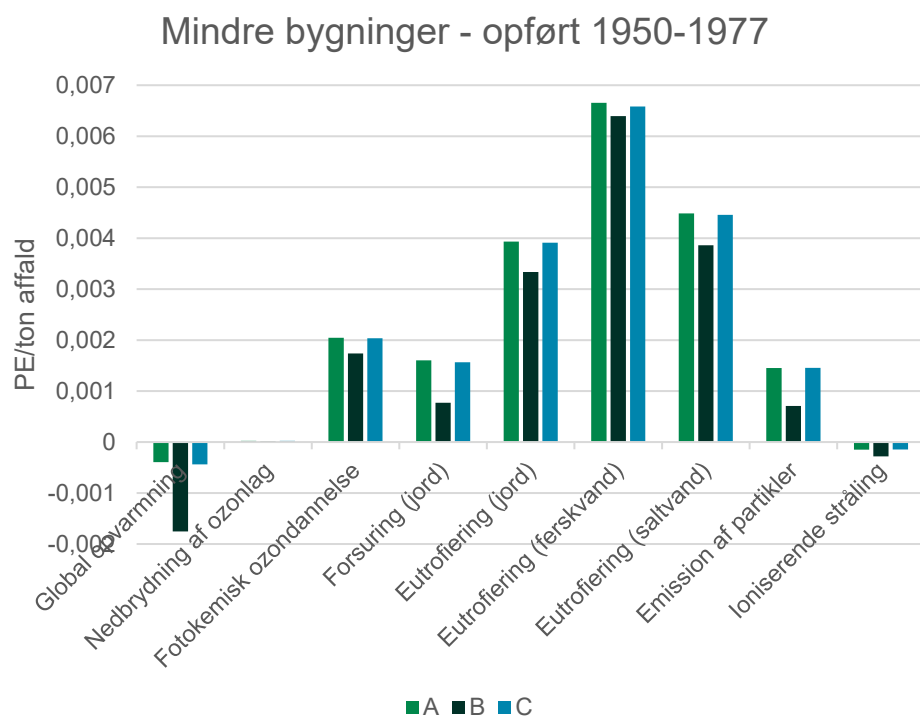
Behandlingen af de affaldsfraktioner, der indgår i LCA-modelleringen, er estimeret af Golder Associates og Lauritzen Advising og efterfølgende drøftet med projektets fokusgruppe. Hvor den procentvise fordeling af behandlingsformerne (fx X % genbrug, Y % genanvendelse, Z % nyttiggørelse) vurderes at være forholdsvis valid for scenarie A og C, som afspejler den nuværende situation, er fordelingen mere usikker for scenarie B, som repræsenterer et fremtidigt scenarie med selektiv nedrivning. Det er i sagens natur ikke muligt at vide, hvordan affald reelt vil blive behandlet, hvis der indføres krav om selektiv nedrivning. De valgte procenter i scenarie B er fastlagt ud fra den præmis, at indførelse af krav om selektiv nedrivning vil muliggøre mere genbrug og genanvendelse. Konsekvenserne af disse valg er for dem, der er mest betydende for resultaterne, belyst i følsomhedsanalyser.

Biomasse betragtes i LCA'en som en begrænset ressource, og det er derfor antaget, at det træaffald, der spares som følge af genanvendelse og genbrug i stedet, frigives til energiproduktion på biomassefyrede kraftvarmeværker. Hermed substitueres konventionelle brændsler, i LCA'en modelleret som substitution af marginal el og varme. Betydningen af antagelsen om, at biomasse er en begrænset ressource, belyses i en følsomhedsanalyse. Det samme gør valget af marginale energikilder.

Resultater

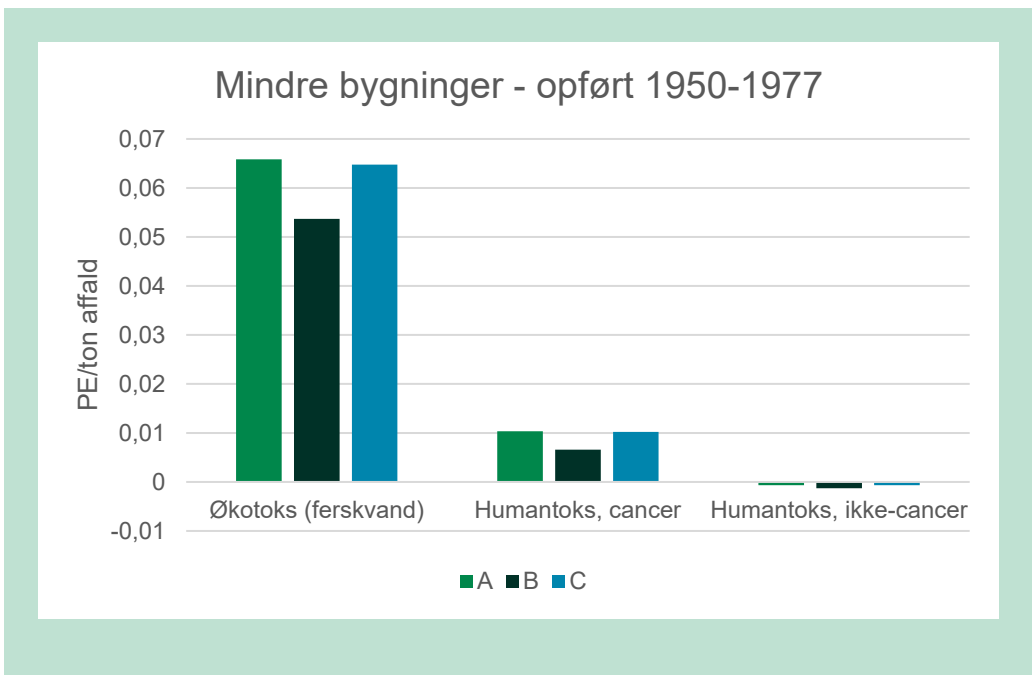
De potentielle miljøpåvirkninger forbundet med at nedrive og efterfølgende affaldsbehandle de seks forskellige bygningsklasser i tre overordnede scenarier (scenarie A, B og C) er opgjort pr. funktionel enhed.

I FIGUR 1, FIGUR 2 og FIGUR 3 ses resultaterne som normaliserede for mindre bygninger opført 1950-1977. Enheden er PE (personækvivalent) pr. ton affald, der indgår i den funktionelle enhed. I rapportens kapitel 7.1 og 7.2 samt Bilag 5 og Bilag 6 findes resultater for de øvrige bygningsklasser. Resultaterne er sammenlignelige for de seks bygningsklasser, forstået på den måde, at det for samtlige bygningsklasser er scenarie B (selektiv nedrivning), der medfører den største potentielle besparelse eller den mindste potentielle påvirkning.



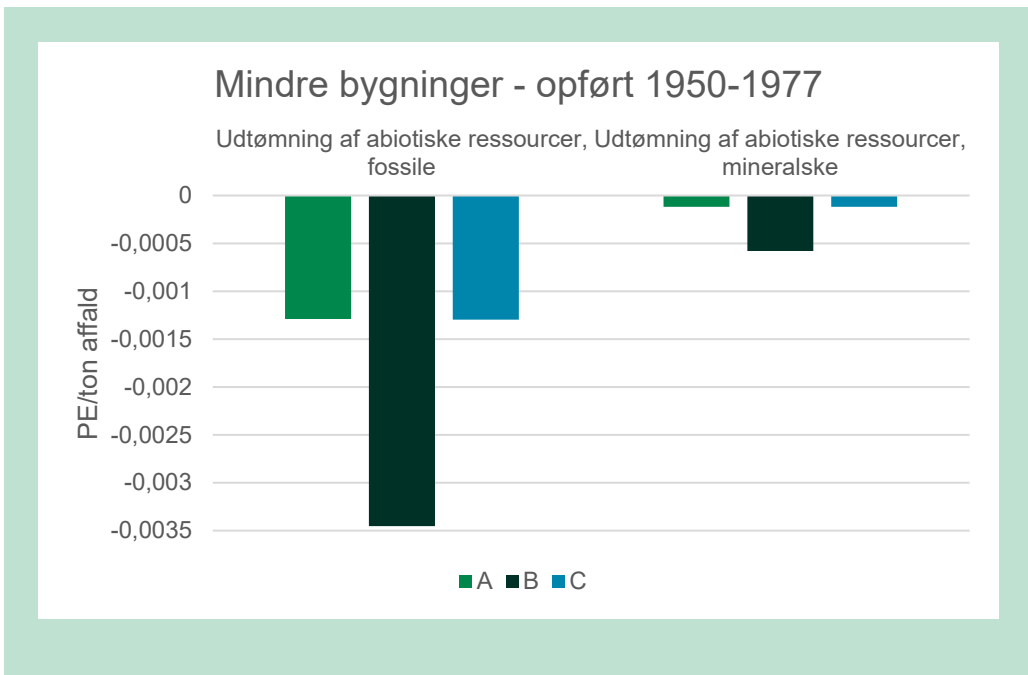
FIGUR 1. Normaliserede resultater for de ikke-toksiske kategorier for mindre bygninger opført 1950-1977 for scenarie A, B og C. Enhed: PE/ton affald.

FIGUR 1 viser resultaterne for de ikke-toksiske miljøpåvirkningskategorier. Det fremgår af FIGUR 1, at der for to miljøpåvirkningskategorier, Global opvarmning og Ioniserende stråling, potentielt er en miljømæssig besparelse forbundet med nedrivningen og den efterfølgende affaldshåndtering. Det modsatte er tilfældet for alle de øvrige påvirkningskategorier, hvor affaldshåndteringen potentielt medfører en påvirkning. Det fremgår ligeledes af figuren, at det er scenarie B, dvs. scenariet med udførelse af selektiv nedrivning, der enten medfører den største besparelse eller har den mindste påvirkning.



FIGUR 2. Normaliserede resultater for de toksiske kategorier for mindre bygninger opført 1950-1977 for scenarie A, B og C. Enhed: PE/ton affald.

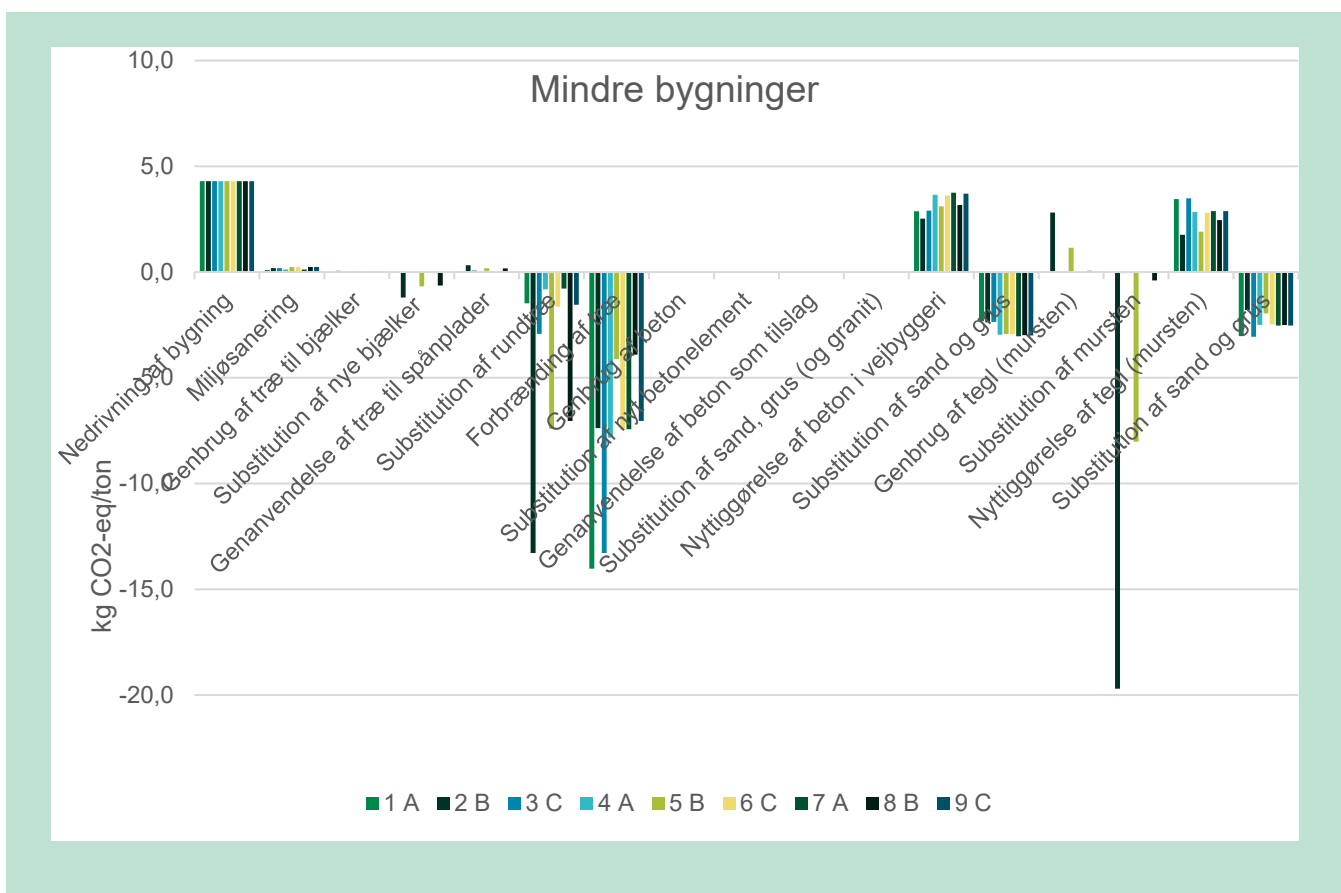
FIGUR 2 viser resultaterne for de toksiske miljøpåvirkningskategorier. Generelt betragtes de toksiske miljøpåvirkningskategorier som mere usikre end de ikke-toksiske, og de bør dermed ikke tillægges lige så meget vægt som de toksiske. Det fremgår af FIGUR 2, at for miljøpåvirkningskategorien, Humantoks, ikke-cancer, er der potentielt en lille besparelse forbundet med at håndtere affaldet. For Økotoks og Humantoks, cancer medfører håndteringen af affaldet potentielt en påvirkning. Som det er tilfældet for de ikke-toksiske kategorier, er det scenarie B, der enten medfører den største besparelse eller bidrager med den laveste påvirkning.



FIGUR 3. Normaliserede resultater for udtømning af ressourcer for mindre bygninger opført 1950-1977 for scenarie A, B og C. Enhed: PE/ton affald.

FIGUR 3 viser resultaterne for udtømning af abiotiske ressourcer. Det fremgår af FIGUR 3, at alle tre scenarier medfører en ressourcebesparelse. Som det var tilfældet for både de ikke-toksiske og toksiske miljøpåvirkningskategorier, er det scenarie B, der medfører den største besparelse.

For miljøpåvirkningskategorien Global opvarmning er det undersøgt, hvordan de enkelte behandlingsled/aktiviteter bidrager i forhold til hinanden. I FIGUR 4 ses resultaterne for mindre bygninger for alle bygningsklasser, dvs. alle inkluderede tidsperioder. Resultaterne er vist som karakteriserede. Enheden er kg CO₂-eq. pr. ton affald, der indgår i den funktionelle enhed. I rapportens kapitel 7.4 findes resultater for større bygninger.



FIGUR 4. Nedrivning af mindre bygninger. Bidrag til Global opvarmning fra de enkelte behandlingsled. Karakteriserede resultater (kg CO₂-eq./ton). A, B og C refererer til de tre overordnede scenarier. 1, 2 og 3: mindre bygninger opført før 1950. 4, 5 og 6: mindre bygninger opført 1950-1977. 7, 8 og 9: mindre bygninger opført efter 1977.

Det fremgår af FIGUR 4, at de største påvirkninger stammer fra følgende behandlingsled: nedrivning af bygning, nyttiggørelse af beton i vejbyggeri samt nyttiggørelse af tegl i vejbyggeri. De største besparelser stammer fra følgende behandlingsled: substitution af rundtræ, forbrænding af træ, substitution af sand og grus (som følge af nyttiggørelse af både beton og tegl) samt substitution af mursten.

For større bygninger tegner sig samme billede som for mindre bygninger. De samlede besparelser er generelt lidt mindre for større bygninger sammenlignet med mindre bygninger. Det skyldes, at andelen af træ er større i de mindre bygninger, hvilket har en forholdsvis stor betydning, eftersom håndtering af træaffald (og den medfølgende substitution) er forbundet med væsentligt større besparelser relateret til global opvarmning sammenlignet med de øvrige materialer.

For en uddybning af resultaterne henvises til kapitel 7.3 og kapitel 7.4.

Følsomhedsanalyser

Der er udført syv forskellige følsomhedsanalyser for at undersøge resultaternes robusthed, dvs. om rangordenen af scenarie A, B og C ændrede sig som følge af variation i forudsætningerne. Parametrene, der er undersøgt, er udvalgt på baggrund af resultaterne sammenholdt med en vurdering af de anvendte data. Følgende parametre er undersøgt:

- Mindre genbrug af tegl i scenarier med selektiv nedrivning
- Biomasse ikke en begrænset ressource
- Mindre genanvendelse af træ fra mindre bygninger
- Marginal el baseret på vindenergi
- Marginal varme baseret på biomasse
- Identiske transportafstande på tværs af scenarier
- Konsekvenser af at fjerne PCB fra affaldsstrømmen.

Resultaterne af følsomhedsanalyserne viser, at LCA'en er robust i forhold til de antagelser, der er vurderet som mest betydende for resultaterne. Det konkluderes på baggrund af, at de under-scenarier, der repræsenterer selektiv nedrivning (scenarie B), både i basisanalysen og i følsomhedsmodelleringen bidrager med de største besparelser eller de mindste påvirkninger.

I forhold til fjernelse af PCB fra affaldsstrømmen viser modelleringen, at hvis basisanalysen havde inkluderet udledning af farlige stoffer fra affaldet, ville belastningsniveauerne for toksicitets-kategorierne potentielt ligge højere, end de gør i de nuværende beregninger. Resultaterne viser ligeledes – om end behæftet med stor usikkerhed – at fjernelse af PCB fra affaldsstrømmen har en stor betydning for de toksiske kategorier, særligt Humantoks, cancer. Resultaterne indikerer samlet set, at det er hensigtsmæssigt med et fokus på at fjerne farlige stoffer fra affaldsstrømmen.

Konklusioner

Scenarie B (selektiv nedrivning) giver for samtlige miljøpåvirkningskategorier de bedste resultater – enten i form af de største potentielle miljømæssige besparelser eller de mindste potentielle miljømæssige påvirkninger. Det gælder for både mindre og større bygninger.

For mindre bygninger ses, at nedrivning og efterfølgende affaldsbehandling af bygninger opført før 1950 for samtlige miljøpåvirkningskategorier resulterer i større besparelser eller mindre miljøpåvirkninger sammenlignet med de to øvrige tidsperioder (1950-1977 og efter 1977), når der tages udgangspunkt i 1 ton affald. Forskellen er dog ikke altid så stor. Imellem de øvrige tidsperioder er der ikke nogen væsentlig forskel.

For større bygninger er resultaterne mere blandede, og hvilken tidsperiode der udviser de bedste resultater, afhænger af, hvilken miljøpåvirkningskategori der undersøges.

3. Indledning

3.1 Baggrund

I Strategi for cirkulær økonomi fra 2018 er udbredelse af selektiv nedrivning et af de initiativer, der skal sikre en bedre udnyttelse af de ressourcer, der findes i bygninger (Regeringen, 2018). Nærværende projekt om selektiv nedrivning har baggrund i dette initiativ.

Projektet bygger videre på tidligere initiativer, herunder projekt om forslag til selektiv nedrivning, udgivet som Miljøprojekt nr. 1962, 2017, og guide til ressourcekortlægning, udgivet som Miljøprojekt nr. 2006, 2018.

Særligt bygger projektet videre på Miljøprojekt nr. 1962 (Miljøstyrelsen, 2017), hvor der blev formuleret forslag til, hvordan selektiv nedrivning kan udformes og implementeres i Danmark. De tre dele af det konkrete løsningsforslag i denne rapport var:

1. Fastlæggelse af nærmere retningslinjer for selektiv nedrivning
2. Krav om udarbejdelse af en miljø- og ressourceplan og om brug af en uddannet miljø- og ressourcekoordinator
3. En godkendelsesordning for virksomheder, der udfører nedrivningsarbejde.

3.2 Formål

Formålet med nærværende projekt er at give konkrete forslag til:

- Nedrivningsplaner
- Uddannelse og ordninger for selektiv nedrivning.

Derudover skal projektet belyse konsekvenserne ved at indføre krav om selektiv nedrivning ved at lave følgende analyser:

- En analyse af de miljømæssige konsekvenser
- En analyse af de samfundsøkonomiske konsekvenser.

3.2.1 Formål med delrapport

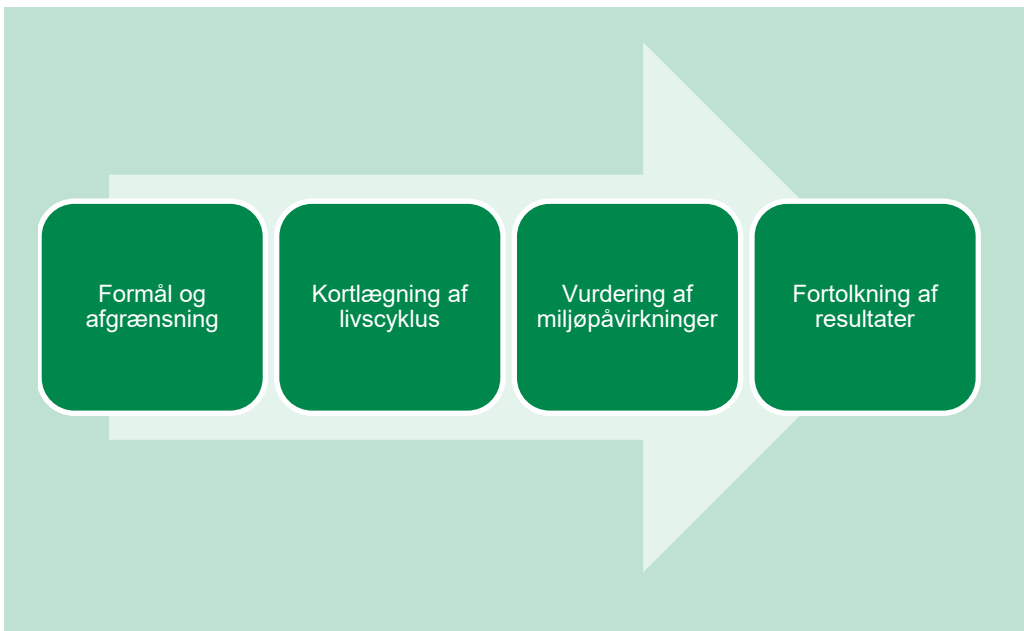
Denne delrapport er en del af det samlede projekt om selektiv nedrivning, og har til formål at vurdere de potentielle miljømæssige konsekvenser af at indføre krav om selektiv nedrivning. Dette gøres med udgangspunkt i en livscyklusvurdering (LCA) af seks forskellige bygningsklasser (henholdsvis mindre og større bygninger opført i tre forskellige tidsperioder) sammenlignet gennem tre forskellige overordnede scenarier.

4. Metodebeskrivelse

Den anvendte metode til udførelse af livscyklusvurderingen beskrives i dette kapitel.

4.1 Overordnede principper

Livscyklusvurderingen udføres i overensstemmelse med de internationale standarder ISO 14040/44 ved gennemgang af fire obligatoriske LCA-trin, jf. FIGUR 5.



FIGUR 5. Fire obligatoriske trin i en LCA, jf. ISO 14040/ISO14044.

Udførelse af en LCA er en iterativ proces, hvilket betyder, at på trods af at udførelsen fremstår som en lineær proces, er der i praksis ofte behov for at genbesøge tidligere trin for at sikre den mest præcise gennemførelse og evaluering.

LCA'en udføres efter konsekvens-tilgangen, hvilket betyder, at der som udgangspunkt anvendes marginale data, dvs. data der repræsenterer de processer, der reelt berøres som følge af en ændring af systemet. En marginal (langsigtet) proces, er den proces, som ændrer produktionskapacitet som følge af ændret efterspørgsel. Konsekvens-tilgangen er en modsætning til "attribitional"-tilgangen, hvor der anvendes gennemsnitlige data. En lang række LCA'er udført for Miljøstyrelsen har benyttet konsekvenstilgangen (fx Henriksen et al., 2017; 2018, Møller et al., 2012; 2013; 2015, Boldrin et al., 2015, Takou et al., 2019).

Systemets multifunktionalitet håndteres ved hjælp af systemudvidelse, mere specifikt "the avoided burden" tilgang (Finnveden et al., 2009). Med systemudvidelse inkluderes processer, der påvirkes i scenarierne, dvs. de marginale processer. Et eksempel er produktion af grus og sand, der vurderes at blive påvirket, når beton nedknyttes og anvendes i vejbyggeri som ubundne bærelag. Ved systemudvidelse og "the avoided burden" tilgang krediteres affaldssystemet for undgåede (substituerede) emissioner og ressourceforbrug knyttet til at udvinde grus og sand.

4.2 Den funktionelle enhed

Den funktionelle enhed beskriver systemets kvantificerede ydeevne og anvendes som referencenhed ved sammenligning af de forskellige scenarier. Den funktionelle enhed i denne LCA er:

Håndtering af affald fra 1 ton nedrevet bygning, herunder miljøsanering, nedrivning, transport, behandling og slutdisponering af eventuelle restprodukter fra bortskaffelse af byggeaffald.

Reference-flowet (referencestrømmen) omfatter håndtering af tre affaldsfraktioner: beton, tegl og ubehandlet træ. Mængden af de tre affaldsfraktioner varierer afhængig af bygningsklassen og bygningens opførelsetidspunkt. Jf. nedenstående og kapitel 5.2.

I nærværende rapport udføres der i princippet seks LCA'er, idet der skelnes mellem mindre og større bygninger fra tre forskellige tidsperioder, som vurderes i tre forskellige overordnede scenarier. Dette uddybes i kapitel 5. Principielt kan disse ikke sammenlignes, da materialesammensætningen fra de seks bygningsklasser ikke er identisk. Den funktionelle enhed afhænger dermed af, hvilken type bygning og hvilken tidsperiode der er tale om. I rapporten forsøges det dermed så vidt muligt ikke at sammenligne på tværs af bygningsklasser, men enkelte steder vises resultaterne sammen for overskuelighedens skyld. Dette vurderes rimeligt, da det er de samme affaldsfraktioner, der indgår (beton, tegl og ubehandlet træ), om end i forskellige forhold og ikke nødvendigvis underlagt den samme behandlingsform.

4.3 Tidsmæssig, geografisk og teknologisk afgrænsning

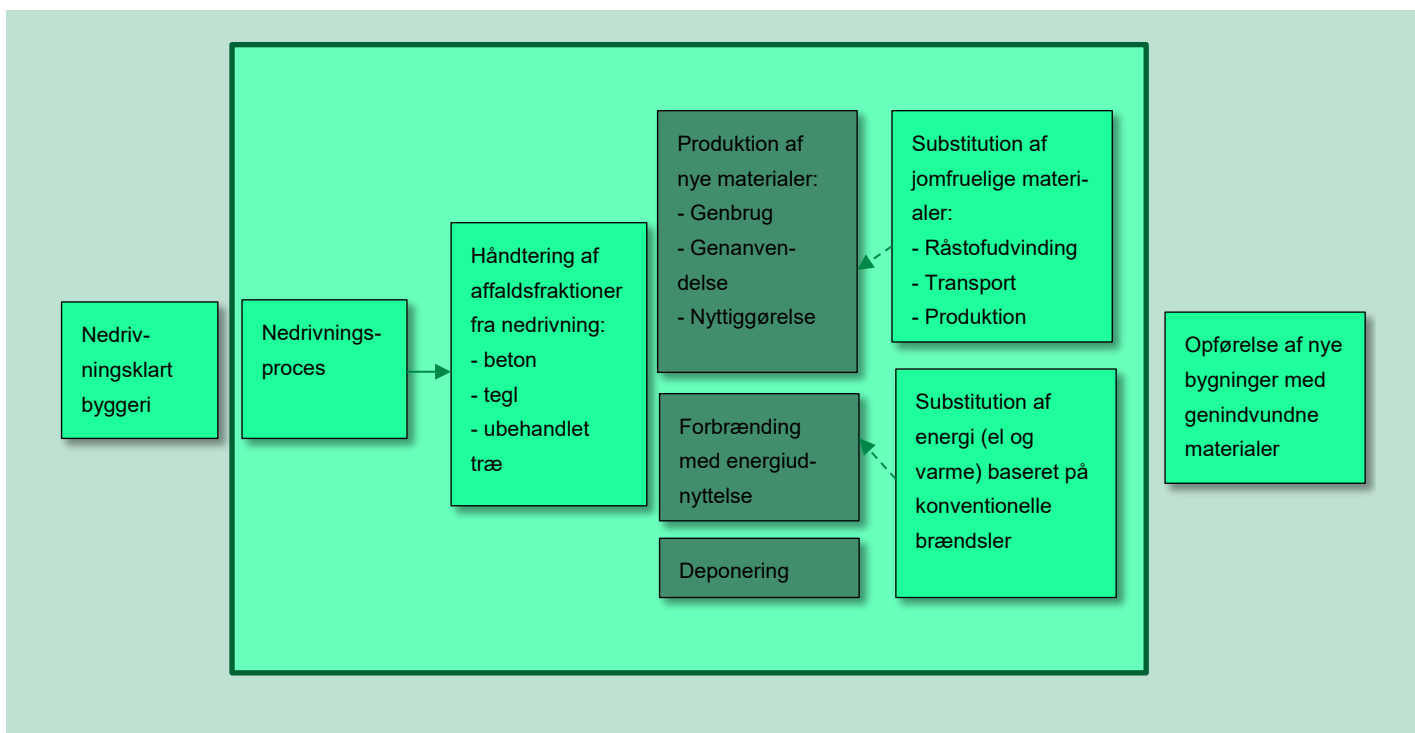
I forbindelse med projektet er der udført en kortlægning af mængder og praksis for behandling af byggeaffald fra nedrivning af bygninger på basis af data fra år 2019. Denne kortlægning er udført af Golder Associates og Lauritzen Advising og beskrives i detaljer i Bilag 1 og Bilag 2. LCA'en skal beskrive en fremtid, hvor der er indført selektiv nedrivning, og resultaterne antages at være gældende i mindst 10 år, dvs. til år 2031. I den periode forventes det, at konsekvenserne ved indførelse af et krav om selektiv nedrivning slår igennem, men ikke at der grundlæggende ændres på de teknologier, der anvendes til behandling af byggeaffaldet. Der må dog påregnes en udvikling inden for fx transport, behandlingsteknologier og energisystemet, som kan have en indflydelse på LCA'ens holdbarhed. Det vil fx påvirke resultaterne, hvis en større andel af transporten og behandlingsteknologierne bliver baseret på grønne brændstoffer eller Power-to-X-teknologi.

LCA'ens tidshorisont er 100 år (må ikke forveksles med resultaternes forventede gyldighedsperiode, jf. ovenstående). Karakteriseringsfaktoren anvendt for Global opvarmning er baseret på en 100-årig periode. Emissioner fra nedknuste materialer er ligeledes beregnet for en periode på 100 år, dvs. der er i LCA'en indregnet de emissioner, der bliver udvasket indenfor de første 100 år.

LCA'ens geografiske afgrænsning er byggeaffald, der stammer fra nedrivning af danske bygninger. I de tilfælde, hvor håndteringen af byggeaffaldet forventes at influere på processer i udlandet, fx hvis der erstattes granit produceret i Norge, inkluderes også disse processer i LCA'en.

4.4 Systemgrænser

Systemgrænserne definerer, hvilke processer der medtages i analysen, og hvilke der udelades. Det fremgår af FIGUR 6, at det modellerede system starter ved nedrivning af en bygning, dvs. opførelsen af bygningen er ikke medtaget. Denne systemafgrænsning er valgt, da fokus er på undersøgelsen af konsekvenserne ved selektiv nedrivning, som i høj grad har indflydelse på, hvordan byggeaffaldet efterfølgende kan håndteres.



FIGUR 6. Systemafgrænsning for det modellerede system.

Det fremgår ligeledes af FIGUR 6, at det modellerede system stopper, når det oparbejdede affald har fortrængt jomfrueligt materiale. Således inkluderes en alternativ fremtidig anvendelse af det oparbejdede affald ikke i analysen, da denne anvendelse vurderes at være for usikker til, at det giver mening at inkludere.

Da LCA'en er udført efter konsekvenstilgangen inkluderes kun de processer, der vurderes at blive berørt af, at der indføres krav om selektiv nedrivning, samt de processer, hvor der vurderes at være en forskel på, om der anvendes jomfruelige materialer eller oparbejdede affaldsmaterialer. Vurderingen af hvilke processer, der skal inkluderes, er baseret på projektgruppens ekspertviden og erfaring. Denne tilgang giver sig blandt andet til udtryk ved, at der ikke inkluderes energiforbrug til at konstruere en vej, når nedknust beton og tegl anvendes til vejbyggeri, da det vurderes, at dette energiforbrug ikke vil adskille sig fra energiforbruget, når jomfruelige materialer, som sand og grus, indbygges. Til gengæld inkluderes udvaskning fra materialerne, da udvaskningen afhænger af den anvendte materialetype.

For alle processer omfattet af analysen inkluderes følgende data: energi- og ressourceforbrug, direkte emissioner og endelig disponering af eventuelle restprodukter. I kapitel 6 gennemgås det i detaljer, hvordan de inkluderede affaldsfraktioner antages håndteret og behandlet.

4.5 Dataindsamling og datakvalitet

Der er anvendt data fra litteratur, aktører i branchen, databaser, mv. Dataindsamlingen og vurdering af data beskrives nærmere i de afsnit, der vedrører den enkelte affaldsfraktion. I de tilfælde, hvor der er anvendt data fra ecoinvent¹, er det version 3.6, der er benyttet.

¹ ecoinvent 3.6 – ecoinvent (<https://www.ecoinvent.org/database/older-versions/ecoinvent-36/ecoinvent-36.html>)

4.6 Marginal el og varme

Da LCA er baseret på konsekvens-tilgangen, skal der anvendes marginale procesdata i stedet for gennemsnitlige. Den langsigtede marginale proces for el er i et system med et øget forbrug af el, den teknologi der vil blive investeret i for at imødekomme det stigende forbrug. Hvis elforbruget i stedet er faldende, vil den langsigtede el-marginal være den teknologi, der fjernes fra markedet.

Den marginale el-proces er i LCA-sammenhæng ofte genstand for stor diskussion. Det skyldes dels, at elforbrug eller el-substitution ofte spiller en betydende rolle for LCA'ens resultater, og dels at der reelt ikke er noget facit i forhold til hvilken teknologi, der er den marginale, idet den afhænger af en fremtidig udvikling. I en række tidligere udførte LCA'er (fx Møller et al., 2013; 2015) har man valgt at lade el produceret på kulraftværker være den marginale proces. Dermed får den marginale el et forholdsvis højt CO₂-aftryk på omkring 0,9-1 kg CO₂-eq./kWh (Møller et al., 2013). I dag ses der en svag stigning i det danske elforbrug, men Klimapartnerskabet for Energi- og Forsyningssektoren (2020) har en forventning om, at det samlede elforbrug vil fordobles fra 2019 til 2030, hvis vi skal nå målsætningen om en 70 % reduktion af CO₂. Det taler således for, at den marginale teknologi for el er teknologier, som vil blive investeret i. Det vil forventeligt være teknologier baseret på vedvarende energikilder som vind, sol og vand.

I nærværende LCA er det valgt at benytte en proces, der repræsenterer et mix af vedvarende og fossilbaseret energi, idet det som nævnt i ovenstående er vanskeligt at forudsige, hvad der reelt er den marginale teknologi. I følsomhedsanalysen undersøges betydningen for resultaterne, hvis den marginale teknologi for el i stedet er vindkraft.

Den marginale varmeteknologi er vanskelig at modellere, da den afhænger af det lokale fjernvarmenet. Fjernvarme produceres i dag af et mix af fossile og vedvarende energikilder, som kul, naturgas, affald, biomasse, solenergi og geotermisk energi. Der er i nærværende LCA benyttet naturgas som marginal varme. I følsomhedsanalysen undersøges betydningen for resultaterne, hvis den marginale teknologi for varme i stedet er biomasse.

De anvendte processer og deres udledning af CO₂-eq./kWh fremgår af TABEL 1. Data for el stammer fra ecoinvent 3.6. Data for varme stammer fra EASETECH.

TABEL 1. Anvendte processer for fremstilling af el og varme, samt udledning af CO₂-eq./kWh.

Produkt	Proces	Kg CO ₂ -eq./kWh
El	Market for electricity, low voltage	0,342
Varme	Heat from natural gas, DK 2010	0,236

4.7 LCIA-metode og miljøpåvirkningskategorier

Der er inkluderet en række miljøpåvirkningskategorier i analysen, som fremgår af TABEL 2. Valget af påvirkningskategorier følger anbefalingerne i ILCD-håndbogen (EC, 2010). Eneste undtagelse er for opgørelse af ressourceforbrug, hvor der nu følges anbefalingen fra CML (Institute of Environmental Sciences at Leiden University).

LCIA (Life Cycle Impact Assessment) er den del af LCA'en, hvor der foretages en vurdering af de potentielle miljøpåvirkninger. Resultaterne af LCIA'en vises som enten karakteriserede eller normaliserede, hvor der ikke er udført vægtning af resultaterne. Dette er i overensstemmelse med ISO-14040/44-standarden. For miljøpåvirkningskategorien Global opvarmning anvendes enheden kg CO₂-eq. for de karakteriserede resultater. Enheden for de øvrige påvirkningskategorier fremgår af TABEL 2. Når resultaterne vises som normaliserede, betyder det, at det karakteriserede resultat for en given miljøpåvirkningskategori er omregnet til en fælles enhed i form af

en personækvivalent (PE). Dette gøres ved at dividere det karakteriserede resultat med den gennemsnitlige årlige belastning fra én person ("normaliseringsreferencen"). En personækvivalent (PE) svarer til den gennemsnitlige årlige belastning fra én person i den pågældende miljøpåvirkningskategori. TABEL 2 viser de anvendte normaliseringsreferencer. Når resultaterne er normaliseret til den fælles enhed PE, kan resultaterne sammenlignes på tværs af påvirkningskategorierne. Der gøres opmærksom på, at idet resultaterne ikke er vægtede, er der ikke taget stilling til, at nogle påvirkningskategorier potentielt vurderes at være vigtigere end andre, fx af politiske eller økonomiske årsager. Dermed kan man reelt ikke lave en en-til-en sammenligning af normaliserede resultater.

TABEL 2. Anvendte miljøpåvirkningskategorier, enheder, metode og normaliseringsreferencer.

Påvirkningskategori	Enhed (karakteriserede resultater)	Metode	Normaliseringsfaktor for EU-27
Global opvarmning	Kg CO ₂ -eq.	IPCC (2007), 100 år	9,22E+03
Nedbrydning af ozonlag	Kg CFC-11-eq.	WMO 1999	2,16E-02
Fotokemisk ozondannelse	Kg NMVOC-eq.	ReCiPe	3,17E+01
Forsuring (jord)	Mol H ⁺ -eq.	Accumulated Exceedance	4,73E+01
Eutrofiering (jord)	Mol N-eq.	Accumulated Exceedance	1,76E+02
Eutrofiering (ferskvand)	Kg P-eq.	EUTREND model som implementeret i ReCiPe	1,48E+00
Eutrofiering (saltvand)	Kg N-eq.	EUTREND model som implementeret i ReCiPe	1,69E+01
Emission af partikler	Kg PM _{2,5} -eq.	Humbert, 2009	3,8E+00
Ioniserende stråling	kBq U-235(luft)-eq.	Frischknecht et al., 2001	1,13E+03
Økotoxicitet (ferskvand)	CTUe	USEtox model	8,74E+03
Humantoxicitet, cancer	CTUh	USEtox model	5,42E-05
Humantoxicitet, ikke-cancer	CTUh	USEtox model	5,33E-04
Udtømning af abiotiske ressourcer, fossile	MJ	CML-metoden v. 4.2	8,14E+01
Udtømning af abiotiske ressourcer, mineralske	Kg Sb-eq.	CML-metoden v. 4.2	1,01E-01

4.8 LCA-værktøjet EASETECH

LCA-modelleringen er foretaget i LCA-værktøjet EASETECH version 3.3.4, som er et værktøj til kvantificering af potentielle miljøpåvirkninger fra affaldssystemer udviklet af DTU Miljø (Clavreul et al., 2014). EASETECH beregner massestrømme, emissioner og ressourceforbrug, og indeholder en database med data for en række behandlingsanlæg og processer, fx transport. Desuden kan data fra kommercielle databaser importeres til EASETECH. I nærværende projekt er der udover EASETECHs egne data også gjort brug af datasæt importeret fra ecoinvent.

4.9 Forhold i rapporten, der afviger fra ISO 14040/44

Ifølge ISO 14040/44 skal en sammenlignende LCA-rapport, der gøres offentlig tilgængelig gennemgå et kritisk review (gennemgang) af et review panel. Denne rapport har ikke undergået et eksternt kritisk review, men rapporten er kvalitetssikret af en LCA-ekspert hos Deloitte.

5. Scenarier, affaldssammensætning, affaldsbehandling og transport

Effekten af at indføre krav om selektiv nedrivning vurderes i LCA'en gennem sammenligning af en række opstillede scenarier for behandling af de tre største affaldsstrømme (beton, tegl og træ) fra en nedrevet bygning.

5.1 Scenarier

Der skelnes i rapporten mellem tre overordnede scenarier, som er de scenarier, der sammenlignes i rapporten. De tre scenarier fremgår af TABEL 3, hvor det også beskrives, hvad der forstås ved scenarierne.

TABEL 3. De tre overordnede scenarier, der sammenlignes i denne LCA.

Scenarie	Titel	Beskrivelse
A	Nuværende praksis	Nuværende praksis som den opleves at være som gennemsnit over hele landet i dag.
B	Selektiv nedrivning	Praksis som den forventes at se ud, hvis de aktuelle planer om at stille et generelt krav om selektiv nedrivning gennemføres, og der tilknyttes en miljø- og ressourcekoordinator til projektet.
C	Bedste praksis	Praksis som den kommer til udtryk i større projekter, der er planlagt, projekteret og gennemført i henhold til branchens bedste nuværende standarder.

Scenarie A og C afspejler den nuværende praksis, når bygninger nedrives, og affaldet fra bygningen efterfølgende håndteres. Scenarie A er den gennemsnitlige praksis i dag, hvor de nuværende regler om miljøkortlægning forud for nedrivning, sortering af affaldet og fjernelse af farlige stoffer ikke nødvendigvis altid følges. Scenarie C er derimod praksis, som den kommer til udtryk i større projekter gennemført efter branchens bedste nuværende standarder og gældende lovgivning. Scenarie B er et fremtidsscenario, der afspejler praksis, som den forventes at se ud, hvis der indføres et generelt krav om selektiv nedrivning.

Udover at skelne mellem tre overordnede scenarier skelnes der i LCA'en også mellem mindre og større bygninger, og mellem forskellige opførelsesperioder for bygningerne, som i TABEL 4 er refereret til som bygningsklasser.

TABEL 4. Omfattede bygningstyper og bygningsklasser.

Bygningstype	Bygningsklasser
Mindre bygninger (under 250 m ²)	Før 1950
• Stuehuse til landbrugsejendomme, parcelhuse, række-, kæde- og dobbelthuse	1950-1977
	Efter 1977
Større bygninger (over 250 m ²)	Før 1950
• Etageboliger, kontorbyggeri, lagerbygninger, institutioner, industribygninger, mv.	1950-1977
	Efter 1977

Det fremgår af TABEL 4, hvad der i projektet forstås ved henholdsvis mindre og større bygninger, og hvilke tidsperioder der skelnes mellem. Årsagen til at lave denne sondring er, at både bygningstypen og opførelsetidspunktet har en betydning for bygningens materialesammensætning og den efterfølgende nedrivning, når bygningen ikke længere skal bruges. Disse parametre påvirker affaldssammensætningen, som er afgørende for LCA'ens resultater.

I nedenstående fremgår de typiske kendetegn ved byggeri fra de tre valgte tidsperioder. Beskrivelsen er baseret på projektkonsortiets viden.

- **Bygninger opført før 1950.** Byggeri fra denne periode indeholder typisk færre miljø- og sundhedsskadelige stoffer (fx PCB) sammenlignet med bygninger opført senere. Dog vil de fleste bygninger opført før 1950 forventeligt have gennemgået renovering, og kan dermed potentielt også indeholde problematiske stoffer. Byggeriet har samlingsprincipper, der understøtter adskillelse (fx mørtel med mindre cement og mørtelfuger frem for elastiske fuger, søm og skruer frem for lim og fugeskum, færre komplekse præfabrikerede bygningselementer, mv.). Overordnet set er der i byggeri fra denne periode en overvægt af træ og tegl med lang holdbarhed.
- **Bygninger opført 1950-1977.** Byggeri fra denne periode har erfaringsmæssigt en høj forekomst af miljø- og sundhedsskadelige stoffer (særligt PCB og asbest). Byggeriet er desuden præget af, at det industrialiserede byggeri vinder frem i perioden, og dermed introduceres elementbyggeri med sammensatte elementkonstruktioner. I denne periode stiger også brugen af cement i mørtel, og der tilkommer en række nye lim- og fugematerialer samt isoleringsmaterialer. Disse elementer er medvirkende til, at adskillelse af bygningen ved endt levetid besværliggøres. I dette industrielle byggeri er der overordnet set en overvægt af beton.
- **Bygninger opført efter 1977.** Det nyere byggeri er præget af færre kendte miljø- og sundhedsskadelige stoffer. Antallet af kemiske stoffer er dog stigende. Der er fortsat høj teknisk kompleksitet, og antallet af forskellige materialer øges. Der introduceres en række nye materialetyper og installationer. I dette moderne byggeri er der overordnet set en overvægt af stål og glas.

Med de tre overordnede scenarier og seks forskellige bygningsklasser regnes der i alt på 18 forskellige underscenarier i LCA'en.

5.2 Materiale- og affaldssammensætning

En bygning er sammensat af en række forskellige materialer, som skal gennemgå forskellige former for affaldsbehandling, når bygningen rives ned.

Der er fastlagt en materialesammensætning fordelt på bygningstype og bygningsklasse, som fremgår af TABEL 5. Materialesammensætningen er udarbejdet på basis af skøn foretaget af Golder Associates og Lauritzen Advising baseret på disse to virksomheders praktiske erfaringer sammenholdt med konkrete cases, jf. Bilag 1.

TABEL 5. Materialesammensætning i procent (vægt-%) fordelt på bygningstype og -klasse.

Bygnings- type	Byg- nings- klasse	Beton	Tegl	Træ	Glas	Metal	Gips	Mine- raluld	Plast	Andet
Mindre bygninger	Før 1950	35	42	14	0,5	4	1	0,3	0,2	3,0
	1950-1977	45	35	8	0,9	5	2	0,5	0,3	3,3
	Efter 1977	42	32	7	1,5	6	4	0,8	0,4	6,3
Større bygninger	Før 1950	50	33	6	0,8	6	1	0,3	0,2	2,7
	1950-1977	55	22	5	1,1	8	2	0,5	0,3	6,1
	Efter 1977	60	12	4	1,7	10	4	0,8	0,4	7,1

Som det fremgår af TABEL 5 udgør beton, tegl og træ samlet set hovedparten af en bygnings masse (fra 76 % for større bygninger opført efter 1977 til 91 % i mindre bygninger opført før 1950). Det fremgår ligeledes af tabellen, at beton, tegl og metal udgør en forholdsvis stor andel af større bygnings masse, hvorimod beton, tegl og træ udgør en relativt større andel af mindre bygnings masse. Også i forhold til de forskellige tidsperioder ses der en forskel. Beton er mere dominerende i nyere bygninger, hvorimod tegl og træ er mere dominerende i ældre bygninger.

Materialesammensætningen i TABEL 5 er brugt som udgangspunkt for affaldssammensætningen for de seks forskellige bygningsklasser, dvs. det er antaget, at affaldssammensætningen er lig materialesammensætningen.

5.2.1 Materialer inkluderet i modellering

Der er i LCA'en valgt at fokusere på beton, tegl og træ, da disse tre materialer er de dominerende. Der er forskellige årsager til, at glas, metal, gips, mineraluld og plast ikke indgår i modelleringen. Hovedparten af metal fra nedrivning af bygninger genanvendes i dag, og det forventes ikke, at det vil ændre sig, selvom der skulle blive indført krav om selektiv nedrivning. De øvrige affaldsfraktioner udgør så begrænsede mængder i forhold til de samlede affaldsmængder (jf. TABEL 5), at det vurderes, at det ikke vil have nogen betydning for de samlede resultater at se bort fra dem i nærværende analyse. For så vidt angår træ, er det udelukkende håndtering af ubehandlet træ, der indgår, da det er vurderingen, at behandlet træ (fx trykimprægneret træ og limede træmaterialer) ikke vil blive behandlet væsentligt anderledes i et fremtidigt scenarie, hvor der er indført selektiv nedrivning. Hovedparten af behandlet træ forbrændes i dag med energiudnyttelse, evt. som farligt affald, og det vurderes ikke at ændre sig i løbet af de næste 10 år. Der er i modelleringen anvendt følgende fordeling mellem ubehandlet og behandlet træ: 20/80, som er en fordeling skønnet af Golder Associates.

5.2.2 Modellering i EASETECH

Udgangspunktet for LCA'en er håndtering af 1 ton byggeaffald fra hver af de seks bygningsklasser, hvilket betyder, at der i udgangspunktet ikke skal tages højde for, at affaldsmængderne fra de seks bygningsklasser ikke er ens. I selve modelleringen i EASETECH er der lavet en omregning, så mængden af de tre affaldsfraktioner, der indgår i beregningerne, summerer op til 100 %. Det relative forhold mellem de tre affaldsfraktioner er bibeholdt. Omregningen er lavet for at

undgå, at der for hver bygningsklasse skal indgå en vis mængde andet blandet affald (for at opnå en materialesammensætning, der svarer til 100 %), der skal undergå en form for affaldsbehandling. Den valgte tilgang medfører, at resultaterne skævvrides en smule, særligt for mindre bygninger opført efter 1977 og for større bygninger opført 1950-1977 og efter 1977. Det skyldes, at den samlede andel af beton, tegl og træ udgør en forholdsvis mindre andel af bygningens vægt (76-82 %) i forhold til de andre bygningsklasser, hvor den samlede andel udgør 88-91 %. Hvis mængderne af beton, tegl og træ i stedet var bibeholdt, ville risikoen til gengæld være, at man utilsigtet lavede sammenligninger af resultater, som reelt ville være baseret på varierende mængder (fx 0,91 ton affald for mindre bygninger opført før 1950 og 0,76 ton affald for større bygninger opført efter 1977).

5.3 Affaldsbehandling

I TABEL 6 fremgår det, hvilke behandlingsalternativer der regnes på for henholdsvis beton, tegl og ubehandlet træ, og hvilke materialer affaldet antages at erstatte. Det fremgår af tabellen, at der for beton skelnes mellem højkvalitetsbeton og beton af moderat/lav kvalitet. Under tabellen er det forklaret, hvad der forstås ved henholdsvis genbrug, genanvendelse og nyttiggørelse i nærværende rapport.

I rapporten betragtes højkvalitetsbeton som beton, der er egnet som tilslag i ny beton, mens beton af moderat/lav kvalitet kun er egnet til at indgå i ubundne bærelag som del af et vejbyggeri. Det er antaget, at beton af høj kvalitet udgør 40 % af de samlede betonmængder, mens beton af moderat/lav kvalitet udgør 60 %. Denne fordeling er skønnet af Lauritzen Advising, og er baseret på skøn over tilgængelighed af beton af høj kvalitet samt skøn over det fremtidige marked for beton med genanvendt tilslag. En yderligere årsag til at der skelnes imellem forskellige betonkvaliteter er, at hvis beton anvendes som tilslag i ny beton, er de materialer, der kan erstattes af beton, afhængig af betonens kvalitet. Det beskrives nærmere i kapitel 6.2.2.

Det skal pointeres, at der reelt findes flere behandlingsalternativer end dem, der er medtaget i analysen. Det vurderes dog, at de inkluderede behandlingsformer er de mest udbredte.

TABEL 6. Affaldsbehandling for omfattede affaldsfraktioner.

Fraktion	Affaldsbehandling	Erstatter
Beton – høj kvalitet	Genbrug af hele beton elementer	Nye betonelementer
	Genanvendelse som tilslag i ny beton	Granit eller sand og grus
	Nyttiggørelse som ubundet bærelag i vejbyggeri	Sand og grus
Beton – moderat/lav kvalitet	Nyttiggørelse som ubundet bærelag i vejbyggeri	Sand og grus
Tegl	Genbrug af hele mursten	Nye mursten
	Nyttiggørelse som ubundet bærelag i vejbyggeri	Sand og grus
Træ - ubehandlet	Genbrug af træ	Nye bærende træbjælke
	Genanvendelse i produktion af spånplader	Jomfrueligt træ (rundtræ)
	Forbrænding med energiudnyttelse	Konventionelle brændsler

Genbrug: Når et materiale bruges igen til samme formål, som det var udformet til.

Genanvendelse: Når affald omarbejdes til materialer og bruges til dets oprindelige formål eller andre nyttiggørelsesformål. Ophører på et tidspunkt med at være affald.

Nyttiggørelse: Materialenyttiggørelse, hvor affald erstatter anvendelse af andre materialer. Vedbliver med at være affald.

For alle seks bygningsklasser og for alle tre overordnede scenarier er der for hvert enkelt materiale foretaget en konkret vurdering af, hvordan materialefraktionen vil blive behandlet, når den bliver til affald. Dvs. hvor stor en andel vil blive henholdsvis genbrugt, genanvendt, nyttiggjort, etc. Det redegøres der for i detaljer i Bilag 1.

TABEL 7 er et eksempel på en vurdering af, hvordan affald af beton af høj kvalitet fra større bygninger opført før 1950 behandles i de tre overordnede scenarier. Tilsvarende oversigter findes for de øvrige materialer for mindre og større bygninger i henholdsvis Bilag 3 og Bilag 4.

TABEL 7. Behandling af beton – høj kvalitet. Beton stammer fra større bygninger opført før 1950.

Beton - høj kvalitet	Scenarie A - nuværende praksis	Scenarie B - selektiv nedrivning	Scenarie C - bedste praksis - nuværende regler
Genbrug (%)		1	
Genanvendelse (%)		24	0,1
Nyttiggørelse (%)	97	73	97,9
Forbrænding (%)			
Deponering (%)	2,9	1,9	1,9
Specialbehandling farligt affald (%)	0,1	0,1	0,1

Det fremgår af TABEL 7, at for så vidt angår beton af høj kvalitet stammende fra større bygninger opført før 1950, vurderes indførelse af et krav om selektiv nedrivning særligt at medføre, at en større andel vil blive genanvendt som tilslag i ny beton fremfor at blive nyttiggjort som ubundet bærelag i vejbyggeri.

Det fremgår ligeledes af TABEL 7, at en lille andel af betonen vil blive deponeret (1,9-2,9 %), og en endnu mindre del specialbehandlet som farligt affald (0,1 %). I modelleringen ses bort fra deponering, da det er en så relativt begrænset mængde, der deponeres i forhold til de mængder, der enten genbruges, genanvendes, nyttiggøres eller forbrændes med energiudnyttelse. Af tabellerne i Bilag 3 og Bilag 4 fremgår det, at deponeringsandelen ikke overskrider 5 % for alle de inkluderede affaldsfraktioner. Ekskludering af deponering har derfor ingen væsentlig betydning for de samlede resultater.

En af de forventede effekter ved indførelse af krav om selektiv nedrivning er foruden mere genbrug og genanvendelse, at flere farlige stoffer fjernes fra affaldet. Den forventning er baseret på en antagelse om, at flere bygninger vil blive miljøkortlagt og miljøsaneret forud for nedrivning, hvis krav om selektiv nedrivning indføres. Der findes ikke nogen tilgængelig viden om, hvor mange farlige stoffer der i dag spredes i miljøet som følge af utilstrækkelig miljøsanering. Det samme gælder et fremtidigt scenarie, hvor krav om selektiv nedrivning er indført. Konsekvenserne af en potentiel mere effektiv fjernelse og destruktion af farlige stoffer indgår derfor ikke i analysen. I stedet er der i en af rapportens følsomhedsanalyser (kapitel 8) belyst, hvilken effekt fjernelse af PCB har. Dette er gjort med udgangspunkt i grove antagelser om den totale mængde PCB i bygninger og forskellige niveauer af fjernelse og destruktion.

5.4 Transport

I alle scenarierne indgår transport af de omfattede affaldsfraktioner og de materialer, som affaldet antages at erstatte. De anvendte processer og dieselforbrug fremgår af TABEL 8.

TABEL 8. Anvendte processer og dieselforbrug ved transport med lastbil og skib.

Transportmiddel	Proces i EASETECH-database	Forbrug af diesel (kg per kg affald kørt eller sejlet 1 km)
Lastbil	Truck, 28t-32t, Euro6, highway	1,46E-5
Lastbil	Truck, 28t-32t, Euro6, urban	2,48E-5
Skib	Container ship, 350 TEU, domestic transportation	5,38E-6

Der redegøres i kapitel 6 under hver beskrivelse af behandlingsformen for de inkluderede transportafstande.

Generelt anvendes der kortere afstande i scenarie B sammenlignet med A og C, som skyldes en forventning om en mere optimeret planlægning og fokus på lokal genanvendelse i en fremtid, hvor selektiv nedrivning er implementeret. Konkret regnes der i scenarie B for transport af affald med transportafstande, der er 25 % kortere end de afstande, der anvendes i scenarie A og C.

For beton og tegl regnes der med kortere afstande sammenlignet med den litteratur, der anvendes som reference. Det skyldes, at en stor del af beton og tegl nedknuses og nyttiggøres på stedet for nedrivningen, og dermed ikke skal transporteres til et stationært knuseanlæg. Der findes ikke opgørelser over, hvor meget der nedknuses på stedet, men i modelleringen er det antaget, at det er rimeligt at anvende afstande, der er 30 % kortere end de afstande, der fremgår af referencerne.

6. Livscyklusopgørelser

I dette kapitel beskrives de data og datakilder, som analysen baseres på. I kapitel 6.1 beskrives data forbundet med nedrivning, miljøsanering og sortering. I kapitel 6.2-6.5 redegøres for data anvendt til at modellere håndteringen af de tre affaldsfraktioner: beton, tegl og træ.

6.1 Nedrivning af bygning, miljøsanering og sortering af affald

6.1.1 Nedrivningsprocessen

Nedrivning af en bygning er forbundet med et vist energiforbrug, hovedsageligt forbundet med drift af de maskiner, der anvendes til nedrivningen. Indførelse af krav om selektiv nedrivning vil formentlig øge energiforbruget til nedrivningsprocessen, da der alt andet lige vil foregå mere sortering i forbindelse med nedrivningen i forhold til i dag. Det ekstra energiforbrug til sortering i forbindelse med nedrivningsprocessen forventes dog at være minimalt, i forhold til det energiforbrug der er nødvendigt for at nedrive selve bygningen. I modelleringen er der derfor anvendt ens energiforbrug på tværs af de tre overordnede scenarier (A, B og C).

Energiforbruget forbundet med nedrivning af en bygning (se TABEL 9) er baseret på data fra Tscherning (2020). Værdien, der anvendes i denne modellering, er et gennemsnit af data fra fire forskellige nedrivninger².

TABEL 9. Energiforbrug forbundet med nedrivning af en bygning.

Aktivitet	Diesel-forbrug (liter/ton)
Nedrivning af bygning	1,4

Det er ligeledes relevant at vurdere, om energiforbruget forbundet med nedrivningsprocessen (pr. ton) afhænger af bygningens størrelse eller byggeåret. I Tscherning (2020) fremgår bygningens størrelse, men data viser ikke noget entydigt i forhold til betydningen af bygningens størrelse. I modelleringen er der derfor anvendt det samme dieselforbrug for alle typer bygninger.

6.1.2 Miljøsanering

Hvis en bygning indeholder farlige stoffer, skal den miljøsaneres, inden den nedrives (jf. § 64 i affaldsbekendtgørelsen³). Der findes forskellige miljøsaneringsmetoder, men en af de mest udbredte er sandblæsning (Olsen & Olesen, 2015),

Energiforbruget forbundet med sandblæsning af en betonvæg (se TABEL 10) er baseret på oplysninger i Andersen & Ohms (2016) og interne beregninger på Teknologisk Institut.

² Baseret på oplysninger fra Tscherning (2020) er der beregnet følgende dieselforbrug (liter/ton) for de fire forskellige nedrivninger: 1,11; 1,21; 1,45; 1,84.

³ Bekendtgørelse om affald (BEK nr. 2159 af 09/12/2020).

TABEL 10. Energiforbrug forbundet med sandblæsning af betonvæg.

Aktivitet	Elforbrug (kWh/ton beton)
Sandblæsning af betonvæg	1,72

I modelleringen er energiforbruget forbundet med sandblæsning kun inkluderet i forhold til den del af bygningen, der udgøres af beton.

Der er desuden gjort følgende antagelser:

- Alle bygninger bør miljøsaneres inden nedrivning
- I Scenarie A miljøsaneres kun 50 % af bygninger, inden de nedrives
- I Scenarie B og C miljøsaneres alle bygninger.

Antagelsen om, at alle bygninger bør miljøsaneres inden nedrivning er baseret på drøftelser med eksperter inden for miljøkortlægninger og miljøsanering fra Teknologisk Institut. På trods af at nyere bygninger indeholder færre kendte problematiske stoffer end ældre bygninger, vil bygninger særligt i byområder ofte indeholde PCB i koncentrationer, der gør, at der kræves en miljøsanering inden nedrivning. Det skyldes baggrunds niveauet af PCB i luft.

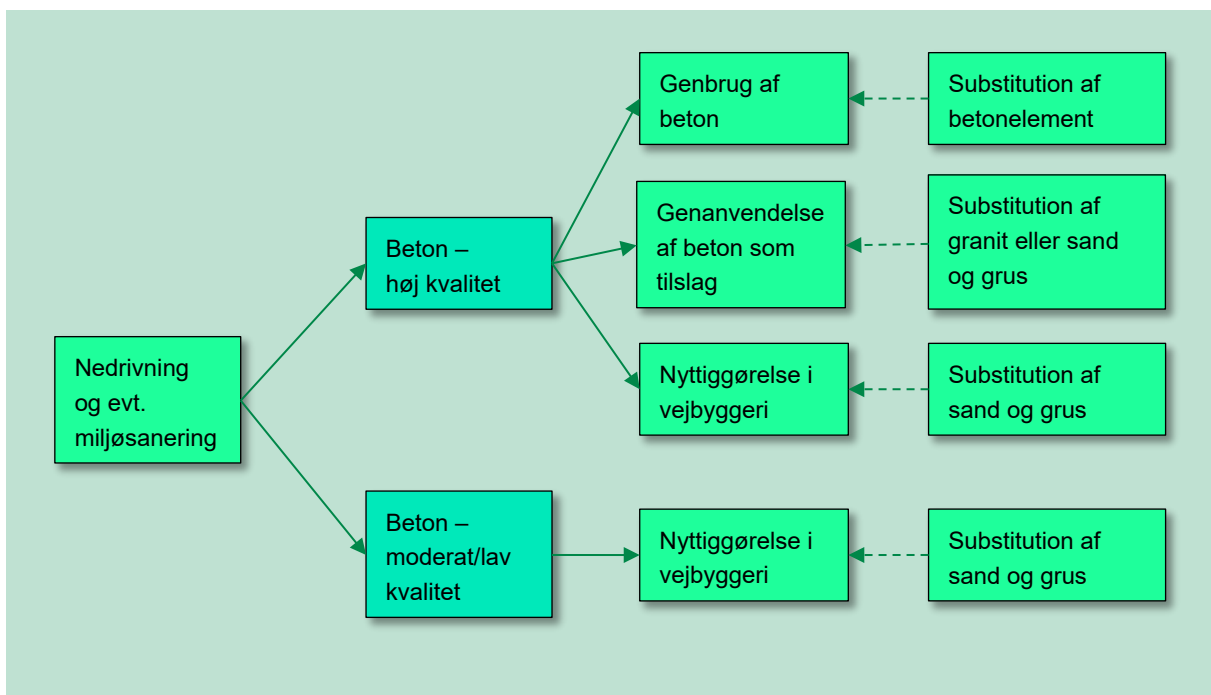
6.1.3 Sortering af affald fra nedrivning af bygninger

I dag bliver en vis andel af nedrivningsaffald ikke sorteret ved kilden, dvs. i forbindelse med at bygningen nedrives, men i stedet sorteret efterfølgende på decentrale sorteringsanlæg. Indførelse af krav om selektiv nedrivning forventes at medføre, at mere byggeaffald bliver sorteret ved kilden.

I analysen indgår energiforbrug forbundet med sortering ikke, da det vurderes, at der ikke vil være væsentlig forskel på energiforbruget afhængigt af, om sorteringen foregår i forbindelse med nedrivningen eller på et decentralt sorteringsanlæg.

6.2 Håndtering af beton – høj kvalitet

Som beskrevet i forrige kapitel regnes der for beton af høj kvalitet på tre behandlingsformer: genbrug af hele betonelementer, genanvendelse som tilslag i ny beton og nyttiggørelse som ubundet bærelag. Det fremgår af FIGUR 7, hvilke procestrin der indgår i modelleringen, og hvilke materialer de oparbejdede affaldsprodukter antages at erstatte. Der indgår ligeledes transport i modelleringen. Antagelser omkring afstande beskrives under de enkelte behandlingsformer.



FIGUR 7. Håndtering af beton (høj kvalitet og moderat/lav kvalitet).

Fordelingen mellem de forskellige behandlingsformer i de 18 underscenerier fremgår af TABEL 11. Efter tabellen gives en overordnet beskrivelse af, hvordan fordelingen er opgjort. Der henvises til Bilag 1 for yderligere detaljer. Bemærk, at procenterne ikke summerer op til 100, da en mindre del antages at blive deponeret eller specialbehandlet, jf. kapitel 5.3.

TABEL 11. Oversigt over affaldsbehandling for beton af høj kvalitet i de 18 underscenerier.

Underscenerie-nr.	Scenarie	Bygnings-type	Årstal	Genbrug (%)	Genanvendelse (%)	Nyttiggørelse (%)
1	A	Mindre bygninger	Før 1950	0	0	96
2	B		Før 1950	0	0	98
3	C		Før 1950	0	0	97
4	A		1950-1977	0	0	97
5	B		1950-1977	0	0	96
6	C		1950-1977	0	0	96
7	A		Efter 1977	0	0	99,5
8	B		Efter 1977	0	0	99,5
9	C		Efter 1977	0	0	99,5
10	A	Større bygninger	Før 1950	0	0	97
11	B		Før 1950	1	24	73
12	C		Før 1950	0	0,1	97,9
13	A		1950-1977	0	0	97
14	B		1950-1977	0,5	15	80,5
15	C		1950-1977	0	0,1	95,9
16	A		Efter 1977	0	0	99
17	B		Efter 1977	2	35	62,5
18	C		Efter 1977	0	0,1	98,9

Det fremgår af TABEL 11, at nyttiggørelse af beton vurderes at være den dominerende behandlingsform. For mindre bygninger er det udelukkende nyttiggørelse, der finder sted, uanset scenarie, bygningstype og opførelsestidspunkt. For de større bygninger vurderes der særligt for scenarie B (scenariet hvor selektiv nedrivning er indført) også at være en vis andel der genanvendes og genbruges. Det fremgår ligeledes af TABEL 11, at for så vidt angår de større bygninger, forventes lavere grader af genbrug og genanvendelse for bygninger opført 1950-1977. Det skyldes, at der i den periode blev anvendt PCB i byggeriet, og der dermed er mere beton fra den periode, der ikke er egnet til genbrug eller genanvendelse.

I de følgende afsnit beskrives de data, der er anvendt til at modellere de forskellige behandlingsformer.

6.2.1 Genbrug af beton – høj kvalitet

Det er i modelleringen antaget, at genbrug af beton vil være i form af genbrug af betonkonstruktioner og hele elementer. Det skal pointeres, at det er et tænkt eksempel, da andelen af beton, der på nuværende tidspunkt genbruges, er minimal. Et eksempel på genbrug af beton er genbrug af fundamenter, fx i forbindelse med totalreoveringer, hvor man river bygningen ned, men i visse tilfælde kan genbruge fundamentet. Et andet eksempel er transformation af bygninger, fx Dansk Sojakagefabrik i København, hvor to af siloerne er blevet restaureret og ombygget til boliger.

Det er i modelleringen antaget, at klargøring af betonkonstruktionen/elementet vil resultere i et spild på 10 %. Det betyder, at det kun er 90 % af en ny betonkonstruktion/element, der substitueres. Håndteringen af spildet er ikke inkluderet i modelleringen.

Der er regnet med nedenstående energiforbrug til klargøring af betonkonstruktionen/elementet (TABEL 12). Energiforbruget er baseret på tabel 29 i Andersen et al. (2019), hvor data repræsenterer opskæring af et betonelement.

TABEL 12. Energiforbrug til opskæring af betonelement.

Aktivitet	EI-forbrug (kWh/ton)
Opskæring betonelement	0,045

Det er antaget, at det genbrugte beton erstatter produktion af et nyt betonelement.

Det fremgår af TABEL 13 hvilken proces fra ecoinvent-databasen, der er anvendt til at modellere det erstattede beton. Betonen har en densitet på 2420 kg/m³. Denne densitet kan betragtes som repræsentativ for almindelig beton produceret med traditionelle tilslag som sand og sten. Det fremgår af Munch-Petersen (2013), at beton produceret på basis af traditionelle tilslag har en densitet på over 2000 kg/m³.

TABEL 13. Proces anvendt som erstatning for ny beton. CH = Schweiz. APOS = Allocation at the point of substitution.

Aktivitet	Navn på proces	Referenceenhed	ecoinvent-database
Produktion af nyt betonelement	Concrete production, for building construction, with cement CEM II/B (CH)	m ³	APOS

De inkluderede transportafstande fremgår af TABEL 14. Det er antaget, at genbrug af betonkonstruktionen/elementet finder sted på stedet for nedrivningen, derfor er transportafstanden sat til

0 km. Det er antaget, at det betonelement, der substitueres, ville være produceret på et anlæg, der ligger i en afstand af 30 km til anvendelsesstedet.

Som beskrevet i kapitel 5.4 anvendes der i scenarierne, der repræsenterer selektiv nedrivning, for så vidt angår transport af affaldsmaterialer, kortere afstande (25 % reduktion) end i de øvrige scenarier. Det har dog ikke noget betydning her, da transportafstanden er sat til 0 km.

TABEL 14. Transportafstande og transportmidler inkluderet for genbrug af beton.

Transport	Afstand (km)		Transporttype
	Scenarie A og C	Scenarie B	
Transport fra nedrivning til anvendelsessted	0	0	Truck, urban
Undgået transport ved genbrug	30	30	Truck, urban

6.2.2 Genanvendelse af beton – høj kvalitet

Det er antaget, at beton af høj kvalitet kan genanvendes som tilslag i ny beton. Det er der i dag fokus på i branchen, og blandt andet har RGS Nordic i samarbejde med DK Beton og Teknologisk Institut udviklet en teknologi, så genanvendt beton bedre kan indgå i produktion af ny beton⁴. RGS Nordic oparbejder nu en mindre andel af deres modtagne betonaffald til certificeret betontilslag. Andre virksomheder har lignende fokus.

Der skelnes i forhold til anvendelse af nedknust beton som tilslag mellem to typer nedknust beton: nedknust procestilslag (spild af beton fra egen produktion, som ikke har været anvendt i en konstruktion) og genanvendt tilslag (beton som stammer fra en konstruktion). I det nye danske tillæg (DS/EN 206 DK NA:2020) til den europæiske betonstandard (DS/EN 206) tillades for begge typer nedknust beton anvendelse til passiv miljøklasse og desuden til de andre miljøklasser (moderat, aggressiv og ekstra aggressiv)⁵, hvis producentens produktionskontrollsystem følger dokumenterede procedurer, der sikrer, at tilslaget udelukkende stammer fra betoner i eksponeringsklasser svarende til den ønskede anvendelse.

De følgende beskrivelser og forudsætninger anvendt i modelleringen er baseret på Butera (2019).

Betonen transporteres fra nedrivningsstedet og knuses i et stationært knuseanlæg. Efter nedknusning opnås to materialefraktioner: 40 % fint tilslag og 60 % groft tilslag. Det er kun den grove fraktion, der bliver anvendt som tilslag, dvs. 1 ton betonaffald kan erstatte 0,6 ton tilslagsmateriale.

Det antages, at den nedknuste beton dels vil erstatte granit importeret fra Norge og dels sand og grus fra Danmark. Granit bliver kun brugt som tilslag i beton til de mest aggressive miljøer, hvor grusgravsmateriale ikke er egnet.

I forhold til modelleringen er der lavet følgende antagelser for de seks underscenerier, som involverer genanvendelse af beton:

- Underscenarie 12, 14, 15 og 18: 100 % af den grove beton-fraktion, der antages genanvendt, erstatter granit

⁴ <https://www.rgsnordic.com/cases/beton-har-et-kaempe-genanvendelsespotentiale/>

⁵ Med miljøklasse henvises der til de miljøer betonen udsættes for, fx fugtigt eller tørt, med eller uden frostpåvirkning, med eller uden salttilførsel, etc. Den passive miljøklasse er det mindst belastende miljø, og ekstra aggressiv den mest belastende.

- Underscenarie 11 og 17: 62,5 % af den grove beton-fraktion, der antages genanvendt, erstatter granit, resten erstatter sand og grus.

For underscenarie 12, 14, 15 og 18 er antagelsen om 100 % substitution af granit baseret på forudsætningen om, at den andel, der genanvendes, er så forholdsvis beskeden (jf. TABEL 11), at den teoretisk set kan bestå af beton stammende udelukkende fra den ekstra aggressive miljøklasse⁶.

I underscenarie 11 og 17 er det en højere andel af betonen, der antages genanvendt, og her er vurderingen, at kun knap 2/3 af betonen tilhører den højeste miljøklasse.

Det fine tilslag antages anvendt som fyldmateriale. Grundet dets lave materialekvalitet er det i Butera (2019) antaget, at det ikke erstatter andre materialer. Den samme antagelse er anvendt i nærværende LCA, om end materialet potentielt vil erstatte et andet materiale (fx sand eller lignende). Anvendelse som fyldmateriale kan give anledning til udvaskning, som også er medtaget. Der er anvendt de samme udvaskningsdata, som beskrevet i kapitel 6.2.3 (jf. TABEL 20).

Der er regnet med nedenstående energiforbrug til nedknusning af betonaffald (TABEL 15). Energiforbruget er baseret på Butera et al. (2019).

TABEL 15. Energiforbrug til nedknusning af beton.

Aktivitet	Diesel-forbrug (liter/ton)
Nedknusning af beton	1

Det fremgår af TABEL 16, hvilken proces fra ecoinvent-databasen der er anvendt til at modellere det erstattede granit.

TABEL 16. Proces anvendt som erstatning for granit. BR = Brasilien. APOS = Allocation at the point of substitution.

Aktivitet	Navn på proces	Reference-enhed	ecoinvent-database
Udvinding og nedknusning af granit	Production of gravel from granite, crushed, gravel production, crushed, BR	kg	APOS

De inkluderede transportafstande fremgår af TABEL 17. Som beskrevet i kapitel 5.4 anvendes der i scenarierne, der repræsenterer selektiv nedrivning, for så vidt angår transport af affaldsmaterialer, kortere afstande (25 % reduktion) end i de øvrige scenarier. Granit antages udvundet i Stavanger, hvor det først transporteres 40 km med lastbil, herefter 700 km med skib, og endelig 40 km med lastbil i Danmark til betonfabrikken.

⁶ Betonekspert på Teknologisk Institut skønner, at ca. 10-15 % af den producerede beton tilhører den højeste miljøklasse (ekstra aggressiv).

TABEL 17. Transportafstande og transportmidler inkluderet for genanvendelse af beton.

Transport	Afstand (km)		Transporttype
	Scenarie A og C	Scenarie B	
Transport fra nedrivning til knuseanlæg	30	22,5	Truck, urban
Transport af grov fraktion fra knuseanlæg til betonfabrik	30	22,5	Truck, urban
Transport af fin fraktion til opfyldningssted	30	22,5	Truck, urban
Undgået transport af granit	700 (skib) +	700 (skib) +	Container ship
	80 (lastbil)	80 (lastbil)	Truck, urban
Undgået transport af sand og grus	50	50	Truck, urban

6.2.3 Nyttiggørelse af beton – høj kvalitet

I dag nyttiggøres hovedparten af alt betonaffald. En relativ stor andel anvendes som ubundet bærelag i forbindelse med vejbyggeri, og en mindre del nedknuses i forbindelse med nedrivningen og nyttiggøres på stedet, fx som midlertidige køreveje i forbindelse med byggeprocessen eller til nivellerings af grunden/området. Den beton, der nedknuses på stedet, indberettes typisk ikke til ADS (AffaldsDataSystemet), og der findes derfor ikke nogen opgørelser af de reelle mængder.

I modelleringen er der taget udgangspunkt i Butera et al. (2015), hvor der er udført en livscyklusvurdering af anvendelse af beton som ubundet bærelag. For at tage højde for, at en del af betonen nedknuses på stedet, og dermed ikke skal transporteres, anvendes der i denne modellering reducerede transportafstande i forhold til Butera et al. (2015).

Beton transporteres fra nedrivningsstedet til et stationært knuseanlæg, hvor det nedknuses til den relevante partikelstørrelse (0-40 mm). Alt nedknust materiale antages at kunne anvendes til ubundet bærelag. Det nedknuste betonaffald erstatter sand og grus fra en dansk grusgrav. Der vil forekomme udvaskning fra det nedknuste materiale såvel som fra det materiale (sand og grus), der erstattes. Begge dele er inkluderet i modelleringen.

Der er regnet med nedenstående energiforbrug til nedknusning af betonaffald (TABEL 18). Energiforbruget er baseret på Butera et al. (2019).

TABEL 18. Energiforbrug til nedknusning af beton.

Aktivitet	Diesel-forbrug (liter/ton)
Nedknusning af beton	1

Energiforbruget forbundet med udvinding sand og grus fra grusgrav fremgår af TABEL 19. Data stammer fra en proces i EASETECH, som er baseret på Birgisdottir (2005).

TABEL 19. Energiforbrug forbundet med udvinding af sand og grus.

Energikilde	Enhed pr. ton
Diesel	0,22 liter
EI	0,648 kWh
Tung fuelolie	0,0068 kg

Udvaskning fra nedknuet beton fremgår af TABEL 20. Alle stoffer antages at blive udvasket til overfladevand. For en beskrivelse af, hvordan udvaskningen er beregnet, henvises til Butera et al. (2015).

TABEL 20. Udvaskning af stoffer fra nedknuet beton til overfladevand.

Stof	Mængde (kg/kg nedknuet beton)
Aluminium	3,86E-05
Antimon (V)	1,76E-07
Arsen (V)	1,92E-07
Barium	3,96E-06
Cadmium	1,2E-08
Klorid	2,66E-04
Kobolt	5,33E-08
Jern	5,52E-07
Kalium	5,34E-04
Krom (III)	4,89E-07
Krom (VI)	1,47E-09
Kobber	2,55E-07
Bly	1,46E-07
Litium	1,16E-06
Magnesium	4,02E-07
Mangan	5,54E-08
Molybdæn	1,23E-07
Natrium	3,1E-04
Nikkel	6,34E-08
Fosfat	2,59E-05
Selen	2,26E-07
Strontium	3,12E-05
Tin	6,5E-08
Vanadium	2,57E-07
Zink	4,19E-07

Udvaskning fra sand og grus fremgår af TABEL 21. Alle stoffer antages at blive udvasket til overfladevand. For en beskrivelse af, hvordan udvaskningen er beregnet, henvises til Butera et al. (2015).

TABEL 21. Udvaskning af stoffer fra sand og grus til overfladevand.

Stof	Mængde (kg/kg grus)
Arsen (V)	2,33E-8
Barium	2,44E-7
Cadmium	1,34E-8
Calcium	4,82E-4
Klorid	6,09E-4
Krom (III)	2,1E-8

Stof	Mængde (kg/kg grus)
Kobber	2,44E-9
Bly	1,25E-9
Mangan	7E-7
Nikkel	8E-9
Sulfat	5,79E-5
Vanadium	9,41E-8
Zink	9,37E-9

De inkluderede transportafstande fremgår af TABEL 22. Som beskrevet i kapitel 5.4 anvendes der i scenarierne, der repræsenterer selektiv nedrivning, for så vidt angår transport af affaldsmaterialer, kortere afstande (25 % reduktion) end i de øvrige scenarier. Der er desuden regnet med kortere afstande end i den anvendte reference for at tage højde for, at en del af betonen nedknuses og nyttiggøres på stedet. Som beskrevet i kapitel 5.4 anvendes der i modelleringen en reduktion på 30 % i forhold til referencen. Transportafstanden for sand og grus er baseret på Butera et al. (2015).

TABEL 22. Transportafstande og transportmidler inkluderet for nyttiggørelse af beton.

Transport	Afstand (km)		Transporttype
	Scenarie A og C	Scenarie B	
Transport fra nedrivning til knuseanlæg	21	16	Truck, urban
Transport fra knuseanlæg til anvendelsessted	21	16	Truck, urban
Undgået transport af sand og grus	50	50	Truck, urban

6.3 Håndtering af beton – moderat/lav kvalitet

For beton af moderat/lav kvalitet regnes der kun på en behandlingsform: nyttiggørelse af nedknust beton som ubundet bærelag.

Det fremgår af TABEL 23, at procenterne ikke summerer op til 100, da en mindre del antages at blive deponeret eller specialbehandlet, jf. kapitel 5.3.

TABEL 23. Oversigt over affaldsbehandling for beton af moderat/lav kvalitet i de 18 underscenerier.

Underscenarie-nr.	Scenarie	Bygnings-type	Årstal	Genbrug (%)	Genanvendelse (%)	Nyttiggørelse (%)
1	A	Mindre bygninger	Før 1950	0	0	96
2	B		Før 1950	0	0	98
3	C		Før 1950	0	0	97
4	A		1950-1977	0	0	97
5	B		1950-1977	0	0	96
6	C		1950-1977	0	0	96
7	A		Efter 1977	0	0	98
8	B		Efter 1977	0	0	95

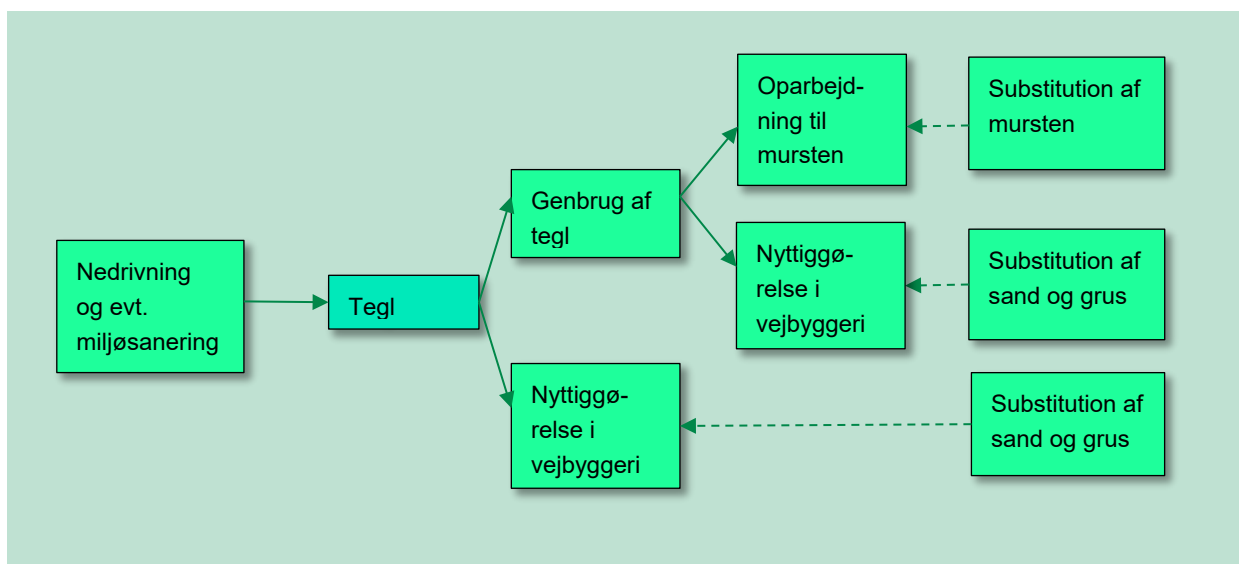
Underscenarie-nr.	Scenarie	Bygnings-type	Årstal	Genbrug (%)	Genanvendelse (%)	Nyttiggørelse (%)
9	C	Større bygninger	Efter 1977	0	0	96
10	A		Før 1950	0	0	97
11	B		Før 1950	0	0	98
12	C		Før 1950	0	0	98
13	A		1950-1977	0	0	97
14	B		1950-1977	0	0	96
15	C		1950-1977	0	0	96
16	A		Efter 1977	0	0	99
17	B		Efter 1977	0	0	95
18	C		Efter 1977	0	0	97

6.3.1 Nyttiggørelse af beton – moderat/lav kvalitet

Nyttiggørelse af beton – moderat/lav kvalitet er modelleret på samme måde som nyttiggørelse af beton – høj kvalitet (jf. kapitel 6.2.3).

6.4 Håndtering af tegl

For tegl regnes der på behandlingsformer: genbrug af hele mursten og nyttiggørelse som ubundet bærelag. Det fremgår af FIGUR 8, hvilke procestrin der indgår i modelleringen, og hvilke materialer de oparbejdede affaldsprodukter antages at erstatte. Der indgår ligeledes transport i modelleringen. Antagelser omkring afstande beskrives under de enkelte behandlingsformer.



FIGUR 8. Håndtering af tegl.

Fordelingen mellem de forskellige behandlingsformer i de 18 underscenerier fremgår af TABEL 24. Bemærk, at procenterne ikke summerer op til 100, da en mindre del antages at blive deponeret eller specialbehandlet, jf. kapitel 5.3.

Det antages, at alt tegl udgøres af mursten, men i praksis vil en væsentlig andel udgøres af tagsten. Det fremgår af Affaldsstatistik 2019 (Madsen et al., 2020), at der i 2019 blev indsamlet 212.000 ton mursten som en særskilt fraktion. Den samlede mængde mursten er imidlertid

større, da der også indsamles mursten sammenblandet med andre affaldsfraktioner, fx beton. Mængden af tagsten opgøres ikke specifikt i Affaldsstatistikken, men i Rambøll (2020) estimeres den samlede mængde tagsten i affaldsstrømmen i 2017 til 150.000 tons. Mursten og tagsten behandles i dag ens, dvs. stenene nedknuses og anvendes som ubundne bærelag i vejbyggeri. Antagelsen om, at alt tegl udgøres af mursten, har således ingen betydning for denne behandlingsform. I forhold til et fremtidigt scenarie, hvor en større andel tegl (dvs. mursten) forventes genbrugt, kan antagelsen potentielt have en betydning, da produktionsprocessen for tagsten og mursten ikke er 100 % identisk. Der er dog en lang række fællesnævner for de to produkter (begge produkter produceres af ler, og begge produkter skal tørres og brændes ved høje temperaturer). Det vurderes derfor, at antagelsen om at alt tegl udgøres af mursten ikke vil have en væsentlig betydning for resultaterne.

TABEL 24. Oversigt over affaldsbehandling for tegl i de 18 underscenerier.

Undersce- narie-nr.	Scenarie	Bygnings- type	Årstal	Genbrug (%)	Genanven- delse (%)	Nyttiggørelse (%)
1	A	Mindre bygninger	Før 1950	0	0	96
2	B		Før 1950	40	0	57
3	C		Før 1950	0,1	0	97
4	A		1950-1977	0	0	97
5	B		1950-1977	20	0	76
6	C		1950-1977	0,1	0	95,9
7	A		Efter 1977	0	0	99,5
8	B		Efter 1977	1	0	98,5
9	C		Efter 1977	0,1	0	99,4
10	A	Større bygninger	Før 1950	0	0	97
11	B		Før 1950	50	0	48
12	C		Før 1950	3	0	95
13	A		1950-1977	0	0	97
14	B		1950-1977	25	0	71
15	C		1950-1977	0,1	0	95,9
16	A		Efter 1977	0	0	99,5
17	B		Efter 1977	5	0	94,5
18	C		Efter 1977	0,1	0	99,4

Det fremgår af TABEL 24, at indførelse af krav om selektiv nedrivning forventes at have en stor betydning på den fremtidige behandling af tegl. For både mindre og større bygninger opført før 1977 forventes det, at en stor andel i fremtiden vil blive genbrugt. Andelen er størst for bygninger opført før 1950, da man i den periode i overvejende grad benyttede kalkmørtel til opmuring af murværk. Denne mørtel kan man forholdsvis let rense væk fra mursten, der ønskes genbrugt, i modsætning til cementbaseret mørtel, som vandt indpas i byggeriet fra starten af 1960'erne, og som er meget svær at fjerne fra murstenene.

Det kan diskuteres, hvorvidt indførelse af et krav om selektiv nedrivning reelt vil medføre, at genbrug af mursten vil stige fra omkring 0 % i dag til 20-50 % i 2030, da det er en betragtelig stigning, som kræver en stor efterspørgsel på genbrugte mursten. Den høje genbrugsprocent er valgt for at synliggøre, at der med selektiv nedrivning bliver mulighed for øget genbrug. Konsekvenserne af en væsentlig lavere genbrugsprocent er belyst i en følsomhedsanalyse i kapitel 8.

6.4.1 Genbrug af tegl

Modelleringen af genbrug af hele mursten er baseret på rapporten "LCA af genbrug af mursten" udført af Møller et al. (2013), hvori der tages udgangspunkt i produktionen hos virksomheden "Gamle Mursten" i Svendborg, som modtager murstensaffald fra nedrivninger. Her sorteres det mekanisk og manuelt, hvilket resulterer i to produkter:

- 1) mursten, der kan genbruges til nybyggeri
- 2) restfraktion bestående af mursten uegnede til genbrug samt mørtel, sand og beton.

Fordelingen mellem de to produkter er 65/35, dvs. 1 ton murstenaffald resulterer i 650 kg mursten, der kan erstatte nye mursten, og 350 kg restprodukt, der kan nyttiggøres som vejfyld. I Møller et al. (2013) regnes på to scenarier for genbrug, hvor det enten er facadesten eller bagsten, der erstattes. I denne analyse regnes der udelukkende på erstatning af facadesten, da det er den mest udbredte anvendelsesform for gamle mursten. Nyttiggørelse af restproduktet er modelleret på samme måde som nyttiggørelse af tegl, jf. kapitel 6.4.2.

Der er regnet med nedenstående energiforbrug til oparbejdning af mursten (jf. TABEL 25), baseret på oplysninger i Møller et al. (2013).

TABEL 25. Energiforbrug til oparbejdning af mursten.

Aktivitet	Forbrug/ton murstensaffald
Elektricitet til sortering af murstensaffald	5 kWh
Diesel til frontlæsser	1,1 liter

De oparbejdede mursten antages som nævnt i ovenstående at erstatte facadesten. Der er i modelleringen taget udgangspunkt i produktionsdata for facadesten i tabel 4 i Møller et al. (2013).

De inkluderede transportafstande fremgår af TABEL 26, og er som udgangspunkt baseret på oplysninger i Møller et al. (2013). Der er dog anvendt en kortere transportafstand for oparbejdede mursten til slutbrugeren (100 km mod 175 km i førnævnte rapport), da der i dag findes flere anlæg, der oparbejder murstensaffald. Derved reduceres afstanden til slutbrugeren potentielt.

Som beskrevet i kapitel 5.4 anvendes der i scenarierne for selektiv nedrivning, for så vidt angår transport af affaldsmaterialer, kortere afstande (25 % reduktion) end i de øvrige scenarier.

TABEL 26. Transportafstande og transportmidler inkluderet for genbrug af mursten.

Transport	Afstand (km)		Transporttype
	Scenarie A og C	Scenarie B	
Transport fra nedrivning til oparbejdningsanlæg	50	37,5	Truck, urban
Transport af oparbejdede mursten til slutbruger	100	75	Truck, highway
Ungået transport af nye mursten	50	50	Truck, urban
Transport af restprodukt til knuseanlæg	30	22,5	Truck, urban
Transport fra knuseanlæg til anvendelsessted	30	22,5	Truck, urban
Ungået transport af sand og grus	50	50	Truck, urban

6.4.2 Nyttiggørelse af tegl

Nyttiggørelse af tegl er modelleret på samme måde som nyttiggørelse af beton, jf. kapitel 6.2.3, dog er der anvendt udvaskningsdata specifikt for tegl. Det antages dermed, at dieselforbruget

forbundet med nedknusning af henholdsvis tegl og beton er identisk. Det stemmer overens med oplysninger fra MIS Recycling, en stor dansk nedknusningsvirksomhed, som vurderer, at energiforbruget for knusning af tegl næsten er det samme som for beton, om end det kan være lidt højere for beton.

Udvaskning fra nedknust tegl fremgår af TABEL 27. Udvaskningsdata er baseret på kolonneudvaskningstests i Hjelmar et al. (2018), hvor der er anvendt data fra bilag 10, prøve nr. 37 (tegl), akkumulerede udvaskede stofmængder ved L/S 10 l/kg (væske-/faststofforholdet).

TABEL 27. Udvaskning fra nedknust tegl.

Stof	Mængde (kg/kg nedknust tegl)
Aluminium	1,15E-05
Antimon (V)	5,17E-09
Arsen (V)	1,04E-08
Barium	1,51E-07
Cadmium	3E-10
Kobolt	1,48E-08
Kalium	2,74E-04
Kviksølv	1E-09
Krom	3,25E-07
Kobber	1,33E-07
Bly	2E-09
Mangan	1,8E-09
Molybdæn	5,05E-08
Nikkel	1,88E-08
Selen	2,15E-08
Tin	1,01E-09
Vanadium	7,14E-07
Zink	3E-09

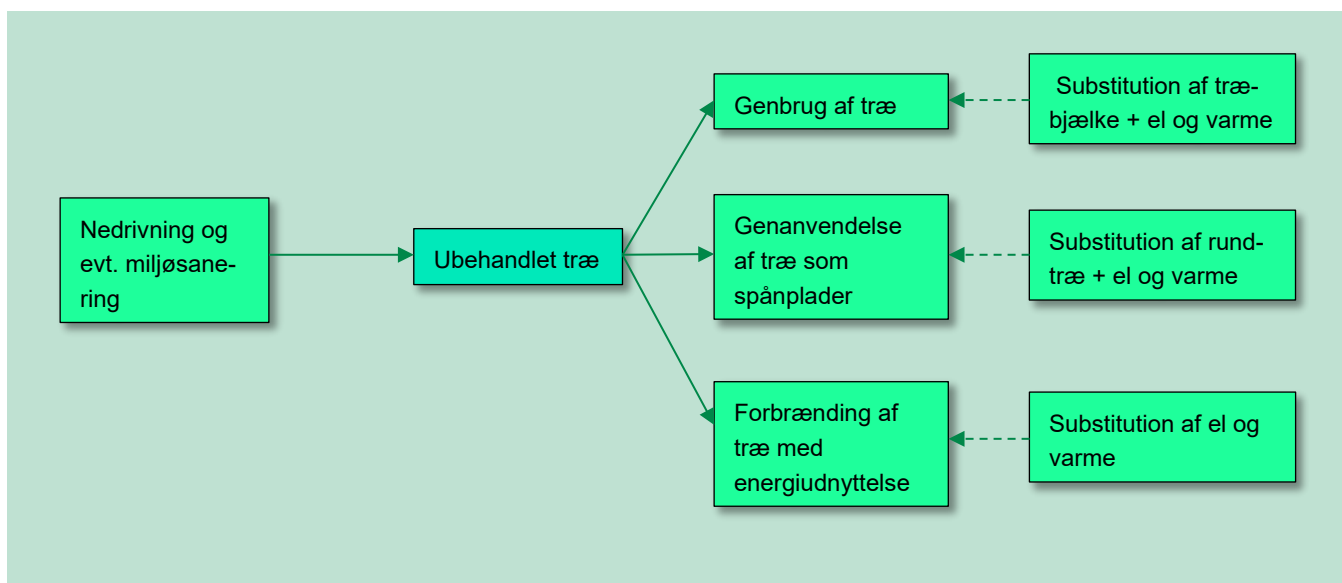
De inkluderede transportafstande fremgår af TABEL 28. Som beskrevet i kapitel 5.4 anvendes der i scenarierne, der repræsenterer selektiv nedrivning, for så vidt angår transport af affaldsmaterialer, kortere afstande (25 % reduktion) end i de øvrige scenarier. Der er desuden regnet med kortere afstande end i referencen for teglmodellering for at tage højde for, at en del af teglen nedknuses og nyttiggøres på stedet. I modelleringen er der antaget en reduktion på 30 % af transportafstanden i forhold til referencen. Transportafstanden for sand og grus er baseret på Butera et al. (2015).

TABEL 28. Transportafstande og transportmidler inkluderet for nyttiggørelse af tegl.

Transport	Afstand (km)		Transporttype
	Scenarie A og C	Scenarie B	
Transport fra nedrivning til knuseanlæg	21	16	Truck, urban
Transport fra knuseanlæg til anvendelsessted	21	16	Truck, urban
Undgået transport af sand og grus	50	50	Truck, urban

6.5 Håndtering af ubehandlet træ

Det fremgår af FIGUR 9, hvilke procestrin der indgår i modelleringen, og hvilke materialer de oparbejdede affaldsprodukter antages at erstatte. Der indgår ligeledes transport i modelleringen. Antagelser omkring afstande beskrives under de enkelte behandlingsformer.



FIGUR 9. Håndtering af ubehandlet træ.

I forhold til træ regnes der på tre behandlingsformer: genbrug af træ som erstatning for nye bjælker, genanvendelse i spånplader og forbrænding med energiudnyttelse. Der regnes udelukkende på ubehandlet træ, da det er forventningen, at håndtering af behandlet træ ikke vil ændre sig væsentligt, såfremt der indføres krav om selektiv nedrivning.

Fordelingen mellem de forskellige behandlingsformer i de 18 underscenerier fremgår af TABEL 29. Bemærk, at procenterne ikke summerer op til 100, da en mindre del antages at blive deponeret eller specialbehandlet, jf. kapitel 5.3.

TABEL 29. Oversigt over affaldsbehandling for træ i de 18 underscenerier.

Underscenerie-nr.	Scenarie	Bygnings-type	Årstal	Genbrug (%)	Genanvendelse (%)	Forbrænding (%)
1	A	Mindre bygninger	Før 1950	0	5	95
2	B		Før 1950	5	45	50
3	C		Før 1950	0,1	9,9	90
4	A		1950-1977	0	5	95
5	B		1950-1977	5	45	50
6	C		1950-1977	0,1	9,9	90
7	A		Efter 1977	0	5	95
8	B		Efter 1977	5	45	50
9	C		Efter 1977	0,1	9,9	90
10	A	Større bygninger	Før 1950	0	40	60
11	B		Før 1950	15	60	25
12	C		Før 1950	5	50	45
13	A		1950-1977	0	40	60
14	B		1950-1977	9,9	55	35
15	C		1950-1977	4,9	45	50
16	A		Efter 1977	0	40	60
17	B		Efter 1977	1	60	39
18	C		Efter 1977	0,5	54,5	45

Det fremgår af TABEL 29, at den dominerende behandlingsform i dag er forbrænding og genanvendelse (til spånplader). Genbrug er nærmest ikkeeksisterende, men det forventes indførelse af krav om selektiv nedrivning at kunne ændre på.

6.5.1 Genbrug af træ

Det er i modelleringen antaget, at genbrug af træ vil erstatte bærende bjælker. På nuværende tidspunkt sker genbrug kun i begrænset omfang, fx hos virksomheden Næste, der producerer skure af genbrugt træ og tagsten, eller løsningen GENTRÆ, der sikrer, at interim-træ fra byggepladser indsamles og sælges via STARK.

Det er i modelleringen antaget, at opskæring af træ vil resultere i et spild på 10 %. Det betyder, at det kun er 90 % af en ny bærende bjælke, der erstattes. Håndteringen af spildet er ikke inkluderet i modelleringen.

Der er regnet med nedenstående energiforbrug til klargøring af træ (jf. TABEL 30). Energiforbruget er baseret på oplysninger i Andersen et al. (2019). I modelleringen er der anvendt en masseyde for træ på 500 kg/m³.

TABEL 30. Energiforbrug til opskæring af træ.

Aktivitet	Elforbrug (kWh/m ³)
Opskæring træ	66

Det er som nævnt antaget, at det genbrugte træ erstatter produktion af en ny bærende bjælke. Det fremgår af TABEL 31, hvilken proces fra ecoinvent-databasen der er anvendt til at modellere den erstattede træbjælke.

TABEL 31. Proces anvendt som erstatning for ny bærende bjælke. GLO = global. APOS = Allocation at the point of substitution.

Aktivitet	Navn på proces	Reference-enhed	ecoinvent-database
Produktion af bærende bjælke	Sawnwood, lath, softwood, dried (u=10%), planed, GLO	m ³	APOS

Det er desuden antaget, at det sparede træ som følge af genbrug i stedet frigives til produktion af energi. Hermed erstattes konventionelle brændsler, der ellers ville være anvendt til energiproduktion. Rationalet bag denne antagelse er en betragtning om, at biomasse, herunder træ, er en begrænset ressource. Det er en betragtning, der fx deles af Klimarådet (Sørensen et al., 2018).

Der er i modelleringen inkluderet produktion af el og varme baseret på afbrænding af træ fra trukket produktion af el og varme baseret på konventionelle brændsler.

Der er anvendt følgende antagelser om energiindhold i træ og el- og varmekoefficienter til at beregne energiproduktionen, jf. TABEL 32.

TABEL 32. Data anvendt til beregning af energiproduktion baseret på træ.

Parametre	Data
Energiindhold i træ	19 GJ/ton
Træ frigivet til energiproduktion	0,9 ton
Elvirkningsgrad biomassefyret kraftvarmeværk	29 %
Varmevirkningsgrad biomassefyret kraftvarmeværk	64 %

I TABEL 33 fremgår det, hvor meget el og varme der vurderes at blive produceret henholdsvis sparet som følge af det frigivne træ.

TABEL 33. Energiproduktion som følge af sparet jomfrueligt træ.

Energiproduktion	Mængde pr. ton affaldstræ
El-produktion baseret på træ	1,39 MWh
Varmeproduktion baseret på træ	10,9 GJ
El-produktion baseret på konventionelle brændsler	- 1,39 MWh
Varmeproduktion baseret på konventionelle brændsler	- 10,9 GJ

De inkluderede transportafstande fremgår af TABEL 34. Det er antaget, at genbrug af træ finder sted på stedet for nedrivningen, derfor er transportafstanden sat til 0 km. Denne antagelse svarer overens med den antagelse, der er gjort for genbrug af beton, jf. kapitel 6.2.1. Det er antaget, at træet til den bjælke, der substitueres, ville være produceret i Sverige, idet en stor del af det træ, der importeres til Danmark, stammer fra Sverige, Estland, Polen og Finland⁷. Der er

⁷ https://www.skovforeningen.dk/wp-content/uploads/2018/11/faktaark_danmarks-traeproduktion-og-forbrug_skovforklima.pdf

regnet med en afstand på 500 km. Biomasseværket, som det sparede træ antages at blive forbrændt på, antages at ligge 100 km fra skoven.

Som beskrevet i kapitel 5.3 anvendes der i scenarierne, der repræsenterer selektiv nedrivning, kortere afstande (25 % reduktion) end i de øvrige scenarier, for så vidt angår transport af affaldsmaterialer. Det har dog ikke noget betydning her, da transportafstanden er sat til 0 km.

TABEL 34. Transportafstande og transportmidler inkluderet for genbrug af træ.

Transport	Afstand (km)		Transporttype
	Scenarie A og C	Scenarie B	
Transport fra nedrivning til anvendelsessted	0	0	Truck, urban
Undgået transport ved genbrug	500	500	Truck, highway
Transport af jomfrueligt træ til biomasseværk	100	100	Truck, highway

6.5.2 Genanvendelse af træaffald

I dag genanvendes en stor mængde træaffald til produktion af spånplader. Beskrivelsen af håndteringen og modelleringen af genanvendelse af træaffald til spånplader er baseret på Henriksen et al. (2018). I denne anslås det, at der årligt genereres omkring 400.000 tons genanvendeligt træaffald, hvoraf 47 % genanvendes og 53 % forbrændes.

Træaffald indsamles og neddeles inden transport til spånpladefabrik. Efter modtagelse på spånpladefabrikken sorteres træaffaldet, hvor sand, plast, metal, mv. frasorteres. Der fjernes også omkring 9 % træaffald, der ikke kan anvendes til spånpladeproduktion, og som i stedet anvendes til intern varmeproduktion. Håndtering af disse 9 % er ikke medtaget i nærværende rapport. 1 ton træaffald erstatter 910 kg rundtræ, og der spares varme til tørring af rundtræ, da affaldstræ har et lavere vandindhold end rundtræ.

Følgende energiforbrug fra Henriksen et al. (2018) er anvendt til modelleringen for genanvendelse af træaffald, jf. TABEL 35.

TABEL 35. Energiforbrug/besparelser ved genanvendelse af træaffald.

Aktivitet	Energiforbrug pr. ton træaffald
El til sortering af træaffald	30 kWh
Diesel til neddeling af træaffald	3 liter
Undgået olieforbrug pga. mindre behov for tørring	127 liter

Det antages i Henriksen et al. (2018), at det sparede træ, som følge af genanvendelse af træaffald, i stedet frigives til energiproduktion på biomassefyrede kraftvarmeværker, der producerer el og varme. Den bagvedliggende antagelse er, at biomasse betragtes som en begrænset ressource. Denne betragtning deles af Klimarådet, jf. Sørensen et al. (2018). Det betyder, at en reduktion i anvendelse af jomfrueligt træ ét sted i værdikæden medfører en tilsvarende mulighed for anvendelse et andet sted, oftest til energiproduktion.

Der er anvendt følgende antagelser om energiindhold i træ og el- og varmekoefficienter til at beregne energiproduktionen svarende til dem, der anvendes i Henriksen et al. (2018), jf. TABEL 36.

TABEL 36. Data anvendt til beregning af energiproduktion baseret på træ.

Parametre	Data
Energiindhold i træ	19 GJ/ton
Træ frigivet til energiproduktion	0,91 ton
Elvirkningsgrad biomassefyret kraftvarmeværk	29 %
Varmevirkningsgrad biomassefyret kraftvarmeværk	64 %

I TABEL 37 fremgår det, hvor meget el og varme, der vurderes at blive produceret og henholdsvis sparet som følge af det frigivne træ.

TABEL 37. Energiproduktion som følge af sparet jomfrueligt træ.

Energiproduktion	Mængde pr. ton affaldstræ
El-produktion baseret på træ	1,39 MWh
Varmeproduktion baseret på træ	11,07 GJ
El-produktion baseret på konventionelle brændsler	- 1,39 MWh
Varmeproduktion baseret på konventionelle brændsler	- 1,07 GJ

De inkluderede transportafstande fremgår af TABEL 38. For undgået transport af jomfrueligt træ til spånpladefabrik og transport af jomfrueligt træ til biomasseværk er der anvendt de samme transportafstande som i Henriksen et al. (2018). Transportafstanden fra nedrivning til spånpladefabrik er antaget at være 100 km (imod 170 km i Henriksen et al. (2018)). I Henriksen et al. (2018) modelleres gennemsnitlige afstande fra genbrugspladser til en specifik spånpladefabrik i Jylland, i modsætning til nærværende analyse, hvor transporten finder sted fra selve nedrivningerne, og hvor det også formodes, at en del af træaffaldet fra Sjælland eksporteres til tyske spånpladefabrikker.

Som beskrevet i kapitel 5.3 anvendes der i scenarierne, der repræsenterer selektiv nedrivning, kortere afstande (25 % reduktion) end i de øvrige scenarier for så vidt angår transport af affaldsmaterialer.

TABEL 38. Transportafstande og transportmidler inkluderet for genanvendelse af træaffald.

Transport	Afstand (km)		Transporttype
	Scenarie A og C	Scenarie B	
Transport fra nedrivning til spånpladefabrik	100	75	Truck, highway
Undgået transport jomfrueligt træ til spånpladefabrik	500	500	Truck, highway
Transport af jomfrueligt træ til biomasseværk	100	100	Truck, highway

6.5.3 Forbrænding af træaffald

Forbrænding af træaffald er modelleret med udgangspunkt i en forbrændingsteknologi i EASE-TECH. Data repræsenterer et generisk dansk anlæg fra 2012 med el-virkningsgrad på 22 % og

en varmevirkningsgrad på 73 %. For en uddybede beskrivelse af teknologien henvises til Damgaard (2020).

De inkluderede transportafstande fremgår af TABEL 39. Det skal bemærkes, at der også er inkluderet en række transportafstande i selve forbrændingsteknologien valgt fra EASETECH, fx transport af slagge, etc., men disse vises ikke her, da disse transportafstande er uafhængige af nærværende projekt.

Som beskrevet i kapitel 5.3 anvendes der i scenarierne, der repræsenterer selektiv nedrivning, kortere afstande (25 % reduktion) end i de øvrige scenarier for så vidt angår transport af affaldsmaterialer. Det er dog ikke gjort her, da antallet af forbrændingsanlæg ikke forventes at blive øget de kommende år, snarere tværtimod.

TABEL 39. Transportafstande og transportmidler inkluderet for forbrænding af træaffald.

Transport	Afstand (km)		Transporttype
	Scenarie A og C	Scenarie B	
Transport fra nedrivning til forbrændingsanlæg	100	100	Truck, highway

7. Resultater

I dette kapitel gennemgås resultaterne af LCA'en. Først vurderes de samlede potentielle miljøpåvirkninger, og efterfølgende vurderes påvirkningerne på procesniveau.

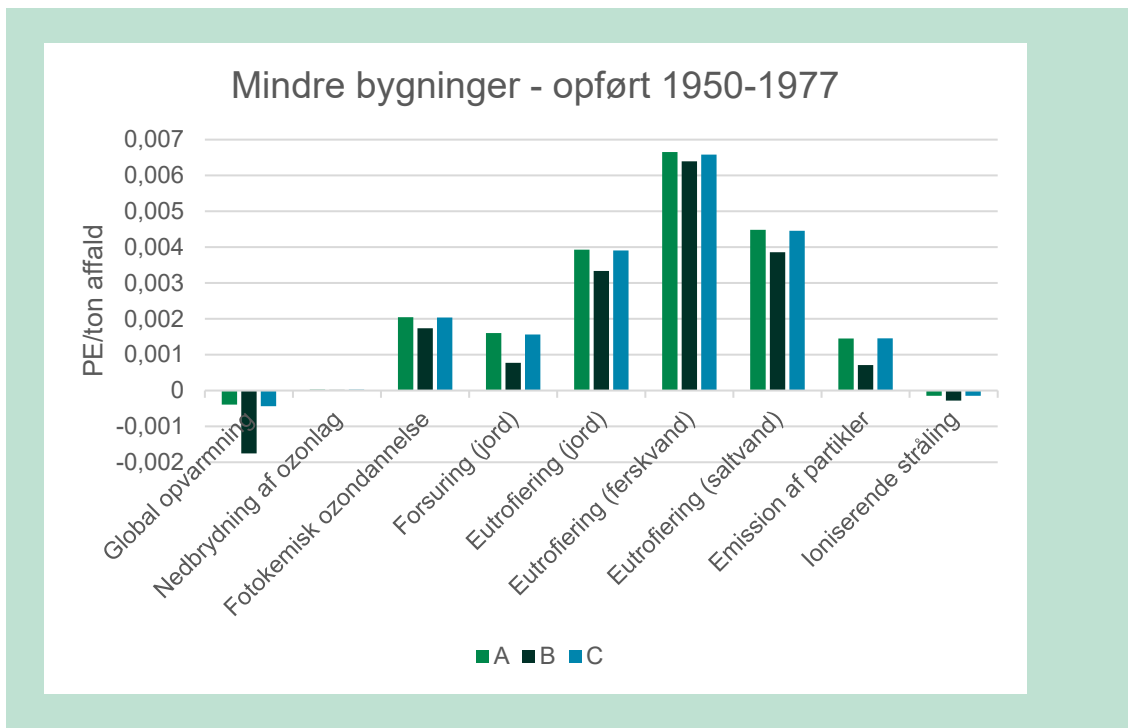
Resultaterne vises enten i grafer eller i tabeller. For begge formidlingsformer gælder, at et numerisk negativt resultat indikerer en miljømæssig besparelse, hvorimod et numerisk positivt resultat indikerer en miljømæssig påvirkning.

7.1 Vurdering af samlede potentielle miljøpåvirkninger – mindre bygninger

I dette kapitel vises de normaliserede resultater for mindre bygninger opført 1950-1977. Det er valgt at vise resultaterne som normaliserede, da de dermed har samme enhed, jf. kapitel 4.7. I Bilag 5 ses de normaliserede resultater for alle tidsperioderne for mindre bygninger, både som figurer og i en tabel.

Det er valgt kun at vise resultaterne for tidsperioden 1950-1977, idet det billede, der tegnes, er sammenligneligt med de øvrige tidsperioder. Med sammenligneligt forstås, at det er scenarie B (selektiv nedrivning) for alle tre tidsperioder, der medfører den største besparelse eller den mindste miljøpåvirkning. Dette uddybes i forbindelse med gennemgangen af resultaterne.

FIGUR 10 viser normaliserede resultater for de ikke-toksiske miljøpåvirkningskategorier for mindre bygninger opført 1950-1977.



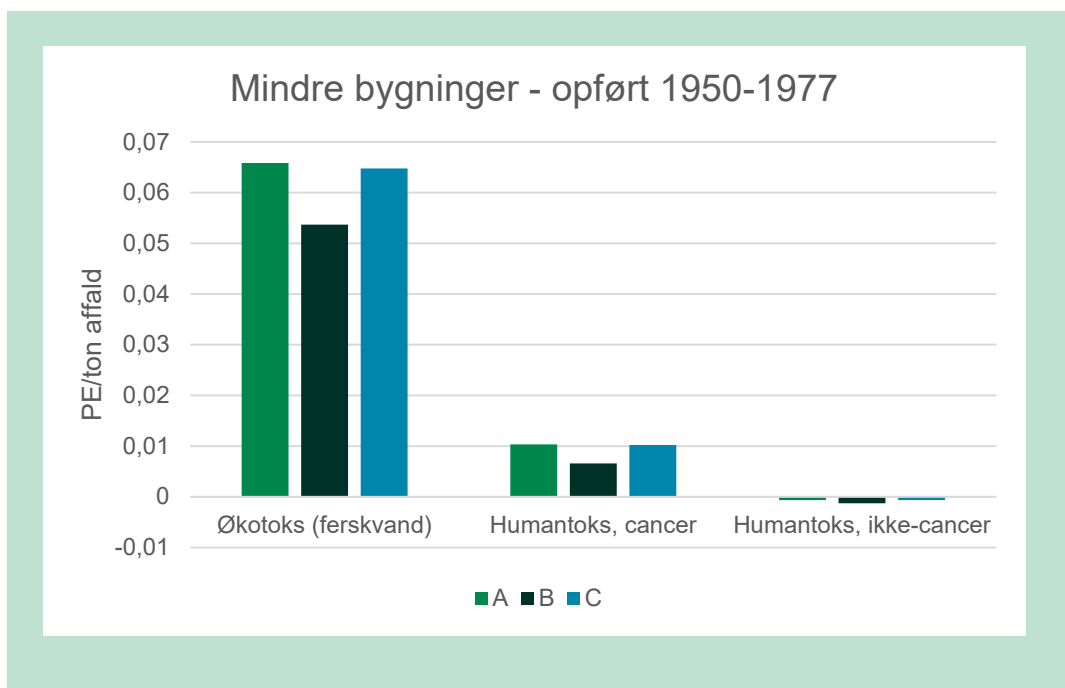
FIGUR 10. Normaliserede resultater for de ikke-toksiske kategorier for mindre bygninger opført 1950-1977 for scenarie A, B og C. Enhed: PE/ton affald.

Det fremgår af FIGUR 10, at der potentielt er en miljømæssig besparelse forbundet med at håndtere affaldet fra nedrivningen for de to miljøpåvirkningskategorier, Global opvarmning og Ioniserende stråling. Det modsatte er tilfældet for alle de øvrige påvirkningskategorier, hvor affaldshåndteringen potentielt medfører en påvirkning. Det fremgår ligeledes af figuren, at det er scenarie B, dvs. scenariet med selektiv nedrivning, der enten medfører den største besparelse eller har den mindste påvirkning. Resultaterne for scenarie A og C er næsten identiske. Den procentvise forskel mellem scenarie A og B er størst (50-345 %) for Global Opvarmning, Emission af partikler, Ioniserede stråling og Forsuring (jord).

For kategorierne Fotokemisk ozondannelse, Forsuring og Eutrofiering (jord og saltvand) er det udledningen af NO_x, der bidrager mest. NO_x stammer fra afbrænding af diesel forbundet med nedrivning af bygningen. For Emission af partikler er det udledningen af fine partikler (< 2,5 µm), der er den største bidragsyder. De fine partikler stammer ligeledes fra afbrænding af diesel forbundet med nedrivning af bygningen. I forhold Eutrofiering (ferskvand) er det udledning af fosfat, der bidrager mest. Fosfat stammer fra udvaskning fra beton. Bidragene til global opvarmning gennemgås i detaljer i kapitel 7.3.

Sammenligner man resultaterne for de ikke-toksiske kategorier for nedrivning af mindre bygninger opført 1950-1977 med de to øvrige tidsperioder (som ses i Bilag 5) fremgår det, at der ikke er nogen væsentlig forskel mellem miljøpåvirkningerne for nedrivning af mindre bygninger opført 1950-1977 eller efter 1977, hvorimod nedrivning af mindre bygninger opført før 1950 generelt resulterer i større besparelser eller mindre påvirkninger sammenlignet med de to øvrige tidsperioder.

FIGUR 11 viser resultaterne for de toksiske miljøpåvirkningskategorier. Generelt betragtes de toksiske miljøpåvirkningskategorier som mere usikre end de ikke-toksiske, og de bør dermed ikke tillægges lige så meget vægt som de toksiske.



FIGUR 11. Normaliserede resultater for de toksiske kategorier for mindre bygninger opført 1950-1977 for scenarie A, B og C. Enhed: PE/ton affald.

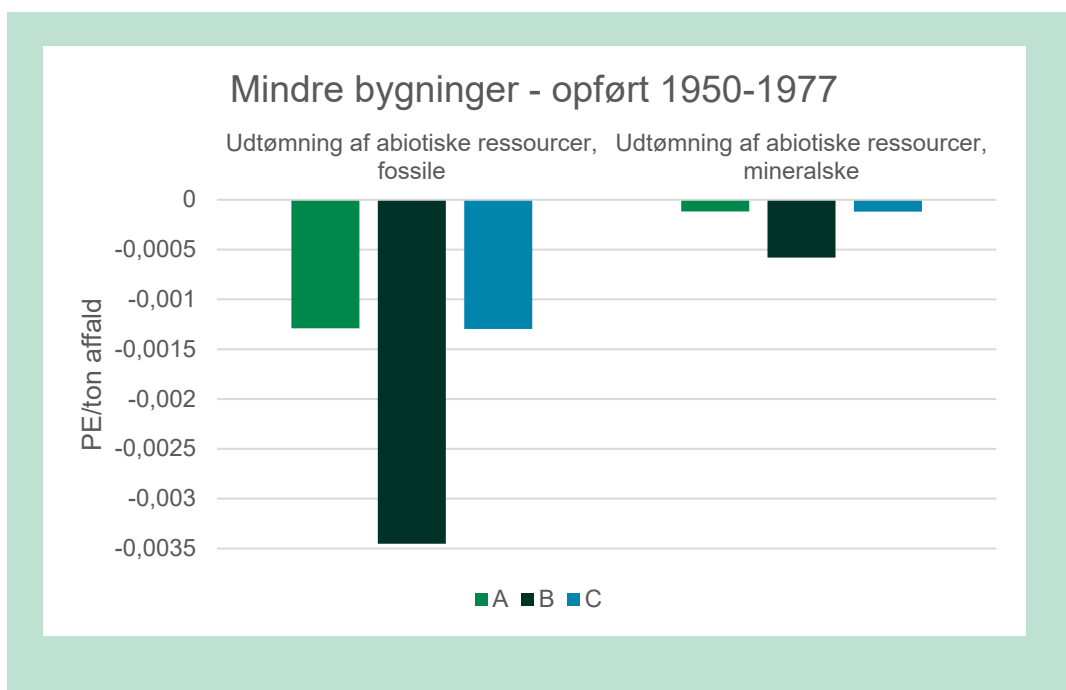
Det fremgår af FIGUR 11, at for miljøpåvirkningskategorien, Humantoks, ikke-cancer, er der po-

tentielt en lille besparelse forbundet med at håndtere affaldet. For Økotoks og Humantoks, cancer, medfører håndteringen af affaldet potentielt en påvirkning. Som det er tilfældet for de ikke-toksiske kategorier, er det scenarie B, der enten medfører den største besparelse, eller bidrager med den laveste påvirkning. Den procentvise forskel mellem scenarie A og B ligger mellem 18 % (Økotoks (ferskvand) og 98 % (Humantoks, ikke-cancer).

For Økotoks er det udvaskning af vanadium (V), zink (Zn) og kobber (Cu), der bidrager mest. Disse stoffer udvaskes fra nedknust tegl og beton. For Humantoks, cancer, er det udledningen af krom VI (Cr VI), der bidrager mest. Krom VI udvaskes fra nedknust tegl.

Sammenligner man resultaterne for de toksiske kategorier for nedrivning af mindre bygninger opført 1950-1977 med de to øvrige tidsperioder (som ses i Bilag 5) tegner der sig et billede tilsvarende det for de ikke-toksiske kategorier. Igen er der ikke nogen væsentlig forskel mellem miljøpåvirkningerne for nedrivning af mindre bygninger opført 1950-1977 eller efter 1977, hvorimod nedrivning af mindre bygninger opført før 1950 generelt resulterer i større besparelser eller mindre påvirkninger sammenlignet med de to øvrige tidsperioder. Det skal dog pointeres, at forskellen ikke er særlig stor.

FIGUR 12 viser resultaterne for udtømning af abiotiske ressourcer for mindre bygninger, der er opført 1950-1977.



FIGUR 12. Normaliserede resultater for udtømning af ressourcer for mindre bygninger opført 1950-1977 for scenarie A, B og C. Enhed: PE/ton affald.

Det fremgår af FIGUR 12, at alle tre scenarier medfører en ressourcebesparelse. Som det var tilfældet for både de ikke-toksiske og toksiske miljøpåvirkningskategorier, medfører scenarie B den største besparelse. Den procentvise forskel mellem scenarie A og B ligger mellem 168 % (Udtømning af abiotiske ressourcer, fossile) og 392 % (Udtømning af abiotiske ressourcer, ikke-fossile).

Det er særligt besparelserne knyttet til den undgåede produktion af mursten og undgåede forbrænding af fossile brændsler, som følge af genanvendelse af træaffald og forbrænding af træaffald, der er afgørende for resultaterne.

Det skal fremhæves, at mineralske ressourcer som sand, grus og jord som udgangspunkt ikke indgår i opgørelsen af abiotiske ressourcer. Det skyldes, at der ikke findes en anerkendt omregningsfaktor (karakteriseringsfaktor), som kan omregne forbrug af fx sand og grus. Det er vigtigt at være opmærksom på, når man tolker resultater for udtømning af ressourcer, og særligt i nærværende analyse, hvor både beton og tegl består af store mængder mineralske ressourcer.

Sammenligner man resultaterne for udtømning af ressourcer for nedrivning af mindre bygninger opført i 1950-1977 med de to øvrige tidsperioder (som ses i Bilag 5) fremgår det, at den største besparelse ses for nedrivning af bygninger opført før 1950, efterfulgt af bygninger opført 1950-1977. Bygningsklassen med de mindste besparelser er perioden efter 1977.

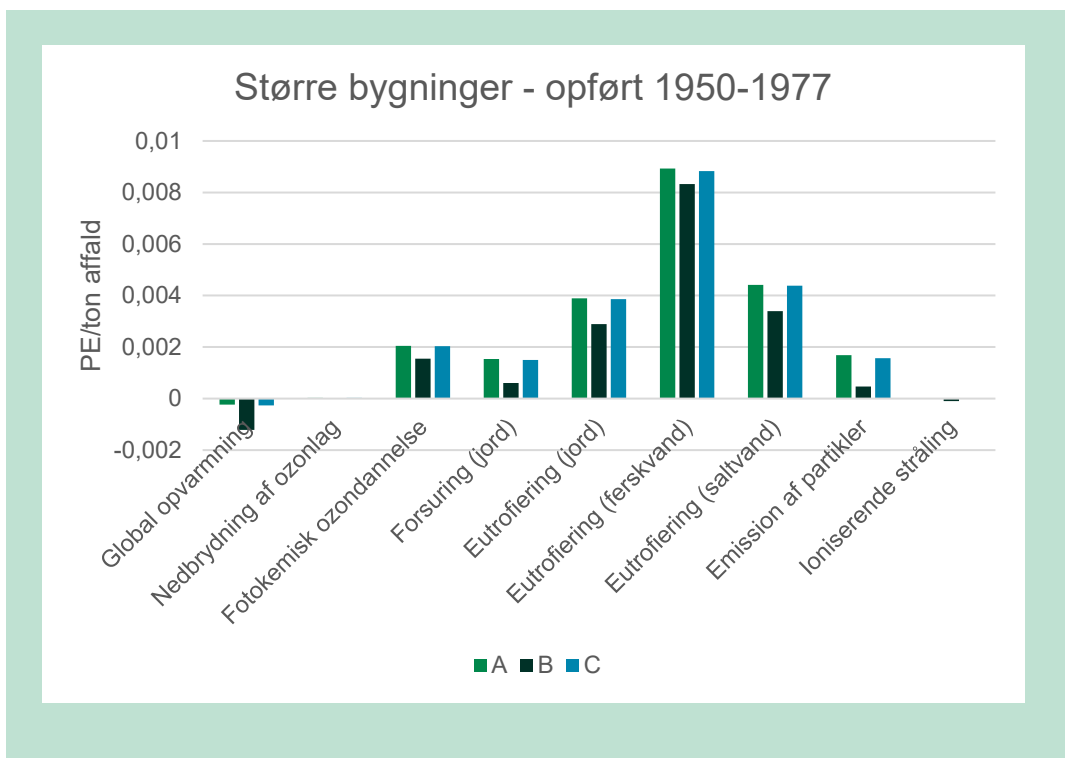
7.2 Vurdering af samlede potentielle miljøpåvirkninger – større bygninger

I dette kapitel vises de normaliserede resultater for større bygninger opført 1950-1977. Det er valgt at vise resultaterne som normaliserede, da de dermed har samme enhed, jf. kapitel 4.7. I Bilag 6 ses de normaliserede resultater for alle tidsperioderne for større bygninger, både som figurer og i en tabel.

For større bygninger gennemgås de væsentligste bidrag til de forskellige miljøpåvirkningskategorier ikke, da det er de samme mekanismer, der gør sig gældende som for de mindre bygninger. Der henvises derfor til kapitel 7.1 for en uddybende forklaring. Bidragene til global opvarmning gennemgås i detaljer i kapitel 7.4.

Det er valgt kun at vise resultaterne for tidsperioden 1950-1977, idet det billede, der tegnes, er sammenligneligt med de øvrige tidsperioder. Med sammenligneligt forstås, at det for alle tre tidsperioder er scenarie B, der medfører den største besparelse eller den mindste påvirkning. Dette uddybes yderligere i forbindelse med gennemgangen af resultaterne.

FIGUR 13 viser resultaterne for de ikke-toksiske miljøpåvirkningskategorier for større bygninger opført 1950-1977 for scenarie A, B (selektiv nedrivning) og C.

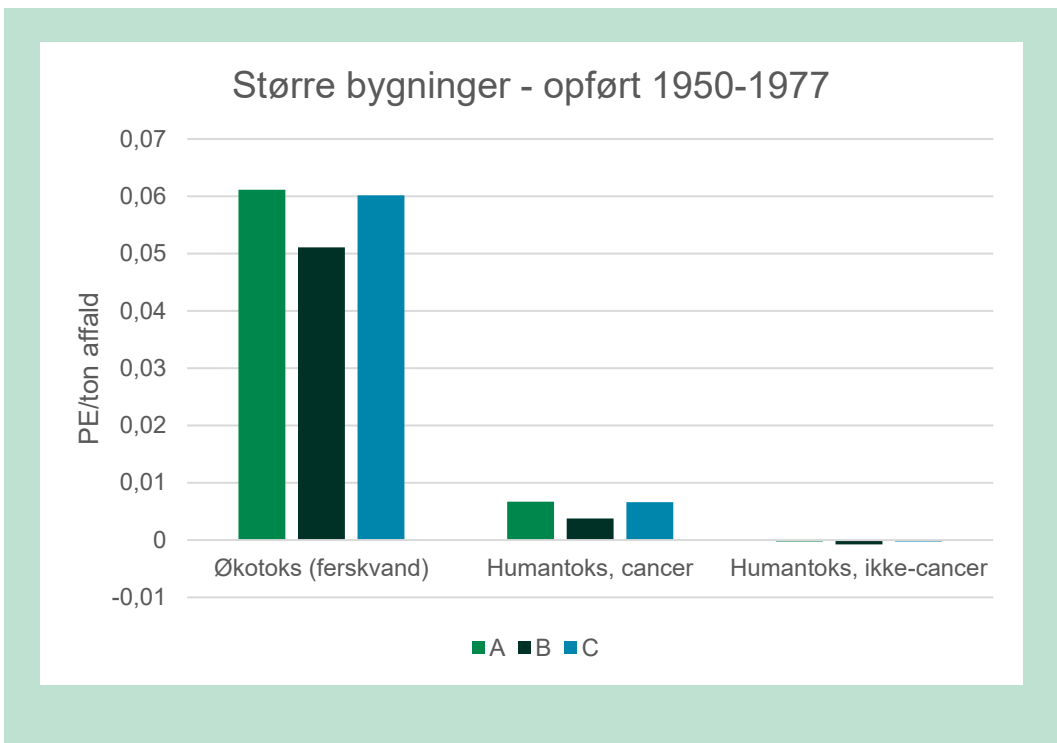


FIGUR 13. Normaliserede resultater for de ikke-toksiske kategorier for større bygninger opført 1950-1977 for scenarie A, B og C. Enhed: PE/ton affald.

Det fremgår af FIGUR 13, at for de to miljøpåvirkningskategorier, Global opvarmning og Ioniserende stråling, er der potentielt en miljømæssig besparelse forbundet med at håndtere affaldet fra nedrivningen. Det svarer til resultaterne for de mindre bygninger. For alle de øvrige påvirkningskategorier, medfører affaldshåndteringen potentielt en påvirkning. Det fremgår ligeledes af figuren, at det er scenarie B, dvs. det scenarie, hvor der udføres selektiv nedrivning, der enten medfører den største besparelse eller har den mindste påvirkning. Resultaterne for scenarie A og C er næsten identiske, om end forskellen mellem scenarie A og C er større for større bygninger end for mindre bygninger. Den procentvise forskel mellem scenarie A og B er størst (60-100%) for Global Opvarmning, Emission af partikler, Ioniserede stråling og Forsuring (jord).

Sammenligner man resultaterne for de ikke-toksiske kategorier for større bygninger opført i 1950-1977 med de to øvrige tidsperioder (som ses i Bilag 6) fremgår det, at det er i forhold til kategorierne Global Opvarmning og Eutrofiering (ferskvand), der ses de største forskelle. For de øvrige ikke-toksiske kategorier er der ikke væsentlig forskel mellem tidsperioderne. Bygninger opført før 1950 resulterer i de største besparelser i forhold til global opvarmning, efterfulgt af perioden 1950-1977, og endelig bygninger opført efter 1977. Samme billede gør sig gældende for Eutrofiering (ferskvand), hvor bygninger opført før 1950 medfører den laveste påvirkning.

FIGUR 14 viser resultaterne for de toksiske miljøpåvirkningskategorier. Generelt betragtes de toksiske miljøpåvirkningskategorier som mere usikre end de ikke-toksiske, og de bør dermed ikke tillægges lige så meget vægt.

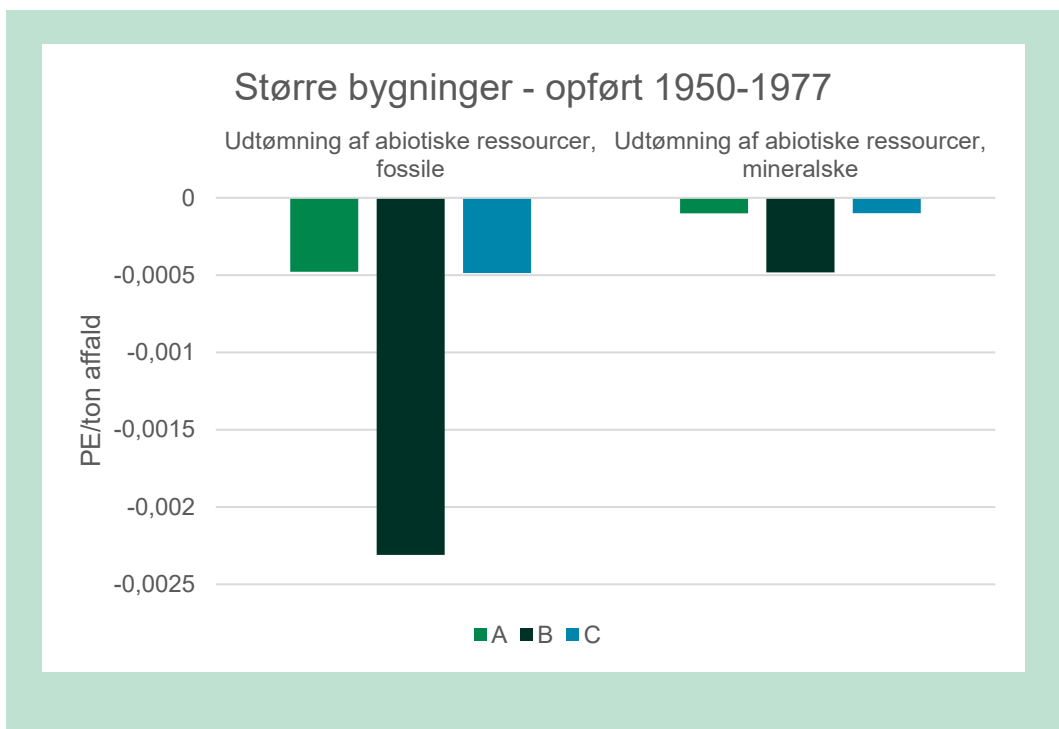


FIGUR 14. Normaliserede resultater for de toksiske kategorier for større bygninger opført 1950-1977 for scenarie A, B og C. Enhed: PE/ton affald.

Det fremgår af FIGUR 14, at for miljøpåvirkningskategorien, Humantoks, ikke-cancer, er der potentielt en lille besparelse forbundet med at håndtere affaldet. For Økotoks (ferskvand) og Humantoks, cancer medfører håndteringen af affaldet potentielt en påvirkning. Som det er tilfældet for de ikke-toksiske kategorier, er det scenarie B, der enten medfører den største besparelse, eller bidrager med den laveste påvirkning. Et tilsvarende resultat sås for de mindre bygninger. Den procentvise forskel mellem scenarie A og B er ligge mellem 17 % (Økotoks (ferskvand) og 208 % (Humantoks, ikke-cancer).

Sammenligner man resultaterne for de toksiske kategorier for nedrivning af større bygninger opført i 1950-1977 med de to øvrige tidsperioder (som ses i Bilag 6) ses, at der ikke er nogen væsentlig forskel mellem de forskellige tidsperioder. I modsætning til nedrivning af de mindre bygninger ses de mindste miljøpåvirkninger for bygninger opført efter 1977 og de største for bygninger opført før 1950. Forskellen er dog minimal.

FIGUR 15 viser resultaterne for udtømmning af abiotiske ressourcer for større bygninger opført 1950-1977 for scenarie A, B (selektiv nedrivning) og C.



FIGUR 15. Normaliserede resultater for udtømning af ressourcer for større bygninger opført 1950-1977 for scenarie A, B og C. Enhed: PE/ton affald.

Det fremgår af FIGUR 15, at alle tre scenarier medfører en ressourcebesparelse. Som det var tilfældet for både de ikke-toksiske og toksiske miljøpåvirkningskategorier, er det scenarie B, der medfører den største besparelse. Den procentvise forskel mellem scenarie A og B er ligger på ca. 380 % for begge kategorier.

Som det også blev fremhævet ved gennemgangen af resultaterne for de mindre bygninger, er det vigtigt at pointere, at mineralske ressourcer som sand, grus og jord som udgangspunkt ikke indgår i opgørelsen af abiotiske ressourcer. Det skyldes, at der ikke findes en anerkendt omregningsfaktor (karakteriseringsfaktor), som kan omregne forbrug af fx sand og grus. Det er vigtigt at være opmærksom på, når man tolker resultater for udtømning af ressourcer, og særligt i nærværende analyse, hvor både beton og tegl består af store mængder mineralske ressourcer.

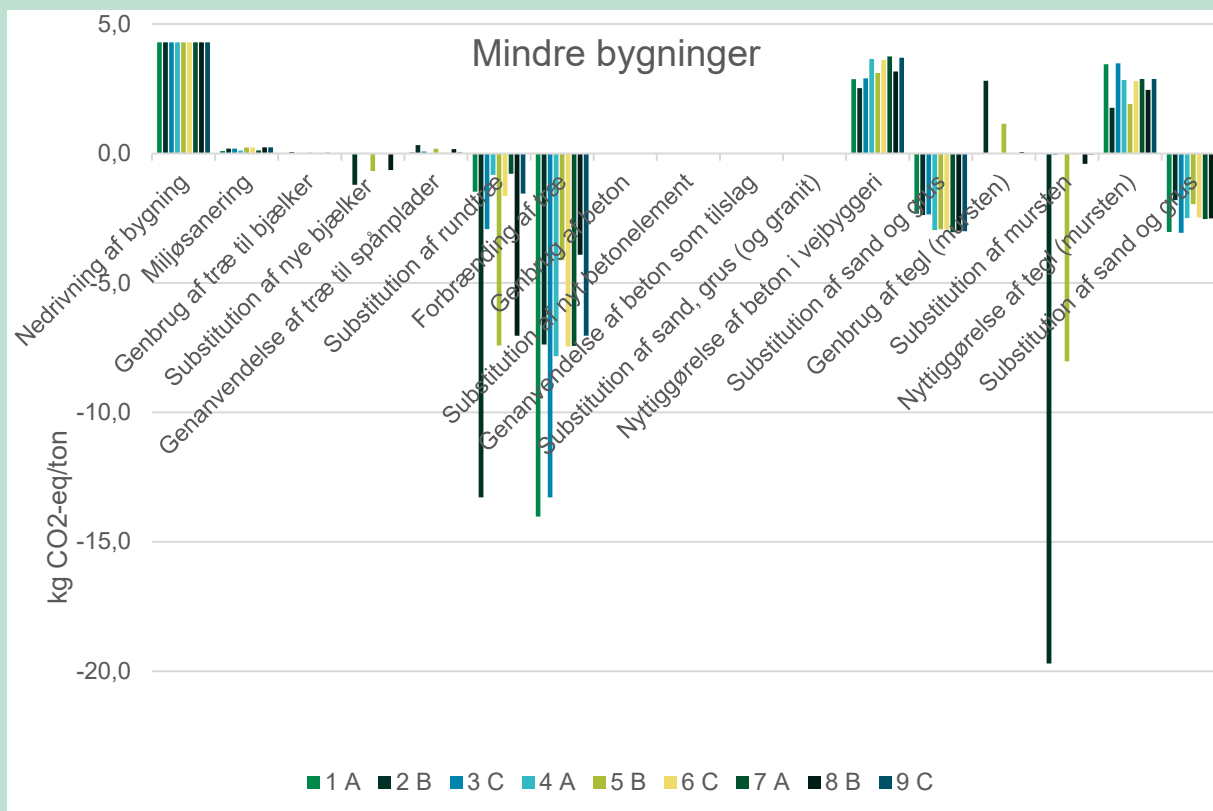
Sammenligner man resultaterne for udtømning af ressourcer for nedrivning af større bygninger opført i 1950-1977 med de to øvrige tidsperioder (som ses i Bilag 6) fremgår det, at den største besparelse ses for bygninger opført før 1950, efterfulgt af bygninger opført 1950-1977. Bygningsklassen med de mindste besparelser er perioden efter 1977.

7.3 Potentielle miljøpåvirkninger på procesniveau – mindre bygninger

I dette kapitel belyses, hvordan de enkelte behandlingsled/aktiviteter bidrager i forhold til hinanden for mindre bygninger. Der tages udgangspunkt i miljøpåvirkningskategorien Global opvarmning, idet det for nuværende er den miljøpåvirkningskategori, der er størst politisk fokus på. Resultaterne vises som karakteriserede værdier i henholdsvis TABEL 40 og FIGUR 16.

TABEL 40. Nedrivning af mindre bygninger. Bidrag til global opvarmning fra de enkelte behandlingsled. Karakteriserede resultater (kg CO₂-eq./ton).

Kg CO ₂ -eq./ton	Mindre bygninger opført før 1950			Mindre bygninger opført 1950-1977			Mindre bygninger opført efter 1977		
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Underscenarie-nr.	A	B	C	A	B	C	A	B	C
Nedrivning af bygning	4,3	4,3	4,3	4,3	4,3	4,3	4,3	4,3	4,3
Miljøsanering	0,09	0,19	0,19	0,12	0,23	0,23	0,12	0,24	0,24
Genbrug af træ til bjælker	0	0,06	0,001	0	0,03	0,03	0	0,03	0,001
Substitution af nye bjælker	0	-1,2	-0,02	0	-0,7	-0,01	0	-0,6	-0,01
Genanvendelse af træ til spånplader	0,04	0,3	0,1	0,02	0,2	0,04	0,02	0,2	0,04
Substitution af rundtræ	-1,5	-13,3	-2,9	-0,8	-7,4	-1,6	-0,8	-7,0	-1,5
Forbrænding af træ	-14,0	-7,4	-13,3	-7,8	-4,1	-7,5	-7,4	-3,9	-7,0
Genbrug af beton	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Substitution af nyt betonelement	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Genanvendelse af beton som tilslag	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Substitution af sand, grus (og granit)	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Nyttiggørelse af beton i vejbyggeri	2,9	2,5	2,9	3,6	3,1	3,6	3,7	3,2	3,7
Substitution af sand og grus	-2,3	-2,4	-2,4	-3,0	-2,9	-2,9	-3,0	-3,0	-3,0
Genbrug af tegl (mursten)	0	2,8	0,008	0	1,1	0,01	0	0,1	0,01
Substitution af mursten	0	-19,7	-0,05	0	-8,0	-0,04	0	-0,4	-0,04
Nyttiggørelse af tegl (mursten)	3,4	1,8	3,5	2,8	1,9	2,8	2,9	2,5	2,9
Substitution af sand og grus	-3,0	-1,8	-3,1	-2,5	-2,0	-2,5	-2,5	-2,5	-2,5
Total	-10,1	-33,8	-10,7	-3,2	-14,2	-3,6	-2,7	-7,1	-3,0



FIGUR 16. Nedrivning af mindre bygninger. Bidrag til Global opvarmning fra de enkelte behandlingsled. Karakteriserede resultater (kg CO₂-eq./ton). A, B og C refererer til de tre overordnede scenarier. 1, 2 og 3: mindre bygninger opført før 1950. 4, 5 og 6: mindre bygninger opført 1950-1977. 7, 8 og 9: mindre bygninger opført efter 1977.

Det fremgår af TABEL 40 og FIGUR 16, at de største påvirkninger stammer fra følgende behandlingsled: nedrivning af bygning, nyttiggørelse af beton i vejbyggeri samt nyttiggørelse af tegl i vejbyggeri. De største besparelser stammer fra følgende behandlingsled: substitution af rundtræ, forbrænding af træ, substitution af sand og grus (som følge af nyttiggørelse af både beton og tegl) samt substitution af mursten. Det ses, at de besparelser, der er forbundet med at erstatte sand og grus, når beton og tegl nedknuses og nyttiggøres som ubundne bærelag, udgøres af den miljøpåvirkning, der er forbundet med at nedknuse materialerne. Det skyldes, at energiforbruget forbundet med nedknusning af beton og tegl er på samme niveau som energiforbruget forbundet med at udvinde sand og grus fra en dansk grusgrav. Det ses ligeledes, at energiforbruget forbundet med nedrivning af en bygning spiller en væsentlig rolle. For de mindre bygninger udgør nedrivning omkring 40-50 % af miljøpåvirkningen Global opvarmning (dvs. 40-50 % af de numerisk positive værdier).

Forbrænding af træ resulterer i besparelser som følge af, at den el og varme, der produceres på forbrændingsanlægget, erstatter el og varme baseret på konventionelle brændsler. De største besparelser er her knyttet til håndtering af affald fra mindre bygninger opført før 1950 (særligt scenarie A og C). Det skyldes, at hovedparten af træaffald antages forbrændt i disse scenarier sammenholdt med, at det er i mindre bygninger opført før 1950, at den største mængde træ findes sammenlignet med de øvrige tidsperioder.

Genanvendelse af træaffald til spånplader, hvorved der erstattes rundtræ, resulterer også i forholdsvis høje besparelser. Det skyldes især antagelsen om, at biomasse er en begrænset res-

source, hvorved den mængde træ, der erstattes som følge af genanvendelse frigives til energiformål og dermed erstatter konventionelle brændsler. Som det var tilfældet med besparelserne knyttet til forbrænding af træ, ses de største besparelser for nedrivning og håndtering af affald fra bygninger opført før 1950 (særligt scenarie B). Det skyldes, at omkring halvdelen af træaffaldet forudsættes genanvendt i dette scenarie, samt at det er i mindre bygninger opført før 1950, at den største mængde træ findes sammenlignet med de øvrige tidsperioder.

Substitution af nye mursten som følge af, at gamle mursten genbruges, resulterer i store besparelser. Det skyldes, at brænding af mursten er en forholdsvis energikrævende proces, og det energiforbrug spares, når mursten genbruges. De største besparelser ses for mindre bygninger opført henholdsvis før 1950 og i perioden 1950-1977 (scenarie B for begge tidsperioder). Besparelsen er forbundet med antagelsen om, at hvis krav om selektiv nedrivning indføres, kan og vil en stor andel af mursten blive genbrugt (40 % for mindre bygninger opført før 1950 og 20 % for mindre bygninger opført 1950-1977). Det skal bemærkes, at det er en meget høj andel i forhold til den nuværende situation, hvor mindre end 1 % genbruges og resten nedknyttes. For bygninger opført efter 1977 er det antaget, at kun en meget begrænset andel af mursten genbruges (1 % i scenarie B), hvilket skyldes, at der i den periode er anvendt cementmørtel, som medfører, at det er meget vanskeligt at adskille stenene. I murværk opført før 1977 blev der anvendt kalkmørtel, som ikke binder stenene lige så hårdt.

For en oversigt over CO₂-emissionsfaktorer på materialeniveau henvises til Bilag 7.

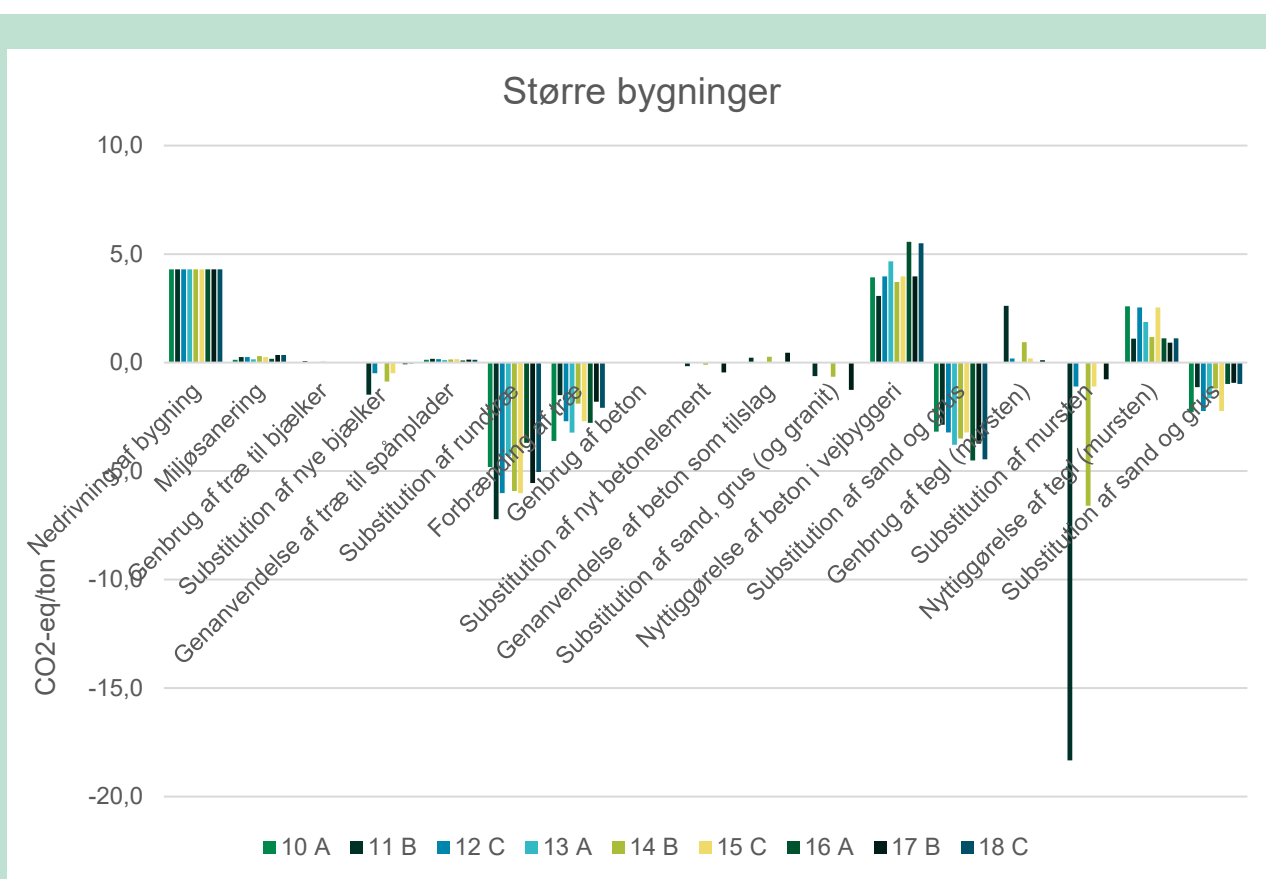
7.4 Potentielle miljøpåvirkninger på procesniveau – større bygninger

I dette kapitel belyses, hvordan de enkelte behandlingsled/aktiviteter bidrager i forhold til hinanden for større bygninger. Der tages udgangspunkt i miljøpåvirkningskategorien Global opvarmning, idet det for nuværende er den miljøpåvirkningskategori, der er størst politisk fokus på. Resultaterne vises som karakteriserede værdier i henholdsvis TABEL 41 og FIGUR 17.

TABEL 41. Nedrivning af større bygninger. Bidrag til global opvarmning fra de enkelte behandlingsled. Karakteriserede resultater (kg CO₂-eq./ton).

Proces	Større bygninger opført før 1950			Større bygninger opført 1950-1977			Større bygninger opført efter 1977		
	10	11	12	13	14	15	16	17	18
<i>Underscenarie-nr.</i>									
<i>Scenarie</i>	A	B	C	A	B	C	A	B	C
Nedrivning af bygning	4,3	4,3	4,3	4,3	4,3	4,3	4,3	4,3	4,3
Miljøsanering	0,13	0,25	0,25	0,15	0,3	0,25	0,18	0,35	0,35
Genbrug af træ til bjælker	0	0,07	0,02	0	0,04	0,02	0	0,004	0,002
Substitution af nye bjælker	0	-1,5	-0,5	0	-0,9	-0,5	0	-0,1	-0,04
Genanvendelse af træ til spånplader	0,1	0,2	0,2	0,1	0,1	0,2	0,1	0,1	0,1
Substitution af rundtræ	-4,8	-7,2	-6,0	-4,3	-5,9	-6,0	-3,7	-5,6	-5,0
Forbrænding af træ	-3,6	-1,5	-2,7	-3,2	-1,9	-2,7	-2,8	-1,8	-2,1
Genbrug af beton	0	0,00003	0	0	0,00002	0	0	0,0001	0
Substitution af nyt betonelement	0	-0,2	0	0	-0,1	0	0	-0,5	0

Proces	Større bygninger opført før 1950			Større bygninger opført 1950-1977			Større bygninger opført efter 1977		
	10 A	11 B	12 C	13 A	14 B	15 C	16 A	17 B	18 C
Genanvendelse af beton som tilslag	0	0,2	0,002	0	0,3	0	0	0,5	0,002
Substitution af sand, grus (og granit)	0	-0,6	-0,004	0	-0,7	0	0	-1,3	-0,01
Nyttiggørelse af beton i vejbyggeri	3,9	3,1	4,0	4,7	3,7	4,0	5,6	4,0	5,5
Substitution af sand og grus	-3,2	-2,9	-3,2	-3,8	-3,5	-3,2	-4,5	-3,7	-4,5
Genbrug af tegl (mursten)	0	2,6	0,2	0	0,9	0,2	0	0,1	0,003
Substitution af mursten	0	-18,3	-1,1	0	-6,6	-1,1	0	-0,8	-0,02
Nyttiggørelse af tegl (mursten)	2,6	1,1	2,5	1,9	1,2	2,5	1,1	0,9	1,1
Substitution af sand og grus	-2,3	-1,1	-2,2	-1,6	-1,2	-2,2	-1,0	-0,9	-1,0
Total	-2,8	-21,5	-4,3	-1,9	-9,9	-4,3	-0,7	-4,4	-1,2



FIGUR 17. Nedrivning af større bygninger. Bidrag til Global opvarmning fra de enkelte behandlingsled. Karakteriserede resultater (kg CO₂-eq./ton). A, B og C referer til de tre overordnede scenarier. 10, 11 og 12: større bygninger opført før 1950. 13, 14 og 15: større bygninger opført 1950-1977. 16, 17 og 18: større bygninger opført efter 1977.

Overordnet set er det, at resultaterne for de større bygninger er sammenlignelige med resultaterne for de mindre bygninger.

Det fremgår af TABEL 41 og FIGUR 17, at de største påvirkninger stammer fra følgende behandlingsled: nedrivning af bygning, nyttiggørelse af beton i vejbyggeri samt nyttiggørelse af tegl i vejbyggeri. De største besparelser stammer fra følgende behandlingsled: substitution af rundtræ, forbrænding af træ, substitution af sand og grus (*som følge af nyttiggørelse af både beton og tegl*) samt substitution af mursten. I lighed med de mindre bygninger ses det, at de besparelser, der er forbundet med at erstatte sand og grus, når beton og tegl nedknuses og nyttiggøres som ubundne bærelag, udlignes af den miljøpåvirkning, der er forbundet med at nedknuse materialerne. Det skyldes, at energiforbruget forbundet med nedknusning af beton og tegl er på samme niveau som energiforbruget forbundet med at udvinde sand og grus fra en dansk grusgrav. Ligesom for de mindre bygninger udgør nedrivning af de større bygninger 40-50 % af miljøpåvirkningen Global opvarmning (dvs. 40-50 % af de numerisk positive værdier).

Som det også var tilfældet for de mindre bygninger, resulterer forbrænding af træ i besparelser som følge af, at den el og varme, der produceres på forbrændingsanlægget, erstatter el og varme baseret på konventionelle brændsler. Hvor de største besparelser for de mindre bygninger sås for bygninger opført før 1950 (særligt scenarie A og C), er der ikke væsentlig forskel på de forskellige tidsperioder for de større bygninger. Det skyldes, at der ikke er særlig stor forskel på mængden af træ i disse bygninger. Besparelsen er generelt mindre for de større bygninger, hvilket skyldes, at mere træ fra de mindre bygninger forbrændes.

Genanvendelse af træaffald til spånplader, hvorved der erstattes rundtræ, resulterer også i forholdsvis høje besparelser. Det skyldes især antagelsen om, at biomasse er en begrænset ressource, hvorved den mængde træ, der erstattes som følge af genanvendelse frigives til energiformål og dermed erstatter konventionelle brændsler. For de mindre bygninger, sås de største besparelser for nedrivning og håndtering af affald fra bygninger opført før 1950. For de større bygninger er forskellen mellem de forskellige tidsperioder begrænset. Det skyldes, som det også var tilfældet for forbrænding af træaffald, at mængden af træ i større bygningen ikke varierer meget imellem de forskellige tidsperioder. Til gengæld ses der større besparelser knyttet til genanvendelse af træaffald fra de større bygninger sammenlignet med mindre bygninger. Dette skyldes, at en større andel af træ fra de større bygninger forventes genanvendt sammenlignet med de mindre bygninger.

Endelig ses der også i forhold til substitution af nye mursten som følge af, at gamle mursten genbruges, store besparelser. Det skyldes, at brænding af mursten er en forholdsvis energikrævende proces, og det energiforbrug spares, når mursten genbruges. Ligesom det var tilfældet for de mindre bygninger, ses de største besparelser for bygninger opført henholdsvis før 1950 og i perioden 1950-1977 (scenarie B for begge tidsperioder). Besparelsen er forbundet med antagelsen om, at hvis krav om selektiv nedrivning indføres, kan og vil en stor andel af mursten blive genbrugt (50 % for større bygninger opført før 1950, og 25 % for større bygninger opført 1950-1977).

Sammenlignes resultaterne for de større bygninger med resultaterne for de mindre bygninger ses, at der generelt er større besparelser forbundet med nedrivning og håndtering af affald fra de mindre bygninger. Det skyldes især, at andelen af træ er større i de mindre bygninger end i de større bygninger.

8. Følsomhedsanalyser

Der er udført en række følsomhedsanalyser for at vurdere resultaternes robusthed i forhold til parametre, der vurderes at være behæftet med en vis usikkerhed.

Der er udført følsomhedsanalyser for følgende parametre:

- Mindre genbrug af tegl i underscenerier med selektiv nedrivning
- Biomasse ikke en begrænset ressource
- Mindre genanvendelse af træ fra mindre bygninger
- Marginal el baseret på vindenergi
- Marginal varme baseret på biomasse
- Identiske transportafstande på tværs af scenarier
- Konsekvenser af at fjerne PCB fra affaldsstrømmen.

I det følgende gennemgås resultaterne af følsomhedsanalyserne.

8.1 Mindre genbrug af tegl i underscenerier med selektiv nedrivning

Genbrug af tegl er en af de parametre, der har stor betydning for resultaterne i de underscenerier, hvori der indgår selektiv nedrivning. Det er særligt underscenerie 2, 5, 11 og 14, hvor genbrug af tegl har en væsentlig betydning. Det skyldes, at det i disse underscenerier er antaget, at en stor del af teglen genbruges (henholdsvis 40 %, 20 %, 50 % og 25 %).

I følsomhedsanalysen er det undersøgt, hvad det betyder for de samlede resultater, hvis der genbruges væsentligt mindre tegl end antaget i basisanalysen. Det er antaget, at der maksimalt vil blive genbrugt 3 % tegl, og at den del, der ikke genbruges, i stedet bliver nyttiggjort. Det fremgår af TABEL 42, hvilke underscenerier der er ændret i forhold til basisanalysen (markeret med rødt).

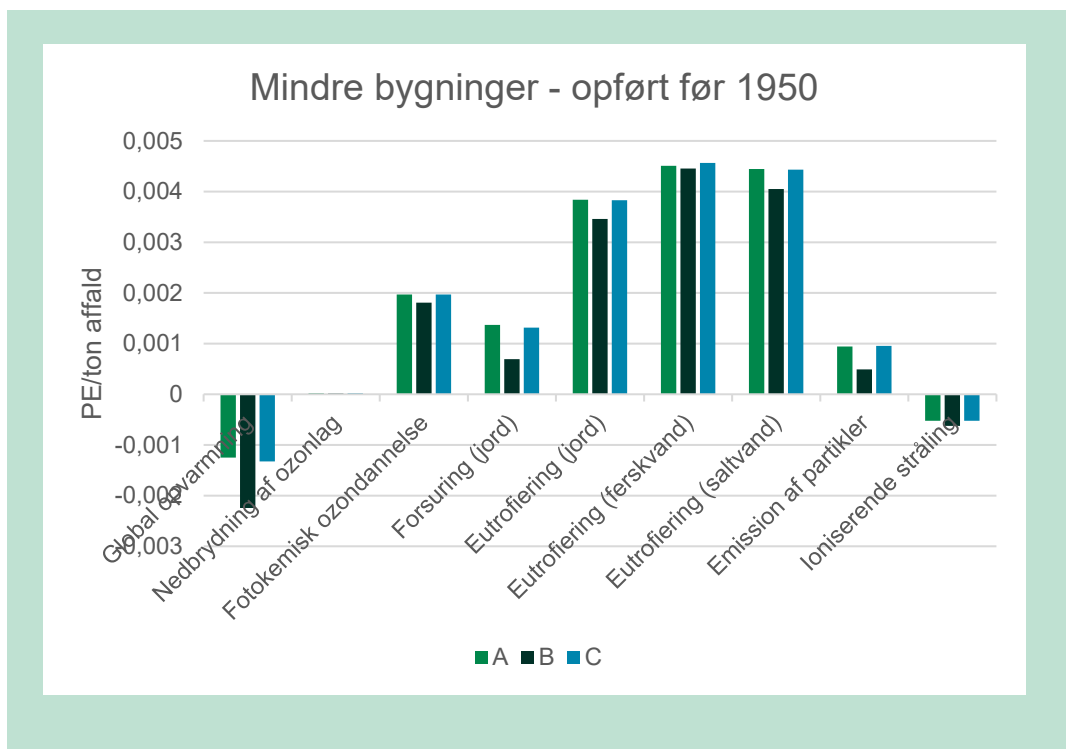
TABEL 42. Oversigt over affaldsbehandling for tegl i følsomhedsanalysen. De tal, der er markeret med rødt, er ændret i forhold til den oprindelige modellering.

Underscenerie-nr.	Scenarie	Bygnings-type	Årstal	Genbrug (%)	Genanvendelse (%)	Nyttiggørelse (%)
1	A	Mindre bygninger	Før 1950	0	0	96
2	B		Før 1950	3	0	94
3	C		Før 1950	0,1	0	97
4	A		1950-1977	0	0	97
5	B		1950-1977	3	0	93
6	C		1950-1977	0,1	0	95,9
7	A		Efter 1977	0	0	99,5
8	B		Efter 1977	1	0	98,5
9	C		Efter 1977	0,1	0	99,4

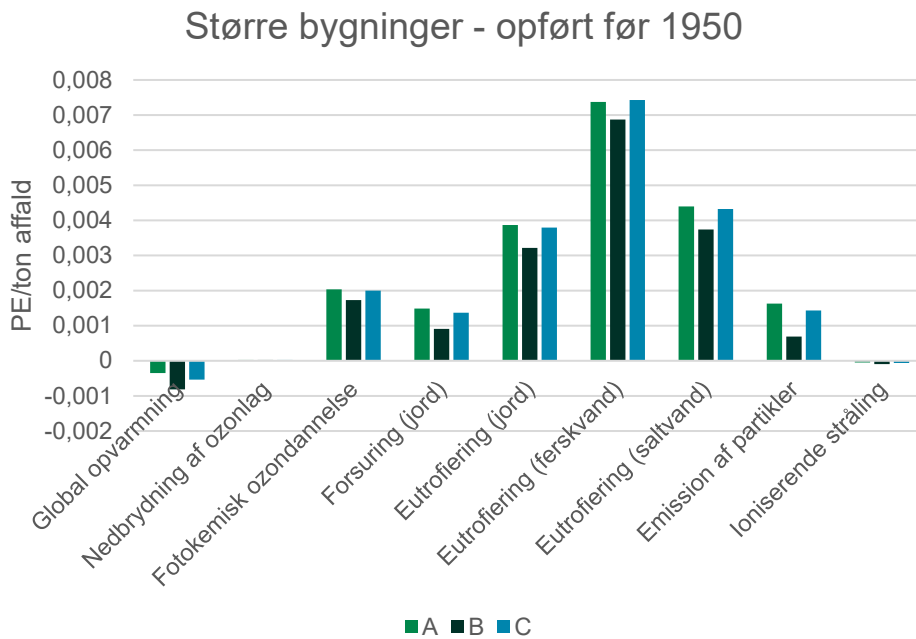
Underscenarie-nr.	Scenarie	Bygnings-type	Årstal	Genbrug (%)	Genanvendelse (%)	Nyttiggørelse (%)
10	A	Større bygninger	Før 1950	0	0	97
11	B		Før 1950	3	0	95
12	C		Før 1950	3	0	95
13	A		1950-1977	0	0	97
14	B		1950-1977	3	0	93
15	C		1950-1977	0,1	0	95,9
16	A		Efter 1977	0	0	99,5
17	B		Efter 1977	3	0	96,5
18	C		Efter 1977	0,1	0	99,4

Der vises kun resultater for de ikke-toksiske miljøpåvirkningskategorier, idet de toksiske miljøpåvirkningskategorier generelt er mere usikre, og derfor ikke bør tillægges lige så meget vægt som de ikke-toksiske. Resultater for udtømmning af abiotiske ressourcer vises heller ikke, da disse som udgangspunkt afspejler resultaterne for de ikke-toksiske kategorier.

FIGUR 18 og FIGUR 19 viser resultaterne for henholdsvis mindre bygninger og større bygninger opført før 1950. I Bilag 8.1 og Bilag 8.2 ses resultaterne for de øvrige tidsperioder. Det er valgt at vise resultaterne for bygninger opført før 1950, da det er resultaterne for denne tidsperiode, der påvirkes mest, hvis der genbruges mindre tegl end antaget i basisanalysen.



FIGUR 18. Følsomhedsanalyse. Reduceret genbrug af tegl (maksimalt 3 % genbrug) for mindre bygninger opført før 1950 for scenarie A, B og C. Normaliserede resultater. Ikke-toksiske kategorier. Enhed: PE/ton affald.



FIGUR 19. Følsomhedsanalyse. Reduceret genbrug af tegl (maksimalt 3 % genbrug) for større bygninger opført før 1950 for scenarie A, B og C. Normaliserede resultater. Ikke-toksiske kategorier. Enhed: PE/ton affald.

Det er kun underscenerier, der repræsenterer indførelse af krav om selektiv nedrivning (scenarie B), der sker ændringer i. Sammenlignes resultaterne af følsomhedsanalysen med resultaterne fra basisanalysen, ses der for fx global opvarmning, at besparelsen reduceres med knap 50 % for mindre bygninger opført før 1950 (fra -0,0042 PE/ton til -0,0022 PE/ton), mens den tilsvarende reduktion for større bygninger opført før 1950 er på knap 70 % (fra -0,0027 PE/ton til -0,00081 PE/ton). Resultaterne for basisanalysen fremgår af henholdsvis Bilag 5.1 (FIGUR 29) og Bilag 6.1 (FIGUR 38).

Det fremgår imidlertid af FIGUR 18 og FIGUR 19, at den overordnede konklusion fra basisanalysen ikke ændrer sig: de underscenerier, der repræsenterer selektiv nedrivning (scenarie B), bidrager stadig med de største besparelser eller de mindste påvirkninger. Således er konklusionen fra basisanalysen robust i forhold til andelen af tegl, der antages genbrugt i scenarier med selektiv nedrivning (scenarie B).

8.2 Biomasse ikke en begrænset ressource

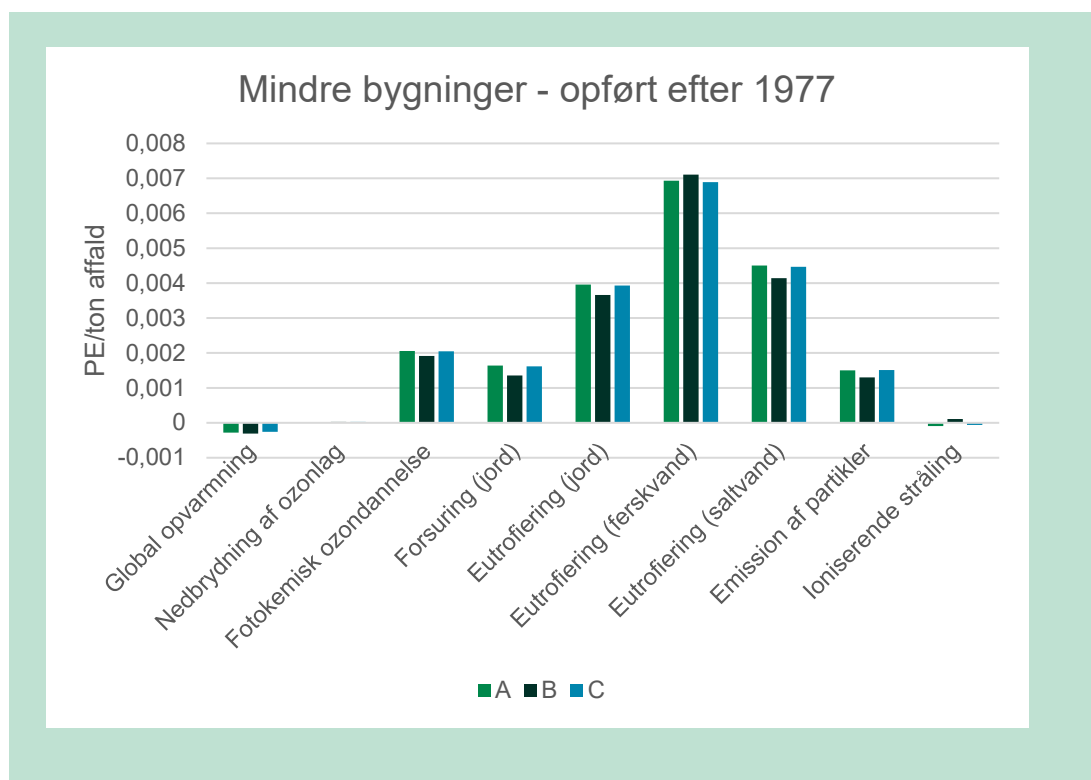
Antagelsen om, at biomasse er en begrænset ressource, har en stor betydning for resultaterne, idet det antages, at sparet biomasse anvendes til energiformål, hvorved der spares konventionelle brændsler. Hvis biomasse ikke er en begrænset ressource, vil frigivet biomasse ikke blive brugt til energiformål men udelukkende erstatte jomfrueligt træ.

Antagelsens betydning er i følsomhedsanalysen undersøgt ved, at der for genbrug og genanvendelse af træaffald ikke er antaget nogen energiproduktion og dermed heller ikke nogen energisubstitution. Dette er ændret i alle underscenerier.

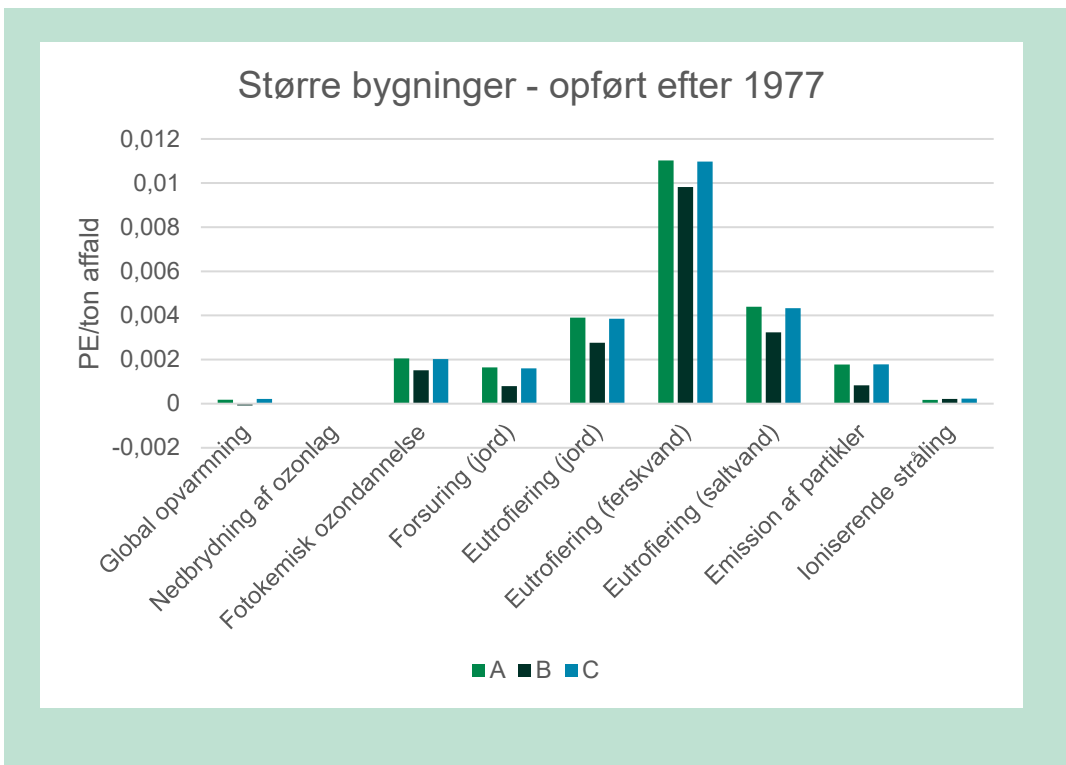
Der vises kun resultater for de ikke-toksiske miljøpåvirkningskategorier, idet de toksiske miljøpåvirkningskategorier generelt er mere usikre, og derfor ikke bør tillægges lige så meget vægt som

de ikke-toksiske. Resultater for udtømmning af abiotiske ressourcer vises heller ikke, da disse som udgangspunkt afspejler resultaterne for de ikke-toksiske kategorier.

FIGUR 20 og FIGUR 21 viser resultaterne for henholdsvis mindre og større bygninger opført efter 1977. I Bilag 8.3 og Bilag 8.4 ses resultaterne for de øvrige tidsperioder. Det er valgt at vise resultaterne for bygninger fra denne tidsperiode, da disse resultater samlet set påvirkes mest af ændringerne. Det skyldes, at for mindre og større bygninger opført efter 1977, er det hovedsageligt genanvendelse af træaffald (og den medfølgende energisubstitution), der bidrager til de besparelser eller reducerede miljøpåvirkninger, der opnås i underscenerierne.



FIGUR 20. Følsomhedsanalyse. Biomasse ikke begrænset ressource. Mindre bygninger opført efter 1977 for scenarie A, B og C. Normaliserede resultater. Ikke-toksiske kategorier. Enhed: PE/ton affald.



FIGUR 21. Følsomhedsanalyse. Biomasse ikke begrænset ressource. Større bygninger opført efter 1977 for scenarie A, B og C. Normaliserede resultater. Ikke-toksiske kategorier. Enhed: PE/ton affald.

Hvor det i den forrige følsomhedsanalyse kun var de underscenerier med selektiv nedrivning, der ændrede sig, har antagelsen om, at biomasse ikke er en begrænset ressource konsekvenser for alle underscenerier. For de mindre bygninger er det dog underscenerierne med selektiv nedrivning (scenarie B), der berøres mest, da der kun er antaget begrænset genanvendelse af træaffald i de øvrige underscenerier for mindre bygninger. For større bygninger er der alle underscenerier, der berøres.

Det fremgår af FIGUR 20 (og figurene i Bilag 8.3), at selektiv nedrivning (scenarie B) af mindre bygninger i alle ikke-toksiske miljøpåvirkningskategorier – på nær Eutrofiering (ferskvand) og Ioniserende stråling – stadig medfører de største besparelser eller de mindste påvirkninger. Resultaterne er de samme for større bygninger (jf. FIGUR 21 og figurene i Bilag 8.4). For større bygninger er det dog kun for kategorien Ioniserende stråling, at selektiv nedrivning (scenarie B) ikke længere medfører den mindste påvirkning.

På baggrund heraf kan man konkludere, at antagelsen om, at biomasse er en begrænset ressource, har en vis betydning for resultaterne. Hvis biomasse antages at være en ikke-begrænset ressource, reduceres besparelserne eller påvirkningerne øges. Selektiv nedrivning præsterer dog stadig bedst i hovedparten af de ikke-toksiske miljøpåvirkningskategorier, og dermed ændres der ikke på de overordnede konklusioner, som derfor må betragtes som robuste i forhold til antagelsen om biomasse som en begrænset ressource.

Det skal afslutningsvist bemærkes, at man i en række nyere LCA-studier (fx Faraca et al. (2019) og Damgaard (2020)) er begyndt at tage højde for kaskadeanvendelse af træ, fx i form af genbrug af træaffald, som herefter genanvendes til fx spånplader og endelig energiudnyttes, når spånpladen ikke længere skal bruges. I en LCA, der inkluderer kaskadeanvendelse, bliver miljø-

påvirkninger fra alle led i kaskaden opgjort og indregnet. På den måde bliver også miljøgevinsten⁸ forbundet med forbrænding af træaffald, der først er blevet genanvendt eller genbrugt for til sidst at blive forbrændt, medregnet. Resultatet af denne tilgang svarer overens med de opnåede resultater, når biomasse antages at være en begrænset ressource. Det betyder, at resultaterne opnået i denne LCA's basisanalyse svarer overens med de resultater, der ville have været opnået, hvis der i nærværende LCA var gjort antagelser om kaskadeanvendelse. Konsekvensen er, at de opnåede resultater i basisanalysen må betragtes som mere plausible end de opnåede resultater i følsomhedsanalysen.

8.3 Mindre genanvendelse af træ fra mindre bygninger

Genanvendelse af træaffald er en af de parametre, der har relativ stor betydning for resultaterne. Træaffald fra større bygninger genanvendes allerede i dag i stor udstrækning, hvorimod dette ikke er tilfældet i lige så stor udstrækning for træaffald fra mindre bygninger. I dag genanvendes omkring 5 % af træaffald fra mindre bygninger, og det er i basisanalysen antaget, at indførelse af krav om selektiv nedrivning vil medføre, at godt halvdelen af træaffaldet vil blive genanvendt.

I følsomhedsanalysen er det undersøgt, hvad det betyder for de mindre bygningers samlede resultater, hvis der genanvendes væsentligt mindre træ end antaget i basisanalysen. I følsomhedsanalysen er det antaget, at maksimalt knap 10 % af træaffaldet fra mindre bygninger vil blive genanvendt (den andel, der i dag ses genanvendt i større projekter gennemført efter branchens bedste nuværende standarder og gældende lovgivning). Den del, der ikke genanvendes, antages i stedet at blive forbrændt. Det fremgår af TABEL 43, hvilke underscenerier der er ændret i forhold til basisanalysen (markeret med rødt).

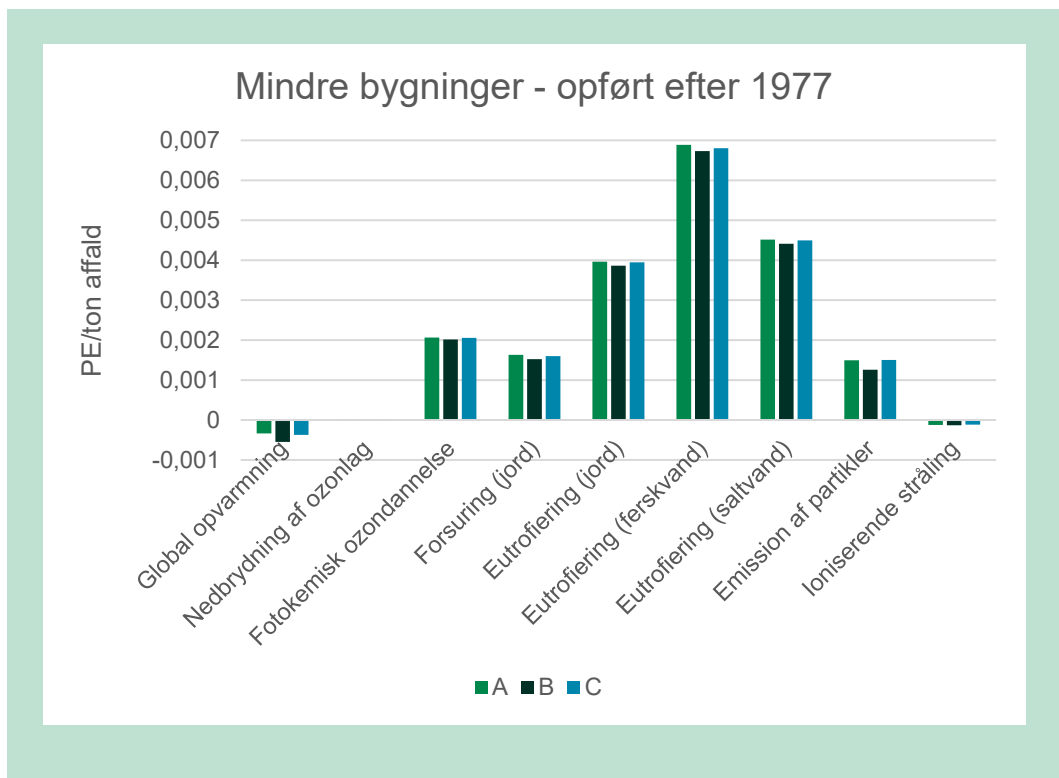
TABEL 43. Oversigt over affaldsbehandling for ubehandlet træ i følsomhedsanalysen. De tal, der er markeret med **rødt**, er ændret i forhold til den oprindelige modellering.

Under-scenarie-nr.	Scenarie	Bygnings-type	Årstal	Genbrug (%)	Genanvendelse (%)	Forbrænding (%)
1	A	Mindre bygninger	Før 1950	0	5	95
2	B		Før 1950	5	9,9	85,1
3	C		Før 1950	0,1	9,9	90
4	A		1950-1977	0	5	95
5	B		1950-1977	5	9,9	85,1
6	C		1950-1977	0,1	9,9	90
7	A		Efter 1977	0	5	95
8	B		Efter 1977	5	9,9	85,1
9	C		Efter 1977	0,1	9,9	90

Der vises kun resultater for de ikke-toksiske miljøpåvirkningskategorier, idet de toksiske miljøpåvirkningskategorier generelt er mere usikre, og derfor ikke bør tillægges lige så meget vægt som de ikke-toksiske. Resultater for udtømmning af abiotiske ressourcer vises heller ikke, da disse som udgangspunkt afspejler resultaterne for de ikke-toksiske kategorier.

⁸ Miljøgevinst, hvis træet forbrændes på et anlæg med energiudnyttelse, og den genererede energi antages at erstatte energi baseret på en vis mængde fossile brændsler.

FIGUR 22 viser resultaterne for mindre bygninger opført efter 1977. I Bilag 8.5 ses resultaterne for de øvrige tidsperioder. Det er valgt at vise resultaterne fra denne tidsperiode, da disse resultater påvirkes mest af ændringerne om maksimalt 10 % genanvendelse af træaffaldet. Det skyldes, at for mindre bygninger opført efter 1977, er det hovedsageligt genanvendelse af træaffald (og den medfølgende energisubstitution), der bidrager til de besparelser eller reducerede miljøpåvirkninger, der opnås i underscenerierne.



FIGUR 22. Følsomhedsanalyse. Mindre genanvendelse af træ. Mindre bygninger opført efter 1977 for scenarie A, B og C. Normaliserede resultater. Ikke-toksiske kategorier. Enhed: PE/ton affald.

Sammenlignes resultaterne af følsomhedsanalysen med resultaterne fra basisanalysen (jf. Bilag 5), ses der for fx Global opvarmning, at besparelsen reduceres med knap 37 % for mindre bygninger opført efter 1977 (fra -0,00087 PE/ton til -0,00055 PE/ton). Det fremgår af FIGUR 22, at den overordnede konklusion fra basisanalysen ikke ændrer sig: de underscenerier, der repræsenterer selektiv nedrivning (scenarie B), bidrager stadig med de største besparelser eller de mindste påvirkninger, om end underscenerierne er blevet mere jævnyrdige. Således er konklusionerne i basisanalysen robuste i forhold til de antagelser, der er gjort for genanvendelse af træaffald.

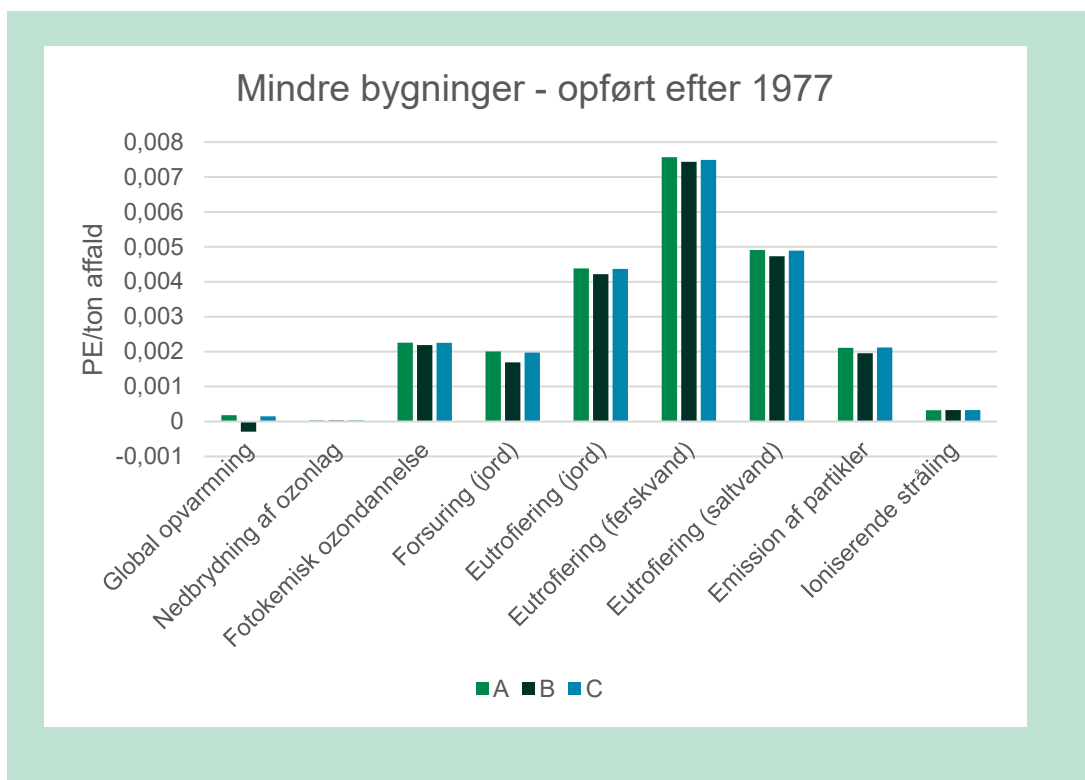
8.4 Marginal el baseret på vindenergi

I basisanalysen er det antaget, at marginal el er baseret på et mix af fossile og vedvarende energikilder. I følsomhedsanalysen er det undersøgt, hvad det betyder for resultaterne, hvis marginal el i stedet er baseret på 100 % vindenergi.

Analysen er kun udført for mindre bygninger, da konklusionerne vurderes at være de samme for større bygninger baseret på viden om de processer, der indgår i LCA-modelleringen.

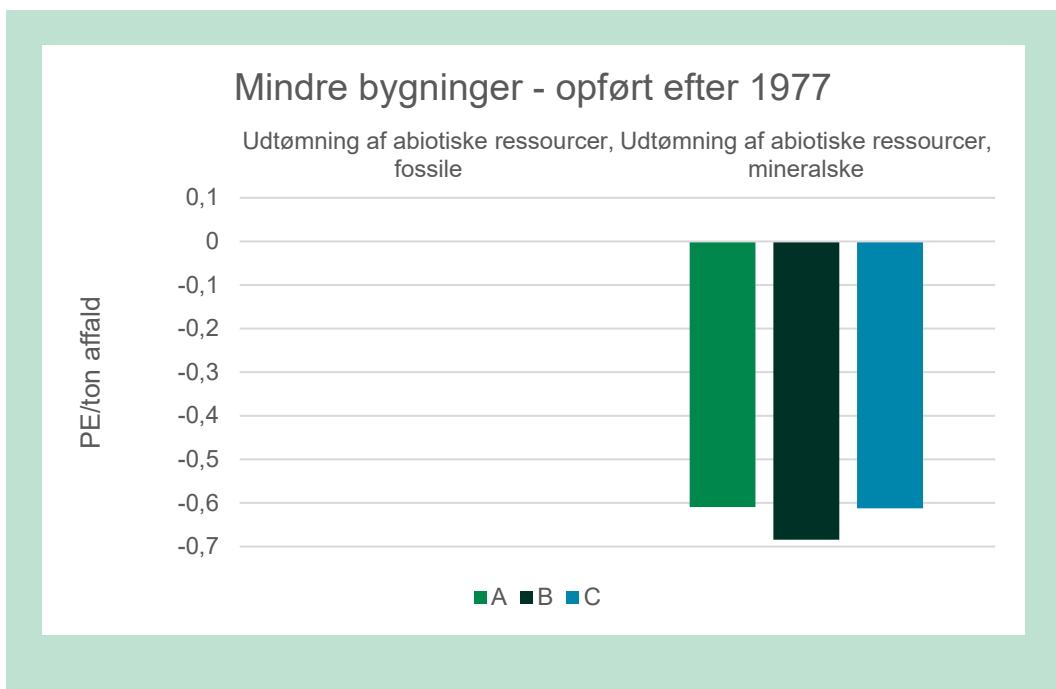
Der vises resultater for de ikke-toksiske miljøpåvirkningskategorier og udtømning af abiotiske ressourcer. De toksiske miljøpåvirkningskategorier er generelt mere usikre, og bør derfor ikke tillægges lige så meget vægt som de ikke-toksiske. De er derfor ikke medtaget i følsomhedsanalysen.

FIGUR 23 og FIGUR 24 viser resultaterne for mindre bygninger opført efter 1977. I Bilag 8.7 ses resultaterne for de øvrige tidsperioder. Det er valgt at vise resultaterne fra denne tidsperiode, da disse resultater påvirkes mest af ændringerne. Det skyldes, at for mindre bygninger opført efter 1977, er det hovedsageligt håndtering af træaffald (og den medfølgende energisubstitution), der bidrager til de besparelser eller reducerede miljøpåvirkninger, der opnås i underscenerierne.



FIGUR 23. Følsomhedsanalyse. Marginal el baseret på 100 % vind. Mindre bygninger opført efter 1977 for scenarie A, B og C. Normaliserede resultater. Ikke-toksiske kategorier. Enhed: PE/ton affald.

Sammenlignes resultaterne af følsomhedsanalysen med resultaterne fra basisanalysen (jf. Bilag 5), ses for de ikke-toksiske kategorier, at miljøpåvirkningerne generelt bliver lidt større eller besparelserne lidt mindre, når den marginale el antages at være vind i stedet for et mix. Det skyldes især, at den el, der substitueres, når træaffald forbrændes eller genanvendes, er baseret på brændsler, der er mindre belastende i følsomhedsanalysen sammenlignet med basisanalysen. Det har særligt betydning for Global opvarmning, hvor der i scenarie A og C nu ikke længere opnås besparelser men i stedet miljøpåvirkninger. Den overordnede konklusion fra basisanalysen ændrer sig imidlertid ikke: de underscenerier, der repræsenterer selektiv nedrivning (scenarie B), bidrager stadig med de største besparelser eller de mindste påvirkninger.



FIGUR 24. Følsomhedsanalyse. Marginal el baseret på 100 % vind. Mindre bygninger opført efter 1977 for scenarie A, B og C. Normaliserede resultater. Udtømning af abiotiske ressourcer. Enhed: PE/ton affald.

Sammenlignes resultaterne af følsomhedsanalysen med resultaterne fra basisanalysen (jf. Bilag 5), ses for Udtømning af abiotiske ressourcer, fossile, at hvor der i basisanalysen var besparelser forbundet med håndtering af affaldet, opnås der i scenarie A og C ikke længere besparelser, men i stedet påvirkninger (vanskeligt at se på figuren, da Udtømning af abiotiske ressourcer, mineralske er blevet så dominerende). Scenarie B bidrager stadig til besparelser.

For Udtømning af abiotiske ressourcer, mineralske, ses i følsomhedsanalysen nogle væsentligt større besparelser end i basisanalysen. I basisanalysen lå besparelserne omkring -0,0001 PE/ton affald. I følsomhedsanalysen ligger besparelserne fra omkring -0,6 til -0,7 PE/ton affald. Forskellen skyldes udelukkende grundstoffet tantal. Det fremgår ikke af det anvendte datasæt, hvor tantal indgår, men det er muligvis i vindmøllens kondensator. Resultatet skal anvendes med et vist forbehold, da der er usikkerhed om tantals anvendelse. Der er dog generelt en stor efterspørgsel efter sjældne jordarter i de mere "grønne" teknologier, og det kan være denne efterspørgsel, der ses spejlet i resultaterne.

Samlet set præsterer Selektiv nedrivning (scenarie B) stadig bedst i de undersøgte miljøpåvirkningskategorier, og der ændres dermed ikke på de overordnede konklusioner, som må betragtes som værende robuste i forhold til antagelsen om, at marginal el er baseret på et miks af fossile og vedvarende energikilder.

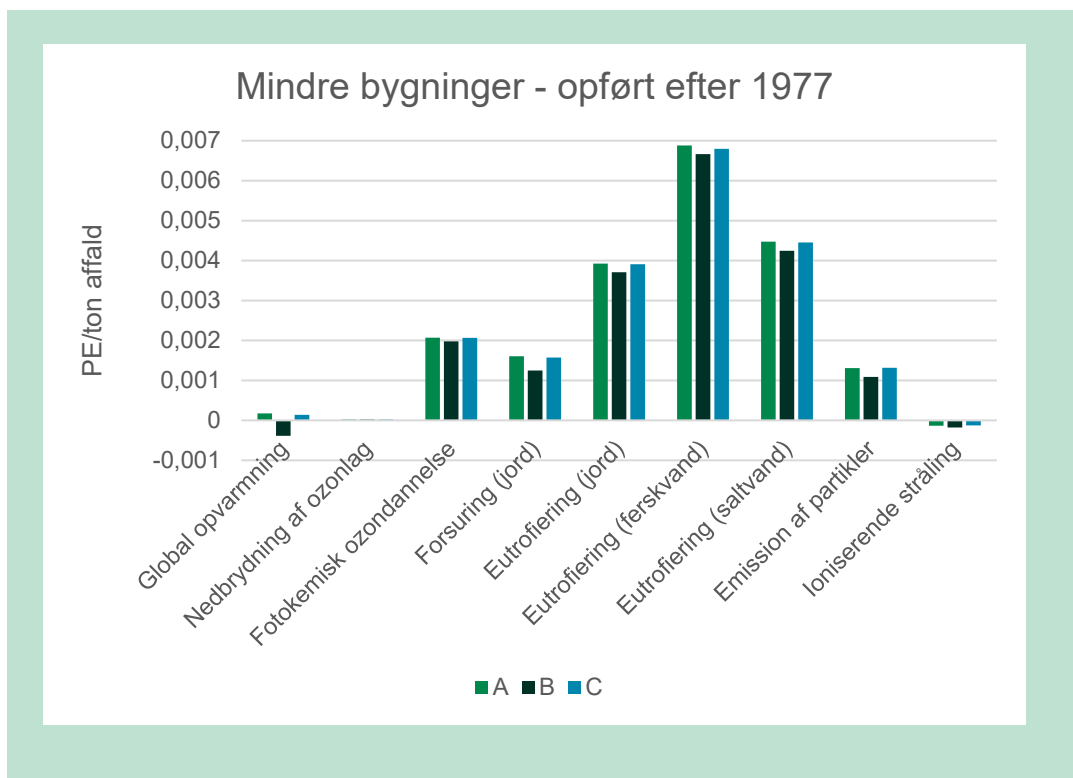
8.5 Marginal varme baseret på biomasse

I basisanalysen er det antaget, at marginal varme er baseret på naturgas. I følsomhedsanalysen er det undersøgt, hvad det betyder, hvis marginal varme i stedet er baseret på 100 % biomasse. Analysen er kun udført for mindre bygninger, da konklusionerne vurderes at være de samme for større bygninger baseret på viden om de processer, der indgår i LCA-modelleringen.

Der vises resultater for de ikke-toksiske miljøpåvirkningskategorier og udtømning af abiotiske ressourcer. De toksiske miljøpåvirkningskategorier er generelt mere usikre, og bør derfor ikke

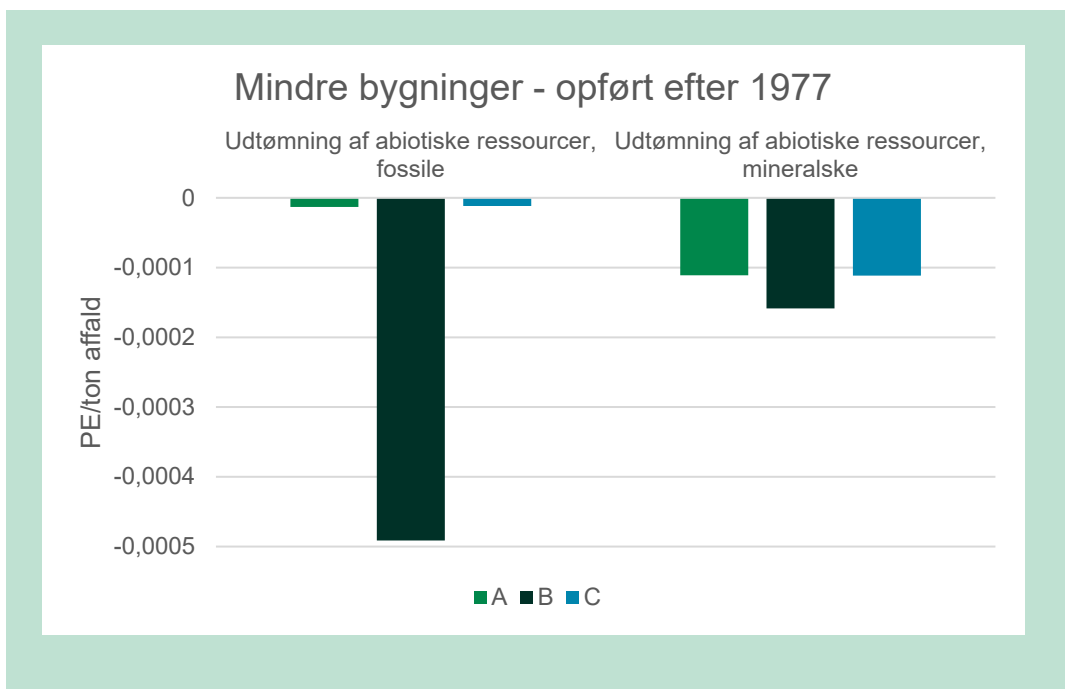
tillægges lige så meget vægt som de ikke-toksiske. Netop derfor er de ikke medtaget i følsomhedsanalysen.

FIGUR 25 og FIGUR 26 viser resultaterne for mindre bygninger opført efter 1977. I Bilag 8.8 ses resultaterne for de øvrige tidsperioder. Det er valgt at vise resultaterne fra denne tidsperiode, da disse resultater påvirkes mest af ændringerne. Det skyldes, at for mindre bygninger opført efter 1977 er det hovedsageligt håndtering af træaffald (og den medfølgende energisubstitution), der bidrager til de besparelser eller reducerede miljøpåvirkninger, der opnås i underscenerierne.



FIGUR 25. Følsomhedsanalyse. Marginal varme baseret på 100 % biomasse. Mindre bygninger opført efter 1977 for scenarie A, B og C. Normaliserede resultater. Ikke-toksiske kategorier. Enhed: PE/ton affald.

Sammenlignes resultaterne af følsomhedsanalysen med resultaterne fra basisanalysen (jf. Bilag 5), ses det for de ikke-toksiske kategorier, at miljøpåvirkningerne generelt bliver lidt større eller besparelserne lidt mindre, når den marginale varme antages at være 100 % biomasse i stedet for naturgas. Det skyldes især, at den varme, der substitueres, når træaffald forbrændes eller når træaffald genanvendes, fortrænger brændsler, der i følsomhedsanalysen er mindre belastende i forhold til de ikke-toksiske kategorier end i basisanalysen. Det har særligt betydning for Global opvarmning, hvor der i scenarie A og C nu ikke længere opnås besparelser men i stedet miljøpåvirkninger. Den overordnede konklusion fra basisanalysen ændrer sig imidlertid ikke: de underscenerier, der repræsenterer selektiv nedrivning (scenarie B), bidrager stadig med de største besparelser eller de mindste påvirkninger.



FIGUR 26. Følsomhedsanalyse. Marginal varme baseret på 100 % biomasse. Mindre bygninger opført efter 1977 for scenarie A, B og C. Normaliserede resultater. Udtømning af abiotiske ressourcer. Enhed: PE/ton affald.

Sammenlignes resultaterne af følsomhedsanalysen med resultaterne fra basisanalysen, ses for Udtømning af abiotiske ressourcer, fossile, at der stadig opnås besparelser i alle tre scenarier, om end disse er mindre end i basisanalysen. Det skyldes, at der ikke længere substitueres naturgas. Besparelsen er blevet mere markant i scenarie B, og årsagen hertil er den større andel af mursten, der antages genbrugt i dette scenarie, og som bidrager med besparelser, pga. den naturgas, der skal anvendes til brænding af stenene. Denne proces er der ikke ændret på i følsomhedsanalysen, men det er klart, at hvis man i fremtiden kan anvende en biobaseret gas til brænding af mursten, vil de tre scenarier blive mere jævnbyrdige.

For Udtømning af abiotiske ressourcer, mineralske, ses der ikke nævneværdige ændringer, når resultaterne af følsomhedsanalysen sammenlignes med basisanalysen.

Samlet set præsterer Selektiv nedrivning (scenarie B) stadig bedst i de undersøgte miljøpåvirkningskategorier, og dermed ændres der ikke på de overordnede konklusioner, som må betragtes som robuste i forhold til antagelsen om, at marginal varme er baseret på naturgas.

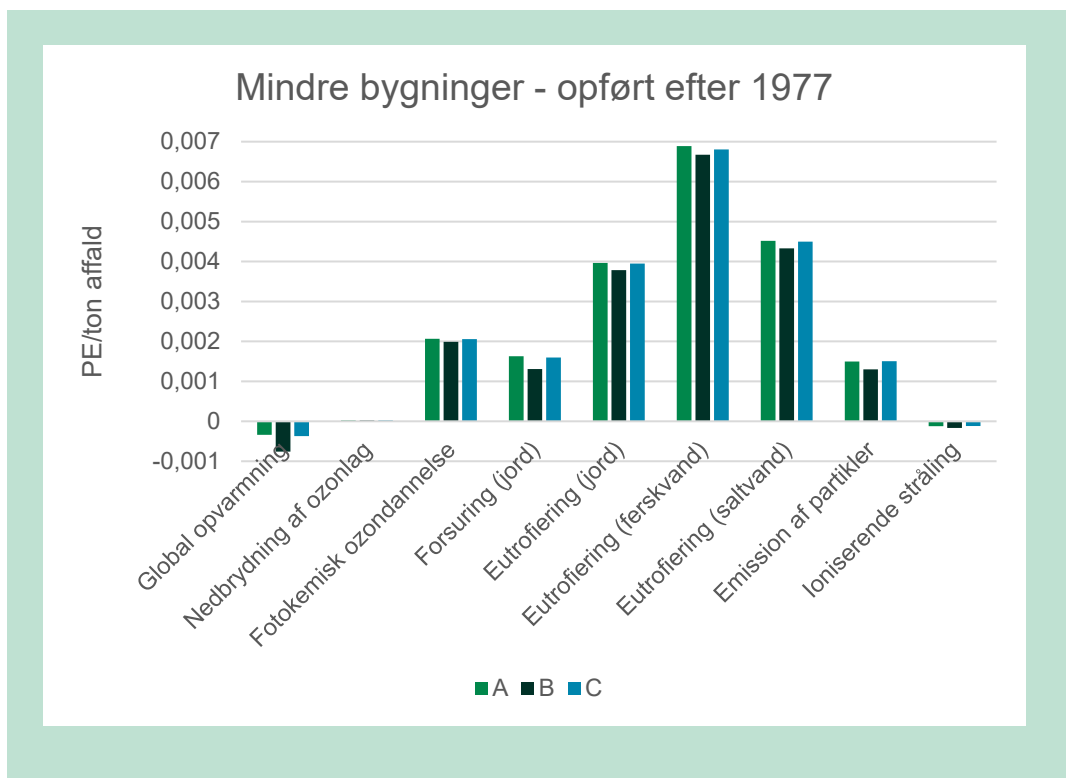
8.6 Identiske transportafstande på tværs af scenarier

I basisanalysen er det antaget, at affald i scenarier, der repræsenterer selektiv nedrivning (scenarie B) skal transporteres kortere afstande (25 %) end affald i de øvrige scenarier (A og C). Det skyldes en forventning om en mere optimeret planlægning og fokus på lokal genanvendelse i en fremtid, hvor selektiv nedrivning er implementeret.

I følsomhedsanalysen er det undersøgt, hvad det betyder, hvis afstandene var de samme, dvs. afstandene i scenarie B er ændret, så de svarer til afstandene i scenarie A og C. Analysen er kun udført for mindre bygninger, da resultaterne vil være de samme for større bygninger.

Der vises kun resultater for de ikke-toksiske miljøpåvirkningskategorier, idet de toksiske miljøpåvirkningskategorier generelt er mere usikre, og derfor ikke bør tillægges lige så meget vægt som

de ikke-toksiske. Resultater for udtømmning af abiotiske ressourcer vises heller ikke, da disse som udgangspunkt afspejler resultaterne for de ikke-toksiske kategorier.



FIGUR 27. Følsomhedsanalyse. Identiske transportafstande i scenarie A, B og C. Mindre bygninger opført efter 1977 for scenarie A, B og C. Normaliserede resultater. Ikke-toksiske kategorier. Enhed: PE/ton affald.

FIGUR 27 viser resultaterne for mindre bygninger opført efter 1977. I Bilag 8.6 ses resultaterne for de øvrige tidsperioder. Det er valgt at vise resultaterne fra denne tidsperiode, da det er resultater for denne, der påvirkes mest af ændringerne. Det skyldes, at det er bygninger fra denne tidsperiode, der medfører de laveste miljøbesparelser eller de højeste miljøbelastninger. De miljøpåvirkninger, der er forbundet med ekstra transport, betyder derfor relativt mere sammenlignet med bygninger fra de øvrige tidsperioder.

Sammenlignes resultaterne af følsomhedsanalysen med resultaterne fra basisanalysen (jf. Bilag 5), ses der for fx Global opvarmning, at besparelsen reduceres med knap 13 % for mindre bygninger opført efter 1977 (fra -0,00087 PE/ton til -0,00076 PE/ton). Den overordnede konklusion fra basisanalysen ændrer sig imidlertid ikke: de underscenerier, der repræsenterer selektiv nedrivning (scenarie B), bidrager stadig med de største besparelser eller de mindste påvirkninger, om end scenarierne er blevet mere jævnbordige. Det betyder, at affald i scenarier med selektiv nedrivning (scenarie B) kan transporteres lige så langt som affald i de øvrige scenarier (scenarie A og C), og selektiv nedrivning vil stadig være miljømæssig fordelagtig.

8.7 Konsekvenser af at fjerne PCB fra affaldsstrømmen

Et af formålene med et potentielt krav om indførelse af selektiv nedrivning er at fremme genbrug og genanvendelse af høj kvalitet. Et andet formål er at sikre, at farlige stoffer i bygningens materialer fjernes og håndteres miljømæssigt forsvarligt, så de farlige stoffer ikke bliver spredt i miljøet ved nedrivning af bygningen og efterfølgende håndtering af affaldet. Farlige (kendte stoffer) i bygninger udgøres især af PCB, asbest og tungmetaller. Da der ikke findes informationer om,

hvilke koncentrationer stofferne optræder i, hverken i bygninger eller i affaldsstrømmen, indgår miljøpåvirkningerne forbundet med henholdsvis spredning eller håndtering af farlige stoffer ikke i denne LCA.

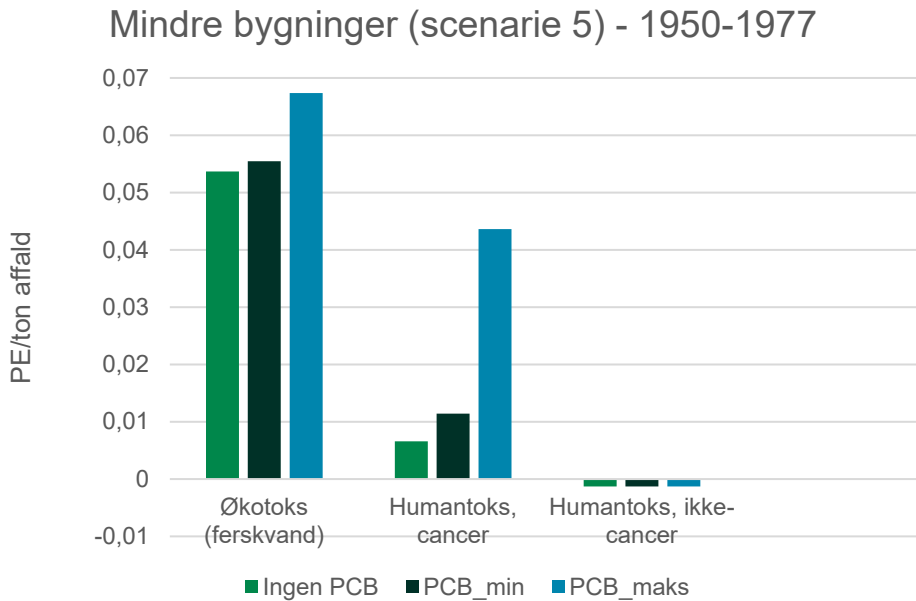
Det er imidlertid relevant for LCA'en at kunne give et bud på konsekvenserne af en mere effektiv fjernelse af farlige stoffer fra affaldsstrømmen. For at belyse konsekvenserne er der i det følgende taget udgangspunkt i en undersøgelse foretaget af Grontmij og COWI i 2013, hvor den samlede mængde PCB i bygningsmassen er kortlagt (Grontmij & COWI, 2013). Der er således ikke tale om en følsomhedsanalyse i traditionel forstand, hvor betydningen af en antagelse undersøges. I stedet er der foretaget en vurdering af, hvad det potentielt betyder, hvis alt det PCB, der findes i en bygning, udledes til miljøet, og hvad det betyder, hvis det fjernes og destrueres. Der er taget udgangspunkt i PCB, da der ikke findes tilsvarende undersøgelser for andre farlige stoffer.

I Grontmij & COWI (2013) estimeres den samlede mængde PCB i byggematerialer og kondensatorer i lysarmaturer til 17-87 tons. Det bebyggede areal er i Grontmij & COWI (2013) vurderet til 143 mio. m². Dette areal kan omregnes til mængde materiale ved at gange med densiteten. Anvendes de samme densiteter som anvendt i Bilag 1 i denne LCA fås følgende bygningsmasse: 143-214,5 mio. tons. Dette spænd i bygningsmasse sammenholdt med den estimerede mængde PCB i bygninger resulterer i et interval for koncentrationen af PCB i bygninger:

- PBC (minimum): 0,0793 g PCB/ton
- PBC (maksimum): 0,608 g PCB/ton

FIGUR 28 viser konsekvenserne af at udlede PCB til vandmiljøet for de tre toksicitetskategorier, Humantoks, cancer, Humantoks, ikke-cancer og Økotoks (ferskvand). Udgangspunktet er mindre bygninger opført i perioden 1950-1977, da byggeri fra denne periode erfaringsmæssigt har en høj forekomst af miljø- og sundhedsskadelige stoffer, særligt asbest og PCB. Modelleringen er foretaget for et enkelt underscenario, scenarie 5, som repræsenterer selektiv nedrivning.

Søjlerne PCB_min og PCB_maks repræsenterer situationer, hvor det antages, at for hver ton nedrevet bygning udledes der henholdsvis 0,0793 g og 0,608 g PCB til vandmiljøet – uafhængig af den efterfølgende affaldshåndtering-. I en mere nuanceret modellering vil man tage højde for, hvilken behandling affaldet får (genbrug, genanvendelse, forbrænding, etc.), og hvor meget PCB, der reelt vil blive frigivet til miljøet i løbet af den valgte tidshorisont. Dermed skal resultaterne i FIGUR 28 ses som et groft estimat af konsekvenserne ved henholdsvis at fjerne al PCB og ikke fjerne PCB fra affaldsstrømmen.



FIGUR 28. Konsekvenser for toksicitets-kategorierne, hvis PCB fjernes eller PCB bliver udledt til vandmiljøet. Mindre bygninger opført 1950-1977 (underscenarie 5, selektiv nedrivning). Normaliserede resultater. Enhed: PE/ton affald.

Den første søjle "Ingen PCB" i FIGUR 28 afspejler en situation, hvor alt PCB fjernes og destrueres. Der er således ingen udledning af PCB til miljøet. Værdierne for "Ingen PCB" i FIGUR 28 svarer til værdierne for scenarie B i FIGUR 11. De næste to søjler (PCB_min og PCB_maks) afspejler situationer, hvor der udledes forskellige mængder PCB til miljøet.

Det fremgår af FIGUR 28, at kategorien Humantoks, ikke-cancer, ikke berøres af udledning af PCB til vandmiljøet, hvorimod Økotoks (ferskvand) og særligt Humantoks, cancer berøres. For kategorien Økotoks (ferskvand) vil fjernelse af PCB medføre en reduktion i påvirkningen på henholdsvis 3 % og 20 % set i forhold til minimums- og maksimumsudledning. Tilsvarende er tallene for Humantoks, cancer henholdsvis 42 % og 85 %.

Resultaterne viser, at hvis denne LCA havde inkluderet udledning af farlige stoffer fra affaldet, så ville belastningsniveauerne for toksicitets-kategorierne potentielt ligge højere, end de gør i de nuværende beregninger. Resultaterne viser ligeledes – om end behæftet med stor usikkerhed – at fjernelse af PCB fra affaldsstrømmen har en stor betydning for de toksiske kategorier, særligt Humantoks, cancer. Hvis der havde været datamateriale til rådighed til at udføre tilsvarende modelleringer for andre farlige stoffer, fx tungmetaller, ville der forventeligt også her være set en reduktion i belastningsniveauet. Samlet set indikerer resultaterne, at det er hensigtsmæssigt med fokus på at fjerne farlige stoffer fra bygge- og anlægsaffaldsstrømmen.

9. Konklusioner

På baggrund af basisanalysen og de udførte følsomhedsanalyser kan følgende konkluderes:

Forskelle mellem scenarie A, B og C

Scenarie B (selektiv nedrivning) giver for samtlige miljøpåvirkningskategorier de bedste resultater – enten i form af de største potentielle miljømæssige besparelser eller de mindste potentielle miljømæssige påvirkninger. Dette gælder for både mindre og større bygninger.

Den procentvise forskel mellem scenarie A (nuværende praksis) og C (bedste praksis) er for samtlige miljøpåvirkningskategorier ikke særlig stor (men i de tilfælde, hvor der er en forskel, er det for de fleste miljøpåvirkningskategorier scenarie C, der præsterer bedst). For mindre bygninger ligger forskellen mellem scenarie A og scenarie C i forhold til Global opvarmning på 6-11 %, og omkring 0-5 % for de øvrige miljøpåvirkningskategorier. For større bygninger er forskellen mellem scenarie A og C lidt større. I forhold til Global opvarmning ligger forskellen på 15-70 %, mens forskellen for de øvrige miljøpåvirkningskategorier er på 0-56 %. Overordnet set ses de største procentvise forskelle for større bygninger for bygninger opført før 1950.

Den procentvise forskel mellem scenarie A (nuværende praksis) og B (selektiv nedrivning) for mindre bygninger ligger for Global opvarmning på 160-346 %. For de øvrige miljøpåvirkningskategorier ligger forskellen på 3-670 %, dvs. et meget stort spænd, som særligt er stort for udtømning af abiotiske ressourcer. Forskellen mellem scenarie A og B er generelt størst for mindre bygninger opført før 1950 og 1950-1977. For de større bygninger ligger forskellen mellem scenarie A og B for Global opvarmning på 425-658 %. For de øvrige miljøpåvirkningskategorier ligger forskellen på 4-1005 %, hvilket også er meget stort spænd. Forskellen mellem scenarie A og B er generelt størst for større bygninger opført før 1950 og 1950-1977.

Betydningen af bygningers opførelsetidspunkter – mindre bygninger

For mindre bygninger ses for de ikke-toksiske miljøpåvirkningskategorier, at nedrivning af bygninger opført før 1950 generelt resulterer i større besparelser eller mindre påvirkninger sammenlignet med de to øvrige tidsperioder, når der tages udgangspunkt i 1 ton byggeaffald. Der er ikke nogen væsentlig forskel mellem de potentielle ikke-toksiske miljøpåvirkninger for bygninger opført 1950-1977 eller efter 1977. Årsagen til, at de største besparelser eller mindste påvirkninger ses for nedrivning af mindre bygninger opført før 1950 skyldes, at bygninger fra denne periode vurderes at indeholde mere træ og tegl end bygninger opført på et senere tidspunkt, hvilket koblet sammen med den måde, som tegl og træ antages at blive håndteret på, resulterer i de miljømæssigt set bedste resultater.

Sammenligner man resultaterne for de toksiske kategorier for mindre bygninger ses, at der ikke er nogen væsentlig forskel mellem de forskellige opførelsetidspunkter. Bygninger opført før 1950 resulterer dog i lidt større besparelser eller mindre påvirkninger sammenlignet med de to øvrige tidsperioder, når der tages udgangspunkt i 1 ton byggeaffald. Det skal dog pointeres, at forskellen ikke er særlig stor. Det er udvaskning fra de nedknuste materialer (beton og tegl), der er afgørende for resultaterne.

Sammenligner man resultaterne for udtømning af abiotiske ressourcer for mindre bygninger fremgår det, at den største besparelse ses for bygninger opført før 1950, efterfulgt af bygninger opført 1950-1977. Bygningsklassen med de mindste besparelser er perioden efter 1977.

Det er særligt besparelserne knyttet til den undgåede produktion af mursten og undgåede forbrænding af fossile brændsler, som følge af genanvendelse af træaffald og forbrænding af træaffald, der er afgørende for resultaterne for udtømmning af abiotiske ressourcer.

Betydningen af bygningers opførelsetidspunkter – større bygninger

For større bygninger ses der for de ikke-toksiske miljøpåvirkningskategorier, at nedrivning af bygninger opført før 1950 generelt resulterer i større besparelser eller mindre påvirkninger for Global opvarmning og Eutrofiering (ferskvand) sammenlignet med de to øvrige tidsperioder, når der tages udgangspunkt i 1 ton byggeaffald. For de øvrige ikke-toksiske kategorier er der ikke nogen væsentlig forskel mellem tidsperioderne.

Sammenligner man resultaterne for de toksiske kategorier for nedrivning af større bygninger fra de tre forskellige tidsperioder ses, at der ikke er nogen væsentlig forskel mellem de forskellige tidsperioder

Sammenligner man resultaterne for udtømmning af abiotiske ressourcer for større bygninger fra de tre forskellige tidsperioder, fremgår det, at den største besparelse ses for nedrivning af bygninger opført før 1950, efterfulgt af bygninger opført 1950-1977. Bygningsklassen med de mindste besparelser er perioden efter 1977.

Som det var tilfældet for de mindre bygninger, er det, for de ikke-toksiske miljøpåvirkningskategorier og udtømmning af abiotiske ressourcer, den undgåede produktion af mursten og undgåede forbrænding af fossile brændsler, som følge af genanvendelse og forbrænding af træaffald, der er afgørende for resultaterne. For de toksiske kategorier er det udvaskning fra de nedknuste materialer (beton og tegl), der er afgørende.

De enkelte processers betydning for Global opvarmning

For miljøpåvirkningskategorien Global opvarmning er det undersøgt, hvordan de enkelte processer/behandlingsled bidrager i forhold til hinanden. Følgende kan konkluderes:

For mindre bygninger stammer de største påvirkninger for Global opvarmning (dvs. numerisk positive værdier) fra følgende behandlingsled: nedrivning af bygning, nyttiggørelse af beton i vejbyggeri samt nyttiggørelse af tegl i vejbyggeri. De største besparelser for Global opvarmning (dvs. numerisk negative værdier) stammer fra følgende behandlingsled: substitution af rundtræ, forbrænding af træ, substitution af sand og grus (*som følge af nyttiggørelse af både beton og tegl*) samt substitution af mursten.

For større bygninger tegner sig samme billede som for mindre bygninger. Dog er de samlede besparelser generelt lidt mindre for større bygninger sammenlignet med mindre bygninger. Det skyldes at andelen af træ er større i de mindre bygninger, hvilket har en forholdsvis stor betydning, eftersom håndtering af træaffald (og den medfølgende substitution) er forbundet med væsentligt større besparelser for Global opvarmning sammenlignet med de øvrige materialer i bygningerne.

Resultater af følsomhedsanalyser

Der er udført syv forskellige følsomhedsanalyser, hvor følgende parametre er undersøgt:

- Mindre genbrug af tegl i scenarier med selektiv nedrivning
- Biomasse ikke en begrænset ressource
- Mindre genanvendelse af træ fra mindre bygninger
- Marginal el baseret på vindenergi
- Marginal varme baseret på biomasse
- Identiske transportafstande på tværs af scenarier
- Konsekvenser af at fjerne PCB fra affaldsstrømmen

De første fem parametre er valgt, fordi de har stor betydning for resultaterne og i særlig grad er behæftet med en vis usikkerhed. Den sjette parameter (transportafstande på tværs af scenarier) er valgt, fordi transport af tunge materialer, som beton og tegl, kan have en stor betydning for resultaterne. Den syvende parameter, der vedrører fjernelse af PCB, er reelt ikke en følsomhedsanalyse, men er med for at belyse konsekvenserne af at fjerne farlige stoffer fra affaldsstrømmen.

Overordnet set kan der på baggrund af de udførte følsomhedsanalyser konkluderes, at resultaterne af basisanalysen er robuste i forhold til de parametre, der er vurderet som mest betydende for resultaterne. Det konkluderes på baggrund af, at de underscenerier, der repræsenterer selektiv nedrivning (scenarie B), både i basisanalysen og i følsomhedsmodelleringen bidrager med de største besparelser eller de mindste påvirkninger.

I forhold til fjernelse af PCB fra affaldsstrømmen viser modelleringen, at hvis basisanalysen havde inkluderet udledning af farlige stoffer fra affaldet, ville belastningsniveauerne for toksicitets-kategorierne potentielt ligge højere, end de gør i de nuværende beregninger. Resultaterne viser ligeledes – om end behæftet med stor usikkerhed – at fjernelse af PCB fra affaldsstrømmen har en stor betydning for de toksiske kategorier, særligt Humantoks, cancer. Resultaterne indikerer samlet set, at det er hensigtsmæssigt med fokus på at fjerne farlige stoffer fra affaldsstrømmen.

10. Referenceliste

- Andersen, C. E., Rasmussen, F. N., Zimmermann, R. K., Kanafani, K. & Birgisdottir, H. (2019): Livscyklusvurdering for cirkulære løsninger med fokus på klimapåvirkning. Forundersøgelse. SBI 2019:08. Polyteknisk Boghandel og Forlag ApS.
- Andersen, C. M. E. & Ohms, P. K. (2016): Miljøoptimering af renoveringsstrategien for Brøndby Strand. Afgangprojekt fra Diplom bygningsdesign, Danmarks Tekniske Universitet.
- Birgisdottir (2005): Life cycle assessment model for road construction and use of residues from waste incineration. PhD-afhandling. Danmarks Tekniske Universitet.
- Boldrin, A., Damgaard, A., Brogaard, L.K-S. & Astrup, T.F. (2015): Life cycle assessment of shredder residue management. Environmental project No. 1814, Environmental Protection Agency.
- Butera, S. (2019): Ressourceeffektive anlægskonstruktioner. LCA-undersøgelse af tilslagsproduktion. Teknologisk Institut.
- Butera, S., Christensen, T.H. & Astrup, T.F. (2015): Life cycle assessment of construction and demolition waste management. Waste Management 44, 196-205.
- Clavreul, J., Baumeister, H., Christensen, T.H. & Damgaard, A. (2014): An environmental assessment system for environmental technologies. Environmental Modelling & Software 60, 18-30.
- Damgaard, A. (2020): Cirkulær økonomi i byggeriet. Analyse af potentialer. LCA bilagsrapport / Bilag A. DTU Miljø. Trafik-, Bygge- og Boligstyrelsen.
- EC (2010): ILCD Handbook. General guide for life cycle assessment. Detailed guidance. Ispra: European Commission Joint Research Centre, Inst.
- Faraca, G., Tonini, D. & Astrup, T. F. (2019): Dynamic accounting of greenhouse gas emissions from cascading utilization of wood waste. Science of the Total Environment 651, 2689-2700.
- Finnveden, G., Hauschild, M.Z., Ekvall, T., Guinée, J., Heijungs, R., Hellweg, S., Koehler, A., Pennington, D. & Suh, S. (2009): Recent developments in Life Cycle Assessment. Journal of Environmental Management 91, 1-21.
- Grontmij & COWI (2013): Kortlægning af PCB i materialer og indeluft – samlet rapport.
- Henriksen, T., Venås, T. & Morsing, N. (2017): Livscyklusvurdering af behandling af imprægneret træaffald. Miljøprojekt nr. 1938, Miljøstyrelsen.
- Henriksen, T., Venås, T. & Morsing, N. (2018): Projekter for bedre ressourceudnyttelse. Livscyklusvurdering af genanvendelse af træaffald. Miljøprojekt nr. 1995, Miljøstyrelsen.
- Hjelmar, O., Hyks, J., Butera, S., Hougaard, T., Pade, C. & Smith, K.H. (2018): Forekomst og udvaskning af problematiske stoffer i knust beton og tegl. Miljøprojekt nr. 1991, Miljøstyrelsen.

Klimapartnerskabet for Energi- og Forsyningssektoren (2020): I mål med den grønne omstilling 2030. Sektorkøreplan for energi- og forsyningssektorens bidrag til 70%-målsætningen.

Madsen, M. L. N., Kiilerich, O., Andersen, N. H., Andersen, M. V. S. & Sander, J. (2020): Af-faldsstatistik 2019. Miljøprojekt nr. 2152. Miljøstyrelsen.

Munch-Petersen, C. (2013): 3.2. Tilslag. Betonhåndbogen. Dansk Betonforening.

Møller, J., Butera, S., Sanchez, V. M., Christensen, T. H., Kromann, M. & Willumsen, E. (2012): Livscyklusvurdering og samfundsøkonomisk vurdering af forskellige alternativer for håndtering og behandling af gipsaffald. Miljøprojekt nr. 1410, Miljøstyrelsen.

Møller, J., Damgaard, A. & Astrup, T. (2013): LCA af genbrug af mursten. Miljøprojekt nr. 1512, Miljøstyrelsen.

Møller, J., Damgaard, A., Brogaard, L.K.-S. & Astrup, T.F. (2015): Livscyklusvurdering af be-handling af deponeret shredderaffald. Miljøprojekt nr. 1813, Miljøstyrelsen.

Olsen, K. B. & Olesen, M. N. (2015): Metoder til fjernelse af miljøproblematiske stoffer. Miljøpro-jekt nr. 1656, Miljøstyrelsen.

Rambøll (2020): Cirkulær Økonomi i byggeriet. Analyse af potentialer ved øget genbrug og gen-anvendelse af byggeaffald. Trafik-, Bygge- og Boligstyrelsen.

Regeringen (2018): Strategi for cirkulær økonomi. Mere værdi og bedre miljø gennem design, forbrug og genanvendelse. Miljø- og Fødevarerministeriet og Erhvervsministeriet.

Sørensen, P. B., Elmeskov, J., Frederiksen, P., Jacobsen, J. B., Kristensen, N. B., Morthorst, P. E. & Richardson, K. (2018): Biomassens betydning for grøn omstilling. Klimaperspektiver og an-befalinger til regulering af fast biomasse til energiformål. Klimarådet.

Takou, V., Boldrin, A., Astrup, T.F. & Damgaard, A. (2019): LCA of Single Use Plastic Products in Denmark. Brief Report. Environmental project no. 2104. Environmental Protection Agency.

Tscherning (2020): Data stillet til rådighed af nedrivningsvirksomheden Tscherning for fire for-skellige nedrivninger.

Bilag 1. Data om bygninger og nedrivningsmængder

Dette bilag er udarbejdet af Golder Associates.

Bilag 1.1 Data om bygninger

Det første skema viser udtræk fra BBR og viser den aktuelle fordeling mellem forskellige bygningstyper. Tallene er 2019 tal.

Af oversigten fremgår videre en sammenstilling i større og mindre bygninger, henholdsvis fordelingen mellem bygninger i forskellige aldersklasser.

Oversigten er udarbejdet med henblik på at illustrere den aktuelle bygningsbestand i Danmark. Udtræk og beregninger er foretaget af Golder Associates.

De efterfølgende skemaer (startende på næste side) rummer data fra forskellige konkrete nedrivningscases. Der er tale om, dels cases der er medtaget i tidligere udrednings- og demonstrationsprojekter, og dels cases opstilles på baggrund af sager, hvor Golder Associates har været tilknyttet som rådgiver.

Casene repræsenterer forskellige typer af nedrivningsprojekter, jf. nedenstående skemaer.

De forskellige cases har efterfølgende dannet udgangspunkt for data om materialesammensætning i TABEL 5.

Bygningsklasse	Mindre bygninger							
	Stuehuse til landbrugsejendomme		Parcelhuse		Række-, kæde- og dobbelthuse		Anden helårsbeboelse	
	# (stk.)	Areal (m ²)	# (stk.)	Areal (m ²)	# (stk.)	Areal (m ²)	# (stk.)	Areal (m ²)
Bygninger før 1950	96.281	19.937.000	391.319	58.158.000	44.501	6.080.000	3.598	471.000
Bygninger 1950-1977	12.243	2.252.000	554.263	73.616.000	83.139	10.544.000	1.492	152.000
Bygninger efter 1977	12.032	2.646.000	276.591	43.642.000	150.787	23.000.000	3.680	213.000
Gennemsnitsareal før 1950	207 m ²		149 m ²		137 m ²		131 m ²	
Gennemsnitsareal 1950-1977	184 m ²		133 m ²		127 m ²		102 m ²	
Gennemsnitsareal efter 1977	220 m ²		158 m ²		153 m ²		58 m ²	

Bygningsklasse	Større bygninger											
	Etageboliger		Kollegier		Døgninstitutioner		Erhverv (samlet)		Industri (samlet)		Landbrug	
	# (stk.)	Areal (m ²)	# (stk.)	Areal (m ²)	# (stk.)	Areal (m ²)	# (stk.)	Areal (m ²)	# (stk.)	Areal (m ²)	# (stk.)	Areal (m ²)
Bygninger før 1950	63.117	43.419.000	251	231.000	989	772.000	33.576	17.604.000	14.641	5.186.000	174.746	36.128.000
Bygninger 1950-1977	18.644	27.914.000	873	782.000	1.243	1.671.000	36.416	27.641.000	27.801	18.865.000	119.262	32.569.000
Bygninger efter 1977	18.799	19.695.000	1.172	634.000	2.954	2.609.000	55.007	48.370.000	37.949	25.766.000	126.217	65.227.000
Gennemsnitsareal før 1950	688 m ²		920 m ²		781 m ²		524 m ²		354 m ²		207 m ²	
Gennemsnitsareal 1950-1977	1497 m ²		896 m ²		1344 m ²		759 m ²		679 m ²		273 m ²	
Gennemsnitsareal efter 1977	1048 m ²		541 m ²		883 m ²		879 m ²		679 m ²		517 m ²	

Bygningsklasse	Mindre bygninger		Større bygninger	
	# (stk.)	Areal (m ²)	# (stk.)	Areal (m ²)
Bygninger før 1950	535.699	84.646.000	287.320	103.340.000
Bygninger 1950-1977	651.137	86.564.000	204.239	109.442.000
Bygninger efter 1977	443.090	69.501.000	242.098	162.301.000
I alt:	1.629.926	240.711.000	733.657	375.083.000

Bygningsklasse	Mindre bygninger		Større bygninger	
	Gns. m ² / stk	158,01	Gns. m ² / stk	359,67
Bygninger før 1950	Gns. m ² / stk	158,01	Gns. m ² / stk	359,67
Bygninger 1950-1977	Gns. m ² / stk	132,94	Gns. m ² / stk	535,85
Bygninger efter 1977	Gns. m ² / stk	156,86	Gns. m ² / stk	670,39
Samlet gennemsnit	Gns. m ² / stk	149,27	Gns. m ² / stk	521,97

Kajerød Skole

Byggeår:

1969-1975

Antal bygninger:

5 blokke

Etageareal:

ca. 13000 m²

Fraktioner iht. summering fra vejesedler	Mængde	Enhed	%
Beton < 50 cm	2.091,8	ton	12,38%
Beton > 50 cm	9.428,7	ton	55,80%
Beton / tegl < 50 cm	393,3	ton	2,33%
Affald, Brændbart	127,5	ton	0,75%
Affald, Deponiegned	406,3	ton	2,40%
Træ, A2 Bygnings Træ	5,7	ton	0,03%
Glas knust (Isomix)	11,7	ton	0,07%
Glas, Bygningsglas	23,2	ton	0,14%
Gips til sortering	80,8	ton	0,48%
Beton, Gasbeton	90,7	ton	0,54%
Affald, kat 2	18,1	ton	0,11%
Beton, Forurennet	3.619,0	ton	21,42%
Beton, Sandwich, Forurennet	599,5	ton	3,55%
Total	16.896,3	ton	100%

Fraktioner iht. TI's fordeling	Mængde	Enhed	%
Beton	15.739,0	ton	93,15%
Tegl	393,3	ton	2,33%
Træ	107,7	ton	0,64%
Glas	34,9	ton	0,21%
Metal	35,0	ton	0,21%
Gips	80,8	ton	0,48%
Mineraluld	20,0	ton	0,12%
Plast	10,0	ton	0,06%
Andet	475,6	ton	2,81%
Total	16.896,3	ton	100%

Miljøprojekt nr. 177 - Erhvervsbygning (B8)

Byggeår:	1930
Antal bygninger:	1 erhvervsbygning
Etager:	4
Etageareal:	800 m ²

Fraktioner iht. summering fra vejesebler	Mængde	Enhed	%
Malet el. forurennet træ	8,0	ton	0,90%
Ubehandlet træ	11,0	ton	1,23%
Skrotjern	34,0	ton	3,81%
Metaller	0,4	ton	0,04%
Tegl	400,0	ton	44,84%
Beton	400,0	ton	44,84%
Glas	1,7	ton	0,19%
Tagpap	0,7	ton	0,08%
El-installation	0,2	ton	0,02%
Restfraktion	36,0	ton	4,04%
Total	892,0	ton	100%

Fraktioner iht. TI's fordeling	Mængde	Enhed	%
Beton	400,0	ton	44,84%
Tegl	400,0	ton	44,84%
Træ	19,0	ton	2,13%
Glas	1,7	ton	0,19%
Metal	34,0	ton	3,81%
Gips	-	ton	0,00%
Mineraluld	-	ton	0,00%
Plast	-	ton	0,00%
Andet	37,3	ton	4,18%
Total	892,0	ton	100%
Ton / kvm	1,12	ton/m²	

Note:

De gult-markerede mængder fremgår ikke af rapporten.

Miljøprojekt nr. 177 - Beboelse (B11)

Byggeår:	1881
Antal bygninger:	1 beboelse
Etager:	6
Etageareal:	1000 m ²

Fraktioner iht. summering fra vejesedler	Mængde	Enhed	%
Malet el. forurennet træ	25,0	ton	2,10%
Ubehandlet træ	120,0	ton	10,08%
Metaller	0,1	ton	0,01%
Tegl	1.000,0	ton	84,03%
Glas	0,5	ton	0,04%
El-installation	0,5	ton	0,04%
Restfraktion	20,0	ton	1,68%
Skorstenstegl	24,0	ton	2,02%
Total	1.190,1	ton	100%

Fraktioner iht. TI's fordeling	Mængde	Enhed	%
Beton	-	ton	0,00%
Tegl	1.024,0	ton	86,04%
Træ	145,0	ton	12,18%
Glas	0,5	ton	0,04%
Metal	-	ton	0,00%
Gips	-	ton	0,00%
Mineraluld	-	ton	0,00%
Plast	-	ton	0,00%
Andet	20,6	ton	1,73%
Total	1.190,1	ton	100%
Ton / kvm	1,19	ton/m²	

Note:

De gult-markerede mængder fremgår ikke af rapporten.

Miljøprojekt nr. 177 - TUBORG

Byggeår:

Ca. 1890-1910

Antal bygninger:

1 (gammelt malteri)

Etager:

4-6

Etageareal:

8000 m²

35m høj betonsilo med diameter på 15m

30m høj stålsilo med spir

Køllebygning

Bygrenseri

Dampgenerator

Varmtvandsanlæg

Fraktioner iht. summering fra vejersedler	Mængde	Enhed	%
Malet el. forurenede træ	91,0	ton	0,45%
Ubehandlet træ	116,0	ton	0,58%
Jern	1.918,0	ton	9,52%
Metaller	72,0	ton	0,36%
Glas	1,0	ton	0,00%
Tjærepap	3,0	ton	0,01%
Brokker	17.739,0	ton	88,07%
Forurenede brokker	116,0	ton	0,58%
Restfraktion	87,0	ton	0,43%
Total	20.143,0	ton	100%

Fraktioner iht. TI's fordeling	Mængde	Enhed	%
Beton	16.069,5	ton	79,78%
Tegl	1.785,5	ton	8,86%
Træ	207,0	ton	1,03%
Glas	1,0	ton	0,00%
Metal	1.918,0	ton	9,52%
Gips	-	ton	0,00%
Mineraluld	-	ton	0,00%
Plast	-	ton	0,00%
Andet	162,0	ton	0,80%
Total	20.143,0	ton	100%
Ton / kvm	2,52	ton/m²	

Note:

De gult-markerede mængder fremgår ikke af rapporten.

Mængden er derfor groft anslået (10% tegl og 90% beton).

MUSICON

Byggeår:	1945
Antal bygninger:	3 Industri
Bygning 1 Etager:	1
Bygning 2 Etager:	2 + kælder
Bygning 3 Etager:	1
Etageareal samlet:	6000 m ²

Fraktioner iht. opgørelse over bortkørt affald	Mængde	Enhed	%
Beton	1500	ton	55,18%
Murstensbrokker	367,81	ton	13,53%
Brændbart affald	171,1	ton	6,29%
Stort genanvendeligt (forbrænding)	92,75	ton	3,41%
Træbeton	41,4	ton	1,52%
Gips	11,3	ton	0,42%
PCB < 50 mg/kg	18,1	ton	0,67%
PCB > 50 mg/kg	4,1	ton	0,15%
Asbest	23,58	ton	0,87%
Jern & metal	155,05	ton	5,70%
Kabler / el	1,57	ton	0,06%
Isolering, rent	19,05	ton	0,70%
Olie	0,9	ton	0,03%
Lysstofrør	0,14	ton	0,01%
Sandblæsningssand	81,2	ton	2,99%
Træ, farligt affald	1,4	ton	0,05%
Leca med tagpap	122,5	ton	4,51%
Gasbeton	28,98	ton	1,07%
Slagger	25,54	ton	0,94%
Forurenet affald, termisk behandling	48,41	ton	1,78%
Glas	3,4	ton	0,13%
Total	2.718,3	ton	100%

Fraktioner iht. TI's fordeling	Mængde	Enhed	%
Beton	1.500,0	ton	55,18%
Tegl	367,8	ton	13,53%
Træ	184,7	ton	6,79%
Glas	3,4	ton	0,13%
Metal	155,1	ton	5,70%
Gips	11,3	ton	0,42%
Mineraluld	19,1	ton	0,70%
Plast	-	ton	0,00%
Andet	477,0	ton	17,55%
Total	2.718,3	ton	100%
Ton / kvm	0,45	ton/m²	

Note:

De gult-markerede mængder fremgår ikke af slutopførelsen.

Mængden er derfor groft anslået.

HP4

Byggeår:	1969 - 1973
Antal bygninger:	5 Højhuse boligbyggeri
Etagér:	16 + kælder (x5)
Etageareal samlet:	31745 m ²

Fraktioner iht. affaldsanmeldelse	Mængde	Enhed	%
Beton (rent)	16.300,0	ton	31,88%
Beton (forurennet med PCB > 50 mg/kg)	34.000,0	ton	66,49%
Glas	111,0	ton	0,22%
Stål (rent)	26,0	ton	0,05%
Stål forurennet	32,0	ton	0,06%
Aluminium	18,0	ton	0,04%
Kobberrør	2,0	ton	0,00%
Kabler (El installationer)	20,0	ton	0,04%
Asfalt	50,0	ton	0,10%
Træ forurennet	5,0	ton	0,01%
Tagpap	12,0	ton	0,02%
Sandblæsningssand	56,0	ton	0,11%
Isoleringsmaterialer (mineraluld / stenudd)	51,0	ton	0,10%
Eternitplader (asbest)	76,0	ton	0,15%
Sanitet og fliser	24,0	ton	0,05%
Træ (PCB > 50 mg/kg)	326,0	ton	0,64%
Vinyl (PCB > 50 mg/kg)	3,0	ton	0,01%
Plastik (PCB > 50 mg/kg)	8,0	ton	0,02%
Fuge (PCB > 50 mg/kg)	8,0	ton	0,02%
Øvrigt restaffald	5,0	ton	0,01%
Total	51.133,0	ton	100%

Fraktioner iht. TI's fordeling	Mængde	Enhed	%
Beton	50.300,0	ton	98,37%
Tegl	-	ton	0,00%
Træ	331,0	ton	0,65%
Glas	111,0	ton	0,22%
Metal	78,0	ton	0,15%
Gips	-	ton	0,00%
Mineraluld	51,0	ton	0,10%
Plast	8,0	ton	0,02%
Andet	254,0	ton	0,50%
Total	51.133,0	ton	100%
Ton / kvm	1,61	ton/m²	

Note:

De gult-markerede mængder fremgår ikke af affaldsestimat.
Mængden er derfor groft anslået.

DM&E - Vestergade 12

Byggeår:	1907
Antal bygninger:	1
Etager:	1,5 + kælder
Etageareal samlet:	96 m ²

Fraktioner iht. affaldsanmeldelse	Mængde	Enhed	%
Blandet beton og tegl til nyttiggørelse	80,0	ton	69,34%
Træ til nyttiggørelse	8,0	ton	6,93%
Beton og tegl (forurenede)	11,7	ton	10,14%
Træ (forurenede til forbrænding)	10,2	ton	8,84%
Gips	3,0	ton	2,60%
Glasuld (genanvendelse)	0,5	ton	0,43%
Sanitet	0,2	ton	0,16%
Termoruder	1,5	ton	1,30%
Pap & papir	0,3	ton	0,26%
Total	115,4	ton	100%

Fraktioner iht. TI's fordeling	Mængde	Enhed	%
Beton	45,9	ton	39,74%
Tegl	45,9	ton	39,74%
Træ	18,2	ton	15,77%
Glas	1,5	ton	1,30%
Metal	-	ton	0,00%
Gips	3,0	ton	2,60%
Mineraluld	0,5	ton	0,43%
Plast	-	ton	0,00%
Andet	0,5	ton	0,42%
Total	115,4	ton	100%
Ton / kvm	1,20	ton/m²	

Note:

De gult-markerede mængder fremgår ikke af opgørelsen.

DM&E - Læsøvej 7

Byggeår:	1856
Antal bygninger:	1 + carport (gammel stald)
Etager:	1,5
Etageareal samlet:	291 m ²

Fraktioner iht. affaldsanmeldelse	Mængde	Enhed	%
Blandet beton til nyttiggørelse	20,0	ton	20,31%
Blandet beton og tegl til nyttiggørelse	60,4	ton	61,35%
Træ til nyttiggørelse	10,1	ton	10,26%
Træ (forurenede til forbrænding)	2,0	ton	2,03%
Eternittag (asbest)	3,6	ton	3,66%
Glasuld (genanvendelse)	0,5	ton	0,51%
Sanitet	0,1	ton	0,05%
Andet forurenede affald	1,7	ton	1,73%
Andet farligt affald	0,1	ton	0,10%
Total	98,5	ton	100%

Fraktioner iht. TI's fordeling	Mængde	Enhed	%
Beton	50,2	ton	50,99%
Tegl	30,2	ton	30,68%
Træ	12,1	ton	12,29%
Glas	-	ton	0,00%
Metal	-	ton	0,00%
Gips	-	ton	0,00%
Mineraluld	0,5	ton	0,51%
Plast	-	ton	0,00%
Andet	5,4	ton	5,54%
Total	98,5	ton	100%
Ton / kvm	0,34	ton/m²	

Note:

De gult-markerede mængder fremgår ikke af opgørelsen.

Bilag 1.2 Nedrivningsmængder fordelt på større og mindre byggeri

Der foreligger i dag ikke offentlige data for, hvor mange kvadratmeter (m²) af hver bygningsklasse der bliver nedrevet årligt. Dette er derfor forsøgt udregnet på baggrund af beregnede BBR-opgørelser og formlen:

$$(\text{Nedrivning år } X = \text{Bygningsbestand } X + \text{Fuldført byggeri } X - \text{Bygningsbestand } X+1)$$

Ud fra dette antages, at der årligt genereres ca. 4,5-5 millioner ton bygge- og anlægsaffald fra nedrivning af bygninger. I beregningen indgår ikke affald fra nybyggeri og renovering.

Det bemærkes, at den beregnede affaldsmængde fra nedrivning svarer til den samlede registrerede mængde af bygge- og anlægsaffald, som var 5 mio. tons affald i 2019, jf. Miljøstyrelsens affaldsstatistik (Miljøprojekt nr. 2152, 2020: Affaldsstatistik 2019).

Nedenstående tabel angiver en beregning af de forventede samlede nedrivningsmængder pr. år i Danmark for henholdsvis større og mindre byggeri.

TABEL 44. Mængde nedrevet materiale (angivet i m²/år og ton/år). Følgende densiteter for det nedrevne materiale er anvendt: Mindre bygninger: 1 ton/m² og Større bygninger: 1,5 ton/m². Densiteterne er baseret på skøn foretaget af Golder Associates og Lauritzen Advising.

Bygningstype	Bygningsklasse	Antal m ² nedrevet hvert år	Antal ton nedrevet hvert år
Mindre bygninger	Før 1950	241.733	241.733
	1950-1977	379.867	379.867
	Efter 1977	69.067	69.067
Større bygninger	Før 1950	805.467	1.208.200
	1950-1977	1.265.733	1.898.600
	Efter 1977	230.133	345.200
Total		2.992.000	4.142.667

Bilag 2. Estimat over årlige nedrivningsmængder

Dette bilag er udarbejdet af Lauritzen Advising.

Indledning

Som led i dataindsamling til det videre arbejde med selektiv nedrivning gives hermed estimat for årlige nedrivningsmængder og fraktioner baseret på:

- Statistiske oplysninger, BBR og BYGB 34 og BYGV 22, som bygger på BBR-data.
- Prognose for byg- og anlægsaffald, Miljøprojekt nr. 150, 1990.
- Affaldsdatasystem, ADS 2017.

Forudsætninger:

- Estimatet omfatter bygningsaffald fra nedrivning af bygninger, ekskl. anlægsaffald, affald fra renovering og nybyggeri, asfalt m.v.
- Det er aftalt, at der anvendes en standardiseret fraktionsopdeling for projektet, som er defineret af Teknologisk Institut.
- Der anvendes de seks aftalte bygningsklasser, dog med den afvigelse, at der anvendes perioden 1950 - 1979, jf. Danmarks Statistik i stedet for den aftalte periode 1950 - 1977.

Statistiske oplysninger

Der findes ingen statistikker over nedrevne bygninger på landsbasis. Derfor er der med udgangspunkt i årlige variationer af bygningsbestanden forsøgt at udlede fragåede (nedrevne) BBR-arealer ved anvendelse af data af DS BYGB 34 Bygningsbestand og BYGV 22 Fuldført byggeri.

Fragåede arealer, som betragtes som nedrevne arealer, beregnes ved følgende udtryk:

$$\text{Nedrivning år X} = \text{Bygningsbestand X} + \text{Fuldført byggeri X} - \text{Bygningsbestand X+1}$$

Bygningsbestanden for årene 2013 - 2019 er opgjort jf. DS BYGB 34, som vist i tabel 1a.

Beregning af bygningsbestand, jf DS BYGB 34								
Bygningstyper	Bygnings-klasse	Byg.bestand 2013, m2	Byg.bestand 2014, m2	Byg.bestand 2015, m2	Byg.bestand 2016, m2	Byg.bestand 2017, m2	Bygn.bestand 2018, m2	Bygn.bestand 2019, m2
Mindre bygninger	Før 1950	84.673	84.796	84.873	84.917	84.966	84.248	84.175
Mindre bygninger	1950-1979	94.040	94.197	94.336	94.487	94.589	94.345	94.369
Mindre bygninger	1980-2014	53.567	54.848	55.999	57.309	58.000	59.786	61.374
Sum		232.280	233.841	235.208	236.713	237.555	238.379	239.918
Større bygninger	Før 1950	119.049	118.502	117.833	116.857	116.237	115.270	113.335
Større bygninger	1950-1979	141.407	140.918	140.016	139.220	138.534	137.532	135.983
Større bygninger	1980-2014	144.161	147.594	151.173	154.473	157.989	161.268	164.477
Sum		404.617	407.014	409.022	410.550	412.760	414.070	413.795
m2: 1000 m2								

Tabel 1a. Opgørelse af bygningsbestand opdelt i seks bygningsklasser og sammenfattet for henholdsvis. mindre og større bygninger.

Ved indsættelse af data for fuldført byggeri, jf. DS BYGV 22 sammen med data for bygningsbestand, indsat i ovennævnte udtryk, fås fragåede BBR-arealer (svarende til nedrivningsmængder) som vist i tabel 2a.

Beregning af nedrivningsmængder, jf DS BYGB 34 og BYGV 22						
Bygningstype	År X	Byg. Bestand	Fuldført	Byg. bestand,	Nedrivning	Nedrivning,
Mindre bygninger	2013	232.280	1435	233.841	-126	
Større bygninger	2013	404.617	3751	407.014	1354	2.031
Mindre bygninger	2014	233.841	1451	235.208	-84	
Større bygninger	2014	407.014	4105	409.022	2097	3.145
Mindre bygninger	2015	235.208	1508	236.713	-3	
Større bygninger	2015	409.022	3668	410.550	2140	3.210
Mindre bygninger	2016	236.713	1668	237.555	826	826
Større bygninger	2016	410.550	3619	412.760	1409	2.113
						2.939
Mindre bygninger	2017	237.555	1803	238.379	978	978
Større bygninger	2017	412.760	3932	414.070	2622	3.933
						4.911
Mindre bygninger	2018	238.379	1807	239.918	268	268
Større bygninger	2018	414.070	3911	413.795	4186	6.279
						6.547
m2: 1000 m2						

Tabel 2a. Udredning af fragåede BBR-arealer (nedrivninger) i årene 2013 - 2018. Nedrivningsmængderne i arealer (m²) er omregnet til tons ved en skønsmæssig gennemsnitlig ansættelse af 1 t pr. m² for de mindre bygninger og 1,5 t pr. m² for større bygninger, jf. SBI-anvisning 171.

Resultaterne af beregningerne i tabel 1a og 2a viser en betydelig afvigelse fra år til år. Bestanden af mindre bygninger for bygningsklasserne før 1950 og 1950-1979 stiger med årene, hvorefter at falde i 2018 og 2019. Danmarks Statistik, kontaktperson Erik Nielsen, har forklaret, at dette antagelig hænger sammen med gennemførelse af støttede kommunale nedrivninger. Der til kommer, at SKAT har været i gang med en ny-registrering af samtlige bygninger i Danmark. SKAT anvender luftfotografier og finder her såvel nye som ikke længere eksisterende "mindre bygninger". Kommunerne har siden 2018 været i gang med rette bygningsbestanden til.

De negative tal i tabel 2a for fragåede arealer for mindre bygninger i årene 2013 til 2015 skyldes sandsynligvis, at kommunerne og borgerne har rettet fejl og ændringer i BBR-rapporteringerne.

De relative store tal for nedrivning af større bygninger i 2017 og 2018 i tabel 2a tilskrives Danmarks Statistik det forhold, at boligbyggeriet har overhalet erhvervsbyggeriet de senere år, hvilket har betydet, at større mængder erhvervsbyggeri er fragået.

Prognose for byg- og anlægsaffald, Miljøprojekt 150, 1990 (PROBA)

PROBA er en detaljeret undersøgelse af forekomst af bygge- og anlægsaffald i Danmark og analyse af de fremtidige nedrivningsmængder fra 1990 til 2015. Erfaringer og data er præsenteret i SBI-Anvisning 171, 1991.

Tabel 3a (PROBA tabel 6.1) viser resultatet af estimerede mængder bygge- og anlægsaffald fra 1990 til 2015. De estimerede årlige mængder i 2015 er opgjort til 5,2 millioner ton ekskl. jord og asfalt. Byggeaffald omfattende affald fra boliger og erhvervsbygninger er estimeret til 4,5 millioner ton. Som det fremgår af Tabel 4a (PROBA tabel 6.2) gives en opgørelse af affaldsmængderne i henholdsvis affald fra nybyggeri, renovering og nedrivning. De estimerede mængder for nedrivning i 2015 er opgjort til 3,7 millioner ton. Tabel 5a (PROBA tabel 6.3) viser fordelingen af forskellige fraktioner i bygge- og anlægsaffaldet.

1000 tons	1990	1995	2000	2005	2010	2015
Boliger	1213	1304	1401	1500	1603	1707
Erhvervsbygninger	2187	2298	2398	2513	2637	2769
Anlæg:						
inkl. jord+asfalt	3133	2880	2565	2543	2543	2543
ekskl. jord+asfalt	985	932	793	779	779	779
Total:						
inkl. jord+asfalt	6532	6483	6364	6557	6783	7019
ekskl. jord+asfalt	4384	4535	4592	4792	5019	5255

Tabel 6.1

Potentiel affaldsmængde i 1000 tons fra boliger, erhvervsbygninger og anlæg.

Tabel 3a. Prognose for byggeaffald (PROBA).

1000 t	1990		1995		2000		2005		2010		2015	
	Bygn.	Anlæg	Bygn.	Anlæg	Bygn.	Anlæg	Bygn.	Anlæg	Bygn.	Anlæg	Bygn.	Anlæg
Nybyggeri	199	258	196	254	182	127	178	127	178	127	178	127
Renovering	602	590	602	543	602	530	602	516	602	516	602	516
Nedrivning	2598	136	2804	136	3015	136	3233	136	3460	136	3696	136
Total	3399	985	3603	932	3799	793	4013	779	4240	779	4476	779

Tabel 6.2

Potentielle affaldsmængder i 1000 tons fra nybyggeri, renovering og nedrivning (ekskl. jord og asfalt).

Tabel 4a. Prognose for byggeaffald fra nedrivning af bygninger (PROBA).

1000 tons	1990	1995	2000	2005	2010	2015
Brækker o. lign.	3668	3791	3822	3992	4186	4387
Træ o.a. brændb.	335	347	357	370	383	397
Papir og pap	7	7	7	8	8	8
Plast	9	9	8	8	8	8
Metal	156	162	166	172	179	185
Andet øj. brændb.	208	219	231	243	255	269
Jord	1673	1448	1357	1356	1356	1356
Asfalt	475	500	416	409	409	409
Total:						
inkl. jord+asfalt	6532	6483	6364	6557	6783	7019
ekskl. jord+asfalt	4384	4535	4592	4792	5019	5255

Tabel 6.3

Sammensætning af bygge- og anlægsaffald (1000 tons).

Tabel 5a. Fordeling af fraktioner i bygge- og anlægsaffald (PROBA).

Fordeling af fraktionerne for bygge- og anlægsaffaldsmængden i 2015, ekskl. jord og asfalt er vist i tabel 6a.

I PROBA er beton og tegl samlet i en fraktion, hvor der ikke er skelnet mellem beton og tegl. Fordelingen er afhængig af bygningen og opførelsesdato. Mindre bygninger og etagebeboliger

indtil 1979 antages hovedsagelig at være opført af tegl, medens erhvervsbygninger generelt er udført af beton. I Projekt selektiv nedrivning, Miljøprojekt 177, 1991 er baghuset opført af 82 % tegl og betonbygning af henholdsvis 46 % beton og 46 % tegl.

Fraktion	Mængde, t	Mængde, %
Brokker o. lign.	4387	83,5
Træ o.a. brændbart	397	7,6
Papir og pap	8	0,15
Plast	8	0,15
Metal	185	3,5
Andet ej brændbart	269	5,1
Total	5255	100

Tabel 6a. Fordeling fra 2015 af bygge- og anlægsaffald på fraktioner.

Affalddatasystemet, ADS 2017

Med henvisning til Affaldsstatistik 2017, Miljøprojekt 2102, 2019 gives en opgørelse over primært produceret affald indenfor bygge- og anlægsaffald, ekskl. Jord. De samlede mængder for 2017 er opgjort til 4.479.000 ton i Tabel 7a er der foretaget konvertering af fraktionerne i ADS til de fraktioner, der er blevet arbejdet med i nærværende projekt om selektiv nedrivning. De samlede mængder ekskl. Asphalt, ballast og dagrenovation udgør i alt ca. 3,5 millioner ton.

Fraktion, jf. ADS	Mængder, ADS 2017		Konverterede fraktioner	Forenede mængder 1000t	Konverteret mængde 1000t	Konverteret mængde %
	1000 t	Omfordeling af fraktioner				
Beton	1182		Beton	1182+360+173	1715	49
Mursten	211	Tegl	Tegl	211+114+120+192+130	767	22
Tegl og keramik	114	Tegl				
Blandinger, beton, mursten og Træ	480	25% tegl, 75 % beton				
Glas	21		Træ	163+43	163	5
Plast	6		Glas	21+21	42	1,2
Asfalt og kultjære holdigt af.	963	Medregnes ikke	Plast	6+9	15	0,3
Aluminium, kobber, m.v.	21	Metal	Metal	21+315+42+7+43	385	11
Jern og Stål	315	Metal				
Bly, zink, bl. Metal m.v.	42	Metal				
Kabler	7	Metal				
Ballast fra jernbanespor	73	Medregnes ikke				
Isolationsmaterialer	19		Mineraluld		19	0,5
Adsbestandige byggematerialer	89	Andet				
Gipsbaserede materialer, forurenede	75	Andet	Gips?			
Bygn. og nedrivnaf. med PCB	10	Andet				
Blandet byning. og nedr.affald	432	40% beton, 30% tegl, 10% træ, 10% metal, 5% glas, 2%plast, 2% mineraluld, 1% andet				
Dagrenovation m.v.	44	Medregnes ikke				
Andet affald	210	Inkl. Forurenat affald	Andet	210+89+75+10+4	388	11
Total	4479		Total		3494	100

Tabel 7a. Affaldsfraktioner, Bygge- og anlægsaffald, jf. Affaldsstatistik 2017 vist i venstre tabel. Højre tabel viser fraktionerne konverteret til projektets fraktioner.

Affaldsstatistikken for bygge- og anlægsaffald omfatter alene affald, der er afleveret til godkendt modtageanlæg og registreret på vægt. Det er således ikke umiddelbart muligt at se forskel på byggeaffald, affald fra renovering, affald fra nedrivning og anlægsaffald og om affaldet stammer fra små eller større bygninger.

Hvis det antages, at anlægsaffaldet udgør 14,8% af de samlede bygge- og anlægsaffaldsmængder ekskl. jord og asfalt, som vist i tabel 3, vil den tilsvarende mængde i ADS 2017 ligge på 14,8% af 3,494 millioner ton = 0,5174 millioner ton Herefter udgør bygningsaffaldet 2,9 millioner ton med en ukendt fordeling på affald fra nybyggeri, renovering og nedrivning.

Indhentning af data fra forskellige aktører

Til belysning af spørgsmålet om, hvor store mængder nedrivningsaffald, der genereres, er der indhentet følgende oplysninger.

Martin Henriksen, MIS Recycling

- MIS knuser ca. 2.7 millioner ton tegl og beton pr. år, hvor ca. 1/3 er beton
- Materialer, som MIS knuser for Norrecco, RGS Nordic og andre registrerede virksomheder, vejes og registreres på vægten for de respektive modtageanlæg.
- Bekræfter, at store mængder tegl og beton er ikke registreret.
- Martin skønner, at MIS har ca. 30 - 50% af knusemarkedet i DK, dvs. at der er tale om skønsmæssige mængder af beton og tegl på et niveau 5 - 8 millioner ton tegl og beton om året.

René Friis Nielsen, Huscompagniet

- Huscompagniet tilbyder koncept med nedrivning af hus og bygning af nyt hus. Nedrivning af en alm villa koster ca. 125.000 kr.
- Gennemsnitsstørrelse af nedrivninger kan ikke angives, men ved fx 125 m² er prisen ca. 1000 kr. pr m².
- René anslår, at Huscompagniet nedriver ca. 200 huse om året, dvs. ca. 20.000 - 24.000 m² pr. år og 20.000 - 24.000 ton byggeaffald pr. år.
- Det er normalt bygherren, der entrerer med nedriveren, evt. med Huscompagniets bistand.

Jesper Ole Jensen, SBI

Henviste til data fra et notat om areal, ejendomsvurdering m.m. af nedrevne boliger. Det er kun enfamiliehuse og stuehuse, der er medtaget, men det udgør også langt størsteparten af de nedrevne bygninger.

Karakteristika	Stuehuse		Enfamiliehuse	
	Alle	Med støtte fra pulje til landsbyfornyelse	Alle	Med støtte fra pulje til landsbyfornyelse
Opførelsesår	1889	1880	1937	1900
Areal, m ²	120	124	98	90
Ejendomsvurdering (2010), kr.	2.450.000	2.875.000	1.250.000	530.000
Grundværdi, kr.	596.200	754.350	393.450	125.100
Stuehusværdi, kr.	671.600	595.450	-	-

Tabel 8a. Karakteristika ved nedrevne stuehuse og enfamiliehuse, nedrevet med eller uden støtte fra pulje til landsbyfornyelse. Median værdier for opførelsesår, boligareal, ejendomsvurdering, grundværdi og stuehusværdi er angivet (SBI).

SBI har delt populationen af nedrevne bygninger (stuehuse og enfamiliehuse) op i "Alle", der er nedrevet (ud fra BBR-registeret) og de huse, der er støttet af pulje til landsbyfornyelse (ud fra BOSSINF-udtræk fra TBST).

En stor del af "Alle" er bygninger nedrevet med støtte fra Indsatspuljen (2010-2011), men TBST har meget dårlig datadækning fra denne pulje, og derfor kan der ikke trække data ud særskilt.

Sammenlignende vurdering

Mængder af nedrivning af større og mindre bygninger i 2015 er udredt, jf. tabel 2a, til ca. 3,2 millioner ton.

Mængder af nedrivning af bygninger i 2015 er i PROBA, jf. tabel 4a, estimeret til ca. 3,7 millioner ton.

Mængder af bygge- og anlægsaffald i 2017 er opgjort til ca. 3,5 millioner ton, jf. ADS, tabel 7a. Antages anlægsaffaldet at udgøre 14,8 % udgør byggeaffaldet ca. 2,9 millioner ton. Affald fra nedrivninger af mindre og større bygninger ligger noget lavere.

Der er ikke grundlag for at beregne det "sande tal" for årlig mængde af byggeaffald. Ved sammenligning af de indhentede informationer anbefales, som udgangspunkt for beregninger i nærværende projekt om selektiv nedrivning, en årlig mængde registreret nedrivningsaffald fra store og mindre bygninger, ekskl. anlægsaffald i 2019 på ca. 4 millioner ton.

Under hensyntagen til generelle usikkerheder og det forhold, at store mængder byggeaffald især tegl og beton ikke er registreret, anbefales et tillæg på 25 %, dvs. den samlede mængde byggeaffald pr. 2019 estimeres til 5 millioner ton ekskl. Jord, asfalt og anlægsaffald med en procentvisfordeling, der svarer til ADS fordelingen, som vist i tabel 7a.

Bilag 3. Affaldsbehandling – mindre bygninger

Data i dette bilag er baseret på estimater foretaget af Golder Associates og Lauritzen Advising. Processen herfor har været som følger:

- Golder Associates har, baseret på egen faglig erfaring, skønnet fordelingen af de forskellige affaldsbehandlinger
- Lauritzen Advising har herefter gennemgået Golder Associates' skøn kritisk
- Estimerne er blevet forelagt projektets fokusgruppe, og på baggrund af drøftelser med fokusgruppen er estimerne tilrettet.

Scenarierne A og C er baseret på nuværende regler og aktuelle kendte aftagere for de enkelte materialefraktioner.

Scenarie B er fremtidsscenario angivet ud fra en antagelse om, at selektiv nedrivning er fuldt implementeret, herunder at der findes etablerede aftagere til de enkelte affaldsfraktioner.

Bilag 3.1 Affaldsbehandling – mindre bygninger opført før 1950

TABEL 45. Affaldsbehandling af Beton – høj kvalitet for mindre bygninger opført før 1950.

Beton - høj kvalitet	Scenarie A - nuværende praksis	Scenarie B - selektiv nedrivning	Scenarie C - bedste praksis - nuværende regler
Genbrug (%)			
Genanvendelse (%)			
Nyttiggørelse (%)	96	98	97
Forbrænding (%)			
Deponering (%)	3.9	1.9	2.9
Specialbehandling farligt affald (%)	0.1	0.1	0.1

TABEL 46. Affaldsbehandling af Beton – moderat/lav kvalitet for mindre bygninger opført før 1950.

Beton - moderat/lav kvalitet	Scenarie A - nuværende praksis	Scenarie B - selektiv nedrivning	Scenarie C - bedste praksis - nuværende regler
Genbrug (%)			
Genanvendelse (%)			
Nyttiggørelse (%)	96	98	97
Forbrænding (%)			
Deponering (%)	3.9	1.9	2.9
Specialbehandling farligt affald (%)	0.1	0.1	0.1

TABEL 47. Affaldsbehandling af Tegl for mindre bygninger opført før 1950.

Tegl	Scenarie A - nuværende praksis	Scenarie B - selektiv nedrivning	Scenarie C - bedste praksis - nuværende regler
Genbrug (%)		40	0.1
Genanvendelse (%)			
Nyttiggørelse (%)	96	57	97
Forbrænding (%)			
Deponering (%)	3.8	2.9	2.8
Specialbehandling farligt affald (%)	0.2	0.1	0.1

TABEL 48. Affaldsbehandling af Ubehandlet træ for mindre bygninger opført før 1950.

Træ - ubehandlet	Scenarie A - nuværende praksis	Scenarie B - selektiv nedrivning	Scenarie C - bedste praksis - nuværende regler
Genbrug (%)		5	0.1
Genanvendelse (%)	5	45	9.9
Nyttiggørelse (%)			
Forbrænding (%)	95	50	90
Deponering (%)			
Specialbehandling farligt affald (%)			

Bilag 3.2 Affaldsbehandling – mindre bygninger opført 1950-1977

TABEL 49. Affaldsbehandling af Beton – høj kvalitet for mindre bygninger opført 1950-1977.

Beton - høj kvalitet	Scenarie A - nuværende praksis	Scenarie B - selektiv nedrivning	Scenarie C - bedste praksis - nuværende regler
Genbrug (%)			
Genanvendelse (%)			
Nyttiggørelse (%)	97	96	96
Forbrænding (%)			
Deponering (%)	2.8	3.7	3.7
Specialbehandling farligt affald (%)	0.2	0.3	0.3

TABEL 50. Affaldsbehandling af Beton – moderat/lav kvalitet for mindre bygninger opført 1950-1977.

Beton - moderat/lav kvalitet	Scenarie A - nuværende praksis	Scenarie B - selektiv nedrivning	Scenarie C - bedste praksis - nuværende regler
Genbrug (%)			

Beton - moderat/lav kvalitet	Scenarie A - nuværende praksis	Scenarie B - selektiv nedrivning	Scenarie C - bedste praksis - nuværende regler
Genanvendelse (%)			
Nyttiggørelse (%)	97	96	96
Forbrænding (%)			
Deponering (%)	2.8	3.7	3.7
Specialbehandling farligt affald (%)	0.2	0.3	0.3

TABEL 51. Affaldsbehandling af Tegl for mindre bygninger opført 1950-1977.

Tegl	Scenarie A - nuværende praksis	Scenarie B - selektiv nedrivning	Scenarie C - bedste praksis - nuværende regler
Genbrug (%)		20	0.1
Genanvendelse (%)			
Nyttiggørelse (%)	97	76	95.9
Forbrænding (%)			
Deponering (%)	2.8	3.7	3.7
Specialbehandling farligt affald (%)	0.2	0.3	0.3

TABEL 52. Affaldsbehandling af Ubehandlet træ for mindre bygninger opført 1950-1977.

Træ - ubehandlet	Scenarie A - nuværende praksis	Scenarie B - selektiv nedrivning	Scenarie C - bedste praksis - nuværende regler
Genbrug (%)		5	0.1
Genanvendelse (%)	5	45	9.9
Nyttiggørelse (%)			
Forbrænding (%)	95	50	90
Deponering (%)			
Specialbehandling farligt affald (%)			

Bilag 3.3

TABEL 53. Affaldsbehandling af Beton – høj kvalitet for mindre bygninger opført efter 1977.

Beton - høj kvalitet	Scenarie A - nuværende praksis	Scenarie B - selektiv nedrivning	Scenarie C - bedste praksis - nuværende regler
Genbrug (%)			
Genanvendelse (%)			
Nyttiggørelse (%)	99.5	99.5	99.5
Forbrænding (%)			
Deponering (%)	0.5	0.5	0.5
Specialbehandling farligt affald (%)			

TABEL 54. Affaldsbehandling af Beton – moderat/lav kvalitet for mindre bygninger opført efter 1977.

Beton - moderat/lav kvalitet	Scenarie A - nuværende praksis	Scenarie B - selektiv nedrivning	Scenarie C - bedste praksis - nuværende regler
Genbrug (%)			
Genanvendelse (%)			
Nyttiggørelse (%)	98	95	96
Forbrænding (%)			
Deponering (%)	2	5	4
Specialbehandling farligt affald (%)			

TABEL 55. Affaldsbehandling af Tegl for mindre bygninger opført efter 1977.

Tegl	Scenarie A - nuværende praksis	Scenarie B - selektiv nedrivning	Scenarie C - bedste praksis - nuværende regler
Genbrug (%)		1	0.1
Genanvendelse (%)			
Nyttiggørelse (%)	99.5	98.5	99.4
Forbrænding (%)			
Deponering (%)	0.5	0.5	0.5
Specialbehandling farligt affald (%)			

TABEL 56. Affaldsbehandling af Ubehandlet træ for mindre bygninger opført efter 1977.

Træ - ubehandlet	Scenarie A - nuværende praksis	Scenarie B - selektiv nedrivning	Scenarie C - bedste praksis - nuværende regler
Genbrug (%)		5	0.1
Genanvendelse (%)	5	45	9.9
Nyttiggørelse (%)			

Træ - ubehandlet	Scenarie A - nuværende praksis	Scenarie B - selektiv nedrivning	Scenarie C - bedste praksis - nuværende regler
Forbrænding (%)	95	50	90
Deponering (%)			
Specialbehandling farligt affald (%)			

Bilag 4. Affaldsbehandling – større bygninger

Bilag 4.1 Affaldsbehandling – større bygninger opført før 1950

TABEL 57. Affaldsbehandling af Beton – høj kvalitet for større bygninger opført før 1950.

Beton - høj kvalitet	Scenarie A - nuværende praksis	Scenarie B - selektiv nedrivning	Scenarie C - bedste praksis - nuværende regler
Genbrug (%)		1	
Genanvendelse (%)		24	0.1
Nyttiggørelse (%)	97	73	97.9
Forbrænding (%)			
Deponering (%)	2.9	1.9	1.9
Specialbehandling farligt affald (%)	0.1	0.1	0.1

TABEL 58. Affaldsbehandling af Beton – moderat/lav kvalitet for større bygninger opført før 1950.

Beton - moderat/lav kvalitet	Scenarie A - nuværende praksis	Scenarie B - selektiv nedrivning	Scenarie C - bedste praksis - nuværende regler
Genbrug (%)			
Genanvendelse (%)			
Nyttiggørelse (%)	97	98	98
Forbrænding (%)			
Deponering (%)	2.9	1.9	1.9
Specialbehandling farligt affald (%)	0.1	0.1	0.1

TABEL 59. Affaldsbehandling af Tegl for større bygninger opført før 1950.

Tegl	Scenarie A - nuværende praksis	Scenarie B - selektiv nedrivning	Scenarie C - bedste praksis - nuværende regler
Genbrug (%)		50	3
Genanvendelse (%)			
Nyttiggørelse (%)	97	48	95
Forbrænding (%)			
Deponering (%)	2.8	1.9	1.9
Specialbehandling farligt affald (%)	0.2	0.1	0.1

TABEL 60. Affaldsbehandling af Ubehandlet træ for større bygninger opført før 1950.

Træ - ubehandlet	Scenarie A - nuværende praksis	Scenarie B - selektiv nedrivning	Scenarie C - bedste praksis - nuværende regler
Genbrug (%)		15	5
Genanvendelse (%)	40	60	50
Nyttiggørelse (%)			
Forbrænding (%)	60	25	45
Deponering (%)			
Specialbehandling farligt affald (%)			

Bilag 4.2 Affaldsbehandling – større bygninger opført 1950-1977**TABEL 61.** Affaldsbehandling af Beton – høj kvalitet for større bygninger opført 1950-1977.

Beton - høj kvalitet	Scenarie A - nuværende praksis	Scenarie B - selektiv nedrivning	Scenarie C - bedste praksis - nuværende regler
Genbrug (%)		0.5	
Genanvendelse (%)		15	0.1
Nyttiggørelse (%)	97	80.5	95.9
Forbrænding (%)			
Deponering (%)	2.8	3.7	3.7
Specialbehandling farligt affald (%)	0.2	0.3	0.3

TABEL 62. Affaldsbehandling af Beton – moderat/lav kvalitet for større bygninger opført 1950-1977.

Beton - moderat/lav kvalitet	Scenarie A - nuværende praksis	Scenarie B - selektiv nedrivning	Scenarie C - bedste praksis - nuværende regler
Genbrug (%)			
Genanvendelse (%)			
Nyttiggørelse (%)	97	96	96
Forbrænding (%)			
Deponering (%)	2.8	3.7	3.7
Specialbehandling farligt affald (%)	0.2	0.3	0.3

TABEL 63. Affaldsbehandling af Tegl for større bygninger opført 1950-1977.

Tegl	Scenarie A - nuværende praksis	Scenarie B - selektiv nedrivning	Scenarie C - bedste praksis - nuværende regler
Genbrug (%)		25	0.1
Genanvendelse (%)			
Nyttiggørelse (%)	97	71	95.9
Forbrænding (%)			
Deponering (%)	2.8	3.7	3.7
Specialbehandling farligt affald (%)	0.2	0.3	0.3

TABEL 64. Affaldsbehandling af Ubehandlet træ for større bygninger opført 1950-1977.

Træ - ubehandlet	Scenarie A - nuværende praksis	Scenarie B - selektiv nedrivning	Scenarie C - bedste praksis - nuværende regler
Genbrug (%)		9.9	4.9
Genanvendelse (%)	40	55	45
Nyttiggørelse (%)			
Forbrænding (%)	60	35	50
Deponering (%)			
Specialbehandling farligt affald (%)		0.1	0.1

Bilag 4.3 Affaldsbehandling – bygninger opført efter 1977**TABEL 65.** Affaldsbehandling af Beton – høj kvalitet for større bygninger opført efter 1977.

Beton - høj kvalitet	Scenarie A - nuværende praksis	Scenarie B - selektiv nedrivning	Scenarie C - bedste praksis - nuværende regler
Genbrug (%)		2	
Genanvendelse (%)		35	0.1
Nyttiggørelse (%)	99	62.5	98.9
Forbrænding (%)			
Deponering (%)	1	0.5	1
Specialbehandling farligt affald (%)			

TABEL 66. Affaldsbehandling af Beton – moderat/lav kvalitet for større bygninger opført efter 1977.

Beton - moderat/lav kvalitet	Scenarie A - nuværende praksis	Scenarie B - selektiv nedrivning	Scenarie C - bedste praksis - nuværende regler
Genbrug (%)			
Genanvendelse (%)			
Nyttiggørelse (%)	99	95	97
Forbrænding (%)			
Deponering (%)	1	5	3
Specialbehandling farligt affald (%)			

TABEL 67. Affaldsbehandling af Tegl for større bygninger opført efter 1977.

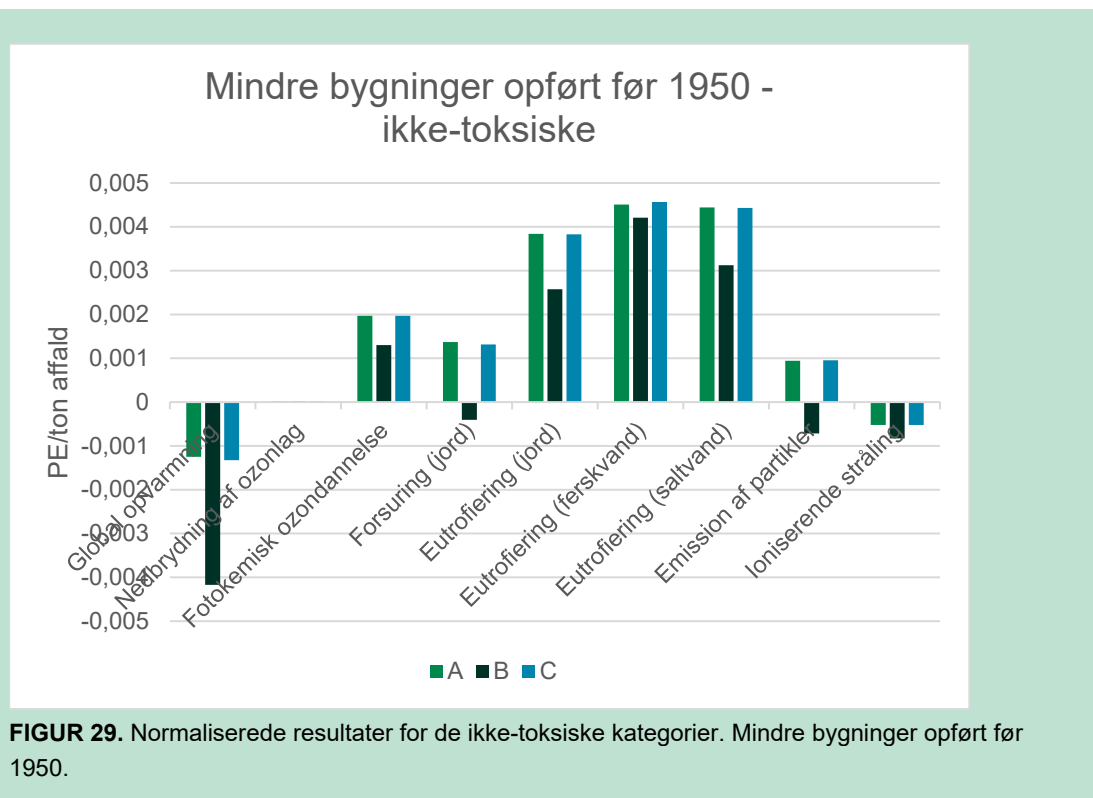
Tegl	Scenarie A - nuværende praksis	Scenarie B - selektiv nedrivning	Scenarie C - bedste praksis - nuværende regler
Genbrug (%)		5	0.1
Genanvendelse (%)			
Nyttiggørelse (%)	99.5	94.5	99.4
Forbrænding (%)			
Deponering (%)	0.5	0.5	0.5
Specialbehandling farligt affald (%)			

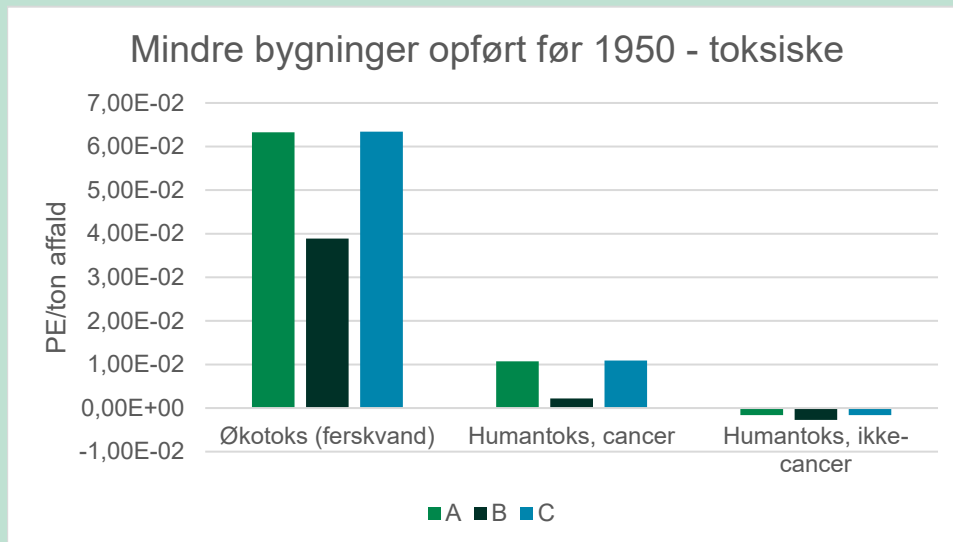
TABEL 68. Affaldsbehandling af Ubehandlet træ for større bygninger opført efter 1977.

Træ - ubehandlet	Scenarie A - nuværende praksis	Scenarie B - selektiv nedrivning	Scenarie C - bedste praksis - nuværende regler
Genbrug (%)		1	0.5
Genanvendelse (%)	40	60	54.5
Nyttiggørelse (%)			
Forbrænding (%)	60	39	45
Deponering (%)			
Specialbehandling farligt affald (%)			

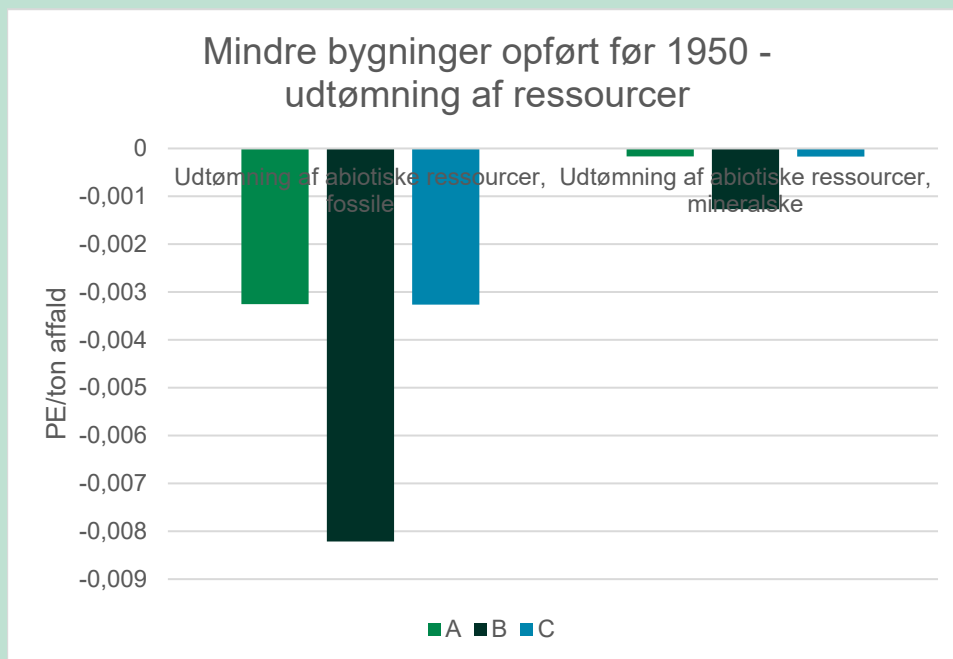
Bilag 5. Samlede potentielle miljøpåvirkninger – mindre bygninger

Bilag 5.1 Mindre bygninger opført før 1950



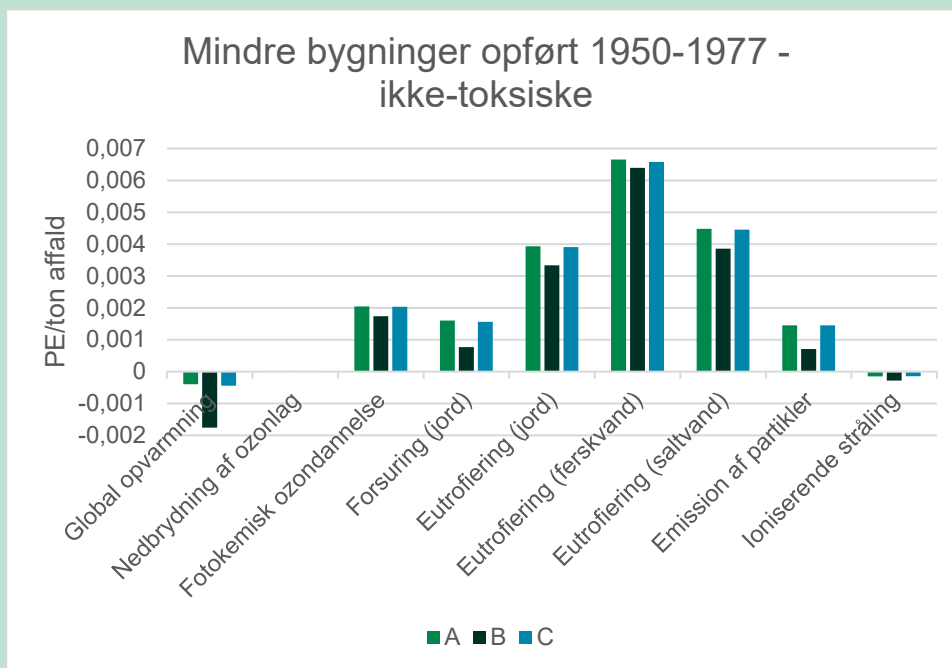


FIGUR 30. Normaliserede resultater for de toksiske kategorier. Mindre bygninger opført før 1950.

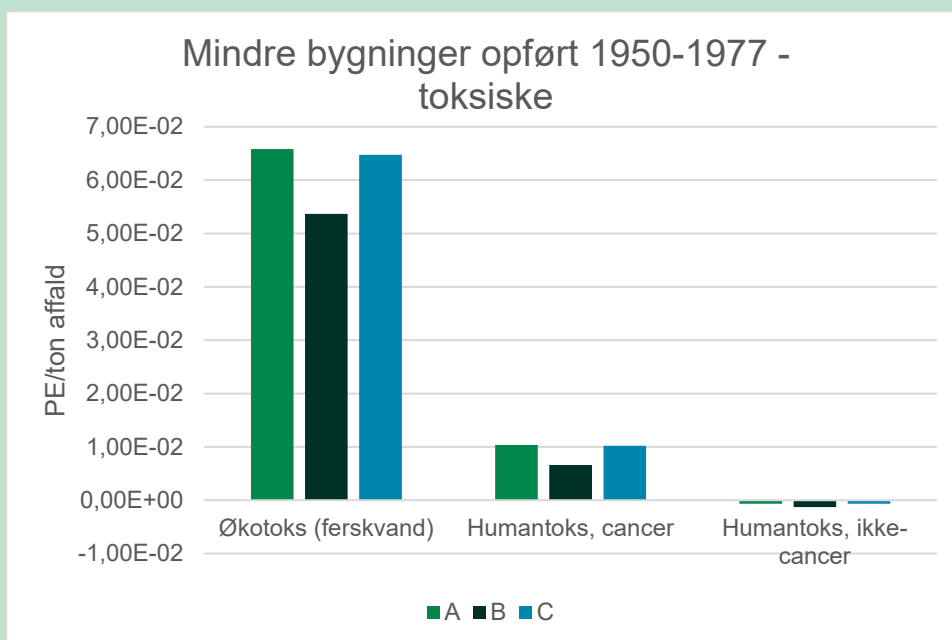


FIGUR 31. Normaliserede resultater for udtømmning af ressourcer. Mindre bygninger opført før 1950.

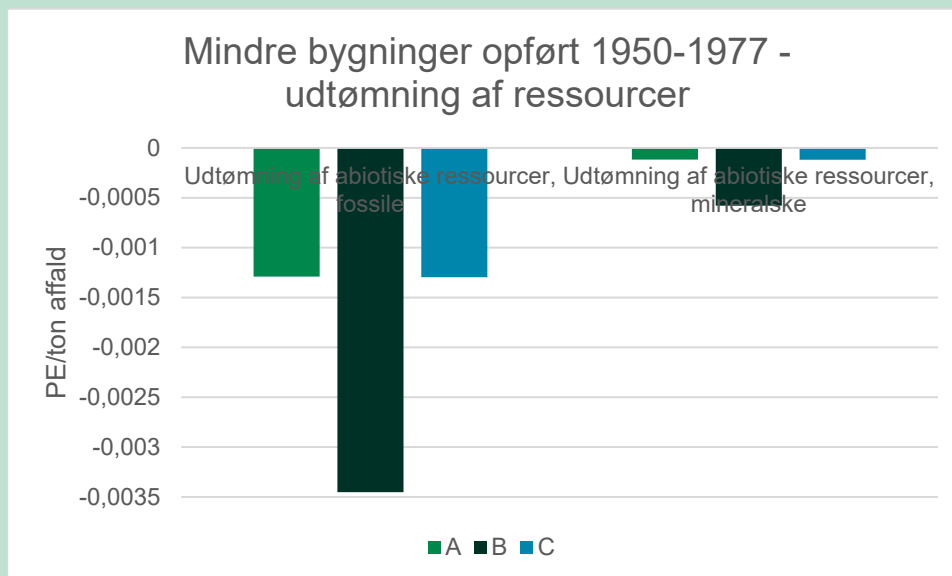
Bilag 5.2 Mindre bygninger opført 1950-1977



FIGUR 32. Normaliserede resultater for de ikke-toksiske kategorier. Mindre bygninger opført 1950-1977.

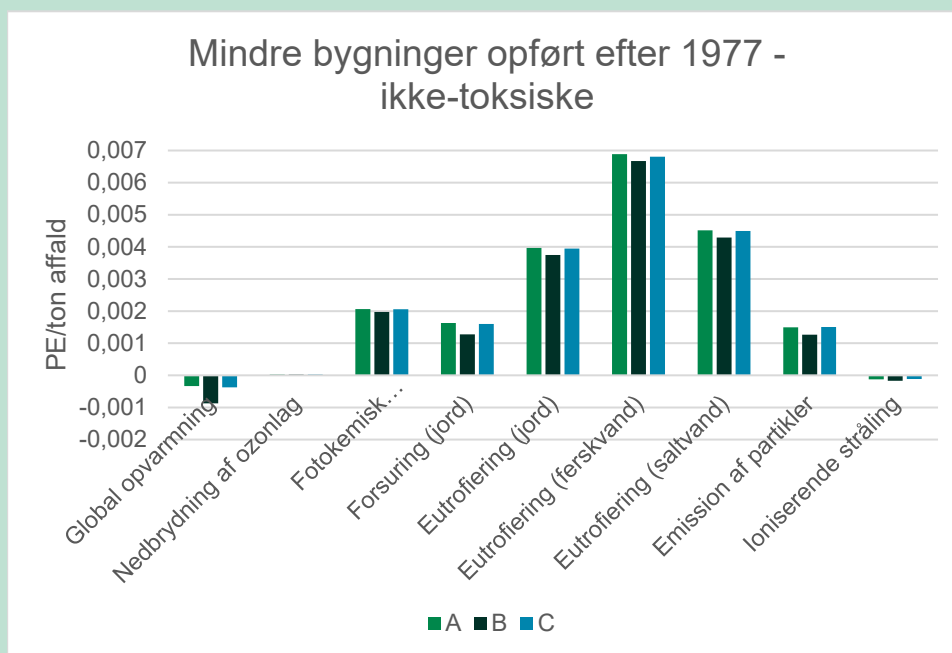


FIGUR 33. Normaliserede resultater for de toksiske kategorier. Mindre bygninger opført 1950-1977.

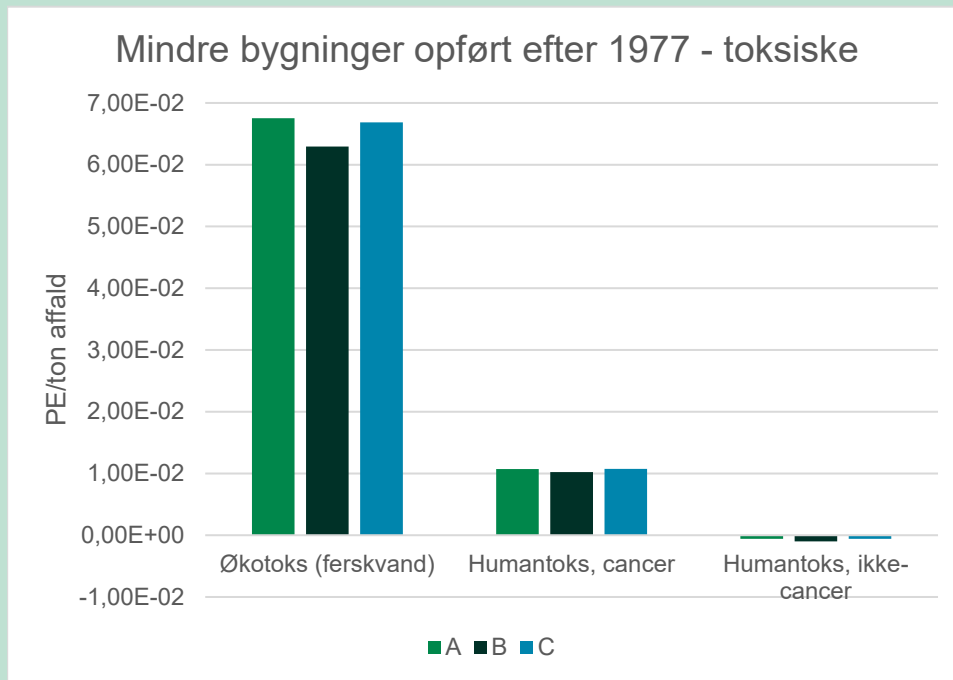


FIGUR 34. Normaliserede resultater for udtømning af ressourcer. Mindre bygninger opført 1950-1977.

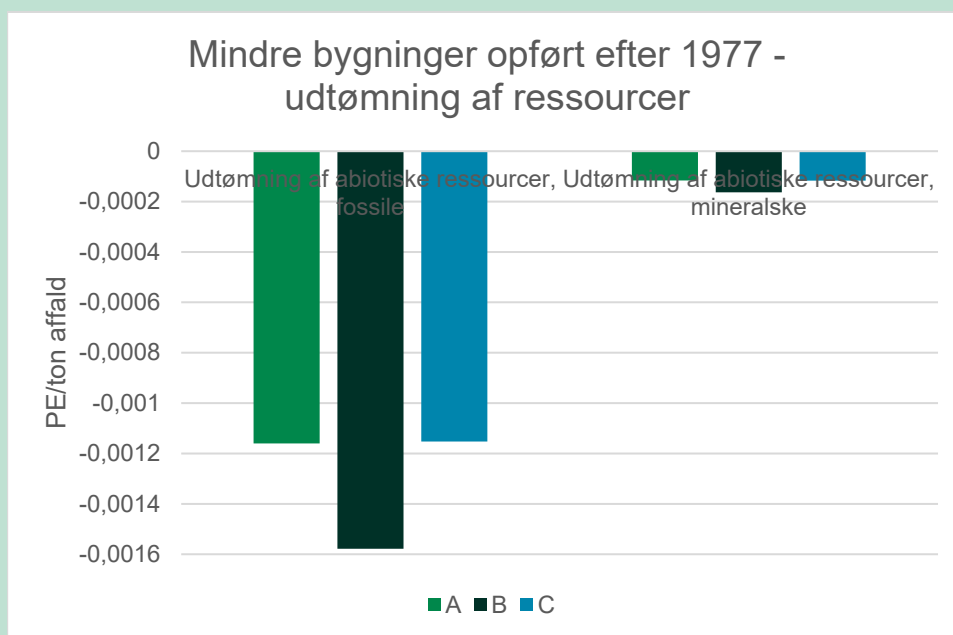
Bilag 5.3 Mindre bygninger opført efter 1977



FIGUR 35. Normaliserede resultater for de ikke-toksiske kategorier. Mindre bygninger opført efter 1977.



FIGUR 36. Normaliserede resultater for de toksiske kategorier. Mindre bygninger opført efter 1977.



FIGUR 37. Normaliserede resultater for udtømmning af ressourcer. Mindre bygninger opført efter 1977.

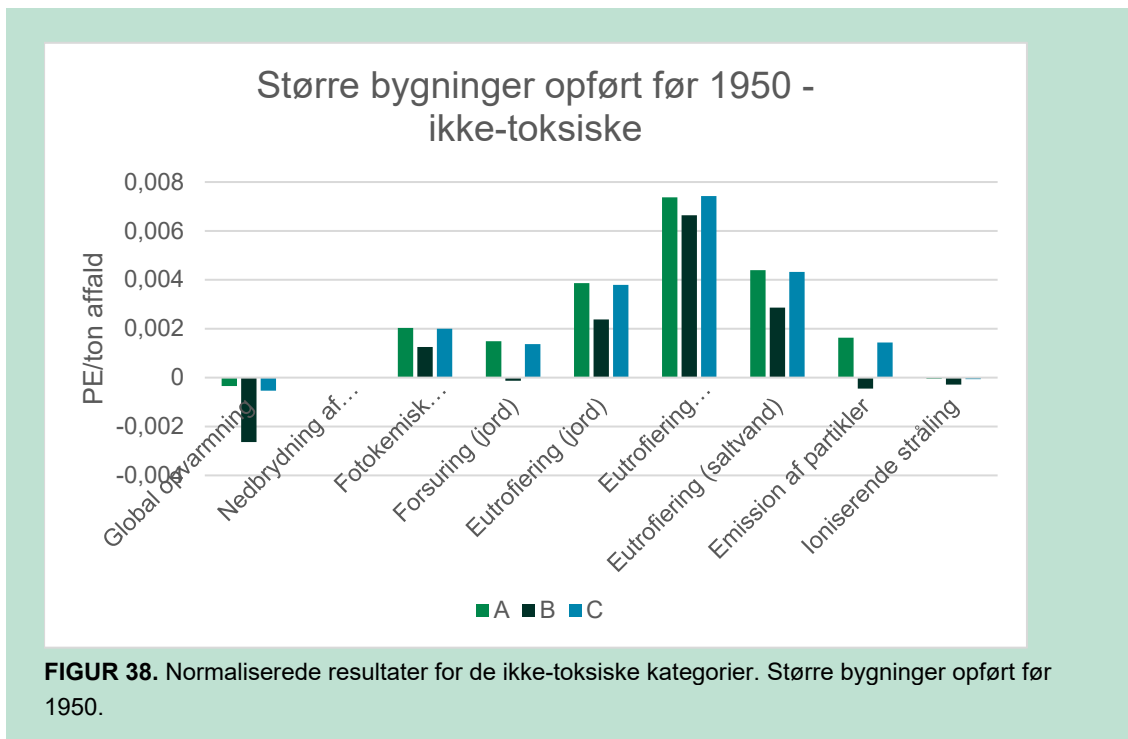
Bilag 5.4 Normaliserede resultater for mindre bygninger

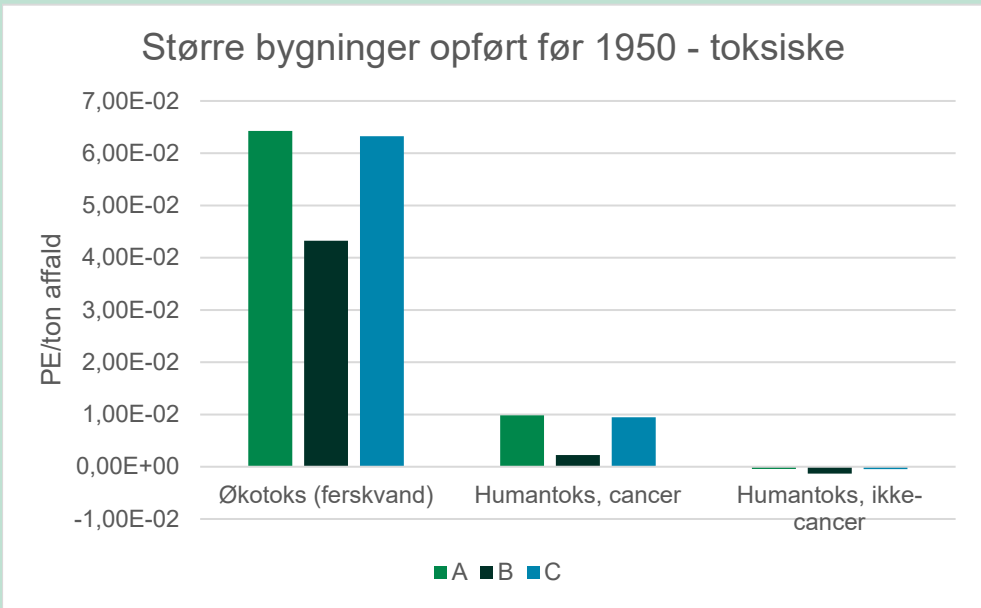
TABEL 69. Normaliserede resultater for mindre bygninger (PE/ton).

		Før 1950			1950-1977			Efter 1977		
Scenarieundersnummer		1	2	3	4	5	6	7	8	9
Kategori	Enhed	A	B	C	A	B	C	A	B	C
Global opvarmning	PE/ton	-0.00125	-0.00417	-0.00133	-0.00039	-0.00175	-0.00044	-0.00034	-0.00087	-0.00037
Nedbrydning af ozonlag	PE/ton	1.99E-05	1.43E-05	2.00E-05	2.36E-05	2.10E-05	2.35E-05	2.40E-05	2.32E-05	2.40E-05
Fotokemisk ozondannelse	PE/ton	0.00197	0.001302	0.001968	0.002045	0.001737	0.002035	0.002064	0.001971	0.002057
Forsuring (jord)	PE/ton	1.37E-03	-4.05E-04	1.32E-03	1.60E-03	7.72E-04	1.57E-03	1.63E-03	1.28E-03	1.60E-03
Eutrofiering (jord)	PE/ton	0.00384	0.002578	0.003829	0.003932	0.003335	0.003909	0.003965	0.003745	0.003948
Eutrofiering (ferskvand)	PE/ton	4.51E-03	4.21E-03	4.57E-03	6.66E-03	6.39E-03	6.58E-03	6.89E-03	6.67E-03	6.81E-03
Eutrofiering (saltvand)	PE/ton	0.004444	0.003124	0.004433	0.004484	0.003859	0.004458	0.004517	0.004288	0.004497
Emission af partikler	PE/ton	0.000943	-0.00071	0.000954	0.001453	0.000709	0.001454	0.001497	0.001267	0.001504
Ioniserende stråling	PE/ton	-5.23E-04	-8.29E-04	-5.22E-04	-1.49E-04	-2.82E-04	-1.46E-04	-1.22E-04	-1.68E-04	-1.17E-04
Økotoks (ferskvand)	PE/ton	6.33E-02	3.89E-02	6.34E-02	6.58E-02	5.37E-02	6.48E-02	6.75E-02	6.30E-02	6.69E-02
Humantoks, cancer	PE/ton	1.07E-02	2.21E-03	1.09E-02	1.04E-02	6.60E-03	1.02E-02	1.07E-02	1.02E-02	1.07E-02
Humantoks, ikke-cancer	PE/ton	-1.60E-03	-2.71E-03	-1.61E-03	-6.48E-04	-1.28E-03	-6.48E-04	-5.82E-04	-1.01E-03	-5.76E-04
Udtømning af abiotiske res- sourcer, fossile	PE/ton	-0.00325	-0.00821	-0.00326	-0.00129	-0.00345	-0.0013	-0.00116	-0.00158	-0.00115
Udtømning af abiotiske res- sourcer, mineralske	PE/ton	-1.65E-04	-1.27E-03	-1.68E-04	-1.18E-04	-5.80E-04	-1.19E-04	-1.16E-04	-1.63E-04	-1.17E-04

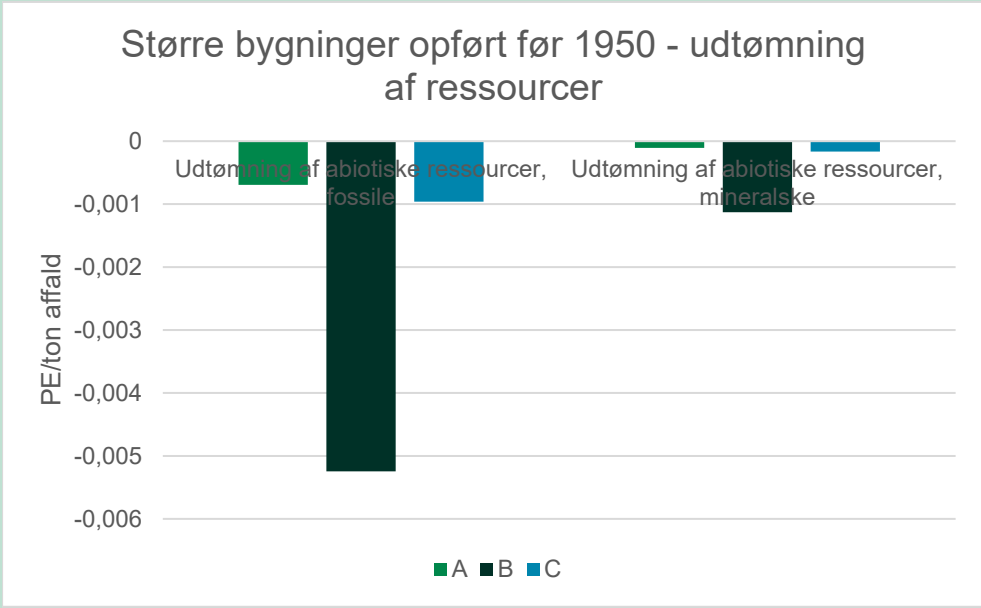
Bilag 6. Samlede potentielle miljøpåvirkninger – større bygninger

Bilag 6.1 Større bygninger – opført før 1950



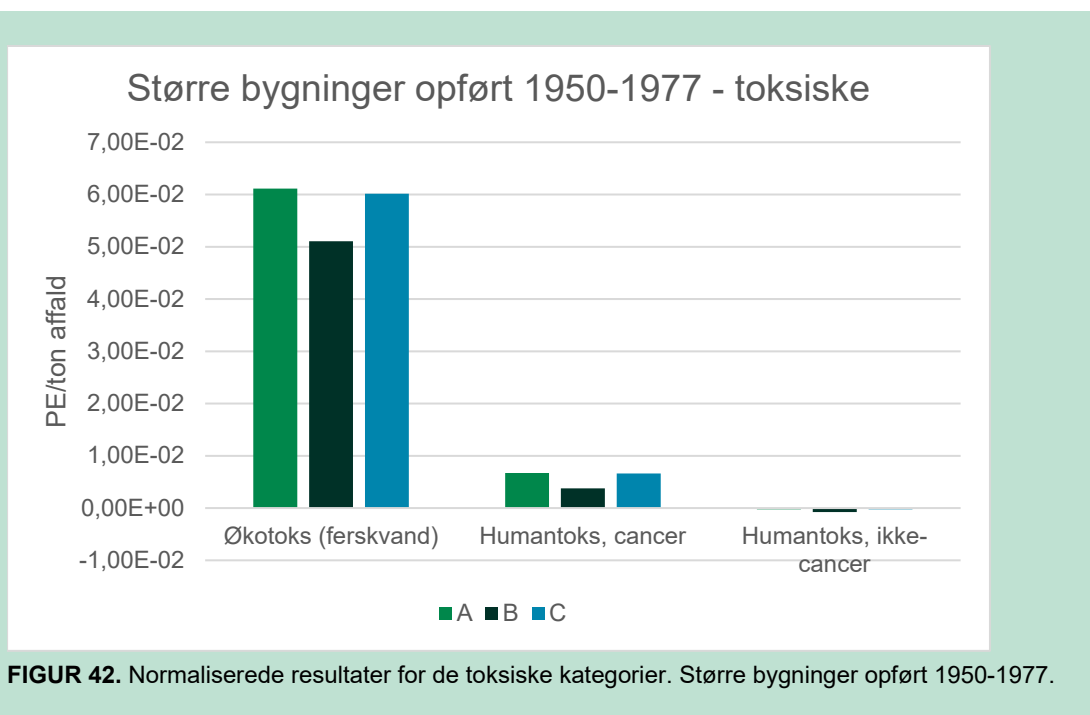
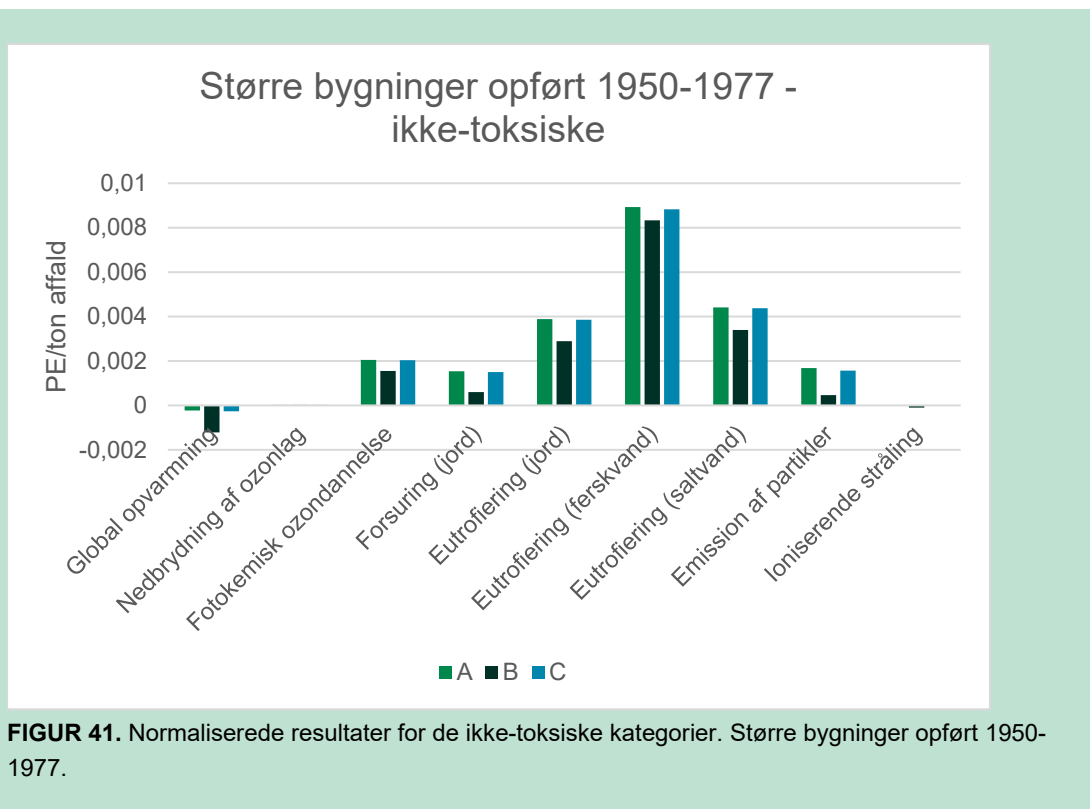


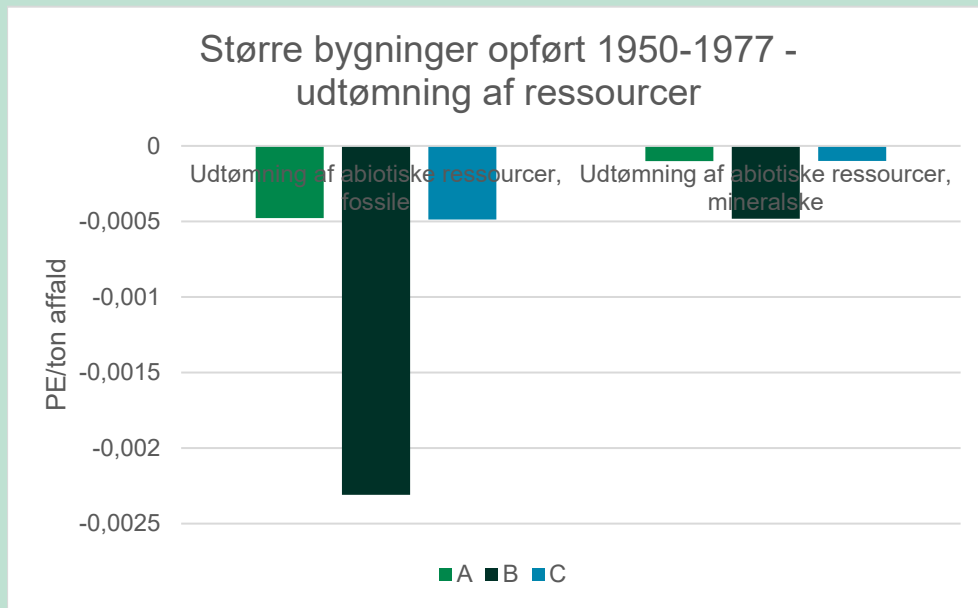
FIGUR 39. Normaliserede resultater for de toksiske kategorier. Større bygninger opført før 1950.



FIGUR 40. Normaliserede resultater for udtømmning af ressourcer. Større bygninger opført før 1950.

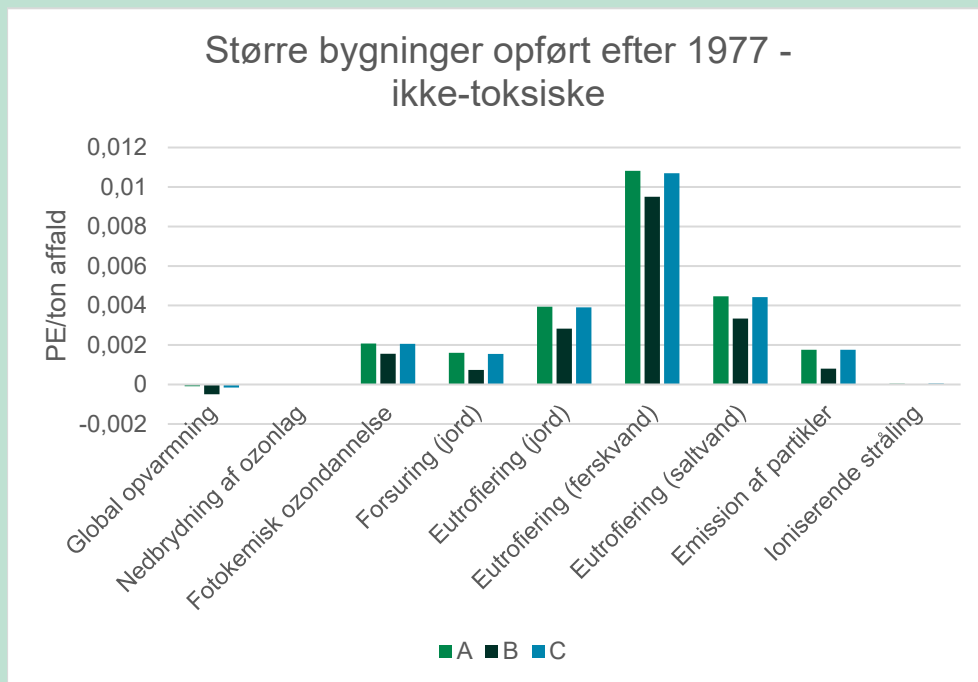
Bilag 6.2 Større bygninger – opført 1950-1977



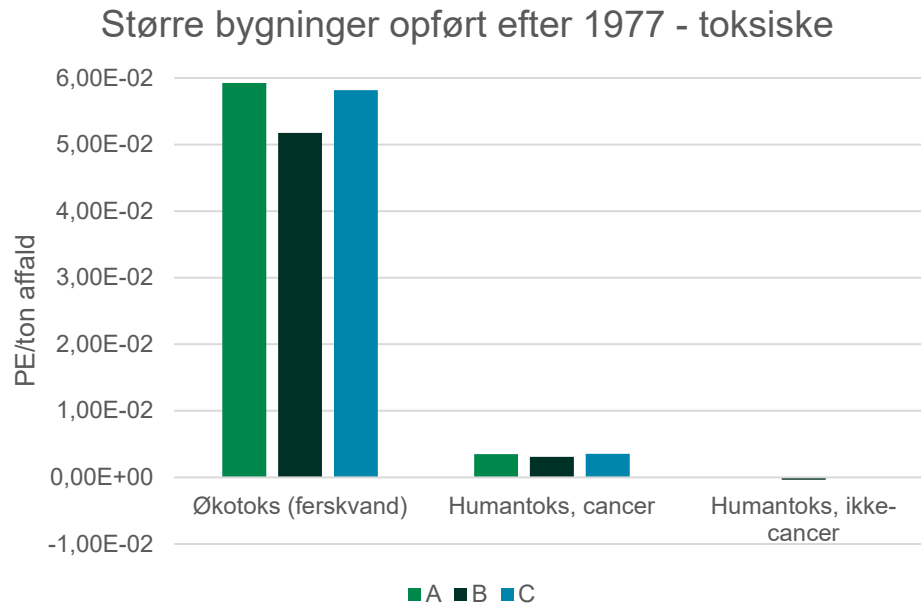


FIGUR 43. Normaliserede resultater for udtømning af ressourcer. Større bygninger opført 1950-1977.

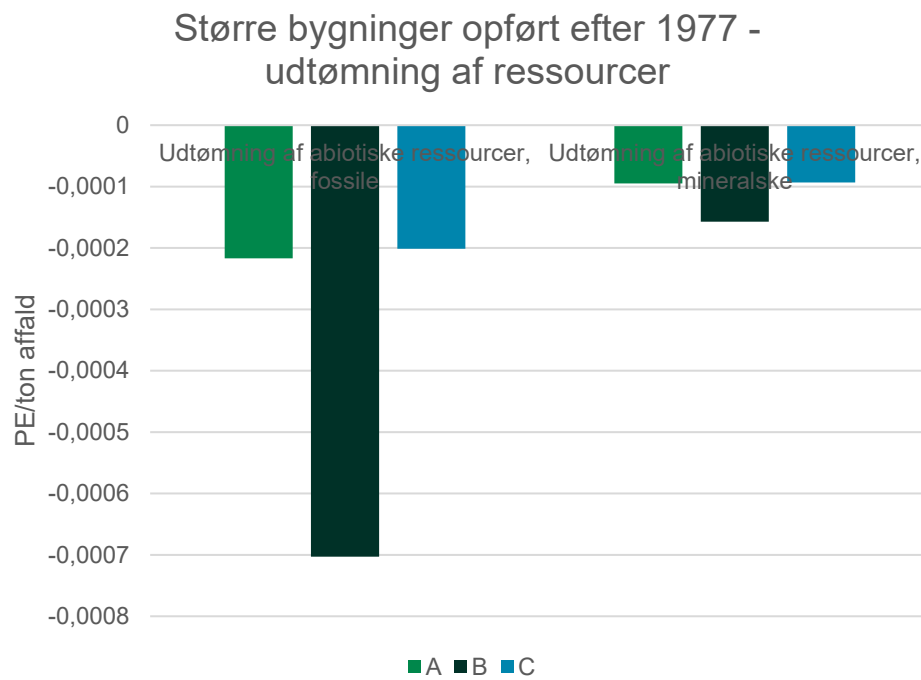
Bilag 6.3 Større bygninger – opført efter 1977



FIGUR 44. Normaliserede resultater for de ikke-toksiske kategorier. Større bygninger opført efter 1977.



FIGUR 45. Normaliserede resultater for de toksiske kategorier. Større bygninger opført efter 1977.



FIGUR 46. Normaliserede resultater for udtømning af ressourcer. Større bygninger opført efter 1977.

Bilag 6.4 Normaliserede resultater for større bygninger

TABEL 70. Normaliserede resultater for større bygninger (PE/ton).

		Før 1950			1950-1977			Efter 1977		
Scenarieundernummer		10	11	12	13	14	15	16	17	18
Kategori	Enhed	A	B	C	A	B	C	A	B	C
Global opvarmning	PE/ton	-0.00035	-0.00264	-0.00054	-0.00023	-0.00121	-0.00027	-8.9E-05	-0.00049	-0.00015
Nedbrydning af ozonlag	PE/ton	2.46E-05	1.93E-05	2.42E-05	2.50E-05	2.25E-05	2.47E-05	2.57E-05	2.46E-05	2.56E-05
Fotokemisk ozondannelse	PE/ton	0.002035	0.001252	0.001998	0.002047	0.001551	0.002031	0.002076	0.001559	0.002062
Forsuring (jord)	PE/ton	1.49E-03	-1.29E-04	1.37E-03	1.54E-03	6.04E-04	1.50E-03	1.60E-03	7.36E-04	1.55E-03
Eutrofiering (jord)	PE/ton	0.003868	0.00238	0.003796	0.003888	0.00289	0.003857	0.003941	0.002825	0.003908
Eutrofiering (ferskvand)	PE/ton	7.37E-03	6.64E-03	7.43E-03	8.93E-03	8.33E-03	8.83E-03	1.08E-02	9.51E-03	1.07E-02
Eutrofiering (saltvand)	PE/ton	0.004398	0.002865	0.004323	0.004414	0.003396	0.004379	0.004464	0.003342	0.004428
Emission af partikler	PE/ton	0.001631	-0.00045	0.001434	0.001683	0.000467	0.001565	0.001757	0.000804	0.001761
Ioniserende stråling	PE/ton	-4.89E-05	-2.85E-04	-6.26E-05	-9.00E-06	-9.94E-05	-5.35E-06	4.11E-05	1.82E-05	4.81E-05
Økotoks (ferskvand)	PE/ton	6.43E-02	4.32E-02	6.33E-02	6.11E-02	5.11E-02	6.02E-02	5.92E-02	5.17E-02	5.82E-02
Humantoks, cancer	PE/ton	9.84E-03	2.24E-03	9.48E-03	6.70E-03	3.77E-03	6.62E-03	3.50E-03	3.09E-03	3.54E-03
Humantoks, ikke-cancer	PE/ton	-4.14E-04	-1.30E-03	-4.64E-04	-2.46E-04	-7.57E-04	-2.55E-04	-4.26E-05	-3.57E-04	-3.90E-05
Udtømning af abiotiske ressourcer, fossile	PE/ton	-0.00069	-0.00525	-0.00096	-0.00048	-0.00231	-0.00049	-0.00022	-0.0007	-0.0002
Udtømning af abiotiske ressourcer, mineralske	PE/ton	-1.06E-04	-1.13E-03	-1.66E-04	-1.00E-04	-4.82E-04	-9.98E-05	-9.49E-05	-1.57E-04	-9.34E-05

Bilag 7. CO₂-emissionsfaktor pr ton materiale/proces

Tabellen viser emissionsfaktorerne for CO₂ på materiale-/procesniveau. Faktorerne repræsenterer de livscyklusopgørelser, der er anvendt i LCA'en, dvs. med antagelserne om spild, transportafstande, substituerede virgine materialer, etc. der er beskrevet i kapitel 6.

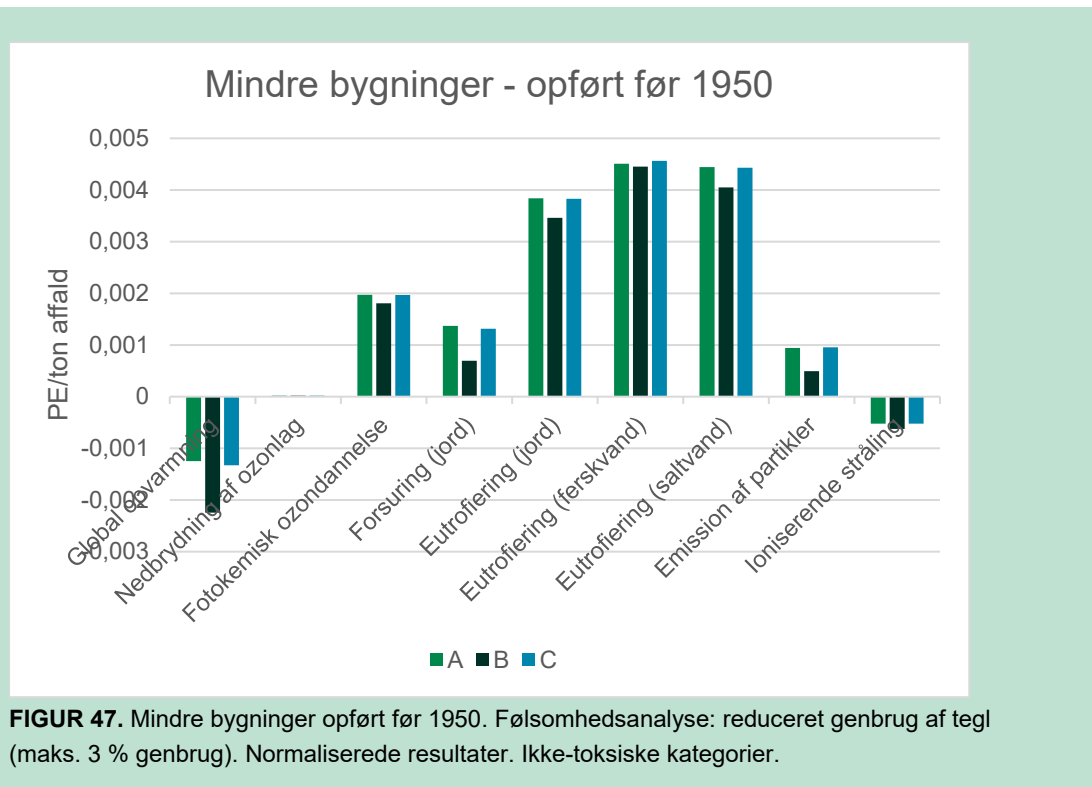
TABEL 71. CO₂-emissionsfaktor for håndtering af 1 ton materiale.

Proces	Kg CO ₂ -eq./ton materiale
Nedrivning af bygning	4,3
Miljøsanering (sandblæsning)	0,43
Genbrug af beton	-69,1
Genanvendelse af beton som tilslag (erstatte granit)	-7,1
Genanvendelse af beton som tilslag (erstatte sand og grus)	3,6
Nyttiggørelse af beton	0,34*
Genbrug af tegl	-80,2
Nyttiggørelse af tegl	-0,13*
Genbrug af træ	-656
Genanvendelse af træ	-819
Forbrænding af træ	-421

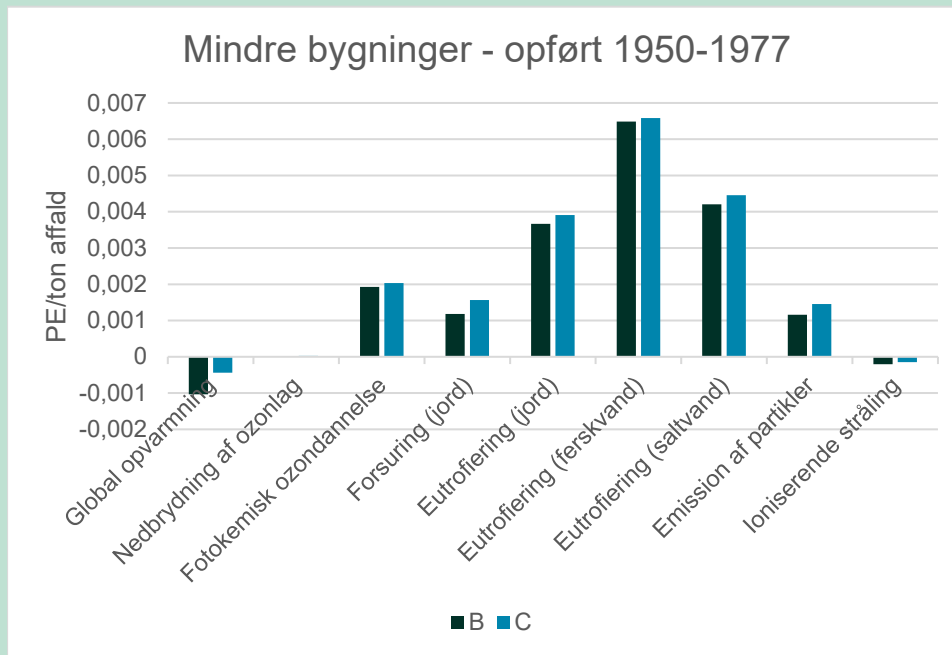
* Emissionsfaktorerne for nyttiggørelse af beton og tegl burde fremstå som ens, da de samme antagelser er brugt til at modellere de to processer. Små forskelle i de bagvedliggende baggrunddata resulterer imidlertid i en marginal forskel, som dog ikke har nogen betydning for LCA'ens samlede resultater.

Bilag 8. Følsomhedsanalyser

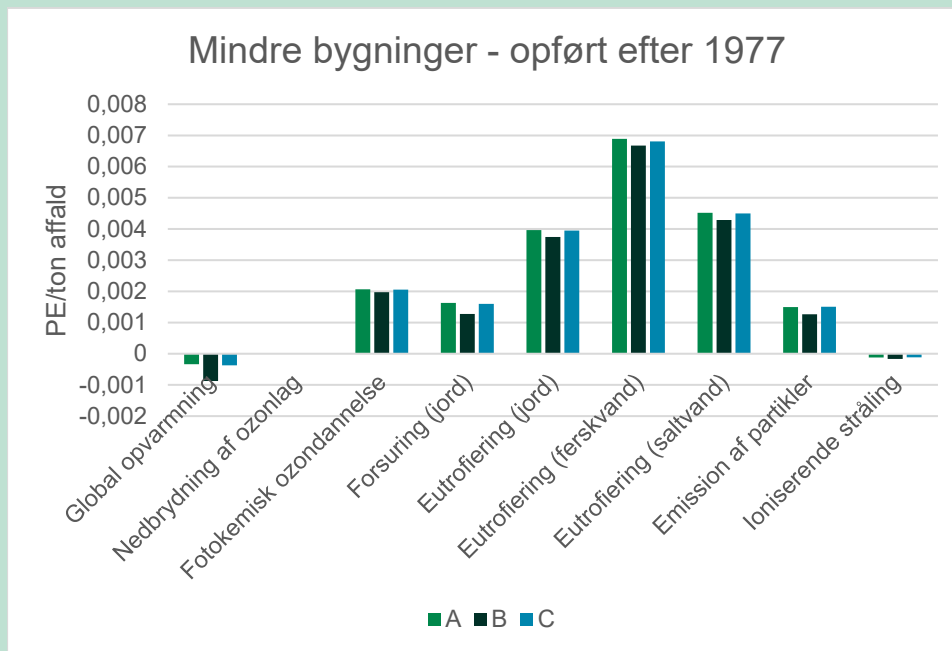
Bilag 8.1 Mindre bygninger – reduceret genbrug af tegl



FIGUR 47. Mindre bygninger opført før 1950. Følsomhedsanalyse: reduceret genbrug af tegl (maks. 3 % genbrug). Normaliserede resultater. Ikke-toksiske kategorier.

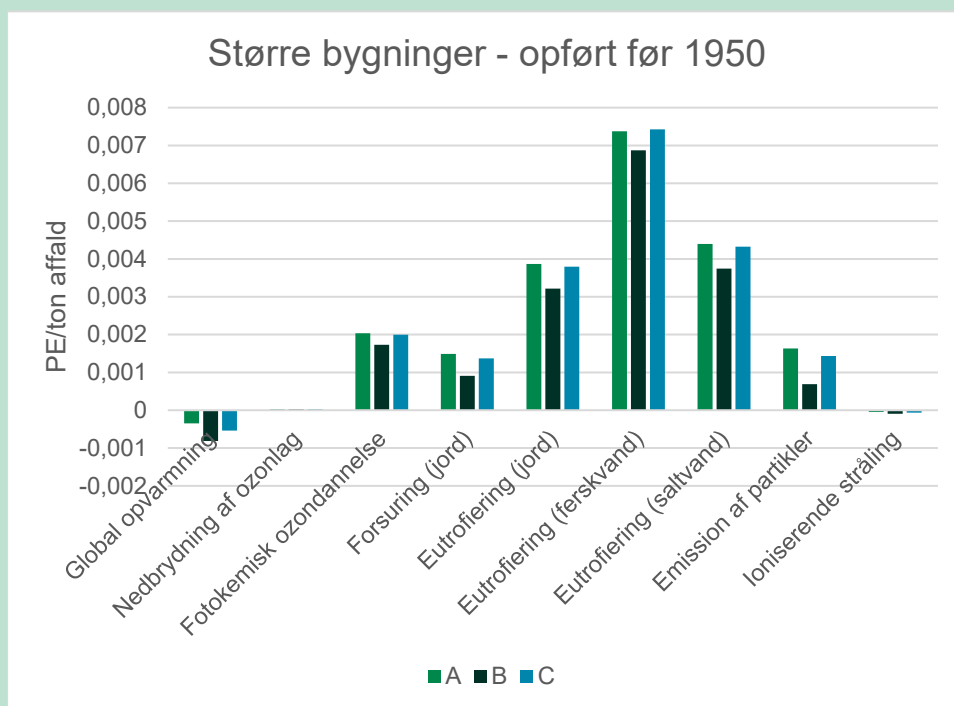


FIGUR 48. Mindre bygninger opført 1950-1977. Følsomhedsanalyse: reduceret genbrug af tegl (maks. 3 % genbrug). Normaliserede resultater. Ikke-toksiske kategorier

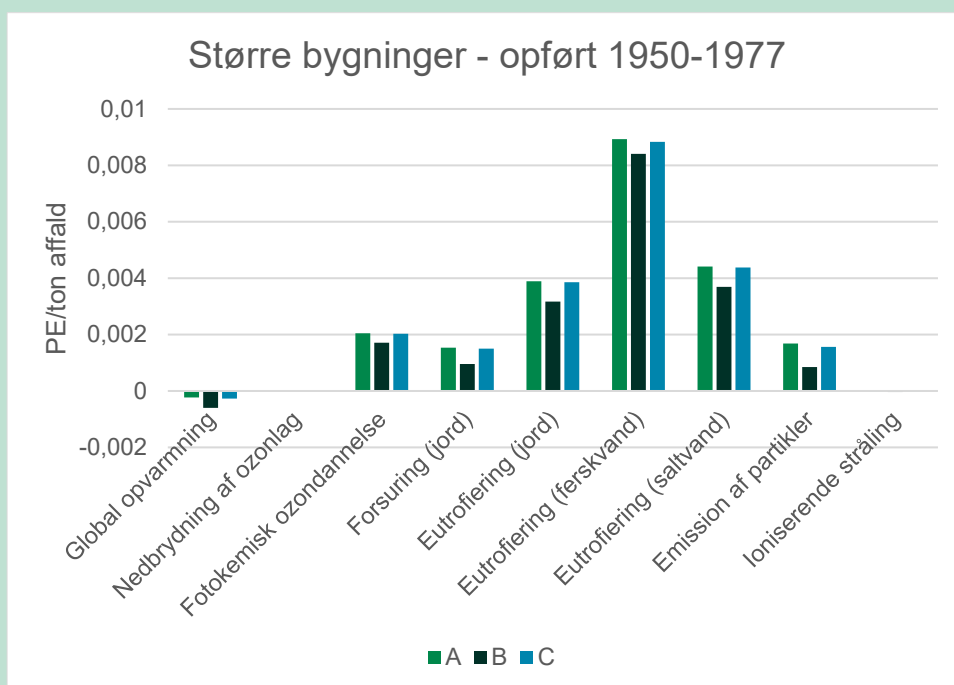


FIGUR 49. Mindre bygninger opført efter 1977. Følsomhedsanalyse: reduceret genbrug af tegl (maks. 3 % genbrug). Normaliserede resultater. Ikke-toksiske kategorier.

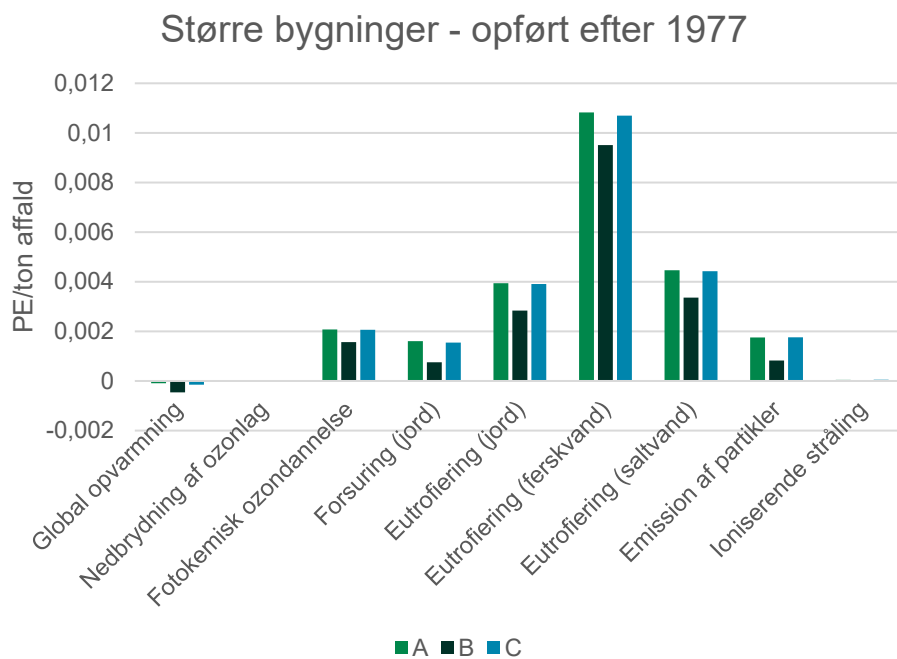
Bilag 8.2 Større bygninger – reduceret genbrug af tegl



FIGUR 50. Større bygninger opført før 1950. Følsomhedsanalyse: reduceret genbrug af tegl (maks. 3 % genbrug). Normaliserede resultater. Ikke-toksiske kategorier.

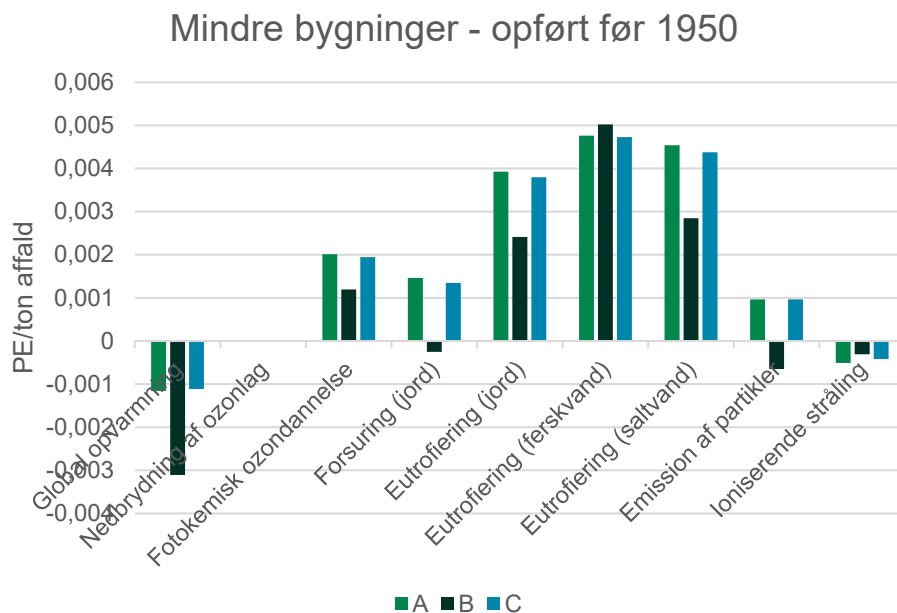


FIGUR 51. Større bygninger opført 1950-1977. Følsomhedsanalyse: reduceret genbrug af tegl (maks. 3 % genbrug). Normaliserede resultater. Ikke-toksiske kategorier.

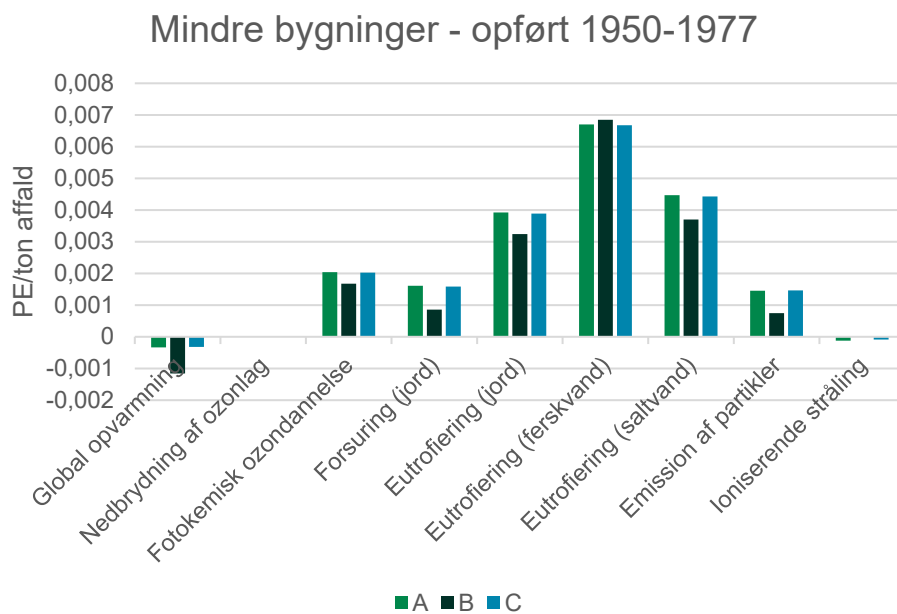


FIGUR 52. Større bygninger opført efter 1977. Følsomhedsanalyse: reduceret genbrug af tegl (maks. 3 % genbrug). Normaliserede resultater. Ikke-toksiske kategorier.

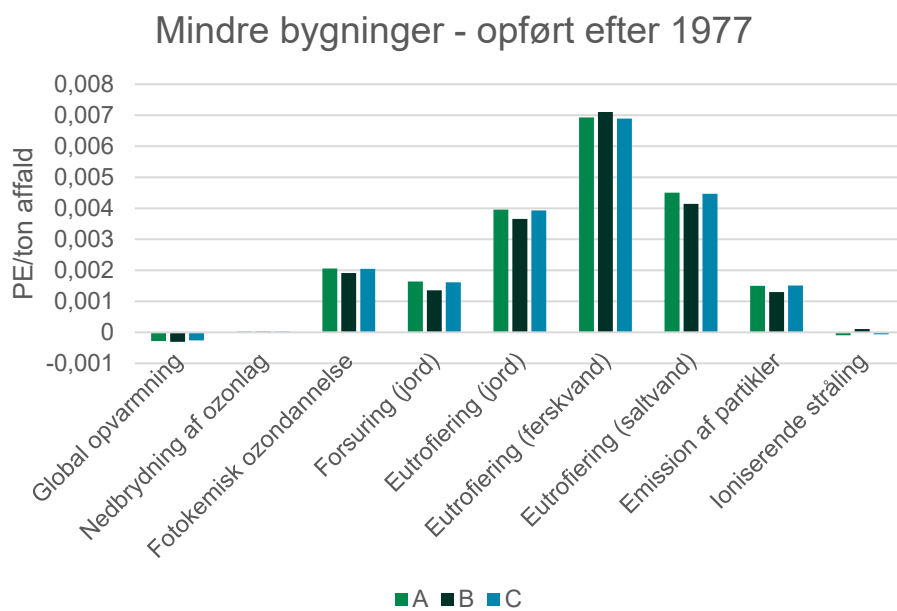
Bilag 8.3 Mindre bygninger – biomasse ikke begrænset ressource



FIGUR 53. Mindre bygninger opført før 1950. Følsomhedsanalyse: biomasse ikke begrænset ressource. Normaliserede resultater. Ikke-toksiske kategorier.

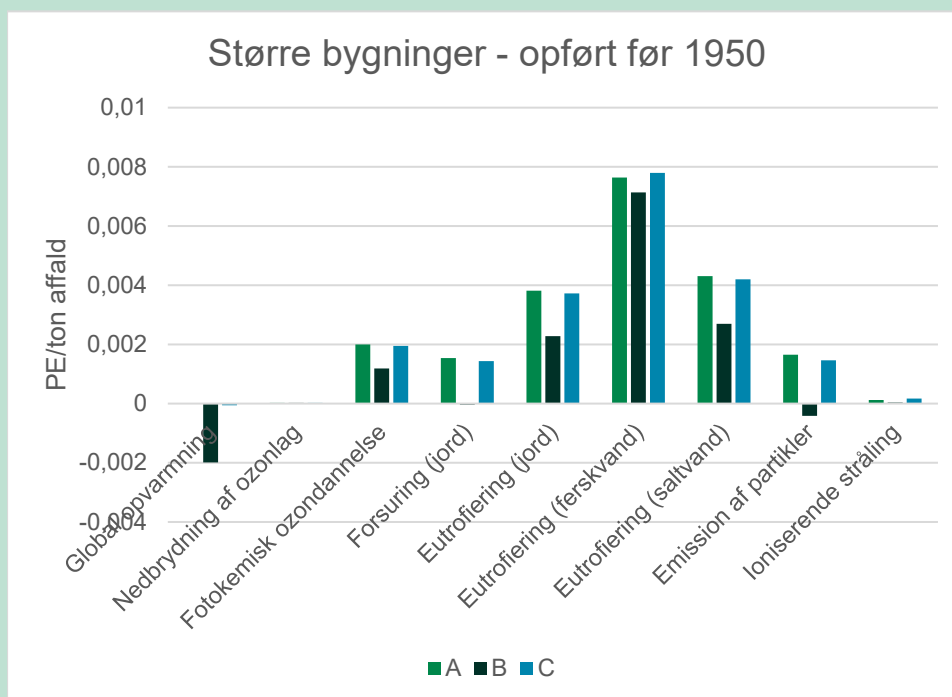


FIGUR 54. Mindre bygninger opført 1950-1977. Følsomhedsanalyse: biomasse ikke begrænset ressource. Normaliserede resultater. Ikke-toksiske kategorier.

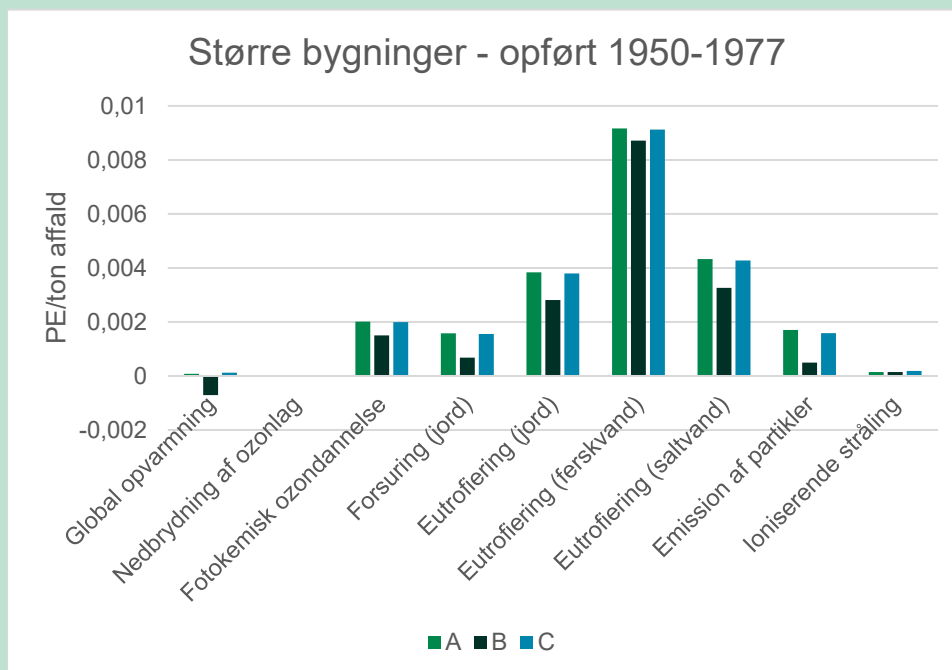


FIGUR 55. Mindre bygninger opført efter 1977. Følsomhedsanalyse: biomasse ikke begrænset ressource. Normaliserede resultater. Ikke-toksiske kategorier.

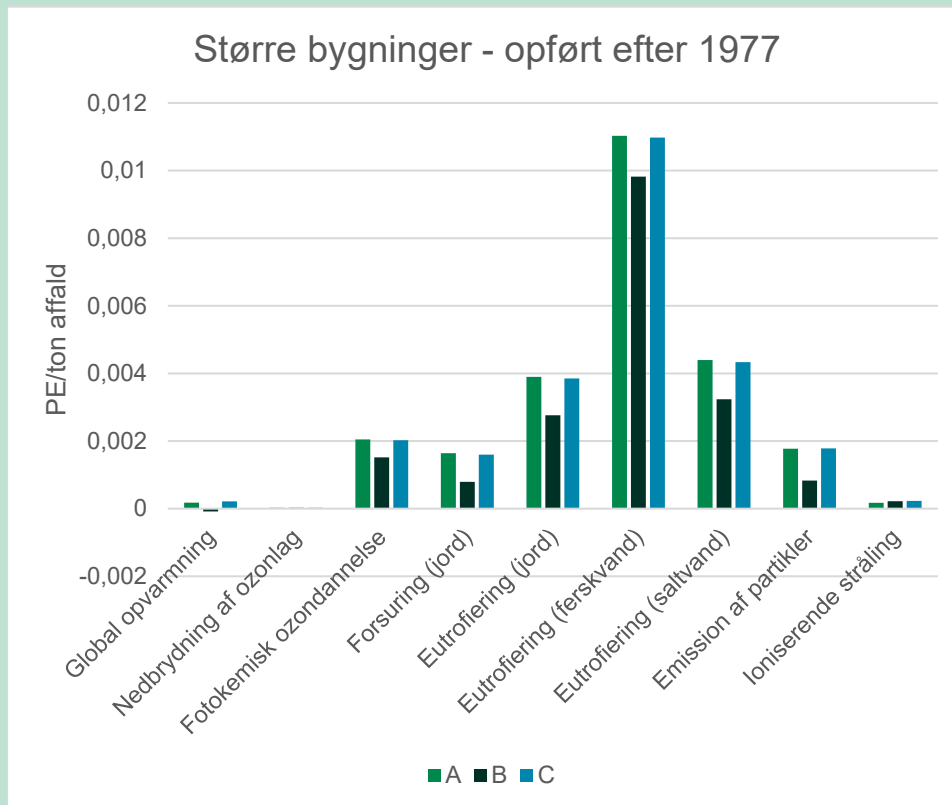
Bilag 8.4 Større bygninger – biomasse ikke begrænset ressource



FIGUR 56. Større bygninger opført før 1950. Følsomhedsanalyse: biomasse ikke begrænset ressource. Normaliserede resultater. Ikke-toksiske kategorier.

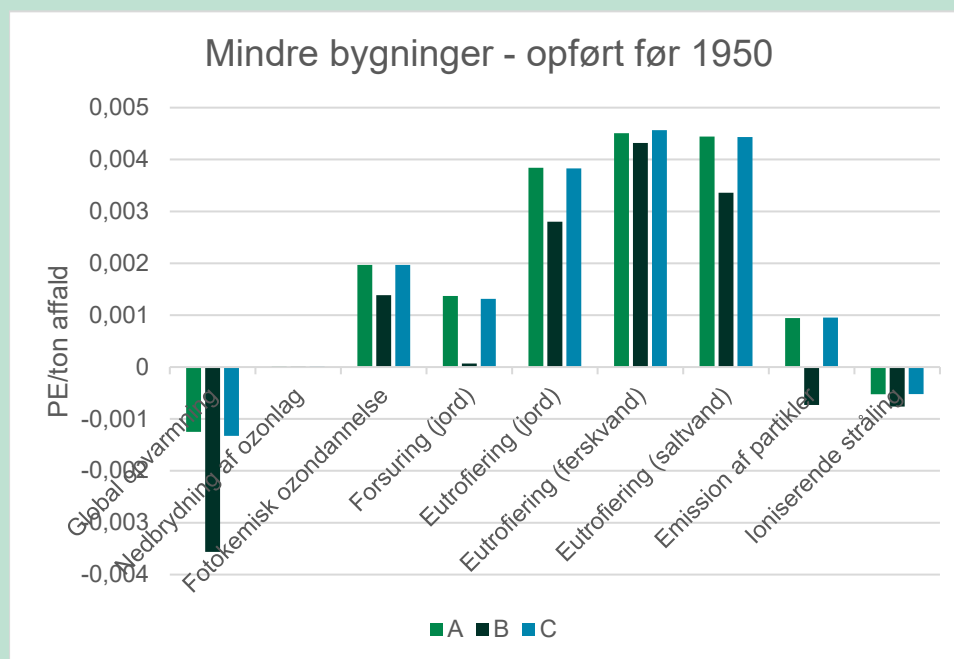


FIGUR 57. Større bygninger opført 1950-1977. Følsomhedsanalyse: biomasse ikke begrænset ressource. Normaliserede resultater. Ikke-toksiske kategorier.

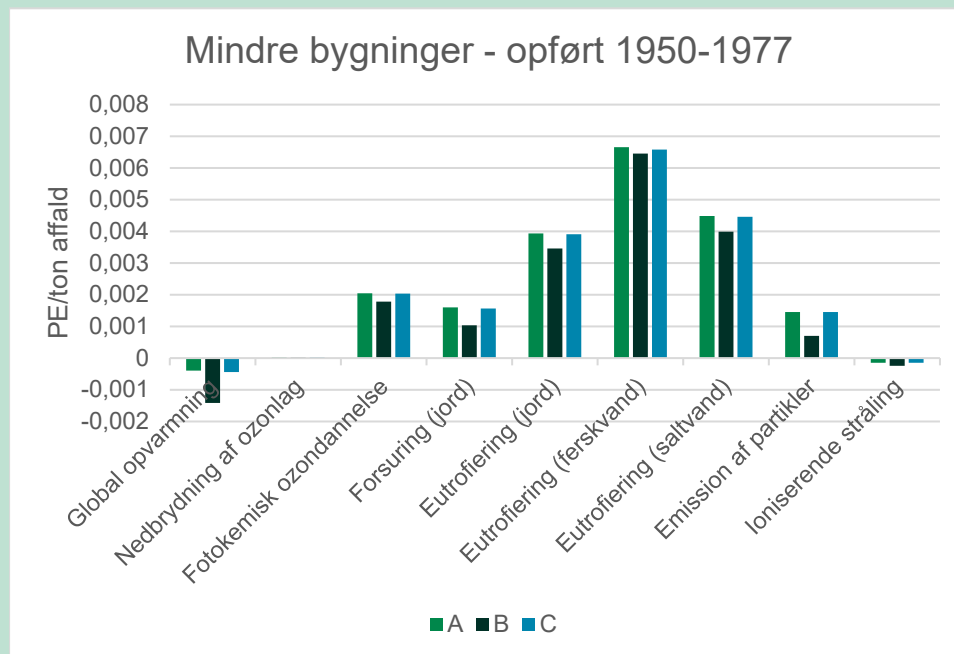


FIGUR 58. Større bygninger opført efter 1977. Følsomhedsanalyse: biomasse ikke begrænset ressource. Normaliserede resultater. Ikke-toksiske kategorier.

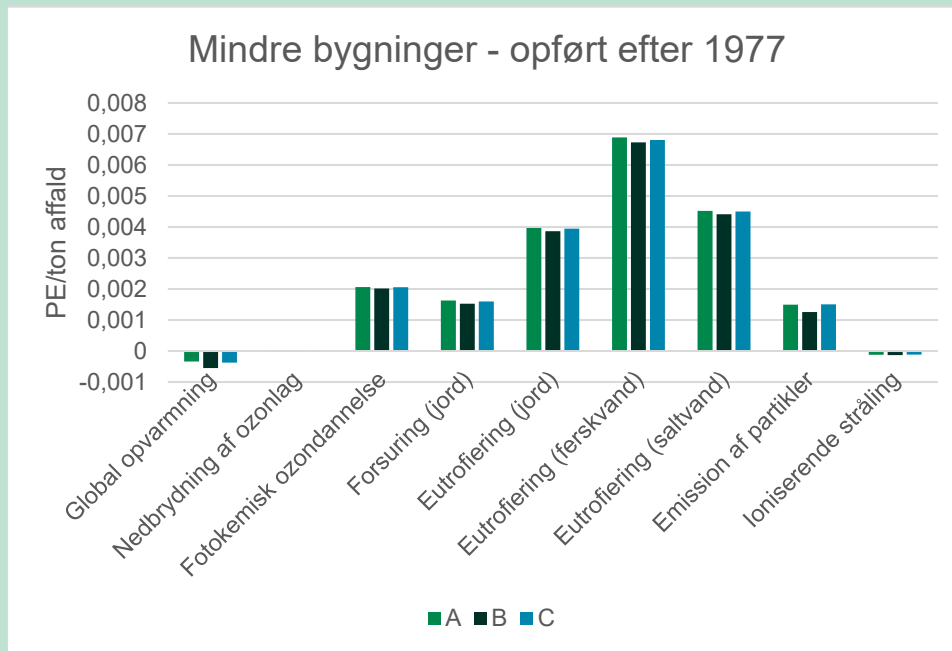
Bilag 8.5 Mindre genanvendelse af træ fra mindre bygninger



FIGUR 59. Mindre bygninger opført før 1950. Følsomhedsanalyse: mindre genanvendelse af træ fra mindre bygninger (maks. 10 % genanvendelse). Normaliserede resultater. Ikke-toksiske kategorier.

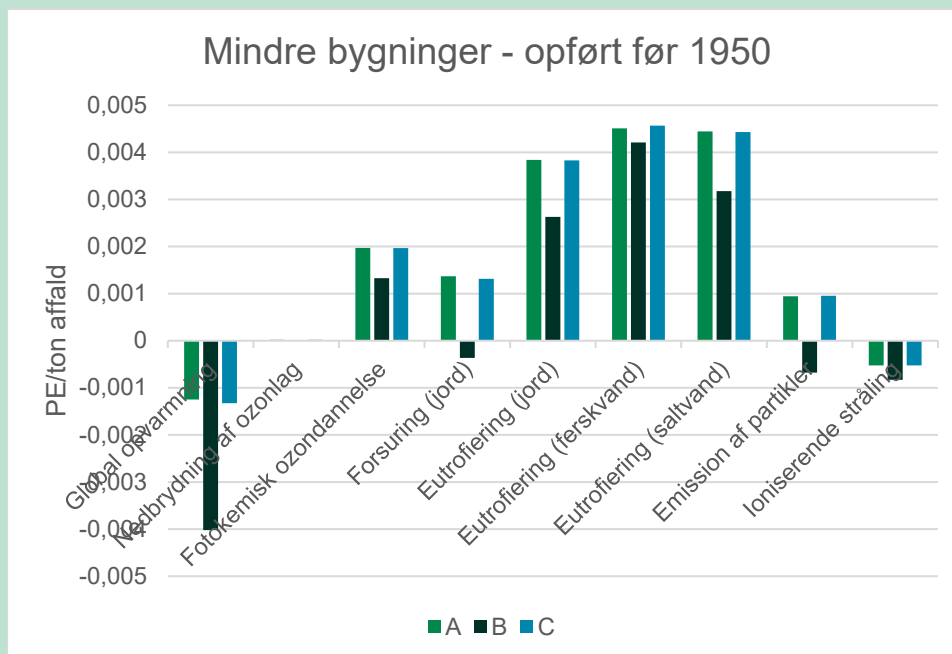


FIGUR 60. Mindre bygninger opført 1950-1977. Følsomhedsanalyse: mindre genanvendelse af træ fra mindre bygninger (maks. 10 % genanvendelse). Normaliserede resultater. Ikke-toksiske kategorier.

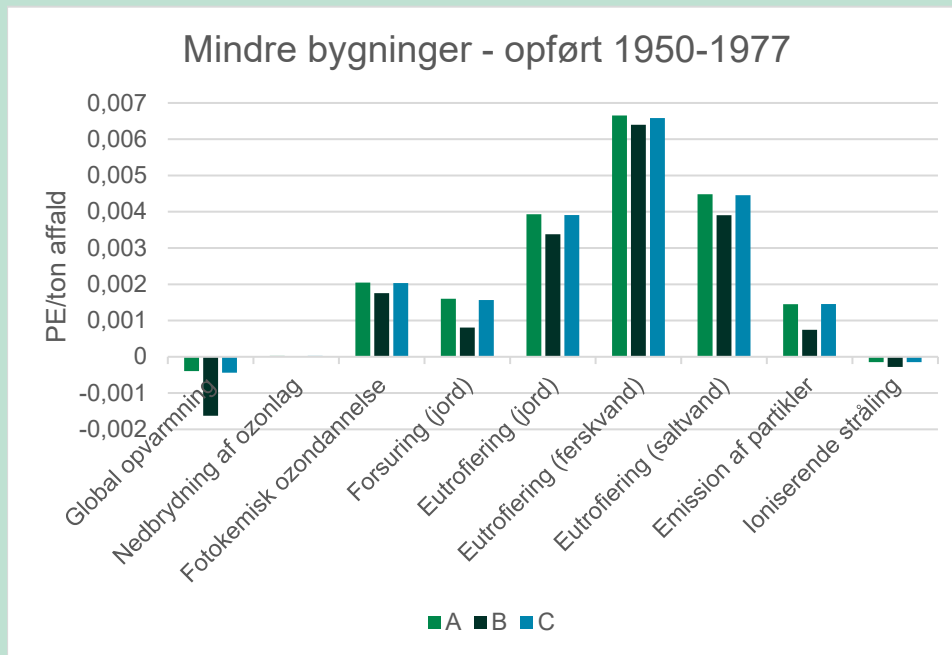


FIGUR 61. Mindre bygninger opført efter 1977. Følsomhedsanalyse: mindre genanvendelse af træ fra mindre bygninger (maks. 10 % genanvendelse). Normaliserede resultater. Ikke-toksiske kategorier.

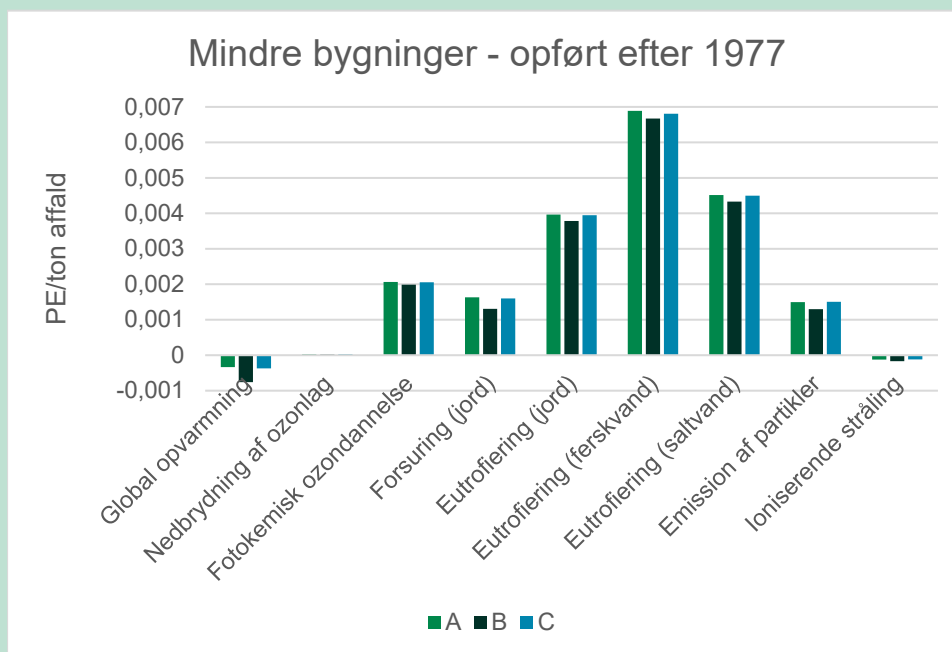
Bilag 8.6 Transportafstande identiske i scenarie A, B og C



FIGUR 62. Mindre bygninger opført før 1950. Følsomhedsanalyse: identiske transportafstande i scenarie A, B og C. Normaliserede resultater. Ikke-toksiske kategorier.

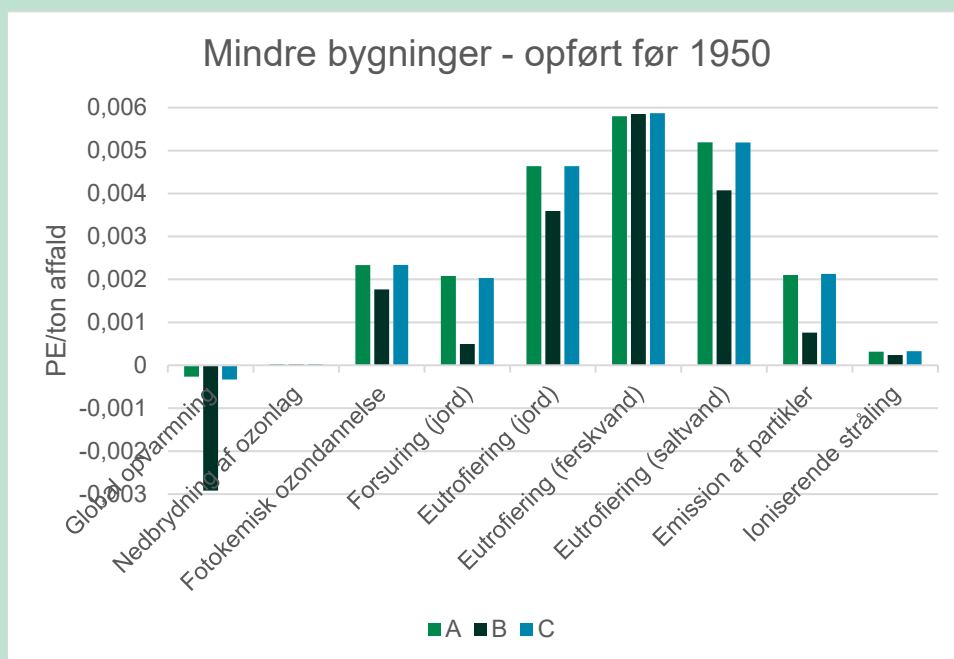


FIGUR 63. Mindre bygninger opført 1950-1977. Følsomhedsanalyse: identiske transportafstande i scenarie A, B og C. Normaliserede resultater. Ikke-toksiske kategorier.

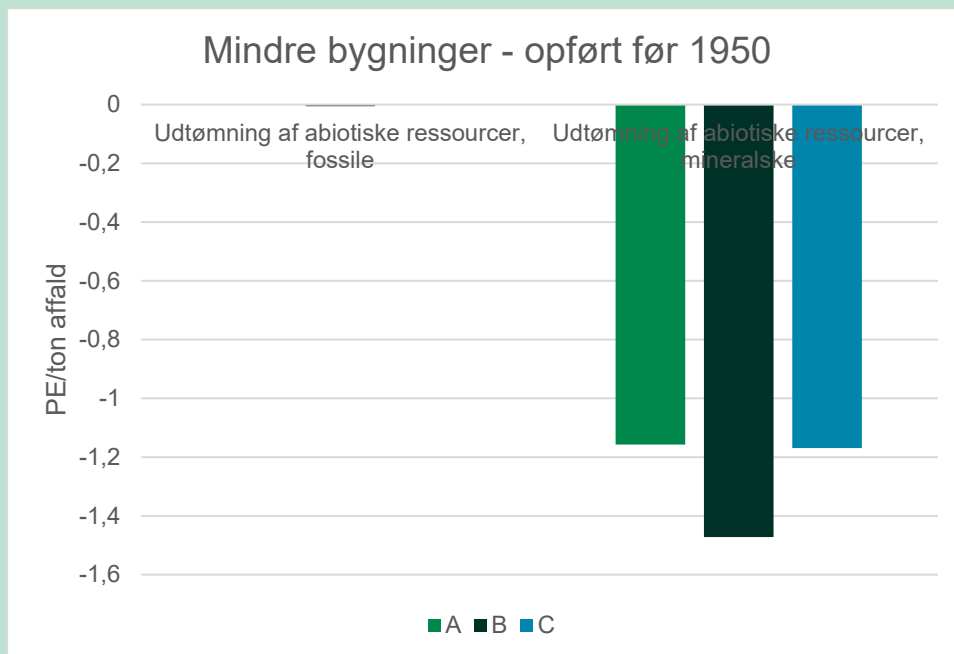


FIGUR 64. Mindre bygninger opført efter 1977. Følsomhedsanalyse: identiske transportafstande i scenarie A, B og C. Normaliserede resultater. Ikke-toksiske kategorier.

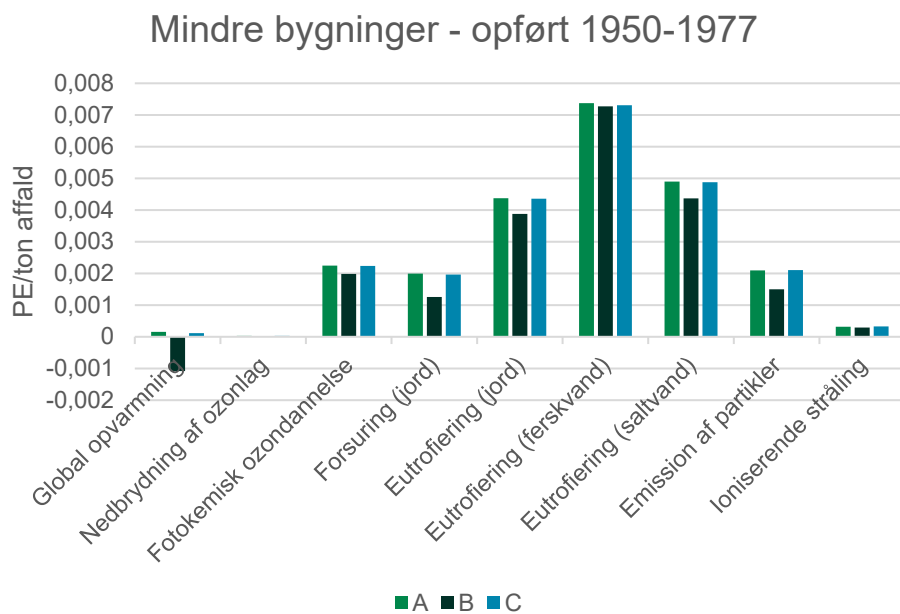
Bilag 8.7 Marginal el baseret på vindenergi



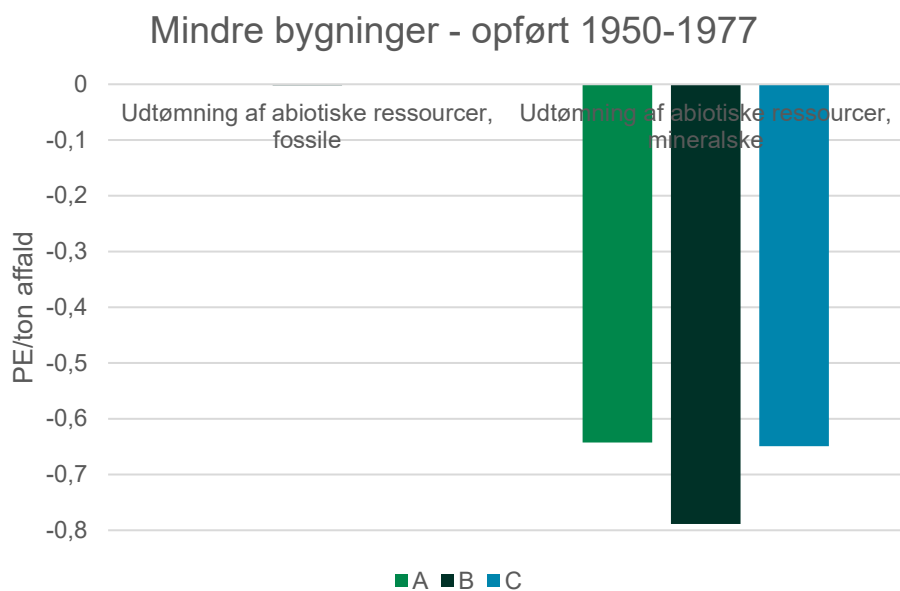
FIGUR 65. Mindre bygninger opført før 1950. Følsomhedsanalyse: marginal el baseret på vindenergi. Normaliserede resultater. Ikke-toksiske kategorier.



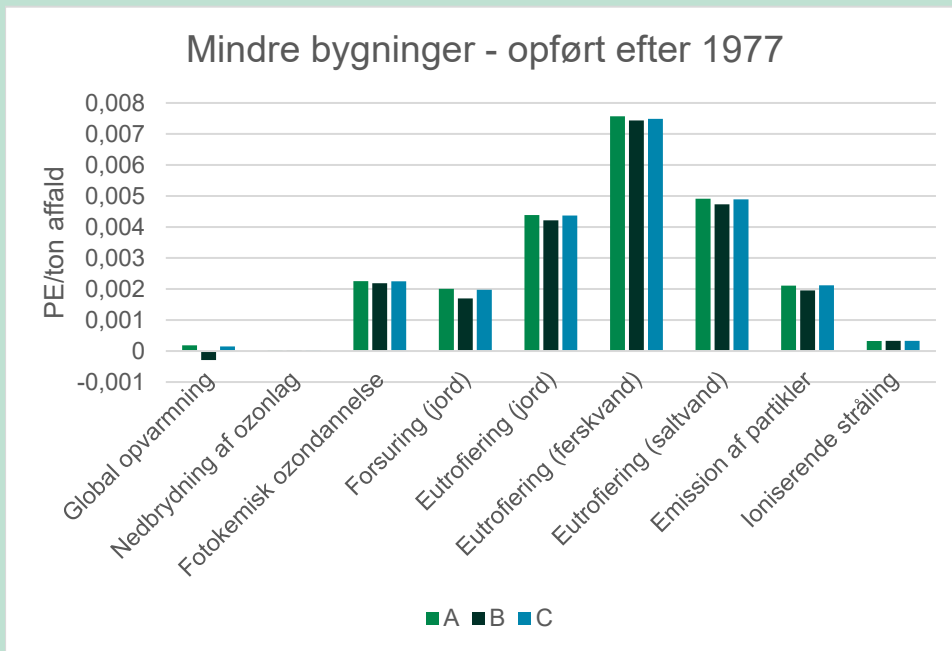
FIGUR 66. Mindre bygninger opført før 1950. Følsomhedsanalyse: marginal el baseret på vindenergi. Normaliserede resultater. Udtømning af abiotiske ressourcer.



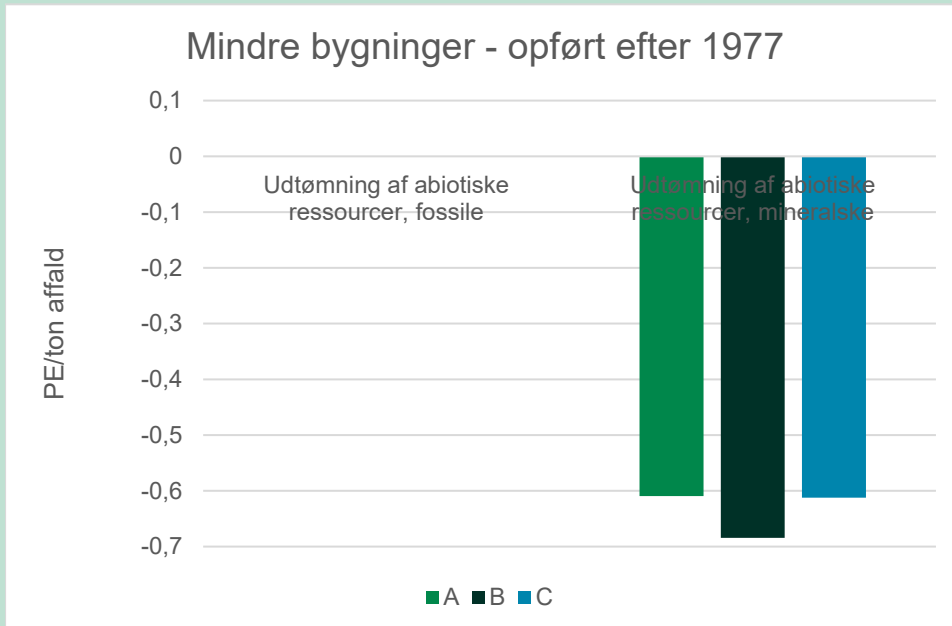
FIGUR 67. Mindre bygninger opført 1950-1977. Følsomhedsanalyse: marginal el baseret på vindenergi. Normaliserede resultater. Ikke-toksiske kategorier.



FIGUR 68. Mindre bygninger opført 1950-1977. Følsomhedsanalyse: marginal el baseret på vindenergi. Normaliserede resultater. Udtømning af abiotiske ressourcer.

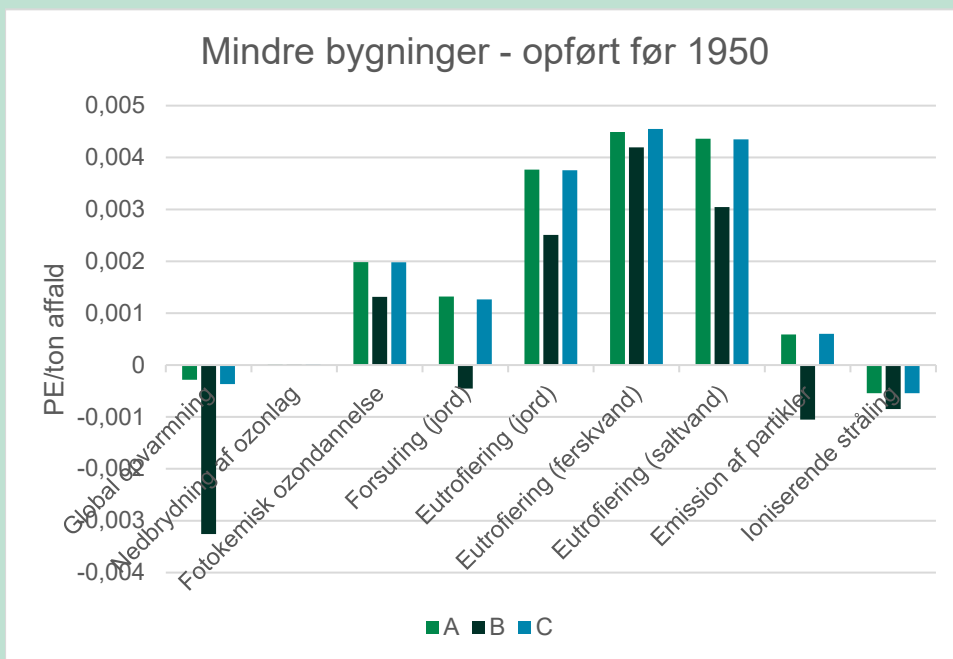


FIGUR 69. Mindre bygninger opført efter 1977. Følsomhedsanalyse: marginal el baseret på vindenergi. Normaliserede resultater. Ikke-toksiske kategorier.

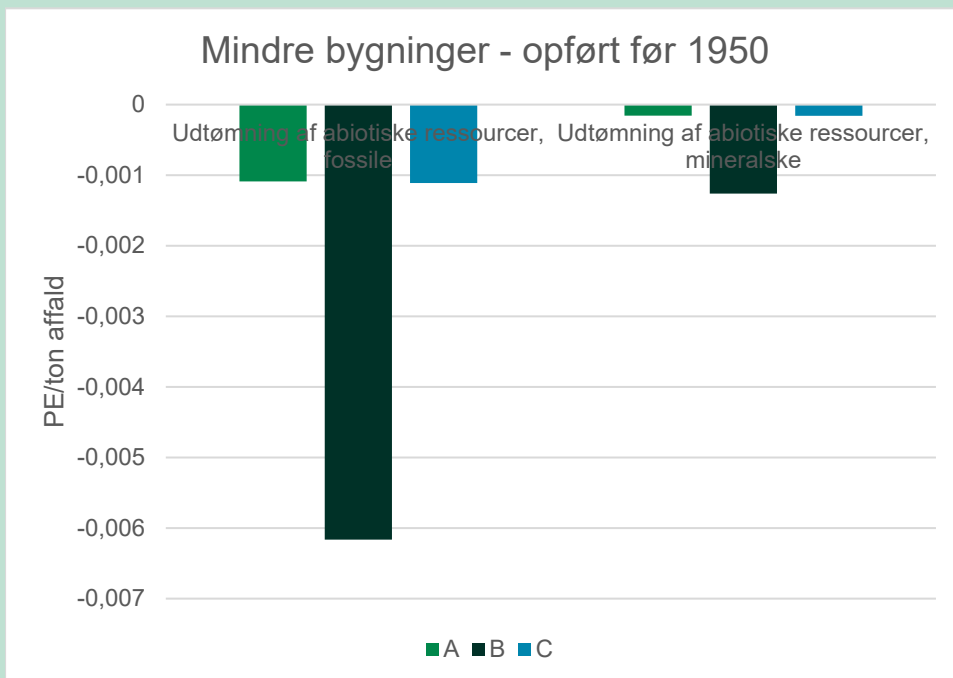


FIGUR 70. Mindre bygninger opført efter 1977. Følsomhedsanalyse: marginal el baseret på vindenergi. Normaliserede resultater. Udtømning af abiotiske ressourcer.

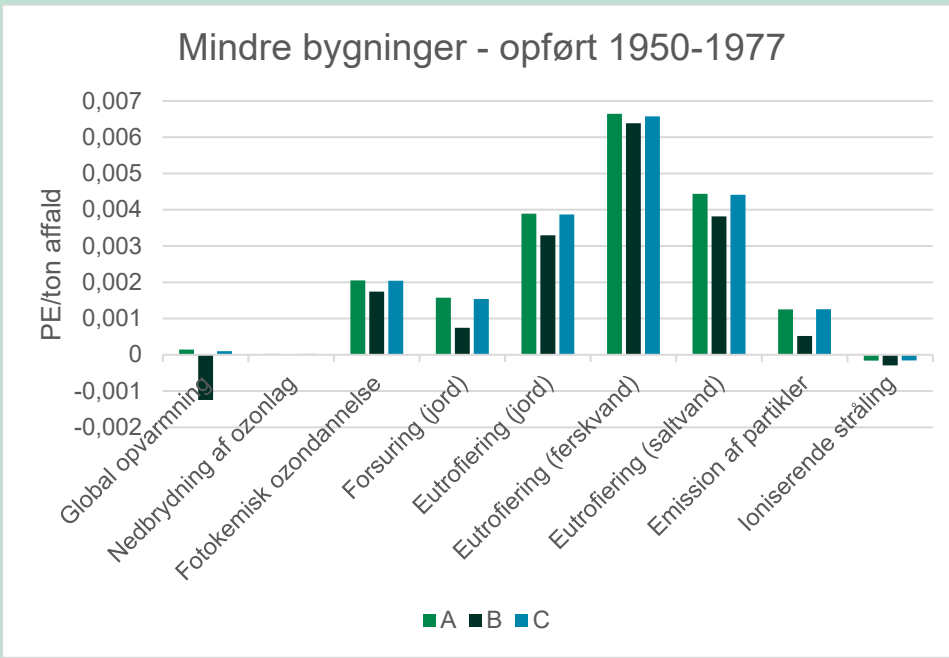
Bilag 8.8 Marginal varme baseret på biomasse



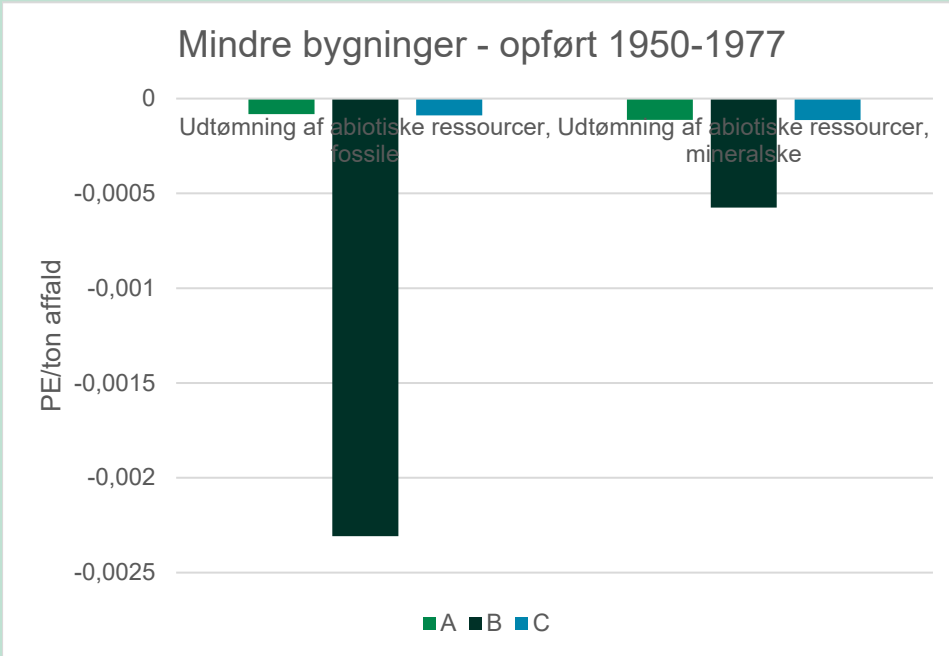
FIGUR 71. Mindre bygninger opført før 1950. Følsomhedsanalyse: marginal varme baseret på biomasse. Normaliserede resultater. Ikke-toksiske kategorier.



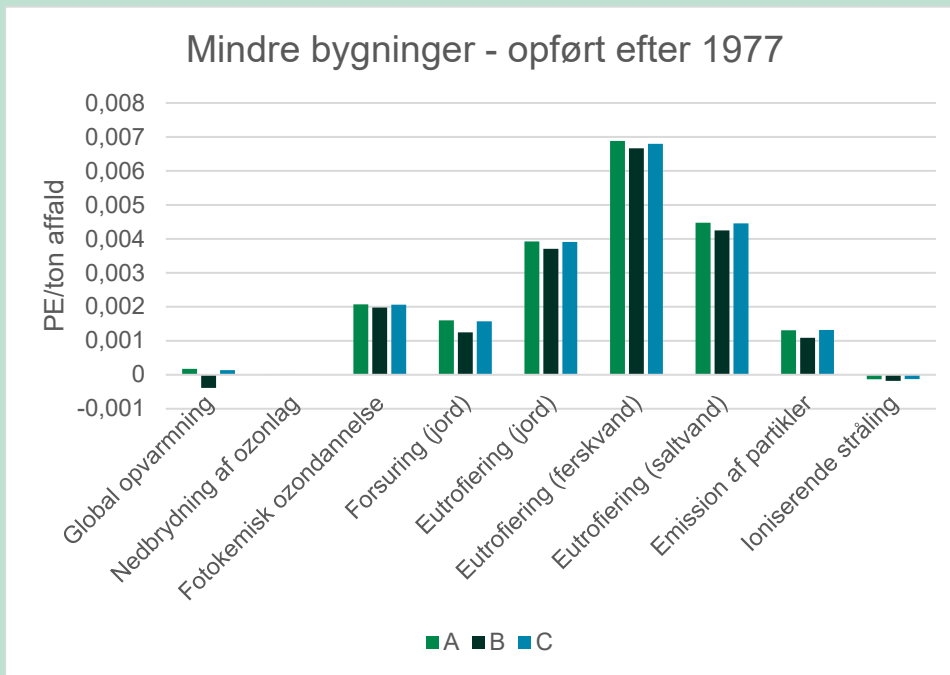
FIGUR 72. Mindre bygninger opført før 1950. Følsomhedsanalyse: marginal varme baseret på biomasse. Normaliserede resultater. Udtømmning af abiotiske ressourcer.



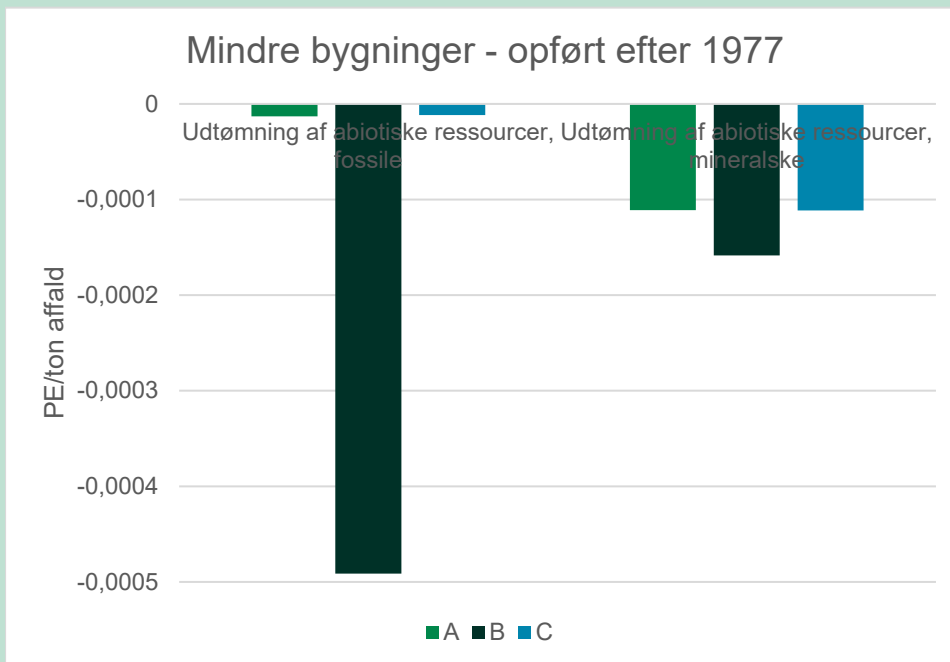
FIGUR 73. Mindre bygninger opført 1950-1977. Følsomhedsanalyse: marginal varme baseret på biomasse. Normaliserede resultater. Ikke-toksiske kategorier.



FIGUR 74. Mindre bygninger opført 1950-1977. Følsomhedsanalyse: marginal varme baseret på biomasse. Normaliserede resultater. Udtømmning af abiotiske ressourcer.



FIGUR 75. Mindre bygninger opført efter 1977. Følsomhedsanalyse: marginal varme baseret på biomasse. Normaliserede resultater. Ikke-toksiske kategorier.



FIGUR 76. Mindre bygninger opført efter 1977. Følsomhedsanalyse: marginal varme baseret på biomasse. Normaliserede resultater. Udtømning af abiotiske ressourcer.

Selektiv nedrivning i byggebranchen - Livscyklusvurdering (LCA) af konsekvenser ved selektiv nedrivning

Miljøprojektet indeholder en vurdering af potentielle miljømæssige konsekvenser ved implementering af krav om selektiv nedrivning. Vurderingen består af en livscyklusvurdering (LCA) af (total)nedrivning og efterfølgende affaldshåndtering af seks forskellige bygningstyper (henholdsvis mindre og større bygninger opført i tre forskellige tidsperioder) sammenlignet gennem tre forskellige overordnede nedrivningsscenarier:

De tre overordnede nedrivningsscenarier:

- Scenarie A: Nuværende praksis, som gennemsnit over hele landet i dag
- Scenarie B: Praksis, hvis krav om selektiv nedrivning gennemføres
- Scenarie C: Praksis, i henhold til branchens bedste nuværende standarder.

Nedrivning og efterfølgende affaldsbehandling af mindre bygninger opført før 1950 resulterer i større besparelser eller mindre miljøpåvirkninger for samtlige miljøpåvirkningskategorier sammenlignet med mindre bygninger fra de to øvrige tidsperioder (1950-1977 og efter 1977).

For større bygninger er resultaterne mere blandede, hvor tidsperioden med de bedste resultater afhænger af den undersøgte miljøpåvirkningskategori. Resultaterne viser, at de samlede besparelser for større bygninger generelt er lidt mindre sammenlignet med de mindre bygninger, hvilket skyldes, at andelen af træ er mindre i større bygninger.

Livscyklusvurderingens resultater bygger på en række antagelser og forudsætninger. Der er udført syv følsomhedsanalyser for at undersøge resultaternes robusthed, dvs. om rangordenen af scenarierne ændres ved variation i forudsætningerne. Følsomhedsanalyserne viser, at livscyklusvurderingens resultater er robust i forhold til antagelserne og forudsætningerne. Yderligere indikerer resultaterne, at det er hensigtsmæssigt at have fokus på fjernelse af farlige stoffer fra affaldsstrømmen.

For samtlige miljøpåvirkningskategorier giver Scenarie B (selektiv nedrivning) de bedste resultater (for både mindre og større bygninger) – enten som største potentielle miljømæssige besparelser eller mindste potentielle miljømæssige påvirkninger.



Miljøstyrelsen
Tolderundsvej 5
5000 Odense C

www.mst.dk