



Miljø- og
Fødevareministeriet
Miljøstyrelsen

Termisk og mikrobølge- behandling af PCB i bygninger og byggeaffald

MUDP-rapport

Maj 2019

Udgiver: Miljøstyrelsen

Redaktion:

Katrine Hauge Smith, Teknologisk Institut

Stefania Butera, Teknologisk Institut

Lene Dalvang, Teknologisk Institut

Jacob Thorman, Teknologisk Institut

Rune Østergaard Haven, Teknologisk Institut

Rasmus Krag, Tscherning

Peter Køhlert Olesen, DAB

Lotte Mørk Andersen, Renosyd

ISBN: 978-87-7038-071-3

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	5
2.	Sammenfatning og konklusioner	6
2.1	Delprojekt 1: Termisk behandling til reduktion af PCB-koncentration en i indeluften	6
2.2	Delprojekt 2: mikrobølge behandling af PCB-forurenede bygge- og anlægsaffald	7
3.	Indledning	9
3.1	Baggrund og formål	9
4.	PCB i byggeriet i Danmark	10
4.1	Baggrundsviden: Termiske metoder for fjernelse af PCB	10
4.1.1	Destruktion	10
4.1.2	Termisk desorption	10
4.1.3	Stråleenergimetoder	10
4.2	Status for termisk oprensning	11
4.3	Status for mikrobølgebehandling	11
4.4	Dannelse af toksiske biprodukter	11
5.	Termisk oprensning	12
5.1	Pilotskala forsøg med overfladespecifik opvarmning med paneler	12
5.1.1	Fremgangsmåde	12
5.1.2	Usikkerheder ved prøvetagning og analyser	16
5.1.3	Resultater	17
5.1.3.1	40 °C varmepanel	17
5.1.3.2	55 °C varmepanel	18
5.1.4	Konklusion på forsøg	20
5.2	Målinger udført i forbindelse med fuldskala termisk behandling af en skole	21
5.2.1	Fremgangsmåde	21
5.2.2	Usikkerheder ved prøvetagning og analyser	23
5.2.3	Resultater	23
5.2.4	Konklusion på forsøg	28
6.	Rensning med mikrobølgeteknologi	29
6.1	Fremgangsmåde	29
6.2	Resultater	31
6.3	Konklusion på forsøg	34
7.	Miljømæssig og økonomisk vurdering af PCB-renovering	35
7.1	Metodebeskrivelse	36
7.1.1	Scenariomodellering og data	36
7.1.2	LCA	37
7.1.3	Økonomisk vurdering	38
7.1.4	Resultater	38

7.1.4.1	Sammenligning 1.1: Bygningssanering - Traditionel termisk oprensning vs. fuld forsegling	38
7.1.4.2	Sammenligning 1.2: Bygningssanering - Termisk oprensning: traditionel vs. alternativ opvarmingskilde	44
7.1.4.3	Sammenligning 2.1: Affaldsbehandling - Fuld forsegling	45
7.1.5	Konklusion	51
8.	Referencer	53

1. Forord

Denne rapport udgør afrapportering af projektet "PCB-frit byggeri", som er gennemført i samarbejde mellem Teknologisk Institut, Tscherning, Renosyd og Boligselskabet DAB.

Projektet adresserer udfordringer med PCB i bygninger og omhandler test og dokumentation af 2 metoder til håndtering af PCB-holdige bygninger og PCB-holdigt bygge- og anlægsaffald: Termisk oprensning af bygninger og rensning af bygge- og anlægsaffald med mikrobølger.

Projektet har modtaget støtte fra Miljøstyrelsens udviklings- og demonstrationspulje (MUDP).

Projekter er gennemført i perioden 2017-2018.

Projektet er udført af følgende projektdeltagere:

Fra Teknologisk Institut: Katrine Hauge Smith, Stefania Butera, Lene Dalvang, Jacob Thorman og Rune Østergaard Haven

Fra Tscherning: Rasmus Krag

Fra DAB: Peter Køhlert Olesen

Fra Renosyd: Lotte Mørk Andersen

Projektet har været fulgt af Miljøstyrelsen, Anne-Sofie Nielsen.

Der har været tilknyttet en følgegruppe til projektet, der ud over projektdeltagere og Miljøstyrelsen bestod af RGSNordic, J. Jensen og Golder Associates.

2. Sammenfatning og konklusioner

Projektet er opdelt i to delprojekter, hvor 1. del omhandler afhjælpning af PCB i indeluft ved termisk behandling og 2. del omhandler rensning af PCB-forurenede byggeaffald med mikrobølger.

PCB er udbredt i den danske bygningsmasse og findes i visse tilfælde i så høje koncentrationer i indeklimaet, at det udgør en sundhedsmæssig risiko for bygningens beboere/brugere.

Afhjælpning af høje koncentrationer af PCB i indeklimaet kræver ofte, at der foretages omfattende renoveringstiltag. Termisk behandling indgår som en del af PCB saneringen, som endvidere typisk omfatter fjernelse af de primære kilder og forsegling af de sekundære kilder. Pga. de omfattende tiltag er projekterne ofte meget omkostningstunge for bygherre. Der er derfor et stort behov for udvikling og dokumentation af effektive metoder, som kan anvendes til reduktion af PCB i indeluften.

PCB udgør også en udfordring ved nedrivning og renovering af bygninger. Forud for nedrivning eller renovering skal PCB-holdige materialer altid kortlægges og materialerne skal frasorteres andet byggeaffald og håndteres efter gældende regler. Pga. PCB's udbredelse i bygningsmassen skal der hvert år håndteres og behandles store mængder PCB-holdigt affald.

2.1 Delprojekt 1: Termisk behandling til reduktion af PCB-koncentrationen i indeluften

Første del af projektet har til formål at undersøge og dokumentere effekten af termisk behandling som afhjælpningsmetode til bygninger med for høje koncentrationer af PCB i indeluften. Ved metoden opvarmes en bygning for at øge afgasningen af PCB fra de PCB-holdige bygningsdele. Parallelt med opvarmningen fjernes den afgassede PCB kontinueret fra bygningen ved filtrering af indeluft gennem kulfiltre. Efter behandlingen sænkes temperaturen i bygningen igen til normal indetemperatur. Da PCB-kilderne har afgivet en betydende mængde PCB i forbindelse med behandlingen, falder indeluftkoncentrationen til et lavere niveau end inden behandlingen.

Ved projektet er der udført dokumentation af metodens effekt, herunder en afklaring af, om der sker en spredning og omfordeling af PCB inde i væggen som følge af opvarmningen. Dokumentationsmålingerne er udtaget i forbindelse med en fuldskala termisk rensning af en konkret bygning. Endvidere er der foretaget dokumentation af et forsøg udført i pilotskala, hvor opvarmningen er foretaget vha. varmepaneller monteret direkte på en PCB-forurenede vægoverflade.

Pilotskalaforsøg med overfladespecifik opvarmning af en vægoverflade med varmepaneller har vist følgende resultater:

- Der er ved metoden opnået en reduktion af PCB-koncentrationen i malingslaget på 80-90 %.
- Der er ikke målt en væsentlig stigning i PCB-koncentrationen i den bagvedliggende betonevæg.
- Den overfladespecifikke PCB-afgasning fra en behandlet vægoverflade er reduceret med 94-96 % sammenlignet med en ubehandlet overflade.

• Forsøgene har vist, at det kan lade sig gøre at foretage den termiske behandling ved opvarmning af specifikke overflader i en bygning med varmepaneller.

Resultater af målinger foretaget i forbindelse med en fuldskala oprensning i en konkret bygning viste følgende hovedkonklusioner:

- Luftprøver udtaget i en konkret bygning før, under og efter den termiske behandling viser en markant effekt af opvarmningen, idet koncentrationerne af PCB i indeluften, er blevet reduceret.
- Målinger af PCB-koncentrationer i betonkerne før, under og efter opvarmning viser ikke nogen væsentlig spredning og ophobning af PCB ind i betonvæggen. Dette er beskrevet nærmere i afsnit 5.2.3
- Mod forventning blev der ikke konstateret en reduktion af PCB-koncentrationen i malingslaget på den undersøgte vægoverflade. Årsagen kan ikke fastlægges med sikkerhed, men vurderes at kunne skyldes øget afgang af PCB fra en række andre sekundære og tertiære PCB-kilder i bygningen. En nærmere uddybning og tolkning af data for dette fremgår af rapportens afsnit 5.1

2.2 Delprojekt 2: mikrobølge behandling af PCB-forurenede bygge- og anlægsaffald

Anden del af projektet har til formål at teste opvarmning vha. mikrobølger som en alternativ behandlingsmetode for PCB-forurenede byggeaffald, og som evt. vil kunne gøre det muligt efterfølgende at nyttiggøre affaldet.

De gennemførte test har bekræftet, at betonen kan opvarmes vha. mikrobølgeteknologi til et niveau, hvor PCB'en afgasser. Ved det udførte forsøg blev betonen behandlet i 24 timer og i dette tidsinterval er der sket en betydelig reduktion af PCB-koncentrationen i betonen, således at der efter behandling ikke kunne måles indhold af PCB.

Luftmålingerne udtaget fra ovnkammeret i forbindelse med forsøget viser, at afgang af PCB sker hurtigt, inden for de første 4 timer.

2.3 Miljømæssig og økonomisk vurdering af teknologierne

I projekter er der lavet en miljømæssig og økonomisk vurdering af teknologierne.

Analyserne viser, at termisk behandling med elpaneler er en lovende teknologi, der kan fjerne PCB forurening. Elpanelernes fleksibilitet gør at et rum kan opvarmes ad gangen, hvilket betyder at bygningen kan være i drift under saneringen, ligesom at hele bygningen ikke skal opvarmes. Teknologien er pt. kun 19 % mindre omkostningseffektiv end traditionel termisk oprensning, men har et stort potentiale til at kunne optimeres. Teknologien kræver en optimering af strømforbruget, fx med varmestyring, samt et skinesystem, der gør elpanelet mobilt.

Behandling af PCB forurenede byggeaffald i mikroovnen er ligeledes en lovende teknologi. Her skal strømforbruget dog også optimeres før end at teknologien bliver ligeså rentabel, både økonomisk og miljømæssigt, som sandblæsning af bygningen og efterfølgende deponering. Behandling af PCB forurenede byggeaffald har desuden et andet anvendelsesmæssigt perspektiv end bygningssanering. I Danmark skal PCB principielt afrenses af bygningen inden den rives ned, men i mange tilfælde bliver dette ikke gjort, og særligt på genbrugspladser kan det være svært at dokumentere renheden, da affaldet kommer fra mange små kilder. Mikrobølgeteknologien har altså et stort potentiale til at rense det "udokumenterede" affald.

Projektet har altså påvist, at de to innovative metoder er effektive og virker, og derfor giver det mening, at de videreudvikles med fokus på optimering af strømforbrug, som er det aspekt, som den miljømæssige og økonomiske analyse har identificeret som afgørende.

3. Indledning

3.1 Baggrund og formål

Polyklorerede bifenyle (PCB'er) blev udviklet i 1920'erne, og blevet brugt i bygge- og elektronikindustrien især pga. deres isoleringsegenskaber. PCB er i dag omfattet af Stockholmkonventionen og konventionens krav er i Danmark og resten af Europa gennemført med POP forordningen om tungt nedbrydelige organiske miljøgifte. Fremstilling og anvendelse af PCB blev forbudt i løbet af 1970'erne og 1980'erne, da deres toksicitet blev anerkendt. PCB findes i dag i forskellige materiale- og affaldsstrømme, herunder også i bygge- og anlægsaffald (B&AA), enten som primære kilder (PCB-indeholdende materialer, fx fuger, maling, lysarmaturer eller kondensatorer), sekundære forurenede materialer (materialer i direkte kontakt med primære kilder, fx beton, tegl samt dør- eller vindueskarme af træ, hvor PCB er trængt ind) og tertiære forurenede materialer (materialer forurenede via luft, fx maling og beton, som ikke er i direkte kontakt med PCB).

Bygge- og anlægsaffald (B&AA) udgør op mod 1/3 af den samlede mængde affald i Danmark. B&AA genanvendes i høj grad (mere end 80 %) i vejbygning. I de seneste år opleves der stigende bekymring omkring kvaliteten af denne affaldsstrøm og risikoen for spredning af miljøskadelige stoffer ved nyttiggørelse bl.a. af PCB holdige materialer, pga. tidligere tiders anvendelse af PCB i byggeriet. Denne problemstilling er adresseret i ressourcestrategierne, Danmark uden affald I og II og handlingsplanen for håndtering af PCB i bygninger.

Fjernelse af PCB fra bygninger, inden de rives ned eller renoveres, er en omkostningstung proces. Gængse metoder som sandblæsning er tidskrævende og udfordrende for arbejdsmiljøet. Derudover genererer metoden meget affald i form af forurenede sand, og metoden fjerner ikke nødvendigvis PCB, der er trængt ind i bygningsdele (sekundært og tertiært forurenede bygninger).

PCB'er kan fjernes ved termisk behandling, og denne type teknologi bruges pt. ved sanering af PCB-forurenede bygninger (termisk oprensning eller stripping, også kaldet udbagning) og ved forbrænding af PCB-affald hos Fortum ved høj temperatur (destruktion af PCB). I forbrændingen kan de organiske stoffer destrueres, men der vil være restprodukter i form af slagger med højt indhold af tungmetaller, som betyder, at restproduktet ikke kan bruges igen (jf. afsnit 4.1.1). Løsningen er desuden omkostningstung og forudsætter, at bygningen rives ned. Samtidig destrueres materialer, der ellers kunne være blevet nyttiggjort, hvilket er en ikke-bæredygtig løsning.

Termisk oprensning af PCB'er fra sekundært eller tertiært forurenede bygninger opnås ved at opvarme bygninger eller bygningsdele, hvor PCB'er forventes at afgasse, og indsamles vha. kulfiltre (jf. afsnit 4.1.2). Teknologien har den fordel at være ikke-destruktiv, dvs. at materialerne bevares, og at den kan udføres i selve bygningen. I miljøprojekt nr. 1656, 2015 [1] beskrives, at teknologien er under udvikling, men virker lovende. Teknologien bliver anvendt i byggeriet i dag, men da der endnu kun er gennemført et mindre antal fuldskalaprojekter vurderes det, at der er basis for en videreudvikling. Samtidig er der mistanke om, at den øgede temperatur medfører en øget diffusion af PCB'er ind i den bagvedliggende væg, da diffusionen er temperaturafhængig. Disse usikkerheder er undersøgt i dette projekt med henblik på at udvikle metoden.

Teknologi med sanering ved hjælp af mikrobølger anvendes ikke i byggeriet i dag, men der har været lovende forsøg fra udlandet med behandling af både PCB-forurenede jord og af asbestholdigt byggeaffald (jf. afsnit 4.1.3). Der er derfor potentiale i at udvikle en helt ny teknologi til termisk behandling af PCB-forurenede bygge- og anlægsaffald. Et videre perspektiv for teknologien er at anvende den on-site i selve byggeriet, men dette er ikke omfattet af dette projekt.

Projektets formål er at udvikle og afprøve teknologier for optimeret termisk behandling af PCB-forurenede bygninger og nedknust bygge- og anlægsaffald. Termisk behandling er en lovende teknologi, som er under udvikling. Teknologien videreudvikles med det hovedformål at fjerne PCB fra materialer i og fra bygninger. Bygningerne kan efterfølgende bruges til menneskers ophold, og de nedknuste materialer kan betragtes som rene og derfor genanvendelige. Projektet fokuserer på to forskellige termiske teknologier: i) termisk oprensning af PCB i bygninger, der videreudvikles med henblik på en optimering med overfladespecifik opvarmning og med henblik på at undersøge PCB'ers indtrængning i materialer ved termisk behandling; ii) behandling af nedknust bygge- og anlægsaffald vha. mikrobølgeteknologi afprøves, da denne metode er en helt ny og banebrydende teknologi, som ikke tidligere er afprøvet på bygge- og anlægsaffald.

4. PCB i byggeriet i Danmark

4.1 Baggrundsviden: Termiske metoder for fjernelse af PCB

Der findes tre hovedmetoder for termisk fjernelse af PCB fra byggematerialer:

- Destruktion ved afbrænding
- Termisk desorption
- Stråleenergimetoder

4.1.1 Destruktion

PCB'er kan nedbrydes til Cl-fri bifenyler eller andre organiske forbindelser og HCl ved forbrænding: Den eksisterende litteratur viser, at nedbrydning kræver temperaturer mellem 700-1500 °C [2]–[5] og behandlingstid >2 sekunder afhængig af den ønskede outputkoncentration. I Danmark bliver PCB-farligt affald (>50 mg PCB/kg) forbrændt ved 1100 °C hos Fortum, mens PCB-forurenede affald (<50 mg PCB/kg) forbrændes ved 850 °C hos almindelige forbrændingsanlæg [6].

En af de største udfordringer ved forbrænding af farligt affald er slagge håndtering, da ikke-brændbart byggeaffald (fx beton) forbrændes sammen med farligt støttebrændsel (fx affald som indeholder metaller). I forbrændingen destrueres de organiske stoffer, mens de skadelige metaller opsamles i slagger, filterkage og flyveaske. Dette betyder, at PCB-fri betonbrokker og mursten, som findes i bundeaske, ikke kan genbruges eller genanvendes pga. højt niveau af metaller (forurening fra støttebrændslet), og skal deponeres som farligt affald.

4.1.2 Termisk desorption

Ved termisk desorption opvarmes det PCB-holdige materiale, så PCB'erne fordamper. PCB'er bliver altså ikke nedbrudt, da temperaturen ikke er tilstrækkeligt høj. Det er derfor afgørende at koble denne metode med et system, som fjerner de fordampede PCB'er fra luften, fx kulfiltre. Temperaturen for termisk desorption af PCB er typisk mellem 50-600 °C, og behandlingstiden spænder fra få minutter til flere dage, afhængig af temperatur, partikelsstørrelse, startkoncentration og ønsket slutkoncentration [6], [7], [16], [8]–[15]. Termisk desorption af PCB er principet bag ved termisk oprensning i bygninger I bygninger kan der være materialer som ikke tåler særlige høje temperaturer, derfor foregår termisk behandling af bygninger typisk ved temperaturer omkring 50-70 °C.

4.1.3 Stråleenergimetoder

Der findes en række metoder, som ikke bruger termisk energi i sig selv, men stråleenergi i enten UV, solar, IR eller mikrobølgeområdet. Afhængig af den opnåede temperatur vil PCB'er enten destrueres eller blot fordampe. Fx kan mikrobølge-aktiveret oxygen oxidere PCB-indholdet til CO₂, HCl og H₂O [2]. En begrænset opvarmning af det PCB-forurenede materiale vha.

mikrobølger kan til gengæld ikke nedbryde PCB'er, men blot føre til deres fordampning. De fordampede PCB'er kan så fjernes vha. fx kulfiltre.

4.2 Status for termisk oprensning

Miljøprojekt nr. 1656, 2015 [17] beskriver, at teknologien for termisk oprensning er under udvikling, men virker lovende. Det beskrives, at der er usikkerhed i branchen om, hvorvidt metoden fjerner eller flytter de skadelige stoffer i materialerne, og at der derfor fortsat er et udviklingsarbejde i forhold til at fastlægge dette. Det vurderes derfor også, at metoden ikke er dokumenteret tilstrækkeligt. Desuden beskrives det, at metoden har været effektiv til at fjerne restforureninger fra overflader, og at energiforbruget er meget højt samt, at belastningen på bygningens dele er stort som følge af den termiske påvirkning. Termisk oprensning anvendes allerede i dag ved sanering af sekundært eller tertiært forurenede bygninger. Metoden blev dog udviklet med en empirisk tilgang, og der er stort potentiale for teknologioptimering og derfor besparelse på både tid, energi og økonomi gennem en mere systematisk undersøgelse af nøgleparametrene (fx behandlingstemperaturen, kapaciteten af kulfiltrene, anvendelse af alternative varmekilder).

Miljøprojekt nr. 1623, 2014 [16] afdækker via en laboratorieskalaundersøgelse mulighederne for termisk oprensning af PCB på nedknust bygge- og anlægsaffald. Projektet konkluderede, at termisk oprensning af sekundært og tertiært forurenede materialer nedknust til 0-32 mm er mulig, selvom metodens energiforbrug er betydeligt. Derfor er der et potentiale for at udvikle alternative og mere rentable metoder for termisk behandling af PCB-forurenede bygge- og anlægsaffald.

Den eksisterende viden peger på, at termisk oprensning er en teknologi, der anvendes i dag, men at der fortsat er nogle teknologiske udfordringer, som er vigtige at få klarlagt. Selvom termisk oprensning af sekundære og tertiære kilder i PCB-forurenede bygninger har været anvendt ved flere renoveringer, er der mistanke om, at den øgede temperatur medfører en øget diffusion af PCB'er ind i den bagvedliggende væg, da diffusionen er temperaturafhængig. Dette er et væsentligt aspekt ift. metodens effektivitet, som ikke tidligere er blevet dokumenteret. Da metoden bruger meget energi, er der behov for at optimere energiforbruget og dermed også økonomien.

4.3 Status for mikrobølgebehandling

Mikrobølgeteknologien anvendes allerede i dag som en hurtig og billig metode til behandling af skimmelsvampe og vandskader på både gulve, vægge og lofter (fx MikroZ).

Derudover anvendes mikrobølger til behandling af PCB-forurenede jord samt af asbestforurenede bygge- og anlægsaffald. EU Horizon2020 projektet IRCOW (afsluttet i 2013) har udviklet, afprøvet og valideret en mikrobølgeteknologi til behandling af asbestholdigt affaldsmateriale. Teknologien vurderes at være billigere end deponering og plasmabehandling, og desuden fås der et inert restprodukt, der kan nyttiggøres.

Metoden er aldrig blev afprøvet til behandling af PCB-forurenede bygge- og anlægsaffald. Den eksisterende viden peger på, at mikrobølgebehandling er en banebrydende teknologi, hvis effektivitet skal afprøves. Den nye metode kan repræsentere en innovativ opvarmingskilde til behandling af PCB-forurenede bygge- og anlægsaffald, og kan på sigt også bruges i bygninger.

4.4 Dannelse af toksiske biprodukter

Ved afbrænding af PCB ved 850 °C [4] kan der dannes toksiske biprodukter, herunder andre klorinerede stoffer såsom dioxiner og furaner (PCDD/PCDF) [4]–[6], [8], [9], [11], [18], nye PCB [4] og hexachlorbenzen [5], som er skadelige for miljøet. Man kan undgå PCDD/PCDF samt PCB ved at nå en temperatur højere end 900 °C [4]. Dannelse af hexachlorbenzen stiger dog ved højere temperaturer.

Flere undersøgelser viser desuden, at en del PCB nedbrydes til PCDF/PCD. Dog denne nedbrydning øges kraftigt ved temperatur højere end 250 °C [6], [8], [16].

5. Termisk oprensning

Projektet omfatter undersøgelser på to forskellige lokaliteter.

1. Pilotskala test af overfladespecifik opvarmning af en tertiært PCB-forurenende vægoverflade i en lejlighed.
2. Målinger udført i forbindelse med en fuldskala termisk behandling på en skole

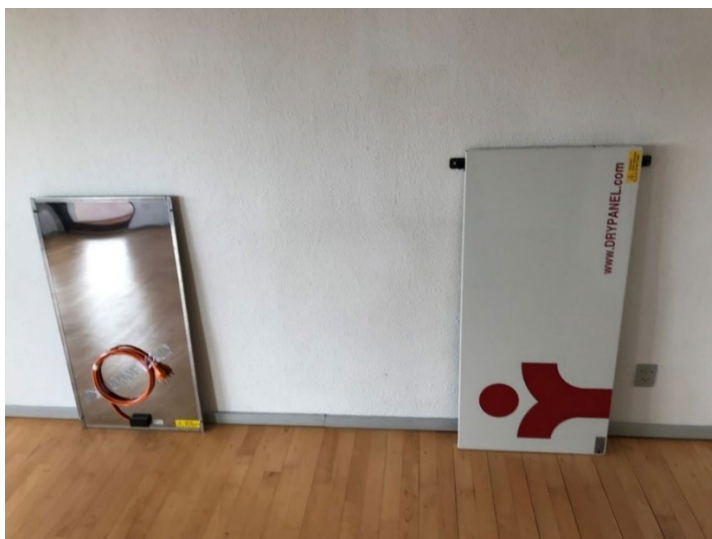
Endvidere er udført en miljømæssig og økonomisk vurdering af de undersøgte behandlingsmetoder.

5.1 Pilotskala forsøg med overfladespecifik opvarmning med paneler

Formålet med denne undersøgelse er at dokumentere effekten af den termiske behandling på en tertiært PCB-forurenet vægoverflade.

Endvidere skal forsøget vise, om opvarmningen kan foretages overfladespecifikt med et varmepanel som alternativ til opvarmning af hele bygningsvolumenet. Dette kan potentielt føre til væsentlige besparelser, da et langt mindre volumen skal opvarmes.

Ved undersøgelsen er der foretaget pilotskalaforsøg med opvarmning af vægoverflader ved hjælp af varmepaneller monteret direkte på vægoverfladen. PCB-fjernelsen sker efter de samme grundprincipper som almindelig termisk oprensning (dvs. afgangning fra konstruktionen og efterfølgende adsorption på kulfiltre). Hovedfokus ved forsøget har været at teste, om metoden kan udføres i praksis og om den er økonomisk og miljømæssigt fordelagtigt, samt hvilken temperatur det er mest effektivt at arbejde med.



Varmepaneller anvendt ved forsøgene.

5.1.1 Fremgangsmåde

Undersøgelsen blev udført i bebyggelsen Brøndby Strand. Højhuset er en del af et boligkompleks, som pga. den høje PCB-forurening skal rives ned. I denne lejlighed er der konstateret PCB-fuger omkring de lette facadepartier, vinduer og muligvis som affald under trægulvene.

Der er lejligheden tidligere foretaget luftmålinger, som viser en PCB-koncentration på ca. 3.000-4.000 ng/m³.^a



Det højhus i Brøndby Strand, hvor forsøget med varmepaneller blev udført.

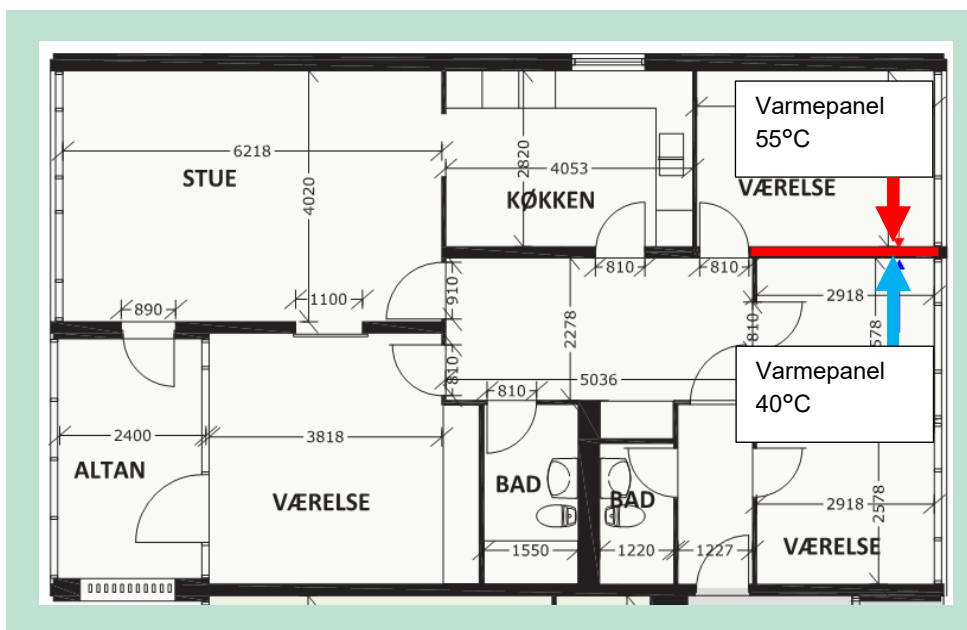
Den termiske oprensning af de tertiære kilder i lejligheden er udført i to områder med to forskellige varmepaneller, der kan opvarme til forskellige temperaturer. Arealet af de opvarmede områder svarer til varmepanelernes areal, dvs. 115x55 cm og 100x54 cm.

Ved panel 1 er der opvarmet til 40 °C. Ved panel 2 er der opvarmet til 55 °C (målt som gennemsnitstemperatur på panelets overflade ved vægmontage og ved en omgivelsestemperatur på 20 °C). Temperaturen for panel 1 er blevet udvalgt med henblik på at undersøge, om en lavere temperatur kunne være tilstrækkelig ift. termisk desorption og PCB sanering (jf. afsnit 4.1.2).

De anvendte varmepaneller er kommercielt tilgængelige produkter, som anvendes primært til ikke-destruktiv tørring af væg-, gulv- og loftkonstruktioner ifm. vandskadesanering. De er baseret på infrarød teknologi.

Der er valgt at udføre forsøget på en indvendig skillevæg mellem to værelser (markeret med rødt på FIGUR 1). Væggen, som er en del af bærende konstruktion i lejligheden, har en tykkelse på 18 cm.

^a Sundhedsstyrelsens anbefaler, at PCB-koncentrationer i indeluften over 3000 ng/m³ betragtes som en nærliggende sundhedsfare (<http://pcb-guiden.dk/aktionsvaerdier-indeluft>).



FIGUR 1. Plantegning af forsøgslejligheden samt placering af den indvendige skillevæg, hvor varmepanellerne blev opsat (varmepanel på 40 °C markeret med blå pil, varmepanel på 55 °C markeret med rød pil).

Panelerne er placeret i to separate rum på hver sin side af skillevæggen. Panelerne er placeret i samme afstand fra de primære PCB-kilder i rummet og der er tilstræbt et ens forureningsniveau for de to vægoverflader. Den efterfølgende prøvetagning viste dog, at forureningsniveauet var markant forskelligt i de to lejligheder. Malingskoncentrationerne i områderne hvor panelerne blev placeret var hhv. 62 mg/kg i området hvor 40°C panelet var placeret og 35 mg/kg i området hvor 55°C panelet var placeret.



Placering af det 40 °C-kapacitet varmepanel (til venstre) og af det 60 °C-kapacitet varmepanel (til højre).

Panelerne er lukkede i siderne og åbne i top og bund. Opvarmningen af luften mellem panel og vægoverflade skaber en opadstigende luftstrøm, således at runluft trækkes ind i bunden af panelet og ud af toppen af panelet. Der er placeret en luftrenser med kulfilter i hvert af de to værelser, som kontinuert fjerner PCB fra rumluften i lokalene.

De øvrige PCB-kilder i lokalerne blev ikke fjernet og bidrager således også til PCB'en i rumluften under forsøget.



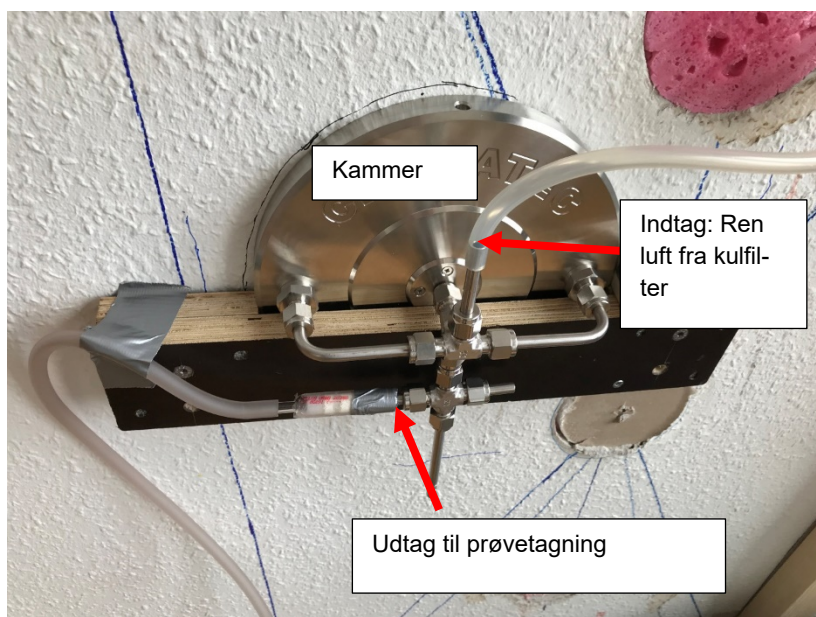
Ventilator og kulfilter, som blev brugt for at rense rumluft.

Inden opstart på forsøget er der foretaget en luftmåling til analyse for PCB ved vægoverfladen i begge lokaler. Der er samtidig med luftmålingen også udtaget en borekerne, hvor PCB's indtrængningsdybde og malingslagets indhold af PCB er undersøgt. Der blev samtidigt forberedt til boring af 3 yderligere prøver, som blev udtaget igennem forsøgets forløb på fem uger. Alle de udtagne borekerner er håndteret som beskrevet under afsnit 5.3.1 nedenfor. Huller efter udtagne borekerner er lukket med PUR-skum for at hindre luftpassage mellem de to lokaler under forsøgene.

For at vurdere, hvor meget PCB-afgasningen fra vægoverfladerne bliver reduceret ved den termiske behandling, er der udført kammermålinger af PCB-afgasning fra ubehandlet og behandlet vægoverflade. Kammermålingerne er udført med FLEC-metoden og omtales i de efterfølgende afsnit som FLEC-målinger.

Ved kammermålingen efter FLEC-metoden monteres et lukket kammer hen over vægoverfladen. På kammeret er monteret et indtag, hvortil der tilledes ren luft fra et kulfilter. Der er ligeledes monteret en udtagstuds, hvorfra der udtages en luftprøve på et kulfilter.

Resultatet af målingen viser den overfladespecifikke afgang af PCB fra den overflade, som kammeret er monteret på.



Kammermåling. Lukket kammer monteret over en vægoverflade. Tilledning af ren luft fra kulfilter. Udtagning af luftprøve fra udtag.

Opvarmningen blev igangsat den 25. januar og slukket igen den 27. februar 2018, dvs. at forsøget er kørt over 5 uger. Efter 1 uge, 2,5 uger og 5 uger er der udtaget luftprøver under og over varmepanelet samt borekerneprøver af væggen bag varmepanellerne. Der er desuden foretaget målinger af rumtemperatur og luftfugtighed i lokalet, samt lufttemperaturen i bunden af samt over varmepanelet. Der er ligeledes målt vægoverfladetemperatur umiddelbart bag varmepanellerne efter demontering af panelet samt på modsatte vægge (dvs. på bagsiden af væggen).



Udtagning af luftmålinger under og over varmepanelet samt måling af temperatur og luftfugtighed på vægoverfladen over panelerne (40 °C panel til venstre og 60 °C panel til højre).

5.1.2 Usikkerheder ved prøvetagning og analyser

Som ved forsøgene beskrevet i afsnit 5.1 består betonkernen her også af en inhomogen blanding af hovedbestanddelene i beton - sten, sand og cement. Pga. den store inhomogenitet i

prøverne vil der være en betydende usikkerhed forbundet med analyseresultaterne for betonkernepøverne. Der er ligeledes en usikkerhed forbundet med selve den kemiske analyse. Analyseusikkerheden er af laboratoriet angivet til 30 %. Disse usikkerheder indgår i beregning ved vurdering og tolkning af analyseresultaterne.

5.1.3 Resultater

5.1.3.1 40 °C varmepanel

Væg- og rumlufttemperatur

Rumtemperaturen i opvarmningsperioden lå i gennemsnit på 26 °C med en luftfugtighed på 13-22 %. Lufttemperaturen i bunden af varmepanelet lå i gennemsnit på 28 °C og ved afkastet på 43 °C. Vægtemperaturen, som blev målt ved samtlige besigtigelser, var i gennemsnit 40 °C. Temperaturen på bagsiden af væggen var i gennemsnit 31 °C.

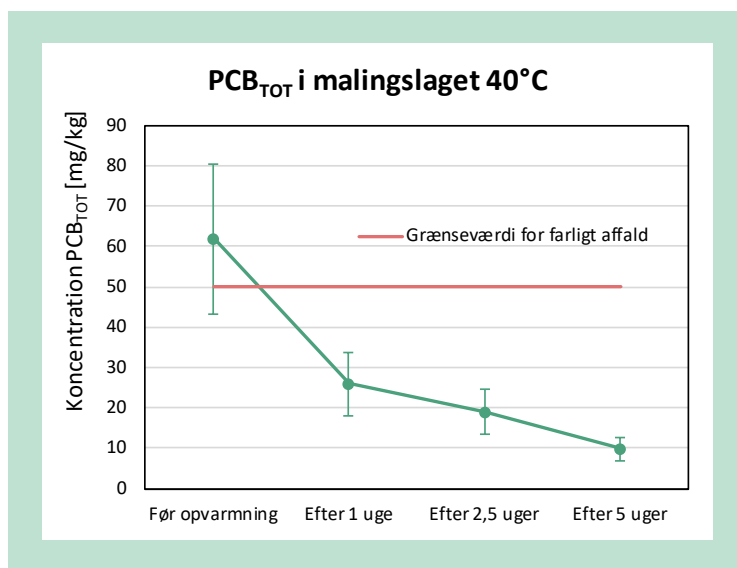
Overfladespecifik afgangning

Der blev efter forsøget udtaget en kammer FLEC-prøve af afgangningen fra væggen som viste, at afgangningen var reduceret til 170 ng/m³, hvor værdien for en ubehandlet vægoverflade var 2700 ng/m³ (94 % reduktion). Dette viser, at behandling har reduceret afgangning fra vægoverfladen væsentligt.

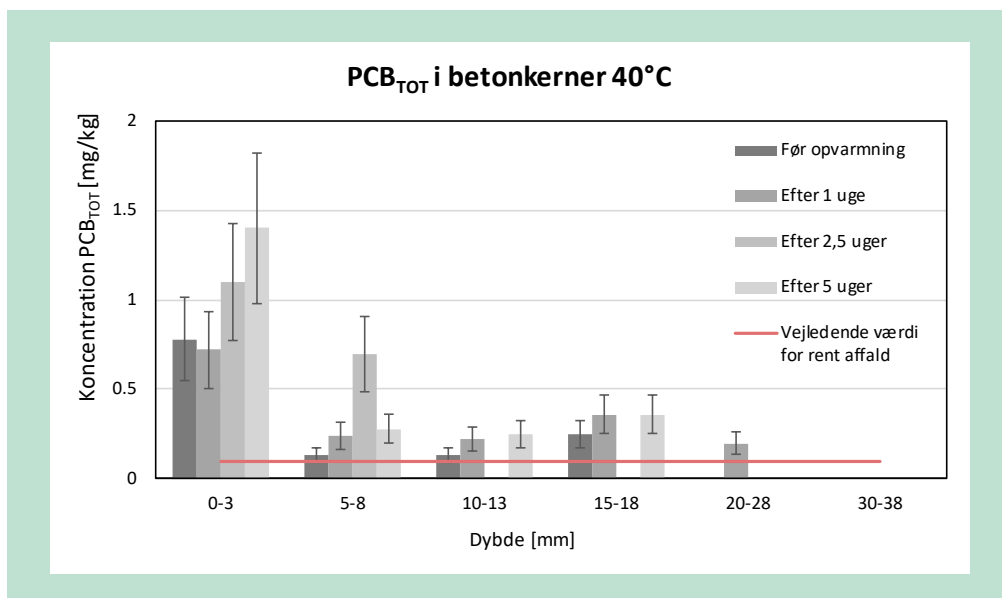
Materialeprøver nedenstående kurve (FIGUR 2) ses resultaterne af PCB i malingslaget fra start på opvarmningen og til forsøget stoppes 33 dage efter. PCB-koncentrationen i prøverne er faldende over tid, hvor den første prøve inden opvarmningen viser en PCB-koncentration på 62 mg/kg faldende til 9,8 mg/kg efter 5 ugers opvarmning (84 % reduktion). Malingslaget var inden opvarmningen at betragte som farligt affald (>50 mg/kg) og, efter forsøget er stoppet, indeholder malingen PCB svarende til forurenede affald (>0,1 mg/kg men <50 mg/kg).

Betonkernen, som blev udtaget inden opstart på den termiske oprensning, viste aftagende PCB-koncentration fra overfladen og ind til 18 mm, hvorefter der ikke er detekteret PCB (jf. FIGUR 3). De målte PCB-koncentrationer i betonprofilen ligger alle over grænsen for rent affald. Koncentrationerne gennem betonprofilerne under behandling er nogenlunde konstant over tid, og der ses ikke nogen betydelig stigning i PCB-niveauet i slutning af forsøget, især når den store usikkerhed tages i betragtning.

Også den samlede PCB-mængde i betonkernen holder sig nogenlunde konstant under behandlingen.



FIGUR 2. Udvikling af PCB-koncentration over tid i malingslaget af betonkerne i Brøndby Strand højhuset under termisk oprensning med varmepanelet 40 °C. Standardfejll på 30 % (usikkerhed af analysemetoden) vises som fejllinjer.



FIGUR 3. Udvikling af PCB-koncentration over dybden for forskellige opvarmningstid i betonkernen i Brøndby Strand højhuset under termisk oprensning med varmepanelet 40 °C. Standardfejl på 30 % (usikkerhed af analysemetoden) vises som fejllinjer.

5.1.3.2 55 °C varmepanel

Væg- og rumlufttemperatur

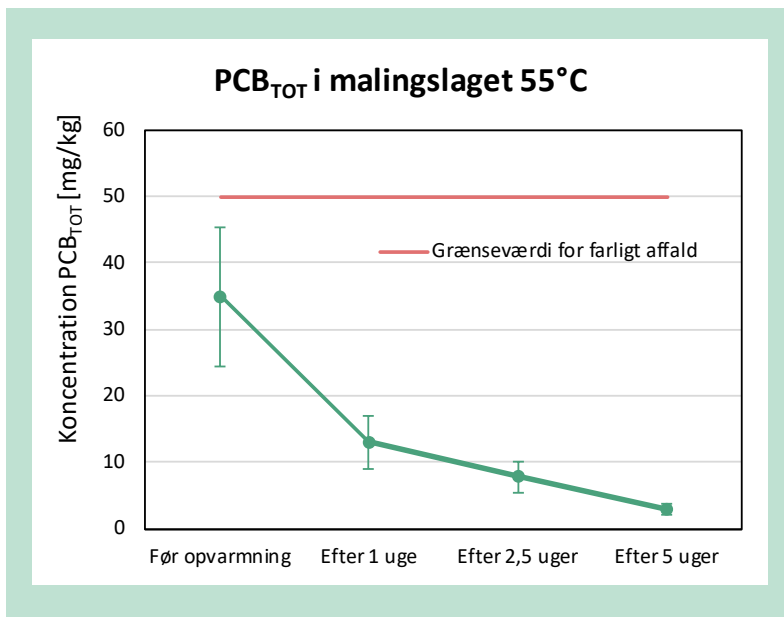
Rumtemperaturen lå i gennemsnit på 26 °C med en luftfugtighed på 12-24 %. Lufttemperaturen i bunden af varmepanelet lå i gennemsnit på 29 °C og ved afkastet på 46 °C. Vægtemperaturen, som blev målt ved samtlige besigtigelser, var i gennemsnit 52 °C. Temperaturen på bagsiden af væggen var i gennemsnit 36 °C.

Overfladespecifik afgangning

Der blev efter forsøget udtaget en kammer FLEC-prøve af afgangningen fra væggen som viste, at afgangningen var reduceret til 95 ng/m³, hvor værdien for en ubehandlet vægoverflade var 2500 ng/m³ (96 % reduktion). Dette viser, at behandling har reduceret afgangning fra vægoverfladen væsentligt.

Materialeprøver

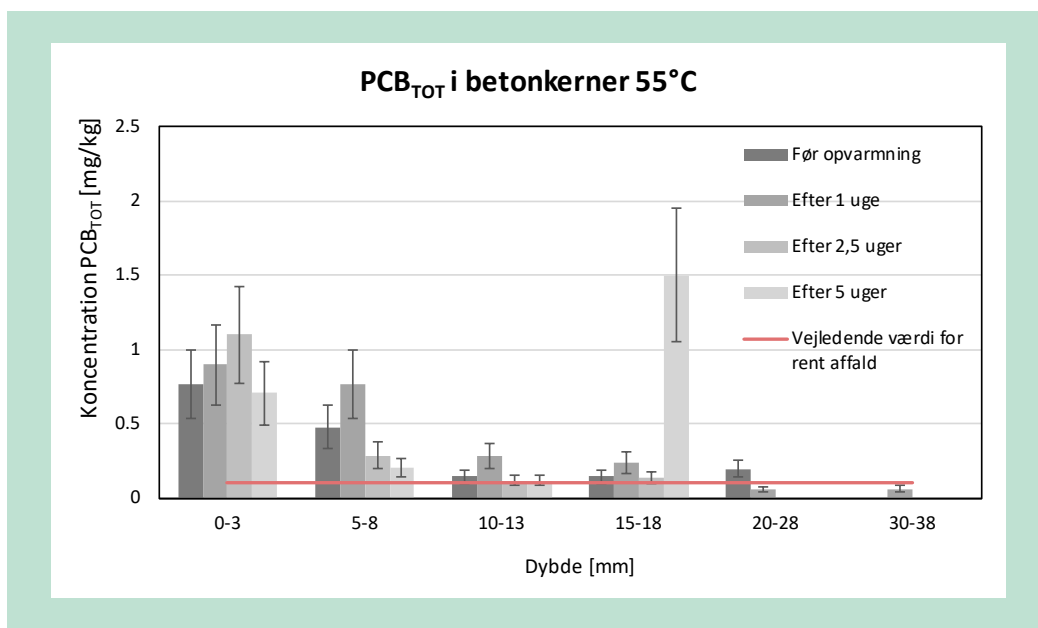
I nedenstående kurve (FIGUR 4) ses resultaterne af PCB i malingslaget fra start på opvarmningen og til forsøget stoppes 33 dage efter. Resultaterne af prøverne er faldende over tid, fra en initial koncentration på 35 mg/kg til 2,9 mg/kg efter 5 ugers opvarmning (92 % reduktion). Malingslaget er både inden og efter opvarmningen at betragte som forurenet affald (>0,1 mg/kg men <50 mg/kg).



FIGUR 4. Udvikling af PCB-koncentration over tid i malingslaget af betonkerne i Brøndby Strand højhuset under termisk oprensning med varmepanelet 60 °C. Standardfejllinjer på 30 % (usikkerhed af analysemetoden) vises som fejllinjer.

I betonkernen, som blev udtaget inden opstart på den termiske oprensning, viste indhold af PCB i en dybde af ca. 3 cm fra betonoverfladen (jf. FIGUR 5). PCB-koncentrationen er aftagende fra overfladen og ind til 28 mm, hvorefter der ikke er detekteret PCB. De målte PCB-koncentrationer i betonprofilen inden behandling ligger alle over grænsen for den vejledende værdi for forurenede affald (0,1 mg/kg). Koncentrationerne under behandling er nogenlunde konstant over tid, og der ses ikke noget betydeligt fald i PCB-niveauet i slutningen af forsøget, især når den store usikkerhed tages i betragtning. De målte PCB-koncentrationer i betonprofilen ligger alle over grænsen for rent affald.

På grafen i FIGUR 5 ses det en måling på 1,5 mg/kg, som ligger væsentlig højere end de andre målinger, og som fortolkes som en outlier.



FIGUR 5. Udvikling af PCB-koncentration over dybden for forskellige opvarmningstid i betonkernen i Brøndby Strand højhuset under termisk oprensning med varmepanelet 60 °C. Standardfejll på 30 % (usikkerhed af analysemetoden) vises som fejllinjer.

Den samlede PCB mængde i betonkernen holder sig nogenlunde konstant under behandlingen, især når man tager den store usikkerhed i betragtning (ikke vist).

5.1.4 Konklusion på forsøg

- Der er ved metoden opnået en reduktion af PCB-koncentrationen i malingslaget på 80-90 % baseret på materialeprøver udtaget af malingslaget før og efter behandlingen.
- Der er ikke målt en væsentlig stigning i PCB-koncentrationen i den bagvedliggende betonvæg.
- PCB-afgasningen fra de behandlede vægoverflader er dokumenteret ved udtagning af FLEC kammermålinger på de behandlede og på ubehandlede vægoverflader. Disse målinger viser en reduktion i afgasningen på 94-96 %.

Behandling ved 55°C giver en lidt større effekt end behandling ved 40°C idet der er konstateret en større reduktion i PCB-koncentrationen i malingslaget og en større reduktion i den overfladespecifikke PCB-afgasning.

Ved ingen af de to paneler blev koncentrationerne i malingslaget reduceres til et niveau svarende til ikke-forurenet affald, og koncentrationerne i betonen kan tilsvarende ikke reduceres.

Forsøgene har vist, at det kan lade sig gøre at foretage den termiske behandling ved opvarmning af specifikke overflader i en bygning med varmepaneler.

5.2 Målinger udført i forbindelse med fuldskala termisk behandling af en skole

Formålet med den undersøgelse er primært at afklare om PCB trænger længere ind i det forurenede materiale (fx beton eller mursten vægge) i forbindelse med termisk oprensning i stedet for at afgasse.

Undersøgelsen blev udført i en PCB-forurenede skolebygning på tre etager, hvor Tscherning var ansvarlig for PCB-sanering. PCB-kilder er blevet identificeret i fugerne omkring vinduer samt dilatationsfuger mellem betonelementer. Renoveringsprojektet omfattede fjernelse og reetablering af fuger mellem betonelementer, udskiftning af fuger omkring vinduer, forsegling af sekundære kilder samt en termisk oprensning af bygningen. De sekundære kilder blev forsejlet efter den termiske stripping var afsluttet.

Den termiske opvarmning foretages med opvarmet luft som recirkuleres gennem et kulfilter, hvor de fjernede PCB'er adsorberes, inden den varme luft genbruges i bygningen igen. Luften opvarmes ved hjælp af kaloriferer og en ekstern varmekilde (kedelanlæg).



Ventilationsanlæg samt kulfiltre anvendt ved termisk oprensning af Lille Værløse Skole.

5.2.1 Fremgangsmåde

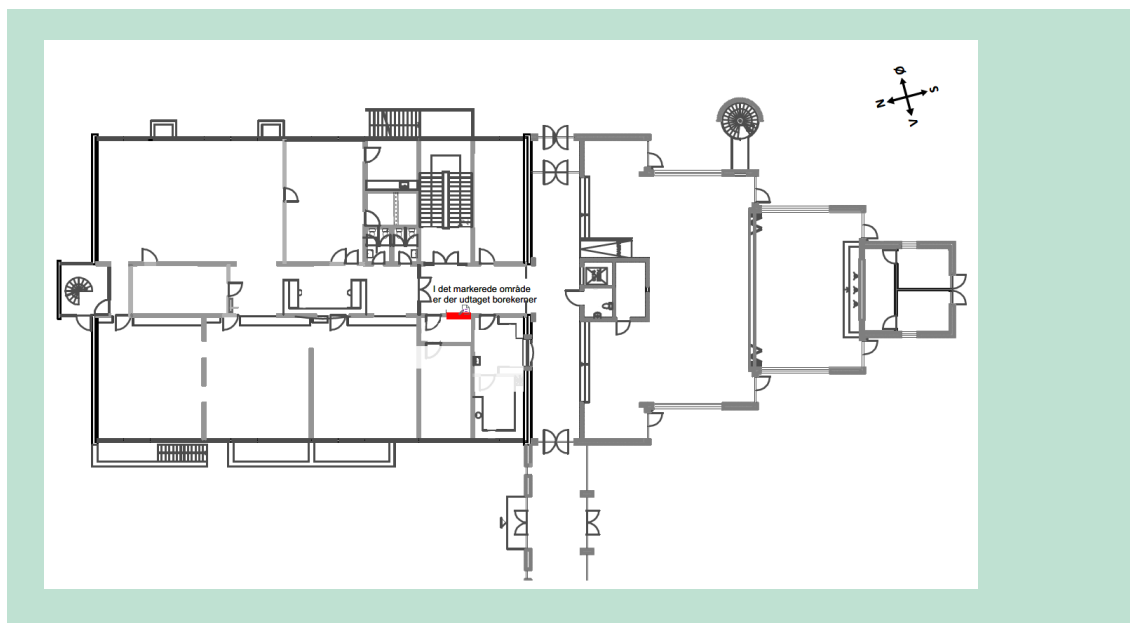
I perioden hvor der foretages termisk oprensning er der på skolen målt temperaturen i rumluften i stueplan, på 1. og 2. sal. Temperaturen er målt 1 gang om dagen, 8 steder på hver etage, dvs. i alt 24 målepunkter. Behandlingen varede 8 uger, hvor opvarmningen startede midt i uge 41 (d. 11. oktober 2017) og der blev slukket for varmen midt i uge 49 (dvs. efter 55 dage, d. 5. december 2017).

TABEL 1 viser den målte gennemsnits-, minimums- og maksimumstemperatur i skolen i måleperioden (ugerne 41 og 49 er ikke medtaget i beregningen, da disse uger indeholder temperaturer inden bygningen er varmet op og efter varmen er slukket). Lufttemperaturen i behandlingsperioden lå mellem cirka 50 og 80 °C. Da temperaturen er målt som rumlufttemperatur i de enkelte lokaler, må det forventes, at temperaturen i konstruktionerne i bygningen ligger lavere end i luften, og især hvad angår ydervægge og skillevægge nær ydervægge, da udetemperaturen (som i måleperioden ligger på 0-12 °C) vil påvirke disse konstruktioner.

TABEL 1. Gennemsnits-, minimums- og maksimumstemperatur på Lille Værløse Skole i måleperiode (ekskl. uger 41 og 49).

Placering	Gns. temperatur	Min. temperatur	Maks. temperatur
Stueetage	57	51	77
1. sal	58	52	63
2. sal	55	48	62

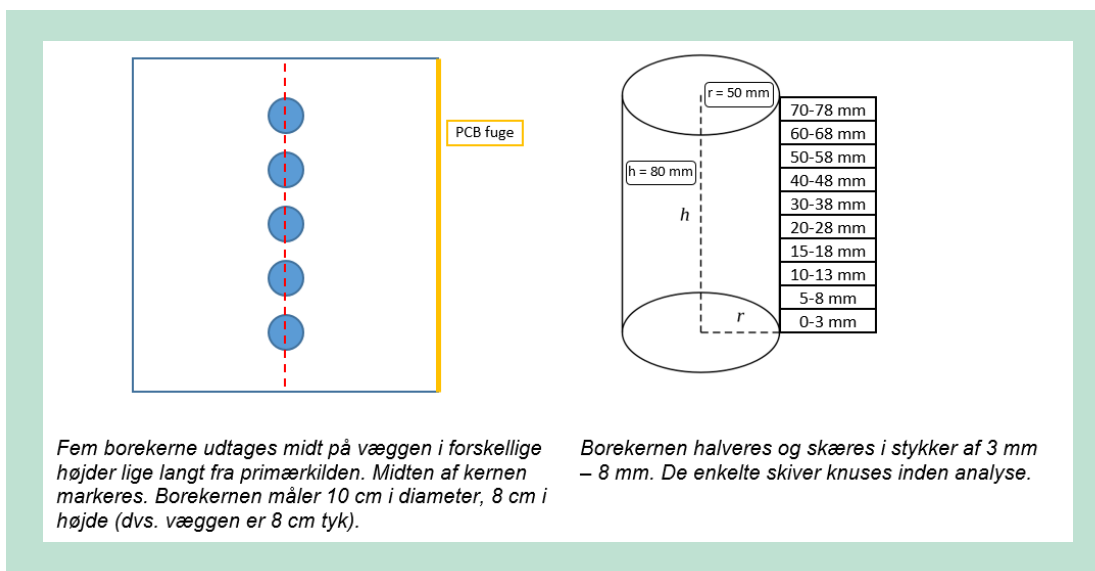
Undersøgelse af indtrængning blev foretaget centralt i bygningens stueetage på en tertiært forurennet betonvæg. Placeringen fremgår af nedenstående FIGUR 6.



FIGUR 6 Plantegning af skolebygningens stueetage samt placering af den indvendige skillevæg, hvor borekerne blev udtaget.

Inden den termiske oprensning blev igangsat, blev der udtaget en borekerne fra den tertiært forurenede vægflade samt forberedt til boring af 4 yderligere prøver. De 4 yderligere borekerner er udtaget 7, 19, 40 og 54 dage efter den termiske oprensning er påbegyndt (opvarmningen har pågået i 55 dage), svarende til 1 uge, 2½ uger, 5½ uger og 8 uger. Prøverne er udtaget på den samme indvendige skillevæg (jf. FIGUR 6) midt i bygningen, i forskellige højder og lige langt fra primærkilden. Borekerne er kaldet B0, B7, B19, B40 samt B54.

Borekerne, som er udtaget med henblik på at monitorere udvikling af PCB-forurening med dybden og dermed afklare PCB's vandring i betonen over tid, er hjemtaget og forberedt til fremsendelse til laboratoriet. Der er udtaget en prøve af malingslaget, og borekerne er bagefter skåret op i 10 skiver af 3 til 8 mm, som beskrevet i FIGUR 7. Der er derefter taget 10 materialeprøver, 1 i hvert dybdeinterval. Prøverne er herefter nedknust og fremsendt til laboratoriet for analyse. For hver betonkerne er de enkelte prøver kaldet (eksempelvis for betonkernen B7): B7-m (malingslag), B7-1, B7-2, B7-3, ... B7-9, B7-10.



FIGUR 7. Beskrivelse af borekerneundersøgelser samt udtagelsesprincipper.



En af betonkerne udtaget fra Lille Værløse Skole, samt betonkernen efter opskæring i 10 dybdeintervaller.

5.2.2 Usikkerheder ved prøvetagning og analyser

Betonkernen består af en inhomogen blanding af hovedbestanddelene i beton - sten, sand og cement. Pga. den store inhomogenitet i prøverne er der en betydende usikkerhed forbundet med analyseresultaterne for betonkerneprøverne. Der er ligeledes en usikkerhed forbundet med selve den kemiske analyse. Analyseusikkerheden er af laboratoriet angivet til 30 %. Disse usikkerheder tages i betragtning ved vurdering og tolkning af analyseresultaterne.

5.2.3 Resultater

I dette afsnit gennemgås og behandles resultaterne af de foretagne undersøgelser.

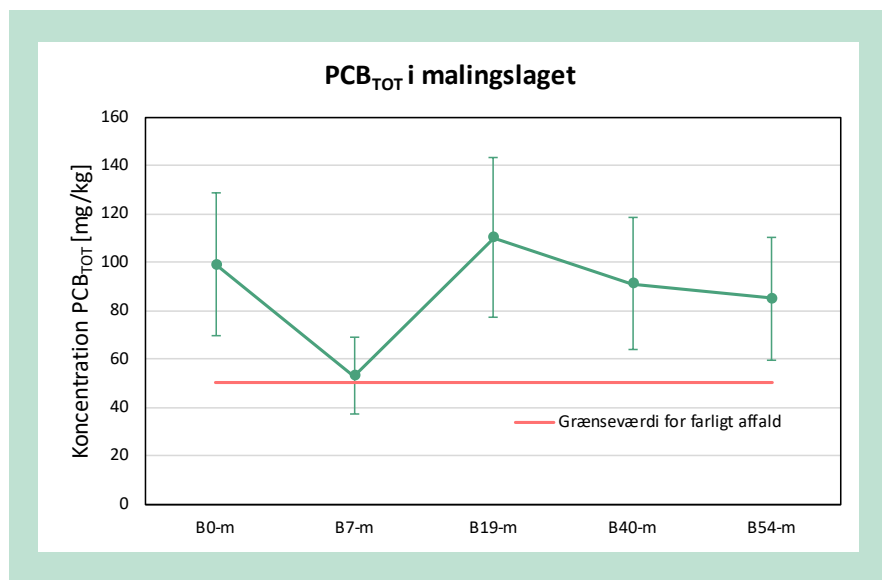
I nedenstående tabel ses indholdet af PCB i borekerner, som løbende er udtaget ved termisk oprensning.

TABEL 2. Overblik over de fundne PCB_{TOT} koncentrationer i borekerner (både malingslag og beton i forskellige dybder). Detektionsgrænsen (DG) for de enkelte PCB kongener er 0.003 mg/kg, svarende til en detektionsgrænse for PCB_{TOT} af 0.105 mg/kg.

Undersøgelse af borekerner	Inden opvarmning		Under opvarmning							
			1 uge		2½ uger		5½ uger		8 uger	
	Dato: 20-09-2017		Dato: 18-10-2017		Dato: 30-10-2017		Dato: 20-11-2017		Dato: 04-12-2017	
Koncentration PCB _{TOT} [mg/kg]	Prøve	PCB _{TOT} [mg/kg]	Prøve	PCB _{TOT} [mg/kg]	Prøve	PCB _{TOT} [mg/kg]	Prøve	PCB _{TOT} [mg/kg]	Prøve	PCB _{TOT} [mg/kg]
Malingslag	B0-m	99	B7-m	53	B19-m	110	B40-m	91	B54-m	85
0-3	B0-1	0.12	B7-1	0.2	B19-1	0.19	B40-1	0.21	B54-1	0.19
5-8	B0-2	0.049	B7-2	0.018	B19-2	0.021	B40-2	0.039	B54-2	<DG
10-13	B0-3	<DG	B7-3	<DG	B19-3	<DG	B40-3	<DG	B54-3	<DG
15-18	B0-4	<DG	B7-4	<DG	B19-4	<DG	B40-4	<DG	B54-4	<DG
Dybde [mm]	20-28	<DG	B7-5	<DG	B19-5	<DG	B40-5	<DG	B54-5	<DG
30-38	B0-6	<DG	B7-6	<DG	B19-6	<DG	B40-6	<DG	B54-6	<DG
40-48	B0-7	<DG	B7-7	<DG	B19-7	<DG	B40-7	<DG	B54-7	<DG
50-58	B0-8	<DG	B7-8	<DG	B19-8	<DG	B40-8	<DG	B54-8	<DG
60-68	B0-9	<DG	B7-9	<DG	B19-9	<DG	B40-9	<DG	B54-9	<DG
70-78	B0-10	<DG	B7-10	<DG	B19-10	<DG	B40-10	<DG	B54-10	<DG
Samlet PCB _{TOT} koncentration i beton		0.169		0.218		0.211		0.249		0.057

Malingslaget:

Analyseresultater for malingsprøver (som ses i FIGUR 8), viser et PCB-niveau svarende til farligt affald (> 50 mg/kg) i samtlige prøver. Efter en indledende aftagen (B7-m) stiger PCB-koncentration en igen. Værdien efter afsluttet oprensning (B54-m) ligger på samme niveau som i starten (B0-m).



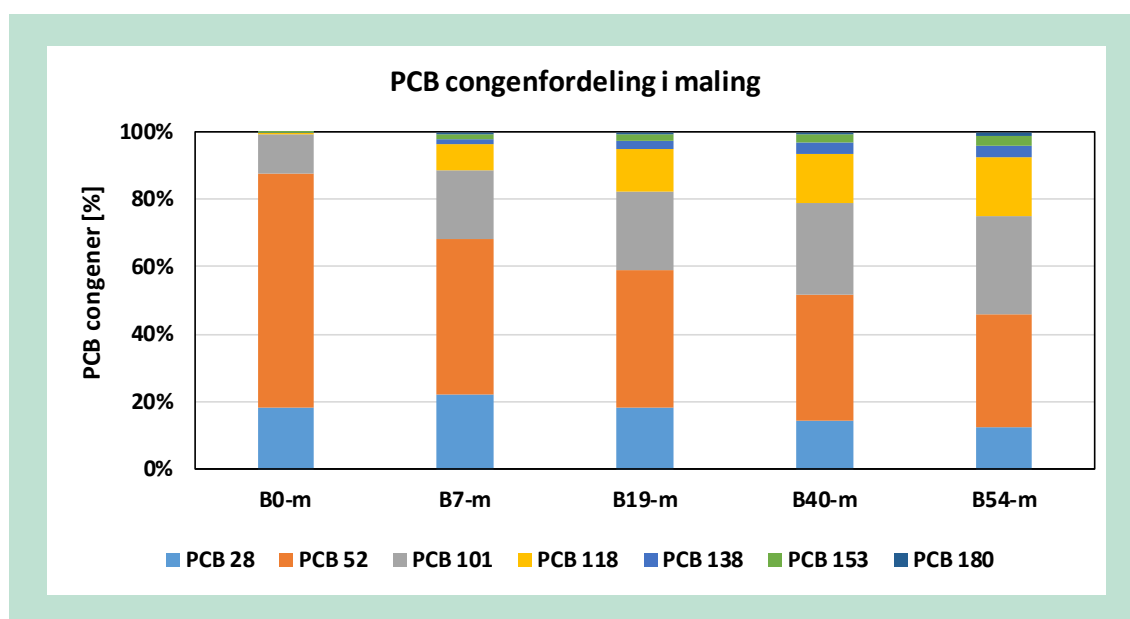
FIGUR 8. Udvikling af PCB-koncentration over tid i malingslaget af betonkerne i Lille Værløse Skole under termisk oprensning. Standardfejllinjer på 30 % (usikkerhed af analysemetoden) vises som fejllinjer.

Når prøvetagnings- og analyseusikkerheden tages i betragtning vurderes koncentrationerne i malingslaget at være nogen relativt konstante. Forventningen til forsøget var et markant fald i PCB-koncentrationen i malingslaget på linje med, hvad der blev målt i forsøgene ved pilotskaforsøgene i lejligheden (jf. afsnit 5.1).

En mulig forklaring på, at der ikke ses i fald i koncentrationen i malingslaget er, at der er en række andre PCB-kilder til stede i bygningen med højere koncentration end den undersøgte vægoverflade. Herunder sekundære PCB-kilder i form af betonoverflade, som havde været i direkte kontakt til PCB-fugerne, inden disse blev fjernet.

Afgasning og spredning af PCB fra disse kilder kan medføre, at der under den termiske behandling afsættes og optages PCB på den undersøgte vægoverflade i samme hastighed, som PCB-afgasser.

For at undersøge dette yderligere er der foretaget en analyse af congensammensætning i prøverne udtaget af malingslaget før under og efter den termiske behandling. Resultaterne fremgår af FIGUR 9.



FIGUR 9. Udvikling af PCB congenfordeling over tid i malingslaget af betonkerne i Lille Værløse Skole.

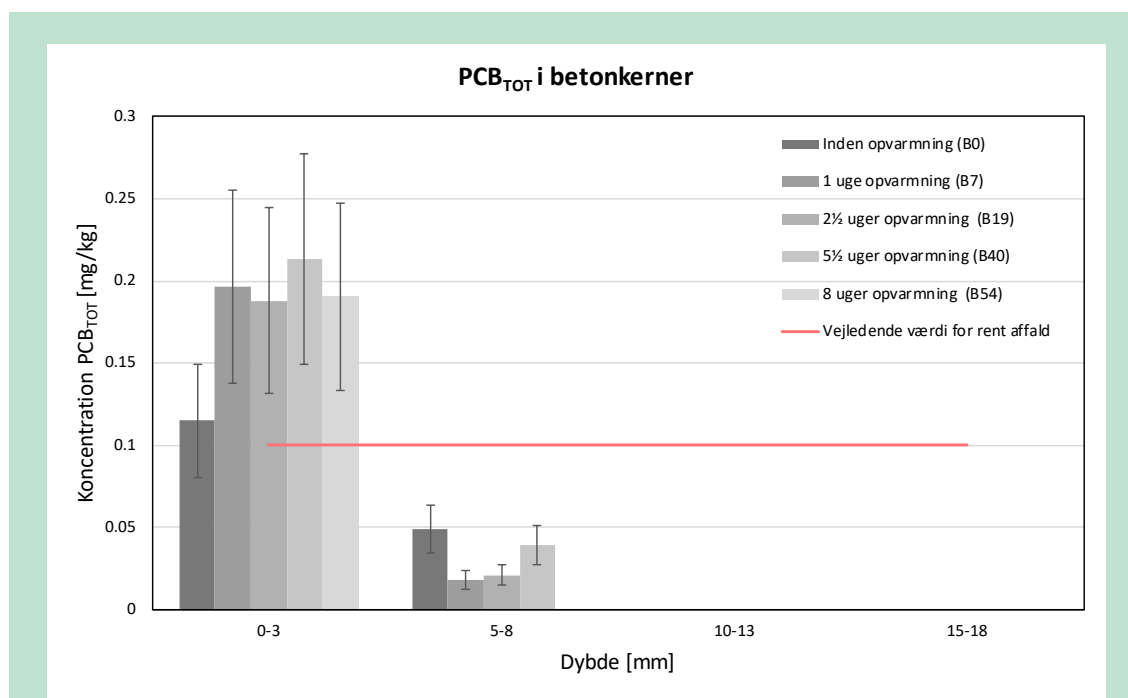
Congenanalysen viser, at congenfordeling i malingslaget ændrer sig under termisk behandling (jf. FIGUR 9): procentfraktionen af congener PCB 101, PCB 118, PCB138, PCB 153 og PCB180 stiger betydeligt efter de første 7-19 dages opvarmning.

Da koncentrationen er relativt konstant, mens congenfordelingen ændrer sig, indikerer det, at der både afgives og optages PCB fra den undersøgte vægoverflade under den termiske behandling.

Den målte væg, hvor borekerne er blevet udtaget, er en tertiær kilde med forholdsvis lave PCB-koncentrationer (da den ligger relativt langt væk fra de primære kilder): derfor kan den optage en betydelig mængde PCB fra andre kilder, som stort set svarer til den mængde PCB, den afgiver.

Beton:

I FIGUR 10 ses koncentrationen af PCB i forskellige dybder af betonkerne. Ved den første betonprøve udtaget inden den termiske oprensning er påbegyndt (B0) er der konstateret PCB i en dybde af 8 mm fra betonoverfladen, i aftagende koncentration fra overfladen og ind til 8 mm.



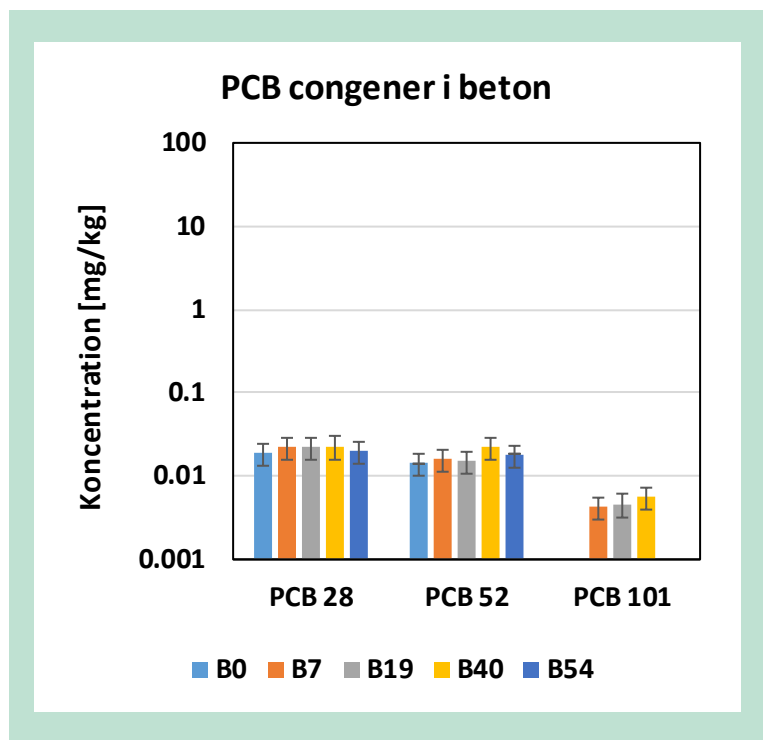
FIGUR 10. Udvikling af PCB-koncentration over dybden for forskellige opvarmningstid i betonkerne i Lille Værløse Skole. Kun dybder op til 18 mm er vist (det er ikke konstateret PCB dybere end 8 mm). Standardfejl på 30 % (usikkerhed af *analysemetoden*) vises som fejllinjer.

I dybden fra 0-3 mm er der konstateret PCB-koncentrationer svarende til den vejledende værdi for PCB-forurenet affald (> 0.1 mg/kg) i samtlige prøver. I dybden 5-8 mm er der konstateret PCB under 0,1 mg/kg ved alle prøverne, dvs. at der ikke er observeret PCB-koncentrationer, som skal håndteres affaldsmæssigt fra en dybde af 5 mm fra betonoverfladen. Ved den sidste prøve i slutning af opvarmningsperiode (B54-2) er der ikke fundet PCB i denne dybde.

Pga. den store usikkerhed vurderes resultaterne for PCB-indhold i beton (B0 til B54) at være på samme niveau (jf. fejllinjer i FIGUR 10), hvilket betyder, at den samlede mængde PCB_{TOT} i betonen holder sig nogenlunde konstant under opvarmning.

Analyseresultater viser også, at det ikke er fundet PCB dybere i betonkerne end inden opvarmning er påbegyndt og det vurderes på den baggrund, at PCB ikke trænger længere ind i betonen ved opvarmning.

Figur 11 viser udviklingen i PCB congenfordelingen i betonen over tid.



Figur 11. Udvikling af PCB-congenkoncentration over tid i betonkerne i Lille Værløse Skole (samlet koncentration i betonkerne). Standardfejl på 30 % (usikkerhed af analysemetoden) vises som fejllinjer.

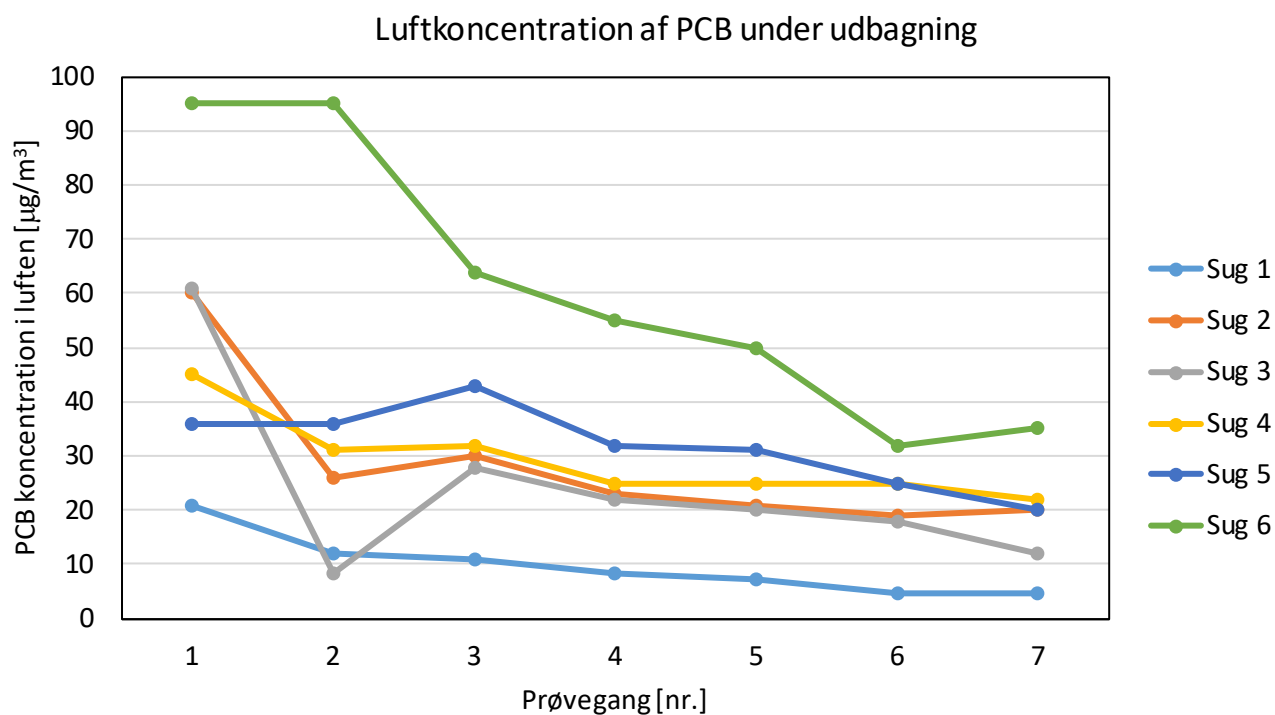
Figuren viser, at congenfordelingen inde i betonen ikke ændrer sig væsentligt under behandling, hvilket også er et tegn på, at det nyligt-optagede PCB (i malingen) ikke vandrer ind i betonen.

Luftmålinger

Effekten af den samlede PCB-sanering er undersøgt ved luftmålinger, som blevet udtaget før og efter den samlede PCB-renoveringen, som omfatter fjernelse af primære kilder, termisk behandling og forsegling af sekundære kilder. Her er det dokumenteret, at PCB-koncentrationerne er mindsket med 70-95 %.

Det har ikke været muligt at vurdere effekten af den termiske behandling alene, fordi målinger lige før og lige efter den termiske behandling er foretaget uden ventilation og før forsegling. Koncentrationerne før stripping er derfor meget høje pga., at der lige er blevet fjernet PCB-fuger, slebet false og der er åbne sekundære kilder.

Ifm. saneringsarbejde blev der også udtaget en række luftprøver før og efter kulfiltrene *under behandling* (for at kontrollere filtrenes effektivitet). Målingerne af PCB-koncentrationen i indeluften før filtrering viser, at PCB-niveauet i bygningen gradvist reduceres over behandlingsperioden på 8 uger. Koncentrationsniveauet i den opvarmede bygning starter på 20.000-100.000 ng/m³ og reduceres til 5.000-35.000 ng/m³ ved behandlingsperiodens afslutning.



Figur 12. Udvikling af PCB luftkoncentration over tid i Lille Værløse Skole under den termiske behandling. Målingerne startede d. 23/10-17 og sluttede d. 04/12-2017.

5.2.4 Konklusion på forsøg

- Luftprøver udtaget i en konkret bygning før, under og efter den termiske behandling viser en markant effekt af opvarmningen, idet koncentrationerne af PCB i indeluften blev reduceret.
- Målingerne af PCB-koncentrationer i betonkernerne før, under og efter opvarmning viser ikke nogen væsentlig spredning og ophobning af PCB ind i betonvæggen.
- Materialeprøver udtaget før, under og efter den termiske behandling viste ikke en væsentlig ændring af den totale PCB-koncentration af PCB i maling og den bagvedliggende beton. En ændring af kongenerfordelingen tyder på, at der både optages og afgives PCB fra det undersøgte område i forbindelse med opvarmningen og at mængderne af afgivet og optaget PCB er nogenlunde lige stor i det undersøgte område. Dette vurderes at skyldes, at der er andre PCB-kilder til stede i bygningen med højere koncentrationer af PCB, hvilket skyldes, at det målte sted er en tertiær kilde med relativt lave koncentrationer. Det bemærkes, at samlet set har metoden reduceret PCB-koncentrationen i luften.

6. Rensning med mikrobølgeteknologi

6.1 Fremgangsmåde

Formålet med denne del af projektet er at foretage en indledende test af mikrobølgeteknologi til behandling af PCB-forurenede beton.

Testen er foretaget som et pilotskalaforløb i en mikrobølgeovn placeret på Teknologisk Institut, Aarhus (se nedenstående foto). Ovnens oprindeligt er etableret med henblik på test af mikrobølgeteknologi til nedbringelse af energiforbruget ved produktion af teglsten.

Testen er foretaget i to faser:

1. Indledende testkørsler med knust beton uden PCB
2. Forsøg med rensning af PCB-forurenede beton



Mikrobølgeovn anvendt til forsøg med rensning af PCB-forurenede byggeaffald.

Indledningsvist er der foretaget en række testkørsler med knust beton uden indhold af PCB for at verificere, at betonen kan opvarmes vha. påvirkning med mikrobølger. Ved de indledende kørsler, er det endvidere fastlagt, hvor stor effekt betonen skal påvirkes med, for at opnå opvarmning til en given temperatur.



Indledende forsøg med knust beton for verificering.

Efterfølgende er der foretaget test med rensning af PCB-forurenet beton. Til forsøget er der anvendt PCB-forurenede betonkerner udtaget i Brøndby Strand, dvs. med en forureningsgrad svarende til de udførte forsøg vedr. termisk behandling med varmepaneller. Der er udtaget i alt 10 betonkerner til brug for forsøget. De 10 kerner er udtaget over en lodret akse på en tertiært forurenet betonvæg.



Væg, hvor der er udtaget PCB-forurenedes betonkerner.

Behandlingen i mikrobølgeovnen er foretaget på fire betonkerner. Behandlingen er foretaget over en periode på 24 timer og i et temperaturinterval på 150-220 °C (målt forskellige steder på betonkerne). Ved det anvendte temperaturinterval afgasser PCB'en fra betonen, men der sker ikke en fuldstændig destruktion, som der kan opnås ved væsentligt højere temperaturer.



Fire borekerner placeret i ovnkammer.

Under behandlingen er der foretaget monitorering af temperatur i ovnkammeret og i selve betonborekerne.

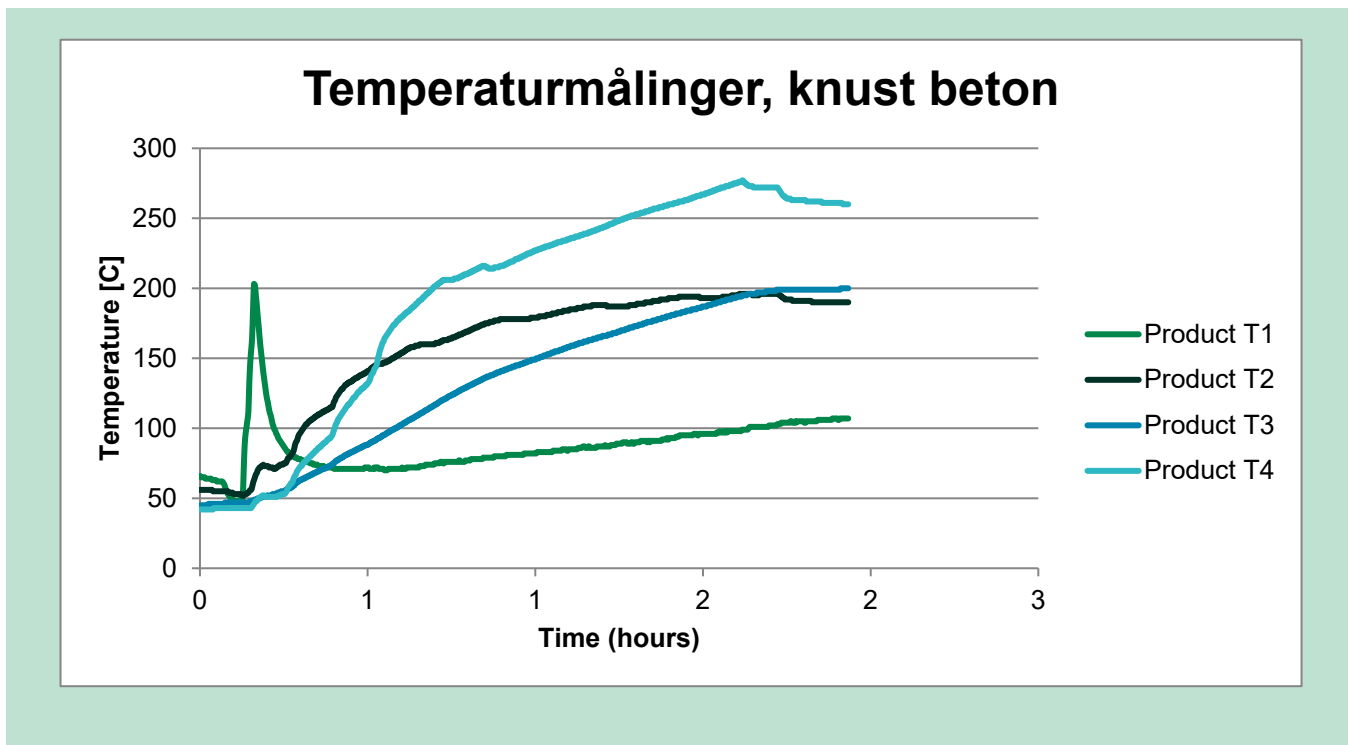
Der er udtaget materialeprøver til analyse for indhold af PCB fra en ubehandlet betonkerne og en behandlet betonkerne. Der er udtaget en prøve af malingslaget, og borekerne er bagefter skåret op i skiver, som er nedknust og fremsendt til laboratoriet for analyse. Prøvetagningsintervaller for betonkerner fremgår af det efterfølgende afsnit med resultater af analyser.

Under mikrobølgebehandlingen er der udtaget luftprøver fra ovnkammeret. Luftprøverne er udtaget gennem en probe placeret centralt i kammeret og med udgang på bagsiden af ovnen. Der er i alt udtaget 8 luftprøver over de 24 timer. Tidsintervaller for udtagning af luftprøver fremgår af det efterfølgende afsnit med resultater af analyser.

6.2 Resultater

Kørsel 1 – knust beton uden indhold af PCB

Nedenstående figurer viser temperaturkurver for det indledende forsøg med knust beton uden indhold af PCB. Product T1-T4 er temperaturprober placeret i den knuste beton.



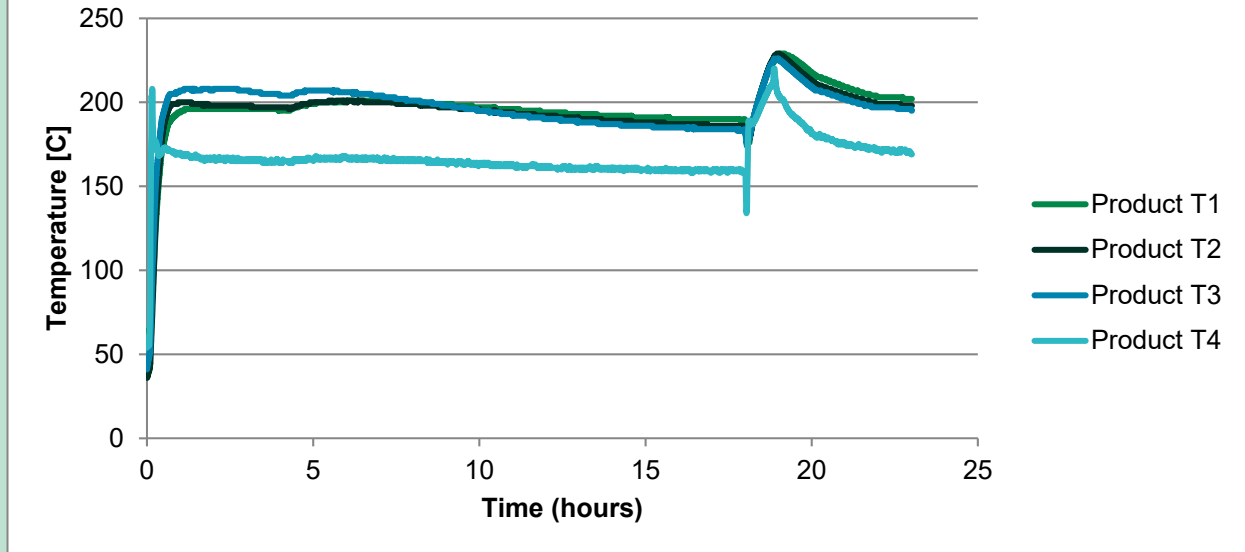
FIGUR 13. Temperaturkurver fra indledende kørsel med knust beton uden indhold af PCB.

Ved kørslen er der opnået temperaturer på mellem 100 og 260 °C i den knuste beton. Kørslen bekræfter, at der kan opnås opvarmning af betonen ved påvirkning med mikrobølger.

Kørsel 2 – PCB forurenede materiale

Nedenstående figurer viser temperaturkurver for kørsel med PCB-forurenede betonkerner. T1-T4 er temperaturprober placeret på ydersiden af hver betonkerne.

Temperaturmålinger, Betonkerner



FIGUR 14. Temperaturkurver fra indledende kørsel med knust beton med indhold af PCB.

Ved kørslen er der opnået temperaturer på mellem 150 og 250 °C. i TABEL 3 er målte koncentrationer i borekernerne før og efter opvarmning i mikroovnen angivet.

TABEL 3. PCB-koncentrationer i betonkerner før og efter behandling.

Undersøgelse af maling/ betonkerne	Før Mikroovn		Efter Mikroovn	
	Kerne 1. (K.1/reference)		Kerne 9. (K.9)	
	Prøve-id	Resultat (mg/kg)	Prøve-id	Resultat (mg/kg)
Maling	M.1	81	M.9	Ikke påvist
Beton, 0-3 mm	D.1.1	0,71	D.9.1	Ikke påvist
Beton, 5-8 mm	D.1.2	0,18	D.9.2	Ikke påvist
Beton, 10-13 mm	D.1.3	0,061	D.9.3	Ikke påvist
Beton, 15-18 mm	D.1.4	0,0000001	D.9.4	Ikke påvist
Beton, 20-28 mm	D.1.5	0,069	D.9.5	Ikke påvist
Beton, 30-38 mm	D.1.6	0	D.9.6	Ikke påvist
Beton, 40-48 mm	D.1.7	Ikke analyseret (Depot)	D.9.7	Ikke analyseret (Depot)

Før behandling er der indhold af PCB på 81 mg/kg i malingslaget og op til 0,71 mg/kg i betonen før behandling. Efter behandling er der ikke konstateret indhold af PCB i hverken maling eller beton over detektionsgrænsen.

Resultater af luftprøver udtaget under behandlingen fremgår af nedenstående TABEL 4.

TABEL 4. PCB-koncentrationer i ovnkammerluften før, under og efter behandling.

Id	minutter	Tidsinterval (timer)	PCB total (ng/m ³)
L1	120	0 - 2	10000
L2	240	2 - 4	400
L3	360	4 - 6	170
L4	1160	6 - 19	63
L5	1280	19 - 21	100
L6	1400	21 - 23	Ikke påvist
L7	1460	23 - 24	Ikke påvist

Som det fremgår af TABEL 4 er der konstateret en PCB-koncentration i ovnkammeret på 10.000 ng/m³ i luftprøverne udtaget over de første to timer. Derefter falder koncentrationen kraftigt til 400 ng/m³ ved målingen fra 2-4 timer. Koncentration forbliver derefter lav og falder til et niveau, hvor der ikke kan konstateres PCB i ovnkammeret ved de sidste to målinger.

6.3 Konklusion på forsøg

Det er bekræftet, at betonen kan opvarmes vha. mikrobølgeteknologi til et niveau, hvor PCB'en afgasser. Ved det udførte forsøg blev betonen behandlet i 24 timer og i dette tidsinterval er der sket en betydelig reduktion af PCB-koncentrationen i betonen, således at der efter behandling ikke kunne måles indhold af PCB.

Luftmålingerne udtaget fra ovnkammeret i forbindelse med forsøget viser, at afgasningen af PCB sker hurtigt, indenfor de første 4 timer.

7. Miljømæssig og økonomisk vurdering af PCB-renovering

Den miljømæssige og økonomiske performance af de undersøgte teknologier er blevet evalueret vha. LCA og en økonomisk vurdering. Formålet med denne øvelse er både at evaluere metodernes bæredygtighed, men også at identificere deres kritiske punkter, som kræver yderligere optimering inden teknologierne kan implementeres succesfuldt. Der er lavet analyser af både den termiske oprensning og mikrobølgeteknologien.

Analyse af anvendeligheden af termisk oprensning af bygninger

Den funktionelle enhed, dvs. den enhed, der anvendes i analyserne, er her 1 m²_{ETAGEAREAL} i en bygning forurenet med PCB.

Der er opstillet **3 scenarier** til at udføre analyserne:

Scenarie A: Traditionel termisk oprensning af en bygning

Scenarie B: Termisk oprensning med varmepaneller af en bygning

Scenarie C: Fuld forsegling af en bygning

Der udføres 2 sammenligninger:

Sammenligning 1.1: Traditionel termisk oprensning (Scenarie A) vs. fuld forsegling (Scenarie C) med udgangspunkt i data fra Lille Værløse Skole

Sammenligning 1.2: Traditionel termisk oprensning (Scenarie A, uden forsegling af de sekundære kilder) vs. Termisk oprensning med varmepaneller (Scenarie B) med udgangspunkt i data fra Lille Værløse Skole samt Brøndby Strand. Forseglingen af de sekundære kilder er ikke blevet indregnet i Scenarie A i denne sammenligning, da der vil være en tilsvarende forsegling ved brug af varmepanellerne i Scenarie B. Forseglingen er altså udeladt i begge scenarier.

Analyse af anvendeligheden af mikrobølgeteknologi på byggeaffald

Den funktionelle enhed, dvs. den enhed, der anvendes i analyserne, er her 1 ton betonaffald fra en nedrivning.

Der er opstillet **2 scenarier** til at udføre analyserne:

Scenarie D: Behandling med mikrobølgeovnsteknologi

Scenarie E: Behandling med sandblæsning inden nedrivning samt deponering.

Der udføres 1 sammenligning:

Sammenligning 2.1: Mikrobølgeovn (Scenarie D) vs. sandblæsning inden nedrivning samt deponering (Scenarie E) med udgangspunkt i data fra mikrobølgeovnsforsøg.

7.1 Metodebeskrivelse

7.1.1 Scenariemodellering og data

For både den miljømæssige og den økonomiske vurdering er der blevet anvendt følgende datakilder:

- direkte data fra de udførte forsøg
- erfaringsdata,
- antagelser
- litteraturlitteraturdata.

Data fra Lille Værløse skole er blevet betragtet som høj kvalitets data, da der er tale om et fuldskalaforsøg. Forsøget med varmepaneller på Brøndby Strand samt forsøget med mikrobølgeovn er til gengæld pilotskala forsøg, hvor data såsom energi- eller tidsforbrug ikke uden videre kan skaleres op til et fuldskalaforsøg.

I det følgende gennemgås hvilke data, der er anvendt:

Scenarie A Traditionel termisk oprensning

Til dette scenarie er der udelukkende blevet brugt direkte data fra forsøget på Lille Værløse Skole, bl.a. energi- og materialeforbrug samt kørsel.

Scenarie B Termisk oprensning med varmepaneller

I forsøget med varmepanellerne er der kun blevet behandlet omkring en halv m² af gang (svarende til det areal, som et varmepanel dækker). Dette er ikke et fuldskalaforsøg, og det er antaget, at panelerne kan bevæge sig vha. et skinnesystem langs en væg, og dermed at det behandlede areal blot kan skaleres op og ned. Det bemærkes at skinnesystemet ikke er undersøgt i praksis i projektet.

Der er i projektet blevet kørt to parallelle forsøg med to forskellige varmepaneller med to forskellige overflade temperaturer (hhv. 40 °C og 55 °C, jf. afsnit 5.1.1. I dette afsnit er data præsenteret som et gennemsnit af resultaterne for de to enkelte forsøg.

Scenarie C Fuld forsegling

Scenariet vedr. fuld forsegling er ikke blevet testet under projektet, og derfor er data blevet hentet fra litteratur (bl.a. [19]) samt fra Tscherning i form af erfaringsdata fra andre udførte projekter. Scenariet omhandler en fuld forsegling af Lille Værløse Skole, da det skal sammenlignes med Scenarie A.

Scenarie D Mikrobølgeovn behandling af betonaffald

Data til dette scenarie er baseret på pilotforsøget om mikrobølgerensning, som blev udført i projektet. Da det er tale om et pilotforsøg, kan dataene ikke nødvendigvis bruges direkte, og det er i nogle tilfælde nødvendigt at ekstrapolere disse data. Fx kan energiforbruget for mikrobølgeovnen ikke tages direkte fra pilotforsøget. Pilotforsøget er blevet kørt med knap 3 kg beton affald i en ovn med en kapacitet på over 550 kg beton. Energiforbruget ved fuld ovn er derfor blevet ekstrapoleret. Behandlingstiden er sat til 2,2 timer behandling, som betragtes til at være en fornuftig antagelse, da det er blevet observeret en stor reduktion i PCB luftkoncentration allerede ved den første prøvetagning efter 4 timer, og da der er en ubetydelig forskel mellem energiforbruget ved 2.2 timer og 4 timer.

Scenarie E Sandblæsning inden nedrivning samt deponering af betonaffald

Der er ikke udført forsøg med sandblæsning og deponering i projektet, og derfor er data blevet indhentet fra litteratur (bl.a. [19]) samt fra Tscherning i form af erfaringsdata fra andre udførte projekter. Scenariet omhandler sandblæsning af et vægareal svarende til 1 t_{BETON AFFALD}, da det skal sammenlignes med Scenarie D.

Øvrige data

Data som materiale- og energiforbrug ifm. ventilation og luftrensning (kulfiltre) for alle scenarier er indhentet fra Tscherning med udgangspunkt i forsøg på Lille Værløse skole. Data er blevet skaleret til de enkelte forsøg. Under fuld forsegling samt sandblæsning er kravene til

ventilation væsentlige mindre end under termisk oprensning, da der skal etableres undertryk, men der skal ikke blæses ren luft ind igen. Derfor er ventilationen for scenarierne C og E blevet modelleret som et simplificeret system, uden blæsere.

Data om kørselsforbrug tager også udgangspunkt i data fra forsøget på Lille Værløse skole. Data er efterfølgende blevet tilpasset det antal medarbejder, som er involveret i PCB-sanering, varigheden af saneringsprojektet, samt omfanget af det nødvendige udstyr.

Transportafstande er beregnet med udgangspunkt i Lille Værløse Skole, som eksempel på en generisk sag. Dvs. at transport for arbejdskraft samt udstyr er blevet modelleret fra Tscherning A/S hovedkvarter i Hedehusene til Lille Værløse Skole. Transport for affald er blevet modelleret fra Lille Værløse skole til hhv. Fortum i Nyborg (for bortskaffelse af kulfiltre) samt til andre relevante modtageanlæg i Københavns omegn for bortskaffelse af de andre affaldsfraktioner (Vestforbrænding for bortskaffelse af træaffald, RGS Nordic for genanvendelse af stenuld, AV-Miljøet for deponering af forurenede betonaffald).

Data vedr. dieselforbruget for de forskellige typer bil og lastbil er blevet hentet fra de LCA datasæt i Ecoinvent, som er blevet anvendt til at modellere disse processer (se afsnit 7.1.2 nedenunder).

Strømforbruget for forskelligt udstyr (bl.a. sugelanlæg, blæsere, oliefyr, kaloriferer) er blevet oplyst af Tscherning, ligesom deres lejeomkostninger. Anskaffelsesprisen for mikrobølgeovnen er blevet oplyst af Teknologisk Institut.

Generiske data såsom priser for diesel, el, maling, biler/lastbiler og andre materialer er blevet hentet på nettet, ligesom priser for aflevering af forskellige affaldsfraktioner. Priser for kørsel af affald er blevet oplyst af Tscherning som timepris.

Prisen for forseglingsmidlet (epoxy) er blevet oplyst af Tschernings leverandør for epoxy, Sealing Group.

Gennemsnitlig levetid for forskelligt udstyr er blevet antaget efter bedste bud.

Gennemsnitlig levetid for biler og lastbiler er blevet fundet på ACEAs (European Automobile Manufacturers Association) hjemmeside (<https://www.acea.be/statistics/tag/category/average-vehicle-age>).

Afgrænsning

Til miljøsaneringen er der en række krav, som er fælles for alle saneringsmetoder. Derfor ses der, i denne analyse, bort fra disse. Nogle eksempler er bl.a.:

- Miljøvogn, som skal være tilgængelig på byggepladsen ved PCB-saneringer;
- Stripning af lokaler, hvor de primære og sekundære kilder fjernes inden sanering af tertiære forurenede overflader kan påbegynde;
- Rengøring af de anvendte maskiner og værktøj for at undgå spredning af PCB.

Til sidst ses der bort fra materialer, såsom handsker, beskyttelsesdragter, afdækningsplast mm., da deres sammensætning er forholdsvis kompliceret at modellere, og da deres bidrag til de endelige resultater vurderes at være ubetydelig.

7.1.2 LCA

Til beregning af LCIA-resultater (life cycle impact assessment) er karakteriseringsmodellen ILCD/PEF-anbefalinger v1.09 anvendt sammen med GaBi 8.1 software til klassificering og karakterisering af input- og output flows. LCA-resultaterne er angivet som karakteriserede resultater.

LCA-resultaterne er blevet beregnet for miljøpåvirkningskategorierne angivet nedenfor i TABLE 5. I denne rapport præsenteres kun resultaterne for kategorien global opvarmning (inkl. biogent kul). De øvrige resultater er listet i Bilag 1.

TABEL 5. Liste over de miljøpåvirkningskategorier anvendte ifm. LCA i dette projekt

Kategori	Engelsk navn	Enhed
Forsuring	Acidification midpoint	[Mole of H+ eq.]
Global opvarmning, ekskl. biogent kul	Climate change midpoint, excl. biogenic carbon	[kg CO ₂ -eq.]
Global opvarmning, inkl. biogent kul	Climate change midpoint, incl. biogenic carbon	[kg CO ₂ -eq.]
Økotoxicitet, ferskvand	Ecotoxicity freshwater midpoint	[CTUe]
Eutrofiering, ferskvand	Eutrophication freshwater midpoint	[kg P-eq.]
Eutrofiering, saltvand	Eutrophication marine midpoint	[kg N-eq.]
Eutrofiering, jord	Eutrophication terrestrial midpoint	[Mole of N-eq.]
Human toksicitet, cancer effekt	Human toxicity midpoint, cancer effects	[CTUh]
Human toksicitet, ikke-cancer effekt	Human toxicity midpoint, non-cancer effects	[CTUh]
Ioniserende stråling, Human eksponering	Ionizing radiation midpoint, human health	[kBq U235 eq.]
Jordkvalitet	Land use midpoint	[kg C deficit eq.]
Nedbrydning af ozonlaget	Ozone depletion midpoint	[kg CFC-11 eq.]
Emissioner af partikel	Particulate matter/Respiratory inorganics midpoint	[kgPM _{2,5} -eq.]
Fotokemisk ozondannelse	Photochemical ozone formation midpoint, human health	[kg NMVOC]
Nettoforbrug af ferskvand	Resource depletion water, midpoint	[m ³ eq.]
Udtynding af ressourcer	Resource depletion, mineral, fossils and renewables, midpoint	[kg Sb-Equiv.]

LCI-databasen Ecoinvent 3.3 er blevet brugt til modellering af processerne.

Resultaterne er beregnet med en tidshorisont på 100 år.

7.1.3 Økonomisk vurdering

I den økonomiske vurdering er følgende udgifter blevet beregnet:

- Kørsel (både udstyr og mandskab)
- Afskrivning biler/lastbiler
- Arbejdskraft
- Strøm og evt. andre energikilder (fx olie)
- Udstyr, fx varmekilder (kaloriferer, oliefyr, olietank, varmepaneller, mikrobølgeovn) eller sandblæsningsanlæg. Prisen for disse er angivet enten som lejepris eller som anskaffelsespris divideret med den antaget levetid for det pågældende udstyr og ganget med anvendelsestid ifm. PCB-saneringsprocessen
- Ventilationsanlæg: sugelanlæg, evt. blæsere, ventilationsrør (angivet som lejepris)
- Kulfiltre: pris for materiale, samt for bortskaffelse inkl. kørsel
- Epoxy, maling, sandblæsningsmiddel, andre materialer.
- Affald (kørsel samt afleveringspris)

7.2 LCA-resultater

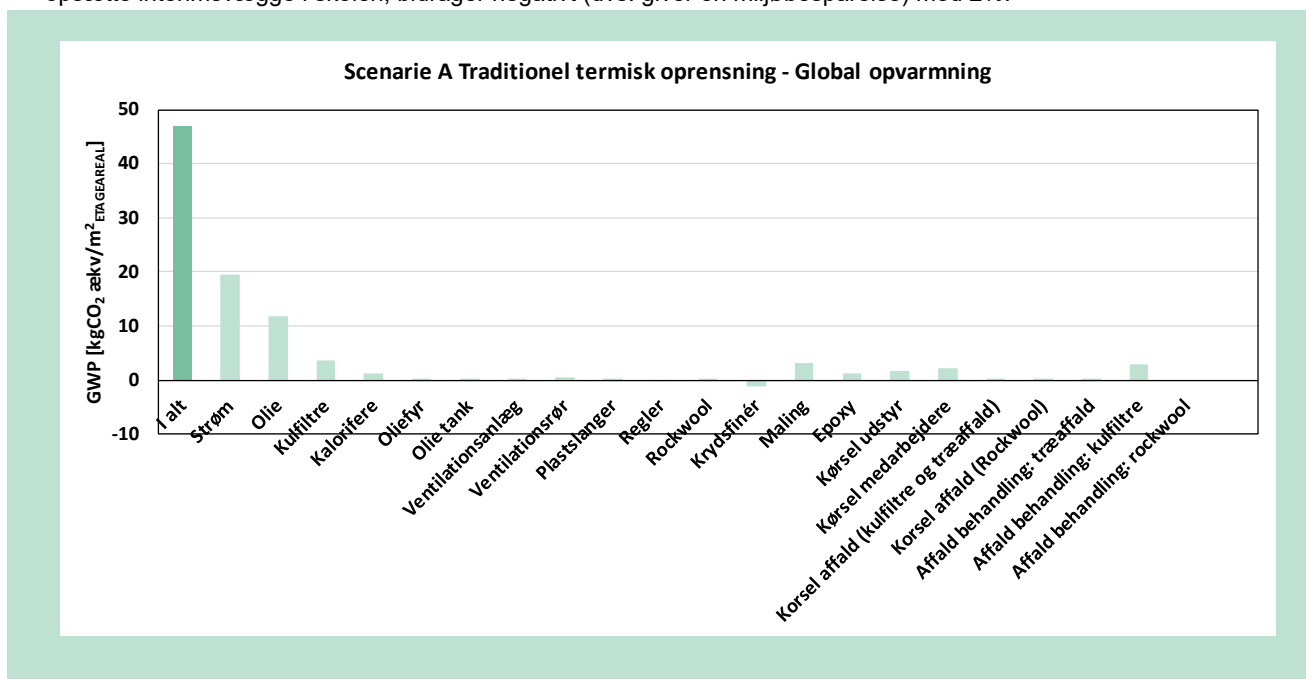
I dette afsnit bliver LCA resultaterne præsenteret for kategorien global opvarmning (inkl. biogent kul). Resultater bliver først præsenteret som detaljerede resultater for hvert enkelte scenarie (A, B, C, D, E). Dernæst præsenteres resultaterne for sammenligningerne mellem scenarier.

7.2.1 Resultater for hvert scenarie

7.2.1.1 Scenarie A (Traditionel termisk oprensning)

Miljøpåvirkningerne for behandling af 1 m²_{ETAGEAREAL} i en bygning forurennet med PCB vha. traditionel termisk behandling vises i FIGUR 15. Den samlede miljøpåvirkning svarer til cirka 47 kg CO₂ækv./m²_{ETAGEAREAL}.

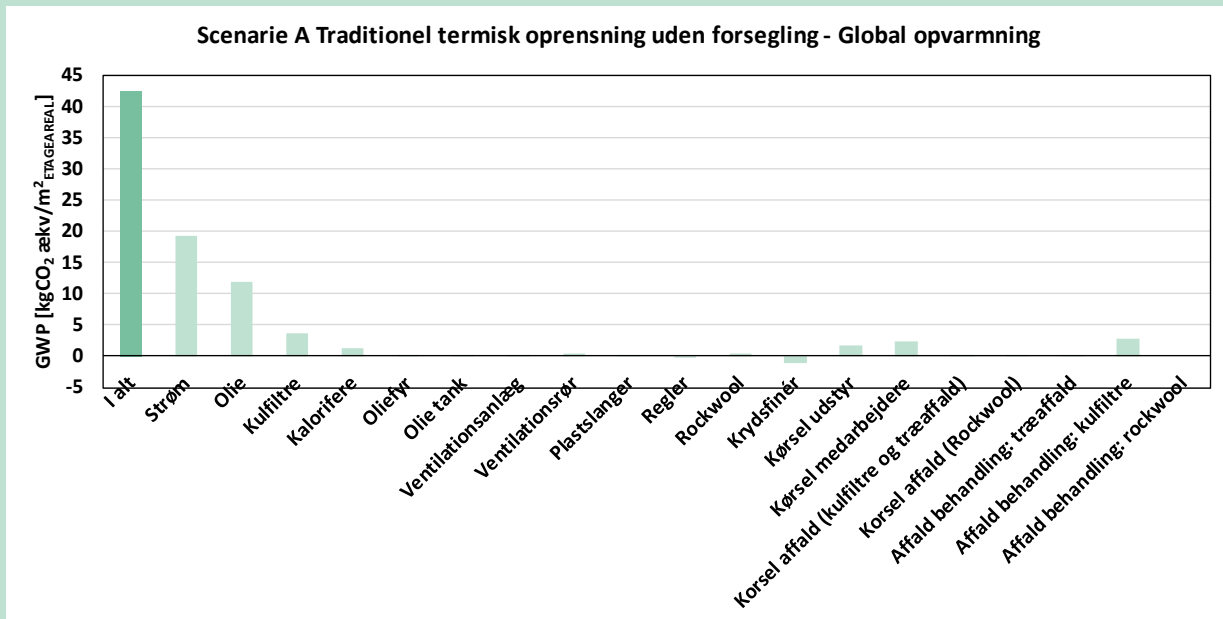
De vigtigste processer, som bidrager til miljøpåvirkningen, er forbruget af strøm og olie til opvarmningen af lokalerne samt luftrensning (hvh. 41% og 25% af den samlede miljøpåvirkning). Forbruget af maling og epoxy ifm. forseglingen af de strippede overflader bidrager med hhv. 7% og 2%. Luftrensning udgør også en ikke-negligelbar post, med kulfiltrene og deres bortskaffelse som bidrager med hhv. 8% og 6%. Forbrændingen af krydsfiner, som bruges til at opsætte interimsvægge i skolen, bidrager negativt (dvs. giver en miljøbesparelse) med 2%.



FIGUR 15. LCA-resultater for scenarie A, Traditionel termisk oprensning.

Miljøpåvirkningerne for termisk behandling af 1 m²_{ETAGEAREAL} uden forsegling af de strippede overflader vises i FIGUR 16. Den samlede miljøpåvirkning svarer til cirka 43 kg CO₂ækv./m²_{ETAGEAREAL}.

De vigtigste processer, som bidrager til miljøpåvirkningen, er forbruget af strøm og olie til opvarmningen af lokalerne samt luftrensning (hvh. 46% og 28% af den samlede miljøpåvirkning). Kulfiltrene og deres bortskaffelse bidrager med hhv. 9% og 7%. Forbrændingen af krydsfiner, som bruges til at opsætte interimsvægge i skolen, bidrager negativt (dvs. giver en miljøbesparelse) med 3%.

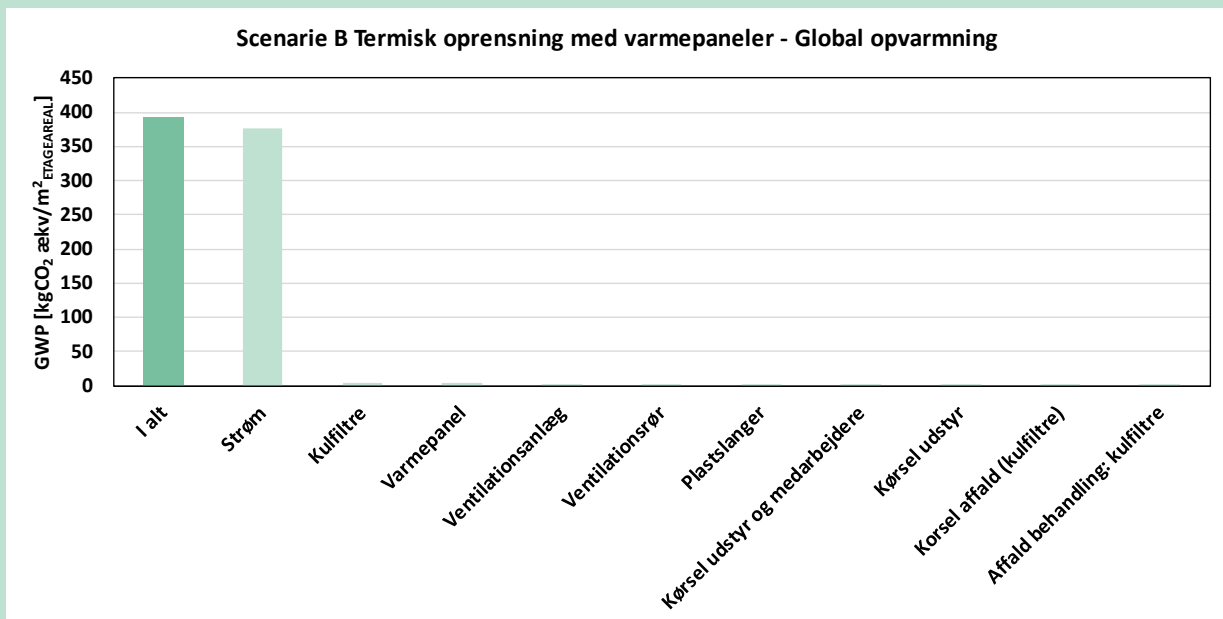


FIGUR 16. LCA-resultater for scenarie A, Traditionel termisk oprensning, uden forsegling af de strippede overflader.

7.2.1.2 Scenarie B Termisk oprensning med varmepaneller

Miljøpåvirkningerne for behandling af 1 m²_{ETAGEAREAL} i en bygning forurenet med PCB vha. varmepaneller vises i FIGUR 17. Den samlede miljøpåvirkning svarer til cirka 392 kg CO₂ækv./m²_{ETAGEAREAL}.

Den allervigtigste proces, som bidrager til det samlede resultat, er forbruget af strøm for opvarmningen af panelerne samt luftrensning (96% af den samlede miljøpåvirkning). Selve varmepanellerne bidrager med 1%, mens kulfiltrene og deres bortskaffelse bidrager med 1% hver.

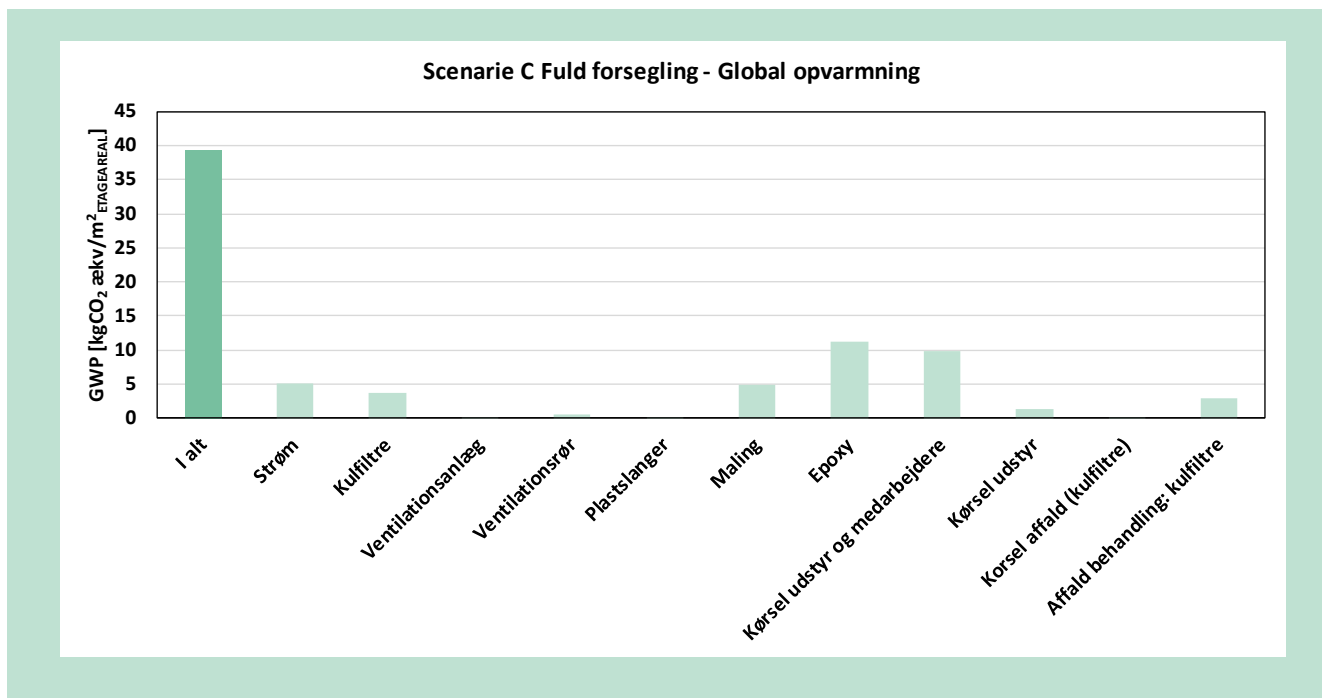


FIGUR 17. LCA-resultater for scenarie B, Termisk oprensning med varmepaneller.

7.2.1.3 Scenarie C Fuld forsegling

Miljøpåvirkningerne for behandling af 1 m²_{ETAGEAREAL} i en bygning forurennet med PCB vha. termisk behandling vises i FIGUR 18. Den samlede miljøpåvirkning svarer til cirka 39 kg CO₂ækv./m²_{ETAGEAREAL}.

Forbrug af epoxy og maling udgør de vigtigste processer, idet de bidrager med hhv. 28% og 12% til det samlede resultat. Luftrensning udgør også en ikke-negligérbar post, med strømforbruget, kulfiltrene og deres bortskaffelse som bidrager med hhv. 13%, 9% og 7%. Kørsel af både udstyr og medarbejder bidrager med 28%.

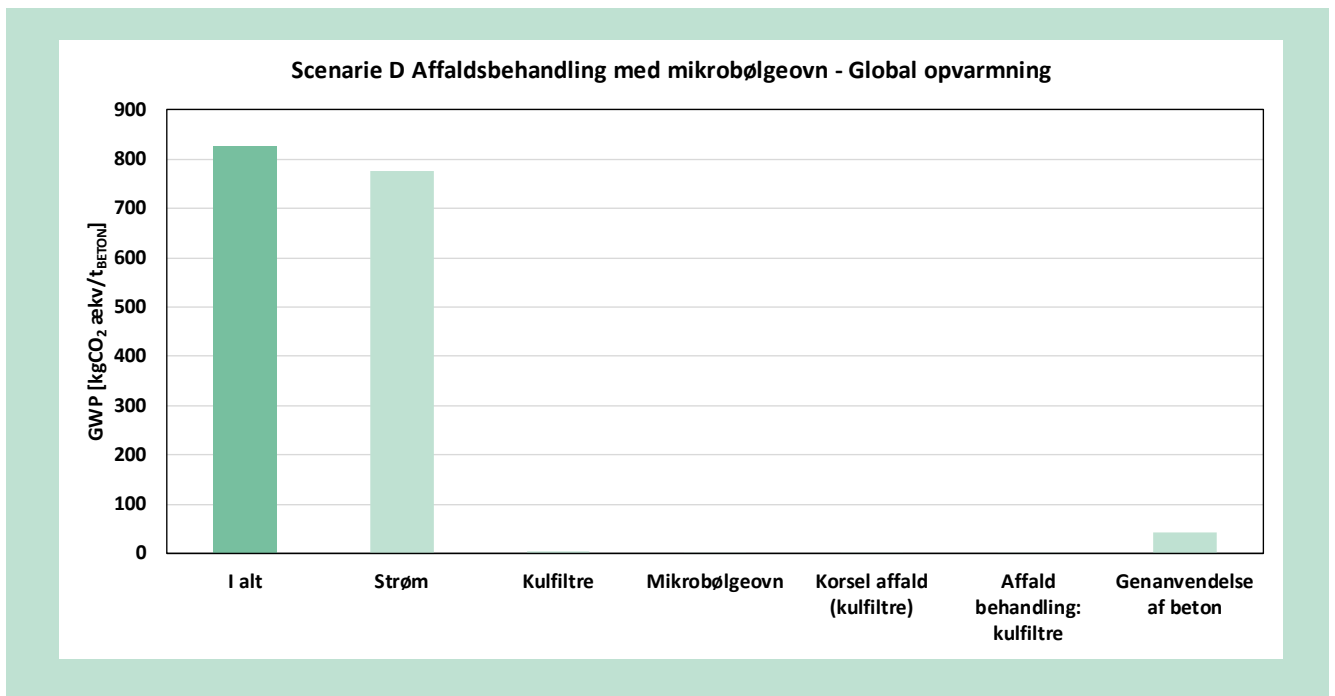


FIGUR 18. LCA-resultater for scenarie C, Fuld forsegling.

7.2.1.4 Scenarie D Mikrobølgeovn behandling af betonaffald

Miljøpåvirkningerne for behandling af 1 t_{BETON AFFALD} fra nedrivning af bygninger forurennet med PCB vha. behandling i mikrobølgeovn vises i FIGUR 19. Den samlede miljøpåvirkning svarer til cirka 826 kg CO₂ækv./t_{BETON}.

Den allervigtigste proces, som bidrager til det samlede resultat, er forbruget af strøm for drift af mikrobølgeovnen (94% af den samlede miljøpåvirkning). Nyttiggørelse af betonen, som knuses og anvendes som vejfyld i stedet for jomfrueligt grusgravsmaterialer, bidrager med 5% af den samlede miljøpåvirkning. Dette skyldes primært dieselforbruget ifm. transport og knusning.

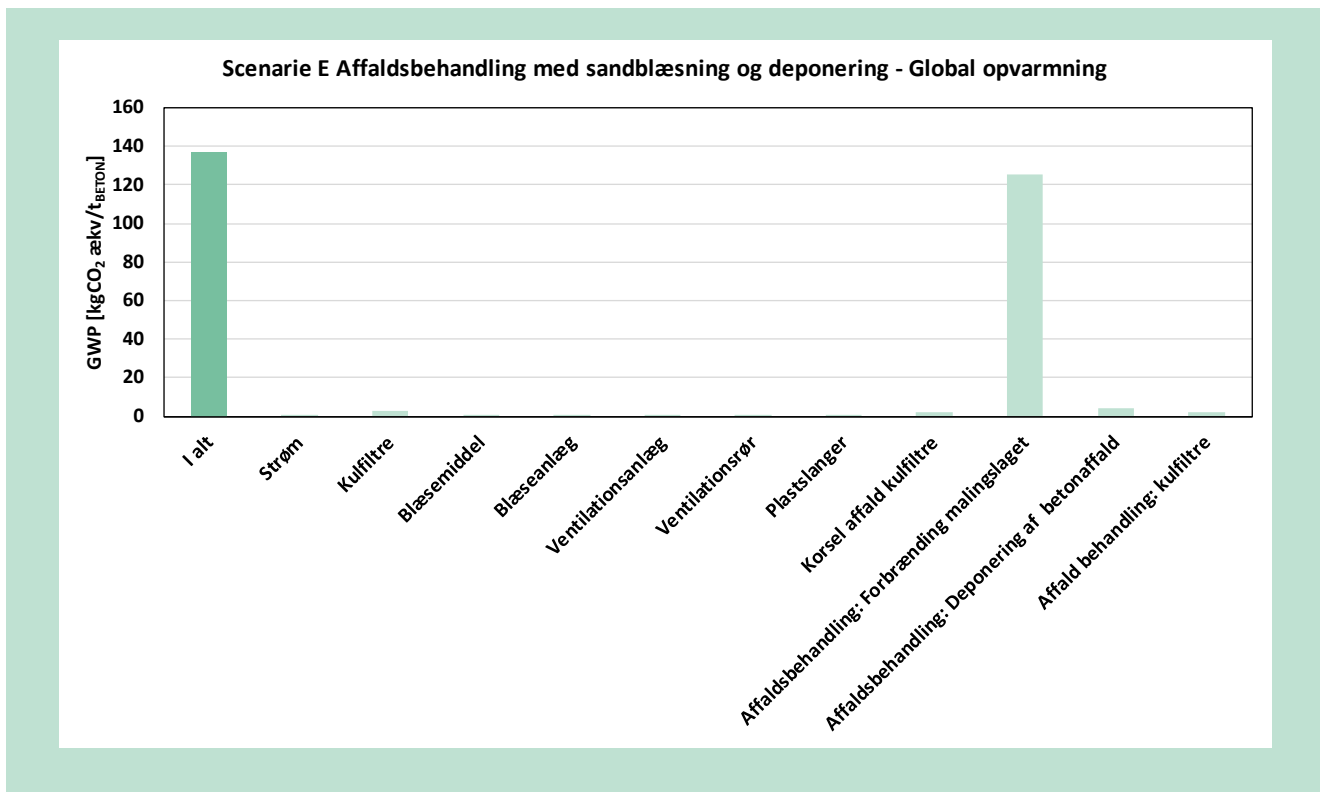


FIGUR 19. LCA-resultater for scenarie D, Mikrobølgeovn behandling af betonaffald.

7.2.1.5 Scenarie E Sandblæsning inden nedrivning samt deponering af betonaffald

Miljøpåvirkningerne for behandling af 1 t_{BETON AFFALD} fra nedrivning af bygninger forurenet med PCB vha. behandling i mikrobølgeovn vises i FIGUR 20. Den samlede miljøpåvirkning svarer til cirka 137 kg CO₂ækv./t_{BETON}.

Den allervigtigste proces, som bidrager til det samlede resultat, er forbrænding af det farlige malingslag, som fjernes ved sandblæsning (91% af den samlede miljøpåvirkning). Kulfiltrene, deres bortskaffelse og deres kørsel som affald bidrager med hhv. 2%, 2% og 1%. Deponering af det forurenet betonaffald bidrager med 3%.



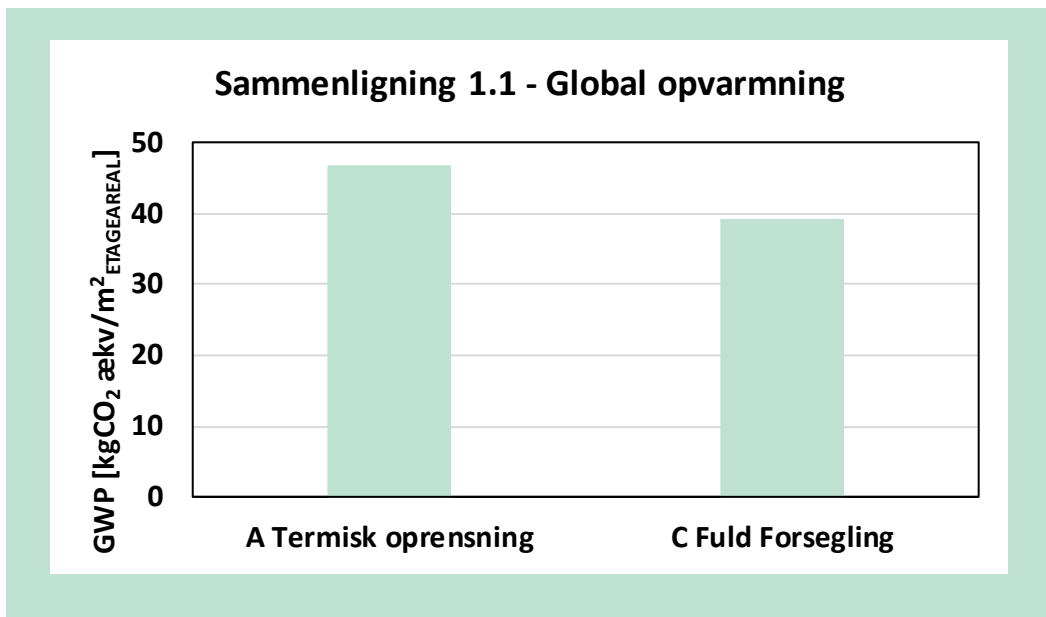
FIGUR 20. LCA-resultater for scenarie E, Sandblæsning inden nedrivning samt deponering af betonaffald.

7.2.2 Sammenligning 1.1: Bygningssanering - Traditionel termisk oprensning vs. fuld forsegling

Resultaterne for den første sammenligning, mellem en traditionel termisk oprensning (Scenarie A) og en fuld forsegling (Scenarie C), vises i FIGUR 21.

Resultaterne viser, at miljøpåvirkningerne for global opvarmning for behandling af 1 m²_{ETAGEAREAL} i en bygning forurenet med PCB vha. termisk behandling er 19% højere end vha. en fuld forsegling (hhv. 47 vs. 39 kg CO₂ ækv./m²_{ETAGEAREAL}).

Det er dog vigtigt at understrege et aspekt, som LCA'en ikke medtager: Selvom en fuld forsegling kan være en effektiv behandling ift. at reducere indeklimate påvirkning af PCB-forurening til et acceptabelt niveau, fjerner den ikke forureningen. Selve materialerne bliver ved med at være forurenede eller farligt og skal ved nedrivning eller renovering bortskaffes som følge heraf. Med en termisk oprensning kan koncentrationerne i materialerne nedsættes betydeligt, og materialerne kan i nogle tilfælde skifte fra at være farligt til forurenede affald, eller fra forurenede til ikke-forurenede affald. Dette kan føre til væsentlige økonomiske og miljømæssige besparelser.



FIGUR 21. LCA-resultater for sammenligning 1.1: Bygningssanering - Traditionel termisk oprensning vs. fuld forsegling

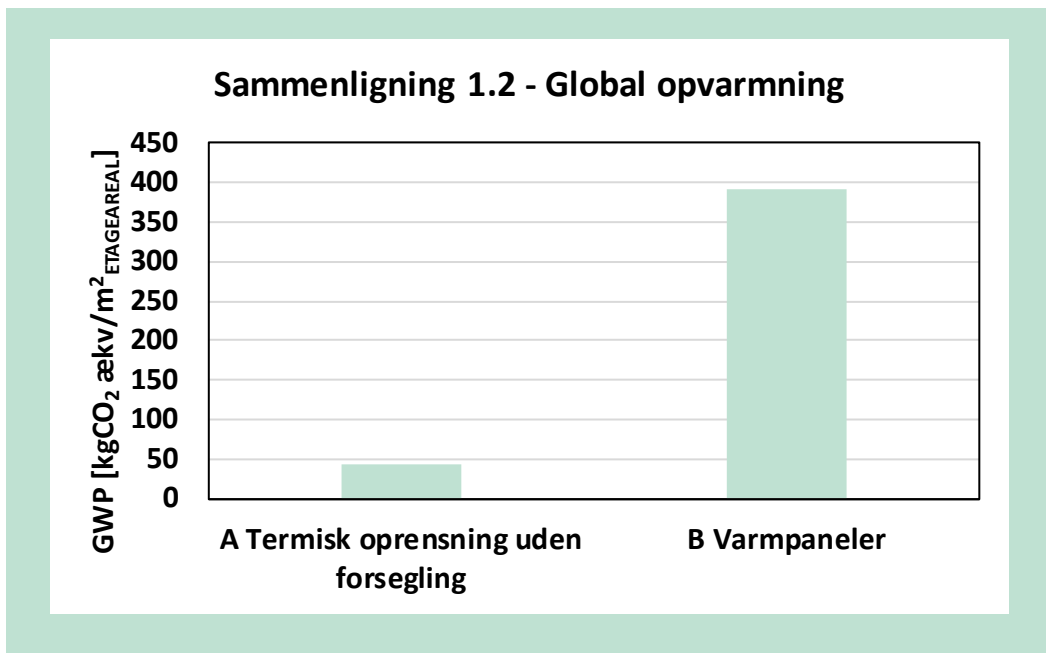
7.2.3 Sammenligning 1.2: Bygningssanering - Termisk oprensning: traditionel vs. alternativ opvarmingskilde

Resultaterne for den anden sammenligning, mellem en traditionel termisk oprensning med standard opvarmingskilde (Scenarie A uden forsegling) og en baseret på varmepaneler (Scenarie B), vises i FIGUR 22.

Resultaterne viser, at miljøpåvirkningerne for global opvarmning for behandling af 1 m²ETAGEAREAL i en bygning forurenet med PCB vha. en traditionel termisk behandling, hvor hele bygningen varmes op vha. oliefyr og kaloriferer er betydeligt mindre (89% mindre) end vha. varmepaneler (hhv. 43 vs. 392 kg CO₂ ækv./m²ETAGEAREAL).

Dette skyldes primært det væsentlige strømforbrug af varmepanelerne. De anvendte varmepaneler er relativt simple apparater, og er ikke udstyret med et temperaturkontrollsystem. Sådant et system vil kunne begrænse energiforbruget væsentligt, da varmepanelerne slukkes, når den ønskede vægtemperatur er opnået. Dette viser, at anvendelse af varmepaneler i praksis vil kræve en udviklingsindsats i forhold til at styre strømforbruget.

Termisk behandling vha. varmepaneler kan til gengæld give adskillige fordele mht. fleksibilitet. Mens en traditionel termisk oprensning kræver at hele bygningen tages ud af drift i en længere periode med genhusningsomkostninger til følge, kan varmepanelerne muliggøre behandlingen af ét rum ad gangen med en hurtig opsætning og nedtagning af varmepanel. Dette betyder øget fleksibilitet og reducerede omkostninger. Desuden er varmepanelerne mere skånsomme mod bygningen, da hele bygningen ikke opvarmes.



FIGUR 22. LCA-resultater for sammenligning 1.2: Bygningssanering - Termisk oprensning: traditionel vs. alternativ opvarmingskilde

7.2.4 Sammenligning 2.1: Affaldsbehandling – Mikrobølgeovn vs. sandblæsning og deponering

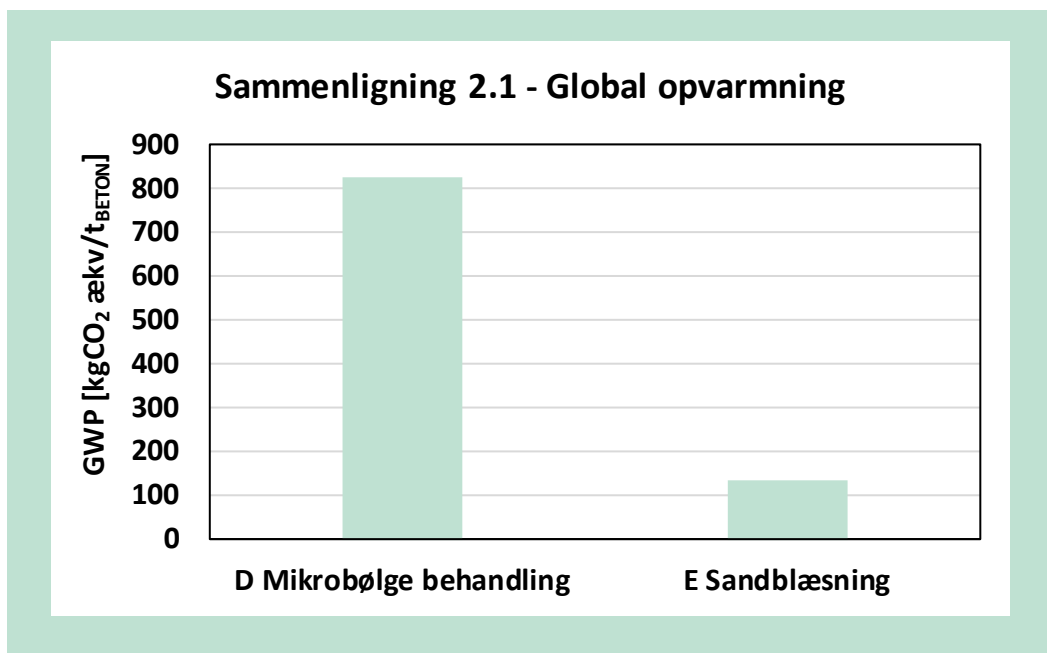
Resultaterne for den tredje sammenligning, mellem behandling af PCB-forurenet byggeaffald vha. mikrobølgeovn (Scenarie D) og sandblæsning af bygningen inden nedrivning og efterfølgende deponering af det forurenede betonaffald (Scenarie E), vises i FIGUR 23.

Resultaterne viser, at miljøpåvirkningerne for global opvarmning for behandling af 1 $t_{\text{BETON AFFALD}}$ i mikrobølgeovnen er betydeligt højere (5 gange højere) end ved sandblæsning af bygningen inden nedrivning samt deponering af det forurenede betonaffald (hhv. 826 vs. 137 kg CO₂ ækv./ $t_{\text{BETON AFFALD}}$).

Dette skyldes primært det væsentlige strømforbrug af mikrobølgeovnen. Dette betyder, at anvendelsen af mikrobølgeovn som behandlingsteknologi for PCB-forurenet beton i fuldskala kræver en optimering af strømforbruget. Den ovn, der er brugt til forsøget, er desuden ikke en fuld-skala ovn, og det må forventes at strømforbruget kan optimeres i en fuld-skala ovn.

Der skal dog også nævnes, at LCA'en ikke nødvendigvis kan kvantificere alle de relevante miljøbelastninger. Fx er en oplagt fordel ved mikrobølgeovn behandling, at den leverer noget rent materiale, som direkte kan anvendes som vejfyldsmaterialer som erstatning for grusgravsmateriale.

Denne ressourcebesparelse kan desværre ikke beskrives af LCA'en, og i hvert fald ikke når man kigger på global opvarmning kategorien. I de eksisterende LCIA-modeller anses grus ikke som en knap ressource, og dermed er der ingen besparelse af ressourcer, knyttet til erstatning af jomfruelig grus med knust genanvendt byggeaffald. Tilsvarende medfører en sandblæsning typisk en del forurenet beton, som skal deponeres, samt en relativ stor mængde farligt affald pga. den sand, som anvendes til sandblæsning. Dette spild af ressourcer (både den rene sand som bliver til farligt affald samt den forurenede beton som ikke renses) kan imidlertid ikke kvantificeres med LCA.



FIGUR 23. LCA-resultater for sammenligning 2.1: Affaldsbehandling – Mikrobølgeovn vs. sandblæsning og deponering

7.3 Resultater af den økonomiske vurdering

I dette afsnit bliver resultaterne af den økonomiske vurdering præsenteret. Resultater bliver først præsenteret som detaljerede resultater for hvert enkelte scenarier (A, B, C, D, E). Dernæst præsenteres resultaterne for sammenligningerne mellem scenarier.

7.3.1 Resultater for hvert scenarie

7.3.1.1 Scenarie A (Traditionel termisk oprensning)

De samlede omkostninger for behandling af 1 m²_{ETAGEAREAL} i en bygning forurenede med PCB vha. termisk behandling vises i TABEL 6, og svarer til cirka 1841 kr/m²_{ETAGEAREAL}. De vigtigste udgifter, som bidrager til det samlede resultat, er leje omkostninger for ventilationsanlægget, samt for blæsere, kaloriferer og oliefyr (hhv. 32% og 22% af de samlede omkostninger). Arbejdskraften spiller også en ikke-negligelbar rolle, med et samlet bidrag på 18% for både forsegling og selve den termiske behandling.

TABEL 6. Samlede omkostninger for scenarie A, Traditionel termisk oprensning.

Økonomi	Samlede omkostninger [kr/m ² _{ETAGEAREAL}]
Kørsel udstyr	3.91
Kørsel mandskab	5.08
Arbejdskraft termisk stripping	213.89
Arbejdskraft forsegling	116.67
Strøm	26.90
Olie	250.29
Ventilationsanlæg	583.33
Blæsere, kaloriferer, Oliefyr	408.33
Kulfiltre (materiale)	66.67
Bortskaffelse kulfiltre inkl. kørsel	13.06
Epoxy	83.89
Maling	43.82
Krydsfiner	5.79

Reglar	1.75
Rockwool	3.09
Andre materialer (groft estimat)	5.56
Afskrivning biler	8.26
Affald (afleveringspris)	0.28
Affald kørsel (inkl. brændstof)	0.01
I alt	1,841

De samlede omkostninger for termisk behandling af 1 m²_{ETAGEAREAL} uden forsegling af de strippede overflader vises i TABEL 7, og svarer til cirka 1596 kr/m²_{ETAGEAREAL}. De vigtigste udgifter er de samme, som beskrevet ovenfor.

TABEL 7. Samlede omkostninger for scenarie A, Traditionel termisk oprensning, uden forsegling af de strippede overflader.

Økonomi	Samlede omkostninger [kr/m ² _{ETAGEAREAL}]
Kørsel udstyr	3.91
Kørsel mandskab	5.08
Arbejdskraft termisk stripping	213.89
Strøm	26.90
Olie	250.29
Ventilationsanlæg	583.33
Blæsere, kaloriferer, Oliefyr	408.33
Kulfiltre (materiale)	66.67
Bortskaffelse kulfiltre inkl. kørsel	13.06
Krydsfiner	5.79
Reglar	1.75
Rockwool	3.09
Andre materialer (groft estimat)	5.56
Afskrivning biler	8.26
Affald (afleveringspris)	0.28
Affald kørsel (inkl. brændstof)	0.01
I alt	1,596

7.3.1.2 Scenarie B Termisk oprensning med varmepaneller

De samlede omkostninger for behandling af 1 m²_{ETAGEAREAL} i en bygning forurenset med PCB vha. varmepaneller vises i TABEL 8, og svarer til cirka 1895 kr/m²_{ETAGEAREAL}. De vigtigste poster, som bidrager til det samlede resultat, er leje omkostninger for ventilationsanlægget (31%), samt forbruget af strøm for opvarmningen af panelerne (28%). Selve varmepanellerne bidrager med 24%, mens blæserne bidrager med 8%.

TABEL 8. Samlede omkostninger for scenarie B, Termisk oprensning med varmepaneller.

Økonomi	Samlede omkostninger [kr/m ² _{ETAGEAREAL}]
Kørsel udstyr + mandskab	5.2
Arbejdskraft	81.7
Strøm til panelerne	522.7
Strøm til blæsere	6.3
Strøm til ventilationsanlæg	12.4
Panel	446.8

Ventilationsanlæg	583.3
Kulfiltre (materiale)	66.7
Bortskaffelse kulfiltre inkl. kørsel	13.1
Andre materialer (groft estimat)	8.6
Afskrivning biler	2.2
Blæsere	145.8
I alt	1,895

7.3.1.3 Scenarie C Fuld forsegling

De samlede omkostninger for behandling af 1 m²_{ETAGEAREAL} i en bygning forurennet med PCB vha. termisk behandling vises i TABEL 9, og svarer til cirka 1463 kr/m²_{ETAGEAREAL}.

Arbejdskraften udgør den vigtigste udgift, idet den bidrager med 39% til det samlede resultat. Forbruget af epoxy og leje omkostninger for ventilationsanlægget er de næstevigtigste poster, med et bidrag af hhv. 25% og 23%.

TABEL 9. Samlede omkostninger for scenarie C, Fuld forsegling.

Økonomi	Samlede omkostninger [kr/m ² _{ETAGEAREAL}]
Strøm	7.1
Kørsel	20.7
Arbejdskraft	574.8
Epoxy (Rasmus)	361.0
Maling	68.1
Andre materialer (groft estimat)	5.6
Afskrivning biler	12.8
Ventilationsanlæg	333.3
Kulfiltre (materiale)	66.7
Bortskaffelse kulfiltre inkl. kørsel	13.1
I alt	1463

7.3.1.4 Scenarie D Mikrobølgeovn behandling af betonaffald

De samlede omkostninger for behandling af 1 t_{BETON AFFALD} fra nedrivning af bygninger forurennet med PCB vha. behandling i mikrobølgeovn vises i TABEL 10, og svarer til cirka 1941 kr/t_{BETON}.

Det er forbruget af strøm for drift af mikrobølgeovnen, som udgør den vigtigste udgift (med 56%, af de samlede omkostninger). Selve mikrobølgeovnen bidrager med 44%, mens indtjeningen fra salget af den genanvendelige beton bidrager med -3%.

TABEL 10. Samlede omkostninger for scenarie D, Mikrobølgeovn behandling af betonaffald.

Økonomi	Samlede omkostninger [kr/t _{BETON AFFALD}]
Strøm	1,078.4
Ovn	856.7
Kulfiltre	55.0
Bortskaffelse kulfiltre inkl. kørsel	10.8
Indtjening genanvendelig beton	-60.0
I alt	1,941

7.3.1.5 Scenarie E Sandblæsning inden nedrivning samt deponering af betonaffald

De samlede omkostninger for behandling af 1 t_{BETON AFFALD} fra nedrivning af bygninger forurenede med PCB vha. behandling i mikrobølgeovn vises i TABEL 11, og svarer til cirka 1565 kr/t_{BETON}.

Den allervigtigste udgift, som bidrager til det samlede resultat, er deponering af den forurenede beton, som typisk ikke kan renses til uforurenede niveauer ved sandblæsning (49% af de samlede omkostninger). Forbrændingen af det farlige malingslag blændet med sand udgør den næsthøjeste bidrag til de samlede omkostninger med 26%, mens lejeomkostningerne af ventilationsanlægget bidrager med 16%.

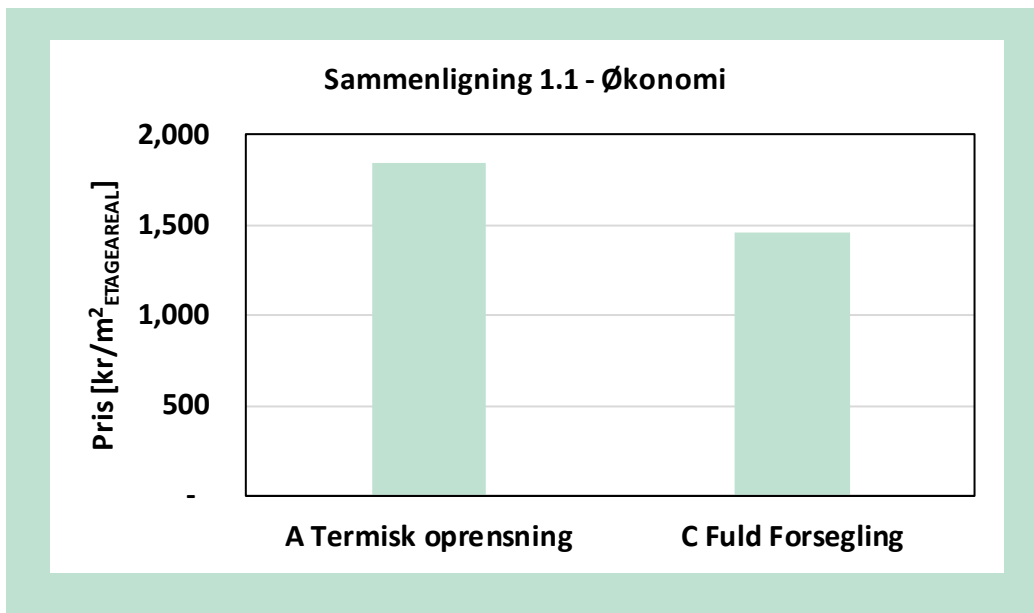
TABEL 11. Samlede omkostninger for scenarie E, Sandblæsning inden nedrivning samt deponering af betonaffald.

Økonomi	Samlede omkostninger [kr/t _{BETON AFFALD}]
Arbejdskraft	40.3
Strøm	0.8
Sand	37.5
Sandblæsningsanlæg	1.2
Kørsel farligt affald	0.7
Bortskaffelse farligt affald	405.1
Kørsel forurenede beton (deponi)	1.2
Bortskaffelse forurenede beton (deponi)	765.0
Pris kulfiltre	55.0
Bortskaffelse kulfiltre inkl. kørsel	10.8
Ventilationsanlæg	247.0
I alt	1565

7.3.2 Sammenligning 1.1: Bygningssanering - Traditionel termisk oprensning vs. fuld forsegling

Resultaterne for den første sammenligning, mellem en traditionel termisk oprensning (Scenarie A) og en fuld forsegling (Scenarie C), vises i FIGUR 24. Resultaterne viser, at de samlede omkostninger for behandling af 1 m²_{ETAGEAREAL} i en bygning forurenede med PCB vha. termisk behandling er 25% højere end vha. en fuld forsegling (hhv. 1841 vs. 1463 kr/m²_{ETAGEAREAL}).

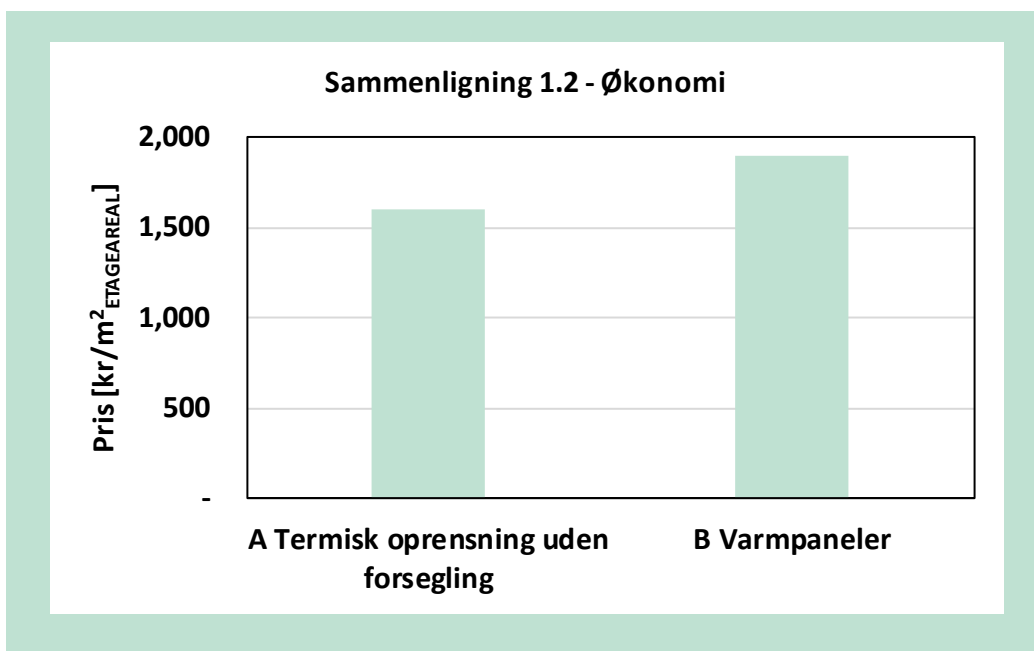
Som nævnt før, er det dog vigtigt at understrege, at en forsegling ikke fjerner PCB forureningen, men blot begrænser deres afgasning. En termisk behandling leverer til gengæld nogle renere materialer, som ved nedrivning eller renovering muligvis også kan genanvendes.



FIGUR 24. Samlede omkostninger for sammenligning 1.1: Bygningssanering - Traditionel termisk oprensning vs. fuld forsegling

7.3.3 Sammenligning 1.2: Bygningssanering - Termisk oprensning: traditionel vs. alternativ opvarmingskilde

Resultaterne for den anden sammenligning, mellem en traditionel termisk oprensning med standard opvarmingskilde (Scenarie A uden forsegling) og en baseret på varmepaneller (Scenarie B), vises i FIGUR 25. Resultaterne viser, at behandling af 1 m²ETAGEAREAL i en bygning forurenet med PCB vha. en traditionel termisk behandling, hvor hele bygningen varmes op vha. oliefyr og kaloriferer er 19% billigere end vha. varmepaneller (hhv. 1596 vs. 1895 kr/m²ETAGEAREAL). Dette skyldes primært det væsentlige strømforbrug af varmepanellerne. En optimering af varmepanellernes effektivitet, som fører til en besparelse af 50% på strømforbruget, vil være nok til, at de to metoder bliver lige omkostningseffektive. Når varmepanellernes fleksibilitet indtænkes, har varmepanellerne et stort potentiale..



FIGUR 25. Samlede omkostninger for sammenligning 1.2: Bygningssanering - Termisk oprensning: traditionel vs. alternativ opvarmingskilde

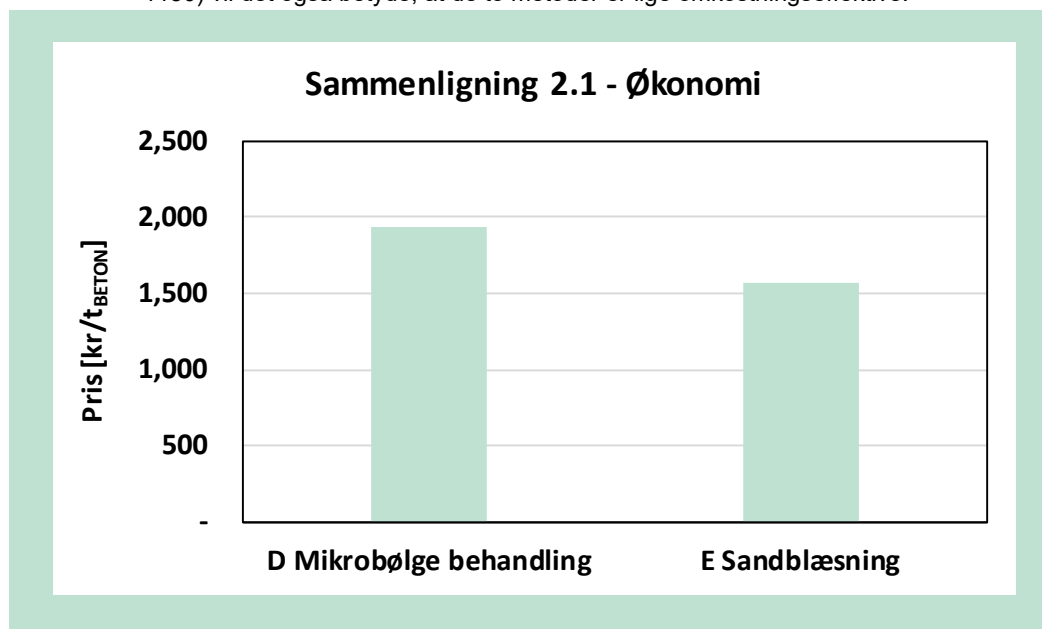
7.3.4 Sammenligning 2.1: Affaldsbehandling – Mikrobølgeovn vs. sandblæsning og deponering

Resultaterne for den tredje sammenligning, mellem behandling af PCB-forurenede byggeaffald vha. mikrobølgeovn (Scenarie D) og sandblæsning af bygningen inden nedrivning og efterfølgende deponering af det forurenede betonaffald (Scenarie E), vises i FIGUR 26.

Resultaterne viser, at de samlede omkostninger for behandling af 1 t_{BETON AFFALD} i mikrobølgeovnen er 24% højere end ved sandblæsning af bygningen inden nedrivning samt deponering af det forurenede betonaffald (hhv. 1941 vs. 1565 kr/t_{BETON AFFALD}).

Dette skyldes primært det væsentlige strømforbrug af mikrobølgeovnen.

En optimering af mikrobølgeovnens effektivitet, som fører til en besparelse af 35% på strømforbruget, vil være nok for at de to metoder bliver lige omkostningseffektive. Alternativt, hvis deponering af forurenede betonaffald blev 50% dyrere (fra 765 kr/t til ca. 1150) vil det også betyde, at de to metoder er lige omkostningseffektive.



FIGUR 26 Samlede omkostninger for sammenligning 2.1: Affaldsbehandling – Mikrobølgeovn vs. sandblæsning og deponering

7.3.5 Konklusion

De beregnede resultater af de miljømæssige og økonomiske analyser viser at:

Termisk behandling med elpaneler er en lovende teknologi til fjernelse af PCB forurening. Elpanelernes fleksibilitet gør, at et rum kan opvarmes ad gangen, hvilket betyder at bygningen kan være i drift under saneringen, ligesom at hele bygningen ikke skal opvarmes. Teknologien er pt. kun 19 % mindre omkostningseffektiv end traditionel termisk oprensning, men har et stort potentiale til at kunne optimeres. Teknologien kræver en optimering af strømforbruget, fx med varmestyring, samt et skinsystem, der gør elpanelet mobilt.

Behandling af PCB forurenede byggeaffald i mikroovnen er ligeledes en lovende teknologi. Her skal strømforbruget dog også optimeres før end at teknologien bliver ligeså

rentabel, både økonomisk og miljømæssigt, som sandblæsning af bygningen og efterfølgende deponering. Behandling af PCB forurenet byggeaffald har desuden et andet anvendelsesmæssigt perspektiv end bygningssanering. I Danmark skal PCB principielt afrenses af bygningen inden den rives ned, men i mange tilfælde bliver dette ikke gjort, og særligt på genbrugspladser kan det være svært at dokumentere renheden, da affaldet kommer fra mange små kilder. Mikrobølgeteknologien har altså et stort potentiale til at rense det "udokumenterede" affald.

Projektet har altså påvist, at de to innovative metoder er effektive og virker, og derfor giver det mening, at de videreudvikles med fokus på optimering af strømforbrug, som er det aspekt, som den miljømæssige og økonomiske analyse har identificeret som afgørende.

Der skal bemærkes, at der er flere aspekter og parametre, fx fleksibilitet, konsekvenser på nedrivning og på ressourcebesparelse, som skal tages i betragtning, når forskellige teknologier sammenlignes. Disse aspekter bliver ikke nødvendigvis beskrevet fuldt ud af en LCA og en økonomisk vurdering, og det er derfor vigtigt, at disse aspekter medtages, når der træffes beslutning om videreudvikling af teknologier.

8. Referencer

- [1] K. B. Olsen and M. N. Olsen, *Metoder til fjernelse af miljøproblematiske stoffer*, no. 1656. 2015.
- [2] L. E. Johnston, "Decontamination and disposal of PCB wastes," *Environ. Health Perspect.*, vol. 60, pp. 339–346, 1985.
- [3] H. W. Schulz, "Decontamination of PCB contaminated solids," 1993.
- [4] Y. Ishikawa, Y. Noma, T. Yamamoto, Y. Mori, and S. I. Sakai, "PCB decomposition and formation in thermal treatment plant equipment," *Chemosphere*, vol. 67, no. 7, pp. 1383–1393, 2007.
- [5] B. Ahling and A. Lindskog, "Thermal destruction of PCB and hexachlorobenzene," *Sci. Total Environ.*, vol. 10, no. 1, pp. 51–59, 1978.
- [6] B. E. Jensen, C. Maria, H. Knudsen, and A. S. Heinrichsen, "Eliminering af PCB i kontaminerede mursten," 2011.
- [7] H. O. Krabbenhoft, J. L. Webb, and D. G. Gascoyne, "Assisted Thermal Stripping (ATS) for removal of PCBs from contaminated soil," in *212th ACS National Meeting of the Division of Environmental Chemistry, American Chemical Society*, 1996, vol. 36, no. 2, pp. 2–10.
- [8] T. Sato, T. Todoroki, K. Shimoda, A. Terada, and M. Hosomi, "Behavior of PCDDs/PCDFs in remediation of PCBs-contaminated sediments by thermal desorption," *Chemosphere*, vol. 80, no. 2, pp. 184–189, 2010.
- [9] F. Kaštánek and P. Kaštánek, "Combined decontamination processes for wastes containing PCBs," *J. Hazard. Mater.*, vol. 117, no. 2–3, pp. 185–205, 2005.
- [10] L. Zhao, H. Hou, K. Shimoda, A. Terada, and M. Hosomi, "Formation pathways of polychlorinated dibenzofurans (PCDFs) in sediments contaminated with PCBs during the thermal desorption process," *Chemosphere*, vol. 88, no. 11, pp. 1368–1374, 2012.
- [11] B. M. Kim, A. P. Shapiro, and H. S. Spacil, "Method for in-situ reduction of PCB-like contaminants from concrete," 1997.
- [12] L. Lundin and S. Marklund, "Thermal degradation of PCDD/F, PCB and HCB in municipal solid waste ash," *Chemosphere*, vol. 67, no. 3, pp. 474–481, 2007.
- [13] H. J. Vinegar, "Thermal Desorption Cleans up PCB Sites," *Power Eng.*, vol. 102, no. 3, pp. 43–45, 1998.
- [14] R. D. Fox, E. S. Alperin, and H. H. Huls, "Thermal Treatment for The Removal of PCBs and Other Organics from Soil," *Environ. Prog.*, vol. 10, no. 1, 1991.
- [15] W. E. Gallagher and T. C. J. Ponder, "Thermal treatment of PCB-contaminated soils," in *1997 AACE International Transactions*, 1997.
- [16] T. Hougaard and J. Mortensen, "Termisk stripping af PCB fra sekundært og tertiært forurenede byggematerialer," 2014.
- [17] K. Birkemark Olsen and M. Nerum Olesen, "Metoder til fjernelse af miljøproblematiske stoffer - Udredning af teknologier til identifikation og fjernelse af miljøproblematiske stoffer og materialer fra bygninger til nedrivning eller renovering," 2015.
- [18] R. A. Ross and R. Lemay, "Efficiencies of Aluminum, Magnesium, and Their Oxides In the Destruction of Vapor-Phase Polychlorobiphenyls," *Environ. Sci. Technol.*, vol. 21, no. 11, pp. 1115–1118, 1987.
- [19] C. M. E. Andersen and P. K. Ohms, "Miljøoptimering af renoveringsstrategien for Brøndby Strand," Technical University of Denmark, 2016.

Bilag 1. LCA: samlede resultater.

Bilag 1.1 Scenarie A: LCA samlede resultater

	I alt	Strøm	Olie	Kulfiltre	Kaloriferer	Oliefyr	Olie tank	Ventilati- onsanlæg	Ventilati- onsrør	Plast- slanger	Regler
Forsuring [Mole of H+ eq.]	3.42E-01	7.19E-02	1.45E-01	2.69E-02	1.62E-02	1.88E-04	1.10E-04	5.44E-04	1.63E-02	2.14E-05	1.48E-04
Global opvarmning, ekskl. biogent kul [kg CO2-Equiv.]	4.77E+01	1.90E+01	1.19E+01	3.69E+00	1.23E+00	1.70E-02	8.03E-03	1.87E-02	5.06E-01	4.32E-03	1.98E-02
Global opvarmning, inkl. biogent kul [kg CO2-Equiv.]	4.68E+01	1.94E+01	1.19E+01	3.68E+00	1.22E+00	1.71E-02	8.03E-03	1.84E-02	5.02E-01	4.20E-03	-2.13E-01
Økotoxicitet, ferskvand [CTUe]	7.75E+02	5.43E+02	3.30E+01	1.46E+01	2.70E+01	1.42E+00	7.83E-01	4.76E+00	1.30E+01	1.56E-02	1.37E-01
Eutrofiering, ferskvand [kg P eq]	1.50E-02	7.83E-03	1.48E-03	1.36E-03	7.96E-04	2.77E-05	1.92E-05	1.21E-04	3.74E-04	5.37E-07	6.37E-06
Eutrofiering, saltvand [kg N-Equiv.]	4.65E-02	1.15E-02	1.58E-02	3.09E-03	1.51E-03	2.32E-05	1.33E-05	5.41E-05	9.72E-04	3.69E-06	4.19E-05
Eutrofiering, jord [Mole of N eq.]	5.53E-01	1.29E-01	1.66E-01	3.14E-02	4.24E-02	2.20E-04	1.22E-04	4.55E-04	6.17E-02	3.85E-05	4.59E-04
Human toksicitet, cancer effekt [CTUh]	2.98E-06	1.00E-06	3.73E-07	1.55E-07	3.09E-07	1.19E-08	8.50E-09	8.70E-09	1.73E-07	1.97E-10	1.55E-09
Human toksicitet, ikke-cancer effekt [CTUh]	1.37E-05	5.92E-06	1.42E-06	5.64E-07	1.38E-06	5.07E-08	3.52E-08	2.18E-07	1.30E-06	3.24E-10	6.58E-09
Ioniserende stråling, Human eksponering [kBq U235 eq]	1.12E+01	4.78E+00	5.52E+00	1.59E-01	4.87E-02	1.02E-03	4.45E-04	1.52E-03	2.75E-02	1.59E-04	2.03E-03
Jordkvalitet [kg C deficit eq]	2.75E+02	3.49E+01	2.04E+02	2.16E+00	1.43E+00	2.41E-02	1.48E-02	4.35E-02	8.82E-01	2.50E-03	1.48E+00
Nedbrydning af ozonlaget [kg CFC-11 eq]	1.78E-05	1.41E-06	1.50E-05	8.81E-08	5.77E-08	1.02E-09	4.99E-10	1.09E-09	3.72E-08	9.45E-11	2.32E-09
Emissioner af partikel [kg PM2,5-Equiv.]	3.14E-02	5.30E-03	1.11E-02	3.04E-03	2.01E-03	3.38E-05	1.81E-05	5.75E-05	1.01E-03	2.35E-06	4.06E-05
Fotokemisk ozondannelse [kg NMVOC]	1.65E-01	3.14E-02	7.48E-02	9.35E-03	4.35E-03	7.72E-05	4.53E-05	1.38E-04	2.22E-03	1.82E-05	1.38E-04
Nettoforbrug af ferskvand [m³ eq.]	3.91E-01	2.29E-01	5.89E-02	1.76E-02	9.15E-03	1.41E-04	6.56E-05	2.99E-04	4.35E-03	3.40E-05	1.32E-04
Udtynding af ressourcer [kg Sb-Equiv.]	1.20E-02	3.58E-04	3.36E-04	7.20E-06	3.26E-03	1.95E-05	2.40E-06	2.09E-05	6.09E-03	4.54E-08	2.00E-06

	Rockwool	Krydsfinér	Maling	Epoxy	Kørsel udstyr	Kørsel medarbejdere
Forsuring [Mole of H+ eq.]	3.38E-03	2.44E-03	2.80E-02	8.59E-03	6.83E-03	9.84E-03
Global opvarmning, ekskl. biogent kul [kg CO2-Equiv.]	3.54E-01	2.77E-01	2.76E+00	1.13E+00	1.69E+00	2.28E+00
Global opvarmning, inkl. biogent kul [kg CO2-Equiv.]	3.35E-01	-1.16E+00	3.08E+00	1.14E+00	1.69E+00	2.28E+00
Økotoksicitet, ferskvand [CTUe]	2.20E+00	2.46E+00	3.70E+01	4.24E+00	1.16E+01	6.47E+01
Eutrofiering, ferskvand [kg P eq]	1.25E-04	1.22E-04	1.13E-03	3.69E-05	1.81E-04	4.79E-04
Eutrofiering, saltvand [kg N-Equiv.]	3.28E-04	5.57E-04	5.47E-03	2.32E-03	1.77E-03	2.12E-03
Eutrofiering, jord [Mole of N eq.]	5.23E-03	6.96E-03	3.30E-02	2.53E-02	1.92E-02	2.23E-02
Human toksicitet, cancer effekt [CTUh]	1.76E-08	1.82E-08	1.67E-07	6.40E-08	7.73E-08	1.66E-07
Human toksicitet, ikke-cancer effekt [CTUh]	8.36E-08	2.01E-07	7.36E-07	1.83E-07	4.43E-07	7.29E-07
Ioniserende stråling, Human eksponering [kBq U235 eq]	1.48E-02	5.96E-02	1.82E-01	1.26E-03	1.33E-01	1.63E-01
Jordkvalitet [kg C deficit eq]	7.15E-01	5.62E+00	1.05E+01	6.24E-02	5.38E+00	6.33E+00
Nedbrydning af ozonlaget [kg CFC-11 eq]	2.17E-08	3.87E-08	2.73E-07	1.39E-08	2.97E-07	3.57E-07
Emissioner af partikel [kg PM2,5-Equiv.]	4.49E-04	6.56E-04	3.78E-03	8.74E-04	7.90E-04	1.33E-03
Fotokemisk ozondannelse [kg NMVOC]	1.60E-03	2.20E-03	1.24E-02	7.22E-03	6.03E-03	7.95E-03
Nettoforbrug af ferskvand [m³ eq.]	2.09E-03	4.91E-03	3.43E-02	1.09E-02	3.47E-03	6.96E-03
Udtynding af ressourcer [kg Sb-Equiv.]	8.05E-06	1.46E-05	1.06E-03	2.38E-06	2.39E-04	5.63E-04

	Kørsel affald (kul- filtre og træaffald)	Kørsel affald (Rockwool)	Affald behand- ling: træaffald	Affald behand- ling: kulfiltre	Affald behand- ling: rockwool
Forsuring [Mole of H+ eq.]	1.02E-04	7.77E-06	2.46E-05	6.32E-03	0.00E+00
Global opvarmning, ekskl. biogent kul [kg CO2-Equiv.]	2.46E-02	1.90E-03	7.01E-04	2.78E+00	0.00E+00
Global opvarmning, inkl. biogent kul [kg CO2-Equiv.]	2.46E-02	1.91E-03	1.14E-01	2.82E+00	0.00E+00
Økotoksicitet, ferskvand [CTUe]	1.45E-01	1.17E-02	2.33E-02	1.44E+01	0.00E+00
Eutrofiering, ferskvand [kg P eq]	1.80E-06	1.64E-07	4.93E-07	9.30E-04	0.00E+00
Eutrofiering, saltvand [kg N-Equiv.]	2.96E-05	2.17E-06	1.19E-05	9.06E-04	0.00E+00
Eutrofiering, jord [Mole of N eq.]	3.22E-04	2.35E-05	1.29E-04	8.72E-03	0.00E+00
Human toksicitet, cancer effekt [CTUh]	7.42E-10	6.89E-11	2.23E-10	4.31E-07	0.00E+00
Human toksicitet, ikke-cancer effekt [CTUh]	5.62E-09	4.52E-10	1.15E-09	3.80E-07	0.00E+00
Ioniserende stråling, Human eksponering [kBq U235 eq]	2.12E-03	1.57E-04	3.68E-05	5.68E-02	0.00E+00
Jordkvalitet [kg C deficit eq]	9.35E-02	6.65E-03	1.35E-03	1.23E+00	0.00E+00
Nedbrydning af ozonlaget [kg CFC-11 eq]	4.63E-09	3.46E-10	8.15E-11	1.98E-07	0.00E+00
Emissioner af partikel [kg PM2,5-Equiv.]	1.19E-05	8.91E-07	1.18E-06	8.91E-04	4.15E-06
Fotokemisk ozondannelse [kg NMVOC]	9.96E-05	7.30E-06	3.47E-05	4.53E-03	0.00E+00
Nettoforbrug af ferskvand [m³ eq.]	4.44E-05	3.58E-06	1.70E-05	8.50E-03	0.00E+00
Udtynding af ressourcer [kg Sb-Equiv.]	1.96E-06	1.98E-07	1.71E-08	1.94E-05	0.00E+00

Bilag 1.2 Scenarie B: LCA samlede resultater

	I alt	Strøm	Kulfiltre	Varme-panel	Ventilati- onsanlæg	Ventilati- onsrør	Plast- slanger	Kørsel ud- styr og med- arbejdere	Kørsel udstyr	Kørsel affald (kulfiltre)	Affald be- handling: kulfiltre
Forsuring [Mole of H+ eq.]	1.50E+00	1.40E+00	2.69E-02	3.85E-02	5.44E-04	1.63E-02	2.14E-05	6.14E-03	5.70E-03	1.01E-04	6.32E-03
Global opvarmning, ekskl. biogent kul [kg CO2-Equiv.]	3.84E+02	3.69E+02	3.69E+00	5.35E+00	1.87E-02	5.06E-01	4.32E-03	1.07E+00	1.41E+00	2.44E-02	2.78E+00
Global opvarmning, inkl. biogent kul [kg CO2-Equiv.]	3.92E+02	3.77E+02	3.68E+00	5.38E+00	1.84E-02	5.02E-01	4.20E-03	1.07E+00	1.41E+00	2.44E-02	2.82E+00
Økotoxicitet, ferskvand [CTUe]	1.08E+04	1.06E+04	1.46E+01	1.35E+02	4.76E+00	1.30E+01	1.56E-02	1.27E+01	9.68E+00	1.44E-01	1.44E+01
Eutrofiering, ferskvand [kg P eq]	1.57E-01	1.52E-01	1.36E-03	2.18E-03	1.21E-04	3.74E-04	5.37E-07	2.23E-04	1.51E-04	1.78E-06	9.30E-04
Eutrofiering, saltvand [kg N-Equiv.]	2.38E-01	2.23E-01	3.09E-03	6.00E-03	5.41E-05	9.72E-04	3.69E-06	1.79E-03	1.48E-03	2.94E-05	9.06E-04
Eutrofiering, jord [Mole of N eq.]	2.70E+00	2.50E+00	3.14E-02	6.32E-02	4.55E-04	6.17E-02	3.85E-05	1.94E-02	1.60E-02	3.20E-04	8.72E-03
Human toksicitet, cancer effekt [CTUh]	2.46E-05	1.94E-05	1.55E-07	4.30E-06	8.70E-09	1.73E-07	1.97E-10	6.52E-08	6.45E-08	7.37E-10	4.31E-07
Human toksicitet, ikke-cancer effekt [CTUh]	1.22E-04	1.15E-04	5.64E-07	4.00E-06	2.18E-07	1.30E-06	3.24E-10	4.51E-07	3.70E-07	5.59E-09	3.80E-07
Ioniserende stråling, Human eksponering [kBq U235 eq]	9.36E+01	9.29E+01	1.59E-01	2.96E-01	1.52E-03	2.75E-02	1.59E-04	8.91E-02	1.11E-01	2.10E-03	5.68E-02
Jordkvalitet [kg C deficit eq]	7.00E+02	6.78E+02	2.16E+00	9.72E+00	4.35E-02	8.82E-01	2.50E-03	3.22E+00	4.49E+00	9.29E-02	1.23E+00
Nedbrydning af ozonlaget [kg CFC-11 eq]	2.84E-05	2.74E-05	8.81E-08	2.63E-07	1.09E-09	3.72E-08	9.45E-11	1.78E-07	2.47E-07	4.60E-09	1.98E-07
Emissioner af partikel [kg PM2,5-Equiv.]	1.25E-01	1.03E-01	3.04E-03	1.59E-02	5.75E-05	1.01E-03	2.35E-06	8.75E-04	6.59E-04	1.19E-05	8.91E-04
Fotokemisk ozondannelse [kg NMVOC]	6.59E-01	6.11E-01	9.34E-03	2.06E-02	1.38E-04	2.22E-03	1.82E-05	6.36E-03	5.03E-03	9.90E-05	4.53E-03
Nettoforbrug af ferskvand [m³ eq.]	4.53E+00	4.46E+00	1.76E-02	3.23E-02	2.99E-04	4.35E-03	3.40E-05	3.29E-03	2.89E-03	4.41E-05	8.50E-03
Udtynding af ressourcer [kg Sb-Equiv.]	1.41E-02	6.95E-03	7.19E-06	7.67E-04	2.09E-05	6.09E-03	4.54E-08	6.81E-05	1.99E-04	1.94E-06	1.94E-05

Bilag 1.3 Scenarie C: LCA samlede resultater

	I alt	Strøm	Kulfiltre	Ventilationsanlæg	Ventilationsrør	Plastslanger	Maling	Epoxy	Kørsel udstyr og medarbejdere	Kørsel udstyr	Kørsel affald (kulfiltre)	Affald behandling: kulfiltre
Forsuring [Mole of H+ eq.]	2.59E-01	1.90E-02	2.69E-02	3.30E-04	1.63E-02	2.14E-05	4.36E-02	8.45E-02	5.65E-02	5.48E-03	1.01E-04	6.32E-03
Global opvarmning, ekskl. biogent kul [kg CO2-Equiv.]	3.87E+01	5.03E+00	3.69E+00	1.14E-02	5.05E-01	4.32E-03	4.29E+00	1.12E+01	9.85E+00	1.35E+00	2.44E-02	2.78E+00
Global opvarmning, inkl. biogent kul [kg CO2-Equiv.]	3.94E+01	5.13E+00	3.68E+00	1.12E-02	5.01E-01	4.20E-03	4.79E+00	1.12E+01	9.85E+00	1.35E+00	2.44E-02	2.82E+00
Økotoxicitet, ferskvand [CTUe]	4.14E+02	1.44E+02	1.46E+01	2.89E+00	1.30E+01	1.56E-02	5.76E+01	4.17E+01	1.17E+02	9.31E+00	1.44E-01	1.44E+01
Eutrofiering, ferskvand [kg P eq]	9.13E-03	2.07E-03	1.36E-03	7.37E-05	3.73E-04	5.37E-07	1.76E-03	3.63E-04	2.05E-03	1.45E-04	1.78E-06	9.30E-04
Eutrofiering, saltvand [kg N-Equiv.]	5.73E-02	3.04E-03	3.09E-03	3.29E-05	9.71E-04	3.69E-06	8.51E-03	2.29E-02	1.65E-02	1.42E-03	2.94E-05	9.06E-04
Eutrofiering, jord [Mole of N eq.]	6.30E-01	3.40E-02	3.14E-02	2.76E-04	6.16E-02	3.85E-05	5.12E-02	2.49E-01	1.78E-01	1.54E-02	3.20E-04	8.72E-03
Human toksicitet, cancer effekt [CTUh]	2.58E-06	2.65E-07	1.55E-07	5.28E-09	1.73E-07	1.97E-10	2.60E-07	6.30E-07	5.99E-07	6.20E-08	7.37E-10	4.31E-07
Human toksicitet, ikke-cancer effekt [CTUh]	1.14E-05	1.57E-06	5.64E-07	1.33E-07	1.30E-06	3.24E-10	1.14E-06	1.80E-06	4.15E-06	3.55E-07	5.59E-09	3.80E-07
Ioniserende stråling, Human eksponering [kBq U235 eq]	2.73E+00	1.26E+00	1.59E-01	9.25E-04	2.75E-02	1.59E-04	2.83E-01	1.24E-02	8.20E-01	1.07E-01	2.10E-03	5.68E-02
Jordkvalitet [kg C deficit eq]	6.45E+01	9.23E+00	2.16E+00	2.64E-02	8.81E-01	2.50E-03	1.64E+01	6.14E-01	2.96E+01	4.32E+00	9.29E-02	1.23E+00
Nedbrydning af ozonlaget [kg CFC-11 eq]	3.14E-06	3.72E-07	8.81E-08	6.60E-10	3.72E-08	9.45E-11	4.24E-07	1.36E-07	1.64E-06	2.38E-07	4.60E-09	1.98E-07
Emissioner af partikel [kg PM2,5-Equiv.]	2.96E-02	1.40E-03	3.04E-03	3.49E-05	1.01E-03	2.35E-06	5.88E-03	8.60E-03	8.05E-03	6.33E-04	1.19E-05	8.91E-04
Fotokemisk ozondannelse [kg NMVOC]	1.78E-01	8.31E-03	9.35E-03	8.39E-05	2.22E-03	1.82E-05	1.92E-02	7.10E-02	5.85E-02	4.83E-03	9.90E-05	4.53E-03
Nettoforbrug af ferskvand [m³ eq.]	2.85E-01	6.07E-02	1.76E-02	1.81E-04	4.34E-03	3.40E-05	5.33E-02	1.08E-01	3.03E-02	2.78E-03	4.41E-05	8.50E-03
Udtynding af ressourcer [kg Sb-Equiv.]	8.72E-03	9.46E-05	7.20E-06	1.27E-05	6.09E-03	4.54E-08	1.65E-03	2.34E-05	6.26E-04	1.91E-04	1.94E-06	1.94E-05

Bilag 1.4 Scenarie D: LCA samlede resultater

	I alt	Strøm	Kulfiltre	Mikrobøl-geovn	Kørsel affald (kulfiltre)	Affald behandling: kulfiltre	Genanvendelse af beton
Forsuring [Mole of H+ eq.]	3.25E+00	2.88E+00	2.22E-02	2.27E-05	8.36E-05	5.22E-03	3.36E-01
Global opvarmning, ekskl. biogent kul [kg CO2-Equiv.]	8.29E+02	7.63E+02	3.05E+00	3.18E-03	2.02E-02	2.30E+00	6.11E+01
Global opvarmning, inkl. biogent kul [kg CO2-Equiv.]	8.26E+02	7.77E+02	3.03E+00	3.19E-03	2.02E-02	2.33E+00	4.35E+01
Økotoksicitet, ferskvand [CTUe]	2.32E+08	2.18E+04	1.20E+01	1.73E-01	1.19E-01	1.19E+01	2.32E+08
Eutrofiering, ferskvand [kg P eq]	3.30E+02	3.14E-01	1.12E-03	1.80E-06	1.48E-06	7.68E-04	3.30E+02
Eutrofiering, saltvand [kg N-Equiv.]	5.60E-01	4.61E-01	2.55E-03	3.35E-06	2.43E-05	7.48E-04	9.54E-02
Eutrofiering, jord [Mole of N eq.]	6.10E+00	5.16E+00	2.59E-02	3.53E-05	2.64E-04	7.21E-03	9.04E-01
Human toksicitet, cancer effekt [CTUh]	1.11E+01	4.02E-05	1.28E-07	2.07E-09	6.09E-10	3.56E-07	1.11E+01
Human toksicitet, ikke-cancer effekt [CTUh]	2.81E+01	2.37E-04	4.65E-07	3.55E-09	4.62E-09	3.14E-07	2.81E+01
Ioniserende stråling, Human eksponering [kBq U235 eq]	1.93E+02	1.92E+02	1.32E-01	2.00E-04	1.74E-03	4.70E-02	1.55E+00
Jordkvalitet [kg C deficit eq]	1.82E+03	1.40E+03	1.78E+00	7.08E-03	7.68E-02	1.02E+00	4.19E+02
Nedbrydning af ozonlaget [kg CFC-11 eq]	5.69E-05	5.65E-05	7.27E-08	1.62E-10	3.80E-09	1.63E-07	1.61E-07
Emissioner af partikel [kg PM2,5-Equiv.]	2.31E-01	2.12E-01	2.51E-03	7.53E-06	9.80E-06	7.36E-04	1.58E-02
Fotokemisk ozondannelse [kg NMVOC]	1.50E+00	1.26E+00	7.71E-03	1.13E-05	8.18E-05	3.74E-03	2.33E-01
Nettoforbrug af ferskvand [m³ eq.]	9.73E+00	9.20E+00	1.45E-02	2.21E-05	3.65E-05	7.02E-03	5.06E-01
Udtynding af ressourcer [kg Sb-Equiv.]	1.45E-02	1.43E-02	5.94E-06	1.58E-06	1.61E-06	1.60E-05	1.70E-04

Bilag 1.5 Scenarie E: LCA samlede resultater

	I alt	Strøm	Kulfiltrer	Blæse- middel	Blæsean- læg	Ventilati- onsan- læg	Ventilati- onsrør	Plastslan- ger	Kørsel af- fald kulfiltrer	Affaldsbe- handling: Forbrænding malingslaget	Affaldsbe- handling: De- ponering af betonaffald	Affald be- handling: kulfiltrer
Forsuring [Mole of H+ eq.]	4.41E-01	2.20E-03	2.22E-02	1.45E-03	3.44E-05	2.69E-04	1.34E-02	1.77E-05	8.02E-03	3.46E-01	4.27E-02	5.23E-03
Global opvarmning, ekskl. biogent kul [kg CO2-Equiv.]	1.31E+02	5.83E-01	3.05E+00	1.79E-01	4.78E-03	9.25E-03	4.17E-01	3.56E-03	1.94E+00	1.18E+02	4.29E+00	2.30E+00
Global opvarmning, inkl. biogent kul [kg CO2-Equiv.]	1.37E+02	5.95E-01	3.04E+00	1.79E-01	4.80E-03	9.11E-03	4.14E-01	3.47E-03	1.94E+00	1.25E+02	4.30E+00	2.33E+00
Økotoxicitet, ferskvand [CTUe]	6.17E+02	1.67E+01	1.20E+01	1.28E+00	1.20E-01	2.35E+00	1.07E+01	1.29E-02	1.14E+01	5.40E+02	1.03E+01	1.19E+01
Eutrofiering, ferskvand [kg P eq]	1.13E-02	2.40E-04	1.12E-03	4.08E-05	1.94E-06	6.01E-05	3.08E-04	4.43E-07	1.42E-04	8.32E-03	3.16E-04	7.68E-04
Eutrofiering, saltvand [kg N-Equiv.]	8.09E-02	3.52E-04	2.55E-03	4.05E-04	5.35E-06	2.68E-05	8.01E-04	3.05E-06	2.34E-03	5.81E-02	1.55E-02	7.48E-04
Eutrofiering, jord [Mole of N eq.]	9.28E-01	3.95E-03	2.59E-02	4.45E-03	5.64E-05	2.25E-04	5.08E-02	3.18E-05	2.54E-02	6.40E-01	1.70E-01	7.21E-03
Human toksicitet, cancer effekt [CTUh]	1.64E-05	3.07E-08	1.28E-07	1.18E-08	3.84E-09	4.30E-09	1.43E-07	1.63E-10	5.85E-08	1.55E-05	1.58E-07	3.56E-07
Human toksicitet, ikke-cancer effekt [CTUh]	1.96E-05	1.82E-07	4.66E-07	4.95E-08	3.57E-09	1.08E-07	1.07E-06	2.67E-10	4.43E-07	1.66E-05	4.22E-07	3.14E-07
Ioniserende stråling, Human eksponering [kBq U235 eq]	1.33E+01	1.47E-01	1.32E-01	1.63E-02	2.64E-04	7.54E-04	2.26E-02	1.31E-04	1.67E-01	1.19E+01	7.89E-01	4.70E-02
Jordkvalitet [kg C deficit eq]	4.86E+02	1.07E+00	1.78E+00	2.20E+00	8.69E-03	2.15E-02	7.27E-01	2.06E-03	7.37E+00	2.90E+02	1.82E+02	1.02E+00
Nedbrydning af ozonlaget [kg CFC-11 eq]	2.33E-05	4.32E-08	7.27E-08	2.60E-08	2.35E-10	5.37E-10	3.07E-08	7.80E-11	3.65E-07	2.09E-05	1.73E-06	1.63E-07
Emissioner af partikel [kg PM2,5-Equiv.]	5.88E-02	1.62E-04	2.51E-03	1.93E-04	1.42E-05	2.85E-05	8.29E-04	1.94E-06	9.40E-04	4.84E-02	4.96E-03	7.36E-04
Fotokemisk ozondannelse [kg NMVOC]	3.30E-01	9.64E-04	7.72E-03	1.27E-03	1.84E-05	6.83E-05	1.83E-03	1.50E-05	7.85E-03	2.58E-01	4.92E-02	3.74E-03
Nettoforbrug af ferskvand [m³ eq.]	2.97E-01	7.04E-03	1.45E-02	4.15E-03	2.88E-05	1.48E-04	3.58E-03	2.81E-05	3.50E-03	2.22E-01	3.51E-02	7.02E-03
Udtynding af ressourcer [kg Sb-Equiv.]	6.41E-03	1.10E-05	5.94E-06	1.61E-05	6.84E-07	1.03E-05	5.02E-03	3.75E-08	1.54E-04	1.05E-03	1.27E-04	1.60E-05

Termisk og mikrobølge- behandling af PCB i bygninger og byggeaffald

Dette projekt omhandler udvikling af 2 metoder til henholdsvis afhjælpning af PCB i indeluft ved termisk behandling og rensning af PCB-forurenet byggeaffald med mikrobølger. Ved projektet er der udført dokumentation af effekten af termisk behandling, herunder en afklaring af, om der sker en spredning og omfordeling af PCB inde i væggen som følge af opvarmningen, og der er lavet pilot-skalaforøg med overfladespecifik opvarmning af en vægoverflade med varmepaneler. Forsøget har vist, at det er muligt at fjerne PCB ved hjælp af opvarmning med varmepaneler. Anden del af projektet har testet opvarmning af byggeaffald vha. mikrobølger som en alternativ behandlingsmetode for PCB-forurenet byggeaffald. De gennemførte tests har bekræftet, at betonaffaldet kan opvarmes vha. mikrobølgeteknologi til et niveau, hvor PCB'en af-gasser. I projektet er der lavet en miljømæssig og økonomisk vurdering af teknologierne, der viser, at det giver mening, at metoderne videreudvikles med fokus på optimering af strømforbrug, som er det aspekt, som den miljømæssige og økonomiske analyse har identificeret som afgørende.



Miljøstyrelsen
Haraldsgade 53
2100 København Ø

www.mst.dk