

By og Byg Dokumentation 012

Miljøvurdering af isoleringsmetoder

Miljødata for isoleringsprodukter og
miljøprofiler for lette ydervægge

Miljøvurdering af isoleringsmetoder

Miljødata for isoleringsprodukter og miljøprofiler for lette ydervægge

Hanne Krogh
Jens Otto Rasmussen
Peter A. Nielsen

Titel Miljøvurdering af isoleringsmetoder
Undertitel Miljødata for isoleringsprodukter og miljøprofiler for lette ydervægge
Serietitel By og Byg Dokumentation 012
Udgave 1. udgave
Udgivelsesår 2001
Forfattere Hanne Krogh, Jens Otto Rasmussen, Peter A. Nielsen
Sprog Dansk
Sidetal 81
Litteratur-
henvisninger Side 55-58
English
summary Side 62-67
Emneord Miljøisolering, isolering, indeklime, isoleringsmaterialer,
cellulosefibre, hørfibre, perlite, ydervægge

ISBN 87-563-1095-1
ISSN 1600-8022

Pris Kr. 180,00 inkl. 25 pct. moms
Tekstbehandling Lizzie Søby

Udgiver By og Byg
Statens Byggeforskningsinstitut,
P.O. Box 119, DK-2970 Hørsholm
E-post by-og-byg@by-og-byg.dk
www.by-og-byg.dk

Eftertryk i uddrag tilladt, men kun med kildeangivelsen: *By og Byg Dokumentation 012: Miljøvurdering af isoleringsmetoder. Miljødata for isoleringsprodukter og miljøprofiler for lette ydervægge. (2001)*

Indhold

Forord	5
Sammenfatning og konklusioner	6
Miljødata og miljøprofiler	6
Indeklima	9
Miljøbelastninger fra kemikalier ved genanvendelse på landbrugsjord eller andre bortskaffelsesmetoder	9
Indledning	12
Ekofiber produkter	13
Fremstilling af produkt	14
Bortskaffelse	14
Afgrænsning og datakvalitet	15
Papiruld	16
Fremstilling af produkt	17
Bortskaffelse	17
Afgrænsning og datakvalitet	18
Heraflax produkter	19
Fremstilling af produkt	20
Bortskaffelse	22
Afgrænsning og datakvalitet	23
Produkter af perlite	24
Fremstilling	24
Bortskaffelse	25
Afgrænsning og datakvalitet	25
Miljøprofiler af ydervægge	26
Indledning	26
Beregning af miljøprofiler	26
Ydervæg 1	27
Ydervæg 2	31
Konklusion	32
Diskussion af miljødata og miljøprofiler	34
Miljødata	34
Miljøbelastninger for ydervægge	36
Indeklima	38
Indledning	38
Indeklimaproblemer og afgang fra isoleringsprodukter	38
Indeklimamærkning	39
Indeklimamæssig vurdering af de enkelte isoleringsprodukter	39
Isoleringsprodukternes placering i bygninger	41
Konklusion	41
Miljøvurdering af kemikalier ved genanvendelse på landbrugsjord eller ved anden bortskaffelsesmåde	42
Indledning	42
Screening af organiske stoffer og metaller	42
Resultater fra miljøvurderingen af organiske stoffer og metaller	46
Miljøvurdering af "brandhæmmere"	49
Andre organiske stoffer	52
Perlite	52
Konklusion	53
Litteratur	55
Ordliste	59
Summary and conclusions	62

Appendiks 1 - Kemikalier	68
Boraks og borsyre	68
Aluminiumhydroxid	70
Ammoniumphosphater	71
Silikoneharpiks	72
Appendiks 2 - Metoder, værktøjer og datakvalitet	74
Livscyklusvurderinger	74
BEAT 2000 - et database- og opgørelsesværktøj.....	78
Datakvalitet.....	78
Appendiks 3 - Fåreuld.....	80
Appendiks 4 - Økotoksicitetsdata	81

Forord

Energistyrelsen iværksatte i 1997 udviklingsprogrammet *Miljø- og arbejds-miljøvenlig isolering, herunder papiruld*, hvorunder denne rapport er udarbejdet. Udviklingsprogrammet sigter bl.a. på videnopbygning og dokumentation af anvendelse af organiske isoleringsmaterialer, produceret ved økologisk dyrkning eller genbrug.

Denne rapport beskriver resultatet af projektet *Miljøvurdering af isoleringsmetoder* (Journal nr. 75664/97-0017), hvor der er indsamlet miljødata for udvalgte isoleringsprodukter - produkter af cellulosefibre, produkter af hørfibre samt produkter af perlite - og beregnet miljøbelastninger for lette ydervægge med disse produkter. Indsamling af miljødata og udregning af miljøbelastninger er udført af Mette Eklund Nygaard og Hanne Krogh, By og Byg. Peter Andreas Nielsen, By og Byg, har stået for den indeklimatestning, og Jens Otto Rasmussen, CETOX, har foretaget vurderingen af kemikalierne. Hanne Krogh har ledet projektet.

Rapporten henvender sig til projekterende og andre, som anvender, udvikler og modificerer disse isoleringsmaterialer

By og Byg, Statens Byggeforskningsinstitut
Afdelingen for Energi og Indeklima
Maj 2001

Erik Christophersen
Forskningschef

Sammenfatning og konklusioner

Dette projekt omhandler isoleringsprodukter af cellulosefibre, hørfibre og perlite, der alle kan anvendes i ydervægge, indervægge, lofts konstruktioner og hulmure, hvor der hidtil især har været anvendt syntetiske mineralfibre, stenuld og glasuld.

Projektets formål har været at indsamle miljødata for disse isoleringsprodukter over hele livsforløbet og vurdere de miljøbelastninger, som brugen af disse produkter medfører. Miljødata for produkter kan benyttes til at udregne miljøbelastninger for bygningsdele eller hele bygninger, her er udregnet miljøbelastninger for lette ydervægge. Beregningerne synliggør isoleringsprodukternes bidrag til de totale miljøbelastninger for bygningsdelen.

I dag mangler der både data og modeller til at beregne belastninger i indeklima og i forbindelse med bortskaffelse af produkter, der er derfor i dette projekt foretaget en kvalitativ vurdering af produkternes belastninger i disse to faser. Projektet omfatter ikke en vurdering af sundhedsbelastninger, fx i arbejdsmiljøet, idet denne er gennemført i andre projekter (COWI, 2000) og (Engelund et al., 1999).

Miljødata og miljøprofiler

I projektet er der indsamlet data for isoleringsprodukter af cellulosefibre (E-kofiber Vind og Miljø Isolering Papiruld), af hørfibre (Heraflax produkt) og af perlite (vandafvisende perlite).

Der er indsamlet data for hele livsforløbet, idet data for fremstilling af råmaterialer er hentet fra litteraturen, medens data for fremstilling af produkter er oplyst af producenterne.

Tabel 1. Der er indsamlet data for energiforbrug til fremstilling af råmaterialer og produkt, oplysninger om emissioner til luft og vand samt data for mængde af affald, der skal deponeres.

Hovedtyper af data	Parametre
Energiforbrug	Der beregnes et totalt energiforbrug, eksklusiv brændværdi af råmaterialer og produkt
Brændværdi	Der angives brændværdi af råmaterialer (brændværdi IND) og brændværdi af produkt (brændværdi UD)
Energikilder	Kul, olie og naturgas
Emissioner	
Luft	CO ₂ , SO ₂ , NO _x og VOC
Vand	Produktspecifikke emissioner
Affald	Volumenaffald og farligt affald
Problematiske stoffer	Uønskede og farlige stoffer

Problematiske stoffer er stoffer, der står på listen over farlige stoffer (Bekendtgørelse 733, 2000) og/eller listen over uønskede stoffer (Miljø- og Energiministeriet, 2000).

Produkterne tilsættes kemikalier for at forbedre modstandsdygtigheden over for brand, skimmelsvampe, se tabel 2. Borsyre og boraks er uønskede stoffer, dvs. stoffer, som myndighederne ønsker at begrænse brugen af.

Tabel 2. Tilsætninger i isoleringsprodukter.

		Sammensætning
Ekofiber Vind (løsfyld)	12 % borsyre	H ₃ BO ₃
	6 % boraks	Na ₂ B ₄ O ₇ 10H ₂ O
Papiruld (løsfyld)	3 % borsyre	H ₃ BO ₃
	3 % boraks	Na ₂ B ₄ O ₇ 10H ₂ O
	9 % aluminiumhydroxid	Al(OH) ₃
Heraflax (formstykker, rullevarer)	8 % diammonium- hydrogenphosphat	(NH ₄) ₂ HPO ₄
Perlite (løsfyld)	0,2 % silikoneharpiks	3 % kaliumhydroxid 42 % kaliummethylsilikonat

Miljødata for de valgte produkter er vist i tabel 3. Heraf fremgår det, at fremstilling af tilsætninger bidrager væsentligt til energiforbruget, i parentes er angivet energiforbruget til fremstilling af tilsætninger som procent af det totale energiforbrug til fremstilling af produkt.

Tabel 3. Oversigt over væsentlige miljødata for fremstilling af isoleringsprodukter fra vugge til fabriksport.

Produkter	Densitet	Tilsætninger/bindemiddel	Energiforbrug
	kg/m ³	kg/t	GJ/t
Ekofiber Vind	32	180	4 (60 %)
Papiruld	28	150	3 (50 %)
Cellulosefibre ¹⁾	35 - 80	-	3
Heraflax	30	80 og 180 (andre fibre)	29 (40 %)
Perlite	80	2	5 (3 %)
Perlite ¹⁾	100	-	9

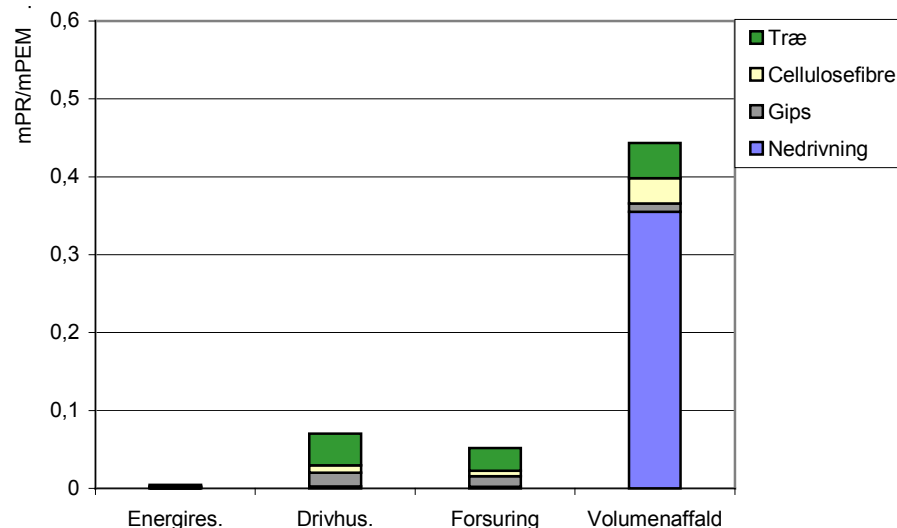
- Oplysning mangler.

1) Litteraturværdier, data gælder for produkter, der er produceret i Schweiz.

Data i tabel 3 kan ikke sammenlignes indbyrdes, da de er opgivet pr. t produkt. Desuden har produkterne en meget forskellig ydeevne, fx vil 1 t produkt således ikke levere samme varmeisolering. Data i tabel 3 angiver, at de indsamlede data passer godt med data fra litteraturen.

Miljødata kan benyttes til at beregne miljøbelastninger for en bygningsdel. Ofte vises disse miljøbelastninger i et stavdiagram, en miljøprofil, som dels viser de totale miljøbelastninger for bygningsdelen, dels de enkelte materialers bidrag. Der beregnes forbrug af knappe ressourcer og miljøeffekter i det ydre miljø. I figur 1 er vist forbrug af fossile energikilder, drivhuseffekt og forsurening samt mængde af affald, der skal deponeres.

Levetiden har stor betydning for størrelsen af miljøeffekterne, i figur 1 er der regnet med en levetid for væggen og materialerne undtagen for træbeklædningen på 50 år, for træbeklædningen er der regnet med en levetid på 10 år. I kapitlet *Miljøprofiler af ydervægge* er der desuden beregnet miljøeffekter af samme væg, hvor alle materialerne har en levetid på 50 år.

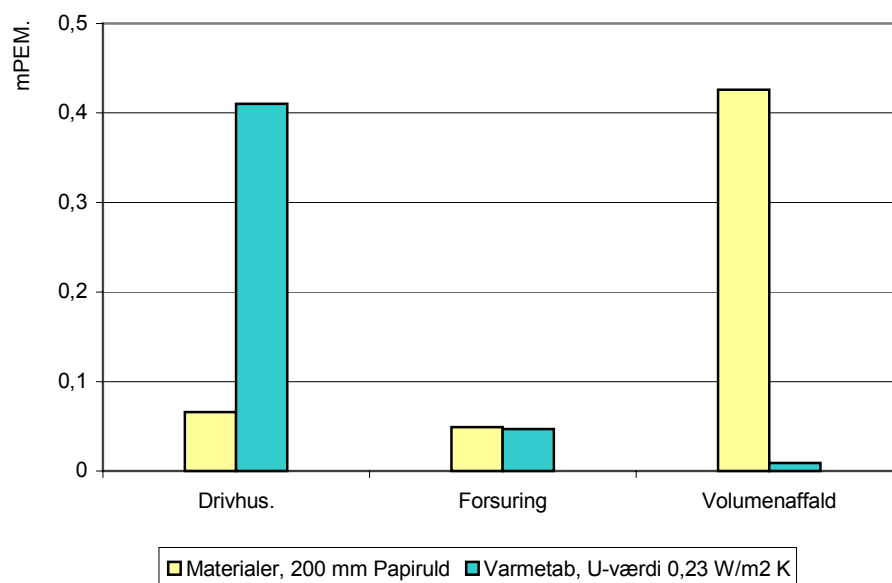


Energires.: Energiressource af fossile energikilder, kul, olie og naturgas. Drivhus.: Drivhuseffekt; Forsuring.: Forsuring. Volumenaffald er affald, der skal deponeres og opstår i forbindelse med fremstilling af produkterne af træ, cellulosefibre og gips samt under nedrivning af bygningen. mPR: milliPersonReserve, mPEM: milli Personækvivalent, politisk Målsat (se ordliste side 59).

Figur 1. Miljøprofil for en let ydervæg med cellulosefibre (Ekofiber Vind) fra vugge til grav. Væggen har et bærende skelet af træ, beklædt med gipsplader og en isolering på 200 mm. Væggen er udvendigt beklædt med træ. Der er regnet med en levetid på 50 år for ydervæggen og alle materialerne, dog undtagen træbeklædningen, i dette tilfælde er der regnet med 10 år for træbeklædningen. Der er medtaget miljøbelastninger fra materialer til bygningsdelen.

Figur 1 viser, at de største miljøeffekter er drivhuseffekt og forsuring, som er relateret til energiforbruget, og at der opstår en stor mængde volumenaffald ved nedrivning af væggen, fortrinsvis gips. Figuren viser også, at isoleringsproduktet kun bidrager lidt til miljøbelastningerne.

I figur 2 er vist miljøbelastninger for en ydervæg med Papiruld. Miljøbelastninger ved fremstilling af materialer til væggen og fra nedrivning af væggen er vist som første søjle, anden søjle viser miljøbelastninger, der skyldes varmetabet gennem væggen. Varmetabet medfører således en drivhuseffekt, der er meget større end drivhuseffekten, der er fremkommet ved fremstilling af materialerne.



Figur 2. 1 søjle viser miljøbelastninger fra fremstilling og nedrivning af væggen (1 m² ydervæg med 200 mm isolering af Papiruld). Der er regnet med en levetid på 50 år for væggen og for alle materialerne undtagen træbeklædning, der her er sat til 10 år. 2 søjle viser miljøbelastninger, der skyldes et varmetab gennem væggen, idet denne har en U-værdi på 0,23 W/m² K. Der er regnet med, at bygningen er opvarmet med naturgas.

Konklusion

Det har været muligt at indsamle data for alle bestanddele i produkterne, og de indsamlede data passer godt med værdier fra litteraturen. De indsamlede data er anvendt til at beregne miljøprofiler for lette ydervægge, og disse profiler viser, at bidraget fra isoleringsprodukterne er lille i forhold til de totale miljøbelastninger. Medtages miljøbelastninger i miljøprofilen, der skyldes varmetab gennem væggen, vil drivhuseffekten fra varmetabet være væsentlig større end drivhuseffekten ved fremstilling af materialer til væggen. Varmetabet kan formindskes ved enten at forbedre isoleringsproduktets isoleringsevne eller ved at forøge isoleringen. En øget isolering vil medføre, at drivhuseffekten til fremstilling af materialer øges, da der anvendes en større mængde af isoleringsproduktet, men dette opvejes i høj grad af, at drivhuseffekten, der kan relateres til varmetabet, reduceres på grund af en bedre isolering af væggen. Samlet set vil der således ske en reduktion af drivhuseffekten.

Indeklima

I litteraturen er der kun i få tilfælde beskrevet indeklimaproblemer, som kan henføres til de her omtalte isoleringsprodukter, men generelt kan organiske materialer nedbrydes af fugt, og derved kan der opstå risiko for indeklimaproblemer.

Det er vigtigt ved anvendelse af byggevarer indeholdende organisk materiale med en stor specifik overflade at sørge for, at bygningerne konstrueres, opføres og vedligeholdes, så risikoen for vandskader på konstruktioner minimeres, og at sørge for at, der foretages fugttekniske beregninger af de enkelte konstruktioner. Der kan konkluderes, at der mangler viden om produkternes modstandsevne over for skimmelsvampe.

En dokumentation af produkternes primære afgangning kan fx opnås ved at få produkterne ind i Dansk Indeklima Mærkning.

Miljøbelastninger fra kemikalier ved genanvendelse på landbrugsjord eller andre bortskaffelsesmetoder

Projektet omfatter en kvalitativ vurdering af miljøbelastninger fra organiske stoffer, metaller, bor- og aluminiumforbindelser i forbindelse med genanvendelse på landbrugsjord eller andre bortskaffelsesmetoder. I dette projekt vurderes miljøbelastningerne ved *genanvendelse af isoleringsprodukterne på landbrugsjord, forbrænding i forbrændingsanlæg og deponering på losseplads*.

Vurderingen er foretaget på basis af kendskab til indholdsstofferne og generel viden om disse. En anbefaling af en konkret genanvendelse eller bortskaffelse bør tage udgangspunkt i:

- om ordningen kan gennemføres i praksis
- en risikovurdering af bor- og aluminiumforbindelser i de konkrete genanvendelsessituationer.

Organiske stoffer

Der er foretaget en screening af organiske stoffer i produkterne, som opdeler de organiske stoffer i tre fareklasser (A, B, og C). A-stoffer er uønskede i miljøet og bør derfor begrænses mest muligt. Kemiske analyser af to af produkterne viste, at produkterne indeholdt små mængder organiske stoffer heriblandt 5 A-stoffer. Ved genanvendelse på landbrugsjord er mængden, der tilføres med isoleringsprodukterne, lille sammenlignet med den mængde, der må tilføres med spildevandsslam.

Ved forbrænding af produkterne vil de organiske stoffer blive nedbrudt til CO₂ og vand.

Deponeres produkterne på losseplads vil A-stofferne ikke nedbrydes, men med tiden udvaskes, vandet ledes til et renseanlæg, hvor stofferne hovedsageligt bindes til i slammet.

Tabel 4. Vurdering af tilsætninger i isoleringsprodukter ved forskellige bortskaffelsesmåder.

	Genanvendelse på landbrugsjord	Forbrænding	Deponering på losseplads
Organiske stoffer	Farlighedsscreening. Indhold sammenlignes med indhold i spildevandsslam.	Fjernes ved forbrænding.	Fjernes ikke eller nedbrydes vanskeligt biologisk.
Metaller	Indhold sammenlignes med indhold i spildevandsslam.	Indhold sammenlignes med indhold i affald.	Indhold sammenlignes med indhold i affald.
Borforbindelser	Udvaskes, men er ikke giftige over for organismer i vand. Udvaskes til grundvand, der kan forekomme lokale overskridelser af grænseværdi for bor i drikkevand.	Udvaskes fra slagge.	Udvaskes fra deponi og tilbageholdes ikke i renseanlæg.
Aluminiumforbindelser	Udvaskes og er giftig over for organismer i vand. Udvaskes til grundvand, men grænseværdi for aluminium i drikkevand overskrides ikke.	Ved pH 6-7 vil udvaskningen ikke medføre overskridelser af grænseværdien for aluminium i drikkevand.	Udvaskes fra deponi, men tilbageholdes i renseanlæg.

Metaller

Ved deponering på landbrugsjord sammenlignes tilførsel af metaller med isoleringsprodukter med tilførsel af metaller, der må tilføres jorden med spildevandsslam. Mængden af metaller med produkterne er lille i forhold til mængden med spildevandsslammet.

Ved forbrænding af produkter vil metallerne forekomme i slagge og produkter fra røggasrensningen. Indholdet af metaller i isoleringsprodukterne sammenlignes med indholdet af metaller i affald, som brændes sammen med produkterne. Metalindholdet i produkterne er lavt sammenlignet med indholdet af metaller i affaldet.

Isoleringsprodukterne deponeres også på losseplads, men på grund af det lave indhold af metaller sammenlignet med indholdet af metaller i affald, som deponeres, vurderes det ikke at være et problem at deponere produkterne på losseplads.

Borholdige forbindelser

Ved genanvendelse af isoleringsprodukter, der indeholder borforbindelser, på landbrugsjord kan bor udvaskes, og der kan forekomme lokale overskridelser af grænseværdien for bor i drikkevand. Borforbindelser vil ved forbrænding hovedsageligt ende i slaggen og produkter fra røggasrensningen. Udvasningen af bor fra slaggen er begrænset og udvaskning fra produkter fra røggasrensningen er noget større. Ved deponering af slaggen kan der udvaskes bor, og der kan forekomme lokale overskridelser af grænseværdier for bor i drikkevand.

Ved deponering på losseplads vil borforbindelserne med tiden udvaskes, vandet ledes til renseanlægget, hvor det kun tilbageholdes i mindre grad. Borforbindelser er forholdsvis uskadelige for organismer i vand, der vurderes derfor, at deponering af borholdige isoleringsprodukter ikke ville medføre miljømæssige problemer.

Aluminiumforbindelser

Ved genanvendelse af isoleringsprodukter på landbrugsjord med et højt indhold af aluminiumforbindelser vil der kunne ske en udvaskning af aluminium, i koncentrationer, der kan give skader på organismer i vand. Det anbefales derfor ikke at tilføre aluminiumhydroxid til landbrugsjord. Opløseligheden af aluminiumhydroxid afhænger af pH, ved normale pH-værdier (pH 6-7) i jorden vil udvaskning ikke kunne medføre lokale overskridelser af grænseværdien for aluminium i drikkevand.

Ved forbrænding omdannes aluminiumforbindelser til aluminiumoxid, der er let udvaskeligt ved høje og lave pH-værdier, men ved pH på 6-7 er det ikke særligt sandsynligt, at deponering af slagger vil medføre overskridelser af grænseværdi for aluminium i drikkevand.

Ved deponering på losseplads udvaskes aluminiumforbindelser. Det nedsvivende vand ledes til renseanlæg, hvor aluminiumforbindelserne tilbageholdes.

Fremtidige initiativer

Projektet har vist, at der mangler kemisk analyse af nogle af isoleringsprodukterne, der er et behov for at analysere isoleringsprodukterne, således at også indholdet af organiske stoffer i alle isoleringsprodukter er kendt.

Bor- og aluminiumforbindelserne tilsættes som "brandhæmmere" og for at øge modstandsevnen over for vækst af skimmelsvampe, men celluloseuld og høruld opfylder ikke uanset mængden af "brandhæmmere" kravene til et klasse A materiale, og isoleringsprodukterne bidrager således ikke til brandmodstandsevnen (Bygningsdele med celluloseuld og høruld, 2000). Bor- og aluminiumforbindelser tilsættes således for at reducere antændeligheden ("brandhæmmere"). For isoleringsprodukter med bor- og aluminiumforbindelser kan der opstå miljøeffekter ved genanvendelse på landbrugsjord eller en anden bortskaffelsesmåde. Der er derfor et behov for enten at foretage en vurdering af, om det er praktisk muligt at bortskaffe isoleringsprodukterne ved de anførte bortskaffelsesmetoder og vurdere risici ved disse metoder, eller alternativt at erstatte eller reducere mængden af bor- og aluminiumforbindelser i isoleringsprodukterne. Der pågår i øjeblikket screeningsforsøg, der har til formål at screene andre tilsætningers egnethed, forskningsprojekt "Substitution af Bor", yderligere oplysninger kan fås hos Miljø Isolering.

Fremover er der behov for at diskutere, om det er nødvendigt at tilsætte stoffer for at reducere antændelighed af isoleringsprodukterne og fremskaffe mere viden om isoleringsprodukternes modstandsevne mod vækst af skimmelsvampe.

En indeklimatektering af isoleringsprodukterne, gerne hvor produkterne er indbygget i bygningsdele, vil medføre målinger og vurderinger af en eventuel afgivelse af flygtige komponenter, men også give oplysninger om hvilke stoffer, der bidrager til denne afgivelse.

Indledning

Energistyrelsen iværksatte i 1997 et program til at udvikle *Miljø- og arbejds-miljøvenlige isoleringsmetoder, herunder papiruld*. Programmet for isoleringsmetoder fokuserede på at tilvejebringe og understøtte en udvikling af nye metoder og materialer, der reducerede de arbejdsmiljømæssige problemer og medførte produktions- og brugsmæssige forhold med lave miljøbelastninger.

Dette projekt er iværksat under udviklingsprogrammet og har som formål at dokumentere og synliggøre isoleringsprodukternes og bygningsdelenes miljøforhold over for brugerne af isoleringsmetoder og at pege på forhold, som især bidrager til miljøbelastningen, således at metoderne kan forbedres yderligere. Der indsamles derfor miljødata for udvalgte isoleringsprodukter som produkter af cellulosefibre, af hørfibre og af perlite for hele livsforløbet og for alle bestanddele i produkterne, og der foretages en miljøvurdering af produkterne ved anvendelse af livscyklusvurderinger. Projektet beskæftiger sig ikke med en sundhedsmæssig vurdering af produkterne, idet der i starten af projektforløbet er aftalt, at projektet *Udredning om flammehæmmere og biocider i isoleringsprodukter* (COWI, 2000, der også er støttet af udviklingsprogrammet, omfatter den sundhedsmæssige vurdering i projektet), *Kortlægning og evaluering af toksikologisk data for organiske fibre* (Engelund et al., 1999) er vurderet den sundhedsmæssige virkning af fibrene og projektet *Hvordan anvendes alternative isoleringsmaterialer - et demonstrationsprojekt* (et endnu ikke afsluttet projekt, projektleder By og Byg) måler eksponering for isoleringsprodukt under opførelse af bygningen.

I projektet er der indsamlet data for produkter af cellulosefibre (Ekofiber produkter, Papiruld), produkter af hørfibre (Heraflax produkter) samt et produkt af perlite. Kapitlerne *Ekofiber produkter, Papiruld, Heraflax produkter og Perlite* beskrives fremstilling af produkterne. Bor- og aluminiumforbindelser tilsættes produkterne, miljødata for disse kemikalier indgår i miljødata for produkterne, og i appendiks 1 *Kemikalier* beskrives fremstilling af kemikalierne.

Produkterne benyttes mange steder i bygningen, som eksempel beregnes miljøbelastninger for lette ydervægge i kapitlet *Miljøprofiler af ydervægge*, og i kapitlet *Diskussion af miljødata og miljøprofiler* diskuteres miljødata for isoleringsprodukterne, og der diskuteres faktorer, der især influerer på miljøprofilerne.

Livscyklusmodeller indeholder i dag ikke metoder til beregning af sundhedseffekter i indeklimaet og metoder til beregning af miljøeffekter ved bortskaffelse af produkterne. Der gives derfor for en kvalitativ vurdering af sundhedseffekter i indeklimaet i kapitlet *Indeklima*, og anvendelsesfasen medtages derfor ikke under livsforløbet af de enkelte produkter. I kapitlet *Miljøvurdering af kemikalier ved genanvendelse på landbrugsjord eller anden bortskaffelsesmåde* gives en kvalitativ vurdering af miljøeffekter fra kemikalier i forbindelse med bortskaffelse af produkterne. Miljøvurderingerne er foretaget efter principperne i den danske model for livscyklusvurderinger, UMIP-modellen (Udvikling af Miljøvenlige IndustriProdukter), og beregningerne er foretaget med pc-værktøjet BEAT 2000, idet alle data for isoleringsprodukterne er indlagt i databasen til værktøjet. (Databasen med data for disse isoleringsprodukter vil blive markedsført, umiddelbart efter rapporten er publiceret). I appendiks 2 *Metoder og værktøjer* er beskrevet principperne for livscyklusvurderinger, og der er givet en beskrivelse af pc-værktøjet.

Ekofiber produkter

Der fremstilles isoleringsprodukter af cellulosefibre, som bruges i ydervægge, skillevægge, gulvkonstruktioner og lofter. Ekofiber NEFAB i Sverige fremstiller flere produkter. I Danmark bruges hovedsageligt produktet Ekofiber Vind.

Tabel 5. Ekofiber produkt, der anvendes i Danmark.

Produkt	Materiale	Varmeledningsevne mW/m K		Anbefalet densitet kg/m ³	Anvendelse
		λ_{10}	λ_p ¹⁾		
Ekofiber Vind (løsfyld)	Cellulosefibre	36 ²⁾		65	Ydervægge
				50	Etageskillerser
				65	Indervægge
				50	Tage
				32	Lofter

1) Der angives i rapporten praktisk varmeledningsevne fastsat for produkter tilsluttet VIK, se også side 36.

2) Målingen er foretaget af SP 1994-01-28.

Alle produkterne tilsættes kemikalier for at nedsætte antændeligheden og forbedre modstandsdygtigheden over for brand og skimmelsvampe.

Tabel 6. Tilsætninger i Ekofiber produkter (alle løsfyldprodukter).

Produkt		Cas nr.	Anvendelse
Ekofiber Brand	16 % H ₃ BO ₃	10043-35-3	Biocid og nedsætter antændeligheden
	9 % Na ₂ B ₄ O ₇ ·10H ₂ O	1303-96-4	
Ekofiber Vind	12 % H ₃ BO ₃	10043-35-3	Biocid og nedsætter antændeligheden
	6 % Na ₂ B ₄ O ₇ ·10H ₂ O	1303-96-4	
Ekofiber Væg	5 % H ₃ BO ₃	10043-35-3	Biocid og nedsætter antændeligheden

Analyser af produkterne viser, at indholdet af tungmetaller er lavere end i spildevandsslam, og i kapitlet *Miljøvurdering af kemikalier ved genanvendelse på landbrugsjord eller anden bortskaffelses måde* diskuteres betydningen af tungmetaller i Ekofiber produkterne.

Tabel 7. Tungmetaller i Ekofiber produkter og grænseværdier for tungmetaller i spildevandsslam, der må deponeres på landbrugsjord.

	Ekofiber Kratuld ¹⁾	Ekofiber Vægg ²⁾	Grænseværdier
	mg/kg	mg/kg	mg/kg
Aluminium	800	0,54	-
Arsen	< 0,54	< 0,27	25
Bly	< 5,4	< 5,4	120
Bor	370	11.900	-
Cadmium	< 0,54	< 0,54	0,8
Chrom	< 5	< 5	100
Kobber	30	18	1.000
Kobolt	0,43	< 1,6	-
Kviksølv	< 0,1	< 0,1	0,8
Nikkel	1,7	2,6	30
Mangan	83	72	-
Zink	10	15	4.000

1) Ekofiber Kratuld er tilsat ammoniumphosphat, analyse 1998-01-26.

2) Analyse 1997-11-19.

Fremstilling af produkt

Produkterne fremstilles ud fra blandet returpapir fortrinsvis aviser, idet farvet og limet papir sorteres fra, hvorefter aviserne formales. Støv fra processen recirkuleres. I processen fjernes magnetiske materialer, der sælges som bi-produkt. Blandingen finmales (der sker en defibrering), og borforbindelser til-sættes. Støv fra processen recirkuleres. Til sidst pakkes produkterne i plast-poser (polyethylen).

Tabel 8. Energiforbrug til fremstilling af Ekofiber produkter (oplysninger fra Ekofiber, 1999).

Energiforbrug	MJ/t
EI	580

Bortskaffelse

Produktet kan genbruges eller genanvendes som jordforbedringsmiddel, brændes eller deponeres på en godkendt losseplads. Se kapitlet *Miljøvurdering af kemikalier ved genanvendelse på landbrugsjord eller anden bortskaffelses måde*. Forsøg på Brandteknisk Institut (Messerschmidt, B., 1998) har vist, at cellulosefibre med borsalte kan brænde ved en høj varmepåvirkning. Ud fra resultaterne fra disse forsøg beregnes nedre brændværdi for et produkt bestående af cellulosefibre med 18 % borsalte til 10,4 ($\pm 1,5$) GJ/t og et produkt af rene cellulosefibre til 17,7 ($\pm 2,6$) GJ/t. Tallet i parentes angiver usikkerheden på målingen.

Tabel 9. Miljødata for Ekofiber Vind fra vugge til fabriksport.

			Fremstilling af byggevare		
			Råstoffer og råmaterialer	Produkt	I alt
Energiforbrug (A)		GJ/t	2,16	1,70	3,86
Brændsler (A)	Kul	GJ/t	0,01	0,51	0,52
	Olie	GJ/t	1,92	0,24	2,16
	Naturgas	GJ/t	0,01	0,14	0,15
Brændværdi, ind		GJ/t		14,5 ¹⁾	
Brændværdi, ud		GJ/t		10,4 ²⁾	10,4
Restprodukter		kg/t		820	820
Emissioner					
Luft (A)	CO ₂	kg/t	158	95	253
	SO ₂	kg/t	1,04	0,79	1,83
	NO _x	kg/t	0,65	0,44	1,09
	VOC	g/t	38	14	52
Vand (B)	Borater	kg/t	3,60	0,00	3,60
	Svovlsyre	g/t			11,0
Affald (B)	Volumen	kg/t	133	29	162
	Farligt	kg/t	0,00	0,00	0,00

Problematiske stoffer Borater

Opførelse og bortskaffelse:

Ved opførelse er der regnet med et spild på 1 %.

Efter brug kan produktet genbruges, genanvendes som jordforbedringsmiddel eller brændes.

A og B er betegnelse for datakvalitet, se appendiks 2. Brændværdi ind og brændværdi ud angiver den energi, der er bundet i materialerne, og som kan frigives ved forbrænding. Problematiske stoffer er stoffer, der står på listen over farlige stoffer (Bekendtgørelse 733, 2000) og/eller listen over uønskede stoffer (Miljø- og Energiministeriet, 2000).

1) Nedre brændværdi af cellulosefibre i produktet.

2) Nedre brændværdi af produkt.

Afgrænsning og datakvalitet

Sammensætning og energiforbrug er oplyst af producenten i projektperioden 1998-1999. Energiforbruget er målt i 1989 og er et gennemsnit for tre fabrikker. Det fremgår ikke af oplysningerne, om der er tale om et årgennemsnit.

Papiruld

Der fremstilles også produkter af cellulosefibre i Danmark. Miljø Isolering i Hillerød fremstiller flere produkter, Papiruld, der bruges som isoleringsmateriale, Wetspray, der bruges til isolering af vægelementer, Sprayfiber, der anvendes ved lyd-dæmpning af lofter samt ECCOSTIK-plader, der bruges til akustiklofter. Der er indhentet data for Papiruld.

Tabel 10. Data for Papiruld.

Produkt	Materiale	Varmeledningsevne mW/m K		Densitet kg/m ³	Anvendelse
		λ_{10}	$\lambda_p^{2)}$		
Papiruld (løsfyld)	Cellulosefibre	35,6 ¹⁾	55, 50, 50	42 (200-250 mm)	Ydervægge
				35-37 (100-200 mm)	Etageadskillelser/ skråloft
				28-31 (100-300 mm)	Lofter
				40 (85-160 mm)	Hulmure

1) Ved en densitet på 39 kg/m³, prøvningsrapport 1996-06-11.

2) Praktisk varmeledningsevne for produkt tilsluttet VIK, se også side 36, 55 er løst indblæst på loft, 50 i vandret, tør lukket konstruktion, 50 i hulmure angivet i Produktoversigt (VIF, 2000).

Papiruld tilsættes aluminiumhydroxid og borforbindelser for at reducere antændeligheden og borforbindelserne forbedrer også modstandsdygtigheden over for skimmelsvampe.

Tabel 11. Tilsætninger i Papiruld.

Produkt		Cas nr.	Funktion
Papiruld	3 % H ₃ BO ₃	10043-35-3	Biocid og
	3 % Na ₂ B ₄ O ₇ 10H ₂ O	13030-96-4	nedsætter antændeligheden
	9 % Al(OH) ₃	21645-51-2	Nedsætter antændeligheden
Papiruld (efter oktober 1999)	5,6 % H ₃ BO ₃	10043-35-3	Biocid og
	0,9 % Na ₂ B ₄ O ₇ 10H ₂ O	13030-96-4	nedsætter antændeligheden
	8,5 % Al(OH) ₃	21645-51-2	Nedsætter antændeligheden

Der tilsættes i dag på forsøgsbasis slam af aluminiumhydroxid (0,085 kg pr. kg produkt), slammet er et restprodukt fra overfladebehandlingen af aluminium.

Tabel 12. Analyse af aluminiumhydroxid med 25 % ts (oplysninger fra NLM Combining Aps, 1999). Til sammenligning er der angivet grænseværdier for slam, der må deponeres på landbrugsjord.

Komponenter	Grænseværdier	
	mg/kg	mg/kg ts
Aluminium	280.000	
Bly	< 5,9	120
Cadmium	0,31	0,8
Chrom		100
Kobber		1.000
Kviksølv	1,2	0,8
Nikkel	110	30
Svovl	38.000	
Zink		4.000
Total P	1.200	
Total N	1.500	

Tabel 12 viser, at slam af aluminiumhydroxid har et lavere indhold af metaller end det tilladte indhold i spildevandsslam, dog med undtagelse af kviksølv.

Der er ikke foretaget andre analyser af isoleringsprodukterne, og det vides derfor ikke, om aviser kan indeholde sundhedsskadelige og miljøfarlige stoffer. Se kapitlet *Miljøvurdering af kemikalier ved genanvendelse på landbrugsjord eller anden bortskaffelses måde*.

Fremstilling af produkt

Papiret indsamles lokalt og formales groft i en kværn. Derefter findeles papiret i en fibreringsmølle, og der tilsættes aluminiumhydroxid og borforbindelser. Støvet fra processen opsamles og sælges til industrielle formål. Der bruges polyethylen til emballage (7,2 kg pr. t).

Tabel 13. Energiforbrug til fremstilling af Papiruld (oplysninger fra Miljø Isolering, 1999).

Energikilde	MJ/t
El	420
Naturgas	404

Bortskaffelse

Produktet kan genbruges eller genanvendes som jordforbedringsmiddel, brændes eller deponeres på en godkendt losseplads. Se kapitlet *Miljøvurdering af kemikalier ved genanvendelse på landbrugsjord eller anden bortskaffelses måde*. Forsøg på Brandteknisk Institut (Messerschmidt, B., 1998) har vist, at et produkt bestående af cellulosefibre med 15 % tilsætninger (borsalte og aluminiumhydroxid) kan brænde ved en høj varmepåvirkning. Ud fra resultaterne fra disse forsøg beregnes nedre brændværdi for produktet med 15 % tilsætninger til 11,2 ($\pm 1,7$) GJ/t og nedre brændværdi et produkt bestående af rene cellulosefibre til 17,7 ($\pm 2,6$) GJ/t og. Tallet i parentes angiver usikkerheden på målingen.

Tabel 14. Miljødata for produkter af Papiruld fra vugge til fabrikspor. Der er angivet 3 datasæt for det færdige produkt (i alt-kolonnerne), Papiruld med 9 % Al(OH)₃ (I), Papiruld med 8,5 % Al(OH)₃ (II) og Papiruld med Al(OH)₃-slam (III).

		Produkt		I	II	III	
				9 % Al(OH) ₃	8,5 % Al(OH) ₃	8,5 % Al(OH) ₃ -slam	
		Råstoffer og råmaterialer	Produkt	I alt	I alt	I alt ⁴⁾	
Energiforbrug (A)	GJ/t	1,85	1,62	3,47	3,46	3,12	
Brændsler (A)	Kul	GJ/t	0,13	0,37	0,50	0,38	
	Olie	GJ/t	1,29	0,13	1,42	1,47	
	Naturgas	GJ/t	0,12	0,51	0,63	0,51	
Brændværdi, ind	GJ/t	15,0 ¹⁾					
Brændværdi, ud	GJ/t	11,2 ²⁾		11,2	³⁾	³⁾	
Restprodukter	kg/t	850					
Emissioner							
Luft (A)	CO ₂	kg/t	137	88	225	225	154
	SO ₂	kg/t	1,23	0,57	1,80	1,81	1,00
	NO _x	kg/t	0,53	0,32	0,85	0,85	0,67
	VOC	g/t	26	2,4	28	28	27
Vand (B)	Borater	kg/t	0,90	0	0,90	1,68	1,68
	Svovlsyre	g/t	2,77	0	2,77	5,15	5,15
Affald (B)	Volumen	kg/t	96	21	117	131	76
	Farligt	kg/t	0,50	0	0,50	0,47	0
Problematiske stoffer		Borater			Borater	Borater	

Opførelse og bortskaffelse:

Ved opførelse er der regnet med et spild på 1 %.

Efter brug kan produktet genbruges, genanvendes som jordforbedringsmiddel eller brændes.

A, B er betegnelse for datakvalitet, se appendiks 2. Brændværdi ind og brændværdi ud angiver den energi, der er bundet i materiale, som kan frigives ved forbrænding. Problematiske stoffer er stoffer, der står på listen over farlige stoffer (Bekendtgørelse 733, 2000) og/eller listen over uønskede stoffer (Miljø- og Energiministeriet, 2000).

- 1) Nedre brændværdi af cellulosefibre i produktet.
- 2) Nedre brændværdi af produkt.
- 3) Kan ikke beregnes.
- 4) Der er regnet med, at Al(OH)₃ tørres med fuel oil.

Afgrænsning og datakvalitet

Sammensætning og energiforbrug er oplyst af producenten i projektperioden 1998-1999. Energiforbruget er målt i 1998 og bekræftet i 1999. Det fremgår ikke, om der er tale om et årgennemsnit. Der foreligger ikke andre oplysninger om datakvaliteten.

Heraflax produkter

Heraflax produkter fremstilles af spindhør. Spindhør dyrkes primært for at få lange fibre, der er egnet til tekstiler. Under produktion af tekstilfibre fremkommer der korte fibre, som kan benyttes til fx isoleringsprodukter. Isoleringsprodukterne fremstilles i Tyskland af Heraklith, der har en produktionskapacitet på ca. 200.000 m³ pr. år af fåreuld og hør, se fodnote¹.

Oliehør dyrkes for at få olie (linolie), der anvendes til maling, lak m.m. Olien fremstilles ved presning af frøene; rester fra presning kan bruges til foder. Stråene fra oliehør er ikke egnet som fibre, men der findes hørplanter, hvor stråene er egnet til produktion af fibre, og som også giver et rimeligt olieudbytte.

Landskontoret for Planteavl har igangsat projekter, der udnytter fibre fra spindhør dyrket i Danmark til isoleringsprodukter. En undersøgelse skønner, at det er muligt at fremstille 20.000 m³ isoleringsprodukter pr. år af dansk spindhør (Holbæk Byggemateriale Compagni, 1999).

Tabel 15. Oversigt over produkter af hørfibre.

Produkt	Sammensætning	Varmeledningsevne		Anbefalet densitet	Anvendelse
		mW/m K			
		λ_{10}	$\lambda_p^{2)}$	kg/m ³	
Heraflax SF 040		37	42		
Heraflax SP 040		40 ¹⁾			
Heraflax SAP					
Rullevarer	Heraflax-SF 040	74 % hørfibre 18 % polyester 8 % diammoniumhydrogenphosphat			Tagkonstruktion Lofter Træbjælkelag Etagedæk Ydervægge Skillevægge
Formstykker	Heraflax-SP 040	74 % hørfibre 18 % polyester 8 % diammoniumhydrogenphosphat			Tagkonstruktion Lofter Træbjælkelag Etagedæk Ydervægge Skillevægge
Plader (akustikplader)		74 % hørfibre 18 % polyester 8 % diammoniumhydrogenphosphat			

1) Deklareret varmeledningsevne der repræsenterer mindst 90% af produktionen.

2) Produkter under Europæisk Teknisk Godkendelse, www.vik.dk, se også side 36.

¹ Heraklith fremstiller også isoleringsprodukter af fåreuld, men fåreuld markedsføres ikke i Danmark. Udvalgte oplysninger om fåreuld er givet i Appendiks 3.

Hørprodukter er fremstillet af korte fibre med en længde på 4-8 cm, som er et restprodukt fra tekstilindustrien. Der tilsættes polyesterfibre for at give det færdige produkt en større styrke og stivhed. Endvidere tilsættes ammoniumhydrogenphosphat for at nedsætte antændeligheden.

Tabel 16. Tilsætninger i hørprodukter.

Produkt		Cas nr.	Anvendelse
Heraflax	8 % (NH ₄) ₂ HPO ₄	7783-28-0	Nedsætter antændeligheden

Producenten har fået testet produkterne for modstandsdygtighed over for skimmelsvampe (efter DIN IEC 68 del 2-10). Undersøgelse viste, at der ikke forekom skimmelsvampe efter 4 uger ved 28-30°C.

Producenten har ligeledes fået foretaget analyser af Heraflax produkterne, hvor der blev analyseret for organiske stoffer, lugtstoffer, tungmetaller og rester af biocider (400 stoffer). Alle analyserne viste koncentrationer under 0,01 mg/kg-1 mg/kg.

Tabel 17. Indholdet af organiske stoffer og tungmetaller i Heraflax produkter (Institut für Baubiologie, 1997) samt grænseværdier for tungmetaller i spildevandsslam, der må deponeres på landbrugsjord.

Organiske stoffer	Tungmetaller		Grænseværdier mg/kg
	µg/kg	mg/kg	
Cyklohexan	207	Arsen	< 0,03
n-Hexan	751	Bly	< 0,5
Methylcyklohexan	828	Cadmium	< 0,03
n-Oktan	83	Chrom	< 0,5
n-Pentadekan	64	Kobber	1,3
α-Pinen	53	Kviksølv	< 0,02
Toluol	2.600	Nikkel	< 0,3
m/p-Xylen	77	Zink	2,1

Fremstilling af produkt

Fremstillingen kan opdeles i dyrkning og høstning af hør, bearbejdning af strå og fremstilling af isoleringsprodukter.

Dyrkning og høstning af hør

Hør kan dyrkes økologisk eller ved brug af kunstgødning og pesticider. Hør, der anvendes til Heraflax produkter, er dyrket i Østrig, hvor der bruges både kunstgødning og pesticider. Ved dyrkning af hør skal der ske en jordbearbejdning, efterårsplojning og 1-2 harvninger om foråret. Såning sker som regel med en såsæd, der er bejdset eller afsvampet (med et Thiramiddel), og der anvendes ca. 110-120 kg/ha udsæd.

Tabel 18. Gødningsforbrug ved dyrkning af hør (Landskontoret for Planteavl, 1998 og oplysninger fra Heraklith, 1998-1999).

	Danmark kg/ha	Tyskland kg/ha
N	20-40	0-60
P	15-20	30-50
K	70	70-100

Hør er en etårig plante, der vokser langsomt og giver en åben beplantning. Der er derfor gode vækstbetingelser for ukrudt, og en ukrudtsbekæmpelse er nødvendig, evt. ved anvendelse af biocider eller mekanisk ukrudts-

bekæmpelse. En kemisk bekæmpelse kan ske med produktet Ally (15-20 g/ha) til frøkrudt og Fusilade X-Tra til græsser.

Ved høstning trækkes hele planten op med en hørrusker, rod og stængel (skår) lægges på marken. Skåret ligger i 2-3 uger på marken, hvor mikroorganismer nedbryder laget mellem vedceller (skæver) og bastfibre. Processen kaldes rødning. Skåret vendes og samles til baller.

Tabel 19. Udbytte ved dyrkning af spindhør (Landskontoret for Planteavl, 1998 og oplysninger fra Heraklioth, 1998-1999).

Udbytte	Danmark kg/ha	Tyskland kg/ha
Råhør	5.000-7.500	5.000
	12 % frø	14 % frø
	30 % stængel	14 % lange fibre
		8 % korte fibre
Strå	ca. 60 %	63 %
Voks		1 %

Ca. ¼ af selve hørplanten kan anvendes til produktion af fibre, der kan bruges til isoleringsprodukter. Ved fremstilling af isoleringsprodukter regnes der med et udbytte på 80 % (Holbæk Byggemateriale Compagni, 1999).

Bearbejdning af strå

Bearbejdning af strå består i en grov afskalning, en fin afskalning og en separation af fibre til tekstil og isolering.

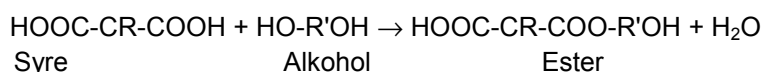
Der sker først en grov afskalning af skåret, hvorved bundter af fibre bliver skilt fra skæverne. Fiberbundterne behandles yderligere, således at der fremkommer enkeltfibre. Fibrene sorteres, og de korte fibre går videre i produktionen. Hørfibrene kommer fra Bayern og Østrig og har en transportafstand på ca. 200 km til produktionsstedet.

Fremstilling af isoleringsprodukter

Der tilsættes støttefibre af polyester for at give det færdige produkt en større styrke og stivhed, og det færdige produkt indeholder ca. 15-20 % støttefibre.

Fremstilling af polyesterfibre

Polyester er en ester, der fremkommer ved en kemisk reaktion mellem en syregruppe og en alkoholgruppe.



R, R' er organiske stofgrupper.

Esteren er dannet ved reaktion mellem terephthalsyre (Cas nr. 100-21-0) og ethandiol (Cas nr. 107-21-1). Både terephthalsyre og ethandiol fremstilles ud fra råolie og naturgas. Efterfølgende polymeriseres esterens til polyethylen terephthalat (PET) (Boustead, 1995).

Polymeren opvarmes og fibreres til fine fibre. Fibreringen sker ved opvarmning med elektricitet. Der bruges ca. 5.400 MJ/t til fibrering (Ellebæk, Laursen et al, 1997). Polyesterens kan leveres fra Dortmund med en transportafstand på ca. 500 km.

Fremstilling af produkt

Hørfibre og polyesterfibre blandes ved, at to bånd kører sammen. Blandingen kører derefter gennem modsatkørende tandhjul, hvorved der sker en blanding. Efterfølgende kartes blandingen ved at gå gennem modsatrettede valser. Det kartede materiale har en alt for lille styrke. Derfor behandles det

med varm luft (160 °C), hvorved polyesterfibrene smelter, og styrken af isoleringsproduktet øges. Diammoniumhydrogenphosphat påsprøjtes, og det tynde lag foldes til den endelige tykkelse. Der sker efterfølgende en yderligere varmebehandling af materialet. Produktet udskæres til den færdige størrelse. Diammoniumhydrogenphosphat fås fra Hessen og har en transportafstand på ca. 500 km.

Tabel 20. Energiforbrug ved fremstilling af Heraflax produkter (oplysninger fra Heraklith, 1998-1999).

Energiforbrug ¹⁾	MJ/t
Naturgas	7.320
EI	3.600

1) Der er regnet med en densitet på 30 kg/m³.

Bortskaffelse

Produktet kan genbruges eller genanvendes som jordforbedringsmiddel, brændes eller deponeres på en godkendt losseplads, se kapitlet om *Miljøvurdering af kemikalier ved genanvendelse på landbrugsjord eller anden bortskaffelsesmåde*. Forsøg på Brandteknisk Institut (Messerschmidt et al., 1998) har vist, at pladeprodukter med 8 % diammoniumhydrogenphosphat og en densitet på 30 kg/m³ kan brænde ved en høj varmepåvirkning. Ud fra resultaterne beregnes brændværdien for produktet til 10,4 GJ/t (± 3). Tallet i parentes repræsenterer usikkerheden på enkeltmålingen. Brændværdi af briketter af hørskæver er målt til 16,2 GJ/t (Qvist's laboratorium, 1988).

Tabel 21. Miljødata for Heraflax produkter fra vugge til fabriksport.

			Råstoffer og råmaterialer	Produkt	I alt
Energiforbrug (A)		GJ/t	10,5	18,1	28,6
Brændsler (A)	Kul	GJ/t	1,23	3,16	4,39
	Olie	GJ/t	3,90	1,17	5,07
	Naturgas	GJ/t	2,90	8,20	11,1
Brændværdi, ind		GJ/t		8,25 ²⁾	
Brændværdi, ud		GJ/t		10,4 ¹⁾	10,4
Restprodukter		kg/t		740	740
Emissioner					
Luft (A)	CO ₂	kg/t	630	970	1600
	SO ₂	kg/t	3,47	4,96	8,43
	NO _x	kg/t	2,11	3,24	5,35
	VOC	g/t	8670	35	8700
Affald (B)	Volumen	kg/t	244	179	423
	Farligt	kg/t	0,028	0	0,028

Problematiske stoffer

Opførelse og bortskaffelse:

Ved opførelse regnes der med et spild på 5 %.

Produktet kan genbruges, genanvendes som jordforbedringsmiddel eller brændes.

A, B er betegnelse for datakvalitet, se appendiks 2. Brændværdi ind og brændværdi ud angiver den energi, der er bundet i materialerne, og som kan frigives ved forbrænding. Problematiske stoffer er stoffer, der står på listen over farlige stoffer (Bekendtgørelse 733, 2000) og/eller listen over uønskede stoffer (Miljø- og Energiministeriet, 2000).

1) Nedre brændværdi af produkt.

2) Nedre brændværdi af polyester er 45,8 GJ/t og af hørskæver 16,2 GJ/t.

Afgrænsning og datakvalitet

Miljødata for fremstilling af polymeren PET er givet fra vugge til fabriksport på basis af data fra producenter, der er indsamlet i 1989 og 1991. Dataene er givet som et vægtet gennemsnit og er publiceret i 1995 (Boustead, 1995). For fibreringen af polymeren er energiforbruget beregnet i 1997 ud fra oplysninger i en rapport, der er udarbejdet for The American Fibre Manufacture Association i 1993 (Ellebæk Laursen et al., 1997).

Sammensætning og energiforbrug er oplyst af producenten i projektperioden 1998-1999. Der foreligger ikke andre oplysninger om datakvaliteten.

Produkter af perlite

Der fremstilles produkter af perlite, som bruges til isolering i ydervægge, skillevægge, gulvkonstruktioner og lofter. Nordisk Perlite ApS fremstiller flere produkter, men produktet 0515SC er det mest anvendte isoleringsprodukt.

Tabel 22. Oversigt over produkter af perlite.

Type	Varmeledningsevne mW/m K		Anbefalet densitet kg/m ³	Anvendelse
	λ_{10}	$\lambda_p^{2)}$		
0515SC vandafvisende	38,9 ¹⁾	45	80	Væg- og gulv- isolering

1) Densitet i tør tilstand: 76 kg/m³, prøveattest 10993-4-29.

2) Praktisk varmeledningsevne λ_p for produkt tilsluttet VIK, se side 36. Værdien er angivet i Produktoversigt (VIF, 2000).

Produktet Perlite 0515SC er imprægneret med 0,2 % silikoneharpiks for at gøre det mere vandafvisende og mindre støvende.

Tabel 23. Kemisk analyse af perlite (oplysninger fra Nordisk Perlite ApS, 1994).

Komponenter	Vægt %
SiO ₂	75
Al ₂ O ₃	13
TiO ₂	0,1
Na ₂ O	3,4
K ₂ O	4,8
CaO	0,8
Fe ₂ O ₃	0,7
MgO	0,3
Glødetab	2,5

Fremstilling

Perlite er fremstillet ved opvarmning af bjergarten perlite, der er et amorph materiale af vulkansk oprindelse. Perlite udvindes i Grækenland og Tyrkiet og transporteres til Danmark med coaster. Der foreligger ingen oplysninger om udvindingen.

Materialet fødes til en lodretstående ovn, hvor det opvarmes til 1.100 °C. Herved fordamper vandet i materialet, og der sker en ekspansion af materialet. Materialet forlader ovnen sammen med røggassen og fraskilles i en cyklon. Produktet sigtes, og det finere materiale sælges som filtermateriale.

Tabel 24. Energiforbrug til fremstilling af Perlite (oplysninger fra Nordisk Perlite ApS, 1995).

Energiforbrug	MJ/t
EI	150
LPG-gas	2.800

Tabel 25. Miljødata for Perlite fra vugge til fabriksport.

			Råstoffer og råmaterialer	Produkt	I alt
Energiforbrug (A)		GJ/t	0,13	4,74	4,88
Brændsler (A)	Kul	GJ/t	0,02	0,13	0,15
	Olie	GJ/t	0,09	1,41	1,50
	Naturgas	GJ/t	0	0,04	0,04
	LPG-gas	GJ/t	0	2,8	2,8
Emissioner					
Luft (A)	CO ₂	kg/t	10	330	340
	SO ₂	kg/t	0,06	2,09	2,15
	NO _x	kg/t	0,03	2,52	2,55
	VOC	g/t	0	87	87
Affald (A)	Volumen	kg/t	0,89	7,60	8,49
	Farligt	kg/t	0	0	0
Problematiske stoffer					
Opførelse og bortskaffelse:					
Ved opførelse regnes der med et spild på 1 %.					
Produktet kan genbruges eller genanvendes som jordforbedringsmiddel.					

A, B er betegnelse for datakvalitet, se appendiks 2. Problematiske stoffer er stoffer, der står på listen over farlige stoffer (Bekendtgørelse 733, 2000) og/eller listen over uønskede stoffer (Miljø- og Energiministeriet, 2000).

Bortskaffelse

Produktet kan genbruges eller genanvendes som jordforbedringsmiddel. Perlite kan deponeres på godkendt losseplads, se kapitlet *Miljøvurdering af kemikalier ved genanvendelse på landbrugsjord eller anden bortskaffelses-måde*.

Afgrænsning og datakvalitet

Der er ikke oplyst data for udvinding af perlite. Energiforbruget er målt i 1994 med en variation fra dag til dag på 5 %. Det fremgår ikke, om der er tale om et årsgennemsnit, og der foreligger ikke andre oplysninger om datakvaliteten.

Miljøprofiler af ydervægge

Indledning

Miljøbelastninger for en bygning opdeles i belastninger fra fremstilling af materialer, vedligehold af bygningen og bortskaffelse af materialer og i belastninger forårsaget af energiforbrug ved brug af bygningen. Miljødata for isoleringsprodukter benyttes til at beregne miljøbelastninger for bygningsdele, og disse belastninger kan vises i et stavdiagram, en miljøprofil for bygningsdelen. Miljøprofilen viser således de totale miljøbelastninger for bygningsdelen og synliggør tillige hvilke materialer, der især bidrager til miljøbelastningerne.

I miljøvenligt byggeri anvendes ofte lette ydervægge. Der vælges derfor at vise miljøprofiler af lette ydervægge med de valgte isoleringsprodukter. Væggene har samme konstruktion som i to bebyggelser:

- Et eksisterende byggeri i Århus, ydervæg 1.
- Et kommende byggeri i Borup, ydervæg 2.

I Århus er der anvendt Papiruld til isolering af ydervæggen og i Borup skal der anvendes forskellige isoleringsprodukter, både løsfylds- og formstykker herunder også formstykker af syntetiske mineralfibre.

Tabel 26. Isoleringsprodukter, som er omfattet af dette projekt, er installeret i bebyggelser i Århus og Borup.

Cellulosefibre	Ekofiber Vind Papiruld
Hørfibre	Heraflax SP-040
Perlite	Perlite 0515SC

Der beregnes miljøprofiler for lette ydervægge med forskellige isoleringsprodukter og med samme vægkonstruktion og en isolering på 200 mm.

Beregning af miljøprofiler

Der beregnes miljøprofiler for en ydervæg, som er anvendt i Århus, og en ydervæg, som skal anvendes i Borup. Miljøprofilerne beregnes med værktøjet BEAT 2000, som er beskrevet i appendiks 2 *Metoder, værktøjer og datakvalitet*. Dette værktøj opgør alle miljøpåvirkninger fra vugge til grav pr. leveår for bygningsdelen. Miljøpåvirkningerne omregnes til miljøeffekter, og miljøeffekterne normaliseres ved at dividere med normaliseringsreferencen for den pågældende effekt. Normaliseringsreferencen angiver det gennemsnitlige bidrag fra en person til pågældende miljøeffekt i et referenceår. De normaliserede miljøeffekter vægtes ved at multiplicere med en vægtningsfaktor, se appendiks 2 om *Metoder, værktøjer og datakvalitet*. Herved får ressourceforbruget enheden PR (PersonReserve) og miljøeffekter enheden PEM (PErsonækvivalent, politisk Målsat).

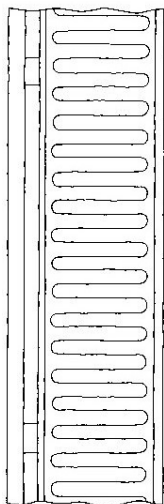
Miljøprofiler viser de normaliserede miljøeffekter som forbrug af ressourcer og miljøeffekter i det ydre miljø. Der beregnes forbrug af fossile energikilder (kul, olie og naturgas), miljøeffekter i det ydre miljø som drivhuseffekt, forsurening, næringssaltbelastning og fotokemisk ozondannelse samt mængden af forskellige typer affald, volumenaffald, mængde af slagge og aske

samt mængde af farligt affald. Værktøjet beregner også belastninger som human toksicitet og persistent toksicitet. Beregninger af disse belastninger giver ikke et korrekt billede, da der mangler data for produktspecifikke emissioner ved fremstilling af kemikalier, disse vises derfor ikke i miljøprofilen.

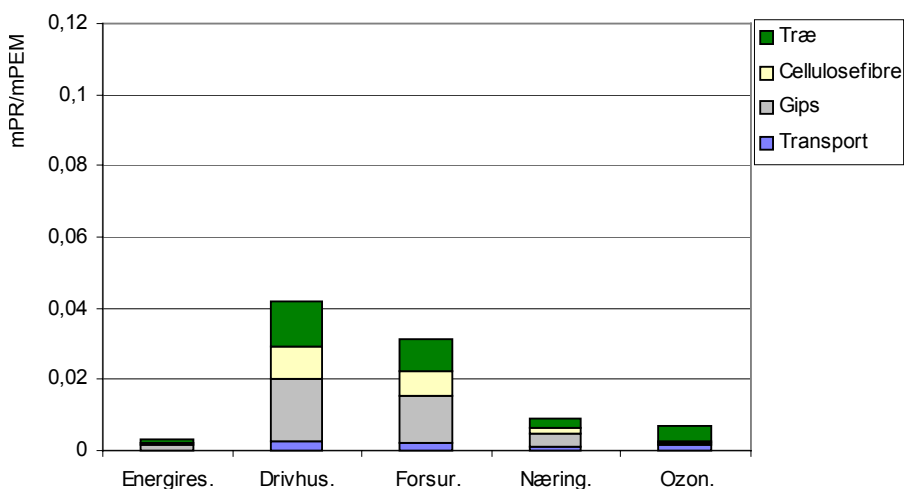
Miljøprofiler beregnes ud fra miljødata for materialer, der indgår i bygningsdelen, og mængden af disse.

Ydervæg 1

I bebyggelsen i Århus er der anvendt Papiruld til isolering af gavle. Der beregnes miljøprofiler af en ydervæg med samme konstruktion, selvom der anvendes forskellige isoleringsprodukter.

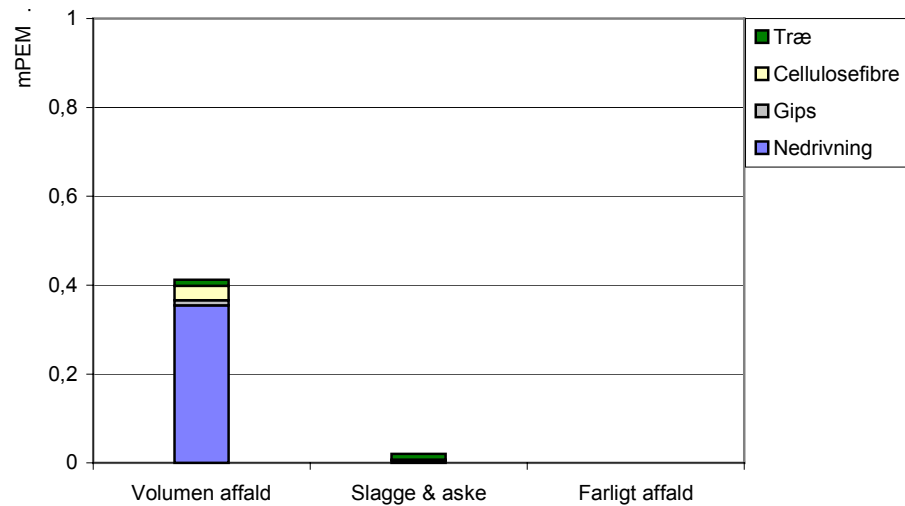


Figur 3. Ydervæggen i Århus har et bærende skelet af træ, der udvendigt og indvendigt er beklædt med gipsplader. Væggen har udvendig en træbeklædning og en isolering på 200 mm.



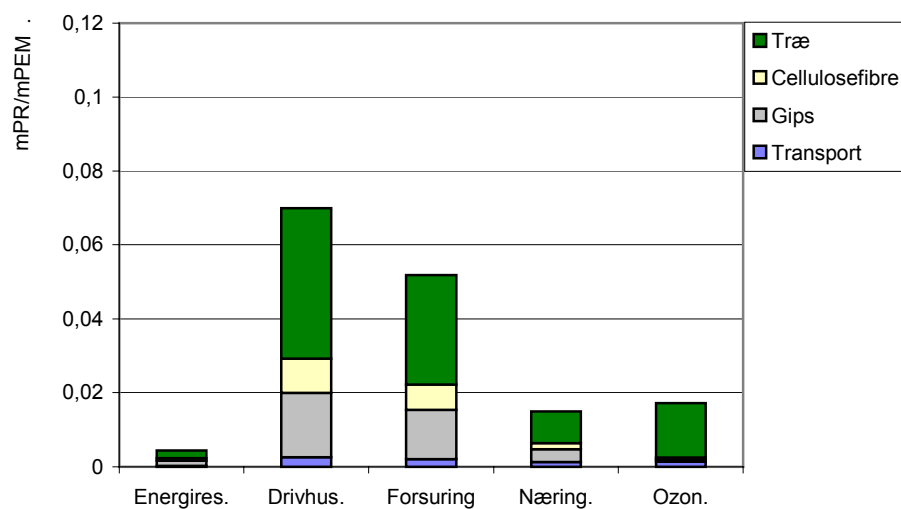
Energires.: Energiressourcer, kul, olie og naturgas. Drivhus.: Drivhuseffekt; Forsur.: Forsuring; Næring.: Næringssaltbelastning; Ozon.: Fotokemisk ozondannelse. Transport til byggeplads. mPR: milli Personreserve; mPEM: milli Personækvivalent, politisk Målsat.

Figur 4. Forbrug af energiressourcer og miljøeffekter for en ydervæg med Ekofiber Vind over hele livsforløbet, levetid for alle materialer er 50 år.



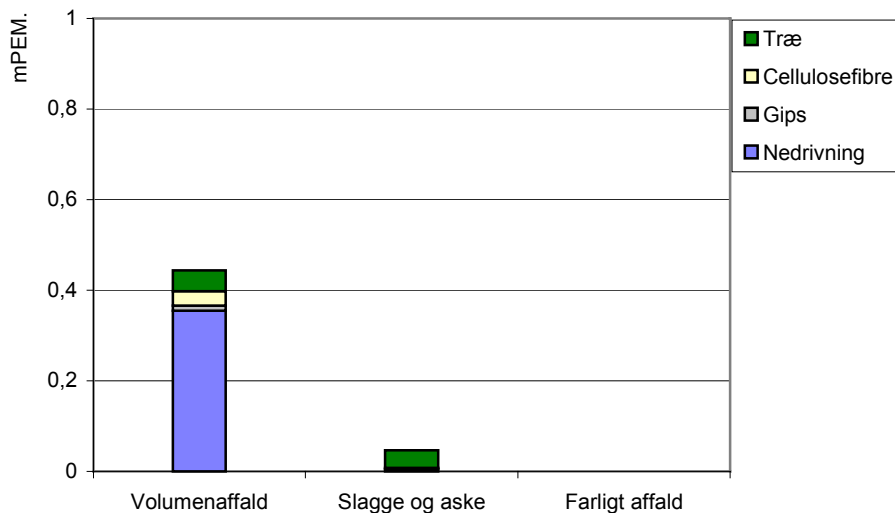
Figur 5. Affaldstyper for en ydervæg med Ekofiber Vind over hele livsforløbet. Profilen viser, at der opstår affald især ved nedrivning af bygningsdelen; her udelukkende gips. Der regnes med, at træ og Ekofiber Vind kan genanvendes, fx ved forbrænding. Disse materialer giver derfor ikke anledning til affald ved nedrivning af bygningsdelen.

Miljøprofilen er meget afhængig af levetiden for væggen og de enkelte materialer. Der er overalt regnet med en levetid for væggen på 50 år og for alle materialerne med undtagelse af træbeklædningen. For træbeklædning er der regnet med en levetid på 50 år i første eksempel og efterfølgende eksempler med en levetid på 10 år.



Energires.: Energiressourcer, kul, olie og naturgas. Drivhus.: Drivhuseffekt; Forsur.: Forsuring; Næring: Næringssaltbelastning; Ozon: Fotokemisk ozondannelse. Transport til byggeplads. mPR: milli Personreserve; mPEM: milli Personækvivalent, politisk Målsat.

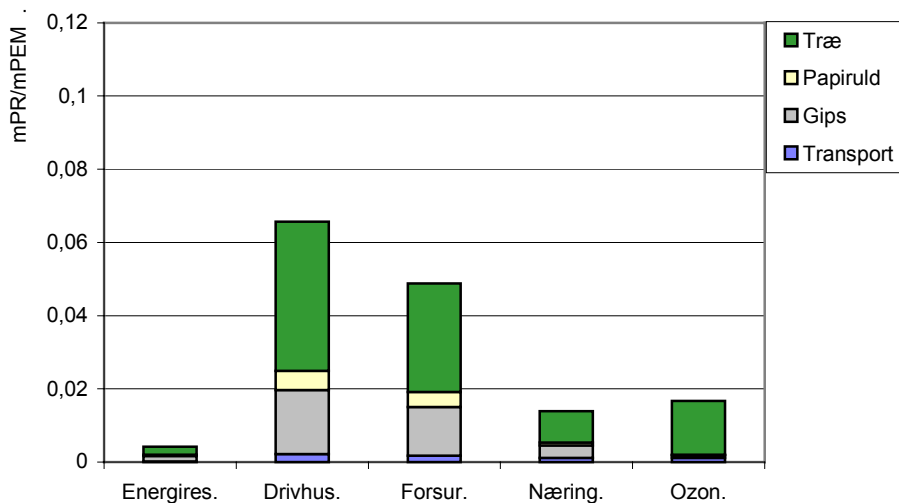
Figur 6. Forbrug af energiressourcer og miljøeffekter for en ydervæg med Ekofiber Vind over hele livsforløbet.



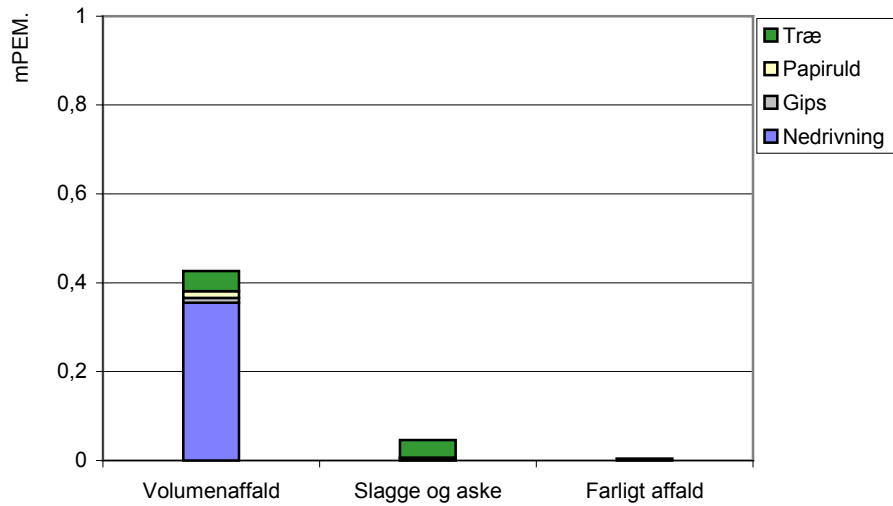
Figur 7. Affaldstyper for en ydervæg med Ekofiber Vind over hele livsforløbet. Profilen viser, at der opstår affald især ved nedrivning af bygningsdelen; her udelukkende gips. Der regnes med, at træ og Ekofiber Vind kan genanvendes, fx ved forbrænding. Disse materialer giver derfor ikke anledning til affald ved nedrivning af bygningsdelen.

Miljøprofilen viser, at gips bidrager mest til miljøbelastningerne, når der regnes med en levetid på 50 år for træbeklædning, medens træ bidrager mest når der regnes med en levetid på 10 år for træbeklædningen, og at isoleringsproduktet Ekofiber Vind bidrager især til miljøeffekter som drivhuseffekt og forsurening.

Papiruld bidrager især til miljøeffekter som drivhuseffekt og forsurening.

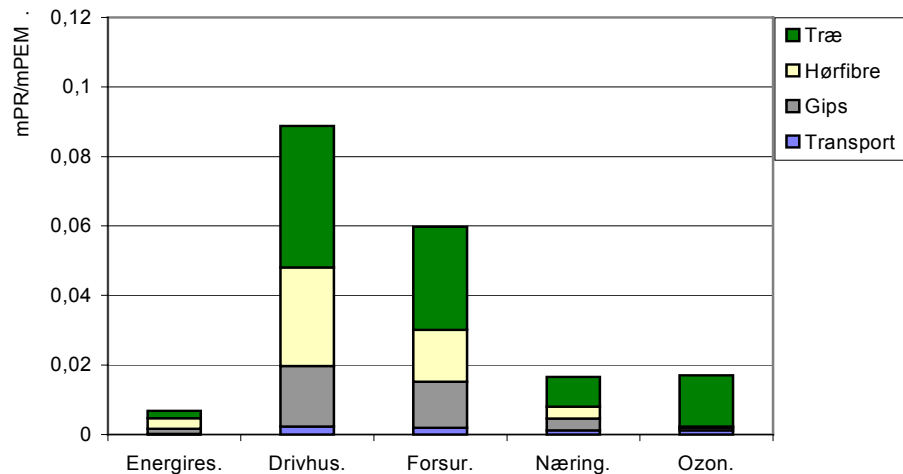


Figur 8. Forbrug af energiresourcer og miljøeffekter for en ydervæg med Papiruld over hele livsforløbet.

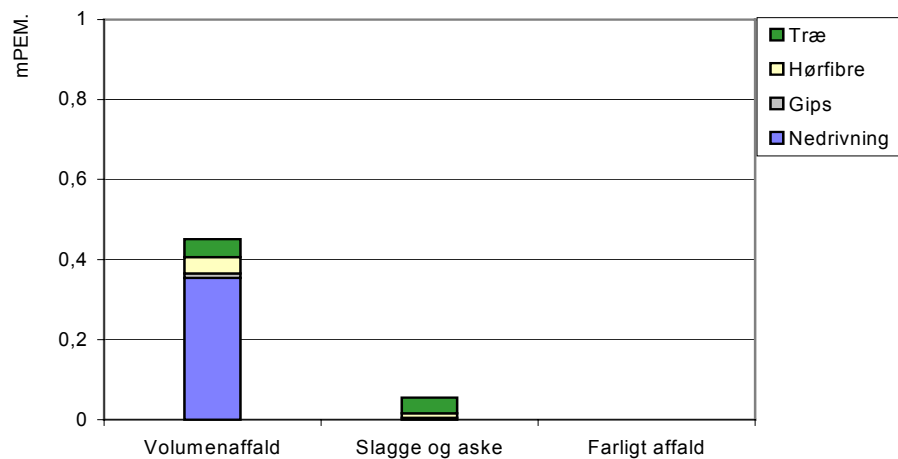


Figur 9. Affaldstyper for en ydervæg med Papiruld over hele livsforløbet. Profilen viser, at der opstår affald især ved nedrivning af bygningsdelen; her udelukkende gips. Der er forudsat, at træ og Papiruld kan genanvendes, fx ved forbrænding. Disse materialer giver derfor ikke anledning til affald ved nedrivning af bygningsdelen.

Isoleringsproduktet Heraflax bidrager til miljøeffekter som drivhuseffekt og forsurening.

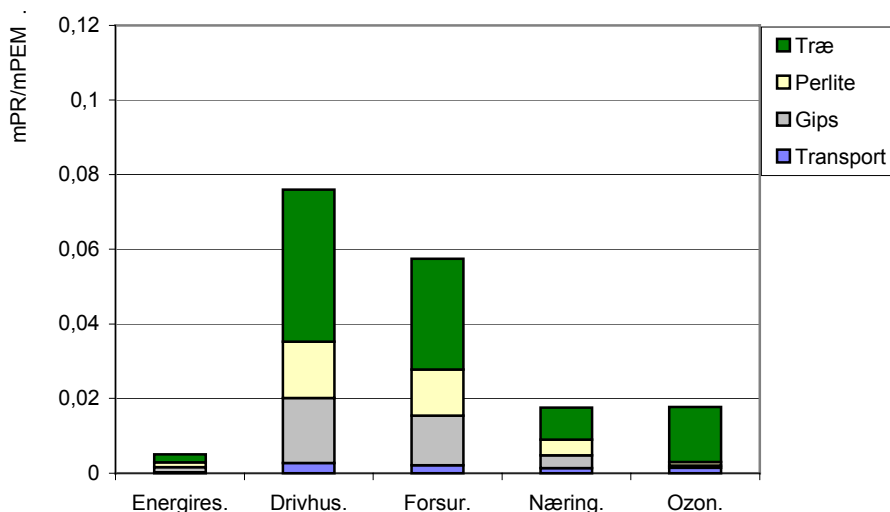


Figur 10. Forbrug af energiresourcer og miljøeffekter for en ydervæg med Heraflax produkt over hele livsforløbet.

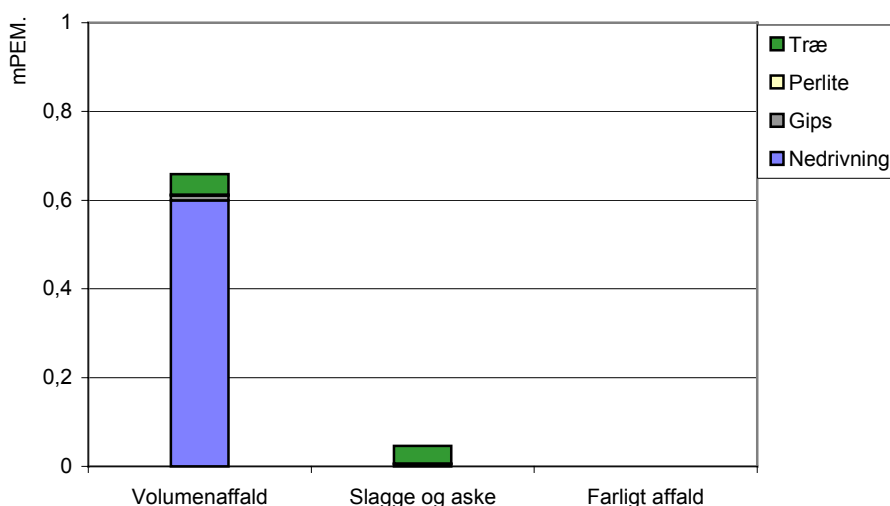


Figur 11. Affaldstyper for en ydervæg med Heraflax produkt for hele livsforløbet. Profilen viser, at der opstår affald især ved nedrivning af bygningsdelen; her udelukkende gips. Der regnes med, at træ og Heraflax produktet kan genanvendes, fx ved forbrænding. Disse materialer giver derfor ikke anledning til affald ved nedrivning af bygningsdelen.

Isoleringsproduktet Perlite bidrager til miljøeffekterne drivhuseffekt og for-suring.



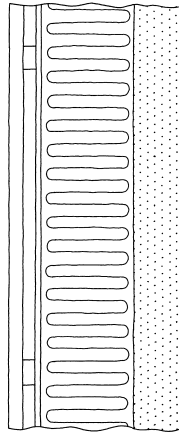
Figur 12. Forbrug af energiressourcer og miljøeffekter for en ydervæg med Perlite over hele livsforløbet.



Figur 13. Affaldstyper for en ydervæg med Perlite over hele livsforløbet. Profilen viser, at der opstår affald især ved nedrivning af bygningsdelen, her gips og Perlite. Der er forudsat, at træ kan genanvendes, fx ved forbrænding, og at Perlite deponeres som volumenaffald. Men Perlite kan muligvis genanvendes som isoleringsprodukt, den lange levetid af bygninger gør det vanskeligt at vurdere, om genbrug reelt vil finde sted.

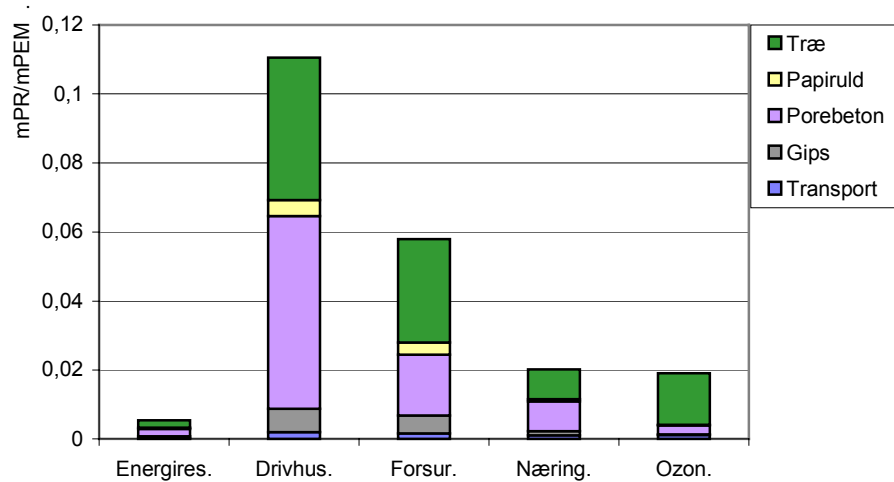
Ydervæg 2

Bebyggelsen i Borup er under projektering, og der installeres dels isoleringsprodukter, som er beskrevet i denne rapport, dels produkter af syntetiske mineralfibre. Bebyggelsen bliver således et demonstrationsbyggeri, hvor der anvendes flere forskellige isoleringsprodukter. Vægkonstruktionen er udformet således, at det er nemt at installere løsfyldsprodukter.

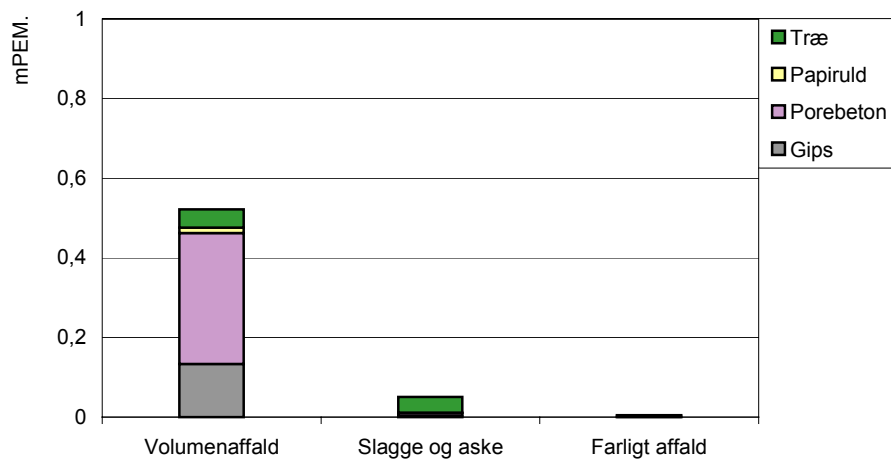


Figur 14. Ydervæg 2 har en bærende bagmur af porebeton. På denne monteres en træramme, der beklædes med en gipsplade. Udvendigt har væggen en træbeklædning. Væggen har 200 mm isolering.

Nedenfor er vist miljøprofiler med Papiruld.



Figur 15. Energiressourcer og miljøeffekter for en ydervæg med Papiruld set over hele livsforløbet.



Figur 16. Affaldstyper for en ydervæg med Papiruld set over hele livsforløbet.

Konklusion

Miljøprofiler af lette ydervægge viser, at det især er miljøeffekter som drivhuseffekt og forsuring, der har betydning, og at isoleringsprodukterne ikke bidrager væsentligt til miljøbelastningerne.

Ved nedrivning opstår der volumenaffald af gips og i bebyggelsen i Borup også volumenaffald af porebeton. Det er i dag vanskeligt at vurdere, om

isoleringsprodukterne kan genbruges, da produkterne ikke har været længe nok på det danske marked. Der er regnet med, at produkterne Ekofiber vind, Papiruld og Heraflax produktet efter brug brændes, medens Perlite deponeres. I kapitel *Miljøvurdering af kemikalier ved genanvendelse på landbrugsjord og anden bortskaffelsesmåde* vurderes miljøbelastninger fra kemikalier, når produkterne bortskaffes.

Diskussion af miljødata og miljøprofiler

Det er væsentligt, at de indsamlede miljødata dækker hele livsforløbet for produktet fra vugge til grav. Ud fra disse data beregnes forbrug af ressourcer og miljøeffekter i det ydre miljø. Der beregnes ikke sundhedseffekter i arbejdsmiljø og i indeklime eller miljøeffekter, der opstår ved bortskaffelse af byggematerialer, da der både mangler data og model til beregning af disse effekter. I kapitlet *Indeklima* og i kapitlet *Miljøvurdering af kemikalier ved genanvendelse på landbrugsjord eller anden bortskaffelsesmåde* gives en kvalitativ vurdering af effekterne for disse to faser i livsforløbet for produkterne.

Miljødata benyttes til at beregne miljøbelastninger fra bygningsdele, og ofte vises disse i et stavdiagram, en miljøprofil.

I dette afsnit diskuteres miljødata for isoleringsprodukter samt miljøprofiler for lette ydervægge.

Miljødata

Der er indsamlet data som forbrug af råstoffer/råmaterialer, forbrug af energi samt mængde af affald, der fremkommer ved fremstilling af materialerne. Ud fra forbrug af energi beregnes emissioner til luft, som omregnes til miljøeffekter som drivhuseffekt og forsurening.

Produkter af cellulosefibre og hørfibre fremstilles af restprodukter, og produkter af Perlite fremstilles ud fra råstoffet perlite, som findes i rigelige mængder. Produkterne tilsættes "brandhæmmere" og biocider af bor- og aluminiumforbindelserne, der fremstilles af råstoffer, som findes i rigelige mængder.

Tabel 27. Restprodukter og råstoffer til fremstilling af isoleringsprodukter.

Produkt	Restprodukt/råstof
Cellulosefibre	Aviser (restprodukt)
Hørfibre	Korte tekstilfibre af hør (restprodukt)
Perlite	Perlite (råstof)
Borforbindelser	Colemanite eller Tincal (råstoffer)
Aluminiumhydroxid	Bauxit (råstof) Slam af aluminiumhydroxid (restprodukt)
Diammoniumhydrogenphosphat	Kvælstof fra luft Brint (restprodukt fra chlorproduktion) Phosphater (råstof) Svovl (restprodukt til fremstilling af svovlsyre)

Det er vanskeligt at beregne miljøeffekter fra fremstilling og brug af "brandhæmmere" og biocider, fordi der mangler data. Der mangler også metoder for nogle faser i livsforløbet. Tabel 28 viser således miljøeffekter, der er beregnet ud fra oplysninger om energiforbrug til fremstillingen af råmaterialer, tilsætninger og produkter. For tilsætningerne er oplysninger om energiforbruget ofte mangelfulde. På grund af manglende data og metoder medtages ikke alle effekter fra tilsætningerne, mængden i produkterne kan bruges som en grov indikator for eventuelle risici ved fremstilling og brug af disse tilsætninger.

Tabel 28. Miljødata og miljøeffekter for fremstilling af isoleringsprodukter. I parenteser er nævnt, hvor meget fremstilling af tilsætningerne bidrager til det totale energiforbrug. (PEM Personækvivalenter, politisk Målsat, se side 59).

Produkter	Tilsætninger/ bindemiddel	Energi- forbrug	Drivhus- effekt	Forsuring	Volumenaffald
	kg/t	GJ/t	10 ⁻⁰² PEM	10 ⁻⁰² PEM	10 ⁻⁰² PEM
Ekofiber Vind ¹⁾	180	4 (60 %)	4	3	13
Papiruld ^{1,2)}	150	3 (50 %)	3	3	10
Heraflex SP 040 ³⁾	80	29 (40 %)	24	13	34
	180 (andre fibre)				
Perlite 0515SC	2	5 (3 %)	5	4	0,7

1) Der sker emission af borater til vandmiljø ved produktion af borforbindelser.

2) Der opstår en stor mængde volumenaffald ved produktion af aluminiumhydroxid.

3) Der opstår en stor mængde volumenaffald ved fremstilling af diammoniumhydrogenphosphat.

De indsamlede data stemmer overens med data fra litteraturen, tabel 29. Eventuelle afvigelser kan skyldes, at der anvendes forskellige systemgrænser, fx er muligvis ikke alle processer til fremstilling af råmaterialer medtaget, eller elektriciteten kan være fremstillet ved forskellige processer, der har forskellig virkningsgrad.

Tabel 29. Data for energiforbrug til fremstilling af isoleringsprodukter (fra dette projekt vist med kursiv) er sammenlignet med data fra litteraturen (Büro für Umweltchemie, 1999).

Produkt	Densitet ¹⁾	Energiforbrug	Produktionssted
	kg/m ³	GJ/t	
Cellulosefibre	35-80	3	Schweiz
<i>Ekofiber Vind</i>	32	4	<i>Sverige</i>
<i>Papiruld</i>	28	3	<i>Danmark</i>
Perlite	100	9	Schweiz
<i>Perlite 0515SC</i>	80	5	<i>Danmark</i>

1) Densitet af ikke installerede produkter.

Miljøbelastninger udregnet pr. t produkt kan ikke direkte sammenlignes, da produkterne har en forskellig ydeevne fx forskellig varmeledningsevne. Varmeledningsevnen fastlægges ved måling i laboratoriet ved 10 °C, λ_{10} , efter DS 1120. Til udregning af varmetabet i konstruktioner benyttes en praktisk varmeledningsevne, λ_p , som findes ved, at der til λ_{10} lægges et bidrag. Fremover kan der fastsættes en deklareret varmeledningsevne efter DS/EN 6946, som muligvis afviger fra de anførte værdier af λ_p i tabel 30.

Miljødata for isoleringsprodukter kan sammenlignes, når disse er angivet for en mængde, der har samme ydelse, fx samme varmemodstand.

Varmetabet for konstruktioner beregnes ud fra U-værdien for bygningsdelen, som angiver varmetabet gennem 1 m² ved en temperaturdifferens på 1 kelvin (1K). U-værdien har enheden W/m²K. U-værdien beregnes ud fra varmeledningsevne af de forskellige materialer i konstruktionen efter metoder angivet i DS 418, eller U-værdier kan bestemmes i laboratoriet ved varmestrømsmålinger (Nicolajsen, 2001). I tabel 31 er vist beregnede U-værdier for lette ydervægge med forskellige isoleringsprodukter. Konstruktionen af væggene er beskrevet i kapitlet *Miljøprofiler af ydervægge*.

Tabel 30. Tabellen angiver varmeledningsevne målt i laboratoriet λ_{10} og praktisk varmeledningsevne λ_p .

Produkter		$\lambda_{10}^{1)}$	$\lambda_p^{2)}$
		mW/m K	mW/m K
Cellulosefibre	Ekofiber Vind	36	
	Papiruld	36	50
Uorganisk materiale	Perlite, vandafvisende	39	45
Hørfibre	Heraflax SF-040	37	42

1) Se kapitler for de enkelte produkter.

2) Angivet i Produktoversigt (VIF, 2000).

Tabel 31. U-værdi for lette ydervægge beregnet efter metoder beskrevet i DS 418. Der kan komme nye metoder til fastlæggelse af praktisk varmeledningsevne, U-værdien er derfor beregnet for en væg med "et isoleringsprodukt", der har en praktisk varmeledningsevne på 36 mW/m K, som svarer til varmeledningsevnen målt i laboratoriet, λ_{10} , for flere af isoleringsprodukterne.

		λ_p mW/m K	Ydervæg 1 W/m ² K	Ydervæg 2 W/m ² K
"Isoleringsmateriale"		36	0,178	0,177
Cellulosefibre	Ekofiber Vind	-	-	-
	Papiruld	50	0,230	0,218
Uorganisk materiale.	Perlite vandafvisende	45	0,212	0,204
Hørfibre	Heraflax SF-040	42	0,201	0,197
Syntetiske mineralfibre	Rockwool Flexi Batts	39	0,190	0,186
	ISOVER 39	39	0,190	0,186

- For vægge med Ekofiber Vind kan U-værdien ikke beregnes, da der ikke i dag i Danmark er fastlagt en praktisk varmeledningsevne.

Beregninger viser, at λ_p for produkter har stor betydning for U-værdien. En ændring i reglerne for fastsættelse af λ_p , fx fra 50 mW/m K til 36 mW/m K vil give en ændring af U-værdien fra 0,230 W/m² K til 0,178 W/m² K.

Ud fra varmetabet beregnes den energimængde (bruttoenergien), der skal tilføres bygningen pr. fyringssæson.

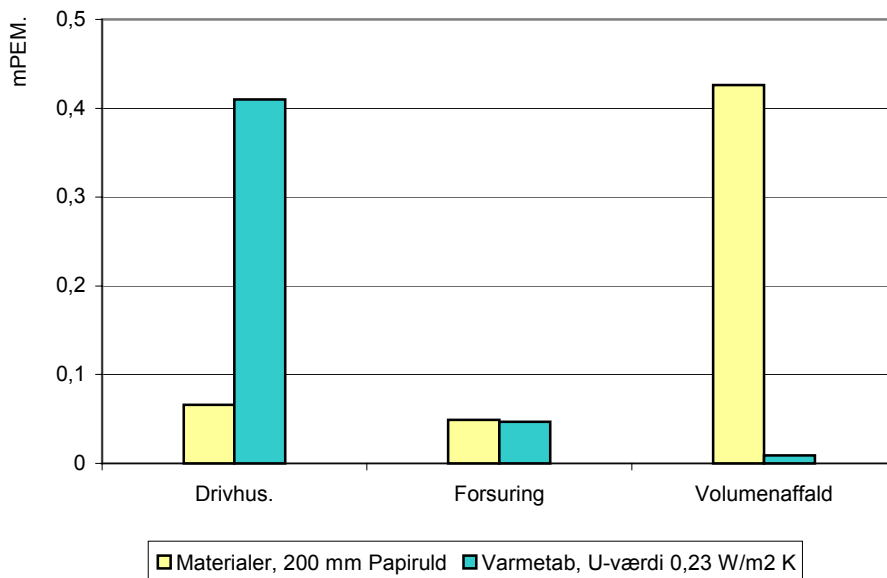
Tabel 32. Tabellen angiver det årlige energiforbrug, der skyldes varmetab gennem 1 m² ydervæg. Der er regnet med 3.000 graddage og en virkningsgrad på 90 % for et naturgasfyr.

U-værdi W/m ² K	Bruttoenergi MJ/m ²
0,178	50
0,230	65

Miljøbelastninger for ydervægge

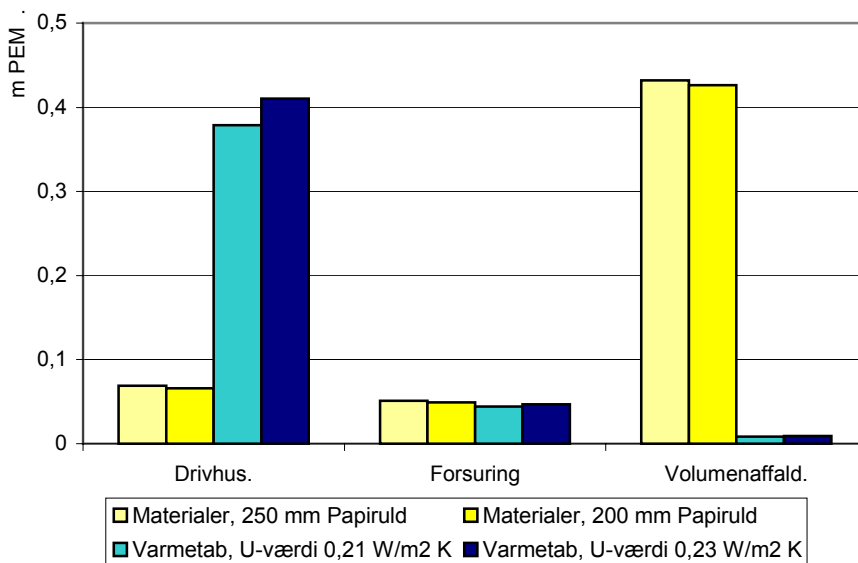
Miljøprofiler for ydervægge med samme konstruktion og samme isoleringstykkel, men med forskellige isoleringsprodukter vil have et forskelligt varmetab. Varmetabet bevirker et energiforbrug, der medfører miljøbelastninger. Ved sammenligning af miljøprofiler for ydervægge er det vigtigt at kende U-værdien, da denne har stor betydning for de totale miljøbelastninger, samt at kende, hvor store ændringer i miljøbelastningerne, en ændring af væggen U-værdi medfører.

Figur 17 viser, at drivhuseffekten fra fremstilling af materialer til væggen er meget mindre end drivhuseffekten, der skyldes varmetab gennem væggen. Miljøeffekten forsurening er lav for begge søjler, da energiforbruget til fremstilling af materialer er lav, og da der bruges naturgas til opvarmning af bygningen. Volumenaffaldet er langt større ved fremstilling af materialer og nedrivning af bygningsdelen end volumenaffaldet, der skyldes varmetabet gennem væggen. Volumenaffald fremkommer især ved nedrivning af væggen.



Figur 17. 1. søjle viser miljøbelastninger fra fremstilling og nedrivning af væggen (1 m² ydervæg med 200 mm isolering af Papiruld). Der er regnet med en levetid på 50 år og for alle materialerne undtagen træbeklædningen (her sat til 10 år). 2. søjle viser miljøbelastninger, der skyldes et varmetab gennem væggen, idet denne har en U-værdi på 0,23 W/m² K. Der er regnet med, at bygningen er opvarmet med naturgas.

Varmetabet kan formindskes, enten ved at forbedre isoleringsproduktens varmeledningsevne λ_p eller ved at forøge isoleringstykkelsen. En ændring af isoleringen fra 200 mm til 250 mm vil medføre en reduktion af U-værdien for væggen fra 0,23 W/m² K til 0,21 W/m² K.



Figur 18. De to første søjler viser miljøbelastninger fra fremstilling og nedrivning af væggen (1 m² ydervæg med væggen med henholdsvis 250 mm og 200 mm isolering Papiruld). Der er regnet med en levetid på 50 år for alle materialerne undtagen træbeklædning (her sat til 10 år). De to næste søjler viser miljøbelastninger, der skyldes et varmetab gennem væggen, idet væggen med 250 mm Papiruld har en U-værdi på 0,21 W/m² K, og væggen med 200 mm Papiruld har en U-værdi på 0,23 W/m² K. Der er regnet med, at bygningen er opvarmet med naturgas.

Miljøprofilerne for ydervæggene viser, at drivhuseffekten, der skyldes fremstilling af materialer til væggen, er meget mindre end drivhuseffekten, der skyldes varmetab gennem væggen. En forøgelse af isoleringstykkelsen vil forøge miljøeffekter ved fremstilling af materialerne og formindske miljøeffekter, der skyldes varmetabet. Forøgelsen af drivhuseffekten er langt mindre end reduktionen af drivhuseffekten.

Indeklima

Indledning

Dette kapitel omhandler kun den del af indeklimaet, der vedrører luftkvaliteten. Under luftkvalitet hører normalt også luftfugtigheden. Dette emne vil dog ikke blive behandlet her, idet andre forhold end isoleringsprodukterne vil være afgørende for luftfugtigheden inden døre. Fugtforhold i konstruktionerne er dog medtaget i den udstrækning, det har betydning for afgangningen fra isoleringsproduktet, se også SBI-meddelelse 128 (Andersen et al., 2000).

Indeklimaproblemer og afgangning fra isoleringsprodukter

For at kunne karakterisere og bedømme isoleringsprodukters indflydelse på luftkvaliteten, er det nødvendigt at have kendskab til:

- Isoleringsprodukternes indhold af frie (ubundne) forureninger, der umiddelbart kan afgives til indeklimaet.
- Isoleringsprodukternes indhold af bundne forureninger, dvs. stoffer, som kan frigives, hvis produkterne udsættes for visse påvirkninger.
- Isoleringsprodukternes evne til at opsamle eller akkumulere forureninger, som senere kan afgives til indeklimaet.

For den første gruppe er der tale om en primær afgivelse af forureninger, og for de andre grupper er der tale om en sekundær afgivelse af forureninger. Derudover er det vigtigt at tage hensyn til, om anvendelse af et produkt medfører brug af andre produkter, som fx imprægneringsmidler, som kan afgive stoffer til indeklimaet.

Et eksempel på en fri (ubunden) forurening er formaldehyd fra ureaformaldehydskum (UF-skum), der tidligere blev brugt som hulmursisolering. På grund af formaldehydafgivelsen, der i en del tilfælde gav alvorlige indeklimaproblemer, blev der indført bestemmelser i Bygningsreglementet, som har bevirket, at produkter baseret på UF-skum ikke længere anvendes i Danmark. Den primære afgivelse af forureningen vil især bidrage til en dårlig luftkvalitet i den første levetid af en bygning.

Afgivelse til indeklimaet fra et isoleringsprodukt med bundne forureninger kan ske, hvis produkt er eller har været udsat for påvirkninger, der er så kraftige, at de har været i stand til at frigøre de bundne stoffer. Der kan opstå indeklimaproblemer i hele bygningens levetid på grund af den sekundære afgivelse af forureninger. Uacceptabel sekundær forureningsafgivelse kan forekomme, enten når påvirkningerne er større end forudsat, eller når det pågældende produkt er uegnet til den pågældende anvendelse. Afgivelsen af forureninger kan være bestemt af flere forskellige processer, fx nedbrydning, opløsning, henfald og ældning. Et eksempel er ureaformaldehydforbindelsen i UF-isoleringsskum, der kan nedbrydes, især under påvirkning af fugt og varme, så det ikke blot er den frie formaldehyd, men også den bundne formaldehyd, der kan afgives.

Formaldehyd, lugtstoffer, støv, snavs og fibre er eksempler på luftforureninger, som kan opsamles af produkterne. Det er især materialer med en stor specifik overflade, dvs. lodne eller porøse materialer, organiske såvel som uorganiske, der opsamler forureninger. Afgivelsen af akkumulerede forureninger er ofte bestemt af et kompleks af faktorer, der kan omfatte proces-

serne adsorption, absorption, diffusion og opløsning samt fysisk aktivitet. Blandt andet kan temperaturpåvirkninger influere på disse processer.

Evnen til at akkumulere og afgive forureninger kan variere meget. Derfor kan der ikke umiddelbart konkluderes noget om afgangningen fra et produkt, det er nødvendigt at teste hvert enkelt produkt. Der findes flere prøvningsmetoder til at bestemme og vurdere afgangningen fra produkter. Valget af metode afhænger af de oplysninger, man ønsker at få ud af afprøvningen, fx om man blot ønsker at kende hvilke stoffer, der afgives fra et produkt, eller om man også ønsker at vide, med hvilken hastighed forureningen afgives fra produktet. Valget af prøvningsmetode afhænger også af, om afgangningen bestemmes ved kemiske eller sensoriske analyser eller ved biologiske tests.

Indeklimamærkning

Dansk Indeklima Mærkning (DIM) måler og vurderer den primære afgangning af flygtige organiske gasser og dampe (VOC) for de byggevarer, der er omfattet af ordningen.

Ordningen er baseret på den indeklimarelevante tidsværdi, dvs. den tid, der går, inden forureninger, afgivet fra byggevarer til luften i et standardrum, er under et acceptabelt niveau for lugt og irritation for hvert af de afgivne stoffer. Den indeklimarelevante tidsværdi angives som et enkelt tal. Fås forskellige tidsværdier for lugt og irritation angives den største værdi.

Afgangningen fra produkterne bestemmes både sensorisk, dvs. ved at lugte til dem, og kemisk på enkeltstofniveau. Dermed får producenten at vide hvilke stoffer, der er de mest betænkelige i de undersøgte produkter. *Anvisning for bestemmelse og vurdering af afgangning fra byggevarer* (Dansk Standard, 1994) kan benyttes, hvis man vil beregne koncentrationen af et stof i et rum, hvor der også er andre kilder, der bidrager til forureningen af rumluften. De beregnede koncentrationer kan sammenholdes med tærskelværdier for de enkelte stoffer. En interaktiv pc-baseret database (Jensen et al., 1996) giver fysiske og kemiske data, herunder lugttærskler for ca. 800 flygtige, organiske stoffer.

For at opnå indeklimamærkning af et produkt skal der endvidere foreligge:

- Produktbeskrivelse
- Definition af anvendelsesområde
- Vejledning for lagring, transport og montering
- Rengøring og vedligeholdelse.

DIM måler og vurderer afgangning af flygtige organiske stoffer (VOC) i byggevarer. De producenter og forhandlere, der har fået tildelt et mærke, er således i besiddelse af en rapport med data om afgangningen fra den pågældende byggevare.

I BR-95 11.3.1 (Boligministeriet, 1995) står, at byggematerialer ikke må afgive gasser, dampe, partikler eller ioniserende stråling, der kan give anledning til utilfredsstillende sundhedsmæssige indeklimaforhold, og der henvises til Dansk Indeklima Mærkning.

Indeklimamæssig vurdering af de enkelte isoleringsprodukter

Mærkning af et produkt eller en produktgruppe omfatter måling af afgangningen og en sundhedsmæssig vurdering af denne, men isoleringsprodukter indgår endnu ikke i Indeklimamærkningsordningen.

Isoleringsprodukterne kan afgive partikler, som til stede i indeklimaet kan give problemer. Dette behandles ikke i dette afsnit. Sundhedseffekter i indeklimaet på grund af partikler kan vurderes ud fra de eventuelle effekter, partiklerne kan forårsage i arbejdsmiljøet.

BR-95 11.3.4 (Boligministeriet, 1995) stiller krav om, at mineraluldholdige materialer skal overfladebehandles eller på anden måde forsegles mod indeklimaet. Varmeisoleringsmaterialer, der ikke er i direkte forbindelse med indeklimaet, er ikke omfattet af bestemmelsen.

Cellulosefibre

Isoleringsprodukter baseret på cellulosefibre fremstilles ofte af brugte aviser, og der tilsættes "brandhæmmere" og biocider (bor- og aluminiumforbindelser). Der er ikke i litteraturen fundet oplysninger om afgangning af organiske forbindelser (VOC) fra isoleringsprodukter baseret på cellulosefibre, og der er ikke i dette projekt udført måling af afgangningen. Ud fra produkternes sammensætning, oprensning og produktionsmetode må det antages, at der er mulighed for afgangning af organiske forbindelser fra det færdige produkt. Der kan være tale om både primære afgangninger og sekundære afgangninger. De primære afgangninger kan evt. være forureninger eller rester fra tryk-svæerte og tilsætningsstoffer. Den sekundære afgangning kan være nedbrydningsprodukter.

Papirisoleringen har en meget stor overflade, som, når den er udsat for luftens indhold af iltende komponenter, kan nedbrydes til fx aldehyder og andre stoffer med lave irritationstærskler (Bower, 1989). Isoleringsprodukternes struktur og sammensætning betyder også, at de kan akkumulere stoffer fra omgivelserne. Derfor kan der også opstå en sekundære afgangning.

Et andet forhold, der ligeledes kan medføre indeklimaproblemer, er vækst af skimmelsvampe og bakterier i papirisoleringen. Selvom der er tilsat biocider til isoleringsproduktet, er det ikke sikkert, at disse er bredspektrede nok, ligesom det også er et spørgsmål, om biocidet er tilstrækkeligt fikseret til at modstå udvaskning eller blot fugttransport ved relativt høje luftfugtighedsgrader.

Der er i litteraturen (Bower, 1991) beskrevet cases, hvor isoleringsprodukter af cellulose anses for at være årsagen til opståede indeklimaproblemer.

Hørfibre

Isoleringsprodukter baseret på hørfibre fremstilles af spindhør. Der kan tilsættes polyesterfibre for at øge elasticiteten og styrken samt "brandhæmmere", fx diammoniumhydrogenphosphat. Ved høstning trækkes hele planten op med en hørrusker, rod og stængel (skår) lægges på marken. Efter skår-lægningen nedbryder mikroorganismer hørstænglerne. Processen kaldes rødning. Alt efter, hvor god oprensningen er efter rødningen, kan der forekomme rester af mikroorganismer i isoleringsproduktet, der indeholder æggehvide-stoffer, som kan fremkalde allergi hos disponerede personer. Der er ikke i litteraturen beskrevet indeklimaproblemer fra isoleringsprodukter baseret på hørfibre.

Der kan med tiden forventes oxydativ nedbrydning af hørfibrene (specielt hvis de indeholder rester af linolie), hvorved der kan dannes slimhindeirriterende forbindelser.

Perlite

Perlite er et uorganisk materiale, som bringes til at ekspandere ved opvarmning til 1.100 °C. Perlite gøres vandafvisende med silikoneharpiks.

Der er ikke i litteraturen fundet oplysninger om afgangning fra perlite. Ud fra materialets sammensætning og oprindelse kan der dog kun være tale om afgangning af organiske forbindelser, som enten stammer fra tilsatte stoffer, fx i forbindelse med silikoneimprægneringen, eller fra forureninger, der er optaget under produktion og transport. Den primære afgangning af organiske gasser og dampe må derfor generelt betragtes som uvæsentlig.

Isoleringsprodukternes placering i bygninger

Det er vigtigt, at isoleringsprodukter sidder tørt i bygningerne. Fugtigheden bør kun i korte perioder overskride 70 % RF. Fugt vil fremme den biologiske og kemiske nedbrydning af isoleringsprodukter baseret på organiske materialer, hvorved der kan opstå risiko for indeklimaproblemer. Der bør derfor foretages fugttekniske beregninger af de enkelte konstruktioner. Endvidere er det særligt vigtigt, at bygningerne konstrueres, opføres og vedligeholdes, så risikoen for vandskade på konstruktioner, hvor der er anvendt nedbrydelige, organiske isoleringsprodukter, minimeres.

Der kan opstå alvorlige indeklimaproblemer, når der anvendes produkter, der ikke er stabile under de forhold, der forekommer i en bygning. Det viser erfaringer fra anvendelsen af UF-skum anvendt som isoleringsmateriale i bygninger.

Konklusion

I litteraturen er der kun i få tilfælde beskrevet indeklimaproblemer, som kan henføres til de her behandlede isoleringsprodukter. Årsagen er enten, at de *ikke* giver indeklimaproblemer, eller at der ikke er lavet systematiske undersøgelser.

Ud fra isoleringsprodukternes sammensætning og opbygning kan det på forhånd ikke udelukkes, at der ved anvendelsen kan opstå indeklimaproblemer. For at imødegå eventuelle indeklimaproblemer fra isoleringsprodukterne og for at få dokumentation herfor, kan produkterne tilmeldes DIM, eventuelt suppleret med en afprøvning af isoleringsprodukternes modstandsevne over for vækst af skimmelsvampe.

Da det er af stor betydning at undgå vækst af skimmelsvampe og andre mikroorganismer i isoleringsprodukter som helhed, er det vigtigt, at disse holdes tørre. Derfor skal konstruktionerne konstrueres, opføres og vedligeholdes, så risikoen for opfugtning minimeres mest muligt. Hvor konstruktionerne og isoleringsprodukterne bliver våde, er det vigtigt at kende betydningen af en hurtig udtørring af konstruktionerne, idet man således kan undgå sundhedsskadelige påvirkninger af de personer, der opholder sig i bygningen.

Miljøvurdering af kemikalier ved genanvendelse på landbrugsjord eller ved anden bortskaffelsesmåde

Indledning

Brugte isoleringsprodukter kan genanvendes som jordforbedringsmiddel eller bortskaffes som affald på forskellige måder, afhængig af produkternes egenskaber. De overordnede mål for affaldsområdet er konkretiseret i handlingsplan for affald og genanvendelse (Miljøstyrelsen, 1999). I handlingsplanen er der prioriteret en række virkemidler og fastlagt et hierarki for genanvendelse og bortskaffelse af affald:

- Genbrug af produkter, herunder anvendelse af renere teknologi som en forebyggende strategi, der kan mindske affaldsmængden.
- Genanvendelse af affald, hvorved der sker den bedst mulige udnyttelse af affaldets ressourcer.
- Affald, som ikke kan genanvendes, skal så vidt muligt anvendes til varme- eller elproduktion, dvs. forbrænding med energiudnyttelse.
- Den lavest prioriterede bortskaffelsesmåde er deponering, hvor der ikke sker nogen ressourceudnyttelse.

I dette projekt screenes miljøpåvirkningerne ved:

- Genanvendelse af isoleringsprodukterne på landbrugsjord som jordforbedringsmiddel og gødskning med makronæringsstofferne kvælstof (N) og phosphor (P) samt mikronæringsstoffet bor (B).
- Forbrænding i affaldsforbrændingsanlæg med særlig vægt på bors fordeling under forbrændingsprocessen samt mulighed for udvaskning fra restprodukterne (slagge, produkter fra røggasrensningen m.v.).
- Deponering på losseplads.

Screeningen af miljøbelastningerne ved bortskaffelse er foretaget på baggrund af de oplysninger, producenter og forhandlere har givet om indholdsstofferne. Få producenter og forhandlere har givet kemiske analyser af deres produkter, og der foreligger ikke oplysninger om hjælpekemikalier ved fremstillingen af isoleringsprodukterne.

Da der kun foreligger få kemiske analyser (fx data for urenheder i et produkt), vil en undersøgelse som denne ikke være repræsentativ. Producenter, der har givet oplysninger, vil derfor stå i et dårligere lys end de producenter, der ikke har givet kemiske analyser af deres produkter. I afsnittet *Andre organiske stoffer* er omtalt nogle problemstoffer, som kan være indeholdt i genbrugspapir (aviser).

Screening af organiske stoffer og metaller

I tabel 33 er givet metoder, der er anvendt ved vurdering af miljøeffekter i forbindelse med de forskellige genanvendelses- og bortskaffelsesmåder.

Genanvendes produkterne på landbrugsjord foretages en screening af miljøfarligheden af de organiske stoffer i isoleringsprodukterne, indholdet af metaller sammenlignes med indholdet af metaller i spildevandsslam, og tilførsel af metaller til landbrugsjord med isoleringsprodukter sammenlignes med tilførsel af metaller med spildevandsslam.

Der vurderes, om miljøfarlige stoffer fjernes under forbrænding, og der foretages en kvalitativ vurdering af de miljøfarlige stoffers skæbne ved deponering på losseplads.

Der foretages en separat vurdering af "brandhæmmere", borforbindelser og aluminiumhydroxid. Der vurderes, om bor- og aluminiumforbindelser giver anledning til miljøeffekter ved genanvendelse på landbrugsjord, ved forbrænding i forbrændingsanlæg eller ved deponering på losseplads. Borforbindelser anvendes i de fleste produkter og er derfor behandlet grundigere end aluminiumhydroxid, der anvendes i et produkt. Diammoniumhydrogenphosphat vurderes ikke, da det er et almindeligt anvendt gødningsprodukt.

Tabel 33. Metode for miljøscreening af kemikalier i isoleringsprodukter ved forskellige bortskaffelsesmåder.

	Genanvendelse på landbrugsjord	Forbrænding	Deponering på losseplads
Organiske stoffer	Farlighedsscreening. Sammenlignes med spildevandsslam.	Fjernes ved forbrænding.	Fjernes muligvis ved biologisk nedbrydning.
Metaller	Sammenlignes med spildevandsslam.	Sammenlignes med affald.	Sammenlignes med affald.
"Brandhæmmere" (bor- og aluminiumforbindelser)	Giftighed over for organismer i jord bør undersøges. Udvaskes til grundvand.	Udvaskes fra slagger. Udvaskes til grundvand.	Udvaskes fra deponi, og giftighed over for organismer i vand bør undersøges.

Organiske stoffer

Der undersøges, om de organiske stoffer kan medføre risici for mennesker og miljø. Screeningen lægger især vægt på følgende forhold:

- Identifikation af særligt sundhedsfarlige stoffer
- Forurening af grundvand (drikkevand)
- Forurening af planter
- Påvirkning af jordkvaliteten.

I figur 17 er vist de risikosætninger, som kan medføre alvorlige sundhedsskader, og derfor bevirker, at stofferne uønskede. Screeningen opdeler stofferne i tre grupper (A, B, og C) efter principper i *Tilslutning af industrispildevand til kommunale spildevandsanlæg* (Miljøstyrelsen, 1994):

- A-stoffer vurderes at være uønskede i (landbrugs)jord. Disse stoffer bør elimineres eller reduceres til et minimum.
- B-stoffer vurderes at kunne forringe jordkvaliteten ved høje koncentrationer. Disse stoffer begrænses, så effekter i jordmiljø og i grundvand samt optag i planter undgås.
- C-stoffer vurderes ved normal anvendelse ikke at medføre effekter på jordmiljø, grundvand eller planter.

Når isoleringsprodukter med organiske stoffer anvendes til jordforbedring, gødsning af landbrugsjord m.v., er miljøeffekterne nøje forbundet med, at stofferne nedbrydes i jordmiljøet. Jordmiljøet er normalt domineret af aerobe forhold, dvs. der er ilt til stede. Stoffer vurderes at være letnedbrydelige under aerobe forhold, når de opfylder kriterierne i OECD 301 A-F screeningstest (OECD, 1992) eller tilsvarende test. Desuden vurderes stoffernes akutte giftighed i jordmiljø og risiko for, at stofferne udvaskes til grundvand eller optages i planter. Der findes få data for stoffers giftighed i jord, og vurderingen baseres på giftighed over organismer i vand.

De organiske stoffer vil fjernes ved forbrænding. Ved deponering på losseplads er der mulighed for, at stofferne udvaskes, vandet renses efterfølgende, og stofferne bindes til slammet, hvor der kan ske en nedbrydning un-

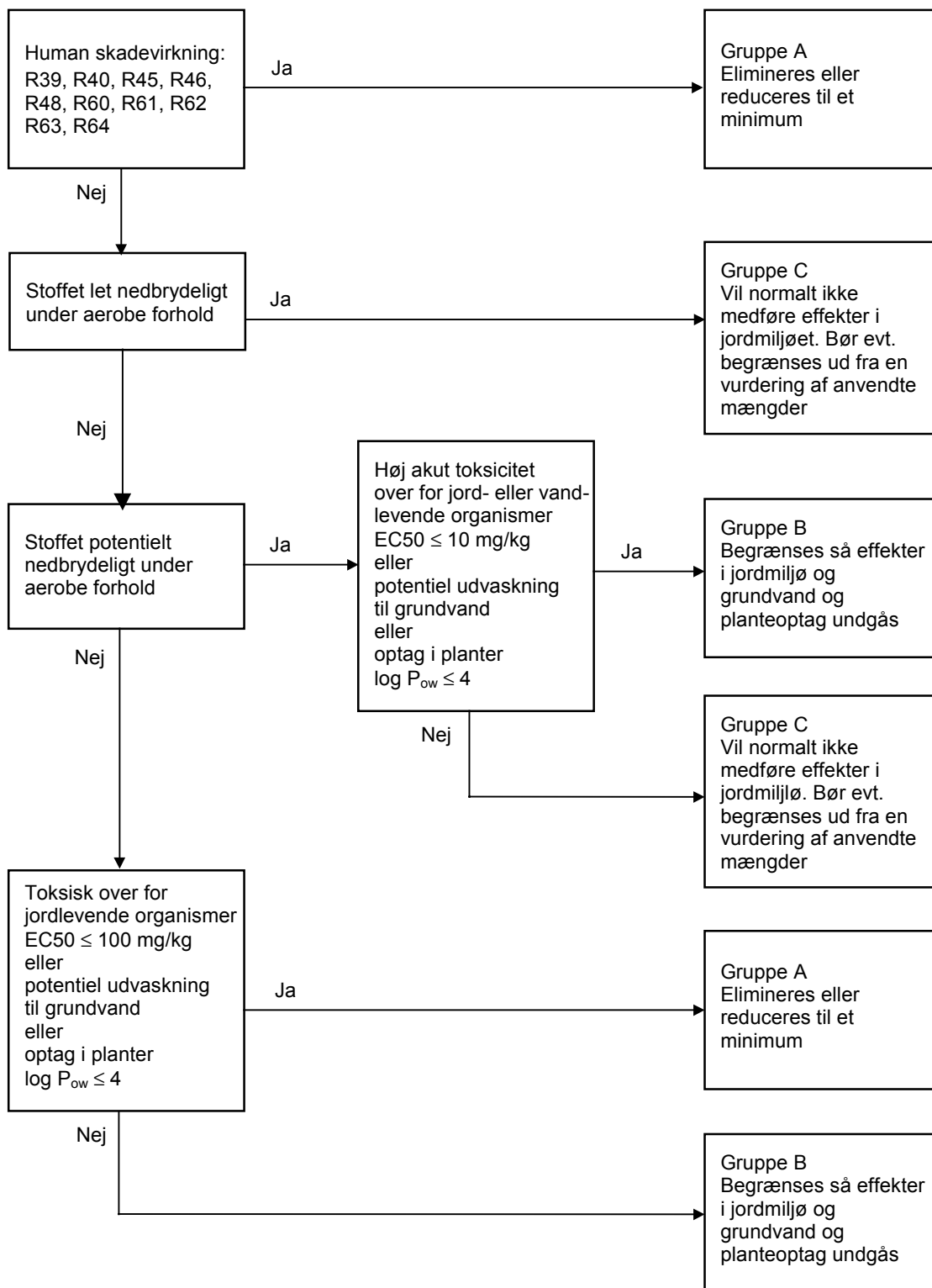
der anaerobe forhold. Stoffernes nedbrydelighed under anaerobe forhold testes efter ISO standarden 11.734 (ISO, 1995) eller lignende test.

Metaller

Der foretages ingen egentlig farlighedsvurdering af metallerne. Indholdet af metaller i isoleringsprodukter sammenlignes med indholdet af metaller i spildevandsslam. Tilførsel af metaller til landbrugsjord med isoleringsproduktet sammenlignes med tilførsel af metaller med spildevandsslam. Sammenligningen foretages ved en dosering af produkterne, der beregnes ud fra deres indhold af næringsstoffer (N, P og B).

Bortskaffes isoleringsprodukterne ved forbrænding, vil metallerne i isoleringsprodukter indgå i restprodukter (slagge, flyveaske m.v.). Indholdet af metaller i produkterne sammenlignes med indholdet af metaller i brændbart affald for at vurdere, om forbrænding af isoleringsprodukter vil forøge indholdet af metaller i restprodukterne.

Isoleringsprodukter deponeres også på losseplads. I dette tilfælde sammenlignes indholdet af metaller i isoleringsprodukterne med indholdet i brændbart affald, idet også brændbart affald i visse tilfælde deponeres på losseplads.



Figur 19. Screening af organiske stoffers miljøfarlighed ved udbringning på landbrugsjord.

Resultater fra miljøvurderingen af organiske stoffer og metaller

Genanvendelse på landbrugsjord

Isoleringsprodukter kan anvendes som gødning eller mikronæringsstof, idet produkterne indeholder ammonium, fosfat og bor.

Ammonium og fosfat er makronæringsstoffer, hvor planter behøver doseringer på 20-200 kg/ha/år. Ved anvendelse på landbrugsjord beregnes doseringer ud fra landbrugets normale dosering af handelsgødning eller af spildevandsslam. For ammonium og fosfat er der anvendt doseringer på henholdsvis 210 kg N (kvælstof) og 30 kg P (phosphor)/ha/år. Den maksimale, årlige, mængde af spildevandsslam til landbrugsjord er 7 t ts (tørstof) pr. ha (Bekendtgørelse 823, 1996).

Bor er et mikronæringsstof, der er essentielt for nogle landbrugsafgrøder, fx bederoer. Visse andre planter er meget følsomme over for høje koncentrationer af bor, fx byg. Borholdige produkter skal derfor anvendes med varsomhed på landbrugsjord, og anvendelsen skal passes ind i sædskiftet. Der er ved anvendelse på landbrugsjord regnet med en bordosering på 4 kg B (bor)/ha/år, hvilket er en typisk dosering til bederoer.

Organiske stoffer

Indhold af organiske stoffer er givet for to produkter. Det vides ikke, om stofferne er tilsat eller forekommer som rester af pesticider. I Heraflax produktet er der fundet 8 organiske stoffer over detektionsgrænsen, hydrocarboner i koncentrationer 0,05-2,5 mg/kg. De organiske stoffer i Heraflax produktet screenes for miljøfarlighed.

Heraflax produktet indeholder diammoniumhydrogenphosphat som "brandhæmmer". Ved anvendelse på landbrugsjord anvendes en mængde på 1.600 kg/ha/år svarende til 30 kg P/ha/år.

Tabel 34. Indhold af organiske stoffer i Heraflax produkt samt tilførsel til landbrugsjord ved en dosering på 1.600 kg/ha/år. Stofferne er klassificeret efter miljøfarlighed.

Stof	Koncentration	Tilførsel med produkt	Klassifikation
Navn	µg/kg	g/ha/år	A, B eller C
n-Heptan	751	1,2	A
n-Oktan	83	0,1	C
n-Pentadekan	64	0,1	B
Cyclohexan	207	0,3	A
Methylcyclohexan	828	1,3	A
Toluen	2.600	4,1	C
m/p xylen	77	0,1	C
α-pinen	53	0,1	B

Af de 8 hydrocarboner, der er fundet i Heraflax produktet, er der kun i spildevandsslam analyseret for toluen. Toluen i slam fra 20 renseanlæg var 21 mg/kg ts (Kristensen et al., 1996), hvilket er 8 gange mere end i Heraflax produktet.

For Herawool produkt (se appendiks 3) er der målt β-HCH og γ-HCH, der begge er isomerer af hexachlorcyclohexan, også kendt som pesticidet Lindan, i koncentrationer på henholdsvis 60 og 20 µg/kg. Det vides ikke om, Lindan er tilsat produktet. Det antages derfor, at stofferne er forureninger i råvaren (fåreuld). Begge isomerer af HCH er meget toksiske, tungt nedbrydelige og klassificeres som A-stoffer. Isoleringsproduktet indeholder 0,3% B, og der beregnes en dosering til landbrugsjord på 1.300 kg /ha/år. Tilførsel af Lindan-isomerer til landbrugsjord bliver 0,10 g/ha/år. I spildevandsslam er der fundet Lindan i én prøve over detektionsgrænsen (Kristensen et al.,

1996) på 0,043 mg/kg ts. Dette svarer til 0,3 g Lindan/ha/år ved udbringning af 7 t ts/ha/år.

Generelt bør tilførslen af A-stoffer til miljøet begrænses mest muligt, idet disse stoffer har egenskaber, der gør dem uønskede i miljøet. For Heraflax produktet er tilførsel af A-stoffer 2,8 g/ha/år, hvilket er lavt sammenlignet med tilførsel med spildevandsslam, hvor der må tilføres op til 21 g PAH (sum af 9 PAH) og 70 g NPE /ha/år (NPE: Nonylphenoethoxylater, nonylphenol og nonylphenol med en og to ethoxygrupper).

Hvis A-stofferne i Heraflax og Herawool produktet er tilsat under fremstillingen af produkterne, bør disse substitueres med andre og mindre farlige stoffer. Er der tale om forureninger i råvaren, vurderes genanvendelsen ikke generelt at tilføre landbrugsjord væsentlige mængder. Der er i dette projekt ikke foretaget en egentlig risikovurdering af A-stoffer på landbrugsjord mht. forurening af grundvand og jordmiljø.

Metaller

De to produkter (Heraflax og Ekofiber produktet) er analyseret for metaller (se tabel 35 og 36). Indholdet af metaller i produkterne kan sammenlignes med det gennemsnitlige indhold af metaller i spildevandsslam (Kristensen et al., 1996) og med det maksimale indhold i spildevandsslam, der må udbringes på landbrugsjord (Bekendtgørelse 823, 1996). For de to produkter, Heraflax og Ekofiber produktet, er tilførsel af tungmetaller til landbrugsjord sammenlignet med tilførsel af metaller med spildevandsslam, forholdet mellem disse to tilførsler er beregnet og fremgår af tabel 35 og 36.

Tabel 35. Indhold af metaller i Heraflax produkt. Tilførsel af metaller til landbrugsjord for Heraflax produktet ved en dosering på 1.600 kg /ha/år er sammenlignet med tilførsel med spildevandsslam ved en dosering på 7 t ts/ha/år.

Metaller	Indhold i Heraflax mg/kg	Indhold i slam mg/kg	Grænseværdi for slam mg/kg	Tilførsel med Heraflax g/ha/år	Tilførsel med slam g/ha/år	Forhold slam/Heraflax
Arsen	<0,03	3,7	25	0,05	175	3700
Bly	<0,5	73	120	0,8	840	1000
Cadmium	<0,03	1,7	0,8	0,05	2,8	60
Chrom	<0,5	35	100	0	700	900
Kobber	1,3	290	1000	2,1	7000	3400
Kviksølv	<0,02	2,4	0,8	0,03	5,6	200
Nikkel	<0,3	30	30	0,5	210	400
Zink	2,1	890	4000	3,4	28000	8300

For både Heraflax og Ekofiber produktet er der en stor margin mellem den mængde tungmetaller, der tilføres med produkterne til landbrugsjorden, og den mængde tungmetaller, der må tilføres med spildevandsslammet.

For begge produkter gælder, at cadmium er det mest kritiske tungmetal, hvor tilførsel med isoleringsprodukter er 60 og 70 mindre end tilførsel med spildevandsslam, men beregningerne er baseret på detektionsgrænsen, dvs. at det ikke er sikkert, at produkterne indeholder cadmium. Det mest kritiske, detekterede metal er nikkel i Ekofiber produktet, hvor tilførsel af nikkel med Ekofiber produktet er 600 mindre end med spildevandsslam.

Tabel 36. Indhold af metaller i Ekofiber produkt med 12 % borsyre og 6 % boraks (2,8 % B). Tilførsel af metaller til landbrugsjord er beregnet for Ekofiber produktet ved en dosering på 144 kg/ha/år og er sammenlignet med tilførsel med spildevandsslam ved en dosering på 7 t/ha/år.

Metaller	Indhold i Ekofiber	Indhold i slam	Grænseværdi for slam	Tilførsel med Ekofiber	Maksimal tilførsel med slam	Forhold slam/Ekofiber
	mg/kg	mg/kg	mg/kg	g/ha/år	g/ha/år	
Aluminium	300	-	-	43	-	-
Arsen	<0,27	3,7	25	0,04	175	4.500
Bly	9	73	120	1,3	840	0
Cadmium	<0,54	1,7	0,8	0,08	5,6	70
Chrom	<5	35	100	0,7	700	1.000
Kobber	33	290	1.000	4,8	7.000	1.500
Kobolt	<1,7	-	-	0,2	-	-
Kviksølv	<0,1	2,4	0,8	0,01	5,6	400
Mangan	83	340	-	12	-	-
Nikkel	2,6	30	30	0,4	210	600
Zink	24	890	4.000	3,5	28.000	8.100

- Der er ikke analyseret for det pågældende metal.

Forbrænding

Der foretages en kvalitativ vurdering om organiske stoffer, A-stoffer, fjernes ved forbrænding. Indhold af metaller i de to isoleringsprodukter, Heraflax og Ekofiber produkt, sammenlignes indhold af metaller i brændbart affald.

Organiske stoffer

A-stoffer som heptan, cyclohexan og methylcyclohexan brænder fuldstændigt, idet stofferne er opløsningsmidler og mærkes som brandfarlige (Bekendtgørelse 733, 2000). Det har ikke været muligt at vurdere, om A-stoffer, som de to Lindan-isomerer, kan brænde.

Metaller

Både husholdningsaffald og isoleringsprodukter indeholder tungmetaller. Der er ikke analyseret tungmetaller i dansk husholdningsaffald. I en amerikansk undersøgelse er der fundet meget varierende indhold af metaller i affald (Chandler et al., 1997). Undersøgelsen er udført for tre lokaliteter, hvor der for hver lokalitet har været store variationer mellem de udtagne prøver og ligeledes mellem de tre lokaliteter. Maksimum og minimum for de undersøgte lokaliteter er givet i tabel 37, og sammenlignes med indholdet af metaller i Heraflax og Ekofiber produkt.

Tabel 37. Metalindhold i isoleringsprodukter og affald.

Metaller	Heraflax produkt	Ekofiber produkt	Affald Minimum	Affald Maksimum
	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
Aluminium		300	5500	12000
Arsen	< 0,03	< 0,27		
Bly	< 0,5	9	82	2800
Cadmium	< 0,03	< 0,54	0,75	30
Chrom	< 0,5	< 5	22	430
Kobber	1,3	33	48	8900
Kobolt		<1,7	0,17	3,7
Kviksølv	< 0,02	< 0,1	0,11	1,2
Mangan		83		
Nikkel	< 0,3	2,6	4,2	440
Zink	2,1	24	150	5900

Indholdet i affald er betydeligt højere end i de to isoleringsprodukter. På den baggrund vurderes det, at isoleringsprodukter ikke bidrager væsentligt til tungmetaller i affald.

Deponering på losseplads

Der foretages en kvalitativ vurdering af de mest miljøfarlige stoffer. For metaller henvises til afsnittet om forbrænding, idet brændbart affald i visse tilfælde også deponeres.

Organiske stoffer

Ved deponering af isoleringsprodukter på losseplads vil produkterne blive blandet med andet affald. I affaldet vil der i løbet af kort tid opstå anaerobe forhold. Ingen af A-stoffer (heptan, cyclohexan, methylcyclohexan og Lindan-isomerer), vil i større omfang nedbrydes under anaerobe forhold. Stofferne vil således med tiden langsomt udvaskes med vandet, som ledes til rensesanlægget. I rensesanlægget vil stofferne sandsynligvis ikke nedbrydes i væsentlig grad, idet de ikke er letnedbrydelige under aerobe forhold, men vil bindes til spildevandsslammet. Spildevandsslam bliver i dag enten anvendt på landbrugsjord, forbrændt eller deponeret på lossepladser. Der foretages ikke en vurdering af, om A-stofferne udvaskes fra lossepladser.

Miljøvurdering af "brandhæmmere"

Der anvendes borforbindelser (borsyre og borater), aluminiumhydroxid og diammoniumhydrogenphosphat som "brandhæmmere". I dette afsnit vurderes miljøforholdene for isoleringsprodukterne, der anvendes på landbrugsjord, der bortskaffes ved forbrænding eller deponeres på losseplads. Borforbindelserne anvendes i de fleste produkter, og aluminiumhydroxid anvendes kun i et produkt. Miljøvurderingen er derfor grundigere for bor end for aluminiumhydroxid. Miljøvurderingen af aluminiumhydroxid kompliceres af, at der afhængig af surheden i jorden eller i vandet dannes forskellige forbindelser. Diammoniumhydrogenphosphat anvendes normalt som plantegødning, der sker derfor ikke en miljøvurdering af dette stof.

Genanvendelse på landbrugsjord

Borforbindelser

Bor findes i både jord og grundvand. Koncentrationen i jord varierer normalt mellem 10 og 300 mg/kg. I grundvand er koncentrationen af bor i 484 prøver (92,2 % af det totale antal prøver) under 0,3 mg B/l, i 39 prøver mellem 0,3 - 1 mg B/l og i 2 prøver over 1 mg B/l (International Programme, 1998). Grænseværdien for bor i dansk drikkevand er fastsat til 1 mg B/l (Bekendtgørelse 515, 1995). Hvis det antages, at dansk grundvand i gennemsnit indeholder 0,3 mg bor pr. l, vil en yderligere nedsivning svarende til 0,7 mg B/l ikke medføre en overskridelse af grænseværdien for bor i drikkevand. En nedsivning på 200 mm pr. år med 0,7 mg B/l svarer til en udvaskning på 1,4 kg B/ha/år, i alt doseres der 4 kg B/ha/år, men i dette projekt vurderes der ikke, om der sker en udvaskning af bor fra isoleringsprodukterne. Det må dog formodes, at borforbindelserne med tiden frigives fra isoleringsprodukterne og kan sive ned til grundvandet.

Nedsivning af borforbindelser til grundvandet påvirkes af en lang række faktorer, som jordtype, pH, salinitet, indhold af organisk materiale, indhold af jern og aluminium m.v. (International Programme, 1998).

Aluminiumforbindelser

Aluminium indgår i mange naturlige forbindelser, og ca. 8 % af jordskorpen er aluminium. Grænseværdien for aluminium i drikkevand er 0,2 mg/l, men der kan i særlige tilfælde accepteres højere koncentrationer.

Aluminiumforbindelser er i vand temmelig toksiske over for vandlevende organismer, EC_{50} -værdier ned til ca. 0,2 mg/l for akut toksicitet (EC_{50} Effect Concentration, hvor 50 % af organismene påvirkes). Aluminiumhydroxid opløses i vand, ca. 1,5 mg/l (ved pH 6-7), som svarer til 0,5 mg Al pr. l, hvilket er 2,5 over de laveste EC_{50} værdier. Opløseligheden af aluminiumhydroxid i landbrugsjord påvirkes af en lang række faktorer, som fx pH, organiske såvel som uorganiske partikler, samt fluorider og phosphater i jord. Aluminiumhydroxid vil alt efter pH danne forskellige forbindelser:

- Ved pH < 4 er aluminiumionen (Al^{+++}) stabil, og ved en forsurening af miljøet vil aluminiumforbindelser således være mobile.
- Ved pH 4-6 er $Al(OH)_2^+$ den væsentligste forbindelse.
- Ved pH 6-7 er $Al(OH)_3$ stabil, dvs. lav opløselighed.
- Ved pH > 7 er $Al(OH)_4^-$ den væsentligste forbindelse.

Det er på den baggrund vanskeligt at vurdere, om tilførsel af aluminiumhydroxid til landbrugsjord vil medføre en større koncentration i jordens porevand. Der er ingen data for opløselighed eller udvaskning af aluminiumforbindelser fra jord.

Ud fra ovennævnte forhold kan det ikke anbefales at tilføre aluminiumhydroxid til (landbrugs)jord, idet aluminiumhydroxids vandopløselighed er større end EC_{50} , og dermed en koncentration, som kan give toksiske effekter på vandlevende organismer.

Med en opløselighed på 0,5 mg Al/l ved pH 6-7 vurderes det ikke særligt sandsynligt, at aluminiumhydroxid i isoleringsprodukter vil medføre lokale overskridelser af grænseværdien for aluminium i drikkevand. Men hvis pH falder blot en lille smule under 6, vil opløseligheden stige kraftigt.

Forbrænding

Borforbindelser

Bor er et naturligt grundstof, som findes i mange organiske produkter og dermed også i husholdningsaffald. Der er ikke foretaget internationale eller danske undersøgelser af bor i brændbart affald.

Tabel 38 angiver indholdet af bor i forskellige restprodukter fra affaldsforbrændingsanlæg.

Tabel 38. Indhold og tilgængelighed af bor i forskellige restprodukter fra affaldsforbrændingsanlæg og i jord.

Restprodukter	Indhold	Tilgængelighed
	mg B/kg ts	%
Slagger (forbrændt affald)	38-510	60-100
Ristegennemfald (delvist forbrændt affald)	98-230	?
Kedelaske	30-80	100
Filteraske (flyveaske)	30-80	?
Røggasrensingsprodukt, tørt	35-360	?
Jord	2-100	

Tilgængeligheden angiver den stofmængde, der maksimalt kan udvaskes fra det pågældende materiale under aggressive forhold over et langt tidsrum, og angives som procent af indholdet i det pågældende restprodukt. Gennemførelse af sekventiel ekstraktion af stoffer fra slagger, filteraske og kedelaske har vist, at mindre end 10 % af borindholdet i restprodukterne var umiddelbart tilgængeligt ved forhold, som er normale på lossepladsen. For

røggasrensingsprodukter gælder det generelt, at udvaskningen kan være betydeligt større end udvaskningen fra slagger (Chandler et al., 1997).

Tabel 38 viser, at hovedparten af borindholdet i brændbart affald ved forbrænding vil findes i slagger og andre askefraktioner, udvaskningen fra slagger og askefraktioner forventes at være forholdsvis begrænset under normale forhold. Udvasning fra filteraske og røggasrensingsprodukter kan derimod at være betydelig.

Aluminiumforbindelser

Aluminiumhydroxid vil ved forbrændingsprocessen sandsynligvis blive til aluminiumoxid. Undersøgelser af restprodukter fra forbrænding af aluminiumholdige produkter viser et meget højt indhold af aluminium i både slagger, flyveaske og røggasrensingsprodukter. Udvasning af aluminium fra disse produkter er meget afhængig af pH, idet opløseligheden har et minimum ved pH 6-8 og stiger kraftigt ved både faldende og stigende pH. Ved pH 4 og 10 udvaskes der ca. 100 mg Al/l og ved pH 6-8 ca. 0,1 mg Al/l. Slagger og aske fra affaldsforbrænding er typisk meget alkaliske restprodukter, hvorfor der må forventes, at aluminium udvaskes af slaggerne. Ved ældning af slaggerne vil pH falde som følge af carbonatisering, hvorved udvaskningen reduceres betydeligt (Chandler et al., 1997).

Anvendelse af slagger og flyveaske, nu og i fremtiden

Som et led i arbejdet omkring lovgivning for forurenede jord og restprodukter har Miljøstyrelsen foreslået, at vilkårene for anvendelse skal omfatte krav til udvaskningen. Udvasningen bestemmes i enkle laboratorieforsøg. I *Bekendtgørelse om anvendelse af restprodukter* indgår hverken bor eller aluminium (Bekendtgørelse nr. 655, 2000).

Nedsivning fra forbrændingsslagger

Ved deponering af forbrændingsslagger kan det på trods af, at kun mindre mængder af borindholdet udvaskes, ikke udelukkes, at der lokalt vil kunne opstå høje koncentrationer af bor i grundvandet. Hvis det antages, at 10 % af borindholdet kan udvaskes fra deponerede slagger, og slaggerne er deponeret i et lag på 1 m, vil den udvaskelige mængde være 5,7-75,6 g/m³. 5,7-76,5 g bor svarer til 5,7-76,5 m³ drikkevand, når grænseværdien er 1 mg B/l. Hvis det antages, at der nedsiver 200 l/m², vil der gå 28-380 år, inden alt bor er udvasket. På den baggrund kan det ikke udelukkes, at bor fra affaldsforbrændingsslagger kan medføre lokale overskridelser af grænseværdien for bor i drikkevand.

Udvaskningen af aluminium fra slagger er meget afhængig af pH. Det vurderes ikke særligt sandsynligt, at aluminiumhydroxid i isoleringsprodukter kan medføre lokale overskridelser af krav for aluminium til drikkevand på 0,2 mg Al/l, når der regnes med en opløselighed af aluminiumhydroxid på op til 0,5 mg Al/l ved pH 6-7. Men hvis pH falder blot en lille smule under 6 eller stiger til over 8, vil opløseligheden stige kraftigt, og kan aluminiumhydroxid i slagger medføre lokale overskridelser af kravet for aluminium i drikkevand, 0,2 mg/l.

Deponering

Borforbindelser

Borforbindelserne vil med tiden udvaskes med vandet, som ledes til renseanlæg, hvor hovedparten af borforbindelserne passerer renseanlægget og ledes ud med det rensede spildevand. I Skævinge, Herning og Marselisborg blev 22 % af borindholdet i indløbet udskilt med slammet; resten passerede renseanlægget (Grüttner et al., 1996). I dette projekt er der ikke foretaget en vurdering af, om borforbindelser udvaskes fra lossepladser.

Borforbindelser er forholdsvis uskadelige over for vandlevende organismer. EC₅₀ er ca. 50 mg B/l (European Center for Ecotoxicology and Chemi-

cals, 1997), eller 250-500 mg borforbindelser (borsyre og boraks) pr. l. På den baggrund vurderes det, at borforbindelser ikke vil medføre miljømæssige problemer ved deponering.

Aluminiumforbindelser

Aluminiumhydroxid vil med tiden udvaskes og vandet ledes til renseanlæg, hvor langt den største del af aluminium bliver bundet til partikler. Undersøgelser på 3 danske renseanlæg har vist, at 2-3 % af indløbskoncentrationen findes i udløbet (Grüttner et al., 1996).

Aluminiumforbindelser er forholdsvis toksiske over for vandlevende organismer, EC_{50} er ca. 0,2 mg Al/l (European Center for Ecotoxicology and Chemicals, 1997). Med en forventet opløselighed af aluminiumhydroxid på 1,5 mg Al (OH₃), og en tilbageholdelse i renseanlæg på 97 %, vil koncentrationen i recipienten være så lav, at der ikke forventes toksiske effekter fra udvaskning af aluminiumhydroxid fra deponerede isoleringsprodukter.

Andre organiske stoffer

Vandkvalitetsinstituttet udførte i 1996 en undersøgelse af indholdet af forskellige kemikalier i bl.a. avispapir. Af undersøgelsen fremgik det, at genbrugspapir kan indeholde kræftfremkaldende polyaromatiske hydrocarboner, PAH, og benzidiner.

Til offsettrykning af aviser anvendes i Danmark overvejende trykfarve baseret på mineralolie. Til trykning af mindre ugeblade med offsetteknik blev der anvendt både mineralske og vegetabiliske olier svarende til et forbrug på ca. 85 % mineralolie og 15 % vegetabilisk olie. Mineralske olier indeholder typisk op til 100 ppm PAH (PolyAromatiske Hydrocarboner).

Undersøgelsen viste også, at både ark- og avisoffsetpapir indeholdt pigmenter, der er baseret på benzidin. Benzidiner er kræftfremkaldende stoffer og forekommer bl.a. på den tyske liste over stoffer (arylaminer), der på grund af sundhedsfare kun må findes i begrænsede koncentrationer i tekstiler (TÜV, 1998). Grænseværdi for hvert stof er 30 mg/kg tekstil. For dansk genbrugspapir blev den gennemsnitlige koncentration af pigmenter baseret på benzidin beregnet til 80 mg/kg avispapir og 170 mg/kg arkoffsetpapir. Andre anvendte pigmenter kan potentielt nedbrydes til andre arylaminer, der er omfattet af den tyske lovgivning. Disse pigmenter er ikke omfattet af denne undersøgelse, ligesom der ikke er foretaget en vurdering af nedbrydeligheden af de benzidinbaserede pigmenter.

Der findes ingen danske grænseværdier for benzidiner og andre arylaminer i produkter eller jord.

Der er ikke vurderet her, om benzidiner og andre arylaminer er sandsynlige nedbrydningsprodukter af pigmenter i avispapir, når isoleringsprodukter deponeres på landbrugsjord. Der er heller ikke vurderet, om benzidiner og andre arylaminer nedbrydes i jorden, ophobes i jorden og/eller optages i planter.

Perlite

Perlite er et naturligt forekommende glas, der ved kraftig opvarmning ekspanderer og bliver et porøst produkt. Isoleringsprodukter af perlite er coatet med en silikoneharpiks for at hindre fugtabsorption. Der er ikke fundet oplysninger om silikoneharpiks eller hærdet (polymeriseret) silikoneharpiks mht. toksicitet, nedbrydelighed eller bioakkumulering. På baggrund af oplysninger om fremstillingsprocessen for perlite vurderes det, at ikke-coatet perlite kan anvendes som jordforbedringsmiddel. Der bør nok foretages en grundig vurdering af, om coatet perlite kan anvendes på landbrugsjord eller

deponering på losseplads, idet der ikke foreligger oplysninger om toksicitet og nedbrydelighed m.v. af silikoneharpiksen. Hvis perlite forbrændes sammen med andet affald, vil det ende som mineralsk aske. Hvorledes silikonecoatningen reagerer på den kraftige opvarmning ved forbrændingen, er ikke vurderet i dette projekt.

Konklusion

I tabel 39 vises resultatet af vurderingen af kemikalier i isoleringsprodukter.

Tabel 39. Resultat af vurderingen af kemikalier i isoleringsprodukter ved forskellige bortskaffelsesmåder.

	Genanvendelse på landbrugsjord	Forbrænding	Deponering på losseplads
Organiske stoffer	Potentiale for tilførsel af uønskede stoffer i miljøet, men der mangler en grundigere kortlægning af isoleringsprodukternes indhold af organiske stoffer.	De fleste af de farligste organiske stoffer fjernes ved forbrænding. Der mangler data for visse stoffer. Der mangler en grundigere kortlægning af isoleringsprodukternes indhold af organiske stoffer.	De farligste stoffer fjernes ikke eller fjernes kun langsomt ved biologisk nedbrydning på en losseplads. Der mangler en grundigere kortlægning af isoleringsprodukternes indhold af organiske stoffer.
Metaller	Lavere indhold af tungmetaller end i spildevandsslam. Lavere tilførsel ved de anvendte doseringer.	Lavere indhold af tungmetaller end i andet affald.	Lavere indhold af tungmetaller end i andet affald.
Borforbindelser	Potentiel mulighed for lokale overskridelser af krav for bor i drikkevand.	Potentiel mulighed for lokale overskridelser af krav for bor i drikkevand som følge af udvaskning fra slagger.	Perkolatet vil sandsynligvis ikke medføre toksiske effekter på vandlevende organismer efter rensning i renseanlæg.
Aluminiumforbindelser	Potentiale for toksiske effekter på jordlevende organismer. Overskridelser af krav for aluminium i drikkevand ikke særlig sandsynlig.	Overskridelser af krav for aluminium i drikkevand som følge af udvaskning fra slagger er ikke særlig sandsynlig ved normale pH-værdier.	Perkolatet vil sandsynligvis ikke medføre toksiske effekter på vandlevende organismer efter rensning i renseanlæg.

Organiske stoffer

Der foreligger kun begrænsede oplysninger om isoleringsprodukternes indhold af organiske stoffer. Oplysningerne er begrænset til visse organiske stoffer og pesticider. Der mangler en mere grundig og homogen gennemgang/analyse af produkternes indhold af organiske stoffer, herunder indholdsstoffer i genbrugspapir.

De isoleringsprodukter, der indgår i dette projekt, indeholder små mængder af organiske stoffer. Det er ikke oplyst, om disse stoffer er tilsat under produktionen, er "naturlige" indholdsstoffer eller er forureninger i råvarer. 5 af de stoffer, der ved analyser er målt over detektionsgrænsen, er vurderet som A-stoffer, dvs. stoffer, som er uønskede i miljøet, og som bør begrænses mest muligt. Hvis A-stofferne er tilsat under fremstillingen af isoleringsprodukterne, bør disse substitueres med andre og mindre farlige stoffer.

Ved genanvendelse af isoleringsprodukter på landbrugsjord er tilførslen af 5 A-stoffer relativt lille sammenlignet med tilførslen med spildevandsslam.

Det har i dette projekt ikke været muligt at sammenligne indholdet af de miljøfarlige stoffer i isoleringsprodukterne med krav, der stilles til spildevandsslam.

Ved deponering af isoleringsprodukter på losseplads forventes A-stofferne ikke at blive nedbrudt, men med tiden at blive udvasket, og vandet renses i renseanlæg. Ved rensning af vandet bindes stofferne til slammet. Der er ikke foretaget en vurdering af udvaskning af stofferne i slammet.

Ved forbrænding forventes de fleste af de organiske stoffer at blive nedbrudt til CO₂ og vand. Det har ikke været muligt at vurdere forbrændingen af to Lindan-isomerer.

Metaller

Metalindholdet i isoleringsprodukter er lavt sammenlignet med metalindholdet i spildevandsslam og affald. På den baggrund vurderes metaller i produkterne ikke at være et problem ved genanvendelse på landbrugsjord, ved forbrænding eller ved deponering på losseplads.

Borforbindelser

Ved genanvendelse af borholdige isoleringsprodukter på landbrugsjord kan der forekomme lokale overskridelser af kravværdien for bor i drikkevand (1 mg/l). Dette forudsætter dog, at alt bor i isoleringsprodukterne udvaskes, udvaskningen påvirkes af forhold som jordstruktur, pH, salinitet m.v.

Indholdet af borforbindelser vil ved forbrændingsprocessen hovedsageligt ende i slagterne og i produkterne fra røggasrensningen. Udvasningen fra slagterne er begrænset, ca. 10 % af indholdet. Slagger anvendes normalt som fyldmaterialer under befæstede arealer eller lignende, hvor sandsynlighed for udvaskning er ringe. Da der lokalt kan deponeres store mængder slagger, kan der forekomme lokale overskridelser af kravværdien for bor i drikkevand (1 mg B/l).

Ved deponering på losseplads vil borforbindelserne med tiden frigives og udvaskes med vandet. Da borforbindelser er forholdsvis uskadelige for vandlevende organismer, vurderes deponering af produkterne ikke at ville medføre miljøproblemer.

Aluminiumforbindelser

Det kan ikke udelukkes, at genanvendelse af isoleringsprodukter med et højt indhold af aluminium på landbrugsjord vil medføre koncentrationer af aluminiumhydroxid i jordens porevand, der ligger over den koncentration, der kan give toksiske effekter på vandlevende organismer (Predicted No Effect Concentration).

Ligeledes vurderes deponering af slagger og genanvendelse på landbrugsjord ved relativt lave pH-værdier (< 6), at kunne medføre lokale overskridelser af værdien for aluminium i drikkevand (0,2 mg/l).

Litteratur

Andersen, T., & Skibstrup Eriksen, S. (2000). *Alternativ isolering i bygninger* (SBI-meddelelse 128). Hørsholm: Statens Byggeforskningsinstitut.

Bekendtgørelse nr. 515 af 29. august 1988 om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg. (1988). København: Miljøministeriet.

Bekendtgørelse nr. 823 af 16. september 1996 om anvendelse af affaldsprodukter til jordbrugsformål. (1996). København: Miljø- og Energiministeriet.

Bekendtgørelse nr. 655 af 27. juni 2000 om genanvendelse af restprodukter og jord til bygge- og anlægsarbejder. (2000). København: Miljø- og Energi-ministeriet.

Bekendtgørelse nr. 733 af 31. juli 2000 af listen over farlige stoffer. (2000). København: Miljø- og Energi-ministeriet.

Boligministeriet. (1995). *Bygningsreglement 1995.* København.

Boustead, I. (1995). *Eco-profiles of the European plastics industry: Polyethylene terephthalate (PET)* (Report 8). Brussels: Association of Plastics Manufacturers in Europe, APME.

Boustead, I. (1996). *Ecological profile report for the European industry.* Brussels: European Aluminium Association.

Bower, J. (1989). *The hazards of insulation.* Lokaliseret 20010509 på: www.hhinst.com/ArtInsulation.html.

Bower, J. (1991). *Cellulose insulation.* Lokaliseret 20010509 på: www.hhinst.com/Artcellulose.html.

BPS-centret. (1998). *Håndbog i miljørigtig projektering. Bind 2* (Publikation 121). Taastrup.

Bundesanstalt für Materialforschung und -Prüfung, BAM. (1995). *Prüfungsergebnis: BAM-Aktenzeichen: IV.1/6635.* Berlin.

Bundesanstalt für Materialforschung und -Prüfung, BAM. (1997). *Prüfbericht: BAM-Aktenzeichen: IV.1/6907.* Berlin.

Büro für Umweltchemie. (1999). *Graue Energie von Baustoffen* (2. vollständig neubearb. Aufl.). Zürich.

Ceuterick, D. (1993). *Life cycle inventory for wall insulation products.* Boeretang: VITO.

Chandler, A. J., et al. (1997). *Municipal solid waste incinerator residues* (Studies in Environmental Science 67). Amsterdam: Elsevier.

Chiou, N., & Yarbrough, D. W. (1990). Permanency of boric acid used as a fire retardant in cellulosic insulation. *Energy and Buildings*, 14(4), 351-361.

COWI. (2000). *Udredning om flammehæmmere og biocider i isoleringsmaterialer*. Lokaliseret 20001120 på: www.ens.dk/isolering/Flamme.pdf.

Dansk Standard. (1986). *Beregning af bygningers varmetab* (5. udg.) (DS 418). København.

Dansk Standard. (1994). *Anvisning for bestemmelse og vurdering af afgangning fra byggevarer* (DS/INF 90). København.

Dansk Standard. (1998). *Bygningskomponenter og bygningsdele. Termiske værdier, isolans og transmissionskoefficient. Beregningsmetode* (DS/EN ISO 6946:1997). København.

Danø, E., Tofte, S., & Ditlev, J. (2000). *Bygningsdele med celluloseuld og høruld: Eksempler*. København: Dansk Brandteknisk Institut, & Bygge- og Miljøteknik ApS.

Deutschen chemischen Gesellschaft. (1924). *Gmelins Handbuch der anorganischen Chemie*. Weinheim.

Deutsches Institut für Bautechnik. (1996). *Allgemeine bauaufsichtliche Zulassung*. Berlin.

Eco Umweltinstitut. (1996a). *Ökologische Produktprüfung Zertifikat: Laborprüfung*. (Prüfbericht-Nr. 056-1/96). Köln.

Eco Umweltinstitut. (1996b). *Ökologische Produktprüfung Zertifikat: Laborprüfung*. (Prüfbericht-Nr. 056-2/96). Köln.

Ekofiber. (1997). *Produktblade for Ekofiber Vind, Ekofiber Væg og Ekofiber Brand*. Stockholm.

Ekofiber. (1998). *Byggvarudeklaration for Ekofiber Vind, Ekofiber Væg og Ekofiber Brand*. Stockholm. Lokaliseret 20001120 på: www.ekofiber.se/deklara.html.

Ellebæk Laursen, S., Hansen, J., Bagh, J., Jensen, O. K., & Werther, I. (1997). *Environmental assessment of textiles: Life cycle screening of textiles containing cotton, wool, viscose, polyester or acrylic fibres* (Miljøprojekt nr. 369). København: Miljøstyrelsen.

Engelund, B., & Cohr, K.-H. (1999). *Kortlægning og evaulering af toksikologiske data for organiske fibre, der anvendes som isoleringsmaterialer*. Hørsholm: Dansk Toksikologi Center.

ETA. (1999). *Europæisk Teknisk Godkendelse for Heraflax-SP-040, Heraflax-SAP og Heraflax-SF-040* (ETA-98/0009). Hørsholm.

European Centre for Ecotoxicology and Chemicals, ECETOC. (1997). *Ecotoxicology of some inorganic borates* (Speciel report No. 11). Brussels.

Grüttner, H., Vikelsøe, J., & Pritzl, G. (1996). *Miljøfremmede stoffer i spildevand og slam* (Miljøprojekt nr. 325). København: Miljøstyrelsen.

Hansen, E. (1995). *Miljøprioritering af industriprodukter* (Bilagsrapport til Miljøprojekt nr. 281). København: Miljøstyrelsen.

Heraklith. (1996). *Schlafwolle* (Rohstoffspezifikation Nr. R 024.). Simbach am Inn.

- Heraklith. (1997). *Flachs*. (Rohstoffspezifikation Nr. R 025-1). Simbach am Inn.
- Holbæk Byggemateriale Compagni, HBC. (1999). *Miljø- & arbejdsmiljøvenlig bygningsisolering af fåreuld og hør: "Feasibility-studier" vedr. mulighederne for at opstarte produktion i Danmark baseret på danske råvarer*. Holbæk.
- Institut für Baubiologie + Oekologie Neubeuern. (1997). *Baubiologisches Gutachten: Prüfobjekt Heraflax*. Holzham.
- International Organization for Standardization, ISO (1995). *Water quality - evaluation of the "ultimate" anaerobic biodegradability of organic compounds in digested sludge - method by measurement of biogas production* (ISO 11734:1995). Geneva.
- International Programme on Chemical Safety, ICPS. (1998). *Boron* (Environmental Health Criteria 204). Geneva: World Health Organization, WHO.
- IUCLID. (1996). *International uniform chemical information database: Existing chemicals*. Ispra.
- Jensen, B., & Wolkoff, P. (1996). *VOCBASE-odor thresholds, mucous membrane irritation thresholds (PC-program 2.1)*. København: Arbejds miljøinstituttet.
- Kirk-Orthmer. (1996). *Encyclopedia of chemical technology* (4th ed., Vol. 18). New York: Wiley.
- Kristensen, P., Tørsløv, J., Samsøe-Petersen, L., & Rasmussen, J. O. (1996). *Anvendelse af affaldsprodukter til jordbrugsformål* (Miljøprojekt nr. 328). København: Miljøstyrelsen.
- Landskontoret for Planteavl. (1998). *Dyrkningsvejledning: Spindhør*. Århus: Landbrugets Rådgivningscenter.
- Messerschmidt, B., Nisted, T., Beckerlee, J., & Danø, E. (1998). *Alternative isoleringsprodukter*. København: Dansk Brandteknisk Institut.
- Miljø- og Energiministeriet. (1999). *Affald 21: Regeringens handlingsplan 1998-2004*. København.
- Miljø- og Energiministeriet. (2000). *Listen over uønskede stoffer* (Orientering nr. 9 2000). København.
- Miljøstyrelsen. (1994). *Tilslutning af industrispildevand til kommunale spildevandsanlæg* (Vejledning fra Miljøstyrelsen nr. 6). København.
- Miljøstyrelsen. (1997). *Sagens oplysninger og Miljøstyrelsens vurdering. Borsyre, Bilag 1B. 27 januar 1997*. København.
- Nicolajsen, A. (2001). *Papirisolering: Varmeisoleringsevne målt med varmestrømsmåler*. (By og Byg Dokumentation 009). Hørsholm: Statens Byggeforskningsinstitut.
- OECD. (1992). *A-F ready biodegradability* (OECD Guideline for Testing of Chemicals No. 301). Paris.

Petersen, E. H. (1998). *Database og opgørelsesværktøj for bygningsdeles og bygningers miljøparametre* (2. udg.) (SBI-rapport 275). Hørsholm: Statens Byggeforskningsinstitut.

Qvist's Laboratorium. (1988). *Fast brændsel – aske* (Prøve mrk. MK 1998-06-02). Århus.

Schneider, T. (1999). *Forekomst af bor i indeklimaet: Et pilotstudie*. København: Arbejds miljøinstituttet.

TÜV Rheinland, Sicherheit und Umweltschutz GmbH, Institut für Umweltschutz und Energietechnik. (1998). *Official compilation of test procedures pursuant to section 35 of the foods and commodities act: Detection of the use of certain azo colourants in textile commodities*. Köln.

VCH. (1991). *Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry* (5th ed., Vol. A19). Weinheim.

Varmeisoleringskontrollen, VIK. (2000). *Produktoversigt*. Dansk Forening af Fabrikanter af Varmeisoleringsmaterialer, VIF. Hørsholm. Lokaliseret 20010625 på: www.vik.dk/vik/oversigt.htm

Wacker-Chemie. (1998). *Tillverkning av silikoner*. Burghausen.

Wenzel, H., Hauschild, M., & Rasmussen, E. (1996). *Miljøvurdering af produkter: UMIP, Udvikling af miljøvenlige industriprodukter*. København: Danmarks Tekniske Universitet, Institut for Produktudvikling, & Miljøstyrelsen, & Dansk Industri.

Öko-Zentrum. (1996a). *Deklarationsraster Wärmedämmstoffe D 9/95: Heraflax*. Hamm.

Öko-Zentrum. (1996b). *Deklarationsraster Wärmedämmstoffe D 9/95: Herawool B & Herawool N*. Hamm.

Ordliste

Allokering

Tilknytning af miljøpåvirkninger til en proces eller et produkt. Fremkommer der flere produkter ved en proces, skal påvirkningerne fordeles til de enkelte produkter ud fra fastlagte kriterier.

Brændværdi

I livscyklussammenhænge benyttes øvre brændværdi, som angiver den maksimale varme, der frigives ved forbrænding, dvs. alt vand findes på væskeform. Normalt kan man kun udnytte nedre brændværdi, som angiver den varme, der frigives, når alt vand er på dampform. Som regel er øvre brændværdi 5-10 % højere end nedre brændværdi.

Brændbare råstoffer, råmaterialer og restprodukter og produkter kan også benyttes som brændsler. Der beregnes derfor en brændværdi af disse materialer. For råstoffer og råmaterialer angives brændværdi ind, og for restprodukter og produkter angives brændværdi ud.

Byggevare

Et produkt, som produceres og leveres til en byggeplads med henblik på at blive indbygget i en bygning.

Bygningsdel

En del af en bygning, som er defineret ved sin funktion og sin placering i bygningen.

Drivhuseffekt

Drivhuseffekt skyldes udledning af gasser (bl.a. kuldioxid, metan, lattergas), der absorberer varmestråling, som ellers ville udstråle fra Jorden mod verdensrummet. Herved bidrager de til atmosfærens opvarmning.

Energiforbrug

Angiver forbruget af fossile energikilder (kul, olie og naturgas), men inkluderer ikke brændværdien af brændbare materialer. I energiforbruget er inkluderet opvarming af lokaler ved fremstilling af produkterne.

Energigenvinding

Udnyttelse af varme, der fremkommer ved forbrænding af brændbare materialer.

Farligt affald

Affaldet indeholder farlige stoffer og skal derfor bringes til særlige behandlingsanlæg for farligt affald fx Kommunekemi A/S, hvor det behandles og deponeres på særlige depoter.

Forsuring

Udledning til atmosfæren af syrer eller forbindelser, der kan danne syrer. Forbindelserne afsættes derefter i jord- og vandmiljø, hvorved surhedsgraden øges. Den øgede surhed kan medføre vantrivsel af nåletræer, fiskedød i bjergsøer og øget korrosion af materialer.

Fotokemisk ozondannelse

Dannelse af reaktive forbindelser herunder ozon (O₃), som er sundhedsskadelige, når flygtige organiske forbindelser reagerer med reaktive oxygenforbindelser og nitrogenoxider (NO_x).

Funktionel enhed

En ydelse kan leveres på mange forskellige måder, men for at kunne sammenligne ydelser leveret på forskellige måder, må ydelsen defineres og kvantificeres. Det kaldes at fastlægge en funktionel enhed for produktet.

Genanvendelse

En fællesbetegnelse for genbrug, genvinding og energigenvinding. Her benyttes ordet også i forbindelse med genanvendelse af affald fx genanvendelse af isoleringsprodukt som jordforbedringsmiddel.

Genbrug

Et produkt, som bruges flere gange i uændret form.

Generiske data

Data generet ud fra litteratordata. Disse data anvendes i de tilfælde, hvor der ikke findes data, hvor det ikke er relevant at bruge produktspecifikke data, samt i de tilfælde hvor producenten ikke ønsker at oplyse data.

Genvinding

Genvinding af et produkt betyder, at materialet bearbejdes, inden det anvendes som et nyt produkt.

Human toksicitet

Akutte og kroniske giftvirkninger på mennesker, her beregnet på grund af udledninger i det ydre miljø.

Kemikalier

Kemikalier eller kemiske stoffer er grundstoffer eller kemiske forbindelser.

Levetid

Den tid, en byggevare eller en bygningsdel er til stede i en bygning.

Livscyklusvurdering

En metode til systematisk indsamling af information om miljøpåvirkninger fra et produkt samt en vurdering af de afledte miljøeffekter over hele produktets livsforløb, fra råstofudvinding til bortskaffelse. Livscyklusvurdering forkortes LCA (Life Cycle Assessment).

Miljøbelastning

En samlet betegnelse for alle miljøeffekter fra et produkt, fx ressourceforbrug, sundhedseffekter og effekter i det ydre miljø.

Miljøeffekt

Ressourceforbrug, sundhedseffekter og effekter i det ydre miljø. Almindeligvis er det underforstået, at der er tale om potentielle effekter, dvs. de største effekter, som miljøpåvirkningerne kan give anledning til.

Miljøprofil

En grafisk fremstilling af miljøeffekter, almindeligvis i form af et stavdiagram.

Miljøpåvirkning

Enhver direkte eller indirekte påvirkning fra et produkt i hele dets livscyklus, der bidrager til miljøeffekter.

Miljøvurdering

En bedømmelse af fx en bygnings miljøpåvirkninger og de heraf afledte miljøeffekter.

Normalisering

Ved normalisering sættes hver enkelt miljøeffekt i forhold til en reference ved at dividere med en normaliseringsreference. Normaliseringsreferencer er det gennemsnitlige bidrag fra en person til de enkelte miljøeffekter i et referenceår.

Næringssaltbelastning

Påvirkning af økosystemer med stoffer, der indeholder kvælstof (N) eller fosfor (P). Tilførsel af disse vil ofte bevirke en øget vækst af alger eller planter. I vandige økosystemer kan der ved bunden opstå iltfrie forhold på grund af en øget algevækst. På landjorden forsvinder gradvist næringsfattige økosystemer som højmoser, overdrev og heder som følge af overgødsning med kvælstof.

Slagge og aske

Slagge og aske er affald fra kulkræftfyrede kraftværker og affaldsforbrændingsanlæg, som anbringes på særlige depoter.

Persistent toksicitet

Meget svært nedbrydelige stoffer, hvoraf nogle akkumuleres i levende organismer, således at der sker skader på økosystemer og/eller mennesker.

Personreserve (PR)

Et normaliseret, vægtet ressourceforbrug. Vægtningsfaktoren er omvendt proportional med forsyningshorisonten, som angiver år, indtil reserver med det nuværende forbrug er opbrugt.

Personækvivalent (PE)

Normaliserede miljøeffekter har enheden personækvivalenter. Miljøeffekter normaliseres ved at dividere med det gennemsnitlige bidrag fra en person til den pågældende effekt i et referenceår.

Produktspecifikke data

Data gældende for et bestemt produkt.

Restprodukt

Et uønsket biprodukt med ingen eller en beskeden økonomisk værdi, der opstår i en proces og udnyttes i en anden proces.

Standarddata

Gennemsnitsdata for udvalgte processer fx fremstilling af elektricitet eller transport.

Volumenaffald

Affald, der anbringes på en kontrolleret losseplads.

Vægtningsfaktor

Normaliserede miljøeffekter vægtes ved multiplikation med vægtningsfaktoren. Herved får ressourceforbrug enheden PersonReserve (PR) og miljøeffekter enheden Personækvivalenter politisk Målsat (PEM).

Økotoksicitet

Giftvirkninger på organismer i økosystemer på grund af udledninger af kemiske stoffer. Hvis koncentrationerne er høje, kan giftvirkningen forekomme umiddelbart efter, at stofferne er udledt.

Summary and conclusions

By og Byg Documentation 012:

Environmental assessment of insulation methods

Environmental data for insulation products and eco-profiles for light external walls

The project included selected insulation products like products made of cellulose fibres, flax fibres and perlite, which could all be used in external walls, internal walls, cavity walls and lofts. Up till now only products of mineral fibres were used.

The aim of the project was to collect environmental data for selected products for the whole lifetime and to assess environmental impacts caused by the products. The total environmental impacts of a building element, e. g. external walls, were calculated from environmental data of the products. The impacts could be shown in a diagram, eco-profiles, which also showed contributions of the materials to the total impacts.

The calculations used the principles of life cycle assessment (LCA), but today LCA does not include health aspects in the indoor climate or environmental health aspects caused by disposal processes. Therefore, this project included qualitative assessments for these two life cycle phases. The project did not treat impacts in the working environment as these health aspects are covered by other projects (COWI, 2000) and (Engelund et al., 1999).

Environmental data and eco-profiles

Environmental data were collected for products made of cellulose fibres (Ekofiber Vind, Miljø Isolering Papiruld), flax fibres (Heraflax product) and perlite (water-repellent Perlite). The data included the whole lifetime, data for the production of materials collected from reports and encyclopaedia, and data for the production of products obtained through interviews with the manufacturers.

Table 1. The collected data included energy consumption, emissions to air and amount of waste for the whole lifetime, from cradle to grave.

Main categories	Parameters
Energy consumption	The consumption of energy is calculated excluding the heat value of the materials and the products.
Heat value	The tables listed heat values of materials (heat value in) and heat values of products (heat value out).
Energy sources	Coal, oil and natural gas
Emissions	
air	CO ₂ , SO ₂ , NO _x and VOC
water	Product specific emissions
waste	Volume waste and hazardous waste
Harmful substances	Unwanted and dangerous substances

Harmful substances are given in an official *list of dangerous substances* (Bekendtgørelse 733, 2000) and/or *list of unwanted substances* (Miljø- og Energiministeriet, 2000).

Chemicals were added to the products to improve their fire resistance and resistance to mould fungus, see Table 2. Boric acid and borax are given in the list of unwanted substances, use of which the authorities want to restrict due to their hazardousness, persistence or other properties.

Table 2. Additives to products.

		Composition
Ekofiber Vind	12% boric acid	H ₃ BO ₃
	6 % borax	Na ₂ B ₄ O ₇ 10H ₂ O
Papiruld	3 % boric acid	H ₃ BO ₃
	3 % borax	Na ₂ B ₄ O ₇ 10H ₂ O
	9 % aluminium hydroxide	Al(OH) ₃
Heraflax	8 % ammonium orthophosphate monohydrogen	(NH ₄) ₂ HPO ₄
Perlite	0,2 % silicone resin	3 % potassium hydroxide
		42 % potassium methyl silicate

Environmental data for the selected products are given in Table 3. The energy used to produce the additives was calculated and given in brackets as % of the total energy consumption.

Table 3. Important environmental data of the products from cradle to gate.

	Density	Additives/binder	Energy consumption
	kg/m ³	kg/t ²⁾	GJ/t
Ekofiber Vind	32	180	4 (60 %)
Papiruld	28	150	3 (50 %)
Cellulosefibre ¹⁾	35-80	-	3
Heraflax	30	80 and 180 (other fibres)	29 (40 %)
Perlite	80	2	5 (3 %)
Perlite ¹⁾	100	-	9

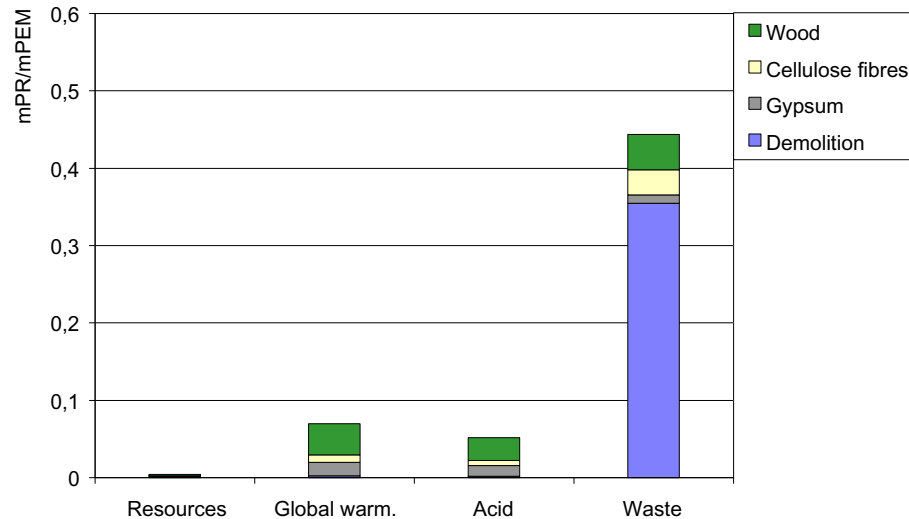
- No information.

1) From Büro für Umweltchemie, 1999.

2) t = metric ton.

It is not possible to compare the calculated data as data in table 3 are given per metric ton of the products. Only data given per functional unit can be compared, but probably the functional unit was different for the products as the selected products had different specific thermal conductivity. The collected data could be compared with data from reports, encyclopaedia etc. and the results fitted with data from the literature.

The environmental impacts of building elements were calculated from data on the materials used in the elements. The total environmental impacts were shown in a diagram, which also clearly showed the contributions from the materials. Impacts such as scarce resources, global warming, acidification and amount of waste were shown in figure 1.



Resources: Fossil energy sources, coal, oil and natural gas. Global warm.: Global warming. Acid.: Acidification. Waste included waste to dispose. mPR: milliPersonReserve, mPEM: milli Person equivalent, from political goals (see page 59).

Figure 1. Environmental profile of light external wall with cellulose fibre (Ekofiber Vind) from cradle to grave. The wall had a skeleton of wood covered with gypsum boards and an external cladding of wood. The wall had 200 mm insulation products. Service life of the wall and all the materials except wood were estimated to 50 years. The service life of wood cladding was estimated to 10 years. All environmental data from the materials were included in the calculations.

The profile showed that the most important impacts were global warming and acidification both related to the consumption of energy. In addition, Figure 1 showed that a large amount of waste should be disposed, mainly gypsum boards. The environmental impacts from the insulation products constituted a minor part of the total impacts of the building element, in this case eco-profiles of light external walls.

Energy loss through the wall caused environmental impacts. Figure 2 showed the environmental impacts caused by energy loss (U-value of the wall 0.23 W/m² K) and impacts caused by the insulation products from cradle to grave. The energy loss resulted in a larger global warming than global warming caused by the insulation products.

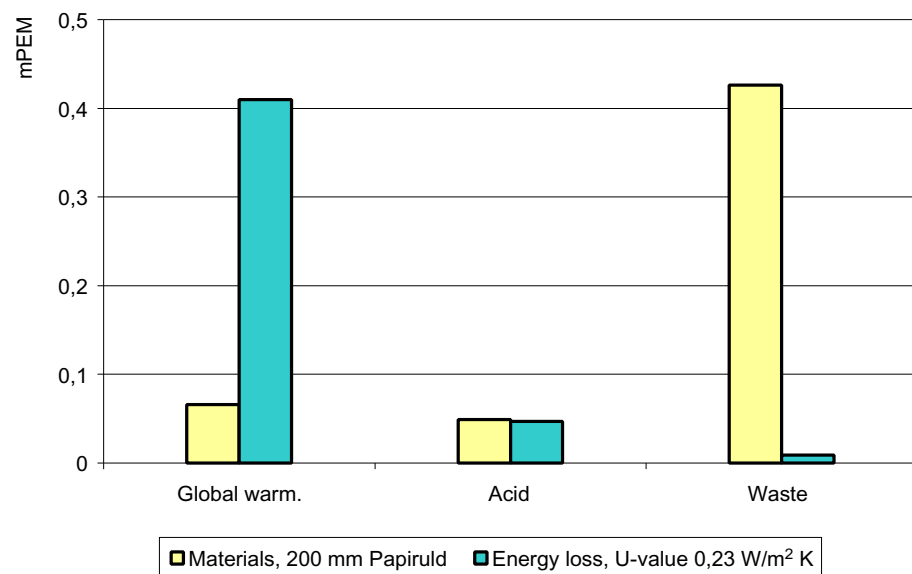


Figure 2. Column 1 showed the environmental impacts from production and demolition of the wall (1 m² external wall with 200 mm insulation products, Papiruld). Service life of the wall was 50 years and the materials except the wood cladding (10 years). Column 2 showed the environmental impacts caused by energy loss through the wall (U-value of 0.23 W/m² K, 3,000 degree days, and natural gas was used for heating the building, energy efficiency of the natural gas boiler was 0.90).

Conclusion

The results demonstrated that it was possible to collect data for the selected insulation products and that the collected data fitted with data from other reports. The calculated eco-profiles of light external walls demonstrated that the impacts from the insulation products were a minor part of the total environmental impacts. The environmental impact as global warming caused by energy loss through the wall was much larger than the global warming caused by the insulation products. Global warming could be decreased when the specific thermal conductivity of the insulation product was improved or the thickness of the insulation was increased. Use of more insulation product would increase the global warming caused by the materials but it was more than counterbalanced by decrease of the global warming from by energy loss through the wall.

Indoor climate

In general the products of organic materials with a great specific surface can deteriorate from exposure to moisture and may result in risks for health problems in the indoor climate. Only a few cases of health problems in the indoor climate by use of these isolation products had been reported in the literature.

It is very important when using products of organic materials with a great specific surface to ensure that the buildings are constructed and maintained in such a manner that damage of water is minimised. Moreover, it is recommended to calculate the moisture content in the building parts to make sure that the moisture content is low and there is a need for more information about resistance to mould fungus.

Indoor labelling of the products will give a documentation of emissions from the products to the indoor climate.

Environmental impacts form chemicals by reuse or disposal of the products after use.

The project included environmental assessments of organic substances, metals, boron and aluminium compounds by reuse on cultivated land, combustion at an incineration plant or disposal on a landfill site. The assessment used the amount of substances in the products and the toxicity data for the specific substances. It is therefore recommend to get information about the implementation of the reuse/recycling process and to do a risk assessment of boron and aluminium compounds for the selected processes.

Organic substances

Organic substances were hazard classified in categories (A, B and C substances) of which A substances were unwanted and their use should be restricted. Only few products were chemically analysed. Two products contained A substances but the supply of A substances to cultivated land with the insulation products was small compared with the permitted supply of A substances with wastewater sludge.

Combustion of the insulation products at an incineration plant is probably complete which means the organic substances burn to carbon dioxide and water.

The products can be used to improve the soil structure of cultivated land. A substances may not be biodegraded and can therefore be leached from the soil. The water is treated at a wastewater plant where the organic substances are removed from the water by adsorption to the organic sludge.

Table 4. Assessment of chemicals in insulation products by different disposal scenarios.

	Reuse on cultivated land	Combustion at incineration plant	Disposal at landfill site
Organic substances	Hazard classification. Content of substances is compared with content of substances in wastewater sludge.	Burn completely.	Do not biodegrade in soil or water.
Metals	Content of metals is compared with content of metals in wastewater sludge.	Content of metals in products is compared with content of metals in combustible waste.	Content of metals in products is compared with content of metals in combustible waste.
Boron compounds	Compounds are leached but they are not toxic to water organisms. Compounds can be leached to the ground water and at some places the concentration can exceed the threshold value for boron in drinking water.	Compounds are leached from slag.	The compounds are leached, the water is treated at a wastewater plant, and water contains boron compounds after the treatment.
Aluminium-compounds	Compounds are leached and they are toxic to organisms in water. Compounds can be leached to the ground water but the concentration does not exceed the threshold value for aluminium in drinking water.	At pH 6-7 the leaching concentration may not exceed threshold value for aluminium in drinking water.	The compounds are leached. The water is treated at a wastewater plant and the aluminium compounds are adsorbed to the sludge.

Metals

Reuse of the products might give a supply of metals when used on cultivated land, but the supply was small compared with the permitted supply with wastewater sludge.

Combustion of the products might give a higher content of metals in slag and residues from cleaning the flue gases. Moreover, the supply of the metals from the products was small compared with the content of metals in the waste.

Disposal of insulation products on landfill sites might not cause problems as the content of metals in the products was low compared with the content in the waste that was disposed.

Boron compounds

Boron compounds are very soluble in water and may be leached when used on cultivated land. The concentration of boron in water might exceed the threshold value of boron in drinking water.

At the incineration plant boron compound may end in the slag or the residues from cleaning the flue gases. Boron compounds might be leached from the slag and to a greater extent from the cleaning gas products. At local places the slag might cause boron in the water which could exceed the threshold value for boron in drinking water.

Disposal of insulation products might cause boron compounds in the water but the compounds are not toxic to water organisms. The water is treated at a wastewater plant but the water contains boron compounds after the treatment. It was concluded that disposal of products with boron might not cause environmental problems.

Aluminium compounds

Aluminium compounds are very soluble in water and may be leached. The aluminium compounds are toxic to water organisms and it was therefore not recommended to use products with aluminium compounds on cultivated land.

At the incineration plant aluminium compounds burn to aluminium oxide, which is very soluble at high and low pH, and at pH-value 6-7 the solubility of aluminium oxide is lower. Therefore, it was not expected that slag containing aluminium oxide might be leached to a greater extent and the concentration of aluminium in water did not exceed the threshold value of aluminium in drinking water.

Aluminium compounds on the landfill sites might be leached. The water is treated at a wastewater plant where the aluminium compounds are adsorbed to the sludge.

Studies in future

Not all products were analysed and therefore there is a need to know all substances in all products.

Boron and aluminium compounds can give environmental health effects when recycling the isolation products. It is therefore recommended to assess if the suggested disposal processes can be carried out and furthermore to do a risk assessment of the substances. The substances are added to reduce ignition and to improve resistance against mould fungus. Today some experiments are going on with other substances, contact Claus Skov, Miljø Isolering, but there is still a need to discuss if it is possible to reduce the amount or to exclude the substances.

Furthermore, it can be recommended to test and assess emissions from construction elements with isolation products by the Danish Indoor Labelling Method.

Appendiks 1 - Kemikalier

De valgte produkter tilsættes kemikalier for at forbedre modstandsdygtigheden over for brand, skimmelsvampe.

Tabel 40. Tilsætninger i isoleringsprodukterne.

			Cas nr.
Ekofiber Brand	16 % borsyre	H_3BO_3	10043-35-3
	6 % boraks	$Na_2B_4O_7 \cdot 10H_2O$	1303-96-4
Ekofiber Vind	12 % borsyre	H_3BO_3	10043-35-3
	6 % boraks	$Na_2B_4O_7 \cdot 10H_2O$	1303-96-4
Ekofiber Væg	5 % borsyre	H_3BO_3	10043-35-3
Papiruld	3 % borsyre	H_3BO_3	10043-35-3
	3 % boraks	$Na_2B_4O_7 \cdot 10H_2O$	1303-96-4
	9 % aluminiumhydroxid	$Al(OH)_3$	
Heraflax	18 % polyester		
	8 % diammoniumhydrogenphosphat	$(NH_4)_2HPO_4$	77-83-28 2
Perlite 0515C	0,2 % silikoneharpiks	3 % kaliumhydroxid	1310-58-3
		42 % kaliummethylsilikonat	31795-24-1

Boraks og borsyre

Borforbindelser anvendes som "brandhæmmere", idet de ved opvarmning afgiver vand. Fordampning af krystalvand bruger energi, hvorved varmebelastningen mindskes.

Tabel 41. Dekomponering af borforbindelser (VCH, 1991).

Boraks $Na_2B_4O_7 \cdot 10H_2O$	Afgiver ved 50 °C 5 mol vand
	Afgiver ved 160 °C 3 mol vand
	Afgiver ved 400 °C 2 mol vand
	Smelter ved 742 °C
Borsyre H_3BO_3	Afgiver ved 100-130 °C 1 mol vand
	Smelter ved 170,9 °C

Boraks afgiver vand ved opvarmning, men litteraturen angiver ikke, om der afgives flygtige borforbindelser fra boraks. Borsyre afgiver dampe ved 100 °C, som består af vand og borsyre. Borsyre er desuden flygtig med damp (Deutschen chemischen Gesellschaft, 1924 og Chiou et al., 1990).

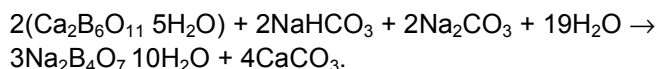
Målinger af bor i indeklimaet viser, at mængden af bor i indeklimaet ikke adskiller sig væsentligt fra baggrundsniveauet (Schneider, 1999).

Borforbindelser anvendes også som biocider i isoleringsprodukter. De er ikke optaget på listen over farlige stoffer, men på listen over uønskede stoffer, idet Miljøstyrelsen har vurderet ud fra dyreforsøg, at borforbindelser er reproduktionstoksiske i kategori Rep2 med risikosætningen R-60 (kan skade forplantningsevnen), og med hensyn til fosterskadende effekt bør indplaces i Rep3 med risikosætningen R-63 (risiko for skade under graviditet) (Miljø- og Energiministeriet, 2000 og Miljøstyrelsen, 1997).

Fremstilling af borforbindelser

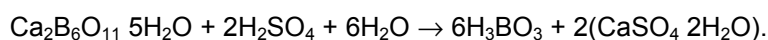
Boraks og borsyre fremstilles ud fra råstofferne Tincal ($\text{Na}_2\text{B}_4\text{O}_7 \cdot 10 \text{H}_2\text{O}$) eller Colemanite ($\text{Ca}_2\text{B}_6\text{O}_{11} \cdot 5\text{H}_2\text{O}$). Råstofferne findes i store mængder i Tyrkiet og USA. I det følgende forudsættes, at fremstillingen sker ud fra Colemanite.

Råstoffet brydes i åbne miner og leveres direkte til fabrikken, hvor det nedknuses. Ved brydning af Colemanite skrælles overjorden af og deponeres på stedet. Borsaltene opløses med damp, og urenheder fjernes og deponeres. Opløsningen behandles med natriumcarbonat og natriumhydrogencarbonat; calciumcarbonat udfældes og deponeres (Ceuterick, 1993):



Opløsningen afkøles, boraks udfældes og krystallerne filtreres fra, vaskes og tørres. Ved fremstilling sker der udslip af ammoniak til luften, sandsynligvis en urenhed i NaHCO_3 eller Na_2CO_3 , og der sker udledning af salte til vandmiljøet.

Borsyre fremstilles ligeledes ud fra Colemanite. De første trin i produktionen er råstofudvinding, knusning og opløsning af borsalte. Opløsningen behandles med svovlsyre, og der dannes borsyre og udfældes gips. Gipsen filtreres fra:



Opløsningen afkøles, og borsyre udfældes og filtreres fra. Krystallerne omkrystalliseres, vaskes og tørres. Ved fremstilling af borsyre sker der udslip af svovldioxid til luften, af svovlsyre og borater til vandmiljøet. Den dannede gips deponeres (Ceuterick, 1993).

Tabel 42. Miljødata for borforbindelser fra vugge til fabriksport.

			Boraks	Borsyre
Energiforbrug (B)		GJ/t	10,9	10,6
Brændsler (B)	Kul	GJ/t	0,07	0,09
	Olie	GJ/t	9,67	9,38
	Naturgas	GJ/t	0,02	0,02
Emissioner				
Luft (B)	CO ₂	kg/t	773	789
	SO ₂	kg/t	4,52	6,21
	NO _x	kg/t	2,39	2,32
	VOC	g/t	0,33	0,39
Vand (B)	Borater	kg/t		30
	Svovlsyre	kg/t		0,092
Affald (B)	Volumen	kg/t	355 ¹⁾	935 ²⁾
	Farligt	g/t	0,082	0,097
Problematiske stoffer			Borforbindelser	Borforbindelser

1) Fortrinsvis kalk (350 kg).

2) Fortrinsvis gips (930 kg).

B: Datakvalitet, se appendiks 2.

Afgrænsning og datakvalitet

Data stammer fra litteraturen og er indsamlet i 1991. Råstoffer, råmaterialer og affaldsmængder er alle beregnet ud fra reaktionsligningerne. Der er angivet processpecifikke data som energiforbrug og emissioner til vand og luft. I kilden er der ikke angivet energikilder men et forbrug af energi (el og termisk energi), det antages her, at al termisk energi stammer fra forbrænding af

olie. Emissioner af svovlsyre og borater til vandmiljø er ikke omregnet til miljøeffekter.

Aluminiumhydroxid

Aluminiumhydroxid bruges som "brandhæmmer", idet det ved opvarmning afgiver vand og omdannes til aluminiumoxid.

Aluminiumhydroxid kan fremstilles ud fra bauxit, eller der kan benyttes et restprodukt, aluminiumhydroxidslam, som tørres til aluminiumhydroxid.

Tabel 43. Dekomponering af aluminiumhydroxid (Deutschen chemischen Gesellschaft, 1924).

Aluminiumhydroxid $\text{Al}_2\text{O}_3 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$ eller $\text{Al}(\text{OH})_3$	Afgiver vand ved 160 °C $\text{Al}_2\text{O}_3 \cdot \text{H}_2\text{O}$ dannes ved 200 °C
Aluminiumoxid Al_2O_3	Alt vand fjernet ved 850 °C Smelter ved 850-1000 °C

Fremstilling af aluminiumhydroxid

Aluminiumhydroxid $\text{Al}(\text{OH})_3$ er et mellemprodukt ved fremstilling af aluminiumoxid.

Mineralet bauxit ($\text{Al}_2\text{O}_3 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$) brydes, og der fremkommer store affaldsmængder. Bauxit knuses, aluminiumforbindelser opløses i en varm, basisk væske, og urenheder filtreres fra. Ved afkøling udkrystalliseres aluminiumhydroxid, som vaskes og tørres.

Tabel 44. Miljødata for aluminiumhydroxid fra vugge til fabriksport.

				Fra bauxit	Fra restprodukt ³⁾
Energiforbrug (A)		GJ/t		11,7	7,65
Brændsler(A)	Kul	GJ/t		1,44	0
	Olie	GJ/t		6,39	6,90
	Naturgas	GJ/t		1,35	0
Emissioner					
Luft (A)	CO ₂	kg/t		880	46
	SO ₂	kg/t		9,83	0,29
	NO _x	kg/t		2,64	0,47
	VOC	g/t		5,07	0
Vand (A)	COD	g/t		10	
Affald (A)	Volumen	kg/t		640 ¹⁾	0,35
	Farligt	g/t		5.570 ²⁾	0

1) Fortrinsvis bauxit residue (510 kg).

2) Fra fremstilling af bauxit (beregnet som 5,3 kg/t NaOH).

3) Data er beregnet ud fra, at vandet fjernes ved opvarmning med fuel oil i et anlæg med en virkningsgrad på 1.

A: Datakvalitet, se appendiks 2.

Aluminiumhydroxid fremstillet ud fra et restprodukt

Der undersøges om et restprodukt af aluminiumhydroxidslam kan anvendes som "brandhæmmer".

Aluminiumprodukter overfladebehandles, i denne behandling indgår en behandling med natriumhydroxid, som opløser aluminium. Opløsningen tilsættes svovlsyre, og der udfældes et slam af aluminiumhydroxid. Der undersøges, om dette slam kan benyttes som "brandhæmmer" i isoleringsproduktet Papiruld.

Tabel 45. Sammensætning af aluminiumhydroxidslam med 25 % tørstof (oplysninger fra NLM Combining ApS, 1999).

Aluminium	g/kg	280
Svovl	g/kg	38
Total nitrogen	g/kg	1,5
Total phosphor	g/kg	1,2
Nikkel	mg/kg	110
Bly	mg/kg	< 5,9
Cadmium	mg/kg	0,31
Kviksølv	mg/kg	1,2

Aluminiumhydroxid skal tørres enten naturligt eller i et tørringsanlæg. Til fjernelse af vandet skal der benyttes ca. 6.900 MJ pr. t aluminiumhydroxid.

Afgrænsning og datakvalitet

Der er medtaget miljødata for processerne fra udvinding af bauxit til fremstilling af aluminiumhydroxid. Der er givet data for forbrug af råstoffer, emissioner til luft og vand samt affaldsmængder pr. t Al(OH)₃. Data er givet af European Aluminium Association og må betragtes som repræsentative for det europæiske marked. Dataene er indsamlet i 1994 og præciseret i 1998 (Boustead, 1996).

Oplysninger om aluminiumhydroxidslam stammer fra en producent, der forhandler restprodukter til andre industrier. Data er oplyst i oktober 1999.

Ammoniumphosphater

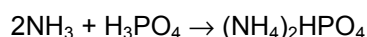
Ammoniumphosphater bruges som "brandhæmmer", idet de ved opvarmning fraspalter ammoniak og vand (Kirk-Othmer, 1996). Ammoniumphosphater er meget vandopløselige, relativt ustabile og kan afgive ammoniak ved stuetemperatur. I isoleringsprodukter af hørfibre bruges diammoniumhydrogenphosphat (DAP), som ved opvarmning fraspalter ammoniak og vand.

Tabel 46. Dekomponering af diammoniumhydrogenphosphat (Deutschen chemischen Gesellschaft, 1924).

Diammoniumhydrogenphosphat (NH ₄) ₂ HPO ₄	Afgiver NH ₃ ved 100-155 °C og omdannes til ammoniumdihydrogenphosphat
Ammoniumdihydrogenphosphat NH ₄ H ₂ PO ₄	Smelter og afgiver vand. Der dannes pyrophosphat (NH ₄) ₂ H ₂ P ₂ O ₇ og noget trimetaphosphat (NH ₄ PO ₃) ₃ . Ved 216 °C afgives NH ₃ og molforhold for NH ₃ :P ₂ O ₅ er 3:2. Ved 280 °C er molforhold for NH ₃ :P ₂ O ₅ 1:1.

Fremstilling af DAP

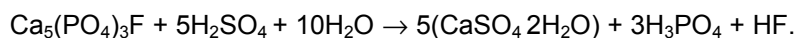
Diammoniumhydrogenphosphat fremstilles ud fra ammoniak og phosphorsyre.



Diammoniumhydrogenphosphat fremstilles ved at blande ammoniak med en opløsning af phosphorsyre. Reaktionen medfører varmeudvikling, og der fordampes vand. Der udfældes ammoniumphosphat, opslemningen tørres, og der tilsættes ekstra ammoniak under tørringen. Energiforbruget er ca. 1,5-1,75 GJ/t (VCH, 1991). Alle luftudslip vaskes med phosphorsyre for at undgå udslip af ammoniak. Den brugte phosphorsyre ledes tilbage i processen.

Ammoniak fremstilles ud fra kvælstof og hydrogen ved en katalytisk proces ved 450 °C. Energiforbruget til fremstilling af ammoniak er skønnet til 35 GJ/t (Hansen, 1995).

Phosphorsyre fremstilles ved opløsning af phosphatholdigt råstof, fx fluorapatit $\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3\text{F}$, i svovlsyre. Processen styres således, at der fremkommer gips:



Fluorapatit knuses og opløses i svovlsyren, gipsen udfældes og filtreres fra. Phosphorsyreopløsningen kan benyttes direkte til fremstilling af ammoniumphosphat. Energiforbruget til udvinding af malm er 2,9 GJ/t P_2O_5 , når råstoffet indeholder 32 % P_2O_5 . Energiforbrug til produktion af phosphorsyre er ca. 12,9 GJ/t P_2O_5 . Gassen fra processen vaskes med en kalkopløsning, hvorved en del af fluoriden udfældes som calciumfluorid. Fluoriden deponeres eller bruges i andre processer. Ved udvinding af phosphatholdigt råstof fremkommer der affald, fx udvindes der 5 t råmalm for at få 1 t råstof (14 % P_2O_5). I miljødataene for phosphorsyre indgår den støkiometriske mængde af råstoffet $\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3\text{F}$.

Svovlsyre kan fremstilles ud fra svovl. Svovlen forbrændes til svovldioxid og oxideres til svovltrioxid, der absorberes i en svovlsyreopløsning. Ved forbrænding af svovl, oxidation af svovldioxid og absorption af svovltrioxid i svovlsyreopløsningen fremkommer der varme, som udnyttes til fjernvarme. I dette projekt regnes der ikke med, at der bruges energi til fremstilling af svovlsyre. Svovlen er fremkommet ved afsøvling af råolie og betragtes derfor som et restprodukt.

Tabel 47. Miljødata for diammoniumhydrogenphosphat fra vugge til fabriksport.

Energiforbrug (B)		GJ/t	20,4
Brændsler (B)	Kul	GJ/t	
	Olie	GJ/t	18,4
	Naturgas	GJ/t	
Emissioner			
Luft (B)	CO ₂	kg/t	1.530
	SO ₂	kg/t	8,43
	NO _x	kg/t	4,46
	VOC	g/t	
Affald(B)	Volumen	kg/t	2.170 ¹⁾
	Farligt	g/t	0

1) Affald er gips (2.168 kg).

B: Datakvalitet, se appendiks 2.

Afgrænsning og datakvalitet

Fremstilling af diammoniumhydrogenphosphat, phosphorsyre, ammoniak og svovlsyre er beskrevet i opslagsværker og repræsenterer nogle almindeligt anvendte metoder. Forbrug af råstoffer og råmaterialer er beregnet ud fra støkiometrien. Litteraturen angiver energiforbruget, men ikke energikilder. Der er overalt regnet med et forbrug af fuel oil. Data er hentet fra litteratur, der er publiceret i 1990'erne, og må betragtes som retningsgivende for de pågældende processer.

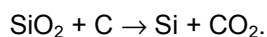
Silikoneharpiks

For at gøre perlite vandafvisende og mindre støvende anvendes silikoneharpiks, der udgør 0,2 % af produktet.

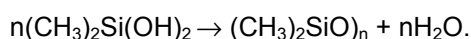
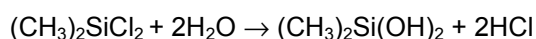
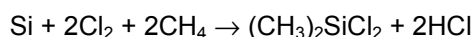
Tabel 48. Sammensætning af silikoneharpiks (Wacker-Chemie, 1997).

	Cas nr.	
Kaliummethylsilikonat	031795-24-1	42 %
Kaliumhydroxid	01310-58-3	3 %

Silikonater fremstilles ud fra silicium. Silicium fremstilles ud fra sand, ved at sandet ved høj temperatur reduceres til rent silicium i en ovn med grafitelektroder. Processen minder om fremstilling af aluminium, og ud fra en analogibetragtning kan det antages, at fremstilling af silicium har samme energiforbrug som fremstilling af aluminium: 190 GJ/t (Hansen, 1995):



Silicium reagerer med chlogas og naturgas til råsilan. Råsilan destilleres og opsplittes i de forskellige methylchlorsilaner:



Methylchlorsilaner reagerer med vand og polymeriseres. Energiforbruget til fremstilling af råmaterialer er 9 GJ/t og til polymeriseringen 85 GJ/t (Hansen, 1995).

Der anføres ikke miljødata for silikoneharpiks, da en beregning for produktet viser, at bidraget fra silikoneharpiks er meget lille.

Afgrænsning og datakvalitet

Beskrivelsen af fremstilling af silikoneharpiks er hentet fra brochurer fra producenten og fra litteraturen. Alle data er fra litteraturen og af orienterende art.

Appendiks 2 - Metoder, værktøjer og datakvalitet

I dette afsnit gives der en kort beskrivelse af livscyklusvurderinger. Livscyklusvurderinger opgør alle forbrug af råstoffer og emissioner til luft og vand samt fremkomne mængder af affald over bygningens livsforløb, dvs. fra vugge til grav. Som en del af livscyklusvurderingen omregnes forbrug af råstoffer til forbrug af ressourcer og emissioner til potentielle miljøeffekter.

I Danmark er der udviklet en model for livscyklusvurderinger, UMIP-modellen (Udvikling af Miljøvenlige IndustriProdukter). Denne model udnyttes i værktøjet BEAT 2000, som er tilpasset forholdene inden for bygge- og anlægssektoren.

Livscyklusvurderinger benyttes som underlag for beslutninger inden for miljøområdet. Det er derfor væsentligt at beskrive datakvaliteten af de anvendte data. I dette projekt gives der en beskrivelse af datakvaliteten efter samme principper, som er anvendt i *Miljørigtig projektering* (BPS-centret, 1998).

Livscyklusvurderinger

Livscyklusvurderinger opgør alle væsentlige miljøeffekter over hele livsforløbet. Livscyklusvurderinger kan derfor bruges til at udpege, i hvilke faser af livsforløbet de væsentligste miljøbelastninger finder sted, eller til at udpege hvilke materialer eller processer der bidrager mest til miljøbelastningerne.

En livscyklusvurdering opdeles i følgende faser:

- Formål og afgrænsning
- Opgørelse
- Miljøvurdering.

Formål og afgrænsning

I denne fase sker der en præcisering af formålet med livscyklusvurderingen og en afgrænsning af undersøgelsen. Formålet med dette projekt har været at indsamle miljødata for de valgte isoleringsprodukter over hele livsforløbet og beregne de væsentlige miljøeffekter. For bygge- og anlægssektoren er væsentlige miljøeffekter vist i tabel 49.

Tabel 49. Oversigt over vigtige ressourcer og miljøeffekter inden for bygge- og anlægssektoren (BPS-centret, 1998).

Kategorier		Ressourcer og miljøeffekter
Ressourcer	Tab af energiråstoffer	Tab af knappe fossile brændsler
	Tab af materialeråstoffer	Tab af knappe materialer
	Tab af vandressourcer	Tab af knappe vandreserver
	Tab af landskaber mm.	(Bl.a. som følge af råstofudvinding)
Sundhed	Effekter i arbejdsmiljøet	Flere effekter
	Effekter i indeklimaet	Flere effekter
	Effekter i det ydre miljø	Human toksicitet
Ydre miljø	Globale miljøeffekter	Drivhuseffekt
		Stratosfærisk ozonnedbrydning
		Fotokemisk ozondannelse
		Forsuring
		Nærings saltbelastning
		Persistent toksicitet
		Økotoksicitet
Effekter vedrørende affald		

Ved beregning af ressourceforbrug og miljøeffekter benyttes UMIP-modellen (Wenzel et al., 1996). I denne model indgår der ikke en metode til beregning af tab af landskab eller af sundhedseffekter i arbejdsmiljøet og i indeklimaet. Det er heller ikke muligt at beregne potentielle miljøeffekter ved bortskaffelse af affald, men der beregnes mængden af forskellige typer affald.

Opgørelse

Der indsamles data for hele livsforløbet fra vugge til grav, dvs. udvinding af råstoffer, fremstilling af byggematerialer, opførelse, drift, vedligehold og nedrivning af bygninger samt bortskaffelse af materialer.

Det er muligt at indsamle data for udvinding af råstoffer og for fremstilling af byggematerialer, dvs. data for de to første faser i livsforløbet af en bygning, medens det er betydeligt vanskeligere at skaffe gode data, der kan relateres til produkter for faserne drift, vedligehold og nedrivning af bygningen. Der må derfor bruges nogle generelle data for disse faser. De indsamlede data bruges til at beregne miljøpåvirkninger for hele livsforløbet, dvs. forbrug af råstoffer (materiale- og energiråstoffer), emissioner til luft og vand, mængder af affald, der deponeres, samt mængder af restprodukter (dvs. affald, der bruges i en anden produktion eller går til forbrænding).

Allokering

Ved nogle processer er det nødvendigt at fordele data ud på de enkelte produkter (allokering) fx:

- I processer, hvor der fremkommer flere produkter.
- Ved genanvendelse af produkter.
- Ved anvendelse af affald i en anden proces (restprodukter).

Det kan være vanskeligt at opstille regler for allokering. Det anbefales derfor i manualer for livscyklusvurderinger først at undgå allokering ved at opsplitte processen i flere delprocesser, eller ved sammenligning mellem alternativer at udvide systemgrænsen, således at systemet omfatter de samme produkter. I tilfælde, hvor allokering ikke kan undgås, må der tages stilling til, hvorledes denne allokering kan foregå, fx ud fra en fysisk sammenhæng, en økonomisk værdi af produktet eller en fordeling baseret på masse.

Processer, hvor der fremkommer flere produkter

Ved produktion af elektricitet i Danmark fremkommer der fjernvarme. Der skal derfor ske en allokering af miljødata til både elektricitet og varme. I dette projekt benyttes der gennemsnitsdata for fremstilling af elektricitet i EU, og da der ikke er nogen produktion af fjernvarme i EU, har det ikke været nødvendigt at foretage en allokering af miljødata til fjernvarme.

Genanvendelse af produkter

Ved genanvendelse af produkter er der regnet med, at førstegangsb brug bærer hele miljøbelastningen. Den lange levetid af produkterne gør det vanskeligt at vurdere, hvordan produkterne genbruges.

For råstoffer, råmaterialer og produkter, der kan benyttes som brændsel, udregnes brændværdien. Mængden af restprodukter beregnes og angives som en produktion, dvs. negativt forbrug.

Anvendelse af restprodukter

Der allokeres ikke miljødata til restprodukter, da disse tillægges en ringe økonomisk værdi. Dermed opfordres der til at øge brugen af disse.

Isoleringsprodukter af cellulosefibre fremstilles af brugte aviser, og isoleringsprodukter af hørfibre fremstilles af fibre, der opstår som affald ved fremstilling af tekstilfibre. Isoleringsprodukter af cellulosefibre og hørfibre fremstilles således ud fra restprodukter. Der tildeles derfor ingen miljødata til råmaterialerne, men der indsamles miljødata for bearbejdning af fibrene.

Miljøvurdering

Efter en opgørelse af miljøpåvirkningerne omregnes dataene til miljøeffekt-potentialer, der normaliseres og vægtes, inden den endelige vurdering finder sted.

En miljøvurdering består således af en klassificering af de enkelte miljøpåvirkninger, en karakterisering, en normalisering og en vægtning af de normaliserede miljøeffekter. Disse trin er indeholdt i livscyklusmodellen, UMIP, som anvendes i dette projekt.

Klassificering

Ved klassificering rubriceres de enkelte miljødata under de tilhørende miljøeffekter. Miljødata kan således bidrage til flere miljøeffekter, fx bidrager udledning af NO_x til forsurening, nærings saltbelastning, fotokemisk ozondannelse og human toksicitet.

Karakterisering

Ved karakterisering udregnes den maksimale miljøeffekt, et miljøeffekt-potentiale. Den virkelige miljøeffekt vil afhænge af forholdene, under hvilke det enkelte stof udsendes. Miljøeffekt-potentialet beregnes ved hjælp af effekt-faktor:

$$MP = Q \cdot EF$$

MP: Miljøeffekt-potentiale

Q: Emission pr. år

EF: Effektfaktor.

UMIP-modellen beregner energiressourcer og materialerressourcer og omregner emissioner til miljøeffekter som drivhuseffekt, nedbrydning af ozonlaget m.m., se tabel 50. Modellen beregner ikke miljøeffekter, som skyldes bortskaffelse af affald, men angiver mængden af forskellige typer affald, volumenaffald, farligt affald, slagge og aske samt radioaktivt affald.

Normalisering og vægtning

Ved normalisering sættes de udregnede miljøeffekter i forhold til den totale miljøeffekt beregnet pr. person pr. år i et referenceår, der også kaldes også normaliseringsreference. Der udregnes først miljøeffekter pr. leveår af produktet, dvs. der divideres med den forventede levetid for produktet, og dernæst divideres miljøeffekterne med normaliseringsreferencen. Herved fås det normaliserede miljøeffektpotentiale. Efter normaliseringen har alle enheden personækvivalent, PE.

Tabel 50. Oversigt over normaliseringsreferencer og vægtningsfaktorer for nogle udvalgte ressourcer i UMIP-modellen (Wenzel et al., 1996).

Ressourcer	Normaliseringsreference kg/person/år	Vægtningsfaktor år ⁻¹
<i>Energiressourcer</i>		
Olie	590	0,023
Kul	570	0,0058
Naturgas	310	0,016
<i>Metaller</i>		
Aluminium	3,4	0,0051
Bly	0,64	0,048
Jern	100	0,0085
Kobber	1,7	0,028
Mangan	1,8	0,012
Nikkel	0,18	0,019
Tin	0,04	0,037
Zink	1,4	0,050

Tabel 51. Oversigt over normaliseringsreferencer og vægtningsfaktorer for miljøeffekter i UMIP-modellen (Wenzel et al., 1996).

Miljøeffekt	Normaliseringsreference	Vægtningsfaktor
<i>Global</i>		
Drivhuseffekt	8.700 kg CO ₂ -ækv./person/år	1,2
Nedbrydning af ozonlaget	0,202 kg CFC11-kv./person/år	23
<i>Regional og lokal</i>		
Fotokemisk ozondannelse	20 kg C ₂ H ₄ -ækv./person/år	1,2
Forsuring	124 kg SO ₂ -ækv./person/år	1,3
Næringssaltbelastning	298 kg NO ₃ -ækv./person/år	1,2
Human toksicitet		1,1
- human toksicitet, luft	2,9·10 ¹⁰ m ³ luft/person/år	
Økotoksicitet		2,3
- vand, akut	3,8·10 ⁴ m ³ vand/person/år	
- vand, rensningsanlæg	4,9·10 ⁵ m ³ vand/person/år	
Persistent toksicitet		2,8
- human toksicitet, vand	2,3·10 ⁶ m ³ vand/person/år	
- human toksicitet, jord	6.700 m ³ jord/person/år	
- økotoksicitet, kronisk	4,2·10 ⁵ m ³ vand/person/år	
- økotoksicitet, jord	1,2·10 ⁵ m ³ jord/person/år	
<i>Affald</i>		
Volumenaffald	1.350 kg/person/år	1,1
Slagge og aske	350 kg/person/år	1,1
Farligt affald	20,7 kg/person/år	1,1
Radioaktivt affald	0,035 kg/person/år	1,1

Normaliseringsreferencerne har 1990 som referenceår.

Vægtningstfaktorerne beregnes ud fra henholdsvis forsyningshorisonten for ressourcforbrug og politisk fastsatte reduktionsmål for miljøeffektpotentialer for år 2000, jo skrapere den politiske målsætning er, jo større bliver vægtningstfaktoren. De normaliserede ressourcforbrug og miljøeffekter multipliceres med vægtningstfaktorer i tabel 51 og 52, hvorved ressourcerne får enheden personreserve (PR) og miljøeffekterne enheden målsat personækvivalent (PEM).

BEAT 2000 - et database- og opgørelsesværktøj

Edb-værktøjet BEAT 2000 anvendes til opgørelse af miljøpåvirkninger fra bygningsdele og hele bygninger og omregner miljøpåvirkninger til forbrug af ressourcer og miljøeffektpotentialer. BEAT 2000 baserer sig på UMIP-modellen. Til værktøjet hører en database, som indeholder miljødata for byggematerialer. Værktøjet er beskrevet i *Database og opgørelsesværktøj* (Petersen, 1998).

For et byggemateriale indtastes der således forbrug af råstoffer, råmaterialer og energi, emissioner til luft og vand samt mængde af affald, der deponeres, brændes eller genbruges.

For bygningsdele angives der mængde af materialer, som indgår i bygningsdelen ved opførelse, og mængde af materialer der bruges i forbindelse med vedligehold af bygningsdelen samt mængde af affald, der opstår ved nedrivning af bygningsdelen.

Datakvalitet

Det er vigtigt, at der med data følger en beskrivelse af datakvaliteten. Internationale standarder angiver, at der bør stilles krav til datakvalitet, metoder for indsamling og bearbejdning af rådata.

Datakvaliteten er afhængig af, hvorledes dataene fremskaffes. I dette projekt er der anvendt produktspecifikke data til fremstilling af isoleringsprodukter, generiske data for fremstilling af kemikalier og støtrefibre samt standarddata for transport og for forbrændingsprocesser.

De produktspecifikke data er indsamlet ved interviews af producenter. Data for fremstilling af kemikalier og støtrefibre er hentet fra litteraturen, rapporter, branchespecifikke undersøgelser og kemiske opslagsværker. Der er anvendt standarddata fra databasen tilknyttet værktøjet BEAT 2000.

Tabel 52. Parametre for datakvalitet og krav til beskrivelse af denne.

Parametre	ISO 14041	Produktspecifikke data	Generiske data	Standarddata
Repræsentativitet	Mht. til geografisk område.	Gælder for det specifikke produkt.	Der anføres geografisk område, som data gælder for.	Der anvendes data fra By og Bygs database ¹⁾
	Mht. til tidsperiode.	Årsgennemsnit.	Årstal for indsamling af data eller årstal for kilden.	
	Mht. til teknologi.	Processerne beskrives.	Hovedprocesser beskrives.	
Fuldkommenhed	Et mål hvor fuldstændige data er.	Mangler i data beskrives.	Mangler i data beskrives.	
Konsistens	Et mål for ensartethed mht. anvendte metoder og regler.	Rådata bearbejdes efter samme regler.	Data bearbejdes efter samme regler.	
Reproducerbarhed	Et mål for om det er muligt at reproducere resultaterne.		Der anføres, om der er foretaget "critical review" af kilden.	
Præcision	Varians	Der angives, om data er målt, beregnet, skønnet, om muligt anføres usikkerhed.	Der angives, om data er målt, beregnet, skønnet, om muligt anføres usikkerhed.	

1) Datakvaliteten er beskrevet i Håndbog for miljørigtig projektering (BPS-centret, 1998).

For brugere af data er der behov for en samlet vurdering af datakvaliteten. I *Miljørigtig projektering* er der anvendt tre klasser for datakvaliteten, A, B eller C:

- Klasse A Data tilstrækkelige til en kortlægning af produkternes miljømæssige betydning.
- Klasse B Data kan benyttes, men ved væsentlige bidrag skal der tages hensyn til oplysningerne om datakvaliteten.
- Klasse C Data kan benyttes til en første oversigt, men ved væsentlige bidrag bør der indhentes nye oplysninger.

Tabel 53. Kriterier for datakvalitet (BPS-centret, 1998).

	A	B	C
<i>Repræsentativitet</i>			
Geografi	For produktet	For produktgruppe	Kan ikke vurderes
Teknologi	For produktet	For produktgruppe	Kan ikke vurderes
Tid	Efter 1990	1980-1990	Før 1980
<i>Fuldkommenhed</i>	Enkelte mangler	Enkelte mangler	Væsentlige mangler
<i>Præcision</i>			
Fremskaf. af data	Målte data	Beregnet, skønnet	Skønnet
Variation og usikkerhed	< 25 % afvigelse	25-100 % afvigelse	Ved ikke

For de indsamlede data er der under de enkelte produkter og materialer beskrevet datakvaliteten fx mangler i data, kildeangivelser, oplysninger om dataene er målt, beregnet eller skønnet samt i hvilken tidsperiode, dataene er indsamlet.

Appendiks 3 - Fåreuld

Der markedsføres ikke i Danmark produkter af fåreuld. Her medtages derfor kun sammensætning af produkterne.

Tabel 54. Oversigt over produkter af fåreuld.

Produkt	Sammensætning	
Ruller	Herawool- NF 040	96 % fåreuld 2-4 % borforbindelser 1 % urinstof
Plader	Herawool- BF 040	82 % fåreuld 14 % polyester 2-4 % borforbindelser 1 % urinstof
Plader	Herawool - NAP	96 % fåreuld 2-4 % borforbindelser 1 % urinstof

Fåreulden har en meleret farve og kan derfor ikke benyttes til tekstiler. Der tilsættes borsalte for at forbedre brandmodstanden og urinstofderivat for at undgå mølangreb.

Tabel 55. Tilsætninger til produkter af fåreuld (oplysninger fra Heraklith, 1998-1999).

Produkt		Cas nr.	Funktion
Herawool-N	1,5 % H ₃ BO ₃	10043-35-3	Brandhæmmer, biocid
	1,5 % Na ₂ B ₄ O ₇ 10H ₂ O	1303-96-4	Brandhæmmer, biocid
	< 1 % Urinstof		Hæmmer mølangreb
Herawool-B	1,5 % H ₃ BO ₃	10043-35-3	Brandhæmmer, biocid
	1,5 % Na ₂ B ₄ O ₇ 10H ₂ O	1303-96-4	Brandhæmmer, biocid
	< 1 % Urinstofderivat ¹⁾	??	Hæmmer mølangreb

1) Der tilsættes urinstofderivat, der indeholder 58 % propylenglykol.

Producenten har fået foretaget analyser af produkterne, der er analyseret for organochlorpesticider incl. pentachlorphenol, organophosphorpesticider, pyrethroid. Alle stofferne er under detektionsgrænse med undtagelse af pesticider, β-HCH og γ-HCH med et indhold på henholdsvis 0,06 mg/kg og 0,02 mg/kg.

Appendiks 4 - Økotoksicitetsdata

Tabel 56. Toksicitetsdata brugt til vurdering af miljøfarlighed af organiske stoffer.

Stof	Akvatisk toksicitet	Letnedbrydelig	Vanskelig nedbrydelig	Bioakkumulerbarhed	Score
Navn	LC50, mg/l	Ja/nej	Ja/nej	BCF/Log P _{ow}	A, B eller C
n-Heptan	1,5	Nej	?	?/4,7	A
n-Oktan	0,4	Ja	?	776-5129/5,2	C
n-Pentadekan	0,01	Nej	Ja	7,2	B
Cyclohexan	2,0	Nej	?	?/3,1-3,8	A
Methylcyclohexan	1,5	Nej	?	237/3,9	A
Toluen	6,3	Ja	?	?/2,7	C
Xylen	0,6	Ja	?	?/2,77-3,2	C
α-pinen	0,3	Nej	?	?/4,1	B
Lindan	0,13	Nej	Nej	1400/3,5	A

Når man skal gennemføre miljørigtigt byggeri er det nødvendigt at have adgang til miljødata for materialerne der knytter sig til produktet gennem hele dets livsforløb. I denne rapport præsenteres kvantitative miljødata for fremstilling af isoleringsprodukter. Det drejer sig om løsfyldsprodukter af cellulosefibre, ruller og plader af hør samt produkter af perlite. Rapporten viser også, hvordan disse data kan benyttes til at beregne miljøbelastninger for hele bygningsdele. Desuden gives en kvantitativ vurdering af produkternes miljøpåvirkninger af indeklimaet og ved bortskaffelse.

1. udgave, 2001

ISBN 87-563-1095-1

ISSN 1600-8022