

Miljøvurdering af nye betontyper

Jørn Bødker
Teknologisk Institut

Miljøstyrelsen vil, når lejligheden gives, offentliggøre rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, finansieret af Miljøstyrelsens undersøgelsesbevilling.

Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter.

Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

Indhold

FORORD	5
SAMMENFATNING OG KONKLUSIONER	7
SUMMARY AND CONCLUSIONS	9
1 PROBLEMSTILLING OG FORMÅL	11
2 LITTERATURSTUDIE	13
2.1 PRODUKTION AF CEMENT OG BETON I DANMARK	13
2.2 KARBONATISERINGENS KEMI	14
2.3 CO ₂ -OPTAG	16
2.4 TESTMETODER	17
2.4.1 <i>Test på blokke</i>	17
2.4.2 <i>Test på pulveriseret materiale</i>	17
2.4.3 <i>Test på granuleret materiale</i>	18
2.5 UDVASKNING FRA BETON	18
3 FORSØGSOPSTILLING OG MÅLEMETODER	21
4 RESULTATER	23
5 DISKUSSION	27
6 KONKLUSION	33
7 REFERENCER	35
8 BILAG: ANALYSERESULTATER	37

Forord

Denne rapport er en del af "Produktområdeprojekt vedrørende beton-produkter", som finansieres af Miljøstyrelsen. I Produktområdeprojektet er der udarbejdet en handlingsplan over miljøundersøgelser- og udviklingsprojekter i forbindelse med beton, som derefter er blevet sat i gang.

Moderne betontyper indeholder ofte forskellige industrielle affaldsprodukter som fx flyveaske. Man må forvente, at de betonkonstruktioner, der bygges i dag, ad åre vil skulle rives ned, og betonen genbruges fx til vejbelægning eller lignende.

Formålet med denne undersøgelse er derfor at afklare, om den moderne beton, der bruges i dag, i fremtiden i forbindelse med et evt. genbrug vil give anledning til uacceptable miljøproblemer.

Projektets målgruppe er især betonproducenter af såvel elementer som af færdigbeton. Sekundær målgruppe er bygherrer til betonbyggeri.

Projektets parter er Teknologisk Institut, Betonindustriens Fællesråd og Ålborg Portland A/S, og følgende virksomheder og institutioner har været repræsenteret i følgegruppen:

Teknologisk Institut	Mette Glavind
Betonindustriens Fællesråd	Poul Erik Hjorth, Betonelement-Foreningen Jacob Hougaard Hansen, Dansk Byggeri (indtil maj 2006) K. Bernth Eriksen, 4K-Beton A/S (indtil februar 2006)
Dansk Byggeri	Kjeld Almer Nielsen. Fra 1/12 2005 repræsenteret af Niels Nielsen
Ålborg Portland A/S	Jesper Sand Damtoft, Ålborg Portland A/S
Betonproducenter	Erik Fredborg, H+H, nu Expan A/S Gunnar Hansen, Leo Nielsen, nu Guldborgsund Elementfabrik A/S
Byggepanelet*	Ninkie Bendtsen, Erik K. Jørgensen A/S
Miljøstyrelsen	Inge Werther og Gert Sønderkov Hansen

* Miljøstyrelsens sekretær til at koordinere Byggepanelets projektaktiviteter

Indsamling af informationer og de kemiske analyser er udført af Teknologisk Institut. Dansk Hydraulisk Institut har stået for at udryste og filtrere eluater fra udvaskningsforsøg. Der har i projektet været en aktiv deltagelse fra betonindustrien, som har leveret betonprøver med de forskellige sammensætninger.

Sammenfatning og konklusioner

I forbindelse med moderne beton anvendes en række industrielle restprodukter til erstatning af en del af klinkerne i cementen. Der er især tale om flyveaske fra kulfyrede kraftværker, men også mikrosilika og aske fra forbrænding af spildevandsslam har været anvendt som tilsætning til beton.

For at klarlægge om denne anvendelse af industrielle restprodukter sidst i betonens livscyklus vil give anledning til uforudsete miljøproblemer, er der i denne undersøgelse gennemført en række test af udvaskningen af tungmetaller fra forskellige betontyper. Disse betontyper omfatter følgende passive betoner, dvs. beton til indendørs brug: En såkaldt håndværkerbeton uden restprodukter, en beton med flyveaske og mikrosilika, en beton med flyveaske og en beton med slamaske. Desuden er medtaget to slamaskebetoner til aggressiv miljøklasse, dvs. til udendørs brug, fx broer.

Alle betontyper er blevet karbonatiseret ved en accelereret metode. Ved karbonatisering optager betonen kultveilte fra luften. Dette har stor betydning for udvaskning af tungmetaller fra betonen. I hvor høj grad den accelererede karbonatisering er repræsentativ for aktuelle forhold er uklart.

Både karbonatiserede og ikke-karbonatiserede betoner er blevet testet for udvaskning efter bachudvaskningstest CEN prEN 12457-3 med et væske faststofforhold L/S på 2 l/kg. Denne metode foreskrives i den danske "Bekendtgørelse om genanvendelse af restprodukter og jord til bygge- og anlægsarbejder, Bek. nr. 655 27/06/2000". Udvasningstesten er relativ overkommelig rent økonomisk, og den er velegnet til at sammenligne forskellige typer restprodukter og jord. Endelig har myndighederne i ovennævnte bekendtgørelse angivet en række grænseværdier for koncentrationer i eluatet, der relaterer sig netop til denne test.

Nærværende undersøgelse omfatter et meget lille datamateriale, og da mekanismerne i forbindelse med udvaskning tilsyneladende er meget komplekse, er det svært at drage klare konklusioner. Det anbefales derfor, at der gennemføres opfølgende undersøgelser for at tilvejebringe det nødvendige datagrundlag til at kunne fremkomme med klare konklusioner.

Metallerne i beton opfører sig vidt forskelligt. Visse metaller fikseres i ny og ikke-karbonatiseret beton (krom, vanadium og antimon), medens andre fikseres i ældet og karbonatiseret beton (bly og barium). Dette er i overensstemmelse med andre undersøgelser vedrørende udvaskning af beton.

Undersøgelserne tyder på, at de nye betontyper med flyveaske, mikrosilika og slamaske sammenlignet med traditionelle betoner ikke vil give anledning til forøget udvaskning fra nedbrudt beton i fremtiden.

En enkelt prøve af karbonatiseret beton af lav styrke viser en lille overskridelse af kravene til kategori 3 i Bekendtgørelse nr. 655 af 27/06/2000 om genanvendelse af restprodukter og jord til bygge- og anlægsarbejder. Dette bør underkastes yderligere undersøgelser.

Summary and conclusions

Industrial residues are utilized in modern concrete as a substitute for a part of the clinker content in the cement. Especially fly ash from coal-fired power plants and mikrosilica have been used. Ash from incinerating sludge from wastewater treatment plants has also been utilized as a substitute to cement in concrete.

This utilization of industrial residues could possibly give rise to environmental problems at the end of the lifecycle of the concrete. In order to shed light on this, a series of tests of leaching of heavy metals from a number of different types of concrete has been carried out. The following types of passive concretes for indoor use were tested : an ordinary concrete without any residues, a concrete with fly ash and mikrosilica, a concrete with fly ash, and a concrete with ash from sludge incineration. Furthermore, two types of concrete with sludge ash from the aggressive environmental class (for outdoor use) were included in the tests.

All samples of concrete were carbonised in an accelerated way under laboratory conditions. During carbonation the concrete takes up carbon dioxide from the air. This seems to have a great impact on the leaching of heavy metals from the concrete. To which extent this accelerated carbonation of concrete is representative for the real situation is not clear.

Both carbonized and non-carbonized samples of concrete were put through the batch leaching test CEN prEN 12457-3 with a liquid-to-solid ratio L/S of 2 l/kg. This method is prescribed in the Danish government Statutory Order on utilization of residues and soil for construction works no. 655 27/06/2000. The test is economically acceptable to carry out, and it is well suited to comparing different types and residues and polluted soils. Furthermore, in the above Statutory Order the Danish authorities have established a number of limit values for concentrations of heavy metals released in this precise test.

This investigation covers a very small number of concrete samples, and since the mechanism of leaching is obviously very complicated, it is difficult to draw any clear conclusions. It therefore must be recommended to carry out further investigations in order to make it possible to draw a more unambiguous conclusion.

The heavy metals in concrete behave very differently. Some metals are fixed in new and non-carbonised concrete (chromium, vanadium, and antimony), while others are fixed in old concrete (lead and barium). These findings are in line with other reports regarding leaching from concrete.

The results of the investigation indicate that, compared to ordinary concrete without such constituents, the new types of concrete containing fly ash, mikrosilica, and sludge ash do not exhibit increased leaching of heavy metals at the end of the lifecycle of the concrete.

A single sample of carbonized concrete with low strength, however, slightly exceeded the limit values given in the Danish government Statutory Order on utilization of residues and soil for construction works no. 655 27/06/2000. This should be investigated further.

1 Problemstilling og formål

Der anvendes i dag mange typer industrielle restprodukter i forbindelse med fremstilling af beton. Foruden økonomiske fordele er der også en lang række miljømæssige fordele forbundet med anvendelsen af disse restprodukter. Mange af de restprodukter, der anvendes i dag, eller som det kan komme på tale at anvende fremover, kan til en vis grad erstatte klinkerne i cementen i beton. Især i de situationer hvor det er muligt at reducere klinkerindholdet, er der potentiale for en positiv miljøeffekt, idet man derved reducerer den med fremstillingen af cementforbundne udledning af CO_2 .

Også ved anvendelsen af mere inaktive restprodukter er der en klar miljøfordel, idet man dels undgår at deponere restprodukterne og dels undgår at opgrave nye naturressourcer. Anvendelse af industrielle restprodukter til cement og beton har bl.a. været underkastet detaljerede undersøgelser i centerkontrakten "Grøn beton", der blev gennemført 1998-2002.

I dag anvendes der store mængder flyveaske fra kulfyrede kraftværker ved fremstilling af beton. Flyveasken anvendes både som råvare i forbindelse med fremstilling af cement på cementfabrikker og som direkte additiv ved fremstilling af såvel færdig beton som ved fremstilling af betonelementer. Som grov tommelfingerregel kan en mindre del af cementen erstattes af ca. den dobbelte mængde flyveaske.

I de seneste år har der desuden været anvendt relativt store mængder microsilika, som er et affaldsprodukt fra fremstilling af silicium eller ferrosilicium. På grund af stigende priser på microsilika er denne anvendelse imidlertid reduceret på det seneste.

Foruden flyveaske fra kulfyrede værker og mikrosilika har der været gennemført forsøg med en række andre affaldsprodukter, som muligvis til en vis grad kunne erstatte en del af cementen i beton. I denne forbindelse har aske fra forbrænding af almindelig spildevandsslam været nævnt som et interessant materiale.

De industrielle restprodukter, som der tilsættes betonen, indeholder varierende mængder af uorganiske forbindelser. Især er der fokus på tungmetallerne og risikoen for udvaskning af tungmetallerne til miljøet, herunder især til grundvandet.

Formålet med denne undersøgelse er derfor at afklare, om "moderne" betontyper med industrielle restprodukter sidst i betones livscyklus vil kunne udvaske væsentlig større mængder tungmetaller, end der vil kunne udvaskes fra almindelig "gammeldags" beton fremstillet kun på basis af cement, sand og grus.

Beton er relativt alkalisk og vil derfor med tiden reagere med kultveilte i atmosfæren. Derved optages en stor del af den kultveilte, som der er blevet udsendt ved brænding af den i betonen indgående cement. Dette er i øvrigt en positiv miljøeffekt ved beton, som ofte overses. Et nyligt afsluttet nordisk

projekt "CO₂ uptake during the concrete life cycle" har frembragt ny dokumentation for denne effekt.

Denne optagelse af CO₂ eller karbonatisering vil med tiden ændre betonens kemiske sammensætning, og den vil fx ændre pH-værdien i betonen dramatisk.

Karbonatiseringen går relativt langsomt, men da denne undersøgelse fokuserer på udvaskning af tungmetaller i den sidste fase af betones livscyklus, hvor den er såvel meget gammel som sandsynligvis nedknust, er det relevant at se på udvaskningen af tungmetaller fra såvel karbonatiseret som ikke karbonatiseret beton.

2 Litteraturstudie

2.1 Produktion af cement og beton i Danmark

Der blev i 2003 produceret 2,5 mio. tons Portlandcement i Danmark (Aalborg Portland), hvoraf 47 % blev eksporteret. Herudover importeredes der ifølge Danmarks Statistik 0,192 mio. tons Portlandcement til Danmark i 2003. I alt må der således have været anvendt 1,517 mio. ton Portlandcement i Danmark i 2003.

Langt den overvejende del af Portlandcement anvendes til fremstilling af beton, mens en mindre del anvendes i kalkcementmørtler og i diverse tør-blandede produkter.

De tre største brancheforeninger i Danmark inden for betonfremstilling er Betonelement-Foreningen, Dansk Beton Industriforening og Fabriksbetonforeningen. Fabriksbetonforeningen dækker producenter af færdigblandet beton, som leveres med betonbil (kanon). Betonelement-Foreningen omfatter producenter af huldæk samt diverse typisk blødstøbte betonelementer. Dansk Beton Industriforening omfatter primært producenter af betonvarer såsom belægningssten, men også letklinkerbetonelementer hører under denne kategori.

I tabel 2.1, 2.2 og 2.3 er produktionsdata for år 2003 fra medlemmerne af de tre brancheforeninger angivet. Det skønnes, at de tre brancheforeninger hver især repræsenterer ca. 85 % af betonproduktionen (ref.: NICE project "CO₂-uptake during concrete life cycle").

Tabel 2.1 Betonelementproduktionen i 2003 ifølge Betonelementforeningen

Element type	Produktion (ton)	Beton (m ³)
Huldæk	318.329	132.637
Andre dæk	56.471	23.530
Tag	59.452	24.772
Vægge	261.460	108.942
Facader	141.565	58.985
Søjler/Bjælker	57.604	24.002
Andre dæk -altaner	87.818	36.591

Alle de i tabel 2.1 nævnte typer af betonelementer støbes med beton af "høj" kvalitet, idet v/c-tallet er 0,45 eller mindre. Der anvendes cement af typen basiscement (CEM II/A-LL 52,5 R(IS/LA/2)), som er en Portlandcement med ca. 15 vægt% fintformalet kalksten. Alle betonelementrecepter indeholder 340-360 kg/m³ cement. Huldæk støbes med jordfugtig beton i en kontinuert

ekstruderingsproces, mens alle øvrige elementer støbes med plastisk beton, ofte i form af selvkompakterende beton. Varmehærdning anvendes i udstrakt grad.

Tabel 2.2. Produktionen af betonvarer i 2003 ifølge BIH. NICE project "CO₂-uptake during concrete life cycle"

2003	Binder-forbrug (1000 tons)	Beton (m ³)	Beton (m ²)	Eksposering
Belægningssten	270	771.429	12.854.143	Udendørs
Blokke	60	171.429	2.857.143	I jord
Elementer	109	311.429	5.190.476	Indendørs
Rør etc.	24	68.571	1.142.857	I jord/i vand
Andre	35	100.000	1.666.667	Indendørs/udendørs
Bindertype *	B			
* A=Pure Portland-cement, B=Portland-cement+andre pulvere			Tykkelse 0,06 mm	

Betonvarer støbes hovedsagelig med jordfugtig beton med et lavt vandcementtal (< 0,45). Der anvendes enten basiscement (CEM II/A-LL 52,5 R (IS/LA/2)) eller rapidcement CEM I 52,5 N (MS/LA/2). Ofte anvendes der også flyveaske i blandingerne. Cementindholdet ligger på ca. 350 kg/m³. Betonvarer udstøbes ved presning i form. Betonemnerne er umiddelbart formstabile og dampvarmeværdes, inden de stilles på lager.

Fabriksbeton adskiller sig fra elementbeton og betonvarer ved, at der er meget større variationer i de anvendte betonrecepter. Således fremstilles færdigblandet beton med vandcementtal på mellem 0,35 og 1,00. Cementindholdet varierer fra ca. 100 til ca. 350 kg/m³. Til fabriksbeton anvendes også alt efter anvendelsen af betonen forskellige cementtyper, dog er rapidcement den mest anvendte.

Tabel 2.3. Produktionen af fabriksbeton i Danmark i 2003 ifølge ERMCO's årsstatistik

Styrkeklasse	2003 (% af total produktion)
< 15	10
15-25	45
25-35	45
>35	5
Cementforbrug (mio. tons)	0,53

2.2 Karbonatiseringens kemi

Frisk beton består af Portlandcement, tilslag (sand og sten) og vand. Herudover vil beton i Danmark ofte indeholde flyveaske, mikrosilika og kemiske tilsætningsstoffer.

Når betonen hærder, skyldes det, at cementen reagerer med vandet under dannelse af forskellige calciumforbindelser – hydratiseringsprodukter. Alle de dannede calciumforbindelser er stabile ved højt pH, mens de nedbrydes ved lavt pH.

Ved karbonatisering af beton forstås et svagt surt angreb på betonen forårsaget af atmosfærisk CO_2 eller sjældnere kulsurt vand (blødt vand). Atmosfærisk CO_2 opløses i betonens porevæske, som danner karbonat-ioner, idet pH er højt. Karbonat-ionerne vil reagere med calciumforbindelserne dannet ved cementens hydratisering og danne calciumkarbonat.

I tabel 2.4 er lidt forenklet vist, hvordan cementpastaens sammensætning ændrer sig gennem de forskellige faser af karbonatisering (Ref: NICE project "CO₂-uptake during concrete life cycle").

Tabel 2.4. Ændringer i cementpastaens sammensætning under karbonatisering. CH er calciumhydroxid, CC er calciumkarbonat, CSH er calciumsilikathydrat, AFt er ettringit (Tri-calcium-aluminium-sulfat-32hydrat), AFm er monosulfat (Tetra-calcium-aluminium-sulfat-12hydrat), SH er SiO_2 -hydrat

Intakt	Fase 1	Fase 2	Fase 3	Fase 4 (Karbonatiseret – phenolphthalein omslag)
CH				
C-S-H	C-S-H	C-S-H	C-S-H	SH (med lidt CaO)
	CC	CC	CC	CC
AFm	AFm		Al (OH) ₃	Al (OH) ₃
AFt	AFt	AFt	FeO(FeOH)	FeO(FeOH)
		Karboaluminat	Karboaluminat	Ca(SO ₄) ₂ H ₂ O
pH>12,5	pH<12,5	pH< 11.6	pH<10.5	pH< 10

Karbonatiseringsprocessen er diffusionskontrolleret og kan tilnærmelsesvis beskrives ved følgende ligning:

$$d_c = k\sqrt{t} \quad (1)$$

hvor,

d_c = karbonatiseringsdybde

k = hastighedsfaktor

t = tid

Hastighedsfaktoren bestemmes primært af betonens kvalitet samt det miljø, som betonen er eksponeret for. Betonens kvalitet kan langt hen ad vejen beskrives ved betonens styrke, som ofte er omvendt proportional med betonens vandcementtal (vægt af vand i beton divideret med vægt af cement i beton). Jo lavere v/c-tal, større styrke og højere kvalitet en beton har, des langsommere vil karbonatiseringen ske.

Miljøet, som beton udsættes for, har stor betydning for karbonatiseringshastigheden. Således er karbonatiseringshastighed lav i såvel meget vådt som meget tørt miljø. I meget vådt miljø sker diffusion ind i beton meget langsomt, idet alle betonens mikroporer er vandfyldte, hvorfor diffusionen sker som væske-diffusion, som er en relativt langsom proces. I meget tørt miljø hæmmes karbonatisering ved, at der simpelthen ikke er vand

til stede til at omdanne CO_2 til karbonat-ioner. Effekten af overfladebehandling i form af maling, tapet etc. er ikke kendt. Ydermere er det hovedsageligt betoner til indendørs brug (passiv miljøklasse), som overfladebehandles. Da der som nævnt kun er begrænset kendskab til karbonatiseringshastigheden af betoner i passiv miljøklasse, udgør overfladebehandling en parameter, som øger usikkerheden med hensyn til vurdering af det totale CO_2 -optag over tid.

Som eksempler kan nævnes, at anlægskonstruktioner (fx motorvejsbroer og marinekonstruktioner) vil karbonatisere meget langsomt, mens indendørs vægelementer af letklinkerbeton og tørre fundamenter/gulve vil karbonatisere hurtigt.

Karbonatiseringsdybden af beton måles som regel ved at påsprøjte betonen en opløsning af pH-indikatoren phenolphthalein. Karbonatiseret beton vil være farveløst, mens "ukarbonatiseret" beton vil være pink. Undersøgelser har vist, at ca. 75 % af cementens oprindelige CaO er karbonatiseret ved phenolphthaleinomslog. For karbonatiseret beton kan CO_2 -optaget således beregnes som (Ref: NICE project "CO₂-uptake during concrete life cycle"):

$$\text{CO}_2\text{-optag} = a = 0.75 \times C \times \text{CaO} \times \frac{M_{\text{CO}_2}}{M_{\text{CaO}}} \text{ (kg / m}^3\text{)} \quad (2)$$

C, er massen af Portlandcement (klinker) pr. m³ beton

CaO, er massefraktionen af CaO i cementen

M, molærmassen (af CO_2 henholdsvis CaO).

En stor del (mere end 90 %) af beton bliver genbrugt i Danmark. Genbruget finder stort set udelukkende sted ved nedknusning og efterfølgende anvendelse af det knuste materiale som stabilgrus. Ved nedknusning af beton sker der en mangedobling af den tilgængelige overflade, hvilket betyder, at karbonatiseringshastigheden alt andet lige forøges kraftigt.

Det skal nævnes, at karbonatisering inden for betontechnologien traditionelt set er et uønsket fænomen, idet den elektrokemiske passivering af betons armering forsvinder, når beton karbonatiserer. Denne beskyttelse er naturligvis kun nødvendig for armeret beton, og i mange tilfælde vil karbonatisering af indendørs beton ikke give problemer med armeringskorrosion inden for konstruktionens levetid, idet fugtforholdene betinger en meget langsom korrosionshastighed. For uarmeret beton kan karbonatisering ofte være gavnlig, fordi den øger betonens styrke.

Undersøgelser af karbonatisering har primært koncentreret sig om de ca. 30 % af betonerne, hvor der er risiko for armeringskorrosion. Der er derfor kun lidt viden om karbonatisering af den største del af betonvolumenet.

2.3 CO_2 -optag

CO_2 -optaget i beton kan udregnes ved hjælp af ligning 1. K-værdien for de enkelte betontyper og eksponeringsklasser tages fra tabel 2.5:

Tabel 2.5. Hastighedskoefficient for karbonatisering af beton (NICE project "CO₂-uptake during concrete life cycle")

Styrke	< 15 MPa	15-20 MPa	25-35 MPa	> 35 MPa
Udendørs	5 mm/ $\sqrt{\text{år}}$	2.5 mm/ $\sqrt{\text{år}}$	1.5 mm/ $\sqrt{\text{år}}$	1 mm/ $\sqrt{\text{år}}$
Udendørs, beskyttet	10 mm/ $\sqrt{\text{år}}$	6 mm/ $\sqrt{\text{år}}$	4 mm/ $\sqrt{\text{år}}$	2.5 mm/ $\sqrt{\text{år}}$
Indendørs	15 mm/ $\sqrt{\text{år}}$	9 mm/ $\sqrt{\text{år}}$	6 mm/ $\sqrt{\text{år}}$	3.5 mm/ $\sqrt{\text{år}}$
I vand	2 mm/ $\sqrt{\text{år}}$	1.0 mm/ $\sqrt{\text{år}}$	0,75 mm/ $\sqrt{\text{år}}$	0,5 mm/ $\sqrt{\text{år}}$
I jord	3 mm/ $\sqrt{\text{år}}$	1.5mm/ $\sqrt{\text{år}}$	1.0 mm/ $\sqrt{\text{år}}$	0.75mm/ $\sqrt{\text{år}}$

Nye undersøgelser i det nordiske projekt "CO₂-uptake during concrete life cycle" har vist, at knust beton karbonatiserer relativt hurtigt, formodentlig på grund af den væsentlige forøgelse af den eksponerede overflade. Under accelererede forsøgsbetingelser, 0,3 – 3,5 % CO₂ og 55 % relativ luftfugtighed, kan ikke-karboniseret beton karbonatiseres til 75 % af cementens CaO-indhold i løbet af uger. Dette indikerer, at det er realistisk at regne med, at 75 % af al cementens klinker-CaO karbonatiseres inden for en kort årrække efter nedrivning og nedknusning af beton.

Set i geologisk perspektiv vil al CO₂ afgivet som følge af kalcinering under Portlandcementfremstilling blive optaget i mineralfaser igen.

2.4 Testmetoder

Der findes et utal af metoder til vurdering af risikoen for udvaskning af miljøfremmede stoffer fra industrielle affaldsprodukter og forurenede jord. I de enkelte lande verden over er der udviklet en række nationale metoder. Især i Holland har man i flere år arbejdet med udvaskningstest, og man har i Holland det såkaldte "Building Material Decree", hvor der stilles krav til den tilladte udvaskning af miljøfremmede stoffer fra byggematerialer.

De forskellige testmetoder kan typisk opdeles i tre kategorier:

2.4.1 Test på blokke

I denne test som fx den Hollandske test NEN 7345 udstøbes en betonblok, som placeres i en vaskevæske. På denne måde testes, hvor store mængder miljøfremmede stoffer der diffunderer ud gennem overfladen på en færdig konstruktion.

Denne test er særlig relevant i forbindelse med at vurdere den potentielle udvaskning af fx tungmetaller fra konstruktioner tidligt i deres livscyklus, medens de stadig er i funktion og før nedrivning.

2.4.2 Test på pulveriseret materiale

I denne type test som fx den Hollandske test NEN 7341 pulveriseres prøven fuldstændigt til meget lille kornstørrelse, og prøven udvaskes med vand og fortyndet salpetersyre.

Denne test er relevant til at fortælle om de maksimale mængder, fx tungmetaller, der kan udvaskes.

2.4.3 Test på granuleret materiale

Denne test kan være en kolonnetest, hvor granuleret materiale placeres i en kolonne, som gennemstrømmes med vand. Dette er fx tilfældet i den Hollandske test NEN 7343, som har til formål at vurdere koncentrationen af miljøfremmede stoffer, som ville kunne perkulere ned til grundvandet fra et lag af det testede materiale.

Test med granuleret materiale foretages også ofte som batch-udrystningstest som fx EN 12457, hvor nedknust materiale rystes med vand i en nærmere fastlagt periode. Eluatet filtreres og sluttelig analyseres for indhold af fx tungmetaller.

I den danske "Bekendtgørelse om genanvendelse af restprodukter og jord til bygge- og anlægsarbejder, Bek. nr. 655 27/06/2000" foreskrives at anvende batch-udvaskningstest CEN pr. EN 12457-3 med et væske faststofforhold L/S på 2 l/kg.

Denne test er relativ overkommelig rent økonomisk, og den er velegnet til at sammenligne forskellige typer restprodukter og jord.

Endelig har myndighederne i ovennævnte bekendtgørelse angivet en række grænseværdier for koncentrationer i eluatet, der relaterer sig netop til denne test.

2.5 Udvasning fra beton

I litteraturen er der beskrevet adskillige undersøgelser af udvasning af især tungmetaller fra beton. Kun ganske få artikler beskriver udvasningen af disse metaller fra ældet eller karbonatiseret beton.

I en omfattende hollandsk undersøgelse (H.A. van der Sloot et al.) er det vist, at udvasningen af tungmetaller fra beton er stærkt afhængig af pH-værdien i eluatet, som anvendes i testene. Der er i denne hollandske undersøgelse gennemført et omfattende analysearbejde, hvor udvasningen af tungmetaller er målt for en lang række pH-værdier i eluatet. I disse test er pH-værdien indstillet på en forudbestemt værdi ved tilsætning af syre.

Undersøgelserne viser tydeligt, at den maksimale udvasning af de forskellige metaller finder sted ved forskellige pH-værdier. Udvasningen af nikkel fra beton er således mindst ved pH-værdien 10-11, medens såvel højere pH-værdi som lavere pH-værdi resulterer i kraftigere udvasning af nikkel. Tilsvarende resultater finder man for vanadium som udvaskes kraftigst fra beton ved en pH-værdi på omkring 9, medens såvel højere som lavere pH-værdi resulterer i lavere udvasningshastighed.

Krom derimod ser ud til at udvaskes med den mindste hastighed ved høje pH-værdier over 12.

Undersøgelsen konkluderer, at udvasningen af de forskellige metaller styres af komplekse mekanismer, og at man ikke umiddelbart kan korrelere udvasningen af metallerne med koncentrationen af de enkelte metaller.

Undersøgelsen konkluderer bl.a., at især udvaskningen af krom bør undersøges nøjere på grund af, at netop dette stof har en speciel respons på pH-ændringer m.m.

Tilsvarende konkluderes, at man må forvente, at karbonatisering af beton i slutningen af betones livscyklus fx ved deponering vil have en afgørende betydning for udvaskningen af en række sporstoffer.

Udvaskningen af tungmetaller fra karbonatiseret beton er undersøgt i en kinesisk/japansk undersøgelse (Qijun Y et al. og Nagataki, S et al.).

I denne undersøgelse er der dels undersøgt udvaskningshastighedens afhængighed af betonens alder op til et år, og dels er der undersøgt udvaskningen fra karbonatiseret beton.

I den ovennævnte undersøgelse er den karbonatiserede beton fremstillet ved, at betonen er karbonatiseret i et kammer indeholdende ca. 5 % CO₂. Den relative fugtighed er fastholdt på 50 %, og prøverne er behandlet i denne atmosfære i 28 dage, indtil de er fuldstændigt karbonatiseret.

Konklusionen på undersøgelsen er, at udvaskningshastigheden ikke ændres nævneværdigt ved en ældning inden for et år.

Udvaskningen fra beton hærdet i et år er ikke nævneværdig forskellig fra beton, der er hærdet over 3 måneder. Undtaget herfra er dog hexavalent krom, som i disse undersøgelser er målt i relativt høje koncentrationer. For hexavalent krom ser man imidlertid et fald i udvaskningen fra den et år gamle beton i forhold til den kun 3 måneder gamle beton.

Undersøgelsen viser i øvrigt, at størsteparten af den krom, der udvaskes, foreligger som hexavalent krom.

Udvaskningstest på karbonatiserede og ikke-karbonatiserede prøver viser en kraftig forøget udvaskning af fx krom, nikkel og vanadium fra de karbonatiserede prøver, medens udvaskningen af bly er næsten uforandret.

Der er i de kinesisk/japanske undersøgelser gennemført udvaskningstest på forskellige betontyper med forskelligt indhold af flyveaske og med lidt forskellige vandcementtal.

Koncentrationen af krom i eluaterne fra karbonatiseret beton er målt fra 201 til 498 µg/liter, og praktisk talt hele krommængden foreligger som hexavalent krom.

Belgiske undersøgelser af karbonatisering af beton og karbonatiseringens effekt på udvaskningshastigheden viser, at udvaskningen af kalcium, barium kobber og bly reduceres, når betonen er karbonatiseret, og at udvaskningen af magnesium forøges med karbonatiseringen. I denne undersøgelse er der ikke undersøgt udvaskningen af krom (T. Van Gerven *et al.*).

3 Forsøgsopstilling og målemetoder

En række betonprøver med forskelligt indhold af cement, flyveaske, mikrosilika og aske fra forbrænding af spildevandsslam er blevet støbt på en betonfabrik hos Unicon Beton.

Der er gennemført helt traditionelle tests på betonerne. Luftindholdet på den friske beton er bestemt, lige som betonerne er trykprøvet efter 28 døgn.

Prøverne er opbevaret i laboratoriet i 3 måneder, hvorefter prøverne er nedknust i en kæbeknuser. Prøverne er nedknust til en partikelstørrelse på under 4 mm.

Fra hver betontype er der nedknust 2 prøver. Den ene prøve er umiddelbart efter nedknusningen placeret i plastbeholder med tætsiddende låg, medens den anden prøve er karbonatiseret under accelererede betingelser i ren CO_2 .

Karbonatiseringen er foregået i eksikator ved en relativ fugtighed på ca. 75 %. Eksikatorene gennemstrømmes med ren CO_2 , og denne gennemstrømning gentages dagligt gennem en 2 ugers periode.

Efter det første døgn kan man iagttage et kraftigt trykfald, som følge af at CO_2 optages i den nedknuste beton. Efter ca. en uge er det ikke længere muligt at måle trykfald over et døgn, idet trykfaldet er mindre end 1 mbar pr. døgn.

Efter 2 ugers CO_2 -behandling i eksikator placeres prøverne i tætsluttende plastbeholdere. Der gennemføres udvaskningstest på alle prøver, karbonatiserede såvel som ikke-karbonatiserede, samtidigt.

En mindre delprøve af de karbonatiserede betonprøver formales og udsættes for en phenolphthalein-test.

Denne test viser, at alle de karbonatiserede prøver er gennemkarbonatiserede. Foto 3.1 viser nedknust karbonatiseret og ikke-karbonatiseret beton behandlet med phenolphthalein. Den karbonatiserede beton er farveløs, medens den ikke-karbonatiserede beton er farvet stærkt pink.



Foto 3.1 phenolphthalein behandlede prøver af karbonatiseret og ikke-karbonatiseret beton

Betonprøverne udsættes for en batch-udvaskningstest i henhold til EN 12457-1.

Denne test opererer med et væske-faststofforhold (L/S) på 2 l/kg (ca. 175 g knust beton på tørstofbasis og ca. 350 ml demineraliseret vand). I testen udvaskes prøven i 24 timer i en plastflaske, som roterer omkring sin tværsakse med en hastighed på 8-10 omdrejninger pr. minut. Efter 24 timer åbnes flasken, og der måles pH og ledningsevne på eluatet.

Eluatet filtreres gennem et 0,45 µm filter, hvorefter det analyseres for indhold af metaller, herunder især tungmetaller.

Grundstofanalysen foregår ved hjælp af ICP-MS.

Nedknusning og karbonatisering af betonen er ligesom den kemiske ICP-MS analyse af eluaterne forgået på laboratoriet på Teknologisk Institut. Selve udrystningen og filtreringen af eluaterne er foretaget hos Dansk Hydraulisk Institut.

Analysen af pulver er gennemført på Teknologisk Institut efter DS 259. Prøverne er oplukket med halvkonsentreret salpetersyre ved 120 °C i 30 minutter efterfulgt af analyse på ICP-AES.

4 Resultater

Der blev fremstillet følgende betontyper:

- **Traditionel "håndværker beton".** Denne beton anvendes meget sjældent som en færdigbeton, der udkøres med betonblander. Betonen er en "gammeldags" betontype, som kun indeholder cement, men som stadig blandes på byggepladserne.
- **Flyveaske mikrosilika.** En meget typisk beton, som imidlertid på grund af prisstigningerne på mikrosilika anvendes mindre i dag end tidligere.
- **Flyveaske beton.** En typisk beton, som anvendes i stor udstrækning i dag.
- **Slamaske.** En forsøgsbeton, som indeholder aske fra forbrænding af spildevandsslam. Asken stammer fra Spildevandscenter Avedøre.

De ovennævnte betontyper er alle af typen passiv miljøklasse, som er til indendørs brug. Foruden disse betoner er der medtaget to betontyper til aggressiv miljøklasse, som er til udendørs brug, fx til broer:

- **Slamaske - aggressiv.** En forsøgsbeton, som indeholder aske fra forbrænding af spildevandsslam, men som er af typen aggressiv miljøklasse.

Sluttelig er der fra en motorvejsbro, hvori der indgår beton med slamaske, udtaget en borekerne, som er underkastet udvaskningstest. Broen er opført i 2002 i forbindelse med centerkontrakten "Grøn Beton".

Sammensætningen af betonerne ses i tabel 4.1.

Tabel 4.1: Sammensætning af testbetoner i kg pr. m³

	Cement	Flyveaske elværk	Mikro- silika	Slam- aske	Vand	v/c*
Håndværkerbeton	188				145	0,77
Flyveaske+mikrosilika	121	79	11		136	0,75
Flyveaske	133	82			130	0,75
Slamaske - passiv	184			120	166	0,89
Slamaske - aggressiv	344			60	154	0,45
Beton fra grøn bro	303		17	31		0,39

* Ved beregning af v/c forhold er anvendt en aktivitetsfaktor på 2,0 for mikrosilika, 0,5 for flyveaske og 0 for slamaske.

Luftindholdet samt trykstyrken efter 28 dage er bestemt og resultaterne ses i nedenstående skema. Trykstyrken på en betonprøve fra "den grønne bro" er bestemt på en udboret kerne efter 1100 døgn.

Tabel 4.2: Luftindhold og trykstyrke af de testede betoner

	Luftindhold i %	Trykstyrke efter 28 dage i MPa
Håndværkerbeton	8,2	14,9
Flyveaske+mikrosilika	6,0	15,6
Flyveaske	6,8	13,0
Slamaske - passiv	7,6	31,1
Slamaske - aggressiv	10,0	33,4
Beton fra grøn bro - efter 1100 døgn	n.a.	86,3

De tre første passive betoner, der har næsten ens v/c forhold, har opnået relativt ens 28-døgns styrker og burde dermed have relativt samme tæthed og kunne sammenlignes. Den passive beton med slamaske har derimod opnået en dobbelt så stor 28-døgns styrke som de øvrige passive betoner, hvilket sandsynligvis skyldes, at antagelsen om en aktivitetsfaktor på 0 for slamaske ikke er korrekt.

De enkelte pulvere, som indgår i ovenfornævnte betoner, er analyseret for metaller, herunder især tungmetaller, og i tabel 4.3 er angivet koncentrationerne af udvalgte metaller.

Tabel 4.3: Indholdet af tungmetaller i pulvermaterialerne i mg/kg. "<" betyder at koncentrationen er lavere end detektionsgrænsen

Metal	Slamaske	Rapid Cement	Flyveaske	Mikrosilika
Ag	1,6	< 0,8	< 0,8	< 0,8
As	16	13	41	16
Ba	930	323	940	16,5
Bi	2,9	0,56	0,55	0,76
Cd	9,3	0,8	0,4	0,39
Cr	152	27	33	25
Cu	850	78	22	35
Hg	11	< 0,3	0,79	< 0,3
Mn	790	156	186	323
Mo	23	2,8	11	2,4
Ni	102	27,7	19,3	10
Pb	122	13,6	6,7	35
Sb	9,8	< 0,5	1,1	0,85
Tl	0,93	0,32	0,43	1,2
V	40	80	68	1,13
Zn	1230	103	39	42

Betonprøverne er støbt, knust, og karbonatiseret, og der er gennemført udvaskningstest i henhold til EN 12457-1.

I tabel 4.4 er angivet koncentration af metaller i eluaterne (vaskevandet fra udvaskningen). Første kolonne viser koncentrationen af en række metaller i prøven kaldet "håndværkerbeton", som er referenceblandingen uden anvendelse af andre pulvere end almindelig cement. Anden kolonne repræsenterer samme recept, blot er den nedknuste prøve udsat for CO₂ inden

udvaskningen. Tredje kolonne refererer til beton med indhold af flyveaske og mikrosilika, og fjerde kolonne til samme blanding blot med CO₂ osv.

Tabel 4.4: Sammensætning af eluater fra håndværkerbeton (kun ren cement), beton med flyveaske og mikrosilika samt beton med flyveaske. Koncentrationerne er opgivet i µg/liter, og "<" betyder, at koncentrationen i eluatet er lavere end detektionsgrænsen for analysen

	Håndværkerbeton		Flyveaske+ mikrosilika		Flyveaske	
	Frisk	Karbona- tiseret	Frisk	Karbona- tiseret	Frisk	Karbona- tiseret
Ag	4,5	2,9	1,31	8,7	0,92	2,62
As	< 1	< 1	< 1	3,9	< 1	3,9
Cd	< 0,3	0,77	< 0,3	1,7	0,71	1,6
Ba	1770	12,4	1380	< 10	1710	< 10
Bi	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
Hg	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,13	< 0,1	< 0,1
Cr	28,8	520	33,8	385	29	333
Cu	9,4	10,4	6,5	2,53	6,8	4,17
Mn	< 0,5	1,18	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
Ni	2,4	2,9	1,96	1,6	2	1,7
Pb	1,66	< 0,5	0,98	< 0,5	0,881	< 0,5
Sb	< 0,5	4,2	< 0,5	6,35	< 0,5	5,72
Tl	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
V	< 0,5	40,1	< 0,5	105	< 0,5	82,3
Zn	8,8	7,5	3,5	5,1	3,1	5,9
Mo	6,34	81,5	19,7	149	16,2	135
pH	12,34	8,65	12,26	9,38	12,27	9,25
Lednings- evne i mS/m	750	82	650	61	670	67

Tabel 4.5: Sammensætning af eluater fra beton med aske fra slamforbrænding (passiv og aggressiv miljøklasse) samt fra "den grønne bro". Koncentrationerne er opgivet i µg/liter og "<" betyder, at koncentrationen i eluatet er lavere end detektionsgrænsen for analysen

	Slamaske - passiv		Slamaske - aggressiv		Grøn Bro
	Frisk	Karbona- tiseret	Frisk	Karbona- tiseret	Frisk
Ag	< 0,5	< 0,5	2,52	1,37	0,59
As	< 1	3,5	< 1	< 1	< 1
Cd	0,45	2,5	0,77	1,6	1,02
Ba	2600	35	3600	14,7	1090
Bi	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
Hg	< 0,1	0,13	< 0,1	0,11	< 0,1
Cr	15,5	228	17,2	175	3,69
Cu	11,5	6,32	13,1	8,4	9,7
Mn	< 0,5	6,7	< 0,5	< 0,5	< 0,5
Ni	2,9	4,9	5,4	2,7	2,6
Pb	2,05	< 0,5	2,27	< 0,5	1,36
Sb	< 0,5	6,02	< 0,5	2,49	< 0,5
Tl	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
V	< 0,5	22,4	< 0,5	122	< 0,5
Zn	8,4	6,7	3,9	1,8	4,2
Mo	18,9	240	9,21	76,6	7,75
pH	12,33	8,46	12,36	11,37	12,45
Lednings- evne i mS/m	780	150	890	120	810

5 Diskussion

Koncentrationerne af metaller i eluaterne kan sammenlignes med kravene i Bekendtgørelse nr. 655 af 27/06/2000 om genanvendelse af restprodukter og jord til bygge- og anlægsarbejder, hvor der opereres med tre kategorier. Se tabel 5.1.

Det skal understreges, at Bekendtgørelse nr. 655 af 27/06/2000 om genanvendelse af restprodukter og jord til bygge- og anlægsarbejder ikke omhandler nedknust beton, og at en accelereret karbonatisering heller ikke omfattes af bekendtgørelsen.

Man kan også relatere eluat-koncentrationerne til kravene til drikkevand i Bekendtgørelse nr. 871 af 21/09/2001. Man skal dog være opmærksom på, at der ikke er en direkte sammenhæng mellem drikkevandskrav og krav til eluat-koncentrationerne.

Tabel 5.1: Udvalgte grænseværdier for drikkevand og eluat fra restprodukter og jord. Koncentrationer er opgivet i µg/liter

	Drikkevandskrav	Bek. 665 Kategori 1	Bek. 665 Kategori 2	Bek. 665 Kategori 3
Ag	10	-	-	-
As	5	8	8	50
Ba	700	300	300	4000
Cd	2	2	2	40
Cr	20	10	10	500
Cu	100	45	45	2000
Hg	1	0,1	0,1	1
Mn	0	150	150	1000
Ni	20	10	10	70
Pb	5	10	10	100
Sb	2	-	-	-
Zn	100	100	100	1500

Anvender man på trods af ovenstående forbehold grænseværdierne i Bekendtgørelse nr. 655 som sammenligningsgrundlag, ser man enkelte overskridelser. De parametre, der overskrider krav, er mærket med gult i tabellerne i kapitel 4. Udvaskningen af krom fra karbonatiseret håndværkerbeton er mærket "orange", idet denne værdi overskrider kravet til kategori 3 i bek. 665.

Den største overskridelse af en "kravværdi" ser man for metallet krom, hvor koncentrationen i eluaterne fra karbonatiserede betonprøver ligger fra 175 til 520 µg/liter.

Dette betyder, at en karbonatiseret almindelig "håndværkerbeton" fremstillet på basis af ren cement, måske vil overskride kravet til kategori 3 i Bekendtgørelse nr. 655 af 27/06/2000 om genanvendelse af restprodukter og jord til bygge- og anlægsarbejder.

Det er bemærkelsesværdigt, at betonerne med flyveaske og slamaske har lavere udvaskning af krom end "håndværkerbetonen" på basis af ren cement.

Der er testet to betoner med slamaske. Den ene beton er en beton i passiv miljøklasse, som har et cementindhold som "håndværkerbetonen", medens den anden er en beton i aggressiv miljøklasse, der har et langt højere cementindhold.

Selv om slamasken har et højt indhold af krom (ca. 152 mg/kg), der er 5-6 gange højere end kromindholdet i cementen, betyder det alligevel, at udvaskningen af krom fra begge slamaskebetoner er moderat. Det skal dog bemærkes, at slamaskebetonerne er tættere og stærkere end de øvrige betoner, hvilket kan være årsagen til en mindre udvaskning af krom.

Også betonerne med flyveaske giver lavere udvaskning af krom end "håndværkerbetonen". Cementmængden i disse betoner er ganske vist reduceret, men erstattet af flyveaske, der har et noget højere kromindhold end cement.

Dette betyder, at kromindholdet i såvel flyveaskebetonerne og især i slamaskebetonerne er højere end i "håndværkerbetonen", men udvaskningen er lavere.

Det skal bemærkes, at der i denne undersøgelse er målt total-krom, hvilket også i Bekendtgørelse nr. 655 er den parameter, der er krav til.

I undersøgelserne af Qijun Y et al. og Nagataki, S et al. er det beskrevet, hvorledes næsten hele den udvaskede krommængde foreligger som hexavalent krom.

Der er ikke i Bekendtgørelse nr. 655 krav til hexavalent krom i eluaterne, men krom i dette oxidationstrin er langt mere miljø- og sundhedsskadeligt end krom i de øvrige oxidationstrin.

Hexavalent krom anses for at være kræftfremkaldende (AT-vejledning C.0.1).

I Danmark tilsættes typisk på cementfabrikken en mindre mængde jernsulfat til cement netop for at reducere hexavalent krom. Det er muligt, at tilsætning af jernsulfat til cement omdanner hexavalent krom til trivalent krom i en sådan grad, at problemstillingen omkring udvaskning af hexavalent krom fra beton ikke er relevant i Danmark.

Også for barium er der markante overskridelser af "kravværdierne", men for dette metal ser man kun en nævneværdig udvaskning fra ikke-karbonatiserede prøver. De karbonatiserede betonprøver giver derimod praktisk talt ikke anledning til udvaskning af barium.

Antimon udvaskes praktisk talt kun fra de karbonatiserede prøver, og der ses en begrænset overskridelse af "drikkevandskravet", idet der måles 2-6 µg/liter. Drikkevandskravet er 2 µg/liter, og der er ikke krav i Bekendtgørelse nr. 655 af 27/06/2000 om genanvendelse af restprodukter og jord til bygge- og anlægsarbejder.

Cadmium udvaskes lige som antimon kun fra de karbonatiserede prøver. Kun fra prøven, som indeholder slamaske, er der en begrænset overskridelse af drikkevandskravet på 2 µg/liter.

Bly udvaskes kun fra de ikke-karbonatiserede prøver, medens en karbonatisering af prøverne standser udvaskningen praktisk talt fuldstændig.

Vanadium udvaskes især fra de karbonatiserede betonprøver, men for vanadium er der ingen officielle grænseværdier at relatere eluat-koncentrationerne til.

De karbonatiserede betonprøver er alle karbonatiseret under de samme vilkår, og karbonatiseringen er kontrolleret ved farvning med phenolphthalein. Man ser da også tydeligt, at pH-værdierne i eluaterne fra de karbonatiserede prøver er langt lavere end i eluaterne fra de ikke-karbonatiserede prøver (se tabel 4.3 og 4.4). Denne reduktion i pH-værdi stemmer overens med et forventet fald i pH-værdien i porevæsken i forbindelse med en karbonatisering på 2-3 enheder (C. Gervais et al.).

pH-værdien i eluatet fra den karbonatiserede prøve af beton med slamaske, hvor betonen er i aggressiv miljøklasse, er ikke helt så stærkt reduceret, som man skulle forvente. Dette skyldes sandsynligvis, at betonen er tættere end de øvrige betoner og derfor sandsynligvis ikke fuldstændigt gennemkarbonatiseret.

I tabel 5.2 er resumeret hvilke metaller, der har forøget udvaskning efter karbonatisering og hvilke, der tværtimod får reduceret udvaskningen ved karbonatisering af betonerne. Denne tabel er i overensstemmelse med andre udvaskningsundersøgelser refereret i afsnit 2.5. Dog er der forbehold for et lille talmateriale og for den manglende viden om betydningen af accelereret karbonatisering i forhold til naturlig karbonatisering.

Tabel 5.2: Karbonatiseringens virkning på udvalgte metaller

Metal	Udvaskes især fra ikke-karbonatiseret beton	Udvaskes især fra karbonatiseret beton
Krom		X
Barium	X	
Antimon		X
Cadmium		X
Bly	X	
Vanadium		X

Ovenstående tabel kan endvidere betragtes som et forslag til en prioriteringsliste over hvilke metaller, der i forbindelse med udvaskning fra beton er mest kritiske i miljømæssig sammenhæng.

På grundlag af analyser af indholdet af spormetaller i de pulvere, der indgår i betonerne samt analyserne af eluaterne, kan man beregne hvor stor en del af spormetallerne, der udvaskes i testen. I denne beregning forudsættes, at tilslagsmaterialerne (sand og grus) er inerte, således indholdet af spormetaller i tilslagsmaterialerne ikke medregnes.

Disse beregninger viser, at der er meget stor forskel på hvor store procentdele af spormetallerne, der udvaskes.

Krom udvaskes med relativ stor effektivitet, og i tabel 5.3 er angivet udvaskningsprocenterne for krom fra de forskellige betontyper. Som tidligere bemærket er det primært de tre første betontyper i tabellen, der umiddelbart kan sammenlignes. De alle er i passiv miljøklasse og har næsten samme tæthed og styrke.

Tabel 5.3: Udvaskningseffektivitet for krom angivet som procentdel af krom, som går i opløsning

	Ikke karbonatiseret	Karbonatiseret
Håndværkerbeton	2,6	47,1
Flyveaske+mikrosilika	2,5	28,8
Flyveaske	2,1	24,3
Slamaskeaske – passiv	0,3	4,5
Slamaske – aggressiv	0,4	4,4
Grøn bro	0,1	

I modsætning til krom udvaskes bly i relativ begrænset grad. Fra de karbonatiserede prøver er udvaskningen meget lav, og koncentrationen i eluaterne fra karbonatiserede betonprøver er under detektionsgrænsen på 0,5 µg/liter.

Tabel 5.4: Udvaskningseffektivitet for bly angivet som procentdel bly, der går i opløsning. i.m. er ikke måleligt

	Ikke karbonatiseret	Karbonatiseret
Håndværkerbeton	0,3	i.m.
Flyveaske+mikrosilika	0,2	i.m.
Flyveaske	0,2	i.m.
Slamaskeaske - passiv	0,1	i.m.
Slamaske - aggressiv	0,1	i.m.
Grøn bro	0,1	

6 Konklusion

Nærværende undersøgelse omfatter et meget lille datamateriale, og da mekanismerne i forbindelse med udvaskning tilsyneladende er meget komplekse, er det svært at drage klare konklusioner. Dog står det klart, at udvaskning fra beton er et meget relevant emne, der fremover bør gives mere opmærksomhed og underkastes yderligere undersøgelser.

Metallerne i beton opfører sig vidt forskelligt. Visse metaller fikseres i ny og ikke-karboniseret beton (krom, vanadium og antimon), medens andre fikseres i ældet og karboniseret beton (bly og barium). Dette er i overensstemmelse med andre undersøgelser vedrørende udvaskning af beton.

Set i forhold til traditionel beton, som har været brugt i mange år, indikerer undersøgelserne, at de nye betontyper med flyveaske, mikrosilika og slammaske formodentlig ikke vil give anledning til forøget udvaskning fra nedbrudt beton i fremtiden.

En enkelt prøve af karboniseret beton af lav styrke viser en lille overskridelse af kravene til kategori 3 i Bekendtgørelse nr. 655 af 27/06/2000 om genanvendelse af restprodukter og jord til bygge- og anlægsarbejder. Dette bør underkastes yderligere undersøgelser.

7 Referencer

At-vejledning. Stoffer og materialer c.0.1. Grænseværdier for stoffer og materialer.

Cervais, C. et al., The effects of carbonation and drying during intermittent leaching on the release of inorganic constituents from a cement-based matrix; Cement and concrete Research 34 (2004) 119 -131.

Gerven, T. Van et al., Influence of carbonation and carbonation methods on leaching of metals from mortars, Cement and Concrete Research 34 (2004) 149-156.

Nagataki, S et al., Effect of leaching conditions and curing time on the leaching of heavy metals in fly ash cement mortars, Advances in Cement Research, 2002 14, No 2, April 71-83.

"State of the Art", compiled by Bjørn Lagerblad, CBI Stockholm. "CO₂-uptake during concrete life cycle", Nordic Innovation Centre (NICE) Project NI-03018.

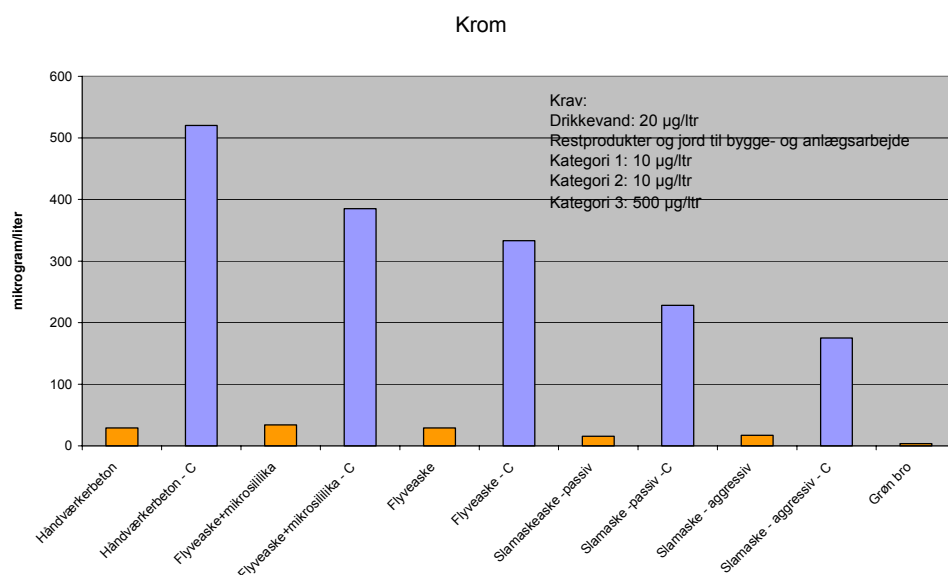
"Task 3 - CO₂ uptake after demolition", results of accelerated CO₂-exposure by Christian Engelsen, NBI Oslo, and Claus Pade, DTI Taastrup. Nordic Innovation Centre (NICE) Project NI-03018.

Sloot, H.A.van der et al. Environmental criteria for cement based products ECRICEM phase 1: Ordinary Portland cement. December 2001.

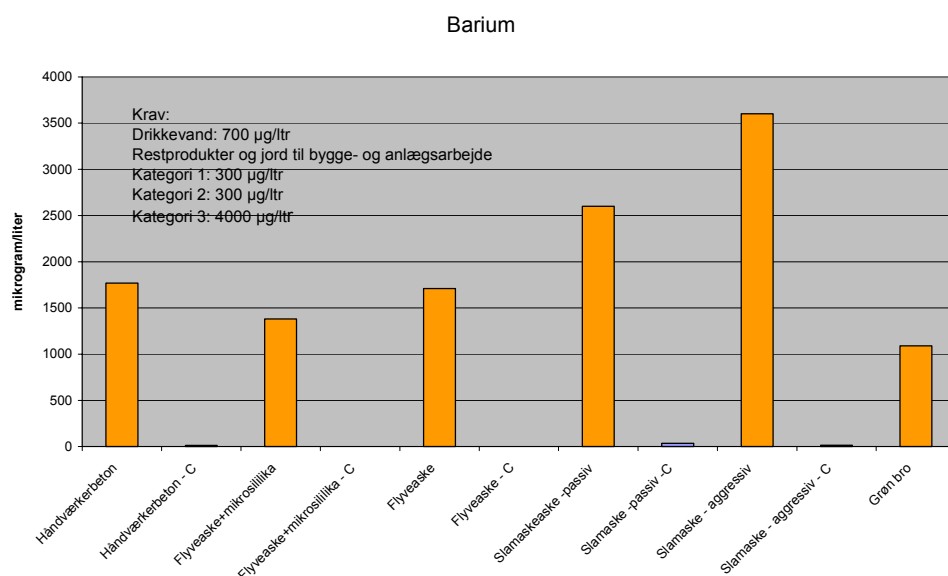
Qijun, S et al., The leachability of heavy metals in hardened fly ash cement and cement-solidified fly ash, Cement and Concrete Research 35 (2005) 1056 -1063.

8 Bilag: Analyseresultater

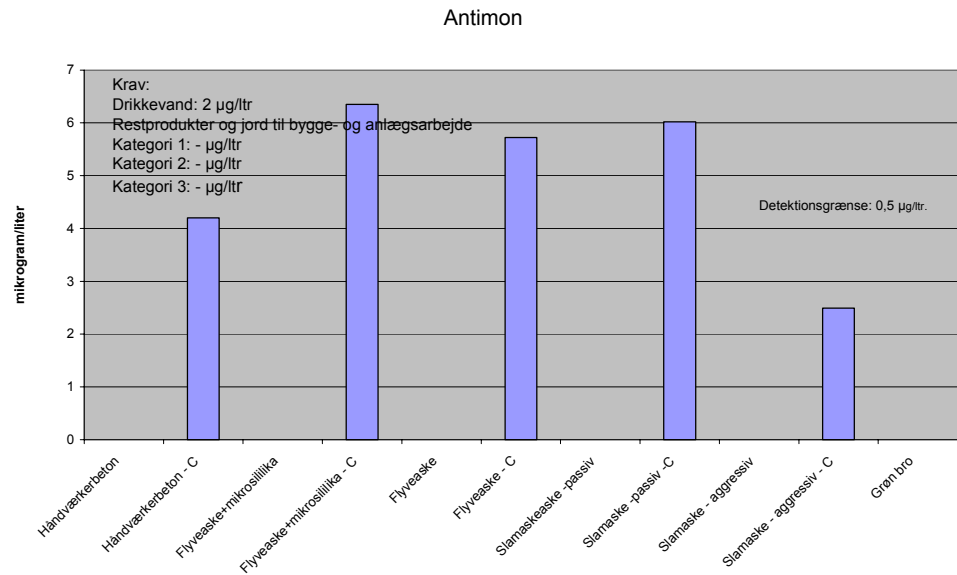
I dette bilag er koncentrationen af udvalgte metaller i eluaterne grafisk illustreret.



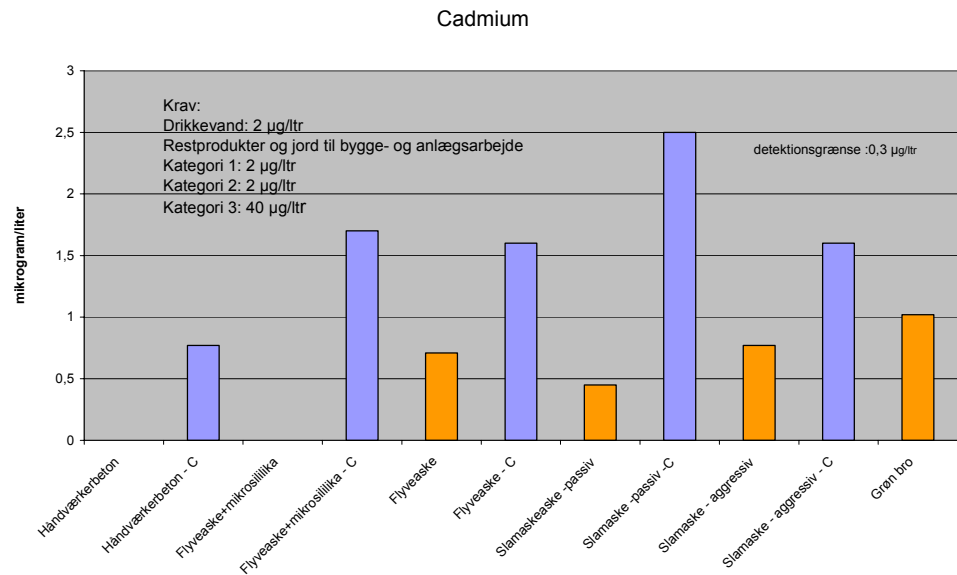
Figur 8.1 Krom i eluaterne



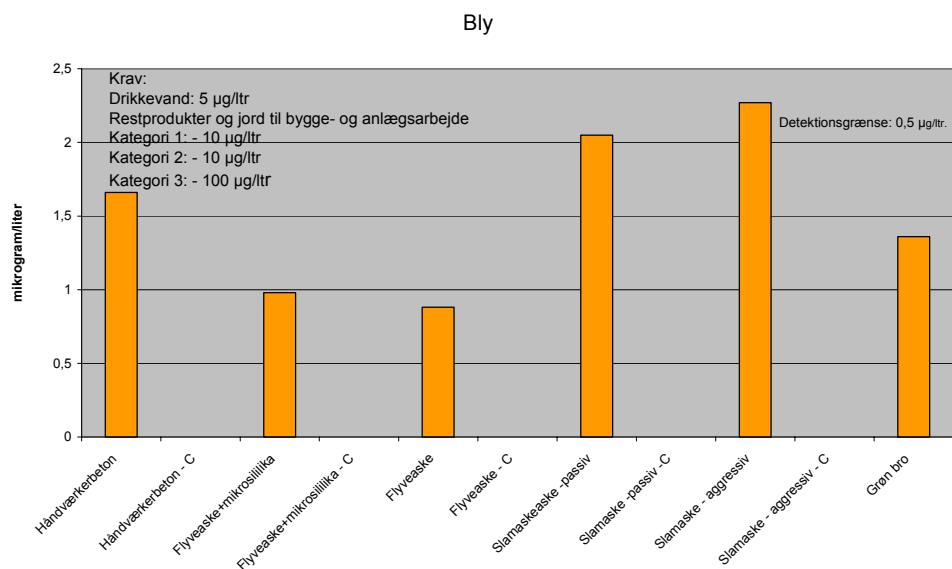
Figur 8.2 Barium i eluaterne



Figur 8.3 Antimon i eluaterne



Figur 8.4 Cadmium i eluaterne



Figur 8.5 bly i eluaterne