

시멘트와 크링카에 있는 중금속 수준

孫 浩 碩 (譯)

〈韓國洋灰工業協會 技術課〉

1. 서 론

DIN 1164에서는 시멘트제조에 사용되는 주원료로서 포틀랜드시멘트, 고로수쇄슬래그, 화산재, 혈암, 플라이애쉬, 석탄재, 석회석을 규정하고 있다. 석고는 분쇄성을 향상시키고 또한 작업성과 강도발현을 조절하는 주요한 역할을 한다. 크링카원료로는 석회석, 석회토, 점토, 모래 또는 석고 등과 같은 천연생성물이 주로 사용되며 또한 기타 보조원료가 사용되기도 한다. 혼합원료의 소성에 필요한 연료는 주로 석탄, 갈탄 등이 사용되며 소량의 증유가 사용되고 있다.

제한적인 범위에서 원료의 일부가 부원료로 대체될 수 있는데 이는 타산업의 부산물로서 보통은 폐기물로 알려져 있다. 이러한 것이 상품화될 경우에는 제한된 기준에 따르는 바 이 부원료는 시멘트 콘크리트의 구조적 특성에 해를 주거나 환경에 영향을 주어서는 안되며 이물질은 특히 크링카의 소성공정에서 사용하기 때문에 또한 생산공정에 대해서도 나쁜 영향을 주거나 환경오염을 증가시켜서도 안된다. [1, 2]

포틀랜드 시멘트 크링카의 특성은 주고 투입원료에 함유된 주·부원료의 농도에 의해 결정된다. 대체로 이들은 전체의 99wt. %를 차지하는데 크링카 생산을 위한 출발물질에도 미량원소를 함유하고 있다. [2, 3]

출발물질의 형태 및 성질은 광산의 토질화학적

분포에 따라 결정되므로 이들의 농도는 상대적으로 매우 다양하다. 부원료에 함유되어 있는 미량원소의 양 또한 근본적으로 이 물질의 기원과 역사에 따라 다양하다.

키른에 투입되는 원료의 총량과 화학반응으로 얻어지는 광물의 형태는 생산공정에서 야기되는 환경영향 평가기준과 생산품의 환경기준 적합성의 중요한 요소가 된다.

탈륨이나 수은과 같은 원소는 쉽게 휘발하거나

독일에서 생산되는 공업용 크링카의 Modulus

〈표-1〉

	최고치	평균치	최저치
1988			
LSF	101	96	90
SM	4.2	2.5	1.4
IM	4.2	2.3	0.6

원료 및 원료 분석치

〈표-2〉

성분	석회석	점토	갈탄	석탄	페타이어
가연물	—	—	95.0	80.0	84.4
CO ₂	37.4	6.6	—	—	—
CaO	47.6	8.4	1.8	0.6	—
SiO ₂	10.0	57.0	0.7	7.0	—
Al ₂ O ₃	1.0	18.0	0.4	3.6	—
Fe ₂ O ₃	0.8	5.0	0.2	5.6	15.6
Total	96.8	95.0	98.1	96.8	100.0

또는 휘발성 화합물을 형성하는데 이는 키른시스템의 재순환과정에서 농도가 축적되는 것을 막기 위해 제한되어야 하는 물질로서 재순환 시스템을 계속 가동하면 방출물질이 축적되어 잔류 코팅 형성에 따른 가동중단에 야기시키므로 적절히 처리하지 않으면 안된다. [3~5]

반면 약간 또는 전혀 휘발하지 않는 원소는 소성공정의 생성물인 크링카와 결합한다. [6~9]

이 미량 원소의 농도수준은 모든 천연원료 및 연료 뿐 아니라 특별한 경우에 사용되는 원료로부터 투입되고 총량에 의해 결정된다.

키른의 균형을 취함으로써 얻을 수 있는 결론은 크링카중의 미량원소와 천연투입원료의 일부를 대체하는 부원료로부터 방출되는 원소의 영향을 미리 계산할 수 있다는 점이다.

다음 장에서는 다양한 보조연료의 사용에 따른 크링카중 미량원소량의 진보된 계산방식에 관해 언급코자 한다.

또한 계산된 농도를 독일에서 생산된 포틀랜드 시멘트 및 크링카의 성분조사에서 얻은 것과 비교하였다. 자연에서 산출되는 암석과 흙에 함유된 중금속의 수준을 비교평가의 기준으로 사용하였다.

2. 크링카 및 시멘트중의 미량원소

1) 초기상태

예측적인 계산은 모든 독일 시멘트 공장으로부터 얻은 크링카 및 시멘트 그리고 황산염 시약의 분석조사 결과를 기초로 하였다. LSF, SM, IM(알루미나 비율)의 범위와 평균은 크링카 분석으로 계산하여 그 값을 <표-1>에 요약했다. 그 평균값은 크

연료의 분석치

<표-3>

연료 원단위 (800kcal/kg 크링카)		
종 류	열량(kcal/kg)	피분(%)
석 탄	6,700	20.0
갈 탄	5,500	5.0
페타이어	8,000	15.6

원료 연료의 원단위

<표-4>

페타이어 혼소율(%)		0	5	10	15	20	25
갈탄	석회석	1.3865	1.3843	1.3932	1.3801	1.3779	1.3755
	점 토	0.1735	0.1757	0.1768	0.1799	0.1821	0.1845
	석 탄	0.1455	0.1382	0.1309	0.1236	0.1164	0.1091
	페타이어	-	0.005	0.01	0.015	0.02	0.025
석탄	석회석	1.3868	1.3848	1.3823	1.3806	1.3783	1.3759
	점 토	0.1732	0.1752	0.1777	0.1794	0.1817	0.1841
	석 탄	0.1194	0.1134	0.1075	0.1015	0.0955	0.0896
	페타이어	-	0.005	0.01	0.015	0.02	0.025

링카기준 석회석 및 점토의 원단위를 계산하는데 사용된다. [10]

계산에 사용된 두가지 원료 성분들의 조성은 <표-2>에서와 같다.

연료로서 석탄 및 갈탄의 회분함량<표-3> 및 성분<표-2>뿐 아니라 계산을 위해 페타이어 사용도 예시하였다. 페타이어중 약 16wt. %는 불연소 성분으로서 이는 거의 금속철로 구성되어 있다. 이것은 소성공정에서 충분한 양의 산소로 산화시키면 Fe₂O₃로 되어 크링카상으로 고정화된다.

연료량은 크링카 소성에너지 원단위를 800Kcal/kg-cl로 하여 계산하였고 연료에너지의 25%에 이르기까지 단계적으로 사용연료를 페타이어로 대체하였다<표-4>.

중금속은 소성공정에서 원료 및 연료에 따라 그 양이 다양한 바 원료 및 연료에서의 10가지 중금속에 대한 최고치, 평균치, 최저치를 나타냈다<표-5>. [4~9, 11~4]

<표-6>은 천연석고에서의 미량원소 농도를 나타낸다.

석고 이수화물은 포틀랜드 시멘트분쇄시 단지 황산칼슘으로서 이용된다는 것을 알 수 있다.

2) 크링카 및 시멘트중의 미량원소 농도

평균조성의 크링카중의 중금속 수준을 <표-4>의 비중과 <표-5>의 농도수치로부터 계산하였다. 이 계산은 싸이크론 프리히터의 평형측정으로 얻은 평균 응고율을 기본으로 한다. 이들은 As, Be, Cr, Ni, V, Zn의 90%, Pb의 80%, Cd의 75% 등이

다.

저휘발성 원소 투입량에 대해 1% 미만인 Ti이나 Hg과 같은 고휘발성 원소의 응고율은 고려하지 않았다. [15]

석탄, 갈탄 그리고 페타이어로 소성한 포틀랜드 시멘트 크링카로부터 예측되는 중금속농도를 독일에서 생산된 모든 산업용 크링카를 조사한 범위와 비교하여 <표-7>에서와 같이 비교하였다. [14]

원료와 연료의 중금속 함량(g/t)

<표-5>

원 소	석회석	점토	석탄	갈탄	페타이어	
As	최대	12	23	13	0.4	-
	평균	6	18	7	0.3	20
	최소	0.2	13	1	0.2	-
Be	최대	0.4	*	1.5	-	-
	평균	0.2	3	0.9	0.04	0.05
	최소	<0.01	-	0.2	-	-
Pb	최대	21	40	27	1.5	760
	평균	7	17	16	1.1	410
	최소	0.3	10	5	0.7	60
Cd	최대	0.5	0.2	0.71	0.10	10
	평균	0.07	0.16	0.39	0.08	8
	최소	0.02	0.05	0.07	0.06	5
Cr	최대	12	90	50	6.1	-
	평균	9	60	25	4.2	97
	최소	0.7	20	1	2.3	-
Hg	최대	0.1	0.15	0.61	0.14	0.43
	평균	0.03	0.03	0.33	0.07	0.17
	최소	0.005	0.02	0.05	<0.01	0.10
Ni	최대	13	70	37	4.6	-
	평균	4.5	69	19	2.8	77
	최소	1.4	11	1	1.0	-
Tl	최대	0.8	0.9	1.2	0.3	0.3
	평균	0.26	0.6	0.7	0.2	0.25
	최소	0.06	0.2	0.2	0.1	0.2
V	최대	80	170	50	25	-
	평균	45	134	30	13	5.3
	최소	10	98	10	1	-
Zn	최대	57	110	150	-	20500
	평균	23	87	85	22	15000
	최소	1.0	55	20	-	9300

이로부터 휘발성이 없거나 약간 있는 원소의 예측되는 농도범위는 크링카의 주요성분 범위가 넓게 분포되어 있으나 대체로 산업용 크링카로부터 측정된 범위내에 있다는 것이 분명하다. 따라서 평균 크링카보다 출발물질의 형태나 성분 또한 유사하다고 본다.

그러나 이 비교는 특별한 투입원료에 대한 분석 자료로부터 시작된 것으로서 각 크링카에서 중금속 함유물을 예측할 수 있고 부원료의 사용가능성에 대한 판단을 할 수 있게 될 것으로 기대된다.

휘발성이 없거나 약간 있는 원소의 예측되는 농도를 추정하는데 있어서 고려되어야할 요소는 단지

석고종의 중금속 수준(g/t)

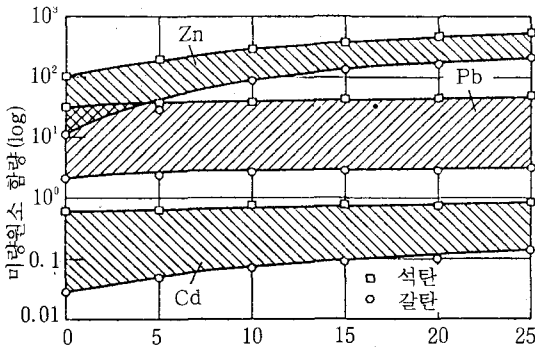
<표-6>

원 소	최대치	평균치	최소치
As	2.1	1.3	0.5
Be	0.9	0.2	<0.01
Pb	20	11	8
Cd	0.6	0.17	0.08
Cr	33	10	3.7
Hg	0.08	0.05	<0.005
Ni	13.5	4.4	0.7
Tl	-	<0.2	-
V	27	10	<1
Zn	61	17	1

중금속 농도의 예측범위와 측정범위 비교(g/t 크링카)

<표-7>

원 소	예 측	측 정
As	3-21	2-15
Be	0.5-1	<0.2-1.1
Pb	2-46	5-105
Cd	0.03-0.8	0.01-1.5
Cr	4-35	10-90
Hg	-	<0.01
Ni	4-32	10-50
Tl	-	<0.01
V	29-131	20-100
Zn	12-562	40-350



〈그림-1〉 페타이어 혼소율에 따른 미량원소 함량의 변화

황산염에 있다. 이러한 목적에서 모든 시멘트에는 5wt. %의 일정비율로 황산염을 함유하고 있다는 것과 황산염은 단지 석고로 구성되어 있다는 것으로 단순히 가정하였다(표-8). 예를 들어 보조연료로서 페타이어를 택할 경우 As, Be, Cr, Ni, V의 수준은 실제로 페타이어로 대체한 연료에너지 혼소율과 무관한 것으로 나타난다. 주연료로서 석탄을 사용할 때는 갈탄을 사용할 때보다 조금 높은 수치로 나타난다.

반면에 포틀랜드 시멘트중의 An, Pb, Cd 원소는 석탄 또는 갈탄의 일부가 페타이어로 대체될 때 다소 양이 증가함에 따라 계산된 원소의 농도 또한 증가한다.

페타이어의 양을 증가시켰을 때 시멘트중의 이러한 원소함량의 변화를 〈그림-1〉에 나타냈다. 포틀랜드 시멘트중의 미량원소의 함량을 크링카 소성시 페타이어 혼소율에 대해 그린 것이다.

빗금친 부분의 아래쪽 곡선은 갈탄을 사용했을 때 계산된 최소값을 나타내며 윗쪽 곡선은 석탄을 사용했을 때 최대값을 나타낸다. 따라서 빗금친 영역은 크링카에서 주어진 LSF, SM, IM의 평균조성을 가진 포틀랜드 시멘트에서 원소수준의 변동폭을 나타낸다.

갈탄이 페타이어로 일부 대체될 때 그림으로부터 Cd 함유량은 0.03g/t에서 0.13g/t로 증가되는 것을 볼 수 있다. 주연료로서 사용된 석탄은 페타이어 혼소율과 무관하게 시멘트중의 카드뮴의 농도를 높게 하고 있다.

납의 함량은 더 높은 수준으로 나타난다. 그러나 그것은 단지 페타이어를 소각한 양만큼 약간 변할

포틀랜드 시멘트의 중금속 수준 (g/t)

〈표-8〉

원 소	예 측	측 정
As	2.9-20	2-14
Be	0.5-1	<0.2-1
Pb	2.1-45	5-254
Cd	0.03-0.8	0.03-5.5
Cr	4.1-35	25-124
Hg	-	<0.02-0.12
Ni	3.5-31	17-97
Tl	-	<0.02-4.1
V	28-126	19-96
Zn	11-534	21-679

뿐이다.

Zn 함유량이 증가되고 있는 것은 페타이어 고무에서의 Zn 함량의 증가에 따른 것으로서 갈탄과 혼소했을 때는 약 11g/t-cm에서 210g/t-cm까지 증가되는 것을 알 수 있다. 석탄연소시는 보다 높게 나타나고 있다.

이 정도 농도범위에서는 어떠한 시멘트에서도 품질저하는 없다.

품질관찰 기간동안 포틀랜드 시멘트의 예측되는 중금속의 농도와 측정된 농도의 비교들 〈표-8〉에 나타냈다. [14]

이로부터 As, Be, Cd, Ni, V, Zn과 같은 원소의 예측되는 농도는 대체로 측정된 농도의 범위에 있다는 것을 알 수 있다. Pb, Cr, Ni, Zn 원소의 계산치가 측정치의 최대치와 큰 편차를 보이고 있는 것은 대부분의 경우 조사된 약 70개의 시료중에서 단지 한개의 시료만이 상대적으로 높은 농도치를 나타내고 있기 때문이다.

시멘트중에서 Ti와 Hg과 같은 휘발성 원소의 수준은 광상에 의존하여 매우 낮아서 대부분 1g/t 이하이다.

그러나 만일 더스트가 재순환 시스템을 방해하여 키른시스템으로 이탈한다면, 즉 그에 상응하는 시간에 생산되는 크링카의 양에 맞지 않는 비율로 시멘트 분쇄공정에 더해진다면 이 값으로부터 변화가 올 수 있다. [2]

따라서 시멘트중에 예상되는 Ti 및 Hg의 낮은 총

토양 및 암석의 중금속 수준

<표-9>

원 소	토양 및 암석의 중금속 수준				
	1 석회석	2 점토	3 토양(세계)	4 토양(미국)	5 토양(영국)
As	0.1-2.8	3-25	5	-	-
Be	<0.2-12	2-18	-	1	5
Pb	0.4-17	1-219	10	20	20-80
Cd	~0.04	<0.02-500	0.5	-	-
Cr	1.2-16	33-1500	200	53	5-3000
Ni	-	-	50	20	10-800
Hg	~0.04	~0.5	0.08	-	-
Tl	-	0.2-0.7	-	-	-
V	5-3000	30-3600	100	76	20-250
Zn	<0.1-1900	2-1300	50	54	-

경작토양중 미량원소의 총허용치 및 표준치 (g/t)

<표-10>

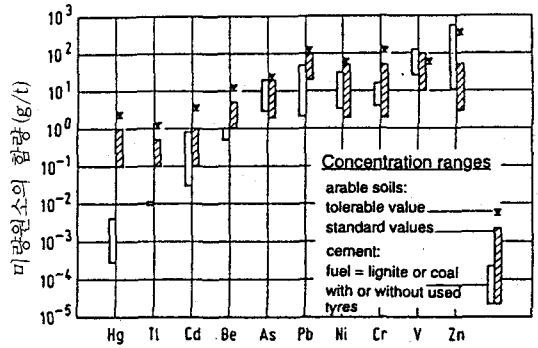
원 소	표준치	허용치	한계치	특별치
As	2~20	20	40	< 8000
Be	1~5	10	-	< 2300
Pb	0.1~20	100	300	< 4000
Cd	0.1~50	3	2 (pH<6.5)	< 200
Cr	2~50	100	100	< 20000
Ni	2~50	50	100	< 10000
Hg	0.1~1	2	2	< 500
Tl	0.1~0.5	1	1	< 40
V	10~100	50	-	< 1000
Zn	3~50	300	500	< 20000

수준은 보통방식으로는 예측할 수 없으나 단지 각각의 경우는 가능하다.

3. 시멘트중의 미량원소 함량의 평가

환경문제와 관련하여 중금속 수준은 우선적으로 천연원료에 의해 결정되지만 또한 대체원료로서 산업부산물에 의한 수도 있기 때문에 암석과 토양에서의 농도와 차이가 있는지, 그리고 무엇인지에 대해 사전검토하는 것이 중요하다.

이러한 비교에서 시멘트는 암석의 산업전환제품으로서 그리고 자연전환제품으로서 토양으로 간주



<그림-2> 경작토양의 표준치와 허용치에 대한 시멘트중의 미량원소 수준

될 수 있다. [13]

콘크리트중의 경화시멘트페이스트에 있어서 중금속, 장기간의 화학적 내구성 또는 중금속의 흡착에 관해서는 <표-9>에 석회석, 점토, 그리고 여러가지 토양에 대한 토질화학적 조사를 통해 중금속의 수준을 예로서 열거했다. [16~19]

여기서 중금속의 농도는 각각의 경우 차이가 광범위하다는 것을 알 수 있다. 표에 열거되지는 않았지만 독일의 규산질토양, 점토질토양, 탄산염 퇴적물 그리고 화산암에서도 이와 유사한 차이가 광범위하게 나타나고 있다. [13, 20]

<표-10>은 독일 경작토양에 대해 규정한 농도의 특성치를 나타낸 것이다. [22]

이는 지침으로서 이용되고 또한, 하수오니의 규제를 적용한 표준치로서 이용되고 있다. [23]

열거된 수치는 식물에 이용가능하거나 재흡수될 수 있는 양이고 비율이 아닌 총량이다. [25~28]

따라서 이는 안정된 수치로 생각된다. 향후 토양 보호법률에 또한 이와 비슷한 기준치가 도입될 수도 있음을 배제할 수 없다.

<표-10>에 또 「생태학, 농업, 산림계획 수립연구소」의 한계치와 비교하였다. [29]

<표-8>로부터 일정한 조건하의 포틀랜드 시멘트에 대해 예측되는 중금속 농도 범위(흰막대)와 표준치(빛금막대)를, 그리고 <표-10>에서의 건조 경작토양에 대한 총중금속 허용치(삼각형)를 <그림-2>에 나타내 비교하였다.

비교하는데는 감열감량의 차이가 매우 큰 물질의 중금속량을 주의해야 한다.

시멘트의 감열감량은 약 1wt.%인 반면 토양의 감열감량은 30wt.% 이상에 달할 수 있는 것이다. 즉 토양 표준치의 범위와 총허용치가 감열감량이 없는 상태를 기준으로 비교할 때는 현저히 높은 농도에 달해 있음을 의미한다.

결국, 그림은 시멘트중의 대부분의 중금속 농도는 매우 낮거나 표준치 이내에 들어있고, 그 값의 범위는 보통 건조토양의 표준치 범위내에 들어 있다는 것을 보여주고 있다. V와 Zn 원소의 경우 표준치 범위는 시멘트보다 약간 낮을 수 있으나 총 허용수준은 V 및 Zn을 제외하면 초과하지 않고 주립 연구소에 따르면 매우 적은 환경영향을 미치는 것으로 평가된다(표-10).

또한 중요한 것은 포틀랜드 시멘트의 중금속 함량은 천연원료의 일부가 부원료로 대체될 때도 증가하지 않거나 크게 증가하지 않는다는 점이다. 그러나 보조원료의 사용에는 공해배출증가, 제조공정의 방해, 시멘트 품질의 저하 등을 유발시키지 않고 또한 콘크리트의 환경 적합성을 위협하지 않는 방법을 택하고, 적정량을 사용해야 하는 선결조건이 따른다.

이러한 조건에 따르면 보조원료의 사용가능성은 시멘트중의 예상배출량과 중금속량을 예측한 후에 평가되어야 한다. 즉 시멘트는 토양에 대해서와 같이 환경에 직접적인 영향을 미치지 않도록 고려되어야 한다.

시멘트는 콘크리트 제조를 위한 매개상품이다. 일반적인 콘크리트의 골재비는 시멘트에 대해 약 5~6배이므로 그만큼 미량원소, 즉 중금속의 양을 줄이는 셈이다. 따라서 시멘트에 의한 콘크리트중의 중금속 수준은 대체로 경작토양에 상응하는 범위내에, 또는 그 이하이고, 특히 규정된 현행 규제치 이내를 만족한다. [28]

4. 결 론

크링카 소성공정을 위한 원료의 광범위한 조사에서 휘발성이 없거나 약간 있는 중금속의 함량은 각 경우에서 효과적인 조건을 고려함으로써 예측할 수 있다는 것을 보여주고 있다. 즉 계산치의 범위는 분석치와 거의 일치하고 있다.

부원료를 천연원료의 일부로 대체할 때 매장물속에는 원소들의 토질화학적분포에 따른 포틀랜드 시멘트의 중금속 농축물 허용범위 이상으로 수치가 오르지 않고도 생산 가능하다. 본고에서 부원료의 활용평가기준은 환경과 관련된 중금속의 형태와 함량에 있다는 것을 제시하였다.

포틀랜드 시멘트중의 중금속 농도 범위는 경작토양에서의 농도범위와 일치하며 감열감량에서 간혹 상당한 차이가 있는 것은 고려치 않아도 될 것이다.

<참 고 문 헌>

1. Wischers, G. : Möglichkeiten und Grenzen des Recycling in der Zementindustrie. Arbeitsgemeinschaft industrieller Forschungsvereinigungen (AIF)-Herbsttagung des Wissenschaftlichen Rats 1988, pp. 7-14.
2. Sprung, S. : Umweltentlastung durch Verwertung von Sekundärrohstoffen. Zement-Kalk-Gips 45 (1992) No. 5, pp. 213-221.
3. Sprung, S. : Spurenelemente-Anreicherung und Minderungsmaßnahmen. Zement-Kalk-Gips 41 (1988) No. 5, pp. 251-256.
4. Kirchner, G. : Das Verhalten des Thalliums beim Brennen von Zementklinker. Schriftenreihe der Zementindustrie, Heft 47. Beton-Verlag, Düsseldorf 1986.
5. Kirchner, G. : Thalliumkreisläufe und Thalliumemissionen beim Brennen von Zementklinker. Zement-Kalk-Gips 40 (1987) No. 3, pp. 134-144.
6. Sprung, S., und Rechenberg, W. : Die Reaktionen von Blei und Zink beim Brennen von Zementklinker. Zement-Kalk-Gips 31 (1978) No. 7, pp. 327-329.
7. Sprung, S. : Technologische Probleme beim Brennen des Zementklinkers, Ursache und Lösung. Schriftenreihe der Zementindustrie, Heft 43. Beton-Verlag, Düsseldorf 1982.
8. Sprung, S., und Rechenberg, W., : Reaktionen von Blei und Zink bei der Zementherstellung.

- Zement-Kalk-Gips 36 (1983) No. 10, pp. 539-548.
9. Sprung, S., Kirchner, G., und Rechenberg, W. : Reaktionen schwer verdampfbarer Spurenelemente beim Brennen von Zementklinker. Zement-Kalk-Gips 37 (1984) No. 10, pp. 513-518.
 10. Kühl, H. : Zement-Chemie, Bd. II, 3. Aufg. V EB Verlag Technik Berlin, 1958.
 11. Kirchner, G. : Reaktionen des Cadmiums beim Klinkerbrennprozeß. Zement-Kalk-Gips 38 (1985) No. 9, pp. 535-539.
 12. Kirchner, G., und Rechenberg, W. : Spurenelementbilanzen von Zementdrehöfen. In : B. Welz (Hrsg.) : Fortschritte der atomspektrometrischen Spurenanalytik. VCH Verlagsgesellschaft, Weinheim 1986.
 13. Wedepohl, K.H. : Handbook of Geochemistry. Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg-New York.
 14. Verein Deutscher Zementwerke-Forschungsinstitut der Zementindustrie : Tätigkeitsbericht 1990-93.
 15. Verein Deutscher Zementwerke-Forschungsinstitut der Zementindustrie : Tätigkeitsbericht 1987-90.
 16. Sprung, S., und Rechenberg, W. : Einbindung von Schwermetallen in Sekundärstoffen durch Verfestigen mit Zement. beton 38 (1988) No. 5, pp. 193-198.
 17. Schmidt, M. : Verwertung von Müllverbrennungsrückständen zur Herstellung zementgebundener Baustoffe. beton 38 (1988) No. 6, pp. 238-245.
 18. Sprung, S., und Rechenberg, W., : Bindung umweltrelevanter Sekundärstoffe durch Verfestigen mit Zement. Zement Beton 34 (1989) No. 2, pp. 54-61.
 19. Rechenberg, W. : Auslaugverhalten und Bewertung der Prüfergebnisse, Generalbericht. RILEM-Workshop : Auslaugverhalten von Beton und zementgebundenem Material. Juni 1992, pp. 26/35. Mittlg. Forschungsinst. Vereinig. Österreich. Zementind., No. 42, Wien 1992.
 20. Rösler, H. J., und Lange, H. : Geochemische Tabellen. Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart 1976.
 21. Golwer, A. : Geogene Schwermetallgehalte in mineralischen Böden von Hessen. Dechema Fachgespräche Umweltschutz 1988, pp. 137-141.
 22. Kloke, A. : Orientierungsdaten für tolerierbare Gesamtgehalte einiger Elemente in Kulturböden. Mittlg. VDLUVA 1980, No. 1/3, pp. 9-10.
 23. Klärschlammverordnung (AbfKlärV), v. 25, 7. 1982. BGBl 1982, Teil 1, pp. 734-739.
 24. Kloke, A. : Grundlagen zur Ermittlung von nutzungsbezogenen, höchsten akzeptierbaren Schadstoffgehalten in innerstädtischen und stadtnahen Böden. 2. Intern. TNO/BMFT-Kongr. Altlastsanierung, S. 291-303. BMFT und UBA (Hrsg.), Bonn-Berlin 1988.
 25. Binder, S., Sokal, D., und Maughan, D. : Estimating Soil Ingestion : The Use of Trace Elements in Estimating the Amount of Soil Ingested by Young Children. Arch. Environm. Health 41 (1986) No. 6, pp. 341-345.
 26. Clausing, P., Brunekreef, B., und van Wijnen, J. H. : A Method of Estimating Soil Ingestion by Children. Int. Arch. Occup. Environm. Health 59 (1987), pp. 73-82.
 27. Barnes, R.M. : Childhood Soil Ingestion : How much Dirt do Kids Eat? Anal. Chem. 62 (1990) No. 19, pp. 1023A-1033A.
 28. Kloke, A. : Zur Problematik und Begründung von Schwellenwerten für Schwermetalle in Böden. In : Beurteilung von Schwermetallkontaminationen im Boden. pp. 77-86. DECHEMA, Frankfurt/Main, 1989.
 29. Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung (LÖOLF) : Mindestuntersuchungsprogramm Kulturböden. Recklinghausen. Jan. 1988. 