

LCAに基づく中国における地域別のセメント産業の環境負荷の定量化と影響評価

Life Cycle Assessment of the Environmental Impact in the Regional Cement Industry of China

張 文宇*・ディニル プシュパラル*・重野 芳人*・外岡 豊**
Wenyu Zhang Dinil Pushpalal Yoshihito Shigeno Yutaka Tonooka

(原稿受付日 2011 年 7 月 19 日, 受理日 2011 年 12 月 9 日)

Cement industry is one of the key sources of air pollution and it is an energy intensive industry. Life cycle impact assessment (LCIA) is one of the basic steps in life cycle assessment methodology (LCA). Based on the method of LCA, this paper presents a comparative study of the LCIA of different life cycle inventories (LCI) for the cement industry of whole China from 2000 to 2008. This also discusses LCA for 22 individual provinces, 5 autonomous regions and 4 municipalities in China for the year 2008. Second, a regional based comparative study of life cycle impact (LCIA) of different gases (CO₂, SO₂, NO_x and particulate matter) was conducted using CML methodology developed by Leiden University. The impact of cement manufacturing was divided into 4 separate categories namely, greenhouse effects, acidification, eutrophication and the toxicity to the human being. The total environmental impact related to cement manufacturing was calculated by summation of the above mentioned four categories. The calculated impact result of China shows the severity of environmental problems of the cement industry in China compared to the EU and Japan. Pollution reduction of cement industry is still a great challenge for China.

1. はじめに

中国をはじめとする発展途上国の経済発展と都市化の進行に伴い世界のセメント生産量は急激に増加してきた。とりわけ中国のセメント生産量は1990年の2億トンから2009年の16.28億トン¹⁾に達し、わずか20年間で生産量は約8倍、1978年の改革開放以来の生産増加は25倍となった。一方、世界に目を向けると、2009年には約28億トンのセメント³⁾が生産され、中国は世界のセメント生産量の58%を占めており、生産シェアも増大傾向にある。

また、IEA⁴⁾とEIA⁵⁾によると、中国は2007年にアメリカを抜き世界1位のCO₂排出国になった。また、セメント産業は世界の総CO₂排出量の5%~7%に相当するCO₂を排出している⁶⁾。そのうち、世界資源研究所(WRI)⁸⁾によると、2000年中国のセメント産業からのCO₂排出量は電力業に次ぎ、中国部門別の22%(図1)を占めており、中国のセメント産業CO₂の排出削減の重要性が一層明らかになった。このような状況の下、近年、中国政府は中国セメント業のエネルギー効率の低さや環境汚染など様々な問題を認識し、省エネルギー対策、温室効果ガス削減対策、大気汚染対策の視点から「セメント産業発展政策」などに述べられている様々な改善政策を打ち出した⁹⁾。

セメント産業の環境負荷定量分析の先行研究としては、Josa, A ら¹⁰⁾によるEU諸国のセメント産業のLCA分析

があり、この中で彼らはCO₂, NO_x, SO₂及びPM (particulate matter)のライフサイクルインベントリ分析とインパクト評価を行った。佐野¹²⁾は1998年に於ける日本のセメント製造の環境影響評価を行った。また、Humphreys ら⁶⁾は世界各国のセメント業の2000年におけるCO₂排出原単位を推計したが、当時の解析は急激な変化を遂げている中国セメント業の現況とは異なる。劉ら¹³⁾は1998年までの中国セメント・コンクリート産業のLCAを行った。また、呉ら¹⁴⁾は2004年、姜ら¹⁵⁾は2008年の中国セメント産業の全国レベルのLCAを行った。しかし、いずれも日本やEUのLCAデータベースを利用したものである。しかも単年の環境負荷評価であり、中国セメント産業の経年環境負荷の状況変化を把握していない。また、中国セメント業のCO₂, NO_x, SO₂及びPM排出を詳細に定量分析した研究例^{13)~17)}があるが、事例は少なく、中国のセメント業のライフサイクルにおける環境負荷の定量化と影響評価分析について地域別や経年動向の分析も行われていない。

とりわけ、国土が広い中国ではセメント業の生産状況は地域によりかなり異なるため、地域別のセメント業のCO₂, NO_x, SO₂及びPMの排出量の推計とそれらのインベントリデータによる総合的な環境影響評価が必須である。

そこで本稿では、中国のセメントの生産による2000年~2008年の全国と2008年の行政区別のCO₂, SO₂, NO_x, PMのセメント1トン当たりの排出量をLCA手法で推計したうえで、オランダライデン大学が開発したCML手法でその総合的環境負荷の影響評価を行った。更にその結果を利用し、中国国内の地域比較と日本などの先進国との国際比較も実施した。

*東北大学大学院国際文化研究科国際資源政策論講座

〒980-8576 仙台市青葉区川内41

e-mail normanzwy425@hotmail.com

**埼玉大学経済学部社会環境設計学科

〒338-8570 埼玉県さいたま市桜区下大久保255

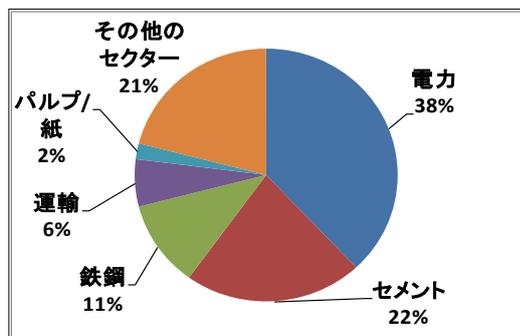


図1 2000年中国セクター別のCO₂排出状況⁸⁾

2. インベントリ分析方法

本稿は典型的なセメント生産プロセスで、セメント1トンを生産するための各プロセスの環境負荷を算出し、積み上げ法により、総環境負荷（排出原単位）を求めた。方法論としては、まず、中国セメント協会のデータベース¹⁾と中国の生産技術状況に適するデータ^{15)~22)}を用い、中国セメント業用のLCAデータベースを構築した。さらに、その構築したデータベース及びWBCSD（持続可能な開発のための世界経済人会議）の「CSI（持続可能な発展のためのセメント産業自主対策）CO₂プロトコル」²³⁾の分析ツールの第3部分「セメント製造からの温室効果ガス排出」、IPCCガイドライン²⁴⁾の第2章「MINERAL INDUSTRY EMISSIONS」及びISO14040-14043²⁵⁾に基づき、中国のセメント業の生産技術、生産設備、原料、燃料及び電力の消費、生産状況などを調査した。

2.1 評価システム境界の設定

本稿では中国における2000年~2008年別と2008年行政区別のセメントのライフサイクルガスとPMのそれぞれの排出原単位を推計した¹⁾。さらに、EUや日本などの各国事例との国際比較や中国地域別の比較を行った。評価システムの境界はセメント製造にかかわるプロセスである原料・燃料の採掘・生産・運輸、原料・燃料の前処理、焼成工程、混合材前処理と混合、セメント製粉である仕上げ工程、及びセメントの袋詰と輸送を対象範囲とした（図2）。

2.2 各プロセスの計算条件

日本やEUと異なり、中国の現状では系統的なLCAデータベースは整備されていない。したがって、本稿は中国セメント協会のデータベース¹⁾と中国のセメント生産技術状況を反映できるデータ^{15)~22)}を用いて、LCAデータベースを構築した。積み上げ法による環境負荷の定量化を行った際

に、中国セメント協会から入手が困難なプロセスデータは、例えば中国の資源・エネルギーの採掘・生産¹⁸⁾、電力排出原単位¹⁹⁾、輸送による環境負荷²⁰⁾などのデータは、すべて先行研究^{15)~22)}から抽出した。

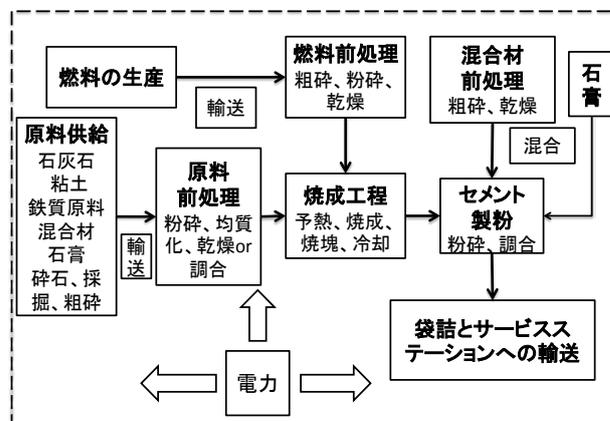


図2 ライフサイクル環境負荷評価システムの境界

2.2.1 原料と燃料（石炭）の採掘・生産の排出量

セメントの石灰石などの生産原料と主な燃料である石炭の採掘と生産の環境負荷原単位は中国LCAデータベース¹⁸⁾を引用した（表1）。

表1 資源の採掘とエネルギーの生産による排出ガスとPM原単位¹⁸⁾(t/t)

	CO ₂	SO ₂	NO _x	PM
石灰石	1.72×10 ⁻²	8.10×10 ⁻⁵	1.61×10 ⁻⁴	3.10×10 ⁻⁴
粘土	2.91×10 ⁻⁴	8.67×10 ⁻⁷	3.12×10 ⁻⁶	1.41×10 ⁻⁶
石膏	1.38×10 ⁻¹	6.60×10 ⁻⁴	1.02×10 ⁻³	3.66×10 ⁻⁴
石炭	7.73×10 ⁻²	7.36×10 ⁻⁴	1.22×10 ⁻³	3.24×10 ⁻⁴
原油	2.73×10 ⁻¹	9.63×10 ⁻⁴	2.05×10 ⁻³	1.32×10 ⁻⁴

2.2.2 原料脱炭酸由来のCO₂排出量

脱炭酸とは、熱処理プロセス中に調合原料の石灰石からCO₂を放出させることである。脱炭酸によるCO₂排出は、クリンカの製造に直接関係している。脱炭酸CO₂は以下の2つの方法で算出することができる。①消費した調合原料の総量と組成に基づき算出する方法、②キルンシステムから排出されるダストと、クリンカの生産量と組成に基づき算出する方法である。2つの方法は、理論的には等しい。本稿で用いた方法は①である。クリンカ²⁾とセメントの比率³⁾は中国の混合材添加の状況に合わせ、0.75t-clinker/t-cement²¹⁾に設定した。地域別のクリンカとセメントの比率

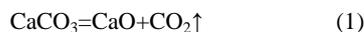
1 WBCSD²³⁾によると、活動境界は、直接排出と間接排出に大きく分かれる。直接排出は、報告企業が所有または管理する排出源からの排出である。例えば、セメントキルンでの燃料の燃焼による排出は、当該キルン事業所の直接排出となる。間接排出は、報告企業による活動の結果生じた排出であるが、他の事業者の排出源からの排出である。例えば、セメント会社がグリッド(送電網)から得た電力を使用した場合、その電気事業の発電による排出がそのセメント会社の間接排出となる。また原燃料や製品の輸送に伴う排出も間接排出である。本稿ではセメント製品の直接と間接排出両方を考慮した。

2 セメント原料をキルンで焼成した際にできる塊状の焼成物をいう。その大きさは10~50mm程度が多い。ポルトランドセメントは、ポルトランドセメント用クリンカに石膏を加えたものを粉砕し、製造される。

3 混合セメントはポルトランドセメントと混合材から構成されるが、クリンカ、せっこう、少量混合成分と混合材から構成されるものである。中国のセメントはほぼ混合材が添加され、その分類は6つに分けている：ポルトランドセメント、普通ポルトランドセメント、高炉セメント、シリカセメント、フライアッシュセメント、ポゾランセメントがあり、それぞれの混合材添加率は、0~5%、6~15%、20~70%、20~40%、20~50%、15~50%である。中国セメント協会の統計データは、各種類の生産量がないため、本稿では中国全国と地域別の各種類セメントを加重平均して排出原単位を推計した。

は実際のデータ¹⁾による。そして、中国国内の平均レベルを考慮し、一般のポルトランドセメントの原料である石灰石の中で、炭酸カルシウムと炭酸マグネシウムの含有率は96%と1%に設定した。

反応式は(1), (2)に示す。CO₂排出量は式(3)より求めた。



CO₂ 排出量=石灰石消費量×(CaCO₃ 含有率×CO₂ 分子量/CaCO₃ 分子量+ MgCO₃ 含有率×CO₂ 分子量/MgCO₃ 分子量)
(3)

2.2.3 キルンシステムからのダストによるCO₂の排出量

「CSI CO₂ プロトコル」²³⁾によると、セメントキルンダスト (CKD) は脱炭酸が通常完全には終了しておらず、CKD の CO₂ 排出係数は、それぞれの CKD の脱炭酸率とクリンカ CO₂ 排出係数から算定することができる²⁾(式4)。

$$EF_{CKD} = \frac{\frac{EF_{cli}}{1 + EF_{cli}} \times d}{1 - \frac{EF_{cli}}{1 + EF_{cli}} \times d} \quad (4)$$

EF_{CKD}=部分的に脱炭酸されたセメントキルンダストのCO₂ 排出係数 (tCO₂/t CKD), EF_{clinker}=当該工場固有のクリンカ排出係数 (tCO₂/t clinker), d=CKD 脱炭酸率(0~1, IPCC のデフォルト値は 1), CKD 脱炭酸率の IPCC のデフォルト値は 1 であるが、CKD は通常は完全に脱炭酸されておらず、CKD 関連の排出を過剰評価しやすいので、ダストの脱炭酸度は 10%²¹⁾と設定した。ダスト量については、中国のセメント会社は 2005 年の時点で、6846 社⁹⁾があり、各工場のデータが入手できないため、中国の回轉窯システムのクリンカの 25%²¹⁾をダスト量と仮定した。クリンカ CO₂ 排出係数は本稿における 2008 年中国地域別の計算結果に基づく。即ち、単位重量当たりのセメントダストによる CO₂ の排出量 = 1 トン×クリンカ/セメント比率×25%×EF_{CKD} となる。

2.2.4 原料中の有機炭素(TOC)からのCO₂の排出量

クリンカ製造に使用される調合原料は通常、無機炭酸塩の他に僅かながら有機炭素を含んでおり、それらの多くは調合原料の焼成工程において CO₂ に変化する。原料の全有機炭素 (TOC) 含有量は、場所や使用される原料の種類などによって異なる。CSI 作業部会が取りまとめたデータによると、原料中の標準的な TOC 比率は約 0.1-0.3%²³⁾ (乾燥重量)となっている。TOC 比率を 0.2%とし、クリンカに対する調合原料率の中国国内の平均値 1.65 から原料中の有機炭素 (TOC) は 0.33 kg/t-clinker となる。

2.2.5 焼成工程からのCO₂, SO₂, NO_x, PMの排出量

セメントクリンカ焼成、セメント原料乾燥 (スラグやボゾラン等の鉍物質成分の乾燥を含む) の燃料消費量は中国

セメント年鑑の各年版などの統計データを用いた。中国のエネルギー消費の統計データはすべて標準石炭に換算されており、本稿では、表 2 のように中国セメント業で利用されるエネルギーの割合は、93%は石炭、5%は原油、2%は天然ガス¹⁾とした。本研究ではこの割合を代表値として計算上に用いた。中国セメント業における 1kg の標準石炭当たりの CO₂ 原単位を算出した。

表 2 本稿で用いた CO₂原単位と SO₂, NO_x, PM の数値²⁷⁾

燃料	CO ₂ 原単位 (kgC/GJ)	酸化率	原単位			発熱量 (MJ/kg)	割合
			SO ₂	NO _x	PM		
石炭	23.79	1	中国セメント協会の測定総量と文献 ¹⁶⁾ による算出			20.908	93%
原油	20.57	1				41.816	5%
天然ガス	14.80	1				38.931	2%

ce とは coal equivalent (標準石炭) であり、低位発熱量 29.308MJ に相当する燃料は 1kgce である。本論文の 1kgce に当たりの CO₂ 排出原単位は中国セメント業の石炭、原油、天然ガスの割合により算出した。即ち、中国セメント業 1kgce の CO₂ 原単位は (0.02379kgC/MJ×93%+0.02057kgC/MJ×5%+0.01480kgC/MJ×2%)×29.308MJ×44/12=2.52kgCO₂/kgce となる。

$$PE_y = \sum_i Q_i \times NCV_i \times EF_i \times \frac{44}{12} \times OXID_i \quad (5)$$

PE_y は CO₂ 排出量, Q_i は消費する燃料 i の単位 (ton or m³), NCV_i は単位重量と体積燃料 i の熱値, EF_i は単位エネルギー燃料 i の炭素排出係数 (tC/TJ), OXID_i は燃料 i の酸化係数 (%) である。中国の燃料は先進国より、発熱量や炭素含有量は低いため、IPCC ガイドラインのデフォルト値より、中国发展改革委員会のデータが実際の値に近いと考えられる。したがって、本論文は中国发展改革委員会の CO₂ 係数²⁷⁾を用い、焼成工程による排出量を算出した。

SO₂, NO_x, PM の排出量は中国セメント協会の公表データと地域別のセメント生産量などの指標から求めた。

2.2.6 電力消費によるCO₂, SO₂, NO_x, PMの排出量

中国の電力グリッドは表 3 の示すように、7 つがあり、それぞれの CO₂, SO₂, NO_x, PM 排出レベルは異なるため、セメント生産の電力消費に伴う排出はそれらの異なる排出レベルを考慮しなければならない。本論文はこの点を考慮し、それぞれのグリッドの排出係数を用いた。考慮したプロセスは原料前処理、燃料前処理、焼成工程 (電力起源)、セメント製粉、混合物前処理 (粉碎、乾燥)、石膏前処理、袋詰と輸送である。各プロセスの電力消費の詳細なデータはないため、中国典型セメント生産プロセスの電力消費の割合¹⁾ (原料前処理 29.7%, 燃料前処理 3.28%, 焼成工程の電力消費 23.45%, セメント製粉 32.98%, 混合物前処理 5.56%, 石膏前処理 0.70%, 袋詰と輸送 4.34%) を用いて、推計した。それらの合計は電力起源による環境負荷となる。

セメント生産量当たりの電力消費は 2000 年~2008 年の間では、およそ 95~104kWh/t であり、2000 年~2005 年の全国レベルの電力 CO₂ 排出原単位の統計データがないため、データ²⁸⁾を用いた。2006 年~2008 年電力 CO₂ 排出係数は

中国の全国と地域グリッド排出係数データ²⁷⁾を用いた。2000年～2008年のSO₂, NO_x, PMの排出係数は文献¹⁹⁾により求めた(表4)。

表3 中国各地域による電力グリッドの分類

地域	行政区
華北	北京市, 天津市, 河北省, 山西省, 山東省, 内モンゴル自治区
東北	遼寧省, 吉林省, 黒龍江省
華東	上海市, 江蘇省, 浙江省, 福建省, 安徽省
華中	河南省, 湖北省, 湖南省, 江西省, 四川省, 重慶市
南方	広東省, 広西省, 貴州省, 雲南省
西北	陝西省, 甘肅省, 青海省, 寧夏, 新疆, チベット自治区
海南	海南省

表4 中国地域別の電力排出ガスとPM原単位¹⁹⁾²⁷⁾²⁸⁾ (t/MWh)

	用いた中国2008年の地域別電力業CO ₂ , SO ₂ , NO _x , PM原単位			
	CO ₂ 原単位	SO ₂ 原単位	NO _x 原単位	PM原単位
華北	0.99	5.85×10 ⁻³	3.65×10 ⁻³	2.18×10 ⁻³
東北	1.03	4.30×10 ⁻³	4.10×10 ⁻³	2.18×10 ⁻³
華東	0.89	4.70×10 ⁻³	3.35×10 ⁻³	2.18×10 ⁻³
華中	0.97	7.50×10 ⁻³	3.95×10 ⁻³	2.18×10 ⁻³
南方	0.87	5.40×10 ⁻³	2.90×10 ⁻³	2.18×10 ⁻³
西北	0.87	6.05×10 ⁻³	3.60×10 ⁻³	2.18×10 ⁻³
海南	0.82	4.50×10 ⁻³	3.10×10 ⁻³	2.18×10 ⁻³
全国	0.92	5.47×10 ⁻³	3.52×10 ⁻³	2.18×10 ⁻³
全国2000～2007年の年別CO ₂ , SO ₂ , NO _x , PM原単位				
	2000～2005	2006	2007	
CO ₂	1.07	0.8890	0.9272	
SO ₂	5.47×10 ⁻³			
NO _x	3.52×10 ⁻³			
PM	2.18×10 ⁻³			

表5 原料と燃料の輸送による仮設条件と排出原単位²⁰⁾

原材料				燃料		セメント	
石灰石	粘土	鉄質原料	混合材	石膏	石炭		
3km					50km	200km	
中国10tトラック平均レベル(17.81L/100km)(kg/t・km)							
CO ₂		SO ₂		NO _x		PM	
1.13×10 ⁻¹		8.80×10 ⁻⁵		2.00×10 ⁻³		9.46×10 ⁻⁵	

表6 CO₂, SO₂, NO_x, PM排出の算定のためのデータソース一覧表

排出の構成要素	CO ₂	SO ₂	NO _x	PM			
1 原料と燃料(石炭)の採掘・生産の排出量	文献 ¹⁸⁾ の排出原単位と中国全国各年, 2008年地域別の単位セメント用調査原料量による						
2 原料脱炭酸由来	中国セメント協会の測定総量と文献 ¹⁶⁾ による算出						
① クリンカ焼成					石灰石のCaCO ₃ とMgCO ₃ の含有率		
② CKD					クリンカCO ₂ 排出係数		
					ダストの脱炭酸度 ²¹⁾		
③ 原料中の有機炭素					ダスト量 ²¹⁾		
3 焼成工程の燃料燃焼由来	クリンカ消費量						
	調査原料:クリンカの割合						
4 電力消費	原料のTOC含有量 ²³⁾						
	各燃料のCO ₂ 原単位, 酸化率, 発熱量による						
5 運輸による排出	文献 ¹⁹⁾²⁷⁾²⁸⁾ による各排出原単位と中国全国各年, 2008年地域別単位セメント電力消費量						
	中国の大型トラックの平均レベル(17.81L/100km) ²⁰⁾ と設定						
	原材料(kg/t-cement)						
	石灰石	粘土	鉄質原料	混合材	石膏	その他	燃料(kg/t cement)
3km						50km	200km

2.2.7 原料, 燃料とセメント製品の輸送による排出

馬の論文²⁰⁾では, 中国の種別自動車のインベントリを整備し, それぞれの環境排出係数を算出したため, 本論文は,

そのインベントリデータを引用し, 中国に於ける実際の平均輸送距離¹⁵⁾を考慮し, 10tトラックでセメントの原料, 燃料, 及びセメントを輸送すると仮定した。それぞれの輸送距離は表5のように, 3, 50, 200kmとした。そのうち, 燃料の輸送による環境負荷の計算はセメント業の93%を占めた石炭のみ考慮した(表6)。

3. インベントリデータと分析

中国の2000年～2008年までの全国レベル及び2008年の地域別レベルのセメント1トン当たりのライフサイクルCO₂, SO₂, NO_x, PMの結果は図3～10のように示される。中国におけるセメント産業のCO₂原単位は廃熱回収発電技術の改良や廃棄物利用の普及, NSP(New Suspension Preheater)セメント比率の向上(2000年の10%から2009年の72%に上昇した)等につれて, 2000年の900 kgCO₂/t-cementから2008年の831 kgCO₂/t-cementに低下した(図3)。中国セメント各プロセス別起源のCO₂排出状況を見ると, 中国のセメント生産過程による主要なCO₂の排出は, 原料脱炭酸, 燃料の燃焼, 電力の消費であり, 三者の排出量は合計排出量の90%以上を占めている(図3, 4)。また, その削減した最も大きな部分は焼成工程のエネルギー起源(2000年の323から2008年の277 kgCO₂/t-cementに低下した)と電力起源のCO₂(2000年の109から2008年の87 kgCO₂/t-cementに低下した)であった(図3)。即ち2000年より2008年はそれぞれ46, 22 kgCO₂/t-cementが削減された。しかしながら, 世界でエネルギー消費原単位の最も低い日本の2000年と2008年のCO₂原単位733, 724 kgCO₂/t-cement²⁹⁾と比較すると, それぞれ22%, 16%高いことがわかった。そして, エネルギー起源のCO₂は中国の低強度のセメント(32.5クラス)⁴⁾の市場需要によって, セメント混合材添加の割合は日本より高いため, 実際にセメントクリンカのCO₂原単位の格差は更に大きいと考えられる。言い換えると, 仮に日本は中国のように32.5や42.5クラスのセメント製品を主に生産すれば, そのCO₂原単位の格差はさらに拡大するであろう。

次に, 地域別(2008年)(図4)をみると, 各地域のCO₂原単位の最も高い新疆(965 kgCO₂/t-cement)は, 日本レベル並みの最も低い上海(723 kgCO₂/t-cement)より33%高く, 四川省, 青海省などの技術水準は, 2000年の中国全国平均水準である。新疆はまだ中国1990年代の水準⁶⁾⁵⁾にしか達してお

4 セメントの品質を示す強さレベルの区分と, セメントの成分による区分で表示している。強さ区分では28日材齢の強さで32.5, 42.5, 52.5の3クラスに分け, さらに2日材齢の強さによって早強型(R)と普通型(N)に区分している。強さクラスが32.5は28日圧縮強さが32.5～52.5MPaの範囲, 42.5は28日圧縮強さが42.5～62.5MPaの範囲にあるセメントで, 52.5は28日圧縮強さが52.5MPa以上のセメントである。

5 Humphreysらの推計によれば, 中国セメントの原単位は1990年950kgCO₂/t-cement, 2000年900kgCO₂/t-cementであった。

らず、ロータリーキルンの普及率等に大きな差があったためである。セメント業CO₂原単位ベスト10の地域はほぼ技術水準や資金力が高く、技術も進んでいる華東、華北地域に集中している。それに対して、CO₂原単位ワースト10の地域はほとんど西部と東北部に位置している。したがって、今後中国政府はCO₂削減対策を実施する際に、CO₂原単位の高い地域に留意しなければならない。

中国セメントの全国レベルSO₂、NO_xとPMの原単位(図5, 7, 9)を見れば、いずれも年々徐々に低下しており、とりわけSO₂とPM原単位は2004年から、NO_x原単位は2006年から、中国政府の厳しい規制により低下した幅が大きい。そのうち、2006年に中国単位セメントのLCNO_xが急激に減少したが、その原因は主に二つある。一つは利用した統計データに関わる問題である。中国セメント協会が持つ中国セメント産業の焼成工程によるNO_xの排出量の統計データは2006年からであり、その以前のデータがないため、文献のデータ¹⁶⁾を引用し、その異なる引用先からのデータにより、インベントリ結果の誤差が生じた可能性がある。もう一つは中国第11次5カ年計画による大気汚染排出物質の上限値の設定に伴い、NO_x削減のSCR (selective catalytic reduction) とSNCR (selective non-catalytic reduction) の普及による可能性である。ただし、堅窯に比べ、ロータリーキルンのほうがより高い運転温度と空気が流通しにくい構造のため、より多量のNO_xを排出する。また、2006年から中国セメント業のロータリーキルンの比率が急激に増加した事実から、SCRとSNCR技術の普及率は向上したとしてもNO_x原単位はやや増加した傾向となっている。また、2004年からPM原単位が急激に低下した原因は国家基準の変化による結果である。セメント窯からの燃焼排ガス中のPMの標準値は、1985年、1996年、2004年と三段階に大気汚染物排出基準が厳しくなったことにより、20年間に800から50mg/m³までに低下した。この3つのPM排出基準の下で、新しく建造されたセメント工場において、様々なPMコントロール技術の採用率は2004年以降に高くなる³⁵⁾ため、PM原単位に大幅な削減効果をもたらした。

地域別(図6, 8, 10)を見ると、SO₂、NO_xとPMの原単位の最も高い重慶、新疆、青海は、最も低い上海の8倍、3倍、17倍となっており、CO₂の原単位より格差が大きい。この原因は、上海などの地域では重慶、新疆等の地域より企業の技術水準が高いためであると考えられる。とりわけ、酸性雨とSO₂コントロール区域では、その大部分(27分の20地域の達成率が80%以上)が国家基準を満たしており、中国環境政策が有効であると考えられる。そこで、脱硫、脱窒素やPMの除去などの対策により、原単位は低下した。しかし、日本の1998年のSO₂、NO_xとPMの原単位(0.16,

1.68, 0.06kg/t-cement)¹²⁾とそれぞれ比較すれば、最も水準の高い上海でも、日本の3, 6, 8倍となっており、今後中国セメント業のSO₂、NO_xとPM排出削減のポテンシャルは極めて大きいと考えられる。

一方、中国全体のCO₂、SO₂、NO_x、PM排出量(図11)をみれば、CO₂排出量の場合、原単位は低下したものの、生産量が増加したため、2008年時点でおよそ11.5億トンの排出量となり、極めて深刻な状況であった。それに対して、年産量増加にもかかわらず、2008年の中国セメント産業のSO₂、NO_x、PM排出量はそれぞれ188, 230, 116万トンであり、横ばいの状況となった。したがって、今後の中国セメント産業においては、CO₂の排出削減を最も重視する必要がある。

割合を見ると、経済が発展し都市化が進んでいる華東、華北、華中地域ではインフラ建設投資や住宅建設の増大により、セメント需要量が大きいため、各排出原単位が小さいものの、総排出量は全国の6割強となっている(図12)。しかしながら、今後、西部大開発と都市化の進行により、西部地域のセメント需要量は東部に徐々に近づき、さらに2015年ごろに東部セメント生産量の7割に達す可能性がある³¹⁾。したがって、セメント業から発生する環境負荷を最大限に抑制し、資金力、技術力の地域格差を是正するために、企業自身の技術向上やCDM事業のような手法での国際資金導入、技術移転及びセメント産業政策の調整による東部セメント企業から中・西部セメント企業への国内資金・技術移転が必要不可欠である。

4. CML手法による環境影響評価

4.1 評価システムの構築

従来のライフサイクルインベントリアセスメントは、「データの測定あるいは算定はできても、環境インパクトとの因果関係を明らかにすることは容易ではない」というのが1990年バーモントでの第1回LCA会議での結論であった。CO₂、SO₂、NO_x、PMなどの数値は分かっても、それらがどの程度、人の健康や生態系に影響を与えるのかを評価するのはきわめて難しい。さらに排出された物質は単独ではなく、複合的に環境に対して複雑な影響を与える²⁶⁾。

本稿では、それらの問題を解決するため、ヨーロッパのLCA確立に貢献したライデン大学のCML (Institute of Environmental Sciences of Leiden University, ライデン大学環境科学センター) 手法³²⁾を用い、中国セメント業の環境影響評価を行った。この方法論は現在では世界中で汎用的に使えるものになってきており、欧州環境毒物化学学会とISO組織に広く利用されている。

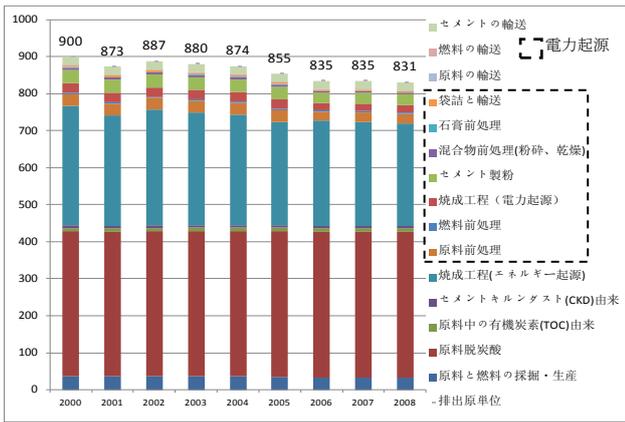


図3 中国 2000~2008 年のセメント 1t の LCCO₂ (kg/t-cement)

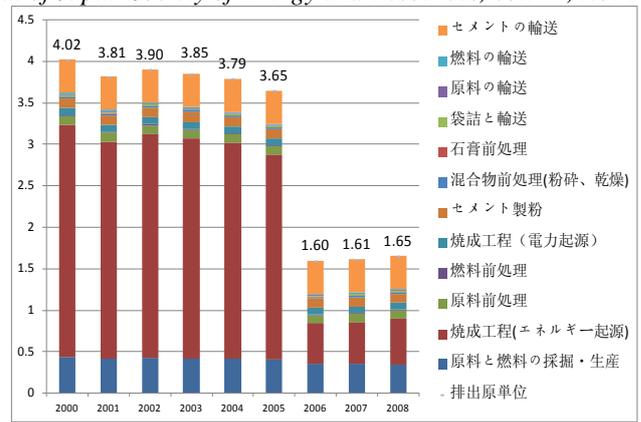


図7 中国 2000~2008 年のセメント 1t の LCNO_x (kg/t-cement)

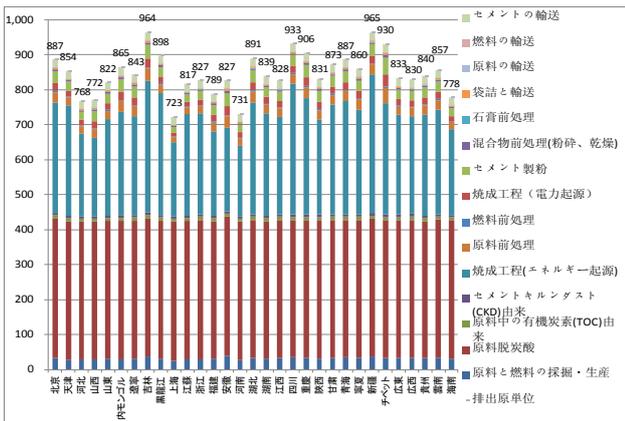


図4 中国 2008 年地域別のセメント 1t の LCCO₂ (kg/t-cement)

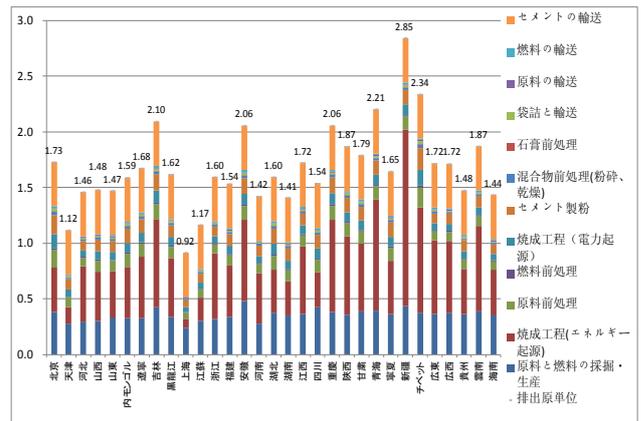


図8 中国 2008 年地域別のセメント 1t の LCNO_x (kg/t-cement)

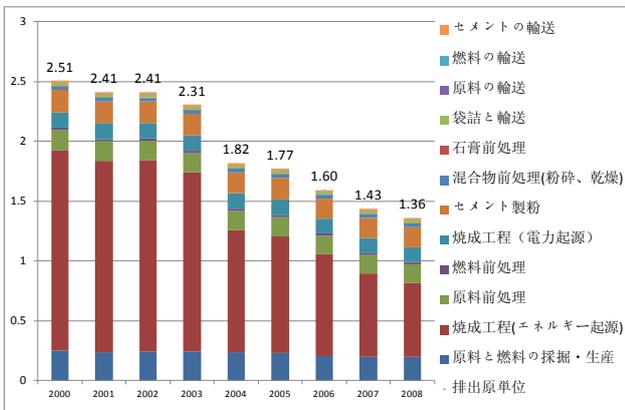


図5 中国 2000~2008 年のセメント 1t の LCSO₂ (kg/t-cement)

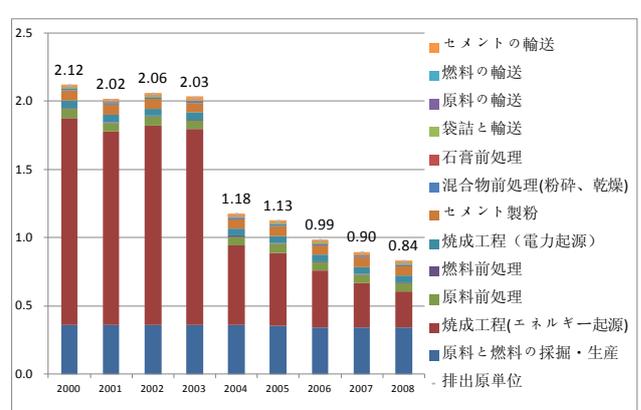


図9 中国 2000~2008 年のセメント 1t の LCPM (kg/t-cement)

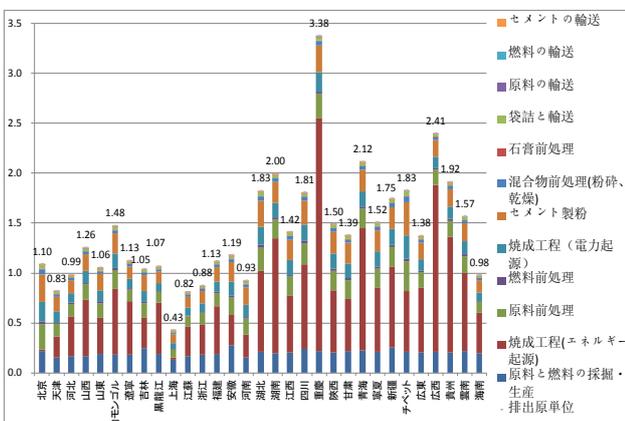


図6 中国 2008 年地域別のセメント 1t の LCSO₂ (kg/t-cement)

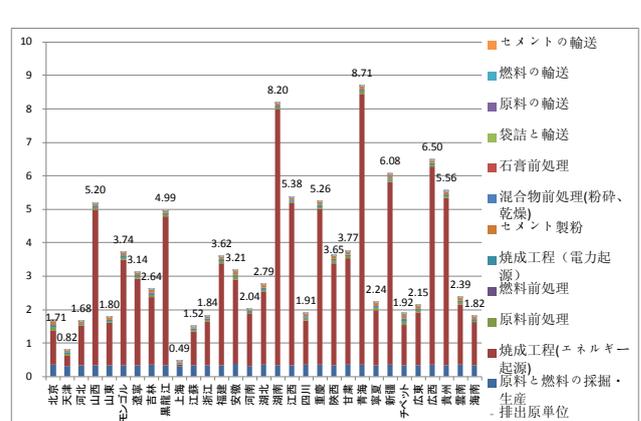


図10 中国 2008 年地域別のセメント 1t の LCPM (kg/t-cement)

にその指標によって、政策の改善によるCO₂の削減目標を提言した。

4.2 各係数の説明と計算条件

本稿で考慮したのはセメント生産に伴うCO₂, SO₂, NO_x, PMの排出インベントリデータ及びそれぞれが影響を与えている地球温暖化、酸性化、富栄養化と人間への毒性である(表7)。物質の影響を定量化評価するため、地球温暖化の単位は1kgCO₂, 酸性化の単位は1kg SO₂, 富栄養化は1kg PO₄³⁻, 人間への毒性の単位は1kg当たりの人体に換算規格化を行った。それらの環境負荷係数の意味は、例えば毒理学の研究では、同じ濃度の条件の下で、PMが人間の呼吸システムに病気をもたらす確率はSO₂の1.146倍である。そこで、SO₂の人間への毒性の影響係数1.2から、PMの人間への毒性の影響係数1.38を得られる。計算は式(6)、(7)に従った。

$$S_i = \frac{K_i}{E_i} \sum_{j=1}^4 U_{ij} \times W_{ij} \quad (6)$$

$$P_j = \sum_{i=1}^4 U_{ij} \times W_{ij} \times K_i / E_i \quad (7)$$

表7に示すように、添え字iの1~4は、カテゴリ-GWP, AP, NP, HTのそれぞれに対応し、jの1~4は、物質CO₂, NO_x, SO₂, PMに対応する。S_iはカテゴリ-iの環境統合指標(カテゴリ別の環境影響の統合化)、P_jは物質jの環境統合指標(物質別の環境影響の統合化)、U_{ij}はカテゴリ-iに対応する物質jの排出量(排出原単位)(図3~10)、W_{ij}はカテゴリ-iに対応する物質jの環境負荷係数(表7)、K_iはカテゴリ-iの加重係数(表9)、E_iはカテゴリ-iの地球環境負荷総量(表8)、U_{ij}×W_{ij}はカテゴリ-iの環境負荷係数総得点(特性化)(図13)、U_{ij}×W_{ij}/E_iはカテゴリ-iに関する物質jの重み付け係数(標準化)(図13)である。なお、表7の全ての空欄の値は0と見なす。

各カテゴリ(GWP, AP, NP, HT)に影響を与えている影響領域のインベントリデータ(排出原単位)にそれぞれの環境負荷係数(表7)を乗じ、加算し、各カテゴリの環境負荷総得点を求める。次に、重み付け係数(標準化)を求めるために、そのカテゴリ特性化結果の環境負荷総得点を世界におけるそのカテゴリの全排出量(表8)で割った値を利用する。その標準化により、「環境負荷」の「価値づけ」が可能となる³²⁾³³⁾。ただし、各環境負荷の重要性が異なるため、カテゴリ別の環境指標を統合化する必要がある。即ち、カテゴリ-iの重み付け係数はカテゴリ-iの加重係数(表9)を乗じ、統合化することにより、そのカテゴリ環境統合指標を求められる(式6)。物質別(CO₂, NO_x, SO₂, PM)の環境統合指標を求めるには、その物質に関す

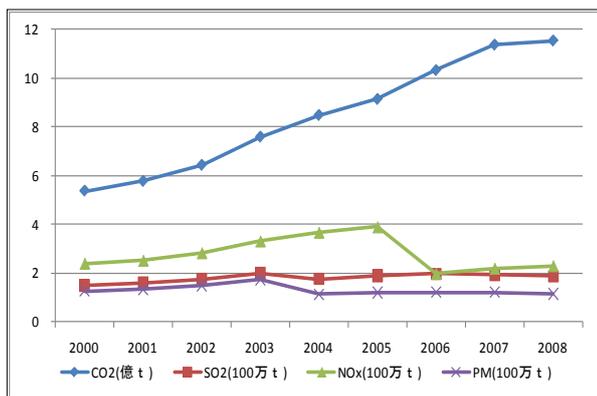


図11 中国2000~2008年のセメント業の環境負荷

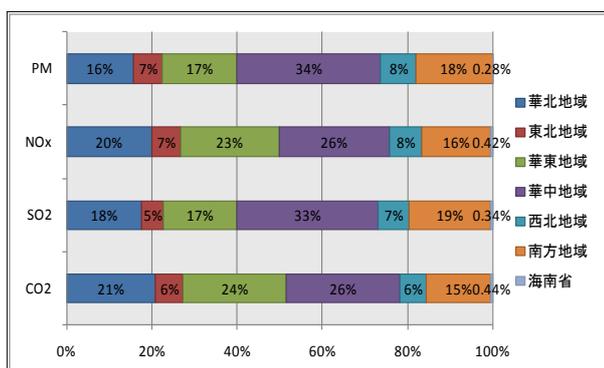


図12 中国セメント業2008年地域別の各ガスの排出量の割合

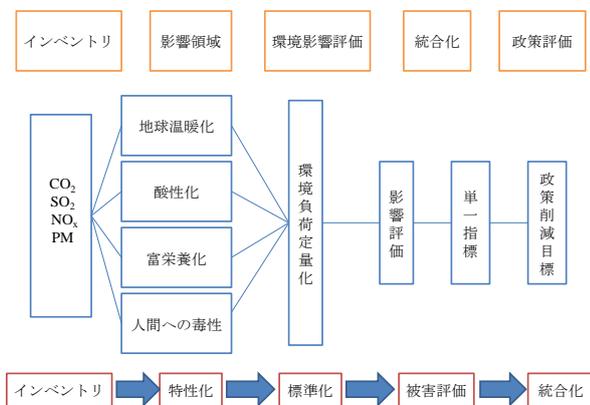


図13 環境影響評価システムの構築

この手法は次の4つの部分から構成され、a.目的の設定(Goal Definition), b.データの収集(Inventory), c.インパクト分析(Impact Analysis), d.評価(Valuation)となっている。

環境影響評価システムの流れを図13に示す。即ち、まず、評価の目的を設定し、次に製品のライフサイクルにおけるインベントリデータを求め、そしてそれらのデータに関わるインパクトカテゴリーを検討した(特性化)。さらに、そのカテゴリにおける世界全排出量の総計を基準とし、その特性化結果を標準化にすることにより環境影響評価をし、またその評価した環境影響を単一指標に統合化した。最後

るカテゴリー別環境統合指標を合計する(式7)。例えば、SO₂の環境統合指標はAPとHTのSO₂の部分による合計である。このような方法で異なる物質の環境負荷を直接比較することができる。中国の年別、地域別セメント業の環境負荷の比較のみならず、国際水準とも比較できるように、文献¹⁰⁾¹²⁾から日本とEUのインベントリデータ⁶も引用し、環境統合指標を算出した。

表7 CO₂と大気汚染物の環境負荷係数³²⁾

	地球温暖化(GWP)	酸性化(AP)	富栄養化(NP)	人間への毒性影響(HT)
CO ₂	1			
NO _x		0.7	0.13	0.78
SO ₂		1		1.2
PM				1.38

GWP:1kgCO₂-eq AP:1kgSO₂-eq HT:1kg人体-eq NP:1kgPO₄³⁻-eq

表8 地球の環境負荷総量 (kg/年)³³⁾

CO ₂ -eq (GWP)	3.77×10 ¹³
SO ₂ -eq (AP)	2.86×10 ¹¹
PO ₄ ³⁻ -eq (NP)	7.48×10 ¹⁰
人体-eq (HT)	5.76×10 ¹¹

表9 各影響指標の加重係数³⁴⁾

地球温暖化(GWP)	酸性化(AP)	富栄養化(NP)	人間への毒性影響(HT)
0.204	0.096	0.046	0.654

表10 各排出ガスとPMの環境負荷統合化結果の比較

CO ₂ >NO _x >SO ₂ >PM	オランダ, スイス, スウェーデン, フィンランド, フランス, 日本
NO _x >CO ₂ >SO ₂ >PM	北欧平均, イギリス, デンマーク
NO _x >CO ₂ >PM>SO ₂	オーストリア
PM>CO ₂ >NO _x >SO ₂	中国 (2000年)
PM>CO ₂ >SO ₂ >NO _x	中国 (2008年)

表11 中国地域別各排出ガスとPMの環境負荷統合化結果の比較

CO ₂ >PM>NO _x >SO ₂	北京, 河北, 吉林, 江蘇, 浙江, 河南, 海南
CO ₂ >SO ₂ >PM>NO _x	チベット
CO ₂ >SO ₂ >NO _x >PM	天津
CO ₂ >PM>SO ₂ >NO _x	山東, 湖北, 四川, 寧夏, 広東, 雲南
CO ₂ >NO _x >PM>SO ₂	上海
PM>CO ₂ >SO ₂ >NO _x	山西, 内モンゴル, 福建, 湖南, 江西, 陝西, 甘肅, 青海, 広西, 貴州
PM>CO ₂ >NO _x >SO ₂	遼寧, 黒龍江, 安徽, 新疆
PM>SO ₂ >CO ₂ >NO _x	重慶

4.3 結果と分析

まず、図14に示すように、2008年の中国における地域別セメント1トン当たりのカテゴリー別の環境負荷を比較した結果、GWPに影響を与えるのはCO₂のみである。それに対して、HTに影響を与えるのはNO_x, SO₂, PM三種類の物質であるため、上海と天津はGWP>HT>AP>NPとなり、それ以外の地域はすべてHT>GWP>AP>NPという特徴がわかる。即ち環境に配慮した生産技術の視点からみれば、中国の大半の

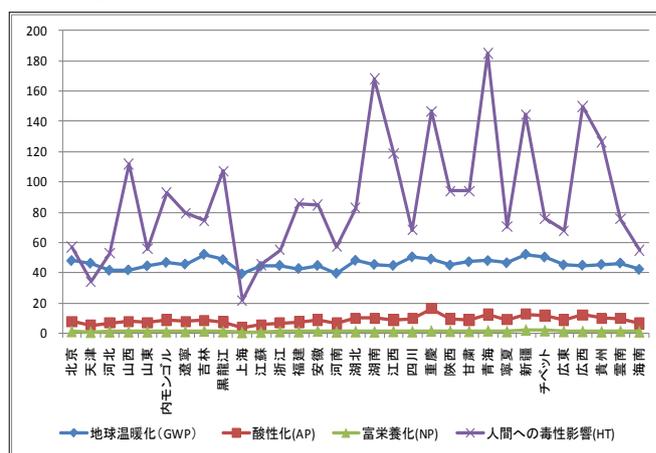


図14 中国における地域別(2008年)単位セメントのカテゴリー別の環境負荷比較(指標の単位は10¹³/年)

地域において、セメント産業は生産による人間に対する毒性の影響を配慮しなければならない。とりわけ地域の生産技術水準によって、人間の健康への影響にかなりの差があり、湖南、重慶、青海、新疆、広西のセメント産業のNO_x, SO₂, PMの排出量を抑制する平均技術水準は極めて低いとわかった。今後の中国セメント産業にとって、依然として深刻な課題である。そして、排出された温室効果ガスの99%はCO₂由来⁹⁾であり、そのため、セメント産業にとって、地球温暖化による環境負荷も大きいと言える。中国セメント産業、特に地域別のセメント産業に対するCO₂削減目標は現在全くないため、今後、NO_x, SO₂, PMの排出抑制によって、CO₂に起因する地球温暖化問題は最も重要になるであろう。

また、図15と表10の評価結果をみると、中国のセメント単位重量当たりの物質別の環境負荷は、2000年にはPM>CO₂>NO_x>SO₂となり、2008年はPM>CO₂>SO₂>NO_xとなった。評価結果の値をみると、2000年水準のCO₂, SO₂, NO_x, PMのそれぞれの環境指標はそれぞれ48.72, 42.55, 48.24, 58.60, 2008年はそれぞれ44.97, 23.04, 9.85, 47.95(10¹³/年)となった。このことからSO₂とNO_xの環境負荷は大幅に低下し、CO₂とPMはやや低下した事が分かる。2008年の技術水準でPMは依然として最も深刻な環境負荷となるが、CO₂との差がほぼなく、その傾向をみれば、今後CO₂が一番になる可能性が高いと考えられる。それに対して、先進国の場合は、オランダ、スイス、スウェーデン、フィンランド、フランス、日本がCO₂>NO_x>SO₂>PMという順となった。北欧平均、イギリス、デンマークはNO_x>CO₂>SO₂>PMという順となった。表11と図16を見ると、16地域の単位セメント当たりのCO₂の環境負荷は最も大きい。15地域のPMの環境負荷は最も大きい。その15地域はすべて生産技術が立ち遅れている地域であり、かつ中国の大気汚染(酸性雨)のコントロール区域に入っていない

6 日本とEUのインベントリデータの境界は本稿の境界と同じく、原料と燃料の輸送を含めており、原料とエネルギーの生産から、セメントはサービスステーションに輸送されるまでである。

表 12 2008 年の中国セメント業の SO₂, NO_x, PM 排出標準に達した比率¹⁾ (%)

	酸性雨コントロール区域														その他		
	上海	江蘇	浙江	安徽	福建	江西	湖北	湖南	広東	広西	重慶	四川	貴州	雲南	青海	チベット	
SO ₂	100.00	98.95	99.58	96.06	95.62	92.85	89.12	80.20	92.25	82.41	77.01	86.84	67.09	86.95	9.82	n/a	
NO _x	100.00	99.52	98.39	78.47	99.47	78.87	93.19	71.12	88.44	39.99	61.08	81.05	78.61	81.90	25.24	n/a	
PM	100.00	98.13	98.44	95.91	98.62	94.49	93.48	80.72	93.02	97.96	95.08	97.42	36.13	88.22	44.49	n/a	
	二酸化硫黄コントロール区域																
	北京	天津	河北	山西	内蒙	遼寧	吉林	山東	河南	陝西	甘肅	寧夏	新疆			海南	黒龍江
SO ₂	100.00	100.00	91.20	88.71	89.25	88.82	68.44	99.82	92.82	75.98	63.65	67.43	35.81			97.32	98.44
NO _x	83.06	98.87	41.01	77.64	69.60	75.05	97.22	93.14	96.40	88.14	78.84	58.02	24.15			98.31	87.82
PM	100.00	100.00	98.14	95.38	96.39	87.92	75.91	99.72	90.38	96.06	85.51	92.91	63.97			99.52	87.41

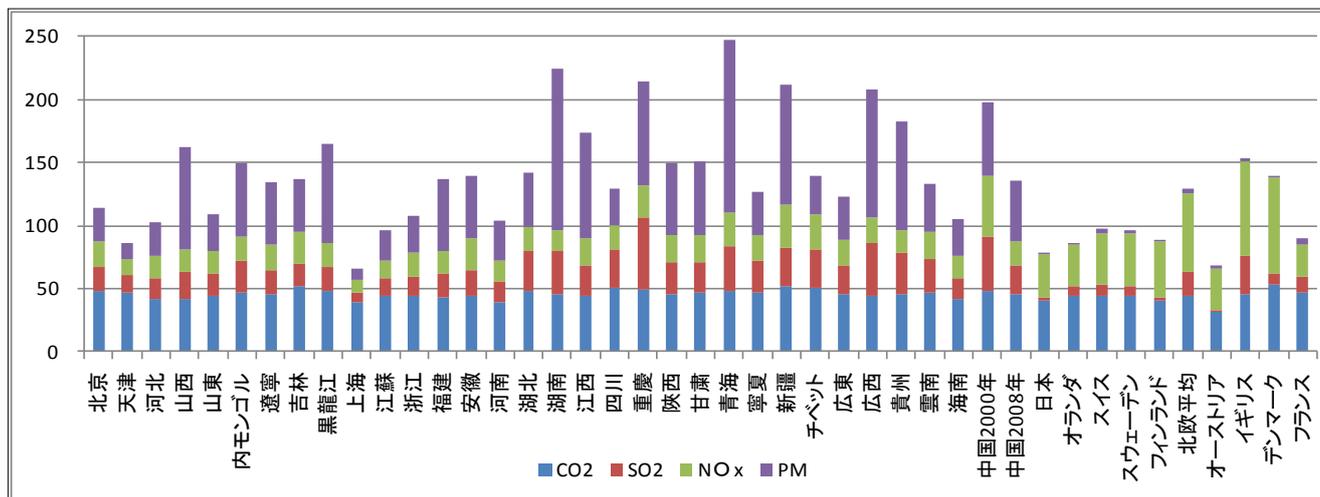


図 15 2000, 2008 年中国全国, 2008 年中国各地域と日本, EU のセメント 1 トン当たりの物質別の環境統合指標の比較 (指標の単位は 10¹³/年)

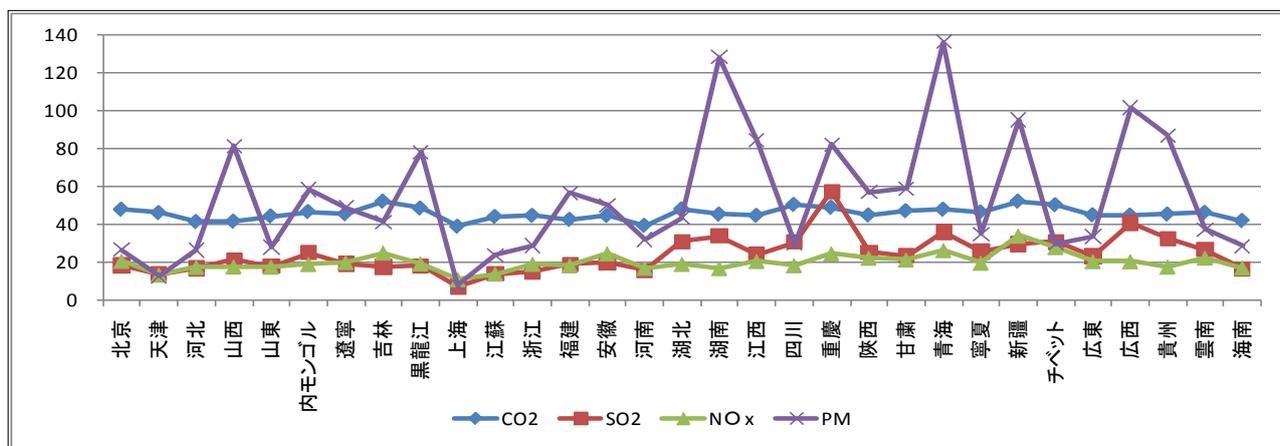


図 16 2008 年中国各地域セメント業のセメント 1 トン当たりの物質別の環境指標の比較 (指標の単位は 10¹³/年)

い (表 12)。

また, 表 11, 12 と図 16 のように, 湖南, 青海, 貴州省のセメント 1 トン当たりの PM 環境統合指標が極めて大きい地域はすべて中国国家大気汚染物質排出標準の達成率の低い地域に一致することを明らかにした。それに対して, 北京, 上海, 江蘇などの SO₂ 排出基準に達した比率の高い地域は, SO₂ の環境負荷は小さいことがわかった。また, 図 15 と表 11 のように, 総環境指標の最も大きな 10 行政区である山西, 黒龍江, 湖南, 江西, 重慶, 甘肅, 青海, 新疆, 広西, 貴州におけるセメント産業の環境負荷低減技術政策と対策を進展させるためには, CO₂ のみならず, PM,

SO₂, NO_x 原単位を削減することも重要である。図 15 と図 18 の総環境指標の大きな地域 (図 18 の緑色地域) では, CO₂ 削減や集塵を主な対策にしており, セメント単位重量当たりの環境統合指標を削減するために国の政策と企業の対策を改善すべきと考えられる。例えば, 国レベルでは, 酸性雨と SO₂ コントロール区域を拡大し, また, PM と CO₂ 原単位を低減させるために, PM と CO₂ コントロール区域も設定する。企業レベルでは, 独自の技術を生かし, 集塵機を開発し, バグハウスフィルタ (baghouse filters) による濾過方式を採用して PM と SO₂ を捕集する。また, SCR/SNCR 技術とクリンカの代替による NO_x の捕集, エネ

ルギー効率の改善, クリンカと燃料の代替による SO_2 の削減, クリンカ代替による PM の除去, 及び省エネルギー (廃熱回収発電など), 代替原料・燃料の利用, 混合材の添加による CO_2 の削減などの対策が考えられる。

最後に, 絶対排出量の視点からみると, 単位セメント当たりの PM の環境負荷が最も多い 15 地域は経済水準や都市化率が低く, PM 排出による環境負荷指標に与える影響は中国全体から見るとそれほど高くはないと考えられる。しかし, 今後これらの地域も中国政府による経済を進展させる重点地域になり, それに伴う都市化の進行により, セメントの生産量は大幅に増加すると予測され³¹⁾, これらの地域の PM 原単位削減を今後の政策の削減目標として注意しなければならない。また, CO_2 の環境負荷が最も大きな 16 地域 (図 17 の赤い地域) はほぼセメント生産量が多い地域であるため, 単位セメント量当たりの指標のみならず, 中国全体にとって, その環境負荷の総量はかなり深刻な環境問題であると考えられる。したがって, これらの地域では, 今後のセメント工業発展のための政策として, 可燃性廃棄物の利用技術の開発による代替燃料の促進やロータリーキルンの廃熱回収発電及び高強度クリンカの混合材添加などの対策に重点を置くべきである。

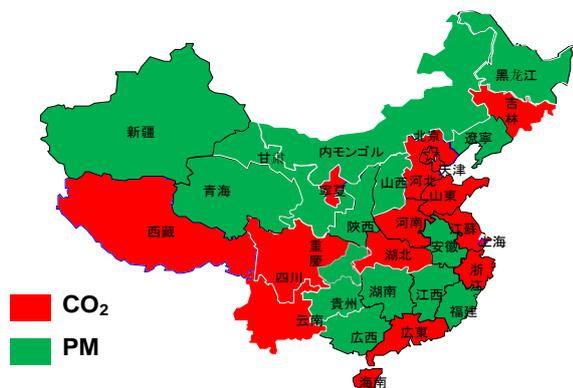


図 17 4つの環境負荷原単位の中で CO_2 と PM の環境負荷は最も大きい地域

5. 結論

本稿では, LCA 手法で中国セメント産業からの CO_2 , NO_x , SO_2 , PM の排出原単位を中国の生産技術, 生産設備, 原料, 燃料及び電力の消費, 生産状況などのデータから推定し, CML 手法による総合的環境負荷を求めた。特に, 2000年から 2008年までの中国セメント業の環境負荷を時系列で定量化し, 更に各地域別(2008年, 31行政区)の環境負荷も評価した。本結果を利用し, 中国の現状分析, 国内及び国際技術水準の比較を行い, 最後に, 政策提言を行った。得られた主な結論は以下の通りである。

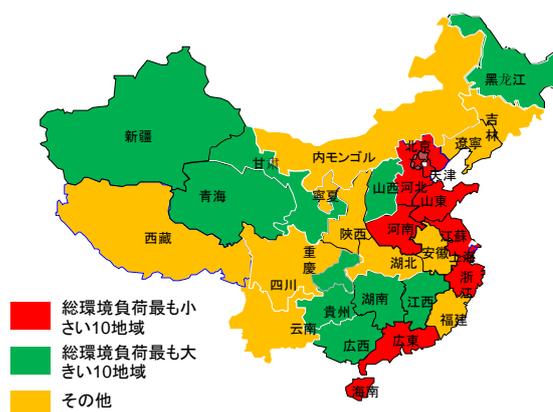


図 18 単位 (1 トン) セメント生産による CO_2 , NO_x , SO_2 , PM 環境統合指標のベスト 10 とワースト 10 地域

(1)中国セメント産業からの CO_2 , NO_x , SO_2 , PM の排出原単位は 2000 年から 2008 年にかけてかなり低下した。しかし, EU や日本に比べて, 依然として高いことがわかった。インベントリデータによると, CO_2 排出原単位の最も高い新疆は, 最も低い上海より 33% 高く, SO_2 排出原単位の最も高い重慶は, 最も低い上海のおよそ 8 倍, NO_x 排出原単位の最も高い新疆は, 最も低い上海の 3 倍, PM 排出原単位の最も高い青海は, 最も低い上海のおよそ 18 倍である。このことから生産技術水準に大きな格差 (各地域の原料前処理の NO_x と SO_2 や焼成工程の CO_2 , NO_x , SO_2 , PM の排出抑制) が存在することを明らかにした。

(2)絶対排出量の視点からみれば, CO_2 の排出量は 2008 年時点でおおよそ 11.5 億トンとなり急激に増加し, 極めて深刻な状況であった。それに対して, SO_2 , NO_x , PM 排出量は 188, 230, 116 万トンであり, 横ばいの状況となった。したがって, 今後の中国セメント産業の CO_2 排出削減が最も重要だと考えられる。

(3)表 10 と図 15 によると, 全国レベルでは, 2000 年の最も大きな環境負荷は PM の排出であり, 2 番目は CO_2 の排出となった。2008 年も同様であり, PM と CO_2 の排出が主な環境負荷であった。ただし, CO_2 と PM の差は 2000 年より縮まり, ほぼ同じであった。その傾向をみれば, 今後 CO_2 の環境負荷が最も大きくなる可能性が高い。地域レベルでは, 北京, 河北, 吉林, 江蘇, 浙江, 河南, 海南, チベット, 天津, 山東, 湖北, 四川, 寧夏, 広東, 雲南, 上海の 16 行政区の主要な環境負荷は CO_2 の排出であり, その他の 15 行政区は PM の排出である。とりわけ, 酸性雨と SO_2 コントロール区域では, その大部分が国家基準を満たしており, 中国環境政策が有効であると考えられる。また, 今後も新たに CO_2 コントロール区域を決定すれば, 省エネルギーや混合材利用などの技術開発と共に, 全国レベルでの CO_2 排出削減をさらに促進できると期待される。

(4)環境統合指標の大きい順から上位 10 行政区は青海, 湖南, 重慶, 新疆, 広西, 貴州, 江西, 黒龍江, 山西, 甘肅であり, これらの地域では, CO₂のみならず, PM, SO₂, NO_x 排出原単位を低下させる事が重要であり, そのためのセメント産業の環境負荷低減技術政策と対策は喫緊の課題である.

参考文献

- 1)中国セメント協会; 中国セメント年鑑 2007, 2008, 2009 (2008, 2009, 2010) (中国語).
- 2)中国セメント協会ホームページ; <http://www.dcement.com/> (アクセス日2010.4.25) (中国語).
- 3)U.S. Geological Survey; Mineral commodity Summaries, (2010).
- 4)IEA(International Energy Agency); World Energy Outlook 2008, (2008).
- 5)EIA (Energy Information Administration) データベース(アクセス日2010.5.2).
- 6)Humphreys, K., Mahasenan, M.; Toward a sustainable cement industry substudy 8:climate change,WBCSD,(2002).
- 7)Hendricks CA, Worrell E, Price L, Martin N; Emission reduction of greenhouse gases from the cement industry. In Fourth International Conference on Greenhouse Gas Control Technologies, Interlaken, Austria, IEA GHG R&D Program, (1998).
- 8)WRI; Navigating the Numbers: Greenhouse Gas Data and International Climate Policy, (2005), p.63. Online at: http://www.wri.org/climate/pubs_description.cfm?pid=40935.
- 9)寧亜東, 外岡豊; 中国セメント業における生産形態とエネルギー消費構造, エネルギー・資源学会誌, 29, 4, (2008), 50-55.
- 10)Josa, A., Aguado, A., Heino, A., Byars, E., Cardim, A.; Comparative analysis of available life cycle inventories of cement in the EU. Cement and Concrete Research 34, (2004), 1313-1320.
- 11)Josa, A., Aguado, A., Cardim, A., Byars, E.; Comparative analysis of the life cycle impact assessment of available cement inventories in the EU. Cement and Concrete Research 37, (2007), 781-788.
- 12)佐野奨; セメント協会LCAWG: リサイクル原料の利用にともなうセメント製造の環境影響評価, 第4回エコバランス会議, (2000), 497-500.
- 13)劉順妮, 林宗寿, 張小偉; ポルトランドセメントのライフサイクルアセスメント, 中国環境科学18, 328-332, (1998), (中国語).
- 14)呉紅, 崔素萍, 王志宏; 中国セメント工業環境負荷分析, 3, (2006), 50-53, (中国語).
- 15)姜睿, 王洪涛; 中国セメント工業のライフサイクルアセスメント, 化学工程と装備, 4, (2010), (中国語).
- 16)Chen C., Hu D., Wen Q., Zhang D.; Resource Depletion and Environmental Discharge of Cement Production in China, Journal of Anhui Agri. Sci., (2007), 8986-8989.
- 17)張文字, デイニル プシュパラー; 中国セメント業のCO₂排出量削減ポテンシャルと技術効果の評価, 第26回エネルギーシステム・経済・環境コンファレンス論文集, (2010).
- 18)狄向華; 資源と材料生命周期分析の若干基礎問題の研究, 北京工業大学博士学位論文, (2005).
- 19)曹琳, 王灿; SO₂とNO_xベースライン係数の計算研究, 中国環境科学30, (2010), 7-11, (中国語).
- 20)馬麗萍; LCAによる道路交通運輸本土化の研究, 北京工業大学学位論文, (2007), (中国語).
- 21)崔素萍, 劉偉; セメント生産過程排出削減潛力分析, 中国セメント誌, 4, (2008), 57-59, (中国語).
- 22)姜徳義, 蒼大強, 関生林, 呉紅, 崔素萍, 王志宏; 北京典型的セメント企業生産プロセスの環境負荷評価, 武漢理工大学学報, 4, (2008), 36-39 (中国語).
- 23)WBCSD; Cement Sustainability Initiative, The Cement CO₂ Protocol, Version 2.0, (2005).
- 24)IPCC; Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Tech. rep., IGES, Japan, (2006).
- 25)Rebitzer G, Kekvall T, Frischknecht R.; Life cycle assessment Part I: framework, goal and scope definition, inventory analysis, and applications. Environmental International, 2004, 701-720.
- 26)未踏科学技術協会, エコマテリアル研究会; LCAのすべて: 環境への負荷を評価する, (1995), 45, 工業調査会.
- 27)中国 CDM ホームページデータベース; <http://cdm.ccchina.gov.cn/> (アクセス日2011.4.25).
- 28)狄向華, 聂祚仁, 左鉄鏞; 中国火力発電燃料消耗の生命周期排放清單 (LCI), 中国環境科学25, 5, (2005), 632-635.
- 29)日本セメント協会; <http://www.jcassoc.or.jp/>(アクセス日2010.4.25).
- 30)周楊; 中国・インド・日本のNSPシステムのエネルギー消費指標の比較, 中国セメント, (2007), (中国語).
- 31)中国ケイ酸塩学会; 2030年までの中国各地域におけるセメント生産量の予測, 2008年中国セメント技術年次大会・第10回中国セメント技術交流大会論文集, (2008), (中国語).
- 32)R. Heijungs, J.B. Guinée, G. Huppes, R.M. Lankreijer, H.A. Udo de Haes, A. Wegener Sleewijk, A.M.M. Ansems, P.G.

- Engels, R. van Duin, H.P. de Goede; Environmental Life Cycle Assessment of Products — Guide and Backgrounds, Centre of Environmental Science, Leiden University(CML), Leiden, The Netherlands, (1992).
- 33) 姫野順一; LCA(ライフサイクル・アセスメント)と環境経済政策—CML(ライデン大学環境科学センター)開発LCAの視点から—, 長崎大学総合環境研究2, (1), (1999), 147-162.
- 34) 劉迪; LCAに基づくセメント工業大気汚染物の環境影響研究, 大連理工大学環境工程修士学位論文, (2009), (中国語).
- 35) Yu Lei, Qiang Zhang, Chris Nielsen, Kebin He; An inventory of primary air pollutants and CO₂ emissions from cement production in China, 1990-2020, Atmospheric Environment 45, (2011), 147-154.