研究論文

中国セメント産業のライフサイクルにおける主な大気汚染物質及びCO₂排出量の推計と環境影響評価：CML手法を用いた地域別の比較分析を中心に

張 文字・ディニル プシュパラル

Life Cycle Environmental Impact Assessment of Air Pollutants and CO₂ Emissions from the Cement Industry of China: Regional Analysis Based on CML Method

Wenyu ZHANG and Dinil PUSHPALAL

Synopsis:

Objective. 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). At first, 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 for year 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 air pollutants and CO₂ was conducted using CML methodology developed by Leiden University. Finally, based on the results of the LCIA, the policies of pollution reduction for Chinese cement industry were proposed.

Results and Discussion. In average emissions of CO₂, SO₂, NO_x, CO, CH₄, NMVOC (non-methane volatile organic compounds), PM (particulate matter), N₂O, As, Cd, Cr, Hg, Ni, Pb, V and Zn were 831, 1.36, 1.65, 0.49, 0.27, 0.19, 3.15, 1.30×10^{-3} , 4.74×10^{-4} , 1.49×10^{-6} , 2.08×10^{-5} , 2.10×10^{-5} , 3.52×10^{-5} , 2.26×10^{-4} , 3.56×10^{-4} , 3.13×10^{-4} kg per ton of cement. The total environmental value of seven impact categories of the whole China related to cement manufacturing was in order of GWP>HT>AP>NP>POCP>ECT>ECA (GWP: global warming potential, HT: human toxicity, AP: acidification potential, NP: nitrification potential, POCP: photochemical ozone creation potential, ECT: ecotoxicological classification factor for terrestrial ecosystems, ECA: ecotoxicological classification factor for aquatic ecosystems). Moreover, the total environmental value of seven impact categories for 22 individual provinces, 5 autonomous regions and 4 municipalities in China was also analyzed in this paper. The environmental value of seven impact categories for Xinjiang Uyghur autonomous region, Chongqing municipality, Qinghai province, Guizhou province, Hunan province, Guangxi province, Anhui province, Jiangxi province was in order of HT>GWP>AP>NP>POCP>ECT>ECA. For other remaining regions in China, it was in order of GWP>HT>AP>NP>POCP>ECT>ECA.

Conclusions. This paper has collected the inventory data for cement industry in different regions in China and then estimated unit emission factors separately for each region. Finally, CML methodology was used to evaluate the total environment impact and the following conclusions have been drawn. (1) There is a large technological gap among the cement industry of Chinese regions. (2) Reduction potential of CO₂, SO₂, NO_x and PM is very large. (3) Global warming and human toxicity have given the worst impact on environment. Therefore, the authors recommend that China should impose the regulations and detailed reduction targets for the regional cement industry in the future. Those regulations might encourage the Chinese cement producers to develop technologies for CO₂ reduction such as waste heat recovery, alternative raw materials, and alternative fuels. In order to reduce the toxic effects on the human body due to PM, SO₂, NO_x, CO and heavy metals, China should increase the use of dust collectors and desulfurization equipments, and technologies of energy conservation. CO₂ and air pollution reduction in cement industry is still a great challenge for China.

Keywords: Air pollutants; cement industry of China; CML method; CO₂ emissions; life cycle impact assessment (LCIA)

1. はじめに

世界においては、人口増加と都市化の急激な進行に伴い、建設産業における環境負荷が深刻化している。ワールドウォッチ研究所（World Watch Institute）の1995年の研究によると、毎年世界で消費された資源やエネルギーの50%は建築物に関するものであった¹⁾。このような状況下、多様で深刻な環境問題に直面しながら、中国の建設産業は、他の各産業とともに持続可能な発展の道を追求している。中国の環境保全においては、環境負荷を軽減するために、クリーン生産と製品の生態系に配慮した設計の方向性が明示されているが、従来の研究では、建設部門における建築物の使用段階についての環境影響のみに焦点が当てられている。しかしながら、建築物の原材料の生産、製品の製造工程及び輸送に関わるエネルギー消費による環境負荷も建築物のライフサイクルにおける不可欠な一部である。Adalbert²⁾によれば、寿命50年の建築物のライフサイクルを考えた場合、建築材料の生産によるエネルギーの消費は建築物のライフサイクルにおけるエネルギー総消費量の10%を占めており、建築物の平均寿命がわずか30年の中国においては、建築材料の生産によるエネルギー消費が占める割合は、さらに大きいと考えられる。セメントは建築資材や道路等の社会インフラに用いられる経済活動に不可欠な素材の一つであり、経済発展が進む中国のセメント需要は、現在のみならず、今後も急速に増大することが予想される。中国におけるセメント産業のエネルギー消費量は、中国の全ての建築材料生産のためのエネルギー総消費量の75%を占めている。したがって、セメント産業における省エネルギー対策、温室効果ガス及び汚染物質の排出削減は、中国の建築材料産業において有効な環境保全を図る上で、最も重要な位置を占めていると考えられる。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^{3, 4)}にまで増加し、わずか20年間で生産量は約8倍となっている。この膨大な生産量により、大量のCO₂排出や大気汚染などの様々な環境問題が発生しており、セメント生産のライフサイクルに伴う環境負荷の定量化と影響評価は必要不可欠であろう。

セメント産業における環境負荷の定量分析の先行研究としては、Josaら^{5, 6)}によるEU諸国のセメント産業のライフサイクルアセスメント（LCA）があり、この中で彼らはCO₂、NO_x、SO₂及びPM（粒子状物質）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⁷⁾は1998年における日本のセメント製造のライフサイクルインベントリを求め、さらに環境影響評価を行った。劉ら⁸⁾は1998年の中国セメント・コンクリート産業を対象とし、呉ら⁹⁾は2004年、姜ら¹⁰⁾は2008年の中国セメント産業を対象として、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り、また、人体と生態系に毒性影響を与える気化重金属の影響を考慮せず、中国セメント産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の分析も行われていない。国土が広い中国ではセメント産業の生産状況は地域によりかなり異なるため、地域別のセメント産業のCO₂と大気汚染物質について排出原単位と排出量の定量化分析及び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は、今後の環境政策・対策にとって、特に必要であろう。

そこで、本稿は最初に、2008年について、中国全国と地域別に、大気へ排出されたセメント1トン当たりのCO₂、SO₂、NO_x、CO、CH₄、NMVOC（非メタン揮発性有機化合物）、PM、N₂O及び重金属であるAs、Cd、Cr、Hg、Ni、Pb、V、Znを対象として、積み上げLCA手法を用いてこれらの物質の排出量を推計する。さらに、そのインベントリデータを基に、オランダライデン大学が開発したCML (Institute of Environmental Sciences of Leiden University、ライデン大学環境科学センター) 手法を用いて中国各地域におけるセメント生産に起因する地球温暖化、酸性雨、富栄養化、光化学スモッグ、並びに、人体及び生態系（水、土壌）に対する毒性影響などの大気環境に関わるインパクトカテゴリーの環境影響評価及び地域間の比較も検討する。最後に、その結果を利用し、政策提言を行う。方法論としては、まず、中国セメント協会のデータベース³⁾と中国の生産技術状況を反映するデータ¹⁰⁻¹⁷⁾を用い、中国セメント産業用のLCAデータベースを構築した。さらに、IPCCガイドライン¹⁸⁾の第2章「MINERAL INDUSTRY EMISSIONS」、ISO14040-14043¹⁹⁾に基づき、中国のセメント産業の生産技術、生産設備、セメント生産1トン当たりの電力消費、生産状況などを調査した。

2. インベントリ分析方法

本稿は、中国全体及び地域別の典型的なセメント生産プロセスにおいて、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、積み上げ計算を行い、総環境負荷（排出原単位）を求めた。

2.1 システム境界の設定

本稿では表1に示すように、2008年の中国全体、7地域（東北、華北、華中、華東、南方、西北、海南地域）（表1）及び31の一級行政区（省級）におけるセメント産業のそれぞれのライフサイクル環境負荷原単位を推計する。さらに、求めたインベントリを用いて、中国地域別の比較分析を行う。評価に際してのシステム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・輸送、原

表1 本稿の中国7地域

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、広西自治区、貴州省、雲南省
西北	陝西省、甘肅省、青海省、寧夏自治区、新疆ウイグル自治区、チベット自治区
海南	海南省

図1 ライフサイクル環境負荷評価システムの境界

料・燃料の前処理、焼成、混合材前処理・混合、セメント製粉・仕上げ、及びセメントの袋詰と輸送を対象範囲とした（図1）。次いで、環境負荷の検討対象であるCO₂、SO₂、NO_x、CO、CH₄、NMVOC、PM、N₂O及び重金属であるAs、Cd、Cr、Hg、Ni、Pb、V、Znの排出原単位を求める。

2.2 各プロセスの計算条件

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^{3, 4)}と中国のセメント生産技術状況を反映できるデータ^{10-17, 20)}を用い、まず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、中国セメント協会から入手が困難なプロセスデータ、例えば中国の資源・エネルギーの採掘・生産¹³⁾、セメント生産1トン当たりの電力消費¹⁴⁾、輸送による環境負荷原単位¹⁵⁾などのデータは、すべて先行研究^{10-17, 20)}から抽出し、代表的なデータベースを用いた。即ち、文献13に関しては、LCAソフトウェアであるSimaPro5.1のデータベースと中国で調査したデータに基づいて、資源・エネルギーの採掘・生産のデータベースを作成した（表2）。文献14に関しては、中国の地域別に石炭の硫黄含有量や電力生産により消費されたエネルギーなどのデータを収集し、中国の地域別のSO₂とNO_x排出原単位を推計した（表3）。文献15に関しては、中国の自動車やトラックの種別データを収集し、種別毎に中国の平均的な自動車とトラックの環境負荷のインベントリデータを作成した（表4）。本稿では、これらのデータを基に、セメント産業の環境負荷原単位の一部を推計する。

2.2.1 原料と燃料（石炭）の採掘・生産の環境負荷

石灰石などのセメント生産の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文献²⁰⁾の中国LCAデータベースを引用した（表2）。石灰石、粘土及び石膏の採掘によるCH₄、NMVOC、As、Cd、Cr、Hg、Ni、Pb、V、Znの排出量は極めて少なく、またデータに制限があるため、本稿の計算範囲に含まない。

表2 資源の採掘とエネルギーの生産による排出ガスとPM排出原単位 (t/t) ^{13, 14, 20, 21)}

	CO ₂	SO ₂	NO _x	CO	CH ₄	NMVOC	PM
石灰石	1.72×10 ⁻²	8.10×10 ⁻⁵	1.61×10 ⁻⁴	5.86×10 ⁻⁵	n/a	n/a	3.10×10 ⁻⁴
粘土	2.91×10 ⁻⁴	8.67×10 ⁻⁷	3.12×10 ⁻⁶	1.23×10 ⁻⁶	n/a	n/a	1.41×10 ⁻⁶
石膏	1.38×10 ⁻¹	6.60×10 ⁻⁴	1.02×10 ⁻³	2.66×10 ⁻⁴	n/a	n/a	3.66×10 ⁻⁴
石炭	7.73×10 ⁻²	7.36×10 ⁻⁴	1.22×10 ⁻³	1.96×10 ⁻⁶	4.45×10 ⁻³	1.88×10 ⁻⁴	3.24×10 ⁻⁴
原油	2.73×10 ⁻¹	9.63×10 ⁻⁴	2.05×10 ⁻³	7.00×10 ⁻³	2.54×10 ⁻³	4.83×10 ⁻⁴	1.32×10 ⁻⁴
天然ガス	6.61×10 ⁻¹	9.26×10 ⁻⁴	1.29×10 ⁻³	3.23×10 ⁻⁴	6.71×10 ⁻³	4.91×10 ⁻⁴	3.01×10 ⁻⁵

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。CO₂は、クリンカ^{脚注1)}の製造過程から排出される。また、セメントキルンダスト(CKD)やバイパスダストも脱炭酸反応によりCO₂を発生させる。脱炭酸CO₂は以下の2つの方法で算出することができる。即ち、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。クリンカとセメントの比率は中国の混合材添加の状況に合わせ、0.75t-clinker/t-cement¹⁶⁾に設定した。地域別のクリンカとセメントの比率は実際の比率による³⁾。また、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中の炭酸カルシウムと炭酸マグネシウムの含有量をそれぞれ96%と1%に設定した。

反応式を(1)、(2)に示す。

CO₂排出量は式(3)より求めた。

$$\text{CO}_2\text{排出量} = \text{石灰石消費量} \times (\text{CaCO}_3\text{含有量} \times \text{CO}_2\text{分子量} / \text{CaCO}_3\text{分子量} + \text{MgCO}_3\text{含有量} \times \text{CO}_2\text{分子量} / \text{MgCO}_3\text{分子量}) \quad (3)$$

2.2.3 キルンシステムからのダストによるCO₂の排出量

キルンから排出されるCKDまたはバイパスダストのCO₂排出量は、それぞれのダスト量と排出係数に基づいて算定することができる。CKDの排出係数は計算式(4)の通り²²⁾である。

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

ここで、 EF_{CKD} =部分的に脱炭酸されたセメントキルンダストの排出係数 (tCO₂ / tCKD)、 EF_{cli} =当該工場固有

脚注1) 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。

表3 中国地域別の電力環境負荷排出原単位 (t/MWh) ^{19, 27, 28)}

	CO ₂	SO ₂	NO _x	CO	CH ₄	NMVOC	PM	N ₂ O
全国	9.22×10 ⁻¹	5.47×10 ⁻³	3.52×10 ⁻³	1.25×10 ⁻³	2.65×10 ⁻³	3.95×10 ⁻⁴	1.63×10 ⁻²	7.95×10 ⁻⁹
華北地域	9.93×10 ⁻¹	5.85×10 ⁻³	3.65×10 ⁻³					
東北地域	1.03×10 ⁰	4.30×10 ⁻³	4.10×10 ⁻³					
華東地域	8.89×10 ⁻¹	4.70×10 ⁻³	3.35×10 ⁻³					
華中地域	9.74×10 ⁻¹	7.50×10 ⁻³	3.95×10 ⁻³					
西北地域	8.71×10 ⁻¹	6.05×10 ⁻³	3.60×10 ⁻³					
南方地域	8.71×10 ⁻¹	5.40×10 ⁻³	2.90×10 ⁻³					
海南	8.23×10 ⁻¹	4.50×10 ⁻³	3.10×10 ⁻³					
全国と各 地域	As	Cd	Cr	Hg	Ni	Pb	V	Zn
	1.62×10 ⁻⁶	1.03×10 ⁻⁸	1.37×10 ⁻⁷	7.11×10 ⁻⁸	2.03×10 ⁻⁷	1.42×10 ⁻⁶	2.33×10 ⁻⁶	1.94×10 ⁻⁶

表4 原料と燃料の輸送による仮定条件と排出原単位 ^{10, 15)}

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		200km		
3km					50km				
中国 10t トラック平均レベル(kg/ t ・ km)									
CO ₂	SO ₂		NO _x		CO	CH ₄	NMVOC	PM	N ₂ O
1.13×10 ⁻¹	8.80×10 ⁻⁵		2.00×10 ⁻³		1.00×10 ⁻³	1.20×10 ⁻⁵	5.88×10 ⁻⁴	9.46×10 ⁻⁵	6.20×10 ⁻⁶

のクリンカ排出係数 ($\text{tCO}_2/\text{t-clinker}$)、 $d=\text{CKD}$ 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、そのためCKD関連の排出の過剰評価を避けるため、中国の平均水準のダスト脱炭酸度は10%¹⁶⁾と設定した。この比率は中国セメント協会の「中国セメント」誌¹⁶⁾のデータであり、地域間の差を反映していない全国平均値である。また、CKDによる CO_2 排出量は CO_2 排出原単位の1%未満しか占めないため、結果にほぼ影響を与えないと考えられる。なお、2005年の時点で、中国にはセメント会社が6846社³³⁾あり、ダスト量について、すべての工場固有のデータが入手できないため、中国の回転窯システムで生成されるクリンカ量の25%²¹⁾をダスト量と仮定した。クリンカ CO_2 排出係数は本稿における2008年の中国地域別の計算結果に基づく。即ち、単位重量 (1トン) 当たりのセメントダストによる CO_2 の排出量 = $1\text{トン} \times \text{クリンカ} / \text{セメント比率} \times 25\% \times EF_{\text{CKD}}$ となる。

2.2.4 原料中の有機炭素 (TOC) からの CO_2 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も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 CO_2 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 (Cement Sustainability Initiative、セメント産業部会)²²⁾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% (乾燥重量) となっている²²⁾。本稿では、TOC比率を0.2%とし、クリンカに対する調合原料の比率として中国国内の平均値1.65を用いると、原料中の有機炭素 (TOC) は0.33 kg/t-clinkerとなる。

2.2.5 焼成工程のエネルギー消費による環境負荷

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鉱物質成分の乾燥を含む) のため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。表5で示されるように、中国のセメント産業で利用される

表5 本稿で用いた各環境負荷原単位^{18, 21)}

燃料	CO ₂ 排出原単位 (kgC/GJ)	酸化率	排出原単位						発熱量 (MJ/kg)	割合	
			SO ₂	NO _x	PM	CO	CH ₄	NMVOC			N ₂ O
						(kg/TJ)					
石炭	23.79	1	中国セメント			79	1	n/a	n/a	20.908	93%
原油	20.57	1	協会の測定総			79	1	n/a	n/a	41.816	5%
天然ガス	14.80	1	量による算出			83	1.1	n/a	n/a	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 CO_2 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 CO_2 原単位は $(0.02379\text{kgC/MJ} \times 93\% + 0.02057\text{kgC/MJ} \times 5\% + 0.01480\text{kgC/MJ} \times 2\%) \times 29.308\text{MJ} \times 44/12 = 2.52\text{kgCO}_2/\text{kgce}$ である。

表6 中国の石炭と原油の重金属含有量 (ppm)^{24, 27-30)}

	As	Cd	Cr	Hg	Ni	Pb	V	Zn
石炭	4.26	0.32	17.97	0.22	15.22	19.69	37.66	28.9
原油	233.35	0.016	0.067	0.59	11.6	0.009	0.49	4.81

表7 集塵と脱硫設備の各重金属の除去率 (%)^{20, 31)}

	As	Cd	Cr	Hg	Ni	Pb	V	Zn
脱硫設備	75	75	85	60	85	75	85	75
石炭の集塵設備	98	97	99	0	99	98	99	98
原油集塵設備	n/a	n/a	n/a	n/a	60	n/a	60	n/a

燃料の93%は石炭、5%は原油、2%は天然ガスであり、これらの条件に基づき、中国のセメント産業における1kgの標準石炭当たりのCO₂排出原単位を算出した (2.52CO₂/kgce)。

CO₂排出量 (エネルギー起源) の算出方法を式 (5) に示す

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

ここで、 PE_y はCO₂排出量、 Q_i は消費する燃料*i*の単位 (kg or m³)、 NCV_i は単位重量あるいは単位体積燃料*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に比べて発熱量や炭素含有量が低いため、 EF_i は、IPCCガイドラインのデフォルト値よりも中国発展改革委員会の公表値のほうが実際に近い値を代表していると考えられる。したがって、本論文は中国発展改革委員会のCO₂排出係数²¹⁾ (表5) を引用した。次いで、中国セメント協会のデータ³⁾ から算出した全国と地域別の単位セメントあたりの各燃料消費量を用い、焼成工程による排出量を算出した。

また、SO₂、NO_x及びPMの排出量については、中国セメント協会の公表したデータと地域別のセメント生産量などの指標を用いて求めることにした。なお、中国では石炭の産地に地域性があり地域によって硫黄含有量の構成が大きく異なるが、中国セメント協会はこれを考慮に入れて中国各地域のセメント焼成工程における実際のSO₂排出量を算出している。即ち、このSO₂の排出量の値は、各地域におけるセメント製造用石炭の産地の平均的な硫黄含有量データに基づいて算出されたものである。また、COとCH₄については、IPCCガイドライン¹⁸⁾ のセメント産業のデフォルト値を引用した。ガイドラインではNMVOCとN₂Oのデータがないため、算出対象から除外した。

また、エネルギー燃焼による重金属の排出については、主に石炭と原油の消費による排出を検討対象とし、重金属の排出量が極めて小さい天然ガスからの排出は除く。計算式を式 (6) に示す。

$$E_i = Fm_i\alpha_i(1-ct_i)(1-rf_i) \quad (6)$$

ここで、 E_i は重金属*i*の排出量、 F は燃料消費量 (kg or m³)、 m_i は燃料における重金属*i*の含有量 (% or g/m³) (表6)、 α_i は燃料が燃焼した後の気化排出率、 c は中国環境統計年鑑²³⁾ により計算した集塵設備の地域別のカバー率、 t_i は集塵設備の重金属*i*に対する除去率 (表7)、 r は中国環境統計年鑑により計算した脱硫設備のカバー率、 f_i は脱硫設備の重金属*i*に対する除去率である (表7)。なお、脱硫設備と集塵設備のカバー率は式 (6) の計算結果に影響を与えるが、ここでのカバー率は設備の設置率でなく、実際に除去された量の、排出された量と除去された量の合計に対

する割合である。

石炭の燃焼過程におけるAs、Cd、Cr、Ni、Pb及びZnの気化排出率は、それぞれ65%、15%、8%、12%、74%、68%^{24, 25)} である。石炭のHgの気化排出率は64%～78.2%²⁶⁾ の範囲であり、本稿はその平均値の71%と設定した。石炭と原油のVの気化排出率は65%と90%³⁷⁾ とした。なお、原油に含まれる重金属の気化排出率に関する資料と研究は見当たらないため、V以外の気化排出率はすべて石炭の排出係数を利用した。集塵設備と脱硫設備について、各重金属の除去率を表7に示す。計算をした際に、データが足りないところは、表7の中で0と設定した。

2.2.6 電力消費による環境負荷原単位

中国には七つの電力グリッドがあり、各グリッドの範囲は表3の地域の通りである。各グリッドの排出レベルが異なるため、セメント生産の電力消費に係る排出レベルもグリッド毎に異なる。本論文はこの点を考慮し、それぞれのグリッド毎の排出係数を用いた。セメント1トン当たりの電力消費は、2008年について全国平均95kWh/t、各地域は81～108kWh/tの範囲であった。2008年の電力起源のCO₂、SO₂、NO_xの排出係数は中国の全国と地域グリッド別の排出係数データ^{14, 21)} を用いた。その他の排出係数は文献¹³⁾ により求めた (表3)。

2.2.7 原料、燃料及びセメントの輸送による排出

馬の論文¹⁵⁾ では、中国における自動車の種別毎のインベントリを作成し、それぞれの環境排出係数を算出している。そこで、本論文では、それらのインベントリデータを引用し、中国で実際のデータから算出している平均輸送距離¹⁰⁾ を考慮しながら、燃費が中国平均レベル (17.81ℓ/100km) の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。なお、それぞれの輸送距離は表4に示すように、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産業の93%を占めている石炭のみを考慮した。

セメントが他の製造品と大きく異なるのは、重量当たりの単価が安いこと、輸送費が相対的に高くなる点である。例を挙げると、セメントの単価は6円/kg (工場出荷価格) と30円前後の鉄鋼の5分の1、1リットル80円以上のガソリンの10分の1以下となっている³⁸⁾。このため他の製品と比べると貿易には不向きであり、世界生産量に占める貿易量の比率を見るとセメントの場合は7.3%と低く、鉄鋼、魚介類、自動車は30%半ば、石油製品、小麦が20%台であることと比較しても際立っている。日本のセメント産業では物流費の比率が約3割とも言われ、ベルトコンベアでつながれる石灰石採掘場とセメント工場、セメント工場と出荷栈橋の距離がセメントのコスト競争力にとって決定的と言われる。

中国でも同様の理由で、セメント産業の主たる燃料である石炭の輸送距離は他の産業より短い。この点を考慮し、本稿では、姜ら¹⁰⁾の調査データから、原料、燃料、セメントの輸送距離としてそれぞれ3、50、200kmを引用した。これらの値は、中国の原子力発電所の石炭、天然ウラン、設備用建設素材のそれぞれの平均輸送距離640km、26.5km、65km³⁹⁾より遥かに短い。また、実際には、石炭の産地に偏りがあるが、石炭の輸送によるCO₂排出量は、セメントCO₂排出原単位のわずか0.1%未満であり、無視できる程度であると考えられるため、結果にほぼ影響を及ぼさない。

3. インベントリデータと分析

中国における2008年の全国レベル及び地域別レベルのセメント1t当たりのライフサイクルにおけるインベントリの結果と総排出量を表8、9、図2～7に示す。

本稿では、中国における年別のセメント産業のCO₂と大気汚染物質の排出量を推計していないが、中国のセメント

産業は、積極的に廃熱発電技術の開発、混合材料としての廃棄物利用、セメント産業発展政策による新型技術のNSPキルン^{脚注2)}の導入を行っている。NSPセメントの生産割合は、2000年の10%から2008年の62%に増加している。また、中国のセメント生産ラインの40%では、廃熱回収発電技術が利用されている。これらの事実から、セメント産業のライフサイクルCO₂と大気汚染物質の排出原単位は年々、低下していることがわかる。

脚注2) SPキルンとは、サスペンションプレヒーター付キルンの略称であり、サスペンションプレヒーター (SP) といわれる4段のサイクロンからなる原料予熱装置のついたキルンのことで、熱効率がよく、キルン容積当りの生産性が高く、工程安定性にも優れているセメント焼成炉である。NSPキルンとは、ニューサスペンションプレヒーター付キルンの略称で、SPキルンのプレヒーターと回転窯との間に気流式仮焼炉を設けたキルンで、日本で開発された。原料中の石灰石の脱炭酸反応が約90%終了した後、原料をキルンに投入するので、その焼成能力は同一サイズのSPキルンの2～2.5倍である。

表8 2008年中国全国と地域別のセメント1tあたりのインベントリデータ (kg/t)

	CO ₂ 10 ² kg	SO ₂ kg	NO _x kg	PM kg	CO 10 ⁻¹ kg	CH ₄ 10 ⁻¹ kg	NM VOC 10 ⁻¹ kg	N ₂ O 10 ⁻³ kg
全国	8.31	1.36	1.65	3.15	6.40	8.27	1.87	1.30
華北地域	8.11	1.10	1.49	2.23	5.98	7.33	1.79	1.30
東北地域	8.77	1.09	1.78	3.46	6.73	9.02	1.90	1.31
華東地域	8.06	0.98	1.61	2.55	6.34	8.13	1.84	1.31
華中地域	8.43	1.68	1.57	3.92	6.53	8.59	1.86	1.31
西北地域	8.74	1.57	2.05	4.24	7.31	10.31	2.01	1.32
南方地域	8.38	1.72	1.73	3.60	6.90	9.41	1.93	1.31
海南	7.78	0.98	1.44	1.82	6.28	8.02	1.82	1.31
	As 10 ⁻⁴ kg	Cd 10 ⁻⁶ kg	Cr 10 ⁻⁵ kg	Hg 10 ⁻⁵ kg	Ni 10 ⁻⁵ kg	Pb 10 ⁻⁴ kg	V 10 ⁻⁴ kg	Zn 10 ⁻⁴ kg
全国	4.74	1.49	2.08	2.10	3.52	2.26	3.56	3.13
華北地域	4.02	1.32	1.87	1.80	3.14	2.04	3.20	2.82
東北地域	6.54	1.60	2.27	2.74	3.90	2.47	3.90	3.45
華東地域	4.57	1.39	1.93	2.04	3.32	2.11	3.31	2.93
華中地域	5.30	1.62	2.50	2.27	4.10	2.72	4.28	3.76
西北地域	7.94	2.21	3.71	3.21	5.91	3.96	6.35	5.49
南方地域	4.32	1.49	1.94	2.05	3.42	2.15	3.33	2.97
海南	6.82	1.67	2.77	2.71	4.47	2.95	4.74	4.11

表9 2008年中国全国と地域別のセメント産業の大気汚染物質とCO₂の排出量(万t)

	CO ₂	SO ₂	NO _x	CO	CH ₄	NMVOC	PM	N ₂ O
全国	1.18×10 ⁵	1.93×10 ²	2.35×10 ²	6.94×10 ¹	3.83×10 ¹	2.65×10 ¹	4.48×10 ²	1.85×10 ⁻¹
華北地域	2.48×10 ⁴	3.35×10 ¹	4.54×10 ¹	1.44×10 ¹	7.21×10 ⁰	5.48×10 ⁰	6.82×10 ¹	3.99×10 ⁻²
東北地域	7.54×10 ³	9.39×10 ⁰	1.53×10 ¹	4.25×10 ⁰	2.33×10 ⁰	1.66×10 ⁰	2.98×10 ¹	1.13×10 ⁻²
華東地域	2.83×10 ⁴	3.44×10 ¹	5.64×10 ¹	1.67×10 ¹	8.59×10 ⁰	6.39×10 ⁰	8.96×10 ¹	4.58×10 ⁻²
華中地域	3.14×10 ⁴	6.27×10 ¹	5.85×10 ¹	1.79×10 ¹	9.33×10 ⁰	6.96×10 ⁰	1.46×10 ²	4.89×10 ⁻²
西北地域	7.45×10 ³	1.34×10 ¹	1.75×10 ¹	4.36×10 ⁰	2.64×10 ⁰	1.71×10 ⁰	3.62×10 ¹	1.12×10 ⁻²
南方地域	1.78×10 ⁴	3.66×10 ¹	3.66×10 ¹	1.04×10 ¹	5.85×10 ⁰	4.09×10 ⁰	7.64×10 ¹	2.78×10 ⁻²
海南	5.14×10 ²	6.50×10 ⁻¹	9.49×10 ⁻¹	3.10×10 ⁻¹	1.54×10 ⁻¹	1.20×10 ⁻¹	1.21×10 ⁰	8.63×10 ⁻⁴
	As	Cd	Cr	Hg	Ni	Pb	V	Zn
全国	6.73×10 ⁻²	2.12×10 ⁻⁴	2.95×10 ⁻³	2.98×10 ⁻³	5.00×10 ⁻³	3.21×10 ⁻²	5.05×10 ⁻²	4.44×10 ⁻²
華北地域	1.23×10 ⁻²	4.06×10 ⁻⁵	5.72×10 ⁻⁴	5.52×10 ⁻⁴	9.64×10 ⁻⁴	6.26×10 ⁻³	9.80×10 ⁻³	8.64×10 ⁻³
東北地域	5.88×10 ⁻³	1.41×10 ⁻⁵	2.00×10 ⁻⁴	2.46×10 ⁻⁴	3.46×10 ⁻⁴	2.18×10 ⁻³	3.44×10 ⁻³	3.05×10 ⁻³
華東地域	1.53×10 ⁻²	4.78×10 ⁻⁵	6.62×10 ⁻⁴	6.84×10 ⁻⁴	1.13×10 ⁻³	7.23×10 ⁻³	1.13×10 ⁻²	1.00×10 ⁻²
華中地域	1.98×10 ⁻²	6.04×10 ⁻⁵	9.31×10 ⁻⁴	8.48×10 ⁻⁴	1.53×10 ⁻³	1.01×10 ⁻²	1.60×10 ⁻²	1.40×10 ⁻²
西北地域	6.77×10 ⁻³	1.88×10 ⁻⁵	3.17×10 ⁻⁴	2.73×10 ⁻⁴	5.03×10 ⁻⁴	3.38×10 ⁻³	5.42×10 ⁻³	4.68×10 ⁻³
南方地域	9.18×10 ⁻³	3.16×10 ⁻⁵	4.12×10 ⁻⁴	4.37×10 ⁻⁴	7.27×10 ⁻⁴	4.57×10 ⁻³	7.08×10 ⁻³	6.31×10 ⁻³
海南	4.51×10 ⁻⁴	1.10×10 ⁻⁶	1.83×10 ⁻⁵	1.79×10 ⁻⁵	2.95×10 ⁻⁵	1.95×10 ⁻⁴	3.13×10 ⁻⁴	2.71×10 ⁻⁴

図2に示すように、中国における2008年のセメントのCO₂排出原単位は831kgCO₂/t-cementであり、セメントの各プロセス別起源のCO₂排出状況をみると、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、電力の消費である。これら3者の排出量はセメント生産による総排出量の90%以上を占めている。また、セメントのCO₂排出原単位について中国と日本の2008年値を比べてみると、中国は世界でエネルギー消費原単位の最も低い日本のCO₂排出原単位724 kgCO₂/t-cement⁽⁴⁰⁾より16%高いことがわかった。さらに、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)^(脚注3)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排出原単位の差は更に大きいと考えられる。地域別をみると、地域間の差の最も大きな部分は焼成工程のエネルギー起源と電力起源のCO₂であった。日本の2008年のCO₂排出原単位と比較すると、中国の各地域は日本より7%～21%高い結果であった。また、地域別CO₂排出原単位の最も高い新疆(965 kgCO₂/t-cement)は、日本や中国で最も低く日本とほぼ同レベルにある上海(723 kgCO₂/t-cement)より33%高かった。地域別のCO₂排出原単位が総じて高い四川省や青海省などの技術水準は、中国全国の2000年の平均水準に留まり、新疆は未だ中国

1990年代の水準⁽⁴¹⁾ ^(脚注4)にしか達しておらず、原因としては回転窯の普及率等に大きな差があったためである。セメント産業のCO₂排出原単位ベスト10の地域は、技術水準が高く資金力もある華東、華北地域に集中している。それに対して、CO₂排出原単位ワースト10の地域はほとんどが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、これらの地域を注視しなければならない。

中国国内セメント産業のCO₂排出原単位に差が生じた理由の1つは、不均衡な技術水準の発展である。中国セメント産業は集約度が低いという特徴を持っている。生産量上位10社は全国生産量の僅か18.75%しか占めない。一方、世界生産量の上位3社は、世界生産量の50%を超えている。セメント産業の集約度を1社当たりの生産量でみると、

脚注3) 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。

脚注4) Humphreysらの推計によれば、中国セメントのCO₂排出原単位は1990年950kgCO₂/t-cement、2000年900 kgCO₂/t-cementであった。

図2 2008年中国全国と地域別のセメント1tのLCCO₂ (kg/t-cement)

世界で最も多くセメントを生産する中国は1社当たりの生産量が20万トン未満であるが、世界の平均規模は90万トンであり、タイでは500万トンの規模に達している⁴²⁾。この問題に注目した中国は、先例のないマクロコントロール対策^{脚注5)}を実施し、2008年に134本のNSP生産ラインを新設し、その中の86.09%は2000t/d以上の設備であり、5000t/d以上の設備の生産能力も50%前後である³⁾。このような一連の対策は、生産の大規模化を目標にしたものである。また、近年のNSPセメント生産量シェアの急速な拡大は、政府の関連政策導入とNSP設備による生産能力の向上の他に、もう1つの要因として市場メカニズムが挙げられる。生産能力が過剰な中、燃料、原料価格の上昇に伴い、遅れた生産設備では利益を上げることがますます難しくなっているため、多くの企業が自主的に老朽設備を廃棄していることが伺える³³⁾。

その結果、この節の最初に述べたように、中国NSPセメントの割合は大幅に上昇した。しかし、この比率は先進国に較べて、依然として低い（日本の98.3%はNSPセメントであり、残りは全てSPセメントである）。また、中国セメント産業の技術発展は不均衡がみられる。東部地域の一部の省では、多くの大規模NSP生産ラインが増設されたが、依然として、エネルギー効率が悪く小規模で老朽な窯（表10、11）が操業している地域もある。これらの窯の多くは各地域に分散している中小規模企業が保有しており、セメント産業におけるエネルギー・資源の浪費、環境汚染の主な原因となっている。また、中国のNSPセメントの

技術水準は先進国水準に達していないことも原因の一つである（表12）。表12に示されるように、中国と日本などの先進国におけるNSPセメントのエネルギー原単位の比較から見ると、その差が分かる。また、表11を見れば、生産ラインの規模が大きいほど、エネルギー原単位は低くなるが、中国の全国生産量の8.8%を占めている1000t/d規模以下の生産ラインの存在により、全国NSPセメントの平均エネルギー原単位は大きくなる。

次に、行政区別の発展を見ると、2008年における上海の回転窯の普及率は99%であり、安徽省も91%の高い割合に達した。2004年に、中国安徽省海螺（コンチ）集団は4つの10000t/dの生産ライン（世界では7本しかない）の操業を開始し、2008年のセメント生産量は7711万トンに達し、中国華東地域セメント生産量の約22%を占めており、日本全国のセメント生産量の6590万トン（2008年）を上回っている。また、中国において、エネルギー消費が3135MJ/t-cement以下の生産ライン23本の中で、海螺集団はその16本を所有し、同じく、クリンカ1トン当たりの電力消費が60kWh/tの4000～5000t/dの生産ライン21本の中で、海螺集団はその14本を所有している³³⁾。このような状況

脚注5) 中国の「セメント産業発展政策」と「セメント工業発展計画」では2020年までの目標として下記を挙げている。企業数を2,000社に減少させ、年間生産規模が3000万トン以上の企業を10社、500万トン以上の企業を50社にし、セメント産業の技術経済指標、汚染物質排出指標を同期の先進国水準にする。

表10 窯種類別の燃料とエネルギーの消費⁴³⁾

技術と規模	一般窯	機械 窯	レボル 窯	湿式窯	乾式窯	サイクロン プレヒータ ー窯	SP 付き乾式 窯	NSP 付き乾 式窯
エネルギー 消費 (kJ/kg- clinker)	5,434	4,180	4,096	5,832	5,842	5,434	4,013	3,260
熱効率 (%)	30	32~40	38~42	28~35	17~26	29~35	37~44	50~55

表11 中国のキルン規模別エネルギー消費原単位³³⁾

キルン規模	燃料消費原単位	電力消費原単位
	GJ/t-clinker	kWh/t-cement
NSP 700t/d	3.77	120
NSP 1000t/d	3.56	110
NSP 2000t/d	3.18	100
NSP 4000t/d	3.10	95
NSP 10000t/d	2.97	95
他のロータリーキルン	8.06	111
窯	5.28	95

表12 中国及び日本と世界のNSPセメントの技術指標の比較^{33, 42)}

	中国		日本	世界	
	最高水準	一般水準	平均水準	最高水準	一般水準
クリンカ焼成燃料原単位 (kJ/kg)	2,970	3,344~3,762	2,674	2,842	2,970
総合電力消費原単位 (kWh/t)	90~95	110~115	102	85	95~100
設備運転率		83%	92%		

下で、華東セメントのエネルギー消費原単位は各地域で最も低く (3069MJ/t-cement)、CO₂排出原単位の低減を達成した。一方、華中と西北地域のNSPセメントの普及率は、それぞれわずか53%、54%にしかっていない。また、島である海南省は独立した電力グリッドを利用しており、その電力CO₂排出原単位は他の地域より低いため、セメントのCO₂排出原単位も低い。これに対して、エネルギー原単位の最も高い西北地域 (3613MJ/t-cement) のCO₂排出原単位は最も高く、海南より12%、華東より8%高い。したがって、以上の計算結果から得られた事実により、今後中国政府はCO₂削減対策を実施する際に、CO₂排出原単位の高い地域での政策実施に留意しなければならない。

また、各地域のSO₂排出原単位をみると、SO₂の排出はエネルギー消費原単位である技術水準のみならず地域別の石炭の硫黄含有量と脱硫率にも関わっており、南方地域の石炭の硫黄含有量 (1.76%) ³²⁾ は他の地域より高いためSO₂排出原単位は最も高いことがわかった (特に広西と貴州)。一方、東北三省の硫黄含有量は低く (遼寧0.94%、吉林1.11%、黒龍江1.11%) ³²⁾、また、華東地域のエネルギー消費量は低いため、東北と華東地域のSO₂排出原単位は他の地域より低かった。また、各地域のSO₂以外のすべての排出原単位は西北地域が最も高く、地域間の技術格差が大きいたことが明らかになった。この技術格差が生じた理由として、西北地域と他の地域と比較すると、西北地域では小

規模セメント会社の割合が大きく、エネルギー消費原単位も大きく、脱硫装置と集塵設備のカバー率も他の地域より著しく低かった（脱硫設備のカバー率は華北59%、華東56%、西北17%；集塵設備のカバー率は東北95%、華東94%、西北90%）。また、西北地域全体及び西北地域の各行政区の重金属排出原単位は高く（図7）、その理由として、脱硫設備と集塵設備のカバー率が低いこと及びエネルギー消費原単位（3613MJ/t-cement）が高いことに関係すると考えられる。

次に、各地域の各生産プロセスのSO₂、NO_x及びPM排出原単位を見ると、主要な排出プロセスとして、SO₂は焼成工程と電力消費、NO_xは焼成工程と原・燃料の採掘と生産並びにセメントの輸送と電力消費、PMは焼成工程が関わることがわかった（図3～5）。地域別に見ると、SO₂排出原単位の最も高い南方地域やNO_xとPM排出原単位の最も高い西北地域をSO₂排出原単位の最も低い華東地域やNO_xとPM排出原単位の最も低い海南地域と比べると、SO₂については南方地域のほうが華東地域よりも75%、

図3 2008年中国全国と地域別のセメント1tのLC SO₂ (kg/t-cement)

図4 2008年中国全国と地域別のセメント1tのLC NO_x (kg/t-cement)

図5 2008年中国全国と地域別のセメント1tのLCPM(kg/t-cement)

NO_xとPMについては西北地域のほうが海南地域よりも、それぞれ43%、94%高くなった(図3～5)。さらに、行政区別を見ると、SO₂排出原単位の最も高い重慶は最も低い上海の8倍となった。また、NO_xとPMの排出原単位の最も高い新疆、青海は最も低い上海のそれぞれ3倍、17倍となっており、CO₂の排出原単位より差が大きい。しかしながら、中国の水準の低い地域は言うまでもなく、最も高い水準の上海を1998年の日本のSO₂、NO_x及びPMの排出原単位(0.16, 1.68, 0.06kg/t-cement)⁷⁾と比較すると、それぞれ日本の3、6、8倍となった。南方及び西北地域のセメント産業の今後の課題は、脱硫、脱窒素や集塵などの対策の導入により、原単位を低下させることである。将来的な中国のセメント産業のSO₂、NO_x、PMの排出削減のポテンシャルは極めて大きいと考えられる。

次に、CO、CH₄、NMVOCとN₂Oについて述べる。それぞれの主な排出プロセスとして、COはセメントの輸送と焼成工程、CH₄は原・燃料の採掘と生産、NMVOCとN₂Oはセメントの輸送に関わる(図6)。また、地域別のセメント1トン当たりのCO、CH₄、NMVOC及びN₂Oの絶対排出量をみると、上海のみはCO>CH₄>NMVOC>N₂O、他の地域はすべてCH₄>CO>NMVOC>N₂Oの順となった。これは、上海のセメントクリンカの一部が安徽などの地域から輸入されており、その結果、その輸入分に関わる原・燃料の採掘・生産によるCH₄の排出が計上されていない可能性がある。

最後に、気化重金属の排出は主に焼成工程によるエネル

ギー消費起源であり、地域別のセメント1トン当たりの絶対排出量をみると、図7で示されるように、各地域ともAs、V、Zn、Pbの排出量が多い。その中で、チベットのすべての重金属排出原単位はその他の地域に比べて最も大きく、その理由として考えられることは、中国各地域の脱硫設備と集塵設備のカバー率の平均はそれぞれ41.40%と90.61%となるが、チベットの脱硫設備と集塵設備のカバー率はそれぞれ0%と26.04%であり、脱硫と集塵のいずれのカバー率も全国で最も低い水準である。したがって、チベットにおいては、セメント産業が健康に与えるローカルな影響に留意しながら、今後削減対策を行う必要がある。

一方、中国全体と地域別のセメント産業のCO₂と大気汚染物質の排出量(表9)を見ると、CO₂排出量の場合、原単位は低下したものの生産量は増加する一方であり、2008年時点のセメント産業の排出量は中国全体でおよそ11.8億トンとなり、中国のCO₂全排出量の約20%を占め、極めて深刻な状況であった。また、2008年のセメント生産量は華中地域が最も大きいため、CO₂と大気汚染物質の排出量は各地域の中で華中地域が最も大きい。また、総排出量に対する割合を見ると、経済が発展し都市化が進んでいる華東、華北、華中の各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多いため、各々の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。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地域に徐々に近づき、2015年ごろには東部地域のセメント生産量の7割に達

図6 2008年中国全国と地域別のセメント1tのライフサイクルCO、CH₄、NMVOC、N₂O排出量(kg/t-cement)

図7 2008年中国全国と地域別のセメント1tのライフサイクル重金属排出量(10⁻⁶kg/t-cement)

する可能性がある³⁴⁾と見込まれる。したがって、セメント産業から発生する環境負荷物質である大気汚染物質とCO₂の排出を最大限に抑制するために、資金力、技術力の地域格差を是正すべく、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り、東部地域のセメント企業から中・西部地域のセメント企業への生産技術水準向上のための支援が必要不可欠である。

4. CML手法による環境影響評価 (CMLCA)

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ナリシスについては、「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。即ち、CO₂や大気汚染物質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関連づけ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、複合的に複雑に環境に影響を与える³⁵⁾。

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手法³⁶⁾を用い、中国のセメント産業の環境影響評価を行った。定性的及び定量的な環境影響を評価するための重みづけ係数は重要であり、係数の決定は「酸性化は温室効果より2倍悪い」ではなく、「1モルのH⁺は1グラム当量のCO₂の2倍悪い」という表現に基づくことになる。このような表現は、異なった単位に対し各々の要因の重要性を認識することなしには行うことができない。重みづけ係数の決定では次の4つの方法を論ずることにする。それは①金銭的方法による重みづけ、②社会的優先順位による重みづけ、③持続可能性の

レベルの適用、④起こりうる影響のモデル化である。これらの方法は部分的には自然科学に関わり、全てが社会科学の要素を持っているため、自然科学に関わる環境影響評価と社会科学に関わる政策評価を目的とする本論文でCML法を用いることは妥当であると考えられる。

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。即ち、最初に、評価の目的を設定し、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)。次いで、世界の全排出量や抽出量の総計を基準とし、その特性化結果を標準化することにより環境影響評価を行った。最後に、その指標に基づき、政策削減目標などの環境政策の提言を行った。

評価システムの流れについて、各大気汚染物質とCO₂を表13のように分類し、次いで、インパクトカテゴリーにモデル化のための環境負荷係数を乗じ、特性結果を求める。インパクトカテゴリーとして、CO₂、N₂O及びCH₄は地球温暖化、SO₂は酸性化及び人間への毒性影響、NO_xは酸性化、富栄養化、人体への毒性影響、PM及びCOは人体への毒性影響、CH₄は地球温暖化と光化学スモッグ、重金属大気排出物質の中でVは人体への毒性影響のみ、それ以外の重金属大気排出物質は人体と生態系（水、土壌）に対する毒性

影響が挙げられる（表13）。この7項目のインパクトカテゴリーのそれぞれに対して、インベントリから得られたそれぞれの物質の単位あたりの負荷は「共通得点に換算できる係数」で換算されおり、環境負荷を具体的に数値化し得る。この係数を基礎にしてインベントリの物質がそれぞれ換算され、それぞれのインパクトカテゴリーの負荷総得点が集計される。これらの得点を「標準化」する方法として開発されたCML方法論に基づいて、世界の全排出量や抽出量の総計を基準とし、それぞれのインパクトカテゴリーを標準化するための「重み付け係数」が導かれる。このような標準化のための「重み付け係数」を使ってインベントリから得られた得点をインパクトカテゴリーに沿って計算し、「環境指標」の一覧表が完成する。この時点で、「環境負荷」の「価値づけ」が可能となる³⁶⁾。最後に、それぞれの「重み付け係数」を用い、各々の環境負荷の価値に基づき、評価を行う。

上述のCML手法の利点をまとめるならば、この方式は、影響スコアの影響度が異なることを考慮し、重みづけ係数を求める。さらに、これを集計することによって、環境への負荷の要因ごとに分類し、把握することに特徴がある。しかし、この方法には欠点も存在している。まず、CML手法における特性化係数は、欧州の環境条件に基づいて開発され、中国の環境条件に適用する可能性が検証されていない。そして、特性化する項目は充分とは言えず、例えば、土地利用、室内空気汚染、騒音及び廃棄物の排出に関する

表13 各環境負荷係数³⁶⁾

	CO ₂	SO ₂	NO _x	CO	CH ₄	NM VOC	PM	N ₂ O
GWP	1				11			270
HT		1.2	0.78	0.012		3.9	1.38	
POCP					0.007	0.189		
AP		1	0.7					
NP			0.13					
ECA						0.029		
ECT								
	As	Cd	Cr	Hg	Ni	Pb	V	Zn
GWP								
HT	4700	580	6.7	120	470	160	120	0.033
POCP								
AP								
NP								
ECA	0.2	200	1	500	0.33	2		0.38
ECT	3.6	13	0.42	29	1.7	0.43		2.6

GWP：地球温暖化、HT：人間への毒性影響、POCP：光化学スモッグ、AP：酸性化、NP：富栄養化、ECA：生態に対する毒性影響（水）、ECT：生態に対する毒性影響（土壌）

係数が存在していない。また、CML手法の評価段階は、特性化に留まり、評価結果項目数を最少化する機能や、単一指標を求めるための統合化を含まない。さらに、社会資産評価の面での貨幣単位を統合する被害算定には触れていない。

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、CO、CH₄、N₂O、NMVOC及び重金属であるAs、Cd、Cr、Hg、Ni、Pb、V、Znの排出インベントリデータ、及びそれらに関わる地球温暖化、酸性化、富栄養化、人体への毒性、光化学スモッグ、生態系（水と土壌）に対する毒性影響である（表13）。その中で、V以外の重金属は気化し、大気に排出されるのみならず、水と土壌にも排出されるが、本稿で推計した気化重金属は、すべて大気に排出されたと仮定した（人体への毒性影響のみ考慮した）。求めた値は、それぞれ、地球温暖化の単位の1kg CO₂、酸性化の単位の1kg SO₂、富栄養化の単位の1kg PO₄³⁻、人体に対する毒性の単位である体重1kgの人体、光化学スモッグの単位の1kgエチレン、生態系に対する毒性影響の

単位である1kgの汚染された水と土壌に換算した。手法の計算式は式（7）、（8）による。

各物質の環境負荷総得点（特性化）

$$= \sum \text{インパクトカテゴリーデータ} \times \text{環境負荷係数}$$

(7)

重みづけ係数（標準化）

$$= \text{環境負荷総得点} / \text{世界の全排出量}$$

(8)

計算の流れとして、最初に、各排出物質に関わ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13）を乗じ、加算し、各物質の環境負荷総得点を求める式（7）。次いで、式（8）のようにその特性化結果である環境負荷総得点を世界の全排出量（表14）で割り、重み付け係数を求める（標準化）。最後に、それぞれの標準化された結果によって、物質の環境負荷重要度と中国における地域別セメント産業の環境負荷とを直接比較にすることができる。

4.3 結果と分析

2008年の中国全体と各地域の各環境影響カテゴリの結果を図8～10と表15、16に示す。北京、天津、河北、

表14 地球の環境負荷総量(kg/年)³⁶⁾

地球温暖化 (GWP) (CO ₂ -eq)	3.77×10 ¹³
酸性化(AP) (SO ₂ -eq)	2.86×10 ¹¹
富栄養化(NP) (PO ₄ ³⁻ -eq)	7.48×10 ¹⁰
人間への毒性影響(HT)(人体-eq)	5.76×10 ¹¹
光化学スモッグ (POCP) (エチレン-eq)	4.55×10 ¹⁰
生態に対する影響(水)(ECA)(汚染された水)	3.50×10 ¹⁸
生態に対する影響(土壌)(ECT)(汚染された土壌)	2.70×10 ¹⁶

図8 2008年中国全体と地域別のセメント1t当たりの標準化結果1(GWP、HT、AP、NP)

図9 2008年中国全体と地域別のセメント1t当たりの標準化結果2(POCP、ECA、ECT)

図10 2008年中国全体と地域別のセメント1t当たりの各カテゴリーの標準化結果の比較

山西、山東、内モンゴル、遼寧、吉林、黒龍江、上海、江蘇、浙江、福建、河南、湖北、四川、陝西、甘肅、寧夏、チベット、広東、雲南、海南、華北地域、東北地域、華中地域、西北地域、華東地域、南方地域及び中国全体については、セメント1トン当たりの環境負荷はGWP > HT > AP > NP > POCP > ECT > ECA (GWP: 地球温暖化、HT: 人体への毒性影響、AP: 酸性化、NP: 富栄養化、POCP: 光化学スモッグ、ECT: 生態系に対する影響(土壌)、ECA: 生態系に対する影響(水))であった。一方、安徽、重慶、湖南、江西、青海、新疆、広西、貴州につい

ては、HT > GWP > AP > NP > POCP > ECT > ECAであった。即ち、中国のセメント生産が地球にもたらした主な環境影響は、地球温暖化と人体に対する毒性であるとの結果が得られた。これらに酸性化と富栄養化が続き、最後は光化学スモッグ、生態系(土壌)、生態系(水)に対する毒性影響となり、この中で最も小さいのは生態系(水)に対する影響である。即ち、環境を配慮した生産技術の視点からみれば、中国では、大部分の地域のセメント産業は生産による地球温暖化と人体に対する毒性影響に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、

表 15 特性化結果

	GWP 10 ² kgCO ₂ -eq	HT 10 ¹ kg 人体-eq	POCP 10 ⁻³ kg エチレン	AP kgSO ₂ -eq	NP 10 ⁻¹ kgPO ₄ ³⁻ -eq	ECA 10 ⁻² kg 汚染さ れた水	ECT 10 ⁻³ kg 汚染さ れた土壌
全国	8.34	1.15	1.89	2.52	2.15	1.15	3.32
華北地域	8.13	0.92	1.65	2.14	1.93	0.99	2.88
東北地域	8.80	1.26	1.90	2.34	2.31	1.54	4.42
華東地域	8.10	0.98	1.71	2.11	2.09	1.07	3.05
華中地域	8.45	1.30	1.75	2.78	2.04	1.26	3.76
西北地域	8.77	1.53	2.17	3.00	2.67	1.76	5.52
南方地域	8.41	1.24	1.93	2.93	2.24	1.13	3.11
海南	7.81	0.97	1.63	1.99	1.87	1.47	4.54

表 16 中国地域別カテゴリー別の重みづけ係数の比較

GWP>HT>AP>NP>POCP>ECT>ECA	北京、天津、河北、山西、山東、内モンゴル、遼寧、吉林、黒龍江、上海、江蘇、浙江、福建、河南、湖北、四川、陝西、甘肅、寧夏、チベット、広東、雲南、海南、華北地域、東北地域、華中地域、西北地域、華東地域、南方地域、中国全体
HT>GWP>AP>NP>POCP>ECT>ECA	安徽、重慶、湖南、江西、青海、新疆、広西、貴州、

人間に与える健康影響にはかなりの差があり、湖南、重慶、青海、新疆、広西、チベットのセメント産業に関しては、NO_x、SO₂、PM、CO、NMVOC及び重金属の排出を抑制する技術水準は、概して、極めて低いことがわかった。今後の中国セメント産業にとって、この格差は依然として深刻な課題である。また、排出された温室効果ガスは、ほとんどが脱炭酸や焼成工程、電力消費などのCO₂由来であるため、セメント産業にとって、環境負荷の最も大きい地域（中国全土31地域のうち23地域）における温室効果ガスの抑制も今後の課題である。

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削減目標は現在まったく存在しないため、今後とも、更なる排出抑制が進むであろうNO_x、SO₂、PMとは対照的に、CO₂に起因する地球温暖化問題は相変わらず最も重要になるであろう。

今後の中国セメント産業の環境対策のあり方は、CO₂削減や集塵を主な対策にすべきである。国レベルでは、CO₂原単位などを低減させるために、CO₂コントロール区

域^{脚注6)}を設定する。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 (selective catalytic reduction) /SNCR (selective non-catalytic reduction) 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SO₂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CO₂の削減などの対策が考えられる。

以上のような分析から、今後の中国全体のセメント産業は、CO₂をはじめとする温室効果ガスの削減対策を中心に

脚注 6) 例えば、セクター別アプローチ（ベンチマーク方式）の技術的な根拠に基づいて公平な目標を設定するという視点から、中国地域別のセメントセクターに技術水準を的確に反映できる適切な指標を作成する。さらに推計した中国地域別の将来のセメント生産量及びCO₂排出原単位に基づいて、妥当なCO₂原単位目標を検討する。

すべきであり、CO₂削減に関する明確な目標を示した。また、西北地域のセメント産業は人体への毒性影響に関わるPM、SO₂、NO_x、CO及び重金属排出量を削減するために、省エネルギーや脱硫装置、集塵設備のカバー率を向上させなければならない。

5. 結論

本稿では、LCA手法を用いて、中国の生産技術、生産設備、原燃料電力消費、生産状況などのデータに基づいて、中国セメント産業の地域別の環境負荷排出原単位とインベントリデータを推計した。さらに、それらのインベントリデータを利用し、中国の現状分析、地域別の技術水準の格差を比較した。最後に、CML手法を用いて、環境影響評価を行ったうえ、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。

(1) 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、電力の消費による。3者の排出量の合計は全排出量の90%以上を占めていることがわかった。日本のセメント産業のCO₂排出原単位と比較すると、中国の各地域は日本より7%～21%高い結果となった。また、他の大気汚染物質の主な排出プロセスとしては、SO₂は焼成工程と電力消費、NO_xは焼成工程及び原・燃料の採掘と生産並びにセメントの輸送及び電力消費、PMは焼成工程、COはセメントの輸送と焼成工程、CH₄は原・燃料の採掘と生産、NMVOCとN₂Oはセメントの輸送、すべての重金属は焼成工程であることがわかった。地域別を見ると、SO₂、NO_xとPMの排出原単位の最も大きい西北地域は最も小さい上海のそれぞれ75%、43%、94%となっており、CO₂排出原単位の最も大きい新疆は最も小さい上海より33%大きく、SO₂排出原単位の最も大きい重慶は最も小さい上海のおよそ8倍、NO_x排出原単位の最も大きい新疆は最も小さい上海の3倍、PM排出原単位の最も大きい青海は最も小さい上海のおよそ18倍であり、CO₂の排出原単位より差が大きい。また、日本の1998年のSO₂、NO_xとPMの排出原単位と比較すると、最も水準の高い上海でもSO₂とPMについて日本のそれぞれの排出原単位の6倍、49倍となっており、最も高い水準の上海でもSO₂、NO_x、PMについて日本のそれぞれの排出原単位の3、6、8倍となっているため、将来的に中国セメント産業のSO₂、NO_x及び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。

(2) CML法による特性化と標準化の結果に基づき、環境影響の大きさの視点から見ると、安徽、重慶、湖南、江西、青海、新疆、広西、貴州についてはHT > GWP > AP > NP > POCP > ECT > ECAとなり、中国全体及びその他の地域はすべてGWP > HT > AP > NP > POCP > ECT > ECAであった。即ち、中国のセメント生産による環境

負荷の中で、地球温暖化と人体に対する毒性は最も大きいという結果が明らかになった。したがって、中国全体のセメント産業は、CO₂をはじめとする温室効果ガスの削減対策を中心にすべきであり、今後、新たにCO₂コントロール区域と詳細な削減目標を決定すれば、企業レベルの省エネルギーや代替原料・燃料及び混合材利用などの技術発展と全国レベルのCO₂排出削減をさらに促進できると期待される。また、人体への毒性影響に関わるPM、SO₂、NO_x、CO及び重金属の排出量と排出原単位を低減させるために、省エネルギー、脱硫装置と集塵設備のカバー率、及び、生産技術を向上させなければならない。

(3) 本稿を通じて、インベントリデータの算出及び環境影響評価の結果に基づき、中国地域間の大きな技術格差を明らかにした。したがって、国別のみならず、広い中国における各地域でも、「共通ではあるが差異のある責任」原則^{脚注7)}に基づき、今後の各地域別のセメント産業や企業からのCO₂排出などのベンチマークの開発及び環境負荷低減技術政策と対策は喫緊の課題である。

(平成23年7月27日受付、平成24年2月16日採択)

参考文献

- 1) Roodman D. M, Lenssen N. (1995): World watch Paper 124 : A Building Revolution: How Ecology and Health Concerns Are Transforming Construction, Washington, DC., USA, 67pp.
- 2) Adalbert K. (1997): Building and Environment, 32 (4), 321-329
- 3) 中国セメント協会 (2008, 2009, 2010): 中国セメント年鑑2007, 2008, 2009(中国語)
- 4) 中国セメント協会, 中国セメント協会ホームページ, 入手先 < <http://www.dccement.com/>>, (参照 2010-4-25) (中国語)
- 5) Josa, A., Aguado, A., Heino, A., Byars, E., Cardim, A. (2004): Cement and Concrete Research, 34, 1313-1320

脚注7) 地球環境問題を解決するための責任について用いられるようになった国際的に合意されている考え方。地球環境問題のような課題は全人類の抱える問題であり先進国はもちろん発展途上国にも共通の責任があるという主として先進国側の主張と原因の大部分は先進国にありまた対処能力においても異なっていると途上国側の主張との両者の意見を折衷して形作られてきたもの。一言でいえば、地球環境問題に対しては共通責任があるが、各国の責任回避への寄与度と能力とは異なっているという考え方である。このような考え方の類似のものは以前からあるが、1992年の地球サミットで採択された「リオデジャネイロ宣言」や「アジェンダ21」においてはじめて明示的に用いられ、同サミットで採択された「気候変動枠組条約」でも採用されている。最近では、特にヨハネスブルグ・サミットの議論のなかでも、この考え方を開発分野にも適用していこうという動きがみられる。

- 6) Josa, A., Aguado, A., Cardim, A., Byars, E. (2007): Cement and Concrete Research, 37, 781-788
- 7) 佐野奨, セメント協会LCAWG (2000): 第4回エコパランス国際会議講演論文集, つくば市, 497-500
- 8) 劉順妮, 林宗寿, 張小偉 (1998): 中国環境科学, 18, 328-332(中国語)
- 9) 吳紅, 崔素萍, 王志宏 (2006): 環境負荷評価, 3, 50-53(中国語)
- 10) 姜睿, 王洪涛 (2010): 化学工程和裝備, 4, 183-187 (中国語)
- 11) Chen C., Hu D., Wen Q., Zhang D. (2007): Journal of Anhui Agricultural Science, 8986-8989
- 12) 張文字, デニル・プシュパラル (2010): 第26回エネルギーシステム・経済・環境コンファレンス講演論文集, 東京, 17-20
- 13) 狄向華 (2005): 北京工業大学工学博士学位論文 (中国語)
- 14) 曹琳, 王灿 (2010): 中国環境科学, 30, 7-11(中国語)
- 15) 馬麗萍 (2007): 北京工業大学工学修士学位論文 (中国語)
- 16) 崔素萍, 劉偉 (2008): 中国セメント誌, 4, 57-59(中国語)
- 17) 姜德義, 蒼大強, 閔生林, 吳紅, 崔素萍, 王志宏 (2008): 武漢理工大学学報, 4, 36-39(中国語)
- 18) IPCC (2006): 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Tech. rep., IGES, Kanagawa, 155pp.
- 19) Rebitzer G., Kekvall T., Frischknecht R. (2004): Environmental International, 701-720
- 20) 狄向華, 裴祚仁, 左鉄鏞 (2005): 中国環境科学, 25 (5), 632-635(中国語)
- 21) 中国CDM, 中国CDMホームページデータベース, 入手先 <<http://cdm.ccchina.gov.cn/>>, (参照 2011-4-25) (中国語)
- 22) WBCSD(2005): Cement Sustainability Initiative, The Cement CO₂ Protocol, Version 2.0, CO₂ Accounting and Reporting Standard for the Cement Industry, WBCSD(World Business Council for Sustainable Development), Geneve, CH, 59pp.
- 23) 中国国家統計局, 国家環境保護総局 (2010): 中国環境統計年鑑2009, 中国統計出版社, 北京 (中国語)
- 24) Liang L, Horvat M, Danilchik P (1996): Science Total Environment, 187(1), 57-64
- 25) 韓軍, 徐明厚, 程俊峰 (2002): 工程物理学報, 23(6), 770-772(中国語)
- 26) Xu M, Zheng C, Feng R, Qiao Y, Yan R (2001): Proceedings of the CSEE, 2001, 21(10)33-38
- 27) 陳鵬 (2001): 中国石炭性質, 分類と利用, 北京化学工業出版社, 北京 (中国語)
- 28) 王起超, 潘文国, 麻杜偉 (1999): 中国環境科学, 19 (4), 318-321(中国語)
- 29) 雒昆利, 張新民, 陳昌和 (2004): 科学通報, 49, 2014-2019 (中国語)
- 30) Magaw RI, McMillen SJ, Gala WR, Trefry JH, Trocine RP (2000): Proceeding of 6th International Petroleum Environmental Conference. SCG, Inc., Houston, 460-473
- 31) Matsuno Y., Betz M. (2000): Int. J. LCA, 5 (5), 295-305
- 32) 虞江萍, 崔萍, 王五一 (2008): 地理研究, 27 (3), 547-555 (中国語)
- 33) 寧重東, 外岡豊 (2008): エネルギー・資源学会誌, 2(4), 50-55
- 34) 中国ケイ酸塩学会 (2008): 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 (中国語)
- 35) (社) 未踏科学技術協会, エコマテリアル研究会 (1995): LCAのすべて: 環境への負荷を評価する, 工業調査会, 東京, 45
- 36) 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 (1992): Environmental Life Cycle Assessment of Products-Guide and Backgrounds, Centre of Environmental Science, Leiden University(CML), Leiden, The Netherlands, 130pp.
- 37) World Health Organization (1988): Environmental health criteria 81, Vanadium [M]. WHO, Geneva, CH, 170pp.
- 38) 経済産業省, 平成13年工業統計表品目編, 経済産業省ホームページ, 入手先 <<http://www.meti.go.jp/statistics/tyo/kougyo/result-2/h13/kakuho/hinmoku/index.html>>, (参照 2011-1-15)
- 39) 潘自強 (2001): 輻射防護, 3(21), 129-145(中国語)
- 40) (社) セメント協会, セメント協会ホームページ, 入手先 <<http://www.jcassoc.or.jp/>>, (参照 2011-1-15)
- 41) Humphreys, K., Mahasenan, M. (2002): Toward a sustainable cement industry substudy 8: Climate Change, WBCSD(World Business Council for Sustainable Development), Geneve, CH, 78pp.
- 42) Cai, W.J, Wang, C., Liu, W.L., Mao, Z.W., Yu, H.C., Chen, J.N. (2009): Energy Policy, 37, 2283-2291
- 43) Zeng, X. (2006): Chinese Cement, 3, 16-21