

特集論文

経済発展に伴う食料生産量変化と環境負荷—中国とインドの比較

新藤 純子*・岡本 勝男**・川島 博之***

Changes in Food Production and Environmental Effects Associated with Economic Growth: A Comparative Study of China and India

SHINDO Junko, OKAMOTO Katsuo and KAWASHIMA Hiroyuki

Abstract

Nitrogen flow associated with food production and consumption was estimated for China and India and dietary changes during 45 years from 1961 to 2005 were compared. Per capita protein intake has rapidly increased, especially due to the increase of meat and egg consumption in China since the economic reforms around 1980. In India, per capita intake increased slowly in the 1980s while it tended to decrease after the 1990s. Population increased by 2 times in China and 2.5 times in India in this period of 45 years and there has been a greater demand for food. In order to produce enough food, increasing amounts of chemical fertilizer are being used recently and the nitrogen surplus in farmland is considered to cause an environmental burden. The spatial distribution of nitrogen concentration in river water was estimated by taking the nitrogen leaching from farmland, human waste and atmospheric deposition into consideration for India and eastward Asian countries. It was predicted that wide areas close to the east coast of Northern and Central China were highly polluted with nitrogen and that rivers in the Gangetic Plain and southern part of India had high concentrations.

要旨

中国とインドの食料生産・消費に伴う窒素フローを統計データに基づいて推定し、1961年から2005年の45年間の食料消費傾向の変化を比較した。中国では改革開放政策が開始された1980

-
- * 新藤純子、農業環境技術研究所 物質循環研究領域領域長
 - ・ Shindo, J., K. Okamoto, H. Kawashima, 2006, "Prediction of the Environmental Effects of Excess Nitrogen Caused by Increasing Food Demand with Rapid Economic Growth in Eastern Asian Countries, 1961-2020," *Ecological Modelling*, 193, pp. 703-720.
 - ・ Shindo, J., K. Okamoto, H. Kawashima, E. Konohira, 2009, "Nitrogen Flow Associated with Food Production and Consumption and Its Effect on Water Quality in Japan from 1961 to 2005," *Soil Science and Plant Nutrition*, 55, pp. 532-545.
 - ** 岡本勝男、農業環境技術研究所 生態系計測研究領域上席研究員
 - ・ Okamoto, K., S. Yamakawa, H. Kawashima, 1998, "Estimation of Flood Damage to Rice Production in North Korea in 1995," *International Journal of Remote Sensing*, 19-2, pp. 365-371.
 - ・ 2009, "K. Impact of Climate Change on Agricultural Productivity in Asia," *Annals of Arid Zone*, 47, pp. 251-286.
 - *** 川島博之、東京大学大学院農学生命科学研究科准教授
 - ・ 2008、『世界の食料生産とバイオマスエネルギー』、東大出版会。
 - ・ 2010、『食料自給率の罨』、朝日新聞出版。

年頃から一人当たりタンパク質消費量が急増し、特に肉・卵など畜産品の消費拡大が顕著である。インドでも同時期に一人当たり消費量の増加が見られるが増加率は小さく1990年の新経済政策以降はむしろ減少傾向にある。この間人口は中国で2倍、インドで2.5倍に増加し、増大する作物需要を満たすために、両国とも化学肥料使用量が急増し、農地における過剰窒素が環境への負荷となっていると推定された。日本や東南アジアを含むインド以東のアジアを対象に、農地からの窒素流出、人の食生活からの排出、大気沈着を考慮して河川水窒素濃度分布を推定した結果、中国華北平原東部や東北地方で広域的に汚染が進んでいること、インドではガンジス平原部および南部の河川で高濃度であることが推定された。

1. はじめに—人口・食料・肥料

国連の人口推計によると、20世紀初頭に約16億人だった世界の人口は、1950年には25.3億人、2000年に61.2億人、2007年には66.7億人まで増加した [United Nations Department of Economic and Social Affairs 1999; 2008]。即ち、20世紀の100年間に人口は3.67倍、平均年率1.3%の増加を示した。1960年代後半から1970年はじめの増加率は約2%/年と特に大きい。19世紀の100年間の人口増加は、1.69倍、年率0.5%であり、それ以前の300年間の平均増加率が約0.2%/年程度と推定されていることを考えると、20世紀後半の増加はきわめて大きなものであったといえる。このような増加を可能にしたのは、農業革命というべき作物生産量の飛躍的な向上である。国連食糧農業機関 (FAO) による統計の完備している1961年以降の世界の穀物生産量は、1961年の8.8億tから2007年の23.5億tへ約2.7倍と、人口増加率を上回る速度で増大している (1961年の人口は30.7億人で、2007年にはその2.2倍となった)。この間、穀物収穫面積は1961年6.48億ha、2007年6.95億haと、ほとんど増加しておらず、穀物増産は単位面積当たりの収穫量 (単収) の増加によって実現した。実際、1900年頃のヨーロッパにおける穀物単収は、1 t/ha程度で、全世界平均は0.8 t/haをかなり下回っていたと考えられている [Smil 2000] が、1961年以降は図1に示した様に、1.35 t/ha (1961年) から3.38 t/ha (2007年) へと着実に増加している [FAO 2008]。単収のこの顕著な増加は、多収量品種の開発に加えて、化学合成肥料、特に窒素肥料の投入によりもたらされた。アジアの農地は灌漑率が高く、FAO統計によると現在の灌漑率の世界平均は約18%、アジアは34%であり、世界の灌漑農地の70%はアジアに存在する。インドの農業発展は灌漑水源の開発によるところが大きいとされ、灌漑率は1961年の15.3%から2005年は33.6%へと増加した。中国でも29%から36%へと増加を示す。アジアにおける単収の増大は、これらの要因の相乗効果によると考えられる。

[Smil 2000] は20世紀における最も重要な発明は工業的なアンモニア生産であると述べている。従来、焼き畑農業や三圃式農業などで象徴されるように、自然の地力回復を待ち、家畜ふん尿や人の尿尿、作物残渣などの有機物を投入することによって窒素が供給されていた。また、グアノ (海鳥の糞の堆積物) やチリ硝石が化学肥料として利用されていたが、その枯渇が懸念されていた。今世紀のはじめに、ハーバーとボッシュは、高温、高圧の下で大気中の窒素を水素と反応させること

によりアンモニアを合成する方法を開発し、更にその工業化に成功した。これによってエネルギーさえあれば、無限にアンモニアを作ることができるようになった。この発明がなければ、現在の人口の内3分の1は生きることができない [ハイガー 2010]。1900年初頭には、コークスを製造する際の副産物として生成する硫安（副生硫安）と、大気中の窒素をカルシウムカーバイドと反応させて作られた石灰窒素が併せて数十～100万tN程度窒素肥料として使われていたが、ハーバー・ボッシュ法により生産されるアンモニアは1960年には1000万tNを超え、図2に示すように現在では1億tの窒素が化学肥料として使われている。

窒素は生命活動に不可欠な元素で農作物生産のための必須養分であるが、大気中の窒素を固定して生物が利用可能な形態にできるのは特殊な酵素を持つ窒素固定菌に限られ、窒素は通常植物成長の制限要因である。大気から陸域にもたらされる動植物の利用できる形態の窒素（反応性窒素：reactive nitrogen）はハーバー・ボッシュ法発明以前の1890年頃には全球で約1.4億tN/年（このうち森林生態系における窒素固定が1億tNと大部分を占める）であったのが、図2の通り100年後の1990年頃には人工的な固定1億tNが加わり、この他に化石燃料の燃焼による窒素酸化物の発生の増加などにより合計2.7億tNと2倍近くに増加したと見積もられている [Galloway 2004]。過剰な反応性窒素は、環境へ流出し、地下水汚染、河川・湖沼の富栄養化などの水質汚染、亜酸化窒素の発生などさまざまな環境問題の原因となる。また、化学肥料や家畜糞尿から揮散したアンモニアは広域に拡散・移流して、化石燃料の燃焼などによって発生する窒素酸化物とともに大気環境へ影響を及ぼす。また湿性あるいは乾性沈着として森林などの自然生態系にも流入して生物地球化学的な循環を変化させることにより植生など生物相にも影響が及ぼされることが懸念されている。

図2によると、窒素肥料のアジアでの使用量の増大が著しく、現在、窒素肥料の約6割がアジアで使用され、特に中国とインドで世界の47%の窒素肥料を使っている。農業起源の反応性窒素による環境への負荷は近年各地で問題となり、窒素のフローを明らかにしようとする研究が多数行われている。グローバルなモデルにより中国、インドを含むアジアは反応性窒素発生量の増大が顕著なホットスポットであること [Galloway 2000]、アジアから河川を通して海洋へ流出する窒素の量（大部分は長江など中国の河川から太平洋への流出と、ガンジス川などを通してインド洋への流出）は約1100万tで、全大陸からの流出量の半分以上であること [Seitzinger and Kroeze 1998] などが推定された。アジアを対象とした研究も行われつつあり、例えば、中国に関しては、特定の村落を対象に現地のデータに基づいた窒素収支の推定も行われ、営農形態による窒素フローの違いが検討された [劉ほか 2007]。またインドにおいては、統計データに基づいて1995年の農地での窒素収支の推定が行われ、窒素利用効率（肥料などによるインプットに対する作物に吸収される窒素の割合）について検討された例がある [Velmurugan et al., 2008]。

本稿では主として中国とインド2国における食料生産・消費の変化を窒素収支の観点から検討する。解析の対象としたのは主としてこの2国であるが、日本、韓国、バングラデシュ、東南アジア

8カ国（カンボジア、インドネシア、ラオス、マレーシア、ミャンマー、フィリピン、タイ、ベトナム。本稿では、「東南アジア」と言う地域名は前記8カ国を指すこととする。）に関しても同様の推定を行い、インド以東のアジア（東・南・東南アジア）の食料生産・消費の変化が環境に及ぼしている影響を明らかにする。

2. 窒素循環モデル

著者らが作成した窒素フローモデル [Shindo 2009] を用いて、各国の食料生産・消費に伴う窒素のフローを推定した。このモデルでは、化学肥料や生物的窒素固定および食料などの正味の輸入によって系に流入した窒素が、農地、作物、家畜、人の間を循環し、農地からの流出、人の食生活からの排出、およびアンモニアの揮散として系外に流出すると仮定している。但し、輸出が輸入を上回る場合は正味の輸出は窒素の系外への流出となり、また魚介類の食料や飼料としての消費は窒素の流入と見なしている。対象地域内の各国の1961年～2005年までの各年について、流入、循環、流出の各フローの大きさを、FAOによる国別の各種統計データ（品目別の食料生産量、消費量、輸出入量、肥料使用量など）、国連の人口統計、および各品目の窒素含有率、アンモニア揮散係数、生物的窒素固定速度などに関する文献値などに基づいて推定した [Shindo et al. 2006; 2009]。中国、インド、インドネシア、タイおよび日本については、行政区単位での同様のデータに基づいて、行政区ごとに推定した。対象とした行政区は、中国：31省、インド：35州、インドネシア：34州、タイ：8地域、日本：9地域である。タイと日本は県単位でデータは整備したが、以下に述べる空間変動の推定において用いた、緯度経度0.5度グリッド（約50km四方のグリッド）で判別できる大きさの地域に集約して推定を行った。

環境に流出した窒素は、土壌から地下水、河川へと流下し、その過程で脱窒や有機化の過程により水中から除去され、最終的に海洋に流入する。全領域を0.5度グリッドに分割し、グリッドごとの窒素流出量（農地から、人からアンモニア揮散の各々）を、農地面積率や人口分布に基づいて見積もり、脱窒などを考慮した簡易なモデル [Shindo et al. 2009] を用いて各グリッドの地下水および河川水濃度を推定した。

3. 中国とインドの食料消費量の変化

まず、各国の食料消費が過去45年間にどのように変化してきたかを見てみる。図3に中国とインドの食料として消費された窒素の量の変化を人口の変化とともに示した。また、両国の一人当たりの消費量の変化も併せて示してある。これらの図に示した値を6.25倍すると、一人当たりのタンパク質摂取量にほぼ対応する。中国では消費量が人口の増加と比較して顕著に増大し、特に、肉、卵、魚介類の1990年頃以降の増加が著しいことがわかる。「その他」の食料には、野菜・果物、芋類、大豆を含む豆類などが含まれる。その他の食料の消費量は1990年頃まで人口の増加にもかかわらず

ほとんど一定であったが、それ以降増加に転じている。この主たる要因は野菜・果物消費量の増加であり、1990年代以降の急激な経済発展の結果として、エネルギーを穀物や芋類からとる伝統的な食生活が、畜産品や野菜・果物を多く消費する食事に変化してきたことがわかる。一人当たりの窒素摂取量は1961年：2.75 kgN/人/年（タンパク質47 g/日に相当）、1980年：3.46 kgN/人/年（同59 g/日）、2005年：4.74 kgN/人/年（81 g/日）と増加した。動物性食品からのタンパク質摂取割合は1961年には約7%であったが、1980年代以降顕著に増大し、2005年には38%となっている。なお、畜産品の生産におけるタンパク質転換効率（畜産品中タンパク質量の飼料中タンパク質量に対するパーセンテージ）の典型値は、牛肉：5%、豚肉：10%、鶏肉：20%、卵30%、ミルク：30%程度〔スミル2003〕であるので、畜産品の消費は作物の直接消費に比べて数倍の飼料作物の生産を必要とする。

インドの場合も食料として消費される窒素量が45年間に2.56倍に増加したが、その増加速度は人口増加速度（2.47倍）と同程度であり、一人当たりの窒素（タンパク質）消費量は、1961年：3.19 kgN/人/年（55 g/日）、1980年：2.83 kgN/人/年（48 g/日）、2005年：3.30 kgN/人/年（57 g/日）と、ほとんど変化が見られない。品目別に見ると一人当たり消費量が増加しているのは、小麦（2005年が1961年の2倍）、ミルク（同1.7倍）であり、この他絶対量は少ないが、芋類、野菜・果物、大豆、肉、卵、魚介類も増加傾向にある。一方、粗粒穀物、豆類は減少している（各々、0.44倍、0.47倍）。動物性タンパク質の割合は、中国同様1961年の10%から2005年の18%へと増加している。インドのこれまでの45年間の食生活は、一人当たりタンパク質摂取量はほとんど一定であるが、その構成はわずかではあるが植物性食品から動物性食品へと変化してきている。〔Mahendra 2004〕らは1991年の経済危機を機に始まった新経済政策による自由化がインドの食料消費に与えた影響を検討した。その結果、1) 一人当たりの穀物消費量は、1970年以降富裕層を中心に徐々に減少していたが、1991年以降は貧困層でも減少をはじめ、1990年～2000年の10年間に都市で平均11%、農村で平均16%減少したこと、2) 穀物以外の食料、特にミルクと乳製品、野菜・果物の消費量は増加したが、肉・卵・魚は富裕層で減少したこと、3) 結果として一人当たりのカロリーやタンパク質摂取量は10年間にむしろ減少したことなどが示された。本稿の推定で用いたFAOの統計によると、同期間の一人当たり穀物消費量の減少は全国平均で3.5%程度とMahendraによる結果ほど顕著ではない。また肉・卵・魚介類の消費量の合計は約15%増加しているなどの違いが見られた。しかし、本稿の推定においても、1990年以降の一人当たりの窒素（タンパク質）摂取量は、大きく変動しながらわずかに減少の傾向であることがわかる（図3d）。

他の東・東南アジア諸国においても人口の増加に加えて一人当たり消費量の増加により、食料消費量は急増してきた。東南アジアでは、国によって増加の程度や動物性タンパク質の割合は異なるが、8カ国の合計・平均を見てみると、人口は1961年：2.24億人から2005年：5.48億人へ2.45倍、一人当たり窒素（タンパク質）消費量は、1961年：2.39 kgN/人/年（41 g/日）、2005年：3.49 kgN/人/年（59 g/日）へと1.46倍になり、その結果食料として消費される全窒素量は3.58倍となった。

4. 窒素フローの変化

増大する食料需要を満たすために、中国、インド、東南アジアの大部分の国では国内の農業生産の拡大が図られた。その第一は単収を高めることであり、図1に示したように、中国、インド、東南アジアにおいても穀物単収は顕著に増加している。特に中国の単収の増加は大きく、1980年以降は世界の平均単収を大きく上回り、欧州のそれに迫る勢いである。一方インドは、着実な増加は見られるが、世界平均を1 t/ha弱下回る値である。単収を上昇させるために図2に示した通り大量の窒素肥料が使用されてきた。図4に、中国、インド、東南アジアの穀物単収と面積当たりの肥料使用量との関係を示した。両者は非常に良い相関を示している。なお、全肥料のうち穀物生産に使用されている割合はわからないので、ここでは、全窒素肥料使用量を全農地面積（耕作地と永年作物栽培地の合計面積）で除したものと比較している。図4に欧州と日本のデータもプロットしたが、欧州では1990年頃までは中国やインドと同じ様な変化をしていたが、その後面積当たりの肥料使用量を減少させながら単収の増加を実現させている。窒素利用効率の向上は、効率の高い作物の選定、施肥時期と量、肥料の種類の適正化、窒素、リン、カリウムの適切なバランス、土壌診断に基づいた施肥、葉への直接施肥などが有効であるとされ、農民の教育や6章で述べる法律に基づいた措置もとられた結果である。日本は1961年当時から他地域と比べて肥料使用量が多く、1990年代以降の欧州と似た位置にあり、現在、中国の単位面積当たりの肥料使用量は、日本や欧州を大きく上回っていることがわかる。

このような食料需要の増大に伴う農業の変化は、地域全体の窒素循環をどのように変えてきているであろうか。図5に、窒素循環モデルで推定した中国とインドの1980年と2005年の窒素フローを示した。黒い矢印は流入を、薄い灰色は循環を、中間色は流出を表している。図中の数字はフローの大きさ（単位：万 tN/年）を表し、矢印の太さはフローの大きさにほぼ対応している。図には化石燃料の燃焼に伴って発生する窒素酸化物（NO_x）の沈着も併せて示した。1980年のNO_x発生量は、地球環境フロンティア研究センターが国ごとおよび0.5度グリッドごとに推定した値を用い、2005年の発生量は[Ohara et al. 2007]による将来推計結果を参考にして求めた。また、図6に、窒素酸化物沈着以外の窒素の流入量と流出量の1961年～2005年までの変化を示した。「全輸出入」は、作物、畜産品及び高タンパク飼料の各々の正味の輸入量の合計を表し、この値が正の場合は図の上側（流入）、負の場合は、下側（流出）に現れている。

図5を見ると、1980年の中国では窒素肥料の投入と作物生産およびその食料としての利用のフローが大きく、畜産などその他のフローはきわめて小さかった。2005年になると作物生産に係わるフローがますます大きくなるとともに、大豆かすなど高タンパク飼料や穀物を用いた畜産のフローが大きくなり、農地からの流出は2.4倍に、人からの排出も2倍弱に増大したことがわかる。1980年のインド（図5c）は、どのフローも小さいが、中国同様作物生産のフローが相対的に大きい。2005年になってもその傾向は変わらず、施肥量と農地からの流出の増加が顕著である。図6によると、両国

とも 1980 年頃以降は窒素流入量の大部分は窒素肥料であり、肥料使用量の増大に伴って特に農地からの流出が増大してきたことがわかる。また、両国とも全期間を通して、食料や飼料の貿易はほとんど無視できる程度であるが、中国では最近、輸入による窒素の流入（主として大豆の輸入）が増加してきた。インドでは全体の窒素収支の中での寄与は小さいが、輸出が輸入を上回っている。輸出による窒素の流出として最も寄与の大きいのは、高タンパク飼料（大部分が大豆ミール）であるが、重量では米の寄与が大きく、経済自由化による食料政策の変更の下で、1991 年以降毎年 43 万 t ～ 505 万 t 輸出している [Mahendra 2004]。この間、畜産品もわずかではあるが輸出超過である。また両国とも化石燃料由来の窒素負荷は食料生産により環境に流出窒素量と比較するとわずかであることがわかる（図 5）。

人からの流出量は、食生活の変化により人口の増加を上回って増加している。総量は農地からの流出量より少ないが、人口の集中した都市域では、工業廃水などに加えて人から流出する窒素や有機物は環境への大きな負荷となる。特にほとんど処理されることなく河川へ直接放流される場合には、局所的に深刻な汚染を引き起こすことになる。

1980 年と 2005 年を比較すると中国では、食料供給のために使用される窒素肥料は 2.2 倍となり、食料として消費された窒素量の増加率（1.84 倍）を上回って増大している。これは、畜産品の消費拡大に伴う飼料の生産のためと、高い単収を得るために単位生産量当たり、より多量の肥料が投与されたことによる。インドの場合、食料消費量が 1.89 倍に対し窒素肥料は 3.5 倍と更に大きく増大した。これは中国と同様の理由に加えて、1980 年当時の単位面積当たりの施肥量が 24 kgN/ha と低く、当時、作物生産は土壌の肥沃度に依存していた可能性が高く、現在の単収を実現するにはより多量の肥料を必要としたためと考えられる。

表 1 に 1980 年と 2005 年について主要な窒素フローの陸地面積当たりの大きさを東南アジア、日本も併せてまとめた。日本以外の国、地域では窒素流入のうち肥料の寄与が大きく、60 ～ 80% を占める。一方日本の場合は食料（主として穀物）の輸入による窒素流入が最も寄与が大きく、その割合は増大してきた。2005 年の農地面積当たりの窒素肥料使用量は中国が最も大きかったが（図 4）、陸地面積当たりの使用量で見るとインドが群を抜いて高い。インドは全陸地に占める農地の割合が 57% と大きいためである（中国：16%、東南アジア：23%、日本：13%）。流入した窒素の大部分は最終的に流出し（表 1）、下水処理や自然の脱窒などを経て除去された残りが環境への負荷となる。陸地面積当たりの農地からの流出量もインドが最も高く、水質悪化の可能性を示唆している。

しかし、広大な国土を有する中国やインドでは地域による窒素フローの違いは大きく、環境への流出量も大きな地域差が見られる。図 7 に、中国の省別、インドの州別の 2005 年の流出量を比較した。中国では上海市、江蘇省、天津市、山東省、河南省など東部の渤海湾や黄海沿岸の地域の流出量が極めて大きく、これらの地域では、江蘇省の太湖や青島沿岸域における藻類の異常発生・富栄養化など、近年水質の悪化が問題となっている。インドでも、パンジャブ、ハリヤナ、ビハール、西ベ

ンガルなど、インダス・ガンジス平原部の諸州で窒素肥料を集中的に使用しているため、環境への高い流出を招いている。中国及びインドの農地からの窒素流出の多い地域は、FAOによる Digital global map of irrigation areas [<http://www.fao.org/nr/water/aquastat/main/index.stm>] に示された灌漑率の高い地域と一致している。また、農地面積率が高く、中国の上海市、江蘇省、山東省、河南省では50%を超え、また、インドのパンジャブ州、ハリヤナ州、ウッタルプラデシュ州は80%以上、ビハール州、西ベンガル州も70%前後である [FAOSTAT]。また、河南省とウッタルプラデシュ州を除くと一人当たりのGDPが比較的高い地域でもある。農地面積率は45年間大きな変化は無いので、従来から農業が盛んであった地域に、近年になって灌漑設備が導入され、大量の肥料を用いた集約的な農業が営まれるようになったと考えられる。上に述べた中国の省の農地面積当たりの窒素肥料の2005年の投入量は、250～380 kgN/ha、また、インドのパンジャブ州で310 kgN/ha、ハリヤナ州で240 kgN/ha などである。

なお、これらの図で、人からの排出量は、各国の一人当たり平均排出量に各省・州の人口をかけて求めているため、各省・州の経済的要因や文化・慣習などに起因する食生活の違いは考慮されていない。[Mahendra et al. 2004] は、インドの富裕層30%の人は貧困層30%の3倍も穀物を消費しており、穀物以外の食品の消費量の差は更に大きいこと、また都市と農村との間の違いも顕著であることを示している。従って、図7の人からの流出量は、裕福な地域では過小評価、貧困層の多い地域では過大評価となっている。省・州別の食料消費に関するより詳細なデータを用いる等、地域分布の推定に改良の余地は大きい。

5. 水質への影響評価

窒素循環モデルを用いて対象領域の河川水濃度の変化を推定した(図8)。1980年には日本と韓国および中国のごく一部の地域のみで2 mgN/Lを超えていたが、1990年には中国華北平原東部の黄河や長江下流域および東北地方に高濃度の地点が現れ、2000年以降その広域化、高濃度化が進んでいると推定された。また、インドでも農地からの流出量が多く、人口も集中している北部が最も汚染が激しく、窒素流出量が中程度の南部の州でも近年窒素濃度が上昇していると推定された。日本に関しては1980年代半ばから公共用水域水質測定調査として1000～2000数百地点で1～2ヶ月に1度河川水の全窒素濃度が測定されている。これらを本稿での計算よりも細かい空間分解能(8×8 km グリッド)で河川水質を推定した結果と比較検証してところ、個々のグリッドにおける推定値は測定値と必ずしも対応せず、大きな誤差を有するが、県平均濃度に関してはモデルによる推定値と測定値との間に高い相関が認められ [Shindo et al. 2009]、また経年的な変化も比較的良く一致していた。中国・インドおよび東南アジアにおいて入手可能な地下水や河川水の濃度の測定結果は非常に限られており、図8の推定結果の妥当性の検証は困難である。著者らは中国や東南アジア各地での水質調査を行ったが、中国山東省で著しく高濃度の地点があること、黒竜江省や雲南省も

平均的に高濃度であることなどが確認され、広域的な濃度変動のモデルと測定結果の地域平均値との間に比較的良い一致が認められた [Shindo et al. 2005]。インドに関しては、[Subramanian 2008] が、文献や測定に基づいて南アジア河川水の硝酸性窒素濃度をまとめている。これによると、測定場所や頻度などの情報は不明であるが、ケララ州北部の河川、ガンジス川、およびタミルナドゥ州のカウベリ川が高濃度であり、インドの北部と南部が高濃度であるモデルの結果と整合する。また、[Sankararamakrishnan 2008] によると、ガンジス平原部のカンプール地方における浅層地下水の硝酸態イオン濃度は、約 300 地点のうち 19% でインドの飲料水基準 (10.2 mgNO₃-N/L) を超過し、カンプール市の上流部である農村地帯で最も高濃度 (最大 166 mgNO₃-N/L) であった。ガンジス平原において農業が大きな負荷源であることが推察される。

6. おわりに—欧州の窒素対策と東・南・東南アジアの将来の水質

欧米では 1980 年代、地下水や河川水の汚染が深刻となり、農業・畜産がその主たる原因であることが認識されるようになった。EU では、1991 年に硝酸指令を公布して、地下水や表流水中の硝酸イオン濃度が WHO の飲料水基準である 50 ppm (硝酸性窒素の濃度では、11.3 mgN/L) 以下とすることを定め、メンバー国に、施肥の時期、量、作付け体系、家畜ふん尿の貯蔵、農地への投入などの適正化を図ること、また国内の水質モニタリングを実施して硝酸イオン濃度や地形等に基づいて脆弱地域を設定し、より厳しい対策をとることなどを求めている。モニタリングの結果や対策の進行状況は数年に一度報告・公表されている (例えば、[European Commission 2010a; b])。図 4 に示した欧州における施肥効率の改善は、このような対策により実現したものと考えられる。わが国の場合、化学肥料の使用量は低減しているが、家畜ふん尿由来の窒素が農地面積に比して過剰であるため、その対策が課題であり、環境への漏出を防ぐための保管施設の設置や廃水処理などが義務づけられている。

このような取り組みは、施肥量の低減のみならず家畜頭数の削減など生産に直接影響を与える内容も含み、また家畜ふん尿の無制限な農地還元を防ぐための貯留や処理のために施設を整備する必要があるなど経済的負担も大きく、実現にはかなりの困難を伴う。欧州では 1990 年代には窒素肥料使用量の大幅な削減が実現され、その後も安定している。また農地へ施用される家畜ふん尿は 2003 年から 2007 年の間に EU 15 カ国合計で 790 万 t から 760 万 t へ減少するなど近年硝酸塩指令に従った対策が進みつつある [European commission 2010a; b]。しかし EU 15 カ国の 24,000 地点での地下水、22,000 地点での表流水モニタリング結果によると、水質の改善は見られるものの、地下水は全体の 15% の地点で、表流水は 3% の地点で硝酸性窒素濃度が 11.3 mgN/L を超えており、依然として高い窒素濃度を示す地域が広く分布している。これまでの長期間継続的な負荷の影響からの回復は容易ではないことがわかる。なお日本では硝酸性窒素濃度に関する環境基準が WHO 基準よりも低く 10 mgN/L であるが、この基準を超える割合が地下水で 4～5%、表流水で 0.1～0.2% と欧州と比べて

かなり小さい。しかし、日本でも様々な対策にもかかわらず高濃度である水域が存在する。

中国やインドにおける WHO 飲料水基準超過率に関しての全国的な情報はないが、[Sankararamakrishnan 2008] の結果や図8の推定結果から見ると、既に欧州を凌ぐ状態である可能性も大きい。東・南・東南アジアの水環境が今後どのように推移するかは、将来の食料需要の変化に依存すると考えられる。国連による人口の低位および中位推計によると2030年に中国の人口は2005年の1.05倍および1.11倍に、インドの人口は1.24倍および1.31倍になる [United Nations Department of Economic and Social Affairs 2008]。更に、一人当たりの食料消費量の変化に加えて、畜産品の割合がどのように変化することも重要である。表2に示すように現在中国は、一人当たり日本と同程度の畜産品を消費しており、日本の消費量はほぼ頭打ちの状態であることを考えると、中国が今後EUの消費量に並ぶほど増加することは考えにくい。インドの消費量はミルク以外は中国や日本の1/10程度であり、近年の経済成長下においても大きな変化は見られないが、今後もこのような低い水準のままであるのか、或いは増加するのかが、将来の窒素循環に大きな影響を与える。また、肥料効率の改善がどの程度可能か、欧州のような環境対策の導入がいつ頃から可能となるかも重要な要因である。不確実性は大きいですが、食料需要が増加する中で、窒素による環境汚染を悪化させずに、或いは改善させつつ食料を供給することは、これらの地域の大きなチャレンジである。

参考文献

- ヘイガー、T.、渡会圭子（訳）、2010、『大気を変える錬金術—ハーバー、ポッシュと化学の世紀』、みすず書房。
- 劉晨・王勤学・水落元之・楊永輝・石村貞夫、2007、「中国長江中下流農村地域における人間生活が窒素フローに及ぼす影響の現地調査研究」、『システム農学』、23号、305-316頁。
- スミル、V.、逸見謙三・柳澤和夫（訳）、2003、『世界を養う』、農文協。
- European Commission, 2010a, *Report from the Commission to the Council and the European Parliament on Implementation of Council Directive 91/676/EEC concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources based on Member State reports for the period 2004–2007*.
- 2010b, *Commisson Staff Working Document on Implementation of Council Directive 91/676/EEC concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources based on Member State reports for the period 2004–2007*.
- Galloway, J.N., 2000, “Nitrogen mobilization in Asia,” *Nutrient Cycling in agroecosystems*, 57, pp. 1–12.
- Galloway, J.N., F.J. Dentener, D.G. Capone, E.W. Boyer, R.W. Howarth, S.P. Seitzinger, G.P. Asner, C.C. Cleveland, P.A. Green, E.A. Holland, D.M. Karl, A.F. Michaels, J.H. Porter, A.R.

- Townsend, C.J. Vorosmarty, 2004, "Nitrogen cycles: past, present, and future," *Biogeochemistry*, 70, pp. 153–236.
- Mahendra Dev., S., C. Ravi, B. Viswanathan, Gulati A., S. Ramachander, 2004, *Economic Liberalisation, targeted programmes and household food security: A Case Study of India*, MTID Discussion paper, No. 68, International Food Policy Research Institute, Wasington,D.C., U.S.A.
- Ohara, T., H. Akimoto, J. Kurokawa, N. Horii, K. Yamaji, X. Yan, T. Hayasaka, 2007, "An Asian emission inventory of anthropogenic emission sources for the period 1980–2020," *Atmos. Chem. Phys.*, 7, pp. 4419–4444.
- Sankararamkrishnan, N., A. K. Sharma, L. Iyengar, 2008, "Contamination of nitrate and fluoride in ground water along the Ganges Alluvial Plain of Kanpur district, Uttar Pradesh, India," *Environ. Monit. Assess*, 146, pp. 375–382.
- Seitzinger, S. P. and C. Kroeze, 1998, "Global distribution in nitrous oxide production and N inputs in freshwater and coastal marine ecosystems," *Global Biogeochem Cycles*, 12, pp. 93–113.
- Shindo J., K. Okamoto, H. Toda, H. Kawashima, 2005, "Nitrogen load and water quality estimation by an Eastern Asia scale model," ZL Zhu, K Minami and GX Xing (eds.), 3rd International Nitrogen Conference Contributed Papers, Science Press, pp. 871–875.
- Shindo J., K. Okamoto, H. Kawashima, 2006, "Prediction of the environmental effects of excess nitrogen caused by increasing food demand with rapid economic growth in eastern Asian countries, 1961–2020," *Ecological Modelling*, 193, pp. 703–720.
- Shindo, J., K. Okamoto, H. Kawashima, E. Konohira, 2009, "Nitrogen flow associated with food production and consumption and its effect on water quality in Japan from 1961 to 2005," *Soil science and plant nutrition* , 55(4), pp. 532–545.
- Smil, V., 2000, *Enriching the Earth: Fritz Haber, Carl Bosch, and the transformation of world food production*, The MIT Press Cambridge.
- Subramanian, V., 2008, "Nitrogen transport by rivers of south Asia," *Current Science*, 94, pp. 1413–1418.
- Velmurugan, A., V. K. Dadhwal, Y. P. Abrol, 2008, "Regional nitrogen cycle: An Indian perspective," *Current Science*, 94, pp. 1455–1468.
- United Nations Department of Economic and Social Affairs, 1999, *The World at Six Billion* (<http://www.un.org/esa/population/publications/sixbillion/sixbillion.htm>).

解析に用いた主な統計データ

中華人民共和国国家統計局（編）『中国統計年鑑』、1982年版～。

農林水産省、『作物統計』、1962年～。

農林水産省、『畜産統計』、1962年～。

地球環境フロンティア研究センター，2007, *Regional Emission Inventory in Asia*, (http://www.jamstec.go.jp/frcgc/research/d4/reas_h_a.html).

Food and Agricultural Organization, 2008, FAOSTAT, (<http://faostat.fao.org/site/291/default.aspx>).

United Nations Department of Economic and Social Affairs, 2008, *World Population Prospects: The 2008 Revision, Population Database*, (<http://esa.un.org/unpp/index.asp>).

Indiastat.com, (<http://www.indiastat.com/default.aspx>).

Statistical Yearbook of Indonesia, 1986～.

Statistical Yearbook Thailand, 1986～.

図表

図1 穀物単収の変化

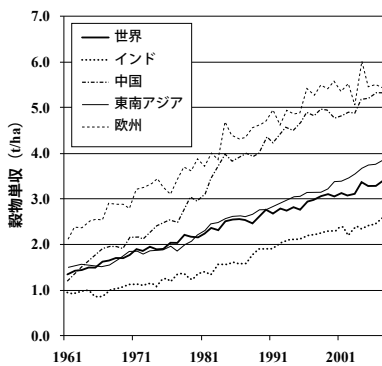


図2 世界の窒素肥料使用量の変化

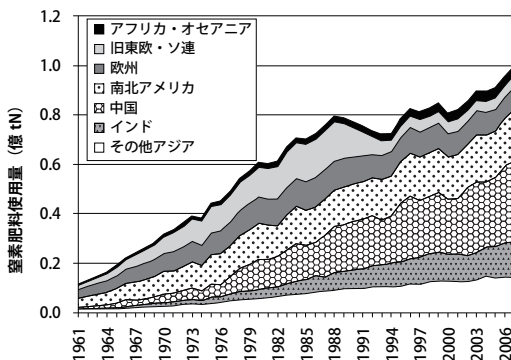


図3 中国とインドの人口と食料消費量および一人当たりの消費量の変化（窒素換算）

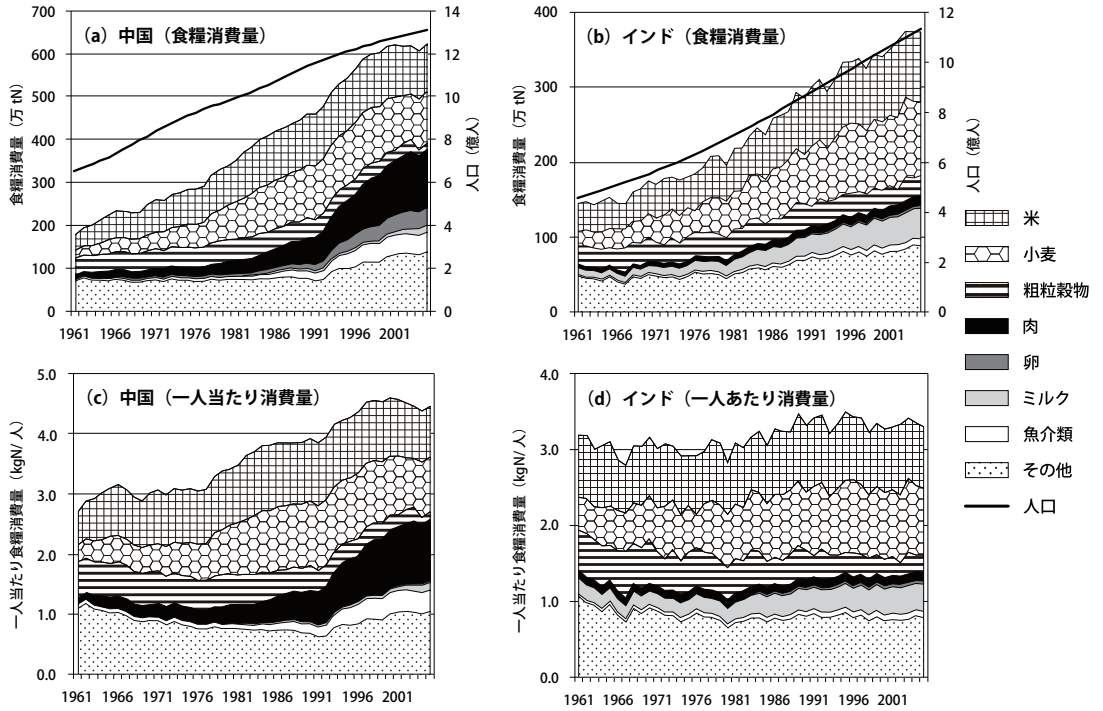


図4 窒素肥料投入量と穀物単収の関係

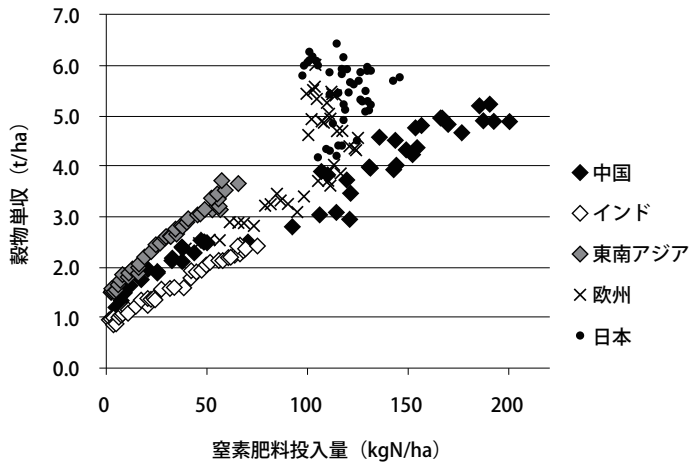


図5 中国とインドの窒素フロー

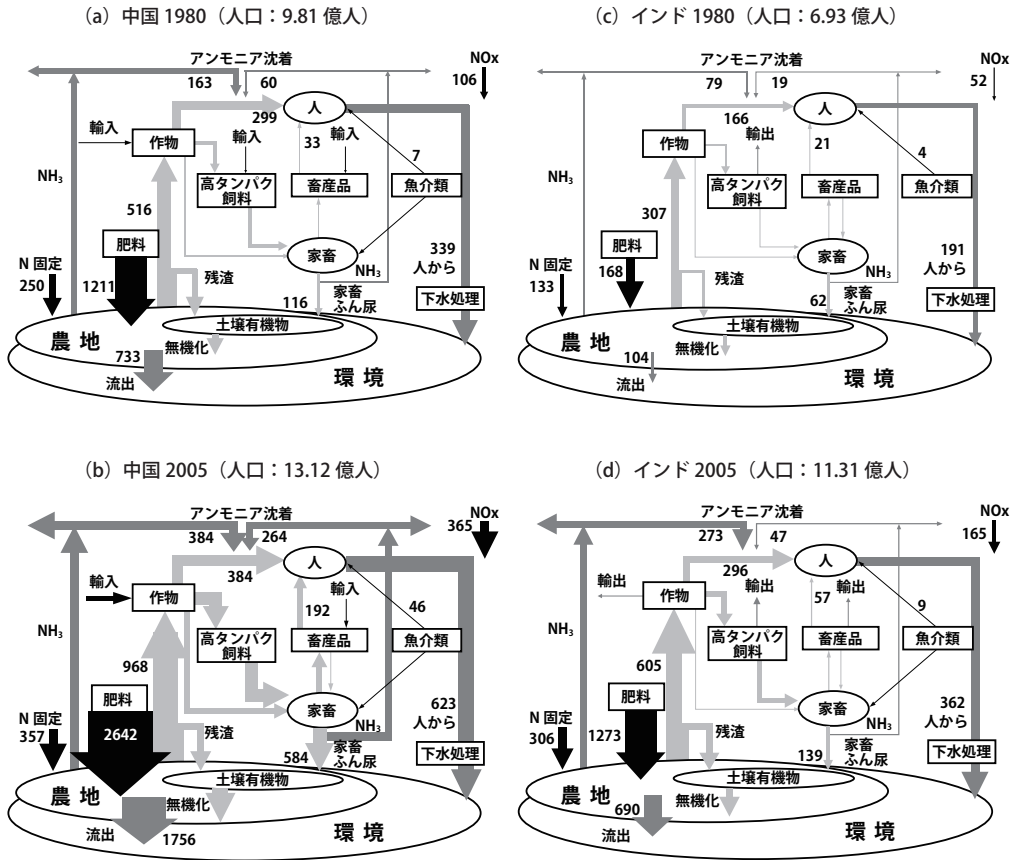


図6 中国とインドの窒素流入量と流出量の経年変化

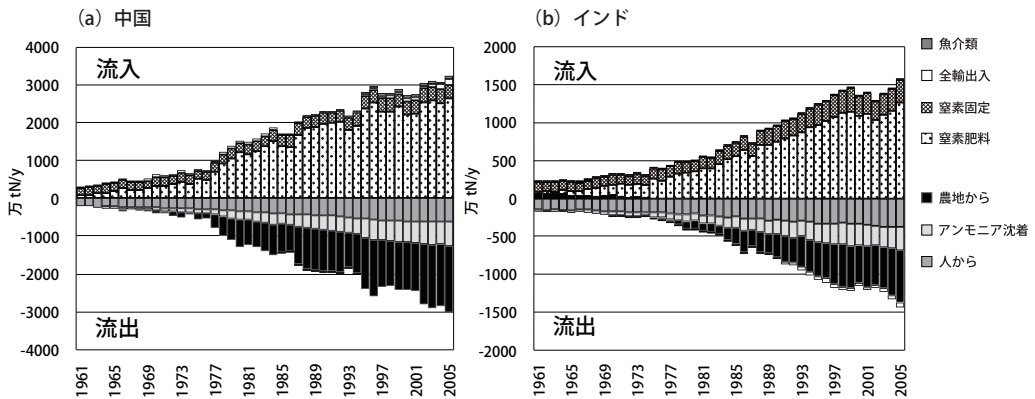


図7 中国の省別、インドの州別の陸地面積当たり窒素流出量（2005年）

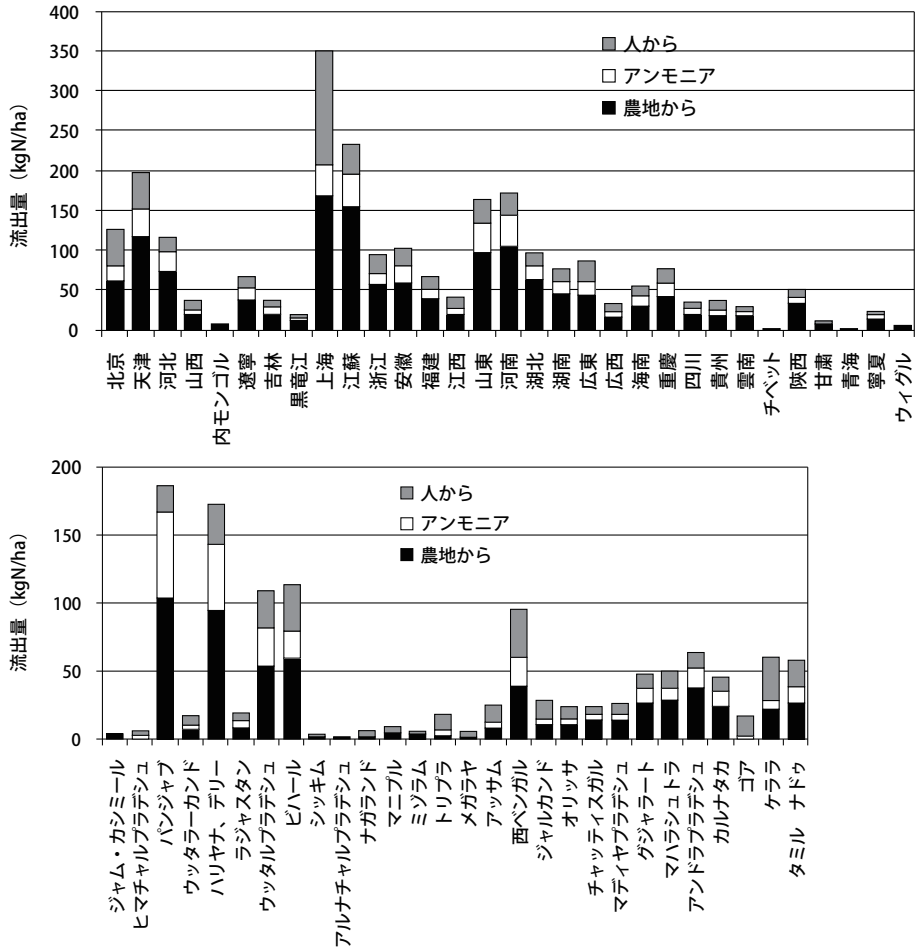


図8 窒素循環モデルにより推定した東アジア河川の窒素濃度分布

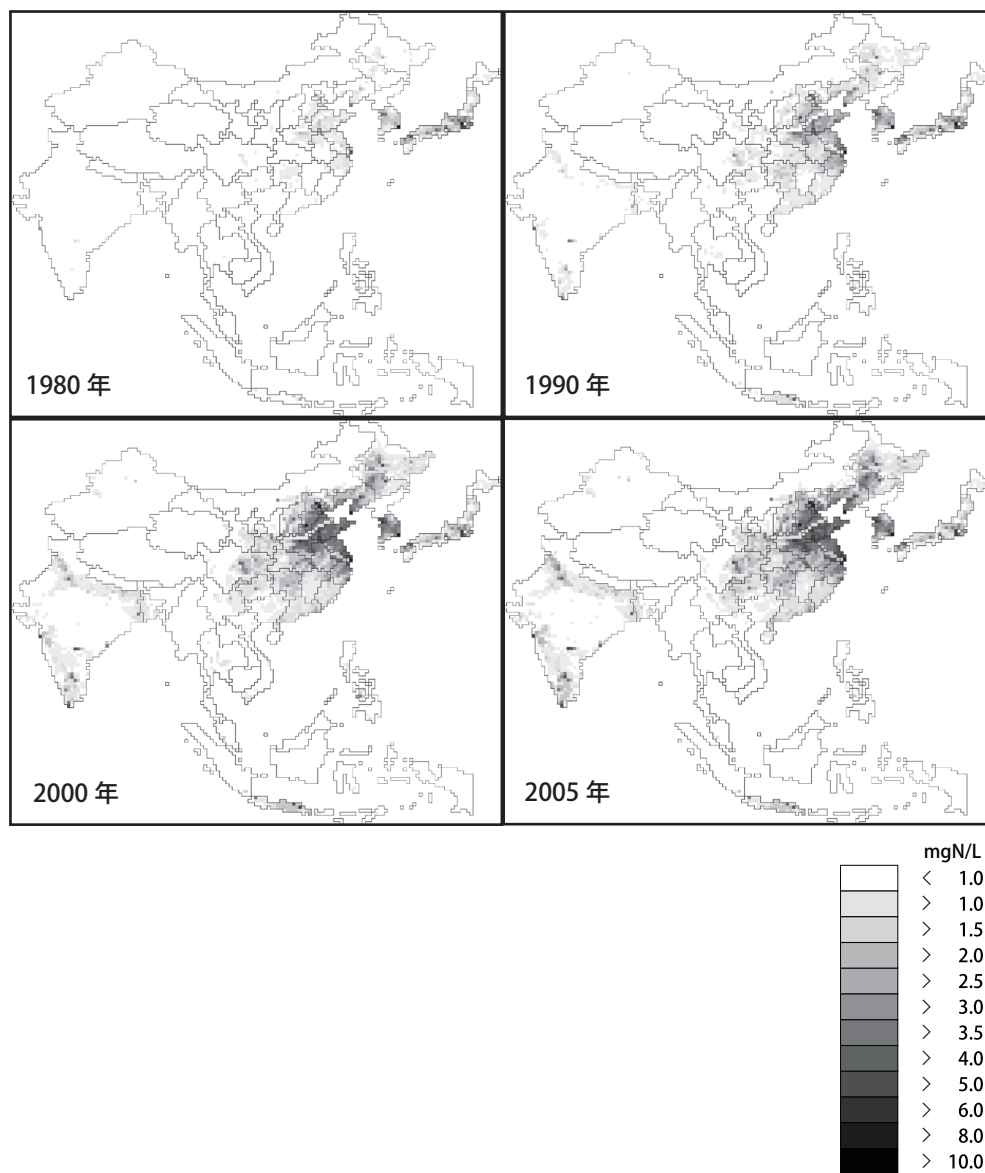


表1 陸地面積当たりの窒素流入量と流出量の比較（単位：kgN/ha）

	中 国		イ ン ド		東 南 ア ジ ア		日 本	
	1980	2005	1980	2005	1980	2005	1980	2005
流 入								
肥料	13.0	28.3	12.4	42.9	3.5	13.2	16.8	13.1
窒素固定	2.7	3.8	4.5	10.3	1.9	4.1	3.7	3.7
正味の輸入	0.3	1.7	-0.2	-1.9	0.0	1.7	21.5	27.5
魚介類	0.1	0.9	0.1	0.3	0.3	0.7	6.5	6.6
流 出								
農地から	7.9	18.8	3.5	23.3	0.3	6.7	20.4	20.3
（畜産由来%）	(4.5)	(10.6)	(8.1)	(6.2)	(9.0)	(9.7)	(33.2)	(42.7)
人から	3.6	6.7	6.5	12.2	2.4	4.4	16.0	18.2
アンモニア揮散	2.4	6.8	3.3	10.8	1.1	4.1	9.2	9.2

表2 一人当たり畜産品消費量の比較（2005年，kg/人/年）

	中 国	イ ン ド	日 本	EU15
肉	54.5	5.1	45.5	88.5
卵	17.1	1.8	19.1	12.2
ミルク	23.8	65.5	64.6	252.0

