

窒素負荷から見た日本の耕種農業の特徴

(独) 農業環境技術研究所物質循環研究領域 江口定夫

1. はじめに

日本では、農林水産省の環境保全型農業直接支払（化学肥料 5 割低減と緑肥または堆肥の導入）やエコファーマー認定制度など、より環境に配慮した農業の実現に向けた取組みが進められているが、その一方で、国全体あるいは地域全体としての定量的な窒素（N）負荷削減目標の策定やそのための対策について、窒素負荷や汚染の実態を把握した上での議論や取組みは、必ずしも十分とは言えない。これに対して、欧州では、非常に強力な国際的・行政的な規制措置（欧州委員会による硝酸塩指令や水枠組み指令）や環境直接支払いを重視した農業環境政策によって多くの国々で大幅な N 負荷削減が実現し（OECD, 2013; 2014）、さらなる削減への取組みも進められている（Sutton et al., 2011）。日本の N 収支は OECD 加盟国の平均値の約 3 倍であり、日本国全体としての N 収支の大幅な削減は、国際的にも喫緊の課題である。本発表では、日本の耕種農業における N 収支や硝酸態窒素（NO₃-N）による地下水汚染の実態等の把握に基づき、国全体の N 収支を大幅に低減するための対策について検討したい。

2. 欧州各国の窒素収支との比較

日本は、経済協力開発機構（Organisation for Economic Co-operation and Development, OECD）による農業政策監視と評価の報告書（OECD, 2014）に明記されているように、土地不足で、農地及び市街地に適した土地は、国土面積の 3 割しかない。農業は、非常に小規模な家族経営体から成り、国内総生産（gross domestic product, GDP）に占める農業の割合は 1.2%（2012 年）に過ぎない一方、雇用の 3.5%（2012 年）を占めている。また、日本は世界最大の正味の農業食品物（米ドルベース：輸入額－輸出額）輸入国である。近年（1995→2012 年）、日本の人口は 1.26～1.28 億人でほぼ一定だったが、農業食品セクターの輸入額は約 1.6 倍（410→650 億ドル）に増大、農地面積は約 0.8 倍（5443→4561 千 ha）に減少、輸入飼料に大きく依存する畜産が農業生産全体に占める割合は約 1.7 倍（21→35%）に増大、そして、農地面積当たりに換算した国全体の N 収支は約 1.1 倍（175→186 kg N/ha/yr）に増大している（OECD, 2014）。

これに対して、OECD 諸国の農地面積当たりに換算した N 収支の平均は、86 kg N/ha/yr（1990～1992 年）から 63 kg N/ha/yr（2007～2009 年）へと大きく減少しており（OECD, 2013）、オランダ（331→204 kg N/ha/yr）、ベルギー（227→121 kg N/ha/yr）、ルクセンブルク（183→75 kg N/ha/yr）、デンマーク（166→90 kg N/ha/yr）、英国（140→97 kg N/ha/yr）等で特に顕著である。これに対して、日本（180→180 kg N/ha/yr）と韓国（213→228 kg N/ha/yr）では、全く改善が見られていない。欧州各国における N 収支の大幅な減少には、N 多投入から N 低投入の農業へと切り替わるための非常に強力な国際的・行政的な規制措置（欧

州委員会の硝酸塩指令、水枠組み指令など）が大きな役割を果たしたと考えられる。また、環境保全的農法に対する環境直接支払いや環境クロスコンプライアンス（環境直接支払いの受給要件として別の施策の要件の達成を求める手法）は、欧州連合（European Union, EU）や米国（United States of America, USA）では重要度の高い農業環境政策として位置づけられている（荘林, 2009; 2010; 佐々木, 2010）。反対に、日本や韓国ではまだ重要度が低い（Vojtech, 2010）。

このように、欧州では多くの国々で大幅な N 負荷削減が実現し、さらなる削減への取り組みも進められており（Sutton et al., 2011）、OECD 加盟国である日本における N 収支の大幅な削減は、国際的にも喫緊の課題である。また、OECD では現在、新たな N 指標（economy-wide nitrogen indicator）の開発が進行中であり、さらに、英国を中心とする窒素フットプリント計画では、農畜産物の N 排出履歴を表すバーチャル窒素ファクター VNF（表 1）を用いた窒素フットプリント（Leach et al., 2012）が開発され、現在、各国への適用が進んでいる（図 1）。VNF は次の式(1)で定義され（Galloway et al., 2014）、値が大きいほど、人間の口に入る N（分母）に対して、それまでの過程でより多くの N を環境中に排出した（分子）ことを表している。

$$\text{VNF} = \frac{\text{N used to produce a food item that is not contained in the item or recycled}}{\text{N consumed in item}} \quad (1)$$

表 1 において、食飼料の輸入を考慮した場合と考慮しない場合の日本の VNF を見ると、魚介類と野菜類を除き、他の全ての農畜産物は海外から輸入した方が、VNF が低下することを示している。

3. 農地における窒素収支の実態

日本全体の食飼料システムの詳細なデータ解析結果によれば（表 2）、農業食品セクターから環境中へ排出される正味の N 負荷は、約 40 年間（1960→1997 年）で 1.6 倍（1.1→1.8 Gg N/yr）に増大し、最大の N 負荷源は、化学肥料 N（0.7 Gg N/yr）から畜産由来 N（0.8 Gg N/yr）へと大きく変化している（表 2）。

一方、全国的な農家アンケート調査に基づくボトムアップ的なデータ集計結果によれば（表 3）、国全体での余剰 N のすべてが農耕地に還元されることはなく、ごく一部が農耕地に堆肥等として投入されている。すなわち、大部分の有機資源としての有機態 N は、農耕地へは投入されず、何らかの形でそれ以外の環境中に排出されていると考えられる。また、農耕地土壌中の全窒素含量は増加傾向にあり（高田ら, 2013）、施用された N の一部は有機態 N として土壌中に蓄積されている。

環境保全型農業直接支払では、化学肥料の 50%削減が求められている一方で、堆肥の施用量には上限が定められていない。北海道では、堆肥施用量の上限値と下限値が定められ、土壌肥沃度の維持と環境負荷の低減の両立を目指している（中辻 2006; 竹内 2013）。

4. 硝酸態窒素及び亜硝酸態窒素による地下水汚染の実態

環境省による全国の地下水質測定結果によれば、概況調査井戸における硝酸態 N 及び亜硝

酸態 N による環境基準超過率は、近年、減少傾向を示している（図 2）。また、それ以前の広域調査（図 2）でも、すでに広範囲で硝酸態 N による地下水汚染が存在していたことが分かる。しかし、汚染井戸周辺地区調査井戸や継続監視調査又は定期モニタリング調査井戸の環境基準超過率は 20%~50%と非常に高く推移しており、これは、一度汚染された地下水は決して短期間では元に戻らないことを明確に示している。これらの高濃度の井戸は、概況調査井戸からは意図的に除外されることを考慮すると、地下水汚染の実態は、全ての井戸の環境基準超過率と概況調査の環境基準超過率の間のどこかにあるはずである。OECD（2013）の報告書には、この概況調査における環境基準超過率（5%）が日本の農地地下水の実態として報告されているが、それは実態を過小評価している。国全体の N 収支が大きい韓国の 24%やオランダの 34%から考えると、日本の実態は、図 2 の全ての井戸を考慮したときの値（20%）に近いかもしれない。

また、閉鎖性海域における水質総量規制の結果についても、土地利用面積のみに基づく原単位が用いられ、中央環境審議会の報告では、目標を概ね達成していることなどが記述されている。これは、農地における施肥実態や栄養塩の流出実態を考慮していない結果である。これについても OECD（2010）の日本についての環境保全成果の中で報告されているが、実態とは一致しない。

5. 水田及び浅層地下水における窒素除去

水田地帯の地下水中 $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度は、他の農地に比較して低い（熊澤, 1999）。これは鉛直下方への浸透水または拡散により最表層土壤中へ供給された $\text{NO}_3\text{-N}$ が脱窒により気体として水中から除去されたためと考えられる（江口, 2012）。休耕田や谷津田などは、台地からの湧水中に含まれる $\text{NO}_3\text{-N}$ の除去に効果がある。また、主に水田地帯が広がる低平地や河川近傍の湿性陸域環境は、もともと湿性土壌が分布する水畔域（*riparian zone*）であり、浅層地下水での脱窒能が高く、台地から溶脱した $\text{NO}_3\text{-N}$ の除去効率は、水文地質条件によっては、90~100%近くにも達する（江口, 2008）。

水田では、代かきや田植え・中干し時の落水に伴い、他の時期よりも全 N の流出が多くなる傾向にある。また、落水時の裸地期間中の大雨時には、濁った表面排水が発生することがある。これを防止するには、浅水管理や止水板の上げ下げの管理を併せて慎重に行う必要がある。

6. おわりに

日本では、食飼料の輸入に伴う有機態 N が国全体の N 収支に及ぼす影響が大きく、未利用有機物資源（畜産由来、食品残渣由来）が非常に多い。国全体の N 収支を大幅に削減するには、国全体での N 利用効率を高める（各農畜産物のバーチャル N ファクターを下げる）必要があり、そのためには、これらの未利用有機物資源を有効に活用し（リサイクル）、化学肥料の大幅な削減と堆肥の適切な利用が必要である。それでもなお、農地から流出する N については、谷津田や水畔域における自然浄化機能や、濁水流出防止のため水田地帯における循環灌漑等を積極的に利用による流出負荷の軽減が必要である。

参考文献

- 1) Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD) (2013) Environmental Performance of Agriculture at a Glance (2nd Edition). p. 1-176. COM/TAD/CA/ENV/EPOC(2012)10/FINAL, Joint Working Party on Agriculture and the Environment, OECD.
- 2) OECD (2014) Agricultural Policy Monitoring and Evaluation 2014: OECD Countries. p. 1-261. OECD Publishing.
- 3) Sutton M.A., Howard C.M., Erisman J.W., Billen G., Bleeker A., Grennfelt P., van Grinsven H., and Grizzetti B. (2011) The European Nitrogen Assessment: Sources, Effects and Policy Perspectives. p. 1-612. Cambridge University Press.
- 4) 莊林幹太郎 (2010) 農業の多面的機能と農業環境政策：政策の整合性確保に向けて. 滋賀大学環境総合研究センター研究年報 7(1): 1-10.
- 5) 莊林幹太郎 (2009) EUの農業環境政策：クロスコンプライアンスと環境支払. p. 3-10. 第26回土・水研究会資料：窒素・リンによる環境負荷の削減に向けた取り組み, 農業環境技術研究所.
- 6) 佐々木宏樹 (2010) OECDにおける農業環境問題をめぐる活動と議論. 滋賀大学環境総合研究センター研究年報 7(1): 11-27.
- 7) Vojtech V. (2010) Policy Measures Addressing Agri-environmental Issues. OECD Food, Agriculture and Fisheries Papers, No. 24, p. 1-41. OECD Publishing.
- 8) Shibata H., Cattaneo L.R., Leach A.M., and Galloway J.N. (2014) First approach to the Japanese nitrogen footprint model to predict the loss of nitrogen to the environment. Environ. Res. Lett. 9: 115013 (8pp).
- 9) Leach A.M., Galloway J.N., Bleeker A., Erisman J.W., Kohn R., and Kitzes J. (2012) A nitrogen footprint model to help consumers understand their role in nitrogen losses to the environment. Environ. Dev. 1: 40-66.
- 10) Stevens CJ, Leach AM, Dalea S., and Galloway J.N. (2014) Personal nitrogen footprint tool for the United Kingdom. Environ. Sci.: Processes Impacts 16: 1563-1569.
- 11) Galloway J.N., Winiwarter W., Leip A., Leach A.M., Bleeker A., and Erisman J.W. (2014) Nitrogen footprints: past, present and future. Environ. Res. Lett. 9: 115003 (11pp).
- 12) Pierer M., Winiwarter W., Leach A.M., and Galloway J.N. (2014) The nitrogen footprint of food products and general consumption patterns in Austria. Food Policy 49: 128-136.
- 13) Gu B., Leach A.M., Ma L., Galloway J.N., Chang S.X., Ge Y., and Chang J. (2013) Nitrogen footprint in China: food, energy, and nonfood goods. Environ. Sci. Technol. 47: 9217-9224.
- 14) Mishima S., Endo A., and Kohyama K. (2010) Nitrogen and phosphate balance on crop production in Japan on national and prefectural scales. Nutr. Cycl. Agroecosys. 87: 159-173.

- 15) 高田裕介、レオン愛、中井信、小原洋、神山和則 (2013) 土壤情報閲覧システムを活用したわが国の農耕地作土層中の炭素・窒素賦存量の試算. 土壤の物理性 123:117-124.
- 16) 藪崎志穂 (2010) 日本の地下水・湧水等の硝酸態窒素濃度とその特徴. 地球環境 15(2):121-131.
- 17) 糟谷真宏、小竹美恵子、寺井久慈、松尾敬子、豊田一郎 (1994) 愛知県の農耕地および農村集落における地下水中硝酸イオン濃度とその支配因子. 水環境学会誌 17(9): 578-586.
- 18) OECD (2010) OECD Environmental Performance Reviews: Japan 2010. OECD.
- 19) 中辻敏朗 (2006) 北海道のクリーン農業を支える「北海道施肥ガイド」と「北のクリーン農産物表示制度」圃場と土壤 38(10・11): 11-17.
- 20) 竹内晴信 (2013) 北海道の環境保全型農業における有機物利用の技術的対応. 土壤の物理性 123: 11-17.
- 21) 熊澤喜久雄 (1999) 地下水の硝酸態窒素汚染の現況. 日本土壤肥料学雑誌 70(2): 207-213.
- 22) 江口定夫 (2012) 水田および浅層地下水中の脱窒による環境浄化. 土壤の物理性 120: 29-38.
- 23) 江口定夫 (2008) モデルによる土壤,農耕地,流域における窒素動態の理解. 3. 地形連鎖系スケールの窒素動態: 調査技法とモデル化手法. 日本土壤肥料学雑誌 79(2):213-227.

表 1 主な食品項目別のバーチャル窒素ファクター (virtual nitrogen factor, VNF). 日本については、貿易を考慮した場合と考慮しない場合の値. USA と欧州は、貿易を考慮しない値.

Food category	Japan (without trade)	Japan (with trade)	USA	Europe
<i>Animal products</i>				
Poultry meat	10.7	6.0	3.2	3.2
Pigmeat	12.9	6.7	4.4	4.4
Bovine meat	27.3	12.4	7.9	7.9
Fish & seafood	1.7	2.9	4.1	2.9
Milk & dairy products	3.9	2.7	4.3	3.9
<i>Crop products</i>				
Cereals	3.3	1.5	1.4	1.3
Vegetables	4.6	5.5	9.6	8.2
Starchy roots	6.1	4.9	1.5	1.1
Legumes	2.8	1.3	0.5	0.5

From Shibata H. et al (2014), Leach A.M. et al (2012), Stevens C. et al (2014).
The values in US and Europe do not include the effect of trade.

表 2 日本全体の食飼料システムにおける窒素収支の経年変化

Year	1960	1982	1987	1992	1997
	($\times 10^3$ Mg N yr ⁻¹)				
N input					
Chemical fertilizer N	693	683	669	572	494
Crop residue N	260	225	233	226	210
Livestock N	170	711	795	833	802
Human food N	415	578	632	652	643
Industry N	17	131	153	135	154
Others N	7	53	74	86	78
N output					
Crop uptake N	433	615	632	614	564
N budget					
Net N load to environment	1129	1766	1924	1890	1817

† In this calculation, neither N input by atmospheric N deposition & N₂ fixation nor N output by denitrification is included.

Modified from Hakamata et al (2001), Oda (2006), and Miwa et al (2006)

表 3 日本の農耕地への窒素施肥量の経年変化 (三島ら 2010 を一部改変)

	1985	1990	1995	2000	2005
N input (kg N/ha/yr)					
Chemical fertilizer N	126	116	106	98	92
Organic fertilizer (manure) N	33	33	32	25	24
Others N†	2	2	1	3	3
N output (kg N/ha/yr)					
Crop harvest N	69	69	68	70	68
N budget per unit area (kg N/ha/yr)					
	91	83	71	55	50
Area of total arable lands (10³ ha)‡					
	5380	5243	5038	4830	4692
N budget (10³ Mg N/yr)					
	490	435	359	267	234

† N input by N₂ fixation & irrigation water N minus N output by denitrification

‡ Statistics of arable lands area and cropped lands area (MAFF 2011)

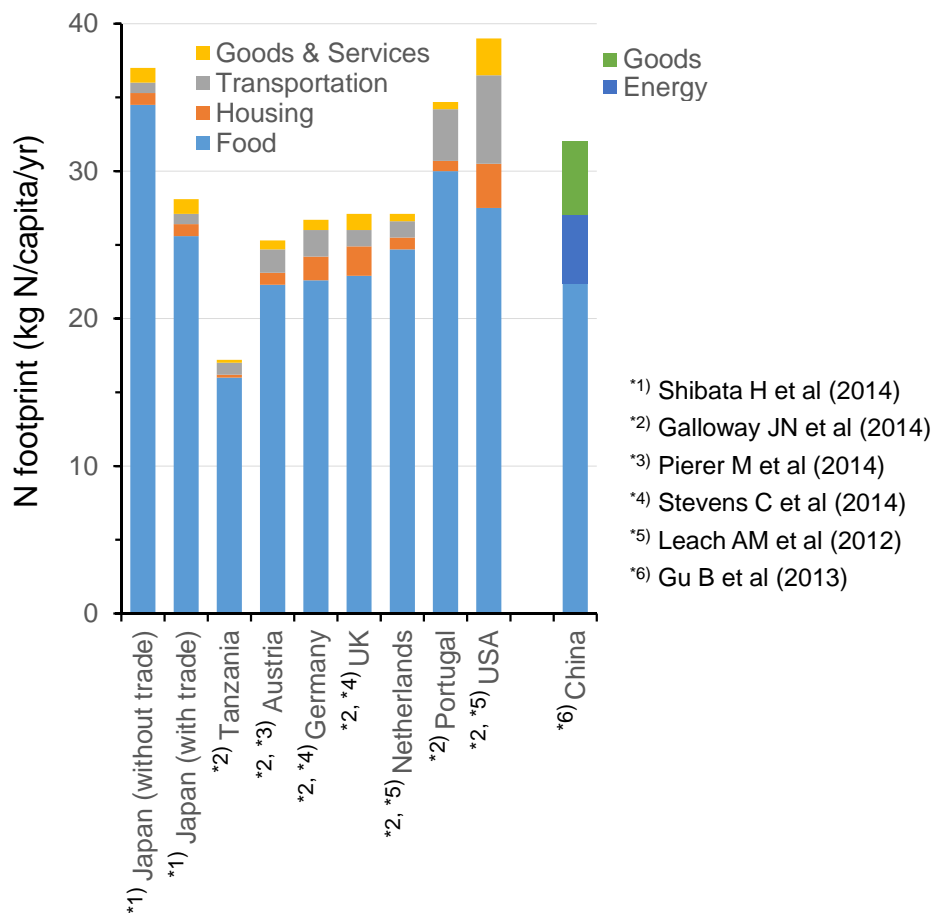


図 1 国別の国民一人当たりの平均窒素フットプリント計算結果. 中国以外は、N-Calculator (Leach A.M. et al., 2012) に基づく計算結果. 日本については、貿易を考慮した場合と考慮しない場合の両方の計算結果. 他の国は貿易の影響を考慮しない計算結果. 中国は、窒素の物質収支計算に基づき独自の計算手法を適用した結果.

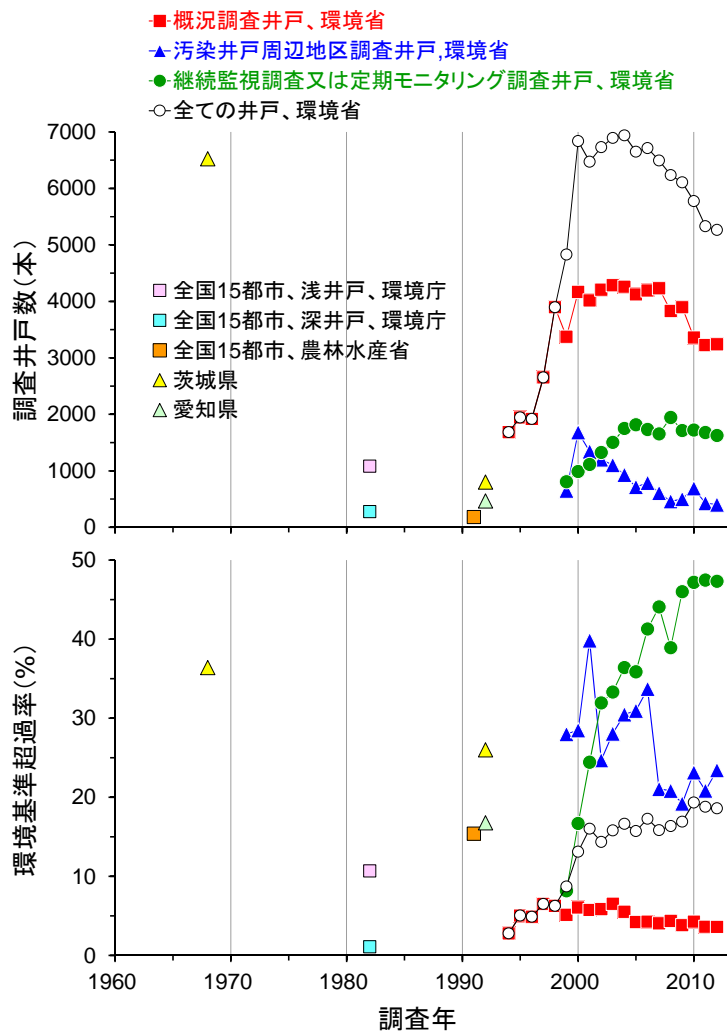


図 2 地下水中の硝酸態窒素及び亜硝酸態窒素濃度について環境省の地下水質測定結果（1994 年～）及びそれ以前に国または県で実施された広域地下水質調査における調査井戸本数（上）と環境基準（10 mg N/L 以下）超過率（下）。