

中国における低炭素農業開発に関する考察

—寧夏農地生態系カーボンフットプリント分析を通じて—

尚 亜 龍

はじめに

1. 中国における低炭素農業開発について
 - (1) 中国の低炭素農業開発関連政策の展開
 - (2) 低炭素化開発に見える格差
2. 寧夏回族自治区の概要と本研究の方法論
 - (1) 寧夏回族自治区について
 - (2) 本研究の方法論設定
3. 分析・結果
 - (1) 農地生態系におけるCO₂排出量
 - (2) 農地生態系におけるCO₂吸収量
 - (3) 農地生態系におけるCEF収支

おわりに

はじめに

中国は今、農業産業化の進展に伴い、伝統的投入要素である土地・労働力が、化学肥料（以下、「化肥」）、農薬、農業機械（以下、「機械」）といった農業資本に代替されるようになった。このことは1反当たりの収量を増加させ、土地生産性の向上に寄与しているように見えるが、農業生産に必要な土地を評価する場合は、農業資本の製造過程や使用過程に付随して生じる環境負荷のことも考慮に入れる必要がある（豊田知世ら 2006）。

2004年から2018年にかけて、中国は15年連続で「三農問題」をテーマにした「一号文件」や政策文書を発行し、穀物増産や農民所得増に大きな成果を挙げた¹⁾。その一方で、農業資本投入による環境への負荷、限られた資源による農業の持続的な発展への制約といった課題が浮き彫りになった。温室効果ガスの排出を削減し、気温上昇を抑えることが急務となっている中、温室効果ガスの排出を抑えた低炭素農業が注目されている。要するに、世界の耕地面積の7%弱で世界人口の20%以上を養うため農業産業化発展のニーズに応えるのは精いっぱいだが、近代的農業生産は環境・資源との結びつきについても考慮しなければならない。

これについては、以下の2点で説明する。

1つ目は、近代的農業生産が環境に与える明らかなダメージについてである。近年、地球温暖化やエネルギーの枯渇が国際社会の大きな関心事となっている。国連の気候変動に関する政府間パネル（IPCC）2021年の報告書は、2021年時点で世界の平均気温は産業革命

（1750年頃）以前より約1℃上昇したと指摘し、上昇の原因は人間活動に求められるとした。さらに、今後の世界の平均気温について、「全ての排出シナリオにおいて、少なくとも今世紀半ばまでは上昇を続ける。向こう数十年の間にCO₂及びその他の温室効果ガスの排出が大幅に減少しない限り、21世紀中に、1.5℃及び2℃の地球温暖化を超える」と予想した。従来、第二次産業・第三次産業によるCO₂排出が温室効果ガス濃度上昇の要因だと見なされていたが、近年、石油、農薬、化肥に依存している近代的農業技術の活用も、第一次産業からの温室効果ガス排出量の増加に拍車をかけた。IPCCの調査によると、世界温室効果ガス排出量のうち、農業生産活動によるものは13.5%である（Norse 2012）。伝統農業の下での中国は、農業活動からの温室効果ガス排出量は温室効果ガス排出量全体の約17%を占めており²⁾、IPCCの調査指標よりも（3.5%）高い。

2020年、中国政府は「3060目標」³⁾を宣言し、「脱炭素社会」を目指す取り組みを本格的に始めたが、農業産業化の進展による農業資本投入（機械の大規模な運用、農薬や化肥などの化学製品の大量投入など）は環境に与える負荷を高める一方である。

2つ目は、エネルギー資源からの近代的農業生産に対する制約が顕著になるという点である。中国は12年連続で穀物増産の目標を叶えたが、農産物の供給は依然として海外輸入に依存せざるを得ない⁴⁾。要するに、食糧安全保障の問題はないが、農産物の生産能力は国内消費のニーズに追い付かず、海外輸入に頼らざるを得ない状況である。こうしたことに鑑み、農業生産性を引き上げ、国内消費のニーズを満たすことができる農業生産体制を整えるべきである。しかし、工業化・都市化の加速に伴って、工業部門と農業部門のエネルギー資源の奪い合いが激しく、農業生産性の向上にはエネルギー資源の制約があることが明らかになりつつある。

2021年に発生した「電力供給制限」⁵⁾は、主たる要因は石炭需給ひっ迫だったが⁶⁾、その影響は農業分野にも及んだ。「電力供給制限」により、重汚染・高電力消費に当たる化肥・農薬のメーカーはエネルギー消費の抑制対象であったため、生産の停滞を余儀なくされた。化肥・農薬の需給逼迫をもたらして、価格上昇を引き起こし⁷⁾、食料生産コスト高騰の原因となった。このことから、中国における農産物需要増と資源不足の傾向による需給のミスマッチが深刻な課題となって、エネルギー資源の使い方を粗放的なものからより節約的なものへと転じ、資源・エネルギー低投入型農業への転換を迫られている。

要約すると、農業部門における温室効果ガス排出量は工業部門より少ないものの、それを削減することの正の外部性を過小評価してはならない。特に農地生態系における温室効果ガスの排出が、多くの場合は肥料や農薬などの化学製品の使用によるもののため、それを削減すれば農業のグリーン的な成長が望まれている⁸⁾。ちなみに農地生態系は人間活動によって形成された半自然の生態系であり、炭素の供給源であると同時に吸収源でもある。世界の農地生態系はまるで炭素の「貯蔵庫」のように、地球の約10%（約170Pg、1Pg=10⁹t）の炭素を貯蔵している⁹⁾。世界の耕地の炭素固定能力は、年間約0.75~1.0Pgで、森林破壊やその他の農業活動による排出量（年間1.6~1.8Pg）の約50%に相当する¹⁰⁾。

一方、農業活動によるCO₂とCH₄の排出量は大気中の温室効果ガスのそれぞれ21~25%と57%を占めている¹¹⁾。これらの目に見えない温室効果ガスの排出量を可視化し、そして削減するためには、「賢く、責任ある行動が求められている」¹²⁾。昨今、イギリスやフランス、ドイツなどをはじめとする欧州各国、アメリカ・カナダの北米、アジア・オセアニアエリ

アなど、世界中でカーボンフットプリント（CFP: Carbon Footprint of Products）¹³⁾が進められている。そしてこのCFPは、これまで生態系フットプリントの中で最も成長が速い、最も破壊的な部分を表しているため、それに関わる研究手法は農業分野での応用を通じて、陸域の炭素循環における農地生態系の位置づけを把握することができ、温室効果ガスの排出量を削減しやすくなるような仕組みも構築できる。

段華平ら（2011）は、農地生態系のCFP評価モデルを構築し、中国各省（市・自治区）における農地生態系の炭素排出量、炭素吸収量、CFPを算出した¹⁴⁾。このモデルに基づいて、王梁ら（2016）¹⁵⁾、劉貴斌ら（2016）¹⁶⁾、周陶ら（2014）¹⁷⁾がそれぞれ中国の東・中・西部に分布している山東省、湖南省、重慶市の農地生態系のCFPを分析・評価し、地域における農地生態系の炭素隔離の役割を解明した。

中国では2017年の第19期党大会よりエコロジー文明の推進、資源節約・環境保全を目的とした産業構造の再編をアピールし、農業の脱炭素化に前向きな姿勢を取ったが、東・中・西部に跨る低炭素農業開発レベルの格差は依然として大きなままである。このことを念頭に置き、「黄河流域生態保護及び高品質発展先行区」を建設するという「時代の責任」を背負う¹⁸⁾寧夏においては、農業の発展経路をどうすべきか、さらに、環境と経済の両立を前提とする中国農業の最適モデルとはどのようなものかを、農地生態系CFPの研究を通じて検証したい。

本研究で寧夏を研究対象としたのには以下の2つの理由がある。

1つ目は、経済成長の遅れる地域に焦点を当てる農業CFPの研究が少ないことである。これまでの中国におけるCFPの研究は、工業分野のCFPの概念や算定、1人当たりのCFPの測定、影響についてのものは多いものの¹⁹⁾、農業分野に関するものは比較的少ない。しかも、それについての研究があっても、上述した経済成長が比較的速い地域（山東省、湖南省、重慶市など）に集中しており、経済成長が比較的遅れる地域、例えば寧夏回族自治区を対象とするものは少ない。

2つ目は、生態学的に脆弱な地域における農業の持続可能な発展を考える場合にはCFPの測定が必要な点である。耕地資源が少なく、水資源も乏しい寧夏は、中国で生態学的に脆弱な地域の1つだと言える。本研究は、とりわけ生態学的に脆弱な中国北西部に置かれる低炭素農業開発の問題に関心を持ち、持続可能な農業開発モデルの構築に寄与しようと考える。このような農業開発の面で不利な立場に置かれているのは、ほかでもない寧夏のことである。

従って本稿では、農業の低炭素化への道を辿る中で、とりわけCFPの考え方から寧夏農地生態系を包括的に分析し、中国における農業の低炭素化の実態を考察する。具体的には、2004年から2019年までの寧夏農地生態系におけるCO₂の排出・吸収、及びCFP変化の過程を定量的に分析し、低炭素化農業発展への影響要因を明らかにするとともに、寧夏低炭素化農業の発展に科学的な根拠を与える。そして本研究の成果は、生態学的に脆弱な中国内陸部の農業CFP研究の基礎資料となることができるほか、寧夏農業の省エネ・排出削減策を作り出すことへの助言となり、農業のグリーン成長に寄与することが期待できる。

1. 中国における低炭素農業開発について

(1) 中国の低炭素農業開発関連政策の展開

中国における農業のCO₂吸収量（2010～2019年）は年平均1.88%で増加している一方で、農業の温室効果ガス排出量（2015～2019年）は年平均-1.81%のスピードで減少している²⁰⁾。このことから、中国における農業低炭素化の調整策の効果があつたことが分かった。

さて、このような調整策はいつから始まったかという点、手掛かりは2006年の中央「一号文件」にあると考える。2006年の中央「一号文件」では「循環型農業の発展を加速すること」と「資源節約と環境保全に役立つ農業技術の開発に力を入れること」がはっきりと打ち出された²¹⁾。さらに「両型社会」を標榜した環境問題への取り組みを機に、2008年、中国政府は「両型農業」と言われた農業生産システムの構築に取り掛かった²²⁾。

2015年、中国政府は「革新、協調、グリーン（環境配慮型）、開放、共有」という5つの発展理念を打ち出し、持続可能な発展の道を堅持する意志を固めた。2017年7月の「関于創新体制機制推進農業綠色發展の意見」（「農業のグリーン開発促進のための制度的メカニズムを革新する意見」）の布告からは、グリーン農業開発の要件を確立し、中国政府のグリーン農業開発へ前向きな姿勢が見てとれる。

2016年8月、旧農業部など中央政府の8部門は農業の持続可能な発展に向け、「試験モデル区」の建設計画を発表した。2017年10月、中共第19期党大会では、「緑水・青山こそ金山・銀山（宝の山）」²³⁾という言葉を理念として、党大会の報告書に盛り込んだ。同年12月、旧農業部など中央政府の8部門は、「国家農業可持続發展試験示範区」（「グリーン農業開発パイロット地区」）第1陣（40ヶ所）のリストを発表し、農業のグリーン開発の拠点を置いた。

2018年2月には、「中共中央国務院関于實施鄉村振興戰略的意見」（「中共中央・国務院の農村振興戰略實施に関する意見」）の布告によって、農村生態文明に関わる実施案が確立された。2021年9月に、中国初のグリーン農業發展計画として、『「十四五」全国農業綠色發展規劃』（『第14次5ヵ年計画における全国農業グリーン發展計画』）を発表した。農業資源利用率の向上、産地環境・農地生態系の改善、グリーン製品供給量の増加、CO₂排出量の削減、炭素貯留能力の向上などが（2025年までの）目標に盛り込まれ、農業資源の保存・活用、農業の非点源汚染の防止・制御、農業生態の保護・修復、グリーン・低炭素農業産業チェーンの構築などが重要課題として掲げられた。

(2) 低炭素化開発に見える格差

これまでの中国の低炭素経済の発展は主に工業部門が中心となっており、国民経済の基礎部門である農業部門には、低炭素化も喫緊の課題だが開発する意識が鈍い。これとは対照的に、世界では農業部門での低炭素化開発も盛んとなっている。

今や低炭素農業開発が世界中に注目を浴びる中で、中国は農業の低炭素化に向けて農業生産のあり方を変えようとしているが、国際的な観点から見れば開発レベルがまだ低い²⁴⁾。

なお、国内においても、自然条件や社会経済の發展状況の異なるため、各地における農業の低炭素化開発レベルも異なっている²⁵⁾（図1）。

総じて言えば、中国における農業の低炭素化開発レベルは地域によって違う。開発レベルが最も高いのは東部で、寧夏を含む西部は最も低い。西部10省の中で、寧夏の農業の低

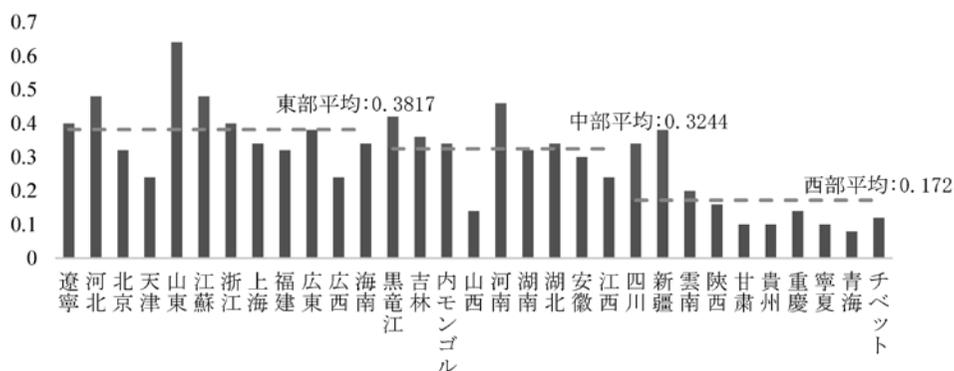


図1 地域・省別で見た農業の低炭素化開発レベル

出所：梁青青（2018）を参考に、筆者作成。

炭素化開発レベルは下から数えて2番目の低さである。

2. 寧夏回族自治区の概要と本研究の方法論

(1) 寧夏回族自治区について

寧夏回族自治区（以下、「寧夏」）は中国の5つの少数民族自治区の1つとして、中国内陸部の西北地域（東経104°17′～109°39′、北緯35°14′～39°14′）に位置しており、面積は6.6万km²で、南北で456km、東西で250kmある。境内には5つの地級市と22の県・県級市・区が設けられており、区政府は銀川市である。周辺は、それぞれ陝西省、内モンゴル自治区、甘肅省と隣接している。

寧夏の平均標高は1,000m以上あるが、南から北へと、丘陵地域→山地・平原の交差地域→平原地域へと地形が異なっている。海から遠く離れ、しかも砂漠・砂丘に囲まれているため乾燥・半乾燥地帯に属している。四季の移り変わりを鮮明に感じるが、同自治区内における年間降水量はほとんど300mm以下であり、中国で生態系が最も脆弱な地域の1つだと言える。早魃や降雨量の不足という状況にあるにもかかわらず、昔から「天下黄河富寧夏」（天下の黄河が寧夏を富ます）や「塞上江南」（辺境の長江南部地方）と称されている。その理由としては、寧夏の黄河沿い領域は、古来より黄河の水資源に恵まれ、灌漑農業が発達しているからである。ちなみに寧夏の黄河沿い部分には4市10県（市、区）がある。具体的には、黄河は、西から東へと中衛市（沙坡頭区、中寧県）、呉忠市（利通区、青銅峡市）、銀川市（靈武市、永寧県、興慶区、賀蘭県）、石咀山市（平羅県、恵農区）を流れている。このエリアは、砂漠の縁側、賀蘭山の山脈、銀川平原、湖や湿地など様々な地形に及んでいるため、豊かな景観を持っている。日照時間が長く、昼夜の温度差が大きいため、小麦、トウモロコシ、米などの穀物の栽培が盛んであるほか、野菜、クコの実、ブドウなどの良質な経済作物も多様に栽培されている。

現在、中央政府の要望²⁶⁾に応じ、寧夏政府は「国家級農業のグリーン発展先行区」の整備に力を尽くして、寧夏農業のデモンストレーション効果を果たそうとしている。

（2）本研究の方法論設定

1）データソース

本稿では、必要となるデータは主に『中国農村統計年鑑』（2005～2020年版）と『寧夏統計年鑑』（2005～2020年版）から入手したもので、寧夏における作物播種面積、化肥使用量、農薬使用量、農業フィルム使用量、農業ディーゼル使用量、機械総動力、灌漑面積、耕地面積、各種作物生産量などである。

2）専門用語のコンセプト

以下、本研究に関する議論をよく展開させるため、CFPを含む各種専門用語のコンセプトを解説する。

① 農地生態系

農地生態系（Farmland ecosystem）は、農地で人工的に栽培された作物と農業環境がエネルギーの変換や物質循環によって形成する生態系のことである。また農地生態系は人間活動によって直接影響される。

② カーボンソースとカーボンシンク

国連気候変動枠組条約（UNFCCC）によると、カーボンソース（炭素放出源）は炭素を別の貯留層に放出するものであり、カーボンシンク（炭素貯蔵庫）は大気中の貯留層から炭素を吸収するものである²⁷⁾。炭素循環の観点からは、農地生態系はカーボンソースであると同時に、カーボンシンクでもある。京都議定書第3条4項においても、農地を排出源だけではなく、吸収源としての活用が記載されている。本稿では、寧夏農地生態系のCO₂排出量とCO₂吸収量を推定する際に、農地生産の技術システムを境界とし、農地利用に際しての化肥、農薬、フィルム、機械、農業用ディーゼル（以下、ディーゼル）の使用と農地灌漑をカーボンソースとし、農作物の「全生育期」²⁸⁾での炭素隔離をカーボンシンクとした（表1）。

③ カーボンフットプリント

カーボンフットプリントは、カーボンラベリング（CL: Carbon Labelling）とも呼ばれ、直訳すると「炭素の足跡」である。地球温暖化が深刻化する中で、CFPは人間活動が環境に与える影響を測定するルーツとして科学界に承認され用いられるようになった。CFPのコンセプトについて、「ある活動に起因する（または製品のライフサイクルを通じて蓄積される）直接的、または間接的に排出したCO₂量のス

表1 農地生態系におけるカーボンソースとカーボンシンク

コンセプト	内訳
カーボンソース	化肥の生産と使用によるCO ₂ の排出 農薬の生産と使用によるCO ₂ の排出 フィルムの生産と使用によるCO ₂ の排出 機械の使用による直接または間接的なCO ₂ の排出 ディーゼルの使用による直接または間接的なCO ₂ の排出 農地灌漑過程における電気使用に伴うCO ₂ の排出
カーボンシンク	農作物の「全生育期」におけるCO ₂ の吸収

出所：筆者作成。

ケール」²⁹⁾と解釈されるが、実際はエコロジカルフットプリント (EF: Ecological footprint) の概念に由来するもので、イギリスに端を発して、学界、NGO、及びメディアなどの推進によって興ったものである。経済産業省は、「製品のライフサイクル各過程で排出された『温室効果ガスの排出量』を合算して排出全体量を算出し、それをCO₂排出量に換算したもの」³⁰⁾と簡潔に記述しているが、NTTのホームページには「商品やサービスの原材料調達から生産、流通・販売、使用・維持管理、廃棄・リサイクルに至る『ライフサイクル』(商品やサービスが生まれてから消えるまでの全過程)を通して排出される二酸化炭素(CO₂)やメタン、一酸化炭素、フロンガスなどの温室効果ガスの排出量をCO₂に換算し、商品やサービスにわかりやすく表示する仕組み」とフォーマルで詳細に記述している³¹⁾。

あくまでも「商品」や「サービス」との結びつきが強いが、農地生態系における農業活動及びそれに生ずる農産物を「サービス」と「商品」だと見なせば、根本的な違いはないはずである。ただ、農業資本の利用や製造過程で排出された汚染物質を「間接的土地面積」³²⁾、もしくは「生産的な土地(植生)面積」³³⁾に吸収・除去されるというEFの視点から見ると、農地生態系のCFPはより具体的なものになるため観察しやすい。

3) 算定システム

CFPの算定については、各国の研究者のそれに対する見解やデータの収集ルート、算定方法などの違いによって、計算結果も違いが生じうるが、本研究では、地域の生態学的環境収容力の比較研究を容易にするため、ひとまずCFPをEFの一部として捉え、段華平ら(2011)のCFP評価モデルを参考に、プロセス分析法を用いて分析を行う。

プロセス分析法は、様々なスケールのCFP算定に適用されており、主な手順は、フロー図の作成、CFP算定範囲の決定、データ収集、CFPの算定である³⁴⁾。以下、寧夏農地生態系のCFP算定システムより構図したものである(図2)。

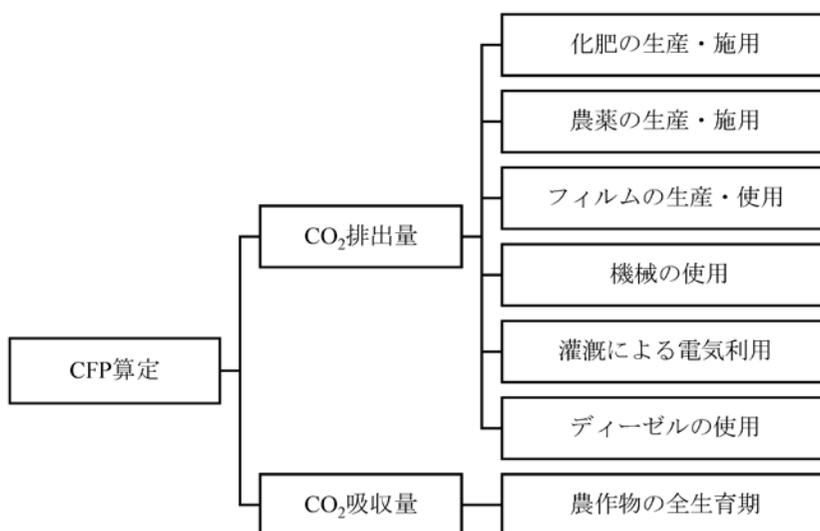


図2 寧夏農地生態系のCFP算定システム
出所：筆者作成。

4) CO₂排出量の推定方法

農地生態系における炭素排出は、主に化肥、農薬、フィルム、機械の使用及び灌漑の過程において生じるものである。本稿におけるCO₂排出量の推定式は次のようになる。

$$E_t = E_{fi} + E_p + E_m + E_e + E_i + E_s \quad (1)$$

ここで、 E_t はCO₂排出量の総量、 E_{fi} 、 E_p 、 E_m はそれぞれ化肥、農薬、フィルムの生産と使用の際に生じるCO₂排出量、 E_e は機械運行に必要な電気を作り出す過程で直接的、または間接的に生じるCO₂排出量、 E_i は農地灌漑過程における化石エネルギーの間接的な消費によるCO₂排出量、 E_s は機械運行過程でディーゼルの使用による直接的または間接的に生じるCO₂排出量を指す。

以下、式（2）～（7）で示されるのは各種炭素源のCO₂排出量の推定式である。 A_i 、 B 、 C 、 D 、 F 、 G 、 J は、各種炭素排出源の炭素排出の変換係数で³⁵⁾、関連文献をもとに引用したものである³⁶⁾。

$$E_{fi} = G_i \times A_i \quad (2)$$

ここで、 G_i は農地に施用する*i*種類の化肥の量で、主に窒素化肥、リン酸化肥、カリ化肥、複合型化肥の4種を含む。 A_i は化肥の変換係数である。

$$E_p = G_p \times B \quad (3)$$

ここで、 G_p は農薬の使用量、 B は農薬の変換係数である。

$$E_m = G_m \times C \quad (4)$$

ここで、 G_m はフィルムの使用量、 C はフィルムの変換係数である。

$$E_e = (A_e \times D) + (W_e \times F) \quad (5)$$

ここで、 A_e は作物の植え付け面積、 D は耕作の変換係数である、 W_e は機械総動力、 F は機械の変換係数である。

$$E_i = H_i \times G \quad (6)$$

ここで、 H_i は農地の有効灌漑面積、 G は灌漑の変換係数である。

$$E_s = G_s \times J \quad (7)$$

ここで、 G_s はディーゼルの量、 J はディーゼルの変換係数である。

以下、中国国内外の専門家や学者の研究結果に基づき、農地生態系における炭素排出源の変換係数を示している（表2）。

5) CO₂吸収量の推定方法

農地生態系における作物の「全生育期」のCO₂吸収量は、段華平ら（2011）の方法を用いて推定し、以下のように算出する³⁷⁾。

$$C_t = \sum_i C_d = \sum_i C_f D_w = \sum_i C_f Y_w / H \quad (8)$$

ここで、 C_t は当該地域の作物のCO₂吸収量、 i は農作物の種類、 C_d はカテゴリ*i*の作物の「全生育期」におけるCO₂吸収量である。 C_f はカテゴリ*i*の作物の光合成による蓄積されてきた単位重量あたりの乾物重量³⁸⁾に吸収される炭素、すなわち作物の炭素吸収率である。 D_w はカテゴリ*i*の作物における有機物の量。 Y_w はカテゴリ*i*の作物の経済的収量。 H はカテゴリ*i*の作物の経済係数である。

表3では、寧夏における主要作物の炭素吸収率（ C_f ）と経済係数（ H ）を示している。

表2 変換係数

表記	排出源	変換係数
A_i	窒素化肥	1.74kgCO ₂ /kg
	リン酸肥料	0.16509kgCO ₂ /kg
	カリ肥料	0.12028kgCO ₂ /kg
	複合型肥料	0.38097kgCO ₂ /kg
B	農薬	4.9341kgCO ₂ /kg
C	フィルム	5.18kgCO ₂ /kg
D	耕作	16.47kgCO ₂ /ha
F	機械	0.18kgCO ₂ /kW
G	灌漑	266.48kgCO ₂ /ha
J	ディーゼル	0.5927kgCO ₂ /kg

出所：West T Oら（2002）、漆非ら（2008）、田雲ら（2011）を参考に、筆者作成。

表3 主要作物の炭素吸収率と経済係数

主要作物	C_f	H
水稲	0.4144	0.45
小麦	0.4853	0.40
トウモロコシ	0.4709	0.40
芋類	0.4226	0.70
豆類	0.4500	0.35
油料	0.4500	0.45
薬材	0.4500	0.40
野菜	0.4500	0.65
果物	0.4500	0.70

出所：田志会ら（2015）、603頁-612頁。趙榮欽ら（2007）、1頁-6頁を参考に、筆者作成。

6) CFPの算出

本稿では、CFPをエコロジカルフットプリントの一部として捉え、炭素排出を吸収するために必要となる土地面積（植生面積）、すなわちCO₂排出量のエコロジカルフットプリント（ CEF ）と定義している。

$$CEF = E/NEP, NEP = C_t/S \quad (9)$$

式中、 E は農地利用CO₂排出量であり、式（1）の E_i に相当することを意味する。 NEP は農作物の炭素固定能力、すなわち1haあたりの植生面積の年間CO₂吸収量のことである。 C_t は農地生態系にある農作物が「全生育期」におけるCO₂吸収量であり、式（8）の C_i に相当する。 S は耕地面積のことである。

カーボンフットプリント総計をもとに、 CEF （エコロジカルフットプリント）を S （耕地面積）で割ることで、農地生態系における単位面積当たりの CEF が算出される。

$$CED = CEF - CEC (CEF > CEC), CER = CEC - CEF (CEF < CEC) \quad (10)$$

ここで、 CEC は生態学的な環境収容力（＝耕地面積）である。農地生態系の CEF が地域の CEC を上回っている場合は、 CEF 収支の赤字となり、 CED で表す。農地生態系の CEF が

CECを下回っている場合は、CEF収支の黒字となり、CERで表す。

7) CFP原単位と作付け構造の環境効率指数

CFP原単位（=ICF）は、1単位当たりの国民総生産額の変化によるCEFへの影響を示すものである³⁹⁾。それを通じて、地域のエネルギー利用効率や単位面積あたりの土地効率の良し悪しを評価することができる。

本稿では、農地生態系のCEFに着目しているものであるから、農業生産の実態に結合し、CFP原単位の算出は、以下のような計算式で行えると考ええる。

$$ICF = CEF / P \quad (11)$$

ここで、ICFはCFP原単位、CEFはカーボンフットプリントの値、Pは耕種部門の産出額とする。

農地の作付け構造の変化がCEF収支に与える影響（=I_p）も算定される。先行研究⁴⁰⁾をもとに調整し、以下のような式を導き出した。

$$I_p = \frac{CEFe}{CEF_n} \quad (12)$$

ここで、I_pは作付け構造の変化がCFPに与える生態学的な影響を示す指標である。CEFeは実際の作付け構造の場合のCEF、CEF_nはn年目に作付け構造を変更しないと仮定した場合のCEFである。I_p<1の場合、I_pが小さいほど、作付け構造の変化がCEF収支に正の影響を与える。すなわち、CEFの増加を抑制する役割を果たせる。I_p>1の場合、I_pが大きいほど、作付け構造の変化がCEF収支に負の影響を与える。すなわち、CEFの増加に抑制する役割を果たせない。I_p=1の場合、作付け構造の変化がCEF収支へ与える影響は見られない状況を示している。

上述、先行研究や研究方法論について紹介したが、その結果・分析の詳細は、後述する。

3. 分析・結果

(1) 農地生態系におけるCO₂排出量

2004年から2019年にかけて、寧夏農地生態系のCO₂排出量は、2013年を節目として、増加傾向から減少傾向に転じたことが分かった。以下、寧夏農地生態系のCO₂排出量と排出係数の推移を示すものである（図3）。

2013年以前によるCO₂排出量の増加は、化肥、農薬、フィルムなどの農業資本の継続的な投入と、機械化レベルの飛躍的な上昇が要因である。当時、寧夏はまだ穀物生産の規模化を重視する段階であり、これらの資本投入が増加こそすれ減少することはなかった。

2003年、寧夏では「寧夏優勢特色農産品区域布局与発展规划」（「寧夏における優位性・特色のある農産品配置・発展計画」）を布告し、高品質の米、小麦、トウモロコシの新品種の普及や、小麦とトウモロコシの作付面積の拡大に働き掛けた。

2008年、寧夏では「寧夏農業特色優勢産業発展规划（2008-2012）」（「寧夏農業における特色・優位性のある産業発展計画（2008-2012）」）が導入され、高品質の穀物産業が地場産業として扱われ、発展していくことになった。

2010年、中央政府による農業税の全額免除、穀物生産補助金、機械購入補助金などの優遇措置を受け、寧夏の穀物生産能力は一層向上しており、穀物総生産量は第10次5カ年計

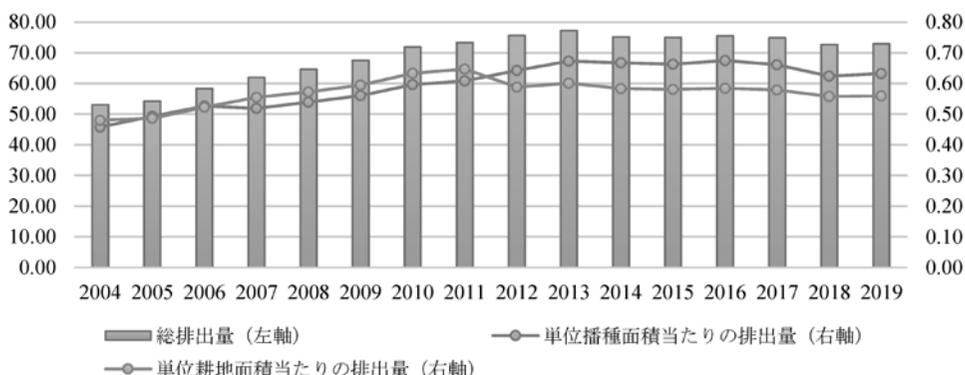


図3 農地生態系におけるCO₂排出量 (万t)・排出係数 (t/hm²)の推移 (2004～2019年)

出所：『中国農村統計年鑑』『寧夏統計年鑑』（2005～2020年版）より、筆者作成。

画より19%増加した。

2012年、寧夏では中南部の乾作地帯を中心に、穀物増産の潜在力を十分に引き出すことを意図して、「2012年種植業生産及結構調整指導意見」（「2012年耕種農業の生産と作付構造調整に関する指導意見」）を発表した。

2013年以降、特に2014年から2019年までの6年間、寧夏農地生態系におけるCO₂排出量は75.17万tから72.91万tへと2.26万t減少し（年平均-0.61%の増加率）、CO₂排出量の減少傾向がよく見られる（表5）。これは、農地生態系における作付け構造の調整によるものだと考える。

農業生産性の向上を持ちまして穀物の供給能力を強める一方で、機械、ディーゼルの使用に依存し難い非穀物産業、言わば「特色優勢産業」の発展に舵を取った。2014年からは、機械、ディーゼルからのCO₂排出量は減少傾向に傾いた。

2013年1月、既存政策に加え、寧夏当局は「加快推進農業特色優勢産業發展若干政策意見」（「素早く優位性のある特色産業の發展を推進する意見」）を出し、市場志向のもとで地域の状況に見合った「特色優勢産業」發展システムの導入に取り掛かった（表4）。

さらに、近年、全国レベルでの「無公害・绿色食品・有機食品」推進策の実施に伴い、寧夏政府も農業のグリーン的な發展の重要度を意識したため、化肥、農薬の施用を極力抑えている。これも寧夏農地生態系におけるCO₂排出量を減少させた一因になり得る。ただ、フィルムや灌漑によるCO₂排出量の増加も起きており、これには寧夏における施設農業の旺盛な發展と野菜、果物などの換金作物の大量栽培が大きく関わっている。

前述したように、2013年前のCO₂排出量の増加は、主に化肥、農薬、機械と言った農業資本の投入増に関わっているが、その後の減少傾向は、2013年の「特色優勢産業」發展システムの導入の下での調整策（例えば、化肥、農薬の二重削減政策、省エネルギー・排出削減措置、栽培構造の調整など）と大いに関係している。

さて、2004年から2019年にかけて寧夏における農地生態系の6つのCO₂排出経路を分析したところ、次のような結果が導かれた（図4）。

化肥は農地生態系における炭素排出源の1つとして、農地生態系CO₂排出量に占める割合が最も大きく、年平均で約51.3%のCO₂を排出している。そのうち窒素、リン、カリウム、

表4 「特色優勢産業」発展システム

目標	農家の所得向上
基本的な考え方	①優位性のある特色産業づくり ②農業産業化の推進に力を入れる
五つの転換	①生産条件をもとに寧夏の地域区分の仕方は、北部の「川区（平原部）」、南部の「山区（山間部）」という「二分化」の分類から、北部の「引黄灌区」、中部の乾旱区、南部の「山区」という「三分化」の分類に変わった ②作付構造は、食糧生産の中心から、特色優位産業・農業産業化の中心へ ③経営理念は、「田んぼ作り中心」から「市場経営中心」へ ④生産理念は、伝統的、非効率のなものから「一特三高」（特色、高品質、高級、高効率的）なものへ ⑤発展理念は、規模拡大からクラスター展開へ
「三区十三帯」の産業配置	「三区」とは、①「引黄灌区」の現代農業示範区、②中央乾燥地帯節水型農業示範区、③南部山間部のエコ・アグリカルチャー示範区 「十三帯」とは、①穀物産業ベルト、②クコ産業ベルト、③ハラル牛肉とラム産業ベルト、④乳製品産業ベルト、⑤ジャガイモ産業ベルト、⑥果物・野菜産業ベルト、⑦淡水魚産業ベルト、⑧ブドウ産業ベルト、⑨ナツメ産業ベルト、⑩作物種子産業ベルト、⑪牧草産業ベルト、⑫リンゴ産業ベルト、⑬薬材産業ベルト

出所：中共寧夏回族自治区委員会党史研究室・寧夏回族自治区農牧庁・寧夏中共党史学会（2015）『寧夏農業産業化発展史研究』寧夏人民出版社を参考に、筆者作成。

表5 農地生態系におけるCO₂排出量と排出係数（2004～2019年）

	排出量（万t）							排出係数（t/hm ² ）	
	化肥	農薬	フィルム	機械	灌漑	ディーゼル	合計	単位播種面積	単位耕地面積
2004	29.01	0.87	3.10	1.61	10.83	7.65	53.07	0.46	0.48
2005	29.08	0.79	3.14	1.58	11.29	8.36	54.24	0.49	0.49
2006	32.40	0.93	3.39	1.61	11.39	8.59	58.31	0.53	0.52
2007	34.53	1.10	4.01	1.66	11.36	9.31	61.95	0.52	0.55
2008	34.58	1.18	4.85	1.83	12.04	10.14	64.61	0.54	0.57
2009	34.67	1.18	6.34	1.85	12.09	11.38	67.51	0.56	0.59
2010	37.05	1.30	7.28	1.91	12.38	11.97	71.89	0.60	0.63
2011	37.11	1.33	7.90	1.90	12.73	12.33	73.30	0.61	0.65
2012	38.26	1.35	7.92	1.88	13.09	13.10	75.60	0.64	0.59
2013	38.97	1.33	8.61	1.91	13.29	13.10	77.21	0.67	0.60
2014	37.65	1.28	7.92	1.87	13.29	13.16	75.17	0.67	0.58
2015	37.11	1.28	8.10	1.87	13.50	13.16	75.02	0.66	0.58
2016	37.50	1.28	7.84	1.82	13.73	13.34	75.50	0.67	0.58
2017	37.53	1.25	7.82	1.61	13.63	13.04	74.88	0.66	0.58
2018	35.34	1.12	7.76	1.64	13.95	12.86	72.66	0.62	0.56
2019	35.08	1.11	8.08	1.56	14.34	12.74	72.91	0.63	0.56

出所：『中国農村統計年鑑』『寧夏統計年鑑』（2005～2020年版）より、筆者作成。

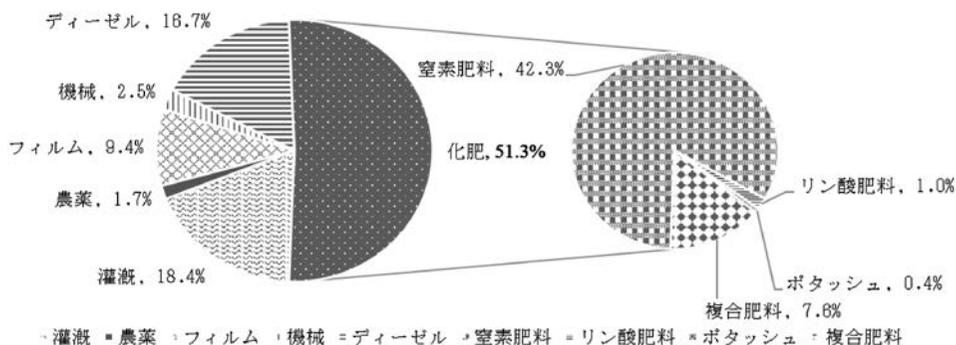


図4 寧夏農地生態系におけるCO₂排出源 (2004～2019年)
出所：「中国農村統計年鑑」(2005～2020年版)より、筆者作成。

複合肥料がそれぞれ42.3%、1.0%、0.4%、7.6%を占めている。しかし化肥のCO₂排出量は年を追うごとに減少する傾向にあり、2019年には農地生態系CO₂排出量の48.1%までに低下した。寧夏の単位面積当たりの施肥量は333.05kg/ha (2019年)で、国際的に共通した安全基準値の上限 (225kg/ha) よりも高い。農地生態系において、農地灌漑によるCO₂排出量は2番目に多いが、年平均で約18.4%のCO₂を排出している。その他のCO₂排出源 (ディーゼル、フィルム、機械、農業) の寧夏農地生態系のCO₂排出量に占める割合はそれぞれ16.7%、9.4%、2.5%、1.7%となっている。

上述したように、寧夏農地生態系におけるCO₂排出経路と排出量の年次推移を考慮すると、寧夏農地生態系における炭素排出を抑える主眼は、やはり化肥の生産と使用を抑えることである。それに加えて、フィルムやディーゼル燃料の使用量の継続的な拡大によるCO₂排出量の増加に、今後も注意を払う必要がある。

(2) 農地生態系におけるCO₂吸収量

表6は、2004年から2019年にかけて寧夏主要作物の「全生育期」におけるCO₂吸収量を示した。以下、その分析結果である。

1つ目は、2004年以降、寧夏農地生態系におけるCO₂吸収量が年々増加していることである。2004年に474.71万tであったのが、2019年には920.20万tと、445.49万t増加しており、年平均4.5%の増加率である。また、単位播種面積当たりのCO₂吸収量も2004年以降、年々増加傾向にあり、2004年の5.15t/haから2019年の10.48t/haへと、5.33t/ha増加した。年平均4.8%の増加幅となっている。このことは、寧夏の単位あたりの農業生産性が向上していることを反映している。また、主要作物の作付面積が年々減少しているにもかかわらず、農地生態系のCO₂吸収能力は増加している。これには、農業の規模化・集約化を促進するために、国や地方政府が農業技術の開発・導入や、あらゆる作物の機械化レベルの改善に継続的な取り組みを行ったことが関連している。

2つ目は、2004年から2019年にかけて、寧夏主要作物の中で、CO₂吸収量の上位3つの作物は野菜、トウモロコシ、果物である。それぞれ主要作物CO₂吸収量の36.5%、28.4%、10.7%を占めている。2004年以降、この3種類の作物のCO₂吸収量は急速に増加しており、

表6 主要作物の「全生育期」におけるCO₂吸収量（2004～2019年）

（単位：万t）

	コメ	小麦	トウモロコシ	豆類	芋類	油類	薬材	野菜	果物	合計
2004	48.31	97.57	138.55	10.67	17.18	13.80	4.04	115.20	29.39	474.71
2005	56.23	96.35	142.94	7.71	17.89	12.21	4.54	127.11	24.51	489.49
2006	70.54	101.06	149.63	6.69	21.10	8.43	5.13	152.34	53.89	568.81
2007	55.71	74.74	172.58	2.56	26.92	7.25	11.35	174.23	69.17	594.51
2008	61.13	77.74	176.52	5.27	27.49	11.88	12.49	215.45	81.62	669.59
2009	59.45	89.25	184.10	4.19	25.40	11.41	11.58	236.08	84.31	705.76
2010	64.45	85.33	195.19	4.82	27.63	16.02	12.09	268.51	91.62	765.68
2011	65.16	76.41	202.99	4.18	28.94	13.25	14.38	285.73	88.95	779.99
2012	65.68	75.28	225.06	4.73	27.47	12.15	13.94	303.08	88.62	816.01
2013	63.44	56.19	242.80	3.10	28.60	10.60	15.63	323.46	90.46	834.30
2014	56.94	49.19	263.80	3.55	27.38	9.75	17.17	339.43	96.72	863.93
2015	55.95	48.09	267.10	3.77	24.18	8.43	17.85	356.92	96.22	878.51
2016	62.51	46.10	259.54	2.86	22.24	7.62	17.80	363.10	95.71	877.48
2017	63.40	45.88	252.96	2.23	22.89	6.94	21.13	373.80	91.59	880.82
2018	61.29	50.45	276.21	3.61	23.65	7.29	21.12	381.33	96.20	921.14
2019	50.73	42.00	271.32	2.92	25.64	7.66	22.09	391.78	106.07	920.20

出所：『寧夏統計年鑑』（2005～2020年版）より、筆者作成。

それぞれ年平均8.5%、4.6%、8.9%増となっている。その内、野菜・果物のCO₂吸収量が増加したのは、施設農業の発展と新しい栽培技術の普及により、野菜・果物の栽培が容易になったことで野菜・果物産業が急速に成長したからである。トウモロコシは食用作物として、CO₂吸収量が米や小麦ほど下落していない（むしろ年々増加している）のは、畜産業の繁栄に恵まれているからである⁴¹⁾。

ここで注目に値するのは、この3つの作物のCO₂吸収量は合計に対する割合が高く、伸び率も速いが、決して生産量、CO₂吸収量の増加が最も著しい作物ではないことである。生産量の増加が最も著しい作物は薬材である。2004年から2019年にかけて、薬材の生産量、CO₂吸収量はそれぞれ3.59万tから19.64万tへと、4.04万tから22.09万tへと増加しており、両方とも年平均12%の伸び率に達した。このことから、薬材の経済効果は高く、農家は薬材栽培による収入増に強い期待を寄せていることが分かった。

結論として、この16年の寧夏の主要作物のCO₂吸収量を見ると、換金作物の栽培が増加する一方、米や小麦などの伝統的な食用作物の栽培が減少していることが明らかである。

（3）農地生態系におけるCEF収支

表7に示したように、2004～2019年における寧夏農地生態系のCEF収支は黒字（CER）で、しかも増加傾向にあるという状況が分かった。ここ10数年、寧夏農地生態系のCEFが生産地（耕地）面積に対する割合は平均で約9.35%であり、農業部門のCERは工業部門のCEF収支の赤字を補い、同自治区の持続可能な発展に寄与していると想定される。

ICF値の大きさによって、地域内の単位あたりのエネルギー使用効率と単位面積あたりの

表7 主要作物の「全生育期」におけるCFP分析（2004～2019年）

（単位：万ha）

	CEF	CEC	CER	CEF/CEC
2004	12.35	110.5	98.15	11.18%
2005	12.34	111.4	99.06	11.08%
2006	11.44	111.6	100.16	10.25%
2007	11.64	111.7	100.06	10.42%
2008	10.88	112.8	101.92	9.65%
2009	10.87	113.6	102.73	9.56%
2010	10.66	113.5	102.84	9.39%
2011	10.65	113.3	102.65	9.40%
2012	11.91	128.6	116.69	9.26%
2013	11.88	128.4	116.52	9.26%
2014	11.22	128.9	117.68	8.70%
2015	11.04	129.3	118.26	8.54%
2016	11.12	129.2	118.08	8.60%
2017	10.99	129.3	118.31	8.50%
2018	10.28	130.3	120.02	7.89%
2019	10.32	130.3	119.98	7.92%

出所：『中国農村統計年鑑』（2005～2020年版）、『寧夏統計年鑑』（2005～2020年版）より、筆者作成。

土地効率の変化を評価することができることは前述の通りである。ICF値が大きいほど、エネルギー使用効率が低く、土地効率が悪いことになる。式（11）に基づき計算した結果、まず2004年から2019年にかけて、寧夏におけるICFの平均値は0.07ha/万元だということが分かった。すなわち、寧夏の耕種部門に1万元の産出額を増やすごとに0.07haのCEFが生じるのである。また、2004年から2019年にかけてのICF指標の減少傾向から、寧夏農地生態系におけるエネルギー利用効率と単位面積あたりの土地効率が向上していることが分かった（図5）。

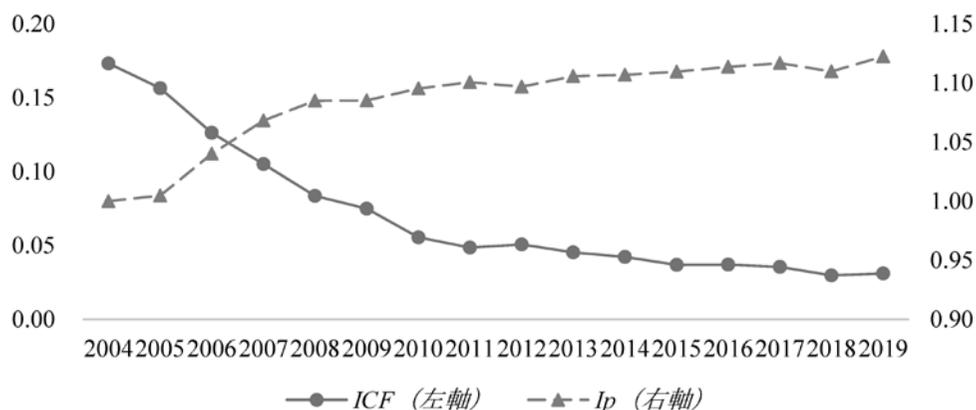


図5 ICF (ha /万元)・Ip指数の変化（2004～2019年）

出所：『中国農村統計年鑑』（2005～2020年版）、『寧夏統計年鑑』（2005～2020年版）より、筆者作成。

I_p 指数は、作付け構造の変化が CEF 収支に与える影響を反映されるものである。図5に示すように、 $I_p=1$ の開始年である2004年を除いて、その後の15年は、 I_p はずっと1より大きくなっていて、しかも増加傾向になっている。これは、寧夏の作付け構造の変化が生態環境に負の影響を与えていることを意味している。つまり、寧夏農地生態系の作付け構造の変化がカーボンフットプリント増加の抑制に寄与していない。

おわりに

本稿では、CFPの視点から、寧夏農地生態系の CO_2 の排出・吸収、CFP収支の算定を通じて、以下のことが分かった。

1つ目は、寧夏農地生態系における CO_2 の吸収量は CO_2 の排出量を大きく上回ることから、寧夏農地生態系は強い CO_2 吸収能力を有していることが分かった。

2つ目は、 CEF 収支の分析を通じて、寧夏農地生態系における CER の状況が分かった。寧夏の低炭素農業の発展基盤が良いということを示した。ある意味では、農地生態系に生ずる CER は、同自治区の産業発展や住民生活によって発生する CED を補うことができ、「黄河流域生態保護及び高品質発展先行区」の建設に寄与することと期待できる。

しかし、 I_p 指数指標から見ると、やはり作付け構造の変化が農地生態系に与える影響を楽観視することはできない。つまり、今までの寧夏農地生態系における作付け構造の変化がCFP増加の抑制に寄与されなかった。こうしたことに鑑み、長期的な視点で寧夏は農業の低炭素化を狙うなら、作付け構造調整の面に大幅な改善が必要である。

なお、本稿には不足しているところもあり、これは以下の3つに纏められる。

1つ目は、本稿では、主要な農業生産活動に起因する CO_2 排出量と主要な作物種による CO_2 吸収量を計算する際に限っている点である。全ての農業生産活動と作物種を含んでいる訳ではないため、推計結果の精度への影響は避けられない。

2つ目は、中国では農地の炭素排出インベントリに関する研究が不足している点である。本稿では、中国の農地生態系のCFPに関する多くの文献と同様に、炭素排出の変換係数は主に他国の文献に記載された変換係数を参照しており、寧夏の農地生態系には完全には適用されない可能性もある。

3つ目は、本稿では、農地生態系における土壌の炭素貯留、土壌呼吸による炭素排出、農作物の糞焼きによる CO_2 排出などを考慮していない点である。

このため、上述の3つの不確実性に鑑み、寧夏農地生態系のCFPの研究において、より正確な研究データを提供するためには、今後、さらなる研究が必要である。

農業は温室効果ガスの主要発生源の1つであり、 CEF の削減は国や地域を問わず、注目されるべき事柄のはずである。しかし低炭素経済に関する研究は主に工業化・都市化に焦点を当てたもので、農業は国民経済の基礎部門として、その脱炭素化への緊迫性が十分に注目されていなかった。

本稿では、中国の中で生態系が脆弱である寧夏では CEF の削減を図るため、とりわけ以下のような方策を講じるべきだと考える。

1つ目は、低炭素エネルギーの開発・利用を重視することである。現在、農業活動は依然として化石エネルギーや化学製品への依存度が高いが、低炭素農業の要件である「ゼロエミッション」理念に沿って、太陽光、水力、風力、潮力などの再生可能なエネルギー、

またはバイオエネルギーの利用に極力取り組むべきである。

2つ目は、化肥の使用量を減らす工夫が必要である。化肥の過剰施用は N_2O 排出量の増加に繋がっており、土壌診断や施肥設計を進める上で、窒素肥料の利用率の向上と N_2O の排出量の削減が求められる。緩効性肥料の使用は N_2O 排出量削減に有用だが、通常の有機肥料の代わりに消化液の肥料を使用することで、メタンガス排出量の約55%を削減できる。そのため水田に肥料と消化液の混合物を使用することを薦める。なお、作物の多様性の増加は作物の収穫量の安定性を高めるため⁴²⁾、作物の多様性を確保すべきである。

3つ目は、農業用炭素貯留技術の開発と新しい経営モデルの確立が必要である。有機農業を推進するためには、農畜産物の循環利用と水田と乾田の輪作を推進すべきである。冬場の遊休田や裸地を減らし、肥料を使わない有機農業の展開と、間作やマメ科植物のオフシーズン栽培で窒素を固定して、土壌の肥沃化を促す。作物新品種の育成については、収穫量を増やし、土地の炭素貯蔵能力を向上させるために、高温や早魃などの異常気象に強く、病害虫に効果があり、発育期間が長い品種の育成に力を入れるべきである。

4つ目は、水資源の有効管理もCFPの改善に便宜を与える。土壌への有機炭素の貯留は、湿潤地帯よりも乾燥地帯の方がコストがかかる⁴³⁾。寧夏のような早魃・半早魃地域では、降雨の貯留施設の整備、保全的な耕作慣行、水の利用率が高い作物の選定などの適切な取り決めがあれば、土壌の水分を最大限に保持できるし、水資源の有効管理水準を図ればCFPの改善に便宜を与えるはずである。

最後に、中国や日本などのアジア諸国の、農地生態系における炭素貯留の主眼は、主に堆肥やバイオ炭などの外部資材を炭素源として土壌に投入することであるが、農地における炭素貯留の効果は限定的である。土壌環境も天候も異なるかもしれないが、欧米で進む不耕起栽培の手法は従来の手法と異なり資源・エネルギー低投入型の農業により近づいたように見える。よって、今後はそれについての研究も注目する方向である。

注

- 1) 農民1人当たり純収入は、2003年の2,622元から2016年の12,363元まで、13年連続で伸び続けている。所得増加率も、2009年以降7年間連続で都市部住民の所得増加率を上回っている。穀物生産量は、2003年の43,069.5万tから2015年の66,060.3万tへと増えてきた。2016年はやや減少したが、2017年と比べ0.2%増の66,160.7万tに達した。中国国家统计局ホームページ<http://date.stats.gov.cn/> (2021年12月17日アクセス)。
- 2) 趙文晋ら (2010)、38頁-39頁。
- 3) 2020年9月の国連総会における演説で、中国の国家主席習近平氏は「30年までに CO_2 排出をピークアウトし(炭達峰)、60年までにカーボンニュートラル(炭中和)実現を目指す」と表明した。中国国内ではこのことを「3060目標」あるいは「双炭目標」と呼んでいる。
- 4) 2020年の農産物貿易額は2,468.3億ドルとなり前年比8.0%増えたが、輸入額は14%増の1,708億ドル、輸出額は3.2%減の760.3億ドルで、貿易赤字は947.7億米ドルであった。胡水川 (2021)、155頁-170頁。
- 5) 2021年の秋頃、遼寧、吉林、江蘇、浙江、広東などの省に相次いで「電力供給制限」の通知を発表した。「電力供給制限」の波が押し寄せ、南部の多くの省では業務・工業用電に電力制限措置がとられた。東北地方には家庭用電にも影響を及ぼした。
- 6) 金森俊樹 (2022)。

- 7) 農薬価格に関して、「停電供給制限」により、中国における農薬市場は過去10年間で最もクレイジーな価格上昇を経験しており、原体価格指数と上昇率は過去最高記録を更新した。2021年10月3日、原体価格指数は前月比34%増の180.58ポイント、除草剤、殺虫剤、殺菌剤の価格指数は30%以上上昇し、農薬製品の90%が上昇した傾向にある。詳しくは楊益軍ら（2021）参照。化肥価格に関して、Global Market Analysis. (2022) 参照。
- 8) 蔣旭東ら（2021）、146頁。
- 9) Paustian K, Andren O, Janzen H. (1997). pp.230-244.
- 10) Lal R. Bruce J P. (1999). pp.177-185.
- 11) 林而達（2001）『気候変化と農業可持続発展』北京、北京出版社。
- 12) 島崎規子（2016）、1頁。
- 13) 詳しくは100頁を参照。
- 14) 段華平ら（2011）、203頁-208頁。
- 15) 王梁ら（2016）、133頁-141頁。
- 16) 劉貴斌ら（2016）、666頁-673頁。
- 17) 周陶ら（2014）、96頁。
- 18) 2020年6月より、寧夏回族自治区は「黄河流域生態保護及び高品質発展先行区」を建設する時代の重責を担い、全国の大局に従い国家戦略に奉仕している。詳しくは、中国網日本語版（2021）「寧夏、黄河流域生態保護及び高品質発展先行区の建設に注力」https://m.china.com.cn/appshare/doc_1_495731_2000217.html（2022年11月3日アクセス）。
- 19) 計軍平ら（2011）、76頁-79頁。趙榮欽ら（2010）、1148頁-1155頁。張約翰ら（2011）、89頁-95頁。韓艷莉ら（2011）、54頁-60頁。
- 20) 郭海紅ら（2021）、74頁-84頁。
- 21) 中華人民共和國中央人民政府サイト「關於推進社會主義新農村建設的若干意見」http://www.gov.cn/jrzq/2006-02/21/content_205958.htm（2021年12月23日アクセス）。
- 22) 「兩型農業」とは、省資源型農業と環境保全型農業のことを指す。その本質は持続可能な農業の発展を目指し、人間と自然の関係を調和させるために、資源利用の改善と生態環境の保護を核とし、環境に優しい技術の推進を手段とし、農業発展のあり方を循環的・集約的に変えることである。
- 23) 「緑水・青山こそ金山・銀山（宝の山）」とは、2005年当時、浙江省党委員会書記だった習近平氏が省内にある安吉県余村を視察した際に初めて提唱したグリーン発展の理念である。
- 24) 『中国低炭素経済年度発展報告（2015）』（『中国の低炭素経済に関する年次開発報告書（2015年）』）はアメリカ、イギリス、日本、中国など50カ国・地域の2005～2014年の低炭素経済競争力指数のスコアを公開した。そこには、スウェーデン（1位）、日本（2位）、オーストリア（3位）が農業の低炭素化開発レベルトップ3の国として挙げられている。中国は45位である。
- 25) 梁青青は中国における31省（自治区・直轄市）の農業の低炭素化開発レベルについて実証的な分析を行った。具体的には、1996～2014年の間に、4年間（1999年、2004年、2009年、2014年）のデータを選定して、中国における31省（市・自治区）の農業の低炭素化開発レベルの平均スコアを求めた。31省の低炭素農業の発展に影響を与える7分野（エネルギー、経済、社会、人口、資源、科学技術、政策）の3次指標26項目のうち、24項目の指標（炭素税政策、規制、低炭素法体系構築などの政策要因を除く）で測定した。詳しくは梁青青（2018）、70頁-78頁を参照。
- 26) 2020年12月、農業農村部など8部門より「關於同意寧夏回族自治区建設國家農業綠色發展先行區的

- 函] (「寧夏回族自治区国家級農業のグリーン成長先行区を建設することに同意する旨の文書」) が発表され、農業のグリーンな発展と「国家級農業グリーン発展先行区」の整備を寧夏政府に要請した。
- 27) FAO. (2000) より。
- 28) 「全生育期」とは、一般に作物が種まき (または出苗) から成熟するまでの日数のことである。果実の収穫を目的としない一部の作物 (麻、ジャガイモ、サトウキビ、テンサイなど) については、種まきから主要産物の収穫が可能になるまでに要する日数を指す。
- 29) Wiedmann, T., & Minx, J. (2008). pp.1-11.
- 30) 経済産業省 (2012)、2頁-3頁。
- 31) NTT公式サイト (2022)「カーボンフットプリントとは? 商品の例や計算方法、CFPマークについて」<https://www.rd.ntt/se/media/article/0028.html> (2022年11月3日アクセス)。
- 32) 豊田知世ら (2006)、488頁。
- 33) 趙栄欽ら (2007)、1頁-6頁。
- 34) 王微ら (2010)、71頁-77頁。
- 35) フィルムの炭素排出係数は、田雲らの研究結果に基づいている。計算式は孟成民、段華平、周陶らの研究結果をもとに修正した。
- 36) 揣小偉ら (2011)、1932頁-1939頁。WEST T O. (2003). pp.217-232. 齊志勇 (2003)、116頁-119頁。
- 37) 段華平ら (2011)、203頁-208頁。
- 38) 乾物重量とは、植物が実際に生産、蓄積した物質を乾燥して水を除いた後の重量である。植物は、光合成によってCO₂を固定して糖を合成し、さらに合成した糖と根で吸収した無機栄養素とからタンパク質、脂質をはじめとするすべての生体成分を合成して成長している。このとき大量の水も吸収して重量 (新鮮重量あるいは生重量) を増している。
- 39) 田雲ら (2011)、59頁-63頁。
- 40) 王微ら・前掲注 (34)、71頁-77頁。
- 41) 寧夏やその周辺地域では昔から遊牧民が居住しているため、畜産業が盛んな地域である。特に近年、畜産業の近代的な発展によりトウモロコシを原料とした飼料の需要を高めている。『寧夏統計年鑑 (2021年版)』によると、寧夏畜産業の2019年の産出額は農業総生産額に占める割合は33.8%である。
- 42) Renard, D., Tilman, D. (2019). pp.257-260.
- 43) Plaza-Bonilla, D. et al. (2015). pp.1319-1334.

参考文献

- 〈原典、資料、事典〉 (中国語は姓名のアルファベット順、日本語は五十音順)
- 外務省 (2005)『気候変動に関する国際連合枠組条約の京都議定書 (和文)』外務省
- 経済産業省 (2012)『カーボンフットプリントガイドブック2009-2011』経済産業省
- NTT公式サイト (2022)「カーボンフットプリントとは? 商品の例や計算方法、CFPマークについて」<https://www.rd.ntt/se/media/article/0028.html> (2022年10月28日アクセス)
- 中国網日本語版 (2021)「寧夏、黄河流域生態保護及び高品質発展先行区の建設に注力」https://m.china.com.cn/appshare/doc_1_495731_2000217.html (2022年11月3日アクセス)
- 中国共産党簡史編写組編著 (2021)『中国共産党簡史』人民出版社・中共党史出版社
- 中華人民共和國中央人民政府サイト「關於推進社會主義新農村建設的若干意見」<http://www.gov.cn/>

jrzg/2006-02/21/content_205958.htm（2021年12月23日アクセス）

中共寧夏回族自治区委員会党史研究室・寧夏回族自治区農牧庁・寧夏中共党史学会（2015）『寧夏農業産業化發展史研究』寧夏人民出版社

〈日本語資料〉（五十音順）

金森俊樹（2022）「中国『深刻な電力不足の問題』の背後に潜む、多くの内外要因」幻冬舎ゴールドオンライン<https://gentosha-go.com/articles/-/42946>（2022年11月6日アクセス）

島崎規子（2016）「カーボンフットプリントの現状と表示方法」『城西国際大学紀要』、24(1)

豊田知世・金子慎治・周新・井村秀文（2006）「中国農業の土地生産性とエコロジカルフットプリント」『環境システム研究論文集』Vol.34

〈中国語資料〉（アルファベット順）

揣小偉・黄賢金・鄭澤慶（2011）「江蘇省土地利用变化对陸地生態系統炭貯量的影響」『資源科学』第10期

段華平・張悅・趙建波・卞新民（2011）「中国農田生態系統的炭足跡分析」『水土保持学報』第5期

郭海紅・蓋凌雲（2021）「中国農業炭効応時空分異及驅動機理研究」『寧夏社会科学』第5期

胡水川（2021）「2020年農業對外開放形勢及2021年展望」『中国農村經濟形勢分析与予測（2020～2021）』北京、社会科学文献出版社

韓艷莉・陳克龍・陳英玉（2011）「1999-2008年青海省炭足跡動態变化研究」『生態經濟』第2期

韓召迎・孟亜利・徐嬌・呉悠・周治国（2012）「区域農田生態炭足跡時空差異分析—以江蘇省為案例」『農業環境科学学報』第5期

蔣旭東・王丹・楊慶（2021）『炭排放核算方法学』中国社会科学出版社

計軍平・馬曉明（2011）「炭足跡的概念和核算方法研究進展」『生態經濟』第4期

劉貴斌・黄璜・周江偉・梁玉剛（2016）「湖南省農田生態系統炭足跡分析」『作物研究』第30卷

梁青青（2018）「資源、環境与經濟約束下的我国低炭農業發展水平評價模型構建及応用」『資源与産業』第20卷第3期

李艷春・王成己・叶菁・王義祥・黄毅斌（2014）「福建省農田生態系統炭源/匯時空变化及其影響因素分析」『福建農業学報』第11期

林而達（2001）『氣候变化与農業可持續發展』北京、北京出版社

孟成民・劉清・王建武（2014）「广东省農田生態系統炭源匯時空差異」『廣東農業科学』第8期

錢曉雍（2011）「上海農田生態系統炭源匯時空格局及影響因素分析」『農業環境科学学報』第7期

齊志勇・王宏燕・王江麗（2003）「陸地生態系統土壤呼吸的研究進展」『農業系統科学与綜合研究』第2期

田志会・馬曉燕・劉瑞涵（2015）「北京市農田生態系統炭足跡及炭生態効率的年際变化研究」『農業資源環境学報』第6期

田雲・李波・張俊颺（2011）「我国農地利用炭排放的段階特徵及因素分解研究」『中国地質大学学报：社会科学版』第1期

王微・林劍芸・崔勝輝（2010）「炭足跡分析方法研究綜述」『環境科学与技術』第7期

王梁・趙杰・陳守越（2016）「山東省農田生態系統炭源、炭匯及炭足跡变化分析」『中国農業大学学报』第21卷

楊益軍・劉敬彩・趙曉枚（2021）「企業大範圍減産、農薬価格市場『漲声一片』」『中国化工報』2021年10月13日

- 趙榮欽・秦明周 (2007) 「中国沿海地区農田生態系統部分炭源/匯時空格局及影響因素分析」『農業環境科学学報』第2期
- 趙榮欽・黃賢金・鐘太洋 (2010) 「中国不同產業空間的炭排放強度与炭足跡分析」『地理学報』第9期
- 周陶・高明・謝德体・魏朝富 (2014) 「重慶市農田系統炭源/匯特徵及炭足跡分析」『西南大学学報』第1期
- 張約翰・張平定 (2011) 「長吉一体化区域炭排放足跡及影響因素研究」『干旱区域資源与環境』第9期
- 趙文晋・李都峰・王憲恩 (2010) 「低炭農業的發展思路」『環境保護』第12期

〈欧文資料〉

- FAO. (2000). Carbon sequestration options under the clean development mechanism to address land degradation. World soil resources reports; 92, Rome, FAO, 2000. p.6. Retrieved on December 20, 2021 from <https://www.fao.org/3/x8693e/x8693e.pdf>.
- Global Market Analysis. (2022). Modeling Team, Impacts and Repercussions of Price Increases on the Global Fertilizer Market. International Agricultural Trade Report, Retrieved on November 2, 2022 from <https://www.fas.usda.gov/data/impacts-and-repercussions-price-increases-global-fertilizer-market>.
- IPCC. (2021). The Working Group I contribution to the Sixth Assessment Report. Climate Change 2021: the Physical Science Basis. Retrieved on April 14, 2022 from https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg1/downloads/report/IPCC_AR6_WGI_SPM_final.pdf.
- Lal R. Bruce J P. (1999). The potential of world cropland soils to sequester C and mitigate the greenhouse effect. *Environmental Science & Policy*, 2, pp.177-185.
- Norse D. (2012). Low carbon agriculture: objectives and policy pathways. *Environmental Development*, 1(1), pp.25-39.
- Paustian K, Andren O, Janzen H. (1997). Agricultural soils as a sink to mitigate CO2 emission. *Soil Use and Management*, 13(4), pp.230-244.
- Plaza-Bonilla, D. et al. (2015). Carbon management in dryland agricultural systems. *Agronomy for Sustainable Development*, 35(4), pp.1319-1334.
- Renard, D., Tilman, D. (2019). National food production stabilized by crop diversity. *Nature* 571, pp.257-260. Retrieved on November 28, 2022 from <https://doi.org/10.1038/s41586-019-1316-y>.
- WEST TO, MARLAND G A. (2002). Synthesis of Carbon Sequestration, Carbon Emissions, and Net Carbon Flux in Agriculture: Comparing Tillage Practices in the United States. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 91 (1/2/3), pp.217-232.
- Wiedmann, T., & Minx, J. (2008). A Definition of "Carbon Footprint". *Ecological Economics Research Trends*, 1, pp.1-11.

キーワード：寧夏、農地生態系、カーボンフットプリント、低炭素農業

(SHANG Yalong)

