

博士論文

人間活動が世界の水資源に及ぼす影響と  
持続可能性の評価に関する研究

矢野 伸二郎

## 論文要旨

本論文は、人間による直接および間接的な水資源の利用の実態と、水資源への潜在的な影響、および持続可能性の評価に関するものである。人間は水資源を様々な形態で利用している。特に食料生産をはじめとする農業活動は、大量の水を必要とし、世界で取水される淡水の大半は農業用水として利用されている。水は継続的に循環する資源であるものの、年間に利用できる量は有限であるため、利用者間での軋轢や枯渇といった事態に陥らぬよう、水の需要と供給のバランスを考慮した持続可能な利用が望まれる。

自然界からの淡水の供給に関しては、既に様々な研究が行われており、人間や生態系が容易に利用できる水資源量が、場所や時期によっては低下する可能性が指摘されている。一方、人間による水の需要については、直接的な利用量の推定や、ヴァーチャルウォーターをはじめとする間接的な利用量の推計が行われている。水の需要量は人口の増加や生活スタイルの変化等の要因によって増加傾向にあるものの、最新のデータに基づいた評価が十分に行われていないことが課題として挙げられる。また水の利用がもたらす水資源への影響については、場所や水源による希少性の差を反映した研究が少ないため、客観的な潜在影響の評価が難しかった。そこで本論文では、人間による水の利用と水資源への潜在的な影響、および持続可能性の評価を行い、世界の水と食料生産に関する問題の解決へ向けた示唆を導くことを目的とした。

上記を達成するため、人間活動による水の利用量の推計と併せて、市場単価と市場規模、およびコストの観点から仮想的な水の移動の経済的なメリットを考察した。また、人間による水の利用が水資源の利用可能性へ及ぼす潜在的な影響を算定するため、ライフサイクルアセスメントに基づき、場所や水源によって異なる水の希少性を反映した影響評価手法を開発した。さらに、開発した手法を用いて人間による水利用の持続可能性の評価を行うとともに、食料の国際貿易形態と希少性を考慮した水の間接的な移動の実態から、持続可能な水利用へ寄与するための方策について論じた。以下に各章の要旨を示す。

第2章では、以降の各章において共通して用いる全球水資源モデルの概要を示し、計算条件と入力データの違いがもたらす出力値の不確実性について考察した。

第3章では、様々な製品の市場単価および市場規模と、水の輸送コストを比較し、貿易による仮想的な水の移動の経済効率について考察した。ボトルウォーターを除く農業用水、工業用水、水道水といった水は相対的に市場単価が低く、輸送を伴う売買によって経済的な便益が得にくい構造が明らかとなった。また、最新のデータに基づいて人間活動による水利用量と仮想的な水の貿易量の推計を行い、近年の中国の経済発展による輸入量の増加などによる変化を反映することに成功した。

第4章では、ライフサイクルアセスメントに基づいて、水の利用がもたらす水資源への潜在影響を評価する手法の開発を行った。すべての場所におけるすべての水源に共通する基準状態を設

定することで、既往の研究で対象とされなかった水源による希少性の差を反映した特性化係数の概念を確立した。これにより、異なる水源からの利用について客観的な重み付けを行い、ライフサイクル影響評価における特性化が可能となった。特性化係数は  $0.5^{\circ} \times 0.5^{\circ}$  の空間解像度で提供され、利用者のニーズに合わせて任意の空間分解能へ変換できる。客観的で単純な算定手法として設計しており、評価結果を直観的に理解できる本手法は、概念の頑健性の観点からも極めて優位である。今後のライフサイクル影響評価や水資源利用の戦略立案、また持続可能な社会の設計へ向けた活用が期待される。

第5章では、第4章で開発した影響評価手法を用いて、人間活動による直接的な水利用と、国際貿易を介した間接的な水利用について、利用した場所の水資源へ与える潜在影響の評価を行った。その結果、今日の人間活動が希少性の高い水源に依存している実態を示すことに成功した。また、水資源への負荷を再生可能な水資源との乖離として表す持続可能性の評価手法を開発し、各国の経済力および水資源量と併せて解析を行った結果、GDPの偏りが水資源の利用効率の偏りを生んでいる可能性を示した。1人当たりGDPが小さく、1人当たり再生可能水資源量が豊富な国に対する適切な技術援助が、世界における持続可能な水資源の利用に寄与できると考えられる。水と食料に関する問題の解決には、物理的な水の需給のみならず、社会経済および環境保全の視点での持続可能性を考慮することが必要であると結論付けた。

最後に、第6章に結論として、全体のまとめと今後の展望について示した。

## 目次

第1章 序論.....	1
1.1. 研究の背景.....	1
1.2. 既往の研究.....	5
1.2.1. 直接および間接的な水の利用 .....	5
1.2.2. 水利用の環境影響.....	7
1.3. 研究の目的.....	11
1.4. 研究の構成.....	12
第2章 モデルの概要.....	14
2.1. はじめに.....	14
2.2. 全球水資源モデル H08.....	14
2.3. 方法.....	16
2.3.1. 入力データ.....	16
2.3.2. 不確実性の検証.....	18
2.4. 結果と考察.....	18
第3章 人間活動による水の利用と経済的価値 .....	22
3.1. はじめに.....	22
3.2. 方法.....	23
3.2.1. 水の市場単価と経済規模.....	23
3.2.2. 人間による水の利用量.....	27
3.2.3. 貿易による仮想的な水資源量の変化 .....	28
3.2.4. 水資源による食料国際貿易の方向の説明 .....	30
3.3. 結果.....	30
3.3.1. 水の経済効率性.....	30
3.3.2. 人間活動による直接的な水利用 .....	33
3.3.3. 人間活動による間接的な水利用 .....	37
3.3.4. 貿易による仮想的な水資源量の変化 .....	41



3.4. 考察.....	43
3.4.1. 食料国際貿易の方向.....	43
3.4.2. 間接的な水の移動における経済的要素の寄与.....	45
3.5. 結論.....	49
第4章 水源の違いを考慮した水の利用に関する特性化係数の開発.....	50
4.1. はじめに.....	50
4.2. 特性化係数の概念.....	51
4.3. 特性化係数の算出.....	55
4.4. 結果.....	57
4.4.1. 全球分布.....	57
4.4.2. 大陸分布.....	61
4.4.3. 国平均値.....	62
4.5. 考察.....	64
4.5.1. 変動性の検証.....	64
4.5.2. LCIA への適用.....	72
4.6. LCIA への展開事例.....	74
4.6.1. 木材の Water scarcity footprint.....	74
4.6.2. 農作物の Water scarcity footprint.....	77
4.6.3. 森林管理と土地利用の違いによる Water availability factor の変化.....	80
4.7. 結論.....	84
第5章 食料生産における水利用の持続可能性評価.....	85
5.1. はじめに.....	85
5.2. 方法.....	87
5.2.1. ウォーターフットプリントインベントリ分析.....	87
5.2.2. ウォーターフットプリント影響評価.....	87
5.2.3. 持続可能性の評価.....	89
5.3. 結果.....	90
5.3.1. 結果の不確実性.....	90
5.3.2. 世界の Water scarcity footprint の分布.....	91
5.3.3. Water scarcity footprint の仮想的な移動.....	96
5.3.4. 水利用の持続可能性.....	99

5. 4. 考察.....	102
5. 4. 1. 水利用の持続可能性と食料貿易の関係.....	102
5. 4. 2. 持続可能な水利用へ向けた提言.....	105
5. 5. 結論.....	110
第 6 章 結論.....	112
6. 1. まとめ.....	112
6. 2. 今後の展望.....	113
付録 A 水および各製品の市場単価と市場規模.....	115
付録 B 各国における Water Availability Factor の加重平均値と標準偏差.....	122
付録 C 国際標準化機構（ISO）の技術報告書（TR 14073）への提案.....	139
参考文献.....	156
略語一覧.....	170
謝辞.....	171

## 表目次

表 2. 1. 農事歴および農業用水の計算対象作物.....	16
表 2. 2. 計算条件.....	17
表 3. 1. 水の市場単価と市場規模の引用データ.....	24
表 3. 2. 酒類、農作物、および畜産物の市場単価と市場規模の引用データ.....	25
表 3. 3. 鉱物、原油、電化製品、自動車、その他の市場単価と市場規模の引用データ.....	26
表 3. 4. 水の輸送および貯留コストの引用データ.....	27
表 3. 5. 1人あたり水資源量の評価指標 (Shiklomanov, 1998).....	29
表 3. 6. 1人あたり水資源量の評価指標 (Falkenmark, 1989).....	29
表 3. 7. 入力気候データごとの水消費量の計算結果(1991年～2000年).....	33
表 3. 8. 入力気候データごとの水消費量の計算結果(2001年～2008年).....	35
表 4. 1. 各気候データセットと文献による年平均降水量.....	53
表 4. 2. <i>fwa</i> の不確実性の検証のための計算条件.....	57
表 4. 3. 主要国における Water availability factor の加重平均値.....	63
表 4. 4. 各指標が評価できる水資源の偏在を及ぼす要因.....	72
表 4. 5. アメリカ合衆国とフランスにおける小麦栽培にかかるウォーターフットプリント影響評価.....	79
表 4. 6. 間伐を行わない自然流域における Water availability factor.....	82
表 4. 7. 適切な間伐を行った自然流域における Water availability factor.....	82
表 4. 8. 都市の流域における Water availability factor.....	82
表 4. 9. 間伐を行わない自然流域における Water scarcity footprint.....	83
表 4. 10. 適切な間伐を行った自然流域における Water scarcity footprint.....	83
表 4. 11. 都市の流域における Water scarcity footprint.....	83
表 5. 1. Water scarcity footprint の算定条件.....	88
表 5. 2. 1991年から2000年までの世界合計の Water scarcity footprint の平均値と標準偏差.....	90
表 5. 3. 計算条件の違いによる WSF の変動性.....	91

## 図目次

図 1. 1. 年平均降水量の全球分布.....	2
図 1. 2. 年平均総流出量の全球分布.....	2
図 1. 3. 降水量および総流出量の面積分布.....	3
図 1. 4. 世界における各部門の淡水取水量と淡水消費量.....	4
図 1. 5. 世界の輸出額に占める各部門の割合.....	7
図 1. 6. 地球温暖化に対する潜在影響量算定の手順.....	8
図 1. 7. 水の利用に伴う環境影響を LCA に基づいて定量化する際の作業手順.....	10
図 1. 8. WFN によるウォーターフットプリントの概念.....	10
図 1. 9. 研究の構成.....	13
図 2. 1. H08 の模式図.....	15
図 2. 2. 各気候データセットを用いて計算したモデル出力値の時系列変化.....	19
図 2. 3. H08 と HIGW-MAT による総流出量の年平均値の比較.....	20
図 2. 4. H08 による中間流出量と HIGW-MAT による基底流出量の年平均値の比較.....	21
図 3. 1. 水および各製品の市場単価と市場規模.....	31
図 3. 2. 人間活動による水消費量分布 (1991～2000 年).....	34
図 3. 3. 人間活動による水消費量分布 (2001～2008 年).....	35
図 3. 4. 2000 年における水の仮想的な移動量 (全水源).....	38
図 3. 5. 2010 年における水の仮想的な移動量 (全水源).....	39
図 3. 6. 2000 年における水の仮想的な移動量 (NNBW).....	40
図 3. 7. 2010 年における水の仮想的な移動量 (NNBW).....	41
図 3. 8. 仮想的な水の輸入に伴う Shiklomanov の指標による分類の変化.....	42
図 3. 9. 仮想的な水の輸入に伴う Falkenmark の指標による分類の変化.....	42
図 3. 10. 各国の世界全体の GNI に対する比と世界全体の再生可能水資源量に対する比.....	44
図 3. 11. 各国の世界全体の GNI に対する比と世界全体の年間灌漑水量に対する比.....	44
図 3. 12. 各国の 1 人当たり再生水資源量と 1 人当たり純穀物輸入量.....	45
図 3. 13. 各国の 1 人当たり再生可能水資源量と貿易による節約水資源量.....	47
図 3. 14. 各国の 1 人当たり GDP、1 人当たり再生可能水資源量と 1 人当たり純穀物貿易量.....	48
図 4. 1. Water availability factor を面積で表現する場合の概念図.....	54
図 4. 2. 各水源に関する Water availability factor の全球分布.....	58

図 4. 3. 各水源に関する Water availability factor の積算面積分布.....	59
図 4. 4. 各水源に関する Water availability factor の積算人口分布.....	60
図 4. 5. 各大陸における Water availability factor の積算面積の割合.....	61
図 4. 6. 異なるモデルで計算した灌漑農地の表流水に関する Water availability factor の比較.....	64
図 4. 7. 異なる期間における灌漑農地の各水源に関する Water availability factor の比較.....	65
図 4. 8. 人間活動の有無による表流水に関する Water availability factor の変動性.....	66
図 4. 9. 人間活動を含まない場合の表流水の Water availability factor に対する人間活動を含む 場合の表流水の Water availability factor の比.....	67
図 4. 10. 人間活動の有無による地下水に関する Water availability factor の変動性.....	67
図 4. 11. 人間活動を含まない場合の地下水の Water availability factor に対する人間活動を含む 場合の地下水の Water availability factor の比.....	68
図 4. 12. 上流域の寄与の有無による表流水に関する Water availability factor の変動性.....	69
図 4. 13. 上流域の寄与を含まない表流水の Water availability factor に対する上流域の寄与を含む 表流水の Water availability factor の比.....	69
図 4. 14. 上流域の寄与の有無による地下水に関する Water availability factor の変動性.....	70
図 4. 15. 上流域の寄与を含まない地下水の Water availability factor に対する上流域の寄与を含む 地下水の Water availability factor の比.....	70
図 4. 16. 各国の Water availability factor の頻度分布と、6 大陸の代表国国内の Water availability factor の頻度分布.....	71
図 4. 17. 主要国における木材 1 m <sup>3</sup> の生産にかかるウォーターフットプリントインベントリと Water scarcity footprint.....	76
図 5. 1. 1991 年から 2000 年までの Water scarcity footprint.....	92
図 5. 2. 2001 年から 2008 年までの Water scarcity footprint.....	92
図 5. 3. 国ごとの農地における Water scarcity footprint.....	94
図 5. 4. 流域ごとの農地における Water scarcity footprint.....	94
図 5. 5. ウォーターフットプリントインベントリと Water scarcity footprint の上位 20 ヶ国に おける各水源由来成分の寄与.....	95
図 5. 6. 食料貿易に伴う Water scarcity footprint の仮想的な移動量.....	97
図 5. 7. 食料貿易に伴う地下水に関する Water scarcity footprint の仮想的な移動量.....	98
図 5. 8. 各地域からのウォーターフットプリントインベントリと Water scarcity footprint の 仮想的な輸出力.....	99
図 5. 9. ウォーターフットプリントインベントリに対する Water scarcity footprint の比.....	100
図 5. 10. 各国の Water scarcity footprint と国ごとの重み付け特性化係数による持続可能性 評価.....	101
図 5. 11. 各国の Water scarcity footprint と国ごとの年間水循環量による持続可能性評価.....	102

図 5. 12. 各国の Relative Unsustainability Rate と穀物貿易量との関係.....	104
図 5. 13. 代表的な穀物輸出国における水源ごとの Relative Unsustainability Rate.....	105
図 5. 14. 各地域の仮想的なウォーターフットプリントインベントリと water scarcity footprint の収支.....	106
図 5. 15. 各地域の 1 人当たり GDP と灌漑農地面積率.....	107
図 5. 16. 各地域の RUR と 1 人当たり再生可能水資源量、および 1 人当たり ウォーターフットプリントインベントリ.....	108
図 5. 17. 各国の RUR で分類した 1 人当たり GDP と 1 人当たり再生可能水資源量.....	110

## 第 1 章

### 序論

#### 1. 1. 研究の背景

水は人間の生命活動に必須であり、また生態系の維持においても不可欠な資源である。地球上の水は循環する資源であり、海域を含めた全球では年間  $502,000 \text{ km}^3$ 、陸域のみでは年間  $111,000 \text{ km}^3$  の降水がもたらされる (Oki and Kanae, 2006)。後者から大気中への蒸発散量を除いた成分は再生可能水資源量とされ、これを自然界からの淡水の供給量と捉えることができる。この成分が陸面または地下を流動し、海域へ流出するまでの間に、人間は農業および工業生産、日常生活、レジャー等といった様々な形で水を利用している。水資源は、時間、空間、および水源によって偏在する。Shiklomanov and Rodda (2003)は、世界の再生可能な水資源量の変動性について言及しており、また空間による地球環境からの淡水資源の供給量の違いは、図 1. 1 に示す年平均降水量の全球分布から見る事ができる。これは The Water and Global Change (WATCH) project forcing dataset (WFD; Weedon et al., 2011)を用いて作成した 1991 年から 2000 年における陸域の年平均降水量を示したものである。年間に渡ってほぼ  $0 \text{ mm}$  である地域から、 $1,000 \text{ mm}$  を超えて供給される地域まで幅広く存在している。水源による自然からの供給量の違いについては、水循環に関する理論から明らかである。降水以外の代表的な水源として、河川などから得られる表流水が挙げられるが、Oki et al. (1995)および Brutsaert (2005)による水収支式によれば、定常条件下、あるいは長期間において貯留量と大気中の水蒸気量に変化がないと仮定すると、河川流出量は降水量より常に小さくなる。図 1. 2 に、全球水資源モデル H08 (Hanasaki et al., 2008a)に WFD をインプット用の気候データとして用いて計算した 1991 年から 2000 年における陸域の総流出量の全球分布を示す。これを河川流量として捉えると、その量は降水量よりも少なく、水源によって自然からの供給量が異なることを表していると言える。また、降水量と総流出量の分布は一樣ではない。図 1. 3 に、年降水量を降水の年循環量、年総流出量を表流水の年循環量と捉えた降水量および総流出量の陸域面積分布を示す。分布は横軸の分解能に依存するものの、陸地面積の分布は一定ではなく、循環量が増えるにつれ陸地面積は減少する傾向にある。場所によって得られる水の量は大きく異なると言える。なお、H08 および WFD の詳細については第 2 章にて詳しく述べる。

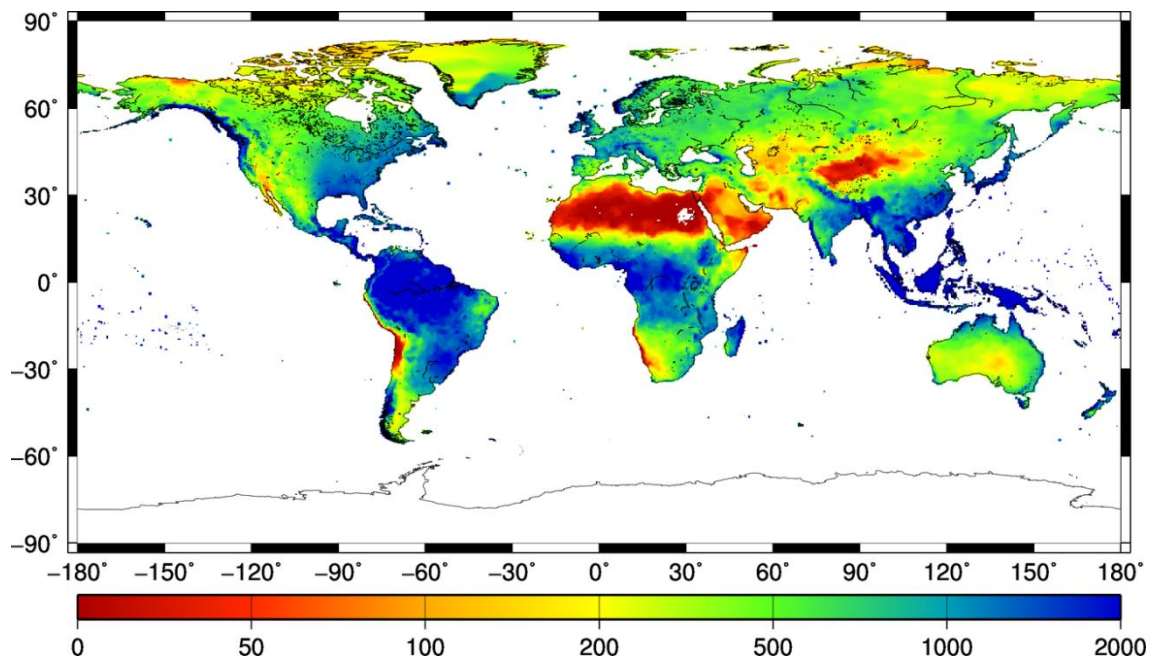


図 1.1. 年平均降水量の全球分布 (mm)

(WFD による降水量データによる 1991 年から 2000 年までの平均値)

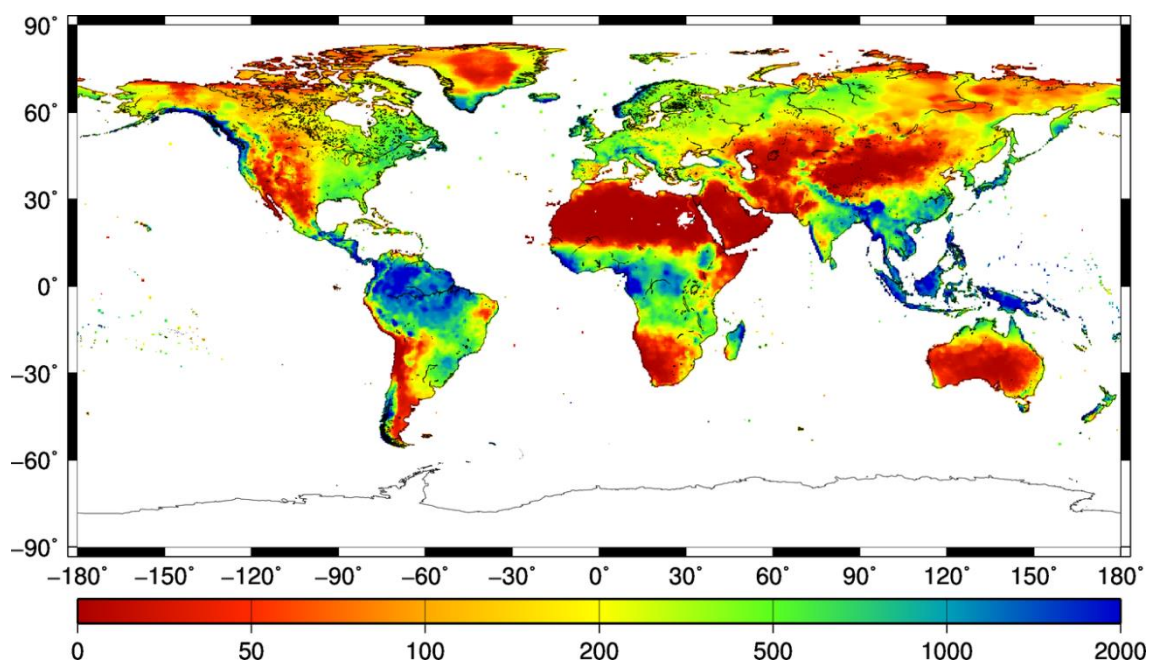


図 1.2. 年平均総流出量の全球分布 (mm)

(WFD をインプットとした H08 による計算の 1991 年から 2000 年までの平均値)



これら水の供給に関して、場所や時期によっては人間や生態系が容易に利用することができる水資源量が低下する可能性があることが知られている。Parry et al. (2007)は、オーストラリアのビクトリア州において、2030年までに流出量が0～45%低下、マーレー・ダーリング川流域では2050年までに河川流量が10～25%減少すると予測しており、

現在進行している水問題が2030年までに増大する可能性が非常に高いことを示した。水道用、工業用、灌漑用等の水の供給量は、ダムや貯水池、水路等の用水設備への投資によって増加させることが可能である(高橋, 1982)。日本のように流量の時間変動が大きい河川においては、洪水によって一度に多量の水が流下する。この場合、年間総流量が年間総需要を上回ったとしても、実際には利用可能でないことも考えられる。用水設備への投資は、この変動性を平準化して新たな水資源を開発することで、必要な時に必要な量の水を確保することにつながる。

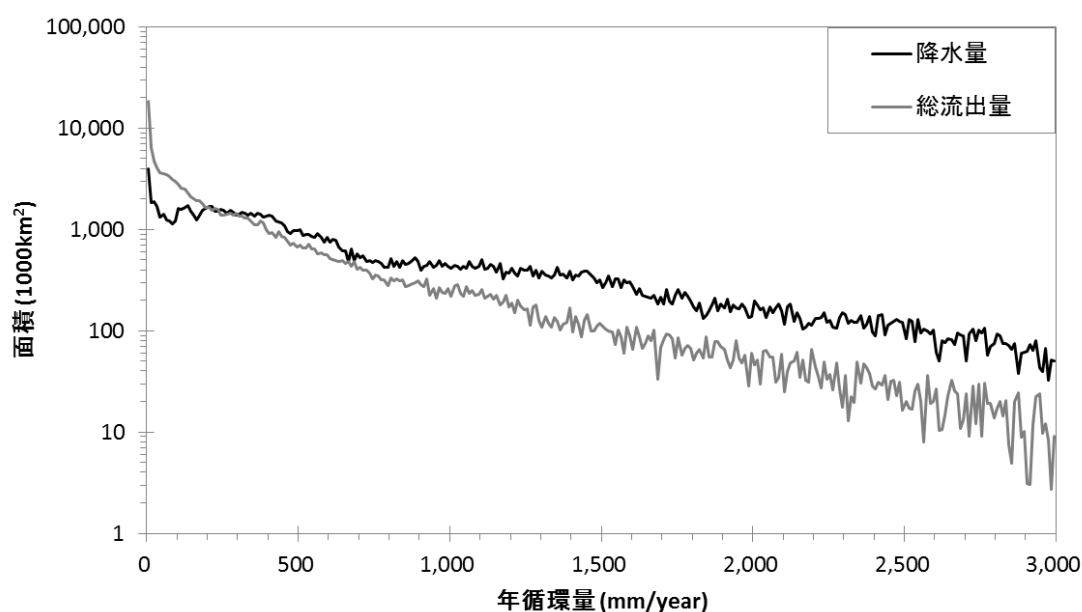


図 1.3. 降水量および総流出量の面積分布

一方、人間による水の需要は増加傾向にある。過去50年で人間による取水は3倍に増加しており、主な要因として、急激な人口増加と都市化、経済活動の活発化、生活水準の向上が挙げられている(UNESCO, 2009)。今後も需要は増加することが予想され、例えば西アジアでは、生活、工業、および農業用水需要の合計は1990年で年間83.4 km<sup>3</sup>、2000年で年間112.8 km<sup>3</sup>であるが、2025年には年間167.4 km<sup>3</sup>まで増加するとされている(UNEP, 2012)。生活スタイルによる水需要

の変化の一例として、所得額の低い国における栄養摂取は炭水化物が中心であるのに対し、所得額の高い国では肉やミルク由来の脂肪分の寄与が大きいことが知られ、経済発展と食生活スタイルは密接に関連している (Gerbens-Leenes et al., 2010)。The Virtual Water Project によれば、米 1 kg を生産するのに必要な水が 3,400 L であるのに対し、牛肉 1 kg のそれは 15,000 L であるとされる。経済発展後の食生活スタイルは、より多くの水を必要とする生活であり、人間活動による水需要を増大させる一因であると言える。経済発展と水需要は密接に関連していると捉えることができる。図 1.4 に、1995 年における部門ごとの淡水取水量と消費量を示す (Shiklomanov, 2000)。農作物生産にかかる水の利用量は、他のセクターに比べて大きく、農業分野における水利用効率の向上が望まれている (Wallace, 2000)。世界で取水される淡水資源のうち、実に 66 % が農業用水として用いられており、消費量計算では農業用水の寄与は 85 % に上る。これは、食料生産という人間にとって必要不可欠な活動がその場で利用可能な水資源量によって制約される可能性を示しており、また人口増加等により農作物に対する需要が増大することは、他の用途に用いることができる水資源量の利用可能性を低下させることにつながる。

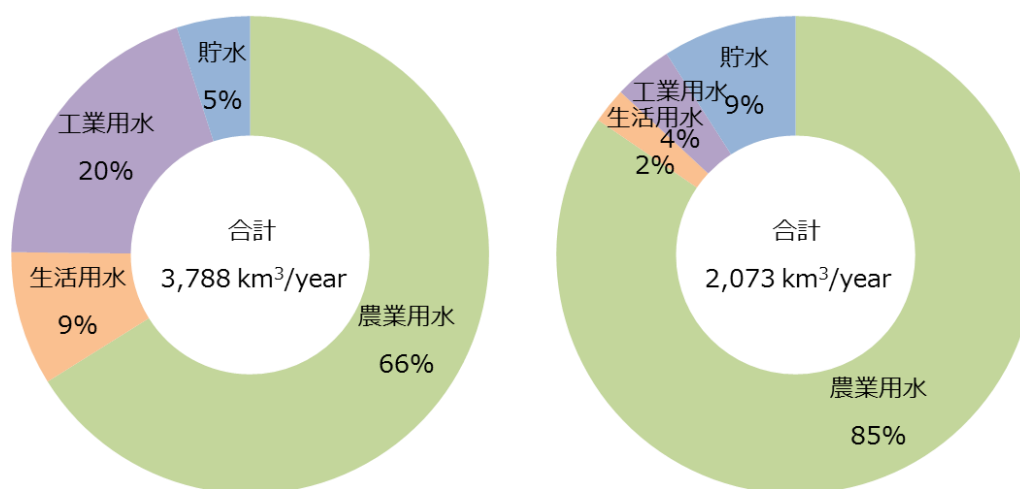


図 1.4. 世界における各部門の淡水取水量（左）と淡水消費量（右）  
(Shiklomanov (2000)による 1995 年の推計値から作成)

自然からの水の供給量と人間による需要量の関係をグローバルスケールで推計して比較を行うことで、持続可能性の評価が行われている。The 2030 Water Resources Group (2009)は、既に多くの地域で水需要量が自然の水循環量を上回っており、今後深刻な長期的影響を伴うと報告している。また全球を合計した水の需給について、現在はまだ余裕はあるものの、今後数十年間で事実上の地球の限界と考えられるプラネタリー・バウンダリーを超過するとの予測もある

(Rockström et al., 2009)。淡水資源の供給が人間による水利用に関する需要を満たさない場合は、利用者間での軋轢 (Mason and Blank, 2013; UNESCO and Green Cross International, 2003)や非持続可能な水利用 (World Resources Institute, 2005)が生じる恐れがある。

以上のように、地域によっては自然界からの水の供給量の減少や人間活動による水の需要の増加が予測されており、既に持続可能とは言い難い水利用が行われている状況も存在している。これらの背景から、偏在する資源である水の特性を考慮した上で、人間活動に伴う水利用が水資源へ及ぼす影響や、人間による水利用の持続可能性についての客観的な評価と、持続可能な社会の構築へ向けた適正な水利用が望まれる。

## 1.2. 既往の研究

### 1.2.1. 直接および間接的な水の利用

世界の直接的な水利用に関し、表流水や地下水の取水量を提供するデータベースとして、Ecoinvent (Frischknecht et al., 2005)や AQUASTAT (FAO)が挙げられる。これらは国単位の統計データを統合し、主に年間の取水量や利用量に関する情報を公開している。またグローバルスケールで人間による水利用量を定量化する研究が Hanasaki et al. (2010)、Mekonnen and Hoekstra (2011)、Pfister et al. (2011)などにより進められている。これら直接的な水利用に関する研究に加え、近年では間接的な水利用量を推計する研究が盛んに行われている。間接的な水利用とは、国際貿易をはじめとする地域間をまたぐ物品の移動が行われた際に、生産地において物品の生産のために利用される水資源を、輸入国が間接的に利用していると捉えることができるという概念に基づく。

直接および間接的な水利用を定量化する手法のうち代表的なものとして、ヴァーチャルウォーターとウォーターフットプリントが挙げられる。ヴァーチャルウォーターは Allan (1998)によって提唱された概念で、貿易によって食料をはじめとする消費財を国外から得ることで、自国で生産するとしたら必要となる水量を節約することができるとするものである。国境を越えた仮想的な水の移動と捉えることで、輸入国の水不足が実質的に相殺されていることを示した。世界のヴァーチャルウォーター貿易量は、農作物の輸送については年間  $680 \text{ km}^3$ 、畜産物の輸送については  $330 \text{ km}^3$  程度であると推計されている (Oki et al., 2003; Chapagain and Hoekstra, 2003)。Hoekstra and Hung (2002)によって提唱されたウォーターフットプリントは、製品またはサービスがそのライフサイクルにおける水利用に着目し、グリーン、ブルー、グレイウォーターを用いることで、水の消費と汚染を指標化する手法である。前述のヴァーチャルウォーターと比較すると、輸入した消費財を自国で生産するとしたら必要となる水量ではなく、生産国で実際に利用された水量をもとに算出を行う点に差があると言える。ウォーターフットプリントは世界、国、流域、企業など任意の規模における仮想的な水利用量を捉えることが可能であり、様々な研究が試みられてい

る。Chapagain and Hoekstra (2004)は、世界の食料生産に用いられる水は、降水と灌漑水を含めて  $6,390 \text{ km}^3/\text{year}$  であるとし、また Hoekstra and Mekonnen (2012)は、1996 年から 2005 年までの年平均ウォーターフットプリントは  $9,087 \text{ km}^3/\text{year}$  であるとした。後者の構成は、74 %がグリーンウォーター、11 %がブルーウォーター、15 %がグレイウォーターである。また国レベルでは、インドネシア (Bulsink et al., 2009)、オランダ (van Oel et al., 2009)、中国 (Liu and Savenije, 2008)、インド (Verma et al., 2008)など、流域レベルではスペインのグアディアナ川流域 (Aldaya and Llamas, 2008)など、バイオ燃料については Wu et al. (2012)や Gerbens-Leenes et al. (2014)がウォーターフットプリントの評価を行っており、企業においては SABMiller and WWF-UK (2009)などによってサプライチェーンにおけるウォーターフットプリントやそのリスク評価などの事例研究が行われている。またウォーターフットプリントを国の政策に活用する事例も存在する。周辺国に比べて水資源量に乏しいスペインにおいては、欧州連合の水政策枠組指令 (EU Water Framework Directive) に基づき、河川流域管理にウォーターフットプリントを用いた解析が義務付けられている。また Hoekstra and Mekonnen (2012)によれば、農作物の輸出に関するウォーターフットプリントは、グレイウォーターを含んで年間  $1,600 \text{ km}^3$  程度で、これは工業製品の年間  $165 \text{ km}^3$  に対して非常に大きい。図 1. 5 に、世界貿易機関 (WTO, 2013)による 2011 年における世界の輸出額に占める各部門の割合を示す。輸出額に占める割合が全体の 9 %程度、工業製品の 7 分の 1 程度の農産物が、仮想的な水の移動については工業製品の 10 倍程度の値を示しており、水の利用および貿易による仮想的な移動に関しては、農作物の寄与と重要度が他の部門に比べて高いことが伺える。

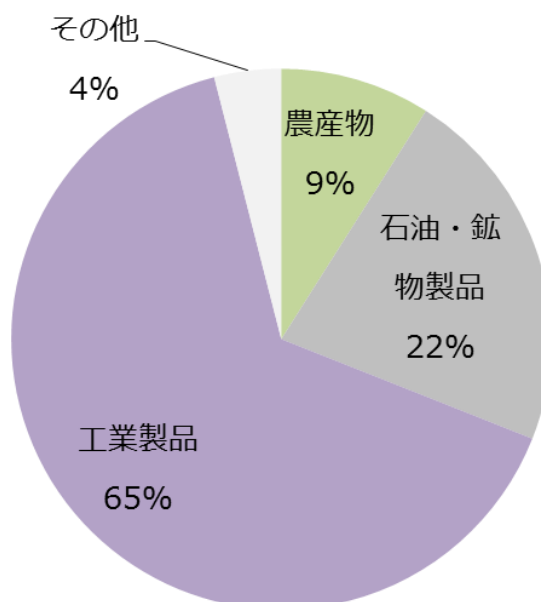


図 1.5.世界の輸出額に占める各部門の割合  
(WTO (2013)による 2011 年の統計データをもとに作成)

### 1.2.2. 水利用の環境影響

水の利用をはじめとする人間活動が地球環境へ及ぼす影響の評価については、ライフサイクルアセスメント (LCA) の分野で研究が進められている。LCA の手法は国際標準化機構 (ISO) によって定められており、目的と調査範囲の設定、ライフサイクルインベントリ (LCI) 分析、ライフサイクル影響評価 (LCIA)、解釈のフェーズが存在する (ISO, 2006a, b)。LCI では環境負荷物質ごとに排出量もしくは消費量が質量などの単位で表現され、LCIA ではこれらの物質を各影響領域に振り分ける分類化、影響領域ごとに各物質による環境負荷の重み付けを行う特性化、製品が及ぼす環境影響の相対的な強度を分析する正規化、その結果を類型化するグルーピング、グルーピングしたものの影響領域間の重み付けを行って単一指標を算出する統合化の手順を有する (伊坪ほか, 2007)。このうち、特性化までが LCIA の必須要素、正規化以降は任意要素であるとされている。また LCA においては、LCI のみで製品間比較を行ってはならないとされている。単一物質の多寡だけにより製品やシステムの評価を行う危険性を示唆したものであり (伊坪ほか, 2007)、水の利用に伴う評価においては、LCIA における必須要素である特性化の過程が極めて重要な役割を担っていると言える。

地球温暖化を影響領域とした LCA の指標であるカーボンフットプリントは、京都議定書 (UN, 1998) で定められた二酸化炭素 ( $\text{CO}_2$ )、メタン ( $\text{CH}_4$ )、亜酸化窒素 ( $\text{N}_2\text{O}$ )、ヒドロフルオロカーボン (HFCs)、ペルフルオロカーボン (PFCs)、六フッ化硫黄 ( $\text{SF}_6$ ) の 6 種の温室効果ガスについて、二酸化炭素当量 ( $\text{CO}_2\text{e}$ ) でその温暖化効果を表し統合したものである (Wright et al., 2011)。LCI において温室効果ガスの排出量が計量され、それぞれの温室効果ガスの赤外線放射強制力に依拠して設定された特性化係数を乗じることで、LCIA の必須要素である特性化を行い、地球温暖化に対する潜在影響量が算出される。この時の特性化係数には、地球温暖化指数 (GWP; Houghton et al., 2001) が利用されることが多い (Carbon Trust, 2012)。これは、単位重量あたりの二酸化炭素による潜在影響を 1 とし、これを基準として他の温室効果ガスの排出後 100 年間の温暖化ポテンシャルを表すものである。図 1.6 に、温室効果ガスの排出に伴う地球温暖化に対する潜在影響量算定の手順を示す。

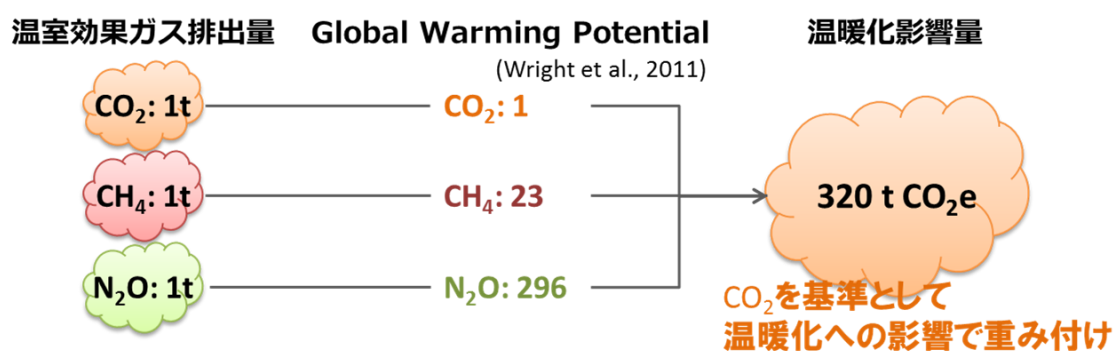


図. 1.6. 地球温暖化に対する潜在影響量算定の手順

カーボンフットプリントと似通った名前を持つ環境影響の指標として、エコロジカルフットプリントが挙げられる (Wackernagel and Rees, 1996)。エコロジカルフットプリントは、単位時間当たりの生態学的な資源の消費量と生産量を算出するもので (Global Footprint Network, 2009)、平均的な生物生産力をもつ土地 1 ha に相当するグローバルヘクタール (gha) を単位として人間活動が環境に与える環境負荷を資源再生および廃棄物浄化に必要な面積で表し、その持続可能性の評価を行うものである。前述のウォーターフットプリントとエコロジカルフットプリントは厳密には LCA に沿った環境影響を評価する手法ではないが、温室効果ガスの排出に伴う地球温暖化への影響を表すカーボンフットプリントと並び、環境フットプリント (PEF; EU) と称されることがある。環境フットプリントについてはヨーロッパ地域においてその制度設計が進められており、製品分野ごとや業種ごとに環境フットプリントの算定規則の整備が検討されている (EU, 2013)。

水の消費に伴う水資源への環境影響を推計する LCIA については、ISO において議論が行われ

ている。ISO TC207/SC5/WG8 によって、ISO 14040 および 14044 に基づいた LCA の手法として、水の利用による環境影響を定量化するための概念と枠組みとして、ISO 14046 Environmental management, Water footprint — Principles, requirements and guidelines が開発された (ISO, 2014)。ISO ではウォーターフットプリントを「LCA に準拠した水に関する潜在的な環境影響量」と定義しており、これは Water Footprint Network (WFN)による「製品を生産する際に利用される直接または間接的な淡水量の合計で、生産過程のすべてにおける水の消費と汚染を考慮するもの」(Hoekstra et al., 2011)とするウォーターフットプリントとは概念と手順が異なる。図 1.7 に、ISO (2014)をもとに作成した、水の利用に伴って生じる環境影響評価を LCA に基づいて実施する際の作業手順を、図 1.8 に、Hoekstra et al. (2011)をもとに作成したウォーターフットプリントの概念を示す。ISO 14046 は、評価のための具体的な手法については言及しないため、手法の選択は LCA を行うユーザーに委ねられることになる。なお、インパクトカテゴリは2つに限定しない。ISO に基づいた淡水資源の利用に伴う LCA を想定した場合、排水によって生じる環境中の水質への負荷 (water degradation)とそれに付随する人間健康や生物多様性への被害、そして水の消費によって生じる水資源の利用可能性 (water availability)の減少が影響領域として想定される。前者については、各影響領域における各排出物質について特性化係数の開発が進められている。Heijungs et al. (1992)は、酸性化および富栄養化の潜在的なポテンシャルとして、 $\text{SO}_2$  と  $\text{PO}_4^{3-}$ を基準物質として採用し、各物質の特性化係数を提案した。特性化においては、科学的で客観的な特性化係数を設定することが極めて重要である。一方、水の消費に伴う LCIA を行うための特性化係数についても、Pfister et al. (2009)による水ストレス指標 (WSI)、Gleeson et al. (2012)による地下水を対象とした地下水フットプリント (GF)、Milà i Canals et al. (2009)によるアンチモンを基準物質として地域から消失する速度を表現した Abiotic depletion potential (ADP)、水不足によって生じる伝染病がもたらす人間健康への影響係数 (Motoshita et al., 2011)、水の利用がもたらす陸域植生種の減少や淡水魚種などの生態系への影響係数 (van Zelm et al., 2011; Hanafiah et al., 2011)、社会経済状態やエクセルギー需要に基づくもの (Boulay et al., 2011; Bösch et al., 2007)など、多くの係数が提案されている。

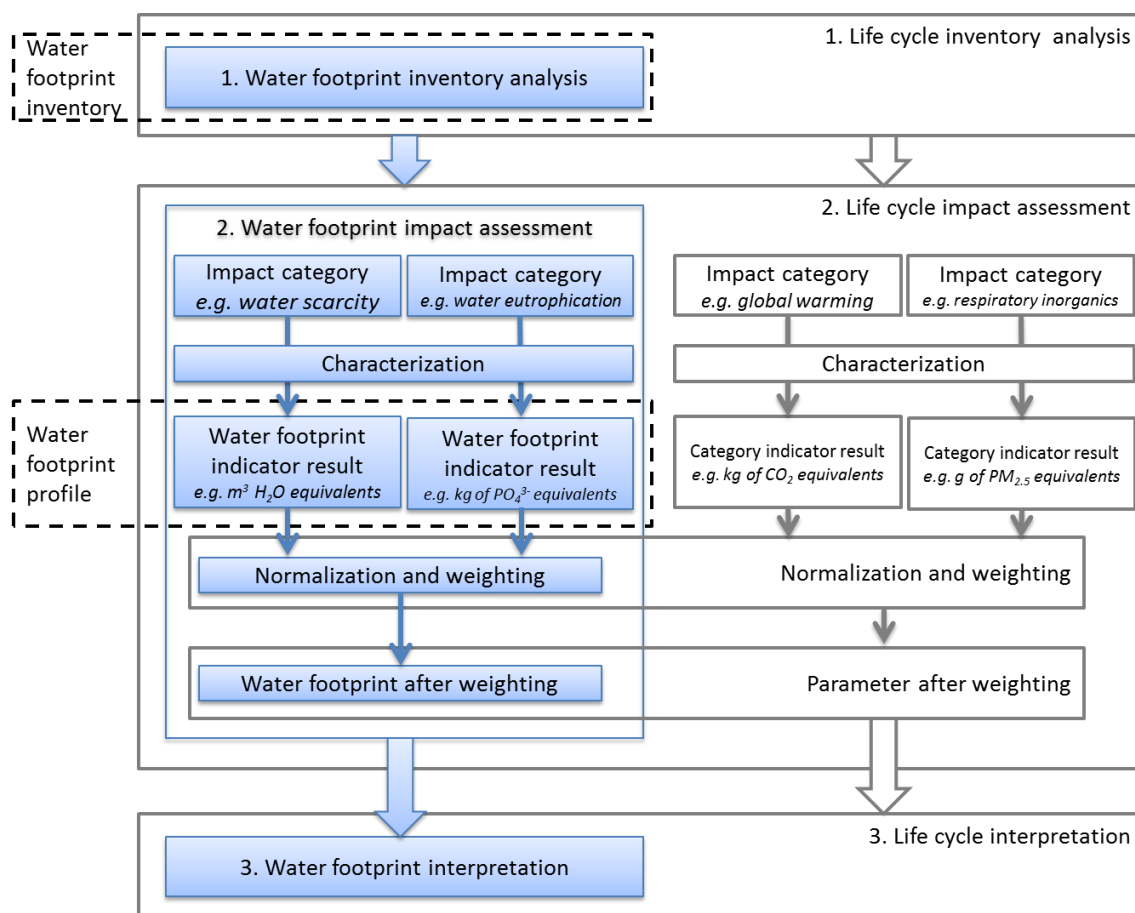


図 1.7. 水の利用に伴う環境影響を LCA に基づいて定量化する際の作業手順  
(ISO (2014)をもとに作成)

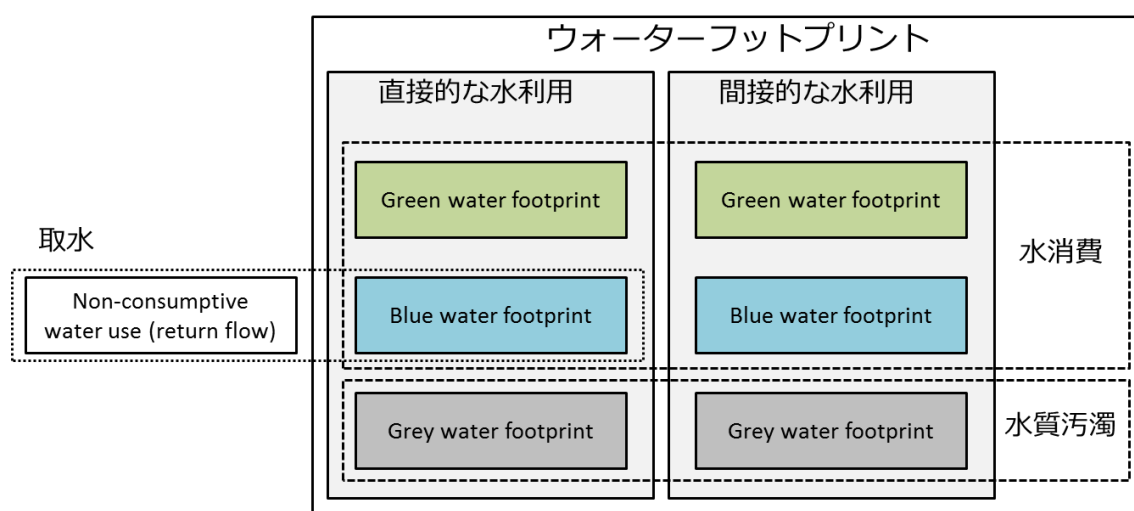


図 1.8. WFN によるウォーターフットプリントの概念  
(Hoekstra et al. (2011)をもとに作成)



### 1.3. 研究の目的

これまで水文学の分野において、地球上の水資源と人間活動による直接および間接的な水の利用量についてその定量化が試みられ、ウォーターフットプリントおよびヴァーチャルウォーターの概念を用いることで、水資源を貿易という社会的な要因を結びつけることに成功している。また LCA の分野において、特性化をはじめとして水質汚濁、水消費を含む水資源への潜在的な影響を評価するための手法の検討が行われることで、製品やサービスなどが持つ水に関連する環境負荷をライフサイクルで捉える試みが行われている。しかし人間活動による淡水資源の利用についての持続可能性を評価するにあたって、以下の課題が存在する。

まず人間による水利用量について、2014 年においてなお、2000 年以前のデータを用いた計算結果に基づいて議論が行われていることである。世界のグローバル化は加速を続けており、その貿易形態や物品の貿易量は著しい変化の中にあるため、可能な限り新しいデータに基づいた解析と考察が行われることが望ましい。また水はその価格が非常に安いので、貯水や輸送のコストに見合わないことがヴァーチャルウォーター貿易の背景にあるとされるが (沖, 2012)、水および比較対象としての製品の価格や経済規模と、貯水および造水のためのコストをグローバルスケールで示した研究は皆無であり、直接ではなく仮想的な水の輸送によって水資源を節約し、水ストレスを緩和する背景となるデータを示すことは、ヴァーチャルウォーターおよびウォーターフットプリントに関する議論をする上では非常に重要であると言える。

ウォーターフットプリントや WSI、地下水フットプリントをはじめとするこれまでの人間による水の利用に関わる影響を評価する指標は、農業従事者や事業者など水を利用する立場のニーズを必ずしも反映していないこともまた課題として挙げられる。The Virtual Water Project によれば、小麦 1 kg を生産するのに 1,300 L の水が必要であるのに対し、コメ 1 kg の生産には 3,400 L の水が必要であるため、WFN によるウォーターフットプリントは必然的にコメの方が高くなる。しかし農業はその地域の気候、土壌、文化、利便性などの特性を活かして効率化されていると考えられるため、もともと水資源が豊富である地域においてコメが生産されている場合は、必ずしもコメの生産が小麦の生産よりも水資源に負荷をかけているとは言えない。水資源が時間、場所、および水源によって偏在する資源であることを反映した上で、LCIA における特性化を行うための係数の開発が急務であると言える。また水資源に乏しい地域で操業する企業、あるいは地球環境への配慮が適切に行われている企業においては、水利用量の削減による水利用効率の増加に加え、水源地域の保全活動によって利用可能な水資源量を維持または増大させる試み (Nestec, 2013)、あるいは工場進出時に十分に豊富な水資源を有する地域を予め選定するなどの取り組みが行われていることが想定される。水利用量を削減すると、単位当たりの製品製造に用いられる水量が減少するため、WFN によるウォーターフットプリントは減少するものの、利用可能な水資源量の増大や水資源が豊富な場所を選定するといった取り組みは、ウォーターフットプリントに反映されることはない。原料調達や生産活動で水を必要とする企業にとって、水資源環境に負荷をかけることなく事業を行うことは、コスト削減やレピュテーションマネジメント (Diermeier,

2011)、自社のコーポレートブランドの向上による顧客への訴求など、無形資産として多くの価値を有する。科学的に客観性を有し、かつ利用しやすさの観点から頑健性を有する水利用が及ぼす水資源への影響を評価するための手法は、LCA の主なユーザーである水を利用する企業の視点からも重要であると言える。

さらに、人間による水の利用の持続可能性評価についても検討の余地が残る。プラネタリー・バウンダリーをはじめ、Hoekstra and Wiedmann (2014)による非持続可能な環境フットプリントや、WWF (2012)による生きている地球レポートなど、水利用の持続可能性に関する研究は存在するものの、すべて再生可能水資源量や利用可能量に対する水の利用量の比によって議論がされており、前述のような場所や水源によって大きく異なる水資源量の偏在性は考慮されてない。

このように、人間による水利用の実態を理解するにあたり、最新のデータに基づいた直接および間接的な水利用量と貿易の背景にある水の経済価値の検討と、水利用がもたらす水資源への負荷の評価手法、そして人間による水利用の持続可能性評価のそれぞれについての課題を解決し、食料生産と貿易、水資源への影響と持続可能性を包括的に論じる研究が望まれる。そこで本研究では、以下を目的とする。

人間活動による直接および間接的な水利用に関し、

- 最新のデータに基づく推計と水の経済価値の考察
- 水の利用がもたらす水資源への潜在影響の評価手法の開発
- 現在の水利用の持続可能性評価と水問題解決へ向けた提言

なお、本研究での潜在影響は、LCIA における必須要素である特性化の結果を表すこととする。

## 1.4. 研究の構成

本研究の構成を図 1.9 に示す。第2章では、本研究の各章における手法として共通して用いる全球水資源モデルの概要と、時空間解像度や期間などの計算条件や入力データ、および出力値の不確実性についての検討結果を示す。

第3章では、水およびその他の製品のグローバルスケールでの単価と経済規模、そして造水や貯水、また水の輸送のためのコストを示し、仮想的な水の輸送によって自国内の水資源を節約し、水ストレスを緩和することの有用性を示すデータのとりまとめを行った。加えて最新の気候データセットおよび貿易統計データを用いて、人間活動に伴う水利用量と貿易による仮想的な水の移動量を推定した。

第4章では、場所および水源による水資源の偏在性を考慮した上で、水資源への潜在的な環境影響を定量化するための特性化係数の開発を行った。LCIA への適用を念頭に水源ごとの係数を算定し、 $0.5^{\circ} \times 0.5^{\circ}$ の高空間解像度での係数の提供を可能とした。また土地利用ごとに各国の特

性化係数の加重平均値を併せて提供することで、LCIA 評価者の利便性を高めた。各水源の水文学的な特徴とともに係数の算定結果を示す。

第5章では、前章で開発した特性化係数を用いて、グローバルスケールでの人間活動による直接および間接的な水利用が及ぼす水資源への潜在影響量を推計した。また場所と水源による水の偏在性を反映した上で人間による淡水利用の持続可能性の評価を行った。さらに、各国における資源としての水、環境影響としての持続可能性、経済力、技術力を用いて食料貿易を説明する可能性を示し、水と食料に関連する世界的な問題の解決へ向けた示唆を導いた。

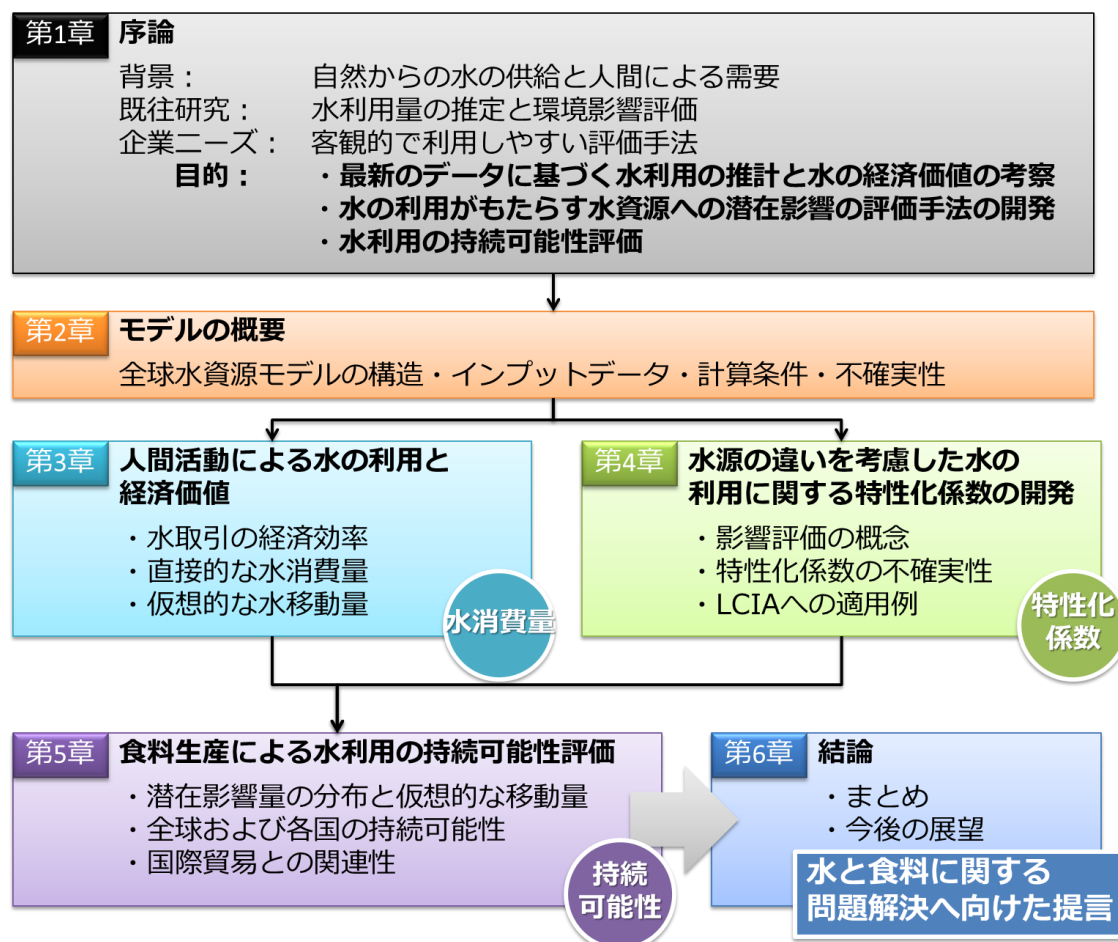


図 1.9. 研究の構成

## 第 2 章

### モデルの概要

#### 2.1. はじめに

本章では、本研究の各章において共通して用いる全球水資源モデルの概要と計算条件、入力データの違いがもたらす出力値の不確実性、およびモデルの違いがもたらす出力値の不確実性について記述する。

#### 2.2. 全球水資源モデル H08

本研究の目的を達するため、各章において全球水資源モデル H08 による水文過程の再現結果の解析を行う。H08 は、Hanasaki et al. (2008a, b)によって開発された、全球スケールでの適用を想定した統合型の全球水資源モデルである。2014 年 11 月現在の H08 は 7 つのサブモデルによって構成され、各サブモデルが陸面の水収支と熱収支、河川流量、河川生態系を維持するために必要な環境用水量、作物成長に伴う水需要量、各セクターによる取水量、貯水池操作による放流量、および仮想水貿易における水原単位と輸出入量の計算を担う（図 2. 1）。貯水池の操作や農業における灌漑活動などの人間活動、また河川の自然環境を維持するために必要な環境用水を加味した陸域の水循環過程を再現可能であることが大きな利点として挙げられる。任意の空間解像度を設定でき、本研究では一貫して経度 0.5°、緯度 0.5°の分解能を設定して全球スケールでの計算を行った。

各サブモデルの特徴は以下である。陸面過程サブモデルは、Robock et al. (1995)によるバケツモデルを基にし、中間流出量を算定するための改良が加えられたものであり、雪を含む水とエネルギーの収支を計算する。河川サブモデルは、Ok et al. (1999)による Total Runoff Integrating Pathways (TRIP) を基に、隣接する下流のグリッドへ向かって一定の速度で水が流下すると仮定した場合の河川流量の計算を行う。作物成長サブモデルにおいては、各作物の農業生産に伴う作付け日や収穫日、栽培日数といった農事歴と、作付け日や収穫日までに必要となる水量として、圃場における可能蒸発散量から実蒸発散量を算出する。また Krysanova et al. (2000)による Soil and Water Integrated Model (SWIM)を基にコーディングされており、作物固有のパラメータを導入することで各作物の特性を踏まえた成長を水文過程と併せた計算ができる。H08 における作物成長サブモデルが計算対象とする作物を、表 2. 1 に示す。取水サブモデルでは、生活用水、工業用水、および農業用水の需要を満たすために必要な取水量を計算する。取水において想定する水源は、

河川水、中規模貯水池、および無尽蔵な仮想水源（non-local and non-renewable blue water; 以下、NNBW）である。灌漑農地における農業活動において、天水のみで作物成長にかかる水需要を満たさない場合は、河川水および中規模貯水池からの灌漑を行うための取水量が計算される。河川水および中規模貯水池からの取水が作物成長にかかる水需要を満たさない場合に、NNBWからの取水が開始される。仮想的な水源である NNBW は、陸面の水収支を計算する領域外からの取水を表し、深層の地下水や氷河、淡水化された海水などが具体的な水源として想定される。出力される NNBW 由来の取水量は、帯水層からの地下水取水量とある程度整合することが、少なくともアメリカ合衆国の乾燥地における複数の帯水層を対象とした検証によって示されている (Hanasaki et al., 2010)。環境用水サブモデルは、河川の生態系を維持するために必要な流量を計算するもので、白川 (2005) に基づいてグローバルスケールで計算され、この量を下回る規模での取水は行われぬ。仮想水貿易サブモデルは、各国の収量データと併せることで作物の生産に必要な水消費量の原単位を算定し、当該作物の二国間の貿易量を乗じて仮想的な水の移動量を算定するものである。

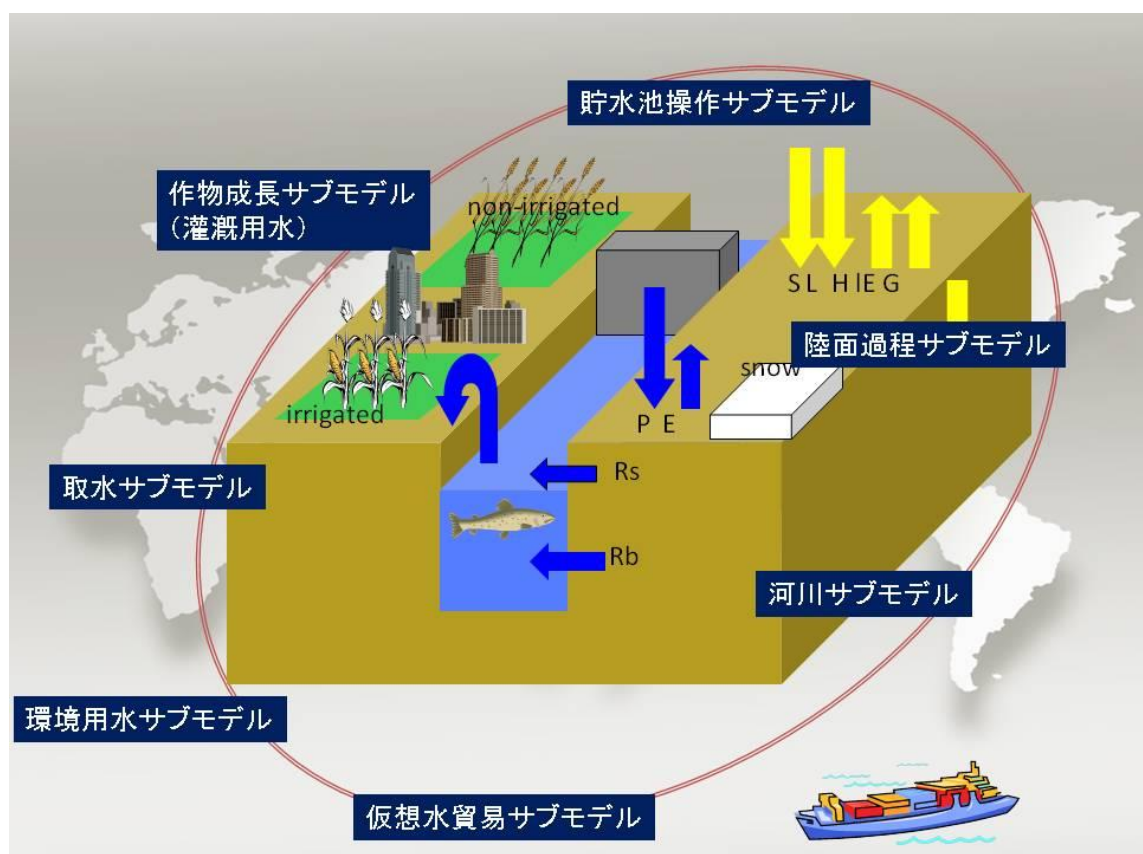


図 2.1. H08 の模式図 (花崎, 2013)

表 2.1. 農事歴および農業用水の計算対象作物

番号	作物名	番号	作物名
1	アブラヤシ	11	トウモロコシ
2	大麦	12	ヒマワリ
3	キャッサバ	13	綿花
4	小麦	14	モロコシ
5	コメ	15	ライ麦
6	サトウキビ	16	落花生
7	ジャガイモ	17	その他穀類
8	セイヨウアブラナ	18	その他豆類
9	大豆	19	その他
10	テンサイ		

## 2.3. 方法

### 2.3.1. 入力データ

全球スケールでの水収支および動態の計算にあたって、気候データおよび各種地図データの入力と、計算期間の設定が必要である。本研究で H08 を用いた計算を行った際の計算条件を表 2.2 に示す。0.5°×0.5°の高解像度での計算を行うため、気候データには同様の空間分解能で H08 のシミュレーションに必要となる気候データが配布されている WFD (Weedon et al., 2011)、The third Global Soil Wetness Project (GSWP3) dataset (Kim et al., in prep)、Princeton's Global Meteorological Forcing Dataset (PFD) (Sheffield et al. 2006)の3つを採用した。計算期間は、WFD を用いたものは1986年から2000年、GSPW3とPFDを用いたものは1986年から2008年までとした。これは、配布されているデータの対象期間の違いによるものである。

地表面の地図に関する入力データには、以下を用いた。地表面の反射能を表すアルベドには The second Global Soil Wetness Project (GSWP2) dataset (Dirmeyer et al., 2006)、農地面積には Ramankutty et al. (2008)による2000年における耕作地面積、そのうちの灌漑農地が占める割合については、Siebert et al. (2005)を採用し、灌漑農地における灌漑効率には Döll and Siebert (2002)によるデータを用いた。また、主に温暖な地域で行われる二期作や二毛作による生産に対応するため、各グリッドにおける農地での耕作回数の判定にも Döll and Siebert (2002)を採用した。表 2.1 における計算対象作物が栽培されている地域を設定するため、Monfreda et al. (2008)による、2000年における土地利用データを採用した。このデータは各作物の収穫面積に関するもので、衛星画

像データと統計データを併せた解析によって作成され、5分×5分（10 km×10 km 程度）の空間解像度で提供されている。本研究で設定する  $0.5^{\circ} \times 0.5^{\circ}$  の分解能にアップスケールすることで各農作物の収穫面積として採用した。耕作回数が2回であると判定されたグリッドにおいては、最も作付面積の大きい作物を一期作目、二番目に大きい作物を二期作目の栽培対象とした。工業および生活用水については、AQUASTAT (FAO)による各国の統計データから年間の需要量に関する情報を取得し、農業用水の需要量と併せて1日単位で水の需給を計算して各水文パラメータと水利用量の算定を行った。

表 2.2. 計算条件

計算設定	
空間分解能	全球、 $0.5^{\circ} \times 0.5^{\circ}$
計算期間	1986～2008 年 (WFD は 1986～2000 年)
気候入力データ	引用元
	WFD (Weedon et al., 2011)
気候データ	GSWP3 (Kim et al., in preparation) PFD (Sheffield et al., 2006)
地図入力データ	引用元
アルベド	GSWP2 (Dirmeyer et al., 2006)
耕作地面積	Ramankutty et al. (2008)
灌漑農地面積	Siebert et al. (2005)
耕作回数・灌漑効率	Döll and Siebert (2002)
各作物の収穫面積	Monfreda et al. (2008)
河川地図	Haddeland et al. (2011)
その他入力データ	引用元
工業・生活用水需要	AQUASTAT (FAO)
貿易量	FAOSTAT (FAO)
貿易年	2000 年、2010 年

### 2.3.2. 不確実性の検証

気候データの違いがもたらす出力値の不確実性については、上述の3つの気候データセットを用いた計算結果の解析によって評価を行った。モデルの違いがもたらす出力値の不確実性については、Pokhrel et al. (2012a)による Human Impact modules and Groundwater representation in the MATSIRO LSM (HIGW-MAT) を採用した。HIGW-MAT は陸面モデルである Minimal Advanced Treatments of Surface Interaction and Runoff (MATSIRO, Tanaka et al, 2003)を改良し、H08 と同様に貯水池操作および灌漑活動に代表される人間活動の影響を加味して水循環および水文過程の再現を可能にしたものである (Pokhrel et al., 2012b)。MATSIRO では、基底流出、表層土壌が飽和した際に生じる Dunne タイプの表面流出 (Dunne, 1978)、降雨強度が土壌の浸透能を超過した際に生じる Horton タイプの表面流出 (Horton, 1933)、および表層土壌からのオーバーフローの4つの流出機構が想定されている。本検証では、気候入力データに WFD を採用し、貯水池操作と灌漑活動を人間活動として組み込んで H08 で計算した総流出量と中間流出量を、気候入力データに Global Precipitation Climatology Centre (GPCC; Rudolf et al., 2005)を採用し、貯水池操作と灌漑活動を人間活動として組み込んで HIGW-MAT で計算した総流出量と基底流出量と比較することで実施した。HIGW-MAT での計算における気候データ以外の入力データおよび計算条件については、Pokhrel et al. (2012b)と同一である。比較対象の期間は 1991 年から 2000 年までの年平均値とした。なお、HIGW-MAT による全球シミュレーションを行う上での空間分解能は  $1^{\circ} \times 1^{\circ}$  であるため、H08 による計算結果を  $0.5^{\circ} \times 0.5^{\circ}$  から  $1^{\circ} \times 1^{\circ}$  にアップスケールし、同じ空間分解能での比較を行った。

### 2.4. 結果と考察

図 2.2 に、各気候データセットを入力データに用いて計算した各水文パラメータの月平均値の時系列変化を示す。具体的には、陸域における入力値としての降水量と、出力値としての蒸発散量、総流出量、中間流出量である。降水については、1986 年から 2000 年までの年平均値は WFD の 836 mm/year が最も大きく、PFD の 810 mm/year、GSWP3 の 782 mm/year の順となった。同期間の3つのデータセットの年平均降水量の平均値は 810 mm/year、標準偏差は 22 mm/year であった。1986 年から 2008 年までの年平均降水量についても、PFD (818 mm/year) の方が GSWP3 (782 mm/year) よりも大きい傾向は変わらなかった。蒸発散量については、WFD を採用した結果の年平均値が 450 mm/year、GSWP3 を採用した結果の年平均値が 467 mm/year、PFD を採用した結果の年平均値が 478 mm/year で、3つの気候データの平均値は 465 mm/year、標準偏差は 11 mm/year で、降水量よりもばらつきが小さく、また降水量とは異なり PFD を用いて計算した結果が3つの気候データ中最大となった。総流出量については、WFD を用いた結果の年平均値が 391 mm/year、PFD を用いた結果の年平均値が 337 mm/year、GSWP3 を用いた結果の年平均値が 323



mm/year で、年平均降水量と同様の傾向であった。3 つの気候データを用いた結果の平均値は 351 mm/year、標準偏差は 29 mm/year であった。中間流出量については、WFD を用いた結果の年平均値が 146 mm/year、PFD を用いた結果の年平均値が 131 mm/year、GSWP3 を用いた結果の年平均値が 122 mm/year で、3 つの気候データを用いた結果の平均値は 133 mm/year、標準偏差は 10 mm/year であった。

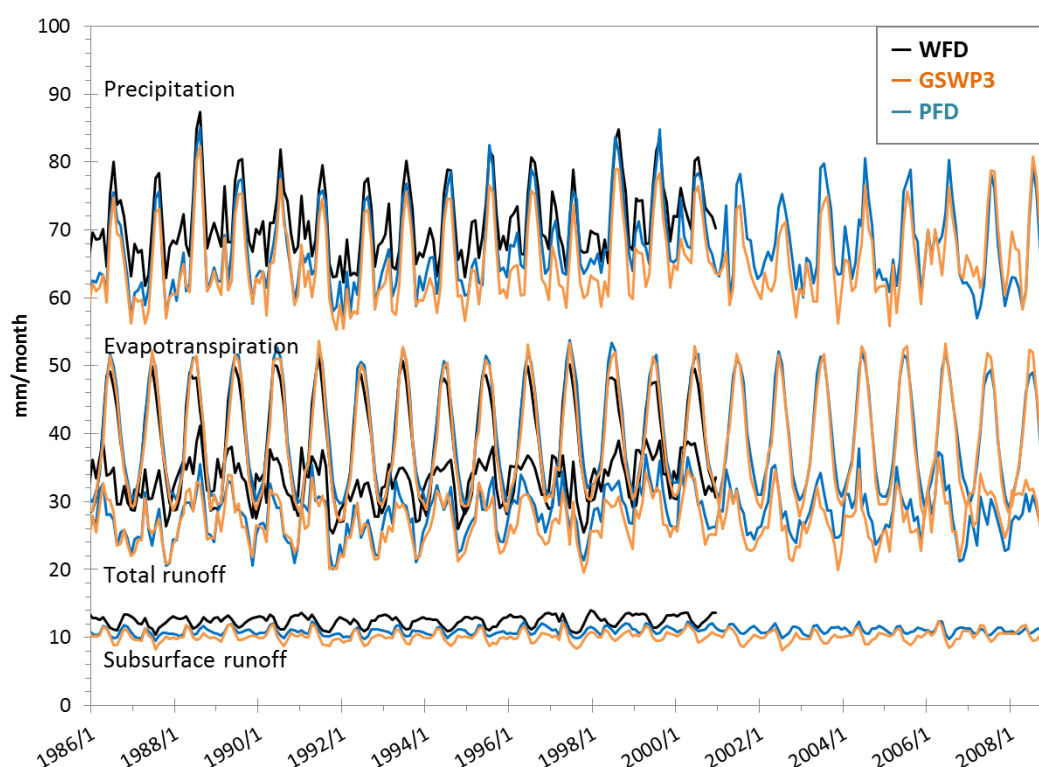


図 2.2. 各気候データセットを用いて計算したモデル出力値の時系列変化

気候データの違いによる水文パラメータの差は総じて大きくなかったが、中でも蒸発散量、中間流出量は小さく、降水量と総流出量はやや大きい結果となった。降水量と総流出量については、WFD の値が他の気候データセットに比べて高い傾向があった。1986 年から 2000 年までの WFD の年平均降水量は、GSWP3 のそれより 7 % 大きく、また PFD のそれより 3 % 大きい結果となった。これは、WFD を作成する際の手法に、風速を用いた補正が組み込まれていることに起因すると考えられる。一方で、総流出量については、WFD の年平均総流出量は、GSWP3 のそれより 21 % 大きく、また PFD のそれより 16 % 大きい結果となった。モデルによる流出量の計算結果は、降水量の違いによって敏感に変化することが知られており (Tang and Lettenmaier, 2012)、

気候データセット間の降水量の違いが、一定の流出量の差を生じるのに寄与したものと考えられるが、3つの気候データの平均値は、全体の傾向を捉えるのに十分機能していると判断した。

モデルの違いがもたらす出力値の不確実性について、1991年から2000年までを対象期間とし、H08を用いて計算した総流出量の年平均値と、HIGW-MATを用いて計算した総流出量の年平均値の比較結果を図2.3、H08を用いて計算した中間流出量の年平均値と、HIGW-MATを用いて計算した基底流出量の年平均値の比較結果を図2.4に示す。 $1^{\circ} \times 1^{\circ}$ の空間分解能における、南極およびグリーンランドの大半を除く陸域のグリッド数は、全64,800グリッド中、15,238である。H08による総流出量の年平均値は387 mm/year、HIGW-MATによる総流出量の年平均値は290 mm/yearであった。またH08による中間流出量の年平均値は144 mm/year、HIGW-MATによる基底流出量の年平均値は3.5 mm/yearであった。

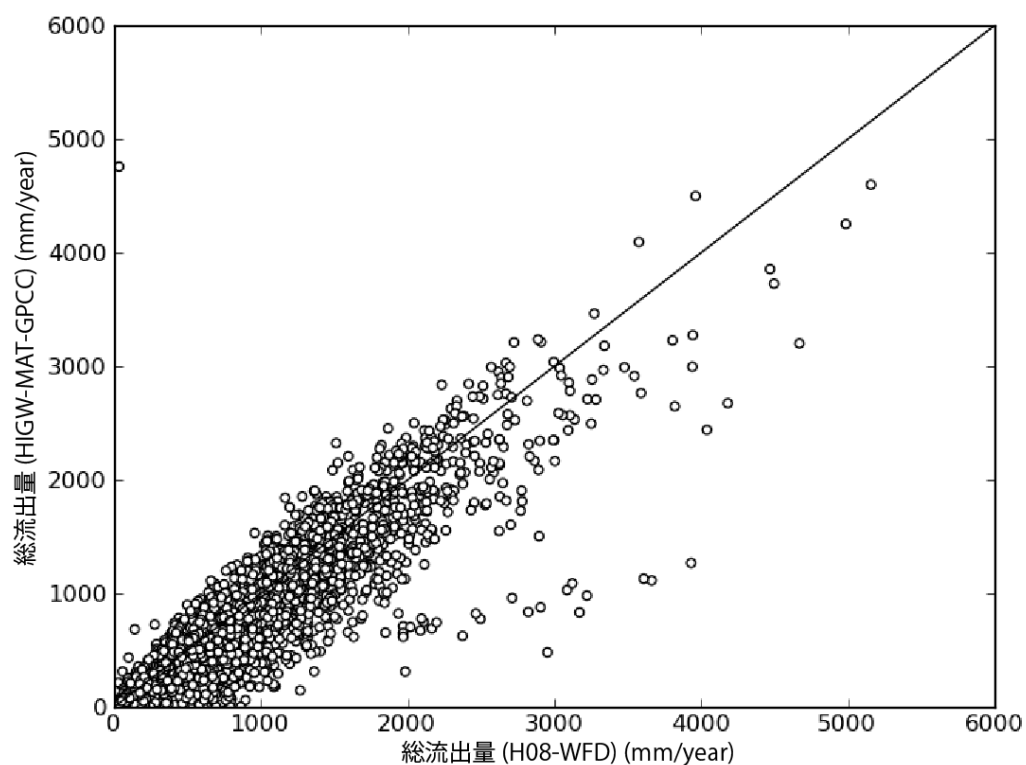


図 2.3. H08 と HIGW-MAT による総流出量の年平均値の比較  
(プロットは  $1^{\circ} \times 1^{\circ}$  の空間分解能における陸域グリッドを表す)

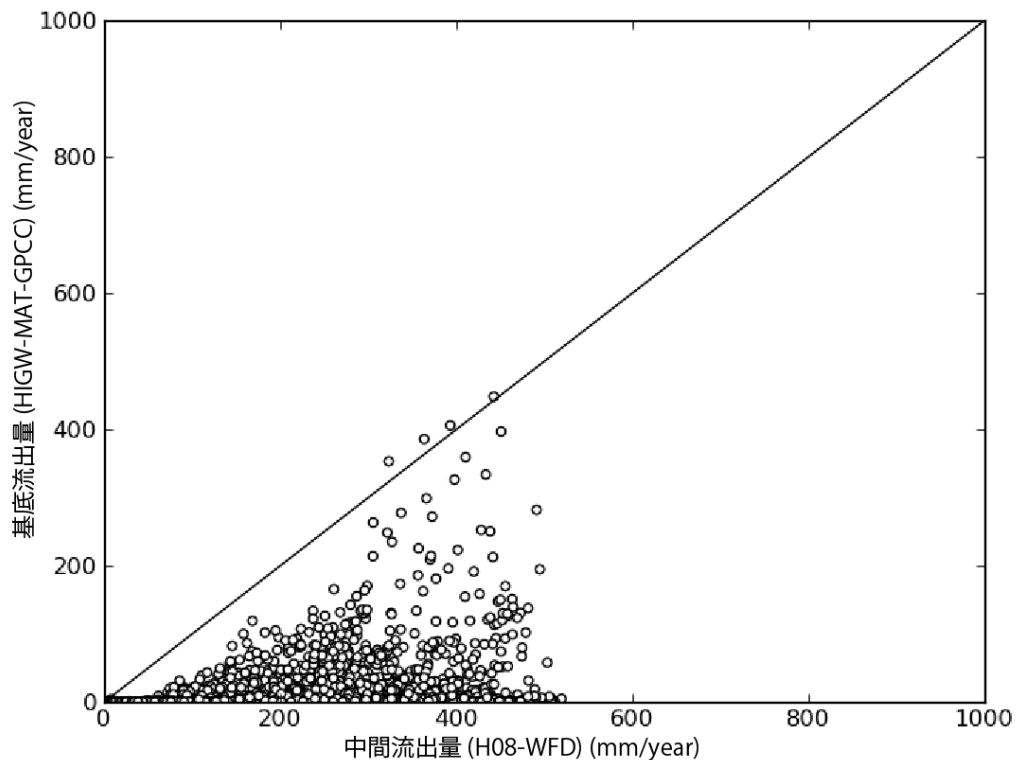


図 2.4. H08 による中間流出量と HIGW-MAT による基底流出量の年平均値の比較  
(プロットは  $1^{\circ} \times 1^{\circ}$  の空間分解能における陸域グリッドを表す)

図 2.3 と 2.4 を比較すると、図 2.4 における中間流出量と基底流出量の計算結果の差の方が、図 2.3 における総流出量の計算結果の差よりも大きかった。これは、陸面過程を再現するモデルの構造の違いが寄与しているものと考えられる。HIGW-MAT が採用する MATSIRO は、地上から順に 5 cm、20 cm、75 cm、100 cm、200 cm の厚さを持つ 5 つの土壌層についてそれぞれ温湿度を計算し、最下層の土壌層から流出する成分が規定流出量として計上される (Pokhrel, 2011)。一方、H08 が採用するバケツモデルにおいては、土壌中の水収支は 1 層の構造の中で計算を行う。降水量から蒸発散量を除く総流出量の計算結果に対し、総流出量を構成する成分である中間または基底流出量の計算結果に大きな差が生じたのは、陸面で取り扱う土壌層の構造の違いに要因があると考えられる。本結果は、モデルの選択によって、特に中間流出量をはじめとする水文パラメータに不確実性が生じることを示しており、H08 で計算した中間流出量を用いた解析を行う際には、この点に留意する必要があると言える。

## 第3章

### 人間活動による水の利用と経済的価値

#### 3.1. はじめに

水は空間的に偏在する資源であり、地域によっては水資源が極めて乏しい場所が存在する。自然の水循環から十分な水を得られない場合、海水の淡水化处理などによって淡水を生み出すことが可能である。スペインや湾岸アラブ諸国協力理事会（GCC）などは2007年頃まで淡水化事業に対して積極的な投資を行い、近年はアメリカ合衆国なども積極的である（IDA et al., 2013）。世界における海水淡水化能力は、2012年の推定値で1日あたり  $74.8 \times 10^6 \text{ m}^3$  に及ぶ（IDA et al., 2013）。しかし、淡水化には付加的なエネルギーの投入とそれに伴うコストが必要となるため、導入が可能な国は限られる。2012年の淡水化量は、年間淡水取水量である  $3,788 \text{ km}^3$ （Shiklomanov, 2000）の0.7%程度に過ぎない。また淡水化された水の88%は生活用水または工業用水であり、農業用水としての利用は全淡水化量の2%程度に留まる（IDA et al., 2013）。これは製品やサービスの製造原価に占める淡水化コストの割合が高く、原料生産コストとして見合わないためであると考えられる。また淡水化した水の貯蔵や輸送にかかるコストも勘案する必要がある。

水を生み出すほかに水の不足を緩和する手段として、貿易が挙げられる。Allan (1998)は、特に食料の輸入が水の仮想的な輸入であるとするヴァーチャルウォーターの概念を提唱し、社会的な側面から水資源利用を考察した。間接的に他国の水資源を利用しているとも言えるヴァーチャルウォーター貿易は、輸入国の水資源を直接利用しないため、輸入国における水資源を節約し、水資源が乏しい国における水ストレスを緩和する方法として捉えることができる。貿易による仮想的な水の移動については、Oki and Kanae (2006)、Hanasaki et al. (2010)、Dalin et al. (2012)などによってその定量化が行われており、Chapagain and Hoekstra (2003)によれば、1995年から1999年までの平均値で、年間  $695 \text{ km}^3$  の水が食料貿易によって仮想的に移動している。また物品を生産するために実際に投入した水量についても、広くその定量化が試みられている（Shiklomanov, 2000; Hoekstra and Mekonnen, 2012; Liu and Yang, 2010; Erkin et al., 2011; Mekonnen and Hoekstra, 2010）。

それぞれの地域における水不足の度合いを評価する手法として、Falkenmark (1989)による指標が広く認識されている。これは、1人当たりの水資源量または、単位水量を利用する人間の数によって水ストレスを指標化するもので、半乾燥地域における脆弱性の観点で論じられた。またRaskin et al. (1997)は、利用可能な水資源量に対する年間取水量を水資源脆弱性指標（WTA）とし、その適用範囲を全世界にまで広げた。これらは、降水量から蒸発散量を除いた成分である流出量を再生可能な水資源量とし、この値をもとにして水不足の度合いを評価する。1人当たりの

年間水資源量をもとに評価を行う Shiklomanov (1998)と Falkenmark (1998)による指標もまた水ストレスを評価する手法として代表的である。Shiklomanov (1998)は、1 人当たり水資源量が年間  $1,000 \text{ m}^3$  を下回る場合に catastrophic であるとし、Falkenmark (1998)は、1 人当たり水資源量について、年間  $1,700 \text{ m}^3$  が水ストレスの閾値、また年間  $1,000 \text{ m}^3$  が水不足の閾値であると分類した。Yang et al. (2003)は、中東および北アフリカ (MENA) の国々における 1 人当たりの穀物輸入量と 1 人当たり再生可能水資源量に着目し、食糧安全保障のための水資源の閾値とその意味合いについて論じた。

人間による直接および間接的な水利用を解析し、人間活動を含む水資源環境の現在の状況と経年的な変化を把握することで、水資源利用のあり方についての議論が可能となると考えられるが、いくつかの課題が存在する。まず、貿易による水ストレスの緩和は、水が時空間的に偏在する資源ゆえ、異なる地域からの水の輸送や季節をまたいだ貯留が困難であるために生じていると考えられる。しかしながら、世界規模で製品と水の市場単価や市場規模について比較した研究例は極めて少ない。また、人間による直接的な水の利用量をグローバルスケールで算出するには、農作物の作付面積や気候データなど数多くのデータとそれらを用いた計算が必要となるが、多くが 2000 年以前のデータに基づいている。人間による間接的な水の利用量を推定するためには、上記に加え貿易統計情報を用いる。吉田ほか (2014)は、2000 年と 2010 年における日本のヴァーチャルウォーター貿易量の総量に大きな変化は見られないとしたが、最新の情報に基づいて世界規模で直接および間接的な水利用量の推計を行った研究は少ない。各国の貿易による仮想的な水資源の増大を、水ストレスに関する指標と関連付けて論じた研究もまた少ない。

本章では、世界規模で製品と水の市場単価および市場規模を比較し、水利用の形態ごとに経済効率を考察する。また最新の情報に基づいて食料生産に伴う直接的な水の利用量と、食料貿易による間接的な水の利用量を推計することで、社会的な側面から水資源利用の実態を把握する。さらに、貿易による仮想的な水資源の増大と水不足指標との関連性を考察することを目的とする。

## 3.2. 方法

### 3.2.1. 水の市場単価と経済規模

水を利用するためには、自然の水循環の中から雨水、河川水などを取得するのが最も簡便な方法であると考えられる。これらの量が十分でない、または時間変動性が大きい場合は、ダムや貯水池の建設による貯水や、井戸設備等の設置による地下水の採取による対応が可能である。また他地域からの輸送や、海水を淡水化するなどエネルギーを利用した水の取得も想定される。飲用のための水を得るためには、水道水またはボトルウォーターの利用が日本においては一般的な方法である。水を商品として捉えた際、これらの選択肢の市場単価と市場規模が、他の製品と比較してどのように位置付けられるのかを考察するため、表 3.1、表 3.2、および表 3.3 に示す種々

のデータを用いて解析を行った。

表 3. 1. 水の市場単価と市場規模の引用データ

項目・品目		市場単価の引用元	市場規模の引用元
水	農業用水	Wichelns (2010) Garrido and Calatrava (2010) Nickum and Ogura (2010)	Shiklomanov (2000)
	工業用水	Organisation for Economic Co-operation and Development (1999) European Environment Agency (2003) 東京都水道局	Uzelac et al. (2010)
	脱塩水	Sweet (2008) Sitbon (2005) Blak & Veatch (2006)	International Desalination Association et al. (2013)
	水道水	UNESCO World Water Assessment Programme (2003) 東京都水道局	Uzelac et al. (2010)
	ボトル ウォーター	International Bottled Water Association Euromonitor International	Uzelac et al. (2010)

表 3.2. 酒類、農作物、および畜産物の市場単価と市場規模の引用データ

項目・品目		市場単価の引用元	市場規模の引用元
酒類	ビール	Average Beer Prices	キリン食生活文化研究所 (2011)
	ウイスキー	The Whisky Store	The International Wine & Spirits Record (2012)
	日本酒	Sake-world.com	国税庁 (2012)
農作物 畜産物	コーヒー	International Monetary Fund (2013)	International Coffee Organization (2010)
	小麦	International Monetary Fund (2013)	Food and Agriculture Organization of the United Nations (2014)
	トウモロコシ	International Monetary Fund (2013)	Food and Agriculture Organization of the United Nations (2014)
	コメ	International Monetary Fund (2013)	Food and Agriculture Organization of the United Nations (2014)
	大麦	International Monetary Fund (2013)	Food and Agriculture Organization of the United Nations (2014)
	大豆	International Monetary Fund (2013)	Food and Agriculture Organization of the United Nations (2014)
	牛肉	International Monetary Fund (2013)	Food and Agriculture Organization of the United Nations (2014)
	砂糖	International Monetary Fund (2013)	Food and Agriculture Organization of the United Nations (2014)

表 3.3. 鉱物、原油、電化製品、自動車、その他の市場単価と市場規模の引用データ

項目・品目		市場単価の引用元	市場規模の引用元
鉱物	銅	International Monetary Fund (2013)	London Metal Exchange (2012)
	ニッケル	International Monetary Fund (2013)	London Metal Exchange (2012)
	ウラン	International Monetary Fund (2013)	World Nuclear Association (2013)
	鉄くず	Metalprices.com (2013)	IBIS World
	金	Goldprices.com (2013)	Gold Researcher (2013)
原油	原油	International Monetary Fund (2013)	BP p.l.c. (2014)
電化製品	iPhone 5	Apple (2012)	Apple (2013)
	PS Vita	Sony	VG Chartz (2013)
	PS 3	Sony	VG Chartz (2013)
自動車	Chevrolet	General Motors	General Motors
	Golf	Volkswagen	Forbes (2012)
	Prius	TOYOTA	TOYOTA (2012)
その他	Chanel No.5	CHANEL	VOGUE

市場単価と市場規模の算定にあたり、為替は 1 Euro = 1.3 USD、1 円 = 0.01 USD とし、液量オンスについては 1 fl.oz = 29.57352956 ml、原油量については 1 bbl = 0.135t (石油連盟) とした。市場単価に関し、農業用水はアメリカ合衆国、ギリシャ、および日本、工業用水についてはアメリカ合衆国、フランス、および日本、脱塩水についてはアメリカ合衆国、イスラエル、およびシンガポール、水道水についてはアメリカ合衆国、ドイツ、フランス、および日本、ボトルウォーターについてはアメリカ合衆国、イタリア、および日本、ビールについては北アメリカおよびヨーロッパの値の平均値を採用した。また、水の輸送コストとして 1 t を輸送する際に必要となる費用と、水の貯留コストとしてダム建設によって 1 t 貯留する際に必要となる建設費を併せて記載し



た。輸送費については、トルコからイスラエルへの水の輸送距離が 525 km (植村ほか, 2010)であることから、500 km 輸送当たりのコストとして計算した。引用元を表 3. 4 に示す。ダムについては、世界の主要なダムのうち、貯留容量および建設費のデータを得られたカリバダム (ザンビア、ジンバブエ)、アスワンハイダム (エジプト)、ロンタンダム (中国)、W.A.C. ベネットダム (カナダ)、フーバーダム (アメリカ合衆国) の平均値を採用した。Bureau of Labor Statistics による建設開始年の消費者物価指数を用いて、2013 年現在の建設費に換算して貯留コストとした。

表 3. 4. 水の輸送および貯留コストの引用データ

項目		引用元
輸送	航空機	FedEx
	パイプライン	Gruen (2000)
	タンカー	植村ほか (2010)
貯留	ダム建設	Global Trade Media (2013) Power Plants around the World (2013); About.com; Peoples' Daily Online (2007); Mitchell (1983); What It Costs

### 3. 2. 2. 人間による水の利用量

人間活動による直接的な水の利用量の推定には、全球水資源モデル H08 (Hanasaki et al., 2008a)を採用した。計算条件は、気候インプットデータと計算期間を除いて Hanasaki et al. (2010)と同一である。計算条件を表 2. 2 に示す。気候データには、WFD (Weedon et al., 2011)、GSWP3 dataset (Kim et al., in prep)、PFD (Sheffield et al., 2006)の 3 つのデータセットを採用し、1991 年から 2000 年までと、2001 年から 2008 年までの 2 種類の計算期間についての水消費量の年平均値を算出した。1991 年から 2000 年までの計算期間については WFD、GSWP3、PFD の 3 種による計算結果を平均することで求め、2001 年から 2008 年までの計算期間については GSWP3、PFD の 2 種による計算結果を平均することで求めた。H08 の詳細と入力データ、および計算条件については、第 2 章に詳しい。

人間活動による間接的な水の利用として、国際食料貿易に伴う仮想的な水の移動量 (ヴァーチャルウォーター貿易量) の算出を行った。主要穀物 5 種 (大麦、トウモロコシ、コメ、大豆、小麦) および 3 種の主要家畜 (牛、豚、鶏) およびこれらから成る 58 の製品について、H08 によ

る各国における各産品の水原単位と、FAOSTAT による各国間の貿易量を掛け合わせて算出した。各農作物の仮想的な水の輸出量を、Hanasaki et al. (2010)に従い、以下の式で求めた。

$$VWE_{e,c} = \sum_i \sum_x \frac{\overline{ET}_{e,c,s}}{Y_{e,c}} \cdot \frac{p_x \cdot c_x}{r_x} \cdot TRD_{e,i,x} \quad (3.1)$$

ここで、 $VWE$  は仮想的な水の輸出量 [ $\text{km}^3$ ]、 $e$  は輸出国、 $c$  は農作物、 $i$  は輸入国、 $x$  は一次産品、 $\overline{ET}$  は作付期間中の蒸発散量 [ $\text{kg}/\text{m}^2$ ]、 $s$  は水源、 $Y$  は収量 [ $\text{kg}/\text{m}^2$ ]、 $p$  は主産物と副産物の価格比率、 $c$  は単位産品あたりに含まれる原料農作物の割合、 $r$  は各原料の収量比率、 $TRD_{e,i,x}$  は一次産品  $x$  の輸出国  $e$  から輸入国  $i$  への年間貿易量 [ $\text{km}^3$ ]を表す。また、各畜産製品の仮想的な水の輸出量を、Hanasaki et al. (2010)に従い、以下の式で求めた。

$$VWE_{e,l} = \sum_i \sum_x \frac{WC_{e,l,s}}{P_{e,c}} \cdot \frac{p_x \cdot c_x}{r_x} \cdot TRD_{e,i,x} \quad (3.2)$$

ここで、 $l$  は各畜産製品、 $WC$  は家畜一頭当たりの水消費量 [ $\text{kg}/\text{head}$ ]、 $P$  は一頭当たりの肉生産量 [ $\text{kg}/\text{head}$ ]を表す。58 品目それぞれの各係数については、Hanasaki et al. (2010)のものを採用した。各国間の貿易量を統合して地域間の貿易量を算出し、東アフリカ、中央アフリカ、北アフリカ、南アフリカ、西アフリカ、北アメリカ、中央アメリカ、カリブ海、南アメリカ、中央アジア、南アジア、東南アジア、西アジア、東アジア、東ヨーロッパ、北ヨーロッパ、南ヨーロッパ、西ヨーロッパ、オーストラリアおよびニュージーランド、メラネシア、ミクロネシア、ポリネシアの 22 の地域間の貿易量として結果を示す。国際食料貿易に伴う仮想的な水の移動量を推計するための貿易統計は、2000 年および 2010 年のものを採用し、水原単位には 3 つの気候データセットを用いた 1991 年から 2000 年までの水消費量から算出した国平均値を採用した。

### 3.2.3. 貿易による仮想的な水資源量の変化

貿易を通して輸入した仮想的な水資源は、他の用途に転用できない。例えば水を大量に消費する非必需品を輸入したとしても、自国内の水ストレスの緩和にはつながらないが、輸入する食料がすべて必需品である場合は、自国で生産するための水資源を賄う必要がないため、自国内の水

ストレスの緩和に寄与できる。国民1人当たりの再生可能水資源量、国民1人当たりの食料輸入に関するヴァーチャルウォーター輸入量、および水の不足を評価する指標を用いて、食料貿易を通じた仮想的な水の輸入が国内の物理的な水の不足を解消する効果を定量した。

評価の対象国は、H08によって水消費量を算出した153ヶ国である。各国における水消費量は、グリッドごとの水消費量を Center for International Earth Science Information Network (CEISIN) and Centro Internacional de Agricultura Tropical (CIAT)による国境線データ (CEISIN and CIAT)に基づいて算定した。1人当たり再生可能水資源量には AQUASTAT による各国の統計データを採用した。1人当たりの食料輸入に関するヴァーチャルウォーター輸入量は、実際に生産国で消費された水量ではなく、仮に自国で生産するとしたら必要となる水量を表す。そこで輸入国において単位重量当たりの各産品を生産するのに必要となる水量である原単位に純輸入量を乗じ、FAOSTAT による各国の人口で除することで各国のヴァーチャルウォーター輸入量を算出した。この値は、前項で求めた2010年における各国の仮想的な水の輸入量とは異なる。水の不足を評価する指標には、河村(2003)が採用した Shiklomanov (1998)の基準に加え、Falkenmark (1989)による基準を加えた。それぞれの基準値を表3.5および表3.6に示す。自国内の1人当たり再生可能水資源量に、1人当たりのヴァーチャルウォーター輸入量を加えて各指標との比較を行った。

表 3.5.1 人当たり水資源量の評価指標 (Shiklomanov, 1998)

分類	水資源量 (m <sup>3</sup> /year/capita)
Very low	< 2,000
Catastrophic	< 1,000

表 3.6.1 人当たり水資源量の評価指標 (Falkenmark, 1989)

分類	水資源量 (m <sup>3</sup> /year/capita)
No Stress	> 1,700
Stress	1,000 - 1,700
Scarcity	500 - 1,000
Absolute scarcity	< 500

### 3.2.4. 水資源による食料国際貿易の方向の説明

各国の穀物貿易量を説明し、水資源と社会経済、および食料貿易の関係性をより詳細に考察するため、国際経済学に基づく解析を行った。国が国際貿易を行う理由は、第一にそれぞれの国の間に差異があり、第二に生産における規模の経済を享受するためであるとされる (Krugman and Obstfeld, 2014)。貿易が相互利益につながるメカニズムの分析におけるもっとも基本的な概念は、Ricardo (1817)による比較優位の概念である。リカード・モデルとしても知られるこの概念は、国際貿易は国家間の労働生産性の差のみに起因するとしている。しかし実際には労働生産性の差に加えて各国の資源の差も影響するため、本研究における水資源と貿易の関連性の考察の手法として、各国間の資源の差が国際貿易の主因であるとするヘクシャー=オリー理論 (Jones, 1956)を採用する。自国の生産要素の比率が所得の比率に比べて高い生産要素を間接的に輸出し、低い生産要素を間接的に輸入するとする Bowen et al. (1987)による前提に立ち、穀物の純輸出が予想通りの方向に実施されている国の割合を算出した。各国の所得として The World Bank による GNI 生産要素として、AQUASTAT による各国の再生可能水資源量と、H08 を用いて計算した各国の水消費量を用いた。

## 3.3. 結果

### 3.3.1. 水の経済効率性

水および各製品の市場単価と市場規模の関係を図 3.1 に示す。また、解析に用いた各商品の市場単価と市場規模、および水の輸送と貯留に必要なコストの値を付録 A に示す。市場単価について、農業用水は 1 t あたり 0.04 USD であったのに比べ、工業用水、脱塩水、水道水は 1 t あたり 0.6 から 1.2 USD 程度で、農業用水の 15 から 30 倍程度の価格であった。ボトルウォーターは水として分類したものの中で最も市場単価が高く、1 t あたり 581 USD であった。これは原油の 1 t あたり 778 USD に近い値であった。酒類はビールの 1 t あたり 5,310 USD からウイスキーの 1 t あたり 125,000 USD まで、2 桁程度のばらつきを有した。農作物は飲料よりも市場単価が小さい傾向があり、1 t あたり  $10^2$  USD 程度のものが多かったが、コーヒー豆は 1 t あたり 2,440 USD と他の農産物に比べて高かった。また畜産物である牛肉は 1 t あたり 4,140 USD であった。鉱物資源は市場単価のばらつきが非常に大きく、鉄くずが 1 t あたり 343 USD であったのに対し、金は 1 t あたり  $49.2 \times 10^6$  USD で、金は今回解析に供した产品中で最大の市場単価を有した。電化製品は 1 t あたり  $10^5$  USD から  $10^6$  USD 程度で、自動車の 1 t あたり  $10^4$  USD 程度よりも高い結果となった。シャネル社の代表的な香水である No. 5 は、同じ液体商品であるボトルウォーターの 10,000 倍程度高い市場単価であった。

市場規模については、水は工業用水が最も小さく  $2,940 \times 10^6$  USD で、最も大きい水道水は

126,000 × 10<sup>6</sup> USD であった。市場単価が低かった農業用水の市場規模は 111,000 × 10<sup>6</sup> USD で、市場単価が高かったボトルウォーターの市場規模である 58,900 × 10<sup>6</sup> USD を上回った。酒類ではビールの 985,000 × 10<sup>6</sup> USD が市場規模として最も大きく、日本酒は 9,310 × 10<sup>6</sup> USD で 100 倍程度の違いがあった。農作物は大麦の 7,140 × 10<sup>6</sup> USD が最も小さく、小麦の 52,600 × 10<sup>6</sup> USD が最も大きかった。鉱物資源の市場規模はウランの 6,300 × 10<sup>6</sup> USD から銅の 7,140,000 × 10<sup>6</sup> USD まで幅広く分布した。原油の市場規模は銅およびニッケルのそれに近く、3,300,000 × 10<sup>6</sup> USD 程度であった。電化製品は 671 × 10<sup>6</sup> USD から 44,900 × 10<sup>6</sup> USD、自動車は 13,600 × 10<sup>6</sup> USD から 171,000 × 10<sup>6</sup> USD の間に分布し、電化製品と自動車の関係性は市場単価のそれとは逆転する結果となった。シャネル社の No. 5 の市場規模は 173,000 × 10<sup>6</sup> USD 程度で、シボレーの 171,000 × 10<sup>6</sup> USD に近く、市場単価ではボトルウォーターの 10,000 倍高かったに対し、市場規模では 2.9 倍であった。1 t の水を 500 km 輸送する、または 1 t の水を貯留するためのコストは、航空機輸送が最も高く、パイプライン輸送、タンカー輸送の順で高く、ダム建設が最も低かった。

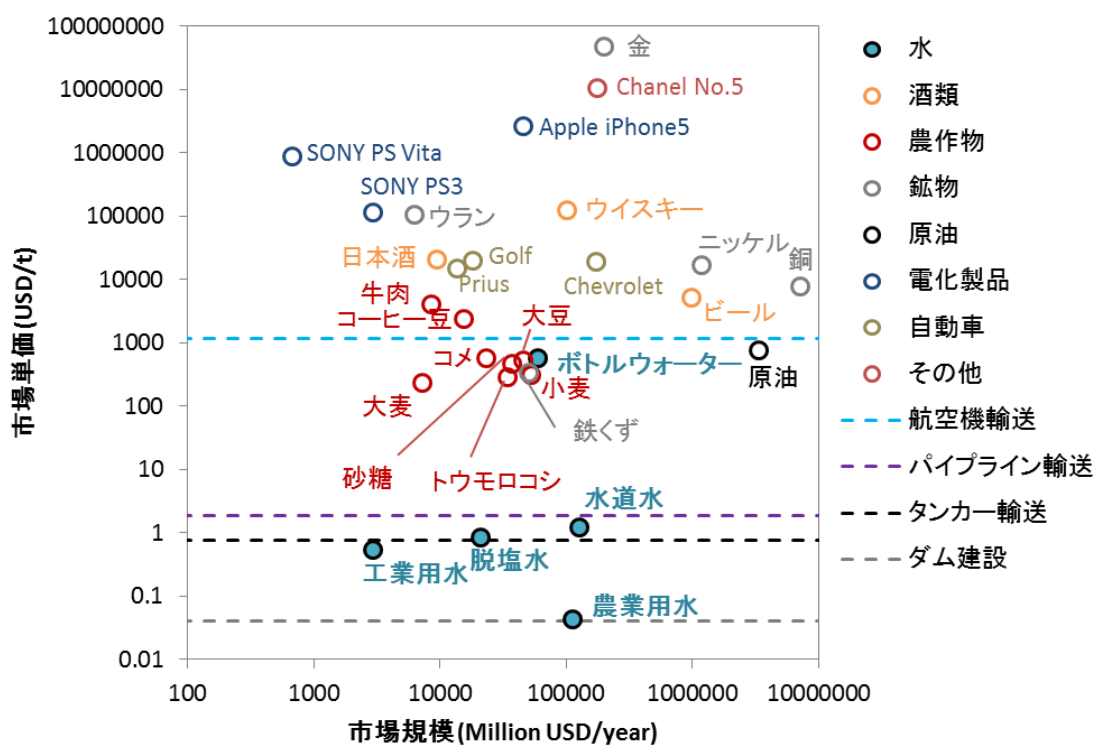


図 3. 1. 水および各製品の市場単価と市場規模  
(水の輸送および貯留コストの単位は USD/t/500km)

水として分類したものの市場単価の分布は、沖 (2012)に示される日本市場のものと同様の傾

向を示した。しかし市場規模については、脱塩水が日本市場に比べて大きく評価される結果となった。これは、日本においては世界市場に比べて海水淡水化が一般的な水を得る手段として確立されていないことが要因として考えられる。また農業用水についても、日本市場に比べて大きく評価された。これは、沖 (2012)が国土交通省 (2011)に基づき、耕地の整備状況、灌漑面積、単位用水量 (減水深)、家畜飼養頭羽数などから農業用水量を推定しているのに対し、本研究では Shiklomanov (2000)による灌漑農地における灌漑水量の推計値を採用しており、算定条件の違いが影響している可能性がある。次節で述べる農業活動に伴う水消費量の計算結果によると、日本における水消費量のうち灌漑水量が占める割合は 37.2 %であるのに対し、世界規模での水消費量のうち灌漑水量が占める割合は 27.4 %であった。日本の農業における灌漑活動が、世界に比べて水を得る手段として一般的でないとは考えにくい。

ボトルウォーター以外の水は、総じて他の産品に比べて極端に安かった。水自体の取引ではなく、水を利用して生産された消費財の輸送の方が経済的に合理的であると考えられるが、ここでは水を輸送または貯留する場合の経済効率性についても併せて考察する。日本ロジスティクスシステム協会 (2013)によると、2012 年における売上高に占める物流コスト比率は全業種平均で 4.72 %、常温の食品製造業では 6.47 %である。このことから、水を産品としたビジネスを展開するためには、輸送費は高くとも市場単価の 10 %程度である必要があると考えられる。水の輸送および貯留のためのダム建設コストを見ると、航空機による輸送は他手段に比べて 1,000 から 10,000 倍のコストを要する。1 t を 500 km 輸送するためのコストはボトルウォーターの市場単価よりも高く、物理的に水が不足していたとしても、航空機を用いた輸送の経済効率は低いと言える。航空機による輸送が経済的な視点から可能となるのは、ウイスキーと同程度の市場単価を有する酒類、SONY 社の PS3 や Apple 社の iPhone 5 などの工業製品、または CHANEL 社の No. 5 など一部の高級香水に限られると考えられる。タンカーによる水の貿易は、既に一部の地域で行われている。植村ほか (2010)は、2004 年よりトルコからイスラエルへの水の輸送による貿易が行われている実態を示している。トルコ南部のマナガウト浄水場からイスラエルのアシュケロンまでの 525 km の距離をタンカーによって輸送しており、このコストは 1 m<sup>3</sup> 当たり 0.55USD から 0.60 USD 程度と推計されている。この輸送コストは水道水の市場単価を下回るものの、市場単価の 10 %を上回る。イスラエルにとってトルコは安全保障上、安定した関係を築く必要があると植村ほか (2010)によって考察されており、経済効率性以外の要素が関連する場合は、タンカー輸送による水の貿易が実現する可能性があることを示している。しかしこれは経済的な便益を得るためのビジネスとは異なるため、やはり水を産品としたビジネスの展開は難しいと言える。またダム建設については、1 t 貯水あたりのコストは農業用水の市場単価とほぼ等しいが、1 t 貯水あたりのダム建設コストは水道、工業用水、農業用水の市場単価の平均値に比べると 6.6 %程度であり、水を輸送する代替として貯水をするという選択は、経済的な観点からは合理的な判断であると考えられる。ダムはこれら利水のほか、洪水調節を行う治水や流水の維持、発電といった別の目的を有するものも存在し (国土交通省, 2007)、また多目的な用途のために建設されるダムもあるため、一概に経済的な観点のみから論じることは難しい。パイプラインによる陸上輸送

も選択肢の1つであるが、大規模な初期投資と運用のためのエネルギーが必要であると予想され、その1 tあたりの輸送コストはやや高い。これらより、水以外の産品と同様の市場単価を有し、商品として世界的に流通する水の形態は、現状ではボトルウォーターのみであると言える。一方で、また水に分類したもののうち最も市場単価の安い農業用水の市場規模は、ボトルウォーターのそれを上回る。これは、世界における農業用水の取水量が非常に大きい実態を示しているが、国際貿易によって形成されている市場ではなく、国内の農業生産に伴う需要に対して、国内の水資源を割り当てているものと考えられる。市場単価が低い産品であっても自国内の需要によって一定の市場規模を持つと考えられるが、タンカーや航空機などを用いた輸送が多い国際貿易によって産品が流通するためには、1 tあたり 100 USD 程度以上で取引される市場価値が必要であると考えられる。

### 3.3.2. 人間活動による直接的な水利用

表 3.7 および図 3.2 に、1991 年から 2000 年までの人間活動に伴う水消費量の分布の年平均値を、表 3.8 および図 3.3 に、2001 年から 2008 年までの人間活動に伴う水消費量の分布の年平均値を示す。ここで水消費量を、農業活動による圃場からの蒸発散量と定義する。1991 年から 2000 年の平均値は 4,344 km<sup>3</sup>、2001 年から 2008 年の平均値は 4,592 km<sup>3</sup> で、2001 年から 2008 年までの平均値は、1991 年から 2000 年までの平均値に比べ 6 % ほど大きかった。また農地ごとでは、面積が大きい天水農地での降水消費が最も大きく、どの計算条件でも全水消費量の 50 % 以上を占めた。灌漑農地では降水と表流水の消費量が同程度で、地下水などシステム外の水源を表す NNBW 由来の消費量が最も小さかった。t 検定によって求められるこの 2 期間の平均値の p 値は 0.6 程度であり、2 つの値に統計学的に有意な差は認められない。

表 3.7. 入力気候データごとの水消費量の計算結果（1991 年～2000 年）（km<sup>3</sup>/year）

	水源	WFD	GSWP3	PFD	平均値	標準偏差
天水農地	降水	2,220	2,502	2,342	2,354	115
	降水	772	839	762	774	49
灌漑農地	表流水	757	954	828	846	82
	NNBW	223	547	335	369	134
合計		3912	4,842	4,268	4,344	380

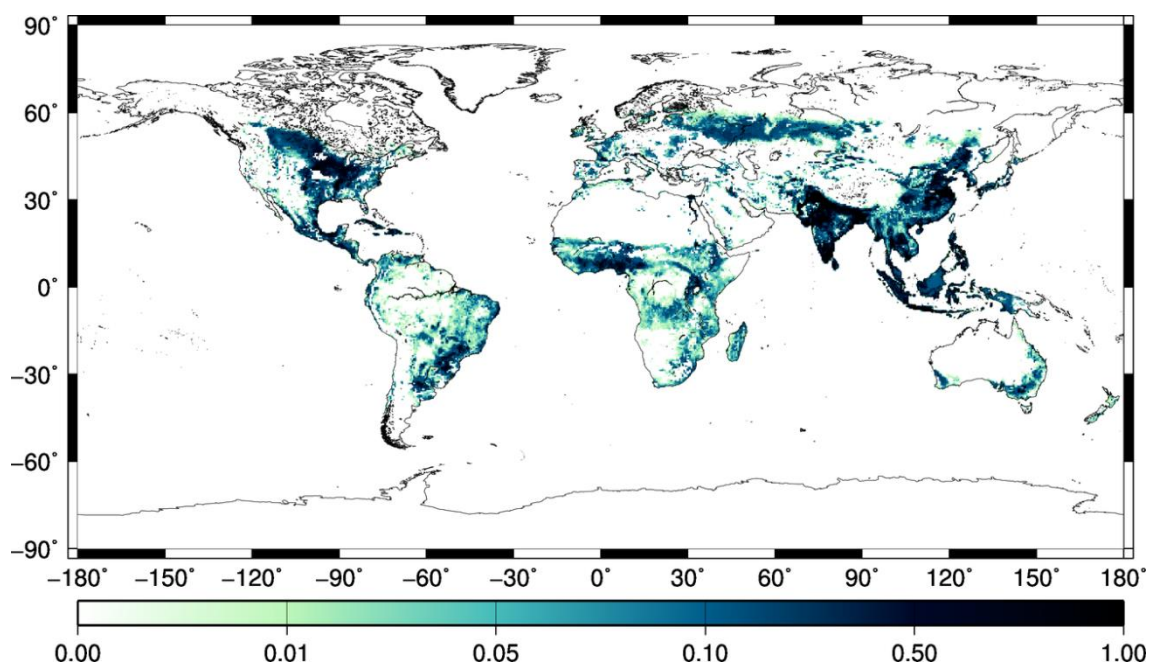


図 3.2. 人間活動による水消費量分布（1991～2000 年）(km<sup>3</sup>/year)

1991 年から 2000 年を計算対象とした年平均水消費量について、天水農地における降水由来の水消費のうち最も大きかったのは、WFD を用いた計算ではブラジル南部の南緯 27.75°、西経 53.25°における 0.96 km<sup>3</sup>/year、GSWP3 を用いた計算ではメキシコ東部の北緯 18.25°、西経 91.25°における 1.3 km<sup>3</sup>/year、PFD を用いた計算ではメキシコ東部の北緯 18.25°、西経 91.25°における 1.1 km<sup>3</sup>/year で、GSWP3 と PFD を用いた計算において同地点で最も大きい水消費量が見られた。灌漑農地における降水由来の水消費のうち最も大きかったのは、WFD を用いた計算ではベトナム南部の北緯 10.25°、東経 105.25°における 1.7 km<sup>3</sup>/year、GSWP3 を用いた計算ではインド北部の北緯 28.25°、東経 79.75°における 2.0 km<sup>3</sup>/year、PFD を用いた計算ではベトナム南部の北緯 10.25°、東経 105.25°における 1.8 km<sup>3</sup>/year で、WFD と PFD を用いた計算において同地点で最も大きい水消費量が見られた。一方、灌漑農地における灌漑水に関し、貯水池由来の水消費のうち最も大きかったのは、WFD を用いた計算ではインド北部の北緯 29.75°、東経 75.75°における 1.0 km<sup>3</sup>/year、GSWP3 を用いた計算ではインド北部の北緯 30.25°、東経 76.75°における 1.5 km<sup>3</sup>/year、PFD を用いた計算ではインド南部の北緯 12.75°、東経 79.75°における 1.3 km<sup>3</sup>/year で、同じインド国内において最高値が見られる結果となった。灌漑農地における河川水由来の灌漑水の消費量が最も大きかったのは、WFD を用いた計算ではパキスタン内の北緯 29.75°、東経 70.75°における 2.5 km<sup>3</sup>/year、GSWP3 を用いた計算ではパキスタン内の北緯 30.75°、東経 70.75°における 3.5 km<sup>3</sup>/year、PFD を用いた計算ではパキスタン内の北緯 29.75°、東経 70.75°における 3.6 km<sup>3</sup>/year で、すべて



パキスタン国内で見られた。灌漑農地における NNBW 由来の水消費量が最も大きかったグリッドは、すべての気候データを用いた計算で共通しており、パキスタン内の北緯 29.75°、東経 71.75°で、WFD を用いた計算で 2.6 km<sup>3</sup>/year、GSWP3 を用いた計算で 4.5 km<sup>3</sup>/year、PFD を用いた計算で 3.6 km<sup>3</sup>/year であった。水源ごとの水消費量を合計した時の空間分布としては、アメリカ合衆国東部、インドをはじめとする南アジア、東南アジア、中国東部で積極的な水の消費が認められた。これらの傾向について、1991 年から 2000 年までを計算対象とした結果と、2001 年から 2008 年までを計算対象とした結果の間で大きなばらつきは見られなかった。

表 3.8. 入力気候データごとの水消費量の計算結果（2001 年～2008 年）（km<sup>3</sup>/year）

	水源	GSWP3	PFD	平均値	標準偏差
天水農地	降水	2,538	2,344	2,441	97
	降水	852	759	805	46
灌漑農地	表流水	944	798	871	73
	NNBW	595	355	475	120
合計		4,929	4,256	4,592	336

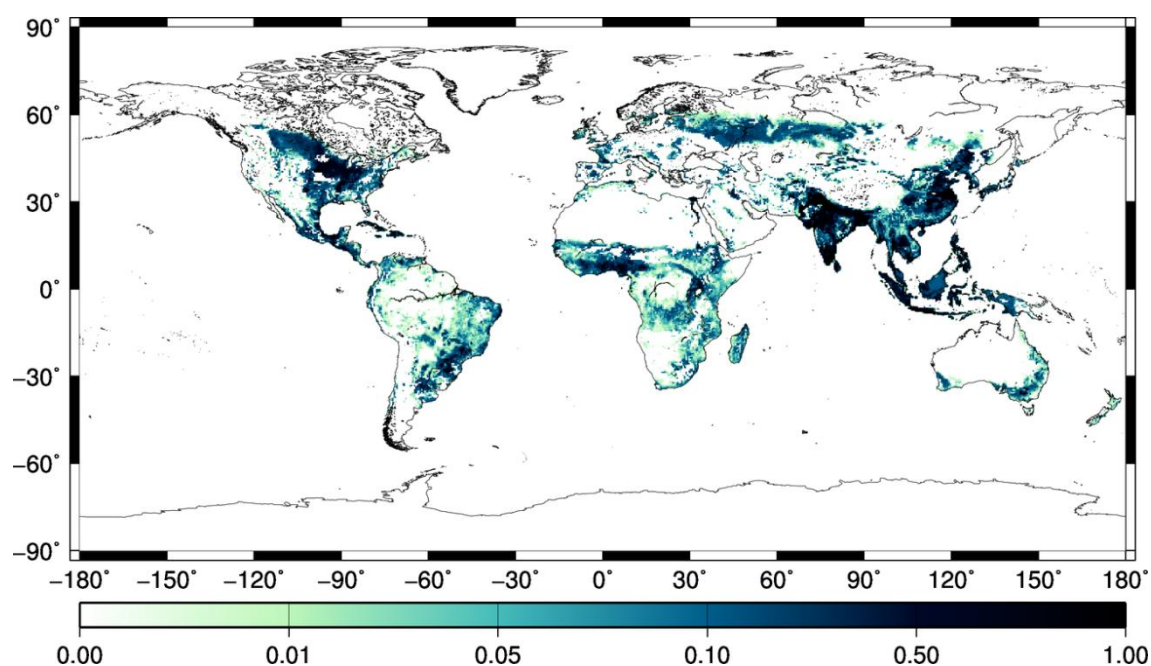


図 3.3. 人間活動による水消費量分布（2001～2008 年）（km<sup>3</sup>/year）

国別の年平均水消費量について、3つの気候データセットによる計算の平均値が最も大きかったのはインドにおける  $790 \text{ km}^3/\text{year}$  で、中国の  $571 \text{ km}^3/\text{year}$ 、アメリカ合衆国の  $484 \text{ km}^3/\text{year}$ 、パキスタンの  $252 \text{ km}^3/\text{year}$ 、インドネシアの  $244 \text{ km}^3/\text{year}$  と続き、上位5ヶ国で世界全体の水消費量の50%程度、上位10ヶ国で70%程度を占める結果となった。水源別に見ると、天水農地における降水由来の水消費量はアメリカ合衆国の  $393 \text{ km}^3/\text{year}$  が最も大きく、ロシアの  $204 \text{ km}^3/\text{year}$ 、インドネシアの  $183 \text{ km}^3/\text{year}$ 、インドの  $180 \text{ km}^3/\text{year}$ 、ブラジルの  $160 \text{ km}^3/\text{year}$  の順で大きかった。上位5ヶ国で世界全体の天水農地における降水由来の水消費量の46%、上位10ヶ国で63%を占め、上位国の構成比としては全水源由来の水消費量のそれと近い結果となった。灌漑農地における降水由来の水消費量については、上位5ヶ国であるインドの  $237 \text{ km}^3/\text{year}$ 、中国の  $197 \text{ km}^3/\text{year}$ 、アメリカ合衆国の  $39 \text{ km}^3/\text{year}$ 、インドネシアの  $37 \text{ km}^3/\text{year}$ 、パキスタンの  $33 \text{ km}^3/\text{year}$  を合計すると、世界全体の灌漑農地における降水由来の水消費量の67%、上位10ヶ国では80%を占め、天水農地における構成比よりも大きい値となった。灌漑農地における表流水由来の水消費量については、貯水池由来のものがインドの  $183 \text{ km}^3/\text{year}$ 、中国の  $128 \text{ km}^3/\text{year}$ 、パキスタンの  $29 \text{ km}^3/\text{year}$ 、インドネシアの  $19 \text{ km}^3/\text{year}$ 、タイの  $16 \text{ km}^3/\text{year}$  と続き、河川由来のものが、中国の  $77 \text{ km}^3/\text{year}$ 、パキスタンの  $71 \text{ km}^3/\text{year}$ 、インドの  $65 \text{ km}^3/\text{year}$ 、エジプトの  $21 \text{ km}^3/\text{year}$ 、アメリカ合衆国の  $18 \text{ km}^3/\text{year}$  と続いた。灌漑農地におけるNNBW由来の水消費量については、インドの  $125 \text{ km}^3/\text{year}$ 、パキスタンの  $110 \text{ km}^3/\text{year}$ 、中国の  $32 \text{ km}^3/\text{year}$ 、アメリカ合衆国の  $20 \text{ km}^3/\text{year}$ 、アフガニスタンの  $18 \text{ km}^3/\text{year}$  と続いた。灌漑水量全体では、インドの  $373 \text{ km}^3/\text{year}$ 、中国の  $236 \text{ km}^3/\text{year}$ 、パキスタンの  $210 \text{ km}^3/\text{year}$ 、アメリカ合衆国の  $51 \text{ km}^3/\text{year}$ 、エジプトの  $33 \text{ km}^3/\text{year}$  と続いた。計算上、実際に灌漑活動が行われていると推定された農地面積あたりの灌漑水量としては、オマーンの  $2,881 \text{ mm}/\text{year}$ 、モーリタニアの  $2,195 \text{ mm}/\text{year}$ 、パキスタンの  $1,472 \text{ mm}/\text{year}$ 、シリアの  $1,091 \text{ mm}/\text{year}$ 、アフガニスタンの  $1,091 \text{ mm}/\text{year}$ 、以下、エジプト、サウジアラビア、オーストラリア、スリランカ、スーダンと続き、国全体の灌漑水量と、農地面積あたりの灌漑量では上位構成国に差が見られた。また農地面積あたりの灌漑量の上位10ヶ国中、8ヶ国が中東およびその周辺、または北アフリカの国で構成される結果となった。

天水農地における降水由来の水消費量と、灌漑農地における降水由来の水消費量について、上位を構成する国に違いが見られたのは、それぞれの農地面積の違いによるものと推察される。計算上、実際に栽培が行われていると推定された天水農地面積は、アメリカ合衆国、ロシア、インド、中国、インドネシア、ブラジルの順に大きく、天水農地における降水由来の水消費量の上位5ヶ国は、天水農地面積の上位6ヶ国にすべてが含まれる。一方、計算上、実際に栽培が行われていると推定された天水農地面積は、インド、中国、アメリカ合衆国、パキスタン、タイ、メキシコ、インドネシアの順に大きく、灌漑農地における降水由来の水消費量の上位5ヶ国は、灌漑農地面積の上位7ヶ国にすべてが含まれる。よって、降水由来の水消費量は、農地面積によってある程度説明できると考えられる。また、計算上栽培が行われた天水農地面積の上位10ヶ国で世界全体の天水農地面積の42%を占めるのに対し、計算上栽培が行われた灌漑農地面積の上位10ヶ国は、世界全体の天水農地面積の79%を占めた。これは、天水農地に比べて灌漑農地が偏

在していることを示唆しており、十分な灌漑が可能な国は、天水農地を有する国に比べて少ないと推察される。

本研究で算出した NNBW 由来の水消費量は、地下水のほかに海水の淡水化によって得られる水を含む。AQUASTAT から得られる 1998 年から 2002 年における各国の脱塩水の生産量の合計は  $3.8 \text{ km}^3/\text{year}$  であり、1991 年から 2000 年における NNBW 由来の消費量の平均値である  $369 \text{ km}^3/\text{year}$  の 1.0 % である。IDA et al. (2013)によると、脱塩水の農業用水としての利用は全淡水化量の 2 % 程度であるため、実際に農業用として消費された脱塩水量はさらに小さく、全淡水化量の 10 % であったとしても  $0.4 \text{ km}^3/\text{year}$ 、NNBW 由来の消費量の 0.1 % で、その割合は小さい。しかし淡水化量の 10 % が農業用水として用いられた場合、サウジアラビアでは全水消費量の 1.6 %、クウェートでは全水消費量の 1.8 %、アラブ首長国連邦では全水消費量の 2.1 % を占め、水資源が逼迫する国においては脱塩水の寄与が大きくなる場合も想定される。これらの国における水消費を論じる上では、脱塩水の寄与を考慮する必要があると言える。また、NNBW 由来の水消費量の値は、Wada et al. (2012)による主な地下水利用国における非再生可能地下水取水量と地域外の水資源利用量の推計値を合計したのと比較して、中国、アメリカ合衆国、パキスタンなどにおいてある程度整合している。

### 3.3.3. 人間活動による間接的な水利用

図 3.4 および図 3.5 に、2000 年および 2010 年における、貿易による各地域間の全水源由来の水の仮想的な移動量を示す。10  $\text{km}^3/\text{year}$  以上の純移動量成分について矢印で示した。なお図中の Total は地域間の仮想的な水の純移動量の合計、Other は 10  $\text{km}^3/\text{year}$  に満たなかった成分の合計、括弧内は 3 つの気候データセットによって計算を行った標準偏差を表す。2000 年と 2010 年の全水源由来のヴァーチャルウォーター貿易は、330.5  $\text{km}^3/\text{year}$  から 524.8  $\text{km}^3/\text{year}$  と大きく増加する結果となった。図 3.6 および図 3.7 に、2000 年および 2010 年における、貿易による各地域間の NNBW 由来の水の仮想的な移動量を示す。0.5  $\text{km}^3/\text{year}$  以上の純移動量成分について矢印で示した。図中の Total、括弧内の数値は上述のとおり、Other は 0.5  $\text{km}^3/\text{year}$  に満たなかった成分の合計である。NNBW 由来の水の仮想的な移動量は、2010 年の方が 2000 年より 21 % 程度小さい結果となった。

Tukker et al. (2014)は、国ごとのカーボンフットプリント、ウォーターフットプリント、ランドフットプリント、およびマテリアルフットプリントの評価を行い、43 ヶ国についてファクトシートとしてまとめている。ウォーターフットプリントについては、表流水および地下水の消費量を評価しており、取水量から排水量が差し引かれた値を採用している。2007 年における各国の貿易に伴う純移動量を併せて算出しており、アメリカ合衆国とカナダで構成される北アメリカと、中国、日本、韓国で構成される東アジアについては、本研究での移動量推計と比較が可能である。本研究において、2010 年における北アメリカの仮想的な表流水および NNBW の純輸出量は 14

km<sup>3</sup>/year、東アジアの仮想的な表流水および NNBW の純輸入量は 12 km<sup>3</sup>/year であった。一方、Tukker et al. (2014)による 2007 年における北アメリカの仮想的な表流水および地下水の純輸出量は 26 km<sup>3</sup>/year、東アジアの仮想的な表流水および地下水の純輸入量は 26 km<sup>3</sup>/year であり、本研究における解析結果は、Tukker et al. (2014)の半分程度であった。これは、解析対象の違いが起因しているものと考えられる。本研究は食料生産のみを水消費量として算定しているのに対し、Tukker et al. (2014)は工業製品等に含まれる水の量も対象としている。成分ごとの報告がなされていないため詳細な解析は困難であるが、食料生産のみを対象とした評価としては、ある程度整合しているものと考えられる。また Chapagain and Hoekstra (2003)は、世界のヴァーチャルウォーター貿易量は 1,031 km<sup>3</sup>/year であるとしており、このうち 695 km<sup>3</sup>/year が農作物の貿易、336 km<sup>3</sup>/year が家畜製品の貿易から成るとしている。これは本研究で採用している純移動量ではなく、輸出力を合計したものであるため、Total として示した値と差が生じている。Chapagain and Hoekstra (2003)による結果を用いて輸出力から輸入量を差し引くことで純移動量を算定すると、家畜製品については 171 km<sup>3</sup>/year となる。

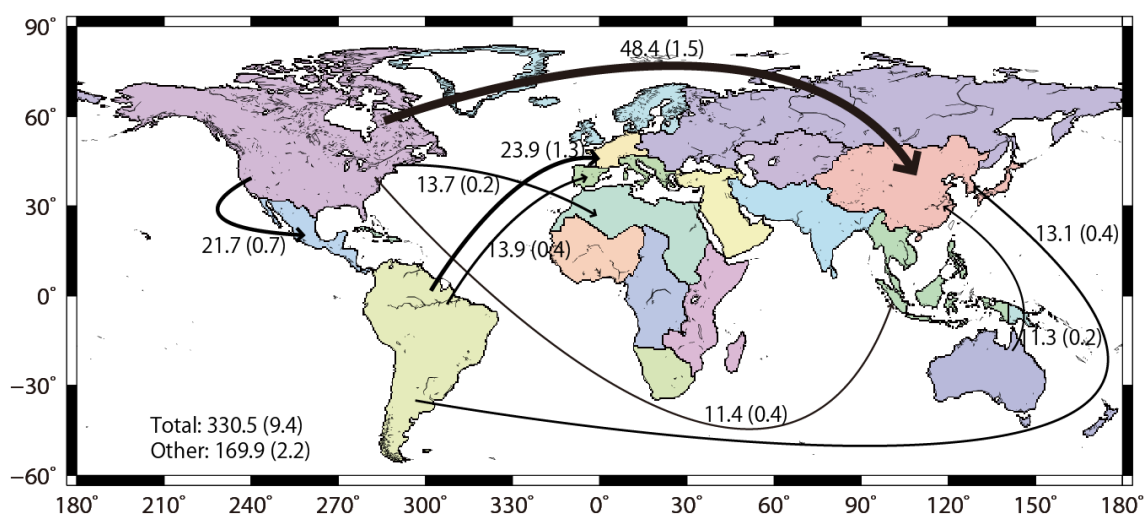


図 3. 4. 2000 年における水の仮想的な移動量（全水源）(km<sup>3</sup>/year)

(Total: 地域間の仮想的な水の純移動量の合計、Other: 10 km<sup>3</sup>/year 未満の成分の合計、  
括弧内: 気候データセットによる標準偏差)

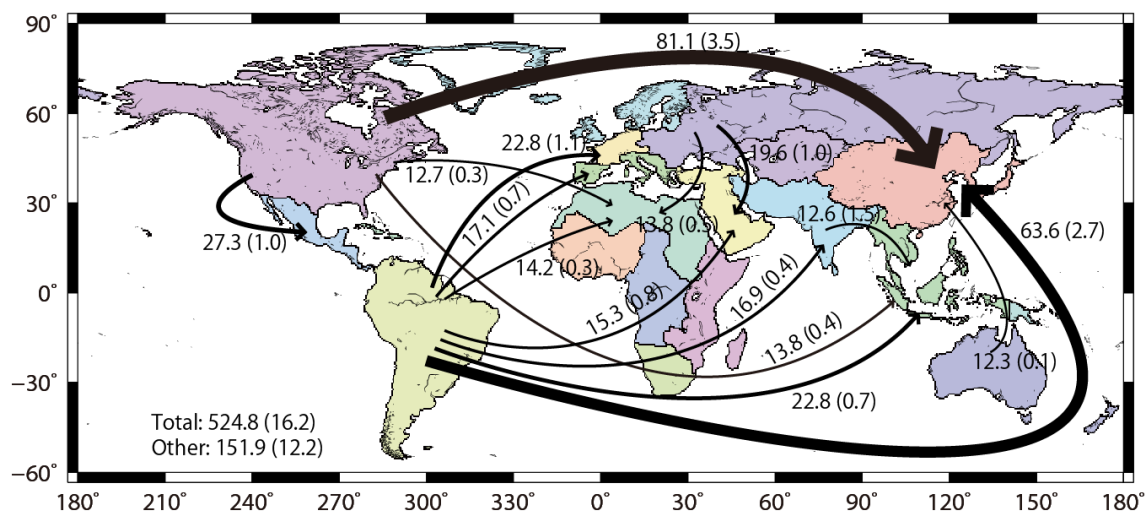


図 3.5. 2010 年における水の仮想的な移動量（全水源）( $\text{km}^3/\text{year}$ )

(Total: 地域間の仮想的な水の純移動量の合計、Other:  $10 \text{ km}^3/\text{year}$  未満の成分の合計、  
括弧内: 気候データセットによる標準偏差)

全水源由来の水の仮想的な移動量の増加の要因として、世界規模での貿易形態の変化が考えられる。2000 年と 2010 年における結果を比較して、仮想的な水の輸出量が  $5.0 \text{ km}^3$  以上増加したのは、北アメリカ、南アメリカ、東ヨーロッパ、南アジアからのもので、仮想的な水の輸入による収支が  $5.0 \text{ km}^3$  以上増加したのは、東アジア、東南アジア、西アジア、北アフリカ、中央アジア、南ヨーロッパ、カリブ海地方によるものである。東アジアの輸入量は、2000 年の  $72.1 \text{ km}^3/\text{year}$  に対して 2010 年には  $166.9 \text{ km}^3/\text{year}$  まで増加し、2 倍以上であった。北アフリカの輸入量は、2000 年においては  $28.7 \text{ km}^3/\text{year}$  に対して 2010 年には  $47.0 \text{ km}^3/\text{year}$ 、東ヨーロッパからの輸出量は、2000 年においては  $1.5 \text{ km}^3/\text{year}$  であったのに対して 2010 年には  $46.7 \text{ km}^3/\text{year}$  であった。東アジアの輸入量の増加については、北アメリカからの輸入量が 1.7 倍、南アメリカからの輸入が 2.8 倍に増加した。この現象の主な要因として、中国による食料輸入量の増加が挙げられる。2000 年に 1.20 兆 USD であった中国の国内総生産 (GDP) は、2010 年には 5.93 兆 USD まで増加しており、また人口は 12.6 億人から 13.4 億人に増加している (The World Bank)。経済成長と人口増加が食料輸入量の増加につながったものと考えられる。

世界の貿易形態は常に変化をしており、近年は環太平洋戦略的経済連携協定 (Trans-Pacific Strategic Economic Partnership Agreement; TPP; Office of the United States Trade Representative) をはじめとし、自由貿易協定 (Free Trade Agreement; FTA) や経済連携協定 (Economic Partnership Agreement; EPA) などの動きが活発である。世界経済の計算可能な一般均衡モデル GTAP モデル

(Global Trade Analysis Project)を用いて、協定による効果の試算が実施されており、内閣官房によると、TPP 交渉参加国であるシンガポール、ニュージーランド、チリ、ブルネイ、アメリカ合衆国、オーストラリア、ペルー、ベトナム、マレーシア、メキシコ、カナダ、および日本の 12 ヶ国が関税を撤廃した場合の経済全体および農林水産物に与える影響は、輸出は+2.6 兆円 (+0.55 %)、輸入は-2.9 兆円 (-0.60 %)、消費は+3.0 兆円 (+0.61 %)、投資は+0.5 兆円 (+0.09 %) の効果、そして農林水産物生産額は 3.0 兆円減少するとしている。また日本、中国、韓国、台湾、および ASEAN のすべての国が TPP に参加した場合の経済効果シミュレーションも行われており、この場合は日本、韓国、台湾のコメ生産が壊滅的な打撃を受け、日本はその他の農産物についても大きな生産額減少が予想されている (高増, 2011)。TPP をはじめとした経済協定や貿易協定によって、農作物に関する仮想的な水の移動の構図も変化すると予想される。すべての国で十分量的水資源が確保されていれば、水の観点からの問題はないが、水は時空間的に偏在する資源であるため、貿易相手国における水資源の利用可能性がどのような状況であるかについては、持続可能な発展のためには欠かすことができないと考えられる。仮想的な水の輸入は、自国の水資源の節約と他国の水資源への依存を意味する。貿易に伴う仮想的な水の移動の実態は、自国の食糧安全保障にも大きく関連する。また将来予測を行うためにも経済成長やそれに伴う生活スタイルの変化のみならず、世界の貿易形態についても注視する必要があると言える。

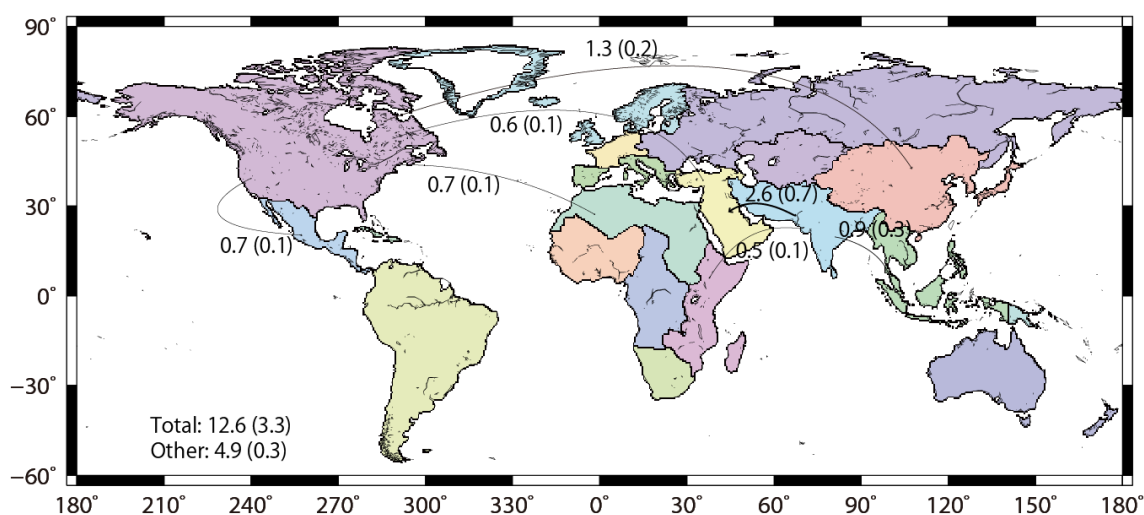


図 3. 6. 2000 年における水の仮想的な移動量 (NNBW) ( $\text{km}^3/\text{year}$ )

(Total: 地域間の仮想的な水の純移動量の合計、Other:  $0.5 \text{ km}^3/\text{year}$  未満の成分の合計、  
括弧内: 気候データセットによる標準偏差)



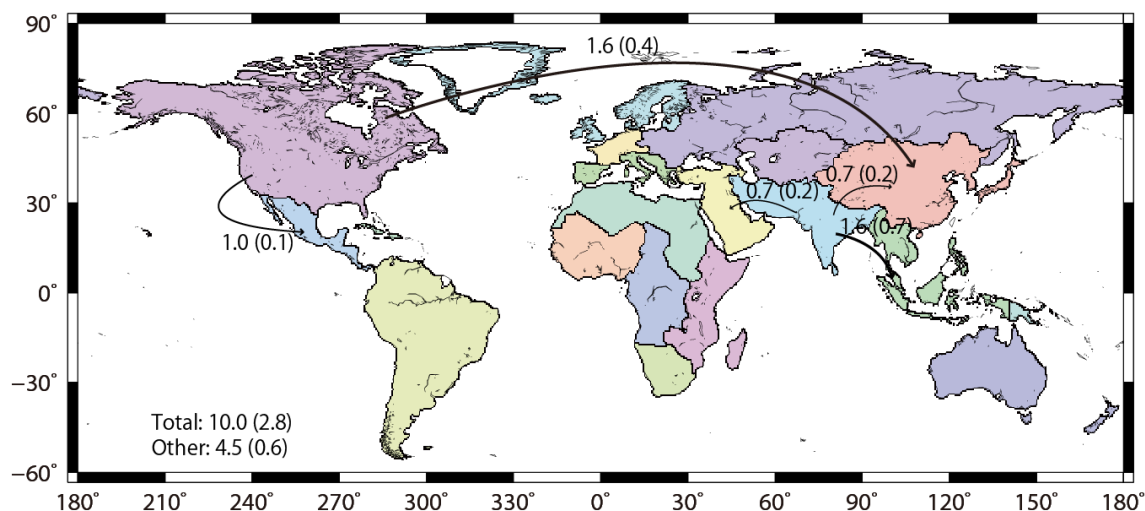


図 3. 7. 2010 年における水の仮想的な移動量 (NNBW) ( $\text{km}^3/\text{year}$ )

(Total: 地域間の仮想的な水の純移動量の合計、Other:  $0.5 \text{ km}^3/\text{year}$  未満の成分の合計、  
括弧内: 気候データセットによる標準偏差)

### 3.3.4. 貿易による仮想的な水資源量の変化

食料貿易に伴うヴァーチャルウォーターの輸入がもたらす自国内の水の節約効果について、Shiklomanov (1998)およびFalkenmark (1989)による各水ストレスに関する指標によって分類される国数の変化を図 3. 8 および図 3. 9 に示す。ヴァーチャルウォーターの形で水資源の輸入を含まない場合、対象国である 153 ケ国中、Shiklomanov の指標で Catastrophic に分類される国が 15 ケ国、Very low に分類される国が 22 ケ国、Falkenmark の指標で Absolute scarcity に分類される国が 8 ケ国、Scarcity に分類される国が 7 ケ国、Stress に分類される国が 16 ケ国あった。一方、食料貿易による効果を加味した場合、Shiklomanov の指標で Catastrophic に分類される国は 10 ケ国に減少し、Very low を含めた場合は 37 ケ国から 30 ケ国に減少する結果となった。また Falkenmark の指標で Absolute scarcity に分類される国は 3 ケ国に減少し、Scarcity と Stress を含めると、31 ケ国から 24 ケ国に減少する結果となった。水を大量に消費する食料について、貿易に伴うヴァーチャルウォーターの輸入が各国の水資源に及ぼす影響は大きく、各国の水ストレスの緩和に寄与しているものと考えられる。

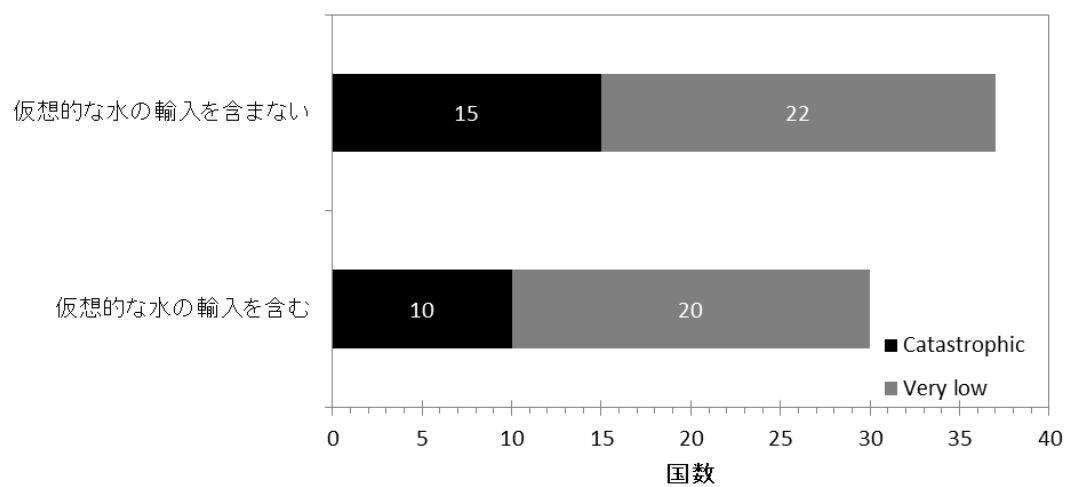


図 3.8. 仮想的な水の輸入に伴う Shiklomanov の指標による分類の変化

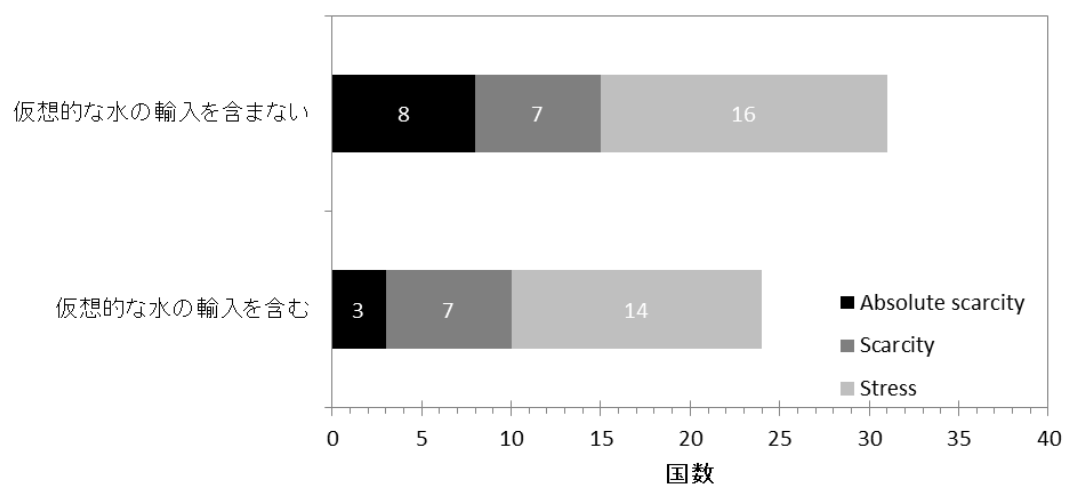


図 3.9. 仮想的な水の輸入に伴う Falkenmark の指標による分類の変化



### 3.4. 考察

#### 3.4.1. 食料国際貿易の方向

Krugman and Obstfeld (2014)は、ある国の輸出品と輸入品に組み込まれた生産要素を計算すれば、相対的に賦存量の多い生産要素の純輸出国で、相対的に賦存量の少ない生産要素の純輸入国であることが判明するはずであるとして、ヘクシャー=オリーン理論と Bowen et al. (1987)による研究に言及している。Bowen et al. (1987)は、27ヶ国における資本、労働、サービス、農業労働、生産労働、耕作地、牧場、森林などの生産要素について、世界全体の賦存量に占める各国の賦存量の比と、世界全体の所得に占める各国の所得の比率を比較した。自国の生産要素の比が所得の比に比べて高い生産要素を輸出し、低い生産要素を輸入するという前提に立ち、純輸出が予想通りの方向に実施されている国の割合を算出したところ、農業労働の貿易方向の合致率は0.63、耕作地については0.70、牧場については0.52、森林については0.70であった。

図3.10に、2010年における世界全体のGNIに対する各国のGNIの比と、世界全体の再生可能水資源量に対する各国の再生可能水資源量の比を、2010年における1人当たり穀物純輸出量の上位20ヶ国と1人当たり穀物純輸入量の上位20ヶ国(FAO)について示す。世界全体の再生可能水資源量に対する各国の再生可能水資源量の比が、世界全体のGNIに対する各国のGNIの比に比べて大きければ、相対的に高い生産要素である水資源の仮想的な純輸出国であることが予想されるが、40ヶ国のうち純貿易が予想通りの方向に行われていた国は63%であった。この結果は、Bowen et al. (1987)による他の生産要素についての解析結果に近い。再生可能水資源量によって穀物貿易の方向性のある程度予測できるが、ヘクシャー=オリーン理論のみによってすべての穀物貿易の方向を決定することはできないと言える。これは Leontief (1953)がヘクシャー=オリーン理論に対して唱えたレオンチェフのパラドックスが、食料貿易に伴う仮想的な水の移動についてもあてはまると言える。

図3.11に、2010年における世界全体のGNIに対する各国のGNIの比と、H08で計算した世界全体の年間水消費量に対する各国における年間水消費量の比を、1人当たり穀物純輸出量の上位20ヶ国と1人当たり純輸入量の上位20ヶ国について示す。この場合の純輸出が予想通りの方向に行われていた国は40ヶ国のうち70%であった。この値は、再生可能水資源量を生産要素として捉えた場合よりも高く、再生可能水資源量よりも水消費量の方が、穀物の輸出入にかかる生産要素としての寄与度が大きいと考えられる。つまり、他国に比べて相対的に水資源量が優位な国が穀物資源の純輸出を行っているよりも、他国に比べて相対的に多くの水を消費できる国が穀物資源の純輸出を行っている」と解釈することができる。

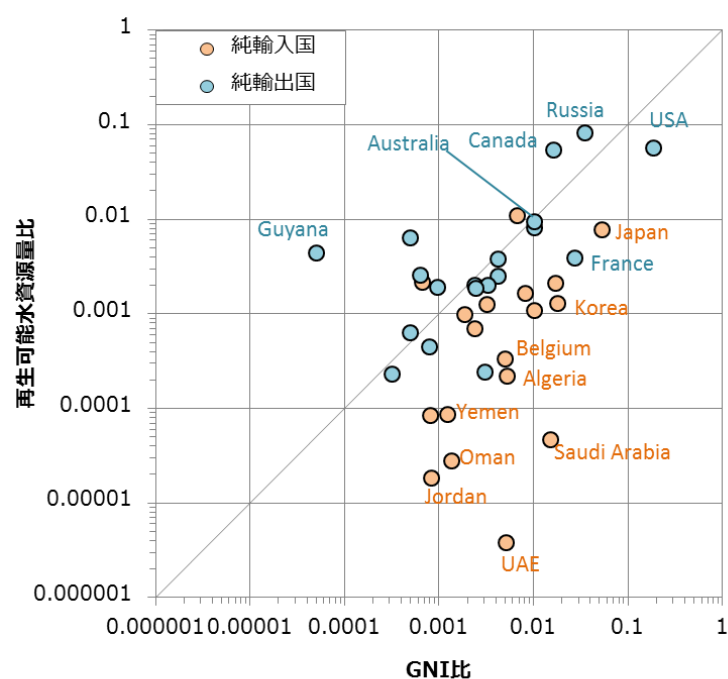


図 3.10. 各国の世界全体の GNI に対する比と世界全体の再生可能水資源量に対する比

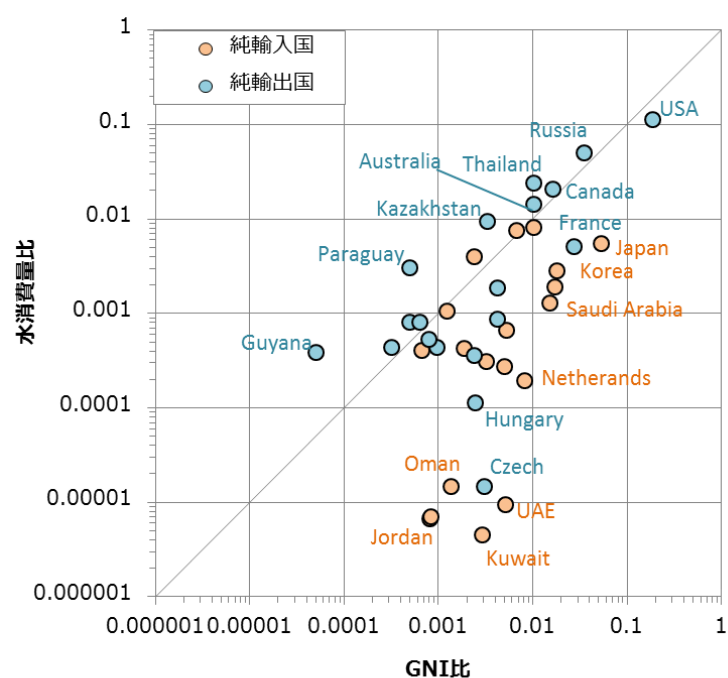


図 3.11. 各国の世界全体の GNI に対する比と世界全体の年間灌漑水量に対する比

### 3.4.2. 間接的な水の移動における経済的要素の寄与

図 3.12 に、IMF による 2010 年における 1 人当たり GDP で分類した、各国の 1 人当たり再生可能水資源量と純穀物輸入量の関係を示す。1 人当たり水資源量は、リビア、サウジアラビア、チュニジア、クウェート、ヨルダン、シリア、ハイチ、エリトリア、ケニア、ブルキナファソ、ルワンダなど、Shiklomanov の指標により catastrophic ( $1,000 \text{ m}^3/\text{capita}/\text{year}$  未満) または very low ( $2,000 \text{ m}^3/\text{capita}/\text{year}$  未満) に分類される国においては、1 人当たり GDP が高いほど 1 人当たり純穀物輸入量も高くなる傾向が見られた。これらの国においては、生産時に大量の水を必要とする穀物を輸入することで、自国の水資源を消費せずに水ストレスを緩和する効果が期待されるが、1 人当たり GDP が高いほどその効果が大きいものと考えられる。

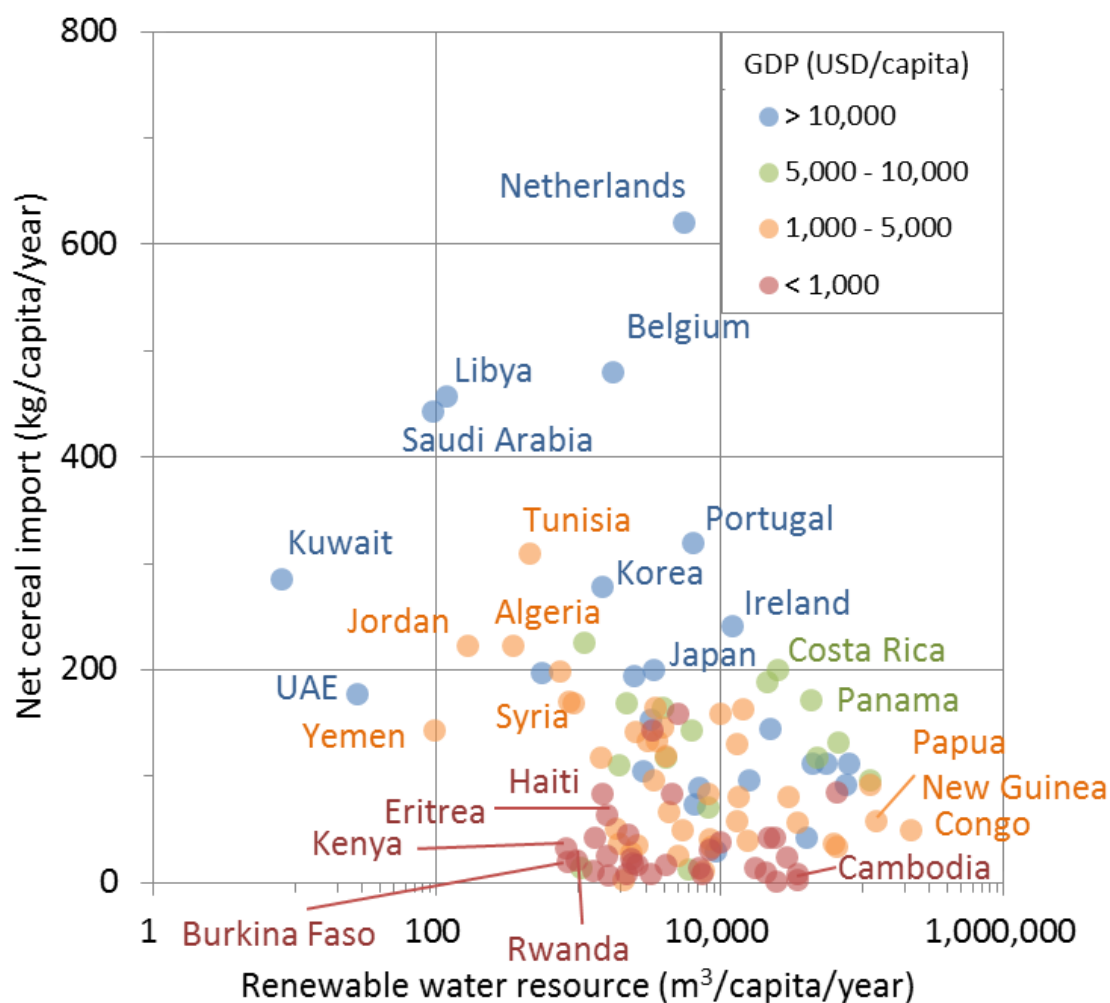


図 3.12. 各国の 1 人当たり再生水資源量と 1 人当たり純穀物輸入量

1人当たり GDP が 10,000 USD を上回る国のうち、1人当たり再生可能水資源量が最も少ないクウェート、サウジアラビア、アラブ首長国連邦と、1人当たり GDP が 1,000 USD を下回る国のうち、1人当たり再生可能水資源量が最も少ないケニア、ブルキナファソ、ルワンダについて、1人当たり再生水資源量に、穀物および食肉の貿易に伴う1人当たりヴァーチャルウォーターの純輸入量を加えたものを、1人当たりの水資源量をもとにした水ストレスに関する各指標と併せて図 3.13 に示す。1人当たり GDP が 10,000 USD を上回るクウェート、サウジアラビア、アラブ首長国連邦は、1人当たり GDP が 1,000 USD 未満であるケニア、ブルキナファソ、ルワンダに比べて貿易による水資源の節約量が非常に大きい結果となった。水ストレスに関する各指標と比較すると、1人当たり GDP が相対的に低い国については、貿易による仮想的な水資源の増大の寄与が非常に小さかった。ケニア、ブルキナファソ、ルワンダにおける貿易がもたらす仮想的な水資源の増大の寄与分は、貿易による仮想的な水の増大を加味した1人当たり水資源量の3%から5%程度にとどまった。一方で、1人当たり GDP が高い国については、自国内の1人当たり再生可能水資源量が非常に小さく、貿易がもたらす仮想的な水資源の増大は、貿易による仮想的な水の増大を加味した1人当たり水資源量の82%から99%と非常に大きな割合を示した。Falkenmark (1989)の指標による評価の結果、Absolute scarcity に属したクウェートとサウジアラビアは、食料の輸入による仮想的な水資源量の増大により、Scarcity へと分類が変化する結果となった。高 GDP がもたらす購買力が仮想的な水の輸入を生み出し、水不足指標の上でのストレスの度合いが低くなったが、食料の輸入のみによって水ストレスを完全に解消するには至っていないと考えられる。

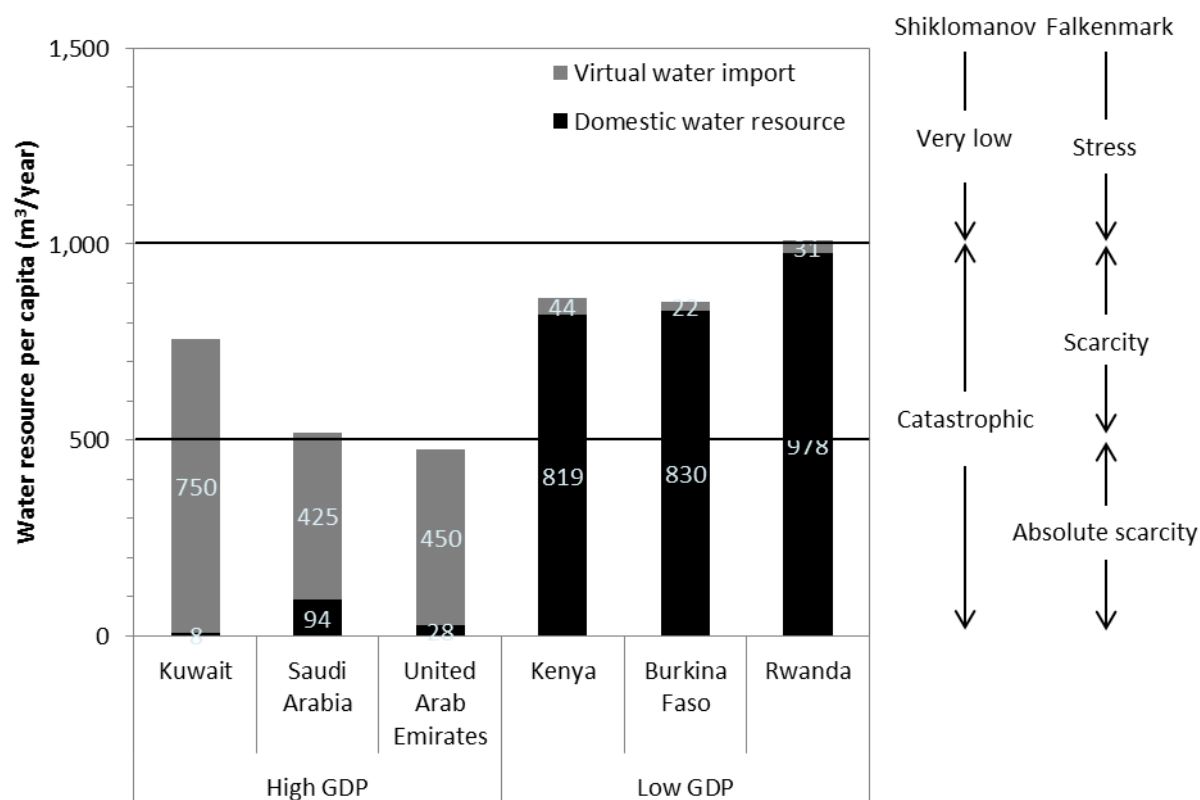


図 3.13. 各国の1人当たり再生可能水資源量と貿易による節約水資源量

Yang et al. (2003)は、1人当たり再生可能水資源量、1人当たり耕作地面積、1人当たり灌漑農地面積、1人当たり農薬投入量、および1人当たりGDPを説明変数とすることで1人当たり純穀物輸入量を表現した。また1980年から1984年までと、1996年から2000年までの平均値をもって、1人当たり再生可能水資源量が5,000 m³/capita/yearまでの国を主な対象として解析を行い、1人当たり再生可能水資源量が少ないほど1人当たり純穀物輸入量が増加する傾向を示した。2010年のデータを採用した本研究において、1人当たり再生可能水資源量についてのデータを得られる148ヶ国について解析を行うと、必ずしも1人当たり再生可能水資源量が少ないほど1人当たり純穀物輸入量が多いとは言えない。図3.12において1人当たり純穀物輸入量の最大値はオランダの621 kg/year、同国の1人当たり再生可能水資源量は5,534 m³/yearである。一方、1人当たり再生可能水資源量の最小値はクウェートの8 m³/yearで、同国の1人当たり純穀物輸入量が285 kg/year、1人当たり再生可能水資源量はオランダの0.1%程度であるのに対し、1人当たり純穀物輸入量は46%程度にとどまる。1人当たり純穀物輸入量が一定以上のベルギーやオランダは、家畜用飼料等の食料以外の用途での穀物輸入が一定の割合を占めているものと考え

られる。

図 3. 14 に、純穀物輸出国を含めた各国の 1 人当たり GDP、1 人当たり再生可能水資源量と 1 人当たり純穀物貿易量を示す。1 人当たり GDP が高いほど 1 人当たり純穀物輸入量が多くなるだけでなく、1 人当たり純穀物輸出力も増加する傾向が見られ、穀物の国際貿易を介した仮想的な水の移動は、1 人当たり GDP が高い国同士による貿易の寄与が大きいと考えられる。また 1 人当たり再生可能水資源量と 1 人当たり純穀物輸入量、1 人当たり再生可能水資源量と 1 人当たり純穀物輸出力のそれぞれに関係が見出されるが、その傾きは異なっている。純輸入国においては、1 人当たり再生可能水資源量が  $1,000 \text{ m}^3/\text{year}$  減少すると、1 人当たり純穀物輸入量は  $0.5 \text{ kg/year}$  増加する結果となった。一方、純輸出国においては、水資源量が 0 の場合に純輸出力が 0 であるとして線形近似を行うと、1 人当たり再生可能水資源量が  $1,000 \text{ m}^3/\text{year}$  増加すると、1 人当たり純穀物輸出力が  $1.2 \text{ kg/year}$  増加する結果となった。穀物の純輸入国と純輸出国では、単位当たりの水資源が及ぼす影響が異なっていると言える。しかし単純に 1 人当たり再生可能水資源量が少ないほど 1 人当たり純穀物輸入量が多く、1 人当たり再生可能水資源量が多いほど 1 人当たり純穀物輸出力が多いと結論付けることは難しい。水資源の豊富な地域で生産された穀物を水資源が不足する地域へ輸出する国際貿易を通して、後者の水資源の節約につながっているが、その恩恵を受けられるのは十分な穀物の輸入が可能な経済力を有する国に限られる可能性があり、現在の市場経済のみでは世界全体で効率的な水の利用に至っていないと考えられる。また水資源の持続可能な利用について論じるためには、各地域の水資源量のみならず、水の利用が水資源へ及ぼす潜在的な環境影響を加えた考察が望まれる。

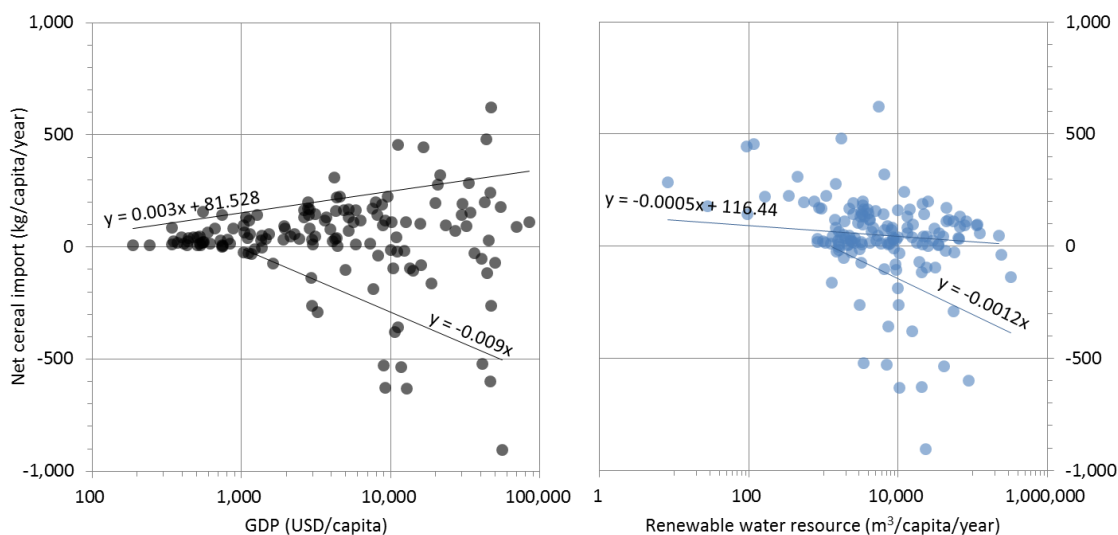


図 3. 14. 各国の 1 人当たり GDP (左)、1 人当たり再生可能水資源量 (右) と 1 人当たり純穀物貿易量

### 3.5. 結論

農業用水、工業用水、生活用水、ボトルウォーター、脱塩水といった異なる形態の水や、水を消費することで生産される農作物、工業製品等の市場単価と市場規模を、淡水の貯留や輸送にかかる費用と併せて解析した結果、ボトルウォーター以外の水は他の産品に比べて極端に安く、水自体の取引よりも、水を利用して生産された消費財を輸送する方が経済的に合理的であることが示された。一方でボトルウォーターは、市場単価および市場規模が一次産品のそれに近く、資源ではなく食品として世界的に広く流通していると考えられる。タンカーによって水を輸送する貿易は、既に一部の地域で行われているものの、産品の市場単価に占める輸送費を勘案すると、ビジネスとしての展開は難しいことが明らかとなった。水を輸送する代替としてダム建設によって貯水をするという選択は、経済的な観点からは合理的である可能性が示唆された。

人間による直接的な水利用として、農業活動に伴う水消費量を 1991 年から 2000 年と、2001 年から 2008 年の期間で算定した。2001 年から 2008 年までの期間の年平均値は、1991 年から 2000 年までの期間の年平均値に比べ 6 % ほど大きかった。水源ごとでは、面積が大きい天水農地での降水由来の消費量が最も大きく、灌漑農地では降水と表流水の消費量が同程度で、地下水などシステム外の水源を表す NNBW 由来の消費量が最も小さかった。人間による間接的な水利用として、2000 年と 2010 年における食料貿易に伴う仮想的な水の移動量を推計した。全水源由来の仮想的な水移動量は、2000 年における  $330.5 \text{ km}^3/\text{year}$  から 2010 年における  $524.8 \text{ km}^3/\text{year}$  に大きく増加し、特に東アジアの輸入量の増大が顕著であった。中国における経済成長と生活スタイルの変化が大きく寄与しているものと考えられる。今後は TPP をはじめとする貿易協定や経済協定によっても仮想的な水移動の形態は大きく変化すると予想される。

ヘクシャー=オリー理論を用いて国際貿易の方向性を考察した結果、各国における再生可能水資源量と水消費量によって穀物貿易の方向性のある程度の予測が可能であることが明らかとなった。1 人当たり GDP および再生可能水資源量と、純穀物輸入量の関係について解析を行った結果、必ずしも 1 人当たり再生可能水資源量が少ないほど 1 人当たり純穀物輸入量が多いとは言えないことがわかった。一方で、1 人当たり GDP が高いほど 1 人当たり純穀物輸入量が多くなる傾向が見られた。1 人当たり GDP が高いクウェート、サウジアラビア、アラブ首長国連邦は、1 人当たり GDP が低いケニア、ブルキナファソ、ルワンダに比べて貿易による水資源の節約効果が非常に大きいことが明らかとなった。自国の水資源を消費せずに、生産時に大量の水を必要とする穀物を輸入することで、水不足の緩和が可能なのは、相応の経済力を有する国に限られる可能性がある。また水利用の持続可能性について論じるためには、水資源量に加えて水の利用が及ぼす潜在的な環境影響を考慮した統合的な考察が望まれる。

## 第4章

### 水源の違いを考慮した水の利用に関する特性化係数の開発

#### 4.1. はじめに

近年、人間による淡水の需要が増大しており (Shiklomanov, 2003)、持続可能な利用へ向け水問題の解決が望まれている (FAO, 2011)。製品やサービスのライフサイクルにおいて投入される水量の把握する代表的な手法として、ウォーターフットプリントが挙げられる。「製品またはサービスの生産にかかる淡水消費量と汚染量の総量」 (Hoekstra et al., 2011)として定義されるウォーターフットプリントは、直接的な水利用に加えて、原材料の生産をはじめとする間接的な水利用に対する認識を高める上で有効であるが、水の利用に伴う環境影響として定義するには議論の余地が残る。まず、グレイウォーター (Hoekstra et al., 2009)は汚染物質を環境基準まで希釈するのに必要な水量を表すが、これは水質汚染の指標であり、水の物理的な消費を表すグリーン (Falkenmark and Rockström, 2004)、ブルーウォーターとはその性質が異なる。また、グリーンおよびブルーウォーターは水の利用または消費量の総和であるが、これは時間的、空間的な水の偏在性を考慮しているとは言えない。森林域においては、年降水量と年蒸発散量の長期平均値に良い相関があることが知られている (Zhang et al., 2001)。降水をはじめとする水資源が豊富な場所で農業を行う場合、降水量の少ない地域に比べて圃場からの蒸発散量の増加が予想されるため、単位重量の農作物を生産するために必要な水量を表すウォーターフットプリントは必然的に大きくなるが、消費された水量のみの評価によって、地域の水資源環境に適した農業が水資源に大きな影響を及ぼすとは言い切れない。再生可能な水資源量は時間、場所、水源によって異なるため、単位量の水利用が水資源に及ぼす環境影響もまた、時間、場所、水源によって異なると考えられる。陸域水循環の源である降水が時間および空間により変動すると、表流水や地下水の流出量と利用可能量も変化する。水循環の特性上、表流水や地下水などのブルーウォーターは、土壌に貯留されたグリーンウォーターに比べて再生可能量は原則として小さい。つまりブルーウォーターの消費は、同量のグリーンウォーターに比べて水資源に対する影響が大きいと言える。有効な涵養機構を持たない化石水のような非持続可能なブルーウォーターであれば、その影響はさらに大きくなる。これらより、持続可能な水資源利用を推進する上で、水源別にその利用が及ぼす潜在影響量の推計が望ましい場合があると考えられる。また水消費量の総和が影響量を表す数字として誤解を生む可能性があるため、時間、場所、水源による違いを反映した特性化係数を用いて水の利用量を影響量に変換することが望まれる。しかし、水の消費量の特性化係数に関する研究には課題が残っているのが現状である。

ウォーターフットプリントは水文学研究の分野から提唱された概念であるが、水消費による水



の利用可能性への影響はLCIAにおいても議論されている。LCIAでは、LCIの結果であるインベントリが特性化係数を用いて共通の単位を持つミッドポイントインパクトカテゴリに変換される (ISO, 2006b)。LCIAに基づいた水消費に関する特性化係数として水ストレス指標 (WSI; Pfister et al., 2009)が挙げられる。WSIは年間利用可能水資源量 (WA) と年間取水量 (WI) の比である WTA (Raskin et al., 1997)をもとにし、そして降水量分布の偏差から求められる変動係数 (VF) を用いて設定される。この手法は時間および空間的な水の偏在性を考慮しているものの、水源による違いは反映されない。また、WSIが2倍の地域における単位量の水利用が、2倍の潜在影響を持つ客観的根拠は明示されていない。地下水フットプリント (Gleeson et al., 2012)は、地下水の利用と生態系サービスを維持するのに必要な面積を表す。しかしその評価対象は地下水のみであり、降水や表流水は含まれていない。近藤 (2011)はGreen-water Equivalent手法として、地域における降水量と総流出量の比を河川および貯水池の水利用に対する特性化係数を、地域における降水量と基底流出量の比を非循環地下水の特性化係数として提案した。これら既存の手法はグリッドごと、帯水層ごとに異なるパラメータを用いるため、特性化の構造が複雑であり、また算定結果がパラメータの不確実性に左右される可能性がある。ウォーターフットプリントは水源の違いを記述するものの、すべての種類の水が時空間的に重み付けされないまま加算される。これは特性化係数が1であることに等しく、水源の違いによる利用可能な水資源量の差が反映されているとは言えない。また最終的なウォーターフットプリントの値に地域の水資源量が反映されないとの指摘もある (Jefferies et al., 2012)。非生物の枯渇ポテンシャル (ADP) (Guinée et al., 1995)に基づいた淡水取水の特性化係数 (FD) (Milà i Canals et al., 2009)は、アンチモンを基準物質として地下水の取水量を特性化する。この手法は水資源が枯渇する場合のみを想定しており、地下水涵養量よりも少ない量の取水は評価対象にならない。

これまで行われてきた水消費量の特性化による水の利用可能性への影響評価手法において、水文学で想定する空間、時間、水源における再生可能水資源量に関する知見が十分に考慮されていないのは大きな課題で、場所や水源など個々の条件に対して個別の特性化係数を設定しつつ、特性化の結果を加減算できる概念が必要であると言える。また特性化係数の算定に不確実性が高いパラメータを用いず、単純で頑健な構造を持つ概念を示した研究例は極めて少ない。本章では、空間と水源による水の再生可能水資源量の違いを客観的に反映し、かつ頑健性の観点から実用的な特性化が可能な水利用に関する係数の開発を目的とする。

## 4.2. 特性化係数の概念

LCIAは、ミッドポイント (特性化) とエンドポイント (被害評価) の評価に大別される (伊坪, 2010)。ミッドポイントはGWP等の係数を用いた潜在的な影響を測るものであるのに対し、エンドポイントは人間健康や生態系といった環境の変化を通じて最終的に被害を受ける対象が被る被害量を評価するものである。ミッドポイントのLCIAの結果は、基準物質に対する当量と

## 水源の違いを考慮した水の利用に関する特性化係数の開発

して表される (European Commission – Joint Research Centre – Institute for Environment and Sustainability, 2010)。本研究で提案する水の利用可能性における特性化手法は、水の量に対して任意の基準状態を設定し、その特性化の結果を基準量の当量として表す。本項では、便宜上、全球平均降水量を基準状態として設定する。水の消費が利用可能性へ及ぼす影響は、地域の再生可能水資源量に反比例すると仮定する。水資源に乏しい地域で一定基準量の水を得るためには、土地面積を増やすかより長い時間をかけて採取する必要があるため、水資源への影響は、一定量の水を得るために必要な土地面積または時間によって説明ができる。各水源の特性化係数を式(4.1)に定義する。

$$fwa_{x,l} = \frac{A_{x,l}}{A_{ref}} = \frac{T_{x,l}}{T_{ref}} \quad (4.1)$$

ここで、 $fwa_{x,l}$ は対象地点 $l$ における水源 $x$ の特性化係数、 $A_{x,l}$ は地点 $l$ において水源 $x$ から基準量の水を得るのに必要な単位時間あたりの面積、 $A_{ref}$ は基準状態において基準量の水を得るのに必要な単位時間あたりの面積、 $T_{x,l}$ は地点 $l$ において水源 $x$ から基準量の水を得るのに必要な単位面積あたりの時間、 $T_{ref}$ は基準状態において基準量の水を得るのに必要な単位面積あたりの時間である。水源は降水、河川などの表流水、および地下水からなる。また、 $A_{x,l}$ および $T_{x,l}$ は式(4.2)および式(4.3)によって算出する。

$$A_{x,l} = \frac{A_l \times P_0}{A_l \times P_{x,l}} \quad (4.2)$$

$$T_{x,l} = \frac{T_l \times P_0}{T_l \times P_{x,l}} \quad (4.3)$$

ここで、 $A_l$ は対象地点 $l$ の面積 [m<sup>2</sup>]、 $T_l$ は対象地点 $l$ において水を採取する時間で、本研究では1年を設定する。 $P_0$ は基準状態の水量 [m]で、本研究では1.0 mを設定する。 $P_{x,l}$ は対象地点 $l$ における水源 $x$ の年循環量 [m]である。全球平均降水量を基準状態とすることで、場所と水源の違いによる再生可能な水資源量の差を反映できる。降水はすべての淡水資源の起源であり、その全球平均値は場所による偏在性を重み付けるのに有効であると言える。また降水量は全球規模で人工衛

## 水源の違いを考慮した水の利用に関する特性化係数の開発

星によって観測されており、流出量や蒸発量など他の要素と比べて正確な水文パラメータである。これらより全球平均降水量は科学的に信頼できる基準となり得る。表4. 1にデータベースおよび文献による陸面および海面における全球平均降水量を示す。海洋を含む全球平均降水量は約1,000 mm/yearと見積もられるため、 $1.0 \text{ m}^2$ における $1.0 \text{ m}^3$ の水資源を基準状態とすることで概念の単純化が可能である。この特性化係数を Water availability factor ( $fwa$ ) とし、特性化結果の単位として $\text{m}^3 \text{ H}_2\text{Oeq}$ を採用する。

表4. 1. 各気候データセットと文献による年平均降水量

引用元	データ セット	バージョン	空間分解能 時間分解能	期間	陸面	海面	全球
					(mm/year)	(mm/year)	(mm/year)
Xie and Arkin (1997)	CMAP	0203	$2.5^\circ \times 2.5^\circ$ 月	1979～ 2001	689	1093	975
Adler et al. (2003)	GPCP	2.2	$2.5^\circ \times 2.5^\circ$ 月	1979～ 2010	845	1021	975
Huffman et al. (2001)	GPCP	1DD	$1^\circ \times 1^\circ$ 日	1997～ 2000	785	1006	949
Baumgartner and Reichel (1975)					830	1007	970
Korzun et al. (1978)					800	1270	1130
Rudolf et al. (2005)	GPCC	v6_1.0	$1^\circ \times 1^\circ$ 月	1901～ 2010	781	-	-
Hanasaki et al. (2008); Dirmeyer et al. (2006)	GSWP2	B1	$1^\circ \times 1^\circ$ 3時間	1986～ 1995	699	-	-
Weedon et al. (2011)	WFD		$0.5^\circ \times 0.5^\circ$ 6時間	1960～ 2000	867	-	-
Lvovitch (1973)					834		

図4. 1に、 $fwa$ を面積で表現する場合の概念図を示す。表面流出量と中間流出量を併せた総流出量を表流水の起源とし、中間流出量が地下水涵養量と等しいものとする。これは地球物理学的に決定される各水源の再生可能水資源量に等しく、理論上、人間が最大限利用可能な水量である。

## 水源の違いを考慮した水の利用に関する特性化係数の開発

基準状態において $1.0 \text{ m}^3$ の水を得るのに必要な面積は $1.0 \text{ m}^2$ 、時間は1年であり、この状態の $fwa$ を1.0とする。500 mm/yearの降水がある地域で $1.0 \text{ m}^3$ の水を得るには $2.0 \text{ m}^2$ または2年が必要となるため、降水の $fwa$  ( $fwa_p$ ) は 2.0となる。同様に、100 mm/yearの総流出量がある地域の表流水の $fwa$  ( $fwa_{sw}$ ) は10.0、20 mm/yearの中間流出がある地域の地下水の $fwa$  ( $fwa_{gw}$ ) は50.0となる。

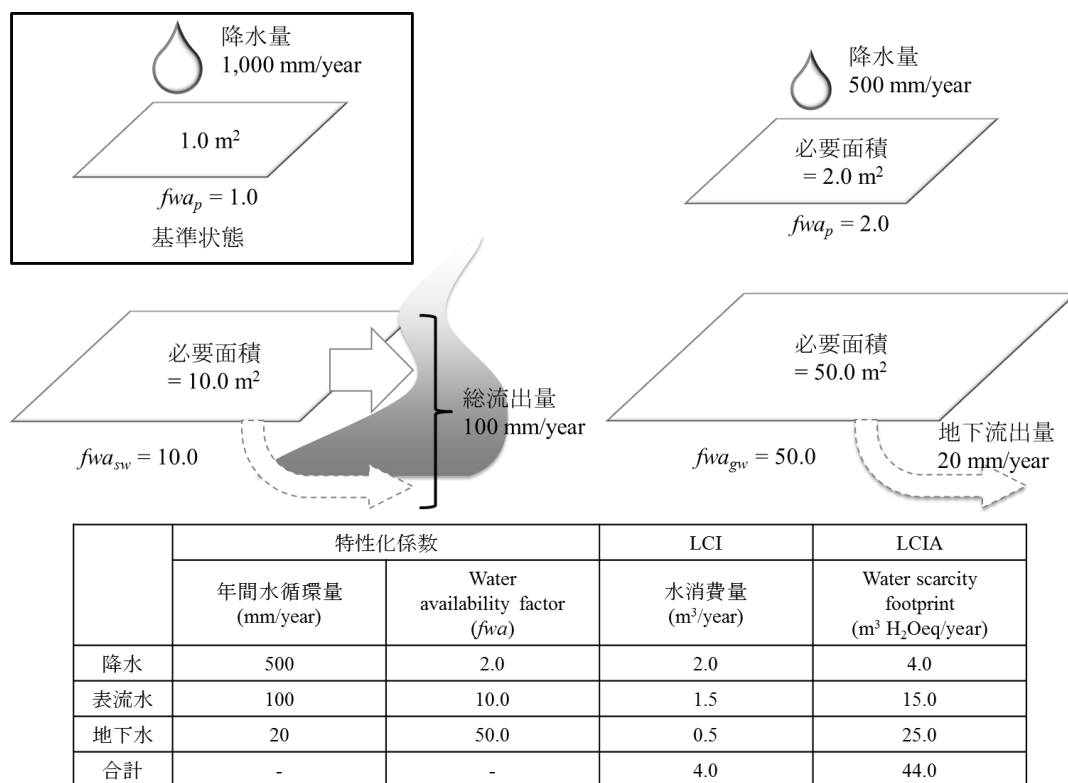


図 4.1. Water availability factor を面積で表現する場合の概念図

インパクトカテゴリとしての潜在影響量は、式 (4.4) のように各水源の水消費量にそれぞれの特性化係数を乗じて算出される。

$$WSF = \sum (fwa_{x,l} \times WI_{x,l}) \quad (4.4)$$

ここで、 $WSF$  は Water scarcity footprint (潜在影響量)、 $WI_{x,l}$  は対象地点  $l$  における水源  $x$  からの水消費量 (ウォーターフットプリントインベントリ) を表す。すべての特性化係数は共通の基準

状態に基づく。この特性化係数は任意の空間分解能に適用できる。本研究では年平均値を用いて各水源の  $fwa$  を算出するが、全球平均年降水量の  $1/4$  の値を基準値として設定し、降水量、総流出量、中間流出量の 3 ヶ月平均値を用いて各水源における係数を算定すれば、季節ごとの  $fwa$  を算出できる。また全球平均年降水量の  $1/12$  の値を基準値として設定し、降水量、総流出量、中間流出量の 1 ヶ月平均値を用いて各水源における係数を算定すれば、月ごとの  $fwa$  の算出が可能であり、任意の時間分解能を設定できる。全球平均降水量を基準とし、一定量の水を得るために必要な面積または時間に着目することで、従来の手法に比べて単純な構造での特性化が可能となり、パラメータの不確実性に左右されにくい頑健な係数であると言える。この手法は LCIA における特性化の手順に整合する。

### 4.3. 特性化係数の算出

インベントリとしてのウォーターフットプリント算出において、その精度はデータ品質に強く依存することが知られ (Feng et al., 2011)、様々な空間スケールでの算出が行われている。本研究における  $fwa$  の算出には  $0.5^\circ \times 0.5^\circ$  の空間解像度を採用する。高空間解像度のグリッドスケールで提供される特性化係数は、国、大陸、流域といった任意の空間スケールに変換でき、特性化の対象であるインベントリデータの品質に併せた設定が可能である。高解像度かつ全球スケールで水源を考慮した  $fwa$  を計算するため、水循環過程の再現が可能な全球水資源モデルを用いた。

$fwa_p$  の算出には WFD を用いた (Weedon et al., 2011)。WFD は 20 世紀における気候データを再現したデータセットで、降水についての時間分解能は 6 時間、空間分解能は  $0.5^\circ \times 0.5^\circ$  である。各グリッドにおける 1991 年から 2000 年までの 10 年間の年平均降水量を用い、式 (4. 1) に従って  $fwa_p$  を算出した。

$fwa_{sw}$  および  $fwa_{gw}$  の算出には、全球水資源モデル H08 (Hanasaki et al., 2008a) を用いてグローバルスケールでの水文過程のシミュレーションから得られる結果を採用して算出を行った。この時、現況の水資源の状況を反映した係数を算定するため、貯水池操作および灌漑活動に代表される人間活動の水循環への影響を考慮した上でシミュレーションを実施した。H08 での灌漑農地における農業用水の計算にあたっては、まず降水のみを用いて対象農作物の生産を行い、降水が需要を満たさない場合は表流水を利用する。それでも需要を満たさない場合に地下水等その他の水源である NNBW からの取水を行う順序を採用する。そのため、降水のみで自給自足ができず、かつ自然河川の恩恵を受けられない地域の WSF が大きくなる。対象期間を 1991 年から 2000 年として 1 日単位で水の需給を計算し、10 年間の年平均総流出量および年平均中間流出量を計算した。各グリッドにおける流出量は、その流域内の上流から流入する水量を含んで計算された。これは、上流からの流入を含む水量がその地域で利用可能な水資源量と考えられるためである。ここで、年平均総流出量は最終的に河川へ流出する成分であるため、対象地域における表流水の年平均循環量とみなした。また、年平均中間流出量は、一度地中へ浸透した後に流出する成分であるため、

## 水源の違いを考慮した水の利用に関する特性化係数の開発

対象地域における年平均地下水循環量および年平均地下水涵養量とみなした。これら流出量の計算結果を用いて式 (4. 1)に従って  $fwa_{sw}$ 、 $fwa_{gw}$  を算出した。H08 による水循環シミュレーションの詳細、計算条件、および入力データについては第2章に詳しい。

降水、表流水、地下水の3つの水源について算出された  $fwa$  を、CEISIN and CIAT による国境線データに基づき、 $fwa_p$  については降水量、 $fwa_{sw}$  については総流出量、 $fwa_{gw}$  については中間流出量で国別の加重平均値に変換した。 $fwa_p$  に関する国別の加重平均値の算定方法は以下である。

$$\overline{fwa_p} = \frac{\sum_l (fwa_{p,l} \times R_l)}{\sum_l R_l} = \frac{\sum_l \left( \frac{P_0}{P_l} \times A_l \times P_l \right)}{\sum_l (A_l \times P_l)} = \frac{\sum_l (A_l \times P_0)}{\sum_l (A_l \times P_l)} \quad (4. 5)$$

ここで、 $R_l$ 、 $P_l$ 、 $A_l$  はそれぞれ対象地点  $l$  における年降水量 [ $m^3$ ]、年降水量 [ $m$ ]、面積 [ $m^2$ ]、 $P_0$  は基準状態における降水量 [ $m$ ] である。式 (4. 5) より得られる加重平均値は無次元であり、国平均値を用いて算定する値に一致する。また、天水および灌漑農地 (Ramankutty et al., 2008; Siebert et al., 2005) における降水量、総流出量、中間流出量を用いて重み付けを行い、農業用水に関する特性化係数を算出した。

$fwa$  の不確実性を検証するため、モデル、対象期間、人間活動の影響、上流からの流入の影響の条件を変更した計算によって得られる  $fwa$  との比較を行った。比較対象の  $fwa$  の算出にあたっては、その他の条件を固定し、1 つずつ条件を変更して実施した。比較対象の  $fwa$  の計算条件を表 4. 2 に示す。モデルの差による不確実性の検証においては、Pokhrel et al. (2012a) による HIGW-MAT を採用した。HIGW-MAT の概要および計算条件については、第2章に詳しい。対象期間の差による不確実性の検証においては、同じ気候データ (WFD) の 1961 年から 1990 年までを計算対象期間とした時に算定される水文パラメータを採用した。人間活動の影響による不確実性の検証においては、貯水池操作および灌漑活動を行わなかった場合の年平均総流出量と年平均中間流出量の計算結果を用いて  $fwa_{sw}$  および  $fwa_{gw}$  の算定を行った。また、上流からの流入の影響による不確実性の検証においては、各グリッドにおける総流出量および中間流出量の計算結果のみを用いて  $fwa_{sw}$  および  $fwa_{gw}$  の算定を行った。

表 4.2.  $fwa$  の不確実性の検証のための計算条件

計算条件	$Fwa$	比較対象の $fwa$
モデル	H08	HIGW-MAT
計算期間	1991 年～2000 年	1961 年～1990 年
人間活動の影響	有	無
上流からの流入の影響	有	無

## 4.4. 結果

$fwa$  の分布を示す際、高解像度のグリッドデータは、地域の特性を反映したより詳細な環境影響評価を可能にし、また国単位など任意の空間解像度に変更可能である。本章では全球グリッド、大陸単位、国単位における結果について論じる。

### 4.4.1. 全球分布

降水、表流水、地下水に関する  $fwa$  の全球分布を図 4.2 に、積算面積の分布を図 4.3 に示す。 $fwa_p$  の分布のうち 99.8 % が  $10^{-1}$  から  $10^4$  までの範囲で分布し、99 % は 600 未満であった。 $fwa_p$  の最大値を有するグリッドは、エジプトにおける北緯  $22.75^\circ$ 、東経  $29.25^\circ$  で、その値は  $8.5 \times 10^{18}$ 、最小値を有するグリッドはバングラデシュにおける北緯  $22.25^\circ$ 、東経  $91.75^\circ$  で、その値は  $1.3 \times 10^{-1}$  であった。 $fwa_p$  が 1.0 を下回る地域はすべての大陸で見られ、主に南アメリカ中北部、アフリカ中部、および東南アジアで見られた。 $fwa_{sw}$  の分布の全球スケールでのばらつきは  $10^{-1}$  から  $10^9$  までの範囲であった。 $fwa_{sw}$  の最大値を有するグリッドは、エジプトにおける北緯  $23.25^\circ$ 、東経  $28.25^\circ$  で、その値は  $3.1 \times 10^9$ 、最小値を有するグリッドはバングラデシュとの国境に近い中国における北緯  $25.25^\circ$ 、東経  $91.75^\circ$  で、その値は  $1.4 \times 10^{-1}$  であった。 $fwa_{gw}$  の分布の全球スケールでのばらつきは  $10^0$  から  $10^9$  までの範囲であった。 $fwa_{gw}$  の最大値を有するグリッドは、エジプト内の北緯  $23.25^\circ$ 、東経  $28.25^\circ$  で、その値は  $3.1 \times 10^9$ 、最小値を有するグリッドはパプアニューギニアとの国境に近いインドネシアにおける南緯  $4.75^\circ$ 、東経  $140.75^\circ$  で、その値は 1.9 であった。

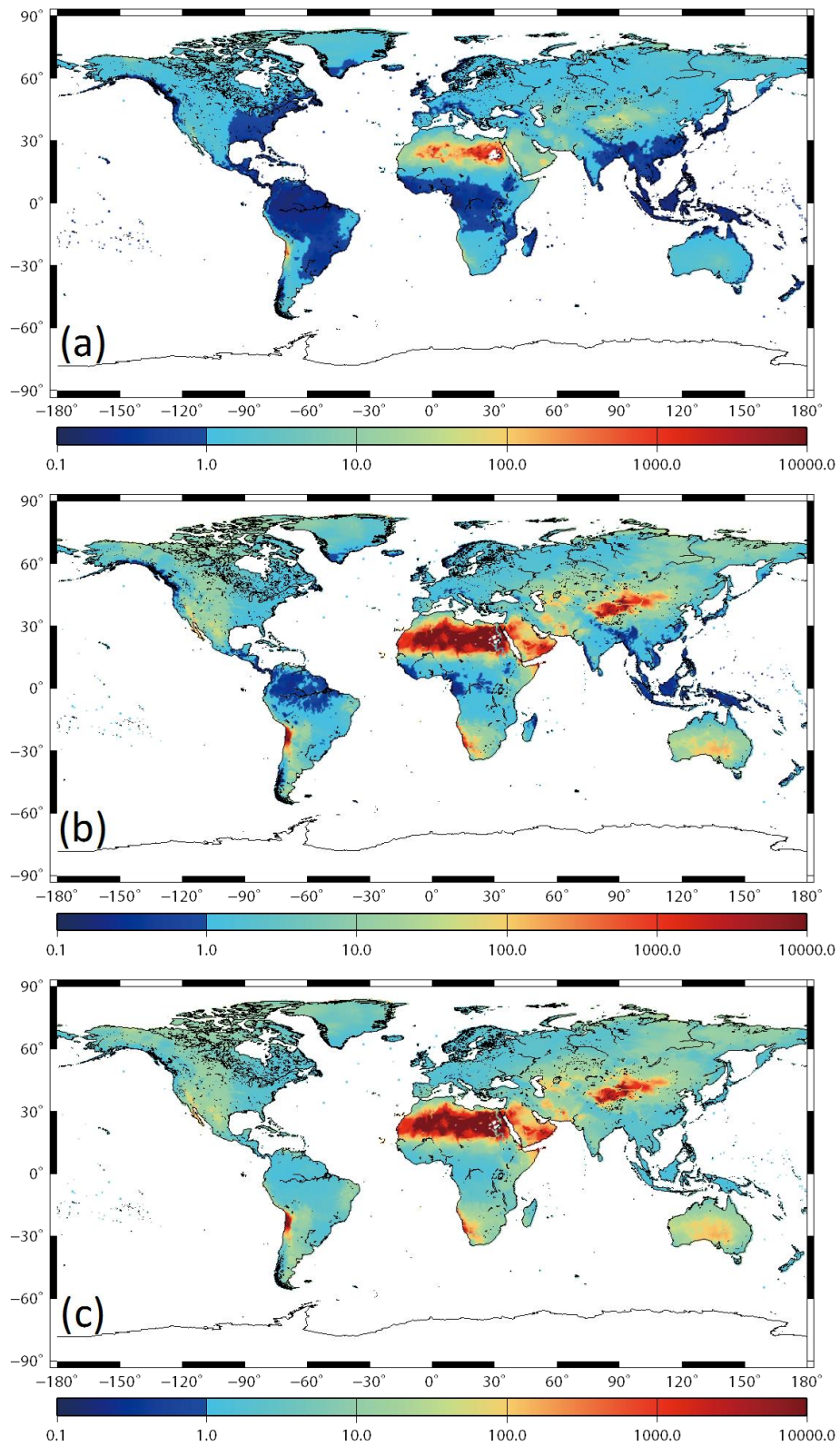


図 4. 2. 各水源に関する Water availability factor の全球分布 (a)降水、(b)表流水、(c)地下水



$fwa_{sw}$  および  $fwa_{gw}$  は、 $fwa_p$  に比べて大きい値を持つことが多く、ともに全陸地面積の 5.6 % が 1,000 を超え、その分布傾向は一致していた。 $fwa_{sw}$  および  $fwa_{gw}$  の値が 1,000 を超える地域はサハラ砂漠、アラビア半島、南アフリカ、中国内陸部、アメリカ中西部、およびオーストラリアに見られ、特にサハラ砂漠周辺の地域は  $fwa_{gw}$  の値が 1,000 を超える面積が他の地域に比べ大きかった。陸域の水循環は降水を起源とし、蒸発散を経た後に残る成分が表面流出および中間流出として生じる。この過程は H08 における陸面過程サブモデルでも再現されており、上流からの追加的な水資源の流入を考慮しなければ、常に  $fwa_p$  が  $fwa_{sw}$  および  $fwa_{gw}$  よりも大きくなる。

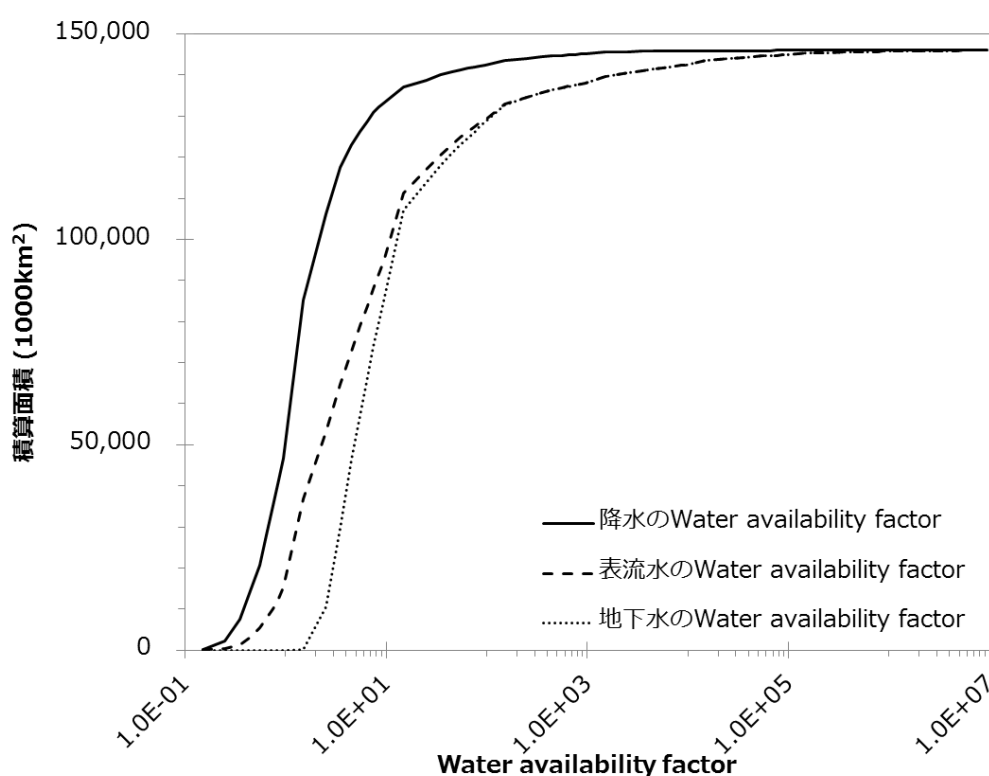


図 4.3. 各水源に関する Water availability factor の積算面積分布

各水源の  $fwa$  について、それぞれの値の  $fwa$  を有するグリッドに居住する人口の積算分布を、図 4.4 に示す。人口の値は、CEISIN and CIAT によって提供される 2000 年における人口のグリッドデータを採用した。 $fwa_p$  が  $fwa_{sw}$  よりも左側に分布し、また  $fwa_{sw}$  が  $fwa_{gw}$  よりも左側に分布する傾向は、陸地面積の積算分布と同様であった。陸地面積の積算分布における  $fwa_p$  の 99 パーセンタイル値は 600 であったのに対し、人口の積算分布における  $fwa_p$  の 99 パーセンタイル値は 40 であった。2000 年における世界人口の 99 % が、40 未満の  $fwa_p$  を有する地域に居住していると言える。また世界人口の 52 % が 1.0 未満、0.1 % が 0.2 未満の  $fwa_p$  を有する地域に居住してい

## 水源の違いを考慮した水の利用に関する特性化係数の開発

ることがわかった。陸地面積の積算分布における  $fwa_{sw}$  の 99 パーセンタイル値は  $7.0 \times 10^4$  であったのに対し、人口の積算分布における  $fwa_{sw}$  の 99 パーセンタイル値は 200 であった。また、陸地面積の積算分布における  $fwa_{gw}$  の 99 パーセンタイル値は  $7.0 \times 10^4$  であったのに対し、人口の積算分布における  $fwa_{gw}$  の 99 パーセンタイル値は 200 で、すべての水源に関する  $fwa$  について、陸域面積よりも人口の方が、より小さい値に分布する結果となった。

陸地面積の積算分布より、人口の積算分布の方がより小さい  $fwa$  の値に分布する傾向が見られた。これは、人間が居住する地域の分布が陸地のそれとは異なる偏りを持っていることを示唆している。つまり、降水、地表水、地下水のすべてにおいて、より手軽に水資源を獲得できる地域に選択的に居住する傾向があると言える。1.0 未満の  $fwa_p$  は、1,000 mm より大きい年平均降水量を意味する。世界人口の半数以上がこれらの地域に居住している。また年平均降水量が 5,000 mm を超え、 $fwa_p$  が 0.2 未満である地域に約 33 万人が居住する一方で、年平均降水量が 1.0 mm を下回り、 $fwa_p$  が 1,000 を超える地域には約 1,130 万人が居住している結果となった。

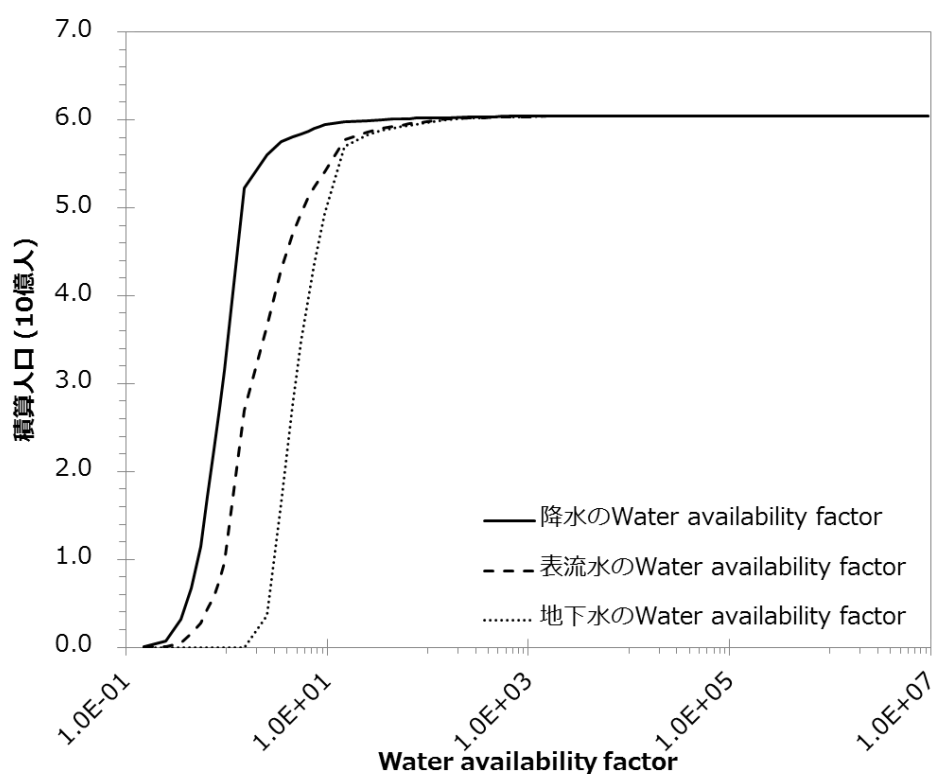


図 4.4. 各水源に関する Water availability factor の積算人口分布

### 4.4.2. 大陸分布

各水源に関する  $fwa$  を、アジア、ヨーロッパ、北アメリカ、南アメリカ、アフリカ、オセアニアの6グループに分割した分布を図4.5に示す。グリーンランドは含まれていない。縦軸は各大陸における陸地面積に対する積算面積の割合を示す。

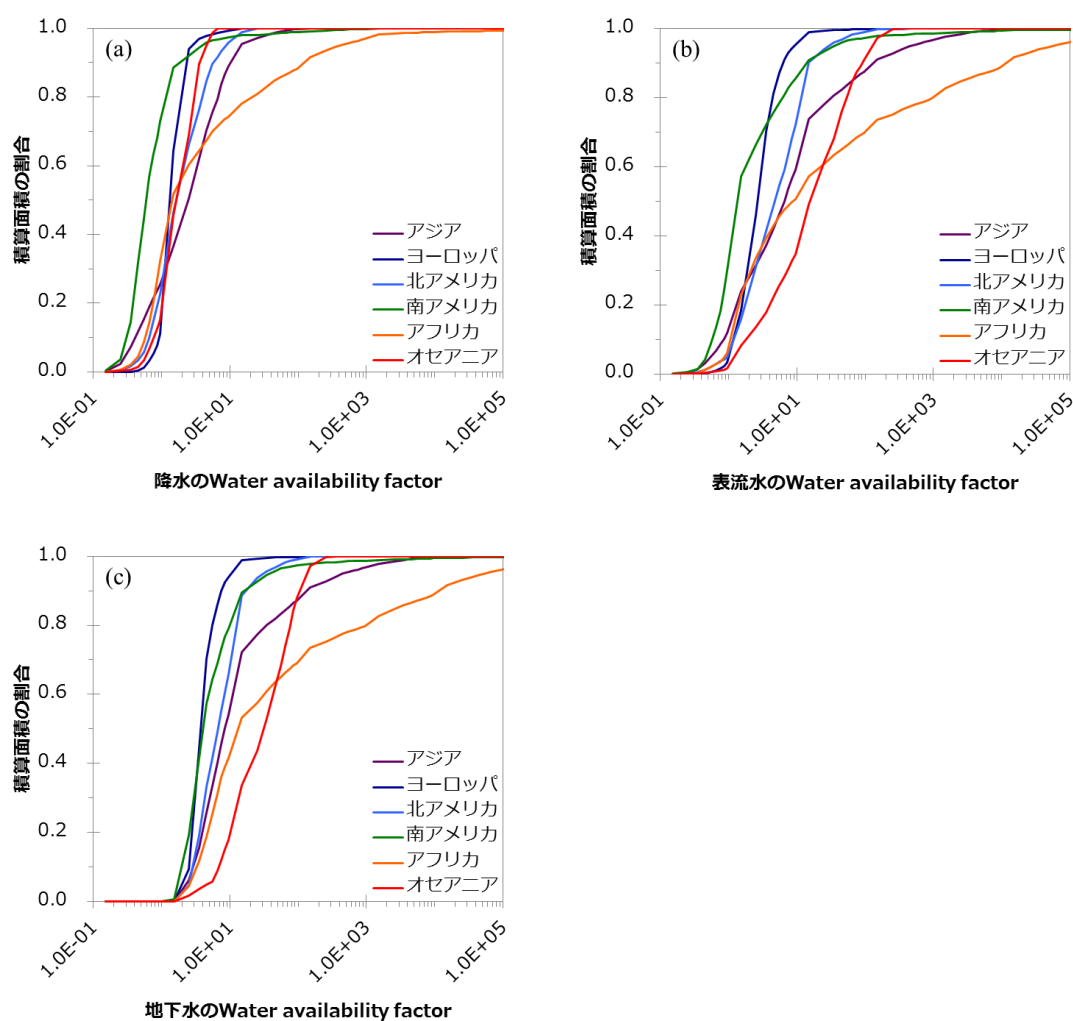


図4.5. 各大陸における Water availability factor の積算面積の割合 (a)降水、(b)表流水、(c)地下水

全体的に南アメリカが低い  $fwa$  の値にプロットされ、アフリカが高い  $fwa$  の値にプロットされる傾向が見られた。アフリカにおける  $fwa_p$  は、 $10^5$  でも陸地面積の 100 % に達しなかった。これはサハラ砂漠を含む陸地面積の 0.7 % が年降水量 0.01 mm 未満であることに起因する。これらの地域における水利用はその水資源への影響が極めて大きいと考えられる。ヨーロッパにおける

$fwa_p$  は 20 までで 100 %、アジアにおいては 200 までで 100 % に達した。 $fwa_{sw}$  については、 $fwa_p$  に比べて大きい値に分布する傾向が見られた。各陸地面積のうち、アフリカでは 3.9 %、南アメリカでは 0.3 % が  $10^5$  を超える値をとった。 $fwa_{gw}$  については 1.0 を下回る面積は少なく、3 水源のうち最も高い値をとる傾向が見られた。

#### 4.4.3. 国平均値

ISO14046 (ISO, 2014) では、平均化はライフサイクル影響評価の段階でのみ可能としている。しかし、係数の利便性を高めることを目的に、主要国における各水源の  $fwa$  について、国全体、天水農地、灌漑農地における加重平均値を算出した。結果を表 4.3 に示す。これらは FAOSTAT による 2000 年における世界の穀物生産量上位 25 ヶ国および一次産品輸出国 20 ヶ国から選定した。また、国連加盟国のうち 1 グリッド以上の陸地および農地面積を持つ 153 ヶ国における  $fwa$  の加重平均値と標準偏差を付録 B に示す。国全体の  $fwa$  に関し、アジアではパキスタンがすべての水源について最も高い値をとった。インドネシア、バングラデシュ、ベトナム、ミャンマー、マレーシアは  $fwa_p$  および  $fwa_{sw}$  が 1.0 より小さく、これは降水量が多いためであると考えられる。ヨーロッパにおいてはすべての国の  $fwa_p$  が 0.9 から 2.0 の間であり、スペイン、ウクライナ、ロシアは  $fwa_{gw}$  の値が 5.0 を超えた。北アメリカにおいては、メキシコがカナダに比べて高い  $fwa_{gw}$  をとった。南アメリカにおいては、ブラジルがその豊富な降水量から他国に比べて低い値を持つ一方、アルゼンチンの  $fwa_{sw}$  と  $fwa_{gw}$  の値は高く、これは乾燥が激しいパタゴニア地方の影響によるものと推察される。アフリカでは、大部分が砂漠で占められるエジプトが高い値をとった。このような地域での水利用はその利用可能性を著しく低下させると考えられる。ナイジェリアはエジプトに比べその値は小さかった。オーストラリアは降水量に乏しい砂漠の影響を受け比較的高い値をとった。降水を起源とする水循環の原則に従えば、 $fwa_p$  は常に  $fwa_{sw}$  より小さくなり、また  $fwa_{sw}$  は  $fwa_{gw}$  と同じか小さくなる。エジプト以外についてはこの原則に従っていることが確認できた。エジプトでは水資源の少ない部分が上流の国からの流入によって成り立っており、上流からの流入を併せた表流水および地下水流量は国内における降水量を上回るため、 $fwa_p$  と  $fwa_{sw}$  の関係が逆転した。

国全体の  $fwa$  と灌漑農地の  $fwa$  を比較すると、ベトナム、タイ、フランス、ドイツ、ブラジルなどの国においては大きな差は見られなかった。これらの国では、農地が国全体に万遍なく展開されていると考えられる。一方、中国、パキスタン、カナダ、アルゼンチン、エジプト、オーストラリアにおいては灌漑農地の値が国全体に比べて小さくなる傾向が見られた。これらの国においては、相対的に水を利用しやすい地域において選択的に農地が展開されていることが示唆される。農業における水利用を対象とした影響評価を国単位で行う際に、国全体の特性化係数を用いると、その結果は過大に評価される可能性があると言える。エジプトの天水農地における  $fwa$  が極めて高い値をとるが、これは天水農地  $49 \text{ km}^2$  における年間降水量がわずか  $0.5 \text{ mm}$  であるためであると考えられる。

## 水源の違いを考慮した水の利用に関する特性化係数の開発

表 4. 3. 主要国における Water availability factor の加重平均値

大陸	国	国全体			天水 農地	灌漑農地		
		降水	表流水	地下水	降水	降水	表流水	地下水
アジア	中国	1.6	4.6	10.0	1.4	1.2	3.2	7.4
	インド	0.8	1.4	6.8	0.8	0.8	1.4	6.8
	インドネシア	0.4	0.6	2.8	0.4	0.4	0.7	3.0
	バングラデシュ	0.5	0.7	4.1	0.5	0.5	0.7	4.1
	ベトナム	0.5	0.9	4.0	0.5	0.5	0.9	4.0
	トルコ	1.7	4.0	6.0	1.7	1.7	4.0	6.0
	タイ	0.6	1.2	4.2	0.6	0.7	1.3	4.3
	パキスタン	3.3	7.2	15.0	2.9	3.1	6.2	12.9
	ミャンマー	0.5	0.6	3.9	0.5	0.5	0.7	4.0
	マレーシア	0.3	0.6	2.5	0.3	0.4	0.6	2.6
ヨーロッパ	フランス	1.0	1.8	3.4	1.0	1.0	1.8	3.4
	ドイツ	1.2	2.2	3.4	1.2	1.2	2.3	3.5
	スペイン	1.5	3.5	6.3	1.6	1.5	3.5	6.3
	イギリス	0.9	1.6	3.4	0.9	1.1	2.1	3.8
	ロシア	2.0	4.7	6.5	1.7	1.8	4.8	6.1
	ウクライナ	1.7	4.6	5.1	1.7	1.7	4.7	5.2
	ポーランド	1.5	3.3	4.0	1.5	1.5	3.3	4.0
	イタリア	1.2	2.3	4.2	1.1	1.2	2.3	4.2
	オランダ	1.1	2.1	3.4	1.1	1.1	2.1	3.4
北アメリカ	アメリカ	1.2	3.4	6.5	1.1	1.2	3.8	6.7
	カナダ	1.7	3.6	5.8	1.3	1.3	3.0	5.3
	メキシコ	1.2	3.6	10.9	1.2	1.3	4.0	11.6
南アメリカ	ブラジル	0.6	1.2	4.0	0.6	0.6	1.5	4.7
	アルゼンチン	1.4	5.8	10.7	1.1	1.2	4.9	9.2
アフリカ	ナイジェリア	0.8	1.6	5.7	0.8	0.8	1.5	5.7
	エジプト	47.7	41.0	79.1	1985.4	23.6	12.7	24.3
オーストラリア	オーストラリア	1.8	8.8	23.3	1.5	1.5	6.5	16.2

## 4.5. 考察

### 4.5.1. 変動性の検証

$fwa$  のモデルによる不確実性を検証するため、H08 で計算した総流出量の結果を用いて算定した灌漑農地における  $fwa_{sw}$  と、HIGW-MAT で計算した総流出量の結果を用いて算定した灌漑農地における  $fwa_{sw}$  の比較を行った結果を図 4.6 に示す。HIGW-MAT での計算の際に採用している空間解像度は  $1^\circ \times 1^\circ$  であるため、H08 で計算した  $0.5^\circ \times 0.5^\circ$  の空間解像度を持つ流出量の結果を、 $1^\circ \times 1^\circ$  にアップスケールした後に、 $fwa_{sw}$  の算定を行った。 $1^\circ \times 1^\circ$  の空間解像度における灌漑農地に該当するグリッド数は 15,238 である。HIGW-MAT の概要および計算条件については、第 2 章に詳しい。

$fwa_{sw}$  の算定に用いる年平均総流出量のモデルによる不確実性については、既に第 2 章で検証を行った。H08 による  $fwa_{sw}$  と HIGW-MAT による  $fwa_{sw}$  の分布関係は、H08 による総流出量と HIGW-MAT による総流出量の分布から反転する結果となった。これは、式 (4.1) を用いて  $fwa$  の算定を行う際、全球平均降水量と仮定する 1,000 mm/year が分子を、各グリッドにおける総流出量が分母を構成するためである。陸面過程を再現するモデルの選択によって、 $fwa$  が変動する可能性は、係数の利用者が留意すべき点の 1 つであると言える。

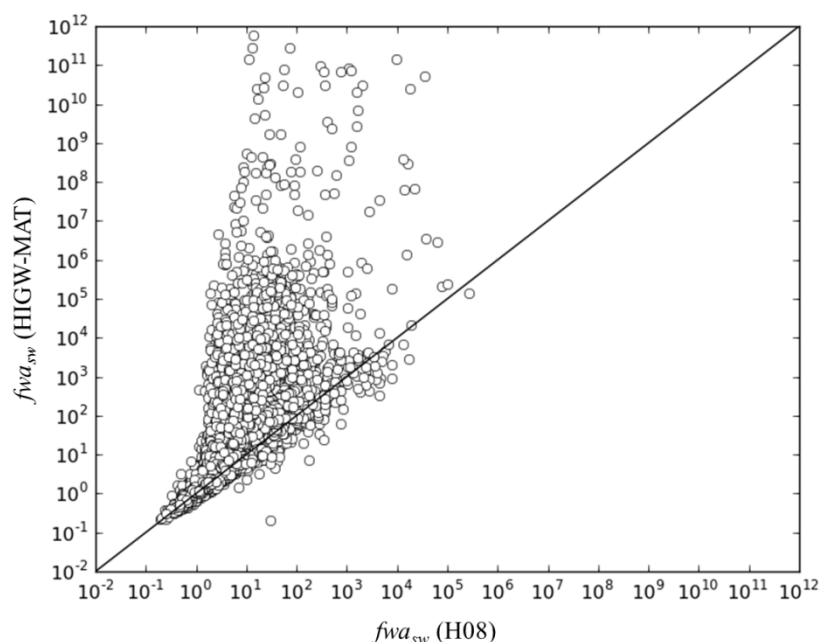


図 4.6. 異なるモデルで計算した灌漑農地の表流水に関する Water availability factor の比較

## 水源の違いを考慮した水の利用に関する特性化係数の開発

$fwa$  の計算対象期間による不確実性を検証するため、灌漑農地における各水源の  $fwa$  を、1991 年から 2000 年までと、1961 年から 1990 年までの期間で算出した結果を図 4. 7 に示す。本検証は比較対象の空間解像度が  $0.5^\circ \times 0.5^\circ$  で同一であるため、アップスケール等の空間解像度を変更する処理を加えていない。灌漑農地のグリッド数は 67,420 で、全灌漑農地面積は  $2.8 \times 10^6 \text{ km}^2$  である。すべての水源における  $fwa$  において、0.1 から 1.0 の間に比べ、10.0 以上の領域においてばらつきが大きくなる傾向が見られた。2 期間において  $fwa_p$  が最も大きく変動するグリッドは、エジプトにおける北緯  $31.25^\circ$ 、東経  $26.75^\circ$  で、1991 年から 2000 年を計算期間とした  $fwa$  が、1961 年から 1990 年を計算期間とした  $fwa$  の 35 倍であった。2 期間において  $fwa_{sw}$  および  $fwa_{gw}$  が最も大きく変動するグリッドは、チャドにおける北緯  $19.25^\circ$ 、東経  $20.25^\circ$  で、1991 年から 2000 年を計算期間とした  $fwa$  が、1961 年から 1990 年を計算期間とした  $fwa$  の 28 倍であった。モデルによる不確実性に比べ、 $fwa$  の計算対象期間による変動はモデルによる変動に比べて小さいと言える。

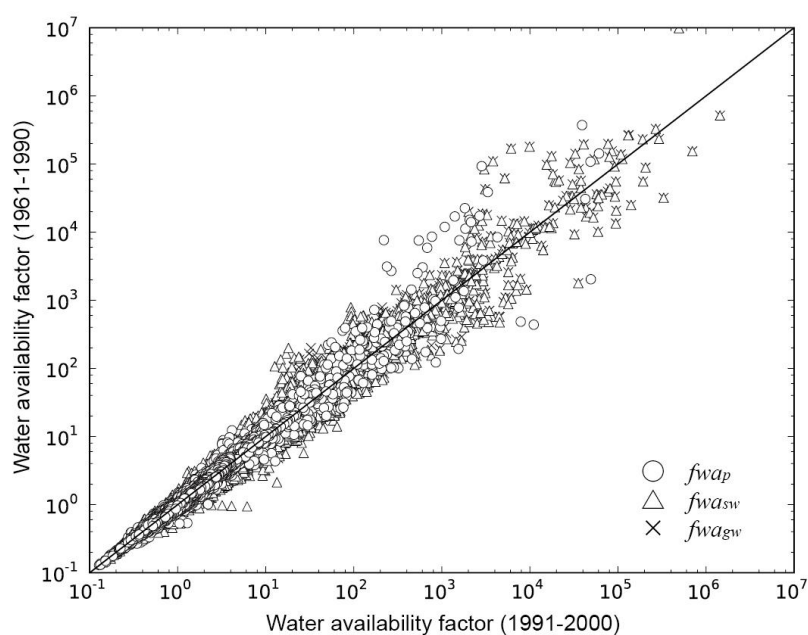


図 4. 7. 異なる期間における灌漑農地の各水源に関する Water availability factor の比較

$$\circ fwa_p, \triangle fwa_{sw}, \times fwa_{gw}$$

人間活動が及ぼす水循環への影響を加味し、現況の水資源状態をもとにした  $fwa$  の算定を行った。この人間活動の有無による  $fwa$  の不確実性を検証するため、貯水池操作と灌漑活動を行わない場合を想定して計算した水循環シミュレーション結果を用いて  $fwa_{sw}$  と  $fwa_{gw}$  を算定した。人

## 水源の違いを考慮した水の利用に関する特性化係数の開発

人間活動の有無による  $fwa_{sw}$  の変動性を図 4.8 および図 4.9、人間活動の有無による  $fwa_{gw}$  の変動性を図 4.10 および図 4.11 に示す。 $fwa_{sw}$ 、 $fwa_{gw}$  ともに、人間活動を含む場合を想定して  $fwa$  が、人間活動を含まない  $fwa$  に対して最も大きかったグリッドは中国西部、新疆ウイグル自治区内の北緯 36.75°、東経 89.25°で、その比は 1.02 であった。一方、人間活動を含む  $fwa$  が、人間活動を含まない  $fwa$  に対して最も小さかったグリッドはエジプト内の北緯 25.25°、東経 30.75°で、その比は  $9.3 \times 10^{-7}$  であった。H08 でのモデル計算において人間活動に伴う取水が行われると、下流の流量を減少させる効果と、地域の土壌水分の上昇による蒸発散量が増加する効果、および土壌水分の浸透によって中間流出量が増加する効果が想定される。特に土壌水分の浸透による中間流出量の増加は、NNBW としてシステム外から入力される場合にはその効果が大きいと考えられる。エジプトにおいては、第3章で算定した国全体の水消費量の年平均値  $35 \text{ km}^3/\text{year}$  のうち、NNBW 由来の水消費量が  $12 \text{ km}^3$  と 35 %を占めるため、中間流出量が増加すると  $fwa_{sw}$  および  $fwa_{gw}$  が増加し、人間活動を含まない  $fwa$  に比べて小さい値となったものと考えられる。その他、インド、パキスタン、アメリカ合衆国等の灌漑地において、人間活動の有無による変動が見られた。これらの地域における人間活動による自然の水循環への影響は大きく、現況の水循環は人間活動を除いて説明することはできない。現況の水循環から得られる水の利用に伴う潜在影響を算定には、人間活動の影響を加味した  $fwa$  の使用が望ましいと考えられる。

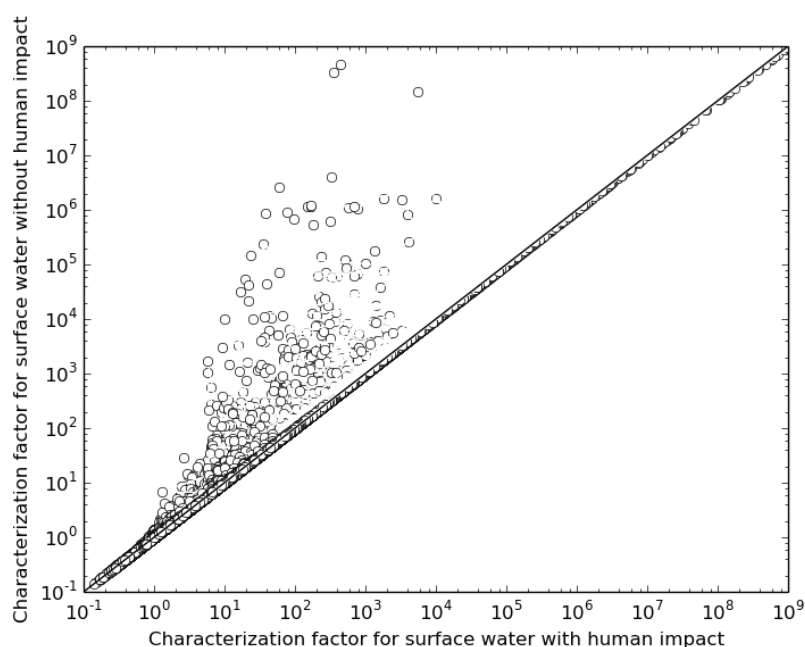


図 4.8. 人間活動の有無による表流水に関する Water availability factor の変動性



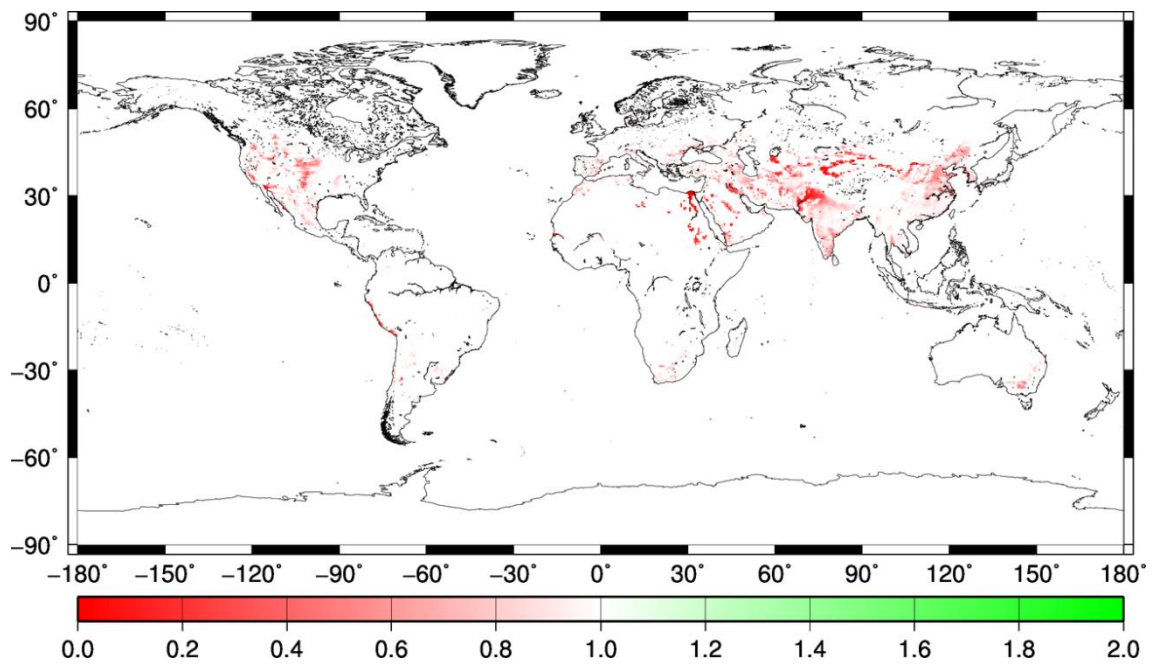


図 4.9. 人間活動を含まない場合の表流水の Water availability factor に対する  
人間活動を含む場合の表流水の Water availability factor の比

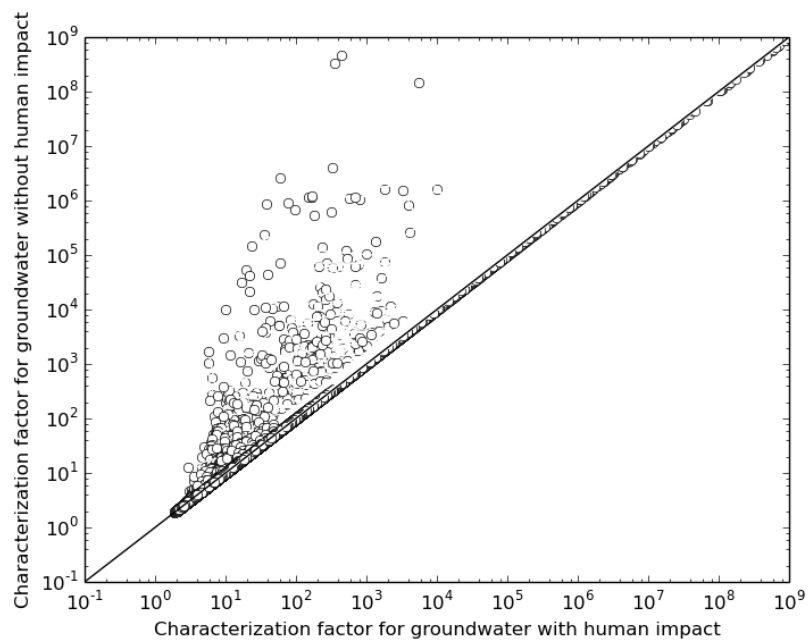


図 4.10. 人間活動の有無による地下水に関する Water availability factor の変動性

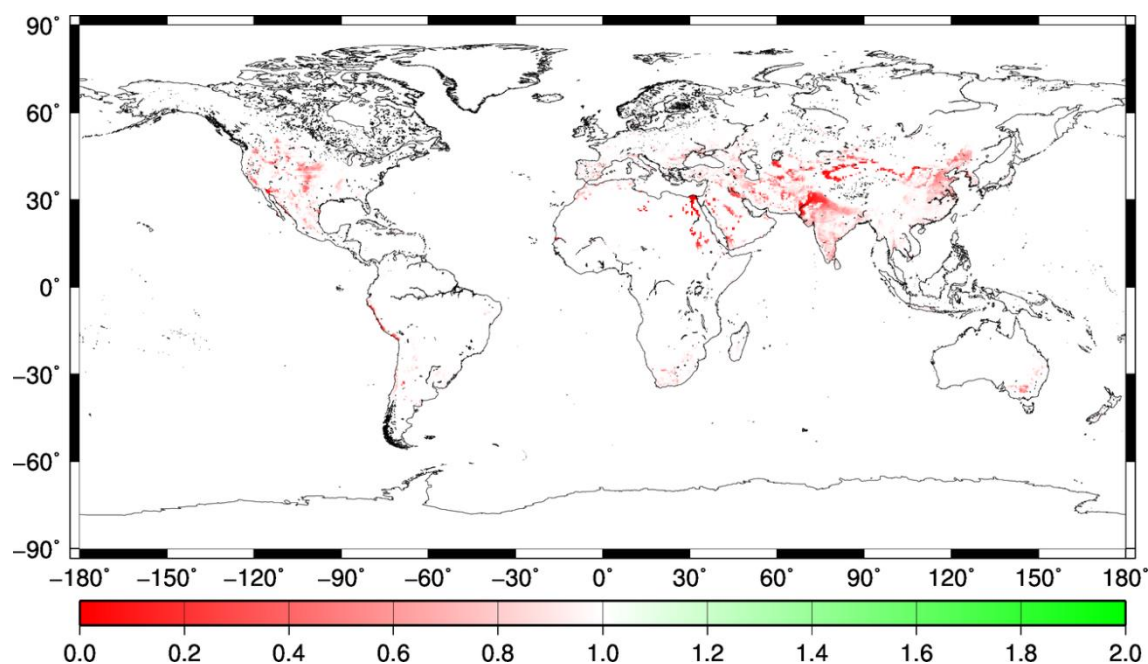


図 4.11. 人間活動を含まない場合の地下水の Water availability factor に対する  
人間活動を含む場合の地下水の Water availability factor の比

次に、各グリッドの上流からの流入を含む水量がその地域で利用可能な水資源量と考え、上流から流入する水量を含んで  $fwa$  の推計を行った。式 (4.1) に従って必要面積を算定する際に、上流から流入する水量を上流の流域を含む流域面積で除するため、その水資源量は空間的に平均化される。各グリッドの上流に位置する流域を含む場合と含まない場合の  $fwa$  を比較した結果を図 4.12、図 4.13、図 4.14、および図 4.15 に示す。 $fwa_{sw}$ 、 $fwa_{gw}$  とともに、上流に位置する流域の寄与を含まない  $fwa$  に対する上流に位置する流域の寄与を含む  $fwa$  の比が最も大きかったグリッドは、エジプトの北緯 24.25°、東経 30.75°で、その比は 81 倍であった。また、上流に位置する流域の寄与を含まない表流水の特性化係数に対する上流に位置する流域の寄与を含む表流水の特性化係数の比が最も小さかったグリッドはアルジェリア南部の北緯 23.75°、東経 0.25°にあり、その値は  $3.1 \times 10^{-20}$  であった。上流から流入する水資源を利用可能な資源であると捉えるか否かについての前提の選択によって特性化係数の値が変動し、LCIA における影響評価の結果に差が生じる可能性があると言える。

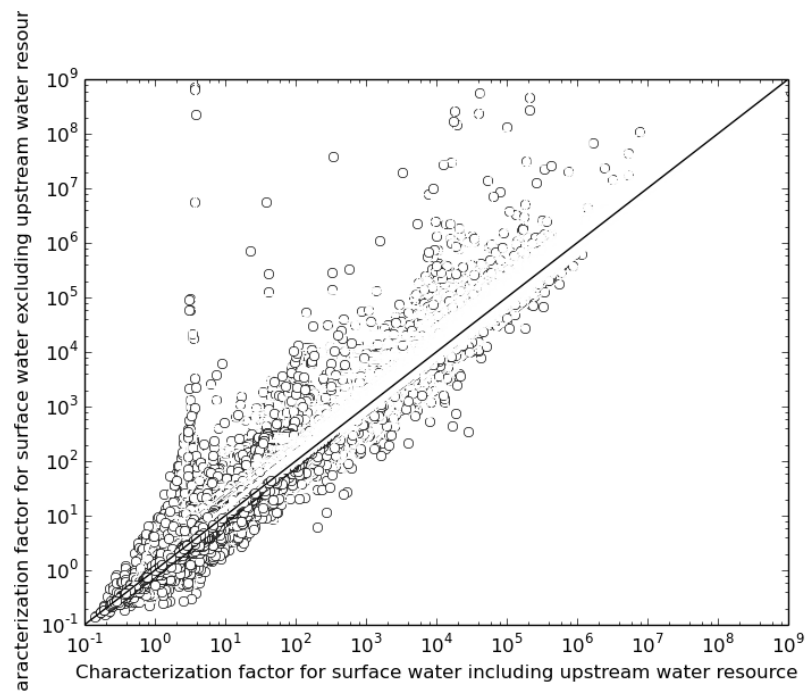


図 4.12. 上流域の寄与の有無による表流水に関する Water availability factor の変動性

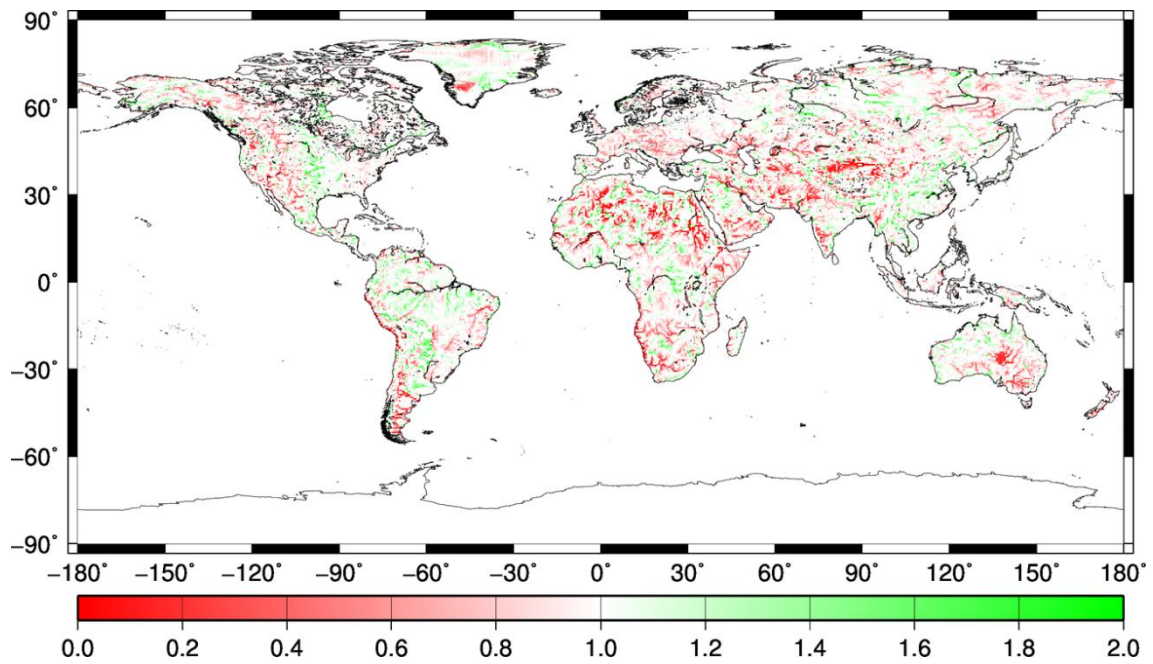


図 4.13. 上流域の寄与を含まない表流水の Water availability factor に対する  
上流域の寄与を含む表流水の Water availability factor の比

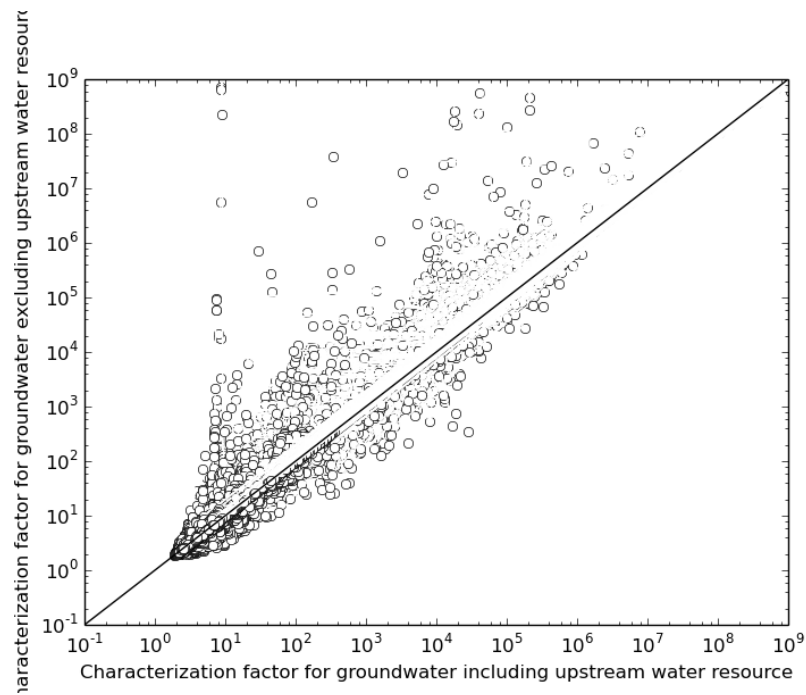


図 4.14. 上流域の寄与の有無による地下水に関する Water availability factor の変動性

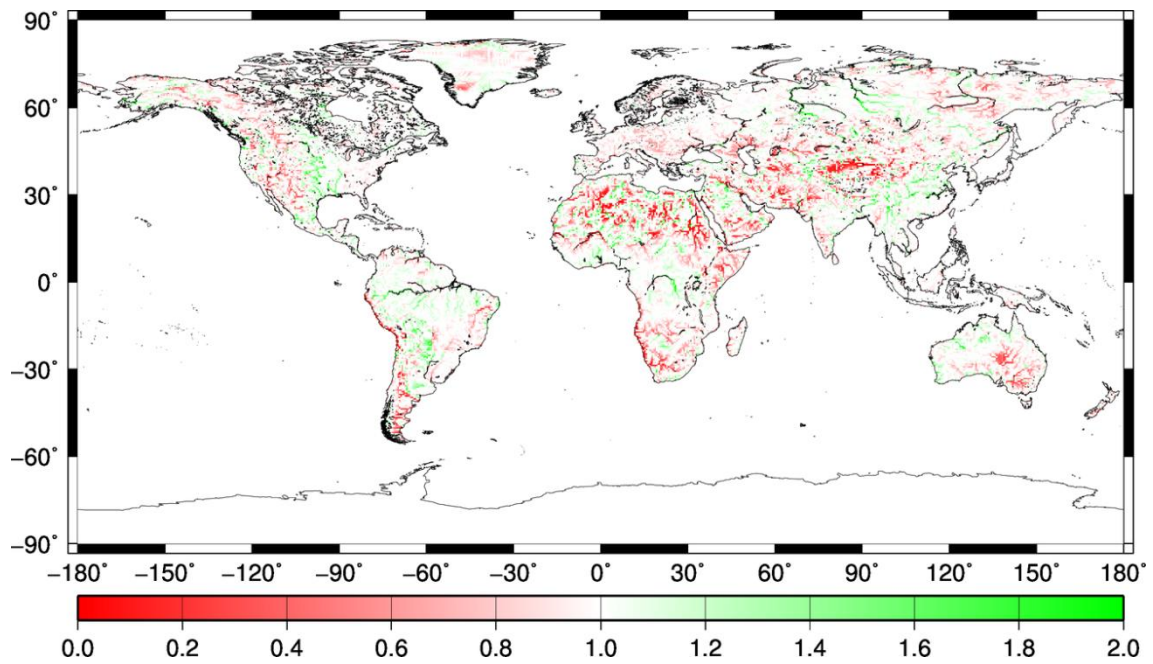


図 4.15. 上流域の寄与を含まない地下水の Water availability factor に対する  
上流域の寄与を含む地下水の Water availability factor の比

## 水源の違いを考慮した水の利用に関する特性化係数の開発

各水源に関する特性化係数の空間変動性の検証結果として、各国の  $fwa$  の頻度分布と、6大陸の代表国における国内グリッドの  $fwa$  の頻度分布を図 4. 16 に示す。代表国は、各大陸で 2000 年における穀物生産量が最も多い国を選定した。代表国内の  $fwa_p$  は  $10^{-1}$  から  $10^2$  にかけて分布し、これは各国の分布範囲と一致した。 $fwa_{sw}$  と  $fwa_{gw}$  については代表国内の  $fwa$  の分布範囲の方が各国のそれよりも大きい。国内のばらつきは十分に大きく、高解像度のグリッドレベルでの特性化係数の計算は有用であると言える。

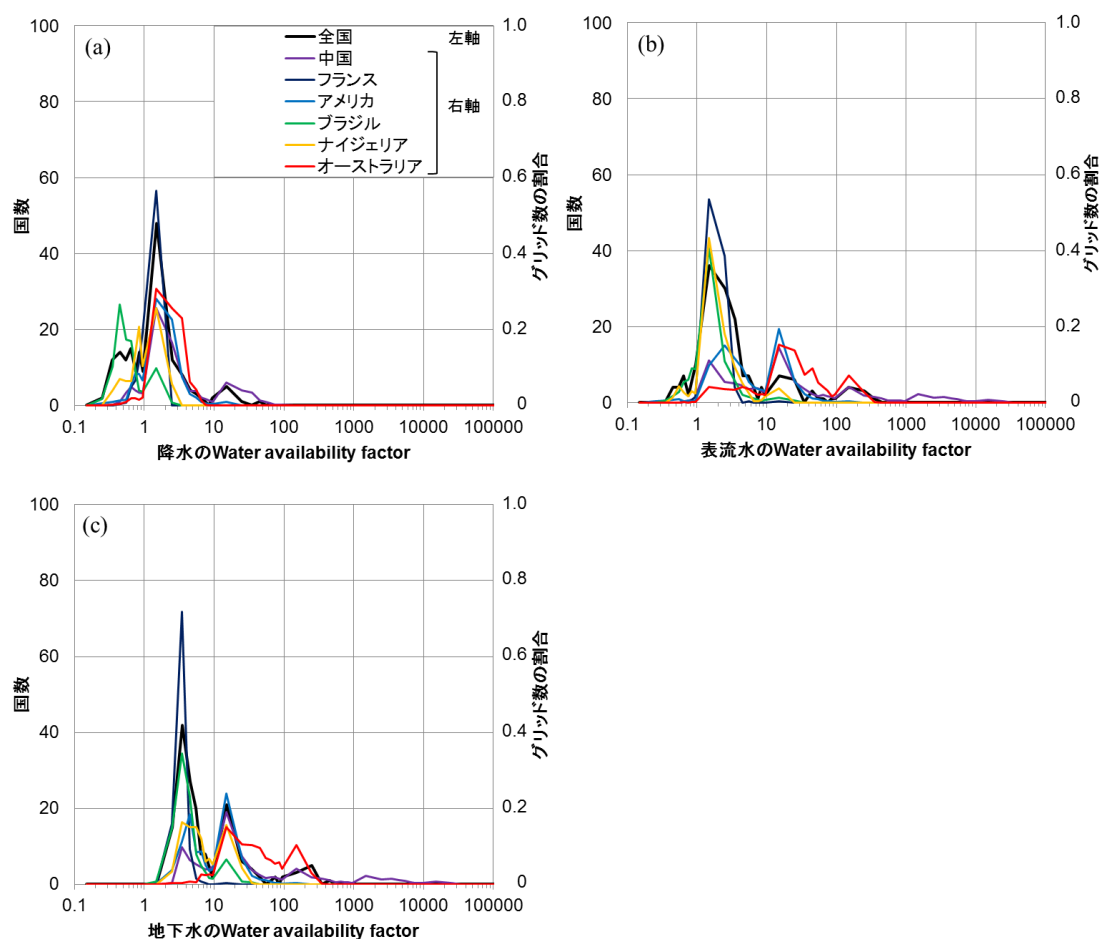


図 4. 16. 各国の Water availability factor の頻度分布と、6 大陸の代表国国内の Water availability factor の頻度分布 (a)降水、(b)表流水、(c)地下水

### 4.5.2. LCIA への適用

本研究で開発した特性化係数が評価できる水資源の偏在を及ぼす要因について、従来の指標と併せて表 4.4 に示す。Water footprint は、水源ごとの評価を行うものの、それぞれの要因によって生じる水資源の偏在性については言及しておらず、重み付けを行う特性化係数としては不十分である。GF は地下水涵養量を算定式に含むため、水源保全によって地下水涵養量が増加した場合は、その効果を反映した上での評価が可能である。また、概念上はすべての帯水層の評価を行えるが、GF が示されているのは代表的な帯水層に留まる。評価対象となる水源は地下水のみであるため、異なる水源から取水を行った場合の重み付けは行われない。WSI は、グリッドスケールでそれぞれの地域の値を示しており、また降水量の標準偏差を変動係数として組み込み時間による水の偏在性を考慮している。水源保全によって河川流量が増加した場合には、その効果の反映が可能である。しかしながら、評価対象となる水源はいわゆるブルーウォーターのみであり、表流水と地下水の区分や、降水の利用は想定されていない。fwa は、WSI と同様にグリッドスケールでそれぞれの地域の値を算定するため、空間による水資源の偏在を考慮し、また循環量をもとに算定するため水源保全の効果の反映が可能である。さらに、他の 3 つの指標が取り扱うことのできない水源の違いを、降水量を基準とした重み付けによって可能としている点が大きな特長であると言える。年平均値を用いて各水源の係数を算出するが、全球平均年降水量の 1/4 の値を基準値として設定し、降水量、総流出量、中間流出量の 3 ヶ月平均値を用いて各水源における係数を算定すれば、時間分解能を上げ、時間による水資源の偏在を考慮することができる。

表 4.4. 各指標が評価できる水資源の偏在を及ぼす要因

手法	引用	空間	時間	水源の 重み付け	水源保全に よる循環量 の増加
Water availability factor (fwa)	本研究	○	○	○	○
Water Stress Index (WSI)	Pfister et al. (2009)	○	○	×	○
Groundwater Footprint (GF)	Gleeson et al. (2012)	○	×	×	○
Water footprint	Hoekstra et al. (2012)	×	×	×	×



## 水源の違いを考慮した水の利用に関する特性化係数の開発

*fwa* を用いた特性化結果は、LCIA におけるミッドポイントの評価である。水の消費に関し、インベントリから最終的なエンドポイントとして水資源に及ぼす影響の経路が示されることが望ましい (Kounina et al., 2013; Bayart et al., 2010)。しかし、現状で影響経路は明確ではなく、特性化係数は環境影響の捉え方により異なる。既存の ADP や社会経済状態、エネルギー需要に基づいた特性化手法 (Guinée and Heijungs, 1995; Boulay et al., 2011; Bösch et al., 2007)においても、基準物質や影響経路についての客観的な描写は不完全で、さらなる議論を要する。この点は *fwa* においても同様だが、必要面積または時間に基づく特性化は、少なくとも水源ごとの再生可能水資源量と単位量当たりの水消費がもたらす影響の大きさの違いを端的に表現できる。また全球平均降水量を基準とするため、水資源の重み付けを行うパラメータとして直観的に理解でき、かつ係数への換算が容易である利点を有する。従来手法に比べて単純な構造での特性化が可能であり、パラメータの不確実性に左右されにくい頑健性と実用性を備えている。

LCA におけるグリーンウォーターの評価については議論が行われている。グリーンウォーターは土地利用とその変化によって評価できるとする研究もあるが (Milà i Canals et al., 2009)、特に農業においてはグリーンウォーター消費の影響評価が望まれる場合もある。グリーンおよびブルーウォーターはともに農業において重要な資源であると同時に、ブルーウォーターは作物生長の需要量に対するグリーンウォーター供給量の不足を補う役割を果たすため、ブルーウォーターはグリーンウォーターの代替水源と言える。そしてグリーンウォーターの消費は、他の用途に転用可能な水資源を奪い、地域の水の利用可能性を低下させるため、作物生長の観点では影響評価にグリーンウォーターを加えた評価が望ましいと言える。複数の水源からの水消費量の並列表記、あるいは水消費量の合計値表記に比べ、全球平均降水量を基準に用いた本手法による特性化結果は、水資源への潜在影響を直観的に捉えることができる。

本手法はグリッド、大陸、国、流域など任意の空間分解能で設定可能で、各季節や月における基準状態を設定すれば、水資源量の時間変化を反映した係数の算定も可能であり、本手法を用いれば評価者のニーズに応じた様々なパターンの特性化係数を算定できる。また今後はこの手法を用いたグローバルスケールでのミッドポイント影響評価の事例研究が必要であると言える。これにより国、製品、あるいは個人による水消費がもたらす潜在影響について、場所や大きさに関する特徴を明確にすることが可能となる。

## 4. 6. LCIA への展開事例

水は場所や水源によって偏在する資源であるため、同量の水の利用であっても、それに伴う潜在影響は水を利用する場所や水源によって変化すると考えられる。本研究で開発した場所と水源による水利用可能性の違いを反映した特性化係数を用いて、ISO 14046 (ISO, 2014)に基づいた具体的なライフサイクル影響評価を示す。また、ISO によって発行された ISO 14046 (ISO, 2014)に付随する参考資料としての技術報告書 (TR 14073) に対し、国際規格におけるウォーターフットプリントの評価を行うための手法を提案した内容を付録 C に示す。

### 4. 6. 1. 木材の Water scarcity footprint

#### 4. 6. 1. 1. 目的

本事例では、木材の生産にかかるウォーターフットプリント影響評価の事例を示すことを目的とする。なお、本事例は排水による水質劣化等の評価を含まず Water scarcity footprint のみの評価を行うものである。

#### 4. 6. 1. 2. 調査範囲と方法

本事例では、調査範囲を以下のように設定した。

- a) システム境界： 木材生産
- b) 機能単位： マツ材およびユーカリ材 1 m<sup>3</sup> の生産
- c) 地理的範囲： アメリカ合衆国、中国、日本、チリ、フランス、ポルトガル、スペイン、ニュージーランド、オーストラリア、およびフランス
- d) データ品質
  - 水消費量
- e) 切り捨て対象： 農薬の生産にかかる水消費量
- f) 分配： 副産物がないため、考慮しない
- g) 仮定： ウォーターフットプリント影響評価として特性化を行い、価値選択および随意要素に関する重み付けは行わない
- h) ウォーターフットプリント影響評価手法： 本研究で開発した Water availability factor を特性化係数として採用し、影響領域は水不足を採用する
- i) 影響の指標： 水不足としての単一指標を用い、ウォーターフットプリントプロファイルまたは重み付け後のウォーターフットプリントは採用しない。
- j) ウォーターフットプリント評価の包括性： 包括的な評価は行わない



## 水源の違いを考慮した水の利用に関する特性化係数の開発

- k) ウォーターフットプリント評価の因果の検討：因果関係のうち水の消費から水利用可能性の低下までのミッドポイント影響評価を行い、場所と水源による水資源量の違いを反映する人間健康、社会問題、生物多様性などのエンドポイントの評価は行わない
- l) 不確実性： ウォーターフットプリント評価単体での木材生産にかかるすべての環境影響の評価は不可能であり、単一の環境指標に基づいた意思決定は、他との対立や矛盾を生じる可能性がある
- m) 調査範囲の設定根拠： 木材の生産において農薬は利用されていないと仮定する
- n) 基準値の状態： 考慮しない
- o) 報告： 実施しない
- p) 審査： 実施しない

各国における小麦生産にウォーターフットプリントインベントリとして、van Oel and Hoesktra (2010)による主要国における木材生産にかかる水消費量を採用する。副産物が存在しないため、分配は考慮していない。水質の指標は考慮せず、木材の生産はすべて天水によって行われたとする。対象とする影響領域は地域の水不足である。特性化係数には本研究で開発した各国の  $fwa_p$  の国全体の加重平均値を採用し、式 (4.2)に従って Water scarcity footprint を算定した。

### 4.6.1.3. 結果と考察

図 4.17 に、van Oel and Hoesktra (2010)から作成した主要国におけるマツ材およびユーカリ材の生産にかかるウォーターフットプリントインベントリと、 $fwa$  を用いて算定したウォーターフットプリント影響評価の結果を示す。マツ材のウォーターフットプリントインベントリについては、9ヶ国の材  $1\text{ m}^3$  生産あたりの平均値は  $637\text{ m}^3$  であり、アメリカ合衆国、中国、日本、スペイン、およびオーストラリアが平均値より高い値をとる一方で、Water scarcity footprint の平均値は  $778\text{ m}^3\text{ H}_2\text{Oeq/m}^3$  であり、平均値を超えるのはアメリカ合衆国、中国、スペイン、およびオーストラリアであった。またユーカリ材のウォーターフットプリントインベントリについては、9ヶ国の材  $1\text{ m}^3$  生産あたりの平均値は  $432\text{ m}^3$  であり、中国および日本が平均値より高い値をとる一方で、Water scarcity footprint の平均値は  $538\text{ m}^3\text{ H}_2\text{Oeq/m}^3$  であり、平均値を超えるのは中国およびオーストラリアであった。

中国とオーストラリアの  $fwa_p$  はそれぞれ 1.6、1.8 であり、日本の 0.6、チリの 1.0、フランスの 1.0 等と比べて高い。ウォーターフットプリント影響評価において潜在影響を表す Water scarcity footprint が他国より高くなった要因は、 $fwa_p$  の算定に用いられる国平均年降水量にあると言える。木材の生産地に関する情報を取得して空間分解能を上げた  $fwa_p$  を算定すれば、より地域の水循環特性を反映した影響評価が可能になると考えられる。

本事例では、Water scarcity footprint 評価は水量に関する潜在影響として算出され、水質の悪化は考慮していない。これは製品の潜在的な環境影響のすべてを記述するためには不十分であると

## 水源の違いを考慮した水の利用に関する特性化係数の開発

言える。1つの側面からの環境影響のみによる意思決定は、他の環境影響との矛盾や軋轢を生じる可能性があるため、注意が必要である。

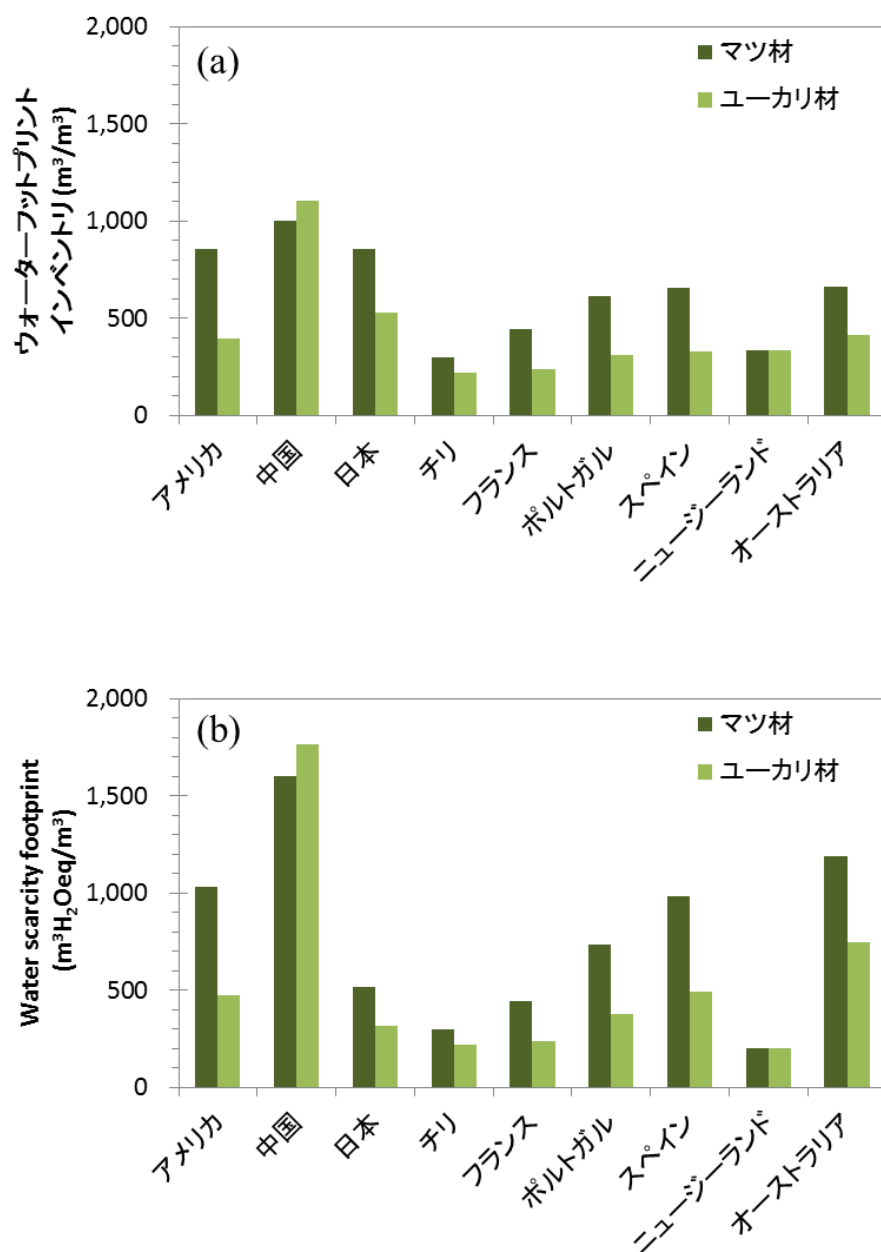


図 4.17. 主要国における木材  $1 \text{ m}^3$  の生産にかかる  
ウォーターフットプリントインベントリ (a)と Water scarcity footprint (b)

## 4.6.2. 農作物の Water scarcity footprint

### 4.6.2.1. 目的

本事例では、小麦の生産にかかるウォーターフットプリント影響評価の事例を示すことを目的とする。なお、本事例は排水による水質劣化等の評価を含まず Water scarcity footprint のみの評価を行うものである。

### 4.6.2.2. 調査範囲と方法

本事例では、調査範囲を以下のように設定した。

- a) システム境界： 農場における小麦生産
- b) 機能単位： 小麦 1 kg の生産
- c) 地理的範囲： アメリカ合衆国およびフランス
- d) データ品質
  - 水消費量
  - 消費される水の水源（降水、表流水、地下水）
- e) 切り捨て対象： 農薬等の原材料生産にかかる水消費量
- f) 分配： 副産物がないため、考慮しない
- g) 仮定： ウォーターフットプリント影響評価として特性化を行い、価値選択および随意要素に関する重み付けは行わない
- h) ウォーターフットプリント影響評価手法： 本研究で開発した Water availability factor を特性化係数として採用し、影響領域は地域の水不足を採用する
- i) 影響の指標： 水不足としての単一指標を用い、ウォーターフットプリントプロファイルまたは重み付け後のウォーターフットプリントは採用しない。
- j) ウォーターフットプリント評価の包括性： 包括的な評価は行わない
- k) ウォーターフットプリント評価の因果の検討： 因果関係のうち水の消費から水利用可能性の低下までのミッドポイント影響評価を行い、場所と水源による水資源量の違いを反映する人間健康、社会問題、生物多様性などのエンドポイントの評価は行わない
- l) 不確実性： ウォーターフットプリント評価単体での小麦生産にかかるすべての環境影響の評価は不可能であり、単一の環境指標に基づいた意思決定は、他との対立や矛盾を生じる可能性がある
- m) 調査範囲の設定根拠： 農薬等の原材料調達にかかる水消費量は、栽培過程におけるそれと比べて十分に小さい（環境省, 2014; 砂川ほか, 2012）
- n) 基準値の状態： 考慮しない
- o) 報告： 実施しない

p) 審査： 実施しない

各国における小麦生産にウォーターフットプリントインベントリを算出に際して、モデルは H08 (Hanasaki et al., 2008a)、気候データは WFD (Weedon et al., 2011)、小麦の収穫面積は Monfreda et al. (2008)を採用した。計算期間は 1991 年から 2000 年とし、1 日ごとの水需要に基づいて水源ごとの水消費量を算定した。その他の計算条件は第 2 章と同一である。アメリカ合衆国とフランスにおける小麦栽培にかかるウォーターフットプリントインベントリは、既往研究の結果 (Mekonnen and Hoekstra, 2010)と比較によって検証を行った。農場からの蒸発散量を水消費量と定義し、水源の種類として降水、表流水、NNBW 由来の水消費量を地下水のそれとみなした。水質の指標は考慮せず、水利用の空間分解能は  $0.5^{\circ} \times 0.5^{\circ}$ 、水利用の時間分解能は 1 日単位である。大気、水域、土壌への排出による水質への影響は考慮していない。また、副産物が存在しないため、分配は考慮していない。対象とする影響領域は地域の水不足であり、場所と水源による水資源の違いを反映した特性化を式 (4. 2)に従って実施した。特性化係数には本研究で開発した  $fwa$  の国全体の加重平均値を採用した。

#### 4. 6. 2. 3. 結果と考察

表 4. 5 に、アメリカ合衆国とフランスにおける小麦生産に関するウォーターフットプリント影響評価の結果を示す。アメリカ合衆国における各水源の  $fwa$  は、フランスに比べて高い。これは各国の水循環の現状を反映しているものと言える。アメリカ合衆国におけるウォーターフットプリントインベントリの結果はフランスのものより高く、この傾向は Water scarcity footprint においても同様であった。

Mekonnen and Hoekstra (2010)によると、小麦生産にかかる国平均のウォーターフットプリントインベントリはアメリカ合衆国で降水（グリーンウォーター）1,869 L/kg、灌漑水（ブルーウォーター）92 L/kg、フランスで降水 581 L/kg、灌漑水 1 L/kg である。両国における  $fwa_p$  は、 $fwa_{sw}$  および  $fwa_{gw}$  表流水および地下水に比べて低い。これは、降水を起源とする陸域における水循環過程を反映した結果であると言える。灌漑農地において、小麦生産に占める地下水消費の寄与は、アメリカ合衆国のウォーターフットプリントインベントリで 42 %、Water scarcity footprint で 64 % であった。フランスではそれぞれ 0.3 %、0.8 % であった。取水源や水利用効率など、小麦生産にかかる水消費の形態は国によって大きく異なると考えられ、さらに場所や水源によって水利用に伴う潜在的な環境影響量も異なる。本事例における特性化の概念は、場所と水源による水資源量を客観的に重み付けすることができ、また頑健かつ実用的な特性化が可能となる。

表 4.5. アメリカ合衆国とフランスにおける小麦栽培にかかる  
ウォーターフットプリント影響評価

	水源		ウォーターフット プリントイン ベントリ	特性化係数 $fwa$	ウォーターフット プリント影響 評価
			水消費量 (L/kg)		Water scarcity footprint (L H <sub>2</sub> Oeq/kg)
アメリカ合衆国	天水農地	降水	573	1.1	630
	灌漑農地	降水	155	1.2	186
		表流水	244	3.8	927
		地下水	294	6.7	1970
		合計	693	-	3083
フランス	天水農地	降水	237	1.0	237
	灌漑農地	降水	249	1.0	249
		表流水	79	1.8	142
		地下水	1	3.4	3
		合計	329	-	394

本事例では、Water scarcity footprint 評価は水量に関する潜在影響として算出され、水質の悪化は考慮していない。これは製品の潜在的な環境影響のすべてを記述するためには不十分であると言える。1つの側面からの環境影響のみによる意思決定は、他の環境影響との矛盾や軋轢を生じる可能性があるため、注意が必要である。

本事例では、生育期間中における降水由来の成分を含む圃場からの蒸発散量を農作物のウォーターフットプリントインベントリとして算定した。降水と灌漑水はともに農業生産に不可欠な資源であり、灌漑水は降水供給と作物の需要のギャップを埋めるための代替資源としての意味合いを持つ。農業における環境影響を説明する際に、Water scarcity footprint に降水を含めることが妥当な場合もあると考えられる。降水は土地利用の変化など他のカテゴリーインディケータとして取り扱われるのであれば、 $fwa_p$  を 0 とみなした上での Water scarcity footprint の算定も可能である。

### 4.6.3. 森林管理と土地利用の違いによる Water availability factor の変化

#### 4.6.3.1. 目的

本事例では、森林管理と土地利用による特性化係数の変化に伴う Water scarcity footprint への寄与を示すことを目的とする。なお、本事例の一部は「水資源循環の見える化」調査・検討事業の参考資料（農林水産省）による。

#### 4.6.3.2. 調査範囲と方法

本事例では、調査範囲を以下のように設定した。

- a) システム境界： 森林管理と土地利用の変化による各水源の特性化係数の変化
- b) 機能単位： 一定量の水利用
- c) 地理的範囲： 仮想
- d) データ品質
  - 水消費量
  - 消費される水の水源（降水、表流水、地下水）
- e) 切り捨て対象： 原材料の生産にかかる水消費量
- f) 分配： 副産物を考慮しない
- g) 仮定： ウォーターフットプリント影響評価として特性化を行い、価値選択および随意要素に関する重み付けは行わない
- h) ウォーターフットプリント影響評価手法： 本研究で開発した Water availability factor を特性化係数として採用し、影響領域は地域の水不足を採用する
- i) 影響の指標： 水不足としての単一指標を用い、ウォーターフットプリントプロファイルまたは重み付け後のウォーターフットプリントは採用しない。
- j) ウォーターフットプリント評価の包括性： 包括的な評価は行わない
- k) ウォーターフットプリント評価の因果の検討： 因果関係のうち水の消費から水利用可能性の低下までのミッドポイント影響評価を行い、場所と水源による水資源量の違いを反映する人間健康、社会問題、生物多様性などのエンドポイントの評価は行わない
- l) 不確実性： ウォーターフットプリント評価単体でのシステム内のすべての環境影響の評価は不可能であり、単一の環境指標に基づいた意思決定は、他との対立や矛盾を生じる可能性がある
- m) 調査範囲の設定根拠： 仮想的な水利用を想定する
- n) 基準値の状態： 考慮しない

- o) 報告： 実施しない
- p) 審査： 実施しない

本事例では、ある一定量の水の消費する状態を仮定し、森林管理と土地利用がもたらす流出量によって  $fwa$  を算定することで、仮想的な水の利用に伴う Water availability factor の変化を考察する。森林管理および土地利用のケースとして、間伐を行わない自然流域、適切に間伐を行った自然流域、および都市の流域を設定した。それぞれの状態による  $fwa$  の変化を比較しやすくするため、降水量を 1,000 mm/year に固定し、流出量および地下浸透量の割合を乗じて仮想的な場所における各水源の  $fwa$  を算定した。森林域と都市の流域における水循環量と地下浸透量の割合については、安藤ほか (1981)および山形県より降水量を 100 とした場合の自然流域と都市流域の年間水収支の割合を引用した。適切な間伐を行った自然流域における流出量は、久保田ほか (2013)による常陸太田試験地での間伐前後の水収支の変化のデータを引用し、間伐による流量の増加分を直接流出量と地下浸透量に 1 : 5 の割合で配分した。具体的には、間伐前の年降水量 1,695 mm に対して、年間流出量が 728 mm、間伐後の年降水量が 1,640 mm に対して、年間流出量が 815 mm であったため、適切な間伐は降水 1,000 mm に対して流出量を 16 % 増加させる効果があると見積もった。流出量 600 mm/year に対する 94 mm/year の増分のうち 79 mm/year を地下水の循環量に、16 mm/year を直接流出量に配分し、総流出量は 694 mm/year として  $fwa_{sw}$  を算定した。仮想的な水の利用として、それぞれの状態において降水を年間  $5.0 \text{ m}^3$ 、表流水を年間  $3.0 \text{ m}^3$ 、地下水を年間  $1.0 \text{ m}^3$  利用する場合についての特性化を行い、Water scarcity footprint を算出した。

#### 4.6.3.3. 結果と考察

1,000 mm/year を基準状態とし、特定の土地利用状態において基準量の水を得るために必要な面積と、各水源の  $fwa$  を表 4.6、表 4.7、および表 4.8 に、それぞれの状態における仮想的な水の利用による Water scarcity footprint を表 4.9、表 4.10、および表 4.11 に示す。適切な間伐は  $fwa_{sw}$  を 1.7 から 1.4、 $fwa_{gw}$  を 2.0 から 1.7 へ減少させる効果がある結果となった。また都市流域は自然流域に比べて蒸発散量が少ないため流出量が多いが、地下浸透量は小さいため、 $fwa_{gw}$  が 5.9 と最も高い値となった。本事例で想定した各水源由来の水利用に関するウォーターフットプリント影響評価の結果、適切な間伐を行った自然流域における Water scarcity footprint が最も小さく、都市流域における Water scarcity footprint が最も大きい結果となった。どの状態でどの水源の水を利用するかによって、この結果は大きく変動する。水資源への潜在影響の小さい水利用を行うためには、あらかじめ利用する場所の水循環過程を評価し、各水源に関する  $fwa$  の算定が望まれる。

表 4. 6. 間伐を行わない自然流域における Water availability factor

水源	年間循環量 (mm/year)	必要面積 (m <sup>2</sup> )	基準状態での 必要面積 (m <sup>2</sup> )	特性化係数 <i>fwa</i>
降水	1,000	1.0	1.0	1.0
表流水	600	1.7	1.0	1.7
地下水	500	2.0	1.0	2.0

表 4. 7. 適切な間伐を行った自然流域における Water availability factor

水源	年間循環量 (mm/year)	必要面積 (m <sup>2</sup> )	基準状態での 必要面積 (m <sup>2</sup> )	特性化係数 <i>fwa</i>
降水	1,000	1.0	1.0	1.0
表流水	694	1.4	1.0	1.4
地下水	579	1.7	1.0	1.7

表 4. 8. 都市の流域における Water availability factor

水源	年間循環量 (mm/year)	必要面積 (m <sup>2</sup> )	基準状態での 必要面積 (m <sup>2</sup> )	特性化係数 <i>fwa</i>
降水	1,000	1.0	1.0	1.0
表流水	720	1.4	1.0	1.4
地下水	170	5.9	1.0	5.9



## 水源の違いを考慮した水の利用に関する特性化係数の開発

表 4. 9. 間伐を行わない自然流域における Water scarcity footprint

水源	水消費量 ( $\text{m}^3$ )	特性化係数	Water scarcity footprint ( $\text{m}^3 \text{H}_2\text{Oeq}$ )
降水	5.0	1.0	5.0
表流水	3.0	1.7	5.1
地下水	1.0	2.0	2.0
合計	9.0		12.1

表 4. 10. 適切な間伐を行った自然流域における Water scarcity footprint

水源	水消費量 ( $\text{m}^3$ )	特性化係数	Water scarcity footprint ( $\text{m}^3 \text{H}_2\text{Oeq}$ )
降水	5.0	1.0	5.0
表流水	3.0	1.4	4.2
地下水	1.0	1.7	1.7
合計	9.0		10.9

表 4. 11. 都市の流域における Water scarcity footprint

水源	水消費量 ( $\text{m}^3$ )	特性化係数	Water scarcity footprint ( $\text{m}^3 \text{H}_2\text{Oeq}$ )
降水	5.0	1.0	5.0
表流水	3.0	1.4	4.2
地下水	1.0	5.9	5.9
合計	9.0		15.1

## 4.7. 結論

場所および水源によって異なる水の偏在性を反映し、LCIAに基づいて水の消費がもたらす利用可能性への潜在影響量を推定するための特性化係数を開発した。この手法は全球平均降水量を基準とし、基準量の水を得るのに必要な面積または時間に基づいて特性化係数（Water availability factor、*fwa*）を算出するものである。全球平均降水量を基準に用い、一定量の水を得るのに必要な面積または時間に着目することで、従来の手法に比べて単純な構造での特性化を可能としており、パラメータの不確実性に左右されにくい頑健かつ実用的な特性化係数であると言える。全球気候データセットおよび全球水資源モデルを用いて得られる年平均降水量、年平均総流出量、年平均中間流出量から、降水、表流水、および地下水の *fwa* を  $0.5^{\circ} \times 0.5^{\circ}$  の空間解像度で算定した。高解像度のグリッドスケールでの係数算出は、任意の空間分解能への変更が可能である利点を持つ。さらに、*fwa* は基準状態の設定により時間分解能を向上できる。降水に関する特性化係数は他の水源に比べて小さい値をとる傾向が見られ、水循環の原則に沿った結果を得た。また各国における国全体、天水農地、灌漑農地に関する *fwa* の加重平均値を求めた。農業用水の特性化係数が国全体のそれよりも低い値をとる傾向が見られ、農地が水を得やすい地域に選択的に展開されている可能性が見られた。降水の消費を LCA の評価対象にすることについては議論の余地があるものの、降水は特に農業において不可欠であり、かつ他の用途に転用可能な水を消費するため地域の水の利用可能性を低下させる。これは作物生長に関する潜在影響という観点で重要であるとして、降水の特性化係数を併せて算出した。本手法は直観的で分かりやすい係数の設定を可能とし、概念およびデータの頑健性の観点から、評価者のニーズに応じた様々なパターンの特性化係数の算定が可能である。さらにこの手法を用いることで、国、製品、あるいは個人による水消費がもたらす潜在影響の算定が可能となるため、今後の LCIA での活用が期待される。

## 第 5 章

### 食料生産における水利用の持続可能性評価

#### 5.1. はじめに

近年、世界的な人口の増加や経済成長に伴い、人間による水の需要が増加し続けている (UNEP, 2012)。また多くの地域において、水の需要量が供給量を上回っており、深刻な長期的影響を伴うとされている (The 2030 Water Resources Group, 2009)。特に農業部門における水の利用はその持続可能性について多くの課題を抱えているため (Foley et al., 2011)、食料生産における水の利用に伴う潜在影響の定量は、持続可能な水管理を達成する上で極めて重要であると言える。

Daly (2005)は、水を含む再生可能な資源の利用速度は、その資源の再生速度を超えてはならないとする持続可能な資源の利用に関する原則を提唱した。人間による水の利用については、全球規模での人間活動による水消費量や、国際貿易に伴う仮想的な水の移動量の推計を行う研究が数多く行われている (Aldaya et al., 2008; Hanasaki et al., 2010; Hoekstra and Mekonnen, 2012)。人間活動による河川水や地下水の利用量は、年間  $1,000 \text{ km}^3$  から  $1,700 \text{ km}^3$  であると推計されている (Hoekstra et al., 2012; Hanasaki et al., 2012)。また Oki and Kanae (2006)は、作物と肉類の国際貿易に伴う仮想的な水の移動量を推計し、Mekonnen and Hoekstra (2011)は、農業および工業製品の国際貿易に伴う仮想的な水の移動量と、国際貿易による水資源の節約量の推計を行った。一方、水資源の再生速度に関し、Postel et al. (1996)は、陸域の再生可能淡水供給量 (Terrestrial renewable freshwater supply;  $\text{RFWS}_{\text{land}}$ )を定義し、陸面からの蒸発散や流出量で構成される  $\text{RFWS}_{\text{land}}$  は年間  $110,300 \text{ km}^3$  であるとした。Rockström et al. (2009)は、プラネタリバウンダリー概念を提唱し、地球上における淡水利用の限界は年間  $4,000 \text{ km}^3$  であるとした。Gerten et al. (2013)は、河川水や地下水などの利用を表すブルーウォーターの全球規模での最大利用可能量は、年間  $1,110 \text{ km}^3$  から  $4,500 \text{ km}^3$  であるとした。これら人間による利用と水資源の再生可能量を用いて、水利用の持続可能性の評価に関する研究が行われている。Postel et al. (1996)は、人間がアクセス可能な  $\text{RFWS}_{\text{land}}$  のうち 30 %が既に利用されているとし、Rockström et al. (2009)は淡水資源のプラネタリバウンダリーである年間  $4,000 \text{ km}^3$  に対して年間  $2,600 \text{ km}^3$  が利用されているとした。Hoekstra and Wiedmann (2014)は、グリーンウォーターに関する最大利用可能量の設定は行わなかったものの、利用量は年間  $6,700 \text{ km}^3$  であるとし、ブルーウォーターについては、上述の最大利用可能量に対して  $1,000 \text{ km}^3$  から  $1,700 \text{ km}^3$  が利用されていると推計し、最大利用可能量を超過している可能性を示唆した。また、全球規模での人間による水消費の持続可能性評価に加え、河川流域ごとにも同様の評価が行われている。表流水および地下水資源の利用に関しては、世界の河川流域の約半分において少なくとも年に 1 ヶ月以上の間深刻な水不足が生じているとされる (WWF, 2014;

Hoekstra et al., 2012)。淡水資源は空間的な変動性を有しており (UNESCO, 2012)、また時間 (Hoekstra et al., 2012) や水源によってもその利用可能量は異なるため、水利用の持続可能性を評価する上では、これら偏在性の考慮が重要であると言える。

水利用の持続可能性については、LCA の分野でも研究が行われている。Berger and Finkbeiner (2011) は、水利用を LCA の分野で取り扱うための方法について、特性化を行うミッドポイント、被害評価を行うエンドポイント、そして特性化係数の議論を行った。また、ISO (2014) は、ウォーターフットプリントを LCA に準拠した水に関する潜在的な環境影響であると定義しており、LCA に基づいた水利用の持続可能性評価は、今後その重要度を増すと考えられる。水利用のミッドポイント評価を行う上で必要となる特性化係数については、いくつかの手法が開発されている (Pfister et al., 2009; Milà i Canals et al., 2009)。しかしながら、空間、時間、水源による水資源の偏在性を考慮した特性化係数を用いてミッドポイント評価を行い、持続可能性にまで言及した研究は皆無である。

ヴァーチャルウォーターおよびウォーターフットプリントの概念は、世界規模での水の利用状況の分布や、各国で水を利用してすべての製品を生産するのに比べて国際貿易がどの程度水資源の節約に寄与しているのかを見積もるのに有用である。しかしながら、現状では利用した水の量の評価に留まっており、貿易対象の製品が生産された地域における水資源への負荷の仮想的な移動について論じた事例は示されていない。仮想的な水の貿易量とライフサイクル影響評価を組み合わせれば、国際貿易が水の利用可能性に及ぼす影響を考察できる。また第3章で、食料の国際貿易を仮想的な水の移動として捉えるための経済的な背景について論じ、国際貿易を介して自国の水不足を緩和できるのは、相応の経済力を有する国に限られる可能性があるとした。持続可能な水利用を行う社会の構築へ向け、水と食料に関する問題を解決するための新たな示唆を導くことが必要であると言える。

本章では、世界規模の食料生産に関する水利用による潜在影響量の推計と、食料貿易に伴う仮想的な潜在影響の移動量の推計、および人間による水利用の持続可能性評価を行うことを目的とし、さらに水と食料に関する問題解決へ向けた方策の提言を行う。なお本章では ISO (2014) に倣い、水消費量をウォーターフットプリントインベントリ (WI)、水の消費に伴う潜在影響量を、Water footprint に水の不足に関する修飾語句を加えた Water scarcity footprint (WSF) と称する。

## 5.2. 方法

全球規模の食料生産に伴う WI と WSF の推定、および持続可能性の評価を行うための方法を以下に示す。

### 5.2.1. ウォーターフットプリントインベントリ分析

農作物および家畜の生産に関わる WI には、Hanasaki et al. (2008)による全球水資源モデル H08 を用いて算定した第 3 章における結果を採用した。1991 年から 2000 年までを計算対象とし、WFD、GSWP3、および PFD を気候データセットとして用いて算定した食料生産に関する水消費量と、2001 年から 2008 年までを計算対象とし、GSWP3 および PFD を気候データセットとして用いて算定した食料生産に関する水消費量を WI とした。H08 の詳細と入力データ、および計算条件については、第 2 章に詳しい。

### 5.2.2. ウォーターフットプリント影響評価

前項で算出した WI を、WSF へ変換するための特性化係数として、第 4 章で開発した Water availability factor (*fwa*)を採用した。*fwa* はライフサイクル影響評価に基づいた特性化 (ISO, 2006a) が可能である。全球平均降水量を基準量として設定し、0.5°グリッドの空間解像度で全球規模での降水、表流水、地下水といった各水源に関する特性化係数が提供されており、また天水農地、灌漑農地といった土地利用ごとに各国の特性化係数の加重平均値が算出されている利点を有する。*fwa* を用いて WI を特性化することで、場所と水源の違いによる水利用がもたらす潜在影響量の違いを反映できる。第 4 章では WFD のみを気候データセットとして採用して *fwa* を算定したが、本章では WFD に加えて GSWP3 および PFD によって各水源に関する *fwa* を算定した。*fwa* の概念と算定方法については、第 4 章と矢野ほか (2014)に詳しい。食料生産に伴う水資源への潜在影響としての WSF を式 (4. 4)に従って算出した。水源は降水、表流水、地下水を対象とする。

表 5.1 に、WI を特性化し、WSF を算出するための計算条件を示す。それぞれの WI に、同じ気候データを用いて算定した *fwa* を乗じてそれぞれの条件における WSF を推計し、その平均値を結果として採用した。

表 5. 1. Water scarcity footprint の算定条件

気候データ	計算期間	計算式
WFD (Weedon et al., 2011)	1991～2000 年	$WSF_{WFD,1991-2000} = \sum_{x,l} (fwa_{WFD,1991-2000,x,l} \times WI_{WFD,1991-2000,x,l})$
GSWP3 (Kim et al., in prep.)	1991～2000 年	$WSF_{GSWP3,1991-2000} = \sum_{x,l} (fwa_{GSWP3,1991-2000,x,l} \times WI_{GSWP3,1991-2000,x,l})$
	2001～2008 年	$WSF_{GSWP3,2001-2008} = \sum_{x,l} (fwa_{GSWP3,2001-2008,x,l} \times WI_{GSWP3,2001-2008,x,l})$
PFD (Sheffield et al., 2006)	1991～2000 年	$WSF_{PFD,1991-2000} = \sum_{x,l} (fwa_{PFD,1991-2000,x,l} \times WI_{PFD,1991-2000,x,l})$
	2001～2008 年	$WSF_{PFD,2001-2008} = \sum_{x,l} (fwa_{PFD,2001-2008,x,l} \times WI_{PFD,2001-2008,x,l})$

ここで、 $x$  は水源、 $l$  は場所を表す。なお、水源  $x$  には、降水、表流水、地下水の 3 種を設定した。第 4 章と同じく、降水の  $fwa$  は気候データセットによる年降水量、表流水の  $fwa$  は H08 の出力値である総流出量、地下水の  $fwa$  は H08 の出力値である中間流出量をもとに算定した。降水由来の  $WI$  は、H08 の出力値である栽培期間中における降水由来の蒸発散量、表流水由来の  $WI$  は、H08 の出力値である栽培期間中における河川水と貯水池由来の灌漑による蒸発散量、地下水由来の  $WI$  は、H08 の出力値である栽培期間中における NNBW 由来の灌漑による蒸発散量を採用した。 $fwa$  について、矢野ほか (2014) は、各グリッドにおける水資源量での重み付けによって国ごとの加重平均値を算出し、極端値が平均値を押し上げる効果を除去した。本研究では、より地域性を考慮した潜在影響量の算出を行うため、グリッドスケールの  $fwa$  を用いるが、この場合は  $fwa$  の極端値が全体の  $WSF$  の値を押し上げる効果への対応が行われていない。グリッドスケールの  $fwa$  の極端値による  $WSF$  の合計値への影響を防ぐため、それぞれの水源に関する  $fwa$  について、99 パーセンタイル値を上限値として設定した。天水農地における降水の  $fwa$  の上限値は 5.0、灌漑農地における降水の  $fwa$  の上限値は 5.0、灌漑農地における表流水の  $fwa$  の上限値は 100、灌漑農地における地下水の  $fwa$  の上限値は 200 である。また、矢野ほか (2014) では表流水および地下水の  $fwa$  について、上流の流域からの水の流入を加味した上で算定を行っているが、本研究では各地域のみから得られる水資源に対する潜在影響を定量するため、上流の流域からの流入を加味しない  $fwa$  を採用した。上流からの水の流入が及ぼす  $fwa$  の不確実性については、第 4 章に詳しい。また、結果へ影響をもたらす要素として、上流からの河川の流入と、貯水池の操作や取水、灌漑といった人間活動が挙げられる。本研究では、現況の水循環によって得られる地域の水資源に対する潜在影響の評価を行うことを目的としているため、上流からの河川流入を加

味せず、人間活動を考慮した  $fwa$  を採用して計算を行うが、それぞれの条件による結果の変動について考察するため、河川流入を加味した  $fwa$ 、人間活動を考慮しない  $fwa$  によって算出した WSF についても併せて計算を行った。

### 5.2.3. 持続可能性の評価

#### 5.2.3.1. 国ごとの重み付けされた特性化係数による評価

算出した WSF と WI を、CIESIN and CIAT による国境線データに基づき、国ごとの面積加重平均値を算出した。各国における WI に対する WSF の比を推計し、国内グリッドの水消費量で重み付けされた国全体の特性化係数の大きさを求め、各国の持続可能性の指標とした。

#### 5.2.3.2. 国ごとの年間水循環量に基づいた評価

各地点の各水源の年間循環量を基準として、式 (5.1) によって水資源の持続可能性の評価を行った。本研究では各水源に関する  $fwa$  を算出する際の基準量として、全球平均降水量である 1,000 mm/year を設定している。式 (4.1) によると、年降水量 500 mm の地域における降水の  $fwa$  は 2.0 である。この地域において 1 年間で得られる降水 500 mm/year すべてを利用した場合の WSF は、式 (4.4) に従い 1,000 mm H<sub>2</sub>Oeq/year となる。翌年に同量の水を降水から得られると仮定すると、1,000 mm H<sub>2</sub>Oeq/year がこの地域の降水の再生可能量であると同時に、持続可能な利用量であるとみなすことができる。この持続可能な利用量を分母とし、各水源の利用について、1,000 mm H<sub>2</sub>Oeq/year を持続可能性の評価を行う上での閾値として設定し、年間の WSF が 1,000 mm H<sub>2</sub>Oeq を上回る場合は持続可能な速度を超えて水利用が行われているとした。この基準量に対する WSF の比は、持続可能な利用状態からの相対的な乖離として表現できるため、非持続可能性の指標として相対的非持続可能利用速度比 (Relative Unsustainability Rate; RUR) と名付けた。

$$RUR = \frac{\sum_{x,l} (WSF_{x,l})}{\sum_{x,l} (fwa_{x,l} \times WA_{x,l})} \quad (5.1)$$

ここで、 $RUR$  は相対的非持続可能利用速度、 $WA_{x,l}$  は地点  $l$  における水源  $x$  の年循環量を表す。年間の循環量としたのは、最大限利用可能な量をもとに評価を行うためである。特性化係数である  $fwa$  と潜在影響量を表す WSF、および非持続可能性の指標である  $RUR$  は、すべて基準状態の設定によって等しく変動する。

### 5.3. 結果

#### 5.3.1. 結果の不確実性

表 5.2 に、3 つの気候データを用いて計算した 1991 年から 2000 年までの世界合計の WSF の計算結果の平均値と標準偏差を示す。表 3.7 における WI の結果と比べ、気候データの違いによる標準偏差が大きい傾向が見られた。式 (4.4) 中の WI と  $fwa$  の双方の計算過程で気候データを利用するため、それぞれの気候データの不確実性がより顕著に反映されるものと考えられる。また WI の結果と同様、降水よりも表流水、表流水よりも地下水の標準偏差が大きくなる結果となった。貿易に伴う仮想的な WSF の移動については、気候データによる標準偏差は平均値の 5.7 % で、灌漑水のみについては 9.8 % であった。気候データによる WSF の不確実性は、結果の解釈に影響しないものとした。

表 5.2. 1991 年から 2000 年までの世界合計の Water scarcity footprint の  
平均値と標準偏差

		(km <sup>3</sup> H <sub>2</sub> Oeq/year)	
農地	水源	Water scarcity footprint	標準偏差
天水農地	降水	2,746	199
	降水	946	68
灌漑農地	表流水	6,513	957
	NNBW	7,827	2,451
合計		18,031	3,666

表 5.3 に、結果に影響をもたらす要素の選択による WSF の計算結果を示す。この結果は WFD を気候データとして採用したものである。上流からの河川流入の加味による世界全体の WSF の変動は、人間活動の有無に比べて小さい結果となった。また、河川流入の影響が大きいと考えられるエジプトにおいては、上流からの河川流入の加味によって 19 %、人間活動の有無によって 41 % の標準偏差が生じた。評価者のニーズによって計算条件が設定されるべきだが、条件の選択によって結果が変動する可能性を留意する必要があると言える。



表 5.3. 計算条件の違いによる WSF の変動性

結果へ影響を もたらす要素	加味した 場合の WSF ( $\text{km}^3 \text{H}_2\text{Oeq/year}$ )	加味しない 場合の WSF ( $\text{km}^3 \text{H}_2\text{Oeq/year}$ )	標準偏差
上流からの河川流入	14,917	13,800	559
人間活動 (貯水池操作・取水・灌漑)	13,800	21,913	4,057

### 5.3.2. 世界の Water scarcity footprint の分布

世界の農業生産に伴う WSF は、表 5.2 に示したとおり  $18,031 \text{ km}^3 \text{H}_2\text{Oeq/year}$  であった。表 3.7 および表 5.2 より、すべての水源で WSF の値が WI を上回る結果となった。WSF の WI に対する比は、天水農地における降水で 1.2 倍、灌漑農地における降水で 1.2 倍、灌漑農地における表流水で 7.7 倍、灌漑農地における地下水で 21.2 倍という結果であった。全 WI に占める地下水の割合が 8.5 % であったのに対し、全 WSF に占める地下水の割合は 43.4 % であった。現在の農業活動が、淡水資源の利用可能性に関して相対的に高い潜在影響を持つ地下水へ依存していると言える。図 5.1 に 1991 年から 2000 年までの WSF、図 5.2 に 2001 年から 2008 年までの WSF の平均値の全球分布を示す。1991 年から 2000 年までの WSF において最大値を有するグリッドは、エジプト内ナイル川右岸の北緯  $24.25^\circ$ 、東経  $33.25^\circ$  で、その値は  $44.8 \text{ km}^3 \text{H}_2\text{Oeq/year}$  であった。このうち NNBW 由来の WSF は  $42.6 \text{ km}^3 \text{H}_2\text{Oeq/year}$  で、全水源由来の WSF の 95 % を占めた。またこのグリッドにおける  $fwa_{gw}$  は 171 と上限値に近く、相対的に希少性の高い NNBW からの取水が大きな WSF をもたらしめているものと考えられる。2001 年から 2008 年までの WSF において最大値を有するグリッドは、インド北西部の北緯  $27.75^\circ$ 、東経  $72.25^\circ$  で、その値は  $45.8 \text{ km}^3 \text{H}_2\text{Oeq/year}$  であった。このうち NNBW 由来の WSF は  $39.8 \text{ km}^3 \text{H}_2\text{Oeq/year}$  で、全水源由来の WSF の 87 % を占めた。またこのグリッドにおける  $fwa_{gw}$  は 80 で、やはり相対的に希少性の高い NNBW からの取水が寄与していると考えられる。アメリカ中部、インド、パキスタン、中国北部一帯、オーストラリア南東部に高い WSF を有するグリッドが見られ、この傾向は計算対象とした 2 期間に共通した。

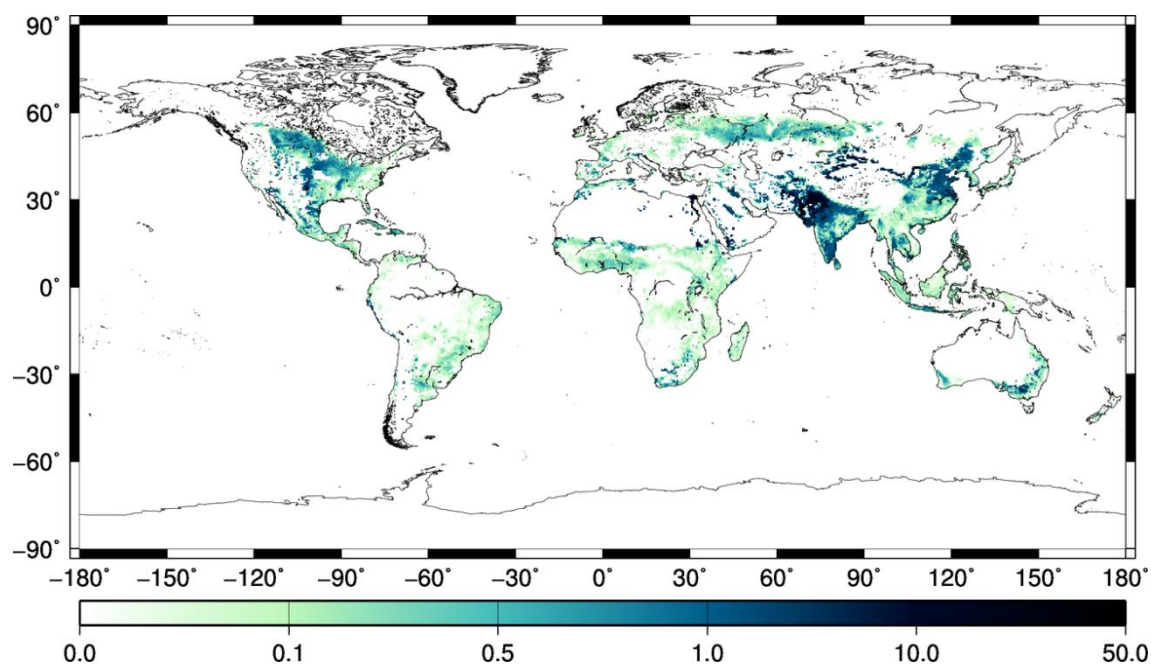


図 5. 1. 1991 年から 2000 年までの Water scarcity footprint (km³ H<sub>2</sub>Oeq/year)

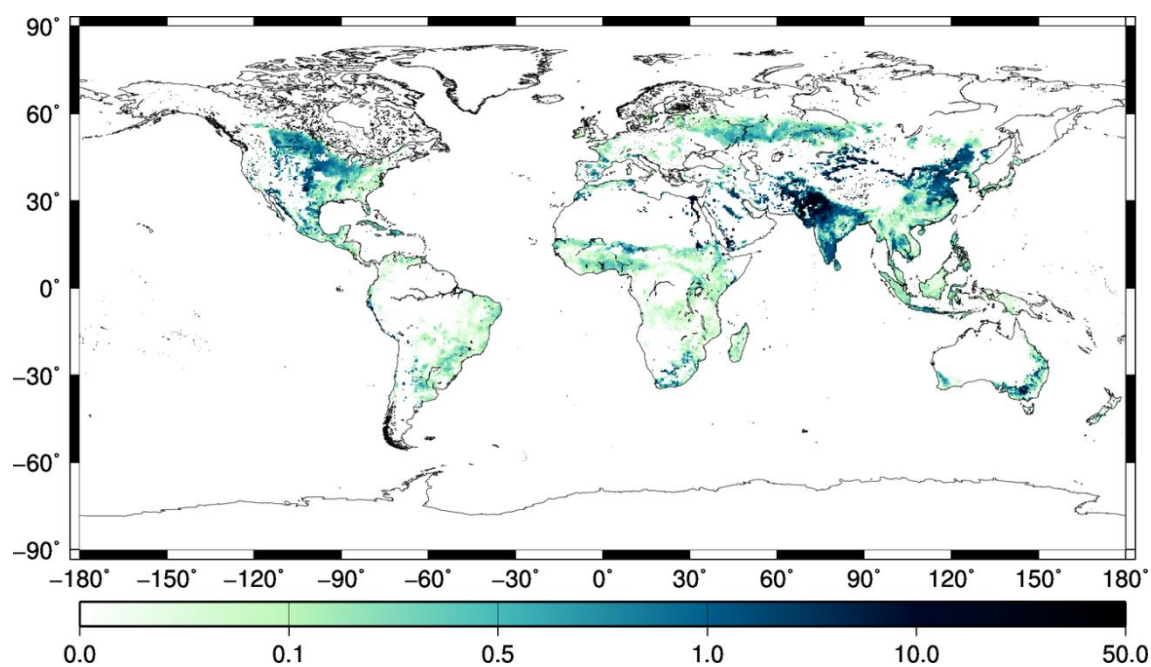


図 5. 2. 2001 年から 2008 年までの Water scarcity footprint (km³ H<sub>2</sub>Oeq/year)

図 5.3 に、国境線データを用いて国ごとに集計した WSF を、各国の農地面積で除して高さの単位に変換した WSF を示す。また図 5.4 に、H08 の河川サブモデルを用いて河道流下方向を計算して作成した河川流域ごとに集計した WSF を、各流域の農地面積で除して高さの単位に変換した WSF を示す。国ごとの評価結果は貿易や経済に関する各種統計データとの比較を行う際に有用だが、国際河川を有する国においては、上流からの水の流入の影響を加味した上で解析を行う必要がある。一方、流域ごとの評価結果は、上流からの水の流入を考慮する必要がなく、地域の水資源の現状をより詳細に把握できる利点がある。国ごとの評価では、アメリカ合衆国の農地における WSF は  $507 \text{ mm H}_2\text{Oeq/year}$  であり、これは国内最大の河川であるミシシッピ川流域の農地における WSF である  $553 \text{ mm H}_2\text{Oeq/year}$  の寄与が大きい。一方、アメリカ中西部のコロラド川における WSF は  $4,261 \text{ mm H}_2\text{Oeq/year}$  であり、アメリカ合衆国全体の WSF に比べて大きい。コロラド川流域内の農地面積は、アメリカ合衆国全体における農地面積の 1.1 % 程度であるため、全体に占める寄与は大きくない。しかし、面積が大きい国において、地域の水資源の持続可能性を評価するためには、流域ごとの評価の方が適している可能性がある。また、ブラジルの農地における WSF は  $299 \text{ mm H}_2\text{Oeq/year}$ 、ペルーの農地における WSF は  $1,790 \text{ mm H}_2\text{Oeq/year}$  であった。流域面積の 80 % 程度がこの 2 ヶ国内にあるアマゾン川流域の農地における WSF は  $160 \text{ mm H}_2\text{Oeq/year}$  であった。ペルーにおいては、アマゾン川流域内における WSF が小さく、アマゾン川流域外により高い WSF を有する流域が存在することで、ペルーとアマゾン川流域の WSF の違いを説明できる。エジプトの農地における WSF は  $26,317 \text{ mm H}_2\text{Oeq/year}$  と極めて高く、隣接するスーダンの農地における WSF は  $1,739 \text{ mm H}_2\text{Oeq/year}$  であった。これらの国が属するナイル川流域の農地における WSF は  $3,714 \text{ mm H}_2\text{Oeq/year}$  であった。ナイル川の WSF は非常に大きい。エジプトの農地における WSF がさらに大きくなった。これは、エジプトとリビアに流域を有する河川における WSF が  $258,351 \text{ mm H}_2\text{Oeq/year}$  と、さらに大きい値であるのが要因であると言える。エジプトは国の再生可能水資源量の大部分が国外からの流入によって構成されており (FAO)、主要な成分をスーダンから流入するナイル川が担っていると言える。エジプトでは、ナイル川流域における水利用よりも、ナイル川以外の流域における希少な水の利用がエジプトの WSF を高くしている要因であると考えられる。サウジアラビアの農地における WSF は  $8,277 \text{ mm H}_2\text{Oeq/year}$ 、イエメンの農地における WSF は  $8,307 \text{ mm H}_2\text{Oeq/year}$  であり、周辺流域における WSF は  $22,905 \text{ mm H}_2\text{Oeq/year}$  であった。これらの地域における水利用については、国ごとと流域ごとの評価の双方で非常に大きい WSF となった。パキスタンの農地における WSF は  $10,068 \text{ mm H}_2\text{Oeq/year}$ 、パキスタン内を流下するインダス川の流域内の農地における WSF は  $12,738 \text{ mm H}_2\text{Oeq/year}$  であり、双方の値は近かった。中国の農地における WSF は  $2,395 \text{ mm H}_2\text{Oeq/year}$  であった。中国内を流下する代表的な河川である長江の WSF は  $668 \text{ mm H}_2\text{Oeq/year}$ 、黄河の WSF は  $3,872 \text{ mm H}_2\text{Oeq/year}$  であった。中国国内の WSF のうち、主な要素は北西部の黄河流域における水利用が寄与していると言える。製品の LCIA など詳細な結果が求められる場合は、地域・流域単位での評価が、水利用を行う地域の状況を適切に反映できるものと考えられる。

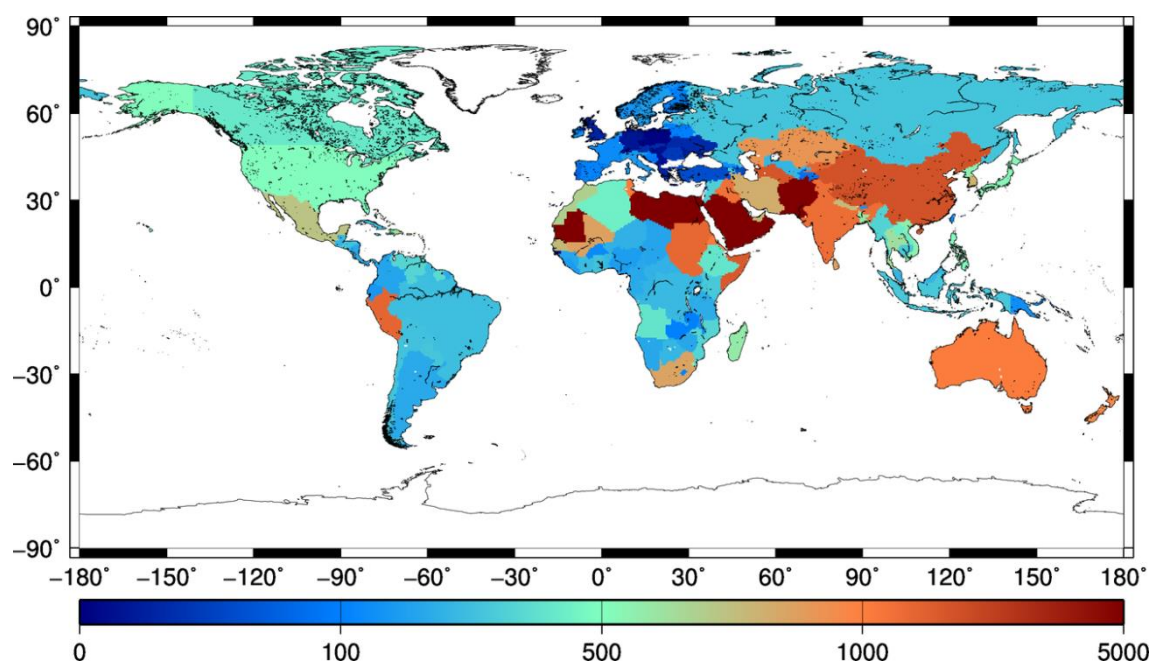


図 5.3. 国ごとの農地における Water scarcity footprint (mmH<sub>2</sub>Oeq/year)

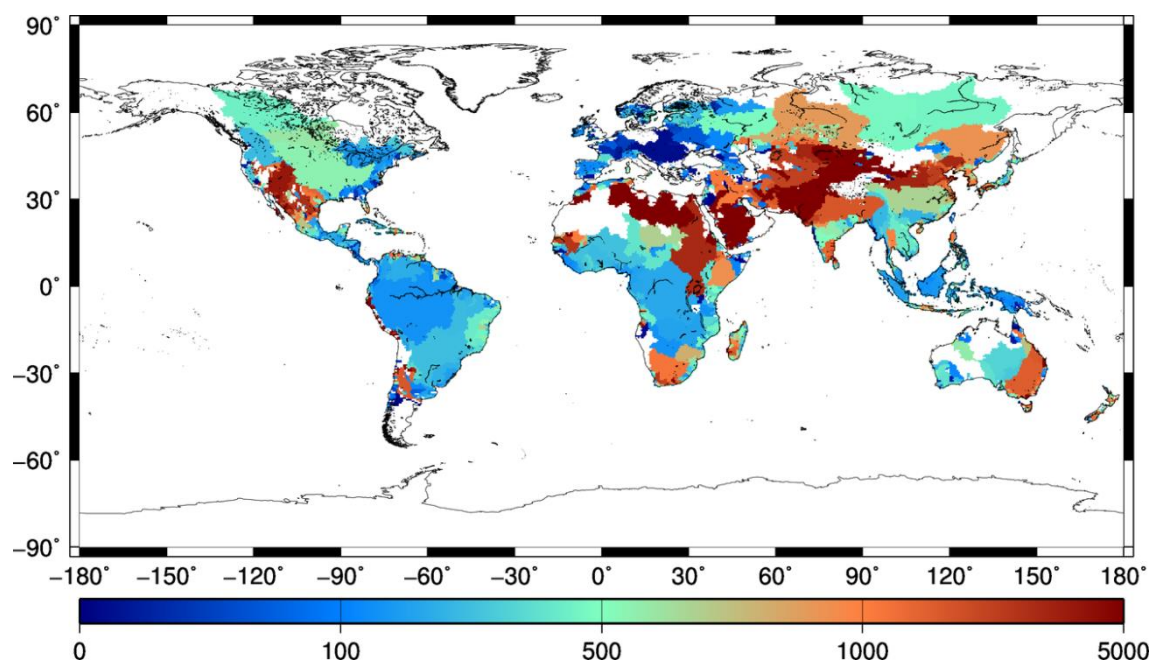


図 5.4. 流域ごとの農地における Water scarcity footprint (mmH<sub>2</sub>Oeq/year)

図 5.5 に、各国における WI と WSF の上位 20 ヶ国を水源ごとに色分けをして示す。国全体の WI と WSF を比較すると、インド、中国、アメリカ合衆国、パキスタンが上位を占める状況は変わらなかったが、WI で第 5 位であったインドネシアは WSF では第 14 位に後退し、WI で上位 20 ヶ国に入っていなかったエジプトが WSF では第 5 位となった。上位の国では共通して表流水および NNBW の占める割合が大きく、降水に比べて高い  $f_{wa}$  を持つ灌漑水の寄与が増大した結果であると言える。また 1 人当たりの WI と WSF を比較すると、カナダやパラグアイといった WI の上位国が WSF では後退し、モーリタニア、アフガニスタン、リビア、パキスタンなど中東およびアフリカの国が上位を占める結果となった。オーストラリア、カザフスタンは WI と WSF の双方で上位であった。1 人当たりの WI は単純な利用量を表しているのに対し、WSF は場所と水源による水の希少性を加味しており、より乾燥した国における希少な水の利用が潜在影響に大きく寄与する実態を反映できたと言える。

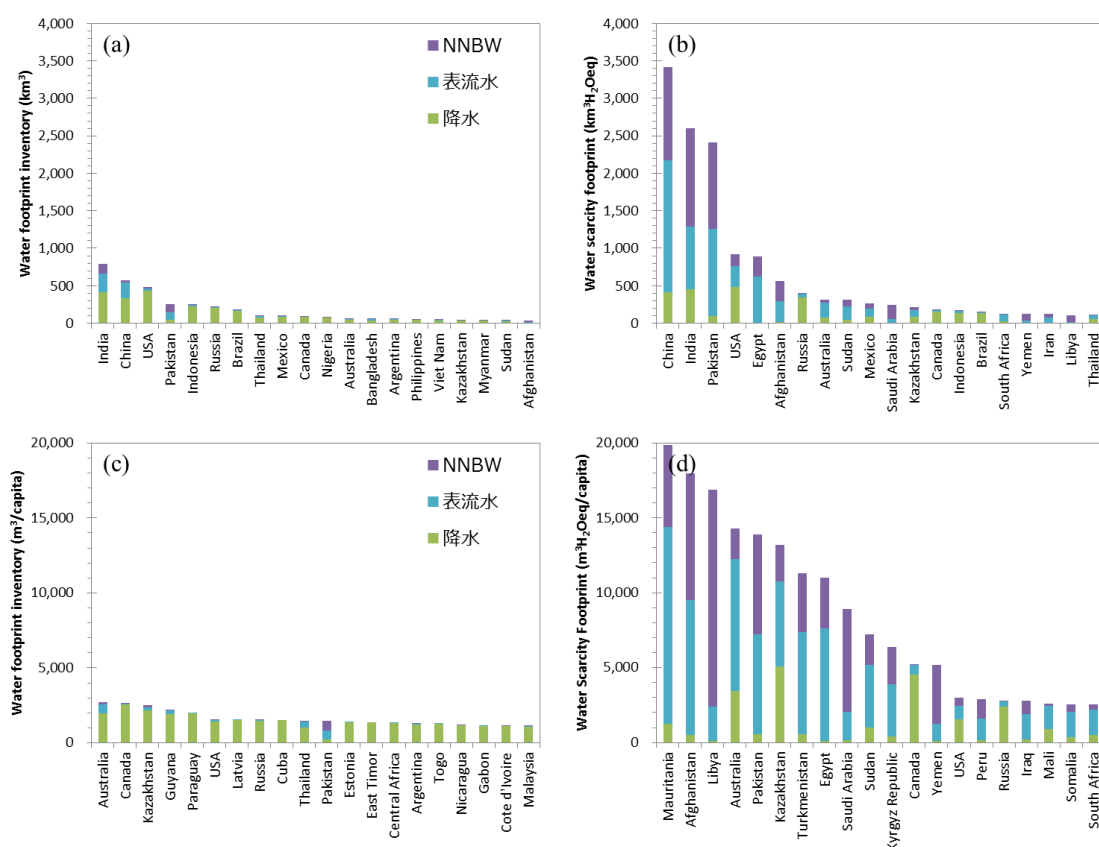


図 5.5. ウォーターフットプリントインベントリと Water scarcity footprint の上位 20 ヶ国における各水源由来成分の寄与

- (a) 国全体のウォーターフットプリントインベントリ、(b) 国全体の Water scarcity footprint、  
(c) 1 人当たりウォーターフットプリントインベントリ、(d) 1 人当たり Water scarcity footprint

### 5.3.3. Water scarcity footprint の仮想的な移動

図 5.6 に、2010 年における地域間の食料貿易に伴う全水源に関する WSF の仮想的な移動について、輸出量から輸入量を差し引いた純移動量を示す。図中の矢印は  $10 \text{ km}^3 \text{ H}_2\text{Oeq/year}$  以上の純移動量成分、Total は地域間の仮想的な水の純移動量の合計、Other は  $10 \text{ km}^3 \text{ H}_2\text{Oeq/year}$  に満たなかった成分の合計、括弧内は 3 つの気候データセットによって計算を行った標準偏差を表す。図 3.5 に示した WI の仮想的な移動量に対し、WSF の仮想的な移動量は 1.8 倍の大きさであった。水源別では、降水で 1.1 倍、表流水で 8.2 倍、地下水で 13.8 倍であった。またウォーターフットプリントの仮想的な移動量に対する WSF の比は、北アフリカからの輸出に関しては 15.5 倍、東アジアからの輸出に関しては 15.6 倍、南アジアからの輸出に関しては 4.9 倍、西アジアからの輸出に関しては 11.7 倍で、北アフリカおよびアジア地域からの輸出に関して大きくなる傾向にあった。これらの地域の WI に対する WSF の比は相対的に大きく、より希少性の高い水源に依存した農業活動で生産された農作物が輸出されているものと考えられる。一方で、東南アジアからの輸出に関しては 1.2 倍で、他のアジア地域に比べて小さい値となった。北アメリカからの輸出に関しては 1.8 倍、オセアニアからの輸出に関しては 3.4 倍であった。またカリブ海地方からの輸出による WSF の仮想的な移動が、WI のそれに比べて 0.6 倍、南アメリカからのものが 0.9 倍、北ヨーロッパからのものが 0.8 倍と、1.0 倍を下回る結果となった。これらの地域における食料生産と輸出は、淡水資源の利用可能性に対する潜在影響が相対的に小さいと言える。WSF の仮想的な輸出が最も大きかったのは北アメリカからの  $345.4 \text{ km}^3 \text{ H}_2\text{Oeq/year}$  で、南アメリカの  $187.8 \text{ km}^3 \text{ H}_2\text{Oeq/year}$ 、オセアニアからの  $118.6 \text{ km}^3 \text{ H}_2\text{Oeq/year}$ 、南アジアからの  $109.1 \text{ km}^3 \text{ H}_2\text{Oeq/year}$  が  $100 \text{ km}^3 \text{ H}_2\text{Oeq/year}$  を上回る WSF を輸出する結果となった。



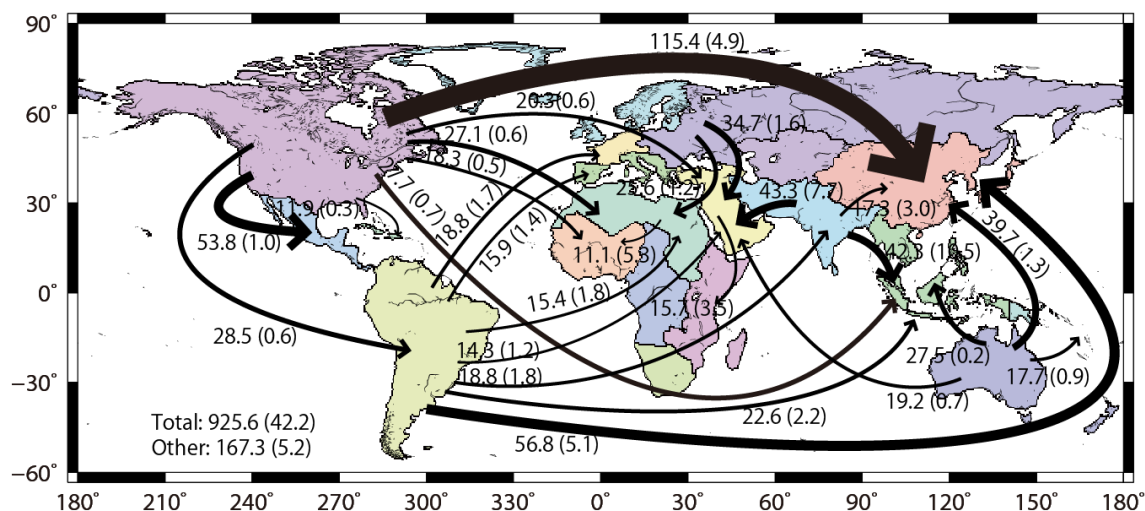


図 5.6. 食料貿易に伴う Water scarcity footprint の仮想的な移動量 ( $\text{km}^3 \text{H}_2\text{Oeq/year}$ )

(Total: 地域間の仮想的な水の純移動量の合計、Other:  $10 \text{ km}^3 \text{H}_2\text{Oeq/year}$  未満の成分の合計、  
括弧内: 気候データセットによる標準偏差)

図 5.7 に、2010 年における地域間の食料貿易に伴う地下水に関する WSF の仮想的な純移動量を示す。図中の矢印は  $0.5 \text{ km}^3 \text{H}_2\text{Oeq/year}$  以上の純移動量成分を表し、Total と括弧内は全水源由来のものと同様で、Other は  $0.5 \text{ km}^3 \text{H}_2\text{Oeq/year}$  に満たなかった成分の合計を表す。図 3.7 に示した WI の仮想的な移動量に比べ、WSF の仮想的な移動量を表す矢印の数が多く、また量も大きくなる傾向が見られた。WI の仮想的な移動量に対する WSF の仮想的な移動量は、北アフリカからの輸出に関して 18.5 倍、北アメリカからの輸出に関して 9.1 倍、南アメリカからの輸出に関して 27.7 倍、東アジアからの輸出に関して 14.5 倍、南アジアからの輸出に関して 14.0 倍であった。全水源由来の評価では 1.0 倍を下回ったカリブ海地方と北ヨーロッパからの地下水由来の WSF の仮想的な輸出は 0 であったが、南アメリカからの輸出に関しては 27.7 倍であった。地下水由来の WSF の輸出が最も大きかったのは北アメリカからの  $46.4 \text{ km}^3 \text{H}_2\text{Oeq/year}$  で、南アジアからの  $43.8 \text{ km}^3 \text{H}_2\text{Oeq/year}$ 、オセアニアからの  $21.3 \text{ km}^3 \text{H}_2\text{Oeq/year}$ 、西アジアからの  $14.5 \text{ km}^3 \text{H}_2\text{Oeq/year}$  が続いた。全水源由来の評価では北アメリカに次いで大きかった南アメリカについては  $5.3 \text{ km}^3 \text{H}_2\text{Oeq/year}$  と小さく、南アメリカは希少な水資源を用いて生産された食料を輸出しているのではなく、地下水等に比べて潜在影響の小さい降水等によって生産された食料を大量に輸出することで、全水源由来の WSF の純輸出が大きくなっているものと考えられる。地下水に関する *fwa* は他の水源に比べて大きい傾向にあり、相対的に希少性が高い。水源ごとに重み付けを行った WSF による仮想的な水の移動に関する考察は、水の節約の観点のみならず、世界全体の

World map showing the distribution of the 138.2 TWh of electricity generated by fossil fuels in 2010. The map is color-coded by region and includes arrows indicating the flow of electricity. The total generation is 138.2 TWh, with 8.0 TWh from other sources. The map shows a high concentration of generation in North America, Europe, and Asia, with significant flows between these regions.

Region	Generation (TWh)	Generation (TWh) (Other)
North America	9.1	0.5
South America	4.4	0.2
Europe	11.0	1.3
Asia	14.8	4.1
Africa	4.2	0.2
Australia	5.3	0.7
Other	8.0	0.8

仮想的な移動量 (km<sup>3</sup> H<sub>2</sub>Oeq/year)

(Total: 地域間の仮想的な水の純移動量の合計、Other: 0.5 km<sup>3</sup> H<sub>2</sub>Oeq/year 未満の成分の合計、括弧内: 気候データセットによる標準偏差)

図 5. 8 に、WI の仮想的な輸出量と WSF の仮想的な輸出量について、全水源由来のものと NNBW 由来のものを地域ごとに積算した結果を示す。Suweis et al. (2011)は、国際貿易に伴う仮想水貿易量の説明を行っており、4 %の国家が全体の仮想水移動量の 80 %を占めているとしている。全水源由来の WI の仮想的な輸出量は、北アメリカ、南アメリカ、東ヨーロッパの 3 地域からのもので全体の 83 %を占めており、限定された国からの WI の輸出が全体に対して大きな割合を占めている点で Suweis et al. (2011)と同様の結果となった。一方、WSF の仮想的な輸出量については、北アメリカ、南アメリカ、東ヨーロッパの 3 地域からのものは全体の 67 %に留まり、南アジアおよびオセアニアからの仮想的な輸出量が全体の 25 %を占める結果となった。仮想水貿易に水の希少性を加味すると、従来の水量のみの評価とは異なり、より希少な水資源への依存の実態の把握が可能となる。また、NNBW 由来の WI について、北アメリカ、南アメリカ、東ヨーロッパの 3 地域からの仮想的な輸出量は全体の 53 %を占めたのに対し、WSF の仮想的な輸出量については全体の 38 %であった。一方、南アジアおよびオセアニアからの WSF の仮想的な輸出量が全体の 47 %を占め、WI の仮想的な輸出量の上位地域の合計を上回った。取水源別に仮想水貿易を捉えることで、従来とは異なる地域の希少な水へ依存している実態が明らかとなった。



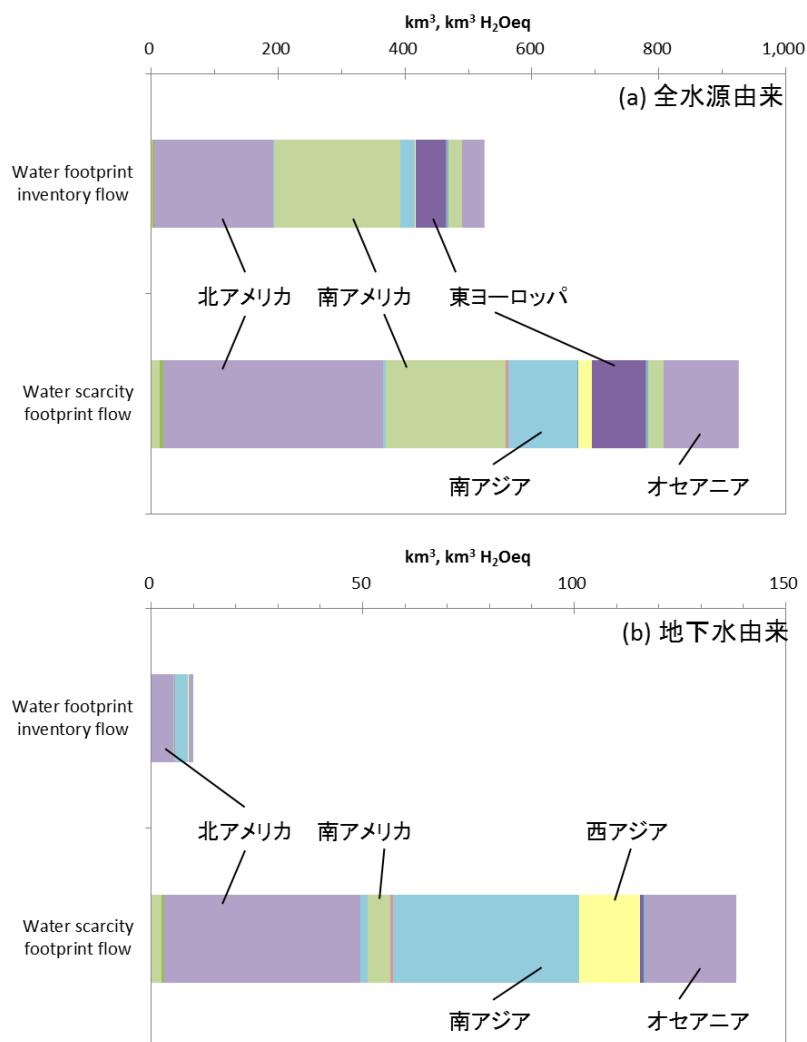


図 5.8. 各地域からのウォーターフットプリントインベントリと  
Water scarcity footprint の仮想的な輸出力  
(a) 全水源由来、(b)地下水由来

#### 5.3.4. 水利用の持続可能性

図 5.9 に、世界の農地における WI に対する WSF の比を示す。全グリッドの WI の合計値に対する WSF の合計値の比は 5.6 であった。この値は農地における水消費量で重み付けされた世界全体の特性化係数であると言え、世界の農地における食料生産は、全球平均降水量に比べて 5.6 倍の希少性を有する水資源によって賄われていると表現できる。最大値を有するグリッドは

スーダンのナイル川右岸における北緯 30.75°、東経 19.25°で、その値は 193 倍であった。この値は  $fwa_{gw}$  の最大値である 200 に近く、この地域における水の利用は世界で最も希少な水を利用したものであると言える。一方、最小値はコロンビア西部の北緯 5.25°、西経 76.75°で見られ、その値は 0.14 であった。この地域は天水農地であり、表流水や地下水の取水による灌漑は行われていないため、利用されている水源は降水のみである。全球平均値を上回る豊富な降水量によって食料生産が行われており、水利用に関する持続可能性は非常に高いと言える。

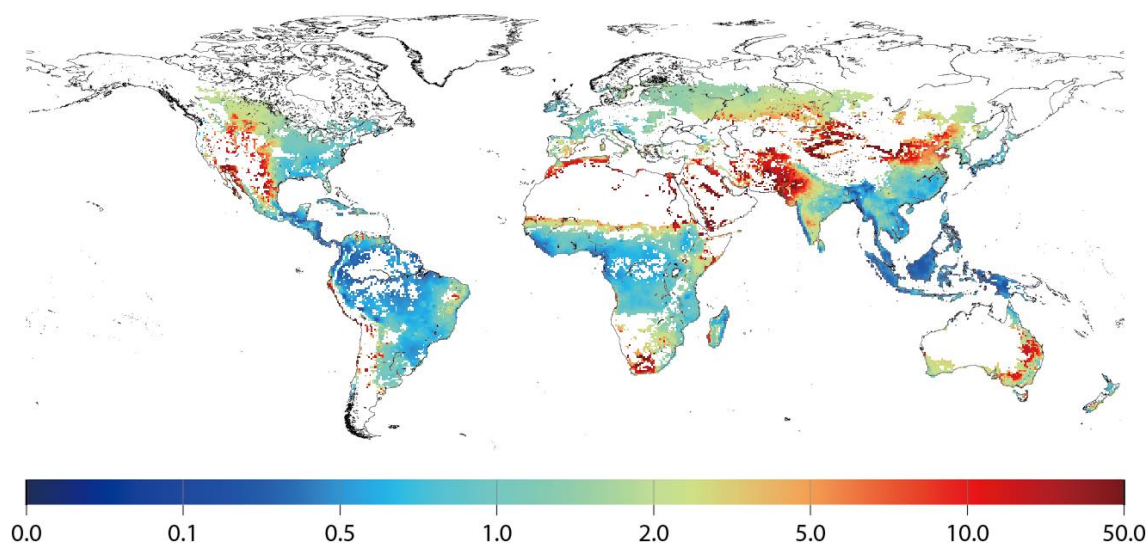


図 5.9. ウォーターフットプリントインベントリに対する Water scarcity footprint の比

図 5.10 に、各国の WSF の推計結果と、国ごとの重み付け特性化係数を用いた持続可能性評価の結果を示す。各国の農業活動が持つ淡水資源の利用可能性への潜在影響の大きさを視覚的に表現するため、Inoue and Shimizu (2006)によるカルトグラムを採用して描写した。国境線を接続した状態で面積を変更した統計地図で、各国の WSF と面積が常に比例関係を保っている。WI が小さい国でも、希少性の高い水源に依存する水利用を行う国は、その面積が大きく表現される。国ごとの評価で WI の値が最も大きかったのは、第 3 章で示した通り、インドの 790 km<sup>3</sup>/year で、中国の 571 km<sup>3</sup>/year、アメリカ合衆国の 484 km<sup>3</sup>/year が続く。これに対して WSF の値が最も大きかったのは中国の 3,415 km<sup>3</sup> H<sub>2</sub>Oeq/year で、インドの 2,601 km<sup>3</sup> H<sub>2</sub>Oeq/year、パキスタンの 2,408 km<sup>3</sup> H<sub>2</sub>Oeq/year、アメリカ合衆国の 922 km<sup>3</sup> H<sub>2</sub>Oeq/year、エジプトの 892 km<sup>3</sup> H<sub>2</sub>Oeq/year が次いだ。エジプトの WI は 35 km<sup>3</sup> で、国別の評価では第 20 位であるが、高い  $fwa$  を有するグリッドが多いため、WI に対する WSF の比は 25.2 となった。この比が最も大きかったのはサウジアラビアの 44.5 で、リビアの 38.2、イエメンの 25.8 が続いた。WI に対する WSF の比が高い国は中東および北アフリカに集中しており、この地域以外で 10 を上回る国は南アメリカのスリナムとチリ

のみであった。これらの国に比べて日本や東南アジア、アフリカ中部、ブラジルなどは面積が相対的に小さく、また **WI** に対する **WSF** の比も、タイの 1.0 を除く国は 1.0 を下回った。表流水以外の水源からの灌漑活動は、**WSF** の値を押し上げるものと考えられる。例えばブラジルの全 **WI** に対する地下水の割合は 0.1 %未満であったのに対して、エジプトにおける全 **WI** に占める地下水の割合は 34.5 %であった。化石水など非持続可能な水源が農業用水として導入されている可能性も考えられる。

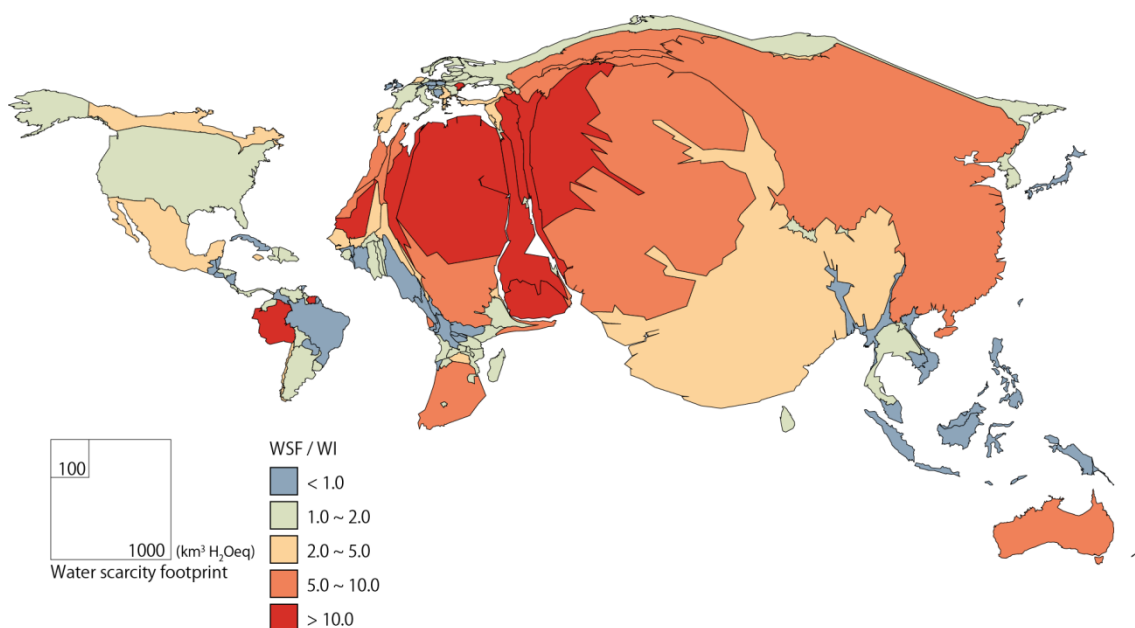


図 5.10. 各国の Water scarcity footprint と国ごとの重み付け特性化係数による持続可能性評価

図 5.11 に、各国の **WSF** の推計結果と、国ごとの年間水循環量を用いた持続可能性評価の結果 (**RUR**) を示す。式 (5.1) 中の分母である世界の農地における利用可能限界量は  $20,756 \text{ km}^3 \text{H}_2\text{Oeq/year}$  であったのに対し、分子である世界合計の **WSF** は  $18,031 \text{ km}^3 \text{H}_2\text{Oeq/year}$  であった。これらより、世界全体の持続可能な利用からの乖離を表す **RUR** は、0.9 となる。**RUR** が最も高い国はエジプトで、その値は 8.8 であった。モーリタニアの 7.5、リビアの 6.2、イエメンの 5.2、クウェートの 4.7、パキスタンの 4.6、サウジアラビアの 3.9、アフガニスタンの 3.6、オマーンの 2.3 が続いた。**RUR** による評価では中東および北アフリカ諸国の値が共通して高い傾向が見られた。世界全体の **RUR** は 1.0 を下回り、農地で得られる水資源に対して、現在の農業活動に伴う水利用が持続可能な範囲内で行われていることが示された。しかしながら、水源ごとに評価を行うと、降水の **RUR** は 0.2、表流水の **RUR** は 2.3、地下水の **RUR** は 2.8 であり、持続可能な範囲を超えている。地下水の利用は、農地に対して時間、鉛直、または水平方向に 2.8 倍の規模で行

われていると表現できる。これは、再生可能な水資源量から見た持続可能な水利用の状態に比べて、2.8 倍の速度で水の消費が行われているとも言える。1.0 を上回る成分は農地外からの取水によるものであり、時間方向では過去に涵養され貯留されている水など、鉛直方向では地域の水循環システムとは切り離された深層の地下水、水平方向では農地外の周辺地域からの取水が水源として想定される。RUR は地域の水資源で自給自足が可能かという視点で設定されたものであるが、仮に地域の水資源の限界を超えていたとしても、例えば農地に対して水平方向に水資源の余裕があれば、総合的な持続可能性を維持できる可能性もある。

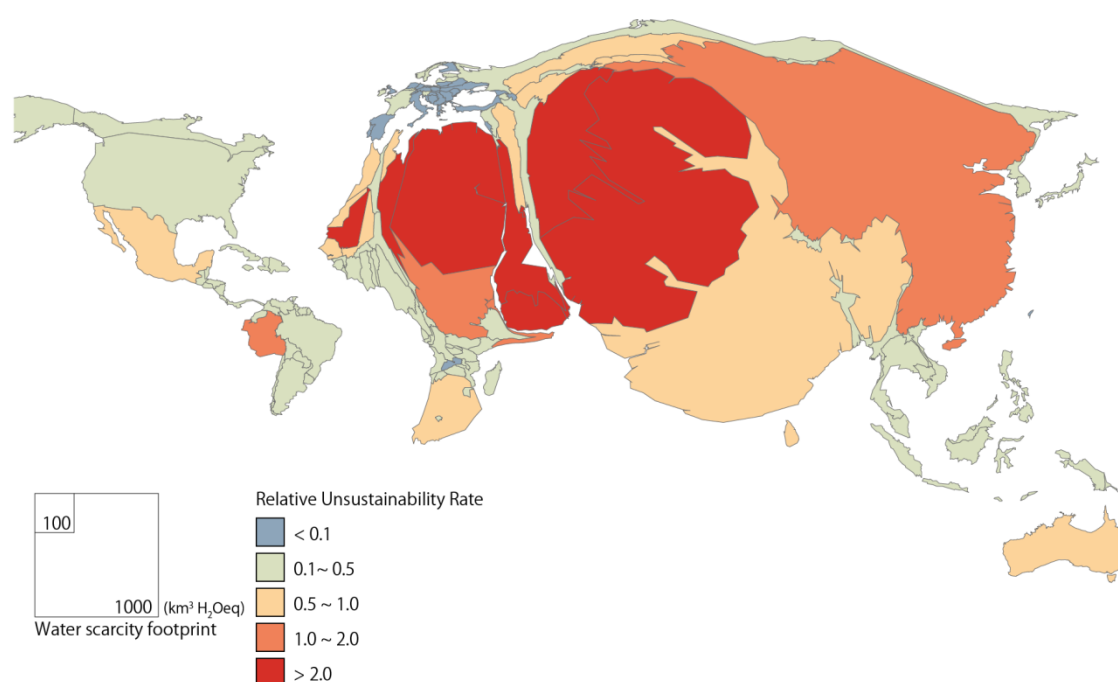


図 5.11. 各国の Water scarcity footprint と国ごとの年間水循環量による持続可能性評価

## 5.4. 考察

### 5.4.1. 水利用の持続可能性と食料貿易の関係

図 5.12 に、各国の RUR と穀物純輸入量および純輸出量との関係を、IMF による 2010 年における 1 人当たり GDP および FAO による 1 人当たり再生可能水資源量で分類した結果を示す。プロットの面積が 1 人当たり GDP、プロットの色が 1 人当たり再生可能水資源量を表す。Y 軸が 0 未満の国は、穀物に関する純輸出国を表す。RUR が 1.0 を超える 12 ケ国中、11 ケ国は純輸入国であった。RUR が 1.0 を超える純輸入国 11 ケ国中、10 ケ国は 1 人当たり水資源量が  $5,000 \text{ m}^3/\text{year}$

を下回り、中東と北アメリカの諸国で構成された。これらの国においては国内の穀物需要を満たせず、その要因の 1 つに水資源の脆弱さがあると考えられる。Yang et al. (2003) は、穀物純輸入量は各国の水資源量、GDP、および人口によって説明できることを示した。RUR が 1.0 を超過する国は、他国の水資源を用いて生産された穀物の輸入を介して自国内の物理的な水不足を緩和している状況であると考えられるが、自国の水資源への負荷を持続可能な範囲に収められていない。この領域では、サウジアラビア、リビアといった 1 人当たり GDP が 10,000 USD を超える国が、エジプトやイエメンといった 1 人当たり GDP が 5,000 USD 未満の国より多くの穀物を輸入している傾向がみられ、水不足国における穀物輸入量には経済状態が関連していると言える。1 人当たり再生可能水資源量が豊富で RUR が 1.0 未満の国は、自国内の水資源が豊富で、かつ淡水資源の利用可能性に対する潜在影響が小さいにも関わらず、穀物について純輸入国となっている。1 人当たり再生可能水資源量が 20,000 m<sup>3</sup> を超えていたとしても、1 人当たり GDP が 5,000 USD を下回る国においては、灌漑活動など自国の水資源の活用が積極的には展開されていない可能性がある。この条件に合致するパプアニューギニア、ボリビア、ニカラグア、カンボジア、中央アフリカ、エクアドル、ミャンマー、ギニア、コンゴのうち、国内の農地面積に対する灌漑農地面積の割合が、世界の農地面積に対する灌漑農地面積の割合である 18 % を超える国はエクアドルのみである。具体的にはそれぞれ 0 %、4 %、3 %、8 %、0 %、30 %、18 %、6 %、0 % で、エクアドルを除いては、農業生産の水源として、灌漑を行う表流水や地下水ではなく、降水への依存度が高いと言える。小さい RUR は水資源の利用可能性に対する潜在影響が小さいことを意味するが、一方で貯水池や灌漑設備への投資が十分ではなく、豊富な水資源を効率的に利用できていない状況を反映している可能性も考えられる。対照的に、穀物純輸出国については、1 人当たり再生可能水資源量が 5,000 m<sup>3</sup> を超え、1 人当たり GDP が高い国で構成される傾向が見られた。純輸出国 34 ヶ国中、RUR が 1.0 を超過するのはパキスタンのみであった。全体として、RUR が高いほど純輸出量が大きくなる傾向が見られた。これは、高い GDP が貯水池や灌漑設備等への投資を可能とし、自国内の豊富な水資源を積極的に活用している状況を反映しているものと考えられるが、RUR が 1.0 を超えると、持続可能な利用速度を超過しているとみなせる。図 5.13 に、代表的な穀物輸出国の水源ごとの RUR を示す。オーストラリアの国全体の RUR は 1.0 未満であるが、地下水利用の RUR は 2.2 であり、水源によっては自国の水資源の積極的な活用に伴う持続可能性の低下について懸念する必要があると言える。

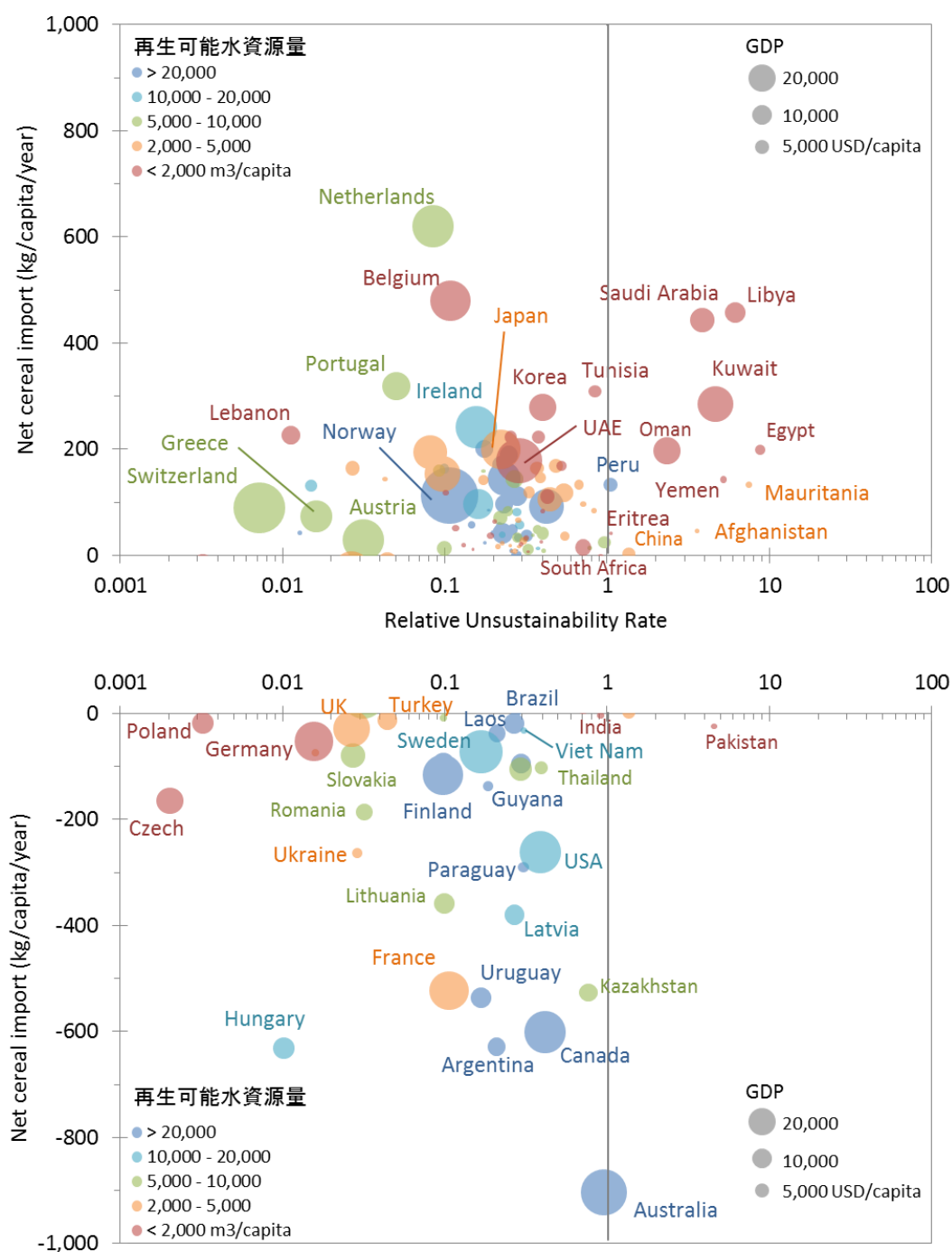


図 5.12. 各国の Relative Unsustainability Rate と穀物貿易量との関係

(a) 穀物純輸入国、(b) 穀物純輸出国

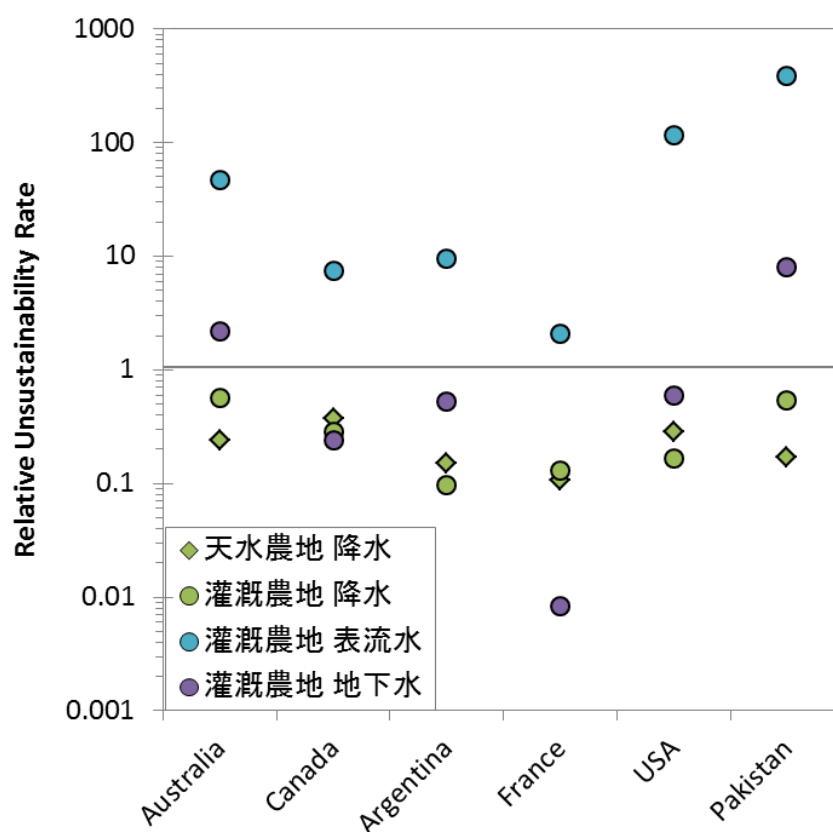


図 5.13. 代表的な穀物輸出国における水源ごとの Relative Unsustainability Rate

#### 5.4.2. 持続可能な水利用へ向けた提言

図 5.14 に、国際貿易による各地域の仮想的な WI と WSF の収支を示す。メラネシア、ミクロネシア、ポリネシアについては、全体に占める割合が小さいため除外した。仮想的な輸出国については、南アメリカの WSF の純輸出量が、WI の純輸出量より小さい。これは、相対的に豊富な水を消費して生産した食料を輸出していると言える。一方、オセアニアと北アメリカにおいては、WSF の純輸出量が、WI の純輸出量より大きい結果となった。これは、南アメリカと異なり相対的に希少な水を消費して生産した食料を輸出していることを示す。また、南アジアについては、WI の純輸入地域であるものの、WSF については純輸出地域であった。これは、輸入食料の生産にかかる水よりも希少な水を消費して生産した食料を輸出しているために生じているものと考えられる。

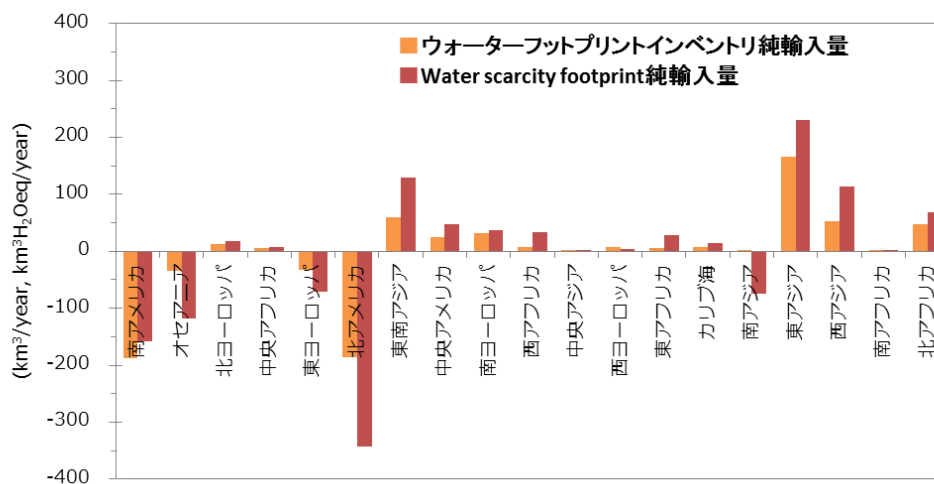


図 5.14.各地域の仮想的なウォーターフットプリントインベントリと water scarcity footprint の収支

図 5.15 に、各地域における 1 人当たり GDP と Siebert et al. (2005)による全農地に占める灌漑農地の面積の割合を示す。オセアニアおよび北アメリカにおいて希少な水が利用され穀物が輸出される理由として、1 人当たり GDP の高さが挙げられる。GDP が高い場合、水源開発を行う技術力が相対的に高いか、高度化した産業構造により産業セクター間の競争が激しく、農業が大規模化して水利用が効率的になり、結果として希少な水の利用コストが低くなっているなどの理由で、希少な水が利用されやすい環境が形成され则认为られる。1 人当たり GDP が 40,000 USD を上回るオセアニアと北アメリカについては、高い効率で水が利用されていると认为られる。一方、南アジアにおいてより希少な水が利用され穀物が輸出される理由として、灌漑農地面積率の高さが挙げられる。37%の灌漑農地面積率は、オセアニアの 10%、北アメリカの 13%に比べて高く、他地域に比べて高い灌漑農地面積率が効率的な水利用をもたらし、結果として希少な水の利用コストが低いなどの理由で、希少な水が利用されやすい環境が形成され则认为られる。



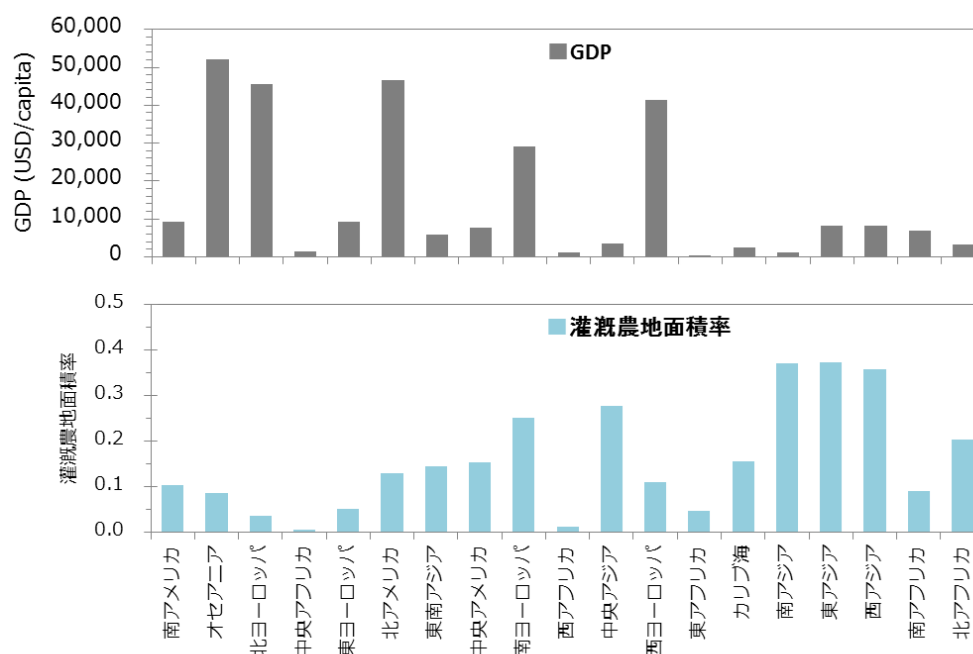


図 5.15. 各地域の 1 人当たり GDP と灌漑農地面積率

図 5.16 に、各地域の RUR と 1 人当たり再生可能水資源量、および 1 人当たり WI を示す。持続可能な水の利用へ向けては、単位量の利用による潜在影響が小さい豊富な水資源の利用が世界全体の潜在影響は小さく抑えることに繋がるが、再生可能水資源量と WI の地域順位は一致せず、また RUR の地域分布にも偏りがある。水資源が豊富な地域における水の利用効率を高められれば、世界の水の持続可能性の維持に寄与できるものと考えられる。地域の水資源を有効に活用できていない理由としては、以下が挙げられる。

- ・ GDP が低く、灌漑事業が進まないため灌漑農地面積が低い。ゆえに水を有効に活用できない。
- ・ GDP が低く、産業構造が高度でないためセクター間の競争が激しくない。ゆえに小規模な農業が発達し、結果として水を有効に活用できない。
- ・ GDP が低く、技術力が低いため希少な水資源の開発が困難で、水の利用コストが高い。結果として水を有効に活用できない。
- ・ インフラ利用コストが高く、水の利用コストが高い。結果として水を有効に活用できない。
- ・ 地形の起伏が激しく、重機による工事が困難であるため、水資源の開発が難しく、結果として水を有効に活用できない。
- ・ 気候が農業に適さないため、水を有効に活用する術がない。

これらは社会的な要因と自然の要因が複合するが、GDP の偏りの解消は、水資源の利用効率を高める手段になり得ると考えられる。

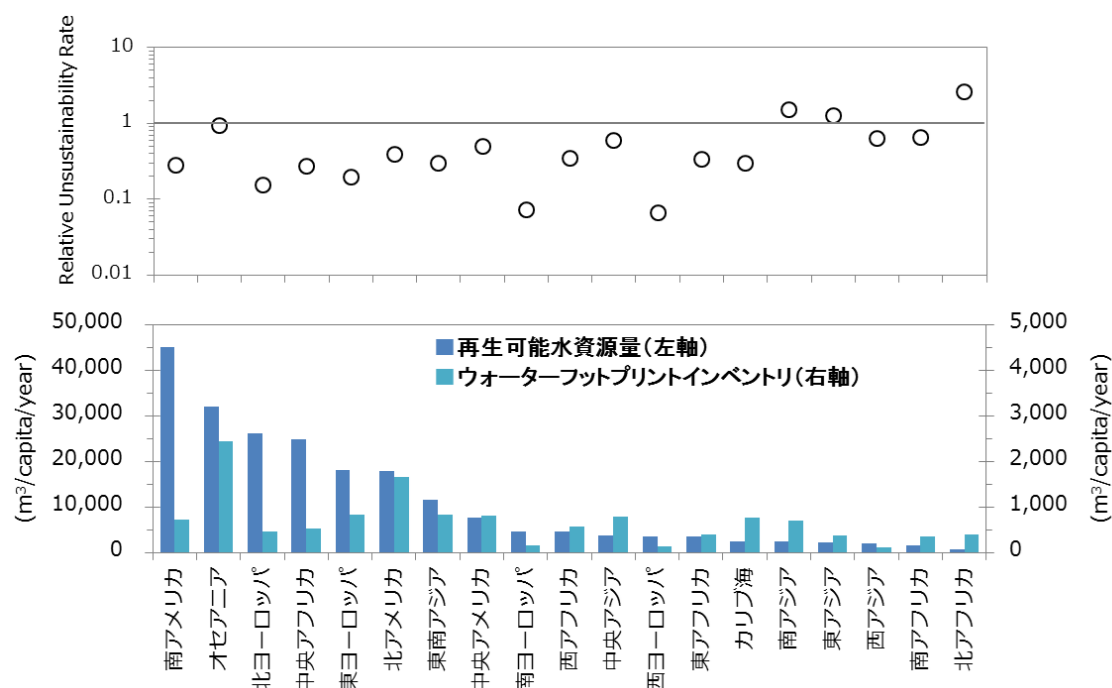


図 5.16. 各地域の RUR と 1 人当たり再生可能水資源量、および 1 人当たりウォーターフットプリントインベントリ

図 5.17 に、2010 年における各国の 1 人当たり GDP と 1 人当たり再生可能水資源量の関係を RUR とともに示す。ここで、各国を大きく 4 つに分類できる。第一に、1 人当たり GDP が高く、1 人当たり再生可能水資源量が豊かな国である。具体的にはオーストラリア、アメリカ合衆国、カナダ等が挙げられる。これらの国は、高い GDP ゆえに水資源を有効に活用する技術力があり、貯水池や灌漑設備など水資源を積極的に活用するために必要な投資が可能で、主な穀物純輸出国である。この国々における持続可能性が世界の動向を左右する。RUR が 1.0 を超えると、水の持続可能性が失われる懸念がある。第二に、1 人当たり GDP が高く、1 人当たり再生可能水資源量が乏しい国である。具体的には、リビア、サウジアラビア、クウェート等が挙げられる。これらの国は、高い GDP ゆえに穀物の輸入によって自国内の水資源を節約でき、主な穀物純輸入国の一部である。希少な水資源を開発する技術力があり、海水の淡水化設備等への投資等で、水資源を物理的に増加させることも可能である。RUR が 1.0 を超過し、非持続可能な状態となって

いる国があるため、地域の水資源の持続可能性を維持するためには、仮想的な水の輸入量が十分でない可能性がある。第三に、1人当たりGDPが低く、1人当たり再生可能水資源量が豊かな国である。具体的には、ブータン、コンゴ、パプアニューギニア等が挙げられる。これらの国は、水資源は豊かであるものの、穀物純輸入国であり、RURは低い。GDPが低いため、自国の豊富な水資源を有効に活用できる技術力を持たず、輸出が可能な穀物の生産が実現できていない可能性がある。第四の分類として、1人当たりGDPが低く、1人当たり再生可能水資源量が乏しい国が想定される。しかし、1人当たりGDPが730 USD未満で、1人当たり再生可能水資源量が500 m<sup>3</sup>/year未満の条件を満たす国は存在しなかった。上記の1人当たりGDPは極度の貧困と比較してわずかに高い生活水準を示す貧困ラインである1日2 USDに一致し (The World Bank)、また、1人当たり再生可能水資源量はFalkenmark (1989)による指標で、Absolute scarcityの分類に一致する。経済力と水資源の双方が一定未満の場合、国としての存在が困難であることを示していると言える。現状では、第一分類の国から第二分類の国へ穀物を輸出し、第二分類の国の水資源を節約しているが、第二分類の国の多くはRURが1.0を超過しており、水資源の観点で持続可能であるとはいえない。持続可能性を維持するためには、さらなる仮想的な水の輸入が有効だが、第一分類の希少な水資源の開発を進めると、第一分類の国における水の持続可能性が失われる可能性がある。一方、第三分類の国のRURは低く、さらなる活用の余地がある。RURが低い第三分類の国の水資源を有効に活用し、第二分類へ穀物を輸出できれば、すべての分類の国の水の持続可能性を維持しつつ、第三分類のGDPの上昇にもつながる。これを実現する方策として、第三分類の国に対する水資源を有効に活用するための適切な技術援助が有効であると考えられる。第3章で、国際貿易による水資源の節約の恩恵を受けられるのは、十分な経済力を有する国に限られる可能性がある結論付けた。第三分類への技術援助は、GDPと水資源の偏りの解消が可能な方策であり、世界の水資源を持続可能な状態を維持しつつ最大限効率的に利用し、その価値の最大化につながる。適切な援助により、市場経済において実現に至っていない世界全体での効率的で持続可能な水の利用へ貢献できると考えられる。

水と食料に関する世界的な問題は、経済発展を含む社会的な要素が多分に関わり、さらに持続可能性の観点が必要である。物理的な水の不足のみを考えるのではなく、社会経済および環境の観点を加えた問題解決が強く望まれる。*fwa*によるライフサイクル影響評価は、単純な構造で異なる水源の利用による特性化を可能にするため、淡水資源の利用可能性に対する潜在的な影響を定量化するのみならず、その結果を直観的な理解にも役立つ。また、RURの概念は複雑な世界の水利用状況を環境の側面から議論する上で有効であるため、世界の水問題の解決へ大きく貢献できると考えられる。

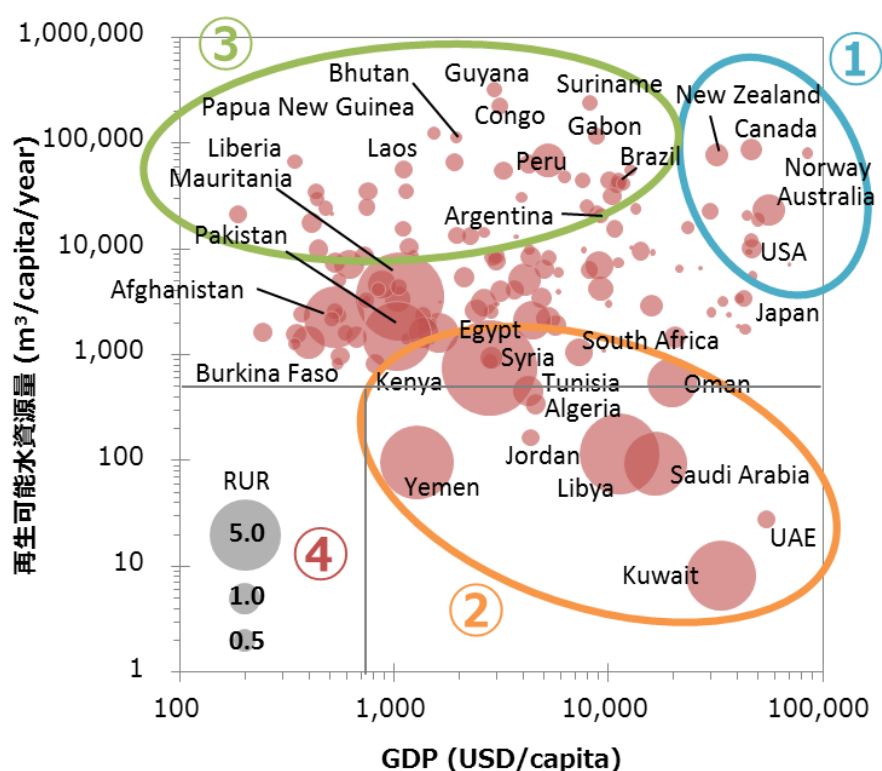


図 5.17. 各国の RUR で分類した 1 人当たり GDP と 1 人当たり再生可能水資源量

## 5.5. 結論

人間活動に伴う水利用のライフサイクル影響評価の一環として、世界規模の食料生産における水利用の潜在影響量を算出した。WI は  $4,344 \text{ km}^3/\text{year}$  であったのに対し、WSF は  $18,031 \text{ km}^3 \text{ H}_2\text{Oeq}/\text{year}$  であった。全 WI に占める地下水の割合が 8.5 % であったのに対し、全 WSF に占める地下水の割合は 43.4 % で、今日の人間活動が相対的に高い潜在影響を持つ水源へ依存している実態が明らかとなった。

国際貿易に伴う水資源への潜在影響の仮想的な移動量の推計を行った。全 WI の仮想的な移動量に対し、全 WSF の仮想的な移動量は 1.8 倍の大きさであった。水源別の評価では、降水で 1.1 倍、表流水で 8.2 倍、地下水で 13.8 倍であった。また WI の仮想的な移動量に対する WSF の仮想的な移動量の比は、北アフリカおよびアジア地域からの輸出に関して大きくなる傾向にあり、地域の WI に対する WSF の比が大きい地域からの食料の輸入は、より希少性の高い水源に依存

して生産された農作物の輸入であると言える。水源ごとの希少性を反映した **WSF** の仮想的な移動に関する考察は、貿易による水の節約のみならず、世界全体の水資源の健全な利用を考慮した貿易形態の検討への寄与が期待される。

人間による水利用の持続可能性を評価するため、農地における年間の循環量をもとに設定した基準量に対する **WSF** の比を相対的な非持続可能利用速度比として設定し、持続可能な利用状態からの相対的な差として評価した。その結果、持続可能な利用からの乖離を表す **RUR** は、世界全体で 0.9 となり、地下水のみを評価対象とした **RUR** は 2.8 であった。1.0 を超過する成分は、時空間的に現在の農地の外に存在する水資源の利用を意味する。時間方向では過去に涵養された水など、鉛直方向では地域の水循環システムとは切り離された深層の地下水など、水平方向では農地外の周辺地域からの取水などが想定される。例えば水平方向に十分な土地および水資源の余裕がある場合は、総合的には持続可能な状態を維持できる可能性がある。

各国の **RUR** と穀物純輸入量を、1 人当たり **GDP** および 1 人当たり再生可能水資源量で分類したところ、**RUR** が 1.0 を超える国のほとんどは純輸入国であり、1 人当たり **GDP** が高い国が、1 人当たり **GDP** が低い国よりも多くの穀物を輸入している傾向がみられた。各地域の水利用と食料貿易の実態を解析した結果、**GDP** の偏りが水資源の利用効率の偏りを生んでいる可能性が示された。1 人当たり **GDP** が小さく、1 人当たり再生可能水資源量が豊富な国に対する適切な技術援助が、市場経済において実現に至っていない世界における持続可能な水資源利用に寄与でき、また経済的な発展との両立も可能であると考えられる。水と食料に関する問題は、物理的な水の需給のみならず、社会経済および環境の観点からの考察が重要である。水を使えば使うほど悪であり、省水や節水活動が常に正しいと言った極端な結論ではなく、持続可能な状態を維持しつつ、地域の水資源を最大限活用して経済的な価値を最大化することを主眼に置いた問題解決が強く望まれる。

## 第 6 章

### 結論

#### 6.1. まとめ

本研究では、人間による直接および間接的な水の利用に関し、最新のデータに基づく推計と水の経済価値の考察を行い、人間活動が水資源に及ぼす影響と持続可能性の評価を行った。

水の市場単価、市場規模と、輸送および貯留のためのコストを比較した結果、輸送を伴う水自体の取引よりも、水を利用して生産された消費財の取引の方が経済的に合理的であることが示された。貿易を介して仮想的な水の取引が行われるメカニズムに、水の単価が大きく関与していることがわかった。また農業活動における直接的な水利用量は、10 年程度前と比べて大きな差は見られなかったが、貿易に伴う仮想的な水の移動量は大きく変化しており、特に中国をはじめとする東アジアの輸入量の増大が顕著であった。今後の各国間の貿易協定や経済協定によって m 仮想的な水の移動形態の変化が生じると予想される。また穀物の貿易について、1 人当たり GDP が高いほど純穀物輸入量と純穀物輸出量の双方が高くなる傾向が見られた。穀物生産を介した仮想的な水の移動は、1 人当たり GDP が高い国の間での貿易に限られ、現在の市場経済のみでは世界全体での効率的な水の利用に至っていない可能性がある。

空間や水源などによって生じる水資源の偏在性を客観的に反映し、水利用に伴う潜在影響を算定するための係数を世界で初めて開発した。基準状態からの差をもって表現するため、既往研究に比べてパラメータの不確実性に左右されにくい頑健性を有する手法であると言える。この係数はライフサイクル影響評価における特性化係数として活用できる。ライフサイクルアセスメントでは、手法の開発者と環境影響の評価者が異なる場合が多い。後者は主に企業であるため、手法の客観性とデータの信頼性のみならず、単純で実用的な手法の開発が望まれた。本手法は計算手順が単純で、利用者のニーズによって任意の空間解像度への変更や時間分解能の向上が可能である。さらに、面積または体積の単位で潜在影響を表現できるため、評価結果を直観的に理解できる利点を有する。企業にとっては、特性化係数を用いて影響評価を行うことで製品やサービスの水に関するリスク評価が可能となるばかりでなく、水源保全等の企業活動を客観的に評価できる実用的な手法であると言える。

人間による水利用について、農地における水循環量を用いた基準値からの乖離を指標とすることで、持続可能性の評価を行った。その結果、世界全体の水利用は持続可能な状態の 0.9 倍の規模で行われていることが明らかとなった。水源によっては 1.0 を超過する場合もあり、1.0 を上回る成分は、時間方向、鉛直方向、または水平方向に農地外の水資源を利用しているものと考えられる。時間方向では過去に涵養されて貯留されている水など、鉛直方向では地域の水循環シス

テムとは切り離された深層の地下水、水平方向では農地外の周辺地域からの取水が水源として想定される。例えば水平方向に十分な土地および水資源の余裕がある場合は、総合的には持続可能な状態を維持できる可能性がある。食料貿易に関し、穀物の生産に必要な資源としての水と経済力、および水利用の持続可能性を併せて解析した結果、GDP の偏りが水資源の利用効率の偏りを生んでいる可能性が明らかとなった。1人当たり GDP が小さく、1人当たり再生可能水資源量が豊富な国に対して適切な技術援助を行うことで、世界における持続可能な水資源の利用に寄与でき、経済発展との両立も可能であると考えられる。水と食料に関する問題は、物理的な水の需給のみならず、社会経済と環境影響を併せた考察が重要で、水資源の持続可能な利用状態を維持しつつ、地域の水資源を最大限活用した経済的価値の最大化を主眼に置いた問題解決が強く望まれる。

## 6.2. 今後の展望

人間活動による環境負荷を定量する動きは加速しており、特に環境活動に積極的な企業は製品ライフサイクルや組織について、カーボンフットプリント等を環境負荷として評価している。負荷の定量、負荷の低減へ向けた目標値の設定、具体的な取り組みとその結果のフィードバックを含む PDCA は、企業の環境活動の根幹を担っており、その達成度によって機関投資家を含む社会からの評価が行われ、さらなる企業成長につながると期待される。一方、水の利用に関しては、時空間的な偏在性を持つ資源として特性から、負荷の定量を科学的かつ客観的に行うための手法がこれまで整備されてこなかった。企業による利用に先立つ綿密な環境影響評価と持続可能な操業のための計画立案、操業後の継続的な節水、水源保全といった取り組みが、潜在影響の評価結果に正しく反映される手法の開発は、水利用事業者による水に対する取り組みのインセンティブとして働くと期待される。ISO により発行された国際規格に準拠する形で、取水源の違いを考慮した水利用の潜在的な環境影響量の定量化手法の開発に世界で初めて成功したことで、科学的な根拠に基づいて水資源に関する問題解決へ真摯に取り組む企業活動を後押しが可能となった。今後は工業活動など農業以外の分野における人間活動による水の利用を含めたグローバルスケールでの潜在影響と持続可能性の評価が期待される。

水と食料貿易については、水資源の節約を主眼に置いた従来の研究に加え、特性化係数を用いて水の希少性を加味した最適な貿易形態を検討する研究が期待される。国際経済学に基づいた市場経済や生産技術の視点と、ライフサイクルアセスメントに基づいた環境影響と持続可能性の視点を統合することで、社会経済および地球環境の双方において最も持続可能性の高い水の利用や貿易の形態に関する研究が可能となる。市場経済においては、水はコストの視点で最適化され、貿易によって水資源が乏しい国での水の節約が行われていると考えられるが、今後は本研究の結果を踏まえ、水の視点で市場経済に十分に参加できていない国の抽出と、適切な技術支援の検討が望まれる。

水は、一部は貯留され、循環する資源である。本研究では、貯留（ストック）と流動（フロー）のうち、後者を評価することで持続可能な水利用を論じたが、貯留されている水を利用することで経済的な便益を得られる場合も想定される。この場合にどのような利用形態が水資源の持続可能性を確保し得るかについては、水資源の開発可能性とコスト計算に基づく研究の発展が望まれる。また、水の利用が最終的に水生生物種の減少による生物多様性の低下や、疾患や栄養失調による人間の健康寿命の損失など、具体的な被害に対してどのような影響を及ぼすかを考察するライフサイクル影響評価におけるエンドポイントの評価が進むことが必要であろう。水以外の資源消費や温室効果ガスの排出に伴う地球温暖化、それらを含めた総合的な人間活動による環境影響評価を進めることで、真に持続可能な社会を構築するための政策や戦略立案に資する知見が得られると期待される。



## 付録 A

## 水および各製品の市場単価と市場規模

表 A. 1. 水の市場単価

項目・品目		市場単価 (USD/t)	対象国・地域	対象年
水	農業用水	0.02	アメリカ合衆国	2010
		0.10	アメリカ合衆国	2010
		0.03	ギリシャ	2008
		0.03	日本	1998
	工業用水	0.36	アメリカ合衆国	1999
		1.04	フランス	2000
		0.29	日本	2013
	脱塩水	1.62	アメリカ合衆国	2013
		0.81	アメリカ合衆国	2008
		0.53	イスラエル	2005
		0.49	シンガポール	2006
	水道水	0.51	アメリカ合衆国	2001
		1.91	ドイツ	2001
		1.23	フランス	2001
		1.28	日本	2013
	ボトルウォーター	320	アメリカ合衆国	2011
		448	イタリア	2012
		975	日本	2012

表 A. 2. 酒類、農作物、および畜産物の市場単価

項目・品目		市場単価 (USD/t)	対象国・地域	対象年
酒類	ビール	4,740	北アメリカ	2014
		5,870	ヨーロッパ	2014
	ウイスキー	50,100	ドイツ	2003
		201,000	ドイツ	2003
	日本酒	13,900	日本	2014
		27,800	日本	2014
農作物 畜産物	コーヒー	2,440	IMF	2012
	小麦	313	IMF	2012
	トウモロコシ	298	IMF	2012
	コメ	580	IMF	2012
	大麦	238	IMF	2012
	大豆	538	IMF	2012
	牛肉	4,140	IMF	2012
	砂糖	472	IMF	2012

表 A. 3. 鉱物、原油、電化製品、自動車、その他の市場単価

項目・品目		単価 (USD/t)	対象国・地域	対象年
鉱物	銅	7,960	IMF	2012
	ニッケル	17,500	IMF	2012
	ウラン	108,000	IMF	2012
	鉄くず	343	IMF	2013
	金	$49.2 \times 10^6$	IMF	2013
原油	原油	778	IMF	2012
電化 製品	iPhone 5	$2.67 \times 10^6$	日本	2012
	PS Vita	912,000	日本	2014
	PS 3	119,000	日本	2014
自動車	シボレー キャプティバ	19,600	日本	2014
	Golf TSI Trendline	20,100	日本	2014
	Prius 2ZR-FXE	15,500	日本	2014
その他	Chanel No.5	$11.0 \times 10^6$	アメリカ合衆国	2013

表 A. 4. 水の市場規模

項目・品目		市場規模		対象年
		取引量 (t)	取引額 (Million USD)	
水	農業用水	$2.50 \times 10^{12}$	111,000	1995
	工業用水	-	2,940	2010
	脱塩水	$24.3 \times 10^9$	20,900	2011
	水道水	-	126,000	2010
	ボトルウォーター	-	58,900	2010

表 A. 5. 酒類、農作物、および畜産物の市場規模

項目・品目		市場規模		対象年
		取引量 (t)	取引額 (Million USD)	
酒類	ビール	$186 \times 10^6$	984,724	2010
	ウイスキー	807,000	101,225	2012
	日本酒	447,000	9,313	2010
農作物 畜産物	コーヒー		15,400	2009/2010
	小麦		52,560	2011
	トウモロコシ		33,727	2011
	コメ		23,187	2011
	大麦		7,141	2011
	大豆		45,028	2011
	牛肉		8,421	2011
	砂糖		36,842	2011

表 A. 6. 鉱物、原油、電化製品、自動車、その他の市場規模

項目・品目		市場規模		対象年
		取引量 (t)	取引額 (Million USD)	
鉱物	銅	$897 \times 10^6$	$7.14 \times 10^6$	2012
	ニッケル	$67.0 \times 10^6$	$1.12 \times 10^6$	2012
	ウラン	58,400	6,300	2012
	鉄くず		50,000	2013
	金		197,000	2013
原油	原油	$11.7 \times 10^6$	$3.33 \times 10^6$	2,013
電化 製品	iPhone 5	16,800	44,900	2012/2013
	PS Vita	736	671	2012/2013
	PS 3	24,400	2,900	2012/2013
自動車	Chevrolet	$8.71 \times 10^6$	171,000	2011
	Golf	900,000	18,100	2012
	Prius	880,000	13,600	2011
その他	Chanel No.5	15.8	173,000	2011

表 A. 7. 水の輸送に必要なコスト

輸送手段	輸送コスト (USD/1 t/500 km)
航空機	1,190
パイプライン	1.89
タンカー	0.76

表 A. 8. 水の貯留に必要なコスト

ダム	国	建設コスト (2013 年換算) (USD/t)
カリバダム	ザンビア、ジンバブエ	0.023
アスワンハイダム	エジプト	0.037
ロンタンダム	中国	0.047
W.A.C. ベネットダム	カナダ	0.077
フーバーダム	アメリカ合衆国	0.022
平均値		0.039

## 付録 B

## 各国における Water Availability Factor の加重平均値と標準偏差

第 4 章で開発した Water Availability Factor について、各国における加重平均値および標準偏差を表 B. 1 および表 B. 2 にまとめる。

表 B. 1. 各国における Water Availability Factor の加重平均値と標準偏差

国	国全体					
	降水		表流水		地下水	
	加重 平均値	標準 偏差	加重 平均値	標準 偏差	加重 平均値	標準 偏差
アイルランド	0.8	0.2	1.4	0.4	3.1	0.3
アゼルバイジャン	2.2	0.7	5.9	2.6	6.8	2.4
アフガニスタン	3.4	2.3	9.9	16.8	15.1	19.7
アメリカ	1.2	0.9	3.4	4.8	6.5	6.0
アラブ首長国連邦	11.3	2.8	223.2	130.7	238.8	131.3
アルジェリア	15.0	72.3	89.3	1818.9	105.5	1975.8
アルゼンチン	1.4	1.1	5.8	13.4	10.7	17.5
アルバニア	0.9	0.2	1.7	0.3	3.7	0.3
アルメニア	2.1	0.6	6.9	2.0	7.5	1.8
アンゴラ	1.0	0.6	2.8	4.9	6.9	7.7
イエメン	7.1	5.7	107.3	198.8	122.3	209.2



## 各国における Water Availability Factor の加重平均値と標準偏差

国	国全体					
	降水		表流水		地下水	
	加重 平均値	標準 偏差	加重 平均値	標準 偏差	加重 平均値	標準 偏差
イギリス	0.9	0.3	1.6	0.9	3.4	0.7
イスラエル	2.6	2.3	6.4	22.0	13.1	30.7
イタリア	1.2	0.3	2.3	1.4	4.2	1.7
イラク	4.3	3.1	9.1	27.9	15.6	35.4
イラン	3.7	2.5	11.4	20.8	17.4	24.7
インド	0.8	0.7	1.4	5.5	6.8	12.3
インドネシア	0.4	0.1	0.6	0.3	2.8	0.8
ウガンダ	0.8	0.2	3.0	1.5	5.0	2.0
ウクライナ	1.7	0.2	4.6	1.5	5.1	1.3
ウズベキスタン	4.6	2.7	13.3	24.2	17.9	26.9
ウルグアイ	0.7	0.1	2.2	0.6	4.8	0.6
エクアドル	0.5	0.3	0.9	1.2	3.7	2.3
エジプト	47.7	1174998424.8	41.0	37103.4	79.1	51534.6
エストニア	1.4	0.1	2.9	0.8	3.7	0.7
エチオピア	1.1	0.8	2.5	5.5	7.5	10.2
エリトリア	2.6	1.9	23.1	66.5	38.1	83.5
エルサルバドル	0.6	0.1	1.3	0.2	4.9	0.2
オーストラリア	1.8	1.1	8.8	16.8	23.3	27.4
オーストリア	0.9	0.3	1.5	0.7	2.7	0.6
オマーン	19.3	16.4	302.8	665.4	482.1	800.4

## 各国における Water Availability Factor の加重平均値と標準偏差

国	国全体					
	降水		表流水		地下水	
	加重 平均値	標準 偏差	加重 平均値	標準 偏差	加重 平均値	標準 偏差
オランダ	1.1	0.1	2.1	0.3	3.4	0.3
ガーナ	0.8	0.1	2.6	0.8	5.5	1.8
ガイアナ	0.4	0.1	0.9	0.2	3.3	0.7
カザフスタン	3.7	1.5	18.1	14.9	20.9	15.7
カナダ	1.7	1.1	3.6	3.5	5.8	3.6
ガボン	0.3	0.1	0.4	0.1	2.7	0.3
カメルーン	0.6	0.2	0.9	0.4	3.5	1.1
韓国	0.8	0.1	1.8	0.3	5.2	1.0
ガンビア	1.1	0.1	3.1	0.0	9.4	0.0
カンボジア	0.5	0.1	1.0	0.4	4.1	0.4
北朝鮮	1.1	0.2	2.7	1.2	5.6	1.2
ギニア	0.6	0.2	0.9	0.3	4.2	0.8
ギニアビサウ	0.6	0.1	1.1	0.3	5.9	0.5
キプロス	2.1	0.5	10.2	4.8	15.0	5.2
キューバ	0.7	0.1	4.1	1.1	8.5	1.5
ギリシャ	1.6	0.4	3.2	1.7	5.7	1.7
キルギス	2.6	0.7	11.8	9.2	14.2	8.8
グアテマラ	0.5	0.2	0.7	0.4	3.3	0.8
グルジア	0.9	0.4	1.7	1.3	3.6	1.1
クウェート	6.9	0.5	97.0	5.6	98.1	6.4

## 各国における Water Availability Factor の加重平均値と標準偏差

国	国全体					
	降水		表流水		地下水	
	加重 平均値	標準 偏差	加重 平均値	標準 偏差	加重 平均値	標準 偏差
クロアチア	0.9	0.2	1.4	0.4	3.1	0.4
ケニア	1.4	0.7	5.3	4.7	11.8	10.1
コートジボワール	0.7	0.1	1.6	0.7	4.4	1.0
コスタリカ	0.3	0.1	0.5	0.2	3.0	0.6
コロンビア	0.4	0.1	0.6	0.4	2.5	1.0
コンゴ	0.6	0.1	1.0	0.3	3.1	0.3
コンゴ民主共和国	0.7	0.2	1.4	0.5	3.7	1.1
サウジアラビア	12.5	9.8	226.3	374.6	246.4	387.4
ザンビア	1.1	0.3	2.6	1.4	7.4	2.1
シエラレオネ	0.4	0.1	0.6	0.1	3.5	0.3
ジブチ	5.7	0.6	111.6	56.9	142.9	53.6
ジャマイカ	0.6	0.1	2.5	0.6	6.6	0.8
シリア	3.9	2.3	8.8	14.3	12.7	16.1
ジンバブエ	1.5	0.3	6.0	3.4	13.7	5.0
スイス	0.7	0.2	0.9	0.3	2.4	0.2
スウェーデン	1.4	0.2	2.2	0.8	3.4	0.6
スーダン	2.3	43.3	6.4	7799.7	14.0	11540.5
スペイン	1.5	0.6	3.5	2.6	6.3	2.9
スリナム	0.5	0.0	0.9	0.1	3.2	0.3
スリランカ	0.6	0.2	1.4	0.6	4.9	2.0

## 各国における Water Availability Factor の加重平均値と標準偏差

国	国全体					
	降水		表流水		地下水	
	加重 平均値	標準 偏差	加重 平均値	標準 偏差	加重 平均値	標準 偏差
スロバキア	1.2	0.3	2.1	0.8	3.2	0.6
スロベニア	0.7	0.2	0.9	0.3	2.6	0.2
スワジランド	1.1	0.2	5.6	1.7	9.7	1.7
セネガル	1.6	0.8	4.7	7.2	13.0	10.4
ソマリア	3.3	2.5	24.8	49.8	43.5	63.8
タイ	0.6	0.2	1.2	0.6	4.2	0.7
タジキスタン	2.3	1.5	5.8	10.5	10.5	14.7
タンザニア	1.0	0.2	3.0	1.4	7.9	2.2
チェコ	1.3	0.2	2.6	0.8	3.6	0.5
チャド	2.6	14.5	6.8	382.3	20.7	665.6
中央アフリカ	0.7	0.2	1.3	0.5	4.3	1.0
中国	1.6	2.9	4.6	50.1	10.0	73.8
チュニジア	3.8	3.1	20.4	33.0	24.2	36.2
チリ	1.0	12.8	1.4	341.1	5.6	678.5
デンマーク	1.3	0.3	2.7	1.3	4.0	1.0
ドイツ	1.2	0.3	2.2	0.9	3.4	0.7
トーゴ	0.8	0.1	1.8	0.5	4.9	0.8
トリニダード・トバゴ	0.5	0.0	2.5	0.2	4.9	0.3
トルクメニスタン	6.3	2.2	29.3	32.3	33.1	33.1
トルコ	1.7	0.5	4.0	2.0	6.0	1.5

## 各国における Water Availability Factor の加重平均値と標準偏差

国	国全体					
	降水		表流水		地下水	
	加重 平均値	標準 偏差	加重 平均値	標準 偏差	加重 平均値	標準 偏差
ナイジェリア	0.8	0.4	1.6	1.3	5.7	3.3
ナミビア	4.0	4.9	42.9	280.6	63.7	341.6
ニカラグア	0.5	0.1	0.8	0.3	3.5	0.9
ニジェール	6.0	16.7	53.4	868.4	97.7	1172.8
日本	0.6	0.1	1.2	0.5	3.1	0.5
ニュージーランド	0.6	0.3	1.1	0.9	3.2	1.1
ネパール	0.6	0.3	1.0	0.6	4.4	1.0
ノルウェー	0.8	0.4	1.1	0.7	2.8	0.6
ハイチ	0.6	0.1	2.6	0.6	5.9	1.0
パキスタン	3.3	2.9	7.2	20.3	15.0	29.5
パナマ	0.4	0.1	0.6	0.2	3.0	0.4
パラグアイ	0.8	0.3	3.8	5.1	7.8	6.8
ハンガリー	1.6	0.2	3.2	1.1	4.2	0.8
バングラデシュ	0.5	0.2	0.7	0.4	4.1	0.7
東ティモール	0.7	0.1	2.3	0.5	7.9	1.6
フィリピン	0.4	0.1	0.8	0.5	3.5	0.9
フィンランド	1.5	0.2	2.7	0.4	3.7	0.5
ブータン	0.6	0.3	1.1	0.5	3.8	0.4
プエルトリコ	0.5	0.1	2.5	0.8	5.7	1.0
ブラジル	0.6	0.2	1.2	1.0	4.0	2.1

## 各国における Water Availability Factor の加重平均値と標準偏差

国	国全体					
	降水		表流水		地下水	
	加重 平均値	標準 偏差	加重 平均値	標準 偏差	加重 平均値	標準 偏差
フランス	1.0	0.2	1.8	0.6	3.4	0.6
ブルガリア	1.6	0.2	3.9	1.1	5.0	1.0
ブルキナファソ	1.3	0.3	4.9	3.3	10.9	4.8
ブルネイ	0.3	0.0	0.5	0.0	2.3	0.0
ブルンジ	0.9	0.1	1.9	0.3	4.0	0.5
ベトナム	0.5	0.1	0.9	0.3	4.0	0.6
ベニン	0.9	0.1	1.9	0.5	5.7	1.6
ベネズエラ	0.5	0.2	0.9	0.9	3.4	1.6
ベラルーシ	1.5	0.1	3.5	0.5	4.0	0.4
ベリーズ	0.5	0.1	1.0	0.4	3.3	0.5
ペルー	0.6	2.9	1.5	5.8	4.5	10.1
ベルギー	1.1	0.1	2.1	0.4	3.4	0.3
ポーランド	1.5	0.2	3.3	1.0	4.0	0.7
ボツワナ	2.5	0.5	24.8	19.1	38.7	19.8
ボリビア	0.8	0.9	3.1	11.8	7.8	18.2
ポルトガル	1.2	0.3	2.3	1.1	5.4	1.4
ホンジュラス	0.6	0.2	1.5	0.6	4.1	0.7
マケドニア	1.6	0.3	3.5	1.4	4.9	0.9
マダガスカル	0.6	0.3	1.2	1.2	5.6	3.2
マラウイ	1.0	0.2	2.4	0.6	7.2	0.8

## 各国における Water Availability Factor の加重平均値と標準偏差

国	国全体					
	降水		表流水		地下水	
	加重 平均値	標準 偏差	加重 平均値	標準 偏差	加重 平均値	標準 偏差
マリ	3.2	13.0	8.3	365.3	24.4	624.5
マレーシア	0.3	0.1	0.6	0.2	2.5	0.4
南アフリカ	2.0	1.3	16.7	25.6	23.4	28.9
ミャンマー	0.5	0.3	0.6	0.4	3.9	0.6
メキシコ	1.2	1.1	3.6	8.7	10.9	14.0
モーリタニア	11.0	17.8	128.1	793.3	222.9	1036.4
モザンビーク	0.9	0.3	2.7	1.7	8.5	4.0
モルドバ	1.7	0.1	4.6	1.0	5.2	0.9
モロッコ	5.1	7.2	20.9	100.3	30.1	119.3
モンゴル	4.8	2.3	42.5	71.7	43.8	72.6
ヨルダン	9.5	7.3	60.1	117.0	76.8	127.6
ラオス	0.5	0.1	0.9	0.4	4.0	0.5
ラトビア	1.4	0.1	2.9	0.3	3.6	0.2
リトアニア	1.4	0.1	3.1	0.5	3.7	0.2
リビア	22.2	134.7	154.2	14893.9	204.3	17145.0
リベリア	0.4	0.1	0.6	0.1	2.8	0.2
ルーマニア	1.5	0.3	3.0	0.9	3.9	0.7
ルクセンブルク	1.1	0.0	1.8	0.0	3.2	0.0
ルワンダ	0.9	0.1	2.4	0.7	4.2	0.8
レソト	1.3	0.2	8.2	2.9	10.8	2.5

## 各国における Water Availability Factor の加重平均値と標準偏差

国	国全体					
	降水		表流水		地下水	
	加重 平均値	標準 偏差	加重 平均値	標準 偏差	加重 平均値	標準 偏差
レバノン	1.4	0.1	2.2	0.1	5.5	0.3
ロシア	2.0	0.9	4.7	3.6	6.5	3.6



## 各国における Water Availability Factor の加重平均値と標準偏差

表 B. 2. 各国の農地における Water Availability Factor の  
加重平均値と標準偏差

国	天水農地		灌漑農地					
	降水		降水		表流水		地下水	
	加重 平均値	標準 偏差	加重 平均値	標準 偏差	加重 平均値	標準 偏差	加重 平均値	標準 偏差
アイルランド	0.8	0.2	0.9	0.1	1.6	0.4	3.2	0.2
アゼルバイジャン	2.1	0.7	2.2	0.7	5.8	2.6	6.8	2.4
アフガニスタン	2.8	1.4	3.2	1.9	9.1	9.7	14.0	10.5
アメリカ	1.1	0.7	1.2	0.8	3.8	5.1	6.7	6.2
アラブ首長国連邦	8.1	1.9	10.6	2.9	198.6	126.5	210.8	125.8
アルジェリア	2.4	1.2	4.1	11.4	19.0	228.5	23.1	251.6
アルゼンチン	1.1	0.8	1.2	0.8	4.9	7.4	9.2	9.5
アルバニア	0.9	0.2	0.9	0.2	1.7	0.3	3.7	0.3
アルメニア	2.1	0.6	2.1	0.6	6.9	2.0	7.5	1.8
アンゴラ	1.0	0.5	1.7	0.9	4.3	3.9	9.4	5.9
イエメン	5.0	3.8	4.9	3.5	64.3	85.5	74.4	91.0
イギリス	0.9	0.3	1.1	0.3	2.1	1.0	3.8	0.7
イスラエル	2.0	0.6	2.4	1.2	5.7	8.3	11.7	10.8
イタリア	1.1	0.3	1.2	0.3	2.3	1.4	4.2	1.7
イラク	2.8	1.7	3.4	2.1	5.8	12.3	10.2	15.7
イラン	3.0	1.8	3.1	2.0	8.6	13.7	13.1	16.2
インド	0.8	0.7	0.8	0.6	1.4	1.9	6.8	5.0

## 各国における Water Availability Factor の加重平均値と標準偏差

国	天水農地		灌漑農地					
	降水		降水		表流水		地下水	
	加重 平均値	標準 偏差	加重 平均値	標準 偏差	加重 平均値	標準 偏差	加重 平均値	標準 偏差
インドネシア	0.4	0.1	0.4	0.1	0.7	0.3	3.0	0.9
ウガンダ	0.8	0.2	0.8	0.1	2.6	0.6	4.4	0.8
ウクライナ	1.7	0.2	1.7	0.2	4.7	1.4	5.2	1.3
ウズベキスタン	3.5	2.2	3.6	2.1	7.6	9.4	10.5	10.3
ウルグアイ	0.7	0.1	0.7	0.1	2.2	0.6	4.8	0.6
エクアドル	0.5	0.3	0.7	0.3	1.3	1.0	4.7	1.6
エジプト	1985.4	147.8	23.6	256.3	12.7	236.7	24.3	326.9
エストニア	1.4	0.1	1.3	0.1	2.6	0.1	3.4	0.1
エチオピア	1.0	0.6	1.1	0.7	2.5	4.5	6.9	7.6
エリトリア	2.3	1.0	2.2	0.7	15.6	17.8	27.9	19.1
エルサルバドル	0.6	0.1	0.6	0.1	1.3	0.2	4.9	0.2
オーストラリア	1.5	0.7	1.5	0.7	6.5	8.8	16.2	15.1
オーストリア	0.9	0.3	1.0	0.3	1.7	0.9	2.9	0.8
オマーン	15.3	7.3	12.2	9.6	143.8	261.0	235.3	318.9
オランダ	1.1	0.1	1.1	0.1	2.1	0.3	3.4	0.3
ガーナ	0.8	0.1	0.9	0.1	2.8	0.9	5.8	2.0
ガイアナ	0.4	0.1	0.5	0.1	1.0	0.2	3.3	0.6
カザフスタン	3.1	1.1	2.9	1.0	11.6	7.5	14.1	7.2
カナダ	1.3	0.6	1.3	0.6	3.0	3.2	5.3	3.4
ガボン	0.3	0.1	0.3	0.1	0.4	0.1	2.8	0.3

## 各国における Water Availability Factor の加重平均値と標準偏差

国	天水農地		灌漑農地					
	降水		降水		表流水		地下水	
	加重 平均値	標準 偏差	加重 平均値	標準 偏差	加重 平均値	標準 偏差	加重 平均値	標準 偏差
カメルーン	0.6	0.2	0.5	0.3	0.8	0.6	3.7	1.8
韓国	0.8	0.1	0.8	0.1	1.8	0.3	5.2	1.0
ガンビア	1.1	0.1	1.0	0.0	3.1	0.0	9.4	0.0
カンボジア	0.5	0.1	0.6	0.1	1.0	0.4	4.2	0.4
北朝鮮	1.1	0.2	1.1	0.2	2.7	1.2	5.6	1.2
ギニア	0.6	0.2	0.5	0.2	0.8	0.3	4.2	0.7
ギニアビサウ	0.6	0.1	0.6	0.1	1.1	0.3	6.0	0.6
キプロス	2.1	0.5	2.1	0.5	10.2	4.8	15.0	5.2
キューバ	0.7	0.1	0.7	0.1	4.1	1.1	8.5	1.5
ギリシャ	1.5	0.4	1.6	0.4	3.2	1.7	5.7	1.7
キルギス	2.6	0.8	2.5	0.7	11.5	8.4	13.7	8.0
グアテマラ	0.5	0.2	0.5	0.2	0.7	0.4	3.4	0.9
クウェート	7.3	0.3	6.9	0.5	98.3	3.7	99.4	4.2
グルジア	0.9	0.4	1.2	0.4	2.8	1.4	4.2	1.1
クロアチア	0.9	0.2	0.9	0.2	1.4	0.4	3.1	0.4
ケニア	1.4	0.7	1.2	0.7	3.9	2.8	8.5	6.1
コートジボワール	0.7	0.1	0.7	0.1	1.7	0.6	4.5	1.0
コスタリカ	0.3	0.1	0.3	0.1	0.5	0.2	3.1	0.6
コロンビア	0.4	0.1	0.4	0.2	0.7	0.6	2.8	1.5
コンゴ	0.6	0.1	0.7	0.0	1.2	0.1	3.6	0.1

## 各国における Water Availability Factor の加重平均値と標準偏差

国	天水農地		灌漑農地					
	降水		降水		表流水		地下水	
	加重 平均値	標準 偏差	加重 平均値	標準 偏差	加重 平均値	標準 偏差	加重 平均値	標準 偏差
コンゴ民主共和国	0.7	0.2	0.8	0.2	1.8	0.5	4.6	1.4
サウジアラビア	10.1	8.2	10.2	6.6	141.5	185.8	158.2	195.1
ザンビア	1.1	0.3	1.1	0.3	2.6	1.3	7.5	2.0
シエラレオネ	0.4	0.1	0.4	0.1	0.6	0.1	3.5	0.3
ジブチ	6.2	0.7	5.5	0.4	101.2	46.7	132.8	47.1
ジャマイカ	0.6	0.1	0.6	0.1	2.5	0.6	6.6	0.8
シリア	3.3	1.7	3.1	1.6	5.8	5.9	8.7	6.5
ジンバブエ	1.5	0.3	1.4	0.3	5.2	3.0	12.6	4.7
スイス	0.7	0.2	0.7	0.2	1.0	0.3	2.4	0.2
スウェーデン	1.4	0.3	1.4	0.2	2.4	0.8	3.5	0.7
スーダン	1.4	0.8	4.1	51.2	3.8	99.5	9.9	159.7
スペイン	1.6	0.6	1.5	0.6	3.5	2.6	6.3	2.9
スリナム	0.4	0.0	0.5	0.1	1.1	0.1	3.2	0.2
スリランカ	0.6	0.2	0.6	0.2	1.4	0.6	4.9	2.0
スロバキア	1.2	0.3	1.2	0.3	2.1	0.8	3.2	0.6
スロベニア	0.7	0.2	0.7	0.2	0.9	0.3	2.6	0.2
スワジランド	1.2	0.2	1.1	0.2	5.6	1.7	9.7	1.7
セネガル	1.6	0.7	1.6	0.9	4.5	6.5	13.0	9.4
ソマリア	2.3	1.6	2.4	0.9	13.6	10.5	24.0	15.2
タイ	0.6	0.2	0.7	0.2	1.3	0.5	4.3	0.7

## 各国における Water Availability Factor の加重平均値と標準偏差

国	天水農地		灌漑農地					
	降水		降水		表流水		地下水	
	加重 平均値	標準 偏差	加重 平均値	標準 偏差	加重 平均値	標準 偏差	加重 平均値	標準 偏差
タジキスタン	2.2	1.4	2.2	0.7	5.2	2.5	8.6	3.5
タンザニア	1.0	0.2	1.0	0.2	2.8	1.3	7.6	2.1
チェコ	1.3	0.2	1.3	0.3	2.6	0.8	3.6	0.5
チャド	1.3	0.7	2.4	6.3	5.8	87.0	16.8	148.1
中央アフリカ	0.7	0.2	0.6	0.1	1.1	0.2	3.9	0.3
中国	1.4	1.9	1.2	1.4	3.2	15.3	7.4	22.9
チュニジア	2.2	1.2	3.2	2.1	15.8	20.8	18.9	22.7
チリ	0.8	6.8	1.3	4.9	2.0	34.7	7.4	66.1
デンマーク	1.3	0.3	1.3	0.3	2.7	1.4	4.0	1.0
ドイツ	1.2	0.3	1.2	0.3	2.3	0.9	3.5	0.7
トーゴ	0.8	0.1	0.9	0.1	2.0	0.6	5.2	1.0
トリニダード・トバゴ	0.5	0.0	0.5	0.0	2.5	0.2	4.9	0.3
トルクメニスタン	5.1	2.0	5.6	1.9	17.7	14.3	21.0	14.1
トルコ	1.7	0.5	1.7	0.5	4.0	2.0	6.0	1.5
ナイジェリア	0.8	0.4	0.8	0.4	1.5	1.3	5.7	3.4
ナミビア	3.4	1.8	3.2	2.7	23.8	24.1	38.5	31.3
ニカラグア	0.5	0.1	0.5	0.2	1.1	0.4	4.1	1.0
ニジェール	2.5	0.8	3.0	2.4	15.6	56.2	35.1	81.3
日本	0.6	0.2	0.6	0.1	1.2	0.4	3.1	0.6
ニュージーランド	0.8	0.2	0.7	0.3	1.2	1.0	3.3	1.1

## 各国における Water Availability Factor の加重平均値と標準偏差

国	天水農地		灌漑農地					
	降水		降水		表流水		地下水	
	加重 平均値	標準 偏差	加重 平均値	標準 偏差	加重 平均値	標準 偏差	加重 平均値	標準 偏差
ネパール	0.6	0.3	0.6	0.3	1.0	0.6	4.4	1.0
ノルウェー	0.6	0.3	0.8	0.4	1.1	0.6	2.7	0.5
ハイチ	0.6	0.1	0.7	0.1	2.6	0.6	5.9	1.1
パキスタン	2.9	2.1	3.1	2.3	6.2	13.5	12.9	19.8
パナマ	0.4	0.1	0.4	0.1	0.7	0.2	3.1	0.3
パラグアイ	0.8	0.3	0.6	0.1	2.0	1.3	4.8	1.9
ハンガリー	1.6	0.2	1.6	0.1	3.1	1.1	4.1	0.8
バングラデシュ	0.5	0.2	0.5	0.2	0.7	0.4	4.1	0.7
東ティモール	0.7	0.1	0.7	0.1	2.3	0.5	7.9	1.6
フィリピン	0.4	0.1	0.4	0.1	0.8	0.5	3.5	0.8
フィンランド	1.5	0.1	1.5	0.1	2.7	0.5	3.6	0.4
ブータン	0.6	0.3	0.6	0.3	1.1	0.5	3.8	0.4
プエルトリコ	0.5	0.1	0.5	0.1	2.5	0.8	5.7	1.0
ブラジル	0.6	0.2	0.6	0.2	1.5	1.2	4.7	2.4
フランス	1.0	0.2	1.0	0.2	1.8	0.6	3.4	0.6
ブルガリア	1.6	0.2	1.6	0.3	3.9	1.1	4.9	1.0
ブルキナファソ	1.3	0.3	1.1	0.3	4.2	2.2	9.5	3.3
ブルネイ	0.3	0.0	0.3	0.0	0.5	0.0	2.3	0.0
ブルンジ	0.9	0.1	0.9	0.1	1.9	0.3	4.0	0.5
ベトナム	0.5	0.1	0.5	0.1	0.9	0.3	4.0	0.6

## 各国における Water Availability Factor の加重平均値と標準偏差

国	天水農地		灌漑農地					
	降水		降水		表流水		地下水	
	加重 平均値	標準 偏差	加重 平均値	標準 偏差	加重 平均値	標準 偏差	加重 平均値	標準 偏差
ベニン	0.9	0.1	0.8	0.1	1.9	0.6	5.5	1.9
ベネズエラ	0.5	0.2	0.6	0.2	1.1	1.2	3.9	1.9
ベラルーシ	1.5	0.1	1.5	0.1	3.5	0.5	4.0	0.4
ベリーズ	0.5	0.1	0.6	0.1	1.3	0.4	3.6	0.4
ペルー	0.6	1.9	0.8	2.9	1.9	7.8	5.6	13.3
ベルギー	1.1	0.1	1.1	0.1	2.1	0.4	3.4	0.3
ポーランド	1.5	0.2	1.5	0.2	3.3	1.0	4.0	0.7
ボツワナ	2.5	0.5	2.3	0.2	20.4	4.0	31.9	6.7
ボリビア	0.8	0.9	1.3	1.5	5.6	19.6	13.1	28.8
ポルトガル	1.4	0.2	1.2	0.3	2.3	1.1	5.4	1.4
ホンジュラス	0.6	0.2	0.6	0.2	1.5	0.6	4.1	0.7
マケドニア	1.6	0.3	1.6	0.3	3.5	1.4	4.9	0.9
マダガスカル	0.6	0.3	0.6	0.3	1.2	1.1	5.4	3.1
マラウイ	1.0	0.1	1.0	0.2	2.4	0.6	7.2	0.8
マリ	1.7	1.1	1.8	1.2	2.3	4.2	7.8	7.5
マレーシア	0.3	0.1	0.4	0.1	0.6	0.2	2.6	0.3
南アフリカ	1.9	1.1	1.9	1.1	15.9	21.2	22.1	23.4
ミャンマー	0.5	0.3	0.5	0.3	0.7	0.5	4.0	0.6
メキシコ	1.2	1.0	1.3	1.0	4.0	8.2	11.6	12.6
モーリタニア	3.9	1.0	5.2	4.5	21.7	102.5	50.7	152.6

## 各国における Water Availability Factor の加重平均値と標準偏差

国	天水農地		灌漑農地					
	降水		降水		表流水		地下水	
	加重 平均値	標準 偏差	加重 平均値	標準 偏差	加重 平均値	標準 偏差	加重 平均値	標準 偏差
モザンビーク	0.9	0.3	0.9	0.3	2.6	1.9	8.5	3.8
モルドバ	1.7	0.1	1.7	0.1	4.6	1.0	5.2	0.9
モロッコ	2.5	1.2	3.2	2.2	12.1	17.2	17.6	19.3
モンゴル	4.0	1.6	4.3	1.8	35.1	40.5	35.7	40.8
ヨルダン	5.7	4.6	6.9	6.3	34.6	64.9	45.7	71.7
ラオス	0.5	0.1	0.5	0.1	1.0	0.4	4.0	0.4
ラトビア	1.4	0.1	1.4	0.1	3.0	0.3	3.6	0.2
リトアニア	1.4	0.1	1.4	0.1	3.1	0.5	3.7	0.2
リビア	3.5	14.1	9.5	54.7	58.2	819.3	79.0	954.4
リベリア	0.4	0.1	0.5	0.0	0.7	0.1	2.9	0.1
ルーマニア	1.5	0.3	1.6	0.2	3.2	0.8	4.1	0.7
ルクセンブルク	1.1	0.0	1.1	0.0	1.8	0.0	3.2	0.0
ルワンダ	0.9	0.1	0.9	0.1	2.5	0.9	4.4	0.8
レソト	1.3	0.2	1.3	0.2	8.5	3.4	11.2	2.9
レバノン	1.4	0.1	1.4	0.1	2.2	0.1	5.5	0.3
ロシア	1.7	0.5	1.8	0.5	4.8	3.3	6.1	3.4



## 付録 C

### 国際標準化機構（ISO）の技術報告書（TR 14073）への提案

#### C. 1. はじめに

本章では、国際標準化機構（ISO）によって発行された ISO 14046 (ISO, 2014) に付随する参考資料としての技術報告書（TR 14073）に対し、国際規格におけるウォーターフットプリントの評価を行うための手法を Example B および Example B2 として提案した内容を記載する。

#### **C. 2. Example B – Water scarcity footprint using characterization factors based on global mean precipitation as part of an LCA**

Since water resources have uneven distributions with place and source of water, the potential impacts of water use can also be different by place and source of water, even if the same amount of water is consumed in different situations. In this example, water footprint inventory is characterized into the category indicator result "water scarcity footprint" by characterizing the water availability of each water source.

##### **C. 2. 1. Goal and scope definition**

###### **C. 2. 1. 1. Goal of the study**

This example is intended to show a case study of water footprint impact assessment for wheat production to provide informative contents environmentally-conscious freshwater users in agriculture. This study is a stand-alone assessment of water scarcity footprint.

###### **C. 2. 1. 2. Scope of the study**

In this study, the following items are defined as the scope;

- a) system boundary: determined for wheat production only in agriculture
- b) functional unit: production of 1 kg of wheat
- c) temporal resolution: a year, geographical coverage: the United States and France
- d) data and data quality requirements:
  - quantities of water consumed
  - types of water resources used (precipitation, surface water, and groundwater)
- e) cut-off criteria: water consumption for fertilizers, pesticides, and machines production

- f) allocation procedures: not considered because the scope has no co-products
- g) assumptions, value choices and optional elements: characterization is conducted as water footprint impact assessment, weighting is not included related to value choice and optional elements
- h) water footprint impact assessment methodology: water scarcity footprint in [5] and [6] adopted as characterization factor for water footprint impact assessment, type of impacts: water scarcity
- i) whether the results of the water footprint assessment will include one impact indicator result (and specifying which one), a water footprint profile, and/or a water footprint after weighting: include one impact indicator result of water scarcity.
- j) whether the water footprint assessment is comprehensive: not comprehensive
- k) which cause effect chains and impacts are covered by the water footprint assessment and identify the foreseen consequences of the excluded impacts: Water footprint impact assessment from water consumption to change of freshwater availability is included as midpoint of cause effect chains, considering the difference of water resources by place and source of water. Endpoints such as human health, social problems, and biodiversity are excluded consequences in this study
- l) uncertainties and limitations: A water footprint assessment alone is insufficient to be used to describe the overall potential environmental impacts of the wheat production. Decisions about impacts that are only based on a single environmental issue can be in conflict with goals and objectives related to other environmental issues.
- m) justifications for exclusions from the study: It is known that water consumption for fertilizers, pesticides, and machines production is small compared with plantation.
- n) baseline conditions with which the current conditions caused by the activities are being compared if applicable: not considered.
- o) reporting: NONE
- p) type of critical review: NONE

## **C. 2. 2. Water footprint inventory analysis**

### **C. 2. 2. 1. Water footprint inventory calculation**

To estimate the water footprint inventory consumed for wheat production in each country, we applied a global water resources model H08 [1]. It consists of six modules, including land surface processes, rivers, crop growth, reservoirs, environmental water requirement, and coupled modules. This model makes it possible to calculate global water cycle with the natural hydrological cycle and human activities, such as reservoir operations and irrigation activities. The simulation setting was identical to [2], except for the meteorological forcing and calculation period. The WATCH forcing data [3] was used for meteorological forcing, and water consumption was simulated, based on the daily water supply and demand for 1991–2000.

The calculated water footprint inventory of wheat production in the US and France were validated with

existing study [4].

### C. 2. 2. 2. Elementary flows

The elementary flows are described by:

- a) quantities of water consumed:
  - volume of evapotranspiration from croplands
- b) resource types of water used:
  - precipitation;
  - surface water;
  - groundwater
- c) water quality parameters and/or characteristics: not considered
- d) forms of water use;
  - evapotranspiration;
  - release into the basins
- e) geographical location of water use or affected: cropping map for wheat production in the United States and France at  $0.5 \times 0.5$  degrees spatial resolution
- f) temporal aspects of water use:
  - supply and demand calculation on daily basis
- g) emissions to air, water and soil with impact on water quality: not considered

In this example, the net water consumption of a process at a specific geographical location is determined as shown in Table C1:

**Table C1 Net water consumption of a specific process**

	Water input (m <sup>3</sup> )	Water output (m <sup>3</sup> )	Net water consumption (m <sup>3</sup> )
Precipitation	2,0	0	2,0
Surface water	4,5	3,0	1,5
Groundwater	0,5	0	0,5
<b>Total</b>	<b>7,0</b>	<b>3,0</b>	<b>4,0</b>

### C. 2. 2. 3. Allocation

Allocation procedures are not considered because the scope has no co-products.

## C. 2. 3. Water footprint impact assessment

### C. 2. 3. 1. General

Impacts related to water consumption are represented by one parameter which quantifies the potential environmental impacts of wheat production system by water scarcity footprint.

### C. 2. 3. 2. Selection of impact categories, category indicators and characterization models

Water consumption occupies water resources that can be diverted to other uses, and so can result in reduced local water availability. In this study, local water scarcity is chosen as an impact category reflecting the differences of water availability by place and source of water.

### C. 2. 3. 3. Characterization

#### C. 2. 3. 3. 1. General

The water availability factor in [5] and [6] are applied as characterization factors in the water footprint impact assessment to consider the potential impacts of wheat production due to change in water quantity caused by the system under this study. This method provides characterization factors for three types of water resources (precipitation, surface water, and groundwater), reflecting the differences of water availability. The water availability factor is available online at <http://hydro.iis.u-tokyo.ac.jp/~yano/data/>.

#### C. 2. 3. 3. 2. Geographical and temporal issues in characterization

The three local characterization factors are calculated as follows:

$$\alpha_{RF} = \frac{A_{RF}}{A_{ref}} ; \quad \alpha_{SW} = \frac{A_{SW}}{A_{ref}} ; \quad \alpha_{GW} = \frac{A_{GW}}{A_{ref}} \quad (A. 1)$$

where

$\alpha_{RF}$  is the local characterization factor for precipitation

$A_{RF}$  is the required area to obtain 1 m<sup>3</sup> of precipitation per year

$A_{ref}$  is the required area to obtain 1 m<sup>3</sup> of water per year from the reference condition

$\alpha_{SW}$  is the local characterization factor for surface water

$A_{SW}$  is the required area to obtain 1 m<sup>3</sup> of surface water per year

$\alpha_{GW}$  is the local characterization factor for groundwater

$A_{GW}$  is the required area to obtain 1 m<sup>3</sup> of groundwater per year

Since the global mean precipitation approximates 1000 mm per year, 1 m<sup>3</sup> of precipitation over an area of 1.0 m<sup>2</sup> is proposed as the reference condition. More details about the concept of the global

characterization factor are described in [5]. In this example, the local characterization factors of a process at a specific geographical location are determined as shown in Table C2:

**Table C2 Local characterization factors for different water sources in the United States and France**

			Annual rate of hydrological cycle (mm/year)	Required area - $A_{RF}, A_{SW}, A_{GW}$ (m <sup>2</sup> )	Required area, reference - $A_{ref}$ (m <sup>2</sup> )	Local characterization factor
The United States	Rainfed cropland	Precipitation	909	1,1	1,0	1,1
	Irrigated cropland	Precipitation	833	1,2	1,0	1,2
		Surface water	263	3,8	1,0	3,8
		Groundwater	149	6,7	1,0	6,7
France	Rainfed cropland	Precipitation	1,000	1,0	1,0	1,0
	Irrigated cropland	Precipitation	1,000	1,0	1,0	1,0
		Surface water	556	1,8	1,0	1,8
		Groundwater	294	3,4	1,0	3,4

The country-average characterization factors were adopted to estimate water scarcity footprint. The characterization factors were estimated based on the daily hydrological rate for 1991 to 2000.

### C. 2. 3. 4. Water scarcity footprint

The water scarcity footprint ( $W_{SC}$ ) is calculated as the sum of three characterization results as follows:

$$W_{SC} = C_{RF} \times \alpha_{RF} + C_{SW} \times \alpha_{SW} + C_{GW} \times \alpha_{GW} \quad (A. 2)$$

where

$C_{RF}$  is the net water consumption from precipitation

$\alpha_{RF}$  is the local characterization factor related to precipitation

$C_{SW}$  is the net water consumption from surface water

$\alpha_{SW}$  is the local characterization factor related to surface water

$C_{GW}$  is the net water consumption from groundwater

$\alpha_{GW}$  is the local characterization factor related to groundwater

In this example, the water scarcity footprint is calculated from the net water consumption figures and the local characterization factors, by summing up three different characterization results.

### C. 2. 4. Limitations of water footprint

In this study, water scarcity footprint assessment is addressed on the potential impacts in regard to water quantity, not including water degradation. This is insufficient to be used to describe the overall potential environmental impacts of products. Decisions about impacts that are only based on a single environmental issue can be in conflict with goals and objectives related to other environmental issues.

### C. 2. 5. Results

Table A3 shows results of water footprint impacts assessment for water scarcity related to wheat production in the United States and France. In the US, characterization factors for each water source are higher than France due to the hydrological features. While the water footprint inventory result of the United States was higher than France, the water scarcity footprint of wheat produced in the US was also higher than France.

**Table C3 Example of life cycle impact assessment for wheat production in the United States and France.**

			Water footprint inventory	Local characterization factor	Water footprint impact assessment
			Consumptive water use (L/kg)		Water scarcity footprint (L water equiv./kg)
The United States	Rainfed cropland	Precipitation	573	1,1	630
	Irrigated cropland	Precipitation	155	1,2	186
		Surface water	244	3,8	927
		Groundwater	294	6,7	1970
		Total	693	-	3083
France	Rainfed cropland	Precipitation	237	1,0	237
	Irrigated cropland	Precipitation	249	1,0	249
		Surface water	79	1,8	142
		Groundwater	1	3,4	3
		Total	329	-	394

## C. 2. 6. Interpretation of the results

In the previous study [4], the country-average of water footprint inventory of wheat products in the United States was 1,869 L/kg of precipitation (green water) and 92 L/kg of irrigated (blue) water, and then 581 L/kg of precipitation (green water) and 1 L/kg of irrigated (blue) water in France. The local characterization factor of precipitation in both countries tended to be smaller than that for surface or groundwater, based on the principle of terrestrial water cycle that water originates from precipitation. In irrigated croplands, the contribution of groundwater consumption for wheat production increases from 42 % in water footprint inventory to 64 % in water scarcity footprint in the United States, and then 0.3 % to 0.8 % in France. As a result, the water scarcity footprint of 1 kg of wheat production in the United States has five times the value of that in France. The pattern of water consumption for wheat production such as balance of intake source and water efficiency varies by nations. Additionally the potential impacts of water uses vary by place and source of water. This characterization concept enables objective

weighting of water resources by location and source of water, and therefore facilitates practical and robust characterization of water consumption.

### C. 2. 7. Strengths and weakness of the approach

This method provides a simpler characterization framework than existing studies. It is also robust and practical, and is not affected by parameter uncertainty. The characterization result can be understood intuitively, because its units are based on water volume ( $\text{m}^3$ ). Since all characterization factors worldwide have the same reference condition, the characterization results can be summed up.

Compared with Example A, the method applied in this example can reflect the difference of water availability by water source, in addition to geographical location. Because of the simple framework to estimate local characterization factors, the seasonality of the characterization factors can also be reflected by setting reference conditions.

In this example, evapotranspiration including precipitation (green water) from croplands during cropping periods is calculated as water footprint inventory of agricultural products. Green water and irrigated (blue) water are both vital resources for agricultural activities, and blue water takes a role as an alternative for green water to help fill the gap between green water supply and water required for crop growth. There can be times when is sensible to include green water consumption in water scarcity footprint as an explanation about environmental impacts of agriculture. In the case that green water is addressed by focusing on land use or land use change in other category indicators, the characterization factor can be regarded as zero in the water scarcity footprint.

### C. 2. 8. References

- [1] Hanasaki N, Kanae S, Oki T, Masuda K, Motoya K, Shirakawa N, Shen Y, Tanaka K (2008): An integrated model for the assessment of global water resources – Part 1: Model description and input meteorological forcing. *Hydrol. and Earth Syst. Sci.*, **12**, 1007-1025.
- [2] Hanasaki N, Inuzuka T, Kanae S, Oki T (2010): An estimation of global virtual water flow and sources of water withdrawal for major crops and livestock products using a global hydrological model. *J. Hydrol.*, **384**, 232-244.
- [3] Weedon GP, Gomes S, Viterbo P, Shuttleworth WJ, Blyth E, Österle H, Adam JC, Bellouin N, Boucher O, Best M (2011): Creation of the WATCH Forcing Data and Its Use to Assess Global and Regional Reference Crop Evaporation over Land during the Twentieth Century. *J. Hydrometeor.*, **12**, 823–848.
- [4] Mekonnen MM, Hoekstra AY (2010): The green, blue and grey water footprint of crops and derived crop products. Value of water research report series No.47, UNESCO-IHE, Delft, NL, 35pp.



- [5] Yano S, Hanasaki N, Itsubo N, Oki T (2014): Characterization factors for water availability footprint considering the difference of water sources based on a global water resource model. *J. LCA Jpn.*, **10**, 327-339.
- [6] Yano S, Hanasaki N, Itsubo N, Oki T: Characterization factors for water availability footprint considering the difference of water sources based on a global water resource model. *Int. J. LCA.*, submitted.

### **C. 3. Example B2 – Calculation examples of water scarcity footprint of a process in natural water sheds with and without thinning, and in urban watersheds**

Since surface and groundwater resources can have variations by conditions of land surface, the potential impacts of water consumption can also be different by forest management and land use change, even if the same amount of water is consumed in different situations. In this example, water footprint inventory is characterized into the category indicator result "water scarcity footprint" by characterizing the water availability of each water source.

#### **C. 3. 1. Goal and scope definition**

##### **C. 3. 1. 1. Goal of the study**

This document is intended to show an example of variation of water footprint impact assessment by forest management and land use change related to human activities. This study is a stand-alone assessment of water scarcity footprint.

##### **C. 3. 1. 2. Scope of the study**

In this study, the following items are defined as the scope;

- a) system boundary: determined for change of characterization factor for different water sources by forest management and land use change
- b) functional unit: a unit amount of water use
- c) temporal resolution: a year, geographical coverage: virtual
- d) data and data quality requirements:
  - quantities of water consumed
  - types of water resources used (precipitation, surface water, and groundwater)
- e) cut-off criteria: water consumption for fertilizers, pesticides, and machines production
- f) allocation procedures: not considered because the scope has no co-products
- g) assumptions, value choices and optional elements: characterization is conducted as water footprint impact assessment, weighting is not included related to value choice and optional elements
- h) water footprint impact assessment methodology: water scarcity footprint in [5] and [6] adopted as characterization factor for water footprint impact assessment, type of impacts: water scarcity
- i) whether the results of the water footprint assessment will include one impact indicator result (and specifying which one), a water footprint profile, and/or a water footprint after weighting: include one impact indicator result of water scarcity.
- j) whether the water footprint assessment is comprehensive: not comprehensive
- k) which cause effect chains and impacts are covered by the water footprint assessment and identify the foreseen consequences of the excluded impacts: Water footprint impact assessment from water

consumption to change of freshwater availability is included as midpoint of cause effect chains, considering the difference of water resources by place and source of water. Endpoints such as human health, social problems, and biodiversity are excluded consequences in this study

- l) uncertainties and limitations: A water footprint assessment alone is insufficient to be used to describe the overall potential environmental impacts of the system. Decisions about impacts that are only based on a single environmental issue can be in conflict with goals and objectives related to other environmental issues.
- m) justifications for exclusions from the study: It is known that water consumption for fertilizers, pesticides, and machines production is small compared with plantation.
- n) baseline conditions with which the current conditions caused by the activities are being compared if applicable: not considered.
- o) reporting: NONE
- p) type of critical review: NONE

### **C. 3. 2. Water footprint inventory analysis**

#### **C. 3. 2. 1. Water footprint inventory calculation**

virtual

#### **C. 3. 2. 2. Elementary flows**

The elementary flows are described by:

- a) quantities of water consumed:
  - volume of evapotranspiration from croplands
- b) resource types of water used:
  - precipitation;
  - surface water;
  - groundwater
- c) water quality parameters and/or characteristics: not considered
- d) forms of water use;
  - evapotranspiration;
  - release into the basins
- e) geographical location of water use or affected: virtual
- f) temporal aspects of water use: virtual
- g) emissions to air, water and soil with impact on water quality: not considered

In this example, the net water consumption of a process at a specific geographical location is determined as shown in Table C4:

**Table C4 Net water consumption of a specific process**

	Water input (m <sup>3</sup> )	Water output (m <sup>3</sup> )	Net water consumption (m <sup>3</sup> )
Precipitation	2,0	0	2,0
Surface water	4,5	3,0	1,5
Groundwater	0,5	0	0,5
<b>Total</b>	<b>7,0</b>	<b>3,0</b>	<b>4,0</b>

### **C. 3. 2. 3. Allocation**

Allocation procedures are not considered because the scope has no co-products.

### **C. 3. 3. Water footprint impact assessment**

#### **C. 3. 3. 1. General**

Impacts related to water consumption are represented by one parameter which quantifies the potential environmental impacts of the system by water scarcity footprint.

#### **C. 3. 3. 2. Selection of impact categories, category indicators and characterization models**

Water consumption occupies water resources that can be diverted to other uses, and so can result in reduced local water availability. In this study, local water scarcity is chosen as an impact category reflecting the differences of water availability by place and source of water.

### **C. 3. 3. 3. Characterization**

#### **C. 3. 3. 3. 1. General**

The water availability factor in [1] and [2] are applied as characterization factors in the water footprint impact assessment to consider the potential impacts due to change in water quantity caused by the system under this study. This method provides characterization factors for three types of water resources (precipitation, surface water, and groundwater), reflecting the differences of water availability. The water availability factor is available online at <http://hydro.iis.u-tokyo.ac.jp/~yano/data/>.

#### **C. 3. 3. 3. 2. Geographical and temporal issues in characterization**

The three local characterization factors are calculated as follows:

$$\alpha_{RF} = \frac{A_{RF}}{A_{ref}} ; \quad \alpha_{SW} = \frac{A_{SW}}{A_{ref}} ; \quad \alpha_{GW} = \frac{A_{GW}}{A_{ref}} \quad (\text{A. 3})$$

where

$\alpha_{RF}$	is the local characterization factor for precipitation
$A_{RF}$	is the required area to obtain 1 m <sup>3</sup> of precipitation per year
$A_{ref}$	is the required area to obtain 1 m <sup>3</sup> of water per year from the reference condition
$\alpha_{SW}$	is the local characterization factor for surface water
$A_{SW}$	is the required area to obtain 1 m <sup>3</sup> of surface water per year
$\alpha_{GW}$	is the local characterization factor for groundwater
$A_{GW}$	is the required area to obtain 1 m <sup>3</sup> of groundwater per year

Since the global mean precipitation approximates 1000 mm per year, 1 m<sup>3</sup> of precipitation over an area of 1.0 m<sup>2</sup> is proposed as the reference condition. More details about the concept of the global characterization factor are described in [1]. In this example, the local characterization factors of a process at a specific surface condition are determined as shown in Table C5 to C7:

**Table C5 Local characterization factors for natural watersheds without thinning**

	Annual rate of hydrological cycle (mm/year)	Required area - $A_{RF}, A_{SW}, A_{GW}$ (m <sup>2</sup> )	Required area, reference - $A_{ref}$ (m <sup>2</sup> )	Local characterization factor
Precipitation	1000	1.0	1	1.0
Surface water	600	1.7	1	1.7
Groundwater	500	2.0	1	2.0

**Table C6 Local characterization factors for natural watersheds with appropriate thinning**

	Annual rate of hydrological cycle (mm/year)	Required area - $A_{RF}, A_{SW}, A_{GW}$ (m <sup>2</sup> )	Required area, reference - $A_{ref}$ (m <sup>2</sup> )	Local characterization factor
Precipitation	1000	1.0	1	1.0
Surface water	670	1.5	1	1.5
Groundwater	558	1.8	1	1.8

**Table C7 Local characterization factors for urban watersheds**

	Annual rate of hydrological cycle (mm/year)	Required area - $A_{RF}, A_{SW}, A_{GW}$ (m <sup>2</sup> )	Required area, reference - $A_{ref}$ (m <sup>2</sup> )	Local characterization factor
Precipitation	1000	1.0	1	1.0
Surface water	720	1.4	1	1.4
Groundwater	170	5.9	1	5.9

The data on annual rate of hydrological cycle of natural watersheds and urban watersheds are based on [3]. The data on annual rate of hydrological cycle of natural watersheds with appropriate thinning are based on [4]

### C. 3. 3. 4. Water scarcity footprint

The water scarcity footprint ( $W_{SC}$ ) is calculated as the sum of three characterization results as follows:

$$W_{SC} = C_{RF} \times \alpha_{RF} + C_{SW} \times \alpha_{SW} + C_{GW} \times \alpha_{GW} \quad (\text{A. 4})$$

where

$C_{RF}$  is the net water consumption from precipitation

$\alpha_{RF}$  is the local characterization factor related to precipitation

$C_{SW}$  is the net water consumption from surface water

$\alpha_{SW}$  is the local characterization factor related to surface water

$C_{GW}$  is the net water consumption from groundwater

$\alpha_{GW}$  is the local characterization factor related to groundwater

In this example, the water scarcity footprint is calculated from the net water consumption figures and the local characterization factors, by summing up three different characterization results, as shown in Table C8 to C10:

**Table C8 Calculation of the water scarcity footprint of the process in natural watersheds without thinning**

	Net water consumption ( $\text{m}^3$ )	Local characterization factor	Water scarcity footprint ( $\text{m}^3$ water equiv.)
Precipitation	5.0	1.0	5.0
Surface water	3.0	1.7	5.1
Ground water	1.0	2.0	2.0
<b>Total</b>			<b>12.1</b>

**Table C9 Calculation of the water scarcity footprint of the process in natural watersheds with appropriate thinning**

	Net water consumption (m <sup>3</sup> )	Local characterization factor	Water scarcity footprint (m <sup>3</sup> water equiv.)
Precipitation	5.0	1.0	5.0
Surface water	3.0	1.5	4.5
Ground water	1.0	1.8	1.8
<b>Total</b>			<b>11.3</b>

**Table C10 Calculation of the water scarcity footprint of the process in urban watersheds**

	Net water consumption (m <sup>3</sup> )	Local characterization factor	Water scarcity footprint (m <sup>3</sup> water equiv.)
Precipitation	5.0	1.0	5.0
Surface water	3.0	1.4	4.2
Ground water	1.0	5.9	5.9
<b>Total</b>			<b>15.1</b>

### C. 3. 4. Limitations of water footprint

In this study, water scarcity footprint assessment is addressed on the potential impacts in regard to water quantity, not including water degradation. This is insufficient to be used to describe the overall potential environmental impacts of products. Decisions about impacts that are only based on a single environmental issue can be in conflict with goals and objectives related to other environmental issues.



### C. 3. 5. Interpretation of the results

The method applied in this example can reflect the difference of water scarcity between natural watersheds containing forests and urban watersheds. And, the method can also be applied for evaluating the effect of forest management (e.g. thinning) in terms of water scarcity.

### C. 3. 6. Strengths and weakness of the approach

This method provides a simpler characterization framework than existing studies. It is also robust and practical, and is not affected by parameter uncertainty. The characterization result can be understood intuitively, because its units are based on water volume ( $\text{m}^3$ ). Since all characterization factors worldwide have the same reference condition, the characterization results can be summed up.

Compared with Example A, the method applied in this example can reflect the difference of water availability by water source, in addition to geographical location. Because of the simple framework to estimate local characterization factors, the seasonality of the characterization factors can also be reflected by setting reference conditions.

In this example, evapotranspiration including precipitation (green water) from croplands during cropping periods is calculated as water footprint inventory of agricultural products. Green water and irrigated (blue) water are both vital resources for agricultural activities, and blue water takes a role as an alternative for green water to help fill the gap between green water supply and water required for crop growth. There can be times when it is sensible to include green water consumption in water scarcity footprint as an explanation about environmental impacts of agriculture. In the case that green water is addressed by focusing on land use or land use change in other category indicators, the characterization factor can be regarded as zero in the water scarcity footprint.

### C. 3. 7. References

- [1] Yano S, Hanasaki N, Itsuno N, Oki T (2014): Characterization factors for water availability footprint considering the difference of water sources based on a global water resource model. *J. LCA Jpn.*, **10**, 327-339.
- [2] Yano S, Hanasaki N, Itsuno N, Oki T: Characterization factors for water availability footprint considering the difference of water sources based on a global water resource model. *Int. J. LCA.*, submitted.
- [3] Ando Y, Mushiaki K, Takahashi Y (1981). Hydrological Cycle in a Small Experimental Basin Equipped in a Hilly Land, Annual Journal of Hydraulic Engineering, vol. 25, pp. 197-208 (in Japanese).
- [4] Kubota T, Noguchi S, Tsuboyama Y, Nobuhiro T, Kaneko T, Iwayama A (2013)., <http://www.ffpri.affrc.go.jp/pubs/seikasenshu/2013/documents/p38-39.pdf> (in Japanese).

## 参考文献

- About.com: 20th Century History. <http://history1900s.about.com/>. 2014/11/19 accessed.
- Adler R.F., Huffman G.J., Chang A., Ferraro R., Xie P., Janowiak J., Rudolf B., Schneider U., Curtis S., Bolvin D., Gruber A., Susskind J., and Arkin P. (2003): The version-2 global precipitation climatology project (GPCP) monthly precipitation analysis (1979–present). *Journal of Hydrometeorology*, 4, 1147-1167.
- Aldaya M. M. and Llamas M. R. (2008): Water footprint analysis for the Guadiana river basin, Value of Water Research Report Series No.35. UNESCO-IHE, Delft, 80 pp.
- Allan J. A. (1998): Virtual water: A strategic resource global solutions to regional deficits. *Groundwater*, 36, 545-546.
- Apple: Apple Press Info. <http://www.apple.com/jp/pr/>. 2014/3/6 accessed.
- Average Beer Prices: Directory of Beer Prices. <http://www.averagebeerprices.com/>. 2014/3/6 accessed.
- Barringer F.: In California, What Price Water?.  
[http://www.nytimes.com/2013/03/01/business/energy-environment/a-costly-california-desalination-plant-bets-on-future-affordability.html?\\_r=2&](http://www.nytimes.com/2013/03/01/business/energy-environment/a-costly-california-desalination-plant-bets-on-future-affordability.html?_r=2&). 2014/7/30 accessed.
- Baumgartner A. and Reichel E. (1975): *The World Water Balance: Mean Annual Global, Continental and Maritime Precipitation, Evaporation and Run-Off*. Elsevier Scientific Publishing Company, Amsterdam and New York, 179 pp.
- Bayart J. B., Bulle C., Deschênes L., Margni M., Pfister S., Vince F., and Koehler A. (2010): A framework for assessing off-stream freshwater use in LCA. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 15, 439-453.
- Berger M. and Finkbeiner M. (2010): Water footprinting: How to address water use in life cycle assessment? *Sustainability*, 2, 919-944.
- Blak & Veatch Ltd.: Black & Veatch-Designed Desalination Plant Wins Global Water Distinction.  
<http://www.edie.net/news/3/Black--Veatch-Designed-Desalination-Plant-Wins-Global-Water-Distinction/11402/>. 2014/3/6 accessed.
- Bösch M. E., Hellweg S., Huijbregts M. A. J., Frischknecht R. (2007): Applying cumulative exergy demand (CExD) indicators to the ecoinvent database. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 12, 181-190.
- Boulay A. M., Bulle C., Bayart J. B., Deschenes L., Margni M. (2011): Regional characterization of freshwater use in LCA: Modeling direct impacts on human health. *Environmental Science & Technology*, 45, 8948-8957.
- Bowen H. P., Leamer E. E., and Sveikauskas L. (1987): Multicountry, multifactor tests of the factor

- abundance theory. *The American Economic Review*, 77, 791-809.
- BP p.l.c. (2014): *Statistical Review of World Energy 2014*. BP p.l.c., London, 45 pp.
- Brutsaert W. (2005): *Hydrology: An Introduction*. Cambridge University Press, Cambridge, 618 pp.
- Bulsink F., Hoekstra A. Y., and Booij, M. J. (2010): The water footprint of Indonesian provinces related to the consumption of crop products. *Hydrology and Earth System Sciences*, 14, 119-128.
- Bureau of Labor Statistics, United States Department of Labor: Consumer Price Index.  
<http://www.bls.gov/cpi/#tables>. 2014/11/19 accessed.
- Carbon Trust (2012): *Carbon footprinting, The next step to reducing your emissions*. Carbon Trust, London, 72 pp.
- Center for International Earth Science Information Network (CIESIN) Centro Internacional de Agricultura Tropical (CIAT): Gridded Population of the World Version 3 (GPWv3) Data Collection, Columbia University. <http://sedac.ciesin.columbia.edu/data/collection/gpw-v3>. 2013/8/1 accessed.
- CHANEL: N° 5 Eau Première. [http://www.chanel.com/en\\_US/fragrance-beauty/Fragrance-88106](http://www.chanel.com/en_US/fragrance-beauty/Fragrance-88106). 2014/3/6 accessed.
- Chapagain A. K. and Hoekstra A. Y. (2003): Virtual water flows between nations in relation to trade in livestock and livestock products, *Value of Water Research Report Series No. 13*. UNESCO-IHE, Delft, 60 pp.
- Chapagain A. K. and Hoekstra A. Y. (2004): *Water footprint of nations*, *Value of Water Research Report Series No.16*. UNESCO-IHE, Delft, 76 pp.
- Dalin C., Konar M., Hanasaki N., Rinaldo A., and Rodriguez-Iturbe I. (2012): Evolution of the global virtual water trade network. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, 109, 5989-5994.
- Daly H. E., 新田 功 (翻訳), 大森 正之 (翻訳), 藏本 忍 (翻訳) (2005): *持続可能な発展の経済学*. みすず書房, 東京, 367 pp.
- Diermeier D., 齊藤 裕一 (翻訳) (2011): 「評判」はマネジメントせよ, 企業の浮沈を左右するレピュテーション戦略. 阪急コミュニケーションズ, 東京, 408 pp.
- Dirmeyer P. A., Gao X. A., Zhao M., Guo Z. C., Oki T., and Hanasaki N. (2006): GSWP-2 – multimodel analysis and implications for our perception of the land surface. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 87, 1381-1397.
- Döll P. and Siebert S (2002): Global modeling of irrigation water requirements. *Water Resources Research*, 38, 8-1-8-10.
- Dunne T. (1978): *Field studies of hillslope flow processes*, *Hillslope Hydrology*. Wiley, London, 227-293.
- Ecoinvent Centre Swiss Centre for Life Cycle Inventories: The ecoinvent database.  
<http://www.ecoinvent.org/database/>. 2013/8/1 accessed.
- Ercin A. E., Aldaya M. M., Hoekstra A. Y. (2011): Corporate water footprint accounting and impact assessment: The case of the water footprint of a sugar-containing carbonated beverage. *Water Resources Management*, 25, 721-741.

- EU (2013): Official Journal of the European Union L124, Commission Recommendation of 9 April 2013 on the use of common methods to measure and communicate the life cycle environmental performance of products and organisations. Publications Office of the European Union, Luxembourg, 210 pp.
- EU: Product Environmental Footprint (PEF) News.  
[http://ec.europa.eu/environment/eussd/smgp/product\\_footprint.htm](http://ec.europa.eu/environment/eussd/smgp/product_footprint.htm). 2014/7/23 accessed.
- EU: The EU Water Framework Directive - integrated river basin management for Europe.  
<http://ec.europa.eu/environment/water/water-framework/>. 2014/7/23 accessed.
- Euromonitor International: Passport - Market Research Information System.  
<http://go.euromonitor.com/Passport-Home>. 2013/11/12 accessed.
- European Commission – Joint Research Centre – Institute for Environment and Sustainability (2010): International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - General guide for Life Cycle Assessment - Detailed Guidance. Publications Office of the European Union, Luxembourg, 394 pp.
- European Environment Agency (2003): Indicator Fact Sheet, (WQ05) Water prices. EEA, Copenhagen, 9 pp.
- Falkenmark M. (1989): The massive water scarcity threatening Africa-why isn't it being addressed. *Ambio*, 2, 112-118.
- Falkenmark M. and Rockström J. (2004): *Balancing Water for Humans and Nature: The New Approach in Ecohydrology*. Earthscan, Kentucky, 247 pp.
- FAO (2011): The state of the world's land and water resources for food and agriculture (SOLAW) - Managing systems at risk. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, 285 pp.
- FAO: AQUASTAT. [www.fao.org/nr/aquastat/](http://www.fao.org/nr/aquastat/). 2014/7/23 accessed.
- FAO: FAOSTAT. <http://faostat.fao.org/>. 2014/8/5 accessed.
- FedEx Express: フェデックス運送料金表. <http://www.fedex.com/jp/rates/>. 2014/3/6 accessed.
- Feng K., Chapagain A., Suh S., Pfister S., and Hubacek K. (2011): Comparison of bottom-up and top-down approaches to calculating the water footprints of nations. *Economic Systems Research*, 23, 371-385.
- Foley J. A., Ramankutty N., Brauman K. A., Cassidy E. S., Gerber J. S., Johnston M., Mueller N. D., O'Connell C., Ray D. K., West P. C., Balzer C., Bennett E. M., Carpenter S. R., Hill J., Monfreda C., Polasky S., Rockström J., Sheehan J., Siebert S., Tilman D., and Zaks D. P. M. (2011): Solutions for a cultivated planet. *Nature*, 478, 337-342.
- Forbes: The World's Most Popular Cars: A New Champ.  
<http://www.forbes.com/sites/joannmuller/2012/12/19/the-worlds-most-popular-cars-a-new-champ/>. 2014/8/5 accessed.
- Frischknecht R., Jungbluth N., Althaus H., Doka G., Dones R., Heck T., Hellweg S., Hirschler R., Nemecek T., Rebitzer G., and Spielmann M. (2005): The ecoinvent database: Overview and methodological framework. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 10, 3-9.

- Garrido A. and Calatrava J. (2010): *Agricultural Water Pricing: EU and Mexico*. OECD, Paris, 47 pp.
- General Motors: Chevrolet Achieves Best-Ever Global Sales in 2011.  
[http://media.gm.com/media/us/en/gm/news.detail.html/content/Pages/news/us/en/2012/Jan/0119\\_chevy\\_sales.html](http://media.gm.com/media/us/en/gm/news.detail.html/content/Pages/news/us/en/2012/Jan/0119_chevy_sales.html). 2014/3/6 accessed.
- General Motors: シボレー キャプティバ, 車両本体価格. <http://www.chevrolet.co.jp/captiva/price/>. 2014/3/6 accessed.
- Gerbens-Leenes P. W., Nonhebel S., and Krol M. S. (2010): Food consumption patterns and economic growth. Increasing affluence and the use of natural resources. *Appetite*, 55, 597-608.
- Gerbens-Leenes P. W., Xu L., de Vries G. J., and Hoekstra A. Y. (2014): The blue water footprint and land use of biofuels from algae. *Water Resources Research*, 50, 8549–8563.
- Gerten D., Hoff H., Rockström J., Jägermeyr J., Kummu M., and Pastor A. V (2013): Towards a revised planetary boundary for consumptive freshwater use: role of environmental flow requirements. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 5, 551-558.
- Gleeson T., Wada Y., Bierkens M. F. P., van Beek L. P. H. (2012): Water balance of global aquifers revealed by groundwater footprint. *Nature*, 488, 197-200.
- Global Footprint Network (2009): *Ecological Footprint Standards 2009*. Global Footprint Network, Oakland, 17 pp.
- Global Trade Analysis Project: Global Trade Analysis Project (GTAP).  
<https://www.gtap.agecon.purdue.edu/>. 2014/9/10 accessed.
- Global Trade Media (2013): *2013 International Water Power & Dam Construction Yearbook*. Stephens & George Print Group, Merthyr Tydfil, 465 pp.
- Gold Researcher: Size of Gold Market. <http://goldresearcher.com/size-of-gold-markets/>. 2014/3/6 accessed.
- Goldprices.com: London Gold Bullion Market Historical PM Gold Fix.  
<http://www.goldprices.com/historical-gold-prices.htm>. 2014/3/6 accessed.
- Gruen G. E. (2000): Turkish waters: Source of regional conflict or catalyst for peace?. *Water, Air, and Soil Pollution*, 123, 565-579.
- Guinée J. B. and Heijungs R. (1995): A proposal for the definition of resource equivalency factors for use in product life-cycle assessment. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 14, 917-925.
- Haddeland I., Clark D. B., Franssen W., Ludwig F., Voß F., Arnell N. W., Bertrand N., Best M., Folwell S., Gerten D., Gomes S., Gosling S. N., Hagemann S., Hanasaki N., Harding R., Heinke J., Kabat P., Koiraala S., Oki T., Polcher J., Stacke T., Viterbo P., Weedon G. P., and Yeh P. (2011): Multimodel Estimate of the Global Terrestrial Water Balance: Setup and First Results. *Journal of Hydrometeorology*, 12, 869-884.
- Hanafiah M. M., Xenopoulos M. A., Pfister S., Leuven R. S. E. W., and Huijbregts M. A. J. (2011): Characterization factors for water consumption and greenhouse gas emissions based on freshwater fish

- species extinction. *Environmental Science & Technology*, 45, 5272-5278.
- Hanasaki N., Inuzuka T., Kanae S., and Oki T. (2010): An estimation of global virtual water flow and sources of water withdrawal for major crops and livestock products using a global hydrological model. *Journal of Hydrology*, 384, 232-244.
- Hanasaki N., Kanae S., Oki T., Masuda K., Motoya K., Shirakawa N., Shen Y., and Tanaka K. (2008a): An integrated model for the assessment of global water resources – Part 1: Model description and input meteorological forcing. *Hydrology and Earth System Sciences*, 12, 1007-1025.
- Hanasaki N., Kanae S., Oki T., Masuda K., Motoya K., Shirakawa N., Shen Y., and Tanaka K. (2008b): An integrated model for the assessment of global water resources – Part 2: Applications and assessments. *Hydrology and Earth System Sciences*, 12, 1027-1037.
- Heijungs R., Guinée J. B., Huppes G., Lankreijer R. M., Udo de Haes H. A., Wegener Sleeswijk A., Ansems A. M. M., Eggels P. G., van Duin R., de Goede H. P. (1992): Environmental life cycle assessment of products. I: Guide - October. B&G, Leiden University, 96 pp.
- Hoekstra A. Y. and Hung P. Q. (2002): Virtual water trade, A quantification of virtual water flows between nations in relation to international crop trade, Value of Water Research Report Series No.11. UNESCO-IHE, Delft, 66 pp.
- Hoekstra A. Y. and Mekonnen M. M. (2012): The water footprint of humanity. *PNAS*, 109, 3232-3237.
- Hoekstra A. Y. and Wiedmann T. O. (2014): Humanity's unsustainable environmental footprint. *Science*, 344, 1114-1117.
- Hoekstra A. Y., Chapagain A. K., Aldaya M. M., and Mekonnen M. M. (2009): Water Footprint Manual, State of the Art 2009. Water Footprint Network, Enschede, 127 pp.
- Hoekstra A. Y., Chapagain A. K., Aldaya M. M., and Mekonnen M. M. (2011): The water footprint assessment manual: Setting the global standard. Earthscan, London, 203 pp.
- Hoekstra A. Y., Mekonnen M. M., Chapagain A. K. and Mathews R. E., Richter B. D. (2012): Global monthly water scarcity: Blue water footprints versus blue water availability. *PLOS ONE*, 7, e32688.
- Horton R. E. (1933): The rôle of infiltration in the hydrologic cycle. *Eos, Transactions American Geophysical Union*, 14, 446-460.
- Houghton J. T., Ding Y., Griggs D. J., Noguer M., van der Linden P. J., Dai X. Maskell K., and Johnson C. A. (2001): Climate Change 2001: The Scientific Basis, Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, 83 pp.
- Huffman G. J., Adler R. F., Morrissey M., Bolvin D. T., Curtis S., Joyce R., McGavock B., Susskind J. (2001): Global precipitation at one-degree daily resolution from multisatellite observations. *Journal of Hydrometeorology*, 2, 36-50.
- IBIS World: Scrap Metal Recycling in the US: Market Research Report.  
<http://www.ibisworld.com/industry/scrap-metal-recycling.html>. 2014/3/6 accessed.

- IMF: IMF Primary Commodity Prices. <http://www.imf.org/external/np/res/commod/index.aspx>. 2014/3/6 accessed.
- IMF: World Economic Outlook Databases. <http://www.imf.org/external/ns/cs.aspx?id=28>. 2014/2/1 accessed.
- Inoue R. and Shimizu, E. (2006): A new algorithm for continuous area cartogram construction with triangulation of regions and restriction on bearing changes of edges. *Cartography and Geographic Information Science*, 33, 115-125.
- International Bottled Water Association: The Real Cost of Bottled Water.  
<http://www.bottledwater.org/economics/real-cost-of-bottled-water>. 2014/3/6 accessed.
- International Coffee Organization: World Coffee Trade. [http://www.ico.org/trade\\_e.asp](http://www.ico.org/trade_e.asp). 2014/8/5 accessed.
- International Desalination Association, Global Water Intelligence, and DesalData (2013): IDA Desalination Yearbook 2012-2013. Media Analytics, Oxford, 226 pp.
- ISO (2006a): ISO 14040:2006 Environmental management -Life cycle assessment-Principles and framework. International Organization for Standardization,, Geneva, 20 pp.
- ISO (2006b): ISO 14044:2006 Environmental management -Life cycle assessment- Requirements and guidelines.. International Organization for Standardization,, Geneva, 46 pp.
- ISO (2014): ISO 14046 Environmental management, Water footprint — Principles, requirements and guidelines. International Organization for Standardization,, Geneva, 47 pp.
- Jefferies D., Muñoz I., Hodges J., King V. J., Aldaya M. M., Ercin A. E., Milà i Canals L., Hoekstra A. Y. (2012): Water Footprint and Life Cycle Assessment as approaches to assess potential impacts of products on water consumption. Key learning points from pilot studies on tea and margarine. *Journal of Cleaner Production*, 33, 155-166.
- John Gauntner's sake-world.com: Sake FAQs. <http://sake-world.com/html/sake-faqs.html>. 2014/3/6 accessed.
- Jones R. W. (1956): Factor proportions and the Heckscher-Ohlin theorem. *The Review of Economic Studies*, 24, 1-10.
- Kim, H. et al. Century long observation constrained global dynamic downscaling and hydrologic implication. [in preparation].
- Korzun V. I. (1978): World water balance and water resources of the earth, *Studies and reports in hydrology*, 25.. UNESCO, Paris, 637 pp.
- Kounina A., Margni M., Bayart J. B., Boulay A. M., Berger M., Bulle C., Frischknecht R., Koehler A., Milà i Canals L., Motoshita M., Núñez M., Peters G., Pfister S., Ridoutt B., van Zelm R., Verones F., and Humbert S. (2013): Review of methods addressing freshwater use in life cycle inventory and impact assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 18, 707-721.
- Krugman P. R. and Obstfeld M., 山本章子 (翻訳) (2014): クルーグマンの国際経済学, 理論と政策,

- 上, 貿易編. 丸善出版, 東京, 410 pp.
- Krysanova V., Wechsung F., Arnold J., Srinivasan R., and Williams J. (2000): SWIM (Soil and Water Integrated Model) User Manual. Potsdam Institute for Climate Impact Research, Potsdam, 32 pp.
- Leontief W. (1953): Domestic production and foreign trade; The American capital position re-examined. *Proceedings of the American Philosophical Society*, 97, 332-349.
- Liu J. and Savenije H. H. G. (2008): Food consumption patterns and their effect on water requirement in China. *Hydrology and Earth System Sciences*, 12, 887-898.
- Liu J. and Yang H. (2010): Spatially explicit assessment of global consumptive water uses in cropland: Green and blue water. *Journal of Hydrology*, 384, 187-197.
- London Metal Exchange: 2012 trading volumes.  
<http://www.lme.com/metals/reports/monthly-volumes/annual/2012/>. 2014/3/6 accessed.
- Lvovitch M. I. (1973): The global water balance. *US IHD Bulletin*, 23, 28-53.
- Mason S. J. A. and Blank D. (2013): Mediating water use conflicts in peace processes, CSS mediation resources. CSS ETH Zurich, Zurich, 21 pp.
- Mekonnen M. M. and Hoekstra A. Y. (2010): A global and high-resolution assessment of the green, blue and grey water footprint of wheat. *Hydrology and Earth System Sciences*, 14, 1259-1276.
- Mekonnen M. M. and Hoekstra A. Y. (2011): The green, blue and grey water footprint of crops and derived crop products. *Hydrology and Earth System Sciences*, 15, 1577-1600.
- Mekonnen M. M., Hoekstra A. Y. (2011): National Water Footprint Accounts: the Green, Blue and Grey Water Footprint of Production and Consumption, Value of Water Research Report Series No.50. UNESCO-IHE, Delft, 44 pp.
- Metalprices.com: Historical Database.  
<http://www.metalprices.com/historical/database/steel-iron-scrap/fe-scrap-shredded-scrap-steelbb-rotterdam>. 2014/3/6 accessed.
- Milà i Canals L., Chenoweth J., Chapagain A., Orr S., Antón A., Clift R. (2009): Assessing freshwater use impacts in LCA: Part I—inventory modelling and characterisation factors for the main impact pathways. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 14, 28-42.
- Mitchell, D. J. (1983): W.A.C. Bennett and the rise of British Columbia. Douglas & McIntyre, Vancouver, 464 pp.
- Monfreda C., Ramankutty N., and Foley J. A. (2008): Farming the planet: 2. Geographic distribution of crop areas, yields, physiological types, and net primary production in the year 2000. *Global Biogeochemical Cycles*, 22, GB1022.
- Motoshita M., Itsubo N., Inaba A. (2011): Development of impact factors on damage to health by infectious diseases caused by domestic water scarcity. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 16, 65-73.
- Nestec Ltd. (2013): The Nestlé Policy on Environmental Sustainability. Nestec Ltd., Vevey, 4 pp.



- Nickum J. E. and Ogura C (2010): Agricultural Water Pricing: Japan and Korea . OECD, Paris, 34 pp.
- OECD (1999): Working Party on Economic and Environmental Policy Integration, Industrial Water Pricing in OECD Countries. OECD, Paris, 214 pp.
- Office of the United States Trade Representative: Trans-Pacific Partnership (TPP).  
<http://www.ustr.gov/tpp>. 2014/9/10 accessed.
- Oki T. and Kanae S. (2006): Global hydrological cycles and world water resources. *Science*, 313, 1068–1072.
- Oki T., Mushiake K., Matsuyama H., and Masuda K. (1995): Global atmospheric water balance and runoff from large river basins. *Hydrological Processes*, 9, 655-678.
- Oki T., Nishimura T., and Dirmeyer P. (1999): Assessment of annual runoff from land surface models using Total Runoff Integrating Pathways (TRIP). *Journal of the Meteorological Society of Japan*, 77, 235-255.
- Oki T., Sato M., Kawamura A., Miyake M., Kanae S., and Mushiake, K. (2003): Virtual water trade to Japan and in the world, In: Hoekstra, A. Y. (ed) ‘Virtual water trade: Proceedings of the International Expert Meeting on Virtual Water Trade’, Value of Water Research Report Series No 12. UNESCO-IHE, Delft, 211-235.
- Parry M. L., Canziani O. F., Palutikof J. P., van der Linden P. J., and C. E. Hanson C. E. (2007): Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, 976 pp.
- People's Daily Online: First generator of China's 3rd largest hydropower project passes trial operation.  
[http://english.people.com.cn/200705/28/eng20070528\\_378429.html](http://english.people.com.cn/200705/28/eng20070528_378429.html). 2014/11/19 accessed.
- Pfister S., Bayer P., Koehler A., and Hellweg S. (2011): Environmental impacts of water use in global crop production: Hotspots and trade-offs with land use. *Environmental Science & Technology*, 45, 5761-5768.
- Pfister S., Koehler A., and Hellweg S. (2009): Assessing the environmental impacts of freshwater consumption in LCA. *Environmental Science & Technology*, 43, 4098-4104.
- Pokhrel Y. N., Hanasaki N., Koirala S., Cho J., Yeh P. J. F., Kim H., Kanae S., and Oki T. (2012a): Incorporating anthropogenic water regulation modules into a land surface model. *Journal of Hydrometeorology*, 13, 255-269.
- Pokhrel Y. N. (2011): Study of the global terrestrial water cycle using a land surface model with representations of human impacts. 東京大学大学院工学系研究科社会基盤工学専攻, 博士論文, 152 pp.
- Pokhrel Y. N., Hanasaki N., Yeh P. J. F., Yamada T. J., Kanae S., and Oki T. (2012b): Model estimates of sea-level change due to anthropogenic impacts on terrestrial water storage. *Nature Geoscience*, 5, 389-392.
- Postel S. L., Daily G. C., and Ehrlich P. R. (1996): Human appropriation of renewable fresh water.

- Science, 271, 785-788.
- Power Plants around the World: Hydroelectric Power Plants in Southern Africa.  
<http://www.industcards.com/ppworld.htm>. 2014/11/19 accessed.
- Ramankutty N., Evan A., Monfreda C., and Foley, J. A. (2008): Farming the planet: 1. Geographic distribution of global agricultural lands in the year 2000. *Global Biogeochemical Cycles*, 22, GB1003.
- Raskin P., Gleick P., Kirshen P., Pontius G., and Strzepek K. (1997): *Water futures: Assessment of long-range patterns and prospects*. Stockholm Environment Institute, Stockholm, 77 pp.
- Ricardo D. (1817): *On The Principles of Political Economy and Taxation*. Batoche Books, Ontario, 333 pp.
- Robock A., Vinnikov K. Y., Schlosser C. A., Speranskaya N. A., and Xue Y. K. (1995): Use of midlatitude soil-moisture and meteorological observations to validate soil-moisture simulations with biosphere and bucket models. *Journal of Climate*, 8, 15-35.
- Rockström J., Steffen W., Noone K., Persson A., Chapin F. S., Lambin E. F., Lenton T. M., Scheffer M., Folke C., Schellnhuber H. J., Nykvist B., de Wit C. A., Hughes T., van der Leeuw S., Rodhe H., Sörlin S., Snyder P. K., Costanza R., Svedin U., Falkenmark M., Karlberg L., Corell R. W., Fabry V. J., Hansen J., Walker B., Liverman D., Richardson K., Crutzen, P., and Foley J. A. (2009): A safe operating space for humanity. *Nature*, 461, 472-475.
- Rudolf B., Beck C., Grieser J., Schneider U. (2005): *Global Precipitation Climatology Centre (GPCC)*, DWD. Internet publication, , 1-8.
- SABMiller and WWF-UK (2009): *Water footprinting: Identifying & addressing water risks in the value chain*. SABMiller, Woking, UK / WWF-UK, Goldalming, 24 pp.
- Sheffield J., Goteti G., and Wood, E. F. (2006): Development of a 50-yr high-resolution global dataset of meteorological forcings for land surface modeling. *Journal of Climate*, 19, 3088-3111.
- Shiklomanov I. A. (1998): *World water resources. A new appraisal and assessment for the 21st century*. UNESCO, Paris, 37 pp.
- Shiklomanov I. A. (2000): *Appraisal and Assessment of World Water Resources*. *Water International*, 25, 11-32.
- Shiklomanov I. A. and Rodda J. C. (2003): *World water resources at the beginning of the 21st century*, International Hydrology Series. Cambridge University Press, Cambridge, 435 pp.
- Siebert S., Doll P., Hoogeveen J., Faures J. M., Frenken K., and Feick S. (2005): Development and validation of the global map of irrigation areas. *Hydrology and Earth System Sciences*, 9, 535-547.
- Sitbon S.: French-run water plant launched in Israel. <http://www.ejpress.org/article/4873>. 2014/3/6 accessed.
- Sony: PS Vita について何?. [http://www.jp.playstation.com/psvita/hajimete/what\\_vita/size.html](http://www.jp.playstation.com/psvita/hajimete/what_vita/size.html). 2014/8/5 accessed.
- Sony: PS3, ゲーム機本体. <http://www.jp.playstation.com/ps3/hardware/cech4200b.html>. 2014/3/6

- accessed.
- Suweis S., Konar M., Dalin C., Hanasaki N., Rinaldo A., and Rodriguez-Iturbe I. (2011): Structure and controls of the global virtual water trade network. *Geophysical Research Letters*, 38, L10403.
- Sweet P.: Desalination gets a serious look.  
<http://www.lasvegassun.com/news/2008/mar/21/desalination-gets-serious-look/>. 2014/3/6 accessed.
- Takata K., Emori S., and Watanabe T. (2003): Development of the minimal advanced treatments of surface interaction and runoff. *Global and Planetary Change*, 38, 209-222.
- Tang Q. and Lettenmaier D. P. (2012): 21st century runoff sensitivities of major global river basins. *Geophysical Research Letters*, 39, L06403.
- The 2030 Water Resources Group (2009): Charting our water future: Economic frameworks to inform decision-making. 2030 Water Resources Group, Washington, DC, 185 pp.
- The International Wine & Spirits Record: The IWSROnline Databases.  
[http://www.theiwsr.com/iwsronline\\_databases.html](http://www.theiwsr.com/iwsronline_databases.html). 2014/3/6 accessed.
- The Virtual Water Project: The water footprint of products. <http://virtualwater.eu/>. 2014/7/23 accessed.
- The Whisky Store: Whisky Prices and Age. <https://www.whisky.de/archiv/beginner/age.htm>. 2014/3/6 accessed.
- The World Bank: GDP (current US\$). <http://data.worldbank.org/indicator/NY.GDP.MKTP.CD>. 2014/8/5 accessed.
- The World Bank: World Bank Open Data. <http://data.worldbank.org/>. 2014/10/8 accessed.
- The World Bank: 世界の貧困に関するデータ.  
<http://www.worldbank.org/ja/news/feature/2014/01/08/open-data-poverty>. 2015/1/27 accessed.
- TOYOTA: It's Fine PRIUS. [http://toyota.jp/prius/003\\_p\\_007/concept/concept/](http://toyota.jp/prius/003_p_007/concept/concept/). 2014/3/6 accessed.
- TOYOTA: トヨタ自動車、ハイブリッド車の累計販売台数が 400 万台を突破.  
[http://www2.toyota.co.jp/jp/news/12/05/nt12\\_0514.html](http://www2.toyota.co.jp/jp/news/12/05/nt12_0514.html). 2014/3/6 accessed.
- "Tukker A., Bulavskaya T., Giljum S., de Koning A., Lutter S., Simas M., Stadler K., and Wood R. (2014): The Global Resource Footprint of Nations. Carbon, water, land and materials embodied in trade and final consumption calculated with EXIOBASE 2.1. Mediaowner, Leiden/Delft/Vienna/Trondheim, 72 pp."
- UN (1998): Kyoto protocol to the United Nations framework convention on climate change. United Nations Framework Convention on Climate Change, Bonn, 20 pp.
- UNEP (2012): Global environment outlook 5, Environment for the future we want. United Nations Environment Programme, Malta, 486 pp.
- UNESCO (2009): Water in a Changing World. The United Nations World Water Development Report 3. United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization, Paris, 318 pp.
- UNESCO (2012): The United Nations World Water Development Report 4: Managing Water under Uncertainty and Risk (Vol. 1). UNESCO, Paris, 380 pp.

- UNESCO and Green Cross International: From Potential Conflict to Co-operation Potential: Water for Peace Prevention and Resolution of Water Related Conflicts.  
[http://webworld.unesco.org/water/wwap/pccp/pdf/Brochure\\_PCCP\\_EN\\_Prevention\\_and\\_resolution\\_of\\_water-related\\_conflicts\\_phase1\(white\).pdf](http://webworld.unesco.org/water/wwap/pccp/pdf/Brochure_PCCP_EN_Prevention_and_resolution_of_water-related_conflicts_phase1(white).pdf). 2014/7/30 accessed.
- UNESCO-WWAP (2003): Water for People Water for Life. UNESCO and Berghahn Books, Delft and New York, 576 pp.
- Uzelac J., Patel A., and Lang H. (2010): Global Water Market 2011: Financing the World's Water Needs Until 2016. Media Analytics Ltd., Oxford, 1251 pp.
- van Oel P. R. and Hoekstra A. Y. (2010): The green and blue water footprint of paper products: Methodological considerations and quantification, Value of Water Research Report Series No.46. UNESCO-IHE, Delft, 25 pp.
- van Oel P. R., Mekonnen M. M., Hoekstra A. Y. (2009): The external water footprint of the Netherlands: Geographically-explicit quantification and impact assessment. *Ecological Economics*, 69, 82-92.
- van Zelm R., Schipper A. M., Rombouts M., Snepvangers J., and Huijbregts M. A. J. (2011): Implementing groundwater extraction in life cycle impact assessment: Characterization factors based on plant species richness for the Netherlands. *Environmental Science & Technology*, 45, 629-635.
- Verma S., Kampman D. A., Van der Zaag P., and Hoekstra A. Y. (2008): Going against the flow: A critical analysis of virtual water trade in the context of India's National River Linking Programme, Value of Water Research Report Series No.31. UNESCO-IHE, Delft, 32 pp.
- VG Chartz: Hardware Year-Over-Year Comparison. [http://www.vgchartz.com/tools/hw\\_yoy.php](http://www.vgchartz.com/tools/hw_yoy.php). 2014/3/6 accessed.
- VOGUE: VOGUE encyclo. <http://www.vogue.it/en/encyclo/mania/c/chanel-n-5>. 2014/3/6 accessed.
- Volkswagen: 見積りシミュレーション. <http://web.volkswagen.co.jp/estimate/grade/?model=GolfA7>. 2014/3/6 accessed.
- Wackernagel M. and Rees W. (1996): Our Ecological Footprint, Reducing human impact on the Earth. New Society Publishers, Gabriola Island, 176 pp.
- Wada Y., van Beek L. P. H., and Bierkens M. F. P. (2012): Nonsustainable groundwater sustaining irrigation: A global assessment. *Water Resources Research*, 48, W00L06.
- Wallace J. S. (2000): Increasing agricultural water use efficiency to meet future food production. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 82, 105-119.
- Weedon G. P., Gomes S., Viterbo P., Shuttleworth W. J., Blyth E., Österle H., Adam J. C., Bellouin N., Boucher O., and Best M. (2011): Creation of the WATCH forcing data and Its use to assess global and regional reference crop evaporation over land during the twentieth century. *Journal of Hydrometeorology*, 12, 823-848.
- What It Costs: What The Hoover Dam Cost To Build.  
<http://historical.whatitcosts.com/facts-hoover-dam-pg2.htm>. 2014/11/19 accessed.

- Wichelns D. (2010): Agricultural Water Pricing: United States. OECD, Paris, 27 pp.
- World Nuclear Association: Uranium production figures.  
<http://www.world-nuclear.org/info/Facts-and-Figures/Uranium-production-figures/>. 2014/8/5 accessed.
- World Resources Institute (2005): Millennium Ecosystem Assessment, 2005, Ecosystems and Human Well-being: Synthesis Island Press, Washington, DC., pp.
- Wright L. A., Kemp S. and Williams I. (2011): 'Carbon footprinting': towards a universally accepted definition. *Carbon Manag.*, 2, 61–72.
- WTO (2013): World Trade Report 2013, Factors shaping the future of world trade. World Trade Organization, Geneva, 336 pp.
- Wu M., Chiu Y., and Demissie Y. (2012): Quantifying the regional water footprint of biofuel production by incorporating hydrologic modeling. *Water Resources Research*, 48, W10518.
- WWF (2012): Living Planet Report 2012. WWF International, Gland, 160 pp.
- WWF (2014): Living Planet Report 2014: species and spaces, people and places. [McLellan R., Iyengar L., Jeffries B., and N. Oerlemans (Eds)]. WWF, Gland, 176 pp.
- Xie P. and Arkin P. A. (1997): Global precipitation: A 17-year monthly analysis based on gauge observations, satellite estimates, and numerical model outputs. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 78, 2539-2558.
- Yang H., Reichert P., Abbaspour K. C., and Zehnder A. J. B. (2003): A water resources threshold and its implications for food security. *Environmental Science & Technology*, 37, 3048-3054.
- Yano S., Hanasaki N., Itsubo N., and Oki T.: Characterization factors for water availability footprint considering the difference of water sources based on a global water resource model. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, submitted.
- Zhang L., Dawes W. R., and Walker G. R. (2001): Response of mean annual evapotranspiration to vegetation changes at catchment scale. *Water Resources Research*, 37, 701-708.
- 安藤 義久, 虫明 功臣, 高橋 裕 (1981): 丘陵地の水循環機構とそれに対する都市化の影響. *水理講演会論文集*, 25, 197-208.
- 伊坪 徳宏 (2010): ISO14046 (ウォーターフットプリント) の動向. *LCA 日本フォーラムニュース*, No. 54, 7-10.
- 伊坪 徳宏, 成田 暢彦, 田原 聖隆, 青木 良輔, 稲葉 敦 (2007): LCA 概論, LCA シリーズ. 産業環境管理協会, 東京, 305 pp.
- 植村 哲士, 宇都 正哲, 松岡 未季 (2010): 日本と世界における水輸送の課題と可能性. *知的資産創造*, 2010 年 9 月号, 20-33.
- 沖 大幹 (2012): 水危機 ほんとうの話. 新潮社, 東京, 328 pp.
- 河村 愛 (2003): 仮想投入水量を考慮した世界の水逼迫度の経年変化. 東京大学大学院工学系研究科社会基盤工学専攻, 修士論文, 97 pp.
- 環境省: ウォーターフットプリント算出事例集. <http://www.env.go.jp/press/press.php?serial=18475>.

- 2014/11/10 accessed.
- キリン食生活文化研究所: レポート Vol. 30, 2010 年世界主要国のビール生産量.  
[http://www.kirinholdings.co.jp/news/2011/0811\\_01.html](http://www.kirinholdings.co.jp/news/2011/0811_01.html). 2014/8/5 accessed.
- 久保田 多余子, 野口 正二, 坪山 良夫, 延廣 竜彦, 金子 智紀, 岩谷 綾子 (2013): 間伐による森林からの流量・蒸発散量の変化. 森林総合研究所平成 25 年版研究成果選集, F1, 38-39.
- 公益社団法人日本ロジスティクスシステム協会 (2013): 2012 年度物流コスト調査報告書【概要版】. 日本ロジスティクスシステム協会, 東京, 8 pp.
- 国税庁: 酒のしおり.  
<http://www.nta.go.jp/shiraberu/senmonjoho/sake/shiori-gaikyo/shiori/2012/index.htm>. 2014/3/6 accessed.
- 国土交通省 (2011): 平成 23 年版日本の水資源, 気候変動に適應するための取組み. ミツバ総合印刷, 東京, 307 pp.
- 国土交通省: 目で見るダム事業 2007.  
[http://www.mlit.go.jp/river/pamphlet\\_jirei/dam/gaiyou/panf/dam2007/index.html](http://www.mlit.go.jp/river/pamphlet_jirei/dam/gaiyou/panf/dam2007/index.html). 2014/6/4 accessed.
- 近藤 剛 (2011): 地域の水利用可能性を考慮したウォーターフットプリント推計手法の開発. 東京大学大学院工学系研究科社会基盤工学専攻, 修士論文, 51 pp.
- 白川 直樹 (2005): 水文気候の季節性から推定される環境用水のグローバル必要量. 水工学論文集, 49, 391-396.
- 砂川 直也, 村上 佳世, 伊坪徳宏 (2012): 野菜を対象としたウォーターフットプリントの表示と消費者の選好分析. 第 7 回日本 LCA 学会研究発表会講演要旨集, P2-64, 376-377.
- 石油連盟: 統計情報. <http://www.paj.gr.jp/statis/kansan/>. 2014/11/17 accessed.
- 高橋 裕 (1982): 水のはなし I. 技報堂出版, 東京, 235 pp.
- 高増 明: 農業に関する TPP 参加の経済効果のシミュレーション: GTAP モデルによる推計.  
<http://www.takamasu.net/tpp.html>. 2014/9/10 accessed.
- 東京都水道局: 工業用水道料金. [http://www.waterworks.metro.tokyo.jp/water/jigyo/y\\_ryokin.html](http://www.waterworks.metro.tokyo.jp/water/jigyo/y_ryokin.html). 2014/3/6 accessed.
- 内閣官房: 関税撤廃した場合の経済効果についての政府統一試算.  
<http://www.kantei.go.jp/jp/singi/keizaisaisei/dai5/siryou1.pdf>. 2014/9/10 accessed.
- 農林水産省: 「水資源循環の見える化」調査・検討事業 (新規).  
[http://www.maff.go.jp/j/aid/hozyo/2013/kanbou/pdf/kanbou\\_07.pdf](http://www.maff.go.jp/j/aid/hozyo/2013/kanbou/pdf/kanbou_07.pdf). 2014/9/11 accessed.
- 花崎 直太 (2013): 全球水資源モデル H08 の開発と公開. 水文・水資源学会誌, 26, 295-301.
- 矢野 伸二郎, 花崎 直太, 伊坪 徳宏, 沖 大幹 (2014): 全球水資源モデルを用いて水源の違いを考慮した水資源への影響に関する特性化係数の開発. 日本 LCA 学会誌, 10, 327-339.
- 山形県: 第 2 回山形県水資源・森林の保全に関する条例検討懇話会.  
<https://www.pref.yamagata.jp/ou/kankyoenergy/050015/seisaku/mizusigen/mizusigen-jyoureikentou/2-haifu.pdf>. 2014/11/10 accessed.

吉田 奈津妃, 矢野 伸二郎, 花崎 直太, 沖 大幹 (2014): 近年の日本における仮想的な水輸入の変化. 水工学論文集, 58, 481-486.

## 略語一覧

ADP	Abiotic depletion potential
CEISIN	Center for International Earth Science Information Network
CIAT	Centro Internacional de Agricultura Tropical
$fwa$	Water availability factor
$fwa_{gw}$	地下水に関する $fwa$
$fwa_p$	降水に関する $fwa$
$fwa_{sw}$	表流水に関する $fwa$
GDP	国内総生産、Gross Domestic Product
GF	地下水フットプリント、Groundwater Footprint
GNI	国民総所得、Gross National Income
GPCC	Global Precipitation Climatology Centre
GSWP3	The third Global Soil Wetness Project
GWP	地球温暖化指数、Global Warming Potential
HIGW-MAT	Human Impact modules and Groundwater representation in the MATSIRO LSM
ISO	国際標準化機構、International Organization for Standardization
LCA	ライフサイクルアセスメント、Life Cycle Assessment
LCI	ライフサイクルインベントリ、Life Cycle Inventory
LCIA	ライフサイクル影響評価、Life Cycle Impact Assessment
MATSIRO	Minimal Advanced Treatments of Surface Interaction and Runoff
NNBW	Non-local and non-renewable blue water
PFD	Princeton's Global Meteorological Forcing Dataset
RUR	相対的非持続可能利用速度比、Relative Unsustainability Rate
SWIM	Soil and Water Integrated Model
TRIP	Total Runoff Integrating Pathways
WATCH	The Water and Global Change project
WFD	WATCH forcing dataset
WFN	Water Footprint Network
WI	ウォーターフットプリントインベントリ
WSF	水資源への潜在影響量、Water scarcity footprint
WSI	水ストレス指標、Water Stress Index
WTA	水資源脆弱性指標、The ratio of total annual withdrawals to available water resources



## 謝辞

本研究をまとめるにあたり、主査の沖大幹教授には数多くの指導と助言をいただきました。博士論文に関する内容に留まらず、科学研究に携わる者としての心構えや、幅広い視野で社会を見据える姿勢を教授くださり、研究者として成長することができました。副査の花崎直太主任研究員には、水資源モデルの扱い方のみならず、学術論文の執筆の基礎や姿勢に至るまで、私が理解できるまで何度も丁寧かつ細やかに指導をいただきました。同じく副査の伊坪徳宏教授、加藤浩徳教授、芳村圭准教授、中島典之准教授からは、ライフサイクルアセスメント、国際経済、全球規模でのモデル計算、基準値の設定など多様な視点から助言をいただき、広範な視野を授けてくださいました。

東京大学生産技術研究所の沖研究室では、数えきれないほどの支援と思い出をいただきました。秘書の黒澤綾子さん、塚田由紀さん、坂田加奈子さん、戸井真理さんは、数々のわがままで失礼なお願いにも快く迅速に対応くださり、心強いサポートをいただきました。Hyungjun Kim さん、Yadu Pokhrel さんは研究の進捗を常に気にかけてくださり、計算機の仕組みからプログラミングの基礎、貴重なデータの提供まで幅広いサポートをいただきました。沖一雄先生、木口雅司さんには楽しい飲み会の中で多くのアドバイスをいただきました。乃田啓吾さんには最後の最後まで発表内容の検討に付き合ってくださいました。中村晋一郎さん、内海信幸さんとは、同時期に博士論文にとりかかる仲間として苦楽を共にすることで成長することができました。村上道夫さん、田中幸夫さん、前川美湖さんは「水の知」での先輩として多くのサポートをいただきました。守利悟朗さん、小池雅洋さん、山崎大さん、新田友子さん、渡部哲史さん、西島亜佐子さん、佐藤雄亮さん、岡崎淳史さん、Cherry Mateo さん、佐谷茜さん、鈴木渉さん、鳩野美佐子さん、濱田準哉さん、吉田奈津妃さん、Amelia Lee Zhi Yi さん、福田紫瑞紀さん、牧野達哉さん、向田清峻さん、Ana Gabriela Garcia Rogel さん、渡辺晋さん、徳田大輔さんには多くのアドバイスと楽しい時間をいただきました。

東北大学の井上亮准教授には、作図に関して丁寧な指導とアドバイスをいただきました。筑波大学の辻村真貴教授には、修士論文とは異なる分野での研究活動について、常に励ましと後押しをしていただきました。

サントリーグローバルイノベーションセンター株式会社の芦刈俊彦専任上席研究員、福井宣之部長、渡邊礼治所長、サントリーホールディングス株式会社の辻村英雄常務、内貴研二部長、山田健チーフスペシャリストには、大学に籍を置き最先端の学術研究に取り組む貴重な機会をいただきました。サントリーの水科学研究所およびエコ戦略部の皆様には、会社での業務に関して長

期にわたり多大なるご迷惑をおかけしたにもかかわらず、常に温かく非常に厳しい指導をいただきました。

最後に、教育と人としての成長を第一に考え、日本一ではなく世界一を目指すよう常に応援し続けてくれる両親と祖父母、そして出張がちで家を空けることが多かったにも関わらず、変わらず支え続けてくれた妻と3人の子供たちに感謝します。

2015年2月13日

矢野 伸二郎