

博士論文

国際河川紛争における流域国間協調のための水・土地利用分析
ーティグリス・ユーフラテス川流域を事例としてー

田中 幸夫

要約

世界人口の増加が続く中、水需給の逼迫は世界的な問題の一つとなりつつあり、「21世紀は水戦争の世紀」とも言われている。そういった水を巡る争いが最も顕在化しているのが複数の国家によって共有される国際河川である。世界には260以上の国際河川が存在するといわれており、その流域面積の合計は全陸地面積の約40%、流域人口の合計は世界人口の約47%を占める(Wolf et al, 2003)。一般に、河川水利用においては上流が下流に先んじて取水することができるため絶対的に優位であり、上流の身勝手な取水に対し下流が抗議するという争いがしばしば発生するが、国際河川の場合、紛争当事者である国家に対する上位組織が存在しないため、その調停は容易でなく、上流国は下流国の便益を顧みない単独主義的河川利用に走りがちである(Lowi, 1995)。Wolf et al (2003)によると、現在紛争中もしくは交渉過程の国際河川流域にはナイル川、アラル海、ヨルダン川、ティグリス・ユーフラテス川の4つがあるが、この中でもティグリス・ユーフラテス川は水利用を巡る流域国間協定が成立していない上に、現在も各流域国において大規模な水利開発が進行しており、世界で最も深刻な状況にある最も深刻な状況の国際河川であると言え、紛争解決のための方策の検討が急務である。また、今後アフリカ等で起こりうる水を巡る紛争の参照事例としても、本流域は重要であるといえる。

ティグリス・ユーフラテス川を巡る流域国間紛争解決の大きな妨げとなっているのが客観的な水文データの欠如である。各流域国が主張する必要水量およびその根拠には乖離があり、それにより双方の対話は膠着状態となっている。

他方、ティグリス・ユーフラテス川に関する既往研究は多数見られる。工学的な論文においては、河川流量および各流域国の水需要の現状および将来値を扱っているが、その多くは、流量・取水量といった河川水文の基本的な情報として、年変動を考慮しない平年値のみを用いている。そして、その平年値自体もその算出根拠が不明確である。また、そういった工学的論文に依拠する社会科学分野の論文においても、水紛争解決の議論において、流量・取水量の実態が考慮されていない。

以上のような背景を踏まえ、本論文では次の二つの目的を設定した。一つは、ティグリス・ユーフラテス川流域の最流末国であるイラクの農地作付面積と水消費量すなわち蒸発散量

を明らかにした上で、その特性、特に農業生産との関係を明らかにすること。二つ目は、同河川を巡る水紛争の状況を分析した上で、1の結果も踏まえ、国家間協調実現のための方策を検討することである。

論文の構成は次の通りとなっている。第1章では論文の背景となった世界の水資源問題および国際河川問題、そして既往研究の限界を概括した上で、研究の大目的・小目的を設定した。続く第2章では研究対象地であるティグリス・ユーフラテス川流域の特徴を、地理、気候、水文など様々な視点からまとめる。さらに、次章以降の分析にも関係する各流域国の水需給、水資源開発の現状を要約した。第3章では、対象地であるイラクの水消費の主要なセクターとなっている灌漑農地の変動を、衛星リモートセンシング技術を利用して推定する方法を検討した。第4章では、イラク水収支把握のための概念的モデルを提唱し、年ごとの水消費量（蒸発散量）を計算した。第5章では、第3章の土地利用分析、第4章の水利用分析の結果を統合し、イラクにおける土地利用、水利用、作物生産の決定構造について考察した。第6章では、ティグリス・ユーフラテス川流域を巡る流域国間の国際紛争過程を概観した上で、交渉の手詰まりを打開する契機として「イシューのパッケージ化」に着目し、対象域への応用可能性を検討した。第7章では得られた結果を要約して結論とし、今後の課題について述べた。

第3章においては、低分解能センサである NOAA/AVHRR 画像より、イラクの作付面積の推定を行った。NOAA/AVHRR 画像からの推定式を決定するために、グラウンドトゥルー情報として、Landsat TM 画像より作成した土地被覆分類画像を用いた。NOAA/AVHRR 画像内でミクセル状態となっている作付農地の被覆率を求める手法として、Gutman and Ignatov (1998) の提唱する Vegetation Fraction モデルを用いた。本モデルにおいて、あるピクセル（ミクセル）の植生指数 VI は次式のように表される。

$$VI = \sum(VF_i \cdot VI_{gi}) + (1 - \sum VF_i)VI_0$$

ここで VF_i はミクセル内の植生 i の被覆率、 VI_{gi} は植生 i 完全被覆時の植生指数、 VI_0 は無植生時の植生指数である。本研究では、対象域に存在する植生（作付農地）を高密度のもの、低密度のもの 2 種類であると仮定し、両者の比率 ($VF_{High}:VF_{Low}$) を $\alpha:(1-\alpha)$ であるとした場合、各ピクセルの推定作付面積比率 ($\sum VF_i$) と Landsat 分類画像より求めた作付面積比率の残渣平方和を最小とするような VI_{gi} , VI_0 , α を非線形計画手法である GRG 法によって求めた。なお、分析に用いる植生指数には対象地の裸地土壌の影響を考慮して TSAVI を用いた (Baret et al, 2002)。2000 年春季および夏季の Landsat 分類画像を用いて春季作付、

夏季作付の推定式を決定し、それぞれの式を 1992 年夏季および 1999 年春季の Landsat 分類画像によって検証を行ったところ、分類画像の示す作付面積と推定作付面積は良好な相関を示した（決定係数は 1992 年が 0.847, 1999 年が 0.838 であった）。以上により本推定式は妥当であると判断し、1982 年から 2000 年の春季・夏季作付面積を推定式を用いて NOAA/AVHRR 画像より算出した。得られた春季作付面積は平均 60 ± 15 万 ha, 夏季作付面積は平均 49 ± 7 万 ha であった。春季の方が規模が大きい一方、分散も大きい結果となったが、この原因として、春季作付が河川流入水に加えて天水にも依存している可能性が示唆された。また、本分析結果は、FAO および USDA によって公表されているイラクの作付面積と比較すると半分以下であったが、既往値は現地調査ではなく現地の出先事務所や現地政府からの報告値に基づいており、且つイラクでは肥料や農薬の配給量が作付面積に応じて決まるため、農家が実際より大きい面積を申告し、政府がそれを集計してしまっている可能性が考えられた。また、もし既往値が正しかったとすると、イラクの穀物反収は 1t/ha 以下となり、これは不自然であるため、これらの統計値が実際の作付面積より多く見積もっている可能性が示唆された。

第 4 章では河川利用計画を立てる上で基本的な情報である水収支構造、特に水消費の主因である蒸発散量の推定を行った。対象域の水収支は次式で表すことができる。

$$\Delta ST = P + D_{in} + G_{in} - D_{out} - G_{out} - ET$$

このうち ΔST は域内貯留量、 P は降水量、 D_{in} , D_{out} は河川流入・流出量、 G_{in} , G_{out} は地下水流入・流出量、 ET は蒸発散量である。このうち、 ΔST , G_{in} , G_{out} は、1 年という長い時間スケールで考えると、他の要素と較べ無視できるほど小さくなると考えた。また、 ET には農地蒸発散量と非農地蒸発散量が両方含まれるが、対象域は降水量が少なく蒸発散が激しいため、非農地において降雨と蒸発散はつりあっていると見なせる ($ET_{bare} = P_{bare}$) と考えた。従って、対象域の水収支構造は次式のようにになった。

$$P_{farm} + P_{lake} - ET_{farm} - ET_{lake} + D_{in} - D_{out} = 0$$

ここで $P_{farm} + P_{lake}$ は農地、湖水面の降水量、 $ET_{farm} - ET_{lake}$ は農地、降水面の蒸発散量である。このうち、降水量についてはイーストアングリア大学 Climate Research Unit (UEA/CRU) の公開する全球データを用いた。湖水面蒸発量は可能蒸発散量であると考え、Thorntwaite 法により求めた。Thorntwaite 法の入力データである気温は前述の UEA/CRU のものを用いた。河川流入・流出量についてはイラク水資源省より得た月毎データを用い、その残渣として農地蒸発散量 ET_{farm} を求めた。このようにしてイラクの水収支計算を 1981

年 10 月から 2000 年 9 月までの期間を対象に行った。その結果、流入要素（降雨＋河川流入）では河川流入が平均 97%を占め、イラクのティグリス・ユーフラテス川への依存度の高さが改めて明らかになった。流出要素においては、農地蒸発散が河川流出より多く、イラクの水消費量の大きさが確認された。そして、農地総蒸発散量は河川流入量との間に非常に高い相関性を示した ($R^2=0.91$)。得られた回帰直線の傾きは 0.67 であり、これを単純に解釈すると、イラクに流入した水は、その多寡にかかわらず、約 3 分の 2 が蒸発散によって失われているといえる。次に、得られた農地総蒸発散量を第 3 章で求めた作付農地面積で除し、単位耕作面積当たりの水消費量を求めたところ、得られた値は平均で 8690mm/年と可能蒸発量を大きく上回り、作付農地以外でも蒸発が起きていることが強く示唆された。

第 5 章では、第 3 章で求めた作付農地面積、第 4 章で求めた降水量、農地総蒸発散量に加え、FAO により公開されているイラクの主要穀物（小麦、大麦、イネ、メイズ）生産量データを用い、イラクの土地・水利用に関する総合考察を行った。作付農地面積の決定因子としてイラクの主要水源である河川流入が考えられたが、両者の間に有意な関係は見られなかった。作付面積を春季・夏季別に見ても結果は同様であった。一方、作付面積は降水量との間に緩やかながら相関性を示した。この原因として、春季作付の播種は雨季に行うため、播いた種が出芽するか否かを降雨が左右しているという可能性が示唆された。次に、穀物生産に影響を及ぼすと考えられる農地総蒸発散量は、穀物生産量と有意な相関を示さなかった。しかし、この結果から対象域内で越年貯留が発生している可能性が示唆された。洪水年の翌年に越年貯留が発生していると仮定し、年間蒸発散量の閾値と越年貯留率を設定して再計算したところ、両者の相関性は向上した。

第 6 章では、ティグリス・ユーフラテス川を巡る流域国間紛争の経緯を整理した上で、紛争の膠着状態を脱却する要件として、「イシューのパッケージ化」に着目した。特定の争点の妥協を誘引するためにその他の争点を交渉に導入する（イシューをパッケージ化する）という手法は意識的または無意識的に様々な資源交渉もしくは国際交渉の場で行われており、ティグリス・ユーフラテス川の事例においても、流域国間でトレードオフが可能な争点としてエネルギー、国境貿易および経済開発、民族（クルド人）問題などが挙げられた。これらを水資源配分の問題と合わせて流域国間交渉に導入することにより、流域国の協調が達成可能となることが明らかとなった。一方で、ティグリス・ユーフラテス川を巡る流域国間紛争において、各流域国内の水・土地利用の実態が配慮されていないという事実も明らかになった。

以上より得られた結果をまとめると次のようになる。第一に、イラクの平均年間作付面積は 130 万 ha であり、既往文献に見られる値(200~300 万 ha)を下回った [第 3 章]。第二に、単位耕作面積当たりの水消費量は可能蒸発散量の 4 倍以上となり、農地外から盛んに蒸発散が起きている可能性が示唆された。このことから、イラク灌漑農業の節水ポテンシャルは高いと考えられる [第 4 章]。第三に、年間作付面積と農地降雨量との間に緩やかな相関関係($R^2=0.42$)が見られた [第 5 章]。第 4 に、イラクにおいて越年貯留が発生している可能性が示唆され、越年貯留を考慮した場合、農地蒸発散量と穀物生産量の間には緩やかな相関関係($R^2=0.47$)が見られた [第 5 章]。そして第五に、ET 川を巡る国家間紛争が、各流域国内の水・土地利用が十分に考慮せずに進められていることがわかった [第 6 章]。一方、ティグリス・ユーフラテス川を巡る紛争解決へ向けた示唆として、流域国（イラク）では相当な量の水が農地以外で蒸発散により失われており、これら灌漑管理の状況を改善することで水の必要量を抑えるポテンシャルは大きいこと、そして国家間の交渉のプロセスにおいてこのような水・土地利用の実態を考慮する必要があることが挙げられた。

目次

要約	1
目次	7
図目次.....	12
表目次.....	15
第1章 序論.....	16
1.1 論文の背景.....	16
1.1.1 世界の水問題	16
1.1.2 国際河川問題とティグリス・ユーフラテス川流域.....	18
1.2 論文の目的と意義	22
1.2.1 論文の目的	22
1.2.2 論文の意義.....	22
1.3 本論文の構成	23
第2章 ティグリス・ユーフラテス川流域の概要	24
2.1 流域の概況.....	24
2.2 地理.....	26
2.3 気候.....	28
2.4 流量.....	31
2.5 水利・治水システム.....	33

2.5.1	運河・水路	33
2.5.2	堰・ダム	35
2.6	水資源需要と供給	38
2.6.1	トルコ	38
2.6.2	シリア	39
2.6.3	イラク	41
2.7	まとめ	43

第3章 衛星データによるイラクの土地利用分析 44

3.1	背景・目的	44
3.2	衛星リモートセンシングによる作付面積推定に関する既往研究	45
3.2.1	ミクセル問題解法の系譜と線形ミクセルモデル	47
3.2.2	Vegetation Fraction モデル	50
3.2.3	植生指数	51
3.3	分析の方法および用いたデータ	57
3.3.1	分析の概要	57
3.3.2	分析対象時期の決定	59
3.3.3	使用データ	61
3.3.4	Landsat TM 画像による参照作付農地画像の作成	66
3.3.5	AVHRR 画像を用いた作付面積推定式の決定	69
3.3.6	TSAVI の算出	73
3.4	結果および考察	74
3.4.1	Landsat TM/ETM+画像による参照作付面積の推定	74
3.4.2	線形ミクセルモデルを用いたカテゴリ分解法	77
3.4.3	Vegetation Fraction モデルを用いた作付面積推定式の決定	79
3.4.4	作付農地面積の推定結果	87
3.5	まとめ	92

第4章 イラクの水収支分析.....	94
4.1 背景・目的.....	94
4.2 イラク水収支の概況とモデル化.....	96
4.2.1 流域水収支に関する既往の研究.....	96
4.2.2 ティグリス・ユーフラテス川の水利概況.....	98
4.3 研究の方法と使用したデータ.....	104
4.3.1 イラク農地からの蒸発散量の推定.....	104
4.3.2 河川流量データ.....	109
4.3.3 降雨量データ.....	114
4.3.4 水面蒸発散量データ.....	116
4.4 結果と考察.....	117
4.4.1 河川流量.....	117
4.4.2 水面蒸発量推定.....	120
4.4.3 水収支.....	122
4.5 まとめ.....	130
第5章 イラクの水・土地利用分析.....	133
5.1 本章の目的.....	133
5.2 イラクの水・土地利用構造に関する概念的考察.....	133
5.3 使用したデータ.....	135
5.3.1 河川流入量・作付農地面積・農地蒸発散量.....	135
5.3.2 農業生産量.....	135
5.4 結果と考察.....	137
5.4.1 作付農地面積の決定因子.....	137
5.4.2 穀物生産量の決定因子.....	142
5.4.3 穀物単収の決定因子.....	149
5.5 本章のまとめ.....	151

第6章 ティグリス・ユーフラテス川を巡る国家間紛争の国際政治的分析....	153
6.1 背景・目的.....	153
6.2 ティグリス・ユーフラテス川を巡る水紛争.....	154
6.2.1 本格的紛争に至るまでの黎明期（～1971）.....	154
6.2.2 流域水資源開発の全盛期（1972～1987）.....	154
6.2.3 交渉の膠着期（1987～）.....	156
6.3 国際河川紛争解決のための要件.....	157
6.3.1 既往研究および理論の整理.....	157
6.3.2 「イシューのパッケージ化」の持つ可能性.....	159
6.4 国際河川紛争事例における「イシューのパッケージ化」.....	160
6.4.1 コロラド川を巡る水紛争.....	160
6.4.2 コロラド川の事例に見る「イシューのパッケージ化」.....	161
6.4.3 ティグリス・ユーフラテス川における「イシューのパッケージ化」の可能性 164	
6.4.4 イシューパッケージによる紛争解決の展望.....	167
6.5 水・土地利用分析結果を踏まえた総合考察.....	168
6.5.1 水・土地利用分析結果の持つ流域国間交渉への含意.....	168
6.5.2 ティグリス・ユーフラテス川流域を巡る国家間交渉と水・土地利用.....	170
6.6 本章のまとめ.....	171
第7章 結論.....	173
7.1 本論文のまとめ.....	173
7.1.1 本論文の成果.....	173
7.1.2 ティグリス・ユーフラテス川流域の水資源管理に関する提言.....	174
7.2 今後の課題.....	175
参考文献.....	176

謝辭	189
----------	-----

図目次

図 1.1	世界の耕地面積と灌漑農地面積の推移.....	17
図 1.2	水紛争リスクの高い国際河川流域.....	20
図 2.1	ティグリス・ユーフラテス川流域の概要.....	25
図 2.2	ティグリス川・ユーフラテス川の標高プロファイル.....	27
図 2.3	ティグリス川・ユーフラテス川流域の気候区分.....	29
図 2.4	流域内主要箇所の月平均気温・降水量（1901年～2002年平均）.....	30
図 2.5	ティグリス川（Mosul 観測地点）月間平均流量（1926年～1951年平均）.....	31
図 2.6	ユーフラテス川（Keban, Hit 観測地点）月間平均流量（1937年～1964年平均）	32
図 3.1	分析の流れ.....	47
図 3.2	植物および土壌の分光反射特性.....	52
図 3.3	Red-NIR 空間上での各植生指数の幾何学的意味.....	55
図 3.4	各植生指数の LAI との誤差.....	56
図 3.5	イラクの標準的農地区画（Landsat TM/ETM+画像 2000年3月. Path/Row: 168/37. バグダッド郊外）.....	57
図 3.6	本章の分析の流れ.....	59
図 3.7	イラクの農地の植生指数変動（2002年）.....	60
図 3.8	FAO Digital Soil Map of the World の概観.....	65
図 3.9	UMD/GLCF 全球土地被覆分類データの概観.....	66
図 3.10	分析に用いた Landsat 画像の Path/Row.....	67
図 3.11	画像間の比較領域を拡大することによる重複領域率の変化.....	69
図 3.12	2カテゴリ混合植生モデルの概要.....	72
図 3.13	Landsat 画像による分類結果.....	75
図 3.14	Landsat トゥルーカラー画像（左）と分類画像（右）.....	75
図 3.15	対象域のピクセル反射率分布（2000年春季）.....	77
図 3.16	対象地の観測反射率とミクセル分解による推定反射率（2000年春季）.....	78
図 3.17	イラクの土壌分布.....	81
図 3.18	土壌直線の係数算出に用いた地域.....	82
図 3.19	収集された土壌サンプルの反射率分布.....	83

図 3.2 0	TSAVI 計算結果の例 (2000 年 3 月)	84
図 3.2 1	各地点の高密度農地比率	85
図 3.2 2	推定作付農地割合と観測結果	85
図 3.2 3	作付面積推定式の検証結果	86
図 3.2 4	作付期別の推定作付面積の推移	89
図 3.2 6	作付面積推定値および統計値の推移	90
図 3.2 5	FAOSTAT-USDA 作付面積統計値の関係	91
図 4.1	流域水収支の基本的構造	96
図 4.2	ティグリス・ユーフラテス河流域の水利構造	99
図 4.3	Harran 平原の位置	100
図 4.4	Harran 平原の灌漑農業の様子	102
図 4.5	本分析で用いるイラクの水収支モデル	104
図 4.6	バグダッドにおける平均月間降水量および可能蒸発散量 (1966 年-1975 年)	108
図 4.7	対象域の農地・非農地別水収支モデル	109
図 4.8	GRDC および水資源省 (Hussaiba) の流量観測地点	110
図 4.9	水資源省流量データおよび GRDC 流量データの比較	112
図 4.1 0	水資源省流量データと上流部 (トルコ) 降水量の比較	113
図 4.1 1	分析に用いた流量観測地点	114
図 4.1 2	CRU データのグリッドスケール	115
図 4.1 3	ティグリス川 (Mosul) の時系列流量変動	118
図 4.1 4	ユーフラテス川 (Hussaiba) の時系列流量変動	119
図 4.1 5	Tharthar 湖における年間水面蒸発散量の推移	121
図 4.1 6	対象域への入力・出力量の変動およびその要素間内訳	124
図 4.1 7	対象域への水入力量と農地蒸発散量の関係	125
図 4.1 8	合計流入要素と単位耕作面積あたり水消費量の関係	129
図 4.1 9	各年の流入要素・流出要素の内訳比率	130
図 5.1	河川流入量と作付面積の関係	138
図 5.2	河川流入量と推定作付面積の時系列変動	139
図 5.3	総降水量と推定作付面積の関係	140
図 5.4	年間降水量と同年度前半 3 ヶ月の降水量の関係	140
図 5.5	前年度降水量と推定作付面積の関係	142
図 5.6	推定作付農地面積と穀物生産量の関係	143
図 5.7	河川流入量と穀物生産量の関係	143
図 5.8	河川流入量と穀物生産量の時系列変動	144

図 5.9 年代別の河川流入量－穀物生産量の関係	145
図 5.10 越年貯留を考慮した蒸発散量と穀物生産量の関係	147
図 5.11 農地蒸発散量と反収の関係	149
図 6.1 アメリカの石油消費量および輸入量の推移.....	162
図 6.2 トルコ－シリア間貿易額の推移.....	165

表目次

表 2.1 ティグリス・ユーフラテス川流域に占める流域国の割合	26
表 3.1 イラクの農作物作付カレンダー	60
表 3.2 Landsat 衛星および TM/ETM+ センサの諸元	63
表 3.3 NOAA 衛星および AVHRR センサの諸元	63
表 3.4 使用した Landsat TM/ETM+ 画像	68
表 3.5 土地被覆分類の結果	76
表 3.6 得られたエンドメンバー反射率 (2000 年春季)	78
表 3.7 イラクに分布する土壌の一覧	81
表 3.8 推定作付面積および参照値	88
表 4.1 流域各国の水需要量推定値 (単位: 10 億 km ³)	95
表 4.2 対象域の水収支の概要	122
表 4.3 対象域の単位耕作面積あたり水消費量	127
表 4.4 対象域蒸発散発生面積の推定結果	128
表 5.1 本章で用いたデータ一覧	137
表 5.2 越年貯留量の推定結果	148

第1章 序論

1.1 論文の背景

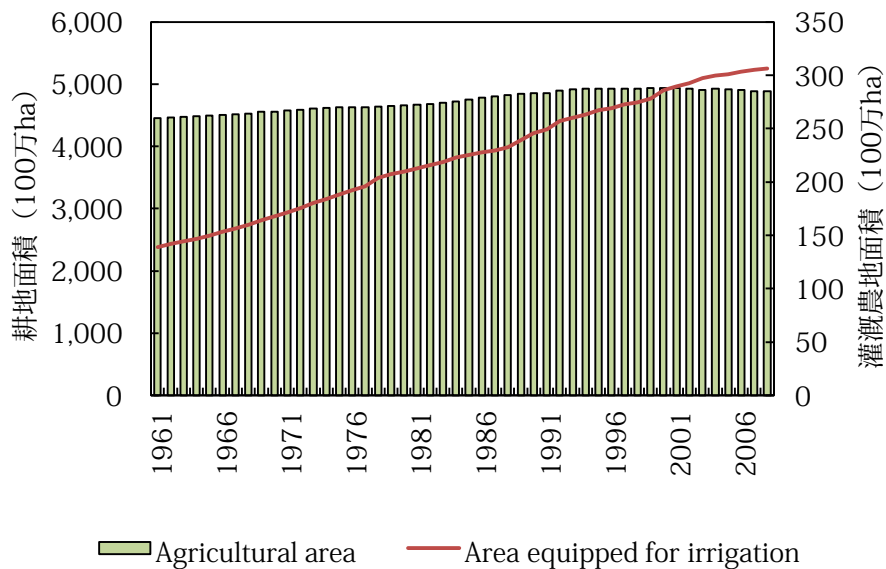
1.1.1 世界の水問題

水は人間が生きていく上で欠かすことのできない資源である。人は水なしでは一週間と生きることにはできない。また、生物学的な側面以外にも、人間が文化的な生活を送るためには、沐浴や排泄など、様々な局面で水が必要である (Grandjean, 2005)。他方、水と並んで人間の生命維持に欠かせない資源が食料である。食料を生産する上でもやはり水が欠かせない。植物、畜産物、魚類など、人間が口にするもので水を必要としないものはおそらくない。

斯様に、文字通り命の源ともいえる水であるが、この水を確保するため、人類はその歴史の中で絶え間ない努力を積み重ねてきた。様々な技術が発達した現代においても、水資源問題は我々人類に重くのしかかっている。その大きな原因が世界的な人口の増加である。医療技術の発達と共に世界人口は右肩上がりに上昇しており、1900年に20億人程度であったのが、2000年には約60億人と100年の間に3倍にまで膨れ上がっている。3倍の人口を支えるためには単純計算しても3倍の食料生産が必要となる。アダム・スミスは「人口は等比級数的に増加するが、食料生産は(土地等の制約があるため)等差級数的にしか増えない。(従ってこのままいけば人類の発展は破綻をきたす)」と予言した。実際に過去50年、世界の耕地面積は頭打ちの状態となっている(図 1.1)。にもかかわらず、世界人口が増加の勢いを失わずに済んだのは、緑の革命に代表される技術革新により単位面積あたりの収量を増加させることに成功したためである。改良品種、化学肥料と並んでこの高単収の実現

に貢献したのが水であった。作物の生育に必要な水を耕地に注ぐこと（灌漑）により、作物の収量は倍から数倍程度増加する。ある資料によると、全耕地面積中 17%しか占めない灌漑農地であるが、その食料生産量は全体の 3分の1にも上るという（Clarke, 2004）。かくして 20 世紀、人類は増えゆく人口を養うために、急速な勢いで天水農地を灌漑農地へと転換してきた（図 1.1）。

灌漑農業に必要な水は殆どの場合、河川、湖沼、地下水など、それまで手つかずであった水資源を取水することによってまかなわれてきた。しかし、20 世紀後半に入り、このような新規水源開発に依存する水利用システムの限界が露見しつつある。その最も象徴的な例は中央アジアのアラル海であろう。アラル海はカスピ海に次ぐ世界第二の面積を誇る内陸湖であった。しかし、上流部のアマダリア川、シルダリア川において灌漑農地開発が進み、取水量が増加し、アラル海に注ぎ込む量が減少した結果、2007 年には湖の面積が元の 10%にまで縮小してしまい、地域の生態系および人々の生活は完全に破壊された（Micklin and Aladin, 2008）。また、アメリカの穀倉地帯グレートプレーンズの水源であるオガララ帯水層は過剰な揚水により地下水位が 50m 以上低下し、多くの井戸が枯れてしまった（McGuire, 2007）。



出典：FAOSTAT

図 1.1 世界の耕地面積と灌漑農地面積の推移

これらの失敗が人類に語りかけるのは、従来の供給量増加型の水資源開発の限界である。フローとしての取水可能量が限界に達しつつある中、水供給量を増加するためには、ストックの形で存在する水を搾取するか、あるいは他の有限な資源（石油など）を投入するかはなく、いずれも非持続的な方法である（田中, 2011）。このような状況の中、人類がその発展を持続するためには、限りある水資源を有効に利用することが求められ、その手段として期待されるのが、水管理体制というソフト面の強化による利用効率の改善である。例えば、水利用の末端レベルにおいては、水の利用者である農家に自主的な水利用組合を組織させることで水利用の効率化を図る参加型灌漑管理（PIM: Participatory Irrigation Management）が世界各地で推進されている（Tanaka and Sato, 2003, 2005）。一方、複数の国家が水の利用権を巡って争う国際河川流域においては、国家間の国際政治的な要因が介在するため、安定した水利用体制の確立が容易ではなく、結果、いまだなお非効率的な水利用が行われている流域が少なくない。

1.1.2 国際河川問題とティグリス・ユーフラテス川流域

流域が複数の国家によって共有される国際河川は、少なくとも世界に 263 存在し、それらを全て合わせた面積は世界の全陸地面積の 45%にも及ぶ（Wolf et al, 1998）。

一般に、河川水利用においては上流が下流に先んじて取水することができるため絶対的に優位であり、上流の身勝手な取水に対し下流が抗議するという争いがしばしば発生する。このような紛争の解決に重要な役割を果たすのが第三者的立場の仲裁者である。調停が有効に機能するためには、仲裁者には中立性、公正さなどが求められるため、行政や法廷、我が国の場合は土地改良区などが紛争調停を行ってきた（Tanaka and Sato, 2003, 2005）。しかしながら、国際河川の場合、紛争当事者である国家に対する上位組織が存在しないため、その調停は容易でなく¹、国家は他国の便益を顧みない単独主義的河川利用に走りがちである（Lowi, 1995）。

これまで国際河川の平和的な水利用に関する議論が行われてこなかったわけではない。1966年に国際法協会（ILA: International Law Association）が採択した「国際河川の水路の利用に関するヘルシンキ規則（The Helsinki Rules on the Uses of the Waters of International Rivers）」では、河川の自由通航の原則だけでなく、「全ての流域国がその領域

¹ 個別国家に対する上位機関として国連総会やその管轄下にある国際司法裁判所の存在が指摘されるが、これらの組織の有する強制力は限定的であり、国際河川紛争調停においては有意に機能しない場合がほとんどである。このことはガンジス川を巡るインドとバングラデシュの争いの中で顕著に見られる（Crow, 1997）。

内において合理的かつ衡平な配分を享受できる」と定められている。また、ヘルシンキ規則以降、長年の議論を重ね、1997年の第51回国連総会において採択された「国際河川の非航行目的利用に関する条約 (Convention on the Law of the Non-Navigational Uses of International Water courses)」においても、「流域国は、自国領域において国際河川を衡平かつ合理的な方法で利用しなければならない」と規定している。しかしながら、ここでいう「合理的かつ衡平な水利用」が何によって担保されるかを定義することは難しく、その判断は個々の事例の諸事情に大きく委ねられることとなる²。

上述の通り、国際河川の利用を巡る法的根拠は曖昧であるが、慣習的にいくつかの利用原理が確立されている (Birnie et al., 2002)。それは、絶対的領域主権、絶対的領土保全、衡平利用の3つである。以下にそれぞれについて簡潔に触れる。i) 絶対的領域主権 (absolute territorial sovereignty of rivers) では、国家は自国領域内の水域に対して絶対主権を有しており、自国の思い通りに利用してよいと考えられている。この理論は、かつてリオグランデ川の下流国メキシコに対して単独主義的な水利用権利を主張した米国のハーモン法務長官にちなんで「ハーモン・ドクトリン」とも呼ばれる。ii) 絶対的領土保全 (absolute territorial integrity of rivers) においては、上の領域主権とは逆に、下流の沿岸国は自然状態の河川の水を享受する権利があるとされる。従って、河川の自然な流れを乱すような上流国の水資源開発には下流国の同意が必要となる。iii) 衡平な利用 (equitable use of rivers) は、上流国の優位を支持する領域主権と下流国の優位を支持する領土保全のような極端な原則ではなく、各国な平等な権利と共有主権に基づいて国際河川を利用すべきだとされている³。しかし、衡平概念は多くの人の理解こそ得られやすいが、その定義は極めて曖昧である。

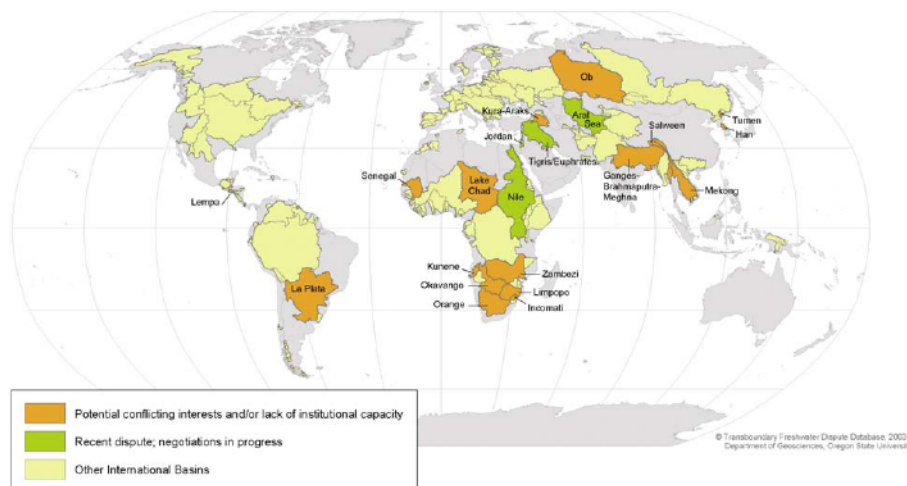
このように、明確な利用ルールの存在しない国際河川はしばしば「水戦争」の火種として懸念されてきた (Starr, 1991; Dolatyar, 2002)。それが現実的な形となって表れたのが、1967年にアラブ諸国とイスラエルの間で勃発した第3次中東戦争であろう。両陣営は1948年のイスラエル建国以来、ヨルダン川の水資源開発を巡って対話と決別を繰り返してきたが、1960年代に入って上流部を占めるアラブ側がヨルダン川水源部の水の大部分を別の河川に転流する事業を進めつつあった。1967年4月、それを阻止するためにイスラエル

² 1997年の国連条約において、衡平かつ合理的な利用に関連のある要素として、i) 地理、水文、気候などの自然的要素、ii) 流域国の社会経済的状況、iii) 流域国の人口、iv) ある流域国の河川利用が他流域国に及ぼす影響、v) 国際河川の現状および潜在的な利用状況、vi) 水資源の保全や開発に関わる費用、vii) 特定の開発計画に対する代替案の可能性、といった事項を挙げているが (Fuente, 1996)、これらを以てしても河川利用権を主張する各国の正当性を判断することは容易ではない。

³ 衡平な利用 (equitable use) と平等な利用 (equal division) は全く異なる概念であるため、注意が必要である (Birnie et al., 2002)。

が転流工事現場を爆撃。その後もアラブ側のダム等の水利施設を爆撃し、その 2 ヶ月後の 6 月に第 3 次中東戦争（六日戦争）が勃発した。第三次中東戦争の主要因は水資源を超えた、より深い対立関係にあるという見解が主流であるが、水資源確保の問題がその一因として寄与していたことは疑う余地がない（Hillel, 1994; Allan, 2001）。Wolf et al. (2003) は過去 50 年間に発生した国際河川を巡る外交イベントをもとに、世界の国際河川の中で水を巡る紛争に発展する可能性の高い流域（basins at risk）の分類を行っている。その結果、現時点で紛争や未解決の水資源交渉が行われている流域として、アラル海、ヨルダン川、ナイル川、ティグリス・ユーフラテス川の 4 流域をが、今後紛争に発展する恐れのある流域としてガンジス・ブラマプトラ川、チャド湖、オビ川、サルウィン川を含む 17 流域が挙げられている（図 1.2）。

Wolf et al. (2003) において、紛争流域の一つとして挙げられているティグリス・ユーフラテス川流域は、人類の灌漑農業の起源として知られるメソポタミア地域を有し、7000 年もの長期にわたり、河川利用が行われてきた。当然のことながら、その歴史の中では水を巡る争いも度々発生してきた（Weiss, 1978; Ludwig, 1993; Gleick, 1988）。しかし、今日同流域が直面している水紛争は、近代以前に発生したそれとは様相が異なる。近代以前、ティグリス・ユーフラテス川の主な利用者は（現在の）イラク国内、メソポタミア地方の人々のみであり、従って水紛争も同地域内の都市国家や王朝などの間で繰り広げられた。しかし、20 世紀中期になると、それまで取水を行ってこなかったトルコやシリアなどの国々が水資



出典 : Wolf et al., 2003

図 1.2 水紛争リスクの高い国際河川流域

源開発を行い、ティグリス・ユーフラテス川の水利用に参入したのである。流域国間で幾度となく河川水利権を巡る交渉が行われたが、上流国の権利、すなわち絶対的領域主権を主張するトルコ、下流国の権利である絶対的領土保全を主張するイラク、そしてその中間に立つシリアの3国間でなかなか折り合いはつかなかった。その間も各国は自国の利益を最大化すべく単独主義的な水資源開発を進め、結果、流域の水資源不足はより深刻化し、今日に至っている。

ティグリス・ユーフラテス川を巡る流域国間紛争解決の大きな妨げとなっているのが客観的な水文データの欠如である。各流域国が主張する必要水量およびその根拠には乖離があり、それにより双方の対話は膠着状態となっている。

斯様に深刻な状況下にあるティグリス・ユーフラテス川流域に関しては各方面で紛争解決へ向けた研究が行われている⁴。これらの研究では流域の水資源を巡る水資源開発および国際交渉の過程、流域国の水需要（現状ならびに潜在的なもの）、そして水紛争に係る及ぼしうる諸要因についての分析が展開されている。しかしながら、これら既往研究に共通して言えるのが、河川の水文情報（流出量、蒸発散量）およびその決定要素である流域の土地利用状況に関する詳細の考察の欠如である。例えば、Kliot（1994）や Beaumont（1988）、Bilen（1994）、Bagis（1997）はティグリス・ユーフラテス川の流量データとして Beaumont（1978）を参照しているが、Beaumont（1978）自体にはその出典が明記されていない。Altinbilek（1997）は過去、現在、未来の河川流出量および各国の水需要について詳細な議論を行っているが、それらの数字は全て「著者による計算」と記されているのみで、具体的な算出根拠は全く示されていない。また、いずれの文献においても河川流量、流域国ごとの取水量は平均値や代表値のみが取り扱われているが、実際の流出量およびそれに対する取水量はその年々の気象条件や取水側の状況などにより大きく異なる。年ごとの流量変動などの情報に基づいた議論を行っている研究は Al-Khashab（1958）や Clawson（1971）など、約半世紀の時間を遡らないと見られない。

⁴ 国際政治学的アプローチを取る研究については、Naff and Matson, 1984; Cohen, 1991; Chalabi and Manjzoub, 1995; Dellapenna, 1996; Scheumann, 1997; Kibaroglu, 2002 を、工学的アプローチを取る研究については Bilen, 1994; Kolars, 1994; Altinbilek, 1997 を、地理学的アプローチを取る研究については Beaumont, 1988; Kliot, 1994 を見よ。

1.2 論文の目的と意義

1.2.1 論文の目的

本論文の大局的な目的は、今もなお水資源を巡る紛争の続くティグリス・ユーフラテス川流域の現状を分析し、紛争の解決策を模索することにある。具体的には、既往の研究において十分な議論の行われていなかった、そして流域国間紛争の大きな要因となっている、流域の水文状況（水・土地利用）に着目し、年々変動する作付農地面積および水消費量（農地蒸発散量）を限られたデータ条件下で推定する手法を開発し、実際に推定を行う（目的 1）。それと平行して、ティグリス・ユーフラテス川流域を巡る流域国間の国際紛争の経緯を概観した上で、外交的な紛争解決策の検討を行った上で（目的 2）、水・土地利用分析の結果も踏まえた上で、社会科学的・自然科学的両方の観点から包括的な考察を行う。なお、水・土地利用分析の対象は主要流域国であるトルコ、シリア、イラクのうちイラクに限定する。イラクは最下流国であるため流域全体の中で最も水不足が顕在化しやすい上に、2003 年の米軍侵攻以来、社会的に不安定な状況が続いており、流域 3 国の中で最も研究のニーズが高いと考えられる。

1.2.2 論文の意義

本研究の意義は大きく分けて 2 つある。一つは言うまでもなく、ティグリス・ユーフラテス川流域の国際河川紛争の解決への貢献である。（Wolf, 2003）の報告によると、世界に 260 以上ある国際流域の中でティグリス・ユーフラテス川は、ヨルダン川やアラル海と並んで、最も深刻な状況の流域として分類されている。ガンジス川やメコン川など多くの国際河川は 20 世紀後半に入り流域国間の合意形成が実現してきたが、ティグリス・ユーフラテス川は後述の通り交渉が幾度も繰り返されているにもかかわらず、未だ本質的な合意には至っていない。このような中、流域国の一つであるイラクは長らく戦乱に見舞われており、国土の荒廃が進んでいる。また、流域中部に位置するシリアはイスラム原理主義テロ組織の活動を支援しているとの疑いから米国による経済制裁下にあるなど、流域を取り巻く状況は決して穏やかなものではない。ティグリス・ユーフラテス川流域の水紛争解決にはこういった不安定な地域情勢を緩和する効果が期待される。

第二の意義は、今後他地域で起こるであろう国際水資源紛争解決のための参照事例としてである。雨季の水を蓄えることで河川流量を増加することが可能なモンスーンアジア地域と異なり、ティグリス・ユーフラテス川流域は一定量の限られた水資源の配分を争うゼロサム

ゲームの状況下にある(中山, 2005)。他方, 世界人口は発展途上国を中心にめざましい勢いで伸びており, アフリカ北部などの乾燥地域では今後水資源を巡る新たなゼロサムゲームの顕在化が予想される。これらの地域の流域の多くはティグリス・ユーフラテス川流域同様, 水文状況を把握するための十分なデータ整備が行われていない。乏しいデータ環境から流域の水・土地利用を把握する本論文の成果はこれらの流域の診断にも応用可能であることが期待される。

1.3 本論文の構成

本論文の構成は次の通りとなっている。第1章(本章)では論文の背景となった世界の水資源問題および国際河川問題, そして既往研究の限界を概括した上で, 研究の大目的・小目的を設定した。続く第2章では研究対象地であるティグリス・ユーフラテス川流域の特徴を, 地理, 気候, 水文など様々な視点からまとめる。さらに, 次章以降の分析にも関係する各流域国の水需給, 水資源開発の現状を要約する。第3章では, 対象地であるイラクの水消費の主要なセクターとなっている灌漑農地の変動を, 衛星リモートセンシング技術を利用して推定する方法を検討する。第4章では, イラク水収支把握のための概念的モデルを提唱し, 年ごとの水消費量(蒸発散量)を計算する。第5章では, 第3章の土地利用分析, 第4章の水利用分析の結果を統合し, イラクにおける農地作付, 水消費, 作物生産の決定構造について考察する。第6章では, ティグリス・ユーフラテス川流域を巡る流域国間の国際紛争過程を概観した上で, 交渉の手詰まりを打開する契機として「イシューのパッケージ化」に着目し, 対象域への応用可能性を検討する。第7章では得られた結果を要約して結論とし, 今後の課題について述べる。

第2章 ティグリス・ユーフラテス川流域の概要

2.1 流域の概況

ティグリス川とユーフラテス川はいずれもトルコを水源に擁し、シリア、イラクを經由してペルシャ湾に注ぎ込む国際河川である（図 2.1）。両河川は河口付近（ペルシャ湾からおよそ 200km 上流地点）において合流する（この合流河川はシャットウルアラブ川（Shatt al-Arab River）という別称で呼ばれる）。ティグリス、ユーフラテスという名称はギリシャ語に由来するラテン語名に由来しており、ティグリスはトルコ語ではディクル（Dicle）、アラビア語ではディグラ（Digla）、ユーフラテスはトルコ語・アラビア語ともにフラト（Firat もしくは Furat）と呼ばれている。

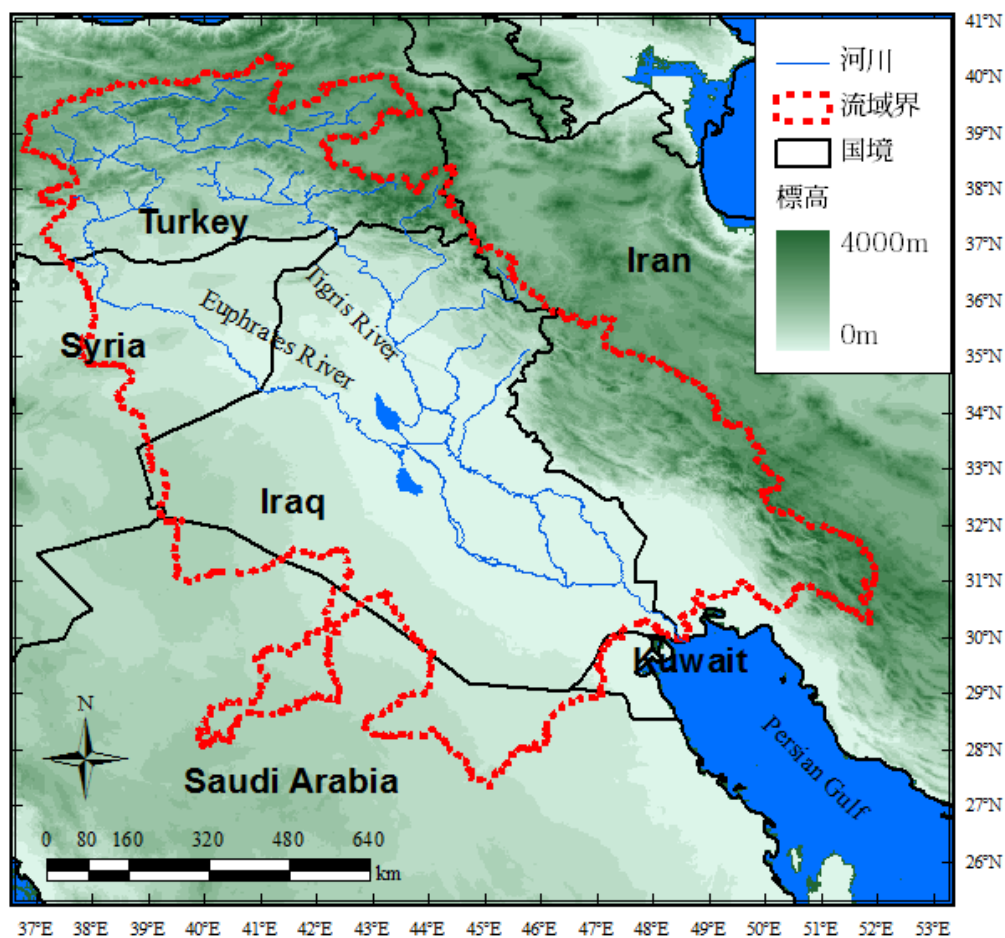


図 2.1 ティグリス・ユーフラテス川流域の概要

両河川および関連する支流の流長と流域国の占める割合を表 2.1 にまとめる。ティグリス川は全長 1850km のうち 77%をイラクが占め、それにトルコ (22%) が続き、シリアは僅か 44km が領土内を通過するにとどまる。一方のユーフラテス川は全長 3000km と西アジア最長を誇り、流長に占める各国の割合もトルコ 41%、シリア 23%、イラク 36%とほぼ三分している。イランはティグリス・ユーフラテス川の本流には直接含まれていないものの、ティグリス川に注ぎ込む支流の水源であり、ティグリス川の流量を考える上での重要度は決して低くはない。ティグリス・ユーフラテス川は最下流部でこそ一部合流するものの、基本的にはそれぞれ独立した河川であるが、その社会経済的性格のためにしばしば一つの流域として扱われることが多い (Dellapenna, 1996)。

表 2.1 ティグリス・ユーフラテス川流域に占める流域国の割合

国名	ユーフラテス川				ティグリス川			
	流長 (km)	%	面積 (km ²)	%	流長 (km)	%	面積 (km ²)	%
トルコ	1,230	41	138,000	27.9	400	22	51,000	8.5
シリア	710	23	114,300	23.1	44	1	1,000	0.2
イラク	1,060	36	177,000	35.7	1,418	77	374,500	62.7
イラン	-	-	-	-	-	-	170,700	28.6
サウジアラビア	-	-	66,000	13.3				
合計	3,000	100	495,300	100.0	1,850	100	597,200	100.0

(出典: Altinbilek, 2004; Kliot, 1994; Global Drainage Basin Database, NIES)

2.2 地理

ティグリス・ユーフラテス川流域は地形学的に大きく3つのパターンに分類できる。一つは最上流部の標高1000m以上の山岳地帯、次にトルコ南部およびシリア・イラク北部に広がる石灰岩地質、標高100~1000mの高原地帯、そしてイラク中部・南部に広がる、ティグリス川・ユーフラテス川が運搬する土砂によって形成された低平な沖積平野である。ティグリス川・ユーフラテス川それぞれの標高プロファイルを図2.2に示す。高原地帯と沖積平野の境界は北緯34度付近に存在し、それ以南は勾配が極めて少ない、すり鉢状の地形となっていることが読み取れる。

ティグリス川の水源はトルコ東部、標高2000mを超す山々にある。ティグリスの本流はトルコ内クルド人の首都とも言われるディヤルバクル (Diyarbakir) 近郊、標高1000mから1500mの山々において形成され、主要な支流であるバトマン川 (Batman-Su) はディヤルバクルの東部バトマン県の標高3000m級の山々において形成される。両河川はバトマンのさらに東部に位置するセファン (Ceffan) 付近で合流してシリア国境に差し掛かるが、シリア領土内には入らず、トルコ-シリア国境、シリア-イラク国境を形成しながらそのままイラクに流入する。イラク国境からモスルダムに至るまでの数十kmの間、ティグリス川は標高500m前後の丘陵地帯を流下する。モスルからバグダッドまでのおよそ400kmの区間でティグリスには、大ザブ川 (Greater Zab River)、小ザブ川 (Lesser Zab River)、アドハイム川 (Adhaim River)、ディヤラ川 (Diyalah River) の4本の支流が東部 (イラン側) から合流する。バグダッドの北部100kmあたりからは低平なメソポタミア平野となり、以下

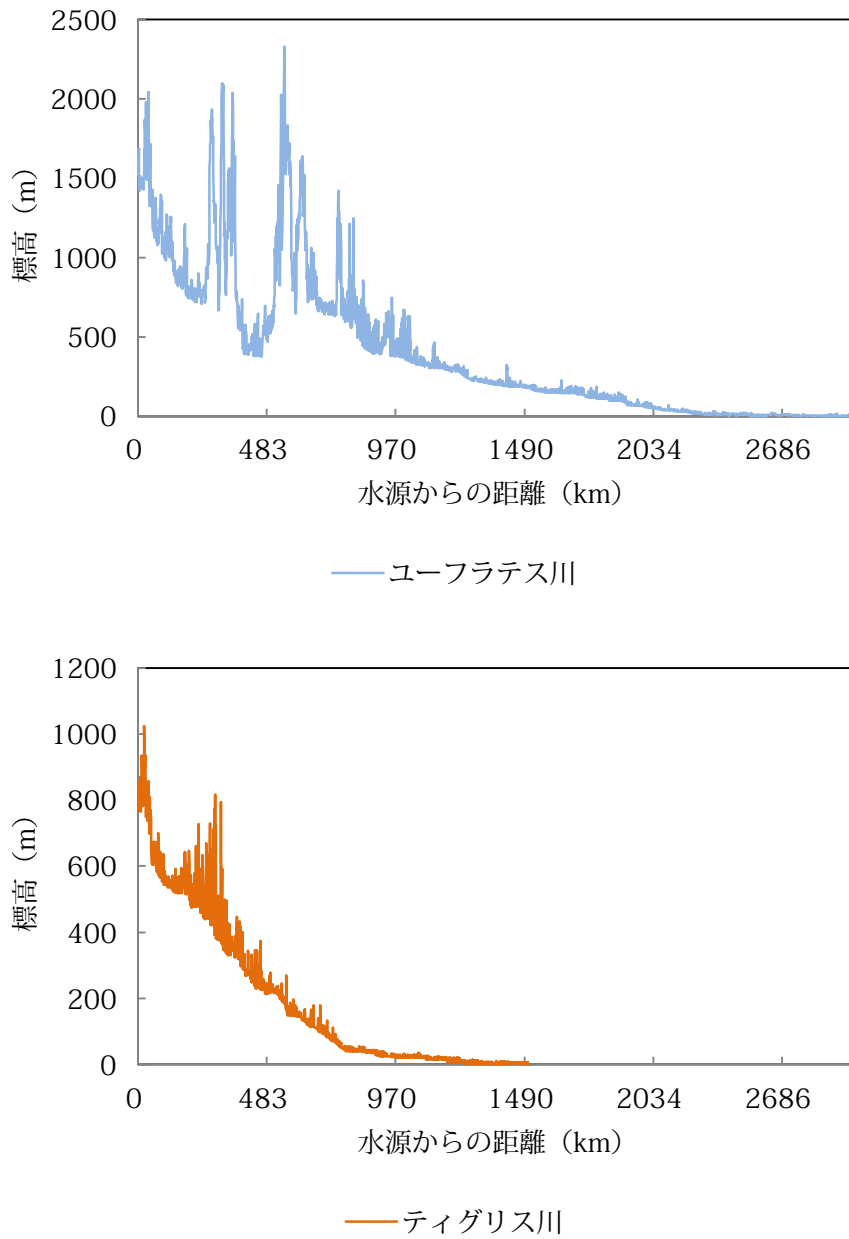


図 2.2 ティグリス川・ユーフラテス川の標高プロファイル

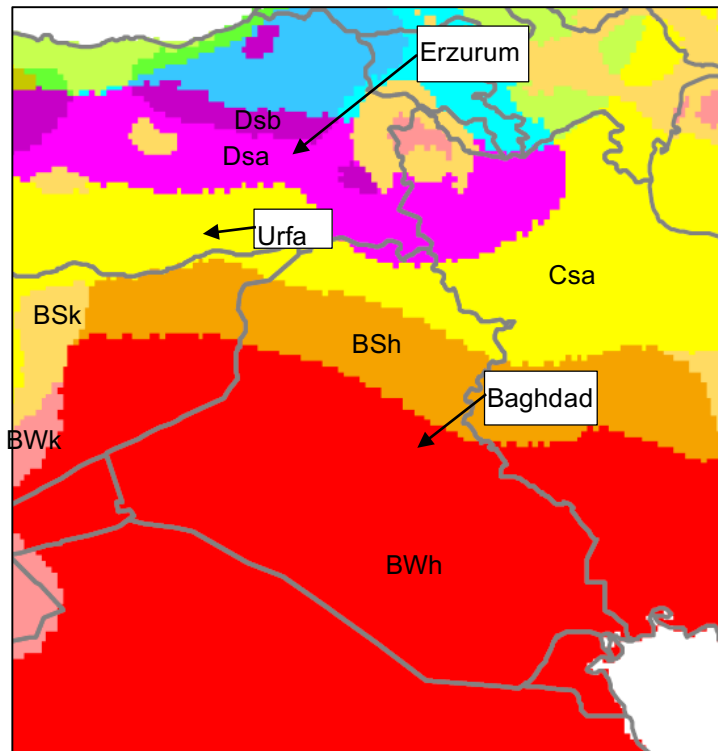
※USGS GTOPO30 および NIES/GDBD より作成. 標高に乱高下が見られるのは, 分析に用いた標高データのメッシュサイズが約 1km であり, 必ずしも河道そのものの標高を示していないためである.

約 600km の区間で標高はわずか 50m 程度しか変化しない。バグダッドより下流 200km に位置するクット (Kut) において、ティグリス川は流域内で最大の人造水路であるガラフ運河 (Gharraf River) に分流される。ガラフ川は全長 170km にもおよび、最大流量は 622km³/s、70 万 ha 以上の農地の灌漑に利用される (Isaev et al, 2009)。クットよりさらに 200km ほど流下するとティグリス川は広大なデルタ湿地帯に入る。この湿地帯はティグリス川およびユーフラテス川の運搬する大量の土砂 (ティグリス川 4000 万 m³/年, ユーフラテス川 3000 万 m³/年。Naff and Matson, 1984: 87) によって形成されたものであり、一帯には独特の生活文化を持つ人々 (Marsh Arab) が居住している。この湿地帯の中でティグリス川はユーフラテス川と合流してシャットウルアラブ川となり、ペルシャ湾に流れ込む。シャットウルアラブの川幅は非常に大きく、最大で 1km に及ぶ箇所もある (Isaev et al., 2009)。

一方のユーフラテス川はティグリスの水源より更に北東部、ワン湖 (Lake Van) と黒海の間、アーゼルム (Erzerum) 付近の標高 2000m から 3000m の山々に水源を有する。アーゼルムより西南に約 300km、ティグリス川を囲い込むようにして流下したユーフラテスは、さらに 300km ほど流下してシリアとの国境に到達する。ティグリス川のトルコ領内の流長が 400km 程度であるのに対し、ユーフラテス川は 1000km 以上と倍以上の長さがあり、このことがトルコ領内において盛んな水資源開発が行われる一因となっている。シリア領内を 700km ほど通過するユーフラテスは、シリア国内で数少ない支流であるバリク川 (Balikh River) と合流する。イラクに入って以降のユーフラテスは支流からの流量供給をほとんど受けず、砂漠地帯を約 600km 流下し、前述のデルタ湿地帯に入り、ティグリス川に合流する。

2.3 気候

ティグリス・ユーフラテス川流域は上流部において地中海式気候が、中下流部においては亜熱帯型半乾燥気候が卓越し、双方ともに湿潤な冬と乾燥した夏が特徴である。流域のケッペンの気候区分の分類を見ていくと (図 2.3), 水源地域では高地地中海性気候である Dsa であり、冷涼な気温、乾燥した夏と湿潤な冬が特徴である。トルコ南部からシリア・イラク北部は地中海性気候の Csa であり、Dsa と比較すると気温はやや高いが、降雨はやはり冬季に集中する。Csa の南部には一部ステップ気候である BSa が広がり、さらに乾燥が強まるが、それでもまだ丈の短い植生が生育する。ステップ地帯以南、シリア南端部およびイラク中南



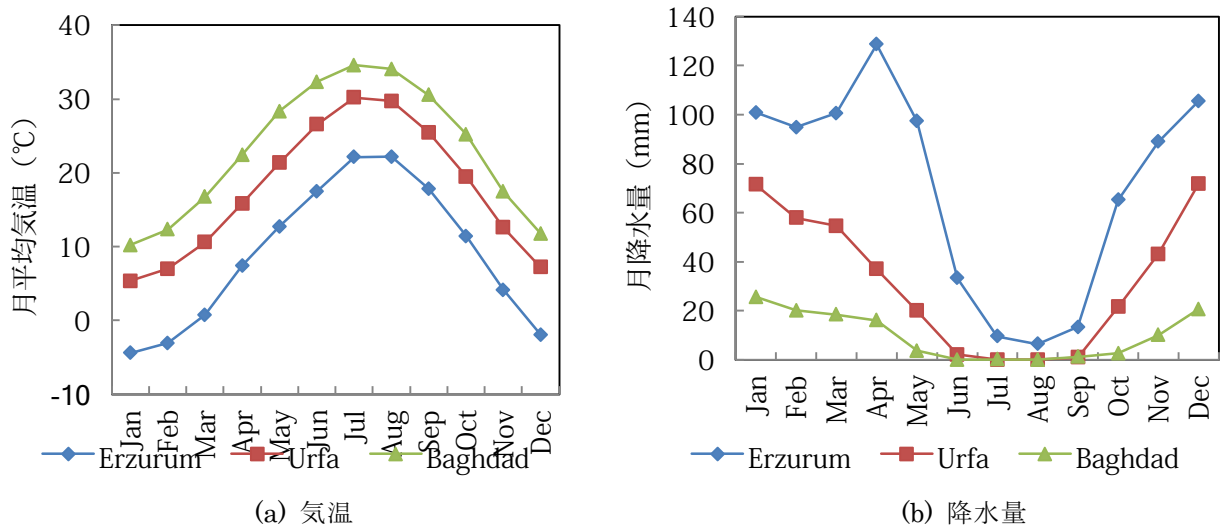
(出典 : Peel, et al., 2007)

図 2.3 ティグリス川・ユーフラテス川流域の気候区分

部は砂漠気候である BWh に分類される。この一帯は年間を通して降水量が少なく、冬季に僅かに降雨がある以外は全く雨が降らない。気温は高いが、日較差および季節較差が大きい。

以下では、実際の観測気候データを用いて、各地点の気候の特徴をより具体的に見る。気候データにはイーストアングリア大学気候研究部門 (University of East Anglia, Climate Research Unit) の公開する時系列データセット⁵より求めた 1902 年から 2006 年までの月間平均値を用いている。高地地中海性気候 Dsa の代表点として Erzurum 付近、地中海性気候 Csa の代表点として Urfa 付近、砂漠気候 BWh の代表値としてバグダード付近のデータを示す (図 2.4)。

⁵ CRU TS 2.1: http://www.cru.uea.ac.uk/~timm/grid/CRU_TS_2_1.html



出典：CRU TS 2.0

図 2.4 流域内主要箇所の月平均気温・降水量 (1901年～2002年平均)

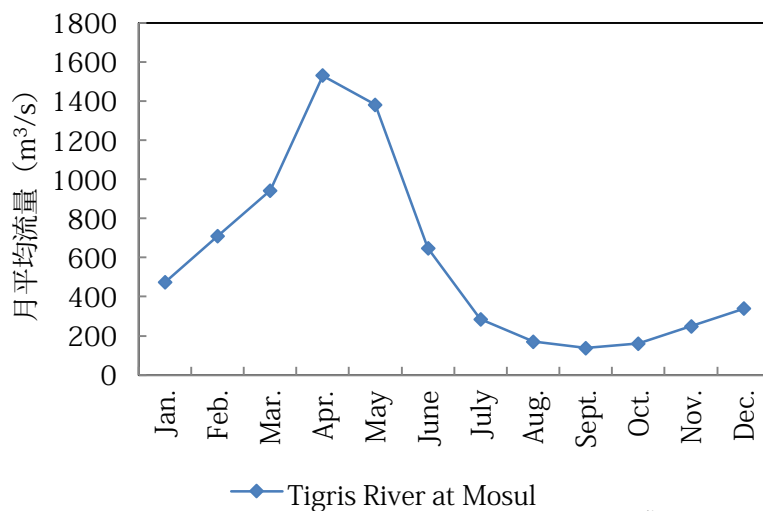
以上見てきたように、流域北部から南下するにつれ、冷涼多雨な高地気候から温暖少雨な砂漠気候までダイナミックな気候変遷が見られるのが本流域の大きな特徴であるといえる。もう一つ特筆すべき点としては、流域の大半を占める砂漠地帯では乾燥している上に気温が極めて高く、その結果、可能蒸発散量も非常に大きい。これら二点は流域の水文状況にも大きな影響をもたらす。

また、近年注目されている点として、流域の降水量の減少が挙げられる。20世紀後半に入り、ティグリス・ユーフラテス川流域において深刻な渇水の発生頻度が目に見えて増加しているという事実を背景に、流域内の気候が変動しつつあるのではないかという指摘は1990年代よりなされてきた(たとえば Klot, 1994)。21世紀に入ってもその傾向は変わらず、過去10年流域は毎年のように発生する降雨不足に深刻な被害を被っている(New York Times, 2010/10/26)。温室効果ガスの増加によって引き起こされる地球温暖化の影響の一つとして、降水パターンが変化し、湿潤地帯の降水量が増加する一方で乾燥地帯の降水量はこれまでも増して減少するという予測がなされているが、ティグリス・ユーフラテス川はこの中でも最も降水減少が激しい地域といわれている(IPCC, 2007)。また、別の報告によると、ユーフラテス川の流量は今世紀末までに最大73%減少するとも予測されている(Kitoh et al., 2008)。

2.4 流量

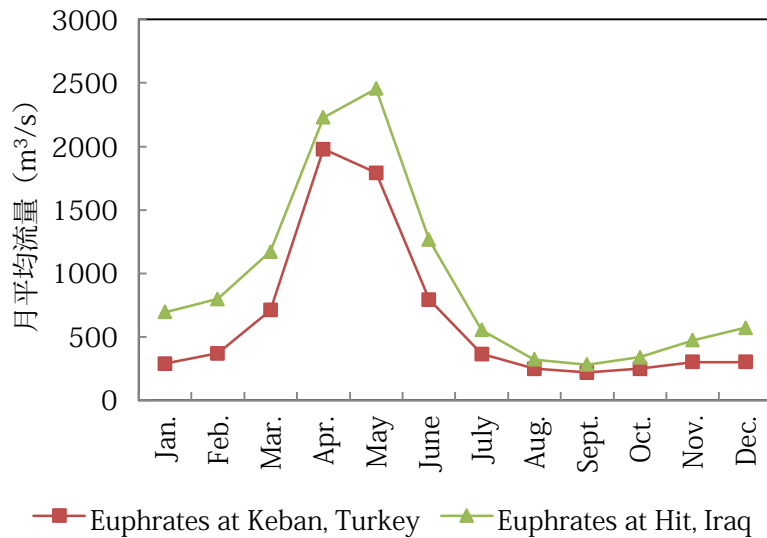
次に、ティグリス・ユーフラテス川の流量の特徴を概観する。ここでは Clawson et al. (1971) に示されている流量データを中心に議論を行う。このデータの観測期間は 1926 年から 1964 年であり、現在 (2010 年) の状況を反映しているとは必ずしも言えないが、当時は流域内のダムが少なくそれによる人為的な流量コントロールが行われていないことを考慮すると、河川の自然状態に近い水文状況を把握する上ではむしろ適しているといえる。

1926 年から 1951 年までの期間のティグリス川 (イラク北部のモスル観測地点) の月ごと平均流量を図 2.5 に示す。日本やその他モンスーンアジア地域の流量の月較差がせいぜい数倍程度であるのに対し、ティグリス川は流量が最大の月 (4 月) の平均流量が $1531\text{m}^3/\text{s}$ に対し最低の月 (9 月) が $137\text{m}^3/\text{s}$ と 10 倍以上開きがある。このような激しい月較差が、流域全体の気候特徴である明瞭な雨季と乾季の存在に由来するのは言うまでもないが、それに加えて水源地域の冬季の降水は雪の形で生じるため、春になるとこれらの雪が解け、融雪水が集中的に河川に流れ込むといった要因が挙げられる。紀元前の古来より、この春季の洪水が上流部の栄養塩豊かな土壌を中流部に運搬して「肥沃な三日月地帯」と呼ばれる灌漑農業地帯を形成し、さらに下流部には低平な湿原を形成してきた。



出典 : Clawson et al., 1971

図 2.5 ティグリス川 (Mosul 観測地点) 月間平均流量 (1926 年～1951 年平均)



出典：Clawson et al., 1971

図 2.6 ユーフラテス川 (Keban, Hit 観測地点) 月間平均流量 (1937 年～1964 年平均)

次にユーフラテス川の各地点 (Keban (トルコ), Hit (イラク)) における月ごと平均流量の 1937 年～1964 年平均値を図 2.6 に示す。流量の季節変動はティグリス川と変わらず、春季 (4 月, 5 月) に流量が集中していることがわかる。ただ、ここで特筆すべきなのは、上流部にある Keban よりも下流部の Hit の方が全体的に流量が多いという点である。通常の河川であれば下流にいくにつれ支流の合流があるため流量が増加することは当然であるが、今日のユーフラテス川においては、上流部において人為的取水やダム貯水が行われるため、下流部の流量が上流を上回ることはまずない。図 2.6 に示した結果は、今日の人為的取水活動がいかによりユーフラテス川の流況に影響を及ぼしているかということを実に物語っている。

ティグリス川はユーフラテス川と異なり支流からの流出による寄与の割合が大きいという特徴を持つ。主要な支流は大ザブ川, 小ザブ川, アドハイム川, ディヤラ川であるが、これら 4 本の流量の合計 (約 270 億 m³/年) はティグリス川本線の流量 (約 220 億 m³/年) を上回る値である。これらの支流はトルコやイランのザグロス山脈に豊富な水源を持つが、いずれも流長が短いため豊水期には大量の水が一気に流出し、ティグリス川本線の洪水をより激しいものとしている。

以上、ティグリス・ユーフラテス川流量の季節変動について議論してきたが、同河川流量は年較差もまた激しい。Naff and Matson (1984) の報告によると、瞬間的な最小流量が $163\text{m}^3/\text{s}$ に対し、最大流量は $14,000\text{m}^3/\text{s}$ にまで上る。歴史的に見ても、ティグリス川の洪水はユーフラテス川のそれより深刻な問題であったが、その原因はティグリスの河道がユーフラテス川に較べて短いことにある。年間平均流量をとっても、最も少ない年が $222\text{m}^3/\text{s}$ (1930年) であるのに対し、最も多い年は $879\text{m}^3/\text{s}$ (1942年) と3倍以上の開きがある。この数字は流域の中期的な降水量の変動が大きいことを裏付けている。

以上、主に Clawson et al. (1971) の流量データに基づいて議論を行ってきた。ティグリス・ユーフラテス川の流量に関する類似した報告は数値こそ若干異なるものの、他文献においても見受けられる (Beaumont, 1988; Kliot, 1994, Kolars, 1994; Altinbilek, 1997)。しかし、大きな問題は、これらの報告のいずれもが数値の妥当性に関する本質的な議論が行われていないことにある。

2.5 水利・治水システム

人類によるティグリス川およびユーフラテス川利用の歴史は長く、両河川の周縁に建設された水利・治水施設も非常に複雑な様相を呈している。水利施設は大きく分けて、運河・水路、堰、ダムに分類できる。以下においてそれぞれについて概説する。

2.5.1 運河・水路

水路の掘削はティグリス・ユーフラテス川の水利用のために人類が真っ先に取り組んだ事業である。いくらティグリス・ユーフラテス川の流量が豊富とはいえ、その水を農地へ運ぶ水路がなければ、耕作できる面積は河道周辺のごくごく限られた地域に限定されてしまう。食料の増産には水路網の整備が不可欠であった。運河と水路の区別は必ずしも明確でないが、ここでは船の航行も可能な大規模の人工水路を運河、運河より小規模な用水運搬のみを目的としたものを水路と称して区別する。

小規模な水路の掘削は約7000年前、この地で灌漑農業が行われた初期の段階で行われ、紀元前の時点でティグリス・ユーフラテス川には複雑な灌漑水路網が形成されていたと言われている (Isaev et al., 2009)。運河も、強力な権力を誇る中央政権によって建設が行われてきた。その代表的なものが6世紀にササン朝ペルシアによって建設された Nahrawan 運河である。この運河はティグリス川左岸、バグダッドの125km上流部(サマラ付近)よりティグリス川を分流し、ティグリス川と平行して南下し、バグダッドの下流125km、ちょ

うど Kut 付近でティグリス川に再び合流する、全長 300km、幅 30m にもなる巨大なものである (Needham, 1971; Beaumont, 1988)。この運河の建設により、ディヤラ川、アドハイム川という流量の不安定な支流に依存していた地域がティグリス川の豊富で安定した水を利用できるようになった。Nahrawan 運河は長らく地域の大動脈としての役割を果たしたが、現在は一部を除いて放棄された状態となっている。このように、膨大な時間と労力をかけて建設された水路がある時を境に放棄されてしまうことはティグリス・ユーフラテス川流域では珍しくない。その原因となっているのは、ティグリス川・ユーフラテス川が洪水時に運搬する大量の土砂である。両河川が運搬する土砂は年間 7000 万 m^3 にもものぼると言われ (Naff and Matson, 1984)、そのほとんどが平地であるメソポタミア平原に堆積する。人工的に掘削した運河はそれまで自然界で均衡がとれていた土砂の流れを変え、土砂が集中的に堆積してしまうため、定期的な浚渫を行わないと忽ち水路が土砂で埋没してしまう。古の時代、これらの水路は中央政権が膨大な人足を投じて定期的な浚渫を行うことで維持され、逆に中央政権の力が弱体化し労役の動員を維持できなくなると水路は土砂に埋没していった (ロバーツ, 2002)。

今日ティグリス川上に存在する最大の運河は Gharraf 運河である。Gharraf 運河はバグダッドより下流約 150km のクットにおいてティグリス川右岸側に分流し、ティグリス川とユーフラテス川に挟まれた一帯を縦断、最終的にはユーフラテス川と接続する (しかし、下流にいくにつれて Gharraf 運河の流量が減少するため、河川流自体がユーフラテス川に到達するとは限らない)。Gharraf 運河は全長 170km、最大流量は $600m^3/s$ 以上の規模がある (Isaev et al., 2009)。Gharraf 運河からはさらに 52 本のより小規模な運河と 968 本の水路が分岐し、受益灌漑農地面積は 70 万 ha にのぼると言われているが、一帯は流量が不足しがちなティグリス川最下流部であるため、灌漑農地の利用率は低い (Hillel, 1994)。

ユーフラテス川上に存在する最大の運河は Hillah 運河である。Hillah 運河は、イラク中央部ユーフラテス川上に建設された Hindiyah 堰から左岸側に分岐し、ユーフラテス川と平行してユーフラテス川東部 (ユーフラテス川とティグリス川に挟まれた一帯) を流れる。全長は 104km、最大流量は $200m^3/s$ である。Hillah 運河による受益灌漑農地面積は 60 万 ha である (Isaev et al., 2009)。

ティグリス・ユーフラテス川流域において水路は、利水だけでなく治水的観点からも重要である。流量調節が可能な大型ダムが建設できなかった時代、もっとも一般的な洪水対策は、運河や水路に本線の流れを導水し、本線の流れを分散させることであった。古代メソポタミ

アの民は流域内に自然に存在した湖を遊水池として活用することを考え、この遊水池と河川をつなぐ導水路を掘削した。ユーフラテス川中流部に位置する Habbaniyah 湖と Dibbs 湖は古くより遊水池としての利用が行われ、ティグリス川についても、バグダッド北西部に位置する Tharthar 湖を遊水池として利用するための水路システムが 1954 年に完成した(UNEP, 2001)。Tharthar 湖はまた、運河によってユーフラテス川にも接続しており、豊富なティグリス川の水をユーフラテス川に移送することが期待された。しかし、Tharthar 湖は蒸発湖であり、湖水の塩分濃度が高いため、この計画の実現は部分的なものとなっている (Ali, 2006)。

ティグリス・ユーフラテス川水系内の運河として最も新しいものが Main Outfall Drainage Canal である。この運河はまたの名を「第三の川(Third River)」や「サダム川(Saddam's River)」などとも呼ばれ、バグダッド南部よりティグリス川とユーフラテス川のちょうど間を流れ、メソポタミア湿原付近にまで達し、その全長は 550km にも達する。この運河の目的は、ティグリス川・ユーフラテス川から取水して灌漑を行った際に発生する塩分濃度の高い排水を集め、そのままペルシャ湾に放出することであった。このようにして用水路と排水路を分離することで当地において古代より問題となっていた河川の塩分濃度上昇問題を解決しようとしたのである。運河の建設は 1953 年に開始され、実に 40 年の歳月を要し、1993 年に完成の日の目を見た。この運河はティグリス川・ユーフラテス川という巨大な用水路に対し、それに匹敵する規模の排水路の役割を果たすという点で非常に画期的であるが、実際の稼働状況に関する定量的な報告は見られないのが実情である。

2.5.2 堰・ダム

堰 (barrage) は水をせき止める目的で河川や湖沼などに設けられる構造物であり、厳密にはダムも堰の中に含まれる。一般に堤体の大きなものをダム、小さなものが堰と呼ばれる。我が国の河川法では堤高が 15m 以上の堰をダムと呼び、それに満たないものを堰と呼ぶが、ここでもこの定義に従う。

ティグリス川・ユーフラテス川上に設けられた堰は地形が平坦であるイラクに集中している (上流国では堰の代わりにダムが建設されている)。堰の建設は 20 世紀に入り盛んに行われるようになった。これらのほとんどの計画はイラクの水利システムの近代化の立役者である英国人技術者ウィルコックス卿の構想によるものである。ウィルコックスはイラクの利水・治水の軸として、ティグリス川・ユーフラテス川を堰でせき止め水位を上げることで、

そこから運河・水路に分水し、平常時は農地の灌漑を、洪水時は河川本線の流量を抑えることが最も合理的であると考えた (Willcox, 1926; 鈴木, 1986)。それらはウィルコックスの在任中、もしくは彼がイラクを去った後に実現され、ユーフラテス川では Hindiyah 堰, Ramadi 堰, Fallujah 堰が、ティグリス川では Samara 堰, Kut 堰が両河川の調整の要となっている。

流域におけるダム建設は、その約半世紀後、20 世紀後半になって積極的に行われるようになった。それまではティグリス・ユーフラテス川の利用を本格的に行っていなかったトルコやシリアも、ダムの建設が可能になったことにより、積極的に河川利用に乗り出し、このことが今日見られるティグリス・ユーフラテス川の水を巡る国家間紛争の直接的な火種となっている。ダムには従来の堰に期待された利水・治水機能に加えて、水力発電という新たな機能が付随した。ティグリス・ユーフラテス川上に建設されたダムのうち、トルコ領内に建設されたものだけでも発電容量合計は 5000MW を超え、これだけでトルコ国民 200 万人分の電力需要に匹敵する (GAP, 1990)。

以下では、流域国ごとのダムの建設状況を概観する。

トルコ

最上流国であるトルコは地形的にダム建設サイトに恵まれているだけでなく、経済的にも流域国の中で最も豊かであるという好条件も相まって、流域国の中でも最も積極的にダム建設を推進している。一連の水資源開発を包括するスキームが、同国の中でも最も経済成長が立ち後れている南東部アナトリア地域の発展推進を目標とした東南アナトリア開発プロジェクト (通称 GAP⁶) である。

GAP の目的は主に 2 つある。1 つは国内エネルギー源の自給率向上である。これには 1970 年代の石油危機の際にトルコが経験した教訓が影響している。もう 1 つは、トルコ国内でも最も貧しいとされる東南アナトリア地方を一大食料生産地に変えることで地域経済を底上げすることにある。また、同地方にはトルコからの分離独立を主張するクルド民族の割合が高く、GAP の真の目的は東南アナトリア地方を経済的に豊かにすることで、クルド民族を懐柔することにあるという見方が一般的である。

GAP の具体的な内容は、22 のダム、19 の水力発電施設、25 の灌漑農地開発を含む。これらの事業スケールは総貯水量が 490 億 m³、総発電容量 7500MW (トルコ全体の水力発電容量の 22%)、新規灌漑農地の総面積が 160 万 ha (トルコ全体の灌漑農地面積の 19%)

⁶ トルコ語での表記 (Guneydogu Anadolu Projesi) の頭文字からこのように称される。

と壮大なものになっている (GAP, 1990)。GAP の中心に据えられているのはユーフラテス川上に計画された Keban ダム, Karakaya ダム, そして Ataturk ダムであるが, これらは既に 1974 年, 1988 年, 1992 年にそれぞれ完成し, 今日に至るまで稼働している。これらのダムが完成し, ダム湖が湛水されるたびにユーフラテス川の流量は大幅に減少し, 下流国のシリア, イラクはトルコに対し抗議を行った。

シリア

シリアは, 他の二国と較べると, ティグリス川・ユーフラテス川ともに国内を通過する距離が少ない。ユーフラテス川が 710km であり, ティグリス川に至っては 44km と, 僅かにかすめる程度である。また, ティグリス・ユーフラテス川が流れるのは首都であるダマスカスから離れた地域であったということもあり, 20 世紀以前はティグリス・ユーフラテス川の利用は必ずしも活発ではなかった。しかし, 20 世紀に入り, 土木技術が向上するとともに, これまで手つかずだった両河川の開発ポテンシャルが注目されるようになっていった。

現在シリア国内にあるティグリス・ユーフラテス川関連の主要なダムは Tobqua ダムと Al-Ba'ath ダムの 2 つである。Tobqua ダムはシリアがユーフラテス川上に建設した最初の大規模ダムであり, 1974 年に完成した (奇しくもこの年はトルコの Keban ダムが完成した年でもあった)。Toqua ダムは 64 万 ha の農地の灌漑を可能にし, 800MW の発電容量を誇る。一方の Al-Ba'ath ダムは Tobqua ダムと較べると規模が小さく, 発電容量は 64MW にとどまる。

イラク

20 世紀に入ってティグリス・ユーフラテス川の水資源開発に着手したトルコ・シリアと異なり, イラクの水資源開発の歴史は古く, 堰に関しても最も古いものは紀元前 2000 年頃に建設された堤高 10m のアースダム (Nimdrod ダム) がある。近代に入ってから建設されたものとしては, Lesser Zab 川の Dokan ダム (1959 年完成, 貯水容量 7 億 m³, 発電容量 400MW), Diyalah 川の Derbandikhan ダム (1961 年完成, 貯水量量 40 億 m³), ユーフラテス川の Haditha ダム (1987 年完成, 貯水容量 83 億 m³, 発電容量 600MW) ティグリス川の Mosul ダム (1986 年完成, 貯水容量 107 億 m³, 発電容量 750MW) などがある。イラクの地形は国境付近を除いて平坦であり, 国境部では既に上述のダムが完成済みであるため, 今後新規のダム開発の可能性は低い。

2.6 水資源需要と供給

2.6.1 トルコ

概してトルコは水資源に恵まれた国であるといえる。トルコの国内総流出量は 950 億 m^3 であるが、そのうち実際に利用されている水量は 250 億 m^3 にとどまる (Bilen, 1994)。このような低い水利用率の背景には、需要に対する供給量が多いというだけでなく、これらの豊富な水資源を理由するためのインフラ開発の遅れという要因も挙げられる。7000 万人を越す人口を擁し、ヨーロッパという巨大な市場に物資を供給する工業国としての地位を確固たるものにするトルコにとって、水資源に対する潜在的需要はまだ十分にあると見るべきであろう。特に今後水需要が増えると見られているのが発電部門と農業部門である。

トルコは、中東という石油資源の豊富な地域に隣接し、またその国土は 78 万 km^2 と実に日本の倍以上の面積を誇るが、天然資源、特に石油や天然ガスといった化石燃料の埋蔵量は乏しい (過去 10 年のトルコの平均石油生産量は 4 万~5 万バレル/日と、消費量である 60 万~70 万バレル/日にはるか及ばない。埋蔵量についても、2.8 億バレルと世界 52 位の位置にとどまっている)。トルコのエネルギー消費量は 1975 年から 1982 年のわずか 7 年の間に 30% 増加したが、うちトルコ国内の供給で賄われたのは 24% のみであり、残りは国外からの輸入に依存している (Kolars, 1986)。その後もトルコのエネルギー消費量は着々と増加の一途を辿り、2004 年に行われた調査によると、年平均増加率は 7% である (OECD, 2004)。2008 年時点でのトルコの電力消費量は 1.98 億 MWh だが、この約 2 割、4039 万 MWh が水力発電によって賄われている。これは我が国の 8.4% と比較しても高い数値であるといえる。このような数字からも、トルコにおける水力発電、就中 GAP 地域の水力発電開発の果たす重要性が読み取れる。一般に水力発電は水の位置エネルギーを利用して発電を行うため、水の消費は伴わないと言われている。しかし、降水量の少ない乾燥地域においては、ダムに貯水することにより水面からの蒸発量が生じるため、結果として流域全体の水収支にも影響を及ぼす。一例として、ユーフラテス川上の Ataturk ダムの湖面積は約 800 km^2 であるが、かりに年間の可能蒸発量を 1000mm とした場合、ダム湖からの蒸発量は 8 億 m^3 となり、これはイラク領内 Hit でのユーフラテス川の年間総流量 300 億 m^3 の 3% に匹敵する。

1990 年時点でのトルコの可耕地面積は 2700 万 ha であり、そのうち灌漑可能な面積は 850 万 ha に過ぎなかった (Beaumont, 1991; Bilen, 1992)。さらにユーフラテス川水系に限ると、灌漑可能面積は 15 万 ha、水消費量も 16 億 m^3 程度であった。しかし、GAP に伴

う開発プロジェクトにより、10万 ha を超える大規模な灌漑農地の開発が次々に行われ、現在のユーフラテス川水系の灌漑可能面積は125万 ha に、水消費量も137億 m³にまで増加したと言われている (Chalabi and Majzoub, 1992)。このような急激な灌漑農地面積の増加（そしてそれに伴う農業用水取水量の増加）が、過去20年にわたり国際河川の水資源を巡り争ってきた流域三カ国の関係をよりいびつなものにしてしまったことには疑いの余地がない。

発電用水、農業用水と較べると量的には劣るが、生活用水の確保の問題も、経済成長の著しいトルコにおいては重要である。トルコにおいて都市部の一人あたり水使用量は200リットル/日と、農村部の50リットル/日を大きく上回る。一方でトルコにおいては都市人口の割合が年々増加しており（過去5年の平均増加率は1.9%）、2008年の段階での都市人口割合の69%であった。Chalabi and Manjzoub (1994)によると、ユーフラテス川流域（トルコ領内）の生活用水使用量は1.58億 m³であった。1994年に行われた試算によると、1990年から2000年の間にトルコの生活用水使用量は59億 m³から90億 m³と約1.5倍に膨らむと言われていたが、実際は1990年と同水準の60億 m³にとどまっている (Kliot, 1994; World Resource Institute, 2007)。

2.6.2 シリア

シリアはその国土の半分以上を乾燥気候・半乾燥気候が占め、水需給の逼迫性は上流国のトルコを上回る。シリアの総流出量340～350億 m³のうち、ユーフラテス川は280～290億 m³と80%以上を占める。それに続くのが、ユーフラテス川の支流であり、トルコのアタチュルクダムに合流する国際河川のカブール川（15億 m³）、同じくトルコと共有する国際河川のオロンテス川（23億 m³）であるが、これら二つの河川流出量を合わせても総流出量の1割程度にしか満たない。

地下水もシリアにおいては重要な水資源である。既往文献の報告によると、シリアの地下水供給量は18～27億 m³に上る (Gishler, 1979; Shahin, 1989; Kolars, 1992)。しかし、これらの地下水は過剰な汲み上げが行われており、地下水位は年々低下する傾向にある (Kliot, 1994)。

シリアの水需要において圧倒的に重要な位置を占めるのは農業部門である。2009年の時点でも国の総GDPの約2割（人口比では4割）を農業が占め、国土総面積1850万 haのうち600万 haが農用地となっている。しかしながら、その殆どが天水農地であり、灌漑農

地の整備は進んでいない。Shahin (1990) によると灌漑可能な農地面積は 62 万 ha 程度である。また、これらの灌漑農地の実に 44% は地下水を水源としている (Kliot, 1994)。このように農業への依存率の高いシリアであるが、国内の農業インフラの整備状況は貧弱であり、シリア政府自身も国内の農地の大部分が過剰灌漑や灌漑水路からの漏水による塩類集積の被害を受けていることを認めている (Manners and Sagafi-nejad, 1985)。また、Beaumont (1988) の報告によると、国内灌漑農地の約 2 割が 1960 年から 1986 年の間に不適切な灌漑管理により失われたと言われている。

ユーフラテス川に建設された Tobqua ダムと Al-Baath ダムはこういった灌漑農業の惨状の打破に貢献することが期待され、莫大な資金が投入された。Elhadj の報告によると、シリアは 1988 年から 2000 年の間に総額 150 億ドルもの予算を水資源開発ならびに灌漑開発に投じたが、その成果はほとんど上がらなかった (New York Times, 2010/10/26)。Tobqua ダムに関しては、建設当初 60 万 ha の灌漑農地開発が計画されていたが、実際に開発されたのは僅か 3.5 万 ha であった (Naff and Matson, 1984; Allan, 1987)。

このように、灌漑農地面積こそ伸び悩んでいるシリアであるが、ダムの建設に伴い、ユーフラテス川からの取水量は着実に増加している。1970 年代に 27~30 億 m³ であったシリアの取水量は、1990 年代に入ると 50 億 m³ と倍増している (Clawson et al., 1971; Naff and Matson, 1984)。

水力発電開発の占める重要性はシリアにおいても当てはまる。1980 年代の時点でシリアの電力供給の実に 30% が水力によって賄われていたが、今日ではそれが 42% にまで上昇し、発電源として水力に大きく依存している (Kliot, 1994, CIA World Factbook)。シリアの主要な水力発電施設は Tobqua ダム、Al-Baath ダム、Tishreen ダムの 3 カ所であるが、発電容量はそれぞれ 800MW、64MW、1.6MW と Tobqua ダムの発電量が突出している。このような極端な発電源の一極集中のリスクが形となって現れたのが 1990 年である。この年、折からの降雨不足に上流国であるトルコ国内の Ataturk ダムの湛水開始が重なり、ユーフラテス川の流量は一時期通常期の 4 分の 1 である 125m³/s にまで低下した。これにより Tobqua ダムの貯水量も減少し、発電が行えなくなり、シリアは深刻な電力不足に見舞われた (Dellapenna, 1996)。

都市部の生活用水不足もシリアにおいては深刻である。工業国となり人口増加率が停滞気味のトルコとは異なり、シリアは依然として高い人口増加率を示している。1985 年の時点でシリアの総人口は 1082 万人であったが、2010 年には 2251 万人となり、四半世紀のう

ちに倍増している。このような人口増加は主に農村部が牽引役となっているが、農村部の人口許容量には限界があり、増加しすぎた人口は都市部へと流入し、都市は膨張を続けている。1985年から2005年の20年の間にシリアの都市人口割合は47.9%から53.8%へと増加した⁷。都市部では増加する人口に対し、上下水道インフラの整備が追いつかず、慢性的な水不足に陥っている。

2.6.3 イラク

イラクは国内の広域にわたり乾燥気候が卓越し、降雨による水供給が乏しい。イラクの国内総流出量 760~840 億 m³/年のうち、ティグリス・ユーフラテス川の占める割合は 98% にも上り、水資源の大部分を上流国に依存している状態にある (Ubell, 1971; Beaumont et al, 1988)。地下水資源については様々な推測がなされているが、FAO (2007) によると地下水の年間供給量は 12 億 m³ とある。古の時代、イラクは乾燥気候下の十分な日射量とティグリス・ユーフラテス川がもたらす水と沃土によって、大規模な灌漑農業と、それに伴う高度な文明を謳歌した。しかし、20 世紀に入って上流国であるトルコ・シリアがティグリス・ユーフラテス川の水を取水するようになり、イラクは歴史上かつて見ない水不足に苦しんでいる。

イラクの部門別取水割合は農業が 92%、工業が 5%、生活が 3% と農業の占める比率が極端に高い。イラクの可耕地面積は 1150 万 ha と見積もられ、そのうち実際の農地面積は 760 万 ha とされている (FAO, 2007)。このうち天水による農業を行っているのはその 4 分の 1 である (Gisher, 1979)。一方で灌漑農地面積に関する推測値としてはユーフラテス川水系が 200 万 ha、ティグリス川水系が 119 万 ha といったものも見られる (Shahin, 1989; Kolars, 1992)。これらの数字からもわかるように、イラクの農地面積および灌漑農地面積の推測値については文献によって異なる値が示されており、その確かな数字は明らかでない。イラクの主な灌漑農地はティグリス・ユーフラテス川の下流部から末端部にかけて、北はバグダッドを中心に半径 50km 程度の範囲、南はクットから Gharraf 運河に沿ってユーフラテス川に至る一帯を中心に分布している。

乾燥地帯の中を流れ、イラク国内での支流からの水の補給をまったく受けないユーフラテス川と異なり、ティグリス川はイラク東部の山岳地帯から流れる複数の支流が合流するため (ティグリス川の総流出量の約半分はイラク国内の流出が寄与している)、流量は比較的豊

⁷ <http://esa.un.org/wup2009/unup/>

富である。この豊富なティグリス川の水をユーフラテス川に移送するという計画は、Tharthar 湖を経由してティグリス川とユーフラテス川を結ぶ水路が完成したことにより実現したが、Tharthar 湖の湖水の高い塩分濃度が障害となり、十分に機能しているとはいえない状況である (Ali, 2006; Tekeli, 1990)。

水需要量についても様々な議論があるが、ここでは 1970 年代の取水量が 490 億 m^3 /年、1990 年代が 340~507 億 m^3 /年という数字を引用する (Ubell, 1971; Shahin, 1989; Kolars, 1992)。1970 年代と比較して人口規模も経済規模も拡大している 1990 年代の取水量が少ないのは、この間に上流国であるトルコとシリアの取水量が増加したためである。Ubell (1971) および Ockerman and Sumano (1986) によると、農地 1 ヘクタールあたりの年間水消費量は 13300~15900 m^3 、減水深に直すと 1330mm~1590mm である。この数値を元に年間の農業用水取水量を計算すると、415~496 億 m^3 となるが、これは上記取水量を上回りかねない数値である。このことからイラクの農業用水が慢性的な不足状態にあることが窺い知れる。

エネルギーについては、イラクには上流二国と決定的に異なる点がある。それはイラクが世界第 3 位の石油埋蔵量を誇る産油国であるという点である。この点を考慮するとイラクが積極的に水力発電施設の開発を推進する理由はない。現に 2001 年時点でのイラクの総発電量の 98.4%が火力 (石油) によって賄われており、水力発電の占める割合は 1.6%のみである。しかし、石油の生産が盛んになる以前はイラクは発電源として水力に大きく依存しており、Gischler (1979) によると、1970 年代まではイラクの総発電量の約半分が水力発電によるものであった。これを支えたのが、ティグリス・ユーフラテス川およびティグリス川支流に建設された一連のダムである。代表的なものとしては Haditha ダム (発電容量 600MW)、Mosul ダム (400MW)、Dokan ダム (400MW) などである。これらの水力発電施設は現在も稼働中であり、総発電量に占める割合こそ低いとはいえ、一部のイラク国民の生活を支えている。従って、ティグリス・ユーフラテス川の流量減少はこれらの地域への電力供給が滞るという意味でもイラクにとっても問題である。

生活用水に関しては、トルコやシリア同様、都市住民の増加に伴う水需要増が目下の課題となっている。イラクの都市人口割合は 1970 年の 56.2%から 2000 年には 67.8%まで上昇し、都市化の傾向にある。また、一人あたりの生活用水使用量で見ても、イラク第 2 の都市モスルでは 1980 年代と 1990 年代では一人あたり年間給水量の計画値が 84,000 リットルから 120,000 リットルと約 1.5 倍に増加している (Kliot, 1994)。

2.7 まとめ

以上、ティグリス・ユーフラテス川流域について、自然地理的視点ならびに社会経済的視点から概観してきた。流域の自然地理的な特徴として第一に挙げられるのは、流域内気候の明瞭な地域性であろう。広大な流域面積（約 109 万 km²）を誇るティグリス・ユーフラテス川流域は、上流部は年間降水量 2000mm を超す高地気候、下流部は年間降水量 200mm 以下の乾燥気候が卓越する。この多様な気候特性を持つ一帯がティグリス川とユーフラテス川という 2 本の河川によって結びつけられることにより、下流部において灌漑農業の好条件（水資源、日射、土壌）が揃い、世界的にも稀に見る一大文明が築きあげられた。しかしながら近代に入り、流域を取り巻く状況に地政学的な要因が大きく影響を及ぼすようになった。流域の最上流に位置するトルコが地域の覇権国として強力な国力を有するようになり、それによりこれまで下流部のみが行っていたティグリス・ユーフラテス川の水利用に上流国が参入し、流域は慢性的な水不足に苦しむようになった。このような状況を打破すべく、流域内には様々な水利施設が建設された。しかし、これらはとりもなおさず自国への我田引水を推進するものであり、一国の水利施設建設は他の流域国に対する牽制となり、他の流域国も水利施設建設を行うという、限られた水資源を巡る競争を加速させる結果となってしまった。

もう一点、注目すべきことは、流域を巡る科学データの算出根拠が曖昧であるという点である。流域の水文状況を分析し、その利用体制の検討を行う上で、河川流量、各国の取水量、水消費量、そして水消費の主な原因である農地面積などは欠かせない情報である。しかし、既存の文献に見られるこれらの数値は、本章で引用したのものも含め、殆どが他の文献からの引用値であるか、または自前の数値でもその算出根拠が示されていない。また、数値の妥当性・信憑性についても言及されていない。このことは、流域国がティグリス・ユーフラテス川の管理方法に関する具体的な対話を行う上で大きな障害となっている。そこで、次章以降では流域を巡る指標の中でも特に重要な農地作付面積と水消費量について、最下流国であるイラクに焦点を当て、分析ならびに考察を行う。

第3章 衛星データによるイラクの土地利用分析

3.1 背景・目的

イラクを含む一帯（メソポタミア）は歴史的に見ても世界有数の穀倉地帯であり、近年こそ石油という新たな産業が誕生したものの、地域に住む多くの人々の暮らしにとって農業が重要な産業であることは今も変わらない。イラクは、北部の一部の地域を除き、半乾燥気候および乾燥気候が卓越し、農業生産には大量の灌漑水の確保が不可欠であるが、その水源の大部分をティグリス川・ユーフラテス川という二本の大河に依存している。限られた水資源を効率的に利用するためには広域規模での取水調整（生産調整）を行う必要がある。しかしながら、次節でも述べるように、その基礎となる情報は必ずしも十分に整備されているとは言えない（詳しくは後述の文献レビューを参照）。また、1980年に開戦したイラン・イラク戦争以降、イラクは絶えず治安状態が不安定であり、国際機関や一部 NGO を除いて現地調査の実施が困難である。このため、現地調査以外の方法でイラク国内の農業活動の動態を把握する手法の開発が望まれる。

土地被覆・土地利用情報（以下、土地被覆情報とする）は、地域の特性を表す上で最も重要な情報の一つであり、国土情報の整理、国土開発を行う上での基礎情報、地球循環モデルの入力要素としてなど、その用途は幅広い。これらいずれの目的においても、土地被覆情報は対象域内隅々について偏りなく取得されることが理想的であり、地形等の影響を受けずに一度に広域の情報を取得できるリモートセンシングはこの目的を達成する上でまさにうってつけである。このため、衛星リモートセンシング技術を用いた土地被覆推定に関する研

究は古くから様々な研究者によって進められてきた（たとえば Nunnally, 1969; Haralick et al., 1970; Byrne et al., 1980; Tucker et al., 1985; Singh, 1989 など）。

衛星リモートセンシングデータを用いた土地被覆解析の空間規模は、一辺数 km 程度の狭域から全球規模（約 4 万 km²×約 2 万 km²）まで様々であるが、空間分解能が高くなるほど画像データ容量が大きくなるというリモートセンシング特有の制約のため、解析空間規模が広域になるほど粗い空間分解能で分析が行われることが一般的である。中でも全球規模の土地被覆については、地球規模の気候変動の研究を推進する枠組みとして 1986 年に設立された IGBP (International Geosphere-Biosphere Programme) のサブユニットである LUCC (Land-Use and Land-Cover Change) において手法ならびにデータの整備が進められ、様々な研究に応用されている (Eidenshink et al., 1994; Loveland et al., 1999)。その後全球規模の土地被覆については様々なグループによってデータ整備が行われ、その精度も年々向上している (例えば Arino et al., 2007 など)。しかし、これらはある一時点のデータをもとに作成しているため、本論文が対象としているような農地の作付状況の季節変化や経年変化といった情報は捨象されてしまっている。また、灌漑農地の面積に特化した全球データセットとしては FAO とカッセル大学が共同で開発した Global Map of Irrigation Areas (GMIA) が存在するが、これもやはりピクセル内の灌漑農地面積の代表値を一時点的に表現しているに過ぎず、本論文において行おうとしている分析には不向きである (Siebert et al., 2005)。

以上のような背景を踏まえ、本章では衛星リモートセンシングデータを用いたイラクの作付面積を推定する手法の開発し、その手法にもとづきイラクの年ごとの実作付面積の同定を行う。

3.2 衛星リモートセンシングによる作付面積推定に関する既往研究

土地被覆分析に用いられる衛星搭載センサは、高分解能センサと低分解能センサの 2 種類に大きく分けられる。

Landsat TM に代表される⁸高分解能センサは空間分解能が数十メートルから数メートルであり、圃場や建造物などを一つ一つ識別することが可能である。しかし、空間分解能が高い分、瞬間視野角 (Instantaneous Field of View: IFOV) が狭いため、地表の観測に時間がかかり、衛星が軌道上の同じ地点に戻ってくるのに要する周期が長い (Landsat 衛星の場合、16 日)。一方、光学センサは地表に雲がかかっていた場合、土地被覆を観測できない。地表

⁸ Landsat TM は中分解能センサと呼ばれる場合もある。

の農地を観測する場合、回帰周期が短ければ、対象としている時期（例えば収穫期）に複数回地表観測が可能であるため、そのうち一度でも雲のないシーンを撮影できれば地上の状態を観察できる。しかし、回帰周期が長い場合、対象時期に観測できる回数が少ない（1回ないしは数回）ため、その少ない機会に雲がかかっていると地表の観測ができないというデメリットを有する。

一方、NOAA/AVHRRに代表されるような低分解能センサは、空間分解能こそ数百メートルから数キロメートルと粗いが、回帰周期は短い（NOAA衛星の場合、0.5日）。従って、連日観測することにより、目的としている観察期間中に一度でも雲のない撮影ができれば雲の影響を除去した地表の様子を描き出すことが可能である。しかし、空間分解能が粗いため、圃場や建造物はよほど大きなものでない限り、その輪郭を捉えることができず、一つのピクセルの中に複数の土地被覆が含まれるミクセル状態となってしまう。

このように、高分解能センサ、低分解能センサにはそれぞれ長所と短所がある。この一長一短に対処するために、以下では高分解能と低分解能それぞれのセンサを利用する方法の検討を行う。すなわち、高分解能センサによりある時点の土地被覆分類を行い、それをグラウンドトゥルース状態とし、その分類結果を同時点に撮影された低分解能センサと比較する。低分解能センサのピクセル毎の分光反射率と、そのピクセル内に含まれる各土地被覆タイプ（農地、裸地など）の割合を比較することで、ミクセル状態となった低分解能センサ画像より実際の土地被覆構成を求める推定式を導出する。得られた推定式を他時点の低分解能セン

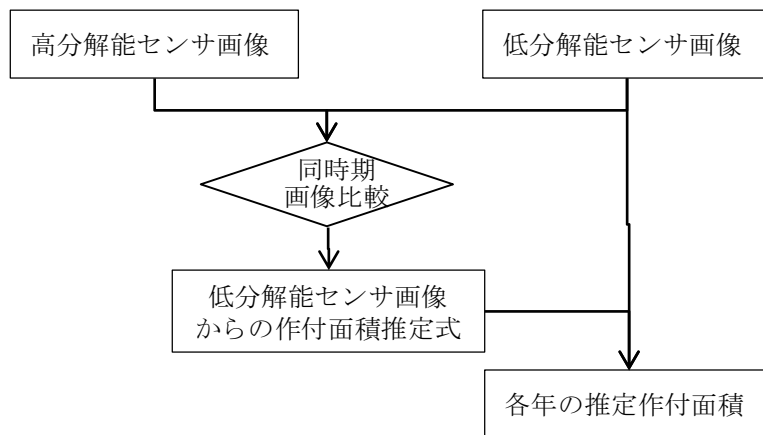


図 3.1 分析の流れ

サ画像に適用することにより、各年の作付面積の推定を行う。

以上のような手法を適用するためには、低分解能センサの各ピクセル反射率からそのピクセル内の土地被覆構成を推定する必要がある。次項ではまず、このようなミクセル問題の解法についてレビューを行う。

3.2.1 ミクセル問題解法の系譜と線形ミクセルモデル

土地被覆情報は定性的なものと定量的なもの二つに分けられる (Smith et al., 1990; 日本リモートセンシング協会, 2000)。定性的な土地被覆情報というのは対象となる領域の土地被覆を、裸地や針葉樹、水域のように、あらかじめ決められた主題的 (thematic) 分類項目の何と合致しているかを示した情報である。一方で定量的な土地被覆情報というのは、植生被覆率のような地表面の定量的な情報である。本論文はイラク国内の水消費に大きな影響を及ぼす灌漑農地面積の推定が大きな焦点となっており、一般に農地面積は衛星画像のピク

セルサイズよりも小さな規模で増減していることを考慮すると、定量的な土地被覆情報を同定することが望ましいと考えられる。

定量的な土地被覆情報の推定方法にも大きく分けて 2 つのアプローチが存在する。一つは、衛星画像の画素（ピクセル）の反射率をピクセルを構成する複数の土地被覆分類項目（カテゴリ）の混ざり合ったもの（ミクセル）であると考え、個々のカテゴリの反射特性をもとに対象ピクセル内のカテゴリ別面積割合を求めるもの（ミクセルのカテゴリ分解）、もう一つは分析対象を単独のカテゴリ（植生であることが多い）に絞り、何かしらの指標を用いてそのカテゴリが画素内に占める割合を推定するものである。以下においてそれぞれの手法の概要および既往研究を紹介する。

ミクセルのカテゴリ分解に関する研究は、1970 年代、Landsat MSS の登場とともに農業分野を中心に行われるようになった。その草分けとも言えるのが Horwitz et al. (1971) および Detchmendy and Pace (1972) である。これらの研究は、センサのデジタル値は対象域内にある異なる反射特性を持つ被覆からの反射の平均値として得られるという理論的仮説（線形ミクセルモデル）の検証を行い、その有効性を証明した。以後、関連する研究は途絶えるが、1980 年代にワシントン大学の研究チームや豪州連邦科学産業研究機構（CSIRO: Commonwealth Scientific and Industrial Research Organisation）によって盛んに研究が行われた（Smith et al., 1985; Adams et al., 1986; Pech et al., 1986; Smith et al., 1990）。我が国においては Inamura (1988) が最適化手法を用いた研究を行った他、山形ら (1997) は分析の対象を植生、土壌、水域に絞った VSW 指標の提唱を行っている。

ミクセル分解の基礎とも言える線形ミクセルモデル（Linear Mixture Model）は次式のよう

$$P = \sum_{j=1}^k a_j m_j \quad (3.1)$$

ただし、

$$\begin{aligned} a_j &\geq 0, \sum_{j=1}^k a_j = 1 \\ m_j &\geq 0 \end{aligned} \quad (3.2)$$

ここで P はセンサに観測された反射率であり、 a_j は被覆カテゴリ j のピクセル内被覆率、 m_j は被覆カテゴリ j のピュアピクセルの反射率（エンドメンバー）である。このモデルの背

景にある理論的前提は、1) 同一のカテゴリは同じ分光反射特性を有し、2) 異なるカテゴリから反射する光量子の間で多重散乱 (Multiple Scattering) が起こらない (すなわち、センサに到達するそれぞれの光量子は単一の被覆カテゴリの影響のみによって決定される)、3) センサが受信する光量子は、これら複数の被覆カテゴリより反射 (放射) された光量子の単純合計が示される、といったものである (Settle and Drake, 1993). 式 (3.1) および式 (3.2) の行列を分解すると次のように表される.

$$\begin{aligned}
 a_1 m_{11} + a_2 m_{21} + \dots + a_k m_{k1} &= P_1 \\
 a_1 m_{12} + a_2 m_{22} + \dots + a_k m_{k2} &= P_2 \\
 &\vdots \\
 a_1 m_{1n} + a_2 m_{2n} + \dots + a_k m_{kn} &= P_n \\
 a_1 + a_2 + \dots + a_k &= 1
 \end{aligned}
 \tag{3.3}$$

ただし、ここで n は入手可能なセンサの波長帯バンドの数である. エンドメンバー値 m_j が既知でかつ $k = n + 1$ の場合、各カテゴリの被覆率 a_k は一意に決定する⁹.

しかしながら、ここで問題となるのはエンドメンバー値の決定方法である. 理想的な方法は地上で計測した各カテゴリの分光反射特性を用いることだが、実際は衛星から得られた分光反射率は大気散乱の影響を受けるため、この方法を用いるには正確な大気補正が必要となるため容易ではない¹⁰. Inamura (1988) はカテゴリ分解の方法として一般逆行列を用いるもの (GIM 法)、最小二乗法によるもの (LSQ 法)、2次計画法によるもの (QP 法) の3種類を比較し、QP 法が分類の精度が最も高いことを確認している. 山形ら (1997) は、対象土地被覆カテゴリを植生、土壌、水域の3つに絞ると、可視光赤バンドと近赤外バンドのスペクトル空間上にこれらを3カテゴリのピュアピクセルをそれぞれ頂点とした三角形の分布が形成されるという特性を利用し、PVI (Perpendicular Vegetation Index) を拡張した VSW (Vegetation, Soil, Water) 指数を考案した. また、従来恣意的な決定が行われることが多かったエンドメンバーの決定方法に統計的手法を導入した.

以上、線形ミクセルモデルについて概説した. 線形ミクセルモデルは物理的な意味が明解であり、かつあらゆる土地被覆タイプに適用可能である. 一方で、汎用性が高いがゆえに、個別の被覆タイプ (例えば植生) の感度を高めるような工夫はなされておらず、本分析の作

⁹ 一方、 $k > n + 1$ の場合、 a_k は解が存在しなくなる可能性がある. 従って、 $k \leq n + 1$ はカテゴリ分解を行う上で重要な条件となる (Kent and Mardia, 1986).

¹⁰ Smith et al. (1987) はアメリカ西部の複数の岩石のエンドメンバー決定のために地上観測した反射特性と衛星から得られる反射特性の補正係数を決定することに成功している.

付面積推定を行う上で結果に誤差が生じる可能性がある。そこで次節では植生に特化したミクセルモデル (Vegetation Fraction モデル) をレビューする。

3.2.2 Vegetation Fraction モデル

本節では植生に特化したミクセルモデルである Vegetation Fraction モデルについて概説を行う (Gutman and Ignatov, 1998)。

衛星リモートセンシングによる地表の植生観測に用いられる指標として、正規化植生指標 (Normalized Difference Vegetation Index: NDVI) がある。NDVI は、可視光波長帯(赤)反射率を Red, と近赤外波長帯反射率を NIR とした場合、 $(NIR - Red)/(NIR + Red)$ で表され、植生体に含まれる葉緑素 (クロロフィル) の増減に敏感に反応することが知られている (Tucker et al., 1979)。

前節で触れた一般的なミクセル問題同様、植生指数についても、あるセルの植生指数値はピクセル (ミクセル) 内の植生およびその他の被覆の構成比によって決定される (Price, 1992)。Gutman ら (1998) は、植生と裸地によって構成されるミクセルについて、4つのパターン(モデル)を考え、それぞれのパターンにおける植生指数(VI)と植生被覆率(VF)の関係を定義している。以下にそれぞれについて概説する。

完全植生被覆モデル

ピクセルが植生によって完全に被覆されている (VF=1) 場合、ピクセルの植生指数は Beer の法則にもとづき、植生の鉛直密度である葉面積指数 (LAI) の指数関数として次式のように定義される (Baret and Guyot, 1991)。

$$VI = VI_{\infty} - (VI_{\infty} - VI_0)e^{-k \cdot LAI} \quad (3.4)$$

ここで、VI はピクセルの植生指数値、 VI_{∞} は高密度植生 (LAI $\rightarrow\infty$) 完全被覆時の植生指数値、 VI_0 は裸地の植生指数値、LAI は葉面積指数、k は定数である。同じ完全植生被覆ピクセルでも、LAI が小さいと VI は VI_0 に近づき、大きいと VI_{∞} に近づくことが式より読み取れる。

高密度・低密度単一植生ミクセルモデル

ピクセル内に単一植生と裸地が混在しており、かつ植生の葉面積指数が高い (LAI $\rightarrow\infty$) 場合の植生指数は次式のように表される。

$$VI = VF \cdot VI_{\infty} + (1 - VF)VI_0 \quad (3.5)$$

各記号の意味は式(3.4)と共通している。式(3.5)は、線形ミクセルモデル(式(3.1), 式(3.2))において、 $k=2$ の場合に他ならない。NDVIをはじめとする植生指数は複数の衛星センサバンド反射率の非線形合成によって求められるため、理論上、線形ミクセルモデルの適用は不適切であることが知られている(Myneni et al., 1992)。しかし、実際の実験によると植生指数は線形ミクセルモデルにおいて通常の衛星センサバンド同様の挙動を示すことが報告されており、線形ミクセルモデルの適用は問題ないとされている(Ormsby et al., 1987)。

一方、ピクセル内に単一植生と裸地が混在しており、葉面積指数が飽和していない($LAI=m$)場合の植生指数は次式のように表される。

$$VI = VF \cdot VI_g + (1 - VF)VI_0 \quad (3.6)$$

高密度単一植生モデル(式3.5)と異なるのは、完全植生被覆時の植生指数値が VI_∞ ではなく、 VI_g となっている点である。 VI_g は、ピクセルが当該植生によって完全被覆されていた場合の植生指数値である。

混合植生モデル

前項のモデルでは、ピクセル内に含まれる植生種(正確には植生の反射特性)が単一である場合を想定していた。これらのモデルを、複数の植生種を含む場合に拡張したのが混合植生モデルである。混合植生モデルは次式のように表される。

$$VI = \sum (VF_i \cdot VI_{gi}) + \left(1 - \sum VF_i\right)VI_0 \quad (3.7)$$

ここで、 VF_i 、 VI_{gi} はそれぞれ植生種 i のピクセル内被覆率、完全被覆時の植生指数値である。

3.2.3 植生指数

前節の Vegetation Fraction モデルは植生被覆率を求める入力要素として植生指数を必要とする。本節では植生指数研究発展の流れを追いつつ、これまでに考案されてきた代表的な植生指数についてレビューを行う。

植生指数はリモートセンシングによって観察される植物のバイオマスや光合成有効放射吸収量(Absorbed Photosynthetically Active Radiation: APAR)を推定することを目的に、リモートセンシング分野において比較的古くから研究が行われてきた(Pearson and Miller,

1972; Rouse et al., 1974). 1970年代までは、植物バイオマスと植生指数の比較は植物バイオマスとの直接比較が行われてきたが (Tucker et al., 1979), 1980年代以降は、植物バイオマスの評価指標として葉面積指数 (LAI) が多く用いられるようになってきている (Wanjura and Hatfield, 1987; Baret and Guyot, 1991). 本節においてもこれに従い、植生指数と LAI の関係を中心に見ていく.

衛星センサにより得られる情報から地表の植生量・被覆を判定する試みは、リモートセンシング分野において比較的古くから研究が行われてきた部分的に植物 (植物葉) によって被覆された領域の植生量を推定する上で重要となるのが、いかにして植物の葉面からの反射と植物以外 (e.g. 土壌) からの反射を峻別するかということである (Asrar et al., 1984). 植物と土壌の反射率に最も大きなコントラストが生まれるのが、波長 $0.7 \mu\text{m}$ から $1.1 \mu\text{m}$ の近赤外波長帯である (図 3.2). この波長帯の電磁波の植物葉による吸収率は低く、大部分を反射する. 一方、植物葉は波長 $0.4 \mu\text{m}$ から $0.7 \mu\text{m}$ の可視光波長帯の光は殆ど吸収するため、反射率は低い. 対する土壌は可視光の中の青、緑に波長帯については植物同様、反射率は低いが、赤の波長帯 (波長 $0.6 \mu\text{m}$ から $0.7 \mu\text{m}$) は相対的に高い反射率を示す. このような植物葉と土壌の反射特性を最大限に生かすために、植生指数には可視光赤バンド (Red) と近赤外バンド (NIR) の二つのデータを組み合わせて用いられることが多い.

可視光赤・近赤外の 2 つのバンドを組み合わせた植生指数として最も初期に提唱されたのが比植生指数 (Ratio Vegetation Index; RVI) である (Jordan, 1969). RVI は NIR/Red という比の形で定義され、森林の LAI 推定用の指標として提唱された. しかし、その後の研

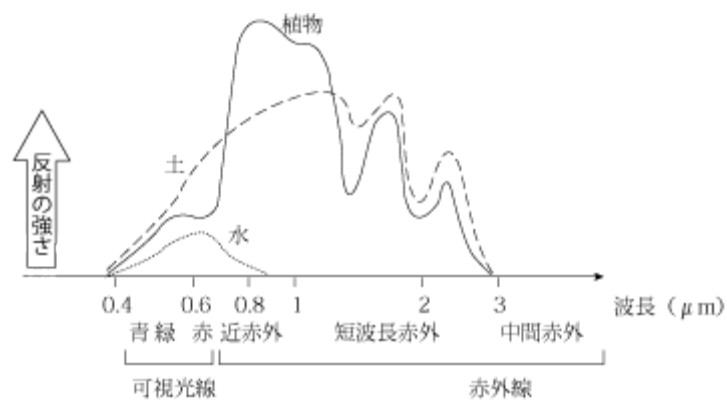


図 3.2 植物および土壌の分光反射特性

究によってその精度に問題がある（特に植生の背景にある土壌が暗褐色の場合）ことが繰り返し指摘されてきた（例えば Elvidge and Lyon, 1985, Huete et al., 1985）.

RVI に次いで登場したのが正規化植生指数（Normalized Difference Vegetation Index: NDVI）である。NDVI は Rouse et al. (1974) によってはじめに提唱され、Tucker et al., (1979) によってその有用性が確認された。NDVI は $(\text{NIR}-\text{Red})/(\text{NIR}+\text{Red})$ と定義される。NDVI は RVI を正規化した指標であり、正規化することによって場所、季節、大気効果等の観測条件の違いによる影響を小さくすることが可能となった。

RVI を改良した指標である NDVI は、算出が容易であることも追い風となり、衛星による植生分析において広く用いられるようになったが、RVI と同様、植生の背景にある土壌の明るさに影響を受けるという問題は依然として存在していた。この問題に対処すべく導入されたのが、土壌の反射特性に着目するアプローチである。裸地土壌の可視光赤バンド（Red）、近赤外バンド（NIR）の反射率をプロットすると、同じ土壌分類であればその乾湿にかかわらず、一直線上に分布することが知られている（Richardson and Wiegand, 1977）。この直線は土壌直線（Soil Line）と呼ばれ、LAI は土壌直線の傾き、切片に影響を受けることが経験的に知られている¹¹（Huete et al., 1984）。

ここで、土壌直線と LAI の関係を踏まえた上で、RVI、NDVI が可視光赤-近赤外プロット空間上で持つ幾何学的意味について触れてみたい。ある植生の可視光赤・近赤外反射率が図 3.3 (a) の点 V であったとした場合、この点が見す RVI は Y/X であり、これはすなわち点 V と原点を結ぶ直線と X 軸との間に挟まれた角（ θ_v ）の正接（ $\tan \theta_v$ ）に他ならない。一方、NDVI は $(\text{NIR}-\text{Red})/(\text{NIR}+\text{Red})$ と定義されているが、これは上述の θ_v より $\pi/4$ 引いた角の正接（ $\tan \theta_v - \pi/4$ ）である。RVI および NDVI が植生のバイオマスや LAI の指標として用いられるのは、Red-NIR 空間上における LAI 等値直線が、図 3.3 (a) に見られるように原点を中心に放射状に分布しているという特性を生かしている。しかし実際は LAI 等値直線は原点を中心に放射分布しているのではなく、むしろ土壌直線を座標空間上で回転させたかのように分布している¹²。従って、図 3.4 に見られるように、NDVI（RVI）の等値直線は LAI 等値直線と異なる挙動を示し、一つの等 NDVI 直線が複数の LAI 等値直線と交差する（ある値の NDVI が複数の LAI 値を取り得る）といった事態が発生している。

¹¹ たとえば、同じ LAI=1 の植物でも、その背景にある土壌の有する土壌直線パラメータが違えば、異なる分光反射特性を示す。

¹² RVI・NDVI は $\text{NIR} = \text{Red}$ という土壌直線を想定しているとも言える。しかし、現実にこのような土壌直線は存在しがたい。

上記のような誤差に対処するために考案されたのが土壌調整植生指数 (Soil Adjusted Vegetation Index: SAVI) である (Huete et al., 1988). RVI・NDVIにおいて無視されていた土壌直線の切片を, SAVIはRed-NIR空間の原点をRed軸方向, NIR軸方向それぞれL/2ずつずらすことによって表現しようとしている. SAVIは図3.3(b)における θ'_v から $\pi/4$ を引いた角度の正接を求めることでNDVI同様, 正規化が行われており, 次式のように表される.

$$SAVI = \frac{R_{nir} - R_r}{R_{nir} + R_r + L}(1 + L) \quad (3.8)$$

図3.4に見られるように, SAVIはRVI・NDVIと比較するとLAIの等値直線に近い挙動を示すが, 土壌直線についてはNDVI同様, NIR = Redという非現実的なパラメータ設定を仮定しており, それによる誤差が生じる. また, 適切なLの値の設定が容易でない上に, L値は土壌分類により異なってくるため, 複数の土壌分類が含まれるような広範囲への適用はできない.

これらの問題を克服するために開発されたのが変形土壤調整植生指数 (Transformed Soil Adjusted Vegetation Index: TSAVI) である (Baret et al., 1989). TSAVI は図 3.3 (c) に

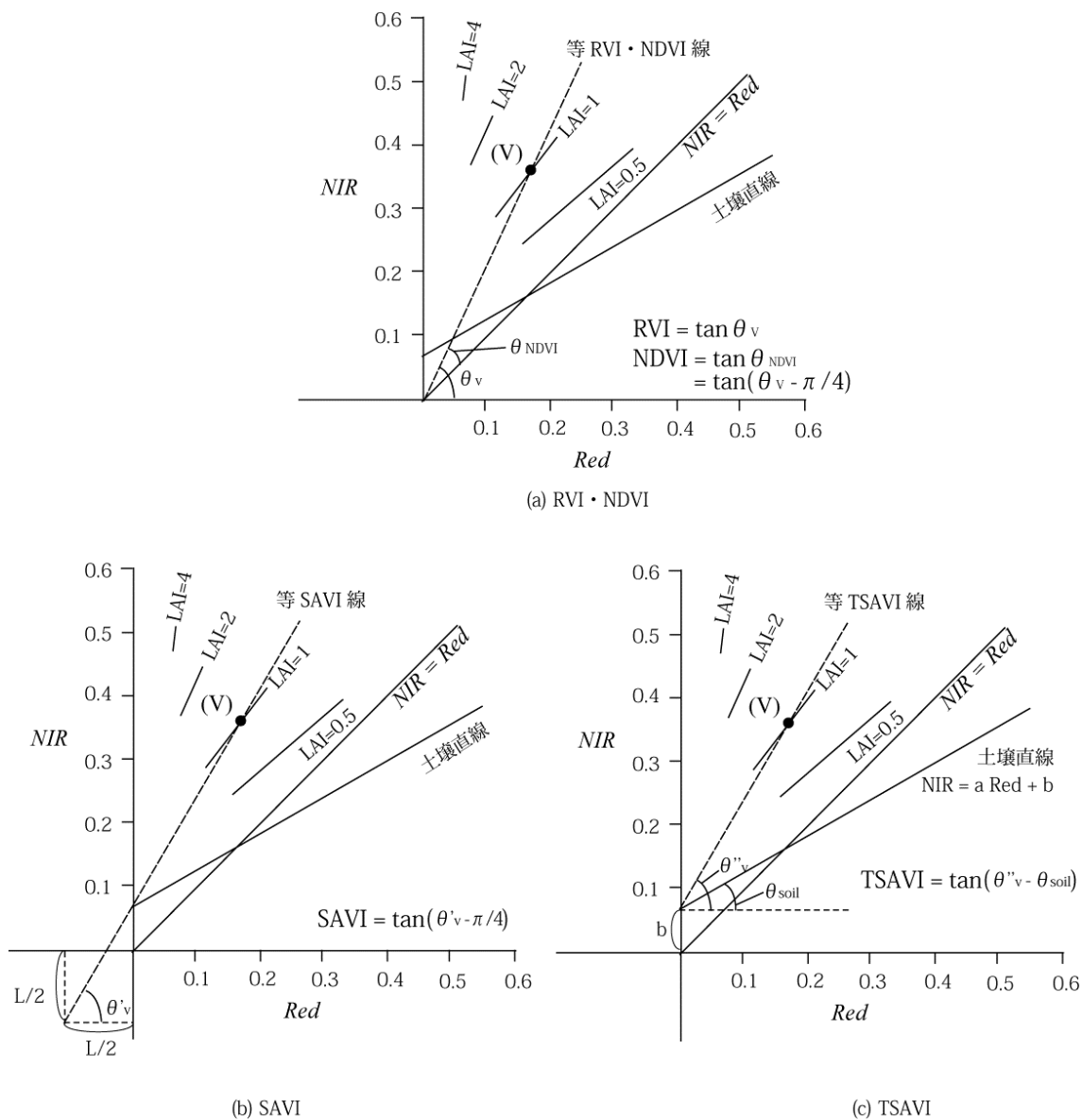
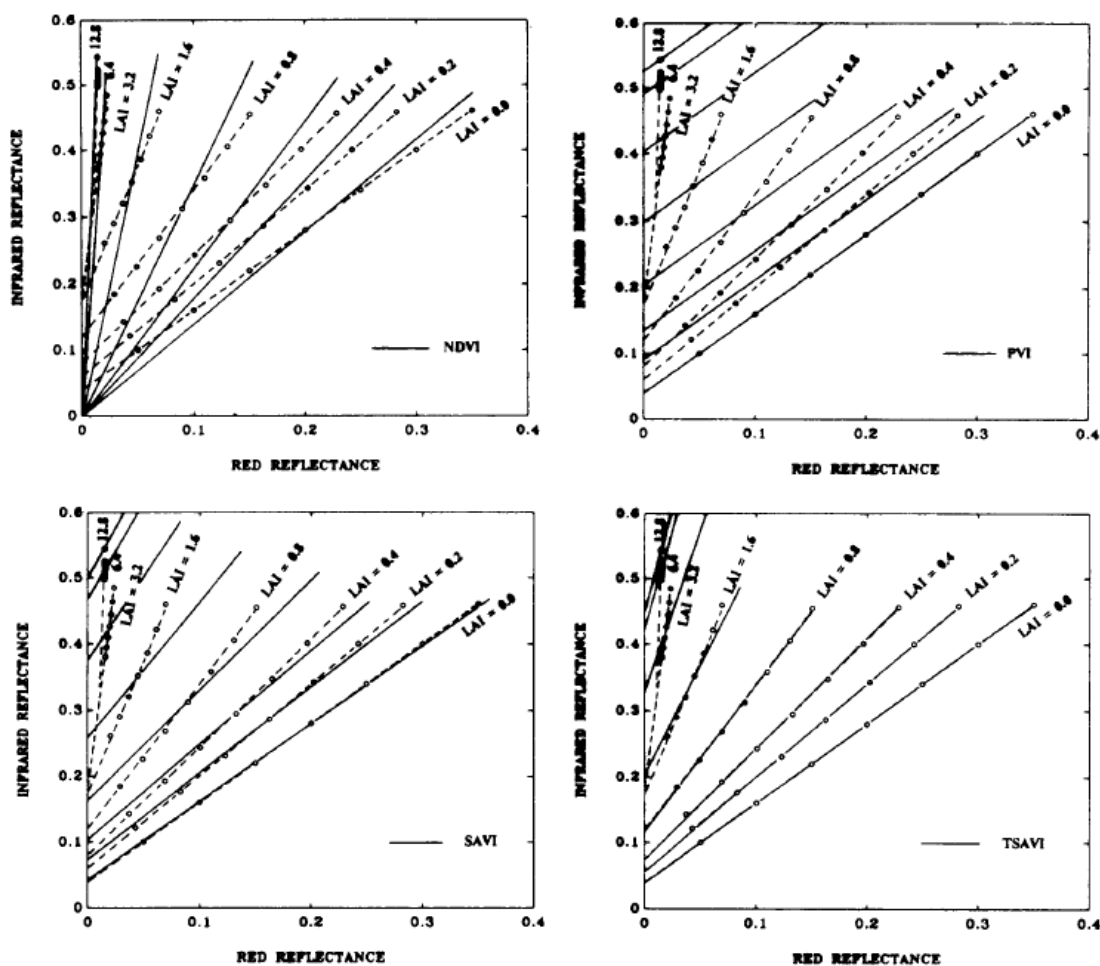


図 3.3 Red-NIR 空間上での各植生指数の幾何学的意味

見られるように、等値直線の回転の軸を土壤直線と NIR 軸の交点とし、植生地点 V と土壤直線 NIR 切片とを結ぶ直線と土壤直線の成す角の正接 ($\tan(\theta''_v - \theta_{soil})$) と定義され、次式のように表される。

$$TSAVI = \frac{R_{nir} - aR_r - b}{aR_{nir} + R_r - ab} \quad (3.9)$$

図 3.4 に見られるように、TSAVI の等値直線は LAI の等値直線と非常に近い挙動を示し (TSAVI 値が大きくなるにつれ、若干ながらずれが生じる)、植生指数としての説明力は高いといえる。しかし、TSAVI の算出にはその土地ごとの土壤直線係数 (傾き a および切片 b) が必要となる。



出典 : Baret and Guyot (1991) より転載

図 3.4 各植生指数の LAI との誤差

3.3 分析の方法および用いたデータ

3.3.1 分析の概要

前述の通り,本章の目的は対象地イラクにおける年ごとの農地作付面積の変動をとらえることにある.イラクの農地面積については灌漑農地が319万ヘクタール,農地総面積が760万ヘクタールであるといわれているが(FAO,2003),これらはいくまで潜在的な値であり,年々変動する実際の作付面積は明らかにされていない.また,水資源およびその他の制約のため,作付面積は年によって変動している可能性が高い.従って,本章では衛星リモートセンシングデータを用いて定期的に対象地を観測することにより,作付面積変動の定量的把握を試みる.

高解像能衛星の可視光画像から目視で確認されるイラクの平均的圃場区画は一辺100メートルから数百メートル程度である(図3.5).この規模の農地の状況を判定するには,最低でもLandsat TMMのような分解能数十メートル程度のセンサの画像を用いることが望

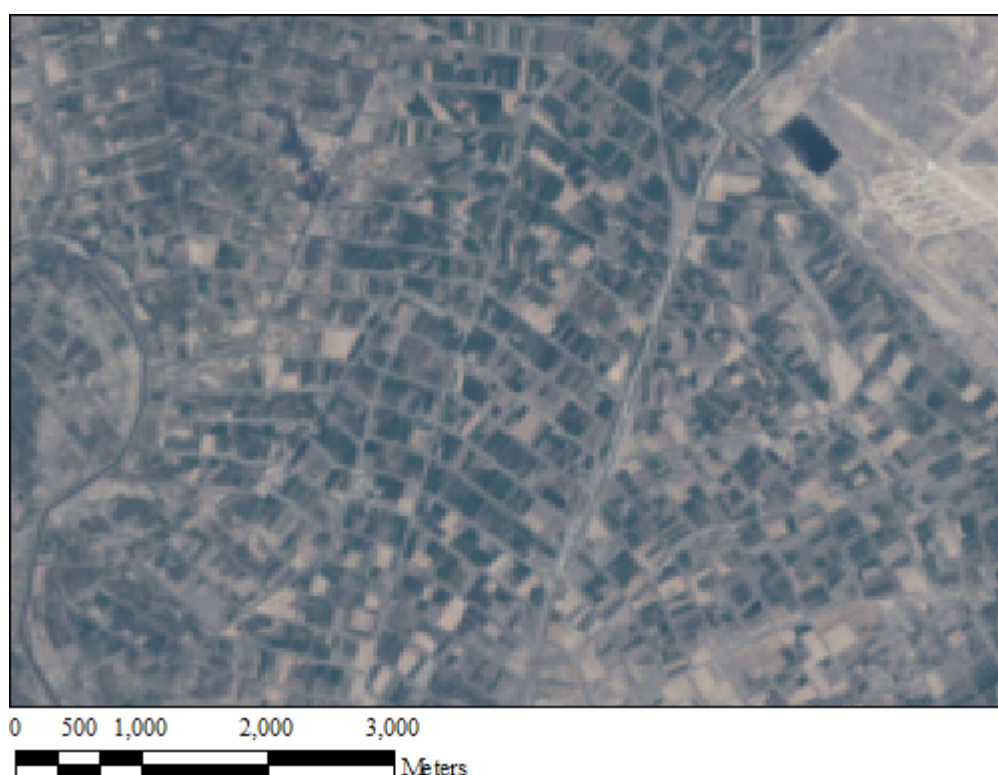


図 3.5 イラクの標準的農地区画
(Landsat TM/ETM+画像 2000年3月. Path/Row: 168/37. バグダッド郊外)

ましい。一方で、本章で行う解析には以下のような制約が伴う。第一に、作付面積（収穫面積）を各年同条件で推定するには毎年同じ生育ステージ（収穫期）の画像を解析する必要があるが、作物の植生指数がピークの状態にあるのは長くて1ヶ月程度である。一方でLandsat衛星の回帰日数は16日であり、もし収穫期の画像に雲が含まれていた場合、他の時期の同シーン画像を使って雲の影響を除去することができない。第二に、仮に雲影響の問題が無視できたとしても、対象域はLandsat画像6シーン程度の空間的広がりを持ち、これを年間最低2シーン、20年分解析するとなると200シーン以上のLandsat画像を入手しなければならなくなり、経済的コストの観点からも困難である。第三に、本分析では分析対象期間（1982年～2000年）であるが、Landsat衛星は1993年に打ち上げられた第6号が軌道投入に失敗したため、第7号が打ち上げられた1999年までの間のデータに欠損がある¹³。以上のような理由から、本章の分析をLandsat TMの画像のみで行うことは困難である。

そこで、本章では、まず同時期のLandsat TM画像とNOAA/AVHRR画像を比較することで、NOAA/AVHRR画像からその時期の作付面積を推定するための推定式の決定を行った。推定式の決定は、3.2.1で触れた一般線形ミクセルモデル、3.2.2で触れたVegetation Fractionの2つのアプローチを行った。Vegetation Fractionモデルにおいて用いる植生指数としては、対象地における土壌反射の影響の大きさを考慮し、3.2.3で紹介したTSAVIを用いた。そして、その推定式を他の時期（年）のNOAA/AVHRR画像にも適用することで各年の作付面積の推定を行った（図3.6）。

¹³ 1993年から1999年の間にもLandsat 5号（1984年打ち上げ）はデータの収集を行っていたが、この時既に設計寿命である3年を超えており、データの質に問題がある。

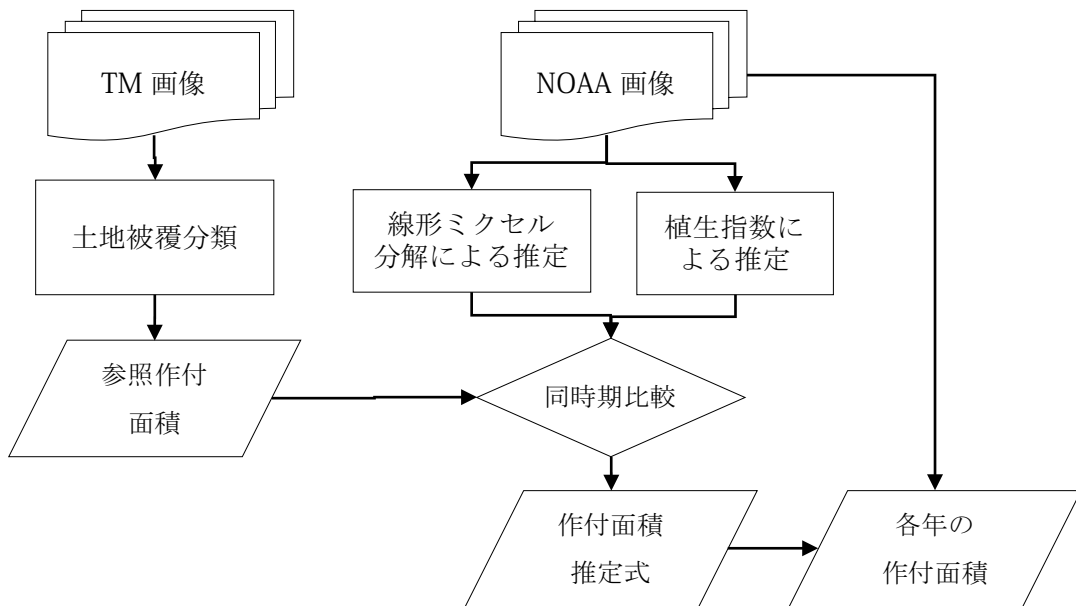


図 3.6 本章の分析の流れ

3.3.2 分析対象時期の決定

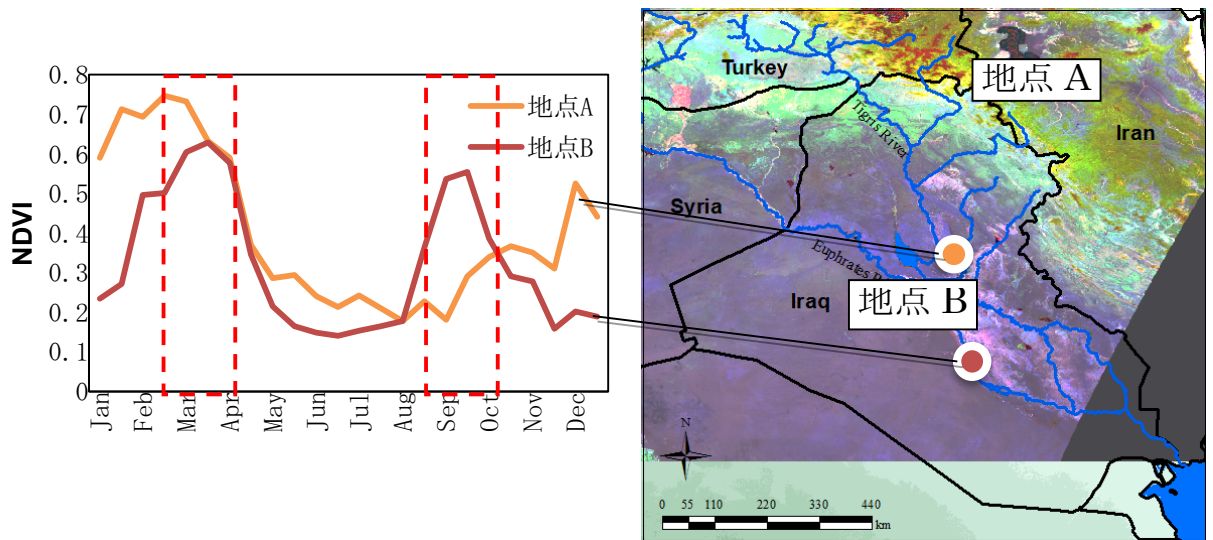
分析対象期間の各年の作付面積を衛星リモートセンシングにより評価する場合、理想的には作付期間を通して連続的に地上の状況を観測しその積算情報を評価すべきである。しかし、植物の生育スピードは地域によってばらつきがあるため、そういったばらつきが観測誤差を生む可能性が高い。そこで、ここでは植生の生育が飽和し安定状態にある収穫直前の様子を衛星で観測することにより、作付面積を推定することとした。

表 3.1 はイラクの主要作物の作付カレンダーである。これによると小麦、大麦は4月に、メイズ、稲は9月にそれぞれ収穫が行われるとある。実際のイラク農地における植生指数 (NDVI) の変動を見てみると、表 3.1 の示すとおり、3~4月、8~9月にそれぞれピークを迎えている(図 3.7)。これらの情報より、各年の作付面積評価に用いる NOAA/AVHRR 画像は、撮影時期が3月後半および8月後半とした。グラウンドトゥールースとして用いる Landsat TM 画像については、作物の生育状況がほぼ飽和状態になっていると考えられる2月末から4月前半、7月末から9月前半のうち、雲の影響が少ない画像を用いることとした。

表 3.1 イラクの農作物作付カレンダー

	1月	2月	3月	4月	5月	6月	7月	8月	9月	10月	11月	12月
小麦												
大麦												
メイズ												
稲												

出典：FAO AQUASTAT



※Terra MODIS データより作成

図 3.7 イラクの農地の植生指数変動 (2002 年)

3.3.3 使用データ

Landsat TM データ

グラウンドトゥールースとして用いる Landsat 衛星および TM センサの諸元を得られた 4 時期の土地被覆分類画像（グラウンドトゥールース）のうち、2000 年春季と 2000 年夏季のものを、AVHRR 画像から作付農地を求める 2 つの推定式のパラメーター決定用に用い、1992 年夏季と 1999 年春季をそれらの検証用に用いることとした。

に示す。TM センサは全部で 7 の波長域チャンネルから構成されており、チャンネル 1 ～ 3 が可視光、チャンネル 4 が近赤外、チャンネル 5, 7 が短波長赤外、チャンネル 6 が熱赤外に対応している。

本章で用いた Landsat TM データはアメリカ地質調査所（USGS: United States Geological Survey）の Global Visualization Viewer ウェブサイト（<http://glovis.usgs.gov>）より取得した。配布されている Landsat TM データは放射輝度値や反射率ではなく、観測情報を 8 ビット（256 段階）に離散化した、物理的な意味を持たないデジタル値（DN）である。一般に、DN を直接用いても大まかな分析は可能であると言われているが、本章では厳密な分析を行うため、反射率への変換を行った。Landsat 7 Science Data User Handbook¹⁴によると、Landsat TM の各チャンネルの DN 値から放射輝度値（Radiance）に変換する式は次の通りである。

$$L = \left(\frac{DN}{255} \right) (L_{max} - L_{min}) + L_{min} \quad (3.10)$$

ここで、L は絶対放射輝度（ $\text{mW}/\text{m}^2 \cdot \text{sr}$ ）、DN はデジタル値、 L_{max} は各チャンネルの最大放射輝度（ $\text{mW}/\text{m}^2 \cdot \text{sr}$ ）、 L_{min} は各チャンネルの最小放射輝度（ $\text{mW}/\text{m}^2 \cdot \text{sr}$ ）である。そして、放射輝度値を反射率（Reflectance）に変換する式は次の通りである。

$$\rho = \frac{\pi \cdot L_{\lambda} \cdot d^2}{ESUN_{\lambda} \cdot \cos \theta_s} \quad (3.11)$$

ここで、 ρ は反射率、 L_{λ} は絶対放射輝度（ $\text{mW}/\text{m}^2 \cdot \text{sr}$ ）、 d は地球と太陽の距離（ AU^{15} ）、 $ESUN_{\lambda}$ は太陽からの平均入射量（ $\text{W}/\text{m}^2 \cdot \mu\text{m}$ ）、 θ_s は太陽天頂角である。

¹⁴ http://landsathandbook.gsfc.nasa.gov/pdfs/Landsat7_Handbook.pdf

¹⁵ astronomical unit (1AU = 149,597,870km)

(3.10および(3.11の諸定数を,各Landsatデータに附属するメタデータファイルより取得し,反射率への換算を行った.

表 3.2 Landsat 衛星および TM/ETM+センサの諸元

軌道要素	波長域 (μm)		空間分解能	観測幅
太陽同期軌道	チャンネル 1:	0.45~0.52	30m	185km
高度：約 705km	チャンネル 2:	0.52~0.60	30m	
傾斜角：約 98°	チャンネル 3:	0.63~0.69	30m	
回帰日数：16 日	チャンネル 4:	0.75~0.90	30m	
	チャンネル 5:	1.55~1.75	30m	
	チャンネル 6:	10.40~12.50	120m (60m*)	
	チャンネル 7:	2.18~2.35	30m	
	チャンネル 8*:	0.50~0.90	15m	

*ETM+センサのみ

表 3.3 NOAA 衛星および AVHRR センサの諸元

軌道要素	波長域 (μm)				空間分解能	観測幅
	チャンネル	AVHRR	AVHRR/2	AVHRR/3		
太陽同期軌道	1	0.55- 0.90	0.58- 0.68	0.50 - 0.68	1.1m	2700km
高度：約 833km	2	0.725- 1.10	0.725- 1.10	0.725-1.00	1.1m	
傾斜角：約 99°	3A	なし	なし	1.58-1.64	1.1m	
回帰日数：1 日	3B	3.550- 3.93	3.550- 3.93	3.55-3.93	1.1m	
	4	10.50-11.50	10.50-11.50	10.3-11.3	1.1m	
	5	なし	11.50-12.50	11.5-12.5	1.1m	

NOAA/AVHRR データ

各年の作付面積推定にはNOAA(The National Oceanic and Atmospheric Administration)衛星搭載 AVHRR (Advanced Very High Resolution Radiometer) センサを用いた。AVHRR センサの初号機は 1978 年, TIROS-N/NOAA (Television InfraRed Operational Satellite - Next-generation/NOAA)衛星に搭載され打ち上げられた。その後 1981 年, それまで 4 チャンネルだった観測波長帯に熱赤外チャンネルが追加された AVHRR/2 が NOAA-7 衛星に搭載され打ち上げられた。さらに, 1998 年には中間赤外チャンネルが追加された AVHRR/3 が NOAA-15 に搭載され打ち上げられた。

NOAA 衛星および AVHRR 衛星の諸元を表 3.3 に示す。チャンネル 1 が可視光 (赤), チャンネル 2 が近赤外, チャンネル 3 (A, B) が中間赤外, チャンネル 4, 5 が熱赤外波長帯に対応している。AVHRR センサは分解能こそ最大 1.1km と粗いが, 観測幅が 2,800km と広範囲に及び, 24 時間という短い回帰周期が可能となっている。

本分析では, 地表の植生を観測するため, 可視光赤に対応するチャンネル 1, 近赤外に対応するチャンネル 2 をそれぞれ用いた。

また, 実際に分析に用いるデータとしては, NOAA/AVHRR の派生プロダクトである Pathfinder AVHRR Land (PAL) データを用いた¹⁶。PAL データは, 空間解像度こそ 10km と 10 日分の画像を合成することにより雲の影響を除去している。また異なる衛星プラットフォーム間で発生する放射較差補正ならびに大気補正済みプロダクトである (James et al., 1994)。

FAO 全球デジタル土壌地図

本章で用いる植生指数 (TSAVI) の算出には, 土壌分類ごとに固有の土壌直線 (soil line) の諸定数を求める必要がある (3.2.3 参照)。それぞれの地域の土壌分類分布は, FAO の公開する Digital Soil Map of the World (DSMW) の情報に依拠した¹⁷。DSMW は, 1974 年と 1978 年に FAO と UNESCO が共同で作成した 500 万分の 1 スケールの Soil Map of the World をデジタル化したものである。Soil Map of the World は全 106 の土壌分類が 26 のグループに分類されている (FAO, 1974)。DSMW の概要を図 3.8 に示す。

¹⁶ PAL データは元々 NASA GSFS により無償配布されていたが, 分析を行う時点で配布が終了していたため, 千葉大学環境リモートセンシングセンター近藤昭彦教授よりご提供いただいた

¹⁷ <http://www.fao.org/nr/land/soils/digital-soil-map-of-the-world/en/>

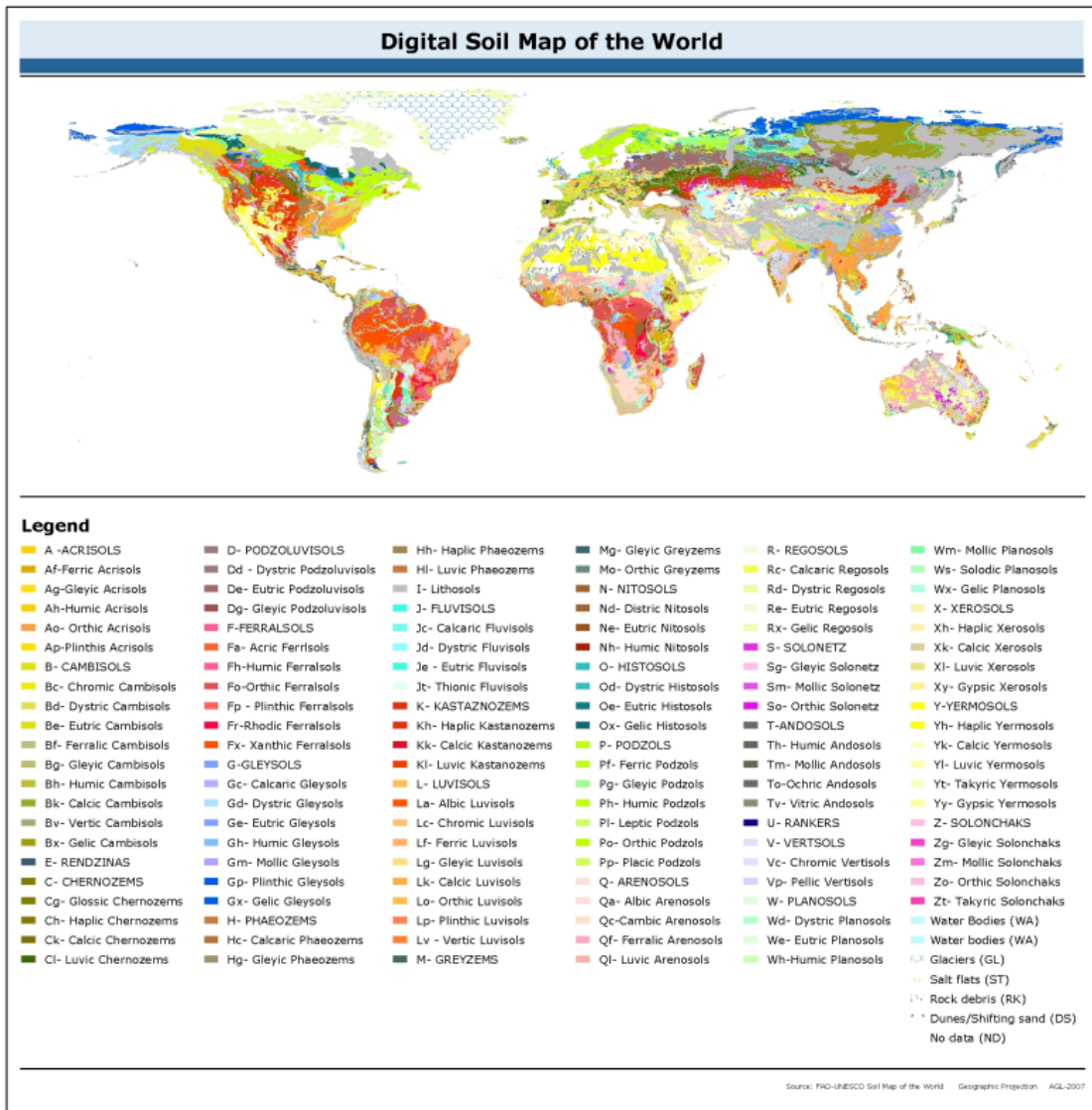


図 3.8 FAO Digital Soil Map of the World の概観

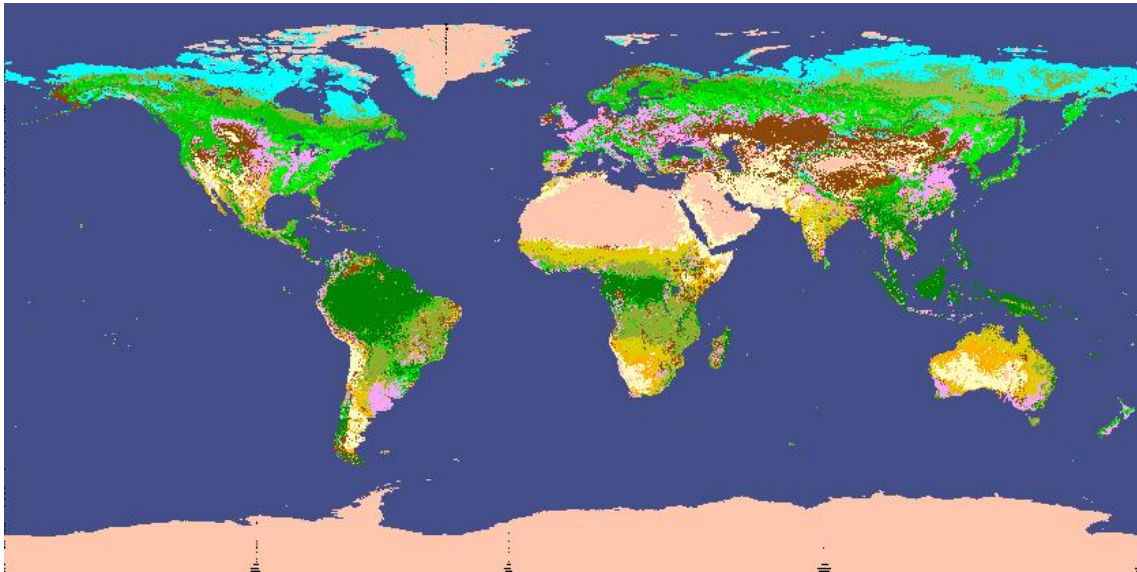


図 3.9 UMD/GLCF 全球土地被覆分類データの概観

(肌色の箇所が裸地に対応)

UMD/GLCF 全球土地被覆データ

TSAVI 算出に用いる係数決定には、前項の土壌分類情報に加え、裸地の分布を把握する必要である。裸地地域の抽出には、メリーランド大学 Global Land Cover Facility (GLCF) の配布する全球土地被覆データを用いた¹⁸。本データセットは 1981 年から 1994 年の間に取得された NOAA/AVHRR データを元に作成されており、全世界を対象に、最大 1km の空間解像度で 14 の土地被覆に分類されている (図 3.9)。

3.3.4 Landsat TM 画像による参照作付農地画像の作成

AVHRR 画像から農地作付面積を推定するためには、実際の土地被覆状況 (グラウンドトゥールース) に関する情報が必要である。本来であればグラウンドトゥールースは現地踏査にもとづき収集されるべきである。しかし、対象域であるイラクは広域である上に、内情不安定のため、現地踏査によるグラウンドトゥールース収集は困難である。そこで、代替的な情報として、Landsat 画像より作成した土地被覆分類画像を以てグラウンドトゥールースとすること

¹⁸ <http://glcf.umd.edu/data/landcover/>

とした。Landsat 画像については、アメリカ地質調査所 (USGS: United States Geological Survey) の Global Visualization Viewer¹⁹ウェブサイトより取得した。

解析には図 3.10 に示す 5 シーンの Landsat TM 画像 PATH/ROW を使用した。これらの 5 シーンによりイラクの主要灌漑農業地帯はすべてカバーされている²⁰。

グラウンドトゥールズとして用いる Landsat 画像には次のような条件を満たすものとした。第一に、撮影時期が 3.3.2 で決定された収穫期間内 (2 月末から 4 月前半, 7 月末から 9 月前半) であること。第二に、図 3.7 で示した 5 シーンのいずれもが雲量 10% を下回っていることである。これらの条件を満たす Landsat 画像を入手できたのは、1992 年夏季, 1999 年春季, 2000 年春季, 2000 年夏季の 4 時期であった (表 3.4)。これら 4 時期について土地被覆分類を行った。

土地被覆分類には教師無し分類法である ISODATA 法を用い、使用データは各 Landsat 画像の 1~7 チャンネルとした。本分析において中心的な分析対象である作付農地被覆を正確

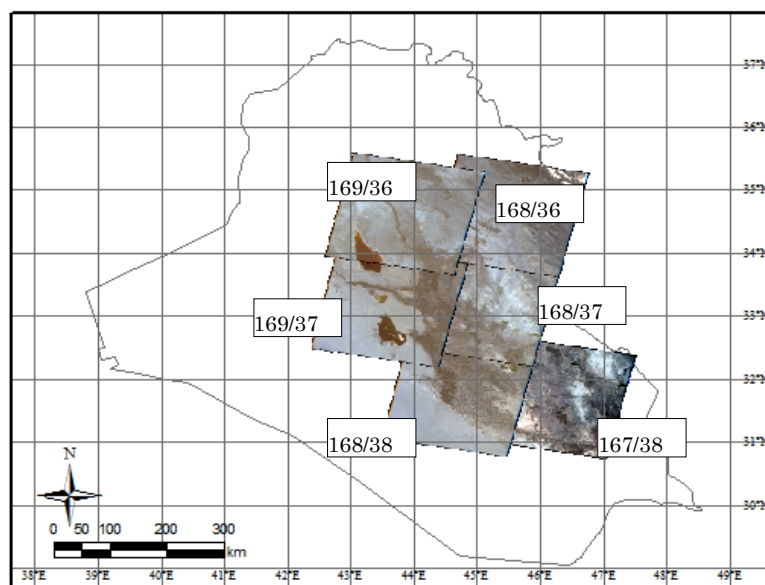


図 3.10 分析に用いた Landsat 画像の Path/Row

¹⁹ <http://glovis.usgs.gov>

²⁰ イラク北部にも植生帯が見られるが、これは主に放牧地および天水農業に用いられている。また、最南部にも同じく植生帯が見られるが、これは湿地帯である (Beaumont, 1988)。従って、これらの地域は本章の分析対象に該当しない。

に抽出するため、まず ISODATA 法で各 Landsat 画像を 30 カテゴリの土地被覆に分類し、得られた画像をトゥルーカラー画像および植生指数 (NDVI) 画像と比較しながら、作付農地、水面、裸地の 3 カテゴリに再分類した。なお、対象域は降水量が少なく、自然状態では植生の繁茂が起こりにくいため、明らかに作付が行われていると思われる圃場と同じカテゴリに分類されたピクセルは全て作付農地であると仮定した。

得られた 4 時期の土地被覆分類画像 (グラウンドトゥールース) のうち、2000 年春季と 2000 年夏季のものを、AVHRR 画像から作付農地を求める 2 つの推定式²¹のパラメーター決定用に用い、1992 年夏季と 1999 年春季をそれらの検証用に用いることとした。

表 3.4 使用した Landsat TM/ETM+画像

分析期	Path	Row	撮影日	雲割合
1992年夏季	167	38	1992/8/18	10%
	168	37	1992/8/9	10%
	168	38	1992/8/18	10%
	169	36	1992/8/16	0%
	169	37	1992/8/16	10%
1999年春季	167	38	N/A	N/A
	168	37	1999/3/14	0%
	168	38	1999/3/14	0%
	169	36	1999/3/5	0%
	169	37	1999/3/5	0%
2000年春季	167	38	2000/3/9	9%
	168	37	2000/2/29	0%
	168	38	2000/3/16	0%
	169	36	2000/3/15	10%
	169	37	2000/3/15	0%
2000年夏季	167	38	2000/7/31	0%
	168	37	2000/8/31	0%
	168	38	2000/8/23	0%
	169	36	2000/8/14	0%
	169	37	2000/8/14	0%

²¹ 春季と夏季では作付品目、作付形態が異なるため、それぞれ別の推定式を用いることが適当であると考えた。

3.3.5 AVHRR 画像を用いた作付面積推定式の決定

Landsat-AVHRR 間の画像比較方法

本節で紹介する分析では、AVHRR 画像から得られる分光反射率とそれに対応する Landsat データより得られた作付農地面積を、AVHRR のピクセルごとに一対比較することにより、両者の関係の推定を試みた。しかし、一般に 2 画像間の比較を行う場合、1 ピクセル以内の画像間のずれを幾何補正することは原理的に困難である。特に、本分析で用いた AVHRR (PAL) データは、1 ピクセルが 10km 四方と大きいため、少しの幾何的なずれが大きな誤差を生みかねない。一方、比較を行う領域を拡大すると、たとえ幾何学的なズレの量は同じだとしても、比較領域内に占めるズレの割合は縮小する。例えば、仮に Landsat 画像と AVHRR 画像の間に AVHRR のピクセルサイズで 1/3 ピクセル分のずれがあった場合、画像間比較を AVHRR 1×1 ピクセルごとで比較すると、画像間の空間的重複率は AVHRR ピクセルの 44%にとどまってしまう（残りの 51%は隣接するピクセルのデータを比較することになるため、真値からのずれが生じる）。しかし、比較領域を 2×2 ピクセルに拡張すると、同じだけのずれがあっても、重複率はおよそ 69%となり、ノイズが半減する。同様に、比較領域を 3 ピクセル、4 ピクセルと増やしていくと、重複率は 79%、84%と増加していく（図 3.1 1）。一方、比較領域を広げていくと、分析対象域内で収集できるデータのサンプル数も減少してしまい、回帰の精度に悪影響を及ぼす。そこで、本分析では AVHRR ピクセル 4×4 の領域で画像間比較を行うこととした。

線形ミクセルモデルを用いた方法

前節において紹介した通り、ミクセル分解のための一般式は式 (3.1) および式 (3.2)

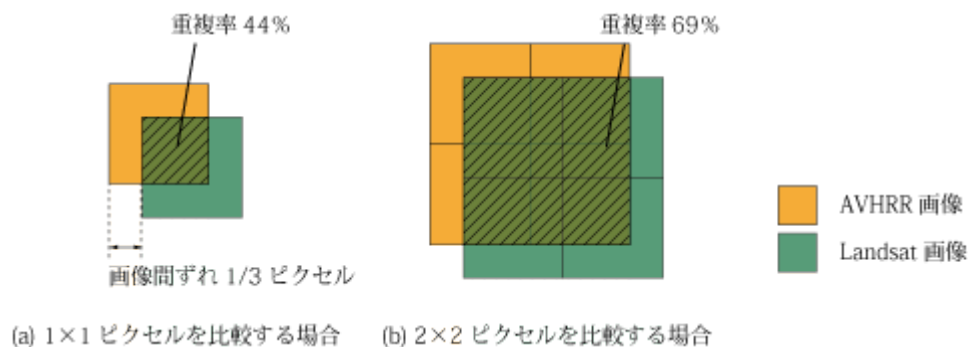


図 3.1 1 画像間の比較領域を拡大することによる重複領域率の変化

のように定義される。ここで問題となるのは各土地被覆カテゴリのエンドメンバーの反射率

の決定方法である。既往研究においては目視によってピュアピクセル（ピクセル内が全て同一土地被覆カテゴリによって占められているピクセル）を同定し、その反射率データを収集するという方法も用いられているが、本分析が用いる PAL データのようにピクセルサイズが 10km と大きい画像の場合、ピュアピクセルを同定することは容易ではない。

そこで本研究では、AVHRR データのバンド 1（可視光赤）とバンド 2（近赤外）それぞれの反射率データを用いて式（3.3）にみられるような連立方程式を立て、各カテゴリの被覆率 a_k は Landsat 画像より得られた土地被覆分類結果をグラウンドトゥールース情報として代入し、Inamura（1988）が用いた最適化手法（二次計画法）を用いて各カテゴリのエンドメンバー反射率を決定するという方法を採用した。

分類カテゴリとしては山形(1997)などにおいて用いられている植生・土壌・水面(VSW)の3種類とした。分類カテゴリを3種類に限定することは、実際には草地、低木地、都市など種々存在する土地被覆カテゴリの情報を捨象することになってしまう。しかし、本分析においては参照する土地被覆のグラウンドトゥールース情報は現地踏査によって得られたものではなく Landsat 画像の分類によって得られたものであり、分類カテゴリ数を多くした場合、誤分類による影響を無視できなくなる恐れがある。また、分析の対象とするイラクは乾燥地帯のため植生の多様性に乏しく、（植生の大部分は低草木および人間の手によって育成された作物である）。加えて、建物や道路といった人工物の被覆割合もきわめて小さいことから、植生・土壌・水の3カテゴリによって地上情報の大部分は説明可能であると判断した。

具体的な手順としては、対象域の AVHRR 画像の各ピクセルに識別番号を振り、各ピクセルに対応する PAL の可視光反射率、近赤外反射率、そして土地被覆分類画像より得られる植生・土壌・水域の面積を集計した。線形ミクセルモデルが成立する場合、ピクセル i において可視光赤、近赤外バンドについて次式が成り立つ。

$$\rho_{sim}^i = a_v^i m_v + a_s^i m_s + a_w^i m_w \quad (3.12)$$

ここで ρ_{sim} は m を変化させた結果得られる値をピクセル i の推定反射率、 a はピクセル i におけるカテゴリ被覆率、 m は各カテゴリのエンドメンバー反射率、 v, s, w の添え字はそれぞれ植生、土壌、水域を示す。これについて、AVHRR データより得られるピクセル i 可視光、近赤外の反射率 ρ_{obs}^i とした場合、 $\sum(\rho_{sim}^i - \rho_{obs}^i)^2$ を最小とするような m を最適化手法によって求めた。

Vegetation Fraction モデルを用いた方法

ここでは、3.2.2において触れた植生指数 (VI: Vegetation Index) と植生被覆率 (VF: Vegetation Fraction) の関係 (Vegetation Fraction モデル) に着目する (Gutman and Ignatov, 1998).

Vegetation Fraction モデルでは、植生タイプを単一と見なすモデルと、異なる植生タイプが混成するモデルが存在する。単一植生モデルにおいて、あるピクセルの植生指数は次式のように表される。

$$VI = VF \cdot VI_g + (1 - VF)VI_0 \quad (3.13)$$

ここで、VI はピクセルの植生指数値、 VI_g は当該植生完全被覆時の植生指数値、VF は植生被覆率、 VI_0 は裸地の植生指数値である。これを VF に関する式に変形すると、

$$VF = \frac{VI - VI_0}{VI_g - VI_0} \quad (3.14)$$

となり、VF は VI の一次関数であることがわかる。しかしながら、実際の VI-VF 関係を見ると、VI の値が同じであっても、それに対応する VF にはバラツキがあり、両者が一対一対応しているとは考えにくい (図 3.2 2)。従って、本分析において単一植生モデルを用いることは適切ではない。

そこで、本分析では、各 AVHRR ピクセルに含まれる作付農地には、同じ VI 値に対し、高い VF を取る農地 (低密度農地)、低い VF を取る農地 (高密度農地) の2種類が存在し、その存在比率 ($\alpha : 1 - \alpha$) がピクセルにより異なると仮定した (図 3.1 2)。このような仮定を混合植生モデルの式 (3.7) に当てはめると次のようになる。

$$VI = VF_{Low} \cdot VI_{gLow} + VF_{High} \cdot VI_{gHigh} + (1 - VF_{Low} + VF_{High})VI_0$$

ただし

$$VF_{Low} = \alpha \cdot VF$$

$$VF_{High} = (1 - \alpha) \cdot VF \quad (3.15)$$

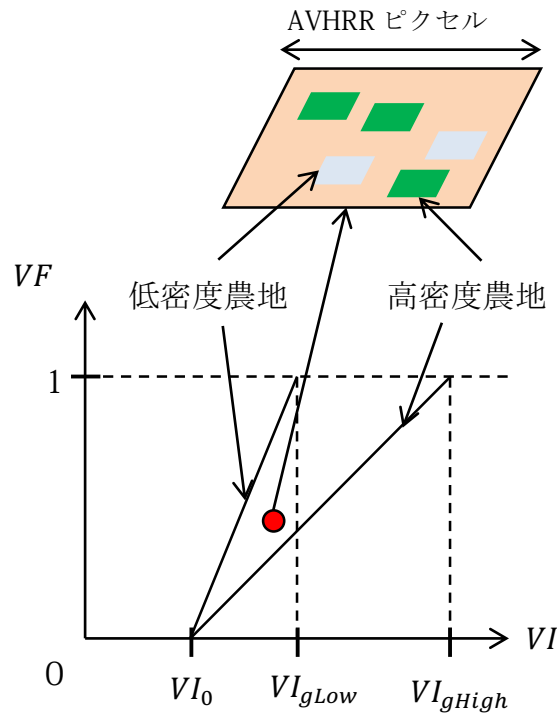


図 3.1 2 2 カテゴリ混合植生モデルの概要

ここで、 VF_{Low} 、 VF_{High} は低密度植生および高密度植生の被覆割合、 VI_{Low} 、 VI_{High} は低密度植生および高密度植生の完全被覆時の植生指数である。この式を変形して、植生被覆率 ($VF = VF_{Low} + VF_{High}$) を求めると、次式のようなになる。

$$VF = VF_{Low} + VF_{High} = \frac{VI - VI_0}{\alpha VI_{gHigh} + (1 - \alpha) VI_{gLow} - VI_0} \quad (3.1 6)$$

式 (3.1 6) において、 VI はそれぞれの年、それぞれのピクセルによって変動する値である。一方、 VI_{gHigh} 、 VI_{gLow} 、 VI_0 は全分析を通して変わらない定数である。 α は、それぞれのピクセルに固有の値である (年ごとの変動はない) と仮定した。これらの定数 (VI_{gHigh} 、 VI_{gLow} 、 VI_0 、 α) の決定には、非線形計画法である GRG (Generalized Reduced Gradient) 法を用いた (Landson, et al., 1978)。

得られた諸定数の値と、年ごと（春季・夏季）の植生指数（TSAVI）を式（3.16）に代入し、各ピクセルのVFを算出した。各ピクセルの面積は既知のため、これにVFをかけることで、各ピクセルの作付面積を決定した。

3.3.6 TSAVIの算出

前項のVegetation Fractionモデルを用いた作付面積推定に用いる植生指数としては、3.2.3における議論を踏まえ、TSAVI（Transformed Soil Adjusted Vegetation Index）を用いた。

式(3.9)に見られるように、TSAVIの算出には、可視光赤、近赤外の反射率以外にも、土壌直線に関する係数（傾き、切片）を必要とする。これらは土壌タイプにより異なる（Huete et al., 1988）。本章が対象とする空間領域は数百 km 規模にもおよび、この中の土壌タイプが一樣であるとは考えにくい。そこでここではFAOの公開するDigital Soil Map of the World（以下、DSMWと省略）を用い、対象域内に含まれる土壌タイプそれぞれの土壌直線の係数を求め、TSAVI算出の際は個々のピクセルの土壌タイプに応じた土壌直線係数を用いることとした。

土壌直線の係数決定の大まかな手順は以下の通りである。

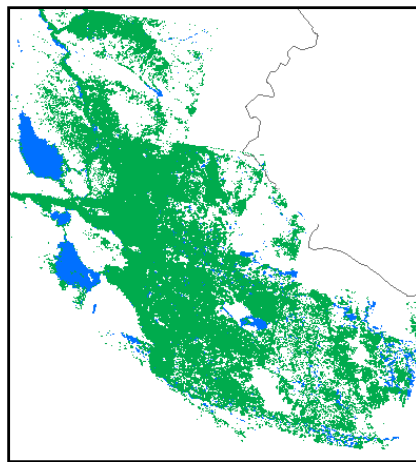
1. DSMWを用いて、対象地内に存在する土壌タイプを同定する。
2. 抽出された土壌タイプの分光反射特性を特定するために、各土壌タイプのトレーニングサンプルを全球規模で収集する。ただし、収集されたサンプルの中には土地被覆が裸地土壌以外のもの（すなわち反射特性が土壌直線と異なるもの。例えば森林、都市など）も含まれているため、この中で土地被覆が裸地であるもののみを抽出する。
3. 抽出された各土壌タイプの被覆域について、PALデータのCh1（赤）とCh2（近赤外）の反射率データを収集する。
4. 得られた各土壌タイプの反射率データを線形回帰し、最小二乗法により回帰直線（土壌直線）のパラメータを決定する。

なお、上記2の土地被覆情報には全球規模の土地被覆分類データとして最も一般的なメリーランド大学地球土地被覆観測センター（UMD/GLCF: Global Land Cover Facility, University of Maryland）が公開する土地被覆分類データセット UMD Land Cover Classification（空間解像能 8km）を用いた（Hansen et al., 2000）。

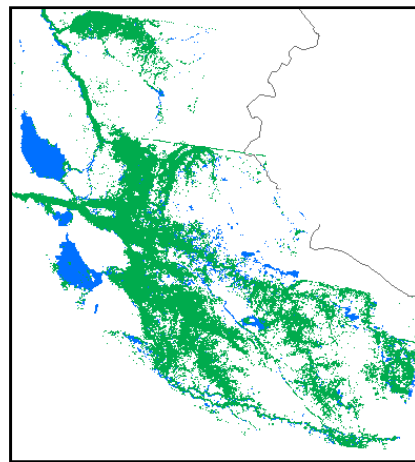
3.4 結果および考察

3.4.1 Landsat TM/ETM+画像による参照作付面積の推定

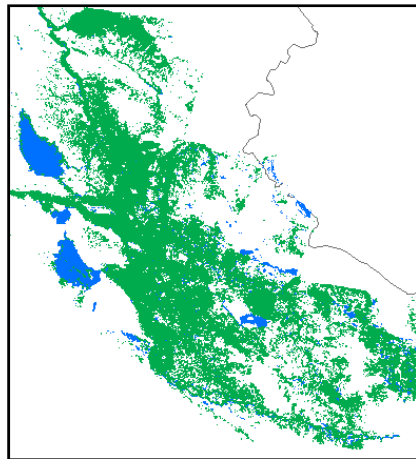
表 3.5 に示す Landsat 画像の各チャンネル反射率データ (DN 値より変換) を元に, ISODATA 法で土地被覆分類した結果を図 3.1 3 に示す. また, その一部を拡大したものを図 3.1 4 に示す. 図 3.1 4 より, 空間分解能 30m の Landsat 画像が一つ一つ圃場を再現できていることが見て取れる. また, 全ての圃場を無差別に抽出するのではなく, 可視光や近赤外を中心とした情報をもとに, 十分な作付が行われている地点のみが抽出されているのが見て取れる. 水面についても, 湖沼の他にも河川や運河も認識することができた.



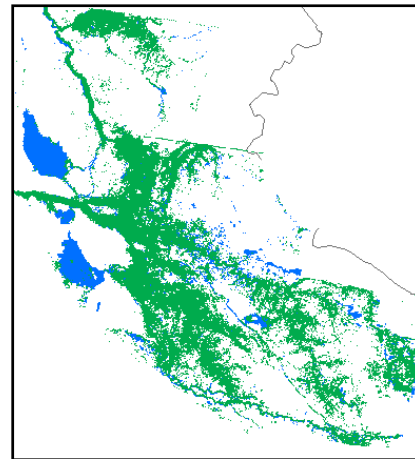
1999年春：80.9万 ha



1992年夏：50.7万 ha



2000年春：59.2万 ha



2000年夏：41.2万 ha

図 3.1 3 Landsat 画像による分類結果



図 3.1 4 Landsat トゥルーカラー画像 (左) と分類画像 (右)

1992年夏季, 1999年春季, 2000年春季および夏季の分類結果は表 3.5の通りとなった。水面面積は植生に匹敵する割合を示しているが, このうち 99%以上は Tharthar 湖, Razzaza 湖, Habbaniyah 湖, Dibbs 湖といった湖によって占められており, これらの湖以外の水域は非常に僅かである。対象地の灌漑農地面積は文献に見られる値によるとティグリス川・ユーフラテス川合わせて 250万~300万 ha であるが(Beaumont, 1988; Shahin, 1989; Kolars, 1992; Kliot, 1994), 本分析による見積もりは, 主な作付期である春季でも最大で 80.9 万 ha, 夏季は 50.7 万 ha と, 春季と夏季を合計しても文献値の半分以下という結果となった。繰り返しになるが, 上記文献において明確な算出方法に関する説明は皆無であり, また, いずれにおいても年ごとの作付農地面積の変動についての言及がなされていないことから, 上記文献値は「実作付面積」というよりは「灌漑可能農地面積」(英語で表記すると Area equipped with irrigation facility) である可能性が高い。従って, 実際の作付割合が総灌漑農地面積の半分以下という結果は, イラクの水利用状況や水利施設の劣化を考慮すると, 不自然ではない。年ごとの作付面積の変動を唯一報告しているのが, FAO や米国農務省 (USDA: United States Department of Agriculture) の発表する年次統計である (FAOSTAT, 2010; USDA/PSD, 2010)。これらの統計によると, FAO の示す収穫面積が 108 万~459 万 ha, USDA が 110 万~431 万 ha である。また, 本分析が対象とした 1992 年, 1999 年, 2000 年については, FAO がそれぞれ 391 万 ha, 271 万 ha, 248 万 ha, USDA が 361 万 ha, 174 万 ha, 154 万 ha であった。FAO, USDA 両者とも本分析による推定値の 1.5~2 倍程度の値を示していた。このような乖離の原因はいくつか考えられる。第一に, 上記統計の収穫面積は天水農地と灌漑農地の区別をしていない。そのため, イラク北部に分布する天水農業地帯の面積を含んでいる可能性がある(本研究の目的はイラクの水資源状況について

表 3.5 土地被覆分類の結果

	植生	水域
1992 年夏季	507,000	422,000
1999 年春季	809,000	424,000
2000 年春季	592,000	423,000
2000 年夏季	412,000	422,000

単位: ha

分析することであるため、水収支への影響が小さい天水農地は分析の対象から除外する)。第二に、これらの統計はいずれも全世界的なものであり、個々の国での調査データについて個別の調査を実施するかわりに、統計の情報源として二次データ(その代表例は各国による申告値)に依存している。そのため、これらのデータは実際の作付面積を正確に再現していないという可能性も棄却できない。

以上に見るように、本分析の結果の妥当性を外部データなどと比較検証することは困難である。しかし、前段落に見るような既報告値の持つ構造的問題を考慮すると、本分析の結果は一定の説得力を持つものであるといえる。これらの点を踏まえ、以下ではこれらの値を参照作付面積(グラウンドトゥールズ)として議論を進めていく。

3.4.2 線形ミクセルモデルを用いたカテゴリ分解法

3.4.1において土地被覆分類を行った4時期について、3.3.5に示した線形ミクセルモデルを用いたカテゴリ分解を試みた。

はじめに、対象域におけるピクセルごとの反射率を可視光赤バンドと近赤外バンドのスペクトル空間にプロットしたものを示す(図 3.15)。プロットは緩やかながら山形(1999)の報告にあるような三角形形状を示した。この三角形の底辺は土壌直線を意味し、左下頂点は水のエンドメンバー反射率を、右上は土壌、左上は植生のエンドメンバー反射率であることが示唆される。

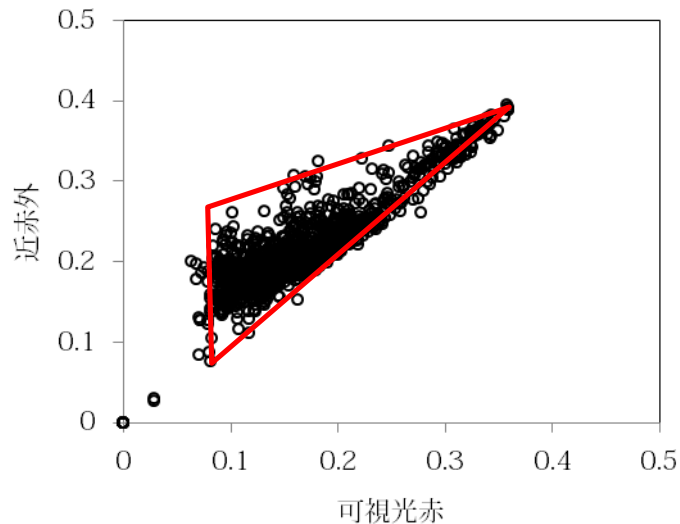


図 3.15 対象域のピクセル反射率分布 (2000年春季)

次に、AVHRR の各ピクセルに対応する反射率データおよび 3.4.1 において求めた植生、土壌、水域の分布データについて式 (3.1 2) のような式を連立させ、 $\sum(\rho_{sim}^i - \rho_{obs}^i)^2$ を最小とするようなエンドメンバー反射率を二次計画法によって求めた。

計算の結果得られたエンドメンバー反射率は表 3.6 の通りとなった。既往の文献および図 3.1 5 からも植生および水は可視光赤、近赤外ともに 0~0.5 の反射率を取るはずであるが、いずれも反射率 0 という結果となった。この値は明らかに非現実的である。表 3.6 は 2000 年春季の結果だが、これ以外の時期についても同様の結果となった。

表 3.6 得られたエンドメンバー反射率 (2000 年春季)

被覆カテゴリ	エンドメンバー反射率 (可視光赤, 近赤外)
植生	(0.000, 0.000)
土壌	(0.218, 0.253)
水	(0.000, 0.000)

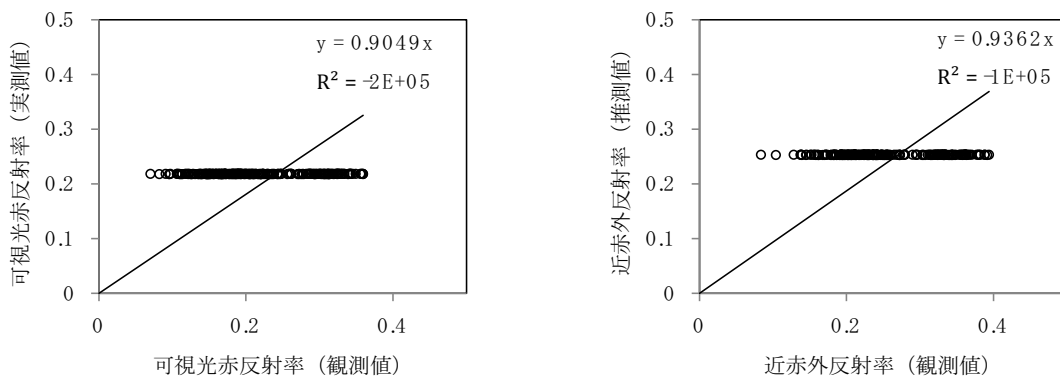


図 3.1 6 対象地の観測反射率とミクセル分解による推定反射率 (2000 年春季)

このような結果となった原因を考察するために、まず対象地の観測反射率 (ρ_{obs}) およびミクセル分解によって得られたエンドメンバー値を使って求めた推定反射率 (ρ_{sim}) をプロットしたものを図 3.16 に示す。図からもわかる通り、可視光・近赤外ともに推定値は観測地のばらつきをならすように分布している。線形ミクセルモデルは任意の領域の分光反射率をカテゴリ毎の反射波を合成したものであるということを前提としているが、本分析の結果は、ピクセル毎の土地被覆構成が異なるにもかかわらず、結果として表れる分光反射率は同程度であるということを示唆している。二次計画法による最適化がこのような結果をもたらした背景にあるのは、対象地における極端に偏った土地被覆パターンである。表 3.5 に見られるように、対象地の実に 90% 以上は土壌という単独のカテゴリによって占められている。AVHRR のピクセルごとの土地被覆分布を見ると、全部で 85 ピクセルあるうちの 8 ピクセルは 100% 土壌のみで覆われており、土壌以外の被覆率が 1% 未満のものも加えると、20 ピクセルと約 4 分の 1 にも及ぶ。こういった土壌のみによって構成されているピクセル間においても AVHRR による観測反射率は異なるため、二次計画法によるエンドメンバー反射率の最適化はこのような土壌のみのピクセル間の反射率誤差を是正することが中心に行われ、一方で植生や水域といった被覆率の低いカテゴリは相対的に重要度が低くなってしまい、エンドメンバー反射率も 0 という結果となったものと思われる。

対象地は乾燥気候下にあるため、土地被覆はどうしても植生のない裸地土壌が圧倒的に多くなってしまい、そのような土地被覆パターンである限り、植生被覆率の変化への感度の低い本手法は適正なエンドメンバーを同定できない。以上のような理由から、線形ミクセルモデルによるカテゴリ分解手法は対象地においては不適であると判断した。

3.4.3 Vegetation Fraction モデルを用いた作付面積推定式の決定

土壌直線のパラメータ決定

DSMW によると、イラク国内に含まれる土壌タイプは 16 種類が確認された(図 3.17)。イラク北部には礫質な岩屑土である Lithosol や透水性の低い Vertisol などが分布している。これらの土壌は農業に不向きのため、放牧地に利用されることが多い。中北部には半砂漠土である Xerosol が、中部以南は砂漠土である Yermosol が分布している。これらの土壌も養分が低い上に気候が乾燥しているため、農業には不向きである。また、ティグリス・ユーフラテス川流域の土壌は石灰質を含む地域が多いことも特徴といえる。一方、ティグリス川・ユーフラテス川周辺およびメソポタミア平野北部には肥沃な河川によって運搬された沖積

土である Fluvisol が分布しており, これらの地域がイラクの農業生産を大きく牽引している. メソポタミア平野南部も本来であれば Fluvisol が分布しているはずであるが, この土壌は過剰な灌漑と不適切な排水管理の結果, 塩類化土壌である Solonchak が広く分布している.

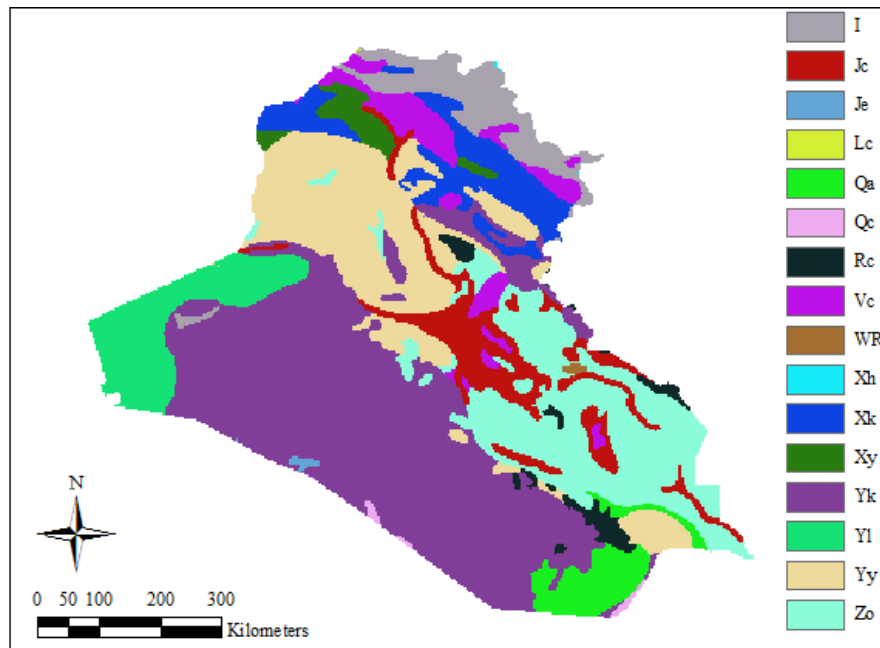


図 3.17 イラクの土壤分布

(出典 : FAO Digital Soil Map of the World)

表 3.7 イラクに分布する土壤の一覧

略号	土壤タイプ
I	Lithsols
Je	Eutric Fluvisols
Jc	Calcic Fluvisols
Lc	Chromic Luvisols
Qc	Cambic Arenosols
Qa	Albic Arenosols
Rc	Calcic Regosols
Vc	Chromic Vertisols
Xh	Haplic Xerosols
Xk	Calcic Xerosols
Xy	Gypsic Xerosols
Yk	Calcic Yermosols
Yy	Gypsic Yermosols
Yl	Luvic Yermosols
Zo	Orthic Solonchaks
WR	Inland water

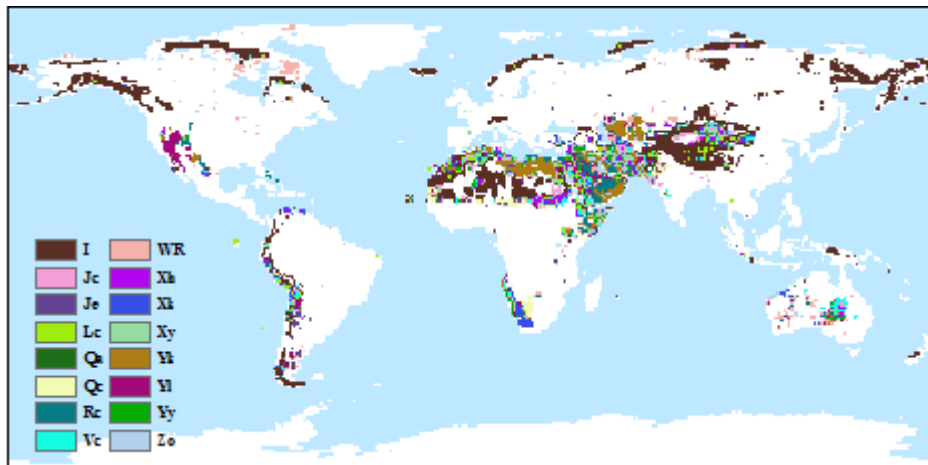
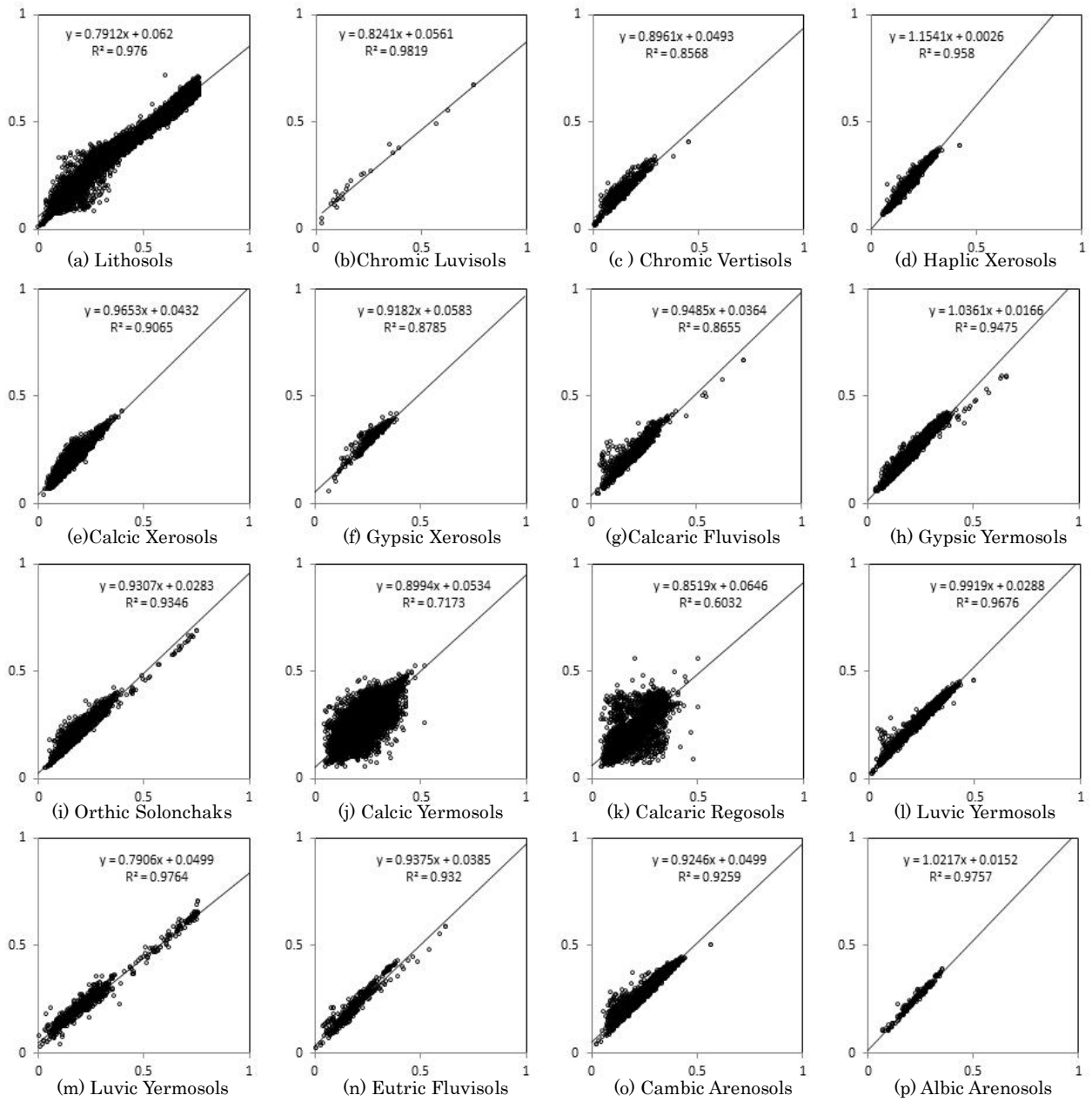


図 3.18 土壌直線の係数算出に用いた地域

これら 16 種類の土壌に固有の土壌直線パラメータを求めるために、イラク以外に分布するこれらの土壌地帯を DSMW より抽出し、これらの中で UMD Land Cover Classification データによって裸地土壌に分類される地域を絞り込んだ。条件に合った地域は図 3.18 の通りとなり、総ピクセル数は 1,084,864 (133,933,827km²) となった。全部で 16 ある土壌タイプのうち、最も得られたピクセル数が少なかったのは Lc (Chromic Luvisols) の 292 ピクセルであったが、これは土壌直線の係数を推定するには十分であると判断した。

各土壌タイプについて AVHRR データの可視光赤および近赤外の反射率 (2000 年 3 月) をプロットしたものを図 3.19 に示す。全 16 種類のうち 11 種類が決定係数 0.9 以上となった。それ以外についても 3 種類が決定係数 0.8 以上であった。Yk (Calcic Yermosols) および Rc (Calcaric Regosols) だけが決定係数 0.7173, 0.6032 と低い値となったが、イラクにおいて Yk は南西部の砂漠地帯に分布しているため、本章で分析対象とするメソポタミア平地を中心とする灌漑農業地帯からは外れている。Rc も同様に分析対象の中心から外れている上に、分布面積も小さいため、分析結果に与える影響は小さいと判断された。土壌直線のパラメータである勾配と切片については、勾配が 0.7906 から 1.1541, 切片が 0.0026 から 0.0646 と、Huete et al. (1988) に見られる土壌直線 ($y=x$) から大きく外れない結果となった。



※ 横軸：可視光（赤）反射率（%），縦軸：近赤外反射率（%）

図 3.19 収集された土壌サンプルの反射率分布

TSAVI の算出

前項で得られた土壌直線の係数および AVHRR データを式(3.9)に代入し、対象地の TSAVI 算出を行った。得られた TSAVI の値は無植生地帯ピクセルにおいて 0.1 前後、メソポタミア平地の灌漑農業地帯に属するピクセルにおいて 0.3~0.4 と、妥当な値を示した(図 3.20)。

作付面積推定式の決定

前項で算出した TSAVI と、3.3.1 で Landsat データより求めた作付農地グラウンドトゥールースを 2000 年春季および夏季について比較し、式(3.16)の VI_{gHigh} , VI_{gLow} , VI_0 , α を最適化手法により決定した。グラウンドトゥールースデータによる VF 値と、得られた推定式による推定結果を図 3.22 に示す。適切なパラメータを設定することにより、各ピクセルの VF がほぼ完全に再現された。

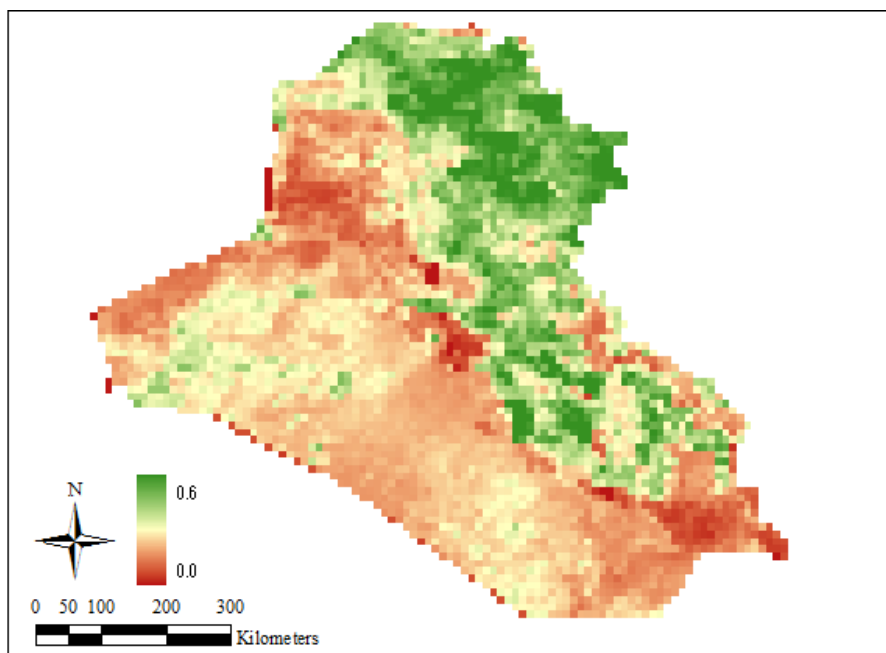


図 3.20 TSAVI 計算結果の例 (2000 年 3 月)

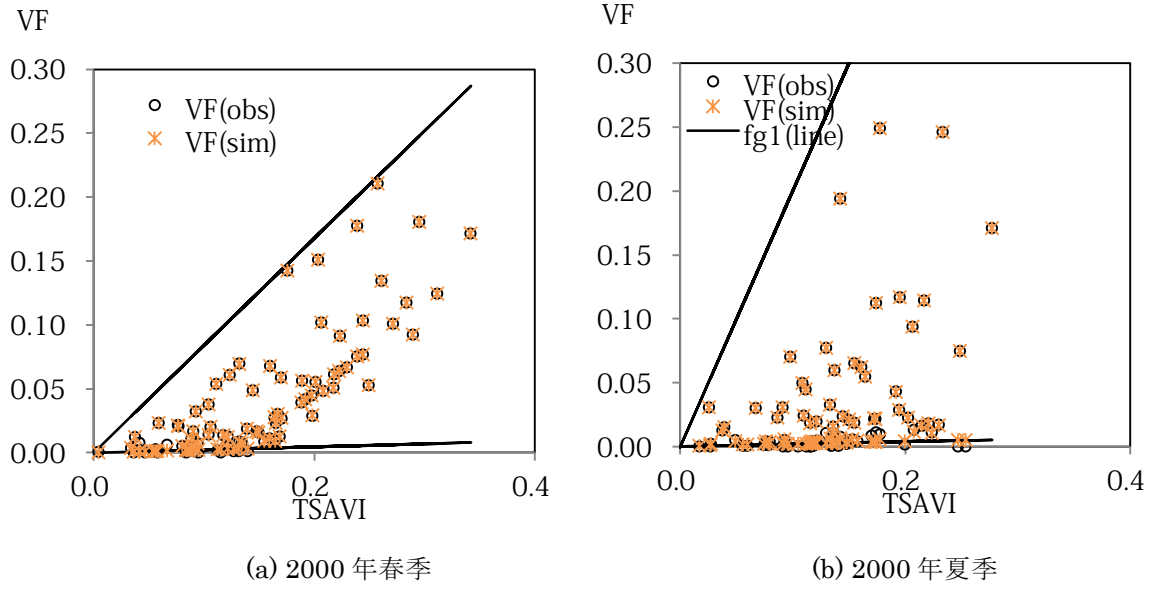


図 3.2 2 推定作付農地割合と観測結果

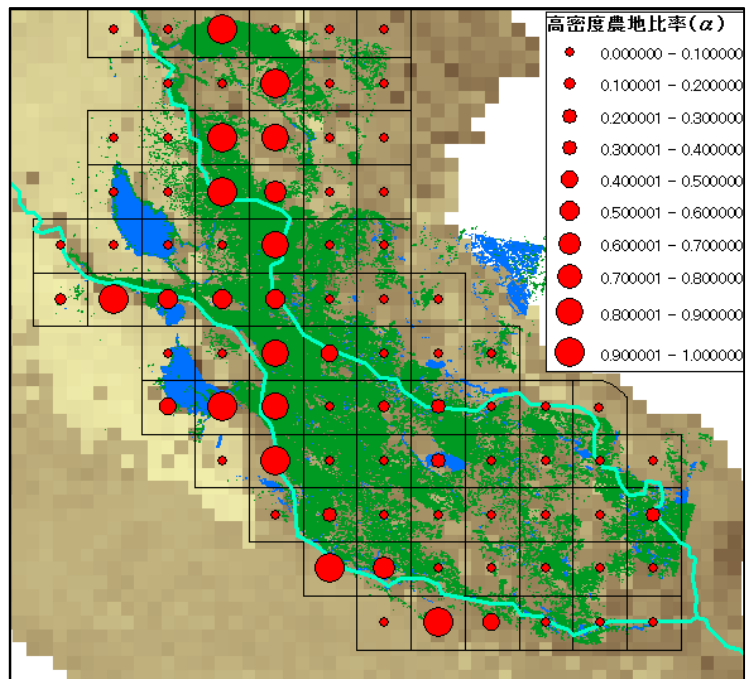


図 3.2 1 各地点の高密度農地比率

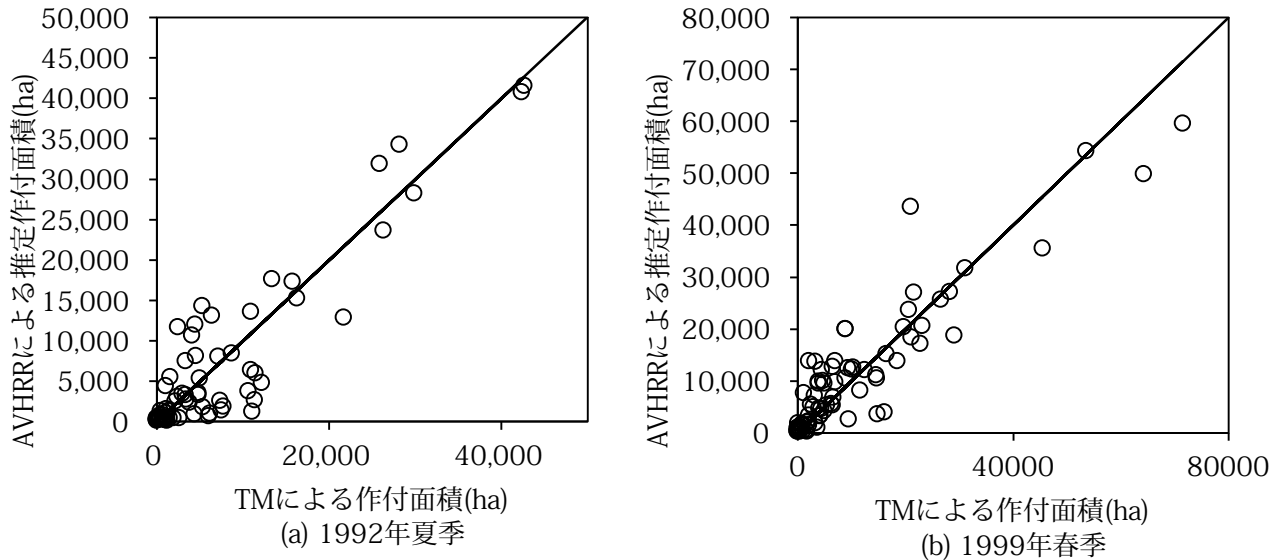


図 3.23 作付面積推定式の検証結果

続いて、各ピクセルの α 値（高密度農地の比率）を図 3.21 に示す。 α 値が高い、すなわち、そのピクセル内の作付農地における高密度農地の比率が高い地域は、バグダッド以北のティグリス・ユーフラテス川上流部および、ユーフラテス川下流部に見られた。

河川上流部は下流部と較べると利用可能水量が多い。また、ティグリス・ユーフラテス川においては、下流にいくにつれて水量だけでなく河川水の水質も悪化する。これは、上流部における灌漑水利用で塩分濃度の濃縮した排水が河川に戻されるためである。これら水量・水質両方の理由から、上流部においてより密な作付が行われているということは想像に難くない。一方、ユーフラテス川下流部において高い α 値を示す地域であるが、カルバラおよびナジャフを中心とした一帯は、遊水湖となっている Al-Razzaza からの取水が可能であり、伝統的に灌漑が盛んな地域であり、このため農地の植生密度も高いものと考えられる（国際協力事業団, 1977）。

作付面積推定式の検証

前項で得られた推定式の妥当性を評価するために、Landsat によるグラウンドトゥールース情報が得られた 1992 年夏季および 1999 年春季について、AVHRR データを元に推定作付農地面積を算出し、Landsat 分類画像より得られた実際の作付面積と比較することで、検証

を行った。それぞれの年の検証の結果を図 3.2 3 に示す。本研究の推定値と観測値の決定係数は 1992 年夏季が 0.847, 1999 年春季が 0.838 といずれも良好な値を示した。以上より、前項で得られた作付面積推定式は妥当であると判断し、各年の作付面積推定に用いることとした。

3.4.4 作付農地面積の推定結果

前節で得られた作付農地面積推定式と、AVHRR (PAL) データより求めた各年の TSAVI データを元に、1982 年から 2000 年の春季・夏季について、作付面積を算出した。得られた結果を表 3.8 推定作付面積および参照値に示す。

作付期ごとの作付面積推移を時系列で見ると、春季の方が夏季と比較して高い値を示す傾向が見られる (図 3.2 4)。このことは、イラクの主な農業生産は冬から春にかけての小麦、大麦が中心になっており、春から夏にかけての農業生産は水資源の制約もあり限定的であるという既往文献の記述と合致する (Beaumont, 1988; Kliot, 1994, FAO, 2001)。しかし、春季の作付面積が年によって乱高下の激しいのに対し、夏季の作付面積は相対的に変動が少ない。特に、1984 年、1989 年に関しては、春季作付面積と夏季作付面積の関係が逆転しており、春季作付面積の経年変動が夏季作付のそれよりも大きいことを窺わせる。そこで、各年の春季、夏季の作付面積を 2000 年の値で割り、正規化したものの標準偏差を計算したところ、春季が 0.40 であったのに対し、夏季は 0.19 と春季の半分以下であった。

表 3.8 推定作付面積および参照値

年	本論文の推定値				3月+8月 (ha)	既往文献値	
	3月作付面積(ha)		8月作付面積(ha)			FAOSTAT (ha)	USDA PSD (ha)
	AVHRR	Landsat	AVHRR	Landsat			
1982	482,000		429,000		911,000	2,350,000	2,342,000
1983	422,000		429,000		851,000	2,470,000	2,472,000
1984	305,000		413,000		718,000	1,080,000	1,101,000
1985	609,000		442,000		1,051,000	2,970,000	2,971,000
1986	532,000		422,000		954,000	2,770,000	2,773,000
1987	478,000		451,000		929,000	1,930,000	2,263,000
1988	632,000		469,000		1,101,000	2,450,000	2,695,000
1989	404,000		476,000		880,000	1,620,000	1,955,000
1990	584,000		511,000		1,095,000	3,250,000	3,501,000
1991	575,000		497,000		1,072,000	3,340,000	4,312,000
1992	502,000		487,000	507,000	989,000	3,910,000	3,607,000
1993	644,000		603,000		1,247,000	4,580,000	3,247,000
1994	700,000		636,000		1,336,000	3,560,000	3,291,000
1995	864,000		548,000		1,412,000	3,160,000	3,272,000
1996	695,000		504,000		1,199,000	3,330,000	2,768,000
1997	692,000		578,000		1,270,000	2,760,000	2,430,000
1998	898,000		628,000		1,526,000	2,800,000	2,925,000
1999	793,000	809,000	449,000		1,242,000	2,710,000	1,740,000
2000	592,000	592,000	412,000	412,000	1,180,000	2,480,000	1,538,000
平均	600,000		494,000		1,103,000	2,817,000	2,695,000

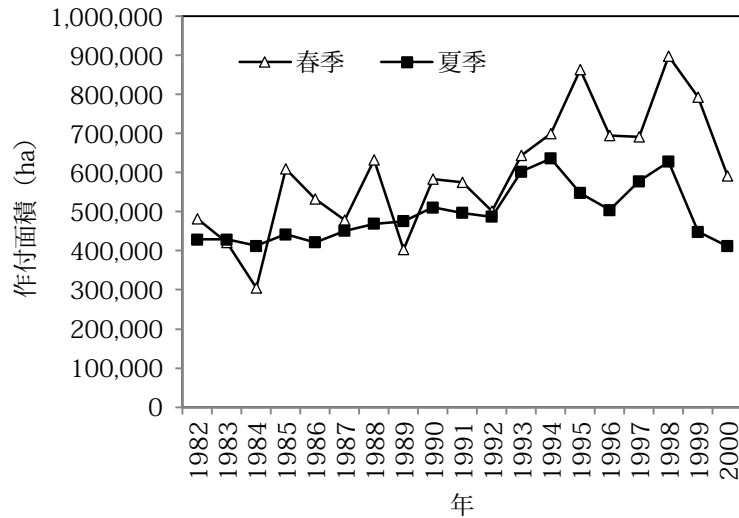


図 3.24 作付期別の推定作付面積の推移

夏季の作付面積が安定していることについては、次のような考察が可能である。即ち、イラクの農業は基本的に河川からの灌漑用水に依存しているが、乾季で殆ど雨の降らない夏季と較べると春期作の作付期間（12月～翌3月）は少ないながらも降雨があり、農家は農業用水源として灌漑用水と平行して天水にも依存している可能性が高い。従って、春季作は作付期間中の降雨量が少ないと、例年より利用可能水量が減り、結果として作付面積が減少してしまう。一方夏季作は利用可能水量が不安定な天水には依存せず、比較的安定した灌漑に依存しているため、作付面積が安定する。しかし、この推察にはいくつかの疑問が残る。まず一点目としては、果たして春季の作付面積が本当に降雨量に依存しているのかという点である。もし春季作付面積の増減トレンドと当該年の降雨量のトレンドが一致していない場合、春季作付面積の乱高下は降雨以外の要因に影響を受けていることになる。もう一点は、夏季作付面積が安定している要因として天水ではなく河川などからの灌漑用水に依存しているからと考察したが、既往文献から得られている知見によるとその河川水の利用可能量も多分に不安定であり、夏季作付面積の変動が少ない要因はこれとは別に存在する可能性がある。これらの疑問を検証するには各年の降水量や河川流量を用いた分析が不可欠であり、これについては第5章で行うこととする。

次に、得られた推定作付面積を、入手できた唯一の時系列作付面積データである FAOSTAT データ（以下、FAO データ）および USDA FAS PSD データ（以下、USDA データ）と比較した。

推定結果と既往値の比較結果に入る前に、FAO データと USDA データの比較結果を示す。表 3.8 を見ると、FAO データと USDA データの示す作付面積は 1982 年から 1986 年までの 5 年間はほぼ一致している。しかし、それ以降は両者の間に乖離が見られ、最も差の大きい 1993 年には FAO は USDA より約 130 万 ha 大きい値を計上している。両者の関係を散布図にプロットすると図 3.26 のようになり、全体的に見ると USDA は FAO と較べて小さな値を示していることがわかる。それぞれの統計値の収集方法に関する記述を見ると、FAO は加盟各国からの申告値および各国の FAO 事務所による独自調査の結果を加味したもの、USDA は各国の米国大使館による調査結果および外部コンサルタントの調査結果を加味したものとする（FAO, 2010; USDA, 2010）。公開されている値から推測する限り、1986 年までの期間、FAO と USDA は同じデータソースを用い、それ以降はそれぞれ独自の調査を行ったものと考えられる。両者のうち、どちらのデータの信憑性が高いかについては評価

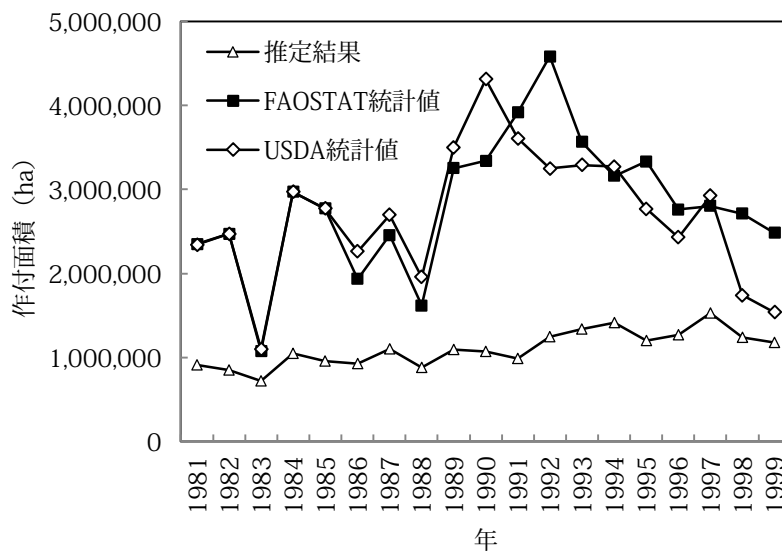


図 3.25 作付面積推定値および統計値の推移

が困難であり、ここではこれ以上の議論は行わず、これらデータはあくまで「入手可能な参考値」と見なす。

本分析による作付面積推定結果および FAO, USDA による作付面積の時系列変動を図 3.25 に示す。なお、本分析の推定結果については、春季および夏季の値の合計値となっている。各年の絶対値については、全期間を通して本分析の推定値は統計値と較べて大きく下回る結果となった。分析期間中の作付面積の平均値は、本分析の推定結果が 110 万 ha であったのに対し、FAO データが 282 万 ha, USDA データが 269 万 ha と、倍以上の差があった。このような差の原因としては、前述の通り FAO, USDA 共に自前の現地調査を行っているわけではなく、現地政府および関連組織からの申告値に基づいて統計データを作成しており、現地政府が実際の作付面積より大きい名目的な値を申告しているということが考えられる。また、FAO (2003) によると、イラクにおいて肥料・農薬の配給量は作付面積に応じて決定されるため、農家は実際の作付面積よりも大きな数字を政府に申告し、その数字がそのまま作付面積の統計値として用いられているとのことである。詳しくは第 5 章において議論するが、もし FAO, USDA の作付面積が真実であるとした場合、穀物収量を作付面積で割った単収量は極端に少ないものになってしまう。勿論、この場合 FAO データ, USDA データの作付面積ではなく収量データに誤りがあるという可能性も考えられるが、一般に収量と作

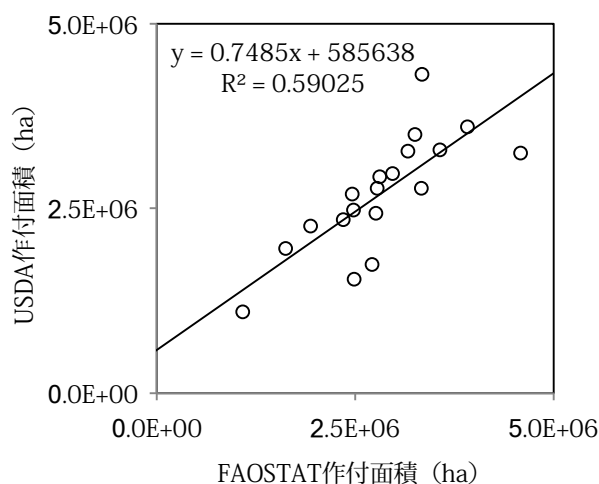


図 3.26 FAOSTAT－USDA 作付面積統計値の関係

付面積という2つの統計値では後者の方が集計が難しいため²²、後者の値に誤りがあると考えられる方が自然である。

次に作付面積の増減トレンドの比較を行う。1982年から1990年までの期間は、FAO、USDAのデータの増減トレンドは（絶対値こそ大きく異なるものの）概ね本分析の推定作付面積の増減トレンドと一致している。例えば、1984年、1987年、1989年はいずれのデータの値も極小値を取っている。しかし、1990年以降FAOデータは、本分析の推定結果はおろか、USDAデータとも異なる増減トレンドを示している。このことから、1990年以降、FAOやUSDAが統計情報源として依存していた現地国政府機関および関連調査機関の調査機能が不全状態に陥り、結果的に精度の低い統計値が報告されていた可能性が示唆された。この時期はイラクがクウェートに侵攻した結果、国際社会から孤立した時期とちょうど符合しており、上記仮説の妥当性を支持している。

3.5 まとめ

イラクの水・土地利用を分析する上で、水資源の最大消費部門である農業部門の動態の把握は不可欠である。そして農業部門の水消費量に大きな影響を持つ変動要因が、灌漑農地の作付面積である。本章では、その作付農地面積を衛星リモートセンシングデータを利用して推定する手法を開発した。推定には低分解能（約10km）ながら高観測頻度（毎日）のPathfinder AVHRR Land (PAL) データより算出した植生指数 (TSAVI) を用いた。TSAVIから作付面積を推定するためのパラメータ決定には、低観測頻度（16日）ながら比較的分解能の高いLandsat TM データを用いた。得られた知見を箇条書きにすると以下の通りとなる。

1. 対象地を構成するエンドメンバーを植生（作付農地）、土壌、水域の3種類と仮定し、一般線形ミクセルモデルを用いてAVHRRデータを元にLandsat TM画像よりえら得た土地被覆情報の推定を試みたが、作付農地の増減の感知は困難であった。これは土壌の被覆率が他の被覆カテゴリと比べて極めて高いためであると考えられた。（3.4.2）
2. 植生指数 (TSAVI) を用いたVegetation Fractionモデルを用い、AVHRRデータを元にLandsat TM画像よりえら得た土地被覆情報の推定を試みたところ、良好な再現結果が得られた。このようにして得られた推定式を他の年に適用し検証を

²² 収穫物は個別の農家から市場へ流通する過程で卸売業者などのもとに集約されるため、情報を把握し易いが、作付面積の情報は必ずしもこのような集約が行われず、情報が分散しているため。

行ったところ、良好な再現結果が得られた。(3.4.3)

3. 2で決定した作付面積推定式を1982-2000年に適用し、作付面積の推定を行った。春期作と夏期作の作付面積を比較したところ、前者は後者に較べて変動が大きいことがわかった。このことから灌漑農業中心の夏期作と異なり春期作は天水にも影響を受けている可能性が示唆された。
4. 得られた作付面積推定結果と既知の統計値（FAOSTAT, USDA FAS PSD）の比較を行った。得られた推定作付面積の平均値は、統計の平均値と比較すると半分以下となった。また、1982年から1989年までは推定値と統計値は似た増減トレンドを示しているが、それ以降はいずれのデータもばらばらな傾向となっていた。このことは、1990年以降イラクの統計情報収集機能が低下した可能性が示唆された。

一方で、いくつか課題も残った。一点目は春季作付面積が夏季作付面積と較べて経年変動が大きい具体的な原因である。本章ではこの原因として、春季作が（河川灌漑と較べると収量が不安定な）天水灌漑に相対的に大きく依存しているためであると考察したが、その直接の検証は、現地調査が困難であるため行えていない。二点目に、FAOとUSDAの作付面積統計値の挙動についても、いくつか不審な点が確認された。これらが今後取り組まれるべき課題である。

第4章 イラクの水収支分析

4.1 背景・目的

ティグリス・ユーフラテス川を巡る国家間紛争において、流域内の水文動態が争点となっていることについては疑いの余地がない。1980年代に設立された流域国合同専門家委員会でも、流域の水文状況に関する統一の見解には至らず、さらなるデータ観測網整備の必要性が確認されたのみであった (Dellapenna, 1996)。トルコの提案する Three Stage Plan²³についても、各流域国への水需要量の算出根拠について他の二国は異論を唱えている (Kibaroglu, 2004)。一方、下流国であるシリア・イラクはトルコに対し必要流量として年間平均 $500\text{m}^3/\text{s}$ という数字を主張し続けてきたものの、この数字もその算出根拠は不明確であり、上流国であるトルコの賛同を得ることはできなかった (Scheumann, 1997, 2004)。他の国際河川流域 (例えばドナウ川やメコン川) では流域全体に一貫性の保たれたデータ観測網が整備されており、これをもとに流域規模での水文モデリングがなされ、その結果にもとづいて意志決定が行われている。

理想的には、ティグリス・ユーフラテス川流域においてもドナウ川保護国際委員会²⁴やメコン川委員会²⁵のような流域委員会が流域全体で一貫性のあるデータ収集をできることが望ましいが、その実現可能性は現段階では乏しい。そこで、その次善策として、現状で入手可能なデータから可能な限り信頼性の高い水文動態の分析を行う必要がある。

²³ ティグリス・ユーフラテス川の水資源配分を「水利権ベース」ではなく、まず各流域国の水需要を算出し、それにもとづいて最適な配分方法を決めることを提唱する計画。

²⁴ ICPDR: The International Commission for the Protection of the Danube River

²⁵ MRC: The Mekong River Commission

ティグリス・ユーフラテス川の流域国において、最上流国のトルコは流域国の中でも最も経済発展が進んでおり²⁶、データ観測環境の整備も比較的進んでいる。シリアのデータ観測網は必ずしも充実しているとは言えないが、シリアは流域に占める面積が限られており、しかも農業用水需要の現状値および見込み値は他の2国と較べて相対的に劣る（表 4.1）。一方のイラクは、古くより大規模な灌漑農業が行われ、多くの人々がこれに依存して暮らしている²⁷。にもかかわらず、相次ぐ内戦で国内の行政機能は著しく低下しており、水文状況の把握は決して容易ではない。

そこで本章の目的を、限られた情報源を用いて ET 流域の最流末国イラクの水文状況、とりわけ水消費の大部分を占める蒸発散量の推定を行うこととする。本章で得られる結果は、前章で明らかにしたイラクの土地利用状況の情報と合わせ、水・土地利用分析を行うための情報源となる。

表 4.1 流域各国の水需要量推定値（単位: 10 億 km³）

	ユーフラテス川			ティグリス川			合計		
	1990	2005	2040	1990	2005	2040	1990	2005	2040
トルコ	2.8	7~11	21.5	0	3.7	7.2	2.8	10.7~14.7	28.7
シリア	5.9	6~7	13.4	0	0.5	0.5	5.9	6.5~7.5	13.9
	13~			28~			41~		
イラク	15	16	16	32	40.5	40	47	56.5	56

（出典：Kliot, 1994）

²⁶ 2009年時点での一人あたり GDP はトルコが 8248 ドル、シリアが 2473 ドル、イラクが 2090 ドルである（World Bank, 2010）。

²⁷ イラクの GDP における一次産業の占める割合は 8%前後と低いが、これは石油産業の歳入が莫大であることに起因しており、一次産業従事者割合は 17%と、イラク国民の農業部門への依存度は決して低くない。

4.2 イラク水収支の概況とモデル化

4.2.1 流域水収支に関する既往の研究

流域水収支の推定については、これまで数多くの研究がなされてきた。これらの研究の系譜を大きく二つに分けられる。一つは、流域を一つのブラックボックスと見なし、降雨に対する流出、蒸発散などの応答を推定する集中型モデル。もう一つは流域を二次元的格子（メッシュ）によって分割・離散化し、それぞれの格子の流出等を解析する、分布型モデルである（登坂, 2006）。分布型モデルは流域の局所的な地形や植生の変化を反映し、かつ流域内の細かな流出過程も把握できるという利点を持つが、一方でモデル化を行う上で必要な情報量が集中型に較べて飛躍的に大きくなり、利用可能な情報が限られているイラクへの適用は困難である。そこで、ここでは集中型モデルを中心にレビューを行う。

閉鎖系流域の水収支は図 4.1 のように表される。流域への入力要素は降水である。それに対する出力要素は直接（地表）流出、土壤水分からの流出である間接流出、そして地表から大気への水の放出である蒸発散の3つである。土壤水分貯留は降雨を流域内に保持し、次のタイムステップまで繰り越されるストックである。この基本構造に加え、必要に応じて、降水を雨と雪に分離し、融雪過程を考慮に入れるものや、地下部分を2つの層に分けるなどといった、より詳細なモデル化が行われることもある。

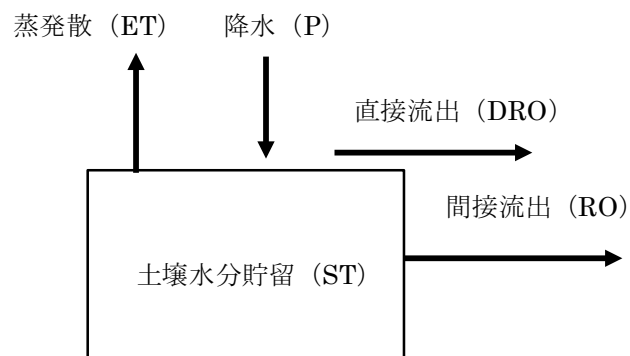


図 4.1 流域水収支の基本的構造

集中型水収支モデルの中で最もシンプルなもの、入力データとして降水のみを用いるものである (Snyder, 1963; Fiering, 1967; Kuczera, 1982)。これらのモデルにおいて、あるタイムステップ (t) の蒸発散 (ET_t) は降水 (P_t) の線形関数、すなわち aP_t と表され、同様に直接流出 (DRO_t) は bP_t、土壌水分貯留 (ST_t) はその残渣 (1 - a - b)P_t となる。さらに、間接流出 (RO_t) は一つ前のタイムステップの土壌水分貯留 (ST_{t-1}) の線形関数、cST_{t-1} と仮定される。これらの係数を時期によって (例えば月ごと) 変化させるモデルも報告されている (Tuffor and Labadie, 1973)。これらのモデルによって用いられている仮定 (蒸発散量が降水量に比例する) が非現実的であることは実際にフィールドで起こっている現象を想像するとすぐにわかる。たとえば、雨季の直後の月は降水は少なくとも土壌水分貯留量が大きく蒸発が起りやすい状態にあるため、場合によっては蒸発散量が降水量を上回ることもある。しかしながら、データの入手が困難な地域や、大まかな水収支関係を把握したい場合などにはこのようなシンプルなモデルが有効である。

次に述べるするのは、降水に加え気温を入力データとして用いるものである。気温は主に可能蒸発散量 (PET) を推定するために用いられる。気温から可能蒸発散量を推定する方法として最も知られているのが Thornthwaite 法である。Thornthwaite (1948) は、様々なフィールド実験の結果より経験的に月間可能蒸発散量を月間平均気温と日照時間 (緯度情報より決定できる) の非線形関数で再現できることを発見した。同様に気温のみを入力とするモデルに Hamon 法や Hargreaves 法がある (Hamon, 1961; Hargreaves, 1974)。このような可能蒸発散量推定法を用いた水収支モデルに Thornthwaite and Mater (1955) による T-モデルである。このモデルでは、降水 (P_t) が可能蒸発散量 (PET_t) より小さい場合、実蒸発散量 (AET) は P_t に等しくなり、大きい場合、AET_t は PET_t に等しくなるという仮定をおくことで、前段落で述べた単純なモデルの欠点を補っている。また、土壌水分の部分に土壌貯留容量 (STC: Soil Storage Capacity) という係数を導入し、間接流出量 RO_t を次式のように表現している。

$$RO_t = ST_{t-1} - \left(abs(P_t - PET_t) \times \frac{ST_{t-1}}{STC} \right) \quad (4.1)$$

また、実蒸発散量を物理的に推定する方法として Penman-Monteith 法がある (Monteith, 1965)。本手法は、湿潤面蒸発散量推定式である Penman 法をベースに、空気力学的抵抗、群落抵抗を導入し、実蒸発散量の推定を行う。Penman-Monteith 法は物理的に明快であるが、抵抗の評価が難しい (丸山ら, 2005)。

以上、代表的な集中型水収支モデルとして、降水のみを入力とするもの、降水と気温を入力とするもの、そして降水、気温、蒸発散量を入力とするもの、の3パターンを概観した。当然のことながら、入力データが増えるにつれ、モデルの精度は高まる。しかしながら、降水、気温といった基礎的な気候データはともかく、それより多くの入力データ(湿度、風速、純放射量等)の取得は通常の流域、ましてや国家スケールの流域においてはほぼ不可能であるといってよい。これらのモデルが適用可能なのは分析用の観測網が整備された特殊な流域のみである。従って、本章で分析の対象とするイラク灌漑農業地帯へのこれらのモデルの直接適用は困難であると言わざるを得ない。

4.2.2 ティグリス・ユーフラテス川の水利概況

本節では分析対象であるイラクの河川水利施設の分布を概観し、それにより対象域内の水収支構造の分析を行うが、本題に入る前にまず対象域が包含されるティグリス・ユーフラテス川流域全体の水利構造の確認を行う。

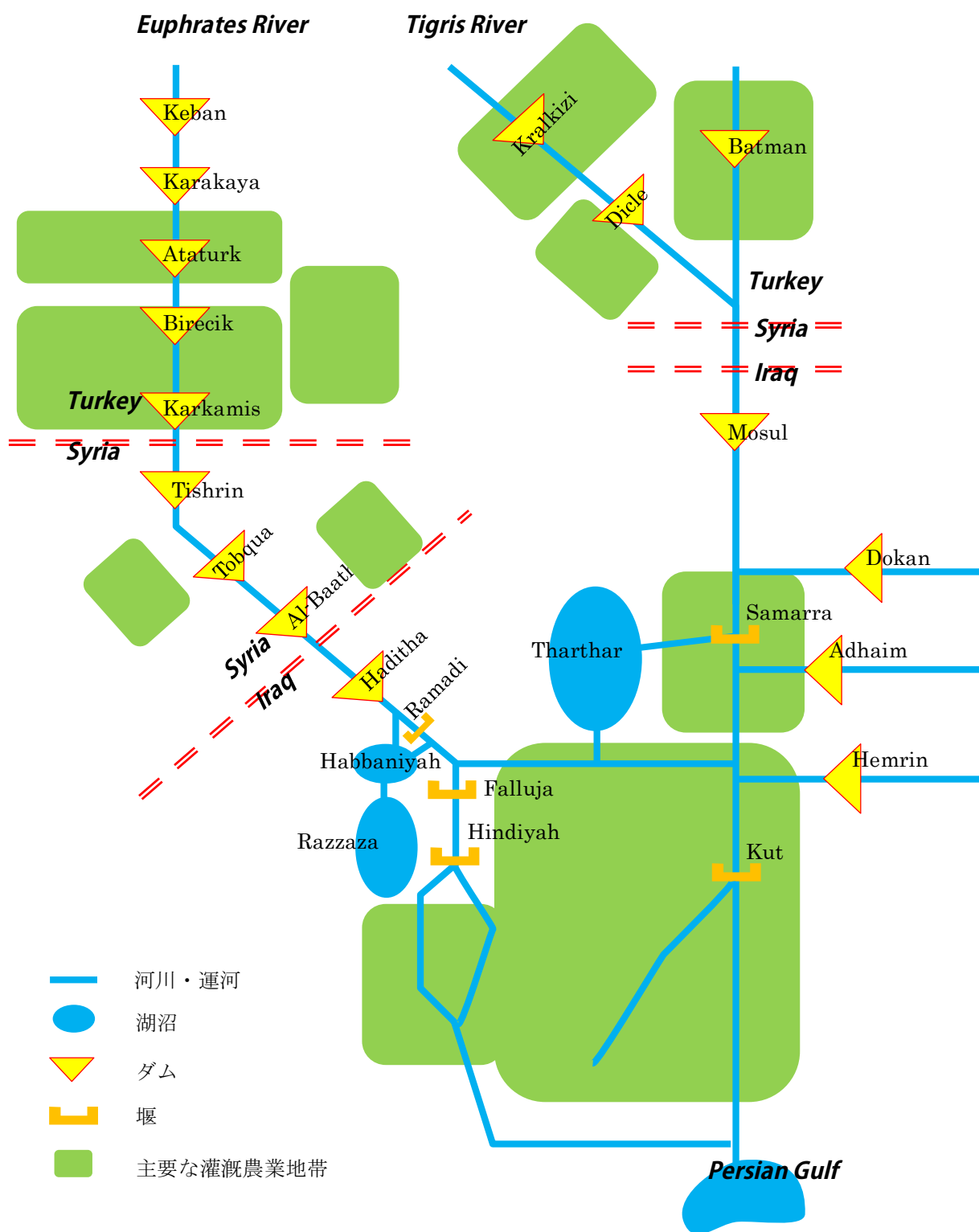


図 4.2 ティグリス・ユーフラテス川流域の水利構造

トルコ・シリアによるティグリス・ユーフラテス川水利用の実態

トルコ、シリアを含むティグリス・ユーフラテス川流域全体の水利施設の分布を図 4.1 に示す。表 4.1 に見たように、1990 年頃まではトルコ・シリアのユーフラテス川への水需要はごく限られたものであり、ティグリス川に至っては皆無といってもよいほどであった。トルコでは 1960 年代よりティグリス川・ユーフラテス川上流のダム建設が開始したが、これらのダムは急峻な山岳地形を利用した水力発電が主目的であり、消費的な水利用（＝灌漑農業）は限定的であった。しかしながら、GAP 計画の進捗と共に、数十万 ha 規模の大規模な灌漑農地が各地に新規開発され、トルコの水需要量は急激に膨らんだ。シリアも、トルコ同様、20 世紀後半にユーフラテス川にダムの建設を進め、それに伴い新機灌漑農地の開発を進めてきた。ただし、ティグリス川については、河川がシリア国内を通過する距離が非常に短い（42km）ため、取水量は限られており、今後も大幅な取水量増加は見込まれていない。

それでは、これらの地域では具体的にどのような水利用が行われているのだろうか。ここではその一例として、筆者が 2008 年に行った Harran 平原現地調査の結果を報告する。

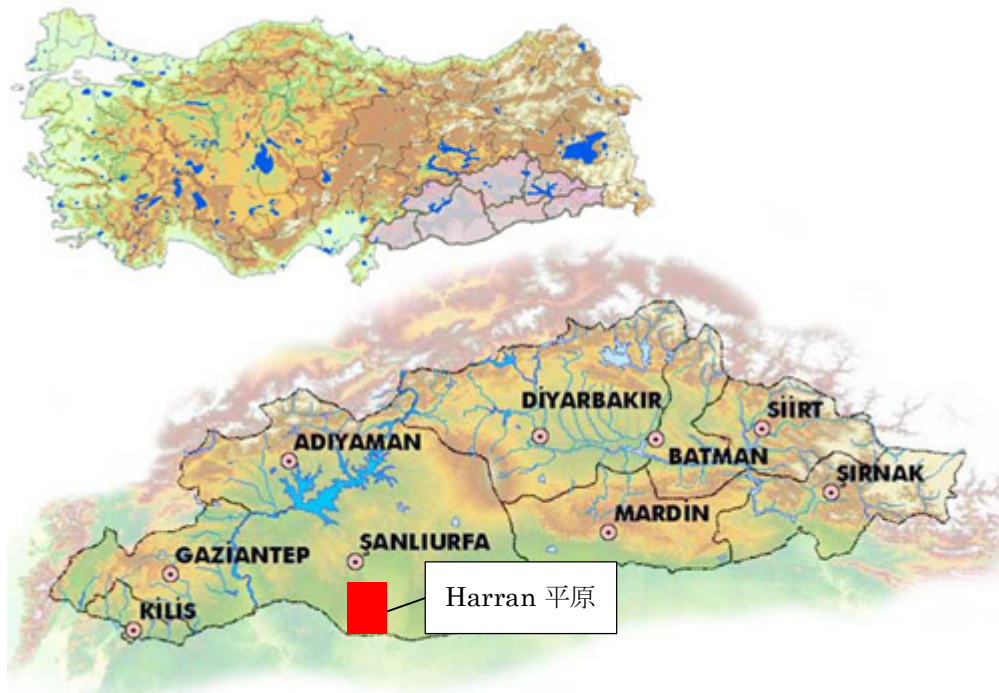


図 4.3 Harran 平原の位置

Harran 平原はトルコ最南端、シリアとの国境付近に位置し、クルド民族が多く居住する地域である（図 4.3）。元々は天水および地下水による耕作が行われていたが、アタチュルクダム completionに伴い、ユーフラテス川から取水する全長 26km の SanliUrfa トンネルが完成し、Sanliurfa 市南部に広がる Harran 平原に約 15 万 ha の灌漑水路網が整備された。Harran 平原の用水路網はほぼ全域においてライニングが施されており、幅約 3m の幹線水路から、幅 0.5m の支線水路へと分岐し、支線水路から直接圃場へと灌漑される（図 4.4 a, b）。

Harran 平原の主要な作物は綿花である。灌漑開発が行われるまでは小麦、大麦、メイズといった穀物を中心とした自給的農業を行っていたが、灌漑が可能になり、多くの農家が収益性の高い綿花に切り替えたとのことであった。配水管理は国家水利庁（DSI: General Directorate of State Hydraulic Works）が一括して行っており、個別農家による管理は行われていない。なお、水利費については実質無料とのことであった。

このような状況下にあるため、個別農家には節水のインセンティブが働かず、多くの圃場において過剰な灌漑が行われている様子が確認された（図 4.4 c）。その結果、Harran 平原の地下水位は相当上昇しているものと見られ、下流部に向かうにつれ、排水不良で慢性的な湛水状態となった圃場が見られた（図 4.4 d）。また、Harran 平原における灌漑農業の歴史は 10 年強程度であるにもかかわらず、多くの圃場が塩類集積のために放棄されていた（図 4.4 e）。また、一部の圃場の土壌には塩分とも思われる白色の結晶が見られた（図 4.4 f）。

排水路については、基本的には用水路と対応する形で整備されているが、用水路と違い排水路は素掘りの土水路となっている（図 4.4 g）。ただし、先述の通り、一部の圃場においては排水不良状態となっており、慢性的な湛水状態となっている。また、当地の灌漑状況を考えると、正常に排水路を流れる排水にも、圃場等における蒸発散に伴う毛管現象によって凝縮された塩分が多く含まれている可能性が高い。Harran 平原において排出された排水は最終的に幹線排水路に集められ、そのまま国境を越えてシリアに入り、シリアにおいて再び灌漑用水として反復利用される（図 4.4 h）。中下流部における水資源の補給が乏しいユーフラテス川において、このようなプロセスを繰り返されることで河川流水の塩分濃度が凝縮されていくことは想像に難くない。



(a) 幹線水路



(b) 支線水路



(c) 過剰灌漑された圃場



(d) 慢性湛水状態となった圃場



(e) 塩害により放棄された圃場



(f) 塩類が析出した圃場



(g) 支線排水路



(h) 幹線排水路

(全て筆者撮影)

図 4.4 Harran 平原の灌漑農業の様子

イラク国内の水収支

続いて分析の対象地であるイラクに目を向けよう。イラクの水資源はティグリス川・ユーフラテス川という二つの大河による供給を加え、ティグリス川は東部（イラン側）より大ザブ川（Greater Zab River）、小ザブ川（Lesser Zab River）、アドハイム川（Adhaim River）、ディヤラ川（Diyalah River）の4本の支流が合流する（図 4.2）。イラクの降水量は北部が約 400mm/年、中部、南部では約 200mm/年と少ないため、降水量が可能蒸発散量を上回ることは極めて少ない。すなわち、土壌水分量にもよるが、基本的に降雨の大部分は蒸発散によって失われてしまうため、降雨による水供給は極めて限定的であるといえる。

国内における水利用については、ティグリス川・ユーフラテス川に設けられた堰(Barrage)によって河川を堰き上げ、そこから用水路に取水する他、堰を設けずに直接取水する用水路もある。河川と直接接続している幹線用水路は長いものでは数百 km に及ぶものもある。ティグリス川・ユーフラテス川に挟まれたメソポタミア平原およびその周縁部には長い歴史を通して築き上げられてきた用水路が張り巡らされており、この水路システムを経由することでティグリス・ユーフラテス川の豊富な水は地域の隅々まで届けられる。しかし、第3章の衛星画像分析によると圃場の形状をしながら無植生である区域が数多く見られており、実際に水路の隅々まで水が届けられているとは言い難い。

また、排水システムに関しては、メソポタミア平原は極めて勾配の小さい地形であるため、農地の排水は容易でなく、排水不良による農地への塩類集積は古代よりイラク農業の抱える宿命的な問題であった（Hillel, 2000; FAO, 2007）。この問題を解決するために作られたのが Main Outfall Drainage Canal である。この巨大な運河はティグリス川とユーフラテス川と平行して両河川のはぼ中間地点を流れ、メソポタミア平原の農地から出た排水を集積し、下流部へと運搬している²⁸。これにより当該地の排水状態は幾分改善されたものと思われるが、Main Outfall Drainage Canal は完成が比較的新しいため（1993年）、これがどの程度機能しているかに関する記述は残念ながら見られない。ただし、一本の幹線排水路を整備したとしても、個々の圃場レベルでの排水施設を改善しない限り、農地の排水状況が劇的に改善されるとは考えにくく、おそらくイラクにおいても前節の Harran 平原に見られたような不適切な灌漑排水管理が行われているものと予想される。

²⁸ Main Outfall Drainage Canal の詳細については第2章を参照のこと。

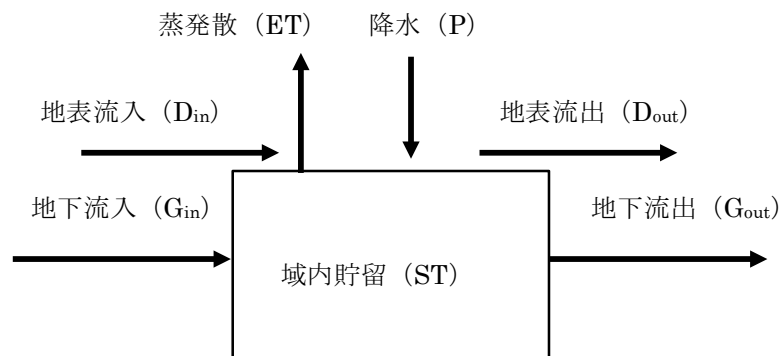


図 4.5 本分析で用いるイラクの水収支モデル

斯様な状況下にあるイラクでは、降水や河川流の形で地域に投入（インプット）された水は、人為的な貯留や取水、排水が行われるため、直接流出や蒸発散量が降水の線形関数で表されるという既往の水収支モデルの仮定は適用できない。また、既往水収支モデルにおいては、実蒸発散量を推定するためには、土壌水分が十分にあり、実蒸発散量が可能蒸発散量と等しい土地（灌漑が行われている農地）とそうでない土地の峻別が不可欠である。前章においては衛星画像を用いた農地作付面積の推定を行ったが、仮に作付農地と見なされた土地でも、そこが常に十分の水を蓄えていたかどうかの判別はできない。これらの理由より、人為的攪乱要素の大きいイラクの水収支を、流域が自然状態であることを想定する（もしくは人為的影響を十分に把握できるということを前提条件として必要とする）既往の水収支モデルの適用は困難である。

4.3 研究の方法と使用したデータ

4.3.1 イラク農地からの蒸発散量の推定

前節において述べた通り、十分なデータ観測網が整備されていないイラクにおいて分布型水文モデルを適用することは困難である。また、月毎集中型モデルについても、灌漑水路網が網の目のように張り巡らされ、水循環が人為的な攪乱の影響を大きく受けるため、適用は困難である。

このようなイラクの水消費量（農地からの蒸発散量）を推定するために、本章ではティグリス・ユーフラテス川およびその支流の流量データを用いることとした（流量データの詳細については次項にて説明する）。そして、灌漑農地が集中するメソポタミア平原およびその周辺を図 4.1 のようなひとまとまりの領域と見なし、その水収支の一要素である蒸発散量を推定する。この場合、対象域内の水収支は次式のように表される（図 4.5）。

$$\Delta ST = P + D_{in} + G_{in} - D_{out} - G_{out} - ET \quad (4.2)$$

しかし、流量データが外部から与えられたとしても、いくつかの問題点が残る。一つ目は、地下流入 G_{in} および地下流出 G_{out} の取り扱いである。メソポタミア平原およびイラク北部には広域な帯水層が分布しており、これら地下水は我々の目に見えない形で対象域に水平的に出入りし、浅層の地下水は土壌水分として地表部における蒸発散にも影響を及ぼす。これら地下水の出入りを定量的に捉えるのは極めて困難である。

二つ目の問題点は、下方浸透 I の取り扱いである。地下水の水平的な出入り同様、地下水の鉛直移動の定量的把握も困難である。

三つ目は、域内貯留量の変化 ΔST である。流入要素は流出や蒸発散といった出力要素として域外へ排出されるだけでなく、貯留という形を取って一時的に域内にストックされる。たとえば、河川流入量が多かった場合、それらは一旦域内の貯水池や土壌などに貯留され、ある程度の時間差を経て域外へ流出する。毎年定期的な洪水を受ける対象域においては、このような貯留量変化の影響は無視できない。

また、四つ目の問題点として、仮に域内蒸発散量（ET）が求めたとしても、そこには非農地からの蒸発散量も含まれている。従って、灌漑農業による水消費量を評価するためには、農地からの蒸発散量と非農地からの蒸発散量を峻別する必要がある。

上で挙げた問題に対処するため、本分析では次の仮定を行った。（1）地下水の流出入収支（ $G_{in} - G_{out}$ ）および域内貯留変化（ ΔST ）は他の要素に較べると無視できるほど小さい、（2）非農地においては降雨量と蒸発散量がつりあっている。

以下に、これら仮定の根拠について述べる。

地下水流出入

分析対象域は非常に平坦な勾配を持つ²⁹。従って、帯水層も同様に勾配が緩やかであると考えられ、地下水流入 G_{in} および地下水流出 G_{out} のフラックスは表流水と比較すると小さい

²⁹ バグダッドからペルシャ湾までは約 500km の距離があるが、その間の標高差は 50m 程度しかない。

ことが予想される。また、当該地では年間を通じた地下水水位の上昇や低下は報告されていない。従って、地下水は定常状態にある（変動があったとしても河川流入と較べると無視できるほど小さい）と考えられた。以上の点を踏まえ、地下水流入収支はつりあっている ($G_{in} - G_{out} = 0$) と仮定した。

域内貯留

域内貯留量は先述の地下水流入に加え、河川流入、降雨－蒸発散の収支によって構成される。フラックスが安定している地下水と異なり、その他の要素（特に河川流入）は季節変動が大きく、域内貯留量も季節により大きく変動していることが予想される。たとえば、春季の洪水においては、大量に流入した水はすぐには域外へ排出されないため、域内貯留量は一時的に高まるものと考えられる。また、イラク国内には Tharthar 湖や Habbaniyah 湖に代表される大規模な貯水池があり、洪水発生時には過剰な河川流の遊水池として、平常時は河川への水供給源として利用されており、このことも対象域の水収支を把握する上で攪乱要因となる。

しかしながら、1年以上の長期間の観測を考えた場合、水循環の大きな変動や人為的な流域外への水の大量輸送などがなければ、流域の内部で年々水位上昇や減少は起こらず、1年の周期でほぼ同じ状態に回帰すると考えられる（登坂，2006）。そこで本分析では、1年のある時点から翌年の同時点を考えた場合、流域水分貯留量の変化が小さいため式(4.2)の ΔST は 0 と見なせると仮定した。従って、前項の地下水流入も踏まえると式(4.2)は次式のように表される。

$$\int_0^T (P + D_{in} - D_{out} - ET) dt = 0 \quad (4.3)$$

すなわち、蒸発散量は降水量および河川の流入量から流出量を差し引いたものと等しいと仮定した。ただし、積分記号中の T は 1 年間の期間とする。

観測の基準となる月を 1 年のうちのいつに取るかには注意を要する。例えば、この区切りを雨季の最中に取った場合、流域貯水量はその年の雨季の強度に強く影響を受けてしまい、地下水水位が 1 年周期で復帰するという仮定が成立しない。このような攪乱の影響を最小限にとどめるためには、観測基準月をなるべく雨季から離れた月に設定することが望ましい。ティグリス・ユーフラテス川流域は明瞭な雨季と乾季が存在し、雨季は毎年 11 月から 4 月

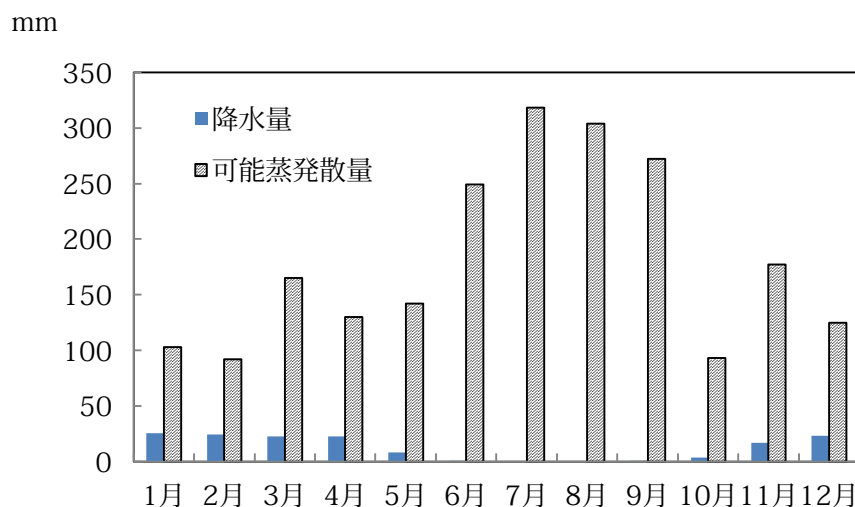
までの期間続く。そこで、本章における分析の基準となる観測月は雨季の影響が最小化される10月とした。

農地蒸発散・非農地蒸発散の分離

本分析において最終的に求めるべき情報は国際河川管理に大きな影響を及ぼす農地からの蒸発散量である。しかしながら、式(4.3)に示す蒸発散量 ET は、農地以外の蒸発散量も含めた値であり、目的の情報とは異なる。

対象域の全蒸発散量の中から農地蒸発散量のみを抽出する方策として、ここではイラクの気候条件に着目する。イラク、特に本分析の対象とするイラク中南部は年間降水量が200mm前後の乾燥気候下にある。雨季と乾季が分かれており、雨は一年の一定期間に集中して降るが、それでも月間降水量は一番多い月(12月~4月)でも30mmに満たない。一方、可能蒸発散量は最も低い月(1月, 2月, 10月)でも90mm以上ある(図4.6)。このように降水量に対して可能蒸発散量が大幅に大きい場合、非農地に降った雨はその殆どが地表流出や間接流出によって流域水収支に統合される前にその場で蒸発散していると考えられる。すなわち、非農地全体の降水量を P_{bare} 、同じく蒸発散量を ET_{bare} おいては $\int_0^T P_{bare} dt = \int_0^T ET_{bare} dt$ であると仮定した³⁰。また、河川流入・河川流出の項についても、その差が大きくない限り、流域水収支には影響を与えないことになり、そしてイラクにおいて貴重な河川の水を非農地に放出することはまずないため、 $\int_0^T (D_{in} - D_{out}) dt = 0$ と仮定した。すなわち、乾燥気候下にあるイラクでは、非農地は非農地の中だけで水収支の釣り合いが取れており、流域全体の水収支への影響は与えない。

³⁰ 乾燥地における蒸発散量が降水量とほぼ等しいという報告は鈴木(1989)によってもなされている。



出典：国際協力事業団(1977)

図 4.6 バグダッドにおける平均月間降水量および可能蒸発散量 (1966 年－1975 年)

もう一点、農地以外で対象域の水収支に影響を及ぼすと考えられるのが Tharthar 湖や Habbaniyah 湖, Razazza 湖といった大規模な湖である。これらの湖はティグリス・ユーフラテス川の豊富な水資源流入するため、長期に渡り安定した水位を保っている。従って、水面からは常に可能蒸発散量分の蒸発が起こっているものと予測される。

これらをまとめると、対象域内の農地全体の降水量を P_{farm} 、蒸発散量を ET_{farm} 、大規模な湖の降水量を P_{lake} からの水面蒸発量を ET_{lake} とした場合、対象地の水収支は、

$$\int_0^T (P_{farm} + P_{lake} + D_{in} - D_{out} - ET_{farm} + ET_{lake}) dt = 0 \quad (4.4)$$

と表される。式(4.4)の水収支項目のうち、測定または推定が困難な未知量は農地からの蒸発散量 ET_{farm} である。農地蒸発散量は、農地降雨と河川流入の合計から河川流出および湖の水面蒸発量の合計を引いた差という形で求められる (図 4.7)。

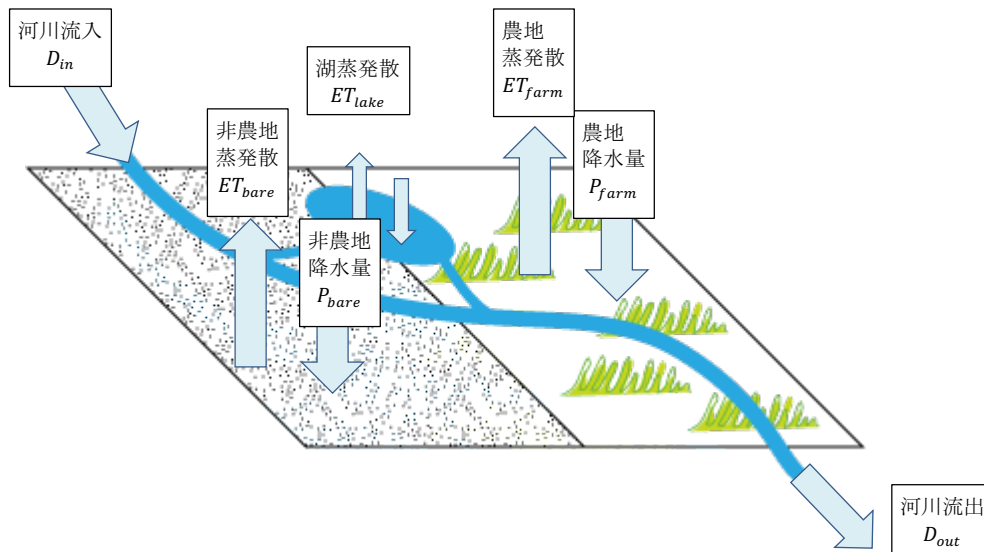


図 4.7 対象域の農地・非農地別水収支モデル

4.3.2 河川流量データ

乾燥気候が卓越し、降雨量の少ないイラクにおいて、河川は主要な流入要素である。文献より得られるティグリス川、ユーフラテス川の総流出量はそれぞれ約 500 億 m^3 、約 300 m^3 であり、イラク全体の平均降雨量を 200mm/年、イラクの全農地面積を 300 万 ha とした場合の農地部への年間総降雨量 60 億 m^3 をはるかに上回る。

斯様に重要な要素であるにもかかわらず、イラク領内ティグリス・ユーフラテス両河川の公表されている流量観測データは極めて乏しい。多くの著作は Clawson et al. (1971) ないしは世界流出量データセンター (Global River Discharge Center: GRDC) が保管する 1960 年代のデータを引用している (Smith et al., 2000; Isaev, 2009)。Kavvas et al. (1999) は過去のティグリス・ユーフラテス川の流量データから同流域の水収支を計算しているが、同研究においてもイラクの観測流量データは 1937 年から 1972 年までのものしか入手できなかったと報告されている。

イラク国内の流量データが限定されている背景には、1979 年から 2003 年まで実に 25 年にわたって続いたサッダーム・フセイン大統領の独裁体制の影響で国内の情報統制が行われていたこと、そして 1990 年に発生した湾岸戦争以降、国連による経済制裁を受けるなどしてイラクが国際社会より孤立していたといった要因がある。

本研究では、イラク関係者へのインタビューにより得られたイラク水資源省発行の流量観測データセットを、水収支計算のための河川流量データとして用いることとした (以降、本

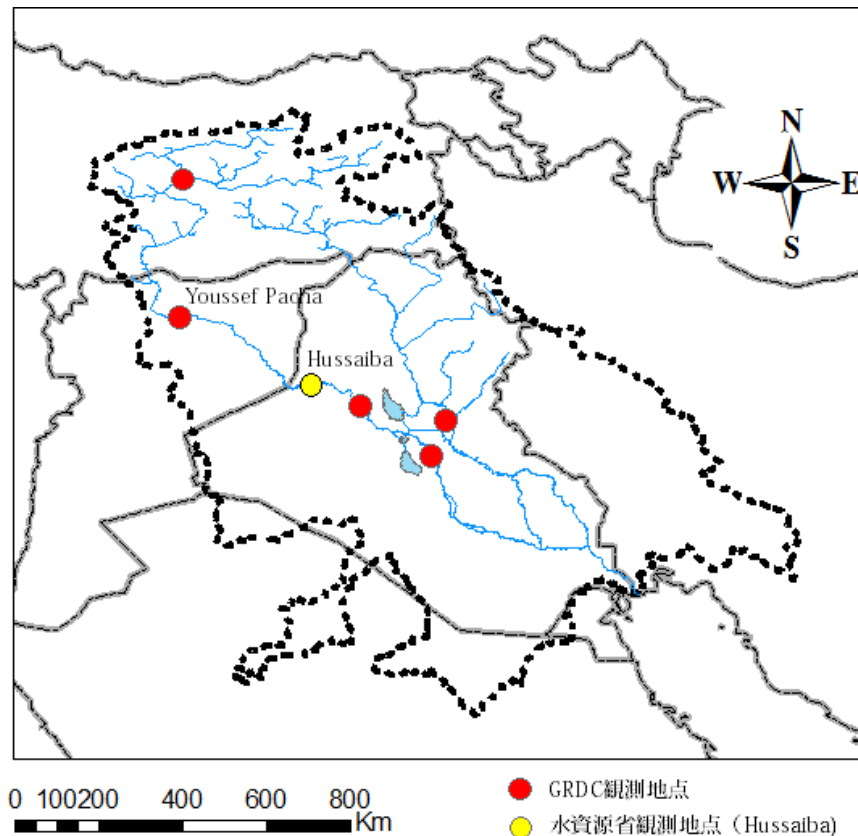


図 4.8 GRDC および水資源省 (Hussaiba) の流量観測地点

データセットを「水資源省データ」と記する)。本データセットはイラク国内 34 箇所の観測地点において収集された月平均河川流量データおよび 14 箇所における TDS (Total Dissolved Solids：総溶解固形物) のデータを含む。

水資源省データは第三者より入手した二次データである。上述の通り、過去 30 年間のイラクの国内情勢は不透明な部分が多く、本データの値の信憑性も決して高いとは言い切れない。従って、このデータを鵜呑みにして分析に用いるのは適切でない。そこで、水資源省データの精度を検証するために、本研究では (1) 他の流量データとの比較、(2) 同時期の降雨量との比較、の二つを行った。

他の流量データとの比較

比較に用いる流量データとして、世界流量データセンター (GRDC: Global Runoff Data Center) の公開するデータを用いた。GRDC は河川流出水のデータを全球規模で収集・提供する必要性に応じて、世界気象機関 (WMO: World Meteorological Organization) の援助の

もと、1988年にドイツ連邦水文学研究所に設置された。世界7000箇所以上の観測地点で収集された流量データを集約・公開している³¹。

ティグリス・ユーフラテス川流域にはGRDCの流量観測地点が7箇所存在するが、いずれもデータの更新は1970年代以降滞っているため、水資源省データ（観測期間は1972年以降）とは比較できない。しかし、シリア領内ユーフラテス川上のYoussef Pacha（東経36.36°，北緯38.18°）については、GRDCは1976年から79年までの3年分の月間流量データを有し、水資源省データの観測期間と重複している。そこで、資源省データの観測地点の中で最もYoussef Pachaに近い（かつ重複観測期間を有する）、イラク国内のユーフラテス川最上流部地点であるHussaiba（東経41.30°，北緯34.31°）の流量データと比較を行った。なお、両観測地点間の距離は約200kmである。

³¹ http://www.bafg.de/GRDC/EN/Home/homepage__node.html

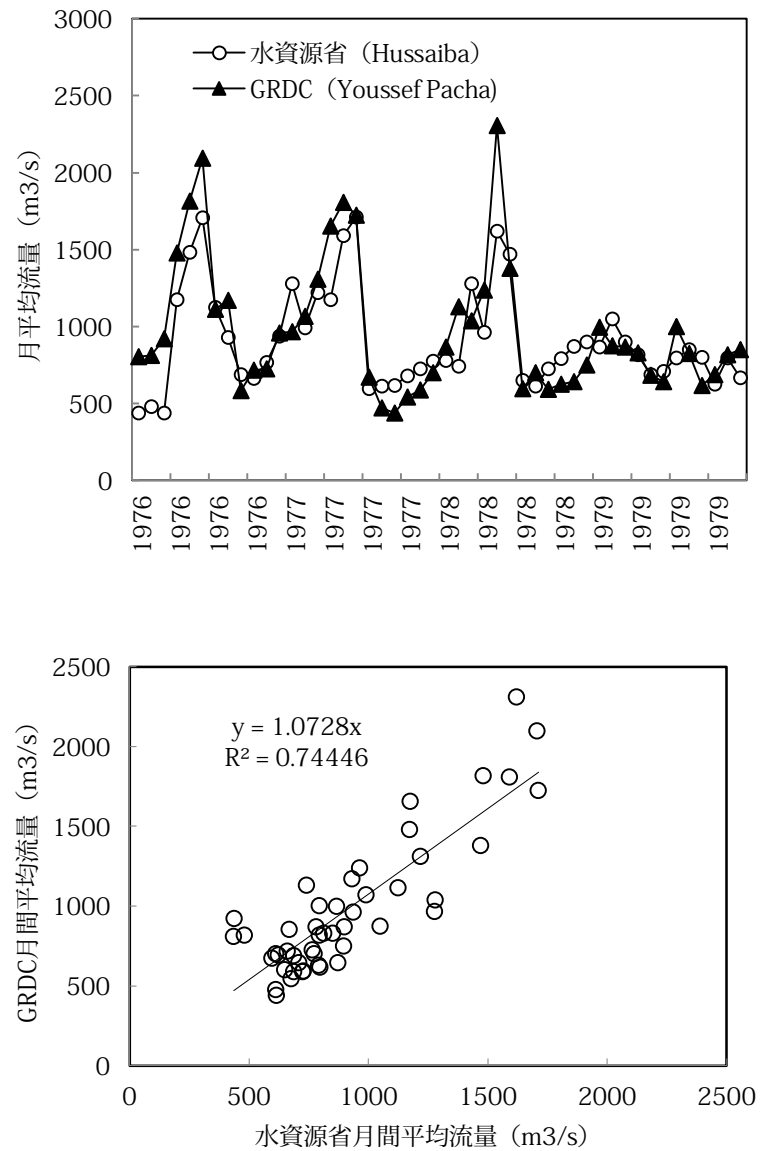


図 4.9 水資源省流量データおよび GRDC 流量データの比較

二地点間の流量比較結果を図 4.9 に示す。水資源省のデータは GRDC のデータとほぼ同じピークを示していることがわかる。両者間の決定係数は 0.75 であり、両者が空間的に離れた場所に位置し、その間にユーフラテス川に対する流入や取水といったノイズが存在することを鑑みると、水資源省の示す流量データは（少なくとも比較を行った期間については）GRDC データと整合していると考えられた。

降雨量との比較

前項の分析により水資源省データの GRDC データとの整合性が確認されたが、上記の検証は 1976 年から 79 年までの限られた期間に限定されており、80 年以降の水資源省データの質は依然として担保されていない。そこで、GRDC データを用いた検証を補完するために、河川流出量と高い相関性を持つ降雨量との比較を行った。

比較に用いた降雨量データは東アングリア大学気候研究部門 (Climate Research Unit, University of East Anglia) が公開している全球降雨グリッドデータ (以降、CRU 降雨データと呼ぶ) である。本来であれば雨量計によって観測されたデータの使用が望ましいが、対象域の降雨観測データは流量データと同様の理由で入手が困難であるため、次善策として CRU データを用いた。CRU データは全世界 3 万箇所にのぼえる観測地点のデータを集約し、外れ値の除去などといった前処理を施した上で 0.5 度のグリッドサイズにリサンプルしている (Mitchell et al., 2005)。

ユーフラテス川の年間総流出量の約 98% はトルコに依存している。そこで、ここではティグリス・ユーフラテス川流域のうち、トルコ領内に降った年間降水量と、人為的な取水の影響が最も小さいイラク領内ユーフラテス川最上流観測地点である Hussaiba の流量の比較を行った。結果を図 4.10 に示す。大まかな増減トレンドは一致していることが時系列のグラフより読み取れる。両者の決定係数は 0.57 とやや低い値があったが、これは人為的取

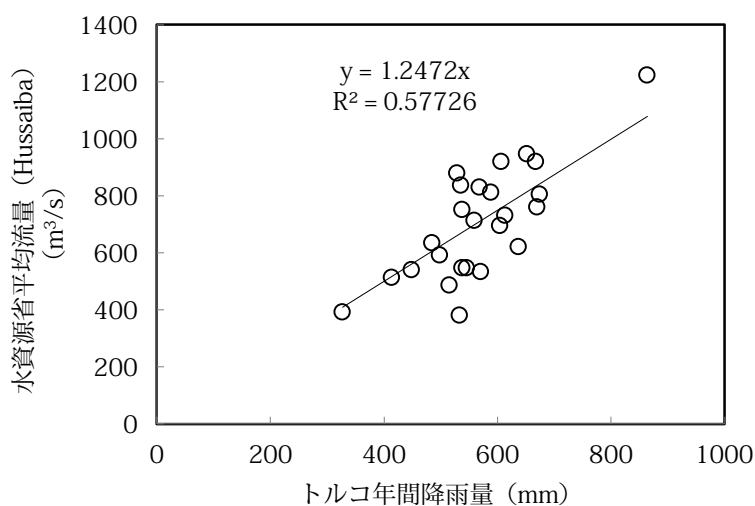


図 4.10 水資源省流量データと上流部 (トルコ) 降水量の比較

水の影響と見られる。例えば、1990年の場合、地域平均降水量 534mm に対し、平均流量は $380\text{m}^3/\text{s}$ と小さいが、これはこの時期にトルコにおいてアタチュルクダム貯水が行われていたためである。

GRDC データ検証のまとめ

以上、GRDC データについて二種類の検証を行った結果、水資源省データは十分妥当であり、本論文の解析に耐えるものと結論づけられた。なお、式(4.4)において、流量に関する入力是对象域への河川流入量 D_{in} および河川流出量 D_{out} が必要となるが、流入量についてはイラク領内ユーフラテス川最上流地点である Hussaiba、同じくイラク領内ティグリス川最上流地点である Mosul、そしてティグリス川の支流である Greater Zab, Lesser Zab, Diyala, Adhaim の観測流量を用いた。また、流出量についてはユーフラテス川最下流部である Nassiriyah、ティグリス川最下流部である Amara およびティグリス川から分岐する運河である Gharraf の観測流量を用いた(図 4.1 1)。また、分析期間については、データの入手可能性の制約により、1981 年 10 月から 2000 年 3 月までの 20 カ年とした。

4.3.3 降雨量データ

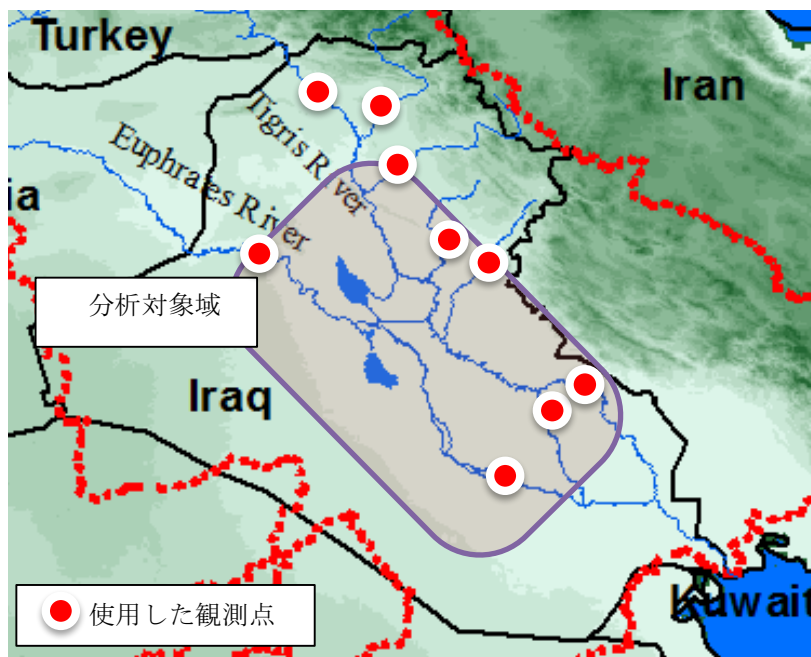
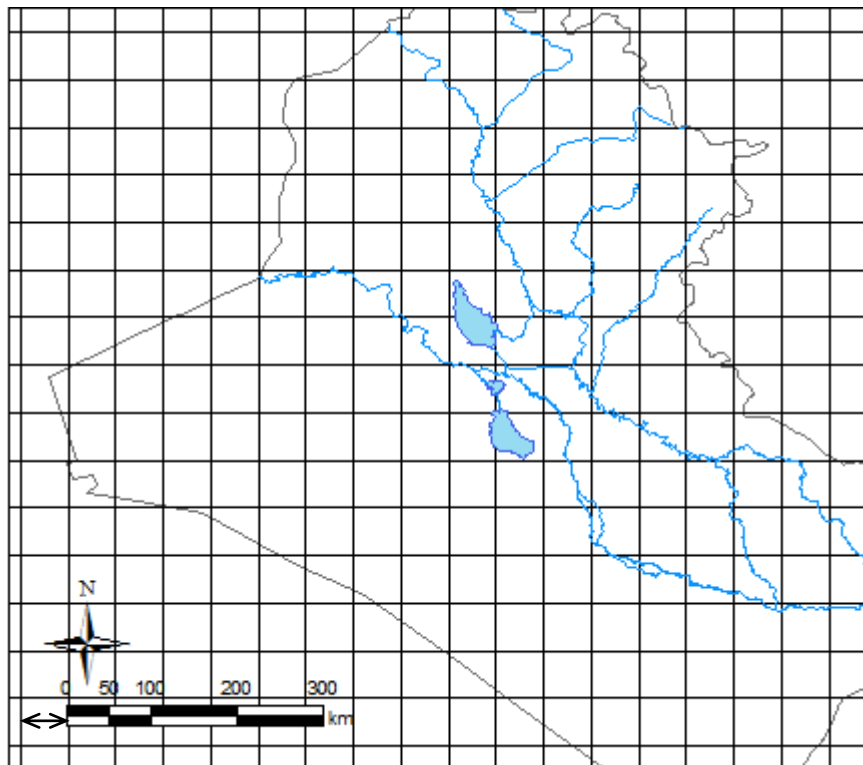


図 4.1 1 分析に用いた流量観測地点

これらの気象データには前項でも用いた UEA/CRU の公開するグローバルデータセット (CRU TS 3.0) を用いることとした。CRU データは全世界 3 万箇所への観測地点のデータを集約し、外れ値の除去などといった前処理を施した上で 0.5 度のグリッドサイズにリサンプルしている (Mitchell et al., 2005)。データは緯度・経度 0.5 度 (赤道上の辺長約 55km) のグリッドから構成されている。本研究の対象とするイラクは北部から南部にかけて気候条件が大きく変わるため³²、グリッドの空間解像度が粗すぎると域内の気候条件変化が捨象されてしまう恐れがある。しかし、図に示す通り、対象域に含まれる CRU データのグリッド 20 以上にのぼるため、本分析に用いるには十分であると判断した。



CRU データのグリッドサイズ

図 4.1 2 CRU データのグリッドスケール

³²北部のキルクークは平均年間降水量 500mm 前後であるのに対し、南部のバスラでは 200mm に満たない

4.3.4 水面蒸発散量データ

本分析では、対象域内に存在する湖からの蒸発量は可能蒸発量に等しいと仮定した。可能蒸発量の推定には、Thornthwaite (1948) の提唱する方法を用いた。Thornthwaite 法は経験モデルであるため、その物理的な説明力は低いが、推定に必要な情報が少なくかつ簡便であるため、実務や研究において頻繁に利用されている (Szilagyi, 1998; Xu et al., 2002; Chen et al., 2005; Loukas et al., 2005)。

Thornthwaite 法において用いられている推定式は次の通りとなっている。

$$ET_i = 16 \left(\frac{T_i}{I} \right)^a \left(\frac{N_i}{12} \right) \quad (4.5)$$

ここで、 ET_i は*i*月の可能蒸発散量、 T_i は*i*月の平均気温、 N_i は*i*月の平均日照時間である。パラメーターである a 、 I は次式のように表される。

$$I = \sum_{i=1}^{12} \left(\frac{T_i}{5} \right)^{1.514}$$

$$a = (492390 + 17920I - 77.1I^2 + 0.675I^3) \times 10^{-6} \quad (4.6)$$

このように、Thornthwaite 法では月平均気温と日照時間だけで可能蒸発散量を推定することが可能である。日照時間はその場所の緯度により決定することができるため、実質的に必要な観測データは気温だけである。月平均気温については、前項と同じく UEA/CRU の全球格子データセットである CRU TS 3.0 の月平均気温データを用いた。

ところで、対象地内には主要な貯水池 (Al-Tharthar, Al-Habbaniyah, Al-Razzaza) 以外にも大小様々な貯水池や湖沼が分布している。こういった水域の総面積の算出には、前章において行った衛星画像データを用いた土地被覆分類結果を利用した。すなわち、土地被覆分類の結果、水域と判定されたピクセルの合計を以て対象域の総水域面積とした。

具体的な水面蒸発量の決定の手順は次の通りである。まず、CRU データセットの気温データおよび各グリッドの緯度情報を用いて、グリッド毎の可能蒸発散量を計算した。次に、得られた可能蒸発散量グリッドレイヤと土地被覆分類画像をオーバーレイし、それぞれのグリッドに含まれる合計水域面積にそのグリッドの可能蒸発散量を乗じることで、そのグリッドからの水面上蒸発量とした。そして各グリッドからの水面蒸発量を合計することで、対象域からの総水面蒸発量とした。

4.4 結果と考察

4.4.1 河川流量

本項では、水収支計算の結果を示す前に、イラク水資源省から得た流量データをもとにティグリス・ユーフラテス両河川の長期的な流量の推移について考察を行う。

ティグリス川

中流から下流にかけて乾燥した大地を貫通するユーフラテス川とくらべると、ティグリス川は上流から下流まで河道に沿う形で東部にザグロス山脈を擁しており、ここに降った雨が支流として本流に補給されるため、比較的流出量が豊富である。また、地理的にも、トルコ・シリアの中心地から見ると辺境に位置しているため、新規水源確保のための開発事業もユーフラテス川と較べると進んでいない。

水資源省データより作成した 1975-2005 年のティグリス川の月毎流量変動、その 24 ヶ月移動平均値ならびに移動平均値の近似直線を図 4.1 3 に示す。なお、同図の示す流量はイラク北部モスルにおける観測値であり、トルコ・シリアでの取水を経たイラク国内へのティグリス川流入量と見なすことができる。

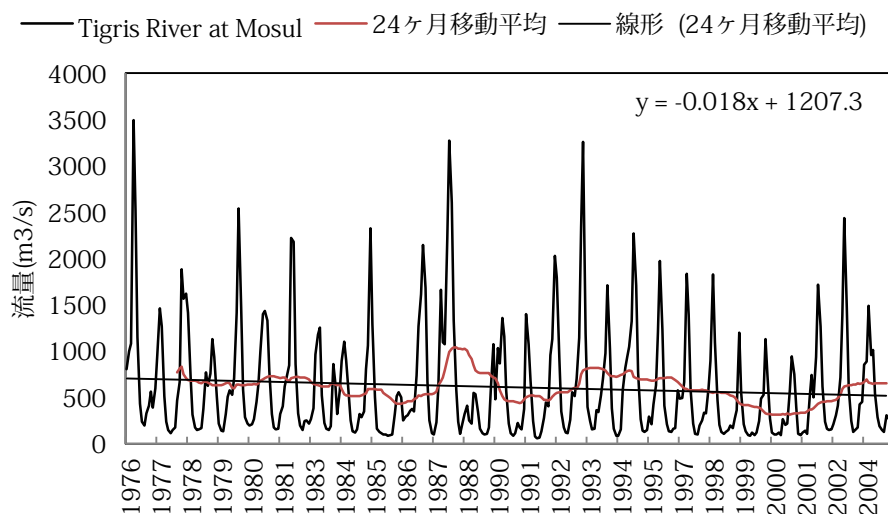


図 4.1 3 ティグリス川 (Mosul) の時系列流量変動

月毎流量は規則的な年周期変動を示しており、高水時の流量は最も多い時で 3493m³/s (1976年4月)、一方で低水時の最低流量は 59m³/s (1991年8月) にしか満たず、両者の比は 60 倍近くにもものぼる。この大きな変動の主要因は、降水が冬期に集中しそれが春の融雪期にさらに集中して流出するというティグリス川流域の気候的特性に他ならないが、この他にも降水量の年較差の影響も少なくない。図 4.1 3 中の 2 年移動平均流量の変動を見ると、10 年前後の周期で長期的な渇水 (洪水) が繰り返されていることが確認できる。渇水・洪水が単年内に突発的に起こり、その影響が翌年にほとんど残らない日本とは異なり、渇水期・洪水期が複数年にまたがって継続するという点は本流域の特筆すべき特徴である。

月毎流量を線形近似すると極めて緩やかながら下降傾向が見られる。この変化の要因としては、(1) 長期的な降雨量の減少、(2) 上流部取水量の増加、の二つが考えられる。同時期の CRU 降水量データの推移を見ると、やはり緩やかな減少傾向が見られる。このことより、ティグリス川流量の長期的な漸減は水資源開発などといった人為的な影響というより自然由来の影響である可能性が高い。

ユーフラテス川

既述の通り、ユーフラテス川は、水源こそティグリス川と同じ、トルコ東北部の山脈地帯に持つものの、中下流域は右岸左岸共に砂漠地帯に挟まれており、支流からのまとまった流

入は期待できない。一方で、河川周辺部が沙漠であるということは、水さえ手に入れば農業適地であることに他ならない。それを裏付けるかのように、20世紀後半トルコ、シリアでは次々と大規模なダムならびに農用地が開発されてきた。

ティグリス川同様、水資源省データより作成したユーフラテス川（Hussaiba 地点）の流量推移、2年移動平均、近似直線を図4.14に示す。ティグリス・ユーフラテス川は双子の川（Twin Rivers）とも称されるが、流量に関してはユーフラテス川はティグリス川よりも一回り規模が小さい。図4.14で表した期間中の平均年間総流出量で表すと、ティグリス川が約19km³/年であるのに対し、ユーフラテス川は約13km³/年である。流出量規模に比例するかのように、季節間の流量変化幅もユーフラテス川の方が小さい。年度ごとの標準偏差の平均はティグリス川が536m³/sに対し、ユーフラテス川は165m³/sと3分の1以下となっている。

次に、ユーフラテス川流量の経時的变化に着目する。図4.14の2年移動平均はティグリス川同様、ユーフラテス川においても約10年周期で渇水・洪水が繰り返されていることを示している。しかし、水源をほぼ同じ地域に持つティグリス・ユーフラテス両河川であるが、両者の2年移動平均を比較すると、1990年代前半に異なるトレンドを示していること

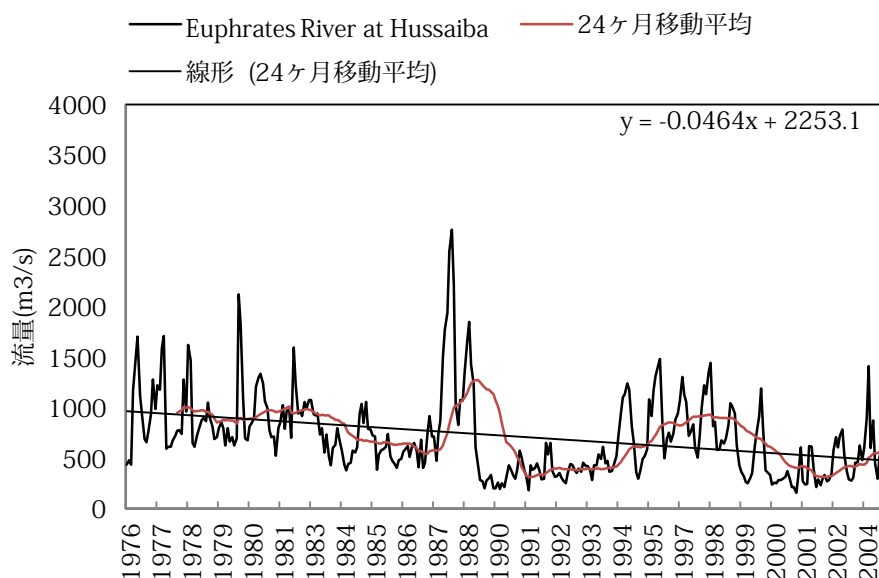


図 4.14 ユーフラテス川（Hussaiba）の時系列流量変動

がわかる。この期間はちょうどユーフラテス川上流（トルコ領）に流域内最大規模の貯水池であるアタチュルクダムが建造・貯水されていた時期と重なっており、ダムの建造が長期間わたり河川流量に影響を及ぼしていることが伺える。ティグリス川においては、長期的な流量変動はわずかな減少しか観察されず、その上その減少は降雨量の減少に由来している可能性が高いものであったが、ユーフラテス川においてはティグリス川よりも明確な減少傾向が確認された。水源地帯の降雨量推移はティグリス・ユーフラテス両河川ともにほとんど同じと見なせるので、この減少は気候以外の要因、すなわち人為的取水増の影響あると考えられる。

1975-2005年の間にユーフラテス川では貯水容量 100 億 m^3 以上のダムが少なくとも 4 箇所建設された。本来であればダムの建造は乾季の流量増ならびに洪水期の流量抑制というピークカット効果が期待されるものであるが、図 4.1 4 を見る限り、ピークカットというよりもむしろ全体的な流量ダウンの方が色濃く見られる。これはダム水面からの表面蒸発と、ダムで堰き止められた水が農地に灌漑され、その大部分が農地での蒸発散ならびに水路損失で失われてしまうことの二つによって、流域内に降った雨のうち河川流出に寄与する割合が減少したためと考えられる。

4.4.2 水面蒸発量推定

Thorntwaite 法によって求められた年間水面蒸発量の一例として、対象域内の代表的な貯水池である Al-Tharthar (33.75N, 43.75E) のものを図 4.1 5 に示す。Thorntwaite 法は月間平均気温と日照時間のみを入力要素としているため、当然ながら可能蒸発量も平均気温と連動して推移している。ただし、推定式の構造上、推定蒸発散量は気温の変化に対して弾性的であり、気温変化によって生じる値のばらつきは比較的小さい。年間可能蒸発散量は 1200mm から 1800mm 弱であり、温暖湿潤気候に属する我が国の年間蒸発量（700mm 前後）と較べると非常に高い。

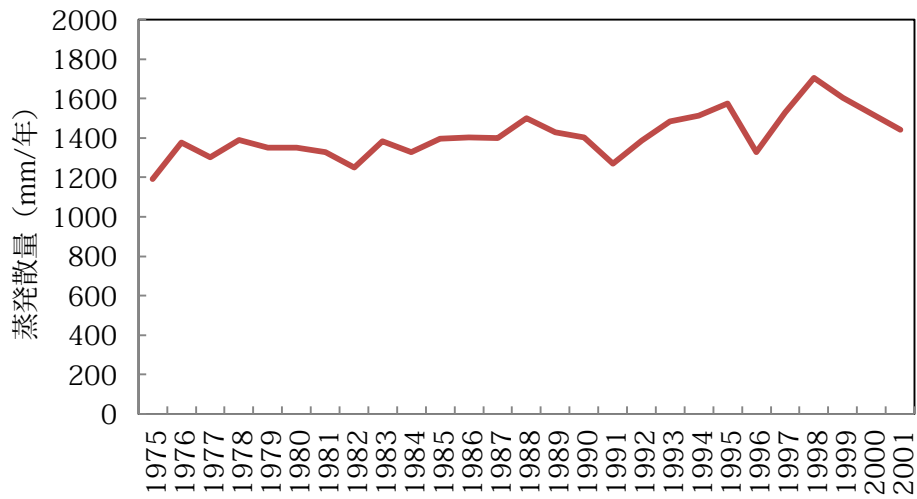


図 4.15 Tharthar 湖における年間水面蒸発散量の推移

このようにして求めた各グリッドの1975-2001年期間の年間可能蒸発量と各グリッド内の水面面積をかけあわせることにより、対象域において水面蒸発で失われる水の量を算出した。

4.4.3 水収支

概況

水資源省流量データ、CRU 降雨データ、Thorntwaite 法により求めた水面蒸発量、そしてそれらにより求まる対象域の農地蒸発量を表 4.2 に示す。ここで示す河川流入量とは、イラク領内ユーフラテス川最上流地点である Hussaiba、同じくイラク領内ティグリス川最上流点である Mosul、そしてティグリス川の支流である Greater Zab, Lesser Zab, Diyala, Adhaim の観測流量の合計値である。また、流出量についてはユーフラテス川最下流部である Nassiriyah、ティグリス川最下流部である Amara およびティグリス川から分岐する運河である Gharraf の観測流量の合計値である。降雨量は作付農地および水域に降ったもののみ

表 4.2 対象域の水収支の概要

単位：km³

年	河川総流入量	総降雨量	河川総流出量	貯水池蒸発量	農地蒸発散量
1981	103.2	2.1	33.5	4.5	67.4
1982	70.8	2.0	33.2	4.2	35.3
1983	68.3	0.9	18.8	4.6	45.7
1984	82.7	3.1	25.2	4.5	56.2
1985	38.4	2.0	17.9	4.7	17.7
1986	98.6	1.8	19.9	4.8	75.7
1987	171.7	3.3	43.8	4.7	126.5
1988	49.0	1.4	31.9	5.1	13.4
1989	64.7	2.5	15.9	4.9	46.5
1990	46.3	2.1	15.5	4.8	28.2
1991	73.9	2.1	18.0	4.3	53.8
1992	104.8	3.3	20.0	4.6	83.5
1993	73.4	2.7	21.9	5.0	49.3
1994	113.3	3.7	28.6	5.0	83.4
1995	84.2	3.4	32.7	5.3	49.7
1996	80.6	2.8	21.7	4.5	57.2
1997	85.8	5.3	26.5	5.2	59.3
1998	47.0	2.6	14.6	5.7	29.3
1999	39.0	1.6	7.5	5.4	27.7
平均	78.7	2.6	23.5	4.8	52.9

を合計してある。作付農地面積は年によって変化するが、ここでは、第3章で求めた年ごとの延べ作付面積（春期作と夏期作の合計）の数字を用いている。水面蒸発量は衛星画像による土地被覆分類より得られた水域面積を基準に算出している。水域面積は年変動が少ないと仮定し、一時点（2000年3月）におけるデータを全対象期間に適用している。

なお、これ以降、対象域へ入ってくる（incoming）水の各要素（河川流入、農地降雨）を「流入要素」、逆に出て行く（outgoing）各要素（河川流出、水面蒸発、農地蒸発散）を流出要素と便宜上表記する。

また、本節で示す年次はいずれも1月始まりの暦年ではなく、10月始まりのイラクの水文年を用いている。暦年でなく水文年を用いるのは、乾季の終わりに年度の始まりを設定することで年度をまたいで流域に滞留する水の量を可能な限り小さくするためである。以降、 i 年と表記した場合、 i 年10月から翌年（ $i+1$ 年）9月までの12ヶ月間を指す。

対象域への流入量の変動要因

対象期間中のイラクへの入力量・出力量ならびにそれぞれの要素間内訳を図4.16に示す。4.4.1における河川流量の分析結果からも予測されるように、対象域への入力される水量には年によって大きなばらつきが見られ、その範囲は 40.3km^3 （1985年）から 171.7km^3 （1987年）に及び、平均は 78.7km^3 、標準偏差は30.9であった。

各年の流入要素の中で群を抜いて大きな値を取っているのが1987年（ 171.7km^3 ）である。これは2番目に大きかった年（1994年； 113.3km^3 ）の約1.5倍に相当する。図4.16を見ると、1986年、1987年とトルコの年間降水量は連続して高い水準にあったことがわかり、湿潤年が連続した結果、1987年の高水準な河川流入量という形で現れたことが考えられる。逆に、1985年（ 40.3km^3 ）の最低水準値については、1982年から1985年までの4年間連続して続いた乾燥年の結果であると考えられる。

一方、流域最大規模のアタチュルクダム の湛水期間であった1989年、1990年は、降水量が平年並の水準（それぞれ744mm、674mm）であったにもかかわらず、流入量はやはり低水準（ 64.7km^3 、 46.3km^3 ）となっている。第6章で示す流域国間の交渉の系譜を見ると、1990年4月（本分析では1989年度に分類される）にトルコは4週間にわたりダム湛水のためにユーフラテス川をせき止めており、下流国は猛烈な抗議を行っているが、そのことは図4.16の河川流入量からも窺い知れる。アタチュルクダムは1992年に完成に至ったが、これ以降はダムによる流量制御の効果が対象域への流入量にも見出せる。たとえば、1995年は降水量自体は対象期間中2番目の低水準（562mm）であったが、流入量はほぼ

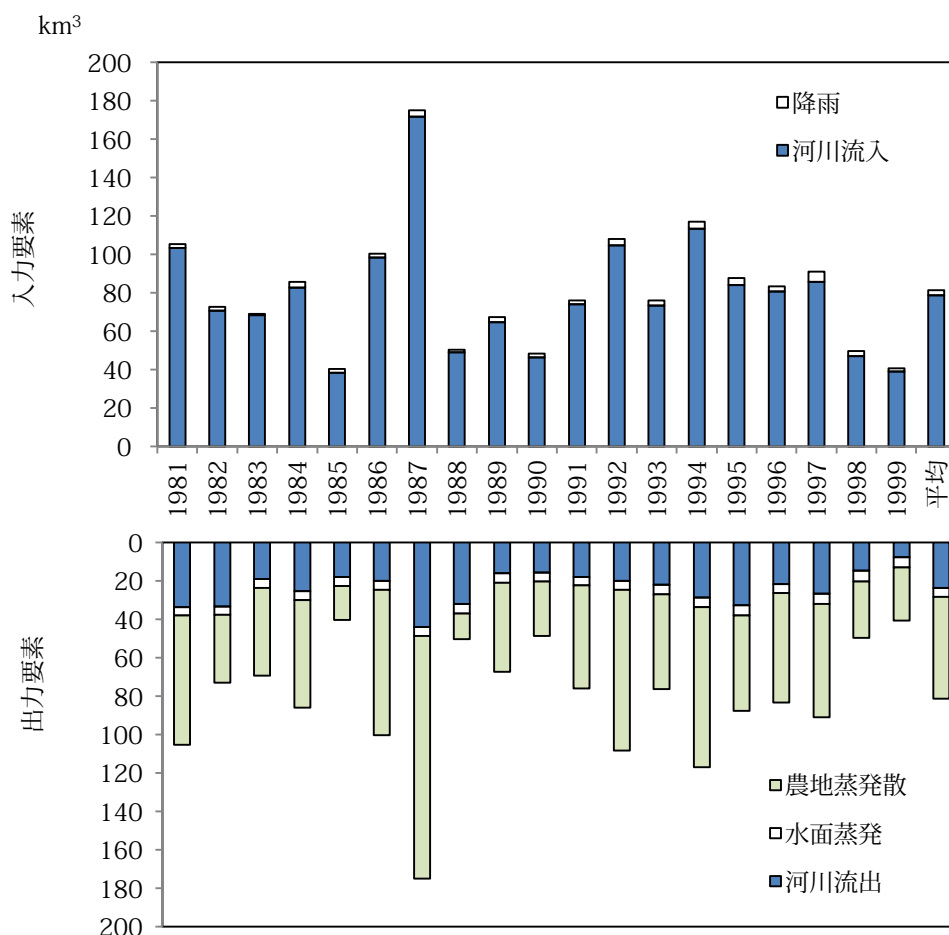


図 4.16 対象域への入力・出力量の変動およびその要素間内訳

平年並み (84.2km³) となっている。逆に 1997 年は降水量が 946mm と対象期間中最高水準であったにもかかわらず、流入量は 85.8km³と、やはり平年並みであった。

また、1998 年から 1999 年にかけても、対象域への流入は連続して低水準 (それぞれ 47.0km³, 39.0km³) となっているが、これについては人為的影響の証左は得られなかった。これらの年は単純に降雨不足による渇水が発生したものと予想される。

対象域への入力量と農地蒸発散量の関係

次に、対象域への入力量 (河川流入+農地降雨) と農地 (総) 蒸発散との関係に着目する。両者は非常に強い相関関係を示し、切片を 0 とした場合の回帰直線の傾きは 0.67、決定係数は 0.91 と非常に高い値を取った (図 4.17)。この結果をそのまま解釈すると、「対象

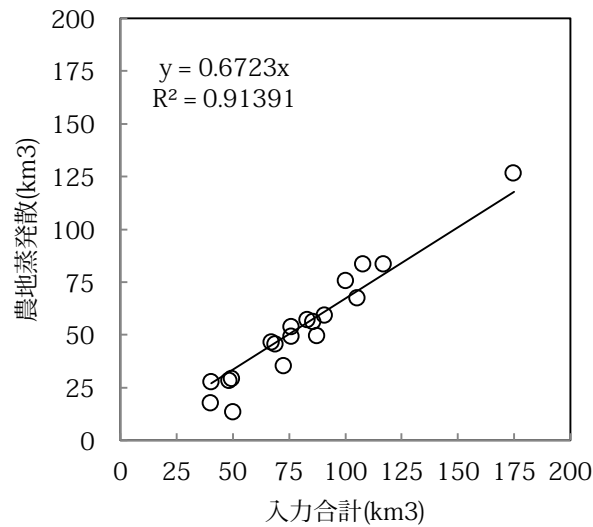


図 4.17 対象域への水入力量と農地蒸発散量の関係

域へ入力された水は、その多寡にかかわらず、一定割合（約 67%）が農地における蒸発という形で消費される」と言うことができる。

それでは、この結果が提示する、より実際的な含意は何であろうか。ここにいくつかの仮説を立てることができる。まず考えられることは、対象域は乾燥地である上に近年は上流部での水利用料が増えており慢性的な水不足に陥っているため、利用可能な水の量が増えるにつれて、農家は作付面積を拡大し、水消費量も増えるという説である。もう一つ考えられるのは、河川流入が少なく渇水状態にある時は、個別の農家は限りある水資源から最大限の収穫を得るために節水的な灌漑管理を行い、一方で水が豊富にある時はこのような節水インセンティブが働かず、粗放的な灌漑管理を行っているという説である。また、対象地は広範囲にわたり、土壌塩類集積による被害が出ているため、水量が豊富な年は農地の塩分を洗脱（リーチング）するという事も考えられる。リーチングを行った場合、洗脱後の高濃度塩分を含む排水は、本来であれば河川や蒸発湖などまで運搬されなければならないが、その場合蒸発散量の増加には必ずしも寄与しないはずである。しかし、対象域は用水路網と比較して排水路網の整備が遅れているため、排水が域内の他の場所に残留し、域内蒸発散量に寄与している可能性がある。

以上、対象域への水入力量と農地蒸発散量の関係についてはいくつかの解釈が可能であるが、それぞれの仮説の妥当性を検証するためには作付農地面積や穀物生産量を交えた考察が必要である。これらに関する詳細な議論は本節の残りの部分および次章で行うものとする。

単位耕作面積あたり水消費量

単位面積の灌漑農業を行うことにより失われる水の量は、そこで行われている農業の水消費的観点からの生産性（water productivity in agriculture）を評価する上で極めて重要な指標である。我が国の場合、平均的な農地からの水消費量、すなわち年間蒸発散量は約 600mm と言われている（丸山ら、1998）。

対象域においては、4.2.2に見たように、実際に作付けを行っている農地以外に、漏水や過剰灌漑により農地周辺部においても蒸発散が生じていることが予想される。すなわち、実際に蒸発散が生じている面積を特定することは容易ではない。そこで、ここでは参考までに総蒸発散量を作付面積で除した値を算出した。この値は、単位面積の農地灌漑に伴い生じる水消費量（灌漑農業の水利用効率）と解釈できる。以降、この値を「単位耕作面積あたり水消費量」と称する。

算出された単位耕作面積あたり水消費量を表 4.3 に示す。得られた値は最小で 3250mm/年（1988 年）、最大で 20200mm/年（1987 年）、平均値は 8690mm/年であった。対象域は乾燥域であるため、蒸発散量が我が国より高いことは当然であるが、それを考慮した上でも得られた結果は桁外れに高い。4.4.2によると、対象域の可能蒸発散量は約 1800mm/年であるが、分析を行った期間中全ての年においてこの値を上回っている。自然状態下で実蒸発散量が可能蒸発散量を上回るとは理論上不可能である。従って、本結果は実際に収穫が行われた農地以外においても広域にわたり蒸発散が発生していることを裏付けている。

蒸発散が起こっている地域の全てにおいて可能蒸発散量であると仮定した場合の蒸発散発生面積の推定結果を表 4.4 に示す。蒸発散発生面積は推定作付面積の実に数倍から十数倍という非常に大きいものとなった。

イラクの用排水路設備は脆弱であり、水路運搬過程においてある程度の水損失が発生していることはほぼ間違いない。しかし、そのことを考慮してもこの蒸発散面積は大きすぎる。可能性として考えられるのは、最終的に収穫を行った農地以外に、灌漑が行われた（しかし収穫には至らなかった）農地が存在する場合である。その場合、対象域の農家は作付けを開始した時点ではリスク分散のために比較的広い範囲に作付けを行い、生育が進む過程で十分

な収量を見込めない農地を放棄しているということが考えられた。しかし、このような行動パターンは種苗や肥料、そして労働力の分散投資に他ならず、これらの資源の制約が厳しい対象域における農法としては、やや説得力に欠く。この点については更なる調査が必要であるといえる。なお、河川流入量が極端に多い年（1987年や1994年など）は、対象域は洪水状態にあると考えられ、こういった年は過剰な河川流水を非農地に導水したり、Tharthar湖のような貯水池に貯留するなどして農地の湛水被害を防いでいると考えられた。

いずれにせよ、イラクの灌漑水利用は極めて非効率に行われており、その節水ポテンシャルが高いことはほぼ間違いないことが、本分析の結果より明らかになった。

表 4.3 対象域の単位耕作面積あたり水消費量

年	農地総蒸発散量	春季*推定作付面積	単位耕作面積あたり水消費量
	(km ³ /年)	(万 ha)	(mm/年)
	A	B	A/B
1981	67	48	14,000
1982	35	42	8,330
1983	46	31	14,800
1984	56	61	9,180
1985	18	53	3,400
1986	76	48	15,800
1987	127	63	20,200
1988	13	40	3,250
1989	46	58	7,930
1990	28	58	4,830
1991	54	50	10,800
1992	83	64	13,000
1993	49	70	7,000
1994	83	86	9,650
1995	50	70	7,140
1996	57	69	8,260
1997	59	90	6,560
1998	29	79	3,670
1999	28	48	5,830
平均	53	61	8,690

* 夏季作付面積は春季作付面積と重複する（包含される）ため、計上しない。

表 4.4 対象域蒸発散発生面積の推定結果

年	農地総蒸発散量	可能蒸発散量	蒸発散発生面積
	(km ³ /年)	(mm/年)	(万 ha)
	A	B	A/B
1981	67	1,580	424
1982	35	1,565	224
1983	46	1,600	288
1984	56	1,632	343
1985	18	1,653	109
1986	76	1,768	430
1987	127	1,585	801
1988	13	1,827	71
1989	46	1,829	252
1990	28	1,676	167
1991	54	1,532	352
1992	83	1,627	510
1993	49	1,739	282
1994	83	1,764	471
1995	50	1,813	276
1996	57	1,599	356
1997	59	1,940	304
1998	29	2,104	138
1999	28	1,938	144
平均	53	1,725	307

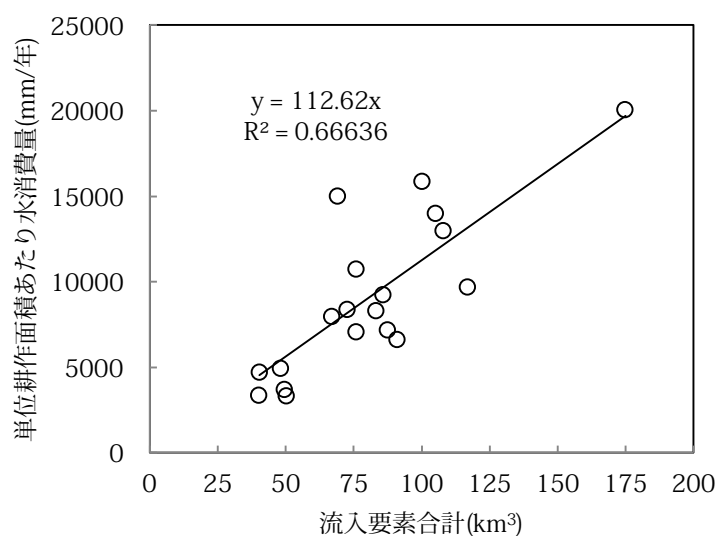


図 4.18 合計流入要素と単位耕作面積あたり水消費量の関係

前項同様、対象域への流入要素の合計（河川流入＋降雨）に対する単位耕作面積あたり水消費量をプロットしたところ、総蒸発散量ほど相関性は高くないものの、蒸発散量も入力量に比例して増加する傾向が見られた（図 4.18）。このことにより、前項で考察した、「入力量が増加するとともに蒸発散量が増加するのは、豊富な水を利用して作付農地面積が増加するため」という仮説は不適であることが確認された。もしこの仮説が正しい場合、流入量が増加しても単位農地あたりの蒸発散量は一定のはずである。従って、蒸発散量を単位農地あたりの量で考えた場合、利用可能な水の量が増えるにつれ、灌漑農業の水利用効率は低下するということが、本分析の結果から確認された。

入力・出力要素の構成比

流域へ入力要素（河川流入，降雨），出力要素（河川流出，貯水池蒸発，農地蒸発散）の構成比を図 4.19に示す。事前に予想した通り，入力要素においては，河川流入によるものが降雨を圧倒的に凌駕していた。降雨の寄与率は多い年で1997年の5.8%，最も低かったのは1983年で1.2%，19年間の平均では3.2%であった。自然状況下においては，河川の流量は降水量の多寡によって決定され，多雨・少雨といったトレンドは流域内である程度連動していることを考慮すると，割合が小さいとはいえ，流入量に対する流域内降水量の占

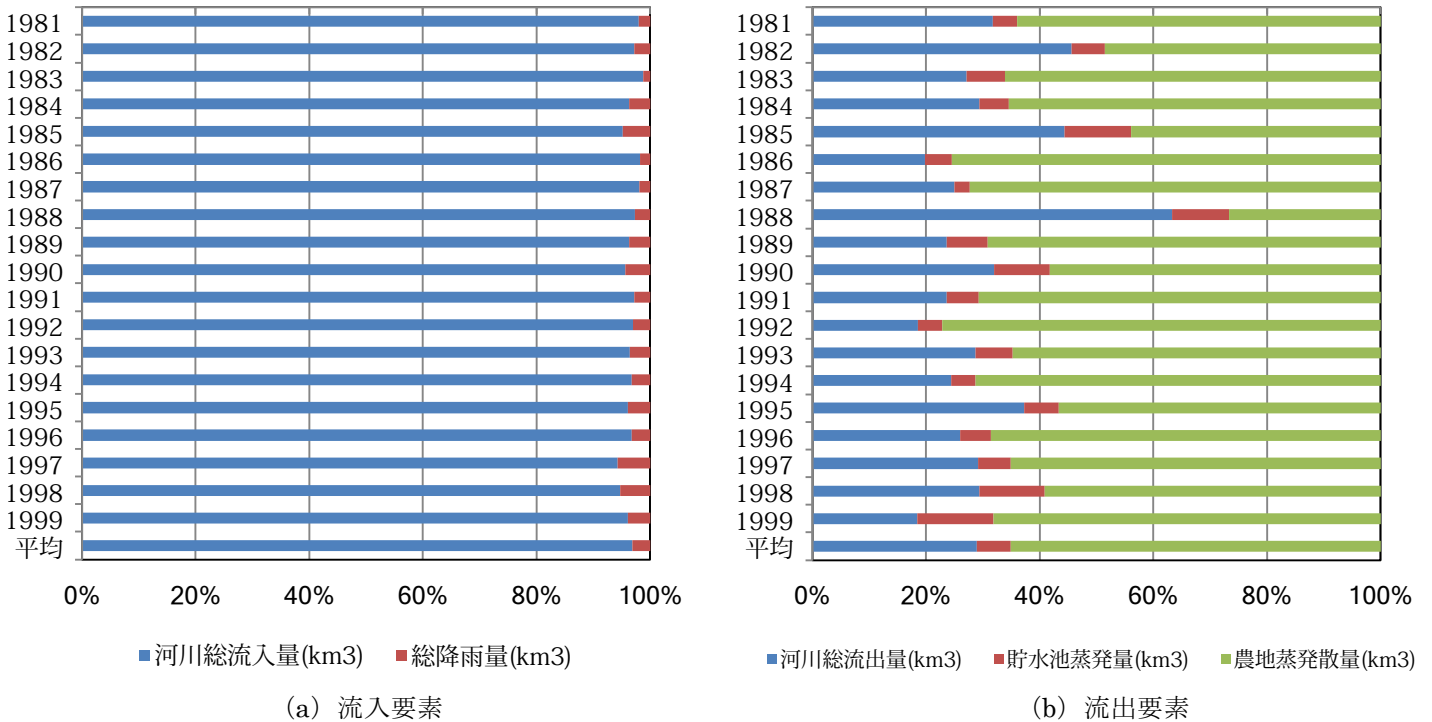


図 4.19 各年の流入要素・流出要素の内訳比率

める割合が大きく変動することは不自然である。この原因としてまず挙げられるのは、本分析で用いている降水量データは、域内の年間降水量にその年ごとの農地作付面積を乗じたものであり、農地作付面積は年々変動するため、ここで示す降水量は所謂当該地における年間降水量とはやや異なるトレンドを示しているという点である。また、上流国であるトルコ・シリアの影響も多分に表れていることが予想された。

出力要素に関しても、構成比は年により大きく異なるが、その平均は河川流出が 28.9%、水面蒸発が 5.9%、農地蒸発散が 65.1%であった。農地蒸発散は河川流出量をはるかに上回っており、対象地における蒸発散の激しさを改めてうかがい知ることができる。斯様に全出力中に占める割合の大きな農地蒸発散であるが、その値の変動幅は大きく、最大値は 77.2% (1992 年) であり、最小値は 26.7% (1988 年) であった。

4.5 まとめ

国際河川流域の水利用をめぐる国家間交渉を行う上で、各国の水需要量は、取水量を決定する上での最も基礎的な情報である。特にティグリス・ユーフラテス川流域の場合、流域の

大半が乾燥気候下にあるため、大量の水を消費する農業部門の水需要量が、各国の水需要量を大きく左右することとなる。にもかかわらず、農業部門水需要の大部分を占める蒸発散量の観測は容易ではなく、このため国際河川交渉では各国の水需要量についての議論が十分になされていない。中でもイラクは長い灌漑農業の歴史によって築き上げられた膨大な水路網を擁し、大規模な灌漑が行われているが、その水消費構造に関する分析はこれまで皆無であった。

本章では、イラクの農業用水消費構造を把握するために、当該地の水収支分析を行った。はじめに既存の文献および筆者の行った調査の結果にもとづき、イラクの水利構造を概観した上で、イラクの水収支を考える上で最適な概念モデルの構造を決定した。そして、現地調査で得られたデータセットやグローバルデータセットを用いて、イラクの総蒸発散量を計算し、さらに、第3章で求めた推定作付面積の値を用いて単位農地面積あたりの蒸発散量を求めた。

本章で得られた知見をまとめると以下の通りとなる。(括弧内の数字は、それぞれ対応する章・節・項番号を指す。)

1. 対象域は人為的な取水活動が活発であり、かつ土壌水分量に関する情報も不足しているため、通常の水収支モデルの適用は困難である。そこで、本章ではイラク水資源省より得られた観測流量データ、UEA/CRUより入手した気温、降水量データを用い、イラクの農地蒸発散量を計算することを試みた。分析の際、対象域の特性を考慮して、対象域への地下水の流入・流出量、対象域内貯留量は他要素と較べて無視できるほど小さいと仮定した。また非農地においては降雨と蒸発散量が釣り合っており、域内水収支には影響を及ぼさないと仮定した。(4.3.1)
2. 分析に利用した流量データは第三者機関(イラク水資源省)より得た二次データであり、その信頼性の担保が問題となったが、他機関の流量データ(GRDC)および気象データ(CRU)を用いた比較検証を行い、データの妥当性を確認した。(4.3.2)
3. 得られた流量データの時系列変化を吟味し、ティグリス川、ユーフラテス川ともに過去30年の間に約10年周期で中期的な洪水・渇水傾向が交互に発生していることを確認した。また、両河川共に長期的な減少トレンドが見られたが、この傾向はティグリス川については自然要因(降雨量の減少)が主な原因である一方、ユーフラテス川については上流部におけるダム開発という人為的要因も影響していることが示唆された。(4.4.1)
4. 上流部(トルコ)における降水量とイラクへの河川流入量の時系列変化を比較し

た結果、トルコ領内に大規模なダム（アタチュルクダム）が完成した1992年以降は、降水量の増減に対する河川流量の応答が鈍くなっており、ダム操作による流量の平滑化効果があったことが示唆された。（4.4.3）

5. 対象域への流入要素合計（河川流入＋農地降雨）と農地からの総蒸発散量の間には強い比例関係が存在することが確認された。回帰直線の傾きは0.67であり、対象域へ投入された水はその67%が農地からの蒸発散によって失われていることが示唆された。（4.4.3）
6. 対象域における総蒸発散量を作付面積で除した値（単位耕作面積あたり水消費量）は最大で20200mm、平均で9100mmと、可能蒸発散量よりはるかに高い値となった。これにより、第3章で推定した作付農地面積よりも蒸発散が起こっている面積が広いことが明らかになった。もし農地・非農地ともに蒸発散量が可能蒸発散量に等しかった場合、実際に蒸発散が起こっている面積は作付農地面積の2倍から12倍であることがわかった。（4.4.3）
7. 対象域への水の入力量と単位面積農地あたり蒸発散量の関係を比較した結果、入力量の増加と共に蒸発散量も増加していることがわかった。この結果から、利用可能な水量が増えるとともに灌漑管理が粗放的になっている可能性が示唆された。（4.4.3）

一方で、いくつかの課題も残った。一点目は予想をはるかに上回った蒸発散が果たしてどこで発生しているかという点である。対象域内で蒸発散が発生している場所の蒸発散量が全て可能蒸発散量に等しいとしても、蒸発散が起きている面積は作付農地面積の倍以上であり、これは水路損失などとしては大きすぎる。場合によっては本分析で仮定した以外の経路で蒸発散としてではなく、流出という形でこれらの水が対象域より出て行っている可能性も否定できない。これらの点を明らかにするには、現地農家へのヒアリングも含めた現地調査が必要となってくる。もう一点は、本章の分析対象外である近年（2000年以降）の水収支ならびに蒸発散量の動向である。ティグリス・ユーフラテス川流域を巡る環境は自然（気候）的側面、社会的側面の両方においてめまぐるしく変わりつつある³³。流域を巡る国家間交渉に資する情報を得るためには、こういった最新の事情を反映させた分析が不可欠であるといえよう。

³³自然的側面については New York Times (2010/10/26)、社会的側面については Xinhua (2009/9/3) などを参照のこと

第5章 イラクの水・土地利用分析

5.1 本章の目的

第3章、第4章において、イラクの土地利用（年ごとに変動する作付農地面積の推定）ならびに水利用（河川流入・流出量と域内蒸発散量の関係推定）に関する分析を行ってきた。本章ではこれらの結果を用いて、イラクにおける水利用、土地利用そしてそれによってもたらされる農業生産の相互関連について総合的な議論を行う。

ここまでの分析でイラクの作付面積が年によって大きく変動していること、イラク国内における蒸発散水損失量が河川流入量と比例関係にあるなどといった個別の事項は明らかになったが、ティグリス・ユーフラテス川を巡る流域国間交渉において究極的に重要となってくることは、任意の国に任意の量の水が割り当てられた際にその国がどれほどの効用を得ることができるかである。当然のことながら対象域内において作付が行われ、最終的な収穫に至るまでのプロセスは単純ではなく、農業生産量は利用可能な水資源量に対して一意的に決定されるものではない。しかしながら、その複雑なプロセスをなるべく単純な因果関係の連鎖構造へと分解し、可能な限りの構造解明を行うことが、より効率的な水資源利用につながるはずである。

5.2 イラクの水・土地利用構造に関する概念的考察

具体的な分析を行う前に、本節ではイラクにおける水・土地利用の構造について理論的な考察を行い、いくつかの作業仮説を導出する。ここでは、イラクの水・土地利用に係る因子として、イラクへの河川流入量、降雨量、作付農地面積、単位農地面積ごとの生産密度

(単収), 作付農地からの蒸発散量, そして農業生産量という 6 つの要素に特に着目する。なお, イラクの農業生産の約 9 割は小麦, 大麦, 水稲, メイズといった穀物によって構成されており, より正確を期すためにこれ以降は農業生産量ではなく穀物生産量という言葉を用いることとする。

はじめに, 農業生産の土台である作付面積の決定構造について考察する。個々の農家は所有農地中の作付割合決定という判断を何を基準に行っているのであろうか³⁴。作付を行う上での考え得る制約要素は, 水, 肥料, 農薬, 種苗, 労働力, 地力である。これらのうち, 肥料と農薬については, イラクはいずれも国内生産による自給を達成しており, また, それらは農家の作付面積に応じて政府より支給されているため, 制約要素とはならないものと考えられる。種苗については, イラクの農家の殆どが自身の農地の収穫物を自家貯蔵し, 種苗に用いているため (FAO, 2003), 量的な不足に陥ることは想定しがたい。労働力についても, イラクは農地の面的集積が進んだ結果, 経営農地が 100ha を超える大規模経営農家が多数存在しており, これらの農家は大型機械の導入による効率的な営農を行っているため, 労働力不足が問題になることは稀である (Beaumont, 1985)。従って, 当該地で作付を行う上での主な制約要素として考えられるのが水と地力の 2 つである。当該地における水の重要性についてはこれまで再三にわたり言及してきたため, ここでは敢えて詳説しないが, 乾燥が激しく, また灌漑設備も不十分で水損失率の高いイラクにおいては作付を行う上で大量の水が不可欠となる。利用可能な水量については, 河川流入量という形で第 4 章において把握しており, その関係性を分析することが可能である。もう一点の地力については, イラクは長年の灌漑農業と不十分な排水施設の結果, 広域にわたり土壌塩類集積の影響が出ている。このように土壌状態が不良な土地はよほどのことがない限り作付は行わないはずである。筆者がトルコで行った現地調査においても, 塩類集積が進んだ土地は漏れなく農家に放棄され, 一部の耐塩性植物のみが生える荒地となっていた。ただし, 土壌の塩類集積状態については有効な指標はなく, 作付農地面積に対して与える影響を定量的に分析することは本論文の中では難しい。

次に着目するのは穀物生産量である。農家の意志決定によって決まる作付面積と異なり, 穀物生産は個別農家による管理という人為的側面とその他の環境的影響によって左右され, その因子パラメータは文字通り無数に存在する。その全ての要因についての考察は省略する

³⁴ イラクはかつては地主-小作農の主従関係が存在し, 農地は一部の地主によって独占されていたが, 1959 年の土地改革法施行と共に段階的農地解放が進められ, 現在は自作農が中心となっている (Ockerman and Samano, 1985)。

が、ここでは穀物生産の指標としての蒸発散量について考えてみたい。乾燥条件下において、蒸散量は植物の生育と強い関連性を持つことが知られている (Hanks et al., 1969)。当然のことながら蒸発と蒸散は別の現象であり、総蒸発散量が蒸散量同様、植物の生育と相関があるとは言えない。しかしながら、乾燥気候下にあり水資源が稀少なイラクにおいては、限りある水資源を有効に活用するために、表流水の大部分が人間の制御下に置かれ、かつ人間によって管理される水も、有効に利用するために灌漑以外の目的での散水は稀であるはずである。従って、対象域において発生している蒸発散は、(非農地に降った雨がその場で蒸発するものを除いて) 基本的に何かしら灌漑に関連して発生している可能性が高い。もし圃場への灌漑水量が適切な量であれば、灌漑した水の一定割合が植物に吸収されて蒸散するため、総蒸発散量と蒸散量はある程度の比例関係にあるはずである。以上をまとめると、対象域における農地蒸発散量は植物の生育量(換言すると穀物生産量)と有意な関係性を有する可能性がある。ただし、利用可能水量が明らかに過剰な洪水年については、上記のような仮定が成り立たず、農地蒸発散量と穀物生産量は無相関であると予想される。

5.3 使用したデータ

5.3.1 河川流入量・作付農地面積・農地蒸発散量

各年の作付農地面積については、第3章において求めた数値を用いた。対象域に流入するティグリス・ユーフラテス川およびその支流の流量データ、農地総蒸発散量については第4章において求めた数値を用いた。単位農地あたりの蒸発散量(mm)については第4章で求めた総蒸発散量を第3章で求めた推定作付面積で割ることで求めた。分析対象期間中の各指標の値を表5.1に示す。

5.3.2 農業生産量

イラクの農業生産量に関するデータは直接入手することができなかつたため、第三者機関 (FAO) が公開している統計データセット (FAOSTAT) を用いることとした。FAOSTAT はイラクの作物ごとの生産統計を、1961年から今日に至るまで欠損なしに公開している。

農業生産量として用いる品目であるが、イラクでは主要穀物に加え、野菜や果物、綿花など、多種にわたる作物を生産しているが、質量ベースでも作付面積ベースでも、小麦、大麦、水稻、メイズの4種類の生産量が全作物生産量の大部分を占めているため、分析にはこれら4品目の生産量の合計値を用いることとした。また、これらの作物はいずれも穀類であ

るため、本章ではこれ以降、農業総生産量との誤解が生じないように、穀物生産量という言葉を用いることとする。分析対象期間中のイラクの穀物生産量の水位を表 5.1 に示す。

表 5.1 本章で用いたデータ一覧

年	河川流入量 (km ³)	総蒸発散量 (km ³)	単位耕作面積あたり 水消費量(mm/年)	作付面積推定値 (万 ha)	穀物生産 (万トン)	反収 (トン/ha)
1981	103	67	14,000	91	206	2.3
1982	71	35	8,330	85	182	2.1
1983	68	46	14,800	72	109	1.5
1984	83	56	9,180	105	293	2.8
1985	38	18	3,400	95	228	2.4
1986	99	76	15,800	93	172	1.9
1987	172	127	20,200	110	258	2.3
1988	49	13	3,250	88	149	1.7
1989	65	46	7,930	110	345	3.2
1990	46	28	4,830	107	267	2.5
1991	74	54	10,800	99	296	3.0
1992	105	83	13,000	125	324	2.6
1993	73	49	7,000	134	282	2.1
1994	113	83	9,650	141	253	1.8
1995	84	50	7,140	120	300	2.5
1996	81	57	8,260	127	221	1.7
1997	86	59	6,560	153	242	1.6
1998	47	29	3,670	124	160	1.3
1999	39	28	5,830	100	90	0.9
平均	79	53	8,690	110	230	1.7

5.4 結果と考察

5.4.1 作付農地面積の決定因子

対象域への河川流入量と、第3章において衛星画像分析によって得られた推定作付面積との関係を図5.1に示す。5.2において、作付を行う上での制約要素は利用可能な水量であるという仮説を立てたが、それに反し両者の間には有意な相関性は見られなかった($R^2=0.056$)。流入量が多すぎる年は、その水資源の全てを有効に使用せず放流しているため、作付面積が流入量の割に伸びないということは事前に予想され、得られた結果もその通

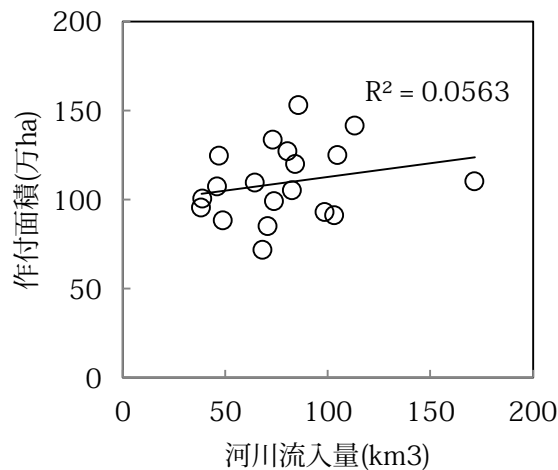


図 5.1 河川流入量と作付面積の関係

りとなった(流入量が 172km^3 と圧倒的に多かった 1987 年の作付面積は 110 万 ha とほぼ平年並みである)。しかし、流入量が平均値 (79km^3) より低い年についても、やはり両者の相関性は低いものであった。

両者の関係を時系列で比較してみると、1984 年や 1987 年については、河川流入量が増加したことに伴い、作付面積も増加しているようにも見受けられるが、一方で 1986 年の流入量は 1984 年を上回っているにもかかわらず、作付面積は 1984 年よりも低水準にあるなど、整合性が見つからない。これ以外の年についても、流入量は少ないにもかかわらず作付面積は大きい(またはその逆)といった状況が度々見られる。他方、1991 年から 1994 年まで作付農地面積が連続して増加する傾向が見られるが、この期間、河川流入量は継続して高い水準にあり、このような年度をまたいだ累積的な河川流入状況が作付面積に影響を及ぼしている、すなわち、ある年度に流入した水はその年に使い切るのではなく何らかの形で貯留されて翌年以降も利用されている可能性も示唆された。

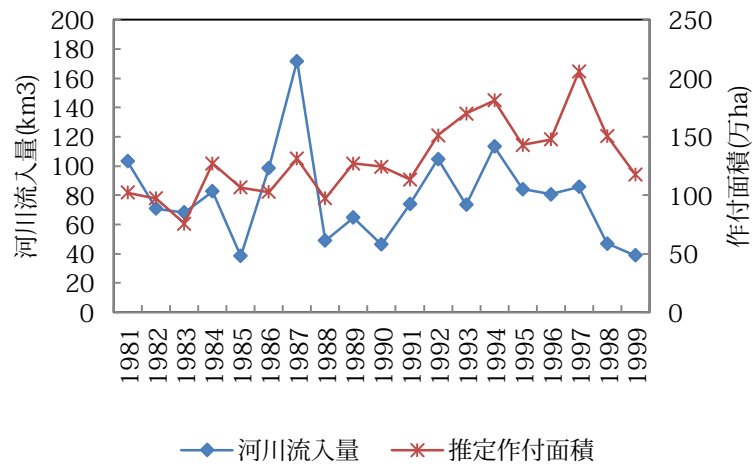


図 5.2 河川流入量と推定作付面積の時系列変動

河川流入以外に作付面積に影響を及ぼしている可能性のある因子として、対象域の農地降水量との比較を行った（図 5.3）。第 3 章において見たように、対象域における利用可能水量の中で降雨の占める割合は数%程度とごく僅かであるため、降水量が作付面積に与える影響は殆どないものと予想された。しかし、予想に反して降水量と作付面積は高い相関性を示した ($R^2=0.79$)。

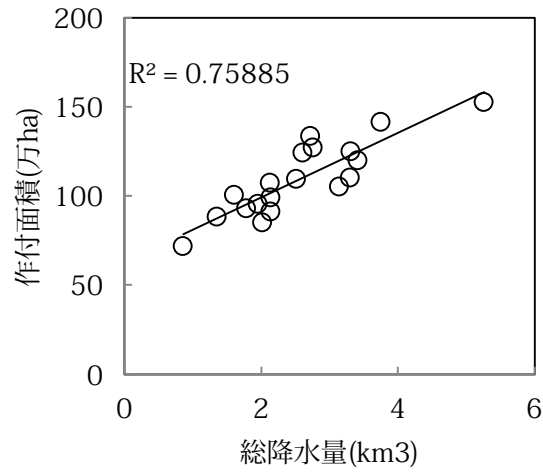


図 5.3 総降水量と推定作付面積の関係

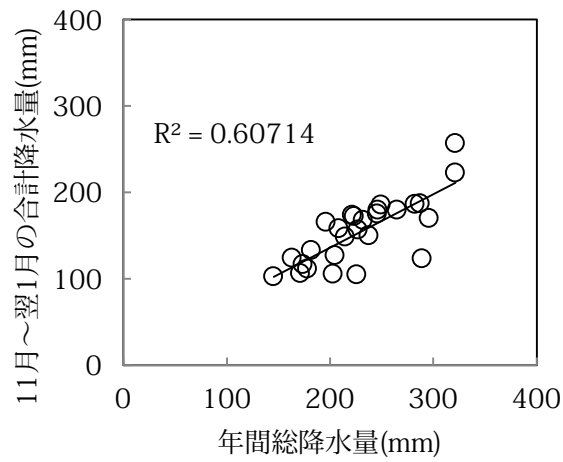


図 5.4 年間降水量と同年度前半3ヶ月の降水量の関係

なぜ、量的な観点において圧倒的な重要性のある河川流入量ではなく、降水が作付面積により強い影響を持つのか。勿論、ただの偶然であるという可能性も決して否定することはできないが、偶然と呼ぶには両者の相関性はあまりに高い。この理由を説明する仮説として一点考えられるのは、春季に収穫を行う作付では、播種は冬季（11～12月）に行うため、個々の農家は播種時に実際に収穫を見込めるよりも多い量の種を蒔き、その後の降雨量に応じて、出芽・苗立ちしなかった作物を放棄しているという可能性である。このように予測不能な降雨に対する投機的な作付は発展途上国を中心に多く見られ³⁵、イラクにおいても同様のことが実施されていることは十分に考えられる。

別の仮説として、次のようなものも考えられる。すなわち、対象域の利用可能水量を決定づけるのはティグリス・ユーフラテス川およびその支流からの河川流入であるが、こういった河川の流量に関する情報は必ずしも広く出回っておらず、ましてや個別の農家がこれらの情報へのアクセスを有しているとは考えにくい。一方、降雨に関する情報は個別農家にとって認識の容易な水資源指標であり、観測データや中期予測に関する情報も比較的入手しやすい。従って、個々の農家はその年の作付面積を決定する際（もしくは作付期間中に作付地の放棄を行うか否かの判断をする際）の判断材料として、もっとも身近な利用可能水量の指標である降水量の情報を用いていると考えることができる。

この仮説に対し、一つの反論が考えられる。それは、図 5.3 の比較で用いている降水量は通年（10月から翌9月まで）の合計量であり、一方で春期作はその前半に終了するため、実際のところ農家が作付判断に用いているのはこの通年降水量のごく一部であるという批判である。しかし、対象域において本格的な雨季が始まる11月から1月までの3ヶ月間の合計降水量と年間降水量の関係をプロットすると、両者は高い相関性を有することがわかる（図 5.4）。つまり、対象域における雨季間中の雨量の分布は年ごとでそう大きくは変わらず、その年の総降水量の多寡は雨季開始後数ヶ月の雨量の多寡でおおいた判断可能なはずであり、農家が地域の雨量を作付判断の指標として用いるという可能性を棄却することはできない。

³⁵ たとえば、河野（2009）はタイ北部の農村において同様の作付方法が実践されていることを報告している。

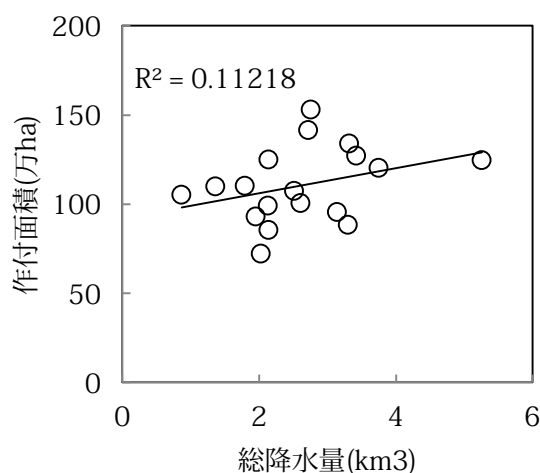


図 5.5 前年度降水量と推定作付面積の関係

また、一般的には作付面積決定の判断において重要な役割を果たすのは、当年の降水量よりも、その年の土壌水分量を左右する前年度の降水量であると考えるのが妥当である。しかし、前述のとおり対象域においては自然状態下では大量の水分が土壌表面より蒸発するため、仮に前年度に雨量が豊富で土壌水分量が例年より高い状態が一時的にできたとしても、それは乾季である夏季の間に蒸発して失われてしまうため、その次の年度の作付には影響を与えないものと考えられる。その証拠に、作付面積とその前年度の降水量を比較しても有意な相関性は見られない(図 5.5)。

5.4.2 穀物生産量の決定因子

作付面積に続き、本節では穀物生産量ならびにその生産効率の指標となる単収の決定因子についての考察を行う。はじめに、穀物生産量と作付面積の関係について比較を行った(図 5.6)。この2変数の各プロットと原点を通過する直線の傾きは、とりまなおさず単収を意味する。農地の単収が安定していれば、両者のプロットは一直線上に並ぶはずであるが、得られた結果にはかなりのばらつきが見られた($R^2=0.20$)。興味深いことに、分析対象期間中で作付農地面積が上位3位までとなった年の穀物生産量はいずれも平常並みの250万トン前後にとどまっているという点である。むしろ、300万トン以上の高水準の穀物生産を達成している年の作付面積はいずれも140万haと平常並みである。

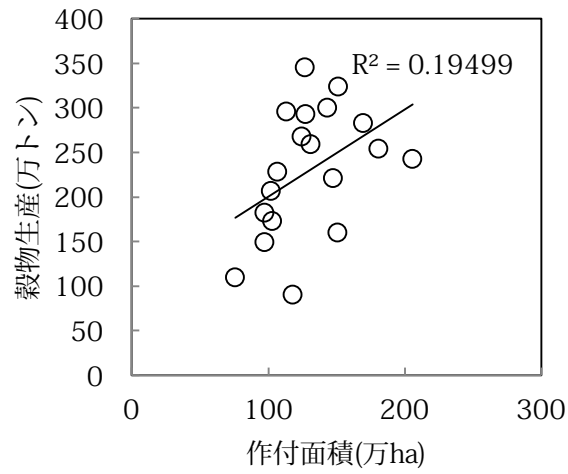


図 5.6 推定作付農地面積と穀物生産量の関係

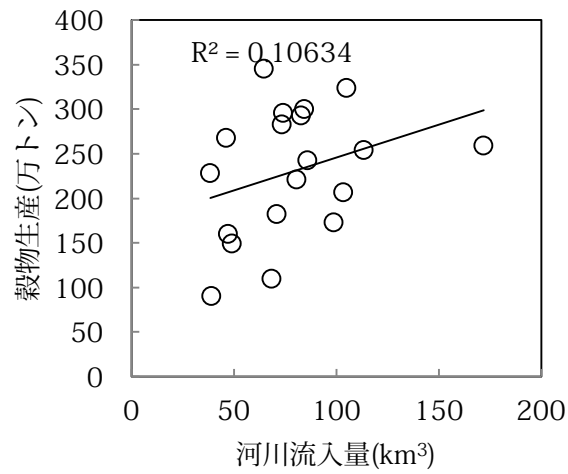


図 5.7 河川流入量と穀物生産量の関係

穀物生産量と作付面積が比例しないという結果について、次のような考察を行った。それは、前節に見られた通り、作付面積の増減はイラクの降水量の増減と強く連動しており、ある年の作付面積が多いからといって必ずしも利用可能水量が豊富であるとは限らないという点である。つまり、仮に対象域の降水量が多いがティグリス・ユーフラテス川の流入量が少ないという年があった場合、農家は降水量というローカルな指標を頼りに作付面積を広げるが、その後十分な灌漑用水が得られず、結果農地あたりの単収は低迷する、といった状況が発生していることが予想される。

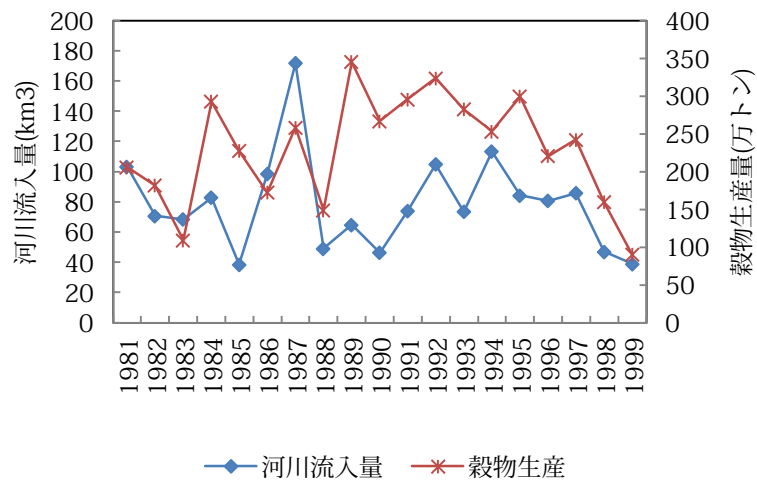


図 5.8 河川流入量と穀物生産量の時系列変動

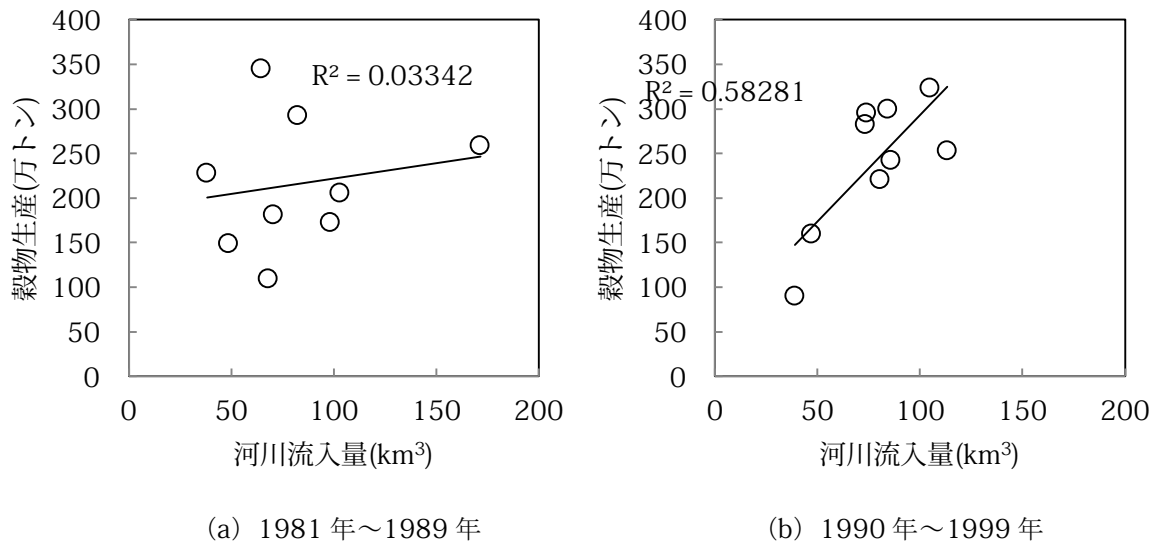


図 5.9 年代別の河川流入量－穀物生産量の関係

上記のような仮説がもし成り立つとした場合、穀物生産量は利用可能水量、すなわち河川流入量と相関性があるはずである。しかしながら、河川流入量と穀物生産の関係もまた、有意な相関性は示されなかった（図 5.9）。極端に流量の多い年（1987年：172km³）を除外すると、緩やかながら右肩上がりの傾向があるように見えなくもないが、それでもなお、穀物生産量が最高水準に達した年（1989年：345万トン）の流入量は平均以下の65km³である。一方で、ほぼ同じ流入量であった1983年（68km³）の穀物生産量は最低水準（109万トン）にある。ところで、前述のような例外値はいずれも1980年代に集中している（図 5.8）。本分析の対象期間は19年と長期にわたり、この間に対象域の農業生産環境が変化しているという可能性は否定できない。そこで、同様の河川流入－穀物生産関係の比較を1980年代と1990年代に分けて行ったところ、1990年代に限り比較的高い相関性を示した（図 5.9）。

このような年代別の異なる傾向の原因は何か。考え得る要因の一つとして、ダム建設が考えられる。1990年前後を区切りに、ユーフラテス川にはトルコのAtaturkダム（1991年完成）、ティグリス川にはイラクのMosulダム（1989年完成）という二つの大規模なダムが完成している。これらのダムの洪水抑制効果により、ティグリス・ユーフラテス川の洪

水が減少し、河川流量が灌漑に有効に利用されるようになったという仮説は一定の妥当性を有する。

もう一点、蒸発散量と穀物生産量の乖離について、別の観点から考察を行った。水が慢性的に不足していると言われるイラクにおいて、蒸発散量と穀物生産量が無相関であるとする、水は（灌漑農業以外の）どこで蒸発しているのであろうか。この疑問を解決するための視点として、筆者は対象域内における越年貯留の可能性に着目した。すなわち、第4章の図4.16の中で、1987年のように対象域への流入量が大きい年においては、流入した水は1987年内に全て蒸発散するのではなく、対象域内に何らかの形で貯留され、翌年以降の蒸発散量として寄与している可能性がある。1987年の例の場合、洪水が発生したと推測される1987年は総蒸発散量 127km^3 に対し、穀物生産量 258 万トンであるが、その翌年(1988年)は総蒸発散量が 13km^3 と前年の約 10 分の 1 しかないにもかかわらず、穀物生産量は 149 万トンと前年の半分強にもものぼる。このような非対称な関係性は、1987年は流入量の一部が越年貯留に回った（従って実際の蒸発散量は 127km^3 より低かった）、そして1987年の越年貯留分が1988年の作付に利用された（従って、1988年の蒸発散量は 13km^3 よりも多かった）と考え、既存の理論と符合する。他の年においても同様の前提を導入することで蒸発散量と穀物生産量の乖離が解消されるように見受けられた。対象域内での越年貯留量を厳密に推定するためにはより多くの情報が必要である。そこで、ここでは Louckas et al. (2005) を参考に、対象流域の蒸発散量に閾値 (PET) を定め、流入量 (Q) のうち PET を超過した量の一定割合 (p) が越年貯留量 (ST) に回るという簡便な越年貯留量推定を行った。ある年 (t) の流入量 (河川総流入量－河川総流出量) を Q_t 、越年貯留量を ST_t 、実蒸発散量を AET_t とすると、

$ET_t + ST_{t-1} > PET$ の場合:

$$ST_t = p(ET_t + ST_{t-1} - PET)$$

$$AET_t = ET_t + ST_{t-1} - ST_t$$

$ET_t + ST_{t-1} \leq PET$ の場合:

$$ST_t = 0$$

$$AET_t = ET_t + ST_{t-1}$$

が成り立つと仮定した。ただし、前述の通り、1990年以降、流域の洪水制御能力は向上していることが考えられたため、PETについては1980年代と1990年代で別の値を取ると仮定した。そして、各年の実蒸発散量（AET）と穀物生産量の相関係数を最大化するような年間蒸発散量閾値（PET）と越年貯留率（ p ）を、線形計画法（シンプレックス法）により求めたところ、得られたPETは1980年代が40.2（ $\text{km}^3/\text{年}$ ）、1990年代が67.8（ $\text{km}^3/\text{年}$ ）、 p は0.83となった。これらの値を元に、各年の越年貯留量と実蒸発散量を計算した結果を表5.2に、推定により得られた実蒸発散量と穀物生産量の関係を図5.10に示す。越年貯留を考慮することにより、年間蒸発散量と穀物生産量の相関性は若干向上した（ $R^2=0.48$ ）。このことから、対象域内で越年貯留が発生している可能性が示唆された。しかしながら、ここで求めた越年貯留量は単純な前提条件を元に計算されたものであり、推定を行う上でのパラメータも、実蒸発散量と穀物生産量の間に関連性があるという仮説の上で決定されており、越年貯留量の指標となる土壌水分量を測定している訳ではない。従って、本分析から得られる情報は限定的、暫定的なものであることをいま一度強調する。今後さらに詳細な分析が必要である。

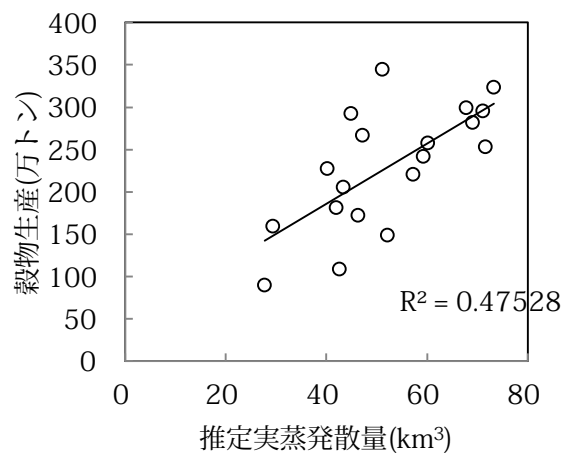


図 5.10 越年貯留を考慮した蒸発散量と穀物生産量の関係

表 5.2 越年貯留量の推定結果

t	Q_t	Q_t+ST_{t-1}	ST_t	AET_t
1981	58	58	15	43
1982	35	50	8	42
1983	46	54	11	43
1984	56	67	23	45
1985	18	40	0	40
1986	76	76	29	46
1987	127	156	96	60
1988	13	109	57	52
1989	46	103	52	51
1990	28	80	33	47
1991	54	87	16	71
1992	83	99	26	73
1993	49	75	6	69
1994	83	90	18	72
1995	50	68	0	68
1996	57	57	0	57
1997	59	59	0	59
1998	29	29	0	29
1999	28	28	0	28

単位：km³

5.4.3 穀物単収の決定因子

次に、単位面積あたりの穀物生産パフォーマンスの指標ともいえる単収について考察を行う。分析対象期間の単収は 0.8 トン/ha から 2.7 トン/ha とかなり広い範囲を取る。このよ
うなばらつきと最も関係が強いと考えられるのが、農地総蒸発散量を作付面積で割って得ら
れる農地蒸発散量 (mm/年) である。5.2 にも見たように、蒸発散量と植物の生育との間
には強い相関があることが知られている (Hanks et al., 1969)。しかし、分析期間全体を対
象とした場合、両者の関係は極めて無相関に近いものであった (図 5.1 1 (a))。ただし、
河川流入ー穀物生産の関係と同様、対象期間中に農業生産を取り巻く環境に何らかの変化が
起こった可能性がある。そこで、対象を 1990 年以降に限定して比較を行ったところ、やは
り両者の相関性は大幅に上昇した (図 5.1 1 (b))。しかしながら、ここで用いた農地蒸発
散量 (ET_{field}) は農地総蒸発散量 (ET_{total}) を作付面積 (A) で除したもの (ET_{total}/A) で
あり、農地総蒸発散量は河川流入量 (D_{in}) の定数倍として近似的に表現することが可能で
ある ($ET_{total} \cong aD_{in}$)。つまり、 $ET_{field} \cong aD_{in}/A$ である。一方、単収 (Y) は穀物生産量 (P)
を作付面積 (A) で除したもの (P/A) であり、農地蒸発散量と反収を比較することは河川
流入量 (の定数倍) と穀物生産量を比較することと本質的に変わらない。ただし、もし 1990
年以降の農地蒸発散と単収の線形関係が正しかったとした場合、両者の関係はイラクの単位

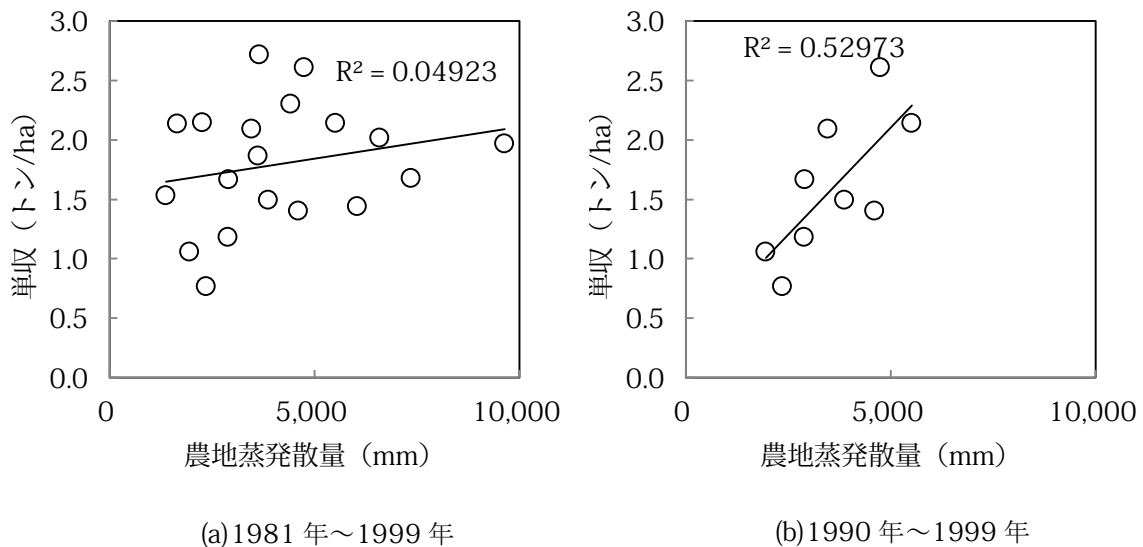


図 5.1 1 農地蒸発散量と反収の関係

水量あたり穀物生産量（water productivity）を知る上で有用な指標となる。図 5.1 1 (b) 中の農地蒸発散量はいずれも可能蒸発散量を超えており、この蒸発散が全て農地で発生しているということはあり得ない。しかし、これらの農地外蒸発散が農地への灌漑に付随して発生しているものである（灌漑のための導水プロセスや排水プロセスにおいて発生する蒸発散）と考えれば、灌漑を密に行うほど農地蒸発散量が増加し、それに伴い農地の収量（単収）が増加するという構造は理論的には整合性を有する。ただし、図 5.1 1 では農地蒸発散量の増加に伴い単収はほぼ単純増加しており、過剰な水が供給された際の単収の増加率逡減は見られない。水供給量の増加に対して、単収がどの時点で頭打ちになるかについてはさらなるデータサンプルが必要である。

5.5 本章のまとめ

本章では、前章までの分析で得られた結果と FAO の公開するイラク農業生産データを用いて、イラクの穀倉地帯（メソポタミア平原）における水利用－土地利用－農業生産について分析を行った。分析によって得られた知見は以下の通りである。

1. 農地作付面積に影響を及ぼす因子として、対象域において利用可能な水量の代表値である河川流入量が重要であると事前に予想したが、実際には河川流入量と作付面積の間には有意な関係は見出せなかった。一方で、河川流入量と作付面積の時系列比較の結果から、河川流入量が多かった（少なかった）年の影響は年度を超えて翌年の作付面積にも影響を及ぼしている可能性が示唆された。（5.4.1）
2. 作付面積はむしろ降水量との間に強い相関性を示した。この結果は、個々の農家が作付面積を決定する際に、（水量的観点から）より重要であるが把握が困難なティグリス・ユーフラテス川の流量ではなく、利用可能水量に与える影響は小さいが把握の容易な降雨量を参考にしていることを示唆している。（5.4.1）
3. 農業（穀物）生産量については、河川流入量、農地総蒸発散量、作付面積ともに、分析対象期間全体（1981年～1999年）を通しての有意な関係が見られなかった。ただし、分析期間を1990年以降に限定した場合、穀物生産量は河川流入量に比例して増加する傾向が見られた。（5.4.2）
4. 対象域において、越年貯留が発生している可能性が示唆された。対象域において穀物生産量と（越年貯留を考慮しない）蒸発散量は無相関であったが、越年貯留を考慮した上で再計算した蒸発散量は緩やかながら相関性を示した。（5.4.2）
5. 3と同様に、単位面積あたりの農地蒸発散量と単収についても、分析期間を1990年以降に限定した場合に限り、正の相関性が見られた。このことは、農地で発生する蒸発散量に応じて植物の生育量も増加するという理論的仮説と符合する。しかし、ここで得られた関係は3において得られた流入量－穀物生産量の関係と独立ではないという点に留意する必要がある。

一方で、課題も幾つか残った。一点目は、作付面積と降水量の間の相関性の意味についての考察が想像的な域を出ていないという点である。個別農家が耕作を行う上で参考にする水文情報が河川流量ではなく降水量であるという仮説は一定の妥当性を有するが、このことを

検証するためには実際に対象域の農家に対し、聞き取り調査を行う必要があるであろう（しかし、現段階ではイラクの治安は依然として不安定であるため、現地調査の敢行は困難である）。二点目として、穀物生産量と河川流入量との関係が1980年代と1990年代では顕著に異なっていた原因である。1990年代に入り、対象域の農業生産環境にいかなる変化が生じたのか、そして1980年代は何が河川流入量に変わる穀物生産量の決定因子であったのか、はたまた1990年代に両者の間に相関性が見られたのはただの偶然であったのか、これらについての検証もやはり現地調査も含めたより詳細な分析が不可欠であろう。三点目として、対象域における越年貯留量の評価が挙げられる。本章においては簡便な方法によって越年貯留量を算出したが、実際の越年貯留量評価を行うためには、現地調査もしくは衛星リモートセンシングによる土壌水分量および湖沼（ダムを含む）の測定が不可欠であろう。

第6章 ティグリス・ユーフラテス川を巡る国家間紛争の国際政治的 分析

6.1 背景・目的

本章では、これまでの章とは視点を変え、ティグリス・ユーフラテス川の水資源を巡る国家間紛争を社会科学的な観点より分析する。ティグリス・ユーフラテス川を巡る国家間紛争の直接の原因である水・土地利用は圃場レベルで起こっている物理的な現象であり、その把握には3章から6章までで行った定量的な分析が有効であるが、紛争解決の直接的な鍵を握るのは各流域国政府によって行われる国家間交渉である。従って、この交渉が如何にして行われているか、そして交渉成立のための要件が何であるかを分析することは、水・土地利用分析に勝るとも劣らず重要である。

分析の流れとしては、まずティグリス・ユーフラテス川を巡る国家間紛争の歴史を概観し、その上で紛争収束につながる学問的議論を検討する。次に、コロラド川流域の紛争を見て、最後に具体的なティグリス・ユーフラテス川の紛争解決のためのオプションを提示する。さらに、3章から6章までで行った水・土地利用分析より得られる知見も踏まえ、再度ティグリス・ユーフラテス川流域の持続的な水利用の実現可能性について検討を行う。

ティグリス・ユーフラテス川（特にユーフラテス川）の国家間紛争を取り扱った既往研究は数多い（たとえばCohen, 1991; Kliot, 1994; Dellapenna, 1996; Sheumann, 1998など）。しかし本研究では既往の紛争処理に関する知見を整理した上で「イシューのパッケージ化」という観点に特化した議論に重きを置くという点で、他の研究と趣を異にする。国際河川間

題における「イシューのパッケージ化」の可能性については遠藤（2008）が言及しているものの、考察は部分的なものにとどまっている。

6.2 ティグリス・ユーフラテス川を巡る水紛争

6.2.1 本格的紛争に至るまでの黎明期（～1971）

メソポタミア文明の起源であるティグリス・ユーフラテス川の水を巡る争いは紀元前に既に発生していたと言われているが（Hatami et al., 1994）、近代の水紛争は1918年にオスマン帝国が崩壊し、それまで国内河川であった両河川が国際河川となったことに端を発する。しかし、当時トルコおよびシリアは両河川の水利用にほとんど着手しておらず、イラクのみがほぼ独占的に水を利用していたため、水を巡る争いは暫くの間顕在化しなかった（Cohen, 1991; Scheumann, 1998; Naff, 1984）。

本格的な水争いは流域国が国内での本格的な水資源開発（特にダム建設）の計画を始めた1960年代以降、徐々に深刻化の様相を帯び始める。1964年、トルコによるケバン・ダム（Keban dam：貯水量300億 m^3 ）ならびにシリアによるタブカ・ダム（Tabqa dam：貯水量116億 m^3 ）（いずれもユーフラテス川上）の建設へ向けた両国による協議が行われた。トルコは当初ケバン・ダム貯水期間中の下流国への流量の融通に難色を示したが、ダム建設の援助機関である米国国際開発庁（USAID）からの圧力もあり、シリアへの350 m^3 /秒（年間約110億 m^3 ）の流量を確保することに合意した。続く1965年に行われたユーフラテス川の水利用を巡る三カ国協議において、イラクは年間180億 m^3 、シリアは同130億 m^3 、トルコは同140億 m^3 の水利用を主張し、これらの合計は既に当時のユーフラテス川の自然流量である年間290～340億 m^3 を大幅に超えていた（Naff, 1984）。これらの協議の度に流域三カ国による合同専門委員会（Joint Technical Committee）の設立が検討されたが、その役割及び権限について流域国間の合意には至らなかった（Scheumann, 2003）。

6.2.2 流域水資源開発の全盛期（1972～1987）

流域国間の対話は、ケバン、タブカという二つのダムの完成を目前に控え頻度を増していく。1972年10月には流域三カ国による合同専門委員会の設立合意が締結された。翌1973年には合同専門委員会による両ダムサイトの視察が行われ、流域国間による情報の共有を行うことが決定された。しかし、明確な取水量を規定する合意には至らなかった。

そのような中、1973年にはタブカ・ダムが、翌1974年にはケバン・ダムがそれぞれ完成し、貯水を開始した。これによりイラクに流入するユーフラテス川の流量は通常の3分の1以下へと激減した。イラクは早急な事態の改善を訴えたが、シリアはこれに応じず、一時は両国共に国境近くまで軍隊を動員し、あわや一触即発という事態となった。しかし最終的にはソ連とサウジアラビアが仲介に入り、シリアが流量の40%をイラクに回すことに合意したため危機は回避された (Starr, 1991; Hillel, 1994)。

1977年になるとトルコは南東部アナトリア開発計画(以降、トルコ語略称である「GAP」と称する)と呼ばれる総合開発計画を打ち出す。トルコ南東部に位置する8県は国内他地域と較べ特に経済発展が遅れ、またトルコからの分離独立を求めるクルド人人口が多いため政治的にも不安定な状態が続いていた。GAPはこれらの県を対象に、電力開発ならびに灌漑開発を行い、経済発展および地域の安定化を促すことを目的としている。その内容は21のダムおよび17の発電施設の建設、ならびに160万ヘクタールもの灌漑農地の造成という壮大なものであった。そしてその事業規模は210億米ドルにものぼるとされていた (Dellapenna, 1996)。トルコは当初この資金を世界銀行の融資に頼ろうとしたが、世銀は融資の条件としてティグリス・ユーフラテス川の流域国間水利用合意の締結を要求したため、結局トルコは自前の予算に頼らざるを得なくなり、このことがその後の計画の実施を大幅に遅らせることとなった (Kolars, 1994; Gruen, 2000)。

同年、早速GAPの枠組下で初の大規模プロジェクトとなるカラカヤ・ダム(Karakaya dam)の建設が始まったが、これに対してイラクはトルコへの石油輸出の停止および3億米ドル以上あった債務の即時返済要求という報復措置を取り、結果としてカラカヤ・ダムの湛水期間中もユーフラテス川の流量を $500\text{m}^3/\text{秒}$ 以上に維持するという妥協をトルコから引き出すことに成功した (Scheumann 1997)。

1980年に入るとトルコとイラクの間で合同経済委員会の設立が合意され、これに伴い二国間の常設合同専門委員会が設立された。その後1983年にはシリアがこれに参加し、ついに3カ国による常設委員会が実現した。しかし、ここでの話し合いは、データ観測や今後の水資源開発の実行可能性など、あくまで技術的な内容に限定され、3カ国間での取水量の設定といった政治問題に立ち入る話し合いは一切行われなかった (Dellapenna, 1996)。一方、トルコは流域内最大規模となるアタチュルク・ダム (Ataturk dam: 容量490億 m^3)の建設を進めていった。

6.2.3 交渉の膠着期（1987～）

アタチュルク・ダム建設が着々と進行していた1987年、トルコとシリアの間で経済協定が結ばれ、その中でトルコがアタチュルク・ダム湛水期間中も下流（シリア）に対し500m³/秒の流量を守ることが約束された（UN Treaty Series, 1987）。これは第二次世界大戦以降、流域内で初めて締結された水利用に関する公式協定である。また、これと期を同じくして両国はクルディスタン労働者党（PKK）を中心とするクルド人反政府団体の活動を阻止するための協定も結んでおり、このことはトルコのシリアに対する流量妥協の動機がクルド人問題の早期解決にあったことを示唆している。これによりしばらくの間PKKの活動は沈静化した。しかし、1988年になるとPKKの活動は再度活発になり、その背後でのシリアの支援が疑われた。当時のトルコ首相オザルは、「シリアがクルド問題解決に協力しない場合、1987年協定の履行は難しい」との旨を示唆し（Scheumann, 2003）、これに対し1989年、シリア軍の戦闘機がトルコ領ハタイ（かねてよりトルコ-シリア間で領土問題の種となっていた）においてトルコ軍機を撃墜、5名の死者が出た（Cohen, 1991; Starr, 1991）。こうして両国間に築かれつつあった友好関係は早くも後退していった。

1990年1月、トルコがアタチュルク・ダムの貯水のために約4週間川をせき止め、その結果ユーフラテス川の流量は125m³/秒まで急減した（Dellapenna, 1996）。これに対し、同年4月、シリアとイラクは協議を行い、シリアに流入するユーフラテス川の流量のうち42%をシリアが利用し、残りの58%をイラクへ回すという協定に署名し、反トルコ体制を整えた。5月に行われた三カ国合同専門委員会においてイラクはトルコにユーフラテス川の流量を最低700m³/秒とすることを要求したが、トルコは自国内水資源を自由に利用する権利（絶対的領域主権）を主張し、議論の折り合いはつかなかった（Chalabi et al., 1995; Scheumann, 2003）。折しも1989年から1990年にかけて、流域全体は大規模な渇水に見舞われたこともあり、一時的ながらユーフラテス川が断流されたことは下流国に甚大な影響を与えた（Cohen, 1991）。Chalabi et al.（1995）によるとこの年イラクは6万5千ヘクタールの灌漑農地の放棄を強いられ、収穫量の15%を失ったとある。

その後トルコ・シリアの両国は再びクルド人問題に注視することとなる。止まないクルド人の活動に耐えかねたトルコは1998年、シリアに対し「シリアがPKKの支持を継続する場合、トルコはシリアに対してあらゆる手段の行使を辞さない」と脅した。事態を深刻にみたエジプトとイランがこの仲裁に入り、最終的にシリアはPKKへの支援を止めることを誓約するトルコ-シリア・ジェイハン協定に調印した。シリアはこれ以降トルコのPKK掃討

活動に協力し、翌 1999 年の PKK の指導者であるアブドゥル・オジャランの逮捕へとつながった (Radu, 2001; Yavuz, 2001)。

このように、トルコ・シリア間の協調に水をさしていたクルド人問題は一定の改善が見られ、その後 2001 年にトルコの GAP 地域開発局とシリアの土地開発総局が水利用および灌漑農業の技術者の相互研修協定が交わされるなど、両国間の友好ムードは高まりつつある。しかし、ティグリス・ユーフラテス川の水利用に関する議論は決定的な進展を見ないまま現在に至っている (Turkish Daily News, 2008)。最下流国のイラクも再三にわたりティグリス・ユーフラテス川の流量増をトルコへ訴え続けているが、具体的な成果にはつながっていない。一方、これまでティグリス川の利用に関与してこなかったイランがティグリス川支流のディヤラ川上流でダム開発に着手するなど (Al-Zaman, 2008)、流域の水利用を巡る情勢は先行きが不透明な状況が続いている。

6.3 国際河川紛争解決のための要件

6.3.1 既往研究および理論の整理

本節ではまず始めに議論の枠組みを国際河川紛争という特殊な問題から天然資源紛争というより一般化された概念に拡張して概観し、のちに再度国際河川紛争に焦点を当てる。

天然資源を巡る争いは、多くの場合、その稀少性、偏在性、排他的利用の困難性などに起因し、こういった性質故に、従来の法体系にもとづく調停が困難となっている (Buckles et al., 1999)。そういった中、その代替手段として、北米を中心に発達してきたのが ADR (alternative dispute resolution: 裁判／訴訟に頼らない紛争解決手法) である (Pendzich et al., 1994)。こういった手法が発達した背景には、従来の訴訟は多大な時間と費用がかかっていたという点が挙げられる。ADR 過程では、第三者である仲裁者が紛争当事者と個別に接触して行う状況調査 (conciliation)、紛争当事者間の直接の交渉 (negotiation)、仲裁者による妥協案の提示 (arbitration) などを通じて紛争当事者双方にとって win-win 図式となる解決策を探る (Buckles et al., 1999)。ここで O'Leary et al. (2002) は仲裁者に求められる条件として、各当事者に対して中立であり、かつ当事者に対して解決策を押しつけないという点を挙げている。これは、紛争当事者間の自主的参加を促すことによって、各当事者の問題解決への意識や妥協案への満足度を高めることが期待できるためである。Ozawa (2006) も、ADR において、紛争当事者が共同して事実確認を行うことの意義について、調査によ

って新たな発見をすることよりもむしろ当事者間の協調機運が高まるという点の方が重要であると主張している。

ADRを天然資源紛争に適用した事例の報告は数多く存在するが、例えばRose et al.,(2001)はカナダのオンタリオ州における複数の地域開発事業(森林地帯における宅地開発推進派と環境保護派の衝突, ゴルフ場の開発業者と野生動物保護団体の衝突など)においてADRが適用された事例について分析を行っている。Whitman(1993)は米国における有害廃棄物の処理場の建設が中止されるにいたった過程を分析している。

一般に、天然資源に関わる紛争は科学的不確実性が伴うが、このような問題を取り扱う場合、当事者間の科学データ共有、科学の持つ可能性と限界の徹底した周知などに配慮した上で紛争当事者間の妥協領域を探ることが肝要である(Ozawa et al., 1985; Ozawa, 2006)。

また、国内規模の水資源に関わる開発事業においてADRが実践された事例では、仲裁者の中立性、手続きの公正さ、トレードオフを行うための争点を多く取り入れることなど、従来のADRで実証されている留意点の重要性が再確認されている(Priscoli, 1987)。国際資源問題においても、ADRはいくつかの条件を満たす限りにおいて有効な手法であると考えられている。ただし、ここでも、双方の納得のいく解決策に到達するには紛争の中心となる争点とその周辺的な争点とを戦略的に結びつけることが仲裁の成否を分ける(Dryzek et al., 1987)。

これらの議論を踏まえた上で国際河川紛争に目を転じると、ADRのような一貫した理論体系こそ整理されていないものの、個別事例にもとづいて蓄積された経験的な知識が散見される。これら全てについてここで言及することは紙面の都合上困難であるが、以下にその要点を抜粋する。まず、国際河川を巡る国家間紛争が協調に転換する要件として、合意の内容が双方にとって互恵的であることが挙げられる。国際河川を巡る紛争において提案される妥協案の多くは、それまで運用されてきた河川利用体系の変革を伴うが、この変更によってもたらされる便益は往々にして紛争当事者のうち一方に偏りがちであり、そのことが交渉決裂の原因となりやすい(LeMarquand, 1976)。こういった不平等な便益配分を是正する方法として、水利用以外の分野において便宜供与による補完が挙げられる(Wolf, 1997b)。ただし、ここで留意する必要があるのはこういった便益の代替性は紛争当事者(国家)によって異なってくるという点である。すなわち、その争点が国家および国民の感情に触れる価値を有する場合—Boulding(1962)の提唱する「価値の中核」に位置する場合—他の争点による補償を以て妥協することは難しい。こういった中核的な争点の一例として領土問題が挙

げられる。国際河川によって定義される国境を巡る紛争は解決が困難である (Mandel, 1992)。また、仲裁者の中立性は国際河川紛争においても重要であることが知られている (Wolf, 1997)。

以上の議論を踏まえると、国際河川紛争の解決過程は、仲裁者の中立性の担保や、双方にとって納得のいく妥協案の提示などが重要な役割を果たしていると考えられる。これらは、直接的な関係性こそ言及されていないものの、天然資源紛争一般におけるADRと相通ずるものであり、国際河川紛争においてもADRの手法が適用可能であることが示唆される。

6.3.2 「イシューのパッケージ化」の持つ可能性

前項でも触れたように、ADRにおいて重要な役割を果たすのが、紛争の直接的争点において当事者間に生じる不平等感を、他の争点において便宜を図ることにより補填し、銘々にとって満足 of いく妥協点に到達するという概念である。Bacow et al. (1986) は「一見合意形成が難しいと思われる紛争も、他の争点の導入や、各当事者の間でそれぞれの争点のプライオリティが異なることを視野に入れて考慮すると、真の意味でのゼロサムゲームは稀である」と説いている。本章ではこういった紛争における他の争点の導入を「イシューのパッケージ化」と呼ぶこととする。イシューのパッケージ化は交渉の過程で明示的に行われる以外にも、当事者それぞれが内部で交渉戦略を練る過程で暗示的に用いられる場合もある。また、紛争収束の事後に協調行動の動機を分析する際の行動モデルとしても用いられる。

水資源はその賦存量および利用可能量が気候条件の強い影響下にあり、それを人為的に操作することが困難であるため、国際河川流域においては限られた水資源を巡って利用者同士が争うというゼロサムゲームに陥りやすい (Lowi, 1995)。この場合、紛争当事者 (流域国) のうちいずれかの主張を認めることは他方への譲歩の強要と直結するため、交渉の成立は難しい。また、一般に河川における水利用は上流に立つ者が圧倒的優位に立つという構造的な非対称性が内在しているため、上流国の譲歩を誘引するのは容易なことではない (Waterbury, 1997)。このような膠着状態への水以外の争点を導入は、交渉の硬直性の緩和および上流優位という非対称関係の是正を促し、譲歩ののりしろを増やす効果が期待できる。

以上のような理由から、以下では国際河川紛争解決におけるイシューのパッケージ化に焦点を当て、議論を進めていく。イシューのパッケージ化は国際政治の分野で古くより研究されてきているが (例えば Wallace, 1976; Haas, 1980; McGinnis, 1986 など)、国際河川紛争

にその概念を適用, 分析した例は少ない. また, イシューのパッケージ化は紛争当事者から譲歩を誘引するという効果に加えて, 両者の結束をより強固なものにするという作用をもたらすことも知られている (Haas, 1980).

6.4 国際河川紛争事例における「イシューのパッケージ化」

以下の項では北米コロラド川の事例を中心に, イシューのパッケージ化がどのようにして国際河川紛争の解決に寄与したかを検証していく. コロラド川は上流にアメリカ合衆国という地域の覇権国を擁し, また流域中下流部では乾燥気候が卓越するなど, ティグリス・ユーフラテス川との共通項目が少なくない. 従って, コロラド川の事例から得られる教訓はティグリス・ユーフラテス川の水紛争について考察する上でも示唆的であると考えられる.

6.4.1 コロラド川を巡る水紛争

コロラド川はアメリカ合衆国のロッキー山脈に水源を有し, アリゾナ州グランドキャニオンを經由してメキシコ領内に入り, カリフォルニア湾に注ぎ込む, 全長 2,330km の国際河川である.

コロラド川の水利用に関しては 1944 年にアメリカ・メキシコ間で条約が結ばれ, しばらくの間それに準拠した水利用が行われた. しかし, 1961 年にアリゾナ州内にあるウェルトン=モホーク灌漑排水区 (Wellton-Mohawk Irrigation and Drainage District) から高塩分濃度の農業排水がコロラド川へ排出されるようになり, 水紛争が顕在化していく. 農業排水の塩分濃度は 6,000ppm を超え, その結果メキシコに流入するコロラド川の濃度もそれ以前の 800ppm から 1,500ppm と倍増した. これに対しメキシコ政府は米国政府に対し公式に抗議を行った.

時の米国大統領ケネディとメキシコ大統領ロペスは 1962 年以降会談を繰り返し, 両国間の国境問題を司る国際国境・水委員会 (International Boundary and Water Commission: IBWC) の協力を得ながら問題の解決策を探った. そして 1965 年に 5 年期限の暫定合意 (覚書第 218 号) が締結され, 米国側はコロラド川の塩分濃度が過度に高くないようウェルトン=モホーク灌漑排水区からの排水量を季節ごとに調整すること, また 1,100 万米ドルを投じて排水路のバイパスを建設し, 過剰な排水をカリフォルニア湾に排出することになった.

こういった努力によりコロラド川の塩分濃度は 1,200ppm 程度にまで下がり一定の改善を見たが, それでもなおメキシコ側で灌漑農業を行うには十分でなく, メキシコは自前でウ

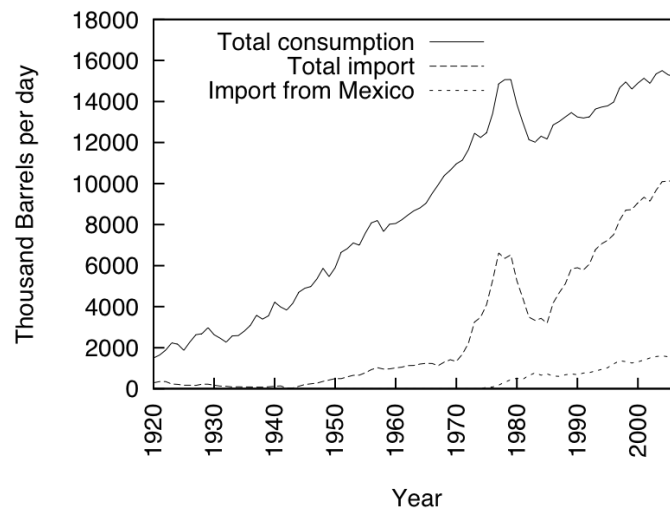
ウェルトン＝モホーク灌漑排水区の排水をメキシコ湾へ放流することを余儀なくされていた。1970年に入り覚書の期限は延長されたものの、メキシコ政府はより恒常的かつ持続可能な合意の締結を求め続けた。

事態が大きく動いたのは1972年6月、ワシントンDCで行われた両国首脳の間談においてであった。コロラド川の問題は会談において大きく取り上げられ、公式声明書においても両国が解決へ向けて前向きに取り組んでいくことが確認された。翌7月には新たな合意(覚書第241号)が締結され、米国が自国の予算で(1)ウェルトン＝モホーク灌漑排水区からカリフォルニア湾へ迂回させる排水量を年間1.5億 m^3 (覚書第218号の時の倍以上)に増やし、(2)減少したコロラド川の流量を上流部のダムおよびその他水源から年間0.9億 m^3 以上補填し、(3)これらによりメキシコへ流入するコロラド川の塩分濃度を年平均で100ppm以上下げる、ことが約束された(International Boundary and Water Commission 1972)。さらに、1974年には米国が2億ドル以上の費用をかけて米墨間の国境近くに脱塩プラントを建設することなどが盛り込まれたコロラド川流域塩分管理法案が米議会で可決された。これらにより、10年以上争われてきた問題は平和的解決に至った(脱塩プラントは1980年代に建設が始まり、1993年に完成した。)

6.4.2 コロラド川の事例に見る「イシューのパッケージ化」

流域内において上流国でありかつ覇権国である米国は下流に位置し、当時まだ発展途上国であったメキシコに対して絶対的な優位性を有していた。また、ウェルトン＝モホーク灌漑排水区を含むアリゾナ州をはじめ、コロラド川流域に位置する米国の7州は新たな負担増加をもたらす下流との協調に消極的で、米議会はこれらの州から協調に応じないよう圧力を受けていた(Gleick, 1988)。にもかかわらず米国が上述のような譲歩的協調に踏み切った背景にはいくつかの理由が考えられる。

一つは米国による国際的な立場の重視である。当時米国は冷戦の渦中にあり、西側の覇権国として東側のソ連に対抗すべく、勢力拡大に苦心していた。そういった中、地理的に近い中南米の国々と良好な関係を維持することは戦略上極めて重要であり、その中でも特に米国にとって地理的にも経済的にもつながりの強いメキシコとの関係を損なうことは何としても避けたいところであった(LeMarquand, 1976; Mumme, 1985; Mandel, 1992)。メキシコは1962年のキューバ危機においてこそ米国を支持していたものの、キューバを国際的に孤立させようとする米国の動きは支持していなかった。また、米国が第二次世界大戦後に中



出典：米国エネルギー省エネルギー情報局

図 6.1 アメリカの石油消費量および輸入量の推移

南米諸国の共産化を妨げるために行った数々の介入（1954年のグアテマラにおけるPBSUCCESS作戦，1965年ドミニカ共和国におけるパワー・バック作戦，1973年チリの共産政府転覆）に対してもメキシコは不支持を表明しており，東と西の間で揺れる微妙な立ち位置を取っていた。

これらの国際的背景とコロラド川問題における米国の協調的行動の関連は明示的には表明されていない。しかし，1978年にカーター政権により公表された大統領覚書第41号（Presidential Review Memorandum 41）には「米墨の二国間関係が米国の国際的な立場に影響を及ぼすことを懸念する」といった内容が記されている。米国はともかく，メキシコにとってコロラド川問題は極めて高い関心事であり（1973年，メキシコのエチェベリア大統領はコロラド川の状況改善を直訴するために訪米している），米国の意志決定にもこういった事情が影響を与えていたと考察するのは極めて妥当であろう。

第二に挙げられるのは，エネルギー保障，特に石油問題である。当時自動車の普及が急速に進んでいたアメリカは石油の消費・輸入共に増加の一途を辿っていた。そうした中，1973年に第一次石油危機が米国を襲い，米国内では中東への過度な石油輸出依存を危険視する声が高まっていった。1974年に実施された世論調査においても，石油問題が他の外交問題を押さえ，高い関心を集めているという結果が出ている（Chicago Council on Foreign Relations, 1975）。メキシコはちょうどこの頃膨大な石油の埋蔵が確認されており，また地

理的利点から、米国への新たな石油供給国として有望視されていた。上で触れた大統領覚書第41号においても、米墨関係における米国にとっての重要事項としてエネルギー問題が挙げられている。しかし、前段にも述べたとおり、当時メキシコは西側と東側の間で揺れる立場を取っており、米国がメキシコからの安定的な石油輸出を確保するには、メキシコに対する外交努力が不可欠であった。その点においても、コロラド川問題は米国がメキシコに恩を売る格好の争点であったといえる。図6.1からは1975年頃から今日に至るまで、メキシコから米国への原油輸出量が着実に増加していることが読み取れる。コロラド川問題がこの増加の唯一の原因であるとは言い難いが、少なくとも増加の後押しとなったことは確かである。

第三に、両国の間には社会・経済にまつわる様々な解決すべき問題があったという点である。メキシコの米国に対する債務の返済などもその一つであるが、その最たるものにメキシコから米国へ流入する麻薬の問題があった。1960年代から70年代にかけての米国は、長引くベトナム戦争の影もあり、国民の間での薬物蔓延が重要な内政課題の一つとなっていた。これに対し米国は、メキシコやトルコといった麻薬輸出国の生産・密輸を抑制するというアプローチを取ったが、これらの対策が機能するためには輸出国側の協力が不可欠であった。そのため、時の米国大統領であったニクソンは一時期米国とメキシコの間での主要国境地点を封鎖し、メキシコに麻薬撲滅活動への協力を迫ったほどである。続くフォード、カーター両大統領もニクソンの路線を継承し、多大な予算を麻薬対策のために投じ、結果、1975年から79年の期間だけでメキシコからの圧力もあり密輸量は半減し、それに伴い米国内のヘロイン中毒者の数も減少傾向を示した(Falco, 1996)。ここでもメキシコは米国に対し優位に立つカードを有しており、麻薬問題協力の対価としてコロラド川における交渉を有利に進めることができたのである(Gleick, 1988; Mandel, 1992)。

以上見てきたように、米国はコロラド川問題において地域の覇権国で且つ上流国であり、メキシコに対して絶対的な優位性を持っていたが、両国の間にはその優劣関係が逆転した争点・懸案事項も複数存在した。コロラド川に関する交渉においてそれら争点との関連性が直接言及されることはなかったが、米国、メキシコそれぞれが交渉の妥協点を探る際に、これらの争点における両国間の関係を考慮に入れていたと考えるのは極めて妥当であろう。

コロラド川の事例と同様に「パッケージ化」が流域国間協調成立の契機となった国際河川の事例は少なくない。その一例としては、世界銀行によるパキスタンへの融資を条

件としたインダス川の水利用に関する合意 (Biswas, 1992; 中山, 1996) や, メコン川流域における河川管理, 電源開発, 経済援助などのイシュー間統合が挙げられる (Wolf, 1997).

6.4.3 ティグリス・ユーフラテス川における「イシューのパッケージ化」の可能性

ティグリス・ユーフラテス川は本格的な対立関係が顕在化してから既に半世紀近くが経過している. その長く続く膠着状態を水配分の方法のみで解決することにはもはや限界があり, 前節で述べた「イシューのパッケージ化」が事態を動かす原動力となることが期待される. 以下ではティグリス・ユーフラテス川の水問題を交渉する際に合わせて議論し得る事項を列挙し, それぞれの持つ可能性について検討を行う.

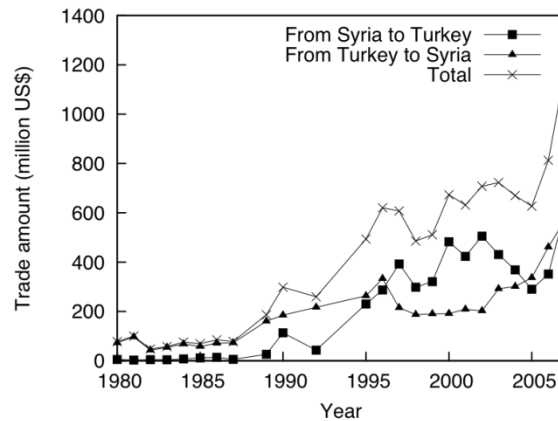
エネルギー

コロラド川の事例において, エネルギー (石油) 問題は流域国間の協調達成の大きな役割を果たしたが, ティグリス・ユーフラテス川においてもエネルギー問題は重要な要因となっている. しかも興味深いことに, ここでもエネルギー分野においては下流国であるイラクがトルコに対して優位な立場に立つという, 水資源賦存における関係との逆転現象が起きている.

最上流国のトルコは 3 カ国の中で最も経済成長が著しく, それに比例するようにエネルギーの需要も伸びており, 1951 年から 1999 年間のエネルギー消費量の年平均増加率は 5%を上回る. 一方で国内エネルギー資源は限られており, 全消費量の 60%以上を輸入に依存している (Ediger et al., 2002). 特に主要なエネルギー源である石油は埋蔵量が乏しく, 消費量 69 万バレル/日の 93%を輸入に依存している (EIA, 2009).

一方, イラクは世界第 3 位の石油埋蔵量を誇る石油大国である. 2003 年の米軍侵攻以来続く内戦により石油生産能力は低下したが, それでもなお 2008 年時点で世界 13 位を誇る. また, 近年は北部アカス (Akas) の豊富な天然ガス田の開発も進められており, 今後の生産量増加が期待されている.

トルコは長らく隣国であるイラクの石油輸出に依存してきた. 1990 年の第二次湾岸戦争以降イラクが国連の経済制裁を受けている間もトルコは一部は「石油と食料交換プログラム (Oil-for-Food Programme)」のプロセスに基づき, 一部は経済制裁の目をかいくぐって, イラクの石油を輸入してきたという経緯を持つ. そして制裁が解除されて以降は, 両国は戦略的関係を強め, 石油貿易量は着実に増加している. また, 近年はイラクの天然ガス田開発



出典：UN Comtrade

図 6.2 トルコ-シリア間貿易額の推移

にトルコが欧州資本企業とともに携わり、トルコおよび欧州への輸出増を図るなど、その相互依存関係をより一層強めている (Platts Oilgram News, 2007)。

このように、エネルギー資源において、トルコとイラクは上下流関係が逆転しており、この点を水資源を巡る交渉に導入することによって水資源における両国間の非対称関係の是正を促すことが期待される。但し、イラクからトルコへの石油・天然ガス輸出経路となっているパイプラインはしばしばイラク国内反政府団体によるサボタージュの対象とされており、2006年には大規模な破壊行為によりイラクからの石油輸出が6ヵ月間以上停止するという被害が出ている (Turkish Daily News, 2006)。両国間のエネルギー貿易を盛んにするためにはこの問題を克服する必要がある。

なお、シリアもまた産油国であり、トルコへの石油輸出を行っているが、近年は産油量が頭打ちの傾向にあり、輸出増の望みは薄い (EIA, 2009)。

貿易

経済的な交流は国家間協調のインセンティブとして高い潜在性を持つ。メコン河流域において最上流国である中国は、流域管理組織であるメコン河委員会には非加盟であるものの、舟運や電力確保などといった経済開発の分野においては下流国に対して歩み寄る態度を取り、結果として2002年にはメコン河委員会加盟国との水文データ交換に関する条約を締結している (中山, 2007)。コロラド川の事例においても経済問題は流域国を協調へと向かわせる触媒としての機能を果たしている。

流域の中で最も大きな経済力を誇るトルコは従来ヨーロッパとの経済関係を重視してきたが、近年はアラブ国との貿易量も伸ばしつつある。現に対シリア貿易額は過去20年で10倍以上に膨れあがっており、特に近年の伸びは著しい(図6.2)。この背景には両国間のしこりとなっていたクルド人問題が1990年代に一定の改善を見たことが大きく影響している。また、2004年には両国は自由貿易協定(FTA)を締結しており、これにより貿易額はさらに伸びている。直近の出来事としては、2009年2月にシリアがトルコからの輸出車両の通関料を撤廃したため、両国間の国境貿易はより一層強化されることが予想される。

トルコ-イラク間の貿易については統計データこそ限られているものの、石油およびそれに関連する物資の交易が盛んであることは既述の通りである。特に近年は、内戦からの復興を目指すイラク(特に北部のクルド自治区)へトルコから大量の物資が流れ込んでいる。また、トルコはイラクとの自由貿易協定締結にも意欲的であり、これが実現した場合、両国の経済的相互依存関係はより深まるものと見られる。

このような経済関係の強化は水資源を巡る交渉におけるカードとして利用されるだけでなく、国家間の相互依存関係を強めることにより水資源交渉の成立を妨げる要因となる国家間の猜疑心を緩和する効果も期待される。

民族問題

コロラド川の事例に見られなかったティグリス・ユーフラテス川流域特有の争点として民族(クルド人)問題が挙げられる。クルド人はトルコ、イラク、イランを中心に広く中東に分布しているものの、民族独自の国家を持たない。このため、トルコやイラクなどを中心にクルド人国家建国を目指す分離独立運動が長年行われてきた。

トルコ政府は1923年の建国以来「トルコ国民は皆トルコ人である」という単一民族主義を掲げており、クルド人の独立を認めず、これに抵抗するクルディスタン労働者党(PKK)などの反政府組織の掃討活動を展開してきた。翻ってシリア政府は、国内に住むクルド人に対する配慮などから、PKKの活動を容認し、訓練基地や活動本部、そしてトルコからの隠れ場を提供し続けてきた。このことがトルコ-シリア間の関係悪化を招いてきたことは既述の通りである。その後1999年にシリアが国内に匿っていたPKK指導者であるアブドゥラー・オジャランをトルコに引き渡したことで事態は一定の改善を見たが、オジャランの身柄拘束後もPKKの残党はシリアおよびイラク北部のクルド人自治区で活動を続けており、トルコ政府を悩ませ続けている。2009年3月にトルコのギェル大統領がイラクのマリキ首相を訪問した際にもイラクに対しPKK掃討への協力を要請し、これに応じる形で、自身

もクルド民族出身であるイラクのタラバニ大統領は PKK 撲滅に向けて徹底的に取り組むことを宣言した (The Washington Post, 2009b)。しかし、イラク国内の PKK 当局はイラク政府からの武装解除勧告を拒否しており、クルド問題の解決には未だ時間と努力を要するものと考えられる。

クルド問題に関してトルコは板挟みの状況に置かれている。トルコは国土を維持するために独立を主張するクルド人勢力を封じ込む必要がある一方、トルコが加入を熱望している欧州連合はトルコによる PKK 掃討を「少数民族に対する迫害」として非難しているためである。しかし、これに関して Aydinli (2002) は「(莫大な経済効果を期待できる) 欧州連合への加盟はトルコの悲願であることに間違いないが、PKK を放置することは国土の喪失という (経済より高次な国事である) 安全保障問題につながるため、PKK 掃討を止めることはできない」と指摘している。また、欧州連合によるクルド問題批判は、トルコの加盟を避けたい欧州連合が上述のようなトルコの内情を踏まえた上で敢えて行われているという見方もトルコ内では強く (Dahlman, 2004)、トルコは今後も PKK 掃討に優先的に取り組むものと推察される。今日もなお断続的に行われているトルコ空軍によるイラク北部クルド人居住区への爆撃はその証左であるといえよう。

クルド問題という争点が流域水利用交渉に持ちうる影響力については、1990 年代にシリアが PKK 掃討についてトルコへの協調に転じたことが水利用における合意に結びついていないことから、クルド問題の「パッケージ効果」は弱いという見方があるかもしれない。しかし、実際は 1998 年のトルコ＝シリア・ジェイハン協定成立以降、両国間の協調機運は着実に高まっている。また、トルコのギェル大統領は上述のイラク訪問の際にクルド問題解決のあかつきにはユーフラテス川の流量を増加させると提示している。前項でも触れたとおり、トルコにとってクルド問題の解決が欧州連合加盟にも勝る優先事項であることを鑑みると、イラクがクルド問題解決に協力した見返りとしてトルコがユーフラテス川問題において譲歩をする可能性は極めて高いと考えるのが妥当であろう。

6.4.4 イシューパッケージによる紛争解決の展望

以上、ティグリス・ユーフラテス川の水問題において各流域国からの妥協の誘引に有効であると考えられる事項として「エネルギー」「貿易」「民族問題」の3つに焦点を当て、それぞれの状況を概観した。

今後ティグリス・ユーフラテス川を巡る紛争が解決に向かうために考え得るロードマップとしては、始めにエネルギーや貿易といった比較的新規開発の余地が残っている項目において開発・利益供与を図り、流域国間の社会経済的な繋がり、そして信頼関係を醸成することが先決であろう。エネルギーに関しては、イラクの豊富な化石燃料資源の開発を進め、その一部を安定的にトルコに供給することは、トルコに対して、石油の持つ燃料としての価値以上の便益（エネルギー安全保障）をもたらすであろう。同様に、トルコがティグリス・ユーフラテス川上流部のダムで発電した電力を、ちょうどメコン川におけるラオスのように、シリア・イラクに供給することができれば、下流国にとって水需要の大きな要因の一つである電力の安定供給という不安が解消され、越境河川問題において態度をより軟化することが期待される。加えて、経済面においては、トルコ-シリア間で実現した自由貿易協定をトルコ-イラク間でも実現することができれば、両国間の関係改善だけでなく、トルコからの豊富な物資が入ることによって、荒廃したイラクの国土回復も推進されるであろう。こういった友好の基盤を整えながら、トルコにとって大きな懸案事項であるクルド問題にも取り組んでいく必要がある。上述のとおり、PKK 掃討は容易なことではないが、長期的に見ると PKK の活動や組織規模は縮小傾向にあり、決して起こりえないことではない。これが実現した暁には、ティグリス・ユーフラテス川問題は解決に向けて大きく動き出すであろう。

本章で挙げた3点以外でパッケージングの対象として考え得る事項としては、豊富なトルコの水資源をパイプラインを使って中東諸国に供給する「中東平和パイプライン」の構想が挙げられる。しかし、これについては1980年代からトルコによって提唱されているが、20年以上経った今日においても具体的な計画は未だに立っていないため、本章の考察対象から除外した。

6.5 水・土地利用分析結果を踏まえた総合考察

本節では、本章のこれまでで得られたティグリス・ユーフラテス川を巡る国家間紛争の国家間交渉に関する知見および、3章から6章までで得られた水・土地利用に関する知見を踏まえ、流域紛争の今後の展望について総合的な考察を行う。

6.5.1 水・土地利用分析結果の持つ流域国間交渉への含意

具体的な考察に入る前に、前章までで得られたイラクの水・土地利用に関する知見（特に流域国間交渉に影響を及ぼしうるもの）について、今一度確認する。

まず第一に挙げられるのは、イラクの農業生産量が需要に追いついておらず、他国からの食糧輸入に依存しているという点である（これは水土地利用分析の結果というよりは、分析に用いた食糧需給情報により得られた知見である）。FAO（1997）によると、1997年のイラクの穀物需給は、供給（生産）量が213万トンであるのに対し、需要536万トンであり、その自給率は4割を下回る。不足分の6割は輸入によりまかなわれている。輸入の大部分はイラクで生産する石油との交換で国連により担保されているものの（food-for-oil program）、この供給は国際社会の情勢に大きく依存しており、イラクはこの輸出プログラムからの脱却を希望している（Platts Oilgram News, 2004/9/27）。このようなイラクの不安を払拭する手段は2つあり、1つは安定した輸出を担保する同盟国をイラクが獲得することである。そしてもう1つは国内自給率を高めることであるが、現実にはその双方ともに実現されておらず、イラクは自助努力として国内自給率を改善するためにティグリス・ユーフラテス川の取水量増加を上流国に対して要望している。

二点目は、イラクにおける土地利用（農地作付）が適切に行われていないという点である。第5章に見られたように、イラクの農地作付面積は降水量と緩やかな比例関係にあり、実質的な利用可能水量である河川流入量とは連動していない。このことは、利用可能水量が豊富な年に十分な作付が行われなかったり、逆に利用可能水量が少ない年に過剰な作付が行われるなどして、限りある水資源の非効率利用を引き起こしている。本件については、その直接的な原因は確認されていないが、もし河川流量情報が個々の耕作者および地方自治体等に行き届いていないことが原因だったとすると、河川流量情報網を整備することにより技術的な改善が可能である。

三点目は、イラクにおいて、作付面積規模（もしくは食糧生産量規模）に対し過剰な水が消費されている点である。第4章で見たように、イラクでは小さく見積もっても実際の作付面積の数倍から十数倍の面積において可能蒸発散量に匹敵する蒸発散が発生している。これを単位質量の食糧生産ごとに消費される水量として換算すると、1トンの穀物あたり1万m³以上の水を消費していることになり、Hoekstra et al.（2003）に見られる数値の5倍以上に匹敵する。イラクは乾燥地であるため、ある程度の水の過剰消費はやむを得ないとはいえ、それを考慮してもなお現状の灌漑水利用効率は悪い。このような状況は、水路などの水利施設の改善やハード的アプローチに加え、耕作者や耕作者団体などに対する適正な灌漑管理指導といったソフト的アプローチなどを用いることにより、技術的な改善が可能であると考えられる。これらの手段により灌漑水利用効率の改善が実現した場合、イラクはティグ

リス・ユーフラテス川からの取水量を増加させることなく、より高い食糧生産を達成できるはずである。

6.5.2 ティグリス・ユーフラテス川流域を巡る国家間交渉と水・土地利用

前節の通り、イラクの水・土地利用の非効率に関する問題の多くは、実施資金の問題こそあるものの、技術的な解決策による克服が可能である。実施資金についても、長期的に国家が対立することによる潜在的損失を考慮すれば、場合によっては上流国であるトルコや第三国（機関）による援助という形で捻出することも決して非現実的ではない。それではティグリス・ユーフラテス川流域国間交渉において、このような事項が検討されてきたのであろうか。

このような技術的解決策を検討すべき場として機能するべき機関が、各流域国の技術者による公式会合である合同技術委員会（JTC: Joint Technical Committee）である。JTC に関する記述は Kibaroglu (2002) に詳しい。1980 年にトルコとイラクの間で結成され、続く 1983 年にシリアも参加した JTC の主な目的は、水文・気象データの流域国間共有、ダムなどの開発プロジェクトの実施・進捗状況の流域国間共有の 2 点であり、個々の流域国内での水資源開発のあり方についての踏み込んだ議論は行われなかった。流域国の中で唯一トルコが、流域内での適地適作を訴えかけるスキーム（Three Stage Plan）を提案したが、シリアとイラクはこれをトルコによる自国への利益誘導であるとして拒否した。また、上で挙げた JTC の目的 2 点についても、1993 年までの期間に 16 回の JTC 会合が重ねられたにもかかわらず、ついに合意には至らなかった。その後ティグリス・ユーフラテス川の水利用を巡る交渉は各流域国の閣僚級会議に場が移されたが、このプロセスにおいても、各流域国の焦点はティグリス・ユーフラテス川からの取水量に終始し、水利用効率の技術的な改善による流域国間の利害対立解消については議論がなされなかった（6.2）。

潜在的には取水量を増加しなくても水不足問題を解決できるにもかかわらず、そのような解決方法が模索されず、各国が取水量の確保に固執するのはなぜであろうか。その背景にある要因として、流域国間の不信が挙げられる。下流国であるシリアとイラクは、20 世紀後半、トルコによる下流国への配慮のないダム開発を目の当たりに受け、いつまたトルコが自国を出し抜くかわからないという疑心暗鬼状態に陥っていた。対するトルコも、自身の覇権的振る舞いがシリアとイラクの敵対心を買っていることを認識しており、易々と協調路線に転換できない状態にあった。このように双方が疑心暗鬼の状態においては、灌漑水利用効率

を改善することは自国の既得権益放棄を意味しかねず、各国に節水を行うインセンティブは働かない。灌漑水利用効率の改善を実現するためには、まず各流域国間の信頼関係を醸成することが先決である。

上記のような流域国間信頼関係醸成に有効であると考えられるのが本章で取り上げたイシューのパッケージ化という、水問題以外の外交イシューにおける国家間協調である。6.4.3に挙げたようなイシューにおいて国家間協調を推進することにより、流域国間の相互依存関係は深まると、相手国に対して裏切り行為を行った際に得られる便益よりもそれにより被る損失が上回るようになる。各流域国の水・土地利用状況を踏まえた技術的な灌漑水利用効率の改善は、流域国間の関係が他イシューにおける協調により改善し、相互依存関係が進んだ時に初めて実施可能となると考えられる。

6.6 本章のまとめ

2008年11月、駐イラク米軍の撤退日程を定めた地位協定が承認され、2009年6月末までに都市部から撤退、2011年末までには全面撤退することが取り決められた。長い戦乱により疲弊したイラクの国家再建がまさに始まろうとしている。しかし、復興の要の一つである安定した食料生産確保はティグリス・ユーフラテス川流量配分問題が未解決のため、今後の見通しが立っていない。シリアについても、人口が急増する中で、生活用水、農業用水そして発電用水の不足は深刻化を増す一方である。また、トルコは2009年3月に実施された全国一斉市長選において、国内クルド人の中心都市であるディヤルバクルで与党がクルド派の候補に敗れる結果となり（The Washington Post, 2009a）、今後政府はクルド派懐柔のためにGAPの開発をさらに推進していくことが予想される。このように流域各国が水利用量の増加を画策する一方で、流域全体の降水量は今世紀末にかけて減少していくという予測結果が報告されている（Kitoh et al., 2008）。各流域国の持続的な成長と地域全体の政治的安定のためにはティグリス・ユーフラテス川の利用について、流域国の間で平和的な合意が結ばれることが不可欠である。

本章では既往の国際河川紛争の事例ならびにその他関連する資源・環境紛争に関する既往研究の整理を行った上で、その解決に重要な役割を果たしている要因として「イシューのパッケージ化」に着目した。分析の結果浮かび上がってきたエネルギー問題、国境貿易、民族問題はいずれも水資源問題に勝るとも劣らない流域国の重要関心事項であり、これらの争点を組み合わせることにより、各流域国が妥協点を見だし、合意に至ることは決して不可能

ではない。例えば、イラクの豊富な石油・天然ガス資源の開発への参加機会のトルコへの提供、トルコ・イラク間の貿易関税を減免、PKK 掃討へ向けたトルコ・シリアの全面的協力などを条件にトルコからの譲歩を引き出すことは、現実的に考え得るシナリオである。さらに、このような他分野における協調が行われ、流域国間の相互依存関係が醸成されて初めて、水・土地利用分析から得られた技術的な水利用効率改善策も検討・実施が可能となるものと考えられる。

本章が着目したイシューのパッケージ化は ADR を成功させるための一要因と位置づけられるが、今後はこれ以外の ADR の成立要因についての検討が必要である。特に、仲裁者の中立性担保は大きな問題であるといえよう。

第7章 結論

7.1 本論文のまとめ

7.1.1 本論文の成果

本論文では、約半世紀にわたり水資源を巡る国家間紛争の続くティグリス・ユーフラテス川流域を対象に、既往の研究において軽視されてきた流域内の水・土地利用の実態（年ごとの変動およびその発生構造）を分析した上で、紛争解決のための要因を探った。論文を通して得られた知見を以下にまとめる。

まず、空間分解能の異なる衛星画像を用い、イラクの作付農地面積の連続的な推定を試みた。高観測頻度だが空間分解能の低い NOAA/AVHRR 画像から、作付農地面積を推定するために、高空間分解能ながら観測頻度の低い Landsat TM/ETM 画像を参照データとして用い、Baret et al. (1991) に見られる圃場スケールの葉面積指数 (LAI) 推定法をメソスケールに応用した。また、異空間分解能画像間の比較を行う際に、比較領域サイズを工夫することで画像間のずれに起因する誤差の影響を抑制した。推定の結果得られた作付面積は、他の文献や公的機関の報告等に見られるものの半分程度であった。また、年 2 回ある作付期のうち、夏季の作付面積は春季の作付面積と比較して変動が小さいことがわかった。

次に、全球データセットなどを用いて、データ制約の大きいイラクの水収支構造の推定を行った。イラク国内では人為的取水が活発に行われているため、流出の動態を把握することは容易ではなく、また農地および非農地からの蒸発散量を峻別する必要があるなどの課題があったが、これらの制約は対象域を空間的に広域に取り、分析対象期間を長期（1 年間）に取ることによって克服した。分析の結果、イラクに流入した水のうち約 67% が農地からの

蒸発散によって失われていることがわかった。また、農地蒸発散量は対象地の可能蒸発散量をも上回り、実際は農地以外においても激しく蒸発が発生している可能性が示唆された。

さらに、土地利用分析の結果、水収支分析の結果、そして農業生産統計データを用いて、イラクにおける水利用－土地利用－農業生産の構造に関する分析・考察を行った。イラクにの作付面積の決定因子として、河川流入量が強い影響を及ぼしていることが予想されたが、その予想に反し、降雨量との間に強い相関関係が見られた。この結果からは、個々の農家が作付面積を決定する際に、(水量的観点から)より重要であるが把握が困難なティグリス・ユーフラテス川の流量ではなく、利用可能水量に与える影響は小さいが把握の容易な降雨量を参考にしていることを示唆された。また、農業生産量の変動については明確な要因が見出せなかったが、期間を1990年以降に限定すると河川流入量と比例して増加している傾向が見られた。もし1990年頃を境に対象地の水・土地利用構造に変化があったと仮定すると、作付面積は降雨量に、農業生産量は河川流入量にそれぞれ比例して増加し、作付面積と農業生産量という通常であれば連動するはずの2つの指標が連動していないということになる。

最後に、ティグリス・ユーフラテス川および参照流域(コロラド川)の水資源を巡る流域国間交渉過程の分析を通して、国際河川紛争の膠着状況を脱却するためのアプローチとして、水資源以外の外交争点を交渉過程に導入することで水資源に関する妥協を誘引する「イシューのパッケージ化」に着目した。ティグリス・ユーフラテス川流域の場合、パッケージ化が有効なイシューとして、エネルギー部門、経済交流、民族問題(クルド人問題)の3点が挙げられ、この中でも民族問題がトルコの水資源分野における妥協を誘引する上で最も有効であることが明らかになった。

7.1.2 ティグリス・ユーフラテス川流域の水資源管理に関する提言

本研究の結果より導かれる、ティグリス・ユーフラテス川流域の水資源管理に関する提言は次の通りである。まず一点目として大きすぎる水消費が挙げられる。推定の結果得られたイラクの農地蒸発散量8000mm/年超と、当該地の可能蒸発散量の4倍に匹敵するほど高く、このことは実際に作付・収穫が行われた農地以外からも広範に蒸発散が起きていることを示唆している。このような、農業生産に結びつかない蒸発散量を減らす、すなわち灌漑施設および管理法の改善によるイラクの節水ポテンシャルは高いといえる。

二点目として挙げられるのは、作付面積・穀物生産量の規定要因の再検討の必要性である。作付面積については河川流入量と無相関。穀物生産についても、河川流入量がどの程度寄与

しているかは不明な点が残った。これらの規定要因を十分に把握しないと、外交努力によって流量確保に成功しても、状況の改善につながらない。

三点目に、最も根源的な問題として、外交レベルの水紛争と国内農業生産現場との乖離が挙げられる。ティグリス・ユーフラテス川流域を巡る国家間紛争において、各流域国が国内の水・土地利用を十分考慮しているとは言い難い。例えば、上で挙げた節水ポテンシャルに着目すれば、限られた水資源の奪い合いをせずとも紛争を解決できる可能性は高く、流域全体で見た水資源利用効率も改善できる。ただし、このような方策を実施するためには、流域国間の相互信頼および相互依存関係の醸成が不可欠であり、その手段として第6章で焦点を当てたイシューのパッケージ化は有効であると考えられる。

7.2 今後の課題

本論文の分析を通して、イラクの水・土地利用、そしてそれを決定づけるメカニズムについて様々な見解が得られた。しかし、これらの知見はいずれも分析結果の解釈に基づいている。従って、これらの知見の妥当性を検証するためには、現地調査および現地関係者へのヒアリングを通じたさらなる情報収集が不可欠である。また、本論文ではデータの制約上、1981年から1999年までの19年間を分析対象期間とした。しかし、これはすでに10年前の情報であり、この間も流域内の情勢は刻一刻と変化していることが予想される。今後は2000年以降の期間についても同様の分析を行う必要がある。また、流域全体の最適な水配分を検討するためには、今回イラクについて行った水・土地利用分析と同等の分析を他の流域国であるトルコ・シリアにも適用する必要がある。

参考文献

- Adams, J. B., M. O. Smith, et al. (1986). "Spectral Mixture Modeling: A New Analysis of Rock and Soil Types at the Viking Lander 1 Site." *J. Geophys. Res.* 91(B8): 8098-8112.
- Alley, W. M. (1984). "On the Treatment of Evapotranspiration, Soil Moisture Accounting, and Aquifer Recharge in Monthly Water Balance Models." *Water Resour. Res.* 20(8): 1137-1149.
- Altinbilek, D. (2004). "Development and management of the Euphrates-Tigris basin." *International Journal of Water Resources Development* 20(1): 15-33.
- Altinbilek, H. D. (1997). "Water and Land Resources Development in Southeastern Turkey." *International Journal of Water Resources Development* 13(3): 311 - 332.
- Al-Zaman (2008). Iraqi water minister visits Turkey; sharp drop in water resources. *Al-Zaman*.
- Arino, O., D. Gross, et al. (2007). GlobCover: ESA service for global land cover from MERIS. *Geoscience and Remote Sensing Symposium, 2007. IGARSS 2007. IEEE International.*
- Asrar, G., M. Fuchs, et al. (1984). "Estimating Absorbed Photosynthetic Radiation and Leaf Area Index from Spectral Reflectance in Wheat1." 76(2): 300-306.
- Baret, F. and G. Guyot (1991). "Potentials and limits of vegetation indices for LAI and APAR assessment." *Remote Sensing of Environment* 35(2-3): 161-173.
- Baret, F., G. Guyot, et al. (1989). TSAVI: A Vegetation Index Which Minimizes Soil Brightness Effects On LAI And APAR Estimation. *Geoscience and Remote Sensing Symposium, 1989. IGARSS'89. 12th Canadian Symposium on Remote Sensing., 1989 International.*
- Beaumont, P. (1998). *Restructuring of Water Usage in the Tigris-Euphrates Basin: The Impact of Modern Water Management Policies. Transformations of Middle Eastern Natural Environments Legacies and Lessons.* J. Coppock and J. A. Miller. New Haven, Connecticut, Yale University. 103.

- Adams, J. B., Smith, M. O., and Johnson, P. E. (1986). "Spectral Mixture Modeling: A New Analysis of Rock and Soil Types at the Viking Lander 1 Site." *J. Geophys. Res.*, 91(B8), 8098-8112.
- Ali, M. H. (2006). "Personal communication."
- Al-Khashab, W. H. (1958). "The Water Budget of the Tigris and Euphrates Basin." University of Chicago, Department of Geography, Research Paper 54.
- Allan, T. (2001). *The Middle East water question : hydrogeopolitics and the global economy*, I.B. Tauris, London, New York.
- Alley, W. M. (1984). "On the Treatment of Evapotranspiration, Soil Moisture Accounting, and Aquifer Recharge in Monthly Water Balance Models." *Water Resour. Res.*, 20(8), 1137-1149.
- Altinbilek, D. (2004). "Development and management of the Euphrates-Tigris basin." *International Journal of Water Resources Development*, 20(1), 15-33.
- Altinbilek, H. D. (1997). "Water and Land Resources Development in Southeastern Turkey." *International Journal of Water Resources Development*, 13(3), 311 - 332.
- Al-Yamani, F. Y., Bishop, J. M., Al-Rifaie, K., and Ismail, W. (2007). "The effects of the river diversion, Mesopotamian Marsh drainage and restoration, and river damming on the marine environment of the northwestern Arabian Gulf." 10(3), 277 - 289.
- Al-Zaman. (2008). "Iraqi water minister visits Turkey; sharp drop in water resources." *Al-Zaman*.
- Arino, O., Gross, D., Ranera, F., Bourg, L., Leroy, M., Bicheron, P., Latham, J., Di Gregorio, A., Brockman, C., Witt, R., Defourny, P., Vancutsem, C., Herold, M., Sambale, J., Achard, F., Durieux, L., Plummer, S., and Weber, J. L. "GlobCover: ESA service for global land cover from MERIS." *Geoscience and Remote Sensing Symposium, 2007. IGARSS 2007. IEEE International*, 2412-2415.
- Asrar, G., Fuchs, M., Kanemasu, E. T., and Hatfield, J. L. (1984). "Estimating Absorbed Photosynthetic Radiation and Leaf Area Index from Spectral Reflectance in Wheat1." 76(2), 300-306.
- Baret, F., and Guyot, G. (1991). "Potentials and limits of vegetation indices for LAI and APAR assessment." *Remote Sensing of Environment*, 35(2-3), 161-173.
-

- Baret, F., Guyot, G., and Major, D. J. "TSAVI: A Vegetation Index Which Minimizes Soil Brightness Effects On LAI And APAR Estimation." Geoscience and Remote Sensing Symposium, 1989. IGARSS'89. 12th Canadian Symposium on Remote Sensing., 1989 International, 1355-1358.
- Beaumont, P. (1998). "Restructuring of Water Usage in the Tigris-Euphrates Basin: The Impact of Modern Water Management Policies." Transformations of Middle Eastern Natural Environments Legacies and Lessons, J. Coppock and J. A. Miller, eds., Yale University, New Haven, Connecticut.
- Bilen, O. (1994). "Prospects for technical cooperation in the Euphrates-Tigris basin." International Waters of the Middle East: From Euphrates-Tigris to Nile, A. K. Biswas, ed., Oxford University Press, New York, 95-116.
- Birnie, P., and Boyle, A. (2002). International law and the environment, Oxford University Press, Oxford.
- Biswas, A. K. (1992). "Indus Water Treaty - the Negotiating Process." Water International, 17(4), 201-209.
- Boulding, K. (1962). Conflict and Defense, Harper and Brothers, New York.
- Buckles, D., and Rusnak, G. (1999). "Conflict and collaboration in natural resource management." Cultivating peace: conflict and collaboration in natural resource management, D. Buckles, ed., International Development Research Centre, Ottawa.
- Byrne, G. F., Crapper, P. F., and Mayo, K. K. (1980). "Monitoring land-cover change by principal component analysis of multitemporal landsat data." Remote Sensing of Environment, 10(3), 175-184.
- Caponera, D. A. (1985). "Patterns of Cooperation in International Water Law - Principles and Institutions." Natural Resources Journal, 25(3), 563-587.
- Carkoglu, A., and Eder, M. (2001). "Domestic concerns and the water conflict over the Euphrates-Tigris River basin." Middle Eastern Studies, 37(1), 41-71.
- Carlson, T. N., and Ripley, D. A. (1997). "On the relation between NDVI, fractional vegetation cover, and leaf area index." Remote Sensing of Environment, 62(3), 241-252.

- Chalabi, H., and Majzoub, T. (1995). "Turkey, the waters of the Euphrates and public international law." *Water in the Middle East: Legal, political and commercial implications*, J. A. Allan, C. Mallat, ed., I.B. Tauris Publishers, London, 189-238.
- Chen, D. L., Gao, G., Xu, C. Y., Guo, J., and Ren, G. Y. (2005). "Comparison of the Thornthwaite method and pan data with the standard Penman-Monteith estimates of reference evapotranspiration in China." *Climate Research*, 28(2), 123-132.
- Chen, J. M., Pavlic, G., Brown, L., Cihlar, J., Leblanc, S. G., White, H. P., Hall, R. J., Peddle, D. R., King, D. J., Trofymow, J. A., Swift, E., Van der Sanden, J., and Pellikka, P. K. E. (2002). "Derivation and validation of Canada-wide coarse-resolution leaf area index maps using high-resolution satellite imagery and ground measurements." *Remote Sensing of Environment*, 80(1), 165-184.
- Clarke, R. (2004). *The atlas of water : mapping the world's most critical resource*, Earthscan, London.
- Clawson, M., Landsberg, H. H., and Alexander, L. T. (1971). *The agricultural potential of the Middle East*, American Elsevier Publishing, New York.
- Connie, P. O. (2006). "Science and intractable conflict." *Conflict Resolution Quarterly*, 24(2), 197-205.
- Connie, P. O., and Susskind, L. (1985). "Mediating science-intensive policy disputes." *Journal of Policy Analysis and Management*, 5(1), 23-39.
- Crow, B. (1997). *Sharing the Ganges : the politics and technology of river development*, University Press, Dhaka.
- Crowfoot, R. M., Payne, W. F., O'Neill, G. B., and Boulger, R. W. (2005). "Water resources data Colorado water Year 2004." USGS, Denver.
- Dellapenna, J. W. (1996). "The two rivers and the lands between: Mesopotamia and the international law of transboundary waters." *The BYU Journal of Public Law*, 10, 213-261.
- Dolatyar, M. (2002). "Hydropolitics: challenging the water-war thesis." *Conflict, Security & Development*, 2(2), 115 - 124.
- Dryzek, J. S., and Hunter, S. (1987). "Environmental Mediation for International Problems." *International Studies Quarterly*, 31(1), 87-102.
-

- Ediger, V. S., and Tathdil, H. (2002). "Forecasting the primary energy demand in Turkey and analysis of cyclic patterns." *Energy Conversion and Management*, 43(4), 473-487.
- EIA. (2009). "Country Analysis Brief." Energy Information Administration, U.S. Department of Energy.
- Eidenshink, J. C., and Faundeen, J. L. (1994). "The 1 km AVHRR global land data set: first stages in implementation." *International Journal of Remote Sensing*, 15(17), 3443 - 3462.
- Elvidge, C. D., and Lyon, R. J. P. (1985). "Influence of rock-soil spectral variation on the assessment of green biomass." *Remote Sensing of Environment*, 17(3), 265-279.
- FAO. (2010). "GIEWS-FAQ."
- Fuchs, M., Asrar, G., Kanemasu, E. T., and Hips, L. E. (1984). "Leaf area estimates from measurements of photosynthetically active radiation in wheat canopies." *Agricultural and Forest Meteorology*, 32(1), 13-22.
- Fuente, X. (1996). "The Criteria for the Equitable Utilization of International Rivers." *BYIL*, 67, 337.
- Gischler, C. E. (1979). *Water Resources in the Arab Middle East and North Africa*, Middle East and North African Studies Press Ltd., Cambridge.
- Gleick, P. H. (1988). "The effects of future climatic changes on international water resources: the Colorado River, the United States, and Mexico." *Policy Sciences*, 21(1), 23-39.
- Grego, S., Micangeli, A., and Esposto, S. (2004). "Water purification in the Middle East crisis: a survey on WTP and CU in Basrah (Iraq) area within a research and development program." *Desalination*, 165(1-3), 73-79.
- Gruen, G. E. (2000). "Turkish Waters: Source of Regional Conflict or Catalyst for Peace?" *Water, Air, & Soil Pollution*, 123(1), 565-579.
- Haas, E. B. (1980). "Why collaborate?: Issue-linkage and international regimes." *World Politics*, 32(3), 357-405.
- Hamon, W. R. (1961). "Estimating potential evapotranspiration." *Journal of the Hydraulics Division, Proceedings of the American Society of Civil Engineers*, 87, 107-120.
-

- Hanks, R. J., Gardner, H. R., and Florian, R. L. (1969). "Plant Growth-Evapotranspiration Relations for Several Crops in the Central Great Plains¹." *Agronomy Journal*, 61(1), 30-34.
- Hansen, M. C., Defries, R. S., Townshend, J. R. G., and Sohlberg, R. (2000). "Global land cover classification at 1 km spatial resolution using a classification tree approach." *International Journal of Remote Sensing*, 21(6), 1331 - 1364.
- Haralick, R. M., Caspall, F., and Simonett, D. S. (1970). "Using radar imagery for crop discrimination: a statistical and conditional probability study." *Remote Sensing of Environment*, 1(2), 131-142.
- Hargreaves, G. H. (1974). "Estimation of potential and crop evapotranspiration." *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers*, 17(4), 701-704.
- Hatami, H., and Gleick, P. (1994). "Conflicts over water in the myths, legends, and ancient history of the Middle East." *Environment*, 36(3), 10-11.
- Hillel, D. (1994). *Rivers of Eden: the struggle for water and the quest for peace in the Middle East*, Oxford University Press, New York.
- Hipps, L. E., Asrar, G., and Kanemasu, E. T. (1983). "Assessing the interception of photosynthetically active radiation in winter wheat." *Agricultural Meteorology*, 28(3), 253-259.
- Huete, A. R. (1988). "A Soil-Adjusted Vegetation Index (Savi)." *Remote Sensing of Environment*, 25(3), 295-309.
- Huete, A. R., Jackson, R. D., and Post, D. F. (1985). "Spectral response of a plant canopy with different soil backgrounds." *Remote Sensing of Environment*, 17(1), 37-53.
- Humphreys, M. (2005). "Natural resources, conflict, and conflict resolution - Uncovering the mechanisms." *Journal of Conflict Resolution*, 49(4), 508-537.
- International Boundary and Water Commission. (1972). "Minute No. 241." United States and Mexico, eds.
- Isaev, V., and Mikhailova, M. (2009). "The hydrography, evolution, and hydrological regime of the mouth area of the Shatt al-Arab River." *Water Resources*, 36(4), 380-395.

- James, M. E., and Kalluri, S. N. V. (1994). "The Pathfinder Avhrr Land Data Set - an Improved Coarse Resolution Data Set for Terrestrial Monitoring." *International Journal of Remote Sensing*, 15(17), 3347-3363.
- Jordan, C. F. (1969). "Derivation of Leaf-Area Index from Quality of Light on the Forest Floor." 663-666.
- Kavvas, L. M., Chen, R.Z.Q., M.L. Anderson, Ohara N., and Yoon J. (1999). "A Study of Water Balances over Tigris Euphrates Watershed."
- Kay, P. A., and Johnson, D. L. (1981). "Estimation of Tigris-Euphrates Streamflow from Regional Paleoenvironmental Proxy Data." *Climatic Change*, 3(3), 251-263.
- Kent, J. T., and Mardia, K. V. (1988). "Spatial classification using fuzzy membership models." *Pattern Analysis and Machine Intelligence, IEEE Transactions on*, 10(5), 659-671.
- Kibaroglu, A. (2002). *Building a Regime for the Waters of the Euphrates-Tigris River Basin*, Kluwer Law International, Hague.
- Kibaroglu, A. (2004). "Water for Sustainable Development in the Euphrates-Tigris River Basin." the 2nd Asia Pacific Association of Hydrology and Water Resources.
- Kibaroglu, A. (2004). "Water for Sustainable Development in the Euphrates-Tigris River Basin." the 2nd Asia Pacific Association of Hydrology and Water Resources.
- Kolars, J. (2000). "Defining The Political/Ecological Threshold For The Euphrates And Tigris Rivers." *Arab Studies Quarterly*.
- Kucukmehmetoglu, M., and Guldman, J. M. (2004). "International water resources allocation and conflicts: the case of the Euphrates and Tigris." *Environment and Planning A*, 36(5), 783-801.
- Lasdon, L. S., Waren, A. D., Jain, A., and Ratner, M. (1978). "Design and Testing of a Generalized Reduced Gradient Code for Nonlinear Programming." *ACM*, 34-50.
- Lemarquand, D. (1976). "Politics of International River Basin Cooperation and Management." *Natural Resources Journal*, 16(4), 883-901.
- Loukas, A., Vasiliades, L., Domenikiotis, C., and Dalezios, N. R. (2005). "Basin-wide actual evapotranspiration estimation using NOAA/AVHRR satellite data." *Physics and Chemistry of the Earth*, 30(1-3), 69-79.
-

- Loveland, T. R., Reed, B. C., Brown, J. F., Ohlen, D. O., Zhu, Z., Yang, L., and Merchant, J. W. (2000). "Development of a global land cover characteristics database and IGBP DISCover from 1 km AVHRR data." *International Journal of Remote Sensing*, 21(6), 1303-1330.
- Lowi, M. R. (1995). *Water and power: the politics of a scarce resource in the Jordan River basin*, Cambridge University Press, New York.
- Ludwig, D., Hilborn, R., and Walters, C. (1993). "Uncertainty, Resource Exploitation, and Conservation - Lessons from History." *Science*, 260(5104), 17-&.
- Major, D. J., Baret, F., and Guyot, G. (1990). "A ratio vegetation index adjusted for soil brightness." 11(5), 727 - 740.
- Mandel, R. (1992). "Sources of International River Basin Disputes." *Conflict Quarterly*, 12(4), 25-56.
- Manners, I. R., and Sagafi-Nejad, T. (1985). "Agricultural Development in Syria." *Agricultural Development in the Middle East*, P. Beaumont and K. McLachlan, eds., John Wiley and Sons, New York, 255-278.
- McGinnis, M. D. (1986). "Issue linkage and the evolution of international cooperation." *International Affairs*, 30(1), 141-170.
- McGuire, V. L. (2007). "Changes in water level and storage in the High Plains aquifer, predevelopment to 2005."
- Micklin, P., and Aladin, N. V. (2008). "Reclaiming the Aral Sea." *Scientific American*, 298(4), 64.
- Mitchell, T. D., and Jones, P. D. (2005). "An improved method of constructing a database of monthly climate observations and associated high-resolution grids." *International Journal of Climatology*, 25(6), 693-712.
- Monteith, J. L. (1965). "Evaporation and environment." *The State and Movement of Water in Living Organisms*, G. Fogg, ed., Cambridge University Press, Cambridge, UK, 205-234.
- Mumme, S. P. (1985). "State Influence in Foreign Policy-Making - Water Related Environmental Disputes Along the United-States-Mexico Border." *Western Political Quarterly*, 38(4), 620-640.
-

- Myneni, R. B., Asrar, G., Tanre, D., and Choudhury, B. J. (1992). "Remote sensing of solar radiation absorbed and reflected by vegetated land surfaces." *Geoscience and Remote Sensing, IEEE Transactions on*, 30(2), 302-314.
- Needham, J. (1971). *Civil Engineering and Nautics*, Cambridge University Press, Cambridge.
- Nielsen, T. T., and Adriansen, H. K. (2005). "Government policies and land degradation in the Middle East." *Land Degradation & Development*, 16(2), 151-161.
- Nunnally, N. R. (1969). "Integrated landscape analysis with radar imagery." *Remote Sensing of Environment*, 1(1), 1-6.
- Ormsby, J. P., Choudhury, B. J., and Owe, M. (1987). "Vegetation spatial variability and its effect on vegetation indices." Taylor & Francis, 1301 - 1306.
- Pearce, F. (2006). *When the Rivers Run Dry: Water--The Defining Crisis of the Twenty-First Century* Beacon Press Boston.
- Pearson, R. L., and Miller, L. D. "Remote mapping of standing crop biomass for estimation of the productivity of the shortgrass prairie, Pawnee National Grasslands, Colorado." *International Symposium on Remote Sensing of Environment*, 8th, Ann Arbor, Michigan, 1355-1379.
- Peel, M. C., Finlayson, B. L., and McMahon, T. A. (2007). "Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification." *Hydrol. Earth Syst. Sci. Discuss.*, 4(2), 439-473.
- Pendzich, C., Thomas, G., and Wohigent, T. (1994). "The Role of Alternative Conflict Management in Community Forestry." FAO, Rome.
- Platts Oilgram News. (2007). "Iraq's gas potential comes into spotlight; Initial focus on Akas field near Syrian border." *Platts Oilgram News*.
- Price, J. C. (1992). "Estimating vegetation amount from visible and near infrared reflectances." *Remote Sensing of Environment*, 41(1), 29-34.
- Priscoli, J. D. (1987). "Conflict resolution for water resource projects: using facilitation and mediation to write section 404 general permits." *Environmental Impact Assessment Review*, 7(4), 14.
- Radu, M. (2001). "The rise and fall of the PKK." *Orbis*, 45(1), 47-63.

- Rahaman, M. M. (2009). "Principles of Transboundary Water Resources Management and Ganges Treaties: An Analysis." *International Journal of Water Resources Development*, 25(1), 159-173.
- Richardson, A. J., and Wiegand, C. L. (1977). "Distinguishing vegetation from soil background information (by gray mapping of Landsat MSS data)." *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 43, 1541-1552.
- Rogers, P. (1992). "Economic and Institutional Issues: International River Basins: Economic, Institutional, Technological and Environmental Issues." *Country Experiences with Water Resources Management*, The World Bank, Washington D.C., 63-69.
- Rogers, P. (1993). "The Value of Cooperation in Resolving International River Basin Disputes." *Natural Resources Forum*, 17(2), 117-131.
- Rouse, J. W., Haas, R. H., Schell, J. A., and Deering, D. W. (1974). "Monitoring the vernal advancement and retrogradation (green wave effect) of natural vegetation." *Greenbelt, Maryland*.
- Scheumann, W. (1997). "Conflicts on the Euphrates: An analysis of water and non-water issues." *Water in the Middle East: Potential for conflicts and prospects for cooperation*, W. a. M. S. Scheumann, ed., Springer, Berlin, Heidelberg, New York, 113-135.
- Scheumann, W. (2003). "The Euphrates issues in Turkish-Syrian Relations." *Security and Environment in the Mediterranean*, H. G. Brauch, P. H. Liotta, et al., ed., Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, 745-760.
- Schiermeier, Q. (2008). "A long dry summer." *Nature*, 270-273.
- Sebenius, J. K. (1983). "Negotiation Arithmetic: Adding and Subtracting Issues and Parties." *International Organization*, 37(2), 281-316.
- Settle, J. J., and Drake, N. A. (1993). "Linear mixing and the estimation of ground cover proportions." *Taylor & Francis*, 1159 - 1177.
- 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." *Hydrol. Earth Syst. Sci. Discuss.*, 2(4), 1299-1327.
- Singh, A. (1989). "Review Article Digital change detection techniques using remotely-sensed data." *International Journal of Remote Sensing*, 10(6), 989 - 1003.
-

- Smith, M. O., Ustin, S. L., Adams, J. B., and Gillespie, A. R. (1990). "Vegetation in deserts: I. A regional measure of abundance from multispectral images." *Remote Sensing of Environment*, 31(1), 1-26.
- Smith, R. B., Foster, J., Kouchoukos, N., Gluhosky, P. A., Young, R., and Zhang, J. (2000). "Hydrologic Trends in the Middle East: Modeling and Remote Sensing."
- Starr, J. R. (1991). "Water wars." *Foreign Policy*(82), 17.
- Tanaka, Y., and Nakayama, M. (2006). "An Innovative Approach to Transboundary Water Disputes: Roles of the Expert Meeting on Euphrates/Tigris River Basin Management." 3rd APHW Conference, Bangkok.
- Tanaka, Y., and Sato, Y. (2003). "An institutional case study of Japanese Water Users Association: towards successful participatory irrigation management." *Paddy and Water Environment*, 1(2), 85-90.
- Tanaka, Y., and Sato, Y. (2005). "Farmers managed irrigation districts in Japan: Assessing how fairness may contribute to sustainability." *Agricultural Water Management*, 77(1-3), 196-209.
- Tekeli, S. (1990). "Turkey Seeks Reconciliation for the Water Issue Induced by the Southeastern Anatolia Project (GAP)." *Water International*, 15(4), 206 - 216.
- The Economist. (2008). "Streams of blood, or streams of peace; Rivers and conflict." *The Economist*.
- The Washington Post. (2009). "Ruling Party Short Of Sweeping Win." *The Washington Post*.
- The Washington Post. (2009). "Turkish President Visits Iraq as Bombings Kill 34." *The Washington Post*.
- Tollison, R. D., and Willett, T. D. (1979). "Economic-Theory of Mutually Advantageous Issue Linkages in International Negotiations." *International Organization*, 33(4), 425-449.
- Tucker, C. J., Townshend, J. R. G., and Goff, T. E. (1985). "African Land-Cover Classification Using Satellite Data." *Science*, 227(4685), 369-375.
- Turkish Daily News. (2006). "IRAQI OIL SHIPMENTS TO TURKEY STOPPED." *Turkish Daily News*.
- Turkish Daily News. (2008). "SYRIA ASKS FOR MORE EUPHRATES WATER." *Turkish Daily News*.
-

- Tyler, S. R. (1999). "Policy implications of natural resource conflict management." *Cultivating peace: conflict and collaboration in natural resource management*, D. Buckles, ed., International Development Research Centre, Ottawa, 263-280.
- UN Treaty Series. (1987). "Protocol on matters pertaining to economic cooperation." Syrian Arab Republic and Trukey, eds.
- UNEP. (2001). "The Mesopotamian Marshlands: Demise of an Ecosystem." *Division of Early Warning and Assessment, United Nations Environment Programme, Nairobi*.
- USDA. (2010). "About PSD Online."
- Vandewiele, G. L., and Elias, A. (1995). "Monthly water balance of ungauged catchments obtained by geographical regionalization." *Journal of Hydrology*, 170(1-4), 277-291.
- Wallace, W. (1976). "Issue Linkage among Atlantic Governments." *International Affairs*, 52(2), 163-179.
- Wanjura, D. F., and Hatfield, J. L. (1987). "Sensitivity of Spectral Vegetative Indices to Crop Biomass." *Transactions of the ASABE*, 30(3), 810-816.
- Waterbury, J. (1997). "Between Unilateralism and Comprehensive Accords: Modest Steps toward Cooperation in International River Basins." *International Journal of Water Resources Development*, 13(3), 279 - 290.
- Weiss, H. (1978). "Early irrigation agriculture." *Science*, 1978(200), 1377-1378.
- Wolf, A. T. (1997). "International Water Conflict Resolution: Lessons from Comparative Analysis." *International Journal of Water Resources Development*, 13(3), 333 - 366.
- Wolf, A. T., and Newton, J. T. (2008). "Case Studies of Transboundary Dispute Resolution." *Managing and Transforming Water Conflicts*, J. D. Priscoli and A. T. Wolf, eds., Cambridge University Press, Cambridge.
- Wolf, A. T., Yoffe, S. B., and Giordano, M. (2003). "International waters: identifying basins at risk." *Water Policy*, 5(1), 29-60.
- World Water Assessment Programme. (2009). *The United Nations World Water Development Report 3: Water in a Changing World*, UNESCO, Paris.
- Xu, C. Y., and Singh, V. P. (2002). "Cross comparison of empirical equations for calculating potential evapotranspiration with data from Switzerland." *Water Resources Management*, 16(3), 197-219.

- Yavuz, M. H. (2001). "Five stages of the construction of Kurdish nationalism in Turkey." *Nationalism and Ethnic Politics*, 7(3), 1 - 24.
- Zartman, I. W. (1992). "International Environmental Negotiation - Challenges for Analysis and Practice." *Negotiation Journal-on the Process of Dispute Settlement*, 8(2), 113-123.
- Zawahri, N. A. (2006). "Stabilising Iraq's water supply: what the Euphrates and Tigris rivers can learn from the Indus." *Third World Quarterly*, 27(6), 1041-1058.
- ロバーツ, J. M. (2002). 「歴史の始まり」と古代文明, 眞. 東 and 正. 青柳, translator, 創元社, 東京.
- 中山幹康. (1996). "インダス川協定の交渉過程における世界銀行の役割に関する考察." *水文・水資源学会誌*, 9(1), 77-87.
- 中山幹康. (1998). "メコン川流域国による新協定の交渉過程における国連開発計画の役割に関する考察." *水文・水資源学会誌*, 11(7), 128-140.
- 中山幹康. (2005). "ユーフラテス・ティグリス川流域における流域国間の協調と援助国の役割- 専門家会合による検討より -." (独) 科学技術振興機構・戦略的創造研究推進事業 (CREST) 「水の循環系モデリングと利用システム」人口急増地域の持続的な流域水政策シナリオ2005年研究成果概要集.
- 中山幹康. (2007). "国際流域での水の分配をめぐる係争と協調." *地学雑誌*, 116(1), 43-51.
- 田中幸夫, 中山幹康. (2010). "ティグリス・ユーフラテス川を巡る国家間紛争とその解決の可能性 -国際河川紛争解決要件に関する一考察." *水文・水資源学会誌*, 23(2), 144-156.
- 登坂博. (2006). *地圏水循環の数理*, 東京大学出版会, 東京.
- 日本リモートセンシング研究会. (2000). *リモートセンシング通論*, 日本リモートセンシング研究会, 東京.
- 鈴木弘明. (1986). *エジプト近代灌漑史研究*, アジア経済研究所, 東京.

謝辞

本論文の執筆に際しては、数多くの方々のお世話になりました。

主査の塩沢昌教授には、私が学部 4 年で農地環境工学研究室に配属されてから今日に至るまで、足かけ 10 年間にわたりお世話になりました。私が博士課程に入り先生の指導学生となり、イラク研究という途方もないテーマを持ち込んだ時も、「君が覚悟を持って選んだテーマなら」と嫌な顔一つせず、分析方法に関する議論に延々とお付き合い下さったことは今でも忘れられません。このような直接的な指導、そして研究室ゼミ等による間接的指導を通して、「現場で起きている現象をあらゆる方向から論理的に考察する」という先生の研究姿勢を存分に学ばせていただきました。ここに改めて感謝申し上げます。

副査をお引き受け下さった宮崎毅教授には、専門分野に関する指摘だけでなく、論文の論旨展開方法についても多くの指摘を頂きました。同じく副査をお引き受け下さった久保成隆教授には流域の蒸発散および水収支について有用な指摘を数多く頂きました。同じく副査をお引き受け下さった中山幹康教授には、ティグリス・ユーフラテス川研究プロジェクトにお誘いいただき、そして国際河川研究に関する豊富なご経験から貴重なご意見、ご指導を賜りました。同じく副査をお引き受け下さった沖大幹教授には、長年の水文学研究をされてきた立場から厳しくも本質的なご指摘を頂いたのみならず、「水の知」(サントリー) 総括寄付講座および東大水フォーラムでの活動を通して、あるべき研究者の姿を徹底的に学ばせていただきました。ご多忙の中ご指導いただいた以上の先生方に心より感謝申し上げます。

農地環境工学研究室の名誉教授であり、私の学部・修士時代の指導教官でもある佐藤洋平教授には、本論文の原点とも言える「限りある水資源の公正かつ効率的な利用」という命題についてご指導賜りました。先生との議論は時に哲学的ですらあり、若き日の私は先生の背中を夢中で追いかけてながら、研究者としての基礎体力を養っていったように思います。

IBM オーストリアの Kazimierz A. Salewicz 博士ならびにバグダッド大学の Moughdad H. Ali 教授には、ティグリス・ユーフラテス川流域研究を共に進める中で貴重な助言、そして温かい励ましの言葉を頂きました。

「水の知」(サントリー) 総括寄付講座の横尾善之特任准教授(現福島大学准教授), 村上道夫特任助教, 中村晋一郎特任助教には, 良き同僚そして良きライバルとして, 共に仕事をする中で多くの知見と刺激を頂きました。同講座の坂田加奈子さんには, 事務的な支援を通していつも心の安らぎを頂いていました。そして, 同講座に参加されているサントリーホールディングス株式会社の方々には, 「水の知」の活動に取り組んでいく中で, 水の大切さ, そして私自身の研究の意義について考える機会を恵んで頂きました。

農地環境工学研究室の吉田修一郎准教授, 西田和弘助教, そして学生の皆さんには, 度重なる私の研究進捗報告と論文発表練習に根気強くお付き合い頂きました。あの場での皆さんのご指摘, ご助言なくして本論文の完成は成し得ませんでした。また, 同研究室の中野恵子さんと吉本峰子さんには事務面でのご支援を通じて研究に集中する環境をご提供頂きました。ここに厚く御礼申し上げます。

そして地元関西よりいつも温かく私を見守ってくれた父と母へ, 生まれてから今日までの全てに感謝します。最後に, 雨の日も晴れの日も陰に陽に私を支え励まし続けてくれた妻杏奈と娘桜子に心から感謝の意を表します。君たちがいたから, 僕は頑張ることができました。そしてこれからも頑張ります。

2011年5月吉日

