

2007年度 修 士 論 文

多時期衛星画像を用いた放牧活動の植生に対する影響の  
推定手法に関する研究と放牧活動地図作成への応用

Developing Method for Estimation of Affection by Grazing Activities  
against Vegetation with Multi-Temporal Satellite Images  
and Application for Mapping Grazing Activities

宮崎 浩之  
Miyazaki, Hiroyuki

東京大学大学院 新領域創成科学研究科  
社会文化環境学専攻

# 目次

第1章	はじめに	1
1.1	青海・チベット高原地域における地域社会の現状	1
1.1.1	過放牧による土地劣化の進行とその影響	1
1.1.2	自然と社会の相互作用を考慮した保全計画の策定	1
1.2	高原地域における相互作用のモニタリングとその課題	2
1.2.1	詳細な放牧活動の監視	2
1.2.2	季節変動の監視	3
1.2.3	継続的なモニタリングの不在	4
1.3	放牧活動モニタリングにおける地球観測衛星利用の意義	4
1.4	本研究の目的	5
1.5	本研究の独自性	5
1.6	本論文の構成	6
第2章	研究対象地域	7
2.1	地域概要	7
2.2	昨今の問題と課題	7
第3章	多時期衛星画像による放牧活動影響度の推定	11
3.1	放牧活動による植生への影響と観測方法	11
3.2	時系列衛星画像を用いた植生変動の観測	11
3.2.1	衛星およびセンサの選択	11
3.2.2	植生指標による植生被覆の観測	12
3.3	自然条件による植生変動モデルの推定	12
3.4	データ処理と結果	14
3.4.1	解析対象地域	14
3.4.2	本研究で用いる観測データ	16
3.4.3	非放牧地の選出	16
3.4.4	自然条件による植生変動モデルの推定	18
3.4.5	放牧影響度の推定	20
3.5	放牧影響度の検証	21
3.6	考察	23

3.6.1	放牧活動の長期的影響と季節変動の周期性 . . . . .	23
3.6.2	放牧活動の移動に伴う地理的変動の考慮 . . . . .	25
第 4 章	放牧影響度を用いた放牧地図の作成	26
4.1	K-Means 法によるデータ分類 . . . . .	26
4.2	分類の解釈と考察 . . . . .	29
第 5 章	おわりに	32
5.1	まとめ . . . . .	32
5.2	今後の展望 . . . . .	32
参考文献		37
付録:放牧影響度の計算結果		38
謝辞		49

# 目 次

1.1	季節別放牧地利用図(1983年)	3
2.1	青海・チベット高原と三江源自然保護区の位置	8
2.2	三江源自然保護区の産業別生産額割合	8
2.3	青海省馬多県における家畜数の変遷(1949~2002年)	9
2.4	牧畜民に飼育されているヤクの群れ	9
2.5	三江源生態保全区の区分	10
3.1	MOD13Q1 プロダクト(2000/5/25)の比較	13
3.2	放牧影響値の計算手順	14
3.3	解析対象地域の位置	15
3.4	選定した非放牧地の位置	17
3.5	柵で保全された保全地	18
3.6	保全地の南側の山地	18
3.7	非放牧地における EVI の変動 その 1	19
3.8	非放牧地における EVI の変動 その 2	20
3.9	放牧地と劣化した土地の位置	21
3.10	劣化した土地(21,22)	22
3.11	冬季放牧地(23)	22
3.12	夏季放牧地(24,25)	22
3.13	劣化した土地(26)	22
3.14	検証地点における放牧影響度の変動	23
3.15	放牧影響度の差(地点 21-地点 23)	24
3.16	放牧影響度の差(地点 21-地点 25)	24
3.17	放牧影響度の差(地点 25-地点 23)	24
4.1	K-Means 法によるデータ分類の結果地図	27
4.2	K-Means 法による分類結果の各クラスター中心値	28
4.3	クラスター中心値に対する階層的データ分類結果	30
4.4	中心値の差(クラスター 5-3)	30
4.5	中心値の差(クラスター 6-4)	30

## 表 目 次

3.1	代表的な地球観測衛星の諸元 . . . . .	13
3.2	本研究で用いるデータセット . . . . .	15
3.3	非放牧地の地形特性 . . . . .	16
3.4	非放牧地における回帰分析結果 . . . . .	18
4.1	非放牧地、劣化した土地、放牧地が属するクラスター . . . . .	26
4.2	クラスター間の相関係数 . . . . .	29

# 第1章 はじめに

## 1.1 青海・チベット高原地域における地域社会の現状

### 1.1.1 過放牧による土地劣化の進行とその影響

中国西部の青海・チベット高原は、寒冷気候、低酸素のもとで、その自然生態系は脆弱であるが、そこで生活する人々は、数百年にわたり、その土地の生産力を遊牧を通じて享受してきた。しかしながら、1990 年台初頭から、過放牧を主な要因とした放牧地における土地生産力の劣化が顕著に現れている。Qian et al. (2006) によれば、黄河源流域では、1986 年から 2000 年の 15 年間で放牧に使われる草地は最大で 24.36%において劣化が確認され、17.11%砂漠化が進行しているという。

この土地劣化の進行が深刻な社会的影響に発展している。高原の東部にあたる共和国では、悪化し続ける土地劣化によって、土地生産力を失い、住み慣れた土地を離れて、彷徨っているという (Eckholm, 2000)。これは、まさに環境難民 (Myers, 2002) の様相を呈している。

青海・チベット高原地域は、地球規模での炭素固定効果があるとされており、この地域の生態系劣化は、気候変動に多大な影響を与えると予測されている (Genxu et al., 2002; 唐, 2005)。さらに、当地域は、貴重な自然が今も残ると同時に、深刻な危機にさらされていることを理由として、WWF によってグローバル 200 に指定されている (WWF ジャパン, 2007)。そのため、当地域は、地球環境保全の上でも、緊急性の高い地域である。

また、青海・チベット高原地域は、アジアの三大河である黄河、長江、メコン川の源流域である。源流域における生態系の悪化は、下流域に深刻な影響を与えている Feng et al. (2005)。当地域の生態系保全は、広大な面積と居住人口を持つ下流域にとっても、緊急性の高い問題である。

以上に示したように、青海・チベット高原地域の生態系保全は、自然環境、社会経済的側面から緊急性を有しているだけでなく、当地域のほかに広範にわたる影響が予想されることから、早急に取り組むべき課題である。

### 1.1.2 自然と社会の相互作用を考慮した保全計画の策定

青海・チベット高原地域では、人々は放牧を通して、放牧地の植生から生産力を享受するという直接的な関係がある。そのため、生態系の劣化を改善するといっても、単に放牧を禁止したり減らしたりするだけでは、牧畜を生業とする人々の社会・経済的地位を貶める結果になる。

このような地域において、過放牧による土地劣化を改善し、持続的な経済・社会発展を遂げるには、環境、経済、社会的要素を統合するプログラム、政策、アプローチを開発し、推進する必要がある（環境省, 2003, p.34）。すなわち、人々の生産活動による生態系の利用を前提とした生態系保全計画の策定が必要である。

生態系保全計画は、自然の相互作用のプロセスがもたらす社会的価値の利用において、制限を課すものである。つまり、環境保全計画とは、その相互作用に基づいた土地の適性に着目して、計画的な利用を目指すものである（McHarg, 1995）。高原地域では、人間に社会的価値をもたらす植生と、それを消費する家畜の相互作用で構成される生態系が成り立つ。人間と自然が直接に向かい合う高原地域では、この生態系と其中的相互作用を意識することは特に重要である。

## 1.2 高原地域における相互作用のモニタリングとその課題

Redman et al. (2004) は、生態系と社会を関連付ける相互作用として、土地利用意思決定、土地被覆・生態多様性変化、生産システム、消費パターン、廃棄処理ネットワークに着目すべきとしている。すなわち、生態系と社会の相互作用を考慮した保全計画の策定のためには、これらの振る舞いをモニタリングすることが第一に必要なことである。

高原地域においては、これらのうち、土地利用意思決定は、放牧活動が、いつ、どの放牧地を利用するかという意味に表れる振る舞いである。すなわち、高原地域における相互作用のモニタリングでは、放牧活動のモニタリングが、重要な位置づけとなる。

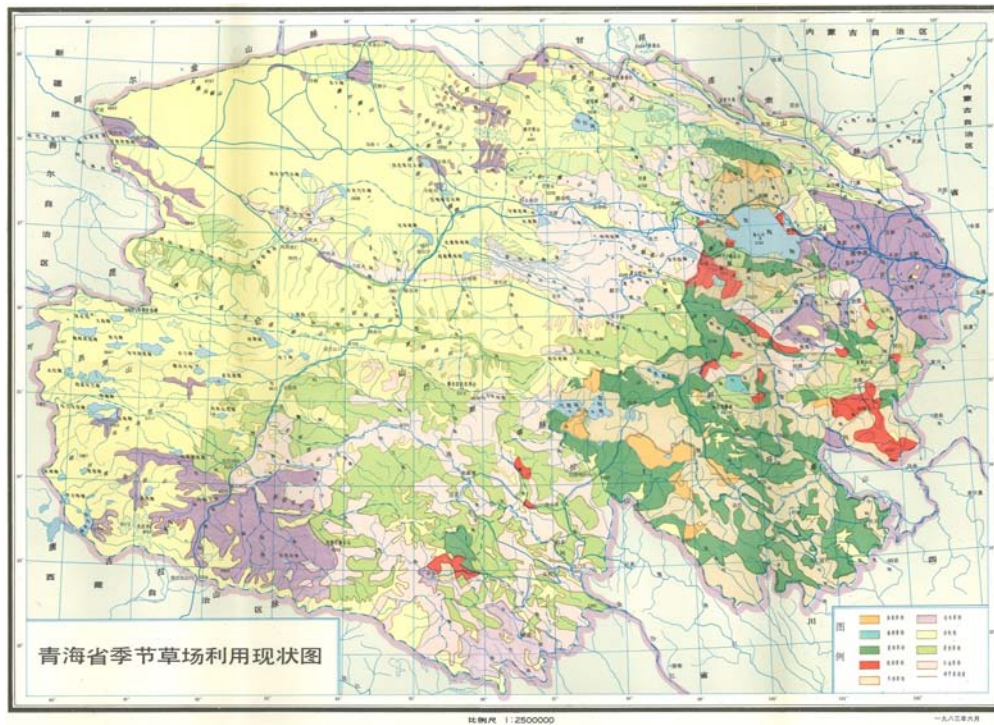
高原地域では、統計調査をはじめとした方法により、放牧活動のモニタリングがなされてきたが、それらは、これから述べるような観点から相互作用を考慮するうえで不十分であると考えられる。

### 1.2.1 詳細な放牧活動の監視

高原地域は、広大な草原のみが広がっているような印象があるが、実際には山岳が多く、放牧に利用できる土地の面積は限られている。地形条件に基づく試算によれば、高原の中央部にある青海省馬多県では、放牧に利用可能な土地は行政面積の約 60%である（宮崎・巖, 2006）。また、高原地域は源流域であるために、利用可能な水源の数は少なく、広くは行き渡っていない。したがって、家畜も牧畜民も水を必要とすることから、放牧活動は限られた水源に集中する傾向があると思われる。生態系と社会の相互作用を見るためには、これらの地理的特性の詳細さに対応するほどの詳細なデータを見る必要がある。

Wang et al. (2001) は、統計データに基づいて、夏季と冬季の放牧地における放牧圧（実際の家畜数 / 許容可能家畜数で表される放牧の影響度）をそれぞれ評価し、冬草場における放牧圧が特に高いことを示した。この成果は、保全計画を策定する上で、冬草場に特に注意すべきであることを明らかにした点で意義があると思われる。しかし、統計データを利用したこと

## 1.2. 高原地域における相互作用のモニタリングとその課題



青海省草原局 (1986) より引用

図 1.1 季節別放牧地利用図 (1983 年)

より、集計単位内では、夏季・冬季の放牧地割合、家畜容量が均質であるという仮定が伴う。本研究が着目する相互作用を議論するうえでは、このような均質性の仮定は、高原地域特有の地理的特性の詳細さに対応しきれないと考えられる。

### 1.2.2 季節変動の監視

青海・チベット高原地域では、1年間を2時期に分けて、各時期で利用する放牧地を変えている。このことは、放牧地とされる地区では、放牧による影響に非線形的な時系列変化が伴うことを意味する。すなわち、高原地域では生態系と社会の相互作用を監視する上で、1年未満を単位とした変化に配慮しなければならない。

高原地域の大部分を占める中国青海省では、1983年に南部の高原地域を対象とした大規模な放牧に関する調査を実施した(青海省草原局, 1986)。その成果のひとつとして、季節別の放牧地利用地図が挙げられる(図 1.1)。この季節別放牧地図は、放牧活動の季節変動をまとめた意義ある成果であるが、1983以来、更新されたことがない。地図の基準年から24年後にあたる2007年に、現地にて、その地図の整合性を確認したところ、実際の放牧地利用の季節と一致しない点があることを確認した。

このような季節別の放牧地利用地図が更新されない理由として、調査対象地域が広大である



ことが挙げられる。青海省は72万 km<sup>2</sup> にもなり、その半分以上の地区で、牧畜業を生業としている人々が散在している。そこに居住する放牧世帯すべてを対象に調査することは、莫大なコストと時間がかかる作業である。その後に同様の調査が実施されることはなく、放牧に関する調査は、以降の県(省を構成する行政単位)を集計単位とした統計に見られる、草場面積、家畜頭数、牧畜製品生産量、牧畜業生産額のみとなった。そのため、現時点では、放牧活動の季節変動のモニタリングをまとめたデータは更新されていない。

#### 1.2.3 継続的なモニタリングの不在

計画を策定する際には、最新のデータも導入することが望ましいことはいまでもない。さらに、相互作用の表れとして、土地被覆・生態多様性変化を観測するためには、手法が一貫し、品質が継続されるデータ更新が必要である。しかしながら、青海・チベット高原地域の放牧活動モニタリングに関しては、そのような条件を満たすデータ整備が不在である。

前節で述べたように、1983年以降に青海省草原局(1986)に準ずる放牧活動の調査を実施されることはなく、放牧活動のモニタリングの手段は統計データのみとなった。さらにその後、1994年にはそれまでにあった草場面積の項目が統計年鑑から廃止され、2001年には家畜頭数と牧畜製品生産量の項目が廃止された。その結果、放牧活動に関するデータは、牧畜業生産額のみとなったため、統計データでさえ、放牧活動のモニタリングが難しいものとなった。

以上のような経過から、現在、放牧活動の実態を表すデータは過去の季節別放牧地図と統計データのみで、今後、更新されることは期待できない。そのため、自然と社会の相互作用を考慮した保全計画を策定するには、従来の方法に代わる継続性が保障されたモニタリング方法を考案し、導入する必要がある。

### 1.3 放牧活動モニタリングにおける地球観測衛星利用の意義

以上に述べた生態系と社会の相互作用を考慮した保全計画の策定における課題を踏まえて、本研究は放牧活動のモニタリングにおいて、地球観測衛星を用いたリモートセンシングの利用に着目する。リモートセンシングは、地球観測衛星から遠隔地の地表面を観測することを可能にするため、高原環境という過酷な地域における調査を容易にするものである。したがって、高原地域における放牧活動の監視においてリモートセンシングを活用することは、モニタリングの継続性を保障することに貢献すると思われる。

また、相互作用に伴う変動を観測するためには、対象となる観測データが均質的である必要がある。須崎・原(2002)では、リモートセンシングの特長として、1) 広域性、2) 同時性、3) 同質性、4) 高頻度性の4点が挙げている。1)、2)、3)の特長は広大な高原地域を調査する際に、データ品質の均質化をはかるうえで、大変有用な特長である。さらに、4)は観測の時間分解能の高精度化を促し、統計などの従来の調査方法では、実現が困難であった季節変動の観測が可能となる。

#### 1.4. 本研究の目的

---

以上より、自然と社会の相互作用を考慮した保全計画の策定に必要な放牧活動モニタリングに際し、地球観測衛星を利用することは、実現性、継続性の観点から、大変有効であると考えられる。

### 1.4 本研究の目的

以上の背景と検討をふまえて、本研究は、放牧活動によって植生被覆が減少する点に着目し、植生被覆に対する放牧活動の影響を推定することで、放牧活動の有無および強度を観測する方法を検討する。さらに、多時期衛星画像を用いることにより、放牧活動の地理的分布と季節変動を明らかにする。すなわち、本研究の目的は、青海・チベット高原を対象として、多時期衛星画像を用いた放牧活動の植生に対する影響の推定手法を開発することとする。また、その応用として、放牧活動地図の作成方法について検討し、対象地域である青海省馬多県に適用する。

### 1.5 本研究の独自性

草原生態系における過放牧の問題を背景とした衛星画像を用いた研究事例には中国内蒙古自治区のホルチン砂地を対象とした Kawamura et al. (2005)、Miyasaka and Yan (2007) などがある。Kawamura et al. (2005) は、MODIS 衛星画像から得られた植生指標と GPS 追跡データを用いることで、放牧強度による放牧地の植生への影響を示した。また、Miyasaka and Yan (2007) は、衛星画像から読み取られる砂漠化の進行と統計データを統合することで、村落の自然的・社会的構造を明らかにした。また、Geerken and Ilaiwi (2004) はシリアのステップ地方を対象として、NOAA/AVHRR 画像から、放牧活動による放牧地への影響を検出し、IRS-1C PAN 画像で検出した放牧民のテントと関連付け、放牧活動の影響の分布を明らかにした。

いずれの研究事例においても、放牧モニタリングにおける地球観測衛星の利用意義を示した。しかし、高原地域の放牧モニタリングに衛星画像を用いた事例は多くはない。本研究は、標高 4000m 超の現地調査困難地域を対象としており、これまでに取り組まれた研究事例は少ないため、学術的新規性は高いと思われる。特に高原地域における現象は、世界のほかの草原生態系とは自然条件が大きく異なるため、本研究から得られる洞察は、草原生態系研究における新たな切り口となることが期待される。

高原地域の放牧モニタリングに衛星画像を用いた事例としては、Wang et al. (2001)、Liu et al. (2004) などがあるが、いずれも長期の放牧活動の影響に着目する 2 時期のみの比較に基づく分析であり、本研究が着目する季節変動のモニタリングを対象としていない。本研究は、地球観測衛星による高頻度性に着目し、放牧活動の影響を 1 年未満の時間分解能で観測することを目標としている。本研究によって、その可能性を提示することは、自然と社会の相互作用を詳細に、具体的にするためには効果的であると思われる。

また、本研究は日本国内で取り組む遠隔地研究であるため、現地研究機関に比べて、データ資源へのアクセシビリティが低い。しかしながら、リモートセンシングによる手法を導入する

ことで、遠隔地研究の方法を提示し、従来に取り組みられた現地調査に基づく研究とは、異なる観点から洞察を得られると思われる。

## 1.6 本論文の構成

本論文は次のように構成されている。第2章では、世界でも稀な環境である青海・チベット高原の概要と特徴について述べる。第3章のうち、3.1～3.3節では、多時期衛星画像を用いて放牧影響度を推定する方法について述べる。3.4節、3.5節では、青海省馬多県に適用した結果を報告する。第4章では第3章で評価した放牧影響度に基づいて、放牧地図の作成を試みる。これは1.2.2節で述べた季節別放牧地利用図の代替を目指すものである。第5章で本研究をまとめ、今後の展望を述べ、結びとする。

## 第2章 研究対象地域

### 2.1 地域概要

青海・チベット高原は、北緯 25 ~ 39 °，東経 77 ~ 105 ° にわたる広大な地域である．このうち，本研究が関心を向けるのは，青海省南部（北緯 31 ° 39 ' ~ 36 ° 16 '，東経 89 ° 24 ' ~ 102 ° 23 '）の三江源自然保護区である（図 2.1）．標高は 3450m ~ 6621m にわたり，人口は約 55,600 人，面積は 318,000km<sup>2</sup> で，青海省の 50.3% を占める（Xu et al., 2004）．その高い標高に由来する低温，低酸素は，あらゆる生物にとって過酷な環境である．そのため，中国のほかの地域に比べて地域開発が立ち遅れているため，経済を支える主産業は第一次産業である（図 2.2 の左）．気候帯は高山寒冷気候帯に分類され，温暖湿潤気候などに比べて，植物の生長条件は豊かでない．そのため，畑作，稲作などの農業が可能な地域は限られており，多くの地域では牧畜業が営まれている．当地域における生産額の割合は，牧畜業が大半を占めており（図 2.2 の右），当地域の草地資源は，社会経済に大きな影響力を持っている．

主産業の牧畜で飼育されている家畜はヤク (yaks) である（図 2.4）．ヤクは高山地帯の厳しい気候環境に適応した体高 1.5 ~ 2.0m の大型動物である．荷役用として利用されるほかに，ヤクから生産される乳や肉は高原地域に居住する人々にとって，貴重な蛋白源となっており，毛や皮はテントや衣類に利用され，糞は燃料として使用される（畜産大事典編集委員会, 1996, p.1201）．このようにヤクは高原地域の社会にとって，草地資源の生産力を利用するための媒介として，欠かせない存在である．

### 2.2 昨今の問題と課題

同地域では，最近 50 年間，特に改革解放後において，人口と家畜が急増している．地域によつては，1953 ~ 1985 年にかけて，人口は 4 倍，1949 ~ 1979 年にかけて，家畜数は 7 倍にもなっている．その結果，多くの地域で過放牧に陥り，鼠害や薬草採取による草地へのかく乱との複合的な作用によって，草地の生産力の劣化が劇的に進行し，1985 年には  $17.69 \times 10^4 \text{km}^2$  であった劣化した草地は 1994 年には  $57.47 \times 10^4 \text{km}^2$  にもなった（Yan et al., 2003）．

家畜数の変遷を見ると，そのような放牧地劣化が，牧畜を主産業とする同地域の社会・経済に深刻な影響を与えていると見られる．たとえば，青海省の馬多県では 1949 年から 1981 年までに家畜数の増加を続け，6 倍以上になっているが，1982 年以降は減少の一途をたどり，2002 年には最盛期の半分以下になっている（図 2.3）．土地劣化の進行は 1980 年代後半から顕著になっ

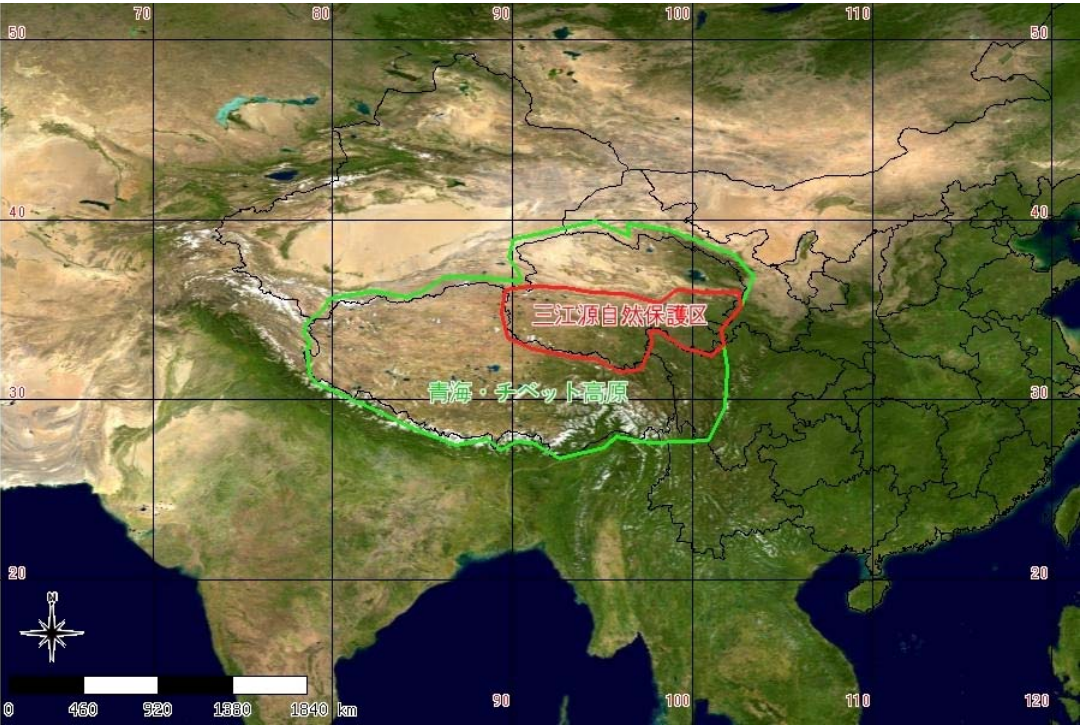


図 2.1 青海・チベット高原と三江源自然保護区の位置

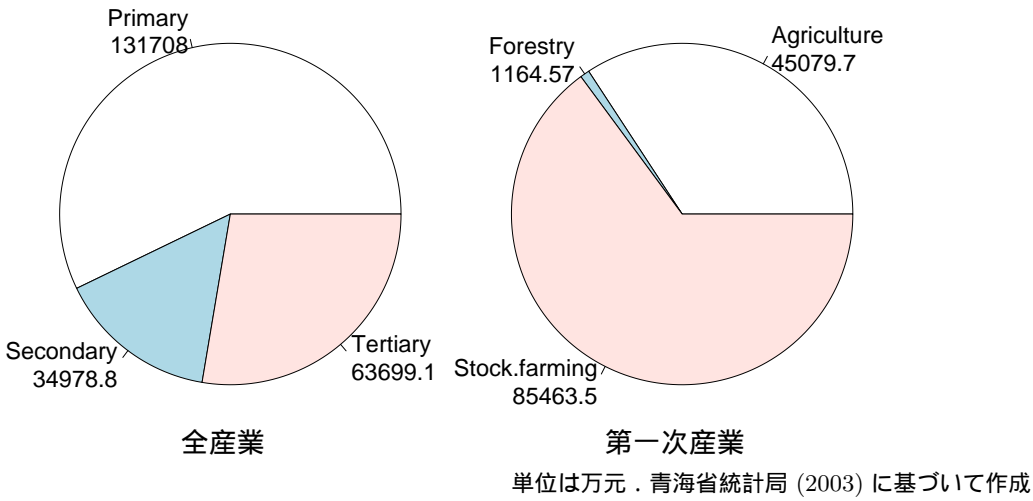
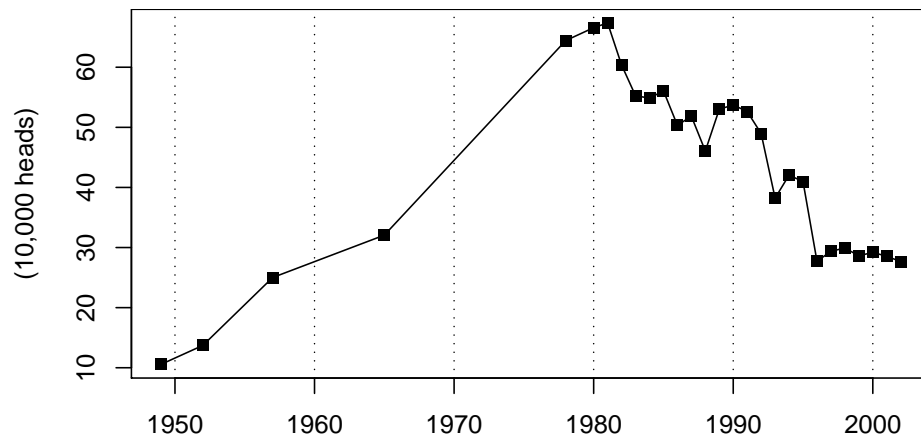


図 2.2 三江源自然保護区の産業別生産額割合

## 2.2. 昨今の問題と課題



現地行政より提供されたデータに基づいて作成

図 2.3 青海省馬多県における家畜数の変遷 (1949 ~ 2002 年)

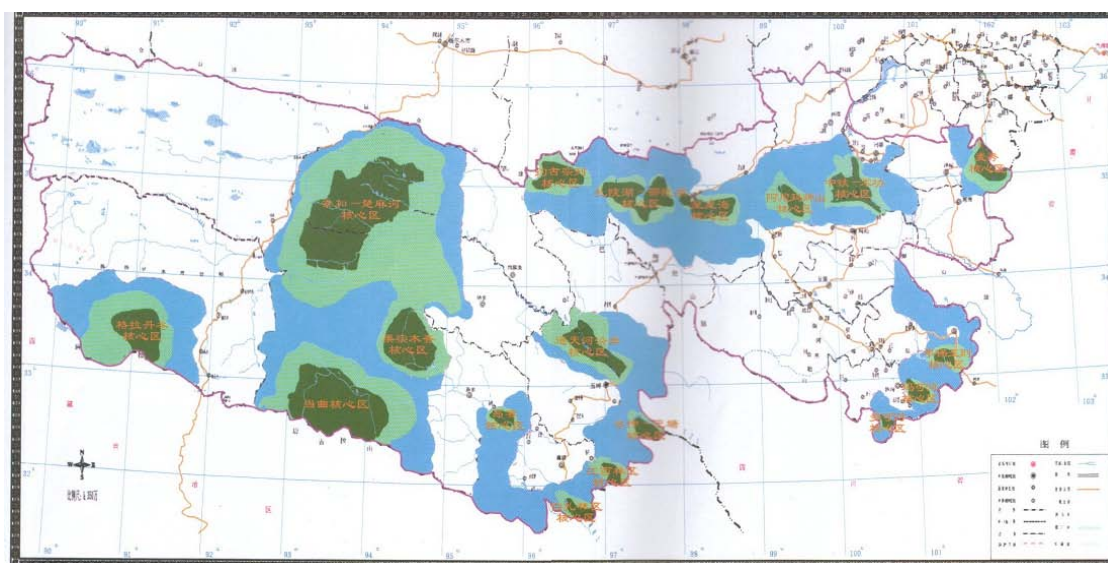


図 2.4 牧畜民に飼育されているヤクの群れ

たという報告 (Xu et al., 2004; Yan et al., 2003; Zhou et al., 2003a,b) が多数あることから、これらの社会・経済的側面の変化は放牧地劣化の進行に伴うものであると考えられる。

これらの状況を受けて、青海省は、同地域を重点的な保全地区として、三江源自然保護区に指定し、施策を模索している。これまでの成果としては、コアゾーン、バッファゾーン、遷移





深緑はコアゾーン，緑色はバッファゾーン，青色は遷移ゾーンを表す  
 青海省 (2004) より引用

図 2.5 三江源生態保全区の区分

ゾーンの制定が挙げられる (青海省, 2004) (図 2.5) . コアゾーンはバッファゾーンに囲まれ，バッファゾーンは遷移ゾーンに囲まれている．コアゾーンでは，的確に制御された研究活動以外の人間活動を排除する．バッファゾーンでは，研究，教育，観光などのコアゾーンの保全を妨げない活動のみが許容される．開発が可能なのは遷移ゾーンのみである (IUCN, 1992; Li et al., 1999) .

以上のように，同地域では地域的な生態系保全の枠組みは示されたが，青海省 (2004) に示された枠組みは，地形や植生，気候に基づく，高原生態系における静的な特性に基づくものである．放牧活動をはじめとした，従来までに議論されてきた特性に比べて動的な特性とその内部構造については言及されていない．そのことが顕著に現れている事象として，青海省 (2004) で，コアゾーンに指定されている地区において，放牧活動が確認されている点が挙げられる (著者の現地インタビューによる) . このことに見られるように，当地域の保全計画は，具体的な成果に結びついていないのが現状である．

## 第3章 多時期衛星画像による放牧活動影響度の推定

本章では、多時期衛星画像を用いて、放牧地の植生に対する放牧活動の影響を推定する方法を検討し、実在するデータに適用し、その結果を検証・考察する。用いるデータのうち、特に衛星画像に関しては、入手可能なデータについて性能を比較し、整備の状況を考慮して、採用を決定する。

### 3.1 放牧活動による植生への影響と観測方法

ある土地の植生被覆は、気候などの自然条件と放牧活動によるかく乱の複合的な影響の結果として現れる。その他の人間活動の影響も考えられるが、対象地域においては、放牧活動以外の人間活動の影響は微小であるため、本研究では考慮しない。すなわち、任意の時期において観測される植生被覆は式 3.1 のように表される。

$$OBS_t = NAT_t + GRZ_t \quad (3.1)$$

ただし  $t$  は任意の時期を示す添え字、 $OBS_t$  は時期  $t$  の観測値、 $NAT_t$  は時期  $t$  の自然条件によって決定される植生被覆、 $GRZ_t$  は時期  $t$  の放牧活動の影響を表し、放牧活動の影響によって植生被覆が劣化するとき、 $GRZ_t < 0$  である。

式 3.1 より、放牧活動の影響は式 3.2 のように表すことができる。式 3.2 で得られる  $GRZ_t$  は負方向に大きいほど、放牧活動の影響が大きいと解釈される。

$$GRZ_t = OBS_t - NAT_t \quad (3.2)$$

式 3.2 に基づいて、放牧活動の影響を観測するためには、自然条件によって決定される植生被覆を推定する必要がある。以下、3.2 節では観測値の取得方法、3.3 では自然条件によって決定される植生被覆を推定する方法を述べる。

### 3.2 時系列衛星画像を用いた植生変動の観測

#### 3.2.1 衛星およびセンサの選択

地球観測衛星はこれまでに 597 基 (RESTEC, 2007) が運用され画像データがアーカイブされている。利用者は用途に合わせて、衛星およびセンサを選ぶ必要がある。表 3.1 に研究目的で



利用が比較的容易なものを挙げた。本研究では、季節変動の監視を目標として掲げていることから、時間分解能は1ヶ月よりも高精度であることが望ましい。表3.1のうち、いずれの衛星も回帰日数が1ヶ月未満であるが、NOAA/AVHRR、Terra/MODIS以外は、すべての周期において、観測を実施しているわけではない。また、観測を実施したとしても雲を被っているために地表面が見えないことがある。その結果、NOAA/AVHRR、Terra/MODIS以外のアーカイブで利用可能なものは、季節変動を観測するには十分な時間分解能に至らず、特に夏季は雲を被りやすいので、数ヶ月にわたって地表面が全く観測できない場合がある。

一方、NOAA/AVHRR、Terra/MODISは1日あたりの観測回数が1回以上であり、1日ごとのデータがアーカイブされている。さらに、等間隔（たとえば16日）で画像データを合成することで、雲なし画像を作成する技術が多く研究・開発されている（竹内・安岡, 2004; Huete et al., 1999）。これらを利用することにより、時間分解能を1ヶ月よりも高い精度で、分析することが可能となる。

以上より、本研究では、実質的な時間分解能が1ヶ月よりも高い精度で保証されるNOAA/AVHRR、Terra/MODISのうち、空間分解能が高いTerra/MODISの観測によって得られた画像データを利用する。

### 3.2.2 植生指標による植生被覆の観測

衛星画像を用いた植生被覆の観測手法の代表的なものに、植生指標による観測がある。植生指標とは、植物に含まれる葉緑体が、赤色帯域の電磁波を吸収し、近赤外帯域の電磁波を反射する特性に基づいて算出される植生被覆の特性と相関の高い指標である。Terra/MODISに搭載されているセンサの画像から算出可能な植生指標には、NDVI (Rouse et al., 1974)、PVI (Richardson and Wiegand, 1977)、SAVI (Huete, 1988)、EVI (Liu and Huete, 1995) など、用途に合わせて多く開発されている。

このうちNDVIとEVIはTerra/MODISの観測データに基づくMOD13Q1データセット (Huete et al., 1999) がNASAによって2000/4/6～2006/12/31について整備済みである。特にEVIは土壌の効果が考慮されているため、被覆度が比較的小さい高原地域では、EVIのほうが植生の変動をより正確に観測することができる (Liu and Huete, 1995)。また、整備されているデータセットのうち、対象地域におけるNDVIとEVIの合成雲なし画像を比較すると、EVIのほうがノイズが少なく、地上の情報を鮮明に表していることが確認された (図3.1)。

以上から、本研究ではTerra/MODISによって観測されたEVIを、植生被覆の観測に用いる。

## 3.3 自然条件による植生変動モデルの推定

ケッペンの気候区分などに見られるように、植生被覆は降水量と気温によって凡そ説明することができる。つまり、放牧活動の影響が皆無の地点では、植生被覆は降水量と気温に依存す

### 3.3. 自然条件による植生変動モデルの推定

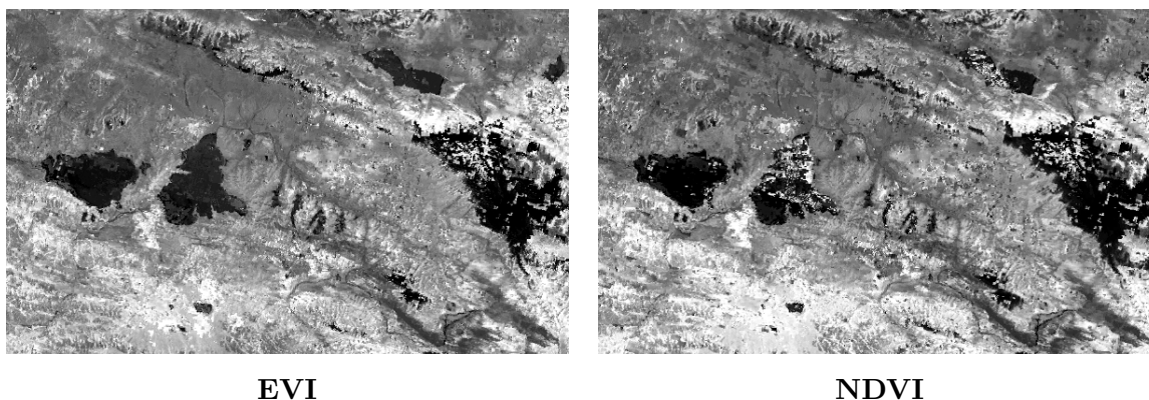


図 3.1 MOD13Q1 プロダクト (2000/5/25) の比較

表 3.1 代表的な地球観測衛星の諸元<sup>1</sup>

衛星名	センサ名	観測波長帯	空間分解能	観測幅	回帰日数	運用期間	
Landsat	MSS	可視光 近赤外	60 m	185 km	18	1 号:1972.7.23-1978.1.6 2 号:1975.1.22-1983.1.25 3 号:1978.3.5-1983.3.31	
		熱赤外	120 m				
	TM	可視光 近赤外	30 m		16	4 号:1982.7.16-1987.10.21 5 号:1984.3.1-1999.2.24	
		熱赤外	120 m				
	ETM+	可視光 近赤外	30 m		16	7 号:1999.4.15-	
		熱赤外	120 m				
		パンクロ マチック	10 m				
Terra	ASTER	可視光 近赤外	15m	60 km	16	1999.12.18-	
		短波赤外	30 m				
		熱赤外	90 m				
ALOS	AVNIR	可視光 近赤外	10 m	70 km	46	2006.1.24-	
	PRISM	パンクロ マチック	2.5 m	30,70 km			
	PALSAR	L-band	10-100 m	20-350 km			
NOAA	AVHRR	可視光	1.1 km	2700 km	1	1978.10.19-	
		近赤外					
		熱赤外					
Terra/Aqua	MODIS	可視光	250-500 m	2330 km	16 <sup>2</sup>	1999.12.18-	
		近赤外	250 m				
		赤外	1 km				
		熱赤外					

<sup>1</sup> RESTEC (2007) に基づいて作成

<sup>2</sup> ただし観測幅は大きいので、観測頻度は1日1回以上になる

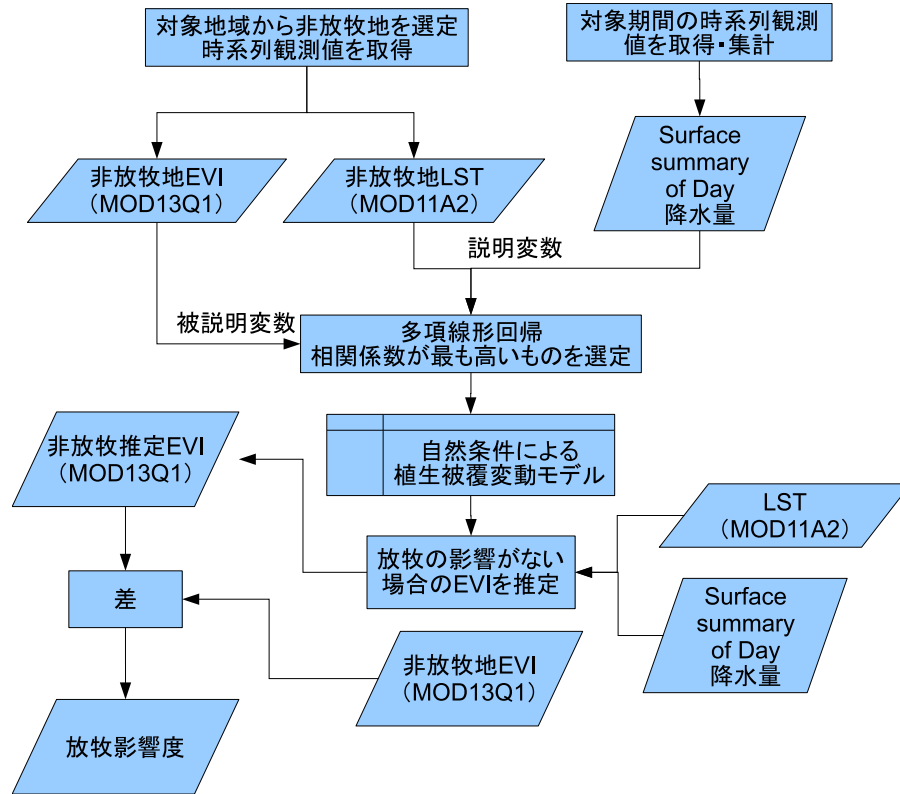


図 3.2 放牧影響値の計算手順

る．そこで本研究は，放牧活動の影響が小さい地点を対象とし，植生被覆に対して，降水量と気温を回帰させることによって，自然条件による植生被覆変動モデル(式 3.3)を推定する．

$$NAT_t = (a + b \times TEMP_t + c \times PRECIP_t)^e \quad (3.3)$$

ただし  $t$  は任意の時期を示す添え字， $NAT_t$  は放牧の影響がないと仮定した場合の時期  $t$  の植生被覆， $TEMP_t$  は時期  $t$  の気温の観測値， $PRECIP_t$  は時期  $t$  の降水量の観測値， $a, b, c$  はそれぞれ切片，気温と降水量の回帰係数を表す．

### 3.4 データ処理と結果

本節では，具体的なデータ処理とその結果について述べる．図 3.2 に解析手順を示した．

#### 3.4.1 解析対象地域

本解析では，解析対象地域を青海省馬多県黒河郷周辺（緯度  $35^{\circ}14'30'' \sim 35^{\circ}30'54''$ ，経度  $91^{\circ}36'23'' \sim 92^{\circ}9'3''$ ，南北方向 31km，東西方向 34km）とした(図 3.3)．当地域の

### 3.4. データ処理と結果

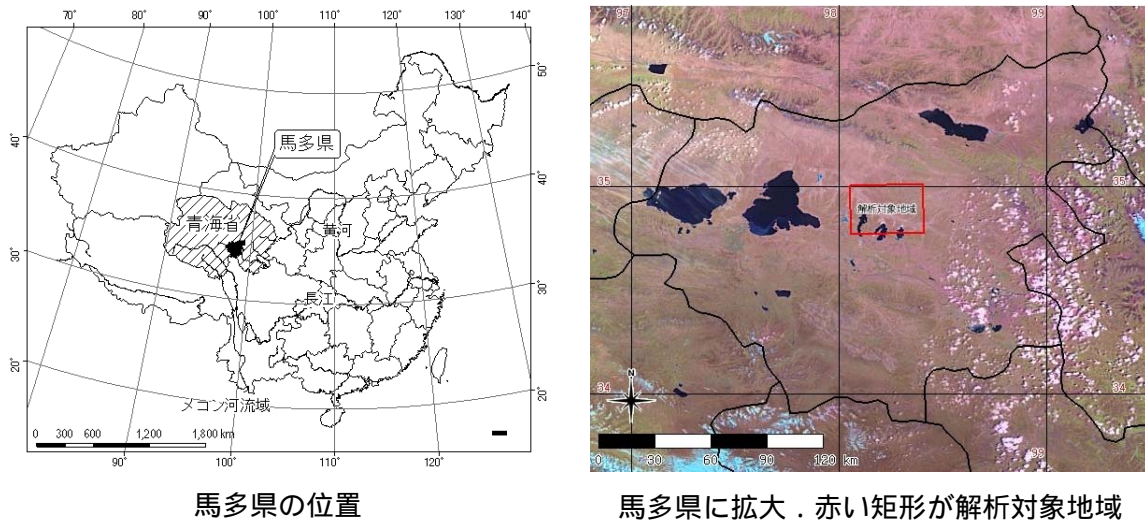


図 3.3 解析対象地域の位置

標高は約 4200～4800m であるが，標高の違いによる植生被覆への影響を除くために，解析では 4200～4300m の地域を対象とした．植生群落は高地寒冷草地に占められている．植物生長の条件は良くないため，畑作や林業を営むことはできず，生産可能な第一次産業は牧畜業のみである．当地域の人口密度は大変小さく，都市部以外では放牧民が点在するのみである．なお，2007 年 10 月の現地調査において，少なくとも 1 世帯が解析対象地域において放牧を行っていることを確認している．

当地域の東西にわたる河川は，馬多県西部の Eling 湖より伸びる河川で，長江の源流であり，近隣地区では唯一の水源である．また，当地域は平原と山地で構成されており，それぞれの地形で植生群落に大きな差が現れていることが Landsat のフォルスカラーコンポジット画像からも確認できる (図 3.4) ．

表 3.2 本研究で用いるデータセット

観測項目	データセット名	空間分解能	時間分解能	配布機関
植生指標 (EVI)	MOD13Q1	250m	16 日	USGS
地表面温度	MOD11A2	1km	8 日	USGS
降水量	Surface Summary of Day	観測所 <sup>1</sup>	1 日 <sup>2</sup>	NOAA

<sup>1</sup> 位置は北緯 34.917 °、東経 98.217 °である。

<sup>2</sup> MOD13Q1 の合成期間に対応するように 16 日間合計に集約した。

## 3.4.2 本研究で用いる観測データ

本研究では植生指標データに USGS より配布されている MOD13Q1 の EVI (Huete et al., 1999) を用いる。このデータセットは各ピクセルについて、16 日間の最大値を適用することで合成されたデータセットであり、ほぼすべての期間において雲が除外されている。

気温については、地表面温度を代替することにし、MODIS 観測から得られた MOD11A2 (Wan, 2006) を用いる。このデータセットは MOD13Q1 と同様に 8 日間の最大値を合成されたデータセットである。合成の期間は MOD13Q1 とは異なるため、MOD13Q1 の各期間の始めに一致するようにデータセットを選定した。

降水量については、詳細な地理データは整備されていないので、地上観測所の記録を用いる。WMO によって世界中の観測所の記録がまとめられた Surface summary of day のうち、Madoi 観測所の降水量データを用いる。このデータセットは日別に収録されているため、MOD13Q1 の期間に一致するように 16 日間の合計値を集計する。

対象期間は 2000 年 4 月 6 日～2006 年 12 月 31 日の 155 時期とし、いずれのデータセットについても対象期間について整備し、解析に用いた。

## 3.4.3 非放牧地の選出

自然条件による植生被覆変動モデルを推定するために、放牧の影響が小さい土地（以降、非放牧地と呼ぶ）を選定する。選定の方法は 1) 現地における調査、2) Landsat 衛星画像と地形データより判読、の 2 つの方法による。

## 現地における調査

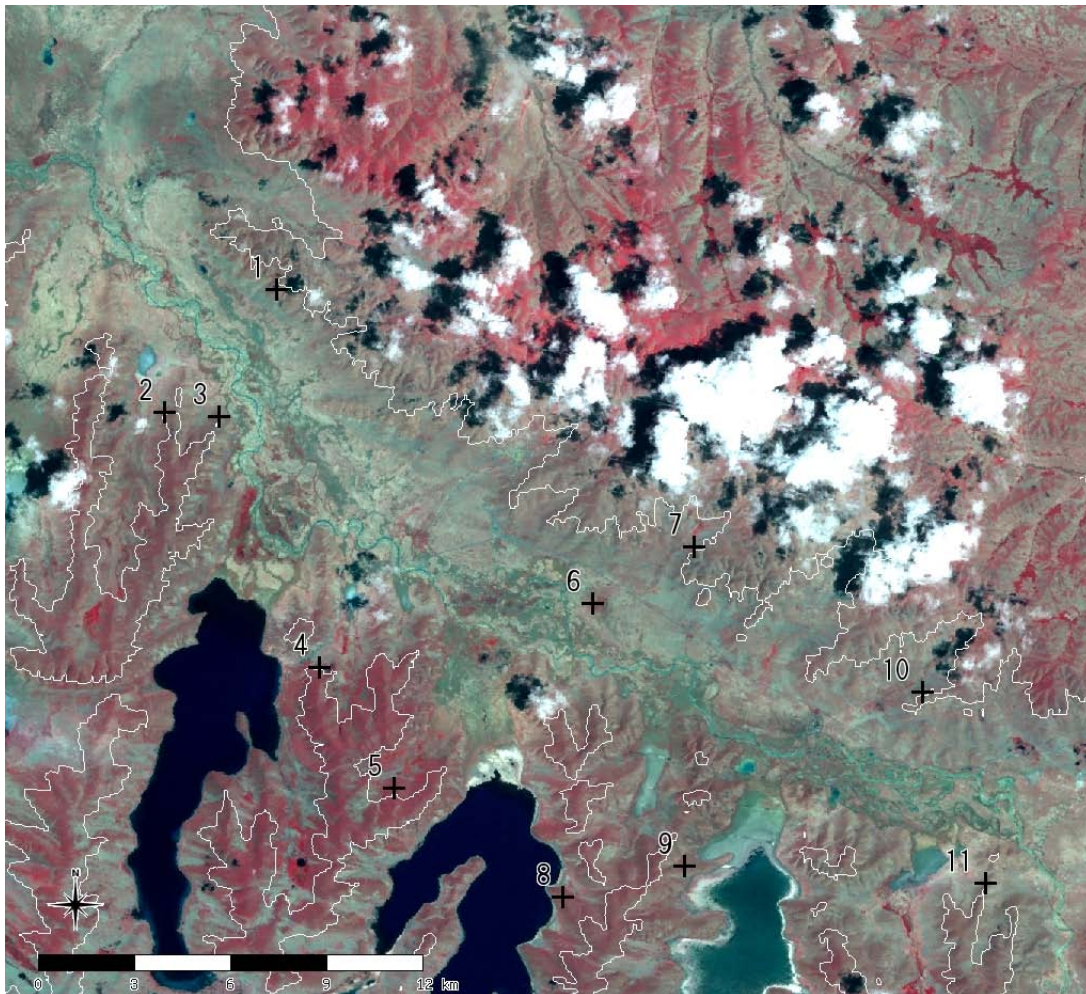
2007 年 10 月 5 日に解析対象地域における現地調査を実施した。このとき、この地域で放牧を行う牧畜民と現地行政職員に放牧地と保全地を案内してもらい、GPS 端末 (Garmin 社製 eTrex) で位置を記録した。このうち保全地を非放牧地として選定する。

表 3.3 非放牧地の地形特性

地点	標高 (m)	傾斜 (度)	傾斜方位 (N=0)
1	4288	4	208
2	4276	13	114
3	4263	7	50
4	4282	13	79
5	4272	8	113
6	4217	2	193
7	4284	10	116
8	4254	7	79
9	4243	2	79
10	4284	7	120
11	4271	8	105



### 3.4. データ処理と結果



背景画像は 2004/07/23 撮影の Landsat フォルスカラーコンポジット画像．白線は 4300m 等高線を表す．

図 3.4 選定した非放牧地の位置

#### 地形データと Landsat 画像より判読

Landsat フォルスカラーコンポジット画像では，非放牧地が放牧地に比べて赤みが強くなっており，その違いが判読できることを利用して，非放牧地を選定した．また，Ganskopp et al. (2000) では傾斜が放牧されている家畜の行動に影響を与えており，傾斜が大きい地点では家畜の通過が少ない傾向にあることが示されている．そこで，SRTM-3 地形データ (Rabus et al., 2003) を参照し，傾斜が大きい地点は放牧の影響が少ない傾向も考慮して，非放牧地を選定した．

以上，2 つの方法により選定した非放牧地の位置と地形特性を図 3.4 と表 3.3 に示す．これらのうち，6 が現地調査で確認した保全地で，柵によって放牧活動から保全されている (図 3.5)．また，6 の南側にある 8 と 9 は現地行政職員によれば，放牧に使われていない土地であると証言されたことから非放牧地に選定した (図 3.6)．そのほかは地形データと Landsat 画像より判



図 3.5 柵で保全された保全地



図 3.6 保全地の南側の山地

読した地点である。

図 3.7, 3.8 に各非放牧地の MOD13Q1 の時系列プロファイルを示す。比較のために劣化した土地と夏季放牧地の時系列プロファイルも付記した。いずれの非放牧地についても、ほぼすべての時期について劣化した土地と夏季放牧地よりも EVI が高いことから、これらを非放牧地とみなすのは適切であるといえる。

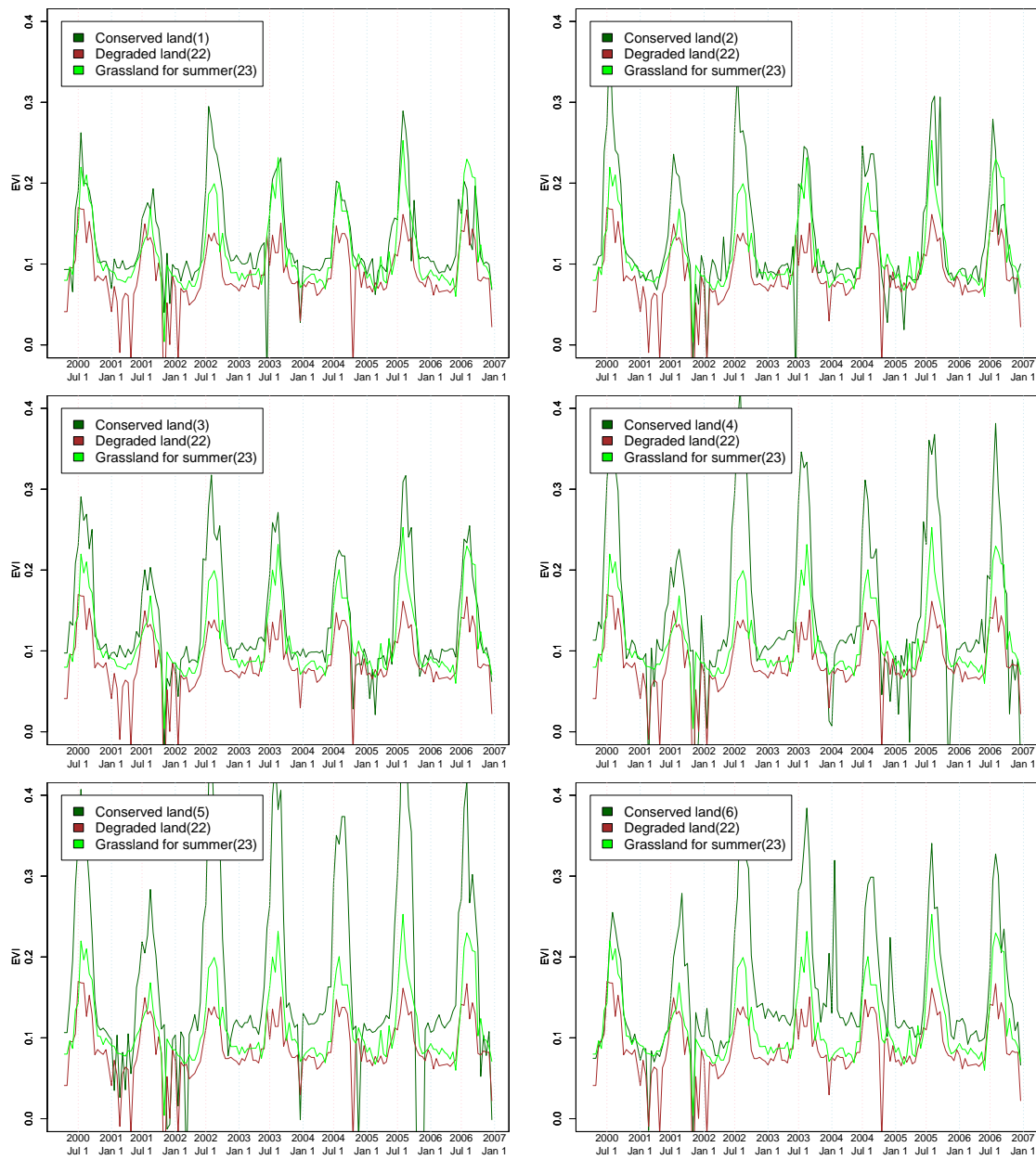
#### 3.4.4 自然条件による植生変動モデルの推定

前節で選定した非放牧地それぞれについて、EVI 観測値を被説明変数、地表面温度、降水量を説明変数として、式 3.3 に示すモデルに最小二乗法で当てはめた (表 3.4)。ただし、地表面温度が 0 以下、EVI が 0.05 以下のレコードについては除外した。これらのうち、もっとも相関係数が高い地点 4 を自然条件による植生被覆変動モデルとして採用した。よって、自然条件による植生被覆変動モデルは式 3.4 のように定義される。

表 3.4 非放牧地における回帰分析結果

地点	回帰係数			t 値			相関係数	サンプル数
	切片	降水量	地表面温度	切片	降水量	地表面温度		
1	-2.367	0.012	0.006	-43.611	6.948	1.720	0.429	136
2	-2.539	0.016	0.011	-42.182	8.215	3.056	0.549	139
3	-2.416	0.015	0.007	-44.511	8.886	2.256	0.553	138
4	-2.408	0.016	0.016	-42.338	7.593	3.764	0.583	128
5	-2.293	0.020	0.010	-36.818	8.886	2.532	0.573	130
6	-2.238	0.014	0.005	-26.072	6.239	0.863	0.340	127
7	-2.518	0.015	0.009	-45.978	8.672	2.713	0.531	145
8	-2.403	0.012	0.021	-35.576	4.767	3.289	0.493	112
9	-2.261	0.013	0.008	-54.996	7.535	2.777	0.533	141
10	-2.531	0.014	0.011	-43.225	7.543	3.030	0.503	145
11	-2.424	0.014	0.010	-52.115	8.541	3.229	0.566	144

### 3.4. データ処理と結果



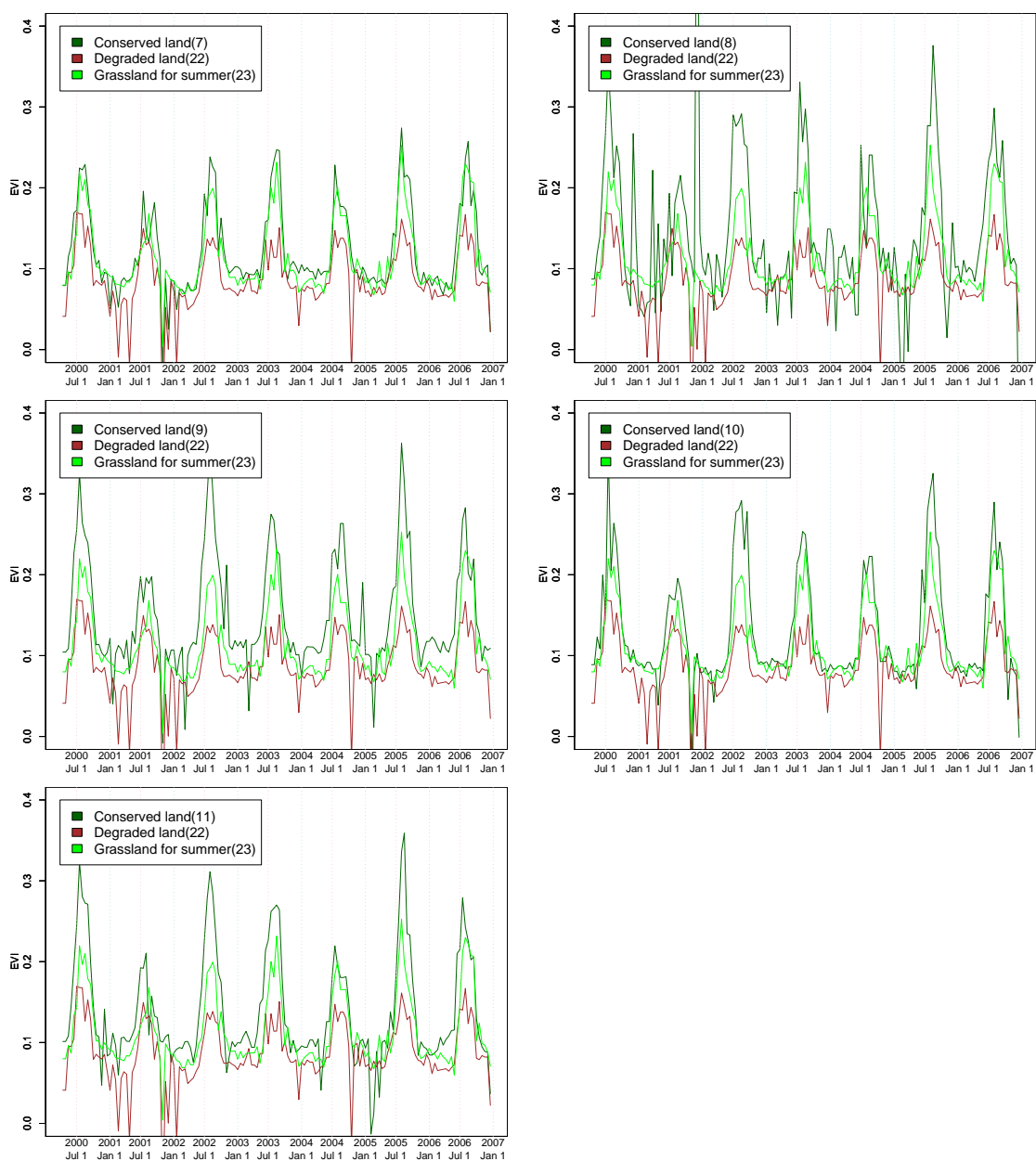
番号は図 3.4 内の番号に対応する

図 3.7 非放牧地における EVI の変動 その 1

$$NAT_t = (-2.408 + 0.016 \times TEMP_t + 0.016 \times PRECIP_t)^e \quad (3.4)$$

ただし,  $t$  は任意の時期を示す添え字,  $NAT_t$  は自然条件によって決定される植生被覆を表す植生指標,  $TEMP_t$  は時期  $t$  の地表面温度の観測値,  $PRECIP_t$  は時期  $t$  の降水量の観測値を表す.





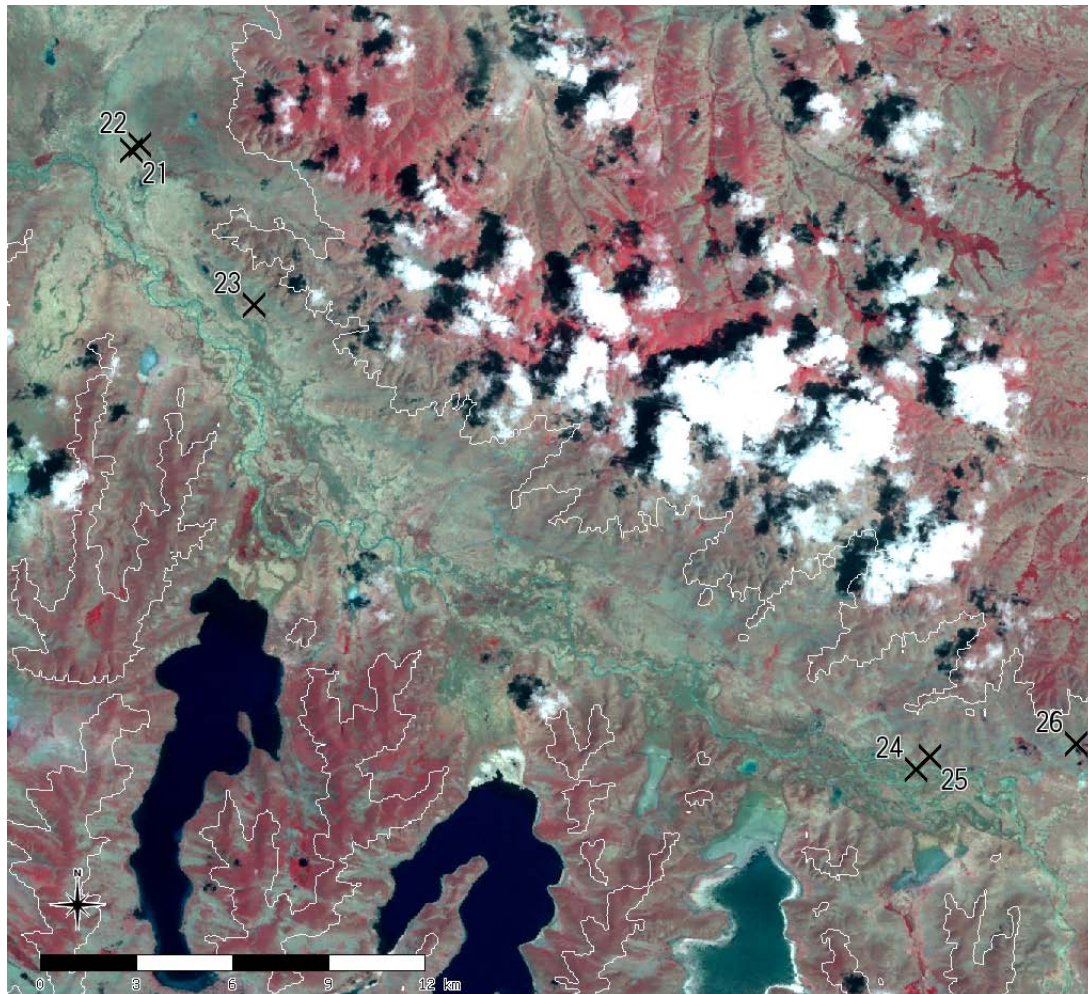
括弧内番号は図 3.4 内の番号に対応する

図 3.8 非放牧地における EVI の変動 その 2

### 3.4.5 放牧影響度の推定

式 3.2 と式 3.4 によって、対象地域全域について各時期の放牧影響度を推定した。推定結果は、各時期について、 $\text{平均值} \pm 2 \times \text{標準偏差}$  でリニアエンハンスメントし、表示したものを付録に収録した。

### 3.5. 放牧影響度の検証



21,22,26 は劣化した土地，23 は冬季放牧地，24,25 は夏季放牧地である．背景画像は 2004/07/23 撮影の Landsat フォルスカラーコンポジット画像．白線は 4300m 等高線を表す．

図 3.9 放牧地と劣化した土地の位置

### 3.5 放牧影響度の検証

本節では，劣化している土地，放牧に利用されている土地の放牧影響度を非放牧地と比較することで，本手法の有用性を検証する．非放牧地の選定と同様に，2007 年 10 月 5 日の現地調査時に，劣化した土地，放牧に利用されている土地の位置を GPS 端末で記録した (図 3.9)．それぞれの地点の放牧影響度と，植生被覆変動モデルを採用した非放牧地の放牧影響度を比較した結果を図 3.14 に示す．

夏季放牧地，冬季放牧地，劣化した土地はそれぞれ非放牧地よりも放牧影響度が負方向に大きいことが図 3.14 より確認される．そこで検証地点それぞれについて，各時期の非放牧地との差の平均は 0 であるという帰無仮説について  $t$  検定を行ったところ，全ての放牧地・劣化した



図 3.10 劣化した土地 (21,22)



図 3.11 冬季放牧地 (23)



図 3.12 夏季放牧地 (24,25)



図 3.13 劣化した土地 (26)

土地について有意水準 1%で棄却された。このことから、対象地域内の任意の地点について、非放牧地との放牧影響度の差に基づて、非放牧地と放牧地および劣化した土地の判別することは可能であるといえる。

地点 21(劣化した土地)と地点 25(夏季放牧地)および地点 23(冬季放牧地)を比較すると、対象期間のうち、大半の時期において、劣化した土地のほうが放牧影響度が大きいことが認められた(図 3.15, 図 3.16)。劣化した土地、夏季放牧地、冬季放牧地の全ての組み合わせについて、各時期の差の平均が 0 であるという帰無仮説について  $t$  検定を行った結果、劣化した土地(地点 21, 22, 26)は放牧地(地点 23~25)に比べて放牧影響度が大きいことが有意水準 1%で認められた。したがって、各時期の差の平均から、劣化した土地と放牧地を判別することの可能性は高い。

地点 23(冬季放牧地)と地点 24(夏季放牧地)は、変動がほとんど類似しているため、判別は難しい(図 3.17)。地点 23 と地点 24 について、各時期の差の平均は 0 であるという帰無仮説について、 $t$  検定を行った結果、 $t$  値は 0.072,  $p$  値は 0.937 となったことから、放牧影響度の差から放牧地の夏季・冬季利用の判別可能性は極めて低いと考えられる。



### 3.6. 考察

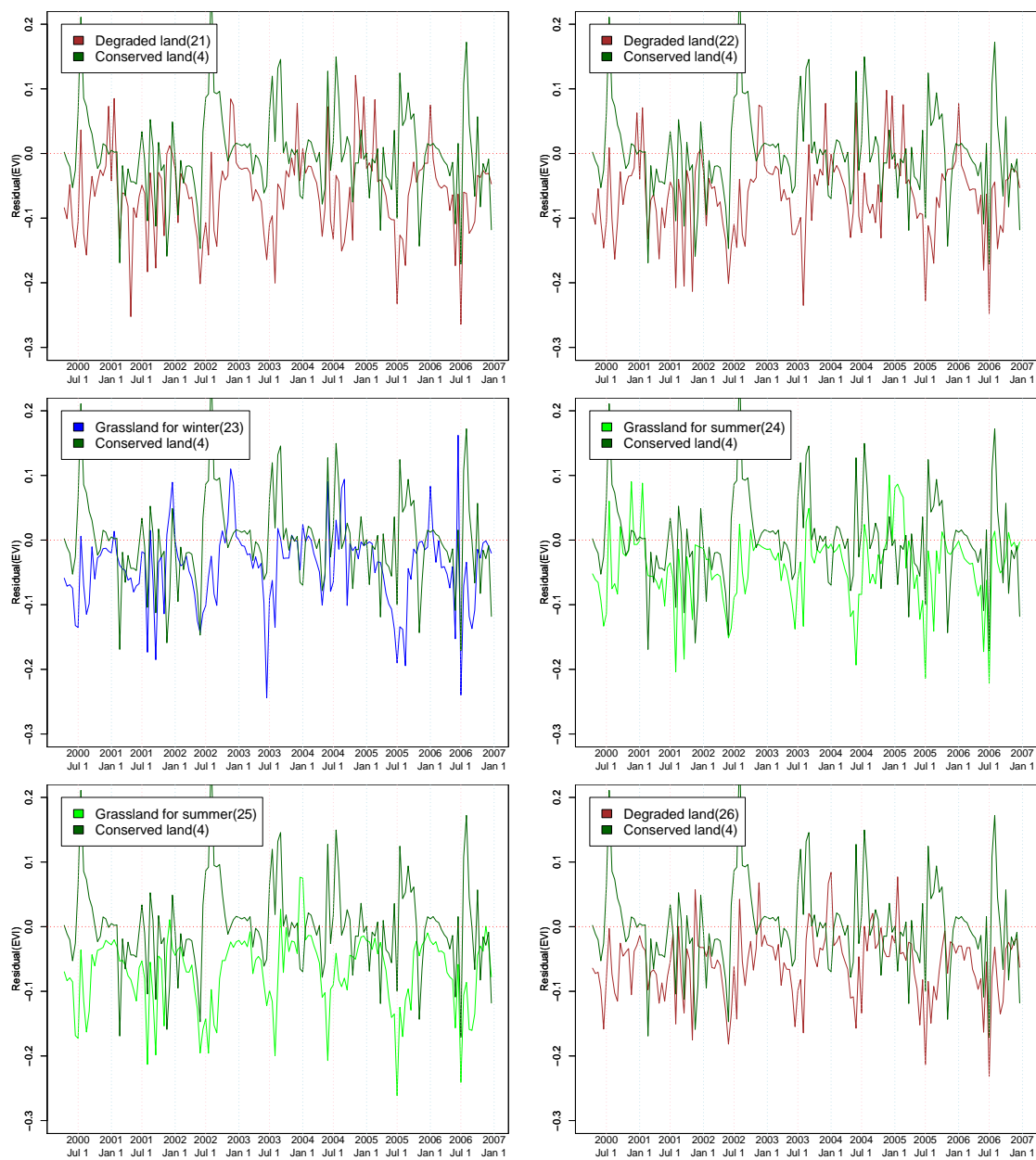


図 3.14 検証地点における放牧影響度の変動

### 3.6 考察

#### 3.6.1 放牧活動の長期的影響と季節変動の周期性

検証作業では、各時期の差に基づいて非放牧地と放牧地、劣化した土地を判別することは可能性が高いとされた。これは、季節変動の基底となる植生被覆の差異に伴って、放牧影響度に

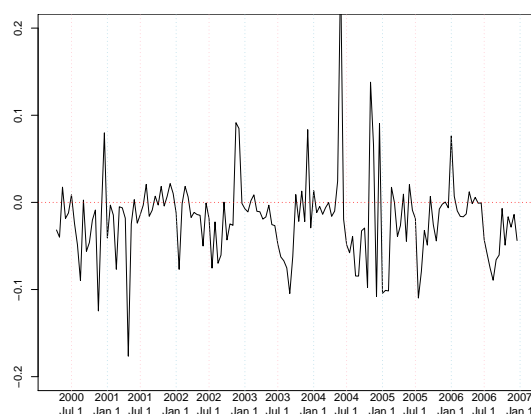


図 3.15 放牧影響度の差 (地点 21-地点 23)

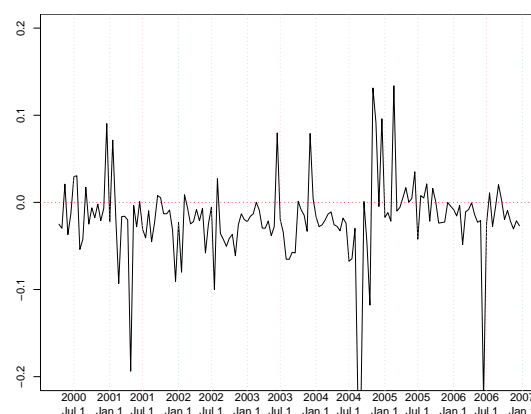


図 3.16 放牧影響度の差 (地点 21-地点 25)



図 3.17 放牧影響度の差 (地点 25-地点 23)

差が現れたことが原因であると考えられる．具体的には，植生被覆が豊かな地点と貧弱な地点を比較すると，季節を問わず，豊かな地点のほうが植生指標が高くなる．その結果，植生被覆が豊かな土地では放牧影響度が小さくなることの現れであると考えられる．

本解析では，対象地域の標高は 4200～4300m であるため，標高の違いに伴う自然条件の差異による植生被覆の違いは，比較的小さい．Zhou et al. (2004) では，高原地域における 18 年間にわたる実験を根拠として，長期にわたる放牧活動によって植生の種多様性，群落構成，地上・地下生物量，牧草品質が変化することを示している．1980 年代に家畜数が急増し，放牧活動の影響が現れ始めたことを考慮すると，各時期の差の平均値に基づく判別が可能であるのは，放牧活動の長期的影響によって，植生被覆に差異が生じたためであると考えられる．

放牧活動の季節変動は，このような長期的影響に基づく変動に比べて，比較的短期であるため，長期的影響を残したままでは，その実態を観測することは難しい．そのため，放牧活動の季節変動を観測するためには，長期的影響を各時期において標準化しないと判別は困難であると思われる．また，放牧地の季節別使い分けには，ある程度の変化はあるとしても，毎年の繰

### 3.6. 考察

---

り返しがあるため、地上植物量や被覆率に表れる放牧活動の影響には季節的な周期性が潜在することが期待される。放牧影響度を周期性のある波として捉えて、1 年未満の周期を持つ変動に着目した分析が有効であると考えられる。

#### 3.6.2 放牧活動の移動に伴う地理的変動の考慮

本研究において設定した放牧地は、必ずしも冬季の間に継続して放牧活動が滞在しているとは限らない。言い換えれば、その放牧地には 1 期間だけ (あるいはそれ未満) 滞在して、大半はそのほかの地点に滞在していることもあり得る。放牧活動の位置を十分な時間分解能で観測すれば、その観測値には地理的連続性があるはずである。その結果、放牧影響度の時間・季節変動には、地理的自己相関が伴うことを考慮すれば、本研究の手法により、放牧活動の季節変動を特定することの可能性はある。

しかしながら、そのような地理的自己相関の伴う時間変動については、解析モデルが整理されていないので、データによるモデル化が必要である。その作業として、該当地点における放牧活動の期間と位置を、今回の解析時間分解能 (16 日) よりも高精度に知る必要があるため、データ取得の方法とあわせて、今後の課題とする。

## 第4章 放牧影響度を用いた放牧地図の作成

前章において、推定された放牧影響度は、放牧地の利用形態によって差が現れることを示した。本章では、放牧影響度を対象地域全域について推定した結果を用いて、各地区を放牧影響度に基づいて統計的に分類し、放牧利用形態に基づく放牧地図を作成する。

### 4.1 K-Means 法によるデータ分類

放牧影響度に基づく分類の方法として、本研究では K-Means 法を用いる。K-Means 法とは  $N$  個のデータを、所与の  $K$  個のクラスターに分類する手法である。分類は、それぞれのクラスターの重心と、そのクラスターに属するデータの二乗距離の和が最小になるようになされる (Steinley, 2006)。解析は次に示す手順でなされる。すなわち、1) クラスター中心の初期値を設定する、2) 各データに中心が最寄のクラスターのラベルを付与する、3) クラスターの重心値を計算し、その値をクラスター中心として更新する、4) クラスター中心が変化しなくなるまで 2) と 3) を繰り返す。

本研究では、クラスター中心の初期値を、データをクラスター数+2 で等分する分位点のうち、両端以外の点で設定した。すなわち、クラスター中心の初期値は式 4.1 で表される。

$$INI_{t,i} = X_{t,[(N+2)/C*i+1]} \quad (4.1)$$

ただし、 $N$  はデータ数、 $C$  はクラス数、 $t$  は任意の時期を表す添え字、 $i$  は任意のクラスターを表す添え字、 $INI_{k,i}$  はクラスター  $i$  の第  $k$  期の初期値、 $X_{k,j}$  は第  $t$  期のデータ値のうち  $j$  番目に小さいデータ値を表す

表 4.1 非放牧地、劣化した土地、放牧地が属するクラスター

地点	状態	クラスター	地点	状態	クラスター
1	非放牧地	6	10	非放牧地	7
2	非放牧地	8	11	非放牧地	7
3	非放牧地	8	21	劣化した土地	5
4	非放牧地	9	22	劣化した土地	5
5	非放牧地	9	23	冬季放牧地	5
6	非放牧地	8	24	夏季放牧地	3
7	非放牧地	4	25	夏季放牧地	4
8	非放牧地	7	26	劣化した土地	3
9	非放牧地	7			

#### 4.1. K-MEANS 法によるデータ分類

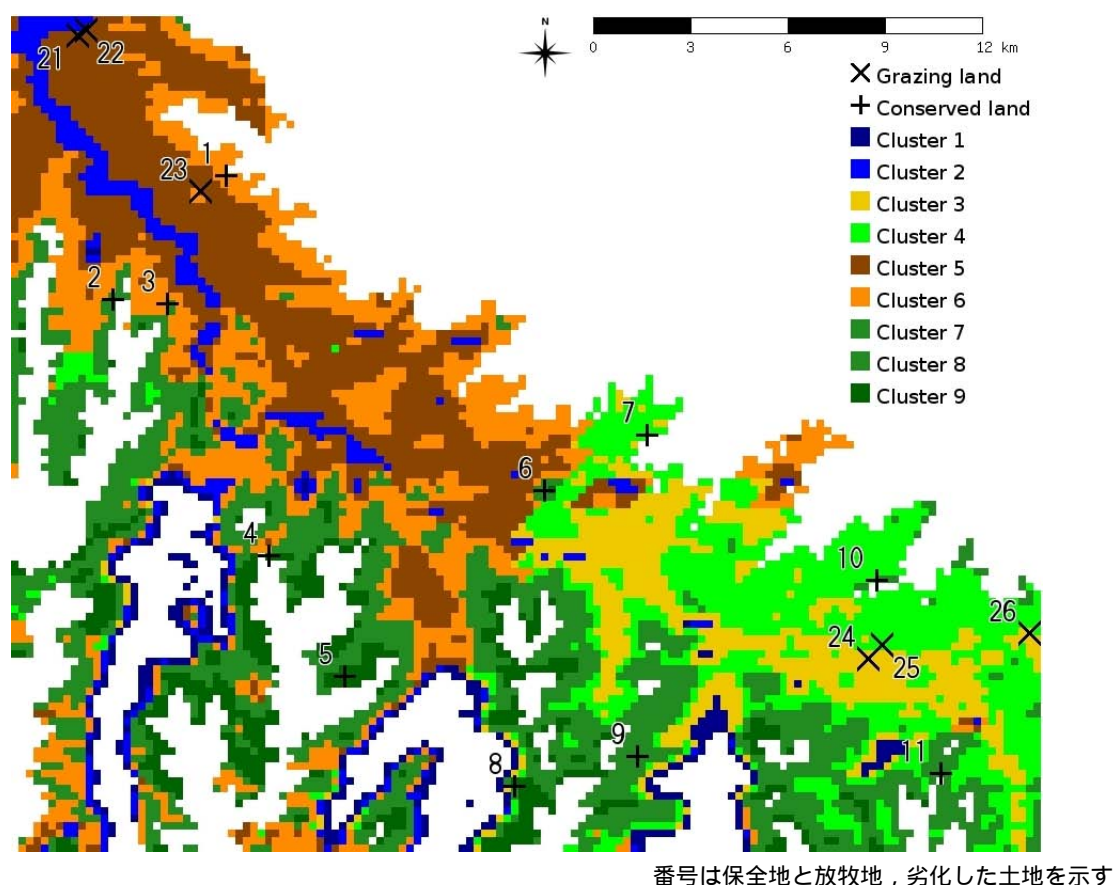


図 4.1 K-Means 法によるデータ分類の結果地図

対象地域について放牧影響度を評価した結果 (7817 ピクセル  $\times$  155 時期) を入力データとして，K-Means 法によって分類した結果を図 4.1 に示す．それぞれのクラスの数値は 261, 366, 735, 1198, 1490, 1367, 875, 886, 503 であった．図 4.2 に各クラスターの中心値の変動を示す．前章において選定した非放牧地，劣化した土地，放牧地は表 4.1 に示すようにそれぞれのクラスターに属する結果となった．

クラスター中心値の変動を見ると，いずれのクラスターも 1 年を周期とした変動であることがわかる (図 4.2)．クラスター間の波形の相互の類似性を見るために，全ての組み合わせについて，クラスター中心値の相関係数を算出した (表 4.2)．多くのクラスター間について，相互の放牧影響度に相関が見られることから，変化の波形についてはほぼ同様であるといえる．ただし，7, 8, 9 については，それぞれ 1, 2, 5 と 1, 3 と 1~6 との相関係数が 0.7 に達していないため，同様な波形であるとはいえない．

対象期間に見られる放牧影響度の平均値についてはクラスター間に差があるものとそうでないものに別れる．各クラスターについて，各時期の差の平均値が 0 であるという帰無仮説の  $t$  検定を行った結果，クラスター 4, 6 と 7, 8 の組以外の比較において，有意水準 1% で帰無仮



#### 4.1. K-MEANS 法によるデータ分類

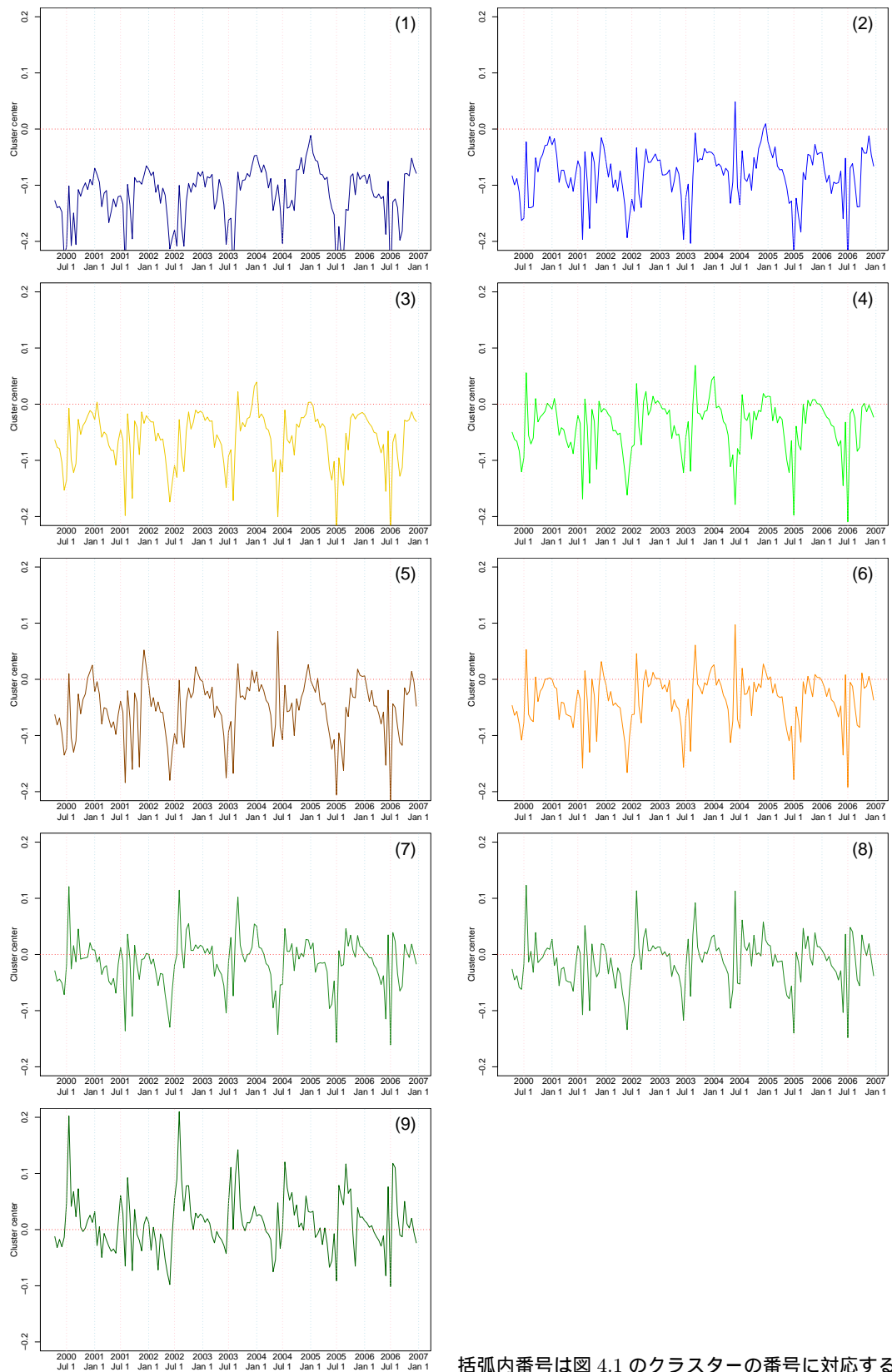


図 4.2 K-Means 法による分類結果の各クラスター中心値

## 4.2. 分類の解釈と考察

説は棄却された．なお，4，6 と 7，8 の比較では  $t$  値はそれぞれ 1.156，1.1418， $p$  値はそれぞれ 0.249, 0.189 であった．

前節の分類結果を解釈を補助するために，前節において得られたクラスター中心値に対して，最遠隣法による階層的データ分類を行った結果，図 4.3 に示すように樹状図が得られた．なお，類似度を各時期のデータ値の近似性を独立に評価するため，距離行列はマンハッタン距離<sup>1</sup>で評価した．

## 4.2 分類の解釈と考察

樹状図の第一の分岐では，クラスター 1，2 とそのほかに分岐している (図 4.3)．これは，分類の結果地図 (図 4.1) と Landsat 衛星画像 (図 3.4，図 3.9) との比較において，水域・河川・湿地であることは明らかである．本研究の関心は放牧地にあるため，以下，クラスター 1，2 以外のクラスターについて考察する．

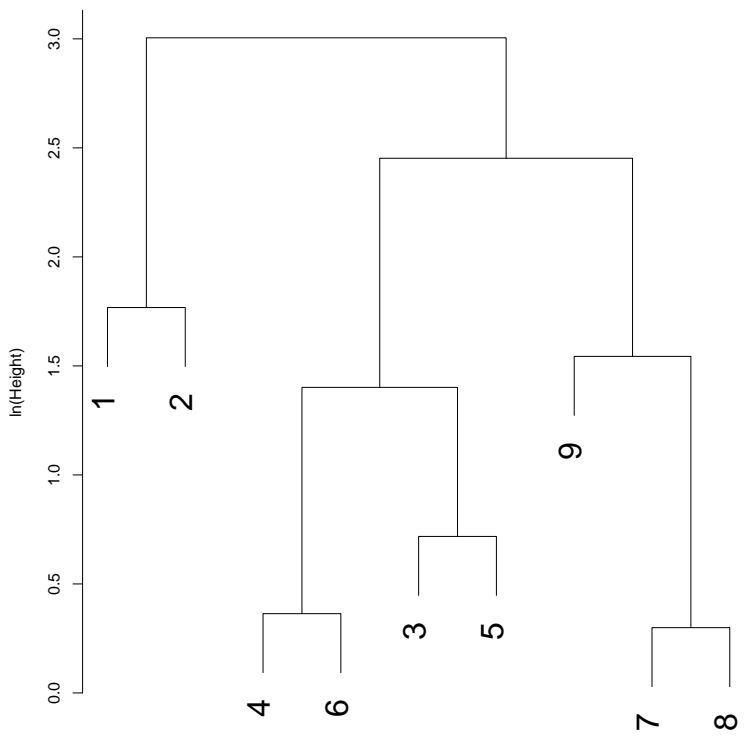
クラスター 7，8，9 は，樹状図において，二番目の分岐でそのほかのクラスターと分かれており，ほかのクラスターに比べて，放牧影響度がいずれの時期についても小さいことが特徴である (図 4.3，図 4.2)．また，非放牧地の多くが 7，8，9 のいずれかに属していることから (表 4.1)，クラスター 7，8，9 は非放牧地であり，そのほかの 3～6 は放牧地であると解釈される．このことは，前節において見られた，7，8，9 とその他のクラスターの非類似性も反映されている．

3～6 はクラスター 3，5 とクラスター 4，6 の組で，上位のクラスターを形成している．以下，それぞれを A，B と呼ぶ．クラスター 3～6 は，放牧影響度の平均値が 3，5，4，6 の順に大きくなることから，A，B はそれぞれ放牧影響度の小さい放牧地，放牧影響度の大きい放牧地と解釈される．地点 1，3，4 (非放牧地) がクラスター B に属し，地点 22 (劣化した土地)，23 (冬季放牧地) がクラスター A に属していることは，A と B の分類が放牧影響度の差によることを示唆している．また，地点 24 (夏季放牧地) は，地点 26 (劣化した土地) と同じクラスターに属し

表 4.2 クラスター間の相関係数

	1	2	3	4	5	6	7	8
2	0.883							
3	0.878	0.840						
4	0.753	0.791	0.949					
5	0.853	0.954	0.862	0.823				
6	0.783	0.926	0.832	0.863	0.955			
7	0.570	0.658	0.803	0.922	0.684	0.809		
8	0.582	0.778	0.674	0.794	0.786	0.925	0.868	
9	0.184	0.403	0.374	0.591	0.411	0.630	0.811	0.858

<sup>1</sup>各座標の差の絶対値の和を 2 点間の距離とする距離概念．すなわち， $n$  次元空間について任意の  $x, y$  の距離は  $d(x, y) = \sum_{k=1}^n |x_k - y_k|$  のように定義される



番号は図 4.1 のクラスター番号に対応する

図 4.3 クラスター中心値に対する階層的データ分類結果

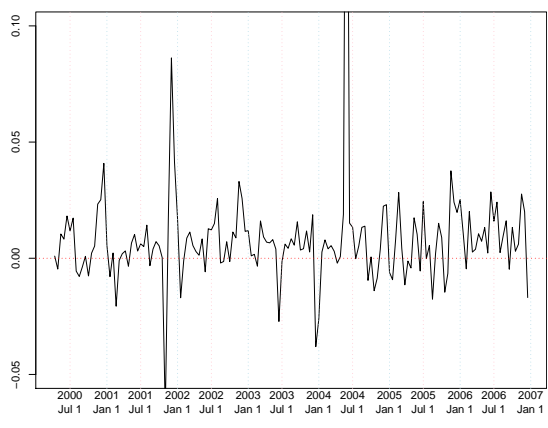


図 4.4 中心値の差 (クラスター 5-3)

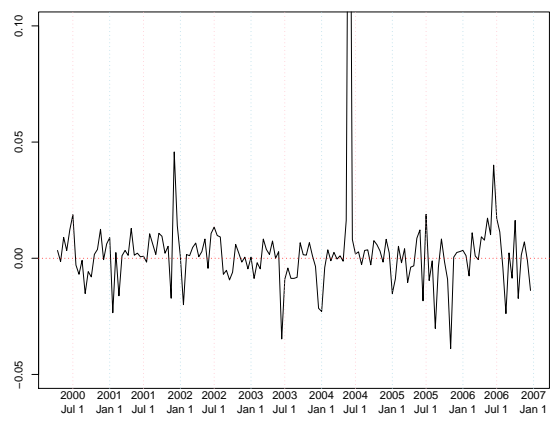


図 4.5 中心値の差 (クラスター 6-4)

ているが、地点 24 は地点 25(夏季放牧地) に比べて、植生被覆が貧弱である。したがって、地点 24 が地点 26 と同じクラスターに属していることは放牧影響度の観点から妥当である。

クラスター 3, 5 とクラスター 4, 6 の解釈を、放牧影響度の各時期の差から考察する。図 4.4, 4.5 にそれぞれの組の差を示したが、差の変動は、0 付近を上下しているのみで、これといった

## 4.2. 分類の解釈と考察

---

周期性が見られないため、解釈は難しい。しかしながら、現地調査において、クラスター 3, 4 に属する地点 24, 25 が夏季放牧地であり、クラスター 5 に属する地点 23 が冬季放牧地であることから、クラスター 3, 4 は夏季放牧地、クラスター 5 とその付近にあるクラスター 6 は冬季放牧地であると考えられる。以上から、3 は放牧影響度が高い夏季放牧地、4 は放牧影響度が低い夏季放牧地、5 は放牧影響度が高い冬季放牧地、6 は放牧影響度が低い冬季放牧地と解釈される。

今回は、それぞれのクラスターの放牧影響度の変動が、対象期間において類似しているため、平均値の差異を基本として、分類結果を解釈した。しかし、ここで「類似」としているのは、変動の低周波成分に過ぎない。前章の考察でも述べたように、放牧による土地利用が季節別に分けられているならば、1 年未満を周期とした高周波成分に、特徴が表れると考えられる。したがって、本研究が目的とする季節別土地利用の分類においては、放牧影響度そのものよりも、その変動の仕方、特に周期性に着目した分類の軸が必要であると思われる。

## 第5章 おわりに

### 5.1 まとめ

本研究では、Terra/MODIS から得られた多時期衛星画像を用いて、放牧活動の植生に対する影響を推定する手法を検討した。その結果、1) 放牧の影響が小さい土地について MODIS 衛星画像から得られる植生指標 (EVI) を地表面温度と降水量で説明する自然条件による植生被覆変動モデルを求め、2) 対象地域について MODIS 衛星画像による EVI 観測値と放牧の影響がない場合の EVI 推定値の差を放牧活動影響度として評価するという手順により放牧活動の影響度の推定する手法を開発した。

本手法を、中国西部の青海・チベット高原の青海省馬多県の放牧地を対象として、適用した。その結果、1) 推定した放牧活動影響度に基づいて、任意の土地を放牧地、劣化した土地、非放牧地のいずれかに判別することが可能である、2) 放牧活動影響度の大小のみでは夏季放牧地と冬季放牧地の判別は困難であることが示された。夏季放牧地と冬季放牧地を判別するためには、放牧活動影響度そのものではなく、1 年未満を周期とした変動に着目する必要があると思われる。

また、本手法によって算出された放牧活動影響度に基づいて、K-Means 分類法を活用することで、放牧活動地図を作成した。得られた放牧活動地図は、放牧活動影響度の大小に基づいて分類された結果となり、水域・河川・湿地、非放牧地、放牧の影響が大きい放牧地（夏季・冬季）、放牧の影響が小さい放牧地（夏季・冬季）と解釈することができた。季節別の利用区分については、データ分類において区別することができたが、解釈は処理後のデータ値から得られたものではなく、現地調査による知見から得られたものである。未知の地域について、季節別の利用区分を解釈するには、季節間の変動や、1 年未満の周期に着目して結果値を変換し、分類の軸として分析に加える必要があると思われる。

### 5.2 今後の展望

本研究の考察では、放牧の影響の季節変動に着目することの必要性が示された。そこで今後の課題として、1 年未満の周期を分析するために、ウェーブレット解析などの手法の適用により、1 年以上の周期の変動を標準化することが挙げられる。また、各地点の放牧活動の影響の時系列の周期性だけでなく、時期別の使い分けを繰り返す習慣を考慮した地理的な周期性も考慮する必要がある。しかしながら、これらの時空間的な周期性を分析するには、分析手順が確

## 5.2. 今後の展望

---

立されていない．そのため，放牧活動の位置の観測値を高い時間分解能で取得し，本研究の結果に照らし合わせて，分析手順を検討しなければならない．

現在，高分解能衛星画像を用いて放牧活動を検出する方法，GPS 首輪により放牧活動の位置を記録する方法を検討中である．これらの方法によって，得られた放牧活動の位置データは，本研究で検討された手法の改善に大変効果的であることが期待される．

また，本研究で採用した MODIS センサは Terra 衛星と Aqua 衛星に搭載されており，両衛星を複合的に利用することで，本研究で取り組んだ解析よりも高精度な時間分解能で観測が可能となる．十分な時間分解能が実現されれば，放牧影響度のホットスポットを検出することで，環境省 (2003, p.33) が掲げている砂漠化の早期警戒への応用が可能である．放牧影響度の解析手順の改善とともに，検討を重ねたい．

## 参考文献

- Eckholm, E. (2000). “Chinese Farmers See a New Desert Erode Their Way of Life”. *Newyork Times*, p. 8.
- Feng, J., T. Wang, S. Qi, and C. Xie (2005). “Land degradation in the source region of the Yellow River, northeast Qinghai-Xizang Plateau: classification and evaluation”. *Environmental Geology*, **47**(4) pp.459–466.
- Ganskopp, D., R. Cruz, and D. E. Johnson (2000). “Least-effort pathways?: a GIS analysis of livestock trails in rugged terrain”. *Applied Animal Behaviour Science*, **68**(3) pp.179–190.
- Geerken, R. and M. Ilaiwi (2004). “Assessment of rangeland degradation and development of a strategy for rehabilitation”. *Remote Sensing of Environment*, **90**(4) pp.490–504.
- Genxu, W., Q. Ju, C. Guodong, and L. Yuanmin (2002). “Soil organic carbon pool of grassland soils on the Qinghai-Tibetan Plateau and its global implication”. *The Science of The Total Environment*, **291**(1-3) pp.207–217.
- Huete, A., C. Justice, and W. Leeuwen, van (1999). *Modis Vegetation Index (MOD13) Algorithm Theoretical Basis Document*. NASA, version 3 edition.
- Huete, A. (1988). “A soil-adjusted vegetation index (SAVI)”. *Remote Sensing of Environment*, **25**(3) pp.295–309.
- IUCN (1992). *Global Biodiversity Strategy: Guidelines for action to save, study and use Earth’s biotic wealth sustainably and equitably*. World Resources Institute.
- Kawamura, K., T. Akiyama, H.-o. Yokota, M. Tsutsumi, T. Yasuda, O. Watanabe, and S. Wang (2005). “Quantifying grazing intensities using geographic information systems and satellite remote sensing in the Xilingol steppe region, Inner Mongolia, China”. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **107**(1) pp.83–93.
- Li, W., Z. Wang, and H. Tang (1999). “Designing the buffer zone of a nature reserve: a case study in Yancheng Biosphere Reserve, China”. *Biological Conservation*, **90**(3) pp.159–165.

- Liu, H. Q. and A. Huete (1995). “A feedback based modification of the NDVI to minimize canopy background and atmospheric noise”. *Geoscience and Remote Sensing, IEEE Transactions on*, **33**(2) pp.457–465.
- Liu, Y., Y. Zha, J. Gao, and S. Ni (2004). “Assessment of grassland degradation near Lake Qinghai, West China, using Landsat TM and in situ reflectance spectra data”. *International Journal of Remote Sensing*, **25** pp.4177–4189.
- McHarg, I. L. (1995). *Design With Nature*. John Wiley & Sons Inc.
- Miyasaka, T. and W. Yan (2007). “Characterizing villages in northeast China based on relationships between desertification, and local natural and social-economic conditions”. *Journal of Environmental Information Science*, **35**(5) pp.47–56.
- Myers, N. (2002). “Environmental refugees: a growing phenomenon of the 21st century”. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, **357**(1420) pp.609–613.
- Qian, J., G. Wang, Y. Ding, and S. Liu (2006). “The land ecological evolutionary patterns in the source areas of the Yangtze and Yellow Rivers in the past 15 years, China”. *Environmental Monitoring and Assessment*, **116**(1) pp.137–156.
- Rabus, B., M. Eineder, A. Roth, and R. Bamler (2003). “The shuttle radar topography mission- a new class of digital elevation models acquired by spaceborne radar”. *ISPRS Journal of Photogrammetry & Remote Sensing*, **57** pp.241–262.
- Redman, C. L., J. M. Grove, and L. H. Kuby (2004). “Integrating Social Science into the Long-Term Ecological Research (LTER) Network: Social Dimensions of Ecological Change and Ecological Dimensions of Social Change”. *Ecosystems*, **7**(2) pp.161–171.
- RESTEC (2007). 『総覧 世界の地球観測衛星-web 版-』 . <http://www.restec.or.jp/databook/>.
- Richardson, A. J. and C. L. Wiegand (1977). “Distinguishing vegetation from soil background information (by gray mapping of Landsat MSS data)”. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, **43** pp.1541–1552.
- Rouse, J W, J., R. H. Haas, J. A. Schell, and D. W. Deering (1974). “Monitoring Vegetation Systems in the Great Plains with ERTS”. *NASA. Goddard Space Flight Center 3d ERTS-1 Symp*, **1** pp.309–317.
- Steinley, D. (2006). “K-means clustering: A half-century synthesis”. *British Journal of Mathematical and Statistical Psychology*, **59** pp.1–34(34).



- Wan, Z. (2006). *MODIS Land Surface Temperature Products Users' Guide*. NASA.
- Wang, G., Qian, J. Qian, Cheng, G. Cheng, Lai, and Y. Lai (2001). "Eco-environmental degradation and causal analysis in the source region of the Yellow River". *Environmental Geology*, **40**(7) pp.884–890.
- WWF ジャパン (2007). 『グローバル 200』. <http://www.wwf.or.jp/activity/g200/index.htm>.
- Xu, S., X. Zhao, P. Sun, and T. Zhao (2004). "Summary of Natural Biological Resource in the Source Region of Changjiang-Yellow Rivers". *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, **13**(5) pp.448–453.
- Yan, Z., H. Zhou, W. Liu, and L. Zhou (2003). "Preliminary Discuss on Grassland Degradation in the Source Region of Yangtze and Yellow Rivers". *Grassland of China*, **25**(1) pp.73–78.
- Zhou, H., X. Zhao, Y. Tang, L. Zhou, W. Liu, and L. Yu (2004). "Effect of Long-term Grazing on Alpine Shrub Vegetation in Qinghai-Tibet Plateau". *Grassland of China*, **26**(6) pp.1–11.
- Zhou, H., L. Zhou, W. Liu, X. Zhao, and D. Lai (2003a). "Causes of Grassland Degradation and Sustainable Development of Animal Husbandry in Maduo County, Qinghai Province". *Grassland of China*, **25**(6) pp.63–67.
- Zhou, H., L. Zhou, W. Liu, X. Zhao, D. Lai, R. Cai, B. Zhao, and Y. Li (2003b). "Study on grassland degradation and strategies for the sustainable development of the livestock raising industry in Guoluo Prefecture of Qinghai". *Pratacultural Science*, **20**(10) pp.19–25.
- 唐艶鴻 (2005). 「青海・チベット草原生態系における炭素循環のプロセスとメカニズムの解明」. 国立環境研究所年報, **30** pp.178–179.
- 環境省 (2003). 『ヨハネスブルグ・サミットからの発信-「持続可能な開発」を目指して：アジェンダ 21 完全実施への約束』. エネルギージャーナル社.
- 宮崎浩之・巖網林 (2006). 「高原牧草地における地理的不均一性を考慮した放牧圧の評価-青海省馬多県を対象として」. 環境情報科学論文集, **20** pp.367–372.
- 須崎純一・原慶太郎 (2002). 「リモートセンシングと地理情報システム (GIS) の統合的利用の現状」. 東京情報大学研究論集, **5**(2) pp.19–26.
- 竹内渉・安岡善文 (2004). 「MODIS データを用いた合成画像作成手法の開発」. 写真測量とリモートセンシング, **43**(5) pp.36–48.
- 青海省 (2004). 『青海三江源自然保護区生態保護と建設総合計画 (概要版)』. 青海省工程コンサルティングセンター.

## 参考文献

---

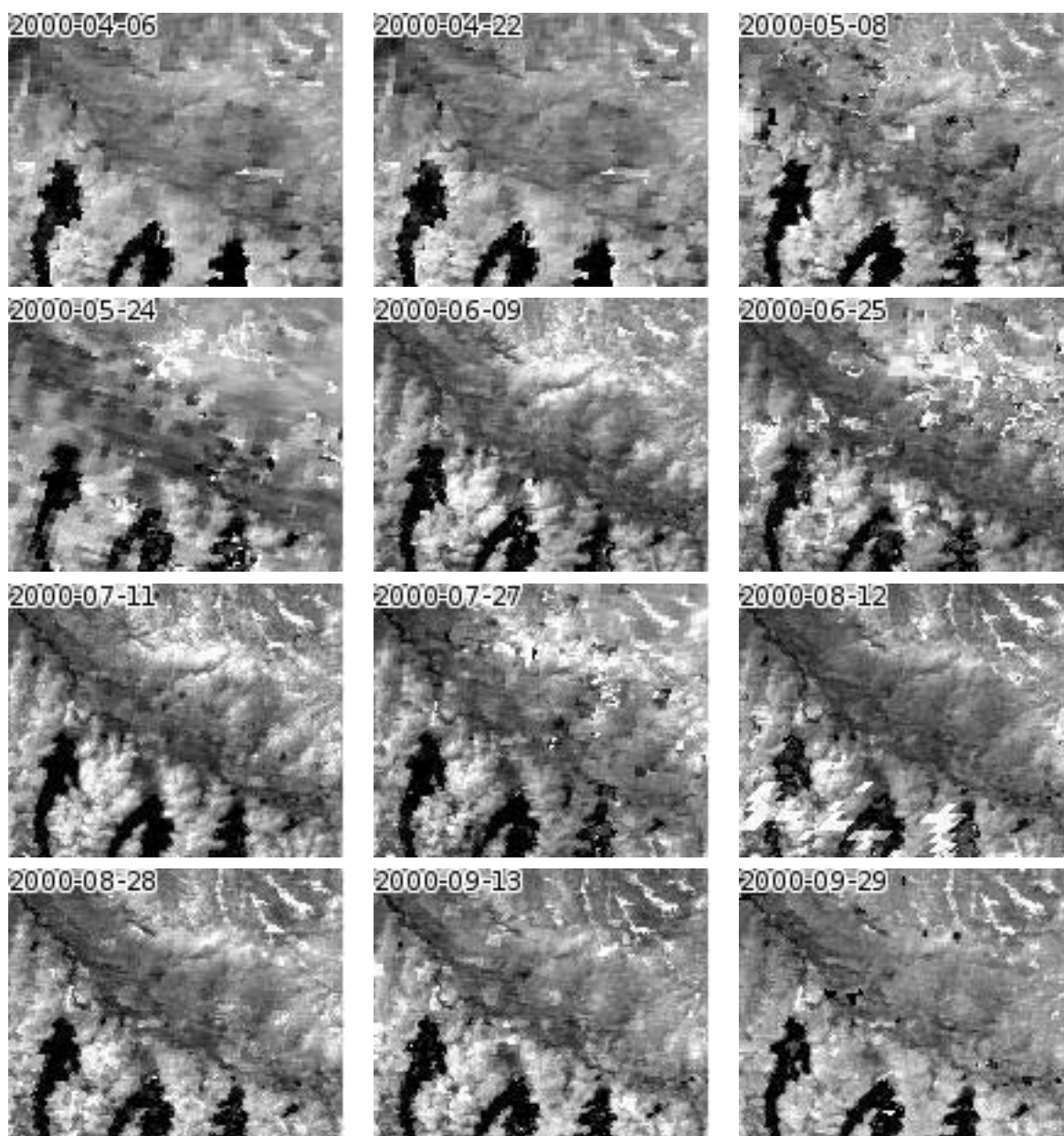
青海省草原局 (1986). 『全国重点牧区-青海省環湖片草場資源調查報告』. 青海省草原局.

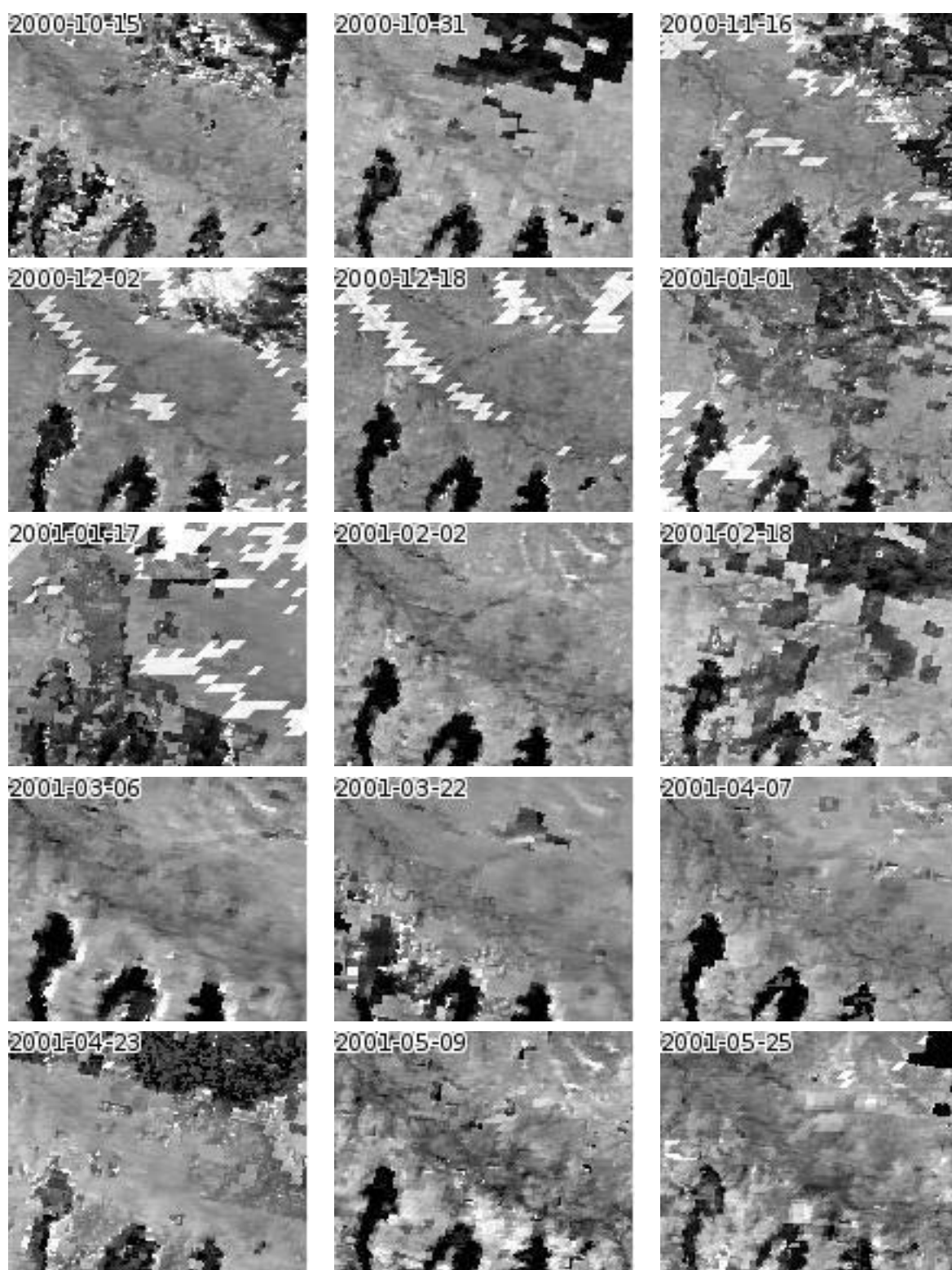
青海省統計局 (2003). 『青海省統計年鑑』. 中国統計出版社.

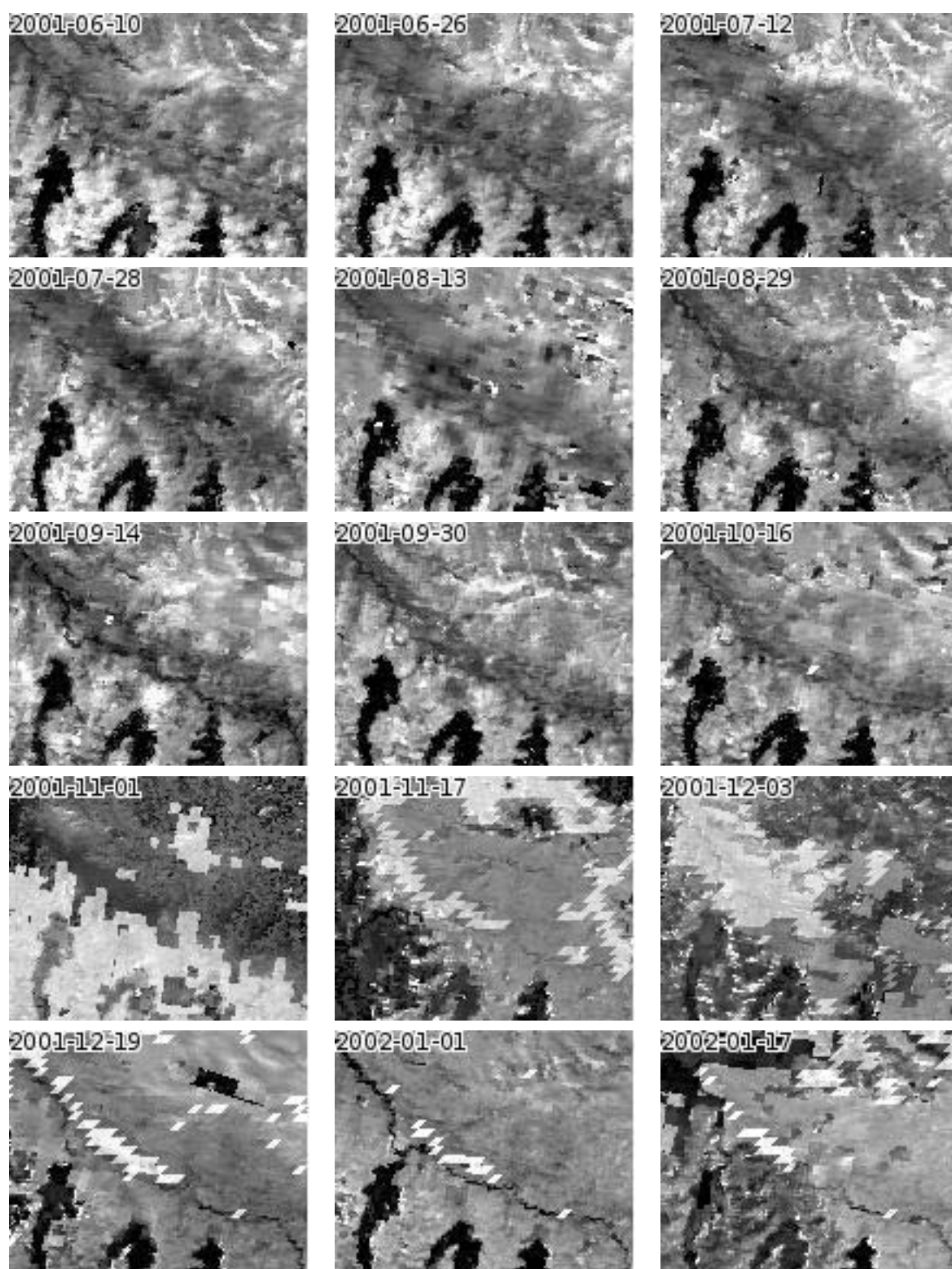
畜産大事典編集委員会 (1996). 『新編 畜産大事典』. 養賢堂.

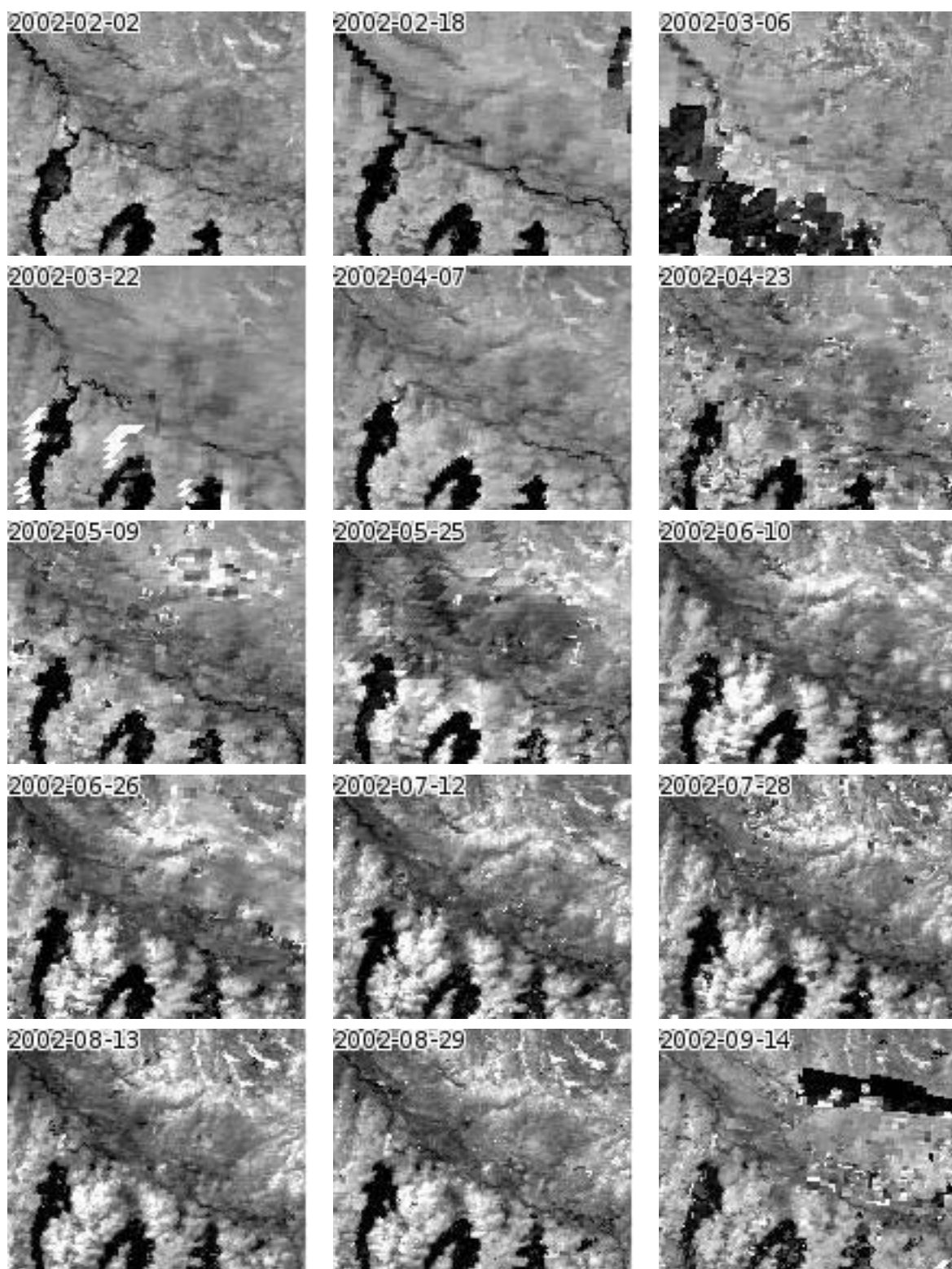
## 付録:放牧影響度の計算結果

節 3.4.5 において算出した放牧影響度を 155 時期について掲載している．なお，掲載した画像は，各時期について， $\text{平均値} \pm 2 \times \text{標準偏差}$  でリニアエンハンスメントしたものである．

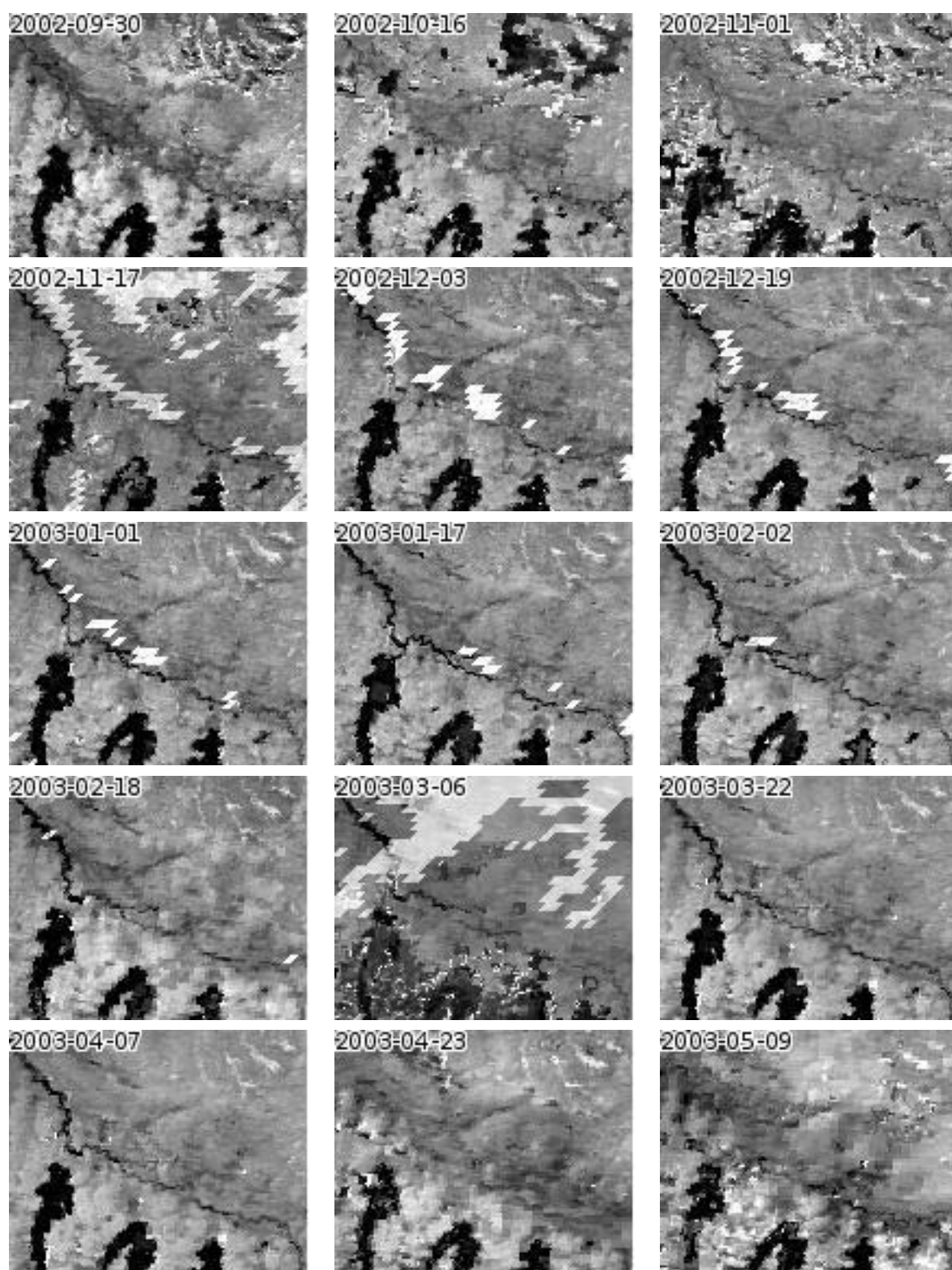




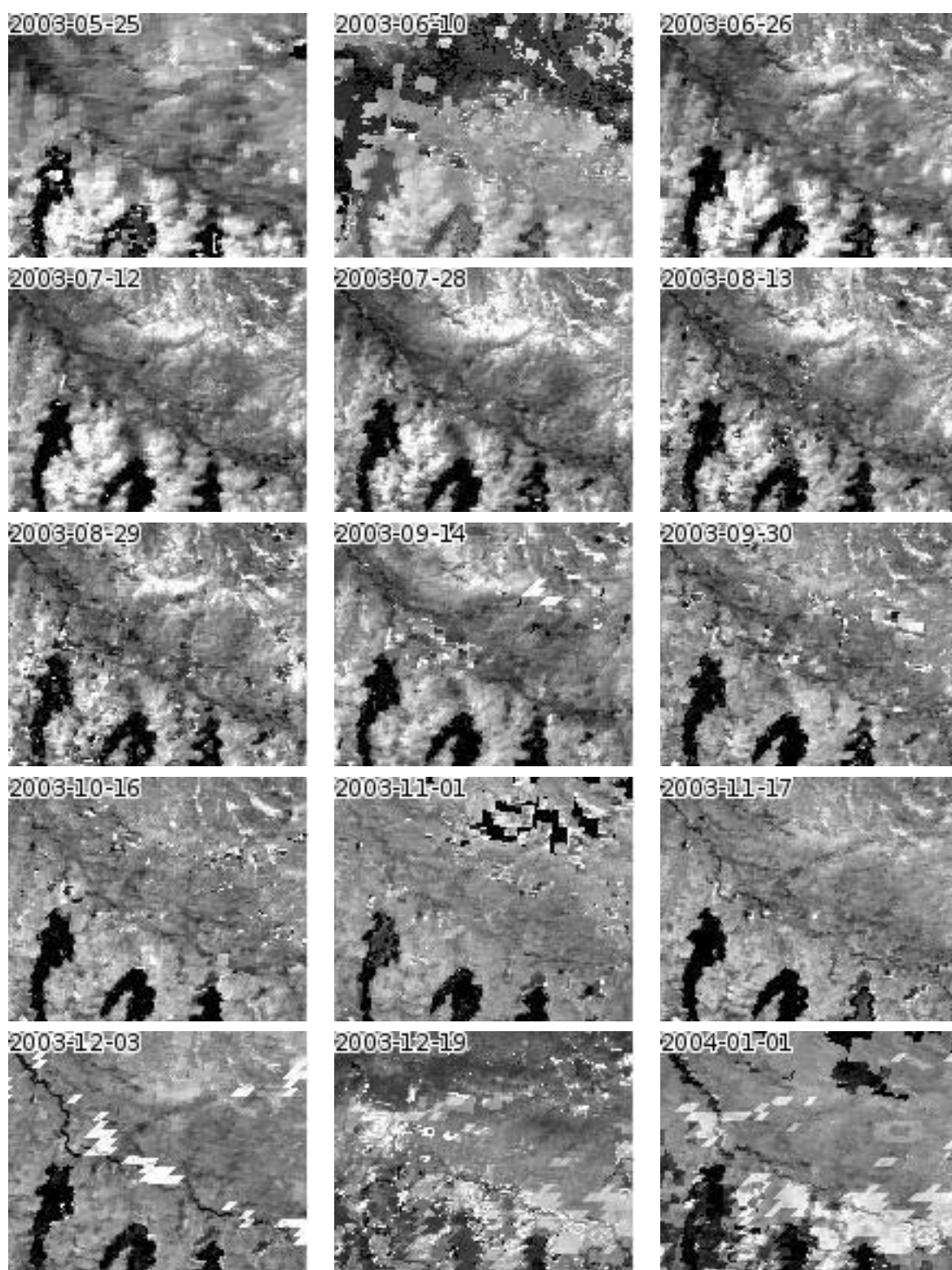


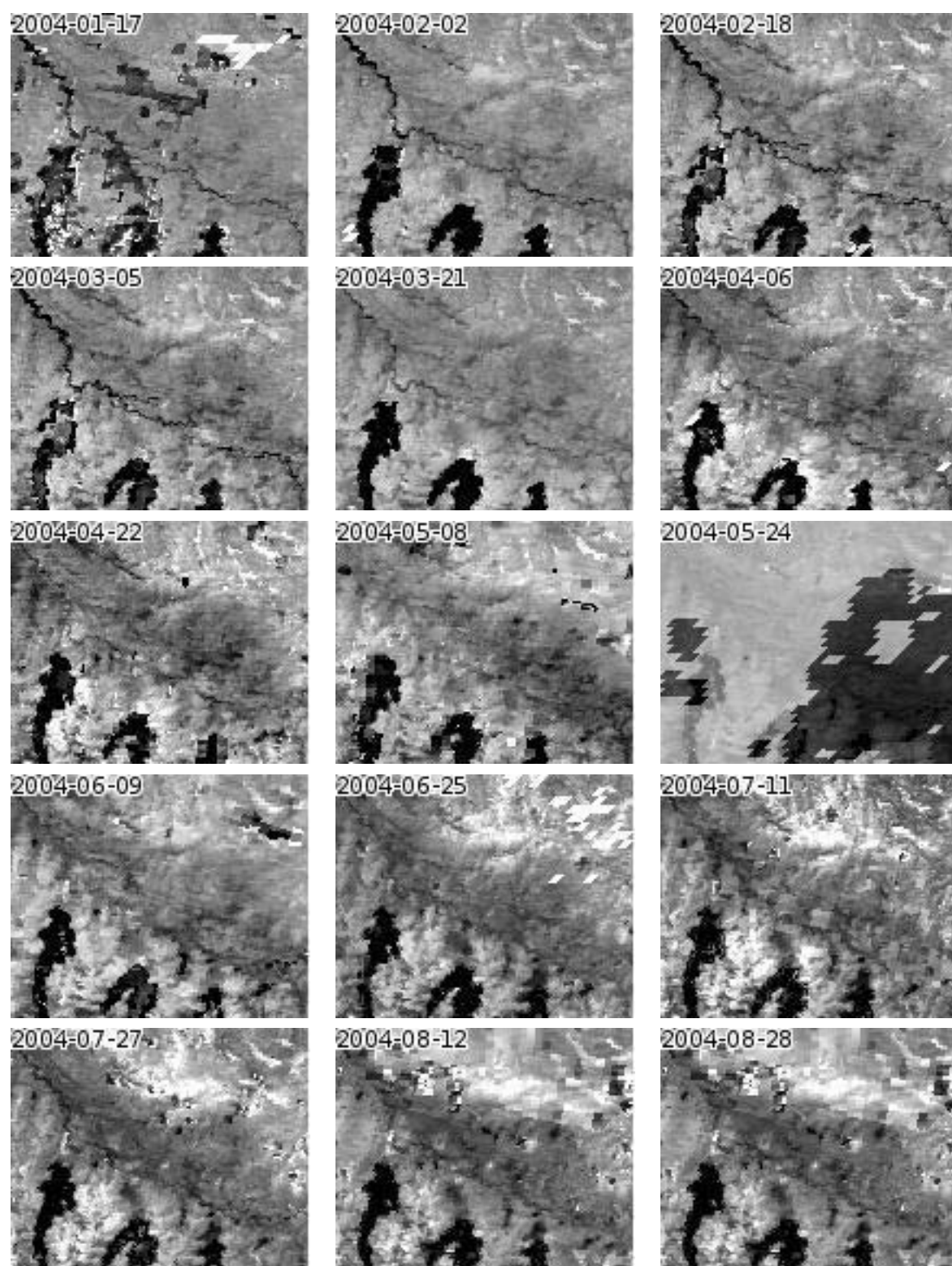


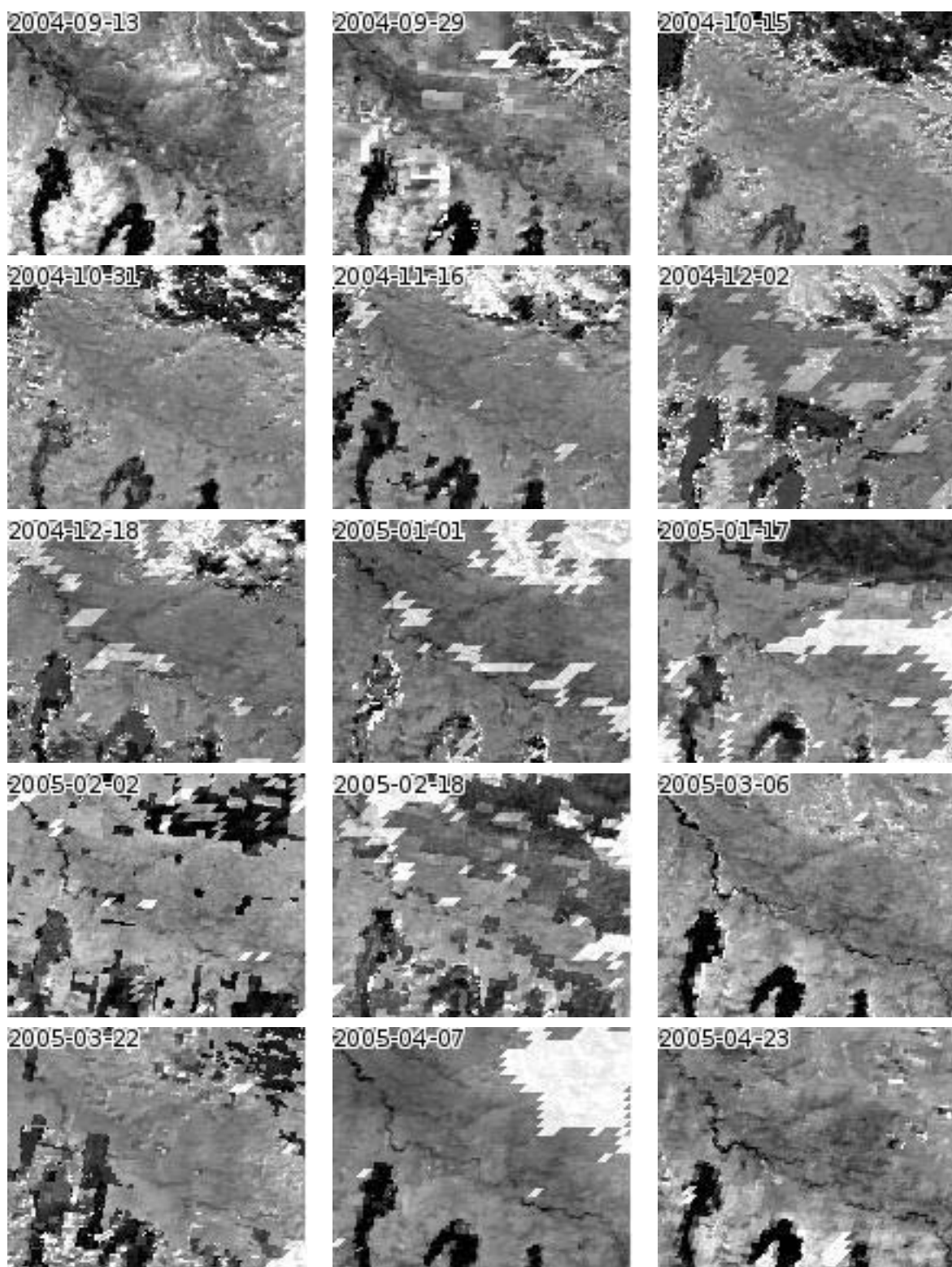


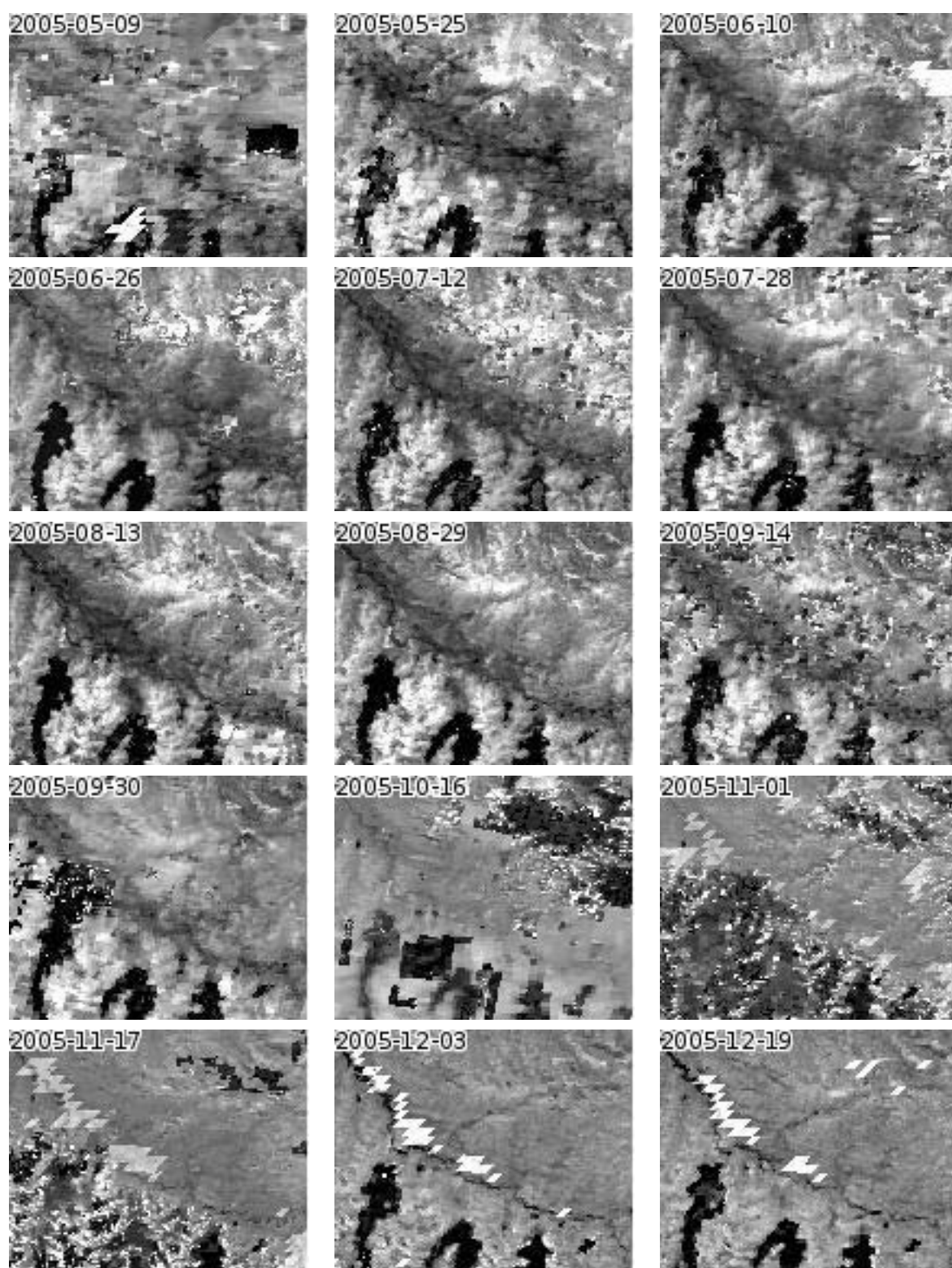




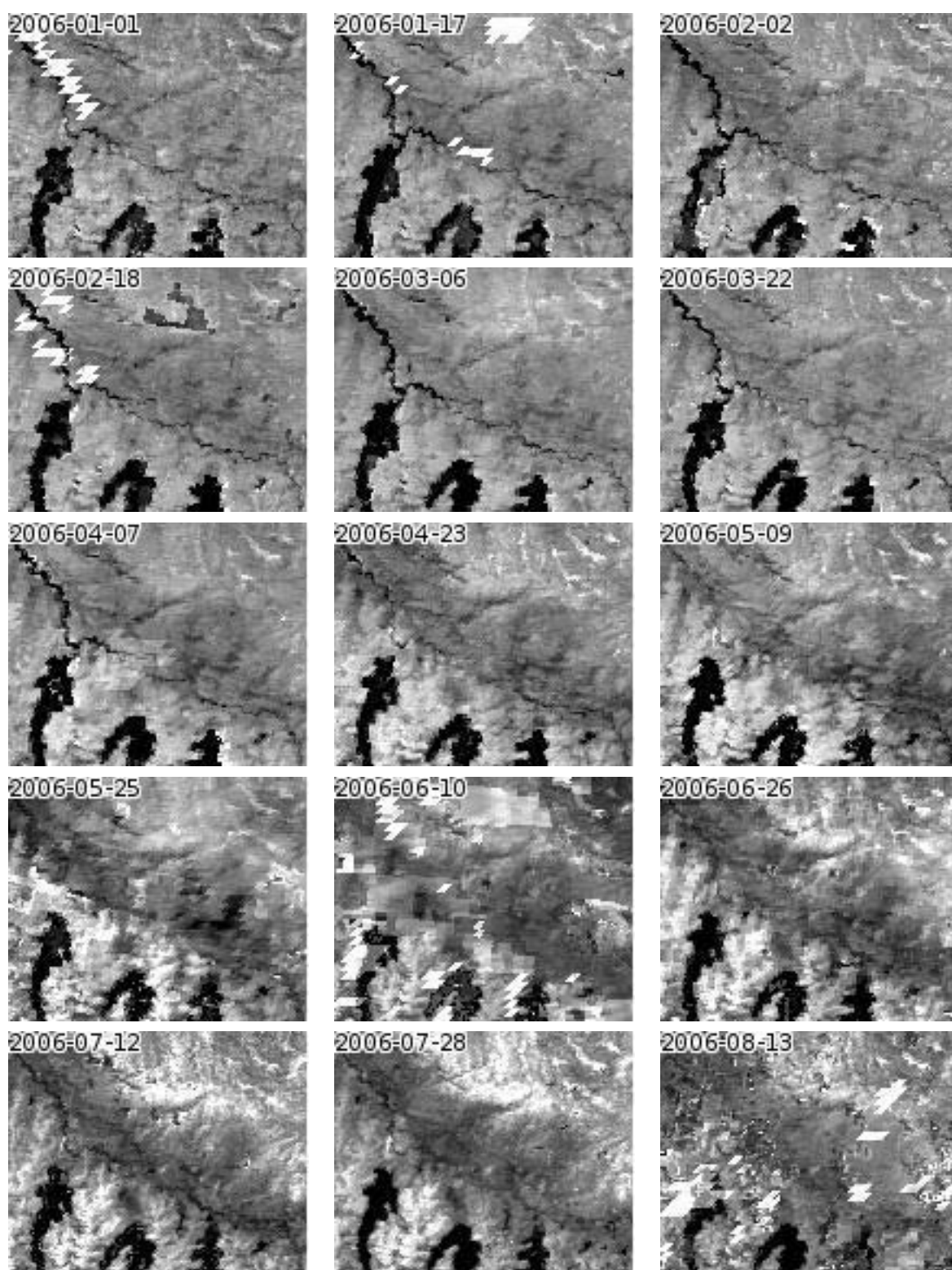


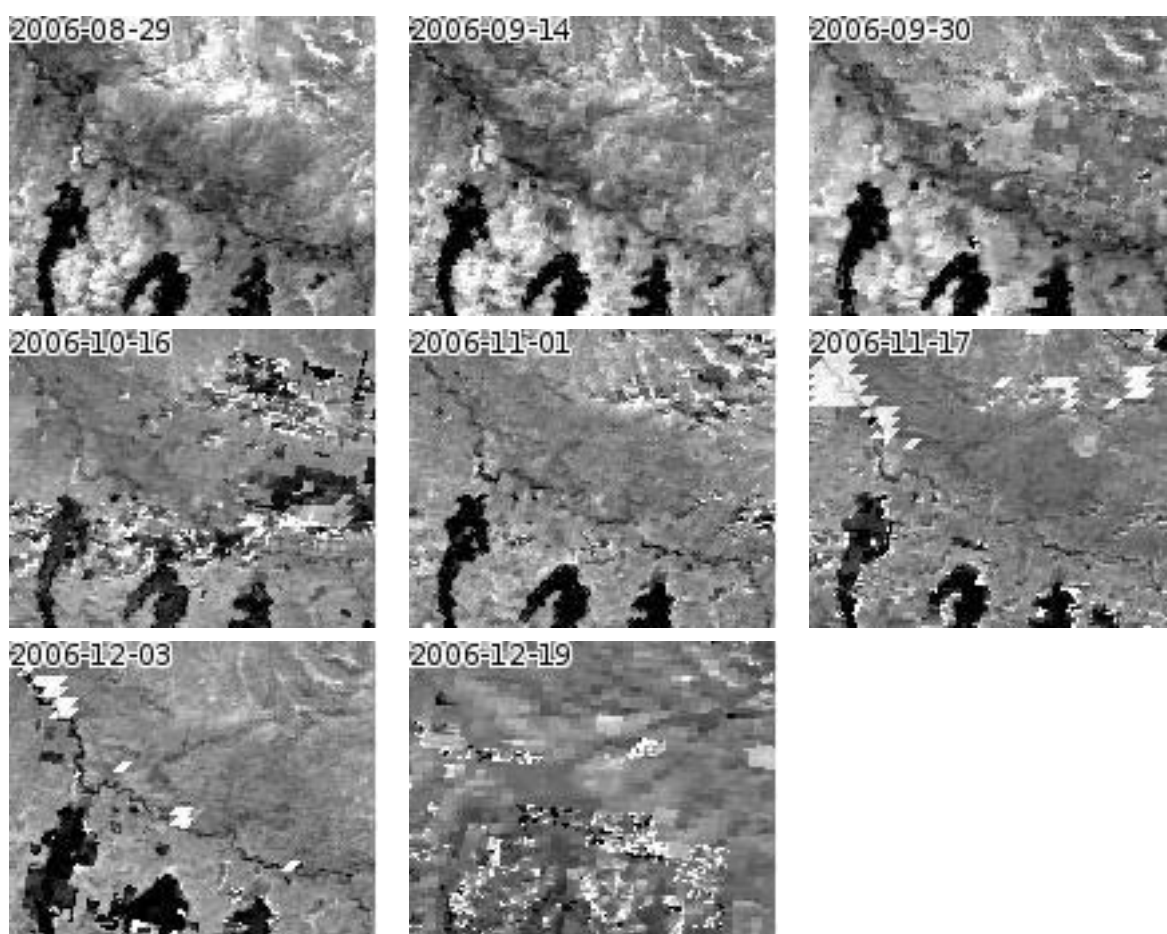












## 謝辞

本論分を執筆するまでの修士課程2年間において、大変多くの方にお世話になった。指導教官である柴崎教授は、修士課程の間、学部から継続してきた研究テーマを好き勝手に取り組ませていただいたにもかかわらず、研究を進めるにあたって、多くのご指導をいただき、機材、現地調査に伴う費用の支援を認めてくださった。慶應義塾大学の蔵教授は、学部在籍しているところからご指導いただき、大学院進学後にも本研究テーマについて、多くのご助言をいただいただけでなく、現地調査の手配を取りまとめてくださった。中国青海大学の趙教授、中国青海省草地監理センターの庚氏は、現地調査を全面的に支援してくださり、その後も調査対象地域との連絡を取ってくださっている。社会基盤学専攻の竹内講師と大吉氏(現 京都大学)には、研究の取り組み方および衛星画像処理について、大変有用なご指導をくださった。武蔵工業大学の吉崎教授と齋藤氏には、中国内蒙古自治区の砂漠化地域の調査にご同行させていただき、植物生態学に関する知見を学ぶことができた。柴崎研究室の秘書の皆様には、自分には慣れない研究活動に伴う費用の処理で大変お世話になり、円滑に研究活動を進めることができた。柴崎・安岡・竹内研究室の研究者と学生の皆様には、研究室生活の様々な側面でお世話になった。特に学生同期の皆は、あまりにもストイックで持続性が期待できない自分の学生生活を、楽しく、思い出に残るものにしてくれた。最後に、大学院進学にあたって、可とも不可ともいわず、ただ黙って見守ってくれた自分の家族に感謝の意を申し上げたい。

皆様、どうもありがとうございました。

2008年1月26日 宮崎浩之