Kobe University Repository : Kernel

PDF issue: 2025-07-08

農村地域における二次草原植生の保全

松村，俊和

(Degree)
博士（理学）
(Date of Degree)
2011-03-25
(Date of Publication)
2011-03-25
(Resource Type)
doctoral thesis
(Report Number)
甲5231
(URL)
https://hdl.handle.net/20.500.14094/D1005231

※ 当コンテンツは神戸大学の学術成果です。無断複製・不正使用等を禁じます。著作権法で認められている範囲内で、適切にご利用ください。

博士論文

農村地域における二次草原植生の保全

2010 年 12 月

神戸大学大学院人間発達環境学研究科
松村 俊和

目次

第 1 章　研究の目的と背景 1
第 1 節研究の目的 1
第 2 節既往研究 2

第 2 章　研究の方法 7
第 1 節研究の流れ 7
第 2 節淡路島の二次草原環境 7
第 3 節標準和名および種の情報 9
第 4 節定義 10

第 3 章　管理放棄の影響 13
第 1 節はじめに 13
第 2 節方法 13
第 3 節結果 14
第 4 節考察 18

第 4 章　圃場整備後の初期植生 23
第 1 節はじめに 23
第 2 節方法 23
第 3 節結果 24
第 4 節考察 24

第 5 章　造成方法の影響 29
第 1 節はじめに 29
第 2 節方法 29
第 3 節結果 29
第 4 節考察 32

第 6 章　圃場整備後の植生回復 35
第 1 節はじめに 35
第 2 節方法 35
第 3 節結果 36
第 4 節考察 40

第 7 章　土壌硬度と草刈り高さの影響 43

第 1 節はじめに 43
第 2 節方法 43
第 3 節結果 44
第 4 節考察 46

第 8 章　結論 47

Abstract

The objective of this study is to clarify the effect of human activity on species diversity in semi-natural grasslands at agricultural landscapes, which are one of the most important habitats for plant species of grasslands.

Managed and abandoned grasslands on the field margins were investigated to clarify the effect of decreased human activity. The relationship between the time since the last management and the species richness or species composition were analyzed. The mean species richness per square meter in the managed grasslands was 25.3 and significantly higher than that in the abandoned grasslands. Species richness was significantly negatively correlated with the time since the last management. The negative correlation between cumulative cover and species richness was significant in layers below 0.6 m. The composition of managed grasslands was similar to that of grasslands abandoned within the past 3 years but was different from that of grasslands abandoned for 4 years or more. The managed grasslands had 28 indicator species,while the abandoned grasslands had 1 indicator species. Competitive species such as Solidago altissima and Pleioblastus spp. gained height and cover in the abandoned grasslands within a few years. This increase is considered to be the reason for the decrease in the species richness and the change in the species composition.

The banks of paddy field margins were investigated to clarify the effect of farmland consolidation on early stage grasslands. Species richness of the early stage grasslands was low (10.4 per $1m^2$) and species composition was different from that of traditional field banks. A few species, which were reported as characteristic species of the traditional field banks, occurred in the early stage grasslands. It was considerd that these species emerged from seeds or rhizome in the surface soil, or diaspore dispersed from consolidated fields. Thus, it is important to reuse surface soil or to sow seeds of grassland species to conserve vegetation of banks of paddy field margins.

Three types of field margins were investigated; the traditional fields, restored fields, and consolidated fields to clarify the effect of increased activity on the field margins. Species diversity was highest in traditional fields, middle in restored fields and lowest in consolidated fields. In species composition, the traditional fields and restored fields were similar, but that of consolidated fields was different from other types. There were many species of long-distance dispersal type in restored fields, but not in consolidated fields. The original surface soil is used in restored fields, but not consolidated fields. There are species sources near restored fields, but not consolidated fields. This clarifies that the differences of construction method result in differences between the vegetation

of restored fields and that of consolidated fields.

Semi-natural grassland on the field margins of traditional and consolidated agricultural fields were investigated to clarify the relationship between species richness and the time since the farmland consolidation. The distance from the nearest traditional field margin to the consolidated sites was determined, because the traditional field was considered as a seed source of native vegetation to the semi-natural grasslands. Field margins in consolidated fields of different ages and distances from seed sources were selected. Indicator species for both field types were sought. Regression analysis and detrended correspondence analysis were used to determine the effect of spatial and temporal distances on the species composition of native vegetation. Species richness differed significantly between the margin of traditional and consolidated fields. Significant indicator species of traditional fields were identified, but not of consolidated fields. In consolidated fields, species richness increased significantly with age and decreased significantly with increasing distance to the source. At younger sites, species richness decreased drastically with distance from the source because of strong negative correlations, but not at older sites. Detrended correspondence analysis ordination plots similarly indicated that similarities of vegetation composition in consolidated and traditional fields decreased with distance, and the effect of distance decreased with age. The species composition of the grassland margins of consolidated field was more similar to the margins of traditional fields if the consolidated fields were older, and/or closer to traditional fields. This pattern suggests that dispersal may play a role in the establishment of species on field margins.

The cutting height and soil hardness of banks of paddy field margins, which can affect species richness of grasslands, were investigated. The range of cutting height and the mean cutting height was 3–6 cm and 4.3 cm in the traditional field, and 1–8 cm and 3.7 cm in the consolidated fields. The cutting heights of some consolidated fields were significantly different from that of the traditional field, the others were not different. Irregularity and sharp inclination of the traditional field are considered to be the reason for the difference of cutting height. The range and mean soil hardness was 5.1–15.5 mm and 10.0 mm in the traditional field, and 4.2–18.8 mm and 10.1 mm in the consolidated fields. The soil hardness was not significantly different between the traditional fields and each of the consolidated fields.

In conclusion, semi-natural grasslands at agricultural landscapes are affected by human activity. Both decrease and increase of human activity may result in the low species diversity of semi-natural grasslands. The use of surface soil, sowing seeds,

and setting of seed sources can contribute to the conservation of species diversity at semi-natural grasslads.

第 1 章　研究の目的と背景

第 1 節　研究の目的

生物多様性の保全は世界的に重要な課題であり，1992 年に開催された環境と開発に関する国際連合会議，いわゆる地球サミットの開催以降，生物多様性の保全は広く認知されるようになった．地球サミットでは，地球上の多様な生物をその生息環境とともに保全することを目的とした「生物の多様性に関する条約」が採択され，2010 年 6 月現在では 192 か国および EC が加盟している．日本では「生物の多様性に関する条約」の行動計画として，1995 年に生物多様性国家戦略，2002 年に新・生物多様性国家戦略，2007 年に第三次生物多様性国家戦略が策定された．2008 年には生物多様性基本法が成立している．このように，日本でも生物多様性の保全が急務であることが認識されている．2010 年には生物多様性条約第 10 回目締約国会議が名古屋で開催されるなど，生物多様性の保全に対する意識はさらに高まりつつある．

生物多様性の保全に対する意識が高まる一方で，多くの生物が絶滅の危機に瀕している．例えば，日本に生育する維管束植物約 7000 種のうち約 24% が全国版のレッドデータブックに掲載されている (環境庁自然保護局野生生物課 2000)．各都道府県や市町村が発行するレッドデータブックにも多くの生物が掲載されているように，全国規模だけでなく，地域規模では絶滅の危機に瀕している種が多く存在する．全国版のレッドデータブックに掲載されている種の減少要因では，上位 3 項目の 5% が草地開発であり (環境庁自然保護局野生生物課 2000)，近畿地方の絶滅危惧植物では，水湿地や草原などの環境，特に人為によって維持されてきた二次的自然環境に絶滅の危険性の高い種が多く生育している (藤井 1999)．中国地方でも生育立地面積あたりの絶滅危惧植物の種数は草原・湿地・海浜で多い (兼子ほか 2009)．また，農地の二次草原は，草原植物の生育空間や逃避場所として機能している (Smart et al. 2002)．さらに，チョウ類群集は植生と密接に結びついており (Pöyry et al. 2005)，絶滅の恐れのあるチョウ類の多くが草原に生息しており (井村 2008)，動物の生育空間としても草原は重要である．このように，草原には多くの絶滅の恐れのある動植物の生育空間として機能しており，草原は生物多様性の保全に対して重要であると考えられる．

レッドデータブックに掲載された絶滅危惧種以外でも，二次草原には動植物の普通

種が多く生育している．普通種であっても，地域の個体群はそれぞれに遺伝的な変異を持っており，それぞれの地域でその個体群を保全することが重要である (Pico & van Groenendael 2007)．例えば，オキナグサやムラサキは，かつては各地の草原に普通に生育していたが (芹沢 1995)，現在では全国版のレッドデータブック (環境庁自然保護局野生生物課 2000) に掲載されるまでに減少し，遺伝的な多様性は失われつつあると考えられる．生物多様性を保全するには，保全の対象とする種だけでなく，それらが生息する草原の環境を保全しなければならない． その結果，草原での生物多様性の保全は，絶滅危惧植物や普通種の保全だけにとどまらず，生態系や人間と自然との関わりを守ることにつながる．

このような二次草原のうち，特に水田畦畔を含む農村地域の二次草原は，最も多様性が高い地域のひとつである (Kaule & Krebs 1989)．水田畦畔法面は，全国で 2336 km^2 を占めていると推定され (松村 2008)，水田畦畔の二次草原は草原生植物の生育空間として重要である (馬場ほか 1991)．水田畦畔の二次草原は人為の影響をうけて成立しており，圃場整備や耕作放棄などの人為的な影響を受けやすいと考えられる．実際，圃場整備によって植物 (曽根原ほか 2003; 山戸ほか 1999; 伊藤ほか 1999) やチョウ類 (川村・大窪 2002) の多様性が減少しつつあることが報告されている．このような草原での種多様性の減少は，ヨーロッパでも報告されており (Strijker 2005; Agger & Brandt 1988)，世界的に重要な問題であると考えられる．

しかしながら，水田畦畔に関する研究の蓄積は十分とはいえず，農村地域の種多様性を保全するにはさらに多くの知見を積み重ねる必要がある．また，農村地域における生物多様性の保全には人為の減少と増加の両視点から研究を行う必要があるが，このような研究は見当たらない．そこで，本研究ではこのような農村地域の水田畦畔の二次草原を研究対象として，特に，人為の減少および増加がもたらす影響をそれぞれ明らかにし，二次草原における生物多様性を保全することを目的とした．

第 2 節　既往研究

草原は人為の関わり方によって，自然草原・二次草原・人工草原に分けることができる (矢野ほか 1983)．このうち，自然草原は高山や海浜あるいは湿地などに分布が限られ，日本の草原のほとんどは二次草原である (西村 1988)．二次草原は牛馬の飼料や茅葺のための採草地として草刈りがされる，あるいは放牧地として利用されることで成立していた

(高橋・中越 1999)．ところが，草刈りや放牧などの利用がなくなると，二次草原は森林へと遷移をすることで面積が急速に減少しつつある．二次草原を含む原野の面積は 20 世紀の初めには 500 万 ha 前後あったと推定されるが，2005 年ではわずか 43 万 ha に減少している (小椋 2006)．このように，二次草原は人為によって成立する植生であるため，人間の利用がなくなると二次草原そのものが失われる．

たとえ，二次草原そのものが残っていても人為の関わり方が変化すると，二次草原は残ったとしても，その性質が変化する可能性がある．二次草原の代表的な型であるススキ草原の種組成は，近年のものは 1970-1980 年代のものとは異なっており，種多様性が減少していることが報告されている (小柳ほか 2007)．

このような二次草原植生に影響を与える環境要因として，一般的に温度，光，降水量などの気候的要因，地質，地形，土壌などの土地的要因，人為，他の植物との競争，動物による採食や踏み付けなどの生物的要因がある (中西ほか 1983)．水田畦畔の二次草原は人為の影響をうけて成立しているため，上記の要因のうち人為に関する要因が大きな影響を与えていると考えることができる．その要因として，具体的には土地利用の変化，草原の分断化，管理形態の変化，管理放棄，景観の不均質性などがある．

土地利用では，二次草原に対して非常に長期にわたる影響がある．ヨーロッパにおいて 1000 年前の人口密度と草原生植物の多様性とが密接に関係しており，土地利用が現在の草原の多様性に大きな影響を与えていることが報告されている (Pärtel et al. 2007)．また，スウェーデンでは現在の土地利用状況よりも 200 年前である 18 世紀の土地利用やその後の土地利用変遷によって，現在の草原生植物の多様性を説明でき (Gustavsson et al. 2007)，二次草原としての持続年数が長いほど放牧依存の種数が多いことが報告されている (Johansson et al. 2008)．また，Lunt 1997 は種組成を決定する重要な要因として管理の歴史をあげている．

草原の分断化は，草原生の動植物の生息場所そのものを減少させ，特に小さいパッチの周辺部には生育環境を大きく劣化させる (Kiviniemi & Eriksson 2002)．さらに孤立化すると動植物の相互作用にも影響を及ぼす．孤立化は，花粉昆虫にとって餌や蜜を供給する多様な植物群集の減少をもたらし，訪花昆虫の密度や種数が減少する (Ockinger & Smith 2007)．訪花昆虫が減少すると送粉に影響が出るため悪循環に陥る可能性がある．また，スウェーデンの草原について 50-100 年前の地図を使った分析では，分断化と種多様性との間には強い相関があった (Lindborg & Eriksson 2004)．このように，分断化の影響は時

間的な遅れがあるため，分断化した草原は現在でも管理が続けられていたとしても，将来に種多様性の損失の可能性がある (Lindborg & Eriksson 2004).

管理方法では，放牧，草刈り，火入れなどの違い，あるいはそれぞれの頻度や強度の違いが草原に影響を与え，管理体制の違いによってその立地に特有の植物が生息している (Kitazawa & Ohsawa 2002)．火入れの頻度など管理の違いが植物相の違いをもたらし，その結果として地域レベルの種多様性が維持される (Lunt 1997)．火入れと刈取りとでは植生に与える影響が異なり，刈取りではススキが，火入れではトダシバが優占するなど優占種を決定する要因の一つである (山本ほか 2007)．これは，ススキでは成長点が比較的浅く，火入れによる影響を受けやすいと考えられるためである (山本ほか 2007)．また，草原の管理方法は，昆虫などの無脊椎動物の多様性にも影響を与えることがある (Sheridan et al. 2008).

管理放棄は，一般的に二次草原の種多様性を減少させるため，草刈りなど管理の継続は生物多様性の保全には重要である．例えば，種あるいは属レベルでは，草刈りによって管理されている非整備の畦畔草原には希少種が生息しており (Kitazawa & Ohsawa 2002; Uematsu et al. 2010)，岩手県の草原に生育するスミレ属は環境によって生育種の組成が異なっており，放棄された畦畔や放棄されたため池では，スミレ属植物の出現種数は管理された草原より低くなる (武田 2010)．群集レベルでは，放棄後 2 年では種多様性はあまり変化しないが，5 年経過すると多様性が大きく減少すること (飯山ほか 2002)，二次草原が管理放棄されて高木や低木の被度が増加すると，管理に依存した植物の種数が減少することが報告されている (Öckinger et al. 2006)．植生タイプとの関連を調査した結果でも，出現した種のうち，管理された草原に特徴的に出現する種が多いことが報告されている (Cousins & Eriksson 2001)．ただし，管理下にあっても，草原の植生型の多様性は草刈や施肥などの管理形態によって規定されている (Andrieu et al. 2007)．また，アメリカのイリノイ州など畦畔以外の農地では，放棄後 4 年程度で特定の種が優占して多様性指数は最小になり，その後は木本種が増加することが報告されている (Bazzaz 1975).

景観の不均質性は，不均質性は多様性の決定要因として重要な要因である (Weibull et al. 2003; Benton et al. 2003; Duelli 1997; Gabriel et al. 2005)．農村地域の不均質性は古くからの人為によって維持されており，人為の増加と減少によって不均質性は減少する (Benton et al. 2003)．このような人為の増加と減少による不均質性の減少は，生物多様性をもたらす要因として考えられる．また，垂直的・水平的に構造が不均質な植物群集

では，植物の種多様性が高くなる (Bazzaz 1975).

以上のように，様々な環境要因が二次草原植生に影響を与えているが，水田畦畔は草刈りによって成立している小規模な二次草原であり，特に人為の影響を大きく受けている．水田畦畔の植物は農耕用の家畜の飼料として刈り取られていた．農業が機械化される以前の 1950 年代までは，農耕用の牛馬の飼料を採取するための草刈場が必要であった (徐 2008)．水田畦畔はその草刈場としても利用されていた．現在でも牛の飼育が広く行われている淡路島では，刈り草を飼料や敷き草として利用しているものの，多くの地域では水田への被陰を防ぐために草刈りが行われている．なお，畦畔が崩れるのを防ぐために，除草剤で枯らすのではなく，草刈りが行われている (徐・城戸 2000)．草刈りの頻度は，長野県では 2.5–4 回/年程度 (馬場ほか 2003)，近畿地方では 3.5 回/年程度が多く (徐・城戸 2000) であり，その結果として水田畦畔には二次草原が成立している (浅見ほか 1998)．このような水田畦畔の二次草原は，人為の減少による管理の放棄と人為の増加による土地利用の変化の影響が大きいと考えられる．

人為の減少では耕作放棄による影響が大きく，日本の農村地域では作業の困難性や過疎化および高齢化の影響により，耕作放棄が進んでいる (中島 1999)．人為の増加では，圃場整備による変化をあげることができる．平野地域では圃場整備が進行することで，農村景観は単調なものとなり生物の生活の場は減少し (丸山ほか 1996; 横山 1995)，在来植物の減少が報告されている (曽根原ほか 2003; 山戸ほか 1999; 伊藤ほか 1999; 曽根原ほか 2003; 大窪・前中 1995)．ただし，圃場整備地の中では非整備地に近いところで在来植物の割合が比較的高く，非整備地が種子供給源になっている可能性がある (曽根原ほか 2003).

第 2 章　研究の方法

第 1 節　研究の流れ

本研究は以下の流れで行った．本章で調査対象として淡路島を設定した意義，標準和名および種の情報の出展を述べるとともに，本研究で使用する用語の定義を行う．第 3 章では人為の減少が畦畔草原に与える影響を，第 4 章から第 6 章では人為の増加が畦畔草原に与える影響を，第 7 章では人為と畦畔草原との関係について述べる．具体的には以下のとおりである．

第 3 章では，畦畔草原の減少要因として最も影響が大きいと考えられる耕作放棄について，耕作および畦畔の管理が継続されている非整備地とそれらが放棄された非整備地とを比較して，種数と種組成の変化を明らかにする．

第 4 章では，圃場整備直後の畦畔植生を調査し，その種多様性と種組成を明らかにする．圃場整備による影響は報告されているものの，その初期植生を報告した例は見当たらず，圃場整備が畦畔植生に与える影響を評価するうえで，その初期植生を知ることは重要である．

第 5 章では，非整備地の植生と大規模な造成である圃場整備地での植生小規模な造成である災害復旧地での植生を比較し，造成方法の違いが植生に与える影響を明らかにする．このことから，植生の保全に有効な整備方法を検討する．

第 6 章では，非整備地が隣接した圃場整備年代の異なる圃場整備地を調査することで，圃場整備後の植生回復を明らかにする．回復過程の特徴から植生の復元に何が必要なのかを考察する．

第 7 章では，植生に影響を与えていると考えられる環境要因のうち，草刈の高さおよび物理的な環境要因である土壌硬度を報告する．

第 8 章では，結論として全体をまとめて農村地域の二次草原である畦畔草原の保全方法を検討するとともに，今後の展望を述べる．

第 2 節　淡路島の二次草原環境

本研究は水田畦畔における二次草原の保全を目的としており，特に影響の大きな圃場整備と耕作放棄に焦点をあてる．圃場整備による影響を明らかにするには，圃場整備が行わ

れた水田と比較対照として圃場整備が行われていない水田の組み合わせが必要である．耕作放棄による影響を明らかにするには，耕作放棄された水田と比較対照として耕作が継続されている水田の組み合わせが必要である．このように圃場整備と耕作放棄による影響を明らかにするには，上述の 2 つの組み合わせのある地域を対象にしなければならない．中山間地域の棚田の多い地域では，この組み合わせを含んでいることが多く，本研究の目的を達成するのに適していると考えられる．

淡路島の北部地域 (兵庫県淡路市および洲本市の一部，図 1) は，北淡路丘陵地に属しており，全国でも棚田の多い地域のひとつである (中島 1999)．2006 年における淡路島の圃場整備率は約 37.4% であり (近畿農政局兵庫統計情報事務所洲本出張所 2008) 圃場整備が行われた水田と圃場整備が行われていない水田が混在し，今後圃場整備が行われる地域が残っている．また，二次草原が多く残されているものの，管理放棄地が増加しつつある (図 2；近畿農政局兵庫統計情報事務所洲本出張所 1976, 1977, 1978, 1979, 1980, 1981, 1982, 1983, 1984, 1985, 1986, 1987, 1988, 1989, 1990, 1991, 1992, 1993, 1994, 1995, 1996, 1997, 1998, 1999, 2000, 2001, 2002, 2003, 2004, 2005, 2006)．

このように淡路島の北部地域は，圃場整備などの人為の増加と耕作放棄などの人為の減

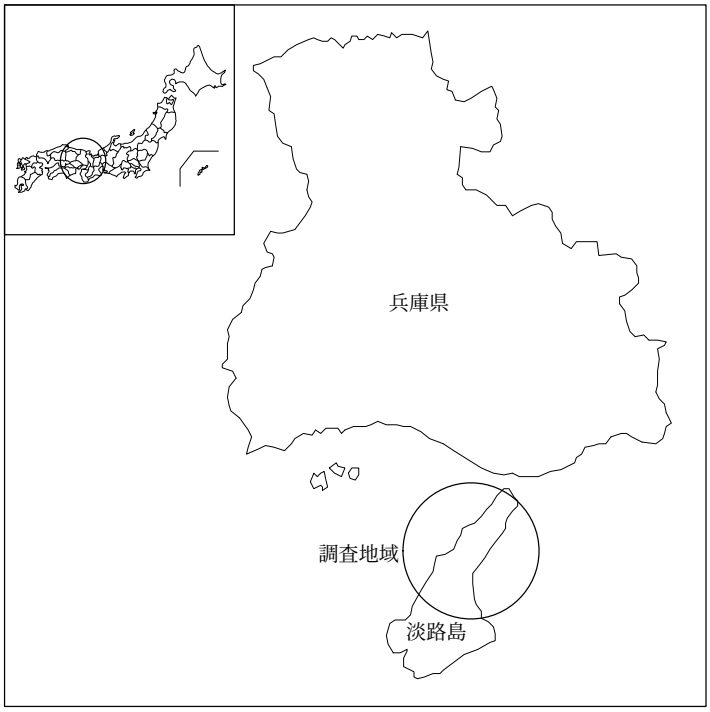


図 1.　調査位置図.

少による影響を大きく受けており，本研究の目的を達成するのに適した水田の組み合わせを含んでいる．このように，淡路島の北部地域は研究対象として適切であると考えられることから，本研究では本地域を現地調査の調査対象とした．

調査地の最寄りの観測所である郡家での 1971 年から 2000 年における年降水量の平均値は 1098 mm，年平均気温は 15.6°C である (気象庁 2001)．淡路島は，兵庫県の中では農業生産高が約 4 分の 1 を占めており，農業の盛んな地域である 淡路島の植生は，二次草原，水田，他の農耕地がほとんどを占めている．本地域では，海岸や河川敷などを除いて自然草原はほとんど存在せず 草原生植物の主な生息地は，水田畦畔の二次草原である．

なお，調査地域内の淡路市黒谷の棚田草地が兵庫県版レッドリストに貴重な植物群落として掲載されている (兵庫県農政環境部環境創造局自然環境課 2010)．

第 3 節　標準和名および種の情報

本研究における標準和名は佐竹ほか (1981, 1982a,b, 1989a,b) および岩槻 (1992) に従い，ネザサおよびケネザサをまとめてネザサ類として扱った．在来および外来の判定は北

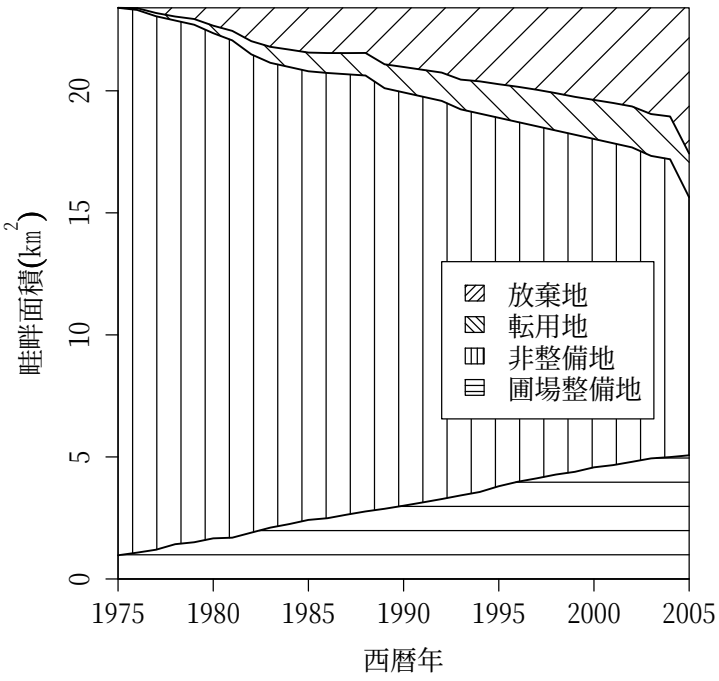


図 2.　淡路島における 1975 年から 2005 年までの畦畔の面積の変化．畦畔の面積は耕作地の面積に畦畔の割合をかけて算出した．

川・大井 (1983)，佐竹ほか (1981, 1982a,b, 1989a,b)，岩槻 (1992) および宮脇ほか (1978) に，生活形の判定は宮脇ほか (1978) に従った．散布型は中西 (1994)，宮脇ほか (1978)，千葉県史料研究財団 (2003) および散布体の形態から判断して，風散布型，付着散布型，被食散布型，水散布型，自動散布，重力散布，アリ散布，雨滴散布，不稔に区分した．これらのうち，水田間を散布可能であると考えられる風散布型，付着散布型，被食散布型，水散布型を長距離散布型とし，水田間の散布が困難であると考えられる自動散布，重力散布，アリ散布，雨滴散布，不稔は短距離散布型とした．複数の散布型が報告されている種は最も長距離の散布形態の散布型として判定した．

第 4 節　定義

本研究では以下のように用語の定義を行った．

水田畦畔とは，一般的には水田と水田の間の斜面および平地を含めた水田の畦畔すべてをいう．本研究ではこのうち水田の下方にある斜面の畦畔に成立する植生を畦畔植生として，これを調査対象とした．ただし，このうち踏みつけの影響がある斜面の上の端および下方の水田の水に接して水分条件が過湿な部分は調査対象からは除外した．

二次草原は，人為の影響によって成立している草本植物が優占する植生である．その影響は，通常は草刈りや火入れ，放牧，踏みつけなどの攪乱があげられる．これらの攪乱の種類，強度，頻度などがその種組成および種多様性を決定する大きな要因である．

非整備地とは，圃場整備および災害復旧が行われていない水田畦畔をいう．

圃場整備地とは，圃場整備が行われた水田畦畔をいう．圃場整備は一般的に数 ha から数十 ha 規模で造成され，調査対象とした圃場整備地は約 10ha から約 40ha の規模である．圃場整備では表土を除去した後に造成を行う．畦畔法面の盛土材には現場外で採取した山土を使用し，表土は使用しない．また，まとまった地区ごとで大規模に造成をするため，隣接した水田畦畔法面には非整備地が存在しない．

災害復旧地とは，災害復旧が行われた水田畦畔をいう．災害の規模により異なり，災害復旧地は一般的に数 m^2 から数十 m^2 規模で造成される．調査対象とした災害復旧地は $100m^2$ 未満の規模である．災害復旧では畦畔の表土を一度除去するものの，規模が小さいため植生基盤材として表土を再利用する．また，規模が小さいため，隣接した水田畦畔法面には非整備地が存在するのが特徴である．圃場整備が行われた地域にも災害復旧地は存在するものの，本研究ではこれらは調査対象から除外した．つまり，本研究が調査対象

とした災害復旧地は，圃場整備が行われていない地域で災害復旧が行われた水田畦畔である．

放棄地とは，圃場整備が行われていない地域での畦畔法面の管理されている水田畦畔をいい，管理地とは，圃場整備が行われていない地域での管理が放棄された水田畦畔をいう．

第 3 章　管理放棄の影響

第 1 節　はじめに

兵庫県の淡路島では，非整備地のうち管理されている畦畔は，1975 年の 22.4 km^2 から 2005 年には 10.5 km^2 に減少した (松村 2008)．その減少分の内訳は，耕作放棄にともなう畦畔の管理放棄が 6.0 km^2，圃場整備が 4.1 km^2，転用が 1.8 km^2 である．これらの要因のうち圃場整備地については，その植生は非整備地とは種組成が異なり，種多様性が低下していることが既に報告されている (大窪・前中 1995; 伊藤ほか 1999; 山戸ほか 1999)．しかし，面積減少の最大要因である耕作放棄が畦畔法面の二次草原に与える影響は，多雪地域における研究 (大黒ほか 1996) があるのみで，他地域での研究はみあたらず，その実態は明らかでない．耕作放棄は淡路島だけでなく，他地域でも畦畔の二次草原の減少にとって大きな要因であると考えられるため，農村地域における二次草原の保全を考える上でその影響を明らかにすることは重要である．そこで，現在も耕作および畦畔の管理が継続されている非整備地とそれらが放棄された非整備地とを比較し，種数と種組成の変化を明らかにすることを目的とした．

第 2 節　方法

本地域の非整備地において，2007 年 9 月から 10 月にかけて現地調査を行った．非整備地の管理地で 10 地点，放棄地で 29 地点の計 39 地点において 1 m × 1 m の調査区を 1 個ずつ設置した．調査区の設置にあたっては，それぞれの地点で代表的な相観であり，管理の有無や管理放棄後の年数が異なる場所とは隣接していない場所を選んだ．管理地と放棄地とで群落の高さなどの構造が異なっていたが，単位面積あたりの出現種数を比較することを目的としたので，全ての調査区の調査面積を 1 m × 1 m に統一した．調査区内の維管束植物の一覧表を作成し，植物種ごとに調査区内での最大高と被度を記録した．被度の測定においては，単独で生育している実生など被度が 0.01% 未満である場合は，その被度を 0.01% として記録した．

非整備地であっても災害後に復旧している畦畔は，旧来の非整備地とは種多様性や種組成が異なっている (松村 2002)．そのため，このような畦畔は調査対象から除外した．災害復旧の有無は，畦畔法面でのコンクリートブロックや石積の有無で判断した．調査地の

管理の有無と管理放棄後の年数は，現地で農家の方からの聞き取りによって把握した．管理地では年に 3–4 回の草刈りが行われていた．管理放棄後の年数を特定出来なかった調査地は，畦畔法面に生育している木本植物の年輪数を管理放棄後の年数とした．

管理地の調査区と放棄地の調査区との間で種数に差があるかを明らかにするため，管理地および放棄後における各年数の放棄地の種数について Dunnett の方法による多重比較を行った．さらに，放棄地について管理放棄後の年数と種数との関係を明らかにするため，Pearson の積率相関係数を求めた．

また，生育する植物の積算被度と種数との関係を明らかにするため，各植物の被度を積算した積算被度を調査区ごとに算出し，積算被度と種数との間で Pearson の積率相関係数を求めた．さらに，放棄による被陰の影響を階層ごとで明らかにするために，出現種を生育している高さによって 0.2 m 以下，0.2 m を超え 0.4 m 以下のように 0.2 m ごとの階層に区切り，各階層に生育している種数とその階層よりも高い階層の積算被度との間で Pearson の積率相関係数を求めた．なお，それぞれの種の階層はその種の最大高が属する階層とし，被度は最大高が属する階層に含まれるものとして解析した．

調査地点の種組成の類似性を明らかにするために，種の被度を使用して UPGMA(群平均法) によるクラスター分析を行った．また，管理地と放棄地のそれぞれに特徴的に出現する種を明らかにするために，Indicator Species Analysis (ISA; Dufrêne & Legendre (1997)) による解析を行った．ISA は，対象とするグループでのそれぞれの種の平均被度と出現頻度から，Indicator Value と有意水準を算出することで，特徴的に出現する種を特定する手法である．

統計解析には R2.4.1(R Development Core Team 2006) を使用し，ISA には R のパッケージ labdsv1.2-2(Roberts 2006) を使用した．

第 3 節　結果

得られた調査資料数は管理地 10 地点，放棄地 29 地点の合計 39 地点であった．放棄地での放棄後の年数は 1 年から 6 年までで年数別の調査資料数は 3 地点から 7 地点であった．管理地ではチガヤやヒメアブラススキなどが優占し，群落高は 0.4–0.8 m，全植被率は 60–95% であった．放棄地のうち放棄後 1 年から 2 年までの調査区は，チガヤ，セイタカアワダチソウ，クズなどが優占し，群落高は 0.7–1.6 m，全植被率は 70–100% であった．放棄後 3 年から 6 年までの調査区は，ネザサ類，クズ，セイタカアワダチソウなどが

優占し，群落高は 0.9–2.2 m，全植被率は 95–100% であった．

2 つ以上の調査区で優占種していたチガヤ，ススキ，セイタカアワダチソウ，クズ，ネザサ類の放棄後の年数別の出現頻度，出現地点での平均高，出現地点での平均被度を表 1 に示す．管理地で優占していたチガヤは放棄後 2 年目までは高い頻度で出現していたものの，放棄後 3 年目では出現頻度が低下し，放棄後 4 年以降では出現していなかった．チガヤの被度は放棄後の年数が多くなるにつれて減少していた．放棄地で優占していたススキ，セイタカアワダチソウ，クズ，ネザサ類の 4 種のうちセイタカアワダチソウとネザサ類は，管理地でも高い頻度で出現していたものの，高さと被度はともに低かった．ススキとクズは管理地では約半数の地点で出現していたものの，高さと被度はともに低かった．これらの 4 種とも高さと被度は放棄地では管理地よりも大きくなる傾向があった．

種数は管理地での平均値が 25.3 種ともっとも高く，放棄後の年数が多いほど種数が少ない傾向があった (図 3)．Dunnett の方法による多重比較を行ったところ，管理地の種数と放棄地の各年数の種数との間でいずれも有意な差があった (管理地と放棄地の各年数とのすべての間で $P < 0.001$)．放棄地では，管理放棄後の年数と種数との間に有意な強い

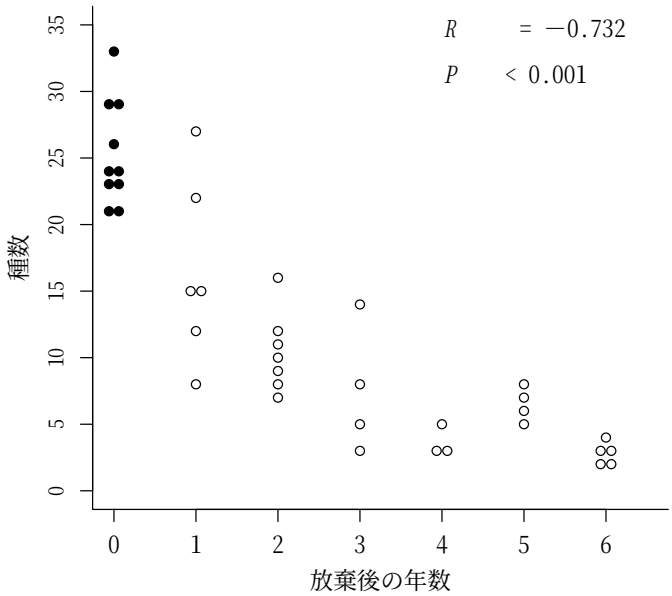


図 3.　放棄後の年数と調査区 ($1m^2$) あたりの種数との関係．● (0)：管理地, ○ (1–6)：放棄地．相関係数は放棄地のみのデータから算出した．

表 1.　放棄後の年数ごとの主要優占種の出現頻度，出現地点での平均高さ (m)，出現地点での平均被度 (%)．-：出現無し．

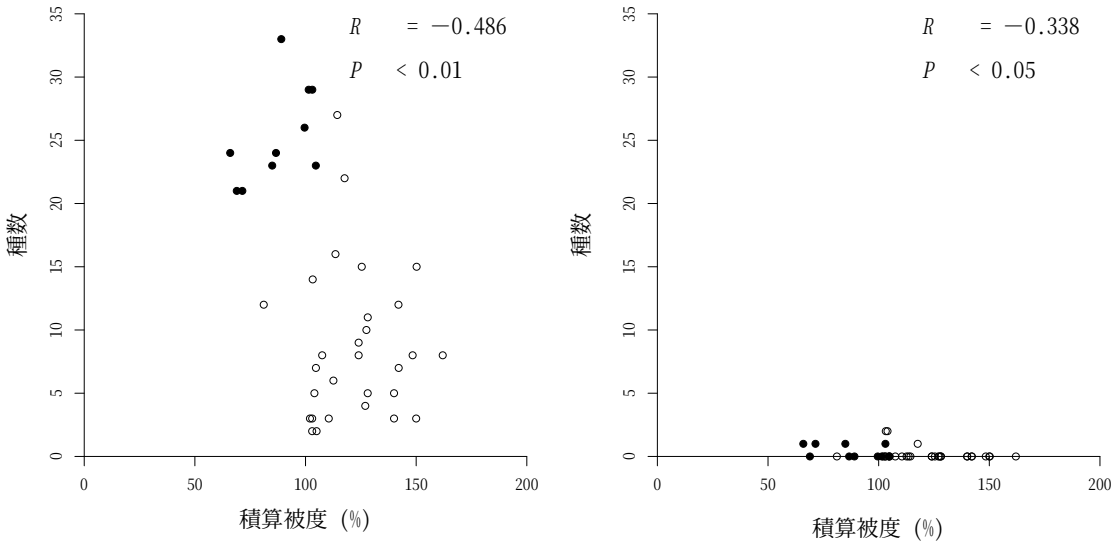
放棄後の年数	地点数	チガヤ			ススキ			セイタカアワダチソウ			クズ			ネザサ類		
		頻度	高さ	被度	頻度	高さ	被度	頻度	高さ	被度	頻度	高さ	被度	頻度	高さ	被度
0	10	1.00	0.62	31.0	0.60	0.53	7.5	0.90	0.36	0.8	0.40	0.40	4.3	1.00	0.20	12.6
1	6	0.83	1.24	35.6	0.50	1.07	4.3	0.83	1.40	44.6	0.50	0.60	30.0	1.00	0.33	10.5
2	7	1.00	0.97	18.3	0.57	1.35	6.8	0.86	0.90	21.3	0.57	1.00	43.2	1.00	0.37	14.6
3	4	0.25	0.60	0.1	0.50	2.00	90.0	0.50	1.30	45.3	-	-	-	0.75	2.00	45.0
4	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.67	2.00	97.5	0.67	1.30	51.0
5	4	-	-	-	0.75	1.60	5.3	-	-	-	-	-	-	1.00	2.00	92.5
6	5	-	-	-	-	-	-	0.60	2.00	20.0	1.00	2.00	54.6	1.00	2.00	58.0

負の相関関係が認められた ($R = -0.732, P < 0.001$)．放棄後 1 年目では種数のばらつきが大きかったものの，放棄後 2 年目以降ではばらつきは小さかった．

積算被度と種数との間には有意な負の相関があり，積算被度が大きいほど種数が少ない傾向があった (図 4(a)), $R = -0.486, P < 0.01$)．上層の積算被度と 0.2 m 以下の階層，0.2–0.4 m の階層および 0.4–0.6 m の階層の種数には，それぞれ有意な負の相関があった (図 4(b)); $R = -0.776, P < 0.001$; $R = -0.700, P < 0.001$; $R = -0.494, P < 0.01$)．0.6 m を超える階層では，上層の積算被度と種数の間には有意な相関はなく，相関関係は下層ほど強い傾向があった．

クラスター分析の結果，距離 1.0 で調査区を区分すると，管理地の全調査区と放棄後 1 年から 3 年の調査区の一部が同じクラスターに含まれた (図 5)．その他のクラスターは，放棄後 3 年から 6 年の調査区を含むクラスター，放棄後 3 年の調査区からなるクラスター，放棄後 1 年と 2 年と 4 年と 6 年の調査区を含むクラスターであった．このように管理地の調査区の種組成は放棄後の年数が少ない調査区の一部と類似しているものの，放棄後の年数が多い調査区の種組成とは異なっていた．

全出現種のうち ISA によって算出した Indicator Value が 0.25 以上かつ有意水準が



(a) 全階層の積算被度と全階層の種数との関係

(b) 0.2m を超える階層の積算被度と 0.2m 以下の種数との関係

図 4.　積算被度と調査区 ($1m^2$) あたりの種数との関係．●：管理地, ○：放棄地.

0.05 未満であった種をそれぞれに特徴的に出現する種とした．管理地では，スギナ，チガヤ，コマツナギ，コツブキンエノコロ，ヒメヨツバムグラ，ネコハギ，キジムシロ，ウツボグサなど 28 種が特徴的に出現していた (表 2)．これに対して，放棄地では特徴的に出現していたのはネザサ類だけであった．このように放棄地では出現頻度が低いあるいは欠落している種が多くあった．

第 4 節　考察

淡路島北部地域における水田の畦畔法面の二次草原では，管理放棄された年数が多いほど，種数が減少しており，管理地と放棄地とでは種数において有意な差が認められた (図 3)．また，積算被度と種数との関係では，積算被度が大きいほど種数は少ない傾向があった (図 4)．放棄後の年数が経過すると，優占種がチガヤからススキ，セイタカアワダチソウ，ネザサ類などに変化するとともに，高さと被度が大きくなっていた (表 1)．これらの上層に繁茂する種が植物高の低い種を被陰することで，放棄地では種数が減少したと考え

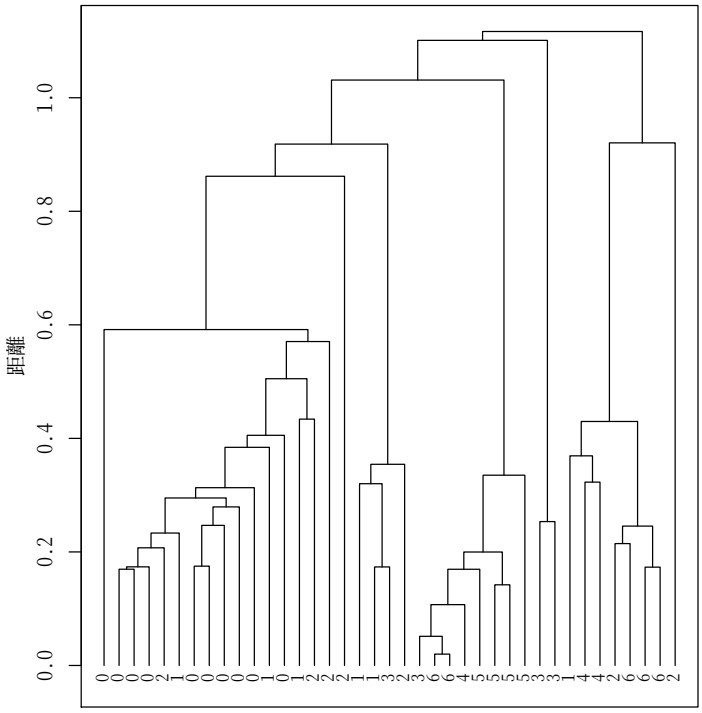


図 5.　クラスター分析による放棄後の年数ごとの調査区の区分．クラスター分析は種の被度に基づくユークリッド距離を使用し，UPGMA(群平均法) によって行った．番号は放棄後の年数．0：管理地，1–6：放棄地．

表 2. 管理地および放棄地における Indicator species. *: $P < 0.05$; **: $P < 0.01$; ***: $P < 0.001$.

区分	和名	Indicator Value	頻度		被度 (%)	
			管理地	放棄地	管理地	放棄地
管理地	スギナ	0.83 ***	0.90	0.24	2.3	0.7
	チガヤ	0.75 ***	1.00	0.45	31.0	23.5
	コマツナギ	0.62 **	0.70	0.17	3.3	1.7
	コツブキンエノコロ	0.60 ***	0.60	-	0.3	-
	ヒメヨツバムグラ	0.59 ***	0.60	0.03	0.0	0.0
	ネコハギ	0.57 ***	0.60	0.03	3.7	3.0
	キジムシロ	0.55 ***	0.60	0.10	2.3	1.3
	ウツボグサ	0.50 ***	0.50	-	4.2	-
	スズメノヤリ	0.49 **	0.50	0.07	0.6	0.1
	ノアザミ	0.49 ***	0.50	0.07	0.9	0.2
	アキノキリンソウ	0.48 **	0.50	0.03	1.3	1.0
	オニタビラコ	0.46 **	0.60	0.14	0.0	0.1
	スズメノヒエ	0.45 **	0.50	0.07	1.8	1.5
	アオウシノケグサ	0.40 ***	0.40	-	0.9	-
	ナキリスゲ	0.40 ***	0.40	-	0.5	-
	コブナグサ	0.40 ***	0.40	0.03	0.7	0.1
	ハゼノキ	0.39 ***	0.40	0.03	0.0	0.0
	アキノタムラソウ	0.39 **	0.40	0.03	1.3	0.5
	ヤマハッカ	0.38 *	0.50	0.14	3.1	3.5
	トダシバ	0.38 **	0.40	0.07	2.4	0.8
	アブラススキ	0.38 **	0.40	0.03	6.5	5.0
	ホシダ	0.36 *	0.40	0.07	3.1	2.0
	ジャノヒゲ	0.34 *	0.40	0.10	2.5	1.7
	キツネノマゴ	0.30 *	0.30	-	0.5	-
	ヒメアブラススキ	0.30 ***	0.30	-	13.0	-
	ヒメジョオン	0.30 **	0.30	0.03	1.3	0.1
	タツナミソウ	0.29 *	0.30	0.07	0.2	0.1
	ヒメムカシヨモギ	0.26 *	0.40	0.03	0.3	2.0
放棄地	ネザサ類	0.69 *	1.00	0.93	12.6	39.3

られる．ただし，放棄後 1 年目では種数のばらつきが大きかった．これは，優占種による被陰の期間が短いため，植物高の低い種であっても生育し続けている種があるためだと考えられる．

積算被度と種数との関係では，積算被度が大きいほど種数は少ない傾向があり (図 4(a))，階層ごとの種数と上層の積算被度との関係をみると，下層ほど負の相関関係が強かった (図 4(b))．二次草原の多様性保全には光環境が重要であるとの指摘 (Mitlacher et al. 2002) があるように，畦畔法面の二次草原においても放棄によって上層の積算被度が増加することで光環境が悪化し，種数が減少したと考えられる．

管理が放棄された北摂地域の二次林においては，常緑植物の積算被度が高いほど種数が少ないこと，および常緑植物積算被度が高い群落において夏緑植物の種数が少ない傾向が下層ほど顕著であることが報告されている (松村ほか 2007)．二次草原と二次林との，ならびに全植物の積算被度と常緑植物の積算被度との違いがあるものの，両者とも二次植生における管理の中断がもたらした種数の減少であり，下層においてもっとも影響が顕著であることが共通していた．ただし，畦畔の二次草原では，定期的な草刈りによって高さを低く抑えられていた種が，管理の停止後に伸張したことが原因で，下層の種数が減少した可能性がある．同一地点において管理地と放棄地を継続調査しておらず，また，それぞれの種の階層区分にはその種の最大高を用いたため，上層の被度による影響と管理停止による下層の植物の伸張とが，結果として下層の種数の減少に対してそれぞれどの程度寄与しているかは不明である．これを明らかにすることは今後の課題である．

放棄後の年数が 4 年以上の調査区では，管理地の調査区とは種組成が異なっており (図 5)，管理地に生育していた種の中で欠落していたものが多数あった (表 2)．このような種数の減少と種組成の変化は数年間という短期間で起こっていた．これは，管理地にも生育しているものの草刈りによって被度の増加が抑えられていたセイタカアワダチソウやネザサ類が，管理の放棄とともに被度を増加させたことによるためで，新たな種の侵入によるものではないからであろう．ただし，兵庫県の淡路島北部地域だけを対象としており，畦畔法面の二次草原における放棄後の種数の減少が数年間で起こることを確認するには他地域での研究がさらに必要である．

放棄地では放棄後の年数が短いと，表土に埋土種子や根茎が残っている可能性があり，管理を再開することで放棄前のように種多様性の高い植生が復元される可能性はある．しかし，埋土種子群での生存種子の量は時間とともに指数関数的に減少する種が多いため

(Baskin & Baskin 1998)，管理放棄後の年数が長くなると，刈り払いや刈り取りだけでは植生の復元は困難になると考えられる．一方，近隣に管理された非整備地が存在している場合は，非整備地が種子供給源として機能する可能性があるため (松村 2002)，管理再開によって種多様性の高い二次草原を復元できる可能性が高くなる．

今後はさらに耕作放棄地が増え，畦畔の管理が行われなくなると考えられる．管理放棄後の年数が長くなり一部の種がより繁茂すると，繁茂した種の高さや被度を抑制して下層の光環境を改善するのにはより多くの時間と労力が必要になると考えられる．そのため，地域フロラにおける種多様性の保全には管理の継続がまず必要である．

第 4 章　圃場整備後の初期植生

第 1 節　はじめに

水田の畦畔法面には，除草草原 (浅見ほか 1998) としての二次草原が成立しており，草原生植物の生育空間として重要である (馬場ほか 1991)．しかし，水田畦畔法面の植生 (以下，畦畔植生という) のうち，圃場整備された水田畦畔の法面では (以下，圃場整備地という) 圃場整備が行われていない水田畦畔の法面 (以下，非整備地) よりも種多様性が低く，種組成が変化していることが報告されている (大窪・前中 1995; 伊藤ほか 1999; 山戸ほか 1999)．このような圃場整備が畦畔植生の種多様性に与える影響を評価するうえで，圃場整備直後の初期植生を知ることは重要である．伊藤ほか (1999) は圃場整備直後の畦畔植生を調査しているものの，調査面積を定めていないため単位面積あたりの種数を比較することはできず，種多様性の評価の対象とすることはできない．このほかでは，筆者の知る限りでは，圃場整備直後の初期植生を報告した例はない．そこで，圃場整備が畦畔植生の種多様性に与える影響を評価するための基礎資料，また圃場整備後の植生回復を調査するための基礎資料とすることを目的として，圃場整備直後の畦畔植生について調査した．

第 2 節　方法

現地調査は，兵庫県の南部に位置し，淡路島の北部地域にあたる淡路市の旧一宮町山田地区および東桃川地区で行った．本地域は北淡路丘陵に属しており，棚田の多い地域である (中島 1999)．調査地の標高は山田地区で約 130 m，東桃川地区で約 40 m である．

現地調査は 2008 年 11 月に行った．調査地の圃場整備の完了年月は，山田地区では 2007 年 9 月，東桃川地区では 2008 年 3 月であり，両地区とも圃場整備後 1 年目の水田畦畔で調査をした．両地区とも法面緑化工は行われていないが，山田地区では畦畔の一部に表土を使用していた．ただし，表土が使用された範囲や具体的な施工手順は把握できなかった．

畦畔法面に 1 m × 1 m の調査区をそれぞれの地区で 5 つずつ，合計で 10 地点設置した．調査区の群落高と植被率を記録するとともに，調査区内の維管束植物の植物種ごとの被度 (%) を目測した．被度の測定においては，単独で生育している実生など被度が 0.01% 未満である場合は，その被度を 0.01% として記録した．

第 3 節　結果

出現種数は，5 種から 16 種の範囲で平均値は 10.4 種であった．地区別では，山田地区の平均出現種数は 13.2 種であり，東桃川地区の 7.6 種よりも多かった．

群落高は，0.2m から 0.5m までの範囲で平均値は 0.31m であった．植被率は，10% から 90% までの範囲で平均値は 48% であった．メヒシバ，ギョウギシバ，シロツメクサなどが優占していたが，顕著な優占種がない地点もあった．出現頻度が高かったのは，ギョウギシバ，メヒシバ，ヨモギ，コヌカグサ，スギナ，ヌカキビ，ヤハズエンドウ，オオアレチノギク，コツブキンエノコロであった．

出現種数は，5 種から 16 種の範囲で平均値は 10.4 種であった．地区別では，山田地区の平均出現種数は 13.2 種であり，東桃川地区の 7.6 種よりも多かった．

在来種および外来種の出現種数の平均値は 7.8 種および 2.6 種であり，外来種が 25% を占めていた (表 4)．在来種および外来種の積算被度の平均値は 42.0% および 15.2% であり，地点別ではほとんどの地点で在来種の被度が外来種の被度を上回っていた．

ラウンケアの生活形 (休眠型) 別の出現種数の平均値は，夏一年生植物 (Ths) が最も多く 4.1(39%)，次いで半地中植物 (H) が 2.5(24%)，冬一年生植物 (Thw) が 1.3(13%)，地表植物 (G) と地中植物 (Ch) がそれぞれ 0.9(9%)，その他の合計が 0.7(7%) であった (表**??**)．積算被度の平均値は夏一年生植物 (Ths) が最も高く 28.3%，次いで地中植物が 15.2%，半地中植物 (H) が 14.9% であった．ただし，地点によるばらつきが大きかった．

第 4 節　考察

圃場整備直後の畦畔植生における 1m^2 あたりの出現種数の平均値は 10.4 であった．他の地域の圃場整備地での 1m^2 あたりの報告は無く比較することはできないが，同面積で本調査地と近い淡路市の旧北淡町での非整備地における平均出現種数の 25.2 (松村・武田 2008) と比較すると，圃場整備直後の出現種数は非整備地の半分以下であることがわかった．地区別では，山田地区が東桃川地区よりも出現種数が多い傾向にあった．この原因として，山田地区では表土を使用したため埋土種子や残存地下茎からの発芽があった可能性や山田地区では竣工年月が早かったために種子の侵入の機会が多かった可能性が考えられる．ただし，表土が使用された範囲や具体的な施工手順が不明であること，調査地点数が

表 3.　圃場整備直後の畦畔法面における初期植生の組成．種名・生活形の右側の数字は被度 (%).「・」は出現せず.

		山田地区					東桃川地区						
		MT08101	MT08102	MT08103	MT08104	MT08105	MT08106	MT08107	MT08108	MT08109	MT08110	平均値	
群落高 (m)		0.2	0.3	0.3	0.4	0.3	0.5	0.2	0.3	0.4	0.2	0.31	
植被率 (%)		10	10	15	70	30	60	40	90	80	80	48	
出現種数		15	8	16	13	14	8	5	8	12	5	10.4	
種名	生活形												出現回数
ギョウギシバ	Ch	・	・	・	・	15	10	30	20	1	30		6
メヒシバ	Ths	0.1	・	・	・	3	30	・	5	50	40		6
ヨモギ	H	・	0.2	1	1	2	・	・	・	1	0.5		6
コヌカグサ	H	・	・	・	・	・	15	10	15	1	10		5
スギナ	G	0.01	3	1	10	3	・	・	・	・	・		5
ヌカキビ	Ths	2	・	・	・	5	15	・	1	20	・		5
ヤハズエンドウ	Thw	0.01	0.1	0.1	0.1	0.1	・	・	・	・	・		5
オオアレチノギク	Ths	1	2	0.01	10	・	・	・	・	・	・		4
コツブキンエノコロ	Ths	1	5	7	20	・	・	・	・	・	・		4
オッタチカタバミ	Ch	・	0.1	・	・	0.1	・	・	・	0.1	・		3
シロツメクサ	H	・	・	・	0.01	・	・	・	70	15	・		3
セイタカアワダチソウ	G	0.2	・	0.01	・	0.1	・	・	・	・	・		3
ノゲシ	Thw	1	・	・	・	1	・	0.01	・	・	・		3
アオスゲ	H	・	・	0.01	1	・	・	・	・	・	・		2
アキメヒシバ	Ths	・	・	・	0.1	・	・	・	・	1	・		2
イヌビエ	Ths	・	・	・	・	・	・	・	2	・	20		2
キツネノマゴ	Ths	・	・	0.01	0.01	・	・	・	・	・	・		2
ゲンゲ	Thw	0.01	0.01	・	・	・	・	・	・	・	・		2
コセンダングサ	Ths	・	・	0.03	・	2	・	・	・	・	・		2
コブナグサ	Ths	・	・	2	30	・	・	・	・	・	・		2
タカサブロウ	Ths	0.5	・	・	0.01	・	・	・	・	・	・		2
ツボクサ	H	2	・	・	・	・	・	・	・	0.5	・		2
ツユクサ	Ths	・	・	・	・	・	2	・	0.1	・	・		2
ネコハギ	H	・	・	2	・	・	・	・	・	0.5	・		2
ネザサ	N	・	・	・	・	1	・	・	1	・	・		2
ヒメジソ	Ths	1	・	0.01	・	・	・	・	・	・	・		2
アキニレ	MM	・	・	・	・	0.1	・	・	・	・	・		1
アキノエノコログサ	Ths	・	・	・	・	・	5	・	・	・	・		1
アキノノゲシ	Thw	・	・	・	・	1	・	・	・	・	・		1
アメリカイヌホオズキ	Ths	・	・	・	・	・	・	0.01	・	・	・		1
イグサ	HH	・	・	1	・	・	・	・	・	・	・		1
エノキグサ	Ths	・	・	・	・	・	0.01	・	・	・	・		1
オオバコ	H	・	・	・	1	・	・	・	・	・	・		1
クズ	M	・	・	・	・	・	5	・	・	・	・		1
コアゼガヤツリ	HH	・	1	・	・	・	・	・	・	・	・		1
コナスビ	H	・	・	・	0.01	・	・	・	・	・	・		1
コニシキソウ	Ths	・	・	・	・	・	・	・	・	0.1	・		1
コマツナギ	N	・	・	1	・	・	・	・	・	・	・		1
シバ	H	0.1	・	・	・	・	・	・	・	・	・		1
ススキ	H	・	・	0.1	・	・	・	・	・	・	・		1
スズメノヒエ	H	・	・	・	・	・	・	・	・	0.1	・		1
タネツケバナ	Thw	・	・	・	・	0.1	・	・	・	・	・		1
チガヤ	G	2	・	・	・	・	・	・	・	・	・		1
チチコグサモドキ	Thw	・	・	0.01	・	・	・	・	・	・	・		1
ヒメムカシヨモギ	Ths	0.01	・	・	・	・	・	・	・	・	・		1
マルバヤハズソウ	Ths	・	・	・	・	・	・	0.01	・	・	・		1

表 4.　在来/外来別の種数および積算被度 (被度の合計)

	山田地区					東桃川地区					
	MT08101	MT08102	MT08103	MT08104	MT08105	MT08106	MT08107	MT08108	MT08109	MT08110	平均
種数											
在来種	11	5	12	11	11	7	3	6	8	4	7.8
外来種	4	3	4	2	3	1	2	2	4	1	2.6
積算被度 (%)											
在来種	9.7	9.3	15.2	63.2	31.3	67.0	30.0	29.1	74.1	90.5	42.0
外来種	1.2	2.1	0.1	10.0	2.2	15.0	10.0	85.0	16.2	10.0	15.2

少ないことから，出現種数の差の原因を特定することはできなかった．

今回の調査における外来種の比率は，25% であった．外来種の比率は，圃場整備直後で約 20%, 圃場整備 6 年後と 10 年後で約 50–60%(伊藤ほか 1999), 圃場整備地で 22–26%(山戸ほか 1999)，圃場整備地で 0–50% 程度 (大窪・前中 1995) との報告がある．外来種の比率は，本調査においても調査区ごとにばらつきが大きく，調査地域や調査区の特性の違いがあり，どのような要因が外来種が占める割合に影響を与えているのかを明らかにする必要がある．

ラウンケアの生活形組成を山戸ほか (1999) と比較すると，本研究では一年生植物 (Th) がやや多く，逆に半地中植物 (H) がやや少ない傾向にあった．これは，本研究の調査地がより遷移の初期段階にあたるためだと考えられ，圃場整備直後はイヌビエやメヒシバなどの一年草の常在度が高いという報告 (伊藤ほか 1999) と一致する．

山戸ほか (1999) は，チガヤ－ツリガネニンジン群落を非整備地の畦畔植生として報告しており，その識別種としてツリガネニンジン，ノアザミ，ゲンノショウコなど 24 種をあげている．今回調査した圃場整備地には，出現頻度は低いものの，チガヤ－ツリガネニンジン群落の識別種であるコマツナギが出現している．また，松村 (2002) はネザサやネコハギは非整備地に比べ圃場整備地ではほとんど出現しないとして報告しているが，本調査の圃場整備直後の畦畔植生では，出現頻度は低いものの，これらの種が出現していた．

表 5.　生活型別の種数および積算被度 (被度の合計)

	山田地区					東桃川地区					
	MT08101	MT08102	MT08103	MT08104	MT08105	MT08106	MT08107	MT08108	MT08109	MT08110	平均値
種数											
夏一年生植物 (Ths)	7	2	6	6	3	5	2	4	4	2	4.1
冬一年生植物 (Thw)	3	2	2	1	4	0	1	0	0	0	1.3
地表植物 (G)	3	1	2	1	2	0	0	0	0	0	0.9
半地中植物 (H)	2	1	4	5	1	1	1	2	6	2	2.5
地中植物 (Ch)	0	1	0	0	2	1	1	1	2	1	0.9
水生植物 (HH)	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0.2
小型地上植物 (N)	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0.3
中型地上植物 (M)	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0.1
大型地上植物 (MM)	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0.1
積算被度 (%)											
夏一年生植物 (Ths)	5.6	7.0	9.1	60.1	10.0	52.0	0.01	8.1	71.1	60.0	28.3
冬一年生植物 (Thw)	1.0	0.1	0.1	0.1	2.2	—	0.01	—	—	—	0.6
地表植物 (G)	2.2	3.0	1.0	10.0	3.1	—	—	—	—	—	3.9
半地中植物 (H)	2.1	0.2	3.1	3.0	2.0	15.0	10.0	85.0	18.1	10.5	14.9
地中植物 (Ch)	—	0.1	—	—	15.1	10.0	30.0	20.0	1.1	30.0	15.2
水生植物 (HH)	—	1.0	1.0	—	—	—	—	—	—	—	1.0
小型地上植物 (N)	—	—	—	—	—	5.0	—	—	—	—	5.0
中型地上植物 (M)	—	—	—	—	0.1	—	—	—	—	—	0.1
大型地上植物 (MM)	—	—	1.0	—	1.0	—	—	1.0	—	—	1.0

これらの種は，埋土種子あるいは根茎などを含む圃場整備前の畦畔表土の一部が圃場整備に利用された，もしくは圃場整備後に外部から種子が侵入したため，整備直後の畦畔植生に出現したものと考えられる．本研究では，これらの種が埋土種子や地下茎に由来するのか，侵入種子に由来するのかは特定できなかったが，圃場整備直後にこれらの種が生育していたことは圃場整備の方法や圃場整備後の復元方法を考える上で重要である．つまり，圃場整備地に欠落する傾向のある種であっても，ごく近隣から種子や植物体を適切に移入すれば，圃場整備後の畦畔でも生育の可能性がある．しかし，今回の調査で生育していた個体が継続して生育可能かどうか，圃場整備地に生育している個体が種子を散布することで生育場所を広げるかどうかなどは不明であり，これらを明らかにすることは今後の課題

である．

以上のように，圃場整備地での既往調査と同様に，圃場整備直後の畦畔植生の種多様性は低く，種組成は非整備地とは全く異なっていることがわかった．ただし，土壌中に種子や根茎が存在する，あるいは外部から種子が供給されれば，非整備地に特徴的に出現する種 (整備地では欠落しやすい種) であっても生育可能であると考えられる．そのため，圃場整備地における種多様性および種組成の保全には，圃場整備の工事に先立ち，埋土種子などを含んだ畦畔表土をあらかじめ保存しておき工事後に戻すこと，あるいは圃場整備後に播種をすることが有効であると示唆される．

第 5 章　造成方法の影響

第 1 節　はじめに

造成された水田畦畔では植物の種多様性が低いことや造成前とは種組成が異なり，水田畦畔の種多様性を保全する必要があることが報告されている (前中ほか 1993; 大窪・前中 1995; 古谷ほか 1998; 山戸ほか 1999; 伊藤ほか 1999; 上野ほか 2000)．これらの研究は圃場整備地などの大規模な造成地を対象としている．しかし，水田畦畔には大雨で崩壊した部分を復旧した小規模な造成地も多く存在し，これらの小規模な造成地についての研究はほとんどない．そこで，種多様性の保全に有効な造成方法を探るため，造成の状況の異なる水田畦畔法面の植生を調査し，造成方法の違いが植生に与える影響について検討した．

第 2 節　方法

現地調査は 1999 年 9–10 月および 2001 年 9 月に行った．チガヤの優占する災害復旧地，非整備地，圃場整備地の水田畦畔法面内に 1m × 2m の調査区を設定し，調査区内の維管束植物を対象として種名のリストを作成した．さらに各種の調査区に占める植被率を記録した．

各調査区の相互関係を明らかにするために，(Kobayashi 1987) の不均質比 HR(heterogeneity ratio) をもとにして調査区を分類した．サンプルの分類に関しては様々な分類方法が提案されているが，HR はサンプルの大きさに対する影響が小さく，さらに類似性の程度を統計的に検定できることから (小林 1995) 分類方法として HR による分類方法を用いた．

種多様性を示す指数として，調査区あたりの出現種数，Shannon の H'(Shannon)，Shimpson の $1/d$ を用いた．分析における有意差の検定には，Mann-Whitney の U 検定を用いた．

第 3 節　結果

調査資料をもとに調査区ごとの出現種の一覧表を作成した結果，災害復旧地，非整備地，圃場整備地ごとに出現傾向の異なる種が存在していた (表 6)．すべての調査地で出現

頻度が高い種は，チガヤ，アオスゲ，オオアレチノギク，ヨモギ，スギナなどであった．非整備地を特徴付ける種としては，キジムシロ，ネザサ類，コマツナギ，ニガナ，カニクサ，コハシゴシダ，ツリガネニンジン，アキノタムラソウ，スズメノヒエ，タツナミソウ，トダシバ，ネコハギ，ジャノヒゲ，ヤマハッカの 14 種があった．これらの種は圃場整備地では全く出現しなかった．しかし，非整備地より出現頻度は低いものの，災害復旧地においても上記の種のほとんどが出現していた．

HR による分類により，5% 水準で有意差のある 4 つのクラスターに分類した (図 6)．クラスターＢは非整備地のみで構成するものの，クラスターＡは災害復旧地と非整備地から構成しており，災害復旧地と非整備地とは明確には区分できなかった．圃場整備地は単独でクラスターＣおよびＤを構成していた．そのため，より上位の点で区分すると，非整備地と災害復旧地とで構成するクラスター，および圃場整備地のみで構成するクラスターの 2 つに区分された．

災害復旧地，非整備地，圃場整備地での種多様性指数 H’ の平均値はそれぞれ 1.04, 0.78，1.73，種多様性指数 1/d の平均値はそれぞれ 1.73，1.48，3.18，平均出現種数はそれぞれ 23.7 種，33.7 種，18.3 種であった (表 7)．種多様度指数は災害復旧地および圃場整備地と非整備地との間には有意な差が認められた．出現種数は圃場整備地と非整備地との間にのみ有意な差が認められた．このように，種多様性は高い方から非整備地，災害復

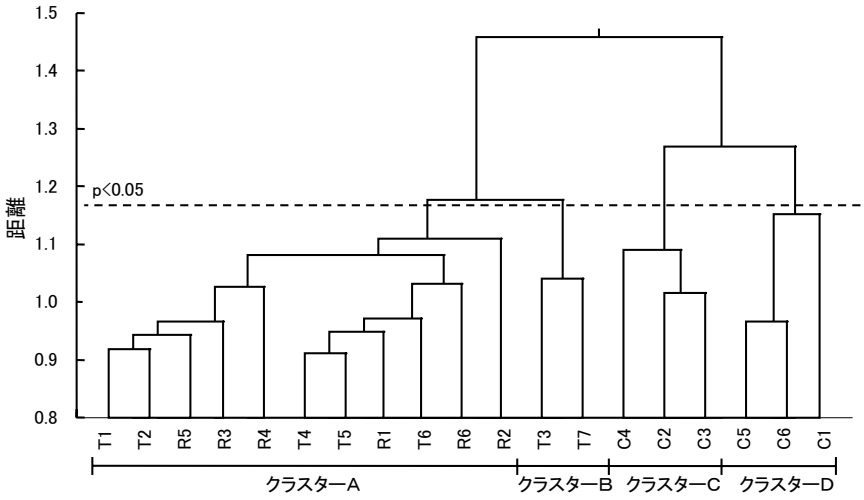


図 6.　クラスター分析による災害復旧地，非整備地，圃場整備地の調査区の区分．クラスター分析は種の被度に基づく不均質比 HR(Kobayashi 1987) を使用して行った．C1–C6：圃場整備地，R1–R6：災害復旧地，T1–T7：非整備地．

表 6.　災害復旧地，非整備地，圃場整備地の調査区ごとの出現種の一覧．数値：植被率(%，小数点以下は四捨五入)，＋：0.5% 未満，・：出現なし．出現回数 1 回の種は省略.

	災害復旧地						非整備地							圃場整備地					
種名	R1	R2	R3	R4	R5	R6	T1	T2	T3	T4	T5	T6	T7	C1	C2	C3	C4	C5	C6
キジムシロ	・	+	1	1	+	+	4	+	1	2	+	+	+	・	・	・	・	・	・
ネザサ類	1	15	1	2	+	・	1	7	6	+	+	3	2	・	・	・	・	・	・
コマツナギ	1	1	1	2	2	+	4	7	・	2	23	5	1	・	・	・	・	・	・
ニガナ	・	・	・	・	+	2	+	+	+	+	+	・	+	・	・	・	・	・	・
カニクサ	1	・	1	・	・	・	1	1	1	+	・	+	・	・	・	・	・	・	・
コハシゴシダ	・	・	・	・	・	・	1	1	+	+	+	・	・	・	・	・	・	・	・
ツリガネニンジン	・	+	1	・	・	・	2	4	3	4	4	・	・	・	・	・	・	・	・
アキノタムラソウ	・	2	・	1	・	・	・	・	2	・	1	1	3	・	・	・	・	・	・
スズメノヒエ	4	・	・	・	・	・	+	+	・	+	・	・	+	・	・	・	・	・	・
タツナミソウ	+	・	・	・	・	・	+	+	・	・	+	+	・	・	・	・	・	・	・
トダシバ	・	・	+	+	+	1	・	・	+	1	2	・	20	・	・	・	・	・	・
ネコハギ	・	・	・	1	1	・	・	1	・	2	・	+	+	・	・	・	・	・	・
ヒメヤブラン	・	・	・	・	+	・	+	+	・	・	+	+	・	・	・	・	・	・	・
ヤマハッカ	・	1	・	・	+	+	2	・	1	+	・	・	+	・	・	・	・	・	・
チガヤ	40	40	45	40	55	45	40	53	40	40	43	45	45	58	60	60	50	55	55
アオスゲ	+	1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	1	+	+	+	+	・
オオアレチノギク	+	+	1	+	+	+	2	・	+	+	+	+	1	+	+	1	1	1	+
ヨモギ	+	3	2	1	2	・	9	3	3	1	1	13	+	7	2	2	1	+	+
スギナ	1	+	・	2	1	1	+	+	+	2	1	+	・	3	9	3	・	2	1
オニタビラコ	2	+	+	+	・	・	+	+	+	+	+	1	・	・	1	1	1	3	4
カタバミ	1	・	1	+	1	+	1	+	・	2	1	2	・	+	+	・	+	+	2
コナスビ	・	+	・	+	・	+	+	+	1	+	+	+	+	+	+	+	+	・	・
セイタカアワダチソウ	・	+	・	+	・	・	2	1	・	+	+	1	・	1	7	3	1	+	+
スイバ	・	+	+	・	+	・	・	+	・	+	1	・	・	+	2	2	・	+	+
ヤイトバナ	1	2	1	・	+	・	2	2	7	・	・	1	1	・	+	・	・	・	3
ツボクサ	1	・	・	・	1	+	+	+	+	+	1	・	+	・	・	・	+	・	・
ヒメヨツバムグラ	+	・	+	+	+	+	・	・	・	・	+	+	・	・	+	+	+	・	・
メリケンカルカヤ	+	・	・	・	1	・	1	+	13	+	25	・	5	・	+	・	+	・	・
エノキグサ	1	・	・	・	・	・	+	1	・	+	+	+	・	・	1	+	・	・	+
キツネノマゴ	1	・	+	+	・	・	1	1	・	1	+	1	・	+	・	・	・	・	・
キンエノコロ	・	・	・	・	+	・	・	+	・	1	+	+	・	・	+	+	・	+	・
ヒメムカシヨモギ	・	・	・	・	+	+	・	+	・	・	・	・	・	+	・	+	+	2	+
ススキ	+	+	・	1	1	・	・	+	+	・	・	4	・	・	・	・	・	・	・
イヌタデ	+	・	・	・	・	+	・	・	・	・	+	+	・	・	・	+	・	+	+
コブナグサ	・	1	・	・	・	+	・	・	・	2	5	・	+	・	・	・	・	+	・
トウバナ	+	・	・	・	・	+	+	・	・	+	+	・	・	・	+	・	・	・	・
ヒメジョオン	・	・	・	・	・	・	・	・	・	+	+	1	1	・	1	2	・	・	・
メヒシバ	・	・	・	・	・	+	・	・	・	1	・	+	・	1	+	・	+	・	・
コミカンソウ	+	・	・	・	・	・	+	+	・	・	+	・	・	・	・	・	・	・	・
イタドリ	・	・	3	・	1	・	1	・	・	・	・	1	・	・	・	・	・	・	・
ノチドメ	・	・	・	・	1	+	1	+	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・
ホシダ	・	2	1	・	・	・	6	3	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・
アイダクグ	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	+	・	・	・	+	・	・	+	+
ヤハズエンドウ	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	+	+	+	+	・	・
アシボソ	・	・	・	・	・	・	+	4	・	・	・	17	・	・	・	・	・	・	・
ウツボグサ	・	・	・	・	1	・	・	・	1	2	・	・	・	・	・	・	・	・	・
スズメノヤリ	・	+	・	・	・	・	1	・	・	+	・	・	・	・	・	・	・	・	・
ノアザミ	・	1	・	・	・	・	・	・	・	+	2	・	・	・	・	・	・	・	・
イネカsp.	・	・	+	・	・	・	+	・	1	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・
シロツメクサ	・	・	・	+	・	+	・	・	・	・	・	・	・	・	+	・	・	・	・
ツユクサ	1	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	1	・	・	・	・	+
ヒメハギ	+	・	・	・	・	+	・	・	+	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・
ヒメミカンソウ	・	+	+	・	+	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・
コゴメガヤツリ	・	・	・	・	・	・	・	+	・	+	・	・	・	・	・	・	・	・	・
サワヒヨドリ	・	・	・	・	・	・	・	・	2	・	・	・	1	・	・	・	・	・	・
センニンソウ	・	・	・	・	・	・	・	1	1	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・
ヒサカキ	・	・	・	・	・	・	・	・	1	・	・	・	1	・	・	・	・	・	・
ヒメアブラススキ	・	・	・	・	・	・	・	・	・	1	・	+	・	・	・	・	・	・	・
モチツツジ	・	・	・	・	・	・	・	・	1	・	・	・	+	・	・	・	・	・	・
ヤブコウジ	・	・	・	・	・	・	・	+	+	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・
アキノエノコログサ	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	+	+	・	・	・
アキノノゲシ	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	+	・	+	・	・	・
キクムグラ	+	・	・	・	・	・	・	・	+	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・
コセンダングサ	・	・	・	・	・	・	+	・	・	・	・	・	・	2	・	・	・	・	・
シバ	・	・	・	+	・	1	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・
チチコグサ	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	+	・	・	・	+	・	・	・	・
チチコグサモドキ	・	・	・	・	・	+	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	+	・	・
チドメグサ	・	・	・	+	・	・	・	+	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・
テンツキ	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	+	+
フユノハナワラビ	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	+	・	・	・	+	・	・	・
ワレモコウ	・	・	2	・	・	・	・	・	・	・	・	・	1	・	・	・	・	・	・

表 7. 圃場整備地，災害復旧地，非整備地における調査区 (2 m^2) あたりの種多様性指数，出現種数，散布型別の種数の平均値．数値に続くアルファベットが異なるものは有意差 ($P < 0.05$) を示す．

	H'	$1/d$	出現種数	長距離散布型	短距離散布型
災害復旧地	1.04 ^{a}	1.73 ^{a}	23.7 ^{ab}	11.0 ^{ab}	12.5 ^{ab}
圃場整備地	0.78 ^{a}	1.48 ^{a}	18.3 ^{a}	10.0 ^{a}	8.3 ^{a}
非整備地	1.73 ^{b}	3.18 ^{b}	33.7 ^{b}	15.6 ^{b}	17.9 ^{b}

旧地，圃場整備地の順であった．

災害復旧地，非整備地，圃場整備地での短距離散布型の平均出現種数はそれぞれ 12.5 種，17.9 種，8.3 種であり，長距離散布型の平均出現種数はそれぞれ 11.0 種，15.6 種，10.0 種であった (表 7)．短距離散布型の種および長距離散布型の種の出現種数は，圃場整備地と非整備地との間で有意な差が認められた．災害復旧地は，短距離散布型と長距離散布型の両方で非整備地と圃場整備地との中間的な種数であったものの，長距離散布型の種数の方が短距離散布型よりも圃場整備地での種数により近かった．

第 4 節　考察

これまで圃場整備による種多様性の低下と種組成の変化については，多くの地域から報告されている．兵庫県三田市では圃場整備地と非整備地とで異なる群落が成立しており，圃場整備地の群落は在来野草が欠落する傾向にあり種多様性も低いことが報告されている (山戸ほか 1999)． 兵庫県神戸市では圃場整備地の種多様性が低く，圃場整備後 20 年を経ても多様性が回復しないことが報告されている (古谷ほか 1998)． 山梨県明野村では圃場整備地の種多様性は低いことが報告されている (上野ほか 2000)． 大阪府堺市，山形県遊佐，新潟県松代，千葉県印旗沼，千葉県蔵持では非整備地で多様性の低い群落から高い群落まで成立しているのに対して，圃場整備地で多様性の低い群落しか成立していないことが報告されている (前中ほか 1993; 大窪・前中 1995; 伊藤ほか 1999)．

一方，今回の調査結果では，圃場整備地と同じく近年造成されたものであるにもかかわらず，災害復旧地では圃場整備地より種多様性は高いことが明らかとなった (表 7)．種組成においても圃場整備地で欠落する種が災害復旧地では出現し (表 6)，災害復旧地は非整備地と同じクラスターに属していた (図 6)．災害復旧地では圃場整備地よりも多くの短距離散布型の種が生育していた (表 7)．これらは災害復旧地における造成の影響が圃場整備

地よりも小さいことを示している．

災害復旧地と圃場整備地における種多様性などの違いには，造成後の再生過程が関係していると考えられる．植物の再生戦略は，大きく分けて，埋土種子による再生戦略 (以下,「埋土戦略」という)，地下茎や根茎などの残存地下部による再生戦略 (以下,「残存戦略」という)，侵入種子による再生戦略 (以下,「侵入戦略」という) の 3 つの基本形がある (中越ほか 1982)．これらの再生戦略に対して災害復旧地と圃場整備地の造成方法が与える影響について，以下に考察する．

表土や浚渫土には埋土種子が存在しているため，それらを撒きだすと埋土種子が発芽して植生が回復することが，耕作地 (Hayashi 1977, 1984)， 森林 (梅原・永野 1997; 梅原ほか 1982)， 河畔林 (鷲谷 1996)， 放棄水田 (越水ほか 1997)， 湖沼の浚渫土 (大村ほか 1999; 池田ほか 1999)， について報告されている．また，根茎に由来する種により植生が回復することが河川の低水敷 (高田ほか 1999) や人造湖の表土について報告されている (日置ほか 1999)． これらは，埋土戦略と残存戦略の種の再生には表土の使用が有利であることを示している．圃場整備地では畦畔の植生基盤材として山土を使用するため，埋土戦略や残存戦略の種は再生しない．しかし，災害復旧地では植生基盤材に表土を再利用するため，埋土戦略や残存戦略の種の再生が可能である．その結果，災害復旧地では種多様性が高くなったと考えられる．

植栽起源の照葉人工林では隣接地に種子供給源があるかどうかが種多様性の高低と関係がある (服部ほか 2001)． また，農村地域に点在する森林では種子供給源との距離が遠い場合には，特に重力散布など短距離散布型の種子の供給が減少する傾向がある (井手ほか 1992)． これらは，侵入戦略の種の再生には種子供給源からの距離が近いほど有利であることを示している．造成規模の大きい圃場整備地では種子供給源までの距離が遠い．そのため圃場整備地では長距離散布型の種は侵入するが，短距離散布型の種の侵入は少なくなり，多様性が低くなったと考えられる．しかし，造成規模の小さい災害復旧地は種子供給源である非整備地までの距離が近く，長距離散布型の種だけでなく短距離散布型の種も侵入可能である．その結果，長距離散布型の種だけでなく短距離散布型の種も比較的多く侵入し，災害復旧地の種多様性が高くなったと考えられる．

以上のように，災害復旧地は上記 3 つの再生戦略の面で，圃場整備地とは対照的な造成方法を行っている．表土の使用は埋土戦略と残存戦略の種の再生に有利であり，種子供給源に近いことは侵入戦略の種の再生に有利である．その結果として，災害復旧地において

は圃場整備地よりも種多様性が保全されていることが明らかとなったと考えられる.

圃場整備事業は土地改良法によって「国土資源の総合的な開発及び保全に資するとともに国民経済の発展に適合するもの」として実施されてきた．しかし，今年度法改正が行われ,「環境との調和に配慮」することが盛り込まれた.

今後の圃場整備においては表土の利用と種子供給源の確保は種多様性保全のための有効な手段となると考えられる.

第 6 章　圃場整備後の植生回復

第 1 節　はじめに

種多様性の高い非整備地の水田畦畔の二次草原は，圃場整備によって種多様性が減少し，種組成は非整備地とは変化していることが報告されている．ただし，災害復旧地では圃場整備地よりも種多様性が高く，種組成は非整備地に近かった (第 5 章)．このことから，圃場整備地の近くに種子供給源となる非整備地が近くにあると，圃場整備後の年数が経過するにつれて，圃場整備地の種多様性および種組成が回復することが予測される．また，種子供給源からの距離が近いほど植生の回復が早いと予測される．

これまで圃場整備後の植生の回復過程を対象にした研究はなく，圃場整備後の年数や非整備地からの距離と圃場整備地における種多様性や種組成との関係は不明である．しかしながら，圃場整備地の種多様性の復元を図るためには，種子供給源の配置を考慮しなければならず，圃場整備後の植生回復過程を明らかにしなければならない．そこで，非整備地が隣接し，圃場整備後の年数が異なる調査地域において，非整備地からの距離が異なる水田畦畔を調査することで，圃場整備後の年数および非整備地からの距離と圃場整備地における植生との関係を明らかにすることを目的として調査を行った．

第 2 節　方法

2002 年と 2004 年の 9 月から 10 月にかけて現地調査を行った．圃場整備は農業生産効率を増加させるために行われる．重機を用いて非整備地の植生と表土を一旦除去して区画を大きくした後に，畦畔を造成しなおす．造成した畦畔には，緑化のためにギョウギシバ，ブタナ，アメリカスズメノヒエ，シロツメクサなどの外来種が播種される．その結果，圃場整備地の植生が非整備地と異なっている (浅見ほか 1998; 山戸ほか 1999; 松村 2002)．

調査地域として，非整備地と圃場整備地の両方が存在し，圃場整備後の年数が異なる 5 地域を選定した．各調査地域の圃場整備地後の年数は 5–23 年であった．それぞれの調査地域において，非整備地を含む 4 から 6 の畦畔を選定した．圃場整備地から非整備地との距離は 5000 分の 1 の地形図を用いて計測した．それぞれの畦畔において，1 m × 1 m の調査区を 5–10m の距離を置いて 5 個を設置した．それぞれの調査区において，調査区内の維管束植物の一覧表を作成し，それぞれの種の Braun-Blanquet (1964) による被度の

階級値を記録した．さらに，非整備地では調査区外においても種の一覧表を作成した．

調査区ごとに全ての種数，生活形ごとの種数，在来/外来ごとの種数，散布型ごとの種数を算出した．調査地域ごとに非整備地と圃場整備地との間に種数の差があるかを Mann-Whitney の U 検定によって検定した．また，調査地域間で非整備地の種数に差があるかを一元配置の分散分析によって検定した．

指標種を非整備地と圃場整備地のそれぞれに特徴的に出現する種を明らかにするために，Indicator Species Analysis (ISA; Dufrêne & Legendre (1997)) による解析を行った．ブラウンーブラケの階級被度は，その中央値の百分率に変換した (van der Maarel 1979). ISA は，対象とするグループでのそれぞれの種の平均被度と出現頻度から，Indicator Value と有意水準を算出し，それぞれに特徴的に出現する種を特定する手法である．

種子供給源からの時間的距離 (圃場整備後の年数) および空間的距離 (非整備地からの距離) による植生の回復過程を明らかにするために，回帰分析を行った．全ての調査地域の非整備地では，圃場整備後の年数と非整備地からの距離を独立変数に，非整備地と共通に出現する在来種の種数を従属変数に用いて重回帰分析を行った．また，調査地域内では，非整備地からの距離を独立変数に，非整備地と共通に出現する在来種の種数を従属変数に用いて単回帰分析を行った．

圃場整備後の年数および非整備地からの距離による種組成の変化を明らかにするために，Detrended Correspondence Analysis (DCA; Hill & Gauch (1980)) を行った．DCA にあたっては，ブラウンーブラケの階級被度を種の有無に変換し，downweighting はせず，全ての種および全ての調査地域をまとめて解析した．

統計解析には R2.4.1(R Development Core Team 2006) を使用し，DCA には R のパッケージ Vegan1.8-4(Oksanen et al. 2007)，ISA には R のパッケージ labdsv1.2-2(Roberts 2006) を使用した．

第 3 節　結果

調査区あたりの種数は，非整備地で 25.2–31.0 種，圃場整備地で 15.5–18.9 種であり，非整備地と圃場整備地との間では，有意な差があった (表 8; Wilcoxon test; $P < 0.01$)．非整備地での種数は，調査地域間では有意な差は認められなかった (ANOVA; $P = 0.08$).

それぞれの調査地域で，総出現種数は 93–103 種であり，ほぼ半数にあたる 48–61 種は非整備地と圃場整備地に共通に出現していた．非整備地にのみ出現した種は 23–47 種で

表 8.　非整備地と圃場整備地における調査区 (1 m^2) あたりの種数 (平均値 ± 標準偏差) およびのべ出現種数 (非整備地のみ，圃場整備地のみ，共通種)

圃場整備後の年数	調査区あたりの出現種数		のべ出現種数		
	非整備地	圃場整備地	非整備地のみ	圃場整備地のみ	共通種
10	25.2 ± 2.3	16.0 ± 5.5	32	6	55
13	31.0 ± 3.1	15.6 ± 4.8	40	12	48
15	30.4 ± 4.4	16.9 ± 5.2	27	9	61
22	27.4 ± 2.7	18.6 ± 3.3	23	12	60
23	28.4 ± 3.6	18.9 ± 2.9	47	6	50

あり，このうち 2 種以外はすべて在来種であった．非整備地のみに出現した種は 6–12 種であり，ほとんどは圃場整備後に緑化のために播種された種や先駆種であった．

ISA の結果，非整備地には 16 種が特徴的に出現する種として認められ，圃場整備地には特徴的に出現するとして認められる種は無かった (表 9)．非整備地に特徴的に出現していた 16 種は，非整備地にのみに出現するか，非整備地で高い被度あるいは高い頻度で出現していた．これらの種は，非整備地に近い圃場整備地に，頻度は高くないものの，出現していた．非整備地に特徴的に出現していた種のうち，10 種は短距離散布型，6 種は長距離散布型であった．本調査では，総出現種 161 種のうち 78 種は短距離散布型であり 83 種は長距離散布型であった．非整備地に特徴的に出現していた種と総出現種と間で散布型での出現の仕方には差は認められなかった (Fisher's exact test; $P = 0.31$).

圃場整備地における非整備地との共通の在来種の種数は，圃場整備後の年数と有意な正の相関があり，非整備地からの距離と有意な負の相関があった (表 10)．$S = 0.320A - 0.0246D + 10.7$ ただし，S は非整備地と共通の在来種の種数，A は圃場整備後の年数，D は非整備地からの距離である．非整備地では，平均で 25.0 種の在来種が出現しており，重回帰分析の結果では，距離と年数が非整備地の種数に与える影響としては，非整備地からの距離約 100m は，圃場整備後の年数では 13 年間の期間とほぼ同じであった．非整備地からの距離が同程度であれば，圃場整備後の年数が多いほど非整備地との共通の在来種の種数が多かった．

調査地域ごとでは，非整備地との共通の在来種の種数は，非整備地との距離が増加するにしたがって減少していた (図 7)．この減少する割合は調査地域ごとに異なっており，圃場整備後の年数が少ないと，減少する割合は大きくかつ有意であり ($P < 0.01$)，一方，圃場整備後の年数が多いと，傾きはゆるやかで有意ではなかった (表 10)．つまり，圃場整

表 9.　非整備地における Indicator species($P < 0.01$; 1000 permutations). 圃場整備地の Indicator species はなし.

和名	Indicator value (%)	散布型
ススキ	78.0	風
ネザサ類	73.3	重力
キジムシロ	65.5	重力
コマツナギ	65.0	重力
アキノタムラソウ	53.8	重力
ツリガネニンジン	52.6	風
コナスビ	51.6	重力
キツネノマゴ	49.1	自動
トダシバ	48.6	重力
ニガナ	41.3	風
コブナグサ	41.0	重力
ジャノヒゲ	40.0	被食
ヤマハッカ	39.9	重力
ヤイトバナ	33.9	被食
アオウシノケグサ	26.7	重力
フユノハナワラビ	26.1	風

表 10.　非整備地と共通の在来種の種数と圃場整備後の年数および非整備地からの距離との回帰分析. $^{*}, P < 0.05$; $^{***}, P < 0.001$.

圃場整備後の年数	切片	距離 (m)	年数	決定係数 (R^2)	地点数
全年数	10.7 ***	-0.0246 ***	0.320 ***	0.30	110
10	17.5 ***	-0.0471 ***		0.55	25
13	14.5 ***	-0.0402 ***		0.57	25
15	15.1 ***	-0.0123		0.05	20
22	16.1 ***	-0.0136 *		0.16	25
23	17.3 ***	-0.0189		0.16	15

備後の年数が経過すると圃場整備地における非整備地からの距離の影響は小さくなっていた.

DCA の第 1 軸および第 2 軸による調査地域別の散布図によって，調査地域内での非整備地と圃場整備地との種組成の類似度を明らかにした (図 8). DCA の結果得られた，第 1 軸から第 4 軸までの固有値はそれぞれ 0.288，0.218，0.179，0.132 であった. 非整備地に近い距離の圃場整備地は，散布図では非整備地に近くに位置し，非整備地に遠い距離の圃場整備地は，散布図では非整備地に遠くに位置していた. 圃場整備後の年数が少ない調

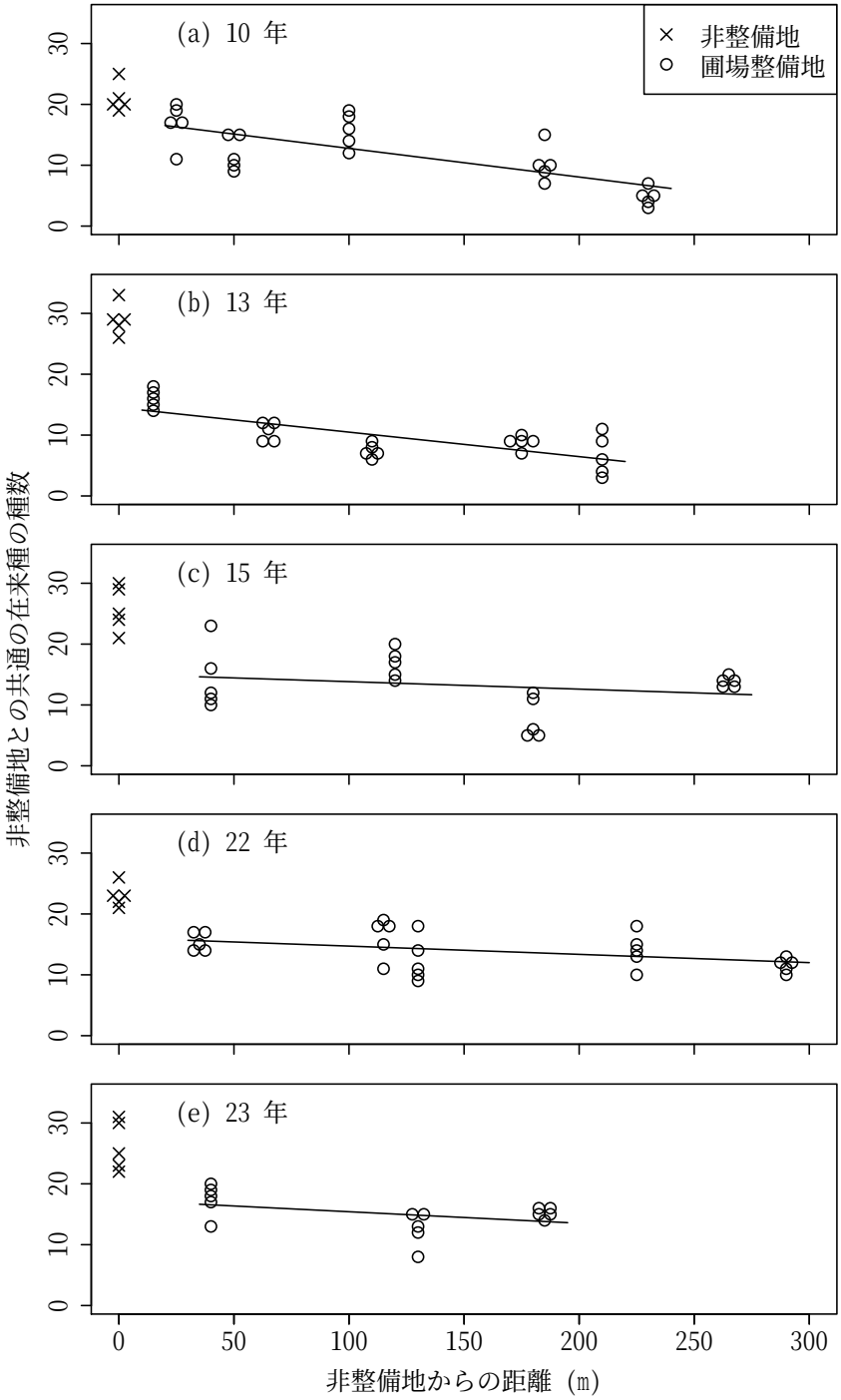


図 7.　非整備地からの距離および圃場整備後の年数と圃場整備地における非整備地との共通種の種数との関係．TR：非整備地，CO：圃場整備地．回帰直線は圃場整備地のみのデータから算出．

査地域の圃場整備地は，散布図のばらつきが大きく (図 8a,b,c)，圃場整備後の年数が多い調査地域の圃場整備地は，散布図のばらつきが小さかった (図 8d,e)．これらから，圃場整備地における非整備地との種組成の類似度は，非整備地からの距離が増加すると類似度が減少し，圃場整備後の年数が増加すると類似度が増加することがわかった．

第 4 節　考察

圃場整備地における種数は非整備地からの距離および圃場整備後の年数による影響を受けていた (図 7)．これは，島嶼生態学の理論 (MacArthur & Wilson 1967)，種子供給源からの距離と種数との関係の研究 (Grashof-Bokdam & Geertsema 1998; Snäll et al. 2003)，立地の成立後の年数と種数との研究 (Bossuyt et al. 1999; Graae 2000)，距離と年数両方を扱った研究 (Jacquemyn et al. 2001; Verheyen & Hermy 2001; Verheyen et al. 2003; Brunet et al. 2000) の結果と一致する．今回の調査では，種子供給源からの時間的距離 (圃場整備後の年数) と空間的距離 (非整備地からの距離) の両方を扱った．

回帰分析の結果 (表 10) および DCA の結果 (図 8) は，散布による種数が遷移の初期段階で重要であることを示唆している．一般的には，散布の制限と微小立地の制限の両方が群落における種数に影響を与え (Eriksson & Ehrlén 1992)，それぞれの重要性はさまざまである (Honnay et al. 1999)．遷移の初期では，表土中に埋土種子がないため，種の定着にとって散布の制限がより重要な要因である (Kondo & Tsuyuzaki 1999; Turnbull et al. 2000; Gustafsson et al. 2002)．遷移が進むと，圃場整備地内での散布が可能になるため，散布の制限の重要性が相対的に低下し，競争や土壌条件などの微小立地の制限が相対的に重要になる (Foster et al. 2004; Tilman 1997; Zobel et al. 2000; Huston 1999)．種のプール仮説 (Zobel 1997) によると，遷移の初期段階では種のプールが飽和しておらず，微小立地の制限よりも散布の制限が重要である．これによって，非整備地との距離から圃場整備後の年数への重要性の移動を説明することができる．

種子供給源から供給先への種子の散布において，散布型は重要な要因である (Grashof-Bokdam & Geertsema 1998; Groenendael et al. 1998; Nathan & Muller-Landau 2000; Butaye et al. 2001)．しかしながら，散布の距離を実際に計測することは難しく，考えられているよりも距離が長いこと (Fischer et al. 1996) や逆に短いこと (Strykstra et al. 1998) がある．非整備地に特徴的に出現した種について散布型との関係を明らかにすることはできなかった．散布型以外にも，種子の生産，発芽などの他

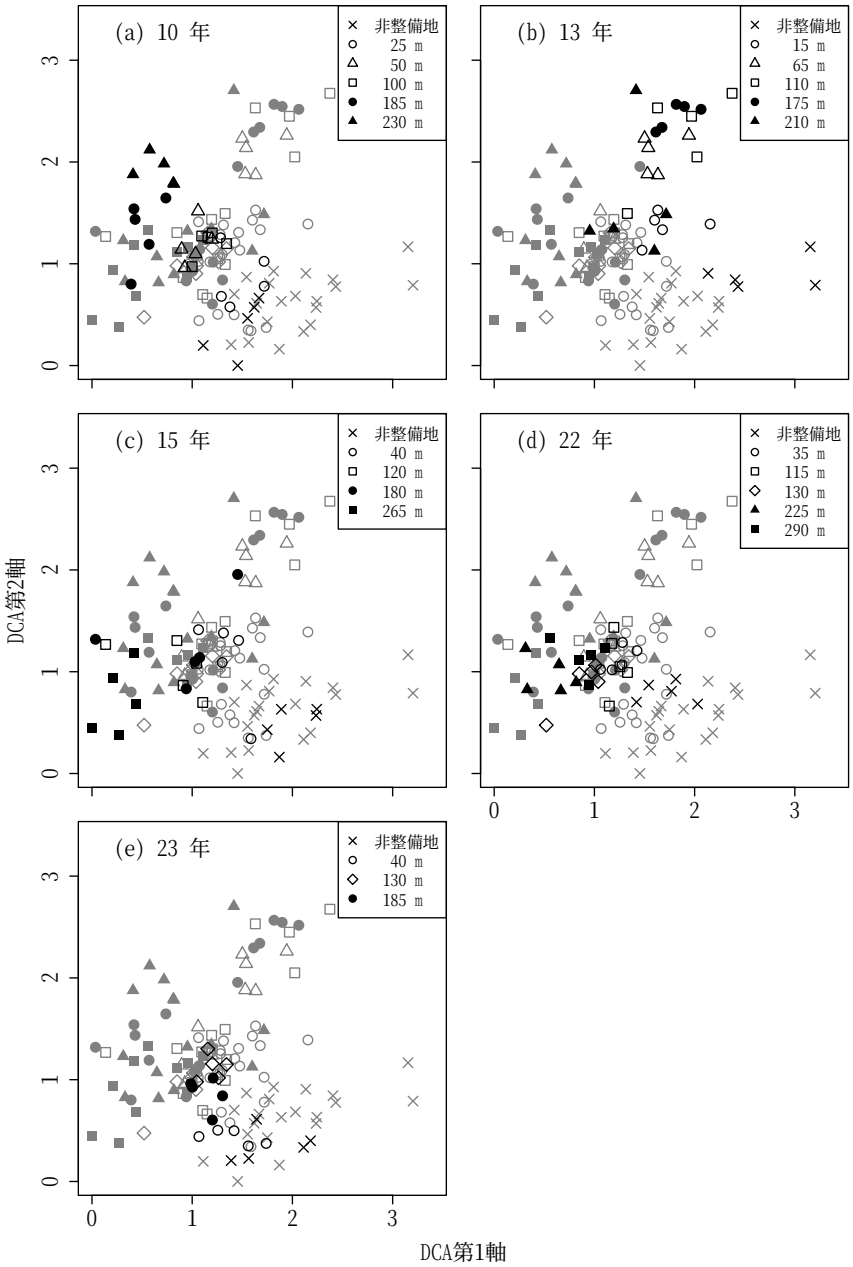


図 8.　DCA 第 1 軸および第 2 軸による圃場整備後の年数別の調査地点の散布図．TR：非整備地，数値は圃場整備地における非整備地からの距離 (m)．DCA は全ての年数をまとめて実施．黒色の記号は当該年数の地点，灰色の記号は他の年数の地点．

の要因が定着には影響している可能性がある (Nathan & Muller-Landau 2000)．非整備地に特徴的に出現した種は，特定の散布型ではなかったものの，生産する少ない種子の量や低い発芽率などによって制限を受けているため，圃場整備地にあまり出現しなかった可能性がある．

農地の辺縁環境における植物群落の種数や組成は，連続性や群落構造など景観規模の影響を受けている (Le Cœur et al. 1997)．この調査では圃場整備後の年数や非整備地からの距離という景観規模での要因が圃場整備地の種数や組成に影響を与えていることを明らかにした．回帰分析の結果 (表 10) を用いるとともに，全ての種の散布能力が等しいと考えると，圃場整備地の特定の地点における植生の回復にかかる年数を推定することができる．例えば，非整備地から 100m の圃場整備地では，非整備地の在来種の平均出現種数である 25.0 種に回復するには約 52 年が必要である．しなしながら，実際には種によって散布の特性は異なること，また微小立地の制限が影響することから (Eriksson & Ehrlén 1992)，種数や種組成の回復にはより長期間が必要であると考えられる．

埋土種子の量や組成は管理形態によって異なる (Menalled et al. 2001)．表土が除去されるため，造成直後の圃場整備地ではほとんど埋土種子がない．埋土種子にない種子を復元するには，再度導入する必要がある (Middleton 2003)．そのため，水田畦畔の種数および種組成の保全には，圃場整備後の表土の利用，埋土種子にない種の再導入，種子供給源を圃場整備地の近くに保全あるいは設置することが必要である．

第 7 章　土壌硬度と草刈り高さの影響

第 1 節　はじめに

これまでみたように，人為的要因のうち圃場整備の影響，圃場整備後の年数，圃場整備地からの距離，放棄後の年数が水田畦畔の植生に大きな影響を与えている．これ以外の人為では，管理方法の違いが水田畦畔の植生に影響を与えていると考えられる．例えば，草刈りの回数，火入れの有無，草刈りの高さなどである．迫田・武田 (1998) は，水田畦畔の管理としての草刈りの回数は畦畔植生の種多様性に影響を与えていることおよび火入れによって種多様性が維持されていることを報告している．しかし，畦畔植生に影響を与えると考えられる草刈りの高さについて，調査した研究は見当たらない．

ところで，人為の影響では，上記のように直接的に影響を与えているほか，間接的に影響を与えている可能性がある．例えば，圃場整備による土壌の物理性や化学性へ与える影響である．圃場整備前後で耕作地内における土壌の物理性の比較では，土壌構造が破壊されている場合があることが報告されている (上田 1985)．しかし，圃場整備後の水田畦畔における土壌の物理性については，調査した研究は見当たらない．

このように，畦畔植生に与えると考えられる人為の直接的および間接的な影響のうち，草刈り高さや圃場整備による土壌の物理性や化学性の変化は明らかにされていない．そこで畦畔植生の規定要因を明らかにするための基礎資料を得ることを目的として，畦畔管理の影響として草刈りの高さを，圃場整備による土壌の物理性の変化として土壌硬度を調査した．

第 2 節　方法

淡路島北部の非整備地と圃場整備地において，2008 年 9 月から 11 月にかけて現地調査を行った．非整備地と圃場整備地の水田畦畔法面において，1 m × 1 m の調査区を 1 個ずつ設置した．調査区の設置にあたっては，それぞれの地点で代表的な相観である場所を選んだ．各調査区内の 5 箇所で，草刈り高さおよび土壌硬度を計測した．草刈り高さは非整備地 4 地点と圃場整備後 16 年から 29 年までの圃場整備地で 5 から 20 地点の 55 地点で調査を行った．土壌硬度は非整備地 4 地点と圃場整備後 1 年から 29 年までの圃場整備地で 4 から 29 地点の調査を行った．土壌硬度の計測には山中式土壌硬度計を用いた．山

中式硬度計は，高さ 40mm，底径 18mm，頂角 12°40′の円錐部および遊動指標と硬度目盛りのついた円筒形の胴体から構成される．円筒形の胴体の中には，円錐部が 40mm 縮小したとき正確に 8kg の圧力を示すバネが入っている．円錐部を土壌表面に対して垂直につばが密着するまで確実に押し付けた後で，遊動指標が移動しないように静かに円錐部を引き抜き，目盛りを読み取った．草刈り高さは，地表面から草刈り跡の高さを cm 単位で読み取った．

草刈り高さと土壌硬度について，非整備地と圃場整備後の各年数の圃場整備地との間で Dunnett の方法による多重比較を行った．

統計解析には R2.4.1(R Development Core Team 2006) を使用した．

第 3 節　結果

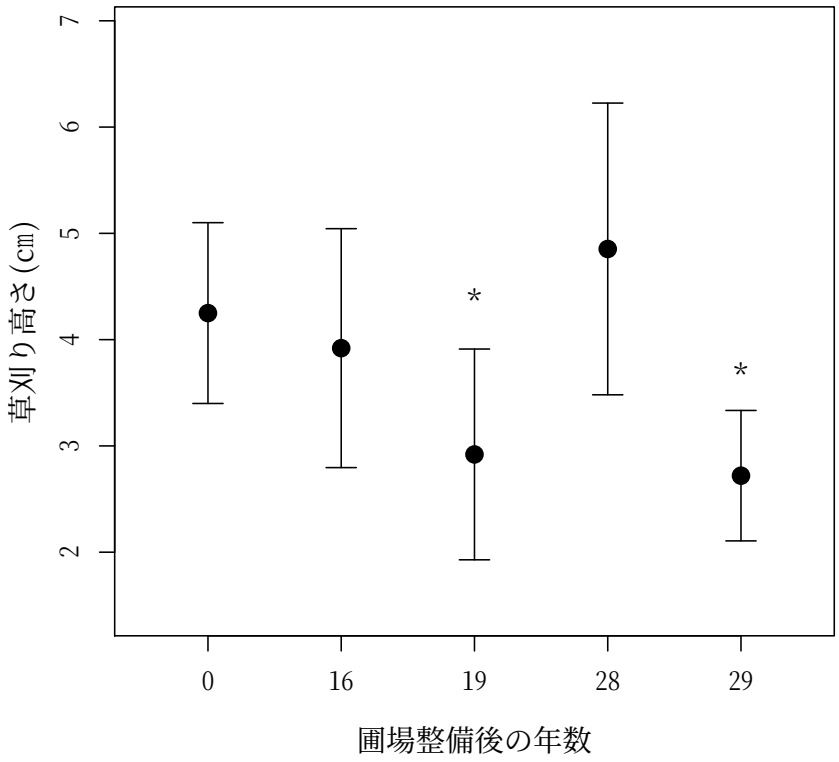


図 9.　圃場整備後の年数別の草刈り高さ．平均値 ± 標準偏差．年数 0 は非整備地．図中の*は非整備地に対して有意な差があることを示す ($P < 0.001$)

草刈り高さは，非整備地では 3cm から 6cm までの範囲で平均値は 4.3cm，圃場整備地では 1cm から 8cm までの範囲で平均値は 3.7cm であった (図 9).

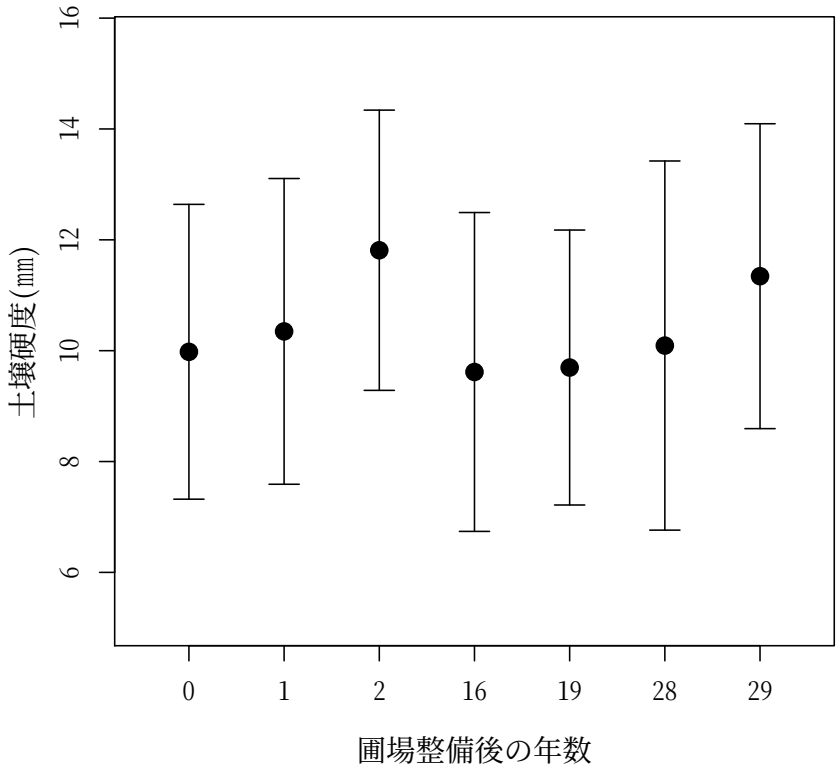


図 10.　圃場整備後の年数別の土壌硬度．圃場整備後の年数が 0 は非整備地．非整備地に対して各年数はいずれも有意な差は認められなかった.

非整備地と圃場整備後の年数ごとの圃場整備地との間で Dunnett の方法による多重比較を行ったところ，非整備地に対する圃場整備後の各年数での草刈りの高さは，圃場整備後 19 年と 29 年の地点では有意な差があり ($P < 0.001$)，圃場整備後 16 年と 28 年の地点では有意な差あるとはいえなかった.

土壌硬度は，非整備地で 5.1mm から 15.5mm までの範囲で平均値は 10.0mm，圃場整備地では 4.2mm から 18.8mm までの範囲で平均値は 10.1mm であった (図 10)．非整備地と圃場整備後の各年数の圃場整備地との間で Dunnett の方法による多重比較を行ったところ，非整備地に対する圃場整備後の各年数での土壌硬度は，いずれも有意な差があるとはいえなかった.

第 4 節　考察

草刈り高さは，非整備地と圃場整備地の一部との間で有意な差があった．ただし，今回の調査では圃場整備後の年数ごとに調査箇所が異なり，土地所有者の草刈りの仕方の違いが影響していると考えられる．圃場整備地の一部で草刈り高さが平均で 2–3cm 程度と小さいところがあった．これは圃場整備地の法面は直線的で傾斜の緩い斜面であり，草刈りがしやすいためだと考えられる．非整備地の法面は凹凸があり傾斜角度も急である．そのため，地際で草刈りをすることは困難であり，草刈り高さが 3cm 以下のところが無かったのだと考えられる．

土壌硬度は非整備地と圃場整備地との間で有意な差があるとはいえず，圃場整備後の年数による影響は認められなかった．一般的に公共事業などの土木工事ではほぼ一定の仕様が定められているため，公共事業として実施される圃場整備では，ばらつきが少なかったのだと考えられる．ただし，圃場整備後では気候的要因や生物的要因との相互作用によって土壌の物理性および化学性は変化すると考えられる．しかし，その影響期間が短いためか，影響自体が小さいため，本調査では土壌硬度に大きな違いが見られなかったのだと考えられる．

今後は，今回調査した草刈りの高さおよび土壌硬度と畦畔植生の組成や多様性との関係を明らかにすることが必要である．また，調査できなかった土壌の他の物理性や化学性の特性についても現状を把握するとともに，畦畔植生の組成や多様性との関係を明らかにする必要がある．

第 8 章　結論

本研究は，人為の減少および増加がもたらす影響をそれぞれ明らかにすることで，二次草原における生物多様性を保全することを目的とした．その結果，以下のことを明らかにした．

まず，人為の減少では，管理放棄によって水田畦畔の二次草原の植生は急激な種多様性が減少しているとともに，種組成は大きく変化していた．特に，3–4 年という短期間で植生が変化していることがわかった．管理放棄期間が長期化すると植生の復元は困難になると考えられるため，放棄地の復元をする場合には早期に管理を再開することが重要であろう．また，耕作されている水田の畦畔草原の保全には管理の継続が不可欠である．

次に，人為の増加では，畦畔草原は災害復旧や圃場整備などの造成による影響を受けている．特に圃場整備の影響は大きく，圃場整備地後の初期植生では非整備地と比べて種多様性が低く，種組成も異なっていることを明らかにした．ただし，非整備地に特徴的に出現する種であっても，種子が供給されれば生育可能であると考えられ，圃場整備地における種多様性および種組成の保全には，埋土種子などを含んだ表土の利用が有効であると考えられた．

また，非整備地の植生と大規模な造成である圃場整備地での植生小規模な造成である災害復旧地での植生を比較し造成方法の違いが植生に与える影響を明らかにした．その結果，種子供給源が存在し，埋土種子を含む災害復旧地は，種組成と種多様性が非整備地と類似しており，種子供給源と埋土種子の使用が水田畦畔法面における種多様性の保全には有効であることを明らかにした．さらに，圃場整備後の年数と非整備地からの距離は圃場整備地の種多様性を決定する大きな要因であり，圃場整備地の植生回復には種子供給源の配置が必要であることを明らかにした．農村地域における非整備の水田畦畔は，道路や鉄道の法面に成立する草原が逃避場所や種子供給源あるいは生育地間の回廊としての機能するように (Tikka et al. 2000, 2001)，草原生植物の逃避場所，種子供給源，回廊として機能する可能性が高い．

以上から，圃場整備における影響を最小限にするためには，種子供給源を配置すること，表土を利用することを検討する必要がある．一般的に，希少な分類群は自家不和合性の低さ，無性生殖による再生産，再生産性の低さ，散布能力が低い (Kunin & Gaston

1993)．そのため，種によっては必要であれば播種を検討する必要がある．種子の採取には人力と機械によるによる方法とがあり，機械採取は時間的に効率的であるが，外来種など望ましくない種も混ざる可能性などの問題があり注意しなければならない (Stevenson et al. 1997)．種子や果実がついた刈り草の植物体を移動する方法 (Rasran et al. 2007) があるが，同様の注意が必要である．ただし，種子の移動の際には，地理的な距離や土地利用間での遺伝的変異 (Reisch & Poschlod 2008) を把握し，採取地域の遺伝的多様性を反映するように種子を採取しなければならない (Malaval et al. 2010).

また，管理方法のうち草刈の高さを調査するとともに，物理的な環境要因である土壌硬度を調査することで，様々な環境要因が水田畦畔植生に与える影響の可能性を示した.

以上から，多様性の高い植生である畦畔草原は人為の影響を密接に受けており，人為が過度に減少しても，過度に増加しても多様性の減少をもたらす可能性があることがわかった．ただし，圃場整備などにおいては表土の利用や種子供給源の配置などを考慮することで，農村地域の二次草原に生息する草原生植物を保全に貢献できることを明らかにした.

管理放棄された水田畦畔の復元手法や管理と畦畔草原植生との関係など畦畔草原の植生については未解明な点が多く残っており，今後のさらなる研究が期待される.

農村景観における生物多様性の減少を食い止めるには，まず二次草原自体を保全する，あるいは増加させることが重要である (Billeter et al. 2008)．そのためには，ヨーロッパでは，草原生態系の保全手段として農家への直接支払いをする方法が取り入れられ (Klimek et al. 2008)，その際には，指標植物の豊富さを測定する手法と環境に対する支払いの基準がすでに確立されている (Wittig et al. 2006)．このような方法が日本においても確立されるとともに，保全手段として機能するよう望まれる.

引用文献

Agger, P. & Brandt, J. 1988. Dynamics of small biotopes in danish agricultural landscapes. Landscape Ecology, 1, 227–240.

Andrieu, N., Josien, E. & Duru, M. 2007. Relationships between diversity of grassland vegetation, field characteristics and land use management practices assessed at the farm level. Agriculture, Ecosystems and Environment, 120, 359–369.

浅見 佳世・山戸 美智子・服部 保. 1998. チガヤーヒメジョオン群集の特性. 植生学会誌, 15, 33–45.

馬場 多久男・伊藤 精晤・田中 誠. 1991. 山間地水田土手の野草維持の実態に関する研究. 造園雑誌, 54, 167–172.

馬場 多久男・曽根原 昇・伊藤 精晤. 2003. 長野県姨捨地区の棚田畦畔法面の草刈り管理による植生変化. 信州大学農学部紀要, 39, 23–36.

Baskin, C. C. & Baskin, J. M. 1998. Germination ecology of seeds in the persistant seed bank. In: Seeds: Ecology, biogeography, and evolution of dormancy and germination, 133-179. Academic Press, California.

Bazzaz, F. A. 1975. Plant species diversity in old-field successional ecosystems in southern Illinois. Ecology, 56, 485–488.

Benton, T. G., Vickery, J. A. & Wilson, J. D. 2003. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key?. Trends in Ecology & Evolution, 18, 182–188.

Billeter, R., Liira, J., Bailey, D., Bugter, R., Arens, P., Augenstein, I., Aviron, S., Baudry, J., Bukacek, R., Burel, F. et al. 2008. Indicators for biodiversity in agricultural landscapes: a pan-european study. Journal of Applied Ecology, 45, 141–151.

Bossuyt, B., Hermy, M. & Deckers, J. 1999. Migration of herbaceous plant species across ancient-recent forest ecotones in central Belgium. Journal of Ecology, 87, 628–638.

Braun-Blanquet, J. 1964. Pflanzensoziologie. Springer, Wien, AT.

Brunet, J., von Oheimb, G. & Diekmann, M. 2000. Factors influencing vegetation gradients across ancient-recent woodland borderlines in southern Sweden. Journal of

Vegetation Science, 11, 515–524.

Butaye, J., Jacquemyn, H. & Hermy, M. 2001. Differential colonization causing non-random forest plant community structure in a fragmented agricultural landscape. Ecography, 24, 369–380.

千葉県史料研究財団 (編) 2003. 千葉県の自然史 別編 4 千葉県植物誌. 千葉県, 千葉.

Cousins, S. A. O. & Eriksson, O. 2001. Plant species occurrences in a rural hemiboreal landscape: effects of remnant habitats, site history, topography and soil. Ecography, 24, 461–469.

Duelli, P. 1997. Biodiversity evaluation in agricultural landscapes: An approach at two different scales. Agriculture, Ecosystems and Environment, 62, 81–91.

Dufrêne, M. & Legendre, P. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. Ecological Monographs, 67, 345–366.

Eriksson, O. & Ehrlén, J. 1992. Seed and microsite limitation of recruitment in plant populations. Oecologia, 91, 360–364.

Fischer, S. F., Poschlod, P. & Beinlich, B. 1996. Experimental studies on the dispersal of plants and animals on sheep in calcareous grasslands. Journal of Applied Ecology, 33, 1206–1222.

Foster, B. L., Dickson, T. L., Murphy, C. A., Karel, I. S. & Smith, V. H. 2004. Propagule pools mediate community assembly and diversity-ecosystem regulation along a grassland productivity gradient. Journal of Ecology, 92, 435–449.

藤井 伸二. 1999. 絶滅危惧植物の生育環境に関する考察. 保全生態学研究, 4, 57–69.

古谷 陽子・武田 義昭・迫田 昌宏. 1998. 圃場整備が水田法面植生に及ぼす影響. 第 45 回日本生態学会講演要旨集, 76.

Gabriel, D., Thies, C. & Tscharntke, T. 2005. Local diversity of arable weeds increases with landscape complexity. Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics, 7, 85–93.

Graae, B. J. 2000. Distribution of forest floor species in a fragmented landscape. Proceedings of the 41st IAVS Symposium, 140–143.

Grashof-Bokdam, C. J. & Geertsema, W. 1998. The effect of isolation and history on colonization patterns of plant species in secondary woodland. Journal of

Biogeography, 25, 837–846.

van Groenendael, J. M., Ouborg, N. J. & Hendriks, R. J. J. 1998. Criteria for the introduction of plant species. Acta Botanica Neerlandica, 47, 3–13.

Gustafsson, C., Ehrlén, J. & Eriksson, O. 2002. Recruitment in *Dentaria bulbifera*; the roles of dispersal, habitat quality and mollusc herbivory. Journal of Vegetation Science, 13, 719–724.

Gustavsson, E., Lennartsson, T. & Emanuelsson, M. 2007. Land use more than 200 years ago explains current grassland plant diversity in a Swedish agricultural landscape. Biological Conservation, 138, 47–59.

服部 保・小野 由紀子・鍛冶 清・石田 弘明・鈴木 武・岩崎 正浩. 2001. 臨海部における照葉人工林の種多様性と種子供給源の関係. ランドスケープ研究, 64, 545–549.

Hayashi, I. 1977. Secondary succession of herbaceous communities in japan. Japanese Journal of Ecology, 27, 191–200.

Hayashi, I. 1984. Secondary succession of herbaceous communities in japan: Seed production of successional dominants. Japanese Journal of Ecology, 34, 375–382.

Hill, M. O. & Gauch, H. G. 1980. Detrended correspondence analysis: an improved ordination technique. Vegetatio, 42, 47–58.

日置 佳之・須田 真一・水谷 義昭・太田 望洋・裏戸 秀幸. 1999. ダム湖の推移変動域に造成した池に成立した池沼ー湿地生態系. 環境システム研究, 27, 477–487.

Honnay, O., Hermy, M. & Coppin, P. 1999. Impact of habitat quality on forest plant species colonization. Forest Ecology and Management, 115, 157–170.

Huston, M. A. 1999. Local processes and regional patterns: appropriate scales for understanding variation in the diversity of plants and animals. Oikos, 86, 393–401.

兵庫県農政環境部環境創造局自然環境課 (編) 2010. 兵庫の貴重な自然兵庫県版レッドデータブック 2010(植物・植物群落). 財団法人ひょうご環境創造協会, 神戸.

井手 任・守山 弘・原田 直國. 1992. 農村地域における植生配置の特性と種子供給に関する生態学的研究. 造園学会誌, 56, 28–38.

飯山 直樹・鎌田 麿人・中川 恵美子・中越 信和. 2002. 畦畔棚田の構造および草刈りの差異が植物群落に及ぼす影響. ランドスケープ研究, 65, 579–584.

池田 佳子・荒木 佐智子・村中 孝司・鷲谷 いづみ. 1999. 浚渫土を利用した水辺の植生復

原の可能性. 保全生態学研究, 4, 21–31.

井村 治. 2008. レッドリスト分析による草地性チョウ類保全のための評価. 日本草地学会誌, 54, 45–56.

伊藤 貴庸・中山 祐一郎・山口 裕文. 1999. 伝統的畦畔と基盤整備畦畔における植生構造とその変遷過程. 雑草研究, 44, 329–340.

岩槻 邦男. 1992. 日本の野生植物，シダ. 平凡社，東京.

Jacquemyn, H., Butaye, J., Dumortier, M., Hermy, M. & Lust, N. 2001. Effects of age and distance on the composition of mixed deciduous forest fragments in an agricultural landscape. Journal of Vegetation Science, 12, 635–642.

Johansson, L. J., Hall, K., Prentice, H. C., Ihse, M., Reitalu, T., Sykes, M. T. & Kindströmc, M. 2008. Semi-natural grassland continuity, long-term land-use change and plant species richness in an agricultural landscape on öoland, sweden. Landscape and Urban Planning, 84, 200–211.

環境庁自然保護局野生生物課 (編) 2000. 改訂・日本の絶滅のおそれのある野生生物－レッドデータブック－ 8 植物 I(維管束植物). 自然環境研究センター, 東京.

Kaule, G. & Krebs, S. 1989. Creating new habitats in intensively used farmland. In: Buckley, G. P. (ed.) Biological habitat reconstruction , 161–170. Belhaven Press, London, UK.

川村 みゆき・大窪 久美子. 2002. チョウ類群集及び植物との関係から見た立地環境の異なる水田地域の生息地としての評価. ランドスケープ研究, 65, 547–552.

近畿農政局兵庫統計情報事務所洲本出張所 (編) 1976. 淡路の農林水産業. 兵庫農林統計協会淡路支，洲本.

近畿農政局兵庫統計情報事務所洲本出張所 (編) 1977. 淡路の農林水産業. 兵庫農林統計協会淡路支，洲本.

近畿農政局兵庫統計情報事務所洲本出張所 (編) 1978. 淡路の農林水産業. 兵庫農林統計協会淡路支，洲本.

近畿農政局兵庫統計情報事務所洲本出張所 (編) 1979. 淡路の農林水産業. 兵庫農林統計協会淡路支，洲本.

近畿農政局兵庫統計情報事務所洲本出張所 (編) 1980. 淡路の農林水産業. 兵庫農林統計協会淡路支，洲本.

近畿農政局兵庫統計情報事務所洲本出張所 (編) 1981. 淡路の農林水産業. 兵庫農林統計協会淡路支，洲本.

近畿農政局兵庫統計情報事務所洲本出張所 (編) 1982. 淡路の農林水産業. 兵庫農林統計協会淡路支，洲本.

近畿農政局兵庫統計情報事務所洲本出張所 (編) 1983. 淡路の農林水産業. 兵庫農林統計協会淡路支，洲本.

近畿農政局兵庫統計情報事務所洲本出張所 (編) 1984. 淡路の農林水産業. 兵庫農林統計協会淡路支，洲本.

近畿農政局兵庫統計情報事務所洲本出張所 (編) 1985. 淡路の農林水産業. 兵庫農林統計協会淡路支，洲本.

近畿農政局兵庫統計情報事務所洲本出張所 (編) 1986. 淡路の農林水産業. 兵庫農林統計協会淡路支，洲本.

近畿農政局兵庫統計情報事務所洲本出張所 (編) 1987. 淡路の農林水産業. 兵庫農林統計協会淡路支，洲本.

近畿農政局兵庫統計情報事務所洲本出張所 (編) 1988. 第 13 次淡路の農林水産業. 兵庫農林統計協会淡路支，洲本.

近畿農政局兵庫統計情報事務所洲本出張所 (編) 1989. 第 14 次淡路の農林水産業. 兵庫農林統計協会淡路支，洲本.

近畿農政局兵庫統計情報事務所洲本出張所 (編) 1990. 第 15 次淡路の農林水産業. 兵庫農林統計協会淡路支，洲本.

近畿農政局兵庫統計情報事務所洲本出張所 (編) 1991. 第 16 次淡路の農林水産業. 兵庫農林統計協会淡路支，洲本.

近畿農政局兵庫統計情報事務所洲本出張所 (編) 1992. 第 17 次淡路の農林水産業. 兵庫農林統計協会淡路支，洲本.

近畿農政局兵庫統計情報事務所洲本出張所 (編) 1993. 第 18 次淡路の農林水産業. 兵庫農林統計協会淡路支，洲本.

近畿農政局兵庫統計情報事務所洲本出張所 (編) 1994. 第 19 次淡路の農林水産業. 兵庫農林統計協会淡路支，洲本.

近畿農政局兵庫統計情報事務所洲本出張所 (編) 1995. 第 20 次淡路の農林水産業. 兵庫農林統計協会淡路支，洲本.

近畿農政局兵庫統計情報事務所洲本出張所 (編) 1996. 第 21 次淡路の農林水産業. 兵庫農林統計協会淡路支，洲本.

近畿農政局兵庫統計情報事務所洲本出張所 (編) 1997. 第 22 次淡路の農林水産業. 兵庫農林統計協会淡路支，洲本.

近畿農政局兵庫統計情報事務所洲本出張所 (編) 1998. 第 23 次淡路の農林水産業. 兵庫農林統計協会淡路支，洲本.

近畿農政局兵庫統計情報事務所洲本出張所 (編) 1999. 第 24 次淡路の農林水産業. 兵庫農林統計協会淡路支，洲本.

近畿農政局兵庫統計情報事務所洲本出張所 (編) 2000. 第 25 次淡路の農林水産業. 兵庫農林統計協会淡路支，洲本.

近畿農政局兵庫統計情報事務所洲本出張所 (編) 2001. 第 26 次淡路の農林水産業. 兵庫農林統計協会淡路支，洲本.

近畿農政局兵庫統計情報事務所洲本出張所 (編) 2002. 第 27 次淡路の農林水産業. 兵庫農林統計協会淡路支，洲本.

近畿農政局兵庫統計情報事務所洲本出張所 (編) 2003. 第 28 次淡路の農林水産業. 兵庫農林統計協会淡路支，洲本.

近畿農政局兵庫統計情報事務所洲本出張所 (編) 2004. 第 29 次淡路の農林水産業. 兵庫農林統計協会淡路支，洲本.

近畿農政局兵庫統計情報事務所洲本出張所 (編) 2005. 第 30 次淡路の農林水産業. 兵庫農林統計協会淡路支，洲本.

近畿農政局兵庫統計情報事務所洲本出張所 (編) 2006. 第 31 次淡路の農林水産業. 兵庫農林統計協会淡路支，洲本.

近畿農政局兵庫統計情報事務所洲本出張所 (編) 2008. 第 32 次淡路の農林水産業. 兵庫農林統計協会淡路支，洲本.

気象庁 (編) 2001. 平年値 統計期間 1971-2000. 財団法人気象業務支援センター，東京.

Kitazawa, T. & Ohsawa, M. 2002. Patterns of species diversity in rural herbaceous communities under different management regimes, chiba, central japan. Biological Conservation, 104, 239–249.

Kiviniemi, K. & Eriksson, O. 2002. Size-related deterioration of semi-natural grassland fragments in Sweden. Diversity and Distributions, 8, 21–29.

Klimek, S., Richter gen. Kemmermann, A., Steinmann, H. H., Freese, J. & Isselstein, J. 2008. Rewarding farmers for delivering vascular plant diversity in managed grasslands: A transdisciplinary case-study approach. Biological Conservation, .

Kobayashi, S. 1987. Heterogenity ratio: a measure of beta-diversity and its use in community classification. Ecological Research, 2, 101–111.

小林 四郎. 1995. 生物群集の多変量解析. 蒼樹書房，東京.

Kondo, T. & Tsuyuzaki, S. 1999. Natural regeneration patterns of the introduced larch, *Larix kaempferi* (Pinaceae), on the volcano Mount Koma, northern Japan. Diversity and Distributions, 5, 223–233.

越水 麻子・荒木 佐智子・鷲谷 いづみ・日置 佳之・田中 隆・長田 光世. 1997. 土壌シードバンクを用いた谷戸植生復元に関する研究. 保全生態学研究, 2, 189–200.

小柳 知代・楠本 良延・山本 勝利・大黒 俊哉・武内 和彦. 2007. 関東地方平野部におけるススキを主体とした二次草地と過去の半自然草地との比較. ランドスケープ研究, 70, 439–444.

Kunin, W. E. & Gaston, K. J. 1993. The biology of rarity: patterns, causes and consequences. Trends in Ecology & Evolution, 8, 298–301.

Le Cœur, D., Baudry, J. & Burel, F. 1997. Field margins plant assemblages: variation partitioning between local and landscape factors. Landscape and Urban Planning, 37, 57–71.

Lindborg, R. & Eriksson, O. 2004. Historical landscape connectivity affects present plant species diversity. Ecology, 85, 1840–1845.

Lunt, I. D. 1997. Effects of long-term vegetation management on remnant grassy forests and anthropogenic native grasslands in south-eastern australia. Biological Conservation, 81, 287–297.

van der Maarel, E. 1979. Transformation of cover-abundance value in phytosociology and its effects on community similrity. Vegetatio, 39, 97–114.

MacArthur, R. H. & Wilson, E. O. 1967. The theory of island biogeography. Princeton University Press, Princeton, New Jersey, USA.

前中 久行・石井 実・山口 裕文・梅本 信也・大窪 久美子・長谷川 雅美・近藤 哲也. 1993. 畦畔草地の景観構成要素・生物生息地としての評価と適正な植生管理に関する研究. 日

産科学技術振興財団研究報告書, 16, 231–240.

Malaval, S., Lauga, B., Regnault-Roger, C. & Largier, G. 2010. Combined definition of seed transfer guidelines for ecological restoration in the french pyrenees. Applied Vegetation Science, 13, 113–124.

丸山 利輔・三野 徹・冨田 正彦・渡辺 紹裕. 1996. 地域環境工学. 朝倉書店，東京.

松村 俊和・武田 義明. 2008. 水田畦畔法面の二次草原における管理放棄後の年数と種組成・種多様性との関係. 植生学会誌, 25, 131–137.

松村 俊和. 2002. 整備方法の違いが水田畦畔法面植生に与える影響. ランドスケープ研究, 65, 595–598.

松村 俊和. 2008. 淡路島における 30 年間の畦畔面積の変遷とその要因. 景観園芸研究, 9, 27–29.

松村 俊和・服部 保・橋本 佳延・伴 邦教. 2007. 北摂地域の萌芽林における常緑植物の植被率と種多様性・種組成との関係. 植生学会誌, 24, 41–52.

Menalled, F. D., Gross, K. L. & Hammond, M. 2001. Weed aboveground and seedbank community responses to agricultural management systems. Ecological Applications, 11, 1586–1601.

Middleton, B. A. 2003. Soil seed banks and the potential restoration of forested wetlands after farming. Journal of Applied Ecology, 40, 1025–1034.

Mitlacher, K., Poschlod, P., Rosén, E. & Bakker, J. P. 2002. Restoration of wooded meadows - a comparative analysis along a chronosequence on Öland (Sweden). Applied Vegetation Science, 5, 63–73.

宮脇 昭・奥田 重俊・藤原 陸夫 (編) 1978. 改訂新版 日本植生便覧. 至文堂，東京.

中越 信和・根平 邦人・今出 秀樹・中根 周歩. 1982. アカマツ林の火山跡地における植生回復 II. 落下種子の動態. 広島大学総合学部紀要 IV(基礎・環境科学研究), 7, 95–125.

中島 峰広. 1999. 日本の棚田. 古今書院，東京.

中西 弘樹. 1994. 種子はひろがる. 平凡社，東京.

中西 哲・大場 達之・武田 義明・服部 保. 1983. 日本の植生図鑑 (I) 森林. 保育社，大阪.

Nathan, R. & Muller-Landau, H. C. 2000. Spatial pattern of seed dispersal, their determinants and consequences for recruitment. Trends in Ecology & Evolution, 15, 278–285.

西村 格. 1988. 草原の攪乱と植生遷移. 矢野 悟道 (編)「日本の植生侵略と攪乱の生態学」, 129–136. 東海大学出版会，東京.

Öckinger, E., Eriksson, A. K. & Smith, H. G. 2006. Effects of grassland abandonment, restoration and management on butterflies and vascular plants. Biological Conservation, 133, 291–300.

Ockinger, E. & Smith, H. G. 2007. Semi-natural grasslands as population sources for pollinating insects in agricultural landscapes. Journal of Applied Ecology, 44, 50–59.

小椋 純一. 2006. 日本の草地面積の変遷. 京都精華大学紀要, 30, 160–172.

大黒 俊哉・松尾 和人・根本 正之. 1996. 山間地における放棄水田と畦畔のり面の植生動態. 日本生態学会誌, 46, 245–256.

北川 政夫・大井 次三郎. 1983. 新日本植物誌，顕花篇. 至文堂，東京.

Oksanen, J., Kindt, R., Legendre, P. & O'Hara, R. B. 2007. vegan: Community Ecology Package.

大窪 久美子・前中 久行. 1995. 基盤整備が畦畔草地群落に及ぼす影響と農業生態系での畦畔草地の位置付け. ランドスケープ研究, 58, 109–112.

大村 理恵子・村中 孝司・路川 宗夫・鷲谷 いづみ. 1999. 霞ヶ浦の浚渫土まきだし地に成立する植生. 保全生態学研究, 4, 1–19.

Pärtel, M., Helm, A., Reitalu, T., Liira, J. & Zobel, M. 2007. Grassland diversity related to the Late Iron Age human population density. Journal of Ecology, 95, 574–582.

Pico, F. X. & van Groenendael, J. 2007. Large-scale plant conservation in European semi-natural grasslands: a population genetic perspective. Diversity and Distributions, 13, 920–926.

Pöyry, J., Lindgren, S., Salminen, J. & Kuussaari, M. 2005. Responses of butterfly and moth species to restored cattle grazing in semi-natural grasslands. Biological Conservation, 122, 465–478.

R Development Core Team 2006. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

Rasran, L., Vogt, K. & Jensen, K. 2007. Effects of topsoil removal, seed transfer with plant material and moderate grazing on restoration of riparian fen grasslands.

Applied Vegetation Science, 10, 451–460.

Reisch, C. & Poschlod, P. 2008. Land use affects flowering time: seasonal and genetic differentiation in the grassland plant *Scabiosa columbaria*. Evolutionary Ecology, 23, 753–764.

Roberts, D. W. 2006. labdsv: Laboratory for Dynamic Synthetic Vegephenomenology.

迫田 昌宏・武田 義明. 1998. 神戸市域の水田畦畔植生と種多様性保全に関する生態学的研究. 関西自然保護機構会報, 21, 5–16.

佐竹 義輔・原 寛・亘理 俊次・冨成 忠夫 (編) 1989a. 日本の野生植物，木本編 I. 平凡社，東京.

佐竹 義輔・原 寛・亘理 俊次・冨成 忠夫 (編) 1989b. 日本の野生植物，木本編 II. 平凡社，東京.

佐竹 義輔・大井 次三郎・北村 四郎・亘理 俊次・冨成 忠夫 (編) 1981. 日本の野生植物，草本編 III 合弁花類. 平凡社，東京.

佐竹 義輔・大井 次三郎・北村 四郎・亘理 俊次・冨成 忠夫 (編) 1982a. 日本の野生植物，草本編 I 単子葉類. 平凡社，東京.

佐竹 義輔・大井 次三郎・北村 四郎・亘理 俊次・冨成 忠夫 (編) 1982b. 日本の野生植物，草本編 II 離弁花類. 平凡社，東京.

徐 錫元. 2008. 新潟県中越地方の松代町・高柳町における「草刈り」と「草薙ぎ」. 雑草研究, 53, 18–19.

徐 錫元・城戸 淳. 2000. 近畿地方における水田畦畔の雑草防除の現状〜アンケート調査〜. 雑草研究, 45, 43–52.

芹沢 俊介. 1995. エコロジーガイド 人里の自然. 保育社，大阪.

Shannon, C. E. A mathematical theory of communication. The Bell System Technical Journal, 27, 3–55.

Sheridan, H., Finn, J., Culleton, N. & O'Donovan, G. 2008. Plant and invertebrate diversity in grassland field margins. Agriculture, Ecosystems and Environment, 123, 225–232.

兼子 伸吾・太田 陽子・白川 勝信・井上 雅仁・堤 道生・渡邊 園子・佐久間智子・高橋 佳孝. 2009. 中国 5 件の RDB を用いた絶滅危惧植物における生育環境の重要性評価の試み. 保全生態学研究, 14, 119–123.

Smart, S. M., Bunce, R. G. H., Firbank, L. G. & Coward, P. 2002. Do field boundaries act as refugia for grassland plant species diversity in intensively managed agricultural landscapes in Britain?. Agriculture, Ecosystems and Environment, 91, 73–87.

Snäll, T., Ribeiro Jr., P. J. & Rydin, H. 2003. Spatial occurrence and colonisations in patch-tracking metapopulations: local conditions versus dispersal. Oikos, 103, 566–578.

曽根原 昇・馬場 多久男・伊藤 精晤. 2003. 長野県更埴市姨捨地区における伝統的畦畔植生が隣接する整備畦畔植生に与える影響. 信州大学農学部紀要, 39, 37–50.

Stevenson, M. J., Ward, L. K. & Pywell, R. F. 1997. Re-creating semi-natural communities: vacuum harvesting and hand collection of seed on calcareous grassland. Restoration Ecology, 5, 66–76.

Strijker, D. 2005. Marginal lands in europe - causes of decline. Basic and Applied Ecology, 6, 99–106.

Strykstra, R. J., Pegtel, D. M. & Bergsma, A. 1998. Dispersal distance and achene quality of the rare Anemochorous species *Arnica montana* L.: implications for conservation. Acta Botanica Neerlandica, 47, 45–56.

高田 直俊・有馬 忠雄・村上 興正・中川 美好・松宮 照雄・白鳥 茂・伊藤 敦基. 1999. 宇治川におけるツバメの塒地としてのヨシ原の創成. 関西自然保護機構会報, 21, 257–270.

高橋 佳孝・中越 信和. 1999. ヒトがつくりあげた日本の草地. 生物の科学 遺伝, 53, 16–20.

武田 眞一. 2010. 岩手県の里地里山におけるスミレ属植物の分布及び管理の違いが個体群密度に及ぼす影響. 岩手県農業研究センター研究報告, 20, 1–11.

Tikka, P. M., Heikkila, T., Heiskanen, M. & Kuitunen, M. 2001. The role of competition and rarity in the restoration of a dry grassland in Finland. Applied Vegetation Science, 4, 139–146.

Tikka, P. M., Koski, P. S., Kivelä, R. A. & Kuitunen, M. T. 2000. Can grassland plant communities be preserved on road and railway verges? Applied Vegetation Science, 3, 25–32.

Tilman, D. 1997. Community invasibility, recruitment limitation, and grassland biodiversity. Ecology, 78, 81–92.

Turnbull, L. A., Crawley, M. J. & Rees, M. 2000. Are plant populations seed-limited?

A review of seed sowing experiments. Oikos, 88, 225–238.

Uematsu, Y., Koga, T., Mitsuhashi, H. & Ushimaru, A. 2010. Abandonment and intensified use of agricultural land decrease habitats of rare herbs in semi-natural grasslands. Agriculture, Ecosystems & Environment, 135, 304–309.

上野 直也・桜井 善雄・花形 敏男. 2000. 経過年数の違う圃場整備畦畔における植生. 雑草研究, 45 別号, 98–99.

上田 弘美. 1985. 基盤整備水田と土壌構造. 土壌の物理性, 51, 32–38.

梅原 徹・永野 正弘. 1997. 「土を撒いて森をつくる！」研究と事業をふりかえって. 保全生態学研究, 2, 9–26.

梅原 徹・長野 正弘・麻生 順子. 1982. 森林表土まきだしによる先駆植生の回復法. 緑化工学技術, 9, 1–8.

Verheyen, K., Guntenspergen, G. R., Biesbrouck, B. & Hermy, M. 2003. An integrated analysis of the effects of past land use on forest herb colonization at the landscape scale. Journal of Ecology, 91, 731–742.

Verheyen, K. & Hermy, M. 2001. An integrated analysis of the spatio-temporal colonization patterns of forest plant species. Journal of Vegetation Science, 12, 567–578.

鷲谷 いづみ. 1996. 土壌シードバンクを用いた河畔冠水草原復元の可能性の検討. 保全生態学研究, 1, 131–147.

Weibull, A. C., Östman, Ö. & Granqvist, Å. 2003. Species richness in agroecosystems: the effect of landscape, habitat and farm management. Biodiversity and Conservation, 12, 1335–1355.

Wittig, B., Kemmermann, A. R. & Zacharias, D. 2006. An indicator species approach for result-orientated subsidies of ecological services in grasslands-A study in Northwestern Germany. Biological Conservation, 133, 186–197.

山本 嘉人・斎藤 吉満・桐田 博充・高橋 俊・北原 徳久. 2007. 刈取りと火入れによるススキ型草地の植生変化の差異. 日本草地学会誌, 53, 28–30.

山戸 美智子・服部 保・浅見 佳世. 1999. 兵庫県三田市の基盤整備地と非整備地における畦畔法面上のチガヤ群落の比較. 雑草研究, 44, 170–179.

矢野 悟道・波田 善夫・竹中 則夫・大川 徹. 1983. 日本の植生図鑑 (II) 人里・草原. 保育

社，大阪.

横山 秀司. 1995. 景観生態学. 古今書院，東京.

Zobel, M., Otsus, M., Liira, J., Moora, M. & Möls, T. 2000. Is small-scale species richness limited by seed availability or microsite availability? Ecology, 81, 3274–3282.

Zobel, M. 1997. The relative role of species pools in determining plant species richness: an alternative explanation of species coexistence?. Trends in Ecology & Evolution, 12, 266–269.

謝辞

神戸大学大学院人間発達環境学研究科の武田義明教授には，学部生時代から修士課程を通じて植物生態学の基礎を教えていただくとともに，本研究を遂行する際には懇切丁寧なご指導をいただきました．ここに心から感謝の意を表します．

神戸大学大学院人間発達環境学研究科の市橋秀樹教授，榎本平教授，丑丸敦史准教授，高見泰興准教授にはお忙しいところ丁寧な校閲をいただきました．感謝申し上げます．

兵庫県立大学自然・環境科学研究科の服部保教授には，学部生時代から植生調査の方法をはじめ論文の執筆についてもご指導いただきました．心からお礼申し上げます．

株式会社里と水辺研究所 赤松弘治氏，浅見佳世氏，田村和也氏，兵庫県立大学大学院緑環境景観マネジメント研究科の澤田佳宏氏，兵庫県立大学大学自然・環境科学研究科の石田弘明氏，橋本佳延氏，株式会社建設環境研究所の山崎俊哉氏，神戸大学植生学研究室の学生諸氏・卒業生の皆様には，研究内容についてご助言頂きました．お礼申し上げます．