

中間湿原の消失に関わる生態的要因

Ecological Factors Controlling The Vegetation Succession of Valley Fen

白川 勝信

SHIRAKAWA Katsunobu

広島大学大学院 国際協力研究科

2003 年 3 月

広島大学大学院国際協力研究科

論文名： 中間湿原の消失に関わる生態特性

学位の名称： 学術博士

学生番号： D1055004

氏名： 白川 勝信

2003 年 1 月 10 日

審査委員会

委員長・教授

中越信和



教授

石橋昇



助教授

井鷲裕司



生物圏科学研究科教授

堀越孝雄



生物圏科学研究科教授

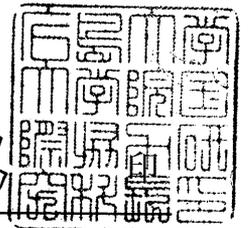
渡邊一雄



2003 年 3 月 3 日

研究科長

齊藤公男



目次

第1章 序論	1
I 湿原生態系	1
II 湿原生態系の現状と研究課題	3
II-1 湿原の減少	3
II-2 研究の背景と目的	4
III 調査地	6
IV 論文の構成	8
第2章 広島県の冷温帯域に見られる湿原植生	14
I はじめに	14
II 調査地概況	15
III 方法	16
III-1 植生調査	16
III-2 調査結果の処理	16
IV 結果	17
IV-1 千町原湿地における調査結果	17
IV-2 長者原湿原における調査結果	20
V 考察	22
V-1 千町原湿地の特性	22
V-2 長者原湿原の特性	27
第3章 地理情報システムを用いた湿原生態系の立地特性の解析	39
I はじめに	39
II 調査地	40
III 方法	40
III-1 標高データベースの作成	40
III-2 植生図の作成	41
III-3 湿原生態系の立地特性の解析	41
III-4 湿原成立適地の推定	42
IV 結果	42
IV-1 標高データベース	42
IV-2 八幡地区の植生	42

IV-3 湿原の立地選好度	44
IV-4 湿原成立適地の推定	45
V 考察	45
V-1 地形から見た湿原の立地環境	45
V-2 植生から見た湿原の立地環境	46
V-3 湿原成立地の広域的把握	47
第4章 中間湿原における植生配置と地下水位の動態	74
I はじめに	74
II 調査地概況	74
III 方法	76
III-1 プロットおよびスタンドの設置と水位の測定	76
III-2 調査スタンドの序列	76
III-3 水位変動の予測	76
III-4 植物群落の変化量の測定	77
IV 結果	78
IV-1 地下水位	78
IV-2 降雨の特性と地下水位変動	79
IV-3 植生群落の変化	80
V 考察	81
V-1 現存植生と地下水位の動態	81
V-2 各植物群落における植生遷移の特性	81
V-3 湿原の遷移速度を決定する要因	82
第5章 湿原周辺域におけるアカマツ個体群の動態	105
I はじめに	105
II 調査地概況	105
III 方法	106
III-1 毎木調査	106
III-2 可変クランプ法	106
IV 結果	107
IV-1 各植生における個体サイズ分布	107
IV-2 アカマツの種子生産	107
IV-3 個体の分布状況	108

IV-4 アカマツ個体群の齢構造.....	108
V 考察.....	108
V-1 長者原湿原とその周辺域へのアカマツの定着プロセス.....	108
V-2 湿原域におけるアカマツの生長.....	110
V-3 湿原域におけるアカマツの個体群維持機構.....	111
第6章 総合考察.....	128
I 中間湿原の特徴とその立地特性.....	128
II 湿原の維持機構と消失過程.....	129
III 湿原生態系の保全.....	132
III-1 各湿原における保全目標の設定.....	132
III-2 湿原保全の具体的な方策.....	134
謝辞.....	136
摘要.....	137
引用文献.....	142
付表 植物目録.....	152

第1章 序論

1 湿原生態系

洋の東西を問わず、湿性植物や湿地生態系は絵画のモチーフや小説の舞台として様々な作品に登場してきた。人類の歴史・文化と湿地生態系との関わりは深く、このことは「湿地」を指すさまざまな言葉が使われてきたことから明らかである (Table 1-1)。湿地は南極以外のどの大陸にも、熱帯地方から極地域まで分布している。内陸の乾燥地においても salt pan として、また寒帯から冷温帯にかけては泥炭地 (peatland) や沼沢 (swamp) として、海岸では塩性湿地 (salt marsh) やマングローブ林 (mangrove) としてあらゆる地域に存在している (Mitsch & Gosselink 2000)。これらの用語や用例は各国によって異なり、湿地に関する統一した分類体系は未だ確立していない。

湿地に関する用語の統一が図れない理由の一つとして湿地生態系の持つ多面性があげられる。たとえば、アメリカ合衆国では連邦水質汚濁防止法 1972 年改正法ならびに 1977 年改正法 (通称 Clean Water Act) で法的規制のために次のように湿地を定義した。

飽和土壤に生息するのに適応した湿性植生の優占化を支えるのに十分な (通常の条件では現に支えている) 頻度と期間、表流水によって湛水または地下水で飽和される土地。湿地帯は、一般に swamp, marsh, bog を含む (United States Environmental Protection Agency 1987)。

この中で、湿地を定義する尺度として土壤環境、植生、水環境という3つの基準があげられている。実際には土壤の形成プロセスや水の供給システムが互いに異なる湿地であっても、遷移のある段階で環境が同一になれば、類似の群落が成立しうる。湿地の分類に関する混乱は、このように異なったプロセスで生じた湿地が同じ名前と呼ばれることや、成立プロセスが同じ湿地に対する呼び名が別々の場所で名付けられたりするために生じる。

ただし、寒帯や亜寒帯に発達する泥炭湿地 (peatland) の分類体系に関して、アメリカでは統一した見解が得られている。泥炭地は泥炭の蓄積段階とそれに

伴う水供給システム・種組成の違いにより marsh, swamp, fen, bog と呼ばれる。湖沼などに泥炭が蓄積して浅くなり、表面流が見られるような湿地を低湿地と呼ぶ。低湿地のうち、草本が優占する湿地を低層湿原 (marsh), 木本が優占する湿地を湿地林 (swamp) と呼ぶ。低湿地にさらに泥炭が蓄積すると、湿原を涵養する水は表面流よりも地下水の割合が高くなり、中間湿原 (fen) と呼ばれる群集が成立する。冷涼な気候下では植物の遺体が分解されず、泥炭の蓄積がさらに進行する。また、蒸散量が極端に少ないために、泥炭の蓄積によって本来の水面よりも高くなった場所でも、降雨のみによって湿潤な環境が維持される。このような天水だけで涵養される湿原を高層湿原 (bog) と呼ぶ。高層湿原は主にミズゴケ類によって特徴づけられ、ミズゴケ類の泥炭自体が保水力を持つため、一度形成されると湿原は発達しつづけ、長い間存続する。

このような過程をたどる湿地の発達には冷涼な気候条件が必要であるため、日本における高層湿原 (bog) の発達は北海道から東北および信州の高地などに限られており、低地において高層湿原が発達する最南限は京都府深泥池とされている。これより西では、屋久島の花の江河 (標高 1,630m) を除いて大規模な高層湿原は見られない。波田・三好 (1980) は、岡山県蛇ヶ川湿原の泥炭が高層湿原に似たプロファイルを示すことを報告しているが、泥炭の蓄積は 25cm とわずかであり、高層湿原とは異なるものとして結論づけている。従って、中国山地において高層湿原は発達しないと判断するのが妥当であろう。

堀川ら (1959b) は広島県北部の湿原植生としてヌマガヤーマアザミ群集を記載している。この報告で本群集は低地南方性の植生として尾瀬ヶ原の高地高山性の湿原と区別され、西中国山地をはじめとする南方の高地から東北地方の低地にかけて分布し、少なくとも本州南半分の低層湿原の代表的な一集団として位置づけられた。類似の湿原は、広島県内では東広島市 (Shimoda 1985), 廿日市市 (下田 1987), 大朝町 (Shimoda 1989) などにおいても見られる。湿原の種組成は立地環境の微細な違いを反映して多くの変異を持つために、ヌマガヤーマアザミ群集はいくつもの下位単位に区分されている (堀川ら 1959b)。下位単位の中にはヨシの優占度が高い低層湿原群落も見られたが、

多くは marsh や swamp よりもむしろ fen と類似の種組成であった。一方、地形的には、湿地は高位面あるいは中位面を刻む谷に発達しており（下村ら 1959）、谷湿原（valley mire）と呼ぶことができる。あるいは、湿原を涵養する水に着目した場合には、河道が形成する自然堤防のまわりに発達するタイプと、谷源流部の浅い基盤岩上の湧水部に発達するタイプがあり、それぞれ後背湿地（back marsh）、湧水湿地（spring-fed wetland）に分類できる。

以上のように、中国地方の高地に成立する湿原では、ある一つの側面から捉えた分類はできるものの、泥炭湿地における分類に見られるような成立プロセスも含めた分類は確立していない。湿原生態系の位置づけを明確にするために、湿原植生と立地環境・成立プロセスとの関係を明らかにすることが必要である。

なお、本論文では、ヌマガヤーマアザミ群集によって特徴づけられる湿原を marsh・swamp と区別するために、中越・安部（1996）にならい、湿原生態系そのものを指す語として中間湿原を用いた。また、特定の湿地生態系を指す場合には、日本語表記の後に適宜括弧付きで Table 1-1 の英語表記を付すなどして区別する。

II 湿原生態系の現状と研究課題

II-1 湿原の減少

歴史的に見て、湿原は早い段階から人間による改変を受けてきた生態系の一つである。ヨーロッパの泥炭湿地では燃料のための泥炭採取が伝統的に行われてきたが、機械による採掘の大規模化などから、前世紀の約 30 年から 50 年の間に 55% から 67% の湿地が各国で失われている（Table 1-2）。アメリカ合衆国ではもとあった湿地の 54% に当たる約 8,700 万 ha が主として農業生産のために失われた（Tiner 1984）。

日本では総合的な調査はなされていないものの、やはり土地開発などによる湿地の減少が報告されている。北海道の低湿地では、石狩湿原で 1868 年から 1978 年の間に 99%、サロベツ湿原で 1923 年から 1995 年の間に 79%、十勝川河口湿地で 1922 年から 1989 年の間に 89.5% が、主に開墾などの原因で消

失した（財団法人 自然保護助成基金 1997）。しかし、全国的に見て湿地の開墾が進んだのは、稲作が広まった弥生時代（紀元前 300 年頃から）であると考えられている。当時の稲作は低湿地を利用した湿田経営であり、稲作に適した地域では稲作の伝搬に伴って低湿地のほとんどが水田に換えられた。北海道は人間の生活にとって厳しい環境条件のため、本州に比べて大規模な開発が遅れたことから、20 世紀の間に湿原の減少が進んだ。しかし、近年では栽培技術の向上や需要の低下から米の供給が充足したために、全国的に見れば新たに耕地を開墾する必要は少なくなった。放棄された水田が森林や湿地へと遷移する例も認められ（下田・鈴木 1981；下田 1996；越智ら 2000）、北海道における耕地開拓による減少はむしろ終息しつつある例である。近年の湿原減少は道路建設などの土地造成や流域環境の変化、自然遷移などによる場合が多い。

西日本において湿原の面積変化を定量的に把握した研究は少ないが、徳島県黒沢湿原では 1974 年から 1994 年の間に 72%が（鎌田ら 1996）、広島県芸北町八幡地区の 6 つの湿原では、1964 年から 1988 年のあいだにそれぞれ湿原面積の 15%から 80%が消失している（Nakagoshi & Abe 1995）。低湿地が開墾されつくした西日本においては、残された湿地の消失が種の地域絶滅の直接的な原因となりうる（Shimoda 1993；下田・橋本 1993）。広島県で生育が確認されている水生・湿性植物のうち、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—（環境庁自然保護局野生生物課 2000）で絶滅危惧種とされているものは、Table 1-3に示した 45 種である。その絶滅要因のうち、最も多いのが土地開発であり、水質汚染がこれに次ぐ（Fig. 1-1）。原因のほとんどは積極的な人間活動によるものであり、周辺植生からの被陰、高潮、乾燥、海水の流入などの自然的原因によるものは合計 8 件と少ない。

II-2 研究の背景と目的

今日において重要な課題は、現段階で残存している湿原を維持・管理するとともに、これまでに失われてきた植生を復元していくことである。特に、数が少なく面積的にも小規模な中国地方の湿原では、湿原の分布を把握と個々の湿原の保全策の確立が急務となっている。

遷移途上のある特定の段階に出現する植生の維持においては、攪乱が重要な意味を持つことが明らかになりつつある (Naito & Nakagoshi 2000). 同様の例は湿原生態系においても確認されており、刈り取りや動物による攪乱が生態系の維持に重要な役割を果たすことが分かっている (Bakker *et al.* 1994; van Diggelen *et al.* 1996; van Wirdum 1995). しかし、攪乱というイベントは様々な要素を複合的に含んでいるために、実際の保全に応用する場面では、個々の要因に対する植生の反応を把握する必要がある。

湿原植生を決定する要因として、もっとも重要な役割を果たすと考えられているのは地下水の化学組成と水位の変動である。特に、地下水位の変動は有機物の蓄積や陸生植物の定着に影響を及ぼすため、植物群落の分布とよく対応している (Fujita & Kikuchi 1984, Yabe & Numata 1984). 高層湿原内の安定した立地における研究では、平均的な地下水位や季節的な変動など、比較的長期間における動態が重要視されてきた。しかし、泥炭の蓄積が少ない谷湿原では降雨後には水位が大きく変動するため、断続的な水位測定結果を同義的に扱うことは不適當であり、個々の測定日における降雨状況を考慮した上で変動そのものを説明しなければならない。

湿原植生の成立因子の解明と同様、湿原の遷移速度を定量化することは保全計画を立案する上で重要である。Bakker *et al.* (1994) は空中写真を用いて地下水涵養型の浮島湿原 (floating mire) の植生遷移に関して研究し、解放水面から富栄養湿原 (rich fen) への変化には約 35 年かかり、そこからさらに湿性低木林 (carr forest) への変化にはおよそ 10 年かかることを結論づけた。また、van Wirdum (1995) は小規模湿原における rich fen から初期の bog への 27 年間の植生変化に関してほぼ完全に記述している。このような自然状態における湿原の遷移速度と比較することにより、土地開発の影響や保全活動の効果の評価することが可能になる。

中間湿原の植生に関しては、すでに植物社会学的方法にもとづく分類が行われており、Hada (1984) によって体系的にまとめられている。しかし、ここで示された分類群や遷移系列はあくまでも群集区分と現地での主観的観察にも

とづいたものであり、植生と環境との因果関係や群集の推移に要する時間についての定量的なデータは示されていない。植生の変化に関しては Nakagoshi & Abe (1995) が植生図にもとづく調査を行っているが、植物群集については考慮されていない。植物群集の変化については鎌田ら (1996) が徳島県黒沢湿原における 20 年間の植生変化を報告している。短期間での植生変化では、西本・波田 (1996)、山本ら (1996) がそれぞれ 3 年間、5 年間の植生変化を記録している。特に山本ら (1996) の報告では水温、pH、地下水位といった環境要因についても同時に調べられている。しかし、これらの湿原はいずれも水田としての開墾跡地や造成された湿原であり、自然状態における中間湿原の植生遷移過程はまだ明らかにされていない。

本研究では、中間湿原の保全に資するために、湿原の成立に関わる立地条件と湿原が消失する過程における湿原内での群落構成の変化を明らかにすることを目的とした。中間湿原の立地特性としては、地形および植生（土地利用）にもとづいた景観レベルでの解析と、地下水位の現地調査による群落レベルでの解析を行った。特に水位の動態に関しては、降雨との関係を明らかにすることにより、従来行われてきた平均値や季節変動による議論よりも詳細に水位変動を説明することを試みた。群落構成の変化に関しては、2 年代の植生図を用いた比較から中間湿原の遷移速度を群落別に推定した。この結果を現在の水理環境と対比することにより、水位変動が遷移速度に及ぼす影響について考察した。また、湿原群落の消失とは陸生群落の拡大であり、中間湿原の周辺ではしばしばアカマツ・オオミズゴケ群集が成立する (Hada 1984) ことから、湿原周辺域における陸生植物の動態を解明することは、遷移の進行状況を把握するための手がかりとなりうると考え、本研究ではアカマツ個体群の動態について調査を行った。

III 調査地

本研究では広島県芸北町八幡地区を対象に調査を行った (Fig. 1-2)。

広島県芸北町は気候的には冷涼で、降水量も多いため、低緯度でありながら

泥炭の蓄積を伴うまとまった湿原が見られる。本地域の湿原植生に関する報告は堀川ら (1959b), 鈴木・吉野 (1986), 中越・安部 (1996) がある。

八幡盆地は北東より南西に走る臥竜山および鷹巣山の間を展開する盆地で、中央を柴木川が北東より南西に蛇行貫流している。盆地の周囲 800m の等高線付近の平坦面は湖成段丘とみなされ、海拔 760~800m のところに、下位から礫層、上位にシルト・粘土層からなる湖沼性堆積物が分布しており、同地がかつて湖沼化したことを示している (番本・河原 1998)。過去 10 年間の年間降水量は約 2,000mm で、気候的には冷温帯にあたる。1950 年代に行われた調査時には、盆地内に湖沼が陸化した湿原が見られ、所々に小池が散在していたことが記録されている (堀川ら 1959b)。現在では、そのほとんどが水田として開発され、残存する湿原は谷間などのごく一部に限られている。八幡地区に現存する各湿原の面積は、近年急速に減少しつつある (Nakagoshi & Abe 1995)。特に、尾崎沼湿原は 1959 年に完成した灌漑用ため池の造成により、大部分が湖底に沈んだ (堀川ら 1959b)。

植生調査を行った千町原湿地は臥竜山麓国定公園内に位置する。かつて千町原一帯は牧草地として利用されていたが、経営不振のため放置された。その後公園として再開発が行われ、道路建設、芝の貼り付けなどの施工がなされた。地形的には底の広い谷になっており、湿原は谷中央を流下する水路の源頭部から水路にそって広がっている。現在、千町原湿地で最も目立つ景観はヨシが優占する群落であり、その中に一部ハンノキの疎林が成立している。2000 年には地元のボランティア団体によってハンノキ林の一部が伐採され、カキツバタが植栽された。

植生調査および詳細な環境調査とアカマツに関する現地調査を行った長者原湿原は、千町原の南西、集落からやや離れた場所に位置する。湿原は標高差 50m 程度の小山脈に挟まれた幅の広い谷底に成立している。長者原湿原では 1960 年代まで燃料伐採が行われていたが、その後の大きな攪乱はないと考えられる。湿原は典型的な中間湿原であり、中央部の水路ではマアザミが優占し、その周りにはヌマガヤによって特徴づけられる草本群落がかなりの面積を占めている。

湿原周辺にはコナラの混交するアカマツ林が成立している。長者原湿原では、1998 年からボランティア団体によってアカマツの伐採、下草刈りなどの管理が行われている。

IV 論文の構成

本論文は以下の 6 章から構成される。第 1 章では中国地方に見られる湿原生態系の位置づけを確認し、それにもとづいて保全の重要性を述べたうえで、本研究のアプローチについてまとめた。第 2 章では、中間湿原として広島県芸北町千町原湿地、同長者原湿原において行った植生調査について報告する。これらの湿原は、かつては強度の人為攪乱があったが、最近 10 年から数 10 年の間放置された。成立時期や攪乱の強度・頻度の異なる植生資料を比較することにより、モニタリングのための資料とするとともに、適切な管理手法について検証する。第 3 章ではグリッドを基準として作成された地形図および植生図をもとに湿原植生の立地特性を広域的に検証し、湿原の成立適地検出を試みた。第 4 章では湿原植生の成立要因に関して、特に地下水位の変動に着目して調査を行った。中間湿原における水理変動を降雨との関係から説明し、第 2 章での群落区分をもとに植物群落の成立に及ぼす水位変動の影響を検証した。さらに、湿原内の水理環境の分布状況と湿原植生の面積変化を比較することにより、湿原の消失プロセスを予測した。第 5 章では湿原周辺にまとまった個体群を形成しているアカマツに関して調査を行った。湿原内に生育するアカマツの定着サイトを特定するとともに、生長特性を明らかにすることにより、中間湿原植生の動態を予測した。第 6 章では、ここで得られた結果をもとに、湿原植生と立地環境との関係について考察し、成立プロセスに基づいた湿地生態系の位置づけを行った上で、保全の必要性と具体的な方策について検討する。

なお、本研究における植物名（和名）は種子植物では大井・北川（1994）、シダ植物では田川（1959）、コケ植物では岩月・水谷（1972）に従った。

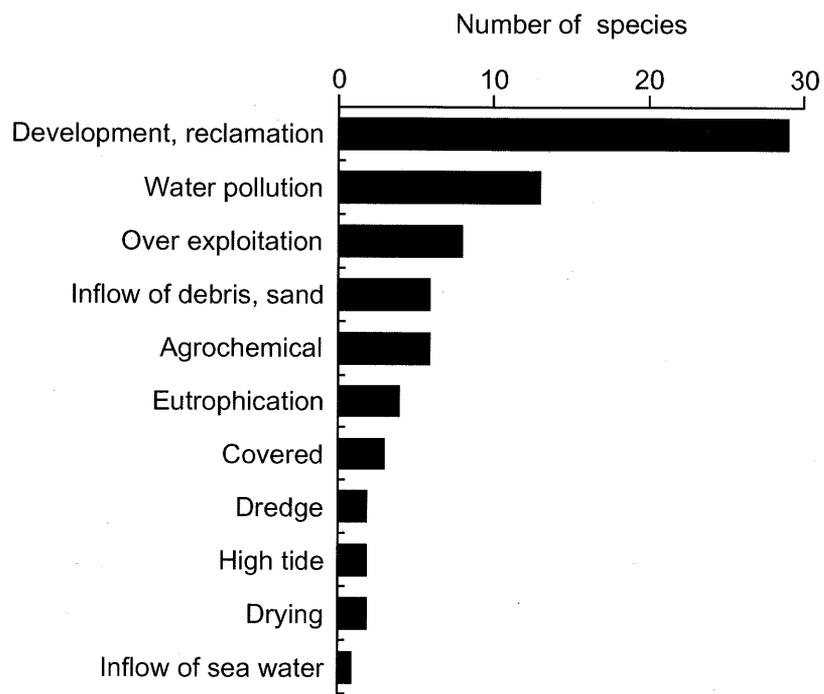


Fig. 1-1 Various causes which endanger RDB species

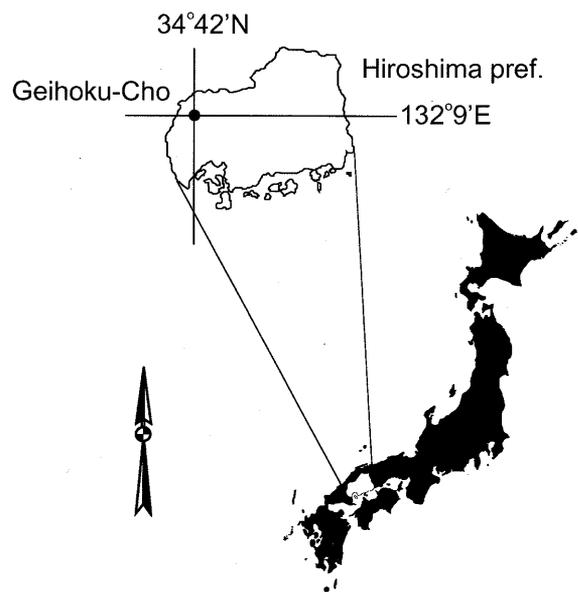


Fig. 1-2 Study site

Table 1-1 Common terms used for various wetland types in English (Mitsch & Gosselink 2000)

Billabong — Australian term for a riparian wetland that is periodically flooded by the adjacent stream or river.

Bog — A peat-accumulating wetland that has no significant inflows or outflows and supports acidophilic mosses, particularly *Sphagnum*.

Bottomland — Bottomland Lowland along streams and rivers, usually on alluvial floodplains, that is periodically flooded. When forested, it is called a bottomland hardwood forest in the southeastern and eastern United States.

Carr — term used in Europe for forested wetlands characterized by alders (*Alnus*) and willows (*Salix*).

Cumbungi swamp — Cattail (*Typha*) marsh in Australia.

Fen — A peat-accumulating wetland that receives some drainage from surrounding mineral soil and usually supports marshlike vegetation.

Lagoon — Term frequently used in Europe to denote a deepwater enclosed or partially opened aquatic system, especially in coastal delta regions.

Mangal — Same as mangrove.

Mangrove — Subtropical and tropical coastal ecosystem dominated by halophytic trees, shrubs, and other plants growing in brackish to saline tidal waters. The word "mangrove" also refers to the dozens of tree and shrub species that dominate mangrove wetlands.

Marsh — A frequently or continually inundated wetland characterized by emergent herbaceous vegetation adapted to saturated soil conditions. In European terminology, a marsh has a mineral soil substrate and does not accumulate peat.

Mire — Synonymous with any peat-accumulating wetland (European definition); from Norse word "myrr." The Danish and Swedish word for peatland is now "mose."

Moor — Synonymous with peatland (European definition). A highmoor is a raised bog; a lowmoor is a peatland in a basin or depression that is not elevated above its perimeter. The primitive sense of the Old Norse root is "dead" or barren land.

Muskeg — Large expanse of peatlands or bogs; particularly used in Canada and Alaska.

Oxbow — Abandoned river channel, often developing into a swamp or marsh.

Pakihi — Peatland in southwestern New Zealand dominated by sedges, rushes, ferns, and scattered shrubs. Most pakihi form on terraces or plains of glacial or fluvial outwash origin and are acid and exceedingly infertile.

Peatland — A generic term of any wetland that accumulates partially decayed plant matter (peat).

Playa — An arid- to semiarid-region wetland that has distinct wet and dry seasons. Term used in the southwest United States for marshlike ponds similar to potholes, but with a different geologic origin.

Pocosin — Peat-accumulating, nonriparian freshwater wetland, generally dominated by evergreen shrubs and trees and found on the southeastern Coastal Plain of the United States. The term comes from the Algonquin for "Swamp on a hill."

Pothole — shallow marshlike pond, particularly as found in the Dakotas and central Canadian provinces, the so-called "prairie pothole" region.

Raupo swamp — Cattail (*Typha*) marsh in New Zealand.

Reedmace swamp — Cattail (*Typha*) marsh in UK.

Reedswamp — Marsh dominated by *Phragmites* (common reed); term used particularly in Europe.

Riparian ecosystem — Ecosystem with a high water table because of proximity to an aquatic ecosystem, usually a stream or river. Also called bottomland hardwood forest, floodplain forest, bosque, riparian buffer, and streamside vegetation strip.

Salt marsh — A halophytic grassland on alluvial sediments bordering saline water bodies where water level fluctuates either tidally or nontidally.

Sedge meadow — Very shallow wetland dominated by several species of sedges (e.g., *Carex*, *Scirpus*, *Cyperus*).

Slough — An elongated swamp or shallow lake system, often adjacent to a river or stream. A slowly flowing shallow swamp or marsh in the southeastern United States (e.g., cypress slough). From the Old English word "sloh" meaning a watercourse running in a hollow.

Swamp — Wetland dominated by trees or shrubs (U.S. definition). In Europe, forested fens and wetlands dominated by reed grass (*Phragmites*) are also called swamps.

Tidal freshwater marsh — Marsh along rivers and estuaries close enough to the coastline to experience significant tides by nonsaline water. Vegetation is often similar to nontidal freshwater marshes.

Vernal pool — Shallow, intermittently flooded wet meadow, generally typical of Mediterranean climate with dry season for most of the summer and fall. Term is now used to indicate wetlands temporarily flooded in the spring throughout the United States.

Wad (pl. Wadden) — Unvegetated tidal flat originally referring to the northern Netherlands and northwestern German coastline. Now used throughout the world for coastal areas.

Wet meadow — Grassland with waterlogged soil near the surface but without standing water for most of the year.

Wet prairie — Similar to a marsh, but with water levels usually intermediate between a marsh and a wet meadow.

**Table 1-2 Disappearance ratio of wetlands
in Europe (CEC, 1995)**

Country	Period	ratio(%)
Netherlands	1950 - 1985	55
France	1900 - 1993	67
Germany	1950 - 1985	57
Spain	1948 - 1990	60
Italy	1938 - 1984	66
Greece	1920 - 1991	63

Table 1-3 Endangered species in Hiroshima (from RDB Japan 2000)

Category	Species	Decision type	Number of mesh
Critically Endangered	<i>Adenophora palustris</i>	E	3
Endangered	<i>Isoetes sinensis</i> var. <i>coreana</i>	C	0
	<i>Lychnis kiusiana</i>	C	13
	<i>Hypericum oliganthum</i>	ACD	62
	<i>Rotala leptopetala</i> var. <i>littorea</i>	E	35
	<i>Galium tokyoense</i>	E	20
	<i>Centranthera cochinchinensis</i> var. <i>lutea</i>	ACD	54
	<i>Deinostema adenocaulum</i>	ACD	46
	<i>Ruppia maritima</i>	E	43
	<i>Najas japonica</i>	ACD	52
	<i>Najas minor</i>	C	51
Vulnerable	<i>Isoetes japonica</i>	E	183
	<i>Stegnogramma gymnocarpa</i> ssp. <i>amabilis</i>	E	13
	<i>Marsilea quadrifolia</i>	E	102
	<i>Salvinia natans</i>	E	164
	<i>Azolla imbricata</i>	E	66
	<i>Azolla japonica</i>	E	118
	<i>Euryale ferox</i>	E	89
	<i>Nuphar oguraense</i>	E	32
	<i>Nuphar subintegerrimum</i>	E	62
	<i>Drosera peltata</i> var. <i>nipponica</i>	E	75
	<i>Penthorum chinense</i>	ACD	228
	<i>Rotala pusilla</i>	E	148
	<i>Myriophyllum oguraense</i>	E	19
	<i>Limonium tetragonum</i>	E	111
	<i>Swertia diluta</i> var. <i>tosaensis</i>	E	137
	<i>Nymphoides indica</i>	E	90
	<i>Nymphoides peltata</i>	E	65
	<i>Amsonia elliptica</i>	E	44
	<i>Eusteralis stellata</i>	E	62
	<i>Gratiola japonica</i>	E	50
	<i>Utricularia minor</i>	E	85
	<i>Utricularia uliginosa</i>	E	210
	<i>Aster tripolium</i>	E	111
	<i>Leucanthemella linearis</i>	C	14
	<i>Caldesia reniformis</i>	E	56
	<i>Blyxa aubertii</i>	E	26
	<i>Blyxa echinosperma</i>	E	83
	<i>Triglochin maritimum</i>	E	68
	<i>Potamogeton pectinatus</i>	E	37
	<i>Potamogeton pusilla</i>	E	121
	<i>Zannichellia palustris</i> var. <i>indica</i>	E	20
	<i>Iris laevigata</i>	E	103
	<i>Habenaria radiata</i>	E	168
	<i>Pogonia japonica</i>	E	237

第2章 広島県の冷温帯域に見られる湿原植生

1 はじめに

湿原の生態的特性を議論する上で、植生は土壤環境および水理環境とならんで重要な側面である。このことは、湿地を定義・分類する試みではかならず植生に関して言及していることからもうかがえる (Committee on Ecological Land Classification 1995 ; Keddy 2000)。このため、湿原植生に関する研究はかなり早い時期から各地で行われてきた (Godwin 1934 ; Tansley 1939 ; Hogetsu *et al.* 1954)。広島県でも、堀川ら (1959b) が 1950 年代に芸北町の湿原植生について総合的に調査を行っているのをはじめ、下田・鈴木 (1979)、Hada (1984)、下田 (1987)、Shimoda (1989) など、植物社会学的な調査資料が蓄積されてきた。その一方で、人間活動の変化や自然の遷移によって、これらの湿原の性質は大きく変化しつつあることが指摘されている (下田・橋本 1993 ; Nakagoshi & Abe 1995)。従って、湿原植生に関する調査結果は、単に植生型の記録というだけでなく、各時代背景を反映したものになるはずである。このような理由から、たとえ過去に調査が行われていたとしても、新たに調査して現在の状態を記録することは重要な資料になりうる。さらに、時系列に沿った植生研究の蓄積は植生の変化やその要因を特定する上で欠くことのできないものであり、湿原保全の指針や方法を検討する上で非常に重要な資料となる。本章では広島県芸北町に分布する2つの湿原において行った植生調査の結果について報告する。

千町原地区の植生については、堀川ら (1959b)、鈴木・吉野 (1986) の調査が行われたが、その後、千町原地区一帯は公園としての整備が行われたため、植生の変化が起きていると考えられる。千町原地区の植生に関しては、現在の状況は確認されておらず、八幡地区の他の湿原との比較もなされていない。

一方、長者原湿原は土地の改変を免れてきた稀少な湿原である。長者原湿原に関する記録は堀川ら (1959b)、鈴木・吉野 (1986)、中越・安部 (1996) などに見られる。しかし、堀川ら (1959b) では「かなり見事な湿原植生が見

られる」との記載のみで、詳細な調査はなされていない。鈴木・吉野（1986）は長者原湿原を「発達段階からすると、最高位」とし、保護を提言しながらも植生に関する記載はない。また、中越・安部（1996）では湿原の面積が記載されているが、長者原湿原の植物群落の調査資料を他の湿原での調査資料と一緒に解析しているため個別の報告になっていない。すなわち、長者原湿原は発達した貴重な植生であることが分かっているが、約 40 年もの間詳細な調査がなされていないことになる。

これら 2 つの湿原はいずれも過去に人為攪乱を受けている。成立環境は異なるものの、様々な人為攪乱の後に成立する植生を記載し、比較することにより、湿原植生に及ぼす人為攪乱の影響を定性的に把握することが可能であると考えられる。特に、千町原湿地に関しては、1959 年に報告された植生資料（堀川ら 1959b）との比較から 38 年間の植生の定性的な変化動向について明らかにする。さらに、それぞれの湿原植生の特徴を、既存の報告と比較することにより、植生保全の必要性とその具体的方法に関して考察する。

II 調査地概況

Fig. 2-1 に調査地付近の図を示す。芸北町の臥竜山から掛頭山にかけての山系は南西から北東に走っている。この山系と八幡盆地の間には、標高 800m から 900m の小丘がこれと平行に連なっており、山脈の裾、標高約 760m から 800m の区域に、長さ約 400m にわたる凹地を形成している。山脈からの流水と山裾からの湧水により、この凹地にはいくつかの湿原が発達している。これらの湿原は、それぞれ、水口谷湿原、千町原湿地、長者原湿原と呼ばれている。

このうち、千町原湿地は強く人為の影響を受けてきた。第二次世界大戦終結までは、旧帝国陸軍の演習地として利用されたことがある。終戦後は牧場造成が行われた。その後、堀川ら（1959b）の調査が行われた 1950 年代前半以降にも牧場造成が行われた。さらに 1984 年には公園区域に指定されており、公園整備のための造成が行われた。このように、現在に至るまでに人為が植生に及ぼした影響は非常に大きいと考えられる。

長者原湿原は北東から南西へと下る谷に成立しており、長さは約 200m、幅は最も広いところで 50m ほどである。燃料・肥料革命以前の長者原地域は芝刈り山として利用されており、聞き取り調査によると、湿原の周辺部の小丘では、かつて樹木の生育は見られなかったという。その後、家庭での主燃料が薪などの植物体燃料から化石燃料に移行し、農業では化学肥料が導入されたため、伐採が停止し、湿原周辺にはアカマツが優占する森林が成立したと考えられる。

III 方法

III-1 植生調査

湿地植生の植生構造を調べるために、千町原湿地では 1997 年 7 月から同年 8 月にかけて、長者原湿原では 1996 年 8 月から同年 10 月にかけてと 1997 年 9 月に、Braun-Blanquet (1964) による植物社会学的方法にもとづいて植生調査を行った。

千町原湿地では、できるだけ多くの植生要素を含むように、南北方向に長さ 240m のトランセクトを設置した。トランセクトに沿って、1m×1m を基本として植生高に応じて適当な面積の方形調査区 (0.25m²~1m²) を 235 個設定した。すべての方形調査区で植物種、被度、群度、各植物種の最大高を記録した。

長者原湿原では、植物相及び相観の均一な場所を任意で抽出し、2m×2m を基本として植生高に応じて適当な面積の方形調査区 (1m²~25m²) を 98 個設定した。すべての方形調査区で植物種、被度、群度、各植物種の最大高を記録した。さらに、常在度表に対応した植生図を 1988 年に撮影された空中写真をもとに作成した。

III-2 調査結果の処理

それぞれの調査で得られた資料は表操作を行い、常在度表を作成して群落を検出した (Mueller-Dombois & Ellenberg 1974)。すべての出現種について、群落における積算優占度 $((C'+H')/2)$ 、沼田・依田 (1957)) を計算した。ここで C' は被度の相対値を、H' は植生高を表す。

千町原湿地については、堀川ら（1959b）の記載と比較する事により湿原内部の植生変化を検証した。長者原湿原に関しては、過去の調査資料が無いため湿原の変化をとらえることはできないが、同地域における既存の調査資料および千町原湿地の調査結果などと比較することにより、湿原植生の位置づけを行った。

IV 結果

IV-1 千町原湿地における調査結果

IV-1-i 抽出された植物群落

千町原湿地の植生景観は、谷底の滞水部に発達したヨシの低湿地とハンノキの疎林、およびその周辺に成立した牧草からなる草地群落によって構成されている。植生調査の結果、未同定種 5 種を含む 109 種が確認された。表操作により常在度表（Table 2-1, Table 2-2）が得られた。検出された植物群落とその特徴を以下に述べる。

A. 浮葉植物群落

区分種；フトヒルムシロ

湿原内を流下する小水路に成立した群落で、浮葉植物のフトヒルムシロのほか、ヨシが生育する。

B. ハンノキーマアザミ群落

標徴種及び区分種；ハンノキ、ツボスミレ、マアザミ、ヨシ

ハンノキーマアザミ群落は凹地の最も底部分にあたる場所に成立する群落である。土壌は水分を多く含み、時に水面が見られた。高さ 8m から 10m のハンノキのみがまばらに林冠を形成する以外には高木性樹木は見られなかった。林床には全体にヨシが出現し、ヨツバムグラ、スギナ、アズマナルコ、ミゾソバなどの常在度が高かった。

ハンノキーマアザミ群落は宮脇（1983）に報告があるマアザミ－ハンノキ群集に相当すると考えられた。ただし、千町原湿地では群落内でのヨシの優占度が高い点が既報の群落と異なる。

C. ヌマガヤーマアザミ群落

標徴種及び区分種；ヌマガヤ、ヤチカワズスゲ、マアザミ、レンゲツツジ、コバギボウシ、オオズゴケ、イヌツゲ、ヨシ

ヌマガヤーマアザミ群落はハンノキーマアザミ群落をとりまくように広範囲にわたって広がっている。ヌマガヤーマアザミ群落は区分種のない群のほか、シラヒゲソウを区分種とするシラヒゲソウ群、タムラソウを区分種とするタムラソウ群の3群に下位分類された。

本群落は、堀川ら（1959b）により報告されたヌマガヤーマアザミ群集に似るが、千町原湿地の群落はヨシの優占度が高かった。

C-1. 区分種のない群

この群落はハンノキ林の林縁部やノイバラの叢生しているところなど、湿潤な環境の立地に見られた。平均出現種数は15.7種で、ヌマガヤーマアザミ群落の中ではやや少なかった。

C-2. シラヒゲソウ群

シラヒゲソウ群はシラヒゲソウによって区分された。平均出現種数は20.2種と多かった。植生高の低い種で構成され、しかも湿潤な環境のため、シラヒゲソウ、サワオトギリなどの明るい湿原に生育する種の出現頻度が高かった。オオミズゴケの出現頻度も全ての群落の中で最も高く、典型的な中間湿原（堀川ら1959b）に近い種組成であった。

C-3. タムラソウ群

タムラソウ群はタムラソウによって区分された。平均出現種数は19.8種と多かった。ヌマガヤーマアザミ群落の中では、最も地下水位が低い立地に成立し、マアザミ、オオミズゴケなどの頻度は低かった。一方、レンゲツツジ、ノイバラ、ススキ、ミツバツチグリなど、主として陸性の植物群落に多い種の出現頻度が高かった。

D. ヨシ群落

本群落は千町原の湿地植生では最も目立つ群落である。ヨシ群落はマアザミ、

ヌマガヤ、ヤチカワズスゲを欠くことから、ヌマガヤーマアザミ群落と区別した。平均出現種数は 9.0 種で、湿地性の群落の中では最も少なかった。一方、平均植生高は 87.1cm と草本植物群落において最も高かった。特にイヌツゲ、ヨシ、ノイバラ、アキノウナギツカミなどが単独、あるいは数種で叢生しており、低茎草本の優占度は著しく低かった。

E. 放棄牧草地草本群落

千町原湿地周辺部には、牧地利用が放棄された乾性の草地群落が成立していた。出現種数は概して少なかった。

E-1. ヨモギ群落

区分種；ハルガヤ、ヨモギ

この群落はハルガヤが優占する草地で、ヨモギによってワラビ群落と区分された。

E-1-a. クサヨシ群

ヨモギ群落のうちクサヨシを伴う植分。

E-1-a-1. ヨシを伴う下位単位

クサヨシ群の中でヨシを伴う植分。湿原に隣接して見られ、ヨシの水理的適応限界にあると考えられた。出現種数が 9.5 種と草地群落中では比較的多かった。

E-1-a-2. アリノトウグサを伴う下位単位

クサヨシ群でアリノトウグサとミヤコグサを伴う植分。未舗装道路やその路傍に見られた。

E-1-a-3. ホソムギを伴う下位単位

クサヨシ群でホソムギを伴う植分。湿原よりも北側の斜面に広く見られた。

E-1-a-4. 区分種のない下位単位

E-1-b. 区分種のない群

本群はハルガヤとヨモギ以外の種の生育はあまり見られず，平均出現種数が4.0種と極端に少なかった。

E-2. ワラビ群落

区分種；ハルガヤ，ワラビ

この群落はハルガヤが優占する草地で，ワラビによってヨモギ群落と区分された。平均出現種数は3.5種と，12群落単位中で2番目に少なかった。乾燥した立地に成立し，ワラビの植生高が約90cmから110cmと高い上，密生することが他種の生育を妨げていると考えられた。

IV-2 長者原湿原における調査結果

IV-2-i 抽出された植物群落

表操作により長者原湿原の植物群落は，下位単位2群を含む4群落に区分された (Table 2-3)。このうちモウセンゴケ群落およびヌマガヤ群落は，標徴種および区分種の構成からヌマガヤーマアザミ群集 (堀川ら 1959b) に相当する。以下に検出された植物群落とその特徴を述べる。

A. モウセンゴケ群落

区分種；モウセンゴケ，ヤチカワズスゲ，シロイヌノヒゲ

本群落は湿原内の表流水がある部分やその周辺の地下水位がきわめて高いと考えられる場所に成立する群落である。木本種はイヌツゲ，レンゲツツジ，ハンノキの3種のみであった。

A-1. イトイヌノハナヒゲ群

常に地表面以上の水位がある部分に見られる植分で，イトイヌノハナヒゲ，アオコウガイゼキショウ，ホタルイ，コツブヌマハリイ，サギソウによって区分される。植生高が低く，明るい場所を好む湿地生の種によって構成される。平均植生高が24cm，最大植生高が67.9cmと，ともに全ての植分中で最も低かった。ハンノキを除く木本種も，出現種数，頻度，優占度すべてにおいて低

かった。

A-2. オニスゲ群

表流水はほとんどないが、土壌は過湿な場所に成立する植分。オニスゲによって区分される。アブラガヤの優占度が高く、イトイヌノハナヒゲ群と比較して植生高がやや高い。

B. ヌマガヤ群落

区分種；チマキザサ、ノギラン、ススキ、ヒカゲノカズラ、ヤマウルシ

本群落は湿原群落のうち最も乾燥した立地に成立する群落である。特にイヌツゲ、チマキザサ、ススキなど、湿性遷移の湿生群落から陸生群落に至る過程における先駆的な種の優占度が高かった。平均種数は 17.5 種とヌマガヤーマアザミ群集の 3 群中で最も多いが、これはアカマツ、ナツハゼ、アキノキリンソウなどの陸生の種が加わったためである。平均植生高は 34cm、最大植生高は 124cm と、モウセンゴケ群落の 2 群と比較して高かった。また、木本種では、イヌツゲ、レンゲツツジ、アカマツの 3 種を除けば優占度は低いものの、出現種数は 21 種と非常に多かった。

C. シシガシラ群落

標徴種及び区分種；シシガシラ

本群落は歩いて足が沈まないほど乾いた立地に成立し、イヌツゲ、ナツハゼなどの低木が目立った。亜高木以上のアカマツ、イソノキ、コシアブラを欠くことでアカマツ群落と区別される。イヌツゲ、チマキザサ、ヒカゲノカズラの優占度が高かった。これに対してヌマガヤの優占度は、ヌマガヤ群落に比べて低くなっていた。特にイヌツゲの優占度が最も高い群であり、これらのイヌツゲはしばしば単独で叢生し、下層にヒカゲノカズラのみを伴う著しく種数の少ないパッチを形成する。平均出現種数は 14 種とやや少なかった。最大植生高は木本種の出現のため、146cm と高くなっている。

D. アカマツ群落

標徴種及び区分種；シシガシラ、アカマツ、イソノキ、コシアブラ

アカマツ、イソノキ、コシアブラなどが亜高木層から高木層を構成し、木本

種の出現種数は 41 種と最も多かった。湿原の主要な構成種であるヌマガヤは、優占度は低いものの、高い頻度で出現していた。平均出現種数は 18 種と最も多かったが、積算優占度は 382 と低かった。

IV-2-ii 長者原湿原の植生概観

Fig. 2-2に 1988 年に撮影された空中写真を用いて作成した長者原湿原の植生図を示す。長者原湿原では、幅 0.5m から 2m の表面流が多数集まり、湿原中央部に深さ約 50cm の小水路を形成している。小水路ではフトヒルムシロ 1 種のみが優占している。表面流がある部分およびその周辺や、湿原南西側の多湿で表面流のない所ではモウセンゴケ群落が発達する。これらの群落の周辺には、ヌマガヤが優占し、ササ、イヌツゲが混交する景観が見られる。この景観は、ヌマガヤ群落およびシシガシラ群落によって構成される。ヌマガヤ群落からシシガシラ群落へは漸次的に変化し、この変化は水理環境と密接に関連していると考えられる。これらの群落の周辺部には、アカマツが優占する森林群落が成立する。

V 考察

V-1 千町原湿地の特性

V-1-i 他の湿原との比較

中越・安部 (1996) は、芸北町八幡地区に現存する 5 つの湿原、すなわち木東原湿原、長者原湿原、尾崎谷湿原、本坪谷湿原および奥尾崎湿原において 1991 年 7 月から同年 10 月にかけて行った植生調査の結果を報告している。この報告と比較することにより、千町原湿地の八幡地区における位置づけを行う。ただし、中越・安部 (1996) は湿原内部の草本群落をその対象としているので、今回検出された群落の内、ここで取り上げるのはヌマガヤーマアザミ群落およびヨシ群落である。

千町原湿地におけるヌマガヤーマアザミ群落は、先述したとおり、堀川ら (1959b) に記載のあるヌマガヤーマアザミ群集のヨシ変群集に相当する。ヌマガヤーマアザミ群集のヨシ変群集は、中越・安部 (1996) の調査では確認さ

れていないが、堀川ら（1959b）の記載にもあるとおり、千町原湿地において特異的に見られる群落である。その種数は平均して約 16 種から 20 種と高い群落であった。この値は堀川ら（1959b）および中越・安部（1996）の報告にあるいずれの群落よりも高い。ただ、種数が多いという理由で単純に良好な湿原であるとは言えない。なぜなら、千町原湿地で確認されたヌマガヤーマアザミ群落には、ススキ、ミツバツチグリ、クララ、カラコギカエデ、オミナエシ、トダシバなど、比較的乾燥した土地にも生育する種が多く見られるからである。これらは湿原の陸化過程において侵入してきた種である。従って、ヌマガヤーマアザミ群落における種数の増加は、湿原群落の維持という視点から見ると、むしろ憂慮すべき状況にある。かつて湿原植生が成立していた区域への陸生種の進入には暗渠建設などの土地造成が少なからず関与していると考えられる。排水の促進は中央の滞水域以外での極端な乾燥をまねき、湿原群落と陸生群落の中間に位置する群落が消失している。同時に、ヨシ群落内にも部分的に乾燥した場所ができ、このような場所にヨシ群落の種と陸生の種が混生する結果になったと考えられる。

ヨシ群落にはヌマガヤーマアザミ群集の標徴種が多く含まれるが、ヌマガヤ群団の群団標徴種であるヌマガヤ、およびヌマガヤーマアザミ群集の標徴種であるマアザミを欠くこと、イヌツゲ、ヨシ、ノイバラの優占度が著しく高いこと、イヌツゲを除くヌマガヤーマアザミ群集の標徴種の優占度が低いことなどから独立の群落とした。中越・安部（1996）では、これに相当すると考えられる記述はなく、本群落は八幡地区ではかつては希な群落であったと推察される。

以上のことをまとめると、千町原の湿原植生は芸北町八幡地区においては特異的であり、その特徴としてヨシを伴うことがあげられる。

V-1-ii 千町原周辺の植物群落の特性

現在の千町原では、中央部の小水路にフトヒルムシロによる浮葉植物群落が成立しており、水路に沿ってハンノキが生育していた。ハンノキが生育する脇には明渠掘削と水の土砂運搬によると見られる小崖が形成されており、小崖上の地下水位の低い部分にはヨシ群落が成立し、イヌツゲ、ノイバラなどの優

占度が高かった。湿原をなす部分ではヨシが広く繁茂しており、ヨシを伴うヌマガヤーマアザミ群落やその下位単位も見られた。

一方、湿原周辺部に拡がる牧場造成が行われた草地群落ではハルガヤが常在度・優占度ともに高かった。中にはヨシ、ヒメシダ、アキノウナギツカミなど、湿原の要素を含む群落もあったが、千町原で最も目立つ群落はヨモギ、ワラビ、ヒメスイバ、ビッチュウフウロなどの、陸生の種によって構成される群落である。特に、湿原の南側、臥竜山よりの斜面に広く見られるヨモギ群落の典型群やワラビ群落などでは、平均出現種数がそれぞれ 4.0 種、3.5 種と極端に少なくなっており、乾燥、播種などの牧場造成の影響で植生構造が単純化していることがうかがえた。

牧場造成が千町原地区に与えた影響を見るために、帰化植物に着目した。今回の調査で確認された帰化植物は 8 種で、ヨシ群落および放棄牧草地において確認された。これらの群落に帰化種が定着した理由としては、牧場造成の際に行われた播種や、道路敷設に伴って搬入された土砂への種子混入、さらには、道路脇などへの人を媒介した移入などが考えられる。一方、マアザミーハンノキ群落およびヌマガヤーマアザミ群落からは帰化種は確認されず、湿地環境が外来種の生育にとって困難であることが示された。このように、芸北町における帰化は牧場や道路脇が中心であるという斉藤ら（1997）の報告が再確認された。

V-1-iii 過去 40 年間に於ける千町原湿地の植生変化

千町原湿地とその周辺は、過去に牧場造成のための伐採、乾燥、火入れ、整地、播種が行われ、広範囲にわたって大規模な攪乱を一様に受けた後に長期間放置された。現在見られる各群落は二次遷移の過程で成立したもので、その構造は立地の環境、特に土壌の乾燥の状況を良く反映しているように見える。本節では堀川ら（1959b）との比較により、過去 38 年間に起きた植生変化について考察する。

凹地の底部分に成立している湿地ではヨシが顕著で、これは堀川ら（1959b）にある記載と合致している。しかしながら、現在の千町原湿地には堀川ら

(1959b)にあるような「湿原の幅が 50m におよび、広範囲にオオオミズゴケが優占する箇所」はなく、湿原の質的な変化が起きていると考えられる。堀川ら (1959b) によると、当時の千町原湿地の植生は「主流に沿う最も低湿な部分にヨシが繁茂し、その両側のやや地下水位の低い部分をヌマガヤが占めている。また流れの離合する著しく低湿な部分ではヤチカワズスゲが主となる。湿原の縁辺部及び流れに沿う諸所にはイヌツゲの低木叢が発達し、ハンノキも生育する。ハンノキが流れに沿う地域の内、谷が狭くなった部分で成林する点は尾崎谷の場合と相通ずるが、この湿原では特に南部において、イヌツゲ低木叢を伴わないハンノキ林が見られる。ヌマガヤ優勢の部分でやや乾いたところにはアカマツ・イヌツゲ・ノイバラの侵入が多く、さらに地下水位の低いところではササ及びレンゲツツジなどの低木が侵入して植生は周囲の物と似てくる。」とされている。以下、これらの記載に沿って植物群落の変化を比較する (Fig. 2-3)。

ヨシに関しては「主流に沿う最も低湿な部分にヨシが繁茂する」とされている。現在の千町原湿地でも主流に沿ってヨシの繁茂が見られるが、主流に沿った所以外にもヨシが繁茂する群落は広範囲に見られ、ヨシの生育範囲は拡大したと考えられる。ヨシは冠水している立地から比較的乾燥した立地まで生育することができ、攪乱に対する耐性もある。従って、千町原湿地におけるヨシの成育範囲の拡大は、度重なる攪乱が攪乱に弱い他の種を排除した結果であると考えられる。現在のヨシ群落は、その構成種がヌマガヤーマアザミ群集に似ていること、ヌマガヤーマアザミ群集の群落区分種を欠くことなどから、攪乱により退行遷移したヌマガヤーマアザミ群集であると考えられる。

「ヨシが繁茂する群落の両側のやや地下水位の低い部分のヌマガヤが優占する群落」は、今回検出されたヌマガヤーマアザミ群落に相当すると考えられる。ただし、この群落で現在最も優占度が高いのはヨシであり、群落へのヨシの侵入及び拡大によってヌマガヤの優占度は低下し、ヨシを伴う植分へと変化したと考えられる。また、部分的にはヨシ群落への退行遷移も考えられる。

「流れの離合する低湿な部分で見られたヤチカワズスゲの群落」は現在では

消失した (Table 2-1). ヤチカワズスゲの生育する群落は、土壌が堆積するほど流れの緩やかな場所であるか、もしくは滞水しており、加えて水深が浅い立地に成立する。現在の千町原湿地に残っている主流は、牧場造成の際に作られた明渠で、流れも速く、やや深くなっている。ヤチカワズスゲが優占する群落は牧場造成工事による明渠の建設などの際に消失したものと考えられる。その後、フトヒルムシロが優占する群落が成立した。

「湿原の縁辺部に発達するイヌツゲの低木叢」は、ヨシ群落の中に部分的に見られるイヌツゲが優占する植生に相当すると考えられる。湿原の周辺部にイヌツゲの低木叢が発達するという特徴は乾燥化の傾向にある湿原に共通で (中越・安部 1996, 鎌田ら 1996), 本群落は湿原が残っている限り消失はしないと考えられる。しかし、イヌツゲは高い密度で生育していることから、イヌツゲの叢生は群落における種組成の単純化を招くことが予測される。千町原湿地においても、ヨシ群落の種構成はヌマガヤーマアザミ群落のそれに類似しているが、ヌマガヤ、マアザミ等、本湿原における重要な構成要素を欠き、種数も半分以下に激減している。

ハンノキに関する記載は「ハンノキは流れに沿った部分に生育する」、「イヌツゲ低木叢を伴わないハンノキ林」とあるが、これらはハンノキーマアザミ群落に相当し、現在も水路沿いや湿地内に存在する。千町原湿地で見られるハンノキ林は地下水位が高く、部分的には冠水しているため、イヌツゲの侵入が妨げられていると考えられる。

「ヌマガヤ優勢の部分でやや乾いたところにアカマツ・イヌツゲ・ノイバラが侵入している植生」は、付近の長者原湿原において広く見られる植生であるが、現在の千町原湿地ではこのような箇所は見られない。今回検出されたヌマガヤーマアザミ群落のタムラソウ群がこれに近いと考えられるが、ここでもヨシの優占度が高く、ヌマガヤ優勢とは言えない。また、植生景観も現在長者原湿原において見られるそれとは異なる。当時すでに乾燥していた箇所であるので、牧場造成時の伐採や乾燥により消失し、現在の放棄牧草地になったと考えられる。

「さらに地下水位が低いところで、ササ及びレンゲツツジなどの低木種が侵入している群落」も、今回は検出されなかった。現在千町原湿地において、ササは水路沿いの一部と林縁に近いところで見られるのみで、湿原内に侵入している所は見られない。この植生も現在では消失し、放棄牧草地に置き換わっているものと考えられる。

以上のことから、千町原湿地の湿地植生変化は、ヨシの優占拡大、低湿草本群落の消失と浮葉群落の成立、比較的乾燥した湿原植生の陸生草地群落への変化の3型にまとめられる。

V-1-iv 千町原地区における今後の植生変化

堀川ら（1959b）からの植生の変化と、現在の植生の特色をふまえた上で、千町原地区の今後の植生変化を予測する。

湿原中央部の主流では、現在フトヒルムシロの浮葉植物群落が存在する。主流は水による土砂の運搬作用により拡大する方向にあるため、浮葉植物群落は今後も安定して存在すると考えられる。周辺の他の群落にハンノキの低木が見られることから、主流沿いや滞水域に見られるハンノキーマアザミ群落は今後拡大する傾向にあると考えられる。ヌマガヤーマアザミ群集は、造成工事による乾燥やヨシの拡大などによりすでに面積的に減少しており、現存するものもヨシの侵入やハンノキの生育によりヨシ群落やハンノキーマアザミ群落へと変化しつつある。今後もこの状態が続けば、いずれは消失すると考えられる。ヨシは現在の時点で生育できる湿潤域全体に広がっていると見られる。千町原地区において湿潤域が拡大することは考えにくいので、湿原群落が拡大することはないと予測される。一方で、現在残っているヨシ群落は、水路の造成などによる過去の大規模な攪乱の影響が少なかったと思われる中央部の滞水域に成立した植生であり、乾性草地群落への遷移には時間がかかると予測される。

V-2 長者原湿原の特性

長者原湿原の植生はヌマガヤ、モウセンゴケ、ヤチカワズスゲ、マアザミ、レンゲツツジ、イヌツゲといったヌマガヤーマアザミ群集（堀川ら 1959）の

表徴種で特徴づけられ、本地区に典型的な湿原植生である。今回の調査では、モウセンゴケ群落とその下位単位としてイトイヌノハナヒゲ群とオニスゲ群、およびヌマガヤ群落を湿原の植物群落として記載した。これらは、それぞれ堀川ら（1959b）の報告したヌマガヤーマアザミ群集の下位単位であるイヌノハナヒゲ変群集、マアザミ変群集、およびオオミズゴケ変群集に類似するが、ヨシを伴わない点で異なる。

芸北町の湿原植生に関する報告として比較的新しいものでは、中越・安部（1996）が八幡地区の湿原のうち、本坪谷湿原、木東原湿原、長者原湿原、尾崎谷湿原の4つの湿原において行った植生調査の結果を報告している。既報では、すべての調査結果を統合して扱っているため、湿原ごとの特色については述べられていないが、この結果と比較することで、八幡地区に成立する湿原における長者原湿原の位置づけを以下に試みる。

湿原に生育する種として、中越・安部（1996）では102種、今回調査した千町原湿地では75種が記載されている。これに対して長者原湿原では108種が確認された。ただし、今回の調査データには周辺群落も含まれるのでそれらの群落のみに出現する種は除いている。長者原湿原は面積的には八幡地区の湿原では比較的小さく（中越・安部 1996）、種数は非常に多いことが分かる。これは、面積が広いにも関わらず種数が少ない千町原湿地とは対照的である。中越・安部（1996）に記載があり、長者原湿原では確認できなかった群集の下位単位は、アキノタムラソウ、ビッチュウフウロ、ミゾソバによって区分されるマアザミ変群集およびヨシによって区分されるオオオミズゴケ変群集のヨシを持つ異体の2下位単位である。ミゾソバおよびヨシは富栄養な湿原において優占度の高い群落を形成する（橘ら 1974, 津田ら 1992）。千町原湿地は過去に大規模な土地の攪乱を受けており、現在残っている湿地は多くが低湿地要素で、中間湿原の要素はごく一部に見られるだけである。特に千町原湿地において高い優占度で分布するヨシは種数の減少に寄与していると考えられる。長者原湿原には集水域に栄養塩が流れ込むような状況はなく、湿原は貧栄養な地下水で涵養されているため、ヨシの定着やミゾソバの繁茂などが生じなかったものと

考えられる。

次に、長者原湿原の希少種の生育地としての側面に着目する。中越・安部 (1996) は調査の行われた 4 つの湿原において、以下の 3 つの基準に該当する希少種を 28 種確認している； 1. 「我が国における保護上重要な植物種の現状 (通称レッドデータブック)」 (わが国における保護上重要な植物種及び群落に関する検討委員会種分科会 1989) の記載種； 2. 「国立、国定公園特別地域内指定植物図鑑 - 中国・北四国編 -」 (環境庁自然保護局 1984) の記載種； 3. 尾崎谷湿原が県自然環境保全地域に指定される際 (1973 年) に重要な種として保護指定された種。今回の調査では、これらに該当する種は 24 種確認できた。すなわち、長者原湿原には八幡地区に生育する希少種の約 90% が生育していることになり、本湿原が湿原生植物の重要な生育地として機能していることを示している。

以上のように、長者原湿原は八幡地区の湿原の中でも発達した湿原の一つと考えることができる。長者原湿原の植生については、「かなりみごとな湿原植生 (堀川ら 1959)」、 「発達段階から格付けすると、最高位 (鈴木・吉野 1986)」などの記載がみられる。これらの報告では実際に植生調査を行っていないため、長者原湿原における現在までの植生の変化を把握することはできない。しかしながら、堀川ら (1959b) に報告のあるイヌノハナヒゲ変群集、マアザミ変群集、およびオオミズゴケ変群集に類似する群落がそれぞれ見られる。従って、長者原湿原は本来の中間湿原植生の質的特性が良好な状態で保存されている湿原であると考えられる。

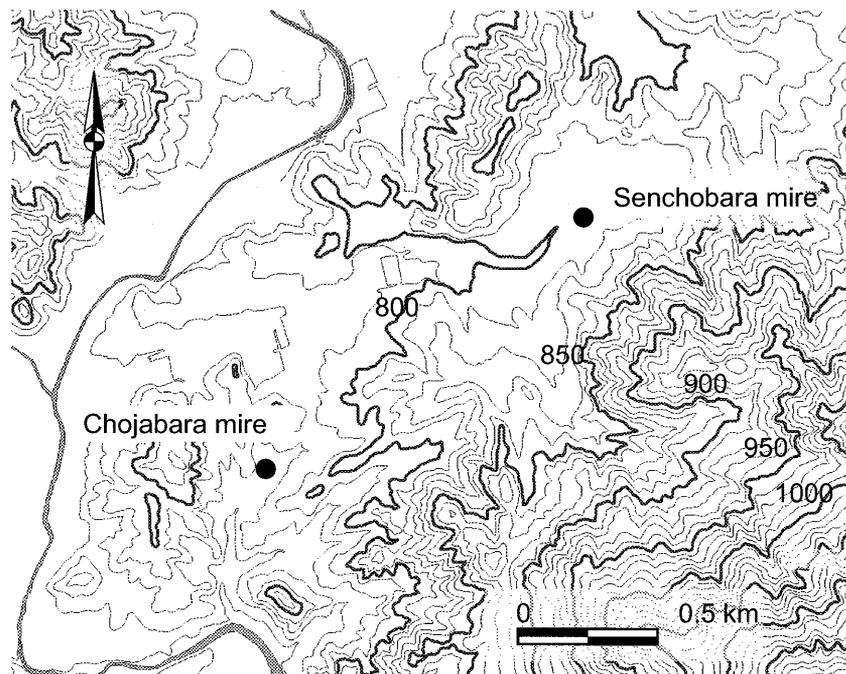


Fig. 2-1 Study sites

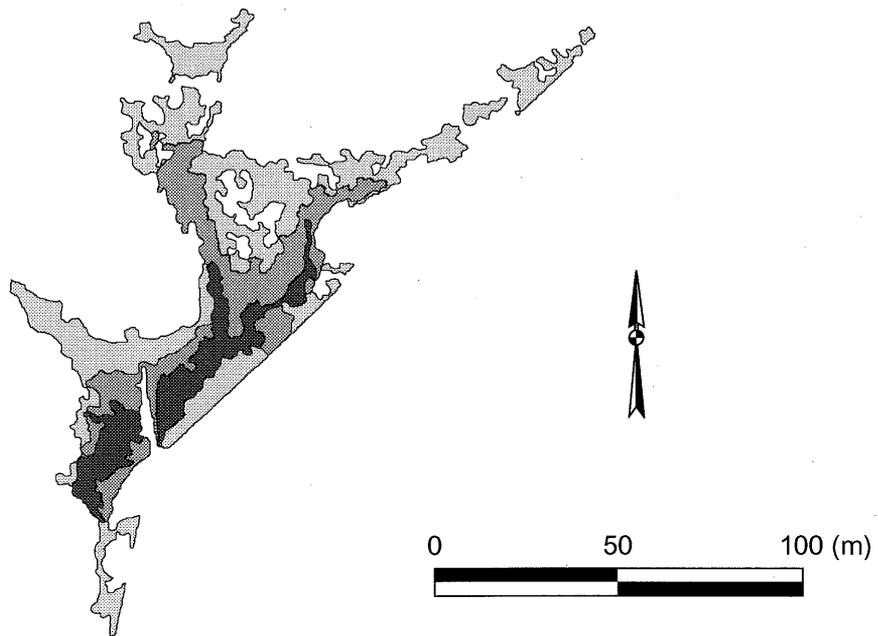


Fig. 2-2 Vegetation map of Chojabara mire in 1988. Vegetation types;
■ *Drosera rotundifolia* community, ▨ *Moliniopsis japonica* community,
▩ *Struthiopteris niponica* community.

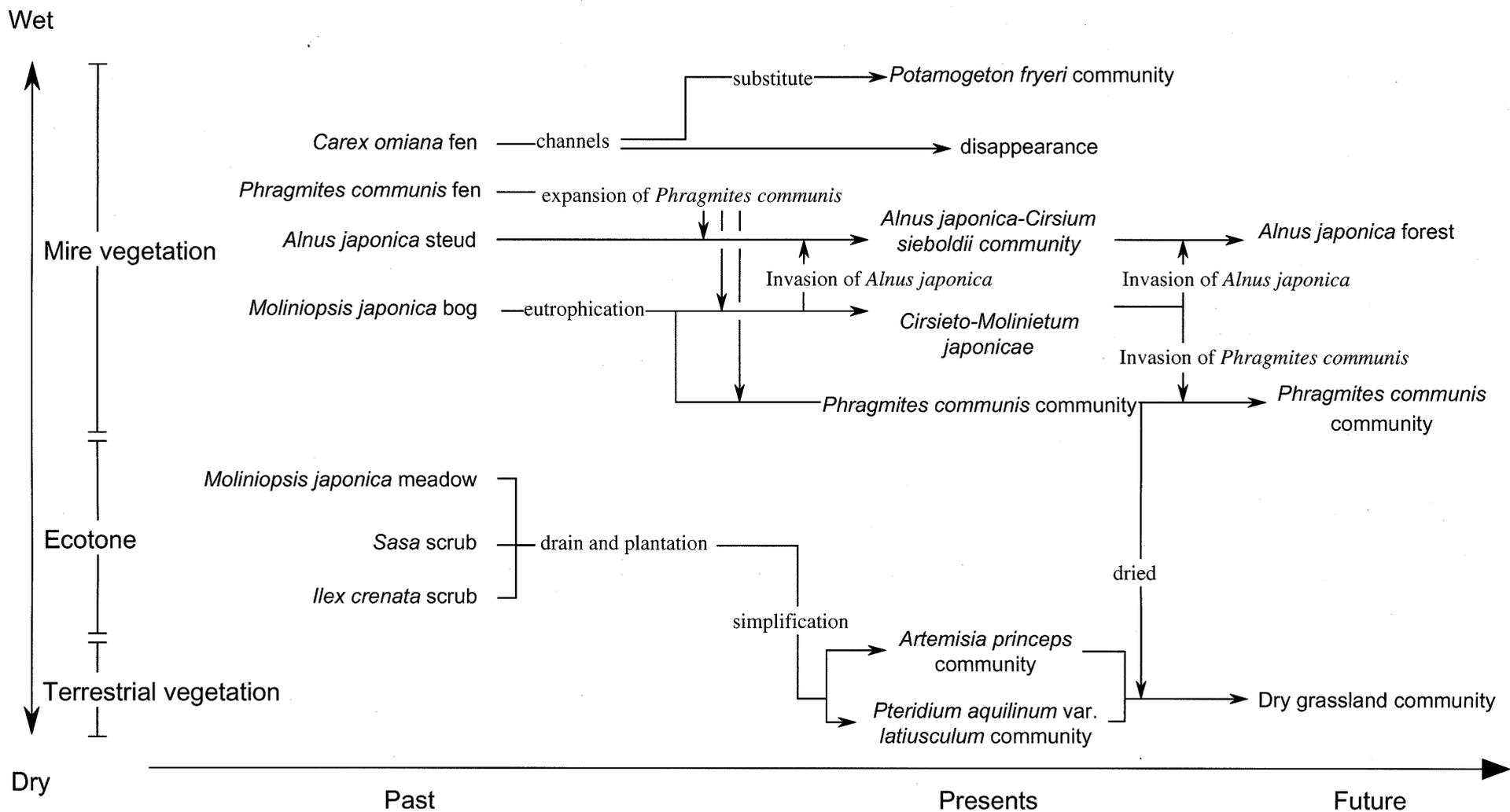


Fig. 2-3 Vegetation change pattern on Senchobara

Table 2-1 Vegetation communities on Senchobara (mire communities)

- A. *Potamogeton fryeri* community
- B. *Alnus japonica* - *Cirsium sieboldii* community
- C. *Moliniopsis japonica* - *Cirsium sieboldii* community
 - 1. Typical group
 - 2. *Parnassia foliosa* var. *nummularia* sub-community
 - 3. *Serratula coronata* ssp. *insularis* sub-community
- D. *Phragmites communis* community

	A	B	C			D	frequency
			1	2	3		
Number of plots	1	10	18	18	12	28	
Average number of species	3	13.1	15.7	20.2	19.8	9	
Average maximum height (cm)	—	64.4	62.6	55.7	63.5	87.1	
Maximum height	—	74.3	86.5	75.4	79.5	128	
<i>Potamogeton fryeri</i>	5	·	·	·	·	·	1
<i>Alnus japonica</i> (T)	5	V 80.0	I 4.7	·	·	I 2.7	13
<i>Viola verecunda</i>	·	II 2.5	II 3.0	IV 3.9	III 2.8	I 1>	3
<i>Cirsium sieboldii</i>	·	V 18.2	IV 15.7	IV 40.9	I 3.2	·	36
<i>Moliniopsis japonica</i>	·	I 5.1	IV 19.4	IV 27.3	V 24.8	·	41
<i>Carex omiana</i>	·	·	·	I 0.8	·	·	2
<i>Rhododendron japonicum</i>	·	·	II 10.4	III 17.9	IV 21.7	II 10.7	35
<i>Hosta albo-marginata</i>	·	·	III 2.3	III 2.8	II 2.1	I 2.7	25
<i>Sphagnum palustre</i>	·	·	II 1.8	III 14.2	I 1>	II 9.7	27
<i>Ilex crenata</i>	·	·	I 4.8	III 21.8	III 6.8	IV 34.5	33
<i>Phragmites communis</i>	1	V 91.5	V 77.7	V 68.7	V 59.1	V 69.1	86
<i>Parnassia foliosa</i> var. <i>nummularia</i>	·	·	·	V 22.8	·	·	18
<i>Serratula coronata</i> var. <i>insularis</i>	·	·	·	I 1.1	V 45.6	I 2.3	14
<i>Artemisia princeps</i>	·	·	·	·	III 17.3	I 5.9	8
<i>Phalaris arundinacea</i>	·	·	·	·	·	I 1.5	1
<i>Pteridium aquilinum</i> var. <i>latiusculum</i>	·	·	·	·	I 6.8	·	2
<i>Galium trachyspermum</i>	·	V 14.0	V 12.2	V 12.1	I 2.6	II 3.1	53
<i>Carex shimidzensis</i>	·	V 35.3	IV 19.8	III 8.7	III 10.9	II 6.7	45
<i>Polygonum thunbergii</i>	·	V 28.6	III 9.7	II 2.1	II 5.6	IV 21.0	44
<i>Lycopus maackianus</i>	·	III 9.3	IV 15.5	IV 16.3	V 20.5	II 7.4	5
<i>Astilbe microphylla</i>	·	III 13.9	III 19.5	IV 19.8	V 43.9	III 21.2	56
<i>Polygonum sieboldii</i>	·	III 9.7	III 11.3	II 5.4	I 1.4	IV 31.5	41
<i>Lysimachia vulgaris</i> var. <i>davurica</i>	·	II 6.0	IV 13.1	V 17.1	III 12.9	I 2.7	47
<i>Rosa multiflora</i>	·	II 12.6	IV 30.7	II 15.4	V 51.4	IV 46.1	54
<i>Lastrea thelypteris</i>	·	II 2.4	II 6.6	III 8.1	I 9.6	II 5.4	26
<i>Pleioblastus fortunei</i>	·	I 1.4	IV 28.1	IV 29.5	III 22.8	I 1>	35
<i>Eleocharis wichurae</i>	·	I 3.3	II 4.8	V 31.0	III 11.2	I 0.5	3
<i>Hypericum pseudopetiolum</i>	·	I 2.6	II 5.5	IV 11.6	II 4.2	I 1.5	27
<i>Scirpus wichurae</i>	·	I 6.0	II 10.2	III 16.6	III 22.7	I 0.6	23
<i>Lonicera japonica</i>	·	I 1.8	I 4.1	II 7.7	II 7.0	I 2.4	15
<i>Equisetum arvense</i>	·	IV 17.5	I 1.9	·	II 5.2	II 9.3	24
<i>Geranium yoshinoi</i>	·	II 6.1	III 14.4	V 14.7	V 24.7	·	39
<i>Ligularia japonica</i>	·	II 16.5	II 16.9	III 23.7	·	II 20.7	27
<i>Eupatorium chinense</i> var. <i>simplicifolium</i>	·	II 9.0	I 1.5	I 2.5	I 0.9	·	7
<i>Eupatorium lindleyanum</i>	·	I 5.9	II 6.8	II 7.4	III 14.2	·	19
<i>Epilobium pyrriholophum</i>	·	I 2.6	II 4.2	II 5.6	·	I 1>	15
<i>Polygonum nipponense</i>	·	I 3.1	II 3.3	I 1.1	·	II 2.4	16
<i>Alnus japonica</i>	·	I 1.8	I 5.6	I 11.1	·	I 2.5	5
<i>Sanguisorba officinalis</i>	·	·	II 4.1	II 5.1	III 19.8	I 1.0	2
<i>Potentilla freyniana</i>	·	·	I 0.7	II 2.5	IV 7.0	I 0.6	18
<i>Miscanthus sinensis</i>	·	·	I 3.5	I 0.8	V 55.4	I 1.9	14
<i>Lycopus uniflorus</i> var. <i>parviflorus</i>	·	·	I 0.7	I 1.2	I 0.9	I 1>	7
<i>Sophora flavescens</i> var. <i>angustifolia</i>	·	·	I 1.7	I 2.4	I 7.8	I 1.9	5
<i>Carex dickinsii</i>	·	I 1.2	II 5.8	·	·	I 0.6	8
<i>Impatiens textori</i>	·	I 6.6	I 3.6	·	III 10.8	·	9

Table 2-1 (continued)

<i>Juncus effusus</i> var. <i>decipens</i>	•	•	III 11.6	III 9.6	III 12.7	•	25
<i>Iris ensata</i> var. <i>spontanea</i>	•	•	I 2.5	III 10.3	I 2.7	•	12
<i>Hypericum erectum</i>	•	•	I 1.6	I 1.5	III 11.5	•	8
<i>Swertia bimaculata</i>	•	•	I 1.0	I 2.7	II 9.0	•	7
<i>Arundinella hirta</i>	•	•	•	I 3.0	III 11.4	I 0.9	8
<i>Athyrium deltoideifrons</i>	•	I 3.5	•	•	•	I 1.6	3
<i>Carex maximowiczii</i>	•	•	I 0.9	II 3.7	•	•	5
<i>Lobelia sessilifolia</i>	•	•	I 1.1	I 2.0	•	•	2
<i>Scutellaria dependens</i>	•	•	I 0.7	•	•	I 1>	3
<i>Acer aidzuense</i>	•	•	I 1.9	•	•	I 0.8	2
<i>Malus sieboldii</i>	•	•	•	I 1>	•	I 1.5	3
<i>Cardamine scutata</i>	•	I 0.9	•	•	•	•	2
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	•	I 3.0	•	•	•	•	2
<i>Carex hakonensis</i>	•	I 2.4	•	•	•	•	2
<i>Eleocharis parvinux</i>	•	•	I 2.1	•	•	•	3
<i>Salvia japonica</i>	•	•	I 1.6	•	•	•	1
<i>Patrinia scabiosaefolia</i>	•	•	I 0.9	•	•	•	1
<i>Hydrocotyle javanica</i>	•	•	•	I 1>	•	•	1
<i>Gentiana scabra</i> var. <i>buergeri</i>	•	•	•	I 0.9	•	•	1
<i>Lespedeza cyrtobotrya</i>	•	•	•	•	I 4.6	•	1
<i>Akebia trifoliata</i>	•	•	•	•	I 2.3	•	1
<i>Lespedeza cuneata</i>	•	•	•	•	I 5.3	•	2
<i>Picris hieracioides</i> var. <i>glabrescens</i>	•	•	•	•	I 0.9	•	1
<i>Plectranthus inflexus</i>	•	•	•	•	I 1.4	•	1
<i>Erigeron annuus</i>	•	•	•	•	•	I 4.1	5
<i>Phleum pratense</i>	•	•	•	•	•	I 1.6	1
<i>Cirsium japonicum</i>	•	•	•	•	•	I 1.3	1
<i>Sasa palmata</i>	•	•	•	•	•	I 1.1	1
<i>Platanthera hologlottis</i>	•	•	•	•	•	I 1>	1
<i>Spodiopogon sibiricus</i>	•	•	•	•	•	I 6.6	3
<i>Vaccinium ciliatum</i>	•	•	•	•	•	I 2.9	1
<i>Polygonatum macranthum</i>	•	•	•	•	•	I 1.5	1
<i>Euonymus alatus</i> f. <i>ciliato-dentatus</i>	•	•	•	•	•	I 2.1	1
<i>Hydrangea paniculata</i>	•	•	•	•	•	I 2.8	1

(total 79 species)

SDR (summed dominance ratio, Numata and yorita 1957) defined by $SDR=(C'+H')/2$, where C' is relative coverage and H' is relative height, was added on presence.

Table 2-2 Vegetation communities on Senchobara (grassland communities)

E. Grassland community

1. *Artemisia princeps* community

a. *Phalaris arundinacea* sub-community

1. Typical group
2. *Haloragis micrantha* group
3. *Lolium perenne* group
4. Typical group

b. Typical sub-community

2. *Pteridium aquilinum* var. *latiusculum* community

	E						frequency
	1				2		
	a		b				
	1	2	3	4			
Number of plots	10	15	15	52	39	17	
Average number of species	10	8	9	6	4	3	
Average maximum height (cm)	65	27	54	56	42	60	
Maximum height	81	82	65	107	65	111	
<i>Phragmites communis</i>	V 52.1	1
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	V 46.3	IV 31.6	V 40.1	V 55.2	V 64.4	V 52.2	136
<i>Artemisia princeps</i>	III 31.6	III 23.4	V 50.9	IV 42.2	V 57.5	.	1
<i>Phalaris arundinacea</i>	II 21.4	I 8.3	V 70.9	V 63.2	.	II 8.0	73
<i>Haloragis micrantha</i>	.	V 24.6	13
<i>Lotus corniculatus</i> var. <i>japonicus</i>	.	IV 33.9	.	.	I 0.9	.	12
<i>Lolium perenne</i>	.	.	V 47.7	.	.	.	15
<i>Miscanthus sinensis</i>	III 30.8	III 38.4	I 3.9	I 2.5	I 15.6	III 44.1	36
<i>Juncus effusus</i> var. <i>decipens</i>	III 13.9	II 30.2	I 4.0	II 14.9	I 5.3	I 2.1	38
<i>Rosa multiflora</i>	II 10.2	I 1.1	I 9.6	II 16.0	.	I 2.8	25
<i>Geranium yoshinoi</i>	I 1.1	I 1.1	V 37.2	II 12.3	I 7.6	.	44
<i>Erigeron annuus</i>	I 3.1	I 1>	I 6.3	I 6.1	I 1.8	.	13
<i>Trifolium repens</i>	I 3.8	I 3.0	I 6.9	II 8.3	II 11.3	.	32
<i>Rumex acetosella</i>	I 4.5	I 1.7	.	I 1.8	III 11.6	II 3.2	29
<i>Viola verecunda</i>	II 2.0	.	I 0.8	I 0.7	I 0.5	.	9
<i>Phleum pratense</i>	I 5.5	.	I 7.8	II 13.9	I 5.1	.	22
<i>Agrostis clavata</i> var. <i>nukabo</i>	.	III 28.7	II 12.1	I 2.6	I 5.4	.	21
<i>Hypericum erectum</i>	.	III 16.8	I 2.1	I 3.1	I 1.1	.	15
<i>Cirsium japonicum</i>	.	I 2.6	I 4.1	II 12.1	I 4.0	.	22
<i>Polygonum sieboldii</i>	III 22.3	.	I 2.1	I 2.1	.	.	12
<i>Lycopus uniflorus</i> var. <i>parviflorus</i>	.	I 0.9	I 4.9	I 3.2	.	.	9
<i>Rumex japonicus</i>	.	I 1.6	I 2.6	I 4.0	.	.	9
<i>Potentilla freyniana</i>	.	I 5.5	.	II 6.6	I 7.7	.	23
<i>Eragrostis ferruginea</i>	.	.	IV 37.6	I 5.2	I 2.0	.	19
<i>Trifolium pratense</i>	.	.	I 1.1	I 2.7	I 1.2	.	5
<i>Rudbeckia laciniata</i>	.	.	I 10.3	I 5.5	I 1.3	.	1
<i>Equisetum arvense</i>	II 14.9	I 4.4	5
<i>Carex maximowiczii</i>	II 7.5	.	I 1.7	.	.	.	4
<i>Astilbe microphylla</i>	I 15.6	I 0.7	3
<i>Arundinella hirta</i>	I 3.2	I 4.7	3
<i>Lysimachia vulgaris</i> var. <i>davurica</i>	I 2.9	.	I 4.0	.	.	.	3
<i>Cardamine scutata</i>	I 1.7	.	I 1.4	.	.	.	2
<i>Ligularia japonica</i>	I 8.7	.	.	.	I 0.9	.	2
<i>Kummerowia striata</i>	.	II 6.3	.	.	I 2.4	.	6
<i>Malus sieboldii</i>	.	I 0.6	I 1.3	.	.	.	2
<i>Eupatorium lindleyanum</i>	.	I 4.9	.	I 0.6	.	.	3
<i>Lespedeza cyrtobotrya</i>	.	I 4.3	.	I 1.1	.	.	2
<i>Lycopodium clavatum</i> var. <i>nipponicur</i>	.	I 1>	.	.	I 1>	.	2

Table 2-2 (Continued)

<i>Lolium multiflorum</i>	.	.	I 5.7	I 1>	.	.	3
<i>Lycopus maackianus</i>	III 23.4	5
<i>Lastrea thelypteris</i>	III 24.0	5
<i>Iris ensata</i> var. <i>spontanea</i>	II 13.3	3
<i>Galium trachyspermum</i>	I 11.8	2
<i>Lilium leichtlinii</i> var. <i>tigrinum</i>	I 4.3	2
<i>Eupatorium chinense</i> var. <i>simplicifolium</i>	I 2.6	1
<i>Sanguisorba officinalis</i>	I 5.5	1
<i>Sasa palmata</i>	I 3.5	1
<i>Polygonum conspicuum</i>	I 4.1	1
<i>Carex blepharicarpa</i>	I 2.9	1
<i>Achillea alpina</i>	I 1.4	1
<i>Plantago asiatica</i>	.	II 5.5	4
<i>Ilex crenata</i>	.	I 7.6	2
<i>Epilobium pyrricholophum</i>	.	I 2.4	2
<i>Hydrocotyle javanica</i>	.	I 1>	1
<i>Lysimachia clethroides</i>	.	I 1.8	1
<i>Prunus jamasakura</i>	.	I 4.0	1
<i>Salix sieboldiana</i>	.	I 1.1	1
<i>Platanthera hologlottis</i>	.	.	I 1.3	.	.	.	2
<i>Clinopodium chinense</i> var. <i>parviflorum</i>	.	.	I 3.3	.	.	.	2
<i>Scirpus wichurae</i>	.	.	I 2.2	.	.	.	1
<i>Swertia bimaculata</i>	.	.	I 1.9	.	.	.	1
<i>Hosta albo-marginata</i>	.	.	.	I 0.7	.	.	3
<i>Gentiana scabra</i> var. <i>buergeri</i>	.	.	.	I 1>	.	.	1
<i>Lactuca indica</i> var. <i>laciniata</i>	.	.	.	I 0.9	.	.	1
<i>Pinus densiflora</i>	I 1>	.	2
<i>Akebia trifoliata</i>	I 0.9	.	1
<i>Pteridium aquilinum</i> var. <i>latiusculum</i>	V 81.9	17
<i>Spiranthes sinensis</i>	I 1>	1
(total 104 species)							

SDR (summed dominance ratio, Numata and Yorita 1957) defined by $SDR=(C'+H')/2$, where C' is relative coverage and H' is relative height, was added on presence.

Table 2-3 Vegetation communities on Chojabara mire

- A. *Drosera rotundifolia* community
 1. *Rhynchospora faberi* sub-community
 2. *Carex dickinsii* sub-community
 B. *Moliniopsis japonica* community
 C. *Struthiopteris niponica* community
 D. *Pinus densiflora* community

	A		B	C	D	frequency
	1	2				
Number of plots	14	13	30	19	22	
Average number of species	14	13	17	14	18	
Average maximum height (cm)	24.7	29.1	34.6	38.1	85.2	
Maximum height	67.9	112.8	124.1	146.5	420.6	
<i>Moliniopsis japonica</i>	V ₄₆	V ₅₃	V ₄₇	V ₂₉	IV ₁₀	86
<i>Ilex crenata</i>	II ₁₃	IV ₃₆	V ₅₁	V ₆₁	V ₃₃	82
<i>Rhododendron japonicum</i>	I ₃	II ₁	V ₃₀	V ₁₅	V ₁₃	71
<i>Sphagnum palustre</i>	III ₁₅	III ₈	IV ₁₅	.	I _{1>}	38
<i>Cirsium sieboldii</i>	V ₃₂	V ₃₆	II ₁₀	.	I _{1>}	36
<i>Lobelia sessilifolia</i>	V ₂₈	II ₁₄	III ₁₆	.	.	32
<i>Viola verecunda</i>	II ₄	V ₁	III ₃	.	.	29
<i>Parnassia foliosa</i> var. <i>nummularia</i>	II ₄	I ₂	.	.	.	5
<i>Drosera rotundifolia</i>	IV ₂	IV _{1>}	.	.	.	18
<i>Carex omiana</i>	III ₂₁	IV ₂₀	.	.	I _{1>}	17
<i>Eriocaulon sikokianum</i>	IV ₁₇	II ₁	.	.	.	16
<i>Rhynchospora faberi</i>	III ₃₆	8
<i>Juncus papillosus</i>	IV ₂₄	11
<i>Scirpus hotarui</i>	II ₁₅	5
<i>Eleocharis parvinox</i>	III ₁₄	6
<i>Habenaria radiata</i>	II ₄	5
<i>Carex dickinsii</i>	I ₂	III ₁₁	.	.	.	8
<i>Sasa palmata</i>	I ₂	I ₂	V ₅₆	V ₅₆	V ₃₆	71
<i>Aletris luteoviridis</i>	I ₁	I _{1>}	IV ₆	IV ₁₂	IV ₄	54
<i>Miscanthus sinensis</i>	.	.	IV ₂₄	III ₃₅	IV ₂₂	46
<i>Lycopodium clavatum</i> var. <i>nipponicum</i>	I ₁	.	III ₉	IV ₂₃	III ₆	40
<i>Rhus trichocarpa</i>	.	.	II ₅	II ₇	V ₁₅	33
<i>Struthiopteris niponica</i>	.	.	II ₂	IV ₅	IV ₃	34
<i>Disporum smilacinum</i>	.	.	.	I _{1>}	III ₁	14
<i>Pinus densiflora</i> (l)	III ₃₆	10
<i>Rhamnus crenata</i>	.	.	I ₄	.	IV ₁₆	17
<i>Acanthopanax sciadophylloides</i>	III ₃₀	9
<i>Sanguisorba tenuifolia</i>	V ₃₈	V ₂₅	V ₂₆	III ₁₁	I ₂	67
<i>Lycopus maackianus</i>	III ₁₂	IV ₈	III ₉	II ₇	I ₂	45
<i>Scirpus wichurae</i>	II ₈	IV ₃₁	II ₈	II ₁₁	I _{1>}	26
<i>Arundinella hirta</i>	II ₁₃	II ₁₃	II ₁₁	II ₇	I _{1>}	25
<i>Epipactis thunbergii</i>	II ₄	I ₁	III ₁₀	II ₆	I ₂	33
<i>Allium thunbergii</i>	I ₃	III ₁₀	III ₁₄	II ₅	I ₂	35
<i>Serratula coronata</i> var. <i>insularis</i>	I ₄	I ₂	II ₅	II ₁₀	I _{1>}	19
<i>Lysimachia vulgaris</i> var. <i>davurica</i>	II ₁	II ₄	II ₆	I ₃	.	17
<i>Mitchella undulata</i>	II ₃	II ₁	I _{1>}	I ₁	.	13
<i>Pleoblastus fortunei</i>	I ₂	II ₄	I ₃	.	I _{1>}	6
<i>Pinus densiflora</i>	I ₂	.	III ₂₄	II ₁₀	III ₃₀	29
<i>Hosta albo-marginata</i>	I ₁	.	III ₅	I _{1>}	I ₁	23
<i>Pinus densiflora</i> (s)	.	I _{1>}	I _{1>}	I _{1>}	II _{1>}	17
<i>Astilbe microphylla</i>	.	I ₃	I ₂	I _{1>}	I _{1>}	9
<i>Salvia japonica</i>	.	I ₂	I ₂	I _{1>}	I _{1>}	8
<i>Alnus japonica</i>	II ₁₈	II ₁₆	I ₂	.	.	9
<i>Sagittaria trifolia</i>	II ₇	I ₃	I _{1>}	.	.	5
<i>Eleocharis congesta</i>	I ₁	II ₂	I _{1>}	.	.	5
<i>Carex shimidzensis</i>	I ₃	I ₁	I _{1>}	.	.	4
<i>Juncus effusus</i> var. <i>decipens</i>	.	I ₅	I ₅	I ₁	.	8
<i>Vaccinium oldhamii</i>	.	.	II ₃	III ₁₁	III ₈	26
<i>Quercus serrata</i>	.	.	II ₇	II ₇	III ₁₂	23
<i>Solidago, virga-aurea</i> var. <i>asiatica</i>	.	.	II ₄	II ₅	I ₁	17
<i>Vaccinium ciliatum</i>	.	.	I ₄	I ₁	II ₉	10
<i>Athyrium niponicum</i>	.	.	I ₂	I ₃	II ₄	9
<i>Viburnum wrightii</i>	.	.	I _{1>}	I ₅	II ₆	8
<i>Corylus sieboldiana</i>	.	.	I ₁	I ₁	II ₄	7
<i>Sanguisorba officinalis</i>	.	.	I _{1>}	II ₃	I _{1>}	10
<i>Lastrea thelypteris</i>	.	.	I ₂	I ₂	I _{1>}	9
<i>Rosa wichuraiana</i>	.	.	I ₁	I ₆	I ₅	7
<i>Potentilla freyniana</i>	.	.	I ₁	I _{1>}	I _{1>}	7
<i>Sorbus alnifolia</i>	.	.	I _{1>}	I _{1>}	I ₅	6
<i>Viburnum dilatatum</i>	.	.	I _{1>}	I ₃	I ₂	6
<i>Lespedeza bicolor</i> f. <i>acutifolia</i>	.	.	I ₂	I ₃	I ₁	6
<i>Lysimachia clethroides</i>	.	.	I _{1>}	I ₂	I ₁	4
<i>Carex floribunda</i>	.	.	I _{1>}	I _{1>}	I ₂	5
<i>Hemistepta lyrata</i>	.	.	I ₂	I _{1>}	I _{1>}	3

Table 2-3 (Continued)

<i>Polygonum thunbergii</i>	II 1	I 2	.	.	.	4
<i>Potamogeton fryeri</i>	I 3	I 1>	.	.	.	2
<i>Rosa paniculligera</i>	.	I 5	I 2	.	.	2
<i>Iris ensata</i> var. <i>spontanea</i>	.	I 5	I 1	.	.	3
<i>Hemerocallis vespertina</i>	.	.	I 5	I 1	.	6
<i>Lilium leichtlinii</i> var. <i>tigrinum</i>	.	.	I 2	I 1	.	3
<i>Geranium yoshinoi</i>	.	.	I 1>	I 1	.	3
<i>Eupatorium lindleyanum</i>	.	.	I 1>	I 1>	.	2
<i>Prunus jamasakura</i>	.	.	I 1>	.	I 8	5
<i>Clethra barbinervis</i>	.	.	I 1>	.	I 3	2
<i>Vaccinium smallii</i> var. <i>glabrum</i>	.	.	I 1	.	I 1>	6
<i>Veratrum maackii</i> var. <i>maackii</i>	.	.	I 1	.	I 1>	4
<i>Smilax china</i>	.	.	I 1>	.	I 1>	4
<i>Symplocos coreana</i>	.	.	I 1>	.	I 1>	3
<i>Vaccinium japonicum</i>	.	.	I 1>	.	I 1>	2
<i>Carex nanella</i>	.	.	I 1>	.	I 1>	2
<i>Malus sieboldii</i>	.	.	.	II 5	II 5	9
<i>Osmunda japonica</i>	.	.	.	I 8	I 1>	4
<i>Gentiana scabra</i> var. <i>buergeri</i>	.	.	.	I 4	I 1>	4
<i>Euonymus alatus</i> f. <i>ciliato-dentatus</i>	.	.	.	I 1	I 3	5
<i>Viburnum sargentii</i>	.	.	.	I 3	I 1	4
<i>Lonicera japonica</i>	.	.	.	I 2	I 1>	2
<i>Platanthera tipuloides</i> var. <i>nipponia</i>	II 3	3
<i>Equisetum arvense</i>	II 2	3
<i>Utricularia caerulea</i>	II 1	3
<i>Utricularia uliginosa</i>	II 1	3
<i>Chrysosplenium japonicum</i>	I 2	1
<i>Symplocarpus renifolus</i>	I 1	1
<i>Ixeris dentata</i>	I 1	1
<i>Eleocharis wichurae</i>	.	I 3	.	.	.	1
<i>Juncus wallichianus</i>	.	I 1	.	.	.	1
<i>Scabiosa japonica</i>	.	.	I 2	.	.	3
<i>Pteris japonica</i>	.	.	I 2	.	.	3
<i>Viola violacea</i>	.	.	I 1>	.	.	3
<i>Picris hieracioides</i> var. <i>glabrescens</i>	.	.	I 1>	.	.	2
<i>Haloragis micrantha</i>	.	.	I 1>	.	.	1
<i>Clinopodium micranthum</i>	.	.	I 1>	.	.	1
<i>Cornus brachypoda</i>	.	.	I 1>	.	.	1
<i>Tulotis ussuriensis</i>	.	.	I 1>	.	.	1
<i>Rosa multiflora</i>	.	.	I 1>	.	.	1
<i>Dumasia truncata</i>	.	.	I 1>	.	.	1
<i>Lindera umbellata</i>	.	.	.	I 5	.	1
<i>Osmundastrum cinnamomeum</i> var. <i>fokiense</i>	.	.	.	I 1	.	1
<i>Aconitum napiforme</i>	.	.	.	I 2	.	1
<i>Swertia bimaculata</i>	.	.	.	I 2	.	1
<i>Artemisia princeps</i>	.	.	.	I 1	.	1
<i>Lonicera ramosissima</i>	.	.	.	I 1>	.	1
<i>Viburnum erosum</i>	II 5	7
<i>Castanea crenata</i>	II 3	6
<i>Ilex pedunculosa</i>	II 2	5
<i>Acer sieboldianum</i>	I 6	3
<i>Prunus grayana</i>	I 3	2
<i>Alnus hirsuta</i>	I 2	1
<i>Pteridium aquilinum</i> var. <i>latiusculum</i>	I 2	4
<i>Rhus ambigua</i>	I 1	1
<i>Pourthiaea villosa</i> var. <i>laevis</i>	I 1	1
<i>Cornus kousa</i>	I 1	1
<i>Rhododendron reticulatum</i>	I 1	1
<i>Symplocos chinensis</i> var. <i>leucocarpa</i> f. <i>pilosa</i>	I 1>	3
<i>Dioscorea gracillima</i>	I 1>	2
<i>Epimedium diphyllum</i>	I 1>	2
<i>Agrostis nipponensis</i>	I 1>	2
<i>Ilex macropoda</i>	I 1>	1
<i>Acer rufinerve</i>	I 1>	1
<i>Acer palmatum</i>	I 1>	1
<i>Symplocos tanakana</i>	I 1>	1
<i>Hydrangea luteo-venosa</i>	I 1>	1
<i>Acer micranthum</i>	I 1>	1
<i>Tripterospemum japonicum</i>	I 1>	1
<i>Kalopanax pictus</i>	I 1>	1
<i>Euonymus sieboldianus</i>	I 1>	1
<i>Akebia trifoliata</i>	I 1>	1

(total 136 species)

SDR (summed dominance ratio, Numata and Yorita 1957) defined by $SDR = (C+H)/2$, where C is relative coverage and H is relative height, was added on presence.

第3章 地理情報システムを用いた湿原生態系の 立地特性の解析

1 はじめに

湿原の保全のためには、湿原植生が成立している場所のみを保存するのではなく、湿原の成立に影響を及ぼす環境を広域的に把握し、周辺域も視野に入れた保全策を立てる必要がある。そのためにも湿原とその立地環境との関係を知ることは重要である。本章では、地域内に成立する湿原の立地特性を統計的に把握することにより、湿原の立地特性に関して概略を捉えることを試みた。

湿原生態系の保全を考える上で問題になることの一つに、湿原が存在すること自体が知られないままに開発計画が進行してしまうという状況があげられる。湿原の分布を広域的に把握することは、地域の計画を立案し、地域全体として湿原生態系を保全する上で必須の作業である。しかしながら、寒帯や冷温帯北部に成立する湿原に比較して、気候が温暖な西日本に成立する湿原は規模が小さいため、成立箇所を逐一地図上に示すことには困難が伴う。

第2章や Nakagoshi & Abe (1995) で示されたように、対象地域に成立する湿原植生では、中心部に最も低湿な環境に成立する低湿地あるいはヌマガヤーマアザミ群集の植分があり、湿原の外側に向かって遷移系列に従った植生配置を取っている。このような植生配置の類似性は、各湿原における立地環境の同一性を反映しているものと考えられる。従って、これら小規模の湿原の分布を広域的に把握して、湿原の立地やその周辺部の特性を検証することで、湿原の立地特性を推定することが可能であると考えられる。

これまで、湿原生態系に関する研究では植生図が遷移速度の定量や周辺からの影響を検証するために使われてきた (Kazda 1995 ; 鎌田ら 1996 ; van Diggelen *et al.* 1996)。植生図の作成方法には大きく2つの方法がある。一つは、対象地域の植生境界に線を引いて植生パッチを検出する方法であり、もう一つは対象地域を格子状に区切り、各格子内の植生を判断する方法である。前者では現地踏査や空中写真をもとにして作成されてきたのに対し、後者はラン

ドサットデータなどが用いられてきた。従来から行われてきたパッチベースの植生図作成図法では植生境界に境界線を引くという作業を伴うため、作成者の経験によって植生図の精度が決定され、定量的な解析や比較を困難としていた。その一方で、例えば環境省が発行しているようなグリッドベースの植生図では、グリッドサイズと同じかそれより小さい植生パッチを図化することは精度上不可能であり、西日本に成立する湿原のような小さなパッチを広域的に把握するには不適切であった。これらの問題点を解決するために、本章では、空中写真をもとに、より小さなグリッドを用いて作成された植生図を用いた。また、植生図で用いられた凡例とは別に、グリッドに対して湿原の有無という属性を独立して与えることにより、情報が劣化することを防いだ。

II 調査地

調査地は広島県芸北町八幡地区全域である。八幡地区は標高 650m から 1,200m に位置し、面積は約 4,200ha である。気候的には冷温帯に区分され、過去 10 年間の年間降水量は約 2,000mm と非常に多い。八幡地区では盆地から谷、山地斜面と地形の変化に富み、ブナの極相林、湿原などの自然度の高い植生からアカマツやコナラの二次林、放棄牧草地群落まで多様な植生が見られる。

III 方法

本研究では渡邊ら（2003）の作成した地理情報データを用いた。

III-1 標高データベースの作成

対象地域の標高をデータベース化するにあたり、広島県が 1992 年に発行した 1/5,000 の森林基本図を用いた。森林基本図に描かれた 10m 間隔の等高線をコンピューター上でトレースした後、グリッドベースの標高データベース (DEM: Digital Elevation Model) を得た。ここで、グリッドとは地図上に 20m 間隔で縦横に引かれた基準線を指し、縦横それぞれ一対のグリッドで囲まれた方形の範囲をセルと呼ぶ。

III-2 植生図の作成

植生図の作成には広島県が2000年6月19日に撮影した幾何補正済みカラー空中写真を用いた。カラー空中写真はピクセルの一片が25cmの解像度であった。また、補間データとして国土地理院および林野庁がそれぞれ1997年4月、1997年7月に撮影した白黒空中写真を用いた。これらの白黒空中写真は、地形による偏移などを修正するためにDEMデータと関連づけることによりオルソ幾何補正を行った。オルソ幾何補正の作業にはコンピューター上でImagine (Erdas Inc.)を用いた。幾何補正の際の平均2乗誤差(RMS Error: Root Mean Square Error)は5m以内となるように地上調整点(GCP: Ground Control Point)を設定した。なお、リサンプリング処理にはNearest Neighborhood法を用いた。リサンプリング後の白黒空中写真のピクセルサイズは国土地理院撮影が23cm、林野庁撮影が27cmであった。

植生型の判読は、コンピューターのモニタに上記の空中写真とグリッドを重ねて表示し、セルごとに目視で行った。グリッドの最小単位は判読の効率を考慮して20m×20mとした。植生の判断基準はFig. 3-1に示したとおりで、12種類の植生型と7種類の土地利用型の合計19種類の凡例を用いた。判読にあたっては、各セルを代表する植生として、読みとった植生型のうち最大の面積を占めるものを選択し、1個のセルにつき1種類の植生型を代表値として与えた。また、必要に応じて現地踏査を行った。

III-3 湿原生態系の立地特性の解析

湿原の立地特性を明らかにするために、実際に湿原が成立しているセルについて解析を行った。八幡地区に点在する湿原群のうち、尾崎谷湿原、奥尾崎谷湿原、木東原湿原、長者原湿原、千長原湿地、水口谷湿原、尾崎谷入り口の湿原を対象湿原とし、これらの湿原が含まれるセルを特定した(Fig. 3-2)。湿原が含まれるセルをSC (Self Cell)、SCに隣接する4つのセルのうちSCよりも上流側にあるものをUC (Upper Cell)、下流側にあるものをLC (Lower Cell)、同じ高さにあるものをNC (Neighbor Cell)とした(Fig. 3-3)。すべてのSCに対して、SCおよび隣接する4つのセルの植生型、斜面角を取得して属性デー

タとして与えた。

III-4 湿原成立適地の推定

湿原 (SC) および周辺セルの立地特性に対する選好度をもとに、調査対象地域内のすべてのセルについて、湿原が成立する可能性を求めた。湿原の成立確率 (P) は、Jacobs (1974) の選好度指数を変換した次式によって求めた。

$$P = \left(\frac{r_{ij} - e_{ij}}{r_{ij} + e_{ij}} - r_{ij} e_{ij} + 1 \right) / 2$$

ここで、r はセル j (SC, NC, UC, LC) における植生型 (もしくは斜面角度) i の相対的な頻度を、e はセル j (SC, NC, UC, LC) における植生型 (もしくは斜面角度) i の r に対する期待値を表す。もとなるデータが植生型か斜面角度かによって Pv, Ps として区別した。

IV 結果

対象範囲は 106,333 個のセルに区分された。

IV-1 標高データベース

Fig. 3-4に DEM から作成した陰影図を示す。八幡地区には、北部に八幡盆地が、南部には樽床貯水池が存在し、これら二つが大きな平坦面を作っている。この他、八幡盆地の周辺には千町原、滝平、尾崎谷などにまとまった平坦面が見られる。北部東側の臥竜山から掛頭山にかけての山塊からなる斜面が見られ、それ以外の部分では細かい谷が入り組んだ地形となっている。八幡地区全体では、傾斜 1 度以下の平坦な地形が卓越しており、それを除くと 20 度付近にモードを持つ分布であった (Fig. 3-5)。

IV-2 八幡地区の植生

作製された相観植生図を Fig. 3-6 に示す。落葉広葉樹林がセル数 60,201 個 (2,408ha, 56.6%) で最も卓越しており、ついでマツ林が 16,321 個 (652ha, 15.4%)、植林地が 8,002 個 (320ha, 7.5%)、草地在 5,732 個 (229ha, 5.4%) であった (Table 3-1)。これより下位は、開放水域 (ダム湖等)、水田、植林地

(低木)と続いた。優占する上位4つの植生型で全体の約84.9%を占めていた。代表的な植生型の特徴は以下のとおりである。

落葉広葉樹林

ブナーミズナラ林, クリーミズナラ林, コナラ林等が含まれる。対象地区内では柴木川に沿った低地一帯を除く, 低地から高地までのきわめて広い範囲に分布しており, 臥竜山および掛頭山を中心に大規模なパッチを形成していた(Fig. 3-6)。臥竜山の海拔1,000m以上の北西山腹には冷温帯の極相林であるブナ林が見られる。本地区のブナ林はブナークロモジ群集とトチノキ・ジュウモンジシダ群集が混在する湿性ブナ林として区分される(堀川・佐々木 1959)。落葉広葉樹林内でもっとも広い面積を占めていたのはコナラ林であった。

マツ林

アカマツ林, クロマツ林を含む相観植生型である。標高750mから800m付近にかけて多く出現した。マツ林は長者原や尾崎沼周辺部などで部分的な集中分布をしていたほか, 落葉広葉樹林の中に小パッチとして分布しモザイク構造を成していた。特に樽床貯水池南西部, 樽床貯水池東側および尾崎谷周辺部で落葉広葉樹林とアカマツ林のモザイク構造が見られた。千町原周辺部では草地周辺部および尾根沿いに線形の分布が見られた。また, アカマツとコナラがほぼ同等に繁茂している林分も多く見られた。

掛頭山山頂には樹高2~3mのクロマツとカシワが混交し, 疎林を形成していたが, これらは草地および落葉広葉樹の植生型として植生図上に図化された。

植林・カラマツ植林

スギ林, ヒノキ林が含まれ, 小面積でもまとまった分布をしていた。植林には居住地付近に小規模のものが多数あり, 20mグリッドでは図化できないものも存在した。

草地

草地には, 草原, 湿原, ササ原等が含まれる。草地は標高760mから860mの平坦部に分布していた。その他には千町原および滝平, 191スキー場に大き

なパッチを形成し、水田周辺部にはのり面として小面積のパッチが分布していた。

草地＋落葉広葉樹林は、千町原に流れる水路沿いに線形の分布が、滝平に比較的集中した分布が見られた。

IV-3 湿原の立地選好度

湿原の立地に対する選好度を調べるために、7 湿原で 189 個のセル (SC) が選択された。これらのセルに隣接する 756 個のセルのうち、SC の上流側に位置するもの (UC) は 310、下流側に位置するもの (LC) は 176 個、同じ高さに位置するもの (NC) は 270 個であった。

地形への選好性

SC は平坦地から 30 度の傾斜地まで見られたが、10 度以下の緩傾斜地に多く見られた (Fig. 3-7)。絶対数では 1 度以下の平坦地が多かったが、期待値に対する相対値では 3 度から 7 度の緩傾斜地に多く、モードは 6 度であった。UC は平坦地から 36 度まで見られ、14 度以下に多く見られた。ただし、1 度以下の平坦地では期待値よりもかなり少なかった (Fig. 3-8)。LC は平坦地から 30 度の傾斜地まで見られ、10 度以下に多く見られた (Fig. 3-9)。UC と同様に 1 度以下の平坦地では期待値よりも低かった。また、16 度以上ではほとんど見られず、UC よりも傾斜が緩やかな場所に分布が限られていた。NC は 9 度以下の緩傾斜地に見られ、特に 1 度以下の平坦地に多く見られた (Fig. 3-10)。以上をまとめると、湿原が成立しているのは主として 10 度以下の緩傾斜地で、下流部の傾斜が 10 度以下、上流部は 14 度以下の場所であった。

植生への選好性

SC は草地と草地＋落葉広葉樹林の植生型がほとんどを占めたほか、草地＋マツ林にも見られた (Fig. 3-11)。UC はマツ林、草地、草地＋落葉広葉樹林、草地＋植林、浮葉植物群落などに多く見られた (Fig. 3-12)。また、落葉広葉樹林、植林および若齢の植林、裸地などにも見られた。LC は草地、草地＋落葉広葉樹林、草地＋植林などに多く見られた (Fig. 3-13)。また、マツ林、落

葉広葉樹林，居住地にも見られた。UC が比較的多様な植生型に見られたのとは対照的に，LC は特に草地に偏っていた。NC は草地，草地＋落葉広葉樹林，マツ林に多く見られた (Fig. 3-14)。その他，落葉広葉樹林，居住地，解放水域にも見られた。以上をまとめると，湿原は写真の判読では草地として認識されており，上流部には草地やマツ林が見られ，同じ標高では草地植生が見られた。

IV-4 湿原成立適地の推定

セルの傾斜および植生から求めた湿原の成立可能性はそれぞれTable 3-2, Table 3-3のとおりである。この値をもとに予測した湿原の成立可能性をFig. 3-15からFig. 3-23に示す。

V 考察

V-1 地形から見た湿原の立地環境

解析の結果，湿原が成立するのは主として 10 度以下の緩傾斜地で，下流部 (LC) の傾斜が 10 度以下，上流部 (UC) は 14 度以下の場所であることが分かった。また，湿原の成立するセル (SC) の上流部や下流部は平坦地ではないことが多く，湿原やその下流部に比べて上流部の傾斜が大きくなっていた。この結果は湿原が山地の斜面から連続する平坦地に成立することを表している。

東北日本やヨーロッパ北部など，寒冷な地域に発達する湿原は，泥炭の蓄積にともない，降雨によって涵養される高層湿原 (bog) へと発達する。高層湿原では泥炭自体が保水力を持ち，湿原中央で水位が高くなるような地下水がレンズ状の分布を示す (Glaser *et al.* 1997)。このため，湿原の発達は地形には依存せず，例えば山頂部などにblanket bogなどとして発達する (Mitsch & Gosselink 2000)。一方，中間湿原 (fen) では，湿原を涵養する水の多くは地下水である (Gorham 1967)。地下水の浸透・湧出といった動態は地形に依存しており，中間湿原の成立には地形要因が大きく関わっている。本解析では，中間湿原は斜面に続く平坦地に成立することが示された。このような，斜面から平坦地へと地形が変化する場所では山裾からの湧水が認められる。同様に，

高層湿原のlag zoneでは泥炭の断面は傾斜から平坦へと変化するプロファイルを示し、盛り上がった泥炭中から地下水が湧出する (Glaser *et al.* 1997). 解析結果は中間湿原の成立する地形要因をよく反映していると考えられた.

V-2 植生から見た湿原の立地環境

湿原の成立しているセルは、植生図上では草地あるいは草地+落葉広葉樹林として認識されており、一部草地+マツ林とされていた。湿原に隣接する植生として最も頻度が高かった植生型は草地で、それ以外では草地+落葉広葉樹林、マツ林と隣接する割合が高かった。湿原の上流域ではマツ林との隣接が特に顕著であったのに対して、下流側では草地+落葉広葉樹林と隣接する割合が高かった。対象地域で最も卓越する落葉広葉樹林との結びつきは低かった。

地下水が涵養する中間湿原の成立環境を考える場合、集水域に関して考察することは重要である。本解析では、湿原の上流部には草地もしくはマツ林が多く見られた。本地区における草地利用の歴史は古く、正徳年間 (1610 年代) にはすでに掛頭山山頂部に広大な草地が存在したことが記録されている。また、1680 年前後にはたたら製鉄に使われた馬が放牧され、文化年間 (1829 年ごろ) までには牛馬合わせて 500 頭にも達したとされている (堀川ら 1959a)。その後も冬季の燃料や水田への施肥のために、草地利用は 1960 年代の燃料革命まで続いたと考えられ、1950 年代に行われた総合学術調査では八幡地区全体の 12%が草地であったとされる (堀川ら 1959a)。これに対して、今回の調査で草地として確認されたのは 5.4%であった。湿原の上流部にアカマツ林が多く見られたという結果は、かつては集水域において草地が存在しており、積極的な利用がなされていたことを意味している。

第 2 章で示したとおり、八幡地区に見られる湿原は、千町原のヨシ群落のように植生高の比較的高い群落 (marsh) と、ヌマガヤーマアザミ群集に代表される草丈の低い群落 (fen) の二つに大別される。marsh では湿原を涵養するのは主に表面流であるのに対し、fenは地下からの湧水が涵養している (Gorham 1967)。湿原の上流域における採草は、植物の生産した有機物を積極的に取り除くことになり、結果として湿原に流入する水を貧栄養に保つことに貢献して

いたと考えられる。現在湿原が存在している場所の上流部にアカマツ林が多いという結果は、湿原から森林への遷移を反映するが、これに加えて集水域における採草が下流域の湿原を維持していたと考えることは妥当である。

V-3 湿原成立地の広域的把握

地形データおよび植生図の解析結果から得られた結果は、いずれも既存の研究から明らかにされてきた湿原の立地特性を裏付けるものであった。従って、この結果をもとに予測された湿原の分布は現状に即したものであると言える。本研究で用いた湿原の広域的検出方法は、空中写真の判読だけでは確認することが困難な湿原を検出できる可能性がある。また、実際に湿原が存在するセルのスコアを植生・地形の別に比較することにより、その湿原の存続可能性や管理の必要性を検証することができる。

しかしながら、実際には湿原があるのに予測値は低いセルが存在する。このようなセルが存在するのは、今回用いた解析方法では検出できない立地条件が存在した場合と、現在存在している湿原は本来の立地環境とは異なるところにかろうじて残存している場合という二つの理由が考えられる。その逆に予測値は高いが実際には湿原が存在していないというセルも確認されており、この場合には湿原が存在する地形環境が整っているにもかかわらず、周辺の植生が湿原成立に適当でない、という可能性が考えられる。現地での観察では、20m スケールでの地形改変はほとんど無いが、小さな水路によって湿原への水供給が分断されている場合や、小水路による乾燥などの状況が認められた。

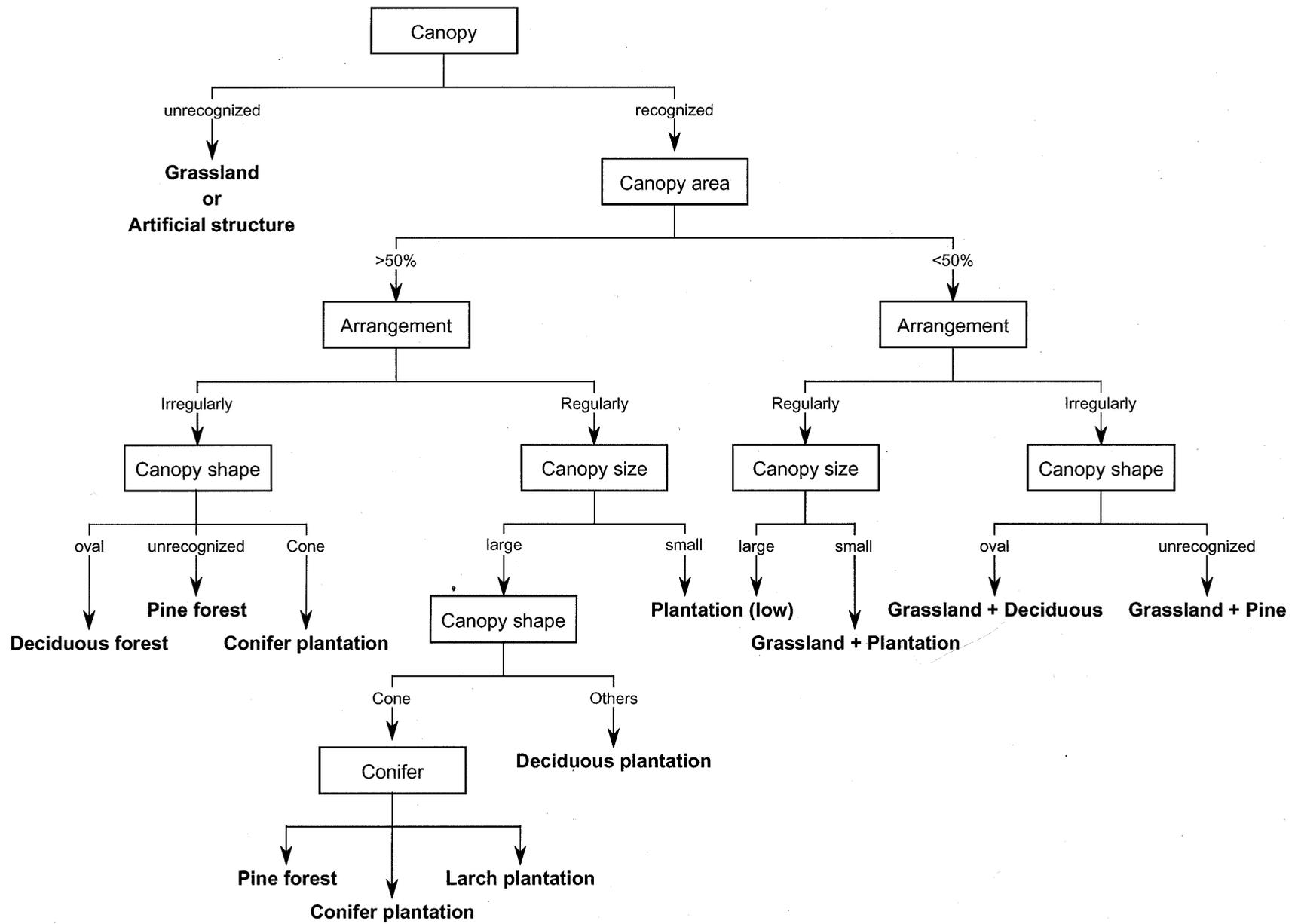


Fig. 3-1 Diagram of grid classification

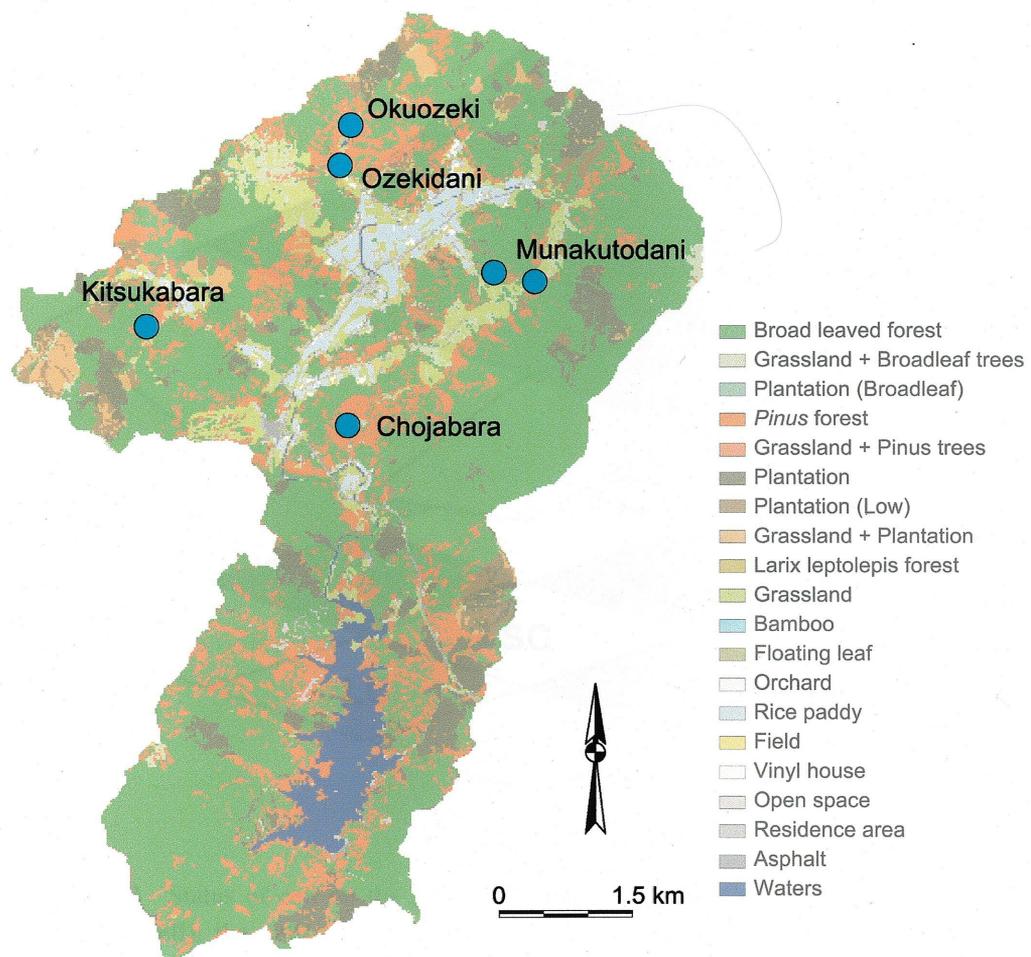


Fig. 3-2 Sampled mires

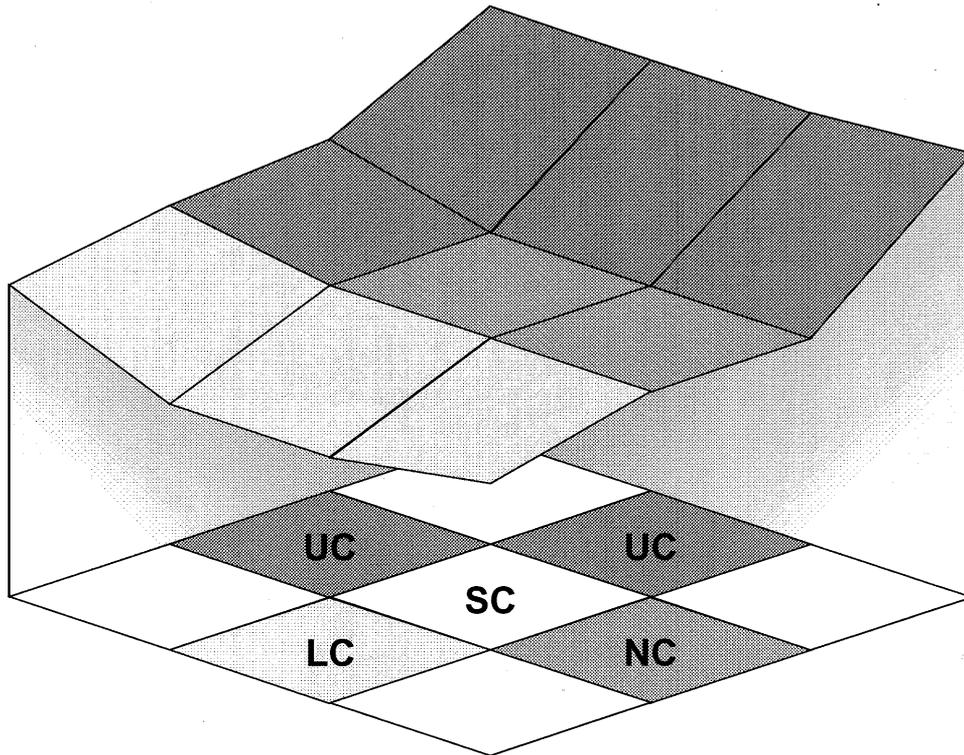


Fig. 3-3 Status of cell on the grid based maps. SC (Self Cell); the target cell. UC (Upper Cell); the cell(s) next to the SC and its elevation is higher than SC. NC (Neighbor Cell); the cell(s) next to the SC and its elevation is as same as SC. LC (Lower Cell); the cell(s) next to the SC and its elevation is lower than SC.

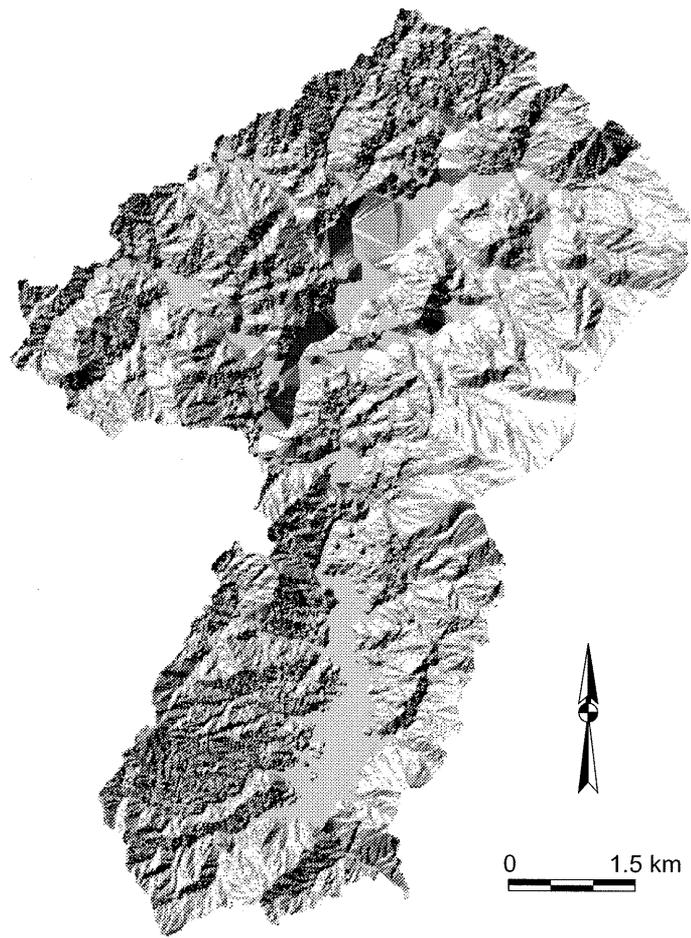


Fig. 3-4 Shaded relief image of Yawata area.

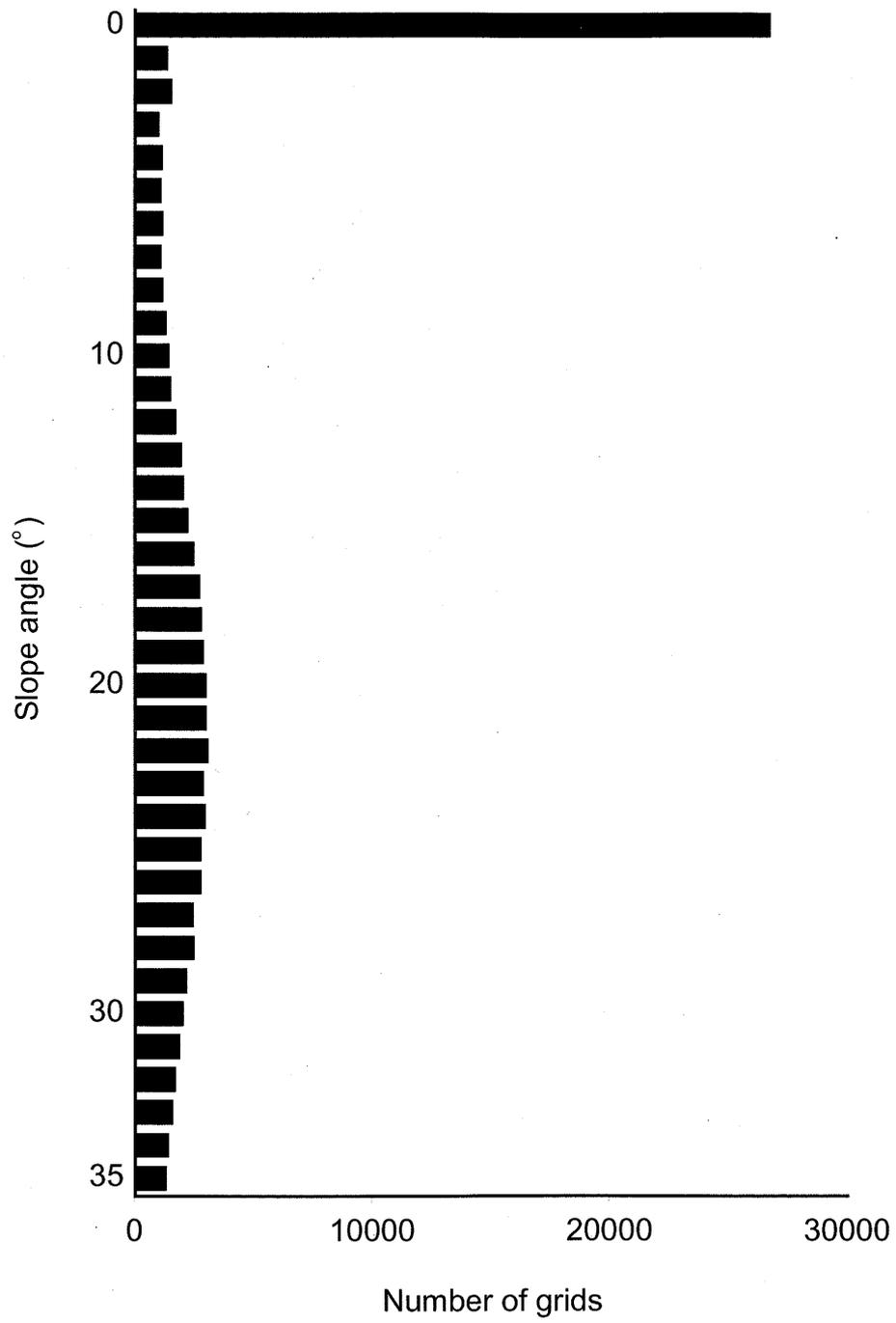


Fig. 3-5 Frequency of slope angle on Yawata area

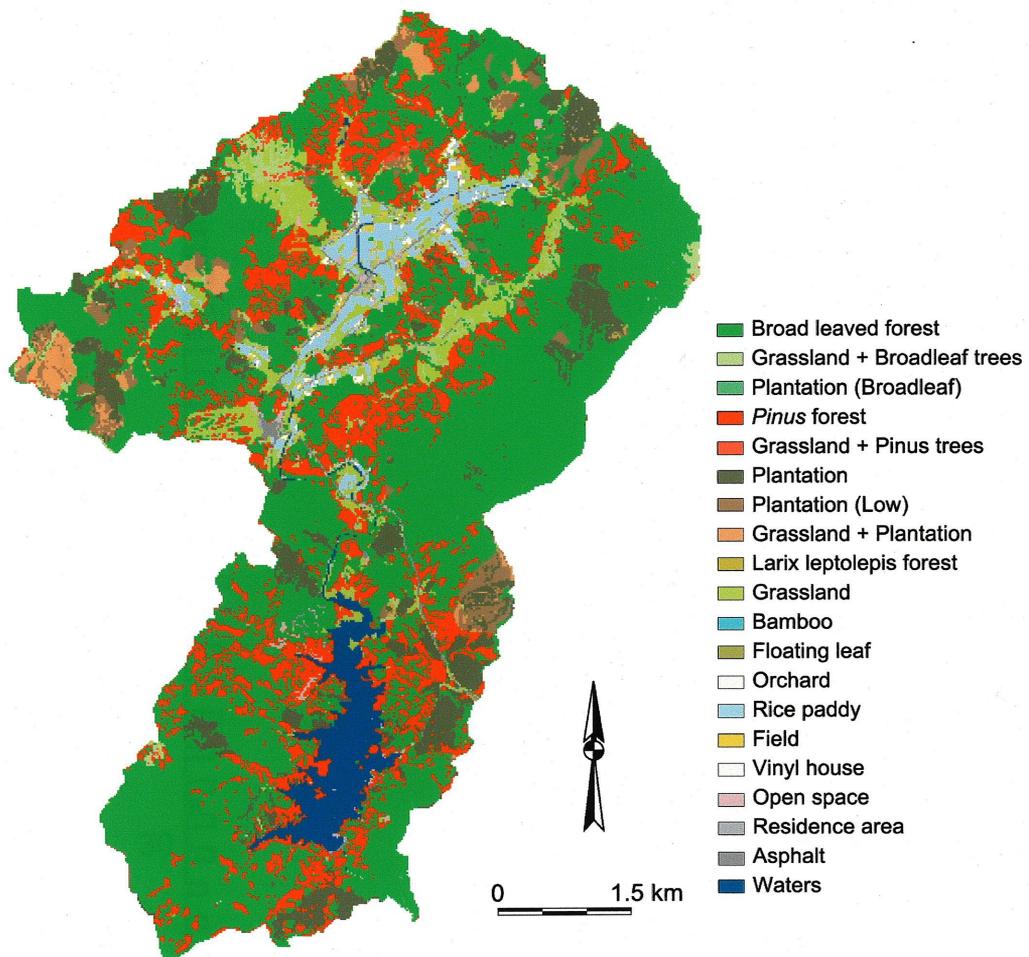


Fig. 3-6 Vegetation map of Yawata area.

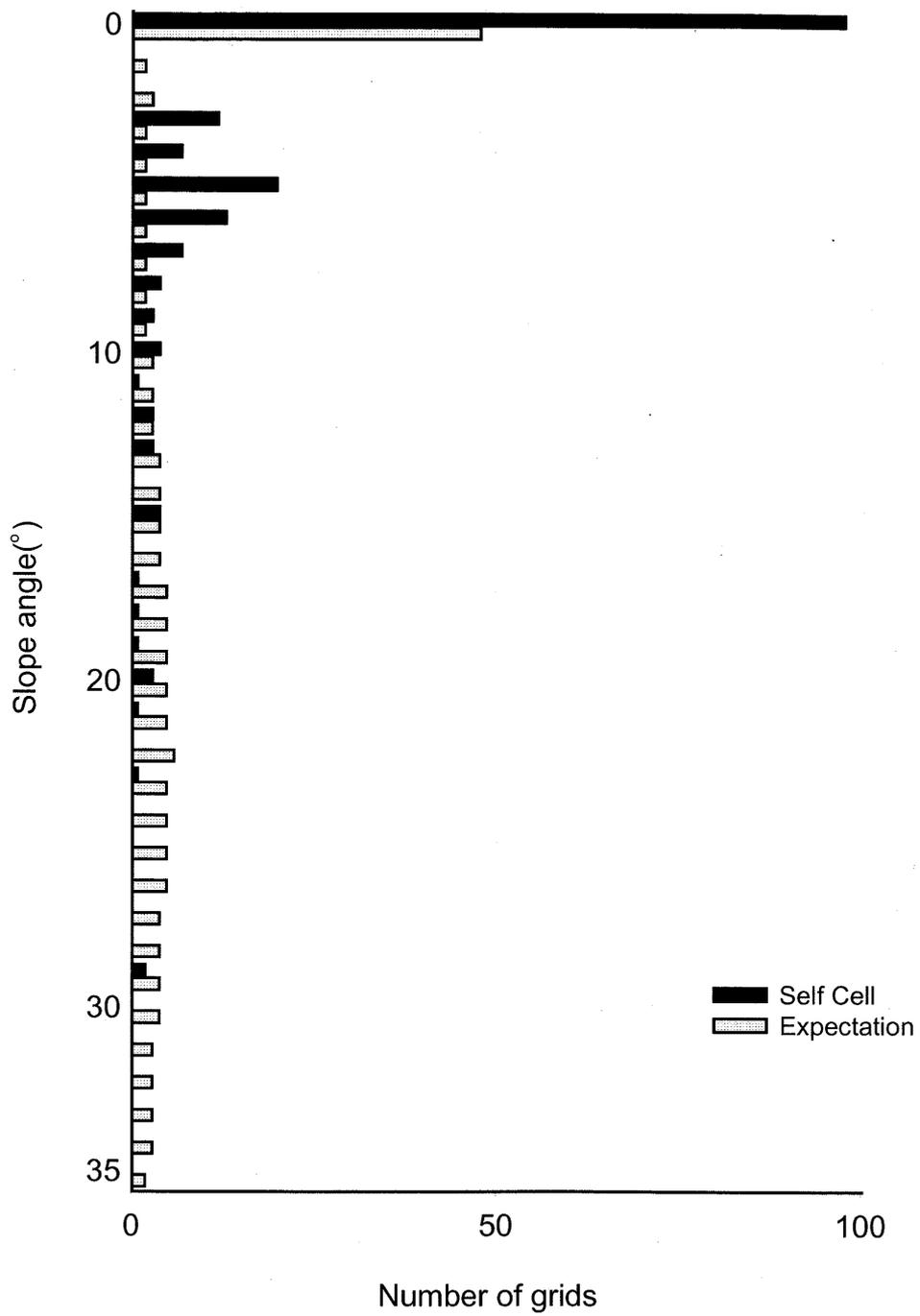


Fig. 3-7 Frequency of slope angle on Self Cell (SC).

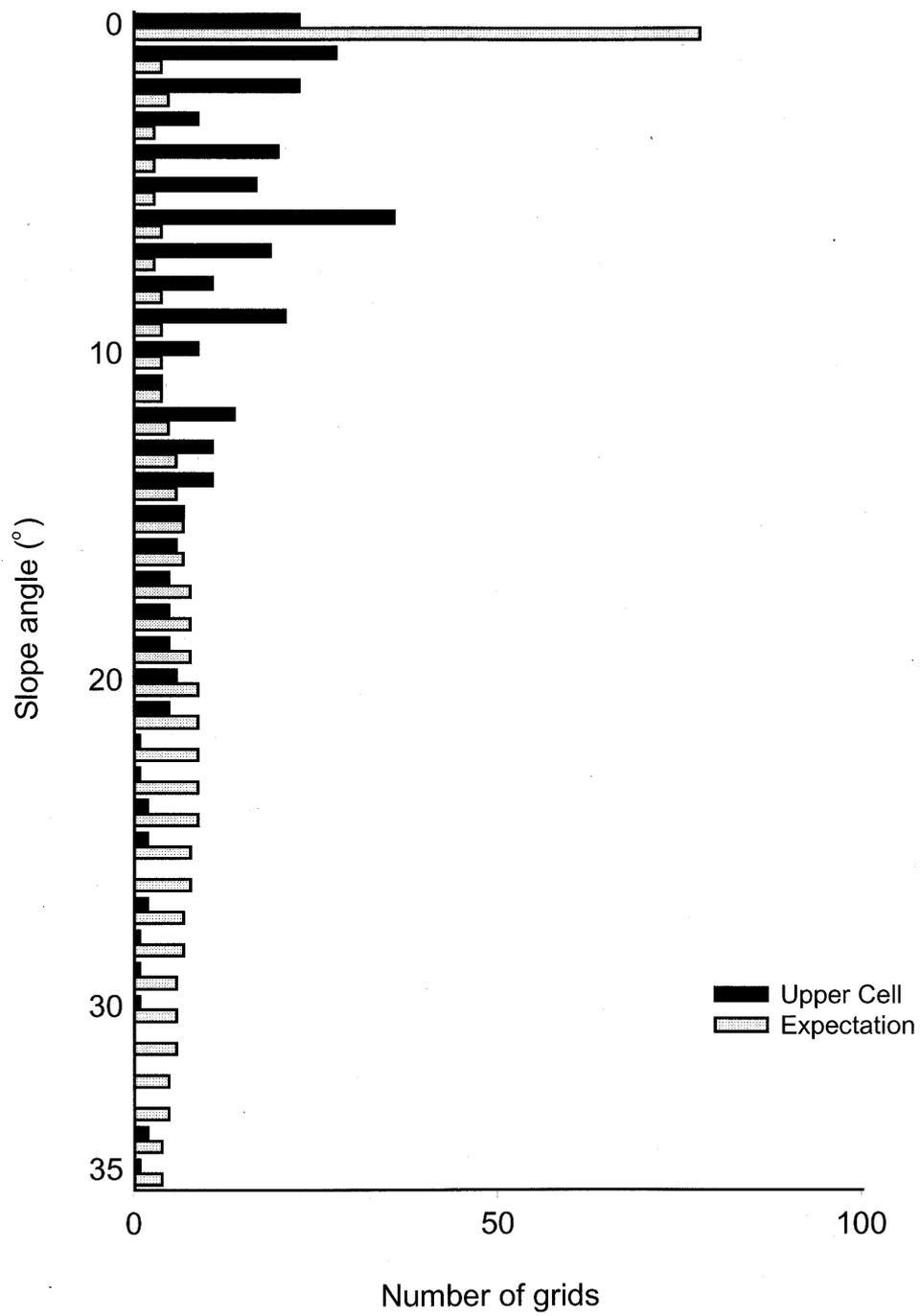


Fig. 3-8 Frequency of slope angle on Upper Cell (UC).

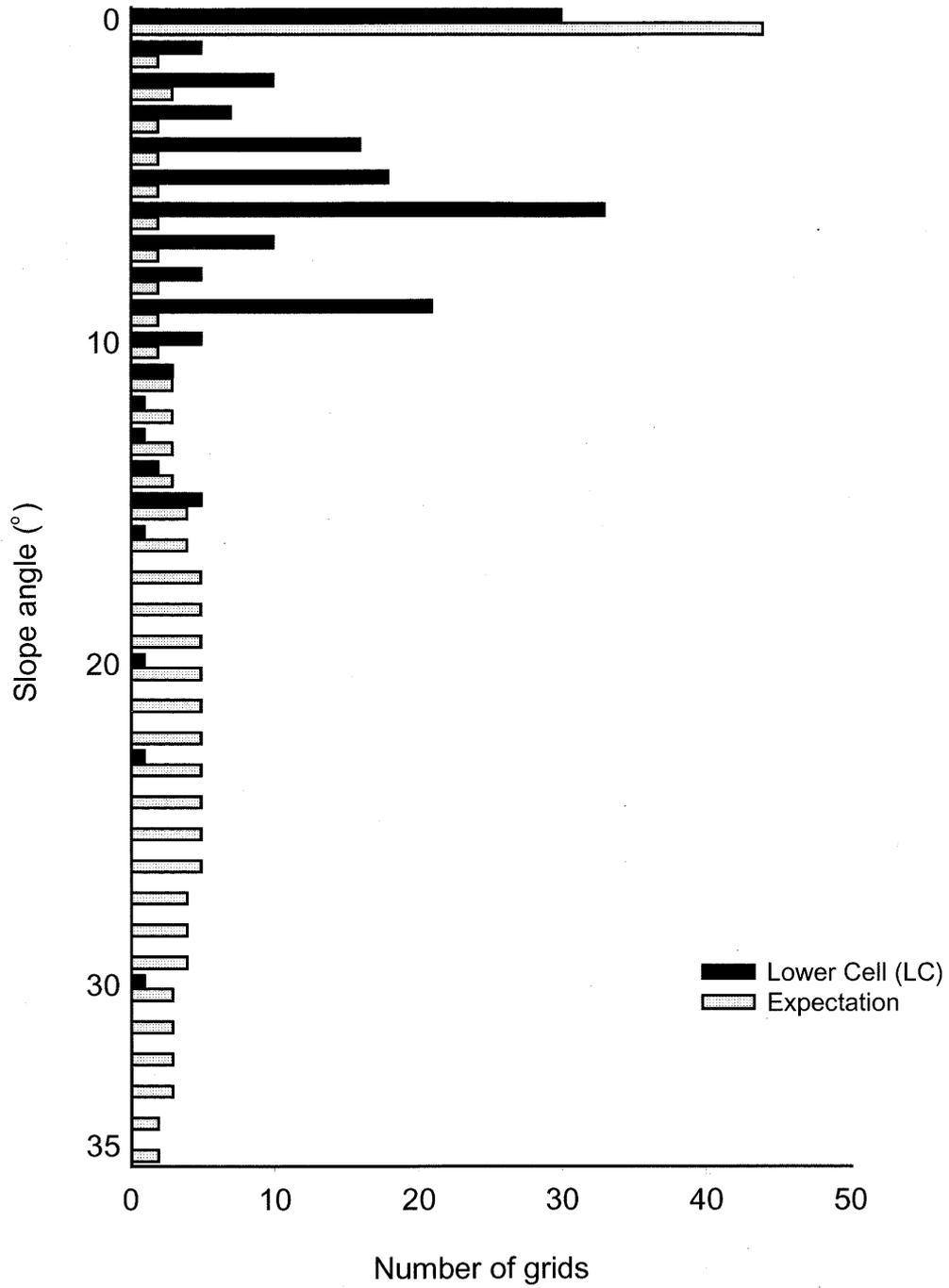


Fig. 3-9 Frequency of slope angle on Lower Cell (LC).

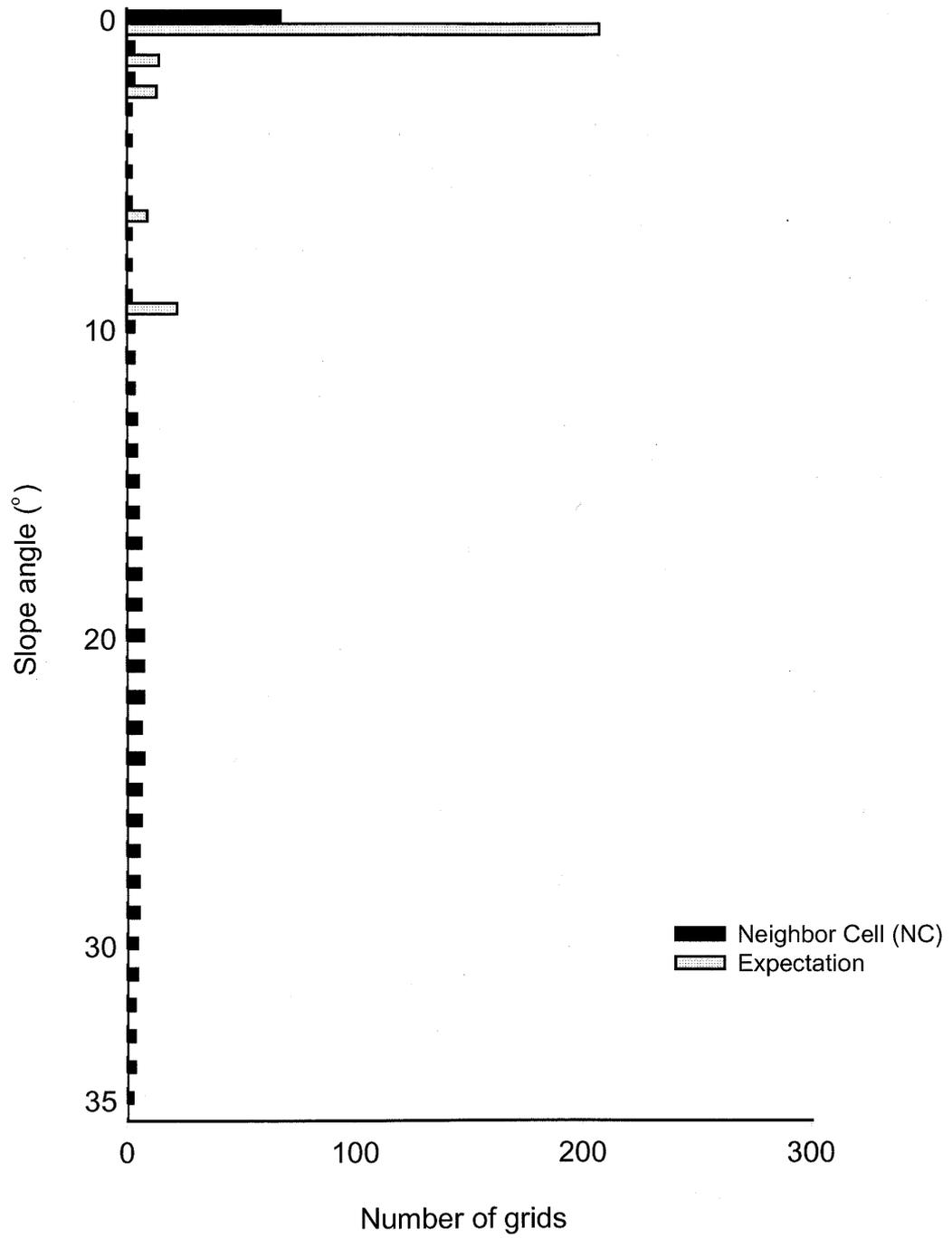


Fig. 3-10 Frequency of slope angle on Neighbor Cell (NC).

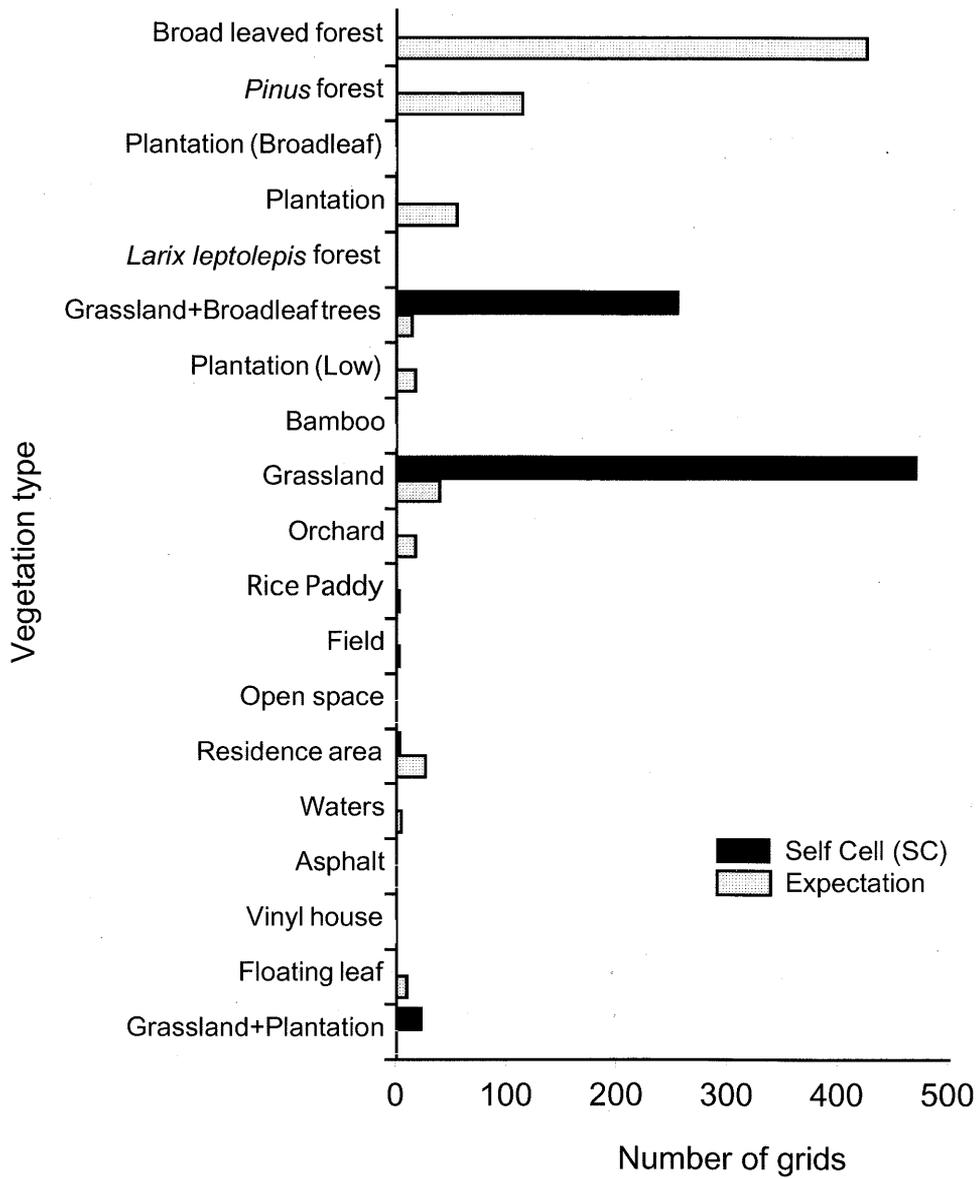


Fig. 3-11 Frequency of vegetation types on Self Cell (SC).

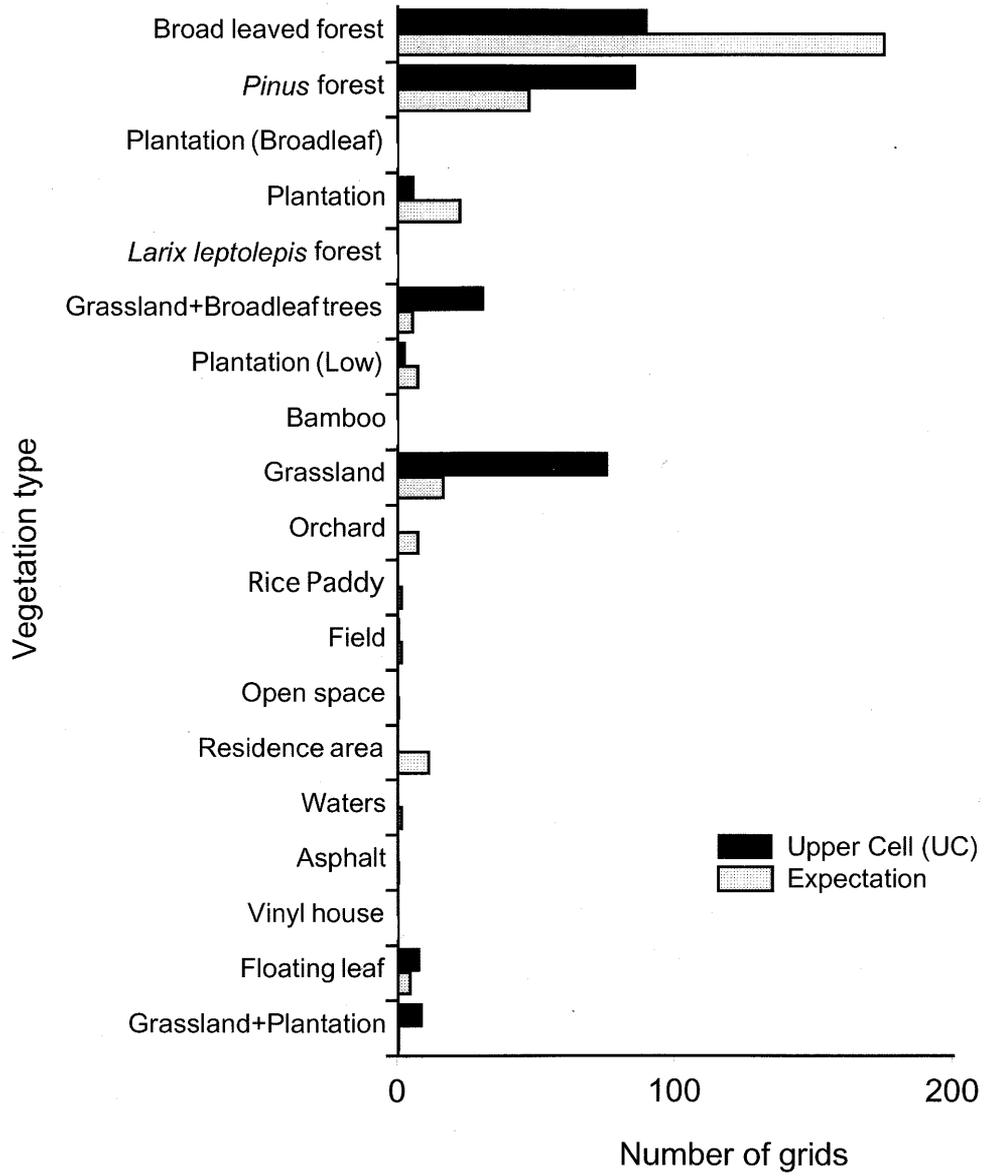


Fig. 3-12 Frequency of vegetation types on Upper Cell (UC).

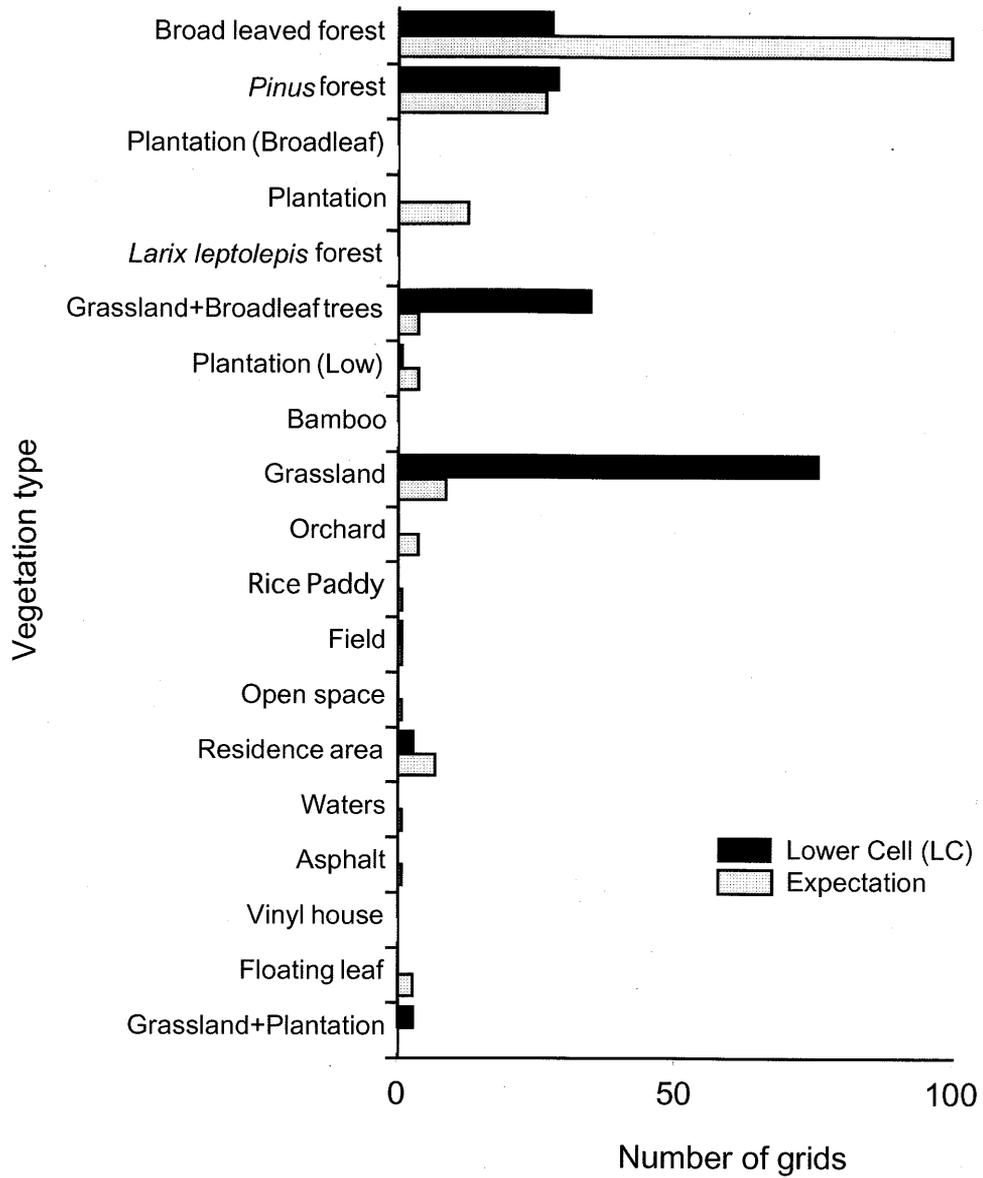


Fig. 3-13 Frequency of vegetation types on Lower Cell (LC).

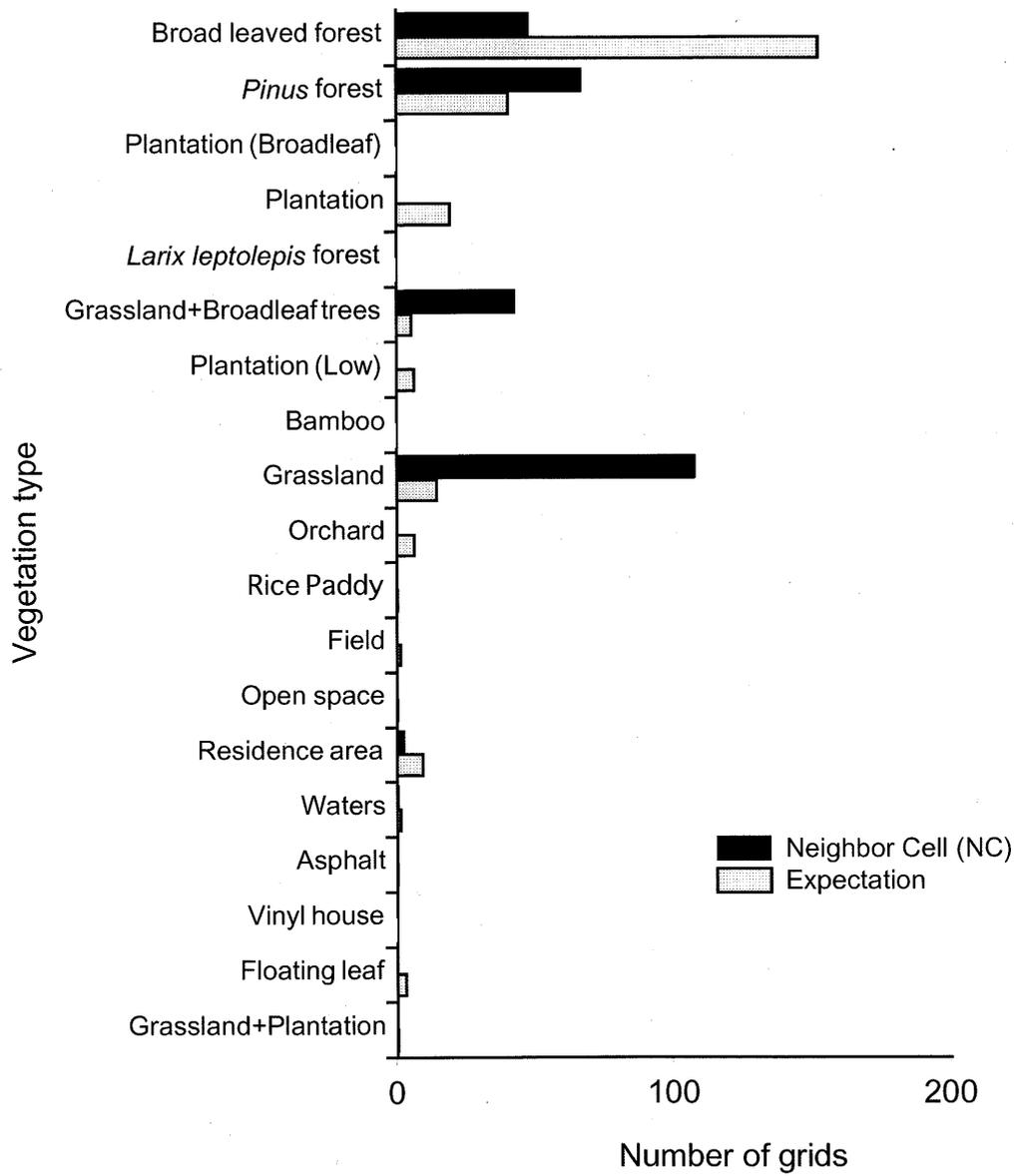


Fig. 3-14 Frequency of vegetation types on Neighbor Cell (NC).

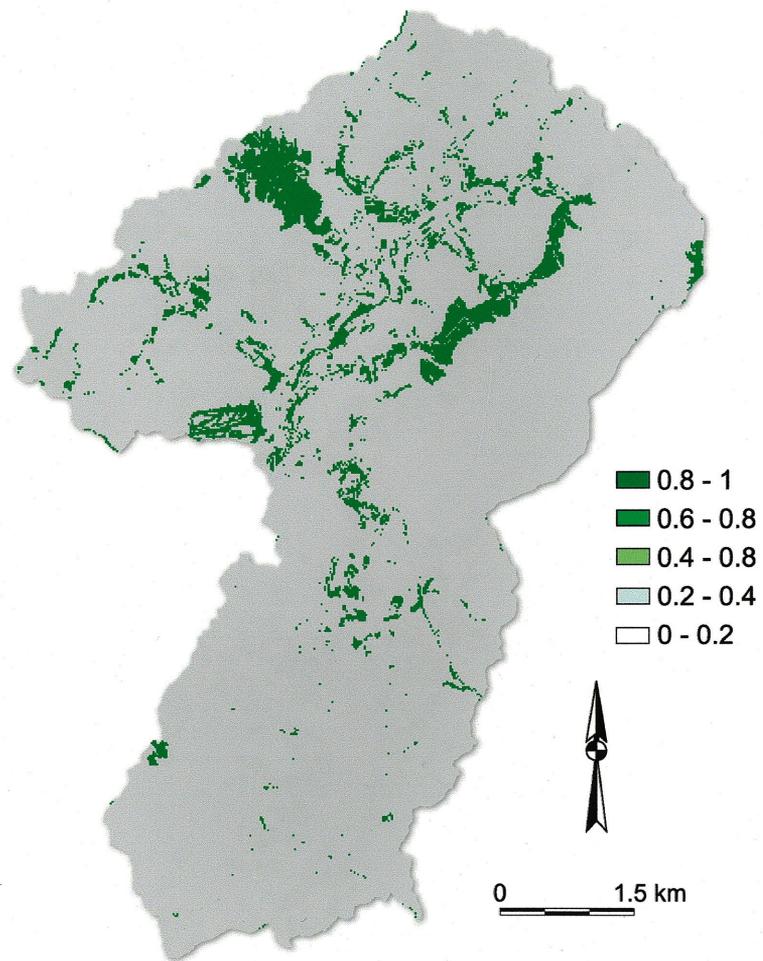


Fig. 3-15 Probability of mire development (SC vegetation)

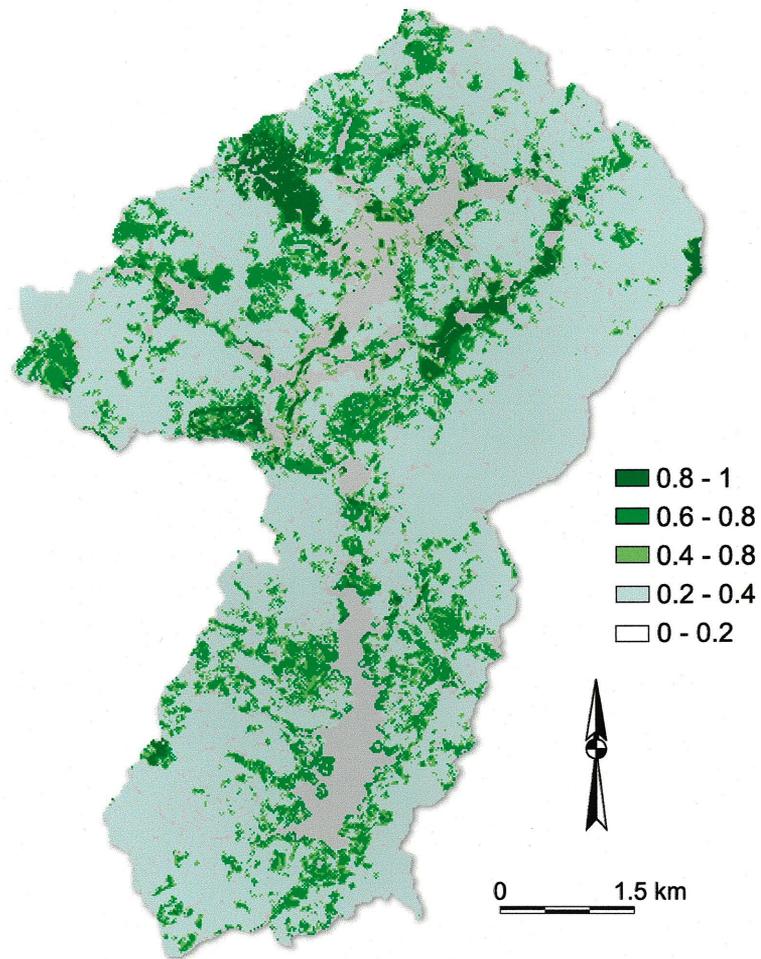


Fig. 3-16 Probability of mire development (UC vegetation)

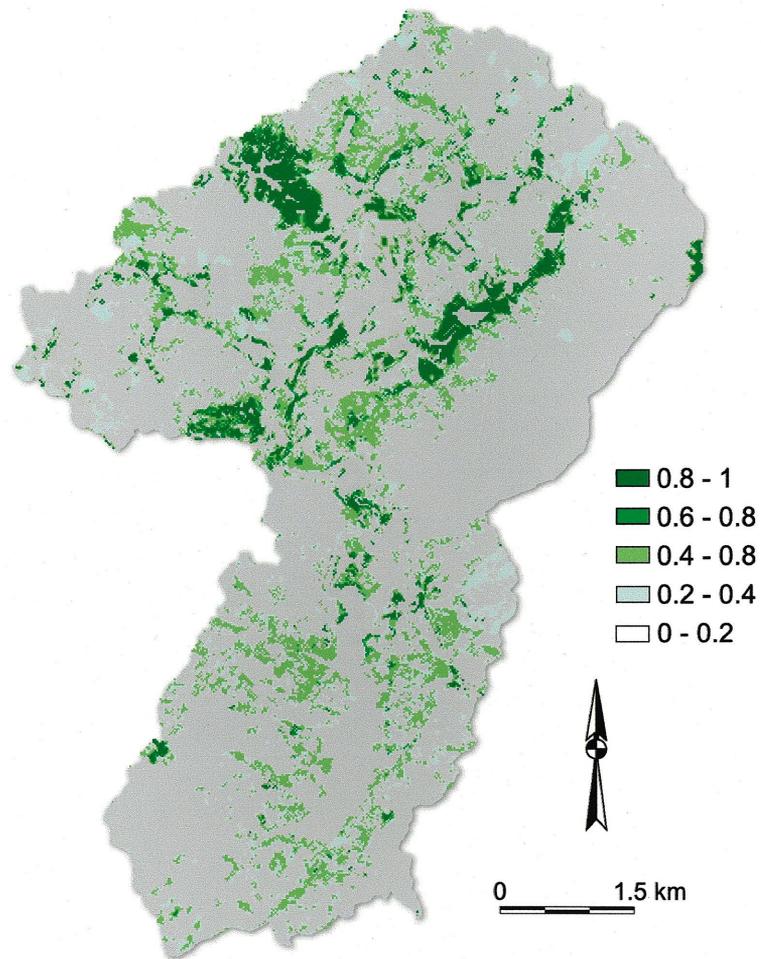


Fig. 3-17 Probability of mire development (LC vegetation)

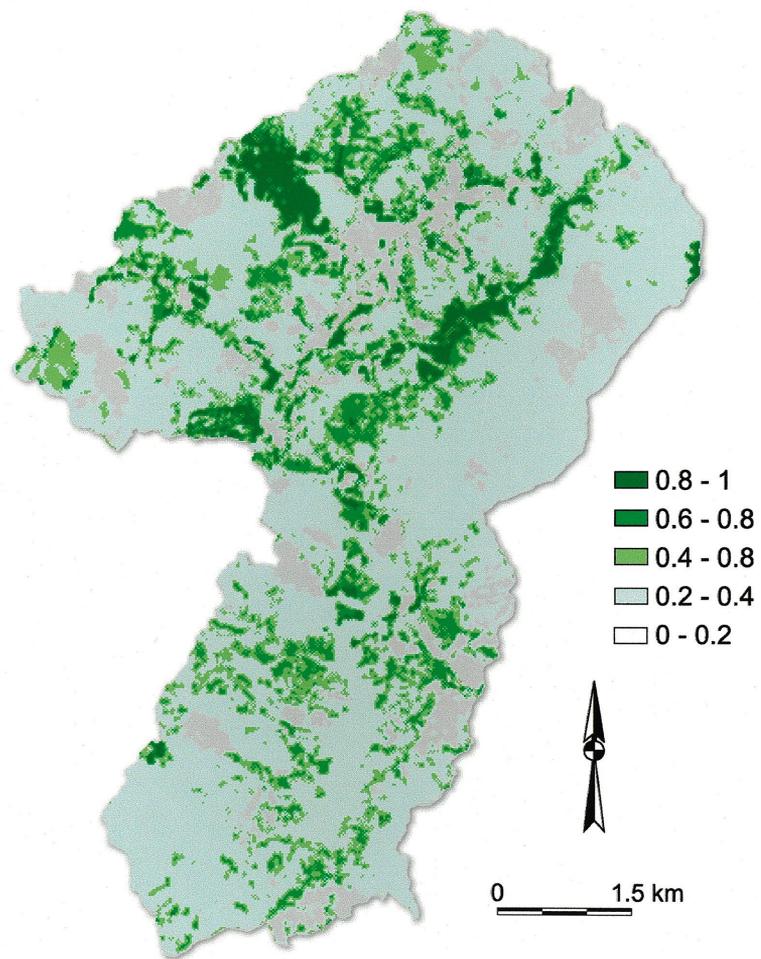


Fig. 3-18 Probability of mire development (NC vegetation)

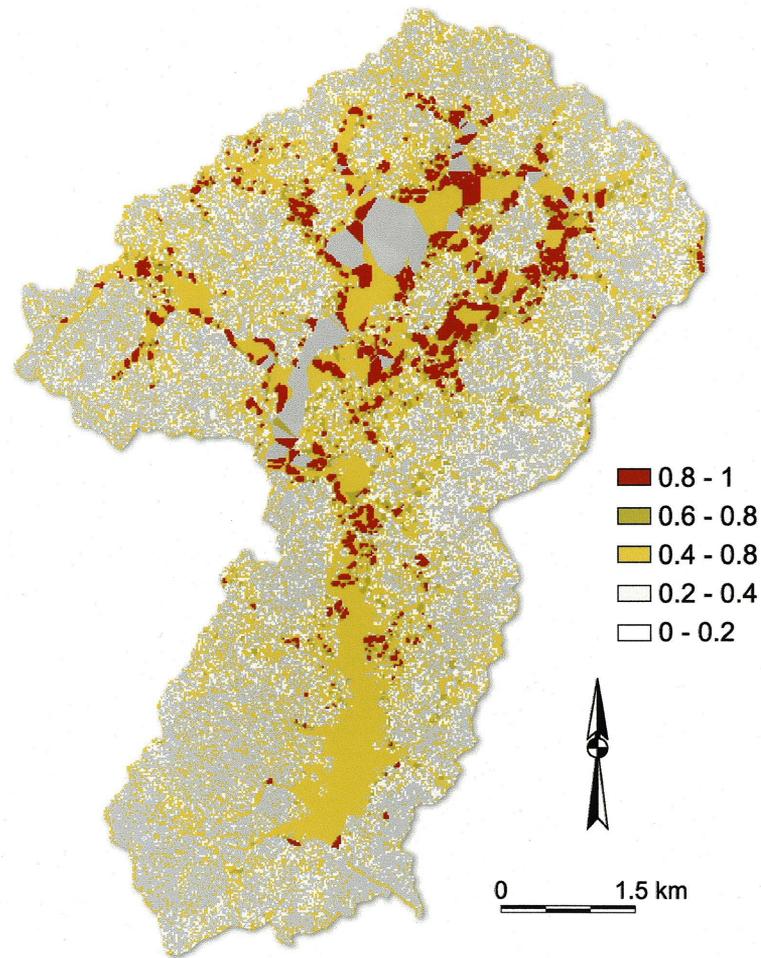


Fig. 3-19 Probability of mire development (SC slope)

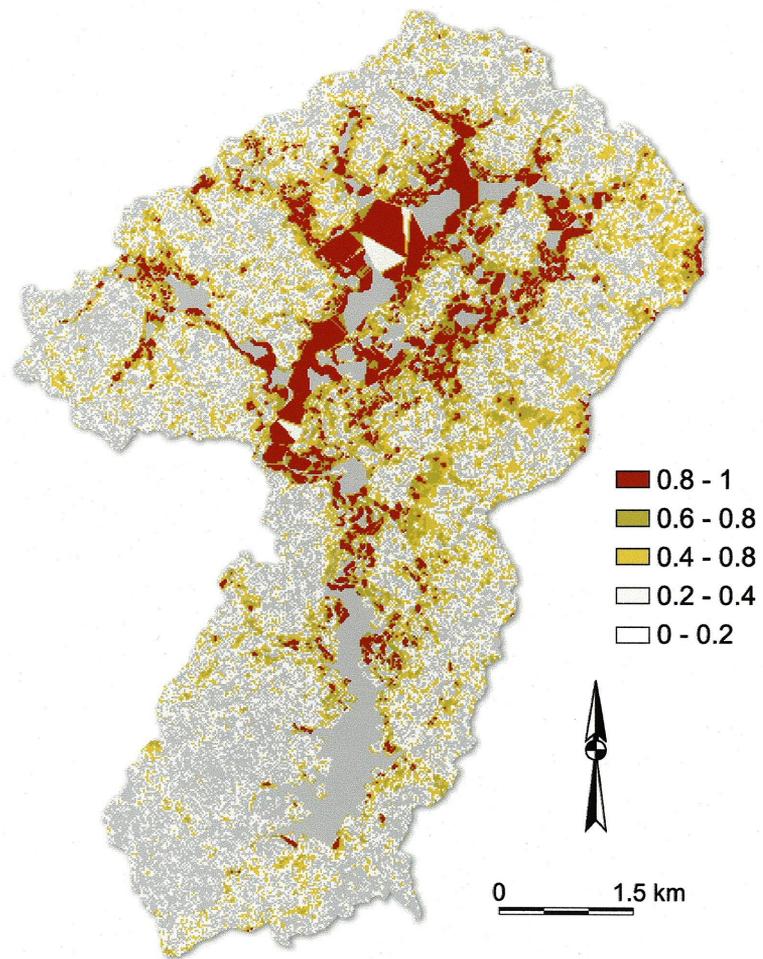


Fig. 3-20 Probability of mire development (UC slope)

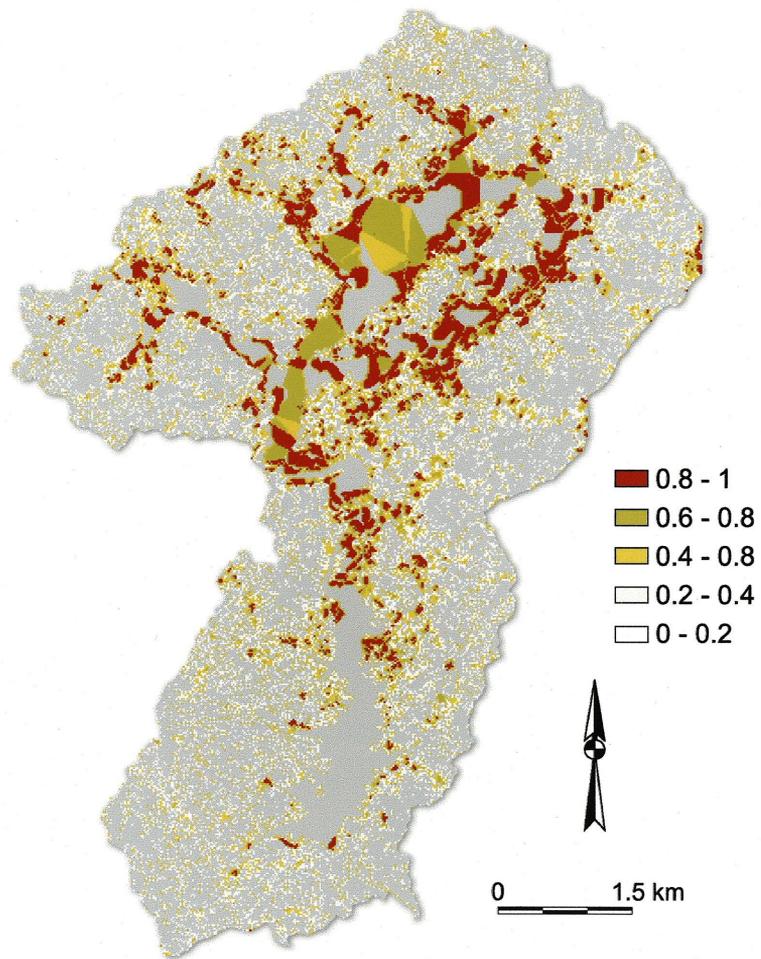


Fig. 3-21 Probability of mire development (LC slope)

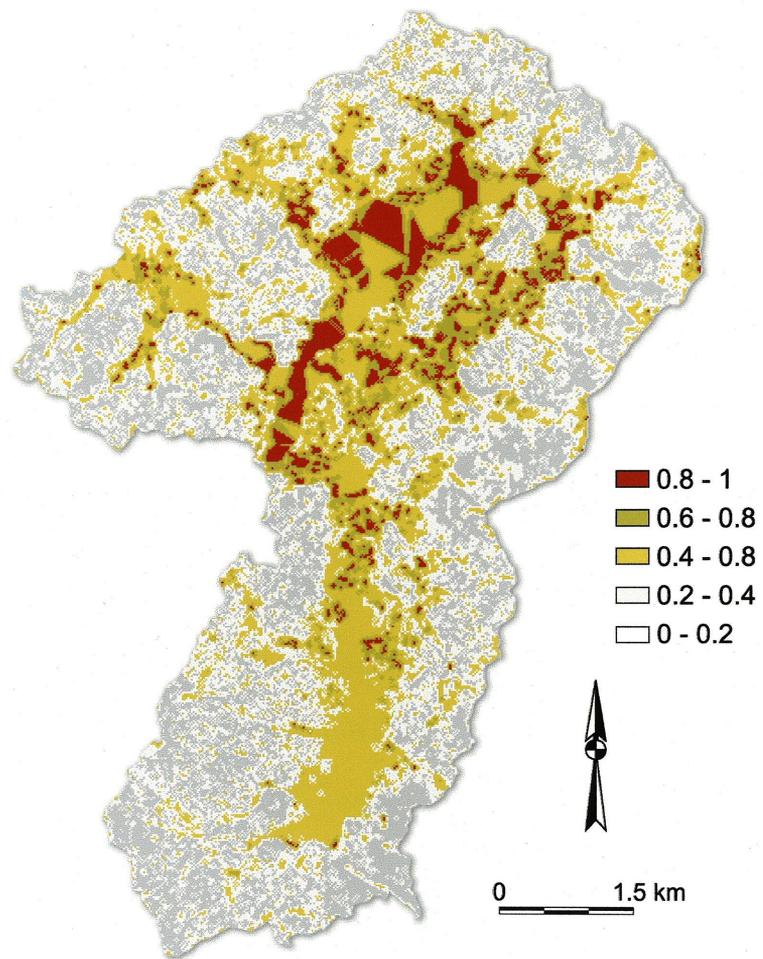


Fig. 3-22 Probability of mire development (NC slope)

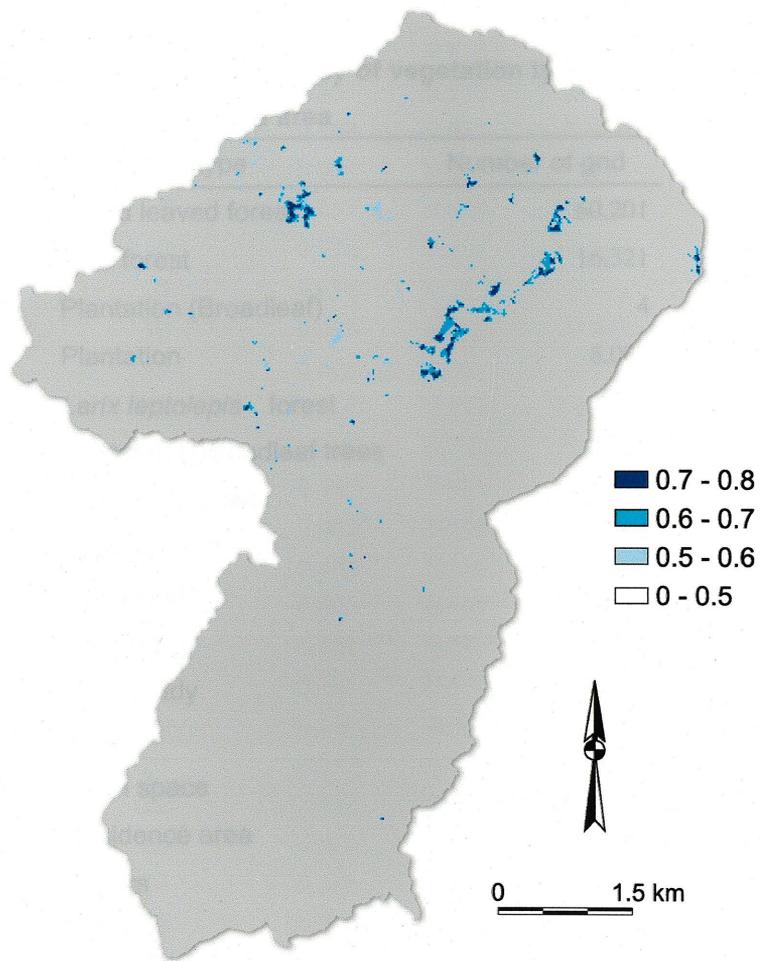


Fig. 3-23 Probability of mire development (summed)

**Table 3-1 Frequency of vegetation types on
Yawata area**

Vegetation type	Number of grid
Broad leaved forest	60,201
Pine forest	16,321
Plantation (Broadleaf)	4
Plantation	8,002
<i>Larix leptolepis</i> forest	114
Grassland+Broadleaf trees	2,181
Plantation (Low)	2,635
Banboo	1
Grassland	5,732
Orchard	2,636
Rice paddy	531
Field	625
Open space	342
Residence area	3,967
Waters	809
Asphalt	324
Vinyl house	37
Floating leaf	1,597
Grassland+Plamtation	274
Total	106,333

Table 3-2 Probability of mire development on various slope.

Slope angle (°)	SC	UC	LC	NC
0-1	0.608	0.218	0.382	0.657
-2	0.000	0.872	0.683	0.808
-3	0.000	0.833	0.792	0.777
-4	0.867	0.750	0.804	0.000
-5	0.768	0.852	0.890	0.000
-6	0.909	0.839	0.906	0.000
-7	0.857	0.910	0.941	0.764
-8	0.778	0.852	0.843	0.000
-9	0.650	0.757	0.714	0.000
-10	0.557	0.842	0.903	0.870
-11	0.608	0.681	0.676	0.000
-12	0.268	0.471	0.541	0.000
-13	0.490	0.732	0.256	0.000
-14	0.460	0.655	0.234	0.000
-15	0.000	0.646	0.369	0.000
-16	0.498	0.515	0.571	0.000
-17	0.000	0.449	0.193	0.000
-18	0.169	0.382	0.000	0.000
-19	0.165	0.376	0.000	0.000
-20	0.162	0.370	0.000	0.000
-21	0.357	0.403	0.166	0.000
-22	0.157	0.362	0.000	0.000
-23	0.000	0.099	0.000	0.000
-24	0.161	0.105	0.171	0.000
-25	0.000	0.186	0.000	0.000
-26	0.000	0.196	0.000	0.000
-27	0.000	0.000	0.000	0.000
-28	0.000	0.216	0.000	0.000
-29	0.000	0.120	0.000	0.000
-30	0.336	0.134	0.000	0.000
-31	0.000	0.143	0.227	0.000
-32	0.000	0.000	0.000	0.000
-33	0.000	0.000	0.000	0.000
-34	0.000	0.000	0.000	0.000
-35	0.000	0.328	0.000	0.000

Table 3-3 Probability of mire development on various vegetation.

Vegetation type	SC	UC	LC	NC
Broad leaved forest	0.000	0.257	0.174	0.189
<i>Pinus</i> forest	0.000	0.623	0.505	0.599
Plantation (Broadleaf)	0.000	0.000	0.000	0.000
Plantation	0.000	0.204	0.000	0.000
<i>Larix leptolepis</i> forest	0.000	0.000	0.000	0.000
Grassland+Broadleaf trees	0.939	0.829	0.904	0.884
Plantation (Low)	0.000	0.281	0.186	0.000
Banboo	0.000	0.000	0.000	0.000
Grassland	0.904	0.813	0.877	0.870
Orchard	0.000	0.000	0.000	0.000
Paddy	0.000	0.000	0.000	0.000
Field	0.000	0.354	0.492	0.000
Open space	0.000	0.000	0.000	0.000
Residence area	0.124	0.000	0.313	0.229
Waters	0.000	0.000	0.000	0.327
Asphalt	0.000	0.000	0.000	0.000
Vinyl house	0.000	0.000	0.000	0.000
Floating leaf	0.000	0.632	0.000	0.000
Grassland+Plamtation	0.925	0.918	0.869	0.000

第4章 中間湿原における植生配置と地下水位の動態

I はじめに

立地環境が湿原植生に及ぼす影響を理解することは、湿原植生の維持・管理を行う上で不可欠である。一般に、小面積の植生は周辺環境の影響を受けやすいために、安定した状態で存続しにくい。しかしながら、Nakagoshi & Abe (1995) は湿原植生の面積が減少するほど安定性は増加することを示唆している。第3章で示されたように中間湿原は特定の立地に成立しており、この矛盾した現象には何らかの地域的な環境要因が働いていると考えられる。また、湿原の安定性を議論するためには、湿原全体を一つの単位として扱うのではなく、湿原内に成立する各群落を単位として考えなければならない。Bakker *et al.* (1994) は、地下水涵養型の浮島湿原について研究し、空中写真を用いた解析結果から、解放水域から中間湿原 (rich fen) への遷移には35年、それから灌木林 (carr forest) へは10年を要すると結論づけた。同様の研究で、van Wirdum (1995) は小規模な湿原において、27年間にわたって中間湿原 (rich fen) が高層湿原の初期の段階 (embryonic bog) へと置き換わるまでを詳細に記録した。これらの研究が示すことは、湿原植生の遷移において、遷移の進行する速度はその遷移段階によって異なるということである。中間湿原の遷移速度とそれを決定する要因の解明においても同様の仮定が成り立つ。おもに冷温帯や寒帯の湿潤な地域において行われてきた結果から、植生の分布および植生遷移と地下水の動態に密接な関係があることが明らかになっている (Hogetsu *et al.* 1954; Waughman 1981; van Diggelen *et al.* 1996; Yabe & Onimaru 1997)。しかし、中間湿原の遷移に関わる水理環境のメカニズムについては未だ明らかになっていない。本章では、局所的な地下水の動態が湿原における植生の安定性を支えているという仮説のもとに、湿原内における植物群落ごとの変化率と地下水位の動態との関係を検証した。

II 調査地概況

長者原湿原は北から南へと下る谷に成立しており、長さは約200m、幅は約

50m である。湿原植生はミズゴケカーペットによって特徴づけられ、西日本における典型的な中間湿原植生であるヌマガヤ-マアザミ群集に区分される(第2章)。長者原湿原の特筆すべき特徴として、ヨシを欠くことがあげられる。本論文の第2章では、長者原質原の植生を下位単位2群を含む4つの群落に区分した。以下に各群落の特徴を述べる。

A. モウセンゴケ群落

本群落は、モウセンゴケ、ヤチカワズスゲ、シロイヌノヒゲによって特徴づけられる。本群落は湿原中央部に成立し、マアザミの優占度が高い。ハンノキ以外の木本種は見られない。

A-1. オニスゲ群

本下位群落はオニスゲによって区分され、水面が見えるような立地に成立する。

A-2. イトイヌノハナヒゲ群

本下位群落はイトイヌノハナヒゲ、アオコウガイゼキショウなどによって区分され、水路周辺に成立する。

B. ヌマガヤ群落

本群落では、ヌマガヤ-マアザミ群集の表徴種に加え、チュウゴクザサ、ノギラン、ススキなどの陸生の種も見られる。

C. シシガシラ群落

本群落はシシガシラ、チゴユリによってヌマガヤ群落と区分される。種組成はヌマガヤ-マアザミ群集に似ているが、イヌツゲ、ナツハゼなど低木種の種数および優占度が高く、アカマツなどの高木種の低木も見られる。

D. アカマツ群落

本群落はアカマツが優占する。

長者原湿原は1960年代までは燃料伐採のために利用されており、その後放置された。湿原の周辺部は現在アカマツによって優占されている。年輪解析の

結果から、湿原周辺部にアカマツが侵入し始めたのは伐採が停止した時期とほぼ一致することが分かっている。

III 方法

III-1 プロットおよびスタンドの設置と水位の測定

長者原湿原における地下水位の変動を面的に把握するために、25m×85mの調査プロットを設置した (Fig. 4-1)。現地踏査により、第2章の群落区分にもとづいたプロット内の植生図を作成した。地下水の測定のために、1988年5月に、直径2.5cm、長さ80cmの塩化ビニル製のパイプ (Fig. 4-2) をプロット内に5m間隔で96本の水位測定スタンドとして設置した (Fig. 4-3)。各スタンドについては、設置の際に植生型を記録した。これらすべてのスタンドにおいて、地表面から上方向を+、下方向を-として1mmの精度で地下水位の測定を行った。測定は、1988年6月8日から11月14日にかけてと1999年4月29日から9月15日にかけて合計17回行った。

III-2 調査スタンドの序列

スタンドの序列化を行い、各植生区分における地下水位変動の特性を明確にするために、主成分分析 (PCA: Principal Component Analysis) およびクラスター分析を用いた。変数には各スタンドにおいて測定された地下水位を用いた。

得られた地下水位の測定値と降雨との関係を調べるために、各測定日について、先行降雨指数 API (Antecedent Precipitation Index, Mosley 1979) を算出した。API は $API_n = \sum_{i=n} P_i/i$ によって算出される。ただし、 P_i は i 日前の日降雨量を表す。日降雨量のデータは1996年、1997年、1998年および1999年の AMeDAS (Automated Meteorological Data Acquisition System) 日降雨資料を用いた (財団法人 日本気象業務支援センター 1997, 1998, 1999, 2000)。

III-3 水位変動の予測

降雨量から地下水位を予測するために回帰分析を行った。まず、1996年か

ら 1999 年のすべての日ごとに API_1 から API_{60} までの 60 個の先行降雨指数を算出した。この 60 個の先行降雨指数を変数に用いて各日の主成分分析 (PCA) を行った。主成分分析の結果得られた軸を一定期間の降雨量を表す指標とし、主成分得点をそれぞれの日の降雨状況を表す値とした。ここで得られた主成分得点を独立変数、実際の測定値を従属変数として、96 本すべてのスタンドについてステップワイズ重回帰分析を行った。その結果得られた回帰式から生長期における各群落での水位を予測し、変動特性を比較した。

これらすべての統計解析は SPSS ver. 10 (SPSS Inc.) を用いて行った。

III-4 植物群落の変化量の測定

1971 年および 1988 年の空中写真をもとに、第 2 章の分類に従って植生図を作成した。植生図は Macintosh Performa 5440 (Apple Computer Inc.) 上で Adobe Photoshop (R) 4.0.1J (Adobe Systems Inc.) を用いて描かれた。長者原湿原の 17 年間での変化を調べるために、2 つの地図を重ね合わせ (オーバーレイ)、これによって生成したすべてのパッチサイズを測定した。

各植物群落が特定の群落へと変化する速度は面積にかかわらず一定であると仮定し、測定結果を用いて湿原の変化を表すモデルを次の式から求めた。

$$D_n = D_{n-1} - (dm + ds + dp) \times D_{n-1}$$

$$M_n = M_{n-1} + dm \times D_{n-1} - (ms + mp) \times M_{n-1}$$

$$S_n = S_{n-1} + ds \times D_{n-1} + ms \times S_{n-1} - sp \times S_{n-1}$$

ただし、D, M, S はそれぞれある年におけるモウセンゴケ群落、ヌマガヤ群落、シシガシラ群落の面積とする。また、d, m, s, p はそれぞれモウセンゴケ群落、ヌマガヤ群落、シシガシラ群落、アカマツ群落を表し、例えば dm と列記した場合にはモウセンゴケ群落からヌマガヤ群落への 1 年間あたりの変化率を表す。

IV 結果

IV-1 地下水位

各群落において設置された調査パイプの数は水路に 3 スタンド，モウセンゴケ群落に 17 スタンド，ヌマガヤ群落に 21 スタンド，シシガシラ群落に 26 スタンド，アカマツ群落に 29 スタンドであった (Table 4-1)。各スタンドにおける地下水位の最高値，最低値，および平均値を群落ごとに集計した結果を Table 4-2 に示す。

ヌマガヤ群落とシシガシラ群落の間には有意な差は見られなかったが，平均地下水位はモウセンゴケ群落，ヌマガヤ群落，シシガシラ群落，アカマツ群落の順に高かった ($p < 0.01$)。最高地下水位は，モウセンゴケ群落が他の群落よりも高く ($p < 0.01$)，その他の群落間では有意な差は見られなかった。最低地下水位はモウセンゴケ群落，ヌマガヤ群落，シシガシラ群落，アカマツ群落の順に高かった。

クラスター分析の結果，各スタンドは 4 つのグループに分類された (Fig. 4-4)。各クラスターと植生との間には明らかな対応は見られなかった。ただし，モウセンゴケ群落はほとんどがグループ 1 に含まれ，一部がグループ 2 に含まれた。また，グループ 4 はすべてアカマツ群落であった。

主成分分析の結果，第 2 主成分までで 83.2% の寄与率が得られた (Table 4-3)。各スタンドの主成分得点と地下水位との相関関係を測定日ごとに検定した (Table 4-4)。Table にはそれぞれの測定日における先行降雨指数 (API_7 ， API_{30})，平均地下水位 (WL_{mean})，最高地下水位 (WL_{max})，最低地下水位 (WL_{min})，地下水位の標準偏差 (WL_{SD}) を付している。第 1 軸の主成分得点は測定日に関わらず地下水位と強い正の相関を示しており，地下水位の高さを総合的に表す軸であると判断された。第 2 軸は API が高い日の地下水位と正の相関を示し，API が低い日の地下水位と負の相関を示した。従って，第 2 軸は降雨に伴う地下水位の変動の大きさを表す軸であると判断された。Fig. 4-5 に主成分分析によるスタンドの序列化の結果を示す。クラスター分析によって分類されたグループ 1 は第 1 軸のスコアが他のグループよりも高かった。グループ 2 とグルー

プ3に分類されたスタンドは第1軸のスコアが0の周辺に配置された。グループ3の第2軸の得点はグループ2よりも高かった。グループ4は第1軸、第2軸ともに得点が低かった。

これらの結果から、各グループの特徴は以下のように結論づける事ができた。
グループ1；地下水位が高く降雨に関係なく地下水位が安定している立地。
グループ2；地下水位は平均的で、降雨に関係なく地下水位が安定している立地。
グループ3；地下水位は平均的で、降雨とともに水位が変動する立地。
グループ4；地下水位は低く、降雨に関係なく地下水位が安定している立地。

Fig. 4-6は各グループのプロット内における分布を示している。グループ1のスタンドは湿原の中央部の水路付近において見られ、湿原の外側に向かってグループ2、グループ3の順に配置されていた。グループ4のスタンドはグループ3のスタンド内に島状に見られた。

IV-2 降雨の特性と地下水位変動

1996年から1999年までの各日においてAPIを変数に用いた主成分分析の結果、固有値が1以上の第4主成分までで93.7%まで説明された。各APIの主成分得点を折れ線グラフで表すとFig. 4-7が得られる。各成分のグラフのピークから、成分1は55日程度の長期的な降雨、成分2は25日程度の中期的な降雨、成分3は10日程度の短期的な降雨、成分4は3日程度のごく短期的な降雨の状況を説明していると考えられた。

ここで得られた主成分得点を独立変数に、96の水位調査スタンドそれぞれにおける18回の地下水位を目的変数に用いてステップワイズ重回帰分析を行った。この結果、 R^2 が0.4未満のスタンドが26、0.4以上0.6未満のスタンドが30、0.6以上のスタンドが24と、スタンドによって当てはまりに差がみられたが、80のスタンドで有意な解析結果が得られた($p < 0.05$, Table 4-5)。1999年の4月から9月までのAMeDAS降雨データを回帰式にあてはめて算出した水位の予測値を植生ごとに平均し、グラフに表した(Fig. 4-8)。グラフにおける項目軸は水位の高い日から順に並べ替えてある。このグラフから、まず、高水位期には、各植生間の水位差は非常に小さいことがわかる。ただし、モウセ

ンゴケ群落と他の 3 群落との水位差が無いのは 5 日間程度で、その他の時期には水位の差が歴然としている。ヌマガヤ群落、シシガシラ群落、およびアカマツ群落では 25 日程度はほぼ同様の水位を示すが、それ以外の時期にはやはり水位に差が見られるようになる。対象とした期間のうち、約 160 日間程度は各群落ともに特定の水位で安定していることが見て取れる。最も水位が低い約 20 日間では、水路およびモウセンゴケ群落では水位の低下は見られないが、他の 3 群落では水位の低下が顕著に見られた。特にアカマツ群落では、他の群落に比べて低水位期における水位の低下が大きかった。

IV-3 植生群落の変化

Fig. 4-10に 1971 年および 1988 年における長者原湿原の植生図を示す。植生の配置は中央部から外側に向かって、モウセンゴケ群落、ヌマガヤ群落、シシガシラ群落、アカマツ群落の順に分布していた。

1971 年から 1988 年までの植生の変化量を Table 4-6 に示す。湿原の総面積は約 1.8ha から約 0.8ha へと減少していた。面積の変化率は、モウセンゴケ群落は 53.3%、ヌマガヤ群落は 74.4%、シシガシラ群落は 81.5%と周辺部の群落ほど高く、中央の群落ほど安定していた。各群落の面積では、モウセンゴケ群落は 0.21ha から 0.15ha、ヌマガヤ群落は 0.21ha から 0.17ha、シシガシラ群落は 1.05ha から 0.35ha へとそれぞれ変化した (Fig. 4-11)。植生の変化を湿原全体の面積に対する比率で見ると、モウセンゴケ群落は 12.3%から 16.6%、ヌマガヤ群落は 24.5%から 27.8%、シシガシラ群落は 63.2%から 55.5%への変化となり、結果的に中央部に成立しているモウセンゴケ群落の面積率は増加していた (Fig. 4-12)。これらの結果は周辺部の群落の変化速度は中央部の群落の変化速度よりも速いことを示している。回帰の結果求められた 1 年あたりの変化率では、モウセンゴケ群落からヌマガヤ群落、ヌマガヤ群落からシシガシラ群落への変化はそれぞれ 31.7%、38.6%であったのに対して、シシガシラ群落からアカマツ群落への変化率は 78.5%と飛び抜けて高かった (Table 4-6)。この変化率で湿原が減少し続けると、2050 年には湿原の総面積は現在の 10 分の 1 にあたる 295.2m²となる (Fig. 4-13)。

V 考察

V-1 現存植生と地下水位の動態

湿原植生の成立やその配置は水理環境，ことに水位に強く影響を受けている (Fujita & Kikuchi 1984 ; Yabe & Numata 1984 ; Yabe & Onimaru 1997). 過去の研究では，地下水位の環境を表す指標として平均値や標準偏差などの統計値が用いられてきた．平均値はその場所がどの程度湿っているのかを表すのに便利であるし，標準偏差は水位の変動の大きさを表すことができる．その他にも，たとえば de Mars *et al.* (1997) は「異常時の環境は通常時の環境よりも植生に影響を与える」としているように，測定値の最大値や最小値も根圏に与える攪乱の強度を表す数値になりうる．このような統計方法は，年間あるいは季節を通じて水位やその環境が変動しないか変動が規則的な湿原では有効であるが，谷湿原のような不定期な降雨によって水位が不規則に変動するような湿原ではその環境を十分に表現できないと考えられる．本研究では，各スタンダードにおける測定値を用いて主成分分析を行うことにより前述の問題点を回避するとともに，降雨と地下水位変動との関係を定量的に示した．

主成分分析の結果，湿原植生の分布は，2つの水文環境要因によって類型化できることが示された．一つは地下水位であり，もう一つは降雨にともなう地下水位の変動である (Fig. 4-5)．実測値ではモウセンゴケ群落は地下水位の最高時・最低時・平均のすべてにおいて高い値を示し，各群落間で差が見られたのは最低時の地下水位であった (Table 4-2)．これらのことから，モウセンゴケ群落の成立する立地は他の3群落と地下水の動態が全く異なっており，常に高い水位で安定している部分であると結論づけられる．また，他の3つの群落では植生の区分と主成分分析およびクラスター分析による類型化が一致しなかった．ただし，最低時の地下水位には差が見られ，これら3群落では，水位の高さや変動幅ではなく，乾燥時の水位が群落の成立と関係のある水理環境要因であると考えられた．

V-2 各植物群落における植生遷移の特性

モウセンゴケ群落から始まり，ヌマガヤ群落，シシガシラ群落を経てアカマ

ツ群落へと至る空間的な配置は、中間湿原から森林への遷移系列としてとらえることができる。従って、それぞれの群落において、一定期間に遷移段階が高次の群落へと変化する量を測定することで、各遷移段階における植生の遷移速度を推定することができる。例えば、仮に湿原全体で変化速度が同じならば、植生が遷移しても各群落の面積比は変化しないはずである。しかしながら、2年代の植生図のオーバーレイ解析の結果から、実際にはモウセンゴケ群落の減少率が最も低く、ヌマガヤ群落、シシガシラ群落の順に変化率が高くなるという結果が得られた (Fig. 4-12)。この結果は中央部の植物群落はより安定しており、周辺の群落ほど遷移が速く進行することを示唆している。言い方を変えたと、遷移初期の群落は安定しており、遷移が進行するに従って遷移速度そのものも早くなるということである。

長者原湿原では、1971年から17年間の間に、ヌマガヤ群落の34.1%およびシシガシラ群落の78.5%がアカマツ群落へと変化していた (Table 4-6)。これから推測すると、各群落がアカマツ群落へと完全に遷移する時間は、ヌマガヤ群落では50年、シシガシラ群落では20年程度であると推察された (Fig. 4-13)。このような異なる速度で植生遷移が進行すれば、周辺アカマツ林の林縁が中央部の水路に限りなく近付き、やがて林冠の閉じた森林に囲まれた湿地を生じるはずである。林冠に覆われた小湿地は空中写真では判別しにくいですが、中国地方ではアカマツ-オオミズゴケ群集として報告されており (Hada 1984)、長者原周辺においても同様の植分が観察された。

発達過程をたどる湿原では、地下水で涵養される段階のあとには、ミズゴケ泥炭が蓄積して高層湿原 (peat bog) へと発達する (van Wirdum 1995)。しかし、本研究で対象にしたような西日本の冷温帯に発達する湿原では、遷移の最終段階は中間湿原 (fen) であり、遷移の進行にともなって湿原は消失する方向に向かうことが示された。

V-3 湿原の遷移速度を決定する要因

Nakagoshi & Abe (1995) は湿原面積の減少には湿原の形状が大きく関与しており、同じ面積であれば、周辺のパッチと隣接する境界線が長いほど減少

が大きいと結論づけた。この結論は、形状が複雑になるほど周辺部の影響を受けやすいという理論にもとづくものである。彼らは、長者原湿原の主たる減少要因として開発活動による土砂の流入をあげている。確かに、湿原の北西部分では土砂の流入による減少が見られる (Fig. 4-10の矢印部) が、長者原湿原の植生は、土砂の流入の見られない部分においても大きく変化しており、周辺からの影響だけでは湿原の減少は説明できない。

水理環境を解析した結果、モウセンゴケ群落だけは他の群落と異なる水位変動を示した。すなわち、ヌマガヤ群落、シシガシラ群落、アカマツ群落では降雨にともなって水位が変動していたのに対し、モウセンゴケ群落では常に安定して高い水位が保たれていた。土壌が過湿な状態にある場合、根圏では嫌氣的な状況が生じ、植物は通気組織を発達させるなどの方法で地下部に酸素を供給する必要がある (Armstrong *et al.* 1991 ; Grosse *et al.* 1991)。逆に、このような機構を備えていない種は過湿な環境に生育することができないため、多くの陸上性の種の定着が妨げられることになる。モウセンゴケ群落が発達する湿原中央付近において遷移の速度が遅かった理由は、安定して高い地下水位によって植物の定着が妨げられることと、構成種の生産力が低いことによると考えられる。

遷移段階がモウセンゴケ群落よりも進んだ植分では、降雨にともなって地下水位が変動し、群落の種類と最低地下水位との間に対応が見られた。また、アカマツ群落では多雨期における地下水位は他の 2 群落と差が見られないが、平均的には低い地下水位を示した。地下水位の低下は基盤層の地質や雨水の動態とは別に、地下水の鉱質化を生じる要因となる (Wilson & Fitter 1984 ; van Diggelen *et al.* 1996)。また、好氣的な環境が生じることによって有機質が分解され、土壌が形成される (Bridgham 1991)。このように、地下水位が変動する 3 つの群落で見られた平均・最低地下水位の違いは土壌の形成速度を規定する。地下水位が低下する場所では、より生産力の高い種が進入するために、土壌の蓄積はさらに進行することになる。遷移の後期に現れる群落ほど変化速度が早くなるのは生産力の違いによる土壌形成速度の違いであると考えられる。

が、その原因は地下水の変動にあると考えられた。

湿原植生の変化に関する以上の議論を改めて群落の空間的な植生配置と比較して考察する。長者原湿原では中央部の水路に沿って、常に水位が高く保たれている環境が見られ、それ以外の部分では降雨とともに水位が変動していた (Fig. 4-6)。Nakagoshi & Abe (1995) が示した「湿原植生の面積が減少するほど安定性は増加する」という一見矛盾した結果は、地下水位が変動する植生が遷移の進行によって森林へと変化した湿原では、中央部の水位が安定している環境に成立する群落のみが残るため、変化率が少なくなるという状況を説明したものであると考えられる。本研究では、谷部に成立する湧水性の中間湿原では、地下水の変動という点で異なる 2 つの環境が見られ、それぞれの環境で遷移速度が異なるという結論が得られた。

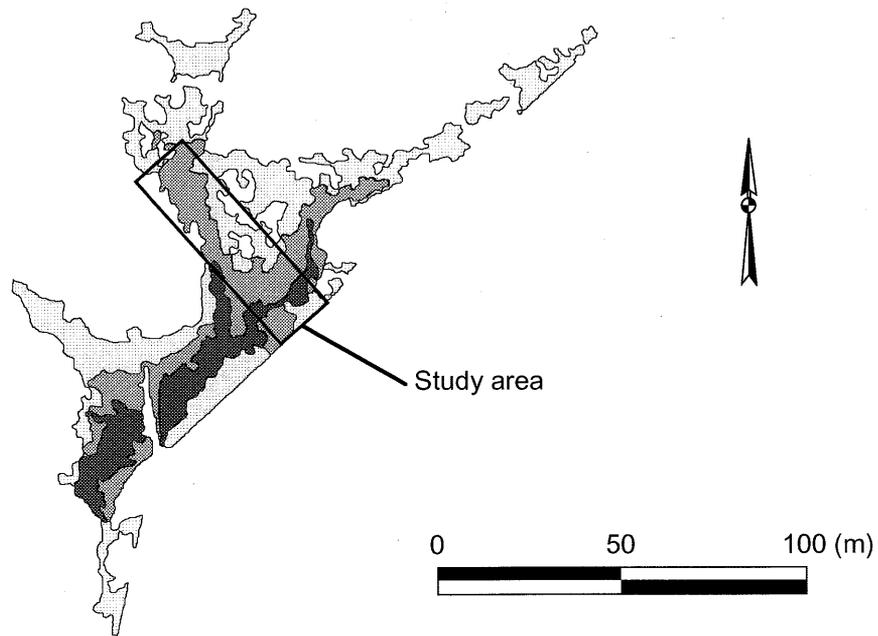


Fig. 4-1 Plot for hydrological survey on Chojabara mire. Vegetation types;
■ *Drosera rotundifolia* community, ■ *Moliniopsis japonica* community,
□ *Struthiopteris niponica* community.

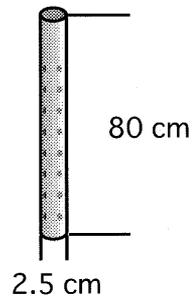


Fig. 4-2 Investigation pipe

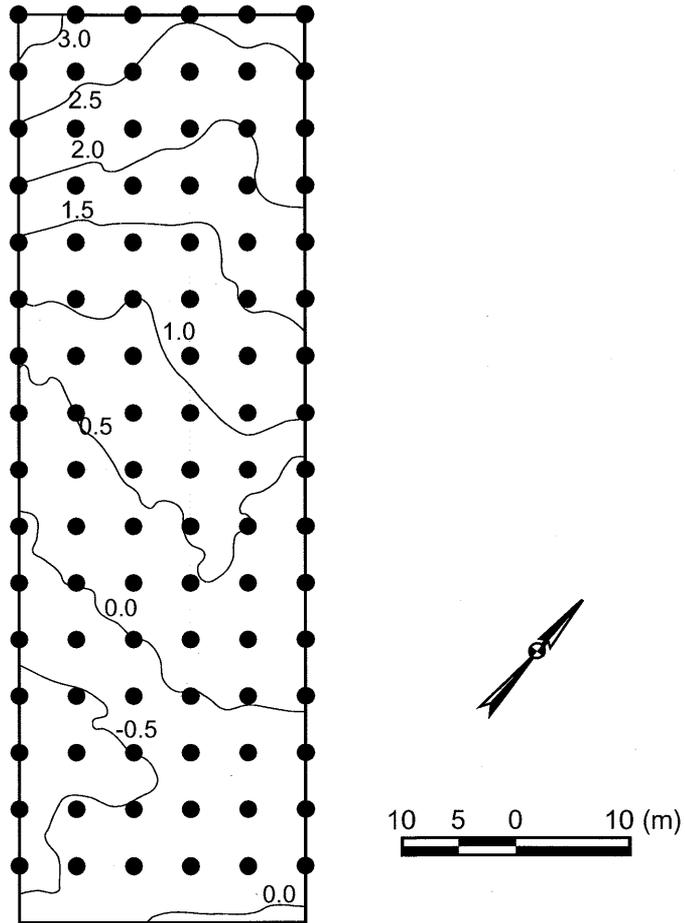


Fig. 4-3 Stand distribution in the investigated plot. ● Investigation pipe.

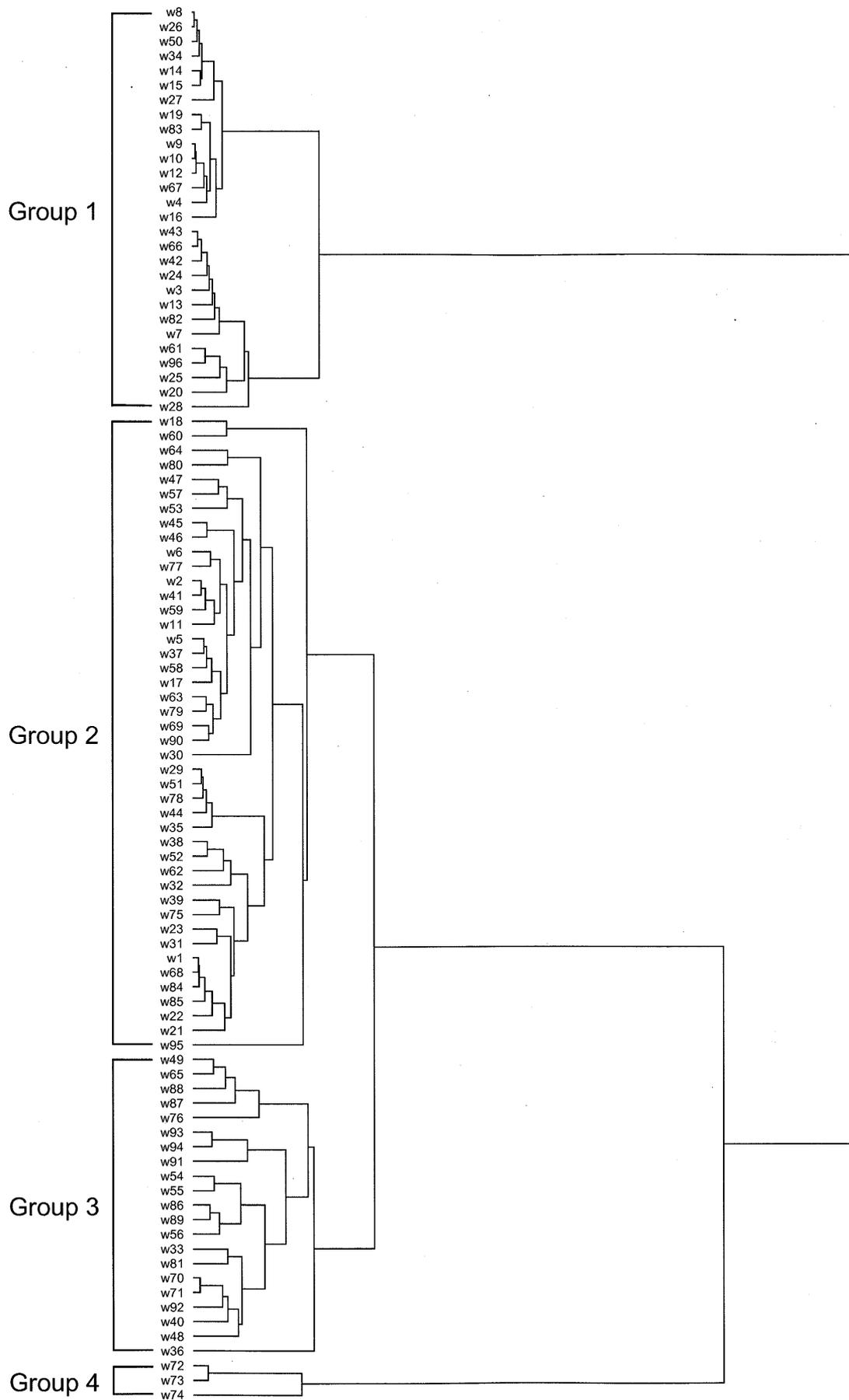


Fig. 4-4 Clusters among stands according to ground water levels.

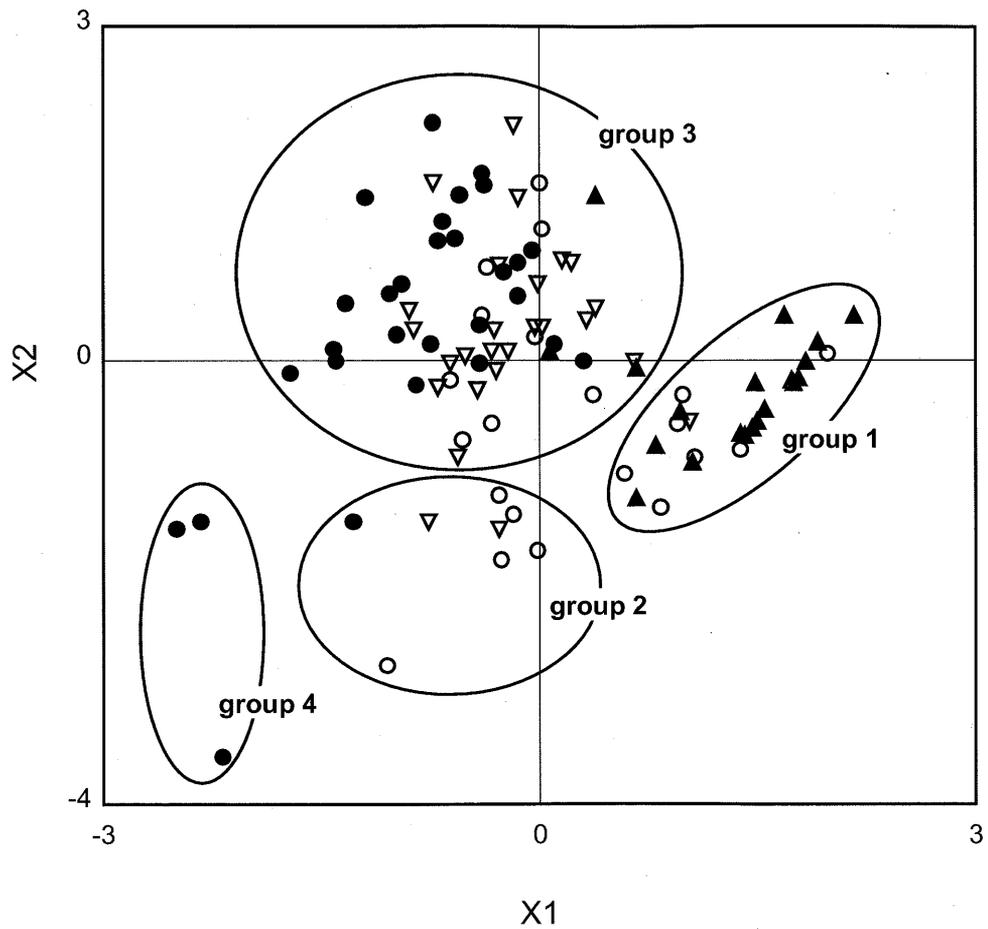


Fig. 4-5 Ordination of 96 stands along axes X1 and X2 of Principal components analysis. vegetation types; ▲ *Drosera rotundifolia* community, ○ *Moliniopsis japonica* community, ▼ *Struthiopteris niponica* community, ● *Pinus densiflora* community.

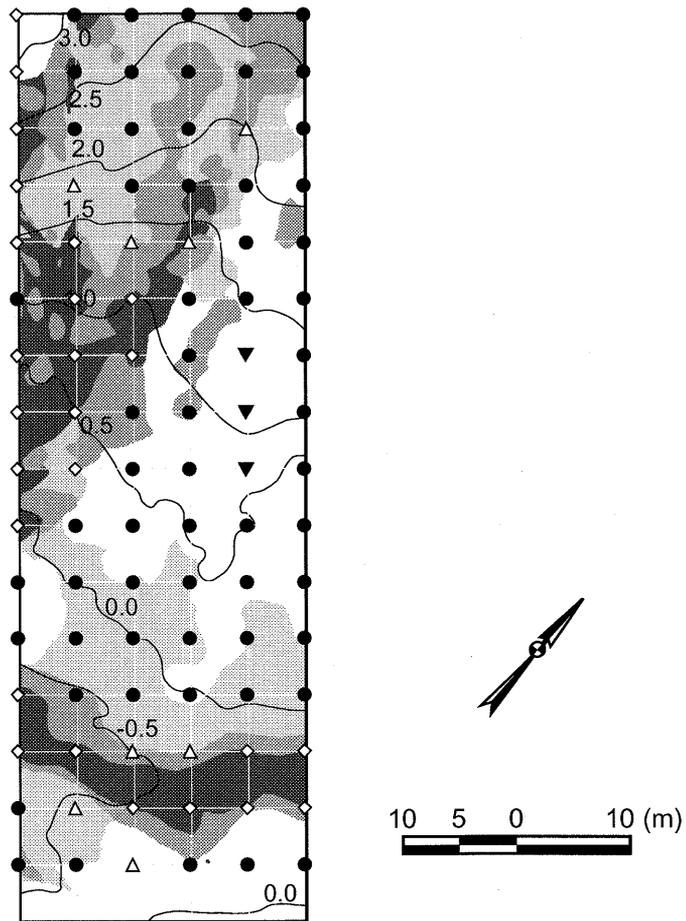


Fig. 4-6 Stand distribution in the investigated plot. Ground water condition; ◇ Group 1, △ Group 2, ● Group 3, ▼ Group 4. Vegetation types; ■ *Drosera rotundifolia* community, ▨ *Moliniopsis japonica* community, ▩ *Struthiopteris niponica* community, □ *Pinus densiflora* community.

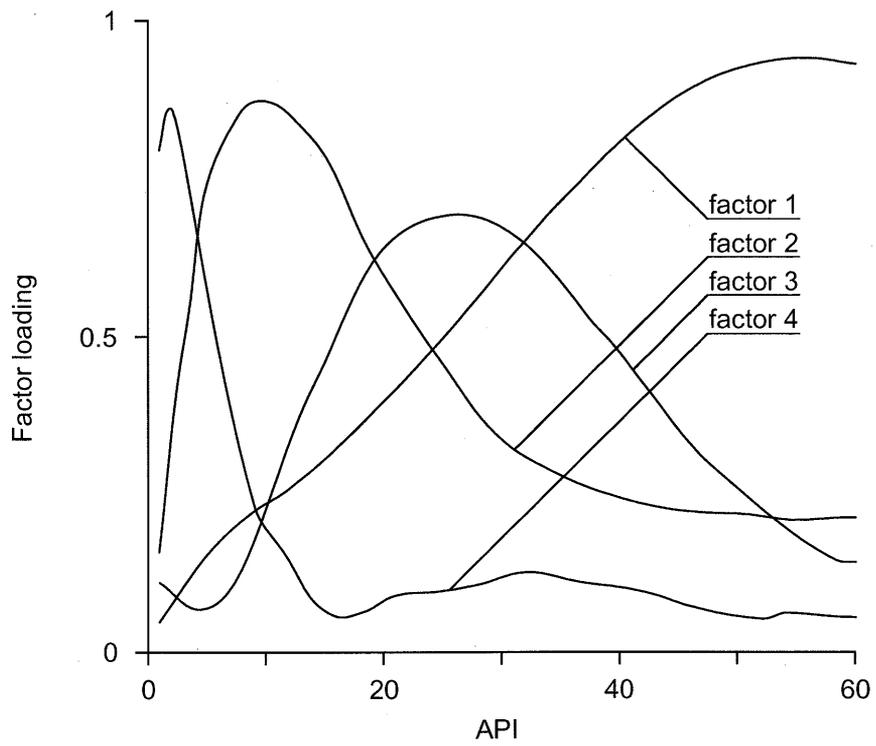


Fig. 4-7 Principal component scores for API (Antecedent Precipitation Index, Mosley 1979)

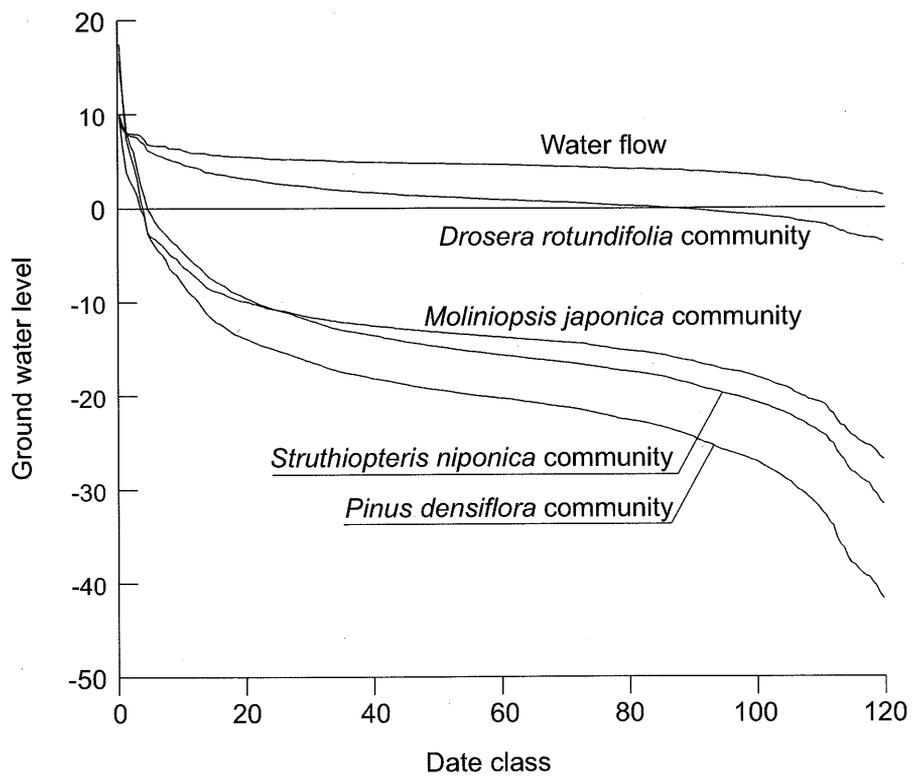


Fig. 4-8 Simulated ground water level in each vegetation (sorted by average water level).

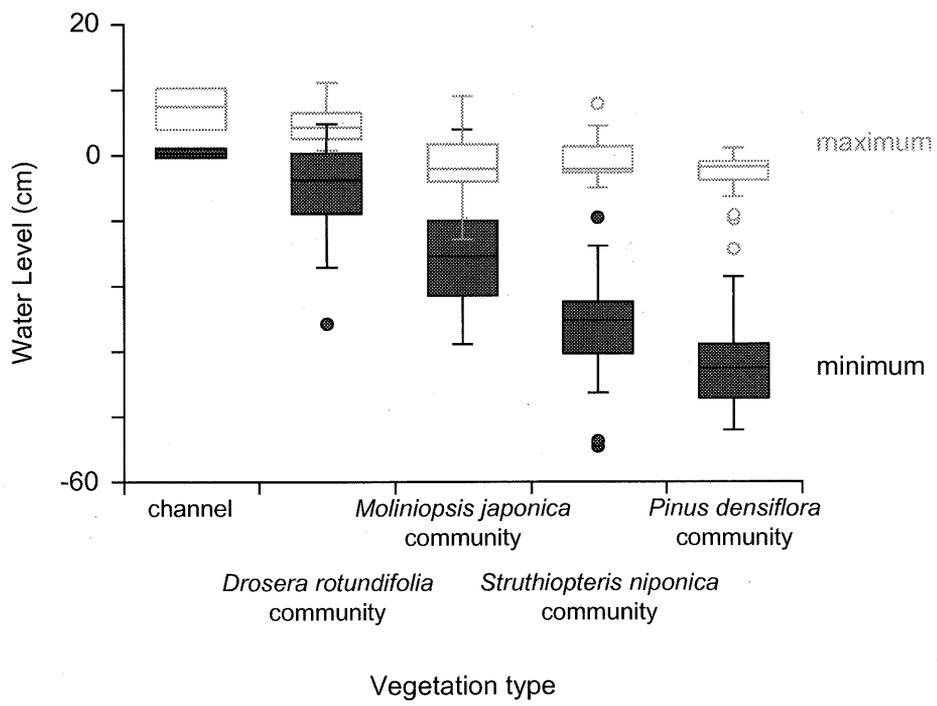


Fig. 4-9 Maximum and minimum water level in each vegetation.

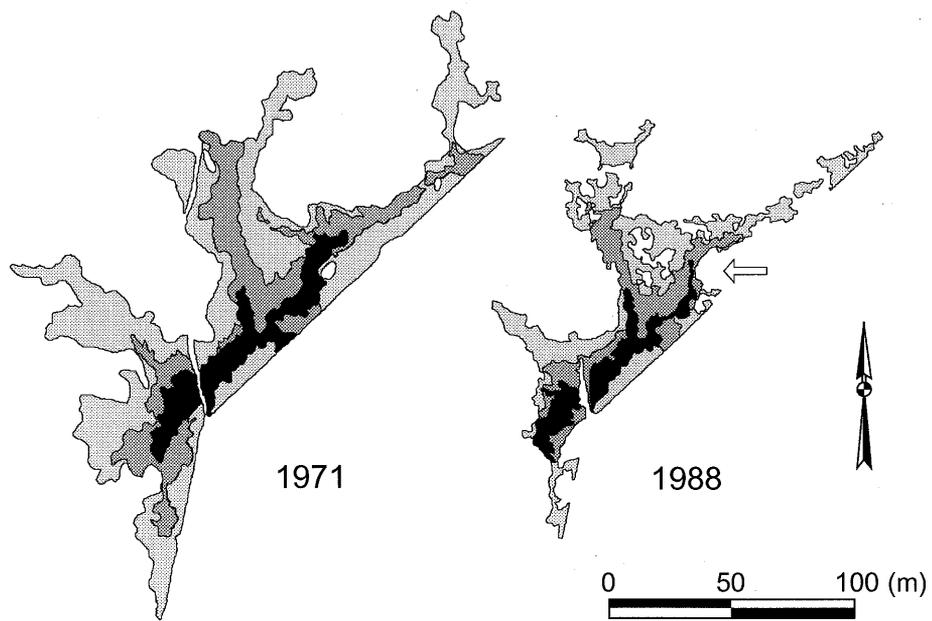


Fig. 4-10 Vegetation maps of Chojabara mire in 1971 and 1988. Vegetation types; *Drosera rotundifolia* community, *Moliniopsis japonica* community, *Struthiopteris niponica* community.

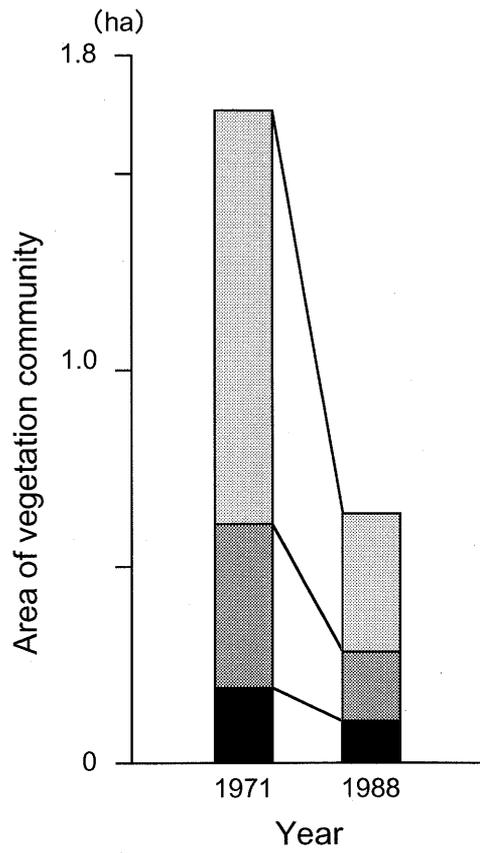


Fig. 4-11 Areal change of Chojabara mire during 1971 and 1988. Vegetation types; ■ *Drosera rotundifolia* community, ▨ *Moliniopsis japonica* community, ▩ *Struthiopteris niponica* community.

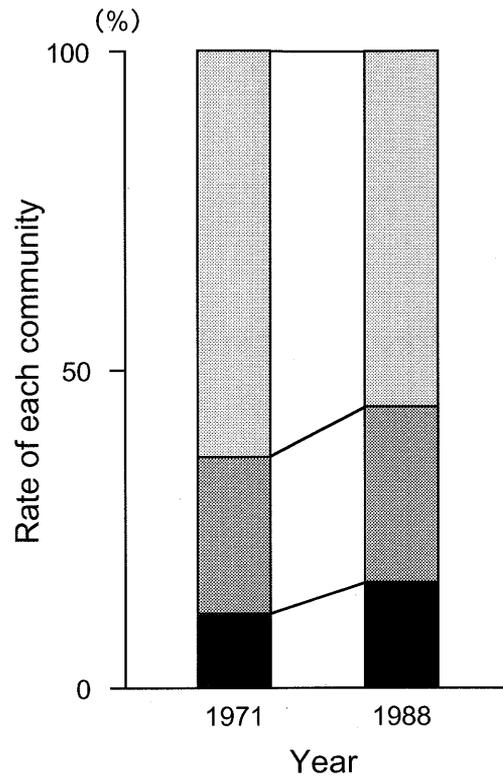


Fig. 4-12 Areal change of Chojabara mire during 1971 and 1988. Vegetation types; ■ *Drosera rotundifolia* community, ▒ *Moliniopsis japonica* community, □ *Struthiopteris niponica* community.

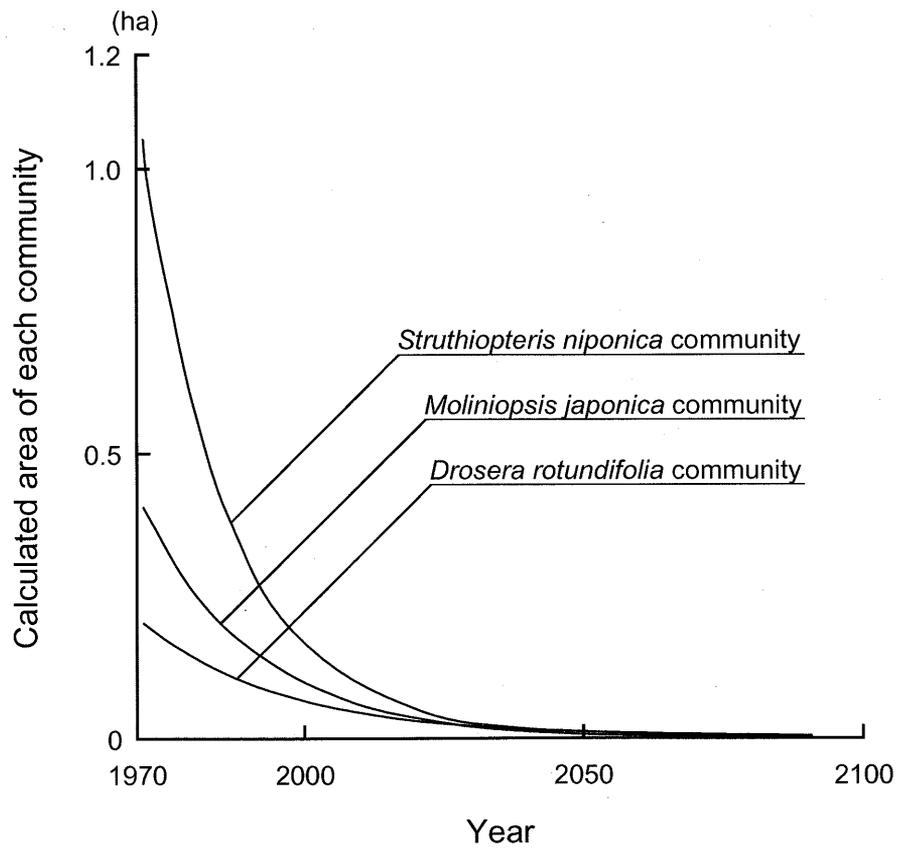


Fig. 4-13 Areal change of Chojabara mire by model

Table 4-1 Number of stands in each vegetation

Vegetation type	wells
Water pass	3
<i>Drosera rotundifolia</i> community	17
<i>Moliniopsis japonica</i> community	21
<i>Struthiopteris niponica</i> community	26
<i>Pinus densiflora</i> community	29
Total	96

Table 4-2 Mean, maximum and minimum ground water level in each community

Vegetation type	WL _{mean}	WL _{max}	WL _{min}
<i>Drosera rotundifolia</i> community	1.0 (±3.82)	5.3 (±2.87)	-3.8 (±6.78)
<i>Moliniopsis japonica</i> community	-8.4 (±6.12)	-1.1 (±4.81)	-15.4 (±9.27)
<i>Struthiopteris niponica</i> community	-12.2 (±3.68)	-1.4 (±2.86)	-25.5 (±6.79)
<i>Pinus densiflora</i> community	-16.8 (±4.61)	-3.2 (±3.56)	-30.7 (±5.03)

Table 4-3 Result of principal component analysis

principal component	eigenvalue	proportion (%)	cumulative proportion (%)
1	14.211	83.595	83.595
2	1.321	7.768	91.363
3	0.444	2.614	93.977
4	0.262	1.541	95.518
5	0.165	0.973	96.491
6	0.117	0.686	97.176
7	0.089	0.521	97.697
8	0.078	0.456	98.154
9	0.064	0.376	98.530
10	0.058	0.344	98.874
11	0.043	0.251	99.125
12	0.035	0.207	99.332
13	0.029	0.170	99.503
14	0.029	0.169	99.672
15	0.024	0.139	99.811
16	0.017	0.103	99.913
17	0.015	0.087	100.000

Table 4-4 Correlation coefficient between principal component score and ground water level

Date	X1	X2	API ₇	API ₃₀	WI _{mean}	WI _{max}	WI _{min}	WL _{SD}
1999.05.13	0.907 ***	-0.406 ***	0.0	9.7	-16.5	4.9	-36.1	11.7
1999.06.11	0.898 ***	-0.395 ***	8.4	17.4	-16.6	5.5	-36.5	12.0
1998.11.14	0.932 ***	-0.364 ***	0.4	8.1	-15.2	7.1	-34.6	11.4
1998.07.20	0.916 ***	-0.340 *	3.9	17.3	-14.8	9.0	-36.4	10.9
1998.07.06	0.895 ***	-0.322 *	4.2	23.3	-16.1	6.1	-38.3	11.9
1999.09.04	0.936 ***	-0.221	3.3	14.3	-13.2	9.2	-34.9	10.4
1998.06.08	0.951 ***	-0.196	6.1	12.0	-15.2	6.6	-37.8	11.1
1998.10.31	0.959 ***	-0.188	2.4	19.6	-11.1	7.6	-31.7	9.5
1999.04.15	0.929 ***	-0.160	6.0	12.4	-9.4	7.5	-31.3	9.6
1999.08.19	0.911 ***	0.197	33.3	36.6	-7.2	8.3	-30.6	7.5
1998.06.22	0.928 ***	0.210	37.0	46.5	-7.2	10.4	-35.0	8.1
1999.09.15	0.907 ***	0.218	29.8	40.6	-5.7	8.5	-24.7	6.7
1999.04.29	0.899 ***	0.246	9.4	15.8	-9.2	5.0	-37.4	8.4
1999.06.25	0.913 ***	0.297 *	56.0	68.3	-4.3	7.7	-24.0	6.0
1998.10.17	0.849 ***	0.352 ***	28.9	42.9	-0.9	10.2	-14.2	4.6
1998.10.02	0.882 ***	0.358 ***	47.2	68.2	-3.1	11.0	-22.2	5.8
1999.05.27	0.887 ***	0.384 ***	70.8	74.7	-3.5	7.6	-22.5	5.3

API; antecedent precipitation index, WI_{mean}; mean ground water level, WI_{max}; maximum ground water level, WI_{min}; minimum ground water level, WL_{SD}; standard deviation of ground water level.

Table 4-5 Results of stepwise multiple regression analysis.

Stand ID	X	Y	Standardized factor (β)					Standard Deviation					R ²
			1	2	3	4	constant	1	2	3	4	constant	
w 1	-5	5	ns	4.40	ns	5.27	-12.56	-	1.58	-	2.24	1.32	0.55
w 2	-5	10	ns	4.43	ns	5.94	-15.76	-	1.34	-	1.89	1.12	0.56
w 3	-5	15	3.43	ns	ns	ns	-3.01	1.28	-	-	-	0.57	0.28
w 4	-5	20	ns	1.70	ns	2.20	2.55	-	0.58	-	0.82	0.48	0.48
w 5	-5	25	ns	6.97	ns	6.44	-15.37	-	1.93	-	2.72	1.61	0.53
w 6	-5	30	ns	6.17	ns	ns	-14.60	-	2.11	-	-	1.68	0.34
w 9	-5	45	1.53	ns	ns	ns	4.69	0.64	-	-	-	0.29	0.23
w 10	-5	50	ns	0.83	ns	1.32	4.44	-	0.34	-	0.48	0.28	0.44
w 11	-5	55	7.03	4.17	ns	ns	-12.85	1.86	1.00	-	-	0.77	0.75
w 14	-5	70	3.02	ns	ns	ns	2.95	0.71	-	-	-	0.32	0.51
w 15	-5	75	1.71	ns	ns	ns	1.73	0.64	-	-	-	0.29	0.29
w 17	0	5	ns	5.10	3.93	6.96	-14.63	-	1.62	1.61	2.13	1.26	0.68
w 18	0	10	ns	ns	ns	5.21	-16.97	-	-	-	1.80	1.05	0.32
w 19	0	15	2.67	ns	ns	ns	7.45	0.66	-	-	-	0.30	0.49
w 20	0	20	ns	2.27	2.08	4.35	-8.53	-	0.87	0.86	1.14	0.67	0.67
w 21	0	25	ns	6.14	ns	ns	-9.96	-	2.40	-	-	1.87	0.26
w 22	0	30	ns	5.87	ns	ns	-10.54	-	2.20	-	-	1.72	0.28
w 23	0	35	ns	4.60	ns	6.28	-11.65	-	1.28	-	1.80	1.06	0.61
w 25	0	45	ns	ns	ns	3.05	-5.59	-	-	-	0.98	0.57	0.35
w 29	0	65	ns	2.42	1.52	2.68	-12.69	-	0.56	0.56	0.74	0.44	0.77
w 30	0	70	ns	6.83	ns	5.87	-15.13	-	1.45	-	1.87	1.21	0.68
w 31	0	75	ns	5.23	ns	ns	-5.00	-	1.70	-	-	1.34	0.39
w 32	0	80	ns	6.35	ns	ns	-7.47	-	2.10	-	-	1.75	0.37
w 33	5	5	ns	4.08	ns	5.53	-22.08	-	1.22	-	1.74	1.06	0.58
w 35	5	15	ns	ns	ns	2.39	-10.04	-	-	-	0.88	0.54	0.30
w 36	5	20	ns	5.34	5.55	7.11	-19.62	-	1.98	1.98	2.62	1.59	0.66
w 37	5	25	ns	5.82	ns	5.64	-15.21	-	1.74	-	2.45	1.45	0.49
w 38	5	30	ns	4.19	ns	ns	-7.99	-	1.92	-	-	1.50	0.19
w 39	5	35	ns	7.51	ns	ns	-12.37	-	2.16	-	-	1.69	0.41
w 40	5	40	ns	8.88	ns	ns	-18.02	-	2.63	-	-	2.05	0.39
w 41	5	45	ns	4.25	ns	3.87	-15.75	-	1.27	-	1.79	1.06	0.48
w 42	5	50	ns	1.69	ns	2.42	-2.85	-	0.64	-	0.90	0.53	0.45
w 44	5	60	4.26	ns	ns	ns	-10.65	1.54	-	-	-	0.69	0.29
w 45	5	65	ns	4.78	ns	6.78	-18.28	-	1.78	-	2.51	1.48	0.46
w 46	5	70	8.16	ns	ns	6.39	-16.33	3.34	-	-	2.68	1.58	0.64
w 47	5	75	11.10	ns	4.81	7.44	-13.51	3.61	-	1.94	2.89	1.70	0.63
w 48	5	80	ns	6.95	ns	ns	-18.65	-	2.55	-	-	1.99	0.29
w 49	10	5	ns	6.61	ns	11.30	-25.45	-	1.76	-	2.41	1.47	0.71
w 50	10	10	2.91	-1.02	ns	ns	2.82	0.77	0.44	-	-	0.34	0.46
w 51	10	15	ns	1.59	ns	2.68	-12.24	-	0.50	-	0.71	0.42	0.60
w 52	10	20	ns	3.36	ns	3.98	-9.23	-	1.31	-	1.85	1.09	0.38
w 53	10	25	ns	ns	6.51	ns	-13.40	-	-	2.71	-	2.11	0.23
w 54	10	30	ns	7.40	ns	ns	-15.80	-	3.02	-	-	2.50	0.26
w 55	10	35	ns	9.07	ns	10.24	-21.31	-	3.16	-	4.47	2.64	0.44
w 56	10	40	ns	6.48	4.86	9.30	-17.85	-	2.26	2.24	2.97	1.75	0.64
w 57	10	45	ns	6.67	ns	ns	-11.12	-	2.18	-	-	1.75	0.36
w 58	10	50	ns	7.33	ns	6.49	-16.31	-	1.96	-	2.76	1.63	0.54
w 59	10	55	ns	3.14	ns	5.59	-16.24	-	1.23	-	1.74	1.03	0.50
w 60	10	60	ns	1.43	ns	1.99	-17.84	-	0.59	-	0.84	0.50	0.39

Table 4-5(Continued)

Stand ID	X	Y	Standardized factor (β)					Standard Deviation					R ²
			1	2	3	4	constant	1	2	3	4	constant	
w 61	10	65	ns	2.91	ns	3.57	-5.93	-	0.96	-	1.36	0.80	0.49
w 62	10	70	10.34	ns	ns	ns	-7.12	2.75	-	-	-	1.23	0.45
w 63	10	75	ns	5.13	ns	7.15	-16.22	-	2.00	-	2.82	1.66	0.43
w 64	10	80	ns	8.45	ns	8.76	-16.28	-	2.83	-	3.99	2.36	0.44
w 65	15	5	ns	5.43	4.01	8.94	-24.76	-	1.81	1.79	2.37	1.40	0.69
w 68	15	20	ns	ns	4.79	5.54	-12.23	-	-	1.75	2.48	1.46	0.40
w 69	15	25	ns	ns	4.42	6.15	-14.23	-	-	1.67	2.38	1.40	0.42
w 70	15	30	ns	7.10	ns	7.49	-20.94	-	2.14	-	3.12	1.96	0.53
w 71	15	35	ns	7.59	ns	9.04	-21.86	-	1.96	-	2.77	1.64	0.61
w 72	15	40	ns	6.68	ns	11.87	-33.32	-	2.18	-	2.15	1.84	0.79
w 73	15	45	11.52	ns	ns	6.54	-25.93	3.41	-	-	2.16	1.67	0.74
w 74	15	50	7.38	ns	ns	ns	-25.66	2.29	-	-	-	1.02	0.37
w 75	15	55	ns	6.77	ns	ns	-12.87	-	1.98	-	-	1.54	0.40
w 76	15	60	ns	8.45	ns	8.17	-23.42	-	1.90	-	2.72	1.70	0.67
w 77	15	65	ns	6.68	ns	5.47	-16.88	-	1.28	-	1.81	1.07	0.69
w 78	15	70	ns	3.07	ns	3.58	-13.15	-	0.80	-	1.13	0.67	0.60
w 79	15	75	ns	4.60	ns	6.34	-17.43	-	1.79	-	2.52	1.49	0.42
w 80	15	80	ns	8.39	ns	ns	-12.52	-	2.66	-	-	2.07	0.36
w 81	20	5	ns	ns	5.13	7.69	-19.20	-	-	1.78	2.53	1.48	0.49
w 83	20	15	ns	1.05	ns	ns	5.80	-	0.49	-	-	0.38	0.18
w 84	20	20	ns	3.37	3.47	5.25	-12.20	-	1.48	1.47	1.94	1.15	0.58
w 85	20	25	ns	ns	5.61	ns	-11.10	-	-	2.32	-	1.80	0.23
w 86	20	30	ns	6.58	ns	ns	-15.25	-	2.85	-	-	2.37	0.24
w 88	20	40	ns	7.55	ns	11.36	-27.43	-	2.05	-	2.47	1.89	0.73
w 90	20	50	ns	4.09	ns	5.55	-13.89	-	0.97	-	1.39	0.87	0.71
w 91	20	55	ns	6.54	ns	7.37	-19.16	-	2.27	-	3.20	1.89	0.44
w 92	20	60	6.78	5.73	ns	6.91	-20.51	3.10	1.68	-	2.36	1.42	0.70
w 93	20	65	ns	9.93	ns	7.29	-17.32	-	1.66	-	2.37	1.48	0.77
w 94	20	70	8.19	7.65	ns	6.75	-18.77	3.20	1.74	-	2.44	1.47	0.76
w 95	20	75	13.70	ns	ns	ns	-11.06	3.26	-	-	-	1.46	0.51
w 96	20	80	ns	3.44	ns	ns	-5.37	-	1.30	-	-	1.01	0.27

Table 4-6 Changes in areas (m²) of vegetations in Chojabara-mire during 1971 to 1988

Vegetation communities in 1971	Vegetation communities in 1988				total
	<i>Drosera rotundifolia</i>	<i>Moliniopsis japonica</i>	<i>Struthiopteris niponica</i>	<i>Pinus densiflora</i>	
<i>D. rotundifolia</i>	952.8 (46.7)	646.6 (31.7)	102.3 (5.0)	225.7 (11.1)	2,041.7 (100.0)
<i>M. japonica</i>	104.1 (2.6)	1,035.7 (25.4)	1,576.3 (38.6)	1,392.1 (34.1)	4,081.2 (100.0)
<i>S. niponica</i>	73.8 (0.7)	227.5 (2.2)	1,952.4 (18.5)	8,268.1 (78.5)	10,536.7 (100.0)
Total	1,057.5	1,770.3	3,532.1	9,885.9	16,659.6

第5章 湿原周辺域におけるアカマツ個体群の動態

I はじめに

第4章で示されたように、地下水位の動態は湿原の遷移速度を規定する要因となっている。特に、湿原中央部に成立する中間湿原群落では恒常的に水位が高いという特徴が見られ、地下水が中間湿原植生の維持に貢献していると考えられた。一方、より辺縁部に近い群落では、低水位期の地下水に差は見られたものの、地下水の動態と植物群落の配置に明確な対応関係は見いだせなかった。湿原周辺部の植生遷移に関する特性を解明するためには、地下水の動態に対する植物の反応をさらに詳細に観察する必要がある。長者原湿原の減少では、周辺部のヌマガヤ群落やチマキザサ群落からアカマツ群落への変化が、湿原減少の主な特徴であった。アカマツは、貧栄養や乾燥、著しい地温変化といった厳しい環境下においても生育できる特性を備えており（佐伯 1985）、草地から森林への遷移段階における代表的な先駆樹種であるが、湿原においても乾燥化に伴って早い段階から侵入が見られる（平吹ら 1996、檜村 1996）。マツの侵入によって湿原の面積が減少している例はスウェーデンやドイツなど、ヨーロッパ各国の高層湿原においても見られる（Gunnarsson & Rydin 1998）。従って、アカマツ個体群の動態を解明することは、湿原の減少過程を湿原の変化速度を知るための指標となる。

本章では、今後の湿原植生の遷移過程を予測するために、湿原内のアカマツの定着サイト、定着時期、生息個体の生長量に着目し、アカマツ個体群の動態を明らかにすることを目的とした。

II 調査地概況

調査は長者原湿原周辺に生育しているアカマツ個体群を対象に行った。

芸北町八幡地区では、2002年の時点において松枯れは見られず、健全なアカマツ林分が点在する（Fig. 5-1）。これらのアカマツ林は強度の刈り取りが行われていた場所が放棄された後に自然に発生したために、林冠が一様で、集落

の周辺部に帯状に存在する。長者原一帯もかつては薪炭と緑肥に利用するための刈り取りが頻繁に行われており、集水域の山はすべて草地であった。1960年代のエネルギー転換期以降は、山林の利用は無くなり、完全に放棄された。

III 方法

III-1 毎木調査

1996年10月と1998年10月に、湿原内に生育するアカマツ1,172個体について位置と樹高および直径を記録した。直径は、樹高1.3m以上でDBH (Diameter at Breast Height: 地上から1.3mの高さにおける直径) が3cm以上の個体についてはDBHを、それ以外の個体については根際での直径を、それぞれ測定した。

湿原内の環境とアカマツの定着年代の関係を調べるための調査を第4章で用いたものと同じプロットにおいて行った (Fig. 4-1)。プロット内に生育するアカマツ生立個体から年輪測定のためのディスクサンプルもしくはコアサンプルを採取し、年輪幅の測定と樹齢の計数を行った。年輪幅の測定には、0.05mm間隔でメモリのついた20倍ルーペを用いて、0.01mmの精度で読みとった。年輪コアサンプルが中心からはずれた場合には、最も中央に近い5年代分の年輪幅の平均値をもとに、中央部の半径からサンプリングできなかった部分の年代を推定した。

1998年の調査では、プロット内の各個体について、開花の有無、結実経験の有無を調べた。

III-2 可変クランプ法

個体の分散状況を知る方法として、本研究では可変クランプ法を用いた。可変クランプ法とは、平面上に分布する各オブジェクトからバッファを発生させ、バッファ同士の結合過程からオブジェクトの分布状況を推定する解析法である。ここで、クランプとは、あるバッファ半径の時に連結している一群のオブジェクトのことを指す。

Fig. 5-2に示した例では、はじめに4つのオブジェクトが存在し、バッファ

半径が r_1 の時にはクランプ数が3, バッファ半径が r_2 の時にはクランプ数が2, バッファ半径が r_3 の時にはクランプ数が1と減少する. これを折れ線グラフにプロットするとFig. 5-3が得られる. 比較するオブジェクト群ごとにこのグラフを比較することにより, あるスケールにおける分布状況を測定することができる. たとえば, ランダムな分布では中央値で変極点をもつカーブ, 均等分布では直線, 集中分布では同じバッファ半径でクランプの数が急激に少なくなるというグラフパターンが現れる (Fig. 5-4).

IV 結果

IV-1 各植生における個体サイズ分布

生立個体のサイズ構成は, 生育している植生ごとに大きく異なっていた (Fig. 5-5, Table 5-1). モウセンゴケ群落では, 個体数は非常に少なく, わずかに5個体が確認されたのみであった. また, 個体サイズも小さく, 最大でも樹高3.1mと低かった. ヌマガヤ群落およびシシガシラ群落では, 樹高2m以下, 地際直径が5cm以下の階級に極度の集中が見られ, ヒストグラムはL字型であった. 特にヌマガヤ群落では樹高4m以上の個体が極端に少なかった. これに対して, アカマツ群落では様々なサイズの個体が生育しており, 樹高では21.0m, 直径で46.9cmに達する個体も見られたが, 15mから16mの個体が特に多く見られた. その反面, アカマツ群落では樹高1m以下の個体はヌマガヤ群落やモウセンゴケ群落に比べて比率が低かった.

Table 5-2に, 1996年から1988年にかけて死亡した個体数を樹高階毎に示す. 死亡個体はサイズの小さな個体に多く, 特にシシガシラ群落に多く見られた.

IV-2 アカマツの種子生産

アカマツの樹高別結実状況を生育している群落ごとに比較した (Fig. 5-11). いずれの群落においても, 樹高が高くなるほど結実率は高くなっていた. また, モウセンゴケ群落, ヌマガヤ群落, シシガシラ群落では, 同等の樹高階ではアカマツ群落よりも結実率が高い傾向が認められた.

IV-3 個体の分布状況

調査区域全体でのアカマツの分布傾向を見ると、ヌマガヤ群落とシシガシラ群落との境界に個体密度が非常に高い場所があり、水路付近の湿原中央ではアカマツ個体は全く見られなかった (Fig. 5-6).

Fig. 5-7に各植物群落における個体群を対象に行った可変クランプ法の結果を示す。ランダムとしているラインは比較のために調査面積と同じ範囲にアカマツ個体と同数のランダムな点を配した場合のグラフである。モウセンゴケ群落ではアカマツの個体数が少ないため解析からは除いた。ヌマガヤ群落では1m以下のスケールで集中しており、それ以上のスケールでは分散していた。この結果は、個体群が集中したパッチが複数分散して存在する様子を反映している。シシガシラ群落では、小さなスケールではより集中した分布を示したが、バッファサイズの拡大に従ってクランプ数は減少しており、極端な集中斑のスケールは見られなかった。アカマツ群落では比較的ランダムに近いパターンを示した。

IV-4 アカマツ個体群の年齢構造

プロット内に生育するアカマツのうち、25 個体から年輪調査のためのサンプルを得ることができた (Fig. 5-8)。各個体の樹齢、樹高および生育地の植生はTable 5-3のとおりであった。アカマツの樹齢は最小 13 年から最高 47 年とばらつきがあった (Fig. 5-9)。また、年生長量に同調性や周期性は見られなかった。各個体の生長量には、明らかに差があり、低木個体の多くは高木個体に比べて生長が遅い傾向が見られた (Fig. 5-10)。

V 考察

V-1 長者原湿原とその周辺域へのアカマツの定着プロセス

長者原湿原の周辺は少なくとも 1940 年代前半までは刈り取りによる草本群落が維持されていたため、現在のアカマツ高木林が成立したのは早くともこの後ということになる。今回採取されたサンプルのうち、最も古い個体の年輪数は 54 年 (B215) であった (Table 5-3)。長者原湿原集水域に成立したアカマ

ツ林はサイズがそろっており、初期生長の段階も考えると、刈り取りが行われなくなる時期と前後して定着をはじめた 50 年から 60 年程度の一斉林であると考えられる。アカマツの生存には光が重要な因子となり、林冠の閉じた林分では更新できず、通常は皆伐地や山火事跡地などに一斉林を形成する (Nakagoshi *et al.* 1987)。1954 年に撮影された空中写真では、長者原湿原とその集水域には高木が全く見られず、光環境は皆伐後地に似ていたと推察される。また、堀川ら (1959a) の作成した植生図では、アカマツ林として表される植分がかなり見られることから、アカマツの種子は一斉林を形成するのに十分な範囲に供給されていたと推察される。

一方、湿原内のモウセンゴケ群落では生立個体はほとんど見られなかった。アカマツの種子は風散布であり、母樹から近い範囲にのみ偏って種子が散布され続けるとは考えにくい。大きさや形状の似たヨーロッパマツ (*Pinus sylvestris*) の種子の強風下における散布限界距離が母樹から 0.5 km と推定されていることを考えると (van der Pijl 1982)、長者原湿原ではアカマツの種子は湿原全域に供給されていると考えるのが妥当である。このような状況にもかかわらずモウセンゴケ群落においてアカマツの定着が見られないのは何らかの要因が働いて発芽あるいは生長できなかったためと考えられる。アカマツの発芽は水分の欠乏によるストレスには強く、光が十分であれば断続的な水供給でも発芽するが、葉相透過光のような FR 域の波長に富む光によって容易に阻害され、草本植被の下では発芽しないことが実験により明らかにされている (佐伯 1985)。しかし、モウセンゴケ群落を構成する種は草丈が低く、冬季には地上部が枯れるので、アカマツの発芽期に発芽を阻害するとは考えにくい (Table 2-3)。Gunnarsson & Rydin (1998) はヨーロッパマツ (*P. sylvestris*) を用いた実験により、高層湿原 (raised bog) においては地下水位が高いことがマツの生育を阻害することを明らかにした。モウセンゴケ群落では、常に高い地下水位が維持されており (Fig. 4-8)、長者原湿原においても Gunnarsson & Rydin (1998) の実験地と同様に地下水位がアカマツの定着を阻害していると考えられる。

ヌマガヤ群落とシシガシラ群落では高木個体が少なく、ほとんどの個体が樹高 2.5m 以下であった (Fig. 5-4). また、これらの低木個体は特定の場所に高い密度で生育しているにもかかわらず、定着年に同期性は見られなかった (Fig. 5-5, Fig. 5-10). 先に述べたように、アカマツの種子は湿原内にまんべんなく供給されていると考えられるため、定着年のばらつきは種子の供給状況よりも、むしろ定着サイトの環境に依存するはずである。両群落におけるアカマツ低木個体の生育サイトはアカマツ種子の発芽に十分な光環境であり、しかも、少なくとも樹高 1m 程度までは生育できる土壤水分環境であると推定できる。

V-2 湿原域におけるアカマツの生長

年輪分析を行った結果、長者原湿原周辺に生育するアカマツのほとんどが 1960 年以降に定着したと考えられた (Fig. 5-10). このうち、アカマツ群落に生育する個体は少なくとも 30 年程度で樹高 6m に達している。これに対して、ヌマガヤ群落では 6m に達した個体から得られたサンプルの示す樹齢は 40 年以上であった。また、ヌマガヤ群落およびシシガシラ群落においては、樹齢 25 年以上の個体でも樹高 6m に至らず、サンプル部位の半径が 5cm 未満の個体が多数見られた。さらに、樹高 3m 以下の個体でも少なくとも樹齢が 13 年以上であり、最長で 30 年以上であった。以上のように、アカマツ群落の個体に比べて、ヌマガヤ群落およびシシガシラ群落に生育する個体では明らかに生長が遅い傾向が見られた。品田 (1984) は、林分が発達するに従って、耐陰性の低いアカマツ後継樹の生長量が小さくなることを示しているが、両群落においては光環境の悪化は見られず (Table 2-3), アカマツの生育不良と光環境との因果関係は成立しえない。

湿原域における陸生植物の生育不良は、*Empetrum nigrum* (Bell & Tallis 1974), *Erica cinerea* (Bannister 1964a,b), カンラン (安田・荒木 1970) など、他の種に関しても良く知られている。例えばササでは、稈の密度低下とともに、稈高・基部直径・稈 1 本あたりの葉数、葉の大きさなど、稈の小型化が見られる (高桑・伊藤 1986)。また、発達した泥炭湿原 (raised bog) に生育するマツ、カラマツ、トウヒなどでは、肥大成長が著しく遅く、100 年以上

も 1m 以下の樹高で生活することが知られている (Ruttner 1963, Malmer & Ridge 1975).

湿原域における植物の歪生化には、過湿な土壌条件下での二酸化炭素濃度の増加による根の呼吸阻害 (Osman 1971)、根の吸水力の低下による生産量の低下 (Bell & Tallis 1974)、泥炭中の硫化水素の持つ毒性が酸化されないこと (Armstrong & Boatman 1967) などにより、土壌中の酸素拡散速度の低下が根の機能に影響を及ぼすと考えられている (Poel 1961; Armstrong & Boatman 1967). 本調査地におけるアカマツの生長抑制にも同様の機構が働いていると考えられる.

V-3 湿原域におけるアカマツの個体群維持機構

アカマツの発芽・定着・生長に関して、本節では光環境と土壌の水分環境という 2 つの環境要因について議論してきた。Fig. 5-12 に環境要因とアカマツの動態に関する概念図を示す。この図において、光環境は湿原の中心部において最も良好で外側に向けて悪化するのに対し、土壌環境は中心から外側に向けて良好になるという相反するプロファイルを示す。アカマツの種子は立地環境とは関係なく散布されるが、その後の生育段階では立地環境の影響を受ける。種子の発芽には十分な光環境が必要なため、森林部分では発芽しない。また、地下水位が高い土壌環境でも発芽しないため、湿原域においても実生は確認されず、種子の発芽は湿原域と森林との移行帯に限定される。次に、発芽した種子が生長するためには十分な土壌環境が必要なために、地下水による阻害を受けない湿原外側の方が生長が良好となる。ただし、アカマツの種子生産は個体サイズに依存しないため (Fig. 5-11)、成熟して種子生産を行う個体はアカマツの生長限界よりも湿原に近くなる。

本研究で注目すべき結果は、ヌマガヤ群落とシシガシラ群落においてアカマツ低木個体が高密度に生育し、しかもそれぞれの個体は樹齢が 15 年から 30 年まで異なっているという点である (Fig. 5-10)。本来アカマツは一斉に定着して森林を形成する高木種であるため、樹齢が 15 年も異なる個体が同所的に生育することは困難なはずである。ところが、湿原周辺域においては先に定着し

た個体の生長が抑制されるために森林を形成することはできないものの、光環境が阻害されず、継続的に新たな個体が定着することができ、樹齢の異なる個体が高い密度で生育するという状況が生じたと考えられる。さらに、これらの個体の中には種子生産を行っているものもあり、アカマツは高木林を形成することなく更新することが可能である。

別の視点から見れば、このような場所では 30 年以上もアカマツにとっての生育環境が大きく変化していないことになる。他方で、アカマツ群落に生育する個体の中には、樹齢が 30 年程度の個体も見られ、先の 2 群落に比較してかなり早い速度で森林が形成されたことを示している。

橘ら（1996）は高層湿原へのチマキザサの侵入要因の一つとして乾燥化と泥炭分解の影響をあげている。長者原湿原ではモウセンゴケ群落への進入は抑制されていることから、泥炭の蓄積している中心部は比較的安定していると考えられる。ただし、アカマツは湿原に隣接した部位に定着・種子生産している。例えば集水域における蒸散量が森林の成立によって増加する（服部 1994）など、水理環境の変化によっては、今後アカマツ林が拡大する可能性は十分にある。

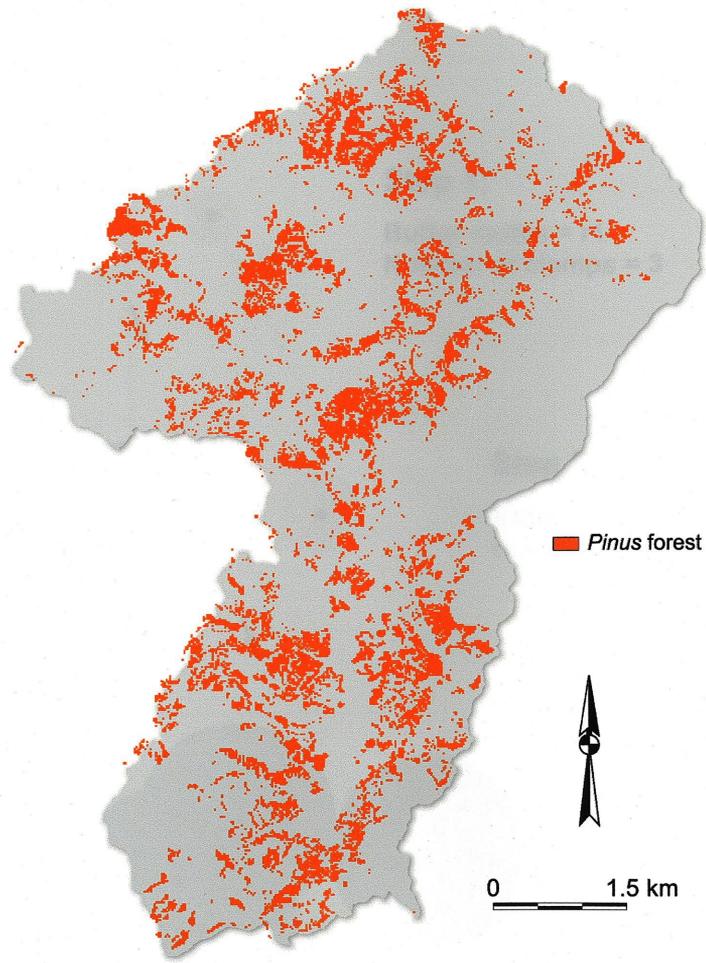


Fig. 5-1 Distribution of pine forest in Yawata

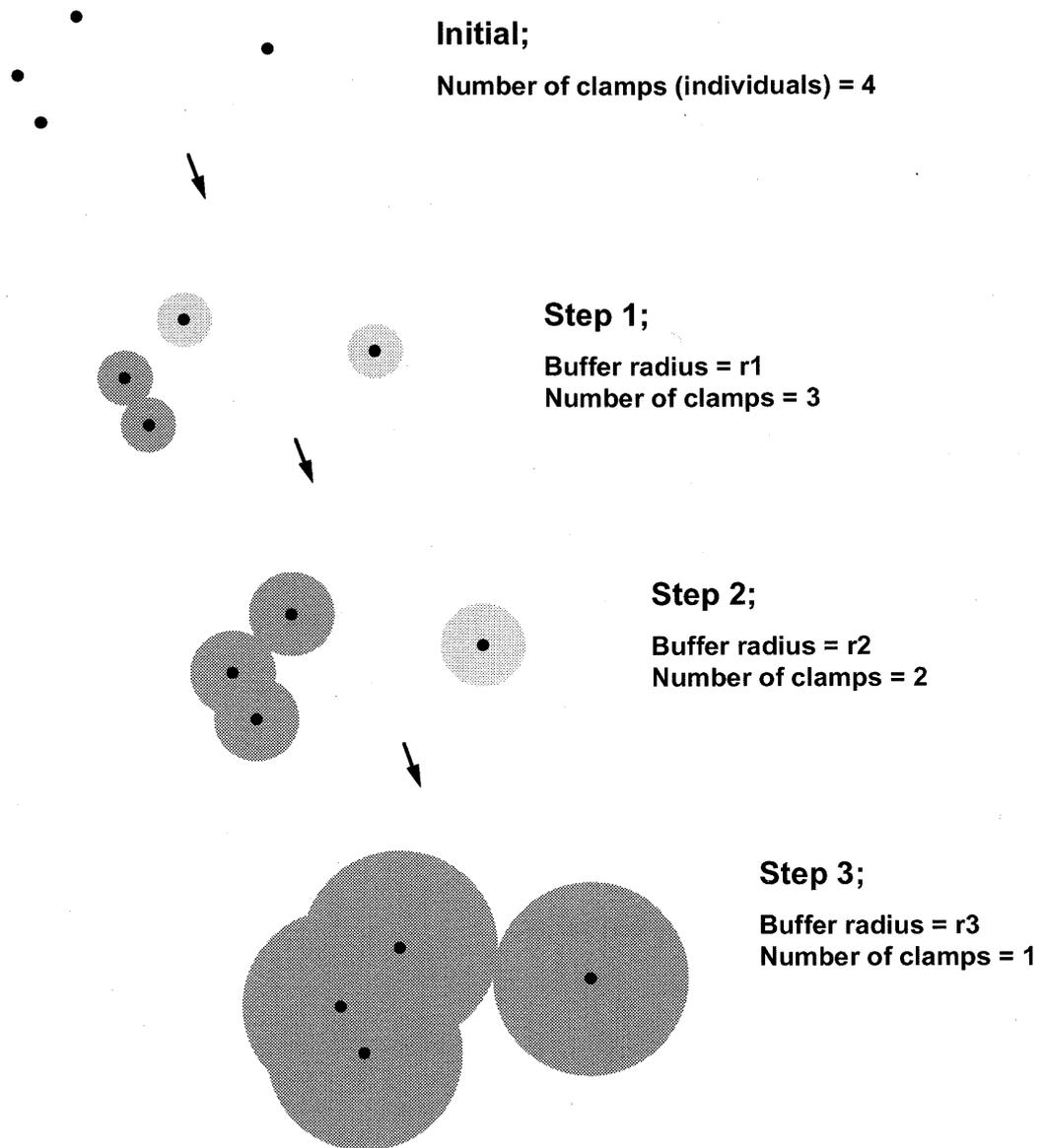


Fig. 5-2 Ideal sample of variable-clamp method (1) - The change in number of clamps as buffer size

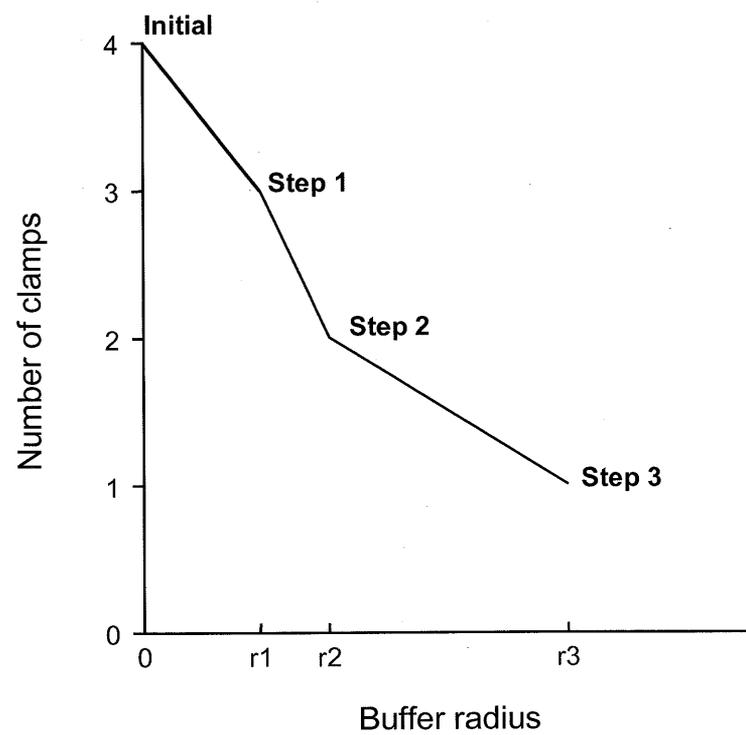


Fig. 5-3 Ideal sample of variable-clamp method (2) - The line graph of buffer radius and number of clamps

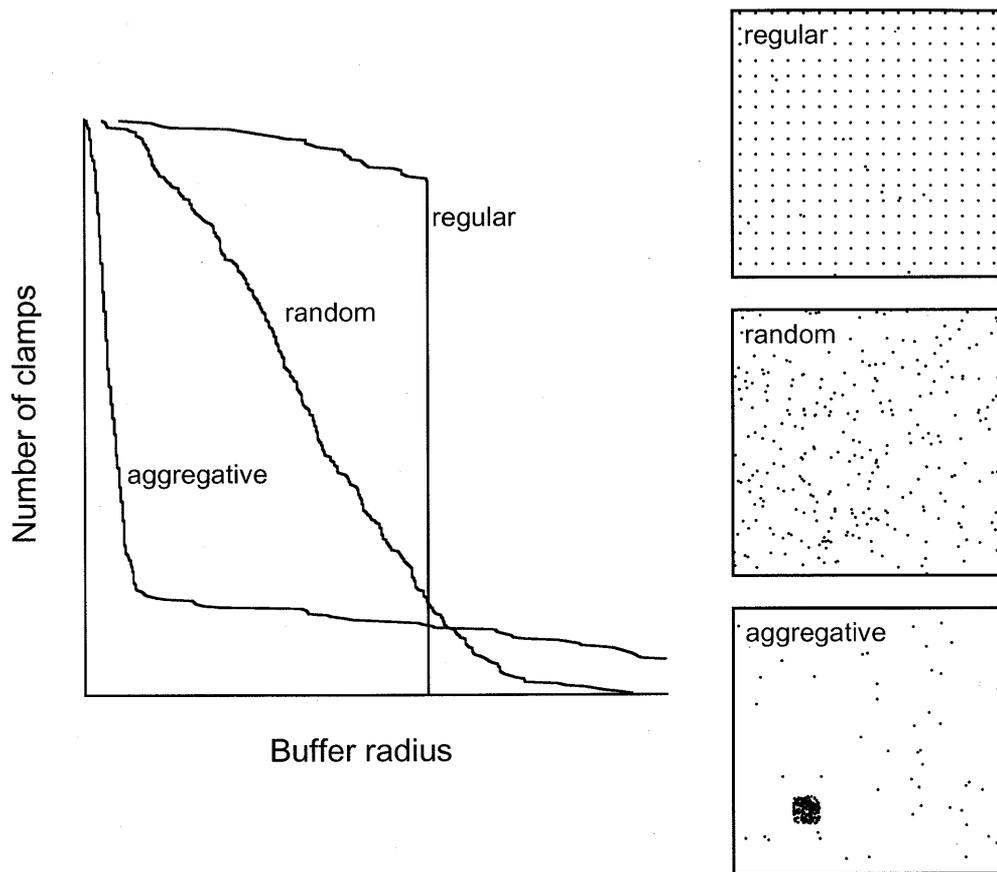


Fig. 5-4 Ideal sample of variable-clamp method (3) - The results in various distribution pattern.

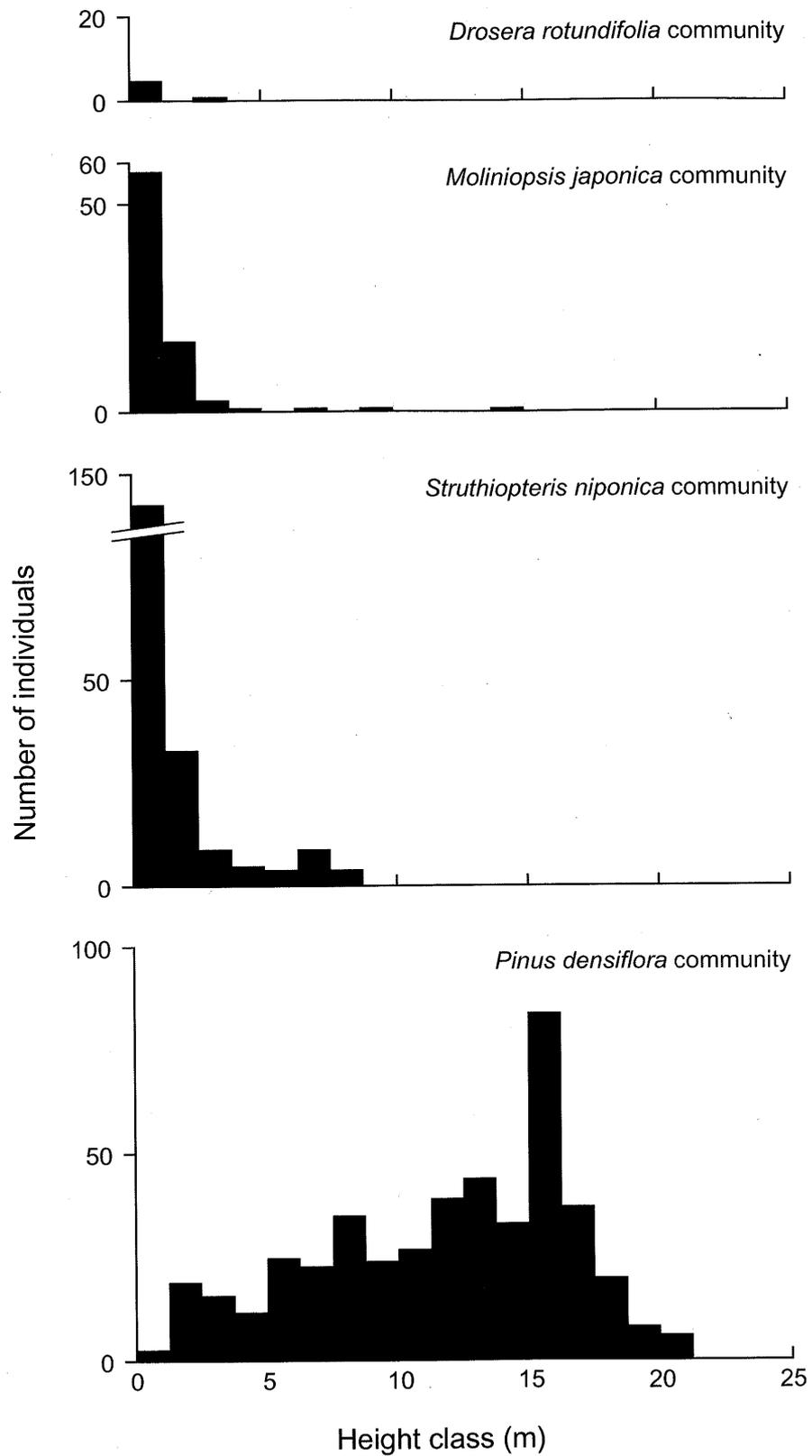


Fig. 5-5 Height distribution of *Pinus densiflora* individuals in each vegetation types on Chojabara mire.

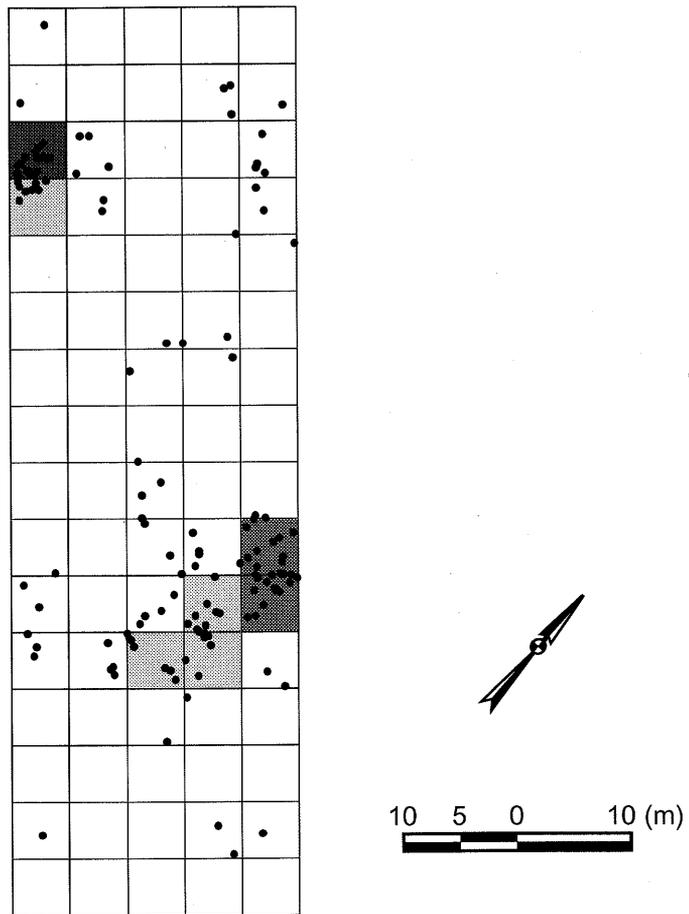


Fig. 5-6 Distribution of *Pinus densiflora* in the plot. Density (individuals/100 m²);
 □ 0, □ -20, □ -40, □ -60, □ -80.

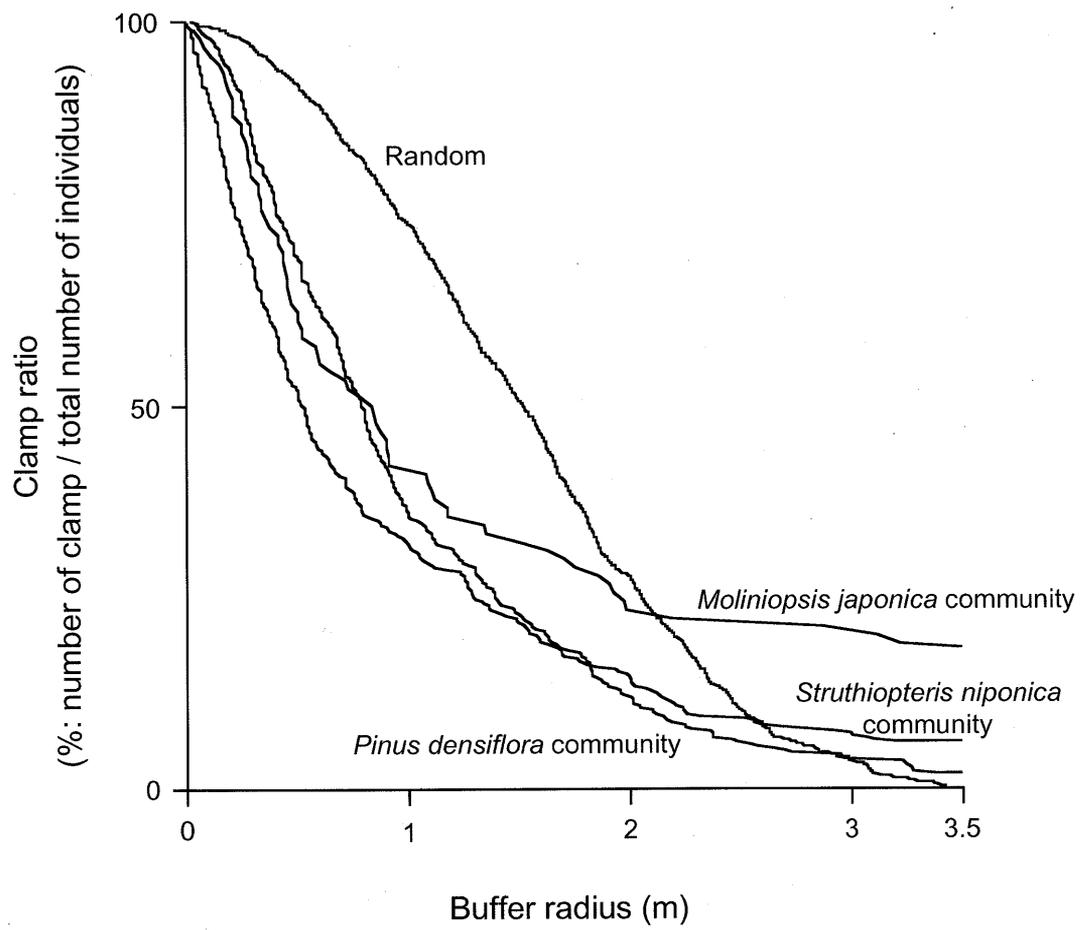


Fig. 5-7 Distribution patterns of *Pinus densiflora* in Chojabara mire.

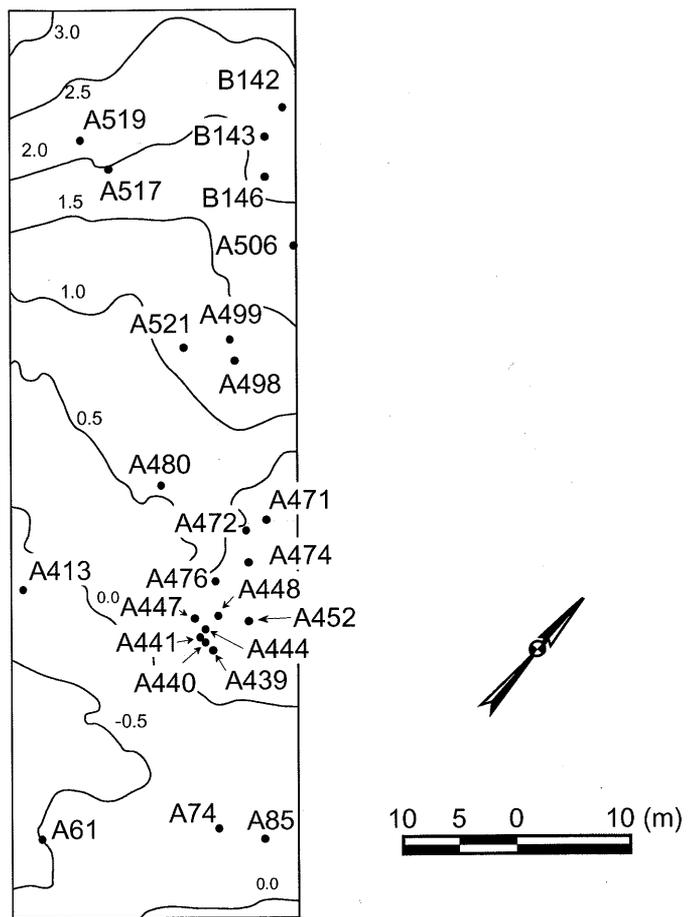


Fig. 5-8 Distribution of core sampled individuals in the plot.

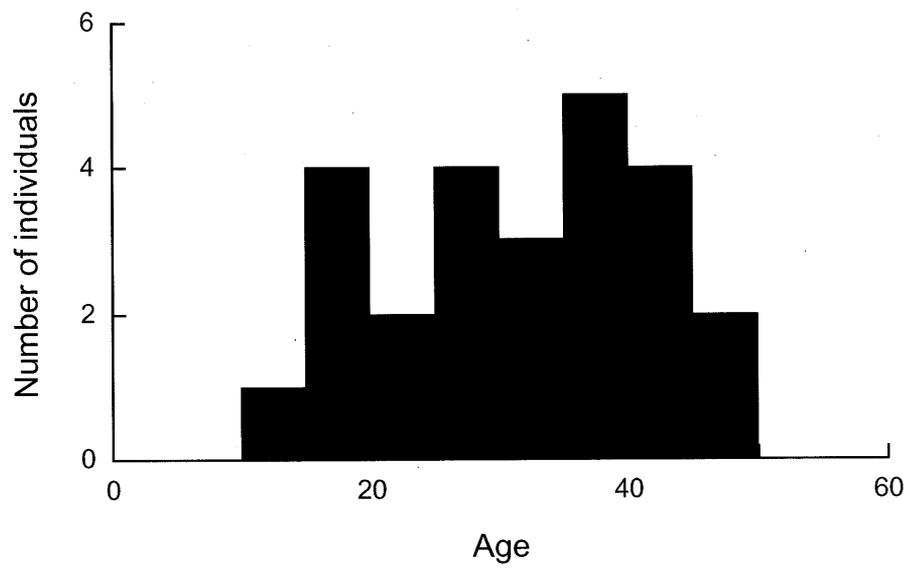


Fig. 5-9 Age distribution of sampled *Pinus densiflora*

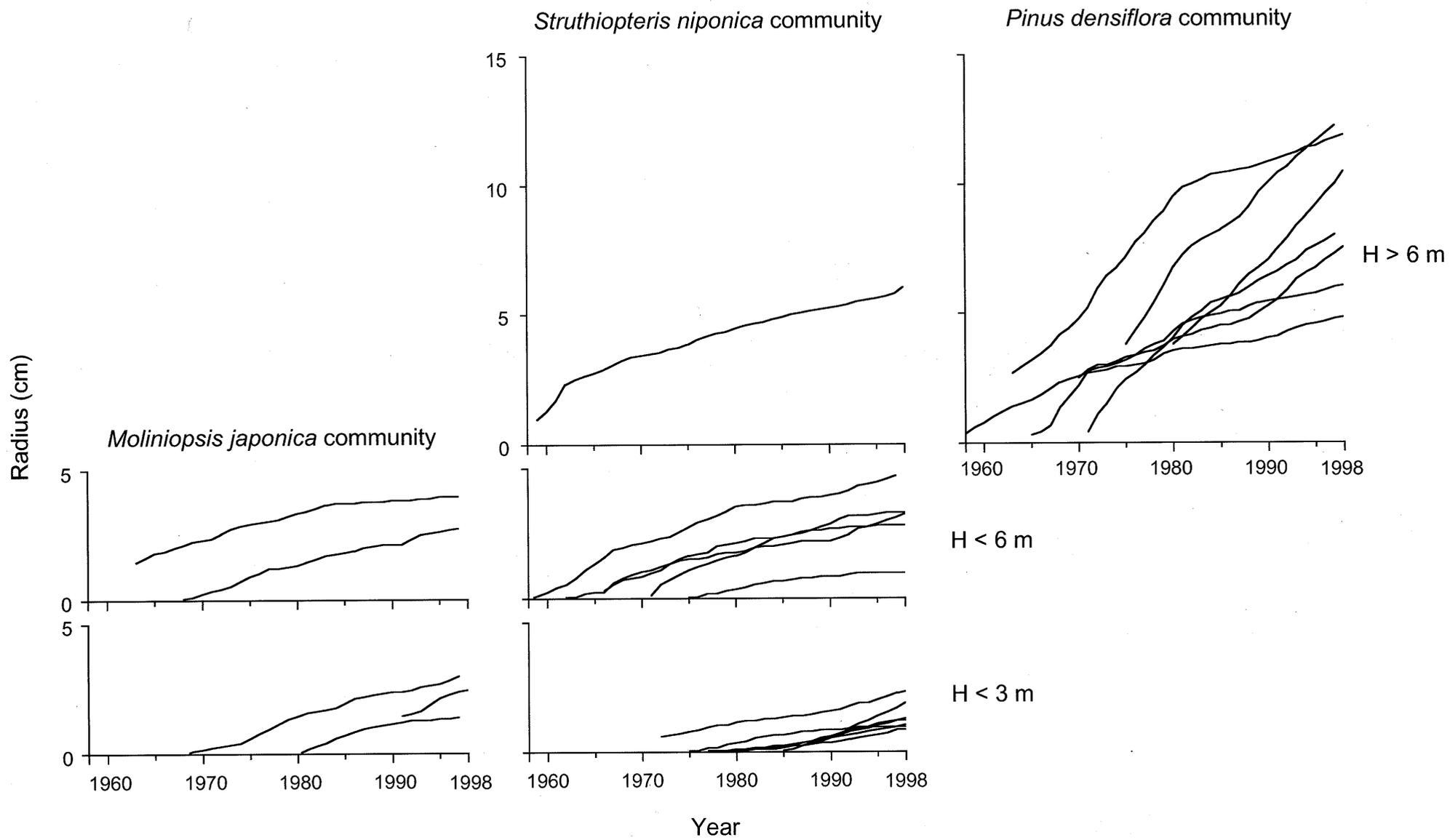


Fig. 5-10 Yearly growth of *Pinus densiflora* in each vegetation on Chojabara mire

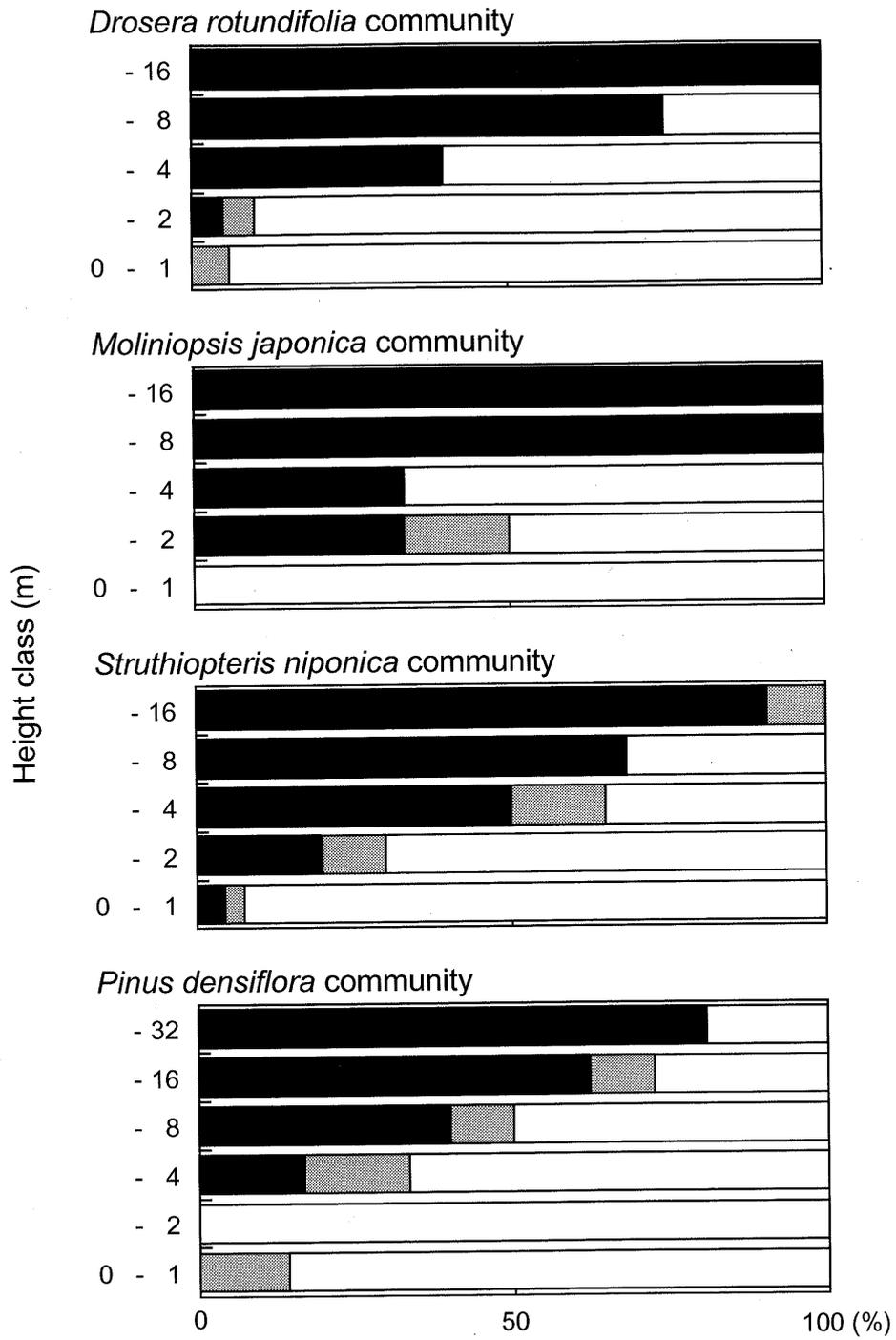


Fig. 5-11 Fruiting ratio of *Pinus densiflora* in each vegetation group; ■ fruiting, ▨ flowering.

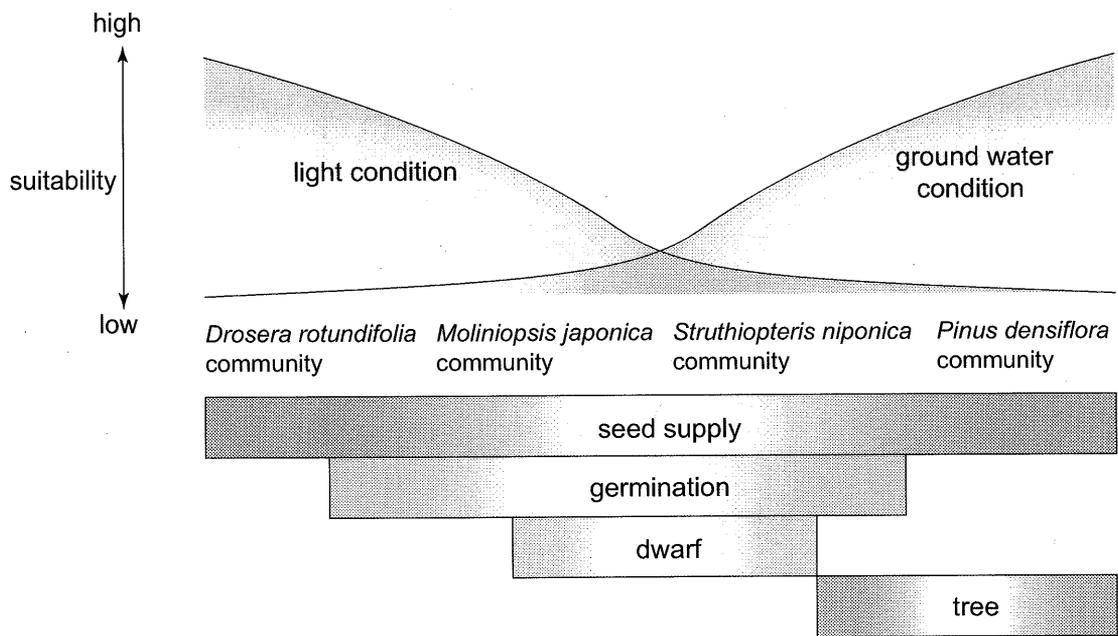


Fig. 5-12 Environmental effects on life cycle of *Pinus densiflora* in each vegetation community.

Table 5-1 Diameter size distribution for each height class of live *Pinus densiflora* individuals indicated by number in each vegetation types on Chojabara mire

Height class (m)	<i>Drosera rotundifolia</i> community		<i>Moliniopsis japonica</i> community					<i>Struthiopteris niponica</i> community						<i>Pinus densiflora</i> community					total				
	D ₀	DBH	D ₀			DBH		D ₀		DBH				D ₀	DBH								
	-5	-10	-5	-10	-115	-10	-20	-30	-5	-10	-10	-20	-30	-40	-50	-5	-10	-20		-30	-40	-50	
-1	2		50		2				151					1		19							225
-2	2		17	2	1	3			20	3	11	1				11	11						82
-4		1				7					19						29						56
-6						1					5	3					24	2					35
-8						1					5	14					31	11					62
-10								1			5	7	1				16	30			1		61
-12												4	5	2			7	35	5				58
-14												2	3	3			1	49	17	1			76
-16												3	4	1				48	30	5			92
-18													1	2				14	44	17	1		80
-20														1	3				1	9	8	2	24
-22																1				1	2	3	7
total	4	1	67	2	3	12	1	1	171	3	45	34	16	11	1	30	119	190	106	34	7	858	

Table 5-2 The number of dead *Pinus densiflora* individuals for each height class in Chojabara mire

Height class (m)	<i>Moliniopsis japonica</i> community	<i>Struthiopteris niponica</i> community	<i>Pinus densiflora</i> community	total
-1	3	21	5	29
-2		3	5	8
-3		2	4	6
-4			1	1
-5			2	2
-6			2	2
-7			1	1
-8			1	1
-9		1		1
-10			1	1
total	3	27	22	52

Table 5-3 Age, height and growing site of sampled *Pinus densiflora* .

ID	Age1997	Height (cm)	vegetation type
A521	46	360	Mj
A517	30	330	Mj
A61	29	270	Mj
A452	17	270	Mj
A519	17	180	Mj
A74	47	670	Sn
A480	39	480	Sn
B143	39	440	Sn
A506	36	560	Sn
B146	35	260	Sn
A447	34	490	Sn
A413	29	200	Sn
A85	27	470	Sn
A444	21	130	Sn
A441	20	140	Sn
A448	18	170	Sn
A439	16	140	Sn
A440	13	170	Sn
B142	44	780	Pd
A472	42	640	Pd
A474	42	1,180	Pd
A476	40	970	Pd
A499	38	1,040	Pd
A471	34	750	Pd
A498	28	1,040	Pd

Mj; *Moliniopsis japonica* , Sn; *Struthiopteris niponica* , Pd; *Pinus densiflora* community.

第6章 総合考察

これまでの章で中間湿原の生態特性に対して、植生、地理、水理環境、樹木個体群の動態という4つの視点からのアプローチを試みた。これらの結果をふまえて、本章では中間湿原という生態系を植生と環境の総体としてとらえ、現存する湿原生態系の現状と将来像を整理した上で、中間湿原の保全のありかたとその具体的な方策について述べる。

I 中間湿原の特徴とその立地特性

堀川ら(1959b)がヌマガヤーマアザミ群集と尾瀬の湿原植生(Suzuki 1954)との比較結果から指摘しているように、ヌマガヤーマアザミ群落のシラヒゲソウ群(千町原湿地)、モウセンゴケ群落(長者原湿原)では、その主要な構成要素において尾瀬の植生と共通種が見られる。しかしながら、尾瀬を含め、寒帯から亜寒帯を中心に発達する湿原とは、ミズゴケ類が少なく、ツルコケモモ、ホロムイスゲ、ワタスゲなどのヌマガヤ軍団の表徴種を欠くという違いが見られた。特に、高層湿原の主要な構成要素であるミズゴケ類はオオミズゴケ1種しか確認されなかった(Table 2-1, Table 2-2)。これらの点で、広島県北部に発達する湿原植生は、いわゆるミズゴケカーペットを伴って発達する高層湿原群落とは異なり、湿原の発達段階では poor fen と呼ばれる段階の植生に近かった。

fen は、表流水が見られるような湿地(marsh)と高層湿原(bog)の中間の発達段階であるとされ、主に地下水や表流水によって涵養されている(Keddy 2000)。また、発達した高層湿原においても片縁部(lagg zone)では湿原からの流出と地下からの湧水が混じる環境が生じるため(Damman & Dowhan 1981; Godwin 1981)、高層湿原植生に隣接する形で poor fen の植生が見られる(Damman & Dowhan 1981; Godwin 1981)。今回調査を行った両湿原では表流水より高位での泥炭蓄積は見られなかったため、湿原は高層湿原に隣接するのではなく、単独で発達したものと考えられる。谷頭部などにおけるゆるやかな流水から生じた湿原は valley bog, headwater bog などと呼ばれる

(Keddy 2000) が、今回調査した湿原は高層湿原にまで発達しておらず、valley fen と呼ぶのが適当であると考えられる。

II 湿原の維持機構と消失過程

湿原の発達過程として最もよく用いられるのは、湖沼などの解放水面から始まる遷移モデルである (Weber 1907 ; Krats & de Witt 1986)。遷移の初期では湖底に未分解の有機物が堆積してしだいに湖が浅くなり、泥炭湿地が形成される。冷涼な気候下では泥炭が分解されず、蒸散量も少ないために、降雨によって湿潤な環境が保たれ、泥炭の蓄積が進行する。泥炭の蓄積とともに基盤の水位よりも地表面が高くなるため、湿原は天水のみで涵養されるようになる。このような過程をたどって発達した湿原は泥炭の蓄積によって中央部が盛り上がった高層湿原 (bog) となる。高層湿原 (bog) は、泥炭自体が保水力を持つことや、ミズゴケ類などが生産する酸のために地下水の pH が低下するなど、微小環境を調整する機構を持つ (Mitsch & Gosselink 2000)。このために、冷涼な気候では高層湿原が一度形成されると安定した状態で数千年もの間維持される。本調査地は冷温帯南部に位置し、泥炭湿原の分布ではかなり低い緯度に成立しているため、水位以上の泥炭は見られない。しかしながら、湿原における泥炭層は 120cm に達し (中村 1959)、数千年もの間維持されている。また、長者原湿原の泥炭資料を用いた解析では、泥炭蓄積が始まったのは約 6500 年前という結果が出ている (片岡ら 未発表)。

それでは、なぜこれほど長い間長者原湿原が維持されてきたのだろうか？冷涼かつ湿潤な気候であれば泥炭湿地は地形にかかわらず発達するが、温暖で乾燥した環境では蒸散と分解が促進されるため、降水量が多くても湿原は発達しない。泥炭湿原が北方に多く分布するのは、夏期における冷涼な気候が蒸散を妨げ、微生物による泥炭の分解を抑制するためである。ただし、排水が不良となり、嫌氣的な環境が生じることにより、比較的低緯度の地域においても、より高緯度の地域に発達する貧栄養湿地とよく似た湿地植生が見られる (Richardson 1983)。光に対する競争力が低いにもかかわらず群落が長い間維持されるのは、水位が高く、かつ貧栄養な環境では、競争による草本植生の

優占や樹木の回復と草本植生の淘汰には時間がかかるためだと考えられている (Moore & Bellamy 1974 ; van Diggelen *et al.* 1996).

第4章で示したように、モウセンゴケ群落ではもっとも水位が低下する時期でも-5cmより低くなることはない。また、やや植生高の高い要素が多くなるヌマガヤ群落においても、通常の降雨状態では地下水位は-10cm程度に保たれると試算された。湿原における地下水位は降雨によって変動していたが、少雨期においても水位が低下しないという特徴は、降雨直後に発生する表面流だけでなく、基盤からの湧出も考慮しなければ説明できない。すなわち、湿原を涵養している水は土壌層より下の基盤から供給されていると考えられる。長者原湿原の成立している場所は幅の広い谷の中央部であり、地形的には斜面から続く平坦部にあたる。このような場所は地下水の湧出部となるため、常に高い水位が保たれる。今回調査を行ったもう一つの対象地、千町原一帯は牧草地として開墾された土地であり、積極的な排水や牧草の播種が行われたため、ほとんどの土地は乾燥しており、湿原植生が成立しているのは小さな谷沿いと中央の谷底部分のみである。乾燥した部分ではオオアワガエリやシロツメクサ、オオハンゴンソウなどの帰化植物が多く見られ、湿潤な環境においてはヨシの優占度がきわめて高く、種数は低くなっていた。しかし、ヌマガヤーマアザミ群集の要素が見られる場所ではヨシの優占度が低く、種数も比較的多かった。さらに、このような場所ではヌマガヤやマアザミの優占度が高く、オオミズゴケ、シラヒゲソウ、サワギキョウなどが見られる湿原特有の種組成となっており、陸生種の優占度はきわめて低かった (Table 2-3)。第5章で明らかにされたように、陸生の植物では種子が供給されても湿原内では定着が困難であるために、湿原群落の植物は陸生の種との競争を免れることになる。

もう一つの条件である貧栄養な環境には、基盤地質が大きく関わる。湿地への地下水流入は、 Ca^{2+} などのミネラル流入の濃度の上昇を招き、pHも上昇する (Glaser 1987)。たとえば、雨水涵養型の高層湿原では、pHが3.8から4.5と、酸性を示すのに対し、中間湿原 (fen) では、4.9から6.5と比較的高いpHとなる (Moore & Bellamy 1974 ; Bridgham *et al.* 1996 ; Nicholson *et al.*

1996 ; Reeve *et al.* 1996). ヨーロッパの冷温帯性湿原では地下水はミネラルを多く含み、地下水涵養型の湿原は、通常、生産性の高いヨシやスゲなどによって優占される。これに対して、長者原湿原は地下水涵養型であるにもかかわらず、生産性が低いモウセンゴケ群落が維持されていた。ヨーロッパの湿原と本調査地との違いは基盤岩にある。すなわち、ヨーロッパの冷温帯地域の多くが造山運動による石灰岩地であるのに対し、中国山地では多くが斑岩類や花崗岩類などの酸性火成岩類となる。八幡地区は花崗斑岩や石英斑岩を基盤とする(今村ら 1966)。石灰岩の立地では特に Ca^{2+} が多く含まれるミネラルの豊富な地下水になるが、石英斑岩は Mg^{2+} や Ca^{2+} とイオン交換する性質があり、石英斑岩を通った水はいわゆる軟水となるため、本地区における地下水の水質は比較的貧栄養な状況にあると推察される。その結果、イトイヌノハナヒゲやシロイヌノヒゲなどの植生高が低い種からなり、貧栄養な立地に生育するモウセンゴケ、ホザキノミミカキグサ、ムラサキミミカキグサなどの食虫植物が生育するモウセンゴケ群落が長期間維持されてきたと考えられる。

空中写真の解析から、地下水位が安定して高い部分では、水位が大きく変動する部分よりも遷移の進行が遅く、湿原植生が維持されることが示唆された。このような、中央部と外縁部とで異なる速度で遷移が進行した場合には、ヌマガヤ群落とシシガシラ群落がまず消失することになる。森林と湿原との間に成立する湿性草地 (wet meadow) は、長期的な水位変動によって維持されている (Keddy 1991)。長者原湿原周辺部では、湿原中央に比べて地下水位は低くなっていたが、降雨後には一時的に水位が高い環境が生じていた (Fig. 4-8)。本研究の結果から、谷部に成立する湿原においてもさらに短い期間での変動が生じており、周辺群落の存続に影響を及ぼしていると推察される。すなわち、季節的に水位が下がることによって、モウセンゴケ群落よりも生産力のある種が進入することができるが、高水位の時期があることにより樹木の進入が抑制され、草地が維持されている。

湿原の周辺部において生産性の高いヌマガヤ群落やシシガシラ群落が成立していたにもかかわらず湿原が維持されてきた背景には、水位の変動とともに、

定期的な燃料伐採を考慮する必要がある。放置された湿原植生は森林へと遷移が進行するが、刈り取りや野生生物の活動により、湿原植生は再生する (Taboada & Lavado 1988 ; Bakker *et al.* 1994 ; van Wirdum 1995 ; van Diggelen 1996)。八幡地区においても、湿原の上流域にはマツ林、草地、草地 + 広葉樹林、草地 + 植林など、伐採によって成立したと考えられる植生が多く見られた (Fig. 3-12)。湿原やその集水域における伐採は、樹木の進入を抑制するという直接的な影響とともに、湿原へのリター供給の低下や、集水域におけるリター分解がもたらす富栄養化を抑制するという副次的な影響をもたらす。八幡地区における近年の急速な湿原消失には、伐採の停止が大きな要因となっていると推察される。

III 湿原生態系の保全

生態系の保全のために自然に働きかける場合には、保全目標とする生態系の特性を明確にした上で、最適な方法を選択する必要がある。生態系という概念は多くの側面を含むが、ここでは種の保存と面積の確保という視点で湿原の保全を考えていきたい。

III-1 各湿原における保全目標の設定

芸北町八幡地区に点在する湿原群は、その規模や種の多様性もさることながら、かなりの量の泥炭の蓄積が見られるという点でも西日本においては希少な存在であると言える。特に長者原湿原については、発達した湿原植生が存在することがかなり早い段階から分かっていた (堀川ら 1959b)。

長者原湿原は湿原の面積としては非常に小さいが、種数・種組成の両方において尾崎谷湿原と同等であること、泥炭の堆積が見られることなどから、八幡地区の湿原の中でも貴重な存在である。特に、ヨシの生育が全く見られないという点で本地区においても特異な存在である。湿原中央部では、ミミカキグサ、モウセンゴケ、ニッポンイヌノヒゲ、シラヒゲソウなどの低茎草本も多く見られ、ヨシの欠落が湿原の種多様性を高めていると考えられる。しかしながら、湿原域における伐採が停止してからは、周辺部からアカマツやイヌツゲなどの

陸生木本種の侵入が顕著に見られる。湿原植生の保護については、鈴木・吉野（1986）が臥竜山麓公園建設の事前調査の結果をもとに、隣接する長者原湿原の保護と公園内に池を造成して自生植物の保存に努めることを提案している。しかしながら、具体的な保護策もないままに今日に至っているのが現状である。長者原湿原については、ヨシを欠き種多様性の高い現在の植生として、現存する植生を維持することが必要である。中央部のモウセンゴケ群落を維持することはもちろんだが、本研究で明らかにされたように、ヌマガヤ群落およびシシガシラ群落の遷移速度が速かった。これらの群落には、ヤマラッキョウ、ワレモコウ、リンドウ、マツムシソウなど、草地の減少に伴って個体数が急速に減少しつつある種の生育も確認された。ヌマガヤ群落・シシガシラ群落の保全は、草地生草本を保全することにもつながる。従って、両群落を保存する方法を検討すべきである。

一方の千町原湿地は、中間湿原の要素はごく一部にしか存在していなかったが、ヨシを中心とする低層湿原群落がかなりの面積で存在し、ハンノキ林やハンカイソウの優占度が高いヨシ群落など、多様な群落要素を含んでいた。これらの群落では個々の種数や種多様性は決して高くはないが、それぞれの種組成は特徴的であり、全体として豊かな生態系をなしている。確かに、長者原湿原はその発達段階も種構成でも豊かな湿原生態系であるが、種構成は他の湿原の種を包含するものではなかった。地域全体に生育する湿原性の種を保全するためには、一つの特別な保護区を設定するのではなく、複数の湿原について適切な管理を行うことが必要である。

具体的な保全域の特定は困難な課題であるが、一つの考え方として現存する湿原生態系の損失を可能な限り抑制するという方針がある。第3章の結果からも明らかのように、湿原の成立には地形的な制約があるため、何もない場所に貧栄養な湿原を創出するには経済的にも技術的にも容易でない。開発しようとする区域において湿原が確認された場合に代償ミティゲーションではなく、回避などの方法が有効であろう。もう一つの考え方は、現在の湿原面積はかなり減少した状態であるという認識のもとに、湿原が大幅に減少し始める前の1950

年代の面積を目標にできる。この場合には現存する湿原部分を維持するだけでなく、八幡地区全体として面積を確保するために、新たな生息地を作ることも必要となる。その際、播種や移植などにより植生の発達が早くなることが立証されているが (Sliva & Pfofenhauer 1999), 八幡地区では個々の湿原にそれぞれ特殊な植生要素が確認できたため、種の移動はすべきではない。

III-2 湿原保全の具体的な方策

比較的早い段階で保護区として指定された尾崎谷湿原では、湿原への立ち入りや採取はもとより、集水域での伐採も禁止された。Bridgham (1991) は、攪乱された湿地では、自然の湿地よりもリターの分解が 2 倍から 10 倍も早いことを報告した。また、分解は富栄養、pH が中性、土壤水分率が低い場所でもより速かった。つまり、湿原への立ち入りは、生育している植物を踏みつけるのみならず、泥炭を攪乱することによって好気的な環境を生じさせ、泥炭の分解を促すことになるのである。すでに広島県によって保全区域に指定されている尾崎谷湿原と同様に、長者原湿原においても立ち入りを制限するなどの保全策が講じられるべきである。本研究からも明らかになったように、芸北町に成立する湿原は、泥炭が蓄積して発達に向かうのではなく、乾燥・消失する遷移をたどっており、保全に際してはこの点を注意しなければならない。泥炭が蓄積して高層湿原が発達するような環境では、湿原の保全に最も有効な手段は湿原域に手を加えずに放置することであるが、八幡地区では積極的な施業が必要である。

水位が変動する環境ではミズゴケ類が発達した湿原は成立しにくいだが、嫌気的な環境が頻繁に生じるために、wet meadow や marsh と呼ばれる移行帯の植生が発達する (Keddy 2000)。このような植生は、水位の変動が無くなると消失し、低木藪に置き換わる。長者原湿原では、ヌマガヤ群落、シシガシラ群落およびアカマツ群落では、地下水は降雨とともに変動していたが、両群落の間で地下水位の環境に大きな差は認められなかった。シシガシラ群落は草本が主体の 3 群落中もっとも水位変化が大きかったが、現在生育している木本類を刈り取ることによって、湿生草本が種となる群落を維持することが可能である

と考えられた。刈り取り施業を行うことは、移行帯の群落だけでなく、湿原そのものの維持にとっても重要であると考えられる。アカマツ群落の地下水位は低く、施業を行ったとしても湿原が出現するとは考えにくい。しかし、放置して遷移が進行すると、蒸散量の増加やリターからの溶脱による地下水の富栄養化をもたらす可能性がある。また、湿原周辺部における木本群落の拡大の拡大により湿原域が被陰されると、もともと光条件において競争力のない低茎草本群落にとっては致命的な影響となる。このため、集水域において植物体およびリターを除去し、生産性の低い植生を維持する必要がある。以上のように、中間湿原の保全では、水位が安定し、泥炭が蓄積しつつある場所では攪乱を抑止するとともに、周辺域では定期的な伐採などの施業を行うことが有効であると結論づけられる。

ところで、芸北町は「高原ミュージアム構想」として、八幡地区一帯を野外博物館と見立て、フィールドミュージアムとして位置づけている。フィールドミュージアムの考え方では、湿原も博物館のコレクションとして、収集（成立地の把握）、保存（保全）、調査・研究、教育に用いられるべきである。一方では湿原への立ち入りを制限し、植生の管理をするとともに、湿原を「見せていく」必要がある。これは、来訪者の欲求を満たすというだけでなく、将来的な湿原の保全にとっても重要なことである。なぜなら、生態系の重要性を人々が認識しなければ保全活動はありえないからで、教育・普及活動なしに自然を永続的に保全することは不可能である。幸いにも、芸北町は現地での綿密な調査と教育活動を両立するための環境が整いつつある。住民の理解を得ながらモニタリングを続けることにより、地域レベルで湿原保全を進めるためのモデルケースとなり得るはずである。

謝辞

研究を進めるにあたり、多くの方に御指導・ご協力いただいた。

広島大学 中越信和教授には卒業論文から長い間にわたり辛抱強く御指導いただいた。井鷲裕司助教授には論文をとりまとめる上で貴重なご意見を賜った。また、広島大学 根平邦人名誉教授には学部生の時代から博士課程の途中まで御指導いただき、生物に対峙する姿勢を学んだ。

広島大学 石橋昇教授、堀越孝雄教授、渡邊一雄教授には数々の御教示を賜った。土谷彰男氏には、アカマツの年輪計測に関して御指導いただくとともに機材を提供いただいた。

財団法人広島県環境保健協会 和田秀次博士、信州大学 井田秀行助教授には、論文を執筆する際に多くの的確なご意見を賜った。(株)建設環境研究所 石井正人博士には研究を始める初歩の段階から丁寧に御指導いただいた。

芸北町役場には気象資料および地形図を提供いただいた。

現地調査では根平・中越・井鷲研究室の諸氏にたいへんお世話になった。特に中電技術コンサルタント株式会社 大竹邦暁氏、(財)自然環境研究センター 日笠睦博士、広島大学大学院国際協力研究科 渡邊園子氏、東和科学株式会社 亀山順子氏にはたいへんな時間を割いていただいた。渡辺園子氏には地理情報に関する基礎資料を提供いただいたのをはじめ、野外調査、室内作業ともに多大なお力添えいただいた。同級生の大竹・日笠両氏は、それぞれ異なる方向から心の支えとなってくれた。その他研究室の多くの先輩・後輩には調査を手伝っていただくとともに、研究室における日常の対話そのものから学ぶことが多かった。

本研究はこれらの方々のお力添え無くしては完遂し得なかった。ここに改めて感謝の意を表してお礼申し上げる。

最後に、在学中の生活と研究を遠くから支えてくれた両親に深く感謝する。

摘要

第1章 序論

中国地方の高地に成立する湿原では、成立プロセスも含めた分類は確立しておらず、湿原植生と立地環境・成立プロセスとの関係を明らかにすることが必要である。また、湿原植生の成立因子の解明と同様、湿原の遷移速度を定量化することは、保全計画を立案する上でも重要である。自然状態における湿原の遷移速度を明らかにすることにより、土地開発の影響や保全活動の効果を評価することが可能になる。

本研究では、中間湿原の保全に資するために、湿原の成立に関わる立地条件と湿原が消失する過程における湿原内での群落構成の変化を明らかにすることを目的とした。中間湿原の立地特性としては、地形および植生（土地利用）にもとづいた景観レベルでの解析と、地下水位の現地調査による群落レベルでの解析を行った。特に、水位の動態に関しては、降雨との関係を明らかにすることにより、従来行われてきた平均値や季節変動による議論よりも詳細に水位変動を説明することを試みた。群落構成の変化に関しては、2年代の植生図を用いた比較から、中間湿原の遷移速度を群落別に推定した。この結果を現在の水理環境と対比することにより、水位変動が遷移速度に及ぼす影響について考察した。また、遷移の進行状況を把握するための指標として、本研究ではアカマツ個体群の動態について調査・検討を行った。

第2章 広島県の冷温帯域に見られる湿原植生

植生資料の蓄積は生態系を体系的に捉える上で重要な資料となる。本章では、広島県芸北町に分布する2つの湿原において行った植生調査の結果について報告する。千町原湿地は牧場造成や道路整備などの土地改変を受けてきた。一方の長者原湿原はかつては採草地として利用されていたが、土地改変は受けておらず、化石燃料や化学肥料への転換とともに放置された。

植生調査の結果から、千町原湿地の植生は下位単位7群を含む5群落が、長者原湿原では下位単位2群を含む4群落が区分された。

千町原の湿原植生は芸北町八幡地区においてはヨシを伴う点で特異的であり、他の湿原とは異なる植生を形成していた。また、過去の調査資料との比較により、千町原湿地の湿原植生変化は、ヨシの優占拡大、低湿草本群落の消失と浮葉群落の成立、比較的乾燥した湿原植生の陸生草地群落への変化、の3型にまとめられた。

長者原湿原は面積的には小さいものの、植生高の低いモウセンゴケ群落が確認されるなど、八幡地区の湿原の中でも発達した湿原の一つと考えることができた。特にヨシの定着やミゾソバなどの繁茂が見られない点は千町原湿原とは対極的であり、本来の中間湿原植生の質的特性が良好な状態で保存されている湿原であると考えられた。

第3章 地理情報システムを用いた湿原生態系の立地特性の解析

湿原の保全のためには、湿原が成立している場所のみを保存するのではなく、広域的に成立環境を把握し、保全策を立てる必要がある。そのためにも湿原とその立地環境との関係を知ることは重要である。本章では地理情報システムを用いて、地域内に成立する湿原の立地特性を広域的に把握することを試みた。植生の記載にはグリッドベースの植生図を利用したが、グリッドサイズの違いによる情報の劣化を防ぐために、湿地の成立しているセルには植生型とは別途に属性を与えた。

地形データの解析の結果、湿原が成立するのは主として10度以下の緩傾斜地で、下流部の傾斜が10度以下、上流部は14度以下の場所であることが分かった。また、湿原の成立するセルの上流部や下流部は平坦地ではないことが多く、湿原やその下流部に比べて上流部の傾斜が大きくなっていた。この結果は湿原が山地の斜面から連続する平坦地に成立しやすいことを表している。このような、斜面から平坦地へと地形が変化する場所では山裾からの湧水が認められる。解析結果は中間湿原の成立する地形要因をよく反映していると考えられた。

湿原の成立しているセルは、植生図上では草地あるいは草地+落葉広葉樹林として認識されており、一部草地+マツ林とされていた。湿原に隣接する植生

として最も頻度が高かった植生型は草地で、それ以外では草地＋落葉広葉樹林、マツ林と隣接する割合が高かった。湿原の上流域ではマツ林との隣接が特に顕著であったのに対して、下流側では草地＋落葉広葉樹林と隣接する割合が高かった。対象地域で最も卓越する広葉樹林との結びつきは低かった。湿原に隣接する場所において未発達な植生が認められることは、そこが遷移の初期段階であるというだけでなく、人間による刈り取りの影響を反映している。湿原の上流域における採草は、植物の生産した有機物を積極的に取り除くことになり、結果として湿原に流入する水を貧栄養に保つことに貢献していたと考えられる。現在湿原が存在している場所の上流部にアカマツ林が多いという結果は、湿原から森林への遷移を反映するが、これに加えて集水域における採草が下流域の湿原を維持していたと考えることは妥当である。

第4章 中間湿原における植生配置と地下水位の動態

一般に、小面積の植生は地域環境の影響を受けやすいために、安定した状態で存続しにくい。中間湿原では湿原の面積が減少するほど安定性は増加することが過去の研究から示唆されている。第3章で示されたように中間湿原は特定の立地に成立しており、この矛盾した現象には何らかの地域的な環境要因が働いていると考えられる。本章では、局所的な地下水の動態が湿原における植生の安定性を規定しているという仮説のもとに、湿原内における植物群落ごとの変化率と地下水位の動態との関係を検証した。

調査は、長者原湿原内に 20m×85m のプロットを設置して行った。プロット内には 5m 間隔で合計 96 本の地下水位観測用の井戸を設置し、計 17 回の観測を行った。植物群落ごとに水位の変動の特徴を比較した結果、モウセンゴケ群落では変動がほとんどなく、他の 3 つの群落では降雨に伴って水位が大きく変動していた。特に、低水位期には群落の序列と水位との対応関係が認められた。水位変動によって湿原内の立地環境を類型化した結果では、湿原中央部では常に高い水位が保たれており、周辺部に行くほど乾燥期における水位の低下が大きいことが分かった。

一方、湿原の減少速度を群落レベルで比較すると、周辺に成立する群落では、

湿原中央部に成立するモウセンゴケ群落よりも遷移が速く進むことが明らかにされた。この結果は中央部の植物群落はより安定しており、より周辺の群落では遷移が速く進行することを示している。言い方を変えると、遷移初期の群落は安定しており、遷移が進行するに従って遷移速度そのものも早くなるということである。湿原植生の面積が減少するほど安定性は増加するという一見矛盾した結果は、地下水位が変動する植生が遷移の進行によって森林へと変化した湿原では、中央部の水位が安定している環境に成立する群落のみが残るため、変化率が少なくなるという状況を説明したものであると考えられた。すなわち、局所的な地下水の動態が湿原における植生の安定性を規定しているという仮説は支持された。

第5章 湿原周辺域におけるアカマツ個体群の動態

空中写真尾解析結果から湿原の減少には、周辺部のヌマガヤ群落やチマキザサ群落からアカマツ群落への変化が、湿原減少の主な要因であった。マツの侵入によって湿原の面積が減少している例はスウェーデンやドイツなど、ヨーロッパ各国の高層湿原においても見られる。従って、アカマツ個体群の動態を解明することは、湿原の変化速度を知るための指標となる。

1996年10月と1998年10月に、長者原湿原内に生育するアカマツ1,172個体について、位置と樹高および直径を記録した。また、第4章で用いたものと同じプロット内に生育するアカマツ生立個体から年輪測定のためのディスクサンプルもしくはコアサンプルを採取し、年輪幅の測定と樹齢の計数を行った。さらに、1998年の調査では、プロット内の個体について開花・結実状況を調査した。各個体について、開花の有無、結実経験の有無を調べた。

今回採取されたサンプルのうち、最も古い個体の年輪数は54年であった。長者原湿原集水域に成立したアカマツ林はサイズがそろっており、初期生長の段階も考えると、刈り取りが行われなくなる時期と前後して定着をはじめた50年から60年程度の一斉林であると考えられる。これに対して、湿原内のモウセンゴケ群落では生立個体はほとんど見られなかった。アカマツの種子は風散布であり、母樹から近い範囲にのみ偏って種子が散布され続けるとは考えにく

いため、アカマツの定着が見られないのは何らかの要因が働いて発芽あるいは生長できなかつたと推察される。ヨーロッパマツ (*P. sylvestris*) を用いた実験により、高層湿原 (raised bog) においては地下水位が高いことがマツの生育を阻害することを明らかになっており、モウセンゴケ群落における恒常的に高い地下水位がアカマツの定着を阻害していると考えられた。

ヌマガヤ群落とシシガシラ群落では、アカマツ低木個体が高密度に生育し、しかもそれぞれの個体は樹齢が15年から30年まで異なっていた。本来アカマツは一斉に定着して森林を形成する高木種であるため、樹齢が15年も異なる個体が同所的に生育することは困難なはずである。ところが、湿原周辺域においては先に定着した個体の生長が抑制されるために森林を形成することはできないものの、光環境が阻害されず、継続的に新たな個体が定着することができ、樹齢の異なる個体が高い密度で生育するという状況が生じたと考えられる。さらに、これらの個体の中には種子生産を行っているものもあり、アカマツは高木林を形成することなく更新することが可能である。

別の視点から見れば、このような場所では30年以上もアカマツにとっての生育環境が大きく変化していないことになる。他方で、アカマツ群落を形成する個体の中には、樹齢が30年程度の個体も見られ、先の2群落に比較してかなり早い速度で森林が形成されたことを示している。

第6章 総合考察

本章では、第2章から第5章までの調査結果をもとに、植生と環境の両側面から中間湿原の位置づけを行った。本研究における成果と既存の研究による知見から地域という広い視点で見た場合の中間湿原の保全のあり方について総括し、具体的な方法について提言を行った。

引用文献

- Armstrong W. & Boatman D.J. 1967. Some field observations relating the growth of bog plants to conditions of soil aeration. *J. Ecol.* 55: 101-110.
- Armstrong W., Armstrong J., Baeckett P.M. & Justin S.H.F.W. 1991. Convective gas-flows in wetland plant aeration. In: *Plant Life Under Oxygen Deprivation*(eds. Jackson M.B., Davies D.D. & Lambers H.), pp.283-302. SPB Academic Publishing, The Hague.
- Bakker S.A., van den Berg N.J. & Speleers B.P. 1994. Vegetation transitions of floating wetlands in a complex of turbaries between 1937 and 1989 as determined from aerial photographs with GIS. *Vegetatio* 114: 161-167.
- 番本 正和・河原 富夫 1998. 広島県芸北地域の地形と地質. 高原の自然史 3: 1-13.
- Bannister P. 1964a. Stomatal responses of heath plants to water deficits. *J. Ecol.* 52: 151-158.
- Bannister P. 1964b. The water relations of certain heath plants with reference to their ecological amplitude. I. Introduction: Germination and establishment. *J. Ecol.* 52: 423-432.
- Bell J.N.B. & Tallis J.H. 1974. The response of *Empetrum nigrum* L. to different mire water regimes, with special reference to Wybunbury moss, Cheshire and Featherbed moss, Derbyshire. *J. Ecol.* 62: 75-95.
- Braun-Blanquet J. 1964. *Pflanzensoziologie, Grundzüge der Vegetationskunde*, 3 ed. Springer-Verlag, Wien.
- Bridgham S.D. 1991. Cellulose decay in natural and disturbed peatlands in North Carolina. *Journal of Environmental Quality* 20: 695-701.

- Bridgham S.D., Pastor J., Jansens J.A., Chapin C. & Malterer T.J. 1996. Multiple limiting gradients in peatlands; A call for a new paradigm. *WETLANDS* 16: 45-65.
- Committee on Ecological Land Classification 1995. *Wetlands. Characteristics and Boundaries*. National Academy of Sciences Press, Washington, DC.
- Damman A. & Dowhan J. 1981. Vegetation and habitat conditions in Western Head Bog, a southern Nova Scotian plateau bog. *Can. J. Bot.* 59: 1343-1359.
- de Mars H., Wassen M.J. & Olde Venterink H. 1997. Flooding and groundwater dynamics in fens in eastern Poland. *J. Veg. Sci.* 8: 319-328.
- Fujita H. & Kikuchi T. 1984. Water table of alder and neighbouring elm stands in a small tributary basin. *Jap. J. Ecol.* 34: 473-475.
- Glaser P.H. 1987. *The Ecology of Patterned Boreal Peatlands of Northern Minnesota: A Community Profile*. U.S. Fish and Wildlife Service, Washington, DC.
- Glaser P.H., Bennett P.C., Siegel D.I. & Romanowicz E.A. 1997. Palaeoreversals in groundwater flow and peatland development at Lost River, Minnesota, USA. *Holocene* 6: 413-421.
- Godwin H. 1934. Studies in the ecology of Wicken fen. III. The establishment of fen carr (scrub). *J. Ecol.* 24: 82-116.
- Godwin S.H. 1981. *The Archives of the Peat Bog*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Gorham E. 1967. Some chemical aspects of wetland ecology In: *Technical Memorandum, Vol. 90, pp.2-38*. Committee on Geotechnical Research Council of Canada.

- Grosse W., Büchel H.B. & Tiebel H. 1991. Pressurized ventilation in wetland plants. *Aquat. Bot.* 39: 89-98.
- Gunnarsson U. & Rydin H. 1998. Demography and recruitment of scots pine on raised bogs in eastern Sweden and relationships to microhabitat differentiation. *WETLANDS* 18: 133-141.
- Hada Y. 1984. Phytosociological studies on the moor vegetation in the Chugoku district, S.W. Honshu, Japan. *Bulletin of the Hiruzen Research Institute, Okayama University of Science* 10: 73-110.
- 波田 善夫・三好 教夫 1980. 蛇ヶ虬湿原（岡山県）における堆積物の生態学的研究. *岡山理科大学蒜山研究所研究報告* 4/5: 39-47.
- 服部 重昭 1994. 寡雨地域の森林における水収支. *日本緑化工学会誌* 19: 296-302.
- 平吹 善彦・山本 美奈・大友 敬雄・飯泉 茂 1996. 赤井谷地に侵入したアカマツの生育特性. *会津若松市文化財調査報告書－赤井谷地の自然－*（樫村 利通・竹原 明秀・大須賀 昭雄 編）, Vol. 49, pp.193-209. 会津若松市教育委員会, 会津若松市.
- Hogetsu K., Ichimura S., Oshima Y., Kasanaga H., Ono H. & Takada K. 1954. *Phytoecological studies of Ozegahara Moor.* Nippon Gakujutsu Shinkokai, Tokyo.
- 堀川 芳雄・佐々木 好之 1959. 芸北地方（三段峡及びその周辺）植生の研究. *広島県教育委員会(編) 三段峡と八幡高原総合学術調査研究報告* : pp.85-108
- 堀川 芳雄・鈴木 兵二・横川 広美・松村 敏則 1959a. 八幡高原の植生概観. *広島県教育委員会(編) 三段峡と八幡高原総合学術調査研究報告* : pp.109-120.
- 堀川 芳雄・鈴木 兵二・横川 広美・松村 敏則 1959b. 八幡高原の湿原植生. *広島県教育委員会(編) 三段峡と八幡高原総合学術調査研究報告* :

pp.121-152.

今村 外治・瀧木 輝一・沖村 雄二 1966. 西中国脊梁山地の地質概観. 西中国山地国定公園候補地, pp.27-48. 島根県・広島県.

岩月 善之助・水谷 正美 1972. 原色日本蘚苔類図鑑, 保育社, 大阪.

Jacobs J. 1974. Quantitative measurement of food selection -a modification of the forage ratio and Ivlev's electivity index. *Oecologia* 14: 413-417.

鎌田 磨人・森本 康滋・西浦 宏明 1996. 黒沢湿原の植生—その 20 年間の変化. 黒沢湿原植物群落調査報告書, pp.49-74.

環境庁自然保護局 編 1984. 国立・国定公園特別地域内指定植物図鑑—中国・北四国編—, pp.450. 大蔵省印刷局, 東京.

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). 財団法人 日本環境研究センター.

櫻村 利道 1996. ミズゴケカーペットの生態特性 会津若松市文化財調査報告書 赤井谷地の自然—天然記念物「赤井谷地沼野植物群落」調査指導会議報告—, pp.179-186. 会津若松教育委員会.

片岡 裕子・岡崎 宏明・三好 教夫 長者原湿原における堆積物の研究. (未発表)

Kazda M. 1995. Changes in alder fens following a decrease in the ground water table: results of a geographical information system application. *J. Appli. Ecol.* 32: 100-110.

Keddy P.A. 1991. Biological monitoring and ecological prediction: from nature reserve management to national state of environment indicators In: *Biological Monitoring for Conservation* (ed. Goldsmith F.B.). Chapman and Hall, London.

Keddy P.A. 2000. *Wetland Ecology*. Cambridge University Press,

Cambridge.

- Kratz T.K. & de Witt C.B. 1986. Internal factors controlling peatland-lake ecosystem development. *Ecology* 67: 100-107.
- Malmer N. & Ridge I. 1975. Development of bog mires, In: *Coupling of Land and Water System* (ed. Hasler A.D.), Vol. 10, pp.85-92. Springer-Verlag, New York.
- Mitsch W.J. & Gosselink J.G. 2000. *Wetlands*, 3rd ed. John Wiley & Sons, New York.
- 宮脇 昭 編 1983. *日本植生誌 中国*. 至文堂, 東京.
- Moore P.D. & Bellamy D.J. 1974. *Peatlands*. Springer-Verlag, New York.
- Mosley M.P. 1979. Streamflow generation in a forested watershed, New Zealand. *Water. Resour. Res.* 15: 795-806.
- Mueller-Dombois D. & Ellenberg H. 1974. *Aims and Methods of Vegetation Ecology*. John Wiley & Sons, New York.
- Naito K. & Nakagoshi N. 2000. Human impact on the distribution and population structure of *Dianthus japonicus* Thumb. (Caryophyllaceae) on a coastal cliff. *HIKOBIA* 13: 235-240.
- Nakagoshi N. & Abe T. 1995. Recent changes in mire vegetation in Yawata, southwestern Japan. *Wetlands Ecology and Management* 3: 97-109.
- 中越 信和・安部 哲人 1996. 広島県芸北町八幡地区の湿原植生の変容. 高原の自然史 1: 5-38.
- Nakagoshi N., Nehira K. & Takahashi F. 1987. The role of fire in pine forests of Japan. SPB Academic Publishing, pp.91-119, The Hague.
- 中村 純 1959. 八幡湿原の花粉分析学的研究. 広島県教育委員会(編) 三段峡と八幡高原総合学術調査研究報告: pp.153-160. 広島県文化財協会.
- Nicholson B.J., Giganac L.D. & Bayley S.E. 1996. Peatland distribution

- along a north-south transect in the Mackenzie River Basin in relation to climatic and environmental gradients. *Vegetatio* 126: 119-133.
- 西本 孝・波田 善夫 1996. 岡山県自然保護センター湿性植物園の植生 2. 移植後5年間の植生変遷. 岡山県自然保護センター研究報告 4: 39-50.
- 沼田 眞・依田 恭二 1957. 人工草地の群落構造と遷移. 日本草地研究会誌 3: 4-11.
- 越智 彩子・池上 佳志・中越 信和 2000. 都市化にともなう景観構造変化のパッチレベルにおける分析. *ランドスケープ研究* 63: 775-778.
- 大井 次三郎・北川 政夫 1994. 新日本植物誌, pp.1716. 至文堂, 東京.
- Osman A.M. 1971. Root respiration of wheat plants as influenced by age, temperature and irradiation of shoots. *Photosynthetica* 5: 107-112.
- Poel L.W. 1961. Soil aeration as a limiting factor in the growth of *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn. *J. Ecol.* 49: 107-111.
- Reeve A.S., Siegel D.I. & Glaser P.H. 1996. Geochemical controls on peatland pore water from the Hudson Bay Lowland. A multivariate statistical approach. *J. Hydrol.* 181: 285-304.
- Richardson C.J. 1983. Pocosins: Vanishing wastelands or valuable wetlands? *BioScience* 33: 626-633.
- Ruttner F. 1963. *Fundamentals of Limnology*, 3rd ed. University of Toronto Press, Toronto.
- 佐伯 敏郎 1985. アカマツ種子の発芽マイクロサイトの分析. 松枯れとその生態系に及ぼす影響. pp.39-58, 文部省.
- 斉藤 隆登・田丸 豊生・暮町 昌保 1997. 広島県芸北町の種子植物目録. 高原の自然史 2: 1-43.
- Shimoda M. 1985. Phytosociological studies on the vegetation of irrigation ponds in the Saijo Basin, Hiroshima Prefecture, Japan. *J. Sci.*

- Hiroshima Univ. 2: 237-297.
- 下田 路子 1987. 極楽寺山山頂部 (広島県) の湖岸および湿原植生. HIKOBIA 10: 31-37.
- Shimoda M. 1989. Moliniopsis marsh vegetation of the Oasa basin, Hiroshima Prefecture, western Japan. HIKOBIA 10: 21-29.
- Shimoda M. 1993. Effect of urbanization on pond vegetation in the Saijo Basin, Hiroshima-Prefecture, Japan. HIKOBIA 11: 305-312.
- 下田 路子 1996. 放棄水田の植生と評価 - 広島県の湿性放棄水田 -. 植生学会誌 13: 37-50.
- 下田 路子・橋本 卓三 1993. ミズニラ池 (仮称) の植生と水質の変化. 植物地理・分類研究 41: 103-106.
- 下田 路子・鈴木 兵二 1979. 西条盆地 (広島県) の湿地植生. Bull. Yokohama Phytosoc. Soc. Japan 16: 315-323.
- 下田 路子・鈴木 兵二 1981. 西条盆地 (広島県) における休耕田の植生. HIKOBIA 1: 321-339.
- 下村 彦一・西村 嘉助・桑代 勲 1959. 三段峡・八幡高原の地形. 広島県教育委員会(編) 三段峡と八幡高原総合学術調査研究報告: pp.23-44.
- 品田 泰 1984. アカマツ年輪の生態学的研究. HIKOBIA 9: 155-163.
- Sliva J. & Pfadenhauer J. 1999. Restoration of cut-over raised bogs in southern Germany - a comparison of methods. Applied Vegetation Science 2: 137-148.
- Suzuki H. 1954. Forest and bog vegetation within Ozegahara basin. 尾瀬ヶ原総合学術調査団研究報告, pp.205-268.
- 鈴木 兵二・吉野 由紀夫 1986. 臥竜山麓公園建設予定地及び周辺地域の植物の生態. 臥竜山麓公園 (仮称) 地域の環境調査報告書, pp.8-32. 広島県.
- Taboada M.A. & Lavado R.S. 1988. Grazing effects of the bulk density in a

- Ntraquoll of the flooding pampa of Argentina. *J. Range Manage.* 41: 500-503.
- 橘 治国・堀田 暁子・南出 美奈子・斉藤 寛朗・川村 哲司 1996. 高層湿原およびその周辺水域の水質環境. *水環境学会誌* 19: 910-921.
- 橘 ヒサ子・檜村 利道・樋口 利雄・吉岡 邦二 1974. 湿原植生に及ぼす富栄養排水の影響について. *福島県文化財調査報告* : 42. 尾瀬の保護と復元 V.
- 田川 基二 1959. 原色日本羊歯植物図鑑. 保育社, 大阪.
- 高桑 純・伊藤 浩司 1986. 湿原におけるササの生態的動向. *北海道大学大学院環境科学研究科邦文紀要* 2: 47-65.
- Tansley A.G. 1939. *The British Islands and their Vegetation*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Tiner R.W. 1984. *Wetlands of the United States: Current Status and Recent Trends*. U.S. Fish and Wildlife Service, Washington, DC.
- 津田 智・富野 美子・持田 幸良・遠山 三樹夫 1992. 箱根仙石原のヨシ群落に対する火入れの影響. *仙石原湿原実験区植生復元事業調査報告書* 3: 79-86.
- United States Environmental Protection Agency 1987. *America's Wetlands, Our Vital Link Between Land and Water*, OPA-87-016.
- van der Pijl L. 1982. *Principles of Dispersal in Higher Plants*. Springer-Verlag, New York.
- van Diggelen R., Molenaar W.J. & Kooijman A.M. 1996. Vegetation succession in a floating mire in relation to management and hydrology. *J. Veg. Sci.* 7: 809-820.
- van Wirdum G. 1995. The regeneration of fens in abandoned peat pits below sea level in the Netherlands. In: *Restoration of temperate*

wetlands (eds. Wheeler B.D., Shaw S.C., Fojt W.J. & Robertson R.A.), pp.251-272. John Wiley & Sons, Chichester.

わが国における保護上重要な植物種及び群落に関する研究委員会種分科会 編
1989. わが国における保護上重要な植物種の現状, 日本自然保護協会.

渡邊 園子・和田 秀次・大竹 邦暁・山場 淳史・白川 勝信・中越 信和 2003. 芸
北町八幡地区の相観植生. 高原の自然史 8. (印刷中)

Waughman G.J. 1981. Chemical aspects of the ecology of some South
German peatlands. *J. Ecol.* 68: 1025-1046.

Weber C.A. 1907. Aufbau und vegetation der moore Norddustschlands.
Beibl. Bot. Jahrb. 90: 19-34.

Wilson K.A. & Fitter A.H. 1984. The role of phosphorus in vegetational
differentiation in a small valley mire. *J. Ecol.* 71: 529-544.

Yabe K. & Numata M. 1984. Ecological studies of the Mobara-Yatsumi
marsh. Main physical and chemical factors controlling the marsh
ecosystem. *Jap. J. Ecol.* 34: 173-186.

Yabe K. & Onimaru K. 1997. Key variables controlling the vegetation of a
cool-temperate mire in northern Japan. *J. Veg. Sci.* 8: 29-36.

山本 久美・石川 慎吾・山中 三男 1996. 黒沢湿原の植生動態—特に指定地に
おける 1993 年から 1995 年にかけての動態—. 黒沢湿原植物群落調査報
告書, pp.49-74.

安田 環・荒木 浩一 1970. 土壌空気に関する研究 (第一報). 土壌への通気と
カンランの生育. *土肥誌* 41: 413-417.

財団法人 日本気象業務支援センター 1997. 速報版「アメダス観測年報」1996.

財団法人 日本気象業務支援センター 1998. 速報版「アメダス観測年報」1997.

財団法人 日本気象業務支援センター 1999. 速報版「アメダス観測年報」1998.

財団法人 日本気象業務支援センター 2000. 速報版「アメダス観測年報」1999.

財団法人 自然保護助成基金 1997. 北海道の湿原の変遷と現状の解析－湿原の
保護を進めるために－, 札幌市.

付表 植物目録

BRYOPHYTA コケ植物門

ミスゴケ科

Sphagnum palustre オオミスゴケ

PTERIDOPHYTA シダ植物門

トクサ科

Equisetum arvense スギナ

ヒカゲノカズラ科

Lycopodium clavatum var. *nipponicum* ヒカゲノカズラ

ゼンマイ科

Osmunda japonica ゼンマイ

Osmundastrum cinnamomeum var. *fokiense* ヤマドリゼンマイ

イノモトソウ科

Pteridium aquilinum var. *latiusculum* ワラビ

オシダ科

Lastrea thelypteris ヒメシダ

Athyrium deltoideifrons サトメシダ

シシガシラ科

Struthiopteris niponica シシガシラ

SPERMATOPHYTA 種子植物門

GYMNOSPERMAE 裸子植物門

マツ科

Pinus densiflora アカマツ

ANGIOSPERMAE 被子植物亜門

MONOCOTYLEDONEAE 単子葉植物綱

ヒルムシロ科

Potamogeton fryeri フトヒルムシロ

オモダカ科

Sagittaria trifolia オモダカ

イネ科

Sasa palmata チマキザサ

Phleum pratense オオアワガエリ

Agrostis clavata var. *nukabo* ヌカボ

Agrostis nipponensis ヒメコヌカグサ

Phalaris arundinacea クサヨシ

Anthoxanthum odoratum ハルガヤ

Brachypodium sylvaticum ヤマカモジグサ

Lolium multiflorum ネズミムギ

Lolium perenne ホソムギ

Phragmites communis ヨシ

Moliniopsis japonica ヌマガヤ

Eragrostis ferruginea カゼクサ

Arundinella hirta トダシバ

Isachne globosa チゴザサ

Miscanthus sinensis ススキ

Spodiopogon sibiricus オオアブラススキ

カヤツリグサ科

Scirpus wichurae アブラガヤ

Scirpus hotarui ホタルイ

Eleocharis wichurae シカクイ

Rhynchospora faberi イトイヌノハナヒゲ

Carex omiana ヤチカワズスゲ

Carex shimidzensis アズマナルコ

Carex maximowiczii ゴウソ

Carex blepharicarpa ショウジョウスゲ

Carex nanella ホソバヒカゲスゲ

Carex floribunda ヒカゲスゲ

Carex hakonensis コハリスゲ

Carex dickinsii オニスゲ

サトイモ科

Symplocarpus nipponicus ヒメザゼンソウ

ホシクサ科

Eriocaulon sikokianum シロイヌノヒゲ

イグサ科

Juncus effusus var. *decipiens* イ

Juncus papillosus アオコウガイゼキショウ

Juncus wallichianus ハリコウガイゼキショウ

ユリ科

Veratrum maackii ナガバシユロソウ

Hosta albo-marginata コバギボウシ

Hemerocallis vespertina ユウスゲ

Allium thunbergii ヤマラッキョウ

Lilium leichtliuii var. *tigrinum* コオニユリ

Polygonatum macranthum オオナルコユリ

Disporum smilacinum チゴユリ

Aletris luteoviridis ノギラン

Smilax china サルトリイバラ

ヤマノイモ科

Dioscorea gracillima タチドコロ

アヤメ科

Iris ensata var. *spontanea* ノハナショウブ

ラン科

Habenaria radiata サギソウ

Tulotis ussuriensis トンボソウ

Platanthera tipuloides var. *nipponica* コバノトンボソウ

Platanthera hologlottis ミズチドリ

Epipactis thunbergii カキラン

Spiranthes sinensis ネジバナ

DICOTYLEDONEAE 双子葉植物綱

CHORIPETALAE 離弁花亜綱

ヤナギ科

Salix sieboldiana ヤマヤナギ

カバノキ科

Corylus sieboldiana ツノハシバミ

Alnus hirsuta ケヤマハンノキ

Alnus japonica ハンノキ

ブナ科

Quercus serrata コナラ

Castanea crenata クリ

タデ科

Rumex acetosella ヒメスイバ

Rumex japonicus ギシギシ

Polygonum thunbergii ミゾソバ

Polygonum sieboldii アキノウナギツカミ

Polygonum nipponense ヤノネグサ

Polygonum conspicuum サクラタデ

キンポウゲ科

Aconitum napiforme タンナトリカブト

アケビ科

Akebia trifoliata ミツバアケビ

メギ科

Epimedium diphyllum バイカイカリソウ

クスノキ科

Lindera umbellata クロモジ

モウセンゴケ科

Drosera rotundifolia モウセンゴケ

ユキノシタ科

Astilbe microphylla チダケサシ

Chrysosplenium japonicum ヤマネコノメソウ

Parnassia foliosa var. *nummularia* シラヒゲソウ

Hydrangea paniculata ノリウツギ

Hydrangea luteo-venosa コガクウツギ

バラ科

Potentilla freyniana ミツバツチグリ

Sanguisorba officinalis ワレモコウ

Sanguisorba tenuifolia ナガボノシロワレモコウ

Rosa multiflora ノイバラ

Rosa paniculigera ミヤコイバラ

Prunus jamasakura ヤマザクラ

Prunus grayana ウワミズザクラ

Malus sieboldii ズミ

Pourthiaea villosa var. *laevis* カマツカ

Sorbus alnifolia アズキナシ

マメ科

Sophora flavescens var. *angustifolia* クララ

Lespedeza cyrtobotrya マルバハギ

Lespedeza bicolor f. *acutifolia* ヤマハギ

Lespedeza cuneata メドハギ

Kummerowia striata ヤハズソウ

Dumasia truncata ノササゲ

Lotus corniculatus var. *japonicus* ミヤコグサ

Trifolium pratense ムラサキツメクサ

Trifolium repens シロツメクサ

フウロソウ科

Geranium yoshinoi ビッチュウフウロ

ウルシ科

Rhus ambigua ツタウルシ

Rhus trichocarpa ヤマウルシ

モチノキ科

Ilex macropoda アオハダ

Ilex crenata イヌツゲ

Ilex pedunculosa ソヨゴ

ニシキギ科

Euonymus alatus f. *ciliato-dentatus* コマユミ

Euonymus sieboldianus マユミ

カエデ科

Acer sieboldianum コハウチワカエデ

Acer palmatum オオモミジ

Acer aidzuense カラコギカエデ

Acer rufinerve ウリハダカエデ

Acer micranthum コミネカエデ

ツリフネソウ科

Impatiens textori ツリフネソウ

クロウメモドキ科

Rhamnus crenata イソノキ

オトギリソウ科

Hypericum pseudopetiolatum サワオトギリ

Hypericum erectum オトギリソウ

スミレ科

Viola violacea シハイスミレ

Viola verecunda ツボスミレ

アカバナ科

Epilobium pyrricholophum アカバナ

アリノトウグサ科

Haloragis micrantha アリノトウグサ

ウコギ科

Acanthopanax sciadophylloides コシアブラ

Kalopanax pictus ハリギリ

セリ科

Hydrocotyle javanica オオバチドメ

ミズキ科

Cornus brachypoda クマノミズキ

Cornus kousa ヤマボウシ

SYMPETALAE 合弁花類亜綱

リョウブ科

Clethra barbinervis リョウブ

ツツジ科

Rhododendron reticulatum コバノミツバツツジ

Rhododendron japonicum レンゲツツジ

Pieris japonica アセビ

Vaccinium smallii var. *glabrum* スノキ

Vaccinium oldhamii ナツハゼ

Vaccinium ciliatum アラゲナツハゼ

Vaccinium japonicum アクシバ

サクラソウ科

Lysimachia vulgaris var. *davurica* クサレダマ

Lysimachia clethroides オカトラノオ

ハイノキ科

Symplocos coreana タンナサワフタギ

Symplocos chinensis var. *leucocarpa* サワフタギ

リンドウ科

Swertia bimaculata アケボノソウ

Gentiana scabra var. *buergeri* リンドウ

Tripterospermum japonicum ツルリンドウ

シソ科

- Scutellaria dependens* ヒメナミキ
Salvia japonica アキノタムラソウ
Lycopus uniflorus var. *parviflorus* エゾシロネ
Lycopus maackianus ヒメシロネ
Clinopodium chinense var. *parviflorum* クルマバナ
Clinopodium micranthum イヌトウバナ
Plectranthus inflexus ヤマハッカ

タヌキモ科

- Utricularia caerulea* ホザキノミミカキグサ
Utricularia uliginosa ムラサキノミミカキグサ

オオバコ科

- Plantago asiatica* オオバコ

アカネ科

- Mitchella undulata* ツルアリドオシ
Galium trachyspermum ヨツバムグラ

スイカズラ科

- Viburnum sargentii* カンボク
Viburnum dilatatum ガマズミ
Viburnum wrightii ミヤマガマズミ
Viburnum erosum コバノガマズミ
Lonicera japonica スイカズラ

オミナエシ科

- Patrinia scabiosaefolia* オミナエシ
マツムシソウ科
Scabiosa japonica マツムシソウ

キキョウ科

- Lobelia sessilifolia* サワギキョウ

キク科

- Eupatorium lindleyanum* サワヒヨドリ

Eupatorium chinense var. *simplicifolium* ヒヨドリバナ
Solidago virga-aurea var. *asiatica* アキノキリンソウ
Erigeron annuus ヒメジョオン
Ligularia japonica ハンカイソウ
Achillea alpina ノコギリソウ
Artemisia princeps ヨモギ
Cirsium sieboldii マアザミ
Cirsium japonicum ノアザミ
Hemistepta lyrata キツネアザミ
Serratula coronata var. *insularis* タムラソウ
Picris hieracioides var. *glabrescens* コウゾリナ
Ixeris dentata ニガナ
Lactuca indica var. *laciniata* アキノノゲシ
Rudbeckia laciniata オオハンゴンソウ