Landscape Ecology and Management

10

景観生態学 12 (2) 43 - 51. 2008

原 著

モウソウチク稈の除去後に再生した植生の構造と種組成の変化

鈴木 重雄*・菊池 亜希良・中越 信和

広島大学大学院国際協力研究科 739-8529 東広島市鏡山 1-5-1

Structure and species composition of regenerated vegetation after clear cutting of *Phyllostachys pubescens* culms

Shigeo Suzuki*, Akira Kikuchi and Nobukazu Nakagoshi

Graduate School for International Development and Cooperation, Hiroshima University,
1-5-1 Kagamiyama Higashi-Hiroshima, 739-8529, Japan.

Abstract: *Phyllostachys pubescens* Mazel ex Houzeau de Lehaie groves were cut down to clear abandoned bamboo groves in Japan. We examined vegetation changes and the regrowth of *P. pubescens* two years after cutting at Oda, in Shimane Prefecture. Based on detrended correspondence analysis (DCA), secondary forests, *P. pubescens* groves and cutting areas were situated from large to small along axis I. The vegetation structure of a cutting site changed the relative positions of the *P. pubescens* grove and cutting site. At sites where the forest floor received more sunlight after cutting, the axis I score decreased, and the number of species that appeared increased. After cutting, the number of new *P. pubescens* shoots at cutting sites increased, and the new shoots were small. Two years after cutting, the number of new *P. pubescens* shoots decreased but the shoots were larger than in the previous year. If cutting sites are not managed, *P. pubescens* groves may regenerate. Thus, sites should be continuously cut. Because the number of species that appear increases when forest floor illumination is increased slightly, cutting out *P. pubescens* culms of groves that grow among adult trees on the forest floor is useful for recovering broadleaf woodlands.

Key Words: Bamboo grove management, Culm density, DCA, Deforest, Satoyama

要旨：現在，各地で放棄モウソウチク林対策としておこなわれている地上部の除去後の植生変化とモウソウチクの回復過程を明らかにするために，島根県大田市三瓶町の竹林で実験的な調査をおこなった．各時期，各プロットの植物種組成を DCA により座標平面に展開したところ，第 1 軸の値は大きいものから，二次林，モウソウチク林，伐採跡地の環境を示し，稈の除去をおこなったプロットではモウソウチク林的種組成から伐採跡地的種組成へと変化がみられた．また，直接伐採はしていないものの，周囲の伐採によって，林床の光条件が改善したプロットでも第 1 軸の値が小さくなり出現種数の増加がみられた．伐採をおこなったプロットでは，新しい稈の本数の増加と矮小化が起こったものの，伐採 2 年後には，本数の減少と稈が大きくなることが認められた．これらより，一度伐採した竹林においてもその後の管理をおこなわなかった場合には，再度竹林となる可能性が高いとみられることから，継続的な刈り取りが必要であった．また，林床の光条件が多少改善されただけでも，出現種数の増加がみられたことから，モウソウチクの稈密度を管理した上で，下層の木本種を育成した後に伐採をおこなう手法も，広葉樹林のスムーズな復元を図るためには有用であると考えられる．

キーワード：竹林管理，稈密度，DCA 分析，伐採，里山

はじめに

モウソウチク（*Phyllostachys pubescens* Mazel ex Houzeau de Lehaie）林の拡大は北日本を除く全国各地で進行しており（Okutomi *et al.* 1996，鳥居・井鷺 1997，Suzuki and Nakagoshi in press など），中山間地域の森林保全の面からも大きな問題となっている．このため，地方自治体が対策事業をおこなったり（荒生ほか 2003），ボランティア団体による竹林整備が各地でおこなわれている（永田 2002）．

* 連絡先：suzusige_1980@yahoo.co.jp

現所属：立命館大学文学部　603-8577 京都市北区等持院北町 56-1

受付：2007 年 10 月 25 日／受理 2008 年 5 月 2 日

日本における大型のタケ類としては，マダケ，ハチクなどが古くから利用されてきたが，現在，拡大の中心となっているのは，江戸時代に移入された（小椋 1988）モウソウチクである．伝統的なモウソウチク林の管理は密度管理が中心であり，特にタケノコ生産を目的とする林では，毎年秋から冬に5年生以上の稈や径の細い稈の間伐がおこなわれており，おおむね1 haあたり4,000本が，その目標とされている（上田 1968；内村 2005）．しかし，現在拡大を続けている放棄モウソウチク林においては，広がりすぎた竹林を除去するために地上部の皆伐がおこなわれることもある．また，モウソウチクをバイオマス資源として利用するにあたっても，伐採を効率的におこなうために，皆伐法の導入が考えられている．これは伝統的におこなわれてきた管理手法とは異なる手法であり，竹林や里山の環境を適切に保全して行くためには，その生態学的な評価もおこなう必要がある．

これまでにモウソウチク林の皆伐とその後の再生過程を論じた研究として，河原ほか（1987），藤井ほか（2005），伊藤・山田（2005）が，主にモウソウチク伐採後の稈径や稈高，生産量の変化を中心に議論している．石田ほか（1999）は，モウソウチク林皆伐後の植生動態を調査し，未成熟な先駆性群落が出現することを明らかにしている．ただし，林冠を鬱閉していたモウソウチクが伐採により無くなることで，裸地に近い状態となり，すでに地下茎を張り巡らせていたモウソウチクの再生が活発に起き，竹林伐採後の目標とされていることの多い落葉広葉樹林に自然に到達することは考えにくい．このため，モウソウチクの再生過程とその場所での種組成の変化を同時に調査することにより，皆伐をおこなったモウソウチク林における植生変化の予測をおこなう必要がある．さらに，人間の手が加わることによって放棄モウソウチク林の植生構造に変化が生じることは，人間による生態環境に対する攪乱の一つであることから，景観生態学の研究としても意義深いものである．

そこで本研究では，里山の生物多様性や景観の保全を目的として，NPO団体によりモウソウチクの伐採事業がなされている島根県大田市三瓶町の竹林（通称：げんこつ山）で，伐採前とその後の2年間の植物種組成の変化とモウソウチクの回復過程を明らかにすることにより，皆伐のもたらす生態学的影響を検討する．

調査地と方法

1. 調査地

調査地は島根県大田市を流れる三瓶川上流の三瓶ダム（1996年建設）の東岸に位置する「げんこつ山」と呼ばれる小山である（Fig. 1）．頂上の海抜は175 mで，ダム計画高水位までの比高30 mほどの斜面は北西側がアカマツ・コナラの優占する高さ18～

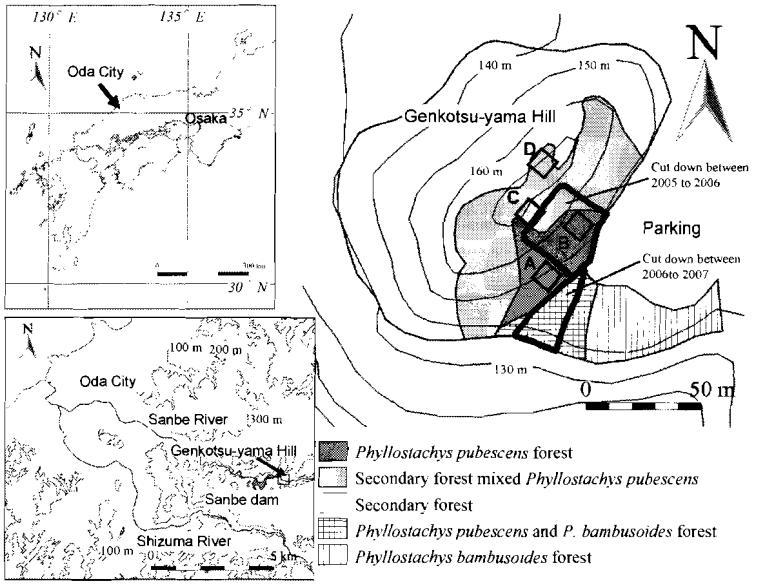

Fig.1. Study area: Genkotsu-yama Hill, Oda City, Shimane Prefecture.

20 m の二次林となっており，南東側の斜面からモウソウチクが侵入している．住民からの聞き取り調査によると，このモウソウチク林は，ダム水没以前に，寺（跡地は駐車場として利用）が背後の斜面に植栽したモウソウチクを起源としていた．そして，ダムの建設時に寺が移転し，竹林に対する管理が放棄されたため，寺と同時に移転した墓地の跡や周囲の二次林にモウソウチクが侵入し，面積を広げたものである．

調査地の表層地質は白亜紀から古第三紀の花崗岩である（島根県 1979）．また，最寄りのアメダス観測点である大田の年平均気温は 14.9℃，1 月の平均気温が 4.9℃，8 月の平均気温が 26.5℃，年間降水量が 1,747.0 mm である（1979 ～ 2000 年平均）．

2. 現地調査

現地調査は, Fig. 1 に示した 4 プロット（10 m 四方）でおこなった．伐採前の調査は，2005 年 9 月におこない, 全プロットで植物社会学的方法（Braun-Blanquet 1964）に基づく植生調査と，モウソウチク稈を当年生，それ以外の生稈，枯死稈に分けて稈径，本数の計測をおこなった．伐採後は, 2007 年 6 月に全プロットで，同様の調査を行ったほか，これを補完するために，2006 年 6 月に全プロットで当年生のモウソウチク稈の稈径，本数を記録し，プロット B ～ D で植生調査を実施した．また，変化の大きかったプロット B（皆伐区）では，2006 年 9 月にも植生調査を実施した．

3. 伐採

モウソウチクの地上部の除去は，2005 年 9 月の調査直後から 2006 年 3 月にかけて Fig. 1 に示したプロット B 周辺でおこなった．この間に，プロット B で 56 本中全 56 本を伐採し，プロット C でも 28 本中 18 本を伐採した．この伐採は，NPO 法人緑と水の連絡会議が組織するボランティアによっておこなわれ，伐採された稈は，シイラ漁の漁具として大田市内の漁業従事者に売却された．伐採にあたっては，モウソウチク稈は全て伐採したものの，それ以外の木本は極力残すように努めた．また，2006 年 10 月から 2007 年 3 月にかけては, プロット A の下方（Fig. 1）で伐採をおこなった．これにより，伐採をおこなっていないプロット A 内においても林床の光条件が好転した．

4. 解析

植物社会学的植生調査によって得られた各種の各層ごとの在不在によって，Detrended Correspondence Analysis（DCA：Hill and Gauch 1980）を行い，各時期の各プロットの種組成による座標付けをおこなった．なお，この解析は PC-ODO ver. 4.01 を用いておこなった．そして，DCA によって得られた軸と，プロットでの出現種数やモウソウチクの生稈密度との関係を明らかにするため，それぞれのケンドールの順位相関係数（Kendall 1938）を求めた．

また，各プロットで発生した稈の径を発生年ごと（2005 年以前，2005 年，2006 年，2007 年）に平均し，ANOVA 法によってその差を検討した．

結果

1. 種組成の変化

各調査時期における各プロットでの層ごとの出現植物種名と優占度を Table 1 に示した．伐採前のプロット A，B は，いずれもモウソウチクのみが高木層に出現するモウソウチクの純林であった．一方，プロット C，D は，高木層でカラスザンショウ，ホオノキ，アベマキなどの落葉広葉樹とモウソウチクが競合している状態であった．ただし，よりモウソウチク林化が進行していたプロット C では，亜高木層のほとんどがモウソウチクによって占められていた．地上部の伐採の結果，プロット B では，高木層を占めていたモウソウチクが完全に除去され，元々，亜高木層が存在しなかったことから，低木・草本と木本の実生を中心とする植生へと大きく変化した．この時，出現するようになった種には，セイタカアワダチソウやベニバナボロギクといった帰化植物も含まれていた. 2006年9月に草本層の植被率が高まったのは，再生したモウソウチクが倒伏し，地上を覆うようになったためである．2007 年 6 月になると，草本を中心とする一部の種が消失し，出現種数が減少した．一部のモウソウチク稈を伐採したプロット C においては，亜高木層を占めていたモウソウチクの多くが除去されたものの，それ以外の構成種に大きな変化は生じなかった．2006 年から 2007 年にプロットに隣接するモウソウチク稈を伐採したプロット A では，ヌルデ，アカメガシワなどの先駆的な木本種やキイチゴ類などが出現するようになった．しかし，プロット B に侵入したセイタカアワダチソウなどの帰化植物は出現しなかった．

Table 1. Floristic composition of the vegetation formed before and after cutting of *Phyllostachys pubescens* groves.

Plot			A		B				C			D		
Survey date			i	iv	i	ii	iii	iv	i	ii	iv	i	ii	iv
Tree layer (I)	Height (m)		13	19.5	19				18	20	20	18.8	17	20
	Total coverage (%)		85	80	95				35	16	40	60	50	70
Sub tree layer (II)	Height (m)							7.1	11.7	18	13.5	12.5	10.4	14
	Total coverage (%)							0.5	80	30	35	75	35	60
Shrub layer (III)	Height (m)		5	3.6	4	5.4	4	3.7	3.3	8.8	5	6.8	4.3	6.7
	Total coverage (%)		25	10	5	30	3	5	30	25	30	90	70	80
Herb layer (IV)	Height (m)		0.5	0.5	2	1.2	1.8	0.8	0.6	0.2	0.5	0.6	0.2	0.5
	Total coverage (%)		5	0.5	95	20	80	80	3	1	0.5	1	3	1
Number of species			30	42	26	57	60	45	21	27	28	18	24	26
Phyllostachys pubescens	モウソウチク	I	5	5	5				2		1	2	2	2
		II						+	5	2	1	1		1
		III				1		1						
		IV				1	4	3						
Quercus glauca	アラカシ	I									2			
		II							1	1	1			
		III		+		1	1	1	+	1				
		IV	+		+	+		+		+	+	+	1	
Quercus sessilifolia	ツクバネガシ	I							2		2	1		
		II							2	1	1			1
		III	+						+	1	1		+	+
		IV	+			+				+	+			+
Quercus serrata	コナラ	I							1	1	2	3	2	2
		II							1					1
		III							+					
		IV	+			+					+			+
Zanthoxylum ailanthoides	カラスザンショウ	I							2	1	1			
		IV		+			+	+			+			
Pinus densiflora	アカマツ	I								1	1			
		IV				+	+	+						
Cryptomeria japonica	スギ	I								1	1			
		IV			+		+							
Ilex pedunculosa	ソヨゴ	I										1		
		II											2	2
		III										+		
		IV					+							+
Magnolia obovata	ホオノキ	I										2	2	2
		II										1		
Quercus variabilis	アベマキ	I										1	2	2
Camellia japonica	ヤブツバキ	II									1	1	1	1
		III		+					2	1	2	3	2	
		IV	2	+	+	+	+			+	+			+
Clethra barvinervis	リョウブ	II							1		1	1	2	2
		III									+	1		1
		IV		+	+							+	+	
Ace palmatum	イロハモミジ	II										1	1	1
		III							+	1	1			
		IV								+	+		+	
Trachycarpus fortunei	シュロ	III			1	+								
		IV					+	+						
Chamaecyparis obtusa	ヒノキ	II											1	
		III												+
Styrax japonica	エゴノキ	II												2
		IV											+	
Eurya japonica	ヒサカキ	III	2	1					1	1	2	2	2	2
		IV	2	+	+	+	+	+						
Smilax china	サルトリイバラ	III							+					
		IV	+	+	+	+	+	+		+	+		+	+
Ligustrum japonicum	ネズミモチ	III	+	+					+				+	+
		IV				+	+	+			+		+	+
Ilicium anisatum	シキミ	III	1	+					1	1	1	1		
		IV												+
Cinnamomum japonicum	ヤブニッケイ	III	2	1					+		+			
		IV	1	+	+			+						
Aucuba japonica	アオキ	III	2	1	+				+		+			
		IV	+	+	+					+				
Pleioblastus chino	ネザサ	III							+					
		IV								+	+	+	+	+
Castanea crenata	クリ	III			+			+						
		IV	+		+		+			+				

Plot			A		B				C			D		
Survey date			i	iv	i	ii	iii	iv	i	ii	iv	i	ii	iv
Callicarpa mollis	ヤブムラサキ	III	+	+										
		IV		+	+			+						+
Wisteria floribunda	フジ	III									+			
		IV	+	+	+					+				
Nandina domestica	ナンテン	III		+	1									
		IV			1	1	1	1						
Lindera umbellata	クロモジ	III							+					
		IV		+						+			+	
Rhus ja vanica	ヌルデ	III		+										
		IV				+	+	+						
Callicarpa japonica	ムラサキシキブ	III		+										
		IV					+	+						
Celtis sinensis	エノキ	III			+			+						
		IV					+							
Pieris japonica	アセビ	III											+	1
		IV				+							+	
Cleyera japonica	サカキ	III										2	2	3
		IV												+
Kadsura japonica	サネカズラ	III		+										
		IV	+	+										
Ilex macropoda	アオハダ	III								+				+
Ardisia japonica	ヤブコウジ	IV	+		+	+		+	+	+	+	+	+	+
Camellia sinensis	チャノキ	IV	+	+	+	+	+	+			+			
Mitchella undulata	ツルアリドウシ	IV		+					+	+	+	+	+	+
Carex lanceolata	ヒカゲスゲ	IV	+	+		+	+			+	+			
Akebia trifoliata	ミツバアケビ	IV		+		+	+	+		+	+			
Parthenocissus tricuspidata	ツタ	IV	+	+		+	+		+					
Albizia julibrissin	ネムノキ	IV		+		+	+	+			+			
Rhus trichocarpa	ヤマウルシ	IV		+		+	+	+			+			
Mallotus japonicus	アカメガシワ	IV		+		+	+	+			+			
Elaeagnus pungens	ナワシログミ	IV			+	+	+	+		+				
Liriope muscari	ヤブラン	IV	+	+	+				+					
Rubus palmatus	ナガバモミジイチゴ	IV		+		+	+	1						
Morus bombycis	ヤマグワ	IV		+	+		+	+						
Oplismenus undulatifolius	チヂミザサ	IV		+		+	+	+						
Sasa palmata	チマキザサ	IV			5	1	2	1						
Rubus buergeri	フユイチゴ	IV	+		+	+								
Blechnum niponicum	シシガシラ	IV	+										+	+
Pteridophyta spp.	シダ植物spp.	IV	+	+	+									
Rubus illecebrosus	バライチゴ	IV		+			+	1						
Lonicera japonica	スイカズラ	IV		+			+	+						
Miscanthus sinensis	ススキ	IV		+		+	+							
Farfugium japonicum	ツワブキ	IV			+	+	+							
Schisandra nigra	マツブサ	IV			+	+		+						
Cirsium sp.	アザミ属sp.	IV				+	+	+						
Compositae spp.	キク科spp.1	IV				+	+	+						
Violaceae spp. 1	スミレ科spp.1	IV				+	+	+						
Dioscorea japonica	ヤマノイモ	IV				+	+	+						
Artemisia indica	ヨモギ	IV				+	+	+						
Pteridium aquilinum	ワラビ	IV				+	+	+						
Prunus jamasakura	ヤマザクラ	IV	+							+				
Cocculus trilobus	アオツヅラフジ	IV		+				+						
Liliaceae spp.	ユリ科spp.	IV		+						+				
Aralia elata	タラノキ	IV			+		+							
Acanthopanax sciadophylloid	コシアブラ	IV				+				+				
Vaccinium oldhamii	ナツハゼ	IV				+		+						
Oxalis corniculata	カタバミ	IV				+	+							
Humulus scandens	カナムグラ	IV				+	+							
Labiatae spp.	シソ科spp.	IV				+	+							
Violaceae spp. 2	スミレ科spp.2	IV				+	+							
Violaceae spp. 3	スミレ科spp.3	IV				+	+							
Torilis japonica	ヤブジラミ	IV				+	+							
Disporum smilacium	チゴユリ	IV				+		+						
Erigeron annuus	ヒメジョオン	IV				+		+						
Solidago altissima	セイタカアワダチソウ	IV					+	+						
Crassocephalum crepidioides	ベニバナボロギク	IV					+	+						
Neolitsea sericea	シロダモ	IV							+	+				
Symplocos lucida	クロキ	IV									+	+		
Ilex crenata	イヌツゲ	IV											+	+

Species that appeared in more than two surveys are listed. Survey date 'i' is September 2005 before cutting. 'ii' is June 2006 after cutting. 'iii' is September 2006. 'iv' is September 2007.

植生調査資料をDCAにより座標付けをした結果(Fig. 2)，第1軸（固有値0.706）の値は，ホオノキ，アベマキ，ソヨゴなどの広葉樹が高木層に出現するプロットD（Table 1）が大きく，プロットDよりもモウソウチク林化が進んでいたプロットCがそれに次いでいた．一方で，モウソウチクの純林であったプロットBは小さな値となり，特に草本種が多く侵入した伐採後のプロットBの値が小さくなった．プロットAは，プロットC，DとプロットBの中間に位置していた．一方で，第2軸（固有値0.220）方向への分散は，プロットBの変化を除いて小さく，特に特徴も見られなかった（Fig. 2）．

さらに，第1軸が出現種数と強い負の相関関係があり，モウソウチクの生稈密度とも負の相関関係があった．一方，第2軸はそのどちらとも相関関係は認められなかった（Table 2）．

2. モウソウチクの稈径および稈高の変化

高木層をモウソウチクのみが占めていたプロットAでは，2006年に新しい稈が1本と少なかったものの，2005年，2007年には6本，5本と安定した発筍があり，枯死稈も10本を超えていた(Table 3)．プロットBでは，伐採翌年の2006年に65本と大量の発筍があり，2007年になっても，28本の稈が新たに生えた．しかし，その最大高は2006年に5.4 m，2007年になっても7.2 mと伐採以前の19.0 mには及ばなかった．プロットCは，一部の伐採によって2005年から2006年の間に密度が減少したものの，2007年には3本の新しい稈が生えた．プロットDは新しい稈の発生は1本ずつであるが，枯死するものがないことからわずかずつではあるが密度を高まっていた．

各年に発生したモウソウチクの稈径は，プロットBで変化が大きく，伐採前には平均11.2 cmだったものが，伐採翌年の2006年には平均1.4 cmと著しく細くなった（Fig. 3）．さらに，これらの細い稈は，展葉後すぐに，自らの重さを支えきれなくなって倒伏してしまった．翌2007年には，平均3.2 cmとやや太くなり，倒伏するものも少なくなった．プロットCでも伐採前には平均10.6 cmあった稈径が，2007年には平均8.5 cmと細くなっていた．

考察

高木層をもモウソウチクが独占していたプロットBでは，Table 1に示したようにモウソウチクの伐採により，帰化植物が侵入し，低木・草本と木本の実生を中心とする植生へと大きく変化していた．この結果は，種組成によって座標付けをおこなったDCAの結果にも第1軸の値の低下として表れていた（Fig. 2）．DCAの第1軸は，出現種数とも強い負の相関を示しており（Table 2），多くの草本種も第1軸の値は小さかった．このことから，プロットBにみられた第1軸の値の低下は，伐採による林冠の消失によって伐採跡地により多く出現する草本種の増加を示し

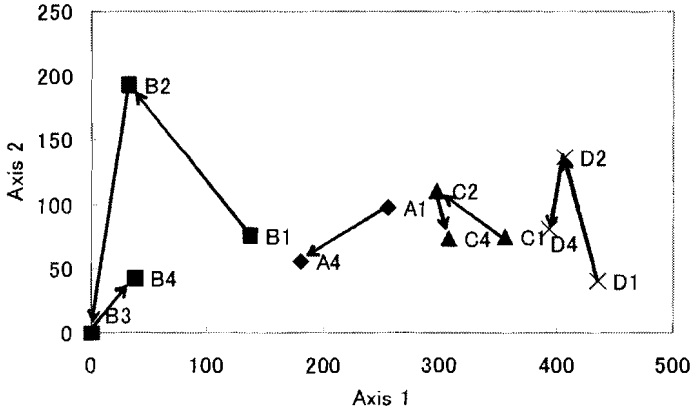

Fig.2. The transition of coordinates by DCA. Sites A1 and B1 were surveyed on 16 September 2005. C1 and D1 were surveyed on 17 September 2005. B2, C2 and D2 were surveyed on 2 June 2006. B3 was surveyed on 15 September 2006. A4, B4, C4 and D4 were surveyed on 4 June 2007.

ているとみられる．一方で，ホオノキ，ソヨゴなどの二次林構成種の値は大きく，第1軸の値は大きいものがより二次林的な環境を示し，小さいものが伐採跡地的な環境を示す軸であると考えられる．

さらに，第1軸とモウソウチクの稈密度が負の相関を持っていることから（Table 2），第1軸の値が，小さいほどモウソウチクの密度が高いプロットが位置するといえる．ただし，モウソウチクの純林といえるプロットAがプロットD，CとプロットBの中間に位置していることから，モウソウチク林化後の経過時間や元々墓地であったプロットBの土地利用履歴などが種組成に対して伐採以前から影響していたことも考えられる．

プロット内では伐採をしていないものの，周囲のモウソウチク稈の除去の影響を受けたプロットAでは，ヌルデ，アカメガシワなどの先駆的な木本が侵入しており，光条件が改善したと考えられる．DCAの第1軸の値も小さくなり，伐採跡地的な種組成に近づいたと考えられるほか，出現種数も増加していた（Table 2）．ただし，プロットBでみられた帰化植物は存在していないことから，周辺の伐採により光条件が改善したとはいえ，依然モウソウチクに被陰されているという光条件が，開放地に侵入する帰化植物を制限していたと考えられる．このことから，モウソウチク稈の皆伐をおこなわずとも，林床の光条件が改善されれば，出現する種数を増やすことは

Table 2. The number of species that appeared and culm density of *Phyllostachys pubescens*, with correlation coefficients for the DCA axes.

Plot	Date	Number of appeared species	Culm density of *Phyllostachys pubescens* (Namber / 100m^2)
A	16 September 2005	30	94
	4 June 2007	42	91
B	16 September 2005	26	56
	2 June 2006	57	65
	15 September 2006	60	65
	4 June 2007	45	90
C	17 September 2005	21	28
	2 June 2006	27	10
	4 June 2007	28	13
D	17 September 2005	18	9
	2 June 2006	24	10
	4 June 2007	26	11
The correlation coefficients			
Axis I		-0.81	-0.52
Axis II		-0.11	-0.09

Table 3. Density and height of *Phyllostachys pubescens* culms in each plot (100 m^2).

Plot	Year	Number of *Phyllostachys pubescens* culms				The height of *Phyllostachys pubescens* culm (m)
		Older than 2 years	First year	Dead culm	Total	
A	2005	88	6	10	104	19.5
	2006	94	1	10	105	19.5
	2007	86	5	14	105	19.5
B	2005	46	10	2	58	19.0
	2006	0	65	0	65	5.4
	2007	62	28	0	90	7.2
C	2005	28	0	2	30	18.5
	2006	10	0	0	10	17.0
	2007	10	3	0	13	17.0
D	2005	8	1	0	9	18.8
	2006	9	1	0	10	17.0
	2007	10	1	0	11	18.0

Phyllostachys pubescens culms in all of Plot B and part of Plot C were cut in September 2005.

可能であるといえる．このため，伝統的な竹林管理手法である密度管理によって稈密度を低下させ，林床の光環境を改善する管理手法も，生物多様性の維持を目標とした場合には効果的であると考えられる．

各プロットのモウソウチク稈の発生，枯死の状況は，プロットAで，新生稈，枯死稈とも本数が多く（Table 3），竹林が安定している状態にあった．また，2006年に発筍本数が少なかったが，これはLi *et al.*（1998）の示した発筍本数の隔年性によるものであるとみられる．また，二次林にモウソウチクが侵入する過程にあるプロットDでは，毎年1本の新生稈が記録されており（Table 3），鈴木ほか（2006）の指摘するゆるやかなモウソウチク林化が進行していると考えられる．

モウソウチクの伐採をおこなったプロットBでは，伐採後に本数の大幅な増加と稈の矮小化がみられたが（Table 3，Fig. 3），一部を伐採したのみのプロットCでは，稈がやや小さくなったもののプロットBにみられるような劇的なものではなかった．プロットBは伐採をおこなった部分のほぼ中央であり（Fig. 1），伊藤・山田（2005）の示した伐採後に稈を残した場所から離れた場所でより細い稈が発筍したという結果と合致している．また，伐採翌年に発筍した矮小化した稈は，藤井ほか（2005）で母竹林から離れた場所で発筍したササ状のものと形状が近似しているとみられる．そして，これらが倒伏することによって，地面を覆い他種の進入を妨げると同時に，迅速な光合成がおこなわれた結果，伐採2年後には，前年よりも稈径の太い筍を発生させ，素早い再生をはかることに成功したとみられる．

このように，皆伐後のモウソウチクの稈径と稈高は，皆伐翌年には大幅に減少したものの，特に草刈りを実施していない調査プロット内でも，他の種の影響を受けることなく，増大していた．このことから，一度皆伐した竹林においてもその後の管理をおこなわなかった場合には，再度竹林となる可能性が高いとみられる．このため，モウソウチクを排除し，

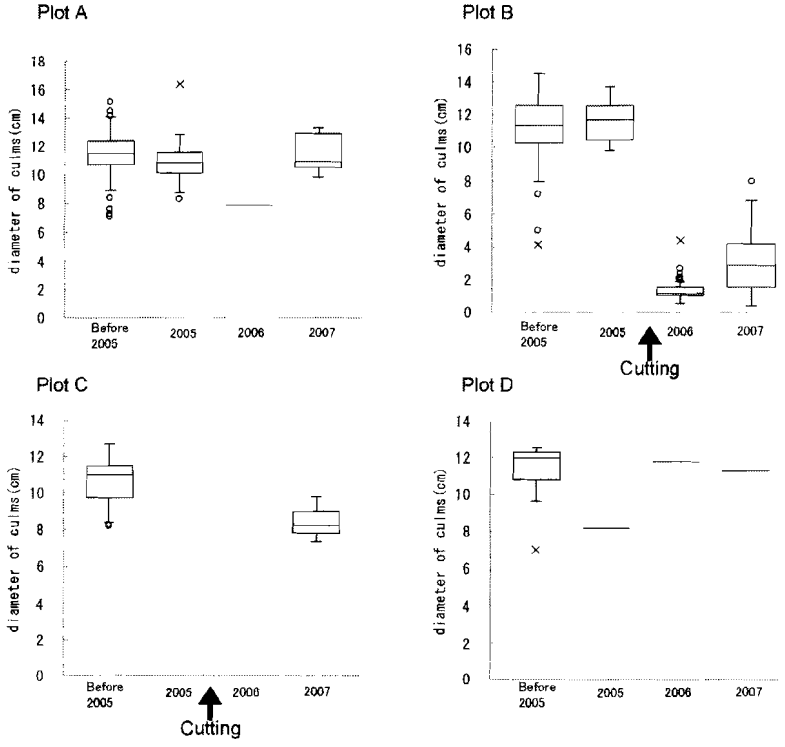

Fig.3. The diameter of new culms which appeared in each year. We cut down all culms in all of plot B and part of plot C from September 2005 to March 2006. Culm diameter in plot B in 2006 and 2007 was D_0; diameters measured in other plots and at other sampling times were diameter at breast height (DBH). In plot B, interactions (other than between 'before 2005' and '2005') were significantly different (P<0.01, ANOVA). In plot C, there was a significant difference between 'before 2005' and '2007' (P<0.01, T-test).

広葉樹林の再生をはかるためには，石田ほか（1999），藤井ほか（2005）が指摘するような継続的な伐竹が必要である．合わせて，伐採後は高木となる樹木の稚樹が少ないことから，高木となりうる木本を残すような選択的な刈り取りや，目標とする樹林を構成する樹種の植え付けなどの管理をおこなう必要があるといえる．また，モウソウチクの稈密度の管理によって林床の光条件を改善し，モウソウチクの皆伐後に林冠を構成することができる種を成長させた上で，モウソウチクを伐採するという手法も，伐採跡地に帰化植物の侵入させずに，スムーズに広葉樹林化を図る上で，有用な手法であると考えられる．

今後は，モウソウチク林化の経過年数，隣接群落のタイプやモウソウチクの駆逐方法の違いにより実施後の植生動態が異なっているのかを明らかにすることにより，より適切な竹林管理手法が開発されることが望まれる．

謝辞

本研究は，島根県水と緑の森づくり基金よりNPO法人緑と水の連絡会議（理事長：高橋泰子氏）の受けた助成金の一部を利用した．また，NPO法人緑と水の連絡会議の和田譲二氏ならびに里山保全ボランティアの皆様には，モウソウチクの伐採に関してご協力をいただいた．広島大学中越研究室の学生・大学院生には，現地調査の実施にご協力をいただき，議論の中で有益な意見を頂戴した．以上の組織と人々に対し，心から御礼申し上げます．

引用文献

荒生安彦・近藤知訓・本間寛康．2003．静岡県における放任竹林対策の取り組み．森林計画研究会会報 409: 11-16.

Braun-Blanquet, J. 1964. Pflanzensoziologie. Grundzuge der Vegetationskunde. 3. ed. 865pp. Springer-Verlag, Wien.

藤井義久・重松敏則・西浦千春．2005．北部九州における竹林皆伐後の再生過程．ランドスケープ研究 68: 689-692.

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

石田弘明・服部　保・今西朋子・加藤　文・高比良響・豊木麻由・山田真紀子・山崎香陽子．1999．三田市フラワータウンにおけるモウソウチク林の皆伐後の植生動態．人と自然 10: 29-40.

伊藤孝美・山田倫章．2005．モウソウチク林の侵入と繁殖特性．大阪府立食とみどりの総合技術センター研究報告 41: 11-18.

河原輝彦・加茂皓一・井鷺裕司．1987．伐採後のモウソウ竹林の再生過程．Bamboo Journal 5: 63-74.

Kendall, M. G. 1938. A new measure of rank correlation. Biometrika 30: 81-93.

Li, R., Werger, M. J.A., During, H. J. and Zhong, Z. C. 1998. Biennial variation in production of new shoots in groves of the giant bamboo *Phyllostachys pubescens* in Sichuan, China. Plant Ecology 135: 103-112.

永田和宏．2002．緑地・公園内竹林の市民管理．ランドスケープ研究 65: 302-305.

小椋純一．1988．近世以降の京都周辺竹林の変遷―都市周辺の自然景観に関する一考察―．京都精華大学紀要木野評論 19: 25-41.

Okutomi, K., Shinoda, S. and Fukuda, H. 1996. Causal analysis of invasion of broad-leaved forest by bamboo in Japan. Journal of Vegetation Science 7: 723-728.

島根県．1979．都道府県土地分類基本調査　表層地質図　石見大田・大浦．島根県，松江．

Suzuki, S. and Nakagoshi, N. in press. Expansion of bamboo forests caused by reduced bamboo-shoot harvest under different natural and artificial conditions. Ecological Research.

鈴木重雄・高橋泰子・菊池亜希良・中越信和．2006．モウソウチク拡大前線におけるモウソウチク稈の侵入過程．Hikobia 14: 477-482.

鳥居厚志・井鷺裕司．1997．京都府南部地域における竹林の分布拡大．日本生態学会誌 47: 31-41.

内村悦三．2005．タケと竹を活かす―タケの生態・管理と竹の利用―．196pp, 全国林業改良普及協会，東京．

上田弘一郎．1968．竹．238pp，毎日新聞社，東京．