

自然環境復元研究, 5(1):20–29, 2011

原著論文

## カンボジア・トンレサップ湖氾濫原の野焼き跡地への 侵略的外来低木 *Mimosa pigra* の侵入

荒木祐二<sup>1</sup>・平吹喜彦<sup>2</sup>・ドゥング ポウキイ<sup>3</sup>・塚脇真二<sup>4</sup>・富田瑞樹<sup>5</sup>・鈴木邦雄<sup>6</sup>

横浜国立大学 教育人間科学部<sup>1</sup>

東北学院大学 教養学部<sup>2</sup>

ピースインツアー<sup>3</sup>

金沢大学 環日本海域環境研究センター<sup>4</sup>

東京情報大学 総合情報学部<sup>5</sup>

横浜国立大学<sup>6</sup>

Yuji ARAKI, Yoshihiko HIRABUKI, Powkhy DOURNG, Shinji TSUKAWAKI, Mizuki TOMITA, Kunio SUZUKI: Recruitment of *Mimosa pigra*, An Invasive Alien Shrub, into the Burnt Site on Lake Tonle Sap Floodplain, Cambodia

自然環境復元研究, 5(1):20–29, 2011

原著論文

## カンボジア・トンレサップ湖氾濫原の野焼き跡地への 侵略的外来低木 *Mimosa pigra* の侵入

荒木祐二<sup>1</sup>・平吹喜彦<sup>2</sup>・ドゥング ポウキイ<sup>3</sup>・塚脇真二<sup>4</sup>・富田瑞樹<sup>5</sup>・鈴木邦雄<sup>6</sup>

横浜国立大学 教育人間科学部<sup>1</sup>

東北学院大学 教養学部<sup>2</sup>

ピースインツアー<sup>3</sup>

金沢大学 環日本海域環境研究センター<sup>4</sup>

東京情報大学 総合情報学部<sup>5</sup>

横浜国立大学<sup>6</sup>

Yuji ARAKI, Yoshihiko HIRABUKI, Powkhy DOURNG, Shinji TSUKAWAKI, Mizuki TOMITA, Kunio SUZUKI: Recruitment of *Mimosa pigra*, An Invasive Alien Shrub, into the Burnt Site on Lake Tonle Sap Floodplain, Cambodia

要旨：カンボジアの中央部に位置し、東南アジア最大の淡水湖であるトンレサップ湖の氾濫原には、高木の *Barringtonia acutangula* Korth. (サガリバナ科) が優占する季節浸水林が成立している。しかし、野焼き跡地や水路沿いなど強い人為圧がかかる場所では、侵略的外来低木の *Mimosa pigra* L. (マメ科) が高密度の藪を形成して、ユニークな生態と地域住民の生業に深刻な被害を与えている。本研究では、野焼き跡地にみられた *M. pigra* の発芽から定着、優占までの侵入初期過程を、*B. acutangula* との競合に注目しながら1年10か月間追跡し、*M. pigra* の防除と氾濫原の順応的マネジメントのあり方について検討した。調査はトンレサップ湖北縁部に位置するシェムリアップ近郊の氾濫原で、*B. acutangula* が優勢な藪（植生高6m程度）が約0.7haの範囲で伐採・野焼きされ、ほぼ裸地となった場所で実施した。現地調査は、2005年5月下旬の野焼き後から2007年3月まで、冠水期間（8～1月）の前後を含む4回にわたり実施した。焼け跡地に毎回50個の方形区（1m×1m）を無作為に設置し、植物社会学的な手法により植生を調べ、同時に各方形区の中央・地上高50cmで全天空写真を撮影して相対光量子束密度（RPPFD）を算出した。本研究によって明らかとなった野焼き跡地の植生回復過程は、以下のように要約される：（1）野焼き1週後の裸地に、まず先駆的つる性草本の *Merremia hederacea* Hallier f. (ウリ科) が、地下に残存する種子と植物体の双方から高頻度で侵

<sup>1</sup> 〒240-8501 横浜市保土ヶ谷区常盤台 79-7 Faculty of Education and Human Sciences, Yokohama National University.

<sup>2</sup> 〒981-3193 仙台市泉区天神沢二丁目 1-1 Faculty of Liberal Arts, Tohoku Gakuin University.

<sup>3</sup> Peace In Tour Angkor House No.318, Road Shivatha, Mondol-1, Sangkat Svaydangkum, Siem Reap, Kingdom of Cambodia

<sup>4</sup> 〒920-1192 金沢市角間町 Institute of Nature and Environmental Technology, Kanazawa University.

<sup>5</sup> 〒265-8501 千葉県千葉市若葉区御成台 4-1 Department of Environmental Information, Tokyo University of Information Sciences.

<sup>6</sup> 〒240-8501 横浜市保土ヶ谷区常盤台 79-1 Yokohama National University.

入し、(2) 1.9 か月後には、*M. hederacea* が被度 41.7% となって優勢となる一方、*B. acutangula* も萌芽由来の幼個体が成長し、2 方形区で被度 60% を越して局所的に優勢となった。*M. pigra* は、種子由来の実生が散在する程度だった。次に、(3) 冠水期間を経た 14.5 か月後には、主に萌芽から発生した *M. pigra* が急激に成長し、被度 64.2%、高さ 2.1m にもなって優占する状態となった。(4) 2 度目の冠水期間を経た 21.9 か月後には、*M. pigra* の優占状態はさらに顕著となって、高さ 2.9m、被度 90.2% に達して他種を完全に被圧するようになった。以上のことから、伐採・野焼きによる地上部の消失という著しい人為的攪乱を受けた氾濫原内陸部の立地では、*M. pigra* の萌芽による更新能力が勝り、この熱帯淡水湿地生態系の優占種である *B. acutangula* の定着が阻害されていることが示された。

**Abstract:** The forest of the seasonal floodplain of Lake Tonle Sap, Cambodia, the largest fresh water lake in South East Asia, is dominated by *Barringtonia acutangula* Korth (Lythraceae). However, the widespread invasion of the introduced shrub *Mimosa pigra* L. (Leguminosae) in areas affected by severe human impact, including burning off, is having serious implications for local flora. In this study, the processes of revegetation by *M. pigra* from establishment until dominance, were surveyed in an open area (ca. 0.7ha) from which the aerial parts of plants had been burnt off four times (before and after flooding) over a 21 month period. Vegetation was investigated by phytosociological methods in 50 randomly set 1m<sup>2</sup> quadrats and RPPFD calculated from a hemispherical photo taken 50cm above the center of each quadrat. The revegetation process was as follows: (1) one week after burning, *Merremia hederacea* Hallier f. (Cuculbitaceae), a pioneer species with herb climber, widely established, (2) 1.9 months after burning, *M. hederacea* widespread (41.7% coverage of quadrats), scattered *M. pigra* and *B. acutangula* in low densities, (3) 14.5 months after burning (following initial flooding), *M. pigra* regenerated primarily from sprouts growing more quickly than other species, dominant with high coverage (64.2%) and height (2.1m), (4) 21.9 months after burning (following second flooding), *M. pigra* dominance increased, with greater coverage (90.2%) and height (2.9m), other species covered completely. In the early stages of revegetation following burning on the Lake Tonle Sap floodplain, the recovery ability of *M. pigra* was clearly greater than that of *B. acutangula*, a dominant species in the region.

キーワード : *Mimosa pigra* L., *Barringtonia acutangula* Korth., 熱帯淡水湿地, 侵略的外来植物, トンレサップ湖氾濫原

**Keywords:** *Mimosa pigra* L., *Barringtonia acutangula* Korth., tropical fresh water wetland, alien invasive species, Tonle Sap floodplain

## I. はじめに

淡水湿地は生物多様性の解明の遅れとともにその劣化が著しい地域とされ、とくに熱帯淡水湿地の急速な荒廃は看過できない状況にある。生きている地球指数 (Living Planet Index) の手法に基づいた国連のミレ

ニアム生態系評価では、淡水の生態系において近年 30 年間で約半数の生息・生育個体数が減少したことが報告されている (Millennium Ecosystem Assessment, 2005)。その大きな要因の一つとして外来生物の侵入が挙げられ、地域本来の生物多様性はきわめて深刻で不可逆的な影響を受けている (IUCN, 2000)。

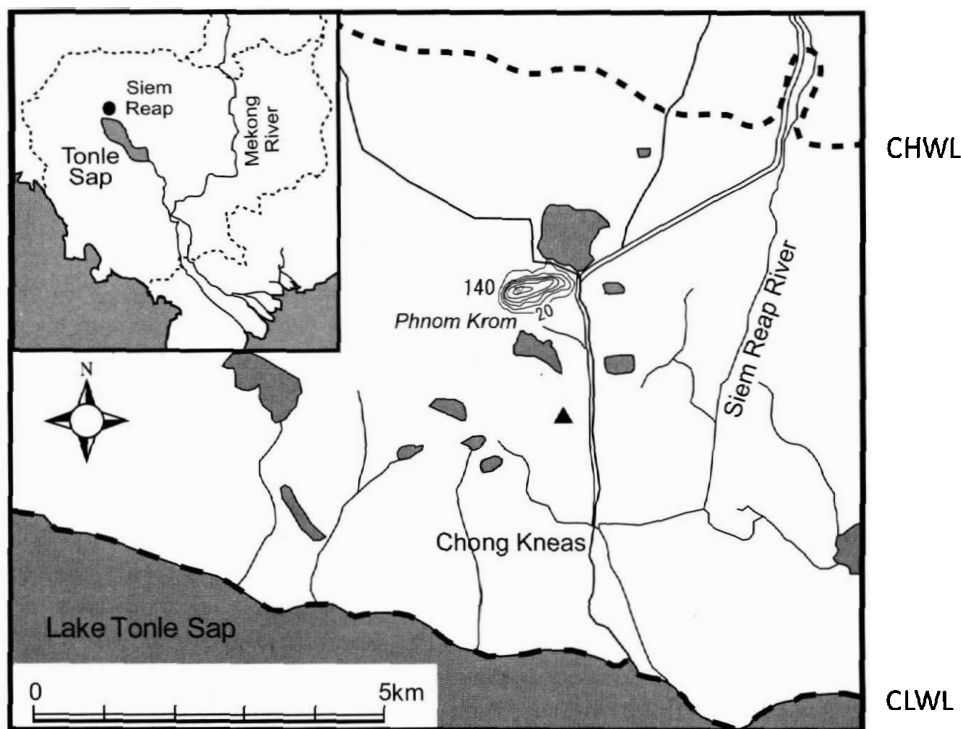


Fig. 1. Map of the study area (upper-left) and location of the site which revegetation was surveyed after burning (▲) on the Lake Tonle Sap floodplain. CHWL = coastline at the highest water-level, CLWL = coastline at the lowest water-level.

カンボジアの中央部に位置し、東南アジア最大の淡水湖であるトンレサップ湖を縁取る広大な氾濫原は、人口増加や社会・経済構造の変化、農耕地の乱開発により劣化が著しい状況にあり、固有の生物多様性の消失が懸念されている。この氾濫原にはサガリバナ科 (*Lecythydaceae*) の高木 *Barringtonia acutangula* Korth. が圧倒的に優占する浸水林が成立している (McDonald et al., 1997; Araki et al., 2007)。しかし、野焼き跡地やため池、水田、水路に沿った強い人為圧がかかる水辺では、外来低木種の *Mimosa pigra* L. (マメ科: *Leguminosae*) が高密度の藪を形成して、農業や漁業など地域住民の生業に深刻な被害を与えている (荒木, 2007)。

トンレサップ湖氾濫原の住民へのインタビューによると、かつてみられなかった *M. pigra* は 1980 年代後半から急激に増え始めたという。幹や枝は火がつきにくい上に、細木ですぐ燃え尽きてしまうため薪や炭として使えず、また家畜が食べないので飼料にもならないことから、トンレサップ湖氾濫原域ではほとんど利用価値のない植物とされている (荒木, 2007)。当該地

域において本種の防除・駆除は必然的に求められるが、野焼き等による攪乱後に *M. pigra* がどの時期にどれだけの量が侵入し、その後どんな成長・生残を示すのかといった個体群種生態学的データがほとんどない。

そこで本研究では、季節浸水林域において、*M. pigra* の侵入から定着までの初期遷移の過程を、野焼き直後から 1 年 10 か月間、*B. acutangula* との競合に注目しながら追跡し、熱帯淡水湿地生態系へ及ぼす影響を評価した。最後に、研究結果と既往の知見を総合的に鑑みた外来植物に対する順応的管理のあり方について考察した。

## II. 調査地の概要

野外調査は、トンレサップ湖の北西縁に位置するシェムリアップ市チョンクネアス地区の氾濫原で実施した (13°16' N, 103° 49' E; 海拔約 1~6m)。

チョンクネアス地区の北方約 10km に位置するシェムリアップ市市街地付近の 2005 年の年平均気温は 27.8°C、年間降雨量は 926mm/年で、降雨量の 89%が

雨季に集中する (Okumura et al., 2005)。モンスーン気候帯に位置し、なおかつメコン河の遊水池として機能するトンレサップ湖では、季節に応じた水位変動が顕著で、湖面面積は最低水位期 (5 月) の 2,500km<sup>2</sup> から、最高水位期 (10 月) の 10,000~20,000km<sup>2</sup> まで劇的、かつ周期的に変動する (Tanaka et al., 2003)。これに応じて、水深は 1m 以下からおよそ 10m にまで上下する (MRCS/WUP-FIN, 2007)。

非冠水期の当該地域の植生について、Araki et al. (2007) は、植物社会学的手法および多変量解析によって次の 7 型の植生タイプを識別している: (1) Cultivated field, (2) Fallow field, (3) Shrub, (4) Tall-shrub, (5) Scrub, (6) Open forest, (7) Closed forest。これら 7 つの植生タイプは、冠水期間と人為 (土地利用) の影響を強く受けて、トンレサップ湖氾濫原の内陸側から湖岸にかけてモザイク状を呈しながらもほぼ成帯的に配列している。そして、どの植生タイプにも *B. acutangula* が出現し、人為から解放された植分では優占状態を示す。一方で、高水位期になると氾濫原は水没して、湖心側では *B. acutangula* 高木 (樹高約 11m) の林冠部だけが水面上に突出した状態となる。この時期の植生について、Hirabuki et al. (2009) は、水生植物が繁茂する植生が広がり、湖心部から内陸部にかけて、無植生湖面→浮遊植物群→浮遊植物・浮葉性抽水植物・沈水植物群→沈水植物・浮葉植物群→抽水植物群といった植生景観的な配列が形成されることを示している。このうち、浮遊植物群と浮遊植物・浮葉性抽水植物・沈水植物群の一部は、*B. acutangula* の林冠間にマット状の植物群落を形成する。

### III. 材料と方法

#### *Mimosa pigra* L.

*M. pigra* は、マメ科オジギソウ属の一種で、熱帯アメリカ原産の多年生木本植物である。IUCN が選定した世界の外来種ワースト 100 にも指定され、アフリカやアジア、オーストラリアなどの熱帯淡水湿地に侵入・繁殖し、地域固有の生態系にもっとも悪い影響を及ぼす外来種の一つであるとみなされている (Hanley et al., 1995; Buckley et al., 2004)。

本種は樹高が約 4~6m に達する低木で、火を放っても地下器官や種子が生き残って再生する。冠水した土壌中の無酸素状態に対する耐性も有している (Miller et al., 1981)。湿地でも乾燥地でも良好な光環境下であれば、1 日あたり約 1cm の割合で素早く成長し、生育域を 1 年間でおよそ 2 倍に拡大する (Lonsdale, 1993)。また、植物体全体が鋭い刺で覆われ、刺には有毒成分

が含まれているため、住民も家畜も近づかない。種子は 15 年にも及ぶ長い休眠期間を持ち (Lonsdale et al., 1988)、散布数は 1m<sup>2</sup> あたり 9,000~12,000 個にも達して (Lonsdale, 1992)、水散布や動物散布により広域に運ばれる。

本種を駆除する取り組みとしては、オーストラリア北部の湿地で、除草剤を散布したり (Miller et al., 1992; Paynter, 2003)、原産地の摂食昆虫を幼個体に植え付ける (Heard et al., 2005) などの方法が試みられているが、未だ根本的な解決策は見出されていない。

#### 調査方法

現地調査は、最低水位期の湖岸線から約 3.5km 内陸側に位置する、Araki et al. (2007) が Tall-shrub (平均植生高 6.5m, 平均出現種数 15.7 種/100m<sup>2</sup>) と定義した林分の跡地で実施した。野焼きされた面積はおおよそ 120m × 60m で、野焼き直後の調査地は、*B. acutangula* の亜高木 (樹高約 6m) が半ば立ち枯れ、低木・草本層の個体は地上部がほぼ全焼・枯死した状態にあった。乾季の前半に強度の択伐がなされ、末期に火が入れられたものと推察された。

氾濫原植生の回復過程を明らかにするために、2005 年 5 月下旬の野焼きから、(1) 約 1 週後の 2005 年 6 月 2 日 (低水位期; Photo 1 (a)) と (2) 1.9 か月後の 2005 年 7 月 21 日 (水没直前期; Photo 1 (b)), (3) 冠水期間を経た 14.5 か月後の 2006 年 8 月 5 日 (水没直前期; Photo 1 (c)), および (4) 2 度目の冠水期間を経た 21.9 か月後の 2007 年 3 月 15 日 (低水位期; Photo 1 (d)) に、植物社会学的な植生調査を実施した。調査は、それぞれの調査時期で焼け跡地全面に散らばるように 50 か所の方形区 (1m × 1m) を無作為に設置し、地上高と植被率を調べた上で、個々の出現種について優占度と群度を Braun-Blanquet (1964) の基準に準じて評価する方法で行った。種ごとの平均植被率の解析にあたっては、Braun-Blanquet スケールの優占度階級を中央値に換算して用いた (5: 87.5, 4: 62.5, 3: 37.5, 2: 15.0, 1: 3.0, +: 0.5)。また、*M. pigra* と *B. acutangula* については、個々の方形区で個体数と発生の由来 (萌芽か、実生か) を確認した。

同時に林床の光環境を把握するために、デジタルカメラ (Coolpix 4500, Nikon) に魚眼レンズ (Fish Eye Converter FC-E8, Nikon) を取り付け、各方形区の中央部・地上高 50cm で全天空写真を撮影した。撮影した全天空写真はコンピュータに取り込み、Winphot software version 5.0 (Ter Steege, 1996) を用いて相対光量子束密度 (RPPFD: relative photosynthetic photon flux density) を算出した。

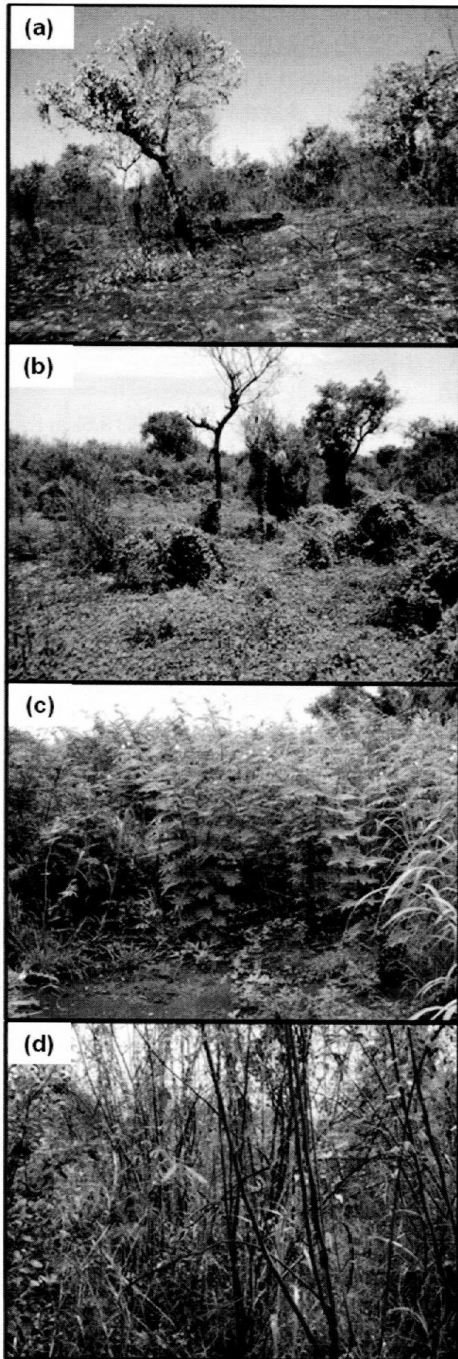


Photo 1. Study site and revegetation after burning. (a) one week after burning (Jun. 2005), (b) 1.9 months after burning (Jul. 2005), (c) 14.5 months after burning (Aug. 2006), (d) 21.9 months after burning (Mar. 2007).

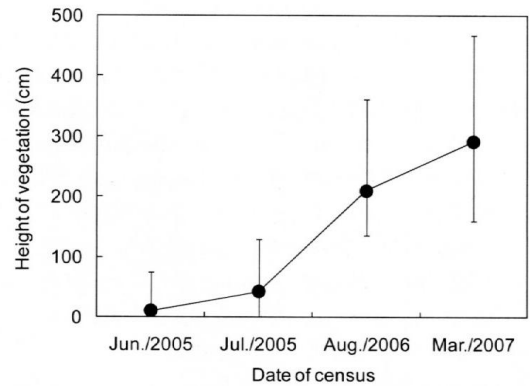


Fig. 2. Chronological change in the means of vegetation height after burning. Number of quadrates surveyed is 50 for each date of census, and the means are significantly different at  $P < 0.01$  (one way ANOVA followed by Tukey HSD test) Bars indicate the maximum and minimum values.

#### IV. 結果

##### 植被の回復

野焼き 1 週後 (2005 年 6 月 2 日) の平均植生高は  $10.4 \pm 14.1$  cm (平均  $\pm$  標準偏差, 以下同様に表示) であったが, 1.9 か月後には  $42.4 \pm 28.3$  cm になり, その後, およそ半年間の冠水期間を経た 14.5 か月後には  $209.6 \pm 44.5$  cm に達していた (Fig. 2)。さらに 2 度目の冠水期間を経た 21.9 か月後には  $291.3 \pm 59.2$  cm となって, それ以前の 3 調査時期と比較して有意に伸長していた (ANOVA,  $P < 0.001$ ; Tukey HSD,  $P < 0.01$ )。

同様に, 植被率の変化をみると, 野焼き 1 週後はすべての方形区 ( $n=50$ ) が優占度 2 以下の階級に含まれ, ほとんど裸地の状態であったが, 1.9 か月後には優占度 2 以下の方形区は 30% (15 方形区) に減少し, 優占度 4 以上の方形区が 42% (21 方形区) となった (Fig. 3)。14.5 か月後には優占度 4 以上の方形区が全体の 96% (48 方形区) を占め, 21.9 か月後には全体の 96% (48 方形区) が優占度 5 となって, 密生した藪が形成されるようになった (Fig. 3)。

こうした植被の発達に伴い, 地上 50cm における RPPFD は, 野焼き 1 週後 ( $90.1 \pm 9.4\%$ ) から 1.9 か月後 ( $85.2 \pm 13.5\%$ ) にかけては有意な違いこそ認められなかったものの (Tukey HSD,  $P=0.274$ ), 14.5 か月後には  $63.3 \pm 14.9\%$  となり, さらに 21.9 か月後には  $33.6 \pm 14.4\%$  となって有意に低下していった (ANOVA,  $P < 0.001$ ; Turkey HSD,  $P < 0.001$ ; Fig. 4)。

*B. acutangula* 幼個体の定着数の推移をたどると, 野焼き 1 週後には 4 方形区に 4 個体 (すべて萌芽由来) が認められたにすぎず, 1.9 か月後でも 6 方形区に 6 個体 (すべて萌芽由来) と大きく変わらなかった (Fig. 4, Table 1)。14.5 か月後には 12 方形区に 16 個体 (萌

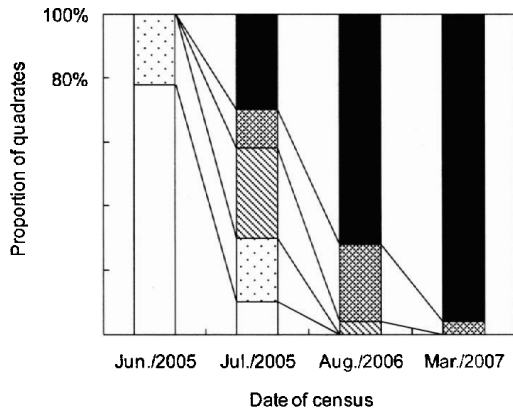


Fig. 3. Chronological change in proportion of the dominance scale of Braun-Blanquet (1964) after burning. Number of quadrates surveyed is 50 for each date of census. Each dominance scales is represented by different symbols: ■: 5; ▨: 4; ▩: 3; ◻: 2, □: 1.

芽由来は 13 個体) とやや増えたものの、21.9 か月後には 6 方形区に 8 個体 (すべて萌芽由来) と低密度になった。

RPPFD は、野焼き 1 週後と 14.5 か月後において、*B. acutangula* の幼個体が出現する方形区の方が出現しない方形区よりも有意に低くなった (t-tests,  $P < 0.05$ ; Fig. 4)。

#### 構成種の変遷

野焼き 1 週後の種組成をみると、以下の 4 つの特徴が見いだされた (Table 1): (1) 方形区あたりの出現種数は  $1.3 \pm 1.0$  種と極めて少なかった。(2) 先駆的つる性草本の *Merremia hederacea* Hallier f. (ウリ科) が、平均被度 2.6% と低いものの、高頻度 (36 方形区) で出現した。(3) *M. pigra* は実生がわずかに生育する程度であった (平均被度 0.3%; 6 方形区で検出)。(4) *B. acutangula* は萌芽由来の個体がわずかに認められた程度であった (平均被度 0.1%; 4 方形区で検出)。

1.9 か月後には、(1) 方形区あたりの出現種数は  $2.0 \pm 1.0$  種と低いままであったが、(2) *M. hederacea* の平均被度が 41.7% に達し、46 方形区に出現した。(3) 一方、*M. pigra* は依然として実生がわずかに生育する程度で、野焼き 1 週後と大きな違いはみられなかった (平均被度 0.3%; 6 方形区で検出)。(4) *B. acutangula* は、出現した方形区が 6 と少ないものの、萌芽由来の幼個体が成長して平均被度はやや高くなり (2.8%), 2 方形区で被度 60% を越して局所的に優勢となった。

14.5 か月後にはそうした状況が一変し、(1) *M.*

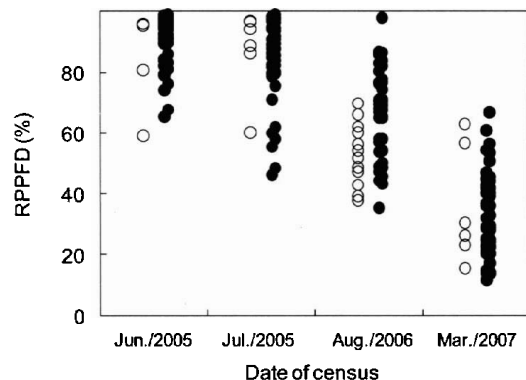


Fig. 4. Chronological change in RPPFD after burning. Number of quadrates surveyed is 50 for each date of census. Open and closed circles are quadrates of the *Barringtonia acutangula* observed and those of the not observed, respectively, and asterisks indicate significantly different between two types of quadrates (t-tests,  $P < 0.05$ ). Different alphabetical letters indicate significantly different between two dates of censuses at  $P < 0.001$  (one way ANOVA followed by Tukey's HSD test).

*pigra* がすべての方形区に出現し、平均被度 64.2% となって優占するようになった。(2) これに対して、*M. hederacea* は高頻度で出現するものの (46 方形区)、平均被度は 7.0% まで著しく低下した。(3) *B. acutangula* は、出現した方形区が 12 とやや増すものの、平均被度は 2.1% に低下した。(4) この時期には、*Mollugo oppositifolia* L. や *Sphenoclea zeylanica* Gaertn., *Cyperus pilosus* Vahl などの草本類が混交するようになり、平均出現種数は  $7.5 \pm 2.7$  種となって、ほぼ 1 年前 (1.9 か月後の調査時) と比べて有意に増加した (t-test,  $P < 0.001$ )。

さらにその半年ほど後 (21.9 か月後の調査時) には、

(1) *M. pigra* の平均被度は 90.2% となり、葉層がうっぺいするようになった。(2) *M. hederacea* はここでも高頻度で出現するが (41 方形区で検出)、平均被度は 2.2% まで低下し、(3) *B. acutangula* の出現は 6 方形区とわずかとなった。(4) 一方、*M. oppositifolia* や *Sorghum halepense* Pers. などの草本、*Morinda persicaefolia* Buch.-Ham. や *Derris laotica* Gagnep. などのつる性低木が新たに混生するようになり、(5) 平均出現種数は  $7.0 \pm 1.5$  種と前回調査と同じ水準を保った (t-test,  $P = 0.244$ )。

Table 1. Plant list and vegetational characteristics at each date of census, with mean height of vegetation, mean coverage of vegetation, mean number of species appeared, number of quadrats in which *B. acutangula* appeared and number of quadrats censused. Numbers and the symbol '+' are the mean coverage values according to the constancy scale of Braun-Blanquet, and '+' means its value < 0.01. Side data in Roman numbers are appearance frequency; I = 1-20%, II = 21-40%, III = 41-60%, IV = 61-80%, V = 81-100%.

Date of census		Jun./2005	Jul./2005	Aug./2006	Mar./2007				
Mean height of vegetaion (cm)		10.4±14.1	42.4±28.3	209.6±44.5	291.3±59.2				
Mean coverage of vegetation (%)		4.0±5.7	48.9±33.7	83.9±14.5	91.7±8.7				
Mean number of species (/quadrat)		1.3±1.0	2.0±1.0	7.5±2.7	7.0±1.5				
Number of quadrats in which <i>B. acutangula</i> appeared		4	6	12	6				
Number of quadrats censused		50	50	50	50				
Leguminosae	<i>Mimosa pigra</i> L.	0.31	I	0.32	I	64.15	V	90.20	V
Convolvulaceae	<i>Merremia hederacea</i> Hallier f.	2.60	IV	41.72	V	6.96	V	2.17	V
Lecythidaceae	<i>Barringtonia acutangula</i> Korth.	0.07	I	2.84	I	2.10	II	0.03	I
Rubiaceae	<i>Morinda persicaefolia</i> Buch.-Ham.	0.94	I	1.14	II	0.10	II	1.28	III
Verbenaceae	<i>Gmelina asiatica</i> L.	0.21	I	1.90	II	0.19	I	0.54	II
Leguminosae	<i>Derris laotica</i> Gagnep.	+	I	0.08	I	0.86	II	0.81	III
Apocynaceae	<i>Parameria laevigata</i> (A.L.Juss.) Moldenke	+	I	0.24	I	0.02	II	+	I
Euphorbiaceae	<i>Hymenocardia wallichii</i> Tul.	•		1.46	I	0.06	I	0.40	I
Euphorbiaceae	<i>Croton krabas</i> Gagnep.	•		0.08	I	0.19	I	0.16	I
Convolvulaceae	<i>Ipomoea aquatica</i> Forssk.	•		0.02	I	0.06	I	+	I
Molluginaceae	<i>Mollugo oppositifolia</i> L.	•		•		10.01	IV	2.89	IV
Poaceae	<i>Pseudoraphis spinescens</i> (R.Br.) Vickery					1.69	II	0.02	I
Poaceae	<i>Paspalum scrobiculatum</i> L.					1.20	I	0.01	I
Poaceae	<i>Sorghum halepense</i> Pers.					1.04	II	1.01	IV
Cyperaceae	<i>Fimbristylis</i> sp.					0.30	I	0.03	I
Combretaceae	<i>Combretum trifoliatum</i> Vent.					0.15	II	0.38	II
Euphorbiaceae	<i>Phyllanthus reticulatus</i> Poir.					0.02	II	0.24	II
Sphenocleaceae	<i>Sphenoclea zeylanica</i> Gaertn.					06	III	•	
Cyperaceae	<i>Cyperus pilosus</i> Vahl					0.74	III		
Poaceae	<i>Isachne confusa</i> Ohwi					0.31	I		
Scrophulariaceae	<i>Lindernia crustacea</i> (L.) F.Muell.					0.12	I		
Cyperaceae	<i>Fimbristylis miliacea</i> Vahl					0.06	I		
Scrophulariaceae	<i>Lindernia antipoda</i> (L.) Alston					0.06	I		
Sterculiaceae	<i>Melochia corchorifolia</i> L.					0.06	I		
Polygonaceae	<i>Polygonum tomentosum</i> Wall.					0.06	I	0.02	
Verbenaceae	<i>Vitex holoadenon</i> Dop					0.06	I	+	
Tiliaceae	<i>Brownlowia paludosa</i> (Kosterm.) Kosterm.					0.01	I	+	
Rubiaceae	<i>Hedyotis diffusa</i> Spreng.					0.01	I	•	
Scrophulariaceae	<i>Lindernia angustifolia</i> Wettst.					0.01	I		
Dilleniaceae	<i>Dillenia hookeri</i> Pierre					+	I		
Euphorbiaceae	<i>Phyllanthus taxodiifolius</i> Beille					+	I		
Leguminosae	<i>Acacia thailandica</i> I.C.Nielsen					+	I		
Leguminosae	<i>Aeschynomene indica</i> L.					+	I		
Poaceae	<i>Echinochloa crus-galli</i> (L.) P.Beauv.					+	I		
Poaceae	<i>Panicum repens</i> L.					+	I		
Pontederiaceae	<i>Eichhornia crassipes</i> Solms					•		0.37	II
Poaceae	<i>Panicum capillare</i> L.					•		0.09	II
Asteraceae	<i>Grangea maderaspatana</i> Poir.					+	I	0.02	II
Passifloraceae	<i>Passiflora foetida</i> L.					•		0.02	II
Onagraceae	<i>Ludwigia hyssopifolia</i> (G.Don) Exell					•		0.01	I
Sapindaceae	<i>Cardiospermum halicacabum</i> L.					•		0.01	I
Asteraceae	<i>Eclipta prostrata</i> L.					•		+	I
Malpighiaceae	<i>Hiptage triacantha</i> Pierre					•		+	I



## V. 考察

### 氾濫原の焼け跡地における植生回復

およそ半年間の周期的冠水に見舞われるトンレサップ湖の氾濫原で、野焼き後の植生回復を1年10か月間追跡した結果(方形区数は50)、以下の植生変遷が明らかとなった。野焼き1週後の地上部がほぼ焼失し、焦げた地表が露出した立地に、まず、(1) 先駆的つる性草本の *M. hederacea* が、種子と残存植物体の双方から高頻度で侵入し(植生高  $10.4 \pm 14.1$  cm, 植被率  $4.0 \pm 5.7\%$ )、(2) その1.9か月後には *M. hederacea* の平均被度が41.7%となって優勢となった(植生高  $42.4 \pm 28.3$  cm, 植被率  $48.9 \pm 33.7\%$ )。次に、(3) 冠水期間を経た14.5か月後には実生由来の *M. pigra* が平均被度64.1%となって優占し、キャノピーを形成するようになった(植生高  $209.6 \pm 44.5$  cm, 植被率  $83.9 \pm 14.5\%$ )。さらに、(4) 2度目の冠水期間を経た21.9か月後には、*M. pigra* が圧倒的に優勢となり(平均被度90.2%)、葉層をうっぺいさせて他種の生育を妨げるようになった(植生高  $291.3 \pm 59.2$  cm, 植被率  $91.7 \pm 8.7\%$ )。

また、野焼きから14.5か月が経過した調査地では、*M. pigra* 以外にも以下の多数の木本植物の幼個体が確認され、それらはAraki et al., (2007) が Tall-shrub と識別した焼失前の植生タイプを特徴づける種であった: *B. acutangula*, *M. persicaefolia*, *Gmelina asiatica* L., *D. laotica*, *Hymenocardia wallichii* Tul., *Croton krabas* Gagnep., *Vitex holoadenon* Dop, *Combretum trifoliatum* Vent., *Phyllanthus reticulatus* Poir., *Brownlowia paludosa* (Kosterm.) Kosterm., *Hiptage triacantha* Pierre。

本調査地は、トンレサップ湖の季節的・周期的な水位変動にもなっており、約半年間の冠水と乾燥が繰り返される立地に位置する。したがって、ここで生活する種はまず、こうした劇的な環境の変化、とりわけ長期の冠水に耐えうる特性を有していることが不可欠となる。*M. pigra* や *B. acutangula* を含む氾濫原に生育する樹種の幼個体は、全身が水没すると落葉し、水位が下がって地表が露出した直後に一斉に展葉を開始している。また、極相種である *B. acutangula* の幼個体では地上部に比して大きな地下器官を有していることも観察されている。*M. pigra* は、冠水した土壤中の無酸素環境下でも生き延びることができ(Miller et al., 1981)、地上部が焼失しても、茎から新芽を出して再生することが示されている(Lonsdale and Miller, 1993)。こうした特性は、地上部の喪失をもたらす野焼きに対しても有効に機能するであろうと推察されるが、環境

ストレスや攪乱と関係づけた植生遷移の機構についての調査・研究は今後の課題となる。

### *M. pigra* の駆除と氾濫原の順応的管理に向けて

*M. pigra* の駆除に関しては、オーストラリア北部の熱帯淡水湿地において、藪に火を放った後に数種類の除草剤(例えば、フルロキシピ(FLUROXYPIR)、テブチウロン(TEBUTHIURON)、メトスルフロメチル(METSULFURON METHYL)など)を散布する方法が実施されている(Miller et al., 1992; Lonsdale and Miller, 1993; Buckley et al., 2004)。また、生態学的な駆除としては、原産地のメキシコで *M. pigra* の幼個体を被食している蛾の一種 *Neurostrota gunniella* (ホソガ科(Gracillariidae)) や甲虫の一種 *Malacorhinus irregularis* (ハムシ科(Chrysomelidae)) を利用して、*M. pigra* の成長と生産力にダメージを与える手法が試みられている(Paynter, 2003; Heard et al., 2005)。しかし、いずれも試験的な段階に留まっており、まして高い生物固有性・多様性と生産性を有するトンレサップ湖の氾濫原(Bailleux, 2003)において、こうした手法は馴染まない。

Araki et al. (2007)によれば、氾濫原の原植生と推定された *B. acutangula* 林の閉鎖林冠下において、*M. pigra* が生育することはほとんどなかった。また、水田が放棄されて2~3年を経過した Fallow Field (植生高1.1m程度の開空地)においても、*B. acutangula* は顕著に侵入する反面、*M. pigra* の生育はごくわずかであった。したがって、野焼き跡地で今回記載された *M. pigra* 実生の顕著な侵入、高密度な個体群の形成、うっぺいしたキャノピー構築による他種の被陰は、ある意味、特異的な植生回復パターンの事例とみなすこともできる。今後は、トンレサップ湖氾濫原における *M. pigra* の種子発芽、実生の樹形構築や光合成産物配分の実態・生理的背景を、土壌環境(乾湿や地温、栄養素濃度、アレロパシー)と関連づけながらさらに詳しく調べた上で、*B. acutangula* などの在来種の成長を促しながら *M. pigra* を駆除する適切な手法を見出すことが求められる。

*M. pigra* のような旺盛な繁殖力を有する外来種は、生育可能な環境にいったん侵入すると、瞬く間に増殖して在来種のハビタットを奪ってしまう(Braithwaite, 1989)。その過程で在来種の多くが絶滅の危機にさらされ、元来の生態系が変質してしまった先例も少なからず認められる。とくにメコン河と並んで、カンボジアの生物多様性、水産・水資源の要であるトンレサップ湖の氾濫原(Bailleux, 2003)に侵略的外来種が侵入してしまうと、程なく生物相が激変し、そして資源が

枯渇して、住民の生活基盤が失われてしまう事態にもなりかねない。*B. acutangula* 季節浸水林に象徴される氾濫原生態系と、その恩恵としての生物資源に関する持続可能なマネジメントの一日も早い策定・実施が期待されている。野焼きのあり方を考慮に入れた *M. pigra* の駆除にかかわる順応的な管理手法の構築は、その試金石といえるだろう。

## 謝辞

本研究は、ユネスコ MAB-IHP 合同プログラム「カンボジアのトンレサップ生物圏保護区における生態学的ならびに水文学的調査および若手研究者の養成」(506RA2009: 研究代表者 塚脇真二)、および文部科学省科学研究費補助金による研究プロジェクト(18650236, 19404003, 22650197)の一環として実施したものである。カンボジア王国のアンコール遺跡整備機構、資源局、水資源気象局のスタッフの皆さまには現地調査にご支援・ご協力いただいた。心より感謝申し上げます。

## 引用文献

荒木祐二 (2007) 熱帯氾濫原における植生インベントリーと植物資源の利用形態特性に関する研究 — トンレサップ湖氾濫原を例として —. 横浜国立大学技術マネジメント研究, 6: 35-49.

Araki, Y., Hirabuki, Y., Powkhy, D., Rachna, C., Tsukawaki, S., Tomita, M. and Suzuki, K. (2007) Influence of large seasonal water-level fluctuations and human impact on the vegetation of Lake Tonle Sap. Forest Environments in the Mekong River Basin. (Sawada, H., Araki, M., Chappell, N.A., LaFrnkie, J.V., and Shimizu, A. eds.), Part III Forest Ecology, 281-294. Springer, Tokyo.

Bailleux, R. (2003) The Tonle Sap Great Lake: A pulse of life. 153pp. FAO. Asia Horizons Books, Bangkok.

Braithwaite, R.W., Lonsdale, W.M. and Estbergs, J.A. (1989) Alien vegetation and native biota in tropical Australia: the spread and impact of *Mimosa pigra*. Biological Conservation 48, 189-210.

Braun-Blanquet, J. (1964) Pflanzensoziologie: Grundzüge der Vegetationskunde, 3 Aufl. 865pp. Springer-Verlag, Wien and New York.

Buckley, Y.M., Rees, M., Paynter, Q. and Lonsdale,

M. (2004) Modelling integrated weed management of an invasive shrub in tropical Australia. Journal of Applied Ecology, 41 (3): 547-560.

Harley, K., Gillet, J., Winder, J., Forno, W., Segura, R., Miranda, H. and Kassulke, R. (1995) Natural enemies of *Mimosa pigra* and *M. berlandieri* (Mimosaceae) and prospects for biological control of *M. pigra*. Environmental Entomology, 24: 1664-1678.

Heard, T.A., Paynter, Q., Chan, R. and Mira, A. (2005) *Malacorhinus irregularis* for biological control of *Mimosa pigra*: host specificity, life cycle, and establishment in Australia. Biological Control, 32: 252-262.

Hirabuki, Y., Araki, Y., Powkhy, D., Tsukawaki, S., Suzuki, K., Sokrithy, I. and Rachna, C. (2009) Herbaceous aquatic vegetation in Lake Tonle Sap at peak flooding: a case study at Chong Khnies, Southern Siem Reap. Treatises of Faculty of Liberal Arts Tohoku Gaku University, 152: 57-68.

IUCN. (2000) IUCN Guidelines for the Prevention of Biodiversity Loss caused by Alien Invasive Species. Approved by the 51st Meeting of the IUCN Council, Gland, Switzerland, February 2000 (available at [www.iucn.org](http://www.iucn.org)).

Lonsdale, W.M. (1992) The biology of *Mimosa pigra*. A Guide to the Management of *Mimosa pigra* (Harley, K.L.S. ed.), 8-32. CSIRO, Canberra.

Lonsdale, W.M. (1993) Rates of spread of an invading species — *Mimosa pigra* in northern Australia. Journal of Ecology, 81: 513-521.

Lonsdale, W.M., Harley, K.L.S. and Gillet, J.D. (1988) Seed bank dynamics in *Mimosa pigra*, an invasive tropical shrub. Journal of Applied Ecology, 25: 963-976.

Lonsdale, W.M. and Miller, I.L. (1993) Fire as a management tool for a tropical woody weed: *Mimosa pigra* in northern Australia. Journal of Environmental Management, 39: 77-88.

McDonald, J.A., Bunnat, P., Virak, P. and Bunton, L. (1997) Plant communities of the Tonle Sap floodplain. Final Report in Contribution to the Nomination of Tonle Sap as a Biosphere Reserve for UNESCO's Man in the Biosphere Program. 30pp.+appendices, figures and maps. UNESCO, Phnom Penh.

Millennium Ecosystem Assessment. (2005)

- Ecosystems and Human Well-being: Wetlands and Water Synthesis. 68pp. World Resources Institute, Washington, DC.
- Miller, I.L., Nemestothy, L. and Pickering, S.E. (1981) *Mimosa pigra* in the Northern Territory. Technical Bulletin No. 51. Department of Primary Production, Berrimah.
- Miller, I.L., Napompeth, B., Forno, I.W. and Siriworakul, M. (1992) Strategies for the integrated management of *Mimosa pigra*. A Guide to the Management of *Mimosa pigra* (Harley, K.L.S. ed.), 110–115. CSIRO, Canberra.
- MRCS/WUP-FIN (2007) Final Report – Part 2: Research findings and recommendations. WUP-FIN Phase 2 – Hydrological, Environmental and Socio-Economic Modelling Tools for the Lower Mekong Basin Impact Assessment. Mekong River Commission and Finnish Environment Institute Consultancy Consortium, Vientiane, Lao PDR. 126 pp. Available on-line at <http://www.eia.fi/wup-fin/wupfin2/publications.htm>
- Okumura, Y., Endoh, S., Darith, E. and Oyagi, H. (2005) Meteorological Characteristics of Siem Reap City, Cambodia. Proceedings of the International Symposium on Evaluation of Mechanisms Sustaining the Biodiversity in Lake Tonle Sap, Cambodia, 80-82. EMSB, Phnom Penh.
- Paynter, Q. (2003) Integrated weed management: effect of herbicide choice and timing of application on the survival of a biological control agent of the tropical wetland weed, *Mimosa pigra*. *Biological Control*, 26: 162–167.
- Tanaka, M., Sugimura, T., Tanaka, S. and Tamai, N. (2003) Flood drought cycle of Tonle Sap and Mekong Delta area observed by DMSP-SSM/I. *International Journal of Remote Sensing*, 24(7): 1487-1504.

受付日 : 2010年11月30日  
受理日 : 2011年10月 8日