ISSN 0915－4698

環動昆

原　著

永田斉寿・飯塚日向子・北原正彦：福島県いわき市郊外山域のチョウ類群集における成虫の食物資源利用様式 …… 153

柳川 綾・清水 進：昆虫病原性糸状菌分生子のイエシロアリ腸内からの検出（英文）…… 161

柳生将之・中村寛志・宮崎敏孝：天竜川水系の山地河川，藤沢川における大規模洪水がイワナにおよぼす影響 …… 169

研究奨励賞受賞論文

広渡俊哉：鱗翅目昆虫を利用した森林環境の評価に関する研究 …… 177

解　説

今井長兵衛：ウエストナイルウイルスの西半球侵入と流行実態 …… 189

第19回日本環境動物昆虫学会年次大会印象記 …… 199
会　報 …… 201
投稿規定 …… 212
総 目 次 …… 217

Vol. 18
4
2007

日本環境動物昆虫学会

Jpn. J. Environ. Entomol. Zool. 18 (4) ：153－160 (2007)
環動昆　第18巻　第4号：153－160 (2007)

Original Article

福島県いわき市郊外山域のチョウ類群集における成虫の食物資源利用様式

永田斉寿[1)]・飯塚日向子[1)]・北原正彦[2)]

1）福島県立勿来高等学校
2）山梨県環境科学研究所

（受領　2007年6月11日；受理　2007年11月13日）

Food resource usage patterns of adult butterfly communities in the suburban mountainous areas of Iwaki City, Fukushima Prefecture. Narihisa Nagata[1)], Hinako Iiduka[1)] and Masahiko Kitahara[2)]. [1)]Nakoso High School, Kubotamachidoori Nakosomachi Iwaki, Fukushima2-1, Japan. [2)]Department of Animal Ecology, Yamanashi Institute of Environmental Sciences, Kenmarubi, Fujiyoshida, Yamanashi 403-0005, Japan.

Abstract

Adult butterfly communities and their diet resource usage were monitored from April to November 2005 by transect counts at 3 suburban mountainous areas of Iwaki City in Fukushima Prefecture. Across the entire study area, 47 varieties of adult diet resources were recorded. Of these, 45 varieties were plants with 34 belonging to herbaceous species. The results indicated that flower nectar of herbaceous plants was utilized by many butterfly species, suggesting that they are the primary diet resources for adult butterflies. In this study area, the adult diet resource breadth (number of adult diet resource varieties recorded) of each butterfly species was not significantly related with its larval potential resource breadth and voltinism (number of generations per year). As well, the dependent rates on exotic plants (the proportions of the number of exotics used to that of all nectar plants) in the respective study areas were relatively low (c.20-30%). However, the species diversity (H') of nectar plants utilized in the areas were relatively high (3.69-4.02), suggesting that there were few effects on the present adult resource environment from the invasion of exotics. The results suggested favorable habitats were maintained for the diet resources of adult butterfly communities. Studies done in different regions have had similar results to ours, suggesting that the resource usage patterns obtained in this study have a high generality. From the analysis of adult diet resources, it was concluded that appropriate maintenance and management of the habitats with high species diversity of nectar plants and many herbaceous plants such as perennials is very important for conserving butterfly diversity.

Key words：Adult diet resource, Butterfly community, Exotic plant, Herbaceous plant, Iwaki City, Nectar plant.

2005 年4月から 11 月まで，福島県いわき市郊外山域の3地域において，トランセクト法を用いてチョウ類成虫の個体数モニタリングと利用餌資源の調査を実施し，当地における成虫の餌資源利用様式の解明を試みた．その結果，石森山，水石山，仏具山の3地域全体で，成虫の利用餌資源が 47 種類確認され，その内 45 種が植物で，34 種が草本に該当した．全地域共に草本植物の花蜜は，多種の成虫に利用され，利用回数も多く，成虫の主要な餌資源であることが確認された．また全地域を通じて，各種成虫の食性幅（成虫の利用餌資源の種類数）と，その幼虫の潜在食性幅および化性（年間世代数）の間には，有意な関係は認められなかった．一方，各地域で確認された利用蜜源植物における帰化植物への依存率（蜜源植物の利用回数に占める帰化植物の割合）は約 20～30% と相対的に低く，蜜源植物の多様度 H' は 3.69～4.02 と相対的に高いことから，各地域共に帰化植物の侵入による影響はまだ少ないと推察され，チョウ類群集にとっては好適な成虫餌資源環境が維持されているものと判断された．今回得られた結果は，他の地域の既存の調査結果と類似している面が多く見られ，高い普遍性を有する結果であると判断された．本研究の結果より，成虫の餌資源利用様式からみると，多年草などの草本植物がよく生育し，蜜源植物の種多様度の高い生息環境の維持・管理が，チョウ類群集の多様性保全ためには極めて重要であることが示唆された．

Corresponding author：bnt0536nahi3@guitar.ocn.ne.jp

緒　言

福島県いわき市は，東北地方で最大の面積を有する市で，東側は太平洋に面しており，今日までに 110 種のチョウ類が記録されている（松崎，1981，1984）．福島県立勿来高等学校理研部では，いわき市周辺地域におけるチョウ類群集の現状や特性を把握することを目的として，2004 年 4 月から 2005 年 11 月まで同市郊外山域で，チョウ類群集の多様性と構造に関する調査を行った．その結果，調査を行った市内の 3 地域（石森山・水石山・仏具山）で，多少の違いはあったものの，相対的に高い種多様性が認められ，3 地域共にチョウ類群集にとっては比較的良好な生息環境が維持されていることが示唆された（永田ら，2006）．

一方，群集の多様性と資源利用様式の関係をみるために，2005 年の調査においては，成虫の食物資源利用様式についても，成虫の個体数モニタリング調査と並行して実施した．我が国ではこれまでに，チョウ類各種成虫の食物資源利用については，福田ら（1982，1983，1984a，1984b）の詳細な定性的記載が見られるほか，定量的な研究については，富士山北麓（北原，2000），埼玉県浅羽ビオトープ（上村，2004），東京都荒川千住新橋緑地（瀬田，2006）などの地域で実施されている．しかし，チョウ類成虫の食物資源利用に関する群集レベルの定量的研究はまだまだ数少なく，特に東北地方については全く研究例が無いのが現状といえる．

そこで本論文では，上述した 2005 年のチョウ類成虫の食物資源利用に関する調査の結果を報告し，併せて成虫の食物資源利用様式とチョウ類群集の多様性の関係を解明し，最後に成虫の食物資源利用様式からみたチョウ類群集の保全の在り方について考察することを試みた．

調査地および調査方法

1．調査地概要

調査を行ったいわき市は，福島県の太平洋側の南端部に位置し，阿武隈山地の東縁部にあたり，東北地方で最大の面積（1231.13 km^2）を有する市である．調査地には，いわき市内の東部，中央部，南部に位置する次の 3 つの地域を選んだ．各地域の詳しい記載は前報（永田ら，2006）で行っているので，ここでは概要のみを述べる．

(1) 石森山

石森山は，いわき市の中心部から北へ約 6 kmの地点に位置し，標高は 224.8 m である．地域一帯は保全林として市の指定を受けており，管理の良く行き届いた典型的な里山環境といえる．この地域内に，総延長約 2.9 km の固定の調査ルートを設置した．ルートは頂上付近以外は舗装され，沿道には小さな広場や空地が点在し，ツツジ *Rhododendron kaempferi* Planch. var. *kaempferi* 等が植栽されている．全域の植生はコナラ *Quercus serrata* Thunb. を主とした二次林であり，ルート沿いにはクヌギ *Quercus acutissima* Carruth. も多く見られ，他に灌木類，常緑針葉樹などが見られた．

(2) 水石山

水石山は，いわき市の中心部から北西へ約 16.5 km の地点に位置し，阿武隈山地の東端にあたり標高は 735.2 m である．当地域内に総延長約 2.1 km の固定の調査ルートを設置した．地域一帯は県立公園の一部にあたり，道路は整備され舗装されている．山頂付近は半自然性のシバ *Zoysia japonica* Steud. 草原になっていて，定期的に草刈等の人的管理が実施され，草本植物が多く見られた．それ以外の区域は，コナラ等の落葉樹が主体の植生であり，一部，空地や針葉樹林なども存在した．

(3) 仏具山

仏具山は，いわき市南部の茨城県境に近い地点に位置し，標高は 670.5 m で，県立公園の一部に指定されている．この地域内に，総延長約 2.0 km の固定の調査ルートを設置した．ルートは山頂の一部を除きほとんどが未舗装で，草刈等の人的管理も山頂の一部以外はほとんど実施されていない．空地はあまり見られないが，林縁部にはソデ・マント群落が発達し，多くの草本植物が見られた．森林はヤシャブシ *Alnus firma* Siebold et Zucc.，コナラ等の落葉樹林を主体とし，一部にはスギ *Cryptomeria japonica*（L.f.）D. Don植林も見られた．

2．調査方法

調査は，チョウ類成虫の主要出現期にあたった 2005 年 4 月～11 月に，トランセクト法（矢田，1996）を用いて実施した．各調査地域について，原則として月 2 回（4 月および 11 月は月 1 回），晴天無風（ないし風力 4 m 以下）で，気温 17℃ 以上の気象条件の日を選択し，調査を行った．ただし，諸事情のためにやむを得ない場合には，なるべくこの条件に近い日に調査を行った． 調査時間帯は原則として午前 10 時～午後 3 時とし，調査地域内に設置した固定の調査ルートをほぼ同じ速度で歩行して，調査者の前方，左，右，高さそれぞれ約 5 mの範囲内で，目撃した全てのチョウの種名と個体数を記録した．

スジグロシロチョウとエゾスジグロシロチョウ，サトキマダラヒカゲとヤマキマダラヒカゲについては野外での同定が困難であったので，それぞれ 1 種として扱い，スジグロシロチョウ類，キマダラヒカゲ類として扱った．

成虫の食物資源利用は，調査ルート左右約 5 m 以内でチョウ類の餌資源利用を観察した場合，餌資源の種類と利用成虫の種および利用回数を記録する方法で調査した．

3. データの解析

データの解析手法は北原（1999，2000）に従い，その詳細については前報（永田ら，2006）に示した．ただし、

蜜源植物相の解析には，その種数および利用回数に占める在来・帰化植物の割合，平均多様度（Shannon - Wiener 指数H'），相対多様度（Pielou（1969）の均衡度指数J'）を使用した．両多様度指数の計算式は次の通りである．

$$H' = -\Sigma\ (n_i/N) \cdot \log_2 (n_i/N)$$

$$J' = H'/\log_2 S$$

ただし，n_i，i 番目の種の利用回数；N，全利用回数；S，総種数

また，解析に使用したチョウ類の2つの生態的特性（幼虫の食性幅と年間世代数）は，以下のように決定もしくは推定した．各種の幼虫の食性幅については，福田ら（1982，1983，1984a，1984b），遠藤・仁平（1990）に基づき決定した．すなわち，幼虫の食餌植物が1科内の10種以内に限られている種群を幼虫狭食性種，逆に幼虫の食餌植物が1科内の11種以上，または2科以上にまたがり記録されている種群を幼虫広食性種とした．一方，各種の年間世代数については，福田ら（1982，1983，1984a，1984b），角田（1982）および今回の実際の野外の調査結果に基づき判断した．

帰化植物・在来植物の区分けについては，上村（2004）の区分けと同様に，清水健美編（2003）に従い，安土桃山時代以降に我が国に定着した植物種を帰化植物種として扱った．それ以前に日本に定着したと考えられている植物群（史前帰化植物）については，ここでは全て在来植物として扱った．

結　果

1．成虫の利用食物資源

Table 1 に，各調査地域ごとの，全調査期間を通じて確認された成虫の餌資源の項目とそれらを利用していたチョウの種数および利用回数（全チョウ種込みの値）を示した．3地域全体では，成虫の利用餌資源が47種類確認された．その内，45種類（95.7%）が植物であり、クヌギの樹液利用以外はすべて訪花（花蜜の利用）であった．残りの2種は、路上の水と昆虫等の死骸の液体（または塩類）利用であった．

調査地域ごとにみると，石森山では22種類の成虫餌資源が確認された．その内21種類（95.5%）が植物で，残り1種類（4.5%）が路上吸水だった．利用されていた21種の植物の内訳は，草本が16種（85.7%），木本が3種（14.3%）で，草本の内，一年草が4種（19.0%），多年草が14種（66.7%），木本の内，低木が2種（9.5%），高木が1種（4.8%）であった．5種以上のチョウの利用が確認された餌資源は，クヌギ，シロツメクサ *Trifolium repens* L.，アザミ類 *Cirsium* spp. の3種類で，クヌギ以外は草本植物であった．一方，4種以下のチョウの種の利用が確認された餌資源は18種類であり，その内の3種以外はすべて草本植物であった．つぎにチョウの利用回数の多い餌資源をみると，多種のチョウに利用されていた餌資源とほぼ同様で，クヌギ，シロツメクサ，ヒメジョオン *Erigeron annuus*（L.）Pers. の順だった．上位8種類の内、クヌギと路上吸水以外は全て草本植物であった．餌資源の利用回数を詳しくみると，観察

Table 1 The list of adult diet resources observed in each of the three study areas of this study, their types, and the number of butterfly species and the number of all adult butterflies which utilized the resource.

Mt. Ishimori					
Adult resource	Japanese name	Type[1]		Species	Frequency utilized
Quercus acutissima Carruth.	クヌギ	T		8	29
Trifolium repens L.	シロツメクサ	P	*	6	12
Cirsium spp.	アザミ類	P		5	6
Ixeridium dentatum Thunb.	ハナニガナ	P		3	7
Lespedeza bicolor Turcz.	ヤマハギ	S		3	4
Water(sipping mud)	路上吸水	O		3	7
Erigeron annuus (L.) Pers.	ヒメジョオン	A	*	2	11
Trifolium pratense L.	アカツメクサ	P	*	2	5
Clinopodium chinense (Benth.) Kuntze	クルマバナ	P		2	2
Aster iinumae Kitam.	ユウガギク	P		2	2
Justicia procumbens L.	キツネノマゴ	A		2	4
Geranium thunbergii Sieb. et Zucc.	ゲンノショウコ	P		1	1
Rubus microphyllus L.f.	ニガイチゴ	S		1	2
Isodon inflexus Kudo	ヤマハッカ	P		1	1
Oxalis corniculata L.	カタバミ	P		1	5
Taraxacum platycarpum Dahlst.	カントウタンポポ	P		1	1
Phedimus aizoon L.	キリンソウ	P		1	2
Picris hieracioides L.	コウゾリナ	P		1	1
Bidens pilosa L.	コセンダングサ	A	*	1	2
Aster scaber Thunb.	シラヤマギク	P		1	1
Spiranthes sinensis Ames	ネジバナ	P		1	1
Lamium purpureum L.	ヒメオドリコソウ	A	*	1	1

Mt. Mizuishi					
Adult resource	Japanese name	Type[1]		Species	Frequency utilized
Lysimachia clethroides Duby	オカトラノオ	P		10	49
Trifolium pratense L.	アカツメクサ	P	*	7	9
Cirsium spp.	アザミ類	P		6	41
Erigeron annuus (L.) Pers.	ヒメジョオン	A	*	6	21
Trifolium repens L.	シロツメクサ	P	*	5	23
Astilbe microphylla Knoll	チダケサシ	P		5	11
Aster microcephalus Franch. et Sav.	ノコンギク	P		4	11
Lysimachia fortunei Maxim.	ヌマトラノオ	P		4	44
Ixeridium dentatum Thunb.	ハナニガナ	P		3	4
Geranium thunbergii Sieb. et Zucc.	ゲンノショウコ	P		3	3
Zanthoxylum schinifolium Siebold et Zucc.	イヌザンショウ	S		3	4
Clerodendrum trichotomum Thunb.	クサギ	S		3	7
Castanea crenata Siebold et Zucc.	クリ	T		3	5
Water(sipping mud)	路上吸水	O		2	5
Isodon inflexus Kudo	ヤマハッカ	P		2	2
Persicaria thunbergii Siebold et Zucc.	ミゾソバ	A		2	6
Lespedeza cyrtobotrya Miq.	マルバハギ	S		2	14
Clinopodium chinense (Benth.) Kuntze	クルマバナ	P		1	4
Rubus microphyllus L.f.	ニガイチゴ	S		1	2
Clethra barbinervis Siebold et Zucc.	リョウブ	T		1	1
Ranunculus silerifolius H.Lév.	キツネノボタン	P		1	1
Carcass of worm	動物死骸	O		1	1
Erigeron philadelphicus L.	ハルジオン	P	*	1	1
Prunella vulgaris L.	ウツボグサ	P		1	3
Ranunculus japonicus Thunb.	ウマノアシガタ	P		1	2
Elsholtzia ciliata (Thunb.) Hyl.	ナギナタコウジュ	A		1	1
Lotus corniculatus L.	ミヤコグサ	P		1	1

Mt. Butsugu					
Adult resource	Japanese name	Type[1]		Species	Frequency utilized
Zanthoxylum schinifolium Siebold et Zucc.	イヌザンショウ	S		6	15
Lysimachia clethroides Duby	オカトラノオ	P		5	24
Cirsium spp.	アザミ類	P		5	14
Aster microcephalus Franch. et Sav.	ノコンギク	P		5	10
Clethra barbinervis Siebold et Zucc.	リョウブ	T		5	7
Erigeron annuus (L.) Pers.	ヒメジョオン	A	*	4	34
Astilbe microphylla Knoll	チダケサシ	P		4	8
Persicaria thunbergii Siebold et Zucc.	ミゾソバ	A		4	4
Angelica pubescens Maxim.	シシウド	P		4	4
Lespedeza bicolor Turcz.	ヤマハギ	S		3	7
Styrax japonica Siebold et Zucc.	エゴノキ	T		3	3
Aster iinumae Kitam.	ユウガギク	P		2	12
Clinopodium chinense (Benth.) Kuntze	クルマバナ	P		2	4
Rubus microphyllus L.f.	ニガイチゴ	S		2	3
Stephanandra tanakae Franch. et Sav.	カナウツギ	S		2	2
Dianthus superbus L.	カワラナデシコ	P		2	2
Agrimonia pilosa Ledeb.	キンミズヒキ	P		2	2
Geranium thunbergii Sieb. et Zucc.	ゲンノショウコ	P		1	4
Water(sipping mud)	路上吸水	O		1	4
Carcass of worm	動物死骸	O		1	3
Trifolium repens L.	シロツメクサ	P	*	1	1
Ixeridium dentatum Thunb.	ハナニガナ	P		1	1
Ranunculus silerifolius H.Lév.	キツネノボタン	P		1	1
Erigeron philadelphicus L.	ハルジオン	P	*	1	1
Potentilla sprengeliana Lehm.	キジムシロ	P		1	1
Lonicera japonica Thunb.	スイカズラ	S		1	1
Turritis glabra L.	ハタザオ	P		1	1
Trifolium pratense L.	アカツメクサ	P	*	1	1

[1] A, Annuals; P, Perennials; S, Shrubs; T, Trees; O, Others; *, Exotic plant

された 107 回の内 65 回（60.7%）が草本植物の利用であり，成虫の主要餌資源が草本植物の花蜜であることを強く示唆している．他の 2 地域と比較すると，木本植物の利用回数が 35 回（32.7%）と高いのが石森山の特徴といえる．これは 3 地域の中で唯一，調査ルート上に樹液の出ているクヌギがあったことと，森林に占めるクヌギの割合が他の 2 地域よりも高かったことに起因していたと考えられる．一方，大部分が森林地帯ではあったにも関わらず，クヌギ以外の木本植物の利用はヤマハギ *Lespedeza bicolor* Turcz. とニガイチゴ *Rubus microphyllus* L.f. しか確認できず，路上吸水を除いた全てが草本植物の花蜜の利用であった．これら成虫に利用されていた草本植物は，主に森林の林縁部や広場，空地などに見られた．

水石山では 27 種類の成虫餌資源が確認され，その内 25 種類（92.6%）が植物で，残り 2 種類（7.4%）が路上の水と昆虫等の死骸の液体（または塩類）利用であった．上記 25 種の植物の内訳は，草本が 19 種（76.0%），木本が 6 種（24.0%）で，草本の内，一年草が3種（12.0%），多年草が 16 種（64.0%），木本の内，低木が 4 種（16.0%），高木が 2 種（8.0%）であった．5 種以上のチョウの利用が確認された餌資源は，オカトラノオ *Lysimachia clethroides* Duby，アカツメクサ *Trifolium pratense* L.，アザミ類，ヒメジョオン、シロツメクサ，チダケサシ *Astilbe microphylla* Knoll の 6 種類で，全て草本植物であった．一方，4 種以下のチョウの利用が確認された餌資源は 19 種類であり，ほとんどが草本植物であった．次にチョウの利用回数の多い餌資源をみると，多種のチョウに利用されていたオカトラノオが最多で，ヌマトラノオ *Lysimachia fortunei* Maxim.，アザミ類，シロツメクサ，ヒメジョオンの順番になり，上位 5 種類が全て草本植物だった．このことは，調査ルートの山頂部分が半自然性のシバ草原であったことも一要因と考えられる．チョウの餌資源の利用回数が，3 地域の中で最多で 276 回観察され，その内 237 回（85.9%）が草本植物の利用であったことも，これと関連していると思われる．水石山の調査結果も，チョウ類成虫の主要な餌資源が草本植物の花蜜であることを支持した．

仏具山では 3 地域の中で最多の 28 種類の成虫餌資源が確認され，その内 26 種類（92.9%）が植物で，残り 2 種類（7.7%）が路上の水と昆虫等の死骸の液体（または塩類）利用であった．上記 26 種の植物の内訳は，草本が 19 種（73.1%），木本が 7 種（26.9%）で，草本の内，一年草が2種（7.7%），多年草が 17 種（65.4%），木本の内，低木が5種（19.2%），高木が 2 種（7.7%）であった．5 種以上のチョウの利用が確認された餌資源は，イヌザンショウ *Zanthoxylum schinifolium* Siebold et Zucc.，オカトラノオ，アザミ類，ノコンギク *Aster microcephalus* Franch. et Sav.，リョウブ *Clethra barbinervis* Siebold et Zucc. の 5 種類で，その内 3 種類が草本植物であった．仏具山も多くの部分が森林地帯であるが，多種のチョウに利用されていた上位 9 種の餌資源の内，7 種類が草本植物だった．一方，4 種以下のチョウの種の利用が確認された餌資源は 21 種類で，その多くは草本植物であった．チョウの利用回数の多い餌資源は，多種のチョウに利用されていた餌資源とほぼ同じであり，ヒメジョオンが最多で，オカトラノオ，イヌザンショウ，アザミ類，ユウガギクAster iinumae Kitam. の順番で，イヌザンショウ以外は全て草本植物であった．チョウの餌資源の利用回数を詳しく見ると，観察された 174 回中 129 回（74.1%）が草本植物の利用であり，成虫の主要な餌資源が草本植物の花蜜であることが当地域でも支持された．当地域は林縁部にソデ・マント群落が発達しており，成虫が利用していた多くの草本植物はそこに分布していた．

一方，今回の調査は，水石山頂に見られた草原の部分を除いて，3 地域共にほとんどが森林地帯で実施されたが，木本植物でチョウの成虫の餌利用が確認されたのは，11 種（10 種が花蜜の利用，1 種が樹液の利用）のみで，つる性のスイカズラ *Lonicera japonica* Thunb. 以外は全て落葉広葉樹種の利用であり，針葉樹種の利用は全く確認できなかった．したがって，チョウの成虫にとっては，針葉樹よりも落葉広葉樹の方が，餌資源として利用可能性が高いことが考えられた．

2．成虫の食性幅

Table 2 に，各調査地域で餌資源利用が確認できたチョウ種とそれらの利用していた餌資源の種類数および利用回数（全利用餌資源込みの値）を示した．5 種類以上の利用餌資源が確認できたチョウは，石森山ではベニシジミ，スジグロシロチョウ類，ヤマトシジミ，キチョウの 4 種であった．水石山ではジャノメチョウ，スジグロシロチョウ類，モンキチョウ，ヒメキマダラセセリ，ベニシジミの 5 種であった．仏具山ではスジグロシロチョウ類とキアゲハの 2 種であった．餌資源の利用回数の多かったチョウ種は，上記の多種類の餌資源を利用していた種とほぼ同様であった．

1 化性および多化性の種群間で，成虫の食性幅（各種の成虫の利用餌資源の種類数）を Mann-Whitney の U 検定で比較したところ，3 地域共に両種群間には有意な違いは認められなかった（石森山：U=22.0，z=-1.192，P>0.05，水石山：U=79.0，z=-0.301，P>0.05，仏具山：U=85.5，z=0.280，P>0.05）．また、幼虫狭食性と判断された種群と幼虫広食性と判断された種群間で，成虫の食性幅を Mann-Whitney の U 検定で比較したところ，3 地域共に種群間には有意な違いは認められなかった（石森山：U=109.0，z=1.181，P>0.05，水石山：U=62.0，z=-0.977，P>0.05，仏具山：U=103.5，z=0.647，P>0.05）．

3．成虫餌資源の月別変化

Fig. 1 に，各調査地域で確認された成虫の利用餌資源の種類数の月別変化を示した．成虫が利用していた餌資源の種類は，各地域とも4月より徐々に増加して，石森山は9月が9種類で最多になり，水石山は8月が12種類で最多になり，仏具山は8月が13種類で最多になった．一方，各調査地域における各種餌資源を利用していたチョウの利用回数の月別変化は **Fig. 2** に示した．石森山では，7月にベニシジミが最も多く餌資源を利用し，各種チョウが餌資源を利用した合計回数は39回で最多になった．水石山では，8月にジャノメチョウが最多の11種の餌資源を利用し，各種チョウの餌資源の合計利用回数は89回で最多になった．仏具山では，7月にスジグロシロチョウ類が最も多く餌資源を利用し，各種チョウの餌資源の合計利用回数は57回で最多になった．

4．成虫餌資源として確認された帰化植物

3地域全体で，成虫の餌資源として利用されていた蜜源植物は45種類で，その内の6種類（13.3%）が帰化植物だった（**Table 1**）．調査地域ごとでは，石森山で21種，水石山で25種，仏具山で26種の蜜源植物が確認され，その内で，帰化植物は石森山で5種，水石山で4種，仏具山で4種含まれていた．従って，全蜜源植物に占める帰化植物の割合は，石森山で23.8%，水石山で16%，仏具山で15.4%の順だった．つぎに成虫の餌資源利用回数における帰化植物への依存割合をみると、石森山で29.0%（31回），水石山で19.6%（54回），仏具山で21.3%（37回）だった．全6種類の利用帰化植物の内，3地域共に利用されていた帰化植物はヒメジョオン（一年生草本），シロツメクサ（多年生草本），アカツメクサ（多年生草本）の3種で，ハルジオン *Erigeron philadelphicus* L.（多年生草本）は水石山と仏具山で利用が確認され，コセンダングサ *Bidens pilosa* L.（一年生草本）とヒメオドリコソウ *Lamium purpureum* L.（一年生草本）は石森山でのみ利用が確認された．

考　察

1．成虫の利用食物資源について

今回の福島県いわき市における調査結果から，チョウ類の成虫は，木本植物より多年草などの草本植物を餌資源としてよく利用していることが定量的に実証された．木本植物は草本植物に比べ，一般に開花期間が短いことが関係している可能性が考えられるが，浅羽（上村，2004）の結果より，開花期間と餌資源の利用回数は相関関係がないことが報告されており，開花期間が餌資源の選択に影響がある可能性は低いと考えられる．多年草などの草本植物が餌資源としてよく利用している調査結果は，富士山北麓（北原，2000）などからも得られており，今回認知できた成虫の餌資源利用様式は，かなり普遍性を持ったパターンであることが示唆された．と同時に，成虫の餌資源利用様式からみると，多年草などの草本植

Table 2　The list of butterfly species which diet resource use was observed, the number of species of their utilized diet resources, and the number of all adult individuals which diet resource use was observed.

Mt. Ishimori			
Users in butterflies	Japanese name	Species	Frequency utilized
Lycaena phlaeas (Linnaeus)	ベニシジミ	8	21
Zizeeria maha (Kollar)	ヤマトシジミ	7	20
Pieris (*Artogeia*) ssp.	スジグロシロチョウ類	7	9
Eurema hecabe (Linnaeus)	キチョウ	5	7
Papilio machaon (Linnaeus)	キアゲハ	3	3
Parnara guttata (Bremer & Grey)	イチモンジセセリ	2	4
Daimio tethys (Menetries)	ダイミョウセセリ	2	3
Vanessa indica (Herbst)	アカタテハ	1	9
Neope ssp.	ヒカゲチョウ類	1	6
Kaniska canace (Linnaeus)	ルリタテハ	1	5
Curetis acuta Moore	ウラギンシジミ	1	4
Sasakia charonda (Hewitson)	オオムラサキ	1	4
Erynnis montanus (Bremer)	ミヤマセセリ	1	2
Lethe diana (Butler)	クロヒカゲ	1	2
Celastrina argiolus (Linnaeus)	ルリシジミ	1	1
Colias erate (Esper)	モンキチョウ	1	1
Lethe sicelis (Hewitson)	ヒカゲチョウ	1	1
Nephargynnis anadyomene (C.&R.Felder)	クモガタヒョウモン	1	1
Nymphalis xanthomelas ([Denis & Schiffermuller])	ヒオドシチョウ	1	1
Papilio bianor Cramer	カラスアゲハ	1	1
Polygonia c-aureum (Linnaeus)	キタテハ	1	1
Ypthima argus (Butler)	ヒメウラナミジャノメ	1	1

Mt. Mizuishi			
Users in butterflies	Japanese name	Species	Frequency utilized
Minois dryas (Scopoli)	ジャノメチョウ	12	73
Pieris (*Artogeia*) ssp.	スジグロシロチョウ類	11	14
Ochlodes ochraceus (Bremer)	ヒメキマダラセセリ	5	23
Lycaena phlaeas (Linnaeus)	ベニシジミ	5	15
Colias erate (Esper)	モンキチョウ	5	14
Fabriciana adippe ([Denis & Schiffermuller])	ウラギンヒョウモン	4	31
Thoressa varia (Murray)	コチャバネセセリ	4	21
Parnara guttata (Bremer & Grey)	イチモンジセセリ	4	20
Eurema hecabe (Linnaeus)	キチョウ	4	4
Argyronome laodice (Pallas)	ウラギンスジヒョウモン	3	16
Daimio tethys (Menetries)	ダイミョウセセリ	3	5
Everes argiades (Pallas)	ツバメシジミ	3	4
Ypthima argus (Butler)	ヒメウラナミジャノメ	3	3
Nephargynnis anadyomene (C.&R.Felder)	クモガタヒョウモン	2	5
Papilio machaon (Linnaeus)	キアゲハ	2	2
Argyronome ruslana (Motschulsky)	オオウラギンスジヒョウモン	1	4
Papilio bianor Cramer	カラスアゲハ	1	4
Polygonia c-aureum (Linnaeus)	キタテハ	1	4
Potanthus flavum (Murray)	キマダラセセリ	1	3
Cynthia cardui (Linnaeus)	ヒメアカタテハ	1	2
Erynnis montanus (Bremer)	ミヤマセセリ	1	2
Celastrina argiolus (Linnaeus)	ルリシジミ	1	2
Ladoga camilla (Linnaeus)	イチモンジチョウ	1	1
Leptalina unicolor (Bremer&Grey)	ギンイチモンジセセリ	1	1
Papilio protenor Cramer	クロアゲハ	1	1
Lethe diana (Butler)	クロヒカゲ	1	1
Strymonidia mera (Janson)	ミヤマカラスシジミ	1	1

Mt. Butsugu			
Users in butterflies	Japanese name	Species	Frequency utilized
Pieris (*Artogeia*) ssp.	スジグロシロチョウ類	14	66
Papilio machaon (Linnaeus)	キアゲハ	5	5
Araschnia burejana Bremer	サカハチチョウ	4	10
Daimio tethys (Menetries)	ダイミョウセセリ	4	9
Argyronome laodice (Pallas)	ウラギンスジヒョウモン	4	7
Ochlodes ochraceus (Bremer)	ヒメキマダラセセリ	3	10
Lycaena phlaeas (Linnaeus)	ベニシジミ	3	9
Polygonia c-aureum (Linnaeus)	キタテハ	3	6
Parnara guttata (Bremer & Grey)	イチモンジセセリ	3	5
Celastrina argiolus (Linnaeus)	ルリシジミ	3	5
Nephargynnis anadyomene (C.&R.Felder)	クモガタヒョウモン	3	4
Papilio bianor Cramer	カラスアゲハ	3	3
Argynnis paphia (Linnaeus)	ミドリヒョウモン	2	12
Neptis sappho (Pallas)	コミスジ	2	2
Anthocharis scolymus (Butler)	ツマキチョウ	2	2
Damora sagana (Doubleday)	メスグロヒョウモン	2	2
Ladoga camilla (Linnaeus)	イチモンジチョウ	1	3
Thoressa varia (Murray)	コチャバネセセリ	1	3
Choaspes benjaminii (Guerin−Meneville)	アオバセセリ	1	2
Parantica sita (Kollar)	アサギマダラ	1	1
Eurema hecabe (Linnaeus)	キチョウ	1	1
Everes argiades (Pallas)	ツバメシジミ	1	1
Libythea celtis (Laicharting)	テングチョウ	1	1
Cynthia cardui (Linnaeus)	ヒメアカタテハ	1	1
Erynnis montanus (Bremer)	ミヤマセセリ	1	1
Papilio helenus (Linnaeus)	モンキアゲハ	1	1
Colias erate (Esper)	モンキチョウ	1	1
Pieris rapae (Linnaeus)	モンシロチョウ	1	1

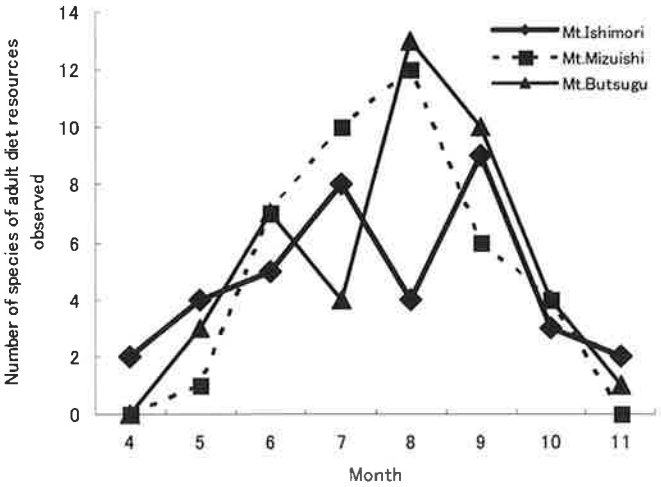

Fig. 1 Seasonal changes in the number of spacies of adult diet resources observed

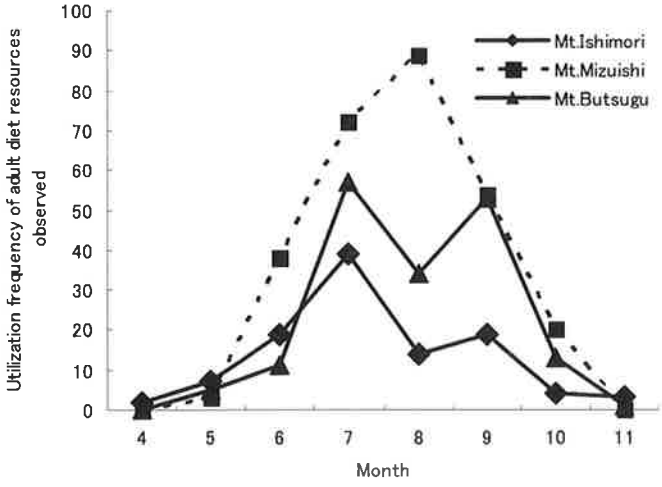

Fig. 2 Seasonal changes in the unilization frequency of adult diet resources observed

物がよく生育できるような生息環境の維持・管理が，チョウ類群集の多様性保全ためには重要であることが支持された．

今回の東北地方のいわき市における調査結果と中部地方の富士山北麓での調査結果（北原，2000）を比較してみると，後者では，48 種類の成虫餌資源が確認され，その内 45 種類が植物であった．草本植物の利用は 36 種で，その内多年草が 29 種であった．今回の調査でも，路上吸水と動物の死骸利用以外はすべて植物の利用であり，それも草本植物の内の多年草の利用が多く確認され，富士山北麓で得られた結果と極めて類似していた．また富士山北麓では，5 種以上のチョウの利用が確認された餌資源は 8 種類あったが，その内，オカトラノオ，アザミ類，アカツメクサ，シロツメクサ，ヒメジョオンの 5 種類は，本調査においても 3 地域の内のいずれかで 5 種以上のチョウの利用が確認されており，これらは広域的に多種のチョウ成虫に利用されている餌資源であることが示唆された．

一方，富士山北麓では，最も多くのチョウ類（20 種）が利用していたのは，路上の水（または塩類）であった．しかし，本調査では，3 地域全体で 4 種のチョウで確認できたのみである．この一因としては，本調査では，仏具山を除き他の 2 地域の調査ルートが，ほとんど舗装されていたことが挙げられよう．但し，大部分が未舗装であった仏具山においても，成虫の路上での吸水行動はスジグロシロチョウ類においてのみ確認されただけである．富士山北麓の場合，未舗装でも草の生い茂った道では吸水はほとんど確認されなかったという（北原，2000）．しかし，仏具山の道も草の生い茂っている箇所はあるが，それは一部であった．以上のように，路上での吸水に関する結果については，両地域で異なる結果となったが，原因ははっきりせず，今後，調査前の天候等を考慮に入れて，当地域での吸水行動の少ない理由について解明していきたい．

2．各種成虫の食性幅と関連特性

今回の結果から，成虫の食性幅（餌資源の種類数）は、種間によりかなり異なっていることが分った．このことは，幼虫期同様成虫期にも，1 地域個体群の中に特殊な資源利用をする種（specialist）と様々な資源を利用する種（generalist）が混在することを示唆していると思われる．つぎに餌資源の利用回数が多く，多種類の餌資源を利用していたチョウ種の多くは個体数が多く，観察頻度も高かった（永田ら，2006）．したがって，一概に言うことはできないが，これらの種は当地域における成虫期の広食性種であることを示唆していると考えられる．

一方，今回得られた成虫の食性幅と文献に基づく幼虫の食性幅の間の関係を解析したところ，3 地域共に有意な関係は認められず，富士山北麓での結果（北原，2000）と同じになった．これはある種の幼虫期と成虫期の食性幅が必ずしも一致していないことを示唆しており，北原（2000）も指摘するように，幼虫が狭食性でも成虫が広食性であったり，その逆の組み合わせも普遍的に見られることを暗示している．また成虫の食性幅と化性（年間世代数）の間にも，3 地域とも有意な関係は認められず，富士山北麓での調査結果（北原，2000）と同様になった．これも北原（2000）が指摘するように，1 化性種でも成虫の寿命が長いことなどにより，様々な餌資源を利用できる種が群集内に存在することが一要因と考えられた．

3．成虫の餌資源としての帰化植物

今回の調査で，3地域で確認された全餌資源の内，6種が帰化植物に相当した．その内，3地域で共通に確認された帰化植物はヒメジョオン，シロツメクサ，アカツメクサの3種であった．石森山では，シロツメクサが種数，利用回数，双方においてクヌギに次いで2番目に多く利用されていた．水石山でもこれら3種の帰化植物は，5種以上の多種のチョウに利用され，仏具山においては，ヒメジョオンが利用回数で最多の個体に利用されていた．ヒメジョオンは埼玉県の浅羽ビオトープにおいても，種数，利用回数共に最多のチョウの利用が確認されている（上村，2004）．また富士山北麓では，これら3種の帰化植物は5種以上の多種のチョウに利用され，成虫の利用頻度も相対的にかなり高かった（北原，2000）．東京都の荒川千住新橋緑地では，アカツメクサが種数，利用回数共に2番目に多い成虫の利用が確認されている（瀬田，2006）．以上のように，ヒメジョオン，シロツメクサ，アカツメクサ3種の帰化植物は，今回のエリアを含めて広範な地域・地方で，多種・多個体のチョウ類成虫が利用する餌資源となっており，これら3種は，様々な地域のチョウ類群集を維持するための重要な成虫餌資源として位置づけられると思われる．

川村ら（2002）は，チョウ類の蜜源植物に関して，中山間地未整備水田では在来種への依存度が高く（帰化植物への依存率は28.8%），市街地基盤整備水田では帰化植物への依存率が高くなる（帰化植物への依存率は61.5%）ことを示した．またチョウ類群集の多様性は，在来種への依存率の高い中山間地未整備水田の方が，帰化植物への依存率の高い市街地基盤整備水田より高いことも示した．すなわち，都市化するにつれて，成虫の蜜源は帰化植物への依存率が高まり、チョウ群集全体の多様度は低下する傾向にあることが判明した．今回のいわき市郊外山域の蜜源の帰化植物への依存率は，石森山で29.0%，水石山で19.6%，仏具山で21.3%と川村ら（2002）の中山間地未整備水田の値（28.8%）とほぼ同じかそれよりもより低い値を示した．一方，チョウ類群集の多様度 H' は，石森山で4.18，水石山で3.97，仏具山で4.26であり，J' の値も石森山で0.83，水石山で0.80，仏具山で0.84であり、川村ら（2002）の市街地整備水田の H' が2.72，J' が0.63と比較すると各地域共に相対的に高く，上記の川村ら（2002）が指摘する傾向を支持するような結果が得られた．

蜜源植物の多様度 H' と帰化植物への依存率の関係について，今回と他地域の調査結果を用いて解析したところ，帰化植物への依存率と蜜源植物の多様度 H' は，有意な負の相関関係にあることが判明した（$r=-0.9211$，$P<0.05$）**(Fig. 3)**．すなわち，成虫が利用する蜜源植物の多様性の低下もしくは単純化は，成虫が蜜源を帰化植物に依存する率を高める結果になることが示唆された．そして恐らく，人為的撹乱や環境改変等を通じて，蜜源植物の多様性の低下もしくは単純化が生じると共に，それと並行してチョウ類群集の多様性も低下するのだと推測される．

今回調査を行ったいわき市内の3地域では，相対的に蜜源植物の多様性が高く，帰化植物への依存率が低いという結果が得られた．このことは，これら3地域が成虫の餌資源環境の視点から見た場合には，かなり好適な環境が保持されていることを示唆しており，現況のチョウ類群集の多様性維持・保全のためには，同じく現況の成虫餌資源環境の維持・管理が極めて重要な事項であると言えよう．

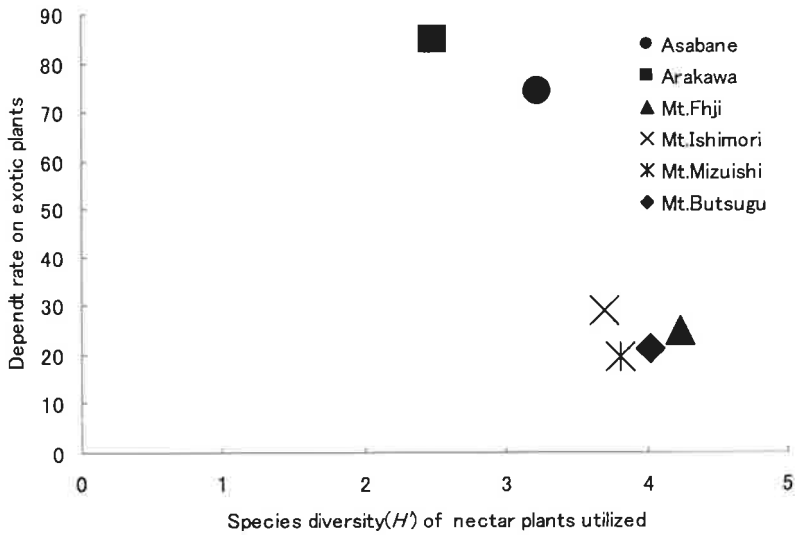

Fig. 3 Relationship of species diversity (H') of necter plants utilized and the dependent rate on exotic plants
●, Asabane (Uemura, 2004)；■, Arakawa (Seta, 2006)；▲, Mount Fuji (Kitahara, 2000)

謝　辞

本研究を行うにあたり、貴重な文献を提供していただいた北海道大学大学院農学研究科の上村佳孝博士に厚く御礼申し上げます。

引用文献

遠藤 茂・仁平 勲（1990）日本産蝶類幼虫食餌便覧．グループ多摩虫，東京．

福田晴夫・浜 栄一・葛谷 健・高橋 昭・高橋真弓・田中 蕃・田中 洋・若林守男・渡辺康之（1982，1983，1984a，1984b）原色日本蝶類生態図鑑Ⅰ・Ⅱ・Ⅲ・Ⅳ．保育社，大阪．

上村佳孝（2004）郊外河畔ビオトープにおけるチョウ類群集の蜜源植物利用様式―造成初年の記録　自然環境科学研究　17：107－115

川村みゆき・大窪久美子（2002）チョウ類群集及び植物との関係からみた立地環境の異なる水田地域の生息地としての評価．ランドスケープ研究　65（5）：547－552

北原正彦（1999）富士山北麓の様々な森林環境におけるチョウ類群集の種多様性．環動昆　10：11－29．

北原正彦（2000）富士山北麓森林地帯のチョウ類群集における成虫の食物資源様式．環動昆　11：61－81．

松崎有光（1981）福島県いわき市産蝶類最近の知見．ちょうちょう　4（5）：43－49．

松崎有光（1984）福島県いわき市産蝶類追加記録種及び分布確認種について．ちょうちょう　7（12）：36－39．

永田斉寿・飯塚日向子・北原正彦（2006）福島県いわき市郊外山域におけるチョウ類群集の多様性と構造．環動昆　17：153－165．

Pielou，E．C．（1969）*An Introduction to Mathematical Ecology*．Wiley，New York．

瀬田和明（2006）荒川千住新橋緑地におけるチョウ類群集の吸蜜植物利用様式．蝶と蛾　57（4）：354－358

清水健美 編（2003）日本の帰化植物．平凡社，東京．

角田伊一（1982）福島県の蝶．　歴史春秋社，福島．

矢田 脩（1996）トランセクト調査のすすめ．昆虫と自然　31（14）：2－4．

Jpn. J. Environ. Entomol. Zool. 18 (4) : 161－168 (2007)
環動昆 第18巻 第4号 : 161－168 (2007)

Original Article

Detection of entomopathogenic fungus conidia in alimentary tracts of the termite, *Coptotermes formosanus*

Aya Yanagawa[1)2)] and Susumu Shimizu[1)]

1) Institute of Biological Control, Graduate School of Bioenvironmental Science, Kyushu University, Fukuoka 812-8581, Japan.
2) Research Fellowship of the Japan Society for the Promotion of Science for Young Scientists

(Received June 20, 2007 ; Accepted November 8, 2007)

Abstract

Workers of termites, *Coptotermes formosanus* Shiraki, treated with three entomopathogenic fungus conidia, *Metarhizium anisopliae, Paecilomyces fumosoroseus, Beauveria brongniartii*, groomed each other, removed conidia from the body surface, and eliminated them through their alimentary tract. When termites were kept in groups (10 termites / 90 × 15 mm dish), many conidia were detected in their foregut, midgut and hindgut, but when termites were reared individually (1 termite / 30 × 15 mm dish), few conidia were found. Our findings suggested that self grooming is less effective, but mutual grooming is very effective in the removal of three entomopathogenic fungus conidia from the termite cuticle. Although all of the termites had conidia in their alimentary tract within 3 h, most of the conidia did not germinate. The results also indicate that the nutritional environment in the termite gut restricts conidium germination.

Key words : *Coptotermes formosanus* Shiraki, grooming behavior, *Metarhizium anisopliae, Paecilomyces fumosoroseus, Beauveria brongniartii*, alimentary tract

Introduction

Metarhizium anisopliae, Paecilomyces fumosoroseus and *Beauveria brongniartii* exist commonly in soil and have high pathogenicity to termites, *Coptotermes formosanus* Shiraki (Yoshimura *et al.*, 1998; Rosengaus and Traniello, 2001; Yanagawa and Shimizu, 2005). Consequently, it is important for termites to protect their colonies from such fungi coexisting in the environment because they live in high density population and a high humidity habitat which has suitable properties for fungal infection (Vargo *et al.*, 2003). However, even though the soils contain resistant populations of entomopathogenic fungi, it is difficult to find fungal epizootics in termite populations (Yaginuma, 1990). For the sustainable pest control of termites, it is important to understand the relationship between the termite and entomopathogenic fungi in the termite population; however, there is very little information about the nature of this relationship.

The biology of sociality that enhances colony resistance to pathogens is well documented in termites (Boucias *et al.*, 1996; Rosengaus and Traniello, 2001; Shimizu and Yamaji, 2003). Thus, social behavior plays a key role in colony resistance against fungal diseases. Termites, *C. formosanus* Shiraki, reared individually, were highly susceptible to the entomopathogenic fungi, *M. anisopliae, P. fumosoroseus* and *B. brongniartii*, while termites reared in groups were highly resistant (Yanagawa and Shimizu, 2005). When reared in groups, foreign bodies such as fungus conidia on the termite body surface were removed from the cuticle by mutual grooming behavior and excreted through the alimentary tract. In the previous study (Yanagawa and Shimizu, 2007), we found that no conidia of *M. anisopliae* germinated and penetrated the body cavity through the alimentary tract; however, little is yet known about fate of conidia of other

Corresponding author : a-yana@grt.kyushu-u.ac.jp

entomopathogenic fungi removed from the termite cuticle.

The initial objective of this study was to examine the fate of entomopathogenic fungi, *M. anisopliae* 455, *P. fumosoroseus* K3 and *B. brongniartii* 782 in the termite alimentary tract. Additionally, we analyzed the growth of these three entomopathogenic fungi in the alimentary tract.

Materials and methods

Insects

The termites, *C. formosanus*, were collected in Fukuoka, Japan, maintained in plastic boxes (49 × 36 × 32 cm) in a dark chamber at 25℃, and fed on seasoned pinewood (kuromatsu; *Pinus Thunbergii*). Worker termites were transferred from the above colonies into 90 × 15 mm Petri dishes containing a wet paper disc (No 2. Qualitative Filter Paper, Toyo Roshi Kaisha Ltd., Tokyo, Japan, diameter; 90 mm) and placed in a dark chamber at 25℃ for 1 to 3 weeks before use.

Preparation of conidial suspensions

B. brongniartii 782 and *P. fumosoroseus* K3 were maintained on L-broth agar (polypeptone, 1%; yeast extract, 0.3%; sucrose, 2.0%; NaCl, 0.5%; agar, 2.0%), and *M. anisopliae* 455 was maintained on potato dextrose agar (potato extract, 0.4%; glucose, 2.0%; agar, 1.5%) at 25℃. Conidia were harvested with a brush from 10- to 15-day-old cultures.

To detect conidia in the alimentary tract, the conidia of *M. anisopliae* 455, *B. brongniartii* 782 and *P. fumosoroseus* K3 were surface-labeled with 0.01% fluorescein isothiocyanate (FITC) (F-143, Molecular Probes, Oregon, USA) solution according to the protocols outlined by Hung and Boucias (1992). The FITC-labeled conidia in a 0.025% aqueous solution of Tween 20 (0.025% Tween 20 solution) were counted with a Thoma hemocytometer and adjusted to a concentration of 1.0×10^7 conidia/ml.

Detection of conidia in the alimentary tract

For inoculation, termites were put into a microcentrifuge tube containing FITC-labeled conidial suspensions of *M. anisopliae* 455, *P. fumosoroseus* K3 and *B. brongniartii* 782. Around twenty termites were submerged once in 1 ml conidial suspensions with gentle swirling for 5 seconds, removed from the tube and dried on filter paper (No 2. Qualitative Filter Paper, Toyo Roshi Kaisha Ltd., Tokyo, Japan). The termites were then washed once in 0.025% Tween 20 solution to remove nonattached conidia. After treatment with FITC-labeled conidia, the termites were partitioned into two densities. Ten termites were each put into Petri dishes (90 × 15 mm) containing a wet paper disc (diameter; 85 mm) and reared en masse at 25℃, and the others were placed individually in the wells of a 24-well microtiter plate containing a wet paper disc (diameter; 3 mm). At intervals of 0, 3, 6 and 24 hours, ten termites were sampled from each density and stored at -20℃. Termites stored at -20℃ were dissected in 95% EtOH and their alimentary tracts were removed. The alimentary tracts were carefully pressed to see inside through the gut membrane using cover glass, mounted in a drop of Vectashield (H-1000, Vector Laboratories, Burlingame, CA) to stabilize the fluorescence and examined with an epifluoresent microscope (Axioplan2, Carl Zeiss, Gottengen, Germany) at 200 X. The treatments were replicated three times in *M. anisopliae* 455 and twice in other two. Totally, 560 termites were observed.

Assessment of nutritional environment in termite alimentary tract

To assess the growth conditions of three species in the termite alimentary tract, two liquid media were prepared; L-broth, which is commonly used to maintain entomopathogenic fungi, and Czapek-Dox Broth (C-1551, Sigma, MO, USA), which is minimum nutrition medium. Then, 10^5/ml conidial suspensions of *M. anisopliae* 455, *B. brongniartii* 782 and *P. fumosoroseus* K3 were prepared in 0.025% Tween 20 solution. The termite hindgut was pulled out from the anus with forceps and washed once in phosphate-buffered saline (PBS: NaCl, 0.8%; KH_2PO_4, 0.02%; Na_2HPO_4, 0.29%; KCl, 0.02%; pH 7.4) solution. It was mounted on a microscopic slide and spread gently using forceps. In one treatment, conidial suspension was evenly smeared on the hindgut (approximately 4－8 μl), and incubated for 24 hours at 25℃. In another treatment, samples were dried for 1 minute after smearing conidia and just enough L-broth or Czapek-Dox Broth was added to cover the hind gut (approximately 4－8 μl) and incubated in the same way. Conidia incubated on thin layers of L-broth agar on microscopic slides were prepared as a control. The treatment was

repeated five times. The slides were then examined under a microscope (Optiphot Nikon, Tokyo, Japan) at 400 X magnification. Germination rates were determined after examining more than 100 conidia. Each treatment was repeated five times.

Statistical analysis

SAS (vs. 9.1) was used for statistical analysis. All data were analyzed with Poisson regression (Proc GENMOD, SAS Institute, 1999).

Results

Detection of conidia in the alimentary tract

Conidia were found in the foregut, midgut and hindgut (**Figs. 1, 2**). Within 3 hours, all of the termites reared in a group had FITC-labeled conidia in their foregut. Almost no conidia germinated in any area of the alimentary tract.

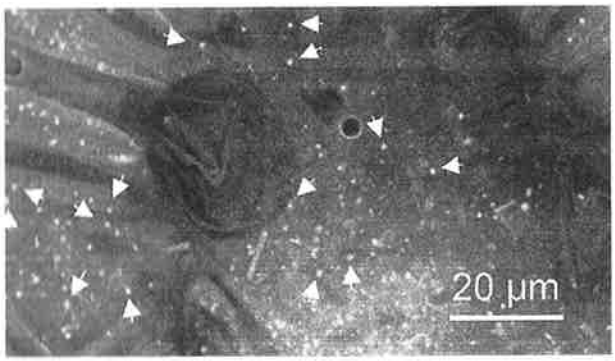

Fig. 1 FITC-labeled *B. brongniartii* conidia in the termite foregut.

The number of FITC-labeled conidia associated with the alimentary tract of termites reared as a group is illustrated in **Fig. 2**. Most conidia of the three entomopathogenic fungi moved to the hindgut within 24 hours. *M. anisopliae* 455 moved through the guts gradually. The peak number of the conidia came at 3 hours after inoculation in the foregut, at 6 hours after inoculation in the midgut and at 24 hours after inoculation in the hindgut. On the other hand, most *P. fumosoroseus* K3 conidia were counted early in all guts but they were quickly excreted 6 hours after inoculation, and were fewest at 24 hours after inoculation. However, many conidia of *B. brongniartii* 782 remained in the hindgut 24 hours after inoculation although fewer were observed in earlier guts. In order to understand the detailed features of this phenomenon, the experimental results were analyzed statistically using Poisson regression. Conidia of each species moved in a different way through the alimentary tract (**Table 1**, $P<0.0001$ for species parameter), and the number of conidia was

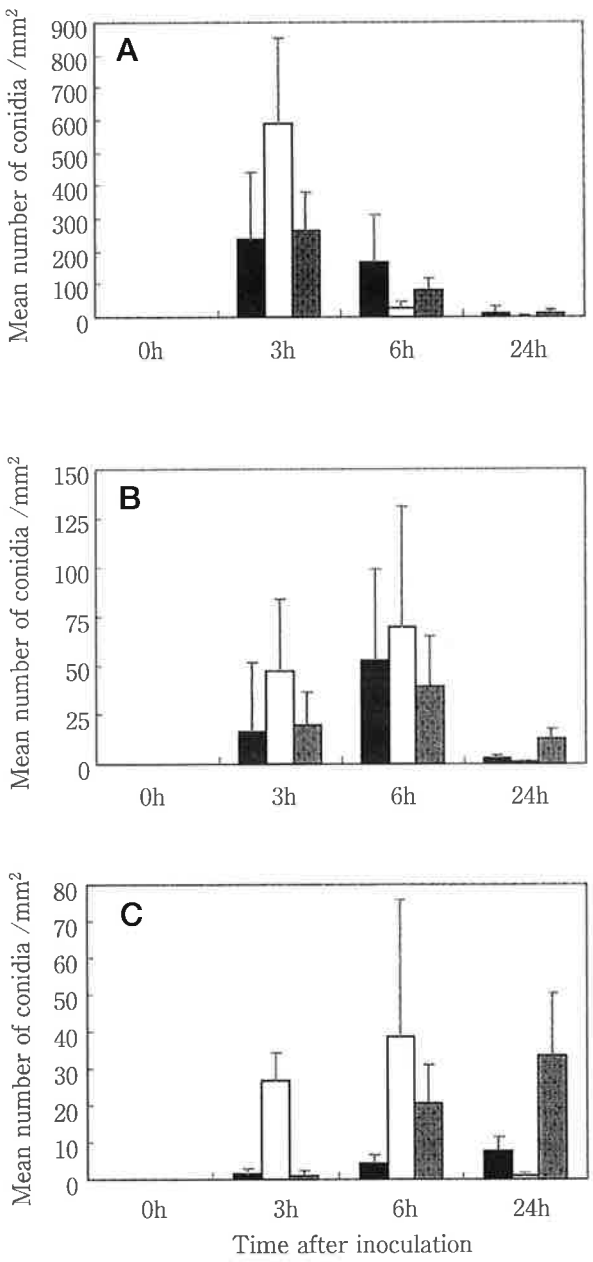

Fig. 2 Number of FITC-labeled conidia associated with the alimentary tract of termites reared as a group. A, Number of FITC-labeled conidia in foregut ; B, Number of FITC-labeled conidia in midgut ; C, Number of FITC-labeled conidia in hindgut ; ■, *M. anisopliae* 455 ; □, *P. fumosoroseus* K3 ; ■, *B. brongniartii* 782. Vertical bar represents standard errors.

significantly different at each time and location (**Table 1**, $P<0.0001$ for time and location parameter) ; that is, conidia of each species were excreted from the body in a unique way.

The number of FITC-labeled conidia associated with the alimentary tract of termites reared individually is summarized in **Fig. 3**. Compared with termites reared as a group, a much smaller number of conidia was observed in the alimentary tract at early time points when termites were reared individually. However, conidia numbers remained at almost the same level at 24 hours after inoculation in the hindgut and there was still a substantially large number of conidia in midgut of termites reared individually; therefore, conidia were not excreted as effectively in termites reared individually as in termites reared as a group. The results of Poisson regression indicate that the unique excretion method of each species was lost when termites were reared individually (**Table 2**, $P=0.115$ for species parameter) ; however, the termites excreted the conidia steadily (**Table 2**, $P<0.0001$ for time and location parameter)

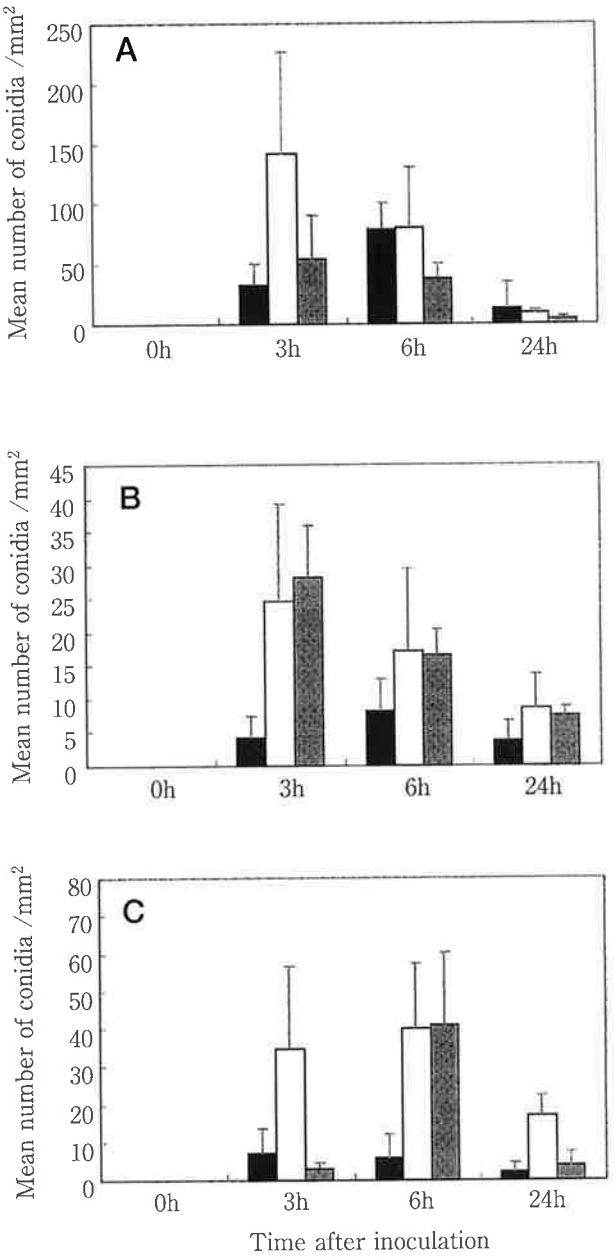

Fig. 3 Number of FITC-labeled conidia associated with the alimentary tract of termites reared individually. A, Number of FITC-labeled conidia in foregut ; B, Number of FITC-labeled conidia in midgut ; C, Number of FITC-labeled conidia in hindgut ; ■, *M. anisopliae* 455 ; □, *P. fumosoroseus* K3 ; ■, *B. brongniartii* 782. Vertical bar represents standard errors.

Growth conditions in termite alimentary tracts

The germination rate was used to assess growth conditions affected by the nutritional environment in the termite gut (**Fig. 4**). The germination rate of conidia incubated on a microscopic slide that contained a thin layer of solidified L-broth agar (Control) was 81.7% in *M. anisopliae* 455, 87.6% in *P. fumosoroseus* K3 and 63.8% in *B. brongniartii* 782. On the other hand, conidia of all species did not germinate well when incubated with the hindgut alone. For example, the germination rates of *M. anisopliae* 455, *P. fumosoroseus* K3 and *B. brongniartii* 782 were 13.7%, 7.7% and 3.5%, respectively. Nutrition treatment, L-broth or Czapek-Dox Broth, recovered the rate of germination to some extent. The results of Poisson regression indicate that the gut remarkably restricts of conidium germination (**Table 3**, *M. anisopliae* 455, *P. fumosoroseus* K3 and *B. brongniartii* 782; $P=0.003$, 0.036 and <0.0001, respectively, for gut parameter) and treatment by adding broth does not recover it significantly (**Table 3**, *M. anisopliae* 455 and *B. brongniartii* 782; $P=0.079$ and 0.982, respectively, for medium parameter). Only the germination rate of *P. fumosoroseus* K3 conidia increased significantly due to nutrition enhancement (**Table 3**, $P = 0.003$).

Discussion

The movement of conidia, eaten due to grooming behavior, through the alimentary tract of termites, *C. formosanus*, was demonstrated in this study. The peak

Table 1 Persistence of conidia in the alimentary tracts of the termite reared as group. Results of Poisson fegression

Parameter	DF	Estimate	Standard Error	Wald 95% confident Limits		Chi-Square	Pr>Chi Sq
Species	1	-0. 196	0. 030	-0. 255	-0. 136	41. 72	<.0001
Time	1	-0. 054	0. 004	-0. 061	-0. 046	215. 90	<.0001
Location	1	-1. 274	0. 043	-1. 362	-1. 195	904. 22	<.0001

Table 2 Persistence of conidia in the alimentary tracts of the termite reared individually. Results of Poisson regression

Parameter	DF	Estimate	Standard Error	Wald 95% confident Limits		Chi-Square	Pr>Chi Sq
Species	1	-0. 073	0. 046	-0. 164	-0. 018	2. 48	0. 115
Time	1	-0. 027	0. 005	-0. 036	-0. 018	32. 75	<.0001
Location	1	-0. 518	0. 049	-0. 614	-0. 421	109. 59	<.0001

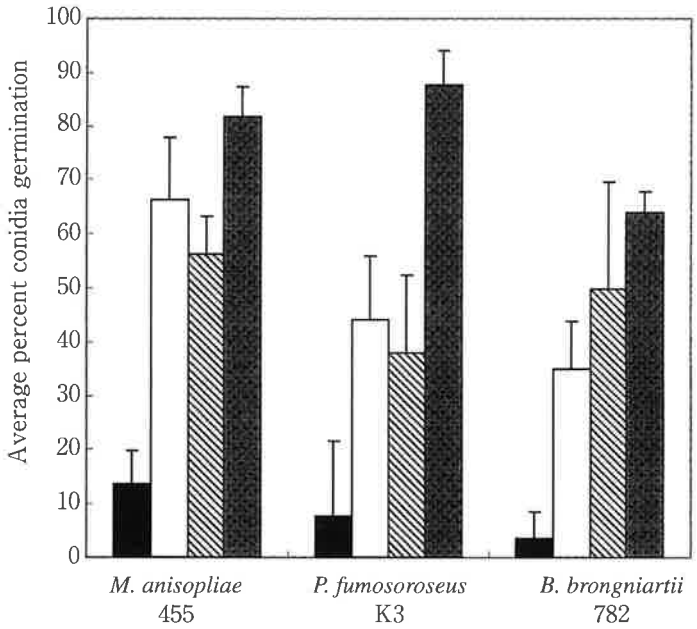

Fig. 4 Germination of conidia on termite hindgut. Conidia incubated with ■, gut on slide glass ; □, gut and added L-broth ; ▒, gut and added Czapek-Dox Broth ; ▩, incubated on a thin layer of solidified L-broth agar on a slide glass. Vertical bar represents standard errors.

Table 3 Germination rate related to nutritional environment. Results of Poisson regression

Parameter	DF	Estimate	Standard Error	Wald 95% confident Limits		Chi-Square	Pr>Chi Sq
M. anisopliae 455							
Gut	1	1. 139	0. 389	0. 377	1. 901	8. 59	<.0001
Medium	1	-0. 275	0. 157	-0. 582	0. 032	3. 08	<.0001
P. fumosoroseus K3							
Gut	1	1. 034	0. 492	0. 070	1. 998	4. 42	0. 036
Medium	1	-0. 552	0. 184	-0. 914	-0. 191	8. 98	0. 003
B. brongniartii 782							
Gut	1	2. 652	0. 613	1. 451	3. 854	18. 72	<.0001
Medium	1	0. 004	0. 174	-0. 337	0. 345	0. 00	0. 982

conidium number showed that most ingested conidia moved into the foregut, midgut and hindgut within about 24 hours. Conidia were not removed thoroughly from the body surface when termites were reared individually, so smaller number of conidia was observed in the guts than when termites were reared as a group.

Observation of conidia attached insect cuticle discovered that the number of conidia in the alimentary tract is likely related to the successful attachment of conidia to the insect surface. For example, many more conidia of *P. fumosoroseus* K3 and *B. brongniartii* 782 bound to the termite cuticle than *M. anisopliae* 455 conidia (data not shown). This is reflected in the number of conidia in the foregut in the early stage after inoculation. In both termites reared as a group and individually, there were more *P. fumosoroseus* K3 conidia. Since self grooming is slow and inefficient (Yanagawa and Shimizu, 2005), the conidia, which attached most successfully were observed continuously in the guts during the whole assay.

Yendol and Paschke (1965) suggested that fungal infection generally occurs through the integument and not the digestive system and trachea. They discussed that conidia can penetrate the termite foregut wall only when the termite eats germinating conidia. Our previous research showed that the conidia in termite guts were alive but few of them germinated in the alimentary tract (Yanagawa and Shimizu, 2007). In this assay, the germination of only one conidium of *P. fumosoroseus* K3 was observed in the foregut and none germinated in the other two species. According to Boucias *et al.* (1996), excreted conidia in feces still had the ability of germination and fungal disease can be epizootic through them. However, since there was no observation of penetration, our findings agreed with those of *Entomophthora* (Yendol and Paschke, 1965).

The supply of nutrition did not enable statistically significant recovery of the conidia germination rate except for *P. fumosoroseus* K3 (**Table 3**, P=0.003); however, because the germination rate of conidia of all three species increased by the addition of media (**Fig. 4**), the nutritional environment is somehow connected with the lack of conidia germination in the guts.

The gut environment of lower termites should be suitable for various microbes because termites have a huge diversity of endosymbionts in their guts (Ohkuma and Kudo, 1996; Noda *et al.*, 2005; Minkley *et al.*, 2006) and develop a vital relationship with them (Harazono *et al.*, 2003; Adams and Boopathy, 2005; Doolittle *et al.*, 2007). Probably, different from symbiotic microbes in termite guts, entomopathogenic fungi do not have a method to obtain nutrition in the guts. Phagocytosis by termite symbionts was not observed against conidia when they were incubated with dissected gut fill with symbionts. Furthermore,

there may be other germination restriction factors such as norharmane, which has antimicrobial activity and is synthesized by various symbionts in the guts (Siderhurst *et al.*, 2005). Not only from symbiotic aspects, but also from the point of the inorganic environment, termites have developed a unique intestinal environment. For instance, their central region of hindgut lumen is anoxic (Brune, 1995). The requirements for germination will differ among species and other factors like pH or an anaerobic or symbiotic environment have an influence on blocking conidial penetration from the alimentary tract.

Since conidial behavior is very different among species, it is possible that they each have a different strategy to infect their host. Further study of distinctions among species, elucidating them and relating them with host social behavior will bring better understanding of the strategy for microbial agents against social insects.

Acknowledgement

We thank Dr. T. Yanagawa (Biostatistics Center, Kurume University) for guidance and comments about statistical analysis.

References

Adams, L. and R. Boopathy (2005) Isolation and characterization of enteric bacteria from the hindgut of Formosan termite. *Biore. Tech.* 96 : 1592－1598.

Boucias, D. G., C. Stokes, G. Storey and J. C. Pendland (1996) The effects of imidacloprid on the termites *Reticulitermes flavipes* and its interaction with the mycopathogen *Beauveria bassiana*. *Pflanzenschutz-Nachr. Bayer* 49 : 103－144.

Brune, A., D. Emerson and J. A. Breznak (1995) The termite Gut Microflora as an Oxygen Sink: Microelectrode Determination of Oxygen and pH Gradients in Guts of Lower and Higher Termites. *Appl. Environ. Microbiol.* 61 (7) : 2681－2687.

Doolittle, M., A. Raina, A. Lax and R. Boopathy (2007) Effects of natural products on gut microbes in Formosan substerranean termite, *Coptotermes formosanus*. *Int. Biodeterior. Biodegrad.* 59 : 69－71.

Harazono, K., N. Yamashita, N. Shinzato, Y. Watanabe, T. Fukatsu and R. Kurane (2003) Isolation and characterization of Aromatics-degrading Microorganisms from the gut of the lower termite *Coptotermes formosanus*. *Biosci. Biotechnol. Biochem.* 67 (4) : 889－892.

Hung, S. T. and D. G. Boucias (1992) Influence of *Beauveria bassiana* on the cellular defense response of the beet armyworm, *Spodoptera exigua*. *J. Invert. Pathol.* 60 : 152－158.

Minkley, N., A. Fujita, A. Brune and W. H. Kirchner (2006) Nest specificity of the bacterial community in termite guts (Hodotermes mossambicus). *Insectes Sociaux* 53 : 339－344.

Noda, S., T. Iida, O. Kitada, H. Nakajima, T. Kudo and M. Ohkuma (2005) Endosymbiotic *Bacteroidales* Bacteria of the Flagellated Protist *Pseudotrichonympha grassii* in the Gut of the Termite *Coptotermes formosanus*. *Appl. Environ. Microbiol.* 71 (12) : 8811－8817.

Ohkuma, M. and T. Kudo (1996) Phylogenetic Diversity of the Intestinal Bacterial Community in the Termite *Reticulitermes speratus*. *Appl. Environ. Microbiol.* 62 (2) : 461－468.

Rosengaus, R. B. and J. F. A. Traniello (2001) Disease susceptibility and the adaptive nature of colony demography in the dampwood termite *Zootermopsis angusticollis*. *Behav. Ecol. Sociobiol.* 50 : 546－556.

SAS Institute Inc, 1999. *SAS 9.1.3 Service Pack 1*, SAS Institute Inc., Cary, NC.

Shimizu, S. and M. Yamaji (2003) Effect of density of the termite, *Reticulitermes speratus* Kolbe (Isoptera: Rhinotermitidae) , on the susceptibilities to *Metarhizium anisopliae*. *Appl. Entomol. Zool.* 38 : 125－135.

Siderhurst, M. S., D. M. James, T. D. Blunt and L. B. Bjostad (2005) Endosymbiont Biosynthesis of Norharmane in *Reticulitermes* Termites (Isoptera: Rhinotermitidae). *Sociobiology* 45 (3) : 687－705.

Vargo, E. L., C. Husseneder and J. K. Grace (2003) Colony and population genetic structure of the Formosan subterranean termite, *Coptotermes formosanus*, in Japan. *Mol. Ecol.* 12 (10) : 2599－2608.

Yaginuma, K. (1990) Detection of fungi to peach fruit moth, *Carposina niponensis* Walsingham from soil. *Bull. Fruit Tree Res. Stn.* 17 : 77－89 (in Japanese with English summary).

Yanagawa, A. and S. Shimizu (2005) Defense strategy of the termite, *Coptotermes fomosanus* Shiraki to entomopathogenic fungi. *Jpn. J. Environ. Entomol.*

Zool. 16：17－22.

Yanagawa, A and S. Shimizu (2007) Resistance of the termite, *Coptotermes formosanus* Shiraki to *Metarhizium anisopliae* due to grooming. *BioControl* 52 (1)：75－85.

Yendol, W. G. and J. D. Paschke (1965) Pathology of an *Entomophthora* Infection in the Eastern Subterranean Termite *Reticulitermes flavipes* (Kollar). *J. Invert. Pathol.* 7：414－422.

Yoshimura, T. and M. Takahashi (1998) Termiticidal Performance of an Entomogenous Fungus, *Beauveria brongniartii* (SACCARDO) PETCH in Laboratory Tests. *Jpn, J, Entomol. Zool.* 9：16－22.

昆虫病原性糸状菌分生子のイエシロアリ腸内からの検出

柳川 綾[1)2)]・ 清水 進[1)]

1)九州大学大学院生物的防除研究施設天敵微生物

2)日本学術振興会

イエシロアリ職蟻（*Coptotermes formosanus* Shiraki）は相互グルーミングにより，表皮上に付着した昆虫病原性糸状菌を摂食除去し，消化管から体外に排出している．*Metarhizium anisopliae, Paecilomyces fumosoroseus* および *Beauveria brongniartii* の3種の昆虫病原性糸状菌分生子を用いて，集団飼育（10 匹飼育／90×15 mmペトリ皿）および単独飼育（1匹飼育／30×15 mmペトリ皿）したイエシロアリ職蟻がグルーミング行動によって消化管内に取り込んだ分生子の検出を試みた．その結果，集団飼育した職蟻体表に付着した3種昆虫病原性糸状菌の分生子は接種3時間後に前腸より高率で検出された．集団飼育と単独飼育の検出分生子数の比較より，セルフグルーミングに比べ相互グルーミングによる分生子除去効率は高いことが示唆された．また、消化管内における発芽，体腔内への侵入が見られない要因として，摂食から排出までの速さのほかに分生子が発芽に必要な十分な栄養分を得られていない可能性が示唆された．

Jpn. J. Environ. Entomol. Zool. 18 (4) ：169－176 (2007)
環動昆　第18巻　第4号：169－176 (2007)

Original Article

天竜川水系の山地河川，藤沢川における大規模洪水がイワナにおよぼす影響

柳生将之[1)]・中村寛志[1)]・宮崎敏孝[2)]

1）信州大学大学院総合工学系研究科
2）信州大学農学部森林科学科

（受領　2007年8月26日；受理　2007年11月14日）

Effect of large scale flood on Japanese charr *Salvelinus leucomaenis* in mountain stream, Fujisawagawa, in Tenryu River. Masayuki Yagyu[1)], Hiroshi Nakamura[1)], and Toshitaka Miyazaki[2)]. [1)]Graduate School of Science and Technology, Shinshu University, 8304 Minamiminowa, Nagano 399-4598, Japan. [2)]Department of Forest Science, Faculty of Agriculture, Shinshu University, 8304 Minamiminowa, Nagano 399-4598, Japan.

Abstract

To evaluate the effects of a change in a stream bed from a large scale flood on the Japanese charr, *Salvelinus leucomaenis*, the dynamics of individuals by number, size classification of body length and individual movement were examined before and after the flooding of the Fujisawagawa stream, a tributary of the Tenryu River. After the flood, individuals decreased in number by about 75%. Individuals were distributed at 3－62 m intervals, and nothing for 110 m at the upper study site. Survivors did not show upper or lower movement and there was no tendency for a specific size selection from before flood. After the flood, the movement of individuals became greater than before. It was considered that individuals did not move from their living sites during the flood and that survival was mainly determined by the physical alteration of the stream bed. Thus, for the conservation of charr populations it is necessary to protect them from the effects of large scale flooding. Therefore, long stretches of stream beds, included several tributaries, must be preserved, and the peculiar river bed structure of mountain streams maintained.

Key words：Charr, *Salvelinus leucomaenis*, Flood, Survival, Movement, Mountain stream

河床の変動を伴う洪水が山地河川のイワナに与える影響を評価するため，天竜川の支流，藤沢川において洪水前後のイワナ個体数・体長組成・移動性の変化について調査した．2日間雨量の確率規模で約 100－200 年，人的災害レベルで 20 数年ぶりの洪水によって，調査地は平常時の 70 倍以上の流量となり，多くの土砂が移動した．この洪水によってイワナ個体数は約 1/4，30 尾に減少した．洪水後のイワナは上流端 110 m でまったく確認されず，そこから下流に 3－62 m の間隔で散在していた．生残個体はほぼ洪水前と同じ位置で確認され，特異的な体サイズの偏りも見られなかった．また，洪水後は個体の移動性が高くなった．これらのことから，洪水時のイワナはそれほど移動しないこと，個体の生残には地形要因の影響が大きいことが示唆された．したがって，洪水による影響を考慮したイワナの保全には，複数支流を含めた生息域の確保および山地河川に特有な河床構造の保全が必要である．

はじめに

イワナ *Salvelinus leucomaenis* は冷水性のサケ科魚類であり，本州では主に山間地の河川に生息する．現在，斑点形質によって4亜種に分類されているが(細谷, 2000)，異なる水系または地域ごとに形態形質（山本ら，2000；Nakamura，2003）および遺伝的な変異があることから（Yamamoto *et al.*, 2004），さらに多くの地域個体群が存在するものと考えられている（Yamamoto *et al.*, 2004）．これらの地域個体群は，生息環境の悪化，釣りによる乱獲，画一的な放流事業による個体群の縮小，小集団化が懸念されている（前川, 1999）．そのため，環境省のレッドデータブック（日本の絶滅のおそれのある野生生物）では西中国地方に生息するゴギ *S. l. imbrius* Jordan and

Corresponding author：M.Yagyu（gyuyagyu@yahoo.co.jp）

McGregor および紀伊半島に生息するキリクチ *S. l. japonicus* Oshima が「絶滅の恐れのある地域個体群(LP)」として掲載されている（木村，2003；田中，2003）．また，県ごとにまとめられたレッドデータブックにおいても 19 の都府県によって絶滅の恐れのある種または地域個体群として指定されている（たとえば長野県生物多様性研究会，2004）．

一般に山地河川の流域で生産された土砂は，河床または河道内に一旦捕捉され，長い年月をかけて下流へ流送される．土砂の運搬には土石流形態が必要で，数十年，数百年に一度土石流が発生し，不安定堆積物を流域から除去する（中村，1999）．土砂移動や流路変動は，その時点にそこに生息する生物個体にとっては致命的となる側面もあるが，同時にその生物にとって必要不可欠な生息場所構造自体を形成・維持する側面を持つ（高橋・竹門，1999）．しかしながら，土砂の移動を伴う洪水とイワナ個体群の反応に関する研究はわずかであり（三浦，1977；山本ら，2004；Sato，2006），洪水によって河川が大きなダメージを受けた場合のイワナが生残する条件について言及した研究はほとんどない．

筆者らは，天竜川水系の山地河川においてイワナ個体群の変動を明らかにすることを目的に標識再捕調査を行ってきた（投稿準備中）．しかし，2006 年 7 月 17 日から 19 日にかけて発生した豪雨によって調査地には河床の変動を伴う洪水が発生し，イワナ個体群は大きな影響を受けた．そこで本研究は洪水前後のイワナ個体群について，個体数・体長組成・個体の移動性の変化について明らかにし，土砂移動を伴う洪水時にイワナの生存を可能にする条件について山地河川の地形特性と関連付けて考察した．

調査地と調査方法

1．調査場所

調査は天竜川水系の藤沢川（35.792N，137.955E）で行った（**Fig. 1**）．藤沢川は長野県伊那市および宮田村を流れる小河川で，流路長約 7 km，流域面積約 7 ㎢で，流域最高地点の標高は 1,880 m，天竜川には標高 605 m で流入する（平均河床勾配 16.2%）．流路の大半は急傾斜の山地を流下し，ヒノキ *Chamaecyparis obtusa* またはカラマツ *Larix kaempfer* と落葉広葉樹で構成された植生に覆われている．

調査区間は天竜川から約 6 km 上流に位置する支流との合流点を始点とし，そこから上流に 700 m とした．区間の標高は 1,150 m から 1,350 m，川幅 0.5 m から 3.7 m，最大水深 0.8 m，河床勾配 21.0% で小規模な瀬淵が連続する．調査区間に生息する魚類はイワナのみであり，在来のイワナおよび地元の漁業協同組合によって放流された他水系産のイワナが混生している．調査区間は藤沢川のイワナ分布の上限であり，始点から上流550mにある小滝より上流にはイワナは生息しない．調査区間の下流側はイワナの移動が可能であるが，これまでに識別個体の調査地外への移動はほとんど確認されなかった．なお，調査区間へのアクセスは急傾斜の未舗装

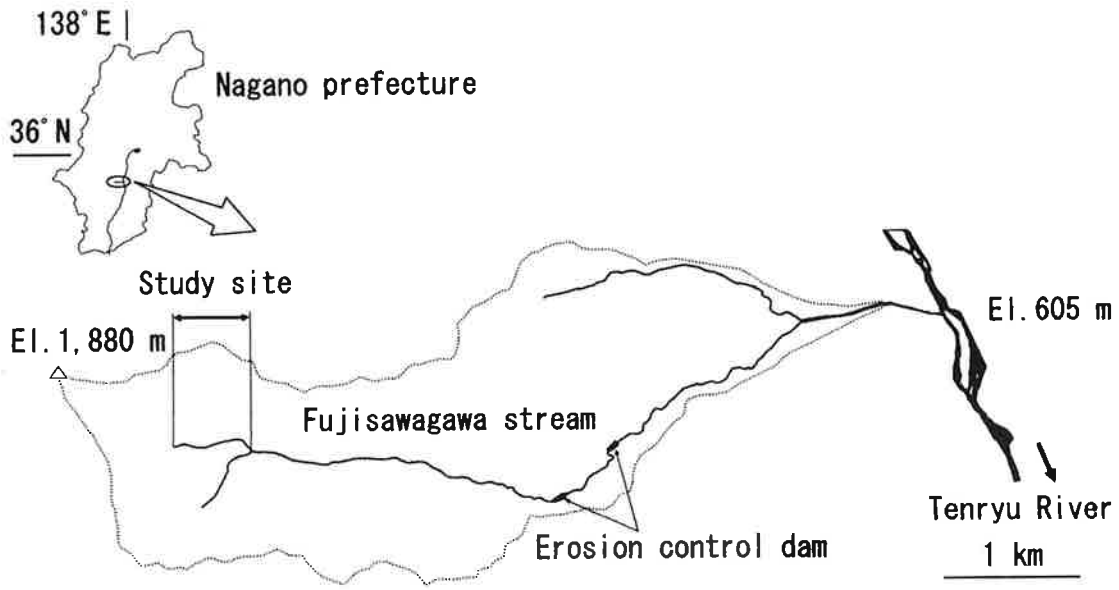

Fig. 1 The location of the study site. The study site is the upper most 700 m reach of Fujisawagawa stream, in Tenryu River. The dotted line shows the catchment of Fujisawagawa stream.

路が 1.5 km 続き，さらに川の規模が小さいため，游漁者はほとんど訪れない．

2．洪水の概況

調査地を含む長野県中南部を中心として，2006 年 7 月 17 日から 19 日にかけて梅雨前線の活動による豪雨が発生した．この豪雨の特徴は降雨が長時間続いたことで，調査場所に最も近い気象庁の「宮田高原」雨量観測所（35.773N，137.885E，標高 1,660 m）では，72 時間降水量が 453 mm を記録し，これは観測開始（1979 年）以来最大の値であった（牛山・國分，2006）．また，気象庁の「諏訪」および「辰野」雨量観測所における 2 日間雨量の確率規模は約 100 年から 200 年と評価されている（平松ら，2006）．この豪雨により天竜川は，一部の水位観測所で計画高水位を超え，堤防の決壊や土砂崩れなどの被害が発生した（天竜川上流河川事務所，2006）．

長野県における人的被害は，死者行方不明者 13 名，家屋全半壊 40 棟，浸水被害 3,221 棟とされている（総務省消防庁，2006）．これと同規模の災害としては 1983 年 9 月末の台風および前線による豪雨災害（死者行方不明者 9 名，家屋全半壊 233 棟，浸水被害 10,900 棟）があげられ，同県としては約 20 年ぶりの規模の災害と考えられる（牛山・國分，2006）．

3．調査方法

生息環境調査　調査地の河道形状を把握するため，1999 年 7 月および洪水後の 2006 年 8 月に河床縦断測量を実施し，河道の平面形状および縦断形状を図化した．また，洪水流の規模を把握するため，2007 年 6 月に洪水の痕跡を調査し，Manningの平均流速公式（高瀬，1978 を参照）から洪水ピーク時および平水時の流量 Q を推定した．

$$Q = A \cdot 1/n \, R^{2/3} \, I^{1/2}$$

ただし，A は流水断面積，n は Manning の粗度係数，R は径深，I は水面勾配をあらわす．

イワナの生息環境として 2004 年 12 月，2006 年 8 月に淵の容積を算出した．淵の容積 V は，長さ a（水の落ち込みから瀬の始まりまで），幅 b（長さに直交する最大幅），水深 c（最深部での深さ）を計測し，楕円体の公式を応用した次式により求めた．

$$V = (4/3 \ \pi \ a/2 \ b/2 \ c) \ 1/2$$

ただし，π は円周率をあらわす．なお，計測期間中の流量は平水状態であり，両期間で大差はないと判断した．淵の選定は高橋（2003）に従った．ただし，相対的に浅く小さい淵では瀬との違いが明瞭でないため，流況によって主観的に判断せざるを得なかった．

標識再捕調査　2005 年と 2006 年の春から秋にかけてエレクトリックフィッシャー（フロンティア・エレクトリック社，Fish Shocker III）を用いて，毎月 1 回の標識再捕調査を行った．捕獲した個体は，2-フェノキシエタノール（200 ppm）で麻酔したのち，標準体長（1 mm 単位），体重（0.1 g 単位）を計測し，デジタルカメラ（Ricoh 社, Caplio 400G wide, 1280×960 pixels）によって左右体側を撮影した．その後，河川水によって麻酔から覚醒させ，捕獲した地点に放流した．捕獲地点は，縦断測量によって作成した平面図（1/700 縮尺）から読み取った．得られた画像を用いて体側斑紋の特徴から個体の識別を行った（柳生ら，印刷中）．

調査区間の個体数は，Petersen 法（伊藤，2005を参照）によって推定した．ただし，再捕獲個体が少なかったため，個体数（N^*）の算出は Chapman（1951）による修正式を，分散（v^*）は Seber（1970）の式を用いた．

$$N^* = (n_i+1)(n_{i+1}+1) / (m_{i+1}+1) - 1$$

$$v^* = (n_i+1)(n_{i+1}+1)(n_i - m_{i+1})(n_{i+1} - m_{i+1}) / (m_{i+1}+1)^2 (m_{i+1}+2)$$

ただし，n_i は i 時点の捕獲数，m_i は i 時点の捕獲数中の再捕獲数をあらわす．なお，各捕獲時点における体長組成をもとに，捕獲個体を生まれてから 1 年未満の当歳魚と 1 歳以上に区分したが，イワナの当歳魚は捕獲数が少なかったため，すべての解析は 1 歳以上の個体を対象として行った．

結　果

1．河床地形の変化

調査区間全域にわたって河畔植生の倒伏および川岸が削られた痕跡があり，河床礫には藻類および底生生物の付着がほとんどみられなかったことから，多量の土砂が移動したことがうかがえる（**Fig. 2**）．洪水後の調査区間は部分的に基岩の露出や 1 m 以上の河床低下が観察され，全体としては土砂の堆積より侵食が卓越していた．ただし，粒径 2 m 以上の礫は動いておらず，土砂の移

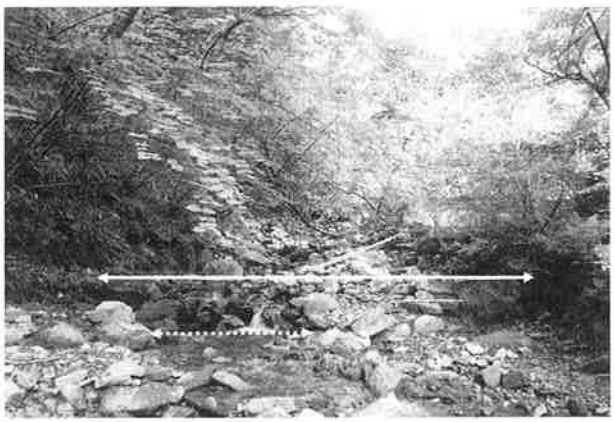

Fig. 2　A photo of study site after large scale flood. The thick arrow indicates the stream width at the peak time of the flood, and broken arrow indicates the one at common water flow.

動は土石流形態ではなく洪水時に増加した流量による掃流形態と考えられた．洪水後の痕跡から，洪水ピーク時の流量は 7.16 ㎥/sec と推定され，これは平水時の流量 0.09 ㎥/secの約 77 倍であった．

2．淵の変化

2004 年 12 月は 140 個，2006 年 8 月は 192 個の淵が計測された．前者の淵間の水平距離は 5.7±4.3 m（平均±標準偏差），後者は 3.6±1.9 m であった．

相対的に小さい淵は調査者による再現性が低い可能性があるので，上位 50 個に限って淵の容積を検討したところ，洪水前の 0.94±0.48 ㎥（平均±標準偏差）にくらべ，洪水後は 1.18±0.64 ㎥と有意に大きかった（Mann-Whitney *U*検定，*P*=0.016）．

3．イワナ個体数の変化

2005 年の推定個体数は，163 尾から 127 尾の範囲で推移したが，2006 年は洪水前の 5 月の 130 尾から洪水後の 8 月で 30 尾に減少し，その後も低いレベルで推移した（**Fig. 3**）．このことは標識個体の捕獲状況についても同様であった．すなわち，調査期間中に 206 尾のイワナを識別したが，洪水後の 8 月以降の確認個体はわずかに 31 尾のみであった（**Fig. 4**）．このうち 28 尾は洪水前に少なくとも 1 回は捕獲されており，新たに確認された 3 尾は体長 93 mm から 125 mm の小型個体であった．

4．イワナの体長組成

洪水後の 2006 年 8 月に捕獲したイワナの体長は 94 mm から 178 mm の範囲であった（平均±標準偏差，136.5±21.3 mm）．2005 年と 2006 年のほぼ同時期に調査を行った 4 月，5 月，10 月，11 月のイワナの体長組成を **Fig. 5** に示した．両年における各月の比較は中央値（Mann-Whitney *U*検定，4 月，5 月，10 月，11 月すべて *P*>0.05），分散（F検定，4 月 *F*=0.950，5 月 *F*=0.959，10月 *F*=1.066，11月 *F*=1.610，すべて *P*>0.05）ともに有意な差はなかった．すなわち，洪水後の生残個体に体サイズの選択性は認められなかった．

各月に捕獲したイワナの体長と捕獲した淵の大きさは，洪水前，洪水後ともに多くの場合で正の相関が得られた（Pearsonの相関係数の検定，**Table 1**）．決定係数が有意でなかった 2006 年の 9 月および 10 月も右肩上がりの傾向がみられた．したがって，大型個体ほど大きな淵に生息する傾向が認められた．

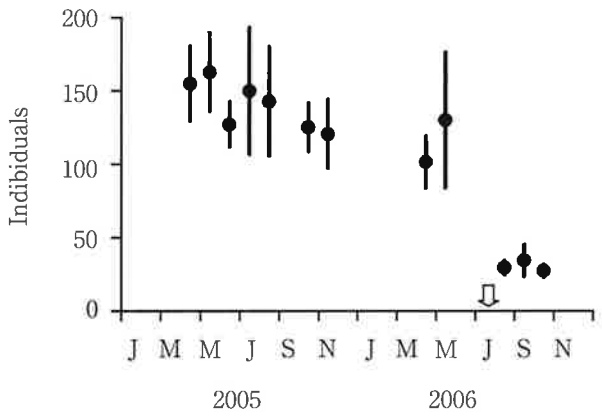

Fig. 3 Changes of the estimated number of individuals. The vertical lines show the 95 % confidence interval. The flood occurred the time indicated the white arrow.

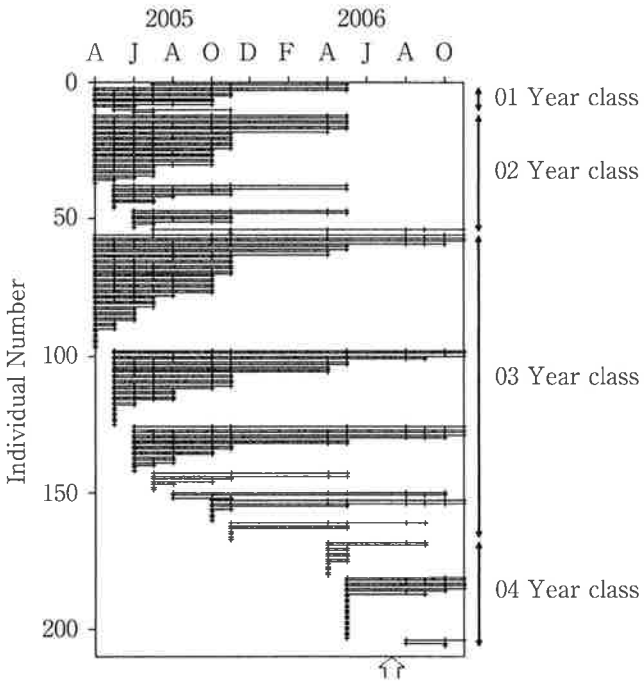

Fig. 4 The pattern of individual capture (+) at each sampling times. Individuals were identified from distributional pattern of each parr marks (Yagyu et al., in printing). The flood occurred the time indicated the white arrow.

5．洪水前後の捕獲地点

5 月の確認地点は調査始点から約 550 m 上流までであったが，洪水後である 8 月の確認地点は調査始点から約 430 m 上流までに限られ，分布上流端に約 110 m の空白域が形成された（**Fig. 6**）．空白域より下流で確認された個体は約 3 m から 62 m の間隔（17.9±15.5 m，平均±標準偏差）で捕獲され，同一地点から 2 個体以上捕獲されることはなかった．識別個体の追跡から，洪水前後で上流へ移動した個体は 6 個体，下流へ移動した個体は 5 個体であった．これらの移動距離は上流側 32.2±41.5 m（平均±標準偏差），下流側 69.8±34.2 m であり，

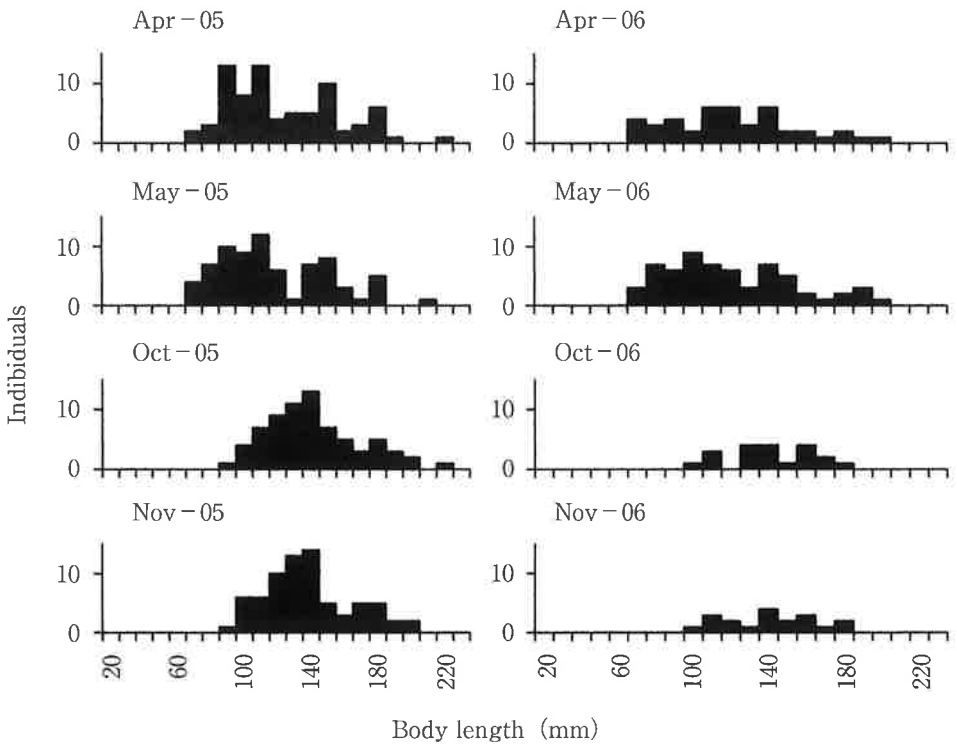

Fig. 5 Size classifications from body length at each sampling times. The flood occurred July 2006.

Table 1 Correlation relationships between body length and pool volume.

Date		*N*	*r*	*P*
2005	4	60	0. 424	**
	5	55	0. 406	**
	6	63	0. 451	**
	7	44	0. 655	**
	10	59	0. 388	**
	11	60	0. 315	*
2006	4	34	0. 513	**
	5	43	0. 507	**
	8	23	0. 414	*
	9	15	0. 222	NS
	10	20	0. 438	NS
	11	16	0. 523	**

N : Sampling number
r : Pearson' s correlation index
P : Significant correlation
**, $P<0.01$; *, $0.01 \leqq P<0.05$;
NS, $P \geqq 0.05$

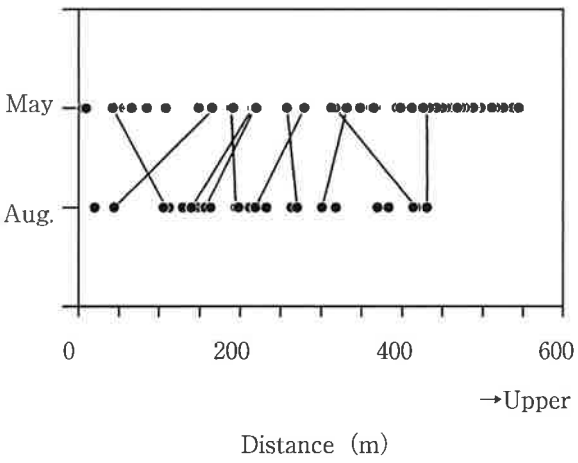

Fig. 6 Size classifications from body length at each sampling times. The flood occurred July 2006.

両者に有意な差はなかった（Mann-Whitney U検定, P=0.144）．さらに，5月の時点で上流端 110 m に生息していた個体は，洪水後に少なくとも調査区間 700 m の中で捕獲されることはなかった．すなわち，洪水によって個体が下流へ流下または移動する傾向は認められなかった．

6．個体の移動性

2005 年 4 月から 2006 年 11 月にかけての月間に個体が移動した最大距離は上流方向へ 175 m，下流方向へ 219 m であり，ともに洪水後の確認であった．洪水前の月間（2005 年 4 月から 2006 年 5 月まで）の移動距離は上流方向へ 13.7±19.2 m，下流方向へ 21.3±27.9 m であったのに対し，洪水後（2006 年 8 月から 11 月まで）の移動距離は上流方向へ 42.3±54.6 m，下流方向へ 60.9±59.7 m と両方向とも有意に大きくなった（Mann-Whitney U検定, 上流方向 P=0.031，下流方向 P=0.010, **Fig. 7A**）．また，各月間で上流または下流のどちらかの方向に移動距離が増加する傾向は，多くの場合で認められなかった（Mann-Whitney U検定，2006 年の 4 月から 5 月のみ下流への移動距離が増加，P=0.014，それ以外の月間はすべて P>0.05）．

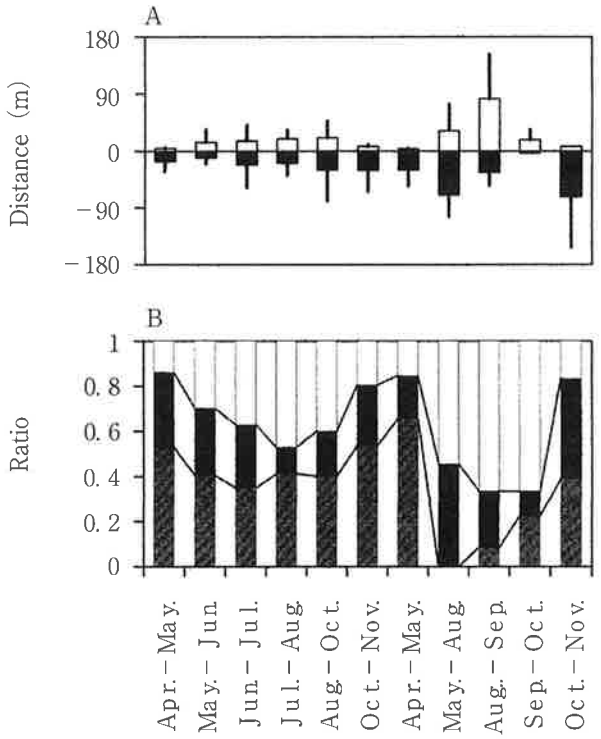

Fig. 7 The pattern of the individual movements during sampling period. Upper graph shows the average distance from the month to the next month (A). White bars mean the upper movement and black bars mean the lower movement. The vertical lines mean standard deviations. Lower graph shows the individual frequency of move or unmoved (B). White bars mean the upper moved individual, black bars mean the lower moved individual and gray bars mean the unmoved individual.

月間の移動個体の割合（移動率）は，0.35 から 1.00 の値を示した（**Fig. 7B**）．洪水前の移動率は 0.53（非移動率 0.47）だったのに対し，洪水後の移動率は 0.80（非移動率 0.20）であり，洪水後に移動個体の割合が増加した（χ^2 検定, P<0.001）．また，各月間の移動個体のうち，上流または下流のどちらかに移動率が偏る傾向は，すべての月間で認められなかった（上流：下流＝1：1 との χ^2 検定, すべての月間で P>0.05）．以上のことより，洪水後に個体の移動性は増加したが，上流または下流といった移動の方向性は確認されなかった．

考　察

これまでに自然状態のイワナ個体群において，夏までの大雨の回数が当歳魚の生残率に影響することが報告されている（三浦，1977）．また Sato（2006）は，洪水とともに発生したがけ崩れによる土砂の流入点より上流のイワナはほとんど影響を受けなかったのに対し，下流区間は壊滅的な影響を受けたことを報告している．さらに山本ら（2004）は，50 年から 100 年確率の雨量による出水にもかかわらず，イワナ当歳魚が減少した傾向はみられず，1 歳以上についてもそのほとんどが元の生息域に停留したとしている．これらの研究から，洪水は壊滅的なインパクトとなる場合もあるが，洪水の規模あるいは地形条件によってイワナに与える影響は異なることが示唆される．

本研究で発生した洪水の発生規模は，2 日間雨量の確率規模で約 100 年から 200 年，人的災害レベルで 20 数年ぶりといったものであった．調査地には大規模な土石流こそ発生しなかったが，平常時の 70 倍以上の流量によって多くの土砂が移動した．1 歳以上のイワナの推定個体数は安定していたにもかかわらず，洪水後に約 1/4 に減少したことから，本研究における洪水の影響は決して小さくなかったことがうかがえる．

洪水時のイワナの行動については不明な点が多いが，洪水後の生残個体は山本ら（2004）と同様に洪水前の確認場所から流下している傾向はみられなかった．洪水中は流速が増加し濁水となることが予想される．このため，生息場所からの移動は流送中の土砂による圧潰，流路外への残存，体力の消耗などの死亡リスクを増加させると考えられる．したがって，能動的または受動的に流下するより，生息場所からそれほど移動せず，土砂移動による地形改変を受けない空間にいることが個体の生残にとって有利なのかもしれない．

同一淵内に生息するイワナなどでは体サイズに従った順位制をもちながら，好適な採餌場所をめぐって干渉型

競争を行う（Nakano and Furukawa-Tanaka, 1994；Fausch *et al.*, 1997）．また，本研究においても多くの調査期間で体サイズと淵の大きさに相関が認められた．したがって河川内におけるイワナの分布は一様ではなく，質の異なる生息場所が体サイズに基づく順位制によって選択されていると考えられる．にもかかわらず，洪水後の生残個体に体サイズの選択性は認められなかった．さらに，洪水前は多くの個体に利用されていた分布上流端において洪水後に 110 m のイワナの空白域が形成された．これらのことは，洪水によるイワナの生残は，生息場所の質とは無関係に生じていることを示唆している．すなわち，洪水によってイワナが生残するかどうかは，その個体がいた場所が改変をうけるかどうかという地形条件によって決定される可能性が高い．

残念ながら本研究では生息場所の改変を定量的に評価していないため，イワナの生残を可能にする地形条件については明らかにできない．しかしながら，一般的な山地河川では，落ち込み（落差の小さな滝状の流れ）と小規模な淵が交互に連続する流れの構造が生じる（高橋・太田，1999）．この構造は，河道の縦横段形状が変化に富むことによって土砂の流送エネルギーを緩和させる効果が期待できる．調査区間には約 4 m から 5 m 間隔で多数の淵が存在していた．そして，洪水後のイワナは調査区間の広い範囲に散在し，それらは洪水前からそれほど移動していなかった．これらのことから洪水時の河道流況を推測すると，部分的に地形改変を受けない緩流部が存在し，その空間においてイワナの生残が可能であったのかもしれない．

洪水後のカワマス *Salvelinus fontinalis* Mitchill への影響について Elwood and Waters（1969）は，生息場所の閉塞による生息数の減少および餌資源の不足による成長不良が生じると指摘している．本研究において洪水後にイワナ個体の移動性が高くなったことは，これらの影響も考えられる．ただし，前出の研究では，カワマスの個体数，現存量ともに一時的に減少したものの数年間で回復している（Hanson and Waters, 1974）．本研究では，土砂の流入による生息場所の閉塞は顕著ではなく，淵の容積は洪水前よりむしろ大きくなっていた．したがって，調査区間のイワナの個体数は洪水によって大きく減少したものの，餌資源を含む環境の復元とともに回復すると予想される．なお，2006 年のイワナの繁殖期では調査地内での産卵を確認している．

しかしながら，過去の研究および本研究において，ある区間のイワナがいなくなったように，洪水は局所的な絶滅を引き起こす場合もありうる．本調査地のような山地河川において，数十年規模で発生する洪水による影響を考慮したイワナの保全には，洪水によって影響を受けた個体群を補完できるよう複数支流を含めた生息域の確保および山地河川に特有な河床構造の保全が必要である．したがって，治山堰堤などの人工構造物を設置する際は，設置箇所への配慮が必要である．また，土砂の流入などによって瀬淵の消失がある場合は，洪水時のイワナの生残およびその後の生育にとって影響があるものと思われる．

謝　辞

長野県環境保全研究所の北野 聡氏，独立行政法人水産総合研究センターの中村智幸氏，国営アルプスあづみの公園の鶴石 達氏，株式会社環境アセスメントセンターの美馬純一氏，信州魚類研究会の皆様には本論文の調査計画およびとりまとめに際し，貴重なご意見とご批判をいただいた．信州大学農学部の砂防緑化工学研究室と同大ＡＦＣ昆虫生態学研究室の学生諸氏には測量や魚類調査の現地調査にご協力いただいた．以上のかたがたに感謝の意を表します．

引用文献

Chapman, D. G.（1951）Some properties of the hypergeometric distribution with applications to zoological censuses. Univ. California Public. Stat. 1：131－160.

Elwood, J. W. and T. F. Waters（1969）Effects of floods on food consumption and production rates of a stream brook trout population. Trans. Amer. Fish. Soc. 98（2）：253－262.

Fausch, K. D., S. Nakano and S. Kitano（1997）Experimentally induced foraging mode shift by sympatric charrs in a Japanese mountain stream. Behav. Ecol. 8：414－420.

Hanson, D. L. and T. F. Waters（1974）Recovery of standing crop and production rate of a brook trout population in a flood-damaged stream. Trans. Amer. Fish. Soc. 103（3）：431－439.

平松晋也・水野秀明・池田暁彦・加藤誠章（2006）2006年７月豪雨による土砂災害―長野県岡谷市で発生した土石流災害―．砂防学会誌 59（3）：51－56.

細谷和海（2000）サケ目サケ科．「日本産魚類検索 全種の同定 第２版」中坊徹次編，pp. 299－304，東海大学出版会，東京．

伊藤嘉昭（2005）マーキング法による個体群パラメーターの推定．「動物生態学 新版」嶋田正和・山村則男・粕谷英一・伊藤嘉昭著，pp. 416－436，海游社，東京．

木村清朗（2003）西中国地方のイワナ（ゴギ）．「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―４汽水・淡水魚類」環境省自然環境局野生

生物課編，pp. 191－192，財団法人自然環境研究センター，東京．
前川光司（1999）渓流魚の生態と砂防工事の影響．「渓流生態砂防学」太田猛彦・高橋剛一郎編／pp. 89－105，東京大学出版会，東京．
三浦泰蔵（1977）個体群の動態―魚類を中心として―．「集団と生態 生物科学講座 8」大沢文夫他編，pp. 38－104，朝倉書店，東京．
長野県生物多様性研究会・長野県自然保護研究所編（2004）長野県版レッドデータブック－長野県の絶滅のおそれのある野生生物－動物編．長野県，長野．
中村太士（1999）流域の土砂動態と環境保全型砂防．「渓流生態砂防学」太田猛彦・高橋剛一郎編，pp. 135－144，東京大学出版会，東京．
Nakamura, T.（2003）Meristic and morphometric variations in fluvial Japanese charr between river systems and among tributaries of a river system. Environmental Biology of Fishes 66：133－141.
Nakano, S. and T. Furukawa-Tanaka（1994）Intra- and interspecific dominance hierarchies and variation in foraging tactics of two species of stream-dwelling chars. Ecol. Res. 9：9－20.
Sato, T.（2006）Dramatic decline in population abundance of Salvelinus leucomaenis after a severe flood and debris flow in a high gradient stream. Journal of Fish Biology 69：1849－1854.
Seber, G. A. F.（1970）The effects of trap response on tag-recapture estimation. Biometrics 26：13－22.
総務省消防庁（2006）平成 18 年の梅雨前線による大雨の被害状況（第40報）．http://www.fdma.go.jp/data/010608130958307222.pdf，2007 年 8 月 23 日閲覧．
高橋剛一郎・太田猛彦（1999）渓流生態系の物理的構造．「渓流生態砂防学」太田猛彦・高橋剛一郎編，pp. 7－16，東京大学出版会，東京．
高橋剛一郎・竹門康弘（1999）渓流生態系保全の基本的考え方．「渓流生態砂防学」太田猛彦・高橋剛一郎編，pp. 117－130，東京大学出版会，東京．
高橋剛一郎（2003）瀬－淵構造の区分とその分析方法．地形 24（1）：41－63.
高瀬信忠（1978）河川水文学．森北出版，東京．
田中哲夫（2003）紀伊半島のイワナ（キリクチ）．「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―4 汽水・淡水魚類」環境省自然環境局野生生物課編，pp. 193－194，財団法人自然環境研究センター，東京．
天竜川上流河川事務所（2006）天竜川水系（長野県内）の出水状況（8 月 10 日）．http://www.cbr.mlit.go.jp/tenjyo/，2007 年 8 月 23 日閲覧．
牛山素行・國分和香那（2006）平成 18 年 7 月豪雨による災害の特徴．自然災害科学 25（3）：393－402.
柳生将之・中村寛志・宮崎敏孝（印刷中）パーマークによるイワナの個体識別法．魚類学雑誌．
山本 聡・小原昌和・沢本良宏・築坂正美（2000）長野県産イワナの斑点の変異．長野県水産試験場報告 4：16－23.
山本 聡・沢本良宏・井口恵一朗・北野 聡（2004）千曲川水系の山地渓流における出水後のイワナの停留と移動．長野県水産試験場研究報告 6：1－3.
Yamamoto, S., K. Morita, S. Kitano, K. Watanabe, I. Koizumi, K. Maekawa and K. Takamura（2004）Phylogeography of white-spotted charr（Salvelinus leucomaenis）inferred from mitochondrial DNA sequences. Zoological Science 21：229－240.

Jpn. J. Environ. Entomol. Zool. 18 (4) ：177－187 (2007)
環動昆　第18巻　第4号：177－187 (2007)

研究奨励賞受賞論文

鱗翅目昆虫を利用した森林環境の評価に関する研究[1),2)]

広渡俊哉

大阪府立大学大学院

Assessments of forest condition using lepidopterous insects. Toshiya Hirowatari. Entomological Laboratory, Graduate School of Life and Environmental Sciences, Osaka Prefecture University, Sakai, Osaka, 599-8531 Japan

Abstract

Two of the author's published papers concerning assessments of forest condition using lepidopterous insects were summarized and the usage of some sampling methods for Lepidoptera assemblages (*i.e.* transect counts, Malaise trap, and light trap) were briefly discussed.

1. Effects of fires on butterfly assemblages in lowland dipterocarp forest of East Kalimantan (Hirowatari *et al.* 2007a)：The post-fire butterfly fauna in a lowland dipterocarp forest of the Bukit Soeharto Education Forest (BSEF), East Kalimantan, Indonesia, was assessed during November 1998－April 2000 by consecutive Malaise trap sampling. A total of 514 butterflies belonging to 61 species and representing six families were caught in the traps. *Melanitis leda*, *Charaxes bernardus*, and *Danaus genutia* were the most frequent species caught, representing 31% of the total. These three species are generalists and 'disturbance indicators' for tropical rain forests. A post-fire survey determined that only 43% of the butterfly species were still present. The data suggested that refugia that will not be affected by fire are necessary for the conservation of specialist butterflies.

2. Species diversity of microlepidoptera assemblages within three forest ecosystems. 1. Microlepidoptera as a bioindicator. (Hirowatari *et al.* 2007b)：Microlepidoptera biodiversities of three forest ecosystems, (1) A Japanese botanic garden, (2) a public park, and (3) a primary forest were assessed using a light trap operated one night per month from May to July and in September 2001 in Atami City and Kannami Town, Shizuoka Prefecture. The primary forest site contained the highest number of species and individuals. The species diversity index ($1-\lambda$) of each site was high showing more than 0.95. Species richness and abundance of Tortricidae, Pyralidae, and Gelechiidae were the highest at all three sites. Species richness of Yponomeutidae was notably higher in the primary forest than the others, while that of Lyonetiidae was highest in the park. At all sites, relatively many species (about 10 % of the total) with unique feeding habits other than genuine phytophagy, i.e., detritophagy (or fungivory), were collected. This may have showed that the forest floors where detritophagous (or fungivorous) species mainly inhabit were in a preferable condition for these species.

Key words：Lepidoptera, Light trap, Malaise trap, Biodiversity, Bioindicator

鱗翅目昆虫の中では，チョウ類が環境指標として有用であることが多くの研究者によって指摘され，トランセクト法による調査が行われてきた（田中，1988；Kudrna，1986；石井ら，1991など）．著者は，国内におけるチョウ類のトランセクト調査の他に，インドネシアで森林火災後のチョウ相の変化についてマレーズトラップを用いた調査（槇原寛氏：森林総合研究所，スギアルト氏：ムラワルマン大学との共同研究）を行うとともに，国内において，小蛾類（コバネガ科などの原始的なグループからメイガ上科までの一群）を含めたガ類を対象とし，灯火採集法による調査を行い，ガ類の環境指標としての有用性について検討を行ってきた（大阪府立大学の大学院生などとの共同研究）．以下は公表済みの2論文（Hirowatari *et al.*, 2007；広渡他，2007）を中心にその概要を紹介し，最後に鱗翅目昆虫を環境指標として用いる場合の調査方法の長短について検討した．

1）本稿は，第19回年次大会における研究奨励賞受賞講演（2007年10月13日：京都学園大学）の概要である．
2）The Society Award Study

1．東カリマンタンにおけるチョウ類群集への森林火災の影響
―マレーズトラップを用いたチョウ類の群集調査

インドネシアの東カリマンタンでは 1982－83 年と 1998 年に大規模な森林火災が発生し，生物相に大きな影響を与えた（Mori, 2000；Makihara *et al.*, 2000）．カリマンタンにおける森林火災は，自然要因（エルニーニョ現象による森林・原野の乾燥化，泥炭層への着火・延焼など）と人的要因（農地・焼き畑や，産業造林・森林開発目的の火入れなど）によるとされる．本研究は，1998 年の森林火災後がチョウ類群集にどのような影響を与えたかを明らかにするために，ムラワルマン大学のブキットスハルト演習林のチョウ類群集を，1998 年 11 月から 2000 年 4 月までマレーズトラップを用いて調査した．補足的に 1999 年の 3 月から 4 月に目視ならびに捕虫網を用いてチョウ類を捕獲し，生息している種を確認した．さらに，熱帯降雨林研究センター（PUSREHUT）に保管されている火災前の 1988 年から 1995 年に採集されたチョウ類の標本を整理・同定し，火災後のチョウ類相と比較した．

調査地と調査方法

調査地をおこなったブキットスハルト演習林（BSEF）はインドネシア，東カリマンタンのバリクパパンとサマリンダの間に位置し，標高約 20 m の低地フタバガキ林（5,000 ha）．大部分が 1982－83 年と 1998 年の森林火災の影響を被った．なお，原著（Hirowatari *et al.*, 2007）では，ブキットスハルト演習林の近隣に位置し，まったく火災の影響を受けなかったブキットバンキライでの短期調査の結果も示したが，ここでは省略した．

マレーズトラップ（高さ約 2 m）によるサンプリングは，1998 年 11 月から 12 月まで行った．回収容器には 70% エタノールをいれ，地上部のさまざまな環境に設置した 6 つのトラップから，毎週 1 回サンプルを回収した．目視ならびに補注網を使った補足調査は，1999 年 3－4 月にフタバガキ林（約 300 ha）などで，原則的に午前中（9：00－12：00）に行い，目撃（捕獲）したチョウ類の個体数を種ごとに記録した．森林火災前のチョウ類相との比較を行うために，日本国際協力事業団（JICA）の専門家が 1988 年から 1995 年にブキットスハルト演習林の周辺で採集し熱帯降雨林研究センター（PUSREHUT）に保管されたチョウ類の標本を整理・同定し，種ごとに個体数を記録した．調査は，1999 年 3 月－4 月に行った．

調査結果

マレーズトラップにより，合計 6 科 61 種 514 個体のチョウ類が捕獲された（**表 1**）．ウスイロコノマチョウ *Melanitis leda*（ジャノメチョウ科），チャイロフタオ *Charaxes bernardus*（フタオチョウ亜科），スジグロカバ

表 1　東カリマンタンのブキットスハルト演習林において、1998年の火災前と火災後に確認されたチョウ類の種数（Hirowatari *et al*, 2007 を改変）

	1998の火災後		1998の火災前
科・亜科（属）	1998-2000（MT）	1999	1988-1995
アゲハチョウ科 Papilionidae（*Trogonoptera, Troides, Papilio, Graphium,* etc.）	6	4	18
シロチョウ科 Pieridae（*Dercas, Eurema, Catopsilia, Leptosia, Appias,* etc.）	4	5	16
タテハチョウ科 Nymphalidae			
マダラチョウ亜科 Danainae（*Danaus, Parantica, Ideopsis, Idea, Euploea,* etc.）	6	5	15
ジャノメチョウ亜科 Satyrinae（*Melanitis, Elymnias, Lethe, Mycalesis, Erites,* etc.）	10	4	15
モルフォチョウ亜科 Morphiinae（*Faunis, Amathusia, Zeuxidia,* etc.）	2	0	9
ドクチョウ亜科 Heliconiinae（*Cupha, Vindula, Cirrochroa, Cethosia,* etc.）	1	3	7
タテハチョウ亜科 Nymphalinae（*Hypolimnas, Junonia,* etc.）	1	1	6
イチモンジチョウ亜科 Limenitidinae（*Neptis, Athyma, Tanaecia, Euthalia,* etc.）	12	9	25
コムラサキ亜科 Apaturinae（*Euripus*）	0	0	1
フタオチョウ亜科 Charaxinae（*Prothoe, Polyura, Charaxes,* etc.）	1	1	5
シジミタテハ科 Riodinidae（*Abisara, Paralaxita*）	1	0	2
シジミチョウ科 Lycaenidae（*Miletus, Jamides, Nacaduba, Drupadia,* etc.）	7	4	2
セセリチョウ科 Hesperiidae（*Choaspes, Koruthaialos, Psolos, Erionota,* etc.）	10	5	6
種数	61	41	127

1998-2000（MT）：ブキットスハルト演習林で 1998-2000 年にマレーズトラップで捕獲された種
1999：ブキットスハルト演習林で 1999 年 3 - 4 月に目撃・捕獲された種
1988-1995：ブキットスハルト演習林で周辺で、1988-1995 に採集された種（熱帯雨林研究センターに保存された標本で確認）

マダラ *Danaus genutia*（マダラチョウ亜科）が 60，52，47 個体ともっとも多く捕獲され，全体の 31% を占めていた．大部分（189 個体）が 1998 年 11 月に捕獲され，捕獲数は徐々に減少した（**図1**）．調査期間に捕獲されたチョウ類の蓄積種数を**図2** に示した．1999 年以降は，調査初期に多く捕獲された上位種は減少し，あらたに森林性種などが加わった．

1999 年 3 － 4 月の目視調査により，合計 41 種のチョウ類を確認した（**表 1**）．そのうち 30 種（73%）はマレーズトラップで捕獲されたものと共通していた．

熱帯降雨林研究センター に保管された標本調査により，127 種のチョウ類が森林火災前の 1988 年から 1995 年にかけて採集されていることを確認した（**表 1**）．その中には，アカエリトリバネアゲハ *Trogonoptera brookiana*，アンフリサスキシタ *Troides amphrysus* ベニシロチョウ *Appias nero* など，火災後には確認されなかった種も含まれていた．標本数が少なかったシジミチョウ科とセセリチョウ科を除くと，火災後に確認された種は火災前の種の43%であった．特に *Amathusiini*（22%）が大きく減少しており，タテハチョウ科のイナズマチョウ属 *Euthalia* は火災前は 5 種いたが，火災後はまったく確認されなかった．

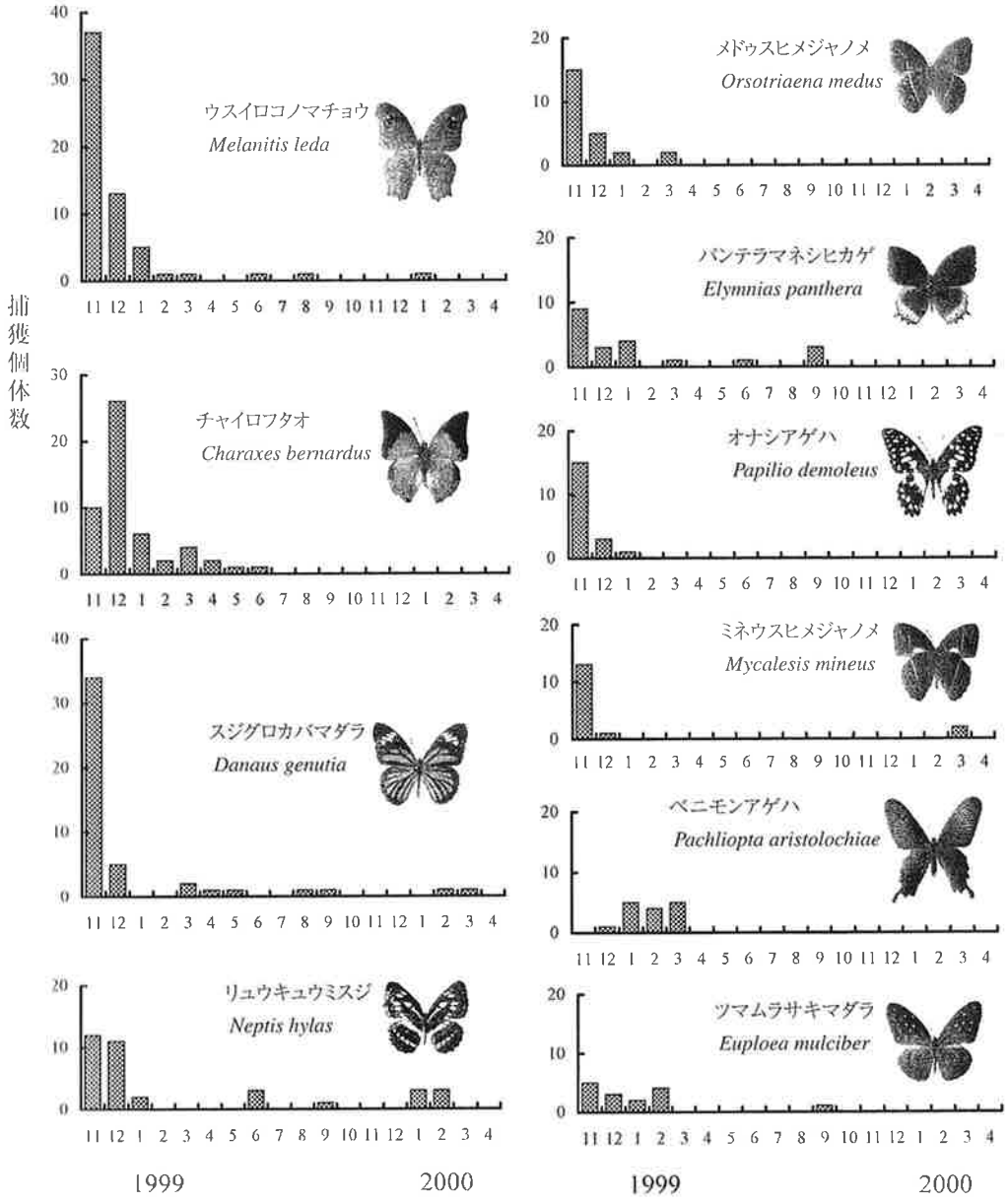

図1　東カリマンタンのブッキットスハルト演習林において，1998年11月から2000年４月までにマレーズトラップで捕獲されたチョウ類の上位10種（Hirowatari *et al.*, 2007を改変）

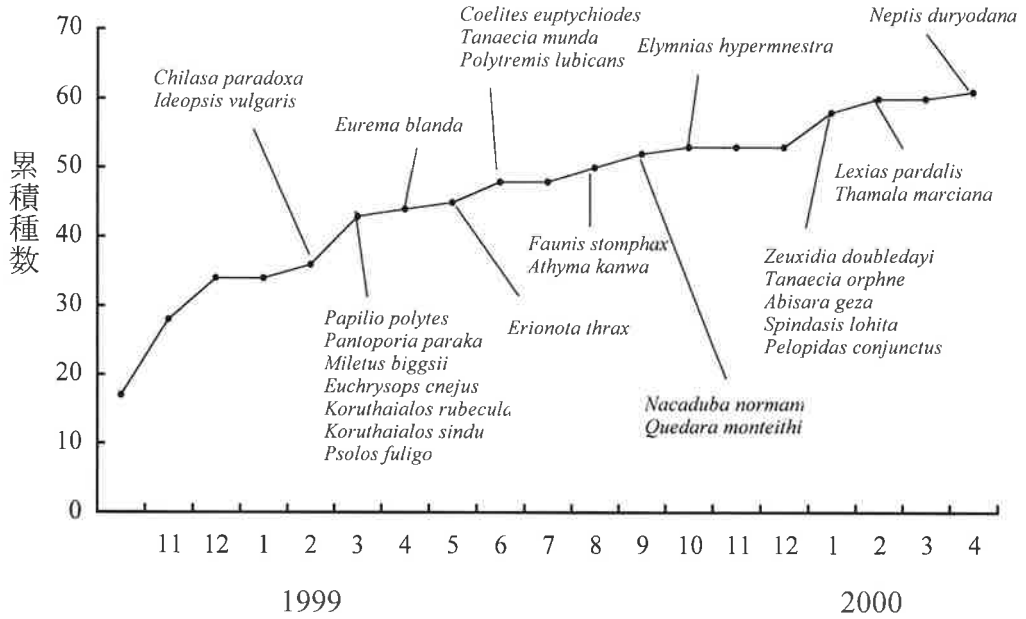

図2　東カリマンタンのブッキットスハルト演習林において，1998年11月から2000年４月までにマレーズトラップで捕獲されたチョウ類の累積種数（Hirowatari *et al.*, 2007）

火災後のチョウ類相

表２にマレーズトラップで多く捕獲された上位 10 種の捕獲個体数，寄主植物，分布を示した．このうち８種は広義のタテハチョウ科であった．ジャノメチョウ亜科の４種は，イネ科植物を広く寄主とするものだった．スジグロカバマダラ *Danaus genutia* とベニモンアゲハ *Pachliopta aristolochiae* は，それぞれガガイモ科とウマノスズクサ科の広い範囲の植物を，ツマムラサキマダラ *Euploea mulciber* はキョウチクトウ科，ガガイモ科，ウマノスズクサ科など非常に広い範囲の植物を寄主とするものだった．このように，マレーズトラップで多く捕獲された種は，ジェネラリスト，あるいは「撹乱の指標」といえるもので，いずれも寄主植物の範囲は広かった．上位 10 種の中に森林性のチャイロフタオ *Charaxes bernardus* が入っていたが，この種もクスノキ科，ミカン科，マメ科，バンレイシ科など広い範囲の寄主を利用することが知られており，回復が早い要因となったと考えられた．シジミチョウ科は上位 10 種に入っていないが，コシロウラナミシジミ *Jamides celeno* と近縁の *J. pura* が 14 個体ずつ捕獲されていた．

撹乱の指標となる上位 10 種は，1998 年 11 月から 12 月にかけて多くの個体が捕獲され，徐々に捕獲数が減少した（**図1**）．その原因は明らかではないが，火災後の植生遷移にともないパイオニア的な植物が 1998 年後半にみられたことと関連していると考えられた．Cleary & Grill（2004）は東カリマンタンで，森林火災前後のコシロウラナミシジミ *J. celeno* の動態を調査し，火災前はチョウ類群集の３％だったのが，火災後は 58% を占めていたことを示した．

チョウ類による森林回復の評価

MacKinnon *et al.*（1996）は，1983 年の森林火災の影響を被った東カリマンタンのクタイ国立公園において，**表３**に示したいくつかの種を森林回復の指標としてあげた．MacKinnon *et al.*（1996）が示したように，槇原（私信）によると 1998 年の火災直後にはツマムラサキマダラをはじめとするマダラチョウ類が多くみられたという．また，火災から１年近く経過した 1998 年の終わりにもマダラチョウ類は多くみられた．ベニシロチョウ *Appias nero* と *Charaxes solon*，*Prothoe franck*，アカエリトリバネアゲハとアンフリサスキシタはいずれも火災前には調査地に生息していたが，火災後にはまったく確認されなかった．Cleary（2004）はシジミタテハ科の *Ragadia* と *Paralaxita* は伐採されていない森林でみられ，ウラナミジャノメ属 *Ypthima*，エビアシシジミ属 *Allotinus*，シロミスジ属 *Athyma* は伐採・撹乱の指標であるとしたが，我々の調査でも *Paralaxita orphna* は 1998 年の火災前のみで採集され，火災後には３種のシロミスジ属（*A. pravara, A. kanwa, and A. nefte*）が採集された．

定期的におこる森林火災が生物の多様性を維持しているという報告もあるが，東カリマンタンの 1998 年の火災はチョウ類群集の回復が遅く，影響が大きかったことが示された．Cleary *et al.*（2004）は火災の影響を受けなかった地点でチョウ類の種多様性が高いことを示した．この報文ではデータを省略したが，森林火災の影響を受けていないブキットバンキライには多くの森林スペシャリストが残存していた．以上のことから，熱帯林におい

表 2　ブキットスハルト演習林で，1998 年 11 月から 2000 年 4 月までにマレーズトラップで捕獲されたチョウ類の上位 10 種の捕獲個体数，寄主植物，分布（Hirowatari *et al.*, 2007 を改変）

	種	科・亜科	個体数	寄主植物	分布
1	ウスイロコノマチョウ *Melanitis leda*	ジャノメチョウ亜科	60	イネ科の多くの植物	東洋区・オーストラリア区
2	チャイロフタオ *Charaxes bernardus*	フタオチョウ亜科	52	*Cinnamomum camphora* など（クスノキ科）， *Acronychia pedunculata* など（ミカン科）， *Andenanthera pavonia*（マメ科）， *Saccopetalum tomentosum*（バンレイシ科）	インド−中国南部，スンダランド
3	スジグロカバマダラ *Danaus genutia*	マダラチョウ亜科	47	ガガイモ科の多くの植物（約10属）	東洋区−オーストラリア北部
4	リュウキュウミスジ *Neptis hylas*	イチモンジチョウ亜科	35	*Desmodium laterale* など（マメ科）， *Celtis boninensis*（ニレ科）， アオイ科とシナノキ科の数種*	インド−中国南部，スンダランド， 日本，小スンダ列島
5	メドゥスヒメジャノメ *Orsotriaena medus*	ジャノメチョウ亜科	24	イネ科の多くの植物	東洋区−ニューギニア
6	バンテラマネシヒカゲ *Elymnias panthera*	ジャノメチョウ亜科	21	*Metroxylon sagus*（ヤシ科）など	スンダランド
7	オナシアゲハ *Papilio demoleus*	アゲハチョウ科	19	ミカン属の種およびミカン科の多くの植物	東洋区・オーストラリア区
8	ミネウスヒメジャノメ *Mycalesis mineus*	ジャノメチョウ亜科	16	イネ科の多くの植物	スンダランド
9	ベニモンアゲハ *Pachliopta aristolochiae*	アゲハチョウ科	15	*Aristolochia bacteata, A. shimadai, A. indica,* *A. debilis, A. liukiuensis, A. tagala,* *A. zollingeriana* など（ウマノスズクサ科）	東洋区（日本を含む）
10	ツマムラサキマダラ *Euploea mulciber*	マダラチョウ亜科	15	*Ficus microcarpa* など（クワ科）， *Nerium oleander* など（キョウチクトウ科）， *Toxocarpus wightianus*（ガガイモ科）， *Argyreia penangiana*（ヒルガオ科）， *Aristolochia sp.*（ウマノスズクサ科）	ヒマラヤ西部，中国， 日本東洋区

表 3　東カリマンタンにおける森林火災後の指標種の変化

指標種	クタイ国立公園 MacKinnon *et al.*（1996）	ブキットスハルト演習林 Hirowatari *et al.*（2007）
ツマムラサキマダラ *Euploea mulciber* など	直後に増加	多産
ベニシロチョウ *Appias nero, Charaxes solon*	減少	未確認
Prothoe franck, Thaumantis klugius	火災がなかった場所だけで確認	未確認
アカエリトリバネアゲハ *Trogonoptera brookiana,* アンフリサスキシタ *Troides amphrysus*	火災の 3 年後以降に回復	火災の 5 年後も未確認*

*頃原私信

て，固有種などを保全するためには火災に見舞われない避難場所となる森林が不可欠であることが示された．

2．異なる森林環境における小蛾類群集の多様性
—灯火採集によるガ類の群集調査

鱗翅目の中では，チョウ類の他に大蛾類が環境指標として有用であることが指摘されている（Holloway, 1985；Scoble, 1995）．一方，森林における昆虫類の多様性解明の重要性は多くの研究者によって指摘され，キャノピー・トレールやタワーを利用した樹冠部の昆虫類の多様性に関わる調査・研究が進められている．しかし，森林生態系の中で消費者や分解者を含む林床部の昆虫類については，一部の土壌性昆虫類を除いて詳しく研究されていないのが現状である．

小蛾類（原始的なコバネガ科などからメイガ科までを含む一群）は，チョウ類に比べて種数が多く幼虫が生きた植物（地衣類や蘚苔類から高等植物の葉など）を食べる植食性のものだけでなく，枯葉，朽ち木，蜂の巣などを食べる腐食性や菌食性など多様な食性をもつことから（Powell, 1980；Scoble, 1995；Robinson and Nielsen, 1993），森林の林床部を含めた環境を測る指標として有用であると考えられるが，小蛾類と環境との関連性に注目した研究はこれまでほとんど行われてこなかった．そこで本研究は，異なる森林環境における小蛾類群集の構造の違いを比較するとともに，構成種の食性に注目し，小蛾類の環境指標性について検討することを目的として行った．

調査地および調査方法

調査は静岡県熱海市および函南町において，植生の異なる3地点，すなわち地点A：(財)新技術開発財団植物研究園（標高約 300 m 園内に渓流がある庭園的環境），地点B：姫ノ沢公園（標高約 500 m 斜面に位置する緑地公園），地点C：函南原生林（標高約 700 m に位置する自然林）を選んだ．調査は 2001 年5－7月および9月に計4回行った．小蛾類の採集は灯火法（カーテン法）を用いた．原則的に1地点につき調査者2名で，その後3時間にわたりスクリーンに飛来してくるすべての小蛾類を捕獲した．

小蛾類の群集構造を比較するために，科数，種数，個体数，科構成，種構成のほか，多様度指数，類似度，重複度による解析を行った．多様度指数としては，Simpson の多様度指数（1-λ）を用いた．各群集における種構成の比較のための指数としてSörensenの類似係数 *QS* を求めた．さらに重複度として，Kimoto の *Cπ* 指数を求めた．

また，各地点の森林環境と小蛾類群集の構造との関係を検討するために，各種の食性によるタイプ分けを行ってそれらの比率を比較した．タイプ分けは常緑木本を幼虫が利用するとされる種は常緑木本食，というように，常緑木本食，落葉木本食，常緑・落葉木本食，草本食，広く植食，腐食の6タイプに分けて解析を行った．

小蛾類の群集構造の比較

本研究の計4回の調査で，全地点で採集された小蛾類は 28 科 298 種 1229 個体であった（**表4**）．また，地点別に見ると，地点Aでは 22 科 120 種 271 個体，地点Bでは 20 科 95 種 357 個体，地点Cでは 23 科 191 種 601 個体であった．科数，種数，個体数すべてにおいて地点Cが最高であった．各地点の科別の種数および個体数の割合については，3地点ともにハマキガ科，メイガ科，キバガ科の3科が上位を占めていた．これらの3科の各地点での種数は，いずれも地点Cでは地点A，Bの2倍近い種数が確認された．次にマルハキバガ科，カザリバガ科，ヒロズコガ科で種数が多かったが，これらの科ではマルハキバガ科とヒゲナガキバガ科は3地点で同程度，スガ科（A：1種，B：4種，C：13 種）では地点Cで顕著に種数が多かった．また，ハモグリガ科（A：4種，B：4種，C：1種）では例外的に地点A，Bで種数が多かった．

各地点の個体数が優占していた上位5種をみると，地点Aと地点Bではマルハキバガ科 sp.1，ウスイロネマルハキバガ *Neoblastobasis spiniharpella* Kuznetzov & Sinev，トビモンコハマキ *Neocalyptis congruentana*（Kennel）の3種が共通していた．地点Cの上位5種は，他の2地点の上位5種と共通する種がなかった．また地点Bでは上位5種の総個体数に占める割合が 43.1% と高く，次に地点Aで 17.0%，地点Cでは 16.0% にすぎなかった．

各地点間の種構成の類似度（*QS*）は，いずれも 0.35 前後の低い値を示した（**表5**）．また重複度（*Cπ*）は，地点AB間で 0.43 ともっとも高く，地点AC間では 0.22，地点BC間では 0.17 と低かった．このことは，地点A，Bの優占5種のうち3種が共通で，地点Cではまったく異なっていたことによるものと考えられた．

小蛾類の食性と環境指標性

食性のタイプ分けによる比率をみると，地点A，Bに比べて地点Cでは幼虫が草本植物を利用する種が少なかった．これは，地点A，Bでは花壇などに草本植物が植栽されるなど，その他にも人為的な攪乱が多いことを反映したと思われる．また，地点Cに常緑木本を利用する種が比較的多かったことも，地点Cの植生を反映したものと思われる．

枯葉などを食べる腐食性の種の割合は各地点ともに 10% 前後であったが，腐食性小蛾類の種数は，地点Cでもっとも多く，18 種で，種構成も他の地点と異なっ

表 4　2001年に静岡県熱海市と函南町において灯火法（カーテン法）により日没後3時間で採集された小蛾類の地点別の科ごと総種数および個体数（広渡他，2007）

	植物研究園		姫の沢公園		函南原生林	
	種数	個体数	種数	個体数	種数	個体数
モグリチビガ科 Nepticulidae	3	11	1	1	1	1
マガリガ科 Incurvariidae	0	0	0	0	1	1
ヒゲナガガ科 Adelidae	2	4	2	19	2	20
ムモンハモグリガ科 Tischeriidae	0	0	1	1	0	0
ハマキガ科 Tortricidae	24	50	23	68	51	180
ホソハマキガ科 Cochylidae	2	4	2	4	1	7
ヒロズコガ科 Tineidae	4	14	3	23	7	20
チビガ科 Bucculatricidae	0	0	0	0	1	1
ハモグリガ科 Lyonetiidae	4	12	4	17	1	1
ナガヒゲガ科 Amphitheridae	0	0	1	1	1	1
ホソガ科 Gracillariidae	8	26	3	3	11	19
コハモグリガ科 Phyllocnistidae	1	1	0	0	0	0
アトヒゲコガ科 Acrolepiidae	3	5	2	2	0	0
スガ科 Yponomeutidae	1	4	4	13	13	38
メムシガ科 Argyresthiidae	2	3	1	1	2	2
ホソハマキモドキガ科 Glyphipterigidae	2	5	0	0	1	8
ハマキモドキガ科 Choreutidae	0	0	0	0	1	1
マルハキバガ科 Oecophoridae	11	32	7	75	10	36
ニセマイコガ科 Stathmopodidae	2	2	0	0	4	8
クサモグリガ科 Elachistidae	1	3	1	3	2	11
ツツミノガ科 Coleophoridae	1	1	0	0	0	0
ネマルハキバガ科 Blastobasidae	2	12	3	23	3	14
カザリバガ科 Cosmopterigidae	7	15	4	8	8	25
ヒゲナガキバガ科 Lecithoceridae	4	8	4	7	5	17
キバガ科 Gelechiidae	9	14	6	12	18	65
ニジュウシトリバガ科 Alucitidae	0	0	0	0	1	2
メイガ科 Pyralidae	25	43	22	75	46	123
トリバガ科 Pterophoridae	2	2	1	1	0	0
合計	120	271	95	357	191	601

表 5　2001年に静岡県熱海市と函南町において灯火法（カーテン法）により日没後3時間で採集された小蛾類の各地点間の種構成の類似度（QS）と重複度（$C\pi$）（広渡他，2007）

$C\pi \diagdown QS$	地点		
	A	B	C
地点			
A（植物研究園）	—	0. 37	0. 33
B（姫の沢公園）	0. 43	—	0. 32
C（函南原生林）	0. 22	0. 17	—

ていた（**表 6**）．小蛾類にみられる腐食性はヒゲナガガ科，ヒロズコガ科，マルハキバガ科，メイガ科などさまざまなグループで平行的に獲得されたと考えられているが（Powell, 1980），林床の落葉層や腐植層で生活史の一部を送る種はさらに多いものと思われる．幼虫がポータブルケースをつくり枯れ葉を食べるヒゲナガガ科は，河川敷や里山林，山地の自然林などに生息するが，孤立した都市域の公園などではみられない．今回の調査でヒゲナガ科がすべての地点で確認されたことは，調査地ならびにその周辺環境の自然度の高さを示すものであろう．

ハマキガ科は，ハマキガ亜科，ヒメハマキガ亜科のいずれの亜科でも地点Cが2倍近い種数が確認され，特に落葉広葉樹を寄主とする種が多いハマキガ亜科の *Acleris* 属の5種は地点Cのみで確認された．

メイガ科の大きなグループであるノメイガ亜科は3地点で種数に大きな違いがみられず3地点すべてで採集さ

表6　2001年に静岡県熱海市と函南町において灯火法（カーテン法）により日没後3時間で採集された幼虫期の食性が腐食性である小蛾類の地点別の個体数（広渡他，2007）

	地点A	地点B	地点C
ヒゲナガガ科			
ホソオビヒゲナガ	2	14	13
ウスベニヒゲナガ	2	5	7
ハマキガ科			
トビモンハマキ	2	0	0
フタモンコハマキ	0	10	5
ヒロズコガ科			
アトモンヒロズコガ	0	0	2
マエモンヒロズコガ	1	0	0
Nemapogon sp.1	0	0	1
マダラマルハヒロズコガ	1	0	0
クロクモヒロズコガ	0	0	2
クロモンチビヒロズコガ	0	0	4
マダラシロツマオレガ	0	0	1
モトキメンコガ	4	2	6
クロエリメンコガ	8	17	4
Tineidae sp.	0	4	0
マルハキバガ科			
シロスジベニマルハキバガ	1	0	2
カタキマルハキバガ	0	0	7
ミツボシキバガ	1	6	0
ヒゲナガキバガ科			
キベリハイヒゲナガキバガ	2	0	3
カクバネヒゲナガキバガ	4	4	2
ネマルハキバガ科			
シロジネマルハキバガ	0	0	3
コネマルハキバガ	0	1	3
ウスイロネマルハキバガ	11	21	8
オオネマルハキバガ	1	1	0
メイガ科			
ミツテンノメイガ	0	0	4
種数計/総種数に占める割合	13/10.8%	11/11.6%	18/9.4%

れたものが6種いた．一方，マダラメイガ亜科では地点Cが突出しており，3地点すべてで採集されたものはなかった．いずれの亜科も多様な寄主植物を含むが，マダラメイガ亜科はノメイガ亜科よりも豊かな森林の環境指標として有用であるかもしれない．

スガ科はクチブサガ亜科の *Ypsolopha* 属の種は，ニシキギ科，スイカズラ科，ブナ科，スガ亜科の *Thecobathra* 属の種はブナ科，*Yponomeuta* 属の種はニシキギ科の植物を寄主とする．今回，庭園的環境（地点A）と公園（地点B）ではそれぞれ1種と3種だったのに対して自然林（地点C）で14種確認されたことは，この科が自然度の高さを示す指標となる可能性を示唆する．なお，3地点で確認されたのは，栽培アブラナ科作物の害虫で移動性が高いとされるコナガ *Plutella xylostella* (Linnaeus) 1種のみだった．

ハモグリガ科は例外的に庭園的環境（地点A）と郊外の公園（地点B）のみで確認され，自然林（地点A）では確認されなかった．本科はモモハモグリガ *Lyonetia clerkella* (Linnaeus)（寄主植物：サクラなど）やシャリンバイハモグリガ *L. anthemopa* Meyrick（寄主植物：シャリンバイ，タチバナモドキなど）のように，庭木や垣根に使われる植物を寄主とするものが多いことがその原因であろう．

以上のように，それぞれの森林環境には種構成や優占種，種多様度が異なる小蛾類群集が成立していた．このことは，植食性の小蛾類が寄主とする植物の種構成だけでなく，腐食性の種が生息する林床部などの環境の違いを反映しているものと考えられた．これらのことから，小蛾類は植物の種構成だけでなく，林床部を含めた森林環境を評価する指標として有用であることが示唆された．

3．鱗翅目昆虫の多様性調査の方法

表7に井上・前藤（2002），立岩・広渡（2004）をもとに，鱗翅目の多様性調査法の利点と問題点をまとめた．鱗翅目の調査法としては，この他にもフェロモンや糖蜜を用いた採集法などがあるが，ここでは言及しない．

トランセクト調査は，道具・ソーティング（調査後の同定と分類）が不要，採集圧がない，などの利点があるが，同定能力などで個人差が生じる，熱帯などの種数が多い場所での調査は困難，多数の地点で同じ調査者が同時に調査を行うのは不可能，などの問題点がある．一方，マレーズトラップ（**図3**）は，道具・ソーティングが必要で採集圧も生じるが，標本サンプルが残るため同定能力や個人差が生じることはなく，種数が多い場所での調査や，多数の地点での同時調査が可能である．マレーズトラップを鱗翅目の調査に用いる時の問題点として，捕獲効率が低いことがあげられる．地上に設置するマレーズトラップでは，樹冠部で活動するシジミチョウ類などが捕獲されにくい場合がある．

ガ類群集の調査手法としてよく用いられる灯火採集は，白色の布をスクリーンとし，水銀灯やブラックライトなどを点灯して集まってくるガ類を調査者が採集するカーテン法（移動法）（**図4**）と，乾電池等を電源に用いた蛍光灯などでガ類を誘殺するトラップを用いるボックス法（固定法）（**図5**）がある（平嶋，2000）．カーテン法は，小蛾類を含め鱗粉が落ちない状態で採集できるが，1地点に最低2－3名の調査者と照明器具や発電機等の

表7　鱗翅目昆虫の調査法の利点・問題点（○有利　×問題あり）＊

	トランセクト	マレーズトラップ	灯火採集（カーテン法）	灯火採集（ボックス法）
1. 道　具	○ 不要	× 要	×	×
2. ソーティング	○ 不要	× 要	×	×
3. 採集圧	○ なし	× あり	×	×
4. 種数が多い場所での調査	×	○	○	○
5. 同定能力	× 個人差あり	○ 個人差なし	○	○
6. 定量性	△	○	△	○
7. 多数の地点での同時調査	×	○	×	○
8. 観察・捕獲の効率	○	×	○	△
9. 小蛾類の調査	△	×	○	×

＊井上・前藤(2002)，立岩・広渡(2004) をもとに追加・修正

図3　マレーズトラップ（東カリマンタン 1999年）(Hirowatari *et al.*, 2007)

図4　灯火採集（カーテン法）（中国海南島 2004年）

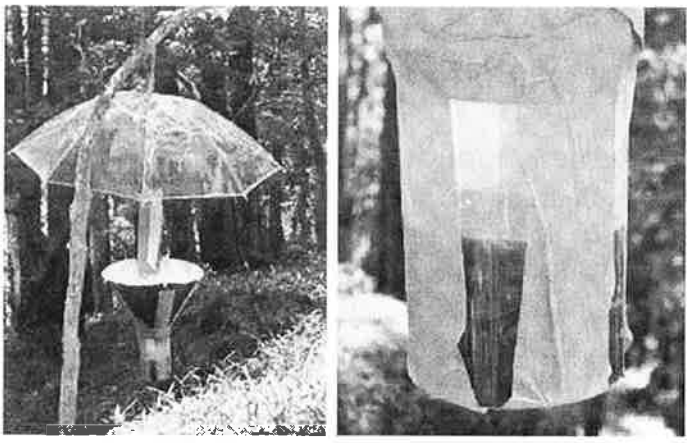

図5　灯火採集（カーテン法）（奈良県大台ヶ原 2004年）

機材が必要となるので，同時に多数の地点で調査を行うのは困難である．ボックス法は，採集されたサンプルの状態が悪くなり，特に小蛾類の同定が難しくなるが，同時に多くの地点で長時間の調査が可能である．現在，著者らが奈良県大台ヶ原で行っている調査（環境省の森林再生事業に関わるプロジェクト）では，カーテン法でガ類相の把握，ボックス法では植生の異なる7地点で同時調査を行い，いくつかの指標グループに注目して森林環境の評価を試みている（立岩・広渡，2004）．

同じ鱗翅目でも，チョウ類とガ類では生物指標としての有用性がさまざまな面で異なっている．チョウ類は種数が少なく同定が簡単で，環境を評価する上でもっとも有用な生物指標とされる．一方，ガ類は種数が多く同定が難しいものを含むので，生物指標として利用しづらい側面がある．しかし，自然林などの暗い林内を歩くと数種のチョウ類しか見ることができなくても，同じ場所で灯火採集を行うと非常に多くの種を含むガ類が確認されるのが一般的である．また，科や亜科などのグループごとにガ類の群集構造を比較すれば，植生の状態や攪乱の程度を表す指標として有用であることが示されている（佐藤，1971；宮田，1983；Kiching *et al.*, 2000）．

最後に，トランセクト法で調査者の同定能力に個人差が生じるという問題は，証拠標本を残すことで，ガ類の種数が多すぎるという問題は，指標とするグループを限定することでそれぞれある程度解決される．以上のように，鱗翅目昆虫を用いて森林環境の評価を行う場合は，チョウ類とガ類がもつ生物指標としての特性や調査方法の長短を理解し，総合的に行うことが重要であると考える．

謝　辞

本研究を進めるにあたり，支援をいただいた国内外の研究者ならびに大阪府立大学の大学院生をはじめ多くの方に深く感謝の意を表する．なお，本研究は，日本国際協力事業団（JICA）ならびに（財）新技術開発財団の助成によって行われた．

引用文献

Cleary, D. F. R. (2004) Assessing the use of butterflies as indicators of logging in Borneo at three taxonomic levels. *J. Econ. Entomol.* 97, 429－435.

Cleary, D .F. R. and Grill, A. (2004) Butterfly response to severe ENSO-induced forest fires in Borneo. *Ecol. Entomol.* 29, 666－676.

平嶋義宏（2000）ライトトラップ．新版 昆虫採集学．平嶋義宏・馬場金太郎（編）．pp. 390－396，九州大学出版会，福岡．

Hirowatari, T., Makihara, H., and Sugiarto (2007) Effect of fires on butterfly assemblages in lowland diperocarp forest in East Kalimantan. *Entomol. Sci.* 10：113－127.

広渡俊哉・高木真也・立岩邦敏・安能 浩・李峰雨・山田量崇・水川 瞳・上田達也（2007）異なる森林環境における小蛾類群集の多様性 1．小蛾類の環境指標性．環動昆 18：23－37.

Holloway, J. D. (1985) Moths as indicator organisms for categorizing rain-forest and monitoring charges and regeneration processes. In "*Tropical Rain-Forest: The Leeds Symposium*" (Chadwick, A.C. and S.L.Sutton, eds), pp. 235－242. Special Publications of the Leeds Philosophical and Literary Society.

井上大成・前藤 薫（2002） コレクションだけがトラップ採集の目的ではない．昆虫と自然 37 (4) ：2－7.

石井 実・山田 恵・広渡俊哉・保田淑郎（1991） 大阪府内の都市公園におけるチョウ類群集の多様性．環動昆 4 ：183－195.

Kitching, R. L., A. G. Orr, L. Thalib, H. Mitchell, N. S. Hopkins, and A. W. Graham. (2000) Moth assemblages as indicators of environmental quality in remnants of upland Australian rain forest. *J. Appl. Ecol.* 37：284－297.

Kudrna, O. (1986) Aspects of the conservation of butterflies in Europe. In "*Butterflies of Europe* 8" (Kudrna, O. ed.). Aula-Verlag, Wiesbaden.

MacKinnon, K., Hatta, G., Halim, H. and Mangalik, A. (1996) *The Ecology of Kalimantan.* Periplus Editions (HK), Singapore.

Makihara, H., Kinuura, H., Yahiro, K., Soeyamto, C. (2000) The effects of droughts and fires on Coleopteran insects in lowland dipterocarp forests in Bukit Soeharto, East Kalimantan. In: Guhardja E, Futawi M, Sutisna M, Ohta S (eds) *Rainforest Ecosystems of East Kalimantan. Ecological Studies* 140, pp. 153－163. Springer, Tokyo.

宮田 彬（1983）蛾類生態便覧）下巻）. pp. 1451，昭和堂印刷出版，長崎．

Mori, T. (2000) Effects of droughts and forest fires on dipterocarp forest in East Kalimantan. In: Guhardja, E., Futawi, M., Sutisna, M. and Ohta, S. (eds) *Rainforest Ecosystems of East Kalimantan. Ecological Studies* 140, pp. 153－163. Springer, Tokyo.

Powell, J. A. (1980) Evolution of larval food preferences in Microlepidoptera. *Ann. Rev. Entmol.* 1980. 25：133－59.

Robinson, G. S. and E. S. Nielsen (1993) Monographs on Australian Lepidoptera Volume 2 *Tineid Genera of Australia* (*Lepidoptera*). CSIRO Division of Entomology, Melbourne.

佐藤力夫 (1971) 弥彦山塊の蛾類相. 西蒲地区理科教育センター研究紀要 2 : 68－75.

Scoble, M. J. (1995) *The Lepidoptera -Form, function and diversity*. pp. 225－289. Oxford university Press. London.

田中 蕃 (1988) 蝶による環境評価の一方法. 蝶類学の最近の進歩, pp. 191－210, 日本鱗翅学会, 大阪.

立岩邦敏・広渡俊哉 (2004) ガ類群集の多様性調査. 昆虫と自然 39 (14) : 9 －12.

Jpn. J. Environ. Entomol. Zool. 18 (4) : 189－197 (2007)
環動昆　第18巻　第4号：189－197（2007）

解　説

ウエストナイルウイルスの西半球侵入と流行実態

今井長兵衛

大阪市立環境科学研究所
〒543-0026　大阪市天王寺区東上町8－34

Invasion and spread of West Nile Virus in the western hemisphere. Chobei Imai. Osaka City Institute of Public Health and Environmental Sciences. Tojo-cho, Tennoji-ku, Osaka 543-0026 Japan.

Ⅰ．はじめに

西半球の米国にウエスト（西）ナイルウイルス（West Nile Virus, WNV）が侵入し（CDC, 1999；Nash *et al.*, 2001），急速に分布を拡大している（CDC, Homepage）．ニューヨークとその周辺で患者がはじめて確認されたのは 1999 年夏で，2003 年には全土をほぼ席巻した．媒介蚊対策として殺虫剤の空中散布などが大規模に実施されたが（New York City Department of Health, 2002），分布拡大と流行の大規模化を阻止できなかった．日本でもこのウイルスの侵入を未然に防ぐための水際作戦が進められ，また，不幸にして侵入を許してしまった場合の対策の確立が急がれる．

Ⅱ．WNVとは

1．分類と分布

WNV はフラビウイルス科フラビウイルス属の 1 種で，日本脳炎ウイルスと近縁（同一抗原グループ）である．ヒトに熱病や脳炎を発症させる病原体で，1937 年にアフリカのウガンダ国西ナイル地方で最初に分離（発見）されている（Petersen and Roshrig, 2001）．

WNV の本来の分布地域はアフリカ，南ヨーロッパ，中近東，パキスタン，インド西部などであり（Petersen and Roshrig, 2001），同属の日本脳炎ウイルスやセントルイス脳炎ウイルスと世界的な規模で棲み分けていた（**図1**）が，1999 年以後はセントルイス脳炎ウイルスの分布域である北米や中南米に侵入して分布を拡大している．

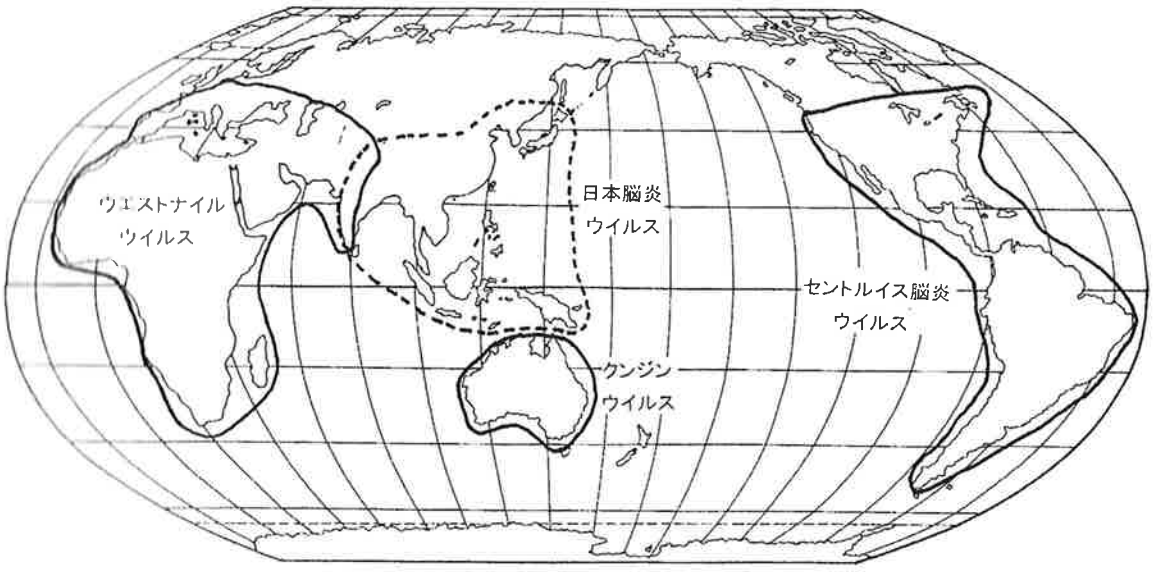

図1　ウエストナイルウイルスおよび近縁のウイルスの分布地域

Corresponding author：e-imai@city.osaka.lg.jp

2．感染サイクル

WNV の感染環を**図2** に示す．このウイルスの通常の感染サイクルは蚊とトリの間で完結している（Rappole *et al.*, 2000）．ウイルスを持つ蚊に刺されたトリは，その後1～4日間にわたってウイルス血症（血液の中にウイルスが大量に出現）をおこす（Komar *et al.*, 2003）．感染しても死亡しなかったトリは終生免疫を獲得し，それ以後，感染サイクルに参画することはない．一方，新しく羽化した個体など，ウイルス未感染の蚊は，ウイルス血症をおこしているトリから吸血することによって新たに感染する．

ヒトやウマなどは WNV の終末宿主であり，ウイルス保有蚊に刺されると感染するが，感染してもウイルス血症をほとんどおこさないため，感染したヒトやウマから未感染蚊が吸血しても，その蚊が感染することはない．したがって，感染者から非感染者への大量血液供与（輸血など）による感染の危険性（Busch *et al.*, 2006）を排除すれば，ヒトからヒトへの感染が起こる確率は，限りなくゼロに近い．

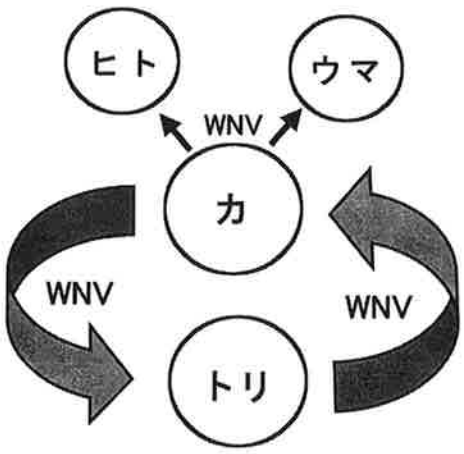

図2　ウエストナイルウイルスの感染サイクル
WNV はウイルスを，矢印は感染の方向を示す．

3．感染者の発病状況

これまでの流行状況から，感染者の 80% は症状がなく（不顕性感染），20% は発熱などの穏やかな症状（西ナイル熱），0.7%（150 人の感染者に1人）は重篤な脳炎や髄膜炎（西ナイル脳炎）を発症すると見積もられている（CDC, Homepage）．また，感染から発病までの潜伏期間は3～15 日とされている（Campbell *et al.*, 2002）．

西ナイル熱の症状は，急激な発熱，頭痛，背部痛，発汗，発疹などで，3～7日後に解熱，回復するのが通常である．西ナイル脳炎は症状が重篤で，死亡率も 10% とかなり高い（Campbell *et al.*, 2002）．

4．米国侵入前史

WNV の米国侵入以前と直後のヨーロッパとイスラエルにおける流行の歴史を**表1** に示す．このウイルスは 1937 年にアフリカで発見されており，その後，南欧や中近東に広がったと考えられている（Petersen and Roshrig, 2001）．

ヨーロッパにおける流行は 1960 年代から記録されているが，患者数や死亡者数が不明な流行例が多い．これらは，ウマなどでの流行が主で，ヒトでは死亡例が出るほどの激しい流行は生じなかったことを示唆している（Hubalek and Halouzka, 1999）．イスラエルにおける 1980年の流行（Weinberger et al., 2000）を含め，ウクライナにおける 1985 年の流行まで，ヒトの死亡例はまったく報告されていない（Hubalek and Halouzka, 1999）．

ところが，それから 10 年を経たルーマニアにおける 1996 年の流行でヒトの死亡例が初めて報告され（Hubalek and Halouzka, 1999），その後，1999 年のロシア（Platonov *et al.*, 2001）や 1999～2000 年のイスラエル（Weinberger *et al.*, 2000；Giladi *et al.*, 2001）における流行でもヒトの死亡例が報告されている．また，表には示していないが，近年の米国で生じているような感染鳥の大量死亡事例（CDC, Homepage）も，少なくとも 1980 年代までは認められず，1994年以後にアルジェリア，ルーマニア南部，ロシア南部，イスラエルなどで報告されるようになった（Weinberger *et al.*, 2000；Hubalek and Halouzka, 1999；Platonov *et al.*, 2001；Giladi *et al.*, 2001）．同様に，ヨーロッパにおけるウマの死亡例もイタリアからの 1998 年の報告（Autorino *et al.*, 2002）が最初のようである（Hubalek and Halouzka, 1999）．どうやら，1990 年代後半あたりからウイルスに変化が生じ，ヒト，ウマ，トリなどに対する毒性が強まったものと解釈できる．

しかし，地中海地方では，ウマは死亡するがヒトの死亡を伴わない流行も，近年，同時的に生じているようである．モロッコでは 1996 年に 94 頭のウマの感染が確認され，42 頭が死亡（死亡率 45%）した．イタリアでは 1998 年に 14 頭のウマで感染が確認され，6頭が死亡（死亡率 43%）している（Autorino *et al.*, 2002）．また，南フランスでは 2000 年に 76 頭のウマで感染が確認され，死亡率は 28% と報告されている．フランスの流行は沼地の周辺で生じ，沼地には媒介蚊とともに渡り鳥や留鳥が多数見られたが，野鳥の間で異常といえるような死亡は認められなかったという（Durand *et al.*, 2002）．これらの流行はヒトの死亡例が確認されなかった点で，ほぼ同時期におこった米国，ルーマニア，ロシア，イスラエルなどにおける流行と様相が異なる．

米国に侵入したウイルスはヒト，ウマ，トリなどに対する毒性が強く，遺伝子的にもイスラエルでヒトや野鳥

表1 ヨーロッパとイスラエルにおけるウエストナイルウイルス病流行史

国	年	患者数	死亡者数	死亡率%
アルバニア	1958	—	—	—
ポルトガル	1967－1970	—	—	—
スペイン	1960年代	—	—	—
フランス	1962	10	0	0
	1975－1980	—	—	—
イタリア	1967－1969	—	—	—
ギリシャ	1970－1978	—	—	—
ウクライナ	1985	38	0	0
	1966－1970	—	—	—
ルーマニア	1996	453	41	9
	1997	14	2	14
チェコ	1997	5	0	0
ロシア	1999	826	40	5
	1980	32	0	0
イスラエル	1999	—	2	—
	2000	417	35	8

—：データ不詳

の死を伴って流行したウイルス株にきわめて近いものだとされる（Petersen and Roshrig, 2001；Giladi *et al.*, 2001）．一方，地中海地方で主にウマの間で流行しているウイルスはヒトへの毒性は強くないようである（Autorino *et al.*, 2002；Durand *et al.*, 2002）．

以上を通覧すると，本来の WNV はヒト，ウマ，トリなどに対する毒性はそれほど強くなく，感染・発病しても死亡率は低かったものと推測される．ところが，1990 年代後半にウイルスの毒性が変化し，一方では地中海地方でウマのみの死亡事例を伴って流行している株に分化し，他方では南欧やイスラエルでヒト，ウマ，トリの死亡事例を伴って流行している株に変異したものと推測される．あるいは，地中海型から南欧・中近東型が分化したのかもしれない．ただし，WNV 分離株の遺伝子解析に基づくグルーピングの結果は，分離時期，地理的分布ばかりでなく病原性とも相関しないようである（Burt *et al.*, 2002; Tonry *et al.*, 2005）．これは，病原性に関与しない遺伝子による解析が行われている結果とも考えられる．

Ⅲ．米国におけるWNV病の流行状況

1．ウイルスの侵入

WNV は 1999 年に西半球のニューヨークへ侵入した（Nash *et al.*, 2001）．遺伝子の塩基配列から，侵入ウイルスはイスラエルで 1998 年に死亡した野生のガン（鳥）から分離されたウイルスと 99.9% 等しい系統と考えられている（Giladi *et al.*, 2001）．侵入した WNV は成虫越冬するアカイエカの体内でニューヨークの寒い冬を越し，翌春，再び感染サイクルを開始できる（Nasci *et al.*, 2001）．ウイルス血症の期間が限られているため，WNV はトリの体内で越冬することはできないので，成虫越冬する蚊の体内が WNV にとって唯一の越冬場所と考えられる．

2．米国侵入WNVの感染サイクル

米国でウイルス陽性と判定された蚊は 62 種で，イエカ属 19 種，ヤブカ属 26 種，ハマダラカ属 9 種などである（Sardelis *et al.*, 2001；Goddard *et al.*, 2002；小林, 2002；CDC, Homepage）．種別では，アカイエカ，ネッタイイエカ，ヒトスジシマカ，ネッタイシマカ，キンイロヤブカ，ヤマトヤブカなどが主で，その多くは日本にも分布する．日本における日本脳炎の主要媒介蚊はコガタアカイエカだけであるが，WNV は多種の蚊によって媒介される点が特徴的である．

米国において WNV 感染が確認されたトリは 317 種にのぼる（CDC, Homepage）．2002 年のデータでは，死体で発見された WNV 感染野鳥は 14122 羽で，種別ではカラス 2 種が 7719 羽（55%），カケスが 4948 羽（35%），その他 1455 羽（10%）と報告されている（CDC, 2002）．カラスやカケス（カラスに近縁）の報告数が多いのは，大型で死体発見が容易なことが関連し，その他の野鳥の割合が少ない一因は，小型の野鳥の死体発見が困難なことであろう．

体内でウイルスを大量に増殖させ，ウイルス血症を起こしてウイルスを媒介蚊に渡す動物を増幅動物または増幅者という．トリの WNV 増幅能力は，(1) トリが感染する割合（感染率），(2) そのトリを吸血することによって 1 日あたりに感染可能（吸血時にトリやヒトなどにウイルスを伝播するのに十分な量のウイルスを唾液腺

に保有している状態）となる蚊の割合，(3) トリが蚊を感染させるのに十分な量のウイルスを血液中に排出し続ける日数という3つの要因で評価できる（Komar *et al.*, 2003）．蚊を感染させるのに十分なウイルス量は，血清1 ml 中に 10 万個以上とされている．蚊が一度に吸血する血液の量は2 μl 程度であり，そのような微量の血液の中に感染可能な数のウイルスが含まれるためには，上記のような高レベルのウイルス濃度が必要になる．

このような評価手法によって米国の実験室で調べられたトリのウイルス増幅能力（Langevin *et al.*, 2001；Komar *et al.*, 2003）を簡略化してまとめると**表2**のようになる．増幅能力が高いと判定されたのは，アメリカガラスやイエスズメなど5種である．中程度の増幅能力を持つと判定されたのは，サカナトリガラスやカササギなど8種，弱いながらも増幅能力を持つと判定されたのは，マガモ，シジュウカラガン（カナダガン），ホシムクドリなど5種である．ウイルス対策上ありがたいのは，増幅能力を持たないトリも，ニワトリ，ウズラ，カワラバト（ドバト），セキセイインコなど8種確認されていることである．今後，さらに多種のトリあるいは日本産のトリの増幅能力が調査されることが望まれる．

3．ウマにおける流行

ウマの発病頭数（USDA, Homepage）を他の流行状況とともに**表3**に示す．ウマにおける症状はきわめて激しく，感染したウマの 30%～40% が脳炎等で死亡する（Autorino *et al.*, 2002；Durand *et al.*, 2002；USDA, Homepage）．ウマの発病頭数は 1999 年から 2002 年にかけて急激に増加したが，2003 年は前年より顕著に少なく，減少傾向は 2007 年まで続いている．その原因は明らかでないが，在来の類似感染症であるセントルイス脳炎の流行地域へ WNV 流行地域が拡大したことが一因と考えられる．つまり，WNV が新たに分布を拡大した地域のウマがセントルイス脳炎ウイルスに対する免疫をすでに獲得しており，それが WNV に対する交差免疫として発病抑制に寄与したという推測である．さらには，2002 年 11 月に認可されたウマ用 WNV ワクチンの接種効果（Animal and Plant Health Inspection Service, 2006）によることも十分考えられる．

4．ヒトにおける流行

ヒト患者の年齢は生後1ヵ月から 99 才まで広い範囲にまたがり，中央値は 55 才であった．重篤な症状である西ナイル脳炎発病の危険性は 50 歳以上の高齢者で高いとされている（CDC, Homepage）．

表2　米国における野鳥のウエストナイルウイルス増幅能力

増幅能力	種　名
強い	アメリカガラス，アオカケス，オオムクドリモドキ，メキシコマシコ，イエスズメ
中程度	サカナトリガラス，オビハシカモメ，カササギ，アメリカコマドリ，ハゴロモガラス，チドリの1種，アメリカワシミミズク，アメリカチョウゲンボウ
弱い	マガモ，シジュウカラガン，ホシムクドリ，ナゲキバト，キツツキの1種
ない	ニワトリ，カワラバト(ドバト)，アメリカオオバン，コリンウズラ，ウズラ，コウライキジ，セキセイインコ，小型インコの1種

表3　米国におけるウエストナイルウイルスの流行状況

年	ヒト発病者数	ヒト死亡数(死亡率%)	ウマ発病頭数	流行州数
1999	62	7 (11.3)	25	4
2000	21	2 (9.5)	60	13
2001	66	9 (13.6)	738	27
2002	4156	284 (6.8)	15257	45
2003	9862	264 (2.7)	5181	47
2004	2539	100 (3.9)	1406	49
2005	3000	119 (4.0)	1088	49
2006	4269	177 (4.1)	1086	49
2007*	3265	92 (2.8)	334	49

*11月6日現在

ヒトにおける流行状況（CDC, Homepage）はウマのそれとともに**表3**に示す．ヒト感染者数は1999年の62人から翌年には減少し，疾病対策の成果と当時は考えられた．しかし，それ以後再び増加傾向となり，2002年には4000人，2003年には9000人を超え，ほぼ全土にあたる47州まで流行地域が拡大した．2004年以降はおよそ2500人から4200人で推移し，現在（2007年11月）まで減少傾向は認められない．

感染者の初発時期は侵入年と目される1999年には8月初旬であったが，2000年と2001年は7月中旬，2002年以降は6月初旬となっている．流行の終息時期は2001年以後，晩秋から初冬にまで約3ヵ月遅くなっている（CDC, 1999, 2000, 2001, 2002, 2005）．これは，北東部のニューヨークへ1999年に侵入したWNVが南部へ分布を拡大したこと，および温暖な南部での流行が北部より早く始まり遅く終わる（CDC, 2002）ことの反映であろう．

5．流行地域の拡大

CDC（Homepage）に基づいて作成した州単位でのWNV分布拡大の様子を**図3**に示す．最初に侵入したニューヨークから，2年目のシーズンには周辺部の約2倍の面積に拡大し，3年目には東部全域に，4年目にはほとんど全域に流行地域が拡大している．他の侵入生物とは比較にならない分布拡大速度であり，ウイルスに感染した野鳥の移動に伴って急速な拡大が生じたものと思われる．

州の下部単位である郡レベルでの流行状況を2002年のデータ（United States Geological Survey, Homepage）でみると，蚊からウイルスが分離された郡は東部を中心に中央部まで広がっているが，数はそれほど多くない．これは，蚊からのウイルス分離の難しさを反映したものと思われる．一方，死亡した野鳥のウイルス感染はきわめて多くの郡から証明されており，この方がウイルスの侵淫状況をより正確に示すと思われる．このことから，野鳥におけるウイルス感染のチェックがヒトにおける流行の予測ならびに警報システムとして有効に機能すると考えられている（Mostashari *et al.*, 2003）．

6．流行中心の西進とヒトの死亡率低下

米国全体の統計（CDC, Homepage）では，ヒトの死亡率は1999年～2001年には9.5%～13.6%という高い値であったが，2002年には6.8%，2003年以降は2.7%～4.1%に低下している（**表3**）．

ヒトにおける死亡率の低下の要因として，(1) ウイルスの毒性が弱まったこと，(2) ヒトの感受性が弱まった（感染しても症状が軽微になった）こと，(3) 米国の北東部と西・南部でヒトの免疫状況に差異があることなどが想定される．

表4は米国北東部，南東部，中部，西部，南西部の5州における1999年以来の流行状況をCDC（Homepage）から抽出したものである．

WNVが最初に侵入した米国北東部のニューヨークでは，1999年から2006年までの8年間に年間患者数は

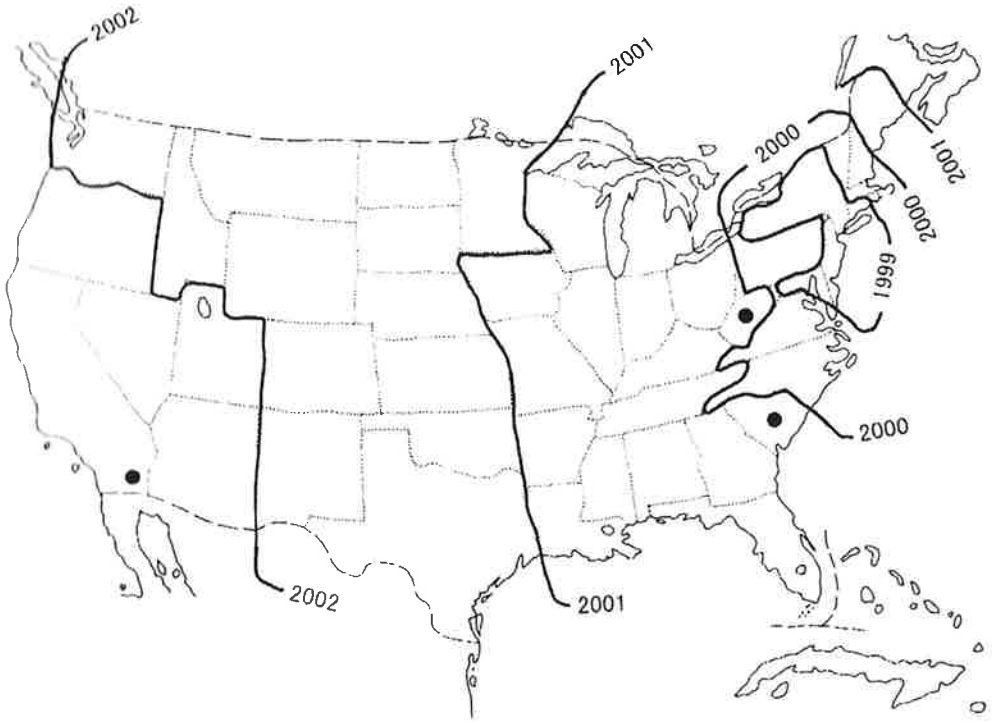

図3　米国におけるウエストナイルウイルスの流行地域の拡大
●は2002年に初めてウイルスが確認された州．

表 4　米国の 5 州におけるウエストナイルウイルス病患者発生および死亡状況

年	ニューヨーク（北東部）	フロリダ（南東部）	イリノイ（中部）	ネブラスカ（西部）	アリゾナ（南西部）
1999	62 (11.3)	0 (—)	0 (—)	0 (—)	0 (—)
2000	14 (7.1)	0 (—)	0 (—)	0 (—)	0 (—)
2001	15 (13.3)	12 (0.0)	0 (—)	0 (—)	0 (—)
2002	82 (6.1)	28 (7.1)	884 (7.2)	152 (4.6)	0 (—)
2003	71 (15.5)	94 (6.4)	54 (1.9)	1942 (1.5)	13 (7.7)
2004	10 (0.0)	41 (4.9)	60 (6.7)	53 (0.0)	391 (4.1)
2005	38 (10.5)	21 (4.8)	252 (5.2)	188 (2.7)	113 (4.4)
2006	24 (16.7)	3 (0.0)	215 (4.7)	264 (0.4)	150 (7.3)
2007 *	14 (14.3)	3 (33.3)	93 (4.3)	144 (2.1)	83 (1.2)

括弧内は死亡率%，　*11月 6 日現在

10 人から 82 人の間で変動し，ほぼ同一レベルの患者発生状況が続いている．死亡率は 1999 年～2006 年では 9.2% であり，年間では患者数が少なかった 2004 年の 0% を除くと，6.0%～16.7% で推移している．患者発生数は漸減傾向にあると見ることもできるが，死亡率においては経年的な低下傾向はまったく認められない．

米国南東部のフロリダでは，ニューヨークに 2 年遅れて 2001 年から患者が報告されているが，2006 年までの 6 年間の患者数は 199 人と少なく，死亡率も 5.5% でニューヨークより低い．年間患者数は 2003 年の 94 人をピークにして，それ以後減少傾向にある．この州は近年においてもセントルイス脳炎の流行が顕在化している地域である（Shaman *et al.*, 2004）．

米国中央部のイリノイでは，2002 年の患者初発から 2006 年までの 5 年間に 1465 人の患者が報告され，死亡率は 6.3% であった．年間では，流行初年の 2002 年に 884 人という多数の患者が報告され，死亡率も 7.2% と比較的高かった．翌 2003 年には患者数は 54 人に減り，死亡率も 1.9% に低下したが，2005 年と 2006 年には 200 人以上の患者が報告され，2004 年以後の死亡率は 4.7%～6.7% で推移している．

米国西部のネブラスカでは，2002 年～2006 年の 5 年間に 2599 人の患者が報告されたが，死亡率は 1.6% と低いレベルにとどまっている．年間死亡率も流行初年の 2002 年に 4.6% と若干高かったものの，2003 年以後は 0.0%～2.7% で推移している．

米国南西部のアリゾナでは，2003 年に流行が始まり，2006 年までの 4 年間に 667 人の患者が報告され，死亡率は 4.9% であった．年間死亡率は 4.1%～7.7% で推移している．

これらを通覧すると，ニューヨークでは 1999 年侵入以後の 8 年間に患者の年間死亡率が低下するというような傾向は認められず，ウイルスの毒性そのものが弱まったとは考えにくい．では，米国の西部や南部で認められた低い死亡率は何によるのだろうか．ニューヨークに侵入した WNV が米国内での分布拡大過程で弱毒株化した可能性は完全には否定できないが，その確率は高くないであろう．

ウマの流行状況の項でも若干述べたが，米国中部，西部，南部などは，もともとセントルイス脳炎ウイルスの流行地である．セントルイス脳炎ウイルスは，既述のように，WNV と同属同抗原グループに属するウイルスであり，セントルイス脳炎ウイルスに感染した経歴の持ち主は WNV にもある程度の免疫（交差免疫）を持つとされる．したがって，この地域の住民の多くはセントルイス脳炎感染歴があり，WNV に感染しても発病しないか，発病しても症状が軽くなる可能性が高いと考えられる．同様の現象は，ハムスターでも実験的に確認されている．すなわち，ハムスターにセントルイス脳炎ウイルスを実験的に感染させ，彼らが免疫を獲得してから WNV を感染させると，WNV による症状が軽くなるというのである（Tesh *et al.*, 2002）．おそらく，ヒトでも同じことが起こっているのだろう．なお，ヒト用の WNV ワクチンは，まだ実用化されていない．

Ⅳ．米国周辺への流行の拡大

1．カナダにおける流行状況

米国の北に位置するカナダでは，2001 年から WNV のモニタリングが開始され，米国に近い 8 つの州で

2804 羽の野鳥死亡個体が検査された．その結果，7つの州ではウイルスは検出されなかったが，米国北東部と境を接するオンタリオ州において検査個体 1725 羽のうちの 128 羽でウイルス感染が確認された（Public Health Agency of Canada, Homepage）．

ヒトにおいては，2002 年に 426 人の患者が確認され，死亡率は 4.7% に達した．2003 年には患者数は前年の 3.5 倍に増加したが，死亡率は 0.7% に低下している．2004 年は患者数が急減し，死亡率はゼロとなった．しかし，その後，増加傾向に転じ，2007 年には 2000 人以上の患者が報告されている．流行州数は 2003 年まで増加傾向にあったが，2004 年以降は若干少ないレベルで推移し，患者が増加した 2007 年には 2003 年と同じ5州に拡大している（Public Health Agency of Canada, Homepage；**表 5**）．

このように，カナダにおける WNV 流行は不安定な様相を呈しているが，流行地域が米国と境を接する南部に限られており，WNV はカナダ北部などの寒冷地へは分布を拡大できないことが示唆される．

2．ラテンアメリカへの流行拡大

WNV は米国の南へも分布を拡大している．2001 年にはエルサルバドル（Cruz *et al.*, 2005）から，2002 年にはメキシコ（Blitvich *et al.*, 2003），ドミニカ（Komar *et al.*, 2003）およびジャマイカ（Dupuis *et al.*, 2003）から，2003 年にはキューバ（Pupo *et al.*, 2006）およびグアテマラ（Morales-Betoulle *et al.*, 2006）から，2004 年にはコロンビア（Mattar *et al.*, 2005）から，そして 2006 年にはアルゼンチン（Morales *et al.*, 2006）およびベネズエラ（Bosch *et al.*, 2007）から WNV の活動が報告されている．

おもに野鳥（留鳥）やウマの血清中の WNV 抗体が検出されているが，ウマからのウイルス分離にも 2003 年にメキシコ（Estrada-Franco *et al.*, 2003）および 2006 年にアルゼンチン（Morales *et al.*, 2006）で成功している．ヒトの WNV 感染は，キューバにおいて 2003 年～2004 年に脳炎患者 3 人の WNV 感染が血清学的に証明されている（Pupo *et al.*, 2006）が，他に報告は無い．

これらの報告は，WNV がメキシコからカリブ海諸国，南米へと分布を拡大していることを示している．現在までヒトの感染はほとんど報告されていないが，中南米におけるヒト感染者が近い将来に増加する懸念がある．

V．おわりに

WNV は西半球に侵入して以来，この 9 年間に急速に分布を拡大し，ヒトに対する被害も甚大なものがある．日本への侵入も時間の問題とされているが，水際での侵入防止策の十分な展開が必要である．不幸にして侵入を許してしまった場合にどのような対策が可能か，対策をすすめるにはどのような体制が必要かなど，今から検討し，取り組んでおかなければならない課題が多い．その意味で，今回米国における流行の実態を紹介した拙文が情報の共有化に多少とも資することができれば幸いである．

引用文献

Animal and Plant Health Inspection Service (2006) Vaccination practices on U.S. equine operations. Veterinary Services on line.

Autorino, G. L., A. Battisti, V. Deubel, G. Ferrari, R. Forletta, A. Giovannini, R. Lelli, S. Murri and M. T. Scicluna (2002) West Nile Virus epidemic in horses, Tuscany Region, Italy. *Emerging Infectious Diseases* 8：1372－1378.

Blitvich, B. J., I. Fernandez-Salas, J. F. Contreras-Cordero, N. L. Marlenee, J. I. Gonzalez-Rojas, N. Komar N, D. J. Gubler, C. H. Calisher, and B. J. Beaty (2003) Serologic evidence of West Nile Virus infection in horses, Coahuila State, Mexico. *Emerging Infectious*

表 5　カナダにおけるウエストナイルウイルスの流行状況

年	ヒト患者数	ヒト死亡数（死亡率%）	ウマ発病頭数	流行州数
2001	0	0 (—)	—	1
2002	426	20 (04.7)	356	5
2003	1494	10 (00.7)	445	7
2004	26	0 (00.0)	14	5
2005	229	12 (05.2)	3	5
2006	151	— (—)	—	5
2007 *	2325	— (—)	—	7

*10月27日現在

Diseases 9：853－856.

Bosch, I., F. Herrera, J.-C. Navarro, M. Lentino, A. Dupuis, J. Maffei, M. Jones, E. Fernádez, N. Pérez, J. Pérez-Emán, A. É. Guimarães, R. Barrera, N. Valero, J. Ruiz, G. Velásquez, J. Martinez, G. Comach, N. Komar, A. Spielman and L. Kramer (2007) West Nile virus, Venezuela. *Emerging Infectious Diseases* 13：651－653.

Burt, F. J., A. A. Grobbelaar, P. A. Leman, F. S. Anthony, G. V. F. Gibson and R. Swanepoel (2002) Phylogenetic relationships of southern African West Nile virus isolates. *Emerging Infectious Diseases* 8：820－826.

Busch, M. P. D. J. Wright, B. Custer, L. H. Tobler, S. L. Stramer, S. H. Kleinman, H. E. Prince, C. Bianco, G. Foster, L. R. Petersen, G. Nemo and S. A. Glynn (2006) West Nile virus infections projected from blood donor screening data, United States, 2003. *Emerging Infectious Diseases* 12：395－402.

Campbell, G. L., A. M. Marfin, R. S. Lanciotti and D. J. Gubler (2002) West Nile Virus. *The lancet Infectious Diseases* 2：519－529.

CDC (1999) Outbreak of West Nile-like viral encephalitis, New York, 1999. *Morbidity and Mortality Weekly Report* 48：845－849.

CDC (2000) West Nile virus activity, eastern United States, 2000. *Morbidity and Mortality Weekly Report* 49：1044－1047.

CDC (2001) West Nile virus activity, United States, 2001. *Morbidity and Mortality Weekly Report* 51：497－501.

CDC (2002) Provisional surveillance summary of the West Nile virus epidemic, United States, January-November 2002. *Morbidity and Mortality Weekly Report* 51：1129－1133.

CDC (2005) West Nile Virus activity, United States, January 1-December 1, 2005. *Morbidity and Mortality Weekly Report* 54：1253－1256.

CDC. West Nile Virus home page. http://www.cdc.gov/ncidod/dvbid/westnile/

Cruz, L., V. M. Cardenas, M. Abarca, T. Rodriguez, R. F. Reyna, M. V. Serpas, R. E. Fontaine, D. W. C. Beasley, A. P. A. Travassos da Rosa, S. C. Weaver, R. B. Tesh, A. M. Powers and G. Suarez-Rangel (2005) Short report: Serological evidence of West Nile virus activity in El Salvador. *Am. J. Trop. Med. Hyg.* 72：612－615.

Dupuis II, A. P., P. P. Marra, L. D. Kramer (2003) Serological evidence of West Nile Virus transmission, Jamaica, West Indies. *Emerging Infectious Diseases* 9：860－863.

Durand, B., V. Chevalier, R. Pouillot, J. Labie, I. Marendat, B. Murgue, H. Zeller and S. Zientara (2002) West Nile Virus outbreak in horses, Southern France, 2000：Result of a serosurvey. *Emerging Infectious Diseases* 8：777－782.

Estrada-Franco, J. G., R. Navarro-Lopez, D. W. C. Beasley, L. Coffey, A. S. Carrara, A. T. Travassos da Rosa, T. Clements, E. Wang, G. V. Ludwig, A. C. Cortes, P. P. Ramirez, R. B. Tesh, A. D.T. Barrett and S. C. Weaver (2003) West Nile Virus in Mexico: Evidence of widespread circulation since July 2002. *Emerging Infectious Diseases* 9：1604－1607.

Giladi, M., E. Metzkor-Cotter, D. A. Martin, Y. Siegman-Igra, A. D. Korczyn, R. Rosso R, S. A. Berger, G. L. Campbell and R. S. Lanciotti (2001) West Nile encephalitis in Israel, 1999：The New York connection. *Emerging Infectious Diseases* 4：659－661.

Goddard, L. B., A. E. Roth, W. K. Reisen and T. W. Scott (2002) Vector competence of California mosquitoes for West Nile Virus. *Emerging Infectious Diseases* 8：1385－1391.

Hubalek, Z. and J. Halouzka (1999) West Nile fever—a reemerging mosquito-borne viral disease in *Europe. Emerging Infectious Diseases* 5：643－650.

小林睦生（2002）ウエストナイルウイルスと蚊．国立感染症研究所，東京．

Komar, N., S. Langevin, S. Hinten, N. Nemeth, E. Edwards, D. Hettler, B. Davis, R. Bowen and M. Bunning (2003) Experimental infection of North American birds with the New York 1999 strain of West Nile Virus. *Emerging Infectious Diseases* 9：311－322.

Komar, O., M. B. Robbins, K. Klenk, B. J. Blitvich, N. L. Marlenee, K. L. Burkhalter, D. J. Gubler, G. Gonzálvez, C. J. Peña, A. T. Peterson, and N. Komar (2003) West Nile Virus transmission in resident birds, Dominican Republic. *Emerging Infectious Diseases* 9：1299－1302.

Langevin, S. A., M. Bunning, B. Davis and N. Komar (2001) Experimental infection of chickens as candidate sentinels for West Nile Virus. *Emerging Infectious Diseases* 7：726－729.

Mattar, S., E. Edwards, J. Laguado, M. González, J. Alvarez and N. Komar (2005) West Nile virus antibodies in Colombian Horses. *Emerging Infectious Diseases* 11：1497－1498.

Morales, M. A., M. Barrandeguy, C. Fabbri, J. B. Garcia,

A. Vissani, K. Trono, G. Gutierrez, S. Pigretti, H. Menchaca, N. Garrido, N. Taylor, F. Fernandez, S. Levis and D. Enría (2006) West Nile virus isolation from equines in Argentina, 2006. *Emerging Infectious Diseases* 12：1559－1561.

Morales-Betoulle, M. E., H. Morales, B. J. Blitvich, A. M. Powers, E. A. Davis, R. Klein, and C. Cordón-Rosales (2006) West Nile virus in horses, Guatemala. *Emerging Infectious Diseases* 12：1038－1039.

Mostashari, F., M. Kulldorff, J. J. Hartman, J. R. Miller and V. Kulasekera (2003) Dead bird clusters as an early warning system for West Nile Virus activity. *Emerging Infectious Diseases* 9：641－646.

Nasci, R. S., H. M. Savage, D. J. White, J. R. Miller, B. C. Cropp, M. S. Godsey, A. J. Kerst, P. Bennett, K. Gottfried and R. S. Lanciotti (2001) West Nile Virus in overwintering *Culex* mosquitoes, New York City, 2000. *Emerging Infectious Diseases* 4：742－744.

Nash, D., F. Mostashari, A. Fine, J. Miller, D. O' Leary, K. Murray, A. Huang, A. Rosenberg, A. Greenberg, M. Sherman, S. Wong and M. Layton (2001) The outbreak of West Nile virus infection in the New York City area in 1999. *The New England Journal of Medicine* 344：1807－1814.

New York City Department of Health (2002) *Comprehensive mosquito surveillance and control plan*. New York City, New York.

Petersen, L. R. and J. T. Roshrig (2001) West Nile Virus: A reemerging global pathogen. *Emerging Infectious Diseases* 7：611－614.

Platonov, A. E., G. A. Shipulin, O. Y. Shipulina, E. N. Tyutyunnik, T. I. Frolochkina, R. S. Lanciotti, S. Yazyshina, O. V. Platonova, I. L. Obukhov, A. N. Zhukov, Y. Y. Vengerov and V. I. Pokrovskii (1999) Outbreak of West Nile Virus infection, Volgograd region, Russia, 1999. *Emerging Infectious Diseases* 7：128－132.

Public Health Agency of Canada. West Nile Virus Monitor. http://www.phac-aspc.gc.ca/wnv-vwn/index.html

Pupo, M., M. G. Guzmán, R. Fernández, A. Llop, F. O. Dickinson, D. Pérez, R. Cruz, T. González, G. Estévez, H. González, P. Santos, G. Kourí, M. Andonova, R. Lindsay, H. Artsob and M. Drebot (2006) West Nile virus infection in humans and horses, Cuba. *Emerging Infectious Diseases* 12：1022－1024.

Rappole, J. H., S. R. Derrickson and Z. Hubalek (2000) Migratory birds and spread of West Nile Virus in the western hemisphere. *Emerging Infectious Diseases* 6：319－328.

Sardelis, M. R., M. J. Turell, D. J. Dohm and M. L. O' Guinn (2001) Vector competence of selected North American *Culex* and *Coquillettidia* mosquitoes for West Nile Virus. *Emerging Infectious Diseases* 7：1018－1022.

Shaman, J., J. F. Day, M. Stieglitz, S. Zebiak and M. Cane (2004) Seasonal forecast of St. Louis Encephalitis virus transmission, Florida. *Emerging Infectious Diseases* 10：802－809.

Tesh, R. B., A. P. A. Travassos da Rosa, H. Guzman, T. P. Araujo and S. Y. Xiao (2002) Immunization with heterologous flaviviruses protective against fatal West Nile encephalitis. *Emerging Infectious Diseases* 8：245－251.

Jessica H. Tonry, J. H., C. B. Brown, C. B. Cropp, J. K. G. Co, S. N. Bennett, V. R. Nerurkar, T. Kuberski and D. J. Gubler (2005) West Nile virus detection in urine. *Emerging Infectious Diseases* 8：1294－1296.

United States Geological Survey. West Nile Virus maps. http://cindi.usgs.gov/hazard/event/west_nile/index.html

USDA. Animal Health Monitoring and Surveillance. http://www.aphis.usda.gov/vs/nahss/equine/wnv/wnv_distribution_maps.htm

Weinberger, M., S. D. Pitlik, D. Gandacu, R. Lang, F. Nassar, D. B. David, E. Rubinstein, A. Izthaki, J. Mishal, R. Kitzes, Y. Siegman-Igra, M. Giladi, N. Pick, E. Mendelson, H. Bin, T. Shohat and M. Y. Chowers (2001) West Nile fever outbreak, Israel, 2000：Epidemiologic aspects. *Emerging Infectious*