

植生情報 第18号

2014年3月

Vegetation Science News No.18

Mar 2014

特集：日本植生学クロニクル（完）

小島 覚：館脇操先生の功績と思い出

蛭間 啓：レポート：堀川芳雄博士と広島大学植物分類学研究室

大野啓一：植生学の温故知新 ―日本植生学クロニクルを読んで―

蛭間 啓：編集後記

特集：東日本大震災復興プロジェクト報告

原 正利：津波影響調査の結果について

吉川正人・鮎川恵理：青森県の海岸植生に対する津波の影響

島田直明：東日本大震災による津波が岩手県の海岸植生に与えた影響およびその後の植生再生と保全状況について

滝口政彦・平吹喜彦・菅野洋・内藤俊彦・杉山多喜子・下山祐樹・葛西英明：宮城県の東日本大震災津波被災域における劇的な植生変遷

黒沢高秀：東日本大震災前後の福島県の海岸の植生と植物相の変化および植生や植物多様性の保全の状況

学術情報

亀井裕幸：植生の生物多様性評価手法試論

―種・生態系レベルでの生物多様性評価指標を中心に―

徳岡良則・三上光一：GRASSのi.ortho.photo コマンドを使った空中写真の単画像オルソ補正の紹介

安部哲人・山川博美・重永英年：毎木調査は2人一組が速いのか？調査速度に関する考察



目 次

植生学会第 19 回大会開催地からのお知らせ

植生学会第 19 回大会のご案内	1
植生学会第 19 回大会 申込み票	5
植生学会第 19 回大会 研究発表賞応募要項	6

特集：日本植生学クロニクル（完）

小島 覚：館脇操先生の功績と思い出	8
蛭間 啓：レポート：堀川芳雄博士と広島大学植物分類学研究室	12
大野啓一：植生学の温故知新 ―日本植生学クロニクルを読んで―	14
蛭間 啓：編集後記	20

特集：東日本大震災復興プロジェクト報告

原 正利：津波影響調査の結果について	21
吉川正人・鮎川恵理：青森県の海岸植生に対する津波の影響	41
島田直明：東日本大震災による津波が岩手県の海岸植生に与えた影響およびその後の植生再生と保全状況について	44
滝口政彦・平吹喜彦・菅野洋・内藤俊彦・杉山多喜子・下山祐樹・葛西英明： 宮城県の東日本大震災津波被災域における劇的な植生変遷	55
黒沢高秀：東日本大震災前後の福島県の海岸の植生と植物相の変化および植生や植物多様性の保全の状況	70
植生学会企画委員会：東日本大震災で被災した海岸林復旧のあり方を考える（平成 25 年度植生学会シンポジウム）	81

学術情報

亀井裕幸：植生の生物多様性評価手法試論 一種・生態系レベルでの生物多様性評価指標を中心に	86
徳岡良則・三上光一：GRASS の i.ortho.photo コマンドを使った空中写真の単画像オルソ補正の紹介	109
安部哲人・山川博美・重永英年：毎木調査は 2 人一組が速いのか？ 調査速度に関する考察	122

エクスカージョン報告

宇田川卓義、門倉由季：第 18 回植生学会大会エクスカージョン報告	128
-----------------------------------	-----

最近の博士学位論文から

澤田みつ子：利根川水系における絶滅危惧種タチスミレの保全のための植生管理	132
難波清芽：富士山北西斜面の森林限界移行帯における側火山噴火と森林植生遷移の関係についての研究	134

各委員会から

将来計画委員会報告	136
企画委員会活動報告	138
平成 25 年度植生学会学会賞受賞記事（表彰委員会）	141
受賞コメント	142
平成 26 年度植生学会学会賞、功労賞、奨励賞ならびに特別賞の推薦のお願い（学会事務局）	143

植生情報編集担当からのお知らせ	144
-----------------	-----

植 生 情 報

「植生情報」は植生学会の情報誌です。学会員の交流、情報交換の場を提供するために年一回刊行が予定されています。植生学会の会員には無料で配布されます。購入希望の方は、植生学会の会員として登録されますようお願いいたします。学会入会に関しましては、巻末の「植生学会入会申込書」をご利用ください。

また、この情報誌は会員の皆様からの投稿を歓迎いたします。提言、話題紹介など原稿がありましたら、編集担当までお送り下さいますようお願いいたします。投稿の方法などにつきましては、144 ページの「植生情報編集担当からのお知らせ」をご覧ください。また、新刊や学会、企画展などの予定がありましたら情報をお寄せください。さらに、編集担当へのご意見・ご要望がございましたら遠慮なくお申し付けください。

本誌内容の著作権は植生学会に帰属します。ただし、著者による複写・複製は自由とさせていただきます。

植生学会第 19 回大会のご案内
<http://www.sasappa.co.jp/shokusei/congress/2014/>

2014 年 10 月, 朱鷺メッセ (新潟コンベンションセンター) で開催される「第 19 回新潟大会」についてご案内します。皆様のお越しを心よりお待ちしております。

大会参加申し込み (大会参加申し込みは下記にお願いします)

〒 321-8505 栃木県宇都宮市峰町 350
宇都宮大学雑草と里山の科学教育研究センター (西尾 孝佳)
TEL : 028-649-5147 FAX : 028-649-5155 E-Mail : shokusei@cc.utsunomiya-u.ac.jp

講演要旨の送付 (講演要旨の送付は下記にお願いします)

〒 942-1411 新潟県十日町市松之山松口 1712-2
十日町市立里山科学館 越後松之山「森の学校」キョロロ (小林 誠)
TEL : 025-595-8311 FAX : 025-595-8320 E-Mail : mkobayan@gmail.com

連絡先 (大会全般への問い合わせは下記にお願いします)

〒 950-2181 新潟県新潟市西区五十嵐 2 の町 8050
新潟大学農学部生産環境科学科
植生学会第 19 回大会実行委員会 (中田 誠)
TEL & FAX: 025-262-6624 E-Mail : nakata@agr.niigata-u.ac.jp

日程

2014 年 10 月 17 日 (金)―18 日 (土) 現地研究会① 佐渡島の新潟大学演習林スギ天然林ほか
18 日 (土) 各種委員会 (13:00 ~ 18:00)
19 日 (日) 一般講演 (口頭, ポスター), 総会, 学会賞等の授与式, 懇親会
20 日 (月)―21 日 (火) 現地研究会② 佐渡島の新潟大学演習林スギ天然林ほか

19 日の大会受付は午前 8 : 30 からです。大会プログラムは 9 月上旬にお送りする予定です。

会場

朱鷺メッセ (新潟コンベンションセンター)
<http://www.tokimesse.com/>
〒 950-0078 新潟市中央区万代島 6 番 1 号

最寄りの交通機関

バ ス : 新潟駅万代口バスターミナル 5 番線



(佐渡汽船行) 15 分 「朱鷺メッセ」下車

タクシー：新潟駅から約 5 分

徒歩：新潟駅から約 20 分

飛行機：新潟空港から会場までタクシーで 20 分

新潟空港から新潟駅までリムジンバス 25 分

※会場近くには万代島駐車場（有料）がありますのでお使いください。

<http://www.tokimesse.com/visitor/parking/>

参加・一般講演の申込み

1. 大会参加および一般講演の申込みは、原則として大会ホームページに掲載する入力フォーム（本誌に綴込んだものと同じ）を使い送信してください。A 票が「大会参加申込み票」、B 票が「一般講演・研究発表賞申込み票」です。
2. インターネットをお使いでない方は、本誌に綴込みの A 票、B 票にご記入のうえ、大会実行委員会宛に Fax (028-649-5155) で送信、または郵送してください。
3. 大会参加者は、大会参加申込み票（A 票）に必要事項を記入して送信してください。当日参加も受け付けますが、できるだけ事前の申込みをお願いいたします。
4. 一般講演を希望する方（ただし演者のみ）は、A 票に加えて、B 票「一般講演・研究発表賞申込み票」に必要事項を記入し、同様に送信してください。
5. 大会に不参加で、講演要旨集のみ受け取りたい方は、A 票に必要事項を記入し、送信してください。
6. 大会参加、一般講演ともに申込締切は 7 月 31 日（木）です（必着）。 なお、後述いたしますが、講演要旨の締め切りは 8 月 29 日（金）となっています。ご注意ください。

諸経費と支払い方法

1. 諸経費は以下の通りです。
 - 1) 大会参加費：一般 3,000 円、学生 2,000 円
 - 2) 懇親会費：一般 5,000 円、学生 3,000 円
 - 3) 現地研究会参加費：一般 4,000 円、学生 3,000 円
 - 4) 講演要旨集のみ：1,500 円（大会不参加の方のみ）
2. 諸経費は綴込みの振替票（払込取扱票）を使い、7 月 31 日（木）までに次の口座に振り込んでください。振込手数料は各自ご負担ください。領収書は大会当日発行いたします。

なお、振替票は御 1 名様ずつご利用ください。

口座記号番号：00560-5-85532（口座番号は右詰め）

加入者名：植生学会第 19 回大会実行委員会

※学会に未入会の方は、まず入会手続きを行い、その後大会実行委員会あてご連絡下さい。

振込みは、郵便局備え付けの払込取扱票を使い、ご自分の参加様態に応じて、合計金額を上記口座まで払い込んで頂きます。その際、通信欄に振り込んだ金額の内訳を必ず記載してください。
3. 納入された諸経費は原則としてお返しできません。ご了承ください。

一般講演

本大会の講演形式は口頭発表またはポスター発表です。発表は演者 1 人につき 1 題とし、演者は植生学会会員に限ります。会員でない方は事前に入会手続きをお願いします。

1. 口頭発表

- 1) 発表時間は講演 15 分、質疑応答 5 分の合計 20 分を予定しています。申込み数によっては、これより短くなることもあります。
- 2) 発表はパソコンによるプレゼンテーションとします。パソコンは会場に設置したもの (OS: Windows 7) を使用します。持ち込みのパソコンは使用できません。
- 3) プレゼンテーションファイルのデータ形式については、PowerPoint2003 または 2007 形式、もしくは Windows 版の pdf としてください。Mac 版のソフトウェアで作成する場合は、Windows7 で正常に表示・操作できるか事前に十分確認してください。
- 4) ファイル名はプログラムに掲載されている講演番号と演者氏名 (例: A01 植生太郎) としてください。
- 5) プレゼンテーションファイルは USB メモリに保存して持参し、プログラムで指定する時間内に会場で、使用するパソコンにコピーしてください。なお USB メモリは必ず最新のウイルスチェックを行った上でご持参ください。

2. ポスター発表

- 1) ポスターは A0 版 (横 84cm, 縦 119cm) 以内のサイズで作成してください。
- 2) ポスターは 19 日の 10:00 までに掲示し、16:00 までに撤去してください。ポスター発表のコアタイムはプログラムでお知らせします。
- 3) ポスター掲示用の画鋏またはテープは会場に準備します。

3. 研究発表賞への応募

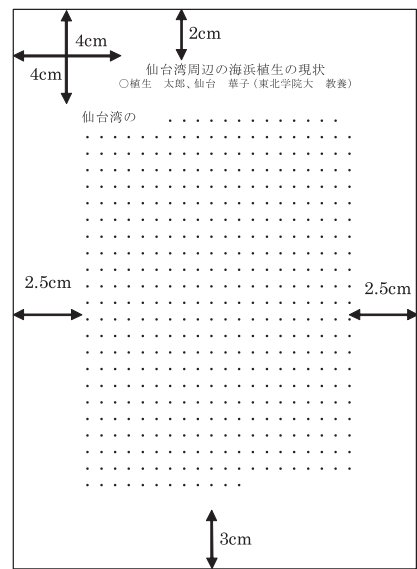
若手研究者を対象とした研究発表賞 (口頭発表賞およびポスター発表賞) を設けます。応募を希望する方は、本誌 6 ページの応募要項をご覧のうえ、講演申込時に B 票にてご応募ください。

なお、研究発表賞受賞者の発表および表彰は学会賞等の授与式後に行います。

講演要旨

口頭発表、ポスター発表ともに、以下の要領に従って講演要旨を作成してください (右図参照)。

1. 用紙は A4 縦置きで、上 2cm, 下 3cm, 左右各 2.5cm の余白をとって下さい。
2. 第 1 行目にタイトルを、2 行目および 3 行目に発表者の氏名 (所属) を書いてください。連名の場合は演者の氏名の左側に○印をつけてください。
3. 用紙の左上には講演番号が入ります。タイトルおよび発表者名は左端から各 4cm のところから、本文は上端から 4cm のところから、それぞれ書き始めてください。
4. 図表を挿入することも可能ですが、写真は避けてください。
5. 原稿はそのまま印刷しますので、誤字・脱字のないように十分ご確認ください。



6. 原稿は Word (2003 または 2007) の文書ファイルとします。参加申込後に E-mail に添付して大会実行委員宛 (mkobayan@gmail.com) に送付してください。郵送の場合は、原稿を折り曲げないで送付してください。締切は 8 月 29 日 (金) (必着) です。

懇親会

10 月 19 日 (日) 夕刻から、朱鷺メッセ (新潟コンベンションセンター: 3 階 302A) で開催します。原則として事前に参加申込をお願いします。当日参加も受け付けますが、人数が限定され、学生割引はありません。

現地研究会

今回は、新潟大学農学部附属フィールド科学教育研究センターの佐渡演習林を訪れる 1 泊 2 日の 1 コースのみといたしました。参加者定員が限られることから、大会の前後に 40 名ずつ合計 80 名先着順で 2 回に分けて実施いたします。現地研究会①は 17 日 (金) の昼頃に佐渡島両津港に集合し、島内の植生を見学し、翌 18 日 (土) に演習林の天然スギを見学し、両津港を 16 時頃の解散予定です。現地研究会②は 20 日 (月) の 9 時頃に両津港に集合、演習林の天然スギを見学し、翌 21 日 (火) に島内の植生を見学し、両津港を 12 時頃の解散予定です。具体的な訪問先については改めて大会ホームページやプログラムでお知らせいたします。演習林の概況については佐渡ステーション演習林のホームページをご覧ください。 http://www.agr.niigata-u.ac.jp/fc/sado_html/sado_index.html

食事

隣接の万代島ビル 2 F やホテル日航にコンビニ、レストランやカフェがありますが、割高で収容人数が多くないと思いますので、あらかじめ宿泊施設周辺で購入していただいたほうが良いと思います。なお、大会において、実行委員会では昼食の用意をいたしませんので、各自で確保の上、ご参加ください。

宿泊

宿泊は各自で手配してください。新潟駅周辺、そのほかにも多くのホテルがございます。なお、大会期間は秋の観光シーズンに当たりますので、お早目の手配をお勧めします。

その他

大会に関する情報は随時大会ホームページに掲載いたしますので、ご確認ください。プログラムは 9 月上旬に全会員に郵送する予定です。

多数の会員の皆様のご参加をお待ちしています。

大会会長：崎尾 均
実行委員長・会計幹事：中田 誠
実行委員：小林 誠
島野 光司
山本 聡子

植生学会第 19 回大会申込み票 (大会ホームページからの申込みにご協力ください)

A 票 大会参加申込み票

氏名 (ふりがな)	()		
所 属			
連絡先住所 (プログラム送付先)	〒 TEL : FAX : E-Mail :		
一般講演 (演者のみ記入)	発表あり	発表なし	
懇親会	参加	不参加	
現地研究会 (該当箇所に○) 割り振りの関係上できるだけどちらでも良いに○を付けて下さい。	() ①参加, () ②参加, () どちらでも良い () 不参加		
送金内容 (該当金額に○)	一般	学生	
	大会参加費	3,000 円	2,000 円
	懇親会費	5,000 円	3,000 円
	現地研究会参加費	4,000 円	3,000 円
	講演要旨集のみ	1,500 円	(不参加の方のみ入手可)
	合計	_____ 円	
送金日	2014 年 月 日		

B 票 一般講演・研究発表賞申込み票

連名の場合は、演者のみがこの申込み票に記入して、送付してください。

演 題			
氏名 (所属) (連名の場合は演者に○)			
発表方法	口頭	ポスター	
研究発表賞への応募	応募する	応募しない	
演者の連絡先	〒 TEL : FAX : E-Mail :		
発表内容の簡単な説明 (プログラム編集時に参考にさせていただきます)			

植生学会第 19 回大会 研究発表賞応募要項

植生学会は、若手研究者による優れた研究を奨励するために学会表彰制度の一環として、毎年の大会における優秀な発表に対して「研究発表賞」を授与しています。この賞への応募要項は以下のとおりです。皆様からの多数の応募をお待ちしております。

1. 賞の種類

口頭発表賞：最も優秀な口頭発表に対して贈られます。

ポスター発表賞：最も優秀なポスター発表に対して贈られます。

2. 審査対象

申し込み時点において、学生およびポスドクで、かつ口頭発表またはポスター発表賞に応募した者。過去の大会で研究発表賞の受賞経験がないことも条件とします。ただし、共同研究者にはこれらの制限を設けません。国籍、性別、所属などは問いません。

3. 審査方法と審査項目

(1) 審査方法

大会参加者の中から植生学会表彰委員会が選任した審査員により、賞ごとに以下の項目について審査を行います。

(2) 審査項目

審査項目は口頭発表賞もポスター発表賞も同じです。審査は、「表現技術」「説明技術」「研究の質」という 3 つの観点から行われます。

「表現技術」では、文字や図表の見やすさ、情報の量、アピール性などについて審査されます。

「説明技術」では、説明の早さや声量、説明時間、質問への対応などについて審査されます。

「研究の質」では、新規性や独創性、データの質や量、解析方法、議論や結論の妥当性などについて審査されます。

(3) 事前審査

大会当日の短時間で審査を行うことは必ずしも簡単なことではありませんので、大会前に審査員による「講演要旨」の事前審査が行われます。事前審査では「研究の質」に加えて「要旨の作成技術」が審査されます。

4. 審査結果の発表

学会賞等の授与式後発表し、植生学会長から受賞者に表彰状が授与されます。また、受賞者の氏名を植生学会誌第 31 巻 2 号および植生情報第 19 号に掲載します。

5. 応募方法

一般講演の申込みの際、一般講演・研究発表賞申込み票 (B 票) の「研究発表賞への応募」欄で「応募する」を選択してください。

6. 審査への協力をお願い

研究発表賞の審査には審査員が必要になります。大会実行委員会が大会参加者の中から適当な方を選出しますので、依頼が打診された方はなるべくご協力くださいますようお願いいたします。

審査員 1 名につき 5 発表程度を審査していただくことになります。また、審査員をお引き受けいただいた方には、前もって担当分の講演要旨をお送りいたしますので、事前審査のご協力もお願いします。

特集：日本植生学クロニクル (完)

館脇操先生の功績と思い出

小島 覚

北方生態環境研究学房



写真 1：館脇 操博士
北海道大学での授業風景(1958 年)

私は昭和 31 年 (1956 年)、北海道大学教養部理類に入学した。1 年半の教養課程を終えて、2 年生の後期から学部移行ということになる。私は、もともと植物が好きだった。野山を歩きまわっていろんな植物に接するのが好きだったので、専門課程でも植物を勉強できる学部へ行きたいと思っていた。いろいろと調べてみると、可能性として理学部と農学部がある。ところがよく調べてみると、理学部で勉強できることは、植物と言っても海藻の分類か、あるいは細胞レベルの植物学だった。海藻にはさほど関心はなかったし、植物を切り刻んだり潰したりして分析することにはまったく興味は感じなかった。あくまでも山野を歩き、生えている植物に直に接しながらの研究をしたいと思っていたのである。するとその可能性は農学部ということになる。農学部では、林学科と農業生物学科でそんな野外研究ができそうだった。林学科も面白そうだったし進学したいと思いつつも、もう一つの可能性は農業生物学科だった。農業生物学科

には、植物分類学で有名な館脇操教授が教鞭をとっておられた。そうだ、館脇先生のところで勉強したい。

ある日、意を決して館脇先生の研究室を訪ねた。「自分は、野生植物が好きで、先生のところで植物の勉強をしたいのですが…」おそるおそる尋ねてみた。先生は、狭い教授室の机に座っていたが、こちらをみて、「そうか。じゃ、しばらくやってみるか」。そう言うと隣にある実験室のようなところへ連れて行ってくれた。雑然とした部屋だったが、その隅にたまたま空いていた机を指して、「じゃ、ここで勉強しなさい」と机まで与えてくれたのである。

その日から、授業のないときは毎日その実験室に通いはじめた。手はじめに研究室の一角に積んであった腊葉標本の同定をやることになった。押し葉になった植物を見ては、植物図鑑などと比べて名前を調べてゆくのである。分かるものもあったが、もちろん直ぐには分からないものもたくさんあった。当時、その実験室には助手の人が一人と、一年先輩になる河野昭一氏がいた。そんな人たちに手ほどきを受けながら名前を調べていった。

そんなある日、館脇先生から、「君、藻岩山へ行ってこい」と言われた。藻岩山というのは札幌市街の南にある山で、比較的自然的な豊かな山である。ところがその山にロープウェイが建設されることになって、館脇先生は札幌市交通局から、今でいう環境アセスメントを依頼されたのだろう。手始めに山の様子を見てこいと、自分に指示が出されたのである。それからは頻りに藻岩山を歩き回った。登山道沿いというよりは、ヤブを分け入っての歩きである。イタヤカエデの林や、シナノキ、ミズナラの林、いろいろと見て歩いた。トドマツがかたまっている所もあったし、谷あいやや湿った所にはカツラ林も成立していた。そのときの調査がその後、私の卒論となり、また「藻岩山の植物」というタイトルで

札幌市交通局から印刷物にもなった。

その頃、館脇先生は農学部附属植物園長も兼務しておられた。それからは館脇先生に連れられて道内いろんなところの植生を調べて歩く機会に恵まれた。そのころ、館脇先生の植生調査方法の基本は帯状区法（ベルトトランセクト法）だった。調査地域の植生、そのほとんどは森林だったが、をよく見て歩き、群落学的に最も代表的かつ自然状態のよく保たれた箇所を選んで、そこに帯状区を設定した。帯状区の大きさは対象植生によって異なるが、よく発達した森林の場合、幅 5m、長さは 30m から 50m くらいの長方形が普通だった。間縄でそんな長方形を地表に作り、植生を階層に区分し、高木については毎木調査を行って樹高と胸高直径を計測、立木の側面図と樹冠投影図を記録した。高木以外の林床植物については、帯状区を 5m ごとに区切って、5m × 5m の方形区内のすべての維管束植物の被度を記録した。このときの野外調査の体験を通じて、私は植生を見る目を館脇先生から教わった。

館脇先生は、北海道は言うまでもなく、本州各地でもこのような帯状区調査を数多く行っていた。調査の結果は、あるまとまった地域ごとに、現場の写真も含むモノグラフ形式で発表していたが、そのシリーズを先生は、“日本森林植生図譜”と名付け、英語では“Iconography of the vegetation of the natural forest in Japan”と呼んでいた。

先生の森林植生図譜の最大の特徴は、実に正確に植生を記録していること、しかもある地域のあるいはいろいろな立地の最も代表的かつ典型的な植生を記録していることだった。実際、あれほど細かく精緻に植生を記録した文献というのはそう多くはない。しかも、今となってはその貴重さが一層評価されるのである。というのは、その多くの森林植生はその後さまざまな理由で失われてしまったものも多いからである。すると、それは地球上に存在した過去の植生記録の貴重な古文書的価値さえ有していると言ってよいだろう。先生の学問的功績は多々あるが、この日本森林植生図譜シリーズは先生の最大の功績の一つと言っても良いのではないだろうか。

館脇先生の研究手法は、世界の植生研究の流儀で言えば、北歐系の流れを汲むものと言ってよいだろう。とく

にウブサラ学派の手法に近いものだった。すなわち植生を階層に区分し、各階層の種構成を解析記録し、それらを組み合わせて自然植生の基本単位とし、それを先生は基群叢（sociation）と呼んでいる。したがって設定された帯状区は、基本的に基群叢を記録したものと言ってよい。ただしいずれかの階層が発達不全で基本的な階層構造を成していない植生を記録する場合、それを斑群叢（fragmental sociation）と称する場合もあった。

館脇先生の業績は、植物生態学のみならず、むしろ本流は植物分類地理学にある。北海道を含む日本列島はもちろん、朝鮮半島、旧満洲、サハリン、千島列島、アリューシャン列島西部までを含む北方域を広く踏査され、それら地域の植物地理には精通しておられた。特に力を注いだ千島列島の研究を通して、館脇先生はエトロフ島とウルップ島間に植物地理学的不連続があるとし、先生の恩師である宮部金吾先生の名を取って、そこに「宮部ライン」というラインを認めた。この線を境として、その北では温帯性の植物、とくに高木性の落葉広葉樹やモミ属、トウヒ属、カラマツ属などの針葉樹が欠落し、そこで亜寒帯系の要素へ移行するのである。そんな館脇先生の研究を集大成した論文が、“Forest Ecology of the Islands of the North Pacific Ocean” (1958) である。

農学部の農業生物学科は、もともと学生定員のきわめて少ない学科だった。学生よりも教官定員の方が多くとよく言われたが、そうかもしれない。一学年の学生定員は 10 名、それが動物系と植物系に分かれるので、1 講座あたり 1~2 名の学生数だった。館脇先生の講座は助教ポストのない講座だった。そんな事情もあって、館脇先生の直弟子というのは、他の講座に比べてきわめて数が少なかった。しかし館脇先生の研究室からは優れた研究者が輩出している。故辻井達一氏、伊藤浩司氏、河野昭一氏などである。その末席に自分も座らせていただいて良いのだろうか。私は、修士課程までを館脇先生のもとで勉強し 1962 年に修了したが、その翌年、先生は定年を迎えられた。私が館脇先生の最後の学生となった。

その頃、日本の大学は実に大らかな時代だった。先生方は一般に教育よりは研究活動に熱心で、そのため野外調査の多い先生方は留守が多く休講の連続だった。館脇先生も、学期が始まったにもかかわらず、なかなか講義

には来られなかった。一学期のうち実際に教室で講義を受けたのは数回だったのではないだろうか。もっと極端なケースは、これは別の先生の話だが、カリキュラムに搭載されているある講義に興味を持って履修登録をしたが、一度の講義もないままに学期が終わり、それでいてちゃんと単位が認定されていたという、今では信じられないようなことも珍しくなかった。

ここで館脇先生の逸話を一つ紹介しよう。それは、館脇先生にまつわる“3 ビックリ”である。館脇先生に初めて会った人は、まず先生の体格風貌にビックリする。先生は力士をも思わせるでっぴりとした巨漢である。堂々たる体格で顔つきもごつく鼻髭をたくわえており、それだけで人を威圧する十分な風格があった。ところが話をすると、その体格風貌には似合わず、実に声が優しいのである。猫なで声とは言わないが、やや高めのもして静かな優しい話し方なのである。それでビックリ。さらに先生は、それこそ風貌に似合わず、たいへんなロマンチストだった。話をするにつれて、夢のような先生のロマンチズムに引き込まれていく。その意外性にもビックリさせられるのだった。

1967 年、私はカナダへ留学した。そのきっかけを作った下だったのも、もちろん館脇先生である。実はその前年、1966 年 8 月、汎太平洋学術会議 (Pan Pacific Science Congress) という国際会議が東京大学を会場として開かれていた。興味本位で私はその会議に参加してみた。そのとき偶然にも私はカナダ、ブリティッシュ・コロンビア大学のクライーナ (V. J. Krajina) 教授と会場で出会ったのだが、その翌日館脇先生とクライーナ教授が会食することになっていて、そこへご一緒させていただいた。会食の席上、突然クライーナ教授が私に向かって、「君、カナダへ勉強しに来る気はないか」と問いかけてきたのである。「もしそんな機会があるなら喜んで…」と私は答えた。するとクライーナ教授は館脇先生の方を向いて、「館脇教授、あなたはこの学生を推薦しますか？」と尋ねた。「もちろんです。いい学生ですよ」と館脇先生。これがきっかけで私のブリティッシュ・コロンビア大学への留学が決まったと言ってよい。

ブリティッシュ・コロンビア大学では大学院博士課程の学生として、クライーナ教授の指導のもと、カナダの

太平洋沿岸部一帯に成立している西岸性針葉樹林帯 (Coast Forest Zone) の研究をすることになった。それは基本的に、トガサワラ属 (*Pseudotsuga*)、ツガ属 (*Tsuga*)、クロベ属 (*Thuja*)、ヒノキ属 (*Chamaecyparis*) など、日本とも共通する温帯性の針葉樹が鬱蒼と繁っている世界でもユニークな森林帯である。そこは巨樹が多いことで有名だが、じっさい到る所に胸高直径 200cm、樹高 70m を超えるダグラスモミ (*Pseudotsuga menziesii*) の巨木が文字通り林立する原生林が成立していたが、それはまさに感動的な光景だった。現場でキャンプ生活をしながら、そんな森林を 3 年にわたり調査して歩いた。クライーナ教授の手法は、植生を正確に記録しながらも、環境との関連を重視することだった。そのため調査区を設定する場所では予め地形地質を調べ、調査区には必ず土壤試坑を掘って土壤断面を観察記録するとともに土壤各層からサンプルを採取し、持ち帰って理化学性を分析し、植生と土壤特性との関連を解析した。私はクライーナ教授から自然を分析し解釈することを教わったと思う。

現地調査の結果を集大成して Ph.D. の論文を完成させ、学位審査に合格したのは 1971 年のことだった。その後、バンクーバーの郊外にあるサイモン・フレーザー大学にポストドクトラル・フェローとして 2 年半ほど所属したが、その間カナダの北部、ユーコン準州、デンプスター・ハイウェイ沿線の植生とフロラを調査した。そこは北米大陸の森林北限地帯とも言うべきところで、北方林とツンドラが複雑に錯綜するさきわめて興味ある地域だった。そこはまた、第四紀の氷期の間、北米大陸としては例外的に氷河に被われなかったところである。しかもその時期は海退期で北米とユーラシア大陸は、ベーリング海峡のあたりで地続きになっていた。そのためそのあたりでは、ベーリング要素と呼ばれるユーラシア大陸と共通する植物も多かった。

ポストドクトラル・フェロー終了後、1974 年、私はアルバータ州エドモントンにあるカナダ環境省北部森林研究所に研究員として採用され、アルバータ州の生態区分のプロジェクトを担当することになった。それからは車で、小型飛行機で、ヘリコプター等でアルバータ州をくまなく調査してまわった。もちろん要所々々では、野

宿しながら地上踏査も行った。アルバータ州は、日本の国土面積の約 1.8 倍の広さの州である。それだけに自然も多様性に富み、天にそそり立つロッキー山脈から、一望千里、360 度地平線の彼方まで平坦な大地と草原の広がるプレーリー、さらには北方林まで、さまざまな自然が見られるところだった。そのアルバータ州は生態的に見てどのように区分されるだろうか。それが目的だった。現地踏査の結果、植生、気候条件、地勢条件、土壌特性などを総合して検討した結果、アルバータ州には九つの生態区 (Biogeoclimatic Zone) が識別された。

1976 年 7 月、館脇先生が逝去された。そのとき私はカナダに在住していたため、連絡を受けたのも遅く、先生のご臨終にはもちろん、葬儀へ参列することも叶わなかった。先生のご冥福を祈るのみだった。

気がついたら、カナダに来ていつのまにか 11 年が

経っていて、日本とはもうすっかり疎遠になっていた。カナダで十分に仕事も出来ていたし、カナダの学界でもなんとなく自分の存在が知られる程度にはなっていた。もう日本へ帰ることもあるまい。カナダに骨を埋めることになるだろう。人生到る所に青山あり。それも良からう。そう思っていた。

そんなとき 1977 年 12 月、当事富山大学に勤務していた先輩の河野昭一氏の推薦で突然、富山大学教養部の教授職の話が決まったのである。どうせ決まる筈もないと思っていただけに、それから慌てた。日本に帰るべきかカナダに留まるべきか、大いに悩んだ。しかし、もし日本に戻るとしたら、これが最初にして最後のチャンスだと考え、帰国を決意した。こうして 1978 年 2 月、住み慣れたカナダを後にして富山大学へ赴任した。実はその年、富山大学教養部に環境科学という新しい講義が開講されて、その担当教官として着任したのである。しばらくは教養部に勤務していたが、その後富山大学の改組により教養部は廃止、理学部に生物圏環境科学科という新学科が開設されてそこへ移籍することになった。富山大学には 20 年間勤務したが、1998 年縁あって東京女子大学へ移り、そこで 2006 年に定年退職を迎えた。

北海道大学では館脇先生が退職された後、伊藤浩司氏が農業生物学科の講座を継承したが、その指導を受けた北海学園大学の佐藤謙氏が今も北海道の植物研究を続けている。だがその後、全国的な大学改革の流れの中で、北海道大学でも改組が進んでいた。かつての農業生物学科という組織は無くなった。館脇先生の直系の流れをくむ伊藤浩司氏は、1977 年に農学部から新組織である大学院環境科学院へ移籍、その結果、館脇先生の系流は農学部からは事実上消滅してしまったのである。だが、新しい組織に移った伊藤浩司氏の薫陶を受けた千葉学園芸学部教授の沖津進氏が、研究理念と云い対象地域と云い、日本では館脇学派の流れを正統的に継承している人物と云ってよいだろう。



写真 2：筆者の結婚式で祝辞を述べる館脇先生

特集：日本植生学クロニクル (完)

レポート：堀川芳雄博士と広島大学植物分類学研究室*

蛭間 啓

飯田市美術博物館 (2014 年 4 月より長野県環境保全研究所)

日本の植生学をたどる上で、堀川芳雄博士 (1902-1976) に始まる広島大学における植物分類・生態学の発展と、そこから派生してきた植生学研究について触れなければならない。本特集では編集者の力およばず、この欠くことのできないエピソードについて、掲載の諸先生方の紹介のように直接の薫陶を受けた方からの伝記を得ることはできなかった。しかし企画を進める中で、広島大で植生学の研究を長く続けて来られた、豊原源太郎博士および豊原博士に師事された黒田有寿茂博士に取材をさせていただく機会に恵まれた。さらに堀川博士の追悼号であるヒコビア第 8 巻 1-2 号 (1977) などの資料を拝読することができたので、不十分ながらレポートさせていただくこととし、この門外漢のご無礼をお詫び申し上げます。また、取材および資料収集にご協力いただいた石橋昇博士、黒田有寿茂博士、島野光司博士、下田路子博士、豊原源太郎博士、福嶋司博士、ならびにヒコビア会会長山口富美夫博士に御礼申し上げます。

筆者にとって、堀川芳雄先生といえば日本植物分布図譜 (Horikawa 1972, 1976) の著者としてのイメージが強かった。その後植生学会の諸先生方のお話をお聞きする中で、日本における植生学、特に植物社会学の普及においてその大元にあたるような方だということを知った。

堀川先生は、1931 年から広島文理科大学 (広島大の前身) において植物分類学講座 (通称は植物分類・生態学講座) の担当教官になられた。先生はこの講座名にも表現されているように、「生態学も分類学の中に含まれる。生態がわからなくて分類ができるか! (この生態と分類の順番は逆かもしれない)」と、分類と生態の色分けをされなかった (現在は植物分類・生態学研究室に改名されている)。ご自身が当初蘚苔類の分類を研究対象とされていたことから、そもそも基礎学問たる分類学を研究主体としていたことがうかがわれる。たしかに生



堀川芳雄博士 (1902~1976), 1966 年度広島大学ご退官のとき。

鈴木 (1977) より転載。

態学、特に種のリストアップを基本とする植物社会学的研究は、分類学の基礎があってこそ成り立つものだ。

堀川先生は、戦前から旧日本領土全域を対象とする蘚苔類調査研究をすすめられた。そのほか高等植物も対象とし、植物分類学、植物地理学、植物生態学を一丸とした "地球植物学" を標榜された (鈴木 1977)。戦後は特に植物の分布に関する研究に力を注がれた。さらにご本人とともに多くの門下の方々が尽力された結果、先述の日本植物分布図譜 (第 1~2 集) の出版にいたった (安

藤 1977). しかし約 2,500 種にもおよぶほう大な資料はこの 2 集のみでは掲載しきれず、その後中断を余儀なくされている。「陽のあるうちはひと時も無駄にしないのが堀川教授の調査旅行における信条であった」と伝えられるように (安藤 1977), 大きな力と思いの込められた資料が植物学諸分野の発展に資されているものと願う。

取材を行う中で、堀川先生ご自身の足跡からは、あまり植生学においては強くは感じられない。ただ、東北帝国大学理学部の学生時代の研究成果の一部として、「The vegetation of Mt. Hakkoda.」(Horikawa 1930) を発表され、日本における植生学発展の先駆けをなした (鈴木 1977), と紹介されているように、やはり先生の視野の中には植生学もしっかり含まれていたということがわかる。それにしても、堀川先生の研究室で学ばれた方々の中には、鈴木兵二博士 (故)、中西哲博士 (故)、宮脇昭博士、佐々木好之博士 (故)、奥富清博士、伊藤秀三博士をはじめ、日本の植生学を確立してこられた実に多くの、そのほとんどと言っても過言ではないほどの先生方のお名前がみられる背景には、どのような必然があったのだろうか。

当時植物生態をあつかう講座は、北海道大学、東北大学、広島大学にあった。豊原源太郎博士によれば、堀川先生はとてもこわい先生だったが、全国から集まってくる学生に幅広く研究をゆるした。いろいろなことをゆっくり研究させた。たとえば、「植物社会学をやりたいのならばやりなさい」というふうであった。植物分類学講座には、堀川先生が得られていた植物学研究上の経験と地位、国際的なコネクションを背景に、地球植物学を目指す懐の深さがあり、植物に関して一から十まで学ぶことのできる可能性にあふれていたのではないだろうか。また広島大学発のヒコビアという雑誌の存在も、戦後多くの研究者を輩出したことに大きく貢献している。この雑誌は、戦争の焼け野原から新たなひこ生えを出して再生しようという思いもこめられ、堀川先生を中心に 1950 年に創刊されたものだ。掲載論文は蘚苔類に関するものが多いが、植生学関連の論文も掲載されている。現在もヒコビア会という学会組織が雑誌 *Hikobia* を発行している。

戦後の分類学講座の動きには、堀川先生退官後に始まる国際生物学事業計画 (IBP: 1965~1972) が大きな影響を与えている。IBP は、約 60 カ国の第一線の研究



豊原源太郎博士を囲んで (2012.12.18 広島にて)
左より、黒田有寿茂博士、豊原源太郎博士、島野光司博士、筆者

者多数が協力して地球上のさまざまな生態系における生物生産を研究したもので、豊原博士は植生学の分野からこのプロジェクトに貢献された。このときに日本国内の研究者の植物社会学の方法論を統一する必要性が生じ、ZM の方式が採用された。佐々木好之博士が「生態学講座 4 植物社会学」(1973) を編まれたのもこの流れの一環だったのではないだろうか。

ヒコビア会では、宮島自然植物実験所との共催で植物観察会がずっと行われていて (通算 500 回以上)、現在でも続けられている。広島大学で 2006 年に学位をとられた黒田有寿茂博士は、この観察会について「中国地方各地をまわるアマチュアも交えての観察会で、そのときに豊原先生をはじめ多くの先生方のお話を聞くことができ、この観察会にもかなり鍛えられました。」と語られている。「自然が笑つとるよ君、山行ってこい」と叱咤激励しておられた堀川先生の教えは、今も脈々と受け継がれている。

文 献

- 安藤久次 1977. 堀川芳雄博士 (1902~1976). *Hikobia* 8: 22-33.
- Horikawa, Y. 1930. The vegetation of Mt. Hakkoda. *Sci. Rep. Tohoku Imp. Univ.* 5: 555-571.
- Horikawa, Y. 1972. *Atlas of the Japanese Flora*. Gakken Co. Ltd., Tokyo.
- Horikawa, Y. 1976. *Atlas of the Japanese Flora II*. Gakken Co. Ltd., Tokyo.
- 佐々木好之 1973. 生態学講座 4 植物社会学. 共立出版, 東京.
- 鈴木兵二 1977. 堀川芳雄博士 (1902~1976). *Hikobia* 8: 1-21.

特集：日本植生学クロニクル (完)

植生学の温故知新—日本植生学クロニクルを読んで—

大野啓一

千葉県立中央博物館

はじめに

植生学会大会の夜の部は、毎回の学会参加の楽しみである。いろいろな方との情報交換や親睦の場としてはもちろんであるが、酒肴に一家言をお持ちの開催地の先生方についていくと、その地のおいしいお酒とおつまみにも与れる。数年前、場所はよく覚えてはいないが、このような不埒な動機で参加した大会夜の部で、当時「植生情報」の編集を担当されていた澤田佳宏さんとカウンターで隣り合わせとなった。

美酒で気が大きくなっていたのだろうか、その席で私は「日本に植生学を導入され発展に尽くされた先生方の多くは現役を退かれ、学会で親しくお目にかかる機会も少なくなった。今の若い人たちはそういった先生方の人となりと接したり、その昔話を聞く機会もないだろう。今のうちに、そのような先生方に、ヨーロッパで学ばれた当時のいろいろなエピソードなどを語ってもらい、それを植生情報誌に掲載したらどうだろう」などと話したように思う。その時の私の頭にあった先生方とは大場達之先生などである。千葉県立中央博物館に勤務するご縁で、初代副館長であった同先生からはお酒の席などで昔話を親しくお伺いする機会が何度かあり、問わず語りに語られるチュクセン教授などをめぐる当時のエピソードや日本の植生学発展期のお話はとても興味深かった。ワインやビール（これらに対するこだわりも先生がヨーロッパで受けた影響？）の席での語りなので、記憶も不確かで口伝できるものではなく、改めてインタビューなどをして、いわば日本の植生学の原点として植生情報の記事に留めたらよいのではないかと考えたのである。古きをたずねて新しきを知る（温故知新）という熟語があるが、そうなればよいとも思った。ほんの思いつきであったが、何事にも積極的な澤田さんは「それ、面白いかも

しれませんね」と好意的に応じてくださった。その後まもなく、「植生情報」誌の編集を引き継がれた蛭間啓さんから一言、「あのアイデアいただきます」と告げられた。それが、植生情報 16～18 号の特集「日本植生学クロニクル」となったらしい。大事な特集テーマがこんなことで決まってしまう、はたして良いのだろうか？

以上のようないきさつのためか、今回、蛭間さんから本特集記事に対する感想を求められた。「身から出たサビ」と観念して引き受けてしまったが、考えてみれば、奥富清先生や大場先生、福嶋司先生など、本特集に寄稿された方々の多くは、みな私の先生筋である。滅多なことは書けないではないか。それに私は、群落分類や体系化など植物社会学の主流を歩んできたわけでもない。これから書くことには、これらの葛藤から明快さを欠いたり不適切かつ非礼な内容もあろう。あらかじめ深くお詫び申し上げたい。

師匠から弟子へ、さらに孫弟子へ

今回の特集記事はいずれも興味深く拝読した。まず思うのは、研究スタイルや植生へのアプローチ法などさまざまな面で弟子は師匠の教えを強く継承しており、師匠→弟子→孫弟子……と薫陶が引き継がれながら、日本における植生学とくに植物社会学(拙文ではチューリッヒ・モンペリエ学派のそれを指す)の歴史が形づくられてきたのだなあ、ということである。

今回の特集に取り上げられている諸先生のうち、私がお実際にお姿を拝見したことのあるのは(奥富先生を除けば)エレンベルク教授だけである。学生時代、横浜国大で開かれた講演会を聞きに行ったことがある。記憶はあいまいだが、意外にも南米の熱帯多雨林の更新の話で、ギャップダイナミクスとは違うといった内容だったように思う。宮脇昭先生がドイツ語を逐次訳されたが、話の

内容よりも、長身でお年を感じさせないエネルギッシュな感じのお姿が印象に残っている。奥富先生の文章には、そのエレンベルク教授から受けた教をできるだけ書き残し、若い世代に伝えたいという熱意が感じられる。内容の一部は学生時代に断片的に聞いたことがあるが、多くははじめて何うことである。そして、私が学生時代から取り組んできたフェノロジーという研究テーマや種特性をキーとした植生の成因論への関心は、エレンベルク教授が奥富先生に薫陶を及ぼし、その一部が私にも伝わったものであることを垣間みる思いがした。

昔話になるが、私が東京農工大の植生研に入ったのは大学 3 年時の 1978 年である。ちまたではピンクレディーの UFO が流行っていた頃で、もう約 36 年も前のことである。当時、教授は奥富先生、助手は大澤雅彦先生（後、千葉大、東大）で、大学院生には星野義延さん、亀井裕幸さん、4 年生には原正利さん、神崎護さんなど、また同期には井関智裕さん、日置佳之さんなど、現在でも植生学会で活躍されている人たちがおられた。奥富先生は私と他の 2 人の 3 年生に群落のフェノロジーを、また井関・日置両氏には小笠原諸島の植生記載と植生図化を卒論のテーマとして与えられた。また星野氏ら 3 人はナラ林の群落分類に取り組まれており、踏み跡群落の実験生態学的研究を進めている 4 年生などもいた。このほか、原・神崎両氏は大澤先生について森林の構造・動態解析を進めていた。大きく括るなら、奥富先生は当時、特定群落型の分類体系化（ナラ林）、地域植生誌（小笠原）、群落の成立機構解明（フェノロジー、踏み跡群落）など、複数のアプローチで植生学を発展させようとしていたようである。先生は 1965 年にエレンベルク教授のもとから帰国されたとあるから、私が先生のもとで学んだのは帰国後既に十数年を経ている時期である。今回の奥富先生の文章の末尾には、エレンベルク教授のもとで学んだ後に取り組むべき研究テーマとして、(1) 各地植生の植物社会学的研究と (2) 植物群落の成因の研究の 2 つが挙げられているが、私が研究室に入った当時の学生の研究テーマからみても、ほぼそれに忠実に研究を展開されていたことが分かる。

奥富先生の文章からは、上記 (1) (2) の 2 つをテーマとするに至った背景として、エレンベルク教授がエコ

ロジー（生物と環境との関係の科学）とソシオロジー（群落分類）の関連づけをきわめて重視していたことがあると窺われる。さらに、エレンベルク教授がこう認識する上で、同教授の師匠筋であるチュクセン教授とワルター教授の間での問題意識の違いがあり、チュクセン教授はエコロジーに冷淡だったとも記されている。日本でもおもにチュクセン教授に師事された宮脇先生、大場先生などは群落の分類記載に精力的に取り組まれた一方、ここでいうエコロジーや成因論への掘り下げは少なかったように思われる。上記のような奥富先生の研究テーマと宮脇先生のテーマ、なされてきたお仕事の違いもおそらくはここに由来しているように感じられる。その違いはさらにそれぞれの弟子たちにも引き継がれ、奥富門下はエレンベルク教授の、また宮脇門下はチュクセン教授のアプローチや関心を少なからず継承しているように思われる。小島先生の文章を拝読すると、館脇先生の門下でも沖津先生などの孫弟子にまでその薫陶が受け継がれているようである。

30 年以上を経て植生学の課題も変わり、諸先生方の弟子たちは研究者となったが、それぞれが学生時代に身につけた植生に対する研究アプローチや問題意識は、現在でもそれほど大きくは変わっていないように感じられる。こうしてみると、ヨーロッパで植物社会学を学ばれた日本の先生方は、師匠としたヨーロッパの先生方から植生の捉え方や方法論などをかなり忠実に受け継ぎ、日本でのその実践や普及に尽力された。また、それぞれの弟子たちも先生方からかなり忠実に教えを受け継いだように思われる。そして現在は、弟子たちのもとで孫弟子やさらにはひ孫弟子が育っている。意識されることはあまりないが、今日の日本における植生学にヨーロッパの先生方がいかに多大な影響をもたらしたのかを思う。

植物社会学への過去の愚痴と未来への雑感

私の学生時代は、まだ日本における群落の分類記載の全盛期で、一部では植物社会学イコール群落分類学とすら思われていた。その一因として、植物社会学の方法論が完成されていて、野外調査からデータ処理、結果表現、その応用に至るまである程度規範となるプロセスが確立しており、成果の見通しが得られ、時代の要請にも応え

られられたことがあろう。もちろん、ヨーロッパでそういう方法論を体得された先生方の御努力があつてのことである。実際、諸先生方のリードのもと、地域の植生調査報告、全国規模の植生図、さらには日本植生誌などの成果が次々に生みだされていった。

私などが改めて言うまでもないことだが、植物社会学の群落の分類記載は、(1) フィールド調査が簡便で(固定枠を張らず量的評価を目測化するなどで短時間で一地点の調査ができ、多地点でのサンプリングができる)、

(2) データ処理が定型化され(コンピュータなしでも組成を類型化できる。組成表という定型の結果表現があり、研究間での比較や引用が容易)、(3) 扱える研究テーマに発展性があり(地域内での環境との関連性探求から広域的な分類体系化まで可能)、(4) 社会的ニーズへの有用性もある(組成による分類記載が植生図化や自然再生にそのまま応用可能)など、数々の利点を兼ね備えている。一方で、調査時に高い同定能力が必要という敷居の高さもある。島野さんの特集序文や沖津先生のレビューでは純粋に植生の認識法として方法論が比較されているが、そこではあまり触れられていない(1)(2)(4)の簡便さやローテクさ、定型性、有用性を兼ね備えている点は、たとえ時代が変わっても植物社会学の特徴としてもっと強調されてもよいのではないか。今後とも、本質論だけではなくこういった実用上の利点も意識したうえで、植物社会学の方法を有効に活用していくべきだと思う。

ただ私には、学生当時、植物社会学イコール群落の分類記載という状況には違和感があつた。それは、ブラウン-ブランケ博士の著書“Pflanzen-soziologie, Dritte Auflage, 1964”では、群落の分類記載に関わるアウフナーメ調査や組成分類法、ヒエラルキーシステム、分布論、植生図化は本の記述のせいぜい 1/3 であつて、その他に、生活形や遷移、植生史、気候要因、土壌要因、競争、さらにはフェノロジーを含む群落の生活現象などについても少なからぬページが割かれていたからである。植物社会学は、諸先生方がヨーロッパに留学された当時でも、今日の植生学のテーマ全般といつてもよいほどの幅広い内容をもっていたといえるだろう。研究の入口となる群落の捉え方の部分が特徴的なだけに過ぎない。た

だ残念なことに、鈴木時夫先生によるその訳書(鈴木 1971)は日本語がこなれておらず、私には文意を十分につかめなかった。自分のテーマと関係する群落の生活現象の部分について、辞書を引きながらドイツ語の原文に挑んだこともあつたが、すぐに挫折してしまつた。原書・訳書ともどれほどの日本人が読み通し、その内容を理解したのだろうか? 福嶋先生の文章を拝読すると、鈴木先生はフランス語でブラウン-ブランケ博士と文通されたとあるから、ドイツ語の訳出に相当のご苦労があつたのかもしれない。僭越な感想だが、もっと分かりやすい訳文であつたら日本の植物社会学は群落分類以外の面がもっと発展したかもしれない。アメリカでの植物社会学の普及に尽力されたベッキング(R.W. Becking)博士に聞いたことだが、この本の英訳本も訳文がこなれてなくて広く理解されない一因となつたらしい。いずれにせよ学生当時、フェノロジーを研究テーマとし、いわば植物社会学の孤児のように自分を感じていた私には、このブラウン-ブランケ博士の教科書と当時の日本の植物社会学の状況との間のギャップには、いささかの違和感を覚えていたと記憶する。奥富先生も、院生だった私に「植物社会学が植生分類学だと思われ、成因論がおざりにされるのではやりきれない」と、お酒の席で語られたことがあり(御発言についての記憶は正確ではないし、私が曲解したかもしれない。以下も同様)、強く印象に残っている。

福嶋先生の文章では、鈴木時夫先生が「東亜の森林植生」(鈴木 1952)で日本最初の植物社会学的群落体系を提示されたとある。群落の成因についても、生活史特性のような機能的側面に注目して日本で最初のアプローチを試みたのは、おそらく鈴木先生だと思われる。日本での群落の分類記載が本格化する前であるにもかかわらずである。この本の中で台湾~日本の植生を論じる際、種組成による類型化と並行して林冠群の生活形や林床群の類型を設け、環境との関係を合理的に解釈しようとしたのがその試みである。例えば、林床群タイプの「キミズ型」は葉が軟質で茎には機械組織が発達せず膨圧によって体形を保ち、谷の陰湿な立地に適応しており、機械組織のより発達した「ヒロハノコギリシダ型」はこれより乾性側に生じる、といった具合である。このような機能的側

面からのアプローチは今日からみても妥当で、今の私の視座とも重なる。現地をみると、議論に粗さはあるものの上記のような推論そのものにも十分に納得がいく。私は、千葉県立中央博物館の台湾調査などに際して、台湾大学植物系の標本庫で何度か標本を閲覧したことがある。保管されているおびただしい数の標本の中には、戦前に鈴木先生が採集されたものが多数みられた。添えられているラベルの採集者欄に手書き（おそらく自筆）で「鈴木時夫」とあったのだ。植生調査でやむをえず作る不明植物の標本ではない。花か実の着いたちゃんとした分類学的標本である。上記「葉が軟質で……」といった機能的側面からの成因の推論は、フィールドで多くの標本を採集され、生の植物に触れてきた体験に根ざしたものだだろう。まさに、フィールド経験から本質を捉え、植生について **what, where** だけでなく **how** や **why** についても幅広く、独自の着想が柔軟に展開されていたのだ。上には私が学生時代に抱いた鈴木先生への不満めいたことを記してしまったが、後年の台湾調査を通じて、お目にかかったこともない鈴木先生への尊敬の念を根本的に新たにした。私を含む若い年代では、鈴木先生のお顔を知らない人が大部分であろう。今回の福嶋先生の御寄稿のおかげで、小さな集合写真とはいえ、そのお顔をはじめて拝見できたのは嬉しいことである。ただ、鈴木先生によるこういった仮説や、広い問題意識でもってフィールド観察から仮説を自由に発想するスタイルがその後には継承されず、植物社会学の本格的導入・発展とは裏腹にかえって廃れてしまったことは残念でならない。

さて、年月が経過し、国内での群落の分類記載や体系化はほぼ終了したように見える。上記のような優れた方法論の力に依存し、未着手の地域・植生型にそれをあてはめ実績を挙げていく、という従来からの研究戦略は今もなかなか採れなくなっている。一方で、群落の分類記載が進んだ現在は、成因などにアプローチしやすい時代になったはずである。例えば、いろいろな植生文献の組成表を調べれば、ある群落型やそれが指標する環境条件にどういった種類が結びついているのかが机上で分かる。しかし、池田浩明さんが本特集で指摘されたように、種の組み合わせを説明しようとするアプローチは未だに乏しく、それについての仮説や理論も提示されてい

ないように思われる。「ならば、フェノロジーをやってきたお前の責任はどうなんだ」と問われそうで辛い、話の都合上ここではそれを棚に上げるしかない。

維管束植物の種の分類学については、国内での分類記載の一段落のあと、DNA の塩基配列に基づく分子系統解析というブレイクスルーがあった。これが分類体系の見直しだけでなく、種内・種間の血縁関係の推定や、分化の履歴の究明をもたらした。さらにそれらが、形質の適応に関する生態学的研究や形質発現に関する遺伝学的研究などと結びつくことによって、いわば種の成因、すなわち分類形質の分化がいつ頃どのような淘汰圧で生じたのかが推論できるようになりつつある。一方、群落の分類では、そのようなブレイクスルーは今のところ期待できそうにない。ただ、クラシックな枠組み（形質分類）に閉じこもるのではなく、他分野と連携することで新たな発展を遂げたという面には、おそらく分野を越えた普遍性がある。

今は、種組成に根ざす植物社会学的研究も群落分類からは脱して、良くいえば多様な、悪くいえば「何でもあり」の状態となり、他の植物生態学分野と研究スタイルの違いや意識の垣根がなくなっているように思われる。これは良いことではあるが、植物社会学の存在感は小さくなった。私自身も、今は「植物社会学」という狭い枠組みにこだわる意義をそれほど感じない。群落を捉える入口と、研究結果をフィードバックさせる先が種組成や種の結びつきであるだけで、それを除けば植生学一般とほとんど変わらないと思うからだ。分類アプローチであろうと序列アプローチであろうと、また、種の組み合わせであろうが優占型であろうが、しっかりとパターンを捉えて、それについてオリジナルな解釈がなされ、植生学として発展していけばよい。他分野（例えば、成因解析では生理生態学や菌類学など）と連携してその成果を柔軟に取り入れたり、分野を越えて議論していくことにももっと積極的であってほしい。枠組みに固執しすぎると自閉化し、むしろ発展のチャンスを自ら閉ざす。

今回の特集記事のなかで、今後の展望について、池田さんは「種」を「生活史特性」に置き換えて群集形成の理解を進めることを提案している。この提案には賛成なのだが、モデルでの一般則ならともかく、現実の具体的

な群落の種組成の分化についていえば、曲がりなりにもこの視点で 30 年以上考えてきた身としては、今さらそこに夢の展開があるようにはなかなか思えない。また、生態学で一般的に多い研究スタイル、すなわち、欧米で提起された仮説やモデルを国内事例に当てはめて検討・検証しようといったアプローチにも私はあまり魅力を感じない。先行研究は踏まえつつも、やはり独創的な仮説やモデルそのものの提起を目指したいものである。

温故知新と守破離

特集記事を通じて、語られている植生学の祖ともいえる諸先生方には一つの共通したスタイルが窺われる。それはフィールドでの生の植物・植生の観察を重視され、みずから実践されていたということである。第一人者として名を成していた方々がそうだったのである。当然、若い頃からの実践で身に着いたスタイルであろう。

例えば、本特集には以下のような記述(「」内は引用)がある。ブラウン-ブランケ博士については、地中海特有のガリグの中の「砂地を匍匐前進し小さな草を次々と記録して行く」とある。チュクセン先生は「フィールドには嘘がない。文献を見る暇があったらフィールドに出よ」と言われ、裏山のブナ林の「林内や林縁を注意深く観察されて、驚いたように新しい発見をし、それを教えてくれる」。鈴木時夫先生は、大分のお宅に若い研究者や学生が遊びに伺うと「その人達と必ず山に観察に出かけた」。館脇先生は学生を連れて「道内のいろんなところの植生を調べて歩いた」。堀川先生は「自然が笑っているよ君、山行ってこい」と若者を叱咤激励し、自らも「陽のあるうちはひと時も無駄にしない」で訪れた先の植物の分布を記録し続けた。エレンバルク教授も、学生の授業でフィールドでの実習やエクスカージョンを重視されていたことが窺える。今回の特集の先生ではないが、前出のベッキング博士も老体にもかかわらず度々来日してフィールド調査をされた。何度も同行したが、自分の見方や新たな発見について、まるで少年のように目を輝かせながら若輩の私に説明してくれたのが印象に残っている。フィールドを真摯に観察しつづけたこれら先人たちの姿勢は、時代が変わり植生学の課題がいかに変化しようとして私たち誰もが学ぶべきことではないだろうか。今

回の特集における温故知新の一つがここにあるように思う。

もちろん、表面的に窺えるこうしたフィールド重視の姿勢だけから、後に残る方法論の構築や弟子の育成ができたのではあるまい。フィールドを見つめるなかで本質を見抜く洞察力、それを方法論や概念にまで発展させる構想力こそが不可欠な資質であろう。本特集では触れられてはいないが、大場先生からは以前、次のようなお話を伺ったことがある。すなわちチュクセン教授は、北西ドイツでのフィールド観察から、森林群落から各種代償群落、土壌型、地質、作物、街路樹、土地利用、村落形態に至るまで、さまざまな要素が密接に結びついていることを体得し、その関係性を表すものとして「今日の潜在自然植生」や「総和群集」といった概念や方法論を考えだした、ということである(大場 1988)。まさにフィールドに潜む本質を見抜き、独創的な概念を構想したわけである。前述のように、鈴木時夫先生も同様であったろう。

植生学からは離れるが、今西錦司は戦前、弟子たちを連れてボナベ島や大興安嶺に探検調査に出かけた。その中から、梅棹忠夫、中尾佐助、川喜田二郎、そして吉良竜夫などを輩出したことはよく知られている。弟子たちは師匠から方法論を受けついだのではない。受けついだのは「探検」の精神で、常にフィールドにおもむいて自分の目で本質を探り、議論を展開するという姿勢であった(山本 2012)。彼らはみな専門が違い、専門の枠を越えて(むしろ枠に閉じこもることを恥として)闊達な議論をしたともいう。そして、方法論も独自に開拓して発展させ、それぞれ、文明の生態史観、照葉樹林文化論、KJ 法、温量指数など、後に残る日本発の独創的な業績を残した。フィールドに根ざして本質を捉えること、それだけでなく、既存の枠の中に安住せずに独自に考えを発展させようとする「構想力」が大切であることは今西門下の場合でも窺える。

日本の植物社会学ではどうだったか? ヨーロッパで学んだ方法論を忠実に継承して発展させ、日本植生誌や環境省の植生図のような形で集大成させたことは確かに素晴らしい。ただ一方で、世界にも通用する独創的な方法論や理論を独自に開発した経験が少なかったようにも

思える (実は、大場先生による「隣接法による群落集団の抽出」や「多軸生態系列図」など、そのようなものはある、広まっていないだけかもしれない)。日本は戦後、欧米の理論や基礎技術、プロトタイプを導入し、資源の乏しいなか勤勉さと涙ぐましい努力・工夫を重ねてそれらを改良・発展させ、高品質の車や家電製品などを作り上げてきた。それが高度経済成長の一因とも、また、そのようなスタイルが日本のお家芸ともいわれる。日本の植物社会学の導入・発展のスタイルもこれと重なる部分があると感じられる。しかし、日本の産業も植物社会学も、もはや従来の発展モデルの延長では世界に通用しなくなっている。私たちが今回の特集から学ぶべきは、(それが容易ではないとは分かっている) フィールドから着想し、他分野とも活発に交流し、必要なら新たな方法論も開拓して、いろいろな仮説を大胆に構想していく、少なくともそうあるべくチャレンジしていくことではないだろうか。大場先生もかつて「やっぱり構想力なんだよね」と仰っていた。話の行きがかり上、ずいぶんと身の程知らずのことまで書くはめになったが、私自身もその意識だけは保ち続けたいと思う。

茶道・武道には「守破離(しゅはり)」という語がある。

まずは師匠に教わった型を身につけこれを忠実に「守」り、その後、他も参考にするなど自らに合ったよりよい型をつくって既存の型を「破」る、さらにはこれらを踏まえた上で型から「離」れて独自の新しい境地をつくりあげる、ということだそう。もちろん、言うは易く行うは難しだろう。日本の植物社会学はまさに「守」として発展し、「破」の域に達したところであろうか。これが「離」の域にまで至ることを願うものである。

文 献

Braun-Blanquet, J. 1964. Pflanzen-soziologie, Dritte Auflage, 865pp. Springer.

大場達之 1988. 相模原市の現在の潜在自然植生.

In: 相模原市の植生. pp.205-226. 相模原市教育委員会.

鈴木時夫 1952. 東亜の森林植生. 137pp. 古今書院.

鈴木時夫(訳) 1971. ブラウン-ブランケ 植物社会学 I. 359pp., II. 829pp. 朝倉書店.

山本紀夫 2012. 梅棹忠夫—「知の探検家」の思想と生涯. 234pp. 中公新書 2194. 中央公論新社.

特集：日本植生学クロニクル (完)

編集後記

蛭間 啓

この特集を企画するにあたり、私などにとっては雲の上の存在の先生方に執筆をお願いすることと、大きなテーマであることに当初気後れを禁じ得なかった。しかし植生情報の編集担当なのだから、お願いできるチャンスではないか！役に立ってしまおう！という、同じく編集担当の島野光司さんと共有したノリで、つき進ませていただいた。ふりかえれば、8名もの先生方から玉稿を賜うことができた。沖津進博士には植生学の理論的な系譜についてわかりやすくご教示いただいた。そしてこれまで教科書の中の存在であったブラウン-ブランケ博士、チュクセン博士、エレンベルク博士、鈴木時夫博士、堀川芳雄博士、館脇操博士の息づかいを感じることもできた。ここで個々のお名前をあげることはしないが、ご多忙の中、快く執筆、取材を承諾してくださった先生方、ならびに資料収集にご協力いただいた方々にあらためて御礼申し上げます。

この特集は、大野啓一博士も経緯をふり返られているように、日本の植生学黎明期に触れられた先生方のお話をうかがいつつ、純理学的な意味合いでの植生学のフロンティアを探ろうというものであった。その結果、その目標は黎明期から見事に示されていたことであり、未だに踏み込む研究者の少ない領域であることがあらためて示された。それは植物群落の種組成の成因（プロセス）に関わる世界である。この領域へのアプローチを困難な

ものにしていく要因として、横断的で膨大なデータ、時間、経験、そして共同研究者が必要となる場合もあることがあげられる。評価を得てステップアップしてゆくためには、成果の量産性と即戦力性が求められる現代の研究者の事情を考えると、このフロンティアはまだまだ大きなフロンティアとして存在し続けそうだ。

編集を終え、この特集の企画者のひとりとして今、特にピックアップさせていただきたい言葉は、池田浩明博士の追想録に紹介されている「それは環境決定論だ！」という奥富清先生のお言葉である（植生情報 17 号）。今後はこの言葉を心の奥に忍ばせておきたい。

蛭間・島野体制の情報誌編集・特集企画はこれで3年の任期を終える。企画者として取り上げるべき先生方はほかにもおられる。不十分な点もあることをお詫び申し上げます。この特集をお読みになっていただいた方は、様々な感想をおもちのことと思う。この特集のなかでその反響を紹介しきれないことは編集者の反省すべき点であるが、今後は是非多くのご意見ご感想をお寄せいただければ幸いである。本特集はこれにて終えさせていただき、次号以降の編集は新たに川西基博博士（鹿児島大学）と、久保満佐子博士（島根大学）のお二人にバトンタッチすることになっている。本特集へのご意見も、まずは新しい編集窓口の川西さん宛にお送りいただきたい（連絡先は巻末参照）。

特集：東日本大震災復興プロジェクト報告

津波影響調査の結果について

原 正利

植生学会震災復興プロジェクトチーム (千葉県立中央博物館分館海の博物館)

経緯と目的

2011 年 3 月 11 日の東日本大震災の後、植生学会では学会としての震災復興支援が検討されていたが、2011 年 9 月に神戸大学で開催された運営委員会において、東日本大震災による植生への影響に関する調査を具体的に進める小委員会 (震災復興プロジェクトチーム、チーム長:原正利)を企画委員会内に設置することとなった。東北地方太平洋沖地震、特に地震に伴って発生した津波が海岸部の植生に与えた影響を調査するには、現地の植生や植物に詳しい研究者や市民の協力が不可欠となる。そこで、原を中心に被災各県の研究者、市民に連絡をとって調査組織を組織して調査を行うこととした。

2011 年の初夏以降、すでに岩手、宮城、福島各県では、植生学会の会員を含む現地の研究者によって津波被災地の植生や植物相への津波の影響と再生に関する調査が開始されていた。また、埼玉大学の佐々木寧・田中則夫の両氏は、被災直後に福島県～岩手県にいたる現地を踏査し、防災の観点から津波が海岸林や植生に与えた影響について調査していた (佐々木・田中 2011)。

しかし、被災地の海岸線は南北に長く、地形や植生も変化に富み、全体的な状況把握は十分でなかった。また、2011 年の夏以降の再生状況も明らかではなかった。そこで、チェックシート (津波影響調査票) を作成し、被災各地で、津波の植生への影響と再生状況を統一的に調査するのがよいと考えた。また、環境省が自然環境保全基礎調査の結果に基づき指定した特定植物群落 (環境庁 1996) のうち、津波被災地の海岸域にある指定群落への影響も把握する必要があると考えた。さらに、すでにガレキ置き場やガレキ処理場の設置など、復興工事の進行に伴う植生への負の影響も顕在化しつつあり、海岸植生の保全面での状況把握も必要であると考えた。

一方、日本自然保護協会でも、津波以前に実施した海岸植物群落調査 (日本自然保護協会 2008) や植物群落 RDB (日本自然保護協会・世界自然保護基金日本委員会 1996) に記載された東北沿岸の保護上重要な植物群落のうち、今回の津波で危機に瀕している可能性の高い群落の再調査を企画し、原も委員を務めることとなった。植物群落 RDB には特定植物群落が網羅的に含まれ、調査内容は類似している。やはり現地の研究者、市民の協力が欠かせないが、調査メンバーは植生学会の調査と大幅に重複してしまう。類似の調査で 2 重の負担をかけてしまうことを避けるため、チェックシートはほぼ同一の内容とし、調査の依頼や集計、結果報告のシンポジウム (平成 24 年度) なども可能な範囲で共同実施することとした。

以上の諸点を背景とし、今回の津波影響調査の目的を以下のように設定した。

- 1) 被災各地の海岸植生への津波の影響および 2012 年の生育期における再生の状況を統一的な方法で記録する。
- 2) 特に、被災地の海岸域にある特定植物群落については網羅的に調査票による調査を行って影響を評価する。
- 3) 今回の調査地を将来、モニタリング調査することに備え、植生の状況については、なるべく調査票とは別に植物社会学的な植生調査を実施して記録する。また、写真記録も同時に行う。
- 4) 保全上の観点から、懸念される群落へのインパクトや保護対策の必要性、緊急性等についても調査する。

調査組織

調査対象地域は青森県から千葉県に至る東日本太平洋側の各県とした。調査体制を整えるにあたり、津波によ

表 1. 各県の調査者名.

県	調査者名
青 森	鮎川恵理, 吉川正人
岩 手	新井隆介, 大上幹彦, 小水内正明, 島田直明, 鈴木まほろ, 竹原明秀, 中村致孝, 湯浅俊行
宮 城	菅野洋, 下山祐樹, 杉山多喜子, 滝口政彦
福 島	黒沢高秀
千 葉	原正利
青森~茨城*	小此木宏明, 河野耕三, 朱宮丈晴

* , 日本自然保護協会による調査.

る影響が大きく, また調査員予定者が多かった岩手県と宮城県については, 2012 年 4 月 26 日にそれぞれ盛岡市および仙台市で, 日本自然保護協会と共同で説明会を行った. また同年 5 月 19 日には, 福島県相馬市の松川浦視察に併せて現地調査等に関する相談を福島大学の黒沢高秀氏らと行った. 最終的に表 1 に示す方々に津波影響調査票その他の調査をして頂いた. また, これとは別に日本自然保護協会でも職員および関係者によって, 青森県から茨城県に至る各県において調査が実施された. 本報告は, 以上の共同調査の結果のうち, 特にチェックシート記載内容の概略を原がとりまとめたものである.

調査方法

津波影響調査票 (付図 1) を作成し, 記入マニュアル (付図 2) とともに, 各地の調査員に調査を依頼した. 津波影響調査票の表側には現地調査時点での群落の状況を, 裏側には過去の調査や指定の状況, 将来の予測等を記入することとした. 位置の記録はなるべく GPS によることとし, 原則として, デジタル写真による記録も依頼した. さらに, 可能な場合はなるべく植物社会学的な植生調査を併せて実施し, 群落の状態を記載してもらうよう依頼した.

調査対象は, 最低限, 担当地域の海岸部にある特定植物群落は網羅し, さらに植物群落 RDB に記載された植物群落 (特定植物群落と重複しているものも多い) や, その他の貴重と考えられる植物群落, 貴重種を含む植物群落を調査してもらうよう依頼した.

本報告における解析対象は, 植生学会として依頼した調査の結果および日本自然保護協会職員による調査結果

の双方を含むが, 一部の特定植物群落については明らかに調査地点が重複している場合があったので, その場合は植生学会による調査のみを使用した.

結 果

調査地点

調査地点の分布を図 1 に示す. 被害の大きかった岩手県と宮城県について, 岩手県南部でチェックシートが得られなかったが, それ以外の地域は全域をカバーするように調査が行われた.

各県における調査件数は表 2 のとおりである. 結果的に, 津波による植生への影響が大きかった岩手県と宮城県から多くの調査結果が寄せられた. 福島県は原子力発電所の事故の影響もあり, あまりチェックシートが得られなかった. 特定植物群落について, 宮城県での調査件数が突出して多いのは, 仙台湾沿岸の海岸林 (1,050ha), 仙台湾沿岸の砂丘植物群落 (240ha) など広域の特定植物群落が海岸部に設定されていたため, それぞれの指定範囲内で多くの調査がなされたためである.

防潮堤の有無

調査地点について防潮堤の有無を見ると, 防潮堤のある場合が防潮堤の陸側と海側を合わせて 210 地点 (54.0%), 防潮堤のない場合が 157 地点 (40.4%) であった (表 3). 防潮堤の有無は県による違いが明瞭で, 岩手県では防潮堤の無い地点が防潮堤のある地点の 2 倍近くあったのに対し, 宮城県では防潮堤の無い地点は防潮堤のある地点の 1/3 ほどであった. これはリアス海岸

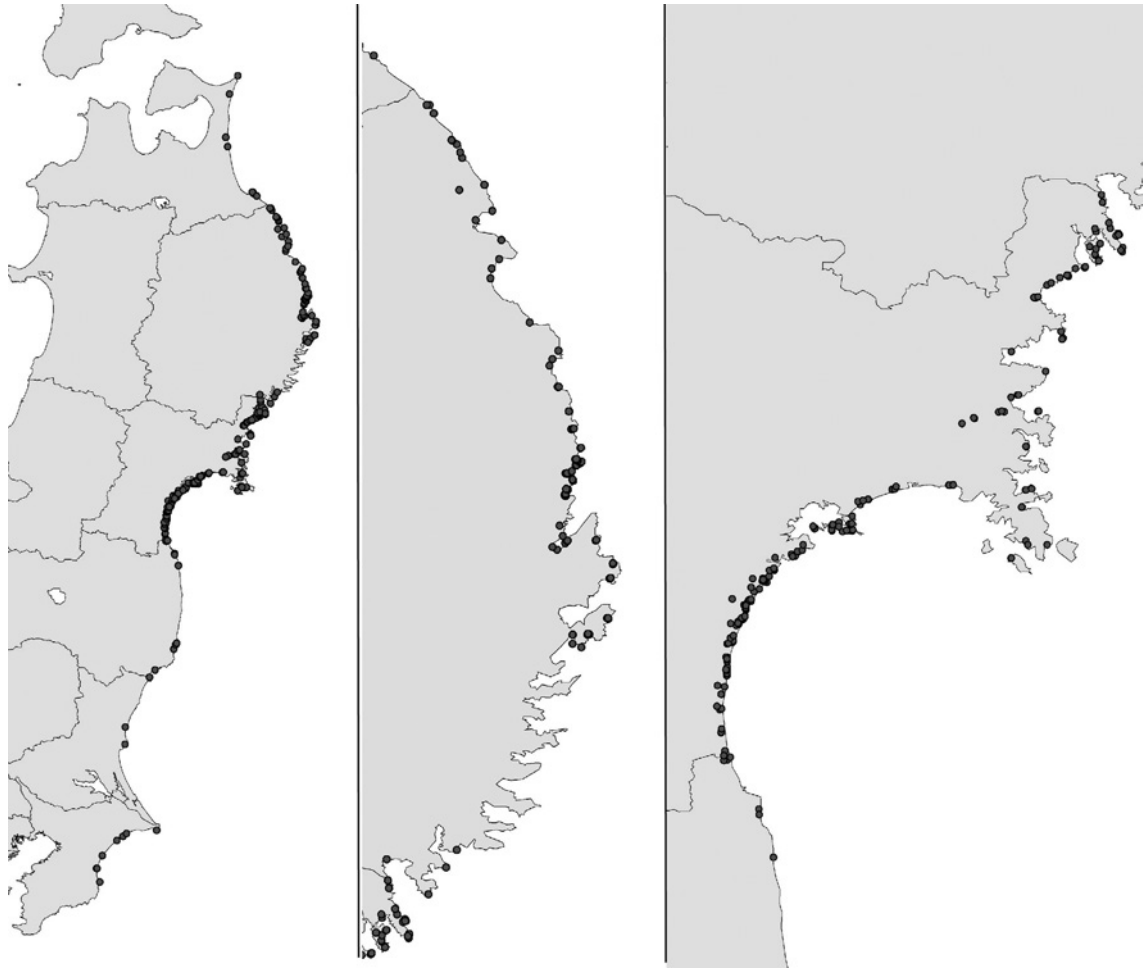


図 1. 調査地点の分布. 左, 全域; 中央, 岩手県, 右, 宮城県.

表 2. 調査群落数.

県	特定植物群落	*RDB 植物群落	** その他の指定	指定欄未記入	計
青 森	9				9
岩 手	9		3	117	129
宮 城	63	13	65	91	232
福 島	3	4			7
茨 城	3				3
千 葉	9				9
計	96	17	68	208	389

*, 特定植物群落に含まれるものは除く; **, 国指定天然記念物, 国立公園, 国定公園, 県立自然公園, 県自然環境保全地域.

の連なる岩手県の海岸線と、海岸平野が長距離に伸びた宮城県南部の海岸線との違いを反映したものである。

津波前立地

調査群落の津波前の立地は図 2 のようであった。砂浜であった地点が全体の 3 割を占めて最も多いが、他の立地環境の地点もバランスよく含まれ、多様な立地環境の地点が調査されたことが示されている。“その他”として記載されたものはキャンプ場や観光目的の広場、漁業等の作業場所、畑地、水田などであった。岩手県と宮城県を比較すると、砂浜は両県で多いが、岩手県では礫浜や斜面下部も多く含まれ、一方、宮城県では干潟・塩湿地や後背湿地、水田や畑が多かった。この点も、両県の海岸地形の違いを反映したものといえる。複数の立地環境が含まれる地点が少数ながらあったため、総数は

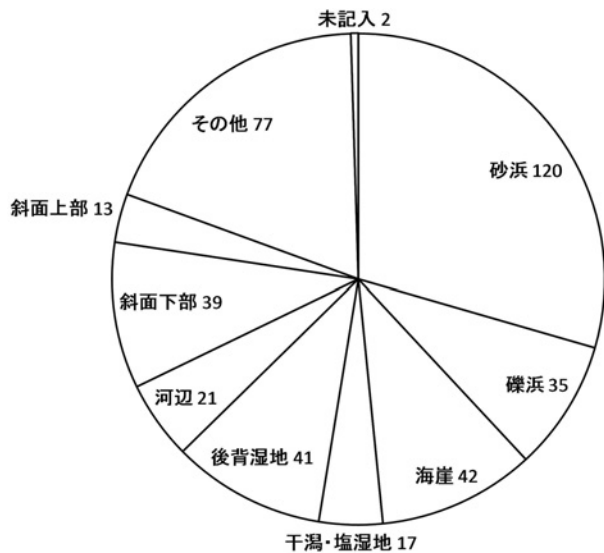


図 2. 調査地点の立地。複数の立地を含む地点もある。

調査地点数 389 よりも、やや多い 407 であった。

津波による立地変化

津波後の立地変化については、“無し”が 134 地点で最も多く、“堆砂”、“湿地化”、“表土流亡”の順であった(図 3)。岩手県では、“無し”を除くと“堆砂”と“表土流亡”が最も多かったのに対し、宮城県では、“湿地化”と“面積縮小”が多く、また“沈水して消失”も 7 地点と多く、地盤沈下の影響が強く認められた点の特徴である。

防潮堤の有無と津波後の立地変化には明瞭な関係があり(表 4)、防潮堤が無いか防潮堤の海側に位置する場合は、立地変化は“なし”や“堆砂”、“面積縮小”が多かったが、防潮堤の陸側に位置する場合は、半数以上の地点で“湿地化”したとの結果となった。湿地化したのは全て宮城県の調査地点であり、地盤沈下によって防潮堤よりも内陸側の地点で湿地化が進行したことを示すものである。

津波後の人為改変

津波後の人為的な立地改変については、300 以上の地

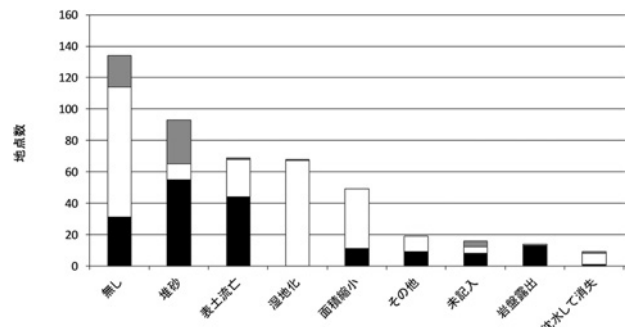


図 3. 津波による立地変化。黒、岩手県；白、宮城県；灰色、その他の県。

表 3. 調査地点と防潮堤の位置関係

県	防潮堤の海側	防潮堤の陸側	防潮堤 なし	未記入	計
青森	0	1	8		9
岩手	36	8	81	4	129
宮城	63	95	60	14	232
福島	0	5		2	7
茨城	0		1	2	3
千葉	0	2	7		9
計	99	111	157	22	389

表 4. 調査地点の防潮堤との位置関係と津波による立地変化の関係. 立地変化については複数選択を許して集計. 数字は地点数の百分率を示す.

防潮堤との位置関係	沈水して消失	湿地化	面積縮小	表土流亡	堆砂	岩盤露出	その他	無し	未記入
防潮堤の海側	5.1	1.0	27.3	11.1	12.1	0.0	9.1	38.4	2.0
防潮堤の陸側	0.9	49.5	2.7	21.6	18.9	0.9	3.6	19.8	0.9
防潮堤無し	1.3	3.8	11.5	20.4	30.6	8.3	2.5	39.5	7.6
未記入	4.5	27.3	4.5	0.0	4.5	0.0	9.1	54.5	4.5

点で“無し”となった(図 4). 調査を実施した 2012 年夏の時点では, まだ多くの地点で防潮堤や海岸林の復旧工事が進捗していなかったため, このような結果となったと考えられる.

群落への影響

津波が植物群落に与えた影響について, 半数近くの群落では“影響無し・軽微”と報告された(図 5). 岩手, 宮城両県において同様の傾向であった. 一方, 消失と記載された群落は岩手県, 宮城県, 福島県に合計で 75 件あり, 特に宮城県で多かった(52 件).

津波の群落への影響は, 被災前の立地と関連があるとみなされる. すなわち, 斜面上部や海崖では, 群落への津波の影響は“無し・軽微”であった(図 6). 礫浜や砂浜の群落は消失したのも見られるが, やはり半数以上の地点

で群落の影響は“無し・軽微”であった. 一方, 斜面下部や河辺, 干潟・塩湿地では消失した群落の比率が高かった.

このようになった原因として, 一つには海拔高が低い場所に立地する群落ほど強い影響を受けるとことが想定される. しかし, 単純に比高だけでは無く, 群落形態も大きく関連していると考えられる. すなわち, 斜面下部や河辺には森林が成立しており群落高が高い. 最上層を構成する樹木は津波の圧力によってなぎ倒されたり

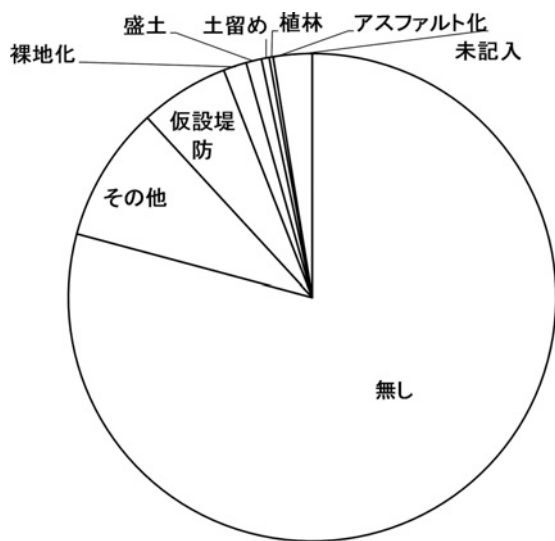


図 4. 津波被災後の立地改変.

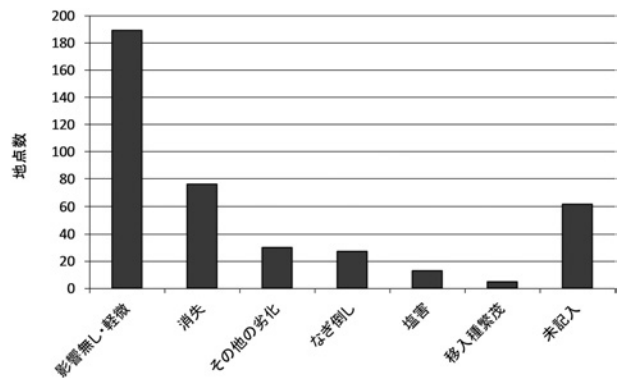


図 5. 津波による植物群落への影響.

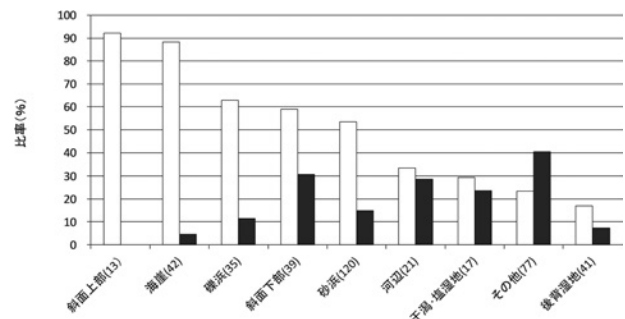


図 6. 立地による津波の群落への影響の違い. 白抜き, 影響無し・軽微; 黒抜き, 消失. 立地区分の括弧内の数字は地点数を示す.

折られたりして消失し、群落が大きく変化すると考えられる。これに対し、砂浜や礫浜、干潟・塩湿地では海拔高は低いが、群落高が低く、また津波が発生したのが3月の落葉期でもあったため、群落の地上部は津波の影響をほとんど受けなかったと考えられる。津波の海水は地下へはあまり浸透せず、これらの群落構成種の地下部が残存し、すみやかに再生したと考えられる。ただし、これらの立地でも、津波によって群落が立地ごと失われ、あるいは地盤沈下によって地下水の状態が大きく変化して、群落が失われた例も見られる。

どのような立地の群落が失われたか、地域的な違いを見ると、岩手県と宮城県では明瞭な違いがあり、岩手県では“斜面下部” (10 地点) や“河辺” (5 地点) が多かったのに対し、宮城県では“その他” (29 地点)、次いで“砂浜” (14 地点) が多かった。具体的には、岩手県では斜面下部に成立していたケヤキやコナラなどの落葉広葉樹林が消失して、ヨモギやヌルデ、タラノキなどからなる先駆植物群落が発達している例が多かった (図 7)。同様に河辺に成立していたオニグルミやサワグルミ、ケヤキなどの落葉広葉樹林が失われて先駆群落に変化している例が見られた (図 8)。一方、



図 7. 岩手県宮古市田老柵内海岸の植生再生の現状。2012 年 7 月 3 日。大上幹彦撮影。尾根の突端に位置し、元々はケヤキやアカマツが生育していたが、調査時点ではタケニグサ、オカトラノオ、ヨモギ、タラノキなどからなる先駆群落が発達していた。



図 8. 岩手県宮古市松月の植生再生の現状。2012 年 6 月 18 日。大上幹彦撮影。小河川の下流にあたり、ケヤキ、オニグルミ、ヤマグワ等の河畔林になっていたが、調査時点では、ヨモギが優占する先駆群落が発達していた。



図 9. 宮城県岩沼市下野郷赤井江の植生再生の現状。2012 年 6 月 3 日。下山祐樹撮影。被災前はクロマツ海岸林で、特定植物群落“仙台湾沿岸の海岸林”の範囲内に位置する。調査時点、高さ 5-10m のクロマツの立ち枯れが多数見られ、明るくなった林床にハマエンドウが多数、再生していた。

宮城県では、防潮堤より内陸側のクロマツ林やさらに内側の畑、水田などの植生が失われ、ハマエンドウやコウボウシバなどの砂浜群落(図 9)、ヨシやガマなどの湿性群落や、シオクグ、ウミドリなどの塩生湿地群落、カワツルモなどの水中植物群落など多様な湿性植物群落が成立している例が見られた(図 10)。



再生群落の優占種

再生した群落の種組成について、植生調査票のデータは未解析であるが、ここではチェックシート上に優占種として記載されたデータを用いて解析する。調査データ全体で優占種として記載された種は 129 種であった。優占することの多かった種は、ハマヒルガオ、クロマツ、ハマニンニク、ハマナス、コウボウムギなど砂浜植生の優占種が多かった(表 5)。これらの種は津波を受けても生残し、すばやく再生したと考えられる。地域的な違いも認められ、ヨモギは岩手県(宮古市付近)で再生群落の優占種となっている例が多く報告されたが、宮城県からは報告がなかった。この他に、岩手県からのみ優占種として報告された種として、ケヤキ、ススキ、タケニグサ、ラセイタソウ、ミズナラがあった。一方、宮城県からのみ優占種として報告された種として、コウボウシバ、オオクグ、カワツルモ、アイアシ、ツツイトモ、ドロイ、イトクズモ、エゾウキヤガラなどがあった。湿性植物群落や水中植物群落の種が多く報告されたのは、仙台平野が広がる宮城県中・南部の海岸の地形的特徴を反映したものといえる。

対象群落の再生予測

対象群落の再生予測について、記入のあった 322 件のうち、約 2/3 の 210 件の群落は再生していくと予測



図 10. 宮城県東松島市浜市の放棄水田跡地に発生カワツルモ。群落の全景(右)と拡大(左)。2012 年 7 月 29 日。下山祐樹撮影。調査時点、カワツルモ 5・5、エゾウキヤガラ 2・3 で優占する群落となっていた。

表 5. 再生群落の優占種. 4 以上の地点で優占していた種について示す.

種	優占群落数	岩手県	宮城県
ハマヒルガオ	31	11	18
クロマツ	30	3	24
ハマニンニク	28	12	15
ヨモギ	23	23	
コウボウシバ	14		13
ハマナス	14	7	7
コウボウムギ	13	5	5
ハマギク	11	7	2
アカマツ	8	5	3
オオクグ	7		7
カワツルモ	7		7
ヨシ	7	2	5
アイアシ	6		6
ケヤキ	6	6	
ツツイトモ	6		6
ドロイ	5		5
イトクズモ	4		4
エゾウキヤガラ	4		4
オカヒジキ	4	1	3
シオクグ	4		4
ススキ	4	4	
タケニグサ	4	4	
タチドジョウツナギ	4		4
タブノキ	4	1	3
チャボイ	4		4
ハマエンドウ	4		4
ミズアオイ	4		4
ミズナラ	4	4	
ラセイタソウ	4	4	

された(表 6). 一方, 消失すると予測されたものは 39 件, 他の群落に変化すると予測されたものは 73 件あり, 特に宮城県で件数が多かった. 消失すると予測された原因はさまざまであるが, 防潮堤や道路等の復旧工事, 植生遷移の進行, 立地の乾燥化や水田への復旧(水中植物群落や湿性植物群落), 波浪による砂浜や礫浜の消失などが挙げられた. 他の群落に変化すると予測された理由もさまざまであるが, 堆砂など立地の変化, 植生遷移の進行による先駆植物群落の消失や変化, ハリエンジュ, シロバナシナガワハギその他の帰化植物の侵入と繁茂, 乾

燥化など水分環境の変化などが多く指摘された.

保全上のインパクト

保全上のインパクトについて複数回答も可として調査したところ, “特になし” が 163 件で最多, “堤防設置”, “その他”, “植林” の順となった(図 11). 調査時点では復旧工事が本格化しておらず, 将来予測が立てにくかったことも “特になし” が最多になった原因と考えられる. “その他” のインパクトとして指摘されたものはさまざまであるが, 特に水田や畑地の復旧など農業に関

表 6. 対象群落の再生予測.

県	消失	再生していく	他の群落に変化	未記入	計
青森	1		2	6	9
岩手	8	103	8	10	129
宮城	28	101	63	40	232
福島				7	7
茨城				3	3
千葉	2	6		1	9
計	39	210	73	67	389

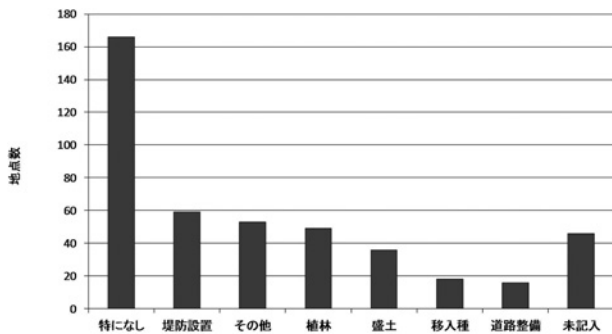


図 11. 津波被災後の保全上のインパクト.

する復旧事業が多く指摘された。それ以外には、盗掘や人の立ち入り、防潮堤や海岸線の復旧工事などが指摘された。

新たな保護対策の緊急性と必要性

“緊急な対策が必要”とされたものが 11 件，“対策が必要”とされたものが 60 件あり、特に宮城県で多かった（表 7）。“緊急な対策が必要”とされたものはいずれも宮城県からの報告で、林野庁による仙台平野の海岸線の復旧工事に伴い希少植物を含む群落が失われることへの対策が必要としたものが 6 件、塩生植物群落や湿性植物群落の保護のため、防潮堤の設置や水田の復旧への対策が必要と報告されたものが 5 件であった。“対策が必要”とされたものも、防潮堤や河川堤防、海岸線の復旧工事への対策が必要としたものが多く、帰化植物の繁茂への対策を求めたものもあった。

特定植物群落への影響

海岸線近くに存在する特定植物群落について、津波の

影響をまとめた結果を表 8 に示す。ただし、特定植物群落は 30 年以上前に調査が行われており、津波により影響を受ける以前に改変していた可能性もあることに注意が必要である。各群落の具体的な状況については、本特集にある各県からの報告も参照されたい。

1) 青森県

高瀬川河口の塩沼地植生（ヒメキンボウゲ群落）において多少、堆砂の影響が認められたものの津波の影響は軽微であると判定され、他の群落についても影響は無しあるいは軽微であると判定された。

2) 岩手県

高田松原のクロマツ植栽林は消失した。太田の浜のエゾオグルマ群落は、成立立地となっている礫浜の面積が縮小し、分布地が 1 カ所だけとなった。他の群落については、津波を被った場合も影響は一部にとどまり、“軽微”と判定された。

3) 宮城県

消失など大きな影響を受けた群落として、“浜市のハマナス群落”、“蒲生の塩生植物群落”、“井戸浦の塩生湿地”、“仙台湾沿岸の海岸林”があげられる。このほか調査票への記入は無いが、石巻湾沿岸の海岸林および北上運河（貞山堀）のクロマツ林も上層のクロマツ、アカマツが倒壊して壊滅状態となった（本号の p. 62 を参照）。このうち“仙台湾沿岸の海岸林”は分布が南北 40km ほどにわたるが、広い範囲でクロマツがなぎ倒され、流出して失われた。立地的にも、場所によって堆砂や表土流

表 7. 新たな保護対策の必要性和緊急性.

県	緊急な対策が必要	対策必要	破壊の危惧	継続観察が必要	対策必要無し	未記入	計
青森	0	1	1	3	3	1	9
岩手	0	5	3	83	27	11	129
宮城	11	54	9	66	55	37	232
福島	0	0	0	0	2	5	7
茨城	0	0	0	0	1	2	3
千葉	0	0	0	6	0	3	9
計	11	60	13	158	88	59	389

亡, 湿地化など様々な変化を被り, 植生再生も多様であったため多くの地点で調査が行われた. “蒲生の塩生植物群落” および “井戸浦の塩生湿地” も干潟の面積が縮小して様々な群落が消滅し大きな影響を受けた.

4) 福島県

“波立海岸の樹叢” および “小浜のコシダ・ウラジロ群落” については, 津波は指定群落の直下までは到達したが群落には到達せず影響は無かった. “海老浜のマルバシャリンバイ自生地” については, 現地に該当群落が見られないが, “影響” 欄について未記入で津波の影響が不明であったが, 黒沢 (本号の pp. 77) によれば, 津波によりマルバシャリンバイの樹叢は失われたが幼木の再生が見られるようである. また同じく黒沢からの私信によれば, 調査票の得られていない “初発神社のスタジイ林” および “仁井田のシラカシ林”, “仁井田のスタジイ林”, “豊間のスタジイ林”, “江名町走出のタブノキ” についても津波は到達せず, 目立った変化は見られなかったことを現地調査および根本秀一氏, 菅野修三氏への聞き取りにより確認済みである.

5) 茨城県

“平潟海岸岸壁の植生” については, 津波は指定群落の直下までは到達したが群落には到達せず影響は無かった. “ハマギク南限地” および “東海村の海岸植生” についても影響は軽微であった. 調査票の得られていない他の群落についても影響はなかったようである.

千葉県

“八日市場のハマハナヤスリ群落” および “一宮川河口の塩湿地群落” については, 津波以前に該当群落が消滅していたと考えられる. 他の群落について, 津波の影響は全て “無し” か “軽微” であった.

まとめにかえて

津波直後, 植物群落をはじめとする海岸部の自然がどのような影響を受けたのか, その存続に強い危惧を持ち, 本調査を実施する契機となったが, 全体的には, 植物群落は予想以上に津波に対する耐性があり, 既存の群落が破壊された場合にも旺盛な再生を示すことが確認された. リアス海岸域では津波をかぶりながらも, 岩礁海岸の植生の多くが残存し再生していることが確認され, 仙台平野の砂浜海岸においてもクロマツ海岸林の跡地に多くの砂浜植物が再生したことが確認された. 一方, 塩湿地の植生は, 立地自体が大きく変化し, あるいは失われたことによって消失した例が見られるが, 空間的な不安定性はこのような立地自体の持つ特性であり, 本来は別の場所にてきた新たな同質の立地で再生していくのだろうと推定される. また, 特定植物群落に指定されていた貴重群落のうち, 特に森林群落はほとんど影響を受けなかった (クロマツの植栽林を除く). 数百年以上の時間スケールで見れば, 今回のような大津波も定常的に生じる自然かく乱の 1 種であり, 極相性の森林群落は元々, 津波の影響を受けない立地に成立しているのだと考えられる. 一方, 沖積平野の各所で, カワツルモ, ツツイトモなど水中植物が大量に発生したことは, 事前に予測できないことであった. これらの植物では, 個体群の存続

表 8. 特定植物群落への津波の影響と保護上の課題. 複数のチェックシートがある群落については, 内容をまとめて記載してある. その際, 文末の括弧内の数字はチェックシート数を示す.

No.	県	特定植物群落名	調査 票数	調査者	防潮堤の有無	津波前立地	津波による 立地変化	津波後 立地改変	津波の影響	再生予測	予測の理由, 再生に要 する期間, その他 (自 由記載)
1	青森	尻屋崎のガンコウラン	1	吉川正人・鮎川恵理	防潮堤無し	海崖	無し	未記入	軽微	未記入	
2	青森	猿ヶ森オオウメガサソウ群落	1	吉川正人・鮎川恵理	防潮堤無し	砂浜	無し	無し	軽微	未記入	
3	青森	尾駈沼河口の塩沼地植生	1	吉川正人・鮎川恵理	防潮堤無し	後背湿地	無し	無し	軽微	消失	
4	青森	高瀬川河口の塩沼地植生 (ヒメキンボウケ群落)	1	吉川正人・鮎川恵理	防潮堤の陸側	干潟・塩湿地	堆砂	無し	軽微	他の群落に変化	ヤマアワ, ヨシなどの侵入が砂の堆積により促進される可能性.
5	青森	小舟渡平のハマギク	1	吉川正人・鮎川恵理	防潮堤無し	海崖	無し	無し	軽微	未記入	
6	青森	小舟渡平の海岸草本群落	1	吉川正人・鮎川恵理	防潮堤無し	斜面上部	無し	無し	影響無し	未記入	
7	青森	小舟渡平の塩沼地植物群落	1	吉川正人・鮎川恵理	防潮堤無し	干潟・塩湿地	無し	無し	軽微	未記入	津波の影響は軽微であると考えられ, このままの生育環境が維持されれば群落も存続すると考えられる.
8	青森	大須賀のミチノクヤマタバコ	1	吉川正人・鮎川恵理	防潮堤無し	その他	無し	無し	軽微	他の群落に変化	群落が狭い範囲に限られており, 消失の可能性あり. 津波による影響は軽微な地域であり, 1986 年以降の群落縮小の要因は不明.
9	青森	種差海岸のマルバダケブキ	1	朱宮丈晴, 河野耕三, 小此木宏明	防潮堤無し	海崖	無し	無し	無し	未記入	
10	岩手	侍浜のハマハイバクシン群落	1	島田直明	防潮堤無し	海崖	無し	無し	軽微	再生していく	
11	岩手	侍浜のアカマツ林	1	島田直明	未記入	その他	無し	無し	軽微	再生していく	
12	岩手	磯鶏のヤブツバキ	1	朱宮丈晴, 河野耕三, 小此木宏明	防潮堤無し	斜面上部	無し	無し	軽微	未記入	
13	岩手	太田の浜のエゾオグルマ	1	小水内正明, 湯浅俊行, 中村致孝, 大上幹彦	防潮堤無し	礫浜	面積縮小	無し	その他の劣化, 軽微	未記入	大津波後, エゾオグルマはこの調査地以外にも点在していたが, 地盤沈下に伴って台風時の時化で洗掘されて消失し, 現在で残っているのはこの調査地だけになった.
14	岩手	舟越大島のタブノキ林	1	鈴木まほろ	防潮堤無し	海崖	表土流亡	無し	無し	再生していく	対象群落には津波の影響は見られない. 津波の影響を受けた他の群落についても, 影響は軽微なため, 数年のうちに回復すると予想される. また大島全体としては, アカマツ林・スギ林からタブノキ林への遷移が島内各所で観察できるため, 将来的にタブノキ林は増加していくと予測される.
15	岩手	長崎海岸のヤブツバキ・ヒサカキ林	1	朱宮丈晴, 河野耕三, 小此木宏明	未記入	斜面上部	無し	無し	無し	未記入	
16	岩手	碓石海岸のクロマツ林	1	朱宮丈晴, 河野耕三, 小此木宏明	防潮堤無し	海崖	無し	無し	軽微	未記入	
17	岩手	高田松原のクロマツ植栽林		鈴木まほろ	防潮堤無し	砂浜	沈水して消失	無し	消失	消失	

植生情報第 18 号 (2014 年 3 月)

18	岩手	青松島のトベラ林	1	鈴木まほろ	防潮堤無し	海崖	表土流亡 (一部)	無し	軽微	再生していく	トベラが枯死した場所の再生には時間がかかると予測される。しかし津波をかぶったのは島の一部分であり、群落全体としては軽微である。
19	宮城	巨釜半島のクロマツ林	1	菅野洋	防潮堤無し	斜面下部	無し	無し	軽微	未記入	現状のまま推移
20	宮城	大島のアカガシ林	1	菅野洋	防潮堤無し	斜面下部	無し	無し	軽微	未記入	現状のまま推移
21	宮城	御崎神社のタブノキ林	1	朱宮丈晴, 河野耕三, 小此木宏明	未記入	斜面上部	無し	無し	軽微	未記入	
22	宮城	歌津半島のタブ林	1	菅野洋	防潮堤無し	斜面下部	無し	無し	軽微	未記入	現状のまま推移
23	宮城	歌津半島のクロマツ林	1	菅野洋	防潮堤海側	斜面下部	無し	無し	軽微	未記入	現状のまま推移
24	宮城	荒島のタブノキ林	1	菅野洋	防潮堤無し	斜面上部	無し	無し	軽微	未記入	現状のまま推移
25	宮城	神割崎のクロマツ林	1	菅野洋	防潮堤無し	斜面上部	無し	無し	軽微	未記入	現状のまま推移
26	宮城	八景島の暖地性植物群落	1	佐々木豊, 滝口政彦, 杉山多喜子, 下山祐樹, 菅野洋	防潮堤無し	斜面上部	無し	無し	軽微	未記入	現状のまま推移
27	宮城	追波川の河辺植生	4	下山祐樹, 朱宮丈晴, 河野耕三, 小此木宏明	防潮堤の海側	河辺	面積縮小, 無し	無し	軽微	再生していく	徐々に砂泥が堆積していけば、ヨシ群落は再生していくと予想される。
28	宮城	石巻湾沿岸の海岸林	1	朱宮丈晴, 河野耕三, 小此木宏明	未記入	後背湿地	その他	未記入	軽微	未記入	
29	宮城	浜市のハマナス群落	1	滝口政彦	防潮堤の海側	砂浜	未記入	無し	消失	消失	
30	宮城	宮戸島のマルバシャリンバイ自生地	1	滝口政彦	防潮堤無し	斜面上部	未記入	無し	軽微	再生していく	
31	宮城	清崎のアカマツ林	1	朱宮丈晴, 河野耕三, 小此木宏明	未記入	斜面上部	無し	無し	軽微	未記入	
32	宮城	深川沼のエゾウキヤガラ群落	1	菅野洋	防潮堤陸側	後背湿地, 沼地	無し, コンクリート護岸が一部破壊されている。	無し	軽微	未記入	現状のまま推移
33	宮城	蒲生の塩生植物群落	2	滝口政彦 (澤田・浅見・杉山); 朱宮丈晴, 河野耕三, 小此木宏明	防潮堤の海側	砂浜, 干潟・塩湿地	沈水して消失, 表土流亡, 面積縮小, 堆砂	無し	消失, なぎ倒し	未記入	
34	宮城	仙台湾沿岸の海岸林	22	杉山多喜子, 滝口政彦, 下山祐樹, 朱宮丈晴, 河野耕三, 小此木宏明	防潮堤の陸側	砂浜, 後背湿地, その他	堆砂, 湿地化, 表土流亡, 面積縮小	無し, 裸地化, 仮設堤防設置, 植林, その他	なぎ倒し, 消失, 移入 種繁茂	他の群落に変化, 再生していく	場所によっては震災前の植生が倒れたクロマツ等を除いてほとんど残存している。今後の土地利用により予測は不能。盛土による植林が計画され、一部着工されている。残存したクロマツ低木林は再生していくと思われるが、砂浜植物は消失すると思われる。周辺にはハリエンジュの低木が多く見られ、10-20年後にはハリエンジュ林が成立すると予想される。
35	宮城	仙台湾沿岸の砂浜植物群落	14	下山祐樹・滝口政彦	防潮堤の海側	砂浜	表土流亡, その他, 無し	その他, 無し	軽微	再生していく	砂丘植物群落はこのまま維持されると思われる。

植生情報第 18 号 (2014 年 3 月)

36	宮城	井土浦の塩生植物群落	4	下山祐樹	防潮堤無し	干潟・塩湿地、その他	面積縮小、堆砂	無し、その他	消失、塩害、その他の劣化	他の群落に変化(2)、再生していく(2)	ハマニンニク群落は徐々に乾性草地へと遷移するものと予想される。アイアシ群落は当面維持されると予想される。シオクグ群落は当面維持されると予想される。ハマナス群落は、名取川の岸に近いため増水などの攪乱の影響を受けやすく、立地そのものが変化する可能性がある。
37	宮城	磯の水神沼・沼沢植物群落	1	滝口政彦	防潮堤の陸側	後背湿地	表土流亡	無し	なぎ倒し、塩害	未記入	
38	宮城	福島県境海浜のクロマツ・ハイネズ群落	1	朱宮丈晴, 河野耕三, 小此木宏明	防潮堤の陸側	砂浜	表土流亡	無し	未記入	未記入	
39	福島	海老浜のマルバシャリンバイ自生地	1	朱宮丈晴, 河野耕三, 小此木宏明	防潮堤の陸側	その他	表土流亡	無し	未記入	未記入	
40	福島	波立海岸の樹叢	1	原正利・朱宮丈晴	防潮堤の陸側	斜面上部	無し	無し	無し	未記入	津波は指定群落の直下までは到達したが群落には到達せず影響は無かった。
41	福島	小浜のコンダ・ウラジロ群落	1	原正利・朱宮丈晴	防潮堤の陸側	斜面上部	無し	無し	無し	未記入	津波は指定群落の直下までは到達したが群落には到達せず影響は無かった。
42	茨城	平潟海岸岸壁の植生	1	原正利・朱宮丈晴	防潮堤なし	斜面上部	無し	無し	無し	未記入	津波は指定群落の直下までは到達したが群落には到達せず影響は無かった。
43	茨城	ハマギク南限地	1	朱宮丈晴, 河野耕三, 小此木宏明	未記入	海崖	無し	無し	影響軽微	未記入	
44	茨城	東海村の海岸植生	1	朱宮丈晴, 河野耕三, 小此木宏明	未記入	砂浜	無し	無し	影響軽微	未記入	
45	千葉	犬若海岸崖地植生	1	原正利	防潮堤無し	海崖	無し	無し	無し	再生していく	津波を被っていない、保存状態良好。
46	千葉	八日市場のハマハナヤスリ群落	1	原正利	防潮堤無し	砂浜、後背湿地	未記入	未記入	未記入	消失	1997年、1998年の調査においてすでにハマハナヤスリは確認されなかった。
47	千葉	九十九里浜北部の砂丘群落	1	原正利	防潮堤無し	砂浜	無し	無し	軽微	再生していく	津波による直接的な影響は小さいと考えられる。
48	千葉	九十九里浜中央北部の砂丘群落	1	原正利	防潮堤無し	砂浜	無し	無し	軽微	再生していく	津波による直接影響は小さいと考えられる。
49	千葉	九十九里浜中央北部の砂丘群落	1	原正利	防潮堤無し	砂浜	無し	無し	軽微	再生していく	津波による直接影響は小さいと考えられる。
50	千葉	九十九里町のハマニンニク群落	1	原正利	防潮堤の陸側	砂浜	無し	無し	軽微	再生していく	津波による直接影響は小さいと考えられる。
51	千葉	長生村一松の砂丘群落	1	原正利	防潮堤無し	砂浜	未記入	未記入	軽微	消失	
52	千葉	一宮川河口の塩湿地群落	1	原正利	防潮堤無し	干潟・塩湿地	未記入	未記入	未記入	未記入	
53	千葉	太東海浜植物群落	1	原正利	防潮堤の陸側	砂浜	無し	無し	軽微	再生していく	津波による直接的な群落の破壊は、ごく軽微で、調査時点(2012年10月)において、群落の状態は、被災以前とほとんど変化していないように思われる。

表 8 (続). 特定植物群落への津波の影響と保護上の課題. 複数のチェックシートがある群落については, 内容をまとめて記載してある. その際, 文末の括弧内の数字はチェックシート数を示す.

No.	県	特定植物群落名	保全上のインパクト	インパクトの具体的状況	保護対策必要性・緊急性	保護対策具体的に	備考
1	青森	尻屋崎のガンコウラン	植林	周囲はクロマツが植林されている. 特定植物群落調査時の大半は植林で失われたと考えられる.	破壊の危惧	クロマツ植林により, ガンコウラン群落は半島東側にわずかに点在するのみである.	
2	青森	猿ヶ森オオウメガサソウ群落	特になし		対策必要なし		今回はヒバ埋没林近くの遊歩道近くで調査した. 防衛庁下北試験場内での調査は行っていない.
3	青森	尾駱沼河口の塩沼地植生	盛土	盛土がすでにされており, 水辺の群落のさらなる消滅が懸念される. 群落はごくわずかに点在するのみである.	対策必要, 破壊の危惧	盛土により, すでに群落はきわめて狭い範囲にしか存在しない. ヒメキンボウゲ個体数も非常に少なく, ヒメキンボウゲの生育環境の保護が必要である.	
4	青森	高瀬川河口の塩沼地植生 (ヒメキンボウゲ群落)	その他	立ち入り.	継続観察が必要		
5	青森	小舟渡平のハマギク	移入種		対策必要なし		
6	青森	小舟渡平の海岸草本群落	特になし		対策必要なし		
7	青森	小舟渡平の塩沼地植物群落	特になし		継続観察が必要, 対策必要なし	八戸地域では現在, この調査地にしか塩沼地植物群落はみられないようであり, 継続観察は必要. 塩沼地までは遊歩道もなく, 観光客の出入りもほぼないため新たな対策は必要ない.	
8	青森	大須賀のミチノクヤマタバコ	移入種, その他	盗掘	継続観察が必要	ミチノクヤマタバコ個体数が少ない.	
9	青森	種差海岸のマルバダケブキ	未記入		未記入		
10	岩手	侍浜のハマハイビャクシン群落	その他	ゆるやかな遷移の進行が部分的におきている.	継続観察が必要	ゆるやかな遷移の進行が部分的におきているため.	
11	岩手	侍浜のアカマツ林	特になし		対策必要なし		
12	岩手	磯鶏のヤブツバキ	未記入		未記入	住宅地が近接しているため, 周辺にヤブツバキがあり, 植栽した個体が逃げ出した可能性も高い.	
13	岩手	太田の浜のエゾオグルマ	特になし	地盤が沈下 (約 40cm) に伴って海浜面積が減少した影響で, 大時化の際にエゾオグルマ生育地の表土の洗掘が顕著になった. 自生地のすぐ背後の主要地方道の整備に伴い, 工事の影響が懸念される.	対策必要	エゾオグルマの生育地が 1 箇所だけになったので, 以前に生育した箇所に再生する方法を考えた. (種子を採取して散布する方法等)	
14	岩手	舟越大島のタブノキ林	特になし		対策必用なし		海鳥の営巣地である. オオミズナギドリの中営巣によって植生にも影響が及んでいる. 特にタブノキが優占する林分では巢の密度が高く, タブノキの更新が阻害されている. 津波は海鳥の営巣にはほとんど影響がなかったようである.
15	岩手	長崎海岸のヤブツバキ-ヒサカキ林	未記入		未記入		
16	岩手	碁石海岸のクロマツ林	未記入		未記入		
17	岩手	高田松原のクロマツ植栽林	未記入		未記入		
18	岩手	青松島のトベラ林	特になし		対策必用なし		
19	宮城	巨釜半島のクロマツ林	特になし		対策必要なし		

植生情報第 18 号 (2014 年 3 月)

20	宮城	大島のアカガシ林	その他	津波後の影響ではないが、民家の近くにあり、伐採による面積縮小が懸念される。	対策必要なし		
21	宮城	御崎神社のタブノキ林	未記入		未記入		
22	宮城	歌津半島のタブ林	特になし		対策必要なし		
23	宮城	歌津半島のクロマツ林	特になし		対策必要なし		
24	宮城	荒島のタブノキ林	特になし		対策必要なし		
25	宮城	神割崎のクロマツ林	特になし		対策必要なし		
26	宮城	八景島の暖地性植物群落	特になし		対策必要なし		
27	宮城	追波川の河辺植生	堤防設置	河川堤防の復旧工事が行われており、作業道や土砂置場の設置によってヨシ群落・ヒメハリイ群落が破壊されることが懸念される。	対策必要	宮城県内の塩生植物群落は各地で大きな影響を受けているため、ヒメハリイ群落やオオクグ群落は貴重であると思われる。	
28	宮城	石巻湾沿岸の海岸林	未記入		未記入		
29	宮城	浜市のハマナス群落	未記入		未記入		
30	宮城	宮戸島のマルバシャリンバイ自生地	未記入	園芸採取	未記入		
31	宮城	清崎のアカマツ林	未記入		未記入		
32	宮城	深川沼のエゾウキヤガラ群落	特になし		対策必要なし		
33	宮城	蒲生の塩生植物群落	未記入		未記入		
34	宮城	仙台湾沿岸の海岸林	盛土、植林、植林、その他	湿地を残さなければ多種の植物は消滅し、帰化植物等が繁茂するおそれが強い。海岸線の再生が行われたり、がれき置場が拡張されれば、調査位置に現存する砂丘植物群落は破壊される可能性がある。	緊急な対応が必要。対策必要。	植物としては特に貴重種はないが、砂浜植物を蜜元とするニッポンハナダカバチ等の生息地となっている。仙台営林署との協議により、林内の一部、裸地状の砂の部分は盛土をせずに残すことになっている。宮城県内の砂丘植物群落や塩生植物群落は各地で大きな影響を受けているため、当群落は貴重であると思われる。	
35	宮城	仙台湾沿岸の砂浜植物群落	堤防設置、移入種、特になし	防潮堤の復旧工事が行われる際に、砂丘植物群落へ影響が及ぶ可能性がある。	対策必要	在来種への影響を避けるため、オオハマガヤを除去する必要がある。宮城県内の砂丘植物群落は各地で大きな影響を受けているため、当群落は貴重であると思われる。	
36	宮城	井土浦の塩生植物群落	堤防設置、植林、その他	堤防上の海岸線の再生や、堤防の復旧工事が行われると、ハマニンニク群落は破壊される。海岸線の再生が行われると、土砂の流入などの影響が懸念される。貞山堀の堤防が修復され、海水の流入量の変化に伴い塩分条件が変化すれば、塩性植物群落に影響を受ける恐れがある。海岸線の再生が行われると、土砂の流入などの影響が懸念される。貞山堀の堤防が修復され、海水の流入量の変化に伴い塩分条件が変化すれば、塩生植物群落に影響を受ける恐れがある。名取川の岸に近いため増水などの攪乱の影響を受けやすく、立地そのものが変化する可能性がある。	対策必要 (3)、対策必要無し (1)	宮城県内の砂丘植物群落は各地で大きな影響を受けているため、当群落は貴重であると思われる。ハマニンニク群落は偶発的に生じたものと考えられる。	
37	宮城	磯の水神沼・沼沢植物群落	未記入		未記入		
38	宮城	福島県境海浜のクロマツ・ハイネズ群落	未記入		未記入		

植生情報第 18 号 (2014 年 3 月)

39	福島	海老浜のマルバシャリンバイ 自生地			未記入		
40	福島	波立海岸の樹叢	特になし		対策必要なし		
41	福島	小浜のコシダ・ウラジロ群落	特になし		対策必要なし		
42	茨城	平潟海岸崖の植生	特になし		対策必要なし		
43	茨城	ハマギク南限地			未記入		
44	茨城	東海村の海岸植生			未記入		
45	千葉	犬若海岸崖地植生	移入種	ウチワサボテンが一部に植えられている。	継続観察が必要		
46	千葉	八日市場のハマハナヤスリ群落	未記入		未記入		
47	千葉	九十九里浜北部の砂丘群落	特になし	津波被災以前に、後背地のクロマツ植林保護のため、砂を盛り上げる堆砂堤が作られて砂浜の地形は大きく変化している。また、調査地の北側は侵食防止の突堤および堤防の工事が被災前からなされていた。さらに調査地のすぐ北側の砂浜は津波によって、えぐられ復旧工事によってコンクリート製の堤防が築かれつつある。	継続観察が必要		津波前の立地：侵食防止のための突堤が作られている。
48	千葉	九十九里浜中央北部の砂丘群落	特になし	砂浜に四輪車の轍のあとがある。砂丘は断片化して小山状になっている。後背地は枯れたクロマツ植林。	継続観察が必要		
49	千葉	九十九里浜中央北部の砂丘群落	移入種	津波以前から、風や波によって砂丘の形は変化している。クロマツ植林の海側前面には堆砂堤が作られている。キミガヨランが侵入している。	継続観察が必要		
50	千葉	九十九里町のハマニンニク群落	堤防設置、 その他	津波以前の後方へのクロマツ植林、および汀線近くに作られたコンクリート護岸により、津波以前から、指定地の立地環境が変化している。	継続観察が必要		津波前の立地：防潮堤は低いものである。
51	千葉	長生村一松の砂丘群落	未記入		未記入		津波前の立地：突堤と堤防がある。
52	千葉	一宮川河口の塩湿地群落	未記入		未記入		
53	千葉	太東海浜植物群落	その他	文化庁の報告書では、群落全面にあった碎石が群落内運ばれたことによる生育障害、および石碑や立ち入り防止柵の一部やが倒壊したことにより、人の群落内への立ち入りが増加することが懸念されている。いすみ市教育委員会により、手作業による碎石の撤去や石碑の復旧はなされている。	継続観察が必要	倒壊した立ち入り防止柵の復旧が必要。	津波前の立地：防潮堤と群落の間は埋め立てられて、碎石を敷いた道路となっている。

上, 今回の津波のような大規模地表かく乱はむしろ欠かせない出来ごとなのかもしれない。

本調査を実施した 2012 年の初夏～秋の時点では, 各地における復興工事はまだ十分に本格化しておらず, 復興工事が植物群落に及ぼす負の影響については, 残念ながら, 本調査では十分に把握されていない。実際には, 例えば仙台平野ではその後, 巨大防潮堤の建設工事や盛り土を伴う海岸林の復旧工事などが急速に進み, 景観が一変するほどの大きな変化が進行した。また, 復元した後背湿地も復旧道路, 農地復旧, 残土置き場設置, ガレキ処理施設の設置等により消失しつつある。津波によっては大きな変化を受けなかった貴重な海岸植生が, 人為的な工事により劣化, 消失してしまうのは, 自然保護上, 本来, 避けるべき事態である。今後, 残された植生の保全や, 失われた植生の再生に向けて植生学的な知見を役立て行く必用がある。また, 移入種の侵入, 繁茂による植生の劣化についても危惧されており, 今後の取り組みが重要である。

また, 今回の調査によって得られた植生調査データや現地の写真は, 本報告では全く紹介することが出来なかった。これらは, 今後のモニタリング資料としても極

めて貴重であり, 今後, 公開できるようにしていく予定である。

本調査の実施にあたり表 1 に掲げた調査者の方ももちろん, それ以外の多くの方々に大変にお世話になりました。これらの全ての方々に深く感謝いたします。

引用文献

- 佐々木寧・田中規夫 2011. 東北地方太平洋沖地震と津波災害が海岸林や植生へ与えた影響～リアス海岸(宮城県・岩手県)における被害状況調査～. 埼玉大学紀要工学部 (45): 66-73.
- 日本自然保護協会・世界自然保護基金日本委員会 1996. 植物群落レッドデータ・ブック. 我が国における保護上重要な植物種および植物群落研究委員会植物群落分会編. アボック社. 鎌倉.
- 日本自然保護協会 2008. 植物群落からみた海岸白書. 市民参加の海岸植物群落調査全国調査結果報告書 2004-2007.
- 環境庁 1996. 第 4 回自然環境基礎調査植生調査報告書(全国版) 環境庁自然保護局.

付図 1. 植生学会津波影響調査票.

No. _____ (事務局記入) 植生学会津波影響調査票 (表) 調査番号 _____

群落名 _____

調査者 _____

連絡先 _____

現地調査 201 年 月 日

_____ 県 _____ 市町村 _____

GPS: N ° / ' " E ° / ' " "

特定 群落 ROB 天然 その他

全国 県 市町村

1 津波前の立地 防潮堤の陸側 防潮堤の海側 防潮堤なし
 砂浜 磯浜 海崖 干潟・塩湿地 後背湿地 河辺 斜面下部 上部 その他

2 津波による立地の変化
 沈水して消失 湿地化 面積縮小 表土流亡 堆砂 岩盤露出 その他 無し

3 津波後の人為的な立地改変
 裸地化 アスファルト化 盛土 土留め 仮設堤防 植林 その他 無し

4 群落の現状 消失 なぎ倒し 塩害 移入種繁茂 その他の劣化 影響無し・軽微

階層	高さ m	植被率 %	優占種・被度等
T1			
T2			
S			
H			

注目すべき希少種、移入種、その他 (自由記載)

写真 <input type="checkbox"/>
No. _____
植生調査票 <input type="checkbox"/>
No. _____
公開不可 <input type="checkbox"/>

植生学会 津波影響調査票 (裏)

5 被災前群落名 _____

6 被災前の法的規制等 _____

7 被災前の状況・データの有無 文献 写真 No. _____ 未公開データ その他
 文献名その他 (自由記載) _____

8 対象群落の再生予測 消失 再生していく 他の群落に変化
 予測の理由、再生に要する期間、その他 (自由記載) _____

9 保全上、懸念される群落へのインパクト
 移入種 道路整備 盛土 堤防設置 植林 その他 特になし
 具体的に _____

10 新たな保護対策の必要性・緊急性
 緊急な対策が必要 対策必要 破壊の危惧 継続観察が必要 対策必要なし
 具体的に _____

11 備考 _____

付図 2. 植生学会津波影響調査票記入マニュアル.

<p>2011. 2. 10 版</p> <p style="text-align: center;">植生学会津波影響調査票記入マニュアル</p> <p>全体として表面と裏面に分かれていますが、表面には現地調査時点での群落の状況を、裏面には過去の調査や指定の状況、将来の予測等を記入するようになっております。位置の危線はなるべく GPS によることとし、原則として、デジタル写真による記録をお願いします。</p> <p style="text-align: center;">表面</p> <p>調査番号 調査者ごとに、調査者がわかるコード（例えば姓）と通し番号をつけて下さい。例：原 001。この番号は写真ファイルとの関係を整理するなど（後述）、調査者がデータを整理するために用いる番号です。全体の整理番号（用紙左上）は、整理集計時に事務局でこれと別記に記入しますので、記入しないでください。ほぼ同一の地点で複数の群落を記載する場合（例えばコウボウムギ群落とトベラ群落）、番号は別番号として下さい。</p> <p>群落名 現地調査時に調査地と優占種がわかるような名称をつけて下さい。例：浮島のタブノキ林。特定植物群落や群落 RDB、天然記念物に指定されている場合、現地調査時点で、その名称が正確に解れば、その名称を記入して頂くのがベストですが、それらが無い場合や現地ですぐにわからぬ場合は、記入者が任意につけて下さい。また、指定を受けている場合でも、津波の影響で優占種が全く変化してしまっている場合もあると思います。その場合、調査時点の優占種名を記入して下さい。指定がある場合の正確な名称は裏面の項目 5 に書かれています。</p> <p>調査者 調査者氏名を記入して下さい。複数の場合は連記して下さい。</p> <p>連絡先 調査者の所属、住所、メールアドレスなど、連絡先を記入して下さい。記入は、調査者ごとの最初の調査票のみで結構です。2 枚目以降は省略して頂いて結構です。</p> <p>現地調査 現地調査の年月日を記入して下さい。</p> <p>調査場所 調査地の県と市町村名、字名等を記入して下さい。</p>	<p>GPS GPS により調査地の緯度・経度を記入して下さい。今回の調査では位置の特定はなるべく、なるべく GPS により行いたいと思います。GPS が無い場合は、後述の“調査群落の範囲と周辺の状況”欄を利用して、後日、位置を特定できるように記入して下さい（必要と判断される場合は地図のコピー等を別紙でつけて下さい）。</p> <p>特定植物群落その他 チャック項目の意味は、以下のとおりです。“特定”、特定植物群落；“群落 RDB”、RDB 掲載群落；“天然”、天然記念物；“その他”、自然環境保全地域や遺伝子資源保存林などその他の指定。1 段下の“全国・県・市町村”の欄はどのレベルの指定なのかチェックして下さい。</p> <p>調査群落の範囲と周辺の状況 調査群落を含む周辺の平面図や地形プロフィール、群落の広がりなどを記入して下さい。特に GPS データが無い場合は、整理集計時に位置が特定できるよう周辺の地名等を記入して下さい。スペースが限られているので可能な範囲で結構です。</p> <p>1 津波前の立地 防備堤の有無と調査群落の位置関係、および立地区分について該当するものをチェックして下さい。“斜面の下部”は、海崖と異なり直後、海に接しない斜面の下部を示します。チェックボックスの下の空欄には、その他にチェックした場合の説明等を記入して下さい。</p> <p>2 津波による立地の変化 該当するボックスにチェックして下さい（複数チェック可）。各項目の定義は以下のとおりです。沈水して消失、立地自体が水面下に完全に没し消失した；過剰化、地下水位の上昇によって湿地になった；面積縮小、文字通り立地の広がりが縮小した；表土流亡、後背地など比較的、平坦な地表面の表土が流されて無くなった；堆砂、表土流亡とは逆に表面に砂礫が堆積した；岩盤露出、崖の表面が津波の激突によって露出され、フレスコな岩盤が露出した。チェックボックスの下の空欄には、その他にチェックした場合の説明や、判断に迷った場合の状況等を記入して下さい。</p> <p>3 津波後の人為的な立地改変 該当するボックスにチェックして下さい（複数チェック可）。</p> <p>4 群落の現状 最上部のボックスに群落を受けた影響をチェックし、それ以下の部分に群落の現状を、階層を分けて記入して下さい。注目すべき希少種、移入種等についても最下段に記入して下さい。保護上、希少種等の情報を公開しないほうがよいと判断される場合は、ボックスにチェックして下さい。デジタル写真は、調査地ごとにフォルダに入れて管理することを考えています。そのフォルダ名を記入して下さい。写真はクラウドを利用した共通サーバーへアップロードしておくか、CD や DVD に書き込んで提出して頂くことを考えています。</p>
---	---

す。植物社会学的な植生調査を行った場合には、植生調査票のボックスをチェックし、植生調査票を別表として添付してください。

裏面

5 被災前群落名

特定植物群落など、被災前に植生が調査されている場合にその名称を記入して下さい。被災前の記録が無い場合は、“無し”と記入して下さい。

6 被災前の法的規制等

被災前に、特定植物群落、天然記念物、自然環境保全地域などなんらかの指定がある場合、その名称を記入して下さい。

7 被災前の状況・データの有無

被災以前の記録（文献、写真、未公開のデータ等）がある場合、ボックスをチェックし、その内容を記載して下さい。

8 対象群落の再生予測

予測のボックスをチェックし、その理由、再生に要する時間その他の予測を記載して下さい。

9 保全上、懸念される群落へのインパクト

対象群落の保全上、懸念されるインパクトについて可能な範囲で記載して下さい。

10 新たな保護対策の必要性・緊急性

新たな保護対策の必要性や緊急性について、わかる範囲で記入して下さい。

11 備考

上記の項目に記載できなかった内容について何でも記載して下さい。

特集：東日本大震災復興プロジェクト報告

青森県の海岸植生に対する津波の影響

吉川正人・鮎川恵理

東京農工大学大学院農学府・八戸工業大学工学部

2012 年 8 月 8 日から 10 日にかけて、青森県内の特定植物群落のうち、太平洋側の海岸近くに位置するものについて、津波による影響の調査を行った。また、特定植物群落以外の場所についても、津波被災後の植生の変化について観察したので、その結果を報告する。

特定植物群落への影響

31 ページの表 8 に示す 9ヶ所の特定植物群落について調査を行った。青森県内では、海岸植生に対する津波の影響は軽微で、破壊的な影響を受けた特定植物群落はなかった。

調査地点のうち、尻屋崎のガンコウラン群落は海面からの高さが十分にあるため、また、佛沼干拓地のツルコケモモ群落は海岸から 1 km 以上離れているため、津波による冠水はなく、影響は受けていなかった。猿ヶ森のオオウメガサソウ群落は、防衛省下北試験場の敷地内にあるが、試験場内への立ち入りはできないため調査は行っておらず、群落の主要部の変化については不明である。しかし、隣接するヒバ埋没林遊歩道の付近でオオウメガサソウの生育が確認できた。これらの群落では、津波の影響よりも、クロマツの植林や、管理放棄による遷移の進行といった人為的な要因による群落の衰退が懸念された。

下北半島の南東部には、小川原湖をはじめとするいくつかの海跡湖がみられる。これらのうち、現在でも海と接続している尾駮沼^{おぶち}や鷹架沼^{たかほこ}などでは、湖岸に塩生湿地の植物群落がよく発達する。尾駮沼では、シバナやヒライが優占し、ウミミドリやヒメキンポウゲ（ツルヒキノカサ、環境省レッドリストで絶滅危惧Ⅱ類）を交える群落（ウミミドリ・ツルヒキノカサ群集）が特定植物群落に指定されている。尾駮沼は長さ 2 km ほどの水路で海とつながっているため、津波発生時には水位が上昇して

冠水したと考えられる。しかし、湖岸近くに新しい砂が薄く堆積している程度で、明らかな津波の痕跡は認められなかった。尾駮沼の南に位置する鷹架沼でも同様であった。尾駮沼、鷹架沼とも河口には港湾施設があるため、その周囲の防波堤の効果で波の逆流の勢いが弱かったためかもしれない。

小川原湖につながる高瀬川の河口付近にも、ヒメキンポウゲを含む塩沼地植生が発達する。群落の中心部分では大きな影響は認められなかったが、一部で湖岸の浸食、群落内への堆砂といった軽微な影響が認められた。特に船着き場のような人工的に掘削した場所の周囲で、湖岸が削られてシバナの根茎が露出しているのが観察された（写真 1）。また、水際のシバナやヒライが優占する群落の中に、新しい砂が 5 cm ほど堆積していた。堆砂がみられる場所には、より乾燥した立地に生育するハマニクが侵入しており（写真 2）、部分的ではあるが、塩生湿地の群落から乾生群落への変化が生じた可能性がある。また、この付近では冠水を受けたスギの人工林が枯死しているのがみられた。

八戸市の鮫海岸周辺では自然性の高い岩礁海岸が残っており、「小舟渡平のハマギク」、「小舟渡平の海岸草本群落」、「小舟渡平の塩沼地植物群落」、「大須賀のミチノクヤマタバコ」といった特定植物群落が集中している。ハマギクは海岸の岩塊上に、ミチノクヤマタバコは緩斜面の風衝草原に生育している。また、この付近の海岸には、岩の間に潮だまり状の停滞水域がいくつかみられる。こうした停滞水域の周囲は小規模な塩生湿地となり、シバナ、ウミミドリ、エゾツルキンバイなどのほか、オオクグ、ヤラメスゲ、アイアシなど大型の塩沼地生植物も生育していた。八戸市で観測された津波高は約 6 m であり、これらの群落は冠水した可能性が高いが、特に攪乱を受けた様子はみられなかった。

特定植物群落以外への影響

青森県内の海岸植生への全般的な影響としては、①海岸に面した斜面下部の浸食、②砂丘上のクロマツ海岸林の枯損および林内への堆砂があげられる。

尻屋崎の海崖では、礫浜と接する斜面の下部が高さ 30cm 程度までが浸食されており、津波によって流失したと推定された (写真 3)。また、八戸市の種差海岸や金浜でも、斜面下部の浸食が観察された。種差海岸では、かつて馬の放牧が行われていたシバ草原が広がる海岸段丘の平地が海に接しているが、その末端部が浸食された部分では、砂の堆積層と黒ボク土が数 cm ずつ互層を成しているのが観察された (写真 4)。過去にも津波などによる砂の堆積と、草原の発達による黒ボク土の形成が繰り返し起こってきたことを示している。しかし、浸食を受けた場所の直下では、シバナ、ウミミドリ、ヒメキンポウゲなどからなる小規模な塩生湿地の群落も形成されていることも多く、必ずしも海浜植生に破壊的な影響をもたらしたわけではない。また、鮫海岸や種差海岸の礫浜では、分布南限に近いエゾオグルマの開花個体もみられた。

三沢市から八戸市の砂浜では、砂丘上に植林されたクロマツ海岸林の枯損が目立っていた。八戸市の大須賀海岸では、津波による冠水で多くのクロマツが枯死した (写真 5)。その後、津波前から計画されていた景観維持のためのクロマツの大規模間伐と同時に、津波の影響を受けて枯死したクロマツの除去が行われていた。ここでは砂丘がよく発達しているが、津波によって砂丘の後背側へ砂が流入し、クロマツ林内に堆積している。また、津波前には砂丘の後背湿地に松林沼 (通称) と呼ばれる開放水域があったが、これは堆砂によって完全に埋没していた。砂が堆積し、間伐が行われて明るくなったクロマツ林の林床では、ドクウツギ、ヒョウタンボクなどの低木が成長し、海岸側の林縁にはハマナスが旺盛に成長していた。これらは堆砂に対して強い抵抗性をもっていると考えられた。

これに続く砂丘上では、ハマヒルガオ、ウンラン、シロヨモギなどの海浜植物がよく再生していたが、それに混じってアレチマツヨイグサの増加が目立っていた (写

真 6)。また、陸地からの表流水が停滞して干潟状になった場所の周囲には、オカヒジキなどとともに外来種のオニハマダイコンが大きな群落を形成していた。このように、津波による堆砂は、在来の海浜植物群落の再生を促した一方で、砂浜海岸での外来植物の分布拡大の契機となった可能性もある。



図 1 調査地点の位置



写真 1 シバナが生育する塩沼地植生と浸食された湖岸。(尾駮沼, 2012.8.8)



写真 2 砂が堆積した場所に侵入したハマニンニク。右下の黒い部分は元の塩沼地の土壌。(尾駁沼, 2012.8.8)



写真 5 津波後の砂丘と枯死したクロマツ(右奥)。その後、枯死したクロマツは伐採された。(大須賀海岸, 2011.6.20)



写真 3 海崖斜面下部の浸食。(尻屋崎, 2012.8.9)



写真 6 シロヨモギ, ハマニンニクなどとともにクロマツ林内に生育するアレチマツヨイグサ。(2013.7.29, 大須賀海岸)



写真 4 浸食された断面にみられる砂と黒ボク土の互層。(種差海岸, 2013.7.27)

特集：東日本大震災復興プロジェクト報告

東日本大震災による津波が岩手県の海岸植生に与えた影響
およびその後の植生再生と保全状況について

島田直明

岩手県立大学総合政策学部

はじめに

2011 年の東日本大震災から 3 年経とうとしている岩手県では、がれきの撤去が終わり、かさ上げや防潮堤の工事が本格的に始まり、沿岸では土砂を積んだ他県ナンバーのトラックがたくさん走っているという状況である。

ここでは震災から 3 年経ち、岩手県の海岸植生への震災の影響や再生状況、保全すべき場所などを示していきたい。ただし、岩手県の海岸線は広大な割に、観察をしている人は少ないため、雑駁になってしまうことをお詫し願いたい。

岩手県の海岸部の概況と津波被害

岩手県は 180km と非常に長い海岸線を有している。岩手県の海岸のほぼ中央部に当たる宮古市を境に地形が大きく異なっている。宮古市以北では海食崖と段丘面からなる海成段丘が発達しており、宮古市以南はリアス海岸になっている。いずれも急峻な地形をとっているため、砂浜は河口や湾の奥に小規模なものがみられる程度である。岩手県の海岸線は市街地付近の海岸を除き、ほぼ三陸復興国立公園に含まれている。

岩手県の自然海岸率は 77.0% であり、島根県 (77.2%) に次いで全国 2 位である。自然海岸率の内訳は、砂浜海岸が 10.6%、磯浜海岸が 6.1%、海食崖などが 60.4% とほとんどが急傾斜地である (環境庁 1998)。そのため開発されず、高い自然海岸率を保っていると考えられる。

このように岩手県の沿岸部は急峻な地形をしており、平坦地が少ない。河口や湾奥にある砂浜の後背地に市街地が形成され、津波を防ぐために防潮堤や防潮林などが

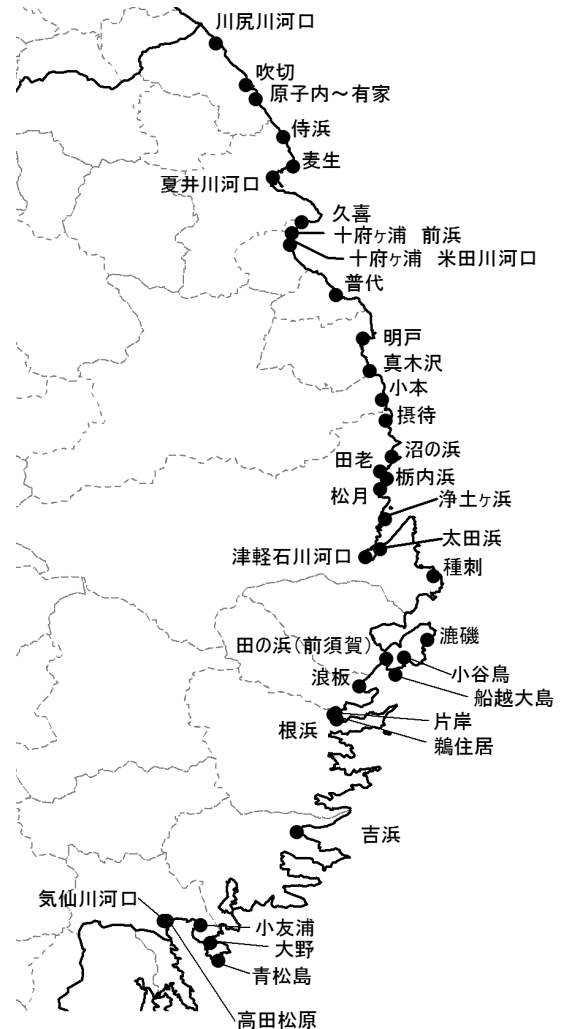


図 1 位置図

砂浜部分に建設されることが多かった。また近年では港湾施設へと変更され、砂浜が減少してきていた。

これまで岩手県沿岸域において植物相や植生調査を調べたものは少ない。植物相においては、岩手県全体として岩手県植物誌 (岩手植物の会 1970) があり、ほかに

宮古市 (宮古市 1980), 大船渡市三陸町 (三陸町史編集委員 1990), 大船渡市 (大船渡市教育委員会 1998) などが著されている。植生調査としては, 自然環境保全調査 (岩手県自然環境保全調査会 1973, 岩手県 1979) や特定植物群落の報告書 (環境庁 1980, 1988) の一部に沿岸域調査が含まれており, ほかに海岸植物の総説について吉田・鈴木 (1986), 吉田 (1993) などがみられる程度である。

このようなところに 2011 年 3 月 11 日に東日本大震災の津波が襲ってきた。以下は, 海浜, 海崖, 塩性湿地, 後背地に区分し, 植物相や植生について津波による影響について概略を説明する。

なお, 絶滅危惧種については, 全国のものは環境省生物多様性センター絶滅危惧種情報のサイト (http://www.biodic.go.jp/rdb/rdb_f.html) を, 岩手県のは岩手県自然保護課のサイト (<http://www.pref.iwate.jp/view.rbz?nd=3239&of=1&ik=1&pnp=50&pnp=3232&pnp=3239&cd=44567>) を参照した。

1) 海浜

東日本大震災によって岩手県の海岸は, 南部ほど大きく沈降した (国土地理院の東北地方太平洋沖地震に伴う地盤変動量 (上下方向) (http://vldb.gsi.go.jp/sokuchi/www_kido/index.html, 2014.1 参照)。陸前高田市から大槌町までは 60~70cm と大きな沈降であった。津波および沈降によって, 砂浜や防潮林が水中に没してしまう場所も散見された。特に陸前高田市の高田松原や釜石市の根浜海岸では, 震災前には 1~2 km あった砂嘴がほとんど消失した。また, 大船渡市吉浜海岸では, 以前砂浜であったところは海中に没し, 防潮林が成立していたところの林分は消失し, 砂浜へと変化していた。県南部では砂浜面積が 5 割ほど減少した海岸が多かった (島田 2013)。一方, 県北部では大きく面積を減らした砂浜は少なく, ほとんどが 2 割以下であった (島田 2013)。

砂浜の植物相への影響は, 県南部のように生育環境である砂浜が減少した場所では大きかった。特に高田松原や根浜, 吉浜などは生育環境が大きく失われ, ほとんど植物が確認できなかった。また, 宮古市太田浜のエゾオ

グルマ (岩手県レッドリスト, 以下岩手県 RL と略す: A ランク, 太平洋側南限自生地) の生育地では, 津波による土砂の減少や地盤沈下によって生育環境である砂浜幅が減少し, さらに 2011 年 9 月の台風によって土砂の洗掘が進み, 個体数が大きく減少することになった (島田 2012, 大上 2012, 小山田ほか 2012)。県北部においては久慈市夏井川河口や野田村十府ヶ浦米田川河口では, 生育していたハマナスの上部は枯死していたものの, 根元から萌芽再生していた。海浜性植物は被度や個体数を減少させていたものの, 多くが残存していた。

砂浜の後背地に成立していた防潮林も大きな被害を受けた。岩手県有の防潮林 24 か所の調査結果によれば, 被害を受けたものは 23 か所であり (被害のなかった 1 か所は防潮堤の内陸側にあり, 津波が防潮堤を越えなかった), 被害率は 88.5% におよぶとされている (森と緑の研究所 2012)。ほとんどの防潮林で 80% 以上の被害率であり, 50% 以下の被害率である防潮林は 3 か所である (森と緑の研究所 2012)。釜石市根浜, 大船渡市吉浜にある防潮林は, 標高が 10m 程度と高い位置に成立しており, 津波の遡上を受けたものの, 一部残存している林分がみられる。また, 宮古市田老, 大槌町浪板などの防潮林も一部残存していた。前後の人工物 (防潮堤や道路など) や, 海との向きなどによって津波の力を和らげることができたのかも知れない。

2) 海崖

岩手県の海岸の約 60% が崖であり, 多くの海崖において, 津波の遡上を受けた。岩手県の津波遡上高は普代村から宮古市田老にかけては, 20m を超えるところが多く, 今回の津波において津波遡上高がもっとも高かった地域である (東北地方太平洋沖地震津波合同調査グループ 2011, 原口・岩松 2011)。洋野町では 10m 以下であったところが多かったが, その他の地域は 10~20m 程度と比較的遡上高が大きい地域であり (東北地方太平洋沖地震津波合同調査グループ 2011, 原口・岩松 2011), 今回の震災において高い津波が押し寄せてきた地域であるといえる。

津波を受けた海崖であったが, 植物相への影響としては, 樹木が枯死するなどの影響があったものの, スカシ

ユリなどの崖上に生育する種に大きな影響はみられなかった (原 2012, 大上 2012)。山田町の船越大島や陸前高田市の青松島では、一部で土壌流出があり、塩害によって樹木の枯死がみられたが、長期的には植生回復すると思われる (鈴木私信)。久慈市侍浜や宮古市浄土ヶ浜においても同様であった。海崖は常に強風や強い波浪などの影響を受けており、津波でも影響が少ないこと、また土壌を流し去り、岩盤を露出させることで、海崖を生育地とする種にとっては新たな生育環境を創出している可能性がある (原 2012)。

3) 塩湿地

岩手県沿岸には大きな河川が流下していないことや、河口域の開発が進んでいることもあり、河口に成立する塩性湿地はほとんど認められず、岩手県 (1979) においても、植生調査されていない。岩手県内で塩性湿地としては宮古市津軽石川河口が挙げられる程度である。この場所は、津波前後で大きく面積を減少しているということのみはみられなかった。この塩性湿地ではマルミノシバナ (国 RL: 準絶滅危惧, 岩手県 RL: A ランク)、ウミミドリ (岩手県 RL: A ランク) といった塩性湿地を生育地とする種が確認されている。

また、陸前高田市気仙川河口には津波後、壊れた水門や防潮堤の周囲に塩性湿地が形成されたが、工事で消失する可能性が高い (鈴木私信)。

4) 後背地

海岸の後背地では、県南部の市街地を中心に大きな被害があった。陸前高田市、大船渡市、大槌町、山田町、宮古市田老などは、人家の倒壊が著しかったのは、ご存知のとおりである。住宅商用地跡地など津波で植生がほぼ完全に消失した場所において 2012 年に行われた植物相調査では帰化率および 1・2 年草の種数が占める割合が 30% を超え、50% を超える場所もみられた (鈴木 2013)。

また、河川沿いに津波が侵入し、津軽石川および摂待川の河口近くのオニグルミ林やサワグルミ林などにも影響を与えた。いずれの場所においても、これらの森林は大きく減少している。

津波後の植生や植物相の再生状況

1) 津波前後の海浜植生の比較

津波前後の青森県南部から岩手県の 4 か所の砂浜の植生調査資料を比較したところ被害程度の大きかったところでは、海浜性種が減少し、シロツメクサやヨモギといった道ばたにみられる非海浜性種が増加した (Hayasaka et. al 2012)。非海浜性種は、被害の程度によらず、どの調査地点においても侵入し、被害程度に応じて頻度が多くなる傾向があるということがわかった (Hayasaka et. al 2012)。このような傾向は津波による攪乱によってもたらされていると考えられる。

2) 砂浜の回復と植物相の再生

岩手県南部を中心に砂浜の面積や幅が大きく減少していたが、回復しつつある海岸もある。大船渡市吉浜では 2011 年に設置された高さ 1 m 程度の仮堤防が、2013 年 3 月には砂で埋まってしまうほど、砂の供給を受けていたり、釜石市根浜では 2012 年から 2013 年にかけて砂浜の幅が 5 m から 10~20m へと増加していることが観察された。これらの場所で、植物は多くはないものの、ツルナ (岩手県 RL: D ランク) やコウボウシバなどが再生している。一方で、陸前高田市大野のように、砂浜の回復が確認できない地点もある。

また、釜石市鶴住居川河口 (根浜海岸) では、もともとあった砂嘴は消失したものの、その内陸側の元河川堤防に沿うように砂嘴の砂由来と考えられる砂浜が新たに出現した。2013 年 9 月には幅 60m の砂浜が回復していた。この砂浜にはコウボウムギ、ハマニガナ、ハマヒルガオ、ハマベンケイソウ (岩手県 RL: D ランク) など約 10 種の海浜性種が出現した。この場所は数 100m と近いところに植物相が豊かな砂浜が存在しており、そこからの種子の供給を受けている可能性や、もともとの砂に種子が含まれていた可能性が考えられる。このように震災後大きく砂浜が移動した場所は岩手県では確認できず、砂浜植生の回復を直接観察することができる貴重な場所であるといえる。この砂浜に接するように防潮堤の計画があるが、建設にあたっては、砂浜の開発や人為的な攪乱に留意し、保全していく必要がある。

3) ミズアオイの再生

津波後の耕作地跡でミズアオイ (国 RL: 準絶滅危惧, 岩手県 RL: A ランク) がみられる事例が被災地で広く確認された (永幡 2012)。もともと生育が確認されていなかった地点が多く, 津波の攪乱によって埋土種子から出現したと考えられる。岩手県内でも大槌駅前や釜石市鵜住居川沿い, 陸前高田市の水田跡や小友浦などで確認されている。

震災前には釜石市鵜住居川河口にミズアオイの群生地があり, 地元の方が保全活動を行っていた。当地は津波によって土砂の堆積や地盤沈下によって消失した。しかし, 群生地であったところを掘削, 採取した以前の表層土壌を蒔きだししたところから発芽した。ここで得られた個体群に加え, 付近で得られた個体群を, 現在はピオトープによって維持している。いずれは, 以前の群生地付近で復元させることを目指して活動を行っている。また, ピオトープへの移植活動を近くの小中学生に参加してもらう環境教育活動も行っている。詳細は活動 HP (<http://p-www.iwate-pu.ac.jp/~hiratsuk/mizuaoi/>) を参照されたい。このように地域で保全活動が行われ, 維持される個体群は少ない。確認されている地点でも復旧工事などの進行に伴い, 再び消失することが多い。ミズアオイが出現したということは, その場所の過去の土地利用であったり, 津波による攪乱があったことを将来に遺すための『植物界の震災遺構』であるともいえるため (平塚 印刷中), 地域の中で保全されることが望まれる。

復興工事の進捗と植生・植物相保全状況

岩手県においては, 2013 年度は防潮堤などの工事が本格的に始まった年であった。そのため, 植生や植物相への影響が顕在化するの, これからであると考えられる。これまで防潮堤などの工事などが始まったところや, 工事予定があるところを中心に, 表 1 に工事による影響などを整理し, 以下に特徴的な場所を取り上げる。

1) 十府ヶ浦

野田村にある十府ヶ浦は, 全長約 1.8km (米田川河口を含めると 2.2km) と岩手県の海岸としては非常に長い海岸線を有している。三陸復興国立公園の第 3 種特



図 2 十府ヶ浦前浜地区の海浜性種残存パッチ 手前の枠が防潮堤の予定位置 (2013 年 6 月撮影)

別地域に該当している。海岸線には高さ 10~12m の防潮堤が約 1.4km 整備され, その後背地に 1 km 以上にわたって防潮林がみられた。津波の際には, 高さ 10m の防潮堤約 800m が消失し, 防潮林もほぼ消失した。防潮堤の後背地にあった住宅地への被害も甚大であった。この被害を受け, 防潮堤の高さを 14m とし, 宇部川河口域へ約 500m の防潮堤延伸と水門の建設が進められている。

十府ヶ浦の海岸において, 海浜性種が豊富に認められる場所は, 野田港に近い宇部川河口の前浜地区 140m および米田川河口域 180m 程度である。このうち, 前浜地区ではハマハタザオ (岩手県 RL: B ランク) やハマボウフウ (岩手県 RL: B ランク) など岩手県レッドリスト掲載種などが確認された (図 2)。この場所が防潮堤延伸工事において, 防潮堤の陸側になることになり 2013 年 12 月現在では基礎の土盛り工事中である。工事中, この海浜性残存パッチは立入禁止区域に指定され, ある程度保護されているようだ。しかし, 防潮堤完成後は, これまであった強風や波浪などによる攪乱がなくなり, 遷移が進みやすい状況になることや, 工事による攪乱によって外来植物の侵入などが進むことが考えられる。モニタリングを行いながら, 場合によっては除草などの管理が必要になると考えられる。

2) 小谷島

山田町船越半島にある小谷島地区では, 水田や畑地で

表 1 復興工事によって影響がおよぶ海岸一覧

海岸名	市町村	位置	状況
十府ヶ浦前浜	野田村	N40°6'52" E141°49'43"	海浜性種が比較的多い砂浜が残存している。防潮堤工事で、海浜植生の残存パッチが防潮堤の裏側になるため、かく乱頻度が低くなることに伴う遷移の進行が懸念される。
小本	岩泉町	N39°50'45" E141°58'28"	2012 年小本港湾の復旧工事によって海岸植物（ナミキソウ、ハマエンドウ等）群生地が大きなダメージを受けた。今後、シロバナシナガワハギやムシトリナデシコなどの帰化植物がさらに目立つものと予測される。一部海～陸の連続性があり、海浜性種も比較的多いので、保全していくことが望ましい。
摂待	宮古市	N39°48'44" E141°58'50"	津波前から開発が進んでいるため海岸部は帰化植物が目立つ。津波後も、漁港や河川の災害復旧工事及び農地の造成工事で大規模に攪乱されており、津波前のような畦畔林の再生は極めて難しい状況である。
沼の浜	宮古市	N39°45'14" E141°59'25"	砂浜から二次草地や岩場までの連続性がとてもよく残されているが、以前の車道の復旧工事がされると連続性が保たれない。事業者（岩手県）によると「海浜植物の生育密度が特に高い箇所について、工事は原型復旧する道路敷内に限定し、道路敷の範囲外は重機の立入りを禁止し、地形地物を攪乱しないよう施工する」とされるが、一部は道路の復旧せずに、サンクチュアリとして保全できないか。
田老	宮古市 田老	N39°43'46" E141°58'17"	津波前より防潮堤断面がさらに大きくなり、水門も再設置されることから、海岸部はほとんどコンクリート構造物で覆われ後背地と完全に遮断されるため、海～陸の連続性が無くなる。現在の水門より前面へはなるべく工事など行わないことが望まれる。
津軽石川河口	宮古市	N39°35'29" E141°56'52"	広い砂浜と干潟があり、多くの海浜性種が存在している。津波前より防潮堤断面がさらに大きくなるため、干潟の大部分が攪乱される状況にある。塩性湿地に生育する植物は大きなダメージを受けることが予測される。
太田浜	宮古市	N39°36'14" E141°58'16"	エゾオグルマの太平洋側南限地。道路の改良工事と地盤沈下（直近の漁港で約 50cm 沈下）にともなう波浪による洗掘や流出の脅威である。
小谷鳥	山田町	N39°25'43" E142°0'35"	津波前、大半が休耕地だった後背地に良好な湿原に復した。全面的に農地へと復旧するために大規模に盛土（約 1m 厚）する計画となっている。この盛土によって埋まってしまうヤナギトラノオなどの希少種を移植して 1 箇所にとめたが、生育環境が変わるので将来的に消滅しないか不安が残る。
田の浜 (前須賀)	山田町	N39°25'35" E141°58'53"	エゾノコウボウムギの南限地。比較的多くの海浜性種がみられる。復旧する防潮堤の断面は基礎幅が 50m 以上になるため、工事によって砂浜とともにエゾノコウボウムギも消滅する状況にある。
鵜住居	釜石市	N39°20'12" E141°53'48"	鵜住居川河口に砂浜および植生が復元したが、その後背地が防潮堤となる予定である。防潮堤工事の際、砂浜の人為的な攪乱を少なくすることや、もとの河川堤防などの取り扱いに注意が必要である。
高田松原	陸前高 田市	N39°0'10" E141°37'37"	回復してきた砂浜植生をあまり活かせず、盛り土などの工事が行われる予定である。防潮堤前に整備される砂浜への砂や植物の移動が望まれる。
小友浦	陸前高 田市	N38°59'45" E141°40'53"	ミズアオイ・タコノアシなどの見られる湿原が北側に見られる。近くまで盛土工事が行われている。干潟再生とともに、後背地の湿地も保全・整備されることが望ましい。



図 3 小谷鳥の希少種を移植した湿地 (2013 年 12 月撮影)

あった海岸の後背地が、津波によって被災し、湿地へと復していた。津波以前は田 5 ha、畑 2 ha の農耕地であったが、水田の 3~4 割、畑地の大半は耕作されていない状況であった。この場所を岩手県は、地権者の要望を受け、復旧事業として 1 m の盛り土を行い、農地として再整備（事業費約 6 億円）する方針である。この湿地について釜石植物の会が、被災後植物相調査したところ、ヤナギトラノオ（岩手県 RL：B ランク）やイトモ（国 RL：準絶滅危惧、岩手県 RL：B ランク）などの岩手県レッドリスト掲載種 13 種を含む 490 種が確認された。そこで岩手県は本格的な造成工事の前に、復旧工事の区域内にある池の周辺約 800m² に、これらの希少種を移植し保全した上で、事業の続行を決めた（図 3）。移植は 2013 年 11 月に行われた（ここまで 2013 年 11 月 20 日付朝日新聞岩手県版、同年 12 月 23 日岩手日報を参照）。保全面積が狭いことや、生育環境の変化のため、保全対象種が消滅する懸念も少なからずある（大上私信）。そのため、モニタリングを十分に行っていく必要があり、必要に応じて管理などを行っていく必要がある。可能ならば、保全面積を拡大し、様々な水分環境を用意したビオトープが整備されることを期待する。

3) 津軽石川河口

宮古市の宮古湾最奥には津軽石川が注ぎ込み、河口には岩手では数少ない塩性湿地が形成されている。この塩性湿地には、岩手県レッドリストに掲載されているマル

ミノシバナ、ウミミドリといった種が確認されている。

もともと河口の攪乱が大きい場所であったこともあり、塩性湿地および砂浜の形は常に変化していたと考えられる。東日本大震災による津波によって、砂浜は一時的に面積が大きく減少したようだが、時間が経過するにしたがって回復しつつある。

塩性湿地内にマルミノシバナの生育が確認されていたが、震災後魚船の通り道として浚渫され、ほとんど生育が確認できず、2 個体が移植により生育地外で保存されている。その後、防潮堤外にできた湿地においても数個体発見され、これらも移植により保存されている。なお、この防潮堤外にできた湿地は工事により消失した（鈴木私信）。

また、津軽石川沿いの防潮堤を 8.5m から 10.4m へとする工事が計画されている。防潮堤の断面が震災前のものよりもさらに大きくなるとされているため、塩性湿地や砂浜部分への攪乱が大きく及ぶと考えられる。

4) 高田松原

陸前高田市の高田松原は東西に 2.5km と長い砂嘴で、その後背地には 7 万本ともいわれるクロマツやアカマツ植林地が広がっていた。江戸時代前期から植林されてきたとされ、300 年以上、地域の方々によって維持されてきた松原であった。この白砂青松の美しさが、東北地方では希にみる壮大優美な松原であるとして国の名勝として、また三陸復興国立公園の第二種特別地域として指定されている。さらに、その後背地には古川沼という潟湖が存在していた。

当地は津波の被害によって、植林されていたマツ林は、いわゆる“奇跡の一本松”を残してすべて倒れ、砂浜も一部を残して消失した。前面の砂浜が消失したため、古川沼も消失した。

奇跡の一本松の南西側には東西 400m、幅 50m の砂浜が残存し、津波被害で大きく倒壊したマツやその根が残存し、ニッコウキスゲなども回復してきた（図 4）。この砂浜を、高田松原を守る会が、再生してきた植物の保全や津波伝承のために震災遺構として保存して欲しいと、2013 年 6 月、岩手県に要望書を提出した。しかし岩手県は、この場所を盛り土した上で、松原再生のため



図 4 高田松原の残存した砂浜 マツの根が津波被害時のまま残っていた (2012 年 3 月撮影)

の植林を行うため、保存できないとし、①松の根の保存、②砂も可能な範囲で保存を検討するなどの代替案を示した。中央部分の東西 100m、幅 10m は、当面は保存されるが、他は重機などの道として利用するとしている(ここまで 2013 年 6 月 21 日付朝日新聞岩手県版、同年 8 月 6 日付東海新報を参照)。

高田松原地区は震災復興祈念公園として整備することが岩手県により検討されており、もとの松原が存在していたところ(現在はほぼ海中)の海側に第一線堤(3m)、陸側に第二線堤(12.5m)を建設し、防潮堤間に松原を、第一線堤の前面に砂浜を再生する計画である(第 4 回高田松原地区震災復興祈念公園構想会議の開催結果概要 <http://www.pref.iwate.jp/view.rbz?nd=827&of=1&ik=3&pnp=17&pnp=66&pnp=784&pnp=827&cd=44429> (2014.1. 参照))。先ほど示した砂浜は防潮堤間にあたる。

残存した砂浜に再生してきた植物相を活かすために、当面保存される砂浜については当面そのまま保存し、第一線堤整備後、その前面に造成された砂浜の表層に移動させ、砂の撒き出しによる植物の再生を図るように、他の部分とは時間差で整備されることが望まれる。現地の植物相を最大限活かした整備を期待する。

5) 小友浦

陸前高田市小友浦は、1968 年に竣工された干拓地であったが、震災によって前面にあった防潮堤が決壊し、干潟状に復している。干拓地となる前はアサリなどが取

れた干潟であった。現在はもとの防潮堤から内陸側に 160m ほどのところに仮堤防と道路が設置されている。仮堤防の海側は、礫が浅瀬を形成している干潟状になっており、内陸側は池、さらに陸側は、瓦礫や土砂置き場となっている。池の周辺にはガマなどの植物が生育し、野鳥も多く訪れていることが観察できる。干拓地北側を通る県道 38 号と干拓地の間は震災前、住宅地や耕作地であったが、現在では水路から水が供給される浅い水域へと変化しており、そこではミズアオイやタコノアシ(国 RL: 準絶滅危惧, 岩手県 RL: B ランク)の生育が確認されている。

小友浦について、陸前高田市では以前の防潮堤があった位置から 200m ほど内陸側に防潮堤(高さ 12.5m)



図 5 小友浦の干潟状になった干拓跡地 (2013 年 9 月撮影)



図 6 小友浦北側の住宅地跡に出現した湿地 ミズアオイやガマがみられる (2013 年 8 月撮影)

を移動し、海側には「元に戻す公共事業」として干潟を奥行き約 200m、長さ約 500m 再生させ、陸側には多目的の広場や産業用地とする計画にしている（陸前高田市震災復興計画（2011 年 12 月作成）<http://www.city.rikuzentakata.iwate.jp/kategorie/fukkou/fukkou-keikaku/fukkou-keikaku.html>（2014.1 参照））。ミズアオイやタコノアシが確認された地点の住居は、近くの高台へ移転することになっている（陸前高田市復興整備計画第 10 回変更 http://www.city.rikuzentakata.iwate.jp/kategorie/fukkou/fukkouseibi_totiriyousuibikeikaku/10/soukatuzu.pdf（2014.1 参照））。

干潟を再生するにあたっては、現在礫上に再生しつつある生物や、海底で再生しているアマモに十分配慮すること、運び込む土砂が適切なものであること、全域を一度に行うのではなく部分的に整備し、モニタリングを行い、成果を次の整備へフィードバックする順応的な整備が望まれる。内陸側に整備される広場については、できるだけ現在の地形や植生を活かしつつ、整備されることが望まれる。内陸側にある池も汽水から淡水までさまざまな塩分濃度や水深になっており、多様な環境ができあがった。また、北側に生育しているミズアオイやタコノアシなどが生育する立地も存在する。これらの環境や生物を活かしつつ、ビオトープとして利用されることが期待される。整備期間は 2016 年から 3 年間とされているので、地域住民や小中学生などの力を借りながら、環境教育の一環として整備されるとよりよいと思われる。

ほかにエゾオグルマやエゾノコウボウムギ（岩手県 RL：A ランク）が生育する海岸においても、復興工事による影響が懸念される。これらの植物は、岩手県での分布が非常に限られ、現在ではそれぞれ 1 か所（エゾオグルマは太田浜、エゾノコウボウムギは田の浜）でのみ確認されているにすぎない。これらの生育地は、岩手県における植物相を考える上でも大変貴重な海岸である。特に田の浜については防潮堤工事において大きな影響を受ける可能性がある海岸である。できるだけ現在の砂浜面積を減少させないなど特段の配慮を求めたい。

植物相・地形から見た保全すべき海岸

岩手県における植物相や地形から保全すべき海岸につ

いて、現地での調査から整理したものが表 2 である。復興工事と関係がある海岸については表 1 に掲載した。ここでは、砂や礫で形成されている砂礫海岸を対象とし、磯や海崖は取り上げていない。砂礫海岸の方がより開圧が高く、保全すべき場所を抽出することが重要であると考えたからである。基準としたのは、①海浜性種の多く確認された海岸、②海—砂浜—内陸の連続性が保たれている海岸、③②のうち、特に人工物のない海岸の 3 点である。①は周辺海岸への海浜性種の供給源として、②や③はエコトーンとして捉えたとき多様な生物を育む環境として重要であると考えたためである。

①の視点では、北から順に川尻川河口、吹切、原子内～有家、夏井川河口、久喜、十府ヶ浦、明戸、小本、沼の浜、津軽石川河口、片岸、大野の 12 海岸が挙げられる。このうち小本ではすでに復旧工事（テトラポット製作現場）として海浜植生の生育地が大きなダメージを受けている。しかし、外洋に近い東側には、まだ生育地が残されている。テトラポットの製作や防潮堤工事が終わった後は資材として持ち込んだ土砂は撤去し、以前の砂浜を復元し、海浜性種の回復や外来植物の繁茂についてモニタリングを行っていく必要がある。

①に挙げられた海岸は岩手県北部に多く、宮古市以南では津軽石川河口、片岸、大野の 3 海岸であった。これらの海岸は岩手県南部の海岸性種の供給源として貴重であり、南部の多様な海浜性種を維持するために保全していくことが特に重要である。

②の視点では、北から原子内～有家、麦生、普代、小本、沼の浜、田老が挙げられる。このうち沼の浜は砂浜、岩場、二次草地、森林と多様な環境が揃っており、海浜性種だけでなく、アオノイワレンゲのような岩場に出現する種、ニッコウキスゲやノハナショウブのような二次草地に出現する種など、さまざまなハビタットに生育する種が確認された。これほど多様な環境が連続的にかつコンパクトにみられる場所はほとんどない。震災前は海浜沿いに道路があり、岩手県は復旧したい意向があるようだが、このような貴重な環境はこのまま保全し、自然観察などに供する場所とすることを強く望む。また、普代や田老では復興工事が始まっている。海—砂浜—内陸の連続性が保たれるような工事となることを強く期待し

表 2 保全すべき岩手県の海岸一覧

海岸名	市町村	位置	状況
川尻川河口	洋野町	N40°25'17" E141°42'23"	比較的多くの海浜性種がみられる砂浜.
吹切	洋野町	N40°21'17" E141°45'16"	礫浜が広く、海浜性種も多い.
原子内～有家	洋野町	N40°19'54" E141°46'14"	海～陸の連続性がある海岸. 砂浜が広く、海浜性種も多い.
麦生	久慈市	N40°13'22" E141°49'51"	海～陸の連続性がある海岸.
夏井川河口	久慈市	N40°12'16" E141°47'55"	砂浜が広く残存. 海浜性種も多い.
久喜	久慈市	N40°7'59" E141°50'41"	比較的多くの海浜性種がみられる砂浜.
十府ヶ浦 米田川河口	野田村	N40°5'47" E141°49'35"	多くの海浜性種がみられるが、残存パッチの一部が河道変化に伴い、崩落の危機に瀕している.
普代	普代村	N40°0'52" E141°53'59"	一部海～陸の連続性があるが、右岸側では盛り土工事が始まった.
明戸	田野畑村	N39°56'41" E141°56'38"	砂浜の幅・面積とも大きい. 海浜性種も多い. 防潮堤の位置は内陸側に移動し、壊れた防潮堤の一部が保存される予定.
真木沢	田野畑村	N39°53'30" E141°57'16"	人工物のない海岸.
栃内浜	宮古市	N39°43'3" E141°58'55"	人工物のない海岸.
松月	宮古市	N39°42'2" E141°58'18"	人工物のない海岸.
種刺	宮古市	N39°33'38" E142°3'26"	人工物がほとんど無い海岸.
漣磯	山田町	N39°27'25" E142°2'52"	人工物のない海岸.
片岸	釜石市	N39°20'20" E141°53'57"	比較的多くの海浜性種がみられる砂浜.
大野	陸前高田市	N38°58'4" E141°41'50"	比較的多くの海浜性種がみられる砂浜.

たい。

③は北から、真木沢、栃内浜、松月、種刺、漣磯が挙げられる。いずれの場所も周辺に人家がほとんどなく、谷地形の海岸である。周辺の山地を含んで一帯として保全すべき場所である。②および③においても岩手県南部はほとんどみられなかった。岩手県北部は海食崖のように切り立った崖であることが多いため開発が進まず、岩手県南部は湾奥を中心に開発が進みやすかったことが原因であると考えられる。

ここで挙げられた海岸は、岩手県沿岸においては生物の生育環境として貴重な場所であるといえる。これらの海岸を保全することが、岩手県の生物多様性の維持にとって重要なことであると考えられる。

おわりに

ここに取り上げた海岸は岩手県においては貴重な場所であるといえる。これらの海岸において防潮堤などが建設される際には、海浜性種や砂浜が保全されるよう配慮することが、今後の豊かな三陸の海岸を保全していく上で大変重要なことである。

岩手県南部では地震によって特に大きく沈降し、以前あった砂浜は海中に没した。一方、砂浜の背後には防潮堤などの人工物があることが多いため、砂浜が成長できるスペースが確保できない状況である。海浜性種が豊かな海岸は砂浜の幅や面積が大きいことが重要であるが、このような状況では、砂浜が回復してくることは期待できない。そこで、防潮堤のセットバックなどを行い、植物が再生できる場所を確保するとともに、海水浴場などのレクリエーションの場として利用するような復興が期待される。

謝 辞

本報告は岩手県立大学の平塚明氏、岩手県立博物館の鈴木まほろ氏、岩手植物の会会員で宮古市在住の大上幹彦氏に情報を提供いただき、作成いたしました。記してお礼を申し上げます。また、三井物産環境基金 2011 年度復興助成『津波に対する沿岸生態系のレジリエンス(回復)モデルの構築—生物多様性に配慮した沿岸域環境保全管理に向けて(研究代表早坂大亮)』および、科学研

究費補助金基盤研究 B『三陸沿岸災害復興の総合政策学(研究代表高嶋裕一)』の助成を受けて行われた。

引用文献

- 原 正利 2012. 宮城・岩手の被災地の植生を見て. 植生情報 16 : 32-39.
- Hayasaka, D., Shimada, N., Konno, H., Sudayama, H., Kawanishi, M., Uchida, T. & Goka, K. 2012. Floristic variation of beach vegetation caused by the 2011 Tohoku-oki tsunami in northern Tohoku, Japan. *Ecological Engineering*, 44: 227-232.
- 原口 強・岩松 暉 2011. 東日本大震災津波詳細地図 上巻: 青森・岩手・宮城. 古今書院, 東京.
- 平塚 明 2014. 植物の世界の復興. 日本ビオトープ協会誌 33 (印刷中).
- 岩手県 1979. 第 2 回自然環境保全基礎調査植生調査報告書.
- 岩手県自然環境保全調査会 1973. 自然環境保全(基礎調査)報告書.
- 環境庁 1980. 日本の重要な植物群落東北版.
- 環境庁 1998. 第 5 回自然環境保全基礎調査 海辺調査.
- 環境庁 1988. 日本の重要な植物群落 II(東北版 1).
- 森と緑の研究所 2012. 平成 23 年度東日本大震災による岩手県内海岸林の津波被害状況と再生についての調査研究.
- 宮古市 1980. 宮古市の植物.
- 永幡嘉之 2012. 巨大津波は生態系をどう変えたか. 講談社, 東京.
- 大船渡市教育委員会 1998. 大船渡の植物 I.
- 大上幹彦 2012. 津波の影響による北上山地中・北部の海岸植生の状況について. 植生情報 16 : 49-58.
- 小山田智彰・鞍懸重和・新井隆介・山内貴義 2012. 東日本大震災の津波による岩手県における海浜性植物の消滅. 薬用植物研究, 34(1) : 37-48.
- 三陸町史編集委員会 1990. 三陸町史第一巻自然・考古編.
- 島田直明 2012. 2011 年東日本大震災の津波被害後の

- 宮古市重茂半島のエゾオグルマ *Senecio pseudoarnica* Less. (キク科) 個体群の現状について. 岩手県立大学総合政策学会 Working paper series No.76.
- 島田直明 2013. 大津波が岩手県の海岸植生・植物にもたらしたもの～岩手県の砂浜の減少～. 平成 24 年度植生学会・日本自然保護協会シンポジウム要旨集: 6.
- 鈴木まほろ 2013. 大津波が岩手県の海岸植生・植物にもたらしたもの～岩手県南部の記録～. 平成 24 年度植生学会・日本自然保護協会シンポジウム要旨集: 7.
- 東北地方太平洋沖地震津波合同調査グループ 2011. 2011 年東北地方太平洋沖地震津波に関する合同現地調査の報告. 津波工学研究報告, **28**: 129-133.
- 吉田 繁 1993. 陸中海岸の植物. 「なんぶそう 岩手植物の会創立 30 周年記念誌」(岩手植物の会), 126-148.
- 吉田 繁・鈴木善久 1986. 岩手の海岸植物 海岸の植物. 「岩手の生物」(「岩手の生物」編集委員会), 63-68.

特集：東日本大震災復興プロジェクト報告

宮城県の東日本大震災津波被災域における劇的な植生変遷

滝口政彦¹・平吹喜彦^{2†}・菅野 洋³・内藤俊彦¹・
杉山多喜子¹・下山祐樹¹・葛西英明⁴

¹宮城植物の会・²東北学院大学教養学部・³かんのいきもの研究舎・⁴東北植物研究会
[†]連絡先：981-3193 仙台市泉区天神沢 2-1-1 東北学院大学教養学部地域構想学科

Drastic changes of vegetation in the huge tsunami-disturbed area, Pacific coast of Miyagi Prefecture

Masahiko Takiguchi, Yoshihiko Hirabuki, Hiroshi Kanno, Toshihiko Naitou,
Takiko Sugiyama, Yuki Simoyama and Hideaki Kasai

1. はじめに

2011 年 3 月 11 日、東北地方の太平洋沖で発生した巨大地震によって、宮城県、とりわけ大津波が押し寄せた沿岸地域の暮らしと社会、自然環境は未曾有の被害を受けた(国立国会図書館, 2013; 国土交通省国土地理院, 2013a; 環境省自然環境局生物多様性センター, 2013)。この 400~900 年に一度という極めて稀な大災害(松本, 1994; 松本ほか, 2013)から 3 か月ほどして、かねてから宮城県の植生(植物相や植物群落)とそれにかかわる環境要因を調査してきた私たちは、津波被災域において(1)植生の攪乱と自律的再生の実態を記録し、(2)ふるさとの自然の存続・再生に寄与すべく、連絡を取り合いながら手探りで活動を始めた。植生学会の震災復興プロジェクトにも加わり、土地勘を活かした基礎調査、来県する専門家のサポート、復旧・復興事業における自然環境への配慮の要望、そしてシンポジウム等の開催・参加による情報発信と意見交換など、さまざまな活動に取り組んできた。

本稿では、宮城県の津波被災域(図 1; 津波浸水域と同義)に焦点をあてて、(1)被災以前の植生状況を俯瞰して、その特性と保護・保全価値を確認した後、(2)大震災による攪乱と 2011~2013 年の 3 生育期における自律的再生、および(3)大規模かつ急速に進む復旧・復興事業に伴う攪乱について、概況を記述し、私見を述べた。なお、大震災直後の 2011 年は、余震や被災者の

救援、応急の防災工事など混沌とした状況が立ちこめ、また 2012 年以降は、瓦礫処理や復旧・復興工事の本格化による立ち入り制限が拡大した。それゆえ本稿の記述は十分なものとは言えず、さらなる精査が必要であることをお断りしておきたい。

2. 被災以前の沿岸地域の植生

1) 植生と自然環境のあらまし

宮城県の沿岸地域は、植生帯からみると、暖温帯常緑広葉樹林帯(照葉樹林帯)と冷温帯落葉広葉樹林帯(夏緑樹林帯)の境界領域に位置している(菅原, 1978; 平吹, 1991)。海岸地帯は海洋の影響が大きく、内陸地帯に比べて冬季は温暖・乾燥、夏季は冷涼・湿潤な気候となり、その影響は特に島嶼や岬端では著しい(設楽, 1987; 小池ほか, 2005)。そのため、暖地性植物は沿岸地域に沿ってくさび形を描くように分布域を狭めながら北上し、しかも個体群が離散・縮小するといった状況が認められている(滝口, 1984; 平吹, 1990, 2005)。古来より日常生活や製塩のための燃料採取、あるいは牧草地や耕作地への転換がなされて森林が伐採され、また 1950 年代以降は拡大造林や大規模開発が進められたこともあって、沿岸地域の原植生の様態については依然としてはっきりしない状況にある。

海岸線は、石巻市の万石浦以南のおよそ 272km(島嶼を含む; 国土交通省国土地理院, 2013b)では、松島湾周辺を除いて屈曲の少ない単調な浜堤から構成される砂

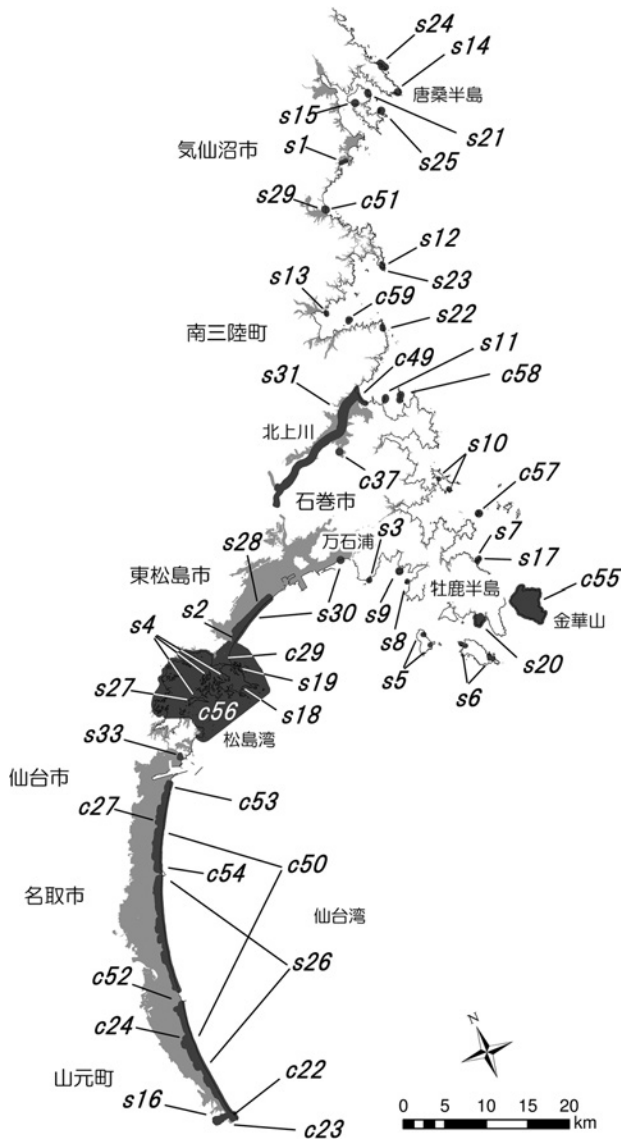


図 1 東日本大震災の津波被災域に位置する「宮城県の希少な植物群落」の位置。本文中で報告した 32 の単一群落と 17 の群落複合について、出典元である『宮城県の希少な野生動植物 宮城県レッドリスト 2013 年版』（宮城県環境生活部自然保護課，2013）の掲載順に付した通し番号を用いて表示。番号に先立つ記号は、s = 単一群落，c = 群落複合で、グレーの着色部は津波浸水域（津波被災域と同義；アジア航測（株）が作成したデータを，同社のご厚意により使用）。

浜海岸となっている（図 1；松本，2001；小池ほか，2005）。一方，万石浦以北の気仙沼市唐桑までのおよそ

607km に及ぶ海岸線は，北上山地が海に迫り，鋸歯状の複雑な湾入が続くリアス海岸である。湾奥には大小の河口や砂浜，低湿地が認められるものの，全域にわたって断崖が卓越し，島嶼も多数分布している。このため，宮城県では自然海岸が占める割合は 63% に達し，海岸浸食が顕著な県南部の砂浜海岸に代表される半自然海岸（6%）や護岸等が存在する人工海岸（30%）を上回っている（環境省自然環境局生物多様性センター，2013）。

2) 保護・保全に関する法的指定

総延長が 879km に及ぶ宮城県の海岸線（島嶼を含む；国土交通省国土地理院，2013b）とそれを縁取る沿岸地域には、「国民が共有し，永く受け継がれるべき貴重な自然環境や景観」を有する領域，あるいは「地域の産業（特に，観光業と水産業）や伝統文化を支え，防災・減災機能（例えば，防潮防砂，越波低減，洪水緩和，土砂崩落防止）をもたらす自然資源」が存在する領域として，法的な指定・規制を受けている地域も広く認められる。宮城県環境生活部自然保護課（2014）によれば，そうした領域として（1）三陸復興国立公園（指定面積 980ha），（2）南三陸金華山国定公園（13,902ha），（3）気仙沼，硯上山・万石浦，松島の県立自然公園（3 か所の指定面積合計 36,422ha），（4）仙台湾海浜県自然環境保全地域（1,508ha），そして（5）江ノ島列島，金華山，松島の県指定鳥獣保護区特別保護地区（3 か所の合計 4,453ha）がある。また，（6）『宮城県の希少な野生動植物 一宮城県レッドリスト 2013 年版』（宮城県環境生活部自然保護課，2013）に掲載された植物群落（環境省指定の特定植物群落を含む）に関しては，32 の単一群落と 17 の群落複合が津波被災域に散在している。

さらには，環境省（2013）により指定された（7）仙台海浜国指定鳥獣保護区特別保護地区（指定面積 213ha）や（8）広田湾，南三陸海岸沿岸（御伊勢浜ほか），志津川湾，北上川（河口域）・長面浦，万石浦，仙台湾・仙台海浜の「日本の重要湿地 500」選定地 6 か所もあって，植生に関しても保護・保全が図られている。

宮城県や文化庁は，（9）タブノキ林に代表される暖地性植物群落や海崖植生を有する海鳥繁殖地を天然記念物

として、また松島湾を特別名勝として指定している (宮城県文化財保護課, 2013)。

3) 沿岸地域の植生構造

宮城県の沿岸地域の植生に関しては、上述した保護・保全地域の基礎調査報告書や当該地域の市誌・町誌、学術論文、市民向け啓発書など、多数の文献が存在する。主要な文献の一覧については、植生学会の震災復興プロジェクトの一環として提出してあるので、『東日本大震災被災地周辺海岸部における植生に関する文献リスト』

(<http://www.sasappa.co.jp/shokusei/earthquake-related.html/>) にアクセスいただきたい。本節では、沿岸地域を (1) 砂浜海岸、(2) 磯浜海岸、(3) 沖積平野の 3 地形領域に区分した上で、既存文献も参照しながら、被災以前の植生タイプ、それらの空間配置や立地・人為とのかかわりなどについて概説する。

A. 砂浜海岸 (砂丘・潟湖・後背湿地複合領域)

東日本大震災以前、石巻市万石浦と福島県境に接する山元町を繋ぐ砂浜海岸では (松島湾岸を除く、図 1)、各地で海岸浸食が進み、防止対策としてヘッドランドや消波堤、防潮堤が造築される状況が生じていた (宮城県・社団法人宮城県林業公社, 1994; 宮城県, 1999; 松本, 2001)。反面、東松島市野蒜や仙台市岡田・深沼、名取市広浦、亘理町吉田浜などでは、幅 100m ほどの砂浜 (後浜・砂丘) が海岸前面を占め、ハマニンニクやハマニガナ、コウボウムギ、ハマヒルガオ、ケカモノハシ、コウボウシバ、ハマボウフウ、オニシバ、ハマエンドウ、ウンランなどの砂浜植物が成帯的に分布する、自然度の高い植生域も認められた (菅原・飯泉, 1978; 宮城植物の会, 1981; 宮城県, 1982; 宮城県・社団法人宮城県林業公社, 1994; 宮城県, 1999; 蒲生干潟自然再生協議会, 2008)。

この砂丘前面の背後にはクロマツ植林があつて、一般的には内陸に向かうにしたがつて樹齢や種組成が増し、林冠にアカマツを交えつつ、階層構造を発達させながら、後背湿地の微高地や貞山堀運河の堰堤へと続いていた (菅原・飯泉, 1978; 宮城植物の会, 1981; 宮城県, 1982; 宮城県・社団法人宮城県林業公社, 1994; 宮城県, 1999; 平吹ほか, 2002; Hirabuki and Nagashima,

2002)。クロマツ植林は 1600 年前後に、運河掘削や新田開発に伴って内陸側から開始されたとされ、いわゆる防潮・防砂林、農用林として、地域住民組織の下で長い歳月にわたって管理されてきた (宮城県・社団法人宮城県林業公社, 1994; 菊池, 2013; 小山, 2012)。近年は、利用や管理の低下に伴う落葉落枝の堆積、松くい虫の加害、鳥散布型植物の侵入、そして諸施設建造のための土地利用変更などが顕在化していた。

また、潟湖や河口、水路、後背湿地には、水質や水深、底土質が異なる水辺が散在し、ヨシやシオクグ、アイアシが優勢となる湿原に加えて、シバナやウミミドリなどの抽水植物、リュウノヒゲモヤツツイトモ、カワツルモ、イトクズモなどの沈水植物が生育する多様な塩生植物群落も認められた (菅原・飯泉, 1978; 宮城植物の会, 1981; 宮城県, 1982; 宮城県・社団法人宮城県林業公社, 1994; 宮城県, 1999)。淡水域には、わずかではあるがハンノキ群落も分布していた。

なお、南三陸地方や松島といったリアス海岸域においても、こうした「前浜—後浜—砂丘—後背湿地の連なり」を基本とする砂浜海岸」が、小規模ながら存在する (ポケットビーチ)。

B. 磯浜海岸 (岩礁・海崖複合領域)

磯浜海岸は万石浦以北のリアス海岸で卓越し、多数の島嶼も含めて、規模の大きな岩礁や海崖が特徴的である。一方、万石浦以南の砂浜海岸域では、奥羽山脈から延びた丘陵が陥没・隆起・浸食作用を受けてできた多島海としての松島湾において顕著である (県立自然公園松島学術調査委員会, 1981)。

波浪の影響を強く受ける海崖植生は、一般的に、海面近くの無植生帯の上部で、以下のように配列している (菅原・飯泉, 1978; 宮城植物の会, 1981; Takayama, 1982; 高山, 1987, 1989; 県立自然公園気仙沼学術調査委員会, 1980; 県立自然公園松島学術調査委員会, 1981; 南三陸金華山国定公園学術調査委員会, 1992; 硯上山・万石浦県立自然公園学術調査委員会, 1994):

(1) ドロイやハマツメクサなどが優勢な、一年生草本を主体とする群落、(2) ハマギクやスカシユリ、ラセイタソウ、コハマギク、キリンソウなどから構成される多年生草本群落、(3) 土壌が形成され、ススキやオオ

ウシノケグサが優勢となった群落, (4) オオバイボタやマサキ, トベラ, ヒサカキ, ミヤマビャクシンなど, 常緑樹が豊富な低木群落。

海崖の上部に連なる斜面は, 土壌が浅く, 貧栄養で, 乾燥しやすいことから, アカマツ林が成立し, 林内にはヤマツツジやヒサカキ, ウスノキ, ヒメヤブランなどが生育している。

また, 岬端や島嶼縁辺部では, アカマツに代わってクロマツが林冠を構成していたり, 冬季の北西風から守られた日だまりの立地には, タブノキ林が認められる (菅原・飯泉, 1978; 宮城植物の会, 1981; 県立自然公園松島学術調査委員会, 1981; 南三陸金華山国定公園学術調査委員会, 1992)。石巻市雄勝町の八景島と南三陸町志津川の椿島は, タブノキに代表される暖地性植物からなる原生的植生で覆われており, 天然記念物に指定されている (宮城県文化財保護課, 2013)。

C. 沖積平野 (浜堤・自然堤防・後背湿地複合領域)

仙台湾岸やリアス海岸湾奥を縁取る砂浜海岸の内陸には, 沖積性の低湿地が存在する。かつてこの領域には, 蛇行する河川や水路, 遠浅の湖沼がいくつもあって, 洪水や高潮によるダイナミックな地表変動が度々生起していたと考えられている (松本, 1994, 2001)。新田開発が本格化した藩政時代以降, 沖積平野の環境, 土地利用の実態は変わり続け, 東日本大震災時, 水田や畑地, 住宅・商工業団地, 公園・空港・港湾施設として利用されていた。自然性の高い植生は, 以下に記すように, 一部の河辺や遊水池, 湖沼, 屋敷林・社寺林に限って見いだせるに過ぎないという状況であった。

河辺植生に関しては, 北上川 (追波川) や旧北上川, 鳴瀬川, 名取川, 阿武隈川などの下流域で, ヨシやマコモが優占する群落とヤナギ類が優勢な樹林が卓越し, オギ群落やクサヨシ群落も散在する状況にあった (菅原・飯泉, 1978; 宮城植物の会, 1981)。北上川のヨシ群落は, 県内最大の面積を有し, 一部で採草・火入れがなされて, 地場産業や地域景観と結びついていた。

止水域では, 浅い水辺でヨシやスゲ類, ガマ類が, より深い立地でマコモやフトイが, それぞれ優勢となる抽水植物植生が認められた (菅原・飯泉, 1978; 宮城植物の会, 1981; 内藤, 1994)。さらに水深が増すと, ヒ

シ, ヒルムシロ, ガガブタなどの浮葉植物やクロモ, イトモ, マツモ, オオトゲリモ, イバラモなどの沈水植物が群落を形成していた。

自然堤防や浜堤といった微高地は, 農村集落としての利用が進んだこともあって, 畑地, 緑の多い住宅地, 造成地となっていた。農家に付随し, 代々受け継がれてきた屋敷林 (当該地域では, 居久根 (イグネ) と呼称される) は, 原植生を推定する際にも貴重で, ケヤキやイヌシデ, コナラ, エノキ, ハンノキ, シロダモ, アカマツ, モミといった樹種が郷土種として抽出されている (平吹, 1990, 2011)。

3. 大震災による植生攪乱とその後の自律的再生

1) 大震災という攪乱

マグニチュード 9.0 に達した東日本大震災 (以後, 「大震災」と略記) では, 激しく長い揺れや地盤の沈降・液状化, 大津波といった攪乱が, 太平洋沿岸地域に襲来した。国土地理院 (2013) によると, 地盤沈降は南三陸地方のリアス海岸沿岸地域で 60~120cm に達し, 砂浜や低地の面積が大幅に減少した。石巻市万石浦以南の仙台平野の沈降量はおよそ 20~80cm で, 砂浜堤背後の沖積平野で海拔 0 m 以下の立地が大きく拡大した。海水や汽水, 淡水に満たされる湿地の領域が, 陸域側で一挙に増加したといえる。

津波の高さと流速は, 水深や海底の形状, 湾入域の幅・奥行きといった地形状況に左右され, 奥行きが浅い入り浜や谷壁斜面の急峻な谷間で, 津波の高さと破壊力が増したという。気象庁 (2011) は津波高を南三陸地方で 7~17m, 松島湾奥で 3~6 m, 仙台湾岸砂浜海岸で 6~9 m と推定している。低平な仙台平野では, 津波が海岸から 4~6 km 内陸まで押し寄せ, 南三陸地方の湾入域では河川に沿ってくさび状に遡上した (図 1; 国土地理院, 2013)。構造物や生命体の損傷や流亡, 地表の剥離や掘削, 海砂や海底堆積土による埋積が広範囲にもたらされた。

2) 植物相・植生の変遷

宮城県の津波被災域において, 「植生・ハビタットの攪乱と自律的再生の様態」を広域にわたって記述した事

例として、環境省自然環境局生物多様性センター (2013) の著作がある。大部の報告書には、(1) 高解像度衛星画像や旧版地図を用いて明らかにされた土地被覆や海岸幅の変化、(2) 植生景観調査や植物社会学的な植生調査の結果、(3) 特定植物群落や絶滅危惧種の状況などが記されている。また、大震災の直後に、林野庁 (2012) や佐々木・田中 (2011a, b) は各地の海岸林で、東日本海岸調査委員会 (2013) は各地の砂浜で、それぞれ被災状況を調べた。そして、永幡 (2012) は生態系の変貌を広域にわたって記録し、原 (2012) は植生地理学の視点から、海岸植生の攪乱と再生のあり方を分析した。葛西 (2013) は、2012 年、山元町磯から気仙沼市小泉に至る県内 19 地区で海岸植物の生育状況を調べ、大震災以前の調査記録と対比させながら、主に希少植物の消長とその成因について記述した。

砂浜海岸の後浜・砂丘域に分布していた砂浜植生に関しては、下山 (2013) が 2012 年の夏季、気仙沼市から石巻市に至るリアス海岸域内 25 か所の砂浜海岸 (ポケットビーチ) で調査を行い、砂浜植物の種類や生育範囲を記録している。また、石巻市内 (石巻から北上地区) 15 か所の砂浜海岸 (佐々木, 私信) や東松島市から七ヶ浜町に至る 10 か所の砂浜海岸 (下山, 私信)、仙台市宮城野区南蒲生 (岡・平吹, 私信) でも砂浜植生の調査が進められている。砂浜自体の消滅に加えて、地表の剥離や漂着土による埋積が生じたことによって、砂浜植生は種数・被度ともに激減したが、砂丘域内の防潮堤脚部付近や疎開した防潮林跡地、洗掘された小窪地で、多くの砂浜植物種が急速に分布を拡大している。外来種のオニハマダイコンの生育も著しい。

干潟や潟湖の塩性植生に関しては、仙台市宮城野区蒲生干潟 (蒲生を守る会, 2012; 仙台市科学館, 2014; 東北地方環境事務所, 2012) や若林区井土浦、名取市広浦、岩沼市赤井江、亶理町鳥の海、山元町牛橋などで、貴重種の生育状況に着目した調査がなされてきた。ハビタットともども消失した貴重種が少なくない中、ハママツナやタチドジョウツナギ、アイアシ、ツツイトモ、リュウノヒゲモなどが見出されている (葛西, 2013)。なお、ヨシやシオクグといった高茎草本優占種では、津波堆積土に埋積された地下器官から伸び出した地上部が各所で観

察された。

後背湿地や沖積平野の植生については、2011 年夏季に、杉山・葛西 (2013) が名取市下増田の低地域 (主に、放置された水田) で、杉山ほか (2013) が仙台市若林区の大沼で植物相を調べ、ヒメシロアサザやミズオオバコ、ミズアオイ、ミクリ、サガミトリゲモ、イトトリゲモといった絶滅危惧種を含む多数の湿生・水生植物が出現、時に繁茂したことを報告している。一方、津波堆積土に覆われたまま放置された水田では、ケイヌビエやイヌビエが密生する状況が 2011 年秋季から広域で認められ始め、また冠水地ではミズアオイやチャボイ、ミズオオバコ、カワツルモ、ツツイトモが群生することもあった。これらの湿生・水生植物も、新たに定着した砂浜植物や塩生植物と同様、その多くは大津波によって掻き起こされ、漂着した埋土種子に由来すると推察されている。

宮城県では、大津波によって 1,753ha の海岸林が浸水し、生立木の倒伏・流亡が著しい林分が 750ha に達したと推定されている (林野庁, 2012)。青森県から千葉県に至る他県に比べて、これらの値は際立って大きい。仙台平野では汀線と並行するように、防潮堤あるいは砂丘頂の背後付近から内陸側に、若齢クロマツ植林と壮齢マツ林 (クロマツあるいはアカマツが優勢で、しばしば落葉広葉樹を林冠に交える林分) が帯状に配列していたが (平吹ほか, 2011; 平吹, 2012)、ごく一部の壮齢マツ林を残して (例えば、仙台市宮城野区岡田や若林区井土、岩沼市寺島、亶理町浜吉田など)、林冠木はほぼ消失した (林野庁, 2012; 環境省自然環境局生物多様性センター, 2013; 趙ほか, 2013)。しかし、そうした劇的な変化とは対照的に、低木・草本層では多くの個体が生き残って成長・繁殖を再開し、また損傷した高木・亜高木 (コナラ、サクラ類、シロダモなど) やササ類 (ヤダケ、アズマネザサなど) の一部も、地下器官から萌芽した。林冠や落葉落枝の消失、海砂や海底土の堆積、高木の根返り・流亡に伴うマウンドやピット (小さな窪地や水溜まり)、砂質裸地の出現によって、攪乱跡地には以前にも増して多様なマイクロハビタットが出現し (富田ほか, 2012, 2013)、マツ類やサクラ類、ススキ、オミナエシ、ノハナショウブ、イグサ類、ガマ類などの侵

入が急速に進んでいる (南蒲生/砂浜海岸エコトーンモニタリングネットワーク, 2013; 菅野ほか, 私信). ハリエンジュやイタチハギ, ヒメムカシヨモギ, セイタカアワダチソウ, コマツヨイグサといった外来植物の生育も盛んになりつつある. 一方, ウメガサソウやイチヤクソウ, 多くのラン科植物とシダ植物については, 未だ生存が確認されていない (葛西, 2013).

南三陸地方のリアス海岸では, 湾奥低地を縁取っていたマツ林, 岩礁や海食崖の海崖植生, 海食崖下部や崖錐の広葉樹林 (ケヤキやタブノキ, ヤブツバキが優占)・スギ植林が大津波で破壊され, 立地もろとも消失した事例も少なくなかった. 石巻市鮫浦湾では, 斜面崩落や土壌流出によって地肌が露出し, 植生を失った海岸線が続いているという (佐々木, 私信). 一方, 外洋に接する島嶼や岬端の自然林は, 厳しい波浪を繰り返し経験してきたこともあって, 林冠木の損傷は限定的であった (内藤, 2013). ただし, 低木層や草本層で, 大津波による破壊や流出が認められる場合もあり (佐々木, 私信), 攪乱の実態を把握するためには丁寧な現地調査が必要である. なお気仙沼市岩井崎の岩礁では, ウミミドリやマルミノシバナ, ハマサジ, タチドジョウツナギも生育する塩性湿地が確認されている (下山, 私信)

3) 希少な植物群落の変遷

『宮城県の希少な野生動植物 宮城県レッドリスト 2013 年版』(宮城県環境生活部自然保護課, 2013) に掲載された植物群落の中で, 津波被災域に位置する群落は, 単一群落が 32, 群落複合が 17 であった (図 1). 本節ではこれら 49 の「宮城県 RL 植物群落」について, 東日本大震災直前から 2013 年末に至る期間の状況を, 植生タイプごとに概説する. なお, 呼称に続く丸括弧内に「RL」の頭文字をつけて表示した斜体数字は, 『宮城県の希少な野生動植物 宮城県レッドリスト 2013 年版』に掲載された順番を示し, 図 1 とも合致する (添え字 *s* は単一群落, *c* は群落複合として指定されたことを意味する).

A. 単一群落

①ハマナス群落

ハマナスは海岸の砂地に生育する寒地性の落葉低木

で, 宮城県の砂浜にも点々と生育していたが, 群生は稀で, 気仙沼市大谷海岸 (RLs1) と東松島市浜市海岸 (RLs2) の 2 群落が宮城県 RL 植物群落に指定されている. ただし, 大谷海岸の群落は大震災以前に消失し (人為の影響が大), 浜市海岸の群落も台風で半減していた.

浜市海岸のハマナス群落は大津波で消失した. なお, 大震災後, 宮城県内では仙台市若林区岡田から南三陸町歌津長須賀までの 10 地点でハマナスが確認されており, 数株~百数十株程度が点在している.

②タブノキ群落

宮城県の海岸地帯は海洋の影響を受けているため, 冬季は一般に温暖である. 暖地性植物であるタブノキは県南端の山元町から県北端の唐桑町まで分布している. しかし, まとまりをもった群落としては, 松島や南三陸地方で認められるにすぎず, 松島以南には見いだせない. 宮城県 RL 植物群落に指定されている植分は, 松島湾内の朴島, 桂島, 宮戸島 (3 島を一括して RLs4), 南三陸地方の石巻市弁天島 (RLs3), 小出島 (RLs9), 石巻桂島 (RLs8), 田代島 (RLs5), 網地島 (RLs6), 岸山王島 (RLs7), 女川町出島 (RLs10), 石巻市雄勝貢尻島 (RLs11), 南三陸町荒島 (RLs13), 歌津半島 (RLs12), 気仙沼市唐桑御崎神社 (RLs14) である.

タブノキ群落は, 大部分が島嶼や岬端の海崖上部や土壌の浅い頂部斜面に分布していたこともあって, 大津波による破壊を免れ残存した. しかし, 低海拔地の群落は被害を受け, 宮戸島大浜では, 倒れて枯れた株や 2012 年になって新芽を再生させた株が観察された.

③アカガシ群落

宮城県内においてアカガシは, 沿岸地域の屋敷林や向陽の丘陵脚部などに点々と, 単木状に分布している. 群落状を呈する植分は, 気仙沼市大島のアカガシ群落 (RLs15) が唯一で, かつ分布の北限である. この群落は, 海岸に面した海拔およそ 1~15m の急斜面に分布する.

大震災では群落下方に津波が及んだが, 植物への影響は少なく, 群落は残存した.

④スダジイ群落

宮城県を分布北限域とするスダジイは, 温暖な山元町や亘理町に点々と分布し, 名取市高館山が北限とみられ

る。山元町坂元磯の水神スダジイ群落 (*RLs16*) は、小
林分ながら県内で唯一スダジイの更新が確認されている
貴重な群落である。

自生地の海拔は 15m 前後であるが、津波の浸水被害
を受けずに残存した。

⑤モチノキ群落

石巻市雄勝の八景島や貢尻島を分布北限とするモチノ
キは、宮城県内の小島・岬端などに稀に生育しているが、
群落状を呈するのは石巻市沖山王島のモチノキ群落
(*RLs17*) だけである。

沖山王島の頂部 (海拔 47m) 西斜面に分布するモチ
ノキ群落は、津波の浸水を受けなかった。

⑥マルバシャリンバイ群落

暖温帯の海岸に生育し、宮城県を分布北限とするマル
バシャリンバイは、自生地が少なく、塩釜市桂島や東松
島市宮戸島に点々と分布している。このうち群落状を呈
するのは、宮戸島大浜のマルバシャリンバイ群落
(*RLs18*) だけである。

自生地の海拔は 20m 以下であることから、群落下方
に津波が及んだが、被害は少なく、群落は残存した。し
かしその後、松くい虫被害木の処理に伴って、マルバシャ
リンバイの一部も伐採されてしまったようである。

⑦モクゲンジ群落

モクゲンジは沿岸地域の崖地に稀に生育する落葉広葉
樹で、宮城県では東松島市宮戸島から気仙沼市にかけて、
ケヤキと混在しながら点在している (佐々木・大橋、
2007)。宮戸島北部の鮫ヶ浦のモクゲンジ群落 (*RLs19*)
は海崖上に生育する 5 小集団からなり、津波による甚
大な攪乱は及ばなかった。

⑧アカマツ群落

アカマツは海岸から山地下部まで広く生育している
が、自然林は少なく、土壌が浅く乾燥する島嶼や岬端、
瘠せ尾根などに限られる。特に、松島は著名である。宮
城県 RL 植物群落に指定されている植分は、石巻市牡鹿
の清崎のアカマツ群落 (*RLs20*) と気仙沼市の大島十八
鳴浜のアカマツ群落 (*RLs21*) である。

海拔数十 m の海崖上に位置する清崎のアカマツ群落
は、津波被害を受けなかった。しかし、かねてからマツ
枯れが進行し、下層のタブノキが林冠を形成する状況に

ある。大島十八鳴浜では、地盤沈降と津波浸食で砂浜が
激減した。背後のアカマツは海側の個体が津波で倒れ、
さらに塩害あるいは松くい虫で立ち枯れた。津波で地
上部が枯れたシロダモでは、萌芽が認められた。

⑨クロマツ群落

クロマツは海岸の砂丘や岩場に生育し、分布北限は岩
手県南部である。宮城県内では松島や南三陸地方に自然
林がみられ、南三陸町南東端の神割崎 (*RLs22*)、歌津
の歌津半島 (*RLs23*)、気仙沼市唐桑の巨釜半造 (*RLs24*)、
大島沖の小前見島 (*RLs25*) のクロマツ群落が宮城県
RL 植物群落に指定されている。

激震と大津波で海岸線の岩壁や斜面が崩落し、クロマ
ツも少数が倒れた。また、神割崎と巨釜半造の植分では、
林縁まで津波が遡上し、ヒサカキやオオバイボタ、ツツ
ジ類などの低木が立ち枯れた。海拔の低い立地では最近、
クロマツの立ち枯れが認められるが、これには松くい虫
の加害も関与しているように推察される。

⑩クロマツ植林

クロマツは潮風に対する抵抗力が強く、耐乾性もある
ことから、古くから各地の海岸に植栽されてきた。宮城
県では山元町磯から仙台市南蒲生、東松島市野蒜から大
曲・石巻市渡波の長大な砂浜海岸に、400 年もの歳月を
かけて大規模なクロマツ植林がつくられ、また松島や南
三陸地方のポケットビーチにも、白砂青松を担う植分が
存在していた。宮城県 RL 植物群落として、山元町磯か
ら仙台市南蒲生の仙台湾沿岸 (*RLs26*)、塩竈市の塩竈
桂島 (*RLs27*)、東松島市の矢本海岸 (北上運河)
(*RLs28*)、東松島市浜市から大曲・石巻市渡波の石巻
湾沿岸 (*RLs30*)、気仙沼市本吉の赤崎海岸 (*RLs29*)
の 5 地域のクロマツ群落が指定されている。

以下、それぞれについて記述する。

(a) 仙台湾沿岸のクロマツ植林

山元町磯から仙台市南蒲生に至るおよそ 40km の砂
浜海岸に連なる、宮城県最大のクロマツ植林である。大
震災の激しい揺れと地盤の液状化、大津波によって、高
木・亜高木個体の多くは内陸側に向かって幹折れ・根返
りし、また相当数が津波の遡上とともに流亡した。「林
冠が連続する森林」としての相観は、壊滅的といえよう。

亜高木状のクロマツ純林に覆われていた砂丘では、ほ

ほとすべての個体が傾倒・枯死し、落葉落枝も流され、砂が堆積したために、本来の砂丘環境に戻った。砂浜植物のコウボウシバやオニシバ、ウンラン、ハマエンドウ、マルバアカザ、帰化植物のヒメムカシヨモギやコマツヨイグサなどの草本類が増加している。ドクウツギやクロマツの実生・稚樹もみられた。

内陸側の後背湿地には、林冠が櫛歯状あるいは斑状に残存する小域もあって、亜高木層にはカスミザクラやコナラ、ヤマザクラ、低木層にはナツハゼやヤマウルシ、草本層にはヤブコウジやウスノキ、テリハノイバラなどが生育し、被災前の状況を留めていた。対照的に、林冠を失い、表土が激しく攪乱された裸地様の領域には、ヨウシュヤマゴボウやコマツヨイグサ、セイタカアワダチソウ、ハリエンジュといった帰化植物が侵入し、草原を指標するススキやオミナエシも顕在化してきた。

また、後背湿地内には、もともと存在したヨシ湿原や開放水域に加えて、表土の剥離や大木の根返りによって窪地・水たまりが形成された。こうした立地ではタチコウガイゼキショウやノハナショウブ、絶滅危惧種のミクリヤイヌセンブリ、タコノアシ、ジョウロウスゲ、ヒメハッカなどが確認されており、極めて貴重な湿地といえる(葛西, 2013)。

(b) 塩竈桂島のクロマツ植林

桂島西南部の砂浜海岸に、樹齢 250 年以上と推定される大木から構成されるクロマツ植林がある。この林帯は藩政時代に潮害・飛砂防止のために植えられたもので、その相観は宮城県内で他に例をみない。

高さ 10m に達する津波にも倒れなかったが、その後立ち枯れが目立ちはじめ、枯死数は今も増加している。大震災後、松島で頻発しているとされる松くい虫の加害にも留意する必要がある。

(c) 矢本海岸(北上運河)のクロマツ植林、および (e) 石巻湾沿岸のクロマツ植林

矢本海岸(北上運河)のクロマツ植林は、石巻湾(狭義)に面する砂浜海岸に掘削された北上運河沿いに植樹された林分を指し、造林の始まりは藩政時代に遡る。また、石巻湾沿岸のクロマツ植林は、この林分を内包する東松島市浜市から大曲地区の海岸林全体、および飛び地となった石巻市渡波の長浜海岸林から構成される。

この海岸林は、施業履歴を反映して、多様な林相を呈していたが、内陸・後背湿地側の壮齢林は自然度が高く、樹高 20 m に達するクロマツが高木層で優占し、林冠下にはカスミザクラやコナラ、シロダモ、ハンノキ、ヤマグワなどが、林床にはヤブコウジやヒメヤブラン、ツタウルシなどが生育していた。

高さ 8 m 前後の津波によって、汀線に近い林分では、高木・亜高木個体が倒壊した。反面、内陸側の林分は損傷も少なく、広い面積が残存した。林冠が倒壊し、太陽光が射し込むようになった林床では、ハリエンジュやメヒシバ、テリハノイバラ、メマツヨイグサ、セイタカアワダチソウ、ヒメムカシヨモギなどが増加した。東松島市側では、造成されて瓦礫集積場や処理場になったり、丘陵地の土砂で盛り土された林分が少なくない。

(d) 赤崎海岸のクロマツ植林

気仙沼市本吉の赤崎海岸は、津谷川の河口にできた砂浜で、クロマツが優勢でアカマツを少数交える林分がその背後を覆っていた。この赤崎海岸のクロマツ植林(RLs29)は、リアス海岸が連なる宮城県北部では、有数の規模を有する海岸林であった。

大震災の地盤沈降と大津波で、この海岸林は砂浜ともども消失した。

①ヨシ群落

ヨシは宮城県内の湿地に広く分布し、汽水性の河口や潟湖、淡水性の湖沼や放棄水田などで群落を形成し、しばしば純群落となる。石巻市の北上川のヨシ群落(RLs31)は、宮城県内では規模が最大で、景観形成や地場産業にも貢献していた。

大震災の地盤沈降と大津波による損傷は下流側で特に大きく、ヨシ群落の面積はおよそ半減した。

②深川沼のエゾウキヤガラ群落

海岸近くの湿地に生育するエゾウキヤガラ(コウキヤガラ)が、水深の浅い立地に大きな群落を形成している状況は、宮城県内では珍しい。

七ヶ浜町の深川沼のエゾウキヤガラ群落(RLs33)は、大津波で攪乱され、回復途上にある。なお、ここで絶滅危惧種のリュウノヒゲモが確認されている。

B. 複合群落

①磯の水神沼の池沼植物群落

山元町の磯の水神沼の池沼植物群落 (*RLc22*) は、ヒシ群落やマコモ群落、ヨシ群落から構成されていた。

大津波による攪乱後、ヒシやマコモ、ヨシの生育は確認されたが、ヌマトラノオや絶滅危惧種のヌマゼリ、ヤナギトラノオは消滅したと推定される。新たに、ミズオオバコが確認されている。

②磯の北堤・南堤の水生植物群落 (*RLc23*)

磯の北堤・南堤は、水神沼の南方に位置する農業用溜池で、水量は年間を通して安定していた。北堤の沼辺はヨシ・マコモ群落によって縁取られ、イヌタヌキモやホソバミズヒキモなどが混生するヒシ群落、オグラノフサモ群落も認められた。絶滅危惧種のオグラノフサモは、日本の南西部にみられる沈水植物で、極めて貴重であるが、大震災以前にすでに確認できない状況にあった。

大津波による攪乱後、イヌタヌキモやイトモとともに、ツツイトモとミズオオバコが始めて見出された。また近隣の水路では、ミズアオイが大量に出現した。

③牛橋池の水生植物群落

仙台湾岸で干拓・埋め立てが進む中、山元町の牛橋河口には汽水性の池沼・湿地がいくつか残り、絶滅危惧種のリュウノヒゲモやカワツルモ、イトモ、ツツイトモも生育する牛橋池の水生植物群落 (*RLc24*) が形成されていた。

大震災後、池沼・湿地化した領域は数十倍の面積にも広がり、貴重種ではリュウノヒゲモとカワツルモ、ドロイ、マルミノシバナ (葛西, 2013) を確認した。また、牛橋池近隣に生じた砂裸地にはマルミノシバナやシロヨモギが侵入していた。

④南長沼の池沼植物群落

かつて仙台平野には多数の池沼がみられたが、農地整備や宅地開発などで消滅していった。仙台市若林区の南長沼は、自然植生が残る貴重な池沼で、ハス群落やヒルムシロ群落などから構成される南長沼の池沼植物群落 (*RLc27*) が成立していた。

大津波の攪乱で、堤防が一部破壊された。水生植物では、ハスは見出せなかったが、ヒルムシロと絶滅危惧種のツツイトモ、イトモ、トリゲモが確認できた。なお、南長沼の北方 1.5km に位置する大沼では、2011 年晩夏、絶滅危惧種のヒメシロアサザ、ミズオオバコ、ミズ

マツバ、サガミトリゲモ、ミズアオイ、イトトリゲモ、イトモ、ミクリ、タタラカンガレイなどが確認されている (杉山ほか, 2013)。津波攪乱以前には見られなかった植物が多い。

⑤州崎浜池沼群の水生植物群落

東松島市の野蒜海岸や宮戸島には、汽水性の池沼が数か所残っている。ここには、沼辺をヨシが覆い、水中に汽水性のリュウノヒゲモ、カワツルモが生育する州崎浜池沼群の水生植物群落 (*RLc29*) があった。

地盤沈降と大津波で、池沼・湿地の面積は増大した。絶滅危惧種のリュウノヒゲモ、カワツルモ、イトクズモとともに、ハマサジやナガボノテンツキ、ハママツナ、マツナも見出された。

⑥富士沼の池沼植物群落

富士沼は石巻市雄勝の北上川沿いにある比較的大きな沼で、ヒシやリュウノヒゲモなどから構成される富士沼の池沼植物群落があった (*RLc37*)。

大津波で、堤防が一部決壊した。絶滅危惧種のリュウノヒゲモは確認できたが、ジョウロウスゲは見出せなかった。近隣の低地には、ツツイトモやリュウノヒゲモ、チャボイが出現した。

⑦長面浜の砂浜植物群落

石巻市雄勝の長面浜は、北上川河口の右岸に南北に連なる砂浜であった。ここには、ハマニンニク群落やコウボウムギ群落、ケカモノハシ群落などが配列する長面浜の砂浜植物群落 (*RLc49*) があって、河口に近い塩性湿地にはウミミドリが群落をつくっていた。

大震災の地盤沈降と大津波で、砂浜全体が消失した。

⑧仙台湾沿岸の砂浜植物群落

宮城県南端の山元町から仙台市に至るおよそ 40km の砂浜海岸には、仙台湾沿岸の砂浜植物群落 (*RLc50*) が分布していた。この群落は宮城県の自然環境保全地域に指定された領域を含みながらも、砂浜の消失、大規模な海岸保全施設や公園施設の建造、レジャー車両の走行といったさまざまな攪乱を以前から受けてきた。

上述したように、大震災の地盤沈降と大津波で、砂浜は消失 (山元町で顕著) もしくは減少し、残存した砂丘も地表の剥離や漂着土による埋積が生じて平準化した。2011 年初夏には大型土嚢による仮防潮堤が汀線近くに

敷設され、2012 年から防潮堤工事や海岸林盛り土工事が始まり、砂浜には岩礫や鈹質土が丘陵地から運び込まれて、重機が往来する状況になった。国土交通省が厳正保全エリアに指定した名取市広浦や仙台市宮城野区岡田の砂丘では、ハマニンニクやハマニガナ、ハマヒルガオ、コウボウムギ、ケカモノハシ、ハマエンドウ、オカヒジキなどが再生し、分布を広げている。また、絶滅危惧種のハマナス、ハマボウフウも生育し、ナミキソウやセンダイハギも破壊されたクロマツ植林内で見出された。一方、帰化植物のオニハマダイコンやオオハマガヤ、シナダレスズメガヤ、オニウシノケグサも目立ち始めている。

なお、山元町坂元の海岸で、クロマツ植林内に生育していたハイネズはわずかではあるが残存している。林冠が消失して明るくなった林床では、アズマネザサやテリハノイバラ、ヒメヤブラン、メマツヨイグサ、ヒメムカシヨモギなどが増えている。

⑨赤崎海岸の砂浜植物群落

気仙沼市本吉の津谷川河口左岸に、南北およそ 1 km、幅およそ 100m の砂浜海岸があった。この砂浜上の植生が赤崎海岸の砂浜植物群落 (*RLc51*) で、砂浜植物が生育し、クロマツ低木林に移行していた。

大震災の地盤沈降と大津波で、植生は砂浜とともに、ほぼ消失した。その後、裸地化した浜辺では、ハマアカザやオカヒジキ、ハマヒルガオなどが少数生育している。なお葛西 (2013) は、JR 気仙沼線跡地を越えた内陸側の放置水田域で、ミクリやミズアオイが群生し、さらにマルミノシバナやハマアカザ、ドロイ、エゾツルキンバイの生育を確認している。波打ち際近くの塩性湿地に生育していた植物の種子や植物体が、大津波で内陸に流れ、同時に誕生した攪乱跡地で命 (種族) を繋ぐ好例といえよう。

⑩鳥の海の塩生植物群落

巨理町の鳥の海は、阿武隈川河口の南側に位置する潟湖で、その南東部は湿地になっていた。この鳥の海の塩生植物群落 (*RLc52*) 内では、ヨシーウミミドリ群落ももっとも優勢で、アイアシ、イヌイ、シオクグなどが混生していた。また、乾燥する立地に向かって、ウミミドリ・ヒメキンポウゲ群落、ハマハナヤスリ・チガヤ群落が順に配列していた。

大津波による地形改変や漂着土の堆積によって、塩生植物群落は著しく損傷した。ヨシーウミミドリ群落は回復しつつあるが、絶滅危惧種のヒメキンポウゲやシバナ、ハマサジ、ナガボテンツキは確認されていない。

⑪蒲生の塩生植物群落

蒲生干潟は、仙台市宮城野区蒲生の七北田川河口にあって、シバナ群落やシオクグ群落、ハママツナーシオクグ群落などの塩生植物群落 (*RLc53*) が成立していた。

大津波で、これら塩生植物群落は壊滅状態になった。ハマナスは残ったが、その後に台風の攪乱が 3・4 回及び、地形も大幅に変わって消滅した。ヨシやアイアシは地下部から芽を出して回復し、ハママツナは大幅に増加した。そのほか砂浜では、ハマヒルガオ、コウボウムギ、アリタソウ、オカヒジキ、コウボウシバ、マルバアカザ、シロザ、メヒシバを確認した。シバナは、依然として確認できていない。

⑫井土浦の塩生植物群落

仙台市若林区の名取川河口左岸に広がる井土浦には、シオクグ群落やハママツナ群落、シバナ群落、ハチジョウナ群落などから構成される井土浦の塩生植物群落 (*RLc54*) が成立していた。

大震災の地盤沈降と大津波で、塩生植物群落は著しく攪乱されたが、シオクグ群落やアイアシ群落、ヨシ群落は回復しており、ハマナスもわずかに残っている。絶滅危惧種のハママツナは、未だ確認されてない。

⑬金華山島の植物群落 (*RLc55*)

石巻市の金華山島は、牡鹿半島の東方約 1 km に浮かぶ小島で、元来はアカマツ・オオウシノケグサ群落 (海拔 50m 以下) やモミ群落 (海拔 50m~200m)、ブナースズタケ群落 (海拔 200m 以上) といった森林に覆われていたが、700 頭にも達するニホンジカの影響で、植生は多様化・裸地化していた。また、島の周囲は露岩地や崖地となっており、海崖植物群落がみられた。

大震災では、所々で斜面崩落が発生して植生が壊れたほか、大津波による浸水被害が少しあった。海崖植物群落については、詳細調査がなされていない。

⑭松島の植物群落 (*RLc56*)

仙台湾岸の長大な砂浜海岸を二分する松島湾には、大小 230 あまりの、第三紀層凝灰岩を基盤する島嶼があ

る。一般にこれらの島嶼では、土壌が浅く、貧栄養で乾いた立地と海食崖が卓越する。そのため自然植生としては、アカマツ林やクロマツ林、海崖植物群落が目立つが、起伏と湾入に富む地形に対応してタブノキ林や砂浜植物群落、塩性湿地群落も点在していた。

松島湾の島嶼は、大津波と地盤沈降で甚大な被害を受けた。特に外洋に面した低海拔地で著しく、単一群落の項で述べたように、立地と植生は裸地化・湿地化した。放置された水田では、カワツルモ、リュウノヒゲモ、ツツイトモ、イトクズモ、ハママツナなど塩生植物の生育が著しい(葛西, 2013)。海崖においては、小規模な崩落が認められただけで、植生に対する影響は限定されているように見える。大震災以後、マツ類の立ち枯れが目立っており、松くい虫の加害も増加しているという。いずれにしろ、丁寧な現地調査が必要である。

⑮二股島の植物群落 (RLc57)

女川町の二股島は、東島と西島が並ぶ無人の小島で、海からそそり立つような海食崖を有している。台地状の頂部斜面にはススキ草原が、海崖にはハマギク・ラセータソウ群落、トベラ・マサキ群落が配列し、稀にアオノイワレンゲ群落も認められた。

2012 年 10 月に実施した船上からの観察では、海崖・頂部斜面ともに際立った崩落や植生の枯死は見出されていない。

⑯八景島の植物群落 (RLc58)

石巻市雄勝の八景島は、高さ 20~30m 海食崖を有する無人島で、頂部斜面の大部分はよく発達したタブノキ林によって覆われ、アカマツ林やケヤキ林も見出されている。ユズリハとマメヅタは、分布の北限である。

2012 年 7 月、船上と上陸により観察を行った。海崖の崩落がわずかに認められた反面、タブノキ林の林冠と林床に目立った攪乱痕跡は見出されていない。また、海崖植生の損傷実態は明確にできなかったが、植生は残存していた。

⑰椿島(南三陸町)の植物群落 (RLc59)

南三陸町の椿島も、ハマギク・ラセータソウ群落、ミヤマビャクシン・コハマギク群落、トベラ・マサキ群落といった海崖植生が成立する海食崖に縁取られ、頂部平坦地はそのほとんどがタブノキ林で覆われ、東北地方で

最大級のタブノキ巨木もある。

2011 年の上陸調査によれば、タブノキ林に顕著な攪乱痕跡は見出せなかったという。

4. 復興事業と環境保全

1) 大津波を上回る復興事業の脅威

大震災後に自律的に再生している海岸エコトーンの野生動植物と生態系に対して、復旧・復興事業は大きなダメージを与えている。とりわけ海岸線の総延長が 879km と長大で、津波浸水面積が 327km² と広大であった宮城県では(国土交通省国土地理院, 2013a, b)、海岸林や自然公園が連なる海岸域の公有緑地が、大規模に改変されてきた。重機による生物とハビタットの剥離、海砂以外の土石による埋積、構造物の画一配置・コンクリート化などが短期間に、広域で実施されてきた。防潮堤と海岸林、耕作地の復興工事が宮城県内でもっとも進んでいる仙台湾南部海岸域(山元町~仙台市に至る南北約 40km の砂浜海岸域)を中心に、これまでに導入された環境保全措置を含めて、その概況を以下に報告する。なお、現地の状況は今もめまぐるしく変化している上に、事業の主体・区間が多岐にわたり、情報公開も限定的な中での記述となることをお許しいただきたい。

大震災直後から、海岸域のスポーツ施設や海岸公園などに、瓦礫や津波堆積物が集められ、5 月には高木を失った海岸林(主として、もっとも内陸側の後背湿地領域の林分)が整地・盛土され始めて、広大な集積・処理施設に変わった。当時は、「海岸林(生態系)は壊滅した」という認識が一般的で、一刻も早い復旧・復興をかなえるためにも瓦礫の除去が最優先課題であった。瓦礫処理は 2014 年 3 月までにはおおむね終了し、その後は盛り土上に原況復帰がなされるという。

大型の土嚢等で仮復旧を行った後、防潮堤の復興を最初に手がけたのは国土交通省であった。2011 年 11 月に『河川・海岸構造物の復旧における景観配慮の手引き』(国土交通省水管理・国土保全局, 2011)が示され、それに準拠して、宮城県に特化した環境等検討委員会・懇談会が設置され(http://www.thr.mlit.go.jp/bumon/b00037/k00290/river-hp/kasen/shinsaikanren/data/06kasenkaignanshishetufukkyuniokerukeikan_

kankyohiryonotorikumi/newpage1.html/, 2014 年 1 月 11 日閲覧), 「自然環境に配慮しつつ, 被災前の位置に海拔 7.2 m の防潮堤を再建する」事業が開始されたようだ。また, 環境保全対策として, 希少な砂浜植物のマッピング, ハビタットの保存, 個体・種子の移植などが実施されている。その後, 2012 年 8 月には仙台湾南部海岸環境対策検討委員会を立ち上げ, (1) 砂浜生態系厳正保全エリアや構成種の分布拡大を促すコリドーの設定, (2) 注目種のモニタリング, (3) 防潮堤のセットバック, (4) 作業道路や施工ヤード, 資材置き場等の敷設面積縮小と位置変更, (5) 直接改変地の表土や砂浜植物の取り置きと事後修復への活用といった対応が図られている (http://www.thr.mlit.go.jp/bumon/b00037/k00290/river-hp/kasen/shinsaikanren/data/06kasenkaignanshi setufukkyuniokerukeikan_kankyohiryonotorikumi/dousyokubutunokankyouhozentaisaku.pdf/, 2014 年 1 月 11 日閲覧)。なお, 亘理・山元町の農地海岸で防潮堤や護岸の復興事業を担当する農林水産省も, 2013 年 7 月に環境配慮検討委員会を立ち上げている。これら諸機関に対しては, 地元の専門家や市民団体が環境配慮にかかわる要望を行っており, ハマナスやシロヨモギ, オオタカなどの希少種とそのハビタットの保護につながっている。

海岸林の復興に関しては, 林野庁が設置した東日本大震災に係わる海岸防災林の再生に関する検討会が, 2012 年 2 月, 事業実施に向けた指針を公表した (林野庁, 2012)。仙台湾南部海岸の海岸林復興事業については, 林野庁が直轄事業として進めているが, 公開された指針, とりわけ環境配慮に関して, 事業実施地区ごとの特性を勘案した検討がどのようになされたのか定かでない。2012 年当初, 名取市広浦と仙台市荒浜に始まる広大かつ一律の盛り土工事に対して, 地元の専門家や市民団体, 植生学会, 日本生態学会等が要望書を提出し, 意見交換が続いた。2013 年 3 月, 林野庁は仙台湾沿岸海岸防災林生物多様性保全対策検討委員会を立ち上げているが, 検討状況は公開されていないようだ。丘陵地の土砂や瓦礫粉砕物を用いた海拔 3.2m の盛り土, 枯死木のチップ材による被覆, スギ間伐材からつくった防風柵の配置という人工景観が宮城県の砂丘全域に広がろうとし

ている。

沖積平野に広がる水田を中心とした耕作地では, 停滞水の除去に続いて, 大津波が運んできた瓦礫や堆積土の除去, 除塩・客土がなされ, 大規模な圃場整備が進んでいる。ここでも「復興事業は原況復帰が基本」, 「2015 年度の完了を目指す」という大原則のもと, 田園に生育・生息する生物に配慮することなく, 重機を用いた徹底した客土と整地, コンクリート 3 面張りの水路敷設が画一的に実施されているように見える。

2) 今こそ, 「復興活動と自然環境の絆」の修復を

本稿の冒頭で述べたように, 津波被災域には各種の自然公園や自然環境保全地域, 鳥獣保護区特別保護地区, 日本の重要湿地 500, あるいは絶滅に瀕する野生動植物といった「守り, 伝えるべき自然・地域資源」が多数存在している。行政はそれらの保護・保全に対しても, 率先して対応すべきである。

松島海岸以北の砂浜・リアス海岸で多くの事業を担う宮城県では, 2013 年秋, 海岸構造物の工事にかかわって環境アドバイザー制度を立ち上げ, 地元専門家から助言を受けつつ, 簡易な環境アセスメントも導入するしくみが動き出した (ただし, 海岸林や農地整備, 高台造成については適用外で, 今後の課題)。宮城県南部の潟湖や河川, 後背湿地, そして東松島市の砂浜海岸, 松島・南三陸地方のリアス海岸では, これから復興工事が本格化する。今こそ, 3 年間にわたる復旧・復興事業で採用された環境配慮, 自然環境認識のあり方をふり返り, 機能的・順応的な復興プロセスを再構築すべきである。このこと無しに, 未来志向の復興, うるわしいふるさとの復興は成し得ない。

謝 辞

被災域で基礎調査を共にしてきた阿部鴻文氏, 原正利氏, そして宮城植物の会, 南蒲生/砂浜海岸エコトーンモニタリングネットワーク, 東北植物研究会の皆さまに感謝申し上げます。また, 佐々木豊氏には石巻地区沿岸部の植生状況についてご教示いただいた。調査を実施するにあたっては, 宮城県環境生活部自然保護課からご支援いただくとともに, 平成 24・25 年度震災に関わる学

長研究助成金 (東北学院大学), 文部科学省私立大学戦略的研究基盤形成支援事業 S1103002, JSPS 科研費 24510332 の助成を受けた。心から御礼申し上げます。

引用文献

- 蒲生干潟自然再生協議会 (編). 2008. 蒲生干潟自然再生全体構想. 52pp. 宮城県環境生活部自然保護課. <http://www.pref.miyagi.jp/soshiki/sizenhogo/zentaikousou.html/>, 2013 年 12 月 26 日閲覧.
- 蒲生を守る会. 2012. 蒲生を守る会だより 64. 30pp.
- 原 正利. 2012. 津波による陸上植生への影響. GREEN AGE (グリーン エージ), **465**: 20-23. 一般財団法人日本緑化センター.
- 東日本海岸調査委員会. 2013. 震災後の海岸植物, 海, そして人 東日本海岸調査報告書. 14pp. 公益財団法人日本自然保護協会.
- 平吹喜彦. 1990. 森林帯の主要構成常緑樹 11 種の宮城県における分布状況. 『宮城県における地域自然の基礎的研究』(森洋介編), **59-85**. 宮城教育大学.
- 平吹喜彦. 1991. 分布北限域に位置する一温帯混交林の構造と木本構成種の生態的特性. 宮城教育大学紀要 (第二分冊 自然科学・教育科学), **25**: 23-43.
- 平吹喜彦. 2005. 限界地めぐり 16 太平洋岸北限域のカシ類. 森林科学, **44**: 32-36.
- 平吹喜彦. 2011. 屋敷林の植生構造とその意義. 宮城の植物, **36**: 2-7. 宮城植物の会, 仙台.
- 平吹喜彦. 2012. 砂浜海岸エコトーンにおける震災復興. GREEN AGE (グリーン エージ), **465**: 24-27. 一般財団法人日本緑化センター.
- Hirabuki, Y. and Nagashima, Y. 2002. Invasion of endozoochorous woody species into old-growth *Pinus*-plantation on seaside sand dunes. Saito Ho-on Kai Museum of Natural History Research Bulletin, **68**: 29-39.
- 平吹喜彦・長島康雄・横澤秀夫・大柳雄彦. 2002. 仙台湾海浜県自然環境保全地域の植生: モニタリングのための基礎調査. 「仙台湾海浜県自然環境保全地域学術調査報告書」(仙台湾海浜県自然環境保全地域学術調査委員会編), 43-66. 宮城県環境生活部自然保全課.
- 環境省. 2013. 環境省. <http://www.env.go.jp/index.html/>, 2013 年 12 月 23 日閲覧.
- 環境省自然環境局生物多様性センター. 2013. 平成 24 年度東北地方太平洋沿岸地域自然環境調査. <http://www.shiokaze.biodic.go.jp/24sokuhou.html/>, 2013 年 12 月 27 日閲覧.
- 葛西英明. 2013. 宮城県の東日本大震災津波浸水域における希少植物等の 2012 年の現状. 東北植物研究, **17**: 32-43.
- 硯上山・万石浦県立自然公園学術調査委員会 (編). 1994. 硯上山・万石浦県立自然公園学術調査報告書. 278pp. 宮城県環境生活部環境保全課.
- 県立自然公園気仙沼学術調査委員会 (編). 1980. 県立自然公園気仙沼学術調査報告書. 75pp. + 付図. 宮城県.
- 県立自然公園松島学術調査委員会 (編). 1981. 県立自然公園松島学術調査報告書. 136pp. + 図版. 宮城県環境生活部環境保全課.
- 菊池慶子. 2013. 失われた黒松林の歴史復元 — 仙台湾宮城郡の御舟入土手黒松・須賀黒松—. 『歴史としての東日本大震災』(岩本由輝編), 123-153. 刀水書房.
- 気象庁. 2011. 特集 1 東北地方太平洋沖地震. 『平成 23 年 3 月 地震・火山月報 (防災編)』(気象庁編), 57-148. <http://www.seisvol.kishou.go.jp/eq/gaikyo/monthly201103/201103index.html/>, 2013 年 12 月 24 日閲覧.
- 小池一之・田村俊和・鎮西清高・宮城豊彦 (編). 2005. 日本の地形 3 東北. 356pp. 東京大学出版会.
- 国土交通省国土地理院. 2013a. 平成 23 年 (2011 年) 東日本大震災に関する情報提供. http://www.gsi.go.jp/BOUSAI/h23_tohoku.html/, 2013 年 12 月 24 日閲覧.
- 国土交通省国土地理院. 2013b. 基盤地図情報 海岸線.

- <http://www.gsi.go.jp/kiban/index.html/>, 2014 年 1 月 10 日閲覧.
- 国立国会図書館. 2013. 東日本大震災アーカイブ.
<http://kn.ndl.go.jp/static/about/>, 2013 年 12 月 26 日閲覧.
- 小山晴子. 2012. よみがえれ海岸林 - 3・11 大津波と仙台湾の松林. 83pp. 秋田文化出版.
- 松本秀明. 1994. 沖積平野の成り立ち. 『仙台市史特別編 1 自然』(仙台市史編さん委員会編), 264-277. 仙台市.
- 松本秀明. 2001. 仙台平野の地形発達と 10²⁻³ 年のタイムスケールにおける海岸の環境変化. 水工学シリーズ 01-B-1, 1-18. 土木学会海岸工学委員会・水理委員会.
- 松本秀明・熊谷真樹・吉田真幸. 2013. 仙台平野中部にみられる弥生時代の津波堆積物. 人間情報学研究, 18: 79-94. 東北学院大学.
- 南蒲生／砂浜海岸エコトーンモニタリングネットワーク. 2013. 南蒲生／砂浜海岸エコトーンモニタリングネットワーク. <https://sites.google.com/site/ecotonesendai/>, 2013 年 12 月 23 日閲覧.
- 南三陸金華山国定公園学術調査委員会 (編). 1992. 南三陸金華山国定公園学術調査報告書. 503pp. 宮城県.
- 宮城県 (編). 1982. 仙台湾海浜県自然環境保全地域学術調査報告書. 104pp.
- 宮城県 (編). 1999. 仙台湾海浜地域保全計画 (学術報告編). 145pp.
- 宮城県文化財保護課. 2013. 宮城県の指定文化財.
<http://www.pref.miyagi.jp/site/sitei/>, 2013 年 12 月 26 日閲覧.
- 宮城県環境生活部自然保護課 (編). 2013. 宮城県の希少な野生動植物 宮城県レッドリスト 2013 年版 (震災前アーカイブ). 100pp.
- 宮城県環境生活部自然保護課. 2014. 自然保護課.
<http://www.pref.miyagi.jp/soshiki/sizenhogo/>, 2014 年 1 月 11 日閲覧.
- 宮城県・社団法人宮城県林業公社 (編). 1994. 歴史かおる潮騒の森整備事業基本構想策定調査報告書. 260pp.
- 宮城植物の会 (編). 1981. 続 宮城の植物をたずねて - 海浜・湖沼の植物 -. 232pp. 第一法規出版.
- 永幡嘉之. 2012. 巨大津波は生態系をどう変えたか. 214pp. 講談社.
- 内藤俊彦. 1994. 植物相. 『仙台市史 特別編 1 自然』(仙台市史編さん委員会編), 162-204. 仙台市.
- 内藤俊彦. 2013. 宮城県の東日本大震災における津波について. 宮城の植物, 38: 6-8.
- 林野庁. 2012. 東日本大震災に係る海岸防災林の再生に関する検討会. <http://www.rinya.maff.go.jp/j/tisan/tisan/kentou.html/>, 2014 年 1 月 10 日閲覧.
- 佐々木寧・田中規夫. 2011a. 東北地方太平洋沖地震における津波被害と海岸林の状況 ~ 仙台平野 (福島県, 宮城県) における海岸林被害状況調査結果 ~. 埼玉大学研究機構環境科学研究センター. <http://iest.saitama-u.ac.jp/project/file/report-tsunami-Sendai%20Heiya20110609.pdf/>, 2014 年 1 月 10 日閲覧.
- 佐々木寧・田中規夫. 2011b. 東北地方太平洋沖地震と津波災害が海岸林や植生へ与えた影響 ~ リアス海岸 (宮城県・岩手県) における被害状況調査, 速報 ~. 埼玉大学研究機構環境科学研究センター. <http://iest.saitama-u.ac.jp/project/file/report-tsunami20110909.pdf/>, 2014 年 1 月 10 日閲覧.
- 佐々木豊・大橋広好. 2007. モクゲンジの日本国内における分布と生態, および新品種ウスギモクゲンジ. 植物研究雑誌, 82(3): 160-174.
- 仙台市科学館. 2014. 自然豊かな蒲生干潟 継続観察プロジェクト. http://www.kagakukan.sendai-c.ed.jp/news/3/gamoh_01.html/, 2014 年 1 月 10 日閲覧.
- 下山祐樹. 2013. 宮城県の三陸沿岸における東日本大震災後の砂丘植生の分布状況. 宮城の植物, 38: 1-5.
- 設楽 寛. 1978. 気象と気候. 『みやぎの自然』(みやぎの自然編集委員会編), 43-75+付図. 宝文堂. 仙台.
- 植生学会企画委員会. 2011. 東日本大震災被災地周辺

- 海岸部における植生に関する文献リスト. <http://www.sasappa.co.jp/shokusei/earthquake-related.html/>, 2013 年 12 月 23 日閲覧.
- 菅原亀悦. 1978. 北限地帯モミ林の生態学的研究. 宮城県農業短期大学紀要, **4**: 1-68.
- 菅原亀悦・飯泉 茂. 1978. 植生. 『みやぎの自然』(みやぎの自然編集委員会編), 77-128 + 付図. 宝文堂. 仙台.
- 杉山多喜子・葛西英明. 2013. 大津波後の名取市下増田北原東の植物. 宮城の植物, **38**: 9-13.
- 杉山多喜子・葛西英明・恵美泰子. 2013. 東日本大震災大津波後の仙台市大沼の植物相の変化. 東北植物研究, **17**: 44-52.
- Takayama, H. 1982. Zonation of coastal cliff vegetation on Oshika Peninsula, Miyagi Prefecture, Japan. *Ecological Review*, **20**(1): 41-52.
- 高山晴夫. 1987. 三陸海岸. 『日本植生誌 8 東北』(宮脇昭編), 414-419. 至文堂.
- 高山晴夫. 1989. 志津川の植物. 『志津川町誌 I 自然の輝』(志津川町誌編さん室編), 309-463.
- 滝口政彦. 1984. 植物と動物. 『角田市史 1 通史編(上)』(角田市史編さん委員会編), 108-177. 角田市.
- 東北地方環境事務所. 2012. 平成 23 年度仙台海浜鳥獣保護区蒲生特別保護地区植生モニタリング業務報告書. http://www.shiokaze.biodic.go.jp/data/gamo_wildlife23/Gamo23_Raport.pdf, 2014 年 1 月 10 日閲覧.
- 富田瑞樹・原慶太郎・平吹喜彦・菅野 洋. 2012. 津波によって被災した海岸林の破壊と再生モニタリング. *CROSSROADS*, **27**: 8-9.
- 富田瑞樹・平吹喜彦・菅野 洋・原慶太郎. 2013. 海岸林の津波攪乱跡地における生物的遺産の分布と堆砂状況. 自然環境復元研究, **6**: 51-60.
- 趙 憶・富田瑞樹・原慶太郎. 2013. SPOT 衛星データを用いた仙台沿岸域における震災前後の景観変化の解析. 自然環境復元研究, **6**: 43-49.

特集：東日本大震災復興プロジェクト報告

東日本大震災前後の福島県の海岸の植生と植物相の変化および植生や植物多様性の保全の状況

黒沢高秀

(福島大学共生システム理工学類)

はじめに

海岸には特殊な環境に適応した植物からなる特徴的な植生がひろがっているうえに (矢野ほか 1983), 干拓, 埋め立て, 護岸, 植林など人為的な改変がなされやすい場所である (角野・遊磨 1995; 加藤 1999). そのため, 絶滅危惧植物の多い環境であることが知られている (兼子ほか 2009). 2011 年 3 月 11 日の東北地方太平洋沖地震に伴う津波や地盤降下により農地や人工林などが湿地や塩性湿地に戻り (嶺田・友正 2012; 嶺田 2012; 湯澤 2013a), 一部の絶滅危惧植物にとって好適な環境が出現した (図 1a) (永幡 2012; 鷲谷 2012; 薄葉 2013; 杉山ほか 2013; 葛西 2013). 一方, 復旧・復興事業によりこれらの環境や, もともと残っていた湿地まで埋め立てや盛土をされる問題が生じている. また, 地元や域外の団体が善意で, その地域には分布しない植物を植栽することや, その地域で希少な植物 (絶滅危惧植物, 北限等の分布限界域の植物など) を植栽あるいは移植することが各地で行われている. 前者の場合, 国内外来植物を導入していることになる. 後者の場合, 由来が様々な株, あるいは増殖した特定少数の個体の子孫を自生地に植栽することにより, 貴重な地域個体群に遺伝的な攪乱のおそれをもたらす. 自然あるいは社会的な特殊性も考慮に入れながら, 上記のような福島県の状況を解説する. また, 津波跡地に生じた湿地や塩性湿地を保全する取り組み, 遺伝的な攪乱をもたらすおそれのある国内外来植物の無秩序な導入を防ぐ取り組みについて紹介する. なお, 本稿で「絶滅危惧植物」, 「準絶滅危惧植物」は環境省の第 4 次レッドリスト (生物多様性情報システム http://www.biodic.go.jp/rdb/rdb_f.html, 2014.1 参照) または福島県のレッドデータブック (福島県生活環境部環境政策課 2002) で絶滅危惧植物, 準

絶滅危惧植物とされた植物を指す.

福島県の海岸部の概要

福島県の沿岸部は地形的に比較的単調である. 岩手県や宮城県のように, 山地が海岸部までせり出して複雑なリアス海岸がみられる, あるいは大規模な平野部に長大な砂浜が広がるということがない. 福島県の沿岸部の大半は, 海崖と 2 km に満たない比較的規模が小さな砂浜が交互に続いている. 福島第一原子力発電所はそのような区域に立地している. 震災前の海崖の上部には, ヒサカキ, ヤブツバキなどの常緑低木を多く伴い, 時にコハマギクなどが生育するクロマツ林 (杉山ほか 2005) やアズマネザサが優占する群落 (湯澤 2005) があり, 崖の中腹はカモガヤ, スイカズラなど, 下部はテンキグサやコウボウシバなどが生育している (湯澤 2005). 比較的規模が小さい砂浜には, ハマグルマ-コウボウムギ群集に区分される砂丘植生が成立し (宮脇ほか 1994, ただしハマグルマを欠く), ハマヒルガオ群落, コウボウシバ群落, コウボウムギ群落, テンキグサ群落などが見られる (湯澤 2005). 砂浜の陸側には防潮堤が築かれ, その背後にクロマツが植林されているのが一般的である. そのようなクロマツ林の低木層にはヒサカキなど, 草本層にはヤブコウジ, ヒメヤブランなどが生育しているが, 概して組成が単純である (湯澤 2005).

単調な沿岸部の例外として, 福島県北部に比較的規模の大きな潟湖, 干潟, 砂州を備えた松川浦がある. 福島県は東北地方で最も干潟の面積が大きい (環境庁自然保護局 1998a; 1998b), これは松川浦があることによる. 一方で, 岩手県や宮城県のように, 河口域にまとまった干潟がある大きな河川はない. 震災前には, 松川浦にはシバナ群落, シオクグ群落, ハマサジ群落などの小規模な塩性湿地が点在していた (杉山ほか 2005). 新地

町埤浜 (らちはま) などにも塩性湿地が見られ、ウミミドリやハマサジが生育していたが (福島県生活環境部環境政策課 2002; 櫻井ほか 2013), 松川浦以外の地域では既に干拓や護岸によりほとんど失われていた。松川浦には、潟湖のアマモ群落, 砂州上に人工的に作られた池のカワツルモ群落など, 汽水域特有の水生物群落も見られた (杉山ほか 2005)。また, 太平洋に面した砂浜には, ほとんどの部分の海側に消波ブロックが置かれ, 陸側には全体にわたって高さ T.P.(東京湾平均海面) +6.2 m の防潮堤が築かれていたが, ハマヒルガオ群落, オニシバ群落など砂浜特有の植生も残っていた (杉山ほか 2005)。しかし, 砂州の大部分はクロマツ植林, 様々な樹木を植えた公園, キャンプ場やグラウンドを備えた自然教育施設で占められていた (杉山ほか 2005)。

単調な沿岸部のもう一つの例外として, 南部にある比較的規模の大きな砂浜が残る新舞子浜が挙げられる。新舞子浜の砂浜には, コウボウムギ, ハマニガナ, ハマヒルガオなどが優占する砂丘植生が発達している (櫻村 1987; 菅野他 2009)。それ以外は広い砂丘植生に乏しく, 全国でも大阪府に次いで砂浜海岸長が短い県である (環境庁自然保護局 1998a; 1998b)。

福島県は 1998 年の時点で自然海岸が 19.68%, 半自然海岸が 31.79%, 人工海岸が 41.96% と, 東北地方で最も自然海岸の割合が少なく, 最も人工海岸の割合が多い県である (環境庁自然保護局 1998a; 1998b)。また, 自然海岸の割合は, 全国でも 6 番目に低く, 海岸の人為的改変圧の高かった県である。

津波による福島県の海岸部の植生の変化

東北地方太平洋沖地震で生じた津波の福島県での最大波の高さは, 相馬市相馬の津波観測点で 9.3m 以上 (気象庁「相馬」の津波観測点の観測値について <http://www.jma.go.jp/jma/press/1104/13a/201104131600.html>, 2014.1 参照), いわき市小名浜の津波観測点で 3.3m (気象庁「いわき市小名浜」の津波観測点の観測値について http://www.jma.go.jp/jma/press/1103/14c/tsunami_onahama.html, 2014.1 参照) であった。また, 地震により生じた地盤降下は, 相馬市中村字本町, 浪江町大字下津島字宮平, いわき市平四ツ波字石森, いわき

市常磐湯本町日渡のそれぞれの電子基準点で -32cm, -26cm, -50cm, -50cm, であった (国土地理院 <http://www.gsi.go.jp/chibankansi/chikakukansi40005.html>, 2014.1 参照)。

一般に, 東日本大震災では, 津波と地盤降下により, 海岸部の植生あるいは土地利用区分では特に海岸林, 水田などの農地, 市街地に大きな影響が出たとされる (例えば永幡 2012; 嶺田・友正 2012; 嶺田 2012; 葛西 2013)。福島県でも, 同様の傾向が見られた。

津波や地盤降下による福島県の海岸部の植生の著しい変化として, 北部の平地の沿岸に広大な湿地や塩性湿地が生じたことが挙げられる (図 1a) (薄葉 2013; 葛西 2013)。この地域は, 隣接する宮城県の仙台平野沿岸とともに, 津波による浸水面積の最も大きかった地域である (国土地理院 浸水範囲の土地利用別面積 <http://www.gsi.go.jp/chirijoho/chirijoho40025.html>, 2014.1 参照)。宮城県北部以北では, 浸水範囲に占める建物用地など人工的な場所の割合が高かったのに対し, これらの地域では, 浸水範囲に水田の割合が多かった (北澤 2012)。特に南相馬市は, 宮城県石巻市と共に, 水田の浸水面積が最も多い市町村であった (国土地理院 浸水範囲の土地利用別面積 <http://www.gsi.go.jp/chirijoho/chirijoho40025.html>, 2014.1 参照)。沿岸の水田は湿地の埋め立てや潟湖の干拓によって作られたものが多い (例えば杉山・古関 2005)。そのため, もともと湿地化しやすい地形や地質である上に, 埋土種子なども存在していると思われる。浸水した水田面積が大きかったことも, 宮城県の仙台平野沿岸と共に, 福島県北部沿岸で津波跡地に広大な湿地や塩性湿地が出現することにつながった原因の 1 つと思われる。

一方で, 松川浦に残されていた貴重な塩性湿地は, 津波による局地的な浸食や, 地盤降下により, そのほとんどが失われた (葛西 2013; 江田至ほか 未発表)。しかし, 塩性湿地を構成していたシバナ, オオシバナ, タチドジョウツナギなどは, 震災後に湿地化した元クロマツ植林や元水田などに出現している (図 1b) (葛西 2013; 湯澤 2013a; 江田至ほか 未発表; 渡邊祐紀ほか 未発表)。

海岸林は, 福島県でも大きな影響を受けた。相馬市やいわき市などでクロマツ植林が壊滅的な影響を受けたこ



図 1 福島県の東日本大震災の津波跡地の植生の様子. a: 新地町の津波跡地に出現した湿地. 手前に写っているのは群生するコウキヤガラ (2013 年 8 月 5 日). b: 相馬市松川浦鵜の尾岬の元クロマツ植林にみられたタチドジョウツナギ, トウオオバコなどの塩性湿地植物群落 (2011 年 9 月 6 日). c: 震災から間もなくの松川浦大洲のクロマツ植林 (2011 年 4 月 20 日). d: 松川浦大洲に設けられた保存区域. 手前に写っているのはハマツナ (2013 年 9 月 14 日). e: 松川浦大洲に設けられた保全区域. 一部は資材置き場などに一時利用される (2013 年 5 月 9 日). f: 南相馬市南海老の県天然記念物「海老浜のマルバシャリンバイ自生地」. クロマツなどの枯木の間にシロツメクサなどの陽地生草本およびシャリンバイ幼木が生育している (2012 年 7 月 16 日).

とが観察されている (図 1c) (永幡 2012; 原 2012; 葛西 2013; 湯澤 2013a).

砂浜植生は、岩手県の沿岸では大きな影響がなく (Hayasaka et al. 2012), 宮城県の七北田川河口部では大きな影響が観察されている (長島・西城 2012). 福島県の砂浜植生も一部が失われたり縮小した例が確認されている (湯澤 2013a). 塩性湿地や海岸林ほど全面的な影響があったわけではなく、一部は失われつつも砂浜植生が残されたところも多かった (根本ほか 2013; 江田至ほか 未発表). また、ハマエンドウ、ハマヒルガオなどの、多年草で地下茎を地中に展開する種からなる群落が早い回復を見せた (湯澤 2013a).

海崖では、津波による崖ごとの崩落や植物体の流失などの影響が報告されている (根本ほか 2013; 湯澤 2013a). ただし、崩落が起きたのは一部であり、流失を免れた植物も多く、海崖への影響も塩性湿地や海岸林ほど全面的ではなかったようである (根本ほか 2013; 江田至ほか 未発表). ただし、海崖は十分な植生学的研究が行われていないため、実際にどの程度影響が出ているかは今の所ははっきりしない.

福島県の海岸部で行われている復旧・復興事業

現在、津波跡地では復旧・復興事業が急ピッチで進められている。ここでの復旧事業は概して災害復旧事業を指す。災害復旧事業は、自然災害に際して公共的な施設の機能の復元のために国が定めた制度で、一般的には公共土木施設災害復旧事業費国庫負担法などの法律に基づく。元にあったものを元にあったように復元するのが基本の制度である。国の直轄事業と自治体の事業があり、自治体の事業では一般補助事業より高い補助率で国が負担する。被災年を含めて3年以内に支出されるのが原則であるが、被害が甚大なため、今回の震災の海岸復旧事業は5年以内とされている。一方、復興事業は、復旧事業と異なり、機能を向上させるあるいは新たなものを作るような様々な事業を指す。

津波跡地で進められ、植生に大きな影響を与えていると考えられる復旧事業や復興事業として、海岸防災林復旧事業、防潮堤復旧事業、防災緑地整備事業の3つの事業が挙げられる。福島県の海岸防災林復旧事業につい

ては、国有林では林野庁いわき森林管理署、県有林および市町村有林、私有林では福島県相双農林事務所およびいわき農林事務所が担当している。防潮堤復旧事業については福島県相双建設事務所、相馬港湾建設事務所、いわき建設事務所および小名浜港湾建設事務所、防災緑地整備については福島県相双建設事務所、いわき建設事務所および新地町が担当している。海岸防災林は保安林などもともと森林であった場所を中心に、森林を管理する国や自治体の事業実施者が森林を復旧するもので、防災緑地は市街地や集落であった場所を中心に、建設関係の国や自治体の事業実施者が緑地を新たに整備するものである。従って、盛土をして植林している点では同じでも、海岸防災林と防災緑地は元の土地利用と事業実施者が異なる。そのため、海岸防災林は森林(人工林)としての、防災緑地は公園としての性格が強い傾向がある。

森林管理所や県農林事務所が担当している海岸防災林の復旧事業は、林野庁が設けた東日本大震災に係る海岸防災林の再生に関する検討会が2012年2月に取りまとめた、「今後における海岸防災林の再生について」(<http://www.rinya.maff.go.jp/j/press/tisan/120201.html>, 2014.1 参照)に、おおむね従って行われている。この指針には「林帯幅200m以上」、「地下水位等から2~3m程度の地盤の高さを確保」と記されている。この指針をよく読むと、「地域の実情…を踏まえ」ること(10, 11 ページ)、「地域の生態系保全の必要性等を踏まえ」ること(10 ページ)も記されている。しかし、担当部局にとって、林野庁の指針から外れた林帯幅や盛土をするのは、抵抗があることのようなのである。私の知る範囲では、福島県で行われている海岸防災林復旧事業において、土盛りはいずれも地下水位+2.9mを基準に行われている。後述する絶滅危惧生物などへの配慮も、原則的に林帯幅200mを確保した上で、それ以上の幅がとれるところで行われている。

県建設事務所や新地町が担当している防災緑地の整備事業は、福島県土木部が2012年11月に定めた「福島県防災緑地計画ガイドライン」(福島県 http://www.wcms.pref.fukushima.jp/pcp_portal/PortalServlet;jsessionid=559D0187B07FB4A7EA48C4EF1916F2D7?DISPLAY_ID=DIRECT&NEXT_DISPLAY_ID=U0000)

04&CONTENTS_ID=26868,2014.1 参照) に従って行われている。ワークショップを開催して地域住民や土木、園芸、景観などに関する専門家の意見聴取を行い、整備の具体案が立案されている。

海岸法は 1999 年に大幅に改定され、第二条の二の規定により国が定めた海岸保全基本方針に基づき、第二条の三の規定により都道府県が各地域の海岸の海岸保全基本方針を定めている。県建設事務所と港湾建設事務所が担当している防潮堤の復旧事業は、この方針に基づいている。防潮堤や消波ブロックの設置場所、および防潮堤の天端高 (TP) は、相馬市茶屋ヶ岬より北については「仙台湾沿岸海岸保全基本計画」、南については「福島沿岸海岸保全基本計画」で決められている。これらは、東日本大震災をうけて、2013 年 4 月に海岸堤防高などを見直した変更が行われている (福島県 http://www.cms.pref.fukushima.jp/pcp_portal/PortalServlet;jsessionid=EB09A8D1C7FBB5F51AC50957EF08BD7E?DISPLAY_ID=DIRECT&NEXT_DISPLAY_ID=U00004&CONTENTS_ID=21686, 2014.1 参照)。ここでは福島県沿岸の海岸堤防高を富岡海岸から広野海岸までを 8.7m、それ以外を 7.2m に定めているが (宮崎 2012; 横山 2012)、これは海岸における津波対策検討委員会の議論を踏まえた農林水産省と国土交通省の「設計津波の水位の設定方法等について」の通知 (2012 年 7 月 8 日) による (横山 2012)。防潮堤や消波ブロック設置場所や、防潮堤の高さを変更する裁量は、復旧事業実施者にはないのが実情である。そのため、絶滅危惧生物などへの配慮として防潮堤や消波ブロックを設置しないことや、防潮堤の高さを下げるなどの対策を行うのがきわめて難しい。一方で、防潮堤の海岸線からの位置の若干の変更は、これらよりは対応しやすいかもしれない。

復旧・復興事業は、これらの法律や指針などの他に、さらに自治体などが作成した復興計画 (例えば、「相馬市復興計画」http://www.city.soma.fukushima.jp/0311_jishin/hukkou_keikaku_2.html, 2014.1 参照) などとも整合性を図りながら計画、実施されている。

福島県の海岸部の復旧・復興事業での 植生・生物多様性への配慮

福島県では「福島県野生動植物の保護に関する条例」が 2004 年に公布・一部施行、2005 年に全面施行されている。この中で、県は公共事業の際に、希少野生動植物の保護に配慮すること、国や自治体など公的機関の事業の際にも、必要に応じて適切な情報の提供に努めることが定められている。実際には、福島県希少野生生物生息・生育情報管理システムとして、以下のように運用されている。県や公的機関の事業実施者が一定以上の規模の公共事業を行うときに、その場所を含む 3 次メッシュ (行政管理庁標準地域メッシュ) で県のレッドデータブック (福島県生活環境部環境政策課 2002) 掲載生物が確認されているか否かを自然保護課のデータベースに照会する。確認されている場合は、事業実施者が自然保護課を通じて専門家と相談するなど配慮策の検討をする。自然保護課のデータベースは福島県のレッドデータブックを作成した際に集めたデータに、その後の調査などで明らかになった情報も一部付け加わったものである。これは実際の生育箇所よりかなり少ないメッシュしか登録されていないと考えられている (黒沢 2006)。配慮策が適切であるかの検証も行われぬ (ただし、後述のように県の復旧事業については事後に現地調査を行う)。また、県内の市町村は概して保全の意識が低く、このシステムを利用している自治体は少ない。このような欠点をかかえているが、このシステムにより毎年度多くの希少野生動植物の生息・生育箇所を回避、低減、代償などの保全措置が取られており、福島県の保護上重要な植物の保全に大きな役割を果たしていると思われる。

福島県における県や国の復旧・復興事業においても、震災直後を除いて、基本的に福島県希少野生生物生息・生育情報管理システムにより配慮策が検討されてきた (ただし、2011 年 7 月の通知により、しばらくの間は自然保護課や専門家に照会せずに事業実施者のみで配慮策を検討することも可能なように、簡略化して運用された)。県いわき農林事務所がハマゴウ (福島県レッドデータブックで絶滅危惧 I 類) の生育地 2 カ所を土砂で埋め、いわき建設事務所がカワラハンミョウ (環境省レッドリ

ストで絶滅危惧 IB 類) の生息地に消波ブロックを仮置してしまい、2013 年 7 月に地元の新聞で大きく報じられるということがあった。しかし、国や県の復旧・復興事業でこれ以外に植生や生物多様性に関してあまり大きな問題や対立が生じなかったのは、このシステムを用いていたことも影響しているかもしれない。

南相馬市では絶滅危惧植物のシャリンバイや、分布の北限に近い常緑樹が比較的大規模に植樹された。また、いわき市では絶滅危惧植物であるハマゴウ、ハマナス、シャリンバイの植栽、あるいは栽培株の野生化が確認された(根本ほか 2013)。このような遺伝的多様性に悪影響を与える可能性がある善意の活動が行われないう、研究機関と自治体、住民などとの連携や普及啓発が重要であることが指摘されている(根本ほか 2013)。福島県土木部の「福島県防災緑地計画ガイドライン」では、ハマナスやシャリンバイなどの絶滅危惧植物も植栽に適した樹種として挙げられていたが、後に生物多様性に配慮した植栽の考え方が示された。その考え方は、絶滅危惧植物、準絶滅危惧植物、県立自然公園の指定植物は原則的に植栽しないこと、自生種は原則としてその地域で採取された種子から発芽させたものとする事など、遺伝的多様性に配慮した先進的なものであった。いわき市内の防災緑地ではその方針で植栽が行われる予定である。2013 年 10 月 24 日には、福島県土木部職員特別研修「公共工事における希少野生動植物への配慮について～津波被災地の復旧・復興工事をケーススタディとして」が開催され、専門家を講師として、遺伝的多様性への配慮を含む、生物多様性保全に関する研修が行われ、認識の共有が図られた。また、2013 年 12 月には、発注予定地域の環境系コンサルタントによる調査、専門家の意見聴取、事業後の調査、配慮事例集の作成などを詳細に定めた、復旧工事の際の希少野生動植物への対応の土木部運用ルールが定められた。

福島県の海岸部各地の植生や植物相、 復旧・復興事業、および保全の状況

津波や地盤降下あるいは復旧・復興事業により、福島県内で植生や土地利用に大きな変化が見られた地域を中心に、海岸各地の植生や植物相の状況、事業の進捗状況、

植生や生物多様性の保全の状況を北から順番に述べる。

1. 新地町の沿岸部

新地町の埴浜の背後に集落や海岸林があり、その内陸側の埴川沿いから砂子田川間に水田が広がっていた。集落や海岸林は津波により失われた。より内陸の水田はガマ、ヒメガマ、サンカクイ、イヌビエなどが顕著な湿地と化した(薄葉 2013; 葛西 2013)。この湿地には、タコノアシ、ウミミドリ、ミズアオイ、コウキヤガラなどの絶滅危惧植物が多数見られた(図 1a)(薄葉 2013; 葛西 2013; 葛西英明 未発表)。この中でも、アズマツメクサ、ツツイトモ、チャボイはこれまで福島県内では確認されていなかった植物であり、特筆に値する(薄葉 2013; 葛西英明 未発表)。

これらの場所の一部は、福島県によって、T.P. +7 m 程度の盛土と植林を伴う防災緑地が整備される予定であった。希少な植物の生育が確認された事を受けて、2013 年 8 月 5 日に福島県自然保護課、相双建設事務所などにより「新地町における希少野生動植物意見交換会」が開かれ、地元の植物の専門家による説明、担当部局と専門家の意見交換、現地確認が行われた。現在は、可能な範囲で湿地を残す方向で検討が進んでいる。

2. 松川浦

松川浦は、震災前後に植生や植物相が詳細に調べられた貴重な地域である。2003～2004 年に 80 箇所以上で植生調査が行われていた(杉山ほか 2005)。湯澤ほか(2009)でも 2 箇所ですべて植生調査が行われている。また、絶滅危惧種を中心に数十種の植物の生育場所が特定されていた。さらに、2002 および 2004 年に砂州である大洲で証拠標本採集を伴う植物相調査が行われ(細越ほか 2005)、その後も補足的に調査が続けられていた。

松川浦では震災後の 2011 年に植生調査および植物相調査が江田至ほか(未発表)により、2012 年に植生調査が湯澤(2013a)により行われ、震災前との比較が行われている。その結果、杉山ほか(2005)の調査箇所ですべて場所が特定できたコドラートのうち、約 20% が津波による浸食で土壌ごと消滅し、約 45% が地盤沈下による水没などで植生が消滅し、維管束植物が生育していた

のは約 35%に過ぎなかった。クロマツ植林だったコドラートの大半で津波によりクロマツが全滅していた。また、シバナ群落、シオクグ群落などの塩性湿地のほとんどが津波による局地的な浸食や地盤降下で消滅した。ヨシ群落も過半が津波による浸食や地盤降下で消滅したが、1/3 程のコドラートはヨシ群落として維持されていた。震災前に大洲で確認されていた約 350 種類の維管束植物のうち、再確認できたのは約 100 種類に過ぎなかった。約 15%であった帰化率は約 20%に上昇した。チゴユリなど林床生の種類は多くが消滅し、ヨモギなど路傍生の種類は多くが残存した。ハマハナヤスリなど津波の浸食で消滅した絶滅危惧植物がある一方で、ノウルシなど分布が変わったもの、ハママツナなど塩性湿地の植物で震災前より分布を広げた絶滅危惧植物も見られた（以上、江田至ほか 未発表）。大洲の砂浜植生では、湯澤ほか（2009）の調査区の砂丘植物群落は消失し、近傍もハマヒルガオとコウボウムギ以外は消失し、新たにオニハマダイコンとヨシが侵入していた（湯澤 2013）。

松川浦の砂州である大洲には、福島県立自然公園松川浦の特別地域であるにも関わらず、震災直後から相馬市によりがれきが運び込まれ、広い面積が造成地にされた。その後、2012 年度から福島県相双農林事務所と林野庁いわき森林管理署による海岸防災林復旧事業と、福島県相双建設事務所による防潮堤の復旧事業が始まった。

海岸防災林復旧事業は、潮害防備保安林や保健保安林として主にクロマツが植林されていた部分、および様々な樹木を植えた公園、「相馬海浜自然の家」という自然教育施設の建物や駐車場、キャンプ場であった場所を、林野庁の海岸防災林再生指針に従って、全面的に T.P.+3.8m になるよう盛土するものであった。福島県相双農林事務所が行った環境アセスメント調査により、造成されなかった場所の広い範囲に、ハママツナやオオシバナなどの絶滅危惧植物が多数生育することがわかった。そのため、相双農林事務所は、福島県の希少野生動植物保護条例に従って配慮策を検討した。具体的には、海岸林や生物多様性保全の専門家による「海岸防災林希少種検討会議」を 2012 年 7 月から 2013 年 1 月にかけて開催した。そこでの意見を踏まえて林野庁などと協議を行った上で、防災機能を確保しつつ生物多様性に配慮し

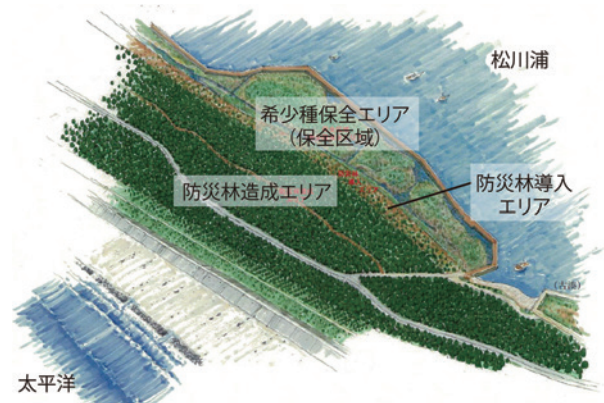


図2 東日本大震災後に福島県松川浦の海岸防災林復旧事業で設けられた保全区域とエコトーン概念図。福島県報道発表資料を一部改変。

た復旧計画を作成した。それはゾーニングを基調とし、基本的に 200m の「防災林造成エリア」を確保した上で、それ以外の部分に「希少種保全エリア」、「防災林導入エリア」を設けるというものであった（図 2）。希少種保全エリアには、土盛りせず重機も入れない「保存区域」と、資材置き場などに一時利用するが工事後は湿地や干潟に戻す「保全区域」を設けた。保存区域（図 1d）は、自然教育施設のグラウンドであったが震災後に一部が干潟や塩性湿地化した、松川浦に面した場所に約 1 ha 設定され、保全区域（図 1e）は、松川浦に面して約 20～120m 幅で約 9.5ha 設定された（図 3a）。「防災林導入エリア」は防災林造成区域と保全区域の間に 15m ほどの幅で設けられた 1:5.0 の緩斜面で、エコトーンの役割を果たすことが期待される。このほか、湿地を良好に保つための水路の維持（図 3b）、繁茂を始めた侵略的外来生物ハリエンジュの駆除などの配慮も含められた。この計画は、2013 年 3 月 29 日に福島県森林保全課と相双農林事務所名でマスコミに公表された。隣接する国有林にも同様の保全区域を 1.4ha 設ける予定であることも公表された。

3. 南相馬市海岸部

松川浦より南の南相馬市鹿島区から原町区にかけての低地の海岸では、水田や集落であった場所に、震災後に湿地が生じ、絶滅危惧植物であるミズアオイなどの湿地の植物、準絶滅危惧植物であるイガガヤツリなどの塩性

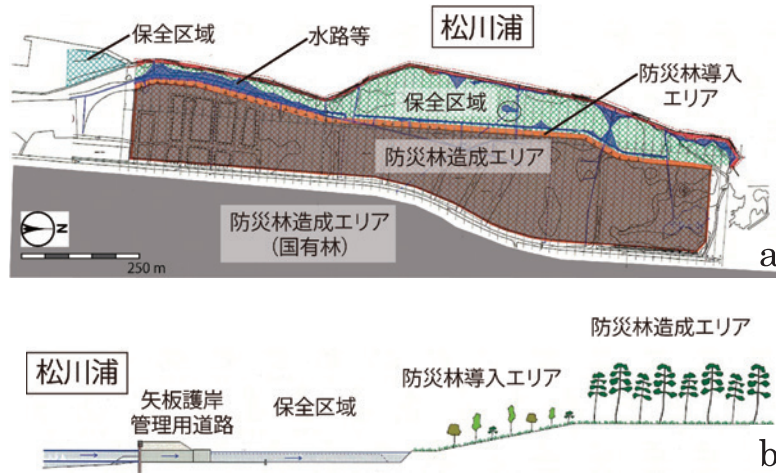


図3 東日本大震災後に福島県松川浦の海岸防災林復旧事業で設けられた保存区域、保全区域とエコトーンの計画図。a:平面図。b:断面図。福島県報道発表資料を一部改変。

湿地の植物の生育が見られるようになった。これらの地域では、2013年度から福島県相双農林事務所による海岸防災林復旧事業が開始されている。事業の始めに、松川浦での事例に習って環境アセスメントが行われ、希少種の位置と量が把握された。現在、数 ha 以下の小規模な湿地を数カ所で残すことが計画されている。

南相馬市鹿島区南海老には、福島県の天然記念物である「海老浜のマルバシャリンバイ自生地」があった。2012年の調査では、津波によりクロマツをはじめとする樹叢は失われ、堆積した砂の上にシロツメクサやイワニガナなどの草本が繁茂していた。シャリンバイも成木が折れるなどの被害を受けていたが、幼木などが旺盛に生育していた(図1f)(黒沢 未発表)。この場所も海岸防災林復旧事業の範囲に含まれていたが、盛土や植林は行われないこととなった。ただし、別の事業の折に、天然記念物指定地内でシャリンバイの小規模な移植が行われてしまった。

鹿島区真野川河口の右田浜キャンプ場跡地では、2013年10月6日に南相馬市が主催した植樹祭が行われた。「潜在植生」として絶滅危惧植物のシャリンバイを含む、タブノキ、スダジイ、シラカシなどの照葉樹の2万本の苗木が植えられた。

南相馬市の南は帰還困難区域に指定されて、立ち入りが制限されていることもあり、震災後の海岸の植生や植

物相の状況は明らかとなっていない。防潮堤などの復旧事業も進んでいない。

4. 福島県南部の海岸

富岡町からいわき市にかけての海岸では、福島県のレッドデータブック(福島県生活環境部環境政策課2002)で絶滅危惧植物および準絶滅危惧植物として掲載された植物の震災後の2011年から2012年の生育状況が明らかとなっている(根本ほか2013)。それによると、記録があった植物のうち、ハマカキランやマツバラは確認できなかった。また、植栽された絶滅危惧種のハマゴウ、ハマナス、シャリンバイや、これらの栽培株が繁殖して野生化した場所があることも確認された。

いわき市の須賀海岸では津波により砂のほとんどが流出し、ハマエンドウが優占する砂丘植物群落は消滅した(湯澤2013a)。小浜海岸では津波で砂の堆積が起き、砂丘が10mほど伸長したが、菅野ほか(2009)の調査場所周辺ではハマヒルガオ以外の植物がほとんど消失した(湯澤2013a)。新舞子浜では津波後も砂浜が残されたが、菅野ほか(2009)の調査場所周辺ではハマアカザ、ハマハタザオなどの一年草や越年草が消失した。

福島県の震災前後の海岸部の植生や 植物相に関する研究の状況

震災前の福島県海岸の植生に関しては、杉山ほか (2005) による松川浦、湯澤ほか (2009) による相馬市南部および南相馬市の海岸、菅野ほか (2009) によるいわき市の海岸の報告がある。また、1990 年代には宮脇ほか (1994) による南相馬市原町区での植生学的研究がある。『鹿島町史』(湯澤 2001)、『原町市史』(湯澤 2005) に現在の南相馬市の海岸植生の植生調査の簡略化された結果が示されている。これらの他、『楡葉町の植物改訂版』(湯澤ほか 2003)、『浪江町史別巻』(櫻井 2003) に海岸部の植物の様子が記してある。この他、横浜植生学会が出版した文献がいくつか存在するようであるが、確認できていない。

震災後の植生に関する研究として湯澤 (2013a) があり、相馬市、南相馬市、いわき市の各地の海岸植生の組成表や景観の写真が掲載されている。根本ほか (2013) に福島県南部の富岡町からいわき市までの 24 箇所の海岸の震災後の景観や植生の写真が掲載されている。

震災前の植物相に関しては、櫻井ほか (2013) に福島県全域の海岸植物の生育状況が記録されているほか、県内の海岸の植物相に関する研究のレビューが掲載されている。杉山ほか (2005) には相馬市松川浦の植物相が記されており、細越ほか (2005) は松川浦、佐藤・黒沢 (2010) は松川浦以外の相馬市の 3 箇所の海岸の植物リストを掲載している。また、黒沢 (2012) には福島第一原子力発電所事故による当時の警戒区域等を含む浪江町から楡葉町までの植物相に関するレビューおよび福島大学共生システム理工学類生物標本室 FKSE に保管されている標本にもとづく植物リストが掲載され、根本・黒沢 (2014) には帰還困難区域などを含む南相馬市から広野町までの、文献に基づく植物リストが掲載されている。いわき自然塾 (2006) には、海岸の絶滅危惧植物などの福島県内の分布や生育状況が記されている。

震災後の植物相に関しては、葛西 (2013) に松川浦の状況や、新地町の津波跡地に生じた湿地の様子が、薄葉 (2013) に新地町の津波跡地に出現したツツイトモ

とチャボイの生育状況や周囲の環境が記されている。また、根本ほか (2013) に福島県南部の富岡町からいわき市までの海岸の絶滅危惧植物および準絶滅危惧植物の生育状況が、湯澤 (2013a) に福島県レッドデータブック (福島県生活環境部環境政策課 2002) 掲載の 11 種類の植物の生育状況が記されている。湯澤 (2013b) は宅地だった場所に外来植物のカラクサナズナが繁茂しているのを報告している。

謝 辞

千葉県立中央博物館の原正利氏には本稿の執筆の機会を与えていただいた他、原稿を読んでアドバイスをいただきました。本稿には福島大学共生システム理工学類の江田至氏と渡邊祐紀氏の未発表の研究成果を多く引用させていただきました。放送大学大学院文化科学研究科の根本秀一氏には原稿を読んでアドバイスをいただきました。ここに記して感謝致します。本研究の一部は三井物産環境基金研究助成 (No. R12-F2-217, 研究代表者黒沢) により行われた。また、一部は福島大学うつくしまふくしま未来支援センター環境エネルギー部門防災基盤情報担当の事業の一環として行われた。

引用文献

- いわき自然塾(編). 2006. ふくしまの滅びゆく植物たち. 歴史春秋出版, 会津若松.
- 薄葉 満. 2013. 福島県産水・湿地生植物新報知 6. フロラ福島, (29): 57-63.
- 角野康郎・遊磨正秀. 1995. エコロジーガイド ウェットランドの自然. 保育社, 大阪.
- 葛西英明. 2013. 宮城県の東日本大震災津波浸水域における希少植物等の 2012 年の現状. 東北植物研究, (17): 32-43.
- 櫻村利道. 1987. 福島県の植生. 福島県植物誌編さん委員会 (編), 福島県植物誌, pp.27-63. 福島県植物誌編さん委員会, いわき.
- 加藤 真. 1999. 日本の渚 失われゆく海辺の自然. 岩波書店, 東京.
- 兼子伸吾・太田陽子・白川勝信・井上雅仁・堤 道生・渡邊園子・佐久間智子・高橋佳孝. 2009. 中国 5

- 県の RDB を用いた絶滅危惧植物における生育環境の重要性評価の試み. 保全生態学研究, **14**: 119-123.
- 環境庁自然保護局. 1998a. 第 5 回自然環境保全基礎調査 海辺調査 総合報告書. 環境庁自然保護局, 東京. (<http://www.biodic.go.jp/reports/umibe/index.html>)
- 環境庁自然保護局. 1998b. 第 5 回自然環境保全基礎調査 海辺調査 データ編. 環境庁自然保護局, 東京. (<http://www.biodic.go.jp/reports/umibe/index.html>)
- 菅野修三・湯澤陽一・湯澤幸代. 2009. 福島県海岸の砂丘植物群落及び砂礫植物群落とその変遷Ⅱ いわき地方の海岸. フロラ福島, (26): 51-61.
- 北澤哲弥. 2012. 東日本大震災と被害の概要. 中村俊彦・北澤哲弥・杉田博樹 (編), 災害と生物多様性 災害から学ぶ, 私たちの社会と未来, pp.14-17. 生物多様性 JAPAN, 東京.
- 黒沢高秀. 2006. 植物資料収集とデータベース化から見えてきた福島県内の水域生態系の変遷. 福島大学理工学群共生システム理工学類共生のシステム **2**, 自然共生・再生研究: 46-48.
- 黒沢高秀. 2012. 福島第一原子力発電所の事故による警戒区域および計画的避難区域内の飯舘村, 浪江町, 双葉町, 大熊町, 富岡町, 楢葉町, 葛尾村の維管束植物相に関する文献および標本. 福島大学プロジェクト研究自然と人間, (9): 29-49.
- 櫻井信夫. 2003. 植物. 浪江町史編纂委員会 (編), 浪江町史別巻 I 浪江町の自然, pp.26-85. 福島県双葉郡浪江町, 浪江.
- 櫻井信夫・根本秀一・黒沢高秀. 2013. 東日本大震災前の福島県 (および隣接する宮城県亘理町と茨城県北茨城市) の海岸およびその周辺部の維管束植物の分布. 福島大学地域創造, **25**(1): 137-192.
- 佐藤美紗子・黒沢高秀. 2010. 福島県相馬市尾浜, 茶屋ヶ岬, 立切南の植物相と相馬市周辺の海岸の環境変化. 福島大学プロジェクト研究自然と人間, (8): 32-52.
- 杉山多喜子・葛西英明・恵美泰子. 2013. 東日本大震災大津波後の仙台市大沼の植物相の変化. 東北植物研究, (17): 44-52.
- 杉山廣雄・小関慎二. 2005. 自然環境の変遷. 福島県生活環境部自然保護グループ (編), 重要湿地松川浦総合調査報告書, pp.9-29. 福島県生活環境部自然保護グループ, 福島.
- 杉山廣雄・細越 啓・北岡文美代・坪井恭子・黒沢高秀. 2005. 植物 (松川浦周辺及び浦内の島の植物相及び植生). 福島県生活環境部自然保護グループ (編), 重要湿地松川浦総合調査報告書, pp.31-53. 福島県生活環境部自然保護グループ, 福島.
- 長島康雄・西城光洋. 2012. 2011 年東北地方太平洋沖地震津波被害後の七北田川河口の植生景観. 仙台市科学館研究報告, (21 別冊): 5-11.
- 永幡嘉之. 2012. 巨大津波は生態系をどう変えたか 生きものたちの東日本大震災. 講談社, 東京.
- 根本秀一・黒沢高秀. 2014. 福島第一原子力発電所事故による帰還困難区域, 居住制限区域, 避難指示解除準備区域, および旧緊急時避難準備区域を含む市町村 (福島県川俣町, 飯舘村, 南相馬市, 浪江町, 葛尾村, 田村市, 川内村, 双葉町, 大熊町, 富岡町, 楢葉町, 広野町) の文献に基づく野生維管束植物の情報. 福島大学地域創造, **25**(2) (印刷中).
- 根本秀一・黒沢高秀・藤原かおり. 2013. 東日本大震災後の福島県南部海岸の絶滅危惧植物等およびその生育地の状況. 福島大学地域創造, **24**(2): 81-95.
- Hayasaka, D., Shimada, N., Konno, H., Sudayama, H., Kawanishi, M., Uchida, T. & Goka, K. 2012. Floristic variation of beach vegetation caused by the 2011 Tohoku-oki tsunami in northern Tohoku Japan. *Ecological Engineering*, **44**: 227-232.
- 原 正利. 2012. 津波による陸上植生への影響. グリーン・エージ, (465 (2012 年 9 月号)): 8-11.
- 福島県生活環境部環境政策課 (編). 2002. レッドデータブックふくしま I—福島県の絶滅のおそれのある野生生物— (植物・昆虫類・鳥類). 福島県生活環境部環境政策課, 福島.
- 細越 啓・北岡文美代・坪井恭子・黒沢高秀・杉山廣雄. 2005. 松川浦の植物目録. 福島県生活環境部自然

- 保護グループ(編), 重要湿地松川浦総合調査報告書, pp.155-197. 福島県生活環境部自然保護グループ, 福島.
- 嶺田拓也. 2012. 津波被災農地の植生状況と植生管理の必要性. 農村計画学会誌, **30**: 540-541.
- 嶺田拓也・友正達美. 2012. 平成 23 年(2011 年)東北地方太平洋沖地震による津波被災農地の植生管理の必要性 宮城県仙台平野南部における調査から. 農村工学研究所技報, (213): 297-304.
- 宮崎典男. 2012. 福島県の海岸における被災状況及び復旧方針. 海岸, **51**, 51-55.
- 宮脇 昭・藤原一繪・石井 茂. 1994. 原町市の植生常緑広葉樹林北限域およびイヌブナ林域における緑環境保全と緑回復のための植生学的研究. 原町市, 原町.
- 矢野悟道・波田善夫・竹中則夫・大川 徹. 1983. 日本植生図鑑 II 人里・草原. 保育社, 大阪.
- 湯澤陽一. 2001. 海岸砂浜の植物. 海岸崖地の植物. 鹿島町史編纂委員会(編), 鹿島町史 第 2 卷 資料編 1 自然, pp.467-471. 福島県鹿島町, 鹿島.
- 湯澤陽一. 2005. 海岸砂浜の植物. 海食地の植物. 原町市教育委員会文化財課市史編纂室(編), 原町市史 第 8 卷 特別編 1 自然, pp.197-204. 原町市, 原町.
- 湯澤陽一. 2013a. 2011 年東日本大震災による津波が福島県の海浜植物に与えた影響について. 植物地理・分類研究, **61**: 1-14.
- 湯澤陽一. 2013b. 東日本大津波の被災地に「飼料臭乳」の原因となるカラクサナズナが繁殖. 東北植物研究, (17): 53-54.
- 湯澤陽一・菅野修三・伊賀和子. 2009. 福島県海岸の砂丘植物群落及び砂礫植物群落とその変遷 I 相双地方の海岸. フロラ福島, (26): 41-50.
- 湯澤陽一・富田武子・張尾雅信. 2003. 楢葉町の植物改訂版. 楢葉町教育委員会, 楢葉.
- 横山喜代太. 2012. 岩手, 宮城, 福島三県の新計画堤防高. 海岸, **51**: 102-107.
- 鷺谷いづみ. 2012. 震災後の自然とどうつきあうか. 岩波書店, 東京.

特集：東日本大震災復興プロジェクト報告

平成 25 年度植生学会シンポジウム (福島県相馬市)

テーマ：東日本大震災で被災した海岸林復旧のあり方を考える—植生保全も目指した松川浦での試み—

植生学会企画委員会

日 時：2013(平成 25)年 9 月 7 日 (土) 13:00-17:00
会 場：相馬商工会議所会議室 (福島県相馬市中村桜ヶ丘 71). 定員：一般・会員 100 名.

S06 よみがえれ, 松川浦!
新妻香織 (はげっ子倶楽部)

15:40-16:30
総合討論 司会：藤原道郎・原正利

〈シンポジウムプログラム〉

9 月 7 日(土)13:00-16:30

司会：藤原道郎・原正利

13:00-13:05

主催者挨拶
福島 司 (植生学会長)

13:05-13:30

S01 植生学会としての震災後の植生保全に対する取り組み
原 正利 (千葉県立中央博物館 海の博物館・植生学会震災復興プロジェクトチーム)

13:30-14:00

S02 震災前と後の松川浦の自然, 植生, 植物相および行われている復旧事業
黒沢高秀 (福島大学共生システム理工学類)

14:00-14:25

S03 松川浦の海岸林の復旧事業とそこでの試み
成井伸司 (福島県相双農林事務所)

14:25-14:50

S04 クロマツ海岸林の機能とこれからの維持管理
坂本知己 (独立行政法人森林総合研究所)

14:50-15:10

S05 海岸植生の保全・再生と海岸林
藤原道郎 (兵庫県立大学大学院緑環境景観マネジメント研究科・植生学会企画委員会)

15:10-15:20 休憩

15:20-15:40

主催者挨拶 開催にあたって
植生学会会長 福島 司

このシンポジウムを開催するに当たり, この度の災害で大きな被害を受けられた地域の皆様に心からお見舞い申し上げます。

植生学会では, 震災直後に学会内にプロジェクトチームを組織し, 被災地の研究者や市民と協力しながら津波被害の実体とそれが植生に与えた影響について, 青森県から千葉県までの広い範囲で現地調査を実施して参りました。学会では, その調査結果を被災地の復興に役立てるべく, 昨年度は岩手県盛岡市で日本自然保護協会と共催で, シンポジウム「岩手の海岸の自然再生に向けて」を開催しました。多くの方の参加をいただき, 海岸地域の自然の植生の大切さ確認するとともに, 復元の必要性について活発な討論が行われました。また, 学会の HP でも積極的に情報発信を行ってまいりました。

植生学会は, これまで取り組んできた調査成果をさらに地域に還元したいという思いから, この度, 地元研究者, 市民の方々や関係諸団体のご協力により, 震災復旧に関する第二回目のシンポジウム「東日本大震災で被災した海岸林復旧のあり方を考える～植生保全も目指した松川浦での試み～」を開催する運びとなりました。

今回, このシンポジウムでメインに議論する松川浦地区に関しては, その防災と植生保全の重要性から, 林野庁や福島県の委員会で活発な議論が行われ, いくつかの具体的な保全対策が進められようとしています。現在の松川浦の自然は大きく変貌していますが, まず, 自然の中心である植生を核として復元と保全が進めることが

大切です。

本日は、松川浦の自然が持つ生態的・社会的価値、松川浦の海岸林の復旧事業の試み、日本全体のスケールでの海岸林や海岸域の再生や維持管理の事例紹介など、多くの話題提供が予定されており、報告と具体的な保全のための提案が行われることになっております。

主催者としては、このシンポジウムが松川浦をはじめとして被災した海岸地域の復興に少しでも役立つことを願っております。限られた時間ではありますが、どうぞ、皆様のご意見と活発な討議をよろしくお願いいたします。

植生学会としての震災後の植生保全に対する取り組み

原 正利

(千葉県立中央博物館分館 海の博物館)

東日本大震災に伴う大津波によって、多大な人的被害が生じると共に、海岸域の生態系も大きなダメージを受けました。植物の集合体である植生は陸上生態系の骨格をなし、被災地の生態系の再生を図る上からもとても重要な要素です。植生学会では、大震災後、植生学の知見を被災地の復興に活かすことを願い、現地の調査やその結果報告、関連する小集会やシンポジウムの開催、ホームページ上での被災地の植生関連情報の発信など様々な取り組みを進めてきました。2011年の秋には、企画委員会内に、現地の研究者や市民を含む震災復興プロジェクトチームを作り、2012年には現地の植生や植物の再生状況について広域的な調査を実施しました。一方、復興工事の進捗によって、本来の生物多様性が大きく損なわれてしまわないよう、津波被災地の自然の保全に関する提言や要望書を関係当局に提出するなど社会的な取り組みも進めてきました。本講演では、まず、今回の大津波の概況と海岸植生への影響について広域的な視点から整理し、次に環境省特定植物群落への津波の影響について簡単に報告したのち、これまでに提出した要望書や、シンポジウム開催等の取り組みを紹介して、シンポジウム全体の導入とします。

今回の津波により、北海道から千葉県にかけての広い海岸域で深刻な被害が発生しましたが、植生への影響という点から見ると、岩手県～宮城県北部のリアス海岸域と、仙台平野～福島県の沖積平野が広がる海岸域では影

響の仕方が異なりました。リアス海岸域では、津波の引き波によって岩礁海岸の植生が破壊されましたが、植物相自体は比較的良好に残存し、その後、植生遷移が急速に進んで植生が回復しつつあります。ただし、河口部など比較的、小規模な砂浜に作られていた海岸林は、津波の衝撃と地盤沈下によって立地ごと失われてしまったものが多く見られます。一方、仙台平野など低平な沖積平野が広がる地域では、津波の押し波によって、マツを主体とする海岸林の多くが倒伏し内陸側に流亡して失われました。しかし、砂浜植生は比較的良好に残され、2012年には上層のマツが失われた砂浜で旺盛に再生する様子が観察されました。特定植物群落に着目すると、やや高い場所に成立していたタブノキ林など森林植生への影響は無いが軽微でしたが、砂浜や塩湿地に成立して草本植生には消失など大きなダメージを受けた群落が見られました。福島県の特定植物群落については、影響はほとんどありませんでした。

植生の自然再生が進む一方で、防潮堤の建設や海岸林の復興など工事の影響によって海岸域の植生が大きく損なわれてしまう可能性が高まりました。このため、植生学会では、学会の立場からの東日本大震災への提言をまとめホームページ上で公開するとともに、林野庁や岩手、宮城、福島3県の知事あて復興事業に関する要望書を提出してきました。提言では、多様な自然の植生・生態系の保全とそれを活かした復旧、復興の提案、自然の海岸林を参照した海岸林の保全・再生、外来植物の繁茂防止への留意を求めています。また、要望書では、津波以前の生態系や現在の立地環境への配慮、適切な工事手法の選択、専門委員会の設置、モニタリングに基づく順応的管理の実施などを求めています。しかし、急速に進む復興事業の中で、植生学会が要望している事項を実現していくことは、中々、困難で、極めて具体的な保全・再生計画を工事計画の中に盛り込んでいく必要があります。松川浦の計画は、この点での先行事例と言え、モデルケースとなる可能性があると考えています。

災害前と後の松川浦の自然、植生、植物相および行われている復旧事業

黒沢高秀
(福島大・共生システム理工)

相馬市松川浦は、汽水の潟湖、砂州と海崖、島がセットで残された、岩手県から関東地方の太平洋側で数少ない場所である。また大規模な干潟、アマモ場、カキ礁が当たり前のように見られる奇跡のような場所である。小規模であるがシバナ群落などの塩性湿地が残り、汽水のヨシ群落にはヒメマイトトンボが生息していた。

2011 年 3 月 11 日に起きた東日本大震災の際に、関東地方北部から東北地方の太平洋岸の海岸部は巨大な津波による被害を受けた。福島県相馬市は 8.9m の津波に襲われ、県立自然公園および環境省の重要湿地に指定されていた松川浦周辺も、浦を越えた 2km 内陸まで津波が達した。海岸沿いの砂州にあったクロマツ植林はほぼ全滅し、地盤も 40m 前後沈下した。

松川浦では 2002～2004 年に 88ヶ所で植生調査が行われるとともに、砂州である大洲で証拠標本採集を伴う詳細な植物相調査が行われ、絶滅危惧種を中心に数十種の植物の生育場所が特定されていた。また、その後も継続的に調査がなされ、植物相および植生に関する知見が蓄積されていた。2011 年 4 月より松川浦で植物相調査および植生調査を行い、震災前の植物相と比較した。その結果、場所が特定できた 83ヶ所のコドラートのうち、19ヶ所が津波による浸食で土壌ごと消失し、36ヶ所が地盤沈下による水没などで植生が消滅し、維管束植物が生育していたのは 28ヶ所に過ぎなかった。2000～2010 年に確認されていた 352 種類の維管束植物のうち、再確認できたのは 112 種に過ぎなかった。15.9%であった帰化率は 20.5%に上昇した。チゴユリなど林床生の種類は多くが消滅し、ヨモギなど路傍生の種類は多くが残存した。ハマハナヤスリなど津波の浸食で消滅した絶滅危惧種がある一方で、分布が変わったもの、塩性湿地生の植物でハママツナなど震災前より分布を広げたものが見られた。

松川浦の砂州である大洲には、震災直後から相馬市によりがれきが運びこまれた。その後、2012 年度から福

島県相双農林事務所と林野庁いわき森林管理署による海岸防災林と、福島県相双建設事務所による防潮堤の復旧工事が始まった。絶滅危惧種が多数生育することから、福島県の希少野生動植物保護条例に従って、生物多様性保全のための会議やヒアリングが行われた。その結果、海岸防災林では、10ha 以上の保存地域や保全地域を設定し、干潟、塩性湿地や湿地の生態系復元を盛り込むことができた。我が国の保安林復旧事業としては、森林以外の生態系復元を行うという点で、画期的であると考えられる。

松川浦の海岸林の復旧工事とそこでの試み

成井伸司
(福島県相双農林事務所)

福島県相馬市では、東日本大震災とこれに伴う大津波によりまして、重軽傷者を含め 490 名の犠牲者があったことに加え、一般家屋では全壊家屋 1,002 棟、半壊 817 棟もの人的被害が発生し、防潮堤や道路等の各種施設さらには、当事務所で所管する相馬市の海岸防災林(潮害防備保安林)についても約 65ha 全てが大津波により壊滅的被害を受けました。海岸防災林の復旧を行うため、平成 23 年 11 月より平成 25 年 3 月にかけて、測量調査等を行い、その中での「環境調査」の報告の中で、「レッドデータブックふくしま」に掲載のある希少野生動植物が多数確認されたことから、当事務所で行う災害復旧事業(護岸工事と盛土工事)と後に計画となる海岸防災林造成事業(植栽工や防風柵の設置)を実施するにあたり、希少野生動植物の保全を行うため、福島県の土木工事における希少野生動植物に対する取り扱い方法と今回取り組みました復旧事業の工事計画内容をご紹介します。今後の各復旧事業等の一つの参考になれば幸いです。

クロマツ海岸林の機能とこれからの維持管理

坂本知己
(独立行政法人森林総合研究所)

大部分の海岸林では、砂地という貧栄養地に生育でき、潮風にも強いクロマツが植栽されており、クロマツ海岸林の造成を前提に述べる。海岸林は、林帯部分のほか、

砂草体、前砂丘から構成され、これらが揃って海岸林（海岸砂防林）は機能する。林帯部分だけでは機能しない理由は、林帯は発生した飛砂を止め続けることができないためである。林帯があると風速が弱められるので飛砂は落下、堆積する。砂は林内に入り徐々に海岸林を埋めていくため飛砂を止め続けることはできない。そこで必要になるのが、飛砂に埋もれながらもその機能を維持し続ける空間である砂草帯である。砂草とは、海岸砂丘地に生育できる海浜草本植物のことで、代表的な種としてハマニンニク、コウボウムギ、ケカモノハシなどがある。砂草がクロマツと大きく異なるのは、たとえ砂に埋没したとしても、砂を補足する能力が回復することである。林帯の海側に設けるのが前砂丘（前丘とも呼ぶ）である。前砂丘の役割は、発生した飛砂を止めることではなく、風や飛砂を集中させないことと、その後方に、風速の弱まる空間（防風範囲）を出現させることである。林帯の役割は、砂地を樹木で覆うことによって飛砂の発生源をなくすことと、林帯の海側で発生した飛砂が落下する空間を持つことである。しかし、すべての海岸林がこのような構造をしているのではなく、たとえば前砂丘や砂草帯を欠いている湘南海岸砂防林（神奈川県）でその役割を果たしているものが堆砂垣である。

海岸林の造成には、植物を導入する前に、砂の動きを落ち着かせることが不可欠である。砂の動きを止めるにあたっては、地表の整形（整地）が肝要である。整地は凹部を埋めることと、凸部を削ることで行われるが、かつては、高さ（地上高ではなく標高）を揃えた堆砂垣を設置し、飛砂を捉えて頂部の水平な前砂丘を造ることで達成してきたが、現在では、堆砂垣を設置して砂丘を造るほどの空間的ゆとりはなく、また、かつてほどの飛砂がないこともあり、短期間で目的を達成できる重機による整地・前砂丘の造成が一般的である。この場合、機能的には前砂丘であるが、飛砂を利用しないので人工盛土と呼ばれる。ある程度の飛砂は抑えた後でも、植栽に対しては強風と乾燥の悪条件が残っている。強風対策としては防風垣、乾燥対策としては、古くから埋め藁、敷き藁が使われている。植栽するクロマツの本数は、通常 10,000 本/ha が実施されてきた。密植を採用する理由は、早期に鬱閉させて砂地を樹木で覆いたいこと、密植した

方が海風に対して、植栽木が相互に守りあうことができるからである。密植した方が初期の成長状況が良いとされている。一方、密植するほど、早い段階から本数調整が必要になる。現在では、その費用と手間を省くために、海側にすでに林帯が成立しているなど、環境条件が良い場所では 5,000～8,000 本/ha の植栽もおこなわれるようになった。

クロマツ海岸林の課題としてマツ材線虫病、海岸林の本数調整、前砂丘の維持・管理、広葉樹林化がある。マツ材線虫病に対する対策については、保全するマツ林の決定、現在の被害量を微害に誘導、微害の維持という一連の戦略としてまとめられているが、必ずしも適切に実施されているわけではなく、壊滅的な被害となった海岸林も少なくない。本数調整はこれまで適切には行われていなかったが、「クロマツ海岸林の管理の手引きとその考え方」（森林総合研究所 2011）が示され、今後、本数調整が進むことが期待される。本数調整の 1 回目を遅れずに実施することが重要である。前砂丘の維持管理重要である。前砂丘が崩れるきっかけとなるのは、砂草の生育状況が不均質になることあり、人の通行やそれ以上に問題となるのは車両の進入である。クロマツ海岸林に侵入した広葉樹の扱いは、広葉樹林化するかマツ林として維持するかによる。広葉樹林化するのであれば、クロマツ林として維持するために、高木性の広葉樹は除去する方が無難であると考えられる。クロマツのように海岸の厳しい環境下でも生育でき、かつ最大樹高が大きい樹種は他に知られていない。そのため、海岸林の最前縁部においては、広葉樹によってクロマツと同等の樹高を確保することは難しいと考えられる。一方、林帯後方において、クロマツに保護されながら広葉樹がクロマツと同等の樹高を維持することは可能である。そこで、マツ材線虫被害地のクロマツ海岸林を広葉樹林化する際の樹種選択としての手順も提案されている。

（講演要旨より抜粋）

参考：坂本知己，2013. 海岸クロマツ林の造成. 佐々木寧・田中則夫・坂本知己著，津波と海岸林，共立出版.

海岸植生の保全・再生と海岸林

藤原道郎

(兵庫県立大学大学院緑環境景観マネジメント研究科・
植生学会企画委員会)

海岸植生には①砂浜海岸・礫浜海岸の植生、②塩湿地(潟湖を含む)の植生、③岩石海岸(海岸崖地)に加え、内陸側には④後背湿地の植生もあり、立地に応じた多様な植生が海岸植生の特徴と言えます。

また、砂浜海岸の植生は汀線からの距離や比高などにより、海側から打上げ帯(一年生草本:オカヒジキなどの群落)、多年生草本帯(コウボウムギ帯、ケカモノハシ帯)、矮低木帯(ハマゴウ帯)、低木帯(マサキ・トベラ帯)が成立しています。海岸林は矮低木帯・低木帯から内陸側に植栽されることが多いですが、徐々に汀線側へ植栽域が拡大され、多年生草本帯での海岸林が造成されることもあります。したがって海岸林造成により、矮性低木、多年生草本群落の減少が生じています。

一方、自然に発芽・定着したクロマツも海岸域には生育しており、多くは疎林となっています。その林床にはウンランなどの海岸生の多年生草本がみられます。クロマツ植林による海岸林においても植栽密度が低い場合には、林床に海浜植生が見られます。土盛りをした場合においても、小規模で表面が砂質で覆われ、周辺に海浜植生が残存している場合には、海浜植物の定着が生じている場合もあります。

海岸域は高頻度の攪乱により海岸植物の枯死・消失は起こりやすく、種子、栄養体等での移動が行われ、詳細スケールで分布は変動しています。そこで、現在生育していなくても、生育可能性な立地の確保や、補うことのできる複数の局所個体群の維持が重要となります。しかし、人為的攪乱が激しい場合や山土などが持ち込まれ立地自体が改変された場合など、さらには意図的に導入された場合などニセアカシアやイタチハギなど外来種の増加が顕著となり、海岸の植物の生育が益々困難となってきました。

植生学会は、「学会としての提言」において、植生学

の立場から以下の 3 点を提案しています。

1. 多様な自然の植生・生態系を保全し、それを活かした復旧、復興を行うこと、
2. 自然の海岸林を参照した海岸林の保全・再生を行うこと
3. 新規植栽に外来植物の使用を避けるとともに、外来植物の繁茂防止に努めること

また、海岸植生の保全と再生に向けて必要な配慮として、海岸林復興事業に関しての要望書において以下の 4 点をあげています。

- 配慮 1. 津波以前の生態系や現在の立地環境に配慮すること(津波後に残存している海浜植生を破壊しないこと。潟湖とその周囲の塩湿地等の貴重な生態系を改変しないこと。地盤沈下の激しい場所では、海岸林のセットバックを検討すること)
- 配慮 2. 海岸林の造成にあたっては適切な工事手法を検討すること(海浜に山土を持ち込まず、盛土範囲は最小限とし、材料は砂を用いること。工事用道路の施設にあたって、線形および道路の素材を検討すること。工事区間の分散により、可能な限り一回の改変面積を縮小すること)
- 配慮 3. 自然環境への配慮を実現するために、専門家委員会を設置すること
- 配慮 4. 将来にわたるモニタリングの実施、順応的管理を取り入れること

松川浦においては研究者や地域の方々の地道なモニタリングに加え行政の理解により、かなり配慮されていると思われませんが、他の地域では配慮が不十分のようです。自然の恵みを将来世代に引き継ぐためにも海岸植生の保全に配慮した海岸林の再生・創出が、これからの海岸林に求められると考えられます。海岸域の植物の十分な個体群と生育できる立地の確保が基本的に重要であり、海岸林を造成する場合においても基質はできるだけもとの表層砂を維持し、植栽密度は低く、人為的攪乱を抑えることが、海岸生態系の保全と海岸林の創出との共存につながると考えられます。

植生の生物多様性評価手法試論
— 一種・生態系レベルでの生物多様性評価指標を中心に —

亀井裕幸

1. はじめに

とある役所で

上司：「生物多様性基本法」に地方自治体は「生物多様性地域戦略」というのを策定することが規定されているそうだけど、うちはどうなっているの。

部下：法には努力義務しか規定されていないので、様子見です。

上司：そんなことで大丈夫か。なぜ策定しないのか聞かれたら、どう答えるつもりなんだい。努力義務だからやらないでは通らないだろう。

部下：でも、生物多様性の実態も分かっていないのに、策定作業に入ってもいいんですか。

上司：それじゃ、実態調査の委託でも考えなきゃいけない。

部下：え、でも……。何をどう調べればよいのかも、まだわかっていないんですが。

上司：それは困ったな。ともかく何でもいから調べるとは言えないし……。

こんな会話が合ったかどうかは知りませんが、似たような話であれば筆者もしたことがあります。

そう、生物多様性という言葉はけっこう聞かれるようになったのですが、じつは、地域の生物多様性の現状を的確に評価するためには、どのような評価指標をどう使えばよいのか、えられたデータからはどのような情報や課題を見出すことができるのかという、方法論はまだ一般にはあまりよく理解されていないのです。

植生に関する調査・解析手法がクライアントに正しく理解されていないことで、今でも苦勞している保全の現場に（浜田 2009；雨嶋 2009；山本 2009；森定 2009；戸井 2009 など）、生物多様性地域戦略の策定ラッシュがさらなる混乱を招くであろうことを思うと、心が痛みます。

そこで、本報では、植生の生物多様性を評価するためには、生物多様性の階層構造をどのように理解すればよいのかということ、階層構造を活かした評価をおこなうためには、評価指標が生物多様性の質的側面を表すものなのか量的側面を表すものなのかをよく理解したうえで利用することが必要なこと、かつて紹介した生態種群などの評価指標（亀井 2006, 2008a, 2008b）は、生物多様性のどの階層レベルのどのような特徴を表す指標なのか、そして、それぞれの指標のあいだにはどのような関係があるのか、植生の生物多様性を評価するための手法を確立させるためには、私たちはこれから何をしなければならぬのか、という点を中心に論じてみたいと思います。

2. 生物多様性の階層レベルにあった評価指標を選ぶ

1) 生物多様性の階層構造にひそむ落とし穴

生物多様性概念については、使われ始めてから 20 年以上がたち、また、その後締結された生物多様性条約では用語が明確に定義されているので、その言葉の意味する内容が固定していてもおかしくないのですが、実際には、この言葉の意味する内容については、論じる人によってかなりちがっているように感じます。

このことは、「自然」という言葉が人によりかなり違った意味で理解されていたり、対象範囲が違っていたりする現象（亀井ほか 2004 など）と、とてもよく似ています。ただ、生物多様性のなかでも、その階層構造に関する定義については、生物界の階層構造をふまえたもので、一見すると、「自然」という言葉のようなあいまいさとは無縁のようにみえます。しかし、生物多様性概念を実際の生物的自然の調査・解析現場で使おうとしたときに立ちどころの難しさは、まさにこの階層構造の定義のなかにあると、筆者は考えています。

生物多様性の階層構造は、生態系の多様性、種の多様性（以下では、種の多様性には属や亜種、変種などの、他の分類群を含むこともあることを前提として議論を進めます）、遺伝子の多様性（亜種や変種は種内の変異なので、基本的には遺伝子の多様性に含まれることとなります）で表されることが多いのですが（図 1）、このうちの種の多様性については、一番古くから調べられているにもかかわらず、分類学と生態学で異なる取り組みがなされてきたからです。

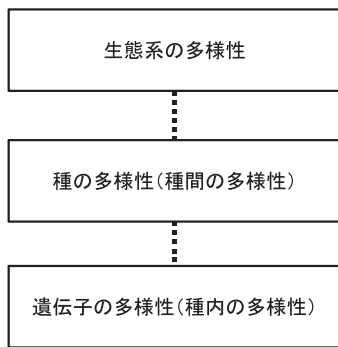


図 1. 生物多様性の階層構造（環境省自然環境局編（2008）による）：カッコ内は生物多様性条約における用語（環境省編（2010）による）

地域のフロラ・ファウナについては、地域の種の多様性を知るための基本情報ですが、分類学の分野では系統分類体系にしたがった目録が作成されています。この目録は多くの県や地域で作成されていて、国内には莫大な量の研究成果が蓄積されています（植物に関しては鳴橋編 2002, 山田編 2013 参照）。

生態系や生物群集内の種の多様性は、生態学で扱うことが多い多様性で、やはり多くの研究があります。生態系・生物群集内の種の多様性を表す一番簡単な指標は生物群集（対象が植生であれば植物群落）に出現する種の数ですが、生態学の分野では種の多様性を表す数値指標として、そのほかにも多くの多様性指数が利用されています（伊藤・宮田 1977；宮下・野田 2003；Magurran 2004 参照）。

そのため、現地調査でえられる生物多様性情報を図 1 の階層構造に合わせたかたちで示すと（図 2）、分類学の方法でえられる「地域・景観内のフロラの多様性」と

生態学の方法でえられる「群落内の（もしくは群落間の）種多様性」という異質な情報がともに種レベルの多様性に位置付けられることになるのです。

本来別のものを種の多様性としてひとくくりしているのですから、分かりにくいわけです。

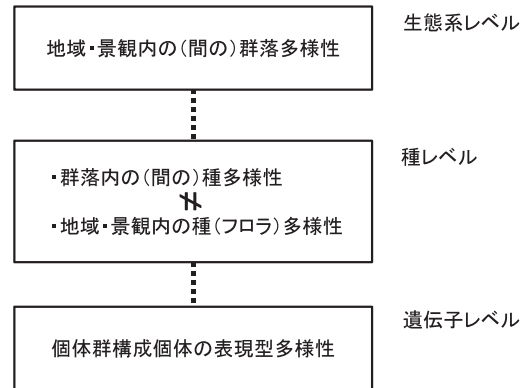


図 2. 植生調査でえられる生物多様性情報の生物多様性階層構造上の位置

2) 生物多様性の階層構造を見直す

この難問を克服するために有効なのが、生物多様性のうちの diversity within species に対応する多様性を「遺伝学的多様性 (genetic diversity)」、diversity between species に対応する多様性を「分類群の多様性 (taxon diversity)」、diversity of ecosystem に対応する多様性を「生物群集の多様性 (community diversity)」とすることで生物多様性を区分し、分類群間の遺伝的な類似性からえられる多様性を「系統学的弁別性 (phylogenetic distinctiveness)」とし、「希少性 (rarity)」と「固有性 (endemism)」とともに、多様性に関連する弁別性 (distinctiveness) のひとつとする van der Maarel 氏の提案 (van der Maarel 1997) と、生物多様性条約をつくる際の議論をふまえ、生物多様性を「生態学的多様性 (ecological diversity)」、 「系統学的多様性 (systematic diversity)」、 「遺伝学的多様性 (genetic diversity)」の三つに区分するという伊藤氏の提案 (伊藤 1999) です。

van der Maarel (1997) の区分と伊藤 (1999) の区分は、「遺伝学的多様性」のとらえかたや生態学と分類

学が扱う生物多様性を明確に分けている点では似ているのですが、伊藤 (1999) が「系統学的多様性」を diversity between species に位置づけているのに対し、van der Maarel (1997) では、伊藤 (1999) が「生態学的多様性」としたものを二つに分け、そのうちの「生態系における種の多様性」を「分類群の多様性」として diversity between species に位置づけ、「生態系における生物群集の多様性」を「生物群集の多様性」として diversity of ecosystem に位置づけている点、伊藤 (1999) の「系統学的多様性」を「系統学的弁別性」として「希少性」、「固有性」とともに弁別性として別の範疇に位置づけている点で違っています。

図 2 に示した生物多様性情報の各項目を van der Maarel (1997) の提案に合わせるかたちにグループ分けすると図 3 のように、伊藤 (1999) の提案に合わせるかたちにグループ分けすると図 4 のようになります。図 3、図 4 を見比べると、両者の違いは基本的には「景観・群落内の (間の) 種多様性」を分類群の多様性に位置づけるのか、生態学的多様性に位置づけるのかの違いだけであることがわかります。ただ、このままでは、分類学が扱う多様性と生態学が扱う多様性の関係を明確にすることはできません。

そこで、図 5 に示すように、図 3 の「生物群集の多様性」、すなわち図 4 の「生態学的多様性」のうちの「地

域・景観内の (間の) 群落多様性」を生態系レベルに、図 3 の「分類群の多様性」のうちの群落内の多様性、すなわち図 4 の「生態学的多様性」のうちの「群落内の種多様性」を種レベルに位置づけ、全体を「生態学的多様性」としてくくりにし、分類学が扱う図 4 の「系統学的多様性」すなわち図 3 の「系統学的弁別性」と、図 3 の「分類群の多様性」のうちの群落より上位のグループ内での多様性をあわせたものと同じく種レベルの「系統学的多様性」として位置付けるというかたちで、van der Maarel (1997)、伊藤 (1999) の提案を図 1 に示した生物多様性の階層構造と整合するかたちに再編し、種レベルのフロラの多様性、すなわち「系統学的多様性」と直接関連付けられるのは、同じ種レベルの「群落内の種多様性」だけであることを明確にさせることを提案したいと思います (図 5)。

生物多様性の階層構造と野外でえられる生物多様性情報の関係をこのように理解すれば、生物多様性概念の一般的な階層構造を活かしながら、生態学が扱ってきた多様性と分類学が扱ってきた多様性を関連付ける道が開けます。

3) 量的側面と質的側面のどちらを調べればよいのか?

生物多様性の階層構造を図 5 に示すように理解し、それぞれの階層における多様性や階層が異なる多様性間

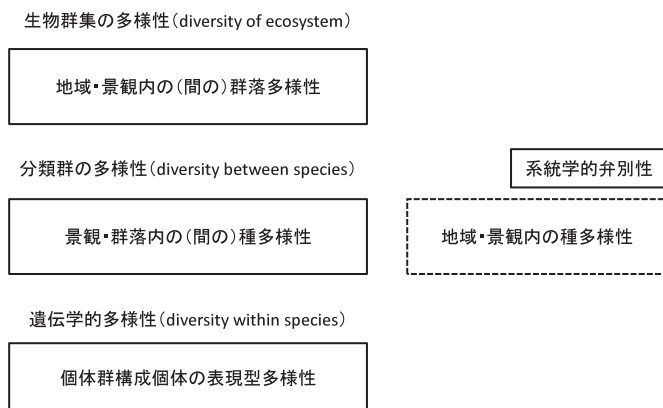


図 3. 植生調査でえられる生物多様性情報と生物群集の多様性、分類群の多様性、系統学的弁別性、遺伝学的多様性 (van der Maarel 1997) との関係

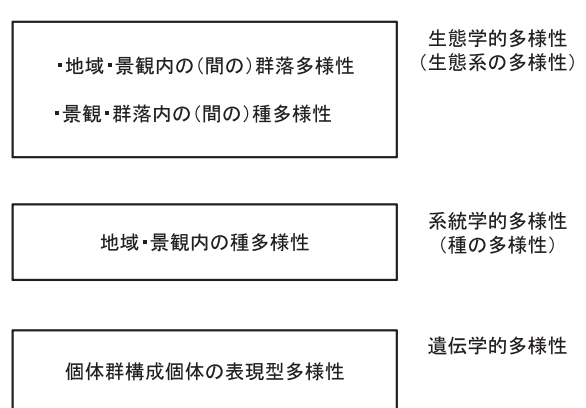


図 4. 植生調査でえられる生物多様性情報と生態学的多様性、系統学的多様性、遺伝学的多様性 (伊藤 1999) との関係

の関係を評価すれば、地域や景観、群落における生物多様性の具体像は明らかになるはずですが、評価に使う指標が生物多様性の量的側面を表すものなのか質的側面を表すものなのかということに留意しておかないと、誤った評価を導き出す可能性があります。

a. 生物多様性評価への危惧・不信感

生物多様性評価に対し、種数が少ないツンドラは種数が多い熱帯雨林より保全の必要性が低いのか、ブナ林の一部を伐採して別の種類の森林をつくれれば、種のレベルでも群集のレベルでも全体として多様性は高まるが、それは生物多様性保全のためによいことなのか (平川・樋口 1997)、いったん破壊されてしまうと回復が非常に困難な自然植生と種数の多い二次林などの代償植生ではどちらが保護・保全上の緊急性が高いのか (亀井 1999)、といったような疑問が提示されていますが、これは、生物的自然の質的な側面を無視し、種数などの生物多様性の量的側面だけで評価しようとする風潮に対する危惧・不信感のあらわれだと筆者は感じています。

では、この危惧や不信感は何ぞ生じるのでしょうか。

筆者は、かつては種数の多さが生物多様性の保護・保全のための評価指標として利用されたこと (Mittermeier, et al. 1999, Hambler 2004 など) と、「多様性」には量的側面と質的側面が存在することを明確にしたうえで保

全対象を評価することの必要性を述べた教科書が存在しなかったことが、保全の現場に混乱を引き起こしたのではないかと考えています (今でも雑木林をどのような種が生育・生息できなくなるという理由ではなく、種数が減ってしまうから手入れしなければならないという人がいます)。

b. 危惧・不信感を払しょくするためには

このような危惧・不信感をもたれないようにするには、種数の多さは景観や群落の保護・保全・回復上の優先性の高さとは直結しないこと (Gaston 1996, Hambler 2004 など)、それゆえ、生物多様性の量的側面を表す種数や多様性指数は、自然の保護・保全・回復のための評価には原則として使用すべきではないということ (Hunter 1996; Pullin 2002; 亀井 2006 など) を多くの方に理解していただくしかないでしょう。

ただ、これらの数値指標については、生物的自然の保護などを目的とした評価には向いていないものの、生物多様性の構造や機能的特性、成因、動態を解明するうえでは良い武器になることも (亀井 2008a)、ここに改めて強調しておきたいと思います。

では、生物多様性の量的側面ではなく、質的側面を表す評価指標についてはどうでしょうか。

評価の対象となる生物的自然が、自然性の高い生物で

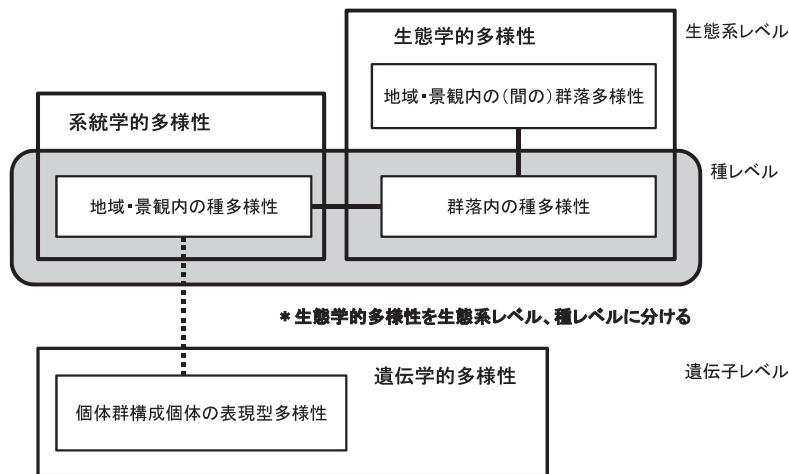


図 5. 植生調査でえられる生物多様性情報の生物多様性の階層構造上での位置と情報間の関係：本文では実線の関係について論じている。

構成されているのか、人為によりその存続が危惧される生物や人為の影響を受けやすい生物をどれだけ含んでいるのかというような、まさに生物的・自然の保護・保全・回復の評価にかかわる生物多様性の性質（質的側面）そのものを評価するのであれば、生物的・自然の保護等に役立つはず（亀井 2006）。

ただ、質的側面の評価については、方法論上の限界があります。

質的側面の評価は評価基準となるリストが事前に示されていないと実施できない評価手法だからです。たとえば、種レベルの生物多様性の質的側面であれば、絶滅危惧種リストや固有種リストなどの、なんらかの特性をもとに作成された種のリストが存在していなければ評価することができないのです。

植生に関するリストとしては、生態系レベルでは環境省の植生図（第 2～5 回：5 万分の 1）の植生凡例を自然度をもとに編集した景観リストが作成されたようです（小川ほか 2013 参照）。種レベルでは、固有種リストが最近公開されました（加藤・海老原編 2011）。最新の絶滅危惧種リストもホームページ（日本のレッドデータ検索システム <http://www.jpnrdb.com/index.html>, 2014 年 1 月 6 日確認）で公表されています。また、絶滅危惧種については、二次メッシュの数と 5 年前の調査時のメッシュ数からの増減数も公表されています（環境省自然環境局野生生物課 2010）。帰化植物については図鑑類が充実しています。これらを利用すれば、帰化率や固有率、絶滅危惧種の存否については比較的簡単に知ることができます。ただその他については、明確な判断基準にもとづくリストはまだできていないようです。

評価基準となる情報の拡充・共有化が進まないと、生物多様性の質的側面の評価はどうしても個別事例的なものになってしまいます。評価基準となる情報の拡充・公開が、重要かつ切実な課題なのです。

以上述べてきたように、量的側面を調べるのか、質的側面を調べるのかによって、評価結果は全く違ったものになります。そこで、以下では、量的側面と質的側面を表す指標に分け、論じていきたいと思います。

植生を対象としたときに、種・生態系レベルの多様性と多様性間の関係の量的側面を評価する指標を示したのが図 6、質的側面を評価する指標を示したのが図 7、生態系レベルでの群落多様性間の関係を評価する指標を示したのが図 8 です。

なお、植物個体は葉や花、根などの器官から、その器官は組織から、組織は細胞からなる（ラック・エバンス 2001）というように、それぞれ一つ下のレベルの構造を単位とするかたちで表したほうが各階層間の関係はとらえやすいので、図 6、7 では、生態系レベルの生物多様性を評価する指標については地域・景観の構成単位である植物群落に、種レベルの生物多様性については植物群落の構成要素である種に単位を統一し、生態系レベルと種レベルの関係を評価する指標については種を単位とした指標を採用することにしました。

c. 地域と景観、生態系の関係

ここで、この論文で扱う「地域」と「景観」についてすこし説明しておきます。

「地域」というのは一般的な用語で、任意に範囲を設定する（たとえば調査地域などとして使うばあいなど）

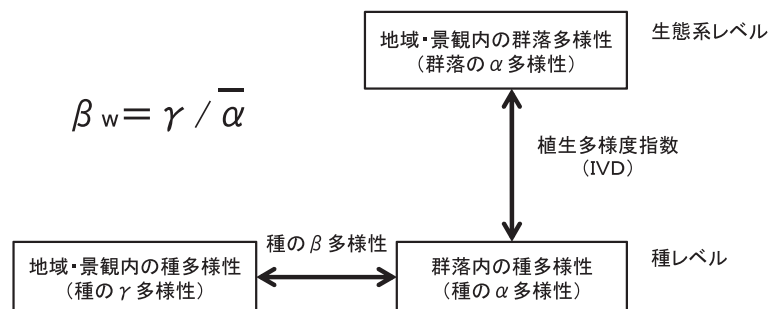


図 6. 種レベル・生態系レベルの多様性と多様性間の関係の量的側面を評価する植生に関する指標

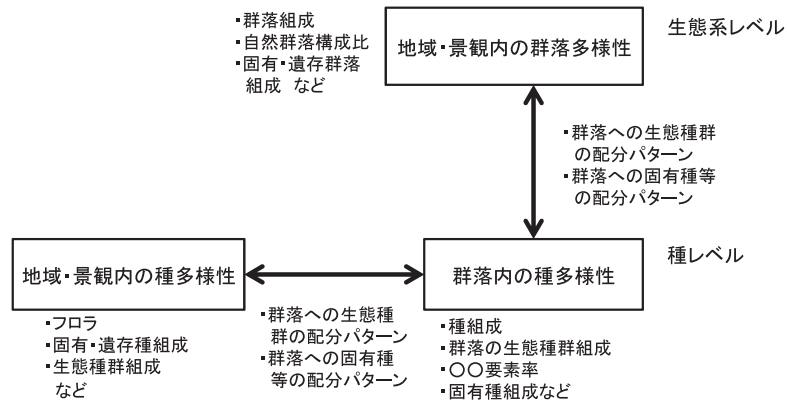


図 7. 種レベル・生態系レベルの多様性と多様性間の関係の質的側面を評価する植生に関する指標

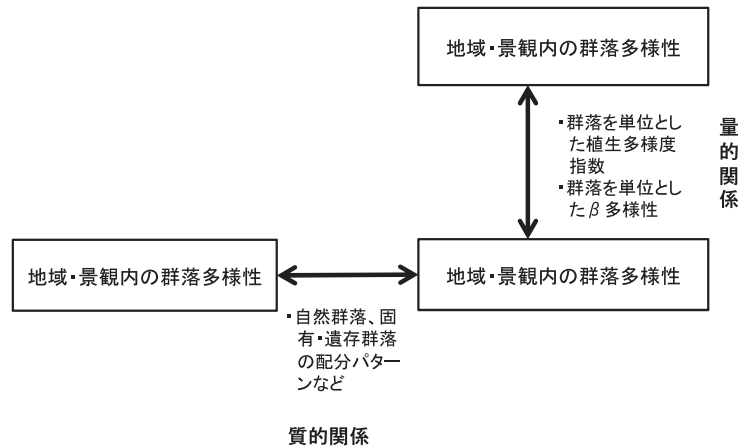


図 8. 生態系レベルでの群落多様性間の関係を評価する植生に関する指標

こともできますが、地理学では、「地域」を「単なる任意の区域の広がりとせず、ある程度、厳密な内容をもつもの（日本地誌研究所編 1989）」、「周囲の地区とは異なるものとして判別できる、自然的あるいは人工的な特徴をもった地表の任意の区域（Mayhew (ed.) 1997）」としています。

景観生態学では、「地域 (region)」とは、「気候的、地形要因的、生物的、経済的、社会的、文化的特徴で決定されるもの。そのため、ほとんどのばあいには、かなりの数の景観を含む（Forman & Godron 1986）」としています。このように、地理学や景観生態学では、「地域」は、景観の集合体として表されます。

一方、「景観」は、「基本的な、比較的均質な、生態学的要素である景観要素 (landscape elements) で構成される（Forman & Godron 1986）」としています。この景観区分をおこなうための最小単位はエコトープとも呼ばれます（横山 1995）。「生態系」は、その定義からは、研究対象とする生物群集に対応して、いかなる大きさのものもありうる（Mackenzie et al. 1998；なお門司 1976 参照）ことになっていますが、景観生態学ではエコトープを生態系に相当するものとして位置付けているので（横山 1995 参照）、生態系レベルの生態学的多様性を評価するばあいには、景観区分の最小単位であるエコトープ、植生であれば植物群落を最小の単位として評

価するのが適当と考えられます。

このように、地理学や景観生態学の考え方にそって整理すれば、植生にかんしては、景観は植物群落もしくはその集合体である群落集団の集合体であり、地域は景観の集合体であるというように、地域 \geq 景観 \geq 群落集団 \geq 植物群落という包含関係を認めることができます。

図 8 では、生態系レベルの生態学的多様性を評価するための単位として植物群落を例示していますが、広域で評価するときなどには、群落集団や景観、景観群を単位とした評価が必要になるかもしれません。その時は、生態系レベルの階層を細分したうえで、図 8 に示した方法を準用した評価を実施すればよいでしょう。このような植物群落より高いレベルのグループを単位とした研究としては、植物群落は特定の植物群落と隣接することが多いことを利用して抽出した群落集団を単位として景観を評価する試み (大場 1979, 1982; 奥富ほか 1987; 星野・清水 2005 など) がすでにおこなわれています。

3. 種レベルの生物多様性を表す評価指標

生物多様性の量的側面を表す評価指標としては、植物目録の総種数などが「地域・景観内の種多様性」の、植生調査票に記載されている種の総数などが「群落内の種多様性」の、両者の関係を示す数値などが両者の関係を表すための評価指標として使えることとなります (図 6)。

一方、質的側面を表す評価指標としては、植物目録に記載された種や生態種群の特性が「地域・景観内の種多様性」の、植生調査に記載された種や生態種群の特性が「群落内の種多様性」の、固有種や生態種群の配分パターンなどが両者の関係を表すための評価指標として使えることとなります (図 7)。

1) 量的側面を表す指標

種レベルでの生物多様性の量的側面を調べる指標についてはすでに述べたように数多くありますが、筆者は、ホイッタッカーの $a \cdot \beta \cdot \gamma$ (Whittaker 1960) を重視しています (亀井 2008a)。そこで、ここではホイッタッカーの $a \cdot \beta \cdot \gamma$ を中心に、地域・景観内の種多様性 (系統学的多様性) と群落内の種多様性 (種レベルの生態学的多様性) の量的側面を表す評価指標と両者の関係を表

す指標について、論じてみたいと思います。

a. $a \cdot \beta \cdot \gamma$ 多様性

a は、植生であれば植物群落の構成種数で表すことができる数値で、植物群落の種レベルでの多様度を表す指標としてよく使われています。また、 γ は景観内の総種数のことで、 a を算出した植物群落の総種数で表されます。この a は生態学的多様性の、 γ は系統学的多様性の量的側面を表す種レベルの評価指標として使うことができます (図 6)。

β は γ を a の平均値で割った数値で (Whittaker 1972, 1975, 1977; 宮下・野田 2003; Magurran 2004 参照)、植生であれば、ある景観内に平均的な種数の植物群落がいくつ存在するのかを示す数値、つまり、同一景観内で植物群落が種をどの程度共有しているのかを示す数値ということになります。そのため、生態学的多様性と系統学的多様性ととのあいだの関係を表す数値として使うことができます (図 6)。なお、ホイッタッカーの $a \cdot \beta \cdot \gamma$ はサンプルサイズに影響を受ける値なので (Whittaker 1972; Magurran 2004)、利用にあたってはその点に注意する必要があります。

ホイッタッカーの β については数学的にはいろいろ議論がありますが (Magurran 2004; Ricotta 2005; Jost, et al. 2011 参照)、前述のように、ある景観内に存在する平均的な種数の植物群落の数という具体的な意味をもっているため、サンプルの数や面積などに影響される相対的な数値である点に注意しさえすれば、現実の植生の多様性を評価するための評価指標として使っても問題ないと、筆者は考えています。

約 50 年のあいだに多くの鳥が絶滅した島でも、その種数はあまり変化していないこと、人為的に昆虫をすべて除去した島では、6 か月程度で種数は回復するものの、その種組成はかなり違ったものに変化したということ (MacArthur, R. H. 1972 参照)、攪乱などでニッチが空いたときには、同じニッチを利用する種でも一時的な共存が可能になること (宮下・野田 2003 など) などの、生物群集構成種とニッチとの関係からは、生物群集の総種数にはニッチ空間の利用状態が反映している可能性がうかがえるので、種を単位とした a 、 β 、 γ は、

研究事例が増加すれば、地域や景観の種レベルの生物多様性の構造や動態、成因を解明するための道具として使用できるようになるでしょう。

b. 同所的に分布する亜種、変種のニッチ空間上での関係をあぶりだす

ニッチと種分化の関係を念頭において種数を評価しようとするときには、近縁種の出現傾向にとくに注意する必要があります。

たとえば、筆者が研究対象としているシュロ類では、トウジュロをシュロのシノニムとする見解 (Govaerts & Dransfield 2005) とトウジュロをシュロの園芸品種とする見解 (Riffle, et al. 2012 など)、シュロとトウジュロを別種とする見解 (北村・村田 1979; Krempin 1990 など) が併存していますが、筆者が調査している自然教育園の都市孤立林では、シュロとトウジュロの両方のタイプとその中間型が逸出もしくは野生化状態で分布しています (トウジュロタイプと中間型はシュロタイプより極端に少ないのですが)。両タイプとその中間型が共存している植分では、シュロとトウジュロが同一種ということになれば、母樹の遺伝的な変異が逸出・野生化個体群に構成個体の表現型の違いとして反映していることになるでしょうし、別種ということになれば、本来は異なる分布域をもつ種が人為的に共存させられたために雑種が生じたことになるでしょう。このように、種数を評価するときには、その意味する内容が種の分類の考え方によって変わることがあるのです。

一方、植生調査票には亜種、変種が記載されていることが多いので、亜種や変種が同時に出現している植物群落では、亜種や変種を種として統合すると種数が減少することになります。そのため、亜種や変種を統合したときの種数と元の種数を比較することで、種の分布動態の一側面を見出せることがあります。たとえば、分布域が接するところでは中間型が多いとされているヤブツバキとその変種とされるユキツバキ (北村・村田 1979) は、亀井 (2012) で作成した総合常在度表では異なる出現傾向を示していましたが、新潟県の新津丘陵でも、その中間型が存在しているものの (平・石沢 1998)、植生調査票 (平 1998) を見ると、両種は共存していないこ

とがわかります (じっさいには、共存している植分が存在しているかもしれませんが、少なくとも偏在する群落タイプが異なっているという程度のことと言えるでしょう)。このようなばあいは、変種を種として統合しても種数が変化しない植生調査票がかなり出てくるはずで

つまり、植物群落の構成種数を分類群のレベルを変えることで複数評価すれば、亜種や変種が実現ニッチ (もしくは生態的最適域) を変えることで共存しているのか、攪乱などのなんらかの理由により同一群落で共存しているのかを明らかにするためのきっかけをつかめるかもしれないのです。

c. フロラ調査のリストを γ として使用するばあいの注意事項

一般的に、 a は同一群落の植生調査票の総種数、 γ は全調査票の合計種数で表されることが多いのですが、 γ については、フロラ調査で作成された種リストからえられる総種数をあてることもできます (調査区域が複数の景観を含むばあいは γ 多様性でではなく ε 多様性と呼ぶことになっていますが (Whittaker 1977)、 ε 多様性はほとんど利用されていないようなので (Magurran 2004)、ここでは複数の景観を含む地域での総種数についても γ 多様性という用語を使っています)。ただ、フロラ調査と植生調査の結果から実際に β の値を算出するときには注意が必要です。植生調査では対象地域のすべての種をリストアップできているとはかぎらないので、フロラ調査より種数が少ないことがあるからです。

そのため、フロラ調査で確認された種の総数を γ として利用するばあいには、植生図をもとに現地調査をおこない、フロラ調査で確認した種がどの植物群落に生育しているのかを調べる必要があります (当然、一つとは限りません)。この作業で、その地域ではフロラ構成種がどの植物群落に生育しているのかわかれば、フロラに対応する a を決定することができるようになります。

d. 植生を対象とした研究事例

植生学の分野では、 a を使用した研究としては、二次林での管理の有無による種数の差とその構成種の違い

を調べた研究 (齊藤ほか 2003), 北限と上限の照葉樹林の種数と他地域の照葉樹林の種数を比較した研究 (服部ほか 2008), 照葉樹林における成熟相とギャップ相での種数の差とその構成種の違いを調べた研究 (服部ほか 2004), 樹林の面積と種数の関係, 面積による種の偏在性を調べた研究 (Ishida, et al. 2005a; Ishida, et al. 2005b など), 区分された植生単位間の種多様性の違いを調べた研究 (久保田・武田 2007) など, 多くの蓄積があります。

日本の植生に関しては, β はあまり活用されているとはいえませんが, β_A (種多様性の加法分割 additive partition of species diversity: $\gamma = a + \beta$) の考え方を利用し, 調査した複数の地域の総種数に占める, 植物群落の平均種数, 小水域内の平均種数, 地域の平均種数の占める割合を示すこと, つまり, 種多様性への寄与度の空間スケールによる違いを示すことで, 里山という景観における種多様性の主な原因の解明に取り組んだ根本氏の労作 (根本 2007) があります。

2) 質的側面を表す指標

次に, 質的側面を表す指標についてです。

フロラ, 植物群落とも, 種レベルの多様性の質的側面は, 基本的には種名リストで表すことができます。つまり, 地域植物誌や植物目録が多数公開されている分類学や, 個々の植生調査票や群落組成表を載せている報告書が多数公開されている植生学の分野には, 種レベルの生物多様性の質的側面を示す基本データが大量に存在しているのです。そして, その植生調査票のデータベース化もかなり進んでいます (武田 2003; 田中 2003)。

ただ, 地域植物誌や植生調査報告書に載っている種のリストそのものは植物的自然の多様な性質をそのまま示したもので, そこから地域や景観, 植物群落の特性を直接読み解くのはかなり困難な作業となります。そのため, 固有種, 遺存種, 希少種, 在来種, 帰化種, 栽培種など, 構成種の特性から種を分類し, 算出した種数や構成比 (たとえば生活型組成や〇〇要素率) などが, フロラや植物群落の質的側面を表す指標として利用されてきました。

たとえば, 要素率の例としては, 自然林要素率 (奥富ほか 1975 など), 照葉樹林要素率 (服部ほか 2008 など)

があります。固有種や在来・外来種などの数や構成比を利用しての事例としては, コンサベーション・インターナショナルによる生物多様性ホットスポットの選定 (Mittermeier, et al. 1999), 日本の固有植物ホットスポットの選定 (海老原 2011) などがあります。

仙台で開かれた第 18 回大会でも, 静狩湿原では全種数は増加したものの, 湿原本来の構成種であると考えられる湿潤な環境を好む植物の種数は, 開発によって減少したことを明らかにした, とても興味深い発表 (李・富士田 2013) がありました。

直接生物多様性の質的側面を解明することを目的としたものではありませんが, van der Maarel (1997) が「系統学的弁別性」とした分類系統の分化状態やその地域的な偏りなどを解析し, 植物群の地史や進化過程を究明する研究 (堀田 1974; 加藤・海老原編 2011 など) や, 地域のフロラにはどのような植物区の要素が含まれているのかというという植物地理学的研究が, 古くからおこなわれています (尼川 1975; 橋本 1995 など)。

フロラと群落構成種との関係については, やはり直接生物多様性の質的側面を解明することを目的としたものではありませんが, 群落体系の検討やフロラが異なる地域での主要群落構成種の分布パターンの比較などがおこなわれてきました。たとえば, 北東アジアや中国を含めた群落体系の検討 (中村・Krestov 2008 など), 北東アジアとの針広混交林の比較 (沖津 2002; 並川・石川 2008 など), 日韓での対馬陸橋起源植物の分布比較 (伊藤 1997), 中国大陸とのナラ林の種組成比較 (星野 1998), 草原・ナラ林種組成の中国大陸との比較 (野寄 2007), 南九州と琉球, 台湾の照葉樹林間での種組成の比較 (Oono, et al. 1997) など, 主要群落構成種の地史的動態の解明を目指した研究がおこなわれています。また, 日本の群落体系の説明の中で, 構成種の地理的, 地史的特徴などを論じた大場氏の労作もあります (大場 1982)。

これらの研究は, 生物多様性という用語自体は使っていませんが, 生物多様性の形成過程とその機構を明らかにするための研究として位置付けるのが妥当だと, 筆者は考えています。

植物群落の種組成から生態学的多様性を評価する研究

としては、管理によりどのクラス・群団の構成種が出現・消失したのかで植物群落を評価した研究 (山瀬ほか 2005)、ススキクラスの標徴種などで谷津田での種の多様性の質的側面を評価した研究 (山田 2011; 山田ほか 2012)、多様度指数の低下をもたらした種を具体的に挙げたうえで、低下原因を説明している研究 (田邊ほか 1989) などがありますが、あまり多くはないようです。

3) 生態種群解析でわかること

前述のように、植物分類学 (植物地理学) や植生学の実分野では、地域の生物多様性の生態的、地史的特性の解明に資する研究は、生物多様性の解明を直接の目的としていないものを含めれば多数存在しているのですが、地域や景観、植物群落の種多様性がどのような生態的特性をもつ種群によって形成されたものなのかということについては、まだよくわかっていません。

〇〇要素の構成比で種多様性の質的側面を明らかにする手法にも課題があります。

現状では、ある植物群落に高頻度で出現する種を〇〇要素とする例は多いのですが、それらの種が他の植物群落にはどの程度出現しているのかわかっていないことが多いので、選定された種がその群落タイプに固有の要素とは言い切れないからです。

すべての種を調査することが難しいという観点から脚光を浴びるようになった指標種 (Larsson (coord.) 2001; 森本 2003, 小川 2010 など) についても、どの種を何の指標種とするのかという問題をまず解決する必要があります。

このような課題を克服するうえで期待できるのが生態種群 (ecological species group) です。

ここでいう生態種群とは、標徴種や識別種のように、特定の植物群落もしくは群落群と結びつく種のグループのことで、生態的な性質が類似した種からなるグループとみなすことができます (鈴木 1965; Mueller-Dombois & Ellenberg 1974 参照)。

では、生態種群解析、すなわち、生態種群を使って地域フロラや景観・植物群落の種組成を解析することで、何がわかるのでしょうか。

a. 総合常在度表から見えてきたもの

筆者は、生態種群の抽出を目的として、関東地方の報告書から様々な群落タイプの植生調査票を抜き出し、TWINSPAN (two-way indicator species analysis) で植生調査票のグループ分けをおこないましたが (亀井 2012)、この作業で抽出された群落タイプをもとに作成した総合常在度表を見たとき、「一地方のすべての植物社会に存在する種はない」という、ブラウン-ブランケ (1965) の指摘を改めて実感しました。今回は、常在度階級がⅢ以上の種が複数出現するまで区分することを基本として、TWINSPAN で植生調査票の区分作業を続けたのですが、常在度階級がⅢ以上の種の大部分は一つまたは複数の特定の群落タイプにだけに偏在する傾向を示していたのです。

一方で、総合常在度表からは、特定の群落タイプへの偏在性がよくわからない種も多数見つかりました。そのなかでも、どの群落タイプにも常在度階級がⅠ (r を含む) でしか出現していない種が全出現種の半分ほどを占めていたことは、ちょっとした驚きでした。

今回 TWINSPAN で抽出された群落タイプのなかには植生調査票が 100 枚以上あるものがけっこうあるのですが、このなかには常在度階級がⅠの種が 80% 以上を占めているものが多数存在するので、さらに分割すれば常在度階級Ⅰでしか出現しない種の数はかなり減るはずですが、また、常在度階級Ⅰでしか出現していなかった種のなかには、種名が明らかでないものもかなり含まれているので、これらを除けば、常在度階級Ⅰでしか出現しない種はさらに減少します。ただ、それでも、低常在度でしか出現しない種がかなり存在していること自体は変わりそうにありません。

b. 植物群落は定住種と偶生種でできている

この総合常在度表に現れた種の偏在性と、どの群落タイプにも常在度階級Ⅰでしか出現しないような低常在度種の多さは、どのように理解すればよいのでしょうか。この疑問に答えるのに役立つのが適合度 (fidelity) という概念です (Braun-Blanquet 1928)。なお、ブラウン-ブランケ (1965) では fidelity に相当する日本語として「群集適合度」もしくは「適合度」を使っています

が、本報では、鈴木 (1952) が「適合度」は「群落適合度」の省略形であるとしているのをうけ、「群落適合度」という用語を採用することにしました。また、ブラウン-ブランケ (1965) では、適合度を標徴種を決定するための概念として提示していますが、特定の植物群落もしくは群落群へのつながりの強さとして理解すれば、一般的な群落タイプにも適用することができる概念だと筆者は理解しています。そこで、本報では一般的な群落タイプにも適用できる概念として利用していきます。

ブラウン-ブランケ (1965) は、ある群集に偏在する種を標徴種 (characteristic species) とし、その一部にだけ結びつく種を識別種 (区分種: differential species) としていますが、その植物群落に偏在していない種については、「標徴種にも、識別種にも適用されず、しかし往々またはある数量出現する」伴生種 (companions) と「多数の測定のうちほんの少しだけにしかあらわれない」偶生種 (accidentals) に分けています (英語名は Braun-Blanquet (1928) による)。両者は群集組成表や総合常在度表では一括して随伴種として取り扱われることが多いのですが (奥富 1975 参照)、群落適合度をみると、伴生種は 2 (中立)、偶生種は 1 (異質) となっています (ブラウン-ブランケ (1965) では「中立」、「異質」とも伴生種の性質としていて、偶生種に関する記述は見られませんが、Braun-Blanquet (1928) では、伴生種 companions に indifferent species を、偶生種 accidentals に strange species を配しているのので、ここでは群落適合度 1 を偶生種の特徴としてとらえることにしました)。ここで重要なのが、群落適合度 2 では常在度、活力度が比較される植物社会とほぼ同等なのに、群落適合度 1 では常在度階級が I で、活力度低下としていることです。

活力度 (vitality) とは、ブラウン-ブランケ (1965) に、生活環の状態と繁茂の状態とで判定されると記述されている指標のことです。この本では、偶生種の多くは 4 段階評価のうちの最下位「偶然に発芽して繁殖しない植物」に属するとされていますが、偶生種については、さらに、「他の群落から入り込み、その群落に偶然的に生ずる稀な植物、またはその場所に以前生育していた群落の遺存植物 (Braun-Blanquet 1928; 奥富 1975)」と規

定されています。以上の記述と本来の生育の場をもたない種というのは考えにくいということを考え合わせると、偶生種とは「ほかの群落に本来の生活の場をもっている種」と再定義することができます。

標徴種はもともと活力度の高い種であり (ブラウン-ブランケ 1965; 奥富 1975)、識別種、伴生種はある程度の常在度でその群落に出現し、活力度もとくに低いというわけではない種なので (Braun-Blanquet 1928; ブラウン-ブランケ 1965)、偶生種同様、本来の生育の場をもたない種というのは考えにくいということを考え合わせると、これらは、その群落を本来の生活の場、少なくともその一つとしている種、もしくは本来の構成種ではないものの、進化の結果得た能力によりその群落を二次的に生活の場とするようになった種とみることができます。そこで本報では、偶生種以外の種をその群落を生活の場としているという意味で定住種 (resident species) と、定住種が出現している群落を定住群落 (residential community) と呼ぶことにします (図 9)。

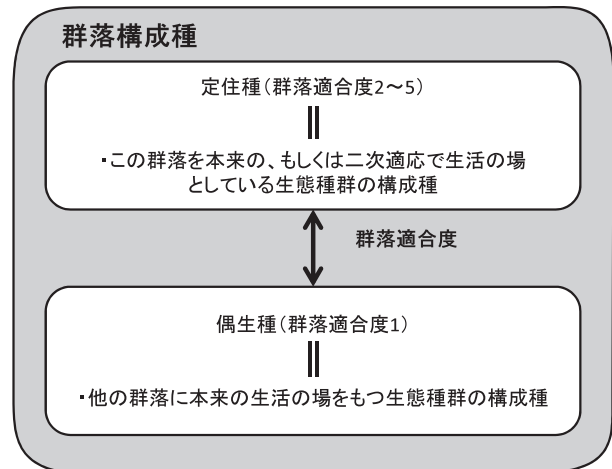


図 9. 定住種、偶生種と生態種群構成種との関係

c. 定住群落はどこ？

前述のように、常在度階級 III 以上の種の大部分は一つまたは複数の特定の群落タイプだけに偏在する傾向を示していましたが、類似した出現傾向を示す種群を抽出するための表操作をおこなったところ、群落タイプへの偏在性が類似した種がかなり見つかりました。作業を始める前には、TWINSPAN で区分した群落タイプをもと

に作成した常在度表では種がどのような出現パターンを示すのか予想できなかったため、類似した分布パターンを示す種からなる種群が見つかったときには、それまで抱いていた生態種群が抽出できなかったらどうしようという不安からやっと解放されました。

ただ、全く同じ出現パターンを示す種は単一の群落タイプに出現している種以外には存在せず、種群同士の重なりかたも複雑で、表操作を終えた後でも、総合常在度表には複雑なモザイク模様が広がっていました。これは、植物群落間の関係には多様な要因が関係していることの表れとして理解することができますが、TWINSPANで区分した群落タイプには、ある植物群落の本体をなす群落タイプと時空間的に隣接する群落からの侵入・残存種が含まれている移行的な群落タイプとが共存していることの結果でもありと考えられます。

どの群落タイプが本体で、どの群落タイプが移行的な群落タイプなのかを明らかにすることは、群落間や生態種群の性格を把握するうえで重要ですが、総合常在度表を見ているだけではその違いを判別することはできません。そこで、今回はまだおこなっていませんが、生態種群の性格を明らかにするための作業として、まず、生態種群構成種の多くが定住種として出現している群落タイプと、偶生種として出現しているだけの群落タイプを特定する必要があります。特定作業時に、生活環を完結できる群落タイプが見つければ、定住群落を見出すこともできます。

原著の記述と植生調査票を調べれば、多くの生態種群構成種については群落タイプとの関係はわかるはずですが、なかにはよくわからない種も出てくるかもしれません。そのときは、他の地域での植生調査報告書から群落タイプとの関係を調べたり、日本では、立地や生活環などが群落とのかかわりで明確になっている種が多数存在している（小川・倉本 2001；島野 2007；日本樹木誌編集委員会編 2009 など）、それらの既往文献・資料を調べることで、定住群落を探し出すことになります。

それでもわからないときは現地調査をおこなうしかありませんが、鈴木（1954）がブタクサを例にすでに指摘しているように、生活環を全うさせるためには複数の群落タイプ（裸地を含む）が必要な種があるので、良好

に成長できる群落や開花・結実できる群落だけが定住群落だとは限りません。そこで、現地では、偶生種として出現しているのか、定住種として出現しているのかの判定を優先させ、開花・結実個体や実生・ロゼットなどが見つかったときはそのことを特記しておくのが現実的な対応でしょう。このようにすれば、少なくとも偶生種としてしか出現していない群落タイプを排除することはできるはずですが、そして、観察結果が増えるごとに、定住群落の具体像がより明確になっていくでしょう。

総合常在度表では特定の生態種群に属さないようにみえるタイプの伴生種についても、既往の文献・資料や現地調査で活力度が第一ランクの生活環を完結できる群落が見つければ、特定の生態種群の構成種として位置付ける道が開かれることになります。

日本では、どの群落では開花・結実できるのか、後継個体が存在するのか、実生や幼個体しか存在しないのかなど、生態種群構成種の生活環が群落によってどう変化するかを調べた研究はまだ存在しませんが、雑木林には、林床の管理形態の違いによって、ある種の林床植物の有性繁殖が可能な群落タイプと不可能な群落タイプがあることを明らかにした先駆的な研究があります（奥富・石山 1985a；奥富・石山 1985b）。また、群落適合度に基づき、多軸生態系列上での種の群落タイプへの結びつきを県レベルで明らかにした研究（千葉県史料研究財団編 2003）が存在しています。

d. 厄介な低常在度種

では、どの群落タイプにも常在度階級 I でしか出現しないような低常在度種についてはどうでしょうか。

植物群落は、図 9 に模式的に示したように、定住種と偶生種で構成されることとなりますが、常在度階級が I の種でも群落適合度が 2 以上になることはありえるので（ブラウンプランケ 1965 など）、どの群落タイプにも常在度階級 I でしか出現しないような低常在度種には、他の地域や未調査群落では特定の群落に偏在して出現している偶生種だけでなく、定住種が含まれている可能性があります。とくに、個体群・群集生態学の分野では、量の少なさと分布域の狭さで規定される希少種（Gaston 1994）については、定住種であっても低常在

度種に含まれる可能性はかなり高いと考えられます。そこで、地理分布の広狭とハビタットの制約の程度、地域個体群が常に小さいか否かで希少種のタイプを分ける Robinowitz et al. (1986) の区分を利用し、どのようなタイプの希少種が常に低常在度で出現している種なのか検討してみます。

Robinowitz et al. (1986) は、希少種を 7 区分していますが(3つのカテゴリーの組み合わせ $2 \times 2 \times 2 = 8$ 区分中の一つは普通種 (common)), このうちの分布域は狭いものの特異なハビタットに生育しているわけではなく、たいていもしくは時として大きな個体群を形成するタイプの希少種 (7 区分中 1 区分) については、地理分布の広狭が普通種と違っていただけなので、植生調査時に見つかる可能性は普通種とそれほど変わらないでしょう。

ハビタットが制約されているけど時には大きな地域個体群を形成するタイプの希少種 (7 区分中 2 区分) については、一定量の植生調査票をえることができれば特徴的な群落タイプの構成種として抽出できる可能性が高いので、定住種として把握される可能性が高い種であると考えられます。

一方、常に小さな個体群しか形成しないタイプの希少種 (7 区分中の 4 区分) については、植生調査時に見つかる可能性が低いので、どの地域の植物群落にも低常在度でしか出現しない種に含まれる可能性が高くなります。つまり、総合常在度表では低常在度でしか出現していない希少種とは、基本的には常に小さな個体群しか形成しないタイプの希少種ということになります。

このタイプの希少種と偶生種としてしか出現していない種を判別するためには、それらの種が他の地域や未調査群落では特定の群落に偏在して出現しているのか否かを確認する必要がありますが、このタイプの希少種は個体数が少ないので、他の地域での分布情報を収集することはそれほどたやすいことではありません。また、情報が少ないゆえ定住群落がわからない種も多いでしょう。以上のことを考え合わせると、無理してこのタイプの希少種を偶生種から区分し、生態種群解析での評価指標として利用するメリットはほとんどないでしょう。

生態種群解析では、定住種のすべてを評価指標として

利用するのではなく、生態的な特性が把握しやすい高常在度種だけを使用するのが、現実に即した対応だと、筆者は考えます。

e. 生態種群の配分パターンがわかれば、景観・群落の生態学的な性格を群落構成種の側から読み取ることができ

ある群落に比較的高常在度で出現している種がどのようなタイプの生態種群構成種で構成されているのかがわかれば、その群落の生態学的な特徴を構成種の側から間接的に表すことができるようになります。

たとえば、地形等との関係で形成されている植物群落間の種群の配分パターンの違い (福岡ほか 2001; 蛭間・福岡 2004; 磯谷 2006 など) では、配分パターンの違いをもたらしている種がどのような生態種群の構成種なのかがわかれば、群落と立地との関係を群落構成種の側から説明できるようになるでしょう。

台風などの自然攪乱により成立した発達段階の異なるパッチで構成された自然林 (大沢 1981; Kanzaki 1984; 仲 1984; 島野・沖津 1993; 磯谷 2006 など) など、更新複合体 regeneration complex (Watt 1947) での種の多様性は、「極相種はパイオニア種を完全に排除するのではなく、システムの一部として維持している (Pullin 2002)」ことの結果であるともみることができますが、このような更新複合体についても、どのような生態種群で構成されているのかがわかりさえすれば、regeneration complex によって維持されている種多様性の時空間的重層性の一端を明らかにすることができるはずで

より頻繁に攪乱を受ける溪畔林・山地河畔林では、独特の生活史・戦略をもつ種からなる植物群落が形成されています (崎尾 2002; 星野・清水 2005 など)、中・下流域の堤外地では外来種などの侵入が多い (星野・清水 2005 など) のも特徴としてあげられます。この独特な攪乱体制に組み込まれた種群がどのような生態種群の構成種なのかがわかれば、他の群落との関係がより明確になるでしょう。

一方、湖岸に成立する湿原・湿生林については、湿性遷移の説明に使われることが多いのですが (田川 1973

など), 仙台の学会では, 女満別湿原ではハンノキを中心とした湿地林がヤチダモを中心とした林分に遷移する傾向が読み取れるものの, ヨシ群落, 湿地林, 林冠ギャップの面積が 50 年以上あまり変化せず, 群落複合体全体は更新により維持されているのではないかと, とても興味深い発表 (富樫・富士田 2013) を聞くことができました (なお富士田 2002 参照). このような動的な群落複合体についても, 構成生態種群のタイプがわかれば, どのような種群の構成種が攪乱や立地の変化により刻々と変化するニッチをめぐる競争を戦っているのかを明らかにすることができるでしょう.

最近, 人間と自然がともにつくりあげた生物多様性として脚光を浴びている里山景観 (森林環境研究会編 2009; 鷺谷 2011 など) での種多様性の高さも, 雑木林のような, 人間による定期的な攪乱によって維持されてきたものですが (齊藤ほか 2003; 根本 2007; 島田ほか 2008 など), このような定期的な人為攪乱がもたらす種多様性の生態学的な意味も, 自然林や回復過程にある樹林の生態種群組成と比較することで, その一端は明らかになるでしょう.

自然林への回復途上の森林では, マツの材線虫によるマツ枯れ (二井 2003 など) や, カシノナガキタイムシによるナラ枯れ (黒田編 2008 など), キアシドクガによるミズキの大量枯死 (矢野・桑原 2012 など) など, 生物による森林の大規模攪乱が発生していますが, この攪乱によってどの生態種群の構成種が増減したのかを解析することで, 代償植生時もしくは回復過程で増えすぎた植物の減少が, 地域・景観や植物群落の種多様性の質をどのように変えたのか, 変えつつあるのかを知ることができるでしょう.

自然林への回復途上にある都市林では, 人為による空きニッチの形成などの, 代償植生時代の構造的な特徴などに起因する特定種の異常繁殖が問題になっています (亀井 2005 など), 増減した生態種群を解析することで, そこで生じる種多様性の質的变化やその生態学的な意味を紐解くことができるはずです.

このように, 生態種群の配分パターンから群落と立地との関係や群落間の時空間的關係を構成種の側から推定することが可能になるのです. つまり, 生態種群解析は

群落の成因や動態の解明にも役立つ可能性が高いのです.

そして, 前述した〇〇要素についても, 生態種群構成種の出現パターンをもとにリストを作成すれば, 要素リストの構成種がどのような生態的特徴をもつ種群を含んでいるのかがわかるようになるので, より正確で詳細な解析が可能になるはずです.

どのような生態種群がどの群落に偏在しているのかという, 景観内の植物群落への生態種群の配分パターンの解析からは, この景観には特定の群落に偏在する種群の構成種が多いとか少ないとか, 欠如しているとか, どのような生態的特性の種群の構成種が多いとか少ないかなど, フロラと群落構成種との関係を明らかにすることができるかもしれません. つまり, 生態種群には系統学的多様性と種レベルでの生態学的多様性の関係を解明するための道具として活用できる可能性があるのです. 今でも, 多くの地域植物誌には種ごとに主な生育群落などが記述されていますが, フロラがどのような生態種群で構成されているのかがわかれば, その地域のフロラの生態学的な特徴をより明確にすることができるのです.

f. 景観・群落の保全・回復指針づくりにも使える

景観や植物群落がもつ生態的な特徴をその構成種の側から把握できるという生態種群解析の特性は, 種レベルの生物多様性を低下させないようにするためにも使える, とても重要な性質です.

生態種群の配分パターンから, 自然由来の種群の特定の群落への配分パターンを見出すことができれば, 景観や植物群落がもつ地史的, 生態的特性を構成種の側から説明することができるようになるからです. つまり, この自然由来の生態種群の組み合わせを守り育てることが, 日本の植生がもつ歴史性を守ることにつながるのです.

たとえば, 自然由来の種群が特定の自然植生に偏在しているのであれば, 保護のためのプライオリティを検討するための情報として活用できますし, 半自然植生や人工植生に存在しているのであれば, 固有の自然を回復させるための対象群落の選定や育成方針の策定のための基本情報として利用することができます.

すでに, 維管束植物の絶滅確率から全国の保護地域を

評価することで、保全効果の高い地域を抽出できる段階にまで達したようですが (渡邊ほか 2012)、保全・回復対象種がどのような生態種群の構成種であるのかがわかれば、その地域に保全すべき、もしくは保全・回復に適した群落がどれくらいあるのかということを示すこともできます。

これまでは、自然植生や固有・絶滅危惧種などが保全価値の高い存在として重視されてきましたが、これからの自然保護では、希少でも絶滅が心配されているわけでもない種であっても、本来の自然をかたちづくってきた種群の構成種については、それが自然群落に存在しているようが、半自然・人工群落に存在しているようが、保護・保全・回復のための資源として重視してよいと、筆者は考えています。

このような視点に立った調査・解析・評価が実施されるようになれば、地域・景観や個々の植物群落をモニタリングするための指標種を選定するときも、目的に沿った種の選定作業が容易になるはずです。

4) ほかに重要で有効な評価手法はあるけれど

種レベルの生物多様性の評価手法に関しては本報とは異なる取り組みも進められています。

たとえば、森本 (2003) は、生態系レベルの生物多様性を保全するための評価手法を確立させるうえでの課題として、①複数の異なるギルドと、系統的多様性を最大化する種群を生態系の指標として選択すること、② PVA による個体群絶滅リスク予測、③ポテンシャルハビタット分析 (PHA) による潜在的な生育域の推定、④ PHA と PVA による潜在的な生育・生息域での生物群集の存続可能性の定量的な予測をあげています。

本報では、個体群絶滅リスクや PHA にほとんどふれていませんが、このような評価手法が必要ないと思ったからではありません。むしろ重要な課題だと認識しています。

MAB ガイドブックで示された生物圏保存地域の模式図の考え方 (ユネスコ 1987. なお、大沢 2008 も参照) をふまえ、regeneration complex である自然景観を多様な立地からなる広域ゾーンで保存し、周辺にバッファゾーンを確保しさえすれば、生態学的多様性の質

的低下はかなり防げるという考えを筆者はもっていましたが、ニホンジカによる植生、とくに自然植生破壊の惨状 (大橋ほか 2007; 植生学会企画委員会 2011; 依光編 2011; 前迫 2013 など) を知った今は、それでは不足なばあいがあることを痛感しています。

生物多様性の質を維持していくためには、現在のまま放置したばあいのリスクを知ることも必要なことをここに付け加えておきたいと思います。

そして、そのためには PVA による個体群絶滅リスク予測やポテンシャルハビタット分析 (PHA) による潜在的な生育域の推定は大きな力になりえるでしょう。ただ、植生に関しては、維管束植物の絶滅確率から保全効果の高い地域を抽出できる段階にまで達したとしても (渡邊ほか 2012)、保全・回復の場となる植物群落を特定する段階には至っていません。実効性のある生物多様性地域戦略を策定するうえでは、保全・回復の場となる植物群落がまだわかっていないという現状はかなり切実な問題なのではないでしょうか。しかし、そのための強力な武器になる生態種群は、鈴木時夫氏がおこなった研究 (鈴木 1965 参照) や東京都北区の業務として実施した事例 (亀井 2012) がある程度で、亀井 (2012) で抽出した種群は、常在度表での出現傾向が似た種のグループ、すなわち診断種群を抽出した程度のものでしかありません。

生態種群解析が生物多様性の保護・保全・回復のための強力な評価指標になることを筆者は確信していますが、残念ながら、評価指標として確立させるためには、解決しなければならない課題が山積しているというのが現実なのです。

4. 種レベルと生態系レベルの関係を調べるための評価指標

種レベルと生態系レベルの生態学的多様性の関係を調べるための指標としては、伊藤氏が提案した植生多様度指数 (index of vegetational diversity) があります (伊藤 1979 参照)。

この植生多様度指数というのは、群落間の種の共有関係を織り込んだ数値で、やはり群落間の種の共有関係を考慮した β_w とのあいだには強い正の相関があることが

わかっています (Itou & Nakanishi 1980)。そのため、植生多様度指数と β_w を同時に算出すれば、直接的には関連付けられない生態系レベルの群落多様性 α と種レベルの系統学的多様性の量的一側面を示す種レベルの γ 多様性との関係を群落内の種多様性を介するかたちで見いだせるかもしれません。

植生多様度指数を使った研究はまだ少ないのですが、谷戸地形を一つの景観単位としてみると、谷戸景観では、種組成で識別された群落の数 (すなわち群落を単位とした α 多様性) と植生多様度指数とのあいだには相関があることを明らかにした意欲的な研究がおこなわれています (根本 2007)。

生態系レベルと種レベルの生態学的多様性間の質的側面、すなわち、群落多様性と植物群落の種多様性の質的側面の関係を評価した本格的な研究は、植生に関しては見たことがないのですが、生態種群組成の配分パターンは、この関係の質的な特徴を紐解くための道具として利用できるはずで

たとえば、群落が攪乱されたり、逆に放置されたりすることで、フロラそのものは変わらなくても群落構成種数が減ってしまったばあいには、 γ 多様性は変わらずに、種を単位とした α 多様性が減少するので、 β 多様性が増加することになります。一方で、群落数が変わらなくても、特定の群落にだけ出現していた種が減れば、群落を単位とした α 多様性は変わらずに、種を単位とした α と植生多様度指数が低下することになります。そのとき、どの生態種群の構成種が増減したのかを調べれば、どのような生態的特徴をもつ種が増えたのか、減少したのかを明らかにすることができます。当然、実際にはフロラでも種の入れ替わりが生じ、種数も増減するでしょう。そのため、量的側面を示す指標の変化はより複雑になります。それでも、生態種群構成種の増減や構成比の変化は、それらの数値の変化を説明するために使えることに変わりはありません。

全国に広がっているニホンジカの食害 (植生学会企画委員会 2011) は、多くの植物の減少・消失を引き起こし、植生の種多様性を低下させますが、その影響は群落タイプによって違っています (大橋ほか 2007)。この食害による群落の α 多様性や植生多様度指数の変化、種

$\alpha \cdot \beta \cdot \gamma$ 多様性の変化を算出するとともに、生態種群がどのように変化したのかを調べれば、ニホンジカの食害が景観・植物群落の生態学的多様性をどのように変化させたのか、その一端を明らかにすることができるでしょう。

このように、生態学的多様性の量的側面を表す評価指標を算出するときに、同時に生態種群構成種の増減を調べれば、生態学的多様性の量的側面の低下原因を構成種の側から推定することができるのです。

このことは、自然が回復する過程で種数が増えるばあいにもいえます。自然回復過程で最初に増えるのはどのような生態的特徴をもった植物群落、種なのか、そして景観や植分はどのように変わっていくのか、というような、生物多様性の回復過程の生態的特徴を解明するための基本情報を生態種群構成の時間変化を解析することで獲得できるのです。

ただ、このような視点に立った研究は、まだおこなわれていないようです。

5. 生態系レベルの生態学的多様性を表す評価指標

生態系レベルの生物多様性については、種を単位として評価する考え方 (森本 2003 など) と生物群集 (植物群落) を単位として評価する考え方 (鷲谷・矢原 1996; van der Maarel 1997 など) がありますが、本報では、直下の評価対象を単位とするかたちで階層構造をとらえる立場をとっているため、群落を単位として生態系レベルの生態学多様性を評価する考え方を採用し、論を進めたいと思います。

生態系レベルの生態学多様性の量的側面を表すための評価指標としては、植生学の分野では前述の群落を単位とした α 多様性が使われています (伊藤 1996 など)。

質を評価するための指標としては、群落組成表や質的に評価した群落の構成比などが使えます。たとえば、奥富ほか (1983) では、小笠原では固有群落が自然植生に多いこととその質的特徴や起源などを論じています。亀井ほか (2008) では、妙高地区と箱根地区の植物群落を自然植生、代償植生 (半自然植生)、人工植生に分け、その数の違いから両地区の植生の質を評価しています。この他にも、群落タイプを景観要素として景観単位を抽

出し、その分布特性などを解析した研究（奥富ほか 1987；星野・清水 2005 など）など、地域や河川植生の景観特性を解析した研究などがあります。

生態系レベルの生態学的多様性を評価するさいに問題になるのが、群落の問題です。

生態学的多様性の量的側面を表す指標を比較しようとしても、抽出基準が異なる群落タイプを使って計算した数値は比較することができないからです。ただ、この問題は、環境省が公表している日本全国を統一凡例で表示している植生図を使えば、解決することができます。

質的側面を評価するときに使う群落の属性についても、統一基準が設定されていなければ、事例研究の域を出ることができませんが、前述のように、最近、植生自然度をふまえた新しい凡例による日本の土地利用図が完成したので（小川ほか 2013）、この問題はほぼ解消したといえます。生態学的な意味をもつこの土地利用図の凡例を利用すれば、だれでも同じ基準でグループ分けをすることができるからです（土地利用図凡例と第 2 回・第 3 回～第 5 回の植生図凡例との対応表を利用すればできます）。

なお、この植生図等の利用にあたっては申請が必要です。利用にあたっては、事前に独立行政法人 国立環境研究所 生物・生態系環境研究センターのホームページ（<http://www.nies.go.jp/biology/kiban/lu/index.html>, 2014 年 1 月 6 日確認）をご覧ください。

生態系レベルの生態学多様性間の関係についても、本格的な研究はまだおこなわれていません。そこで、亀井ほか（2008）で示した妙高地区と箱根地区のデータを使って、その方法を簡単に例示しておきます。

まず、群落を単位としたばあいの β_w と植生多様度指数の値を計算すると、ともに 1.6（理論上の最大値は今回の事例ではともに 2）になり、群落をどの程度共有しているのかを数値として示すことができます。今回は 2 地区だけの比較なので、この数値からは両地域には共通する群落が存在することしか示せませんが、多くの地域でこのような比較がおこなわれれば、数値の大小で何らかの評価をおこなうことも可能になるかもしれません。

次に、妙高・箱根地域では何が共通し何が違うのかを調べるために、自然性を評価したときの群落数を算出してみます（表 1）。

表 1 からは、両地域に共通する 8 群落のうちの 5 群落が人工植生であり、自然植生では両地域に共通して出現する群落は少ないことがわかります。つまり、質的な評価を加えることで、妙高・箱根地区では、自然性の高い群落はあまり共有していないことがわかるのです。

次に、亀井ほか（2008）に示された出現群落の一覧表を見ると、妙高地区では、オオシラビソ群集、ミヤマハンノキダケカンバ群落など亜高山帯に成立する植物群落が存在しているのにたいし、箱根地区では亜高山帯タイプの群落は存在していないこと、妙高地域に出現しているブナ型の群落はチシマザサブナ群団に属するものなど、両地域に成立している植物群落の質的な違いが読み取れます。以上のことから、両地域の生態学的多様性の違いの一端は、亜高山植生を含むのか含まないのか、太平洋側に位置するのか日本海側に位置するのかの違いによって生み出されたものであることを知ることができます。

表 1. 妙高・箱根地区での、自然性タイプごとの植物群落の出現パターン：数値は群落数

群落の出方	自然性タイプ		
	自然植生	半自然植生	人工植生
妙高地区のみ	9	3	1
箱根地区のみ	7	6	3
ともに出現	1	2	5

生態系レベルの生態学的多様性間の質的・量的側面の比較は、このように、同一の凡例により作成された植生図があれば、意外と簡単に説明できる性質のものなのです。

今回は、自然、半自然、人工の 3 タイプに分けたもので説明しましたが、前述の生態学的な意味をもつ土地利用図の凡例を利用すれば、だれでも同じ基準でグループ分けをすることができます。つまり、ここで紹介した生態系レベルでの生態学的多様性の特徴やその地域間の異同を解析、評価する作業は、植生に関する知識がある程度あれば、だれにでもできる作業なのです。興味がある方はぜひチャレンジしてみてください。

6. 私たちにはまだまだやらなければならないことがある

本報では、植生調査でえられる生物多様性情報を図 5 に示すように理解し、それぞれの階層レベルごとに適切な評価指標を用いて解析すれば、地域の生物多様性の質的、量的特性を的確に評価することができること、植生学の分野では、利用できるデータが大量に存在することなどを論じてきました。

しかし、生物的自然の保護・保全のための評価に力を発揮することが期待される生態種群解析など、ほとんど利用されていない評価手法が存在することも厳然たる事実です。

このような状況のなかで生物多様性地域戦略の策定に伴う混乱を軽減させ、現場で頑張る人たちの苦労を実のあるものにしていくためには、地域戦略の評価・測定手法の開発が不可欠なのです (春田ほか 2013)。前述のように、日本には既にデータベース化されたものを含め、多数の植生調査票が存在しています。今ある情報をもとにした、現場で使える評価手法を確立させることが急務なのではないでしょうか。

生物多様性に興味をもっている植生学者には、ぜひ、生態学的多様性の質的側面を解明する研究やフロラデータと群落データの間を紐解く研究、とくにその両者に資する生態種群解析に取り組んでいただきたいというのが、筆者の切なる願いです。

ぜひ、多くの植生学者、とくに若手の研究者のチャレ

ンジを期待したいと思います。

謝 辞

この論文を作成するにあたっては、東京農工大学農学部准教授星野義延氏、吉川正人氏、同 OB 宮崎卓氏、同大学院生深町篤子氏、千葉県立中央博物館大野啓一氏、国立環境研究所生物・生態系環境研究センター小川みゆ氏、国立館大学文学部教授磯谷達宏氏から貴重な助言をいただきました。ここに記して感謝の気持ちをお伝えしたいと思います。

引用文献

- 尼川大録 1975. 植物地理学的考察. 「福岡県植物誌」(尼川大録編), 277-286. 博洋社, 福岡.
- 雨嶋克憲 2009. コンサルタントの一現場から見た植生学への期待. 植生情報, 13: 33-34.
- Braun-Blanquet, J. 1928. Plant sociology: The study of plant communities (translation by Fuller, G.D. & Conard, H.S. 1932). MacGraw-Hill, New York and London.
- ブラウンブランケ, J 1965. ブラウンブランケ植物社会学 I (鈴木時夫 1971). 朝倉書店, 東京.
- 千葉県史料研究財団編 2003. 千葉県の自然誌 別編 4 千葉県植物誌. 千葉県, 千葉.
- 海老原淳 2011. 日本固有植物のホットスポット. 「日本の固有植物」(加藤雅啓・海老原淳編 2011.), 29-34. 東海大学出版会, 秦野.
- Forman, R.T.T. & Godron, M. 1986. Landscape ecology. John Wiley & Sons, New York.
- 富士田裕子 2002. 湿地林. 「水辺林の生態学」(崎尾均・山本福壽編), 95-137. 東京大学出版会, 東京.
- 福嶋 司・西尾孝佳・松井哲哉 2001. 日本のブナ林における群集の組成分化について. Hicobia, 13: 335-353.
- 二井一禎 2003. マツ枯れは森の感染症 森林微生物相互関係論ノート. 文一総合出版, 東京.
- Gaston, K.J. 1994. Rarity. Chapman & Hall, London.
- Gaston, K.J. 1996. Species richness: measure and measurement. In: Biodiversity: A biology of

- number and difference (ed. Gaston, K.J.), 77-113. Blackwell Science, Oxford.
- Govaerts, R. & Dransfield, J. 2005. World checklist of palms. Royal Botanic Gardens, Kew, Richmond.
- 浜田 拓 2009. 技術者にとっての植生学. 植生情報, **13**: 30-32.
- 蛭間 啓・福嶋 司 2004. ブナ帯に出現する広葉草本種の生育立地の地理的差異. 植生学会誌, **21**: 39-50.
- Hunter, Jr. M.L. 1996. Fundamentals of conservation biology. Blackwell Science, USA.
- Hambler, C. 2004. Conservation. Cambridge University Press, Cambridge.
- 春田章博・逸見一郎・八色宏昌 2013. 生物多様性地域戦略の技術的展望. ランドスケープ研究, **77**(2): 119-121.
- 橋本光政 1995. 植物地理学からみた特徴. 「兵庫県の樹木誌」(橋本光政編), 391-396. 兵庫県農林水産部林務課豊かな森づくり推進室, 神戸.
- 服部 保・南山典子・松村俊和 2008. 北限と上限の照葉樹林の種組成と種多様性の比較. 植生学会誌, **25**: 253-35.
- 服部 保・石田弘明・橋本佳延・南山典子・田村和也・浅見佳世 2004. 照葉樹林成熟相とギャップ相の種組成および種多様性の比較. 日本生態学会誌, **54**: 11-24.
- 平川浩文・樋口広芳 1997. 生物多様性の保全をどう理解するか. 科学, **67**: 725-731.
- 星野義延 1998. 日本のミズナラ林の植物社会学的研究. 東京農工大学農学部学術報告, **32**: 1-99.
- 星野義延・清水義彦 2005. 河川における自然的攪乱・人為的インパクトと河川固有植物・外来植物のハビタット. 「自然的攪乱・人為的インパクトと河川生態系」(小倉紀雄・山本晃一編), 153-229. 技法堂出版, 東京.
- 堀田 満 1974. 植物の進化生物学Ⅲ. 植物の分布と分化. 三省堂, 東京.
- 李 娥英・富士田裕子 2013. 元国指定天然記念物静狩湿原のフロラ変化. 植生学会第 18 回大会講演要旨集, A05. 仙台.
- Ishida, H., Hattori, T. & Hashimoto, Y. 2005 a. Comparison of species composition and richness among primeval, natural, and secondary lucidophyllous forests in southeastern Kyushu, Japan. Vegetation Science, **22**: 71-86.
- Ishida, H., Hashimoto, Y. & Takeda, Y. 2005 b. Comparison of species composition and richness among primeval, natural, and secondary lucidophyllous forests on Tsushima Island, Japan. Vegetation Science, **22**: 1-14.
- 磯谷達弘 2006. 照葉樹林北部における地形に対応した森林植生の分化とその応用上の意義—とくに夏緑植物の出現に着目して—. 植生情報, **10**: 15-24.
- 伊藤秀三 1977. 群落の組成研究. 「植物生態学講座 2 群落の組成と構造」(伊藤秀三編), 1-75. 朝倉書店, 東京.
- 伊藤秀三 1979. 植生学における多様性概念—展望と課題—. 生物科学, **31**: 200-206.
- 伊藤秀三 1996. 離島の景相生態—長崎県五島列島のばあい—. 「景相生態学—ランドスケープ・エコロジー入門—」(沼田 真編), 78-85. 朝倉書店, 東京.
- 伊藤秀三 1997. 総説: 日韓海峡域の植物と植生の地理学. 長崎大学教養部紀要 (自然科学篇), **38**(1): 25-51.
- 伊藤秀三 1999. 生態学的多様性とニッチェと立地. 植生情報, **3**: 16-19.
- 伊藤秀三・宮田逸夫 1977. 群落の種多様性. 「植物生態学講座 2 群落の組成と構造」(伊藤秀三編), 76-111. 朝倉書店, 東京.
- Itou, S. & Nakanishi, K. 1980. Floristic and vegetational diversity of epilithic bryophyte communities: An insular biogeography. Jap. J. Ecol. **30**: 45-54.
- Jost, L., Chao, A. & Chazdon, R.L. 2011. Compositional similarity and β (beta) diversity. In: Biological diversity: Frontiers in measurement and assessment (eds. Magurran, A.E. & McGill B.J.). Oxford University Press, New York.

- 亀井裕幸 1999. 生物多様性と植生学の取り組み. 植生情報, **3**: 5-15.
- 亀井裕幸 2005. 種の異常繁殖. 「植生管理学」(福嶋司編), 130-135. 朝倉書店, 東京.
- 亀井裕幸 2006. 生態学的多様性概念の保全植生学への導入試論—伊藤氏の提案と根本・星野氏, 村中氏の討論を受けて—. 植生情報, **10**: 35-40.
- 亀井裕幸 2008a. 生態学的多様性概念の保全植生学への導入試論(Ⅱ)—その量的側面について—. 東京家政大学生生活科学研究報告, **30**: 23-28.
- 亀井裕幸 2008b. 家政大校外施設の自然教育上の価値(Ⅱ)生態種群解析試論. 東京家政大学生生活科学研究報告, **31**: 49-73.
- 亀井裕幸 2012. 関東地方およびその周辺地域から見出された生態種群の特徴. 「植生学会第 17 回大会講演要旨集」, A11. 千葉.
- 亀井裕幸・星野義延・蛭間 啓・井関智裕・越尾淑子・大澤 力 2008. 家政大校外施設の自然教育上の価値(Ⅰ)—一校外施設周辺の植生の種組成—. 東京家政大学生生活科学研究報告, **31**: 31-47.
- 亀井裕幸・湯山隼之助・中村信也・越尾淑子・浅川真理・宮沢弘二・菊地健夫・大澤 力 2004. ビオトープ再考—自然保護の立場から—. 東京家政大学生生活科学研究報告, **27**: 41-55.
- 環境省編 2010. 生物多様性国家戦略 2010. 株式会社 Bioシティ, 東京.
- 環境省自然環境局編 2008. いのちは支えあう 第 3 次生物多様性国家戦略. 環境省自然環境局, 東京.
- 環境省自然環境局野生生物課 2010. 改訂レッドリスト付属説明資料 植物Ⅰ(維管束植物). 生物多様性情報システム, http://www.biodic.go.jp/rdb/rdb_f.html.
- Kanzaki, M. 1984. Regeneration in subalpine coniferous forests. I. Mozaic structure and regeneration process in a *Tsuga diversifolia* forest. Bot. Mag. Tokyo **97**: 297-311.
- 加藤雅啓・海老原淳編 2011. 日本の固有植物. 東海大学出版会, 秦野.
- 北村四郎・村田 源 1979. 原色日本植物図鑑・木本編Ⅱ. 保育社, 大阪.
- Krempin, J. 1990. Palms & cycads around the world. Krempin Books, Queensland.
- 久保田圭多・武田義明 2007. 兵庫県北部におけるトチノキ林の種多様性. 関西自然保護機構会誌, **28**(2): 141-161.
- 黒田慶子編 2008. ナラ枯れと里山の健康. 全国林業改良普及協会, 東京.
- ラック, A.J.・エバンス, D.E 2001. 植物科学キーノート(岩淵雅樹訳 2002). シュプリンガー・フェアラーク東京, 東京.
- Larsson, T.-B. (coordinated) 2001. Ecological Bulletins 50 Biodiversity evaluation tools for European forests. Blackwell Science, U.K.
- 前迫ゆり 2013. ニホンジカをめぐる照葉樹林の動態. 「世界遺産 春日山原始林—照葉樹林とシカをめぐる生態と分化」(前迫ゆり編), 122-137. ナカニシヤ出版, 京都.
- Mac Arther, R.H. 1972. Geographical ecology: Patterns in distribution of species. Princeton University Press, Princeton.
- Mackenzie, A. Ball, A.S. & Virdee, S.R. 1998. 生態学キーノート(岩城英夫訳 2001). シュプリンガー・フェアラーク東京, 東京.
- Magurran, A.E. 2004. Measuring biological diversity. Blackwell Publishing company, Malden.
- Mayhew, S. (ed.) 1997. オックスフォード地理学辞典(田辺 裕監訳 2003). 朝倉書店, 東京.
- Mittermeier, R.A., Myers, N. & Mittermeier, C.G. 1999. Hotspots: Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. CEMEX Conservation International, Mexico City.
- 宮下 直・野田隆史 2003. 群集生態学. 東京大学出版会, 東京.
- 門司正三 1976. 生態学総論. 共立出版, 東京.
- 森本淳子 2003. 生態系レベルの生物多様性—評価手法の確立における課題. ランドスケープ研究, **67**(2): 183-189.
- 森定 伸 2009. 植生学会が監修する調査技術マニユ

- アル作成の提案. 植生情報, **13**: 37-39.
- Mueller-Dombois, D. & Ellenberg, H. 1974. Aims and methods of vegetation ecology. John Wiley & Sons, New York.
- 仲 和夫 1984. 照葉樹林の更新. 生物の科学遺伝, **38**(4): 51-55.
- 中村幸人・Krestov, P. 2008. 北東アジアの針葉樹林帯 Conifer forest zone of Northeast Asia. 植生情報, **12**: 15-21.
- 並川寛司・石川幸男 2008. 日本および北東アジアの針広混交林. 植生情報, **12**: 8-14.
- 鳴橋直弘編 2002. 植物地理・分類研究第 50 巻第 2 号, 植物地理・分類学会, 富山.
- 根本真理 2007. 里山地域における植物の種多様性と群落多様性に関する研究. 東京農工大学大学院連合農学研究科博士論文, 東京.
- 日本地誌研究所編 1989. 地理学辞典 改訂版. 二宮書店, 東京.
- 日本樹木誌編集委員会編 2009. 日本樹木誌 1. 日本林業調査会, 東京.
- 野寄玲児 2007. ナラ林の自然史と二次的自然の保護. 関西自然保護機構会誌, **29**(2): 127-142.
- 小川 潔・倉本 宣 2001. タンポポとカワラノギク. 岩波書店, 東京.
- 小川みふゆ 2010. 森林における生物多様性モニタリング. 山林, **1513**: 26-33.
- 小川みふゆ・竹中明夫・角谷 拓・石濱史子・山野博哉・赤坂宗光 2013. 植生図情報を用いた全国スケールでの土地利用図の作成—生物の分布推定をおこなうユーザーのために—. 保全生態学研究, **18**: 69-76.
- 大場達之 1979. 保護を要する植物的自然の重要度評価. 道路建設が動植物の生態に及ぼす影響に関する基礎的研究, 22-55. 日本道路公団・(社)道路緑化保全協会, 東京.
- 大場達之 1982. 日本の植生. 「土木工学体系 3 自然環境論 (II) / 植生と開発保全」(土木工学体系編集委員会編), 69-210. 彰国社, 東京.
- 大橋春香・星野義延・大野啓一 2007. 東京都奥多摩地域におけるニホンジカ (*Cervus nippon*) の生息密度増加に伴う植物群落の種組成変化. 植生学会誌, **24**: 123-151.
- 大沢雅彦 1981. 大井川源流部原生自然環境保全地域の植生垂直分布と動態. 大井川源流部原生自然環境保全地域調査報告書, 155-182. 日本自然保護協会, 東京.
- 大沢雅彦 2008. 生物多様性の保護における保護地域の意味. 「生態学から見た自然保護地域とその多様性保全」(大沢雅彦監修, 日本自然協会編), 1-15. 講談社, 東京.
- 奥富 清 1975. 偶生種. 「生態の事典」(沼田 真編), 68. 東京堂出版, 東京.
- 奥富 清・揚石 優・安西慎司 1975. 都市植生の構成的特性. 「人間生存と自然環境 3」(佐々 学・山本 正編), 287-296. 東京大学出版会, 東京.
- 奥富 清・日置佳之・北山兼弘・角 廣寛 1983. 小笠原の植生. 「小笠原の固有植物と植生」(小野幹夫・奥富清編著) 97-268. 株式会社アブック社, 鎌倉.
- 奥富 清・星野義延・永嶋幸夫・小栗太郎・辻 誠治・山口洋毅 1987. 所沢市の植生—所沢市環境保全調査一. 所沢市. 所沢.
- 奥富 清・石山麻子 1985a. 構成種の繁殖特性からみたコナラ林の林床植生 1. 林床植物の有性繁殖と栄養繁殖. 「第 32 回日本生態学会大会講演要旨集」, p309. 広島.
- 奥富 清・石山麻子 1985b. 構成種の繁殖特性からみたコナラ林の林床植生 2. コナラ—クヌギ群集の下位単位分化と林床植物の繁殖特性の関係. 「第 32 回日本生態学会大会講演要旨集」, p310. 広島.
- 沖津 進 2002. 北方植生の生態学. 古今書院, 東京.
- Oono, K., Hara, M., Fujiwara, M. & Hirata, K. 1997. Comparative studies on floristic composition of the lucidophyll forests in southern Kyushu, Ryukyu and Taiwan. Nat. Hist. Res., Special Issue, (4): 17-79.
- Pullin, A.S. 2002. 保全生物学 (井田秀行・大窪久美子・倉本 宣・夏原由博共訳 2004). 丸善株式会社, 東京.

- Ricotta, C. 2005. On hierarchical diversity decomposition. *J. Veg. Sci.* **16**: 223-226.
- Riffle, R.L., Craft, P. & Zona, S. 2012. *The encyclopedia of cultivated palms* (2nd). Timber press, Portland.
- Robinowitz, D., Cairns, S. & Dillon, T. 1986. Seven forms of rarity and their frequency in the flora of the British isles. In: *Conservation biology: The science of scarcity and diversity*, (ed. Soulé, M.E.), 182-204. Sinauer Associates, INC., Massachusetts.
- 斉藤 修・星野義延・辻 誠治・菅野 昭 2003. 関東地方におけるコナラ二次林の 20 年以上経過後の種多様性及び種組成の変化. *植生学会誌*, **20**: 83-96.
- 崎尾 均 2002. 溪畔林・山地河畔林. 「水辺林の生態学」(崎尾 均・山本福壽編), 22-60. 東京大学出版会, 東京.
- 島田和則・勝木俊雄・岩本宏二郎 2008. 東京都多摩地方西部におけるコナラ・クヌギ二次林の群落構造および種多様性の管理形態による差異. *植生学会誌*, **25**: 1-12.
- 島野光司 2007. ブナ林の更新とその地理的変異. *植生情報*, **11**: 26-42.
- 島野光司・沖津 進 1993. 東京郊外奥多摩, 三頭山に分布するブナ・イヌブナ林の更新. *日本生態学会誌*, **43**: 13-19.
- 森林環境研究会編 2009. *森林環境 2009*. 森林文化協会, 東京.
- 鈴木時夫 1952. *東亜の森林植生*. 古今書院, 東京.
- 鈴木時夫 1954. *生態調査法*. 古今書院, 東京.
- 鈴木時夫 1965. 日本植物社会における生態群. *日本林学会誌*, **47**: 287-291.
- 植生学会企画委員会 2011. ニホンジカによる日本の植生への影響. *植生情報*, **15**: 9-96.
- 田川日出夫 1973. *生態遷移 I*. 共立出版, 東京.
- 平 慎三 1998. 植生. 越後 = 新津丘陵に生きる 里山の植物 (石沢 進監修), 175-204. 新潟県都市緑化センター, 新潟.
- 平 慎三・石沢 進 1998. 野生植物 種子植物. 越後 = 新津丘陵に生きる 里山の植物 (石沢 進監修), 59-94. 新潟県都市緑化センター, 新潟.
- 武田義明 2003. 兵庫県における植生データベースの構築とその活用. *植生情報*, **7**: 7-9.
- 田中信行 2003. 植生データベースを用いた地球温暖化の影響予測研究. *植生情報*, **7**: -14.
- 田邊 仁・沖津 進・高橋啓二 1989. 千葉県における残存自然林の分布および種多様度と冬季の温度条件との対応. *千葉大学園芸学部学術報告*, **42**: 39-48.
- 富樫晃一・富士田裕子 2013. 国指定天然記念物「女満別湿生植物群落」における湿生林の遷移及び更新. *植生学会第 18 回大会講演要旨集*, A06. 仙台.
- 戸井可名子 2009. 業務で植生調査に携わる一技術者が植生学会にお願いしたいと密かに思っていること. *植生情報*, **13**: 40-41.
- ユネスコ 1987. *MAB ガイドブック* (文部省学術国際局国際学術課編訳 1999). 「日本ユネスコ/MAB 生物圏保存地域カタログ Catalogue of UNESCO/MAB Biosphere Reserves in Japan」(日本 MAB 計画国内委員会 (編集代表者 有賀祐勝) 編著), Appendix 1. 国際生態学センター, 横浜.
- van der Maarel, E. 1997. *Biodiversity: from babel to biosphere management*. Opulus Press, Uppsara, Leiden.
- 鷲谷いづみ 2011. さとやま—生物多様性と生物多様性模様. 岩波書店, 東京.
- 鷲谷いづみ・矢原徹一 1996. *保全生態学入門—遺伝子から景観まで—*. 文一総合出版, 東京.
- 渡邊絵里子・宗田一男・松田裕之 2012. 日本の維管束植物レッドデータブックにおける絶滅リスク評価と減少要因. *Wildlife Forum Fall・Winter 2012*, 4-5.
- Watt, A. 1947. Pattern and process in the plant community. *The Journal of Ecology*, **35**: 1-22.
- Westhoff, V & van der Maarel, E. 1973. The Braun-Blanquet approach. In: *Ordination and classification*, (ed. Whittaker, R.H.), 617-726. Dr W, Junk, Hague.

- Whittaker, R.H. 1960. Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. *Ecol. Monogr.* **30**: 279-338.
- Whittaker, R.H. 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*. **21**: 213-251.
- ホイットカー, R.H. 1975. ホイットカー生態学概説—生物群集と生態系— (宝月欣二訳 1979). 培風館, 東京.
- Whittaker, R.H. 1977. Evolution of species diversity in land communities. *Evol. Biol.* **10**: 1-67.
- 山田 晋 2011. 谷津田沿いの斜面地における半自然草地の分布と景観構造および局所立地条件との対応. *ランドスケープ研究*, **74**(5) : 483-486.
- 山田 晋・北川淑子・大久保悟 2012. 谷津景観における異なる空間階層の植物種分布パターンが景観スケールの種多様性に及ぼす影響. *ランドスケープ研究*, **75**(5) : 423-426.
- 山田敏弘編 2013. 植物地理・分類研究第 60 巻第 2 号, 植物地理・分類学会, 金沢.
- 山本聡子 2009. 植生学会に期待すること—技術者としての立場より. *植生情報*, **13** : 35-36.
- 山瀬敬太郎・服部 保・三上幸三・田中 昭 2005. 兵庫方式による里山林の植生管理がその後の種多様性と種組成に及ぼす効果. *ランドスケープ研究*, **68**(5) : 655-658.
- 矢野 亮・桑原香弥美 2012. 自然教育園におけるキアシドクガの異常発生について (第 7 報). *自然教育園報告*, **43** : 65-75.
- 横山秀司 1995. 景観生態学. 古今書院, 東京.
- 米倉浩司 2012. 日本維管束植物目録 (邑田 仁監修). 北隆館, 東京.
- 依光良三編著 2011. シカと日本の森林). 築地書館, 東京.

GRASS の i.ortho.photo コマンドを使った空中写真の単画像オルソ補正の紹介

徳岡良則・三上光一

独立行政法人農業環境技術研究所

1. はじめに

近年、R や Quantum GIS (QGIS) のようなフリーソフトウェアの利用が植生学分野でも広がっている。本稿では、フリーソフトの「GRASS (Geographic Resources Analysis Support System)」を用いた単画像オルソ補正の実行方法を紹介することで、空中写真を利用した研究の一助となればと考えている。

空中写真の像は写真の辺縁に向かうほどに歪んでしまう。これはレンズの歪み、撮影時のカメラの傾き、地形起伏などに起因するものである。オルソ補正ではこの空中写真に必然的に生じる像の歪みを幾何学的に補正することで、空中写真画像を距離や面積の測定、植生境界の作図材料等に適した形に加工できる。例えば、図 1 で山岳部の写真のオルソ補正例を見ると、補正前画像 (図 1a) では外に倒れこんでいる辺縁部が補正後 (図 1b) には内側方向に正しく位置づけられ、ギザギザになっている様子が確認できる。

オルソ補正を正確に行うには、対象とする空中写真の撮影に用いられたカメラレンズのキャリブレーションデータや撮影時のカメラの傾き、焦点距離、対象地の緯度・経度を正確に特定できる明瞭な参照地点情報が必要となる。しかし特に古い年代の空中写真については、こ

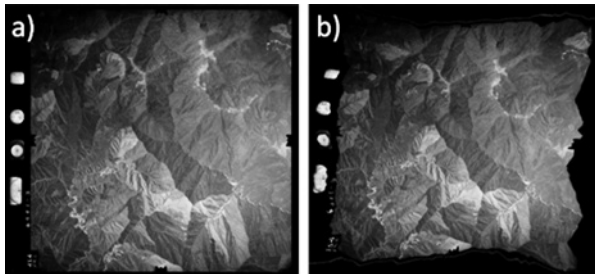


図 1. オルソ補正前 (a) と補正後 (b) の空中写真例。

れらパラメータの入手が困難な場合も多い。ここで紹介する単画像オルソ補正では、これら不明のパラメータの多くを無視する、あるいは仮の数値を用いて補正を進める。そのため、理想的なパラメータが整った際に期待される正確性を満たすものではない。ただ、そのような制約の下での補正ではあるが、古地図などに次いで、比較的古い時代の土地利用を把握できる貴重な空中写真を、短時間で簡易に地図化に利用できる画像へと加工できるため、植生研究にとって非常に有効な技術と考える。例えば、Rocchini et al. (2012) は緯度・経度 (座標値) だけに基づく一次多項式変換によるジオリファレンスを行った空中写真と、本稿で紹介するオルソ補正を行った空中写真の精度比較を行い、後者の優位性を解説している。

なおここでは、GRASS の i.ortho.photo と呼ばれるコマンドを使って単画像オルソ補正を完遂するための手引き書となるよう、可能な限り画像を多く用いて実行状況を紹介する。そのため、オルソ補正の詳しい解説 (Wolf 1983) や GRASS のその他一般的な利用方法 (Neteler and Mitasova 2004) については、各専門書を参考にしたい。

また本稿では、これまでに QGIS などの GIS ソフトウェアでファイルの表示・閲覧や画像のジオリファレンス (座標付与)、座標系の変換を行ったことがある読者によるオルソ補正習得を基本想定している。本稿の一部では、QGIS 1.7.4 (www.qgis.org, 2013.10 参照) を用いて、座標値の変換等を行った。

2. 作業環境の整備

非常に大きな障害であるが、i.ortho.photo の実行には Xterm というターミナルエミュレータの使用が必須のため、Linux 系 OS を導入した PC 上で GRASS を用

いる,あるいはWindows PCに仮想OSとしてLinux系OSを導入してGRASSを用いる必要がある. Mac OSであれば問題無く i.ortho.photo コマンドを使える(らしい). Windows PCの場合はOSの導入という,通常頻繁には行わない作業が必要なため,万が一PCに不具合が発生した際にも困らない予備のPCの利用,あるいはバックアップを取ってからの実行をお勧めする.

本例では Panasonic Let's note CF-R7 (プロセッサ Intel Core2 Duo U7600 CPU 1.2GHz, RAM 2.00GB, 32ビットオペレーティングシステム)を用いた. 元々OSはWindows Vista Businessのみで使用していたPCである.

2-1 Ubuntuのインストール

上記の様に, GRASSの i.ortho.photo を実行する環境は複数あるが, 本稿では最も利用者の多いWindowsユーザを対象に作業環境の整備方法の一例として, WindowsPCにLinux系OSであるUbuntuをインストールするダブルブート方式(一台のPCで二つのOSを利用する事)について説明する. Ubuntuは無償で提供されているオープンソースのLinux系OSである.

UbuntuのインストールはWindows OS上で行う作業である. ここではUbuntu 12.04 LTSの32bit版をインストールした(www.ubuntu.com/download/desktop, 2013.10参照, ページ下段のWindows installerよりファイルをダウンロード). インストーラーファイルをダウンロードすると, デスクトップ上では「wubi」(2.38MB)のアイコンで表示される. これを管理者として実行し, Ubuntu OSを使用するために必要となるHDD容量を任意で割り当てる(OSを並列導入したダブルブート環境にできるため, 元々のWindows Vista Businessは維持された状態となる). 本例では10GBを割り当て, 使用言語にEnglish (US)を選択しインストールした(図2, ※可能であればより多くの領域を割り当てることをお勧めする). 日本語でのインストールは, 元々1バイト文字を基本に設計されているGRASSの仕様上, エラーの原因となるので避けたほうがよい(実際に i.ortho.photo の途中, 日本語フォルダを含む環境ではエラーのため補正を完遂できなかった).



図2. Windows installerによるUbuntuインストール.

インストールを完了する前に再起動が必要となり, 再起動すると直後にはUbuntuが立ち上がる. この後, Ubuntuをシャットダウンすると次回以降の起動時には, デフォルトでWindows OSが選択される. Ubuntuを起動する場合は電源投入直後に(F8などのキーを数回押して), BIOSの起動OS選択画面を立ち上げてUbuntuを選択する.

またこのようにインストールしたUbuntu OSは通常のソフトウェアのように, Windows OSでコントロールパネルからソフトウェアのアンインストールで削除できる.

Ubuntuの基本的な使用方法は, Ubuntu Japanese TeamのWebフォーラム(<https://forums.ubuntulinux.jp>, 2013.10参照)ほか, インターネット上の各種解説などを参照してほしい.

2-2 GRASSのインストール

Ubuntuにおける容易なGRASSのインストールにはインターネット環境が必要である.

Ubuntuインストール後, System Settingsから, 自分の利用環境にあわせてネットワークの設定を行い, インターネットへの接続を可能にする. その後, 左側面のタスクバー中段にあるUbuntu Software Centerのアイコンをクリックし, 検索バーにgrassと入力し検索する. 表示された物の中から, 「Geographic Resources Analysis Support System: grass」を選択, インストールする(図3).

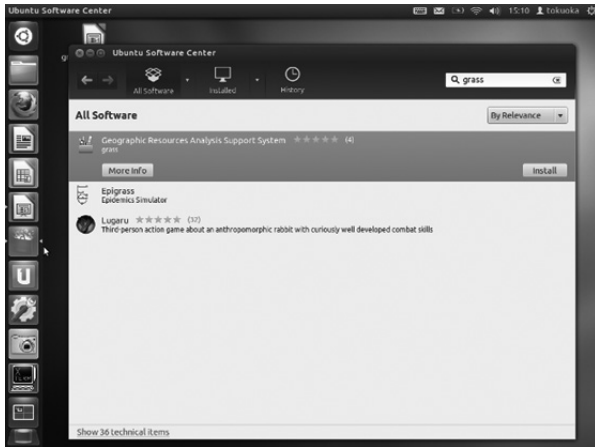


図 3. Ubuntu Software Center を利用しての GRASS のインストール。

これでハードウェアの整備は完了である。

3. 使用参照データ

空中写真画像データとデジタル標高データ (DEM) が必要となる。その他に外部評定のための地点座標値が必要である。以下、本例で用いたデータを示す。

1) 1964 年撮影の愛媛県由良半島魚神山地区周辺のグレースケール画像データ (ファイル名: MSI-64-4Y_C2-36 (73.1MB))

元データのファイルサイズが 500MB 以上と大きく操作に時間を要したため、各辺を 35% 縮小した TIFF 形式の画像ファイルを用いた。使用したカメラの焦点距離は 152.85mm だった。地図センターから購入した画像データの焦点距離は、購入時に同封される仕様書に記載されている他、国土変遷アーカイブ空中写真閲覧 (archive.gsi.go.jp/airphoto/, 2013.10 参照) のページでも確認できる。

2) 由良半島を含む広範囲の 5m デジタル標高データ (以下、DEM と呼称、ファイル名: UwaDem3099 (32.0MB))

基盤地図情報ダウンロードサービス (fgd.gsi.go.jp/download/, 2013.10 参照) のページから該当するメッシュ群を GML 形式でダウンロードする。その後、基盤

地図情報標高 DEM データ変換ツールを www.ecoris.co.jp/contents/demtool.html (2013.10 参照) のページからダウンロードし、複数のメッシュ DEM データを結合する (本例では LatLong で結合)。

結合された DEM データは、QGIS のラスタ → Projections → ワープを用いて、UTM 座標系ゾーン 53 (EPSG:3099, ゾーンは調査地に合わせて選択) へと変換した。

3) 外部評定のための地点座標値 (最低 4 地点以上必要)

本稿では、補正対象の 1964 年の画像と、電子国土ポータル (portal.cyberjapan.jp, 2013.10 参照) の 1974~78 年撮影の空中写真画像とを見比べ、2 時期の画像で同地点と特定できた地点を外部評定時の GCP (Ground Control Point) として利用することとした。座標値の取得には、電子国土ポータルで 1974~78 年撮影の画像を表示し、GCP 候補地点上で右クリックによって緯度・経度を表示した状態を印刷した。そしてここで表示されている緯度・経度座標値を Microsoft Excel 2007 で lat, lon の 2 列を設けそれぞれ入力し、csv ファイルとして保存した。そしてこの csv ファイルを QGIS のレイヤー → デリミティッドテキストファイルからのレイヤーを追加を用いて読み込み、ベクタファイル化した。そして EPSG:3099 の UTM 座標系ゾーン 53 の座標値に変換 (ベクタ → データマネジメントツール → 現在の投影法を定義する) したものを後述の外部評定に用いた。また同 6 地点の標高情報は上述の 5mDEM データを QGIS 上で表示・参照し、取得した。

4. GRASS におけるオルソ補正画像作成のデモンストラーション

4-1 GRASS の起動

インストールが完了しても、特に GRASS のアイコンは作られない。タスクバー最上段の DASH HOME をクリックし、その後表示される画面の下段、左から二番目のアプリケーション選択のアイコンをクリック、Installed の全アプリを表示した後、その中から「Xterm」をクリックして起動する (図 4)。

二回目以降の立ち上げを容易にするために、タスク



図 4. Xterm の起動手順.

バーの Xterm アイコンの上で右クリックし、「Lock to Launcher」でタスクバーに固定すると便利である。Xterm が立ち上がったら、grass と入力し、Enter キーを 2 回入力すると GRASS が起動する (図 5)。

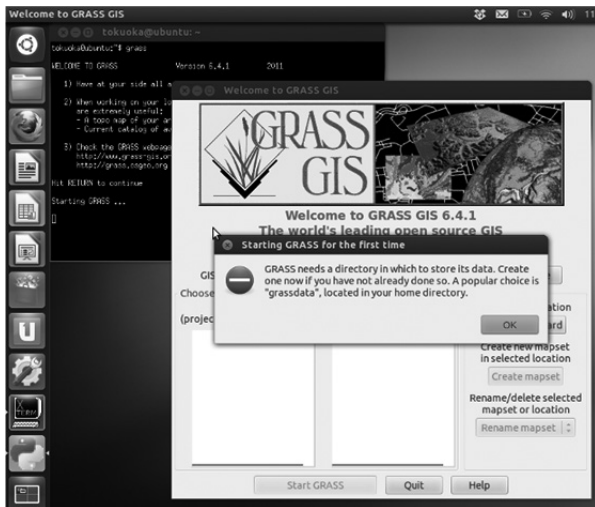


図 5. Welcome to GRASS GIS 起動画面.

4-2 作業ディレクトリの作成, Location と Mapset の作成

起動すると、データを格納する場所 (ディレクトリ) を作るよう警告がでるので、grassdata など任意のディレクトリを作り、指定する。本例では、Desktop 上に grassdata というディレクトリを作成した。

続けて、GRASS では Location とその下位ディレク

トリとして Mapset を作成する必要がある。これは複数人で同じ PC を使ってファイル管理や作業を進めることに適した構造で、始めは戸惑うかもしれないが慣れてほしい。ここでは GRASS 起動画面右側にある Location wizard をクリックし、Orthodemo という Location 名で作業を進めた (図 6)。

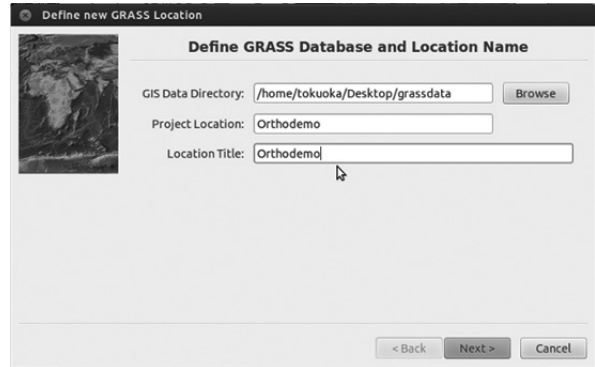


図 6. Location の作成の開始部分.

Next をクリックした後、新しい Location の定義では上から二番目の「Select EPSG code of spatial reference system」を選択し、Next をクリックする。次に EPSG コードの選択では、「3099」を「EPSG code :」の空欄に入力し、Next をクリックする。この 3099 というコードは、JGD2000 の地理座標系 (緯度経度) に基づくデータを Universal Transverse Mercator 図法のゾーン 53 という投影座標系 (単位はメートル) に投影することを意味するもので、これは使用する DEM データに付与されている投影座標系であり、かつ最終的にオルソ補正をした画像に付与される投影座標系になる。このコードは編集や解析に用いる GIS データの座標系に合わせたものを選択する必要がある。座標系に関する基本的な解説は飛田 (2004) を参考にしてほしい。

続いて、GRASS 起動画面に戻り、右中段下の Create mapset をクリックする。本例では、ODmapset という Mapset を作成した (図 7)。

そして同ウィンドウ下段の Start GRASS をクリックする。そうするとレイヤーマネージャーと Map Display 1 という二つのウィンドウが起動する。



図 7. Mapset の作成終わりの画面。

4-3 Mapset へのファイルのインポート

作業を開始した Mapset 「ODmapset」へ、用意した空中写真と DEM ファイルをインポートする。レイヤーマネージャー下方の Search module をクリックし、表示されるコマンドメニューから File → Import raster

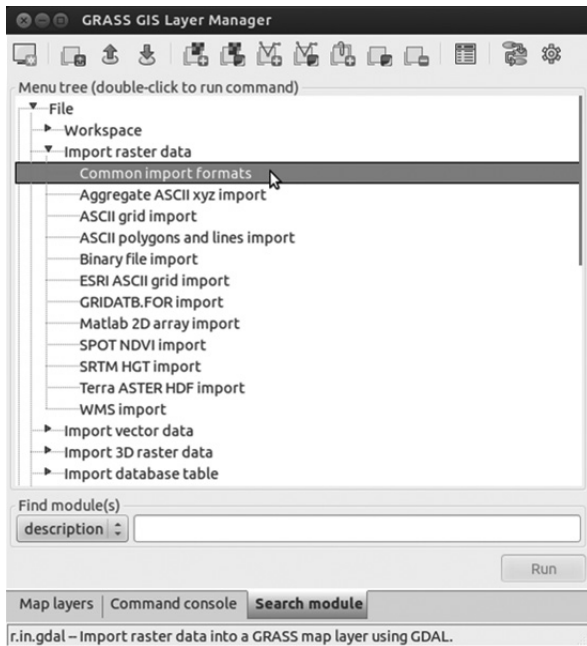


図 8. レイヤーマネージャーによるファイルインポート。

data → Common import formats を選択する (図 8)。Import raster data のウィンドウが立ち上がるので、まずデスクトップなどに保存してある DEM ファイルをインポートする (図 9)。

Add imported layer into layer tree が選択されていると、インポートされた DEM ファイルが Map Display 1 に表示される (図 10)。

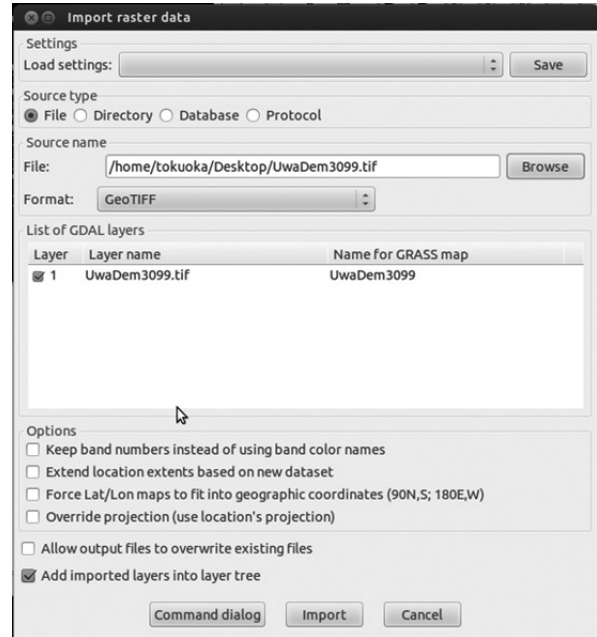


図 9. DEM ファイルのインポート。デフォルトの選択項目のままインポートして問題は生じない。

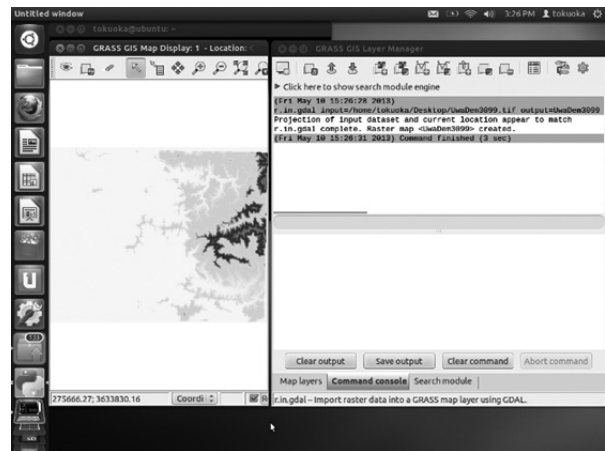


図 10. インポート後 Map Display 1 に表示された DEM データ。

続いて、オルソ補正を行う空中写真ファイルを同様に File → Import raster data → Common import formats からインポートする。ただし、この画像はまだ Location で定義されている EPSG:3099 を付与されていないデータのため、Override projection を選択して、取り込む必要がある (図 11)。

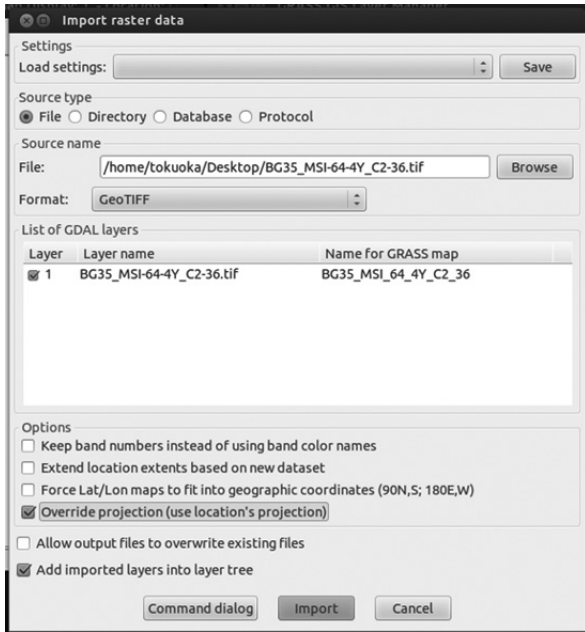


図 11. 座標付与のされていない空中写真などは Override projection を選択してインポートする。

これで補正に必要な 2 ファイルの ODmapset へのインポートが終了した。

4-4 イメージグループの作成

GRASS では i.ortho.photo のように「i」で始まる画像編集コマンドの使用時には、作業対象となるファイルのグループやサブグループの指定を求められる。そこでまず、i.group のコマンドを使って、i.ortho.photo の実行に用いる上述の 2 ファイルをグループ化する。Layer Manager の Search modeule から Imagery → Develop images and groups → Create/edit group と選択・クリックすると、i.group のウィンドウが立ち上がる。ここではグループ名を ODgroup とした (図 12)。

同ウィンドウの Optional をクリックし、このグルー

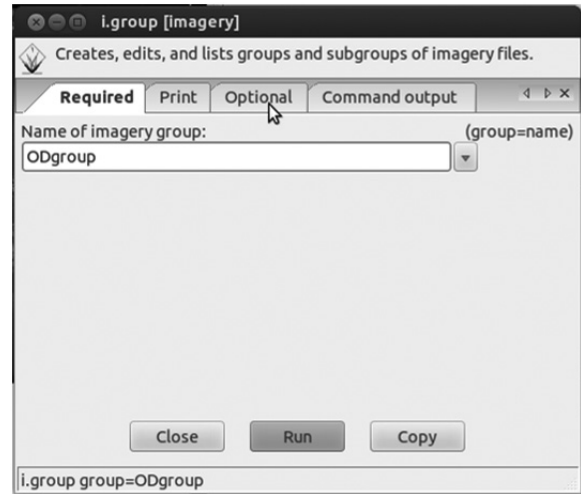


図 12. i.group でグループ名を入力。

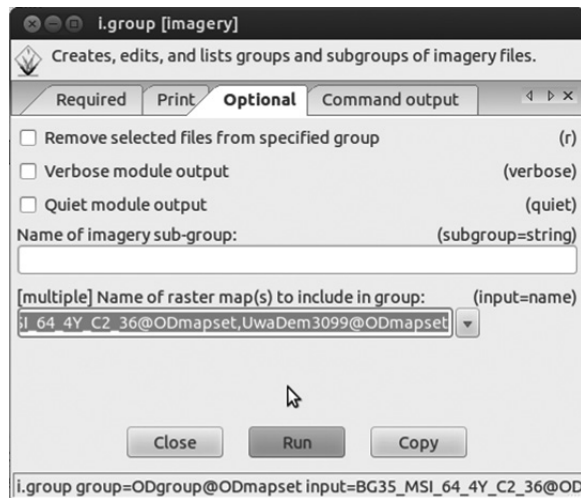


図 13. i.group の Optional からファイルを指定。

プに Mapset にインポートした二つのラスタファイル (空中写真と DEM) を指定し、実行する。今回サブグループはブランクのまま作業を進めた (図 13)。

操作性はあまり良くないが、Name of raster map(s) to include in group からの選択により、複数ファイルを一度に指定できる。

4-5 内部評価, 外部評価の作業用となる Display Monitor の事前追加

i.ortho.photo の工程の内部評価, 外部評価では、写真を閲覧しながら座標値を入力する作業が必要となる。この作業には、デフォルトで表示されている Map

Display モニタとは別の作業用ウィンドウが必要となる。
 Xterm のウィンドウに戻って、「d.mon」と入力し、
 d.mon ウィンドウを立ち上げてディスプレイの設定を
 開始する。まず、List all monitors だけを選択し、実行

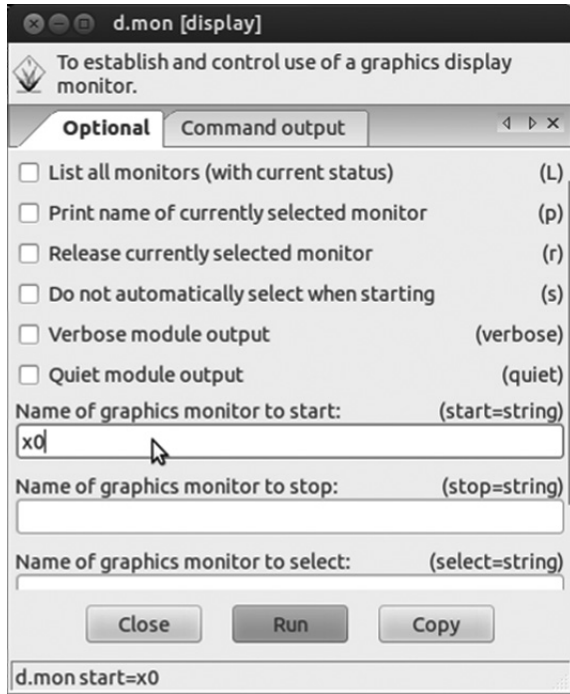


図 14. d.mon ウィンドウから x0 モニタを立ち上げる。



図 15. 追加された x0 モニタの例。

すると、x0 から x7 まで、未使用中の Display モニタがあることが確認できる。

ここでは、Name of graphics monitor to start に「x0」と入力、実行して、追加モニタを立ち上げて、i.ortho.photo の実行に備えた (図 14)。追加モニタの x0 が表示されたら (図 15)、d.mon のウィンドウを閉じる。

これで i.ortho.photo コマンドの作業準備は完了である。

4-6. i.ortho.photo の実行

初期設定条件の入力 (工程 1~4)

i.ortho.photo の起動と工程 1 : グループファイルの指定

Xterm に「i.ortho.photo」と入力し、「Enter」で実



図 16. i.ortho.photo の開始。作業対象のグループを表示する。

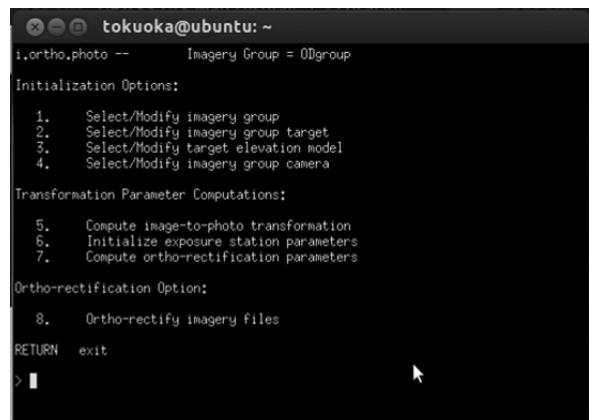


図 17. オルソ補正の工程。

行すると、group ファイルの指定を要求される。作成済みのグループを表示・確認するために、「list」と入力すると、ODmapset の中には、ODgroup というグループだけがあることが確認できる (図 16)。

この確認画面から元の画面に戻るには、「q」(Quit の頭文字)と入力すればよい。4-4 で作成したグループファイル名「ODgroup」と入力する。すると 8 つのオルソ補正の必要工程が表示される (図 17)。

工程 2 : Location および Mapset の選択

工程 1 の imagery group は既に指定済みなので、Xterm の i.ortho.photo の画面に「2」と入力、「Enter」で実行すると、TARGET LOCATION と TARGET MAPSET の入力を求められるので、現在の LOCATION と MAPSET をそのまま入力し、「Esc」「Enter」で確定する (図 18)。

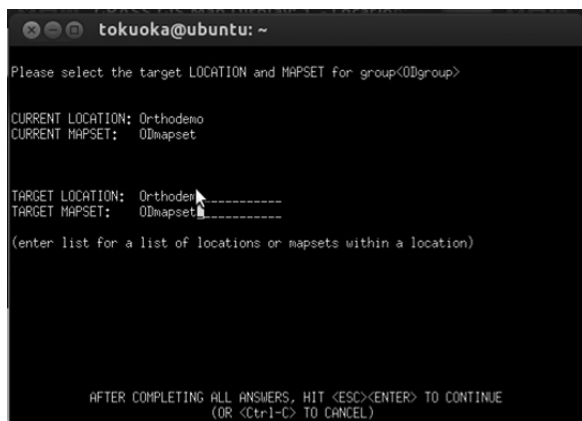


図 18. ターゲットの作成.

工程 3 : DEM の選択

i.ortho.photo の画面に戻ったら、「3」と入力、「Enter」で実行し、対象となる DEM のファイル名を入力する。ファイル名の確認、復帰は同様に list, q で行える。ここでは UwaDem3099 と入力し、「Esc」「Enter」で確定した (図 19)。

工程 4 : カメラ諸元の入力

i.ortho.photo の画面に戻ったら、「4」と入力、「Enter」で実行し、カメラ諸元の入力を開始する。カメラ諸元ファ

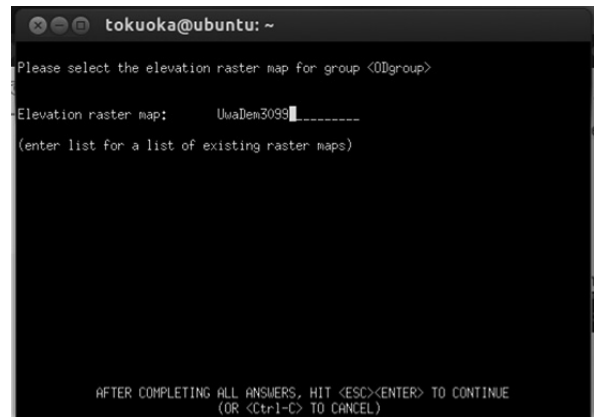


図 19. ターゲットとなる DEM の指定.

イルの名前の入力を求められるので、ここでは「camerademo」という名前を入力確定し、作業を開始した。情報入力画面の「Camera Name」「Camera Identification」は任意のもので良いので、ここでは camerademo とした。焦点距離は空中写真の仕様データ等で調べたものを入力する。ここでは 152.85 mm だった。投影中心のズレ (Point of Symmetry) は不明のため、両方とも 0 とした。指標 (fiducial mark) とは、空中写真の四隅 (あるいは八隅) にある、小さい白点 (カラー写真では通常は赤点) のことで、本例では写真の上下、左右の 4 点のため 4 と入力し、「Esc」「Enter」で確定した (図 20)。

確定すると、指標 4 つの ID と x, y 座標値の入力を求められる。本例では事前に画像中心 (座標値は mm 単位で (x, y)=(0, 0)) から指標までの距離を測定した結

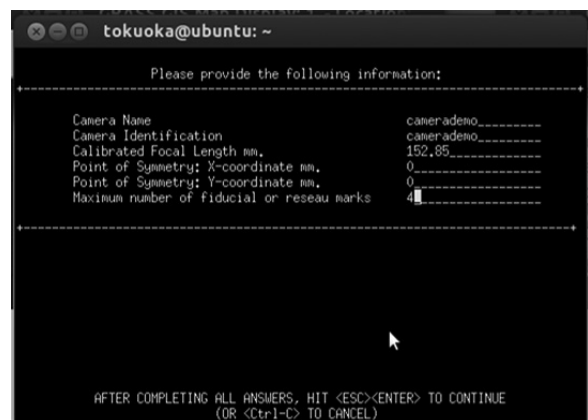


図 20. カメラの諸元の入力.

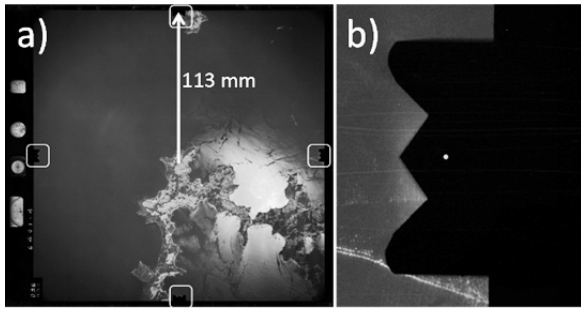


図 21. 空中写真の指標の例. a) 4 指標の位置と中心からの距離. b) 拡大した指標 (白点).

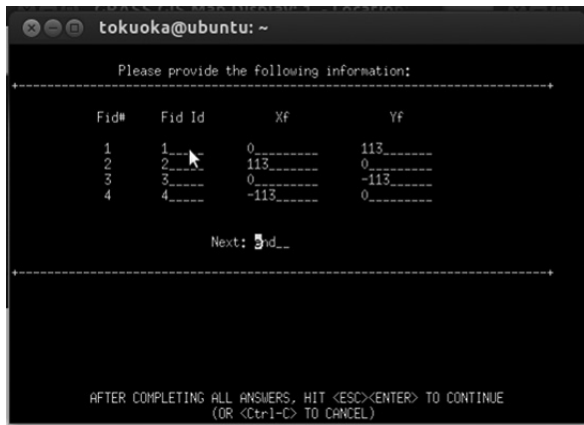


図 22. 指標座標の入力.

果 (図 21, Adobe Photoshop Elements 11 により測定) に基づき, 各指標は画像中心から同等に 113 mm 離れていると仮定して (本来はレンズの微妙な歪によりこの値は若干変動する), 機械的に, 北, 東, 南, 西の順に座標値の入力を行った (図 22).

本来この作業は各レンズの校正情報を元に調整するパラメータではあるが, 特に古い年代の空中写真についてはこれらデータの取得が困難なため, 実際には中心から計測した距離を入力する 경우가ほとんどと思われる.

4-7. 変換パラメータの設定 (工程 5-7)

工程 5: 内部評価の実行

次に, 「5」と入力, 「Enter」で実行し内部評価を始める. 事前に立ちあげておいた x0 のモニタに, ODMaset 内の 2 ファイルが表示されるので, 空中写真 (BG35_MSI_64_4Y_C2_36) のファイルをクリックする. そうすると, 対象の写真と工程「4」で設定した

カメラの諸元が表示されるので, マウスでクリックして, 内部評価を開始する (図 23). この x0 モニタのウィンドウでは, メニューはウィンドウの下部に小さく表される.

マウスを用いて指標各点を写真上で選択し, 座標値 (mm) を入力する. この時, x0 のモニタ下段に Input method (KEYBOARD / CAMERA FILE) があり, どちらで入力しても良い. ここでは既に「4」で登録した ID:1 から 4 の座標値を使うので, デフォルトの「CAMERA FILE」で進める.

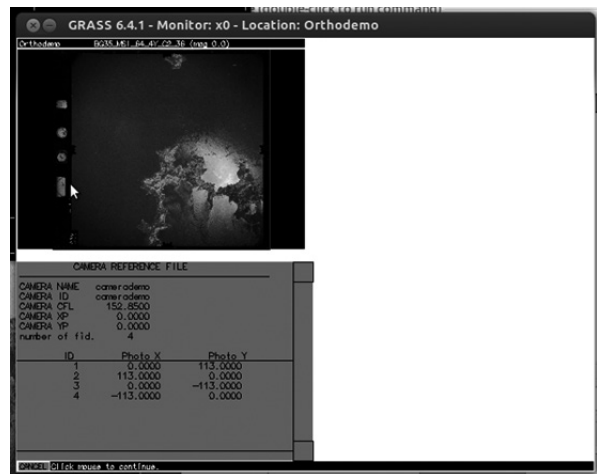


図 23. 内部評価の開始画面.

まず写真上方 (北) の ID:1 に相当する指標を ZOOM と BOX を利用して拡大する. まず左側のサブウィンドウで大枠を拡大した後, 右側のサブウィンドウで同じく, ZOOM, BOX を繰り返して, 指標を拡大する. 指標の中心をマウスでクリックすると, 座標値の入力を求められるので, x0 ウィンドウ左下のカメラ諸元の ID:1 の行をダブルクリックすると, Xterm 上に入力座標が表示され Look ok? と聞かれるので, x0 モニタの空中写真画像上を再度クリックして, 入力を確定する. この作業を 4 つの指標について, 繰り返す (図 24).

指標画像と座標値の対応付けをすべて終わったら, 念のため, x0 ウィンドウ下方の ANALYZE をクリックし, Overall rms error の大きさを確かめて, 誤入力がないことを確認する (図 25). 問題無ければ DONE を選択する (本例では Overall rms error は 0.01 だった). 修

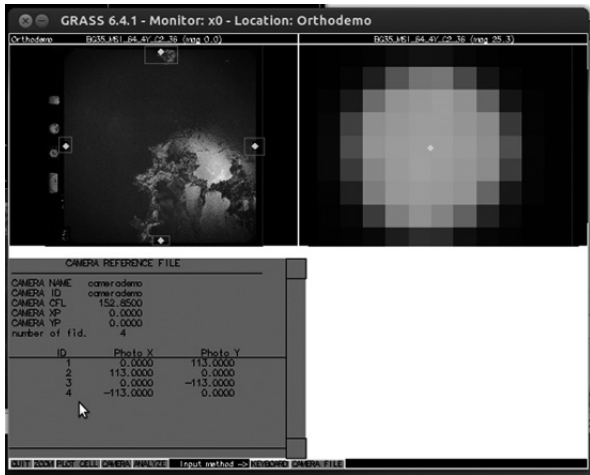


図 24. 指標画像と座標値の対応付け.

正が必要な場合は、計算から除外したい点を、CAMERA REFERENCE FILE の対象点の ID をダブルクリックすることで選択した後、再度、点の追加と座標地の入力を行う。問題なければ DONE → QUIT → really quite? : YES と進める。その後、再度 Xterm 上の i.ortho.photo のホーム画面に戻る。

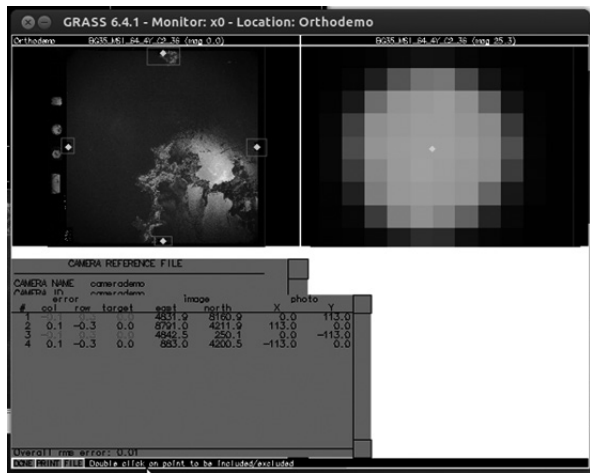


図 25. 指標座標値の rms error の確認.

工程 6 : 外部評定要素の初期値入力 (省略可)

次に、可能であれば「6」と入力、「Enter」で実行し外部評定要素の初期値入力を行うが、この工程は省略可能であり、実際そうすることが多いと思う (図 26)。

本来この工程は撮影時の飛行機の位置、高度、傾き具合を反映するためのものである。各パラメータの詳細は

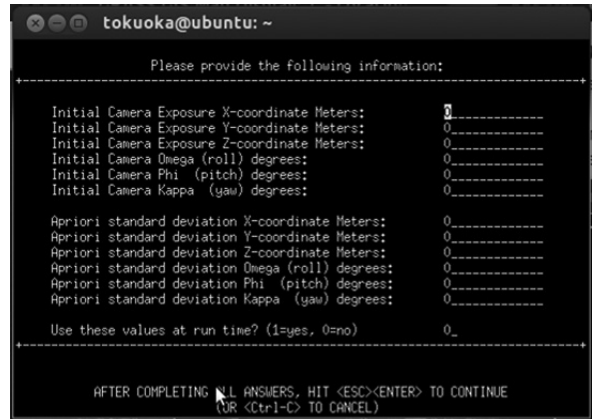


図 26. 外部評定要素の初期値入力画面。ここでは省略するため「Esc」「Enter」で終了する。

i.photo.init の manual を参考にしてほしい (GRASS の各コマンドのマニュアルは、インターネット上でコマンド名を検索する、あるいは Xterm 上で「コマンド名、スペース、help」と入力、実行することで確認できる)。

工程 7 : 外部評定の実行

次に「7」と入力、「Enter」で実行し外部評定を行う。x0 のウィンドウに Mapset 内のファイルが表示されるので、ここでも空中写真 (BG35_MSI_64_4Y_C2_36) をダブルクリックする。今回は、指標のように事前に座標値を入力していないため、空中写真だけが x0 ウィンドウの左上に表示される。先述の内部評定とほぼ同じ要領で、ここでは空中写真内の地物について 4 点以上の GCP を UTM ゾーン 53 の座標値と標高値 (UwaDem3099 で確認したもの) を共に単位はメートルで入力する。可能であれば写真全体に 16 点以上の GCP を設けることが勧められている (Neteler and Mitasova 2004)。本例では、写真右下の半島部の 6 点で作業を行った。

空中写真画像を拡大し、GCP をマウスで入力すると、Xterm のウィンドウで east north elevation の順に座標値の入力を求められるので、各値の間に 1 スペースを設けて、「256945.86 3658918.44 0.9」のように KEYBOARD で入力していく。すると Xterm 上で Look ok? と聞かれるので、x0 モニタの空中写真画像上を再度クリックして、入力を確定する。この作業を各 GCP

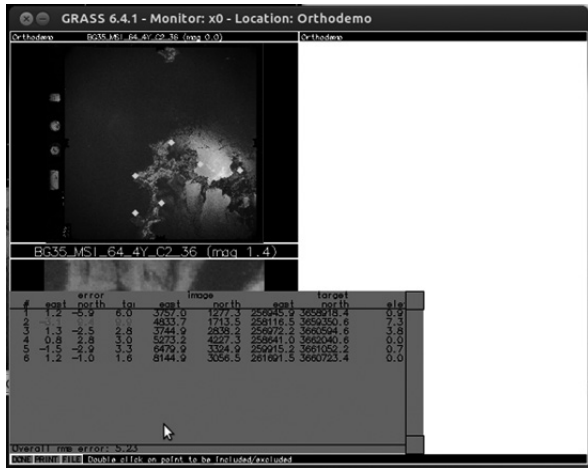


図 27. GCP の入力後, ANALYZE で rms error を確認.

について行い, 最終的に ANALYZE で誤入力の有無を確認する (図 27). 問題なければ DONE → QUIT → really quite? : YES と進め, Xterm に戻る.

工程 8 : オルソ補正の実行 (工程 8)

Xterm で「8」と入力し, 「Enter」で実行しオルソ補正を開始する. Rectify all images in the group? は「n」を入力・確定し, 対象の空中写真には「y」を入力し, DEM には「n」を入力する.

Enter an extension to be appended to rectified maps では, 元の画像ファイル名の後ろに追加で加える文字を設定することで, 補正後ファイル名を決める. ここでは「orthoout」と入力し, 「Esc」「Enter」で確定した.

Compute local camera angle? は「n」を入力・確定した.

Overwrite maps in target location/mapset? は「y」を入力し, 「2」(Determine the smallest window which covers the image) と入力した.

Enter desired target resolution, or RETURN では「Enter (Return)」で自動設定を選択した.

リサンプリングの方法の選択 (Please select one of the following interpolation methods) が求められるので, 任意の方法を選ぶ. ここでは「3」の bicubic を選択した.

メモリー使用量の入力求められるので, 任意の数字

を MB で入力する. ここでは 100 MB とした.

補正を終えるまでに約 25 分要した.

これで i.ortho.photo コマンドの作業は一通り終了である.

補正画像のエクスポート

補正が終了した画像を GRASS 以外の QGIS などのソフトウェアを使って閲覧利用するためには, 画像を Geotiff 形式や, ワールドファイルとセットの Tiff 形式等としてエクスポートすることが必要となる.

エクスポートを行う前に, g.region コマンドによって, エクスポートする範囲を設定する. Layer manager の Search module から, Settings → Region → Set region を選択し, g.region ウィンドウを立ち上げる. Set region to match this raster map で Mapset 内の補正画像 (本例では, BG35_MSI_64_4Y_C2_36orthoout) を選択し, 実行する (図 28). Command output で作業終了を確認したら, g.region ウィンドウを閉じる.

次に, Search module から File → Export raster map → Common export formats を選択し, r.out.gdal のウィンドウを立ち上げる. Mapset 内に保存されている補正済みの画像を選択し, Name for output raster file の空欄で保存先と保存名を指定する (ここでは, デスクトッ

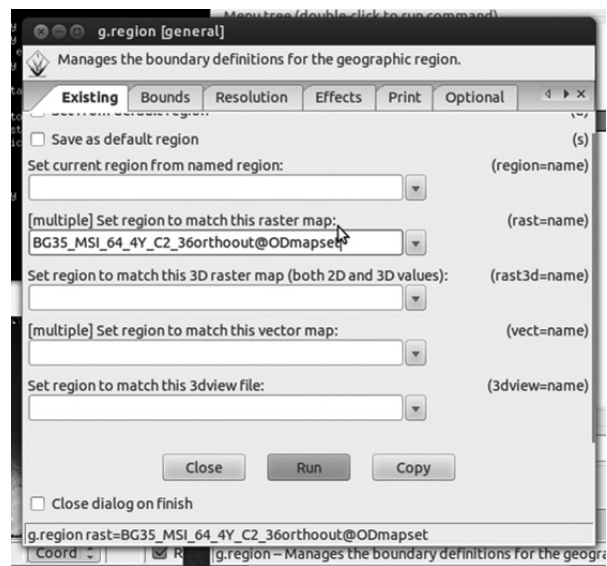


図 28. g.region コマンドによるエクスポート範囲の事前設定.

ブに同上のファイル名とした)。

また同ウィンドウの Optional をクリックし、Force raster export despite any warnings of data loss を選択チェックし、File type として Byte の選択、Assign a specified nodata value to output bands に 0 など任意の数字を入力し、実行する (図 29)。本例ではエクスポートに 80 秒要した。

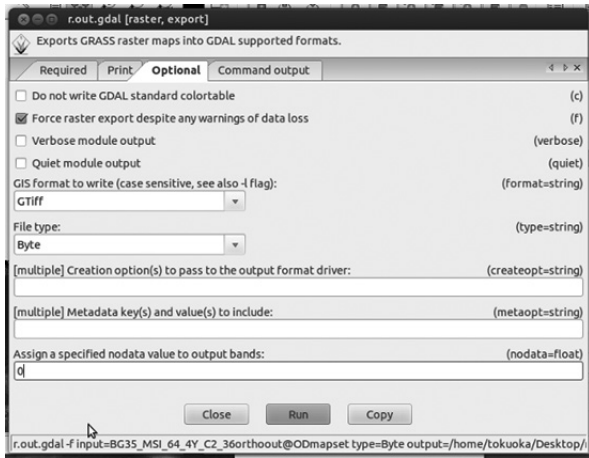


図 29. エラーに備えた画像エクスポート設定。

5. 補正結果の確認

エクスポートした補正画像を QGIS などのソフト

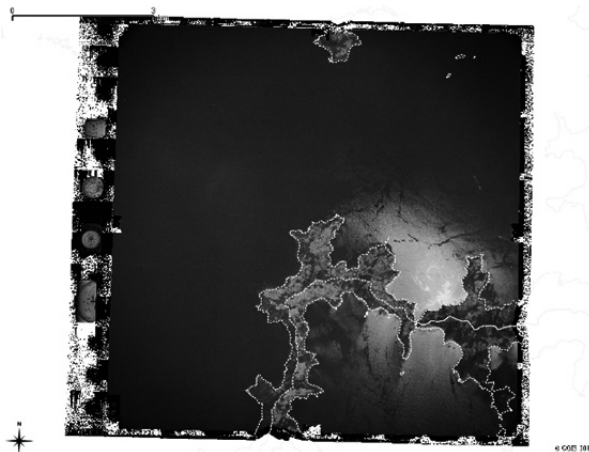


図 30. オルソ補正画像と行政区域データ (点線) の重ね合わせによる補正結果の確認。画像の海岸線と行政区域データに大きなずれはなく、GCP から離れた北部の島嶼群の海岸線も概ね重なっていた。

ウェアで他のデータと重ね合わせ表示をして、補正精度を確認する。本例では、Windows 7 OS の QGIS 1.7.4 を用いて、国土数値情報の行政区域データと対象画像の重なり具合を確認した (図 30)。

終わりに

本稿では GRASS の多様な機能の中から i.ortho.photo というひとつのコマンドだけを紹介した。著者らは GIS の専門家ではなく、また GRASS に至っては初学者であるが、積年の「オルソ補正済み写真を購入すると高額だし、整備時期も限られるし…オルソ補正を自分でできたらなあ…」という悩みが GRASS の i.ortho.photo によって解決した喜びを、著者らと同じ GIS 初学者の皆さんにお伝えしたい、という思いで本稿を作成した。

今回紹介した GRASS や一部言及した QGIS に関する質問については、tokuoka@affrc.go.jp にご連絡ください。質問に答えられる知識は非常に限られますが、解決策を探る努力を致します。

補足 カラー画像 (RGB) のオルソ補正について

本文のモノクロ航空写真の事例に対して、カラー画像でのオルソ補正では作業内容と挙動が異なる点について補足する。

- 4-3 RGB カラー TIFF 画像を読み込むと、Red, Green, Blue の 3 つのラスタマップ (画像名 + (.red, .green, .blue)) が作成される。
- 4-4 作成された 3 つのラスタマップと DEM ファイルを指定し、グループ化する。
- 4-6 工程 5 と 7 の評定用画像には Red のラスタマップを使用して、評定を行う。
- 4-6 工程 8 では 3 つのラスタマップを補正対象に選択する。
- 4-8 Tiff 画像をエクスポートする前に、Layer manager の Serch module から、Raster → ManageColors → CreateRGB で r.composite コマンドを起動し、RGB3 つのラスタマップを一つのラスタマップに合成する作業を行う。
- 4-8 作成したラスタマップを Tiff 画像 (.tif) と World

ファイル (.tfw) にエクスポートする。Layer manager の Serch module から File-Export raster map-TIFF export で, r.out.tiff コマンドを起動する。エクスポートするラスタマップを選択, 作成するファイル名を入力, Option で Output Tiff world file をチェックし, 実行する。

謝 辞

単画像オルソ補正に関する資料の提供, 並びに長年 QGIS ほか GIS ソフトウェアの使用法を根気強く解説頂きました農業環境技術研究所の岩崎亘典氏に感謝申し上げます。

本報の一連の画像処理は、公益財団法人福武財団の平成 24 年度瀬戸内海文化研究・活動支援助成を受けて実施しました。ここに記して御礼申し上げます。

引用文献

- Neteler, M. & Mitasova, H. 2004. Open source GIS: a GRASS GIS approach Second Edition. Kluwer academic publishers, Boston.
- Rocchini, D., Metz, M., Frigeri, A., Delucchi, L., Marcantonio, M. & Neteler, M. 2012 . Robust rectification of aerial photographs in an Open Source space. *Computers & Geosciences*, **39**: 145-151.
- 飛田幹男 2004. 世界測地系と座標変換, 日本測地協会.
- Wolf, PR. 1983 . Elements of photogrammetry, with air photo interpretation and remote sensing. 2nd ed. McGraw Hill.

毎木調査は 2 人一組が速いのか？ 調査速度に関する考察

安部哲人・山川博美・重永英年

森林総合研究所九州支所

はじめに

森林生態学や植生学、林学の野外調査では毎木調査がよく行われる。毎木調査は森林の種組成や動態、林地の収穫判断など多岐にわたる目的で行われており、森林の状態を把握するための標準的な手法といえる（正木 2006）。しかし、調査面積が大きくなるほど調査労力がかかることから、LTER サイトなどでは維持のための資金や労力の確保が大きな課題となっている（中静 1991）。また、林業の現場でも収穫調査で用いられる毎木調査法を効率化する必要があると認識されている（竹内 1998；内閣府行政刷新会議事務局 2010）。人員、時間、予算が限られた中では、毎木調査を少しでも効率的にできることが重要である。一般に毎木調査を行うときは、十分な人数さえ集まれば可能な限り 2 人一組のチームを編成して調査することが多い。しかし、その効果を調査速度などのデータで検証した例はない。そこで、本研究では実際に毎木調査の際にチームの人数を変えて調査し、調査速度の検証を試みた。

方 法

本調査は鹿児島県霧島山系新燃岳の噴火による森林被害の影響を明らかにする目的で継続している毎木調査プロット（安部ほか 2013）で行った。調査対象とした森林は霧島錦江湾国定公園内に広がるアカマツの天然林である。噴火後の 2011 年 9 月に 50m 四方（0.25ha）のプロット 5 箇所で行った。今回の測定は 2 回目の毎木調査であり、胸高周囲長（以下、GBH）と樹冠位置、衰退度を測定した。樹冠位置（林冠に達しているかないか）と衰退度はいずれも目視で判断した。衰退度は無害も含めて 6 段階評価とした（安部ほか 2013）。新規加入個体は釘でアルミラベルをつ

ける作業を行った。死亡個体は GBH 測定や樹幹位置の記録はしなかった。調査は 2012 年 9 月 13 日にプロット 1, 2, 3 の順、翌 14 日にプロット 5, 4 の順で実施した。当日の天候は晴れで風も弱く、作業の支障になる状態ではなかった。プロット 1 は御鉢の中腹で傾斜がややきつく、火山噴出物の堆積も多いため歩きにくいだが、それ以外のプロットは歩行に影響を与える地形ではない（安部ほか、2013）。各プロットは 10m 四方のサブプロットに分割し、1 列 5 個のサブプロットを各チームが担当した。早く終わったチームから残りの列のサブプロットを測定していった。チームは 1 人で測定・記録を行う 2 チーム（チーム A および B）と 2 人一組（測定係と記録係が 1 人ずつ）の 2 チーム（チーム C および D）で調査した。各プロットで 4 チーム同時に測定を始めて、各チームが次のサブプロットがなくなるまでの時間を記録した。測定した樹木の GBH は最大で 216.2cm であり、一人で測定できないほどサイズの大きい個体はなかった。測定員はスチールメジャーを 1 m ほど伸ばした状態で、作業ズボンの前ポケットに入れて測定・移動した。また、野帳はクリップボードにつけ、首から下げる紐等はつけていなかったため、1 人チームではクリップボードを脇に挟むか、下に置いて GBH を測定した。ペンも紐等はついておらず、筆記時以外はクリップボードのペンホルダーにつけるか、上着の胸ポケットに入れた状態であった。調査員はチーム D の 1 名（記録係）以外は毎木調査を経験している森林総合研究所九州支所の研究員である。調査に際して、調査員に時間を計測していることは伝えなかった。

調査速度を表す要素として、プロット 1～5 における単位時間当たりの測定幹数とサブプロット当りに要した時間を算出した。これらの従属変数はゼロ以上で上限がない連続分布であることからガンマ分布を仮定して、

チーム人数の効果を GLM で解析した。また、調査速度に影響しそうな要素として、チーム編成要素 (チームの人数、メンバーの (平均) 年齢)、プロット要素 (樹木の平均 GBH、測定幹数、新規加入個体率、死亡個体率)、疲労要素 (各プロットの斜面傾斜 (プロット 1 が最も傾斜がきつく “1”、プロット 3 と 4 が中間で “2”、プロット 2 と 5 がほぼ平坦で “3”)、調査順序、調査日)、とのスピアマンの順位相関係数 ($n = 20$) を算出し、無相関検定を行った。これらの解析はフリーソフトウェア R を用いた。

結 果

各プロットの測定幹数はプロット 1 から順に 349 本、383 本、333 本、330 本、322 本であった。4 チームの毎木調査の結果を表 1 に示す。50m 四方の毎木プロットの調査にかかった時間は最も遅いチームで 49 分～74 分であった。本数が少なく、個体サイズが大きいプロット 5 で時間がかかった。各チームのプロット当りの計測サブプロット数は 5～8 (うち 1 人チームが 5～7、2 人チームが 5.5～8)、計測幹数は 72～112 (うち 1 人チームが 72～112、2 人チームが 72～92) であった。1 人チームと 2 人チームを比較すると、各プロットごとの所要時間、測定サブプロット数、測定本数ともに差が認められなかった。また、サブプロット当りの時間 (図 1a)、1 分当りの測定幹数 (図 1b) とも各チーム (A～D) 間でほとんど差がなかった。チーム人数の効果は単位時間当たりの測定幹数 ($t = -0.780, df = 19, P = 0.446$)、サブプロット当りに要した時間 ($t = -0.566, df = 19, P = 0.579$) ともに認められなかった。

相関解析の結果、調査速度は疲労要素 (図 2) 及びプロット要素 (図 3) と有意な相関が認められた。時間当たりの測定幹数と有意な正の相関が認められたのは測定幹数 ($r = 0.758, p < 0.001$)、死亡幹数の割合 ($r = 0.631, p = 0.003$)、有意な負の相関が認められたのは平均 GBH ($r = -0.725, p < 0.001$)、調査順序 ($r = -0.552, p = 0.012$)、調査日 ($r = -0.629, p = 0.003$) となった。また、サブプロット当りにかかった時間と有意な正の相関が認められたのは平均 GBH ($r = 0.467, p = 0.038$)、調査順序 ($r = 0.494, p = 0.027$)、調査日 ($r = 0.540, p = 0.014$)、有意な負の相関が認められたのは測定幹数 ($r = -0.505, p = 0.023$) であった。一方で、どちらの調査速度要素もチーム編成要素との相関は認められなかった (図 4)。

考 察

毎木調査速度は 2 人チームでも 1 人チームでもほとんど差がなかった。旅費・人件費等の費用対効果を考えれば、2 人チームは 1 人チームの 2 倍の作業効率を期待したいが、毎木調査は 1 人ずつのチーム編成が明らかに効率が良かった。それどころか、今回の結果からは本調査を 1 人ずつ 6 チームで実行していれば、日帰りで調査が完了した可能性さえある。しかし、これは意外な結果である。我々は経験的に人数さえ確保できれば 2 人一組のチームを組む傾向にある。なぜ 2 人チームが速くならないのだろうか？

毎木調査の速度についての研究は少ないが、時間分析から総合的に考察した研究に大隅 (1960) がある。この研究では毎木調査の要素として個体サイズの測定以外

表 1 各プロットでかかった時間と測定したサブプロット数及び幹数

Team	Member	Time (min.)						Number of subplots					Number of stems						
		1	2	3	4	5	Total	1	2	3	4	5	Total	1	2	3	4	5	Total
A	single	42	41	54	53	69	267	6	6	7	6	7	32	76	99	72	82	79	408
B	single	53	44	57	52	74	288	7	7	5.5	5	6.5	31	112	100	89	83	84	468
C	duo	56	49	54	54	74	295	6	6	7	8	5.5	32.5	72	92	90	92	84	430
D	duo	46	46	53	56	68	277	6	6	5.5	6	6	29.5	89	92	82	73	75	411

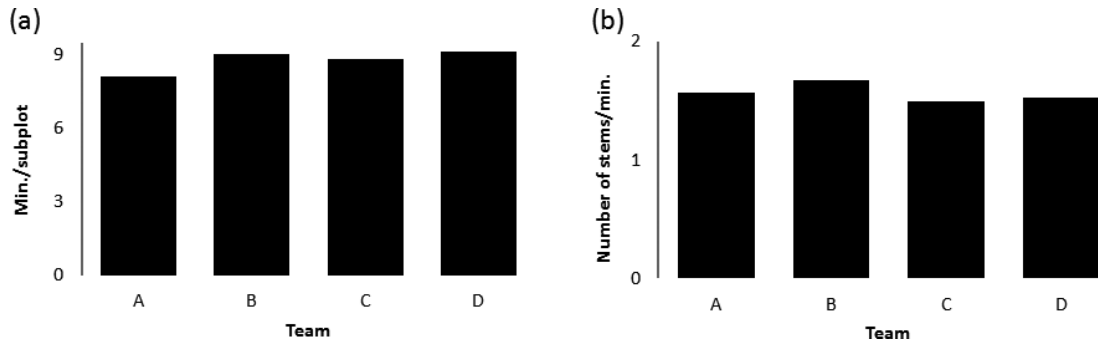


図 1 各チームの調査速度. (a) サブプロット当たりにかかった時間. (b) 1 分あたりの測定幹数. A と B は 1 人チーム. C と D は 2 人チーム.

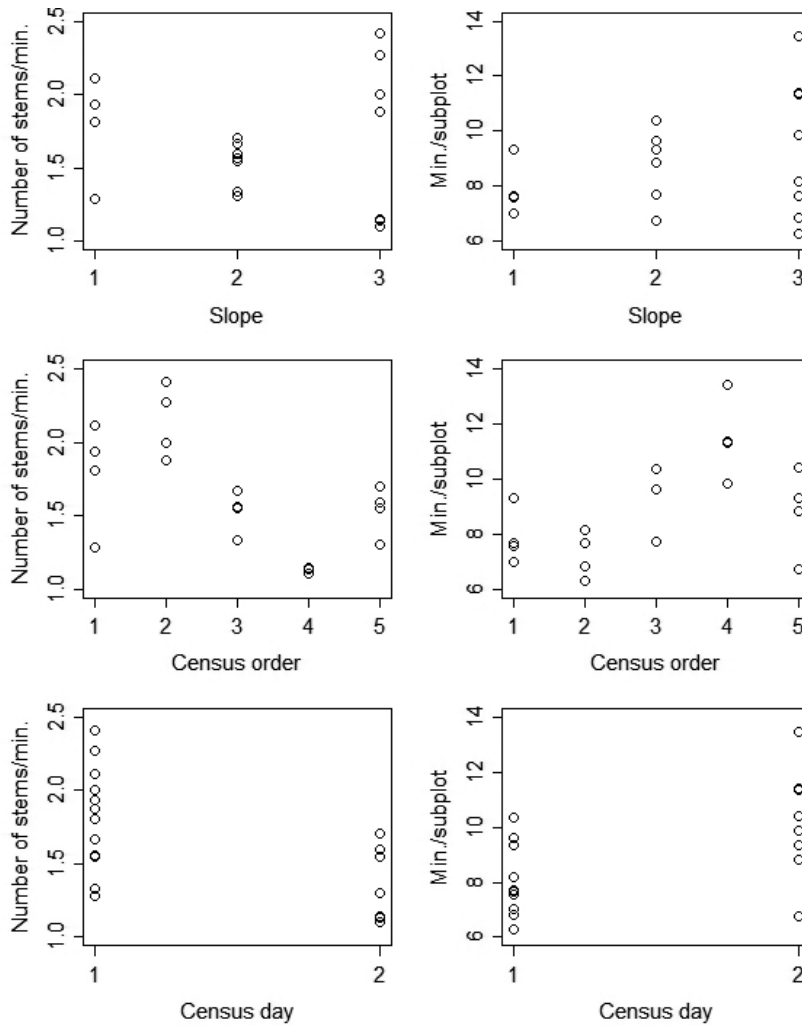


図 2 速度要素と疲労要素の散布図.

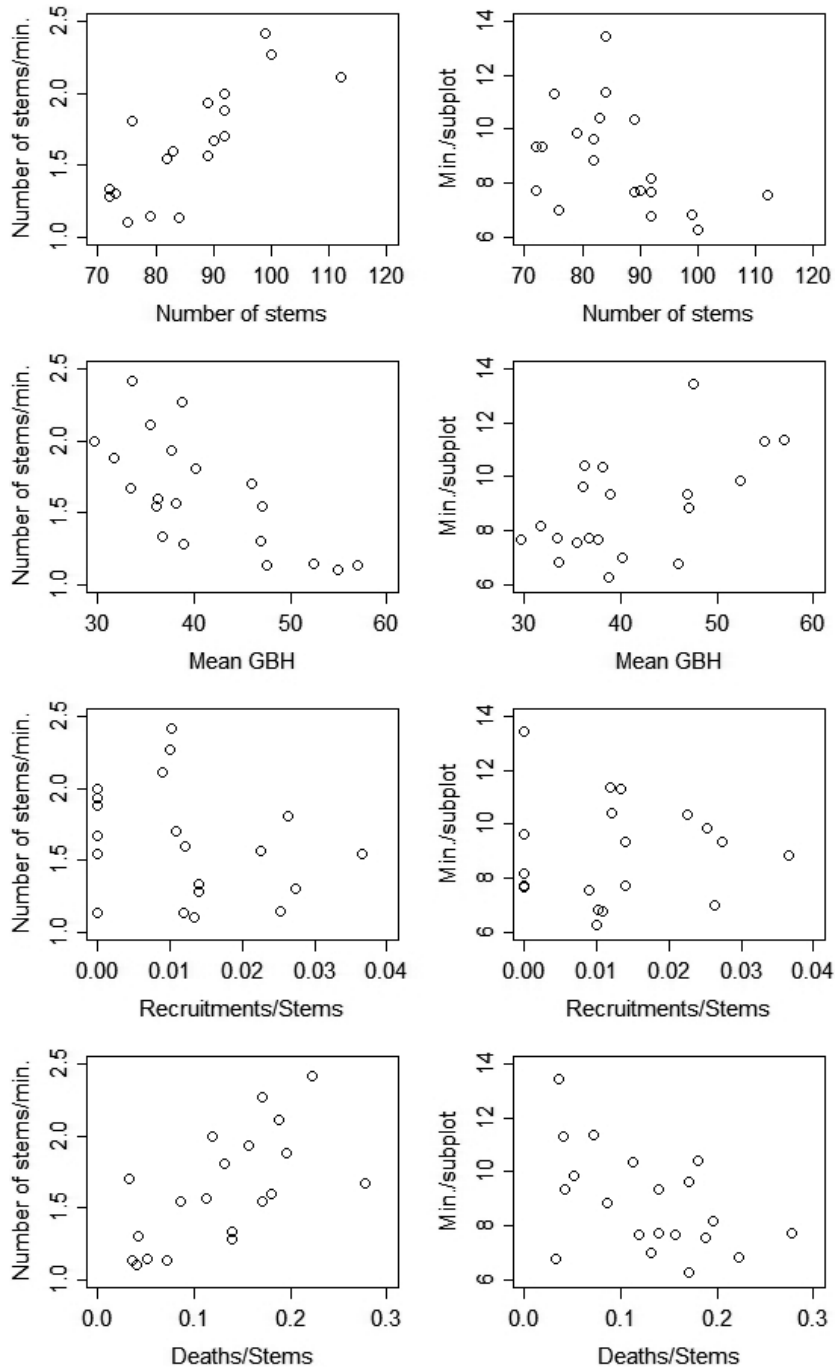


図 3 速度要素とプロット要素の散布図.

にも、毎木間移動、記帳、作業待ち、打合わせ、道具修理、汗ふき、水のみ、用便などを挙げており、最も時間がかかる要素は毎木間移動であった。本研究でも、調査速度は測定幹数が増えるほど上昇し、平均 GBH が大きくなるほど遅くなったことから、幹密度の違いで毎木間

移動距離が調査速度に効いていたことが示唆される。そして毎木間移動は 2 人チームが 1 人チームより 2 倍有利になる要素ではないと思われる。また、調査の本質である測定と記録以外に時間がかかる要素は毎木間移動だけでなく作業待ち、打合わせ、道具修理、汗ふき、水飲み、

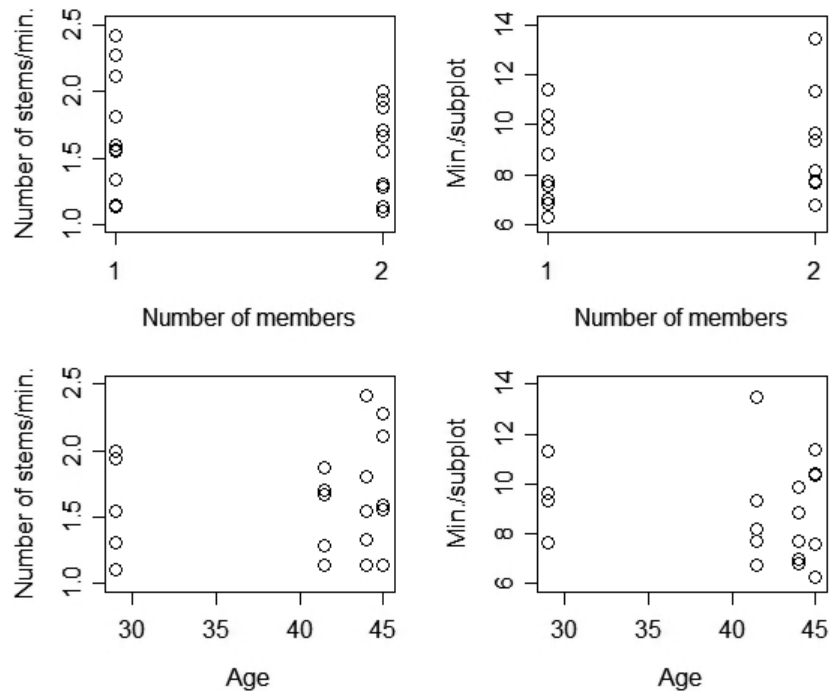


図 4 速度要素とチーム編成要素の散布図.

用便などがある（このほか、大隅（1960）にはないが衣服の着脱も要素と成り得るだろう）。これらの要素は 1 人の場合でも発生するが、作業が止まっている時間は 2 人チームと変わらないと考えられる。役割をノートと測定に分担した場合、作業の速い方が遅い方の作業完了を待つことで進捗が律速される。個体サイズ測定の間、記録係は測定値のアナウンスを待つのはよくある状況である。従って、これらの要素は 2 倍の速度を期待される 2 人チームには不利と考えられる。それどころか、汗ふき、水飲み、用便、衣服の着脱などの発生確率は 2 人チームが 1 人チームの 2 倍になりそうである。本研究では毎木調査速度に影響する要因としてプロット要素や疲労要素は相関が認められたが、チーム編成要素には認められなかった。加えて、単位時間当たりの測定本数が 2 倍どころか、ほとんど差がなかったことは、毎木調査の速度に関して 1 人チームの明確な優位性を示している。

しかし、2 人チームは単なる時間の浪費でしかないのだろうか？以下では、本研究で明らかにできなかった 2 人チームの利点について考察する。まず、考えられるのが安全対策である。野外調査において事故への安全対策は重要である（粕谷 2001）。本調査地でも噴火の影響

で樹木が立ち枯れており（安部ほか 2013）、倒木や落枝のリスクが大きくなりつつあることから、安全対策は無視できない。危険の察知や事故後の速やかな救援などの対処は 2 人チームの利点といえるだろう。第 2 に、プロット面積や調査項目の増大で調査量が多くなると、後半に疲労を介して調査速度が遅くなる可能性がある。本調査地は 50m 四方のプロット 5 ヶ所で合計 1.25ha であり、国内で一般的な大面積毎木プロット（1 ha ~ 6 ha）と比較しても小規模である。そして本調査地でさえ各プロットの調査順序や調査日が後になると幹測定速度が遅くなり、サブプロット当りの時間が長くなる傾向が見られた。このことから、より大面積の調査では疲労の蓄積効果が無視できなくなるかもしれない。この場合、2 人チームであれば疲労に応じて役割を交替するなど、作業分配を変えることができるため、本研究結果よりは有利になるだろう。それでも 2 人チームの調査速度が 1 人チームの 2 倍以上に達するとは想定しにくい。疲労の蓄積は事故に結びつきやすい点も考慮すると、より作業量の多い毎木調査での効率的なチーム編成は更に検討を要する。第 3 に、2 人チームでは作業エラーに気付く確率が高いという利点が考えられる。今回の毎木調査

は 2 回目の再測であったため測定項目が少なかったが、1 回目の測定の場合は個体探索、ラベル付け、樹種同定、立木位置や樹高の測定などが加わり、作業が煩雑になることが多い。作業エラーの中でも、特に対象個体の見落としによる測定漏れはデータの誤差要因として最も大きいものの一つ（菅原 1963）であり、見落とし対策は重要である。この点で、2 人チームによるエラーの低減効果は大きい可能性がある。ただし、測定エラー（例えば、幹直径が前回より小さかったり、極端に大きい場合）が入力・解析中に判明した場合、再度現地に行って測り直しを余儀なくされるため、労力的にも費用的にも大きなコストとなりうる。測り直しは 1 つでも判明すれば、エラー量にあまり関係なく現地へ赴くコストが発生するため、2 人チームでもコスト低減効果は薄いかもしれない。以上の 3 点の他、3 人以上のチームの効果も検討してみる価値があるだろう。例えば、樹高・枝下高が測定項目に入る場合やプロットが急傾斜地で大径木がある場合など、3 人チーム（ノート 1 人に測定員 2 人）が毎木間移動の時間や測定待ち時間を減らす効果が高いかもしれない。このように、毎木調査を効率的に行うチーム編成は考慮すべき要素がまだ残されており、今後の検討課題といえる。

最後に、近年では調査用具の改善による毎木調査の効率化も模索されている。例えば、伊藤ほか（2010）は樹高測定にスマートフォンを用いる手法で毎木調査の簡略化を提案している。本研究から得られた知見は、最新の道具を用いた手法と併用することで、毎木調査が更に効率的になる可能性がある。本研究では主な調査項目が GBH 測定のための毎木調査では 2 人チームより 1 人チームが効率上は有利であることを示した。ただし、調査速度はチーム編成を決める目安の一つにすぎない。安全対策は本研究の解析対象外であり、効率と同列には議論できない要素でもある。一般には発生確率が低い事故への対策の重要度を、地形の急峻さや、調査量、調査メンバーの熟練度に応じて、費用対効果とのバランスを総合的

に判断してチーム編成を決めることが重要である。

謝 辞

本調査地は大部分が霧島神宮の社有林であり、全域が霧島錦江湾国立公園内にある。調査許可手続きに関わった霧島神宮、環境省えびの自然保護官事務所の関係者各位に御礼申し上げる。また、野外調査では著者 3 人の他に森林総合研究所九州支所の野宮治人、香山雅純、吉村慶士郎の各氏にご協力いただいた。

引用文献

- 安部哲人・山川博美・重永英年. 2013. 霧島火山群新燃岳の 2011 年噴火による植生被害調査—噴火当年の植生の状態—. 九州森林研究, **66**: 40-41.
- 伊藤拓弥・榮澤純二・矢野宣和・松英恵吾・内藤健司. 2010. 高機能携帯電話端末における樹高測定ソフトウェアの開発. 日本森林学会誌, **92**: 221-225.
- 大隅真一. 1960. 林分材積調査の時間分析. 京都府立大学学術報告, 農学, **12**: 87-97.
- 粕谷英一. 2001. 野外調査における事故防止のために. 日本生態学会誌, **51**: 41-43.
- 菅原 聡. 1963. 毎木調査における誤差について. 信州大学農学部紀要, **3**(2): 1-30.
- 竹内秀行. 1998. ビッターリッヒ法を活用した収穫調査の可能性. 森林応用研究, **7**: 159-160.
- 内閣府行政刷新会議事務局. 2010. 行政刷新会議ワーキンググループ「事業仕分け第 2 弾」WG-A. 項目番号: A-45, 項目名: 収穫調査業務…素材検知業務.
- 中静 透. 1991. 森林動態の大面积長期継続研究について. 日本生態学会誌, **41**: 45-53.
- 正木 隆. 2006. 長期観測プロットの作り方と樹木の測り方. 「森林の生態学—長期大規模研究からみえるもの」(種生物学会編), 301-323. 文一総合出版, 東京.

第 18 回植生学会大会 エクスカーション報告

仙台市戦災復興記念館で開催された第 18 回植生学会大会の最終日 (2013 年 10 月 14 日) に、東日本大震災と津波で大きな影響を受けた仙台湾の海岸地域を視察するエクスカーションが行われました。参加した 2 人の若手のかたから、エクスカーションの様子を報告していただきます。

第 18 回植生学会エクスカーション参加報告

～仙台湾海岸部の復興と植物の可能性～

宇田川 卓義

(鳥取大学大学院 地域学研究科)

2013 年 10 月 14 日、第 18 回植生学会仙台大会エクスカーションとして東日本大震災・大津波により被災した仙台湾沿岸部の復興と現状を視察した。2011 年 3 月 11 日、三陸沖を震源とした国内観測史上最大の地震が東日本を襲った。中でも震源に近かった東北地方の太平洋沿岸部は大津波による壊滅的な被害を受け、多くの尊い命が失われた。エクスカーションで訪れた仙台市南蒲生地区では津波でひしゃげた建物や、寸断された道路など、震災から 2 年経った今でも津波の傷跡が未だ生々しく残っていた (図 1)。そんな中今回のエクスカーションでは、復興と災害防止、減災に対する行政の取り組みと、津波を一つのかく乱イベントとして受け入れて生き抜く自然の姿を垣間見ることができた。



図 1 地震により分断されたままの道路 (南蒲生地区)

蒲生干潟

震災前、仙台市七北田川の河口に広がる蒲生干潟は、ハマツナなどの海浜植物やカワゴカイなどの底生生物、コメツキガニなどの海浜生物、それらを餌とする海鳥や渡り鳥など多様な生物が生活する「生物の宝庫」と呼ばれていた。震災時には液状化現象が発生して底生生物は深刻な打撃を受け、海岸林は津波で流された。地形が大きく変わり、壊滅的被害を受けた蒲生干潟は回復不能にも思われた。しかしその後は徐々に干潟が再生し、台風などによる大規模な乱も耐え抜いて、現在は徐々に生物の種数・個体数ともに増加しており、元のにぎわいを取り戻しつつある (熊谷 2012 エクスカーション資料集 p5-10)。

上記のことを「蒲生を守る会」の方々にご説明いただいたが、実際に現地立って周りを見渡すと、2 年前に一度すべてのものが流された場所とは思えないほど生命の息吹を感じた。地面にはゴカイ類やコメツキガニなどの巣穴があり、それらを狙って飛来してきたと思われる



図 2 立地の違いで生存したマツ (後) と枯死したマツ (前)

サギ類やシギ類の足跡が多数見られ、少し高い砂地にはハマツナやハマニンニクの群落が広がっていた。海岸に生えていたマツは軒並み枯死したのに対し、小高い丘に存在するマツは残存しているのを不思議に思ったが、学会のシンポジウムで聞いた津波の性質と、樹木の根張りや地下水位の関係を思い出し、得心がいった。砂浜のマツは、津波の通り道に生えていて、直撃を受け、根張りも良くなかったが、小高い所にあったマツは地下部もしっかりしていることを反映しているのだろう (図 2)。この現象は南蒲生の後背湿地林・海岸林でも確認できた。蒲生干潟では自然災害に対して、特に備えを持たない生物たちが、津波を一つのかく乱イベントとし受け入れ生き抜いており、自然の強さや偉大さを再認識した。

南蒲生地区防潮堤・海岸林・砂浜

南蒲生地区では、国交省東北地方整備局の方々に津波に破壊された防潮堤の復旧現場を案内していただいた。先の震災では防潮堤を乗り越えた大津波により、後方部が洗掘されて防潮堤が破壊された。現在復旧されている防潮堤は、その経験を踏まえ従来のものよりも大型で、基礎がしっかりとしたものを作っており、最大クラスの津波が来ても粘り強く耐えることで人々が逃げる時間を稼ぐことができるとの説明だった。さらに海岸林と併用することで減災を想定した多重の防御構想の話は特に印象的であった。

シンポジウムでは防潮堤を作ることとその規模の大きさにより、再生しつつある海浜植生や昆虫類などへの影響が懸念されていた。この工事では環境保全に気を配っており、砂浜物理環境の調査と生物相の調査を行うことで、環境保全対策エリアの創出を行っていた。環境保全対策エリアは、海浜植物の再生核となるエリアと、その近隣の植生拡大が望まれるエリアに分けられ、安定した砂浜物理環境と生物多様性を持つ再生核エリアを守る取り組みがなされていた。この取り組みはとても素晴らしいと感じた。しかし、個人的には堤防をもう少し後ろに下げ、砂浜をもっと広くした方が防災にも自然にも良いのではないかと感じた。このあたりの土地は国交省や林野庁に带状に管轄されており、事業計画のすり合わせは難しい所ではあると思うが、復興庁がリーダーシップを



図 3 被災した海岸林の後地に生えるクロマツ稚樹

発揮し復旧事業を先導して、より安全で自然にも配慮した全体計画をつくるべきであろう。

南蒲生モニタリングサイトの防潮堤後方には被災した海岸林が残されており、クロマツの稚樹やドクウツギ、ウンランが所々生育していた。そこにはわざわざ植林などしなくとも、自然の生命力に任せていれば万事うまくいくのではないかと思わせてくれる光景が広がっていた (図 3)。

荒浜地区の海岸林復旧地

先述の防潮堤のすぐ後方では海岸林復旧現場を見学した。地下水位を考慮して 3 メートルの盛土を施し、その上に植樹をすることで木が根を深く張り、津波の減災効果や流出木による 2 次災害を防ぐ計画であることを林野庁東北森林管理局の方々に説明していただいた。

植樹には NPO の人々も積極的に参加されており、団体ごとに植え方やグラウンドカバーなど様々な工夫を凝らしながら植樹が行われていた。クロマツのみの単一構成樹種だとマツノマダラカミキリの被害を受けやすいため、コナラやケヤマハンノキなどの乾燥に強い落葉樹も混植されていた。しかし一部には自然分布外とも思われる常緑広葉樹の植樹などもあり、今後の推移に注目すべき点もあった。

私は普段は自然環境の調査を行うことが多く、人為的な植林などについては知識が乏しいため、裸苗とコンテナ苗の定着率の違いなどは非常に興味深かった。

エクスカージョンを終えて

2011 年、東日本を未曾有の大地震が襲い、2 年経過した今でも震災の爪跡が各地に残る。今回のエクスカージョンでは、防災・減災に取り組む人間の試みと、災害をかく乱として受け入れ力強く再生する植物という 2 つの視点から復興を捉えることができ、大変に有意義なものであった。

最後に、今回このような貴重な機会を与えて下さった大会実行委員の皆様方と、休日にも関わらずガイドをしてくださった皆様に心より感謝申し上げます。

エクスカージョン報告

～仙台の砂浜海岸・震災被災地を見て～

門倉 由季

(筑波大学大学院 生命環境科学研究科)

2013 年 10 月 14 日、第 18 回植生学会エクスカージョンが行われ、仙台湾岸の砂浜海岸および震災被災地へと足を運んだ。

はじめに仙台市蒲生地区にある蒲生干潟へと向かった。干潟に着くとサーファーが多く驚いた。蒲生干潟は国指定の鳥獣保護区となっており、干潟周辺では海浜植物、クロマツ林が見られたという。だが、震災により入り江をつくっていた砂浜がほとんど流出し、海浜植物や鳥類、底生生物に影響をしたという。説明を受けた後、干潟内に入り散策をした(写真 1)。干潟にはオカヒジキ、ケカモノハシ、シオクグ、オオクグ、コウボウムギ、コウボウシバ、ハママツナ、ハマヒルガオ、ハマニガナなど塩性また海浜性の植物が見られた。震災直後、干潟生態系の回復は絶望的と言われていたとのことだが、現在は回復をたどっているとのことだ。しかし、今後干潟周辺に防潮堤が建設予定とのことであった。津波被害を防ぐ防潮堤であるが、それにより干潟・海・川のつながりが薄くなり、回復をたどっている生物相への影響が気になるところであった。

次に向かったのは南蒲生地区にある砂浜である。ここでは防潮堤の建設が行われている最中であった(写真 2)。陸側を見ると津波により枯死・倒伏した樹木、その奥にはクロマツやニセアカシアで構成される林があり、

モニタリングサイトとして今後の動態が監視されるとのことだ。砂浜を散策すると、ハマボウフウ、ハマニンニク、ドクウツギ、そしてウンラン、遠目にハマナスの花を見ることができた。一方で帰化植物であるオニハマダイコンやコマツヨイグサといった外来種も見られた。

砂浜周辺でお昼となった。昼食後も出発時間まで砂浜や林の中を歩き植物を探索した。参加者の方々の積極的な姿勢を見習いたいと思った。

午後はまず荒浜地区の海岸防災林復興地を視察した。海岸林は震災時に津波で流されてしまい、残存したのも幹折れや根返りで駄目になってしまったという。目標は、根返りをせず流出しにくい海岸防災林とのことだ。ここでは現在防災林の復旧のため植林が行われている。樹種はクロマツ、また潮風に強いヤマザクラやケヤキ、コナラ等の落葉広葉樹も植林しているとのことである。植林には市民の方も参加しているとのことであったが、その後の管理作業となると続かないのが現状とのことであった。また復興地周囲には、震災時津波にのまれた小学校もあった。通っていた生徒は屋上に避難し無事だった。



写真 1 蒲生干潟



写真 2 防潮堤建設現場

たとのことだが、目の前で生まれ育った場所が無くなる瞬間を見るのはとても辛いことである。復旧には市民の方との協力も必要であるが、辛い体験を思い出させることもありその点で難しい問題であると思った。

そして最後に南蒲生地区にある後背湿地・海岸林へと向かった(写真 3)。震災時は 6 m ほどの波が来たという。湿地内の水をなめて見ると若干の塩気があった。湿地周囲の林分はクロマツのほか、ニセアカシア、スノキ、ナツハゼ、ウメモドキ、ガマズミなどがあつた。草本は外



写真 3 南蒲生地区の後背湿地

来種としてよく知られているセイタカアワダチソウ、秋の七草であるススキやオミナエシ、カワラナデシコその他、ミゾコウジュ、カントウヨメナなどが見られた。肥料木として利用していたニセアカシアの繁茂が気になるが、震災被害を受けた場所であるのに多様な植物が見られたことに驚いた。

今回エクスカージョンに参加し、震災から回復過程にある自然を残しつつ、復興事業を行うことの難しさを実感した。被災した方たちはその体験から、震災に対する防御設備の早期建設を望んでいるだろう。だが建設予定地には、今回視察したような回復過程にある場所も存在する。このような場所をモニタリングしつつ、それに配慮した復興事業の必要性を未熟な身ながら改めて感じた 1 日となった。

最後になりましたが、今回のエクスカージョンを企画・運営して下さった大会実行委員の方々、ならびにお忙しい中、現地において説明して下さった蒲生を守る会、国土交通省、林野庁の皆様にご心より感謝申し上げます。

最近の博士学位論文から

利根川水系における絶滅危惧種タチスミレの保全のための植生管理

澤田みつ子 (筑波大学大学院生命環境科学研究科)

(現所属: 会社員, 元・筑波大学 生命環境系 博士特別研究員)

【提出先・提出年月】筑波大学大学院生命環境科学研究科 2013 年 1 月

はじめに

二次草原は、刈り取りや火入れといった植生管理によって維持されており、多くの草原性の絶滅危惧種の生育地として重要である。その一方で、今日では、管理の放棄による自然遷移の進行や土地利用の変化によって草原の危機が起きている。本研究では、二次草原に生育する絶滅危惧種の生育地の管理と維持という観点から、湿地のオギ草原にある絶滅危惧種タチスミレ (*Viola raddeana* Regel) の生育地を調査地として選んだ。調査地は利根川水系にある菅生沼・小貝川・渡良瀬遊水地である。そして、現地ですべて 5 年間に渡り、タチスミレの生育状況や植生管理の影響を調査した。

対象種タチスミレとその生育地

特に主要な調査地となった菅生沼では、ミュージアムパーク茨城県自然博物館 (以下、茨城県博) によりタチスミレ生育地の再生活動が行われており、本研究は茨城県博との共同研究として実施させていただいた。

タチスミレは、湿地のヨシやオギの草原や、ヤナギの河畔林に生育するとされる、河川性の湿地に生育する多年生草本種で、環境省レッドリストでは絶滅危惧種Ⅱ類に指定されている。タチスミレは、近年国内の生育地が減少しているとされており、その原因は生育地の管理放棄や開発、自然遷移であるとされていた。しかし、生育地の環境条件に関しては未解明な部分が多かった。

研究の背景・目的・方法

利根川水系にある菅生沼のタチスミレ生育地は茨城県博の再生活動によって、2003 年から毎年 1 月に主に火入れによる植生管理がなされてきた。また、これまでの研究 (小幡 2007) から、タチスミレの保全にとって植

生管理が重要な役割を果たすことが示されていた。植物の生育地の生育適性を高める (密度を増加させる) ことは分断化された個体群の遺伝的多様性を最大化し、近交弱勢や絶滅リスクを軽減する方策の一つとされている。また、管理をせず放置されたためタチスミレが減少した生育地では、火入れによる管理を再開すると個体密度が急激に増加することがわかっている。そこで、本研究では植生管理の影響をより詳細に明らかにすることとした。

研究の手順としては、実際に保全が実施されているタチスミレの生育地において、タチスミレはどのような立地環境・管理手法の場所に多く出現し、それにはどのような要因が作用しているのか、成長段階や繁殖状況ごとに明らかにすることを目的に調査・解析を行った。そしてこれらの結果を踏まえ、タチスミレの保全にとって適切な管理のありかたや、どのような場所および範囲を保全の対象地域として設定するべきかについて検討を行った。

本論文の内容は以下ようになる。まず①本種のフェノロジー (植物季節) 的な記載を行った。そして②河川域内におけるタチスミレ生育地の周辺に見られる植生の記載を行った。さらに、③“植生管理手法の違い (火入れ・刈り取り) および生育地の植生の違いとタチスミレの生育状況がどのような関係にあるか” についてと、④“火入れによる草原管理の継続および火入れの中断がオギ草原のタチスミレの生育に及ぼす影響” について、それぞれについて考察した。それらの結果を踏まえ、⑤植生の管理がタチスミレ生育地に与える影響および今後の保全と研究における課題についての総合考察をまとめた。

各調査についての結果と考察

フェノロジーの観察からは、その年に発生した実生は秋になっても小型であり、その年は繁殖を行わないことがわかった。そして越冬個体でも小型の個体や茎では繁

殖がみられなかった。さらに、開放花による繁殖を行った個体の中でも特に大型のもののみが、閉鎖花による繁殖を行っていた。

生育地周辺に出現した植物の種組成について見てみると、タチスミレはオギが出現する場所を好んでおり、従来タチスミレの生育環境であると言われていたヨシ草原は、オギが混成しない過湿な環境である場合はタチスミレの生育に適さないことがわかった。

植生が林内か草原かといった違いや植生の管理手法の違いは、特に実生密度に影響を与えていた。実生密度は火入れや刈り取りをした草原で値が大きく、刈り取りをした林内で値が小さかった。また、環境条件をみると、火入れをしている場所は、地表面の春の相対光量子密度が高かった。そして GLM (一般化線形モデル) 解析の結果では、個体密度の多くの項目は、相対光量子密度と正の関係がみられた。以上より、本種が好む環境は明るい環境であることがわかった。また、刈り取り管理をした場所では、火入れ管理をした場所に比べ、個体のサイズが大きかった。

火入れの継続の影響を調べた実験ではいずれの年も、火入れを続けた場所は未管理を続けた場所よりも、実生密度と越冬個体密度が高い傾向がみられた。そして未管理を続けた場所では、年の経過とともに実生の密度が著しく減少した。その一方で、火入れを続けた場所において、徐々に実生密度と越冬個体密度が減少していた。加えて火入れを続けた場所の越冬個体の個体直径の平均値は、未管理を続けた場所より小さい傾向がみられた。つまり火入れを毎年実施させることが、必ずしもタチスミレの増加につながっているとは言えなかった。

刈り取り管理をした場所では個体のサイズが大きかったこと、草原の刈り取りの場所は 1 つの越冬個体あたりの花数が多かったこと、GLM 解析の結果では実生密度に対して刈り取り管理が正の変数として採用されたことから、草原においては火入れだけでなく刈り取りによる管理も保全上重要であると考えられる。火入れを長期間にわたり継続すると個体密度が低下したことの原因は、火入れの火の熱が冬芽を痛めた可能性が推測された。タチスミレの個体は地下部で越冬するが、冬芽の上端は地表面に非常に近い場所にあるからである。それから、

長期間の火入れの継続によるタチスミレ密度減少の原因には、土壌中のタチスミレ種子が火入れ再開によって一斉に発芽したため、土壌中の埋土種子量が減少したことも可能性として考えられる。加えて、火の作用によって栄養の指標となる EC などの土壌の諸性質が変化することの影響が示唆されるので、さらなる検討が必要である。

今後の生育地の植生管理に向けて

本論文のまとめとして、今後の保全現場においては、タチスミレの生育状況を評価しながら、植生管理の手法は火入れと刈り取りを一定の周期で交代させる、そして、生育地をいくつかに分けて年ごとに管理を行う場所をローテーションさせたりする、といった管理計画を提案した。まず管理が行われず個体密度が減少した生育地においては最初の 4 年間は毎年冬期に火入れを行い、実生の発生を促し個体数を増加させる。そしてある程度個体数が増加し、生育範囲が拡大したら刈り取りによる管理に切り替え、個体サイズの大型化と開花数の増加を促進させる。そして十分な種子生産が見込まれたら再び火入れを行う。刈り取りは 3 年間とする。それとその後、タチスミレの生育状況に問題がなければ再び火入れによる管理を 4 年、刈り取りを 3 年と繰り返すのが適当と思われる。同時に、各年生育地に未管理の場所を全体の 10~30% 設ける。管理手法の変更を行う前後の年には、土壌環境や光環境、植生の調査を行い、生育地の状況や管理の効果を把握する。つまり、保全対象である生育地において、その時々に必要な対策を、タチスミレの生育状態や繁殖状況および生育地の環境条件や植生から判断し、管理手法の選択をしてゆくことが必要である。

なお、本研究の成果の一部は、澤田ら (2010) および澤田ら (2011) の 2 報の原著論文として発表された。

引用文献

- 小幡和男. 2007. 利根川支流に生える湿地の絶滅危惧植物. 日本植物学会第 71 回野田大会 公開シンポジウム・講演会要旨集, pp.32-37.
- 澤田みつ子・小幡和男・上條隆志・中村 徹. 2010. 茨城県菅生沼における火入れがオギ二次草原のタチスミレに及ぼす影響. ランドスケープ研究, 73(5): 834-838.
- 澤田みつ子・小幡和男・上條隆志・中村 徹. 2011. 利根川水系における絶滅危惧種タチスミレの生育立地とその植生管理. 日本緑化工学会誌, 37(1): 44-49.

最近の博士学位論文から

富士山北西斜面の森林限界移行帯における側火山噴火と森林植生遷移の関係についての研究

難波清芽 (東京学芸大学大学院 連合学校教育学研究科)

(学校教育学専攻社会系教育学講座 博士課程修了 NPO 法人富士山ネイチャークラブ理事)

はじめに

富士山の森林限界は、標高 2,400 付近をはさんで 200-300m の標高幅で上下している (岡 1992)。

森林限界の押し下げは、これまで土石流による火山碎屑物の移動 (斎藤 1971) や、富士山特有の雪代によって引き起こされるとされ、噴火活動との関連性については論じられてこなかった。雪代とは、地盤が凍結し不透水層化した積雪期に、多量の雨水を含んだ積雪が土砂交じりに斜面を流下する現象である (安間 2010)。

火山における植生の研究は、噴火後の一次遷移を示したものが多く、噴火年代による表層地質の違いが植生に与えている影響についての研究はごくわずかであった (小泉 2008, 仲尾・小泉 2011)。富士山では植生について多くの研究があるが (宮脇 1971, 丸田・増沢 2009)、噴火年代の違いによる遷移を考察した、火山の植生景観形成の先行研究は見当たらなかった。

富士山では森林限界より上部で矮性低木限界 (Tranquillini, W. 1979) までをカラマツが連続的に移行帯 (横山 1995) を形成する。筆者は、側火山活動が森林限界移行帯に与えた影響によって森林植生遷移がどのように進行するのかを明らかにしたいと考え、調査、研究を行った。

調査方法

調査地は、側火山の噴火活動の多く見られる、富士山北西斜面の白草流から大沢崩れにわたる地域とした。実地踏査によって植生分布、表層地質の調査を行い、植生分布の調査結果に基づき、調査地点およびコドラートを設定し、土壌断面、出現種、高木の樹齢について調査を行った。また富士山北西斜面における火山噴火史を調べ、調査結果と合わせて考察した。

結果と考察

富士山北西斜面の植生調査から分布図を作成した。植生分布は大きく 4 つの部分に分けられた (図 1)。直立したカラマツ林の分布が多い斜面を A 地区、偏形カラマツの低木林が大きく分布している斜面を B 地区とした。B 地区ではカラマツ稚樹群落も多く見られた。偏形樹を含むコメツガ林が分布する地域を C 地区、シラビソ主体の針葉樹林が高い標高まで分布している地域を D 地区とした。C 地区は B 地区の斜面下部に当たる。

A 地区は白草流と呼ばれる谷を形成しており、1980 年、1981 年、2004 年に雪代により植生が攪乱を受けている (安間 2010)。

A 地区の土壌生成は無く、A1 層 0 cm であった。B 地区から、C 地区にかけては、斜面に沿って御庭の割れ目噴火口がある。この御庭では 1400-1100 年前頃 (宮地 1988) と 770-610 年前頃 (宮地 1988, 石塚ほか 2007) に割れ目噴火が起こっている御庭の割れ目噴火口をふくむ斜面の上部にあたる B 地区では溶結火砕岩が多く見られ、A1 層 0-3 cm と土壌生成はほとんど見られなかった。C 地区は同じ御庭の割れ目噴火口斜面の下部にあたるが、B 地区とは異なり A1 層 8-11cm と土壌生成がやや見られた。D 地区は滑沢から南部の大沢崩れ右岸までの斜面にあたり、2200 年前の山頂噴火以降、大規模な噴火は見られない。D 地区の土壌生成は A1 層 26-62cm と A, B, C, D 地区の中で最も進んでいた。

これらのことから、直立したカラマツ林の A 地区は、土石流・雪代の攪乱を受けた後の森林植生遷移初期段階と考えられた。偏形カラマツの低木林 (B 地区) は、側火山噴火後の遷移の初期段階であり、C 地区は、B 地区よりも遷移の進んでいる段階であると考えられた。このため偏形カラマツの低木林 (B 地区) は 770-610 年前

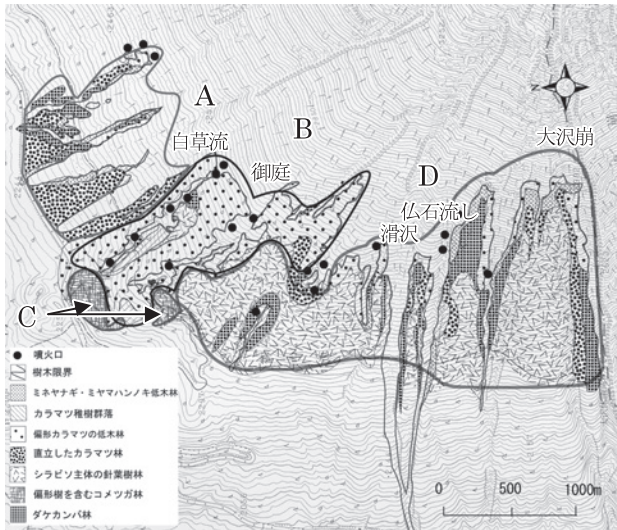


図 1 富士山北西斜面の植生分布図

頃の噴火の影響を受けた斜面であり、偏形樹を含むコメツガ林 (C 地区) は 1400-1100 年前の噴火の影響を受けた斜面であると考えられた。シラビソ主体の針葉樹林である D 地区は、滑沢や仏石流しなどの土石流・雪代の頻発する谷では植生が失われているが、谷以外の斜面ではほかの地区の斜面よりも比較的安定して遷移が進み、現在シラビソ主体の針葉樹林を形成している、と考えられた。

このことから、また樹齢調査の結果 (難波・小泉 2012) から、富士山北西斜面の森林限界移行帯では、土石流・雪代の発生する谷では、森林植生遷移の初期段階は、直立したカラマツであり、側火山噴火の活動後、森林植生遷移は、カラマツ稚樹群落から始まり、偏形カラマツの低木林から偏形樹を含むコメツガ林、そしてシラビソ主体の針葉へと進行していくと考えられた。カラマツの定着から 110 年を経てコメツガが、170 年経てシラビソが生育をはじめていた。さらに、先駆のカラマツの定着には噴火後およそ 340-460 年経過していると考えられた。

おわりに

富士山北西斜面において森林限界を低下させている要因としては、従来から指摘されてきた土石流・雪代のみならず、御庭の割れ目噴火といった、数百年から 1000

年以上前におきた側火山噴火の活動が大きく関わっていることが明らかになった。

富士山北西斜面の植生は、大きく 4 つの部分に分けられたが、これらは 10-20 年前の雪代・土石流、610 年前頃の割れ目噴火、1100 年前頃の割れ目噴火、2200 年前頃の山頂噴火活動の攪乱の後の、年代の異なる噴火活動が森林限界移行帯における森林植生遷移に大きな影響を及ぼし、遷移段階の異なる植生を形成していた。森林限界の標高の上下には、側火山の噴火活動が大きく関わっており、その上、年代の異なる噴火活動が異なる遷移段階を形作り、火山の多様な植生景観を形成している、ということが明らかになった。

引用文献

- 安間 荘. 2010. 富士山における雪代研究のこれまでとこれから—暖温帯高火山地域のスラッシュ雪崩とスラッシュ・ラハール. 富士学研究, 17(1): 14-21.
- 石塚吉浩・高田 亮・鈴木雄介・小林 淳・中野 俊. 2007. トレンチ調査から見た富士火山北—西山腹におけるスコリア丘の噴火年代と全岩化学組成. 地質調査研究報告, 57(11/12): 357-376.
- 小泉武栄. 2008. 不思議を発見する山歩き その 61, 桜島 2. 登山時報, 3月号: 22-23.
- 丸田恵美子・増沢武弘. 2009. 高山草原・荒原の植物 (富士山の高山草本). 増沢武弘編, 高山植物学, 共立出版: 189-203
- 宮地直道. 1988. 新富士火山の活動史. 地質雑, 94: 433-452.
- 宮脇 昭. 1971. 富士山の植生, 富士山—富士山総合学術調査報告書. 富士急行株式会社, 665-721.
- 仲尾 剛・小泉武栄. 2011. 磐梯山爆発カルデラ内の植生分布に関する地生学的考察. 森林技術, No 827: 21-23.
- 難波清芽・小泉武栄. 2012. 富士山北西斜面における森林限界・樹木限界の上下動と森林の発達に関する考察—40 年前の植生調査との比較を通じて—. 富士学研究, 9(1): 22-32.
- 岡 秀一. 1992. 富士山西斜面における樹木限界の群落構造とその動態. 地理学評論, 65A(8): 587-602.
- 斎藤全生. 1971. 森林限界付近の植生. 『富士山—富士山総合学術調査報告書』, 富士急行: 637-643
- Tranquillini, W. 1979. Physiological Ecology of the Alpine Timberline, Springer Verlag: Berlin Heidelberg New York, 97-109
- 横山秀司. 1995. 景観生態学. 古今書院, 東京: 46-47

各委員会から

将来計画委員会報告

将来計画委員会では、2011 年度に会長からの諮問を受け、植生学会の中期的な活動目標について議論してきました。その結果を以下の答申としてまとめ、2013 年 10 月に開催された運営委員会にて、会長に提出しましたので、報告いたします。

2013 年 10 月 12 日

植生学会会長
福嶋 司 殿

植生学会の将来計画に関する答申

植生学会将来計画委員会
委員長 吉川 正人

将来計画策定の背景と目的

1996 年に設立された植生学会は、発足以来 18 年にならぬ植生学の基礎的・応用的研究の進歩と会員の相互交流に大きな役割を果たしてきた。特に今期（2011-2013 年）は、植生学会誌の CiNii での公開と情報誌の充実、震災復興プロジェクトによる植生学的見地からの復興支援の取り組み、論文賞創設など表彰制度の拡充、学会事務の外部委託による運営業務の効率化、などが実現し、植生学会は新たな段階への発展期を迎えている。

しかし、その一方で、会員数は過去約 10 年の間、570 名前後で頭打ちとなっており、将来の安定的な学会運営のためには継続的な新入会員の確保が必要である。学会誌掲載論文を CiNii で無料公開したことや、隣接分野でも植生を扱う学会が増えてきていることから、植生学会独自の会員サービスを充実させることが重要になってきている。

また、2010 年に出された「群集に関する検討ワーキング」答申でも、今後の学会活動の方向性について、群集概念の普及や若手人材育成の重要性が指摘された。大学における植生学の教育研究の場が縮小傾向にある現状では、学会がより組織的、積極的に研究成果の発信や人材育成に関する役割を担うことが求められる。

本計画は以上のような状況を鑑み、植生学の研究成果の普及と人材育成、より効率的な学会運営のために、今後 2 期以内の役員任期中に実現が望まれる中期的な将来計画を提案するものである。

植生学会の将来計画

1. 研究成果の普及、発信力強化の取り組み
 - ①「群集」の活用促進：「群集に関する検討ワーキング」答申で提案された「属性検討委員会」を早期に設置し、既発表群集の属性、原記載文献の所在などを整理して一般に利用可能な形で公表する。
 - ②植生学会誌の充実：学会として取り組んだ活動に関する研究成果の投稿を働きかけるなどして、学会活動と連動した積極的な編集をおこなう。また、サプリメントデータの電子化などにより利用の促進をはかる。
 - ③一般向け書籍の刊行：学会として取り組んだ活動など、一連のテーマに沿った研究成果を一般向けの普及書的な書籍にまとめて刊行するしくみを検討する。
2. 若手人材育成のための取り組み
 - ①トレーニングスクールの開催：学生を対象とした学会主催のトレーニングスクールを開講し、植生学の基礎知識や調査方法、野外安全管理等について実践的な教育を行う。また研究室紹介の場としても活用し、大学

院進学者の確保に努める。(2013 年度試行)

- ②国際学会参加者への支援：国際植生学会 (IAVS) で発表を行う大学院生や若手会員に助成を行う制度を創設し、若手が海外の研究者と交流をもつことを促進するとともに、海外の研究動向の報告の機会も設ける。
 - ③実務研修会等への講師派遣：若手実務者の調査および解析技術向上のため、関連する研修会等に植生学会が積極的に関与するしくみをつくる。関連機関とも連携し、植生調査技能の資格創設も視野に入れた活動を行う。
3. 会員サービス向上のための取り組み
- ①メーリングリストの活用：大会等イベントの案内、各

種連絡・募集などにメーリングリストを活用するための運用ルールを策定する。

- ②データベースの整備・公開：会員の研究活動の利便性を図るため、これまでに整理した文献データベースや、群集リスト等をウェブサイトで公開する。
- ③広報・情報担当幹事の新設：上記のメーリングリストやウェブサイトの管理運営のため、専任の役職として広報・情報担当幹事を新設する。

計画の実施に向けた体制

本計画を円滑に推進するため、会長の元に「将来計画推進チーム」を置く。

各委員会から

企画委員会活動報告

(2013 (平成 25) 年 4 月 1 日～2014 (平成 26) 年 3 月 31 日 : 3 月分は予定)

1. シンポジウム開催

(1) 平成 25 年度植生学会シンポジウム (福島県相馬市)

日 時 : 2013 (平成 25) 年 9 月 7 日 (土)

13:00-17:00

会 場 : 相馬商工会議所会議室 (福島県相馬市中村桜ヶ丘 71). 定員 : 一般・会員 100 名.

テーマ : 東日本大震災で被災した海岸林復旧のあり方を考える—植生保全も目指した松川浦での試み—.

被災海岸林の修復・造成にあたり保護区, 保全区と区域設定を行い海浜植生の保全を試みている福島県相馬市松川浦の事例をもとに議論を行うため, 福島県相馬市にて平成 25 年度植生学会シンポジウムを開催した. 福島大学うつくしまふくしま未来支援センターの共催, 地元の報道機関 (NHK 福島放送局, 朝日新聞福島総局, 毎日新聞福島支局, 読売新聞東京本社福島支局, 福島民友新聞社, 福島民報社, 河北新報社) の後援を得て, 79 名の参加があり盛況なシンポジウムとなった. また, 翌日は黒沢高秀氏 (福島大学), 成井伸司氏及び長嶋義之氏 (福島県相双農林事務所) の案内による現地松川浦でのエクスカージョンを開催した. あいにくの小雨の中 42 名の参加者を得て, 前日のシンポジウム内容を踏まえて海岸林のあり方を検討した. 開催内容は以下の通りであった.

〈シンポジウム開催趣旨〉

東日本大震災による地盤沈下と津波により海岸林の消失と海岸域の生態系の変化が生じた. 失われた海岸林を回復させるために, 各地で復旧計画事業が急ピッチで進みつつある. 海岸林には, もともと防災, 景観・観光, 地域の人々の利用, 希少生物の生息地などの多面的機能があつた. どのような海岸林を再生するのが望ましいのであろうか. 植生など自然環境の保全も目指して保護地域, 保全地域のゾーニングを行うなど松川浦で行われた

こころみを紹介し, 海岸林復旧のあり方を議論する.

〈シンポジウムプログラム〉

9 月 7 日 (土) 13:00-16:30

司会 : 藤原道郎・原正利

13:00-13:05

主催者挨拶

福嶋 司 (植生学会長)

13:05-13:30

S01 植生学会としての震災後の植生保全に対する取り組み

原 正利 (千葉県立中央博物館 海の博物館・植生学会震災復興プロジェクトチーム)

13:30-14:00

S02 震災前と後の松川浦の自然, 植生, 植物相および行われている復旧事業

黒沢高秀 (福島大学共生システム理工学類)

14:00-14:25

S03 松川浦の海岸林の復旧事業とそこでの試み

成井伸司 (福島県相双農林事務所)

14:25-14:50

S04 クロマツ海岸林の機能とこれからの維持管理

坂本知己 (森林総合研究所)

14:50-15:10

S05 海岸植生の保全・再生と海岸林

藤原道郎 (兵庫県立大学大学院緑環境景観マネジメント研究科・植生学会企画委員会)

15:10-15:20 休憩

15:20-15:40

S06 よみがえれ, 松川浦!

新妻香織 (はぜっ子倶楽部)

15:40-16:30

総合討論 司会 : 藤原道郎・原正利

9 月 8 日 (日) 相馬市松川浦大洲

8:50 相馬駅集合

9:00 出発

9:30 ~ 12:30 エクスカーション

13:00 相馬駅着, 解散

(2) 平成 25 年度植生学会第 18 回大会公開シンポジウム (宮城県仙台市)

日 時: 2013 年 10 月 12 日 (土) 13:30 ~ 16:00.

場 所: 戦災復興記念館 記念ホール.

テーマ: 自然の再生力とふるさとの海岸林復興

大会実行委員会主催の公開シンポジウムの開催補助を行った.

〈シンポジウム開催趣旨〉

南北およそ 60km にわたって砂浜が連なる仙台湾岸には, 干潟や潟湖, 砂丘, 後背湿地といった環境領域から構成される, 自然度の高い海岸エコトーンが存在していました. 2011 年 3 月の東日本大震災・大津波は, この地にも深刻なダメージを与え, 多様な生物とそのハビタットを構成する微地形, 土壌, 水環境, そして白砂青松の海岸と緑なす田園の景観は著しく攪乱されました.

それから 3 生育シーズン目を迎えた 2013 年初夏, 海岸エコトーンでは驚くべき状況が生じています. すばやい生物・生態系の自律的再生が記録される一方, 急速かつ広範に進められる復興工事の環境保全に対する懸念がクローズアップされ始めたのです.

このシンポジウムでは, 主に仙台湾岸を取り上げ, (1) 古環境と先人の海岸林づくり・自然認識, (2) 東日本大震災・大津波による攪乱, および生物・ハビタットの自律的再生の様態, (3) 生態系の減災・防災機能の評価とそれを最大化する復興のあり方, (4) 住民・行政・企業・研究者/専門家が協働するしくみづくりといった課題について, 講演および議論を行います. 植生科学と震災復興の連携, 学会員と市民・行政の皆さんのきずなづくり, 全国と被災地の結びつきをさらに強化する機会の創出を目指したいと思います.

〈シンポジウムプログラム〉

開会宣言 司会 平吹喜彦 (東北学院大学)

・開催挨拶

福島 司 (植生学会長)

・イントロダクション

平吹喜彦 (東北学院大学)

講演

・仙台湾沿岸地域のクロマツ林の成り立ち

菊池慶子 (東北学院大学教授)

・海岸エコトーンモニタリングから見えてきた海岸林生態系の自己再生

富田瑞樹 (東京情報大学准教授)・平吹喜彦 (東北学院大学教授)・原慶太郎 (東京情報大学教授)・南蒲生海岸エコトーンモニタリングネットワーク

休憩

・バイオシールドという視点で創造する新時代の海岸林
佐々木寧 (埼玉大学名誉教授)

・町民の想い・生活知が紡ぎ出す地域の海岸林「おらほの森」づくり

松島宏佑 (一般社団法人ふらっとーほく代表・わたりグリーンベルトプロジェクト事務局長)

・総合討論

・閉会宣言 平吹喜彦 (東北学院大学)

2. 群落談話会を生態学会自由集会 (3 月 14 日 13:30-15:30) として開催した.

企画者: 吉川正人 (東京農工大・院・農), 会場: G 会場 (収容人数約 144 人)

自由集会として群落談話会「広域調査から見えた海岸植生への津波の影響と回復」を開催した.

・津波影響調査からわかったこと 原正利 (千葉中央博)

・岩手県の海岸植生への津波影響と現状 島田直明 (岩手県立大)

・宮城県の海岸植生への津波影響と現状 菅野洋 (かんのいきもの研究舎)・平吹喜彦 (東北学院大学)・滝口政彦 (宮城植物の会)

・福島県の海岸植生への津波影響と現状 黒沢高秀 (福島大)

コメント

- ・底生生物相の変化からみた津波影響 松政正俊 (岩手医科大)

総合討論

3. 委員会・準備会を 3 回開催した.

- 第 1 回企画委員会準備会 (2013 (平成 25) 年 9 月 7 日 (土) 12:00-12:30). 相馬商工会議所会議室. 出席者: 田中徳久, 原正利, 藤原道郎
- ・今後の企画委員会およびシンポジウムの開催について検討した.
- 第 1 回企画委員会 (2013 (平成 25) 年 10 月 12 日 (土) 10:30-11:30). 場所: 仙台市戦災復興記念館 4 階第二会議室. 出席者: 石田弘明, 梅原徹, 田中徳久, 原正利, 蛭間啓, 村上雄秀, 吉川正人, 藤原道郎.
- ・企画委員会の活動 (運営委員会への報告・審議内容について) 報告があった.
- ・植生学会震災復興プロジェクトチームの活動 (2013 年 4 月以降) が報告された.
- ・東日本大震災復興プロジェクトチームとりまとめについて, 津波影響調査票は全部で植生学会調査 350 枚 +NACSJ 調査 42 枚. Excel ファイル入力済, この他に植生調査票が 122 枚, 写真が数百枚 (パノラマ写真になっているものもあり) を収集していることが報告された.
- ・例年通り生態学会自由集会として群落談話会を実施することとし, 締め切り日程を確認, 原案を作成等, 例年通り若手から担当してもらうこととした.
- ・3 年間の活動のとりまとめについて意見交換を行った.

- 第 2 回企画委員会 (2014 (平成 26) 年 3 月). 場所: 広島国際会議場.

震災復興プロジェクトチーム活動報告

- (1) 相馬市松川浦および仙台湾岸の海浜の現況調査およびシンポジウム準備
2013 年 6 月 8 日 (土)・9 日 (日) 原正利・藤原道郎
福島大学黒沢高秀氏および東北学院大学平吹喜彦氏の現地案内で現地を視察し, 同時に相馬市でのシンポジウムおよび仙台市でのシンポジウムについて打ち合わせを行った.
- (2) 平成 25 年度植生学会シンポジウム・エクスカージョンの開催 (福島県相馬市)
「東日本大震災で被災した海岸林復旧のあり方を考える～植生保全も目指した松川浦での試み～」
2013 年 9 月 7 日 (土) シンポジウム 13:00-16:30, 相馬商工会議所会議室
8 日 (日) エクスカージョン 9:00-13:00 相馬市松川浦
- (3) 林野庁東北森林管理局による委員会への出席
「仙台湾沿岸海岸防災林生物多様性保全対策検討委員会」の委員を, 前年度 3 月から, 植生学会の震災復興プロジェクトチーム長である原が務めている. これまでに第 1 回委員会 (2013/3/17), 第 2 回委員会 (2013/5/11), 現地検討会 (2013/8/28), 第 3 回委員会 (2013/10/8) に出席し, 植生学の立場から意見を述べた. さらに, 仙台地区生物多様性配慮ゾーンの実施計画案については, その後も会議 (2013/11/4) や電子メール等で意見を述べた.

平成 25 年度植生学会
学会賞、発表賞受賞記事
植生学会 表彰委員会

学会賞受賞者

星野義延氏

星野義延氏は、ミズナラ林の植物社会学的研究をはじめ、植生学の幅広い領域で活躍されてきた。星野氏の主たる研究業績は、日本のミズナラ林の群落体系を構築したことである。学生時代からおよそ 20 年をかけて日本全国を網羅的に調査した成果は、1998 年に学位論文としてまとめられ、日本の植生帯を理解するうえでの重要な知見を提供した。

このほかにも、星野氏は多岐にわたる分野で研究業績をあげている。主なものとしては、①コナラ二次林の種組成と植生管理に関する研究、②伊豆諸島を主なフィールドとした島嶼の植生に関する研究、③河川の洪水攪乱と河辺植生の関係に関する研究、④里山や都市の植物相と多様性の構造に関する研究、⑤シカの高密化による植物群落への影響に関する研究、⑥植生図作成や堅果の豊凶予測への衛星画像の利用に関する研究、⑦刈り取り草地の復元に関する研究などがあり、これらは 65 編の論文と 10 編の著書にまとめられている。このように、星野氏は植物社会学を基盤としながら、応用を意識した課題にも積極的に取り組み、植生学に対する社会的要請に応える努力をしてこられた。また、これらの研究を通じて多くの学生の研究指導をおこない、星野氏の指導を

受けた卒業生の多くが、大学や国の研究機関、地方の博物館等で活躍しており、植生学の領域における人材育成への貢献も多大であるといえる。

星野義延氏の植生学会における活動を見ると、運営委員 4 期、編集委員 1 期、幹事長 3 期、庶務幹事 2 期など多数の役職を歴任し、常に植生学会の中心的存在として学会運営に尽力されてきた。更に、東京農工大学で開催された第 13 回大会においては、大会実行委員長を務められた。

このように、星野義延氏の植生学に関する業績と植生学会に対する貢献は極めて顕著である。以上のような諸点から、星野氏が「植生学会賞」を受賞されるのにふさわしい方であると植生学会運営委員会で決定した。

研究発表賞

口頭発表賞とポスター発表賞は以下の発表に対して授与された。

口頭発表賞受賞者

鈴木康平氏

演題：ユーラシアステップにおける植物社会学的研究
—新疆ウイグルからモンゴル東部を対象として—

ポスター発表賞受賞者

宇田川卓義氏

演題：モンゴル草原における植生分布とネギ属 2 種の
個体形質

植生学会賞を受賞して

星野義延 (東京農工大学大学院農学研究院)

このたびは植生学会賞を頂き、どうもありがとうございます。賞というものにはまったく縁がなかった者として、たいへん嬉しく思っております。

1974 年に東京農工大学農学部で全国に先駆けて作られた環境保護学科に入学した時には、植生学の研究の道に進むとは思っていませんでした。入学して恩師である奥富清先生が担当されていた「植物社会学」の講義を受講し、その中で紹介された植生図の活用について興味を持ち、環境保全への貢献の可能性を感じて植生管理学研究室の門をたたいたのが始まりです。

2013 年 10 月の受賞講演では、博士論文の研究テーマであるミズナラ林の研究の話をさせていただきました。幼少のころは武蔵野の雑木林が虫取りなどした遊び場で、雑木林には関心があったため、卒業論文は雑木林に関わる研究テーマにしたいと申し出たのですが、コナラ林はすでに研究をしている先輩がいるからと、冷温帯のミズナラ林の研究を勧められました。

卒業研究では関東地方と阿武隈山地を、修士課程に進学してからは関東地方と東北地方のミズナラ林の研究を行いました。特に北上山地のミズナラ林が北海道のミズナラ林に種組成が類似していることに気がついて、そこから植生地理の面白さにはまりました。当時は持田先生と遠山先生が出された胆振地方のミズナラ林の論文を読みつつ、北海道のミズナラ林でぜひ調査をしたいと思っていたものです。とはいっても、当時は 5 mm 方眼紙に書き込んで素表を作り、手作業で書き写す本当に大変な作業で、私の視力はこの時期に一気に低下しました。

研究室の助手であった大沢雅彦先生が講師に昇任され、その後任として運よく職を得ることができました。当時は博士の学位がなくても大学の助手に採用してもらえる時代でした。1982 年から助手として教育研究の仕事しながら、博士論文作成のために、夏休みを中心に全国のミズナラ林を巡る調査旅行に行きました。もちろん、最初に取り組んだのは北海道のミズナラ林の調査でした。

当時は主要幹線以外の地方道は未舗装のところが多く、土埃まみれになった愛車にキャンプ道具を積んでの調査でした。その後も中部地方、近畿地方と少しずつ範囲を広げて調査をしてゆきました。まだ地域植物誌が十分に整備されていない頃でしたので、わからない植物の標本を採りながらの植生調査でした。

どのように処理するのも考えずにデータを集めてきたのですが、幸いにもこのころからパソコンが普及し始め、自作のプログラムで表操作を始めることになります。このプログラムがほぼ使えるようになったのは、私が内地研究員として北海道大学の伊藤浩司先生のもとでお世話になった 1987 年でした。パソコン画面上で最大 230 スタンド、種数無制限の植生データの表操作や常在度の計算などができる当時としては優れもので、これを使うことで表組みの技術を磨くことができました。その後、WINDOWS が普及して MS-DOS が使えなくなる 2000 年代前半まで、研究室で植生データの解析に必要な道具として活躍してくれました。博士論文は 1996 年に論文博士として北海道大学で学位を頂いたのですが、論文の完成間際には、研究室の先輩・後輩の OB の多くが手伝いに来てくれました。これまでいろいろな方にお世話になったことを本当に感謝しています。

今思うと、若いころに全国各地の植生をみる機会に恵まれたのは本当に幸いであったと感じていますし、プログラムの作成は、感性でものごとを理解する傾向の強い私にとって、論理的な思考をたたき込むのによい機会となりました。植生学ではいろいろな場所の植生をみて経験することも大切なことだと思います。これから活躍される若手の研究者の方や学生さんがそんな機会を持てるようお手伝いすることが出来ればと思っております。

いろいろな研究に足を突っ込んでしまい、まとまった研究ができていない状況ですが、今回賞を頂いたことは、これまでの研究成果を十分に公表していない私への叱咤激励と思い、ミズナラ林の研究の成果の取りまとめを進めたいと存じております。

平成 26 年度植生学会 学会賞, 奨励賞,
功労賞ならびに特別賞の推薦のお願い
植生学会 表彰委員会

植生学会では、植生学会表彰規定に基づき、植生学のさらなる発展のために著しい成果を挙げた者および研究、教育、本会の運営等に関わる功績が特に顕著な者に対して、以下の賞を授与します。

賞の種類

- [学会賞] 本会に 5 年以上所属し、植生学に関して優れた研究業績によって貴重な学術的貢献をなしたと認められる者。
- [奨励賞] 本会が発行した刊行物に優秀な論文を発表し、独創性と将来性をもって学術的貢献をなしたと認められる者。選考の対象者は 40 歳未満の者とし、過去に奨励賞の受賞経験のない者とする。
- [功労賞] 植生学に関する研究、調査、教育、啓発普及や本会の運営に関し、特に顕著な功績があったと認められる者。
- [特別賞] 植生学または植生学会の発展のために多大な貢献をしたと認められる個人または団体。研究や教育への貢献のみならず、植生学の視点から環境保全事業や普及活動などにとりくむような社会貢献も評価の対象とする。

1. 推薦の書式

推薦書は表彰委員会が作成した様式に従って作成してください。各賞の様式は植生学会ホームページ (<http://www.sasappa.co.jp/shokusei/boshu13.htm>) からダウンロード

が可能。なお、応募書類は各賞の選考以外の目的には使用しません。提出書類は表彰委員会で破棄し、返却いたしませんので、予めご了承ください。

功労賞および特別賞では業績リストは特に必要としません。ただし、功労賞では、推薦理由書に研究業績、教育業績、植生学会役員歴など必要と思われる事項の概要を記述してください。特別賞では、推薦理由書に研究業績および調査、教育、啓発、普及活動状況など、必要と思われる事項についての概要を記述してください。

2. 推薦書の締切日程

推薦書は 2014 年 7 月 31 日までに学会事務局まで、メールにファイルを添付して提出してください。

3. 推薦書の送付先・問合せ先

〒 108-0023 東京都港区芝浦 2 丁目 14 番 13 号
MCK ビル 2 階

笹氣出版印刷株式会社 東京営業所内
植生学会事務局

TEL 03-3455-4439

FAX 03-3798-1372

E-mail shokusei@sasappa.co.jp

植生情報 編集担当からのお知らせ

植生情報への投稿について

植生情報では、会員の皆様からの以下のようなトピックについての投稿をお待ちしております。

- ・各地の植生に関する話題
- ・研究手法や植生管理手法の紹介
- ・植生学に関する展望と提言
- ・誌上討論
- ・博士学位論文の紹介
- ・共同研究等の呼びかけ
- ・出版物、研究会、保全活動等の紹介

植生情報誌では査読（ピアレビュー）制度は採っていません。掲載の可否については植生学会編集委員会植生情報編集担当が判断します。また、必要に応じて著者に原稿の修正をお願いすることがあります。

投稿の方法

原稿の形式は「植生学会誌」の執筆要領を参照して下さい。ただし、「植生情報」は「植生学会誌」とは異なりますので、あまり厳密に準拠していただく必要はありません。

原稿送付にあたっては、編集事務効率化のため、Eメー

ル、CD 等での投稿を歓迎します。Eメールの場合は、テキストファイル、または Open Office か MS-Word で作成したファイルを添付してお送りください。郵送の場合は、文書ファイルの入った CD とプリントアウトした原稿をお送りください。写真は JPEG 形式としてください。カラー図版の場合、カラーページ分の印刷費は著者負担となります。

投稿論文に関する別刷りは原則 50 部まで無料です。それ以上ご希望の場合は実費を負担していただきます。原稿等に「別刷り 50 部 + ○部希望」とお書き添えください。

原稿は随時受け付けますが、次号（2015 年 3 月発行予定）に掲載を希望される場合は 2014 年 11 月末までに、原稿をお送りください。送付先は次のとおりです。

原稿送付・連絡先

〒 890-0065 鹿児島県鹿児島市郡元 1-20-6

鹿児島大学教育学部 川西基博

E-mail: kawanishi@edu.kagoshima-u.ac.jp

TEL/FAX: 099-285-7800

植生情報誌へのご意見、ご提案、ご要望などもこちらにお寄せ下さい。

表紙画

ボタニカルアーティスト 佐々木 啓子

私が子供の頃、近所には沢山の畑や田んぼがあり、春になると、まだ田うえ前の田んぼにおたまじゃくしやどじょうを取りに行っていました。その時にオオイヌフグリやホトゲノザ等が生えていて、小さな花が咲いていたのを今でもよく覚えています。田んぼや畑が少なくなった今日でもあき地や河原に行くと沢山見ることの出来る花を今回は題材とさせて頂きました。

植生情報 第18号 Vegetation Science News No. 18

編 集	植生学会編集委員会（情報誌担当 蛭間 啓, 島野光司）
発 行	植生学会 〒108-0023 東京都港区芝浦2丁目14番13号 MCKビル2階 笹氣出版印刷株式会社 東京営業所内
発 行 日	2014年3月31日
印 刷	勝美印刷 株式会社

