戦略的環境アセスメントのための
地域景観情報の総合化

平成 14 年度～平成 16 年度科学研究費補助金

（基盤研究（B）（1））

研究成果報告書

課題番号：14380274

平成 17 年 3 月
（2005 年 3 月）

中　越　信　和
（広島大学総合科学部 教授）

戦略的環境アセスメントのための地域景観情報の総合化

平成 14 年度～平成 16 年度科学研究費補助金

（基盤研究(B)(1)）

研究成果報告書

課題番号：14380274

平成 17 年 3 月
（2005 年 3 月）

研究代表者 中 越 信 和

（広島大学総合科学部 教授）

目次

はじめに

本研究は，環境基本法を受けて，最近次々に法整備されてきた環境行政に関して，特に戦略的環境アセスメントの必要性が主張されてきたことに関連するものである．戦略的環境アセスメンを実施してゆく上で，地域景観情報は不可欠なものである．この情報の整備無しでは戦略的環境アセスメントは実施できない．しかもその情報は雑多であるため，これを標準化した上で総合化される必要がある．ここの日本景観生態学会の主要構成員によって，様々な対象に対して今まで議論して互いに切磋琢磨して向上させて来た研究法によって行なった研究辞令を収録することに成功した．研究は個別であっても，総合化して戦略的環境アセスメントに貢献できる内容の研究が実施されたといって良い．

本報告書の構成は，本課題の現実的な意味と必要性を述べたあと，各分担者研究協力者による研究成果の要約が並べられている．付録として，本研究による成果品のうち主要なものを添付した．ただし，頁数の限界のため重要でありながら載せることが出来なかった報文もある．これらについては研究業績の目録を参照して，直接ご高覧頂きたい．

本研究の遂行にあたっては，環境省，広島大学大学院国際協力研究科 21 世紀 COE プログラム社会的環境管理能力の国際協力拠点の諸氏，外国では the New Zealand Ministry of Agriculture and Forestry, the Tasman District Council の Ms. Julia Cooper, School of Humanities, University Science Malaysia ならびにマレーシア政府の方々に大変お世話になった．このほか広島県庁の諸氏等の関係諸機関・団体にお世話になった．深謝する．

また，調査の計画，実施，資料の分析，整理にあたって広島大学総合科学部の学生，同大学院国際協力研究かの大学院生特に流域生態研究グループの皆様，及び他研究機関の職員，学生から多大な協力を得た．これらの方々にも深くお礼申し上げる．

研究組織　研究代表者　中越　信和（広島大学総合科学部教授・同大学院国際力研究科教授（兼任）

研究分担者　池上　佳志（北海道大学北方生物圏フィールド科学センター助手）

井鷺　裕司（広島大学総合科学部助教授）

岡部　健士（徳島大学工学部教授）

鎌田　磨人（徳島大学工学部助教授）

内藤　和明（姫路工業大学自然環境科学研究所講師）

夏原　由博（大阪府立大学大学院農学生命科学研究科助教授）

中村　太士（北海道大学・大学院農学研究科・教授）

根本　正之（東京農業大学・地域環境科学部・教授）
原　慶太郎（東京情報大学・経営情報学部・教授）
森本　幸裕（京都大学・大学院地球学堂・教授）

研究協力者

井内　正直（電力中央研究所主任研究員）
高橋　健吾（電力中央研究所）
長島（平川）啓子（広島大学国際協力研究科研究員）
鎌形　哲稔（東京情報大学経営情報学部院生）
J.A. Mabhay（広島大学国際協力研究科院生）
菊池　亜希良（広島大学総合科学部研究員）

研究経費

交付決定額（配分額）　（金額単位：千円）

	直接経費	間接経費	合計
平成14年度	7800	0	7800
平成15年度	2000	0	2000
平成16年度	2800	0	2800
総計	12600	0	12600

平成 17 年 3 月 31 日
東広島市 1-7-1
広島大学総合科学部

本科研の研究に関連した著書；論文および報告等

I. 著書・翻訳書（分担執筆含む）

Inoue, M. & Nakamura, F. 2004. Freshwater fishes and forests in Japan. Fishes and Forestry ? Worldwide Watershed Interactions and Management (Northcote, T. G. and Hartman, G. F. eds.), Blackwell, p560-580.

森本幸裕 2004.日本の環境アセスメントの展望—戦略的なミティゲーションの実現に向けて.「環境アセスメントはヘップ(HEP)でいきる—その考え方と具体例」(日本生態系協会編), p206.

内藤和明・大迫義人・池田啓 2004.コウノトリの野生復帰と田園の自然再生,亀山　章・倉本宣・日置佳之編　「自然再生：生態工学的アプローチ」　ソフトサイエンス社　（印刷中）,

Nakagoshi, N. 2004. landscape ecology: concepts and application CDM International Symposium/ Workshop on the Kyoto Mechanism and the Conservation of Tropical Forest Ecosystems. National Institute for Environmental Studies, Tokyo, p64.

中越信和・原慶太郎監訳. 2004. 景観生態学.　生態学からの新しい景観理論とその応用 (M.G. Turner, R.H. Gardner & R.V. O'Neill 2001. Landscape ecology in theory and practice: pattern and process. Springer, New York, 401). 文一総合出版. 東京, p399.

Nakagoshi, N., Watanabe, S. & Koga, T. 2004. Landscape ecological approach for restoration site of natural forests in the Ota river basin, Japan. (In: Ecological Issues in a Changing World: Status, Response and Strategy. Hong, S-K., Lee, J.A., Ihm, B-S., Farina, A., Son, Y., Kim, E-S., & Choe, J.C. eds.). Kluwer Academic Publishers. Dsrdrecht,

中村太士. 2003. 自然・生態システム「森林から河川ー物理系と生態系」. 「新領域土木工学ハンドブック」(池田駿介・林良嗣・嘉門雅史・磯部雅彦・川島一彦編), p113-121. 朝倉書店.

中村太士. 2003. 森林計画の時空間スケールと社会的背景.「森林計画学」(木平勇吉編), p18-40. 朝倉書店.

中村太士. 2003. 森林計画の時空間スケールと社会的背景. 「森林の機能別保全のサブシステム」（木平勇吉編）, p101-120. 朝倉書店.

中村太士. 2003. 森林と河川の相互作用. 「森林の百科」(井上真・桜井尚武・鈴木和夫・富田文一郎・中静透編）, 144-154. 朝倉書店.

中村太士. 2004. 森林と河川の相互作用ー物理化学系ならびに生態系の視点からー水工学シリーズ 04-A-5. 土木学会, A-5-1～A-5-11.

中村太士. 2004. 釧路での実践から得られた教訓. 自然再生－釧路から始まる－（環境省.（社）自然環境共生技術協会 編）,p9-19.

Nakamura, F. & Swanson F. J. 2003. Dynamics of wood in rivers in the context of ecological disturbance. In: The ecology and management of wood in world rivers (Gregory, S.V., Boyer, K.L. and Gurnell, A.M. eds.), p279-297. American Fisheries Society Symposium, 37.

II. 論文等

Ahmad Jailani M. Y., Nakagoshi, N. & Khaimlmaini Osman Salleh. 2003. The effects of drainage basin geomorphometry on Minimum low flow discharge: the study of small watershed in Kelang River Valley in Peninsular Malaysia. Journal of Environmental Sciences, 15: 249-262.

Ahmid Jailani M. Y., Nakagoshi, N. & Ab Latif Ibrahim 2004. Riparian land-use and land cover change analysis using GIS in Pinang river watershed, Malaysia. Tropics, 13: 235-248.

Azari, F. D. & Nakagoshi, N. 2004. Impact evaluation of Haizuka Dam on its upstream: a case study in Hiroshima Prefecture, Japan. Chinese Geographical Science, 14: 350-354.

Fujihara, M., Hara, K. & Short, K. 2005. Changes in landscape structure of "Yatsu" valleys: a typical Japanese urban fringe landscape. Landscape and Urban Planning, 70: 261-270.

橋本啓史・夏原由博. 2002. ロジスティック回帰をもちいた都市におけるシジュウカラの生息環境適合度モデル. ランドスケープ研究, 65: 539-542.

橋本啓史・夏原由博・森本幸裕. 2003. 大阪市街地の都市緑地の樹林を利用する鳥類を決定する要因. 景観生態学会日本支部会報, 8: 53-60.

Hashimoto, H., Natuhara, Y. & Morimoto, Y. 2005. A habitat model for *Parus major* minor using a logistic regression model for the urban area of Osaka, Japan. Landscape and Urban Planning, 70: 245-250.

比婆科学復興会・庄原市・中越信和・小宮啓吾. 2004. 広島県東城町の現存植生. 広島県東城町植物誌, p47-50.

平山琢朗・中越信和. 2003. 広島県瀬戸内側河川における淡水魚類相の特性. 魚類学会誌, 50: 1-13.

Iiyama, N., Kamada, M. & Nakagoshi, N. 2005. Ecological and social evaluation of landscape in a rural area with terraced paddies in southwestern Japan. Landscape and Urban Planning, 70: 301-313.

飯山直樹・鎌田麿人・中川恵美子・中越信和. 2002. 棚田畦畔の構造及び草刈の差異が

植物群落に及ぼす影響. ランドスケープ研究, 65: 579-584.
池上佳志. 2003. 北海道北部における「国道 40 号音威子府バイパス」事業の現状と考察. 北海道の自然, 41: 20-32.
池上佳志・小宮圭示. 2004. 森林圏マップ・システムの構築と GIS を利用した林相図作成. 北方森林保全技術, 22: 25-36.
池上佳志・金子潔・浪花愛子・門松昌彦・山ノ内誠・守田英明・杉山弘・水野久男・斉藤 満・森永育男・鈴木健一・照井勝巳・山科健五・三浦美明・菅原 諭・樋口清市・木村孝男. 2004. 音威子府バイパス建設計画に伴う「中川研究林における自然環境調査」－広域・長期モニタリングにおける現状と課題－. 北方森林保全技術, 22: 10-16.
井上尚子・林良之・中越信和 2002. 温井ダム湛水域より移植したマダイオウの栽培. 高原の自然史, 7:27-33.
井鷺裕司. 2004. マイクロサテライトマーカーで明らかになった低頻度出現種の更新プロセス. 日本林学会誌, 86: 169-176.
Isagi, Y., Kanazashi, T., Suzuki, W., Tanaka, H. & Abe, T. 2004. Highly variable pollination patterns in Magnolia obovata revealed by microsatellite paternity analysis. International Journal of Plant Sciences, 165: 1047-1053.
Isagi, Y., Shimada, K., Kushima, H., Tanaka, N., Nagao, A., Ishikawa, T., Onodera, H. & Watanabe, S. 2004. Clonal structure and flowering traits of a bamboo (*Phyllostachys pubescens* (Mazel) Ohwi) stand grown from a simultaneous flowering as revealed by AFLP analysis. Molecular Ecology, 13: 2017-2021.
Ondopa J.W., Y. Takahashi, & N. Nakagoshi. 2004. Conservation of threatened plant species in semi-natural grasslands with diversified management regimes in Japan: a field investigation on the *Patrinia scabiosaefolia* (Valerianaceae) population. Hikobia, 14: 211-222.
Kamada, M. 2005. Hierarchically structured approach for restoring natural forest · trial in Tokushima Prefecture, Shikoku. Landscape and Ecological Engineering, 1: 61-70.
亀井幹夫・中越信和. 2002. 天然記念物制度による植物保全の効果. ランドスケープ研究, 65: 427-430.
Kameyama, Y., Isagi, Y. & Nakagoshi, N. 2002. Relatedness structure in *Rhododendron metternichii* var. *hondoense* revealed by microsatellite analysis. Molecular Ecology, 11: 519-527.
金子潔・池上佳志・野田真人・山ノ内 誠・守田英明・杉山 弘・浪花愛子・水野久男. 2002.中川研究林における自然環境調査－道路建設予定地における環境モニタリング. 北方林業, 54: 145-150.

兼子伸吾・中越信和・井鷺裕司 2002. 帝釈峡の植物相における絶滅危惧植物. 広島大学総合科学部紀要, 28: 85-107.

河口洋一・中村太士・萱場祐一. 標津川下流域で行った試験的な川の再蛇行化に伴う魚類と生息環境の変化.応用生態工学, 7: (印刷中) .

Kenta, T., Isagi, Y., Nakagawa, M., Yamashita, M. & Nakashizuka, T. 2004. Variation in pollen dispersal between years with different pollination conditions in a tropical emergent tree. Molecular Ecology, 13: 3575-3584.

Kikuchi A., Nakagoshi, N. & Onda, Y. 2003. Hydrological setting of infertile species-rich wetland - a case study in the warm temperate Japan. Journal of Environmental Sciences, 15: 297-283.

菊池亜希良・恩田裕一・中越信和 2002. 湧水湿地の植生配分に及ぼす地下水流動の影響. 植生学会誌, 19: 95-111.

Kim, J.-E., S.-K. Hong & Nakagoshi, N. 2002. Sandscape ecology on vegetation types and land use systems of agro-forested regions in Korea. Hikobia, 13: 693-703.

小塚力・小宮圭示・池上佳志. 2003. ＧＩＳを利用した林相図作成技術の開発. 北方森林保全技術, 21: 31-36.

Kohri, M., Kamada, M., Yuuki, T., Okabe, T. & Nakagoshi, N. 2002. Expansion of Elaeagnus umbellata on a gravel bar in the Naka River, Shikoku, Japan. Plant Species Biology, 17: 25-36.

Kondo, T. & Nakagoshi, N. 2002. Effect of forest structure and connectivvity on bird distribution in a riparian landscape. Photocoenologia, 32: 665-676.

Kong, F. & Nakagoshi, N. 2005. Changes of Urban Green Spaces and Their Driving Forces: a Case Study of Jinan City, China. Journal of International Development and Cooperation, 11: 97-103.

Kong, F., Nakagoshi, N., Nagashima, K., Yin, H. & Li, X. 2005. Spatiotemporal gradient analysis of urban green space in Jinan, P. R. China. Social Capacity Development for Environmental Management and International Cooperation, 2: 299-302.

桑山直子・鈴木貢次郎・麻生恵・根本正之. 2004. 巻機山（上越地方）における植生復元工後の植生動態.東京農業大学農学集報, 49: 105-112.

Petrov, O. L. & Nakagoshi, N. 2002. Atmospheric environments and causes of pollution in Iasi City, Romania. Japan. Journal of Biometeorology, 39: 47-55.

Hackim, L., Nakagoshi, N. & Isagi, Y. 2002. Conservation ecology of *Gigantochloa manggong* an Endemic Banboo at Java, Indonesia. Journal of international Development and Cooperation, 9: 1-16.

Ma, K., Zhou, L., Niu, S. & Nakagoshi, N. 2005. Beijing Urbanization in the Past 18 Years. Journal of International Development and Cooperation, 11: 87-96.

Mabuhay, J.A. Isagi, Y. & Nakagoshi, N. 2004. Microbial biomass, abundance and community diversity determined by terminal restriction fragment length polymorphism analysis in soil at varying periods after occurrence of forest fire. Microbes and Environments, 19: 154-162.

Mabuhay, J.A. Nakagoshi, N. & Isagi, Y. 2004. Influence of erosion on soil microbial biomass, abundance and community diversity.Land Degradation & Development, 15: 1-13.

Mabuhay, J.A., Isagi, Y., Nakagoshi, N. & Riswan, S. 2005. Biodiversity assesment in tropical urban green areas using molecular technique: a case study of JABOTABEK area. Social Capacity Development for Environmental Management and International Cooperation, 2: 323-332.

増山哲男・原慶太郎・安田嘉純. 2004. 戦略アセスメントの基礎となる生態系評価. 景観生態学, 9: 8-12.

松井理恵・村上健太郎・森本幸裕. 2003. 都市近郊における大規模造成樹林地の自然回復度評価-シダ植物を事例として. 日本緑化工学会誌, 29: 119-124.

三好文・夏原由博. 2003. 大阪府と滋賀県におけるカスミサンショウウオの生息地の連続性の評価. ランドスケープ研究, 66: 617-620.

Mizugaki, S., Nakamura, F. & Araya, T. (in press). Estimation of recent sedimentation rates by dendrogeomorphology and radiochronology using 137-Cs and 210-Pb in Kushiro Mire, Hokkaido, northern Japan. Catena.

森本幸裕. 2003. 都市環境と自然再生. 市緑化技術, 49: 6-10.

森本幸裕. 2004. 都市における生物生息空間の保全と創出. 公園緑地, 64: 24-28.

森本幸裕. 2004. 戦略アセスにおけるミティゲーション. 景観生態学, 9: 4-7.

Murakami, K., Maenaka, H., & Morimoto, Y. 2005. Factors influencing species diversity of ferns and fern allies in fragmented forest patches in the Kyoto city area. Landscape and Urban Planning, 70: 221-230.

Nagashima, K. & Nakagoshi, N. 2005. Indicators for social capacity development on urban ecosystem management. Social Capacity Development for Environmental Management and International Cooperation, 2: 111-130.

Nagashima, K., Isagi, Y., Togashi, K. & Nakagoshi, N. 2004. Ecological indicators and social capacity for environmental management. Social Capacity Development for Environmental Management and International Cooperation, 1: 201-206.

Nagashima, K., Roger S., Whyte, A.G.D., Bilec, E.M. & Nakagoshi, N. 2002.

Forestry expansion and land-use patterns in the Lelson Region, New Zealand. Landscape Ecology, 16: 719-729.

Nagashima, K., Roger S., Whyte, A.G.D., Bilec, E.M. & Nakagoshi, N. 2002. Regional landscape change as a consequence of plantation forestry expansion: an example in the Nelson region, New Zealand. Forest Ecology and Management, 163: 245-261.

内藤和明・池田啓. 2004. 自然と共存する農業 -コウノトリを支える農業. 農業と経済, 70: 70-78.

内藤和明・菊地直樹・池田啓. 2004. コウノトリの野生化に向けた取り組みと施策の展開. 農村計画学会誌, 23: 227-230.

中越信和. 2002. 持続可能な社会と環境づくり. 都市緑化技術, 47: 6-10.

中越信和. 2004. 景観生態学と戦略的環境アセスメント. 景観生態学, 9: 2-3.

中越信和. 2004. 道路緑地の整備手法 ーエコロードの追及. 土木施工, 45: 67-71.

Nakagoshi, N. 2005. Overview on urban ecological studies in Asian cities. Social Capacity Development for Environmental Management and International Cooperation, 2: 333-335.

Nakagoshi, N. & Inoue, M. 2003. River systemin Japan from a landscape ecological aspect. Journal of Environmental Sciences, 15: 160-166.

Nakagoshi, N. & Kondo, T. 2002. Ecological land evaluation for nature redevelopment in river areas. Landscape Ecology, 17: 83-93.

Nakagoshi, N. & Abdullah, S.A. 2004. Landscape ecology: concepts and application on CDM. Kyoto Mechanism and the Conservation of Tropical Forest Ecosystem, p109-120.

Nakagoshi, N., Eusebio, V.A. & Nehira, K. 2003. Species composition through twenty years post-fire succession on Etajima Island, Southwestern Japan. Vegetation Science, 20: 17-30.

Nakamura, A., Morimoto, Y., & Mizutani, Y. 2005. An Adaptive management approach to increasing the diversity of a 30-year-old planted forest in an urban area of Japan. Landscape and Urban Planning, 70: 291-300.

Nakamura, F., Inahara, S. & Kaneko, M. 2005. A hierarchical approach to ecosystem assessment of restoration planning at regional, catchment and local scales in Japan. Landscape and Ecological Engineering, 1: 43-52.

中村太士. 2003. 河川・湿地における自然復元の考え方と調査・計画論 ー釧路湿原および標津川における湿地, 氾濫原, 蛇行流路の復元を事例としてー. 応用生態工学, 5: 217-232.

中村太士. 2003. 自然再生事業の方向性. 土木学会誌, 88: 20-24.

中村太士. 2004. 自然再生ー地域（region），流域（catchment），地区（local site）における分析と復元の考え方. 日本緑化工学会誌, 30: 391-393.

Nakamura, F., Kameyama, S. & Mizugaki, S. 2004. Rapid shrinkage of Kushiro Mire, the largest mire in Japan, due to increased sedimentation associated with land-use development in the catchments. Catena, 55: 213-229.

中村太士・中村隆俊・渡辺修・山田浩之・仲川泰則・金子正美・吉村暢彦・渡辺綱男. 2003. 釧路湿原の現状と自然再生事業の概要. 保全生態学研究, 8: 129-143.

中村隆俊・山田浩之・仲川泰則・笠井由紀・中村太士・渡辺綱男. 2004.自然再生事業区域釧路湿原広里地区における湿原環境の実態ー植生と環境の対応関係からみた攪乱の影響評価ー. 応用生態工学, 7: 53-64.

中野大助・布川雅典・中村太士. (印刷中) 再蛇行化に伴う底生動物群集の組成と分布の変化. 応用生態工学, 7.

浪花愛子・池上佳志・山ノ内誠・守田英明・水野久男・杉山弘・金子潔・森永育男・斉藤満・三浦美明・菅原諭・鈴木健一 2003. 積雪期におけるエゾシカ等の痕跡調査について（I）ーエゾシカが樹木に及ぼす影響ー. 北方森林保全技術, 21: 10-21.

夏原由博 2003. 草地と樹林地の配置が動物群集にどう影響するか. 草地学会誌, 48: 536-541.

夏原由博・三好文・森本幸裕. 2002. メタ個体群存続可能性分析を用いたカスミサンショウウオの保護シナリオ. ランドスケープ研究, 65: 523-526.

Natuhara, Y., Kitano, M., Goto, K., Tsuchinaga, T., Imai, C., Tsuruho & Takada, H. (inpress). Creation and adaptive management of a wild bird habitat on reclaimed land in Osaka Port. Landscape and Urban Planning.

根本正之・村山英亮. 2004. 都市空地における雑草群落の動態ー小平市花小金井グラウンドを事例としてー. 雑草研究, 49: 20-21.

根本正之・大塚広夫. 2004. 管理条件の違いが谷戸地形における水田周辺の雑草群落に及ぼす影響. 雑草研究. 49: 184-192.

大塚広夫・小林鈴枝・桝田信弥・根本正之. 2004. 千葉県の谷戸地形における水稲耕作とその放棄が植生に及ぼす影響, 雑草研究. 49: 21-35.

岡部健士・吉村毅・湯城 豊勝・竹林洋史. 2003. 樹木群落を伴う河床上の水流と気流の相似性と数値解法について. 水工学論文集, 47: 499-504.

Parveen, S., Nakagoshi, N. & Kohguchi, T. 2004. Trends in the use of agricultural pesticides and the environmental risk-reduction status in Japan. An evaluation of the last 15 years. Outlook on Agriculture, 33: 177-189.

Rodiyati, A.A., E. Isagi, Y. & Nakagoshi, N. 2004. Responses of *Cyperus brevifolius* (Rottb.) Hassk. and *Cyperus kyllingia* Endl. to varying soil water availability. Environmental and Experimental Botany. 53: 259-269.

佐川志朗・三沢勝也・妹尾優二・中村太士. 2003. 北海道南部小渓流河川におけるシシャモの産卵場所選択.魚類雑誌, 50: 63-66.

佐川志朗・山下茂明・佐藤公俊・中村太士. 2003. 北海道北部の河川支流域における秋季イトウ未成魚の生息場所と採餌様式. 日本生態学会誌, 53-2: 95-105.

Abadullah, S.A. & Nakagoshi, N. 2004. Monitoring pattern change of forest patchs in tropical landscape using two different levels of forest classification. Landscape Ecology and Management, 9: 26-40.

佐久間智子・中越信和・向原真由. 2003. 松枯れ後の植生管理が種組成に与える影響. ランドスケープ研究. 66: 551-554.

Shibata, H., Sugawara, O., Toyoshima, H., Wondzell, S.M., Nakamura, F., Kasahara, T., Swanson, F.J. & Sasa, K. 2004. Nitrogen dynamics in the hyporheic zone of a forested stream during a small storm, Hokkaido, Japan.Biogeochemistry, 69:83-104.

島谷健一郎・齊藤大輔・川口英之・舘野隆之輔・井鷺裕司 空間的遺伝構造と分化の図示—その変化で gene flow を観る試み—. 日本生態学会誌（accepted）.

Shin, N. & Nakamura, F. Effects of fluvial geomorphology on riparian tree species in Rekifune River, northern Japan. Plant Ecology, (in press).

Shirakawa, K. & Nakagoshi, N. 2002. Groundwater dynamics and changes in vegetation distribution at Chojahara Mire, southwestern Japan. Hikobia, 13: 705-712.

Susaki, J., Hara, K., Kajiwara, K. & Honda, Y. 2004. Robust Estimation of BRDF Model Parameters. Remote Sensing of Environment, 89: 63-71.

Susaki, J., Hara, K., Park, J.G., Yasuda, Y., Kajiwara, K. & Honda, Y. 2004. Validation of temporal BRDFs of paddy fields estimated from MODIS reflectance data. IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing, 42: 1262-1270.

立木靖之・吉村哲彦・長谷川尚史・酒井徹朗・尾張敏章・三田友規・中村太士. 2003. 森林における歩行時の GPS 測位精度評価. 日本林学会誌, 86: 5-11.

高木麻衣・中村太士. 2003. ダムによる流量調節が河畔林に及ぼす影響について－北海道札内川の事例－. 日本林学会誌, 85: 214-221.

高橋和也・土岐靖子・中村太士. 2003. 米国における水辺緩衝林帯保全・整備のための指針・法令等の整備状況. 日本緑化工学会誌, 29: 423-437.

高橋和也・林靖子・中村太士・辻珠希・土屋進・今泉浩史. 2003. 生態学的機能維持のための水辺緩衝林帯の幅に関する考察. 応用生態工学, 5: 139-167.

高津文人・河口洋一・布川雅典・中村太士. 炭素、窒素安定同位体自然存在比による河川環境の評価. 応用生態工学, 7.（印刷中）.

Takebayashi, H. & Okabe, T. 2005. Prediction of sediment budgets using a one-dimensional bed deformation model with a general cross-section, Proc. of 7th International Association of Hydrological Sciences (in printing).

Takebayashi, H. & Okabe, T. 2005. Effect of vegetation growth on geometric characteristics of braided streams under unsteady water supply conditions, Proc. of 3rd International Symposium on Flood Defence (in pringing).

竹林洋史・江頭 進治・岡部 健士. 2003. 混合砂河床における網状流路の動態. 水工学論文集, 47: 631-636.

Takebayashi, H., Egashira, S. & Okabe, T. 2003. Braided streams formed on beds with non-uniform sediment, Proc. 3nd IAHR Symposium on River, Coastal and Estuarine Morphodynamics, 3: 787-798.

Takebayashi, H. Egashira, S. & Okabe T. 2004. Numerical analysis of braided streams formed on beds with non-uniform sediment, Journal of Hydroscience and Hydraulic Engineering, 22: 37-46.

頭山昌郁・中越信和. 2004. 種多様性の評価における二、三の問題点　ー錯綜する多様性の表現とその計算. 環動昆, 15: 31-48.

Touyama, Y., Yamamoto, T. & Nakahoshi, N. 2002. Are ants welful bioindicator? - the relationship baetween ant species richness and soil macrofaunal richness, in Hiroshima Prefecture. Edaphologica, 70: 33-36.

頭山昌郁・山崎亙・中越信和. 2004. ダムサイトの緑化が地表および地中の無脊椎動物の回復におよぼす影響　ー迅速調査の試み. 環境アセスメント学会誌, 2: 91-101.

渡邉園子・中越信和. 2004. 広島県山県郡加計町の植生と社会環境. 地誌研年報, 13: 109-118.

山田浩之・中村太士. 2003. 河畔緩衝帯の生態学的意義と草地開発が水辺の生態系に及ぼす影響. 草地学会誌, 48 : 548-556.

Yamada, H., Nakamura, F., Watanabe Y., Murakami, M. & Nogami, T. Measuring Hydraulic Permeability in a Streambed Using the Packer Test. Hydrological Processes, (in press).

山田浩之・中村隆俊・仲川泰則・神谷雄一郎・中村太士・渡辺綱男. 2004. 自然再生事業区域釧路湿原広里地区における湿原環境の実態ー酪農草地化および河川改修が湿原地下水環境に及ぼす影響ー. 応用生態工学, 7: 37-51.

Yamashita, S., Denda, M. & Nakagoshi, N. 2004. Geomorphological predictors for diversity of juvenile fish in floodplain pools during a low-water period. Ecoly and Civil Engineering, 7: 93-102.

Yamashita, S., Denda, M. & Nakagoshi, N. 2004. A microhabitat analysis of juvenile fish in a floodplain pool using a regression tree technique. Journal of

Environmental Information Science, 32: 55-62.
山下慎吾・傳田正敏・酒井賢一・山口功・中越信和. 2004. 回帰木モデルを用いた生息適地指標の算出. 環境システム研究論文集, 30: 71-78.
Yang, F. & Nakagoshi, N. 2004. Alien plant invasion in water systems in Shanghai, China. Journal of International Development and Cooperation, 10: 1-11.
Yokohari, M., Morimoto, Y. & Nakagoshi, N. 2005. Ecological dynaimics of urban and rural landscapes in East Asia. Landscape and Urban Planning, 70: 193-194.
Zhao B., Nakagoshi, N., J. K. Chen & L. Y. Kong. 2003. The impact of urban planning on land use and land cover in Pudong of Shanghai, China. Journal of Environmental Sciences, 15: 205-214.
Zhao, B., Kreuter, U., Li, B., Ma, Z., Chen, J. & Nakagoshi, N. 2004. An ecosystem service value assessment of land-use change on Chongming Island, China. Land Use Policy, 21: 139-148.

III. 報告

池上佳志. 2004.音威子府バイパス建設予定地における気象モニタリング（2001-2002年度報告）[北海道大学北方生物圏フィールド科学センター森林圏ステーション中川研究林.独立行政法人北海道開発土木研究所 構造部構造研究室. 共同研究.]. 中川研究林における自然環境調査, 2001-2002年度報告, p134-135.
池上佳志. 2004. 道路建設予定地周辺地域におけるエコシステム・マネジメントに関する研究（2001-2002年度報告）. 中川研究林における自然環境調査2001-2002年度報告, p171-182.
池上佳志・岡部佳容・小野有五. 2004.琴平川流域における大型中型ほ乳類の環境利用特性（2001-2002年度報告）.中川研究林における自然環境調査2001-2002年度報告, p27-38.
池上佳志・浪花愛子・金子潔・板垣恒夫・小宮圭示・小塚力. 2004.地理情報システムを利用した中川研究林の林相図作成（2001-2002 年度報告）. 中川研究林における自然環境調査2001-2002年度報告, p147-170.
池上佳志・杉山弘・浪花愛子・金子潔・山ノ内誠・守田英明・水野久男・斉藤 満・森永郁男・三浦美明・菅原諭・鈴木健一. 2004. 多雪地域における積雪期森林野生動物痕跡調査（2001-2002年度報告）. 中川研究林における自然環境調査2001-2002年度報告, p12-26.
鎌形哲稔・須﨑純一・原慶太郎. 2003. 高分解能衛星データによる都市近郊の植生抽出と樹種判別. 日本写真測量学会平成15年度年次学術講演会発表論文集, p21-24.
鎌形哲稔・須﨑純一・原慶太郎. 2003. 異なるセンサを用いた都市近郊域の植生解析. 日

本写真測量学会平成 15 年度秋季学術講演会発表論文集, p125-128.

Kamagata, N. Susaki, J. & Hara, K. 2004. Detection of landscape elements in urban fringes using remotely sensed data of different resolution sensors. Proceedings of the 25th Asian Conference on Remote Sensing.

Masuyama,T., Yamamoto, T., Hara, K. & Yasuda, Y. 2003. (CD). Habitat evaluations of Japanese Black bear using GIS. Proceedings of the 24th Asian Conference on Remote Sensing.

Masuyama,T., Yamamoto, T., Hara, K. & Yasuda, Y. 2004. (CD). GIS approach to landscape evaluation based on small watershed units. Proceedings of XXth Congress of ISPRS.

夏原由博. 2003. 生息環境適地とその連続性. 日本生態学会関東地区会会報, 51: 3-9.

Okabe, T. 2003. Observation and simulation of stream water temperature affected by Masaki Dam operation, Proc. of The First Japan-Korea Joint Seminar on Ecology and Civil Engineering, Possibility and Limitation of Nature Restoration in Artificially Altered River Ecosystems, Tokushima, Aug., p53-60.

Okabe, T. & Takebayashi, H. 2003. Simulation of countermeasures against sedimentation in a gorge-type reservoir, -A case study of Masaki Dam Reservoir, Japan -XXX IAHR Congress Proceedings, C-1: 429-436, Thessaloniki, Greece.

Okabe, T. & Takebayashi, H. 2004. Numerical estimation of countermeasures against sedimentation in Masaki Dam Reservoir, Japan, Environmental Hydraulics and Sustainable Water Management, Proc. of 14th Congress of APD-IAHR, p2153-2159.

個別研究成果

景観生態学における環境ベースマップの考え方

中越　信和
広島大学総合科学部，国際協力研究科（兼任）

キーワード：ランドシャフト、エコトープ、経時変化、選択度指数、潜在自然植生

1.はじめに

日本で環境ベースマップとして各種主題図，例えば地形図，地質図，土壌図，植生図などが注目されるようになったのは最近のことである．具体的には環境影響評価法（1997）が成立し，その中に「生態系」が項目として選定されて以来と考えてよい．それまでは，各種主題図は独立に作成され，各々独立してその機能を果してきた．それまでにも，植生と地形，植生と土壌，地形と地質といった因子間の相関を求め，そこから両者の相互関係を探る研究は数多くなされてきた．それらの研究では，その場での現象を上手に説明できればことたれりというものであった．しかし，「生態系」項目では，むしろ関係性を肯定した上で，対象地域全体に環境類型区分図（エコトープ＝マップ）の作出が求められることにまで発展した．

エコトープ＝マップについては，それ自体が多くの情報を持つ地図である．さらに，主題図を重ねる（オーバー＝レイ）[1] という作業を数値化する手法の発展から，各種主題図が電子化されるという付加価値を生んだ．しかも，電子化されることで情報の整理，保存，さらにはモデルによる解析，予測，ユーザーへの助言に至るまで客観的に，あるいは手順を追って一連の作業ができることで，環境行政に大きな貢献があると期待されることになった．

このような流れを生んだのは，に日本における景観生態学 [2] が学問として認知されたことによる．本稿では，そうは言っても難解な「生態系」「エコトープ」について，その概念を生み出した景観生態学の立場から，なるべく平易に解説したい．

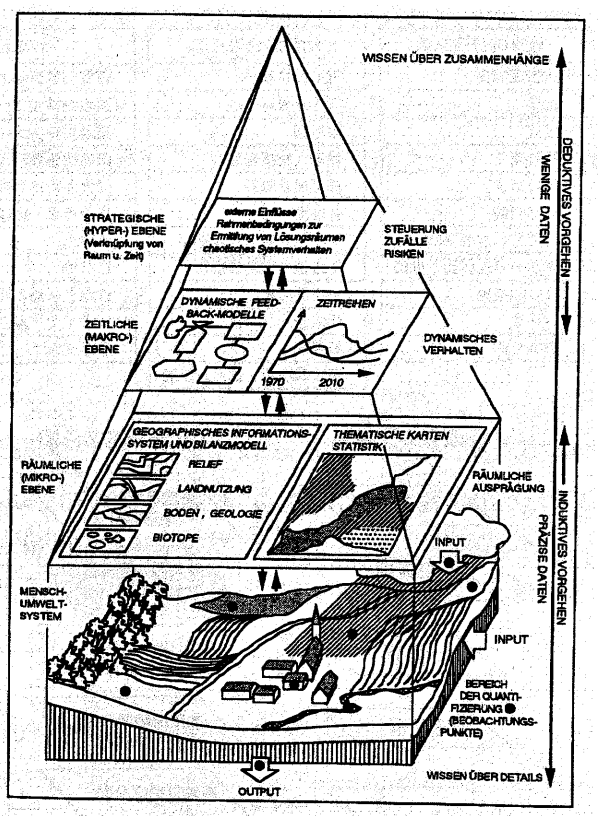
本稿は，本科研の要約を兼ねるつもりで書きおろした「環境技術」の論文に手を加えたものである．

2.　景観生態学におけるエコトープ概念

景観生態学は英語では landscape で，語意としては土地の見え方である．中国語そしてそれを同義で輸入した日本においても景観は土地の見え方（美観という意味が強いが）である．しかし，景観生態学の発祥地のドイツ語圏では Landschaft で，土地の成り立ち・しくみという意味である．地形－地質－土壌－植生からなる有機的存在を景観と呼んだのである。そこから発展した学問は，地表面の安定度，生態系の一次生産力，生育地・生息地の適・不適といった，生活や農業さらには自然保護に至る広範な現実的

課題を解決することを求められるようになった．ここではドイツ語圏における景観概念をもとにして，説明を続けることにする．

70 年にもなる景観生態学の歴史を垣間見るつもりで図-1 を見てもらいたい．図-1 の最下段（4 段目）は現実の世界を示しており，その上位の 3 段目に各種主題図による区分，そしてその重ね合わせによるエコトープ図を統計量を伴う地図として示している．このように，ドイツでは景観を地形，土地利用，土壌・地質，ビオトープ（植生とは少し概念が異なる）から構成されるものとして扱っている．現在も，このエコトープ概念は継承されており，欧米では一般的なものである．地質が違えば植生の種類が異なる，同じ植生でもどちらかというと特定の土壌に分布する，ある地形にしか特定の植生は成立しない，などのことを数値（確率論的に）で示せることになる．



図－1　ドイツにおける景観生態学のモデル図における環境ベースマップの位置づけ
図の下から2段目左側に地形，土地利用，土壌・地質，ビオトープ図が，右側に重ね合わされた主題図が示されている[3]．

このエコトープ＝マップは州によってバラつきがあるが，ほぼ完成しており，進んだ所では数年毎に更新されている．いうまでもなく，日常生活から環境行政（国のレベルから欧州連合レベルまで）にまで，広く活用されている．環境影響評価にあたっては，不可欠な項目として取扱われている．国内でこれを話題にすると，“地形，地質はそれぞれ植生と対等なのか”とか“各因子は等価に扱ってよいのか”という質問をうけることが多い．概念的には，確かに対等のように見えるが，実際は各因子の適合度を統計処理するので，そのような 01（ゼロ，1）対応ではない，と回答させてもらっている．最近開発に協力した EcoGIS[4] においても，このことを明確にしている．

3.エコトープ区分とエコトープ動態

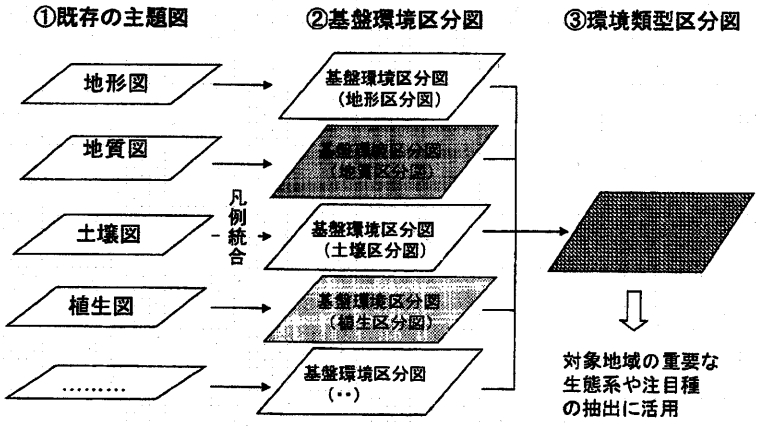
環境類型区分図は一つしかないのか．これもよく問われる．答は否である．先にも述べたが，重要と思われる因子が新たに加われば変わる．例えば，地下水位図を加えることから乾湿傾度による新しいエコトープ図が作成できる．これは地形や地質から予測した乾湿傾度によるものより，精度が高いことは当然であろう．また，因子の凡例区分を変えれば（図-2）同じ主題図を使ってもエコトープ図は変わる[5]．この場合は地下水位

地形区分図凡例
山頂緩斜面
山地
丘陵
段丘面Ⅰ
段丘面Ⅱ
麓部斜面
氾濫原・谷底平野
地すべり性斜面・棚田
人工改変地
段丘崖
火山地形

地質区分図凡例
第四紀堆積物
第三紀層
砂岩類
泥岩・粘板岩類
砂泥岩互層類
片岩類
チャート類・片麻岩類
その他の固結堆積物
火山性岩石
深成岩及び岩脈
石灰岩
超塩基性岩・はんれい岩

土壌区分図凡例
乾性褐色森林土
褐色森林土
適潤性森林土
湿性褐色森林土
受食土的褐色森林土
赤黄色土・暗赤色土
未熟土
岩石地
低地土（褐色低地土、灰色低地土）
グライ土・黒泥土
黒ボク土

植生区分図凡例
自然草原
自然林
二次林
植林地
二次草原
農地
その他

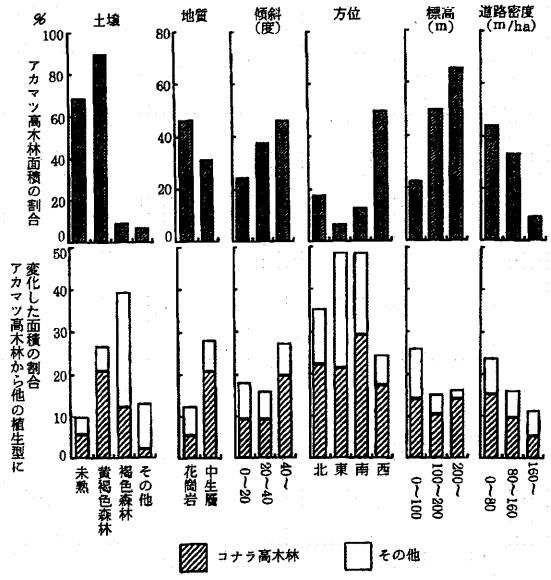


図－2　環境類型区分図の作成手順[5]

各主題図は上に示すような凡例の統合をしなければ実用化できない[5]．ただし，もとの主題図が電子化されていれば，統合した後も再分割することは可能である．

図のように異なる主題図ではないので，区分された類型の種類や実際の個数が変わることになり，区分の度合によって共有する境界線に段階的に差が生じるにすぎない．

実際にエコトープの動態を調べた研究は，日本ではまだ少ない．研究が最近はじまったこともその理由の一つである．一例ではあるが，広島県の島で行なった研究を図-3 に示した．当地のアカマツ林は昔の里山林である．土壌に関しては，もっとも広く分布していた黄褐色森林土で，コナラ林に遷移しているが，コナラ林になった所は未熟土で少なく，褐色森林土で多い．地質では花崗岩より中生層で多く，傾斜は



図－3　広島県下蒲刈島におけるエコトープの動態[5]

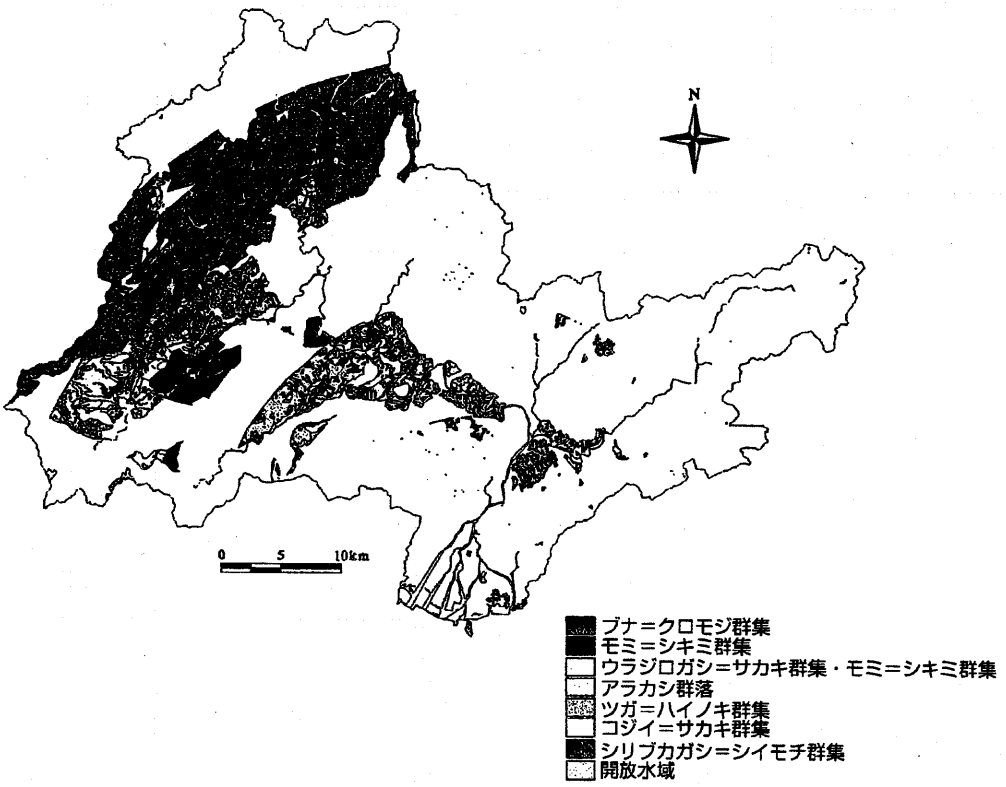
上の図は1976年当時，各因子に対してアカマツ林がどのように分布していたかを示す．下の図は1976年当時アカマツ林であったものが，1990年に変化して他の植生型になった割合を示す．このうち斜線部はコナラ林になった割合が示されている．

ゆるやかな所で遷移が進んでいる．低海抜地での遷移も著しい．このように1976年ではアカマツ林として同じであった所でも，エコトープとして異なるものではその遷移の進行に差があることが判明したわけである．その際1976年から1990年の変化をもとに将来予測も行った．14年後の2004年に新たな資料を作ったので，近日中に，予測値と実際との検討もする予定である．

多くの研究事例が集まれば，日本全国で通用するモデルを開発することができるだろう．そのためには，ともかく地道な資料の収集が欠かせない．

4.自然再生適地の抽出

エコトープ＝マップがあったとして，実際に何に役立つのか．前節で示した，遷移の進行度合を数値化することや，予測することだけなのか．ここでは，さらに論を進めてみる．自然再生推進法（2002制定，2003施行）は失なわれた日本の自然を無理なく合理的に再生しようとする法律である．そこで，エコトープ＝マップを活用して自然再生適地を抽出することが可能か否かを検討した研究を紹介する．



図－4　太田川流域における自然林再生地の抽出[9]
外側の境界が太田川流域で，かげとなっている部分が各自然林の群集を再生するのに適した地点（少ないが残存林も含んでいる）．

対象地は広島市が最下流域に位置する太田川流域とした．流域面積は1700k ㎡で，地形図，地質図，植生図を重ね合わせて，エコトープ図を作った．ここでの目的は植生を主体としたかったので，植生図の凡例は環境省版を使用し，地形と地質は専門家に協

力してもらって統合し，種類を減らした．地形で 13 種類，地質で 13 種類，植生・土地利用で 35 種類となった．繰返すが，凡例のとりかたはエコトープの主題で異なってよいのである．エコトープ全体としては 809 型 35,507 個となった．このうち，作図の作業中に生じる誤差[7]などを考慮して，全体の 0.01%となる 1.7ha 未満のエコトープを除くことにした（この目的のために行なったので，データとしては全て保存してある）．誤差の問題等については表 1 に，その主な理由を示した．

次に，自然林ブナ＝クロモジ群集，モミ＝シキミ群集，コジイ＝サカキ群集，アラカシ群落，ツガ＝ハイノキ群集，コジイ＝ヤブコウジ群集，シリブカガシ＝シイモチ群集が残存しているエコトープを抽出した．統計にかけられる数のエコトープ数があったので，次に各群集の地形，及び地質に対する選択度指数[8]を算出し，量的依存度を確かめた．これにより各群集を良好に成立させている地形と地質によるフィジオトープ[1]を抽出することができた．そこで，環境省の潜在自然植生図を利用して，各群集の潜在分布域を流域内に示し，潜在分布域の中で適合するフィジオトープを抽出した．この一連の作業によって図-4 が作られた[9]．この図から判ることは，潜在自然植生図で示される全域において，自然再生が容易であるわけでなく，抽出された地点（しかも個々のエコトープレベルで）で自然再生を行なうのに適していることが示された．自然再生なら，どこでもよいわけではなく，潜在自然植生図を使って，さらに詳細に検討できることが判った．この図に，さらに所有形態や林業生産力などを加えた図を作れば，公有林，成績不良造林地などから順次自然林の再生を計画してゆくことも可能となる．一方で，図-4 の上部は北広島町であるが，ここでのツキノワグマ保護に関しては，ブナ林よりミズナラ林の再生の方が手っとり早いことも推察できる．

表1　エコトープ図を作成するにあたり，誤差等を生じる原因となるもの[7]
ここでは誤差なしで解析することが難しく，いかにそれを排除するかが肝要なのである．

原　因	説　明
明らかな原因	
データの年代	他のデータに比べて急速に変化するデータもある（地質と土地利用を比較してみるとよい）．また古いデータは異なる基準で収集されている可能性がある．
範囲	対象地域を完全にカバーしているとは限らない．
縮尺	地図の縮尺がもともと収集されたデータの精度と一致するか．またそれは対象とする問題に対して適切か．
行政界	寄せ集めて合成した地図では行政界（郡や州など）や管理上の境界（所轄機関や所有者の違い）によってデータの特性が変化する可能性がある．
もともとの測定値の自然的変動	
位置の正確さ	野外で地図におとしたり，データフォーマットや地図精度を変換する際に，境界線や境界の識別が正確でない可能性がある．
内容の正確さ	セルの属性が正しいかどうか．リモートセンシングの解析では，反射値の分類に重大な誤差があることがある．
情報源に存在する差異	データ収集の方法が標準化されていない，データの入力ミス，自然界の変動などのために，解析する人が違うと，作成する地図も違ってくることがある．
処理における誤差	
数値計算	複雑な計算における小数点以下の精度と丸め誤差
位相幾何学的解析	地図の変数やカバレッジを組み合わせる場合，論理演算子を使用すると個々のレイヤにおける誤差が増える．ベクタとラスタの変換も誤差を引き起こすことがある．
分類	空中写真や衛星画像から分類を行う際に生じる誤差．地図全体並びに地図上の各分類に対して概ね予想される誤差．

何か，仮説の上に仮説をのせて論を進めているように思われるかもしれないが，途中ではかならずハードデータがあるので，間違っていると思えば，そこまで退けばよいので，決してすべてが無駄ということにはならない．こういった試みはこれから多くなされるべきだと思う．

5.国レベルの環境ベースマップ

以前に，環境庁が作成した三次メッシュの植生情報をもとに論文を書いたことがある[10]．1k ㎡のグリッド（メッシュは使わない方がよいと景観生態学者の I.S.S.Zoneveld 教授から言われた）の限界はあるにしても，日本全体を大つかみするには役立つ調査事業であることを述べた．これをさらに発展させようとするなら，この方法での延長線上には，中心円（径 250m）の中の地形や地質を把握すればよいことになる．一方で，ポリゴンによる 1：25,000 の植生図が作られようとしている．この流れでゆくなら（←こうした方向性でいくなら？），1：25,000 の地形図や地質を電子化したものが作られることを望む．すでに国土地理院は 1：25,000 の地形図の数値情報を作り出しているのだから，あと一息というところである．これらがすべて整備されれば，量的にも質的にもレベルの高い環境影響評価が可能となると思われる．

IT 立国と国が主張されるのなら，是非環境 IT 立国となってもらいたいものである．

参考文献

1）中越信和 編著：景観のグランドデザイン，共立出版（1995）

2）中越信和 代表：景観システムの基礎的解析法の開発と標準化，文部省科学研究費補助金基礎研究（A）（1997）
3）Haber, H.: Erfahrungen und Erkenntnisse aus 25 Jahren der Lehre und Forschung in Landscafts-okologie: Kann man okologisch planen?,Landschaftsokologie Weihenstephan，Heft6，1-28 (1992)
4）（財）電力中央研究所：環境ベースマップ作成支援 GIS ツール Eco GIS（2004）
5）環境省総合環境政策局環境影響評価課：環境アセスメントベースマップ整備マニュアル、環境省（2003）
6）中越信和：景観生態学における森林群集のありかた、森林科学 10、28-34（1994）
7）中越信和、原慶太郎　監訳：景観生態学－生態学からの新しい景観理論とその応用（M.G. Turner 他著）、文一総合出版（2004）
8）Jacobs, J.：Quantitative measurement of food selection, Oecologia 14,413-417(1974)
9) Nakagoshi, N . et. al：Landscape ecological approach for restration site of natural forests in the Ota River basin, Japan In S.- K. Hong et. al. eds. Ecological Issues in a Changing World.301-310. Kluwer (2004)
10)Nakagoshi, N. et al.: Grid map analysis and its application for detecting vegetation changes in Japan, Applied Vegetation Science_1:219-224(1998)

戦略アセスにおけるミティゲーションのありかた

森本幸裕
京都大・院・地球環境学堂

はじめに

開発と保全の矛盾が顕在化することの多い環境影響評価（環境アセス）の制度を補完するために、抜き差しならない事業段階よりも前に行う戦略アセスが注目されている。しかし、実施段階に行う事業アセスの限界を超えるというメリットがあるものの、戦略的であるから発生するあらたな課題があることも事実である。本稿では、これまでの特に関西地方における、さまざまな開発と保全をめぐる実際に発生したコントロバーシャルなプロジェクトを例にあげて、今後の戦略アセスにおけるミティゲーション（自然環境保全措置）と生態系評価のありかたへの２、３の論点を整理したい。

１．戦略アセスの必要性

戦略的環境アセスメントとは、「政策、計画、プログラム」を対象とする環境アセスメントであって、事業に先立つ上位計画や政策などのレベルで、環境への配慮を意思決定に統合（意思決定のグリーン化）するための仕組み（戦略的環境アセスメント総合研究会：2000）とされる。すなわちこの戦略アセスの意義は大きくつぎのふたつある。

A）事業段階における、事業者による、個別事業に関する環境影響評価のもつ限界を補完する。

B）持続可能な発展にむけて、住民の環境に対する意識を高め、意思決定過程の透明性を高める。

表１にこれらの意義を整理した。これらのうち、ミティゲーション（自然環境保全措置）の視点から特に重要な点をとりあげて解説する。

１．１　計画の熟度と変更可能性のトレードオフ

日本の環境影響評価法では自然環境へのインパクトの緩和を検討することが義務づけられている。しかし個々の事業ごとに、事業者が事業実施段階に入ってから許認可を得るためのアセス、いわゆる事業アセスである。事業実施にあたっては、既に全体計画のなかでの位置づけや、資金調達や土地の取得などについての努力が先行しているため、大筋での変更はきわめて困難なことが多いのは当然である。もし影響があるとして、事業が中止になればたいへんだから、アセスメントでなくアワスメントだと揶揄される評価書もこれまでになかったとはいえない。

しかし事業に関する実現可能性（計画の熟度）が高ければ高いほどアセスメントも正確にできて、ミティゲーションの効果も評価しやすいが、一方で事業そのものの変更可能性が低下するのは致し方ないことでもある。実現するかどうかわからない事業に多大の労力をかけてアセスすることは現実的ではない。また、複数の事業がもたらすインパクトに関するアセスも必要であり、そうしたことが事前にわかっているなら、連携も必

要である。さらに狭義の事業だけでなく、自然環境へインパクトを与える政策プログラムもアセスの対象とすべきである。こうした反省のうえに立って、より柔軟な計画変更も可能な段階で評価しようというのが戦略的環境アセスメントである。

戦略アセスでは事業アセスのような評価項目に対する精度は要求できないが、計画やプログラムについて、いくつかの代替案を評価するのが原則である。単にインパクトの大きさだけでなく、その計画やプログラムのメリットも含めて検討する余裕があるのが特徴といえよう。この複数案を評価選択するということの意味はたいへん大きい。これまで民意は総合的に選挙でしか反映できなかったが、政策やプロジェクトに関する民意が戦略アセスの本格導入によって、案件ごとに反映できるということをも意味する。

1．2　評価プロセスの公開

以上は、これまで一般に論じられてきた戦略アセスの利点である。しかし、案件によっては、評価プロセスの公開は大きな問題をはらむ。たとえば、住宅地開発を計画段階からアセスにかける場合、市街化区域となるか、そうでないかは地価に決定的なインパクトをもつため、土地取得や区画整理にあたって、市場一般というよりも特定の個人等へ及ぼす影響があまりにも大きい。

たとえば、韓国ソウル市では、市街地をとりまくグリーンベルトでの宅地開発を認めてこなかったが、近年、住宅地開発の一定の解禁に伴い、計画アセス（開発事前検討）の制度を導入した。しかしその評価書作成に際しては市場の圧力を避けるために非公開で専門家のみの間での検討が行われており、意思決定のグリーン化に住民参加という視点はない。

このように、個々の政策決定プロセスの複数の選択枝が少数の特定の利害関係者に影響を及ぼす場合、第３者的な専門家の果たすべき役割が大きいといえる。これに対し、多くのステークホルダーが関わるプロジェクト、たとえばドーバー海峡の海底トンネルのような場合は、情報公開が原則であろう。

1．3　ミティゲーションの可能性

ミティゲーションが効果的となるためには、

（1）　回避／最小化／修復・軽減／代償という優先順位に従って、検討されること

（2）　定量的に／前もって／規範の合意がなされること

が必要（森本 2001）である。日本の制度では、特に後者の三原則がまだ実現されていないことによって、開発事業ごとに開発圧力と保全運動の力の対立が発生した場合、その時どきの政治的なうごきもからんで、声の大きな方に傾いてきた感がある。しかし、事業アセスのみではこの限界は克服しにくい。

戦略アセスにおけるミティゲーションは、これまでの事業アセスのさまざまな限界を克服する可能性をもつ。たとえば、ひとつの事業アセスではまず限られた土地である対象地に保全すべき生態系や動植物が生息するかどうかから出発せざるを得ない。しかし戦略的に、つまり時間的、地理的に広範囲の複数事業も含めた視点がはいるということは、現在危機に瀕している生態系や動植物の保全を戦略的に保全する視点を持って、ミ

ティゲーション・バンキングなどにつなげていくことが可能ということでもある。

表２にミティゲーションの種類と、それを日本の自然に適用した場合の利点、課題を整理した。ミティゲーション・バンキングとは開発による自然環境のロスに備え、開発者だけでなく、自治体部局などが野生生物生息環境を復元したり、創造したりする事業を債券化し、開発者はその債券を購入することで保全をしたと認める制度のことである。いくつかの欠陥はあるものの、小さなロスをまとめて、戦略的に重要な、まとまった保全に資することができるという本質的なメリットがある。ただ、オフサイト（事業対象地以外）でアウトオブカインド（直接損なわれる自然環境の質とは異なった種類）の可能性をもつ自然環境再生であるから、つぎの２点が合意において検討されねばならない。

(A) 一定の距離の範囲、たとえば主要な流域単位で行なわれることが原則である。

(B) アウトオブカインドはできるだけ避けるのが無難だが、バンクの自然の希少性（貴重性）の方が、損なわれる自然と比べてはるかに大きい場合などはかえって有意義なこともあり、慎重な検討が必要である。

２．事例にみる戦略的ミティゲーションの必要性

２．１　中池見

さらに、大規模で長い年月のかかるプロジェクトではその時どきの社会経済事情に大きく左右される。事業アセスですら、それが終わったものの事業が縮小されたり、中止されることも少なくない。これが原生自然に近いところならば、自然が守られることになるのだが、里地自然では、逆に必要な維持管理の仕組みもできないことによる課題も発生する。また、干潟など既に劣化した自然の再生も含んでいる開発自体も実現が不透明な状況も発生している。

たとえば、福井県中池見の湿地（放棄水田）では、LNG 基地に関する事業アセスにおいて、保全が指示された植物種のほとんどは水田雑草であった。また自然とのふれあいの確保、という意見書にも沿って、事業者は筆者を含む専門委員会の指導のもと、２年の試験を経てこれらの保全手法とふれあい施設を完成させた。しかしデフレ経済のもと事業自体が中止となり、企業はその保全活動継続のインセンティブを失ってしまったのである。

結局、施設を誘致した敦賀市に敷地と施設は寄付されることとなったが、そのまま放置すれば、たちまちヨシの単純な群落と化す。劣化傾向の明らかな里地自然の戦略的なミティゲーションサイトとして、敦賀市がその保全義務も引き継ぐのが、道義的にも適切ではないだろうか。

２．２　学研都市木津地区

（１）計画段階の環境への配慮と成案へのプロセス

関西の大規模プロジェクトである学研都市を例に戦略的なアセスとそのミティゲーションの可能性について考えてみよう。これは、1978 年の「関西学術研究都市調査懇談会」発足以降、1987 年「関西文化学術研究都市促進法」によって、複数のセクターが複数の地区で複数の大規模開発事業を進めてきたが、社会経済的な動きも加わって変

更は多かった。

それでも1996年セカンド・ステージ・プランが作られたが、このうち木津地区740haは、都市整備公団によって北、中央、南、東で土地区画整理事業が進行した。しかし1997年木津南地区はまちびらきを迎えたものの、他地区は遅れた。北地区では、焼却場計画が１９９１年に検討が開始され、９２年に事業アセスの調査が開始されたが種の保存法に指定されているオオタカの営巣が発見され、プランの再検討と営巣環境としての評価が「木津北地区保全整備計画委員会（四手井綱英委員長）」で行われた。

委員会では一定の都市的開発を前提としつつも２種類のシナリオが検討され、1995年には、(1)オオタカ営巣地を核とする保全エリアと(2)バッファーエリア、(3)オオタカ営巣環境に配慮した都市的利用という、３つのゾーニングなどを骨子とした報告を出すに至った。この検討はある意味で事業アセスを超えて、実質的な計画アセスのレベルの評価結果であり、その意味でマスコミには歓迎された。しかし、より詳細な事業実施に伴う課題などの検討の結果、結局北地区での焼却場計画は困難と判明し、断念された。

その後、基本的には四手井委員会提案のワイズユースの考え方を踏襲し、2000年度には、ゴミ処理場を含まない新たな４つの土地利用シナリオの検討会が持たれた。従来型の新都市開発ではなく、里山の自然を生かして土地造成を最小限にとどめた住宅地や環境保全型社会のテーマパークであるCAT風の整備などのシナリオに加え、北地区を学研都市開発のミティゲーションの拠点と考える、つまり実質的なミティゲーション・バンクとするものもあったが、検討会としてはひとつの結論を得るに至らなかった。しかし、デフレ経済の動向も背景として、結果的にこのどれも実施されることがなかった。

そして、とうとう2003年には土地区画整理事業を担っていた都市基盤整備公団は予定していた北・東地区（207ha）での「大量の宅地供給を目的とする」土地区画整理事業からの撤退を決定したのである。

（２）新たな課題が示す戦略的な保全の必要性

この撤退は、既に市街化区域に指定していたところの宅地開発は行わないという、公団としては初めての、極めておおきな方針転換であるため、公団や自治体は北地区の新たな土地利用の検討会を開催することになった。ミティゲーションの優先順位からみれば、通常は最良である「回避」が可能となったわけだが、ここでまた自然環境保全上、大きな問題が新たにふたつ発生することになった。

まず、モニタリングを継続していた北地区で、2003年には北地区でのオオタカ営巣が放棄されたことが明らかとなった。その一方でなんと、土地造成が始まった中央地区に新たに営巣が発見されるに及んだのである。そこで中央地区でのオオタカ対策の検討会も開かれ、おおよそつぎのような見解が大勢を占めた。

つまり、オオタカ問題で開発の遅れた北地区では果樹園や水田の放棄、竹林拡大、マツ枯れなどによってオオタカにとって生息環境が劣化したことと、むしろ一部に森林伐採などが行われた中央地区では採餌環境としては一時的に好適となったために、新たな営巣がみられたのではないか、というものである。本件は進行中の課題であって、即断は禁物だが、北地区の里地環境の保全によるオオタカ生息環境の再生が、学研都市開発

の戦略的なミティゲーションとして継続されるのが最も望ましいものと考えている。

このように、個々の事業、たとえば中央地区の都市開発のような、個別の事業単位ではとてもオオタカひとつがいの保全すら担保できないのである。この地域全体の開発と自然環境の動向を踏まえた戦略的視点がミティゲーションに必要であることを、この事例は示している。

しかし、こうした保全を実現するには、事業の枠組みと社会制度が大きな課題となる。事業自体は土地区画整理事業であるため、公団が継続的に管理するわけにはいかない。保全緑地として担保していくためには京都府、木津町、地権者や新住民の合意と協力が必要であり、これまでの枠組みを超えた連携が必須となる。戦略的ミティゲーションの実効性はこうした連携にかかっているところが大きい。

また、本質的に合理的で効果的とされる戦略アセスと戦略的なミティゲーションも、どのような時点で、どのような主体が、どの程度の精度で行うのがよいか、実効性をどのように担保するか、はなはだ実行上の課題も多いことを、この事例は示しているといえよう。

景観生態学には、こうしたダイナミックに変動しやすい里地自然域での単なる保全が劣化につながっている多くの事例をもとに、なんらかの評価モデルを確立することが求められていると思う。

（本稿は「景観生態学９（１）２００４：４－７」に加筆修正を加えたものである）

図　１　関西学研都市全体の構想（木津地区は東端）

＜土地利用ゾーニング＞

次の２案について検討された。

	A案	B案
保全の目標	・オオタカ営巣環境の保全 ・東部尾根周辺の一体的採餌環境の保全 ・城山周辺の保全整備 ・中切川周辺の保全整備 ・柳ヶ谷池周辺の保全整備	・オオタカ営巣環境の保全 ・東部尾根部の保全 ・城山周辺の保全整備 ・中切川周辺の保全整備 ・中切川以北の主要な尾根の保全
整備目標	・学研施設の南部への集約的配置、中央地区との連担性の確保 ・住宅用地の分散配置	・営巣地からの距離に配慮した住宅用地の確保(住宅用地の南部への集約化) ・営巣地を取り囲む緑地環境に配慮した学研施設用地の確保
全体の緑地構成	・オオタカの行動パターンからみて特に重要と成る区域の保全を基本とした緑地構成	・営巣地を取り囲むバッファゾーンとしての緑地を連続的に配置した緑地構成

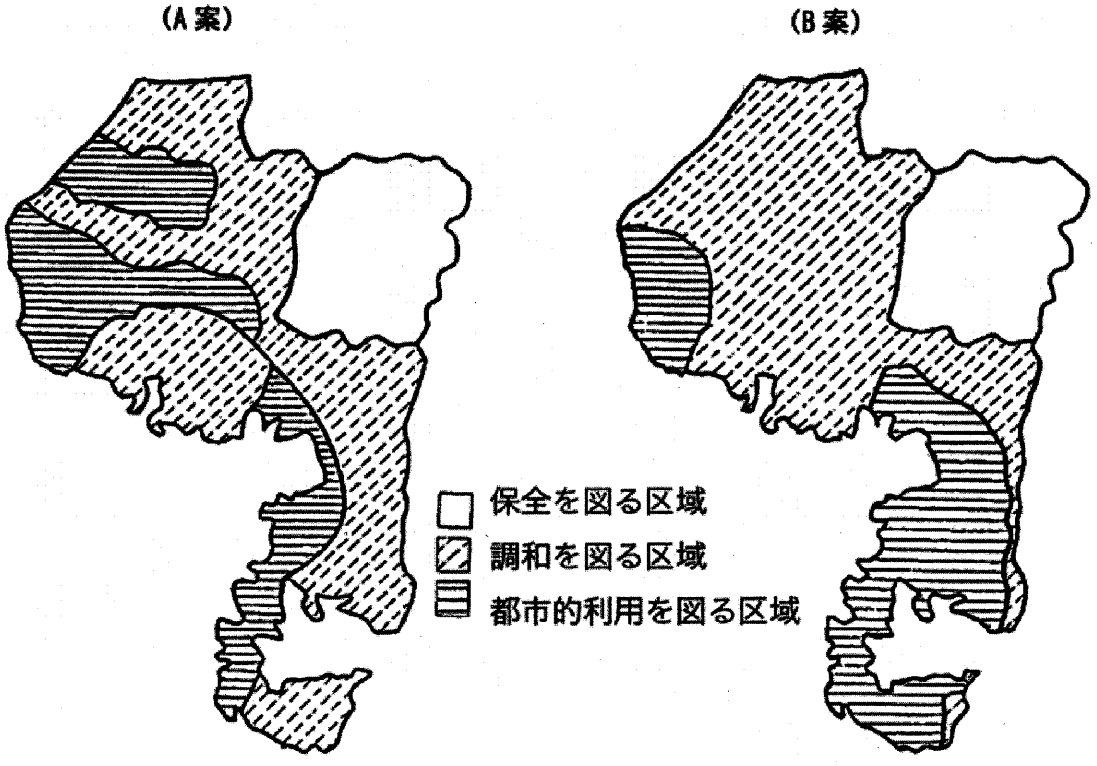
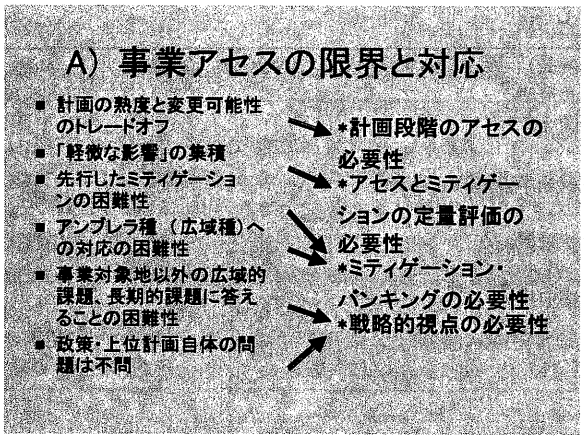


図２　四手井委員会のオオタカに配慮したふたつのシナリオ（どちらも実現しなかった）

表１　戦略アセスのふたつの意義



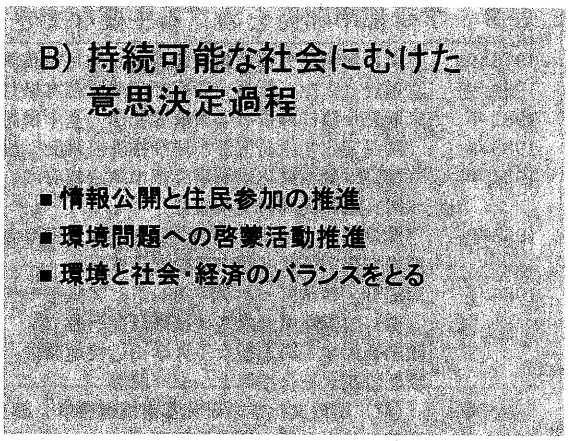


表２　ミティゲーションの優先順位

回避 Avoid	行為を実行しないことによって影響を回避	• 造成区域や路線の変更により改変を回避	• 自然性の高い地域では最良 • 劣化傾向にある二次的自然の問題先送り
最小化 Minimize	行為の実施の程度や規模を制限することにより影響を最小化	• 造成面積の縮小や道路の地下化により改変を最小化	• 地域個体群が存続できれば有効→MVP,MAR の評価が必要 • 単独事業の効果
修復 Rectify	影響を受けた環境を修復・再生することで影響を修復	• 改変地を復元緑化 • 工事中の希少種の緊急避難	• 繁殖速度の速い種や遷移初期生態系で有効 • 極相群落、亜寒帯以北で困難
軽減 Reduce	行為期間中、環境を保護及び維持管理し影響を軽減	• けもの道などの補完設備の設置 • 営巣期間中の工事中断	• 効果の不確実性（マイナス効果の可能性も）
代償 Compensate	代替の資源や環境を提供することにより影響を代償	• 同種類または別種類の湿地を創造 • 劣化した湿地を改良	• 計画的な保全事業の可能性→ﾐﾃｨｹﾞｰｼｮﾝ・ﾊﾞﾝｷﾝｸﾞ • 成果は対象と技術に依存

表３　学研都市開発をめぐる主要なできごと

1978 年	「関西学術研究都市調査懇談会」発足（奥田東座長）
1981 年	京都府「文化・学術・研究都市建設基本構想案」発表
1982 年	京阪奈丘陵における学術研究都市の基本構想（国土庁）
1983 年	「関西文化学術研究都市建設推進協議会」設立
1984 年	京都府「関西文化学術研究都市（京都府域）建設基本計画案」発表
	（財）国際高等研究所設立
1985 年	「関西文化学術研究都市関係省庁連絡調整会議」設置
	関西文化学術研究都市建設記念式
1986 年	田辺町・精華町・木津町テレトピア構想モデル都市指定
	（株）国際電気通信基礎技術研究所設立
	同志社大学・同志社女子大学田辺校地開校
	京都府花き総合指導センター開園
	「（財）関西文化学術研究都市推進機構」設立
	近鉄木津川台第１期区域起工式
1987 年	田辺町・精華町・木津町インテリジェント・シティ指定
	「関西文化学術研究都市促進法」公布、施行
	関西文化学術研究都市の建設に関する基本方針（内閣総理大臣）
1988 年	住都公団、木津南特定土地区画整理事業起工式
	京都厚生年金休暇センター開所
	京奈道路、国道 307 号バイパス、国道 163 号バイパス開通
1989 年	（株）国際電気通信基礎技術研究所開所
	近鉄木津川台（木津町）第１期区域まちびらき
1989 年	文化学術研究交流施設を設置・運営する「（株）けいはんな」設立
1990 年	（財）地球環境産業技術研究機構設立
	ハイタッチ・リサーチパーク１期分開所
1991 年	パソコン通信「けいはんなネット」開局
	文化学術研究交流施設起工式
	近畿木津川台第２期区域起工式
1992 年	「関西文化学術研究都市（京都府域）の建設に関する計画」を変更
	光台まちびらき
	ハイタッチ・リサーチパーク第２期完成、全 13 社そろう
1993 年	精華台土地区画整理事業起工式
	（株）新世代通信開発センター設立
	文化学術研究交流施設（けいはんなプラザ）開所
	勤労体験プラザ（仮称）立地決定
	国際高等研究所開所
	地球環境産業技術研究機構開所
1994 年	同志社大学工学部（田辺校地）開校
	「けいはんな学研都市フェスティバル'94」開催（9 月 23 日ー11 月 20 日）
1995 年	京都府立関西文化学術研究都市記念公園（けいはんな記念公園）開園
1996 年	セカンド・ステージ・プラン推進委員会から国土庁へ答申
	セカンド・ステージ・プラン事業推進会議設置
1997 年	木津南地区まちびらき
	京都府農業資源研究センター及び京都府立大学農学部附属農場開所
1997 年	内閣総理大臣が「関西文化学術研究都市の建設の関する基本方針」を変更
1998 年	「セカンド・ステージ・プランの実現化を目指して」がまとめられる
	国立国会図書館関西館（仮称）起工式
1999 年	光量子科学研究センター研究開始
2003年	木津北・東地区での大規模宅地供給を目的とする土地区画整理事業中止

＊（財）関西文化学術研究都市推進機構の資料などをもとに作成

表４　木津北地区の開発計画検討案

1987年	木津北地区概略換地設計（１案）
1995年	四手井委員会（木津北地区保全整備計画委員会）ワイズユース提言：(保全、調和、都市的土地利用の３ゾーン区分案を２案)
1996年	土地利用計画検討調査：ワイズユースのひとつをもとに、３案
2000年	木津地区自然環境形成調査：上記提案の採算の困難性をふまえ、４案（保全重視型、広域公園整備型、エコシティ型、ミティゲーションサイト型:名称は筆者)
2003年	木津北地区自然環境保全型事業方策検討調査:環境ポテンシャル再評価に基づく土地利用案(１案)

文献

戦略的環境アセスメント総合研究会(2000)戦略的環境アセスメント総合研究会報告書、http://assess.eic.or.jp/houkokusho/sea0008/index.html

森本幸裕・亀山章 編著（2001）"ミティゲーション、自然環境の保全③復元技術"、ソフトサイエンス社

Morimoto, Yukihiro et al. (2000) "Feasibility of employing mitigation banking for the alleviation of the ecological impact of road construction in Japan.", *10th Road Engineering Association of Asia and Australasia Conference*, paper172, 1-8.

今西純一・森本幸裕（2002）高速道路予定地選定の一般的指針としてのハビタット影響評価の試み、国際景観生態学会日本支部会報，7：41-50.

自然再生における生態系評価の階層的考え方
ー地域(region)、流域(catchment)、地区(local site)における分析と復元手法ー

中村太士
北海道大学大学院

森林、河川、湿地、干潟など、様々な生態系の自然再生が議論されるようになってきた。本講演では、課題をスケール別に整理して、その解析方法や復元の考え方について述べる。また、その評価目的が集団検診的（スクリーニング）な診断をめざしたものか、原因解明の精密検査をめざしたものか、さらには対策に結びつく治療をめざしたものかをスケールごとに区別して述べる。

1. 地域スケール(Regional Scale)

このスケールは100 km^2 ~ 1000 km^{2}オーダーの空間サイズを意味する。

日本の環境アセスメントや復元事業が、未だ初歩的段階にある原因の一つがこのスケールにおける解析がきわめて遅れていることに起因する。現状の生態系の評価ができないならば、保護や保全・再生の検討はできないと言っても過言ではない。このプロセスはいわばスクリーニングの段階であり、医学で言えば集団検診に当たる。手法的には広域をカバーする必要があるため、既存の地図データ（植生図や森林区分図、地形図、地質図、土地利用図等)、環境影響評価等の調査事例、各機関の報告書、空中写真、衛星画像などによって把握することを主眼に置く。

こうしたスクリーニングの手法ならびにデータの基準化については、欧米やオーストラリアなどの発展国で検討され、すでに国土全体にわたって実施されている。欧米やオーストラリアで実施されている河川の診断内容を整理すると、以下の基準が見えてくる。
① 主として生物指標(水生昆虫、魚類等)からの評価であるか、物理指標（水質、流速、流量、河川構造等）からの評価であるか。② リファレンス（基準地：手本）との比較によるものか、点数積算による評価か。
③ 解析の対象となる空間スケールはどの程度の大きさか。遅れている日本の現状を考えると、既存の地図データやリモートセンシングを利用して診断に必要なデータを収集し、早急にある程度の評価手法を確立しなければならない。そのためには、植物データと物理環境である程度の診断を実施し、既存の動物データはその評価として使うことが考えられる。

2．流域スケール(Catchment Scale)

このスケールは10 km^2 ~ 100 km^{2}オーダーの空間サイズを意味する。

スクリーニングが終わり、劣化した生態系が抽出でき、その分布からプロセスが類推することができれば、次に重要なことは現地における精査であろう。これは、精密検査に当たる原因解明に向けた中小流域レベルの調査である。人間の生産活動が水や土砂、栄養塩の流れを変化させて生物生息場環境を劣化させてきた歴史を考えると、物質の流

れとハビタットの関係を科学的に解明し、劣化原因にもとづいた復元手法、対策案まで提言したい。土地開発によって崩れた物質収支バランスと撹乱体制を修復することが、流域スケールの再生事業を成功に導くカギである。

3．地区スケール(Local site Scale)

このスケールはha ~ 1 km^2オーダーの空間サイズを意味する。

流域レベルの精密検査によって生態系を劣化させている原因がある程度絞られてきた段階では、その治療法を検討しなければならない。しかし、生態系の再生技術はいまだ初歩的段階であり、治療は試験的にならざるをえない。Adaptive Management の必要性が言われるゆえんである。Adaptive Management のもっとも大きな特徴は、科学的結果と管理方法の間に直接的なフィードバック機能が存在していること、さらに管理を実験として位置づけていることだと思われる。

流域景観の量的解析と景観情報の総合化

菊池亜希良[1]・磯崎由之[2]・島田基世[2]・中越信和[12]
[1]広島大学総合科学部，[2]広島大学国際協力研究科

はじめに

流域景観の土地的な基盤について，水を排出する機能に注目すれば河川が，その河川に水を集める機能に注目すれば集水域が主たる構造になる．このうち河川環境については，これまでの河川行政は基本的に河川を排水装置とし河道の固定化，直線化，ダムの建設等を通して洪水調節をはじめとした安全対策，利水対策を進めてきた．また，河川源流域の取り組みとして砂防工事も進み禿山はほとんどなくなった．このような山地から土砂を出さない，河川から速やかに水を排出するといった防災面に関わる行政の取り組みは全体としては恐らく一定の成果を挙げたといえる．しかし通常時の河川環境については，例えば河川の富栄養化や基底水量等の水環境のために流域内部の土地の広がりに注目し，流域全体で例えば地域景観の機能向上を目指した取り組みをするまでなかなか研究も進んでいないように思われる（補足：海を対象として後背の山地を集水域と考えた場合でも同様）．そこで本研究では，これまで地域景観情報を総合化し行なわれてきた景観生態学の研究を応用し，流域景観の解析を行う準備として，流域の分析単位としての地域区分に関する検討を行なう．

方法

流域景観の土地的基盤

流域の景観生態学においては， GIS によって環境情報の主題図を重ね合わせて景観要素毎に細分した後で，流域内部の物質（主に水と土砂）の動きに即して要素を解析し，その結果をどのように流域全体の現象として再構成して理解するかが重要となる．この時，ポイントは流域における物質の流動の主たる営力が，地形に沿った位置エネルギーの解放だということである．よって，流域の内部構造の解析においては，土地的基盤が微細部分の標高の相対関係に基づいて機能的に地域区分され，流域全体に再構成できる方法が理想となる．

流域景観の流路網に注目したとき，Horton(1945)はそのネットワーク構造に次数という概念を導入した．従来，谷次数はこの考えをStrahler(1964)が改良した方法（Horton-Strahler 命名法）が使われている．これは，流路網の最先端を１次谷と命名し，１次谷と１次谷が合流してできた谷を２次谷とするもので，以降 n 次谷と n 次谷が合流して出来た谷を(n+1)次谷とする（ただし合流する谷が n 次より小さい谷の場合は合流後も n 次谷）．Horton(1945)は次数付けされた流路網においては，各次数流路の数（分岐比）と平均長（流路長比），平均面積（流域面積比），平均流路勾配（流路勾配比）の間に一

定の幾何級数的関係が存在することを見出した．この法則の定数に関してはコンピューターシュミレーションや確率論による研究から，1次谷が十分に大きいとき分岐比が4，流路長比が2，流域面積比が4をとることが立証されている（Scheiddiger 1970，高棹 1971）．また，この相対的な関係にMelton(1958)の方法で求めた流路密度の情報を加えると，1次谷の数，面積，流路長が決定できる．流路勾配比はYang(1971)によって，次数付けされた流路間の落差は等しくなることが導かれているため，流路勾配比が1/2という定数が導かれる．このような関係は，地形的平衡状態にある地域において気候帯，植生，基岩などが異なる場所で一般的に成立するという．本研究では，このような谷の分岐比，面積，流路長比，勾配比などにおける極めて斎整した流域の内部構造（図1）を，流域景観の基本構造を作り上げる原理として位置づける．

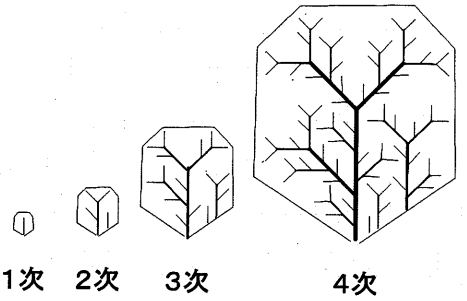


図1．流域景観の骨組みを形成する流路網の模式図．この中に，流路数比4(分岐比3)，流路長比2，流域面積比4が描かれている．流路勾配比はyang(1971)の等落差則から0.5が導かれる．

GISによる土地的基盤の分類

Horton(1945)から始まる流路網の研究は，地図上の作業によってひとつひとつ拾い上げられた小流域の形態を面積，流路，分岐点などの形態に代表させ地形的な特性を研究したものである．一方，流域景観の解析で求められる分析方法は，「流域を構成するすべての土地表面」を対象として，位置エネルギーの解放に伴う物質の動きをつぶさに予測することを可能とする異なる方法である．この点で「細密DEMを用いた落水線マトリクス」は，細密DEMによって流域すべての表面環境をネットワーク化し流域構造をGIS上でカスケードシステムとすることで，流域全体を対象とした仮想的な物質の動きをつぶさに解析できる理想的な手法であると思われる（図2）．

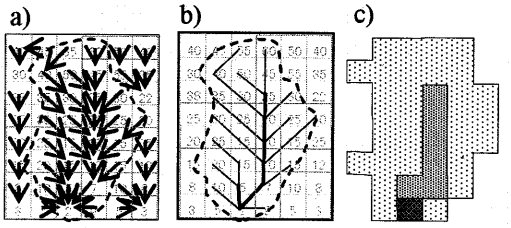


図2．a）DEM（数値標高モデル）による土地表面のカスケードシステム化の例．b）周囲８マスから一番低い標高のマスを検索して落水線マトリクスを作り，流路次数を定義することで，c）等流路次数地域を定義できる．等流路次数地域の定義で注意すべき点は，n次の流路は，n+1次以上のすべての流路の一部として存在している点で，この図では1つのセルが備える流路次数の性格のうち最も大きな次数でセルを分類し地図上に示してある．また，流路次数1を閾値として流域内のバックグランドを設定した．

但し，流域の次数構造は重層的であり，n次の流域のセルは，n+1次以上の流域の一部として存在していることに注意する必要がある．例えば，n-1次の流域が複合してn次の流域が定義された場合，その領域は次に他のn次の流域と複合するまで下流に展開

する．このとき，n 次の流域景観を特徴付ける領域は，n-1 次の領域を除いた n 次の領域で「n-1 次流域外の n 次流域」の部分である．

また，山地の地形は，0 次谷（山ひだ）流域が 1 次谷流路（水路）に連結して形成され（塚本 1974），水路は他の谷（支流）と合流しながら下流の大きな高次の谷へと発達する．谷地形がこのような発達様式を備えているため，必然的に中山間地の地形は，ある低次の流路に閾値をとって分解すると山地は低次流路の集合として，平野は高次流路に接続する低次流路の集合として表すことができる．この時，集水域のバックグランドを設定する閾値として流路次数 n を与えると，山地を中心とした領域は n 次流路のセルの集まりとして，平野を中心とした領域は n+1 次以上の流路がそれに接続する 1 から n-1 次以下の流路で広がりを与えられ範囲として分類される．この操作によって，流域の土地表面の広がりを，平野を中心としたフラクタル性を備えた樹状の土地の広がりとそのバックグラウンドとしての山地として分類できる．

対象地域と解析方法

調査地は，広島県北部に位置する土師ダムおよびその水源地域とした．この地域で DDM 及び流域区分図を作成するために，北海道地図株式会社によって発行されている 10mDEM を用いた．この DEM は図幅一枚が地域標準メッシュの第二次標準地域区画に相当する八枚の図幅であり，それぞれ 2 万 5 千分の一地形図の琴谷・佐々井・安芸吉田・志路原・八重・安芸横田・大朝・生田の図幅である．

本研究で DDM 及び流域区分図を作成した手順の概略を図 3 に示す．図中の[in][out]はそれぞれ入力情報と作業成果を，[GIS]は GIS を利用する事が可能な作業を，[Program]は作業の為の処理プログラムを自作(磯崎)したことを示す．プログラムの作成には Macintosh 用オブジェクト志向型 BASIC 言語 REAL BASIC を使用した．

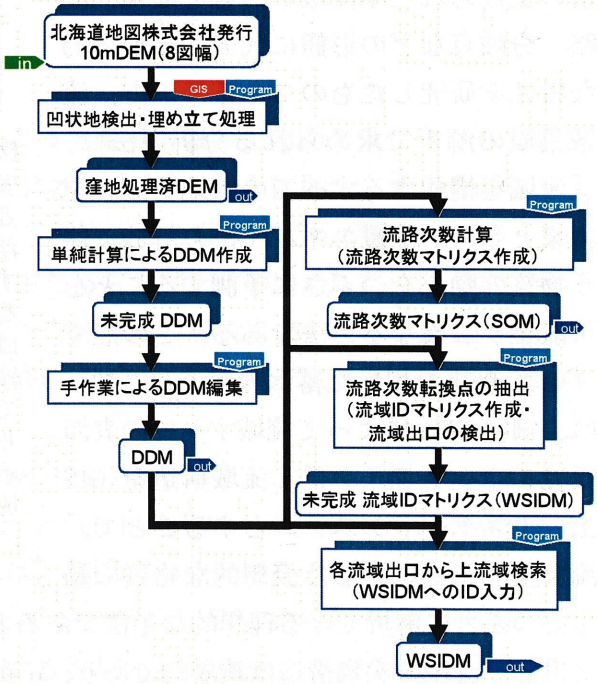


図3．DDM及び流域区分図を作成した手順．

DDM は (1) 流路が途中で分岐しないこと，(2) 流路にループが存在しないこと，(3) 流路が中断しないこと，の三つの条件を満たさなくてはならないため，DEM より DDM を作成する際には DEM 上に存在する凹状地形を何らかのアルゴリズムを用いて処理し，流路を連結させなくてはならない．本研究では洪水による凹状地形からの流出の原理に従い，DEM 上

に存在する凹状地形に対し埋め立て処理による平地化を行った．埋め立て処理により凹状地形を平地化した後，落水線方向を定義可能な斜面部についてのみ落水線方向の計算を行った．平地部については対話的処理による DDM 編集プログラムを作成し，空中写真や地形図の判別から現実の河道を可能な限り再現して流路を連結した．残った平地部については最短距離で河道に連結するよう，山腹斜面より流れ出た落水線方向を延長して流路を連結させることで，DDM を作成した．

DDM を作成した後，流域出口を設定するために流路次数の計算を行った．流路次数の転換は Horton-Strahler の方法を用い，DDM の性質に合わせて「合流前の流路のうち，最大の次数を持つ流路が複数存在した場合に流路次数が 1 増加する」こととした．この原理に従ってプログラムを作成し，対象地域内の全流路，即ち全てのグリッドに対し流路次数の計算を行い，SOM（Stream Order Matrix：流路次数マトリクス）を作成した．その後，DDM と SOM から特定の次数以降の流路について流路次数転換点より 1 グリッド上流側を流域出口として抽出し，WSIDM（WaterShed IDentification Matrix：流域 ID マトリクス）の該当グリッドに個別 ID を与え，上流域となるグリッドにその ID 値を入力することで，ラスタ型の流域区分図を得た．流路次数転換点を抽出するための最低次数を 3 次から 9 次まで順次変化させて，それぞれについて流域区分図を作成した．

結果と考察

流域 ID マトリクス(WSIDM)から，4 次以上の小流域の面積について計算し頻度分布を求めたものを図 4 に示す．この結果から，Horton の法則のうち流域面積比一定，分岐比（約 4）一定の法則が確認できた．流路次数に対してこのような分散構造が見られる理由を極めて単純化して幾何学的に記述すると，まず理想的に 1 次流路の平均の長さを L として，1 次流路の長さが L よりも長くなるとその流路に関連する 2 本の枝流路が萌芽し始める．次にそれぞれの谷が置かれた場の条件（局地的には相互の配置関係）にしたがって谷が他の谷と合流しつつ発達することを考えると，萌芽して発達した枝流路が元の流路の長さ L に達するとそれぞれ分岐した流路の内部に同様に流路が萌芽を始める自己複製がそれぞれに行なわれる．このような流路網の発達の結果，Horton-Strahler の法則として説明される谷の入れ子構造が発達する．図 4 に示され

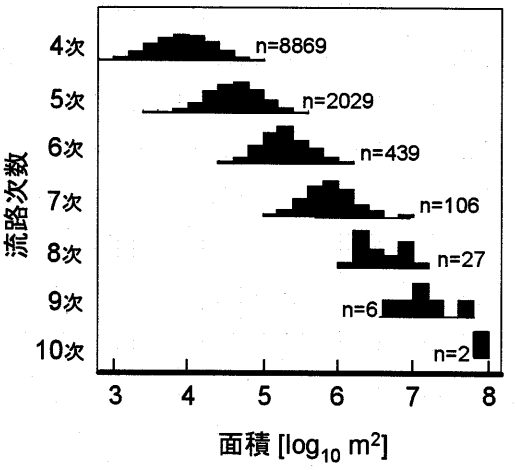


図4．次数が高くなるにつれて流域の数が減少するため，ベル型の分布が崩れるが十分に数が多い 7 次以下では明瞭なベル型分布が認められた．流域の数の比は打約4，次数に沿った流域面積の比率も対数スケールで一定で面積比が一定が成り立っていた．

た面積比一定，分岐比一定の関係は，このような谷の発達の結果として形成された流路網のフラクタル性がデータとして表されたものだろう．

このような流域のフラクタルな土地基盤の広がりを土地の表面の広がりとして分類するために，集水域のバックグランドを設定する閾値として流路次数5を与え，流域の土地表面をWSIDMによって分類した（図5）．この図では，山地に相当する領域では流路先端に位置する5次の流路がバックグランドとして分類され，平野部に相当する領域では6次流路以上の流路が河道に接続する1から4次の流路によって広がりを与えられている．

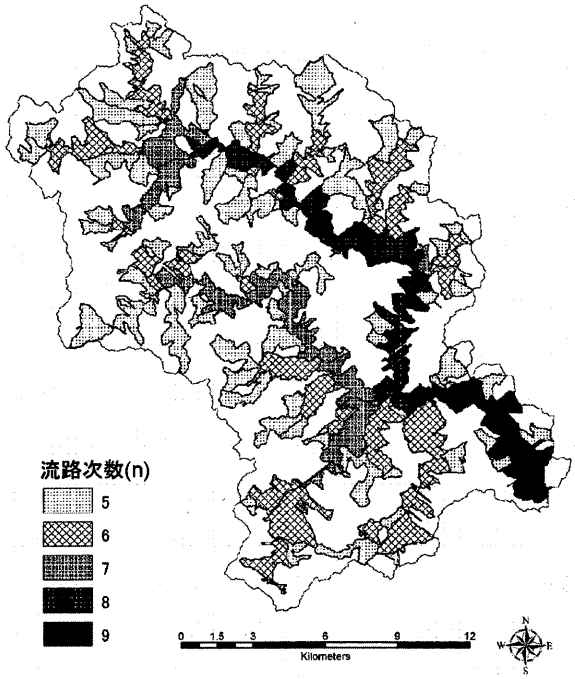


図5.DDMによる流域区分図．n次の流域景観を特徴付ける領域としてn-1次の領域を除いた部分を示し，さらに4次の流路を閾値としてバックグラウンド（山地）を設定し，n次流路をそれに直接接続する1から3次までの流路で広がり（流路次数域）として捉えた．

山地－丘陵地の微地形分類は，例えば Derimple(1968)は斜面縦断面形に注目して，分類を行い，田村（1974）は Serviger（1965）の地形表記法を取り入れること微地形分類を発展させ，微地形を極めて明瞭に広がりとして類型化する方法を考案した．これらの地形分類は，山地の斜面から水路にかけての地形を対象としているが，広い地域への適用を想定した手法ではない．広範囲の地形分類を行なうことを考えた場合，必然的に山地から排出された土砂が作る河川沿いの地形を考慮するウェイトが大きくなり，そこでは谷底平野における地形変化の規模・頻度に対応した現象の把握が必要となってくる（岩船 1995）．本研究で試みた地形区分は，Derimple（1968）や田村（1974）が分類する領域を流路次数の閾値を持ってまとめてしまい，それより下方に広がる山麓帯，扇状地，自然堤防など，大規模でダイナミックな水と土砂の動態が作る景観の地形的な場の条件を Horton-Strahler の法則の発展として明確な境界を持って類型化しようとした試みである．

DDMによる土地表面の解析でHorton-Strahlerの法則が成り立っているということは（図 4），ある流域景観の中で，次数構造に沿って支流の面積，流路長，平均流路勾配が流域全体として対数スケールで調和していることである．これは，恐らく岩舟（1995）がいう谷底平野における地形変化の規模・頻度に対応した現象が次数に沿って対数スケールで調和していることを示している．例えば，石川は（1996）は上流から下流にかけて変化する植生変化が複数の植生帯を貫いて対数スケールの川床勾配が，指標することを見出した．ここで，私たち人間の日常生活が展開される場として流域を考えると，私

たちの生活は，政治的・社会的組織や文化というフィルターを通して，様々な生物の働きを利用しながら，常に土地や水や大気という物質的な基盤とその上に成り立っている．このような考えの中で，生物多様性や水資源を生む水源地域の景観の実態を考えると，それは流域内部の河道に対する斜面を土地的基盤とし，その上に展開する生物的環境，地域住民，政治的・社会組織，地域文化等が織りなす地域生態系であろう．流域景観の構造とは，このような土地に関わる自然環境と人間の生業が一体となったものであり，流域景観の基盤をなす要素はそのようなものを受け入れる環境のポテンシャルを指標するものであべきだろう．この観点から，解析の１例として図５と土地利用図（未発表）とオーバーレイした結果を図６に示す．

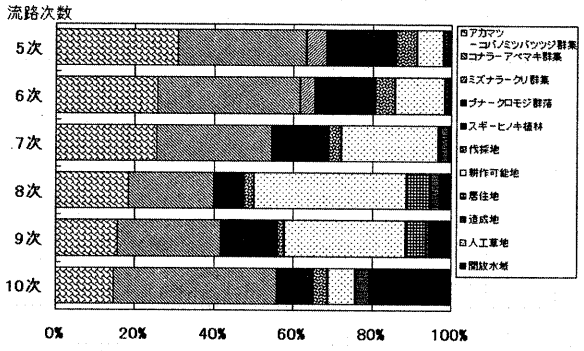


図6.各流路次数における土地被覆の割合．流路次数は，図5を，土地被覆図は未発表のものを用いた．

バックグラウンドである５次の流域を起点として８低までの領域では流路次数が大きくなるに従って森林的な土地利用（コナラ-アベマキ群集・スギーヒノキ植林及び伐採地）の割合が減少し，代わりに耕作可能地の割合が増加していた．一方，８次流路以上の領域ではそれらの増加・減少傾向は逆転していた．市街地は，耕作地の割合が最も高くなる８次から９次の流路で最も発達していた．この結果は，流路次数が高くなるに従って高次（６次以上）に付随する４次以下の流路地域の利用形態が森林的な粗放的な形態から耕作地，市街地等の集約的な利用形態に推移し，調査対象とした流域ではそのピークが８次であることを表している． 他方，９次以上の流路では盆地の出口（狭窄部）の地形に推移するため，集約的な土地利用が衰退し，粗放的な山地の利用の卓越へと推移したものと考えられる．調査地域とした土師ダムの水源地域では，下流からアプローチした場合，場合山峡のダム周辺の景観から開けた盆地へ入ると平野に田畑が広がり開けた街がある．そして盆地の周辺部から奥に向かってだんだん田舎の景観が山地へ樹状に別れ入り，やがて景観は渓流が流れる森林山地となる．このような景観の現象について，本研究でHorton-Strahlerの法則から導かれる地形的な場の条件と流域景観の推移の関係を検討した結果（図 6），これらの関係が調和的であることを確認することができた．この結果は，流域の土地の表面を流域下流の１点に対してすべてネットワークしたときに，土地表面すべてを覆う流路が備える流路次数を指標として，流域の中でも「集水域（斜面）」に注目して生態系の土地的基盤を分類できることを示している．また，そのようにして分類された生態系のユニットに対して流域レベルで物質の動き，さらには土地の開発によって変化した物質のバランスと撹乱体制を評価する論理が流路次数によって流域全体で組み上げられる可能性を示している．今

後，本科研の成果として，従来の手続きに基づいて作成したGISデータベースに流路次数のレイヤーを加え，オーバーレイ解析を行なうことで流域レベルでの中山間地の景観構造についてより深く明らかにして行けると思われる．

引用文献

Horton, R.E. 1945 Erosional development of streams and their drainage basins-Hydrological approach to quantitative morphology. Geological Society of America Bulletin 56.275-330.

Scheidigger, A.E. 1970. Theoretical geomorphology, 2nd edition, Springer-Verlag. p340.

Melton, M.A. 1958. Geomorphic properties of mature drainage systems and their representation in an E4 phase space. Journal of Geology, 66: 35-54.

Strahler, A.N. 1964. Quantitative geomorphology of drainage basins and channel networks. Handbook of Applied Hydrology, by Van-Te Chow, MacGraw Hill, Sect. 4-II.

高棹琢馬 1971. 洪水流出系の分析と総合に関する基礎的研究，京都大，p128.

Yang, C.T. 1971. Potential energy and stream morphology. Water Resources Research, 7: 156-162.

塚本良則. 1974. 流域が持つ法則性とその林業技術への応用の可能性について. 森林立地，16: 17-32.

Dalrymple, J. B., Blong, R. J., annd Conacher, A. J., 1968. A hypothetical nine-unit landsurface model, Zeitschrift fur Geomorphologie, 12, pp. 60-76, 1968.

田村俊和(1974)：谷頭部の微地形構成：東北地理 26-4189-199.

Savigear, R.A.G. (1965). A technique of morphological mapping. Mapping Assoc. Amer. Geogr., 55, 514-38

岩船昌起 1995. 上高地，横尾谷の谷底平野における地形形成作用の規模・頻度に対応した先駆相森林群落の動態，季刊地理学，47:163-181.

石川慎吾 1996. 河川植生の特性，「河川環境と水辺植物　―植生の保全と管理」奥田重俊，佐々木寧編，ソフトサイエンス社，東京，116-139.

河川生態系における景観情報の総合化

鎌田磨人・岡部健士
徳島大学工学部

1．はじめに

貯水ダム群の流量調節による流量変化，貯水ダムや砂防ダムでの土砂トラップによる流砂系の変化，築堤による流路の固定，あるいは 1970 年代まで盛んに行われた砂利採取等によって，河川生態系は大きく変貌してきている(kamada et al. 2005)．すなわち，多くの砂州は，こうした治水・治山事業の進捗に伴い安定化していきている．また，かつて行われた大規模な砂利採取は低水路の深掘れを引き起こし，それに伴って砂州の相対的上昇をもたらしている．このことによっても砂州上の植生が洪水撹乱を受ける頻度や強度は低下してきている．このような，日本の多くの河川砂州上では植生の繁茂が顕著である．

徳島県吉野川でも同様で，多くの砂州上で植生の繁茂が顕著である．特に，河口から 20km 程にある砂州群では，シナダレスズメガヤやアレチウリを始めとする侵略的外来植物群落が侵入し，砂州を覆うようになっている．また，アカメヤナギを始めとする木本類が砂州上で成長し，洪水時の流水の疎通能障害を引き起こしている．このような問題に対処するためには，河川植生の動態に関わる様々な情報を整理・統合し，復元・修復目標を明確にした上で，合理的な対策手法を検討する必要がある．このようなことから，本研究では，吉野川における河川植生や河川の物理的環境に関する情報を整理・統合し，吉野川河口から 20km 程度に位置する砂州上で繁茂が顕著な，シナダレスズメガヤの除去・管理手法を検討することを目的とした．

本研究の過程で整理・統合した情報は以下のようなものである．

1）河川横断測量資料（建設省保有）
2）DEM（建設省保有）
3）流量・水位資料（建設省保有）
4）空中写真（建設省および徳島大学工学部岡部・鎌田研究室保有）
5）植生図および生物分布資料（建設省河川水辺の国勢調査）
6）植生図（徳島大学工学部岡部・鎌田研究室保有）

本報告では，危険水位を超える大規模な出水が相次いで発生した 2004 年における砂州上の植生変動を，上記資料を用いて解析した結果を中心に述べる．

2．調査地の概要

調査対象砂州は徳島県・吉野川の下流部にある 2 個の固定堰，第十堰（河口からの追加距離 14.6km，以下同様）および柿原堰（24.2km）の間にある 5 個の交互砂州の内，

上流から２番目に位置する砂州である．その全長は約 2km，最大幅は約 500m で，砂州の面積は約 60ha である．固定堰の間の河床平均勾配は 1/1000，平均河幅は約 800m，河床砂礫の平均粒径は約 25mm である．

３．方法

3.1　植生図の作成

調査対象地の植生変動を把握するため， 2002 年 9 月 18 日，2004 年冬，2004 年 9 月 16 日，2004 年 11 月 25 日に撮影された航空写真を用いてそれぞれの時期の植生図を作成した．2004 年冬の時点を出水直前の航空写真とし，以後，植生に多大な影響を与えたと考えられる大出水直後の航空写真を利用している．

群落の凡例には，過去の植生調査，水辺の国勢調査における凡例を参考とし，その他のものについては踏査により優占種を確認し，群落名とした．また，水面，裸地も凡例に加えた．現地調査を行ったうえで航空写真による判読を行うと以上の群落は容易に区分することができた．

植生図はポリゴンデータとして作成し，その後セルサイズが 2.5m×2.5m のラスタデータに変換した．セルサイズは単木や木本下流における小群落のポリゴンデータが変換時に消失されないように決定した．座標系は投影座標の平面直角座標系である Jgd2000 のの第 4 座標系に全て統一した．なお，今回の GIS による解析には ESRI 社製 Arc GIS8.3 を使用した．

3.2　無次元掃流力の算定

出水が砂州に及ぼした影響把握には，出水時に発生する無次元掃流力を参照しこれにより出水を評価した．

無次元掃流力を算定する際に使用する標高データは，砂州上の陸域部については出水直前に行われた 2004 年冬季のＤＥＭデータを DEM が得られない低水流路内については 2002 年度の横断面測量データを用いた．評定点は過去に整備，統一された固定評定点に重なるよう整理し，統合した．固定評定点は，河川縦断方向にほぼ 200m 間隔，各断面内を 100 等分する地点に設置されている．

不等流計算は，下流端を 15.6km 断面として計算しており，20．0km 断面から 23.0km 断面間の固定評定点における無次元掃流力を算出した．出水ごとにおける水位は第十堰でのデータを流量は中央橋での最大流量データを用いた．なお，中央橋と第十堰の距離を考慮し，中央橋で最大流量を記録した約 1 時間後が第十堰での最大流量発生時と考え，その時点での水位データを用い以下の計算を行った．

(1) 1 次元不等流計算

これらの断面データを用いて，１次元不等流計算を行った．その計算方法は，以下の

とおりである．

一般断面の不等流計算の基礎式としてはエネルギー保存則が用いられている．

$$\frac{dH}{dx}+\frac{d}{dx}\left(\alpha\frac{V^2}{2g}\right)+i_e=0$$

(2.1)

ここに，H＝水位，i_e＝エネルギー勾配，α＝エネルギー補正係数である．

今，断面を図3のようにN個の細かいブロックに分割する．第iブロックについて考えると，ここで，断面積Δa_iおよび分担流量Δq_iは，局所的な断面幅，平均流速および水深をそれぞれΔy_i，u_iおよびh_iとして，

$$\Delta a_i=h_i\Delta y_i$$

(2.2)

$$\Delta q_i=u_i\Delta a_i=u_ih_i\Delta y_i$$

(2.3)

のように表わされ，u_iはマニングの公式から算出できる．すなわち，第iブロックのマニングの粗度係数をn_iとして，

$$u_i=\frac{1}{n_i}r_i^{\frac{2}{3}}i_e^{\frac{1}{2}}$$

(2.4)

で表わされる．

上式のr_iは，iブロックの径深であり，ブロック分けした細かい矩形断面の潤辺は，断面幅Δy_iに近似できるから，

$$r_i\cong\frac{\Delta a_i}{\Delta y_i}=h_i$$

(2.5)

となる．これを式(2.4)に代入すると，

$$u_i=\frac{1}{n_i}h_i^{\frac{2}{3}}i_e^{\frac{1}{2}}$$

(2.6)

となる．

ゆえに式(2.3)は，

$$\Delta q_i = \left(\frac{1}{n_i} h_i^{\frac{2}{3}} i_e^{\frac{1}{2}}\right)\left(h_i \Delta y_i\right) = \left(\frac{1}{n_i} h_i^{\frac{5}{3}} \Delta y_i\right) i_e^{\frac{1}{2}}$$

(2.7)

のように書き直される．さらに，上式の総和が断面における全流量となることから，

$$Q = \sum_{i=1}^{N} \Delta q_i = \sum_{i=1}^{N} \left(\frac{1}{n_i} h_i^{\frac{5}{3}} \Delta y_i\right) i_e^{\frac{1}{2}}$$

(2.8)

となる．ここで，エネルギー勾配i_eは，断面のいたるところで近似的に一定とみなせることから，上式より，

$$i_e = \frac{Q^2}{\left(\sum_{i=1}^{N} \frac{1}{n_i} h_i^{\frac{5}{3}} \Delta y_i\right)^2} \tag{2.9}$$

と表わすことができる．

また，エネルギー補正係数αは，定義より，

$$\alpha = \frac{\sum_{i=1}^{N} u_i^3 \Delta a_i}{V^3 A} = \frac{\sum_{i=1}^{N} u_i^3 \Delta a_i}{\left(Q^3 A^2\right)} \tag{2.10}$$

と表わされる．

本式の第3式に式(2.8)を代入すれば，

$$\alpha = \frac{\sum_{i=1}^{N} \left(\frac{1}{n_i} h_i^{\frac{2}{3}} i_e^{\frac{1}{2}}\right)^3 h_i \Delta y_i}{\left(\sum_{i=1}^{N} \frac{1}{n_i} h_i^{\frac{5}{3}} \Delta y_i i_e^{\frac{1}{2}}\right)^3 / A^2} = \frac{A^2 \sum_{i=1}^{N} \left(\frac{1}{n_i^3} h_i^3 \Delta y_i\right)}{\left(\sum_{i=1}^{N} \frac{1}{n_i} h_i^{\frac{5}{3}} \Delta y_i\right)^3}$$

(2.11)

となる．ゆえに，式(2.1)は，式(2.9)，(2.11)などにより，

$$\frac{dH}{dx} + \frac{d}{dx}\left(\alpha \frac{V^2}{2g}\right) + i_e$$

$$=\frac{dH}{dx}+\frac{1}{2g}\frac{d}{dx}\left[\frac{\sum_{i=1}^{N}\left(\frac{1}{n_i}h_i^{\frac{2}{3}}i_e^{\frac{1}{2}}\right)^3 h_i\Delta y_i}{\left(\sum_{i=1}^{N}\frac{1}{n_i}h_i^{\frac{5}{3}}\Delta y_i i_e^{\frac{1}{2}}\right)^3/A^2}\frac{Q^2}{A^2}\right]+\frac{Q^2}{\left(\sum_{i=1}^{N}\frac{1}{n_i}h_i^{\frac{5}{3}}\Delta y_i\right)^2}$$

$$=\frac{dH}{dx}+\frac{1}{2g}\frac{d}{dx}\left[\frac{Q^2\sum_{i=1}^{N}\left(\frac{1}{n_i^3}h_i^3\Delta y_i\right)}{\left(\sum_{i=1}^{N}\frac{1}{n_i}h_i^{\frac{5}{3}}\Delta y_i\right)^3}\right]+\frac{Q^2}{\left(\sum_{i=1}^{N}\frac{1}{n_i}h_i^{\frac{5}{3}}\Delta y_i\right)^2}=0$$

(2.12)

となる.

この式(2.12)を差分表示し，はさみうち法により繰り返し計算を行った．なお，n_i=0.035 とした.

(2)無次元掃流力の算定

上記の結果を用いて，定期横断面測量断面に設定した検査点における無次元掃流力を計算した．以下に，無次元掃流力の計算式を記述する.

摩擦速度は，局所水深と全断面の平均エネルギー勾配より

$$u_{*i}=\sqrt{gh_i i_e} \tag{2.13}$$

で求められる．この値は，河床冠水時に働くせん断応力で，流水の力と関係が深い.

無次元掃流力は，

$$\tau_{*i}=\frac{u_{*i}^{\ 2}}{sgd} \tag{2.14}$$

で表される．砂粒の水中比重 $s=1.65$，砂の粒径 $d=0.032m$ とした．これは，摩擦速度を無次元表示した値で，河床材料が一様な粒径であると仮定した場合，その砂礫粒子を下流へ運搬する力（掃流力）と考えることができる.

この固定評定点での無次元掃流力の値を用いて逆距離加重法（Inverse Distance Weighted）により内挿し，比高図，無次元掃流力のコンター図を作成した．セルサイズは 10m×10m とした.

3.3　GIS での解析

上記のようにして作成した植生図，掃流力コンター図を用いてマップオーバーレイ解析を行った.

まず，それぞれの年代間で植生がどのように変化をとげたかを明確にするために，2002年と2004年冬，2004年冬と2004年9月，2004年9月と2004年11月の植生図をオーバーレイ解析した．これにより得られた図を植生変化図とした．

次に，出水による植生への影響を確認するため，植生変化図と掃流力コンター図でオーバーレイ解析を行った．2004年冬から9月，9月から11月の間にはそれぞれ5回と2回の大規模な出水が発生したが，空中写真が全ての出水に対応した空中写真がないため，全ての出水の影響を個々に解析することはできなかった．そのため，それぞれの期間で流量が一番大きかった台風16号，23号による影響が最も大きいと考え，2004年冬から9月の植生変化図と台風16号での掃流力コンター図，2004年9月から11月の植生変化図と台風23号での掃流力コンター図をそれぞれオーバーレイ解析した．

4．結果と考察

4.1　植生図と植生変化図

図1にラスタデータ化した植生図を示す．この植生図より，2002年から2004年冬に至るまでにシナダレスズメガヤ群落が急激に広がっていることが見受けられる．

2004 年度の度重なる大出水は，個々が砂州全域の河床を変動させるのに十分な営力をもっており，砂州上に繁茂していた植生を一掃させた．2004年冬において，砂州の6割近くを占有していたシナダレスズメガヤ群落，セイバンモロコシ群落，アレチウリ群落の面積は，11 月で２％程度しか残っておらず，驚愕的な変化を示すこととなった．アレチウリ群落については，9月時点でほぼ壊滅している．

4.2　無次元掃流力と植生変化の関係

図2に2004年度の台風16号および23号のピーク流量時の無次元掃流力のコンター図を示す．無次元掃流力階級は，0.05以上についてのみ0.02ずつの階級で表し，0.05以下については一括表示してある．これは，掃流力0.05が河床を動かす限界の値と言われていることによる．

図3に，台風16号前後でのシナダレスズメガヤ群落の残存率を，無次元掃流力階級別に示す．なお，無次元掃流力は，砂州上の樹木の分布を考慮せずに計算したものである．無次元掃流力階級が上がるにしたがって，シナダレスズメガヤ群落の残存率が減少する傾向があった．しかし，無次元掃流力階級が5 (0.13－0.15)以上の領域ではシナダレスズメガヤ群落の残存率が高くなっていた．

無次元掃流力の各階級の領域に占めるアカメヤナギ等の木本群落が占める面積の割合を図4に示した．これより，台風16号時，樹木の分布を考慮せずに計算した場合に，無次元掃流力階級が5 (0.13－0.15)以上となった領域では，木本類の群落の割合が10%を超え，無次元掃流力階級が大きい領域ほど，その面積は増加していた．

無次元掃流力階級が5 (0.13－0.15)以上の領域で，シナダレスズメガヤ群落の残存率

が高くなるのは，その領域で木本類の占有面積が高くなることによっていると思われる．すなわち，木本類は洪水流に対して抵抗体となり，その周辺領域で洪水営力を弱める．そのため，木本群落周辺での実際の無次元掃流力は，計算結果よりもかなり小さなものとなっていると考えられる．

木本類による影響を除去して考えるために，木本群落がほとんど分布していない，無次元掃流力階級が 4 以下(台風 16 号時)の領域でのシナダレスズメガヤの残存率を用いて指数近似を行った．その結果，シナダレスズメガヤ群落の残存率と掃流力に強い相関が見られ(R^2=0.96)，無次元掃流力が 0.13 を超えると，シナダレスズメガヤはほぼ消失すると推定された．

2004 年の大出水は，植生の飽和状態にあった砂州を裸地化するのには十分なエネルギーを保有したものであった．しかし，こうした大規模な出水であっても木本類を除去するまでには至らず，これらの木本類がシナダレスズメガヤ群落の残存に深く関わっていることも示された．

5．まとめ

今回の研究で例示的に示したように，河川横断測量資料，DEM，流量・水位資料，空中写真，植生図等の資料を GIS で整理･統合することにより，河川生態系の管理に有効な情報を提供することができる．今後，河川管理者は，情報の収集，整理，管理をより系統的に行い，その利用を図っていけるような仕組み，制度を構築することが必要であろう．

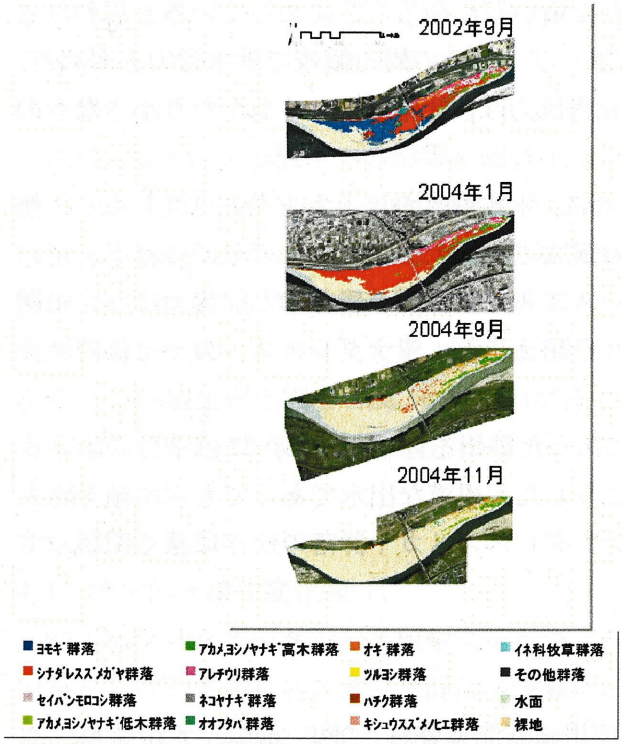


図 1. 植生図

図 2. 台風 16 号及び 23 号のピーク流量時の無次元掃流力コンター図

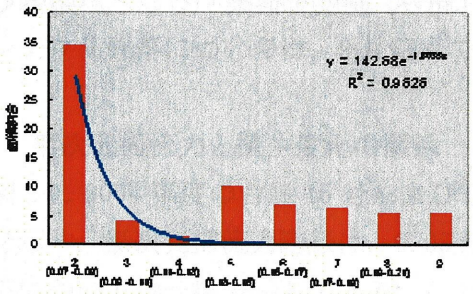


図 3. 無次元掃流力階級別のシナダレスズメガヤ群落の残存割合

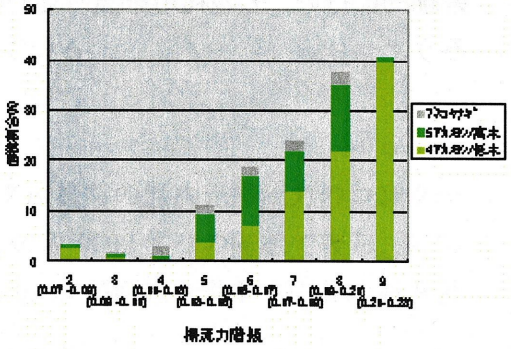


図 4. 無次元掃流力の各階級の領域に占める木本群落の面積割合

引用文献

Kamada, M., H. Woo & Y. Takemon (2004) Ecological engineering for restoring river ecosystems in Japan and Korea. pp. 337-354. In: Hong, S.-K., J.-A. Lee, B.-S. Ihm, A. Farina, Y. Son, E.-S. Kim & J.-C. Choe eds., Ecological Issues in a Changing World - Status, Response and Strategy, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands.

湿地開発における景観生態学的評価

夏原由博
大阪府立大学大学院生命環境科学研究科

1．はじめに

近年，二次的自然に多くの絶滅危惧種が分布することが明らかになり，わが国の生物多様性を守る上で重要な存在であることが認識された．なかでも，丘陵地の湿地は水生・湿生植物や両生類，昆虫，鳥類など多くの種にとっての生息地であったものが，都市開発や農業の変化によって変化し，多くの種が絶滅の危機に瀕している．

そうした貴重な種を絶滅から守るために，かつては危機に瀕してから保護を講じるという対処療法的な手法のみがとられていたが，そうした危機に陥れないような政策，計画を講じるという予防的・戦略的な考え方に変わりつつある．これには下記に示すように，広域的スケールで多種について選別（スクリーニング）を行う段階と，その中で脆弱な種や地域を同定し，重点的に予防や治療を行う段階とに分けることができる．

(1) 選別：現状の把握と脆弱性の評価

この段階は，広域スケールかつ多種を対象として，保護対象とすべき地域と種に優先順位をつける．選別を行う場合に，種の正確な分布情報が必要であるが，ほとんどの種については分布情報が不十分である．これは特にサンショウウオ類のような種で顕著である．そのため，潜在生息地図による代償や種のまとまりとして地図化（エコトープ）が有用である．

(2) 計画・デザイン：優先場所・優先種における危機の要因の特定と解決策

開発行為にともなう生物多様性への影響は帰無仮説反証型の実験による評価が困難であるため，主観的なデザイン手法が用いられがちである．客観的評価手法の開発が不可欠であり，HEP などによる生息地評価や PVA のようなリスク評価が開発されつつある．このような方法においては，シナリオ分析とベイズ型意思決定が主要な意思決定手段となる．

(3) 優先場所・優先種の保護や再生の実施

ここでは，西日本の都市近郊に生息するカスミサンショウウオをモデルとして，湿地の生物多様性を守るための戦略的な評価手法を検討した．

2．階層的な景観生態学的評価手法

(1) 広域評価におけるハビタットモデルの活用

地理情報として環境省自然環境 GIS 第 2 版の植生図，国土地理院発行 1／25000 地図画像，国土地理院発行数値データ 50m メッシュ標高および国土数値情報気候値メッシュを用いた．地理情報の処理には，Arc View8.2 および Spatial Analyst をもちいた．植

生図は土地利用変化の激しい都市部について地図画像によって修正を加えた後，水田と森林の境界長を求めた．地形情報として，標高データより傾斜と曲率，累積流量を求め，曲率 0±0.25×標準偏差の範囲を平面，0.25×標準偏差以上を凸面，-0.25×標準偏差以下を凹面とした．

また，大阪府と滋賀県でカスミサンショウウオ分布の記録のある地点とそれ以外でランダムに選んだ地点について，調査を行い，3次メッシュ単位での本種の分布図を作成した．

カスミサンショウウオは，林縁の流れのあまりない湿地に産卵することがわかっているため 50m 単位で凹地形および森林と水田の境界であることを条件とした産卵適地を選択し，さらにその産卵適地を3次メッシュごとに集計して産卵適地密度と平均傾斜を説明変数として，分布調査データを目的変数としたロジスティック回帰によって生息適地を推定した．

滋賀県および大阪府の調査データにもとづいて構築したハビタットモデルによって，本州西部について推定した3次メッシュ単位の生息適地が含まれる2次メッシュを図1（右）に示した．中国地方で生息適地が広く，兵庫県東部，滋賀県南部から三重県にかけて，愛知県などにも連続した適地が存在する結果となった．第5回自然環境保全基礎調査の報告と比較して，基礎調査で欠損していた山口県には実際に本種の生息が知られていることや滋賀県の東部と北部にも分布していることはモデルの実用性を示すものである．

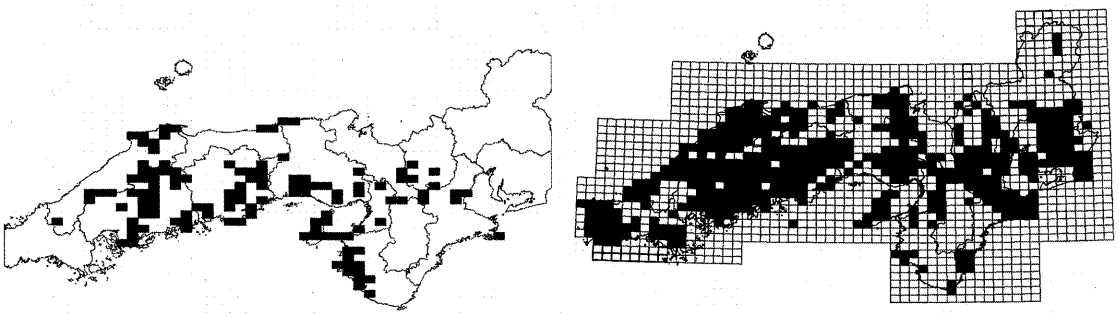


図1　環境庁第5回自然環境保全基礎調査によるカスミサンショウウオの分布（左図）と推定された生息適地（右図）（2次メッシュ）

福井県にはカスミサンショウウオは分布せず，1993 年にアベサンショウウオ（種の保存法指定種）が見つかっているが，福井県レッドリストに記載されている生息地である坂井郡および丹南地域がモデルによって生息適地であることが示された．福井県のアベサンショウウオ生息適地は，他県のカスミサンショウウオ生息適地と比較して範囲が狭く孤立していることも明らかになった．

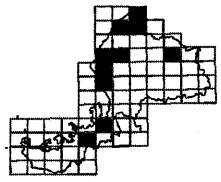


図２　福井県におけるアベサンショウウオの生息適地（2次メッシュ）

(2) 環境アセスメントにおける景観生態学的評価手法

生息場所の分断によって孤立した個体群では，確率論的な個体数のゆらぎによる局所絶滅からの回復が期待できない．したがって，ランドスケープないし地域スケールでのメタ個体群構造を解明することは，本種の保護にとって重要である．本研究ではメタ個体群存続可能性分析シミュレーション結果から，モデルの仮定の妥当性をベイズ統計によって評価する方法を試みた．

研究対象地は滋賀県南部にある面積約 200 ha，標高 130m から 200m の丘陵地で，開発が予定されている．調査地には，棚田状の水田がつくられていた．しかし，開発予定地内では一部を除いて約 25 年前に耕作が中止され，放棄水田となっている．

地理情報としては，1/2500 地形図および環境影響評価準備書にある植生図を用いて森林，水田，放棄された水田跡の湿地をベクターデータ化したものを用い，現地調査によってカスミサンショウウオの産卵場所を重ね合わせた．

生態学的データより個体群モデルを構築し，以下の手順で個体群存続可能性分析を行った．各パッチにおいて，個体は与えられた平均値と標準偏差の対数正規分布にしたがう生存率で生き残った個体が変態し，上陸するが，ある確率で生じるカタストロフによって全滅する場合もある．上陸後も対数正規分布にしたがう生存率で年齢がすすみ，3歳に達すると産卵を開始する．産卵前にはある確率で他のパッチに移動する．なお，齢構造のある個体群モデルに用いるレスリーマトリックスは繁殖直前調査の生存率としたため，第１行は各年齢群が産む平均産卵数に０歳の生存率をかけた値となり，以後この値を１歳到達仔数と呼ぶ．本分析において，局所個体群の絶滅は，出生率と死亡率の平均値からの確率論的ゆらぎによって生じる．したがって標準偏差の大きさが絶滅確率におよぼす影響は大きいことが予想され，３通り設定した．パッチ間移動率のデータはないが，成体は繁殖期以外の時期に産卵場所から 200m 以内の森林内で観察されており，最大移動距離はその２倍よりやや大きめの 500m とし，パッチ間距離 D<500m では移動率 Mは距離とともに減衰するものとした．

産卵適地の条件を満たす耕作水田と放棄水田の卵のう密度は 10:1 と報告されている（夏原ほか 2001）．これは単位面積当たりで産卵に適した部分の面積が放棄水田で少ないことと，水位が安定せず生存率の変動が大きいためであると考えられる．放棄水田では平均生存率を低く設定とともにとカタストロフを与えた．

さらに PVA パッチ占有率をシミュレーションと現実の値とで比較し，ベイズ統計による評価（MacArthy *et al.* 2001）を行った．例えば，以下のような比較を，想定した．

仮説 A-1　　耕作水田では放棄水田よりも生存率が高い
仮説 A-2　　耕作水田と放棄水田の生存率は等しい

仮説 B-1　　パッチ間の移動は稀
仮説 B-2　　パッチ間の移動はない
仮説 B-3　　パッチ間の移動は自由

初期値として，ランダムな分布を与え，25 年間のシミュレーションで得られた各パッチの平均占有率を，実際の分布の有無と次式によって比較した．

$$\mathrm{logit}(\cdot) = \ln[\cdot/(1-\cdot)] = A+B\ \mathrm{logit}(\cdot)$$

ここで，ρ は占有率の推定値，o は実際の生息の有無である．モデルの比較には，各モデルについて対数尤度

$$\ln(L) = \Sigma\, o \times \ln(\rho)+(1-o)\times \ln(1-\rho)$$

を求めて比較した．

結果

個体群存続可能性分析の結果，現状では 1 歳到達数の標準偏差が中（1.757，2.510）のとき絶滅確率 0.144 であった．全面開発した後，50m^2 の人工湿地を造成してカスミサンショウウオを保護した場合の絶滅確率は 0.730 に増加した．他条件は同じで人工湿地の面積を 200m^2 とした場合に絶滅確率は 0.702 であり，面積増加の効果は小さかった．開発面積を 1/3 とした場合，絶滅確率は 0.326 であり，現状維持より増加した．人工湿地を造成すると，絶滅確率は減少したが，3 種類の造成方法を比較すると，孤立したパッチを連結するように 3 箇所に湿地を造成した場合に優れた効果が見られた．

開発しないが，すべての耕作水田が耕作放棄された場合には絶滅確率は 0.440 となり，部分開発よりも影響が大きいと推定された．また，圃場整備によって耕作水田が乾田化した場合には，絶滅確率は 0.714 に達した．

シュミレーションによるパッチ占有率の変化は，放棄水田がシンクとして働いており，局所個体群間の移動によって，メタ個体群が維持されていることや，川を越えた移動の可能性がかなり低いことを示唆した．

広域を対象とした景観情報の分析と，大型中型ほ乳類の生息環境の分析
ー北海道北部「一般国道40号音威子府バイパス」建設計画を事例としてー

池上佳志
北海道大学 北方生物圏フィールド科学センター 中川研究林

戦略的環境アセスメントの定義と課題

筆者は，戦略的環境アセスメントの定義とその課題について，「わかりやすい戦略的環境アセスメント（環境アセスメント研究会 2000)」を参考にして，次のように整理した．

戦略的環境アセスメント(Strategic Environmental Assessment)は，1）政策[policy]，計画［plan]，プログラム［program］を対象とする環境アセスメントであり，2）事業の上位計画や政策などのレベルで環境への配慮を意志決定に統合するための仕組みである．

戦略的環境アセスメントが実施する課題として，そのプロセスに沿って大きく以下の4つの課題があると考える．まず計画の最も初期の段階において，『1）計画の必要性の確認』を行う．これは，住民ニーズの把握，コスト評価を実施し，合意形成の材料としたり，あるいは合意形成の度合いを確認したりする過程である．計画の必要性が確認された場合，『2）計画の実施場所の選定と環境保全対策』を検討する．これは，広域における自然環境の把握とその評価を行い，計画実施場所の候補地を提示したり，すでに複数ある候補地の自然の価値を一定の基準から評価した結果を提示したり，またそれに基づいてその土地の保全対策を提示したりする過程である．計画実施場所や保全対策が検討された後，それらを『3）実施するために必要な法体制の調整』を行う．実施することが確認された事業計画を進めるに当たり，また早期から環境保全対策を実行するに当たり，関係する法律や条例の調整を行ったり，複雑な法的事務手続きを解除したりするような政策的措置である．以上のようなことが実施された後は，『4）その後の進行を効率化』を計るために，1～3の過程で使用した資料，検討結果を，事業［project］アセスメントや現地業務に受け渡すことである．

本研究の位置づけ

このような定義と課題を踏まえて，特に本研究では『1）計画の必要性の確認』と『2）計画の実施場所の選定と環境保全対策』について取り組んだ．このような課題に取り組む際には，仮想的な取り組みよりも，実際の開発計画や環境アセスメント案件を対象にした方が現実的であるので，本研究では，国土交通省北海道開発局が計画している「一般国道40号音威子府バイパス」を対象事例とした．

一般国道 40 号音威子府バイパス

「一般国道 40 号音威子府バイパス」（以下、音威子府バイパス.）は、北海道縦貫道の一環として、音威子府村と中川町に架かる区間において計画されている（図 1）。当区間は天塩川流域において流路が狭い山間渓谷を抜ける特徴的な区間であり、山体が河川に迫り、河川自体が大きく蛇行する。現在の国道 40 号はこの天塩川の河岸に沿って走行している（写真 1）．そのため，過去に天塩川の増水による道路崩壊や積雪期の雪崩といった災害が発生しており、数日間にわたって交通および物流が遮断された経験がある。そのような経緯から文字通り、現国道 40 号のバイパス機能を備えた道路が求められていた。そのようなことから，音威子府バイパスは，交通の安全性と確実性の向上、物流の高速化などをその目的としてきた．また最近では、地域の救命救急医療などの向上の面からもバイパス建設の必要性が強調されてきている。

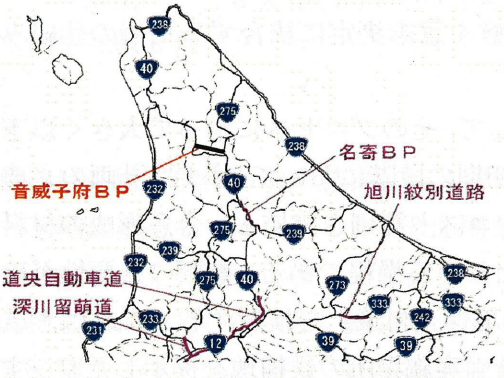


図 1．音威子府バイパスの位置

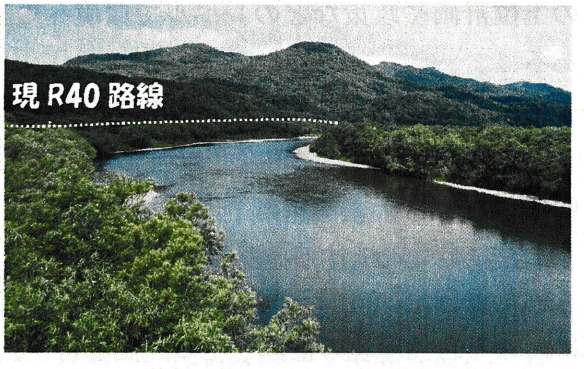


写真 1．計画区間の景観

音威子府バイパスの計画路線の大部分は、北海道大学北方生物圏フィールド科学センター森林圏ステーション中川研究林（以下、中川研究林。）を通過することになっている。中川研究林は、温帯林から亜寒帯林への移行帯にあり、広義の温帯林の北端と考えられる。カツラやカタクリ、ハシドイなどの自生北限とされる。比較的急峻な地形が多く，南北に蛇紋岩地帯が存在し，特有の森林植生、草本植物が見られる。中川研究林は全域（約 19,000ha）が鳥獣保護区であり、猛禽類、大型哺乳類だけでなく豊富な動物相が確認出来る。例えば，オジロワシ（天然記念物），クマタカ，オオワシなどワシ・タカ類 15 種、フクロウ類 2 種（杉山ほか 2004），クマゲラといった鳥類，エゾヒグマ、エゾシカ、クロテン、オコジョやイイズナなどの哺乳類，エゾサンショウウオ，魚類ではシロザケ，サクラマス，カラフトマスの遡上，ヤマメ（サクラマスの幼魚および河川残留型）が確認されている.「北海道のすぐれた自然地域」としても報告されている（北海道環境科学研究センター 1994）。音威子府バイパスの計画路線は，概ね図 2 の通りである．筬島地区は道路によって森林と草地が分断されることが予想される場所であり、その周辺では絶滅危惧植物の生育、エゾヒグマやエゾシカなどの生息、エゾシカの越冬

地、猛禽類の営巣と採餌などが確認されている。琴平地区は道路が河川を縦断する計画になっており、流域規模の環境改変が予想される場所である。カツラやヤチダモの大径木が見られ、エゾヒグマやエゾシカ、クロテンなどの生息、エゾシカの越冬地、ヤマメの生息が確認されている。

1988 年に北海道開発局より音威子府バイパスの申し入れを受けた当時の北海道大学農学部附属演習林中川地方演習林では、大学の教育・研究フィールドであり、また貴重で豊かな自然環境が残されているフィールドであることから、開発地として不適当であることを主張し、演習林内の道路の通過を拒んだ経緯がある。しかしながら、周辺自治体からの強い要望もあり、「自然環境の保全」と「周辺自治体における地域振興」を十分に検討することを条件として、研究林地内での環境調査を受け入れた。音威子府バイパス計画は、その後に事業化され、1996 年に環境影響評価手続きのための現地での環境調査が開始された。3 年の調査期間を経て環境影響評価準備書が提出され、北海道知事意見を受けている。その後、追加調査を継続しながら、環境影響評価評価書をとりまとめる最終段階にあった．しかし，2004 年度に規格変更を行い，環境影響評価の対象事業から外れている．今後，基本設計、測量，用地取得、工事といった段階を経て、音威子府バイパスが開通、共用されることになるであろう。

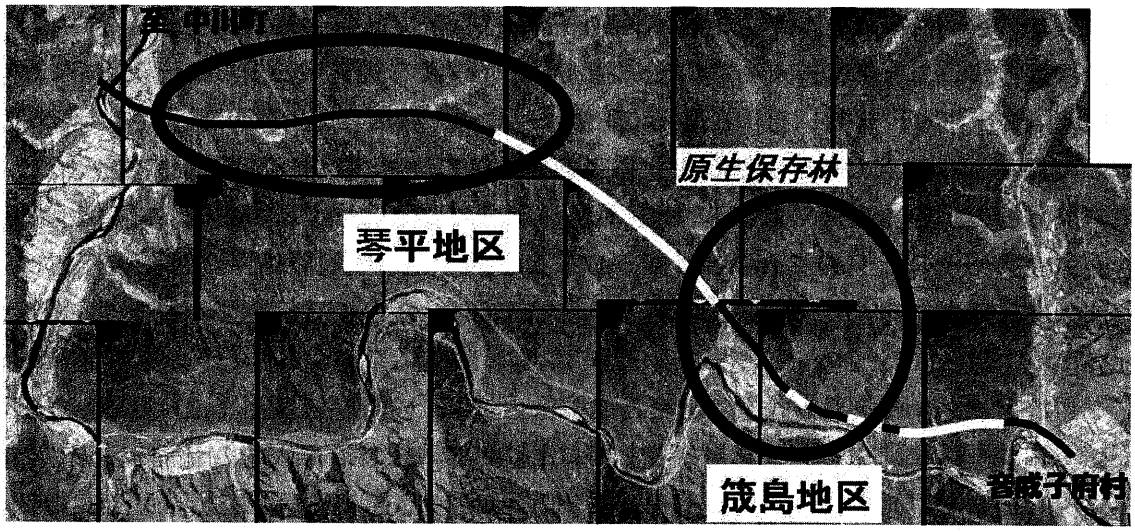


図 2．自然環境調査において中心となる調査地

黒円：　筬島地区，琴平地区

黒実線：　音威子府バイパス計画路線（概要）

白線：　音威子府バイパス計画路線（トンネル計画位置［未確定］）

研究課題とその概要

本研究における研究成果の一部を以下の成果リストに示す．この他にも未だ印刷されていない成果が得られている．これら成果の中から主要な研究について，その概要を以

下に示す.

まず『1）計画の必要性の確認の視点』について，その事業計画の現状とそれに見る課題について情報の整理，種々の視点からの評価を行った（池上 2003）．視点は，1）住民，2）教育・研究フィールド管理者，3）自然保護的自然科学者，4）大規模野外実験科学者，5）環境教育者，6）環境計画研究者の6つである．それぞれの視点で，音威子府バイパスに対する是非は異なり，また期待する内容も異なってくる．地域の生活主体は住民であり，開発の是非，その内容は住民が決定すべきである．しかし，その意志決定に際しては，このような複数の視点があり，意見が異なることを理解した上で，開発の是非や内容を検討していく必要があることに言及した.

次に，『2）計画の実施場所の選定と環境保全対策』の課題に関して，特に計画実施場所の選定に関係して，広域圏（北海道北部33市町村）における対象地域の自然的，社会的位置づけについて，環境情報を利用して捉えることを試みた（池上 2004a）．この際に地理情報システムを使用した．使用したソフトは，ESRI社のArcView3.2および拡張モジュールSpatial Analyst3.2，また必要に応じてERDAS社のIMAGINE8.4を使用した．使用したデータは，数値地図50mメッシュ標高，国土数値情報，自然環境GIS，北海道地質調査所作成の地質図をデジタル化したデータなどである．その結果，自然的位置づけは、両町村ともに天塩川中流域に位置し、急峻な地形である。蛇紋岩地帯の存在と、WIから常緑針葉樹林帯と落葉広葉樹林帯の移行帯であることが明らかになった。社会的位置づけは、両町村ともに山間域で建設業が多く、製造業が少なく、音威子府村は農業に、中川町は林業に特徴があることがわかった。しかしながら，使用したデータについて，市販のデータを主としたため，動植物等の詳細な状況が把握出来なかった．そのような分析を行うためには，北海道環境科学研究センターなどが集積している動植物のデータベースを使用するなどして，さらなるデータの増強が必要であろう．また，今回の解析結果は，単純な分析しか行っていないので，さらなる統計解析を検討する余地がある.

さらに『2）計画の実施場所の選定と環境保全対策』の課題に関して，特に音威子府バイパス計画路線に係る流域を対象として，比較的広域における大型・中型ほ乳類の生息状況の把握と予測を行った（池上・岡部・小野 2004）．この研究は，計画地を含む天塩川支流域を対象として，その地域をまず地理情報によって環境区分し，区分された環境タイプごとにそこで出現する大型・中型ほ乳類の傾向を捉えようとするものである．そして，その捉えられた傾向によって，バイパス建設の際にどのような保全対策が必要かを検討しようとするものである．調査方法は，環境タイプごとに適当な繰り返し数で，赤外線センサー付き自動撮影カメラを設置して，そこで撮影される動物の頻度を3年にわたって測定した．動物種ごとにその撮影頻度と，その場所の地理情報および現地環境を数値化し，重回帰分析やJacob's の選択度指数を算出し，動物によるその場所の選好性などを明らかにした．これによって，現地での動物の生息地条件を明らかにし，流域

における動物の環境利用状況を推定することが出来た．野生動物の生息に関する詳細な情報は，特定のせまい地域を対象にした場合，情報が得られていないことが多い．地理情報と自動撮影カメラを組み合わせて調査デザインを行うことで，簡便に効率よく現地でのデータ取得が可能になる．そして得られたデータから各種の動物の生息地推定を行うことができる．ただし，ここで行われた生息地推定は，あくまで撮影データに基づくものであり，その信頼性については，十分な吟味が必要である．

まとめ

本研究では，このように種々の視点，種々のスケールを対象として，戦略的環境アセスメントにおけるいくつかの重要な課題に関するパイロット的研究を実施した．これらの研究から得られた成果については，現在さらに検討を深めているところである．一定の検討が終わった後に，学術雑誌等への公表を行う予定である．

おわりに

本研究における種々の成果を得られたのは，本科研による助成金に依るところが大きい．しかし，他の資金も使用しながら進められた部分があるので，以下に示しておく．平成 14 年度若手研究 B「道路建設予定地周辺地域におけるエコシステム・マネジメントに関する研究（代表：北大・池上佳志）13780443」，平成 14-15 年度基盤研究 B2「エコシステム・マネージメントの理論および社会制度の構築とその適用．（代表：北大・中村太士）13460061」である．

最後に，本研究の解析の一部で，北海道環境科学研究センターの環境サポートシステムを利用した．利用に当たっては，同センター環境 GIS 科長の高田雅之氏に便宜をはかって頂いたので，ここに記して謝意を表す．また本科研への参加を促して頂いた代表者の中越信和教授，種々のアドバイスと刺激を与えて頂いた科研メンバーの方々に感謝の意を表したい．

成果リスト

池上佳志．2003．北海道北部における「国道 40 号音威子府バイパス」事業の現状と考察．北海道の自然，41：20-32．北海道自然保護協会．

池上佳志．2004a．道路建設予定地周辺地域におけるエコシステム・マネジメントに関する研究（2001-2002 年度報告）．中川研究林における自然環境調査 2001-2002 年度報告．171-182．

池上佳志．2004b．音威子府バイパス建設予定地における気象モニタリング（2001-2002 年度報告）［北海道大学北方生物圏フィールド科学センター森林圏ステーション中川研究林，独立行政法人北海道開発土木研究所 構造部構造研究室．共同研究．］中川研究林における自然環境調査 2001-2002 年度報告．134-135．

池上佳志・金子　潔・浪花愛子・門松昌彦・山ノ内　誠・守田英明・杉山　弘・水野久男・斉藤 満・森永育男・鈴木健一・照井勝巳・山科健五・三浦美明・菅原 諭・樋口清市・木村孝男．2004．音威子府バイパス建設計画に伴う「中川研究林における自然環境調査」－広域・長期モニタリングにおける現状と課題－．北方森林保全技術，22:10-16.

池上佳志・小宮圭示．2004．森林圏マップ・システムの構築とGISを利用した林相図作成．北方森林保全技術，22:25-36.

池上佳志・浪花愛子・金子潔・板垣恒夫・小宮圭示・小塚力．2004．地理情報システムを利用した中川研究林の林相図作成（2001-2002年度報告）．中川研究林における自然環境調査2001-2002年度報告．147-170.

池上佳志・岡部佳容・小野有五．2004．琴平川流域における大型中型ほ乳類の環境利用特性（2001-2002年度報告）．中川研究林における自然環境調査2001-2002年度報告．27-38.

池上佳志・杉山 弘・浪花愛子・金子潔・山ノ内 誠・守田英明・水野久男・斉藤 満・森永育男・三浦美明・菅原諭・鈴木健一．2004．多雪地域における積雪期森林野生動物痕跡調査（2001-2002年度報告）．中川研究林における自然環境調査2001-2002年度報告．12-26.

金子潔・池上佳志・野田真人・山ノ内 誠・守田英明・杉山 弘・浪花愛子・水野久男．2002．中川研究林における自然環境調査－道路建設予定地における環境モニタリング．北方林業，54：145-150

小塚力・小宮圭示・池上佳志．2003．GIS技術を利用した林相図作成技術の開発．北方森林保全技術，21：31-36.

浪花愛子・池上佳志・山ノ内誠・守田英明・水野久男・杉山 弘・金子 潔・森永育男・斉藤 満・三浦美明・菅原諭・鈴木健一．2003．積雪期におけるエゾシカ等の痕跡調査について（I）－エゾシカが樹木に及ぼす影響．北方森林保全技術，21：10-21.

引用文献

北海道環境科学研究センター．1994．「すぐれた自然地域」自然環境調査報告書 道北圏域・道央圏域．258pp．北海道環境科学研究センター．

環境アセスメント研究会（編）．2000．わかりやすい戦略的環境アセスメント 戦略的環境アセスメント総合研究会報告書．230pp．中央法規．

杉山　弘・斉藤　満・山科健吾．2004．道路建設予定地周辺の鳥類相調査-2-「2002年度猛禽類調査」．中川研究林における自然環境調査2001-2002年度報告，70-83.

田園生態系における景観評価

内藤和明
姫路工業大学・自然環境科学研究所

はじめに

日本の多くの地域では，農村景観は水田によって特徴付けられる．水田は日本の全耕地面積の54.7%を占め，灌漑期には湿地同様の景観を呈し，非灌漑期には陸地化するという大きな季節変化を見せる．そのため，水系ネットワークといった観点からも農村生態系の主要な構成要素となっている．

筆者らは，田園生態系における生態ピラミッドの頂点に位置する動物のひとつであるコウノトリ（Ciconia boyciana Swinhoe）の野生復帰計画に関連して，農村地域における環境情報とコウノトリの行動，およびコウノトリを上位種とする景観評価という観点から研究を行った．以下に，コウノトリのかつての生息地利用，野生コウノトリの行動範囲と利用場所，採餌場所としての豊岡盆地の景観評価について述べる．

コウノトリの野生復帰計画

コウノトリは翼開長が2m近くある大型の鳥類で，樹上に営巣し，淡水魚やカエル，バッタ等の小動物を餌とする田園生態系の高次捕食者である．同種の日本産繁殖個体群は1971年に絶滅した．絶滅吾も国外から飛来する個体が年間数例見られるが，確立した個体群は国内にはない．本種が最後まで生息していた兵庫県豊岡市では，飼育下での保護増殖が1965年から進められており，放鳥による野生復帰を目指した調査・研究と同時に生息環境の整備などが検討・実施されている．現在，2005年度の試験放鳥を目指して取り組みが進んでいる．

調査対象地域である豊岡盆地は兵庫県北部に位置し，円山川下流域に広がる東西約8km，南北約12kmの低地帯である．円山川の左岸に市街地が広がるほかは水田が土地利用の多くを占める．

コウノトリのかつての生息地利用

野生復帰計画を進めるにあたっては，野生個体が生息した当時の環境を明らかにし，現在のそれとの比較によって，生息環境を復元することが重要である．しかし，営巣地点や行動についての記録は若干あるものの，本種の行動圏や生息地の利用に関する資料は残されていなかった．そこで地域住民から生息当時の目撃情報を収集し，本種のかつての分布と生息地利用を明らかにすることとした．

広域合併前の豊岡市および周辺地域を含む1市8町にある全小学校の6年生および全中学校の2年生（計約2600名）を対象に，地形図を添えた調査用紙を配布し，コウノ

トリを目撃した年，季節，地点，行動等を身近な高齢者から聞き取るよう依頼した．目撃地点が地形図上に正確に示されており，目撃年代が比較的はっきりしている情報を用いて，目撃地点の広がりやその変化，目撃地点とコウノトリの行動の関係等を地理情報システムを用いてデータベース化した．

延べ1,304人分の回答が寄せられ，1,088件の目撃情報を得た．目撃地点は豊岡盆地の低地帯全域に分布しており，少数ではあるがその周辺地域でも目撃されていることが明らかになった．目撃地点の広がりはコウノトリの個体数が急減した昭和30年代に急速に縮小したと推察され，40年代の目撃地点はごく限られていた．すなわち，コウノトリの個体数が減少していた時期に個体群としての生息範囲も縮小していたことが確認された．目撃地点の多くはかつての営巣地から1km以内に存在し，離れるほど地点数は減少していた．このことは，コウノトリが日常的には営巣場所（主に平地に面した山の斜面にあるマツの高木）から数km以内の場所を利用範囲としていたことを示唆している．目撃場所は水田が目撃情報の56%，個体の行動は採餌が58%を占め，両者の組み合わせが46%を占めるなど，採餌場所としての水田環境の重要性が示唆された．一方，河川での目撃は円山川の支流で浅瀬がある出石川流域など一定の場所に集中していることが明らかになった．

野生コウノトリの行動範囲と利用場所

2002年8月5日に日本産繁殖個体群の絶滅以来31年ぶりにコウノトリが豊岡盆地に飛来した．この個体は2000年12月に宮崎県に飛来し，以後主として日本海側に沿って移動したものと同一個体であることが確認されている．筆者らは，この個体の豊岡盆地における行動が，コウノトリが生息するための環境条件を明らかにし野生復帰に向けた環境整備を進める上で参考になると考え，個体の追跡調査を行った．

5万分の1地形図と，コウノトリがよく利用する場所についてはさらに詳細な地図を用意し，時刻毎の個体の位置を地図上にプロットし，そこの環境やコウノトリの行動を記録した．飛来当月は毎日早朝にねぐらで個体を確認してから日没のねぐら入りまで観察を行った．翌月以降は適宜観察を行った．7時間以上の調査を行った日数は2003年5月までで月に7日から26日（平均15.9日／月）であるが，以降も調査頻度を減
らして引き続き追跡を行った．

コウノトリが飛来したことが最初に確認された場所は，小規模な谷地形である兵庫県立コウノトリの郷公園（以下郷公園）の敷地内であった．飛来後約2ヶ月間は，採餌，休息，就塒等を全て園内で行い敷地外に出なかったが，その後，園外に着地し採餌するようになった．着地場所は河川敷，河川の浅瀬，水田などのいくつかの決まった場所に集中していた．この間，コウノトリは日暮れ時には必ず郷公園に戻り園内の湿地や飼育用ケージの屋根などをねぐらにしていた．12月からは郷公園から約

4km離れたコウノトリ保護増殖センター（以下センター）に飛来するようになり，2月には施設内で営巣行動を開始した．そのため行動の拠点が郷公園からセンターに移り，ときおり近くの水田や河川の浅瀬で採餌するか郷公園に向かうことが多くなった．

この個体が郷公園とセンターを行動の拠点にしていることは飛来以来変わっていない．それは，郷公園とセンターでは容易に採餌ができ，しかも同種個体がいること，安全なねぐらと休息場所があることなどが関係していると思われる．しかし，拠点地域外での行動範囲や利用場所はおよそ1ヶ月単位で変化した．コウノトリの行動軌跡からみるとこの個体はときおり広範囲を飛行して採餌可能で安全な場所を探索し，新しい場所に慣れた後に着地してその場所を採餌等に利用する傾向が見られた．そのため利用場所の空間分布は，滞在時間が長くねぐらとしても利用するコア（郷公園，センター）があり，その周囲に主に採餌場所として利用するサテライト（河川敷，水田等）が分布するという構造をしていることが明らかになった．季節的には，春から初夏にかけて水田等の利用頻度が高くなり，秋期には牧草地を，冬期には河川の浅場を採餌場所として利用する傾向が特徴的であった．

採餌場所としての豊岡盆地の景観評価

コウノトリを再導入し，野生個体群の定着を図るためには，採餌場所と営巣場所を始めとする生息条件の整備が必要である．特に，同種が高次捕食者であることから，採餌場所と充分な餌生物を確保することは放鳥個体を定着させるために重要である．そこで，コウノトリの採餌環境の視点から豊岡盆地一帯の評価を行った．

2001年6月から9月にかけて主要部で現地踏査を行い，空中写真の判読とあわせて盆地底部の土地利用図を予備的に作成した．さらに，2003年10月から翌年3月にかけて耕作地およびそれに隣接する区域の用排水路を踏査し地図化すると同時に，それぞれの水路の断面形状，水面幅，水深などを調査した．これらをあわせて地理情報システムに入力して採餌環境解析のベースマップとした．

次に，コウノトリが主に水辺環境で淡水魚などの水生動物を採食することから，重要な採餌環境として，水田，水路および河川の水深が浅い場所を空中写真および現地調査により抽出し，1/2500スケールの土地利用図を作成した．これらのうち，水田は市街地を除いた全域に広がり盆地底部で卓越する土地利用形態であった．水路に関しては，当地域では圃場整備が進みコンクリート張りの深い水路が多く，物理的に降りて採餌可能と思われる水路を，幅が2mより広いまたは深さが50cm未満と仮定した場合，水路延長比で35.1%，水面面積比で41.5%が採餌に不適と計算された．このような水路は盆地の中心部に多かった．また，河川の浅場は下流側に少ないこと，水辺以外の採餌環境として利用する牧草地が円山川本流沿いなどに分布することが明らかになった．

また，主要な採餌場所である水田，水路，河川，牧草地において，コウノトリの餌生物の調査を2001年に行った結果から，それぞれのハビタットにおける餌生物量の季節変化を推定した．盆地一帯における利用可能な餌生物の密度分布や季節変動を考慮し，現在の環境で生存可能な個体数の予測を試みたところ，推定モデルや季節により変動があるが数十個体程度の生息が可能な餌生物が存在すると推定された．

まとめ

以上，コウノトリの野生化に関連し田園生態系における景観評価について述べた．コウノトリの野生復帰計画は，関連する組織・団体からなる「コウノトリ野生復帰推進協議会」を中心に進められており，一連の研究成果は協議会を通じて野生化の事業に反映されている．コウノトリが大型の鳥類であることから，個体の生存・定着には広い生息地面積と多量の餌生物が必要である．同種の保護と野生復帰を進めることは必然的に，農地に留まらず地域の生態系全体の保全と安定した生態ピラミッドの構築を目指すことを意味する．すなわちコウノトリの野生化のための景観解析は，田園生態系における景観評価の様々な尺度を包含し，総合的に捉える指標としての意味を併せ持つと考えられる．

農村景観内の農地生態系の機能評価

根本正之　（東京農業大学）

多面的な機能をもつ農地生態系

農地生態系の本来の機能は食料を生産し供給することにある．しかしその他にも洪水防止や水源涵養などの国土保全や景観形成，生物多様性保全さらには農村活性化や食料安全保障に関するものまで多くの機能を有していることが近年になってようやく認識されることとなった．なかでも生物多様性保全の機能は2002年に新・生物多様性国家戦略が策定されたことによって伝統的な農地生態系にみられた生物多様性保全機能を再生することが大きな課題になっている．

農地生態系の生物多様性

生物多様性に重大な影響を及ぼしている人間活動は，その原因および結果から以下の3つに分けられる．

① 人間活動ないし開発が直接的にもたらす種の減少，絶滅あるいは生態系の破壊，分断，劣化を通じた生息・生育域の縮小，消失．

② 生活・生産様式の変化，人口減少など社会経済の変化に伴い，自然に対する人為の働きがけが縮小撤退することによる里地里山等における環境の質の変化，種の減少ないし生息・生育状況の変化．

③ 近年問題が顕在化するようになった移入種（外来種）等による生態系の攪乱．

①～③の人間活動はその仕方や影響を受ける側にある種や生態系が異なるので当然のことながら危機対応策も一筋縄ではゆかない．

特に②は田園地域で深刻な問題を引き起こしており新・生物多様性国家戦略において強調された点でもある．農耕の開始から昭和30年代前半まで長期に亘って少しずつ作り上げられてきた田園地域の半自然生態系にみられた生物多様性は近代農法によって遺伝子から景観に至る総てのレベルにおいて著しく減少した．

里地の水田に焦点を当てて見るなら，かつての稲作は異常気象や病害虫の発生に対する危険を分散させるため一枚の田の中でいくつもの品種が混じりあった状態で生育していた．もちろん品種を揃えることが難しかった結果，そうなったという面もあろうが遺伝子レベルの多様性が高かったことは間違いない．近年はコシヒカリやササニシキといった生産性が高く食味の良い銘柄品種を広範囲にわたり栽培するのが一般的である．

里地里山における種レベルでの生物多様性の喪失も著しい．①に係わる事例は構造改善事業によって出現したコンクリート張りの水路や畦畔に象徴される生育空間そのものの消滅で非常に影響が大きい．また仮に構造物をコンクリートで固めなくとも構造改善の名のもとに多量の表土を移動することによって，後述のように一部の一年生草の帰化植物の多

量侵入を招くことで，種組成が貧弱となり，元の状態になかなか戻らない．その他，化学肥料の多量散布によって好窒素性雑草の繁茂を招来し貧栄養立地を好む種が消滅することや除草剤の連用によるメヒシバなどの一年生強害雑草の優占などが指摘される．

②の事例は米あまりや働き手の減少による休耕田面積の増加が関与している．大塚ら（2004）によれば，伝統的な谷戸田生態系は水田耕作とそれに伴う土水路，農道，畦畔等の維持管理をすることによって種の豊富な生態系となるが，休耕によって立地環境の差異は斜面上部から谷底にかけてみられる水分条件の違いだけとなり群落構成種の多様度が低下した．

生態系（景観）レベルにおいても，火入れ，下草刈り，有機物の田畑への投入など農家によるきめの細かい管理によって成り立ってきた極めて多様性に富んだ伝統的農村生態系は，生産性の向上を目的とした規模拡大によって生態系を単純化し，さらには農薬と農業機械を駆使した結果としての管理の単純化あるいは上述の耕作放棄によって多様性の少ない系に変化した．

③の移入種（外来種）による生態系の攪乱については養蜂の蜜源にはなるものの休耕した乾田で大群落を形成するセイタカアワダチソウなどがよく知られている．国外あるいは地域外から人為的に持ち込まれた移入種（外来種）は他の在来種の生育空間を奪うだけでなく，場合によっては在来の近縁種や同種に在来個体群との交雑を行って生育地を拡大し，既存の生態系を攪乱したり生物多様性の質的変化をもたらしている．

例えば，外来種のセイヨウタンポポはほとんどが染色体が 3 倍体で配偶子の融合（受精）を伴うことなく無性的に種子で繁殖する無融合生殖である．さらにセイヨウタンポポは盗賊種でもあり，日本産の 2 倍体タンポポから遺伝子を奪うことによって両者の雑種個体をかなり作っているらしい．この例からもわかるように移入種（外来種）の取り扱いはかなり慎重に行う必要がある．次に我々が関東地方の谷戸田をフィールドにして行ってきた，生物多様性の保全に関する研究の成果について概術する．

具体的な研究の成果

山間地の低湿地を意味するいわゆる谷戸地形では，水田を中心にため池・導水や排水用の小川・畦畔・農道・土手などがモザイク状に分布する景観が，水稲耕作に従事する農家のきめ細かい管理によって維持されてきた．このような農村景観の一部として成立してきた雑草群落は，地域住民の生業による働きかけが無くなれば，二次遷移が進み，そうした雑草群落に特徴的な植物は生育できなくなる（井手 1999）．したがって，造園的手法で修復したとしても，その群落を維持してゆくためにはなんらかの管理をしなければならない．ところで，平成 14 年に決定された新生物多様性国家戦略（環境省 2002）や自然際再備法の中では，谷戸地形での水田を含む里地里山の生物多様性の確保を通した自然との共生が重要課題となっており，今後はこの点からも特定の群落構成種の生態や種間相互作用までも視野に入れた雑草管理やそのための雑草群落の状態診断手法を確立してゆく必要がある．

しかし，このような水稲耕作とは直接関係ない管理条件下に成立する群落構成種の生態特性（飯山ほか 2002）については，これらの種が本来人里にある身近な植物であるにもかかわらず，残念ながらまだ十分な解明がされていないのが現状である．戦略的環境アセスメントのために地域景観情報を総合化する際にも，現状では雑草群落を診断し景観を指標化する方法を検討する段階にある．そこで本研究では，関東地方における谷戸生態系の生物多様性を農地生態系の機能として位置づけ，谷戸地形内に位置する水田の周辺にみられる雑草群落の構造的な特性と，それを維持してきた管理手法の関係を検討した．

調査地と方法

千葉県夷隅郡大多喜町に位置する未整備の谷戸田において，水稲耕作とその放棄が景観を構成している草本群落に及ぼす影響について明らかにした．そしてさらに，谷戸地形での雑草群落の構造的な特性とそれを維持してきた管理手法との関係を明らかにするため，同一谷戸内に限って，管理手法をエコトープの属性として農道，畦畔および放棄水田に代表させ,その領域に発生する雑草の生態的特性と種間相互関係について比較検討した．なお，詳しい地図ならびに手法については巻末の論文を参照のこと．

本調査によって明らかになったこと

耕作の放棄の影響については，水稲耕作地区は，谷戸断面に沿って高等植物が 112 種出現し，地形と利用形態から 5 つの景観要素に分類できた．これに対し耕作放棄地区は，79 種が出現し 3 つの景観要素に分類できた．各種の相対優占度を用いた群落分類のクラスター分析によって全調査地は類似度 50%で 7 つに分類できたが，この分類は必ずしも景観要素の分類とは対応しなかった．そのうちクラスターb1 には水田と谷底部以外の総ての景観要素が含まれた．クラスターb1 には水田と谷底部を除く要素に共通な種が含まれ，水稲耕作に伴う人手の加わり方の違いに対応して要素ごとに，それぞれ別の種が優占種になったと考えられる．耕作放棄地区では各調査地点に出現した種数と多様度に正の相関がみられた．一方，水稲耕作地区ではバラツキが大きかったが，利用形態の違いから景観要素を①水稲耕作という生産と管理の側面から著しく改変された水田，②刈取りや踏みつけなど管理に伴う撹乱条件下にある農道や林縁，③現在，ほとんど人為的影響のない林床の 3 つのグループにまとめることができた．

管理条件の違いが水田周辺の雑草群落に及ぼす影響については，132 地点の方形区から得られた 119 種のサンプルを TWINSPAN によって分類した結果，シバ，チガヤ，オギによって特徴づけられるスタンドがそれぞれ農道，畦畔，放棄水田に対応していることがわかった．地上部が頻繁に破壊される農道は陣地拡大型小型雑草のシバ，シロツメクサの他，木本類や大型雑草の芽生えもあり，不安定なスタンドであった．また年一回の刈取りが行われた畦畔には多くの種が含まれるものの，チガヤが超優占種となり，他種の現存量はヨモギとセイタカアワダチソウを除けば非常に小さかった．一方，放棄水田内ではオギが優

占し，それとセリ，スギナやツル性雑草が空間をすみ分けて共存していた．今回，雑草群落の診断の指標として試みた雑草種の潜在的な草丈に基づく植生状態指数（*IVC*）は雑草群落の持続安定性の指標となるが，本調査地においてはその値は多様性指数と呼応していないことがわかった．

以上のことから，水稲耕作を放棄すると谷戸の景観要素が単純なものになり，群落を構成する種数が減少することが明らかになった．また，雑草群落の持続安定性の指標として植生状態指数（*IVC*）の有効性を事例的に明らかにすることが出来た．

引用文献

井手　任　1999.「農村生態系の保全と管理」．ランドスケープ体系５，ランドスケープエコロジー（日本造園学会編）技法堂出版，58-64.

環境省　2002. 新生物多様性国家戦略—自然の保全と再生のための基本計画．70-73.

飯山直樹・鎌田磨人・中川恵美子・中越信和　2002. 棚田畦畔の構造および草刈の差異が植物に及ぼす影響．ランドスケープ研究 65(5): 579-584.

研究成果

大塚広夫・小林鈴枝・桝田信彌・根本正之 2004. 千葉県の谷戸地形における水稲耕作とその放棄が植生に及ぼす影響．雑草研究，49(1): 21-35.

根本正之・大塚広夫 2004. 管理条件の違いが谷戸地形における水田周辺の雑草群落に及ぼす影響．雑草研究，49(3): 184-192.

都市近郊域の景観分類と評価

原慶太郎
東京情報大学総合情報学部

はじめに

大都市周辺の近郊域では都市化にともない急激な土地利用の変化が生じている。農村景観域の中にパッチとして住宅地などの景観構成要素が入り込み、それが拡大そして融合して都市景観域のマトリックスになるという現象とみることができる（原，1994）。地域や地形などの諸条件によって緩急はあるが、これが景観生態学的にみた都市化という現象である。スプロール的な開発がなされたところでは、新たにできる住宅地などのパッチの規模が小さく、時間的な進行度合いも速い場合が多い。このような状況のところで、景観構造を解析する場合、土地改変の速度が著しいために、GIS として整備されたデータでは対応に不十分な場合があり、空中写真や衛星リモートセンシングデータの活用が求められる。とりわけ衛星リモートセンシングは、広域のデータを瞬時に取得でき、また、デジタルデータのために迅速に処理することが可能である。本稿では、都市近郊域の景観要素抽出に、異なったセンサの衛星リモートセンシングデータを用いる手法を検討し、その有効性を検証し、さらに、このような景観要素の精確なモニタリングが戦略アセスメントの基礎的な情報として重要であることを論じる。とくに本研究では、空間分解能、時間分解能が異なる衛星データを用いて、景観要素の抽出と植生タイプ判別の有効性と問題点も併せて検討する。

高分解能衛星データ及び多時期のデータを用いた景観要素の抽出

高空間分解能衛星データと多時期の中空間分解能衛星データを解析し、土地被覆が混在する都市周辺域における景観要素の抽出法に関して検討した。

解析対象地は、千葉市・四街道市・佐倉市が隣接する範囲と、佐倉市と印旛村が隣接する範囲である。いずれも北総台地に谷津田が刻み込むように発達しており、農村地帯に住宅団地が造成されるなどして、都市化の進行が著しいところである。高低差が少なく、標高や地形の影響を考慮しないで良いことから検討対象地とした。

使用した衛星データは、IKONOS 画像（解像度 1m・4m）：2001 年 4 月 23 日取得と、Landsat ETM+画像（解像度 30m）：2001 年 3 月 16 日、4 月 1 日、6 月 4 日、7 月 22、11 月 27 日取得である。Landsat ETM+と IKONOS 各一時期データに対して ISODATA 法で土地被覆の分類を行なった。さらにと ETM+では、3 月 16 日、6 月 4 日、7 月 22 日、11 月 27 日の画像からコンポジット画像を作成し同様な手法で解析した。

解析結果及び考察

単時期の Landsat ETM+画像では広葉樹林と針葉樹林の分類は可能であったが、常緑と落葉、壮齢と老齢などの詳細な分類は困難であった。また竹林、低木林、広葉樹林が同じクラスに分類されてしまう箇所が存在した。空間分解能が低いため、植生域と非植生域の明瞭な判別は困難であった。そのため、都市域の中の微細な森林パッチの抽出も困難である。多時期の Landsat ETM+画像では、常緑・落葉広葉樹の分類や、壮齢・老齢針葉樹の分類が可能であった。また単時期では同じクラスに分類されてしまう場合がある水田や裸地の分類が可能であった。このようにさまざまな地物が混在している都市近郊域では、Landsat ETM+は、ミクセルの問題があり、精確な植生域抽出や詳細な植生状況の把握は困難であるが、IKONOS に代表される高空間分解能衛星データに比べ、分光分解能は高く、また複数時期のデータの取得が可能であるので、時系列解析が可能である。単時期のデータを用いた解析に比べ、多時期のデータを用いた解析の方が分類精度は向上する。したがって、季節変化する植生状況の把握に ETM+を用いることは有効である。

一方、単時期の IKONOS 画像では、植生域と非植生域の判別は明瞭にできた。都市域の中の微小な森林パッチも抽出可能であった。ただし、植生の混在状況によっては、常緑広葉樹（林）と針葉樹（林）の判別が困難であった。また、空間分解能が高いために、分類の際、影や住宅の屋根などが水田や植生と同じクラスに分類されてしまう箇所が存在した。IKONOS では、空間解像度の高さからミクセルの問題が少なく、また都市域に点在する微小な森林の抽出が可能である。しかし空間解像度が高いために、影や建物の屋根を抽出してしまうので誤分類の原因になる。また Landsat ETM+に比べ分光分解能が低いので、植生の混在状況によっては詳細な分類が困難である。しかしながら、Landsat 衛星などに比べ、植生域の抽出精度や詳細な植生状況の把握が可能であり、都市近郊域における景観要素の抽出に IKONOS を用いる有効性が確認できた。今後、GIS との統合処理やオブジェクトベースの解析などが課題である。

文献

秋山侃・川村健介. 2003. 異なる分解能を持つ人工衛星を利用した草原植生の定量的把握. 日本草地学会誌. Vol.49. No.3. pp293～298

粟屋善雄・田中伸彦. 1999. 冷温帯森林の反射スペクトルの季節変化の特徴：ランドサット TM データを利用した解析. 日本写真測量学会誌. Vol.38. No.4. pp35～46

Forman, R. T. T. & Godron, M. (1986) Landscape Ecology, 619pp. John Wiley & Sons, New York

1986 原慶太郎・小林祐二・石橋伸介. 1994. 千葉市におけるリモートセンシングによるランドスケープの研究 II. 千葉市野生動植物の生息状況及び生態系調査報告 II（千葉自然環境調査会編), 49-61. 千葉.

鎌形哲稔・須崎純一・原慶太郎. 2003. 高分解能衛星データによる都市近郊の植生域抽

出と樹種判別．日本写真測量学会 平成15年度春季学術講演会発表論文集．pp21～24
鎌形哲稔・須﨑純一・原慶太郎．2003．異なるセンサを用いた都市近郊域の植生解析．
日本写真測量学会 平成15年度秋季学術講演会発表論文集．pp125～128
小荒井衛・飯田洋・渡辺信之・吉永新一郎・津留宏介・樋野隆司・井上潮・洲濱智幸・
中村忠．2002．高分解能衛星画像（IKONOS 画像）による地物の判別可能性について．
日本写真測量学会 平成14年度春季学術講演会発表論文集．pp169-174

政策・計画策定のための生態的指標
ー都市の生態系管理における社会的環境管理能力の形成に向けてー

長島　啓子・中越　信和
広島大学大学院国際協力研究科

近年，持続的な土地利用を実現するための新たな戦略として，生態系管理(Ecosystem Management)が注目されている。都市域においては，都市緑地の生態的機能を最大限引き出すことが生態系管理の主要な課題となる。このことから，都市に共通してみられる生態的原理を探る研究は多く見られ，新たな知見も蓄積されてきている。しかし，生態系管理の原理をいかに土地利用政策や計画に盛り込んでいくのか，つまり生態系管理を実現するのに必要な管理プロセスと最低限必要とされる情報について，体系的に論じた研究は少ない。そのため，研究成果が実際の政策に反映された例は稀である。本研究は，既存の研究をレビューすることによって，生態系管理を行うために必要な管理プロセスを明確化するとともに，生態系管理の重要な目標の一つである生物多様性の維持に有効とされる保全地域の優先度による選択，コリドーの設置，生息地の回復に必要な生態的な情報を指標として提示した。また，提示した指標を広島市の緑の基本計画に適用し，政策の評価も行った。生態系管理を行うには，政策決定者のみならず，研究者，市民，企業などとの連携が重要である。これらの管理システムの担い手の理解（社会的な能力）が環境管理の結果を左右すると考えられており，社会的環境管理能力として定義されている（松岡，2003)。本研究では，生態系管理において社会的環境管理能力を高めるために，生態学が今後担うべき役割についても言及している。

生態系管理を行うためには(1)データの収集，(2)政策・計画の策定，(3)合意形成，(4)政策・計画の実行，(5)モニタリングとアセスメント，(6)フィードバックの６つのプロセスが重要となる。生態学は，特にデータの収集と政策・計画の策定に大きな貢献が可能である。データは政策や計画の管理目標と密接な関係のもとで行われるべきである。保全地域を設定する場合は，優先度による選択が有効とされているが，優先順位をつける際の指標は，種数（種の豊かさ，species richness)，希少性（rarity)，生息地の質的変化の種への影響度（susceptibility, focal species)，相補性（complementarity/ irreplaceability)，指標種（絶滅危惧種，アンブレラ種，象徴種，focal species など）の潜在的生息地など，数多く提示されている。生息地の連続性を確保するためのコリドーの設置については，移動可能性（mobility）や拡散シミュレーションなどを用いて場所の選択を行っている。生息地の回復においては指標種の要求する生息地の近接度をもとに回復すべき場所の選定を行う研究がみられる。しかし，いずれの場合でも最も適切な指標・手法を提示するに至っておらず，今後の研究が期待される。そのため，現段階で生態系管理を行うには，管理目標に最も有効と思われる指標を

自治体と研究者が連携しながら選定することが重要だと言える。

現在，多くの自治体で緑との共生をうたった土地利用計画が示されている。広島市の緑の基本計画においても，生態系管理の主要な目標である生物多様性の保全のための保全地域の選定やコリドーの設置が掲げられている。しかし，その選定にあたってデータや科学的根拠が不十分であることが明らかになった。これは，都市の緑地管理に社会的環境管理能力を今後さらに高める努力が必要であることを示している。政策目標を設定する段階からの地方自治体と研究者との連携の必要性が再度確認されたと言える。

植物遺伝マーカーを利用したランドスケープ構成要素の解析

井鷺裕司
広島大学総合科学部

生物の存在様式をメタ個体群としてとらえ、その動態を解析することは生物保全上有効なアプローチと考えられてきた。すなわち、ほとんどすべての生物は、その分布域全体に渡って均等・均質に分布するわけでなく、複数のサブ個体群に分かれて生存する。これらのサブ個体群はそれぞれが個体群における個体のごとく、成長し、増殖あるいは消滅を繰り返している。従って、サブ個体群の集合であるメタ個体群が維持されるためには、サブ個体群間の個体、あるいは配偶子の交流が必要である。サブ個体群間におけるこれらの流れは遺伝子の交換とも見ることができ、その量、パターンの実測は生物個体群の維持機構を理解し、それを適切に管理・保全していく上できわめて重要である。

今回主に調査値とした小川学術参考林には落葉広葉樹の天然林が比較的良好な状態で保全されているが、巨視的に見れば、スギ・ヒノキ針葉樹人工林、ゴルフ場、牧場、水田、等、様々なランドスケープ構成要素に取り囲まれており、この落葉広葉樹天然林を構成する樹木はサブ個体群を構成していると見ることができる。日本の天然広葉樹林は、ブナ、シイ、カシといった林分を優占する少数の樹種の他に、普遍種でありながら繁殖個体が 1 ヘクタールあたり 1、2 本と低密度で維持されている樹種によって維持されている。後者の樹種の例としては、ホオノキ、ハリギリ、カツラ、トチノキ、ハクウンボク、等があげられるが、これらは全体として生態系の多様性の維持に大きく貢献していると考えられる。天然の森林生態系内で普遍種でありながら、低頻度で安定して維持されているホオノキ個体群の遺伝子交換を明らかにするために、小川学術参考林として指定・保全されている天然林と、それを取り囲む多様なランドスケープ構成要素において存在するホオノキ繁殖個体を対象に、遺伝マーカーを用いた詳細な解析を行った。小川学術参考林は一つの集水域をカバーするように設定されているが、その中心部に存在する保存状態の良い森林約 80 ヘクタールに繁殖を行っているホオノキは約 90 本認められ、ホオノキの繁殖個体が低頻度に維持されていることがわかった。また、天然林のまわりに存在する、伐採後数十年と見られる落葉広葉樹 2 次林やヒノキ植林地にもホオノキの繁殖個体が認められた。これらの個体間における遺伝子交換を明らかにするために、異なったランドスケープ構成要素内に生育するホオノキ個体群も解析の対象とし、繁殖サイズにある個体すべてから DNA 抽出用に葉サンプルを採集し遺伝子型の決定を行った。遺伝解析には Isagi et al. (1999)が開発したマイクロサテライトマーカーを用いた。また、小川学術参考林の中心部に位置する 6 ヘクタール調査林分において、林床に生育する稚樹の遺伝子型を明らかにし、これを繁殖個体の遺伝子型と比較することで親子解析を行った。

これらの解析の結果、調査林分は多様なランドスケープ構成要素に取り囲まれている生

態系であり、天然林としては孤立しているのであるが、林床に生育する次世代を担う個体群には外部から活発に遺伝子が流れ込んでいることが明らかになった。すなわち、林床に生育していた稚樹のうち、両親が天然林そのものに認めらられたものは3分の1にすぎず、3分の1は片親のみが天然林にあったもの、そして、残りの3分の1は両親とも天然林には認められなかった。この様な大量の遺伝子流をもたらしたものは、花粉と種子の移動によるものであるが、ホオノキの送受粉に関しては、送粉効率の悪い甲虫類が担っており、それほど花粉移動距離は大きくないと考えられてきたが、遺伝マーカーを用いた解析によって、そのような目視による推測とは異なる実態を明らかにすることができた。

孤立したランドスケープ構成要素内における送粉過程をより詳細に解析するために、小川学術参考林内の繁殖個体から数本を選定し、集合果から種子を取り出し、発芽させ、その遺伝子型を解析した(Isagi et al., 2004)。核ゲノムのマイクロサテライトマーカーを用いた解析では、一般に 2 個体の親候補が特定されても、母親と父親を識別することができないが、この場合は集合果を採集した繁殖個体が母親であるため、1つの芽生えに対して2つの親候補が特定された場合でも花粉親と種子親を識別することができ、さらには花粉の移動距離と方向を明らかにすることができる。この様な解析の結果、ホオノキでは芽生えの段階で多くの自家受粉由来の個体を含むことがわかった。調査サンプルは保存状態の良い天然林で採集したものであるが、そのような状況においても、花粉の多くが個体間ですら交換されていないということを示しているといえる。しかしながら、その反面、一部の芽生えにおいては、数百メートル離れた場所に生育する繁殖個体からの花粉を受け取っていることも明らかになった。花ごと、あるいは繁殖個体ごとの自殖率、花粉親組成などはそれぞれきわめて変動が大きく、送受粉効率が個々の事例によって著しく変動する、いわゆる idiosyncratic は性質を持つことがわかった。従来、植物の繁殖過程や繁殖効率は、個々の種が持つ生活史上の特徴を反映し、種ごとに特定のパターンを示すものと考えられてきたが、遺伝マーカーによる解析の結果、これまで漠然と考えられてきたパターンとは異なり、様々なレベルで特異的なパターンが見いだされた。

地球上のすべての生態系は多少なりとも人類によるインパクトを受けており、様々なランドスケープ構成要素によって地表は被われている。ある生物種を構成する個体群は、前述のように生育地内に均等に分布するのではなく、断続的に成立するサブ個体群の集合体であるメタ個体群として存在している。この概念は個体群の維持や動態を理解する上で有益なものではあるが、実際には更に、個々のサブ個体群はそれぞれが異なった履歴、特徴を持つランドスケープ構成要素上に存在することにも注意を要する。すなわち、実際のフィールドにおける生物個体群の維持機構を明らかにし、生物資源として持続的に利用したり、保全を試みるには、メタ個体群の動態を明らかにすると共に、異なったランドスケープ構成要素がそこに生育する個々のサブ個体群に及ぼす影響についても高精度の遺伝マーカーを用い、繁殖過程や遺伝子交換について明らかにすることが有益なアプローチとなるだろう。

発表業績

Kikuchi S, Isagi Y (2002) Microsatellite genetic variation in small and isolated populations of *Magnolia sieboldii* ssp. *japonica*. *Heredity* **88:** 313-321.

Kameyama Y, Isagi Y, Nakagoshi N (2002) Relatedness structure in *Rhododendron metternichii* var. *hondoense* revealed by microsatellite analysis. *Molecular Ecology* **11:** 519-528.

Isagi Y, Kenta T, Nakashizuka T (2002) Microsatellite loci for a tropical emergent tree, *Dipterocarpus tempehens* V. Sl (Dipterocarpaceae). *Molecular Ecology Note* **2:** 12-13.

Isagi Y, Kanazashi T (2002) Gene flow analysis of Magnolia obovata Thunb. using highly variable microsatellite markers., In Nakashizuka T & Matsumoto Y (eds), Diversity and Interaction in a Temperate Forest Community. Springer, pp. 257-272.

Isagi Y, Kanazashi T, Suzuki W, Tanaka H, Abe T (2004) Highly variable pollination patterns in *Magnolia obovata* revealed by microsatellite paternity analysis. *International Journal of Plant Sciences* **165:** 1047-1053.

Kenta T, Isagi Y, Nakagawa M, Yamashita M, Nakashizuka T (2004) Variation in pollen dispersal between years with different pollination conditions in a tropical emergent tree. *Molecular Ecology* **13:** 3575-3584.

島谷健一郎・齊藤大輔・川口英之・舘野隆之輔・井鷺裕司(2004)空間的遺伝構造と分化の図示―その変化で gene flow を観る試み―、*日本生態学会誌* **54:**165－178

Isagi Y, Shimada K, Kushima H, Tanaka N, Nagao A, Ishikawa T, Onodera H, Watanabe S (2004) Clonal structure and flowering traits of a bamboo (*Phyllostachys pubescens* (Mazel) Ohwi) stand grown from a simultaneous flowering as revealed by AFLP analysis. *Molecular Ecology* **13:** 2017-2021

井鷺裕司 (2004) マイクロサテライトマーカーで明らかになった低頻度出現種の更新プロセス. *日本林学会誌* **86:** 169-176.

Isagi Y, Kudo M, Osumi K, Sato T, Sakio H (2005) Polymorphic microsatellite DNA markers for a relict angiosperm *Cercidiphyllum japonicum* Sieb. et Zucc and their utility for C. magnificum. *Molecular Ecology Note* (accepted).

Sato T, Isagi Y, Sakio H, Osumi K, Goto S, Effect of gene flow on spatial genetic structure in the riparian canopy tree Cercidiphyllum japonicum revealed by microsatellite analysis. *Heredity* 投稿中

環境アセスメントのためのエコトープ図化の手順

[1]井内正直・[2]高橋健吾
[1]（財）電力中央研究所，[2]（株）電力計算センター

1．はじめに

環境アセスメントの生態系評価、地域の自然環境の解析・評価、自然再生事業などにおいて、地理情報システム（ＧＩＳ）を用いて地形・地質、動植物項目による主題図をオーバーレイし、環境の類型区分図などの基本的な自然環境情報を作成することが求められている。しかし、ＧＩＳで利用できるデジタル化された主題図が少ないこと、使用する主題図の種類や縮尺、凡例等の基準、さらにＧＩＳを用いた地図化の手法が確立していない等の課題が多く残されている。また環境省が作成した「自然環境のアセスメント技術（Ｉ）」によると陸域生態系においては「環境類型区分の抽出」をスコーピング段階で実施することとしている。同書によると既存資料を用いて簡単な類型化を行うとしているが、類型化の手法や実際に類型化された結果が、現実の環境類型区分としての妥当性を持つものかに関する検証方法等の具体的な手順については示されてない。

そこで本研究ではベクター形式でのエコトープ図化手法について明らかにすることを目的とした。さらに基盤環境区分GISマップ作成支援ツール、環境類型区分GISマップ（エコトープ図）作成支援ツール、アセスメント・マネジメント応用マップ作成支援ツールから構成される環境ベースマップ作成支援ＧＩＳツールを開発した。

2．エコトープ図化の手順

2.1　図化の考え方

環境類型区分を図化する際には、エコトープを構成する要素が、できるだけ均質な空間を抽出することが求められるが、実際には、各要素の分布境界線は少しずつずれており、完全に均質な空間というものはあり得ない。そのため、作業上は、実務上有効な程度に均質な空間を抽出することが目的となる。

アセスメントの際、エコトープの境界線が保全エリア検討等上の重要な意味を持つ場合も想定され、ベクターデータにより計画境界を表現する方法の確立も必要と思われる。そこでここではベクター形式でのエコトープ抽出手順を検討した。

環境因子（地形、植生など）を機械的に重ね合わせると、生態学的に意味を持たないと考えられる多数のポリゴンが発生する。エコトープ図を作成するには、意味のあるポリゴンと無意味なポリゴンを識別する必要がある。そこで、ここではオーバーレイした結果得られるＧＩＳデータから、エコトープとして抽出する環境因子の組み合わせを抽出するために定量的な判断基準を設けたうえで統廃合の判断を行った。

2.2　具体的な手順

図１にエコトープ図化の手順を示した。以下に手順に沿って具体的な内容について述べた。なお本研究ではケーススタディとして北陸地域のある地点から半径３０ｋｍ圏内（総面積は約 282.6 万平方 km）を対象とした。

①環境要因のＧＩＳデータベースの作成

基盤環境区分図としてゲオトープおよびビオトープから数種類選定する。ゲオトープは生物の生息のための基盤環境としての役割を持ち、表層地質、地形、土壌、水文環境などが挙げられる。それぞれの環境要因は相互の成因となりうるため、連関があり、必ずしも全ての環境要因について調査を行い GIS 化が必要とは限らない。本研究では広域レベルで調査が既に行われており、図面入手が可能であった地形、土壌をゲオトープとした。ビオトープは植物、動物、昆虫等の分布を均質な広がりを持つ空間として表現したものであり、現存植生図をビオトープとした。本研究では地形分類図と土壌分類図、相観植生図の３つの主題図をオーバーレイしてエコトープ図を作成した。

②環境因子間の連関の検証

一般に、異なる環境因子間の垂直的関係には、各々の因子同士に結びつき（連関）があり、その強度には差が認められる（図２）。ここではゲオトープ（地形、土壌）の持つビオトープ（植生）の立地としての許容性と、ビオトープのゲオトープに対する選択性が、この結びつきにあたる。そこで、地形、土壌、植生の各データ間に何らかの連関があるのかについて検定を行った。その結果、植生、地形、土壌の各環境要素は強い連関があることが明らかとなった。

③環境要因間における結びつきの強さの定量化

検証の結果から地形、土壌、植生の間に連関があることが確認できた。この結びつきの強さを定量化することにより、一定以上の強さの結びつきがあるユニットを独立したユニット、すなわちエコトープと認めることができるものと考えられる。そこで環境因子間の結びつきの強さをあらわす判別式を次の考えに従い用意した。図２に示すようにあるビオトープとゲオトープの結びつきが強い状態では、環境因子の境界線がほぼ重なり合い、環境因子間の結びつきが弱い状態ではほとんど重なり合わない。この重なり合いの程度を表す値を示すための判別式を図３に示す考えに沿って「偏在度」と定義した。偏在度を用いると、植生と他の環境因子の重なり具合を把握することができる。偏在度は重なり具合の比を表し、０～１の値を取る。例えばある植生単位ｉがある地形単位上ｊに完全に含まれる場合植生偏在度は１、全く含まれない場合は０となる。そのためこの２つの偏在度を算出し、その組み合わせにより分類すると、図４に示す４つの場合を把握することができる。

④ユニットの統廃合

偏在度がある一定の閾値より小さいユニットを統廃合の対象とする。本研究では閾値を 0.7（破棄する環境類型単位の偏在度を 0.3 未満）が最適であった。さらに必要に応

じて各ユニットの面積を求め、判別分析により閾値を設定して、それ以下の場合には統廃合の対象とする方法を採用する。

⑤環境因子間の連関の抽出と妥当性の検証

地形、土壌、植生間で連関が認められた区分を表１に示した。そして判別された区分を生態学的な観点から妥当性を評価した。アカマツ群落～細粒グライ土壌～大起伏丘陵地はありえない組み合わせと判断された。通常アカマツは乾性、湿性の両極端な立地に生育することが知られており、土壌条件よりむしろ攪乱などの人為的な影響等が大きいと考えらえる為である。また疑わしいと判断された５つの区分はいずれについても現地確認を行ったうえで、環境類型であるかどうか判断を行うべきであると考えられる区分である。

⑥エコトープ図の作成

機械的な方法により環境類型を抽出し、専門家によるチェックを加え、最終的な環境類型区分を行い、それに従い図５に示したエコトープ図を作成した。

３．エコトープ図化作成支援ツール開発

エコトープ図化の過程で、不要なポリゴンを統合・消去する必要があるが、手作業で実施すると多大な時間と労力を要する。そこでエコトープ図作成およびオーバーレイに必要となる基盤環境区分図、さらにアセスメントへの応用マップ作成を容易に実行することができるツールを開発した。これによりＧＩＳデータ（地形図・植生図・開発事業予定地・動植物の分布地点等）の入力から評価までの一連の作業を簡便かつ正確に行うことができる。なお本ツールはESRI社製ArcGISのエクステンションプログラムとして稼動する。

①基盤環境区分GISマップ作成支援ツール

このツールでは、環境類型区分図GISマップ作成等で必要となる地形図・植生図等の各種主題図の位置合わせ、GISデータ化、データのチェック等を行う。スキャナーで読み込んだ紙地図や航空写真等のラスター形式の主題図に地理座標系を与えることができる。また、これらを元にArcGIS標準フォーマットであるシェープファイル形式でGISデータ（ポリゴンデータ）を作成することがでる。本ツールでは必要なGISデータ作成機能だけを搭載して操作の利便化を図っている。なお本ツール起動時にも、ArcView編集機能を同時に使用することができる。

②エコトープ（環境類型区分）GISマップ作成支援ツール

このツールでは、地形図・植生図等の各GISデータのオーバーレイ、無意味なオーバーレイデータの削除、ポリゴンの統合等を行う。オーバーレイの際に、偏在度・判別分析を用いて意味をもたないオーバーレイデータを自動で統廃合し、正確な環境類型区分を作成する。偏在度分析では、計算した偏在度に基づいて統廃合を行う凡例組み合わせの選択を行い、判別分析では面積から統廃合のポリゴンを指定することができる。

③アセスメント・マネジメント応用マップ作成支援ツール

このツールでは、動植物の生息・生育種毎の環境類型区分図内の生息・生育傾向の出力、開発予定事業地内の環境類型区分の消失・減少面積の出力を行う。動植物の生息・生育調査結果の GIS データを作成し、環境類型区分図にオーバーレイすることにより、同種の環境類型区分から生息・生育傾向(ポテンシャルマップ)の出力が簡易に行える。また、開発予定事業地の GIS データを作成し、環境類型区分図にオーバーレイすることにより、消失・減少する環境類型区分の面積や割合を算出し、図表に出力することができる。

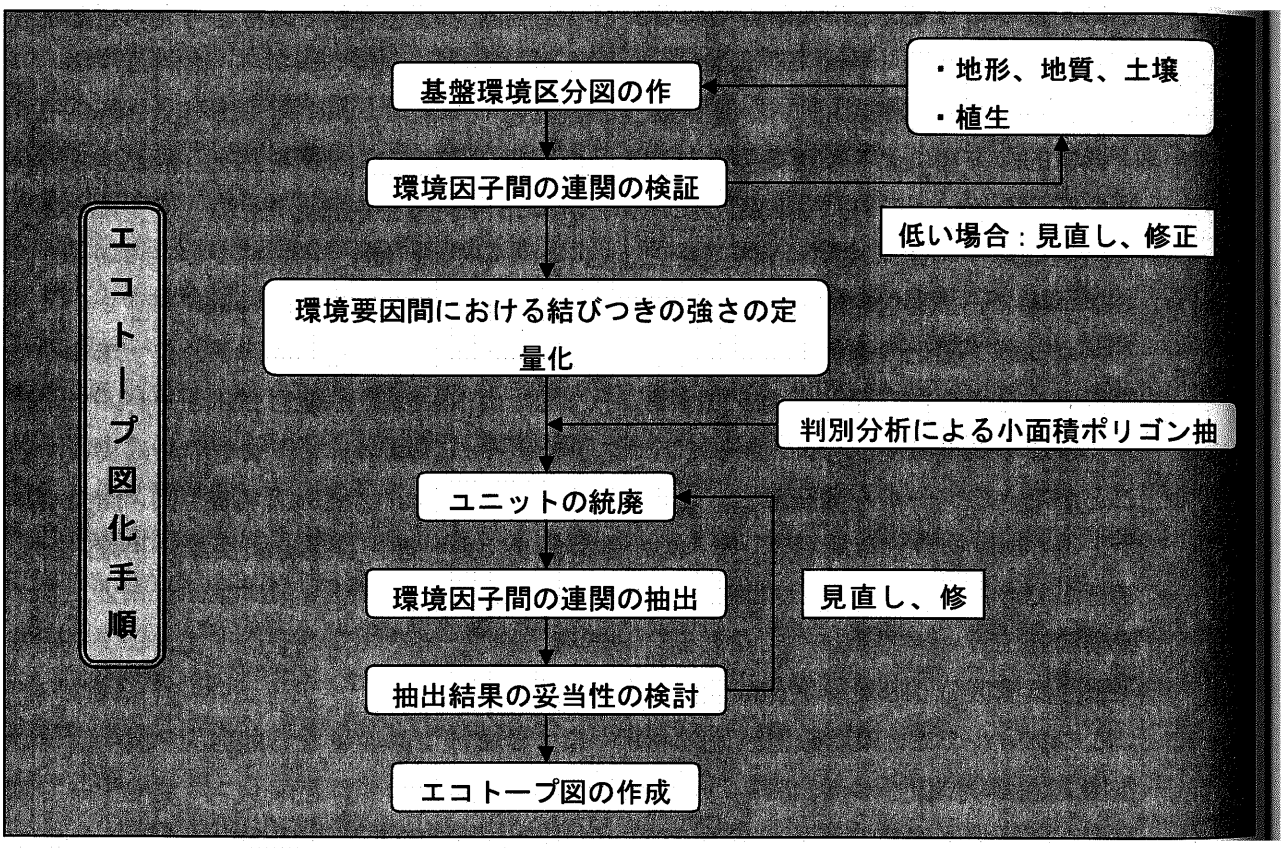
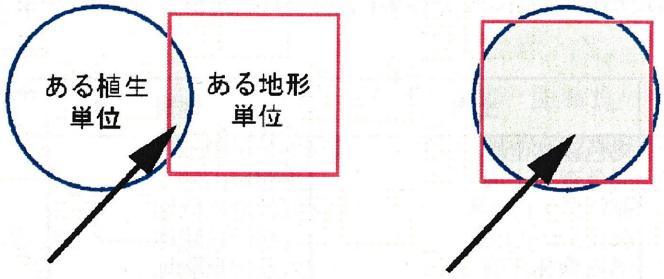


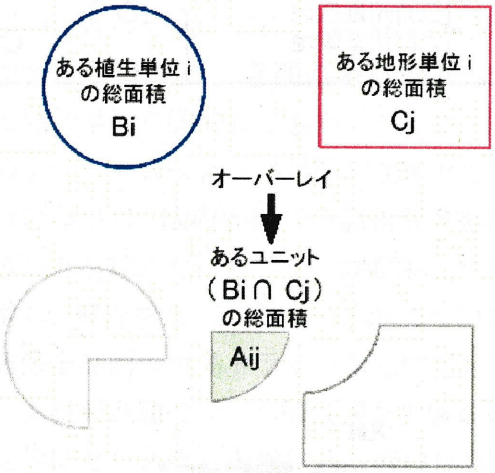
図１　エコトープ図化の作成手順



重なり合いが小さい
＝結びつきが弱い

重なり合いが大きい
＝結びつきが強い

図２　環境因子の結びつきの強弱



植生Biに対するユニットAijの偏在度

（植生ユニット偏在度）　D1　＝　Aij/Bi

地形Cjに対するユニットAijの偏在度

（地形ユニット偏在度）　D2　＝　Aij/Ci

図３　偏在度の定義

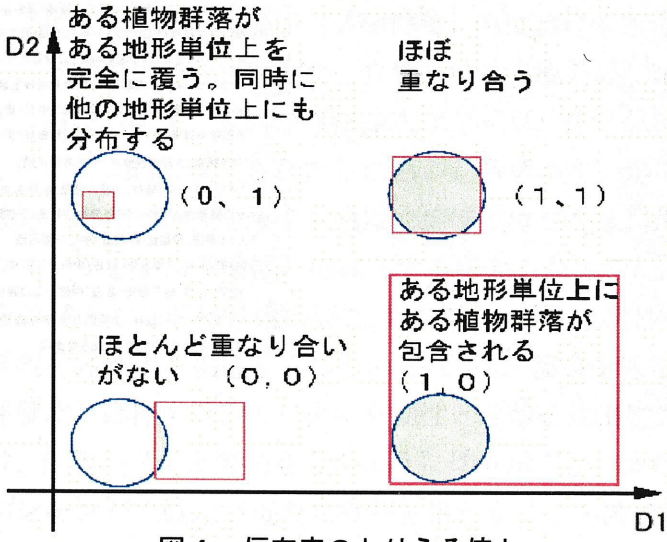


図４　偏在度のとりうる値と
環境因子相互の空間配置の関係関係

表１　判別された環境類型に対する専門家による妥当性検討の結果例

植生	土壌	地形	専門家による判断		
			十分にありえる	疑わしい	非常に疑わしい
チシマザサ-ブナ群団	褐色森林土壌	小起伏山地	○		
ヒメアオキ-ウラジロガシ群集	褐色森林土壌	小起伏山地	○		
マサキ-トベラ群集	細粒グライ土壌	扇状地性低地		○	
アカマツ群落	細粒グライ土壌	大起伏丘陵地			○
ヌマガヤオーダー	褐色森林土壌	大起伏丘陵地		○	
塩沼地植生	岩石地	砂礫台地・段丘（中位）		○	
伐跡群落	褐色森林土壌（黄褐系）	小起伏山地	○		
カラマツ植林	褐色森林土壌	小起伏山地	○		
モウソウチク林	褐色森林土壌	大起伏丘陵地	○		
桑畑	褐色森林土壌（黄褐系）	大起伏丘陵地	○		
茶畑	乾性褐色森林土壌（黄褐系）	岩石台地・段丘（中位）	○		
工業地帯	グライ土壌	三角州性低地	○		
採石場	細粒グライ土壌	大起伏丘陵地		○	
自然裸地	砂丘未熟土壌	砂丘低地	○		

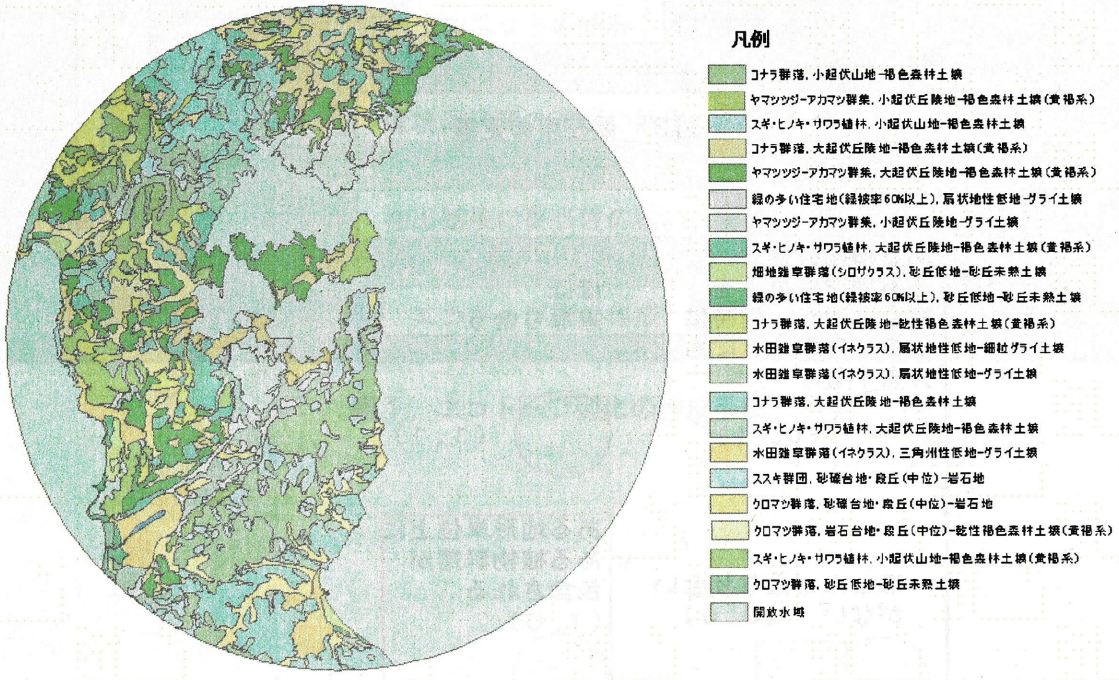


図５　作成したエコトープ図

まとめ

[12]中越　信和・[2]菊池　亜希良
[1]広島大学総合科学部，[2]国際協力研究科

本研究課題では，

日本で近年整備されつつある国土レベルの環境情報は，環境保全のための基礎データとして総合化と標準化が行われているとは言いがたい．この問題に対して，欧米，特にアメリカ合衆国の一部，ドイツ，オランダなどでは規格化された方法により，国土レベルで均質な情報が得られるシステムが整備されている．日本景観生態学会では，これまでの一連の研究成果により個々の生態系の構造やその変化のプロセスを基礎情報としながら，それら生態系間の相互作用を把握するとともに景域システムの機能を評価するための手法を開発してきた．そこで，本研究では，地形・地史的にも，また，土地利用の上からもヨーロッパ諸国や北米とは異なる日本において，現有データの数値情報化を行いながら，国内各地での調査事例を比較検討し，日本に必要な独自の方法論を検討することを試みた．そして，環境保全のためにはどのような観点から数値情報を収集・整備し，解析を行って行くべきかについて明らかにする．さらに国内の環境影響評価や環境保全計画のガイドライン策定に対して科学的基盤を与えることとする．

本研究課題では，地域景観を生態系の種類，空間スケール，遺伝子などの調査から総括的にとらえた．生態学としては自然地域（特に河川），農村地域，振興開発地，都市とした．空間スケールでは地域全体を衛星写真で把握する程度の地域スケール(Regional scale)スケールから，流域スケール(Catchment Scale)，地区スケール(Local site Scale)，さらに植物個体群の遺伝子といったミクロのスケールまでを取り扱った．

遺伝子においては，その生態系（植物群集）内における出現頻度の低い種の遺伝子のフローから，空間の構造を解明した．自然地域・流域景観においては物質の動態，流域内の水収支，川岸の植生，魚類の存在様式などから，自然が本来有する構造と機能が検討され，そして人為的に改変されたこれらのシステムをいかに評価するか，さらに保全するかが議論された．農村地域でも同様に広域ではGISを利用し，詳細研究では耕地の雑草やコウノトリを生物多様性の指標とする研究がなされた．特にコウノトリの自然復帰(放鳥)を目標とした農村景観の研究はコウノトリを上位性の種としてとらえた場合，総合的に景観を評価するのに役立つものとなった．都市生態学では都市内の景観を生物の側から評価する指標を検討し，その有効性と課題を見出すことができた．振興開発地においては，自然の保全と開発をどのように切り結ぶか，戦略アセスの中でミティゲーション・バンキングの概念が重要な役割を果たすことが確認された．また，戦略アセスが戦略的であるがゆえに備えている計画の熟度と変更可能性のトレードオフの関係が本質的な不確定性だとして議論された．個別の事例を見た場合，戦略アセスに内在する

そのような不確定性には，これまで対処両方的に行なわれてきた生物の保全対策の考えでは対応しきれない．これは特に二次的な自然を扱う場合に，顕著なことが明らかになった．そこで，そうした危機に陥れないような政策・計画を講じるという予防的・戦略的な考えに基づいて，カスミサンショウウオを題材としてシナリオ分析とベイズ型意思決定を用いた広域な生息地評価の手法を検討し有効性を確認した．

現在，環境省が作成している環境アセスメントのマニュアルでは，環境類型区分の抽出が求められている．これは，景観生態学でいうエコトープマップであるが，景観生態学の手法を用いた環境評価手法では，様々な主題図をデータソースとして代表的な手法としてはオーバーレイを用いて類型を行なう．しかし，未だにその図化手法については定まった方法は無く，試行錯誤の段階にあり，時に困難な場合もある．そこで，本研究課題の一部として，研究協力者とベクター型のエコトープ図化手法について検討し，基盤環境区分GISマップ作成支援ツール，環境類型方区分GISマップ（エコトープ図）作成支援ツール，アセスメント・マネジメント応用マップ作成支援ツールから構成される環境ベースマップ作成支援GISツールを開発した．このツールは，研究協力者が改良を重ね，GISのスタンダードソフトであるArcGISのエクステンションとして販売され一般の使用に供されている．

戦略アセス求められることは，地域の人々の暮らしや経済の変化を考慮し，地域開発に関して社会的な合意を得る努力を行うこと，事業によって引き起こされるだろう景観の変化をよく見極めてからの技術（事業）の選択を行なうこと等であり，地域の自然環境や社会環境，経済，人々の暮らしを含めた広い意味での環境を評価し，合意に向かって各段階で適切な評価と議論の題材を提供できることである．そのために景観生態学は，「景観の基本図」を作ることを通して貢献できるが，それを作り上げる過程で景観の分布を制限する主な要因とその変化の理解がしっかりと行なわれなければならない．そのために,本研究課題では，様々なスケール，地域，生態系において新しい手法を適用し，それぞれに有意な結果を得た．そしてさらに手法を検討し市販の環境解析ツールの開発にも貢献できた．しかし，3年間ではとても解決できない多くの課題が残されている．現段階で，日本に戦略アセスメントが根付くためには，国や地方公共団体での取り組みを重ね，事例の積重ねによって行政と市民の双方におけるＳＥＡに対する理解が進むことが必要である．我々は，このような取り組みを既に日本各地で行なっており，今後本研究課題で得られた成果を個別の戦略的なアセスメントに応用することでその実効性を検討してゆくつもりである．

最後に敢えて課題をいくつか挙げるならば，本課題で取り組んだ研究を進歩させ，個別のケースに対して実効性のあるものとするためには，地域地域で個々の技術的課題を解決することは勿論だが，行政にパソコン上で扱えるデジタルの国土情報を整備するようアドバイスをすること．研究者の間では景観生態学の研究と地域住民・行政との間のコミュニケーションの距離をいかに詰めるかを議論すること等がある．

研究成果（付録）

掲載論文リスト:

N. Nakagoshi & M. Inoue 2003. River system in Japan from a landscape ecological aspect.. Journal of Environmental Sciences, 15: 160-166.

Nakagoshi, N., Watanabe, S., Koga T., 2004. Landscape ecological approach for restoration site of natural forests in the Ota river basin, Japan. In: S.-K. Hong, J.A. Lee, B.-S. Ihm, A. Farina, Y. Son, E.-S. Kim, J. C. Choe (Eds.), Ecological Issues in a Changing World: Status, Response and Strategy. Kluwer Academic Publisher, Dordrecht, The Netherlands.

Nagashima K., Roger S., A.G.D. Whyte, E.M. Bilek & Nakagoshi N. 2002. Regional landscape change as a consequence of plantation forestry ezpansion: an example in the Nelson region, New Zealand. Forest Ecology and Management. 163: 245-261

Nagashima, K., Sands, R., Whyte, A.G.D., Bilek, E.M. and N. Nakagoshi. Plantation expansion possibility and its influence on land-use pattern in the Nelson region, New Zealand. Forest Ecology and Management184, 2003:263-275.

Yunus A.J.M., Nakagoshi N., Ibrahim A.L. 2003. Application of GIS and Remote Sensing for measuring and evaluating land-use changes and its impact on water quality in the Pinang River watershed. Ecological Engineering, 6: 97-110.

Ahmad J. M. Yunus, Nobukazu Nakagoshi and Ab Latif Ibrahim. 2004. Riparian land-use and land cover change analysis using GIS in Pinang river watershed, Malaysia. Tropics. 13: 235-248.

Nakagoshi N. & Kondo T. 2002. Ecological land evaluation for nature redevelopment in river areas. Landscape Ecology 17: 83-93.

A. Nakamura, Y. Morimoto and M. Yasuko. 2005. Adaptive management approach to increasing the diversity of a 30-year-old planted forest in an urban area of Japan. Landscape and Urban Planning, 70: 291-300.

F. Nakamura, S. Kameyama & S. Mizugaki. 2003. Rapid shrinkage of Kushiro Mire, the largest mire in Japan, due to increased sedimentation associated with land-use development in the catchment. Catena, 55: 213-229.

Kamada, M,, Y. Takemon and H. Woo (2003) Ecological engineering for conserving and restoring ecosystem of riversand watersheds in East Asia-Pacific Region. Ecology and Civil Engineering 6: 59-60, 2003

Takeshi Okabe and Hiroshi Takebayashi. 2004. Numerical estimation of countermeasures against sedimentation in Masaki Dam Reservoir, Japan, Environmental Hydraulics and Sustainable Water Management, Lee & Lam (eds), pp.2153-2159.

夏原由博. 2002. 水田放棄がカスミサンショウウオの生息に及ぼす影響と生息場所修復の可能性. 環動昆, 13: 11-17.

Y. Natsuhara, M. Kitano, K. Goto, T. Tsuchinaga, C. Imai, K. Tsuruho and H. Takada. 2005. Creation and adaptive management of a wild bird habitat on reclaimed land in Osaka Port. Landscape and Urban Planning, 70: 283-290.

池上佳志・金子潔・浪花愛子・門松昌彦・山ノ内誠・守田英明・杉山弘・水野久男・斉藤満・森永育男・鈴木健一・照井勝巳・山科健吾・三浦美明・菅原諭・樋口清市・木村孝男. 音威子府バイパス建設計画に伴う「中川演習林における自然環境調査」ー広域・長期モニタリングにおける現状と課題ー, 北方林業保全技術, 22: 10-16.

内藤和明・大迫義人・池田　啓. 2004. コウノトリの野生復帰と田園の自然再生, 自然再生：生態学的アプローチ（亀山　章・倉本　宣・日置佳之編）, ソフトサイエンス

社, p264.
内藤和明・菊地直樹・池田啓. 2004. コウノトリの野生化に向けた取り組みと施策の展開. 農村計画学会誌, 23: 227-230.
根本正之・大塚広夫 2004. 管理条件の違いが谷戸地形における水田周辺の雑草群落に及ぼす影響. 雑草研究, 49(3): 184-192.
N. Kamagata, J. Susaki & K. Hara. 2004. Detection of landscape elements in urban fringes using remotely sensed data of different resolution sensors. Proceedings of the 25th Asian Conference on remote Sensing, p@@-@@.
K. Nagashima & N. Nakagoshi. 2005. Indicators for social capacity development on urban ecosystem management. Social Capacity Development for Environmental Management and International Cooperation, 2: 111-130.
J.A. Mabhay, Y. Isagi, N. Nakagoshi & soedarson Riswan. 2005. Biodiversity assessment in tropical urban green areas using molecular technique: a case study of JABOTABEK area. Social Capacity Development for Environmental Management and International Cooperation, 2: 323-332.