

水稻用除草剤の河川流域における挙動予測モデル (PADDY-Large)の開発

(独)農業環境技術研究所 稲生圭哉

1. はじめに

農耕地等で使用される農薬の大部分は土壤に達し、土壤中を移動・拡散しながらしだいに分解し消失するが、その一部が水系などへ移行し、飲料水源の汚染や生態系へ悪影響（一般に「環境リスク」という）を及ぼしているのではないかと懸念が強まっている。このような農薬による影響を評価するためには、「農薬の毒性」と「人や生態系を構成する生物が暴露する農薬濃度、以下、環境中予測濃度（Predicted Environmental Concentration, PEC）という」の両者を把握する必要がある。これまで農薬の環境中濃度の把握には、野外試験や環境モニタリングが実施されてきた。しかし、これらを実施するためにはかなりの費用、時間、労力を要し、また、得られた結果はある特定の農薬使用および環境条件におけるデータでしかなく、農薬の環境挙動およびそれを支配する要因を把握することは困難である。このような問題に対応するため、欧米では1980年頃より農薬の物理化学的性状、土壤の特性、気象要因等を用いて農耕地における農薬の挙動を予測する数理モデル（mathematical model）の開発研究が進められ¹⁻⁴⁾、現在では農薬登録時の環境リスク評価に活用されている。

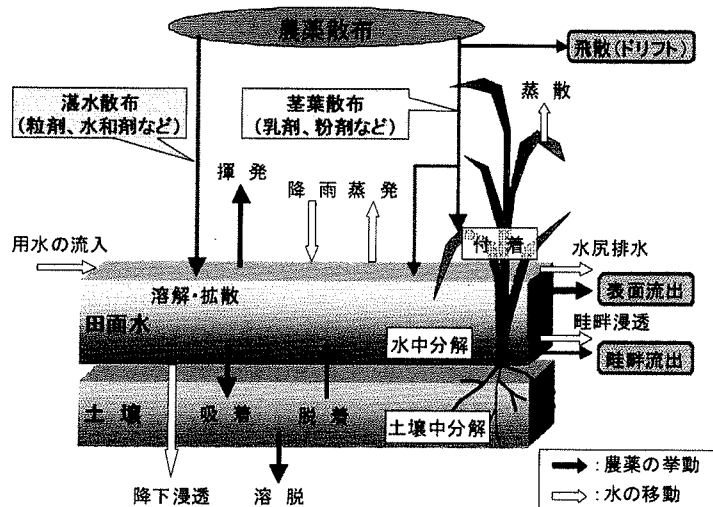
筆者らは、水稻用農薬を対象とし、水田一筆における挙動予測モデル（PADDY）や河川流域

における挙動予測モデル（PADDY-Large）を開発するとともに、モデル計算の妥当性について検証を行ってきた。本稿では、これらのモデルに関する開発状況について紹介する。

2. 水田一筆における挙動予測モデル(PADDY)

2.1 水稻用除草剤を対象とした挙動予測

水田で使用する農薬を対象とした河川流域における挙動予測モデル（PADDY-Large）では、水田一筆内での濃度予測が基本となる。水田では水稻栽培期間の大半を湛水状態にし、その排水が農業排水路を経由して河川に流入する。このため、水田は畑地に比べて農薬が表面流出しやすく、水稻を主要作物とするわが国では、水田からの農薬流出量を予測する数理モデルの必要性は非常に高い。わが国でも、ごく最近になり水田モデルの開発が進められてきており⁵⁻⁹⁾、渡邊らが開発したPCPF-1モデル^{5,6)}や、筆者らが開発したPADDYモデル^{8,9)}などがある。図-1にPADDYモデルで考慮する水田一筆における水収支および農薬の挙動要因を示す。水稻用除草剤などの農薬製剤（粒剤など）を水田に湛水散布すると、製剤から農薬の有効成分が田面に徐々に溶出する。溶出した農薬の大部分は土壤の表層へ吸着し、時間の経過とともに分解していくが、その一部が水尻排水や畦畔浸透に伴う流出、降下浸透に伴う土壤下層への移動、大



図－１ PADDY モデルで考慮する水田における水収支と農薬の挙動

気への揮発により圃場外へ移行する。PADDY モデルは、このような挙動要因を用いて水田における農薬の収支を数式（微分方程式）で表現し、田面水や土壌中の濃度変化および水田外への農薬流出量をコンピュータ上で計算する。

モデル計算に必要な入力データを表－１に示す。農薬の物理化学性のうち、土壌吸着性（土壌吸着係数）や土壌中での分解性（分解半減期）は、土壌の種類により大きく異なる。また、多くの農薬は非イオン性で水に溶けにくい性質を持つ

ため、土壌への吸着は土壌有機物への疎水結合が主体である¹⁰⁾。一般に、土壌中の有機炭素量が多いほど農薬の土壌吸着量が多くなる傾向を示すことから、農薬の挙動を予測する際に有機炭素含有率は重要なパラメータとなっている。

開発した PADDY モデルの検証を行うため、約8aの水田圃場において農薬濃度の推移をモニタリングした⁸⁾。田植え10日後に中期除草剤のマメットSM粒剤（シメトリン1.5%，モリネート8%およびMCPB エチル0.8%）を3kg/10a

表－１ PADDY モデルで使用する入力データ

項 目	パラメータ
農薬データ	
使用条件	製剤の種類、使用量、散布方法など
物理化学性	分子量、水溶解度、蒸気圧 ヘンリー定数、土壌吸着係数 水中および土壌中での分解半減期
環境データ	
圃場条件	面積、田面水深、用水量、排水量など
気象条件	気温、降水量、日射量など
土壌条件	有機炭素含有率、仮比重、孔隙率など
栽培管理条件	水管理（止水期間、かけ流しの有無）など

で湛水散布し、経時的に田面水および土壌を採取し農薬濃度を測定した。また、試験期間中の田面水深、用水量、排水量、減水深および蒸発量を測定した。水田におけるシメトリンの実測濃度を図-2に示す。田面水中の濃度は、散布6時間後に最高濃度に達した後急速に減少したが、散布1週間後には減少が緩やかになった。土壌中の濃度は、0~2cmの土壌層では散布3日後に最高濃度に達し、その後徐々に減少した。一方、2~4cmの土壌層では散布後徐々に上昇し、30日後には0~2cmの土壌層における濃度と同程度になった。図-2に示すように、開発したPADDYモデルによる計算結果は、圃場試験で得られた田面水や土壌中における除草剤の濃度推移をほぼ再現することができた。

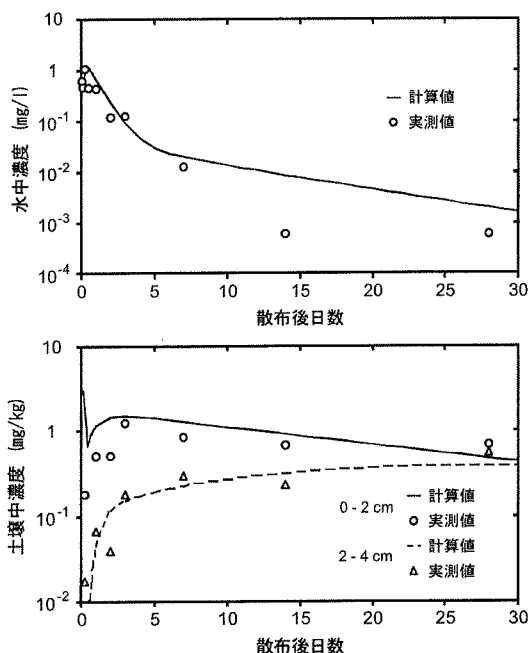


図-2 水田における除草剤シメトリンのPADDYモデルによる計算値と実測値の比較
上段：田面水中濃度、下段：土壌中濃度

2.2 最近の開発状況(PADDYモデルの改良)

これまでに開発された水田モデルでは、予測の対象は農薬成分(親化合物)のみであり、環境中で生成する代謝分解物の動態を予測できるモデルはほとんど開発されていない⁴⁾。代謝分解物の中には親化合物と同等かそれ以上の生物活性(毒性)を有する場合や、環境中での残留性が高くなる場合も想定され、親化合物のみならず主要な代謝分解物の挙動予測は不可欠である。そこで、水田雑草のノビエに卓効を示す除草剤ピリミノバックメチルを対象とし、水田における光異性化および代謝分解を考慮した挙動予測が行えるようにPADDYモデルを改良した¹¹⁾。

ピリミノバックメチルは有効成分である2種類の幾何異性体(E体、Z体)の混合物であり、製剤中にE/Z=約5/1の割合で存在するが、水中で光によりE体とZ体との間で異性化が速やかに起こる¹²⁾。そこで、田面水中におけるE体とZ体間の異性化は、B領域紫外線(UV-B)により進行する可逆的な一次反応として表現した。また、ピリミノバックメチルは土壌中において微生物によりE体とZ体のそれぞれから生成される2種類の主要な代謝分解物(以後、「ME、MZ」と表現する)が認められている¹³⁾。そこで、これらの土壌中における生成・消失過程を一次の逐次反応として表現した。これらの要因を既報のPADDYモデル^{8,9)}に適用し、田面水および土壌中におけるピリミノバックメチルE体、Z体および代謝分解物ME、MZの収支を微分方程式で表現することにより、水田におけるこれらの濃度変化を計算できるようにモデルを改良した。

改良したモデルの有効性を検証するため、2種類の水田土壌(火山灰土壌、沖積土壌)を充填した水田ライシメーターにおいて、ピリミノバックメチル0.3%を含む1キロ粒剤を湛水散布

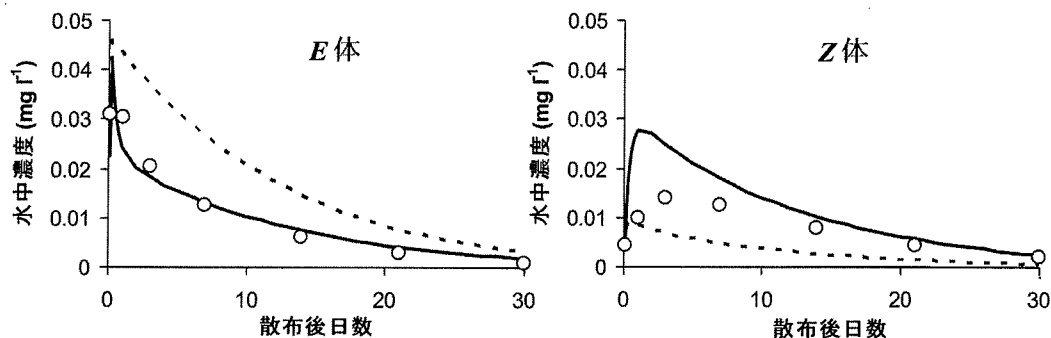


図-3 水田ライシメーターにおけるピリミノバックメチルE体およびZ体の田面水中濃度の推移 (沖積土壌)
○: 実測値、——: 計算値 (光異性化あり)、-----: 計算値 (光異性化なし)

し、経時的に田面水中濃度を測定した¹¹⁾。図-3に示すように田面水中におけるE体の実測濃度は、散布直後に最高に達し、その後急速に減少したが、Z体は散布後1~3日でピークに達したのち減少した。これは、製剤から田面水中に溶出したE体が、光異性化反応により速やかにZ体に変化したことによると考えられた。これらの測定結果と光異性化反応を考慮していない既存のPADDYモデルによる計算結果を比較したところ、計算値は実測値に比べてE体では過大評価、Z体では過小評価となった (図-3破線)。一方、光異性化反応を考慮した改良型PADDYモデルによる計算値は、散布後1週間以内にZ体で若干の過大評価となったが、実測値の濃度推移を精度良く再現することができた (図-3実線)。

また、2カ所の水田圃場 (火山灰土壌、洪積土壌) において、ピリミノバックメチル0.3%を含む1キロ粒剤を湛水散布し、経時的に土壌中濃度 (表層10cm) を測定した¹¹⁾。洪積土壌におけるE体の濃度は、散布直後に0.014 mg kg⁻¹に達したのち急速に減少し、7日後には検出下限値未満 (<0.005 mg kg⁻¹) となった。なお、Z体は試験期間中検出されなかった。火山灰土壌に

おけるE体とZ体の濃度は洪積土壌に比べて高く、減衰も緩やかであった。これらの測定結果と改良型PADDYモデルによる計算結果を比較したところ、両土壌中におけるE体およびZ体の計算値は実測値の濃度推移と良く一致した。一方、代謝分解物ME、MZの濃度は、試験期間中すべて検出下限値未満 (<0.005 mg kg⁻¹) であったが、モデルによる計算値も最高で0.004 mg kg⁻¹程度であったことから、改良型PADDYモデルは土壌中で生成する代謝分解物についても予測可能であることが示された。

3. 河川流域における挙動予測モデル(PADDY-Large)

3.1 幹線排水路 (支流域) における濃度予測

水田で使用する農薬の幹線排水路および河川における濃度を予測するため、図-4に示すように河川流域に分布する水田を農業水利の観点から、「耕区」、「農区」、「地区」、「広域」の4つのカテゴリーに分類した標準シナリオを設定した¹⁴⁾。「耕区」は畦畔で囲まれた水田一筆を表し、圃場整備後の標準的な面積は30aである。一般的な「農区」は、20筆程度の耕区と支線排水路で構成され、農道で囲まれている (面積6ha)。

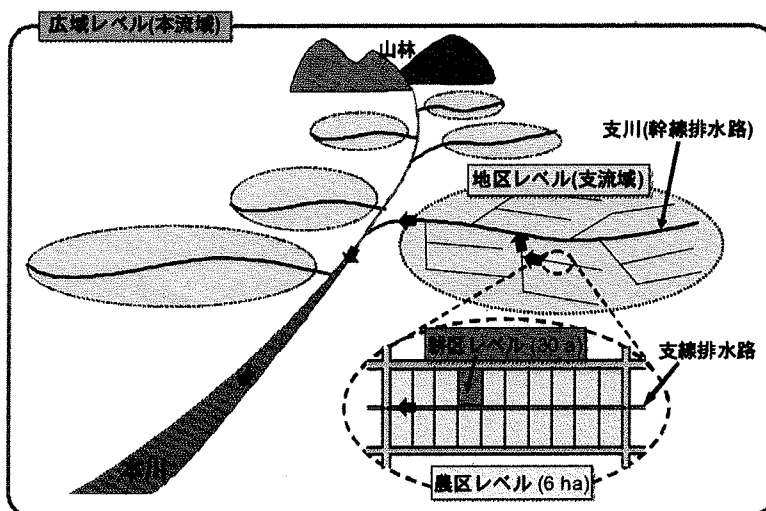


図-4 PADDY-Large モデルで考慮する農薬の移動経路

「地区」は、支流域内の水田排水を集水する幹線排水路（小河川）に沿って多くの農区が集まったものである。「広域」は、多くの幹線排水路が合流する比較的広い面積を持つ河川本流域を表す。PADDY-Large モデルでは、耕区からの水尻排水、農区内の支線排水路、地区内の幹線排水路、河川本川の順に農薬の濃度変化を計算する。

開発したモデルの検証を行うため、茨城県南部の水稲栽培地域（作付面積55ha）を流れる幹線排水路において、水稲用除草剤のモニタリングを4～8月にかけて実施した¹⁴⁾。調査地域では4月下旬～5月上旬に田植えが行われていたが、除草剤は5月上旬に検出されはじめ、5月中旬にピークに達した後急速に減少し、7月下旬には検出されなくなった。モニタリング結果による除草剤メフェナセットの実測値と開発したモデルによる計算値を比較したところ、図-5に示すように、PADDY-Large モデルは幹線排水路における除草剤の濃度レベルおよび検出期間を精度よく予測することができた¹⁴⁾。

また、長野県北部の水稲栽培地域（作付面積

361ha）を流れる千曲川支流において、11種の水稲用農薬（代謝分解物3種を含む）を対象としたモニタリングを2001～2005年に実施した¹⁵⁾。調査対象農薬の中には、除草剤に加え育苗箱処理や茎葉散布する殺虫剤、殺菌剤が含まれていたことから、これらの農薬の挙動予測が行えるようにPADDY-Largeモデルを改良するとともに、親化合物に加え代謝分解物の動態も予測できるように改良を行った¹⁵⁾。育苗箱に処理された殺虫剤カルボスルファンは河川水中からほとんど検出されず、代謝分解物のカルボフランのみ検出された。田植え期前後に使用された除

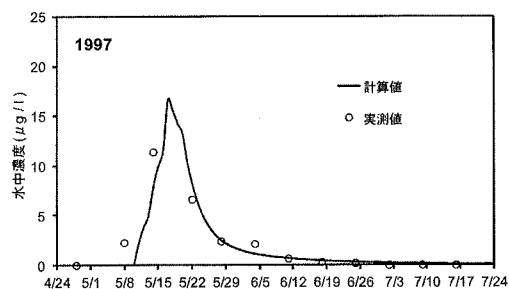


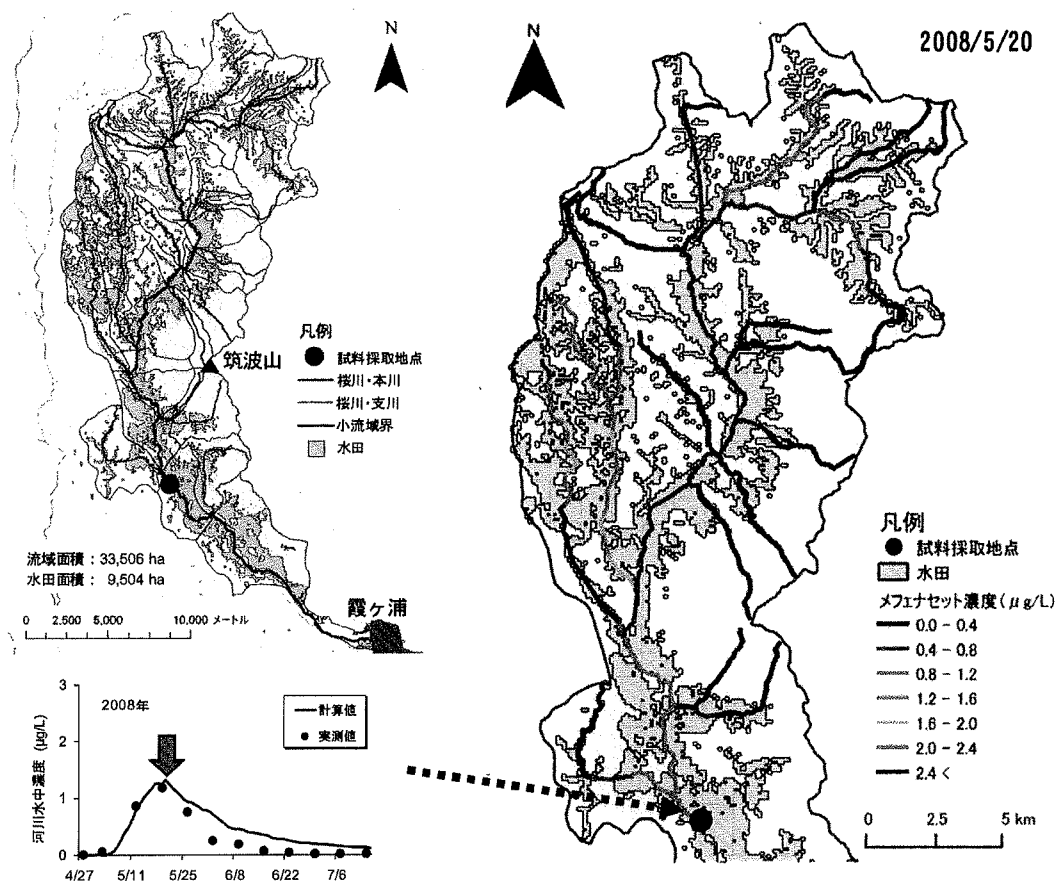
図-5 茨城県南部の幹線排水路における除草剤メフェナセットの実測値とPADDY-Largeモデルによる計算値との比較（1997年）

草剤は、シハロホップブチルを除き使用時期に対応した検出ピークが確認され、特にシメトリンが比較的高濃度（最高値： $2.4 \sim 17 \mu\text{g l}^{-1}$ ）で検出された。出穂期前の航空防除に使用された殺虫剤トリクロルホン（代謝分解物ジクロルボスを含む）および殺菌剤トリシクラゾールは、散布直後に数十 $\mu\text{g l}^{-1}$ となり、その後急速に減少した。一方、無人ヘリ防除ではこれらの化合物の最高濃度は航空防除に比べて1/10～1/2程度となり、ピークも明確には見られなかった。改良PADDY-Largeモデルにより各農薬の河川水

中濃度を計算した結果、一部で実測値とのかい離が見られ、さらなるモデルの検証は必要であるが、除草剤を含む一作期を通した水稲用農薬の濃度予測が可能であることが示された¹⁵⁾。

3.1 河川本流域における濃度予測

支流域に比べて広大な面積を持つ河川本流域における農薬濃度を予測するためには、流域内で大きく変動するさまざまな特性（土地利用、土壌の特性など）をモデル計算に適切に反映させる必要がある。近年、地理情報システム（GIS）



図ー6 GIS解析による桜川の流域特性（左上）とGIS結合型PADDY-Largeモデルによる除草剤メフェナセットの河川水中での濃度変化（左下）および濃度分布（右）

の技術が飛躍的に進歩し、土地利用や河川の河道など複雑な地理情報を容易に取り扱えるようになってきた。これに伴い、わが国でも流域レベルでの化学物質の濃度を予測する際に、GISとリンクさせた数値モデルの開発が進められている¹⁶⁻¹⁸⁾。

筆者らは、前述のPADDY-Large モデルに河川流域内の地理情報を適切に反映するため、国土数値情報や航空写真を用いて、GISにより流域特性（小流域界、水田面積、河川流路・幅など）を把握した。また、個々の水田からの水尻排水が河川に流入する地点を特定するため、河川流路を50mごとのセグメントに分割し、100mメッシュ単位の各水田について最短距離にある河川セグメントを特定する手法を確立した^{19,20)}。さらに、農業環境技術研究所で作成されたデジタル土壌図²¹⁾を用いて、流域内の水田土壌を分類ごと（土壌統別）に抽出し、土壌情報データベースにより各水田土壌の特性（仮比重、全炭素含量など）をモデルに反映させた。

図-6左上にGISで解析した茨城県南部の桜川流域（流域内の約3割が水田）の特性を示す。桜川流域の水田において田植え後に使用される除草剤メフエナセットを対象とし、流域内での使用量や使用時期を考慮することにより、開発したモデルで河川水中濃度を計算した。桜川中流域（君島橋）における河川水中濃度の実測値と比べると、図-6左下に示すように開発したモデルは一定期間内の検出濃度の変化を精度良く再現することができた。さらに、計算結果を地図上に表示することにより（図-6右）、河川流域での濃度分布が容易に把握でき、どの地域で河川水中の濃度が高くなるのかを評価することができた^{19,20)}。

4. おわりに

水田が多く分布する地域を流れる河川では、様々な水稲用農薬が使用時期に合わせて検出されている。本稿で紹介したPADDY-Largeモデルは、検証を行った農薬や河川流域は限られるが、河川における農薬の濃度を予測できることが示された。本モデルは、実測データを用いた更なる検証や予測精度向上のための改良など課題は多いが、生産現場における水稲用農薬の適切なリスク管理を行うため、地域特性を考慮した農薬濃度の推定に有効に活用できるものと考ええる。

引用文献

- 1) R. F. Carsel, J. C. Imhoff, P. R. Hummel, J. M. Cheolick and A. S. Donigian Jr: "PRZM-3, A Model for Predicting Pesticide and Nitrogen Fate in the Crop Root and Unsaturated Soil Zones: Users Manual for Release 3.12", 1998
- 2) United States Environmental Protection Agency: "Generic Estimated Environmental Concentration Model (GENEEC) User's Manual version 2.0", 2001.
- 3) L. A. Burns: "Exposure Analysis Modeling System (EXAMS) User Manual and Documentation", United States Environmental Protection Agency, EPA600/R-00/081, 2002 M. W.
- 4) Williams, J. M. Cheplick and A. M. Ritter: "RICEWQ, Pesticide runoff model for rice crops. Users manual and program documentation version 1.1", Waterborne Environmental Inc. pp. 1-7, 1996.
- 5) H. Watanabe and K. Takagi (2000) *Environ.*

- Technol. 21, 1379-1391.
- 6) H. Watanabe, K. Takagi and H. S. Vu (2006) *Pest Manag. Sci.* 62, 20-29.
- 7) 岐部香織, 高野浩至, 亀屋隆志, 浦野紘平 (2000) 水環境学会誌 23, 343-351.
- 8) K. Inao and Y. Kitamura (1999) *Pesticide Science* 55, 38-46.
- 9) K. Inao, Y. Ishii, Y. Kobara and Y. Kitamura (2001) *J. Pestic. Sci.* 26, 229-235.
- 10) 鍬塚昭三, 山本広基 (1998) 土と農業, (社) 日本植物防疫協会, 東京
- 11) K. Inao, H. Mizutani, Y. Yogo and M. Ikeda (2009) *J. Pestic. Sci.* 34, 273-282.
- 12) 農業抄録「ピリミノバックメチル」
<http://www.acis.famic.go.jp/syouroku/pyriminobac-methyl/index.htm>
- 13) 永井雄太郎, 榛葉香代子, 箭木 昭, 遊佐義男 (1996) 日本農業学会第21回大会講演要旨集, 35.
- 14) K. Inao, Y. Ishii, Y. Kobara and Y. Kitamura (2003) *J. Pesticide Sci.* 28, 24-32.
- 15) 稲生 圭哉, 北條 敏彦, 安納 弘親, 宮崎 さとえ, 斎藤 武司, 朴 虎東 (2011) 日本農業学会誌 36, 413-427.
- 16) Y. Matsui, S. Itoshiro, M. Buma, T. Matsushita, K. Hosogoe, A. Yuasa and T. Inoue (2002) *Water Science and Technology* 45, 141-148.
- 17) 鈴木規之ら (2005) 環境化学 15, 385-395.
- 18) 石川百合子, 東海明宏 (2006) 水環境学会誌 29, 797-807.
- 19) 稲生圭哉, 岩崎亘典, 岩船 敬, 堀尾 剛 (2011) 農業環境技術研究所研究成果情報 27, 12-13. http://www.niaes.affrc.go.jp/sinfo/result/result27/result27_12.html
- 20) N. Iwasaki, K. Inao, T. Iwafune, T. Horio, H. Obara (2011) *Limnology* (submitted).
- 21) 農業環境技術研究所 (2009) 土壌情報閲覧システム http://agrimesh.dc.affrc.go.jp/soil_db/

新装版

原色図鑑 芽ばえとたね

—植物3態／芽ばえ・種子・成植物—

浅野貞夫／著

A4判 280頁

定価：9,000円＋税

ISBN978-4-88137-115-2

芽ばえの細密図・種子のクローズアップ写真・成植物の生態写真、これら3態セットで植物の一生を表現。草本類480種、木本類160種を掲載した他に類のない植物図鑑。



全国農村教育協会

〒110-0016 東京都台東区台東1-26-6
TEL.03-3839-9160 FAX.03-3833-1665

<http://www.zennokyo.co.jp>