

ISSN 0037-4091

植物防疫



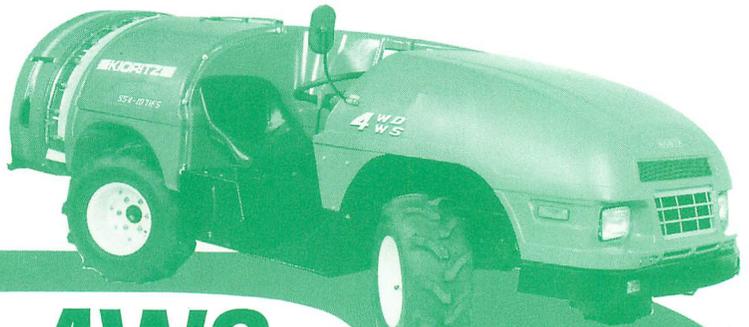
1990

11

特集号 農薬の環境動態

VOL 44

KIORITZ
ECHO



4WD&4WS

足回りの良さがきめ手です。

共立はスピードスプレーヤに4WD・4WS(4輪駆動・4輪操舵)システムを採用しました。旋回半径はグッと小さく、これまでのSSでは考えられない2.7m(機体最外側旋回半径)とコンパクトになりましたので、狭い園での作業も楽にこなせます。また、運転席からワンタッチで出来る風量2段階調節機構、スイッチノズルと差圧調圧弁の組合せにより、調量・調圧・散布パターンの変更が簡単に行なえます。新しい時代をリードするハイレベルなSSです。

共立スピードスプレーヤ SSV-1071FS

- 寸法: 3,980×1,450×1,260mm ●重量: 1,250kg
- エンジン排気量: 1490cc ●薬液タンク容量: 1000ℓ
- 走行部形式: 4輪・4駆 ●噴霧用ポンプ吐出量: 92ℓ/min
- 送風機風量: 726(494) m³/min ●ノズル個数: 16



株式会社

共立



共立エコー物産株式会社

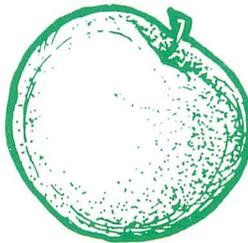
〒198 東京都青梅市末広町1-7-2
☎0428-32-6181代

果樹の病害防除に抜群の効果



りんご

黒星病
斑点落葉病
赤星病
すす点病
すす斑病
黒点病



なし

黒星病
黒斑病
赤星病

もも

縮葉病
黒星病
灰星病



かき

円星落葉病

ピルノックス

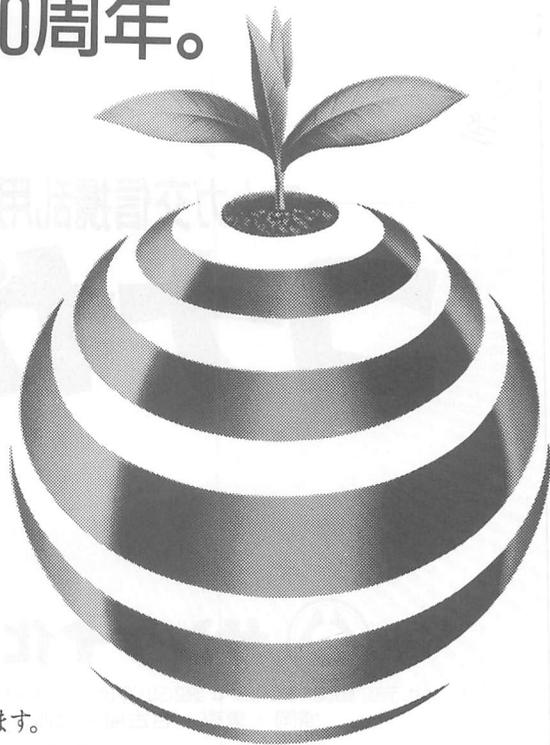
水和剤



大内新興化学工業株式会社

〒103 東京都中央区日本橋小舟町7-4

おかげさまで30周年。 これからも、 いつまでも、 ICI農薬。



除草、殺虫、殺菌、そして成長調整…
豊かな実りのためのニーズに
幅広く応えるICI農薬。

日本の土を踏んで、おかげさまで
こし30周年を迎えることができました。

これからも先進の技術を駆使して、
豊かな収穫を阻む諸問題の解決に
努力を重ねてまいります。

21世紀に向けて、ICIの挑戦はさようも続きます。

農作物の安定多収に挑戦するICI農薬。

除 草 剤

●水稲用

[新発売]フジグラス®粒剤/[新発売]ヘルーフ®粒剤/[新発売]リータル®粒剤/マメット®SM粒剤/マメット®粒剤/オードラム®粒剤
オードラム®M粒剤/ナクサー®粒剤/ダイセック®SM粒剤/エストラム®粒剤

●果樹・野菜・非農耕地用

ブリグロックス®L/マイゼット®/[新発売]タッチダウン®/レグロックス®/エス®乳剤/バーナム®粒剤

●芝用

クサレス®水和剤/ロンパー®乳剤・細粒剤/ローンベスト®水和剤

殺 菌 剤

●水稲用

ケス®水和剤

●果樹・野菜用

アリエッティ®C水和剤/キャプタン水和剤/ロブキャプタン水和剤/ミルカーブ®液剤

殺 虫 剤

●果樹・野菜用

[新発売]サイハロン®水和剤・乳剤/[新発売]ピリマー®ナック水和剤/アクテリック®乳剤/ピリマー®水和剤

植物成長調整剤

●水稲用(倒伏軽減剤)

[新発売]スマレクト®粒剤/[新発売]イネピタン®粒剤

●非農耕地用

[新発売]バウンティ®粒剤・フロアブル

●花き・花木用

[新発売]ボンザイ®フロアブル



アイ・シー・アイ・ジャパン株式会社

〒100 東京都千代田区丸の内1-1-1 パレスビル

フェロモン剤

コナガ交信攪乱用フェロモン剤

コナガコン[®]

信越化学工業株式会社の登録商標です。



サンケイ化学株式会社

本社 〒890 鹿児島市都元町880 ☎ 0992(54)1161(代) ・ 東京本社 〒101 千代田区神田司町2-1 ☎ 03(294)6981(代)
盛岡・東京・名古屋・大阪・福岡・宮崎・鹿児島

あけまして
40周年



いろいろな視点で
収穫を見つめて。

農業会社は、日本農業の発展を願い、
安全で効果の高い農薬を創りおとどけています。



農協
経済連
全農



北興化学工業株式会社
東京都中央区日本橋本石町4-4-20

■ホクコーの 主要園芸用農薬

- 斑点細菌病などの
細菌性病害・葉かび病等諸病害に

カスミン[®]ボルドー

- ペト病・疫病に確実な効果

サンドファン[®]M・C 水和剤

- 果樹・野菜の主要病害に

バイレト[®]ン 水和剤5・2.5

バイコラー[®]ル 水和剤

- 野菜の主要害虫防除に

オルトラン[®] 水和剤
粒剤

- 茶・果樹・野菜の諸害虫防除に

アディオ[®]ン 乳剤
水和剤

- 茶・果樹・施設野菜の主要害虫に

ロディー[®] 乳剤
水和剤
くん煙顆粒剤

植物防疫

Shokubutsu bōeki
(Plant Protection)

第44巻第11号
平成2年11月号

目次

特集：農薬の環境動態

農薬の環境動態とリスクアセスメント	後藤 真康	1
農薬の土壌中における挙動	南部 健二	3
農薬の光分解	中川 昌之	9
農薬の水系環境における動態	小林 邦男	14
農薬の水生生物に及ぼす影響	瀧本 善之	20
農薬の有用昆虫に対する影響——ミツバチの場合——	松浦 誠	24
農薬の非標的生物に対する影響—微生物，特に土壌中の微生物—	佐藤 匡	27
農薬の非標的生物に対する影響—植物の薬害—	行本 峰子	32
農薬の環境動態評価モデル	吉田 喜久雄	35
農薬の環境動態における理論的予測とモデル化——物理化学的性質と環境挙動——	内田 又左衛門	38
農薬の環境影響の極小化のために	宮本 純之	41
紹介 新登録農薬		42
新しく登録された農薬 (2.9.1~9.30)		31
中央だより	人事消息	40, 40
新刊紹介	次号予告	19, 26



「確かさ」で選ぶ…バイエルの農薬

- いもち病に理想の複合剤
ヒノラフサイド[®]
- いもち病の予防・治療効果が高い
ヒノザン[®]
- いもち・穂枯れ・カメムシなどに
ヒノバイジット[®]
- いもち・穂枯れ・カメムシ・ウンカなどに
ヒノラフバイバッサ[®]
- 紋枯病に効果の高い
モンセレン[®]
- いもち・穂枯れ・紋枯病などに
ヒノラフモンセレン[®]
- イネミス・カメムシ・メイチュウに
バイジット[®]
- イネミスゾウムシ・メイチュウに
バサジット[®]
- イネミス・ドロオイ・ウンカなどに
サンサイド[®]
- イネミス・ウンカ・ツマグロヨコバイに
D.S. ナイジストン サンサイド[®] 粒剤

- さび病・うどんこ病に
バイレト[®]
- 果樹の黒星病・赤星病・灰星病・
野菜のうどんこ病に
バイコラル[®]
- 灰色かび病に
ユーパレン[®]
- うどんこ病・オンシツコナジラ
ミなどに
モレスタ[®]
- 斑点落葉病・黒星病・黒斑病などに
アントラコール[®]
- コナガ・ヨトウ・アオムシ・
ハマキムシ・スリップスに
トクチオン[®]
- ミナミキイロアザミウマに
ボルスター[®]
- 各種アブラムシに
アリアルメート[®]
- ウンカ・ヨコバイ・アブラムシ・
ネダニなどに
ナイジストン[®]

- 新しい時代のヒエ齊[®]登場
ヒノクロア粒剤[®]
- 初・中期一発処理除草剤
特農 **シンサン**[®] 粒剤
- 初・中期一発処理除草剤
特農 **ザーフ**[®] 粒剤
- 初・中期一発処理除草剤
特農 **アクト**[®] 粒剤
- 中期除草剤
クロアSM粒剤[®]
- バレイシヨ・アスバラの除草剤
センコ[®]

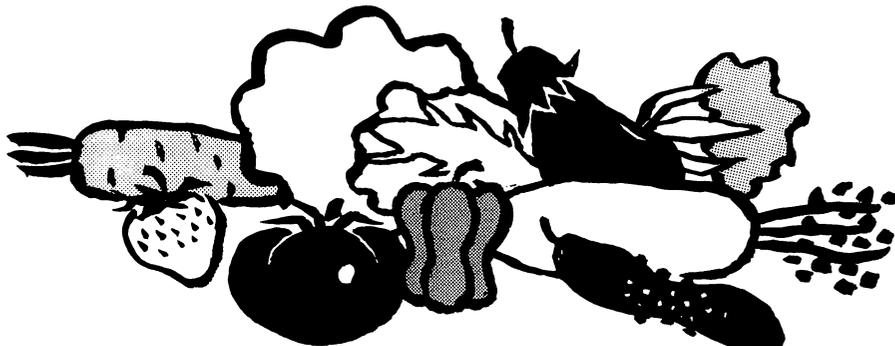


®は登録商標

日本特殊農薬製造株式会社
東京都中央区日本橋本町2-7-1 ☎ 103

野菜の病害虫防除に 武田の農薬

農薬は正しく使いましょう！



- キャベツ・はくさいのコナガ防除に

パダン[®] 水溶剤

- コナガの防除に

ルーバン[®] 水和剤

- コナガとヨトウムシに

メラード[®] 水和剤

- 野菜の害虫に

フロピア[®] 水和剤

- 速効性の野菜の害虫防除剤

キーテックス[®] 水和剤

- 園芸作物害虫の基幹防除に

武田 **オルトラン**[®] 水和剤
粒剤

- なす・いちご・スイカのハダニ類に

武田 **オサダン** 水和剤 25

- キャベツのハスモンヨトウに

ランネート^{*} 45 水和剤
「タケダ」

- 速効性のアブラムシ防除剤

武田 **ピリマー**^{*} 水和剤

- 野菜・果樹の害虫に

武田 **サイハロン**[®] 乳剤・水和剤

- 新しい園芸作物殺虫剤

武田 **アクテリック**[®] 乳剤

- レタスすそ枯・いちご芽枯病に

バリダシン[®] 液剤

- 野菜の灰色かび病・菌核病に

武田 **ロブロール**[®] 水和剤

- 園芸作物病害の基幹防除に

武田 **ダコニール**[®] 1000

- べと病・疫病に

武田 **グリンヒッター**[®]

- 園芸作物の病害に

デュポン **ベンレート**[®] 水和剤

- 畑の雑草防除に

デュアル[®] 乳剤

コダール[®] 細粒剤F・水和剤

武田 **トレファルサイド**[®] 乳剤

DDT, PCBのような安定な物質が十分な時間の後に平衡に達した場合を想定したモデルである。農業の場合、その使用方法により、農薬は植物体、土壌、水田水等のいずれかにまず偏って分布し、しだいに他の部分に移行する。したがって少なくとも一時的な汚染については平衡論モデルは適用できない。このような場合には各相間の移動速度すなわち蒸発速度や吸着平衡時間等が問題になる。しかし、蒸発速度一つをとっても蒸気圧だけでは律しきれず、吸着や共蒸留等複雑な要因がからんでいる。また土壌から地下水への流出にしても、土壌への吸着と脱着の繰り返しによるクロマトグラフ的な移行だけではなく、根の回りや土の割れ目等を通じての直接的な移動も大きい。

それでは長期的にみれば平衡論モデルが適用できるかということ、そうともいえない。現在使われている農薬にはDDTのような安定なものではなく、環境中のいろいろな場所で様々な要因によって変化し消滅する。変化の要因は、光、酸素、水、金属、微生物、動植物の酵素等数多く、変化生成物のなかにも安定なもの不安定なものがある。したがって、こうした変化を追跡しなければ農薬の環境中での分布や存在量を把握することはできない。McKAYの反応論モデルはこうした各相での変化や移動の速度を加味したモデルである。しかし理論としては成立しても、実際に計算に使用するパラメータをどのようにして測定、算出するかが問題である。

このように、農薬の環境中での存在量を理論的に推定することはきわめて難しい。むしろ実際の環境で測定したほうが容易であるともいえる。しかし、実際の環境は地形、気象条件等が複雑で、ある場所、ある時期での測定例がどれだけ他に適用できるかが不明である。また、既に実用化された農薬については実際の測定ができるが、新たに開発中の農薬についてはそれは不可能である。そこでモデルエコシステムとかモデル圃場といった小規模な環境での農薬の挙動を追跡する試みもなされている。しかしこの場合にも得られた結果をどう評価したらいいのか、DDTのような極端な例は別として、どの程度のインパクトまで許容できるのか、その判断基準を定めることは容易ではなからう。

結局、現状としては、理論的推定と実験的測定、そし

て実際のモニタリングの結果を積み重ね、その間の接点を求めていくほかはなからう。それにより、理論と実際の間を結び付けるパラメータとその測定手段が開発されよう。また評価の基準となる指標的な農薬を選定し比較することも有効な手段であろう。

III その他の問題

次に問題になるのは、環境に与える影響の具体的な内容である。それは人間を含めて防除対象以外の動植物に与える短期的・長期的影響であると考えてよからう。それには、例えば餌となる昆虫の減少による野鳥の被害とか土壌微生物の変化による土壌の変質といった二次的影響も含まれよう。しかし、環境に存在する生物の種類は数多いので、そのすべてについて調査するわけにはいかず、なんらかの指標となる生物種を選んで試験するほかはない。指標生物が適切に選ばれば実験室での毒性試験が可能である。今日では数種の哺乳動物、鳥類、魚類での毒性試験が必ず実施され、土壌微生物に対する影響の研究も進んでいる。問題は指標生物として他にどんなものが必要か、環境での実際の影響をどう調査し、どう評価するかであろう。

農薬の環境での動態を調査し、そのリスクを評価するに当たり、もう一つ忘れてならないのはわが国の農業や地形の特徴である。例えば、わが国では農薬の約40%が水稻用に使用されている。湛水時の水田で使用された農薬は水系に流出しやすい。一方、河川は流域が狭く流速が大なので、汚染は局地的・一時的である。水田が多いため土壌のエロージョンによる河川の汚染の危険は少ない。耕地の単位面積は小さく、市街地と入り組んでいる。こうした特徴は環境汚染の面でも欧米とは異なった状況を生むであろう。欧米での調査手法や評価結果をそのまま日本に当てはめることはできないと思われる。

以上、農薬の環境動態の調査と評価について思いつままに問題点を列記してみたが、問題の複雑さと困難さを改めて感ずる。今回の特集は、こうした諸問題についてそれぞれの権威者が現状を整理されたものである。取り付きにくい面もあり、ただちに現場の役に立つようなものでもないが、この問題の理解と、農薬の安全で効率的な使用の推進に貢献することを期待するものである。

農薬の土壌中における挙動

住友化学工業株式会社生物環境科学研究所 なん ぶ けん じ

農薬を土壌に直接散布する場合はもちろん、茎葉に散布する場合もその大半は土壌表面に落下する。土壌表面あるいは田面水中の農薬は、大気中へ揮散したり、光分解を受けたり、田面水とともに流亡したり、雨水あるいは田面水の土壌浸透に伴い徐々に溶脱されたりする。土壌中では農薬は非生物的な分解を受けることもあるが、大部分は土壌微生物の作用により代謝分解される。

農薬の土壌中における挙動を支配する主な要因を化合物、土壌、気候に分類すると、以下のように表される(鉄塚, 1979 b; ARNOLD and BRIGGS, 1990)。

化合物：化学構造、分子量、融点、沸点、蒸気圧、水溶解度、ヘンリー則定数、オクタノール-水分係数、土壌吸着係数、UV-可視光吸収スペクトル

土 壌：有機物含量、pH、砂-シルト-粘土組成、粘土鉱物、陽イオン交換容量、水分含量、水分保持力、酸化還元電位、土壌微生物

気 候：温度、太陽光、降雨、蒸発量

農薬の土壌中での挙動を調べるには、通常まず実験室内で、ラジオアイソトープ(主に¹⁴C)で標識した農薬を用いて種々のモデル実験を行い、分解速度や経路、揮散性、移動性などについて検討する。次に室内実験の結果に基づいて、親化合物ならびに主要分解物を対象として環境モニタリングを実施し、実際場面での当該農薬の挙動を明らかにするという手法がとられる。環境モニタリングはその設定場所、時期や従事人員などの面で規模におのずから制約があり、また制御しにくい要因が多いため信頼性の高い結果を得ることは必ずしも容易ではない。環境モニタリングはすべての農薬について同じ規模で実施する必要はない。当該農薬の物理・化学的性質や室内実験の結果を考慮し、実際場面ではほとんど問題がないと判断される場合はモニタリングの規模を縮小することが可能であるが、その逆の場合には大規模なモニタリングを実施する必要がある(宮本, 1979)。土壌や水系などの環境中における農薬の挙動を明らかにするための種々の試験の段階的実施を定めたプログラムが IUPAC (国際純正及び応用化学連合) から勧告されている (ESSER et al., 1988)。

本稿では、農薬の土壌中における挙動について、揮散、移動・溶脱、生物的分解と非生物的分解、分解速度と経

路、微生物による適応的分解、地下水への影響、後作物への影響について最近の知見を中心に概説する。

I 揮 散

土壌からの揮散は農薬の消失の重要な要因の一つである。にもかかわらず、技術的な困難さのために、圃場での農薬の揮散量を測定した報告例は少ない。

表-1に圃場での農薬の揮散量を測定した試験の結果を示す (JURY et al., 1987)。揮散速度は農薬の性質、施用法、土壌の水分状態に深く関係している。蒸気圧が高い農薬ほど揮散しやすく、土壌への混和処理や土壌表面の乾燥は農薬の揮散を妨げる要因として働く。例えば、トリフルラリンが湿った土壌表面に処理されると、その50%が3~7.5時間の間に、90%が2.5~7日の間に揮散によって消失したが、2.5 cmの土壌層に混和処理される

表-1 農薬の土壌からの揮散

化合物	施用法	揮散による 消失量(%)	時間
トリフルラリン	(蒸気圧=1.1×10 ⁻⁴ mmHg, 25°C)		
	土壌混和(2.5cm)	22	120日
	土壌混和(7.5cm)	3.4	90日
	土壌表面、乾燥	2~25	50時間
	土壌表面、湿潤	50	3~7.5時間
		90	2.5~7日
ヘプタクロル	(蒸気圧=3×10 ⁻⁴ mmHg, 25°C)		
	土壌混和(7.5cm)	7	167日
	果樹園の草	90	7日
	土壌表面、乾燥	14~40	50時間
	土壌表面、湿潤	50	6時間
		90	6日
リンデン	(蒸気圧=6.3×10 ⁻⁵ mmHg, 25°C)		
	土壌表面、乾燥	12	50時間
	土壌表面、湿潤	50	6時間
		90	6日
クロルデン	(蒸気圧=1×10 ⁻⁵ mmHg, 25°C)		
	土壌表面、乾燥	2	50時間
	土壌表面、湿潤	50	2.5日
ダクタール	(蒸気圧=2.5×10 ⁻⁶ mmHg, 25°C)		
	土壌表面、湿潤	2	34時間

と、120日間に22%しか揮散せず、また7.5cmの土壌層では3.4%しか揮散によって消失しなかった。一方、乾燥した土壌表面からの50時間後の揮散による消失は2~25%であった。これはトリフルラリンが水とともに蒸発するからである。土壌の水分状態以外に有機物含量も揮散速度に関係する。有機物含量が小さい土壌ほど農薬の揮散速度は大きくなる傾向がある。また、気温も揮散速度に影響する。たいていの農薬は温度が10°C高くなれば、蒸気圧も3~4倍高くなり、そのぶん揮散速度も大きくなる。

II 移動・溶脱

農薬の大部分は溶液として、また難溶性の化合物でも水に懸濁された微粒子として土壌中を移動する。水田や日本のように降雨の多い地方の畑では、下方への移動が主となるが、比較的乾燥した土壌では毛管水による上方への移動が起こる場合がある。雨量の総量は同じでも降雨間隔の長いほうが下方への移動が少ない。これは降雨間隔が長いと水の蒸発に伴う上方移動が大きくなるためと考えられる。

薬剤の下方移動は leaching channel を通過すると考えられている。土壌粒子は通常水に包まれており、降雨などによる自由水は、水によって満たされている微細間隙を通り抜けて下方に移動する。この場合移動の難易は薬剤の土壌粒子への吸着によって支配される。

農薬の土壌中における相対移動度は HELLING (1971) によって5段階に分類された。2,4 PA, DPA のような酸性の薬剤は移動しやすい。尿素系、トリアジン系、カーバメート系の除草剤のようにカチオン性の NH 基を持つ薬剤は移動しにくい。パラコートのようにカチオン性の除草剤は土壌に吸着されて移動しない。土壌粒子の表面は負に荷電されているので、酸性の薬剤は土壌に吸着しないが、陽電荷を持った化合物は吸着されやすいからである。BHC や DDT などのような有機塩素系殺虫剤もほとんど移動しない。脂溶性の化合物は強い疎水性によって土壌粒子、特に土壌中の有機物に強く吸着されるためである (鉄塚, 1979 b)。

大部分の農薬は土壌によく吸着され、表層付近に保持されている。特に畑地では、常時かん水の場合や降雨量の多い場合を除き透水量は少ないので、一般に溶脱する薬量は少ない。1日に1cmの透水(日本の平均的水田)があると、3か月間に90cmの透水があることになるが、大部分の薬剤は表層に保持されている(鉄塚, 1979 b)。

農薬の土壌移動性を調べる方法として、よく土壌カラムが用いられるが、他に簡便な方法として土壌薄層クロ

マトグラフィー(TLC)もある。また、より実際の圃場に近い条件を作り出せるライシメーターも利用されている。ライシメーターは、①浸透水量、田面水位、地下水位の調節が容易にできる、②浸透水、田面水などの水採取が簡単である、③作物を栽培できるなどの利点があり、農薬の移動性を調べる手段として有効である(中村, 1987)。

III 生物的分解と非生物的分解

土壌を滅菌すると、大部分の農薬の場合、分解速度は著しく抑えられるので、土壌中における農薬の分解には微生物が大きく関与していることが推察される。しかし、滅菌土壌に農薬を添加してもしばしば農薬の分解が認められることがある。

土壌中に存在する粘土鉱物や二価鉄が農薬の分解に関与していることが知られている。例えば、粘土に吸着されたパラチオンやメチルパラチオンはリン酸エステル結合が加水分解されて、ニトロフェノールとリン酸部分を生成する。その分解速度は粘土や交換カチオンの種類、水分状態によって異なる。カオリナイトはモンモリロナイトより分解を促進し、Ca-カオリナイトはNa-及びAl-カオリナイトよりも分解を促進した。結合水に相当する水分(約11%)をカオリナイトに添加することによって分解は促進されたが、それ以上の水分の添加はかえって分解を急激に阻害した(YARON and SALTZMAN, 1978)。また、ピレスロイド系殺虫剤フェンバレーレートもカオリナイトやモンモリロナイトのような粘土鉱物によってシアノ基が水和反応を受けてアミド基に変換された(OHKAWA et al., 1978)。ニトロ基の還元は広範囲の微生物によって行われるが、ジフェニルエーテル系除草剤CNPの場合、湛水還元状態の土壌中におけるニトロ基の還元の主体は二価鉄による還元反応であった(鉄塚, 1979 a)。

しかしながら、大部分の農薬の土壌中での分解は微生物によるところが大きい。細菌、放線菌、糸状菌、酵母、単細胞藻類にまたがる多くの種類の微生物が農薬の分解能を有していることが明らかにされている(MACRAE, 1989)。農薬を唯一の炭素源及びエネルギー源として生育できる微生物はまれであり、ほかにエネルギー源、菌体合成物質が共存してはじめて農薬が分解される場合が多い。このように、分解がエネルギー獲得ないしは同化のために行われない代謝をコマタボリズムと呼ぶが、コマタボリズムが微生物の生理にどのような意味を持っているかは不明である。農薬の中でハロゲン元素を含んだ化合物に、この代謝を受けるものが多い(佐藤, 1981)。2, 4, 5-Tについては *Brevibacterium* 属菌, プロバクテロール

については *Pseudomonas* 属菌によるコマタポリズムが報告されている (HARVATH, 1971; NOVICK and ALEXANDER, 1985)。

IV 分解速度と経路

土壌中の農薬の代謝分解については既に膨大な研究が行われ、分解経路に関しては一般的な法則が得られるまでになっている (鋤塚, 1979 a)。しかし、分解速度については、当該農薬の構造式に分解されやすい化学結合 (例えばエステル結合など) が含まれるかによって、また構造的に類似の化合物の分解速度があればそれを参考にして、ある程度の推定をしているのが現状である。分解速度は化合物間だけでなく、異性体間でも異なる。表-2 にピレスロイド系殺虫剤の土壌中での半減期を示す。シアノ基のパーマスリンへの導入やサイパーメスリンの塩素原子の臭素による置換は分解をやや遅くした。トランス異性体はシス異性体より、 αS 異性体は αR 異性体より速く分解した。また、酸側部分の不斉すなわち 1R/1S やフェンバレレート の 2R/2S によっても分解速度は異なっていた。このような異性体による分解速度の差は、土壌微生物が産生する高い基質特異性を示すいくつかの加水分解酵素に基因することが示された (MIKAMI, 1987)。

土壌中における農薬の分解は主として微生物によることから、単離した微生物による農薬の代謝研究も盛んに

行われている (MACRAE, 1989)。農薬の微生物酵素による主要な代謝反応は表-3 のようにまとめられる (AHARONSON, 1987)。

ある種の農薬では好気的な畑地条件と嫌気的な水田条件で分解経路が著しく異なる場合があるので注意を要する。例えば、図-1 に示すように、MEP (フェニトロチオン, I) は畑地条件では、P-O-アリアル結合が加水分解されて 3-メチル-4-ニトロフェノール (II) が生成し、さらに 3-メチル-4-ニトロカテコール (III) を経て炭酸ガスにまで代謝された。一方、水田条件では加水分解よりもニトロ基のアミノ基への還元のほうが優先する。還元により生成したアミノ体 (IV) は土壌有機物に強く結合して結合体を形成するが、一部は抱合反応を受けてホルミルアミノ体 (V) やアセチルアミノ体 (VI) を生成した。処理した水田土壌を落して畑地条件に変換すると、結合体の一部は徐々にではあるが、炭酸ガスにまで分解された (TAKIMOTO et al., 1976; MIKAMI et al., 1985)。

ここでは結合体とは、非極性及び極性の溶媒で徹底的に抽出しても抽出されない残留物を指し、土壌の代謝分解研究では “bound residue” と呼ばれている。ラジオアイソトープ (^{14}C) で標識した農薬の場合結合体を強いアルカリ性及び酸性条件下でフルボ酸、フミン酸、フミンに分画して ^{14}C の分布を調べることもあるが、むしろ結合体が土壌中でさらに $^{14}CO_2$ にまで完全分解されるか、また植物体に取り込まれないかを明らかにすることのほうが重要である (宮本, 1979)。

V 微生物による適応的分解

微生物による適応的分解に関する研究は、2,4 PA, 2,4,5-T, MCPA などフェノキシ酢酸系除草剤について初めて行われた。Audus (1950) は 2,4 PA で土壌を還流すると、最初は土壌への吸着によりごく少量の 2,4 PA の減少が認められた後、一定のラグタイムを経て、2,4 PA の急速な減少が観察された。そして、いったん分解能が

表-3 農薬の微生物酵素による主要な代謝反応

反応様式	反応例
加水分解	エステル、カーバメート、酸アミドの加水分解
還元	エトロ基のアミノ化、脱ハロゲン化
酸化	エポキシ化、水酸化、カルボキシル化、スルホキシル化、スルホン化、芳香環の開環、O-, S-, N-脱アルキル化、脱炭酸
異性化	γ -BHC から α -BHC への異性化
抱合	メチル化、アセチル化、ホルミル化、グルタチオン抱合、システイン抱合
縮合	ハロゲン化アニリンやフェノールの縮合

表-2 ピレスロイド系殺虫剤の畑地条件における土壌消失半減期 (25°C)

化合物	半減期 (日)	
	小平土壌	安土土壌
パーマスリン		
[1R, トランス]	4.2	7.2
[1R, シス]	7.7	12.6
サイパーメスリン		
[1R, トランス, αS]	6.3	9.1
[1R, トランス, αR]	14.7	15.4
[1R, シス, αS]	18.2	23.1
[1R, シス, αR]	25.2	44.8
デルタメスリン		
[1R, トランス, αS]	8.8	12.6
[1R, トランス, αR]	21.7	23.8
[1R, シス, αS]	23.1	41.3
[1R, シス, αR]	34.3	56.0
フェンプロパスリン		
[αSR]	24.5	38.5
フェンバレレート		
[2S, αS]	29.4	67.9
[2S, αR]	53.2	94.5

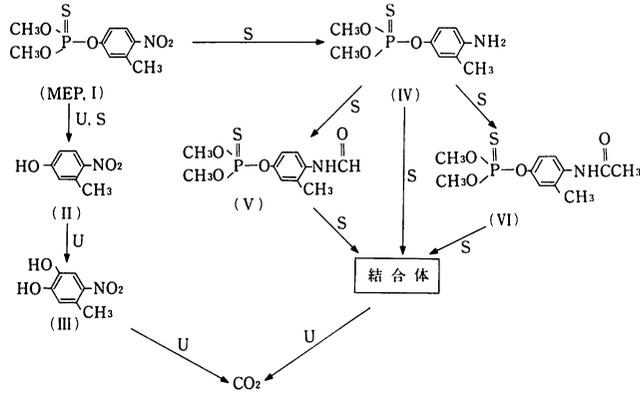


図-1 MEPの土壤中における分解経路
U:畑地条件, S:水田条件

出現した還流土壌に繰り返し2,4 PA を添加しても、2 回目以降はラグタイムなしで2,4 PA が減少した。このような現象は、土壌を2,4 PA で還流することにより、2,4 PA を分解する微生物が土壌に集積したことで説明される。同様な現象は PCP、ベンチオカーブ、イソウロン、TPN などでも報告されている(歟塚, 1988)。しかし、土壌中の農薬分解菌の集積の機構についてはまだほとんど解明されていない。

圃場においても農薬の繰り返し施用により微生物の農薬分解活性が高まり、当初は有効であった農薬が連年使用によって効力が低下するという問題が生じてきた。除草剤では2,4 PA, DPA, EPTC, MCPA 及び TCA, 殺虫剤ではカルボフラン、殺菌剤ではカルベンダジムについて報告されている (KEARNEY and KELLOGG, 1985; TORSTENSSON, 1987; 山田, 1990)。また、3 種のチオカーバメート系除草剤 (EPTC, パーナレート, プチレート) では交差分解性の現象が認められた。

微生物の農薬分解活性の高まりを制御する方法としては、inhibiter, extender, safener などの名前で呼ばれる薬剤を当該農薬に添加して使用方法や何種類かの農薬とのローテーションを図り、過度に分解が加速されないように、できるだけ特性の異なる農薬を間に入れていく方法などが提案されている (山田, 1990)。

VI 地下水への影響

農薬の地下水への混入はアメリカ、カナダ、オランダ、西ドイツなどで報告されている (COHEN, 1990)。アメリカでは1980年代半ばまでに、少なくとも17種の農薬が23の州から検出されている (AHARONSON, 1987)。

COHEN et al. (1984) は、水理学的に雨水やかんがい水

が浸透しやすい地域において、以下に示す性質を持つ農薬は地下水まで到達する可能性がある」と指摘した。

移動性に関する性質

- ① 水溶解度 30 ppm 以上
- ② 土壌吸着係数 K_d 5 以下 (通常は1~2以下)
 K_{oc} 300~500 以下
- ③ ヘンリー則定数 $10^{-2} \text{atm} \cdot \text{m}^3 / \text{モル}$ 以下
- ④ 荷電 周囲の pH で負に荷電している

残留性に関する性質

- ① 加水分解半減期 25 週間以上
- ② 光分解半減期 1 週間以上
- ③ 土壌半減期 2~3 週間以上

GUSTAFSON (1989) は農薬の残留性と移動性に最も関係する性質からそれぞれ1つずつ選び、次に示すような地下水遍在点数 (GUS 指数) を求める計算式を経験的に導き出した。

$$GUS = \log_{10} (t_{1/2}) \times (4 - \log_{10} (K_{oc}))$$

ここで、 $t_{1/2}$: 土壌半減期 (日)

K_{oc} : 土壌有機炭素-水分分配係数を示す。

GUS 指数が2.8以上の農薬は地下水まで到達する可能性があり、1.8以下の農薬はその可能性がないと判断される。ちなみに、アメリカで地下水への混入と健康への有害な影響のために使用禁止となった殺線虫剤 DBCP の GUS 指数は5.2である。

最近では、このような化合物の性質のほか、施用される地域の土壌の性質や気象条件、施用法、作物の栽培条件などを基に、コンピュータモデルを利用して農薬の地下水への到達度を予測する試みが盛んに行われている

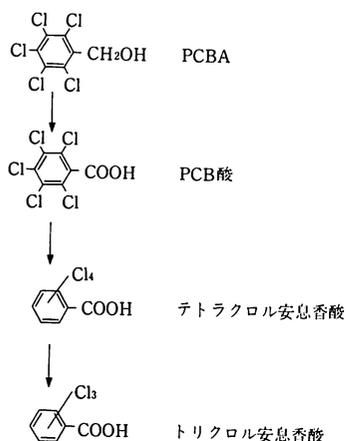


図-2 堆肥及び土壤中における PCBA から薬害原因物質の生成

(COHEN, 1990)。

日本で農薬の地下水への混入に関して報告された事例は少ない。鉄道線路床に散布されたプロマシルが土壤中を浸透して地下水に混入し、これをかん水した作物に障害を発生させた。ただし、この地域は海岸沿いの砂質地帯であり、特に透水しやすい地域であった(平松, 1985)。

全国の年間雨量は平均 1,800 mm (平地では 1,600 mm) であるが、これがすべて地下水へ浸透するのではなく、800 mm は河川に流出し、600 mm は蒸発散により気中に戻るとされ、実際の地下水流出量の全国平均は 400 mm/年と考えられている。また、日本の土壤はアメリカの土壤と比べて有機物含量が一般的に高いことを考え合わせると、日本の地下水は農薬の混入に対して一般的に安全といえる(能勢, 1986)。

VII 後作物への影響

散布された農薬は程度の差はあれ、やがて土壤中で代謝分解を受けて消失する運命にあるが、残留農薬がある土壤条件によっては、予想もされないような現象を引き起こすことがある。

有機塩素系殺虫剤は 1971 年の農薬取締法の改正施行により農業用としてはすべて使用禁止になったが、土壤害虫の防除に多量に使用されてきたアルドリンが使用禁止後も、その酸化代謝物ディルドリンとともに土壤に長期間残留した例がある。

イネいもち病防除剤 PCBA を散布した稲わらを堆肥として使用したキュウリ、トマト、メロンなどの葉にウイルス病様の奇形を生じた。問題の堆肥から、PCB 酸、テトラクロル安息香酸の異性体が検出された。ポリクロ

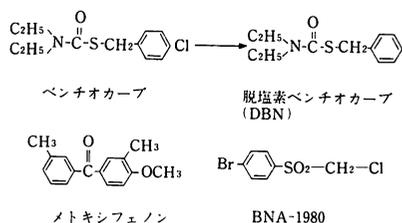


図-3 ベンチオカーブの脱塩素化とその防止剤

ル安息香酸は異性体の種類によってその程度は異なるが、植物に対して強い薬害を示す。図-2 に示すように、PCBA は堆肥や土壤中で容易に酸化されて PCB 酸を生成し、条件によって、さらに種々の脱塩素物質を生成する。これら代謝物が野菜類に障害を与えたことが判明し、PCBA の使用は中止されるに至った(山田, 1981)。

土壤中の代謝物の薬害問題は水田除草剤ベンチオカーブでも報告されている。ベンチオカーブに基因する水稻わい化病が各地で発生し、発生圃場からベンチオカーブの脱塩素体 DBN が多量に検出された(図-3)。DBN はイネに対してきわめて生育阻害作用が強く、わい化病の直接原因物質であることが示された。未熟有機物とベンチオカーブを多用し、土壤を強還元状態に保つと、ある種の微生物が働いて、この脱塩素反応が起こることがわかった。一方、DBN 生成防止剤の研究が精力的に進められ、除草剤メトキシフェノン、BNA-1980 や BNA-2377 の混和で DBN 生成が抑制されることが判明し、これらを添加した製剤が市販されることになった(山田, 1989)。

近年、高活性、低薬量の農薬が開発される中で、スルホニルウレア系除草剤は当初活性に重点をおいて選抜したと思われるクロルスルフロンをコムギ用に上市したが、イギリスでは残留(Carry-over)による後作物への薬害問題のために、土壤分解性のよいメトスルフロメチル、さらにチアメチロンメチルへ移行しつつある。また、アメリカでもグイズ用除草剤イマザキンが残留し、1988 年の異常な干ばつの影響もあって、翌年後作として植えられたトウモロコシへ薬害を与えている。

おわりに

農薬の土壤中での挙動については、この 20 年余りの間に膨大な研究が行われ、個々の農薬については、移動性や代謝分解などの知見が着実に蓄積しつつある。一方において、化合物の物理・化学的性質(水溶解度、土壤吸着係数、蒸気圧など)などを基にコンピュータモデルを利用して環境中での挙動を予測する試みも盛んに行われているが、まだ完全に予測できるまでには至っていない。

土壤というきわめて複雑な系における農薬の挙動をさらに明らかにするために、土壤有機物(腐植)や粘土鉱物、圃場の土壤構造、土壤微生物の存在形態などに関する基礎的な研究が今後さらに必要と思われる。

引用文献

- 1) AHARONSON, N. (1987) : Pure & Appl. Chem., 59 : 1419~1446.
- 2) ARNOLD, D. J. and G. G. BRIGGS (1990) : Environmental Fate of Pesticides, John Wiley & Sons Ltd, Chichester, pp. 101~122.
- 3) AUDUS, L. J. (1950) : Nature 166 : 365~367.
- 4) COHEN, S. Z. et al. (1984) : Treatment and Disposal of Pesticide Wastes, American Chemical Society, Washington DC pp.297~325.
- 5) ——— (1990) : Environmental Fate of Pesticides, John Wiley & Sons Ltd, Chichester, pp. 13~25.
- 6) ESSER, H. O. et al. (1988) : Pure & Appl. Chem. 60 : 901~932.
- 7) GUSTAFSON, D. I. (1989) : Environ. Tox. Chem. 8 : 339~357.
- 8) HARVATH, R. S. (1971) : Bull. Environ. Contam. Toxicol. 5 : 537~541.
- 9) HELLING, C. S. (1971) : Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 35 : 737~743.
- 10) 平松礼治(1985) : 第3回農薬環境科学研究会講演要旨集 52~61.
- 11) JURY, W. A. et al. (1987) : Rev. Environ. Contam. Toxicol. 99 : 119~164.
- 12) KEARNEY, P. C. and S. T. KELLOGG (1985) : Pure & Appl. Chem. 57 : 389~403.
- 13) 鉄塚昭三(1979 a) : 農薬, ソフトサイエンス社, 東京, pp.539~575
- 14) ——— (1979 b) : 同上 pp.1082~1105.
- 15) ——— (1988) : 第6回農薬環境科学研究会講演要旨集 63~70.
- 16) MACRAE, I. C. (1989) : Rev. Environ. Contam. Toxicol. 109 : 1~87.
- 17) MIKAMI, N. et al. (1985) : J. Pesticide Sci. 10 : 491~500.
- 18) 三上信可 (1987) : 日本農薬学会誌 12 : 539~548.
- 19) 宮本純之 (1979) : 農薬, ソフトサイエンス社, 東京, pp.433~444.
- 20) 中村幸二(1987) : 第5回農薬環境科学研究会講演要旨集, 31~39.
- 21) 能勢和夫 (1986) : 植物防疫 40 : 339~342.
- 22) NOVICK, N. J. and M. ALEXANDER (1985) : Appl. Environ. Microbiol. 49 : 737~743.
- 23) OHKAWA, H. et al. (1978) : J. Pesticide Sci., 3 : 129~141.
- 24) 佐藤 匡 (1981) : 土と微生物, 博友社, 東京, pp. 389~419.
- 25) TAKIMOTO, Y. et al. (1976) : J. Pesticide Sci. 1 : 131~143.
- 26) TORSTENSSON, N. T. L. (1987) : Herbicides, John Wiley & Sons Ltd, Chichester, pp.249~270.
- 27) 山田忠男 (1981) : 生態化学, 4 : 47~56.
- 28) ——— (1989) : 第7回農薬環境科学研究会講演要旨集 33~42.
- 29) ——— (1990) : 植物防疫 44 : 62~66.
- 30) YARON, B. and S. SALTZMAN (1978) : Residue Rev. 69 : 1~34.

人事消息

(10月1日付)

小崎 格氏(果樹試企画連絡室長)は果樹試験場長に
古畑 哲氏(中国農試企画連絡室長)は農環研環境資源部長に
松本省平氏(農環研資材動態部長)は農環研環境生物部長に
行本峰子氏(農環研資材動態部農薬動態科殺菌剤動態研究室長)は農環研資材動態部農薬動態科長に
伊庭慶昭氏(果樹試安芸津支場長)は果樹試企画連絡室長に
上野 勇氏(果樹試企画連絡室企画科長)は果樹試安芸津支場長に
吉田幸二氏(北海道農試生産環境部ウイルス病研主研)は果樹試盛岡支場病害研究室長に
腰岡政二氏(農環研資材動態部農薬動態科除草剤動態研主研)は野・茶試生理生態部生殖生理研究室長に
萩原 廣氏(農研センター病害虫防除部土壌病害研主所)は農研センター企画調整部連絡調整第1科主研に
宮本和久氏(蚕・昆研生体情報部生体防御研主研)は果樹試保護部天敵微生物研主研に
築尾嘉章氏(北海道農試畑作管理部畑病害研主研)は野・茶試久留米支場病害研主研に
小泉信三氏(農研センター病害虫防除部水田病害研主研)は東北農試水田利用部水田病害研主研に
坂神泰輔氏(果樹試安芸津支場虫害研究室長)は熱研センター研究第一部併任に
松岡 茂氏(農研センター病害虫防除部鳥害研主研)は森林総研森林生物部森林動物科鳥獣生態研主研に
田中篤哉氏(果樹試口之津支場病害研)は技会事務局企

画調査課知的所有権係長に

駒田 旦氏(農環研環境生物部長)は出向(島根大学農学部)に
梅谷敏二氏(果樹試場長)は退職
鈴木 皓氏(農環研環境資源部長)は退職
竹原利明氏(農研センター企画調整部研究企画科兼農環研企画連絡室企画科)は農研センター病害虫防除部土壌病害研に
窪田敬士氏(蚕・昆研企画連絡室企画科)は果樹試保護部病害第二研に
中田唯文氏(農環研企画連絡室企画科)は北海道農試生産環境部虫害研に
中保一浩氏(農研センター企画調整部研究企画科)は中国農試生産環境部病害研に
酒井淳一氏(農環研企画連絡室企画科)は九州農試地域基盤研究部ウイルス病研に
(9月10日付)
長谷部 亮氏(農環研環境生物管理科土壌微生物生態研主研兼人事院任用局試験専門官〔首席試験専門官付〕)は農環研環境生物部微生物管理科土壌微生物生態研主研・併任解除に

伊藤忠ファインケミカル株式会社は、10月1日付けで名称変更と住所変更した。
名称:伊藤忠テクノケミカル株式会社
住所:〒103 中央区日本橋堀留町1-2-15 朝日第3ビル
電話:03-663-3171

農薬の光分解

三共株式会社農薬研究所 なか がわ まさき ゆき
中 川 昌 之

はじめに

農薬の分解や変成は、動・植物及び土壤中では生物的要因(代謝)により行われるが、太陽光が十分入射できる水中や土壌表面、植物体上、大気中では光化学反応が主体となる。農薬は自然環境下で、ある日数の間有効に作用しなければならないから、太陽光の影響を強く受けることになる。実際、農薬として優れた活性を持ちながら、耐光性がないために実用化に至っていない物質も少なくない(WORTHINGTON,1988)。農業用ピレスロイド系殺虫剤の開発は、天然物ピレトリンをモデルとして、適度の耐光性を付与する分子設計に成功した典型例である(江藤, 1985; 吉岡, 1985)。一方では、過去において、ある種の有機塩素剤のようにあまりに安定すぎたり、毒性の高い物質に変化して環境汚染のおそれが生じた例もある。したがって、光化学的な分解が農薬の環境動態における重要な要素であることは既に本誌でも指摘されてきたとおりである(村井, 1976; 腰岡, 1988)。

農薬の光分解に関する従来の研究では、有機溶媒中やシリカゲル薄層板上での人工光下における安定性や分解物を調べたものが多かった。しかし近年、自然環境には化学物質の光分解に大きな影響を与える種々の物質が存在することがわかってきて、農薬の光分解を環境科学的な視点から解明することの重要性がますます認識されるようになってきた。本稿では、これらの点に触れながら、わが国で使用されている農薬の光分解に関する知見を中心に紹介する。

I DIRECT PHOTOLYSIS と INDIRECT PHOTOLYSIS

光化学反応は化合物の分子自身が光エネルギーを吸収することによって起こる場合(DIRECT PHOTOLYSIS)と、共存する物質を介して起こる場合(INDIRECT PHOTOLYSIS)がある。端的に言えば、ある物質が純水中で光分解される場合がDIRECT PHOTOLYSISで、その溶液に他の物質を添加してはじめて光分解される場合がINDIRECT PHOTOLYSISである。

太陽光の短波長領域は大気圏を通過する間にオゾンや酸素によって吸収されてしまい、長波長の可視光はエネルギーが小さいから、地表で光化学反応を引き起こすと

考えられる光の領域は290~450 nmである(CROSBY, 1969)。この波長光の吸収は98.6~63.5 kcal/molの励起エネルギーに相当し、これは種々の共有結合の解離エネルギーに匹敵する。したがって、この波長領域に吸収スペクトルを持つ物質はDIRECT PHOTOLYSISを起こす可能性があり、実際、多くの農薬がこの領域の光を吸収する。

他方、上記の波長域に吸収がない物質でも、共存物質の影響を受けてINDIRECT PHOTOLYSISを起こす場合が少なくない。このように光分解を促進する物質(光増感物質)としてよく知られているものに、アセトンなどのカルボニル化合物、クロロフィル、ローズベンガルなどの色素、リボフラビン、芳香族アミン、天然殺虫剤ロテノンなどがある。増感作用の機構は次の二つに大別される:①光増感物質が吸収したエネルギーを共存物質に与えて化学反応を起こさせる、②酸素が光増感物質の作用で活性化され、酸化反応を起こす(光増感酸化)。

近年、自然環境には天然の光増感物質が広く分布していることがわかってきた。

II 天然の光増感物質

1 自然水及び土壌中の光増感物質

1970年代から、ある種の農薬が蒸留水中に比べて田面水や河川水中で容易に光分解を受けることがわかっていった。例えば、マラソンの河川水中での光分解は蒸留水中の62倍速く(WOLFE et al., 1975)、メトキシクロールでは150倍も速くなった(ZEPP et al., 1976)。ジチオカーバメート系殺菌剤の分解物であるエチレンチオ尿素(Ross and Crosby, 1973)や除草剤モリネート(SODERQUIST et al., 1977)は、蒸留水中では安定であるが、自然水中では容易に光分解された。イソプロチオランの光分解は蒸留水中に比べて田面水中で顕著である(ETO et al., 1979)。

そこで、原因物質が究明され、現在までに腐植酸、フルボ酸などの土壌有機物をはじめ、トリプトファン、チロシンなどのアミノ酸に強い光増感作用が見いだされている。これらの物質は酸素を活性化して、酸化能力の強い一重項酸素やスーパーオキシドアニオン、水酸化ラジカル、過酸化物などを生成することにより、光増感酸化を促進させる(ZAFIRIOU et al., 1984; ROSS and CROSBY, 1985; MARCHETERRE et al., 1988)。その他の天然物起源光増感物質として、自然水中にアセトンが広く分布しているとの

報告もある (CHOUDHRY et al., 1979)。

2 大気中の光増感物質

オゾン, 水酸ラジカル, 一重項酸素, 窒素酸化物などが提示されている (CROSBY, 1983)。特に, オゾンと水酸ラジカルは, それぞれ 0.3~0.4 ppm 及び 10^{-7} ppm の濃度で存在し, 大気中の光分解に大きな役割を果たしていると考えられている (WOODROW et al., 1983)。

III 水中及び土壌表面上における光分解

1 太陽光下での光分解速度

数種の農薬の光分解半減期を表-1に示す。

フェンバレーートの分解速度は蒸留水, 河川水, 海水間で大差がなく, 分解の様相は DIRECT PHOTOLYSIS が主体である。土壌表面上での半減期は土壌の種類によってかなり異なるが, 遮光区に比べて短く, 光分解の寄与が大きいことを示している。夏期と冬期の半減期の差は, これらの時期の1日当たりの光量が3~4倍異なることとよく対応している。また, 水中深度が大きくなるにつれて光の透過率が減少するので, 水深 50 cm での分解速度は表面の 1/2 に低下する (MIKAMI et al., 1980)。

トルクロホスメチルは河川水中での半減期が蒸留水中に比べて短い。土壌表面での半減期が水中に比べて短いのは揮散があるためである (MIKAMI et al., 1984)。

プロモブチドと MEP の光分解の様相は DIRECT PHOTOLYSIS である。プロモブチドは太陽光にかなり

安定であり (TAKAHASHI et al., 1985 a), MEP は光分解を受けやすい (MIKAMI et al., 1985)。

サイパーメスリンは *cis* 異性体と *trans* 異性体で光安定性が若干異なるが, 同じピレスロイド系化合物に属するフェンバレーートに比べて, 両者とも光分解されやすいようである (TAKAHASHI et al., 1985 b)。

ピラゾレートは水に難溶性の化合物であるが, 反面, 速やかに加水分解して除草活性本体である DTP になる (図-10)。DTP は蒸留水中ではかなり安定であるが, 田面水中で光分解が促進され, 分解の様相は INDIRECT PHOTOLYSIS である (YAMAOKA et al., 1988 a)。

表-1の各種農薬の河川水 (田面水) と土壌表面での半減期を比較すると, DTP の土壌表面での数値が極立って大きい, これは DTP が土壌に吸着されやすいこと (YAMAOKA et al., 1988 b) に基因すると考えられる。ナプロアニリドも水溶液中では太陽光分解が著しいが (半減期 10分), 土壌存在系では分解が抑制される (OYAMADA and KUWATSUKA, 1986)。なお, 土壌は遮光性が大きいため, 光分解の及ぶ範囲は 1 mm 強までの表層に限られるようである (HEBERT and MILLER, 1986)。

2 分解経路

農薬が環境中で受ける主な光化学反応は, 酸化, 異性化, エステル結合やその他の結合の開裂, 脱ハロゲン化, 複素環の生成などである。したがって, 一般に多数の分解物が生成し, それらの中には生物による代謝物と異なるものが認められることがある。他方, 14 C で標識した化合物を用いることにより, 中間分解物がばらばらに分解して最終的に放射性炭酸ガスが発生する事例も少なくない。この炭酸ガスに至る光分解は光無機化反応と呼ばれ, 光酸化によって起こるので, 蒸留水中で認められなくても天然増感物質が存在する自然水中などでは顕著に認められることが多い。以下に若干の事例をあげる。

プロチオホスの光分解ではチオノ体 (P=S) からオクソン体 (P=O) への光酸化 (図-1), 脱ハロゲン化, P-S-アルキル結合及び P-O-フェニル結合の開裂を経てフェノール類が遊離する (TAKASE et al., 1982)。これらの分解過程は CYP, CYAP (MIKAMI et al., 1976), MEP (MIKAMI et al., 1985), プロパホス (KOSHIOKA et al., 1986), ピリダフェンチオン (TSAO et al., 1989) をはじめ, 有機リン系殺菌剤 EDDP (MURAI, 1977), トルクロホスメチル (MIKAMI et al., 1984) にも共通して認められる。化合物によってチオノ体からチオール体への異性化 (図-2) も起こるが, このチオール体も親化合物と同様に分解する。分子内にチオエーテル結合を持つ化合物では, この部位が光酸化される (図-3)。この光酸化は腐植酸などによ

表-1 数種の農薬の水中及び土壌表面上での太陽光分解半減期

農薬名	蒸留水	河川水	海水	土壌表面
フェンバレーート	(夏) 4.0日 (>42日) (冬) 13.7日 (>42日)	3.5日 (>42日)	3.6日 (>42日)	1.8~18.0日 (>20日) —
トルクロホスメチル	44日 (90日)	25~28日 (56~60日)	—	1~2日 (2~>15日)
プロモブチド	13週	11週	12週	—
MEP	0.6~1.0日 (>32日)	1.1日 (>32日)	0.9日 (>32日)	1.0日 (>12日)
サイパーメスリン <i>cis</i> 異性体	2.6日	0.6日	0.7日	0.6~1.9日
<i>trans</i> 異性体	3.6日	1.0日	1.0日	0.7~1.7日
DTP (ピラゾレートの加水分解物)	70日	6日	—	>30日

(冬)は1~2月, (夏)は7~8月, その他は5~9月に8時間/日 照射。河川水は田面水を含む, ()内は遮光区の数値。

って増感されるので、自然水中では速やかに起こる (ZEPPEL et al., 1981)。また、ベンゼン環の炭素原子を¹⁴Cで標識した化合物からは光分解が進むにつれて放射性炭酸ガスが発生し、ベンゼン環が酸化開裂して光無機化される (MIKAMI et al., 1984; 1985)。

フェンバレレート (図-4) は CN 基の COOH 基に至る光加水分解、エステルの脱炭酸による脱カルボキシ体の生成、及びエステル結合とジフェニルエーテル結合の開裂を受け、生じた中間分解物はさらに光酸化される。土壌表面では CN 基の水和反応、水溶液中ではエステルの脱炭酸が主として起こり、分解が進むにつれて CN 基または CO 基を¹⁴Cで標識した化合物から放射性炭酸ガスが発生する (MIKAMI et al., 1980)。このエステルの脱炭酸はフェンバレレートに特徴的な光化学反応で、他のピレスロイド系化合物ではほとんど認められていない。

他方、サイパーメスリンのようにシクロプロパン環を持つピレスロイドでは、環が開裂・再結合するときに *cis-trans* 異性化反応が起こる (図-5)。しかし、両異性体とも結局はシクロプロパン環の光酸化開裂を受け、その他の部位はフェンバレレートと同様の過程で分解して、シクロプロパン環とベンゼン環は最終的に光無機化される (TAKAHASHI et al., 1985 b)。

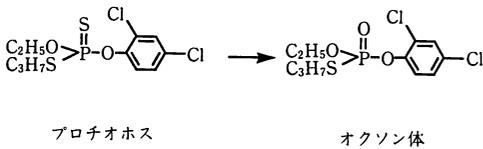


図-1 プロチオホスの光酸化

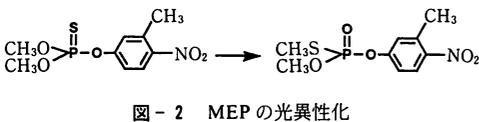


図-2 MEPの光異性化

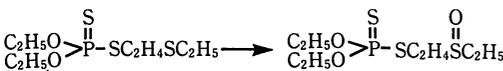


図-3 エチルチオメトンの光酸化

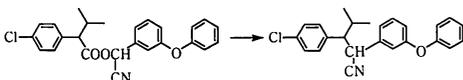


図-4 フェンバレレートの脱炭酸

カルタップ (図-6) は生体内で活性本体のネライストキシシンに代謝されるが、この反応は光化学的にも起こる (TSAO and ETO, 1989)。

ベンチオカーブ (図-7) は C-S 結合の開裂、光酸化によるスルホキシドの生成及びベンゼン環の水酸化、塩酸原子の水酸基による置換反応を受ける。それらの中で、蒸留水中での主分解物は 4-クロロベンジルアルコールと 4-クロロベンツアルデヒドであった。(ISHIKAWA et al., 1977)。他方、自然水中や微量の過酸化水素を添加した蒸留水中では光分解が促進され、主分解物はベンチオカーブのスルホキシドとベンゼン環水酸化物及び水溶性物質であった (DRAPER and CROSBY, 1984)。

プロモプチド (図-8) はベンゼン環の水酸化、脱ハロゲン化、C-N 結合の開裂などを受けて多数の分解物を生じ、ベンゼン環と側鎖の両方とも最終的に光無機化される (TAKAHASHI et al., 1985 a)。

ナプロアニリド (図-9) はアミド結合の光加水分解とエーテル結合の開裂を受けて 2-ナフトールを生じ、ナフトール環は酸化開裂して光無機化される (OYAMADA and KUWATSUKA, 1986)。

DTP (図-10) はメチル基のカルボン酸に至る光酸化、N-メチル基の離脱、ベンゾイル結合の開裂、ピラゾール環及びベンゼン環の酸化開裂を受け、最終的に光無機化

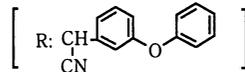
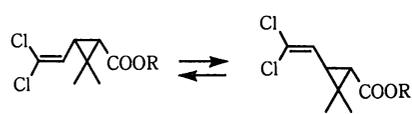
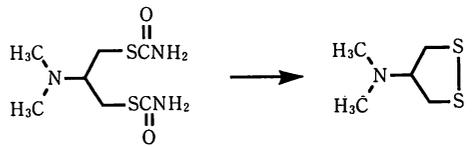


図-5 サイパーメスリンの光異性化



カルタップ

ネライストキシシン

図-6 カルタップの光分解

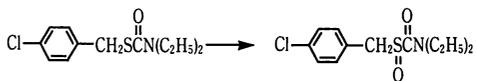


図-7 ベンチオカーブの光酸化

される (YAMAOKA et al., 1988 a)。

トリフルラリン (図-11) は側鎖の脱アルキル化を受けると (1), 側鎖とニトロ基が縮合閉環してイミダゾール誘導体 (2) を生じる (CROSBY and LEITES, 1973)。この脱アルキル化やイミダゾールへの閉環反応は土壤中での分解 (GOLAB et al., 1979) 及び温血動物での代謝 (ERKOG and MENZER, 1985) においても認められている。

光化学反応の主体はラジカル反応 (結合の均等開裂) であるから、酵素反応による代謝とは異なる生成物を与えても驚くに当たらないわけであるが、実際には代謝と同じ生成物が得られることが意外と多い。

IV 気相における光分解

農薬の気相光分解に関する知見は少ない。とりわけ、

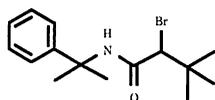


図-8 プロモブチド

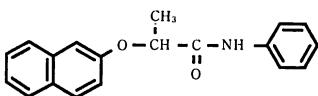


図-9 ナプロアニリド

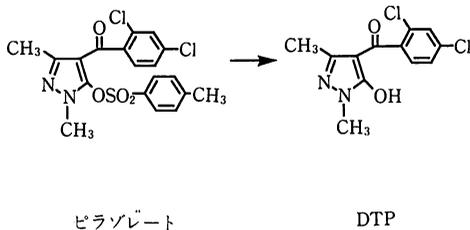


図-10 ピラゾレートの加水分解

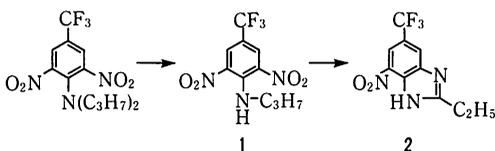


図-11 トリフルラリンの光分解

太陽光下での大気中の光分解性についての報告は、筆者の知る限り、除草剤トリフルラリン、有機リン剤パラチオンと MEP、及びカーバメート殺虫剤アミノカルブの 4 例に過ぎない。しかし、この貴重な知見は、大気中での光分解が驚くほど速いことを示している。

すなわち、WOODROW et al. (1978) がカリフォルニア州で行った野外試験によると、トリフルラリンの半減期は 8 月の正午における測定で 21~63 分、光強度が低下する 10 月でも 193 分であった。検出された光分解物は 1 個のみであり、それは図-11 の化合物 1 であった。また、6 月の夕刻に測定されたパラチオンの半減期は 5 分であり、この試験が同日正午に行われたならば半減期は 2 分であったと推定されている。検出された光分解物はオクソン体のみであった。

野外試験に当たっては、被験物質の半減期と分解物を予測して綿密な試験計画を立てるの必要があり、上記の試験も気相光分解装置 (CROSBY and MOILANEN, 1974) を用いたモデル実験に基づいて行われた。モデル実験の結果は表-2 に示すように、トリフルラリンとパラチオンの両者とも速やかに分解し、1~3 ppm のオゾン存在下で光分解が促進された。トリフルラリンの初期分解物は化合物 1 (図-11) であったが、長時間照射すると化合物 2 を含むいくつかの分解物が生成した。パラチオンの初期分解物も野外試験で検出されたオクソン体であったが、長時間照射すると *P*-ニトロフェノールを含むいくつかの分解物が生成した。長時間の照射によって生成する分解物は容器内に揮散させた化合物が器壁に付着して、固相状態で光分解を受けた可能性もあると述べられている (WOODROW et al., 1983)。

以上の結果を総合して、WOODROW et al. (1983) は大気中での光分解にはオゾンのみならず水酸ラジカルなどのオキシダントが大きな役割を果たすものと予測し、かつ、農薬及び初期分解物は固体または液体であるから、モデル実験において器壁上での光分解を全く回避することは本質的に不可能であり、このことが気相光分解の研究における最大の問題点であると指摘している。

ADDISON (1981) が 7 月にイリノイ州で行った野外試験

表-2 トリフルラリンとパラチオンの気相光分解におけるオゾンの影響

	半減期 (分)	
	トリフルラリン	パラチオン
光+オゾン	47	23
光のみ	117	41
オゾンのみ	18,000	21,000

表-3 MEPとアミノカルブの気相光分解におけるオゾンの影響

	半減期 (分)	
	MEP	アミノカルブ
光+オゾン	24	29
光のみ	61	38
オゾンのみ	433	347

によると、MEP及びアミノカルブの半減期は数分と推定され、モデル実験の結果、両者ともオゾン存在下で光分解が促進された(表-3)。

その他、気相光分解装置を用いる研究で、除草剤モリネート、くん蒸剤クロロピクリン、ワタ落葉剤 S, S, S-トリブチルホスホロトリチオエート、及び有機塩素剤アルドリン、ディルドリン、DDTなどは光酸化を受けるが、臭化メチルなど若干のものはかなり安定であるとの報告がある(Woodrow et al., 1983)。

おわりに

太陽光による分解は、土壤中での分解とともに、自然環境下での農薬の消失を促す最も大きい要因である。農薬の光分解に関連した報文は1985年以降だけでも100以上あるが、それらの中には有機溶媒中で紫外線を用いた光分解のデータも多い。それらの知見は、もちろん十分に有用であるが、当該化合物の環境動態に直接当てはめることは避けるべきであろう。

環境光化学において近年急速な進歩がみられる分野は、自然環境に存在する光増感物質の解明と、それらの存在下における農薬の分解性である。特に、自然水中や土壌表面では光無機化が認められていることを強調したい。有機化合物が土壌中で微生物代謝によって無機化されることはよく知られているが、自然環境下では光によっても無機化されることがわかってきたからである。

他方、気相光分解に関する知見は少ない。これは、現在のところ技術的に未解決の問題が多く、大方に是認される方法論が確立されていないためと考えられる。しかし、先駆的研究は、いくつかの農薬が気相、特に大気中で驚くほど速く光分解されることを示している。この分野における今後の発展を期待したい。

植物体上での光分解は、一般に植物における代謝の一端として研究されているので、本稿では除外させていただいた。

引用文献

1) ADDISON, J. B. (1981): Bull. Environ. Contam. Tox-

- icol. 27: 250~255.
 2) CHOUDHRY, G. G. et al. (1979): Toxicol. Environ. Chem. 2: 259~302.
 3) CROSBY, D. G. (1969): Residue Rev. 25: 1~12.
 4) ——— (1983): "Pesticide Chemistry Human Welfare and the Environment", Vol. 3, ed. by J. MIYAMOTO and P. C. KEARNEY, Pergamon Press, pp. 327~332.
 5) ——— and E. LEITES (1973): Bull. Environ. Contam. Toxicol. 10: 237~241.
 6) ——— and K. W. MOILANEN (1974): Arch. Environ. Contam. Toxicol. 2: 62~74.
 7) DRAPER, W. H. and D. G. CROSBY (1984): J. Agric. Food Chem. 32: 231~237.
 8) ERKOG, F. Ü. and R. E. MENZER (1985): ibid. 33: 1061~1070.
 9) ETO, M. et al. (1979): J. Pesticide Sci. 4: 379~381.
 10) 江藤守総(1985): 農薬の生有機化学と分子設計, 江藤守総(編), ソフトサイエンス社, 東京, pp. 308~330.
 11) GOLAB, T. et al. (1979): J. Agric. Food Chem. 27: 163~179.
 12) HEBERT, V. R. and G. C. MILLER (1986): Abstr. Pap. Am. Chem. Soc. 192 Meet. AGRO 18.
 13) ISHIKAWA, K. et al. (1977): J. Pesticide Sci. 2: 17~25.
 14) 腰岡政二(1988): 植物防疫 42: 567~571.
 15) KOSHIOKA, M. et al. (1986): J. Pesticide Sci. 11: 557~562.
 16) MARCHETERRE, L. et al. (1988): Rev. Environ. Contam. Toxicol. 103: 61~126.
 17) MIKAMI, N. et al. (1976): J. Pesticide Sci. 1: 273~281.
 18) ——— et al. (1980): ibid. 5: 225-236.
 19) ——— et al. (1984): ibid. 9: 215~222.
 20) ——— et al. (1985): ibid. 10: 263~272.
 21) 村井敏信 (1976): 植物防疫 30: 319~324.
 22) MURAI, T. (1977): Agric. Biol. Chem. 41: 71~77.
 23) OYAMADA, M. and S. KUWATSUKA (1986): J. Pesticide Sci. 11: 179~187.
 24) ROSS, R. D. and D. G. CROSBY (1973): J. Agric. Food Chem. 21: 335~337.
 25) ——— (1985): Environ. Toxicol. Chem. 4: 773~778.
 26) SODERQUIST, C. J. et al. (1977): J. Agric. Food Chem. 25: 940~945.
 27) TAKAHASHI, N. et al. (1985a): J. Pesticide Sci. 10: 247~256.
 28) ——— et al. (1985b): ibid. 10: 629~642.
 29) TAKASE, I. et al. (1982): ibid. 7: 463~471.
 30) TSAO, R. and M. ETO (1989): ibid. 14: 47~51.
 31) ——— et al. (1989): ibid. 14: 315~319.
 32) WOLFE, N. L. et al. (1975): Bull. Environ. Contam. Toxicol. 13: 707~713.
 33) WOODROW, J. E. et al. (1978): J. Agric. Food Chem. 26: 1312~1316.
 34) ——— et al. (1983): Residue Rev. 85: 111~125.
 35) WORTHINGTON, P. A. (1988): Natural Product Reports 5: 47~66.
 36) YAMAOKA, K. et al. (1988a): J. Pesticide Sci. 13: 29~37.
 37) ——— et al. (1988b): ibid. 13: 571~577.
 38) 吉岡宏輔 (1985): 農薬の生有機化学と分子設計, 江藤守総(編), ソフトサイエンス社, 東京, pp. 389~410.
 39) ZAFIRIOU, O. C. et al. (1984): Environ. Sci. Technol. 18: 358A~371A.
 40) ZEPP, R. G. et al. (1976): J. Agric. Food Chem. 24: 727~733.
 41) ——— et al. (1981): Chemosphere 10: 109~117.

農薬の水系環境における動態

九州大学農学部水産増殖環境学教室 小 林 邦 男

はじめに

農耕地や森林などに散布された農薬の大部分は、植物体の表面や周辺土壌の表層部にとどまるが、その一部は太陽光線や微生物などによる分解を受けながら降雨によって洗い流され、河川、湖沼、海域へと流出する。水田で使用される場合には、水系へ流出する危険性が大きい。また、農薬の一部は大気中に揮発する。蒸気圧が高い農薬ほど揮発しやすいが、ちりに吸着されたり、降雨によって地上や水面に落下し、水系に流入する。

農薬の水系環境における動態を総括的に述べたものとしては、KHAN(ed.) (1977) をはじめ相当数あるので、ここでは筆者の研究を中心に、水生動物における特定農薬の吸収・代謝と毒性発現との関係を主要テーマとして述べる。

I 水系環境における挙動

水系に流入した農薬の生物への影響は、懸濁粒子や底土への吸着、光分解、化学的・生物学的分解などによってしだいに低下する。水系環境における農薬の動態は、概略図-1に示すようである。

微生物は土壌中と同様に、水系環境においても農薬の分解者として重要な役割を担っている。水生生物に対する農薬の毒性や代謝の実験を行うに当たって、使用水は事前にフィルター（孔径 $0.45 \mu\text{m}$ 以下）でろ過する必要がある。未ろ過水を使用した場合、特に低濃度の農薬は微生物によって速やかに分解消失することがある。このことは自然界における農薬の分解に対して、微生物の寄与が大きいことを示唆するとともに、水塊によって農薬の残留に大きな差が生ずる一要因と考えられる。

また、海水中には多量の塩分が存在する。河川の影響を受けない海水の塩類濃度は約 34 g/kg である。水中のクロロフェノール類の光分解が共存する塩類、特に塩化ナトリウムによって著しく阻害される、との報告がある (TSENG and HUANG, 1990)。

農薬の底土への吸着は、両者の物理化学的性質によって著しく異なるが (Muir et al., 1985)、一般に底土中の農薬濃度は水中に比べて高い。したがって、底土中に含

まれる農薬が接触によって底生生物に移行し、毒性を発現する可能性がある。しかし、富山ら (1962) は、土壌に吸着されたペンタクロロフェノール (PCP) のアサリに対する接触毒性は認められず、その有害作用は底土から水中に溶出した PCP をアサリが吸収することによって起こると結論している。すなわち、底土は農薬の貯蔵庫とはなるものの、生物に対して直接にはそれほど作用せず、水系環境における農薬の生物に対する影響は、主として水中からの直接吸収及び食物連鎖による経口的取り込みによって起こると考えられる。

II 水生生物における吸収・代謝と耐性の比較生化学

水生動物の薬物代謝に関する研究としては、BRODIE and MAICKEL (1962) の報文が初期の代表的なものであり、その概要は赤木 (1969) によって紹介されている。彼らは魚類における薬物代謝機能の存在に対して否定的な見解を示したが、その後農薬をはじめとする各種化学物質による環境汚染が進行するとともに、水生動物における汚染物質の代謝と生体への影響に関心が高まり、この分野における研究が急速に進展し、魚類をはじめ多くの水生動物が、薬物を代謝する機能を有することが明らかになってきた。すなわち、一般に魚類肝ミクロソームのシトクロム P-450 を中心とする薬物酸化酵素の活性は哺乳類のそれに比べて著しく低いものの、加水分解や抱合酵素の活性は哺乳類に匹敵すること、また酸化酵素の活性もある種の化学物質によって容易に誘導されることなどが明らかになった。

魚類の薬物代謝酵素活性については、ADAMSON (1967)

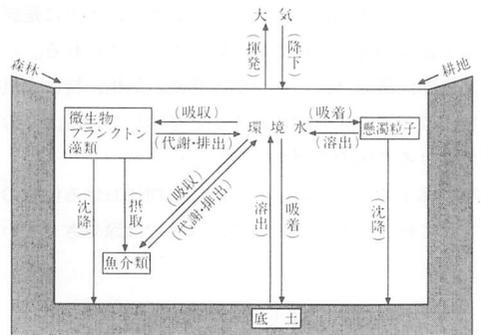


図-1 農薬の水系環境中における動態

が総説で紹介しており、その後 *in vivo* における薬物代謝を含めて KHAN et al. (1977), LECH and BEND (1980), 最近では MIYAMOTO et al. (1990) などの総説があるので、それらを参考にしていただくこととし、本稿では、筆者らがフェノール化合物及び有機リン系殺虫剤について行った研究を中心に述べる。

1 フェノール化合物

(1) 吸収と耐性

PCP はわが国で 1960 年ごろから主に水田除草剤として多量に施用され、1971 年に水質汚濁性農薬に指定されるまで、年間 14,500~18,800 t も生産された農薬である。ここでは、環境水の pH によって毒性が著しく変化する農薬の一例として紹介する。

PCP の毒性は、表-1 に示すように環境水の pH によって変化し、特に pH 8 以上では急激に低下したが、へい死した魚体内の PCP 濃度は試験水の pH、PCP 濃度に関係なく、いずれも約 100 $\mu\text{g/g}$ 全魚体であった (KOBAYASHI and KISHINO, 1980)。これは、pH の上昇に伴って水中の PCP の解離が進み、非解離型 PCP 濃度が低下するため、水中から供試魚への PCP の移行が減少し、体内の PCP 濃度が致死レベルに到達し難くなったためである (KISHINO and KOBAYASHI, 1980)。

PCP のように陰イオンに解離する物質では環境水の pH が高くなるにつれて毒性は低下するが、陽イオンに解離する物質、例えばパラコートなどでは逆に毒性が増大する (西内, 1980)。

また、適水温の範囲内では水温の上昇に伴って水生動物の酸素消費量が増加し、呼吸頻度の増大→鰓換水量の増加が起り、鰓からの農薬吸収速度が増大するため、毒性が増大する。水中の溶存酸素量が低い場合も呼吸頻度が増大し、水温上昇の場合と同様の影響が現れる。

(2) 抱合能と耐性

抱合は第 I 相の生体反応 (酸化、還元、加水分解) の代謝物、及びもともと -OH、-NH₂、-SH、-COOH などの官能基を持つ化合物を薬理的に不活性な、かつ水溶性

が高く体外へ排出されやすい物質に変える解毒反応である。魚介類のフェノール化合物に対する主要な抱合機構は次のようである。

- ① グルクロン酸抱合：魚類
- ② 硫酸抱合：魚類、貝類、エビ類、カニ類
- ③ グルコース抱合：エビ類、カニ類

ヒブナにおけるフェノールと PCP の主要代謝物は、硫酸抱合体 (KOBAYASHI et al., 1975; AKITAKE and KOBAYASHI, 1975) とグルクロン酸抱合体 (KOBAYASHI et al., 1976, 77) である。硫酸抱合体は鰓から直接環境水中に排出されるとともに、尿中にも排出される (KOBAYASHI and NAKAMURA, 1979 a)。一方、グルクロン酸抱合体は胆汁中に排出されるが、胆汁とともに腸管に分泌された後、相当量が腸粘液中の β -グルクロニダーゼによって加水分解され、遊離した PCP が腸管から吸収されて肝臓に至る、いわゆる“腸肝循環”を受けていると推定された。また、ヒブナにおける PCP-硫酸及びグルクロン酸抱合体の生成比は約 3 : 1 であった (KOBAYASHI and NAKAMURA, 1979 b)。

硫酸抱合酵素系は主として肝臓の細胞質ゾル画分に存在する (KIMURA et al., 1982)。ヒブナの本酵素系は供試した 22 種のフェノール化合物のうち、ジ及びトリニトロフェノールとフェノールレッドを除くすべてに対して活性を示し (KOBAYASHI et al., 1984)、硫酸抱合が魚類におけるフェノール化合物全般の解毒機構として重要な役割を果たしていることが明らかになった。

一般に二枚貝の薬物酸化酵素活性はきわめて微弱であるが、硫酸抱合酵素の活性はかなり高い。PCP の使用が規制されるに至った動機の一つは、1961~63 年に有明海で発生したアサリの大量へい死が、水田に散布された PCP によると疑われたためであった。アサリの PCP 耐性は夏季には低く、秋季になると増大する (小林ら, 1969)。アサリの硫酸抱合酵素活性の季節変化を調べたところ、その PCP 耐性と同様の季節変化を示し、夏季の PCP 耐性の低下が硫酸抱合による PCP 解毒能の低下によることを示唆した (小林, 1983)。PCP の水田施用時期がアサリの PCP 耐性の最低期と重なったことが、その被害を大きくしたと考えられる。

また、アサリに対する PCP の毒性試験を実施した場合、致死レベルより若干低い濃度の PCP に曝露した供試貝のなかには、いったん弱りかけたにもかかわらず、2~3 日以後にはしだいに活力を回復する個体が観察された (小林, 1983)。さらに、比較的低レベルの PCP 試験水に曝露したアサリ体内の PCP 濃度は、8~16 時間に最高値に達した後、曝露時間とともにしだいに低下し、

表-1 ヒブナに対する PCP の毒性に及ぼす pH の影響 (KOBAYASHI and KISHINO, 1980 より)

試験水の pH	24-時間 LC ₅₀ (ppm)
5.5	0.052
6	0.060
7	0.082
8	0.25
9	2.2
10	16

PCP に対する解毒・排出能の活性化が推定された(秋武, 1984)。

よって, アサリを許容レベルの 0.1 ppmPCP に曝露したところ, 図-2 に示すようにその硫酸抱合酵素活性は曝露時間とともに直線的に増加し, 5 週後には対照区の 7 倍に達した(KOBAYASHI et al., 1987)。すなわち, PCP 曝露中におけるアサリの活力回復及び PCP 蓄積量の低下は, 硫酸抱合酵素活性の誘導に基づくものであり, 本抱合酵素活性が PCP 耐性に密接に関与していることが実証された。

2 有機リン系殺虫剤

有機リン系殺虫剤として, わが国で年間約 1 万 t も生産されている MEP (フェントロチオン) のクルマエビに対する毒性とその代謝を中心に述べる。

有機リン系殺虫剤はエビ・カニなどの甲殻類に対して強い毒性を示す。表-2 のように, クルマエビに対する MEP の毒性は魚類の約 6,000 倍も強い (KOBAYASHI et al., 1985 a)。近年, わが国ではマツクイムシによる松林の被害が全国的にまん延し, 農林水産省はその防止対策として MEP を中心とする有機リン剤の散布を指導してきた。一般にクルマエビの養殖は砂浜の海岸で行われており, その近辺には松林が存在する場合が多い。したがって, マツクイムシ対策で養殖場に近い松林に有機リン剤が散布されるたびに, 養殖業者は有機リン剤による被

害に脅かされてきた。

(1) 主要代謝経路

MEP の強い毒性発現の原因を解明するために, まずクルマエビにおけるその代謝を調べた (KOBAYASHI et al., 1985 a, b)。クルマエビにおける MEP の主要代謝経路は, 図-3 に示すように酸化, 脱メチル化, 加水分解及び抱合の諸反応を包括している。ニジマスがグルクロン酸抱合体を生成し (TAKIMOTO and MIYAMOTO, 1976), クルマエビがグルコース及び硫酸抱合体を生成することを除けば, 両者の MEP 代謝経路は同様であった。

表-2 魚類とクルマエビに対する MEP の毒性 (KOBAYASHI et al., 1985 a より)

生物種	平均体重 (g)	MEP 濃度	50%生存時間
クルマエビ	6	1 ppb	24
		2 "	9.7
		4 "	4.4
		6 "	3.8
コイ	1.7	6 ppm	30
		8 "	5
		10 "	4
ヒブナ	1.1	6 ppm	24
		8 "	11
		10 "	5
メダカ	0.4	6 ppm	40
		8 "	19
		10 "	16

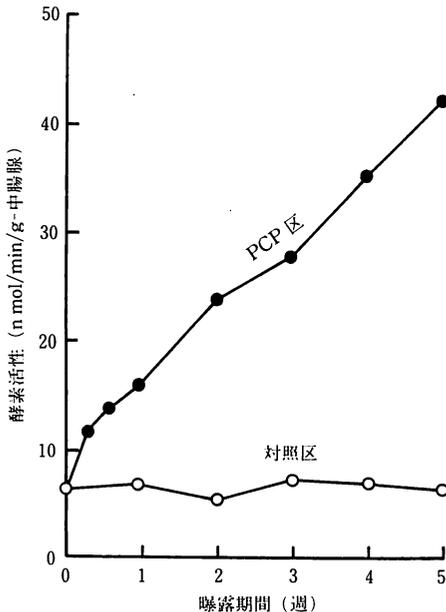


図-2 PCP (0.1 ppm) 曝露によるアサリ中腸腺のフェノール・硫酸抱合酵素活性の誘導 (KOBAYASHI et al., 1987 より)

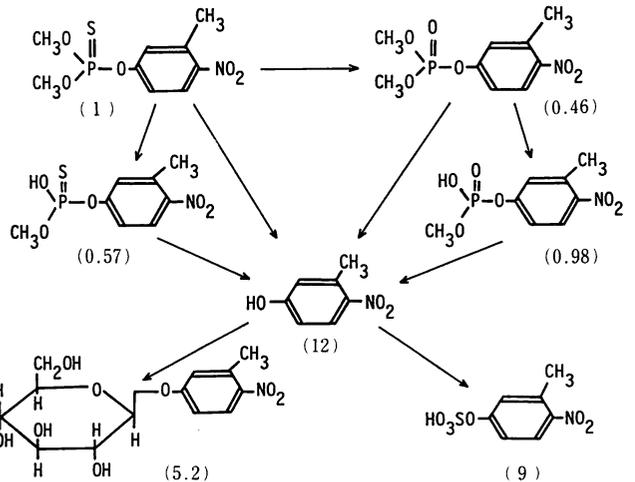


図-3 クルマエビにおける MEP の主要代謝経路 (KOBAYASHI et al., 1985 b より)

() 内の数値は, 0.5 ppb MEP に 24 時間曝露後のエビ体内各代謝物の MEP に対する濃度比を示す。

TAKIMOTO and MIYAMOTO (1976) によれば、ニジマスに MEP に 24 時間曝露した場合、体内に取り込まれた MEP の大部分はそのままの形で存在しており、フェニトロオキシソン (MEPO)、脱メチル体 (DMEP+DMEPO)、3-メチル-4-ニトロフェノール (3-M-4-NP) 及びそのグルクロン酸抱合体の各代謝物量は、それぞれ MEP の 0.5、0.9、4.2 及び 0.5% に過ぎなかったと報告している。

他方、クルマエビを MEP に曝露した場合、体内の MEP 濃度は 4 時間以後生物濃縮率 3.6 のレベルでほぼ一定となったが、その代謝物量は時間とともに増加し、24 時間後における MEPO、DMEP 及び DMEPO の体内濃度は、それぞれ MEP の 46、57 及び 98% であり、3-M-4-NP とその抱合体は MEP の 12 倍及び 14 倍にも達し (図-3)、抱合体の約 60% は硫酸抱合体であり、約 35% がグルコース抱合体で、グルクロン酸抱合体は検出されなかった。

SMITH (1955) によれば、フェノール類に対する昆虫類の主要解毒機構はグルコース抱合であり、副次的に硫酸抱合能を有する。魚類のフェノール類に対する解毒機構が哺乳類と同様に硫酸とグルクロン酸抱合であり、クルマエビに昆虫と同様に硫酸とグルコース抱合であることは、それぞれが脊椎動物及び節足動物であることを考えると、比較生化学的に大変興味深い。

(2) 代謝能と耐性

クルマエビのアセチルコリンエステラーゼ (AChE) に対する MEP の 50% 阻害濃度 (I_{50}) は $195 \mu\text{M}$ であったが、そのオキシ体 MEPO では $0.015 \mu\text{M}$ の低濃度であ

り、MEP に比べて 13,000 倍も強い阻害を示した (ROMPAS et al., 1989)。スジエビ、ヌマエビ、コイ及びマダいの各 AChE に対する MEPO の I_{50} 値はそれぞれ 0.13、0.13、0.31 及び $0.53 \mu\text{M}$ であり、水生動物のなかでクルマエビの AChE は MEPO に対して格別が高い感受性を示す。前述のように、クルマエビの MEP → MEPO 転化能はニジマスに比べて著しく高い。クルマエビに対する MEP の強い毒性は、クルマエビの高 MEPO 生成能とその AChE の高い MEPO 感受性によるものと推定された。

それを実証するために、クルマエビを致死レベルの 2 ppb MEP に曝露し、経時的に生存エビ及びへい死エビ体内の MEP とその代謝物を分析した。その結果、MEP 曝露によるへい死の主原因物質は MEPO で、その体内致死最低濃度は 14 pmol/g -全身であり、その蓄積量がこのレベルを超えるとへい死するものと推定された (KOBAYASHI et al., 1986)。さらに、MEP と MEPO をエビ筋肉中に注射して両者の毒性を比較したところ、MEPO は MEP の 10~20 倍の毒性を示し、その致死最低濃度は $8\sim 20 \text{ pmol/g}$ -全身であり、MEP 水に曝露した場合に近い値が得られた。一方、MEP の致死最低濃度は約 200 pmol/g と推定された。

(3) 成長段階と耐性

クルマエビはふ化後ノープリウス、ゾエア、ミスと変態を重ね、約 8 日後にポストラーバになる (図-4)。各成長段階の幼生に対する数種チオノ型・オキシ型有機リン剤の毒性試験の結果は表-3 に示すようであった。チオ

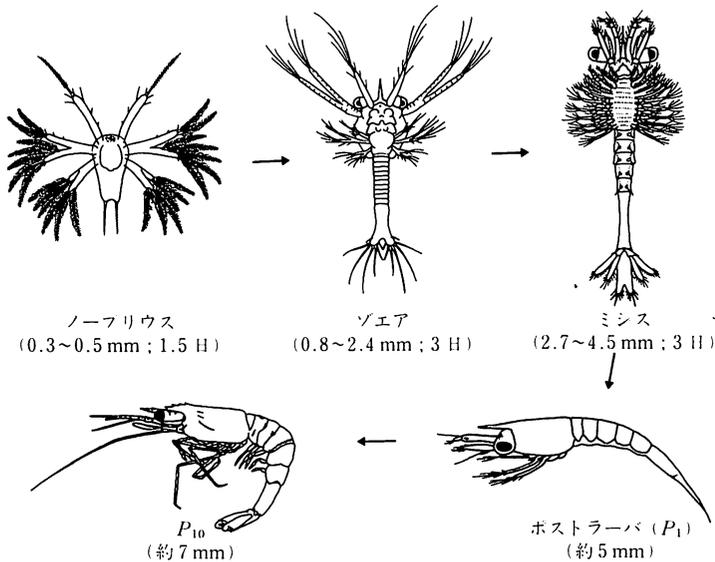


図-4 クルマエビ幼生の変態の過程 (体長と経過日数)

するだけでなく、同一生物種でもその成長段階や季節によって著しく変化する。この原因は基本的には生物による農薬の吸収・蓄積・代謝能にかかわるものであり、農薬の施用に当たっては、周辺水域に生息する生物種にも配慮することが、被害を防止するうえで必要である。

なお、本稿では強魚毒性の農薬を取り扱ったが、現時点では問題とされるような農薬はないが、低毒性でも生物濃縮性の高い農薬については、水生生物に対する慢性毒性だけでなく、それを摂取する人畜に対する影響についても検討を行っていく必要がある。また、自然生態系における食物連鎖による濃縮・蓄積を考えれば、経口投与による取り込み、代謝についての研究が重要である。

引用文献

- 1) ADAMSON, R. H. (1967) : Federation Proc. 26 : 1047~1055.
- 2) 赤木満州雄(1969) : 薬物代謝の生化学, 南山堂, 東京, pp.265~280.
- 3) AKITAKE, H. and K. KOBAYASHI (1975) : 日水誌 41 : 321~327.
- 4) 秋武 宏 (1984) : 兵庫県水試研究報告 22号 : 79~142.
- 5) BRODIE, B. B. and R. P. MAICKEL (1962) : Metabolic factors controlling duration of drug action (ed. by Brodie and Erdös), Pergamon Press, Oxford, pp. 299~324.
- 6) KHAN, M. A. Q. et al. (1977) : Pesticides in aquatic environments (ed. by Khan), Plenum Press, New York, pp. 191~220.
- 7) KIMURA, S. et al. (1982) : 日水誌 48 : 433~437.
- 8) KISHINO, T. and K. KOBAYASHI (1980) : 同上 46 : 1165~1168.
- 9) 小林邦男ら (1969) : 同上 35 : 206~210.
- 10) KOBAYASHI, K. et al. (1975) : 同上 41 : 1277~1282.
- 11) ——— et al. (1976) : 同上 42 : 1365~1372.
- 12) ——— et al. (1977) : 同上 43 : 601~607.
- 13) ——— and N. NAKAMURA (1979 a) : 同上 45 : 1001~1003.
- 14) ——— (1979 b) : 同上 45 : 1185~1188.
- 15) ——— and T. KISHINO (1980) : 同上 46 : 167~170.
- 16) 小林邦男 (1983) : 海の環境科学 (平野敏行編), 恒星社厚生閣, 東京, pp.442~458.
- 17) KOBAYASHI, K. et al. (1984) : 日水誌 50 : 833~837.
- 18) ——— et al. (1985 a) : 同上 51 : 599~603.
- 19) ——— et al. (1985 b) : 同上 51 : 2013~2017.
- 20) ——— et al. (1986) : 同上 52 : 287~292.
- 21) ——— et al. (1987) : 同上 53 : 2073~2076.
- 22) ——— et al. (1990) : 同上 56 : 489~496.
- 23) LECH, J. J. and J. R. BEND (1980) : Environ. Health Perspectives 34 : 115~131.
- 24) MIYAMOTO, J. et al. (1990) : Environmental fate of pesticides (ed. by Hutson and Roberts), John Wiley & Sons Ltd., pp. 123~147.
- 25) MUIR, D. C. G. et al. (1985) : Environ. Toxicol. Chem. 4 : 51~61.
- 26) 西内康浩 (1980) : 生態化学 3 : 77.
- 27) Pesticides in aquatic environments (1977) : ed. by Khan, Plenum Press, New York, 257pp.
- 28) ROMPAS, R. M. et al. (1989) : 日水誌 55 : 669~673.
- 29) SMITH, J. N. (1955) : Biochem. J. 60 : 436~442.
- 30) TAKIMOTO, Y. and J. MIYAMOTO (1976) : J. Pesticide Sci. 1 : 261~271.
- 31) 富山哲夫ら (1962) : 日水誌 28 : 422~425.
- 32) TSENG, J. M. and C. P. HUANG (1990) : Proceedings of 15th Conf. Int. Assoc. Water Pollution Research and Control, Kyoto, 1990, Part I : pp. 377~387.

新刊紹介

「天敵の生態学」

桐谷圭治・志賀正和 編,

定価 2,884 円(税込み)

A 5 版 181 頁, 東海大学出版会(1990 年)

天敵は生物的防除の担い手として害虫防除研究の中で重要な対象とされてきた。近年になってもヤノネカイガラムシやクリタマバチに対する天敵導入, 温室におけるチリカブリダニやオンシツツヤコバチの接種的放飼, 人工卵による卵寄生蜂の増殖の試みなど話題に事欠かない。一方最近, 天敵昆虫の生物学の観点からの面白い研究が次々出され, 国際会議などでもしばしばシンポジウムが開催されている。そのような情勢をにらんでか, 桐谷, 志賀両氏の編集による「天敵の生態学」が刊行された。内容は, 第 I 部自然界における天敵, 第 II 部天敵の生

態学, 第 III 部生物的防除と害虫管理の III 部から成っており, 第 I 部は志賀が, 第 III 部は桐谷が総括的議論を行い編者としての責任を果たしている。第 II 部は捕食者の行動学と生態学, 寄生性天敵の特異な生活, 小さな天敵たち一昆虫の伝染病, 天敵の働きと生物的防除の各章に分かれて一流の研究者 15 名が分担執筆している。それぞれの分担者に与えられたスペースが少なく, 内容はトピックスの簡単な紹介程度に終わっているが, なかなか興味深い物語も語られている。例えば凶暴な餌動物ハダニに食われるどじな捕食者カブリダニが居たり, アブラムシと共生するアリを垂し込んでちゃっかりアブラムシの寄生に及ぶアブラバチの話, 省エネ造網で餌を探るオニグモ類などこの業界の研究者は楽しそうである。一方, 実際に天敵を生物的防除へ利用するとなると微生物天敵でも寄生蜂でもなかなか思うように働いてくれない。研究者の苦悩が読み取れる。本書は一般向けの解説書として出版されているが, 作物保護の専門家にも役立つことが多い書である。(岡山大学農学部 中筋房夫)

農薬の水生生物に及ぼす影響

住友化学工業株式会社生物環境科学研究所 たき
瀧 もと
本 よし
善 ゆき
之

はじめに

わが国の農業を経済的に成り立たせるためには、農薬の使用が不可欠である。農薬として登録され、使用することができるためには、人への安全性ばかりではなく環境に対する安全性も十分に評価されていなければならない。この章ではそれらのうち、水系環境に対する影響について述べる。

I 農薬と水系環境

病害虫や雑草の防除のために散布された農薬の一部は、例えば、水田からの落水、大気中に飛散後の降雨、土壌と共に流亡や土壌から溶出などを経て、最終的に水系に入る場合もある。水系に混入した農薬は、その農薬の水溶性に応じて底質や浮遊懸濁物に吸着し、水中濃度を減じる。吸着した農薬は、水相と平衡関係を保ちながら水、光などの物理化学的分解や生物による分解を受け、水中濃度は経時的に減少する。

一方、水系環境には種々な生物が相互関係を維持しながら生態系を形成し、エネルギーの流れと物質循環が行われ、生態系の機能と構造が成立する (ODUM, 1975)。

このような生態系に農薬が混入すると、農薬はその化合物特有の挙動を示しながら、水相や底質に分布し、その水相濃度が生物に対する曝露濃度になる。その曝露濃度と各生物に対する毒性との関係で影響の発現が決定され、生態系の重要な地位を占める生物に影響を及ぼした場合には、生態系が乱れることになる。農薬によって生態系を乱すこと、特に回復できない影響を与えることは避けねばならない。

わが国における農薬の水生生物に対する被害を歴史的にみると、1953年パラチオンによるアキアミの激滅事故、1960～63年PCPによるセタシジミ、イケチョウガイ、アサリの大量死滅事故、フナ、ギギ、ワカカの斃死事故、1974、1976年モリネートによるコイの大量斃死事故がある。これらは①毒性の観点から、魚介類に対する毒性が強い (モリネートのように低濃度長期間曝露による亜急性作用も含む)、②曝露の観点から、単位面積当たりの施用量が多い、③水田水の垂れ流し、④高い水溶性

(PCP, モリネート) による水田から河川への高い流出率、などが原因と考えられる。

わが国では農薬使用量の約半量が水田に使用されており、上記した事故例もすべて水田使用によって発生したものであることを考えると、水田に使用される農薬については特に注意を払う必要がある。

農林水産省の行政上の対処による農薬の使用規制が行われる中で、環境科学の研究が進展し、各種農薬の水生生物に対する毒性や環境中での挙動が明らかにされ、環境影響評価がより正確に行われるようになってきたことに

よって、大規模な事故は起こらなくなったが、時として小規模な事故が起こることがある。これは予期できない気象上の変化や種々な生物の感受性の未評価に起因する。このために、水系環境に生息する生物の生理・生態と農薬の毒物学的作用とをさらに幅広く研究する必要がある。

II 水生生物に対する影響試験

影響は曝露濃度 (環境中濃度) と生物に対する毒性の二つの要因で決定される。曝露濃度に関しては、他の環境中での挙動の項に既に記されているため、以下には毒性の評価に必要な生物のうち、特に魚類とミジンコについて最近の知見を付け加えて述べる。

1 毒性試験

(1) 供試生物

環境生物に対する試験を実施する生態毒性試験では、100万種を超える生物の中から数種の生物を選択して供試せざるを得ないことに困難さがある。通常選択基準は、①生態学的に重要な地位を占め、数が多く、広く生息していること、②経済的に重要であること、③室内で飼育でき、生理的変動が少なく、生活環が比較的短いこと、④薬物に対して感受性が高く、毒性評価ができるような濃度依存性のある生物反応を示すこと、などが考えられる。農薬の国内登録には、コイとミジンコを供試することになっているが、上述の選択基準に合致する生物として、さらに魚類のヒメダカやニジマス、甲殻類のエビや水生昆虫のユスリカ、貝類のタニシ、藻類のクロレラなどを用いることができる。

また、アメリカでは、温水魚としてブルーギル (*Lepomis macrochirus*)、ファットヘッドミノー (*Pimephales promelas*)、冷水魚としてニジマス、海水魚としてシーブ

Effects of Pesticides on Aquatic Organisms. By Yo-shiyuki TAKIMOTO.

スヘッドミノー (*Cyprinodon variegatus*), 甲殻類としてミジンコ類, ミジッドシュリンプ (*Mysidopsis bahia*), 貝類としてカキ (*Crassostrea virginica*), 藻類として *Selenastrum capricornutum*, *Scenedesmus quadricauda*, *Chlorella sp.*などを通常用いている。

OECD ガイドラインでは, ゼブラフィッシュ (*Branchedanio rerio*), ファットヘッドミノー, コイ, メダカ, グッピー (*Poecilia reticulata*), ブルーギル, ニジマス, ミジンコ類, *S. capricornutum*, *S. subspicatus*, *C. vulgaris* の使用を推奨している。

(2) 供試生物としての魚類

農薬の国内登録では, コイに対する 48 時間半数致死濃度が要求されている。また, 水田用除草剤では, 急性毒性試験に加えて, コイ稚魚を用いた亜急性試験において, モリネートで認められたような貧血を含めた血液学的検査を行うことを推奨している。

農薬の魚類に及ぼす長期的な影響を調べるに当たっては, 生理的な影響が最終的には成長, 生存率や繁殖に反映することになるため, 臨床生化学的検査を行うことが望ましい。しかし, 魚類でのこのような検査では, 一定の生理状態を維持する機能が備わっている (恒常性のある) 血液を用いるのがよいと考えられ, 利用価値が高いと思われる測定項目として, 全血で赤血球数, ヘモグロビン含量, ヘマトクリット値, 血清成分で総タンパク, アルブミン, グロブリン, 尿素窒素, グルコース, コレステロール, ナトリウム, カリウム, クロル, GOT, GPT, LAP, コリンエステラーゼなどがある。

病理組織学的検査は, 影響を受けた組織を直接把握できるため, その農薬の作用機序や症因を推察し, また影響の程度を評価するうえで重要である。コイの場合, 肝・膵臓, 脾臓, 腎臓, 鰓を摘出し, ホルマリン固定後, ヘマトキシリン・エオジンの二重染色によって観察する。グリコーゲンの検出にはパス染色, 脂肪にはオイルレッド O を用いる。骨格異常検査も軟 X 線撮影によって簡単に実施できる。

魚類を農薬に曝露した試験から, 有機リン系及びカーバメート系殺虫剤ではコリンエステラーゼの阻害が顕著に認められており, また有機塩素系殺虫剤ではナトリウム, カリウムの増加が認められている。モリネートでは, 溶血性貧血が 48 時間 LC_{50} 34 ppm の 1/100 である 0.3 ppm 以上で起こることが報告されている (山本, 1981)。

一方, 国外での魚類の亜急性または長期試験には種々な方法が提唱されている。例えば, アメリカ・EPA の初期発育段階試験 (Early life stage, 胚期から稚魚まで) の生存率と成長, 一生涯試験 (Life cycle, 胚期から成魚

を経て胚期まで) での生存率, 成長と繁殖, OECD ガイドラインの 14 日間以上の曝露試験では, 稚魚の生存率と成長を影響指標として用いている。これらの試験に用いる魚種は, 急性毒性試験と同じである。

アメリカ・EPA の方法に従って 28 種の農薬を含めた長期試験結果 72 件からみると, 魚類の初期発育段階での毒性値 (最高許容濃度, MATC) は一生涯試験のそれとほぼ同じであることが明らかとなっている (McKim, J. M., 1985)。この結果は, 発育段階の初期に感受性の高い時期があり, それによって毒性が規定され, 一生涯の毒性と対応することになったと考えられる。このことは以下の試験結果から支持される。

メダカの胚期から成魚期までの 10 発育段階を用い, MEP (フェニトロチオン) と DDT を曝露し急性毒性を調べると, 図-1 に示すように, 後期仔魚期が最も感受性が高く, 胚期の感受性が最も低かった。有機リン系殺虫剤の作用であるコリンエステラーゼ活性とその 50% 阻害濃度 (I_{50}) を測定すると, 図-2 に示すように, 活性は発育が進むにつれ増加し, 後期仔魚期で最高となった。一方, 阻害の受けやすさは成魚期が最高であった。他方, これらの発育段階での濃縮と代謝について調べると, 魚体中の代謝産物に差はなく, 濃縮率は, 魚体中の脂肪含量に対応しており, 毒性の最も強い後期仔魚期に最も低

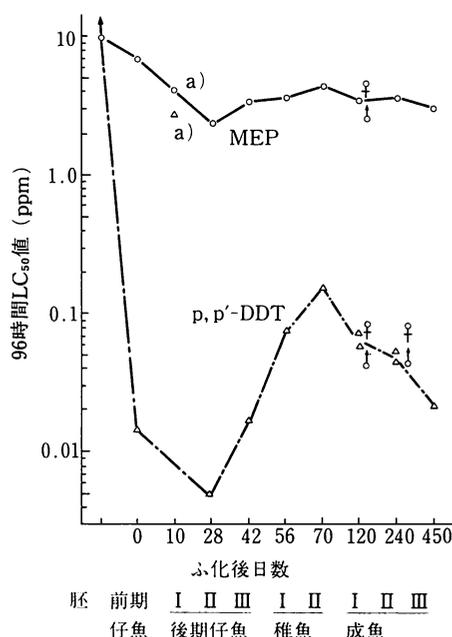


図-1 MEP 及び p, p'-DDT に対するメダカ発育段階の 96 時間 LC_{50} 値
a) 48 時間 LC_{50}

い値となった(表-1)。これらのことから、後期仔魚期は神経系の発達した時期であり、しかも脂肪含量が最も少ないため取り込まれた農薬が脂肪組織に蓄積せず、標的組織に移行したため、感受性が最も高くなったものと考えられる。なお、成魚期の雌雄では毒性値にあまり差はない (TAKIMOTO et al., 1984)。

また、魚類の繁殖に及ぼす影響もメダカを用いて試験することができる。例えば、MEPのメダカの繁殖に及ぼす影響を30日間連続曝露することによって調べた試験では、産卵数は濃度が高くなるにつれ減少し、産卵数が0%、50%となる濃度はそれぞれ2、0.5 ppmであり、無影響濃度は0.2 ppmであった。その後、メダカを清水に移すと、産卵数は元のレベルに戻った。この無影響濃度は、メダカ成魚に対する96時間LC₅₀値(3.6 ppm)の1/18であった。

繁殖生理に及ぼす影響を調べるために、メダカの卵巣

表-1 MEPのメダカの发育段階における濃縮率, 半減期

发育段階	濃縮率	半減期 (日)	脂肪含量 (%)
胚	155	1.42	4.3
前期仔魚	173	0.27	5.2
後期仔魚	88	0.28	3.8
稚魚	441	0.31	6.7
成魚(雄)	520	0.38	10.0
(雌)	540	0.40	11.4

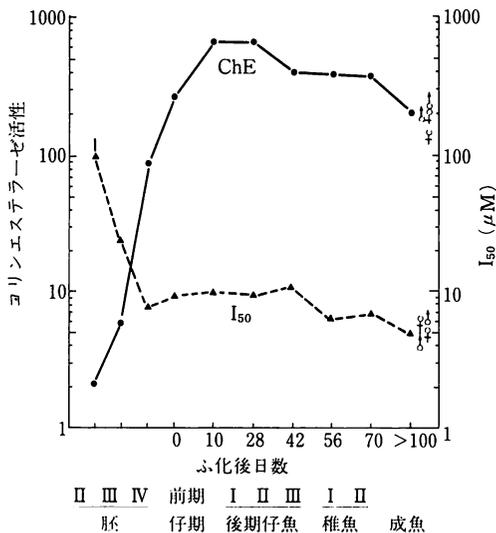


図-2 メダカ10发育段階のコリンエステラーゼ (ChE) 活性と I₅₀値

●● コリンエステラーゼ活性 (μM/min/g タンパク)
 ▲▲ フェントロオキシソンによる50%阻害濃度 (I₅₀)

を摘出し、卵径と卵数との関係調べると、朝6時に産卵後、1.2 mm 径以上の卵は検出されなくなっており、12時に0.8~0.9 mm の卵に生長し、その後徐々に大きくなり、翌朝1.2 mm 径で排卵されていることが明らかになった(図-3)。産卵を停止する2 ppmのMEPに曝露されたメダカの卵径と卵数を15時に摘出し測定すると、排卵された卵は卵巣中に残り、新たに生産される約1 mm 径の卵は卵巣中に検出されず、また0.6~0.7 mm 径及びそれ以下の径の卵数は徐々に減少した(図-4)。これは、2

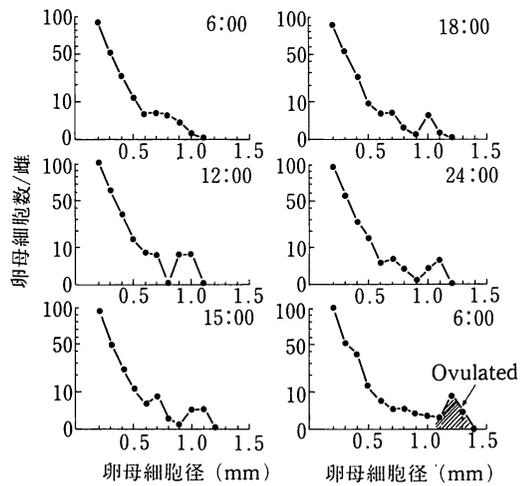


図-3 卵母細胞数と径の日周変動

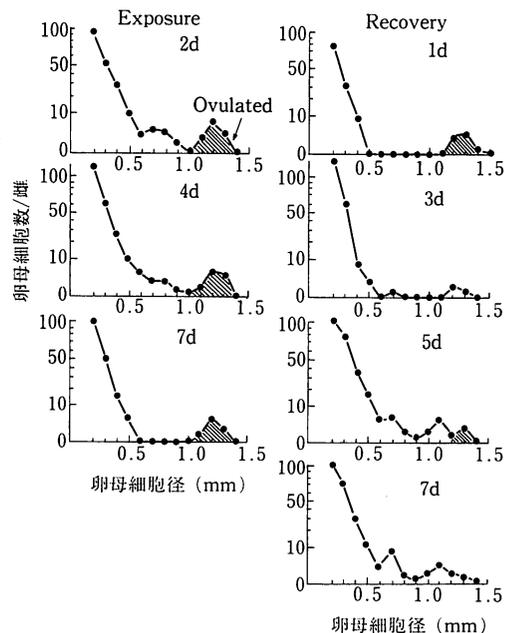


図-4 MEP 2 ppm のメダカの卵母細胞に及ぼす影響

表-2 ミジンコの生活環に及ぼす水温の影響

項目	水温 (°C)				
	10	15	20	25	30
50%死亡日	131	82	36	15	6.2
100%死亡日	182	114	51	35	7.0
最大体長(mm)	4.01	4.26	3.45	3.02	1.32
初産日	19.6	11.2	7.6	6.3	—
産出間隔(日)	7.2	4.1	2.4	1.6	—
初産仔虫数/雌	9.9	8.2	14.9	10.0	0
総産仔虫数/雌	395	495	402	139	0
産出回数/雌	8.9	10.9	9.8	4.9	0
産出数/回/雌	44.3	45.4	41.0	28.4	0

ppm では摂餌できないため、卵を栄養として用いていると思われるため、無給餌群を設けたところ、卵径と卵数に上記と同様な変化が認められた。MEP0.1~1ppmに曝露された親メダカから得られた卵は正常に発育し、これを後期仔魚期にまで生長させた後、96時間LC₅₀値を測定したところ、対照区のそれと同様の1~2ppmの値を得た。

急性毒性以外の魚類に及ぼす影響試験の一例として述べたが、種々な農薬の影響の評価には魚類の生理についてもっと研究する必要があると考えられる。

(3) 供試生物としてのミジンコ

農薬の国内登録では、甲殻類に対してミジンコ成体を用いた3時間の急性毒性が行われる。しかしながら、3時間と24時間LC₅₀値とはけたが異なることが多く、LC₅₀値の安定する24時間以上のほうが生態影響を評価するには適切であると考えられる。その際、アメリカ・EPAやOECDガイドラインに記しているように、生後24時間未満の仔虫を用い、無給餌で生存率が100%を維持できる24又は48時間を曝露期間とする方法がよい。

なお、ミジンコの日齢と感受性との関係を明らかにするために、2週齢及び3週齢のミジンコから得られた生後24, 48, 72, 及び96時間の仔虫を用い、PCP, 重クロム酸カリウムに対する毒性を調べたところ、24時間LC₅₀値の差は最高で5倍でしかなく、いずれの週齢から得られたいずれの仔虫を用いても、毒性に大きな差が生じないことが明らかとなった。

ミジンコの亜急性試験に先立って、温度と生存率や仔虫産出を調べたところ、30°Cでは仔虫を産出せずに死亡し、25°Cでは産出仔虫数が20°C以下に比較して約1/3と少なくなる(表-2)。10°Cでは寿命や初産日が延びるものの、生長が遅く試験には適切でないことが明らかとなった(図-5)。このため、15~20°Cを試験温度とするのがよ

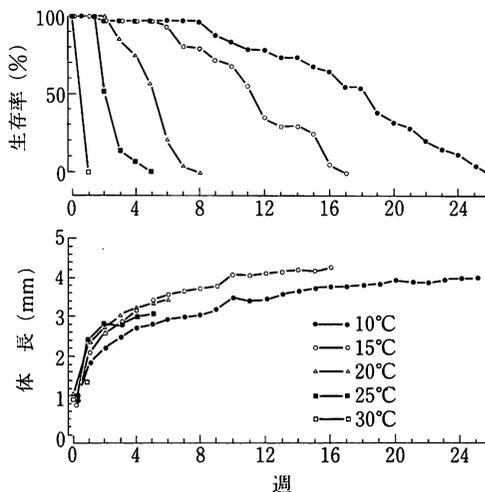


図-5 ミジンコ (*Daphnia pulex*) の生存と生長に及ぼす水温の影響

いと考えられ、20°Cの場合、ミジンコは7~9日目に約15頭の仔虫を初産し、その後2~3日ごとに約40頭の仔虫を産出する(山田ら, 1983)。

これらの基本的なミジンコの生態を利用して、亜急性毒性試験には生後24時間未満の仔虫を14~28日間曝露することによって、生存率、生長及び産出仔虫数を測定し、影響を評価できることになる。

おわりに

上記したような試験は、各種生物の生理を基に影響の評価法を作りあげたものであり、100万種を超える生物種のうちから、指標生物をさらに幅広く取り出し、その農薬の特性を考慮した試験系を作製し毒性を評価して、環境挙動と合わせ、生態系における農薬の影響をより正確に把握し、悪影響の発現しないように、今後とも研究を進展させる必要がある。

引用文献

- 1) McKim, J. M. (1985) : Fundamentals of Aquatic Toxicology, Hemisphere Pub. Co., Washington DC, pp.58~95.
- 2) Odum, E. P. (1975) : 生態学の基礎, 培風館, 東京, pp.10~108.
- 3) Takimoto, Y. et al. (1984) : J. Pesticide Sci., 9 : 463~470
- 4) 山田宏彦ら (1983) : 生態化学 6 : 21~24.
- 5) 山本義和 (1981) : 実験動物としての魚類, ソフトサイエンス社, 東京, pp.420~448.

農薬の有用昆虫に対する影響

—ミツバチの場合—

三重大学生物資源学部昆虫学研究室 まつ うら まこと
 松 浦 誠

農薬散布に伴う有用昆虫への影響のなかで、ミツバチへの影響は非標的の重要な問題である。ミツバチはかつての採蜜養蜂から花粉媒介養蜂として発展し、開花期における各種の農作物の授粉に重要な役割を果たしている。これによって農薬は殺虫性のみならず忌避効果など正常な訪花活動の阻害要因としても注目されるようになり、ハチの微妙な行動の変化が問題となっている。また、行動半径が数キロに及ぶミツバチに対する空中散布の影響には十分注意する必要がある。本稿では、これまでの内外の報告と筆者の体験にもとづく農薬のミツバチに対する影響を紹介する。

I ミツバチに対する農薬の影響

1 農薬による被害の歴史

殺虫剤によるミツバチの被害は、アメリカにおいて1870年に初めて問題となり、リンゴ、ナシなどの害虫である codling moth に対する開花期のひ素剤の散布により多数のミツバチの死亡が報告された。その後1920年ごろから、ワタの害虫である boll weevil に対して安価なひ酸石灰の航空機散布が普及するとともに、ミツバチに対する被害は果樹園をはるかにしのぎ、養蜂家の廃業が相次いだといわれる(岡田, 1955)。

1946年以降は、DDT, BHC, パラチオンなどによるミツバチの被害がアメリカ、ヨーロッパ各地で報告されるようになった。その後の各種農薬のミツバチに対する被害については、ANDERSON and ATKINS (1968), JOHANSON (1977, 1979) などの総説があり、最近ではフェロモン剤、昆虫成長制御剤などの新しい農薬の被害についても欧米では検討が進められている(DAVIS, 1989)。

日本では1951年に北海道の水田クローバー地帯に散布されたひ酸鉛により、付近の養蜂場において巣箱内の幼虫が大量に死亡したのが最初の記録で(岡田, 1955)、以後は各種の有機リン剤や有機塩素剤の被害例が松本(1959), 岡田(1963), 小畑・野々垣(1965)などによって報告されている。

2 ミツバチへの影響

ミツバチは巣を中心に行動し、数万に及ぶ成虫と幼虫

等が生活しており、社会性昆虫としてその行動は複雑である。したがって、農薬の影響も野外で活動中の働きバチばかりではなく、外役ハチによって巣内へもたらされた花粉や花蜜を通じて、まだ巣の外へ飛び出したことのない内役ハチや女王バチ、それに幼虫などが影響を受ける。

かつては、ミツバチに対する農薬の影響といえば働きバチ成虫に対する殺虫性のみが重視されたが、最近では授粉行動への悪影響など、行動面へのチェックも必要であることが認識されるようになってきている。

(1) 外役バチへの影響

野外で活動するミツバチへの影響として、直接的な中毒作用が従来から問題となっている。特に開花期における殺虫剤の散布により、訪花したミツバチの接触毒及び花蜜中の農薬の経口的摂取による中毒死や、帰巢不能、攻撃性の高進や飛しょうの異常などの行動異常がみられる。これらの症状は、訪花植物への農薬の散布にとどまらず、広範囲にわたる散布現場を飛しょう中の個体にも起こる。また、ミツバチは多量の水を必要とし、越冬直後は育児用や貯蜜の溶解のため、高温期には巣温の低下のために、植物体上の水滴や水田の取水口などの水を集めるが、吸水場所や水が農薬によって汚染されている場合も同様な被害が引き起こされる。

こうした直接的な被害ばかりではなく、ミツバチを利用した花粉媒介において、当該植物への薬剤処理によりミツバチが訪花活動の停止や訪花忌避を起こし、そのために授粉が行われないという現象もみられている。最近では、イチゴのハウス栽培において、有機リン剤のアセフェートを株間処理した場合、ミツバチが1週間から3週間にわたって巣箱から飛び出さず、このため花粉媒介が行われなくなった事例がある(松浦, 1988)。

(2) 蜂群への影響

① 成虫の場合：農薬のミツバチに対する被害作用のなかで最も深刻な問題となっているのは、上記の外役バチへの直接的な殺虫作用もさることながら、外役バチによって殺虫成分が巣箱内へ運びこまれ、巣内の成虫や幼虫などに被害をもたらす場合である。これらの被害の徴候はまず巣箱の入口において苦悶中のミツバチが散見され、引き続いて死亡した外役バチがあたり一面に堆積す

る(JOHANSON, 1979)。これらのハチをよくみると体全体が濡れて粘着性を帯びているが、これは苦悶中に蜜胃にある花蜜が吐き出されて体毛に付着したため、典型的な農薬中毒死の特徴となっている。また、有機リン剤、BHCなどの有機塩素剤の中毒死では通常、口吻を前方に伸ばしたまま死亡する。

外役バチが有害な農薬を巣箱内へ運び入れたとき、多くの場合、巣内の働きバチは興奮性を高め、人が巣箱へ近寄りたり蓋を開けるとふだんよりも激しく攻撃する。小畑・野々垣(1965)によれば、カラマツ林の害虫の駆除のため養蜂場から直線距離で2 km離れた地点に散布されたBHC粉剤の場合、散布1~2時間後には養蜂場全体のミツバチがあたり構わず飛んで騒乱状態となり、衣服の上からでも人を刺して、立ち入りが危険となり、どうにか巣箱を内検できるようになったのは4日後であったという。しかし、最近の農薬ではこうした激しい攻撃性の高進を示す例は少なくなっている。

巣箱内の個体に対する農薬の影響は外役バチだけでなく、巣内にとどまる若バチや幼虫にも激しく作用するものがある。西日本のミカン栽培地帯で、開花期にコアオハナムグリやスリップスなどの訪花害虫を対象に散布されることの多いNAC剤では、散布直後より外役バチとともに多数の内役バチ(日齢20日までの若い個体)が巣箱の前をはい回り、2~3日のうちに死亡して入口付近に外役バチの死骸の数倍ないし数十倍がみられることが少なくない。これは外役バチが蜜胃に蓄えて持ち帰った汚染花蜜を受け取った内役バチが、経口的に中毒症を起こしたもので、有機リン剤のように急性的ではない。

このほかに、ミツバチ群の農薬中毒の徴候として、巣箱内の壁面や巣板が働きバチの排せつ物で汚染され、甚だしいときは巣箱の内検時に異臭を感じることもある。これは、中毒症状を起こしたハチが巣内でとこと構わず排せつするために起こる。ミツバチの成虫は正常な状態では排せつは必ず巣の外で行うが、中毒を起こすと腸内の未消化物を頻繁に排せつする行動が顕著となる。

このほかに巣内の成虫への薬害作用として、女王の産卵減少や停止、働きバチの女王に対する攻撃、女王への取り囲み(ローヤルコート)の不形成などの異常行動がある。また、女王が単独で、または働きバチを伴って巣箱から逃去したり、巣箱の壁面で蜂球を形成するなどの異常行動も筆者は観察している。女王の産卵停止の現象は、若い内役バチから女王に対してローヤルゼリーの供給が止まったために引き起こされると考えられている。その後、産卵の停止した女王は女王フェロモンの供給が一定量以下になると、10~14日後に働きバチによって巢

から追い出されてしまう。こうした巢では新女王養成のための変成王台(働きバチの若い幼虫を女王化する)を造ることが不可能となり、働きバチが産卵を始めて群は弱体化し早晩消滅の運命をたどる(CHAUDHRY and JOHANSEN, 1971)

② 蜂児への影響: 巣箱の内外に働きバチの死骸がみられるようになってしばらくすると、巣内では幼虫も死亡していたり、蜂児(卵、幼虫、蛹)が巣箱外へ運び出されて育児室が空房となっているのが目立つようになる。また、卵も放置され、ふ化直後の幼虫の死亡も起こる。こうした蜂児への農薬の影響は、ほとんどの場合、外役バチによって野外からもたらされた農薬によるものである。外役バチは農薬によって汚染された食物源(花蜜、花粉)や水を巣内に持ち込むばかりではなく、空中に浮遊していたり、植物体上に残留している農薬に接触したのち、巣へ戻ってくるがあると考えられる。

ミツバチの巣内では、成虫と幼虫の直接的な接触の機会是非常にまれなので、幼虫が農薬と直接に接触するのは、農薬を含む育児室の壁や藁蓋などに限られる。実際、有機塩素系の殺虫剤は巣を構成する蜜蝋とかなりの親和性のあることが知られている(GAYGER and DUSTMANN, 1985)。

しかし、幼虫への最重要ルートは内役バチによって給餌される食物を通じ、幼虫の体内へ農薬が移行すると考えられている(岡田, 1955; DAVIS, 1989)。その場合、蜜と花粉は巣房中に数か月以上にわたって貯蔵されることがあり、残留性と安定性の強い農薬では幼虫の被害も長期間にまたがる可能性が指摘されている(DAVIS, 1989)。

幼虫の体内における農薬の蓄積についてはほとんど知られていないが、ミツバチの幼虫は中腸が閉鎖されて蛹化直前まで排せつが行われないため、体内蓄積が起りやすいと考えられる。また、実験的にNAC剤を含む蜂蜜をミツバチ群に給餌した場合、無蓋の貯蜜枠はすぐに蓋のされた熟成蜜よりも高レベルで殺虫剤を含有していたという(WINTERLIN et al., 1973)。こうした農薬を含有する蜜や花粉枠を他の健全な巣箱へ移動することにより、二次的な被害を引き起こすこともしばしば起こるので、被害にあった巣箱の蜜や花粉、それに巣板を他の巣箱へ移動するには十分な注意を必要とする。

また、幼虫は給餌される食物中の殺虫剤の濃度が高まると、それらを食べずに体重が減少したり、飢餓によって死亡することもある(DAVIS et al., 1988)。さらに、巣内の育児バチが農薬の中毒で死亡した場合、給餌個体がいなくなって幼虫が飢餓に陥り大量死したり、巣内の温度や湿度の調節が行われなくなって、卵、幼虫、蛹など

蜂児と呼ばれるあらゆる発育態の死亡を引き起こすことがしばしばみられる。

II 被害の防止策

野外の蜂群に対する薬害の防止策として JOHANSEN (1977) は、①危険性の少ない農薬の使用、②危険性の少ない農薬の散布法、③危険性の少ない製剤形態の選択、④散布時刻、⑤散布地域の開花雑草の除去、⑥気温による散布計画の変更、⑦危険の少ない場所への養蜂場の設置、⑧選択性殺虫剤の使用と総合防除計画の推進、⑨啓蒙活動、などを挙げている。同時に、各種農薬のミツバチに対する毒性を直接毒性や残留毒性の強度によって次の4段階、すなわち①残留毒性10時間以上のもので、開花期の作物や雑草に散布してはいけない、②残留毒性8時間以内のもので、天候などによっても変わるが、夕方遅くのみ散布されるべきである、③残留毒性3時間以内のもので、夜間または早朝に施用できる、④ミツバチに対して低毒性で、いつ施用してもかなり安全な薬剤、に區別してその一覧表を掲げている。ただし、薬剤によっては評価のはっきりしないものもあり、例えば NAC(カルバリル剤) は上記の①、③、④のいずれにも判定されている。

小畑・野々垣 (1965) は航空機散布による被害体験から、被害の予想される農薬の散布に際して事前に養蜂家への通報をもとにミツバチ群を一時的に安全な場所へ移動することが望ましいとしている。また、岡田 (1955, 1963) も殺虫剤の散布者と養蜂家がよく連絡をとりあい協力して損害の軽減を図ることを強調している。

近年、航空機利用による農薬防除面積の増加に伴う全国的なミツバチの中毒発生を防止するため、農林水産省は1976年3月に「農薬空中散布によるミツバチ被害の防止」に関する指導要領によって養蜂家との連絡を図り、

散布に当たっての養蜂家の措置や巣箱の移動などの安全指導を行っている。その結果、ミツバチの被害発生は減少し、最近では実施団体からの報告は年間1~2件程度となっているが、なお一層の周知徹底が図られるべきであろう。

おわりに

日本ではミツバチはもとより、農薬のそれらに対する影響を研究調査する機関は欧米に比べると非常に少なく、新農薬の登録審査などに必要な薬害調査の試験も十分に行う必要がある。また、毒性試験法はこれまで世界中の試験機関によってまちまちで、評価の判定を困難にしている。そこで、1985年3月にイギリスでミツバチ保護に関するシンポジウムが開催され、「ミツバチに対する殺虫剤の試験方法の統一」というテーマで討議がなされている。こうした基準をもとに、さらに多くの試験機関がミツバチに対する薬害問題に取り組み、成果をあげることが期待される。

引用文献

- 1) ANDERSON, L. D. and E. L. ATKINS (1968): *Ann. Rev. Entomol.* 13: 213~238.
- 2) CHAUDHRY, M. and C. A. JOHANSEN (1971): *Melanderia* 6: 13~31.
- 3) DAVIS, A. R. (1989): *Bee World* 70 (1): 163~174.
- 4) ——— et al. (1988): *J. Apic. Res.* 27 (3): 146~161.
- 5) GAYGER, J. and J-H. DUSTMANN (1985): *Archiv fur Lebensmittelhygiene* 36: 93~96.
- 6) JOHANSEN, C. A. (1977): *Ann. Rev. Entomol.* 22: 177~192.
——— (1979): *Bee World* 60 (3): 109~127.
- 7) 小畑博美知・野々垣禎造 (1965): *植物防疫* 19 (8): 18~20.
- 8) 岡田一次 (1955): 同上 9 (12): 22~24.
- 9) ——— (1963): *応動昆* 7 (3): 259~260.
- 10) 松本 蕃 (1959): *植物防疫* 13 (2): 63~66.
- 11) 松浦 誠 (1988): *全農グリーンレポート* 53: 1~3.
- 12) WINTERLIN, W. et al. (1973): *Archivs Environ. Contami. Toxi.* 1: 362~374.

次号予告

次12月号は下記原稿を掲載する予定です。

特集：線虫学

線虫の分子生物学の現状	奈良部 孝
線虫の天敵細菌	西澤 務
対抗植物による線虫防除	佐野 善一
有機物施用と線虫被害	中園 和年
マツノサイセンチュウ感染によるマツの枯損機構	黒田 慶子
ストック立枯病の発生	清水 時哉
インゲンマメのアファノミセス根腐病の発生	堀田 治邦・谷井 昭夫

非放射性核酸プローブによる植物病害の遺伝子診断法

兼松 誠司・夏秋 知英・日比 忠明

PCRによる植物病害の遺伝子診断法

佐野 輝男

植物防疫基礎講座

ウリ科野菜萎ちょう性病害の見分け方(6)/カボチャ

萎ちょう性病害の見分け方

下長根 鴻・宮田 善雄

地域特産物の病害虫(5)/オクラの病害虫

古谷 眞二・高井 幹夫

定期購読者以外のお申込みは至急前金で本会へ

定価1部600円 送料51円

農薬の非標的生物に対する影響

——微生物、特に土壌中の微生物——

東北大学遺伝生態研究センター ^さ佐 ^{とう}藤 ^{きよう}匡

はじめに

多くの農薬は、その本来の目的である農業の場面に使用されるほかに、個人の庭、公共の庭園、ゴルフ場、そして鉄道線路の敷設地など広範に使用されている。特に除草剤は最も一般的に使用されている農薬であり、それぞれの場の管理や美化に大いに貢献している。除草剤に限らず、これらの場で使用される農薬の大部分は直接土壌に導入されるか、二次的に移行する。そして、本来の目的を果たした後にも分解しなかったり、また分解代謝産物などを通して土壌汚染の源となるなどの問題が指摘されている。これらの問題の一つとして、土壌中の微生物に対する影響はどうかということが多くの人々によって取り上げられている。この面に関するいくつかの問題については、既に他で紹介しているので（佐藤, 1985, 86）、ここでは、主として1980年以降の研究をもとに、若干の問題を述べることにしたい。

I 土壌中における非標的生物の存在と役割

農薬の非標的生物とは、殺菌剤などの標的となる植物病原菌を除いたものを含むことになる。“土壌は微生物の宝庫である”と古くからいわれてきているように、土壌には植物病原菌以外にも多種多数の微生物が存在する。農薬の中で除草剤や殺虫剤は、高等動植物の殺滅を意図してデザインされている。しかし、ある特殊な作用を除けば、生物としての共通性を持った微生物に対して全然影響しないということはまれであろう。したがって、これら多くの微生物はまた、除草剤、殺虫剤の非標的生物ともなりうる。

土壌中の微生物の存在は、実際的には多くの場合次の二つの側面からとらえられている。すなわち、一つは土壌中における物質変化の担い手として、他は土壌中の微生物社会の構成員としてである。地球上に投入された多くの有機物質は、微生物による分解を受けることによって地球上の物質循環にくみこまれていく。したがって、前者の役割はきわめて大切であり、また、対象となる物

質変化の内容が比較的明確であるために、非標的生物の存在の目安として採用されることが多い。特に、農薬が施用される農耕地では、土壌の肥沃度と関連するため、それらの一つが注目される。

一方、微生物社会の構成員としての側面は、社会の構造そのものの意義付けが難しく、そのために、非標的生物として何をどんな規準で選び出したらよいかかわらないといったところが現状であろう。しかし、いろいろな環境下の微生物社会の描出が、きわめて不完全であるものの徐々に試みられている。例えば、水田土壌、畑地土壌、植物根圏土壌のマイクロフラなどである。そして、それら存立の必然性に一定の解釈も試みられている。これらを対照としながら“あり得べき社会構成”の中での農薬投与に伴う非標的生物の動向が取り上げられ、社会構成の必然性との関連でそれが論じられている。ただし、この面の研究は概して立ち遅れているといつてよい。以下、紙数の都合もあるので、窒素代謝を中心とした微生物作用と、マイクロフラに対する農薬の影響について述べることにする。

II 非標的生物に対する農薬の影響

1 微生物作用に対する影響

(1) 窒素代謝について

森林土壌でクロラムベンなどの除草剤による硝化作用への影響は、薬剤の種類によって異なり、クロルタールは影響せず、クロラムベンは促進すること（NAKOS, 1980）、また、土壌選流法による5種類の除草剤による影響では、高濃度投与で反応終了時を1.5~3.0倍おくらせるが、投与したアンモニアはほとんど硝酸になり、これは、農薬が徐々に分解されるため（TENA et al., 1984）としている。水稻根圏土壌でのアンモニアの酸化は10~100 ppmのカルボフランによって促進され（RAMAKRISHINA and SETHUNATHAN, 1982）、これは製剤（Furadan 3 G）中のCaCO₃のためとされている。以上の例は、物質反応だけを目安としたものであるが、反応を担う微生物をも扱ったものがある。湛水土壌にヘキサクロシクロヘキサン（HCH）を投与すると硝化作用は10 ppm (ai) から阻害され、100 ppm でほぼ完全に阻害され

た(図-1)。そして、これは反応を担う微生物数の減少とも対応していた(表-1)。さらに、この阻害はカルボフランの共存によって倍加される傾向にあった(RAY et al., 1980)。現象と実体をとらえることにより影響がはっきりと示されたといえよう。そして、硝化反応として硝酸生成を一括してとらえている物質変化も、微生物の側からみると阻害の内容が異なることを示している。

殺虫剤クロルフェナミジン(クロルジメホルム)を嫌気的条件下の土壤に投与したとき、 NO_2 と NO の一時的な蓄積がみられた。しかし、N-formyl-4-chloro-o-toluidineなどを加えると、同様な上記物質の蓄積があった。このことは、親化合物ではなく、その分解産物などが脱窒反応を阻害することを示している(BOLLAG and KURK, 1980)。このほか、脱窒反応についてはYEOMANSらの一連の研究があり、EPTCなど20種類の除草剤では $10 \mu\text{g/g}$ 土壤ではいずれも影響がなかった(YEOMANS and BREMNER, 1985 a)。また、MEP(フェニトロチオン)など7種類の殺虫剤では $50 \mu\text{g/g}$ 土壤で阻害が現れたが、土壤の種類によってその程度は異なること、ベノミルなど6種類の殺菌剤でも殺虫剤と同じ傾向が認められた

表-1 洪水土壤の硝化菌数に及ぼすヘキサクロシクロヘキサン(HCH)の影響(RAY et al., 1980)

HCH (ppm)	硝化菌/g 土壤	
	NH_4^+ 酸化菌	NO_2^- 酸化菌
0	2.2×10^4	2.7×10^4
10	3.9×10^2	1.4×10^4
100	26×10	4.9×10^3

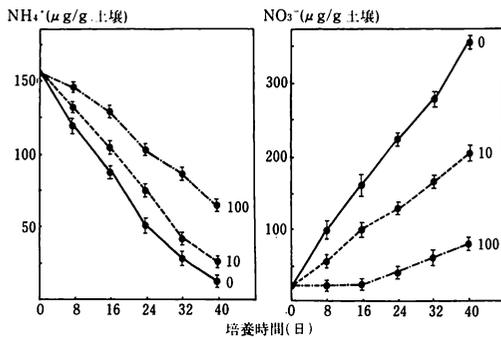


図-1 土壤中の NH_4^+ から NO_3^- 生成に及ぼすヘキサクロシクロヘキサン(HCH)の影響(RAY et al., 1980)
HCH濃度 0:—, 10:---, 100:—●—ppm.

(YEOMANS and BREMNER, 1985 b)。さらに、DPA(グラボン)、アトラジンなどについて施用量の段階を多くして検討したが、いずれもこれまで報告されている範囲の濃度では阻害がなかった(YEOMANS and BREMNER, 1987)。

窒素固定に関する研究は1980年代に入っても比較的多くなされている。水稻根圏土壤では好気的な窒素固定能が、HCHによって促進される。それは農薬によって水田のEh低下が遅れるためとされている(MAHAPATRA and RAO, 1981)。同様な傾向はベノミルやカルボフランでも観察され、これらの場合にはHCHと違って土壤の種類の影響をあまり受けなかった(NAYAK and RAO, 1980, 82)。その他、*Azotobacter*の純粋培養について窒素固定と同時に生育やそれに伴う酸素吸収に対する2,4 PAや2, 4, 5-T(FERRER et al., 1986)、メトクロール(MARTINEZ-TOLEDO et al., 1990 a)の影響を検討した例、DNBR(ジノセブ)などの除草剤を主に、藻類のアセチレン還元能に対する影響の例(WEGENER et al., 1985)などがある。また最近、非共生の窒素固定菌でさらに植物生育促進物質も生産することで注目されている*Azospirillum brasilense*の生育や窒素固定に対するフェノキシ系除草剤の影響についても検討されている(MARTINEZ-TOLEDO et al., 1990 b)。

根粒菌に対する影響も比較的さかんに検討されている。ごく近年の2,3の例を挙げると、①PCNB、②カルボキシシン、③カルボキシシン+キャプタン施用の場合、いずれも常用量施用では植物の生育、根粒形成、窒素固定能、植物体の窒素含有量に影響はなかったが、②、③の10倍施用では根粒形成と窒素固定を阻害した(MALLIK and TESFAI, 1985)。赤クローバーに、DNBPを葉面散布すると窒素固定は阻害されたが、土壤投与では影響がなかった(LINDSTRÖM et al., 1985)。カーバメート系農薬6種類の根粒形成と窒素固定への影響は、高濃度(250~25 mg/g土壤)で現れ、その程度はトルマタン>NaDDC>ジフェナンド>ナフトール>NAC(カルバリル)>チメチランの順であった(AGGARWAL et al., 1986)。除草剤リンデックスとシマジンを3 kg/ha施用した場合、*Lupinus albus*でのアセチレン還元能が低下し、それはシマジンよりリンデックスで著しかった。しかし、根粒の形態変化は後者より前者で大きかった(De FELIPE et al., 1987)。さらに、クローバーに接種された*Rhizobium trifolii*に対して、アミトロールやグリホサートによる根粒形成の減少、トリフルラリン、ジクワットなどによる根粒菌生育の阻害などが観察されている(EBERBACH and DOUGLAS, 1989)。その他、Mycorrhizaについての研究もあるが、ここでは省略する。しかし、根粒菌と同様にこ

れらも植物と共生関係にあるために、農薬の施用方法(土壌投与、茎葉散布など)、寄主である植物の生育状況、微生物の生活環などの因子が複雑にからみ合うため、農薬の影響を抽出することはそれほど簡単ではない。

(2) その他の微生物作用

落葉リター分解の際、マンゼブ (dithane M-45), 2, 4 PA, カルボフランを投与すると、マンゼブのみが CO_2 発生に影響した。そして、リターの重量損失も殺菌剤以外でみられた (RAI and SRIVASLAVA, 1983)。また、土壌酵素① dehydrogenase, ② urease, 及び③ CO_2 発生に対するブタクロールなど3種類の除草剤の影響は、①は促進、②は影響なし、③は促進されるなどであった (BARUAH and MISHRA, 1986)。さらに、2, 4 PA, ピクロラム, グリホサートを 0, 2, 20, 200 $\mu\text{g/g}$ 土壌の割合で施用した場合、三つの除草剤ともに 200 μg 施用のとき、はじめの9日間だけ土壌呼吸を増幅した。その効果は、グリホサートで著しかったが、9日以降はすべて同じになった。これは、施用した農薬が分解したためであると考えられ、これら農薬は土壌に常用量施用された場合、一時的な影響を与えるにしても、それはすぐ消失すること、また、連用しても影響がないものと推定された (WARDLE and PARKINSON, 1990 a)。

2 土壌微生物フロラに対する影響

①キャプタン、②ベノミル+チウラム+ストレプトマイシン、③クロロネブ+チウラム+ストレプトマイシンを *Caladium* (ハイモ) の種に付けて播種すると、土壌中の微生物数が増加した。そして、それは各種の微生物の推移を伴っており、優占種が次々と変わった。すなわち、蛍光性 *Pseudomonas* → *Pythium* spp. → 全細菌数 → *Fusarium* spp. → 他の糸状菌といった遷移がみられた。しかし、その理由は明らかではない (FERRISS and MITCHELL, 1981)。2種類のチェルノジェーム土壌に種々の濃度のトリフルラリンを処理すると、一般にどちらの土壌でも糸状菌、放線菌、細菌などの数の変化には影響しなかった。また、これらの土壌から42株の微生物を分離しそれらの純粋培養について生育に対するトリフルラリンの影響をみると、400~100,000 $\mu\text{g/g}$ 土壌相当では阻害したが、16 μg 相当以下ではすべての菌株は阻害されなかった。したがって、トリフルラリンは常用量では土壌微生物に対して何ら影響がないと結論できるとした (OLSEN et al., 1984)。砂質土壌と粘土質土壌に秋から冬にかけてベノミルをカーベンダジンをくりかえし施用すると、わらの分解に関与する糸状菌相が変化した。また、それと相伴ってわら成分(炭水化物類)の推移も影響を受けた (TORSTESSON et al., 1984)。同じようにグリホサートを投

与した場合、細菌数が増加し、糸状菌数や放線菌数は変わらなかった。しかし、糸状菌の種類が変化し、特に土壌有機物上で *Mortierella alpina* など3種類が優占した (WARDLE and PARKINSON, 1990 b)。農薬と土壌微生物の生息場所がからみ合った結果として現象が現れた例といえよう。また、土壌でなく植物の葉面マイクロフロラの場合にも、ベンチオカーブ (チオベンカルブ) や 2, 4 PA の葉面散布によって、新たに *Oidiodendrona echinulatum* が現れるなど、内容が変化することが知られている (SHUKLA et al., 1988)。

微生物数の変化だけでなく、微生物相の内容まで立ち入って検討した例は、上記のように糸状菌についてはいくつもあるが、細菌相になるときわめて少ない。グリシン環流土壌に PCP を投与すると、初期の細菌数増加は若干おくれるが、対照区と大体同じ傾向で増加する。ただし、最大値に達したあとの菌数減少は起こらず、高い菌数レベルが維持された (図-2) (SATO, 1983)。このときの細菌相は、対照区と投与区ではきわめて異なり、一般に投与区では細菌相の種類組成が狭くなった (図-3) (SATO, 1985)。さらに、種々の土壌条件で PCP 投与に伴う細菌フロラの変化を検討した結果は、いずれも種類が少なくなる傾向にあった。また、これら構成細菌は PCP に比較的強い耐性をもつことも認められている (SATO et al., 1987; SATO, 1987)。そして、それら耐性のちがいは、生育特性(生育速度)などを示標とすることによって、種の差異との間に関連性が得られることがわかった (SATO, 1986)。このことから、農薬に対する安全評価を

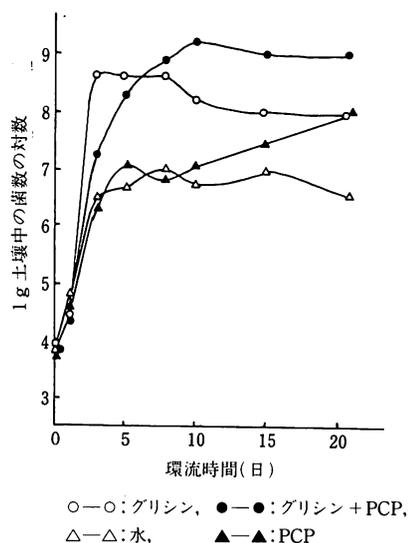


図-2 PCP を投与した環流土壌の細菌数の変化 (SATO, 1983)

環流	グリシン	グリシン + PCP (40ppm) 環流5日目	グリシン + PCP (40ppm) 環流15日目	PCP	水
分離菌株数	30	30	30	15	15
検定した菌株数	28	10	8	6	13
細菌群とそれぞれの群の菌株数	V, (3) VII d, (7) VII b, (1) VI, (1) VII c, (15) VII d, (3) VII d, (5) I, (2) ?, (2)	III, (4) V, (1) VII c, (1) Gram(+), (2) 死菌株 ?, (20)	VI, (5) VII c, (1) ?, (9)	II, (5) VII a, (1) VII c, (2) VII c, (1) VII d, (2) V, (1) Gram(+), (1) ?, (2)	

図-3 環流土壌の細菌相の変化に及ぼす PCP の影響 (SATO, 1985)
I, IIなどは細菌グループを示す。
()内の数字は各グループの菌株数を表す。

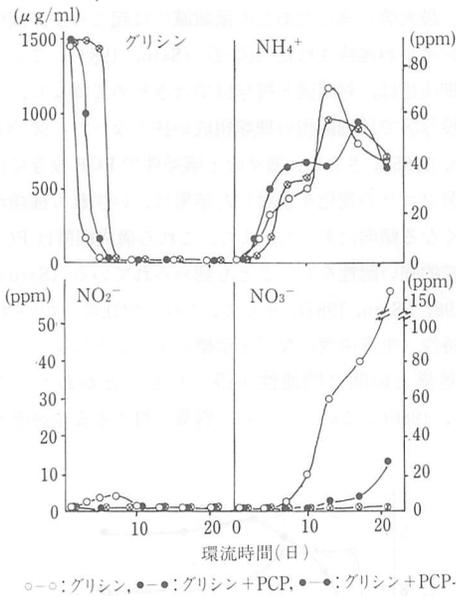


図-4 環流土壌中のグリシン、NH₄⁺、NO₂⁻、NO₃⁻量の変化 (SATO, 1983)
○-○: グリシン, ●-●: グリシン+PCP, ●-●: グリシン+PCP-Na

農薬に対する土壌微生物 (相) のレスポンスを通して行う糸口を求めることができるのではないかと考えられる。

おわりに (微生物相をとらえることの重要性)

非標的微生物に対する農薬の影響を明確にし、その安全評価をいかにするかは、この面の研究に携わる者の懸案であり、いまだに決め手を得ていない課題である。一般に現象が明確で位置付けもはっきりしている窒素代謝を目安にしているが、これは安全評価の一つの尺度とな

表-2 1980~90年に Soil Biology and Biochemistry 及び Applied and Environmental Microbiology 誌に現れた農薬と微生物に関する論文の傾向

ジャーナル	Soil Biology and Biochemistry	Applied and Environmental Microbiology
研究内容		
微生物の活性に対する影響	11	3
微生物フロラに対する影響 (*純粋培養での生育に対する影響)	4	8*
活性とマイクロフロラの両者に対する影響	7	1
農薬分解に関して	19	54

数字は論文数を表す。

り得よう。しかし、これまで得られている多くの結果は、時として相反する評価を下さなければならないこともある。土壌条件の多様性、複雑性の一端を示すものといえよう。この辺の整理ができたと仮定して、微生物作用だけでことを済ます危険性を指摘しておきたい。前述した PCP 投与環流土壌では、対照区、投与区ともに細菌数の増加は大体同じであった。また、このとき基質として用いたグリシンからのアンモニア生成 (微生物活性の一つとみなされる) も同じであった (図-4)。この限りにおいて、PCP は土壌中の微生物に対して影響なしと判断を下すであろう。しかし、微生物相は大きく異なっていた。“土壌生態系は、多様な微生物のもたらす動的平衡状態によって平常に保たれる” という常識的な見解以外に、異なった微生物相の意味について判断を下すことは現時点ではできない。とにかく、微生物相をとらえることの必要性をこのことは示している。1980~90の Soil Biology and Biochemistry (S. B. B.), Applied and Environmental Microbiology (A. E. M.) 両誌に現れたこの面の研究の動向をまとめたのが表-2である。A. E. M.誌で純粋培養を用いた研究があるため項目 [2] *が多くなっているが、いかにマイクロフロラを対象とした研究が少ないかがわかる。いろいろな理由があろうが、少なくともこのような研究には大変な時間とエネルギーを要することを認識する必要があると思われる。

引用文献

- 1) AGGARWAL, T. C. et al (1986) : Plant and Soil 94 : 125~132.
- 2) BARUAH, M. and R. R. MISHRA (1986) : ibid. 96 : 287~291.

- 3) BOLLAG, J.-M. and E. J. KURK (1980) : Appl. Environ. Microbiol. 39 : 845~849.
 4) DE FELIPE, M. R. et al. (1987) : Plant and Soil 101 : 99~105.
 5) EBERBACH, D. L. and L. A. DOUGLAS (1989) : ibid. 119 : 15~23.
 6) FERRER, M. M. et al. (1986) : Soil Biol. Biochem. 18 : 237~238.
 7) FERRIS, R. S. and D. J. MITCHELL (1981) : ibid. 13 : 57~63.
 8) LINDSTRÖM, K. et al. (1985) : ibid. 17 : 865~869.
 9) MAHAPATRA, R. N. and V. R. RAO (1981) : Plant and Soil 59 : 473~477.
 10) MALLIK, M. A. B. and K. TESFAI (1985) : ibid. 85 : 33~41.
 11) MARTINEZ-TOLEDO, M. V. et al. (1990 a) : Soil Biol. Biochem. 22 : 123~125.
 12) ——— (1990 b) : ibid. 22 : 879~881.
 13) NAKOS, G. (1980) : ibid. 12 : 517~519.
 14) NAYAK, D. N. and V. R. RAO (1980) : ibid. 12 : 1~4.
 15) ——— (1982) : ibid. 14 : 207~210.
 16) OLSEN, B. M. et al. (1984) : Plant and Soil 76 : 379~387.
 17) RAI, B. and A. K. SRIVASTAVA (1983) : ibid. 74 : 265~272.
 18) RAMAKRISHINA, C. and N. SETHUNATHAN (1982) : Appl. Environ. Microbiol. 44 : 1~4.
 19) RAY, R. C. et al. (1980) : Plant and Soil 56 : 165~168.
 20) SATO, K. (1983) : Plant and Soil 75 : 417~426.
 21) ——— (1985) : J. Gen. Appl. Microbiol. 31 : 197~210.
 22) 佐藤 匡 (1985) : 植調 19 (6) : 2~17.
 23) ——— (1986) : 同上 20 (1) : 3~19.
 24) SATO, K. (1986) : J. Pesticide Sci. 12 : 589~598.
 25) ——— et al. (1987) : Plant and Soil 100 : 333~343.
 26) SATO (1987) : Canad. J. Microbiol. 33 : 819~822.
 27) SHUKLA, A. K. et al. (1988) : Plant and Soil 16 : 277~280.
 28) TENA et al. (1984) : Soil Biol. Biochem. 16 : 223~226.
 29) TORSTESSON, L. et al. (1984) : ibid. 16 : 445~452.
 30) WEGENER, K. E. et al. (1985) : ibid. 17 : 641~644.
 31) WARDLE, D. A. and D. PARKINSON (1990 a) : Plant and Soil 122 : 21~28.
 32) ——— (1990 b) : ibid. 122 : 29~37.
 33) YEOMANS, J. C. and J. M. BREMNER (1985 a) : Soil Biol. Biochem. 17 : 447~452.
 34) ——— (1985 b) : ibid. 17 : 453~456.
 35) ——— (1987) : ibid. 19 : 31~34.

新しく登録された農薬 (2.9.1~2.9.30)

掲載は、種類名, 有効成分及び含有量, 商品名 (登録年月日), 登録番号 [登録業者 (会社) 名], 対象作物 : 対象病害虫 : 使用時期及び回数などの順。(…日…回は, 収穫何日前まで何回以内散布の略。)(登録番号 17650~17659 までの計 10 件)

『殺虫剤』

MEP 塗布紙

MEP 15 g/m²

スギバンド (2.9.27)

17650 (サンケイ化学), 17651 (ヤシマ産業), 17652 (王子化工)

すぎ : スギカミキリ : 成虫発生前~発生初期 : 1 回 : 本剤の波型部分を内側にし, 木の周囲を完全に 1 周するように巻き付け, ガムテープ等で固定する。

MIPC 粒剤

MIPC 4.0%

ミブシン粒剤 (2.9.27)

17653 (三菱化成)

稲 : ツマグロヨコバイ・ウンカ類 : 45 日 4 回

フェンプロパトリン・MEP 乳剤

フェンプロパトリン 5.0%, MEP 45.0%

スミロディー乳剤 (2.9.27)

17656 (アグロス)

みかん : コアオハナムグリ・ケシキスイ類・チャノキイロアザミウマ・カメムシ類・アブラムシ類・ミカンハモグリガ : 14 日 4 回, 茶 : チャノコカクモンハマキ・チャノホソガ・チャノミドリヒメヨコバイ・チャノキイロアザミウマ : 摘採 20 日 1 回, もも : アブラムシ類・モモハモグリガ : 3 日 5 回

『殺菌剤』

ピリフェノックス水和剤

ピリフェノックス 5.0%

ランノック水和剤 (2.9.27)

17659 (北海三共)

てんさい : 褐斑病 : 30 日 4 回

『殺虫殺菌剤』

エトフェンプロックス・トリシクラゾール水和剤

エトフェンプロックス 10.0%, トリシクラゾール 12.0%,
 ピームトレボンゾル (2.9.27)

17654 (クミアイ化学工業), 17655 (武田薬品工業)

稲 : いもち病・ツマグロヨコバイ・ウンカ類・カメムシ類 : 21 日 3 回

エトフェンプロックス・トリシクラゾール粉剤

エトフェンプロックス 0.50%, トリシクラゾール 0.50%
 ピームトレボン粉剤 5 DL (2.9.27)

17657 (クミアイ化学工業)

稲 : いもち病・ツマグロヨコバイ・ウンカ類 : 21 日 3 回

エトフェンプロックス・ジメチルピビンホス・トリシクラゾール粉剤

エトフェンプロックス 0.50%, ジメチルピビンホス 2.0%,
 トリシクラゾール 0.50%

ビームラントレボン粉剤 5 DL (2.9.27)

17658 (クミアイ化学工業)

稲 : いもち病・ニカメイチュウ・コブノメイガ・ツマグロヨコバイ・ウンカ類 : 21 日 3 回

農薬の非標的生物に対する影響——植物の薬害——

農林水産省農業環境技術研究所 ゆき
行 本 峰 子

植物に対する農薬の影響には、①薬害、②薬剤に対する抵抗性の獲得、③植物群落の遷移、があるが、②の薬剤抵抗性は非標的ではなく標的生物である雑草に関することが主であり、③の種の遷移は栽培植物には当てはまらず、それ以外の植物の中では、薬剤に接する頻度から考えて問題になるのは標的の雑草である。したがって、非標的植物としては①の薬害が重要であるということになる。ところで、非標的植物のうち農薬の影響を最も大きく受けるのは作物である。なぜなら病虫害防除を行うには農薬を直接作物に散布することが多いし、雑草防除のために散布する除草剤もまた作物に接近して散布されるからである。また農業生産を行う田畑がそうではない地域に混在していたりするため、作物ではない植物、すなわち山野草、垣根などの人里植物も、農薬の影響を受ける重要な非標的植物である。ここでは人里植物なども含めるが、主として作物を取り上げ、これらの植物に対する薬害について述べることにする。

I 薬害とは

農薬散布が原因で、植物がなんらかの傷害を受けることを薬害といい、薬害を起こした植物は種々様々な症状を現す。茎葉のネクロシス、クロロシス、奇形葉、わい化など、根部では、こぶ状根、発根阻害など、花及び果実では、サビ果、落果、着色阻害などがあり、そのほかに品質の低下も薬害のうちに入る（行本・浜田、1985）。

薬害の発現には二つの要因が関与しており、一つは植物に薬液が付着するなど薬剤にさらされるかどうかという要因であり、他は植物の薬剤に対する感受性が高いかどうかの要因である。すなわち薬剤に対する感受性が同じ植物では、大量の薬剤にさらされたほうが薬害を起こしやすく、同じ薬量に接した場合には感受性の高い植物が薬害を起こしやすい。植物がどのくらいの量の薬剤にさらされるかは、表-1に示すような薬剤の環境中での動態と関係がある。環境中での薬剤の動態は当然環境条件など種々の条件に影響される。一方植物の感受性は本来植物に備わっている特性で、ある植物種はある薬剤に感受性が高く薬害を起こしやすいと考えることができるが、このような感受性もいろいろな条件によって変動す

表-1 薬害と農薬の環境中での動態

対象となる植物	薬害発現に関する薬剤の動態
散布目的の作物の薬害	作物体への付着量増大 作物体内への薬剤の侵入量増大 難溶性の薬剤が溶解する 農薬の分解等変化物の生成
目的外植物の薬害	ドリフト ペーパードリフト 水路による移動
後作物の薬害	土壌中に長期間残留 農薬の分解等変化物の生成

る。このように薬害の発現に関与する二つの要因とも多くの条件で変動するため、開発段階で安全性が確認された薬剤でも時に薬害を起こすことになる。すなわちこの二つの要因の変動を知ることが薬害を回避することにもなる。

II 環境中での薬剤の動態と薬害

1 散布目的の作物の薬害

散布目的の作物は、大量の薬剤にさらされる。作物自体の感受性が低く薬害を起こさない場合も多いが、中には、薬剤が作物体内に入らないために薬害を起こさないものや、薬剤そのものが不活性体になっているために薬害を起こさない農薬もある。このような農薬では、表-1に示したような環境中での薬剤の動態、この場合は非常に狭い環境での動態ということになるが、薬剤の作物体内への侵入あるいは付着など薬剤の動態が薬害の発現に関係する。気象条件や薬剤に含まれる補助成分の影響で作物体内への薬剤の侵入量が増加したり、難溶性の薬剤が環境条件により溶解性が高まったりするために薬害が起こることになる。例えば銅剤の場合、Cuイオンは高い殺菌力を持っているが植物にも毒性があるので、難溶性の塩やキレートになっている。散布された銅剤は葉の表面に膜を形成し、空気中の炭酸ガスなどの作用で少しずつCuイオンになり薬害を起こすことなく殺菌力を発揮する。ところが、一時に大量のCuイオンが生成されると薬害が起こることになる。

2 目的外植物の薬害

もう少し広い環境中での薬剤の動態を考えると、隣接圃場から散布液が飛散してくるなど、目的外植物に対す

る薬害がある。一般に、植物の種類によって薬剤に対する感受性は異なるので、感受性の高い植物と薬剤との組み合わせでは、非常に低濃度の薬剤が薬害の原因となる。したがって、この場合、特に環境中での薬剤の動態を知ることが重要である。

(1) ドリフト

散布液あるいは粉が飛散することをドリフトといい、液体や粉剤の粒子が小さいとき、風のあるときなどドリフトによる薬害が問題になる。薬害を起こしやすい農薬と作物との組み合わせについては農林水産航空協会の資料に詳しい。

(2) ベーパードリフト

散布された薬剤が作物体や土壌の表面から蒸発して気体となり風で運ばれてくるのがベーパードリフトで、水田に散布した除草剤が水中から蒸発して隣接するキュウリ畑に薬害を起こした例がある。蒸気圧が高く、水溶解度が低い化合物の場合に水中からの蒸発量が多い。風向、風速、地形などによって、感受性の高い植物が薬害を起こす。ベーパードリフトによる薬害の可能性があるかどうかは、水中からの薬剤の蒸発の程度を調べる試験(行本ら, 1979)と、トンネルなどの装置を用いたバイオアッセイ(井貝ら, 1978; 行本ら, 1979)とによって知ることができる。

(3) その他

薬剤が水路を通して他の場所に運ばれ、その水が灌水に用いられて薬害を起こした例がある。環境中で安定な化合物で、非常に低濃度で植物に影響する場合にこのような薬害の可能性がある。

3 後作物の薬害

土壌中に残留した農薬あるいは分解物が後作に薬害を起こすというもので、土壌中に長く残留する農薬、分解物に薬害作用がある場合など、後作に感受性の高い作物が植え付けられると薬害が生ずることがある。

環境中での動態は、気象条件、土壌条件、そこに生息する種々の生物などに影響されるし、薬剤に含まれる補助成分の違い、散布液の調製法などによっても異なる。これら土壌中や水系環境での農薬の挙動については本特集号の他の報告を参照されたい。

III 薬害の要因—選択性の変動

通常、作物に薬害を起こすことなく病虫害、雑草を防除できるのは、薬剤が、昆虫、菌及び雑草と作物との間に選択性を持つからである。選択性には、①生態的選択性、②生理的選択性、③生化学的選択性がある。①は、作物と雑草の種子の位置の違いなどを利用して殺草効果

を現すような選択性であり、②は、透過性、体内移行性などの違いを利用した選択性である。③の生化学的選択性は狭い意味での選択性と考えられ、β酸化など活性化反応によるもの、加水分解、脱塩素、脱アルキル、脱炭酸、抱合などの解毒反応による選択性がある。選択性がなくなることが薬害の要因である。

1 植物に起因する要因

植物に起因する要因としては、品種間差、種間差、植物の生育ステージによる差、播種深度、苗の植え付け深度などの栽培条件、などがある。例えば品種間差では、インド型及び日印交雑品種のイネが日本型に比べてシメトリンに弱いのが、これは解毒能力が低いためである。

2 環境条件に起因する要因

気象条件のうち、光が薬害発現に関与する例は多い。PHATAK and STEPHENSON (1973)は、メトリブジンによるトマトの害が散布前の弱光及び散布後の強光の条件下で大きくなることを報告している。散布前の弱光により薬害が起こりやすい原因の一つには、光合成産物が解毒反応に利用されるということがあり、弱光下では解毒に必要な光合成産物が不足するためと考えられる。このほか、温度、湿度、土壌条件なども薬害の発現に関与する。

3 農薬の相互作用—近接散布

近接散布による薬害は2種の農薬を時期的に近接して散布する場合に起こる薬害で、図-1に示すように、発現機構からみて、除草剤のDCPAと有機リン剤の場合にみられるような解毒反応が別の農薬によって阻害されるための薬害と、先に処理した農薬の影響により後から処理する薬剤の吸収量が増加するための薬害がある。後者の例として、タマネギのエピクテクラワックスの沈着がethofumesate除草剤(図-2)により阻害され、あとから散布する除草剤の吸収量が増加するための薬害がある(DUNCAN et al., 1982; RUBIN et al., 1982)。

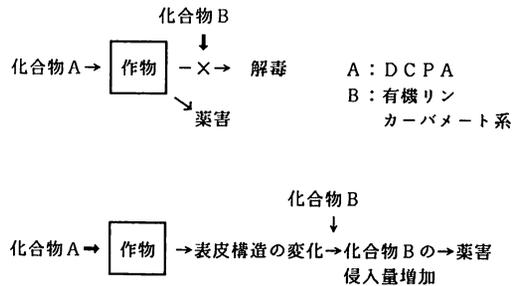


図-1 近接散布による薬害発現機構

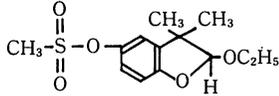


図-2 Ethofumesateの化学構造

IV 薬害の軽減

以上、様々な薬害が発現する条件について述べたが、これらの薬害を軽減する試みも盛んに行われている。これら製剤改良の技術や解毒剤の開発によって、薬害作用が軽減され優れた防除効果が生かされた例は多い。

1 製剤改良

粉剤の粒子を大きくしたり、液滴の比重を重くしてドリフトを少なくする製剤技術、水に難溶性の塩として薬害を軽減した例などがある。後者では、プラストサイジンSのベンジルアミノスルホン酸塩などがある。このほか、放出制御のためのマイクロカプセル剤、包接化合物などがあり、これらは主目的は効果の持続などであるが、薬害軽減の効果を現すものもある。

2 Safenerの利用—解毒剤—

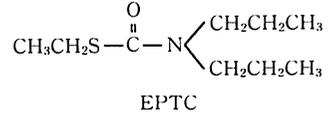
植物体内で薬害作用のある物質を解毒する化合物を解毒剤といい、以下に述べる EPTC に対する R-25788 及びベンスルフロンメチルに対するジメピペレートのほか、チオカーバメート系除草剤に対する NA (1,8-naphthalic anhydride)、酸アミド系除草剤に対する cyometrinil などの例がある。

(1) R-25788(dichlormid)による EPTC の薬害軽減(図-3)

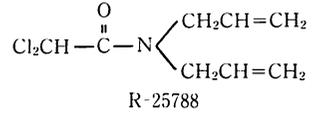
EPTC と R-25788(12:1)の製剤がトウモロコシの種子粉衣剤として用いられている。EPTC はトウモロコシ体内で、グルタチオンSトランスフェラーゼの作用によりグルタチオン抱合体を生成し、解毒されるが、条件によっては解毒作用が完全ではなく薬害症状が現れる。R-25788 はグルタチオンSトランスフェラーゼ活性とグルタチオンレベルを高める作用があり、同時施用によって EPTC の代謝が促進され薬害が軽減されると考えられている。

(2) ジメピペレートによるベンスルフロンメチルの薬害の軽減(図-4)

ベンスルフロンメチルは、バリン、イソロイシンの生合成に関与するアセトラクテート合成酵素(ALS)を阻害することにより殺草効果を現す除草剤である。イネはベンスルフロンメチルのピリミジン環の4位のメトキシ基を脱メチル化し解毒する作用があり、本剤に耐性であ

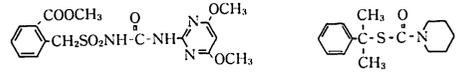


EPTC



R-25788

図-3 EPTC 及び R-25788 の化学構造



ベンスルフロンメチル

ジメピペレート

図-4 ベンスルフロンメチル及びジメピペレートの化学構造

るが(武田ら, 1989), 砂質土で高温時には生育抑制がみられることがある。このような薬害がチオカーバメート除草剤の加用で軽減される。チオカーバメート除草剤の一つジメピペレートは、ベンスルフロンメチルのイネ根からの吸収を抑制し、代謝を促進することによって薬害を軽減すると考えられている(白倉ら, 1988)。

このほか、活性炭を用いて土壤中に混在する除草剤など薬害物質を取り除く物理的解毒法、ブラシノライド処理によって作物の生理活性を高めることにより、除草剤による薬害を軽減する例も safener を利用した薬害の軽減である。

以上、農業による植物の薬害について、主として発現要因を中心に述べた。非標的植物として作物及び周辺の人里植物のみを取り上げたが、農業散布の影響を受けやすい植物には、ほかに水生植物、藻類などがある。特に水田が重要な日本では、水系と関係が深いこれら水生植物に対する影響を評価する方法の確立が急がれる。

引用文献

- 1) DUNCAN, D. N. et al. (1982): Weed Sci. 30: 195~200.
- 2) 井貝敬太郎ら (1978): 雑草研究 23 別号: 21~23.
- 3) PHATAK, S. C. and G. R. STEPHENSON (1973): Can. J. Plant Sci. 53: 843-847.
- 4) RUBIN, B. et al. (1982): The 5th International Congress of Pesticide Chemistry, IV-12.
- 5) 白倉伸一ら (1988): 雑草研究 33: 271~277.
- 6) 武田俊司ら (1989): 同上 34: 87~93.
- 7) 行本峰子ら (1979): 日本農業学会誌 4: 447~451.
- 8) ———・浜田度二 (1985): 作物の薬害, 全国農村教育協会, 東京, 285 pp.
- 9) ———・正垣 優 (1979): 農業検査所報告 19: 41~45.

農薬の環境動態評価モデル

株式会社三菱化成安全科学研究所横浜研究所 **吉 田 喜 久 雄**

はじめに

現在、様々な化学物質が各種用途に使用されている。多くの一般化学品が製造、使用、廃棄の過程で非意図的に環境に放出されるのに対し、農薬は殺虫、除草、殺菌等を目的として意図的に環境に放出される。

放出された化学物質が環境中を移動し消失する間に、人や環境生物は様々な経路を通して暴露を受ける。そして、呼吸器官、消化管、皮膚、えら等の界面等から吸収された物質が生物の各種臓器に移行することにより、生物に影響を及ぼす可能性が生ずる。したがって、環境への放出物質の人や環境生物に対する安全性の評価には健康影響や環境影響データとともに、特定地域の生物集団が暴露を受ける濃度、期間、経路等の暴露に関するデータが必要となる。

図-1に示すように、環境に放出された化学物質は大気、水、土壌、底質等の環境媒体間を移動し、それらの中で他の物質に変換されるとともに、大気、表層水及び土壌水の移動に伴い放出地点から輸送される。さらに、これらの移動、変換、輸送プロセスは、表-1に示すように物質の特性（物理化学的性状や反応性）や環境・気象条件に支配されるため、基礎的な暴露データとなる大気、水、土壌中の化学物質濃度を時間や場所の関数として把握し、さらに環境動態を支配する主要プロセスを明らかにすることは容易ではない。

I 数学的モデル

数学的な環境動態評価モデルは、化学物質の特性、環境・気象データ及び環境放出データで表される環境中における物質収支から化学物質の分布、残留性及び環境媒体中濃度を時間や場所の関数として評価する。さらに、化学物質の特性を環境・気象条件で補正することにより、条件の異なるさまざまな地域における化学物質の環境動態の評価が可能となる。

数学的モデルは、化学物質の環境媒体間の移動プロセスを平衡定数で表現する平衡論モデルと、速度定数で表現する速度論モデルに分類できる。これらのモデルは既に各種の一般化学品の環境動態評価に使用され、よい結

果を得ている(吉田, 1989)。一般化学品の場合、生産量や使用形態等が大きく変化しない限り放出速度はほぼ一定で、環境中の化学物質濃度は定常状態であると仮定できることが多い。

一方、農薬の環境放出は間欠的で、環境動態は非定常状態にあるため、環境中における農薬の分布、残留性及び濃度は時間により変化する。したがって、農薬の環境中濃度は時間の関数として評価しなければならない。

このような非定常状態にある環境動態の例として、土壌に二度放出された化学物質の大気、水、土壌、底質中の濃度の一般的な時間変化を速度論モデルのMNSEM (Multi-Phase Non-Steady State Equilibrium Model) (YOSHIDA, 1987)で評価した結果を図-2に示す。図から明らかなように、放出後の化学物質の濃度は非定常非平衡状態にあり、大気中及び水中濃度は速やかに最高となり、その後土壌中濃度とほぼ平衡になるのに対して、底質中濃度はゆっくりと変化する。しかし、最終的には各環境媒体中の濃度は非定常状態ながら平衡となる。

非定常平衡状態到達後の化学物質の環境動態はNSEM (Non-Steady State Equilibrium Model) (YOSHIDA, 1983)のような非定常状態平衡論モデルでも評価できる。しかし、媒体間の化学物質濃度の平衡到達に要する時間は化学物質の特性、環境・気象条件に大きく依存し、さらに媒体間の分配平衡成立を前提とする平衡論モデルはDDTやディルドリン等の難分解性物質の環境中分布のスクリーニング評価を目的として開発されたものであり、散布後の非定常非平衡状態も含めた農薬の現実的な環境動態の評価には、MNSEMやMACKAYのFugacity Model Level IV (MACKAY, 1979)のような速度論モデルを使用すべきであろう。

一般に、速度論モデルは以下の式で表される。

$$dM_i/dt = Q_i + P_i + \sum I_{i,j} - \sum A_{i,j} - D_i - T_i \quad (1)$$

ここで、 M_i は環境媒体(i)中の化学物質質量である。 Q_i はその媒体への化学物質の放出量、 P_i は系外からの輸送量、 $\sum I_{i,j}$ は他の媒体からの移動量を示す。一方、 $\sum A_{i,j}$ は他の媒体への移動量、 D_i は変換プロセスによる消失量、 T_i は系外への輸送量である。このような媒体ごとに組み立てられる連立微分方程式で表される物質収支式を解くことにより、非定常状態時の環境中濃度の時間変化を把握することができる。定常状態にあると仮定できる場合、

Mathematical Models for Prediction of Fate of Pesticides.
By Kikuo YOSHIDA

dMi/dt=0とおくことにより物質収支式は連立方程式となり容易に解(化学物質質量)が得られる。さらに、大気、水、土壌等の環境媒体を細分化することにより、放出地点からの距離の関数として化学物質の分布等を評価できる。

既に、Fugacity Model Level IVやMNSEMのように大気、水、土壌、底質等の媒体で構成される環境(マルチメディア)を対象とする速度論モデル及び河川、池、湖等の水と底質等で構成される水系環境を対象とする速度論モデルについては多くの発表がある。これらの中には入手可能なものも多く、パソコンでプログラムを稼働で

きるものもある(OECD, 1989)。

式(1)を基礎とする速度論モデルで現実的な農薬の環境動態を評価するには、化学物質の移動、輸送、変換プロセスの速度定数だけでなく、かなり詳細な環境・気象データを必要とするが、既に農薬の安全性評価への適用も報告されている。

例えば、HONEYCUTTらは畑地に散布された殺虫剤の流出に伴う水生生物への安全性評価に土壌流出モデルのSWRRB(Simulator for Water Resources on Rural Basins)と水系環境モデルのEXAMS(Exposure Analysis Modeling System)を使用している(HONEYCUTT and

表-1 代表的な化学特質の移動、変換及び輸送プロセス

プロセス	化学物質の特性	環境・気象条件	
媒体間移動	揮発	分子量, 水溶解度, 蒸気圧, ヘンリー則定数, 気相/液相質量移動係数	温度, 風速, 流速, 水深, 土壌厚さ, 土壌空隙率, 水の気相質量移動係数, 酸素の液相質量移動係数
	降雨	分子量, 水溶解度, 蒸気圧, ヘンリー則定数, 気相/液相質量移動係数	降雨量, 降雨時間, 雨滴粒径
	沈着	分子量, 水溶解度, 蒸気圧, ヘンリー則定数, 気相/液相質量移動係数	温度, 風速, 大気境界層高さ, 水の気相質量移動係数, 酸素の液相質量移動係数
	吸着	有機炭素吸着定数	有機炭素含有率, 懸濁粒子濃度
	生物濃縮	生物濃縮倍率, 取込み/排泄速度定数	生物密度
変換	光分解	分子吸光係数, 量子収率, 速度定数	光透過率, 日射量
	加水分解	酸/アルカリ/中性加水分解速度定数	pH, 温度
	酸化	速度定数	OHラジカル, 温度
移動	微生物分解	速度定数	微生物濃度, 温度
	移流		風速, 大気境界層高さ, 大気安定度
	拡散		拡散係数, 大気安定度
	リーチング	水溶解度, 有機炭素吸着定数	降雨量, 浸透係数, 土壌含水率, 土壌粒子組成

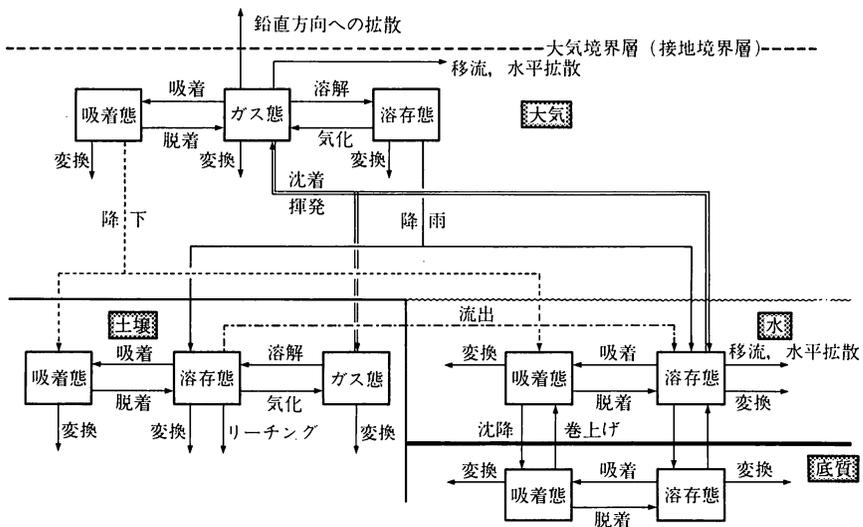


図-1 環境中での輸送、移動及び変換プロセス

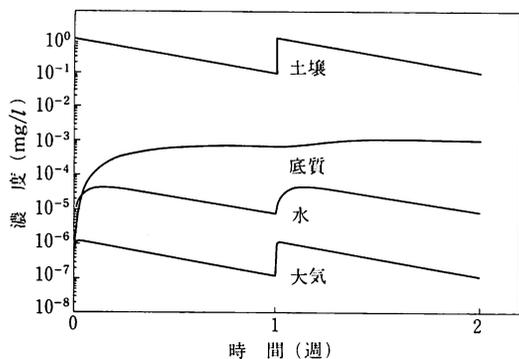


図-2 土壌に放出された化学物質の典型的な濃度-時間変化

BALLATINE, 1983)。表-2 に入力パラメータとモデルからの出力データの一覧を示す。SWRRB では気象データがデータベース化されているため、散布日の入力だけで、詳細な気象データの inputs は必要ない。

HONEYCUTT らは、これらのモデルを使用して1週間間隔で合計12回散布した場合に流出する殺虫剤の池、富栄養湖及び貧栄養湖の3種類の水系での最高濃度を推定し、表-3 に示す結果を得ている。水中及び底質中の推定最高濃度はいずれも低く、水生生物に対する安全係数は非常に高い値であった。

この殺虫剤は易水溶性で大気への揮発が無視できるため、土壌流出モデルと水系環境モデルで環境動態が評価できたが、土壌流出だけでなく大気へ揮発した農薬の降雨や降下による移動も含めて、環境動態が評価できるマルチメディアモデルの使用が一般的には妥当であろう。

数学的モデルによる農薬の環境動態の評価には多くの化学物質特性データが必要となる。しかし、農薬の登録には多くのデータが要求されるため、モデル入力パラメータは比較的容易に整備できる。また、農薬の放出量の把握は容易であり、数学的モデルによる農薬の環境動態の評価は本来ならば一般化学品に比べて容易であるが、数学的モデルを農薬の環境動態評価に適用した報告は、残念ながらわが国ではほとんどないのが現状である。

おわりに

農薬の環境動態は非定常状態にあるため、速度論型の数学的モデルで移動、輸送及び変換プロセスを総合的に評価することにより始めて、環境動態の評価及び個々のプロセスの農薬の環境からの消失への寄与率が把握でき、さらに農薬の環境動態を支配する移動、輸送あるいは変換プロセスを選定することができる。

このようなアプローチが意図して環境に放出する農薬

表-2 SWRRB及びEXAMSの入力パラメータと出力データ

	入力データ	出力データ
SWRRB	農薬名称	入力データの一覧
	土壌吸着係数	日平均気温と日射量
	流出係数	土壌の水力学的特性
	葉面上での光分解による半減期	降水量
	土壌からの消失速度定数	日平均流出量
	散布効率	月平均流出量
	葉面上の農薬初期量	年平均流出量
	地上の農薬初期量	
	散布日及び散布量	
	EXAMS	化学物質名称
分子量		環境条件データ
水溶解度		最大、最小及び平均濃度
土壌吸着係数		各プロセスの消失寄与率
蒸気圧		化学物質の媒体間の分布
光分解量子収率		日平均濃度
直接的光分解速度定数		各プロセスの分解速度
緯度		残留性評価結果
加水分解速度定数		
微生物分解速度定数		
流入速度		

表-3 予測された水系における最大濃度と水生生物への安全係数

	池	富栄養湖	貧栄養湖	
水中最高濃度, mg/l	1.6×10^{-6}	1.4×10^{-6}	5.2×10^{-7}	
底質中最高濃度, mg/l	1.5×10^{-6}	1.5×10^{-6}	1.7×10^{-7}	
半減期, 日	12.6	61.2	4.8	
安全係数	ブルーギル	5.6×10^7	6.4×10^7	1.8×10^8
	ニジマス	5.5×10^7	6.3×10^7	1.8×10^8
	キャットフィッシュ	5.8×10^7	6.6×10^7	1.8×10^8
	ミジンコ	5.8×10^7	6.6×10^7	9.3×10^8

の環境経路による人や環境生物への安全性を評価する際に必要となる暴露に関する基礎データを把握し、さらに地下水への影響の可能性、土壌残留性等の評価を行う上で有効であると考えられる。

引用文献

- 1) 吉田喜久雄 (1989) : 衛生化学 35 (5) : 313~321.
- 2) YOSHIDA, K. et al. (1987) : Toxicol. Environ. Chem. 15 (2) : 159~183.
- 3) ——— et al. (1983) : Ecotoxi. Environ. Safety 7 (2) : 73~92.
- 4) MACKAY, D. (1979) : Environ. Sci. Technol. 13(10) : 1218~1223.
- 5) HONEYCUTT, R. C. and L. G. BALLATINE (1983) : Fate of Chemicals in the Environment, eds. by R. L. Swann and A. Eschenroeder. American Chemical Society. pp. 249~262.
- 6) OECD (1989) : Environment Monographs No. 27. Compendium of Environmental Exposure Assessment Methods for Chemicals.

農薬の環境動態における理論的予測とモデル化

—物理化学的性質と環境挙動—

日本農薬株式会社安全性研究所 うちだ またぎ えもん
内田 又左衛門

はじめに

フロン、PCB、石油などに比べると農薬の使用量は少なく (Worldwatch Institute, 1988), また最近では環境における動態や分解性を考案できる基本的なデータもそろっている。しかし、いかなる化合物であっても環境に対する影響を地球レベルで解明するとすると、当然のこととして不確実性は避けられない。そのため環境への悪影響を予測する科学的努力 (リスク・アセスメント) とこれを基にしたリスク軽減のための合理的な対策 (リスク・マネージメント) がなされる。環境に対する影響 (毒性など) を支配する要因としては、化合物量 (INPUT), 分解性, 生物活性及び環境における動態がある (図-1)。

本稿では、化合物の環境動態について述べる。特に最近の研究報告を通して物理化学的性質から動態を予測するための法則性や原理を考えてみたい。

I 環境と化合物の動態

環境とはヒトあるいは生物を取り巻き、それらと相互作用を及ぼす外界である。一定の範囲をマイクロにとらえるか、それとも地球レベルをマクロにとらえるか、いずれにしても環境は生物相とこれを取り巻く大気、水及び土壌や底質の四つの構成要素に単純化できる (図-2)。

環境に放出された化合物は移行と分配を繰り返して分布する。生物相に分布する化合物が毒性や悪影響の原因となる。また特定の部位に滞留しては環境汚染として問題となる。放出量が重要なものというまでもなく、少なればどのように分布しようとも濃度的に無視できる。移行も分配も物理化学現象であるため、動態は化合物と環境構成要素の物理化学的性質に依存する。したがってあらかじめ性質や法則性を把握しておけば、化合物の動態が予測できることになる。性質の中で、log Kow (octanol/Water 分配係数) がきわめて有用である。水相から分配する相手の環境構成要素が octanol に比べてどの程度の疎水性であるのかで若干の違いがあるが、環境における分配過程は一般に log Kow で予測できる。ただし、大気への分配は蒸気圧 (Vp) にも依存する。構造活

性相関 (QSAR) 解析手法の応用は、環境動態における法則性の把握や予測を容易にしている。また、Environmental Partitioning Model や数式モデルによる分布予測や fugacity 概念の導入もなされている (CONNELL and MILLER, 1984; 金沢, 1990; MACKAY and PATERSON, 1981)。

環境動態を表す基本的な parameter としては、土壌吸着平衡定数 (Kd, あるいは土壌吸着定数 Koc), 生物濃縮係数 (BCF, Bioconcentration factor), air/water ratio (Kaw, あるいは Henry's law constant, HLC) などが挙げられる (図-2)。

このような動態を物理化学的性質で解析するとき、用いる parameter の次元や意味を考慮する必要がある。一般には log (平衡定数), log (濃度) のように自由エネルギーの次元に合わせる (図-3)。得られる相関式により、化合物の動態を予測することができるのである。

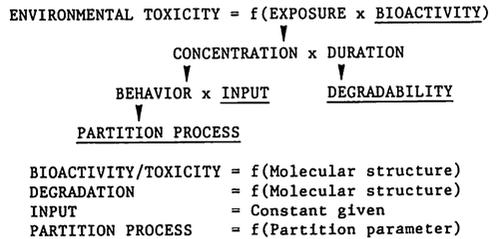


図-1 環境毒性を支配する要因

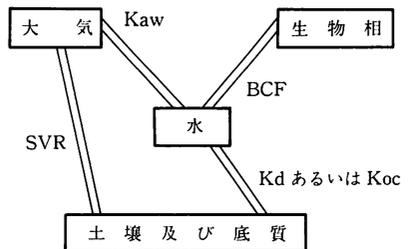


図-2 Environmental Partitioning Model と環境における分配 parameters (CONNELL and MILLER, 1984)

Physicochemical Properties and Environmental Behavior of Chemicals. By Matazaemon UCHIDA

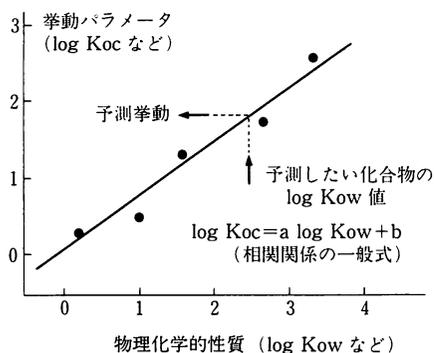


図-3 環境挙動の物理化学的性質による解析

II 大気への分配 (水あるいは土壌から)

化合物の大気への分配は、 K_{aw} (あるいは HLC) と soil volatility rate (SVR) で決まる。 K_{aw} は V_p と水溶解度 (WS) に、 SVR はさらに K_{oc} に依存するため、 V_p の

$$K_{aw} = \alpha \cdot V_p \cdot MW / WS \cdot T \quad (\text{式 1})$$

$$SVR = \beta \cdot V_p / WS \cdot K_{oc} \quad (\text{式 2})$$

高い化合物の大気への分布は無視できない (SWANN et al., 1983)。 T は絶対温度、 MW は分子量、そして α と β は定数である。PCB など環境汚染物質の HLC はよく検討されている (SABLJIĆ et al., 1989)。

III 土壌、底質などへの分配

土壌における化合物の動態には吸着、移行及び分解がある。土壌への吸着は含有する有機物に対する化合物の親和性と考えられ、活性炭や wastewater solid へのそれと同じく、水相から有機相への分配にほかならないわけで、 $\log K_{ow}$ で説明や予測ができる。 K_{oc} は K_d を有機物含量 (%) で標準化したもので、複数土壌でのデータを比較したり、同時に解析できることになる。たくさんの例が示すように、 $\log K_{oc}$ や $\log K_d$ は $\log K_{ow}$ の一次式で表現できる (内田, 1984)。

15 農薬の K_{oc} を解析した例 (KANAZAWA, 1989) では、 K_{ow} のほかにも WS や HPLC 保持時間 (R_t) が良好な相関式を与えた。これら他のパラメータは K_{ow} とある程度は関連するものである (MILLER and WASLK, 1985)。特に HPLC の R_t や保持比は測定の簡便さゆえに汎用されている (HODSON and WILLIAMS, 1988) が、他方で使用限界の指摘もある。

Wastewater solid に対する化合物の吸着定数 (K_p) は式 3 のように $\log K_{ow}$ の一次式で示される (DOBBS et al., 1989)。 r は相関係数。

$$\log K_p = 0.58 \log K_{ow} + 1.14 \quad (r = 0.99) \quad (\text{式 3})$$

以上のように、疎水性 ($\log K_{ow}$) の高い化合物の吸着は強く、この結果として土壌中での移行や bioavailability は小さくなることになる (LANDRUM, 1989; 内田, 1984)。

IV 生物相への分配 (水、土壌あるいは大気から)

水生生物が化合物を取り込む生物濃縮はよく研究されていて、多くの成果がある (ESSER, 1986)。 $\log BCF$ は、 $\log K_{ow}$ と極めて良好に対応し、生物濃縮も octanol/water 分配と同じ類の現象であるとされている (NIIMI et al., 1989)。事実、脂質含量で標準化すると、多種生物の BCF が脂質/water 分配とよく相関する (SMITH et al., 1988)。緑藻類や phytoplankton による BCF も K_{ow} と関連づけられる (MAIHOT, 1987; THOMANN, 1989)。皮膚吸収やヒトによる環境汚染物質の BCF の解析も同様であった (BROWN and ROSSI, 1989; GEYER, 1989)。

Chlorophenol 類の緑藻類に対する毒性 (96 hr EC_{50} for growth inhibition) は、 K_{ow} と良好な相関を示す (SHIGEOKA et al., 1988)。しかし、魚やミジンコに対する毒性 (LC_{50} 値) を K_{ow} で解析する試みでは、満足な相関が得られる場合 (non-specific narcotics のみを解析したときなど) と、そうでない場合とがある (LIPNICK, 1989; HERMENS, 1986; NIRMALAKHANDAN and SPEECE, 1988)。あとの場合、化合物の分解性や生物活性に差があり (図-1)、この影響が無視できず解析不能となっているようだ (IKEMOTO et al., 未発表)。

Earthworm による生物濃縮は、土壌・水・earthworm の三者間の分配とすると K_{ow} でよく表される (CONNELL and MARKWELL, 1990)。植物による化合物の吸収移行も、ほとんどは K_{ow} を用いて解析されており、植物体への親和性やそこでの移行性が土壌でいうところの吸着や移行性と同じく K_{ow} で予測されている (内田, 1984; BRIGGS et al., 1983)。気中の化合物の植物による取り込みは、 $\log K_{aw}$ と $\log K_{ow}$ の両者に依存する (RYAN et al., 1989; BACCI et al., 1990; RIEDERER, 1990)。大気-水-植物の三者分配を考えるとよく理解できる。

V 分解性について

生物学的あるいは化学的分解性についても、化合物の物理化学的性質や構造パラメータを用いて法則性や予測が検討されている。いろいろな化合物を同時に解析するのは難しく、そのため部分構造に着目した group contribution の導入もなされる (DASEI, 1990)。また、bond atomic charge による解析などの試みもある (DEARDEN

and NICHOLSON, 1986)。エステルやカーバメートの加水分解というように、ある範囲の化合物の同一反応は電子的あるいは立体的パラメータで解析や予測が容易である(内田, 1984; DROSSMAN et al., 1988)。

おわりに

これらの法則性や原理を基にして、それぞれの環境動態パラメータが予測され、さらには地球レベルでの分布も推測される。このとき、最も重要な物理化学的性質は K_{ow} と V_p である。このようなモデルを利用する予測は、物理化学を基盤にしているため、科学的考察や修正が可能である。構造動態解析がうまくいかない場合には、他のパラメータを探さよりも、動態の表現を再考するのが得策と思われる。筆者の経験でも、動態を分配と同じように ratio として表現すると解析がうまくいった。

環境動態とはあまりにも大きなテーマであり、個々の知見を蓄積する努力とそれらを集大成する努力がともに必要である。今回は、前者の話題を中心に説明したが、後者についても成果は少なくなく、成書を是非とも参考にしていただきたい (CONNELL and MILLER, 1984; 金沢, 1990)。

引用文献

- 1) BACCI, E. et al. (1990): *Environ. Sci. Technol.* 24 (6): 885~889.
- 2) BRIGGS, G. G. et al. (1983): *Pestic. Sci.* 14 (5): 492~500.
- 3) BROWN, S. L. and J. E. ROSSI (1989): *Chemosphere* 19 (12): 1989~2001.
- 4) CONNELL, D. W. and R. D. MARKWELL (1990): *ibid.* 20 (1~2): 91~100.
- 5) ——— and G. J. MILLER (1984): *Chemistry and Ecotoxicology of Pollution*, John-Wiley and Sons, N. Y. pp. 7~42.
- 6) DASEI, S. M. et al. (1990): *Environ. Toxicol. Chem.* 9 (4): 473~477.
- 7) DEARDEN, J. C. and R. M. NICHOLSON (1986): *Pestic. Sci.* 17(3): 305~310.
- 8) DOBBS, R. A. et al. (1989): *Environ. Sci. Technol.* 23 (9): 1092~1097.
- 9) DROSSMAN, H. et al. (1988): *Chemosphere* 17 (8): 1509~1530.
- 10) ESSER, H. O. (1986): *Pestic. Sci.* 17 (3): 265~276.
- 11) GEYER, H. J. et al. (1987): *Chemosphere* 16 (1): 239~252.
- 12) HERMENS, J. L. M. (1986): *Pestic. Sci.* 17(3): 287~296.
- 13) HODSON, J. and N. A. WILLIAMS (1988): *Chemosphere* 17(1): 67~77.
- 14) IKEMOTO, Y. et al. (未発表)
- 15) KANAZAWA, J. (1989): *Environ. Toxicol. Chem.* 8 (6): 477~484.
- 16) 金沢 純 (1990): *植物防疫* 44 (1): 27~32.
- 17) LANDRUM, P. F. (1989): *Environ. Sci. Technol.* 23 (5): 588~595.
- 18) LIPNICK, L. L. (1989): *Environ. Toxicol. Chem.* 8 (1): 1~12.
- 19) MACKAY, D. and S. PATERSON (1981): *Environ. Sci. Technol.* 15(9): 1006~1014.
- 20) MAIHOT, H. (1987): *ibid.* 21 (10): 1009~1013.
- 21) MILLER, M. M. and S. P. WALSK (1985): *ibid.* 19 (6): 522~529.
- 22) NIIMI, A. J. et al. (1989): *Environ. Toxicol. Chem.* 8 (9): 817~823.
- 23) NIRMALAKHANDAN, N. and R. E. SPEECE (1988): *Environ. Sci. Technol.* 22(6): 606~615.
- 24) RIEDERER, M. (1990): *ibid.* 24 (6): 829~837.
- 25) RYAN, J. A. et al. (1988): *Chemosphere* 17 (2): 2299~2323.
- 26) SABLJIĆ, A. and H. GÜSTEN (1989): *ibid.* 19 (10/11): 1503~1511.
- 27) SHIGEOKA, T. et al. (1988): *Environ. Toxicol. Chem.* 7 (10): 847~854.
- 28) SMITH, J. A. et al. (1988): *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* 103: 127~151.
- 29) SWANN, R. L. et al. (1983): *Res. Rev.* 85: 17~28.
- 30) THOMANN, R. V. (1989): *Environ. Sci. Technol.* 23 (6): 699~707.
- 31) 内田又左衛門 (1984): *日本農薬学会誌* 9(3): 559~569.
- 32) Worldwatch Institute (1988): *地球白書 '88~'89*,ダイヤモンド社, 東京; pp. 188~215.

中央だより

○アルファルファタコゾウムシ防除体系確立事業検討会開催さる

アルファルファタコゾウムシ防除体系確立事業検討会が、9月27日農林水産省農蚕園芸局第2会議室において、福岡県、佐賀県、長崎県、鹿児島県、門司植物防疫所、畜産局家畜生産課、(株)日本養蜂はちみつ協会及び植物防疫課の担当官など計16名が参集して開催された。

会議では、平成元年度アルファルファタコゾウムシ防除体系確立事業の実施状況及び平成2年度アルファルファタコゾウムシ防除体系確立事業の実施計画について検討が行われた。

人事消息

(10月1日付)

平野善広氏 (農蚕園芸局植物防疫課) は植物防疫課防除班発生予察係長に

小峯喜美夫氏 (農薬検査所検査第一部農薬環境検査課土壌検査係長) は植物防疫課農薬第二班生産係長に

谷内純一氏 (農薬検査所検査第二部農薬残留検査課) は植物防疫課併任に

嶋崎利春氏 (農蚕園芸局果樹花き課政府出展係長) は農業者大学校教育指導官に

木下光明氏 (農薬検査所検査第二部農薬残留検査課兼植物防疫課) は植物防疫課併任解除に

古畑 徹氏 (横浜植防疫務部国際第一課兼植物防疫課) は植物防疫課併任解除に

安友 純氏 (植物防疫課農薬第二班生産係長) は退職

農薬の環境影響の極小化のために

住友化学工業株式会社宝塚総合研究所 宮 本 純 之

農薬の近代的農業における重要な役割にもかかわらず、その大量使用の初期からマイナスイメージが随伴している原因の1つは、DDTによるいわゆる環境汚染によると思われる。残効性に優れた広スペクトルの農薬が歓迎された反面、およそ化学物質による環境の質の劣化に関する知識も見通しも持ちえなかった当時（約半世紀前）としてはやむを得なかったというべきであろう。しかしながら今日ではDDTのごとき化合物の難分解性や脂質親和性は容易に察知でき、その大量使用は場合によりいくつかの有害な結果を生むであろうことも予見可能である。そのみならず、この半世紀における関連科学の進歩は当時に比し農薬の効力を50~1,000倍に増強させ、これによって環境投入量の飛躍的削減が可能となった。本特集の主題である農薬の環境動態もこのような科学技術の著しい進歩を踏まえ、環境への悪影響を極小化しつつその有用性をいかに発揮させるかをそれぞれの専門の立場から多角的に追求したものである。

既に十分論じられたように既存の農薬の環境動態の究明は多くの知見をもたらした。このような知見——とくに物理化学的性質と環境挙動、各生物種における代謝分解と毒性——は、新規農薬の創製に当たってあらかじめその環境挙動を予測する有力な手がかりを与える。例えば、生物濃縮性については既に化合物のオクタノール/水分係数(log Pow)との関連がよく知られており、代謝分解があまり寄与しない場合、濃縮度はlog Powに比例する。この値が >5 になってくるとある程度の生物濃縮性を考慮する必要がある。

ある条件下で、農薬の分解の主要な要因の一つをなす光分解においても、もし地球上の一点におけるデータを取得すれば他のいかなる地点におけるいかなる季節における光分解速度も計算で求めることができ、しかもその値は実測値によく合致することが知られている。

また、地下水への影響の可能性については、土壌中での分解を除外すれば、化合物の水溶性、土壌への吸着性、ヘンリーの定数、加水分解と光分解の半減期、野外での消失半減期といった物性及び土壌の諸物性から一定の関連づけをすることも試みられている。このような一般則がどこまで適用できるかはにわかに断定できないが、一つの指標として使用することはできるであろう。

時として環境動態に関する知見については、環境諸条

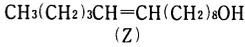
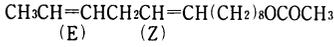
件が場所によって大きく異なるため、個別にデータを取得せざるを得ないと論があるが、環境条件が複雑化すればするほど上述したような一般化の努力が必要であり、しかもそのような努力によれば、微細な点とはもかく各化合物の挙動の要はほぼ誤りなく把握できると筆者は考えている。したがって、化合物の物理化学性状との関連づけ、量子化学的計算も加えた代謝分解データ及びコンピュータモデルによる予測などの検討をさらに積み重ねることが望ましく、大規模モデル実験や環境モニタリングはこのような基礎的な検討によってもなお十分な知見が得られず、かつそれらによって有用な情報が得られる見通しのある場合に限られるべきであろう。

環境生物に対する影響評価についても同様なことが当てはまる。100万種を超す生物種をことごとく対象にすることができない以上、既に述べられたような基準に基づき若干種を代表とするのが唯一可能な方法であろう。またすべての生物種のすべての成育段階における影響を調査することができない以上、被検化合物の使用実態、予想環境濃度、作用特性（作用機構）や代謝分解に関する知見から影響が推測される場合をまず特定することが大切であろう。いくつかの異なった試験についてもその特徴を把握したうえでこれらを合理的に配置し、所定の基準に基づき段階的に実施していくことが望ましい。したがってこの場合にも既存の化合物における取得データの十分な活用と生態影響に関する知見の一般化が必要である。ましてこのような各化合物に対応した十分な検討をおろそかにし、野外環境下における生物モニタリングを安易に行うことにより性急な結論を引き出すことは避けるべきであろう。

ところで、いかに関連科学技術が進歩しても、植物保護（農業）において有害とされたある生物種の近縁種に全く影響を及ぼさぬような農薬（必ずしも化学農薬とは限定しない）は理論的に存在しないであろう。したがって、環境に対する悪影響はどの範囲にとどめるべきかが絶えず問われなければならないであろうが、今日の科学技術をもってすれば環境に対して許容できる期間を超えて回復不可能な不可逆的影響を避けつつ農薬の使用を継続していくことは可能であると筆者は確信している。そのためには、いたずらに一般的な規制を拡大、強化するのではなく、既に本特集で述べられた諸点に留意しつつ、各農薬の特性に応じた検討が十分なされることがまず大切であろう。

黄色澄明油状で、沸点は各成分順に 133~135°C (0.3 mm Hg), 138~140°C (4 mm Hg) で、溶解度は水に 0.001 g/l 以下、ヘキサン、メタノールに任意の割合で溶解である。

(構造式)



適用作物、適用害虫及び使用方法：表-3 参照。

表-3 ビートアーミルア剤(ヨトウコンーS)

適用地帯	使用目的	適用害虫名	使用時期	10アール当たり 使用量	使用方法
シロイチモ ジヨトウの 加害作物栽 培地帯	交尾阻害	シロイチモ ジヨトウ	シロイチモ ジヨトウの 発生初期~ 終期	100~500本 (20cmチ ューブ)	作物上に 支柱等を 用いて固 定する
			ハウス 栽培の場合 は 500~700本		

使用上の注意：

① 本剤はシロイチモジヨトウ成虫の交尾を連続的に阻害して交尾率を低下させることによる密度低下を目的としているので、シロイチモジヨトウの発生初期から収穫期まで連続的に、広範囲な地域で使用することが望ましい。

② 本剤の露地での使用量は10アール当たり100~150本を標準とするが害虫発生量の多い場合、傾斜地で使用する場合等では効果が劣ることがあるので、このような場合は所定の範囲内の多めの量で使用すること。

③ ハウス栽培で換気を行なっている場合は所定の範囲内の多めの量で使用すること。

④ 開封したまま放置すると薬剤が揮散するので使用直前に開封し、使いきる。

⑤ 本剤は設置後、2~3か月たつと効果が低下してくるので3か月後には新しいものと交換すること。

⑥ 本剤の使用に当たっては、使用量、使用時期、使用方法を誤らないように注意し、特に初めて使用する場合には病虫害防除所等関係機関の指導を受けることが望ましい。

毒性：(急性毒性) 普通物。
(魚毒性) A 類。

「殺菌剤」

フルアジナム水和剤 (2.4.10 登録)

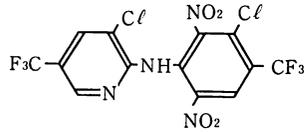
本剤は1979年、石原産業(株)によって開発された予防効果を有する殺菌剤である。作用機構は、植物病原細胞の

SH基に作用し、抗菌活性を示すものと考えられ、胞子発芽阻害、付着器形成阻害、付着器の侵入阻止により効果を発現するものと考えられている。また、ハダニ類に対して殺卵効果及び殺幼虫効果も有している。

商品名：フロンサイド水和剤

成分・性状：製剤は3-クロロ-N-(3-クロロ-5-トリフルオロメチル-2-ピリジル)-α, α, α-トリフルオロ-2, 6-ジニトロ-p-トルイジン 50.0%を含む淡黄色水和性粉末 45 μm 以下である。純品は黄色結晶性個体で、融点 115~117°C, 比重 1.757 g/ml (20°C), 蒸気圧 1.1 × 10⁻⁵ mm Hg (25°C), 溶解度 (25°C) ; 水 0.1 ppm (pH 5), 1.7 ppm (pH 6.8), >1,000 ppm (pH 11), n-ヘキサン 1.2%, シクロヘキサン 1.4%, プロパンジオール-1, 2, 0.8%, 酢酸エチル 68%, トルエン 41%, アセトン 47%, エタノール 15%, ジクロロメタン 33%, ジエチルエーテル 32% (W/V) である。熱、酸に対して安定、アルカリに対して比較的安定である。

(構造式)



適用作物、適用病害虫名及び使用方法：表-4 参照。
使用上の注意：

① 本剤は保護効果主体の剤であり、病原菌に感染した後の散布では効果が不十分な場合があるので注意すること。

② かんきつに使用する場合は次の事項に注意すること。

- ・レモンには薬害を生ずるので使用を避けること。
- ・ネーブル、ハッサク、清見等品種によっては薬害を生ずる場合があるので注意すること。
- ・病害とハダニ類の同時防除に使用する場合、かけ残しのないように丁寧に散布すること。

③ なしに使用する場合、展葉期の散布は品種により葉に薬害を生ずるので注意すること。特に幸水、豊水、新水等には薬害を生じやすいので、発芽期から落花後30日までの間は使用を避けること。

④ ぶどうに使用する場合、使用時期を誤ると葉や果実に薬害を生ずるので使用時期を厳守すること。なお、ネオマスカットは特に薬害を生じやすいので使用を避けること。

⑤ 本剤と他剤との混用は薬害を生じやすいので注意すること。特になし、ぶどう及びももでは十分注意すること。

⑥ きゅうり、レタス等には薬害を生ずる恐れがあるので、周辺にそれらの作物がある場合にはかからないように注意して散布すること。

⑦ 本剤の使用に当たっては使用方法を誤らないように注意し、特に初めて使用する場合は病虫害防除所等関係機関の指導を受けることが望ましい。

表-4 フルアジナム水和剤 (フロンサイド水和剤)

作物名	適用病害虫名	希釈倍数(倍)	使用時期	本剤及びフルアジナムを含む農業の総使用回数	使用方法				
かんきつ	そうか病 灰色かび病	1,000～ 2,000	収穫30日 前まで	2回以内	散 布				
	ミカンハダニ ミカンサビダニ	1,000							
りんご	斑点落葉病 黒星病	1,000～ 2,000	収穫45日 前まで	5回以内					
	輪紋病	1,000							
なし	黒斑病 黒星病	1,000～ 2,000	収穫30日 前まで	5回以内					
	輪紋病	1,000							
	もも	灰星病				2,000	収穫7日 前まで	4日以内	
ぶどう	晩腐病 黒とう病 べと病 灰色かび病 枝膨病	2,000	開花直前 ～落弁期	3回以内					
	麦類				紅色雪腐病 雪腐小粒菌核病 雪腐大粒菌核病	1,000	根雪前	2回以内	
					ばれいしょ	疫病	1,000～ 2,000	収穫14日 前まで	4回以内
					たまねぎ	灰色かび病	1,000～ 2,000	収穫7日 前まで	5回以内
あずき	灰色かび病	1,000	収穫21日 前まで	3回以内					
いんげんまめ	炭そ病	1,000～ 2,000	収穫14日 前まで	3回以内					
	菌核病 灰色かび病	1,000							
茶(覆下栽培を除く)	炭そ病 輪斑病	1,000～ 2,000	摘採14日 前まで	1回					

表-5 フルアジナム粉剤 (フロンサイド粉剤)

作物名	適用病害虫名	10アール当たり使用量	使用時期	本剤及びフルアジナムを含む農業の総使用回数	使用方法
キャベツ はくさい	根こぶ病	30～40 kg	播種又は 定植前	1回	全面施用 土壌混和

毒性：(急性毒性) 普通物。

- ① 誤飲、誤食などのないように注意すること。
- ② 粉末は眼に対して強い刺激性があるので、散布液調製時には保護眼鏡を着用して薬剤が眼に入らないよう注意すること。眼に入った場合には直ちに十分に水洗し、眼科医の手当を受けること。
- ③ 粉末は皮膚に対して刺激性があるので、散布液調製時には不浸透性手袋を着用して薬剤が皮膚に付着しないように注意すること。付着した場合には直ちに石けんでよく洗い落とすこと。
- ④ 散布の際は農業用マスク、手袋、長ズボン・長袖の作業衣などを着用すること。また、作業後は直ちに手足、顔などを石けんでよく洗い、洗眼・うがいをするとともに衣服を交換すること。
- ⑤ 作業時に着用していた衣服等は他のものとは分けて洗濯すること。
- ⑥ かぶれやすい体質の人は取り扱いに十分注意すること。

(魚毒性) C類。

- ① 本剤は魚介類に強い影響を及ぼすので、河川、湖沼、海域及び養魚池等に本剤が飛散・流入する恐れがある場所では使用しないこと。
- ② 散布器具、容器の洗浄水及び残りの薬液は河川等に流さず、空き袋等は焼却等により魚介類に影響を与えないように安全に処理すること。

なお、本剤の他にフルアジナム粉剤(フロンサイド粉剤)が同時に登録された。

フロンサイド粉剤の適用病害名及び使用方法：表-5参照。

植物防疫

平成2年

11月号

(毎月1回1日発行)

—禁 転 載—

第44巻
第11号

編集人

発行人

印刷所

平成2年10月25日印刷

平成2年11月1日発行

植物防疫編集委員会

岩 本 毅

三美印刷(株)

東京都荒川区西日暮里5-9-8

定価620円 送料51円
(本体602円)

—発行所—

東京都豊島区駒込1丁目43番11号 郵便番号 170

社団法人 日本植物防疫協会

電話・東京(03)944-1561～6番
振替 東京1-177867番

平成2年分
前金購読料 6,720円
後払購読料 7,240円
(共に千サービス、消費税込み)

広範囲の作物の病害虫防除に 農作物を守る! 日曹の農薬

新発売

●広範囲の病害防除に

日曹 **フロンサイド**[®]

●水稲用新種子消毒剤

トリフミン[®] 乳剤

●べと病・疫病・細菌病の防除に

日曹 **アリエッティボルドー**[®]

●芝・たばこ・花の病害防除に

日曹 **プレビクルN**[®]

●落葉果樹の病害総合防除に

ルミライト[®]

●ハダニ・アブラムシ防除に

日曹 **プロカーブ**[®]

●ハダニ・スリップス防除に

日曹 **ノンマイト**[®]

好評発売中!

○果樹・野菜の病害防除に

トリフミン[®]

○病害防除の基幹薬剤

トップジンM[®]

○桃・おうとう・すももの灰星病、
野菜・豆類の菌核病・灰色かび病の防除に

日曹 **ロニラン**[®]

○べと病・疫病の専門薬!

日曹 **アリエッティ**[®]

○きゅうりのべと病防除に、
ぶどう・りんご・なしの病害防除に

日曹 **アリエッティC**[®]

○広範囲の害虫防除に
—合成ピレスロイド剤—

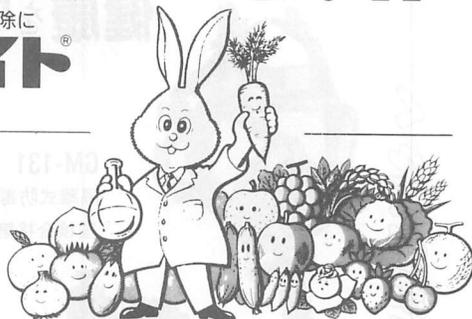
日曹 **スカウト**[®]

○果樹・野菜のハダニ防除に

ニッソラン[®]

○畑作イネ科雑草の除草に

生育期処理
除草剤 **ナブ**[®]



農薬は、適期・適量・安全使用



日本曹達株式会社

本社 〒100 東京都千代田区大手町2-2-1
支店 〒541 大阪市中央区北浜2-1-11
営業所 札幌・仙台・信越・新潟・東京・名古屋・福岡・四国・高岡

豊かな収穫が見えてくる。

三 共 の 農 薬

●安定した健苗育成、苗立枯病、ムレ苗防止に

タチガレエース[®] 粉剤 液剤

●安定した健苗育成のために……

タチガレン[®] 粉剤 液剤

●イネ紋枯病、疑似紋枯症防除に

モンガード[®] 粉剤DL 水和剤
(各種混合剤やゾル剤もあります。)

●水田初期一発処理剤

クサカリン[®] 粒剤25

●野菜、茶、果樹、花木の害虫防除に

カルホス[®] 乳剤 粉剤 微粒剤F



●粒剤タイプで省力的!

土壌センチュウ・ミナミキイロアザミウマ防除剤

バイデート^{*} 粒剤

●アブラナ科野菜の重要害虫に

三共 **エビセクト**[®] 水和剤

●初・中期一発処理(除草)剤

ザーグ[®] D粒剤17 粒剤25



三共株式会社

北海道三共株式会社
九州三共株式会社

くん蒸作業・薬剤散布にシゲマツの防毒マスク

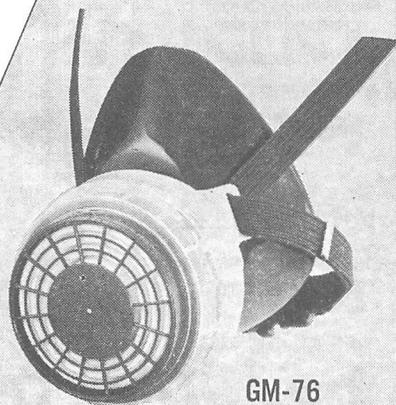
シゲマツのマスクが大切な

健康を守ります。

くん蒸作業に大好評



GM-131
隔離式防毒マスク
国検合格第45号



GM-76
UIHフィルタ付
直結式小型
国検合格102号

乳剤
粉剤の散布に

株式会社 重松製作所

本社 〒101-91 東京都千代田区外神田3-13-8
☎ 03 (255) 0255 (代表) FAX. 03 (255) 1030

月刊雑誌「植物防疫」

B5判 毎号56~64ページ

充実した内容と迅速なニュース

平成2年(1990年1~12月号の12冊)

前金購読料 6,720円(税込・送料共)

植物防疫講座 第2版

(全3巻)

各巻ともB5判 上製本

定価 3,200円(税込)

セット価格 9,000円

(税込・直販のみ)

送料サービス

農薬要覧 1989年版

農林水産省農蚕園芸局植物防疫課 監修

定価 4,400円(税込)送料 310円

B6判 666ページ

社団法人

日本植物防疫協会

東京都豊島区駒込1-43-11

〒170 電話 (03)944-1561

FAX (03)944-1399

振替 東京1-177867

お申込は現金・小為替・

振替などで直接本会へ

病害編 (356ページ)

害虫・有害動物編 (335ページ)

農薬・行政編 (362ページ)

農薬用語辞典(改訂版)

日本農薬学会 監修

定価 1,442円(本体1,400円)

B6判 112ページ 送料 210円

農薬ハンドブック—1989年版—

農薬ハンドブック1989年版編集委員会 編

A5判 670ページ 定価 4,500円(税込) 送料 310円

しつこい害虫も即OK!

ミナキイロアザミウマ、コナガ、ネギハモグリバエ等

難防除害虫に卓効!

オンコル® 粒剤 5

しつこい害虫!!
即OK!!



特長

- 1 浸透移行性：速やかに浸透移行し、植物全体を害虫から守ります。
- 2 残効性：残効期間が長いので、薬剤散布回数を減らすことができます。
- 3 広い殺虫スペクトル：広範囲の害虫に効果を示し、一剤で同時防除が出来ます。

※新たにキスジノミハムシ、アオムシ、アブラムシ等の害虫にも、登録が拡大され更に使い易くなっております。



大塚化学株式会社

大阪市中央区大手通3-2-27
農薬部 / Tel.06(946)6241

★ 日産化学

奏でるのは、 プレリュード 実りの前奏曲。

- 優れた抗菌力で、馬鹿苗病、ごま葉枯病、いもち病を同時に防除します。
- 低温時でも安定した消毒効果を示し、他剤の耐性菌にも高い効果があります。
- 乳剤なので薬剤の均一性が高く、攪拌の必要がありません。
- 種紐への吸着(浸透)に優れているので、消毒液は風乾せずに浸種できます。

実りのプレリュード・種子消毒剤

スポルタック® 乳剤

●ブクロラス…25%。SPORTAK

®は西独シェーリングAGの商標登録

雑誌「植物防疫」バックナンバーのお知らせ

月の後は特集号の題名、() 内は特集の題名、価格は各1部(送料・消費税込)の値段
購読者各位よりたびたびバックナンバーのお問い合わせがありますので、現在在庫しております巻号を
お知らせいたします。この機会にお取り揃え下さい。

34 巻 (55 年)		41 巻 (62 年) [全号揃]	
1, 2, 4, 6, 7, 9, 11, 12 月	463 円	1, 2, 3, 4, 6, 7, 8, 9, 10, 12 月	566 円
3 月: ウイルス病の抗血清診断	515 円	5 月: 微生物の分類と保存	618 円
5 月: 昆虫の行動制御物質	515 円	11 月: 害虫の長距離移動	618 円
10 月: 天敵ウイルス	515 円	42 巻 (63 年) [全号揃]	
35 巻 (56 年) [全号揃]		1, 2, 4, 7, 10, 12 月	566 円
1, 2, 4, 6, 7, 9, 11, 12 月	463 円	3 月: (ネズミ)	566 円
3 月: 土壌伝染病	515 円	5 月: 微生物による病害防除	618 円
5 月: 昆虫の大量増殖	515 円	6 月: (寄生昆虫の生物学)	566 円
8 月: 捕食性天敵	515 円	8 月: (動物のモニタリング)	566 円
10 月: 疫病	515 円	9 月: (害虫・線虫と病害)	566 円
36 巻 (57 年) [全号揃]		11 月: 害虫管理	618 円
1, 2, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 11, 12 月	566 円	43 巻 (平成元年) [全号揃]	
3 月: 変色米	618 円	2, 3, 10, 12 月	648 円
5 月: (遺伝子工学)	566 円	1 月: (植物病理学最近の進歩 (ICPP シンポジウムより))	648 円
7 月: (侵入が警戒される害虫)	566 円	4 月: (熱帯の害虫獣)	648 円
8 月: (侵入が警戒される病害)	566 円	5 月: 植物ウイルス研究の進歩	669 円
10 月: 物理的防除法	618 円	6 月: (イネいもち病の多発生)	648 円
37 巻 (58 年) [全号揃]		7 月: (ハダニ類)	648 円
1, 2, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 11, 12 月	566 円	8 月: (熱帯作物の病害(1))	648 円
3 月: 作物のパーティシリウム病	618 円	9 月: (熱帯作物の病害(2))	648 円
6 月: (リング腐らん病)	566 円	11 月: 新農薬の開発をめぐる	669 円
7 月: (ミナミキイロアザミウマ)	566 円	44 巻 (平成2年)	
8 月: (野菜類の根こぶ病)	566 円	1~12 月 (年間前納)	6,720 円
10 月: 発生子察の新技術	618 円		
38 巻 (59 年)			
1, 2, 6, 7, 8, 10, 12 月	566 円		
3 月: 線虫	618 円		
5 月: ピシウム菌による病害	618 円		
6 月: (導入天敵)	566 円		
8 月: (弱毒ウイルス)	566 円		
39 巻 (60 年) [全号揃]			
1, 2, 3, 4, 8, 9, 10, 12 月	566 円		
5 月: 植物検疫	618 円		
11 月: イネ縞葉枯病	618 円		
40 巻 (61 年) [全号揃]			
1, 2, 3, 4, 6, 7, 8, 9, 10, 12 月	566 円		
5 月: 昆虫の神経制御	618 円		
11 月: 先端技術と病害防除	618 円		

在庫僅少のものもありますので、御希望の方は早めに郵便振替・小為替・現金など(切手でも結構です)で直接本会へお申し込み下さい。33 巻 (51 年) 以前のものについては出版部までお問い合わせ下さい。上記の定価、送料については消費税導入以前の料金が印刷されておりますのでお含みおき下さい。送料は1部につき 51 円です。2部以上は実費となります。

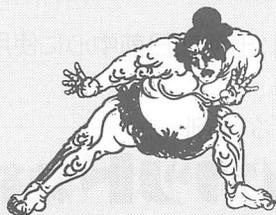
今年も、効きました。来年も、効きます。



水田除草に新しい時代をひらいたDPX-84剤^{*}

*DPX-84の一般名はベンスルフロンメチル

ブッシュ[®] 粒剤



ウルコ 粒剤



ザーク[®] 粒剤



ゴルボ[®] 粒剤



フジクラス[®] 粒剤



デュポン ジャパン

デュポン ジャパン リミテッド 農業事業部
〒105 東京都港区虎ノ門2-10-1 新日鋳ビルデュポンタワー TEL. (03) 224-8683



紋枯病に効きめが長く、使いやすい

モンカット[®]粒剤



特長

- ① 粒剤なので手軽で省力的です。
- ② 残効性が長く、散布回数が軽減できます。
- ③ 天候に左右されず、余裕をもって使えます。
- ④ ドリフトがなく、安全性の高い薬剤です。

● 使用量：10アール当り4kg ● 使用適期：出穂20日前中心に使用

いもち・紋枯病が同時に防げる粒剤

姉妹品＝

フジワンモンカット[®]粒剤

®：「モンカット」「フジワン」は日本農薬㈱の登録商標

「新発売」
粒剤
防げる
紋枯病が
手まきで
登場



日本農薬株式会社

東京都中央区日本橋1丁目2番5号

“殺虫剤の概念を変えた
注目の脱皮阻害剤”

●1ヵ月以上の長い効き目。他の殺虫剤に抵抗性の害虫にも効く。人畜・有益昆虫に安全。薬害の心配がない。殆どの薬剤と混用出来る。(ボルドーにも混ぜられます。)

●ウキサ・アオシロ・表層ハクリの防除に最適の専用剤です。初期・中期・一発剤との混合散布は大好評!!

モゲトン® 粒 剤

●各種ハダニの卵・幼虫・成虫に有効でボルドー液にも混用できるシャープな効きめのダニ剤。

バイデン 乳 剤

●晩柑類への落ち防止剤。
速効的に効く、りんご・梨の落果防止剤。

マテック 乳 剤

メロンのミナミキイロアザミウマにも
適用拡大

今話題の

デミジブ® 水和剤

●花・タバコ・桑の土壤消毒剤。刺激臭がなく安心して使えます。

パスアミド® 微粒剤

●ボルドー液の幅広い効果に安全性がプラスされた果樹・野菜の殺菌剤。

キノンドー® 水和剤 80・40

●ヨモギ・ギンギシ・スギナには特によく効きます。粒剤タイプで果樹園、空地、駐車地、墓地等に最適です。

カソロン 粒 剤 6.7
4.5



アグロ・カネショウ株式会社

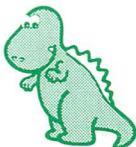
東京都千代田区丸の内3-1-1 国際ビル4階

新登場

箱で余裕、イネミズ防除。
水稲初期害虫を同時防除

- ★高い浸透移行作用により、イネミズゾウムシ成虫・幼虫を強力に防除します。
- ★残効が長いので薬剤の使用回数を減らすことができるので経済的です。
- ★初期害虫であるイネトロオイムシ、ツマグロヨコバイを同時に防除できます。
- ★箱施用なので省力的です。薬害が出にくいので田植3日前から直前まで使用できます。

作物名	適用害虫名	10アール 当り 使用量	使用 時期	本剤及びカル ボスルファン を含む農薬の 総使用回数	使用 方 法
水 稲 (箱育苗)	イネミズゾウムシ イネトロオイムシ ツマグロヨコバイ	育苗箱 (30×60×3cm) 使用土壌 約5Q 1箱当り 50～70g	移植前 3日～ 移植当日	1回	本剤の所定量 を育苗箱の苗 の上から均一 に散布する



ガゼット® 粒 剤

カルボスルファン…3.0%

®は米国FMC社の登録商標です。

★日産化学 FMC 原産供給元 FMCコーポレーション

チカラのウルコ

頑固な雑草に必殺一発パンチ!

大好評!!

東北向中心の水田一発処理除草の決め手
力と技のウルコ **エース** 粒剤 25
も新登場!

話題の低コスト除草
水田一発処理除草剤



水田除草 新時代

農協・経済連・全農

自然に学び 自然を守る
クミアイ化学工業株式会社

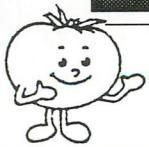
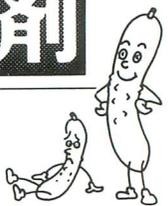
ゆたかな実り—明治の農薬

稲・いもち病、白葉枯病、もみ枯細菌病、
きゅうり・斑点細菌病、
レタス・腐敗病、斑点細菌病防除に

オリゼメート粒剤

きゅうり、トマト、ピーマン、すいか、メロン、
レタス、キャベツ、たまねぎ、いんげんまめ、
かんきつ、キウイフルーツ、びわ、稲、茶、
てんさい、ばらの病害防除に

カッパーシン水和剤

Meiji 明治製菓株式会社
104 東京都中央区京橋2-4-16