総 説

農薬 BHC による自然環境汚染

立 川 涼* 脇 本 忠 明* 小 川 恒 彦*

BHC in the Environment

Ryo TATSUKAWA, Tadaaki WAKIMOTO and Tsunehiko OGAWA

(Laboratory of Analytical and Environmental Chemistry, College of Agriculture, Ehime University, Matsuyama-shi, Ehime-ken)

1. はじめに

食糧生産の基盤である自然環境が、有機塩素系殺虫剤 BHC によってどのように汚染されているか。わが国の実情はどうであろうか。ここ二三年来、私どもの研究室では、農薬の自然環境中における動態、つまり、残留農薬の分布とその変動ならびにそれらを規制する諸要因の解析といったテーマについて、主として有機塩素系殺虫剤 (BHC, DDT, ドリン剤など) を対象として取り組んできた。本文はそこでえられた結果のうち BHC を中心にまとめてみたい。

2. 研究の進め方

さて、農耕地に散布された農薬は自然環境諸相——大気、土壌、水、生物など——を通じて、集積、移動あるいは分解しつつ、人間を含む生態系に長期的かつ複雑な影響を及ぼす (第1図)。環境汚染の立場からは、農薬種ごとに、土壌、水、大気といった個々の環境相における

動態を明らかにし、ついで水と大気、土壌と生物のような環境諸相間の動態を把握し、最終的には全自然環境における農薬の動態を定量的に解析する必要がある。

複雑な自然現象に人類活動による影響が重なる、環境汚染といった現象、課題を攻めるに当たって、つぎのような研究段階を設定して仕事を開始した (第2図)。

(I) わが国では、農薬品目別に生産量、県別出荷量 (使用量と考えてよい)、その他植物防疫関係資料をまとめた“農薬要覧”が公開されており、おそらくこの種の統計としては、世界でもっとも詳細なものと思われる。この資料の整理、再計算により、検討すべき農薬種、調査地域の選定などに役立てることができる。気象、水文学的資料、その他周辺資料も収集し、整理しておくことが望ましい。観測所気象年報 (全国観測所気象表、気象庁発行)、河川流量年報 (建設省河川局発行) も参考になる。

(II) もともとバラツキの大きい自然現象が相手であるうに、人為的要因が強く介入してくるため、残留分

第1図 自然環境中における農薬のゆくえ

* 愛媛大学農学部; 松山市樟味町

第2図 農薬による自然環境汚染の研究の進め方の一試案

布観測値のバラツキはきわめて大きい。そこで、時間的・空間的に詳細な追跡観測データの集積が不可欠である。しかも、全自然環境を通ずる農薬のゆくえを効率よく解析できる観測地域、地点と観測時間を、生態学的、地球化学的立場から設定しなければならない。こうして収集された結果は、それ自体、環境残留分布を示す貴重な基礎資料であり、さらにその分布値の解析は、残留分布を規制する諸要因についても示唆を与えてくれる。

(Ⅲ) しかしながら、観測データのみから自然環境における農薬の動態を規定する諸要因を抽出し、その働き方を明らかにすることはむずかしい。そこで変動要因を1ないし少数に限定した、実験室内でのモデル試験、あるいは水田一枚、一貯水池といった人為的に制御可能な狭い環境下での実験が必要となる。

(Ⅳ) (Ⅰ)～(Ⅲ)をとりまとめて、土壌、気圏、水系などでの農薬分布の変動を表現できるモデルを組み立てる。このモデルは再び、実測や室内実験との照合により定量的精度を次第に向上していく。

(Ⅴ) こうして一応形をととのえた環境モデルにより、環境諸相における残留レベルの予測、シミュレーションなども試みたい。

3. 環境汚染物質としての BHC

農薬による自然環境汚染の対象として、有機塩素系殺虫剤、とくに BHC を選んだ理由ないしは意味について簡単にふれてみたい。

農薬による環境汚染という立場からは、長期にわたって自然環境中で安定な農薬が問題となる。急性毒性のゆえに農民の事故が続出した有機リン剤は、自然環境中では割合速かに分解消失するので、比較的問題は少ないと思われる。一方有機塩素剤については、以前から残留性の大きいことが指摘されている。C. A. Edwards²⁾ が1964年までの報告を整理した結果によると(第1表)、土壌に散布され DDT が95%消失するのに4～30年、平均10年、L-indane (γ -BHC) では同じく3～10年、平均6年半を要している。Edwards の表には日本のデータはほとんど入っていないと思われるが、日本でも畑土壌の場

第1表 有機塩素剤の土壌中における残留性
(入手全報告の集計)
(C. A. Edwards²⁾)

農 薬 名	95%消失するのに 必要な時間(年)
Aldrin	1～6 (3)*
Chlordan	3～5 (4)
DDT	4～30 (10)
Dieldrin	5～25 (8)
Heptachlor	3～5 (3.5)
Lindane (γ -BHC)	3～10 (6.5)
Telodrin	2～7 (4)

* () 内は平均値

第2表 BHC 異性体の性質

	mp	蒸気圧 (20°C)	溶解性 (水, 20°C)	工業原体 の組成
	°C	mmHg	ppm	%
α	159～160	2.5×10^{-5}	10	55～80
β	309～310	2.8×10^{-7}	5	5～14
γ	112～113	9.4×10^{-6}	10	8～15
δ	138～138	1.7×10^{-5}	10	3～5

合はそのまま当てはまるであろう。後述のように、畑状態で安定な有機塩素剤も、水田土壌中では一定レベルまでは数週間で分解するが、それにしてもかなり長期にわたって残留することは疑いない。

さらに、BHC は西日本を中心に水田地帯で多用され、かつ特定期間に広い地域にわたり一斉にはほぼ同一濃度で散布されるため、環境における残留分布のバラツキの幅が比較的に狭く、その後の定量的追跡と結果の解析が割合容易である。むしろ、水田に散布された BHC の場合に、広域にわたる残留分布とその変動の定量的解析が可能で少ない例の一つ、といった方が正しいかもしれない。そ菜園芸では畑一枚ごとに農薬種も、使用量も、時期も区々であって、個別的残留分布調査の域を出ることはむずかしい。

水田という特異的な環境で使用された BHC のゆくえは、世界的にみて未開拓の分野であるばかりでなく、BHC 異性体分布の変動という興味ある事実も提供している。周知のように欧米諸国では BHC とは純粋な γ -BHC であるが、わが国では各種の異性体を含む原体を製剤に用いている。原体の組成と主要な異性体の化学的性質を第2表に示してある³⁾。慢性毒性は殺虫成分である γ -BHC より、 β -, α -BHC の方が大きく、しかも環境諸相における異性体分布は、製剤の異性体分布とは異なった様相を示す。

また、BHC をはじめ一般に有機塩素剤は地球化学的トレーサーにもなるという面白さがある。人工物質であって自然物とは容易に識別でき、環境中で安定であり、かつ微量定量が可能であるなどの特徴はトレーサーとしてのそれであり、有機塩素剤を追うことにより、地球表面での大気や水の動き、生物代謝などが推定できる。南極のペンギンや北方のエスキモーに DDT が発見された例は有名である。

4. BHC はどのくらい使われているか

BHC はどのくらい作られ、また使われているか、“農薬要覧”をもとに計算してみよう。

わが国における BHC の原体生産数量は年々増加の一端をたどり、昭和43年農薬年度には4.5万tに達している(第3図)。わが国で生産される有機塩素系殺虫剤の大半は BHC である。第4図は、水田も畑も含む全耕地平均として、1年間1ha当たり γ -BHC が何g使用されたかを県別に図示したものである。計算の方法と昭和41

年までの結果については引用文献⁴⁾を参照していただきたい。

なお、BHC の農薬規格は有効殺虫成分である γ -BHC 含量によっているので、正確な使用量は γ -BHC でしか算出できない。ただし BHC 工業原体の異性体組成にそ

第3図 BHC 原体生産数量と耕地 1 ha 当たり γ -BHC の年間使用量の変遷

第4図 γ -BHC の耕地面積 1 ha 当たり年間使用量 (昭43農薬年度)

れほど大きい違いはないとすれば、 α -BHC は γ -BHC の5倍程度 (α/γ 比 5), β -BHC は同程度 (β/γ 比 1) 散布されていると考えてよいであろう。全 BHC 量は γ -BHC の 7~8 倍になろう。

全国平均は昭和 38 農薬年度の 350 g γ -BHC/ha から 43年度の 900 g にまで上昇しており、なかでも福岡県や佐賀県は最も使用量が多く、43年度には 4,000 g にも達している (第3図)。

県別使用量では37年度来一貫して西日本での使用量の多いのが目立つ。43年度の場合でも、西日本、とくに北九州諸県と山口県での多用が明らかである。これはメイチュウやウンカ、ツマグロヨコバイなどの防除に、水面施用剤として、また粉剤として大量に使われているためである。ことに近年、農薬の“予防医学的使用”と、製剤の“総合ビタミン剤化”が一層この傾向に拍車をかけてきた。

γ -BHC の ha 当たり使用 g 数を 1,300 で除すと、使用全量が土壌表層 10 cm に均等に配分された時の γ -BHC 濃度が ppm 単位で求められる。たとえば、佐賀県や福岡県では43年度使用量は土壌濃度約 3 ppm に相当すると計算できる。現実の土壌濃度は1桁ほど小さいが、ともかく、このような単位面積当たりの使用量を出発点として、環境中における BHC の運動がはじまる。

5. 土壌中の BHC

では、このように大量に使われている BHC の自然環境におけるゆくえはどのようなであろうか。まず土壌中における分布と変動からながめてみたい。

水稲刈取後の水田土壌表層 10 cm に残留する γ -BHC は案外少ない (第3表)。最も残留量の多い有明海沿岸地方でも最高 1.8 ppm, 平均 0.38 ppm (30 点) である。使用量の多い地方で残留量も多い傾向が一応みとめられるが、西日本ではその年度の使用量の数%程度しか土壌には残留していないことになる。水田状態では BHC の分解が比較的速かであることは実験的にも確認されている (第5図)。

水分60~80%, つまり畑状態では長期間にわたって安定な γ -BHC も、水分 100% 以上の水田湛水状態においては、数週間でも90%以上消失する。しかもこの分解は、地温 15° 以下ではほとんど進行せず、地温の上昇とともに分解速度は大きくなる。したがって、夏期湛水下で地温の高い水田土壌中に入った BHC は、かなりの速度で消失すると考えてよいであろう。

しかし事態はそれほど単純ではないかもしれない。土壌中の BHC 異性体分布をみると、 β/γ 比は 2~20 の範囲にある。原体の β/γ 比はほぼ 1 (もっとも、最近の製剤には比較的 γ -BHC の富化した原体が用いられているようである)、かつ異性体間で水田状態下における分解速度に大差はない⁵⁾とされているのに、この差はいかなる理由によるものであろうか。これまでのところ一応つぎの

第3表 水田土壌中の γ -BHC (ppb)

調 査 地 域	採 土 年 月	分 析 点 数	最 高 値	最 低 値	平 均
佐賀県佐賀平野	Oct. '68	21	1,486	24	240
福岡県筑後平野	Oct. '68	29	1,800	20	178
広島県 (国道2号線沿い)	Apr. '69	9	193	9	43
岡山県 (")	"	14	115	7	36
高知県高知平野	Apr. '68	41	218	tr.	41
"	Nov. '68	37	140	4	34
愛媛県道後平野	Apr. '68	76	515	tr.	117
"	Nov. '68	33	350	12	83
" 道前平野	Apr. '68	24	84	tr.	39
香川県全城	Apr. '68	31	290	1	57
"	Apr. '69	9	22	2	11
愛知県濃尾平野および豊橋市周辺	Apr. '69	36	966	7	59
長野県善光寺平	Nov. '69	24	360	tr.	36

第5図 γ -BHC の分解に及ぼす土壌水分 (上図) と地温 (下図) の影響

ように推定している。

水田に水を張っている期間に土壌に入った BHC は、上述のように比較的短期間に分解される。また地上から散布された粉剤は水面に落ちて、水中を落下して土壌に達することは少ない。土壌に供給される BHC は、水稲作後期の落水後に散布された BHC が、直接あるいは

水稲体を経由して土壌に落下したものであろう。大気の間でもふれるように、 α および γ -BHC は水面あるいは植物体表面よりガス化して大気中に放出されるが、蒸気圧低く水蒸気と共蒸留されにくい β -BHC は植物体上で相対的に濃縮される。降雨に洗われ、あるいはダストとして土壌に供給される BHC は、はじめから β -BHC が濃縮されている。さらに稲わらは、生のまま、または堆肥などとして再び水田に還元される。この稲わらにはすでに β/γ 比 3~18 程度に β -BHC が濃縮している (後述)。たとえば 10 a 当たり 500 kg の稲わらを水田に戻すと、 β -BHC 濃度 10 ppm としても、 β -BHC の総量は 50 g になる。落水後の土壌表面からも、土壌が湿潤なときには α と γ -BHC が水とともに蒸発され、幾分 β -BHC の相対的濃縮がおこるのであろうが、土壌に供給される BHC はすでに製剤とはかなり違った異性体組成をもっていた可能性の方が大きいように思われる。

果樹園のような畑状態土壌では BHC は長期にわたり安定であり、長野市のりんご園土壌の表層では 5.9 ppm の γ -BHC が測定されている。しかも畑地では γ -BHC の含量が高い乳剤を使用することが多く、土壌中の異性体組成も大半は γ -BHC で、 β -BHC は少ない場合がある。

さらに土壌断面分布を見ると、残留 BHC のほとんどは表層から 5~15 cm までに集積しており、下方への移動は少なく、BHC が土壌に吸着されやすいことを示している。もっとも BHC は DDT よりは動きやすい。土壌断面に沿った農業の動きを、現地調査の結果からだけで判断することは問題もある。人工土壌カラムで農業の移動を再現するにも、実験技術上多くの制約がある。この制約を越える手法として、土壌微粒子を用いる土壌薄層クロマトグラフィー⁶⁾は有望である。供試土壌や実験操作を一定にすることにより、農業ばかりでなくその他多くの物質の土壌中での移動試験の標準化が可能と思わ

れる。

γ -BHC の土壌中の残留率(残留量/使用量)は西南暖地では数%程度であるが、東北、北陸地方ではかなり高い残留率も見出されている。おそらく、土壌中の γ -BHC 残留率の積算気温(たとえば 20° 以上の)との間には何らかの相関関係が予想され、この関係を利用した土壌中の残留分布の予測を意図して、北方地域の水田土壌の分析を急いでいる。

6. 河川水中の BHC

1968年に四国の大小約 30 河川について、 γ -BHC の定点観測をした結果の一部をまとめたのが第 6 図である。なお異性体組成は β/γ 比 1 前後であり、製剤組成と大差はないが α -BHC の割合は製剤にくらべ幾分低いようである。

稲作期間中に河川水中の BHC 濃度が高いのは当然だが、6 月末と 8 月末の 2 回の濃度ピークが目される。この事実は水稲生育期別の水と BHC の使用状況を考慮すると説明できる。第 7 図はこの状況をかなり単純に模式化したものである。まず田植後 1 週間前後に BHC 粒剤が水面施用される。本剤は水稲根から吸収された BHC が植物体中のニカメイチュウを殺す効果をねらったもので、水溶性のよい微粒子の γ -BHC が使われている。したがって水面施用の盛んな地方ではこの期間の田面水のオーバーフローや滲透により河川水中の γ -BHC 濃度はかなり高くなる。ついで 8 月末にも主としてニカメイチュウ防除を目的として BHC 粉剤が散布される。この時期の水稲も水の要求量が多い。したがってこの時期に、河川水中の γ -BHC 濃度に第 2 のピークが現われ

第 6 図 四国の河川水中の γ -BHC

第 7 図 水稲生育時期別の水と BHC の使用状況 (西日本の模式図)

る。最後に 9~10 月にかけて、ウンカやツマグロヨコバイ防除に BHC が散布されるが、この時期には田面に水は乏しく、河川水への BHC の流出は区々である。

以上きわめて大胆に模式化した、実情は地域により、年によりかなり変化する。事実 1969 年の道後平野諸河川の観測結果では、6 月のピークははっきりせず 8 月に最高値が現われた。6 月末から 7 月初旬にかけて比較的降雨量が多かったことが影響しているのであろうか。河川水中の BHC 濃度には当然河川流量が関係する。1968~9 年の両年に実施した中国、四国の約 70 河川での観測結果でも、農用水路となっている小河川での γ -BHC は時として数 10 ppb に達するが、流量の多い一級河川では 2~3 ppb を越すことはまれであった。しかも河川中の BHC 濃度は水田での BHC 散布直後から上昇しはじめ、ふつう数日でピークは過ぎてしまう。また降水にも直接影響をうけるし、大雨による河川増水時には、増水のごくはじめに BHC 濃度のピークが出現する。降雨の初期に田面水のオーバーフローがおこるからであろう。さらに一昨年あたりから、米への移臭、BHC の移行を考慮して、水稲作末期の BHC 散布はひかえられる傾向にある。このことも河川の濃度分布に影響するであろう。

一般に BHC 使用量の多い県で、河川水の BHC 濃度が高い傾向にあり、1968 年 10 月末中国、四国、九州にかけて一斉に採水分析した結果からも推定できる。このとき最高の BHC 濃度を示したのは、福岡、佐賀両県の河川であった。

7. 雨と大気中の BHC

雨水の分析結果から大気中の BHC 汚染を知ることができる。第 8 図は愛媛大学農学部屋上(松山市内、半農半住地域)での雨水の分析例である。 γ -BHC 濃度 0.5 ppb

第8図 雨水中の γ -BHC (松山市, 1969年)

を越えることもしばしばであった。この濃度は同じ時期の大河川の濃度に匹敵する値であり、大気中の BHC 汚染が恒常的に相当なレベルにあることを推測させる。 α/γ 比 2~4 であるのに、 β/γ 比は 0.3~2.3、試料の半数以上は 0.5 以下であった。BHC 異性体中 β -BHC がとくに蒸散しにくいことがこのことからよくわかる。また降雨の初期に BHC 濃度は高く、次第に低減してゆく、半谷ら⁷⁾も東京都内の降雨と大気中に最高 0.4 ppb の γ -BHC を確認しており、大気中の BHC 汚染は日本全域に及んでいることを示唆している。

松山市の降雨には DDT や PCP も確認されている。水田農業というわが国の特殊な環境下では、BHC に限らず一般に使用農薬の相当な割合が、水面、湿潤な土壌表層、作物表面から水とともに蒸発し（散布時の粉末やミストではない）大気汚染——とくに農村での——という環境汚染としての新しい局面を出現させている事実は注目すべきであろう。水面蒸発の過程は実験的再現も容易であり、蒸発農薬量や、大気中の濃度についても、かなりの精度で予測が可能であり、近く機会を改めて詳細を明らかにしたい。

8. 海水と底質中の BHC

瀬戸内海の海水は表層水に関するかぎり、つねに BHC が確認できる。1969 年の調査では春に γ -BHC は 0.01 ppb 程度であったものが、夏にかけて次第に濃度をまし、ところにより 0.1 ppb にも達するが、再び秋とともに減少しはじめ11月には 0.003~0.025 ppb 程度になっている。異性体組成は、原体組成とくらべると α -BHC が少なくなっている。夏期の濃度上昇は、水稲作期間に散布された BHC の河川水による流入が原因であることは疑いがなく、しかしどのような過程で秋から春にかけて減少するのであろうか。分解、希釈、水面よりの蒸発、生物による濃縮など今後に残された問題は多い。

瀬戸内海はほぼ閉鎖系と考えられ、沿岸河川よりの BHC 流入量もほぼおさえられているので、海水中の深

度分布が明らかになれば、海洋中における BHC の収支計算ができる。

海底質にもやはり BHC が残留している。河川からの BHC 流入量は日本でも有数と思われる有明海底質の γ -BHC は、1968年11月の調査では 1~10 ppb であった。この値は、瀬戸内海底質の一部で 20~30 ppb の γ -BHC が定量されたのと比較すると、むしろ低い値である。おそらく有明海は干満の差が大きく、干潟化による夏期の地温上昇と還元反応の進行が、BHC の分解を促進したものであろう。有明海の結果は泥質の底質が砂質のそれよりも BHC の保持量が多いことを示している。異性体分布からは、 β/γ 比 2~6 であって、 β -BHC の相対的濃縮が明らかである。海水や底質の残留が、海棲生物にどう影響するか興味あるところである。

9. 生物中の BHC

(1) 淡水魚

生物質については、採取地域も限られ、しかも分析点数もあまり多くはないが、BHC 分布について大よその傾向はうかがえよう。

まず中国、四国の代表的淡水魚であるオイカワの分析例(第4表)を見ていただきたい。1969年5~11月にかけて、松山市周辺の数河川で採取したものである。 γ -BHC は肉質部より内臓部に多い、体形の大きい方が濃度が高い、11月に採取したオイカワはそれ以前のものより濃度が低いといったことがわかる。

フナ、ドジョウ、ナマズなどでも、ほぼ同じような傾向がみられるが、ナマズでは肉質部と内臓部における γ -BHC の濃度差が小さいようである。またナマズの臓器では、消化器での濃度がもっとも高い。

私どもの分析例に関するかぎり、 β -BHC の著しい相対的濃縮の現象はみとめられていない。

(2) 海産魚介類

海水に BHC が含まれる以上、海産魚介類にも当然 BHC が含まれる。1969年に愛媛県沿岸約10地点で採取

第4表 オイカワ中の γ -BHC

試料番号	分析尾数	γ -BHC (ppb)	
		肉 質	内 臓
1	5	326	497
2	1	59	152
3	5	22	49
4	2	27	187
5	4		37
6	7	78	258
7	8	44	700
8	6	36	628
9	1	866	3300
10	1	16	

したそれぞれ 100~200 個のアサリ(貝殻は除く)には、平均値として、6~18 ppb の γ -BHC が定量された。残留濃度分布の幅は淡水生物にくらべて小さい。濃度も低く、かつ変化もしている海水中の残留農薬を詳細に追うことは楽ではないし、かつ過去にさかのぼって定量することは不可能である。この点アサリは年令の判定も容易であり、貝中の残留量はいわば生育期間の海水中の農薬濃度の積算値と相関があると思われる。農薬による海洋汚染のすぐれた指標となりうる。生態学者の協力をえて、残留分布の詳細を洗い直してみる必要がある。

ハゼやマダイなど瀬戸内海で採取される魚にはすべて BHC が確認されているが、とくにマダイの分析例を紹介しておきたい。肉質部ははじめ、肝臓、えら、胃、腸などの臓器でも γ -BHC は 10 ppb 前後だが、皮部でやや高く、腸間膜の脂肪粒では 150~320 ppb の γ -BHC が含まれる。しかし脂肪粒の β/γ 比は 2.5 程度でとくに大きいとはいえない。

(3) スズメ

1969年9月愛媛県西条市近郊で捕獲したスズメ15羽の分析例によると、胸筋の γ -BHC 5~85 ppb、平均 25 ppb、内臓は 25~120 ppb、平均 55 ppb でやはり、内臓部に多いことは他の動物と同様である。原体とくらべた異性体組成は、 α -BHC が少なく、 β -BHC がやや多い程度であって、 β の極端な濃縮はみとめられない。

スズメにかぎらず動物一般に、残留量は BHC よりは DDT 化合物の方が多い。DDT の使用量は全国平均で γ -BHC の 1/3~1/4 程度であり、環境濃度も低いので、生物による濃縮は DDT の方がはるかに注目すべきであるが、表題とはなれるので、問題の重要性を指摘するにとめておく。

(4) 水 稲

植物体に直接散布された BHC が、付着して残留するのは当然であるが、水溶液からも根を通じて吸収され、地上部に移行することは多くの植物で確認されている。水稻でも塚野ら¹⁰⁾は水耕実験により、 γ -BHC の滲透移行について詳細な報告をしているし、土壤に施用した γ -BHC の水稻体への移行、あるいは表面水への溶出量などについても升田ら¹¹⁾の報告がある。私どもの行なった 10 ppm 相当量の γ -BHC をあらかじめ施用しておいた土壤による水稻のポット試験の結果では、収穫時における稲わらの γ -BHC は 2 ppm 程度であったが、玄米では 14 ppb と低い値を示した。これらの結果は、土壤に残留している BHC の植物体への移行は、水溶液からの移行にくらべれば少ないことを示している。

水稻で注目すべき事実の一つは、稲わらの β -BHC 濃度がきわめて高いことである。1968年と1969年作の稲わら(籾を除く全地上部)17点の分析結果によれば、 α -BHC 0.37~14.0 ppm、 γ -BHC 0.13~5.8 ppm、 β -BHC 0.38~43 ppm の範囲にあり、 α/γ 比 1.2~3.2 に

対し、 β/γ 比 3.0~18.3 であった。製剤の β/γ 比がほぼ 1 とすれば、 β -BHC の相対的濃縮は明らかであろう。昨年末来にわかにマスコミをにぎわした牛乳中の β -BHC 濃縮も、西日本の水田地帯で稲わらを主飼料とする酪農業から生産される牛乳であれば十分に予測されることであった。牛乳ばかりでなく、牛自身の汚染も進行しており、BHC とくに β -BHC の濃縮が牛脂に著しい。牛と牛乳中への BHC の濃縮は、日本における BHC 使用の現状から考えて、当然すぎる帰結ともいえよう。

10. まとめ

以上の調査結果をまとめて、統一的に図化したのが第9図である。詳しい説明ははぶくが、西日本の 1968~9 年における BHC による自然環境分布は、このレベルにあると考えて大きな誤りはないであろう。

使用量がはっきりしているため、 γ -BHC の残留濃度が示してある。異性体組成はすでにのべたように原体とは異なるところもある。一般に α/γ 比は原体のそれより低いようである。 α -BHC は他の異性体にくらべ蒸気圧も高く気化しやすく、また分解されやすいのであろうか。 γ -BHC を基準にすると、最も変動がはげしいのは β -BHC であって土壌や、稲わらでの相対的濃縮、さらに動物脂肪組織への濃縮が著しい。一方雨水はもっとも β -BHC の割合の低い部分である。

この図から、生物による BHC の濃縮の程度が判定できる。濃縮係数は BHC の生物中の濃度と環境水中の濃度の比として求められる。 γ -BHC について 2, 3 計算してみると、オイカワ(全生体について、以下同じ)100、ナマズ 300、アサリ 250 という数字がえられる。 β -BHC については一部の動物組織などでははるかに大きな値となる。私どもの分析試料が環境残留レベルを適確に代表していないかもしれないし、とくに淡水中では環境条件の変動が極端であり、濃縮係数として単純に論ずるわけにはいかないであろう。生物による濃縮の一応の目安と考えていただきたい。たとえば、河川水の BHC 濃度は同一地点での最大最小値の幅が時として 10^1 またはそれ以上の場合があり、魚中の残留量には、時間的には短か

第9図 γ -BHC の自然環境における分布

いが極端に高濃の水にさらされたのが決定的な意味をもつかもれない。このような例では、その後の経過は濃縮ではなくて減少の過程ともいえる。

12. おわりに

これまで述べてきたことは、個別的残留分布調査の域を出ず、研究段階としてはⅠ～Ⅲ（第2図）にとどまっている。仕事の性質上現地調査は継続することが望ましく、たとえ BHC の使用が事実上なくなっても、生物中の残留レベルの追跡はここ当分必要であろう。単純な系での残留分布の予測については、一部可能となっているが、紙数の都合もあり別の機会をまちたい。

さらに、全環境を通ずる農薬のゆくえを表現できるモデルを組み立てねばならない。あまりにも関与する要因は多く、容易な課題とは思えないが、半定量的なモデルの建設は不可能ではないであろう。たとえば、大気、陸水、土壌、海水といった全環境にまたがる相として、水を手がかりとして何とか格好をつけたいと願っている。

農薬残留については、行政、研究、教育上に多くの問

題があるが、この点にふれるのは本稿の目的ではない。

文 献

- 1) 農林省農政局植物防疫課監修：“農薬要覧”植物防疫協会。
- 2) C. A. Edwards: *Residue Reviews* **13**, 86 (1966).
- 3) 山本 亮監修：“新農薬研究法” p. 45 (1958) 南江堂。
- 4) 立川 涼：農業および園芸 **43**, 1209 (1968).
- 5) I. C. MacRae, K. Raghu, T. F. Castro: *J. Agr. Food Chem.* **15**, 911 (1967).
- 6) C. S. Helling, B. C. Turner: *Science* **162**, 562 (1968).
- 7) 半谷高久，落合正宏：地球化学討論会要旨集 **73** (1969).
- 8) 塚野 豊，鈴木照磨：防虫科学 **27**, 12 (1962).
- 9) 升田武夫，福田秀夫：九州病害虫研究会報 **8**, 39 (1962).