

Chlororganische Insektizide in Europa – Kontaminationsgrad und Bestandsveränderungen bei Vögeln zehn Jahre nach dem DDT-Verbot

Eine Literaturübersicht *

Peter Clausing

Zusammenfassung

Die Kontamination durch DDT und Cyclodieninsektizide (Dieldrin, Aldrin) ist, nachdem zwischen 1969 und 1974 in den meisten europäischen Ländern Anwendungsverbote bzw. -einschränkungen zum Tragen kamen, zurückgegangen. Die Abnahme der Kontamination differiert zwischen den einzelnen chemischen Verbindungen (schnellere Abnahme bei den Cyclodien und HCB als bei DDT/DDE) und – in erster Linie nahrungsökologisch bedingt – auch zwischen den Vogelarten (Sperber z. Z. noch mit am stärksten belastet).

Die Durchsicht der Literatur führt zu der Erkenntnis,

- daß sporadische Rückstandsuntersuchungen zu keinen allgemein verwertbaren Schlußfolgerungen führen;
- daß aussagekräftige Resultate nur durch langfristig angelegte Rückstandsstudien (≥ 5 Jahre mit ausreichendem Stichprobenumfang ($n \geq 10$ pro Art und Jahr) am günstigsten als Bestandteil populationsökologischer Programme erreicht werden können;
- daß DDT in Europa selbst bei den am stärksten belasteten Arten immer nur ein Faktor innerhalb des Ursachenkomplexes für den Rückgang der betroffenen Arten war.

Chlororganic insecticides in Europe – contamination and population development of birds ten years after the ban on DDT – A review

After prohibiting resp. limiting application of DDT, HCB and cyclodiene insecticides (aldrine, dieldrine) in most European countries between 1969 and 1974 the contamination by these substances was measurably reduced. The extent of this decrease varied for different compounds (cyclodienes and HCB decreasing quicker than DDT/DDE) and also for different species of birds, mainly due to their feeding ecology. The Sparrow Hawk seems to be affected most at present. A review of the available literature leads to the following evaluation:

- An occasional sampling of residues does not suffice for generally applicable conclusions.
- Conclusive results can only be obtained by long-term residue studies (≥ 5 years) with a sufficient sample size ($n \geq 10$ per species and year), if ever possible in connection with comprehensive research into population ecology.
- In Europe, DDT was always only one factor within the complex of causes responsible for the decline of the species concerned, even in the species most affected.

* Vortrag beim 3. Symposium „Dynamik und Umweltbeziehungen von Vogelpopulationen“ in Neubrandenburg, 1985

1. Einführung

Seit in der zweiten Hälfte der 60er Jahre die Kontamination mit Chlorkohlenwasserstoff-Verbindungen insbesondere bei Greifvögeln festgestellt und ein Zusammenhang zwischen der Kontamination und Störungen im Fortpflanzungsgeschehen vermutet wurden, sind weltweit hunderte von toxikologischen Laborexperimenten durchgeführt und zehntausende von Eiern und Gewebeproben gaschromatographisch untersucht worden, um den vermuteten Zusammenhang zu verifizieren. Im Ergebnis der Einwirkung von p, p'-DDT (p, p'-DDE) bzw. PCB wurden folgende Veränderungen festgestellt:

1. verzögerter Brutbeginn
2. verringerte Eiproduktion
3. Zerbrechen der Eier, Dünnschaligkeit
4. verminderte Befruchtungsrate
5. erhöhte Mortalität bei Embryonen und Nestjungen
6. Verhaltensstörungen bei den Elterntieren
7. Letalwirkung bei Altvögeln

(KOEMAN 1975; CLAUSING 1978; CONRAD 1978; HARTNER 1981; CHAMBERS, NORRIS 1983)

Diese Schäden, die sich schließlich in einer Abnahme der betroffenen Vogelpopulation bis hin zu ihrem Zusammenbruch niederschlagen können, unterliegen wie alle toxischen Effekte dem Dosis-Wirkungs-Prinzip und weisen z. T. beträchtliche artspezifische Besonderheiten auf. Diese artspezifischen Unterschiede können verschiedene Ursachen haben. Sie können biochemisch bedingt und auf die unterschiedliche Effektivität der Entgiftungs- bzw. Abbaumechanismen bei den einzelnen Vogelarten zurückzuführen sein (KNIGHT, WALKER 1982, GREGUS u. a. 1983). Sie können andererseits nahrungsökologische bzw. ökotoxikologische Ursachen haben, d. h. mit der unterschiedlichen Persistenz von DDT in verschiedenen Lebensräumen zusammenhängen (NEWTON, HAAS 1984, MAY, ELLENBERG 1985).

2. Kontamination

In vielen Ländern Europas erfolgte Anfang der 70er Jahre ein meist stufenweises Anwendungsverbot für DDT und andere chlororganische Insektizide (Tab. 1, Tab. 2). Nur relativ wenige Studien sind vom zeitlichen und Probenumfang her ausreichend, um eine einigermaßen gesicherte Antwort auf die Frage zu geben, ob seitdem – erwartungsgemäß – die Kontamination zurückgegangen ist. Eine OECD-Studie an Staren über die Jahre 1972–75 weist in der Summe aller Länder und aller analysierten Verbindungen in 9 % der Fälle eine Zunahme der Kontamination, bei 62 % eine Abnahme und bei 29 % das Fehlen einer Tendenz aus (MEIER 1980).

Tabelle 1

Beginn von Einsatzverbot bzw. Einsatzbeschränkungen für chlororganische Insektizide in verschiedenen Ländern Europas

Land	DDT	Cyclodiene	HCB
DDR	1973	nie zugelassen	—
BRD	1972	1974	1973
Niederlande	1973	1968	1968
Schweiz	1972	1972	1972
Belgien	1969	1969	1969

Tabelle 2

Einsatzumfang von chlororganischen Insektiziden in der britischen Landwirtschaft
(aus NEWTON, HAAS 1984)

Einsatzbeschränkungen in Großbritannien beruhten bis 1981 auf freiwilligen Übereinkünften zwischen Naturschutzorganisationen, Farmern und der chemischen Industrie.

Wirkstoff	1964		1977	
	Tonnen	Behandlungs- hektar	Tonnen	Behandlungs- hektar
DDT	324	145 000	104	90 000
Aldrin	140	93 000	23	13 000
Dieldrin	32	197 000	1,5	7 000

Zehn Jahre nach dem Anwendungsverbot von Dieldrin, Aldrin und Hexachlorbenzol (HCB) in den Niederlanden war das Niveau der Leberkonzentrationen dieser Verbindungen bei Mäusebussard, Turmfalke und Schleiereule auf 1–7 % des Ausgangsniveaus gesunken (FUCHS, THISSEN 1981, Abb. 1). Ähnlich liegen die Verhältnisse in der BRD, wo der Rückgang der HCB-Rückstände in Habicht- (CONRAD 1981) und Wanderfalkeneiern (SCHILLING 1981) verfolgt wurde (Tab. 3).

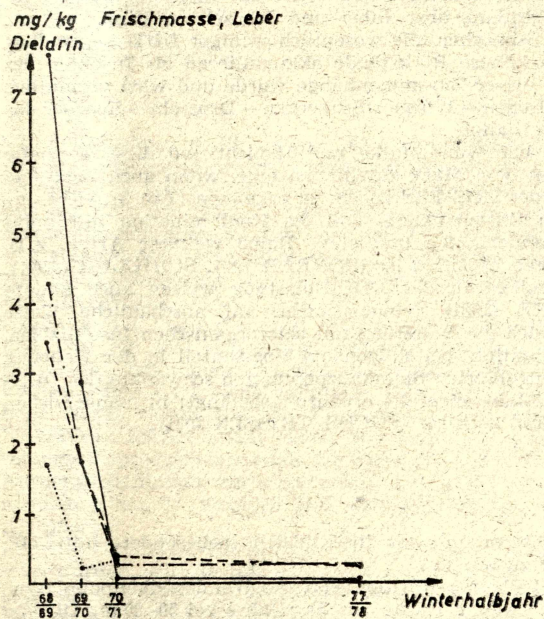


Tabelle 3

Durchschnittliche Kontamination (arithmetisches Mittel) der Eier von Greifvögeln der BRD (Habicht: Schleswig-Holstein; Wanderfalke: Baden-Württemberg) zwischen 1973 und 1978

Daten entnommen aus Graphiken bei CONRAD (1981) und SCHILLING (1981)

n = Zahl der untersuchten Eier

Angaben in mg/kg Ei-Trockensubstanz

Jahr	Habicht				Wanderfalke			
	HCB	n	DDE	n	HCB	n	DDE	n
1973	95	18	18	20	45	6	90	6
1974	20	30	10	27	30	14	92	14
1975	15	20	9	26	12	17	45	17
1976	4,0	19	11	17	8	13	75	13
1977	1,5	17	8	15	4	9	63	9
1978	0,7	12	9	15	4	11	50	11

Komplizierter ist die Situation beim DDT bzw. seinem Hauptmetaboliten DDE. In den Lebern britischer Sperber blieb der DDE-Gehalt zwischen 1963 und 1981 nahezu unverändert.

Der ausgezeichneten Arbeit von NEWTON, HAAS (1984) verdanken wir eine fundierte Diskussion der Gründe für diesen Sachverhalt: Abgesehen davon, daß auch Ende der 70er Jahre in Großbritannien jährlich noch über 100 t DDT ausgebracht wurden (vgl. Tab. 2), haben vor allem ökologisch-chemische Faktoren Einfluß: Die Halbwertszeit für DDE in Warmblütern beläuft sich meist auf mehrere Monate, im Boden aber persistiert diese Verbindung über Jahre und Jahrzehnte. Hinzu kommt, daß bodenbürtige Würmer sowie Schnecken, die wesentlich weniger DDT-empfindlich sind, als Insekten, oftmals 10fach höhere Rückstände akkumulieren als Insekten des gleichen Lebensraums. Aufgrund dieser Zusammenhänge wurde und wird vermutlich über die spezielle Nahrungskette Boden – Würmer/Schnecken – Drosseln – Sperber das DDE-Niveau über Jahre aufrechterhalten.

Bei anderen Greifvögeln, selbst bei Wanderfalke und Habicht, wo diese spezielle Nahrungskette nicht bzw. nicht in dem Maße zutrifft, ist eine, wenn auch langsame und diskontinuierliche Abnahme der DDE-Rückstände zu erkennen (Tab. 3). Nicht unerwähnt bleiben darf in diesem Zusammenhang, daß die Kontamination mit polychlorierten Biphenylen beim Wanderfalken und einer Reihe weiterer Arten, z. B. Habicht und Rohrweihe, im Steigen begriffen ist (CONRAD 1981, SCHILLING 1981). Auf ernährungsbedingte Unterschiede in der DDE-Belastung weisen auch andere Autoren hin. JOIRIS, DELBEKE (1981) demonstrierten auf anschauliche Weise den bekannten Sachverhalt, daß sich die Belastung mit chlororganischen Insektiziden, gemessen an der Schalendickereduktion, bei steigendem Vogelanteil in der Nahrung vergrößert (Abb. 2). Bei einer kontrollierten Steinkauzpopulation schwankte der DDE-Gehalt in den Eiern von Jahr zu Jahr ebenfalls ernährungsbedingt: in mäuserreichen Jahren war der Kontaminationsgrad geringer (FUCHS, THISSEN 1981).

3. Bestandsentwicklung

Wie ist die Kontamination mit chlororganischen Insektiziden, insbesondere mit DDE, aus populationsökologischer Sicht zu werten?

SCHILLING (1981) verweist für die baden-württembergische Wanderfalkenpopulation, deren Kontaminationsgrad in der zweiten Hälfte der 70er Jahre bei 50–80 mg DDE/kg

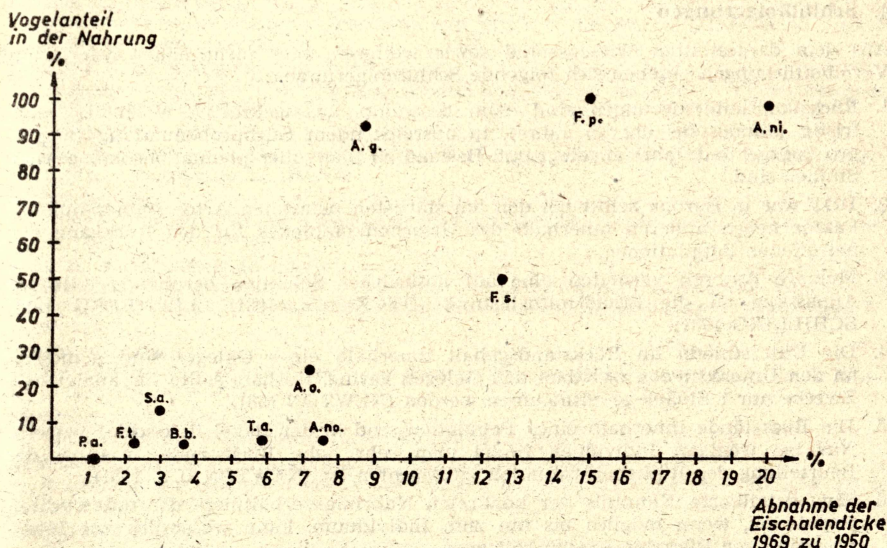


Abb. 2

Veränderungen der Eischalenstärke belgischer Greifvögel in Abhängigkeit vom Vogelanteil in der Nahrung (Daten aus JOIRIS, DELBEKE 1981).

Abkürzungen:

A.g. = Accipiter gentilis

A.ni. = Accipiter nisus

A.no. = Athene noctua

A.o. = Asio otus

B.b. = Buteo buteo

F.p. = Falco peregrinus

F.s. = Falco subbuteo

Ft. = Falco tinnunculus

P.a. = Pernis apivoris

S.a. = Strix aluco

T.a. = Tyto alba

Trockensubstanz im Ei lag, auf 160 zwischen 1968 und 1979 kontrollierte Bruten, von denen 65 erfolgreich waren und 81 nachweislich durch nichtchemische Einflüsse gestört wurden. Die Gelegegröße lag mit durchschnittlich 3,19 Eiern nicht unter den Daten aus der Zeit vor 1940. Er schlußfolgert, daß die konkrete Dosis bzw. der konkrete Kontaminationsgrad, die bzw. der zur Auslösung der eingangs genannten Effekte bei den gefährdeten Arten führt, nach wie vor unbekannt sind.

Am überraschendsten aber ist die Populationsdynamik des Sperbers in Großbritannien (NEWTON, HAAS 1984). Auf den Beginn des Einsatzes von DDT um 1950 reagierte die Population mit einem ersten leichten Rückgang, dem zwischen 1957 und 1960 ein fast schlagartiger Populationszusammenbruch folgte, welcher in ursächlichem Zusammenhang mit der Einführung der sowohl persistenten als auch hochtoxischen Cyclodien-Insektizide (LD_{50} um 5 mg/kg) gesehen wird. Ausschlaggebend dabei waren tödliche Vergiftungen der Altvögel. Nach Berechnungen von NEWTON, HAAS (1984) wäre bei normaler Adult-Mortalität (34 %) selbst bei totalem Reproduktionsausfall die Population erst nach 5 Jahren auf etwa 10 % der Ausgangspopulation zurückgegangen und nicht schlagartig in 2–3 Jahren zusammengebrochen. In wenigen Refugien, speziell im Schottischen Hochland, überlebte der Sperber.

Für die Cyclodien-Insektizide, die vor allem als Saatgutbehandlungsmittel eingesetzt wurden, erfolgte 1962 ein fakultativer Einsatzstop für Frühjahrssaaten und 1975 (!) auch für Herbstsaaten. Seit dieser Zeit kam es trotz bis heute unveränderter DDE-Belastung zur Re-Etablierung der britischen Sperberpopulation.

4. Schlußfolgerungen

Aus dem dargestellten Wissensstand sowie weiteren, hier nicht näher referierten Veröffentlichungen ergeben sich folgende Schlußfolgerungen:

1. Rückstandsuntersuchungen sind dann besonders aussagekräftig, wenn sie langfristig (mindestens über 5 Jahre), in ausreichendem Stichprobenumfang ($n \geq 10$ pro Spezies und Jahr) angelegt und Bestandteil planvoller populationsökologischer Studien sind.
2. DDT war in Europa selbst bei den am stärksten belasteten Arten immer nur ein Faktor neben anderen innerhalb des Ursachenkomplexes für den Rückgang der betroffenen Populationen.
3. Mehrere Autoren vermuten eine auf natürlicher Selektion beruhende teilweise Anpassung an die Schadstoffbelastung (DYCK u. a. 1981, ELLENBERG 1981, SCHILLING 1981).
4. Die Unterschiede im Rückstandsgehalt innerhalb eines Geleges sind gemessen an den Unterschieden zwischen den Gelegen gering. Deshalb sollte für analytische Zwecke nur 1 Ei/Gelege entnommen werden (NEWTON 1981).
5. Die Rückstände innerhalb einer Population sind in der Regel linksschief verteilt. Nur bei wenigen Individuen findet man sehr hohe Rückstände, was bei der Beurteilung der Rückstandssituation zu beachten ist (NEWTON u. a. 1981).
6. Eine detaillierte Kenntnis der konkreten Nahrungsverhältnisse der untersuchten Population, wenn möglich bis hin zum Individuum, kann wesentlich zur Interpretation von Rückstandsdaten beitragen.

Literatur

- CHAMBERS, P. L., NORRIS, D. W. (1983):
Chlorinated Hydrocarbons in Birds and Mammals. — Arch. Toxicol. Suppl 6, 206–212.
- CLAUSING, P. (1978):
Die Dünnschaligkeit von Vogeleiern unter dem Einfluß von Pflanzenschutzmitteln. — Biol. Rdsch. 16, 28–37.
- CONRAD, B. (1978):
Korrelation zwischen Embryonen-Sterblichkeit und DDE-Kontamination beim Sperber (*Accipiter nisus*). — J. Orn. 119: 109–111.
- CONRAD, B. (1981):
Zur Situation der Pestizidbelastung bei Greifvögeln und Eulen in der Bundesrepublik Deutschland. — Ökol. Vogel 3, Sonderheft, 161–167.
- DYCK, J., BIRKHOLM-CLAUSEN, F., BOMHOLT, P., KRAUL, J., SCHELDE, O. (1981):
Greifvögel und Pestizide — die Situation in Dänemark mit besonderer Berücksichtigung des Sperbers. — Ökol. Vogel 3, Sonderheft, 197–206.
- ELLENBERG, H. (1981):
Greifvögel und Pestizide — Einführung. — Ökol. Vogel 3, Sonderheft, 5–18.
- FUCHS, P., THISSEN, J. B. M. (1981):
Die Pestizid- und PCB-Belastung bei Greifvögeln und Eulen in den Niederlanden nach den gesetzlich verordneten Einschränkungen im Gebrauch der chlorierten Kohlenwasserstoffpestizide. — Ökol. Vogel 3, Sonderheft, 181–195.
- GREGUS, Z., WATKINS, J. B., THOMPSON, T. N., HARVEY, M. J., ROZMAN, K.,
KLAASSEN, C. D. (1983):
Hepatic Phase I and Phase II Biotransformations in Quail and Trout: Comparison to Other Species Commonly Used in Toxicity Testing. — Toxicol. Appl. Pharmacol. 67, 430–441.
- HARTNER, L. (1981):
Wie schädigen die chlorierten Kohlenwasserstoffe die Vögel? — Ökol. Vogel 3, Sonderheft, 33–38.

- JOIRIS, C., DELBEKE, K. (1981):
Rückstände chlororganischer Pestizide und PCB's in belgischen Greifvögeln. – Ökol. Vögel 3, Sonderheft, 173–180.
- KNIGHT, G. C., WALKER, C. H. (1982):
A study of the hepatic microsomal epoxide hydrolase in sea birds. – Comp. Biochem. Physiol. 73C, 463–467.
- KOEMAN, J. H. (1975):
The toxicological importance of chemical pollution for marine birds in the Netherlands. – Vogelwarte 28, 145–150.
- MEIER, M. (1980):
Untersuchungen über die Belastung mit Pestiziden bei Vögeln und Fischen. – Vögel der Heimat : 50, 107–109.
- MAY, R., ELLENBERG, H. (1985):
Ein Freilandexperiment zur Ökologie der Schadstoffkontamination von Vögeln und Folgerungen für die Verwendung von Organismen als Biomonitorien. – Ökol. Vögel 7 : 97–112.
- NEWTON, I. (1981):
Der Sperber und die Pestizide – ein Beitrag von den Britischen Inseln. – Ökol. Vögel 3, Sonderheft, 207–219.
- NEWTON, I., HAAS, M. B. (1984):
The return of the Sparrowhawk. – Brit. Birds 77: 47–70.
- NEWTON, I., DOBSON, S., OSBORN, D., KENWARD, R. (1981):
Ergebnisse der Biozid-Forschung aus England und anderen Ländern. – Ökol. Vögel 3, Sonderheft, 29–32.
- SCHILLING, F. (1981):
Die Pestizidbelastung des Wanderfalken in Baden-Württemberg und ihre Rückwirkungen auf die Populationsdynamik. – Ökol. Vögel 3, Sonderheft, 261–274.

Verfasser: Dr. Peter Clausing
Institut für Pflanzenschutzforschung
Stahnsdorfer Damm 81
Kleinmachnow
DDR-1532

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Berichte aus der Vogelwarte Hiddensee](#)

Jahr/Year: 1986

Band/Volume: [1986_7](#)

Autor(en)/Author(s): Clausen Peter

Artikel/Article: [Chlororganische Insektizide in Europa —
Kontaminationsgrad und Bestandsveränderungen bei Vögeln zehn
Jahre nach dem DDT-Verbot 47-53](#)