

# Langzeit-Untersuchungen zur Belastung des Wanderfalken *Falco peregrinus* mit Umweltchemikalien in Baden-Württemberg

*Friedrich Schilling, einem großartigen Pionier und Vordenker im Wanderfalkenschutz, insbesondere beim Thema der Umweltschadstoffe, gewidmet*

■ **Peter Wegner<sup>1</sup>, Daniel Schmidt-Rothmund<sup>2</sup> & Karl Theo von der Trenck<sup>3</sup>**

<sup>1</sup> **Bertha-von-Suttner-Str. 77  
D-51373 Leverkusen  
p.b.j.wegner@t-online.de**

<sup>2</sup> **NABU-Vogelschutzzentrum Mössingen  
Ziegelhütte 21  
D-72116 Mössingen  
daniel.schmidt@vogelschutzzentrum.de**

<sup>3</sup> **Landesanstalt für Umwelt, Messungen  
und Naturschutz Baden-Württemberg  
(LUBW)  
Griesbachstr. 3  
D-76185 Karlsruhe  
theo.v.d.trenck@lubw.bwl.de**

## Einleitung

In vielen Ländern und Regionen speziell der nördlichen Hemisphäre brachen im Zeitraum 1950 bis 1975 Populationen des Wanderfalken (*Falco peregrinus*) großflächig und dramatisch schnell zusammen. Betroffen waren auch andere Endglieder terrestrischer oder aquatischer Nahrungsketten. Als auch insektenfressende Singvögel mit Bestands-einbrüchen reagierten (CARSON, 1962), begann eine intensive Ursachensuche.

Als Rückgangsursache wurde schon bald der Einsatz neu entwickelter Pestizide vermutet. Die Aufklärung dieses Zusammenhanges ist eng mit dem britischen Naturforscher Derek Ratcliffe (1929–2005) verbunden. Ratcliffe erkannte, dass sich bestimmte Chlorkohlenwasserstoff-(CKW)-Pestizide wie DDT, Lindan, Aldrin, Heptachlorepoxyd u.a. auf Fertilität und Mortalität einiger Greifvogel- und Falkenarten negativ auswirken. Den Beweis erbrachte er mit direkten (Pestizid-Rückstände in Eiern) und indirekten Belegen

**Tabelle 1:** Stufenweises Verbot von Organochlorverbindungen in West-Deutschland

Verbindung	Verbotjahr
DDT	1972
Aldrin, Dieldrin	1974
Hexachlorbenzol	1977
Technisches HCH	1978
Endrin	1982
Heptachlor / Heptachlorepoxid	1982
Herstellungsverbot für PCB	1983

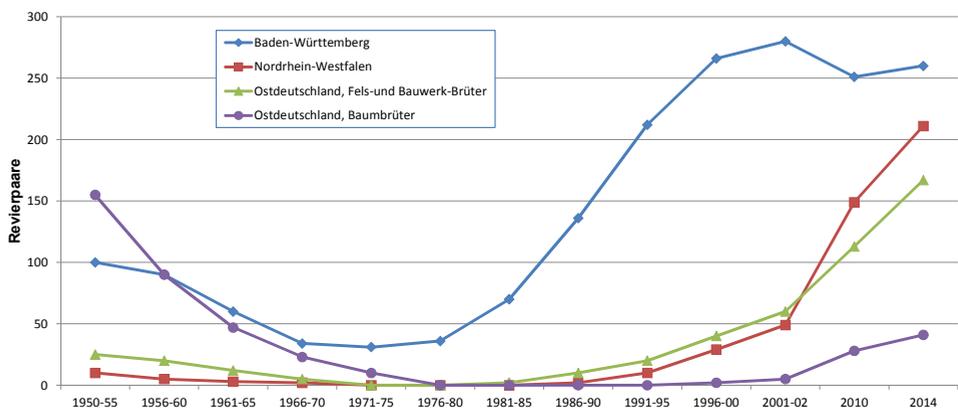
(Dünnschaligkeit der Eier). Der zunächst als Arbeitshypothese formulierte Zusammenhang ist heute gesicherte wissenschaftliche Erkenntnis (Zusammenfassungen: HICKEY, 1969; CADE et al., 1988; MEYBURG & CHANCELLOR, 1994). Außer den genannten CKW-Pestiziden sind bestimmte Schwermetalle (und ganz besonders Quecksilber), Dioxine und polychlorierte Biphenyle (PCB) für die Rückgänge ursächlich.

In Deutschland fiel seit Mitte der 1950er Jahre auf, dass der Wanderfalke immer seltener wurde und schließlich großflächig verschwand (Abb. 1; DEMANDT, 1950, 1955;

MEBS, 1960; KLEINSTÄUBER, 1963; KLEINSTÄUBER & SCHRÖDER, 1963; FISCHER, 1968; KIRMSE & KLEINSTÄUBER, 1977; SCHILLING & ROCKENBAUCH, 1985; KLEINSTÄUBER, 1987; WEGNER, 1989; HEPP et al., 1995). Parallele Entwicklungen fanden sich beim Sperber (*Accipiter nisus*) und Seeadler (*Haliaeetus albicilla*).

Forderungen nach Anwendungsverböten wurden zunächst in Großbritannien laut. Nach legislativen Restriktionen in verschiedenen Ländern wurde die Anwendung von DDT und anderen CKW-Bioziden ab 1972 auch in der BRD und zunächst in Stufen verboten (Tab. 1). In der DDR dauerte trotz eines „formalen“ Verbotes ab 1972 die DDT-Anwendung länger. Der dortige Aufrag war bis 1972 absolut und bezogen auf die Fläche erheblich höher als in der alten BRD und eskalierte erneut in einer kurzen, aber sehr starken Intensivierungsphase 1983/1984 (HEINISCH, 1992).

Beim Rückgang und der Erholung der Bestände des Wanderfalken in den einzelnen Bundesländern waren differierende



**Abbildung 1:** Populationsentwicklungen in Baden-Württemberg, Ostdeutschland und Nordrhein-Westfalen. Werte in 5- oder 2-Jahrperioden und in den Jahren 2010 und 2014.

Entwicklungen im Umfang und zeitlichen Verlauf zu beobachten. Diese Unterschiede klären sich, wenn man Biozidkontaminationen und Eischalen-Parameter mit den lokal unterschiedlichen Ausbringungsmengen und dem Wirkungsbeginn legislativer Maßnahmen vergleicht.

Diese Arbeit beschreibt die Entwicklung der Biozid-Belastung des Wanderfalken in Baden-Württemberg (BW) über einen Zeitraum bis zu 45 Jahren. Besonders interessant sind die Ergebnisse aus den Jahren 1970–1985, weil in diesem Zeitraum bzw. noch stärker in der vorherigen Dekade 1960–1970 die Anwendung und der Gebrauch von CKW-Pestiziden den Wanderfalken in existentielle Bedrängnis bis zu drohender Ausrottung brachte. In früheren Publikationen (KÖNIG & SCHILLING, 1970; CONRAD, 1977; BAUM & CONRAD, 1978; SCHILLING & KÖNIG, 1980; BAUM, 1981; SCHILLING, 1981; BAUM & HÄDRICH, 1995; SCHILLING & WEGNER, 2001; WEGNER et al., 2005; VON DER TRENCK et al., 2006; VON DER TRENCK, 2012) mitgeteilte Daten sind in diese Arbeit eingegangen. Untersucht wurde das Kontaminationsniveau durch Rückstandsanalysen von Resteiern (überbrütet, unbefruchtet, aufgegeben), durch Eischalenuntersuchungen, Mauserfedern- und Organanalysen.

Schwerpunkt dieser Arbeit ist es, die in Baden-Württemberg lange und kontrovers geführte Diskussion über die verschiedenen beteiligten Ursachen am Rückgang des Wanderfalken möglichst zu beenden. Besonders in den Jahren bis etwa 1980 konzentrierte sich die praktische Schutzarbeit der Arbeitsgemeinschaft Wanderfalkenschutz (AGW) auf die Reduktion bzw. Vermeidung der im Vordergrund stehenden

menschlichen Verfolgung durch nachgewiesene Aushorstung, Gelegeraub, Fang und Vergiftung. Hierbei wurde der Blick auf die tieferen Ursachen des Rückganges, nämlich die sorglose und intensive Anwendung von Bioziden (Pestizide und andere chemische Substanzen) in unserer Umwelt als Hauptursache für den Rückgang z.T. verstellt und noch heute wird vereinzelt die unbezweifelbare damalige menschliche Verfolgung zu Unrecht als der entscheidende Faktor angesehen.

Einzelne Vergleiche mit Entwicklungen in Ostdeutschland und Nordrhein-Westfalen ergänzen diese Auswertung.

## Material und Methoden

### Probenherkunft und Umfang

Untersuchungsmaterial waren Ei-Inhalte und Ei-Schalen von Resteiern, die bei der Jungvogelberingung bzw. bei erfolglosen Bruten nach der Bebrütung geborgen und somit nicht standardisiert gesammelt wurden (Abb. 2). Es konnten 820 Eier des Zeitraums 1967–2009 auf Biozidgehalte und auf den Schalenindex untersucht werden. Besonders wichtig für eine Bewertung sind Eiprobe aus dem Zeitraum 1950–1970, den Jahren mit stärkstem DDT-Austrag in Land- und Forstwirtschaft, die leider nicht oder nur in einzelnen Proben zur Verfügung standen. Die vorliegenden Datenreihen, die Biozid-Entwicklungstrends, brutbiologischen Parameter und Beobachtungen kompensieren jedoch diese Lücke, auch in der Retrospektive. Außerdem wurden Mauser- und Nestlingsfedern sowie stichprobenartig Organproben tot aufgefundener Falken in die Untersuchung einbezogen.



**Abbildung 2:** Schalen untersuchter Resteier von Wanderfalken (Foto: P. Wegner).

Die Methoden der Probenvorbereitung sowie der Messung der Schalendicken und des Schalenindex sind in BAUM & HÄDRICH (1995), SCHILLING & WEGNER (2001) und WEGNER et al. (2005) angegeben.

In diesem Zusammenhang ist es wichtig darauf hinzuweisen, dass die ermittelten jährlichen Durchschnittswerte von der Herkunft der Eier und ihrer Anzahl stark beeinflusst werden, weil – wie oben beschrieben – die Probenahme aus Schutzgründen nur in nicht standardisierter Form erfolgen konnte. Die untersuchten Eier kommen Jahr für Jahr aus völlig unterschiedlichen Horsten und Landschaften, wodurch die jährlichen Mittelwerte hochgradig zufallsbedingt sind. Maxima, Minima, Mittelwerte und deren

Standardabweichungen sind also davon abhängig, ob in der Gesamtzahl Eier aus Belastungsgebieten dominieren oder nicht.

Eier des Zeitraumes ab 2002 bis heute werden weiter in einem permanenten Monitoring auf Pestizide, PCB, Dioxine und Flammschutzmittel untersucht, wobei erfreulicherweise keine bestandsgefährdenden Konzentrationen mehr erreicht werden. Ausnahmen sind eventuell die dl-PCB und das Hg. In dieser Arbeit wird der Schwerpunkt gezielt auf die Jahre des Bestandstiefs in Baden-Württemberg gelegt.

#### Analysenmethode

Am Beginn der Untersuchungen war die Analytik noch stark eingeschränkt (quantitative

Dünnschicht-Chromatographie; KÖNIG & SCHILLING, 1970). Deshalb können die Ergebnisse der Jahre 1967–1969 aus BW leider hier nicht verwendet werden. Wo ausreichendes Material eines Jahrganges zur Verfügung stand, wurden arithmetische Mittelwerte (AMW) und Standardabweichungen (SD) angegeben. Die Nivellierung lokaler Extremwerte durch Durchschnittswerte wird aufgehoben durch Angabe von Kontaminationschwerpunkten in der Diskussion.

Die Ei-Inhalte wurden durchgängig auf Hexachlorbenzol (HCB),  $\gamma$ -Hexachlorcyclohexan ( $\gamma$ -HCH, Lindan), cis-Heptachlorepoxyd (cis-HCEP) und den Hauptmetaboliten des DDT, das Dichlor-diphenyl-dichlorethen (DDE) sowie auf Polychlorierte Biphenyle (PCB) untersucht. Die Analysen wurden z.T. erweitert auf DDT-Isomere und -Metaboliten (o,p'-DDT, p,p'-DDD, o,p'-DDD), auf Dieldrin, Aldrin und alle wichtigen PCB-Kongenere sowie die Dioxine. Der standardisierte Analysengang beinhaltet Trocknung der Eiprobe, Extraktion des Fettanteils und Reinigung der gewonnenen Extrakte. Die Identifikation und Quantifizierung der Einzelsubstanzen erfolgte gaschromatographisch, z.T. mit MS-Kopplung. Die Analyseverfahren sind im Einzelnen bei BAUM & HÄDRICH (1995), WEGNER (2000), SCHILLING & WEGNER (2001) und WEGNER et al. (2005) beschrieben.

Die Gesamt-PCB-Konzentration wurde nach LUFA Karlsruhe-Augustenberg berechnet als

$$PCB_{gesamt} = \frac{PCB_{138} \times 8,7 + PCB_{153} \times 10,2 + PCB_{180} \times 14,3}{3}$$

(Nummerierung nach BALLSCHMITER & ZELL, 1980). Der so ermittelte PCB-„Gehalt“ ist deutlich höher, als sich durch Addition aller PCB-Kongenere ergeben würde ( $f = \text{ca. } 1,5\text{--}2,2$ ). Der Bezug auf die LUFA-Formel wurde

beibehalten, weil eine vollständige Kongenere-Analytik zeitlich erst später zur Verfügung stand. Die PCB-Analysenwerte zeigen die größten Schwankungen durch lokal stark differierende Belastungen und weisen Höchstwerte bei Resteiern aus industriellen Ballungsräumen auf. In Nordrhein-Westfalen wird heute Gesamt-PCB aus der Summe der drei Indikator-Kongenere PCB 138, 153, 180 multipliziert mit  $f = 1,64$  ermittelt, da diese Kongenere etwa 60 % des Gesamt-PCB ausmachen (FÜRST, 2006).

Für eine Dioxin-(PCDD/F)-artige Wirkung sind die non-ortho-PCB-Kongenere 77, 81, 126 und 169 besonders wichtig (dioxinartige PCB – dioxin-like PCB – dl-PCB), weil sie im Körper durch ihre spezielle chemische Struktur an die gleiche Bindungsstelle andocken wie das Seveso-Gift 2,3,7,8-Tetrachlordibenzo-p-dioxin (2,3,7,8-TCDD) sowie andere Dibenzodioxine und Dibenzofurane. Sie können eine Kette von Reaktionen auslösen, die zu einer metabolischen Störung hormoneller Regelkreise führt. Bei chronischer Belastung schädigen diese Stoffe die Haut und wirken toxisch auf Leber, Immunsystem sowie den Embryo und fördern das Tumorstadium. Ihre analytische Bestimmung wurde erst relativ spät möglich.

Resteier, Federn und z.T. Körperorgane aus BW, Ostdeutschland und NRW wurden auf endogene Quecksilber-Rückstände mittels ZEEMAN Solid Sampling Atom Absorption Spectrometry bzw. der energiedispersiven Röntgenfluoreszenz untersucht. Die Methoden sind beschrieben bei HAHN et al. (1993) und HENNIG (1993).

Alle Analysenwerte wurden als  $\mu\text{g/g}$  (bei den Dioxinen als  $\text{pg/g}$ ) bezogen auf Trockenmasse

angegeben. Bei der Umrechnung wurde von einer durchschnittlichen Trockenmasse (TM) bzw. -substanz (TS) „frischer“ Resteier von 21 % ausgegangen. Der Fettgehalt „frischer“ Wanderfalken-Resteier aus NRW der Jahre 2000–2014 lag im Schnitt bei 6,9 % (SD 1,8; n = 160), der Trockengehalt bei 20,7 % (SD 2,4; n = 113). Die Umrechnung von Fett auf Trockengewicht erfolgte Ei-spezifisch.

Da sich Pestizide, PCB und andere chlororganische Verbindungen wegen ihrer Fettlöslichkeit vorwiegend im Fett (Eigelb, Dotter) befinden, wird in der modernen Analytik die Angabe der Gehalte auf Fettgewicht bezogen. So ergibt beispielhaft ein Wert von 20 µg/g DDE im Feuchtgewicht bei Bezug auf Trockenmasse ca. 100 µg/g DDE (f = 5), bei Bezug auf Fettgewicht würde ein Wert von ca. 300 µg/g (f = 3) resultieren. Dieser Hinweis ist wichtig, um Vergleiche mit anderen Publikationen zu ermöglichen. Ohne Angabe der Bezugsbasis sind Analysendaten wertlos.

#### Schalenuntersuchungen

Die Parameter Länge (L), Breite (B; Erfassungsgrenze jeweils 0,1 mm) und Schalenmasse (SM; Erfassungsgrenze 0,1 mg) wurden routinemäßig erfasst. Wesentlich für eine Schädigung durch DDT-/DDE-Belastung sind der Schalenindex nach Ratcliffe (in [mg/mm<sup>2</sup>]):

$$SI = \frac{SM}{L \times B}$$

und die Schalendicke (ST). Bei durchschnittlichen Wandstärken ungeschädigter Eier von 0,34 mm misst allein die Eihaut 0,06–0,08 mm, entsprechend 18–24 % der Wandstärke (SCHILLING & KÖNIG, 1980; BURNHAM et al., 1984; eigene Messungen).

Schalendefizite äußern sich in radialer Dickenabnahme und einer Reduktion des

Schalengewichtes durch Vergrößerung der Poren bzw. Hohlräume (Vakuolen) und damit der Brüchigkeit (HARTNER, 1977; PRINZINGER & PRINZINGER, 1980). Bei der Präparation der Eischalen zur Ermittlung von SI wurde die Eihaut durch das Ausblasen und mehrfache Nachspülen mit warmem Wasser gleichfalls abgelöst und entfernt. Der Indexwert SI ist gegenüber den Einflüssen unterschiedlicher Ei-Formen (von kreisrund bis spitzoval) relativ unempfindlich. Wir verzichten in dieser Arbeit auf die Darstellung von Eischalendicken ST und stellen nur die Entwicklung des aussagekräftigeren Schalenindex SI vor.

## Ergebnisse

### Rückstandswerte

Das Probenmaterial aus BW wurde ab 1967 gesammelt. Nachdem in allen anderen Bundesländern mit Ausnahme der bayrischen Alpen bis spätestens 1970–1975 die Brutvorkommen des Wanderfalken erloschen waren, gelang es der AGW in BW, ab 1965 einen Restbestand von 25–30 Revierpaaren durch intensive Schutzmaßnahmen zu stabilisieren. Dieser Bestand stagnierte über einen Zeitraum von 15 Jahren bis zum Jahre 1980. Erst dann begann eine Erholung und anschließende Ausbreitung mit Wiederbesiedlungen auch umliegender Bundesländer (Abb. 1).

Wie gezeigt wird, war der Wanderfalken in BW in den kritischen Jahren 1970–1980 mit praktisch allen im Umlauf befindlichen Pestiziden und anderen Chlorchemikalien in hohen Konzentrationen regelrecht ver-seucht, wobei additive oder sich gegenseitig verstärkende Wirkungen der Substanzen auf die Mortalität und Fertilität zusätzlich zu

erwarten waren. Im Untersuchungszeitraum 1970–1980 wurden stufenweise Anwendungsverbote für praktisch alle Pestizide auf Chlorkohlenwasserstoff-Basis erlassen (Tab. 1). Die gemessenen Belastungen resultieren aus einer Phase schon eingeschränkten bis stark gesunkenen Pestizidverbrauches, denn deren Hauptanwendung, speziell die des Insektizides DDT, lag eindeutig in den Jahren (1955) 1960–1970 (siehe Abb. 8). Die untersuchten Pestizide waren vor 1970 also in noch weitaus höheren Mengen unbedacht und rücksichtslos in die Umwelt gelangt. Leider konnten keine Proben aus diesen Jahren analytisch untersucht werden. Man kann jedoch zweifelsfrei davon ausgehen, dass genau in diesem Zeitraum (1955) 1960–1970 die Belastung der Wanderfalken-Eier noch höher gewesen sein muss als nach den hier mitgeteilten Analysenwerten ab 1970.

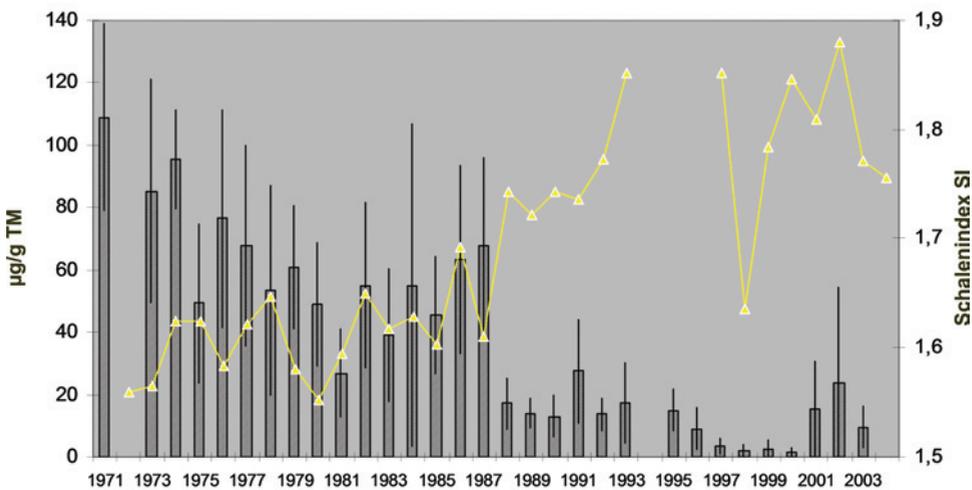
### DDT/DDE-Kontamination

In Abb. 3 ist die Veränderung der DDE-Kontamination und des Schalenindex von

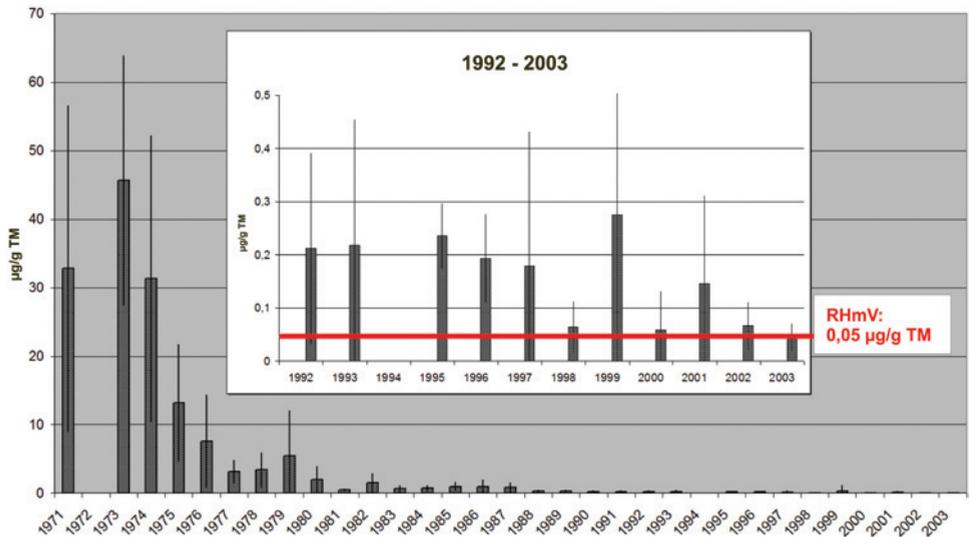
1970 bis zum Jahr 2003 in BW dargestellt. Der stetige Abfall der DDE-Konzentration von einem extrem hohen DDE-Belastungsniveau um eine volle Zehnerpotenz und der Anstieg von SI um ca. 23 % werden durch lange Datenreihen dokumentiert.

Hinzuweisen ist weiter darauf, dass hier durchgehend die Gehalte an DDE, also des ersten Abbauproduktes des DDT, dargestellt sind. Der Abbau des DDT zum DDE ist im Zeitraum bis 1990 zu etwa 90 % erfolgt. Ein DDE-Gehalt von z.B. 140 µg/g bedeutet einen DDT-Ausgangsgehalt von ca. 155 µg/g.

Nicht eingefügt in die Graphik sind extern durchgeführte Analysen baden-württembergischer Wanderfalkeneier der Jahre 1970 (Olsson; Schweden) und 1973 (de Vos; Niederlande), die aus den DDE-Analysen von Fett- bzw. Feuchtgewicht auf Trockenmasse umgerechnet wurden und sich nahtlos in die Zeitreihe der Abb. 3 einfügen. Das ist gleichzeitig auch eine Bestätigung der in



**Abbildung 3:** DDE-Gehalt (linke Skala, Säulen mit Standardabweichung) und Schalenindex SI (rechte Skala, Δ) von Wanderfalkeneiern aus Baden-Württemberg 1971–2003.



**Abbildung 4:** HCB-Gehalt (mit Standardabweichung) in Wanderfalkeneiern aus Baden-Württemberg 1971–2003. Im Einschub ist mit vergrößertem Maßstab der Verlauf der Jahre 1992–2003 dargestellt. Die rote Linie markiert den Grenzwert der Rückstands-Höchstmengenverordnung (RHmV) von 0,05 µg/g TM.

BW erarbeiteten Werte durch ausländische Laboratorien. Die in Schweden untersuchten sechs Eier des Jahres 1970 zeigten einen AMW von sogar 680 (!) µg/g DDE im Fettgewicht, was bei einem Umrechnungsfaktor von  $f = 3$  etwa 220 µg/g DDE in TM entsprechen würde.

Dargestellt sind die jährlichen Durchschnittswerte (AMW) und die jeweiligen Standardabweichungen. Die Maximalwerte erreichten in einzelnen Jahren DDE-Spitzenwerte von 200 µg/g TM, was auf Fettgewicht umgerechnet ca. 600 µg/g bedeutet.

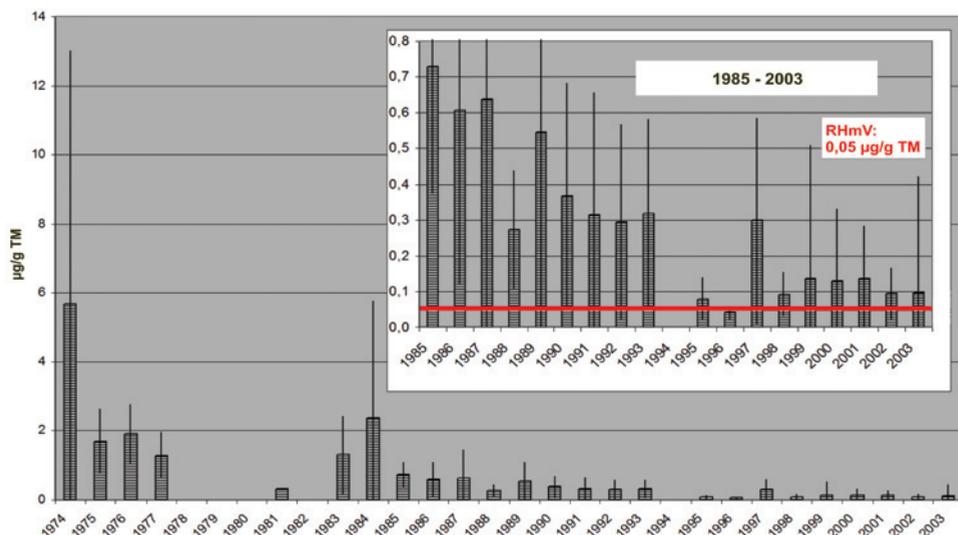
**Kontamination mit HCB, cis-HCEP, Lindan, Dieldrin, Aldrin, Endrin**

HCB (Hexachlorbenzol), ein fungizides Saatgutbeizmittel, wurde in BW noch 1973 durchschnittlich mit ca. 46 (max. 79) µg/g in Resteiern gefunden (Abb. 4). Noch stärker

waren damals Fasane und Habichte (bis 100 µg/g) betroffen (BAUM & CONRAD, 1978). Nach Anwendungseinschränkungen bis zum Verbot 1977 fielen die Rückstandswerte kontinuierlich in Form einer exponentiellen Abklingkurve und lagen seit ca. 1980 stabil unter 1 µg/g TM.

Der Rückgang der HCB-Belastung um mehr als zwei Zehnerpotenzen dokumentiert eindrucksvoll den Erfolg der getroffenen Verbotsmaßnahmen. Der Grenzwert der Rückstands-Höchstmengenverordnung (RHmV, 2003) wird erstmals im Jahre 2003 nicht mehr überschritten.

Die Rückstände der Insektizide Aldrin, Dieldrin, Endrin und Lindan bewegten sich in BW auf beständig niedrigem Niveau unter 1 µg/g. Auch in Resteiern aus NRW und Ostdeutschland waren diese Pestizide



**Abbildung 5:** Heptachlorepoxid-Gehalt (mit Standardabweichung) in Wanderfalkeneiern aus Baden-Württemberg 1974–2003. Im Einschub ist mit vergrößertem Maßstab der Verlauf der Jahre 1985–2003 dargestellt. Die rote Linie markiert den Grenzwert der Rückstands-Höchstmengenverordnung (RHmV) von 0,2 µg/g Fett, hier zu Vergleichszwecken auf Trockensubstanz umgerechnet (entsprechend 0,05 µg/g TM).

unauffällig (bis max. 1 µg/g). Heptachlorepoxid (cis-HCEP) lag jedoch im Jahre 1974 lokal im AMW bei kritischen 5,6 µg/g und hohen Maximalwerten von über 15 µg/g (Abb. 5). Aussagen über die Belastung vor 1974 können nicht gemacht werden.

### PCB-Kontamination

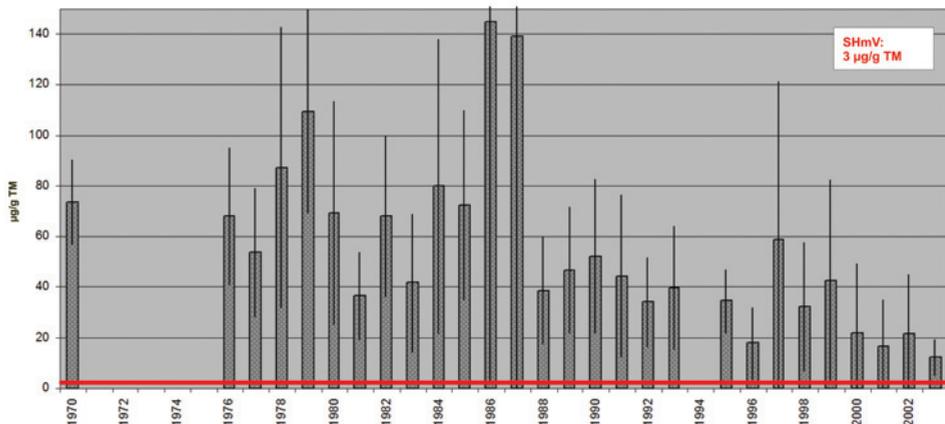
Die PCB-Belastung zeigt eine abfallende Tendenz mit einem Rückgang gegenüber der Spitzenkontamination Mitte der 1980-er Jahre (Abb. 6). Die höchsten PCB-Konzentrationen weisen Wanderfalken-Eier aus den industriellen Ballungsräumen Stuttgart und Mannheim / Ludwigshafen auf. Überraschend niedrige PCB-Werte fanden wir in Eiern aus dem Neckartal / Bereich Odenwald. Die PCB-Gesamtwerte zeigen die größten Schwankungsbreiten unter den untersuchten Bioziden. In allen Proben dominieren die hochchlorierten Indikator-Kongenerne

PCB 138, PCB 153 sowie PCB 180 (Hexa- und Heptachlorbiphenyle).

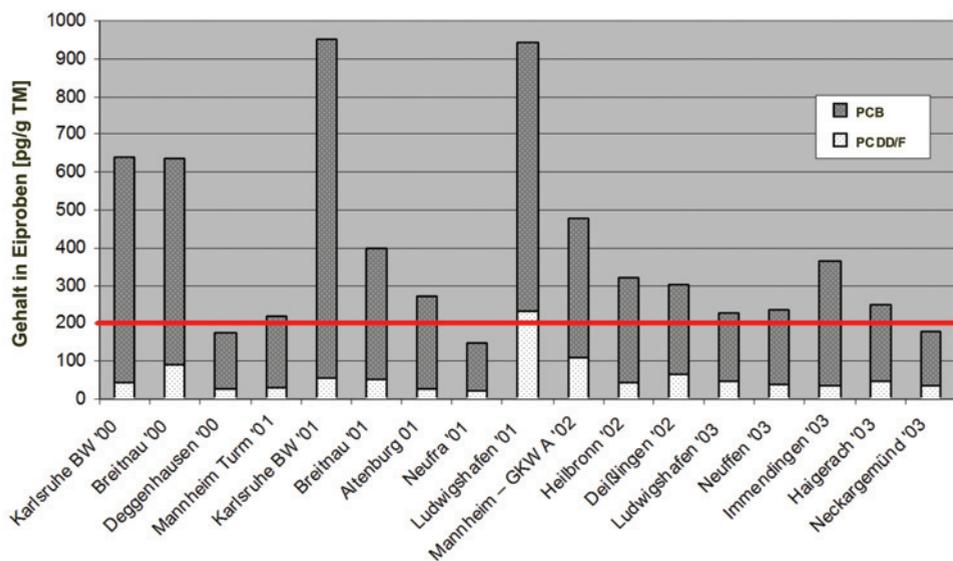
### Dioxinbelastungen

Die Gehalte von chlorierten Dioxinen und Furanen („Seveso-Gifte“ – PCDD/F) wie auch die so genannten („dioxin-like“) dl-PCB konnten wegen des hohen Aufwandes wie auch der Analysenkosten nur in wenigen rezenten Eiern gemessen werden (Abb. 7). Hinzuweisen ist darauf, dass die hier gemessenen Konzentrationen aus Proben der Jahre 2000–2003 entstammen, als die PCB-Gesamtkonzentration (vgl. Abb. 6) gegenüber den Jahren vor 1990 schon um ca. 80 % zurückgegangen war!

Die Bestimmung dieser dl-PCB (hauptsächlich PCB 77, 81, 126 und 169) ist – wie oben gezeigt – entscheidend für die Gesamt-Dioxin-Belastung, denn diese Kongenerne



**Abbildung 6:** Gesamt-PCB-Gehalt (mit Standardabweichung) in Wanderfalkeneiern aus Baden-Württemberg 1970–2003. Die rote Linie markiert den Grenzwert der Schadstoff-Höchstmengenverordnung (SHmV; VON DER TRENCK et al., 2006).



**Abbildung 7:** Toxische Dioxin-Äquivalente in 17 Wanderfalkeneiern der Jahre 2000–2003 (VON DER TRENCK et al., 2006). Die rote Linie bezeichnet die Schwelle einer Schädigung für Küken des Fischadlers (ELLIOTT et al., 2001)

**Tabelle 2:** Quecksilber-Analysen in Eiern, Federn und Organen ( $\mu\text{g/g TM}$ ); n.n. = nicht nachweisbar); Quellen: AGW-BW, AWS e.V., AGW-NRW, HAHN et al. (1993), HENNIG (1993)).

Bundesland	Jahr	Proben	n	Hg-Werte [ $\mu\text{g/g TM}$ ]	
				Mittel	Spanne
Baden-Württemberg	1969	Brustmuskel	1	0,4	-
		Mauserfedern	7	1,36	0,06–3,2
		Resteier	11	0,02	n.n.–0,05
	1970	Hirn, Leber, Muskel	3	0,118	0,068–0,21
		Federn, adult	5	3,18	0,7–5,4
		Resteier	6	0,74	0,42–0,99
	1973	Resteier	7	0,29	0,09–1,25
	1987–1991	Nestlingsfedern	150	< 0,1	-
		Mauserfedern	35	< 3,0	-
	2001–2002	Resteier	5	0,75	0,32–1,03
2003	Resteier	5	0,66	0,36–1,53	
Ostdeutschland	1953–1964	Mauserfedern	13	3,8	1,3–8,4
	1987	Hirn, Leber, Muskel	3	6,9	3,2–9,4
	1980–1992	Mauserfedern	56	20	15–127,2
	1983–1987	Resteier	14	16	3,1–64,5
	1955–1990	Mauserfedern (Wintergäste)	18	26,8	1,1–146,8
	1992	Handschwinger, juv.	22	0,6	0,1–1,9
Nordrhein-Westfalen	1994	Handschwinger, juv.	4	3,5	2,5–4,7
Schleswig-Holstein	2001	Resteier	2	1,58	1,09–2,06

stellen mehr als 85 % der Wirkungsäquivalente.

### Quecksilber-Kontamination

Tabelle 2 gibt einen Überblick über gemessene Quecksilber(Hg)-Konzentrationen in Eiern, Federn und Organen. Zu Vergleichszwecken ist es notwendig, ostdeutsches Material wegen dortiger außergewöhnlich hoher Belastungen in der Diskussion detaillierter vorzustellen.

Hg-Belastungen in Eiern und Federn adulter Wanderfalken sowohl aus Baden-Württemberg, wie auch aus Nordrhein-Westfalen

und Schleswig-Holstein sind durchgehend gering und spiegeln die geologische Belastung wider. In Nestlingsfedern sind die aufgefundenen Hg-Werte besonders niedrig ( $< 0,1 \mu\text{g/g}$ ). Mit zunehmendem Lebensalter steigen die Konzentrationen bis ca.  $3 \mu\text{g/g}$  an, ohne jedoch kritische Konzentrationen zu erreichen. Für Baden-Württemberg war die Aufnahme von Hg zu keiner Zeit ein den Bestand bedrohender Faktor. Ganz anders war die Situation dagegen in den ostdeutschen Bundesländern, wo die wahrscheinlich höchsten bisher in Europa und darüber hinaus gemessenen Konzentrationen nachgewiesen wurden (siehe Diskussion).

### **Schalenparameter**

Vorauszuschicken ist, dass Resteier aus allen untersuchten Regionen eine repräsentative Stichprobe sind und keine „negative“ Auslese. Sie unterscheiden sich in ihren Durchschnitts-Maßen nicht von frisch gesammelten Eiern in Sammlungen deutscher Museen (SCHILLING & KÖNIG, 1980). Die Schalendicke ST und der Schalenindex SI sind nicht mit dem Stand der Bebrütung korreliert (NEWTON, persönliche Mitteilung, 2002). Der Calciumzug aus der Eischale des sich im Ei entwickelnden Embryos durch Knochenaufbau ist gering und hat keinen Einfluss auf ST oder SI.

Abb. 3 belegt für BW eine kontinuierliche Zunahme des SI um 23 % von 1,48 (1970–71) auf das Normalniveau von ca. 1,82 (2000). Die durchschnittlichen SI-Werte von 1,48 der Jahre 1970–71 sind in Abb. 3 nicht enthalten (siehe aber Abb. 11). Die um ca. 10–12 Jahre zeitverschobene Erholung des Index in Ostdeutschland nach längerer und massiverer Ausbringung von DDT in Land- und Forstwirtschaft wird in WEGNER et al. (2005) ausführlich beschrieben.

Die Abhängigkeit des SI (als Maß für Dünnschaligkeit) von der log DDE-Kontamination wird in Abb. 11 demonstriert. Mit höherer DDE-Belastung sinkt der Schalenindex. Dargestellt sind die arithmetischen jährlichen Durchschnittswerte (AMW) der DDE-Belastung und der entsprechenden SI-Werte des gesamten Materials aus BW, ergänzt um wenige Daten aus Ostdeutschland und NRW/Rheinland-Pfalz.

### **Populationskennwerte**

Die Entwicklung der wichtigsten Reproduktionsparameter der Wanderfalken-Population

in Baden-Württemberg im Zeitraum 1960–2002 wurden der Literatur (HEPP et al., 1995; ROCKENBAUCH, 2002; AGW-BW Jahresberichte) entnommen und in der Diskussion bewertet.

### **Diskussion**

Bestandseinbrüche und Reproduktionsausfälle von Greifvogel- und Falkenpopulationen sind ab ca. 1950 in großen Teilen der nördlichen Hemisphäre durch den Einsatz bestimmter Biozide in Land- und Forstwirtschaft bewirkt worden (NEWTON et al., 1993; PRESTT, 1965). Der ursächliche Zusammenhang zwischen dem Einsatz von DDT und den Auswirkungen auf Vogelbestände wurde erstmalig durch RATCLIFFE in Großbritannien am Wanderfalken erkannt (RATCLIFFE, 1958, 1967, 1970, 1980). Dieser Zusammenhang bestätigte sich bei entsprechenden Bestandsrückgängen in anderen Regionen (HICKEY, 1969; CADE et al., 1988; MEYBURG & CHANCELLOR, 1989, 1994). Die klare Ursache-Wirkungs-Relation zwischen der DDE-Rückstandskonzentration in den Eiern und dem Grad ihrer Dünnschaligkeit wie auch von Reproduktionsstörungen bei Vogelarten am Ende von Nahrungsketten ist heute auf Basis exakter und reproduzierbarer experimenteller Daten gesicherte Tatsache.

Für die durch Biozide verursachten temporären Rückgänge von Seeadler-, Sperber- und Fischadlerpopulationen liegt ebenfalls ein umfangreiches Schrifttum vor. Hingewiesen wird auf die Arbeiten von OEHME (1987, 1998), OEHME & MANOWSKY (1991), KENNTNER (2002), HELANDER et al. (2002) zu *Haliaeetus albicilla*, von BEDNAREK et al. (1975),

NEWTON (1986), GEDEON & OEHME (1993), WEBER et al. (1997), DENKER et al. (2001) zu *Accipiter nisus* und von WIEMEYER et al. (1988) und WEBER et al. (2003) zu *Pandion haliaetus*.

Kleinsäuger jagende Arten, wie Turmfalke (*Falco tinnunculus*), Wiesenweihe (*Circus pygargus*), Rotmilan (*Milvus milvus*) und Schreiadler (*Aquila pomarina*), sind und waren vergleichsweise um mehr als eine Zehnerpotenz niedriger und unkritisch mit DDE und PCB belastet (CONRAD, 1977; HÖLKER, 2002; WEBER et al., 1996, 1998). Für diese Arten waren CKW-Kontaminationen nicht limitierend für die Bestandsgröße!

In Westdeutschland wurde vereinzelt als primäre Rückgangsursache des Wanderfalken-Bestandes die zeitgleich mit dem DDT-Einsatz eskalierende menschliche Verfolgung durch Greifvogelhaltung, -handel und Taubenzüchter vermutet (Diskussion in ROCKENBAUCH, 1998, 2002). Obwohl unbestritten bleibt, dass diese Verfolgung den nahezu vollständigen Zusammenbruch aller Wanderfalken-Populationen der alten Bundesrepublik in der Endphase beschleunigte, war jedoch das im Jahre 1972 ausgesprochene DDT-Verbot die entscheidende Bedingung für die Erholung und die Wiederausbreitung. Diese Ausbreitung wurde zusätzlich durch flankierende Schutzmaßnahmen unterstützt, wodurch die Restbestände in BW und Bayern zunächst stabilisiert werden konnten.

In Baden-Württemberg bemühten sich die AGW und ganz besonders F. Schilling schon ab dem Jahre 1967 intensiv um Biozid-Untersuchungen an Resteiern. Es gelang zunächst nicht, qualifizierte Laboratorien hierfür zu interessieren. In dieser unbefriedigenden

Situation konnte C. König im Jahre 1967 schließlich den Pharmakologen H. Geisler gewinnen, der erste Analysen mit einfachen Techniken und Methoden durchführte (KÖNIG, 1967). Analysiert wurden lediglich fünf Substanzen (DDE, HCEP, Lindan und Hg; PCB war quantitativ nicht erfassbar). Diese Substanzen wurden in den untersuchten Falkeneiern (scheinbar) in Spuren bzw. in sehr geringen Konzentrationen nachgewiesen, was irrtümlicherweise zu der Aussage führte, dass „die Bestandsabnahme des Wanderfalken in Baden-Württemberg nicht entscheidend durch Pestizide beeinflusst zu sein scheint“. „Greifvogelhandel, Aushorstungen durch Schausteller und Falkner sowie tierische Bruträuber (Marder) dürften eine weit schwerwiegendere Rolle spielen“ (KÖNIG & SCHILLING, 1970). Diese sich später als Fehleinschätzung erweisende Beurteilung führte jedoch zum Ergreifen richtiger und notwendiger primärer Schutzmaßnahmen an den Felshorsten durch Horst-Bewachung, intensive Kontrollen, Bau sicherer Brutnischen und Marderabwehr. Das war das, was man tun konnte, in der desolaten Situation der Bestandsentwicklung einfach auch tun musste, denn ein per Gesetz zu erwirkendes Verbot der Pestizidanwendung in der Umwelt konnte die AGW alleine natürlich nicht erreichen. Diese Fakten sind auch ein Teil der AGW-Historie und führten kurzzeitig zu einer Unterschätzung des tatsächlichen Ausmaßes der Verseuchung der Umwelt.

Stimmige Analysen konnten erst ab dem Jahre 1970 in diese Untersuchung einfließen. Das DDT-Anwendungsverbot wurde in der alten BRD 1972 ausgesprochen (Tab. 1). In Ostdeutschland gab es zu diesem Zeitpunkt bei den an Felsen brütenden Wanderfalken bereits keine erfolgreichen Bruten mehr und

ab 1973 waren die letzten Vorkommen wie auch die dortige baumbrütende Population erloschen (Abb. 1; KLEINSTÄUBER, 1991; Kirmse, 2001). In Nordrhein-Westfalen gab es vom Wanderfalken ab 1970 für einen Zeitraum von 15 Jahren vorübergehend keine Brutpopulation (WEGNER, 1994b).

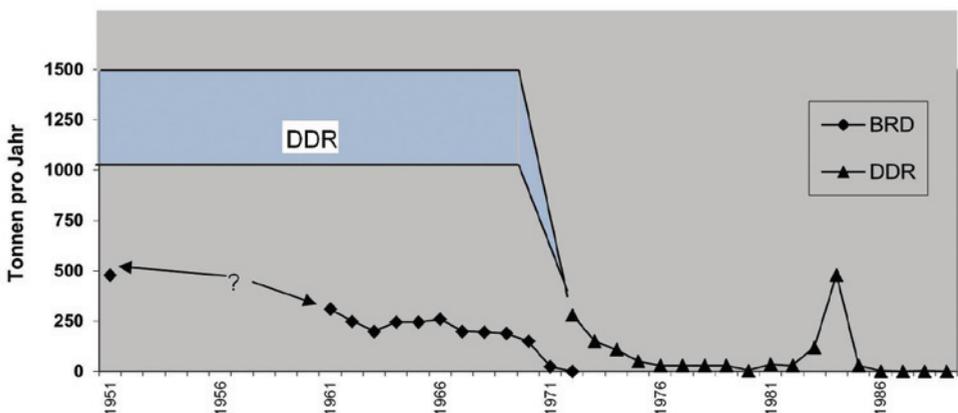
## Rückstandsanalysen

### **DDT-Kontamination**

Die DDT-Ausbringung in Deutschland war nach Abb. 8 regional erheblich differierend. Demzufolge wurden bei Wanderfalken aus West- und Ostdeutschland bis zum Ende des 20. Jahrhunderts unterschiedliche Belastungen und in Ostdeutschland ein zeitlich deutlich später einsetzender Kontaminationsabbau gefunden. Während in der BRD im Jahre 1972 der DDT-Einsatz beendet wurde (und sich bis 1970 bei 200–450 Tonnen pro Jahr [t/a] bewegte), wurden in der DDR nach Recherchen von HEINISCH (1992) in den Jahren 1951–1971 wesentlich höhere Mengen (ca. 1.000 t/a) und noch in den Jahren 1972–1975 nicht zu vernachlässigende Mengen ausgebracht. Ein neuer Anstieg in den Jahren 1983–1984 wurde durch eine

staatlich angeordnete Maßnahme gegen eine Kiefernnonnen-Kalamität (*Lymantria monacha*) in den ostdeutschen Kiefernwäldern verursacht, wobei etwa 600 t DDT gelöst in Dieselöl gemeinsam mit unbekanntem Mengen von Lindan aus Flugzeugen versprüht wurden (HEINISCH, 1992). Negative Auswirkungen dieser Aktion wurden von OEHME (1987) auch beim Seeadler beschrieben.

DDT/DDE-Rückstände in Ei-Inhalten wirken sich bei Überschreitung eines kritischen Schwellenwertes negativ auf den Reproduktionserfolg des Wanderfalken aus. Dieser Schwellenwert („threshold level“) wird von RATCLIFFE (1980), PEAKALL (1967, 1969) und anderen Autoren (Zusammenfassungen: RISEBROUGH, 1989, 1994) mit 15–20 µg/g Frischgewicht (entsprechend einem Gehalt von 75–100 µg/g Trockengewicht) für DDE angenommen. Bei Überschreitung dieser Konzentrationen kam es zu Rückgängen bis zum Aussterben (PEAKALL et al., 1975; PEAKALL & KIFF, 1988). Hierbei korreliert der DDE-Gehalt in Wanderfalkeneiern mit deren Dünnschaligkeit (siehe Abb. 11). Die genannten Schwellenwerte sind pauschale



**Abbildung 8:** DDT-Verbrauch (in Tonnen pro Jahr) in Westdeutschland (alte BRD) und Ostdeutschland (ehemalige DDR; Quellen: HULPKE, 1981; HEINISCH, 1992).

Grobangaben, denn einzelne Individuen hatten auch bei DDE-Gehalten bis zu 25 µg/g Frischgewicht (ca. 125 µg/g TM) noch Bruterfolg (HENNY et al., 1998; SCHILLING & WEGNER, 2001).

Aus BW liegen wie aus keinem anderen Bundesland Biozid-Analysen ab dem Jahre 1970 vor (KÖNIG & SCHILLING, 1970; CONRAD, 1977; BAUM & CONRAD, 1978; SCHILLING & KÖNIG, 1980; BAUM & HÄDRICH, 1995; SCHILLING & WEGNER, 2001). Dort wurden zu Beginn der Untersuchungen maximale DDE-Kontaminationen von bis zu 200 µg/g gemessen, welche die angegebenen Schwellenwerte bis zum Zweifachen überschritten. Nach dem Anwendungsverbot 1972 fielen die Durchschnittswerte stetig ab (Abb. 3). Wichtige Analysen aus dem Zeitraum der DDT-Hauptausbringung (1952–1970) konnten nicht in die Auswertung einbezogen werden, da die Detektion der Biozide bei der DC-(Dünnschicht-Chromatographie)-Untersuchung durch sekundär verursachte Störkomponenten verhindert wurde. Basierend auf Abb. 3 lässt sich ein realistisches durchschnittliches Kontaminationsniveau von deutlich über 150 µg/g DDE in BW für die Jahre vor 1970 rückberechnen. Die analytische Lücke im Zeitraum vor 1970 schuf leider Raum für spekulative Erklärungen zum Populationsrückgang, in denen der Einfluss von Bioziden bestritten oder stark unterbewertet wurde.

Durchschnittliche DDE-Belastungen größer 100 µg/g wurden in BW erst ab 1974/1975 unterschritten. Bis zu diesem Zeitpunkt war die dortige Population durch Reproduktionsausfälle auf ca. 20 % des ursprünglichen Bestandes zusammengebrochen. Die

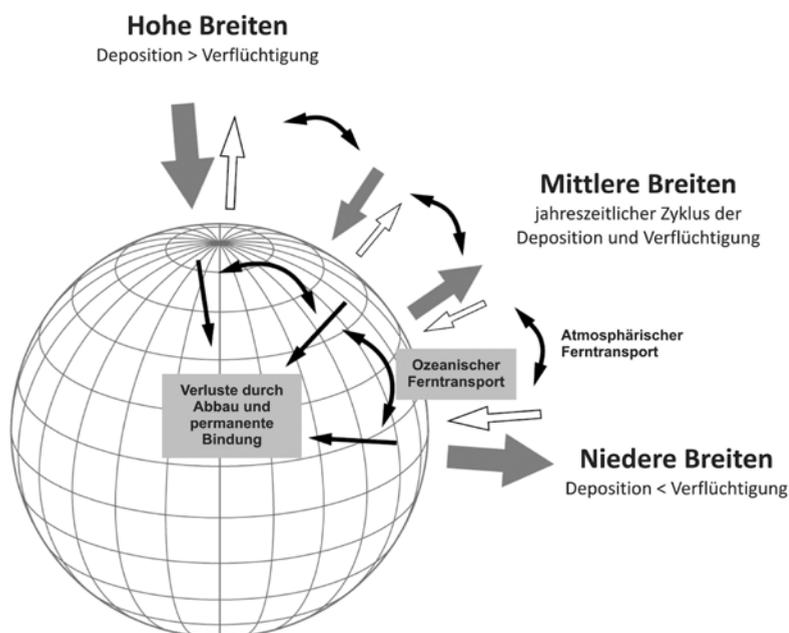
wenigen noch erfolgreichen Paare hatten unterdurchschnittlichen Bruterfolg. Noch weitere 13 Jahre, d.h. bis 1987 gab es lokale Schwellenwertüberschreitungen bis 146 µg/g (Abb. 3). Das durchschnittliche Kontaminationsniveau fiel ab 1988 deutlich unter 50 µg/g und lag in den Jahren ab 1989/1990 bei 10–20 µg/g. Im Zeitraum bis 1987 gab es immer einzelne Paare mit (reduzierten) Bruterfolgen bei Kontaminationen oberhalb des Schwellenwertes (SCHILLING & WEGNER, 2001). Diese individuellen Toleranzen können nicht als Beweise gegen einen DDT-Einfluss bzw. zur Verharmlosung des DDT-Einsatzes angeführt werden. Die Durchschnittswerte inkl. Standardabweichungen zeigen wegen inhomogener Probenahmen nur Trendentwicklungen auf. Maximal- und Minimalwerte reflektieren dagegen lokal unterschiedliche DDT-Ausbringungsmengen und/oder die Wahl anders belasteter Beute. Auf die Darstellung der Min-/Max-Werte wurde hier zugunsten der Standardabweichungen SD verzichtet.

Die Populationszusammenbrüche waren nach den hier vorgelegten Daten mit dem DDT-Einsatz korreliert. Infolge unterschiedlicher lokaler Austragsmengen konnten nur in BW und den bayerischen Alpen verbliebene Restbestände durch Schutzmaßnahmen bis zum DDT-Totalverbot gerettet werden. Ohne DDT-Verbot und ohne Schutzmaßnahmen wäre das Aussterben des Wanderfalken auch in den genannten Regionen nicht zu verhindern gewesen. Die direkte Verfolgung durch Taubenzüchter und die illegale Entnahme für Greifvogelhaltung und -handel in der alten Bundesrepublik, in der Schlussphase eskalierend, war der zweite wesentliche Gefährdungsfaktor.

Das aktuelle Rückstandsniveau von ca. 5–15 µg/g in Baden-Württemberg und Nordrhein-Westfalen sowie ca. 10–20 µg/g in den ostdeutschen Ländern (Ausnahme: großräumige Agrarlandschaften und Kiefernheiden) hat für den Wanderfalken keine toxikologische Relevanz mehr. Die Grundbelastung wird, bedingt durch einen beträchtlichen DDE-Fluss aus entfernten Anwendungsbereichen (z.B. Afrika, Indien) über die Atmosphäre mit globaler Verteilung („globale Destillation mit Kühlfallenkondensation“ in kälteren Zonen; LARSSON et al., 1995; HOFER et al., 2001; WANIA, 2004), vermutlich dauerhaft nicht unter 5 µg/g abfallen, sondern weiter zwischen 2 und 10 µg/g schwanken (Abb. 9). Hinzuweisen ist in diesem Zusammenhang auf die Temperaturabhängigkeit der DDT-Zerfallsgeschwindigkeit. Für subtropische Bereiche Indiens geben LARSSON

et al. (1995) Halbwertszeiten für DDT von nur 190 Tagen und für gemäßigte Zonen von ca. 3 Jahren an. MUTSCHLER (1996) geht für Deutschland sogar von Halbwertszeiten bis 10 Jahren und mehr aus.

HARTWIG (2004) hat gezeigt, dass die Höhe der Belastung von der Lage des Horstes an Gebäuden, im Fels oder an Brücken abhängig ist. In dieser Reihenfolge nimmt die Belastung ab. Der Einfluss der Lage des Brutplatzes wird überlagert von der menschlichen Besiedlungsdichte, die mit höheren Belastungen verbunden ist, und von der Höhenlage in den Raumklassen Baden-Württembergs (Abb. 10; Gliederung nach SCHRÖDER & SCHMIDT, 2003). So sind der Hochschwarzwald (BW-28) und die Schwäbische Alb (BW-26) bzgl. DDT und PCB mindestens eine Stufe höher belastet als die



**Abbildung 9:** Globale Destillation durch Verflüchtigung, Ferntransport und Deponation (verändert nach CEC, 1997).

vorgelagerten Raumklassen Vorbergzone (BW-21) bzw. Albvorland (BW-27). Gerade dieser Einfluss der Höhenlage bestätigt die Theorie der globalen Destillation (Abb. 9).

Weiterhin ist festzuhalten, dass im DDT-Analysengang heute praktisch nur noch das erste Abbauprodukt, das DDE nachgewiesen wird. Im Jahre 2009 bestand die Summe aus DDT und seinen Abbauprodukten zu über 99 % aus DDE (SCHWARZ et al., im Druck). Dies bestätigt, dass das zugrunde liegende DDT schon zeitlich lange „im Umlauf“ war und deshalb auch nahezu vollständig zum DDE metabolisiert worden ist.

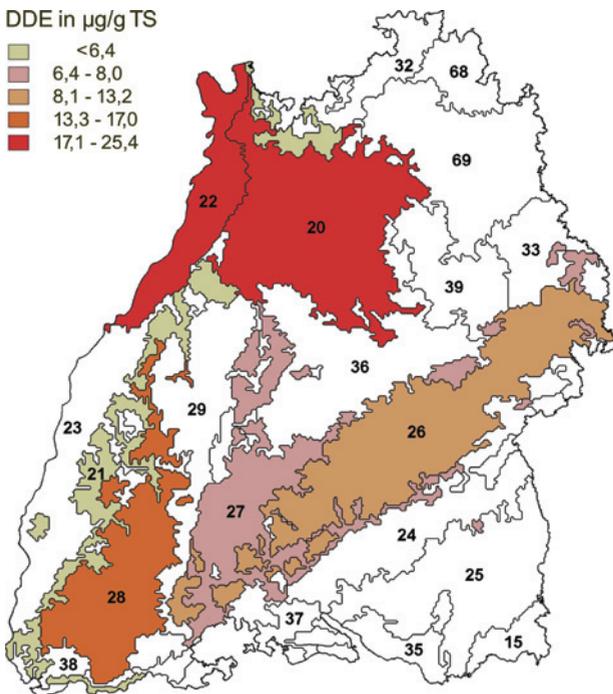
**HCB-Kontamination**

HCB ist in BW nach dem Anwendungsverbot im Jahr 1974 um zwei Zehnerpotenzen von ± 60 µg/g auf < 0,2 µg/g gefallen und

bewegt sich schon ab dem Jahre 1980 auf einem unbedenklichen Niveau (Abb. 4). Retrospektiv lässt sich nicht mehr ermitteln, ob HCB in den untersuchten Regionen ein wichtiger bestandslimitierender Faktor war. Da Schwellenwert-Konzentrationen für den Wanderfalken unbekannt sind, kann auch ein Einfluss auf die Populationsentwicklung nicht quantifiziert werden. Es ist jedoch sehr wahrscheinlich, dass HCB durch seine außerordentlich hohen Belastungen speziell bis etwa 1975 und in Verbindung mit den anderen Bioziden DDT/DDE, PCB und Dioxinen wesentlich zum Bestandseinbruch beigetragen hat.

**Kontamination mit cis-HCEP, Lindan, Dieldrin, Aldrin, Endrin**

Schädigungen des Wanderfalken durch die hochtoxischen Cyclopentadien-Pestizide



**Abbildung 10:** Abstufung der Raumgliederungsklassen Baden-Württembergs nach dem mittleren DDT-Gehalt der Wanderfalkeneier 2001–2003. Am stärksten mit Gesamt-DDT belastet sind die Regionen Kraichgau/Stromberg (BW-20 mit den Ballungsräumen Stuttgart und Heilbronn) und nördlicher Oberrheingraben (BW-22 mit den Ballungsräumen Mannheim/Heidelberg und Karlsruhe; HARTWIG, 2004).

Dieldrin, Aldrin und Heptachlorepoxyd über erhöhte Adultenmortalität (neben DDT-induzierten Brutaussfällen durch Schalenbrüche) ab ca. 1960 waren außerhalb Großbritanniens weniger auffällig oder aber unerkannt (NISBETH, 1988; RISEBROUGH, 1989, 1994). Bekannt sind der hohe Verbrauch dieser Substanzen und tödliche Vergiftungen adulter Wanderfalken in Großbritannien (NEWTON et al., 1993). Abbildung 5 bestätigt, dass relevante Schwellenwertüberschreitungen in BW bei einem Niveau von konstant unter 2 µg/g cis-HCEP im Zeitraum ab 1985 (AMW 5,6 µg/g im Jahre 1974) und stabil unter 1 µg/g (Aldrin, Dieldrin, Lindan) sicher nicht mehr vorlagen. Lindan (hier nicht dargestellt) liegt heute nahe der Nachweisgrenze, also deutlich unter RHmV 0,3 µg/g TM. Noch 1989/1990 wurde Lindan in zwei Drittel aller Proben nachgewiesen, seitdem ist der Anteil erfreulicherweise stark fallend (BAUM & HÄDRICH, 1995). Das Rodentizid Endrin war eindeutig ursächlich für Sekundärvergiftungen bei Vögeln nach Wühlmausbekämpfungen, z.B. 1982 in großem Umfang am Bodensee, wonach ein Totalverbot erfolgte (BAUM & HÄDRICH, 1995).

### **PCB-Kontamination**

Die PCB haben eine relativ geringe Toxizität auf die meisten Vogelarten und nur in Fällen sehr hoher Kontamination sind Auswirkungen auf Adult-Mortalitäten zu erwarten (PRINZINGER & PRINZINGER, 1980). Mit verringerten Schlupfraten und Missbildungen bei Embryonen reagieren Hühnerküken dagegen besonders sensibel auf PCB (VOS & KOEMAN, 1970). RISEBROUGH (1994) weist auf die verminderte Produktivität bei Greifvögeln durch Verhaltensänderungen bei hohen PCB-Belastungen hin.

Die Messwerte in Wanderfalken-Eiern liegen teilweise bis heute in kritischen Größenordnungen (Abb. 6). Besonders Eier aus Ballungsräumen weisen immer noch durchschnittliche Konzentrationen von > 50 µg/g auf. Heimische Wanderfalken können demnach hohe PCB-Mengen in ihrem Fettgewebe deponieren, die bei der Ei-Ablage den Körper nur z.T. verlassen. HEIDMANN et al. (1987) zeigen beispielhaft beim Austernfischer (*Haematopus ostralegus*), dass im Körperfett vorhandene PCB-Belastungen in Stresssituationen (z.B. bei Nahrungsengpässen) unter Verbrauch der körpereigenen Fettreserven kurzfristig mobilisiert werden und dann zu Vergiftungen mit Todesfolge führen können. Baum fand im Fett von zwei in den Jahren 1984/1985 in Baden-Württemberg tot aufgefundenen adulten Wanderfalken 4820 bzw. 6480 µg/g DDE und 7515 bzw. 7750 µg/g PCB (jeweils bezogen auf Fettgehalt; SCHILLING & ROCKENBAUCH, 1985). Die Ausschleusung dieser Biozide durch Eiablage ist abhängig vom vorhandenen Körperfett und kann bei gut genährten Falken nur geringe Mengen der gesamten Körperbelastung betragen.

Die hohen PCB-Konzentrationen, welche BAUM & HÄDRICH (1995) bei Eiern des Wanderfalken vom Kölner Dom fanden (AMW ca. 180 µg/g Gesamt-PCB), und die auch WEGNER (2000) in teilweise noch stärker belasteten Eiern aus Brandenburg/Ostberlin (AMW = 132 µg/g, SD 81 µg/g, min./max. 58 / 380 µg/g; n = 15) nachweisen konnte, erfordern auch in Zukunft analytische Kontrollen.

Vergleichsweise zeigen Eier vom Rotmilan (Nahrung: 70 % Säugetiere) aus Sachsen-Anhalt durchschnittliche PCB-Kontaminationen

von nur bis zu ca. 1 µg/g und DDE-Kontaminationen von unter 0,2 µg/g TM (WEBER et al., 1998). Das sind für beide Parameter weniger als 3 % der Wanderfalken-Kontamination.

Frisch-/Rest-Eier des Vogeljägers Sperber aus dem sächsischen Erzgebirge (WEBER et al., 1997) weisen dagegen vergleichbare Kontaminationen wie Wanderfalken-Eier auf (PCB: 31 µg/g; DDE: 40 µg/g; AMW in TM; n = 38; Jahre: 1989–1994). Das wird auch durch Analysen in NRW bestätigt (AGW-NRW, 2013).

Wegen der hohen Umweltpräsenz der PCB ist bisher eine rückläufige Belastung des Wanderfalken nur in Ansätzen erkennbar und insgesamt weniger ausgeprägt als z.B. beim Austernfischer und Flusseeeschwalbe (*Sterna hirundo*) der Nordseeküste (THYEN & BECKER, 2000).

### **Dioxin-Kontamination**

Auffällig ist, dass weniger als 15 % der toxischen Äquivalente nach WHO durch Dibenzo-dioxine und -furane (PCDD/F; Seveso-Gifte) beigesteuert werden (Abb. 7), der Hauptanteil jedoch aus den coplanaren (non-ortho-)dl-PCB-Kongeneren entstammt, die nur ca. 10 % des in den Eiern enthaltenen Gesamt-PCB ausmachen (Abb. 6). Die toxischen Äquivalente (TEQ) werden angegeben als WHO-PCDD/F-TEQ und WHO-dl-PCB-TEQ. Wichtig ist die Summe beider TEQ, die in pg/g TM ermittelt wurden (Abb. 7).

Die in BW gemessenen Kontaminationen decken sich mit rezenten Analysen aus NRW, wo die gleichen Ergebnisse erzielt wurden, dort z.T. sogar in noch höheren Konzentrationen. Die Summe der gefundenen Dioxine

plus der „dioxin-like“ PCB liegt in beiden Bundesländern alarmierend um einen Faktor von ± 500 über der Belastung von Hühner-eiern, die für den menschlichen Verzehr zugelassen sind. Es wurden ähnliche Konzentrationen gemessen wie an Zuchthennen im Zuge der Dioxinkrise in Belgien, die damals zu einem sehr starken Rückgang des Bruterfolges führten (MALISCH & BAUM, 2007). Die Schwelle für bekannte Schädwirkungen wurde für Küken des Fischadlers (ELLIOTT et al., 2001) mit 200 pg TEQ/g TS angegeben. Dieser Wert wird in allen Wanderfalken-Eiprobe erreicht bzw. deutlich überschritten. Dies unterstreicht, dass Substanzen, die zu Dioxin-TEQ beitragen, auch zukünftig in einem Langzeit-Monitoring überwacht werden müssen.

FÜRST (2006) konnte zeigen, dass in der Milch stillender Mütter aus Westdeutschland im Zeitraum 1989–2003 bei PCB wie auch den Dioxinen ein klarer Abwärtstrend auf etwa 30 % des Ausgangswertes im Jahre 1989 erfolgte. Solche positiven Entwicklungen sind für den Wanderfalken noch nicht festzustellen, z.T. auch bedingt durch die nicht standardisierte Probenahme.

### **Quecksilber-Kontamination**

Nach WIEMEYER et al. (1988) und LINDBERG et al. (1983) führen Hg-Gehalte ab 2,5 µg/g TM in Ei-Inhalten bei bestimmten Vogelarten zu reproduktiven Störungen durch erhöhte Embryontoxizitäten, siehe auch WEBER et al. (2003). OEHME (2003) sieht den Schwellenwert beim Seeadler bei ca. 5–7 µg/g TM.

Nach BECKER et al. (1993) hatten Eier von *Sterna hirundo* mit etwa 6 µg Hg/g FG keinen reduzierten Schlupferfolg. Über schalenlose bzw. dünnschalige Eier in experimentellen

Studien mit hohen Dosen von Methyl-Hg bzw. Hg-Salzen berichten u.a. STOEWSAND et al. (1971, 1978) bei der Wachtel *Coturnix coturnix japonica* und FIMREITE (1971,1979) beim Fasan *Phasianus colchicus* (Zusammenfassungen in THOMPSON, 1996). BECKER et al. (1985) zitieren aus Literaturoswertungen, dass es bei den genannten Arten schon im Konzentrationsbereich von 0,5–3,1 µg/g FG zu erhöhter Embryonenmortalität und zu Eiern ohne Schale kommen kann.

Steinbacher informierte die AGW-BW im Jahre 1968 über ein Massensterben körnerfressender Singvögel in Agrarprovinzen Südschwedens als Folge eines Einsatzes von Hg-Beizmitteln (WIDMARK et al. 1967; JENNING 1968) und schlug entsprechende Untersuchungen bei süddeutschen Falken vor. Daraufhin wurden die in Tab. 2 bezeichneten Proben aus BW von Westermarck und Olsson in Stockholm mit dem Ergebnis untersucht, dass Eier (0,09–1,25 µg/g TM) und Mauserfedern (AMW 1,4 µg/g TM) „natürliche“ Kontaminationen aufwiesen, wie sie typisch für das 20. Jahrhundert sind (z.B. in BW 35 Mauserfedern Durchschnitt < 3,0 µg/g, 150 Nestlingsfedern Durchschnitt < 0,1 µg/g; HENNIG, 1993) und früher als „unkritisch“ betrachtet wurden. Dass diese Konzentrationen nicht unbedenklich sind, ist aus neueren Arbeiten abzuleiten. FREDERICK & JAYASENA (2010) zeigten in kontrollierten Fütterungsstudien an Ibissen, dass Methylquecksilber (MeHg), das neben seinen neurotoxischen und embryotoxischen Wirkungen auch in die hormonelle Regulation eingreift, mit einer Wirkschwelle (NOAEL) von umgerechnet 0,12 µg/g TM im Ei zu homosexuellem Paarungsverhalten und vermindertem Brut-erfolg führt. Zur Umrechnung von MeHg-Gehalten im Futter auf Gehalte im Ei dient

dabei eine von ALBERS et al. (2007) beim Turmfalken gefundene Korrelation dieser Größen. Die Wanderfalkeneier aus BW weisen in den letzten 12 Jahren (2003–2014) im Mittel vierfach höhere Hg-Gehalte auf (ca. 0,45 µg/g TM bei MeHg-Anteilen um 80 %). Dazu passt der Befund, dass der Hg-Gehalt der Wanderfalkeneier aus BW signifikant negativ mit dem Schalenindex SI und insbesondere der Schalendicke ST korreliert ist (SCHWARZ, 2010; SCHWARZ et al., im Druck; VON DER TRENCK, 2012). Dieser Befund eines negativen Einflusses von MeHg, das mit ca. 80 % den Löwenanteil des Hg in Wanderfalkeneiern ausmacht, auf die Eischalendicke und -masse, bestätigt die Übertragbarkeit der „neuen“ niedrigeren Wirkschwelle des MeHg von 0,12 µg/g vom Ibis auf andere Vogelarten einschließlich des Wanderfalken.

In Tab. 2 sind die gefundenen Hg-Konzentrationen in Eiern, Federn und Organen deutscher Wanderfalken aufgelistet. Während Eier aus BW zu allen Zeiten nicht mit akut toxischen Hg-Konzentrationen belastet waren, wiesen Eier aus bestimmten Gebieten Ostdeutschlands dramatisch hohe Konzentrationen bis maximal 65 µg/g TM auf!

In Ostdeutschland gesammelte Federn von Altfalken der Jahre 1953–1964 enthielten durchschnittliche Hg-Belastungen von 3,8 (1,3–8,4) µg/g (also in der Größenordnung von Mauserfedern aus BW und NRW mit 1,4 bzw. 4 µg/g, Tab. 2), dagegen im Zeitraum 1980–1992 von ca. 20 (1,5–127,2) µg/g. Dieser starke Anstieg ist wie der Anstieg der Konzentrationen in Eiern auf die Verwendung von quecksilberhaltigen Verbindungen als Saatgut-Beizmittel zurückzuführen. Falken vor der ersten Mauser sind erheblich niedriger belastet (0,1–1,9 µg/g).

Nordische Wanderfalken werfen im Winterquartier in (Ost-)Deutschland Mauserfedern mit gleichfalls auffälligen Hg-Belastungen. Dies bestätigt, dass im nördlichen und nordöstlichen Europa regional hohe Hg-Werte in der Umwelt anzutreffen waren (LINDBERG et al., 1983) bzw. dass diese Wintergäste die Hg-Belastung über die hiesige Nahrung in die im Winterquartier nachwachsenden Federn einlagerten (HAHN et al., 1993; WEGNER et al., 2005).

Nach FIMREITE (1979) haben Kontaminationen von DDE plus Hg einen additiv toxischen Effekt, aber hohe Hg-Kontaminationen führen auch ohne DDE-Einfluss zur Produktion von Eiern mit extrem dünner oder fehlender Kalkschale. SCHEUHAMMER (1987) beobachtete embryotoxische Wirkungen des Quecksilbers bei Fasanen bereits bei Konzentrationen ab  $0,5 \mu\text{g/g}$  FW (ca.  $2\text{--}3 \mu\text{g/g}$  TM). Die um eine Zehnerpotenz über dieser Schwelle liegenden Hg-Gehalte in den extrem dünnchaligen Eiern der Wanderfalken im Südharz-Vorland (bis  $65 \mu\text{g/g}$  TM) sowie bis über  $100 \mu\text{g/g}$  in Federn dieser Vögel (Tab. 2) sind ein deutliches Indiz dafür, dass zusätzlich zu der hohen DDT-Ausbringung in der DDR auch der hohe und langjährig anhaltende Einsatz von Quecksilber-Verbindungen als Saatgut-Beizmittel (OEHME, 1981) die Reproduktion der Wanderfalken Ostdeutschlands reduzierte. Dieses Zusammenwirken ist wahrscheinlich auch die Ursache für den sehr schnellen damaligen Kollaps des großen Baumbrüterbestandes im intensiv bewirtschafteten Flachland Mittel- und Osteuropas. OEHME (1981) weist auf die große Gefahr der Hg-Akkumulation in Organen selbst bei (langzeitiger) Aufnahme geringer Mengen hin. Eine solche Akkumulation war in der DDR und in Osteuropa jahrzehntelang möglich, weil

die Saatgutbeizung mit Phenyl-Hg-Acetat („Falisan Nassbeize“ des VEB Fahlberg-List, Magdeburg) dort weit verbreitet war. Erst als die Ausbringung von Hg in die Umwelt durch den Einsatz hochtoxischer Methyl-Hg-Verbindungen Mitte der 1970er Jahre eskalierte und bei Seeadlern sowie Endgliedern der Körnerfresser-Nahrungskette letale Dosen von über  $20 \mu\text{g/g}$  (Leber/Niere) nachgewiesen wurden, kam es zum Verbot der Hg-Beizmittel. Der Wanderfalkenbestand in der DDR war inzwischen erloschen (KLEINSTÄUBER, 1991; HAHN et al., 1993).

SCHWARZ (2010), VON DER TRENCK (2012) und SCHWARZ et al. (im Druck) konnten zeigen, dass in früher als unkritisch belastet betrachteten Eiern des Wanderfalken der Jahre bis 2009 aus Baden-Württemberg Schalendicke und Schalenindex signifikant mit den heutzutage sehr geringen Konzentrationen an Hg korrelieren und dass dieses zu ca. 80 % als Methyl-Quecksilber in den Eiern vorliegt. Das ist ein deutlicher Hinweis darauf, dass Hg sogar stärker zu Eischalenverdünnungen führt als DDT/DDE. Insoweit ist dieses Ergebnis eine wichtige Bestätigung der in der DDR nachgewiesenen extremen Eischalenverdünnungen bis zu völlig fehlender Kalkschale bei Vorliegen hoher Quecksilber-Belastungen aus der Saatgutbeizung mit Methyl-Quecksilber.

Schalenuntersuchungen:  
Eischalenindices und Schalendicken  
DDE- (und Hg-)Kontaminationen stören den Calcium-Stoffwechsel und damit die Bildung der Eischalen. Dabei korreliert die DDE-Kontamination negativ mit der Festigkeit und Dicke (Masse) der Schalen (Abb. 3). Während der Bebrütung entzieht der Falckenembryo der Eischale nur unwesentliche

Kalkmengen, weil frisch geschlüpfte Falken als Nesthocker im Gegensatz zu Nestflüchtern (z.B. Hühnervögel) ein zunächst weiches und knorpelartiges Knochengewebe besitzen. Der Kalk-Bedarf wird anscheinend aus dem Eiweiß gedeckt. Deshalb sind die SI- und ST-Meßwerte der untersuchten Resteier auch (weitgehend) unabhängig vom Stand der Bebrütung (NEWTON, persönliche Mitteilung).

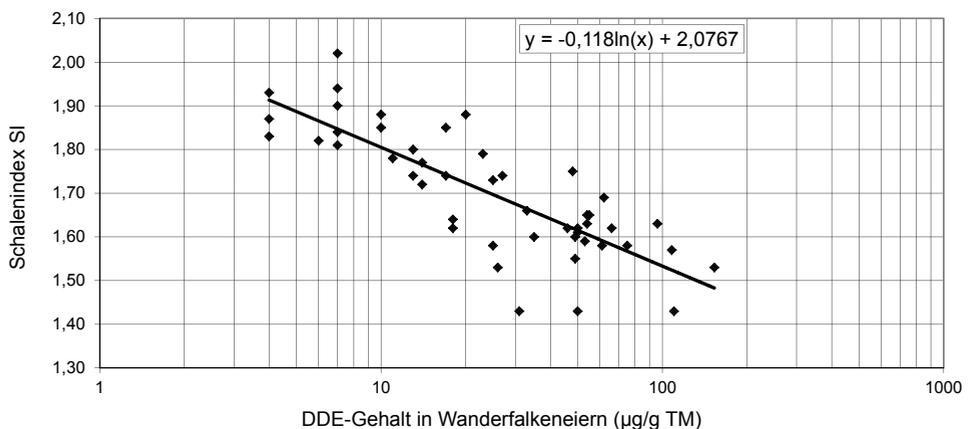
Vor der DDT-Anwendung in Land- und Forstwirtschaft lag der SI bei Wanderfalkeneiern aus Deutschland (Museumsmaterial, n = 357) in Übereinstimmung mit britischen Ergebnissen (RATCLIFFE, 1980) bei 1,825 und die ST bei 0,341 mm (mit Eihaut) bzw.  $\pm 0,28$  mm (ohne Eihaut; SCHILLING & KÖNIG, 1980). Diese Werte wurden als Bezugswerte für Eier verwendet, die frei von DDE-Kontaminationen sind.

In Abb. 11 ist die gemessene Abhängigkeit des Schalenindex von der DDE-Belastung (in log) dargestellt. Der Zusammenhang ist mathematisch eindeutig beschreibbar. Die Abb.

11 zeigt deutlich, dass (ungeschädigte) Eier mit einem Schalenindex SI über 1,80 immer DDE-Gehalte von unter 10  $\mu\text{g/g}$  aufweisen. Dagegen haben Eier mit mehr als 100  $\mu\text{g/g}$  DDE ausnahmslos starke Eischalenverdünnungen bzw. Schalenindizes von 1,42–1,57.

#### Populationskennwerte

Durchgehende Kennwerte liegen aus Baden-Württemberg ab 1965 vor, wo (neben den bayerischen Alpen) der Wanderfalken nie völlig verschwunden war. Wichtige Erfolgsparameter (Prozentsatz erfolgreiche Paare, Junge pro Revierpaar, Junge pro erfolgreicher Brut) verbesserten sich in BW erst nach dem Jahre 1975, als die DDE- / HCB-Belastungen (wie auch anderer CKW-Pestizide und PCB) infolge Anwendungsverbotes kontinuierlich zurückgingen. Von 1965 bis 1979 lag der Anteil erfolgreicher Paare immer und z.T. stark unter 50 % (HEPP et al., 1995; WEGNER, 1994a; ROCKENBAUCH, 2002; AGW-BW Jahresberichte), im Schnitt der Jahre 1965–1979 bei nur 34 %. Ab dem Jahre 1980 lag dieser wichtigste Erfolgsfaktor



**Abbildung 11:** Abhängigkeit des Schalenindex vom DDE-Gehalt der Wanderfalkeneier aus Baden-Württemberg (logarithmische Darstellung).

dagegen durchschnittlich fast doppelt so hoch bei 59 %! Die Zahl ausgeflogener Junge war im Zeitraum 1965–1977 über dreizehn Jahre stagnierend mit im Durchschnitt nur ca. 23 Jungen pro Jahr. Es ist unbestritten, dass diese Faktoren damals durch Aushorstung etc. zusätzlich beeinflusst waren. Die Nachwuchsziffern lagen von 1965 bis 1975 bei nur 0,6 ausgeflogenen Jungen pro Revierpaar. Daten vor 1965 liegen leider nicht vor (alle Angaben aus ROCKENBAUCH, 2002).

Wir wissen heute aus in NRW durchgeführten Populationsberechnungen in der Nach-DDT-Phase (und bei geringfügiger direkter Verfolgung), dass die Nachwuchsziffer 0,7 ein wichtiger Maßstab ist. Denn Nachwuchsziffern von ca. 0,7 sind gerade ausreichend, einen weiteren Rückgang zu verhindern bzw. können den Bestand unter günstigen Bedingungen stabilisieren. Wird dieser Wert jedoch unterschritten, geht der Bestand bis zum völligen Verschwinden zurück, wird er überschritten, wird Populationswachstum und Ausbreitung generiert. Heute in den ersten 15 Jahren des 21. Jahrhunderts liegt in allen deutschen Bundesländern dieser Wert bei  $\pm 1,50$ . Mit Nachwuchsziffern von 0,6 in der Schlussphase der DDT-Ausbringung in BW war das Aussterben des Wanderfalken auch dort eingeläutet. Erfreulicherweise drehte das DDT-Anwendungsverbot in Verbindung mit Einsatzbeschränkungen für andere Pestizide diese Negativspirale noch fünf Minuten vor zwölf Uhr.

In Ostdeutschland und NRW wurde die Wiederbesiedlung und der Anstieg der Populationskennwerte ab dem Zeitpunkt möglich, als die DDE- und (für Ostdeutschland) auch die Hg-Belastungen unter toxische

Schwellenwerte fielen (Abb. 1). Die für 10 bzw. 15 Jahre verschollenen Populationen Ostdeutschlands bzw. von NRW profitierten in der ab 1981 bzw. 1986 begonnenen Rückbesiedlung gleichfalls von der verbesserten Umweltsituation nach dem DDT-Verbot. Die Kennwerte stiegen dort kontinuierlich auf das Normalniveau unbelasteter Populationen.

Der ansteigende Prozentsatz erfolgreicher Paare in allen drei Regionen reflektiert zusätzlich die ständig verbesserten Schutzarbeiten der AGW-BW, des AWS e.V. und der AGW-NRW durch Bewachung, Kunsthorstbau und Horstverbesserungen. Ungestörte natürliche Populationen ohne Biozidbelastung und Schutzmanagement haben normale Ausflugeraten von 2,4–2,7 Jungen pro erfolgreicher Brut (RATCLIFFE, 1980; WEGNER, 1994a) bei Erfolgsraten von über 60 % bezogen auf alle brütenden und nicht brütenden Revierpaare. Diese Werte werden in den drei genannten Regionen jetzt regelmäßig erreicht.

## Fazit

Dem für Westdeutschland gerade noch rechtzeitig erlassenen Anwendungsverbot von CKW-Bioziden (speziell dem DDT) ist es zu danken, dass es der AGW in Baden-Württemberg und der Aktion Wanderfalken- und Uhuschutz (AWU) in Südbayern gelang, dort einen Restbestand des Wanderfalken in Deutschland zu retten. Bis zum Jahre 1987 lagen die durchschnittlichen DDE-Kontaminationen im Bereich des bestandsgefährdenden Schwellenwertes von 70–100  $\mu\text{g/g}$  mit regional deutlichen Überschreitungen.

Aus den Jahren von (1955) 1960–1970 mit sehr hohen DDT-Einsätzen liegen leider keine Analysenergebnisse vor. Es ist jedoch davon auszugehen, dass gegenüber den Anfang der 1970-er Jahre gemessenen DDE-Konzentrationen von  $\pm 100 \mu\text{g/g}$  TM in der Vordekade 1960–1970 durchschnittlich ca. 150–200  $\mu\text{g/g}$  TM erreicht oder überschritten wurden. Ohne die stufenweisen Anwendungsverbote der hier diskutierten Biozide wäre der Wanderfalke in Baden-Württemberg gleichfalls ausgestorben.

Gegenwärtig wird die Schwelle der durch DDT, andere Biozide und Quecksilberbeizmittel bedingten Reproduktionsbeeinflussung erfreulicherweise nicht nur in Baden-Württemberg, sondern in allen Regionen in Deutschland nicht mehr erreicht. Die Wirkung der Dioxine auf den Bruterfolg ist auch im Rückblick heute noch nicht abschließend zu beurteilen.

Weil sich in Eiern des Wanderfalken praktisch alle in die Umwelt gelangenden, schwer abbaubaren Chemikalien wiederfinden (SCHWARZ et al., im Druck), kann uns auch zukünftig die Analytik dieser Eier wertvolle Informationen über die Belastung unserer Umwelt geben und dadurch wie ein Frühwarnsystem für uns Menschen wirken. Gegenwärtig ist Methyl-Quecksilber der einzige Schadstoff, der noch einen signifikanten Einfluss auf Eischalendicke und -index ausübt. Besonders die Hg- und dl-PCB-Kontaminationen, aber auch chlorierte Biozide, allen voran DDE und PCB, sollten über ein fort-dauerndes Monitoring weiter kontrolliert und überwacht werden. In unserer Umwelt neu auftretende Organohalogenverbindungen (z.B. Flammschutzmittel u.a.) verlangen gleichfalls dauerhafte Aufmerksamkeit.

Trotz des weiteren Abklingens der Belastungen durch die in diesem Beitrag genannten Pestizide in Wanderfalke-Resteiern aus Baden-Württemberg seit dem Jahre 2000 wird empfohlen, dieses wertvolle biologische Material weiterhin kontinuierlich zu sammeln und einer umfassenden Analyse zuzuführen. Resteier gerade des Wanderfalke gehören zu den wichtigsten Bioindikatoren überhaupt (VON DER TRENCK, 2012). Eine Unterstützung und Förderung dieser Untersuchungen bleibt unverzichtbar, speziell im Hinblick auf ständig in unserer Umwelt auftauchende neue Substanzen und Chemikalien, deren eventuell negative Wirkungen auch auf Spitzenprädatoren erst später sichtbar werden. Schon heute angelegte Datenbanken werden in der Zukunft Rückblicke erlauben, die für eine Gefährdungs-Beurteilung entscheidend sein können. Insoweit sind die an nur noch zwei Stellen in Deutschland (Baden-Württemberg und Nordrhein-Westfalen) laufend gesammelten Proben aus Wanderfalke-Resteiern eine Garantie dafür, dass eventuell notwendig werdende Anwendungsverbote für heute neu in die Umwelt gelangende Biozide rechtzeitig ausgesprochen werden können.

## Dank

An erster Stelle gebührt Dank Friedrich Schilling, dem Gründungsmitglied der AGW in Baden-Württemberg und Begründer der Pestizidforschung beim Wanderfalke. F. Schilling hatte über Jahrzehnte und ganz besonders in der für den Wanderfalke kritischen Zeit nicht nur Resteier intensiv gesammelt, sondern auch entscheidenden Anteil am Auffinden geeigneter Analysen-Laboratorien im In- und Ausland. Das hier

vorgelegte Material ist wesentlich durch seine Aktivitäten zusammengetragen worden.

Im Jahre 1967 hat C. König (Ludwigsburg) erste Biozid-Untersuchungen am Wanderfalken in Baden-Württemberg initiiert und publiziert. Für seine Beratung und Vermittlung zu Analytik-Instituten im In- und Ausland danken wir ihm.

Besonders danken möchten wir den Instituten und Personen, welche Pestizid-Untersuchungen durchgeführt haben. Das sind das Tierhygienische Institut Freiburg, heute Chemisches und Veterinäruntersuchungsamt Freiburg (F. Baum, N. Bitomsky, B. Conrad, K. Djuchin, H. K. Englert, J. Hädrich, C. Kopp, A. Kotz, R. Malisch, U. H. Schneider) und die Landesanstalt für Umwelt, Messungen

und Naturschutz Baden-Württemberg in Karlsruhe (H. Hartwig, H.-P. Straub), sowie die Analytiker M. Olsson und T. Westermark (Stockholm, S), H. de Vos (Zeist, NL), I. Presst (Monks Wood, GB), H. Geisler (Heidelberg) und V. Hennig (Hamburg). E. und K. Hahn (Jülich) analysierten die Quecksilbergehalte ostdeutscher Mauserfedern.

Weiter ist den Wanderfalken-Beringern zu danken, die diese Auswertungen erst durch das Bergen von Resteiern ermöglicht haben. Ihre Namen an dieser Stelle aufzuzählen ist unmöglich.

Weiterhin schulden wir Dank H. Hartwig, D. Mehler und R.-D. Zimmermann für die Erstellung der Graphiken.

## Zusammenfassung

WEGNER, P., D. SCHMIDT-ROTHMUND & K. T. VON DER TRENCK (2015): Langzeit-Untersuchungen zur Belastung des Wanderfalken *Falco peregrinus* mit Umweltchemikalien in Baden-Württemberg. In: RAU, F., R. LÜHL & J. BECHT (Hrsg.): 50 Jahre Schutz von Fels und Falken. Ornithol. Jh. Bad.-Württ. 31 (Sonderband): 141–174.

Die Belastung des Wanderfalken in Baden-Württemberg mit persistenten chlororganischen Bioziden und Quecksilber wird als Langzeituntersuchung ab 1970 vorgestellt und diskutiert. Der Fokus wird auf die Phase des Populationszusammenbruches gelegt. Aus diesem Zeitraum wurden 820 Eier auf die Biozide DDE, HCB u.a. sowie PCB analysiert, sowie der Schalenindex und die Schalendicke gemessen. Quecksilber-(Hg)-Analysen von 367 Proben (Resteier, Mauser-/Nestlingsfedern, Gewebeproben) ergänzen die Untersuchung. Analysen aus den Jahren bis z.T. 2014 dienen als Referenzwerte.

Die Untersuchungsergebnisse belegen, dass der Zusammenbruch auch der baden-württembergischen Wanderfalkenpopulationen mit dem Einsatz des Insektizids DDT korreliert. Die DDE-Durchschnittskontaminationen

## Schlagwörter

Wanderfalken,  
*Falco peregrinus*,  
Baden-Württemberg,  
DDT,  
PCB,  
Dioxine,  
Quecksilber,  
Populationszusammenbruch,  
Rückbesiedlung

lagen in Baden-Württemberg (BW) in den Jahren 1970–1976 über dem toxikologisch relevanten Schwellenwert von 70–100 µg/g bei noch bis zum Jahre 1987 andauernden Einzelwertüberschreitungen von 100 µg/g in Trockenmasse. Das durchschnittliche Belastungsniveau in den 1960er Jahren muss aufgrund des DDE-Entwicklungstrends retrospektiv mit mindestens 150 µg/g angenommen werden.

Durch konsequente Schutzmaßnahmen gelang es nur in Baden-Württemberg und Südbayern, nach einem Bestandsrückgang um ca. 80 % eine Restpopulation zu stabilisieren, die sich nach dem westdeutschen DDT-Verbot (1972) und dem daraufhin erfolgten Nachlassen der CKW-Belastungen ab ca. 1980 erholte und bis heute verzehnfachte. Der Schalenindex verbesserte sich von 1,48 (1970–71) stetig auf den Normalwert von 1,80–1,88 (2000 bis heute). Hg-Kontaminationen erreichten in Baden-Württemberg im Zeitraum 1969–2003 keine akut toxischen Werte, überstiegen aber in den letzten 12 Jahren (2003–2014) im Mittel die Wirkschwelle des Methylquecksilbers von 0,12 µg/g Ei-TM (umgerechnet) für homosexuelles Paarungsverhalten und verminderten Bruterfolg bei Ibissen. In Wanderfalkeneiern aus BW liegt Hg zu ca. 80 % als Methylquecksilber vor und korreliert negativ mit Eischalendicke und -index. Dies bestätigt die Übertragbarkeit der „neuen“ niedrigeren Wirkschwelle des Methylquecksilbers vom Ibis auf andere Vogelarten einschließlich des Wanderfalkens.

Die globale Destillation durch Verflüchtigung, Ferntransport und erneute Deposition des DDE und ihre Auswirkungen auf Mitteleuropa werden kurz beschrieben. Einzelne Vergleiche mit den Bestandsentwicklungen in Ostdeutschland und Nordrhein-Westfalen werden gezogen. Die deutlich stärkere und länger andauernde DDT-Ausbringung in Ostdeutschland führte dort zum Aussterben der Art als Fels- und Baumbrüter. Darüber hinaus hatte die in der DDR ausgeübte Saatgutbeizung mit Methyl-/Phenyl-Quecksilber lokal dramatische Auswirkungen mit hoher Embryonensterblichkeit und reduzierter Eischalendicke bis zu Eiern gänzlich ohne Schalenbildung.

HCB-Kontaminationen kulminierten in BW mit max. 80 µg/g und liegen seit 1983 stabil unter 1 µg/g. Kontaminationen mit Lindan, Dieldrin, Aldrin, Endrin bewegten sich auf beständig unkritischem Niveau. Das Insektizid cis-HCEP erreichte nur im Jahre 1974 kritische Werte. Die PCB-Belastungen weisen einen abnehmenden Trend auf. Rezente Belastungen mit dioxinartig wirkenden PCB (dl-PCB) geben immer noch Anlass zur Sorge. Die Populationskennwerte verbesserten sich in BW erst nach

1976 durch Rückgang der DDE-/HCB- (auch PCB-)Belastungen infolge Anwendungsverbotes. In Ostdeutschland und Nordrhein-Westfalen wurde die Rückbesiedlung und der Anstieg dieser Erfolgsfaktoren erst zu dem Zeitpunkt möglich, als die DDE- und (für Ostdeutschland) Hg-Belastungen unter akut toxische Werte fielen.

## Abstract

WEGNER, P., D. SCHMIDT-ROTHMUND & K. T. VON DER TRECK (2015): Long-term survey of environmental chemical exposure of Peregrine Falcons *Falco peregrinus* in Baden-Württemberg. In: RAU, F., R. LÜHL & J. BECHT (eds.): 50 Jahre Schutz von Fels und Falken. Ornithol. Jh. Bad.-Württ. 31 (special issue): 141–174.

*The contamination of breeding Peregrine Falcons from Baden-Württemberg (BW) with persistent organochlorine biocides and mercury (Hg) has been investigated since 1970. The focus of intention was on the period of the population collapse. A total of 820 unhatched eggs were analysed for the biocides DDE, HCB, cis-HCEP, PCB, dioxins, etc., and for shell index, and shell thickness. Hg-analyses from 367 samples (unhatched eggs, moulted and nestling feathers, tissue samples) complement the investigation. The results confirm that the collapse of the Baden-Württemberg Peregrine population is correlated with the application of DDT. The mean DDE values in BW over the years 1970–1976 were above the relevant threshold values of 70–100 µg/g (all concentrations refer to the dry sample mass), with single analyses showing values above 100 µg/g until as late as 1987. The mean contamination levels in the 1960s can be retrospectively assumed to have risen to at least above 150 µg/g. With the help of thorough conservation measures it was possible, after a population decline of about 80 %, to stabilize the remnant population in BW and Southern Bavaria. Following the DDT ban in 1972 and the resulting decline in environmental biocide contamination, this German core population has been able to recover since about 1980 and has since increased tenfold. The shell index improved steadily from 1.48 (1970–71) to a normal value of 1.80–1.88. Hg contamination in BW remained below acute toxicity levels over the period 1969–2002 but for the past*

## Keywords

*Peregrine Falcon, Falco peregrinus, Baden-Württemberg, DDT, PCB, dioxins, mercury, population collapse, recovery*

*decade has exceeded the new threshold for male homosexual courtship behaviour and decreased breeding success in ibises and correlates negatively with shell thickness in Peregrine Falcons.*

*The global distillation of DDE from distant application areas and its cold trap condensation is briefly described. Some comparisons to the population development in eastern Germany and North Rhine-Westphalia were made. The significantly more intense application of DDT in eastern Germany, continuing until at least 1985, led to the extinction of the Peregrine Falcon, of both the cliff- and tree-nesting populations. In addition, the employment of methyl/phenyl-Hg as seed treatments in the GDR had dramatic local toxic effects on embryo survival and shell thickness. HCB contamination levels in BW peaked at a maximum of 80 µg/g and have been stable at < 1 µg/g since 1983. Contamination levels of Lindane, Dieldrin, Aldrin, Endrin remained constant at uncritical levels. The insecticide cis-HCEP reached a critical level only in the year 1974. PCB values are showing a downward trend. The actual dl-PCB levels give still cause for concern. Population parameters did not improve in BW until 1976, after DDE and HCB contamination levels had started to decrease as a result of the bans on use. In East Germany and North Rhine-Westphalia, the documented recolonization and increases in breeding success parameters were only possible after the DDE levels (and in East Germany additionally the Hg levels) had fallen to below toxic threshold levels.*

## Literatur

- ALBERS, P. H., M. T. KOTERBA, R. ROSSMANN, W. A. LINK, J. B. FRENCH, R. S. BENNETT & W. C. BAUER (2007): Effects of methyl mercury on reproduction in American kestrels. *Environ. Toxicol. Chem.* 26(9): 1856–1866.
- ARBEITSGEMEINSCHAFT WANDERFALKENSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (AGW-BW): Jahresberichte. <http://www.agw-bw.de/veroeffentlichungen/jahresberichte/>, 10.9.2015.
- ARBEITSGEMEINSCHAFT WANDERFALKENSCHUTZ NORDRHEIN-WESTFALEN (AGW-NRW, 2013): 25 Jahre Arbeitsgemeinschaft Wanderfalkenschutz AGW Nordrhein-Westfalen. Jahrbuch.
- BALLSCHMITER, K. & M. ZELL (1980): Analysis of polychlorinated biphenyls (PCB) by glass capillary gaschromatography. *Fresenius Z. Anal. Chem.* 302: 20–31.
- BAUM, F. (1981): Chlorierte Kohlenwasserstoffe in wildlebenden Tieren und Nahrungsnetzen: Vorkommen, Bedeutung und Nachweis. *Ökol. Vögel* 3: 65–71.
- BAUM, F. & B. CONRAD (1978): Greifvögel als Indikatoren für Veränderungen der Umweltbelastung durch chlorierte Kohlenwasserstoffe. *Tierärztl. Umschau* 33 (12): 661–662.
- BAUM, F. & J. HÄDRICH (1995): CKW- und PCB-Kontamination. Rückstände von

- Chlorkohlenwasserstoff-Pestiziden und polychlorierten Biphenylen in Eiern wildlebender Vögel, insbesondere südwestdeutscher Wanderfalken. In: HEPP, K., F. SCHILLING & P. WEGNER (Hrsg.): Schutz dem Wanderfalken – 30 Jahre Arbeitsgemeinschaft Wanderfalkenschutz (AGW). Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege. Bad.-Württ. 82, Karlsruhe: 351–373.
- BECKER, P. H., W. TERNES & H. A. RÜSSEL (1985): Schadstoffe in Gelegen von Brutvögeln der deutschen Nordseeküste. II. Quecksilber. J. Ornithol. 126: 253–262.
- BECKER, P. H., S. SCHUHMAN & C. KOEPFF (1993): Hatching failure in Common Terns (*Sterna hirundo*) in relation to environmental chemicals. Environ. Pollut. 79: 209–213.
- BEDNAREK, W., W. HAUSDORF, U. JÖRISSEN, E. SCHULTE & H. WEGENER (1975): Über die Auswirkung der chemischen Umweltbelastung auf Greifvögel in zwei Probeflächen Westfalens. J. Ornithol. 116: 181–194.
- BURNHAM, W. A., J. H. ENDERSON & T. J. BOARDMAN (1984): Variation in Peregrine Falcon eggs. The Auk 101: 578–583.
- CADE, T. J., J. H. ENDERSON, C. G. THELANDER & C. M. WHITE (1988): Peregrine Falcon populations – Their management and recovery. The Peregrine Fund. Boise, Idaho.
- CARSON, R. (1962): Silent Spring. Hamish Hamilton, London.
- CEC (1997): Continental pollution pathways. An agenda for cooperation to address long-range transport of air pollution in North America. Commission for Environmental Cooperation, Montreal (Quebec), Canada.
- CONRAD, B. (1977): Die Giftbelastung der Vogelpopulation Deutschlands. Kilda-Verlag. Greven.
- DEMANDT, C. (1950): Gibt es Alterssterilität bei Vögeln? Vogelwelt 71: 163.
- DEMANDT, C. (1955): Wanderfalkendämmerung? Orn. Mitt. 1: 5–6.
- DENKER, E., A. BÜTHE, H. KNÜWER, T. LANGGEMACH, P. LEPOM & I. RÜHLING (2001): Vergleich der Schadstoffbelastung in Eiern des Sperbers (*Accipiter nisus*) aus Brandenburg und Nordrhein-Westfalen, Deutschland. J. Ornithol. 142: 49–62.
- ELLIOTT, J. E., L. K. WILSON, C. J. HENNY, S. F. TRUDEAU, F. A. LEIGHTON, S. W. KENNEDY & K. M. CHENG (2001): Assessment of biological effects of chlorinated hydrocarbons in osprey chicks. Environ. Toxicol. Chem. 20: 866–897.
- FIMREITE, N. (1971): Effects of dietary methylmercury on Ring-necked Pheasants with special reference to reproduction. Can. Wildl. Serv. Occas. Pap. 9: 1–39.
- FIMREITE, N. (1979): Accumulations and effects of mercury on birds. In: NRIAGU, J. O. (Hrsg.): The biochemistry of mercury in the environment. Amsterdam: 601–627.
- FISCHER, W. (1968): Der Wanderfalk. Die Neue Brehm-Bücherei, Ziemsen-Verlag, Wittenberg-Lutherstadt.
- FREDERICK, P. & N. JAYASENA (2010): Altered pairing behaviour and reproductive success in white ibises exposed to environmentally relevant concentrations of methylmercury. Proceedings of the Royal Society B. 282: 1851–1857.
- FÜRST, P. (2006): Dioxins, polychlorinated biphenyls and other organohalogen compounds in human milk. Mo. Nutr. Food Res. 50: 922–933.
- GEDEON, K. & G. OEHME (1993): Die Schalendicke von Sperbereiern aus dem Erzgebirge und dessen Vorland in den Jahren 1979–1990. Beitr. Vogelkd. 39: 137–145.
- HAHN, E., K. HAHN & G. KLEINSTÄUBER (1993): Quecksilbergehalte in Wanderfalkenfedern

- aus Ostdeutschland. Greifvögel und Falkne-  
rei 1992: 87–93.
- HARTNER, L. (1977): Der Einfluss von DDT und  
seinen Metaboliten sowie von PCB auf die  
Schalenqualität der japanischen Wachtel  
(*Coturnix c. japonica*). Dissertation, Univer-  
sität Hohenheim.
- HARTWIG, H. (2004): Belastung von Eiern des  
Wanderfalken mit Organochlorverbindun-  
gen – Regionenspezifische Auswertung  
für Baden-Württemberg. Diplomarbeit,  
Fachhochschule Bingen, Fachbereich 1,  
Studiengang Umweltschutz, Bingen (un-  
veröffentlicht).
- HEIDMANN, W. A., A. BÜTHE, B. PETERAT &  
H. KNÜWER (1987): Zur Frage des Einflusses  
chemischer Rückstände auf das Sterben von  
Austernfischern (*Haematopus ostralegus*)  
an der niedersächsischen Küste im Winter  
1986/87. Vogelwarte 34: 73–79.
- HEINISCH, E. (1992): Umweltbelastung in Ost-  
deutschland. Darmstadt.
- HELANDER, B., A. OLSSON, A. BIGNERT, L. ASP-  
LUND & K. LITZÉN (2002): The Role of DDT,  
PCB, Coplanar PCB and Eggshell Parameters  
for Reproduction in the White-tailed Sea Ea-  
gle (*Haliaeetus albicilla*) in Sweden. Ambio  
31: 386–403.
- HENNIG, V. (1993): Elementaranalysen von  
Korkraben- (*Corvus corax*) und Wander-  
falkenfedern (*Falco p. peregrinus*) – Mög-  
lichkeit und Grenzen der Bioindikation.  
Institut für Physik, Hohenheim u. Institut für  
Verhaltensphysiologie, Tübingen.
- HENNY, C. J., V. M. GALUSHIN, P. I. DUDIN, A. V.  
KHRUSTOV, A. L. MISCHENKO, V. N. MOSEIKIN,  
V. S. SARYCHEV & V. G. TURCHIN (1998): Orga-  
nochlorine pesticides, PCBs and mercury in  
hawk, falcon, eagle and owl eggs from the  
Lipetsk, Voronezh, Nowgorod and Saratov  
regions, Russia, 1992–1993. J. Raptor Res.  
32(2): 143–150.
- HEPP, K., F. SCHILLING & P. WEGNER (1995):  
Schutz dem Wanderfalken – 30 Jahre  
Arbeitsgemeinschaft Wanderfalkenschutz  
(AGW). Beih. Veröff. Naturschutz Landsch-  
pflege. Bad.-Württ. 82, Karlsruhe.
- HICKEY, J. (1969): Peregrine Falcon populations  
– Their biology and decline. Univ. Wisconsin  
Press, Madison & London.
- HÖLKER, M. (2002): Beiträge zur Ökologie der  
Wiesenweihe *Circus pygargus* in der Feld-  
landschaft der Hellwegbörde / Nordrhein-  
Westfalen. Orn. Anz. 41: 201–206.
- HOFER, R., R. LACKNER, J. KARGL, B. THALER,  
D. TAIT, L. BONETTI, R. VISTOCCO & G. FLAM  
(2001): Organochlorine and metal accumu-  
lation in fish (*Phoxinus phoxinus*) along a  
north-south transect in the Alps. Water, air  
& soil pollution 125: 189–200.
- HULPKE, H. (1981): Produktion und Ausbrin-  
gung von Pflanzenschutz- und Schädlings-  
bekämpfungsmitteln in der Bundesrepublik  
Deutschland seit dem zweiten Weltkrieg  
unter besonderer Berücksichtigung der  
chlorierten Kohlenwasserstoffe. Ökol. Vögel  
3: 43–53.
- JENNING, W. (1968): Gefährdung der Vogelwelt  
durch Quecksilber. Vogelwelt 5: 161–168.
- KENNTNER, N. (2002): Chlororganische Pestizi-  
de, polychlorierte Biphenyle und potentiell  
toxische Schwermetalle in Organproben  
von Seeadlern und Habichten. Inaugural-  
Dissertation, Freie Universität Berlin.
- KIRMSE, W. (2001): Wiedereinbürgerung baum-  
brütender Wanderfalken (*Falco peregrinus*)  
in Mitteleuropa. Z. Jagdwiss. 47: 165–177.
- KIRMSE, W. & G. KLEINSTÄUBER (1977): Die  
Kalkulation der Populationsentwicklung  
von Wildtierarten, dargestellt am Beispiel  
felsbrütender Wanderfalken (*Falco p. pe-  
regrinus* Gmelin) in der DDR. Mitt. Zool.  
Mus. Berlin, 53. Suppl. 1977 (Anz. Orn. 1):  
137–148.

- KLEINSTÄUBER, G. (1987): Populationsökologische Zusammenhänge bei Erlöschen und beginnendem Neuaufbau des Wanderfalken-Brutbestandes (*Falco peregrinus* Tunstall) im Mittelgebirgsareal der DDR. Populationsökol. Greifvogel- u. Eulenarten 1: 11–128.
- KLEINSTÄUBER, G. (1991): Die aktuelle Situation des Wanderfalkenbestandes (*Falco peregrinus*) in den ostdeutschen Ländern – Reproduktion, Belastungen, Perspektive. Populationsökol. Greifvogel- u. Eulenarten 2: 343–358.
- KLEINSTÄUBER, K. (1963): Bestandskontrolle und Horstsicherungsmaßnahmen für unsere Felsen-Wanderfalken (Stand 1962). Falke (Ausg. A) 10: 44–46.
- KLEINSTÄUBER, K. & H. SCHRÖDER (1963): Der Wanderfalke ist in Gefahr! Denkschrift der Arbeitsgemeinschaft für Jagd- und Wildforschung, Merkblatt Nr. 18; D. Ak. d. Landwirtschaftswissenschaften zu Berlin.
- KÖNIG, C. (1967): Pestizide auch in Eiern süd-deutscher Wanderfalken. Ber. Dt. Sektion intern. Rat f. Vogelschutz 7: 46.
- KÖNIG, C. & F. SCHILLING (1970): Beeinflussen Pestizide die Populationsentwicklung des Wanderfalken (*Falco peregrinus*) in Baden-Württemberg? Vogelwelt 91: 170–176.
- LARSSON, P., O. BERGLUND, C. BACKE, G. BREMLE, A. EKLÖV, C. JÄRNMARK & A. PERSSON (1995): DDT – Fate in tropical and temperate regions. Naturwissenschaften 82: 559–561.
- LINDBERG, P., T. ODSJÖ & L. REUTERGARDH (1983): Residue levels of organochlorines and mercury in eggs of Peregrine Falcons *Falco peregrinus* Tunst. in Fennoscandia in relation to breeding success. Dissertation, Universität Göteborg.
- MALISCH, R. & F. BAUM (2007): PCDD/Fs, dioxin-like PCBs in eggs of peregrine falcons from Germany. Chemosphere 67(9): 1–15.
- MEBS, T. (1960): Probleme der Fortpflanzungsbiologie und Bestandserhaltung bei deutschen Wanderfalken (*Falco peregrinus*). Vogelwelt 81: 47–56.
- MEYBURG, B.-U. & R. D. CHANCELLOR (1989): Raptors in the Modern World. WWGBP. Berlin, London & Paris.
- MEYBURG, B.-U. & R. D. CHANCELLOR (1994): Raptor Conservation Today. WWGBP & The Pica Press. Berlin & Mountfield.
- MUTSCHLER, E. (1996): Arzneimittelwirkungen. 7. Aufl. Wissenschaftl. Verlagsgesellschaft, Stuttgart.
- NEWTON, I. (1986): The Sparrowhawk. Poyser, Calton.
- NEWTON, I., I. WYLLIE & A. ASHER (1993): Long-term trends in organochlorine and mercury residues in some predatory birds in Britain. Environ. Poll. 79: 143–151.
- NISBETH, I. C. T. (1988): The relative importance of DDE and dieldrin in the decline of Peregrine Falcon populations. In: CADE et al. (1988): Peregrine Falcon populations – Their management and recovery. The Peregrine Fund. Boise, Idaho: 351–375.
- OEHME, G. (1981): Zur Quecksilberrückstandsbelastung tot aufgefundenener Seeadler, *Haliaeetus albicilla*, in den Jahren 1967–1978. Hercynia N. F., Leipzig, 18 (4): 353–364.
- OEHME, G. (1987): Zum Phänomen der Eidünn-schaligkeit allgemein sowie am Beispiel des Seeadlers, *Haliaeetus albicilla* (L.), in der DDR. Populationsökol. Greifvogel- u. Eulenarten 1: 159–170.
- OEHME, G. (1998): Development and reproductivity of the White-tailed Eagle population in East Germany in relation to the DDT resp. DDE contamination. Vortrag „International Sea Eagle Workshop“ (22.11.1998), Stolpe, Schleswig-Holstein.

- OEHME, G. (2003): On the toxic level of mercury in the eggs of *Haliaeetus*. In: HELANDER, B., M. MARQUISS & W. BOWERMAN (Hrsg.): Sea eagle 2000. Proc. Int. Conf. at Björkö, Sweden. Dryckeri, Stockholm, 45: 247–256.
- OEHME, G. & O. MANOWSKY (1991): Entwicklung und Reproduktion des Seeadlerbestandes im ehemaligen Bezirk Frankfurt/O. unter besonderer Berücksichtigung der Schorfheide. Populationsökol. Greifvogel- u. Eulenarten 2: 167–182.
- PEAKALL, D. B. (1967): Pesticide-induced enzyme breakdown of steroids in birds. Nature 216: 505–506.
- Peakall, D. B. (1969): Effects of DDT on calcium uptake and vitamin D metabolism in birds. Nature 224: 1219–1220.
- PEAKALL, D. B., T. J. CADE, C. M. WHITE & J. R. HAUGH (1975): Organochlorine residues in Alaskan peregrines. Pesticides Mont. J. 8: 255–260.
- PEAKALL, D. B. & L. F. KIFF (1988): DDE-contamination in peregrines and American kestrels and its effect on reproduction. In: CADE, T. J., J. H. ENDERSON, C. G. THELANDER & C. M. WHITE (Hrsg.): Peregrine Falcon populations – Their management and recovery. The Peregrine Fund. Boise, Idaho: 337–350.
- PRESTT, I. (1965): An enquiry into recent breeding status on some of smaller birds of prey and crows in Britain. Bird Study 12: 196–221.
- PRINZINGER, G. & R. PRINZINGER (1980): Pestizide und Brutbiologie der Vögel. Kilda-Verlag. Greven.
- RATCLIFFE, D. (1958): Broken eggs in Peregrine eyries. Brit. Birds 51: 23–26.
- RATCLIFFE, D. (1967): Decrease in eggshell weight in certain birds of prey. Nature 215: 208–210.
- RATCLIFFE, D. (1970): Changes attributable to pesticides in eggbreakage frequency and eggshell thickness in some British birds. J. Appl. Ecol. 7: 67–115.
- RATCLIFFE, D. (1980): The Peregrine Falcon. Poyser, Calton.
- RISEBROUGH, R. W. (1989): Toxic chemicals and birds of prey: Discussions at Eilat in 1987. In: MEYBURG, B.-U. & R. D. CHANCELLOR (Hrsg.): Raptors in the Modern World. WWGBP. Berlin, London & Paris: 515–525.
- RISEBROUGH, R.W. (1994): Toxic chemicals and birds of prey: Discussions in Berlin in 1992. In: MEYBURG, B.-U. & R. D. CHANCELLOR (Hrsg.): Raptor Conservation Today. WWGBP & The Pica Press. Berlin & Mountfield: 685–692.
- ROCKENBAUCH, D. (1998): Der Wanderfalke in Deutschland und umliegenden Gebieten. Band 1. Verlag C. Hölzinger, Ludwigsburg.
- ROCKENBAUCH, D. (2002): Der Wanderfalke in Deutschland und umliegenden Gebieten. Band 2. Verlag C. Hölzinger, Ludwigsburg.
- SCHEUHAMMER, A. M. (1987): The chronic toxicity of aluminium, cadmium, mercury and lead in birds: a review. Environ. Poll. 46: 263–295.
- SCHILLING, F. (1981): Die Pestizidbelastung des Wanderfalken in Baden-Württemberg und ihre Rückwirkung auf die Populationsdynamik. In: Ellenberg (1981): Ökol. Vögel 3: 261–275.
- SCHILLING, F. & C. KÖNIG (1980): Die Biozidbelastung des Wanderfalken in Baden-Württemberg und ihre Auswirkung auf die Populationsentwicklung. J. Ornithol. 121: 1–35.
- SCHILLING, F. & D. ROCKENBAUCH (1985): Der Wanderfalke in Baden-Württemberg – gerettet! 20 Jahre Arbeitsgemeinschaft Wanderfalkenschutz (AGW). Beih. Veröff.

- Naturschutz Landsch.-Pflege. Bad.-Württ. 46, Karlsruhe.
- SCHILLING, F. & P. WEGNER (2001): Der Wanderfalke in der DDT-Ära. Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart.
- SCHRÖDER, W. & G. SCHMIDT (2003): Medienübergreifende Umweltbeobachtung in Baden-Württemberg. Ergebnisse eines Modellprojektes. In: LFU KARLSRUHE (Hrsg.): Medienübergreifende Umweltbeobachtung – Stand und Perspektiven. Tagungsband zur Tagung im Schlosshotel Karlsruhe am 18.6.2003: 39–60.
- SCHWARZ, S. (2010): Studien zur Schalendicke von Eiern des Wanderfalke *Falco peregrinus* in Baden-Württemberg mit Bezug zur Belastung durch Organohalogenverbindungen und Quecksilber. Bachelorarbeit der Fakultät für Biologie der Eberhard Karls Universität Tübingen, vorgelegt Juli 2010 (unveröffentlicht).
- SCHWARZ S., A. RACKSTRAW, P. BEHNISCH, A. BROUWER, H.-R. KÖHLER, A. KOTZ, T. KUBALLA, R. MALISCH, F. NEUGEBAUER, F. SCHILLING, D. SCHMIDT, K. T. VON DER TRENCK (im Druck): Peregrine Falcon egg pollutants mirror Stockholm POPs-list including methylmercury. Toxicological & Environmental Chemistry (T & EC).
- STOEWSAND, G. S., J. L. ANDERSON, W. H. GUTENMANN, C. A. BACHE & D. J. LISK (1971): Eggshell thinning in Japanese Quail fed Mercury chloride. *Science* 173: 1030–1031.
- STOEWSAND, G. S., J. L. ANDERSON, W. H. GUTENMANN & D. J. LISK (1978): Influence of Dietary Calcium, Selenium, and Methylmercury on Eggshell Thickness in Japanese Quail. *Bull. Envir. Contam. Toxicol.* 20: 135–142.
- THOMPSON, D.R. (1996): Mercury in birds and terrestrial mammals. In: NELSON-BEYER, W., G.H. HEINZ & A.W. REDMON-NORWOOD (Hrsg.): Environmental contaminants in wildlife. SETAC Spec. Public. Ser., Lewis Publ. Boca Raton, New York, Tokyo: 341–356.
- THYEN, S. & P. H. BECKER (2000): Aktuelle Ergebnisse des Schadstoffmonitorings mit Küstenvögeln im Wattenmeer. *Vogelwelt* 121: 281–291.
- VON DER TRENCK, K. T. (2012): Warndienst Wanderfalke – Vogelei spiegeln langlebige Umwelt-Gifte. Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe. <http://www.fachdokumente.lubw.baden-wuerttemberg.de/content/101766/U52-M341-N11.pdf>, 16.9.2015.
- VON DER TRENCK, K. T., F. BAUM, H. HARTWIG, R. MALISCH, F. SCHILLING, H.-P. STRAUB & R.-D. ZIMMERMANN (2006): Organochlorverbindungen in den Eiern von Wanderfalke und anderen wild lebenden Vogelarten in Baden-Württemberg – Gegenwärtige Belastungssituation und zeitlicher Trend. *UWSF – Z. Umweltchem. Ökotox.* 18 (4): 228–241.
- VOS, J. G. & J. H. KOEMAN (1970): Comparative toxicologic study with polychlorinated biphenyls in chickens with special reference to porphyria, edema formation, liver necrosis, and tissue residues. *Toxic. Appl. Pharmac.* 17: 656–668.
- WANIA, F. (2004): Schadstoffe ohne Grenzen – Ferntransport persistenter organischer Umweltchemikalien in die Kälteregeonen der Erde. *GAIA* 13(3): 176–185.
- WEBER, M., W. FIEBER & M. STUBBE (1996): Das Greifvogelei als Umweltindikator – erste Ergebnisse aus Sachsen-Anhalt. *Populationsökol. Greifvogel- u. Eulenarten* 3: 55–74.
- WEBER, M., K. GEDEON, & H. MEYER (1997): Zur Schadstoffbelastung des Sperbers (*Accipiter nisus*) im Erzgebirge. *Mitt. Ver. Sächs. Orn.* 8: 95–104.
- WEBER, M., W. FIEBER & M. STUBBE (1998): Persistente chlororganische Verbindungen, Quecksilber und radio-aktive Nuklide in Eiern von Rotmilanen (*Milvus milvus*) aus Sachsen-Anhalt. *J. Ornithol.* 139: 141–147.

- WEBER, M., D. SCHMIDT & J. HÄDRICH (2003): Chlororganische Rückstände in Eiern des Fischadlers (*Pandion haliaetus*) aus Deutschland. J. Ornithol. 144: 45–58.
- WEGNER, P. (1989): Altes und Neues vom Wanderfalken (*Falco peregrinus*) im Rheinland. Charadrius 25: 70–84.
- WEGNER, P. (1994a): Population ecology of Peregrine Falcons (*Falco peregrinus*) in Baden-Württemberg, 1965–1991. In: MEYBURG et al. (1994): Raptor conservation today. WWGBP / The Pica Press: 11–218.
- WEGNER, P. (1994b): Die Wiederkehr des Wanderfalken (*Falco peregrinus*) in Nordrhein-Westfalen. Charadrius 30: 2–14.
- WEGNER, P. (2000): Die Biozidbelastung von Eiern des Wanderfalken (*Falco peregrinus*) aus Nordrhein-Westfalen und dem nördlichen Rheinland-Pfalz im Vergleich zu anderen Bundesländern. Charadrius 36: 113–125.
- WEGNER, P., G. KLEINSTÄUBER, F. BAUM & F. SCHILLING (2005): Long-term investigation of the degree of exposure of German peregrine falcons (*Falco peregrinus*) to damaging chemicals from the environment. J. Ornithol. 146: 34–54.
- WIDMARK, G., G. WESTÖÖ & E. ERIKSON (1967): The Mercury problem. Acta Oecolog. Scand. 9: 1–50.
- WIEMEYER, S. N., C. M. BUNCK & A. J. KRYNITSKY (1988): Organochlorine pesticides, polychlorinated biphenyls, and mercury in osprey eggs 1970–79 and their relationships to shell thinning and productivity. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 17: 767–787.