

DIE VOGELWARTE

Band 35

Heft 1

Juni 1989

Die Vogelwarte 35, 1989: 1-10

Aus dem Institut für Vogelforschung „Vogelwarte Helgoland“, Wilhelmshaven

Chlororganische Verbindungen und Schwermetalle in weiblichen Silbermöwen (*Larus argentatus*) und ihren Eiern mit bekannter Legefolge

Von Peter H. Becker, Bernd Conrad und Hans Sperveslage

1. Einleitung

Vogeleier haben bei der Entdeckung und Beurteilung der Belastung unserer Umwelt mit toxischen Chemikalien und deren Auswirkungen schon lange eine besondere Rolle gespielt. Zunächst wurden vor allem übriggebliebene Eier, die z. B. nicht befruchtet oder in denen die Embryonen abgestorben waren, auf Pestizidrückstände analysiert. Dabei wurde beispielsweise beim Wanderfalken (*Falco peregrinus*) das Phänomen der Eischalenverdünnung infolge hoher Belastung mit dem Schädlingsbekämpfungsmittel DDT entdeckt (RATCLIFFE 1958, 1970).

Bei umfangreicheren Untersuchungen zur Belastung einzelner Vogelarten wurden auch komplette Gelege analysiert. Hierbei zeigte sich, daß alle Eier eines Geleges mehr oder weniger gleichmäßig kontaminiert sind. Die Unterschiede in den Rückstandsgehalten der Eier desselben Geleges sind weitgehend vernachlässigbar im Vergleich zu Unterschieden zwischen verschiedenen Gelegen (z. B. CONRAD 1977; NEWTON & BOGAN 1978). Daher werden heute z. B. bei Langzeituntersuchungen in der Regel zufällig ausgewählte einzelne Eier aus verschiedenen Gelegen für Analysezwecke gesammelt (z. B. PEARCE et al. 1979, NERC 1983, MINEAU et al. 1984, BECKER et al. 1985 a, b). Inzwischen gibt es jedoch einige neuere Arbeiten, die gesetzmäßige Unterschiede in der Schadstoffkontamination zwischen den Eiern eines Geleges aufzeigen, doch sind die Ergebnisse z. T. widersprüchlich (Möwen: MINEAU 1982, KARLIN et al. 1985, JOHANSEN 1978; Flußseeschwalbe *Sterna hirundo*: NISBET 1982, CUSTER et al. 1983; Taucher: LUKOWSKI 1978, ALBERTO & NADAL 1981). Wir sind deshalb bei der Silbermöwe der Frage nachgegangen, ob es bei Eiern eines Geleges mit bekannter Legefolge Gesetzmäßigkeiten in der Belastung mit Schadstoffen gibt. Über die bei oben genannten Arbeiten untersuchten chlororganischen Verbindungen hinaus beziehen wir Schwermetalle in unsere Analysen ein und vergleichen die Kontamination des ♀ mit der seines Geleges.

2. Material und Methode

Probengewinnung

Das Material wurde in den Jahren 1979 und 1980 in der Silbermöwen-Kolonie der Insel Mellum im Niedersächsischen Wattenmeer gesammelt, wo ca. 10 500 Paare zur Brut schritten (BECKER & NAGEL 1983). Von Beginn der Brutzeit an wurden mehrere Gelege ausgewählt, täglich kontrolliert und die Eier in der Reihenfolge der Ablage markiert (1. Ei = A-Ei, 2. Ei = B-Ei, 3. Ei = C-Ei). Nachdem das Gelege vollständig war, wurde es entnommen und durch künstliche Eier ersetzt. 1979 konnte bei zwei Brutpaaren durch sofortige Entnahme jedes gelegten Eies die Ablage eines vierten Eies bewirkt werden. Die Eier wurden ausgeblasen und der Inhalt in Glasflaschen tiefgefroren.

Nach dem Austausch der Gelege wurden die Paarpartner am Nest gefangen. Von jedem Vogel wurden Schnabellänge, Schnabelhöhe und Flügelänge gemessen. Der zuerst gefangene Vogel wurde meist solange festgehalten, bis der Partner ebenfalls gefangen war. Der kleinere Vogel innerhalb eines Paares ist fast stets das ♀ (GOETHE 1937, TINBERGEN 1953, PIEROTTI 1981). Die ♀ wurden eingeschläfert (Chloroform) und in Aluminiumfolie tiefgefroren.

1979 wurden 11 ♀ und ihre Eier gesammelt sowie ein Gelege ohne ♀, 1980 12 ♀ mit Eiern. Leber, Ovar und Körperfett der weiblichen Tiere sowie die Eier wurden im Staatlichen Veterinäruntersuchungsamt in Oldenburg chemisch untersucht.

Analysemethoden

Chlorkohlenwasserstoffe

Erste Aufreinigung (clean up): Die homogenisierten Lebern bzw. Eier wurden mit Seesand verrieben und eine Stunde bei 103 °C im Trockenschrank getrocknet. Fettgewebe bzw. Ovar wurden mit Natriumsulfat (wasserfrei) und Seesand verrieben. Das Fett wurde bei allen Proben mit der Soxhlet-Apparatur isoliert. Die Trennung Fett/Chlorkohlenwasserstoffe erfolgte über Säulenchromatographie mit Florisil (STIJVE & CARDINALE 1974).

Gaschromatographie: Für die Bestimmung der Chlorkohlenwasserstoffe wurden zwei Gaschromatographen (SIEMENS; L 350, L 300) eingesetzt. Beide Geräte waren mit einem Ni-63-Elektronen-Einfang-Detektor (E CD) ausgerüstet. Als stationäre Phasen wurden verwendet: Säule 1: 2% XE 60 auf Chromosorb W-HP 80-100 mesh; Säule 2: 3% QF-1 auf Chromosorb W-HP 80-100 mesh.

Nachweisgrenzen: Die Nachweis- bzw. unteren Bestimmungsgrenzen betragen für die untersuchten Chlorkohlenwasserstoffe (jeweils in mg/kg bezogen auf den Fettgehalt bei 1 g Einwaage): HCB 0,001 bzw. 0,005; γ -HCH 0,002 bzw. 0,01; Heptachlor 0,002 bzw. 0,01; Heptachlorepoxyd 0,002 bzw. 0,01; Aldrin 0,003 bzw. 0,015; Dieldrin 0,003 bzw. 0,015; p,p'-DDE 0,005 bzw. 0,025; p,p'-DDD 0,010 bzw. 0,05; p,p'-DDT 0,010 bzw. 0,05; PCB 0,020 bzw. 0,10.

Wiederauffindungsraten: Die Wiederauffindungsraten nach Aufbereitungsmethode STIJVE (s. o.) betragen für Säule 1 93-100% (Dieldrin 87%) und für Säule 2 91-100%.

Blei-, Cadmium- und Quecksilbermessung mittels Atomabsorptionsspektrometrie (AAS) in Leber und Eiern

Aufschluß: Eiinhalt bzw. Leber wurden in einem Becherglas homogenisiert. Vom Homogenisat wurden ca. 2 g in ein Druckaufschlußgefäß (Autoklav 3) gegeben und mit 3,5 ml 65%iger Salpetersäure versetzt und dreißig Minuten bei 140-150 °C unter Druck aufgeschlossen. Der Druckaufschluß wurde mit bidestilliertem Wasser in einen 20-ml-Kolben überführt und auf Volumen aufgefüllt.

AAS: Die Blei- und Cadmiumbestimmung erfolgte mit Hilfe des „Atomic Absorption Spectralphotometer 400“ der Firma PERKIN-ELMER mit Graphitrohrküvette und Dosiersystem bei 283,3 nm für Blei und 222,8 nm für Cadmium. Die Auswertung erfolgte über eine Eichgerade unter Berücksichtigung der Säureblindwerte. Linearität war bei Pb von 0,01-0,15 mg/kg und bei Cd von 0,001-0,01 mg/kg gegeben. Die Quecksilberbestimmung wurde im Staatl. Veterinäruntersuchungsamt für Fische und Fischwaren Cuxhaven durch Kaltdampf - AAS nach KRUSE (1979) aufbauend auf HATCH & OTT (1969) durchgeführt. Ei (ohne Schale)/Leber - homogenisieren - 500 mg des Homogenisats - HNO₃, HClO₃, HClO₄, Reagenzglas mit Kapillarstopfen 150 °C - Aufschluß für Hg-Bestimmung - Reduktion mit SnCl₂/Hydroxylamin-Kaltdampf - AAS. Es handelt sich um einen halboffenen Aufschluß in einem Schliffreagenzglas. Als Heizquelle wurde ein Al-Block verwendet. Die untere Bestimmungsgrenze betrug 20 ng Hg absolut, entsprechend einem Gehalt von 40 µg/kg (40 ppb) bei 500 mg Einwaage.

Die statistischen Analysen richten sich nach SACHS (1978). Die Signifikanzgrenze ist $p \leq 0,05$ (zweiseitig).

3. Ergebnisse

Chlorierte Kohlenwasserstoffe und Schwermetalle in Eiern

In allen untersuchten Eiern ließen sich Rückstände der neun geprüften Pestizide, der PCB sowie der Schwermetalle (mit Ausnahme von Cadmium) nachweisen. Die Eier waren dabei am stärksten mit DDT und seinen Metaboliten sowie mit PCB kontaminiert (Tab. 1, 2).

I 90926
O.O. LANDESMUSEUM
BIBLIOTHEK
Nov. Nr. 1432/1989

Zwischen den einzelnen Eiern traten z.T. beachtliche Unterschiede auf (Tab. 1, 2). Vier der neun geprüften chlorierten Kohlenwasserstoffe waren im dritten und damit zuletzt produzierten Ei eines Geleges in signifikant höherer Konzentration anzutreffen, die im Falle dieser Stoffe um 13–17% über derjenigen im ersten Ei lag (Tab. 1). Eine zweifache Varianz-Analyse bestätigte die Unterschiede innerhalb eines Geleges, zeigte aber auch auf, daß diese wesentlich geringer waren als zwischen verschiedenen Gelegen (F-Werte zwischen den Gelegen jeweils hoch signifikant und sehr viel höher als innerhalb der Gelege).

Die Konzentrationen in den jeweils vierten Eiern zweier ♀ lagen in einem Fall in der Größenordnung des 3. Eies, im anderen Fall noch höher, und zwar wie folgt (mg/kg Fett, Ei 1–Ei 4): HCB 0,28 – 0,35 – 0,41 – 0,44; DDE 2,09 – 2,02 – 2,27 – 2,82; DDT 1,80 – 1,71 – 2,08 – 2,66; Dieldrin 2,60 – 2,07 – 2,27 – 2,88.

Tab. 2: Schwermetallgehalte in Leber und Eiern der Silbermöwen-♀. Alle Werte sind auf mg/kg Frischgewicht bezogen (Details und p-Werte vgl. Tab. 1). Die durchschnittlichen Gehalte der Eier waren höher als in der Leber (n = 12, p < 0,01, Vorzeichentest, zweiseitig), dagegen niedriger bei Blei und Cadmium (p < 0,01).

Table 2: Concentrations of heavy metals (mercury, lead, cadmium) in liver and eggs of female Herring Gulls. All values are given in mg/kg fresh weight (see table 1 for details and p-values). The mean levels of mercury in the eggs were higher than they were in the liver (p < 0.01, two-tailed sign test) whereas those of lead and cadmium were lower (p < 0.01).

| | Ei 1 | Ei 2 | Ei 3 | Leber |
|-------------|--|--------------------------------|--------------------------------|--------------------------------|
| Quecksilber | 0,43±0,18 (0,20–0,82) 24 <-----> <-----> | 0,37±0,16 (0,13–0,63) 24 | 0,31±0,12 (0,13–0,51) 24 | 0,18±0,08 (0,10–0,31) 12 |
| Blei | 0,06±0,06 (0,02–0,21) 12 | 0,04±0,04 (0,02–0,14) 12 | 0,04±0,05 (0,02–0,16) 12 | 0,48±0,29 (0,07–1,38) 24 |
| Cadmium | 0,01±0,01 (0,00–0,03) 12 | 0,02±0,03 (0,00–0,02) 12 | 0,01±0,01 (0,00–0,04) 12 | 0,57±0,21 (0,23–0,96) 24 |

Die Schwermetalle Blei und Cadmium ließen sich nur in sehr geringen Mengen in den Eiern nachweisen (Tab. 2). Allein Quecksilber zeigte gesicherte Unterschiede innerhalb der Gelege: Im Gegensatz zu den chlororganischen Verbindungen nahmen die Konzentrationen mit der Legefolge ab (Tab. 2), und zwar um 28% vom ersten zum dritten Ei. Sowohl die Varianz zwischen den Gelegen als auch diejenige innerhalb der Gelege trugen zur Gesamtvariation bei (F zwischen: 10,1, p < 0,001; F innerhalb: 15,2, p < 0,001). Die Abnahme des Quecksilbergehalts mit der Legefolge wurde besonders deutlich bei den beiden ♀, die ein viertes Ei legten: ♀ 1 (Ei 1–Ei 4): 0,38 mg/kg – 0,38 – 0,30 – 0,20; ♀ 2: 0,45 – 0,32 – 0,29 – 0,26.

Chlorierte Kohlenwasserstoffe und Schwermetalle in Geweben

Auch in den untersuchten Organen der Silbermöwen-♀ konnten die zehn chlorierten Kohlenwasserstoffe sowie die Schwermetalle nachgewiesen werden (Tab. 1, 2). Am höchsten war dabei die Belastung mit DDT, Dieldrin und PCB. Beim Vergleich der Analyseergebnisse der verschiedenen Proben (Fett, Leber, Ovar) desselben ♀ zeigten sich deutliche Unterschiede.

Das Ovar war signifikant stärker mit HCB, Heptachlor, Heptachlorepoxyd und Aldrin kontaminiert als die dazugehörigen Fett- und Leberproben. Bei Lindan (γ -HCH) und Dieldrin war die Belastung im Ovar signifikant höher als im Fett und bei den PCB gesichert höher als in der Leber. Das Fettgewebe wies wiederum eine signifikant stärkere Belastung mit HCB, Lindan, Aldrin, DDE, DDT und PCB auf als die dazugehörige Leber.

Das Ovar war jeweils am höchsten mit den lipophilen chlorierten Kohlenwasserstoffen kontaminiert, während sich in der Leber bei den meisten Schadstoffen die geringsten Rückstände nachweisen ließen.

Schadstoffe in Geweben im Vergleich zu Eiern

Beim Vergleich des Gehaltes von Pestiziden und PCB's in den Eiern jedes ♀ zum Gehalt in den entsprechenden Geweben zeigte sich, daß der mütterliche Organismus eindeutig stärker mit diesen fettlöslichen Schadstoffen belastet war als die produzierten Eier (Tab. 1). Vor allem die Ovarien waren mit allen Bioziden signifikant stärker kontaminiert als die Eier. Im Falle von Quecksilber sieht die Situation hingegen ganz anders aus: Beim Vergleich mit den Leberwerten wiesen die Eier, und hier speziell das jeweils erste Ei eines Geleges, einen deutlich höheren Gehalt an Quecksilber auf, während Blei und Cadmium in der Leber in höherer Konzentration anzutreffen waren (Tab. 2).

Korrelation der Schadstoffgehalte

Von entscheidender Bedeutung für die Beurteilung von Vogeleiern als Bioindikatoren für die Umweltbelastung ist die Frage, inwieweit die Analysenergebnisse der Eier auch den tatsächlichen Belastungsgrad der dazugehörigen ♀ widerspiegeln. Um dieser Frage nachzugehen, haben wir verschiedene Korrelationen berechnet, und zwar zunächst zwischen dem Schadstoffgehalt der Eier nach der Ablagefolge (A-, B- und C-Ei). Für alle Schadstoffe ergab sich eine signifikant positive Korrelation zwischen allen Eiern der einzelnen Gelege ($n = 24$); $r =$ mindestens 0,91, $p < 0,001$: HCB, DDE, DDT, Dieldrin, PCB; $r = 0,65 - 0,89$, $p < 0,001$: Heptachlor, Heptachlorepoxyd, Aldrin (A/B und A/C), Lindan (A/B und B/C), Quecksilber; $r = 0,54$, $p < 0,01$: Aldrin (B/C), Lindan (A/C). Demnach charakterisiert jedes Ei eines Geleges dessen Schadstoffgehalt.

Tab. 3: Korrelationen zwischen den Gehalten an chlororganischen Verbindungen in einzelnen Geweben. Rangkorrelationskoeffizienten nach SPEARMAN, p-Werte * $< 0,05$, ** $< 0,01$, *** $< 0,001$, und n. Table 3: Correlations of organochlorine concentrations between the tissues (fat, ovary, liver). Spearman correlation coefficients, p-values * $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$, and n.

| | Fett/Ovar | | Fett/Leber | | Ovar/Leber | |
|------------------|-----------|------|------------|------|------------|------|
| HCB | .55* | (21) | .74*** | (21) | .73*** | (23) |
| γ -HCH | .20 | (21) | .26 | (19) | -.17 | (21) |
| Heptachlor | .09 | (21) | .49* | (14) | .07 | (15) |
| Heptachlorepoxyd | .41 | (20) | .39 | (20) | .53* | (21) |
| Aldrin | .59** | (21) | .62** | (19) | .63** | (21) |
| DDE | .57** | (21) | .76*** | (21) | .76*** | (23) |
| DDT | .43 | (21) | .61** | (20) | .57** | (22) |
| DDD | .49 | (12) | .51 | (12) | .82*** | (12) |
| Dieldrin | .03 | (21) | .34 | (12) | .90*** | (12) |
| PCB's | .35 | (21) | .86*** | (21) | .45* | (23) |

Auch Schadstoffgehalte zwischen den einzelnen Geweben eines ♀ standen in der Regel in positivem Zusammenhang (Tab. 3). Besonders die Korrelationen zwischen Leber/Fett sowie Leber/Ovar waren für die meisten Stoffe signifikant, was die Leber als besonders geeignetes Organ für die

Bioindikation des ♀ ausweist. Bringt man die Ei-Mittelwerte der chlorierten Kohlenwasserstoffe und von Quecksilber zu den Organwerten in Beziehung, so ergibt sich aus der Vielzahl der positiven Korrelationen (Tab. 4), daß die Eier den jeweiligen Belastungsgrad des ♀ widerspiegeln. Besonders eng stehen die Ei-Rückstandswerte mit denen der Leber in Zusammenhang (s. Anzahl und Höhe der signifikanten Korrelationen sowie die Höhe der Schadstoffkonzentrationen, Tab. 1).

Tab. 4: Korrelationen der Gehalte an chlororganischen Verbindungen und Quecksilber im Ei (\bar{x}) mit den Konzentrationen in den Körpergeweben der weiblichen Tiere. Angaben und p-Werte wie Tab. 3.
Table 4: Correlations between organochlorine- and mercury concentrations in the eggs (\bar{x}) and in the tissues of the females (body fat, ovary, liver). Values as in table 3.

| | Ei \bar{x} /Fett | Ei \bar{x} /Ovar | Ei \bar{x} /Leber |
|------------------|--------------------|--------------------|---------------------|
| HCB | .73*** (21) | .33 (23) | .46* (23) |
| γ -HCH | .54* (21) | .10 (23) | .56** (21) |
| Heptachlor | .17 (21) | .65*** (23) | .45 (15) |
| Heptachlorepoxyd | .44* (21) | .54** (22) | .33 (22) |
| Aldrin | .52* (21) | .60** (23) | .73*** (21) |
| DDE | .68*** (21) | .66*** (23) | .70*** (23) |
| DDT | .55* (21) | .41 (23) | .79*** (22) |
| DDD | .40 (12) | .85*** (12) | .90*** (12) |
| Dieldrin | .41 (21) | -.03 (23) | .89*** (12) |
| PCB's | .88*** (21) | .09 (23) | .78*** (23) |
| Quecksilber | | | .88*** (12) |

Wie aus zahlreichen Untersuchungen bekannt ist, sind die Gehalte verschiedener Schadstoffe in der Regel positiv miteinander korreliert. Dies zeigte sich auch bei den vorliegenden Analysen. Aus einer Rangsummen-Varianzanalyse nach FRIEDMANN ergab sich deutlich, daß ein mit einer bestimmten chlororganischen Substanz stark kontaminiertes Silbermöwen-♀ in der Regel auch höhere Gehalte an anderen chlorierten Kohlenwasserstoffen und PCB aufwies (Leber: 22 ♀); $F = 82,64$, $p < 0,001$: HCB, Heptachlorepoxyd, Aldrin, DDE, DDT, PCB. Das gilt gleichermaßen für die produzierten Eier (21 ♀): $F = 83,44$, $p < 0,001$.

4. Diskussion

Unsere Untersuchungen haben ergeben, daß die Schadstoffgehalte der Silbermöwen-Eier von denen der Mütter abhängen und somit direkte Rückschlüsse vom Ei auf die Belastung der ♀ möglich sind. Das Ergebnis bestätigt die von VERMEER & REYNOLDS (1970) an Eiern und Geweben von zehn Indiamöwen-♀ (*Larus californicus*) sowie die von ANDERSON & HICKEY (1976) an Silbermöwen erhobenen Befunde. Die Konzentrationen der chlororganischen Verbindungen entsprechen im Vergleich mit den Geweben am ehesten den Leberwerten. Unter den Geweben wies das Ovar meist höchste, die Leber geringste Konzentrationen an chlororganischen Verbindungen auf. VERMEER & REYNOLDS (1970) dagegen fanden Höchstgehalte nicht im Ovar, sondern im Körperfett. Für die Bioindikation der Altvögel erweisen sich Leber und Ei als besonders geeignete Gewebe.

Das jeweils dritte und damit normalerweise letzte Ei eines Geleges war am stärksten mit chlorierten Kohlenwasserstoffen kontaminiert. Auch MINEAU (1982) bei der Silbermöwe und NISBET (1982) bei der Flußseeschwalbe (*Sterna hirundo*) belegen einen Anstieg der Konzentrationen an chlororganischen Verbindungen vom zuerst gelegten bis zum dritten Ei. Sie kommen zu dem Schluß, daß während der Eiproduktion (s. NORSTROM et al. 1986) mehr Energie benötigt wird als über die Nahrung aufgenommen werden kann (Balzfütterung). Daher müssen Fettreserven abgebaut werden, und die darin gespeicherten Pestizide gelangen in erhöhtem Maße besonders

in die jeweils zuletzt gelegten Eier des Geleges. Diese Annahme wird noch gestützt durch unsere Untersuchung von zwei 4er Gelegen, bei denen jeweils das 4. Ei ähnlich hoch wie das 3. oder noch stärker kontaminiert war. HOUSTON et al. (1983) zeigten bei der Heringsmöwe (*Larus fuscus*) allerdings auf, daß zwar die Proteinreserven des ♀ während der Eiablage abnahmen, nicht aber die Fettreserven.

Auch CUSTER et al. (1983) fanden bei der Flußseeschwalbe eine deutliche Zunahme der Konzentrationen an Chlorkohlenwasserstoffen vom 1. zum 3. Ei eines Geleges, und zwar um über 20%. Wegen der geringen Probenzahl ließen sich die Befunde allerdings statistisch nicht sichern. Im Falle der Untersuchungen von MINEAU (1982) ergaben sich für DDE- und PCB-Gehalte im Gegensatz zu unserer Analyse keine gesicherten Korrelationen zwischen den Eiern der Gelege, vermutlich aufgrund zu geringer Probenzahl. Wurden die Gehalte auf Frischgewicht bezogen, waren die Differenzen zwischen den Eiern unterschiedlicher Legeposition noch größer als bei Bezug auf Fett, der auch für unsere Untersuchung gewählt wurde.

KARLIN et al. (1985) fanden bei ihren Untersuchungen an finnischen Silbermöwen keine Unterschiede zwischen den Eiern verschiedener Legeposition. Es deuteten sich aber höhere Belastungen im 2. Ei an. Möglicherweise ist dieses Ergebnis auf die geringe Probenzahl (nur 6 C-Eier) und außerdem auf Kombination von Eiern aus zwei Gebieten mit unterschiedlicher Belastung zurückzuführen. JOHANSEN (1978) fand bei der Mantelmöwe (*Larus marinus*) im 2. Ei höhere Konzentrationen an PCB als im 1. oder 3. Ei, im Falle des DDE gab es keine deutlichen Unterschiede mit der Legefolge. Bei Tauchern nahmen die Schadstoffgehalte in zweitgelegten und späteren Eiern zu (LUKOWSKI 1978, ALBERTO & NADAL 1981).

Als weitere Ursache für die zunehmende Belastung im Zuge der Legefolge kommt in Betracht, daß sich die ♀ während der Produktion des 3. Eies bereits länger im Schadstoff-belasteten Brutgebiet aufhalten und mehr Pestizid-haltige Nahrung aufgenommen haben als bei der Produktion des 1. Eies. Daß die im Brutareal aufgenommene Nahrung die Schadstoffkonzentrationen entscheidend beeinflusst, zeigen kleinräumige geographische Unterschiede in der Belastung (z. B. CUSTER et al. 1983, BECKER et al. 1985 a, b, 1988) sowie jüngste Untersuchungen an der Flußseeschwalbe in der Bundesrepublik, bei denen sich Nachgelege als stärker kontaminiert gezeigt haben (BECKER unveröff.). Nach Untersuchungen von LEMMETYINEN et al. (1982) „scheiden“ ♀ der Silbermöwe 24–31%, ♀ der Küstenseeschwalbe (*Sterna paradisaea*) 22–45% ihrer eigenen Belastung mit Chlorkohlenwasserstoffen über die Eier aus. Angesichts der geringen Konzentrationen der in den Eiern vorgefundenen Schadstoffe im Vergleich zum mütterlichen Organismus (Tab. 1, 2) erscheint uns allerdings bei der Silbermöwe das Ei als Ausscheidungsweg von chlorierten Kohlenwasserstoffen und PCB nicht von so wesentlicher Bedeutung für den weiblichen Organismus zu sein wie beispielsweise für Quecksilber (s. u.).

Die höhere Belastung des 3. Eies mit einigen chlororganischen Chemikalien bedeutet einen weiteren Nachteil für die drittgeschlüpften Küken. Bei Lariden sind diese ohnehin durch geringe Größe des C-Eis (Silbermöwe z. B. MÖLLERING 1972), reduzierte Schalendicke (NISBET 1982) sowie den späteren Schlüpftermin gegenüber Nestgeschwistern benachteiligt. Sollte die Schadstoffbelastung in für den Schlüpferfolg kritische Bereiche kommen, dann sollte sich eine Abnahme der Schlüpftrate zuerst am drittgelegten Ei bemerkbar machen.

Ganz anders als die chlororganischen Verbindungen werden offenbar Schwermetalle in das Ei ausgeschüttet. Während Blei und Cadmium nur in sehr geringen Mengen im Ei nachweisbar waren (Tab. 2, vgl. auch BECKER et al. 1985 b, KOOIKER 1987), war Quecksilber in Eiern sogar höher konzentriert als in der Leber (Tab. 2) – dem bei Singvögeln und Enten am stärksten kontaminierten Gewebe (FINLEY et al. 1979, FINLEY & STENDELL 1978). Unser Befund steht im Gegensatz zu Ergebnissen bei Möwen und anderen Arten mit niedrigeren Konzentrationen im Ei als in der Leber (z. B. FINLEY & STENDELL 1978, Übersicht OHLENDORF et al. 1978). Die Konzentrationen im Körper

korrelieren mit der über die Nahrung aufgenommenen Quecksilberdosis (TEJNING 1967). Nach der Aufnahme verteilt sich Quecksilber rasch im Organismus, wo es neben der anorganischen Form in vielfältigen organischen Verbindungen vorliegt, die alle im Ei akkumuliert werden (MULLINS et al. 1977, FIMREITE 1979).

Die zunehmende Entgiftung des ♀ spiegelt sich in der mit fortschreitender Legefolge abnehmenden Quecksilberkonzentration in den Eiern wider (Tab. 2, s. auch JOHANSEN 1978, Mantelmöwe; HEINZ 1976, Stockente *Anas platyrhynchos*). Entsprechend haben Vogel-♀ nach der Eiblage geringere Quecksilbergehalte als ♂ (s. FIMREITE 1979, OHLENDORF et al. 1978). Die Akkumulation des Schadstoffs im Ei bedingt aber auch, daß sich die Belastung der ♀ bzw. die Kontamination der Nahrungsorganismen der Möwen zur Brutzeit direkt auf die Eier auswirkt und die Entwicklung der Küken durch das Vorkommen des hochtoxischen Schwermetalls im Brutareal im besonderen gefährdet werden kann (s. FIMREITE 1979, OHLENDORF et al. 1978). Während der Mauser ist in der Federbildung eine weitere Ausscheidungsmöglichkeit für Quecksilber gegeben (z. B. BRAUNE & GASKIN 1987).

Unabhängig von seiner Position im Gelege spiegelt jedes Ei den Belastungsgrad des zugehörigen ♀ wider. Die bei einigen Schadstoffen nachgewiesenen Konzentrationsunterschiede zwischen den Eiern sind im Vergleich zu den Differenzen zwischen den Gelegen gering. NISBET (1982) und MINEAU (1982) schlagen aufgrund der Gelegevariation vor, bei langfristigen Schadstoffuntersuchungen ein Ei mit bestimmter Legeposition zu entnehmen, um die Varianz der Stichprobe zu vermindern. Dem ist zwar im Falle bestimmter Fragestellungen zuzustimmen, doch gibt es einige widersprechende Argumente. Zunächst erschweren die je nach Schadstoff unterschiedlichen Trends über die Legefolge die Wahl der Eiposition. Die Auswahl eines bestimmten Eies bedeutet für den Mitarbeiter, der die Probe zusammenträgt, einen nicht unerheblichen Mehraufwand an Arbeit und Zeit oder ist nicht durchführbar. Gerade bei längerfristigen Monitoring-Projekten an mehreren Standorten ist dieser Nachteil zu bedenken, insbesondere bei oft nur gelegentlichen Besuchen in Schutzgebieten. Darüber hinaus liegen nach unseren Erfahrungen bedeutsame geographische und jährliche Unterschiede in der Kontamination um ein Vielfaches über den aufgezeigten Differenzen innerhalb der Gelege (vgl. z. B. BECKER et al. 1985 a, b, 1988).

Dank s a g u n g e n : Für die Mitwirkung bei den Freilandarbeiten danken wir M. KRIMMER, J. LEMPERT, H. MILEWSKI und R. SPECHT. U. WALTER und M. WINGENROTH unterstützten uns dankenswerterweise bei den statistischen Auswertungen. Die chemischen Analysen zu den Schwermetallen wurden freundlicherweise vom Staatl. Veterinäruntersuchungsamt Cuxhaven ausgeführt. Der Schutz- und Forschungsgemeinschaft Mellumrat e. V. gilt unser Dank für ihre Unterstützung und K. WILSON für die Korrektur der englischen Texte.

5. Zusammenfassung

Leber, Ovar und Körperfett von 23 Silbermöwen-♀ wurden im Vergleich zu deren Gelegen mit bekannter Legefolge auf Gehalte an chlororganischen Verbindungen und Schwermetallen untersucht. PCB, DDT und Metaboliten sowie Dieldrin waren die am stärksten konzentrierten Schadstoffe. Von den Schwermetallen traten Quecksilber in den Eiern, Blei und Cadmium dagegen in der Leber in größten Konzentrationen auf – letztere werden nicht im Ei akkumuliert. Das Ovar war das mit den meisten Chlorkohlenwasserstoffen am stärksten kontaminierte Gewebe, die Leber wies die geringsten Werte auf. Mit Ausnahme von Quecksilber waren die Gewebe stärker kontaminiert als die Eier. Innerhalb der Gelege variierten fünf Substanzen in ihrem Gehalt: Quecksilber nahm vom erst- bis zum letztgelegten Ei ab, während HCB, DDE, DDT und Dieldrin im drittgelegten Ei stärker als im ersten konzentriert war – wahrscheinlich infolge verstärkten Fettabbaus während der Energieaufwendigen Eiproduktion. Insbesondere bei Quecksilber wirkt demnach das Ei entgiftend für den weiblichen Organismus. Mit Ausnahme von Quecksilber war die Variabilität innerhalb von Gelegen geringer als zwischen Gelegen. Demgemäß korrelierten die Schadstoffgehalte signifikant zwischen den Eiern der Gelege, so daß jedes Ei die Kontamination des Geleges widerspiegelt. Auch zwischen den Geweben standen die Schadstoffgehalte meist in positivem Zusammenhang. Die Kontamination der Eier entspricht derjenigen des zugehörigen ♀. Ein ♀, das höhere Mengen eines bestimmten Stoffs enthält, ist in der Regel auch mit anderen Substanzen stärker kontaminiert, was entsprechend für die Eier gilt. Die Ergebnisse werden insbesondere hinsichtlich der festgestellten Konzentrationsunterschiede zwischen den Eiern eines Geleges diskutiert.

6. Summary

Organochlorines and heavy metals in female Herring Gulls (*Larus argentatus*) and in their eggs of known laying sequence

Concentrations of chlororganic residues and heavy metals were analysed in liver, ovary and body fat of 23 female Herring Gulls from the island of Mellum, FR Germany, and compared with the levels in their eggs whose laying sequence was known. PCBs, DDT and its metabolites, dieldrin and mercury were found in highest concentrations (table 1, 2). Among the heavy metals, mercury had highest levels in the eggs, lead and cadmium, however, in the liver (table 2). Thus the latter are not accumulated in the egg. The ovary was the tissue most contaminated by organochlorines, whereas liver concentrations were the lowest (table 1). Other than with mercury, the tissues were contaminated heavier than the eggs (table 1, 2). Significant intralutich differences were found in the levels of five substances: mercury declined with the laying sequence (table 1), whereas HCB, DDE, DDT and dieldrin were more concentrated in the third than in the first egg (table 1) presumably owing to an increasing body fat conversion during egg production with its high energetic demands. Hence, especially in the case of mercury, the egg acts to depollute the female's body. Residue levels correlated significantly between the eggs within the clutches, each egg thus reflects the contamination of the entire clutch. Except in the case of mercury, the intralutich variation was smaller than the variation between clutches. Mostly positive correlations of residues were also found between the tissues (table 3). Pollutant levels in the eggs corresponded to that of the respective female (table 4). A female gull characterized by higher concentrations of one particular substance was as a rule contaminated more heavily with other chemicals, too; the same held true for the eggs. In the discussion particular attention is paid to the intralutich differences in the residue concentrations.

7. Literatur

- Alberto, L. J., & J. Nadal (1981): Residuos organochlorados en huevos de diez especies de aves del delta del Ebro. P. Dept. Zool. Barcelona 6: 78–83. * Anderson, D.W., & J. J. Hickey (1976): Dynamics of storage of organochlorine pollutants in Herring Gulls. Environ. Pollut. 10: 183–200. * Becker, P.H., & R. Nagel (1983): Schätzung des Brutbestandes der Silbermöwe (*Larus argentatus*) auf Mellum, Langeoog und Memmert mit der Linientransekt-Methode. Vogelwelt 104: 25–39. * Becker, P.H., A. Bütke & W. Heidmann (1985 a): Schadstoffe in Gelegen von Brutvögeln der deutschen Nordseeküste. I. Chlororganische Verbindungen. J. Orn. 126: 29–51. * Becker, P.H., W. Ternes & H.A. Rüssel (1985 b): Schadstoffe in Gelegen von Brutvögeln der deutschen Nordseeküste. II. Quecksilber. J. Orn. 126: 253–262. * Becker, P.H., A. Bütke & W. Heidmann (1988): Rückgänge von Schadstoffgehalten in Küstenvögeln? J. Orn. 129: 104–106. * Becker, P.H., & H. Sperveslage (1989): Organochlorines and mercury in Herring Gull (*Larus argentatus*) eggs and chicks from the same clutch. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 42, i. press. * Braune, B.M., & D.E. Gaskin (1987): A mercury budget for the Bonaparte's Gull during autumn moult. Orn. Scand. 18: 244–250. * Conrad, B. (1977): Die Giftbelastung der Vogelwelt Deutschlands. Kilda-Verlag, Greven. * Custer, T.W., R.M. Erwin & C. Stafford (1983): Organochlorine residues in Common Tern eggs from Nine Atlantic Coast Colonies, 1980. Colonial Waterbirds 6: 197–204. * Fimreite, N. (1979): Accumulation and effects of mercury on birds. In: J.O. Niragu (ed.), The biochemistry of mercury in the environment. Elsevier Amsterdam: 601–627. * Finley, M.T., & R.C. Stendell (1978): Survival and reproductive success of Black Ducks fed methyl mercury. Environ. Pollut. 16: 51–64. * Finley, M.T., W.H. Stickel & R.E. Christensen (1979): Mercury residues in tissues of dead and surviving birds fed methylmercury. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 21: 105–110. * Goethe, F. (1937): Beobachtungen und Untersuchungen zur Biologie der Silbermöwe (*Larus argentatus* Pontopp.) auf der Vogelinsel Memmertsand. J. Orn. 85: 1–119. * Hatch, W.R., & W.L. Ott (1968): Determination of sub-microgram quantities of mercury by AAS. Anal. Chem. 40: 2085–2087. * Heinz, G.H. (1976): Methylmercury: Second-year feeding effects on Mallard reproduction and Duckling behaviour. J. Wildl. Mgmt. 40: 82–90. * Houston, D.C., P.J. Jones & R.M. Sibly (1983): The effect of female body condition on egg laying in Lesser black-backed gulls *Larus fuscus*. J. Zool. Lond. 200: 509–520. * Johansen, O. (1978): DDE, PCB og HG i egg av svartbak og gramake fra kolonier i More og Romsdal. Stavanger Mus. Arbok: 67–72. * Karlin, A., P. Rantamäki & R. Lemmetyinen (1985): Residues of DDT and PCBs in the eggs of Herring Gulls *Larus argentatus* in the archipelago of southwest Finland. Orn. Fenn. 62: 168–170. * Kooiker, G. (1987): Schwermetalle in Eiern und Federn von Elstern (*Pica pica*). Ein Beitrag zur Bioindikation. Osnabrücker naturwiss. Mitt. 13: 57–64. * Kruse, R. (1979): Ein verlustfreier offener Aufschluß mit $\text{HNO}_3/\text{HClO}_3/\text{HClO}_4$ für die Bestimmung von

Gesamt-Quecksilber in Fischen. Z. Lebensm. Unters. Forsch. 169: 259–262. * Lemmetyinen, R., P. Rantamäki & A. Karlin (1982): Levels of DDT and PCBs in different stages of life cycle of the Arctic Tern *Sterna paradisaea* and the Herring Gull *Larus argentatus*. Chemosphere 11: 1059–1068. * Lukowski, A. B. (1978): The content of organochlorine insecticides in the eggs and tissues of young individuals of the Greatcrested Grebe (*Podiceps cristatus* L.) and of the Coot (*Fulica atra* L.) from the Masurian lakes. Ekol. pol. 26: 467–478. * Mineau, P. (1982): Levels of major organochlorine contaminants in sequentially laid Herring Gull eggs. Chemosphere 11: 679–685. * Mineau, P., G. A. Fox, R. J. Norstrom, D. V. Weseloh, D. J. Hallen & J. A. Ellenton (1984): Using the Herring Gull to monitor levels and effects of organochlorine contamination in the Canadian Great Lakes. In: J. O. Nriagu & M. S. Simmons (ed.), Toxic Contaminants in the Great Lakes. J. Wiley and Sons, London: 426–452. * Möllering, K. (1972): Quantitative Untersuchungen zur Brutbiologie der Silbermöwe auf der Vogelinsel Mellum. Abh. Landesmus. Naturkde. Münster 34: 79–87. * Mullins, W. H., E. G. Bizeau & W. Benson (1977): Effects of Phenyl Mercury on captive Game Farm Pheasants. J. Wildl. Mgmt. 41: 302–308. * NERC (1983): Contaminants in marine top predators. Report marine Pollution Management Group. National Environment Research Council Publ. Series C No. 23. * Newton, I., & J. Bogan (1978): The role of different organochlorine compounds in the breeding of British Sparrow Hawks. J. appl. Ecol. 15: 105–116. * Nisbet, I. C. T. (1982): Eggshell characteristics and organochlorine residues in Common Terns. Variation with egg sequence. Colonial Waterbirds 5: 139–143. * Norstrom, R. J., T. P. Clark, J. P. Kearney & A. P. Gilman (1986): Herring Gull energy requirements and body constituents in the Great Lakes. Ardea 74: 1–23. * Ohlendorf, H. M., R. W. Risebrough & K. Vermeer (1978): Exposure of marine birds to environmental pollutants. Wildlife Research Report 9: Washington, DC. * Pearce, P. A., D. B. Peakall & L. M. Reynolds (1979): Shell thinning and residues of organochlorines and mercury in seabird eggs, eastern Canada, 1970–76. Pest. Monitor. J. 13: 61–68. * Pierotti, R. (1981): Male and female parental roles in the Western Gull under different environmental conditions. Auk 98: 532–549. * Ratcliffe, D. A. (1958): Broken eggs in Peregrine eyeries. Brit. Birds 51: 23–26. * Ders. (1970): Changes attributable to pesticides in egg breakage frequency and eggshell thickness in some Br. birds. J. Appl. Ecol. 7: 67–115. * Robinson, J., A. Richardson, A. N. Crabtree, J. C. Coulson & G. R. Potts (1967): Organochlorine residues in marine organisms. Natur 214: 1307–1311. * Sachs, L. (1978): Statistische Auswertungsmethoden. Springer-Verlag Berlin, Heidelberg, New York. * Schönwetter, M. (1967): Handbuch der Oologie. Akademie-Verlag. Berlin. * Stijve, T., & E. Cardinale (1974): Rapid Determination of Chlorinated Pesticides, Polychlorinated Biphenyls and Phosphated Insecticides in Fatty Foods. Mitt. Lebensmittelunters. Hyg. 65: 131–150. * Tejning, S. (1967): Biological effects of methyl mercury dicyanamide-treated grain in the domestic fowl *Gallus gallus* L. Oikos Suppl. 8: 1–116. * Tinbergen, N. (1953): The Herring Gull's world. London, Collins. * Vermeer, K., & L. M. Reynolds (1970): Organochlorine residues in aquatic birds in the Canadian prairie provinces. Can. Field Nat. 84: 117–130.

Anschriften der Verfasser: Dr. P.-H. Becker, Institut für Vogelforschung, An der Vogelwarte 21, D-2940 Wilhelmshaven 15; Dr. B. Conrad, Landesanstalt für Ökologie Nordrhein-Westfalen, Postfach 906, D-4350 Recklinghausen; H. Sperveslage, Staatl. Veterinäruntersuchungsamt, Philosophenweg 38, D-2900 Oldenburg.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Vogelwarte - Zeitschrift für Vogelkunde](#)

Jahr/Year: 1989/90

Band/Volume: [35_1989](#)

Autor(en)/Author(s): Becker Peter Hermann, Conrad Bernd, Sperveslage Hans

Artikel/Article: [Chlororganische Verbindungen und Schwermetalle in weiblichen Silbermöwen \(*Larus argentatus*\) und ihren Eiern mit bekannter Legefolge 1-10](#)