

Chlorierte Kohlenwasserstoffe in Eiern und Lebern von Lachmöwen (*Larus ridibundus*) aus niedersächsischen Brutkolonien*

Von Martin Beyerbach, Annegret Büthe, Rainer Dettmer, Walter A. Heidmann, Hermann Knüwer und Harald A. Rüssel

Einleitung

Rückstandsanalysen an Lachmöwen wurden in der Bundesrepublik bislang nur vereinzelt durchgeführt (CONRAD 1977, BECKER et al. 1985, OELKE & RÜSSEL 1980, MÜLLER 1985). Die Ergebnisse basierten mit Ausnahme von BECKER et al. im Allgemeinen auf wenig systematisch gesammeltem Probenmaterial und lassen wegen der oft kleinen Stichproben nur begrenzt Aussagen über regionale Belastungsunterschiede oder etwa zeitliche Veränderungen zu. Dabei scheint gerade die Lachmöwe gute Voraussetzungen zu bieten, solchen Fragestellungen nachzugehen. Die Art brütet in Kolonien, ist weit verbreitet – sowohl an der Küste als auch im Binnenland –, ernährt sich vielseitig und scheint nach bisherigen Analyseergebnissen nicht so empfindlich gegenüber chlorierten Kohlenwasserstoffen zu sein wie viele andere Vogelarten (BECKER et al. 1985, CONRAD 1977, vgl. a. PEARCE et al. 1979). Eischalenverdünnungen konnten bislang ebensowenig festgestellt werden (CONRAD 1977, RATCLIFFE 1970) wie regionale oder lokale Bestandsrückgänge, die auf Schadstoffeinflüsse zurückzuführen wären. An der Nordseeküste nahmen die Brutbestände in den letzten Jahrzehnten deutlich zu (BECKER & ERDELEN 1987, SMIT & WOLF 1983, POLITZ 1977). Im Binnenland dürfte die Entwicklung trotz lokaler Bestandszusammenbrüche und wechselnden Koloniestandorten (z. B. BRÄUNING 1985) ähnlich verlaufen sein wie an der Küste (vgl. HECKENROTH 1985).

Im Vordergrund dieser Arbeit stand die Frage, ob es neben regionalen Belastungsunterschieden im Küstenbereich (BECKER et al. 1985) auch Unterschiede zwischen Küste und Binnenland gibt und

Danksagung. Erst durch die Hilfe der Naturschutzwärter und ehrenamtlichen Mitarbeiter in den betreffenden Gebieten wurde diese Untersuchung ermöglicht. Diesen sei für ihre Unterstützung beim Einsammeln der Eier und Küken herzlich gedankt. Unser Dank gilt auch dem Institut für Vogelforschung, Vogelwarte Helgoland, (Dr. P.H. BECKER) sowie der Fachbehörde für Naturschutz (Dr. R. ALTMÜLLER) für die Hilfe bei der Geländearbeit. Die Klinik für Geflügel der Tierärztlichen Hochschule Hannover (Dr. G. GLÜNDER) übernahm freundlicherweise die Vorbereitung der Proben für die chemischen Analysen. Für die kritische Durchsicht des Manuskripts danken wir den Herren Dr. P.H. BECKER, Wilhelmshaven, und Dr. R. LÖHMER, Hannover.

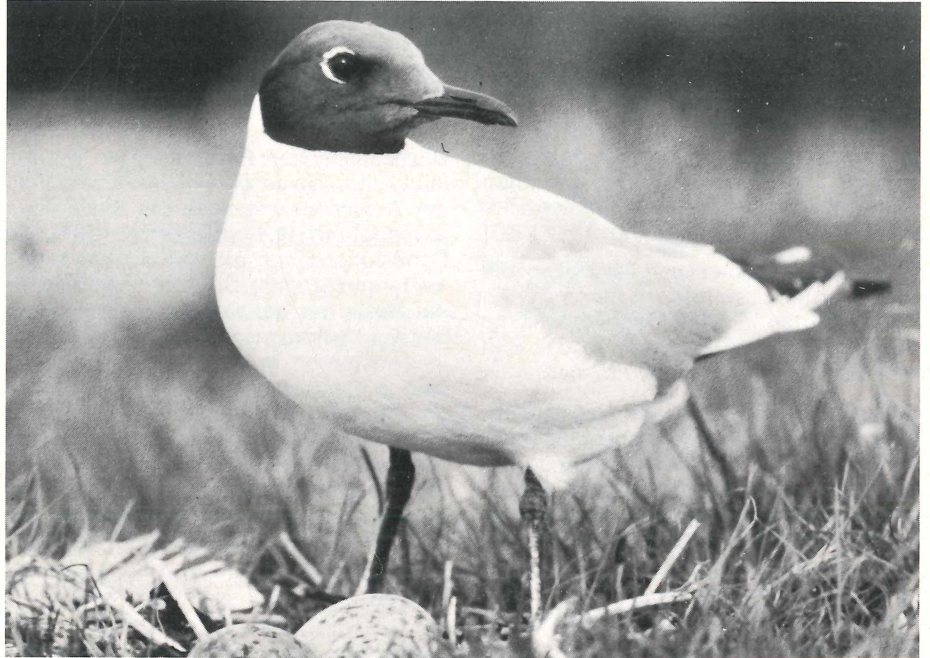
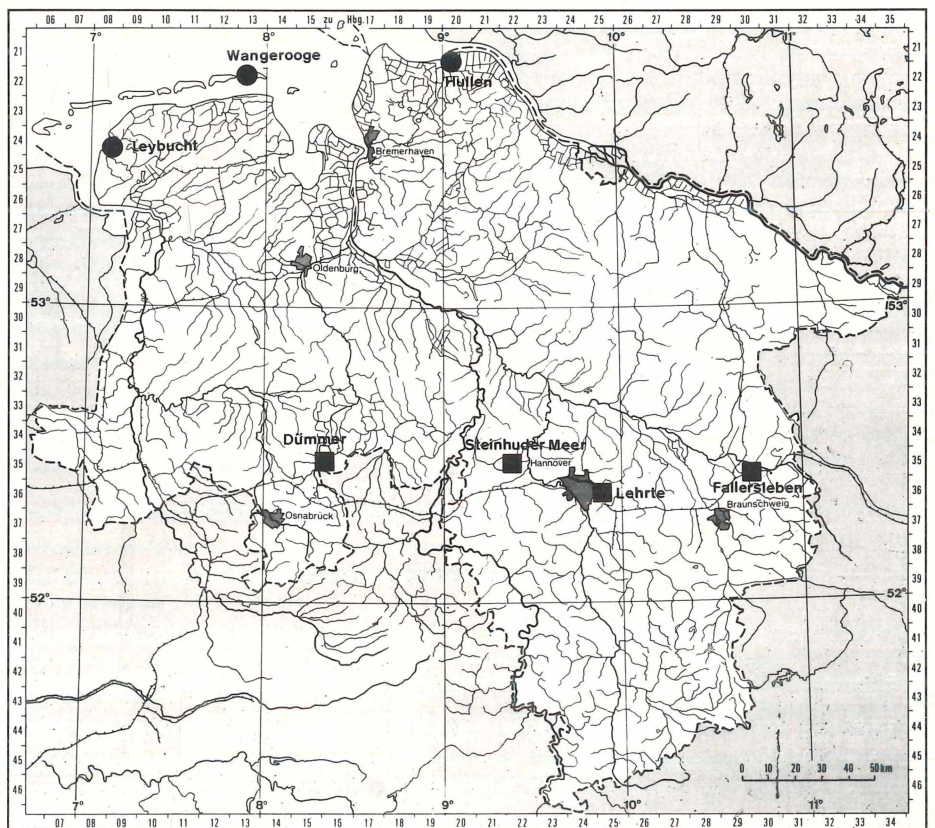


Foto: K. Wernicke



Herausgegeben Niedersächsisches Landesverwaltungsamt – Naturschutz

*Gefördert mit Hilfe von Forschungsmitteln des Landes Niedersachsen

Abb. 1: Lage der Lachmöwenkolonien, aus denen Proben entnommen wurden. – Sites of colonies monitored.

ob sich aus der dreijährigen Untersuchung Anhaltspunkte für zeitliche Veränderungen der Rückstandsgehalte ableiten lassen.

Material und Methode

Probenmaterial und Koloniestandort

In den Jahren 1981 bis 1983 wurden aus drei an der Küste und vier im Binnenland gelegenen Kolonien der Lachmöwe (Abb. 1) insgesamt 204 Eier und 164 nicht flügge, etwa drei bis vier Wochen alte Nestlinge gesammelt und der Rückstandsanalyse zugeführt. Pro Nest wurde ein Ei entnommen; bei Nestlingen, die z.T. schon frühzeitig die Nester verlassen, war dies nicht immer gewährleistet. Über die Verteilung der in den einzelnen Kolonien und Jahren gesammelten Eier bzw. Nestlinge informiert Tab. 1.

Außer diesen Proben vervollständigen die Analyseergebnisse von weiteren 28 an verschiedenen Stellen Niedersachsens tot aufgefundenen Lachmöwen das Bild über die Rückstandskonzentrationen.

Während sich die Küstenkolonien in Grünland- bzw. Salzwiesenkomplexen befinden, handelt es sich bei den Standorten »Lehrte« und »Fallersleben« um Klärbekken der dort ansässigen Zuckerfabriken. Die Brutplätze der beiden anderen binnenländischen Kolonien befinden sich in der Verlandungszone der beiden großen Flachseen Dümmer und Steinhuder Meer.

Eine während der Brutzeit 1982 durchgeführte Nahrungsflächenkartierung im Umkreis der vier binnenländischen Kolonien ergab, daß die Lachmöwen bis etwa Mitte Mai hauptsächlich auf Ackerflächen, später zunehmend auch auf frisch gemähten Wiesen Nahrung suchten. Kläranlagen und Mülldeponien bildeten bei drei bzw. zwei Kolonien zur Zeit der Jungenaufzucht für einen Teil des jeweiligen Brutbestandes wichtige Anziehungspunkte (Tab. 1). Im Falle der Kolonie »Lehrte« wurden z.B. regelmäßige Nahrungsflüge zu den 6 und 10 km entfernt gelegenen Mülldeponien beobachtet. Obwohl BRÄUNING (1985) bei Beringungsarbeiten in dieser Kolonie auch Abfälle aus Deponien vorfand, bestand die von Jungvögeln gelegentlich ausgewürgte Nahrung größtenteils aus Regenwürmern und Raupen.

Tab. 1: Kolonien, bedeutende Nahrungsgebiete und Anzahl Proben. – Colonies, important feeding areas and number of samples monitored.

Kolonie	bedeutende Nahrungsgebiete				Anzahl Proben							
	landwirtsch. Nutzfläche	Strand	Kläranlage	Mülldeponie	Eier				Küken			
					'81	'82	'83	Sum.	'81	'82	'83	Sum.
Leybucht	+	+			10	10	10	30	10	9	11	30
Wangerooge	+	+			10	10	-	20	10	-	-	10
Hullen	+	+			10	10	9	29	10	10	10	30
Dümmer	+				25	20	10	55	11	11	11	33
Steinhuder Meer	+		+		10	-	-	10	-	-	-	-
Lehrte	+		+	+	10	13	10	33	10	18	12	40
Fallersleben	+		+	+	10	17	-	27	10	11	-	21
Total					85	80	39	204	61	59	44	164

Ähnliche Verhältnisse stellten HARTWIG & MÜLLER-JENSEN (1980) fest.

Analysenmethode und statistische Auswertung

Folgende chlororganischen Verbindungen wurden untersucht: HCH-Isomere (α -, β -, γ -HCH), Hexachlorbenzol (HCB), Dieldrin, Endrin, Σ DDT (= Summe p-,p'-DDT + p-,p'-DDE + p-,p'-DDD) sowie polychlorierte Biphenyle (PCB). Alle Konzentrationsangaben für Eiinhalte und Lebergehalte beziehen sich auf Frischgewicht und sind in mg/kg (= ppm) angegeben; Einzelheiten der Analysenmethode siehe HEIDMANN & BÜTHE (1986), HEIDMANN (1986).

Die statistischen Berechnungen wurden in gleicher Weise wie bei der Auswertung der Analyseergebnisse bei Saatkrähen durchgeführt (BEYERBACH et al. 1987). Die Schätzungen von arithmetischem Mittelwert \bar{x} und Standardabweichung s wurden auf Basis der dekadischen Logarithmen der Konzentrationen in den Einzelproben vorgenommen. In den Abbildungen 2 bis 5 sind arithmetischer Mittelwert (\bar{x} , Höhe der waagerechten Säulen), obere (S_o) und untere (S_u) Grenze des einfachen Streubereichs (S , Länge der waagerechten Linie, entsprechend S_o bis S_u) in die Konzentrationsangaben mg/kg zurücktransformiert. Im Bereich des einfachen Streubereichs $\bar{x} \pm s$ liegen bei Normalverteilung rund $2/3$ der Einzelwerte.

Ergebnisse

Streuung und Korrelation

Tab. 2 stellt die mittleren Standardabweichungen der logarithmierten Einzelkonzentrationen innerhalb der Orts-Jahreskombinationen dar (16 beim Ei, 15 beim Nestling). Innerhalb einer Stichprobe von Eiern oder Nestlingen aus verschiedenen Nestern einer Kolonie streuten die Rückstandskonzentrationen (Ausnahme: niedrigchlorierte PCB) um rund eine halbe Zehnerpotenz. Dasselbe traf für die untersuchten adulten Lachmöwen zu. Ferner läßt sich erkennen, daß die wohl z. T. auch durch die Altersstruktur der Weibchen bedingte Streuung zwischen den Eiern nicht kleiner ist als die Streuung zwischen den Nestlingen. Insofern eignen sich Nestlinge – aus rein statistischer Sicht – für die

Beurteilung der Belastung einer Kolonie ebenso gut wie Eier (vgl. BECKER et al. 1985). Bei Vorgabe einer bestimmten Präzision der Mittelwerte werden für beide Probenarten entsprechend gleich viele Proben benötigt. Aus Gründen der Repräsentativität kann ungeachtet der Streuung natürlich einem bestimmten Entwicklungszustand der Vorzug gegeben werden.

Tab. 2: Mittlere Standardabweichungen der dekadisch logarithmierten Konzentrationen. – Average standard deviations of the decadic logarithms of concentrations.

Verbindung	Eier	Nestlinge	adulte Tiere
HCB	0,35	0,39	0,55
Σ DDT	0,50	0,39	0,57
Lindan	0,38	0,19	0,38
β -HCH	0,48	-	0,57
Dieldrin	0,72	-	0,31
niedrigchlor. PCB	1,01	0,78	1,25
Summe PCB	0,32	0,32	0,44

Korrelationsanalysen ergaben für die in hohen Konzentrationen nachweisbaren Substanzen HCB, Σ DDT und PCB sowohl bei Eiern ($n = 125$, inkl. Eier aus 1981 von weiteren an der Nordseeküste gelegenen Kolonien; s. BECKER et al. 1985) als auch bei Nestlingen ($n = 61$) signifikante ($p < 0,01$), teils hochsignifikante ($p < 0,001$) Korrelationskoeffizienten zwischen 0,3 und 0,6. Alle übrigen Substanzen mit nur geringen Konzentrationen waren untereinander nicht und mit den Hauptsubstanzen allenfalls schwach ($p < 0,05$) korreliert. Dennoch gilt die Aussage, daß Proben, die mit einem chlorierten Kohlenwasserstoff hoch belastet sind, im allgemeinen auch hohe Rückstände an anderen Vertretern dieser Stoffgruppe aufweisen.

HCB (Abb. 2)

In Abb. 2 sind die Binnenlandkolonien den drei an der Küste gelegenen Kolonien gegenübergestellt, wobei nach Rückständen in Eiern und Kükenlebern und den Jahren 1981 bis 1983 unterschieden wurde. Somit lassen sich Vergleiche anstellen zwischen den einzelnen Jahren, den Entwicklungszuständen sowie den

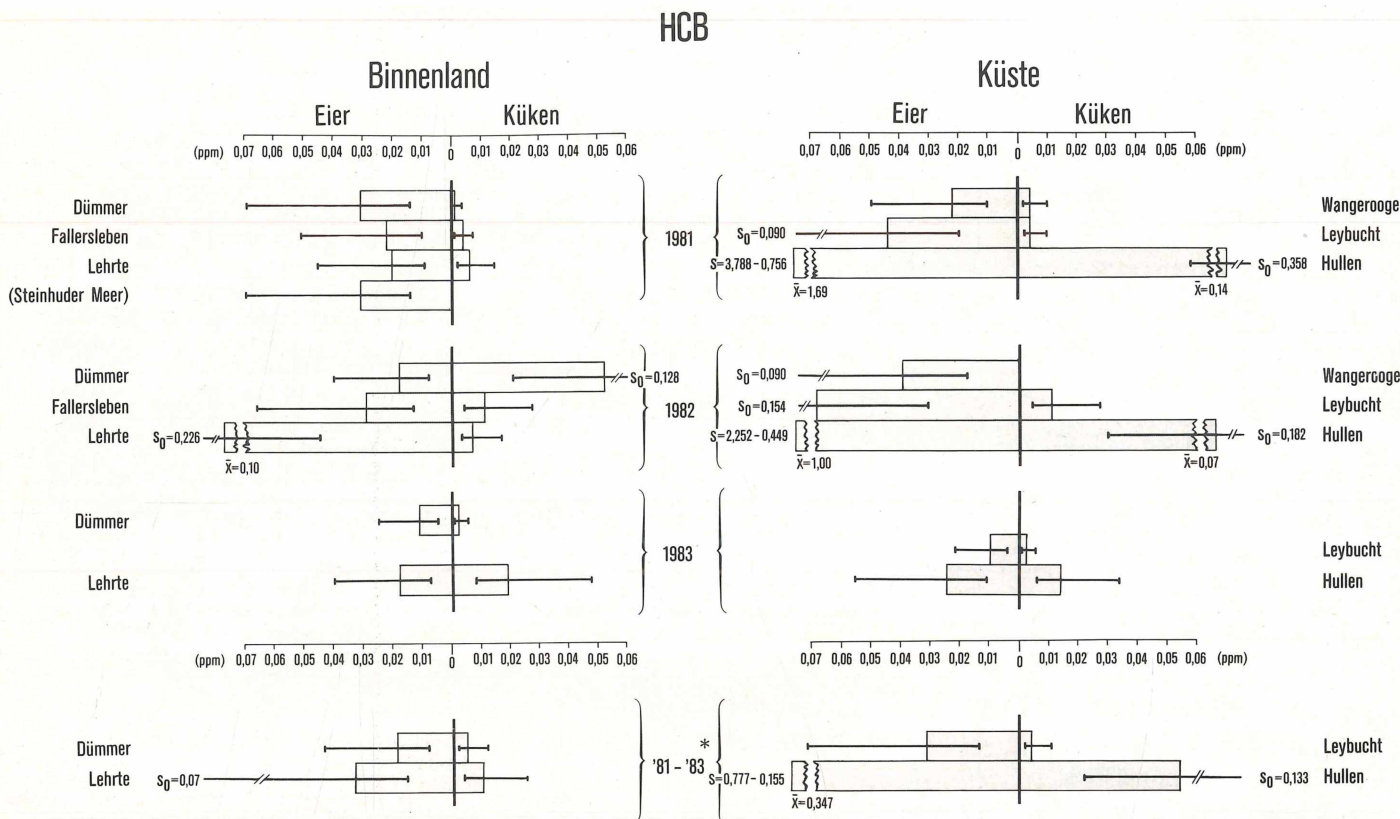


Abb. 2: Mittlere HCB-Konzentrationen; Angaben in mg/kg (ppm), bezogen auf Frischgewicht des Eiinhalts bzw. der Leber; waagerechte Linien: Bereich $\bar{x} \pm s$ der 10-g-Konzentrationen. – Concentrations of HCB in egg content and liver given in mg/kg (ppm) wet weight basis; horizontal lines: range ($\bar{x} \pm s$) of the log-values.

Kolonien an der Küste und im Binnenland. Die Ergebnisse für Kolonien mit Proben aus allen drei Jahren sind in allen Abbildungen unten als Mittel der Jahresmittel dargestellt.

Während die HCB-Konzentrationen in den Eiern und Nestlingen der Kolonie »Hullen« und u.U. auch in den Eiern aus der Kolonie »Dümmer« beständig abfielen, ließ sich in den übrigen Proben keine einheitliche Konzentrationsänderung feststellen. Von 1981 nach 1982 war in allen anderen Orten bei Eiern und Küken eine Zunahme zu verzeichnen. Im Jahr 1983 fielen die Werte jedoch wieder auf das Niveau von 1981 oder darunter (Eier: »Lehrte«, »Leybucht«; Küken: »Leybucht«, »Dümmer«). Von den in allen Jahren berücksichtigten Kolonien verlief die Konzentrationsänderung der Eier nur in »Hullen« bzw. »Leybucht« parallel mit derjenigen der Nestlinge. Unterschiedliche Veränderungen über die Jahre ergaben sich für die Kolonien »Dümmer« und »Lehrte«. Die durchschnittliche Konzentration in den Lebern der tot aufgefundenen adulten Lachmöwen war mit 0,03 mg/kg etwa dreiviertel so groß wie die mittlere Konzentration in Eiern (0,04 mg/kg) und lag damit deutlich höher als bei den Lachmöwenjungen (0,01 mg/kg).

In den an der Küste gelegenen Kolonien fanden sich allgemein höhere HCB-Konzentrationen als in den Proben aus binnenländischen Kolonien. Die höchsten Rückstände waren in den Proben aus der Kolonie »Hullen« festzustellen. Dieses Ergebnis steht im Einklang mit der Feststel-

lung, daß Gelege von Brutvögeln im Bereich der Elbmündung höhere Konzentrationen mit chlorierten Kohlenwasserstoffen aufweisen als an anderen Stellen der deutschen Nordseeküste (BECKER et al. 1985).

Σ DDT (Abb. 3)

In allen Kolonien stiegen die Konzentrationen an Σ DDT in Eiern und Küken von 1981 nach 1982 an, fielen aber 1983 wieder auf das Niveau von 1981 zurück. Die Entwicklung über die Jahre verlief bei Eiern und Küken ohne Ausnahme nahezu gleichförmig. Ebenso waren Eier an allen Orten und in allen Jahren etwa 10mal so hoch belastet wie die Nestlingslebern. Während sich die Gehalte in Küken aus dem Binnenland nicht von denen aus dem Küstenbereich unterschieden, lagen die Konzentrationen in Eiern der Küste im Durchschnitt geringfügig höher als im Binnenland. Insbesondere die Proben aus der an der Elbmündung gelegenen Kolonie »Hullen« wiesen etwas größere Rückstände an Σ DDT auf. Die mittlere Konzentration in den Lebern der adulten Lachmöwen (0,24 mg/kg) entsprach recht genau der der Eier (0,23 mg/kg).

Lindan (γ-HCH), β-HCH, Dieldrin

Die Konzentrationen an Lindan lagen meist unter oder nur knapp oberhalb der Nachweisgrenze von 0,001 mg/kg, so daß die Ergebnisse nur mit Einschränkungen interpretiert werden können. Die durchschnittliche Konzentration betrug für Eier, Küken und auch adulte Lachmöwen in al-

len Jahren jeweils 0,001 mg/kg. Lediglich 1981 fanden sich in den Lebern der Küken Werte um 0,005 mg/kg. Wegen der niedrigen Konzentrationen ließen sich eindeutige Unterschiede zwischen Binnenland- und Küstenkolonien nicht feststellen. Die Ergebnisse deuten allerdings auf etwas höhere Rückstände in Eiern aus dem Binnenland hin. Bei Nestlingen fanden sich insbesondere 1981 die höchsten Werte in den Kolonien »Hullen« (0,008 mg/kg) und »Leybucht« (0,006 mg/kg).

Beim β-HCH streuten die Werte ebenfalls eng um die Nachweisgrenze. Lediglich in den Eiern aus der Kolonie »Hullen« fanden sich maximal 0,10 mg/kg mit einem Zentralwert von 0,02 mg/kg. In dieser Kolonie nahmen die Konzentrationen in Eiern und Küken von 1981 nach 1983 ab, in den anderen Kolonien ließ sich keine Tendenz erkennen. Mit durchschnittlich 0,004 mg/kg lagen die Konzentrationen in Eiern über der mittleren Konzentration in Lebern der Küken (0,001 mg/kg); adulte Lachmöwen wiesen im Durchschnitt 0,003 mg/kg β-HCH auf.

Die mittleren Dieldrin-Konzentrationen für Eier aus den verschiedenen Kolonien und Jahren variieren zwischen 0,002 und 0,02 mg/kg. Bei Küken lagen nur die Werte für die Kolonie »Lehrte« knapp oberhalb der Nachweisgrenze, alle übrigen Proben darunter. Auch in den adulten Lachmöwen ließen sich keine Dieldrin-Rückstände nachweisen. Signifikante Orts- oder Jahresunterschiede ergaben sich nicht.

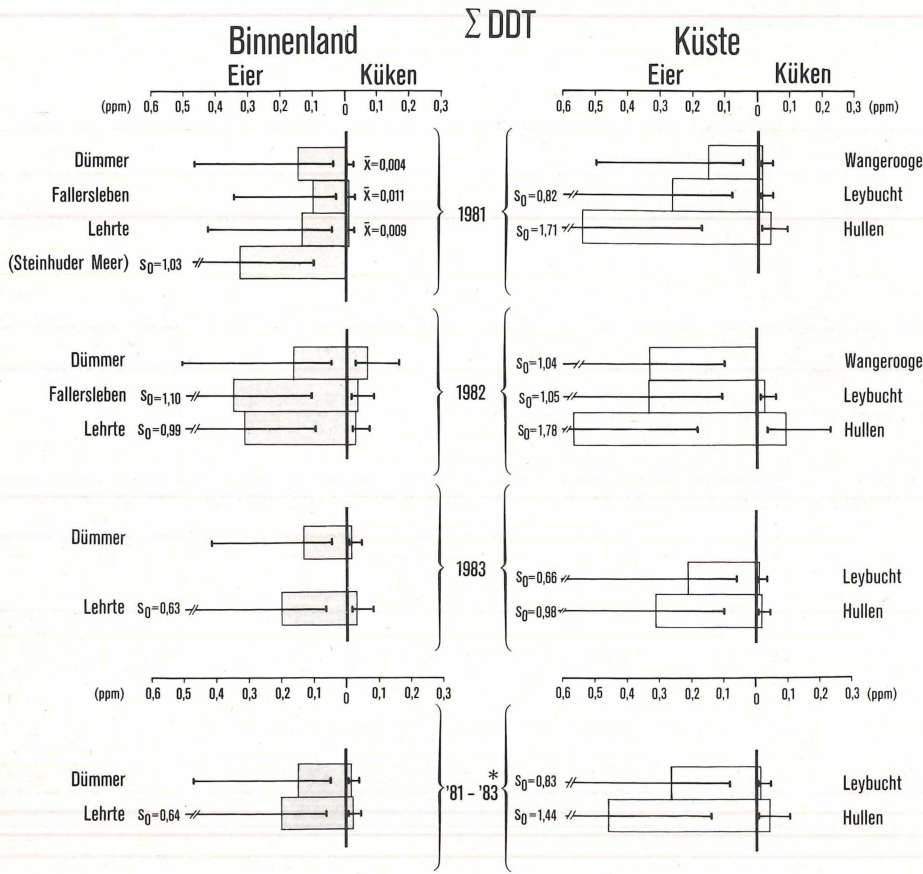


Abb. 3: Mittlere Σ DDT-Konzentrationen; Erläuterungen siehe Abb. 2. – Concentrations of Σ DDT; see fig. 2 for details.

PCB (Abb. 4 und 5)

Ein Vergleich der 3 Untersuchungsjahre über alle Kolonien zeigt, daß 1982 die höchsten Konzentrationen – nämlich 1,5- bis 2mal so hohe wie in den Jahren 1981 und 1983 – festzustellen waren. Abweichend hiervon stiegen die Werte für Eier aus der Kolonie »Dümmer« und an der Leybucht kontinuierlich an. Während in Proben aus küstennahen Kolonien die PCB-Konzentrationen 1983 gegenüber 1981 deutlich zurückblieben, waren die Proben aus dem Binnenland – insbesondere die Nestlinge – 1983 höher belastet als 1981.

An der Küste nahm der Anteil der niedrigchlorierten PCB an der Gesamtsumme PCB in Eiern der Kolonien »Leybucht« und »Hullen« deutlich ab. Die Anteile verringerten sich von 58% bzw. 48% 1981 über 25% bzw. 31% auf 14% bzw. 1% 1983. Demgegenüber wiesen Eier aus dem Binnenland mit 1–4% (»Steinhuder Meer« 1981: 16%) kaum niedrigchlorierte PCB auf, so daß auch keine zeitlichen Veränderungen festzustellen waren.

Für Küken aus dem Binnenland ergab sich kein einheitliches Bild. Während die Anteile der niedrigchlorierten PCB in den Kolonien »Fallersleben« und »Lehrte« abnahmen, stiegen sie in den Nestlingen vom Dümmer mit 5% (1981) auf 19% (1982) und fielen auf 7% (1983) zurück. An der Küste zeichnete sich ein zunehmender Trend ab, obwohl die Küken aus den

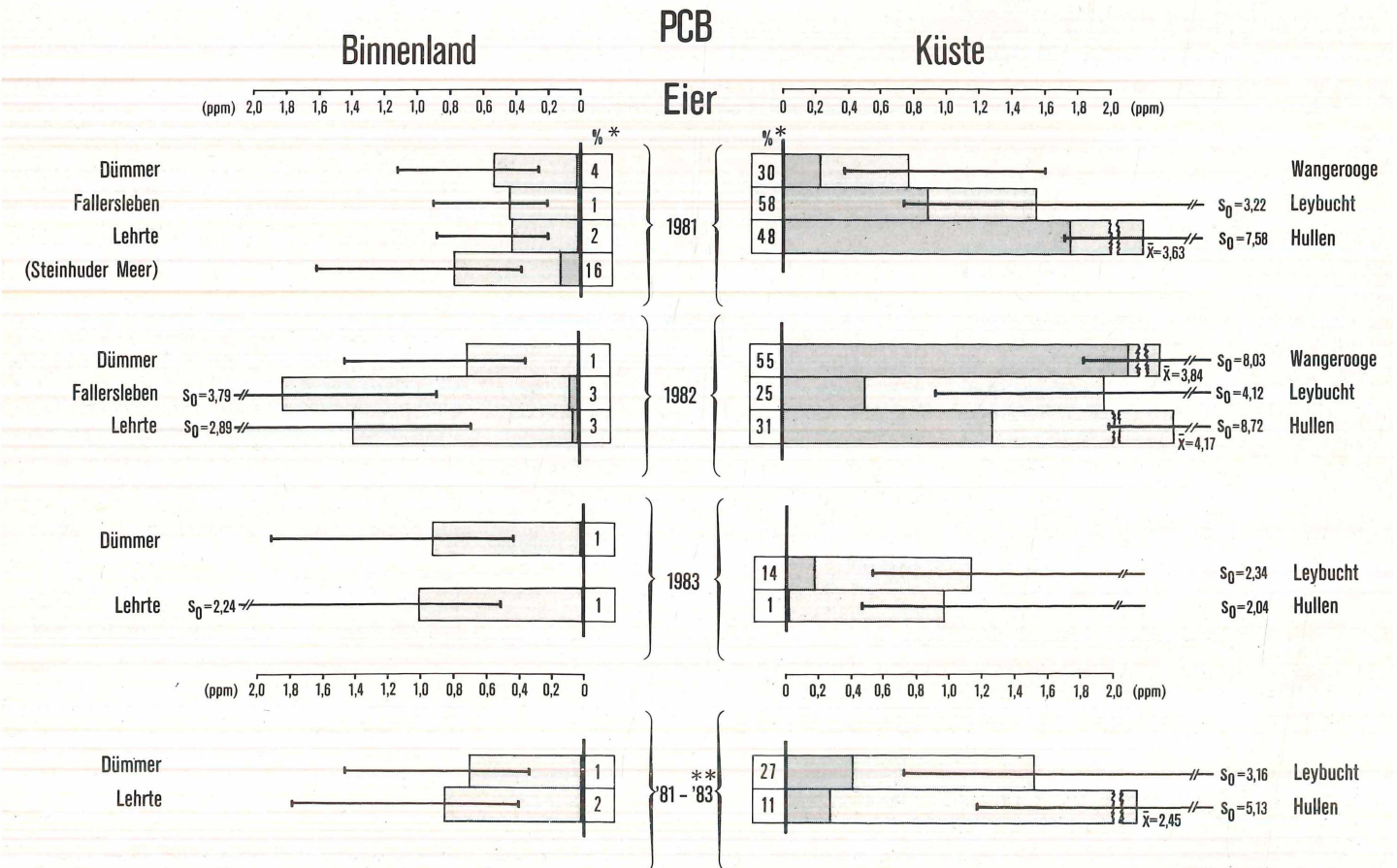


Abb. 4: Mittlere PCB-Konzentrationen in Eiern; dunkle Säulenabschnitte: niedrigchlorierte PCB; eingerahmte Zahlen (*): prozentualer Anteil niedrigchlorierter PCB; Durchschnitt der Jahre 1981–1983 (**): Mittelwert der Jahresmittel; weitere Erläuterungen siehe Abb. 2. – Concentrations of PCB in eggs; dark sections of bars: low chlorinated PCB; edged numbers (*): percentage of low chlorinated PCB; average 1981–1983 (**): mean concentrations of year-means; see fig. 2 for further details.

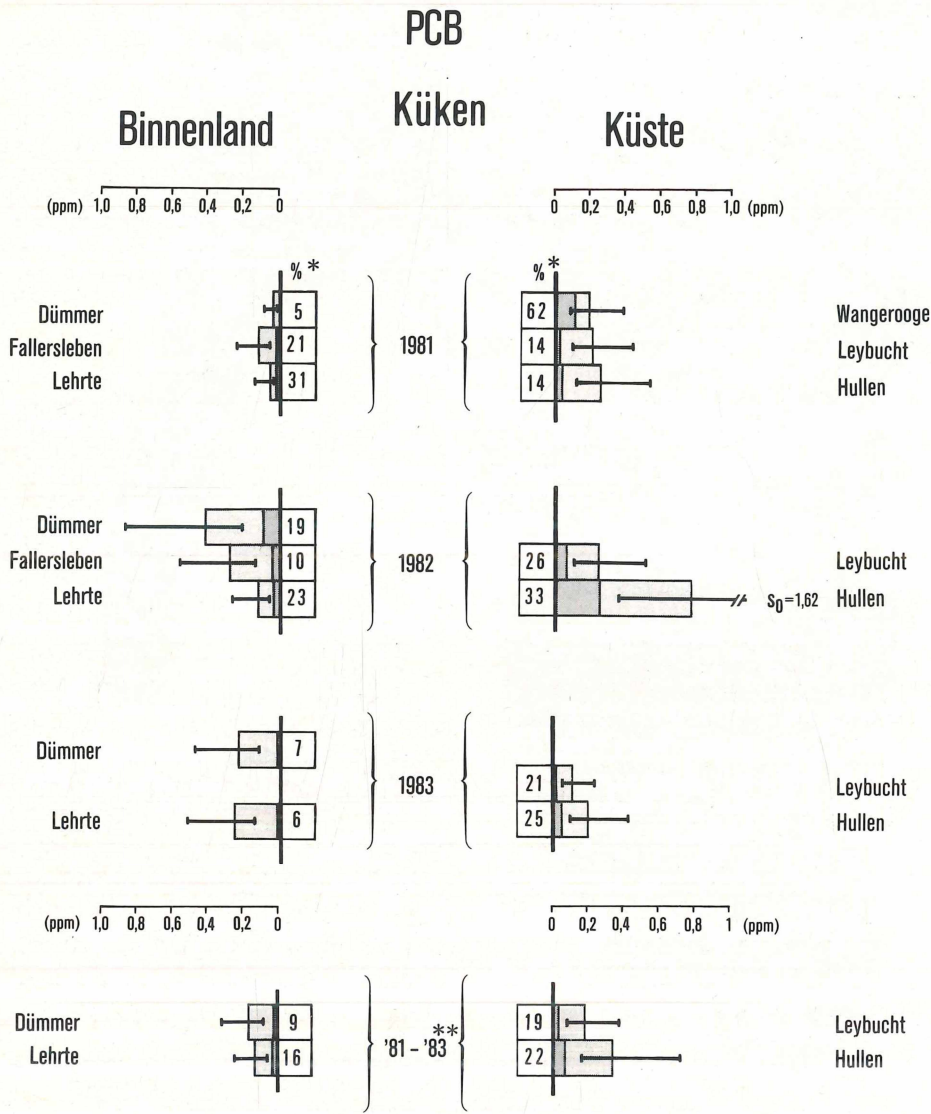


Abb. 5: Mittlere PCB-Konzentrationen in Nestlingen; Erläuterungen siehe Abb. 2 u. 4. – Concentrations of PCB in nestlings; see fig. 2 and 4 for details.

Kolonien »Leybucht« und »Hullen« im Jahr 1982 die höchsten Anteile aufwiesen (26% und 33%).

Unterschiede zwischen Binnenland- und Küstenkolonien ergaben sich bei der Summe PCB und auch beim Anteil niedrigchlorierter PCB. Die an der Küste gelegenen Kolonien wiesen im Mittel über alle drei Jahre beim Ei etwa doppelt so hohe Konzentrationen auf wie Eier aus Binnenlandkolonien (ca. 2,5 mg/kg zu ca. 1 mg/kg). Die Küken von der Küste unterschieden sich in ihren PCB-Gehalten jedoch nicht signifikant von den übrigen. Die höchsten durchschnittlichen Konzentrationen wiesen mit etwa 0,3 mg/kg die Küken aus der Kolonie »Hullen« auf. Während die Anteile niedrigchlorierter PCB in Eiern aus den Küstenkolonien weit höher als im Binnenland ausfielen, ergaben sich bei Küken keine so deutlichen Unterschiede.

Die adulten Lachmöwen wiesen in der Leber durchschnittlich 0,98 mg/kg PCB auf, 0,016 mg/kg davon entfielen auf die niedrigchlorierten PCB (= 1,6%). Dieses Ergebnis entspricht in etwa dem für Eier aus den Binnenlandkolonien.

Diskussion

Wie bei den Analysenergebnissen von Saatkrähenproben (BEYERBACH et al. 1987) fallen die erheblichen Konzentrationsschwankungen von einem Jahr zum nächsten auf. Die drei betrachteten Jahre sind daher ein kurzer Ausschnitt aus einer langjährigen Entwicklung, als daß eine Trendaussage möglich wäre.

Die Vergleiche in Abständen von fünf bis zehn Jahren in Nordnorwegen, die eine Abnahme der Konzentrationen an chlorierten Kohlenwasserstoffen in Eiern verschiedener Seevogelarten von 1972 bis 1978 (FIMREITE et al. 1980) bzw. 1973 bis 1983 (BARRETT et al. 1985) ergaben, sind aus diesem Grund ebenfalls nur von begrenzter Aussagekraft. Das gleiche gilt für die Untersuchung von BECKER et al. (1980) an Silbermöweneiern (*Larus argentatus*) in Mellum von 1975 bis 1979. Erst das über 10 Jahre dauernde, seit 1967 durchgeführte schwedische Monitoring-Programm (OLSSON & REUTERGÄRDH 1986) oder die Langzeituntersuchungen am Sperber (*Accipiter nisus*) in Großbritannien (NEWTON & HAAS 1984) lassen Aus-

gen über langfristige Veränderungen der Rückstände zu. Schadstoffmessungen über solche Zeiträume liegen im übrigen Europa kaum vor.

Bei der Lachmöwe sind die Rückstände in Eiern – wie bei sehr vielen von uns untersuchten Vogelarten – erheblich größer als in den Nestlingslebern. Dies läßt sich darauf zurückführen, daß eine Verdünnung der Schadstoffe beim Wachsen der Küken eintritt, sofern keine weitere Aufnahme erfolgt. So kommen durchaus andere Verhältnisse vor (vgl. BEYERBACH et al. 1987 für Saatkrähen). Allerdings ist das Verhältnis der Konzentration im Ei der Lachmöwe zu denen in der Leber von Kolonie zu Kolonie unterschiedlich. Dies gilt besonders beim nur lokal in hohen Konzentrationen vorkommenden HCB. Für Σ DDT hingegen der Wert dieses Verhältnisses hingegen bei allen Kolonien und Orten recht gleichmäßig 10. Dies deutet auf ein gleichmäßiges, ubiquitäres Vorkommen dieser Verbindung hin. Solche Verhältnisse gelten auch weitgehend für die PCB, jedoch nicht für die niedrigchlorierten. Die letzteren sind in erster Näherung weniger persistent als die hochchlorierten PCB (SAFE 1980) und wohl daher ungleichmäßiger verbreitet.

Die Konzentrationen der untersuchten persistenten Schadstoffe im Ei sind auch nicht einmal in allen Fällen mit denen in Nestlingslebern korreliert. So tritt in den Kolonien im Binnenland sowohl bei HCB als auch bei PCB im Jahr 1982 der Fall auf, daß die Kolonie »Dümmen« mit den kleinsten Rückständen im Ei die größten in den Nestlingslebern besitzt, und umgekehrt hat die Kolonie »Lehrte« große Rückstände im Ei und kleine in den Nestlingslebern. Für dieses Phänomen besitzen wir im Augenblick keine Erklärung.

Beim HCB fällt die Kolonie »Hullen« (Elbmündung) durch ihre hohen Rückstände auf. Proben aller anderen Standorte sind weit weniger belastet (s. hierzu BECKER et al. 1985, HEIDMANN 1986a). Die Rückstände an der Unterelbe werden ganz offensichtlich durch die Einleitungen der organisch-chemischen Industrie verursacht (vgl. JACOFF et al. 1986, HEIDMANN 1986a). Das HCB entsteht hier bei vielen Chlorierungsprozessen. Wegen der kontinuierlichen Abnahme der Rückstände sowohl in den Eiern als auch in den Lebern aus der Kolonie »Hullen« über alle drei Jahre kann in diesem Falle trotz so kurzer Beobachtungsdauer von einem Trend zu geringerer Belastung ausgegangen werden; die Produktionsrückstände, so steht zu vermuten, werden heute in geringerem Maße direkt in die Elbe abgegeben. Diese werden vielmehr zum großen Teil auf Sondermülldeponien verbracht, so daß das HCB erst in späterer Zeit in die Umwelt gelangen wird. Die HCB-Rückstände im Binnenland stammen wohl noch aus der Zeit, als diese Chemikalie als Fungizid in der Landwirtschaft Verwendung fand.

Die PCB stellen die zweite untersuchte Industriechemikalie dar. Im Bereich Hullen an der Elbe sind die Rückstände dieses für viele industrielle Zwecke hergestellten

Chemikaliengemisches wie beim HCB erwartungsgemäß am größten. Aber auch die anderen Küstenstandorte weisen höhere Konzentrationen sowohl im Ei als auch in den Nestlingslebern auf als im Binnenland. Die geringeren Rückstände im Binnenland deuten allerdings eine andere Tendenz an; sie haben von 1981 bis 1983 recht gleichmäßig zugenommen.

Insgesamt kann festgestellt werden, daß die Unterschiede von Kolonie zu Kolonie sowohl an der Küste als auch im Binnenland weniger ausgeprägt sind als beim HCB, das durch die besonders hohe lokale Belastung an der Unterelbe auffällt; die PCB sind im Gegensatz zum HCB ubiquitär verbreitet.

Die Verteilung des PCB-Gemisches in den Eiern der Küstenkolonien unterscheidet sich von denjenigen der Kolonien im Binnenland. Mit Ausnahme der Eier vom Hullen im Jahr 1983 ist der Anteil an niedrigchlorierten PCB in den Eiern der Küstenkolonien größer als derjenige der Kolonien im Binnenland. Dieses Ergebnis kann im Zusammenhang mit den Befunden von HEIDMANN et al. (1987) gesehen werden, die in an der See lebenden, insbesondere fischfressenden Vögeln den größten Anteil an niedrigchlorierten PCB und in Vögeln im terrestrischen Bereich den geringsten Anteil feststellten. Die Autoren führten dies auf die kürzeren aquatischen bzw. längeren terrestrischen Nahrungsketten zurück. Die Lachmöwe, die sowohl an der See als auch im Binnenland brütet, gestattet nunmehr einen Vergleich innerhalb einer Art. Da die Lachmöwe jedoch auch im Küstenbereich gerne Nahrung im Binnenland sucht, z. B. auf Müllkippen, auf Grün- und Ackerflächen, in Gräben (s. HARTWIG & MÜLLER-JENSEN 1980, SCHREY 1984), ist dieses Phänomen weniger stark ausgeprägt als es sein würde, wenn man eine rein aquatische mit einer rein terrestrischen Art vergliche. Dies mag auch der Grund dafür sein, daß die Nestlingslebern etwas geringere Unterschiede im Verteilungsmuster der PCB besitzen.

Unter den persistenten Pestiziden weist, wie zu erwarten, Σ DDT die größten Rückstände auf. Diese sind recht gleichmäßig verteilt und sind für die Küste nur geringfügig größer als im Binnenland. Im Verhältnis zu den technischen Chemikalien sind an der Küste die Konzentrationen relativ gering; die Elbe ist ein Industrieabfluß, und die Landwirtschaft ist hinsichtlich der persistenten Chemikalien verhältnismäßig wenig beteiligt. Wegen der hohen Persistenz der DDT-Metaboliten ist eine weiter abnehmende Tendenz in der kurzen Untersuchungsperiode weder zu erwarten noch festzustellen.

Die Lindan-Rückstände sind niedrig. Hierbei spielt sicher die relativ geringe Persistenz dieser Chemikalie aber auch die Tatsache eine Rolle, daß die Lachmöwe wegen ihrer vielseitigen Ernährungsgewohnheiten (HARTWIG & MÜLLER-JENSEN 1980, SCHREY 1984) weniger von landwirtschaftlich genutzten Flächen beeinträchtigt

wird, da sie auch anderweitige Nahrungsquellen nutzen kann. Die 1981 höheren Konzentrationen im »Hullen« (Elbmündung) könnten darauf zurückzuführen sein, daß bei früheren Herstellungsprozessen der Agrochemikalie Lindan mehr γ -HCH-Abfälle in die Elbe gelangten als heute. Damit stehen auch die höheren, von 1981 bis 1983 fallenden Rückstände an β -HCH im Hullen im Einklang. Auch hier werden ähnlich dem HCB heute die bei der Lindan-Produktion anfallenden HCH-Isomere auf Sondermülldeponien verbracht und wohl nicht mehr im früheren Ausmaß in die Elbe eingeleitet. Das β -HCH als das am meisten persistente HCH-Isomer erzeugt die höchsten Rückstände in Vögeln, obwohl es im Elbwasser in eher niedrigeren Konzentrationen als die der anderen HCH-Vertreter vorkommt (ARGE-Elbe 1982).

Dieldrin als heute in Mitteleuropa nicht mehr verwendetes Insektizid erzeugt in Lachmöwen keine großen Rückstände (mehr), zumal, wie beim Lindan erwähnt, die Lachmöwe weniger von der intensiven Landwirtschaft betroffen ist. Das sowohl chronisch als auch akut toxische Endrin wurde in keiner Probe gefunden. Sein Einsatz in der intensiven Landwirtschaft war zu beschränkt, als daß ein Nachweis in dieser Vogelart gelingen könnte.

Von den wenigen bisher durchgeführten Schadstoffuntersuchungen an Lachmöwen (s. Einleitung) läßt sich am ehesten die von OELKE & RÜSSEL (1980) zum Vergleich heranziehen. Allerdings wurden seinerzeit nur die Rückstände von DDE und PCB bestimmt, und eine Vergleichbarkeit der Werte für PCB ist wegen der gänzlich anderen Bestimmungsmethode nicht gegeben. Hingegen sind die DDE-Werte mit den Σ DDT-Werten dieser Arbeit vergleichbar, da Σ DDT bei der Lachmöwe zu mehr als 95% aus DDE besteht. Als Mittelwert für fünf Eier aus dem Windesser Moor (Kr. Peine, östlich Hannover) im Jahr 1975 geben die Autoren 0,138 mg/kg (diese Arbeit für Lehrte: 0,20 mg/kg) und für acht Eier aus dem »Hullen« 0,248 mg/kg (0,46 mg/kg) an. Aus diesen Daten läßt sich zumindest keine eindeutige Verringerung der DDE-Belastung ableiten. Zu ähnlichen Ergebnissen gelangten NEWTON & HAAS (1984), die bei jährlichen Untersuchungen toter Sperber in Großbritannien von 1963 bis 1981 keine Trends feststellten. Ebenso ergaben sich in den Niederlanden keine Hinweise auf einen deutlichen Rückgang der DDE-Gehalte bei der Untersuchung von Sperbereiern aus mehreren Jahren zwischen 1975 und 1983 (BURGERS et al. 1986).

Um wegen der wenigen Untersuchungen an Lachmöwen trotzdem weitere Informationen über die Entwicklung der Rückstände auch der PCB – wenigstens für die Deutsche Bucht – zu erhalten, haben wir die Angaben von BECKER et al. (1980) für Konzentrationen an Silbermöweneiern von Mellum aus 1975 und 1979 herangezogen, auch wenn dieser Vergleich nur mit Vorbehalt möglich ist. Diese Vogelart

ist im Bereich der ostfriesischen Inseln an Σ DDT etwas geringer, an HCB etwa gleich und an PCB höher belastet als die Lachmöwe (BECKER et al. 1985). Als Vergleichskolonie aus dieser Arbeit kann die Kolonie »Leybucht« herangezogen werden, da sich die Gehalte an der ostfriesischen Küste nicht wesentlich unterscheiden. Die Rückstände sind in Tab. 3 aufgeführt. Obwohl die Silbermöwe höher an PCB belastet ist, erreichen Lachmöweneier dennoch Konzentrationen an dieser Chemikalie, die 1979 für Silbermöwen gefunden wurden. Für Σ DDT müssen höhere Rückstände bei Lachmöwen erwartet werden, wenn von einer gleichbleibenden Belastung ausgegangen werden soll. Dies ist auch der Fall (Tab. 3). Die unterschiedliche Mittelwertbildung der beiden Arbeiten muß berücksichtigt werden. Während BECKER et al. (1979) das arithmetische Mittel verwenden, wird in dieser Arbeit das Mittel durch Entlogarithmieren des Mittels der Logarithmen gebildet. Wegen der Schiefe der Verteilung tendiert das arithmetische Mittel zu höheren Werten. Die Ergebnisse dieser Arbeit liefern somit keine Hinweise auf einen allgemeinen Rückgang der Belastung den chlorierten Kohlenwasserstoffen HCB, Σ DDT und PCB an der Deutschen Bucht seit Ende der 70er Jahre.

Möwen gelten im Gegensatz zu Seeschwalben als wenig sensitiv gegenüber Schadstoffen (vgl. PEARCE et al. 1979). Die Möwen müssen im Gegenteil als Profiteure der Verschmutzung der Umwelt, insbesondere auch der südlichen Nordsee, angesehen werden: Durch die Eutrophierung der Gewässer oder das Vorhandensein von Mülldeponien ist das Nahrungsangebot erhöht und wegen ihrer vergleichsweise geringeren Empfindlichkeit sind die Schadstoffe kaum wirksam. Es ist sogar denkbar, daß die von BECKER & ERDELEN (1987) konstatierte weitläufige langsame Erholung der Flußseeschwalben gegenüber der von Möwen nach den durch Chemikalien verursachten Bestandseinbrüchen Ende der 60er Jahre in der Nordsee auch durch die größere Sensitivität der Flußseeschwalben gegenüber Schadstoffen mitverursacht wird.

Tab. 3: Vergleich der Rückstände in Silbermöwen (*Larus argentatus*)-Eiern auf Mellum (BECKER et al. 1980, umgerechnet auf Frischgewicht) mit denen von Lachmöweneiern an der Leybucht. – Comparison of the residues found in eggs of Herring Gulls (*Larus argentatus*) (BECKER et al. 1980), recalculated into wet weight basis, with those of eggs in Black Headed Gulls (*Larus ridibundus*).

Verbindung	Silbermöwe Mellum		Lachmöwe Leybucht
	1975	1979	1981-1983
HCB	0,20	0,020	0,032 mg/kg
Σ DDT	0,20	0,12	0,26 mg/kg
Summe PCB	5,0	1,1	1,5 mg/kg

Zusammenfassung

In den Jahren 1981 bis 1983 wurden aus drei an der Küste und vier im Binnenland gelegenen Lachmöwenkolonien insgesamt 204 Eier und 164 nicht flügge Nestlinge gesammelt und Einhalt bzw. Lebern auf HCH-Isomere, HCB, Dieldrin, Endrin, Σ DDT und PCB untersucht. Wegen der hohen jährlichen Schwankungen der Rückstände sind Trendergebnisse nicht möglich; nur beim HCB ist eine Abnahme bei der Kolonie »Hullen« (Elbmündung) zu verzeichnen. Im Binnenland sind die PCB- und HCB-Rückstände niedriger – die der Σ DDT nur unwesentlich – als diejenigen an der Küste. Lindan-, β -HCH- und Dieldrin-Belastungen sind gering. Rückstände in Eiern sind (außer beim Lindan) drei- bis zehnmal höher als in Nestlingslebern. An der Küste besitzen die PCB-Rückstände mehr die niedrigchlorierten, im Binnenland mehr die hochchlorierten Anteile. Vergleiche mit früheren Arbeiten anderer Autoren ergaben keine Hinweise auf eine Abnahme der Belastung an Σ DDT und PCB.

Summary

Chlorinated Hydrocarbons in Eggs and Livers of Black Headed Gulls (*Larus ridibundus*) from Colonies in Niedersachsen (F.R.G.).

From 1981 to 1983, 204 eggs and 164 livers of nestlings were collected from colonies of Black Headed Gulls three being situated on the North Sea coast and four in the interior of Niedersachsen (F.R.G.), and the residues of HCH isomers, HCB, Dieldrin, Endrin, Σ DDT, and PCB were determined. The residues found showed great annual variation, thus, it was not possible to evaluate trends. Only the HCB residues found in the colony »Hullen« (river Elbe estuary) may be assumed to have declined. In the inland, PCB and HCB residues are lower than those of the coast; those of Σ DDT only insignificantly. The Lindan, β -HCH, and Dieldrin burden are low. Residues in eggs are 3 to 10 times higher than those in livers of nestlings (except Lindan). The PCB distribution of the colonies situated on the coast showed a shift towards lower chlorinated, that of inland colonies towards higher chlorinated congeners. Comparisons with earlier publications of other authors showed no evidence of a decrease of the burden of Σ DDT and PCB.

Literatur

ARGE ELBE – Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe (1982): Chlorierte Kohlenwasserstoffe, Bericht über die Ergebnisse des Schwerpunktmeßprogramms im Elbabschnitt von Schnackenburg bis zur Nordsee 1980–1982. – Selbstverlag.

- BARRETT, R.T., J.U. SKAARE, G. NORHEIM, W. VADER & A. FRØSLIE (1985): Persistent organochlorines and mercury in eggs of Norwegian seabirds 1983. – Environ. Poll. (Series A) **39**: 79–93.
- BECKER, P.H., B. CONRAD & H. SPERVELAGE (1980): Vergleich der Gehalte an chlorierten Kohlenwasserstoffen und PCBs in Silbermöwen (*Larus argentatus*)-Eiern von Mellum 1975 und 1979. – Vogelwarte **30**: 294–296.
- BECKER, P.H., A. BÜTHE & W.A. HEIDMANN (1985): Schadstoffe in Gelegen von Brutvögeln der deutschen Nordseeküste. I. Chlororganische Verbindungen. – J. Orn. **126**: 29–51.
- BECKER, P.H. & M. ERDELEN (1987): Die Bestandsentwicklung von Brutvögeln der deutschen Nordseeküste 1950–1979. – J. Orn. **128**: 1–32.
- BEYERBACH, M., A. BÜTHE, W.A. HEIDMANN, R. DETTMER & H. KNÜWER (1987): Chlorierte Kohlenwasserstoffe in Eiern und Lebern von Saatkrähen (*Corvus frugilegus*) aus niedersächsischen Brutkolonien. – J. Orn. **128**: 277–290.
- BÄRNING, Ch. (1985): Vorläufiges Ergebnis einer populationsdynamischen Untersuchung einer Lachmöwenkolonie. – Seevögel **6**: 6–10.
- BURGERS, J., P. OPDAM, G. MÜSKENS & E. DE RUITER (1986): Residue levels of DDE in eggs of Dutch Sparrowhawks (*Accipiter nisus*) following the ban on DDT. – Environ. Poll. (Series B), **11**: 29–41.
- CONRAD, B. (1977): Die Giftbelastung der Vogelwelt Deutschlands. – Vogelkd. Bibl. **5**, Greven.
- FIMREITE, N., N. KVESETH & E.M. BREVIK (1980): Mercury, DDE, PCBs in eggs from a Norwegian Gannet colony. – Bull. Environm. Contam. Toxicol. **24**: 142–144.
- HARTWIG, E. & G.B. MÜLLER-JENSEN (1980): Zur Nahrung der Lachmöwe (*Larus ridibundus*) an einem Brutplatz in der Schlei bei Schleswig zur Zeit der Eiablage und Bebrütung. – Seevögel **1**: 38–44.
- HECKENROTH, H. (1985): Atlas der Brutvögel Niedersachsens 1980. – Natursch. Landschaftspf. Nieders., H 14.
- HEIDMANN, W.A. (1986): Isomer specific determination of polychlorinated biphenyls in animal tissues by GC/MS. – Chromatographia **22**: 363–369.
- HEIDMANN, W.A. (1986a): Hexachlorobenzene residues in selected species of land and sea birds in Northern Germany. In: MORRIS, C.R. & J.R.P. CABRAL (eds.): Hexachlorobenzene: Proceedings of an international symposium, International Agency of Cancer, Lyon: 223–229.
- HEIDMANN, W.A. & A. BÜTHE (1986): Chlorpestizide und chlorhaltige Industriechemikalien. – In: RÜSSEL, H.A.: Rückstandsanalytik von Wirkstoffen in tierischen Produkten, Stuttgart.
- HEIDMANN, W.A., M. BEYERBACH, W. BRÖCKELMANN, A. BÜTHE, H. KNÜWER, B. PETERAT & H.A. RÜSSEL (1987): Chlorierte Kohlenwasserstoffe und Schwermetalle in tot an der deutschen Nordseeküste aufgefundenen Seevögeln. – Vogelwarte **34/2**: 126–133.
- JACOFF, F.S., R. SCARBERRY & D. ROSA (1986): Hexachlorobenzene: Uses and occurrence. – In: MORRIS, C.R. & J.R.P. CABRAL (eds.): Hexachlorobenzene: Proceedings of an international symposium, International Agency of Cancer, Lyon: 31–37.
- MÜLLER, P. (1985): »Altlasten« in saarländischen und norddeutschen Nahrungsnetzen. – Faun.-flor. Not. Saarl. **17**: 339–344.
- NEWTON, I. & M.B. HAAS (1984): The return of the Sparrowhawk. – Brit. Birds **77**: 47–79.
- OELKE, H. & H. RÜSSEL (1980): Chlorierte Kohlenwasserstoffe (Pestizide DDT, DDE, PCB) in freilebenden Vögeln Nordwestdeutschlands. – Beitr. Natur. Nieders. **33**: 29–43.
- OLSSON, M. & L. REUTTERGÄRDH (1986): DDT and PCB pollution trends in the Swedish aquatic environment. – Ambio **15**: 103–109.
- 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. – Pestic. Monitor. **13**: 61–68.
- POLITZ, W. (1977): Bestandsentwicklungen bei Brutvögeln in der Bundesrepublik Deutschland. – Vogelkd. Bibl. **6**, Greven.
- RATCLIFFE, D.A. (1970): Changes attributable to pesticides in egg breakage frequency and eggshell thickness in some British birds. – J. appl. Ecol. **7**: 67–107.
- SCHREY, E. (1984): Zur Nahrung der Lachmöwe (*Larus ridibundus*) im Bereich der Stadt Cuxhaven. – Seevögel **5**: 73–79.
- SAFE, S. (1980): Metabolism, uptake, storage and bioaccumulation. – In: KIMBROUGH, R.D. (ed.): Halogenated biphenyls, terphenyls, naphthalenes, dibenzodioxins and related products, Elsevier, Amsterdam: 77–107.
- SMIT, C.J. & W.J. WOLFF (1983): Birds of the Wadden Sea. Rep. 6 Wadden Sea Working Group. – In: WOLFF, W.J. ed.: Ecology of the Wadden Sea. Vol. 2. Rotterdam.

Anschriften der Verfasser:

Institut für Statistik und Biometrie der Tierärztlichen Hochschule
Bischofsholer Damm 15
D-3000 Hannover (M. B.)
Chemisches Institut der Tierärztlichen Hochschule
Bischofsholer Damm 15
D-3000 Hannover (A. B., W. A. H., H. A. R.)
Zoologisches Institut der Tierärztlichen Hochschule
Bünteweg 17
D-3000 Hannover (R. D.)
Niedersächsisches Landesverwaltungsamt – Fachbehörde für Naturschutz
Scharnhorststraße 1
D-3000 Hannover (H. K.)

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Seevögel - Zeitschrift des Vereins Jordsand zum Schutz der Seevögel und der Natur e.V.](#)

Jahr/Year: 1988

Band/Volume: [9_3_1988](#)

Autor(en)/Author(s): Beyerbach Martin, Bütthe Annegret, Dettmer Rainer, Heidmann Walter A., Knüwer Hermann, Rüssel Harald A.

Artikel/Article: [Chlorierte Kohlenwasserstoffe In Eiern und Lebern von Lachmöwen \(Larus ridibundus\) aus niedersächsischen Brutkolonien 33-39](#)