

Rückstände von Pestiziden und PCB bei schweizerischen Haubentauchern *Podiceps cristatus*

von ALFRED SCHIFFERLI

Schweizerische Vogelwarte Sempach

Untersuchungen über Rückstände von Pestiziden und PCB bei Haubentauchern einiger Schweizer Seen sollen uns Anhaltspunkte über das Vorhandensein von chlorierten Kohlenwasserstoffen, polychlorierten Biphenylen (PCB) und Quecksilberverbindungen in diesen Gewässern vermitteln. Dies ist im Hinblick auf die Entnahme von Trinkwasser von Bedeutung. Pestizide können erwiesenermaßen nicht nur Tieren sondern auch Menschen gefährlich werden.

Der Haubentaucher ernährt sich von Fischen und steht damit am Ende einer Nahrungskette. Er reichert fettlösliche, chemisch resistente Stoffe im Körperfett, in der Leber, im Gehirn und in der Muskulatur an. Die Konzentrationen im Fett können das Vieltausendfache des im Wasser vorkommenden Pestizides ausmachen. Vorerst reichern sich die Stoffe im Plankton an, dann in den davon lebenden Friedfischen. Zu einer noch größeren Konzentration kommt es bei fischfressenden Raubfischen; werden diese vom Haubentaucher verzehrt, führt das bei ihm zu einer weiteren Anreicherung. Um die Qualität eines einzelnen Gewässers prüfen zu können ist es notwendig, daß der Indikator, in diesem Fall der Haubentaucher, standortgebunden ist. Nur dann ist es möglich, von den im Körper gefundenen Pestiziden auf den Verschmutzungsgrad des betreffenden Gewässers zu schließen (Moore 1966, Urban & Schifferli 1973). Junge Haubentaucher, die den See vom Schlüpfen bis zur Erlangung der Flugfähigkeit nicht verlassen können, erfüllen diese Bedingung. Im Jahr 1970 begannen wir mit unsern Untersuchungen, die im größeren Umfang fortgesetzt werden sollten, dann aber vorzeitig abgebrochen werden mußten. Trotzdem wir also nur über recht fragmentarisches Material verfügen, sollen die Ergebnisse bekanntgegeben werden.

Material und Methode

Als Versuchsgewässer wählten wir den Küssnachtersee (Arm des Vierwaldstättersees), den Oberen Zürichsee, den Untersee, den Sempachersee, Bielersee und Murtensee. Die untersuchten Haubentaucher – es sollte sich um im Familienverband lebende Jungvögel handeln – wurden nach unserer Anleitung von Wildschutzorganen der betreffenden kantonalen Jagdverwaltungen und auf dem Sempachersee von uns selbst gesammelt und sofort tiefgekühlt. An der Vogelwarte wurden sie gewogen, gemessen und das Alter bestimmt, anschließend gelangten die Kadaver an das Chemische Laboratorium der Stadt Zürich zur Analyse. Das Naturhistorische Reichsmuseum in Stockholm (AB Isotopteknik) erhielt Schwungfedern zum Feststellen des Quecksilbergehaltes.

Um die Rückstände chlorierter Kohlenwasserstoffe nachzuweisen, benutzte das Chemische Laboratorium der Stadt Zürich die Gaschromatographie, wobei besonders Hexachlorbenzol und die PCBs bedeutende analytische Probleme verursachten. Hexachlorbenzol interferiert in der Gaschromatographie mit den Benzolhexachlorid-Isomeren, die PCBs überlagern in der DDT-Gruppe und ver-

TABELLE 1. Rückstände in Leber und Gehirn in ppm (mg/kg) auf der Fettbasis. DDT wurde in allen Analysen als Spuren vorgefunden. HCB = Hexachlorbenzol, BHC = Benzolhexachlorid (zur Hauptsache Lindan), DDE = DDT-Abkömmling, PCB = polychlorierte Biphenyle.

		HCB	BHC	Dieldrin	DDE	PCB	
1.	juv. 17. 10. 70	Leber	0.02	0.07	0.20	0.2	6
	Küßnachtsee	Gehirn	0.02	0.017	0.01	0.03	?
2.	juv. 5. 10. 70	Leber	0.6	0.16	Spuren	3.5	<3
	Sempachersee	Gehirn	0.05	0.014	0.007	0.03	Spuren
3.	juv. 29. 9. 70	Leber	1.2	0.29	Spuren	7.0	8
	Untersee	Gehirn	0.04	0.01	Spuren	0.05	Spuren
4.	ad. 14. 10. 70	Leber	0.06	0.275	0.35	15.0	20
	Zürichsee	Gehirn	0.01	0.017	0.01	0.1	10
5.	juv. 30. 9. 70	Leber	1.5	0.19	0.46	15.0	25
	Bielsee	Gehirn	?	?	?	?	?
6.	juv. 13. 10. 70	Leber	0.5	0.13	0.42	9.0	100
	Murtensee	Gehirn	0.02	0.016	0.013	0.05	Spuren
7.	ad. 13. 10. 70	Leber	1.0	0.24	0.32	54.0	160
	Murtensee	Gehirn	0.06	0.016	0.03	0.12	20-40
8.	ad. 14. 10. 70	Leber	0.9	0.703	0.5	214	300
	Zürichsee	Gehirn	?	?	?	?	?

unmöglich bei der sonst zuverlässig arbeitenden Methode den Nachweis der übrigen persistierenden Insektizide wie auch deren Metaboliten. Zum Nachweis von Quecksilber in den Federn verwendete die AB Isotoptechnik, Stockholm, die von Ljunggren et al. (1971) beschriebene Aktivierungsmethode.

Über Herkunft, Datum und Alter der untersuchten Haubentaucher gibt Tabelle 1 Auskunft. Leider wurden neben fünf Jungvögeln entgegen unserer Anweisung versehentlich auch drei Altvögel erlegt. Sie können die bei ihnen gefundenen Pestizide auch auf einem andern Gewässer, während des Zuges oder im Winterquartier erworben haben. Ein Teil des schweizerischen Haubentaucherbestandes wandert im Herbst in südwestlicher Richtung bis an die Pyrenäen. Einzelne wechseln im Winter die Gewässer in der Schweiz, wo sie mit Pestiziden in Kontakt kommen können. Die beiden Altvögel vom Zürichsee befanden sich in einer Gruppe von 5-8 Haubentauchern. Ob es sich dabei um einheimische Vögel, um Zuzügler von andern Gewässern oder um Gäste aus dem Nordosten handelte, bleibt ungewiß. Der Altvogel vom Murtensee (Tab. 1, No. 7) wurde zusammen mit seinem Jungvogel (No. 6) erlegt; es ist anzunehmen, daß er sich wenigstens während eines halben Jahres auf diesem Gewässer ernährte.

Ergebnisse und Diskussion

Bevor ich auf die Ergebnisse der Pestizid-Analysen eingehe, möchte ich ausdrücklich darauf hinweisen, daß das verfügbare Material sehr klein ist. Trotz des damit verbundenen Unsicherheitsfaktors lassen sich aber dennoch gewisse quantitative Unterschiede im Rückstandsbefund bei den acht untersuchten, von sechs verschiedenen Seen stammenden Haubentauchern erkennen. Diese Unterschiede könnten auf eine verschieden starke Pestizid-Verschmutzung der betreffenden Gewässer hinweisen, immer in der Annahme, die analysierten Haubentaucher eignen sich als Indikatoren dazu und die Analysenbefunde seien repräsentativ.

TABELLE 2. Rückstände im Körperfett bzw. in der Feder (Quecksilber) in ppm derselben Haubentaucher wie in Tab. 1. Reihenfolge der Individuen entsprechend der gesamten Rückstandsmenge. In Klammer für jeden der sechs Giftstoffe die Rangziffer entsprechend der Rückstandsmenge. HG = Quecksilber.

		Hg	HCB	BHC	Dieldrin	DDE	PCB	Rangsumme
1. Küßnacht	juv.	1.53 (1)	0.02 (1)	0.095 (1)	0.27 (1)	6.5 (2)	8-10 (2)	8
2. Sempach	juv.	2.03 (2)	0.7 (3)	0.2 (3)	0.27 (1)	4.8 (1)	7.0 (1)	11
3. Untersee	juv.	4.15 (4)	2.00 (5)	0.29 (4)	0.3 (3)	15 (3)	9.7 (3)	22
4. Zürichsee	ad.	4.00 (3)	0.05 (2)	0.5 (7)	0.53 (4)	27 (5)	30 (4)	25
5. Bielersee	juv.	7.05 (7)	1.0 (4)	0.16 (2)	1.12 (6)	32 (6)	>70 (5)	30
6. Murtensee	juv.	7.80 (8)	2.0 (5)	0.32 (5)	0.93 (5)	17 (4)	290 (6)	33
7. Murtensee	ad.	5.20 (6)	3.0 (7)	0.345 (6)	2.4 (7)	110 (7)	>350 (7)	40
8. Zürichsee	ad.	4.15 (4)	4.0 (8)	1.8 (8)	2.6 (8)	395 (8)	700 (8)	44
Mittel (total)		4.49	1.60	0.46	1.05	75.9	(>183)	
	s	2.18	1.42	0.55	0.95	133.3		
Mittel	ad.	4.45	2.35	0.88	1.84	177.3	(>360)	
	juv.	4.51	1.14	0.21	0.58	15.1	(>77)	

Tab. 1 zeigt die Pestizidrückstände in Leber und Gehirn. Die Reihenfolge eins bis acht der Haubentaucher entspricht der zunehmenden Konzentration der gefundenen Rückstände. In Tab. 2 haben wir die Rückstandsmengen der chlorierten Kohlenwasserstoffe im Körperfett als deren hauptsächlichem Träger und das im Federkleid enthaltene Quecksilber separat dargestellt. Wie ein Vergleich der Rückstandsmengen der chlorierten Kohlenwasserstoffe in den verschiedenen Organen zeigt, nehmen die Rückstände in der Leber und im Gehirn in ähnlicher Weise zu wie im Körperfett. Zur Ermittlung der Reihenfolge rangierten wir die acht Haubentaucher nach den gefundenen Rückstandsmengen der einzelnen Pestizide. Die Summe der dabei sich ergebenden Rangziffern der sechs Pestizide benutzten wir als Kriterium für die relative Höhe der gesamten Rückstandsmenge (Tab. 2, letzte Kolonne). Entsprechend der so erhaltenen Reihenfolge zeigen die Haubentaucher des Küßnachersees und des Sempachersees die kleinste, jene des Murtensees und des Zürichsees die höchsten Werte. Die Rückstandsbelastung der Haubentaucher vom Bielersee und Untersee nehmen eine Mittelstellung ein. Ob entsprechend diesen Befunden auch dieselbe Rangordnung in der Verschmutzung dieser Gewässer angenommen werden darf, sei dahingestellt.

Vergleicht man die Rückstände der verschiedenen Stoffkategorien, so zeigt sich, daß deren Konzentration im Körperfett der Haubentaucher parallel zueinander zunehmen. Der Jungvogel vom Küßnachersee (1) weist beispielsweise bei vier Pestizidkategorien die geringste und bei den beiden andern die zweitniedrigste Konzentration auf. Der Altvogel vom Zürichsee (8) dagegen steht bei fünf Pestizidgruppen an höchster, mit einer an vierter Stelle. Erwähnenswert in unserem Fall ist der hohe Anteil von PCB, der bei sieben der acht Haubentaucher an erster Stelle steht. Je ein Altvogel vom Murtensee und vom Zürichsee weist mit Abstand die größte Konzentration von PCB mit 350 bzw. 700 ppm im Körperfett und 160 bzw. 300 ppm in der Leber auf. Prestt et al. (1970) fanden die größten Konzentrationen von PCB-Rückständen für Großbritannien bei auf Flüssen und Seen lebenden, fischfressenden Vögeln. Die da-

bei in der Leber festgestellten Rückstandsmengen von 300 und 900 ppm PCB waren die bisher höchsten, bei freilebenden Tieren vorgefundenen. Unsere beiden letztgenannten Haubentaucher weisen demnach eine bemerkenswert hohe Konzentration an PCB auf, erreichen sie doch fast die in Großbritannien ermittelten Höchstwerte. Ähnlich hoch liegen die Zahlen für DDE mit 110 bzw. 395 ppm im Körperfett und 9 bzw. 54 ppm in der Leber. Bei den Jungvögeln erreichten die Rückstandsmengen im allgemeinen ein bedeutend niedrigeres Niveau als bei den Altvögeln. Einzig der Jungvogel vom Murtensee wies mit 290 ppm PCB im Körperfett und 100 ppm in der Leber eine überaus starke Kontamination auf.

Giftigkeit und Herkunft der PCBs und des Quecksilbers

Es stellte sich neben dem Verschmutzungsproblem unserer Gewässer auch die Frage der Toxizität dieser chemischen Substanzen für deren Träger, die Vögel. Nachdem wir bereits früher über die Auswirkung einer Kontamination mit chlorierten Kohlenwasserstoffen (Hexaprodukte, DDT-Gruppe, Dieldrin) berichtet haben (Urban & Schifferli 1973), beschränken wir uns hier auf eine kurze Besprechung der erst im vergangenen Jahrzehnt als anreicherungsfähige chemische Stoffe erkannten PCBs und Quecksilberverbindungen. Anhand einiger anschließend aufgeführten Beispielen soll insbesondere auf die Schwierigkeiten hingewiesen werden, die sich bei der Beurteilung von Rückstandsanalysen und deren Auswirkung für dessen Träger ergeben.

Ganz allgemein läßt sich sagen, daß die Schädlichkeit dieser Giftstoffe von zahlreichen innern und äußern Einflüssen abhängt. Entscheidend sind dabei die Dosis, die Stabilität des Giftstoffes und die Möglichkeit seiner Anreicherung im Organismus. Dabei werden immer wieder große artspezifische und selbst individuelle Unterschiede festgestellt. Ebenso kommt es sehr darauf an, in welchem Organ (Gehirn, Leber, Niere, Körperfett u. a.) das Gift abgelagert und angereichert wird. Zu berücksichtigen ist ferner der Gesundheitszustand des Tieres und der Druck der Beanspruchung, dem es zur gegebenen Zeit unterworfen ist (Zug, Brüten, Mauser u. a.). Auch die Möglichkeit der Ausscheidung des Giftes aus dem Körper, bevor die wirksame Dosis erreicht ist, muß erwogen werden. Zudem ist der tierische Organismus imstande, chemische Verbindungen umzuwandeln, wobei die Toxizität verändert wird. Dasselbe kann durch äußere Einflüsse (z. B. Ultraviolettlicht und andere Strahlen) geschehen.

PCB. – Die PCB-Verbindungen zeigen in mancher Hinsicht ähnliche Eigenschaften wie die chlorierten Kohlenwasserstoffe. Es sind weltweit verbreitete, resistente und im Fett akkumulierbare, chemische Stoffe. Es war demnach zu erwarten, daß sie in den Organen fischfressender Vögel angehäuft angetroffen werden. Die Giftigkeit der PCBs wird von Prestt et al. (1970) als dreizehnmal niedriger als jene des DDT taxiert, und DDT ist nach De Witt et al. (1960) $\frac{1}{6}$ bis $\frac{1}{14}$ weniger giftig als Dieldrin. Stickel (1972) bewertet die Giftigkeit von PCB ähnlich jener von DDE. Nach seinen Angaben variiert die tödliche PCB-Dosis in der Leber bei Kücken zwischen 120–2900 ppm und im Gehirn zwischen 120–420 ppm. Damit liegen die bei zwei unserer Haubentaucher gefundenen Konzentrationen in der Leber mit 160 bzw. 300 ppm im Bereiche der tödlichen Dosis, für das Gehirn mit 20–40 ppm dagegen nicht. Prestt et al. (1970) fanden bei ihren Fütterungsversuchen mit Bengalfinken *Lonchura striata*

bei einem Teil der Versuchsvögel die tödliche Konzentration in der Leber zwischen 70 und 697 ppm, während bei andern Individuen Konzentrationen zwischen 3 und 634 ppm nicht zum Tode führten. Die tödliche Dosis kann also sehr stark variieren. Damit unterscheidet sich die Giftwirkung des PCB wesentlich von jener des DDT, bei dem die letale Dosis zwischen 1000 und 1200 ppm beginnt. Im einzelnen scheint die Toxizität bei den verschiedenen PCB-Präparaten mit steigendem Chloranteil zuzunehmen (Stickel 1972). Ebenso spielen gewisse Verunreinigungen in PCB-Verbindungen für deren Gefährlichkeit eine entscheidende Rolle. PCB-Produkte, denen Spuren von chloriertem Naphthalen bzw. Dibenzofuran anhaften, zeigten eine um ein Vielfaches erhöhte Toxizität (Vos et al. 1970).

Versuche mit Fasanen *Phasianus colchicus*, Stockenten *Anas platyrhynchos*, Schopfwachteln *Colinus virginianus* und Wachteln *Coturnix coturnix* ergaben artspezifische Unterschiede im Ertragen des Giftes. So halten z. B. Wachteln drei bis viermal größere Dosen aus als Schopfwachteln (Heath et al. 1972).

Sind neben PCB noch DDT- oder DDE-Rückstände vorhanden, so addieren sich die Giftwirkungen dieser chemischen Stoffe. Wird PCB von Pestiziden im Körper eines Tieres begleitet, was in den allermeisten Fällen zutreffen dürfte, wird viel weniger PCB ausgeschieden. Es kann also zusammen mit den erwähnten Pestiziden stärker kumulieren (Södergren et al. 1972), womit sich die Gefahr für den Träger erhöht.

Wie bereits erwähnt, handelt es sich bei den PCBs nicht um Pestizide, die im Pflanzenschutz gegen Schädlinge verwendet werden. Im Gebrauch sind sie seit etwa 1930 in verschiedenen Industriezweigen (Prett et al. 1970). Es stellt sich die Frage, woher und wie sie in die Umwelt gelangen. Sie können überall kontrollfrei hergestellt, verkauft und verwendet werden (Boßhardt 1971). Sie finden Verwendung u. a. in der Elektrotechnik als Transformatorenöle, als Isolationsmaterial, als Weichmacher in der Kunststoffindustrie und als Zusatzstoffe in der Farbindustrie für feuerfeste Schutzanstriche. Ähnlich wie die Pestizide gelangen sie ins Wasser und in die Atmosphäre und haben damit die Möglichkeit, überallhin verfrachtet zu werden. Wegen ihres geringen Dampfdruckes verflüchtigen sie sich verhältnismäßig leicht in die Luft und ins Wasser. PCBs passieren Kläranlagen und beim Verbrennen von Plastik entweichen sie in die Atmosphäre. Es ist deshalb nicht verwunderlich, wenn sie weltweit Verbreitung fanden. PCBs sind nicht wasserlöslich, reichern sich aber ähnlich wie die chlorierten Kohlenwasserstoffe im Fett und Öl von Tieren und Pflanzen an. Die Anreicherung über eine lange Nahrungskette bis zum Haubentaucher kann das Vieltausendfache der im Wasser vorhandenen Rückstände betragen. Biologisch werden sie im Organismus nicht oder nur äußerst langsam abgebaut oder ausgeschieden. Durch Ultraviolettstrahlung zersetzen sie sich ebenfalls in einem nur sehr langsamen Prozeß (Boßhardt 1971).

Quecksilber. – Seitdem man sich vor etwas mehr als einem Jahrzehnt infolge schwerer Vergiftungsfälle bei Fischen, Vögeln und Säugern der Quecksilber-Kontamination bewußt wurde, die auch den Menschen direkt und indirekt gefährden konnte, sind Ergebnisse zahlreicher Untersuchungen bekanntgeworden. Als besonders gefährlich erwiesen sich organische Quecksilberverbindungen, vor allem Methylquecksilber. Anorganisches Quecksilber kann während längerer Zeit, eingeschwemmt in den Bodenschlamm von Gewässern, dort ver-

bleiben, um später von Mikroorganismen in organische Verbindungen umgewandelt zu werden. Auch im lebenden Vogelkörper kann dieser Prozeß stattfinden (Dustman et al. 1972). In diesem Zusammenhang stellten Anderson et al. (1973) fest, daß Quecksilber im Meer noch etwa sechs Jahrzehnte nach Aufhören der Verschmutzung wirksam sein kann.

Quecksilberrückstände im Körper schädigen vor allem Leber, Niere, Milz und Herz, wobei Fettdegenerationen auftreten. Die Markscheiden der Nerven können angegriffen werden. Quecksilber gelangt auch in die Federn. Es wird dort während des Wachstums eingelagert und bleibt in der fertigen, toten Feder unverändert erhalten. Damit besteht die einzigartige Möglichkeit, sowohl am lebenden Vogel wie an vor vielen Jahrzehnten gesammelten Museumspräparaten Rückstandsanalysen vorzunehmen (Berg et al. 1966). Schwedische Habichte *Accipiter gentilis*, die zwischen 1815 und 1940 gesammelt worden sind, zeigen in ihren Federn einen Quecksilbergehalt, der während mehr als eines Jahrhunderts unverändert bei 2,0 ppm bis 2,5 ppm lag. Von 1940 bis 1965 stieg er schlagartig auf 20,0 ppm an, als indirekte Folge der während dieser Zeit verwendeten Quecksilber-Saatbeize. Nachdem Alkyl-Quecksilber als Saatbeize in Schweden ab 1966 verboten wurde, sank der Quecksilberrückstand in den Federn der Habichte wieder auf 3,36 ppm (Jensen et al. 1972). Bei schwedischen Haubentauchern verlief die Zunahme des Quecksilbergehaltes nicht in dieser stürmischen Weise, sondern stieg seit Beginn des 20. Jahrhunderts kontinuierlich von 4,0 ppm vom vorigen Jahrhundert auf 13,0 ppm. Der mittlere Wert von Quecksilber in den Federn schweizerischer Haubentaucher (1970) liegt bei 4,5 ppm (1,53–7,8 ppm). Er erreicht damit die obere Grenze der schwedischen Befunde vom vergangenen Jahrhundert und dürfte als niedrig bezeichnet werden. Auch bei Fasan, Rebhuhn und Wanderfalke verzehn- und verzwanzigfachen sich die Rückstände seit 1940 in Schweden. Beim Seeadler *Haliaeetus albicilla* wurden Konzentrationen bis zu 64,0 ppm und bei einer Waldohreule *Asio otus* bis zu 109,0 ppm in der Feder (Berg et al. 1966) gemessen. Die Rückstände in der Feder betragen etwa das sieben- bis achtfache der Konzentration im frischen Muskelgewebe.

Analysen an fischfressenden Vogelarten vom Neuenburger- und Genfersee ergaben bedeutend höhere Konzentrationen an Quecksilber. Bei einem Haubentaucher vom Genfersee (Grangettes, August 1972) fanden Veluz et al. (1976) 3,9 ppm, bei einem Fischreiher *Ardea cinerea* von Yverdon 4,0 ppm und bei einem Gänsesäger *Mergus merganser* von Nyon 4,2 ppm Quecksilber im Muskelgewebe. Der Gehalt in den Federn, um mit unsern Befunden vergleichen zu können, errechnen wir bei einer siebenmal stärkern Konzentration in diesem Organ mit 30,0 ppm. Ein Sperber *Accipiter nisus* von Freiburg erreichte sogar eine Rückstandsmenge von 6,7 ppm im Muskelgewebe, was einer solchen von 45,0 ppm in der Feder entsprechen dürfte. Diese Werte sind bedenklich hoch.

Quecksilber findet seinen Weg in die Umwelt nicht nur über Pflanzenschutzmittel. Als Metall und in zahlreichen anorganischen Verbindungen wird es im Apparatebau, in der elektrochemischen Industrie, in Medizin, Hygiene und Kosmetik, in Anstrichfarben und als Holzschutzmittel verwendet. In den Abgasen von Ölheizungen verflüchtigt es sich in die Atmosphäre. Eine auf die Gewässer bezogene, globale Quecksilber-Bilanz aus den Vereinigten Staaten führt mit 4800 t Quecksilber pro Jahr etwa einen Drittel der Hg-Gesamtemissionen auf fossile Brennstoffe zurück (Fehlau 1974). In der Schweiz werden jährlich

um die 50 Tonnen eingeführt und davon 500 kg als Pflanzenschutzmittel (Saatbeize) verwendet (Boßhardt 1971).

Seit 1973 hat die OECD begonnen, in einigen europäischen Ländern den Verschmutzungsgrad durch Pestizide mit einer standardisierten Untersuchungsmethode festzustellen. Flußbarsche *Perca fluviatilis* dienen als Indikatoren für die zu untersuchenden Gewässer und Starennestlinge *Sturnus vulgaris* für das Festland. Auch die Schweiz ist mit einigen chemischen Laboratorien an diesem Forschungsprojekt beteiligt. Erste Ergebnisse sollen nach dreijährigem Material sammeln (1973–75) veröffentlicht werden.

Dank. – Den Jagdverwaltungen der Kantone Bern, Freiburg, Luzern, Schwyz, Thurgau und Zürich danken wir für die Beschaffung der Haubentaucher, dem Chemischen Laboratorium der Stadt Zürich und dem Naturhistoriska Riksmuseet durch die AB Isotopteknik, Stockholm für die Rückstandsanalysen und Luc Schifferli für die sorgfältige Durchsicht des Manuskripts und die englische Zusammenfassung.

ZUSAMMENFASSUNG

Fünf juvenile und drei adulte Haubentaucher von sechs Schweizer Seen wurden im September/Oktober 1970 gesammelt und auf Rückstände von Pestiziden und PCB untersucht, um anhand einer am Ende einer Nahrungskette stehenden Vogelart Hinweise auf die derzeitige Belastung unserer Gewässer zu erhalten. Federn wurden auf Quecksilber, Leber, Gehirn und Körperfett auf PCB- und Pestizid-Rückstände analysiert.

Trotz großer Unterschiede in der Gesamtbelastung zeigte sich jeweils eine gleichlaufende Zunahme aller Schadstoffe. Bei Jungvögeln waren die Rückstandskonzentrationen kleiner als bei Altvögeln. Im Körperfett ergaben sich höhere Konzentrationen als in der Leber und im Gehirn.

Die niedrigsten Konzentrationen wurden bei den Haubentauchern vom Sempachersee und Küssnachtersee, die höchsten bei jenen vom Zürichsee und Murtensee gefunden. Von allen festgestellten Schadstoffen standen die PCB-Rückstände an der Spitze; die gefundenen Konzentrationen erreichten die in England bei fischfressenden Vogelarten nachgewiesenen Höchstwerte (bis 700 ppm).

SUMMARY

Residues of pesticides and PCBs in Swiss Great Crested Grebes

Five juvenile and three adult Great Crested Grebes were collected on six Swiss lakes for pesticide analyses in September/October 1970, to document the present level of contamination in a species at the end of the food chain. Feathers were examined for Hg residues, liver brain and body fat for HCB, BHC, DDE, PCB, DDT and Dieldrin.

Although there is considerable variation, concentrations of the different chemicals usually increased in parallel and were lower in juvenile than in adult birds. They were higher in body fat than in the liver and the brain.

Lowest concentrations were found in Grebes from the lakes of Sempach and Küssnacht. Those from the lakes of Zürich and Murten were highest. The PCBs showed larger concentrations than any of the other chemicals and were as high as the maxima found in British fish-eating species (up to 700 ppm).

LITERATUR

- ANDERSON, A., J. M. ANDERSON & L. E. MAYER (1973): System simulation to identify environmental research needs: mercuria contamination. *Oikos* 24: 231–238.
- BERG, W. et al. (1966): Mercury content in feathers of Swedish birds from the past 100 years. *Oikos* 17: 71–83.
- BOSSHARDT, H. P. (1971): Polychlorierte Biphenyle, Methylquecksilber, Hexachlorbenzol. Vervielf. Manusk., Eidg. Forschungsanstalt für Obst-, Wein- und Gartenbau, Wädenswil.

- DE WITT, J. B., C. M. MENZIE, V. A. ADOMAITIS & W. L. REICHEL (1960): Pesticidal residues in animal tissues. Trans. N. Am. Wildl. Conf. 25th; 277-285.
- DUSTMAN, E. G., L. F. STICKEL & J. B. ELDER (1972): Mercury in wild animals Lake St. Clair 1970. Environmental Contamination: 46-52. Ann Arbor.
- FEHLAU, K.-P. (1974): Der Gewässerschutz ist das Schlüsselproblem. Umwelt, Sonderh. 1974: 39-50.
- HEATH, R. G., J. W. SPAN, J. F. KREITZER & C. VANCE (1972): Effects of polychlorinated biphenyls on birds. Proc. XVth. Int. Orn. Congr.: 475-485. Leiden.
- JENSEN, S., A. G. JOHNELS, M. OLSSON & T. WESTERMARK (1972): The avifauna of Sweden of environmental contamination with mercury chlorinated hydrocarbons. Prox. XVth Int. Orn. Congr.: 454-465. Leiden.
- LJUNGGREN, K., B. SJÖSTRAND, A. G. JOHNELS, M. OLSSON, G. OTTERLIND & T. WESTERMARK (1971): Activation analyses of mercury and other environmental pollutants in water and aquatic ecosystems. Nuclear techniques in environmental pollution. Int. Atomic Energy Agency, Vienne, 1971.
- MOORE, N. W. (1966): A pesticide monitoring system with special reference to the selection of indicator species. J. appl. Ecol. 3, Suppl.: 261-269.
- PRESTT, I., D. N. JEFFERIES & N. W. MOORE (1970): Polychlorinated biphenyls in wild birds in Britain and their avian toxicity. Environ. Pollut. 1: 3-26.
- SÖDERGREN, A., S. ULFSTRAND (1972): DDT and PCB relocate when caged Robins use fat reserves. Ambio. 1: 36-40.
- STICKEL, L. F. (1972): Biological data in PCB in animals other than Man. Pat. Wildl. Res. Centre U. S. Dep. Inter. Laurel. Intern. Rep.
- URBAN, S. & A. SCHIFFERLI (1973): Untersuchungen über die Auswirkung von Pestizidverschmutzung auf Vögel im südlichen Ungarn. Orn. Beob. 70: 1-18.
- VELUZ, S., P. GOELDIN & J.-CL. PRAZ (1976): La pollution mercurielle de la faune sauvage en Suisse romande. Rev. suisse Agric. 5: 122-129.
- VOS, J. G., J. H. KOEMAN, H. L. VAN DER MAAS, M. C. TEN NOEVER DE BRAUW & R. H. DE VOS (1970): Identification and toxicological evaluation of chlorinated dibenzofuran and chlorinated naphthalene in two commercial polychlorinated biphenyls. Food Cosmet. Toxicol. 8: 625-633.

Dr. A. Schifferli, Schweizerische Vogelwarte, 6204 Sempach