

Originalarbeiten

Analyse von Quecksilber in Seeadlerfedern aus Mecklenburg-Vorpommern mit Hilfe der Hamburger Protonenmikrosonde

¹Manfred Niecke, ¹Andreas Krüger, ²Peter Hauff, ³Hermann Ellenberg, ⁴Ralph Labes, ⁵Susanne Niecke¹ Universität Hamburg, I. Institut für Experimentalphysik – Forschungsgruppe Umweltanalytik, Jungiusstr. 9, D-20355 Hamburg² Staatliches Amt für Umwelt und Natur, Pampower Str. 66/68, D-19061 Schwerin³ BFA für Forst- und Holzwirtschaft, Institut für Weltforstwirtschaft und Ökologie, Leuschnerstr. 91, D-21031 Hamburg⁴ Ministerium für Landwirtschaft und Naturschutz des Landes Mecklenburg-Vorpommern, Paulshöher Weg 1, D-19061 Schwerin⁵ Christian-Albrechts-Universität Kiel, Eichhofstr. 23, D-24116 Kiel

Korrespondenzautor: Dr. Manfred Niecke

Zusammenfassung

Mit der Hamburger Protonenmikrosonde untersuchen wir den Quecksilbergehalt in Seeadlerfedern, die in Mecklenburg-Vorpommern über Jahrzehnte gesammelt wurden. Anhand der Fundorte und Funddaten ist es möglich, ein zeitliches und regional differenziertes Bild der Quecksilberbelastung, die vorwiegend durch Hg-haltige Saatgutbeizen in der Landwirtschaft verursacht wurden, zu erstellen. Wir vergleichen die gefundenen Konzentrationen mit der 'geogenen' Grundbelastung, die an Federproben des vorigen Jahrhunderts von Museumstieren ermittelt wurde.

Schlagwörter: Analyse, Quecksilber in Seeadlerfedern; Bioindikatoren, Seeadlerfedern; Biomonitoring, Seeadlerfedern; Hamburger Protonenmikrosonde; Landwirtschaft, Hg-haltige Saatgutbeizen; Quecksilberbelastung, Seeadlerfedern; Seeadlerfedern, Quecksilberbelastung; Seeadlerfedern

Abstract

Analysis of Mercury in the Feathers of Sea Eagles of Mecklenburg-Vorpommern with the Aid of the Hamburger Proton Micro-Probe

With the aid of the Hamburg proton micro-probe, we examined the concentration of mercury in sea eagle feathers collected over the course of several decades in the Mecklenburg-Vorpommern area. Based on the sites where these feathers were collected and the data of these findings, it is possible to get a differential picture of mercury contamination related both temporally and regionally to the mercurial pollution of seed mordants used agriculturally. We compared the concentrations found with a basic "geogenic" contamination which was also to be seen in the feather samples from the last century as detected in museum animal specimens.

Keywords: Agriculture, seed mordants; analyses, mercury in sea eagle feathers; bioindicators, sea eagle feathers; biomonitoring, sea eagle feathers; Hamburg proton micro-probe; mercury contamination, sea eagle feathers; sea eagle feathers, mercury contamination; sea eagle feathers

1 Einleitung

Der Seeadler (*Haliaeetus albicilla* L.) war zu Anfang des Jahrhunderts in Deutschland, wie in anderen Ländern auch, von der Ausrottung bedroht. Erst mit dem Bewußtwerden eigener Verantwortung für Landschaft- und Naturschutz konnten die Brutbestände des Seeadlers zunächst allmählich wieder ansteigen. Seit etwa 1950 erfolgte in Mecklenburg-Vorpommern eine Kontrolle des Bestandes, der in den drei Jahrzehnten bis 1980 konstant bei ca. 80 Brutpaaren lag. Nach Einstellung des Einsatzes von DDT in der Landwirtschaft ist seit 1980 eine langsame Zunahme bis auf gegenwärtig etwa 140 Brutpaare (BP) festzustellen, die sich entsprechend der unterschiedlichen ökologischen Ausstattung auf das 23.000 km² große Bundesland verteilen [1].

Wenn auch der Seeadler nicht mehr vom Menschen als "Raubvogel" verfolgt wird, so stellen doch anthropogene Schadstoffeinträge in die Biosphäre eine Bedrohung dar. Hierzu gehören die Metalle der 6. Periode des Periodensystems Blei, Quecksilber und Thallium, die zu den am stärksten toxisch wirkenden Elementen gehören. Die hohe inhärente Giftigkeit wird häufig nur durch die schlechte Wasserlöslichkeit ihrer Salze maskiert.

Die toxische Wirkung des Quecksilbers ist lange bekannt. Die größte Giftigkeit weisen Organo-Quecksilberverbindungen auf, von denen Methyl-Quecksilber am meisten verbreitet ist. Bakterien können unter geeigneten Bedingungen Quecksilber methylieren. Im Meerwasser wird es im Plankton angereichert und gelangt damit in die Nahrungskette

der Fische, die es mit einem Faktor von 100 bis 1.000 im Vergleich zur Wasserkonzentration anreichern können. Besonders ältere Raubfische kumulieren Quecksilber bis in den $\mu\text{g/g}$ -Bereich. Als Endglieder der Nahrungskette sind daneben Robben und Seeadler besonders gefährdet.

Nachdem methylquecksilberhaltige Saatgutbeizen zu einem akuten Vogelsterben in Schweden geführt hatten, wurde deren Verwendung dort 1966 verboten, andere Länder (Niederlande 1969, Kanada, BRD 1980) folgten. In den Ländern der ehemaligen DDR lösten in den 70er Jahren wasserlösliche Methyl-Hg-Fungizide (Falisan) immer mehr die zuvor verwendeten Phenyl-Quecksilber-haltigen Saatgutbeizen ab. In der Folgezeit wurden zahlreiche tote Seeadler aufgefunden, deren Rückstandsanalyse hohe Quecksilbergehalte im Organismus nachwies, so daß der kausale Zusammenhang mit den Saatgutbeizen nahegelegt war. Es kann vermutet werden, daß in der Landwirtschaft der neuen Bundesländer Methyl-Hg-Fungizide noch im Jahr 1990 großflächig verwendet worden sind.

2 Zielsetzung

Federn von ausgewählten Vögeln haben sich in zahlreichen Untersuchungen als geeignete Bioindikatoren für die Schadstoffbelastung von Landschaftsausschnitten erwiesen [2-6]. Schwermetalle, die während der etwa einjährigen Tragzeit der Mauserfeder von außen auf die Feder aufgelagert werden, spiegeln die zeitlich integrale Aerosolbelastung im Lebensraum des Vogels in diesem Zeitraum wider. Schwermetalle, die über die Nahrungskette inkorporiert werden, sind Abbild der Belastung des Vogelorganismus in der kurzen Zeitspanne des Wachstums der Feder. Mit einer hochempfindlichen ortsaufauflösenden Analysenmethode kann eine externe Deposition von Schwermetall-Partikeln im Mikrometerbereich erkannt und damit von einer Inkorporation unterschieden werden.

Ausgehend von Federproben aus dem vorigen Jahrhundert, wird zunächst das Ausmaß einer gegebenenfalls vorhandenen "geogenen Quecksilber-Grundbelastung" festgestellt. Es ist das Ziel, mit Hilfe von Seeadlerfedern der zweiten Hälfte dieses Jahrhunderts die durch den Einsatz Quecksilberhaltiger Saatgutbeizen und deren Verbot ab 1991 verursachten Änderungen der Quecksilberkonzentration zu untersuchen und anhand der Fundorte der Federn ein regionales Abbild der Quecksilber-Belastung in Mecklenburg-Vorpommern zu erstellen.

3 Material und Methode

Untersucht werden ausschließlich Mauserfedern adulter Seeadler, die als Brutpaare einen begrenzten Lebensraum (etwa 30 km²) haben. Junge Vögel legen größere Entfernungen zurück, um nahrungsreiche Gebiete zu finden, so daß aus deren Schwermetallbelastung nicht auf die Kontamina-

tion regional begrenzter Landschaftsausschnitte geschlossen werden kann. Zur Untersuchung werden überwiegend Schwanzfedern verwendet.

Insgesamt wurden 165 Federn aus Mecklenburg-Vorpommern mit Funddaten zwischen 1950 und 1995 untersucht. Weitere 35 Federn von Bälgen aus den Museen Halberstadt, Berlin, Dresden und München mit Funddaten aus dem vorigen Jahrhundert und der ersten Hälfte dieses Jahrhunderts wurden in die Analyse mit einbezogen, um die geogene Grundbelastung durch Quecksilber zu erfassen und damit die Veränderungen durch anthropogene Einflüsse besser beurteilen zu können.

Die Proben wurden vor der Analyse nicht gewaschen. Dies hat folgenden Hintergrund:

- Eine zuverlässige quantitative Aussage über extern deponierte Schwermetalle ist nur an der nicht vorbehandelten Feder durchführbar.
- Bei den Museumspräparaten standen die Federn nicht für eine Waschprozedur zur Verfügung. Die ausgestanzten Proben sind mechanisch sehr empfindlich und würden durch das Waschen zerstört.

Den Federn wurde für die Analyse auf der Innenfahne in etwa 4 cm Basisabstand ein kreisrundes Stück mit 3 mm Durchmesser entnommen.

Die Schwermetallanalysen in diesem Projekt wurden mit der Methode der durch Protonen induzierten Röntgenstrahlung (X-ray)-Emission (PIXE) durchgeführt, die sich in verschiedenen Bereichen der Umweltanalytik als leistungsfähiges Analysenverfahren erwiesen hat [7].

Mit der Hamburger 2-MeV-Protonen-Mikrosonde wird ein wählbarer Ausschnitt der Probenoberfläche abgetastet und die Verteilung der Elemente über die Feder dargestellt.

Damit kann entschieden werden, ob die gemessenen Schwermetalle

1. über die Nahrungskette vom Vogel aufgenommen, über einen aktiven Stoffwechselprozeß während des Federwachstums in die Feder eingelagert werden und dort nach Ende des Federwachstums in einer konstanten Konzentration vorliegen

oder

2. nach Abschluß des Federwachstums während der Tragzeit "passiv" auf der Feder deponiert werden, so daß die Feder vorwiegend während des Vogelflugs als feinporiger Filter mit hohem Rückhaltegrad fungiert.

Das Wissen über den Mechanismus der Kontamination ist für die Interpretation der Daten von Bedeutung. Bei einer

Inkorporation ist die Konzentration, bei einer externen Deposition die auf die Federfläche bezogene Masse des Schwermetalls die geeignete Meßgröße.

4 Ergebnisse

Anhand von Detailanalysen der Federfahne, von Mikrotomdünnschnitten des Federkiels und durch die Untersuchung des Gradienten der Schwermetalle über die Feder konnten wir für nahezu alle nachgewiesenen Schwermetalle zwischen externer Auflagerung aus der Atmosphäre und Einlagerung in die Feder unterscheiden [8]. Für Quecksilber und Blei konnten wir die Ergebnisse von HAHN et al. [9] bestätigen, u.a. durch den direkten Nachweis der Einlagerung von Quecksilber in den Federkiel. Von den weiteren Schwermetallen sind

1. die Elemente Calcium, Titan, Chrom, Mangan, Eisen, Strontium und Blei überwiegend aus der Luft während des Vogelflugs auf die Feder aufgelagert. Sie zeigen daher die Belastung der Atmosphäre während der etwa einjährigen Tragezeit der Mauserfeder im Lebensraum des Seeadlers auf. Bei den Elementen Calcium, Mangan und Eisen ist zusätzlich ein – für diese Elemente geringfügiger und pigmentierungsabhängiger – Anteil in die Feder eingelagert,
2. die Elemente Kupfer, Nickel und Zink überwiegend nach Aufnahme mit der Nahrung und Metabolismus im Vogelorganismus in die Feder eingelagert.

Die Konzentration des körperfremden Quecksilbers ist damit Abbild des Quecksilbergehalts im Vogelorganismus während der kurzen Zeitspanne (wenige Wochen) der Mauser. Sie spiegelt die Konzentration dieses Schwermetalls in der Nahrung vor bzw. während der Mauser wider.

Die Ergebnisse von Analysen an 33 Seeadler-Federn aus Museen, die zwischen 1850 und 1940 datiert sind, zeigt die **Abbildung 1** (→ *Anhang*, S.11). Federn aus Fundorten von Ostsee-Anrainer-Regionen werden von den übrigen Fundorten (Japan, Ägypten, Rußland (Kaukasus), Rumänien, Italien, Island, Deutschland) farblich unterschieden. In der logarithmischen Skalierung werden Meßwerte unterhalb der Bestimmungsgrenze (etwa 2 µg/g) mit 1 µg/g dargestellt.

Sieben dem Jahr 1886 zugeordnete Meßwerte sind mit "vor 1886" nicht genauer datierbar. Zwei Werte (Japan, "vor 1891" und Niedersachsen, "vor 1886") zeigen mit 91 µg/g bzw. 77 µg/g erhebliche Abweichungen von den übrigen Werten.

Die mittlere Quecksilberkonzentration beträgt 7,7 µg/g. Dabei sind die beiden weit über dem Mittel liegenden Werte ausgenommen. Hier werden anthropogene Einflüsse (Bergbau mit Abbau von Quecksilbermineralen im Harz und möglicherweise Goldgewinnung in Ostsibirien) vermutet. Teilt man die Proben in zwei Klassen mit Funddaten vor

1900 bzw. 1900 bis 1950, so zeigt sich ein Anstieg von 5,7 µg/g auf 8,3 µg/g. Wegen der regionalen Streuung der Einzeldaten ist dieser Anstieg aber nicht signifikant.

Mit Funddaten nach 1950 wurden insgesamt 165 Mauserfedern aus Mecklenburg-Vorpommern analysiert. Die ermittelten Konzentrationswerte wurden in Intervallen mit 3 µg/g Größe zusammengefaßt. Die Häufigkeit der entsprechenden Klassen wird in **Abbildung 2** (→ *Anhang*, S. 11) gezeigt. Es zeigt eine stark asymmetrische Verteilung mit dem Maximum zwischen 6 und 9 µg/g. Ein weiteres, weniger stark ausgeprägtes relatives Maximum liegt im Bereich 15-21 µg/g. Der mittlere Wert (Median) liegt bei 10,1 µg/g (→ *Tabelle 1*). Auffällig sind in der Verteilung einige wenige Proben mit großen Konzentrationen (über 30 µg/g).

In der *Tabelle 1* (→ S. 6) sind die für das Land Mecklenburg-Vorpommern und die einzelnen Kreise ermittelten Daten zusammengefaßt. Gezeigt sind jeweils die Probenanzahl, der Median, das arithmetische Mittel mit Standardabweichung und mittlerem Fehler des Mittelwertes (SEM) und der Maximalwert. Ergänzt werden diese Daten durch weitere aus angrenzenden Fundorten (Niedersachsen, Fundort Grüner Jäger, Sachsen, Fundort Kamenz und Schleswig-Holstein, Fundort Schaalsee). Der arithmetische Mittelwert der analysierten Proben (N=165) liegt bei 16 µg/g, die Standardabweichung beträgt 20 µg/g, der mittlere Fehler des Mittelwertes (SEM) 1,5 µg/g – der maximale Wert 196 µg/g stammt vom Fundort Kneese (1990) am Schaalsee. *Tabelle 1* (→ S. 6) läßt Unterschiede zwischen den einzelnen Kreisen erkennen, die großen Standardabweichungen zeigen jedoch, daß die Einzelwerte stark streuen. Dies wird auf die individuellen Gegebenheiten an den einzelnen Fundorten zurückgeführt.

In der **Abbildung 3** (→ *Anhang*, S. 12) sind die arithmetischen Mittelwerte der Quecksilberkonzentrationen für die einzelnen Fundorte durch eine entsprechende Größe der kreisförmigen Markierung dargestellt.

Hier lassen sich stark erhöhte Quecksilberkontaminationen insbesondere im Elbtal, im Schaalsee-Einzugsbereich und um Stavenhagen erkennen. Eine deutlich über dem Landesmittel liegende Quecksilber-Konzentration wurde auch für das Stadtgebiet Schwerin (Kaninchenwerder) festgestellt. Vergleichsweise niedrige Werte wurden in der Lewitz (Friedrichsmoor, Neuhof), im Müritz-Nationalpark – Teil Serrahn und einigen weiteren Fundorten (Dümmer, Boldebuck, Hohen Spreng) ermittelt. Unter dem Landesdurchschnitt liegen die Konzentrationen auch in den östlichen und nördlichen Landesteilen (Ostvorpommern, Mecklenburg-Strelitz, Ücker-Randow, Rügen und Nordvorpommern) mit Konzentrationen zwischen 5 und 9 µg/g ermittelt. Dies gilt ebenso für Güstrow und für Parchim im Bereich der Mecklenburgischen Seenplatte.

Im folgenden wird die zeitliche Entwicklung der Quecksilberkonzentration für ausgewählte Kreise Mecklenburg-Vor-

pommerns, aufgeschlüsselt nach den einzelnen Fundorten dargestellt.

Für den Kreis *Ludwigslust* einschließlich der Stadt Schwerin läßt die **Abbildung 4** (→ *Anhang, S. 12*) signifikant über dem Landesmittelwert liegende und zeitlich nahezu konstante Konzentrationen im Elbtal (Grittel, Mittelwert 55 µg/g) erkennen, hohe Werte (28,5 µg/g) wurden auch am Horst Kaninchenwerder (Stadt Schwerin) festgestellt. Im Bereich der Lewitz (Neuhof 8,9 µg/g, Friedrichsmoor 4,4 µg/g) ist die Kontamination gering. Ein zeitlicher Trend ist nicht erkennbar.

Die **Abbildung 5** (→ *Anhang, S. 13*) (*NW Mecklenburg*) zeigt im Jahr 1990 am Fundort Kneese eine auffallend hohe Quecksilberkonzentration (196 µg/g), auch 1989 wird hier ein überdurchschnittlicher Wert von 35,8 µg/g gemessen.

Im Kreis *Güstrow* (→ *Abb. 6, Anhang, S. 13*) zeigt sich nicht diese Variation unter den verschiedenen Fundorten. Hier ist eine zeitliche Abnahme eindeutig nachzuweisen. Eine Anpassung mit einer Exponentialfunktion ergibt für die Abnahme der Quecksilberkonzentration eine Halbwertszeit von 6,9 Jahren. Die niedrigsten Konzentrationen zwischen etwa 2 und 3 µg/g wurden bei den Federn aus Boldebeck gemessen.

Aus dem Kreis *Parchim* (→ *Abb. 7, Anhang, S. 13*) liegt wegen der hohen Siedlungsdichte der Seeadler die höchste Anzahl von Meßdaten vor. Aufgrund zeitlicher Veränderungen und regionaler Unterschiede zwischen den einzelnen Fundorten ergibt sich für den Kreis kein einheitliches Bild. Auffällig sind besonders hohe Konzentrationen der Mauserfedern aus 1989 vom Goldberger See und von Jülchendorf, während die entsprechenden Werte vor und nach diesem Fundzeitpunkt deutlich geringer ausfallen. Relativ geringe und nahezu konstante Quecksilber-Konzentrationen (um 7 µg/g) zeigt der Fundort Jellen E.

Die an Federn vom *Darß (Nordvorpommern)* gewonnenen Daten sind in der **Abbildung 8** (→ *Anhang, S. 14*) dargestellt. Sie zeigen im wesentlichen zeitlich konstante Konzentrationen um 10 µg/g, die etwas unter dem Landesdurchschnitt (16 µg/g) liegen, sieht man von leicht erhöhten Werten in den 50er Jahren ab. Auf und um den Darß spielt der Getreideanbau keine Rolle.

Die für *Ostvorpommern* (Median 6 µg/g, Mittelwert 8 µg/g) und *Ücker-Randow* (Mittelwert 10 µg/g) ermittelten Quecksilber-Konzentrationen sind gut vergleichbar mit den Werten, die FALANDYSZ und MIZERA [10] in Seeadlerfedern West-Polens gefunden haben:

Der dort aus 33 Federn resultierende Mittelwert liegt bei 8,5 µg/g, die große Standardabweichung von 8,9 µg/g weist fundortabhängig auf einige sehr hohe Belastungen (18-41 µg/g) hin.

Doberan (Median 4 µg/g, Federanzahl N=2), *Rügen* (Median 5 µg/g, N=4) und *Ostvorpommern* (6 µg/g, N=6) weisen die niedrigsten Konzentrationen unter allen untersuchten Kreisen Mecklenburg-Vorpommerns auf.

Abweichend von der bisherigen Gliederung nach Kreisen werden in der **Abbildung 9** (→ *Anhang, S. 14*) die Ergebnisse an Federn von Fundorten am *Schaalsee* – unter Einbeziehung von allen angrenzenden Regionen (Nordwestmecklenburg, Ludwigslust, Schleswig-Holstein) – zusammengefaßt.

Die Daten weisen ein ungewöhnliches Bild auf. Der überwiegende Teil zeigt eine normale, landesdurchschnittliche Belastung, der Mittelwert beträgt etwa 20 µg/g. Bei zwei Tieren von den Feder-Fundorten Wasserbuchten (1973) bzw. Kneese (1990) wurden die höchsten Konzentrationen dieser Untersuchung (208 µg/g bzw. 196 µg/g) festgestellt. In **Abbildung 9** (→ *Anhang, S. 14*) sind – abweichend von der bisherigen Dar-

Tabelle 1: Statistische Daten für Mecklenburg-Vorpommern und die einzelnen Kreise

Hg	MV-gesamt	Ludwigslust	Schwerin Stadt	NW Mecklenburg	Güstrow	Parchim	Ücker Randow
Probenanzahl	165	16	3	25	25	48	6
Median (µg/g)	10,1	10,1	27	16,9	9,4	11,3	8
arith. Mittel (µg/g)	15,8	23,8	28	23,7	10,9	12,5	10
Std. Dev. (µg/g)	19,9	22,8	6	36,9	5,6	8,1	7
SEM (µg/g)	1,5	5,7	16	4,7	1,1	1,2	3
Maximum (µg/g)	196,1	60,4	35	196,1	28,4	36,1	20
	Müritz	Demmin	Meckl. Strelitz	Ost Vorpommern	Nord Vorpommern	Rügen	Doberan
Probenanzahl	10	2	6	6	12	4	2
Median (µg/g)	12,4	58,8	9	5,7	10,0	5,4	4
arith. Mittel (µg/g)	21,7	58,8	9	7,8	11,1	5,6	4
Std. Dev. (µg/g)	20,5	64,4	5	5,8	5,1	2,6	1
SEM (µg/g)	6,5		2	2,4	1,5		
Maximum (µg/g)	61,8	104,4	18	19,5	21,4	8,8	4

Mediane: Gr. Jäger (Nieders.) 36 µg/g – Kamenz (Sachsen) 6 µg/g – Schaalsee (SH) 18 µg/g

stellung – die Daten nach den einzelnen Individuen, nicht nach den Fundorten farblich differenziert. Die beiden Werte (1973) wurden an Proben derselben Feder an der Basis und der Spitze bestimmt. Die innerhalb 10% übereinstimmenden Konzentrationen bestätigen die Einlagerung von Quecksilber in die Feder.

Von fünf Daten vom Fundort Kneese (September 1990) entstammen vier verschiedenen Positionen derselben Feder. Den höchsten Werten (196 µg/g und 140 µg/g), die an der Federbasis bestimmt wurden, stehen niedrige Werte (17 µg/g bzw. 10 µg/g) an der Federmitte bzw. Spitze gegenüber. Dieser hohe Gradient der Quecksilberkonzentration wird weiter unten diskutiert. Eine Feder desselben Tieres zeigt im gleichen Jahr (April 1990) an der Basis eine relativ niedrige Konzentration von 21 µg/g; ähnliches gilt für nachfolgende Jahre.

Um zu einer statistisch zuverlässigen Aussage über die zeitliche Veränderung der Quecksilberkonzentration im Zusammenhang mit dem Verbot quecksilberhaltiger Saatgutbeizen (1990) zu kommen, wurden die Daten für Mecklenburg-Vorpommern bzw. für die Landkreise in zwei Gruppen geteilt, deren Federfundzeitpunkte vor bzw. nach 1991 liegen. Damit wird eine bessere statistische Sicherheit für die Beurteilung der zeitlichen Änderung erreicht. Die ermittelten Konzentrationen für das Land und die einzelnen Kreise sind in **Abbildung 10** (→ *Anhang*, S. 14) geordnet nach ihrer Größe zusammengefaßt:

Man erkennt für alle dargestellten Kreise eine Abnahme der Quecksilberkonzentration. Für Doberan und Demmin reichen die Daten für einen derartigen Vergleich nicht aus (→ *Tabelle 1*, S. 6). Demmin zeigt jedoch, abweichend von diesem Befund, beim Vergleich zweier Einzelwerte (1982 und 1991) eine erheblich höhere Belastung zu dem späteren Zeitpunkt. Die Änderung im Kreis Nordwestmecklenburg ist besonders groß:

Dies liegt u.a. an der hohen Belastung am Fundort Kneese (Schaalsee, 1990). Ohne diese Feder verringert sich der Mittelwert vor 1991 von 41 µg/g auf 24 µg/g.

Die statistische Genauigkeit variiert in Abhängigkeit von der Probenanzahl (→ *Tabelle 1*, S. 6) zwischen den einzelnen Mittelwerten, die beobachteten Änderungen in den Kreisen Ücker-Randow, Mecklenburg-Strelitz und Rügen, bei denen weniger als 10 Proben zugrundeliegen, sind daher statistisch nicht gesichert.

Für das Land insgesamt verringert sich die durchschnittliche Konzentration von 20,2 µg/g (SEM = 2,7 µg/g) – auf 11,4 µg/g (SEM = 1,6 µg/g). Die mittlere Zeitdifferenz zwischen den beiden Klassen beträgt 12 Jahre.

5 Diskussion

Von den potentiellen Quellen anthropogener Quecksilberkontaminationen:

1. Chlor-Alkali-Industrie
2. Kunststoff (PVC-PVA)-Produktion
3. Farbenindustrie (fungizide Schutzanstriche)
4. Erzverarbeitung (Cu, Pb, Zn)
5. Verbrennung fossiler Brennstoffe (Kohle, Erdöl)
6. Papier-Zellulose Industrie
7. Landwirtschaft

war die Verwendung quecksilberhaltiger Saatgutbeizen in der Landwirtschaft, sieht man von der Belastung der Elbe durch die in ihrem Einzugsbereich vor 1991 angesiedelte Industrie ab, die wichtigste Kontaminationsquelle in Mecklenburg-Vorpommern.

Hier wurden seit 1951 in den ehemaligen Bezirken Schwerin (945 kg), Rostock (900 kg) und Neubrandenburg (990 kg) insgesamt etwa 3.000 kg Quecksilber pro Jahr in Saatgutbeizen eingesetzt, seit 1951 als Phenyl-Quecksilber und seit 1967 auch als Methyl-Quecksilber. Beide Verbindungen wurden bis 1990 verwendet.

Während Phenyl-Hg-Salze im Organismus relativ schnell (wenige Tage) in anorganische Species metabolisiert und ausgeschieden werden [11] zeigen Methyl-Hg-Salze aufgrund ihrer hohen Stabilität eine lange Halbwertszeit im Organismus. Wegen ihrer leichten Resorbierbarkeit, der Lipidlöslichkeit, die es ihnen ermöglicht, die Zellmembranen zu durchdringen, und der starken Affinität zu SH-Gruppen von Proteinen und Enzymen, kommt dieser Hg-Verbindung die größte Toxizität zu.

In die Nahrungskette gelangt es in aquatischen Systemen über Plankton, die es aus dem umgebenden Milieu stark anreichern, und über Algen. Fische nehmen es über die Nahrung und durch Diffusion über die Kiemen auch direkt aus dem Wasser auf. Dabei werden Anreicherungsfaktoren von 10^4 bis 10^5 erreicht [12,13]. Die gefährliche Rolle des Methylquecksilbers in der Nahrungskette wird durch folgende Daten verdeutlicht:

Der Anteil von Methyl-Hg am Gesamt-Hg-Gehalt beträgt im Sediment 0,1 bis 1,5%, etwa 2% im Seewasser, im Fisch liegt er bei >80% [14].

In Aalen aus der Elbe bei Lauenburg wurden in der Mitte des vorigen Jahrzehnts (Gesamt-)Hg-Konzentrationen >5 µg/g (bezogen auf das Frischgewicht) gemessen. Seit 1989 wurde ein langsamer, doch stetiger Rückgang beobachtet, dennoch liegt derzeit der Mittelwert noch bei 1 µg/g, der offiziellen Obergrenze für die Nahrungsaufnahme [15].

Die hohe Belastung der Elbe spiegelt sich in den Konzentrationen wieder, die in Seeadlerfedern aus dem Elbtal (Grittel 55 µg/g, Grüner Jäger 36 µg/g) gemessen wurden. Dieser Befund entspricht den Ergebnissen, die für die Quecksilberbelastung des Feinkornsediments (<20 µm) von Fließgewässern im Gewässergütebericht Mecklenburg-Vorpommern 1994 [16] festgestellt wurden.

Die höchsten Belastungen wurden dort in der Elbe bei Dömitz (7,3 µg/g) und Boizenburg (6,0 µg/g) gefunden. Diese Daten bestätigen somit die Seeadlerfedern als Bioindikatoren für die Belastung der Flüsse und Seen ebenso wie die geringen Konzentrationen der Federn aus der Lewitz (Friedrichsmoor, Neuhof), wo außergewöhnlich niedrige Konzentrationen gemessen wurden.

In der hier betriebenen Teichwirtschaft wird der oben skizzierte Anreicherungsprozeß über die einzelnen Glieder der Nahrungskette durch Fütterung der Fische unterbrochen.

Für die am Schaalsee (Wasserbuchen 1973, Kneese 1989) und am Goldberger See (1989) festgestellten hohen Belastungen der Federn kann die hier aufgrund fetter Böden besonders intensiv betriebene Landwirtschaft ein ursächlicher Faktor sein. Ein zweiter Faktor ist erforderlich, der die starke zeitliche Variation zu erklären vermag (die Federn vom Schaalsee 1974 und vom Goldberger See 1988 sind erheblich niedriger belastet). Hierfür kommen starke Niederschläge nach Ausbringung des Saatgutes in Betracht, die zu einer Auswaschung der Beizen und damit über die Vorfluter zu einer übermäßigen Kontamination der nahegelegenen Seen geführt haben. Variationen an den verschiedenen Fundorten können auch in der chemischen Bindungsform der eingesetzten Saatgutbeizen bzw. deren unterschiedlicher Wasserlöslichkeit ihre Ursache haben. Neben Phenyl-Quecksilber (ab 1949) wurde ab 1967 Methyl-Quecksilber (Me-Hg-p-tolol-sulfamid, "Falisan-Feuchtbeize") als Fungizid eingeführt. OEHME [17] findet bei Rückstandsanalysen toter Seeadler ab Dezember 1976 sprunghaft erhöhte Quecksilber-Gehalte, für die er dieses Beizmittel verantwortlich macht.

Großflächige Wälder, sandige Böden und damit ein geringer Anteil der Ackerwirtschaft erklären die niedrigen Hg-Konzentrationen im Bereich des Müritz-Nationalparks (Krams, Langhagen).

Inwieweit die sehr hohe Belastung in Stavenhagen (1991, 113 µg/g) auch aus Kontaminationen des ehemaligen Truppenübungsplatzes Basepohl resultiert, kann nicht sicher entschieden werden. Die hier gleichzeitig festgestellte hohe Bleibelastung läßt einen Einfluß wahrscheinlich erscheinen. Ebenfalls hoch belastet ist in dieser Region die Feder von dem nur etwa 15 km entfernten Fundort Flotow (1989, 60 µg/g). Der Gewässergütebericht [16] weist leider keine Hg-Daten für einen Vergleich aus.

Über dem Durchschnitt liegende Werte wurden auch im Bereich des Schweriner Sees (Kaninchenwerder 29 µg/g, Kleefeld 19 µg/g, Ventschow 21 µg/g) gemessen, die auf eine höhere Konzentration in dieser Region schließen lassen. Hiermit korrespondieren die Daten des Gesamtsediments [16], des "Gedächtnisses der Seen". Die höchsten Konzentrationen wurden im Schweriner See (Schloßbecken 2,6 µg/g, Innensee 1,6 µg/g, Ziegelsee (Stadtsee) 1,6 µg/g, jeweils bezogen auf das Trockengewicht) festgestellt. Bei einem Vergleich dieser Werte mit den oben für die Elbe genannten Daten des

Feinsediments ist zu berücksichtigen, daß die Belastung des Gesamtsediments geringer ausfällt, da die Kontaminationen überwiegend an die Feinkornfraktion gebunden sind.

Keine Entsprechung zu Sedimentdaten haben die bei Fundorten am Schaalsee gemessenen, absolut höchsten Quecksilberkonzentrationen der Federn. Kontaminationen bis zu 200 µg/g (Wasserbuchen 1973, 208 µg/g; Kneese 1990, 196 µg/g) stehen Sedimentkonzentrationen von 1 µg/g, die dem Standardwert des Niederländischen Normentwurfs entsprechen (nach FÖRSTNER und WITTMANN [18]), gegenüber. Dies läßt darauf schließen, daß die Belastungen des Seeadlers kurzzeitig oder lokal begrenzt auftraten. Hierfür spricht auch der hohe Gradient der Quecksilberkonzentration in einer der Federn (Kneese, September 1990).

Man kann vermuten, daß hier während der Mauser und Federneubildung (wahrscheinlich im Zeitraum zwischen April bis Juni 1989) plötzlich eine stark erhöhte Quecksilberbelastung auftrat. Aus dem Abfall der Quecksilberkonzentration vom festgestellten Maximalwert von 196 µg/g auf 24 µg/g bei demselben Seeadler im folgenden Jahr läßt sich auf eine kurzzeitige Belastung und eine Halbwertszeit im Organismus von wenigen (2-3) Monaten schließen – sieht man von einer selektiven Speicherung in Organen (wie z.B. der Niere) des Tieres ab.

Die Analysen der Federn von Bälgen des vorigen Jahrhunderts zeigen eine mittlere Konzentration von 6 µg/g. Da die diesem Mittelwert zugrunde liegenden Federfundorte regional nicht eingeschränkt sind und die Meßdaten eine größere Streuung aufweisen, kann die Frage nach der Berechtigung dieses Wertes als Bezugswert für Mecklenburg-Vorpommern gestellt werden:

1. Schränkt man die Fundorte auf den eher repräsentativen Ostseeraum ein, ergibt sich (für den Zeitraum bis 1940) ein Mittelwert (7 µg/g), der nur geringfügig von dem obigen Wert abweicht.
2. Untersuchungen von JOHNELS et al. [19,20] an Federn von Fischadlern zeigen für das 19. Jahrhundert einen Mittelwert von etwa 4 µg/g, der vergleichbar ist mit dem von uns ermittelten Referenzwert. Mit dem Einsatz von Alkyl-Hg in der Landwirtschaft wird ein Anstieg auf 10 bis 15 µg/g beobachtet.

Sicher gibt es für die geogene Grundbelastung regional aufgrund unterschiedlicher geologischer Gegebenheiten stärkere Variationen, auch klimatische und jahreszeitliche Einflüsse sind anzunehmen [21]. Ein Referenzwert, der hinsichtlich dieser Faktoren nicht differenziert, ist daher als Richtwert zu betrachten, der die Größe der geogenen Grundbelastung richtig wiederzugeben vermag.

Geht man von dieser geogenen Grundbelastung aus, so zeigen die Meßdaten für MV in der ersten Hälfte dieses Jahrhunderts einen Anstieg (8 µg/g), der aber statistisch nicht signifikant ist. Für den Zeitraum von 1950 bis 1990 ergibt

sich – mit dem Einsatz quecksilberhaltiger Saatgutbeizen – für den arithmetischen Mittelwert ein deutlicher Anstieg auf 20 µg/g (→ Abb. 10, Anhang, S. 14). Nach 1990, dem Verbot quecksilberhaltiger Saatgutbeizen, läßt sich für das Land Mecklenburg-Vorpommern wie für einzelne Kreise (→ Abb. 10, Anhang, S. 14) ein Rückgang der Quecksilberkonzentration erkennen, die zeitaufgelösten Darstellungen der Meßdaten (→ Abb. 4-9, Anhang, S. 12-14) weisen auf unterschiedliche Belastungssituationen an den einzelnen Fundorten hin. Insbesondere ist bei den Federn aus dem Elbtal (Grittell 1987-1994) bis 1994 keine Abnahme erkennbar. Dies mag eine Folge der großen Halbwertszeit von Quecksilber im Fischorganismus von bis zu 3 Jahren [22] und möglicher erhöhter Belastungen durch die nach 1990 eingeleiteten Sanierungsmaßnahmen zur Beseitigung der Restlasten der im Saale-Mulde-Bereich zuvor angesiedelten Industrie sein. Insgesamt ist aber (→ Abb. 10, Anhang, S. 14) für die untersuchten Kreise ein deutlicher Rückgang zu verzeichnen.

Die *Bedeutung* der gefundenen Quecksilber-Konzentrationen für den Vogelorganismus soll im folgenden abgeschätzt werden:

1. BERG et al. [23] geben für die Hg-Konzentration in den Federn verschiedener Vogelarten relativ zum Gehalt im Muskel eine Relation von 7-8 : 1 an.
2. Einen ähnlichen Anreicherungsfaktor (7-9 : 1) nennt JERNELOV [24].
3. Das Verhältnis der Hg-Konzentration in den Daunen von Entenküken zur Gesamtkonzentration im Küken beträgt nach HEINZ 6-7 : 1 [25].
4. DOUGLAS et al. [26] geben eine lineare Korrelation zwischen der Quecksilber-Konzentration im Haar und in der Leber von Ottern an:

$$c_{\text{Haar}} = 3,503 \mu\text{g/g} + 7,28 c_{\text{Leber}}$$

(Konzentrationen jeweils bezogen auf das Trockengewicht)

Dabei gehen diese Relationen davon aus, daß ein Gleichgewicht zwischen der Konzentration in der Feder und im Vogelorganismus besteht. Dieses Gleichgewicht kann a priori nur während der 3-4 Wochen der Bildung der Feder als sicher angenommen werden: Bei akuten Vergiftungen [27] können im Organismus Werte erreicht werden, die mit denen in der Feder vergleichbar sind, da die Vergiftung nach der Bildung der Feder auftritt und damit das zuvor gegebene Gleichgewicht stört.

Zur Abschätzung der Gefährdung durch Methyl-Quecksilber liegen beim *Menschen* Untersuchungen vor:

"Bei empfindlichen Bevölkerungsgruppen" treten erste Vergiftungssymptome bei einer Blutkonzentration von etwa 200 µg/l auf [28], dies entspricht einer Konzentration im Haar von 50 µg/g. Vereinzelt Todesfälle treten etwa ab 1,2 mg/l Hg im Blut [29,30] auf, d.h. bei etwa der 6-fachen Konzentration.

Ähnliche Werte nennt MARTINEZ für Minenarbeiter: 76 mg/l Hg

im Vollblut werden als maximal erlaubte Konzentration angesehen, unterhalb dieses Wertes werden keine klinischen Hg-Vergiftungssymptome beobachtet. LEBEL et al. [31] berichten von neurotoxischen Veränderungen einer Bevölkerungspopulation im Amazonasgebiet, die sich überwiegend von Fisch ernährt. Sie finden Beeinträchtigungen motorischer Funktionen, d.h. Störungen in der Bewegungskoordination bei Quecksilberkonzentrationen im Haar, die im Mittel bei 25 µg/g liegen.

In den Organen des *Seeadlers* findet es sich mit abnehmender Konzentration in den Organen:

Niere → Leber → Milz → Hirn → Muskel

OEHME [32] findet bei letalen Vergiftungen durch Me-Hg beim Seeadler Hg-Konzentrationen von 45-133 µg/g in der Leber, 45-306 µg/g in der Niere und 11-26 µg/g im Hirn (alle Angaben bezogen auf das Frischgewicht). Die letale Konzentration wird für die Leber mit etwa 20 µg/g angegeben [33], in der Niere ist die Konzentration (im subletalen Bereich) etwa einen Faktor 2 höher, im Hirn um einen Faktor 2 niedriger. Naturgemäß kann bei Totfunden keine Aussage über die letale Konzentration in den Federn gemacht werden, da i.a. kein Gleichgewicht mit der Konzentration im Organismus vorliegt, vice versa kann aus der Konzentration in der Feder nicht auf eine letale Vergiftung des Seeadlers geschlossen werden.

Nach den oben genannten Zahlen kann man vermuten, daß Vergiftungssymptome beim Seeadler bei Quecksilber-Konzentrationen von etwa 30-50 µg/g in der Feder auftreten.

6 Schlußfolgerungen

Die Quecksilberkonzentration in Seeadlerfedern aus Mecklenburg Vorpommern steigt gegenüber einer "geogenen Grundbelastung", die an Bälgen überwiegend aus dem vorigen Jahrhundert ermittelt wurde (8 µg/g), in der 2. Hälfte dieses Jahrhunderts (bis 1990) auf 20 µg/g. Für die Zeit nach 1991, dem Zeitpunkt des Verbots quecksilberhaltiger Saatgutbeizen in der Landwirtschaft und der Schließung der chemischen Industrie im Einzugsbereich der Elbe wird ein Rückgang auf 11 µg/g festgestellt. Regional aufgeschlüsselt zeigen sich stärkere Variationen. Die geringsten Konzentrationen werden im Bereich der Lewitz gemessen, die höchsten Werte wurden an Fundorten im Umfeld des Schaalsees festgestellt. Im Vergleich zum Landesdurchschnitt sind die an die Ostseeküste angrenzenden Kreise geringer belastet.

Eine Abschätzung des Gefährdungspotentials ergibt, daß Vergiftungssymptome im Vogelorganismus bei Quecksilberkonzentrationen in der Feder oberhalb etwa 30-50 µg/g auftreten. Dieser Wert wird von 8% der untersuchten Federn erreicht oder überschritten, deren Funddaten jedoch alle mit Ausnahme der Federn vom Elbtal und je einer aus Schwerin (Kaninchenwerder) und aus Stavenhagen vor 1991 liegen.

Danksagung

Diese Untersuchung wurde mit Mitteln des Ministeriums für Landwirtschaft und Naturschutz des Landes Mecklenburg-Vorpommern gefördert.

7 Literatur

- [1] HAUFF, P.: Seeadler in Mecklenburg-Vorpommern. Ministerium für Landwirtschaft und Naturschutz Mecklenburg-Vorpommern (1995)
- [2] ELLENBERG, H.; DIETRICH, J.; GAST, F.; HAHN, E.; MAY, R.: Vögel als Biomonitoren für die Schadstoffbelastung von Landschaftsausschnitten – Ein Überblick. Verh. Ges. Ökol. Hohenheim 14(1986), 403-412
- [3] HAHN, E.; HAHN, K.; ELLENBERG, H.: Schwermetallgehalte in Federn von Elstern (*Pica pica*) – Folge exogener Auflagerung aus der Atmosphäre. Verh. Ges. Ökol. Hohenheim 18(1989) 317
- [4] ELLENBERG, H.; KÜHNAST, O.: Biomonitoring als Ansatz zur flächendeckenden Schadstoff-Erfassung: Schwermetallgehalte von Federproben der standorttreuen Vogelarten Elster (*Pica pica* L.) und Habicht (*Accipiter gentilis* L.) im Immissionsgradienten Hamburg-Ost. In: J. Bauch; W. Michaelis (Hrsg.): Das Forschungsprogramm Waldschäden am Standort Postturm, Forstamt Ranchau/Ratzeburg. GKSS E 55(1988) 81-85
- [5] HAHN, E.; HAHN, K.; STOEPPLER, M.: Schwermetalle in Federn von Habichten (*Accipiter gentilis*) aus unterschiedlich belasteten Gebieten. Orn. 130 (1989) 303-309
- [6] DIETRICH, J.; ELLENBERG, H.: Habichtmauserfedern als hochintegrierende, standardisierte Umweltproben. Verh. Ges. Ökol. Hohenheim 14(1984) 413-426
- [7] NIECKE, M.; AMBOR, S.; KÜHNAST, O.; ELLENBERG, H.: Vogelfedern als Biomonitoren für die atmosphärische Schwermetallbelastung – Untersuchungen mit der Protonenmikrosonde – Teil I: Umweltchem. Ökotox. 2(2) (1990) 71-75. Untersuchungen mit der Protonenmikrosonde – Teil II: Umweltchem. Ökotox. 2(2) (1990) 188-192
- [8] NIECKE, M.; KRÜGER, A.: Schwermetalle in Vogelfedern – Systematische Untersuchung von externer Deposition und Einlagerung in die Feder. Beiträge z. Gefiederkunde und Morphologie der Vögel (Hrsg. W.D.Busching) Heft 4 (1997). Naumann Museum, Köthen.
- [9] HAHN, E.; HAHN, K.; STOEPPLER, M.: Bird feathers as bioindicators in areas of German Environmental Specimen Bank – bioaccumulation of mercury in food chains and exogenous deposition of atmospheric pollution wird lead and cadmium. Science of total Environment 139/140 (1993) 259-270
- [10] FALANDYSZ, J.; MIZERA, T.: Trace Element Concentrations in Feathers of White-Tailed Sea Eagles *Haliaeetus albicilla* Collected Recently in Poland. Eds.: Meyburg, B.-U.; Chancellor, R.D. (1994): Raptor Conservation Today WWGBP/The Pica Press
- [11] MILLER, V.L.; KLAVANO, P.A.; CONKA, E.: Toxicol. Appl. Pharmacol. 2 (1966) 344
- [12] RUCKER, R.R.; AMEND, D.F.: Prog. Fish. Culturist 31 (1969) 197
- [13] JOHNELS, A.G.: Oikos 18 (1967), 323
- [14] VILLAS BOAS, R.C.: The Mercury Problem in the Amazonas Due to Mineral Extraction. In: Lekkas, T.D. (ed): Heavy Metals in the Environment. Int. Conf. Hamburg 1(1995) 299
- [15] REINCKE, H.: Trends in Heavy Metal and Arsenic Burdens in the Elbe River. In: Lekkas, T.D. (ed): Heavy Metals in the Environment. Int. Conf. Hamburg 2(1995) 76
- [16] Gewässergütebericht Mecklenburg-Vorpommern 1994. Hrsg.: Der Minister für Bau, Landesentwicklung und Umwelt des Landes Mecklenburg-Vorpommern
- [17] OEHME, G.: Biol. Rdsch. 19 (1981) 174-176
- [18] RICKING, M.: Stoffliche Belastung, Klassifikation und geoökosystemare Bedeutung subhydrischer Böden. Umweltbundesamt, FB 91-065, Berlin 1992
- [19] JOHNELS, A.G.; OLSSON, M.; WESTERMARK, T. (1967) Var Föda, 19, 58. JOHNELS, A.G.; OLSSON, M.; WESTERMARK, T. (1968) Bull. Off. int. Epiz. 69, 1439
- [20] JOHNELS, A.G.; WESTERMARK T. In: Chemical Fallout. (Eds.) Miller, M.W.; Berg, C.G.; Thomas, C.C. (1969)
- [21] WILLISTONE, S.H.: J. Geophys. Res. 73 (1968) 7051
- [22] AGEMIAN, H.; CHAU, A.S.Y.: Anal. Chim. Acta 75 (1975) 297
- [23] BERG, W.; JOHNELS, A.G.; SJÖSTRAND, B.; WESTERMARK, T.: Oikos 17 (1966) 71
- [24] JERNELOV, A.: In: Conference on Intoxication due to Alkylmercury Treated Seed, Baghdad, Iraq. Nov. 9-12, 1974
- [25] HEINZ, G.J.: Envir. Pathol. Toxicol. 3 (1980) 379-386
- [26] DOUGLAS, R.D.; ADDISON, E.M.; VILLENEUVE, J.Y.: Spatial variation in total and methyl mercury concentrations in otter (*lutra canadensis*) in Central Ontario, Canada. Mercury as a Global Pollutant p. 406 – ORNL – Conference August 1996 Hamburg
- [27] BERLIN, M.: Toxicology of Metals, Vol. III (1977) 301-344. Environ. Protection Agency. PB 268-324

- [28] WHO (1976): Environ. Health Crit. 1, 'Mercury', World Health Organization, Geneva, Schweiz
- [29] LÖFROTH, G.: Swedish Nat. Sci Res. Council, Stockholm Schweden, 2nd Ed., Sept. 1970
- [30] GRANT, N.: Environment 13(4) (1971) 1614
- [31] LEBEL, J.; MERGLER, D.; BRANCHES, F.; LUCOTTE, M.; AMORIM, M.; DOLBEC, J.; SOUMIS, N.; COUILLARD, A.: Altered motricity in Amazonian populations exposed to methylmercury
- 'Mercury as a Global Pollutant'. ORNL – Conference, August 1996 Hamburg
- [32] OEHME, G.; HERCYNIA, N.F.: Leipzig 18 (1981) 353-364
- [33] BORG, K.; WANNTORP, H.; ERNE, K.; HANKO, E.: Alkyl mercury poisoning in terrestrial Swedish wildlife. Viltrevy 6 (1969) 301-379
- Eingegangen am: 22.04.1997
Akzeptiert am: 11.08.1997

Anhang: Abbildungen 1 – 10

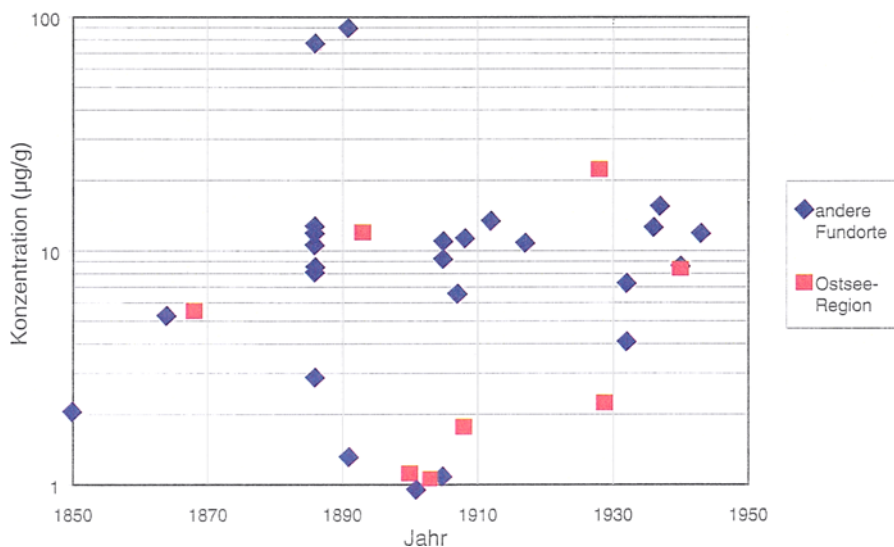


Abb. 1: Chronologie der Quecksilberkonzentration in Seeadlerfedern aus Museen

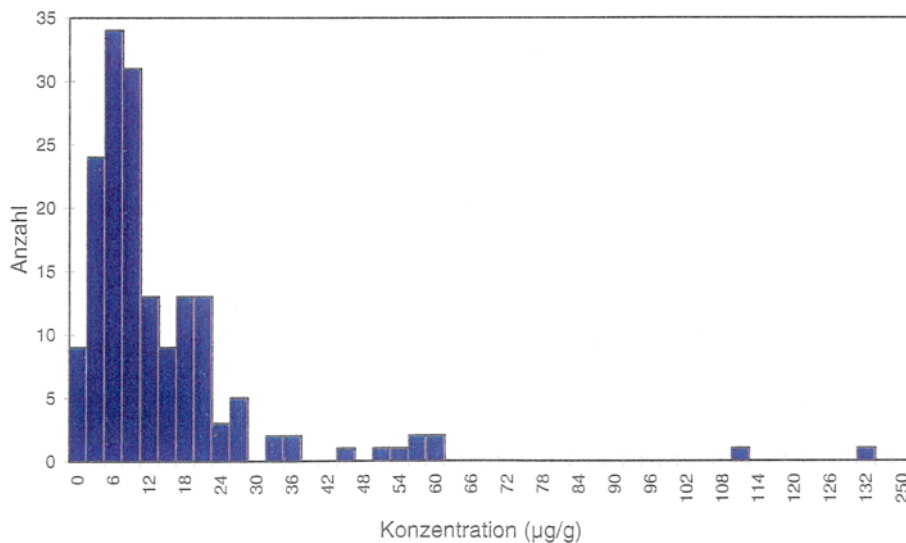


Abb. 2: Häufigkeitsverteilung der bei Mausefiedern gefundenen Quecksilberkonzentrationen

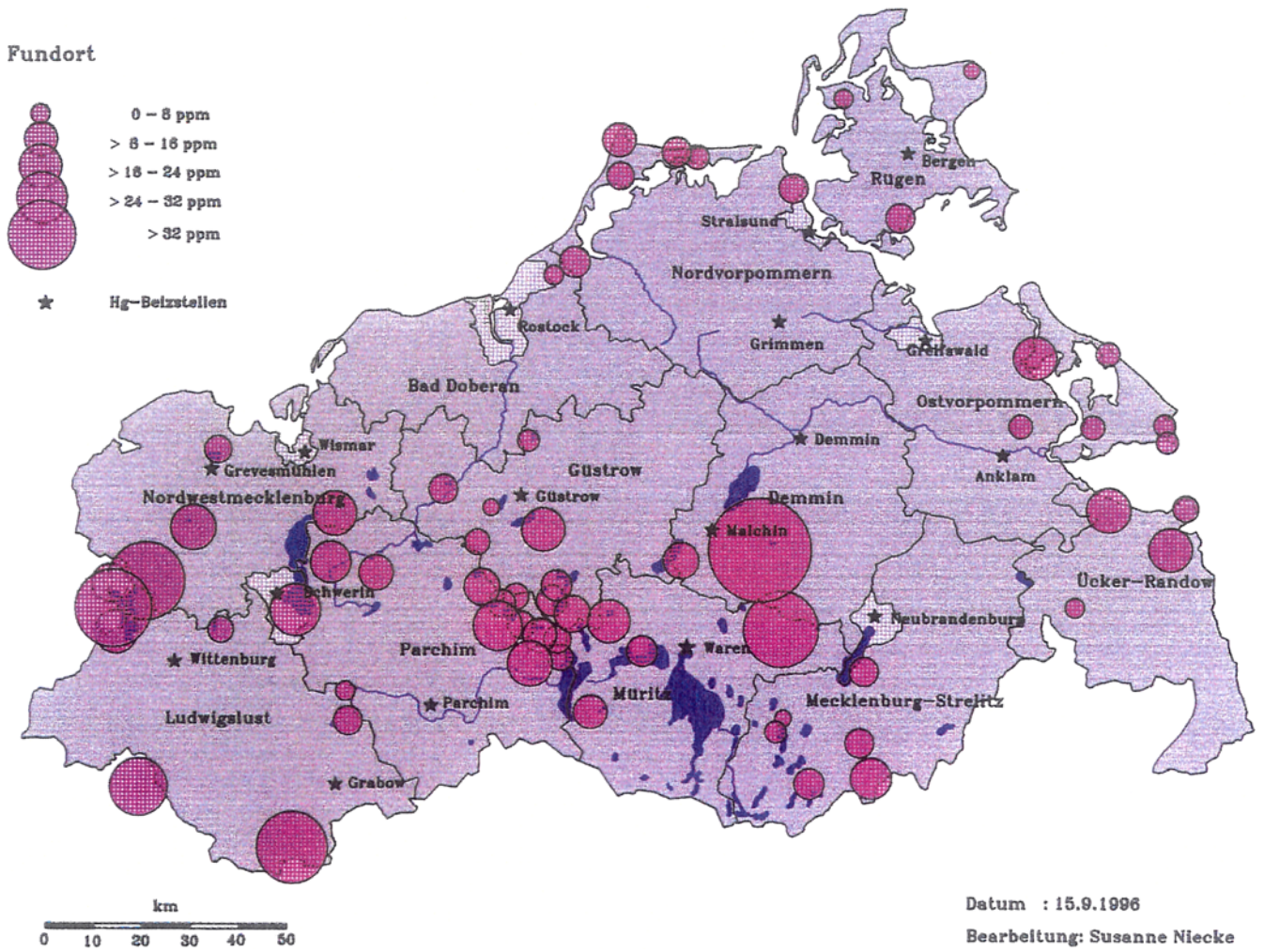


Abb. 3: Mittlere Quecksilberkonzentration an den einzelnen Fundorten

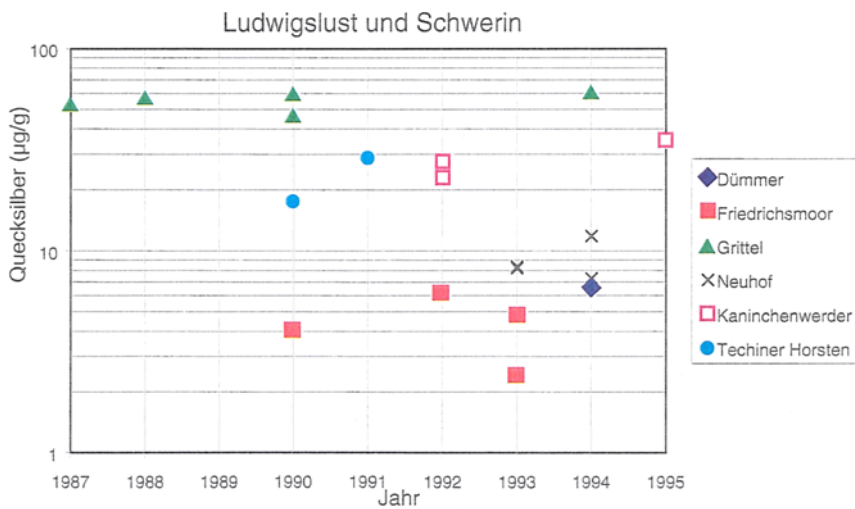


Abb. 4: Quecksilber-Chronologie: Ludwigslust

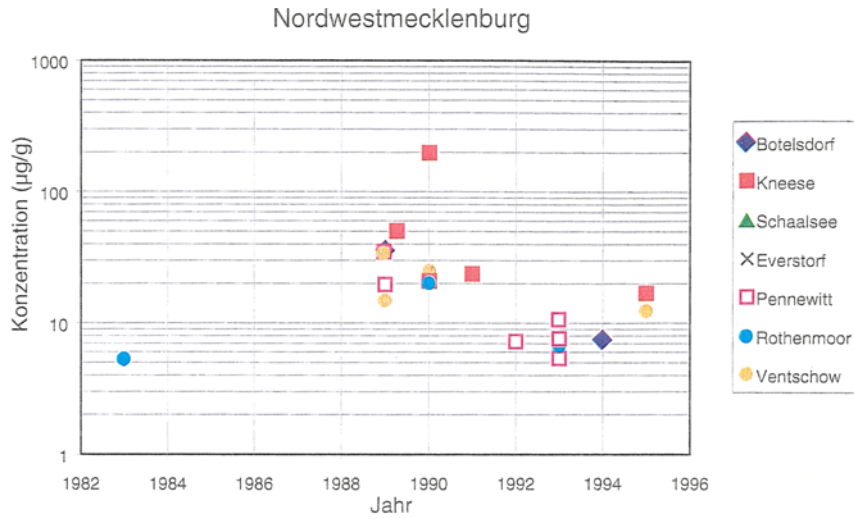


Abb. 5: Quecksilber-Chronologie: Nordwestmecklenburg

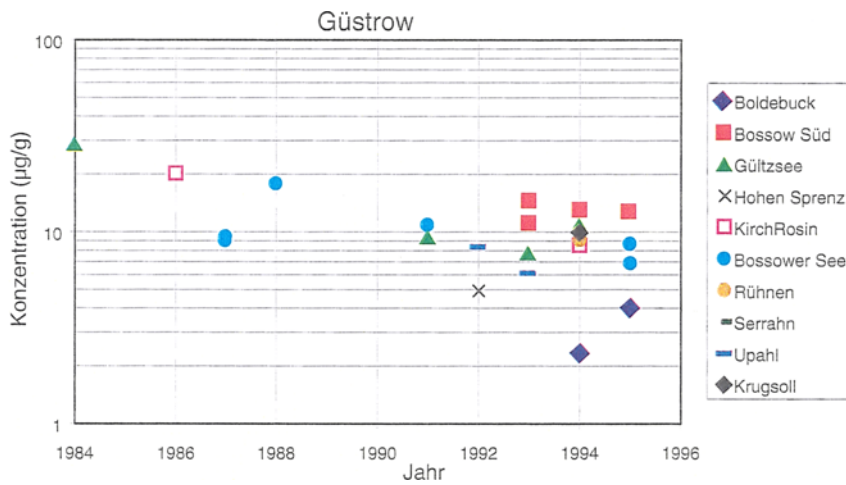


Abb. 6: Quecksilber-Chronologie: Kreis Güstrow

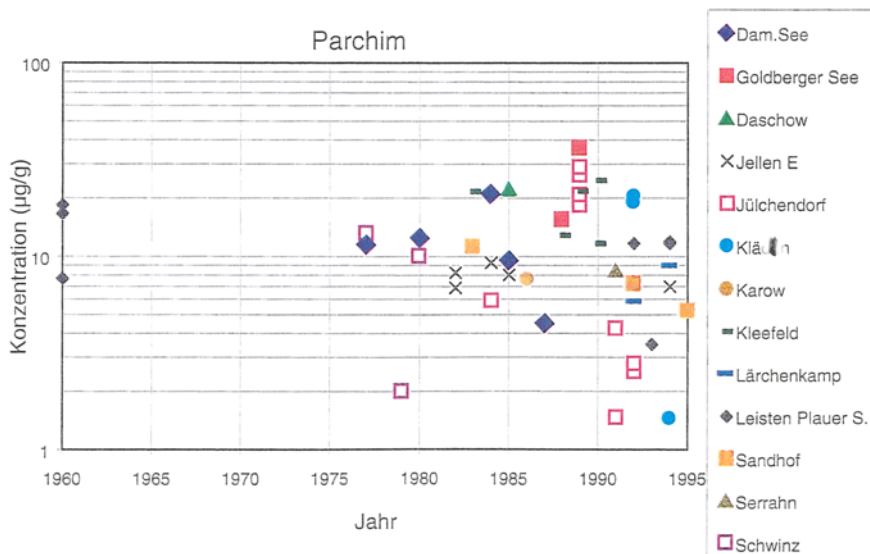


Abb. 7: Quecksilber-Chronologie: Kreis Parchim

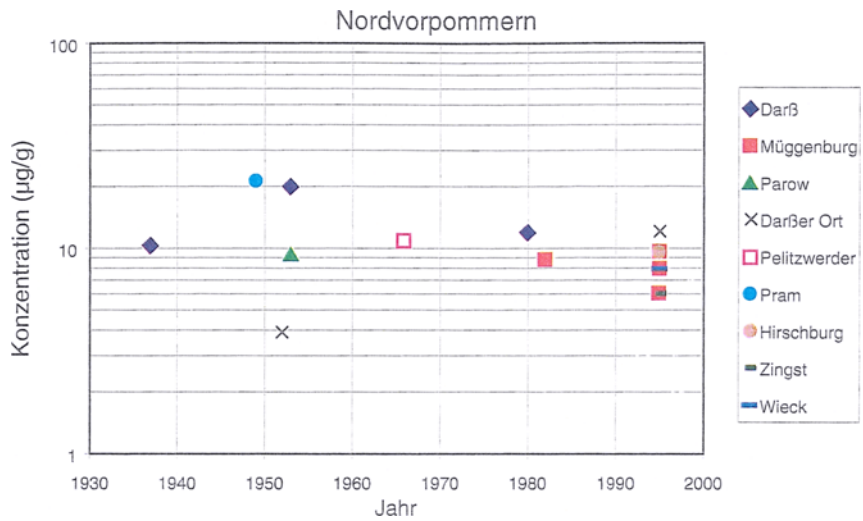


Abb. 8: Quecksilber-Chronologie: Nordvorpommern

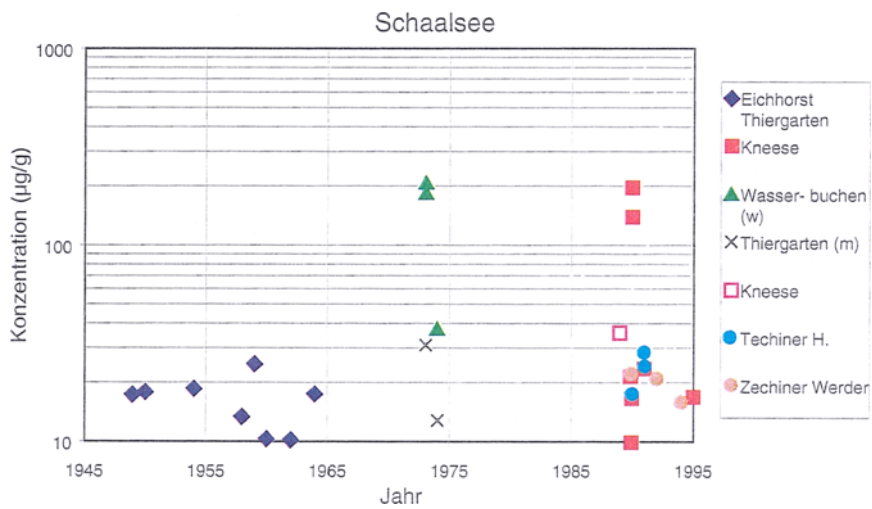


Abb. 9: Quecksilber-Chronologie: Schaalsee

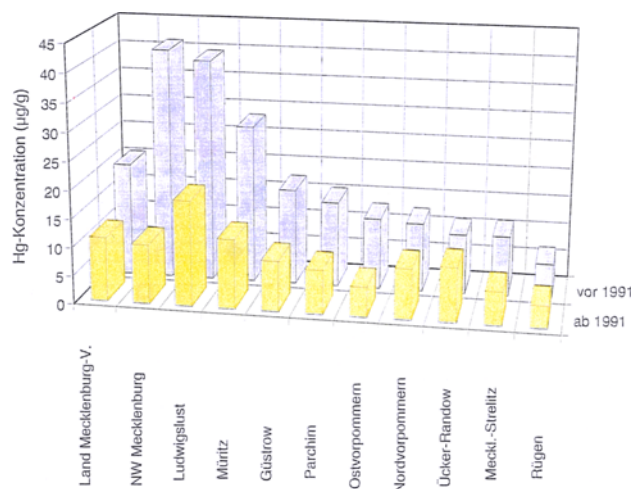


Abb. 10: Quecksilber-Konzentration vor und ab 1991