

ANTJE GRIESAU, Röwitz; ROBERT SOMMER, Rostock

## **Der Einfluss von Polychlorierten Biphenylen und Organochlorpestiziden auf den Fischotter *Lutra lutra* (L., 1758) in Mecklenburg-Vorpommern**

Schlagworte/key words: Fischotter *Lutra lutra*, PCB, OCP, Populationsökologie, Organbelastung, Mecklenburg-Vorpommern

### **Einleitung**

Polychlorierte Biphenyle (PCB) und Organochlorpestizide (OCP) wurden europaweit für den Rückgang des Fischotters ab 1950 verantwortlich gemacht (ALLOWAY & AYRES 1996). *Lutra lutra* ist als Endglied der aquatischen Nahrungssysteme der direkten Kontamination mit Schadstoffen sowohl aus der Nahrung als auch dem Lebensraum ausgesetzt.

PCB gelangten neben dem atmosphärischen Eintrag über illegale Mülldeponien, Industrieanlagen und ungeklärte Abwässer in die Flüsse und Seen.

OCP wurden zu DDR-Zeiten neben dem direkten Ausbringen der Stoffe auf die Felder, besonders im Kampf gegen die Nonne *Lymantria monacha* (DDT / Lindan) durch Flugzeuge auf Wälder verbracht und drangen häufig in Gewässersysteme ein (HEINISCH et al. 1994). Schadstoffgehalte im Organismus über 50,00 mg/kg Fettgewicht (FG) verursachen Reproduktionsstörungen, die zur Unfruchtbarkeit beim Mink *Mustela vison* führen können (GUTLEB 1995). Dieser Grenzwert für die Reproduktion des Minks wurde für den Fischotter international anerkannt und auch in dieser Untersuchung verwendet. Der Grenzwert der PCB-Belastung der Nahrung beträgt 0,027 mg/kg Frischsub-

stanz (FS) (GUTLEB 1995). Auch dieser Grenzwert wurde in der Studie verwendet. PCB und OCP werden über Uteruspassage und Milch an Embryos bzw. Jungtiere weitergegeben (BRUNSTRÖM et al. 2001).

In akuten Expositionen verursachen die Schadstoffe biochemische und molekulare Reaktionen sowie physiologische Veränderungen durch hormonelle Wirkungen. Chronische Belastung führt zu Beeinträchtigungen der Organfunktionen und damit zu Veränderungen in der Populationsdynamik (ZAUKE 2004).

Was bedeutet das für die Fischotterpopulation in Mecklenburg-Vorpommern?

Insgesamt 69 Fischotter wurden anhand von Proben aus dem visceralen Bauchfett auf den Gehalt an Schadstoffen untersucht. Diese Daten wurden mit dem Lipidgehalt der Proben, Geschlecht, Reproduktionsstatus, Alter, Herkunft der Tiere, Körperkondition und Organengewichten verglichen, um den Einfluss der Schadstoffe auf die Population zu ermitteln.

Um Lokalisation und Transport der Schadstoffe im Organismus zu erkennen, erfolgte ein interner Organvergleich von sechs Fischottern. Hier wurden Kongenerzusammensetzung und Organkontamination verglichen.

## Material und Methoden

Aufgrund starker Organrupturen der 69 meist durch Verkehrsunfälle getöteten Fischotter wurde Körperfett zur Analyse verwendet. Etwa 20 g pro Tier wurden während der Sektion durch die Arbeitsgruppe für Säugetierkunde an der Universität Rostock entnommen. Je Probe wurde 1 g für die Schadstoffanalyse verwendet.

Jeweils 1 g aller unzerstörten Organe von sechs Fischottern wurde für den Organvergleich analysiert.

Die Altersdetermination erfolgte nach ANSORGE (1995) anhand von Longitudinalschnitten des Zahnzements eines Caninus in Verbindung mit dem Vergleich der Wachstumslinien und altersbedingten morphologischen Veränderungen am Schädel.

Anhand von Placentanarben und der Ausprägung von Milchdrüsengewebe wurde der Reproduktionsstatus der Fähen untersucht. Rüden ab einem Alter von drei Jahren wurden als potentiell reproduktionsfähig eingestuft.

Der Gesundheitsstatus der Tiere wurde während der Sektion (ohne biomolekulare Untersuchungen) ermittelt und bezieht sich auf auffällige Erkrankungen wie Geschwüre, Nierensteine, Kachexie oder Lebererkrankungen.

Die Herkunft der Tiere wurde verwendet um einen Vergleich der Kontamination der Otter mit der Belastung der Gewässer sowie der Nahrungsfische durchzuführen.

Körperkondition nach KRUK et al. (1987) und Organengewichte wurden ermittelt, um den Einfluss von Schadstoffen auf einzelne Individuen zu erkennen.

Das chemische Analyseverfahren wurde nach THOMAS et al. (1998) und GUTLEB (1995) modifiziert. Analysiert wurden die PCB IUPAC – Nummern 28, 31, 52, 101, 118, 138, 153, 180 und die OCP pp – DDT, pp – DDD, op – DDT, pp – DDE (im Folgenden zur Vereinfachung als DDT, DDD / DDT und DDE angeführt), alpha – HCH, beta – HCH, gamma – HCH und HCB. Die Messung erfolgte am Gaschromatographen über Massenspektroskopie. Die Quantifizierung erfolgte über das Programm Xcalibur. Es wurde ein Methodentest anhand von zwei Fraktionen von jeweils drei Proben eines Tieres durchgeführt. Zur Erkennung von fehlerhaften Verschleppungen während der Analyse wurde

nach jeweils fünf Fraktionen ein Blindwert gemessen. Zur Lipidbestimmung wurden jeweils 10 % der Extraktion entnommen, eingetrocknet und die verbleibende Lipidmasse berechnet. Die Angaben zu Belastungen erfolgen in mg/kg Fettgewicht (FG).

## Ergebnisse

### 1. Durchschnittsalter, Geschlechterverhältnis und Reproduktionsstatus

Aufgrund des Verlustes von Zähnen oder Schädeln zum Zeitpunkt des Todes (Verkehrsunfälle) konnten nur 60 der 69 untersuchten Fischotter altersbestimmt werden. Das Durchschnittsalter beträgt 5,5 Jahre.

Das Geschlechterverhältnis der 69 untersuchten Fischotter setzt sich aus 39 Männchen, 29 Weibchen und einem, aufgrund von starken Verletzungen im Abdominalbereich nicht geschlechtsbestimmbaren Tier zusammen (39 Männchen: 29 Weibchen = 1: 0,74).

Zum Zeitpunkt des Todes zeigten neun Fähen (31,03 %) Anzeichen von Reproduktion (Placentanarben und / oder Milchdrüsengewebe). Insgesamt 19 Rüden wurden als potentiell reproduktionsfähig eingestuft (48,72 %).

### 2. Ergebnisse der Fettprobenanalyse

#### Kontamination von Körperfett

Das Geometrische Mittel der PCB- und OCP-Belastung aller 69 analysierten Fischotter beträgt 3,745 mg/kg FG (Mittelwert = 15,992 mg/kg FG). Damit liegt die Gesamtbelastung unter dem für Reproduktionsstörungen festgelegten Grenzwert von 50,00 mg/kg FG. Die Standardabweichung von 58,935 weist aber auf hohe Schwankungen innerhalb der Stichprobe, besonders für PCB hin (Tabelle 1). Einzelne Tiere sind von besonders hoher Belastung betroffen. Das Minimum der Gesamtbelastung (OCP und PCB) liegt bei 0,405 mg/kg FG, das Maximum bei 439,956 mg/kg FG (Abb. 1).

Betroffen von Belastungen oberhalb maximal zulässiger Konzentrationen sind neun Tiere (ab 12,5 mg/kg FG (nach GUTLEB 1995) = 13,05 % der Tiere).

Tabelle 1 Mittelwerte, Geometrisches Mittel, Mediane, Interquartilbereich und Standardabweichung von 69 Fettproben (HW = Mittelwert, Geomittel = Geometrisches Mittel, STABW = Standardabweichung)

mg/kg FG	MW	Geomittel	Median	Q1	Q3	STABW
<b>Summe OCP</b>	2,934	0,711	0,565	0,311	1,290	8,999
<b>Summe PCB</b>	13,059	2,706	2,863	1,020	5,270	52,160
<b>Total</b>	15,992	3,745	3,425	1,722	6,654	58,935

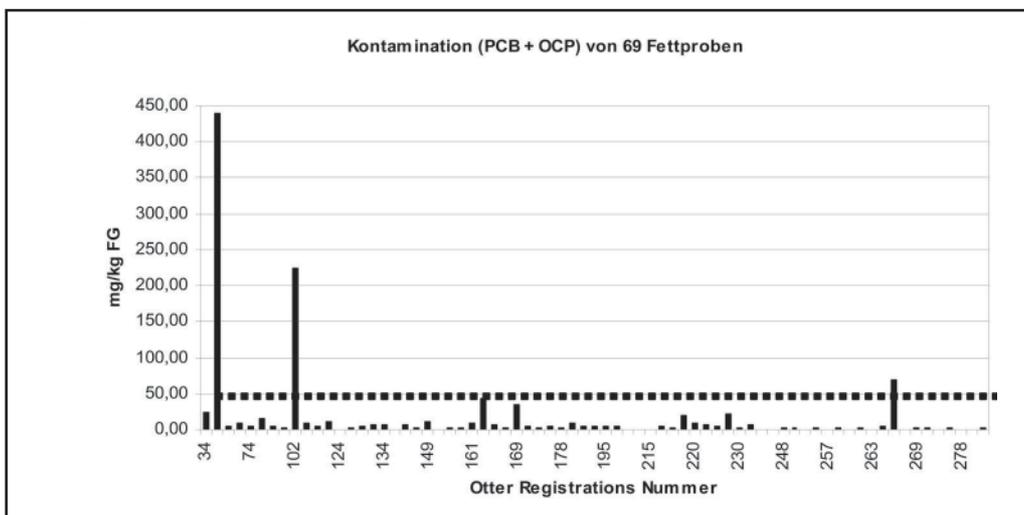


Abb. 1 Gesamtschadstoffbelastung von 69 Fischottern (*viscerales Bauchfett*) aus Mecklenburg-Vorpommern. Die Linie kennzeichnet den international festgelegten Grenzwert für die Reproduktionsfähigkeit (50 mg/kg FG).

#### Lipidgehalt

Der tatsächliche Anteil von Fett in jeder Probe (Lipidgehalt in g je 1g eingewogener Probe) wurde während der Extraktion bestimmt. Innerhalb der 69 analysierten Fettproben wurde ein signifikant höherer Schadstoffgehalt in den Proben mit einem Lipidgehalt unter 20 % gegenüber den Proben mit einem Lipidgehalt über 20 % festgestellt (Geometrisches Mittel: < 20 % = 9,41 mg/kg FG; > 20 % = 2,36 mg/kg FG;  $p = 0,00044$ ; Abb. 2).

#### Geschlecht, Reproduktionsstatus und Alter

Die Gesamtbelastung von 39 Männchen ist höher als die von 29 Fähen (Geometrisches Mittel Männchen = 4,676 mg/kg FG, Weibchen =

2,803 mg/kg FG; nicht signifikant). Unter Berücksichtigung des Reproduktionsstatus ergibt sich folgendes Bild (Tabelle 2). Weibchen innerhalb der Reproduktion (nachgewiesen anhand von Placentanarben oder Milchdrüsengewebe) sind am geringsten belastet (2,276 mg/kg FG). Auffällig ist die Höchstbelastung potentiell sexuell aktiver Rüden (ab 3 Lebensjahren) mit 5,683 mg/kg FG.

Im Vergleich der Altersgruppen sind keine signifikanten Unterschiede aber ein Trend feststellbar. Die Belastung der unter dreijährigen Tiere steigt kontinuierlich an, bricht nach dem dritten Lebensjahr ein und nimmt mit zunehmendem Alter wieder zu (Abb. 3). Zu berücksichtigen ist dabei der jeweilige Stichprobenumfang, der für eine statistische Absicherung nicht ausreicht (besonders in den Altersgruppen 6-11).

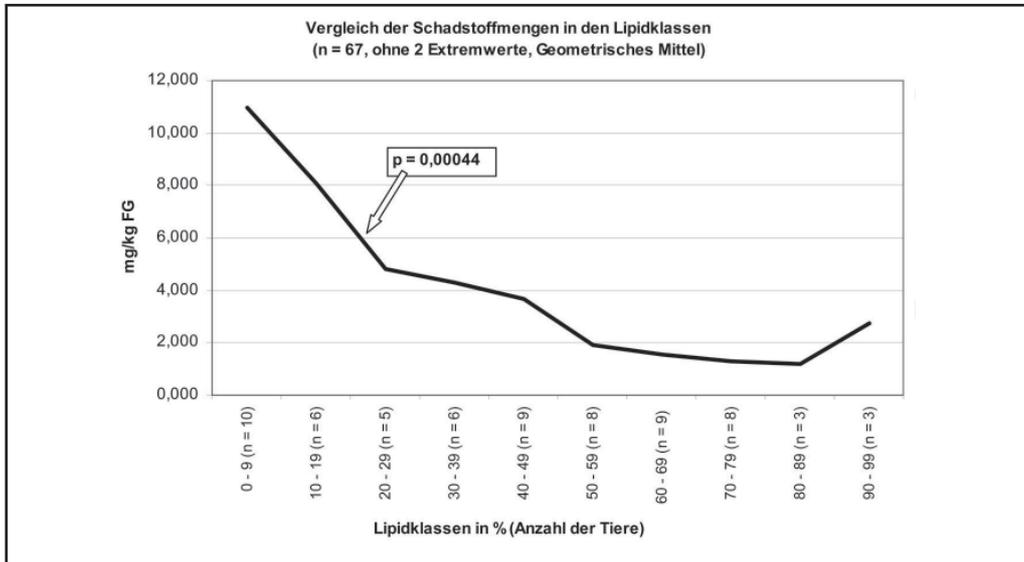


Abb. 2 Schadstoffbelastung bezogen auf den Lipidgehalt in %

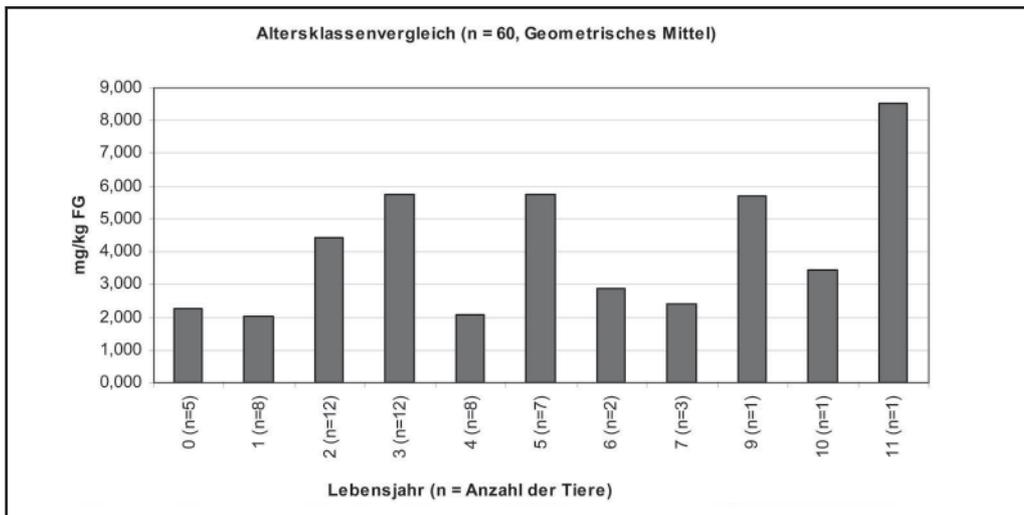


Abb. 3 Gesamtschadstoffbelastung von 60 altersbestimmbaren Fischottern

Tabelle 2 Belastungswerte innerhalb der Fettproben von 68 geschlechtsbestimmbaren Fischottern unter Berücksichtigung sexueller Aktivitäten

Geometrisches Mittel in mg/kg FG	Weibchen	n
reproduzierend	2,276	9
nicht reproduzierend	3,065	21
	Männchen	n
potentiell reproduktiv aktiv	5,683	19
nicht reproduktiv aktiv	3,847	19

## Räumlicher Bezug

Von insgesamt 61 der 69 untersuchten Fischotter waren genaue Angaben zum Fundort bekannt. Mecklenburg-Vorpommern wurde in fünf geografisch unterschiedliche Regionen

unterteilt (Abb. 4, Tabelle 3). Die Fischotter der Regionen Westen (IV) und Seenplatte (V) sind signifikant höher belastet als die Tiere der Regionen Küste (I), Mitte (II) und Osten (III) (Region IV  $p = 0,0175$ , Region V  $p = 0,0412$ ).

Tabelle 3 Durchschnittliche Belastung und Standardabweichung von 61 Fischottern in den einzelnen Regionen Mecklenburg-Vorpommerns

Gebiet	n	Geometrisches Mittel in mg/kg FG	Standardabweichung
I	13	2,848	5,789
II	9	1,814	2,468
III	11	2,013	3,279
IV	10	7,490	9,643
V	18	4,239	17,78

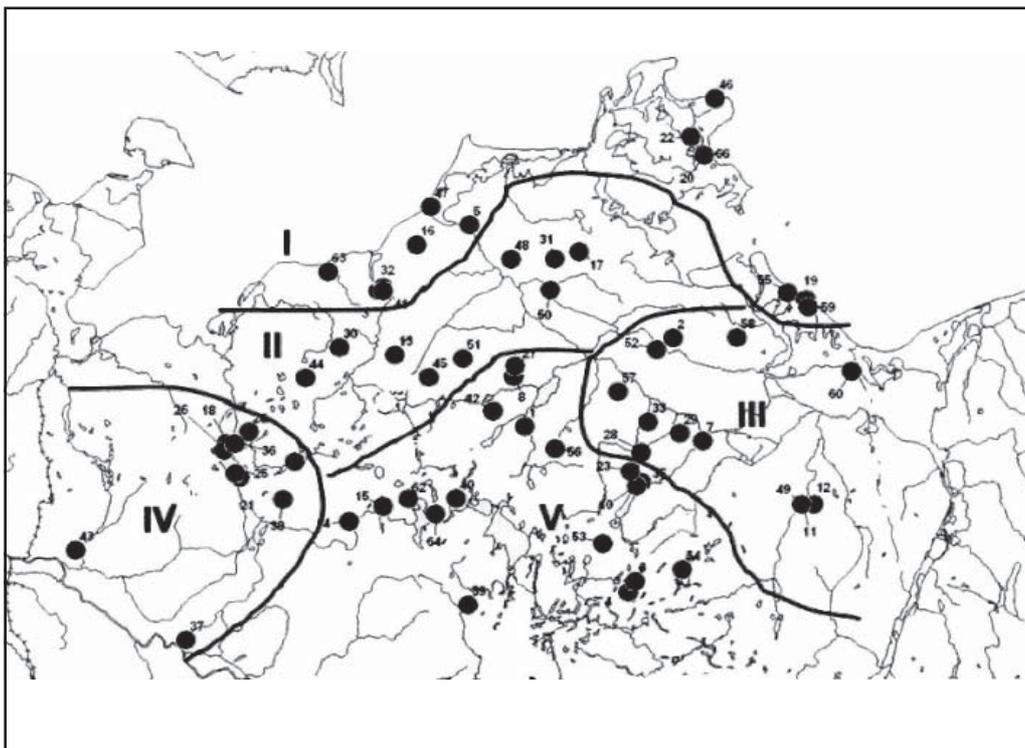


Abb. 4 Aufteilung Mecklenburg-Vorpommerns in 5 Teilgebiete (I = Küste, II = Mitte, III = Osten, IV = Westen und V = „Mecklenburger Seenplatte“)

### Körperkondition

In dieser Studie wurde eine negative Korrelation zwischen der Schadstoffbelastung und der Körperkondition festgestellt (Abb. 5, nicht signifikant). Die Körperkondition der Weibchen ist besser als die der Männchen (Geometrisches Mittel, Weibchen: Männchen = 1,141: 0,975, Spanne Weibchen 0,669 – 2,28, Männchen 0,671 – 1,33).

Die in Hinsicht auf die Körperkondition untersuchten Männchen (n = 28) wiesen einen Schadstoffgehalt (Geometrisches Mittel) von 3,939 mg/kg FG, die Weibchen (n = 18) von 2,489 mg/kg FG auf.

### Krankheiten

Von 69 untersuchten Fischottern wiesen 12 Tiere (17,39 %) während der Sektion auffällige Krankheitsbilder auf. Dazu gehörten Geschwüre (n = 3), Nierensteine (n = 5), Kachexie (n = 3) und Infektion der Leber (n = 1). Die Anzahl der Krankheitsfälle ist nicht unmittelbar

repräsentativ für die Gesamtpopulation, da keine molekularbiologischen Untersuchungen der Organe durchgeführt wurden. Auch der Einfluss der Schadstoffe auf den Verlauf der Krankheiten ist nicht klar. Von Nierensteinen betroffene Otter zeigten unauffällige Schadstoffgehalte (Geometrisches Mittel 3,542 mg/kg FG, n = 5). Das Geometrische Mittel von drei Fischottern mit Geschwüren lag bei 6,121 mg/kg FG. Bei einem Rüden mit Infektion und Nierengeschwüren wurden 20,058 mg PCB und OCP/kg FG festgestellt. Von zwei Kachexiefällen (mit Schadstoffgehalten von 5,162 bzw. 68,988 mg/kg FG) befand sich eine Otterfähe mit hohem Schadstoffgehalt aufgrund einer wahrscheinlich tödlichen Infektion der Leber in extrem schlechtem, kachektischem Zustand (Körperkonditionsindex = 0,669).

Eine weitere subadulte Fähe wies extrem hohe Schadstoffgehalte (Gesamtbelastung = 222,948 mg/kg FG) mit einem PCB-Gehalt von 197,196 mg/kg FG auf. Der Körperkonditionsindex von 0,917 weist auf einen Fitnessverlust hin. Das Tier zeigte ebenfalls Symptome von Kachexie.

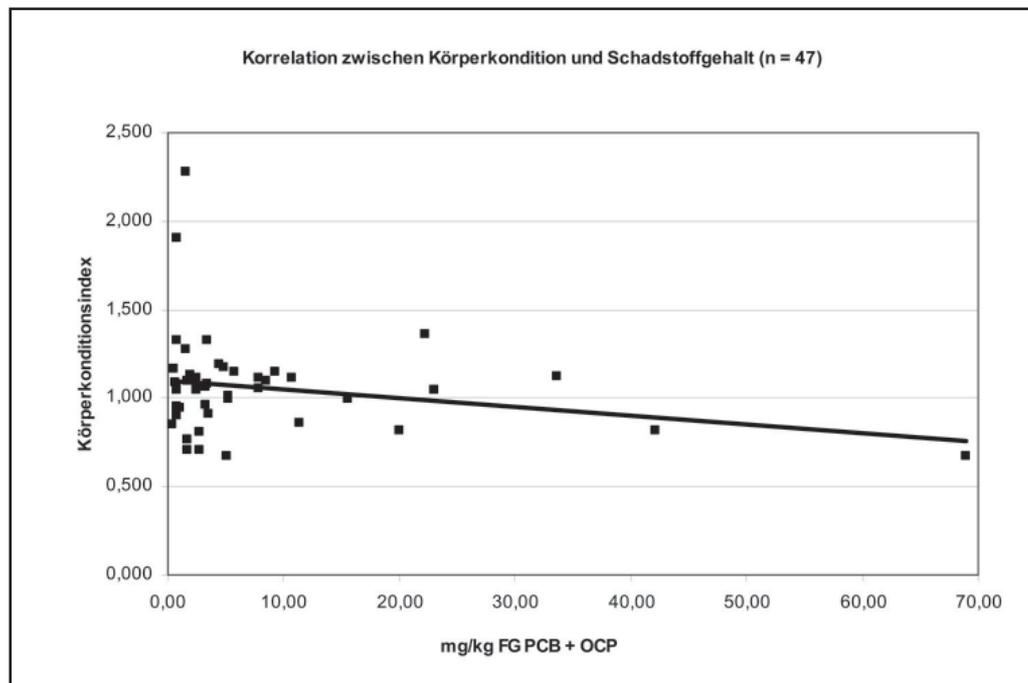


Abb. 5 Korrelation zwischen abnehmender Kondition und ansteigender Kontamination von 47 Fischottern, von denen Totalgewicht und Totallänge messbar waren.

Organgewichte

Ein anderer Weg eine veränderte Körperkondition festzustellen, ist der Vergleich von Organgewichten. Um die Ergebnisse korrekt zu interpretieren, müssen natürliche Variabilität, Geschlechtsdimorphismus, Reproduktionseinfluss, Reaktionen auf veränderte Umweltfaktoren oder Krankheiten bekannt sein. Ohne

Berücksichtigung der signifikant höheren Organgewichte bei Männchen gegenüber Weibchen (Leber, Nieren, Milz und Mägen) sowie schwereren Nieren laktierender Fähen gegenüber nicht laktierenden Fähen (Tabelle 4) ergaben sich Gewichtsreduktionen bei erhöhten Schadstoffgehalten bei zwei Tieren (Infektion der Leber und Infektion in Verbindung mit Nierengeschwüren, Abb. 6). Dies betrifft

Tabelle 4 Mittlere Organgewichte in g und Signifikanzen (t-Test) zur Verdeutlichung des Geschlechtsdimorphismus (m = Männchen, w = Weibchen, lakt. = laktierend). Signifikanzen sind fett markiert.

Gewichte in g	m gesamt	n	w gesamt	n	p
Leber	290,713	22	194,830	10	<b>0,009</b>
Nieren rechts	28,269	28	22,988	24	<b>0,025</b>
Nieren links	28,928	28	23,746	24	<b>0,046</b>
Milz	38,186	28	24,411	19	<b>0,002</b>
Magen	91,892	27	60,162	16	<b>0,022</b>
	w lakt.	n	w nicht lakt.	n	p
Leber	213,767	3	186,714	7	0,717
Nieren rechts	27,263	8	20,850	16	<b>0,032</b>
Nieren links	29,250	8	20,994	16	<b>0,015</b>
Milz	28,633	6	22,462	13	0,311
Magen	79,645	4	53,668	12	0,157

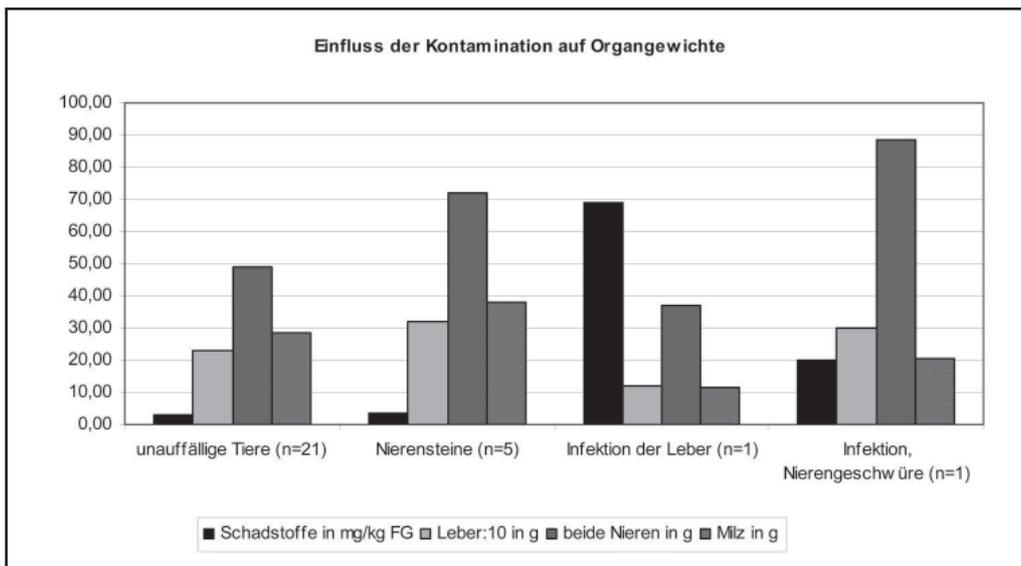


Abb. 6 Einfluss von Schadstoffbelastung und Krankheiten auf Organgewichte. Zur Verdeutlichung wurde das Lebergewicht durch 10 dividiert.

besonders Leber und Milz. Der Einfluss der Schadstoffbelastung auf den Krankheitsverlauf bzw. der Einfluss der Krankheiten auf die Organengewichte sind nicht bekannt. Ansteigende Nierengewichte sind dagegen bei Nierensteinen (n = 5) und in einem Fall bei Nierengeschwüren nachgewiesen worden.

### 3. Ergebnisse der Organprobenanalyse

#### Kongenerzusammensetzung

Die Verteilung der PCB (Kongenermuster) zeigte sowohl in den Organproben als auch innerhalb der 69 Fettproben die typische Clusterbildung beim Fischotter (CONROY, YOXON, GUTLEB 2000). Metabolisierbare PCB (28, 31, 52 und 101 = Cluster 1) lagen nur in geringem Umfang vor. Persistente PCB (118, 138, 153

und 180 = Cluster 2) wiesen zum Teil hohe Werte auf (Abb. 7).

In den Organproben der sechs untersuchten Fischotter war DDE (Metabolit von DDT) das am höchsten konzentrierte OCP. Die Metabolisierung des DDT über DDE und DDD / DDT zeigt organspezifische Unterschiede. So wurde im Fett der sechs Tiere hauptsächlich der Metabolit DDD / DDT nachgewiesen, während in den Organproben DDE in hohen Konzentrationen vorlag (Tabelle 5).

Ebenfalls in höheren Konzentrationen lag HCB in den sechs Fettproben vor, es ist ein Abbauprodukt von Lindan (gamma - HCH). In den Organproben wiederum lag gamma - HCH in stärkerem Maße vor. Die weniger toxisch wirkenden Isomere alpha- und beta- HCH sind in geringen Konzentrationen nachgewiesen worden.

Tabelle 5 Vergleich der Mediane der Fett- und Organproben von sechs Fischottern mit Angabe der mittleren Lipidgehalte je Gramm eingewogener Probe

mg/kg FG	Fett	Organe
<b>HCB</b>	0,039	0,017
<b>a-HCH</b>	0,007	0,027
<b>b-HCH</b>	0,007	0,028
<b>g-HCH</b>	0,006	0,088
<b>pp-DDE</b>	0,049	1,143
<b>ppDDD/op DDT</b>	0,122	0,043
<b>pp-DDT</b>	0,016	0,011
<b>PCB-28/31</b>	0,002	0,003
<b>PCB-52</b>	0,001	0,002
<b>PCB-101</b>	0,004	0,002
<b>PCB-118</b>	0,126	0,064
<b>PCB-138</b>	0,066	0,097
<b>PCB-153</b>	0,254	0,164
<b>PCB-180</b>	0,212	0,167
<b>Summe OCP</b>	<b>0,245</b>	<b>1,402</b>
<b>Summe PCB</b>	<b>0,664</b>	<b>0,497</b>
<b>Gesamt</b>	<b>0,910</b>	<b>1,899</b>
<b>Lipid in g</b>	0,590	0,121

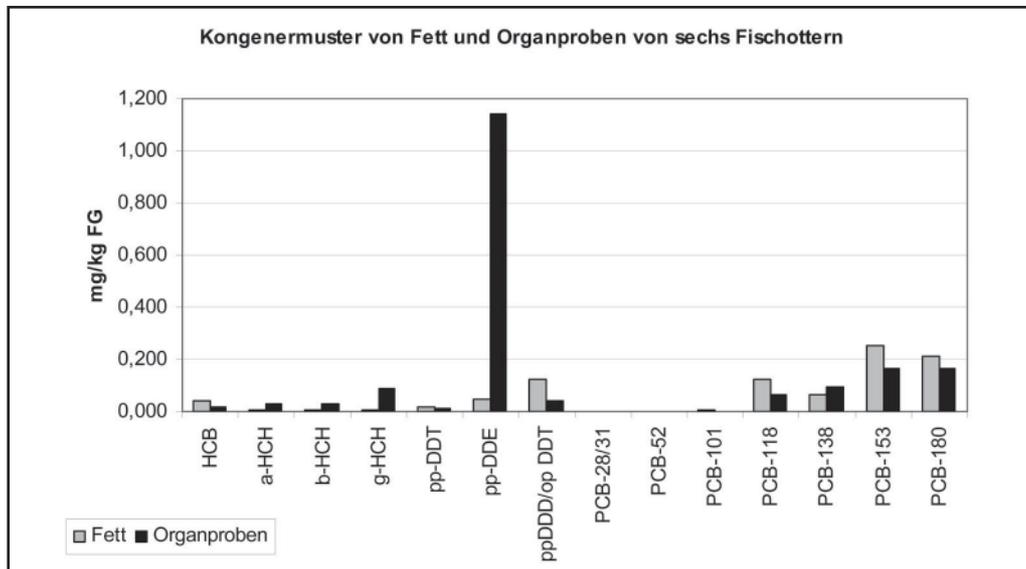


Abb. 7 Kongenermuster von Fett und Organproben von sechs untersuchten Fischottern

#### Kontamination von Organen

Die Ergebnisse der Analyse von unzerstörten Organen von sechs Fischottern (Tabelle 6) zeigten, dass die Belastung von Leber, Muskel und Nieren aufgrund hoher DDE-Werte deutlich höher ausfällt als beim Körperfett. Im Großen Netz als Transportmedium wurden gegenüber anderen Organen signifikant höhere Schadstoffgehalte für die OCP nachgewiesen ( $p = 0,048$ ). Der Transfer der Schadstoffe erfolgt über Blut und Lymphe. Als am höchsten konzentriertes OCP ist DDE im Großen Netz nachgewiesen worden (Median = 10,198 mg/kg FG,  $n = 2$ ). Trotz eines relativ hohen Lipidgehalts (0,147 g,  $n = 2$ ) ist die Belastung der Gehirnproben vergleichsweise gering. Die Blut-Hirnschranke verhindert das Eindringen von Toxinen in das Gehirn (WESTHEIDE & RIEGER 2004). Allerdings weisen gamma - HCH und DDE signifikant höhere Konzentrationen auf als die anderen untersuchten Stoffe (gamma - HCH  $p = 0,0095$ , DDE  $p = 1,19 \text{ E}^{-06}$ ,  $n = 2$ ).

Ebenfalls signifikant höher ist der DDE-Wert gegenüber den anderen Schadstoffen im Hoden ( $p = 4,99 \text{ E}^{-15}$ ,  $n = 2$ , Abb. 8). Allerdings ist der Stichprobenumfang wie beim Großen Netz und Gehirn zu klein, um generelle Aussagen treffen zu können.

Für vier untersuchte Uteri wurden erhöhte Werte sowohl für die persistenten PCB 118 bis 180 (zusammen 1,516 mg/kg FG) als auch für DDE festgestellt.

#### Diskussion

##### 1. Diskussion der biologischen Daten

Die in dieser Studie ermittelten Daten zum Durchschnittsalter, Geschlechterverhältnis und Reproduktionsstatus entsprechen nicht unmittelbar den natürlichen Verhältnissen. Die analysierten Tiere wurden gezielt für diese Untersuchung aus insgesamt 290 Totfunden, die durch die Arbeitsgruppe für Säugetierkunde der Universität Rostock seziert wurden ausgewählt. Hauptkriterien der Auswahl waren Herkunft, Geschlecht und Alter sowie auffällige Erkrankungen.

##### 2. Diskussion der Fettprobenanalyse

Die Gesamtbelastung der Population (Geometrisches Mittel = 3,745 mg/kg FG) liegt unterhalb des für die Reproduktionsfähigkeit der Tiere festgelegten Grenzwerts von 50,00 mg/kg FG. Allerdings sind einzelne Tiere von hohen

Tabelle 6 Mediane von Schadstoffbelastungen der untersuchten Organe sowie Lipidgehalte ohne Berücksichtigung von Alter und Gesundheitsstatus (GrN = Großes Netz). Die Höchstwerte sind fett markiert.

Mediane in mg/kg FG										
	Leber	Fett	Niere	Milz	Muskel	Uterus	Hoden	Thymus	Gehirn	GrN
HCB	0,062	0,039	0,030	0,016	0,017	0,025	0,009	0,005	0,006	0,168
a-HCH	0,061	0,007	0,009	0,027	0,037	0,011	0,018	0,033	0,010	0,035
b-HCH	0,197	0,007	0,028	0,061	0,189	0,014	0,022	0,021	0,011	0,035
g-HCH	0,157	0,006	0,016	0,032	0,094	0,025	0,040	0,104	0,117	0,088
pp-DDE	<b>2,710</b>	0,049	<b>1,356</b>	<b>1,143</b>	<b>3,199</b>	<b>0,283</b>	<b>1,029</b>	<b>0,659</b>	<b>0,223</b>	<b>10,198</b>
ppDDD/op DDT	0,158	<b>0,122</b>	0,055	0,032	0,101	0,043	0,018	0,019	0,008	0,324
pp-DDT	0,027	0,016	0,014	0,006	0,023	0,006	0,011	0,004	0,004	0,231
PCB-28/31	0,008	0,002	0,002	0,002	0,009	0,002	0,001	0,006	0,003	0,011
PCB-52	0,004	0,001	0,002	0,001	0,009	0,002	0,001	0,002	0,000	0,003
PCB-101	0,003	0,004	0,004	0,000	0,008	0,005	0,002	0,000	0,001	0,002
PCB-118	0,067	0,126	0,153	0,041	0,084	0,204	0,032	0,017	0,012	0,064
PCB-138	0,097	0,066	0,177	0,042	0,128	0,297	0,040	0,021	0,011	0,433
PCB-153	0,164	<b>0,254</b>	<b>0,376</b>	<b>0,112</b>	<b>0,284</b>	<b>0,590</b>	<b>0,077</b>	<b>0,045</b>	<b>0,024</b>	0,192
PCB-180	<b>0,167</b>	0,212	0,313	0,090	0,230	0,425	0,054	0,039	0,022	0,905
Summe OCP	<b>4,444</b>	<b>0,245</b>	<b>1,488</b>	<b>1,402</b>	<b>3,483</b>	<b>0,541</b>	<b>1,148</b>	<b>0,846</b>	<b>0,380</b>	<b>11,079</b>
Summe PCB	<b>0,497</b>	<b>0,664</b>	<b>1,017</b>	<b>0,331</b>	<b>0,708</b>	<b>1,540</b>	<b>0,207</b>	<b>0,130</b>	<b>0,073</b>	<b>1,611</b>
Gesamt	<b>4,941</b>	<b>0,910</b>	<b>2,505</b>	<b>1,733</b>	<b>4,191</b>	<b>2,081</b>	<b>1,355</b>	<b>0,976</b>	<b>0,453</b>	<b>12,689</b>
Lipid in g	0,030	0,590	0,177	0,032	0,018	0,197	0,121	0,054	0,147	0,233

Belastungen betroffen. Die Belastung von drei Tieren liegt oberhalb des Grenzwerts. Diese Tiere waren zum Todeszeitpunkt sehr wahrscheinlich von der Reproduktion ausgeschlossen.

Insgesamt zeigten 13,05 % aller untersuchten Tiere erhöhte Konzentrationen oberhalb der maximal zulässigen Konzentration ab 12,5 mg/kg FG (nach GUTLEB 1995). Das entspricht etwa einem Achtel der Population. Möglicherweise haben erhöhte Schadstoffgehalte in Mangelsituationen verstärkten Einfluss auf die Reproduktionsleistung.

Verursacht werden starke Schwankungen innerhalb der Stichprobe durch die Lipophilie der Schadstoffe, sexuelle Aktivitäten, Alter, Fitness und örtliche Gegebenheiten (unterschiedliche

Kontamination in unterschiedlichen Gewässern und Habitaten). Daher wurde für jede Probe der tatsächliche Lipidanteil bestimmt. Der durchschnittliche Lipidanteil (Geometrisches Mittel) in jeweils 1 g Fetteinwaage beträgt 0,323g mit einer Standardabweichung von 0,26. Der Lipidanteil hängt mit der jeweiligen Konstitution des Tieres zum Todeszeitpunkt zusammen. Beeinflussende Faktoren sind Mangelsituationen, Stress, Krankheiten, Parasiten oder reproduktive Aktivitäten, individuelle Schadstoffexposition und damit zusammenhängende Enzyminduktion.

Toxische Kontaminanten gelangen zurück in den metabolischen Kreislauf sobald der Lipidanteil in den Geweben abnimmt (WILLITZKAT

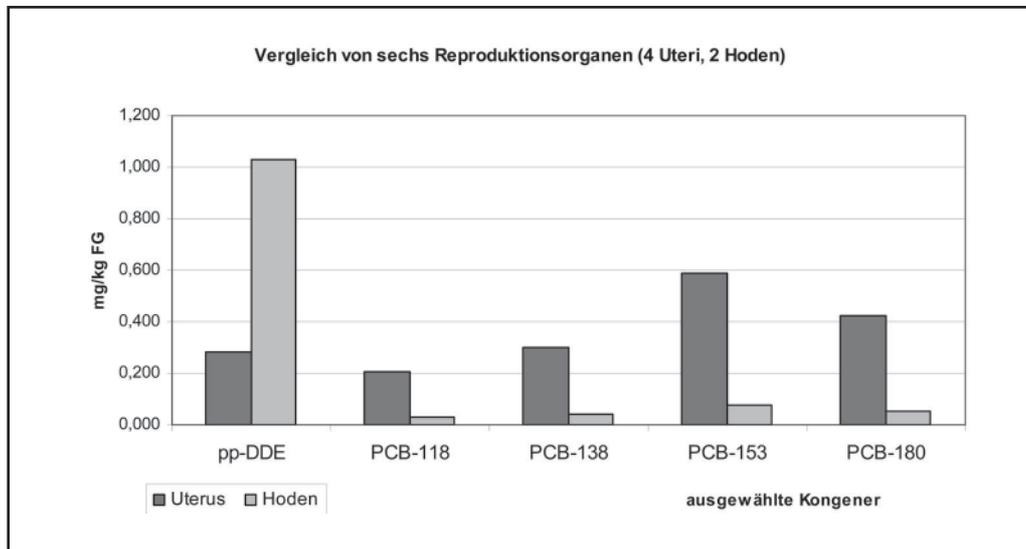


Abb. 8 Vergleich der Belastung von Reproduktionsorganen unter Berücksichtigung ausgewählter Kongener

1999). Kontaminanten, die nicht metabolisiert werden können werden im Fettgewebe aufsummiert (Abb. 2, Lipidklassen unter 20 %). Dieser Sachverhalt wirkt sich auf die Populationsbiologie aus. Fähen innerhalb der Reproduktion zeigten geringste Belastungswerte (2,276 mg/kg FG, n = 9). Verursacht wird dieser Sachverhalt durch die hohe Lipophilie der Schadstoffe und die daraus folgende Weitergabe der Kontaminanten an die Jungtiere über Uteruspassage und Milch. Die Anlage von Milchdrüsen begünstigt die Verteilung der Schadstoffe im Fettgewebe, denn das Verteilungsvolumen wird erhöht (WILLITZKAT 1999). Damit scheinen reproduzierende Fähen einen gesundheitlichen Vorteil gegenüber nicht reproduzierenden Fähen zu haben. Auffällig ist der höchste Belastungswert der potentiell sexuell aktiven Männchen (5,683 mg/kg FG, n = 19). Möglicherweise spielen Energieverbrauch innerhalb der Reproduktionsphase (Aufsuche der Weibchen, Werbung und Konkurrenzdruck) sowie das Alter wichtige Rollen für den Lipidanteil innerhalb der Fettproben.

Der Gehalt an Schadstoffen in Abhängigkeit vom Alter wird im Vergleich der Altersgruppen sichtbar (Abb. 3). So wird der Anstieg der Belastung der 0 bis 3-jährigen Tiere wahrschein-

lich durch die Kontamination über Uterus und Muttermilch und das „Testen neuer Nahrungsquellen“ nach der Säugephase verursacht. Mit Beginn „regelmäßiger“ (jährlicher) sexueller Aktivitäten ab etwa drei Jahren (Geschlechtsreife bei Rüden mit 18 Monaten, bei Fähen mit 24 Monaten, REUTHER 1993) bricht die Schadstoffbelastung ein. Durch jährliche Reproduktion sind die Fähen in der Lage den Schadstoffgehalt im eigenen Organismus zu minimieren. Das bedeutet, dass die Schadstoffe besonders durch den Transfer vom Muttertier auf die Jungtiere innerhalb der Population nicht abgebaut sondern „verteilt“ und weitergegeben werden.

Mit zunehmendem Alter steigt die Belastung für die Gesamtpopulation aufgrund wahrscheinlich andauernder Kontamination durch Nahrung und Lebensraum wieder an (allerdings ist in dieser Studie der Stichprobenumfang in den höheren Altersgruppen für eine generelle Aussage zu klein).

Regionale Unterschiede wurden in dieser Untersuchung gefunden (Tabelle 3, Abb. 4). Nahrungsfische wie Blei, Plötze und Barsch (*Abramis brama*, *Rutilus rutilus* und *Percidae* sp.) sind im Inland höher belastet als in den Küstenregionen. Die höchsten Werte liegen bei 0,042 mg PCB 138 / kg Frischsubstanz (FS)

und 0,050 mg PCB 153 / kg FS (Median = 0,002 mg/kg FS, BLADT & JANSEN 2003). Damit überschreiten die Nahrungsfische den für die Reproduktion des Otters festgelegten Maximalwert von 0,027 mg/kg FS (GUTLEB 1995) zum Teil um das Doppelte. Die Belastung der Gewässer, des Sediments und der Schwebstoffe in Mecklenburg-Vorpommern mit PCB und OCP nimmt von Westen nach Osten ab (LUNG 2001). Diesem Trend folgt auch die Belastung der Fischotterpopulation. Trotz der hohen Mobilität des Fischotters sind die Tiere aus der westlichen Region und der „Seenplatte“ signifikant höher belastet als die Tiere der anderen Regionen. Damit wird der ökologische Zusammenhang zwischen der Kontamination des Lebensraums, der Nahrung sowie des Fischotters deutlich.

Mit erhöhtem Schadstoffgehalt ist abnehmende Körperkondition verbunden (Abb. 5). Denn charakteristisch für ansteigenden Stress ist die Zunahme der metabolischen Kosten zum Erhalt der Homöostase. Dies äußert sich neben verändertem Verhalten, geringerem Wachstum oder abnehmender Reproduktionsfähigkeit auch in der Abnahme der Körperkondition. Verursacht wird das durch geringere Energieverfügbarkeit im Organismus (ESTUARY UCONN 2004). Die Weibchen zeigten nicht nur geringere Schadstoffgehalte, sie wiesen auch eine bessere Körperkondition auf als die Männchen. Sehr wahrscheinlich ist die Uteruspassage der Schadstoffe bzw. die Weitergabe dieser über die Milch an die Jungtiere dafür mit verantwortlich (BRUNSTRÖM et al. 2001).

Schadstoffbelastung und Körperkondition spielen wichtige Rollen für die Gesundheit der Tiere. In dieser Studie wurden Geschwüre, Kachexie, Infektionen der Leber und Nierensteine als auffällige Krankheitsbilder während der Sektion erfasst. Erhöhte Schadstoffgehalte sind für Geschwüre (n = 3), Kachexie (n = 3) und Infektion der Leber (n = 1) festgestellt worden. Allerdings konnte nicht geklärt werden ob die erhöhten Schadstoffwerte eine mögliche Ursache für die Krankheiten sind oder ob eventuell aufgrund verstärkter Durchblutung und der einsetzenden Immunreaktion in den erkrankten Organen und Geweben eine erhöhte Ansammlung von Schadstoffen zu diesen Werten geführt hat (WEBER, mdl.). Letzteres ist zumindest wahr-

scheinlich. Besonders Nierensteine scheinen nicht dem Einfluss der untersuchten Schadstoffe zu unterliegen, da die Niere als Ausscheidungsorgan für deren Abbauprodukte (phenolische Derivate) fungiert (WILLITZKAT 1999). Für fünf Fischotter mit Nierensteinen sind außer einer Vergrößerung des Nierengewichts keine Veränderung und keine erhöhten Schadstoffbelastungen festgestellt worden.

Eine normale Reaktion auf zunehmenden Stress ist eine Vergrößerung der Leber zur Enttoxifikation des Organismus. Chronische Belastung führt dagegen zu Organschrumpfung mit reduzierter Funktionsfähigkeit (ESTUARY UCONN 2004). So wurde für zwei Tiere mit Infektionen und Geschwüren festgestellt, dass gegenüber 21 unauffälligen Tieren erhöhte Schadstoffgehalte mit Schrumpfung der Organgewichte einhergehen (Abb. 6). Besonders betroffen sind Leber und Milz. Eine chronische Belastung dieser Tiere kann nicht ausgeschlossen werden. Allerdings sind auch hier weder natürliche Variabilität, der Einfluss der Reproduktion oder Reaktionen auf veränderte Umweltbedingungen eindeutig geklärt.

### 3. Diskussion der Organprobenanalyse

Die Kongenerzusammensetzung der Organprobenanalyse von sechs Fischottern verdeutlicht wesentliche Unterschiede in der Speicherung von Kongenern zwischen Körperfett und Organproben (Abb. 7). So ist die Konzentration von gamma - HCH (Lindan) in den Organen höher, das Abbauprodukt HCB dagegen im Fett stärker konzentriert. Das lässt dauernde Expositionen der sechs Tiere vor ihrem Tod mit Lindan vermuten, da das Ausgangsprodukt durchschnittlich (Mediane) im metabolischen Kreislauf (Organe) stärker konzentriert ist (gamma- HCH = 0,088 mg/kg FG) als das Abbauprodukt im Speichermedium Körperfett (HCB = 0,039 mg/kg FG). Allerdings wurden kongenerspezifische Unterschiede sowie weitere Lebensumstände der einzelnen Tiere nicht berücksichtigt. Ähnlich stellt sich die Situation für DDT und seine Metaboliten dar. Der persistenter Metabolit DDE ist wesentlich stärker in allen Organen nachgewiesen worden als im Körperfett, hier ist vor allem DDD / DDT ab-

gelagert. Aufgrund seiner östrogenen bzw. androgenen Wirkungen und dem Einfluss auf das Zentralnervensystem spielt DDE also immer noch eine entscheidende Rolle für den Gesundheitszustand der Fischotterpopulation in MV. Innerhalb der Organe gibt es spezifische Unterschiede. Die Leber als zentraler Ort der Enttoxifikation weist besonders hohe Werte von DDE und PCB 180 auf. Die Werte der persistenten PCB 118, 153 und 180 liegen aber unter denen der Fettproben. Verursacht durch hohe DDE-Gehalte ist die Gesamtschadstoffsumme für Niere, Milz und Muskel weitaus höher als die Fettbelastung der untersuchten Fischotter. Das könnte bedeuten, dass der über die Fettproben ermittelte Durchschnittswert der Population nicht die tatsächliche Belastung reflektiert. Möglicherweise liegt dieser Wert höher als hier dargestellt.

Im Großen Netz (*Omentum majus*) wurden höchste Konzentrationen für DDE, HCB und PCB 180 nachgewiesen. Schadstoffe werden innerhalb des Organismus über Blut und Lymphe transportiert. Die Funktion des Stofftransports aus dem Intestinaltrakt übernimmt das Große Netz als Transportmedium für Blut bzw. Lymphe (WESTHEIDE & RIEGER 2004). Der Nachweis der Höchstkonzentrationen genannter Kongener lässt auf Metabolisierungsprozesse, Transport bzw. Aufnahme dieser Stoffe u.a. über den Intestinaltrakt schließen.

Das Gehirn wird durch die Blut – Hirn – Schranke vor dem Eindringen von Toxinen geschützt (WESTHEIDE & RIEGER 2004). Trotzdem wurden signifikant höhere Konzentrationen von gamma – HCH und DDE gegenüber den anderen untersuchten Kontaminanten nachgewiesen. Das lässt vermuten, dass gamma – HCH und DDE möglicherweise diese Barriere umgehen können.

Die Thymusdrüse als Bildungsort des juvenilen Immunsystems ist relativ gering belastet (Schadstoffsumme 0,976 mg/kg FG). Erst mit steigendem Einfluss von Sexualhormonen kommt es zur Fettzellbildung (FABER & HAID 1995), in dessen Folge es wahrscheinlich zur vermehrten Ablagerung von Schadstoffen kommt.

Beide untersuchten Otter waren zum Todeszeitpunkt juvenil. Eine chronische Belastung mit PCB hätte zu Schrumpfungen des Thymus geführt. Dies konnte aufgrund mangelnder Vergleichsdaten aber nicht nachgewiesen werden.

Für die Reproduktionsorgane wurden geschlechtsspezifische Unterschiede festgestellt. Die Hoden sind überdurchschnittlich hoch mit DDE belastet (75,94 % aller im Hoden nachgewiesenen Schadstoffe, n = 2). Möglicherweise könnte aufgrund androgener Wirkungen des DDE die Bildung von Sexualhormonen in den Hoden beeinflusst werden (FABER & HAID 1995). In vier untersuchten Uteri ist die Belastung mit DDE geringer (12,01 % aller Schadstoffe), hier wurden die persistenten PCB in höheren Konzentrationen nachgewiesen (PCB 118 – 180 = 72,85 %, davon PCB 153 = 28,35 % aller untersuchten Schadstoffe). Für eine statistische Absicherung des Verdachts auf geschlechtsspezifische Bindung von Kongenern ist der Stichprobenumfang allerdings zu klein. Neben Hormonhaushaltsstörungen durch DDE verursachen PCB niedrigere Geburtsraten, erhöhte Jungensterblichkeit oder verringerte Fitness der Jungtiere durch vom Muttertier übertragene Schadstoffe (BRUNSTRÖM et al. 2001). Durch die Aufsummierung der Schadstoffe in Mangelsituationen im verbleibenden Fett könnte es zur Beeinflussung der Reproduktionsrate in der Population kommen.

### Zusammenfassung

Anhand von Fettproben von 69 Individuen und Organproben von sechs in Mecklenburg-Vorpommern tot aufgefundenen Fischottern wurde die Belastung mit PCB und OCP analysiert. Diese Basisdaten wurden mit biologischen Daten, wie Alter, Geschlecht, Reproduktions- und Gesundheitsstatus, Körperkondition, Organgewichten, Lipidanteilen sowie der Herkunft der Tiere verschnitten. Die Bewertung aller Daten ergibt keine akute Gefährdung der Fischotterpopulation in MV, auch wenn Einzeltiere von erhöhten Belastungen betroffen sind. Tiere aus dem Westen des Landes und von der „Seenplatte“ sind signifikant höher belastet als aus den restlichen Landesteilen.

Der Einfluss der Schadstoffe auf den Gesundheitszustand der Population könnte sich in Mangelsituationen (Hunger, strenge Winter, Krankheiten usw.) erhöhen. Besonders betroffen wären dann Jungtiere und Fischotter mit schlechterer Körperkondition. Insbesondere der

DDT – Metabolit DDE sowie die persistenten PCB 118 bis 180 könnten in Einzelfällen zu Reproduktionseinbußen führen. Chronische Belastungen mit negativen Auswirkungen auf Organfunktionen scheinen vorzuliegen. Reproduzierende Weibchen haben aufgrund der Weitergabe der Schadstoffe an die Folgegeneration wahrscheinlich einen gesundheitlichen Vorteil gegenüber dem Rest der Population. Besonders persistente Schadstoffe verbleiben innerhalb der Population.

## Summary

### The Impact of Polychlorinated biphenyls and organochlorine pesticides for the otter *Lutra lutra* (L. 1758) in Mecklenburg-Vorpommern

Contamination with Polychlorinated biphenyls (PCB) and organochlorine pesticides (OCP) in adipose tissue of 69 individuals additionally in organs of six otters found dead in Mecklenburg-Vorpommern was analysed. This basically data were used to compared with biological data like age, sex, reproductive and healthy status, body condition, weights of organs, share of lipid and origin of otters. Assessment of all data shows no acute dangerous by pollutants in MV. But some individuals concerned by high contamination. Otter from western part of federal state and from area named „Seenplatte“ are significant higher contaminated than the rest of the population.

Impact of pollutants could be critical for healthy status of population in deficiency situations (starvation, hard winter, diseases), especially for juveniles and individuals with bad body conditions.

The DDT-Metabolit DDE and persistent PCB (118 to 180) could be critical for reproduction of some individuals caused by toxicity. It seems to have chronically contamination with negative effects of function of organs of some individuals. Females in reproduction could minimize the contamination by delivery pollutants to following generation. By that reproducing females have advantage for healthy. Especially persistent PCB remains within the population.

## Danksagung

Besonderer Dank gilt dem Umweltministerium des Landes Mecklenburg-Vorpommern, Prof. Dr. R. Kinzelbach von der Universität Rostock, Prof. McLachlan und Prof. Schulz-Bull sowie Dr. K. Smith vom Institut für Ostseeforschung Warnemünde, Dr. H. Ansorge vom Staatlichen Naturkundemuseum Görlitz und Dr. Bladt vom Landesveterinär- und Lebensmitteluntersuchungsamt Mecklenburg-Vorpommern.

## Literatur

- ALLOWAY, B.J. & AYRES, D.C. (1996): Schadstoffe in der Umwelt. Spektrum Akademischer Verlag GmbH Heidelberg. – Berlin. Oxford. 234-301.
- ANSORGE, H. (1995): Notizen zur Altersbestimmung nach Wachstumslinien am Säugetierschädel. – Methoden feldökol. Säugetierforsch. **1**: 95-102.
- BLADT, A. & JANSEN, W. (2003): Monitoring zur Rückstandsanalyse von Fischen aus Binnen- und Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns. – Quelle: Landesveterinär- und Lebensmitteluntersuchungsamt Mecklenburg-Vorpommern.
- BRUNSTRÖM B., LUND B.-O., BERGMAN A., ASPLUND L., ATHANASSIADIS I., ATHANASSIADOU M., JENSEN S., ÖRBERG J. (2001): Reproductive Toxicity in Mink (*Mustela vison*) chronically exposed to environmentally relevant Polychlorinated Biphenyl Concentrations. – Environmental Toxicology and Chemistry **20** (10): 2318-2327.
- FABER & HAID (1995): Endokrinologie: Einführung in die Molekularbiologie und Physiologie der Hormone. – UTB für Wissenschaft. Verlag Eugen Ulmer Stuttgart. 140-173.
- GUTLEB, A.C. (1995): Umweltkontaminanten und Fischotter in Österreich – Eine Risikoabschätzung für *Lutra lutra* (L., 1758). – Inaugural-Dissertation der Veterinärmedizinischen Universität Wien. 216 S.
- HEINISCH, E., KETTRUP, A., WENZEL-KLEIN, S. (1994): Schadstoffatlas Osteuropa, Ökologisch-chemische und ökotoxikologische Fallstudien über organische Spurenstoffe und Schwermetalle in Ost-Mitteleuropa. – Ecomed Verlagsgesellschaft AG & Co. KG Landsberg. 4-280.
- KRUUK, H. & CONROY, J.W.H. (1995): Concentrations of some organochlorines in otters (*Lutra lutra* L.) in Scotland: Implications for Populations. – Environmental Pollution **92**: 165-171.
- LANDESAMT FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND GEOLOGIE MECKLENBURG-VORPOMMERN (2001): Gewässergütebericht 1998/1999: Ergebnisse der Güteüberwachung der Fließ-, Stand- und Küstengewässer und des Grundwassers in Mecklenburg-Vorpommern. 106 S.
- REUTHER C. (1993): *Lutra lutra* – Fischotter. – In: Handbuch der Säugetiere Europas. Raubsäuger, Teil II. Hrsg. STUBBE M., KRAPP F., Aula-Verlag Wiesbaden. 907-961.

- THOMAS, G.O., SWEETMAN A.J., PARKER C.A. (1998): Development and Validation of methods for the trace determination of PCB's in biological matrices. *Chemosphere* **36** (11): 2447-2459.
- WESTHEIDE, W. & RIEGER, R. (2004): *Spezielle Zoologie. Teil 2: Wirbel- oder Schädeltiere.* – Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg. Berlin. Elsevier GmbH, München. S. 107-166.
- WILLITZKAT, F.R. (1999): Anreicherung von chlororganischen Verbindungen und Nitrososchwefelstoffen in der aquatischen Nahrungskette – eine Bestandsaufnahme von Schadstoffen in Sediment und Fischen aus dem Hohner See und im Fischotter (*Lutra lutra*) aus dem Raum Schleswig – Holstein. – Inauguraldissertation der Freien Universität Berlin. 123 S.
- Internetquellen:
- CONROY, J.W.H.; YOXON, P.; GUTLEB, A.C. (2000): „Isle of Skye“ Pollutants and otter (toxicology conference): [http://www.akyaka.org/otter/bilgi\\_eng/toxicology\\_report1.pdf](http://www.akyaka.org/otter/bilgi_eng/toxicology_report1.pdf)
- ENIUS AG (2003): <http://enius.de/schadstoffe/pcb.html> und <http://enius.de/schadstoffe/organochlorpestizide.html>
- ESTUARY UCONN (2004): <http://estuary.uconn.edu/EWP6.html>
- ZAUKE, G.-P. (2004): Umweltwissenschaft – UW09: Ökotoxikologie-2: Ebene der Populationen-Freilandstudien. [http://www.icbm.de/aqua/veranstaltungen/Lectures-Vorlesungen/Umweltwissenschaften/uw09-eko-tox\\_2.pdf](http://www.icbm.de/aqua/veranstaltungen/Lectures-Vorlesungen/Umweltwissenschaften/uw09-eko-tox_2.pdf)

*Anschriften der Verfasser:*

Diplombiologin ANTJE GRIESAU  
Dorfplatz 6  
D-38486 Röwitz  
E-mail: [agriesau@yahoo.de](mailto:agriesau@yahoo.de)

Dr. ROBERT SOMMER  
Universität für Biodiversitätsforschung  
Allgemeine & Spezielle Zoologie  
Universität Rostock  
Universitätsplatz 2  
D-18055 Rostock