

ALEŠ TOMAN, KAREL BUKOVJAN, VÁCLAV HLAVÁČ, FRANTIŠEK HAVRÁNEK,
VLADIMÍR NĚMEC, JOSEF FEUEREISEL, MILOŠ JEŽEK, Strnady/Tschechische Republik

Konzentrationen organischer Xenobiotika im Fettgewebe von Fischottern (*Lutra lutra* L.)

Schlagworte/key words: Fischotter, *Lutra lutra*, Kontamination, PCB-Kongenerne, Phthalate, Biomonitoring, Nahrungskette, Tschechien, river otter, PCB congeners, phthalates, bio monitoring, food chain

Einleitung

Die Frage der Überwachung der organischen Xenobiotika im Organismus des Wildes zielte bisher auf die Konzentrationen der Isomeren der polychlorierten Biphenyle und auf die gesamte Gruppe der chlorierten Pestizide. Unter den einzelnen Niederwild- und Schalenwildarten stellte man allerdings unterschiedliche Pegel in ihrer Deponierung fest. Diese registrierten Konzentrationen hingen oft von der Art des analysierten Gewebes ab.

Praktisch gab es bis zur Mitte der neunziger Jahre des letzten Jahrhunderts in der Tschechischen Republik keine Angaben (Informationen) über die Kontamination in der Nahrungskette und über die Verunreinigung der Umwelt durch die Derivate der Phthalsäure. Erst im Jahr 2003 wurden die Konzentrationen von Phthalaten beim Wild ausgewertet. Dabei handelte sich um eine Orientierungsüberwachung der Konzentrationen von Di-Butyl Phthalat (DBF) und Bis-(2-ethylhexyl) Phthalat (BEHF) im Fettgewebe vom Schalenwild und von Hasen.

In ähnlicher Weise wurde auf diesem Gebiet auch der gesamten Gruppe von Raubsäugerarten praktisch keine Aufmerksamkeit gewidmet.

Es liegen nur vereinzelte Ergebnisse aus der Überwachung der PCB-Kongenerne beim Rotfuchs aus einigen zuständigen Fachlaboren vor, welche sich nur marginal mit diesem ernststen Problem beschäftigten.

Die häufige Verwendung der gesamten Gruppe der organischen Verbindungen, praktisch in allen Bereichen der Industrie, stellt eine Gefahr für die Einbeziehung in die Nahrungskette dar. Aufgrund ihrer toxischen Wirkungen besteht hier auch die Möglichkeit, sowohl den Gesundheitszustand vom Wild und von Nutztieren sowie letzten Endes auch die menschliche Population zu beeinflussen. Praktisch alle organischen Xenobiotika verkörpern so, aus der allgemeinen Sicht, ein ernstes ökologisches und gesundheitliches Problem, nicht nur für die Populationen von Wildtieren, sondern auch für den Menschen selbst.

Ziel der Arbeit

Das Ziel dieser Arbeit war, die Konzentrationen ausgewählter Kongenerne polychlorierter Biphenyle und die Derivate der Phthalsäure im Fettgewebe einer komplexen Fischotter-Datei

aus verschiedenen Regionen der Tschechischen Republik, zu identifizieren und auszuwerten.

Literaturübersicht

Neben den Isomeren von PCB und chlorierten Kohlenwasserstoffen (BUKOVJAN et al. 1992, CIBEREJ et al. 2001), ist es derzeit auch möglich, die Phthalsäureester als sehr ernste Kontaminanten für die Umwelt, mit der Möglichkeit der Einbindung in die Nahrungskette, zu betrachten (ŠEVELA et al. 1996 (d), JAROŠOVÁ et al. 1996, Staatliches Gesundheitsinstitut 1997, 1999). Es handelt sich um organische Verbindungen, die durch Synthese von aliphatischen Alkoholen mit der Phthalsäure entstanden sind.

Der überwiegenden Teil dieser Gruppe hat außerordentlich gute Adhäsiv- und Plastifizierungseigenschaften und somit werden sie industriell häufig verwendet (chemische Industrie, Sanitärbereich, Baugewerbe, Verpackungstechnologien, Landwirtschaft usw.). An dem möglichen Einfluss von Phthalaten aus Trinkwasser in der Tschechischen Republik, abgefüllt in Plastflaschen, hat ČERNÁ (1999) hingewiesen und das potenzielle Risiko haben weiterhin ŠEVELA et al. (1996, b, c) hervorgehoben.

In der Tschechischen Republik hat man schon früher Augenmerk auf diese Problematik in der human- und veterinärmedizinischen Forschung gelegt. Es handelte sich vor allem um Prioritätsarbeiten der Forschungsteams unter der Leitung von GAJDŮŠKOVÁ, ŠEVELA und JAROŠOVÁ. Nebst der Überprüfung der Methodik der Detektion wurden auch biologische Experimente über das Schicksal der Phthalate im Organismus der Tiere und deren negative Auswirkungen in der Humanmedizin durchgeführt (ŠEVELA et al. 1996).

Am Rande wurde die Problematik der Phthalatdeponierung im Fettgewebe vom Dam-, Muffel- und Schwarzwild sowie beim Hasen erwähnt (BUKOVJAN et al. 2003). Die Aufmerksamkeit konzentrierte sich damals auf die möglichen artspezifischen Einwirkungen im Bezug auf Konzentrationen von Phthalaten bei einer gezielten Überwachung von PCB und chlorierten Kohlenwasserstoffen im Depotfett vom Wild.

Material und Methodik

Für die Untersuchung wurden Depotfett-Gewebeproben (n 42) vom Fischotter (*Lutra lutra* L.) verwendet. Das Alter der Individuen (n-30) wurde anhand des Zahnwechsels, der Kraniometrie und Ossifikation des Skelets bestimmt und begrenzt auch mit der labortechnischen histologischen Methode durchgeführt, welche auf der Nutzung einer unterschiedlichen Schichtung von Adhäsionslinien im Unterkiefer basiert. Diese Methode wird mit Erfolg auch zur Altersbestimmung beim Hasen verwendet (CIBEREJ & MARAČEK 1990). Der Rest der Proben (n 12) wurde nur in Form von Fettgewebeproben übergeben und somit war die Altersbestimmung nicht möglich.

Die Methodik zur Phthalatbestimmung, d. h. von Di-Butyl Phthalat (DBF) und Bis-(2-ethylhexyl) Phthalat (BEHF), war relativ kompliziert.

Zuerst erfolgte die Extraktionsphase, wobei die Einwaage mit Natrium-Sulfat zerrieben und in einen Kolben mit Hexan unter kräftigem Schütteln übertragen wurde. Anschließend wurde die Hexanschicht über Natriumsulfat filtriert. Die Extraktion wurde drei Mal wiederholt, und die Anteile wurden auf einem Vakuum-Rotationsverdampfer verdampft. Der Verdampfungsrückstand wurde in Hexan gelöst und auf Kolonnen dosiert.

In der Reinigungsphase wurde der Verdampfungsrückstand auf die Spaltenkolonne mit Florisil dosiert. Dann folgte die Elution mit Gemisch von Hexan und Diethylether. Der Verdampfungsrückstand wurde in Acetonitril aufgelöst und auf eine Kolonne vom Flüssigkeitschromatographen dosiert. Die Grundkriterien von dem Flüssigkeitschromatographen waren folgende: UV-Detektor (224 nm), Mob. Phase Acetonitril/Wasser, eigene Kolonne SGX C8 5µm x 150 mm.

Die Parameter des verwendeten Analyseverfahren für die Bestimmung der Konzentration von DBF und BEHF waren identisch (0,05 mg/kg-1), die Unsicherheit für die DBF hat 0,27 % betragen und war bei BEHF mit 0,29 % etwas höher.

Zur Bestimmung der Konzentration der Summe sowie auch der einzelnen PCB-Kongeneren wurde SOP-1 mit der geläufigen Methode „Bestim-

mung von OCP und PCB durch die Methode GC/ECD“ verwendet. Die Unsicherheit wurde, in Übereinstimmung mit den Analysen von RM durch Dr. Ehrenstorfer aus den Jahren 1999–2001 (Schätzung der Unsicherheit der Bestimmung), bestimmt. Die Ergebnisse wurden mit fundamentalen mathematisch-statistischen Methoden ausgewertet.

Ergebnisse

Die in dieser Arbeit zusammengefassten Ergebnisse sind ein Teil des Programms zur Feststellung des Nachweises von Schadstoffen in freilebenden Tieren. In der ausgewerteten Datei von Fischottern wurden PCB in allen getesteten Proben festgestellt.

Unterschiedlich waren nur die Höhen der Anteile einzelner Kongenere. Die durchschnittliche Konzentration der gesamten Summe von PCB betrug 11,58 mg/kg-1 +6,87. Die Kongenere PCB 101-118-138-153 wurden in allen getesteten Proben von Fett (100 %) festgestellt. Die anderen waren wie folgt vertreten: Kongener 180–97,61 %, Kongener 28–90,48 % und Kongener 52 war mit 57,14 % am wenigsten vertreten.

Die maximale Belastung mit PCB war bei einem Fischotter aus dem Böhmisches-Mährisches Hochland festgestellt worden und betrug:

Kongener 101–0,104 mg/kg-1, 118–0,737 mg/kg-1, 138–11,600 mg/kg-1, 153–19,800 mg/kg-1, 180–12,800 mg/kg-1, 28–0,014 mg/kg-1, 52–0,009 mg/kg-1, die Summe von PCB 45,064 mg/kg.

Im Fettgewebe der Fischotter wurden auch die Konzentrationen der Derivate der Phthalsäure,

nämlich vom Di-Butyl Phthalat (DBF) und Bis-(2-ethylhexyl) Phthalat (BEHF), bestimmt.

Es handelt sich praktisch um bedeutende Kontaminanten der natürlichen Umgebung, deren Bedeutung noch nicht vollständig abzuschätzen ist. Sie gelangen unkontrolliert in die Nahrungskette und können nicht nur die Gesundheit von Wild- und Haustieren, sondern auch die der menschlichen Bevölkerung negativ beeinflussen.

Der Fischotter erwies sich als geeigneter natürlicher Bioindikator der Kontamination in aquatischen Ökosystemen durch die Gruppe der polychlorierten Biphenyle im Unterschied zu den Derivaten der Phthalsäure. Das Vorhandensein von Phthalaten im Fett des Fischotters war im Vergleich zu den PCB mehr oder weniger zufällig.

In der ausgewerteten Datei wurden die Phthalate nur in vier Fettgewebeproben (9,52 %) identifiziert. Die höchste Konzentration von BEHF betrug 0,618 mg/kg-1 und beim Dibutylphthalat 0,568 mg/kg-1. Die negativen Auswirkungen der Phthalate dürften im Bereich der Proliferation der Peroxisome liegen, deren akute Toxizität relativ gering ist. Als weitere Auswirkungen ist es notwendig die Estrogenität und Hepatokarzinogenität aufzuführen.

Diskussion

Der Fischotter ist ein integraler Bestandteil der Natur und bewohnt eine Vielzahl von aquatischen Lebensräumen. Unter den Bedingungen der Tschechischen Republik besiedelt er sowohl Gebirgs- und Gebirgsvorlandbäche als auch die Unterläufe der Flüsse.

Tabelle 1 Beurteilung der Konzentration von PCB im Fett vom Fischotter (*Lutra lutra* L.)

	(mg/kg-1, n 42)							
	K 101	K 118	K 138	K 153	K 180	K 28	K 52	Summe
Durchschnitt	0,0443	0,2821	2,7284	4,5362	3,5784	0,037	0,0109	11,586
Median	0,0385	0,1925	2,0700	3,6050	2,8100	0,014	0,0085	10,266
+ s	0,0251	0,1772	1,8014	3,0767	2,5665	0,0618	0,0127	6,8726
Streuung	0,0006	0,0314	3,2450	9,4660	6,5816	0,0038	0,0002	47,232
Max.	0,155	0,737	11,600	19,800	12,80	0,3610	0,0380	45,064

Seit Ende der achtziger Jahre des letzten Jahrhunderts war eine Zunahme der Fischotter zu registrieren, was bis heute anhält. Die Bestandaufnahme im Jahr 2006 zeigte das Vorhandensein vom Fischotter in 510 von 661 Kartenquadraten, d.h. in 77,2 % der Quadrate.

Der Fischotter kommt auf 60 % des Territoriums der Tschechischen Republik vor. Die Größe seiner Aktionsräume ist sehr unterschiedlich (2,6–27,3 km²). Die Populationsdichte der Fischotter zeigt eine große Bandbreite von 1–28 erwachsenen Individuen auf 100 km². Die Gesamtzahl dieser geschützten Tiere wird auf 1.600–2.200 ad. Individuen geschätzt (POLEDNÍK et al. 2009).

Die Nahrung des Fischotters besteht aus drei Viertel von Fischen. Aber in den verschiedenen Gebieten seiner Verbreitung und in verschiedenen Phasen des Jahres unterscheidet sich der Anteil der Fische in seiner Nahrung sehr deutlich. Je nach den Umweltbedingungen, bilden dann den Rest der Nahrung insbesondere Amphibien, Reptilien, Säugetiere, Krebstiere und Wasserinsekten. Die tägliche Nahrungsaufnahme beträgt rund 12 % der Körpermasse, also Beute mit einem Gesamtgewicht von 0,4–0,9 kg. Wenn die Wintertemperaturen fallen, verbraucht er mehr Nahrung, bis zu 1,5 kg. Als einen der wichtigsten Faktoren der Bedrohung des Fischotters kann man die Verschmutzung der natürlichen Umwelt durch die ganze Gruppe von Fremdstoffen mit organischem Charakter, einschließlich polychlorierter Biphenyle, betrachten.

Eines der charakteristischen Merkmale von PCB ist ihre Kumulation im Fettgewebe und ihre nachfolgende Persistenz in Ökosystemen. Bislang werden diese Verbindungen als bedeutende Umweltschadstoffe betrachtet.

Ihre Auswirkungen auf den Organismus sind multilateral. Wie nachgewiesen wurde, verursachen sie Gewichtsverlust, Gesamtaxie, Depressionen des zentralen Nervensystems, Depigmentation von Federn und Federfollikeln, Änderungen an der Bursa Fabricii bei Vögeln (HALOUZKA 1992).

Wie bewiesen wurde, erregen PCB die Enzyme des mikrosomalen Entgiftungssystems der Leber. Bei ihrer langfristigen Einnahme lösen sie unspezifische Änderungen im Gehirn von Wildenten aus (BOBEK 1993).

Eine weitere negative Wirkung von PCB ist auch der schrittweise Abbau von den lipophilen und unter bestimmten Voraussetzungen auch von den hydrophilen Vitaminen. Bei Steroiden erhöht sich durch den Abbau vor allem die Geschwindigkeit ihrer biologischen Wirkung.

Das steht teilweise im Einklang mit den Schlussfolgerungen von KARPENKO et al. (1993), welcher die degenerativen Veränderungen des Fettgewebes, begleitend durch das Auftreten des kurvilamelaren Ceroides beim Hasen und zuletzt auch bei Bisamratten diagnostizierte (KARPENKO & BUKOVJAN 1995).

Diese Veränderungen sind analog mit ähnlichen, welche als chronische Panikulitis beim Menschen und als die „yellow fatt disease“ von bestimmten Haustieren beschrieben wurden, bei welchen sich beim Stoffwechsel insbesondere das Defizit von Tocopherol und teilweise auch von Retinol bemerkbar macht.

Schon früher wurde der Transfer der PCB durch die Plazentabariere in die Embryos und mit Milch in die Jungen bestätigt. Experimentelle Versuche haben die Bildung von Krebserkrankungen des Magen-Darm-Traktes, der Eierstöcke und der Bauchspeicheldrüse bestätigt.

Ausgewählte Phthalate in Lebensmitteln, Futtermitteln und Verpackungsmaterial werden in der Tschechischen Republik aktiv überwacht (KLIMENT et al. 1997, Jahrbuch des Ministeriums für Landwirtschaft der Tschechischen Republik 1998, ČERNÁ 1999).

Toxische, mutagene, teratogene und karzinogene Auswirkungen auf Menschen, die wie andere Lebewesen die Kontaminanten durch verunreinigtes Wasser und Lebensmittel aufnehmen, sind jetzt ein Gegenstand von erstrangigem Interesse (KEITH 1997, PAGE & LACROIX 1995).

Als risikoreich gelten auch die Konzentrationen durch Ester der Phthalsäure in der Humanhämatologie und dem Gesundheitswesen allgemein (GAJDUŠKOVÁ et al. 1997, ŠVELA 1996 a, 1996 b, 1997). Die Toxizität der Phthalate steigt mit der Länge der Alkoholseitenkette.

Die akute Toxizität ist im Vergleich zu anderen organischen Chlorverbindungen, welche die natürlichen Umwelt oder die Nahrungskette kontaminieren, relativ unterschiedlich (Diethylhexylphthalat 31,0 g/kg-1, Butylbenzylphthalat 2,0–18,0 g/kg-1). Die Änderungen werden vor

allem bei akuter Toxizität in der Leber und dem reproduktiven System von Männern angegeben. Bei einer subchronischen Toxizität wird zusammen mit der Hepatomegalie auch die Entwicklung der Proliferation von Peroxisomen, die Induktion der Gruppe peroxisomaler Enzyme und Defekten im Lipidenmetabolismus (Induktion von β -Oxydation von Fettsäuren und Hemmung der Synthese von Cholesterin) zitiert.

Für sehr ernsthaft kann man sicherlich, im Fall der Phthalate, eine chronische Einwirkung, manchmal auch subletaler Dosen, von diesen Kontaminanten registrieren. Experimentell nachgewiesen wurden die negativen Auswirkungen von Phthalaten sowohl auf die Morphologie und Funktion der Leber (OKITA et al. 1992) als auch der Nieren (SABATINI et al. 1989).

Darüber hinaus wurde der Einfluss auf die Spermio-genese (JONES et al. 1993, GRANHOLM et al. 1992) und die Auswirkungen auf die Membran-Funktionen nachgewiesen (SABATINI et al. 1989, KORA et al. 1989, KELLER 1991, ŠEVELA et al. 1996 e).

Von den anderen sehr ernsten Auswirkungen darf nicht der Hinweis auf die teratogenen embryotoxischen Auswirkungen (FIELD et al. 1993) und bestätigte Karzinogenität auf Säugetiere unterlassen werden (KLAUNIG et al. 1988, CARTER et al. 1992).

Veränderungen wurden ebenfalls, im Rahmen der biologischen Experimente, in der Durchlässigkeit der Membranen von Peroxisomen für freie Sauerstoff-Radikale, erhöhte Peroxidation von Lipiden mit nachfolgender Lipofuscin Ansammlung und Änderungen bei der Aktivität der Katalase beschrieben (KLAUNIG et al. 1988).

Schlussfolgerungen

Die polychlorierten Biphenyle und Derivate der Phthalsäure können derzeit auf jeden Fall als bemerkenswerte Kontaminanten der natürlichen Umwelt betrachtet werden. Aufgrund ihrer immer größeren Verwendung in den industriellen Aktivitäten der menschlichen Population kann man ihr weiteres natürliches Wachstum prognostizieren. Daraus folgt die Notwendigkeit von ihrer gezielten Überwachung in der gesamten Nahrungsmittelkette.

Gegenwärtig kann man den Fischotter beim ökologischen Monitoring der Ökosystembelastung als geeigneten natürlichen Bioindikator des Kontaminationsniveaus von den PCB-Kongeneren, im Unterschied zu den Derivaten der Phthalsäure, nutzen.

Zusammenfassung

Vom Fischotter (*Lutra Lutra* L.) wurde eine Anzahl Proben des Fettgewebes (n=42) auf das Vorhandensein von chlororganischen Schadstoffen analysiert. In dem untersuchten Fettgewebe wurden PCB-Kongeneren und ebenfalls Derivate der Phthalsäure – Phthalate und zwar konkret Di-Butyl Phthalat (DBF) und Bis-(2-ethylhexyl) Phthalat (BEHF) identifiziert.

Über der Grenze der Detektion von PCB lagen die Konzentrationen der Kongeneren 101, 118, 138, 153 bei allen getesteten Proben (100 %). Ihre durchschnittlichen Konzentrationen betragen 0,0443 mg/kg-1, 0,2821 mg/kg-1, 2,7284 mg/kg-1 und 4,5362 mg/kg-1.

Kongener 180 wurde in 97,61 % der Proben festgestellt und sein Durchschnitt lag bei 3,5784 mg/kg-1. Kongener 28 wurde in 90,48 % der Proben mit Durchschnitt mit 0,0370 mg/kg-1 und Kongener 52 in 57,14 % der Fälle mit einem Durchschnitt von 0,0109 mg/kg-1 nachgewiesen.

Die durchschnittliche Konzentration der Gesamtsumme von PCB im Fettgewebe vom Fischotter wurde mit 11,5860 mg/kg-1 analysiert. Phthalate sind, unter anderem, Verbindungen, welche einen negativen Einfluss auf die Spermio-genese haben, sie sind von mutagener und Karzinom fördernder Natur. Es wird Ihnen auch ein signifikanter hepatotoxischer und nephrotoxischer Effekt zugeschrieben. Ihr Auftreten kann in der beurteilten Fischotterdatei als selten und die Konzentrationen als gering betrachtet werden.

In der ausgewerteten Datei wurden die Phthalate nur bei 9,52 % der Fettgewebeproben identifiziert. Die höchste Konzentration von BEHF betrug 0,618 mg/kg-1 und bei DBF 0,568 mg/kg-1.

Summary

Concentration of organic Xenobiotika in fat tissue of otters (*Lutra lutra* L.)

Two fatty tissue samples were analysed from river otter (*Lutra lutra* L.) for presence of selected organo-chlorine pollutants. PCB congeners and phthalic acid derivatives (phthalates) were detected in the fat, particularly dibutylphthalate (DBF) and bis-(2ethylhexyl)-phthalate (BEHF). Totally 52 fatty tissue samples have been analysed.

The concentrations of congeners 101, 118, 138, 153 above the PCB detection limit were found at all examined samples (100 %). Their average concentrations were 0.0443 mg.kg⁻¹, 0.2821 mg.kg⁻¹, 2.7284 mg.kg⁻¹ and 4.5362 mg.kg⁻¹. The congener 180 was found in 97.61 % and average concentration was 3.5784 mg.kg⁻¹, congener 28 in 90.48 % (average concentration 0.0370 mg.kg⁻¹) and congener 52 in 57.14 % (0.0109 mg.kg⁻¹). Average concentration of PCB total in the fat of otters was assessed as 11.5860 mg.kg⁻¹.

Phthalates are compounds with adverse impact to spermiogenesis, they are of mutagenic and carcinogenic nature. Also significant hepatotoxic and nephrotoxic effects are ascribed to them. Their occurrence in assessed set of otters may be considered as rare and only in small concentrations. Total capture was 9.52 %; maximum BEHF concentration was 0.618 mg.kg⁻¹ and maximum DBF concentration then 0.568 mg.kg⁻¹.

Literatur

- BOBEK, J. (1993): Rigorozní práce. Přírodovědná fakulta Univerzity Karlovy. – Praha, 77.
- BUKOVJAN, K.; HOFFMANN, V.; BUKOVJANOVÁ, E. (1992): Vorkommen von Organochlorverbindungen und polychlorierten Biphenylen im Fettgewebe von Feldhasen aus Mittelböhmen. – *Fleischwirtschaft* **72** (3): 339–341.
- BUKOVJAN, K.; PAULENKA, O.; WITTLINGEROVÁ, Z. (2003): Stanovení chlorovaných pesticidů a polychlorovaných bifenyly v tuku vybraných druhů zvěře. – *Folia venatoria* **33**: 107–117.
- BUKOVJAN, K.; TOMAN, A.; PINTÍŘ, J.; MIČEK, L. (2004): Analýza zdravotního stavu zajíce polního (*L. europaeus* Pall.) v České republice v roce 2003. – VODZZ – laboratoře, biomonitoring.
- ČERNÁ, M. (1999): Ftaláty v balených vodách. – Sborník z konference: Balená voda, zdravotní a hygienická hlediska. ČVVS a SZÚ: 81–85.
- CARTER, J.H.; RICHMOND, R.E.; CARTAR, H.W. (1992): Quantitative image cytometry of hepatocytes expressing gamma-glutamyltranspeptidase and glutathione S-transferase in diethylnitrosamine – initiated rats treated with phenobarbital and or phthalate esters. – *J. Histochem. Cytochem.* **40**: 1105–1115.
- CIBEREJ, J.; BILÁ, A.; BREYL, I. (2001): Polychlorované bifenyly u zvěři v areáli Chemko Strážské. – *Folia venatoria* **31**: 123–128.
- GAJDUŠKOVÁ, V.; JAROŠOVÁ, A.; ULRICH, R. (1996): Occurrence of phthalic esters in food packaging materials. – *Potrav. Vědy* **4**: 99–108.
- GAJDUŠKOVÁ, V.; JAROŠOVÁ, A.; RASZYK, J.; ŠEVELA, K. (1996): Distribuce dibutyl ftalátu v orgánech a tkáních prasat. – In: XXVI. Lenfeldovy a Haklový dny, Brno 1996, 81.
- Field, R.A.; Price, C.J.; Sleet, R.B. (1993): Developmental toxicity evaluation of diethyl and dimethyl phthalate in rats. – *Taratology* **48**: 33–44.
- Granholm, T.; Creasy, D.M.; Pollanen, P. (1992): Diapentyl phthalate – induced inflammatory changes in the rat testis are accompanied by local production of novel lymphocyte activating factor. – *J. Reprod. Immunol.* **21**: 1–4.
- JAROŠOVÁ, A.; GAJDUŠKOVÁ, V.; ULRICH, R.; ŠEVELA, K. (1996): The occurrence of phthalic acid esters in packaging materials for foods and medical products. – In: International symposium on food packaging. Ensuring the quality and safety of foods. Budapešť 1996, 71.
- JAROŠOVÁ, A.; GAJDUŠKOVÁ, V.; ULRICH, R. (1996): Výskyt esterů kyseliny ftalové v oblastech pro potravinu. – Sborník z odborného semináře posluchačů postgraduálního doktorandského studia. MendelNET 96, MZLU, 81–82.
- JAROŠOVÁ, A.; GAJDUŠKOVÁ, V.; ŠEVELA, K. (1997): Extraction, clean-up and confirmation procedures for HPLC determination of phthalic acid esters (PAEs) in biological materials. – 8th Symposium on handling of environmental and biological samples in chromatography. Španělsko, Almeria, 135.
- JONES, H.B.; GARSIDE, D.A.; LIU, R. (1993): The influence of phthalic acid esters on Leydig cell structure and function in vitro and in vivo. – *Exp. Mol. Pathol.* **58**: 179–193.
- KARPENKO, A.; BUKOVJAN, K.; ELLEDELER, M. (1994): Extracelulární ceroid v tukové tkáni zajíce polního. – *Čs. Patologie* **30**: 97–102.
- KELLER, B.J. (1991): 2-ethylhexanoluncouples oxidate phosphorylation in rat liver mitochondria. – *Toxicology Lett.* **57**: 113–120.
- KLAUDING, J.E.; RUCH, J.R.; DEANGELO, A.B. (1998): Inhibition of mouse hepatocyte intercellular communication by phthalate monoesters. – *Cancer. Lett.* **43**: 65–71.
- KEITH, L.H. (1997): Environmental Endocrine Disruptors. – A Hand book of Property Data. John Wiley and Sons. Inc. New York, 527–557.
- KLIMENT, V.; KUBINOVÁ, R.; KAZMAROVÁ, H.; HAVLÍK, B.; ŠIŠMA, B.; RUPRICH, J.; ČERNÁ, M.; KODL, M. (1997): System of monitoring the environmental impact on

- pulation health of the Czech Republik. – Cent. Eur. J. Publ. Health **5**: 107–116.
- KORA, S.; SADO, M.; KOIKE, H. (1989): Procective effect of the plasticizer di (2-ethylhexyl) phtalate against damage of the mitochondrial membrane induced by calcium: possible participation of the adenine nucleotide tranlocator. – Biochem. Biofys. Acta **985**: 286–292.
- Odborná zpráva Systému monitorování zdravotního stavu obyvatelstva ve vztahu k životnímu prostředí. (1999): Zdravotní důsledky expozice lidského organismu toxickým látkám ze zevního prostředí. – SZÚ Praha, 32–33.
- OKITA, R.T.; OKITA, J.R. (1992): Effect of diethyl phtalate and other plasticizers on laurat hydroxylation in rat liver microsomes. – Pharm. Res. **9**: 1648–1653.
- PAGE, B.D.; LACROIX, G.M. (1998): The occurrence of phtalate ester and di-2 ethylhexyl adipate plasticizers in Canadian packing and food sampled in 1985–1989: a survey. – Food Additive. Contam., 129–151.
- POLEDNÍK, L.; POLEDNÍKOVÁ, K.; ROCHE, M.; HÁJKOVÁ, P.; TOMAN, A.; HLAVÁČ, V.; BERAN, V.; NOVÁ, P.; MARHOUL, P.; PACOVSKÁ, M.; RŮŽIČKOVÁ, O.; MIONÁRIKOVÁ, T.; VĚTROVCOVÁ, J. (2009): Program péče pro vydrů říční (*Lutra lutra*) v České republice v letech 2009–2018. – Ministerstvo životního prostředí ČR.
- SABATINI, S.; FRACASSO, A.; BAZZATO, C. (1989): Effect of phtalate acid esters on transport in toad bladder membrane. – J. Pharmacol. Exp. Ther. **250**: 910–914.
- SZÚ. (1997): Spotřební koš potravin pro Českou republiku. Expoziční faktory – ČR 1994. Centrum hygieny potravinových řetězců, Státní zdravotní ústav, Praha.
- ŠEVELA, K.; GAJDUŠKOVÁ, V. (1996): Estery kyseliny ftalové a lidský organismus. – Čas. Lék. Čes. **135** (č. 21): 679–682.
- ŠEVELA, K.; GAJDUŠKOVÁ, V.; HAVRÁNKOVÁ, V.; HAVLÁT, F. (1995): Occlusion tract rotor systems as the driving unit in infusion dosers. – Hosp. Manag. Intern. Sterling Publication Limited, London UK, 329.
- ŠEVELA, K.; GAJDUŠKOVÁ, V.; HAVRÁNKOVÁ, V.; HAVLÁT, F.; ČEREŠNÁK, B.; KRISTA, P.; BÍLEK, M.; JAROŠOVÁ, A. (1996): Klinické použití infuzní pumpy s rotorem v okluzní dráze. – Vnitř. lék. **42**: 400–403.
- ŠEVELA, K.; GAJDUŠKOVÁ, V.; HAVLÁT, F.; HAVRÁNKOVÁ, V.; JAROŠOVÁ, A. (1996): Estery kyseliny ftalové v peritoneální dutině nemocných léčených kontinuální ambulantní peritoneální dialýzou. – Vnitř. lék. **42**: 404–407.
- ŠEVELA, K.; HAVLÁT, F.; HAVRÁNKOVÁ, V.; ŠEVELA, K. (1997): Zhodnocení výskytu esterů kyseliny ftalové v potravním řetězci. – Cuzorodé látky v požívatínách. XVII. Konferenci s mezinárodní účastku. Tatranská Štrba, 178–181.
- ŠEVELA, K.; HAVLÁT, F.; HAVRÁNKOVÁ, V.; GAJDUŠKOVÁ, V.; OŠLOVÁ, J. (1996): Clearance peritoneální membrány pro vyprané látky v závislosti na expozici estery kyseliny ftalové. – 26 Český nefrologický kongres. – Brno 1996, 26.
- Vyhláška Ministerstva zdravotnictví č. 298/1997 Sb.
- Zpráva o výsledcích sledování cizorodých látek v surovinách živočišného původu a v potravinách za rok 1997. – Ministerstvo zemědělství České republiky 1998.

Anschriften der Verfasser:

Ing. ALEŠ TOMAN
Zahradnického 2587
CZ 580 01 Havlíčkův Brod

Doc. MV Dr. KAREL BUKOVJAN, CSc.,
VŮLHM, v.v.i. Strnady 136
CZ 252 02 Strnady

Ing. VÁCLAV HLAVÁČ
Agentura ochrany přírody
CZ 580 01 Havlíčkův Brod

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Beiträge zur Jagd- und Wildforschung](#)

Jahr/Year: 2011

Band/Volume: [36](#)

Autor(en)/Author(s): Toman Ales, Bukovjan Karel, Hlavac Vaclav, Havranek Frantisek, Nemecek Vladimir, Feuereisel Josef, Jezek Milos

Artikel/Article: [Konzentrationen organischer Xenobiotika im Fettgewebe von Fischottern \(Lutra lutra L.\) 409-415](#)