

Breitbandscreening von Umweltschadstoffen in Eiern verschiedener Greifvogelarten

 Breitbandscreening umweltrelevanter Schadstoffe in drei Greifvogelarten



Baden-Württemberg

BEARBEITUNG

LUBW Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg
Postfach 100163, 76231 Karlsruhe
Referat 23 – Medienübergreifende Umweltbeobachtung, Kompetenzzentrum
Klimawandel
Dr. Raphaela Osterauer

STAND

April 2023

Nachdruck – auch auszugsweise – ist nur mit Zustimmung des Herausgebers unter
Quellenangabe und Überlassung von Belegexemplaren gestattet.



	ZUSAMMENFASSUNG	4
1	EINLEITUNG	7
2	MATERIAL UND METHODEN	8
2.1	Herkunft der untersuchten Eier	8
2.2	Analytik	8
3	ERGEBNISSE UND DISKUSSION	9
3.1	Schwermetalle	9
3.2	Wide-scope target screening	12
3.3	Suspect screening	19
3.4	Abschließende Diskussion	24
4	LITERATUR	27
5	ANHANG	33

Zusammenfassung

Die EU-Chemikalienstrategie für Nachhaltigkeit fordert eine verstärkte Überwachung von Chemikalien in der Umwelt und setzt sich als Teil des europäischen „Green Deals“ zum Ziel, bis 2050 eine schadstofffreie Umwelt zu schaffen (EU-Kommission, 2020). Schadstoffuntersuchungen in Biota können hierbei wichtige Informationen für die Risikobewertung liefern. Als Spitzenprädatoren reichern Greifvögel Schadstoffe im besonderen Maße an und nehmen diese über einen großen räumlichen und zeitlichen Bereich auf. Durch ihre Untersuchung können wichtige Informationen zu langlebigen, bioakkumulierenden und toxischen Stoffen gewonnen werden, frühzeitig vor Bioakkumulationsproblemen mit neu auftretenden Chemikalien gewarnt werden und eine Bewertung der Wirksamkeit von Risikomanagementmaßnahmen und Chemikalienvorschriften ermöglicht werden.

Im Zeitraum 1950-1975 waren Wanderfalken und andere Greifvogelarten akut vom Aussterben bedroht. Dafür verantwortlich waren in der Landwirtschaft ausgebrachte Organochlorpestizide, deren Rückstände zu einer Verringerung der Eischalendicke führten. Die Entdeckung der Zusammenhänge initiierte das bislang einzige terrestrische Dauermonitoring in Baden-Württemberg zu Schadstoffen in Resteiern des streng geschützten Wanderfalken, das mittlerweile durch die Arbeitsgemeinschaft Wanderfalkenschutz (AGW) im Naturschutzbund (NABU), das NABU-Vogelschutzzentrum Mössingen und die Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg (LUBW) durchgeführt wird. In früheren Jahren wurden weitgehend persistente organische Schadstoffe untersucht, welche als so genannte POP (persistent organic pollutants) seit 2004 durch die Stockholm-Konvention international geächtet werden. Später wurden die Untersuchungen um Substanzen aus den Gruppen der Per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen (PFAS), Phthalate, neuere bromierte Flammenschutzmittel und aktuell verwendete Pestizide erweitert, welche im Verdacht standen, langlebig und toxisch zu sein.

In den letzten Jahren haben sich die analytischen Möglichkeiten der Schadstoffuntersuchungen stark weiterentwickelt, sodass in der vorliegenden Studie 9 Resteier des Wanderfalken, 2 Resteier des Uhus und 6 Resteier des Steinkauzes aus verschiedenen Regionen Baden-Württembergs auf ein umfassendes Spektrum von Schadstoffen untersucht werden konnten. Neben der Analyse von Schwermetallen wurde jede Probe anhand eines wide-scope target screenings auf mehr als 2.400 Umweltschadstoffe (z. B. Pharmazeutika, Pestizide, Biozide, PFAS, Industriechemikalien) hin untersucht. Um auch Umweltschadstoffe aufzuspüren, die nicht mit dem target screening adressiert werden, wurden die Proben weiterhin einem suspect screening unterzogen, das die Identifizierung von mehr als 65.000 Substanzen anhand des Vergleichs der Massenspektren mit hinterlegten Datenbankeinträgen (NORMAN-Datenbanksystem) ermöglicht. Diese Verbindungen wurden, im Falle eines positiven Nachweises, anschließend auf Grundlage eines Algorithmus zur Ähnlichkeit der Stoffstruktur semiquantifiziert. Das heißt, die chemisch ähnlichste Referenzstandardverbindung zu der nachgewiesenen verdächtigen Verbindung wird genutzt, um die Konzentration der verdächtigen Verbindung von der Konzentration des Referenzstandards abzuleiten.

Auch wenn die Stichprobengröße in der vorliegenden Studie bedingt durch die eingeschränkte Verfügbarkeit der Resteier der besonders bzw. streng geschützten Vogelarten gering ausfiel, konnten einige Chemikalien in den Eiern nachgewiesen werden, welche bisher nicht im Fokus des Schadstoffmonitorings der LUBW lagen.

Die in den Eiern gemessenen Konzentrationen der untersuchten Schwermetalle Quecksilber, Nickel, Chrom, Blei, Arsen und Cadmium geben keinen Hinweis auf eine nachteilige Auswirkung auf die Reproduktion der untersuchten Greifvögel.

Durch das wide-scope target screening wurden in den Greifvogeleiern insgesamt 48 Verbindungen nachgewiesen. 13 Substanzen stammen aus der Gruppe der Pharmazeutika/Pflegeprodukte, 12 Substanzen aus der Gruppe der Pflanzenschutzmittel (PSM), 11 Substanzen aus der Gruppe der per- und polyfluorierten Alkylsubstanzen (PFAS), 7 Verbindungen aus der Gruppe der Industriechemikalien, 2 Verbindungen aus der Gruppe der Stimulanzien und 1 Verbindung aus der Gruppe der Konservierungsstoffe.

Obwohl sie bereits durch die Stockholm-Konvention weitgehend verbannt sind, wurden die bioakkumulierenden, persistenten und toxischen Verbindungen Perfluoroktansulfonsäure (PFOS, eine Verbindung aus der Gruppe der PFAS, die in der Vergangenheit vielfach als Imprägniermittel und Feuerlöschschaum verwendet wurde), 4,4-DDE (Transformationsprodukt des Organochlorpestizids Dichlordiphenyltrichlorethan DDT), Hexachlorbenzol (Organochlorpestizid, nur in den Eiern des Steinkauzes) sowie die beiden Polychlorierten Biphenyle (PCB) 138 und 153 (chlorhaltige Industriechemikalien) am häufigsten in den Greifvogeleiern gemessen. Diese Verbindungen werden nach wie vor ubiquitär nachgewiesen. Die in den Greifvogeleiern gemessenen Konzentrationen lassen jedoch keine nachteiligen Effekte auf die Greifvögel erwarten.

In allen Eiprüben des Steinkauzes und des Uhus sowie in 78% der Wanderfalkeneier wurde zudem die Verbindung Methylparaben gemessen. Im Zuge des wide-scope target screenings wurde für diese Verbindung die höchste mittlere Konzentration von 246 µg/kg Frischgewicht (FG) in den Eiern gemessen. Methylparaben wird als Konservierungsstoff in Kosmetika, Lebensmitteln und Pharmazeutika verwendet und in manchen Organismen (Bakterien, Pflanzen, Insekten) auch natürlicherweise als Pheromon synthetisiert. Untersuchungen in Mäusen und Ratten zeigen, dass Methylparaben östrogenähnlich wirksam ist. Aufgrund der bislang fehlenden Datenlage zur Toxizität und endokrinen Wirkung auf Vögel kann bislang jedoch keine Einschätzung der Auswirkung von Methylparaben auf Greifvögel vorgenommen werden. Aufgrund der östrogenähnlichen Wirkung, dem Nachweis in fast allen untersuchten Greifvogeleiern sowie der gemessenen Konzentrationen sollte diese Verbindung zukünftig weiter untersucht werden.

Durch das suspect screening wurden neben den im target screening adressierten Verbindungen 44 weitere Chemikalien in den Greifvogeleiern vorläufig detektiert, die zunächst nicht im Fokus der Aufmerksamkeit standen, jedoch das Potential besitzen, sich im Nahrungsnetz anzureichern.

Fünf Substanzen wurden mit dem Level 2a „wahrscheinliche Struktur“ und die restlichen 39 Verbindungen mit dem Level 3 „mögliche Struktur“ identifiziert (Kategorisierung nach Schymanski et al. 2014).

Einige der vorläufig nachgewiesenen Verbindungen sollten zukünftig weiter untersucht werden, da diese in vielen Eiern und teilweise in höheren Konzentrationen detektiert wurden und bei diesen Verbindungen aufgrund von Substanzeigenschaften wie Mutagenität, Toxizität, Reproduktionstoxizität oder endokriner Wirksamkeit ein nachteiliger Effekt auf die Entwicklung der Greifvögel nicht ausgeschlossen werden kann. Diese Verbindungen sind 4-Butoxybenzylalkohol (Industriechemikalie, mittlere Konzentration von 327 µg/kg FG), 2-[2-[4-(1,1,3,3-Tetramethylbutyl)phenoxy]ethoxy]ethanol (nicht-ionisches Tensid, mittlere Konzentration von 70,7 µg/kg FG), N-(2,6-dimethylphenyl)acetamid (Pflanzenschutzmittel-Transformationsprodukt, mittlere Konzentration von 249 µg/kg FG), 2-Ethyl-5,6-dihydro-3-methylpyrazin (Industriechemikalie, mittlere

Konzentration von 10,8 µg/kg FG) und 2,6-Dimethylanilin (aromatisches Amin, Verwendung zur Produktion von Farbstoffen und anderen Chemikalien, mittlere Konzentration von 228 µg/kg FG).

Falls möglich, sollte für die Verbindungen, die durch das suspect screening zunächst nur vorläufig identifiziert wurden, eine zweifelsfreie Identifizierung und Quantifizierung mittels eines Referenzstandards vorgenommen werden.

Auch wenn das Wissen zu den Risiken und möglichen chronischen Auswirkungen der im suspect screening ermittelten Substanzen auf wildlebende Tierarten den modernen analytischen Methoden noch hinterherhinken, zeigt die Untersuchung von Umweltproben mittels dieser Methodik insgesamt ein großes Potential für eine vorsorgende Schadstoffanalyse und ermöglicht es, die zunehmend komplexer werdende Belastungssituation aquatischer und terrestrischer Ökosysteme aufzuzeigen.

Die hier vorgestellten Daten können durch Einspeisung in internationale Datenbanken auch einen Beitrag für regulatorische Prozesse liefern.

1 Einleitung

Die Belastung unserer Umwelt mit Schadstoffen beeinträchtigt aquatische und terrestrische Ökosysteme bis hin zum Menschen. In den letzten Jahrzehnten wurden wesentliche Verbesserungen im Umweltschutz erzielt, insbesondere durch die europäische Chemikaliengesetzgebung REACH (Registration, Evaluation and Authorisation of Chemicals). Dennoch wird eine Vielzahl anthropogener Schadstoffe, z. B. aus der Gruppe der Pestizide, Flammenschutzmittel, Per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen oder Pharmazeutika aus Industrie, Verkehr, Haushalten und Landwirtschaft in die terrestrische Umwelt eingetragen und von Organismen aufgenommen. Besonders kritisch sind langlebige Substanzen, die sich in den Organismen entlang der Nahrungskette immer weiter anreichern.

Abgesehen von humantoxikologischen Bewertungsmaßstäben (z. B. Rückstandshöchstgehalte in Lebens- oder Futtermitteln) stehen für die terrestrische Bioindikation bislang keine Umweltqualitätsstandards zur Verfügung, um die in den untersuchten Organismen gefundenen Schadstoffgehalte zu bewerten, wie es beispielsweise über die Wasserrahmenrichtlinie der EU (Richtlinie 2008/105/EG) für aquatische Systeme gegeben ist.

Anhand von sogenannten Bioindikatoren kann untersucht werden, ob sich Chemikalien unerwünscht in der Umwelt oder in der Nahrungskette anreichern. Wanderfalken und andere Greifvögel eignen sich dabei besonders gut als Schadstoffindikatoren, da sie als Top-Prädatoren am Ende der Nahrungskette mit einer langen Lebensdauer und der Nutzung großräumiger Gebiete besonders viele fettlösliche und langlebige Schadstoffe anreichern. Somit können sie als Frühwarnsystem herangezogen werden, um mögliche negative Beeinträchtigungen für Natur und Mensch rechtzeitig zu erkennen.

Abgestorbene Eier des Steinkauzes wurden durch ehrenamtlich tätige Vogelschützer der Vogelwarte Radolfzell und abgestorbene Eier von Wanderfalke sowie Uhu im Zuge der Jungvogelberingung durch ehrenamtlich tätige Vogelschützer des Naturschutzbundes (NABU) geborgen und der LUBW zur Schadstoffanalyse zur Verfügung gestellt. Durch die Zusammenarbeit mit dem NABU besteht seit Jahrzehnten ein landesweites terrestrisches Monitoring von umweltrelevanten Schadstoffen in Wanderfalkeneiern, das seit 1999 durch die LUBW finanziert wird.

In früheren Jahren fokussierten sich die Untersuchungen weitgehend auf persistente organische Schadstoffe, welche als so genannte POP (persistent organic pollutants) seit 2004 durch die Stockholm-Konvention international geächtet werden (Wegner et al. 2005). Später erweiterte sich das Spektrum um Substanzen, die im Verdacht stehen, toxisch und langlebig zu sein. Darunter befanden sich per- und polyfluorierte Verbindungen (PFAS), Phthalate, neuere bromierte Flammenschutzmittel und aktuell verwendete Pestizide. Weiterhin wurden die Schwermetalle Blei und Quecksilber sowie Methylquecksilber untersucht (Schwarz et al. 2016; LUBW 2020; LUBW 2012).

Durch die Weiterentwicklung analytischer Techniken besteht mittlerweile die Möglichkeit, ein umfassendes Bild über die Schadstoffbelastung von biologischen Proben zu erhalten und nicht im Fokus stehende organische Spurenstoffe in den Proben aufzuspüren. In den vorliegenden Untersuchungen wurden neben der Analyse auf die Schwermetalle Blei, Cadmium, Chrom, Nickel und Quecksilber ein Breitbandscreening (wide-scope target screening) angewandt. Dabei wurde jede Probe mittels hochauflösender Massenspektrometrie (HR-MS), die sowohl mit Flüssig- (LC) als auch mit Gaschromatographie (GC) gekoppelt ist, auf eine große

Anzahl organischer Chemikalien (> 2400) quantitativ untersucht. Die HR-MS Chromatogramme wurden weiterhin für ein Verdachtsscreening (suspect screening) verwendet, wobei ein Listenabgleich mit 65.691 Substanzen der NORMAN Datenbank (<https://www.norman-network.com/nds/susdat/>) erfolgte. Im Falle von positiven Funden wurde anschließend eine Semiquantifizierung der Verdachtssubstanzen vorgenommen.

Die Anwendung solcher Analysetechniken für Biotaprobieren nimmt europaweit auch deshalb an Bedeutung zu, weil die darin nachgewiesenen Schadstoffe mit hoher Wahrscheinlichkeit bioakkumulativ und persistent sind und somit zwei der drei PBT-Kriterien (persistent, bioakkumulativ, toxisch) der REACH-Verordnung erfüllen.

Die in solchen Biomonitoringstudien gewonnenen Erkenntnisse können durch die Einspeisung in internationale Datenbanken einen wichtigen Beitrag zur regulatorischen Bewertung von Chemikalien auf europäischer Ebene liefern.

2 Material und Methoden

2.1 Herkunft der untersuchten Eier

Es wurden insgesamt 17 Greifvogeleier auf umweltrelevante Schadstoffe untersucht. 6 Resteier des Steinkauzes wurden im Zuge der Jungvogelberingung durch Ehrenamtliche der Vogelwarte Radolfzell geborgen. Sie stammen aus den Kreisen Ludwigsburg und Enzkreis. 9 Resteier des Wanderfalken und 2 des Uhus wurden im Zuge der Jungvogelberingung durch die AGW des NABU aus Horsten von Felsen, einer Burg, einem Zementwerk, einem Kraftwerk, einem Steinbruch und einem Funkturm geborgen. Die Horste stammen aus verschiedenen Kreisen Baden-Württembergs: Zollernalbkreis, Calw, Sigmaringen, Emmendingen, Karlsruhe, Rhein-Neckar, Breisgau-Hochschwarzwald und Mannheim. Die Eier wurden bis zur Analyse bei -20 °C tiefgekühlt. Ein handelsübliches Hühnerei wurde als Kontrolle verwendet. Wanderfalken- und Uhuereier stammten aus den Jahren 2019 und 2020, die Steinkauzeier aus dem Jahr 2020.

2.2 Analytik

Die Schadstoffanalysen wurden durch das Labor für Analytische Chemie der Universität in Athen, Griechenland (NKUA – National and Kapodistrian University of Athens) durchgeführt. Eine detaillierte Auflistung der Ergebnisse der in Athen durchgeführten Schadstoffanalysen ist im Anhang dargestellt. Eine genaue Beschreibung der analytischen Methodik sowie der Qualitätskontrolle findet sich in Gkotsis et al. (2023).

Die Proben wurden zunächst gefriergetrocknet und homogenisiert.

Die Analytik der Schwermetalle Blei, Cadmium, Chrom, Nickel und Quecksilber erfolgte nach einem Mikrowellenaufschluss mittels Massenspektrometrie mit induktiv gekoppeltem Plasma (ICP-MS).

Für das wide-scope target screening wurden die Proben zunächst wie in Badry et al. (2022) dargestellt extrahiert und anschließend auf 2.448 organische Substanzen untersucht. Dabei wurde für ca. 2.140 Schadstoffe (polare, wenig flüchtige und thermisch instabile Verbindungen) die Flüssigchromatographie (LC) eingesetzt und für ca. 300 Schadstoffe (flüchtig und thermostabil) Gaschromatographie (GC) verwendet, jeweils gekoppelt mit hochauflösender Massenspektrometrie (HR-MS).

Die Nachweis- und Bestimmungsgrenzen der quantitativ detektierten Verbindungen sind in den Tabellen 2-4 im Anhang dargestellt.

Für das suspect screening wurden die Proben mittels LC-HR-MS untersucht, wobei jede Probe sowohl im positiven als auch im negativen Ionisationsmodus untersucht wurde, um möglichst viele Stoffe zu erfassen. Zur Identifizierung der Verbindungen wurden die aus der Summenformel errechneten exakten Massen mit einer Stoffdatenbank von 65.691 hinterlegten Stoffen verglichen (NORMAN Datenbank).

Anschließend wurde eine Semiquantifizierung der vorgefundenen Verdachtssubstanzen vorgenommen. Hierfür wurde das Chromatogramm der Verdachtssubstanz mit der an die Matrix angepassten Kalibrierkurve einer Referenzsubstanz verglichen, mit der die größtmögliche strukturelle Übereinstimmung bestand. Eine sichere Quantifizierung kann jedoch nur erfolgen, wenn die Verbindung anhand eines Referenzstandards anschließend zweifelsfrei identifiziert wird.

3 Ergebnisse und Diskussion

Die vorliegende Untersuchung zeigt die Präsenz einer Vielzahl von chemischen Substanzen in den Eiern der Greifvögel Wanderfalke, Uhu und Steinkauz. Neben den Schwermetallen Chrom, Nickel, Quecksilber, Blei und Cadmium wurden mittels wide-scope target screenings insgesamt 48 der 2448 untersuchten Substanzen nachgewiesen. Zudem erfolgte anhand des suspect screenings die vorläufige Identifizierung von 44 weiteren Substanzen in den Vogeleiern.

3.1 Schwermetalle

In den Vogeleiern wurden die Schwermetalle Chrom, Nickel, Cadmium, Quecksilber und Blei analysiert (detaillierte Darstellung der Analyseergebnisse im Anhang, Tabelle 2).

Beim Steinkauz wurde Blei in allen Eiern mit einer mittleren Konzentration von 11,8 µg/kg Frischgewicht (FG) gemessen. Chrom wurde in 4 Eiern mit einer mittleren Konzentration von 45,3 µg/kg FG gemessen. Nickel wurde in 2 Proben mit einer mittleren Konzentration von 149,5 und Cadmium und Quecksilber in jeweils einer Probe mit 38,2 bzw. 31,9 µg/kg FG gemessen. Das Schwermetall Arsen wurde in keiner der Proben oberhalb des Quantifizierungslevels gemessen (Abbildung 1).

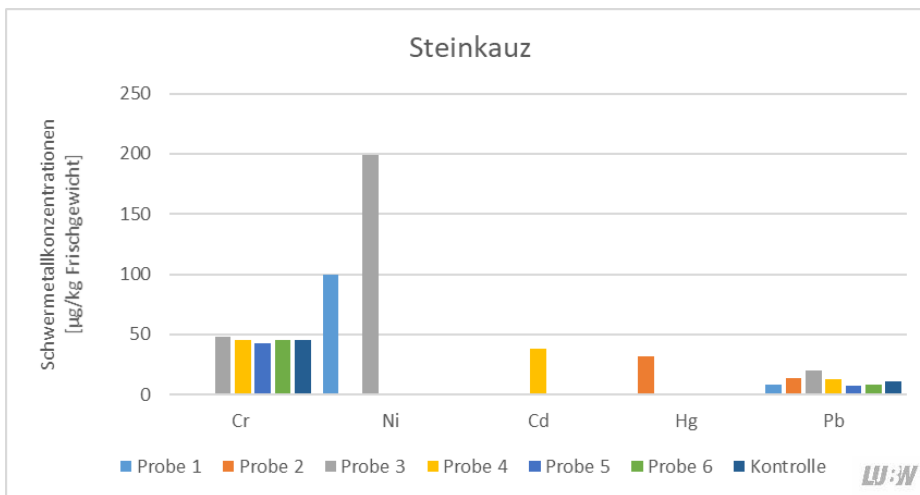


Abbildung 1: Schwermetallkonzentrationen in µg/kg Frischgewicht in Eiern des Steinkauzes sowie der Kontrolle. Angegeben sind die Konzentrationen in den einzelnen Eiprobe.

Beim Wanderfalken wurden in allen Eiern Blei und Quecksilber mit mittleren Konzentration von 12,2 bzw. 31,6 µg/kg FG gemessen. Chrom wurde in 6 Eiern mit einer mittleren Konzentration von 43,1 und Nickel in 4 Proben mit einer mittleren Konzentration von 76,7 µg/kg FG gemessen. Die beiden Schwermetalle Arsen und Cadmium wurden in keiner der Proben oberhalb des Quantifizierungslevels gemessen (Abbildung 2).

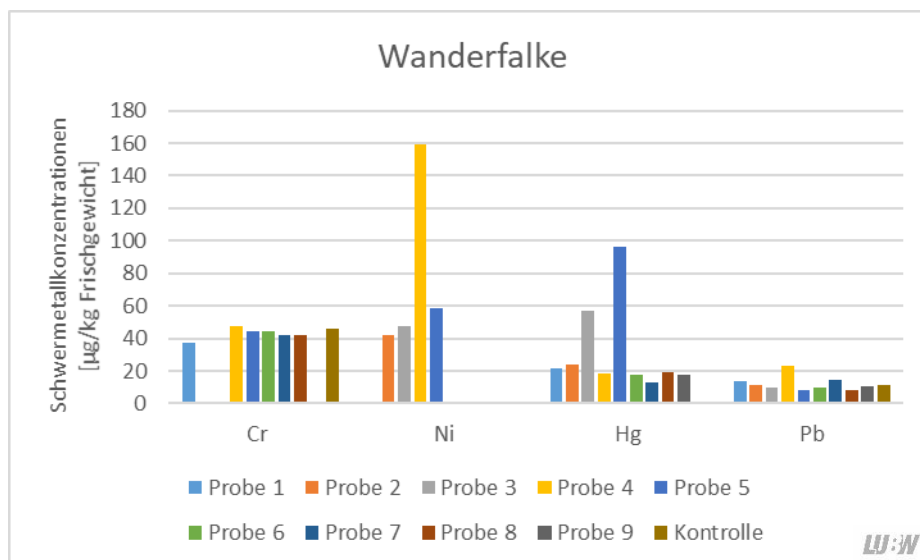


Abbildung 2: Schwermetallkonzentrationen in µg/kg Frischgewicht in Eiern des Wanderfalken sowie der Kontrolle. Angegeben sind die Konzentrationen in den einzelnen Eiprobe.

Beim Uhu wurden in allen Eiern Blei, Chrom und Quecksilber mit einer mittleren Konzentration von 65,5 bzw. 49,1 bzw. 37,4 µg/kg FG gemessen. Nickel wurde in einer Probe mit 117 µg/kg FG gemessen. Die beiden Schwermetalle Arsen und Cadmium wurden in keiner der Proben oberhalb des Quantifizierungslevels gemessen (Abbildung 3).

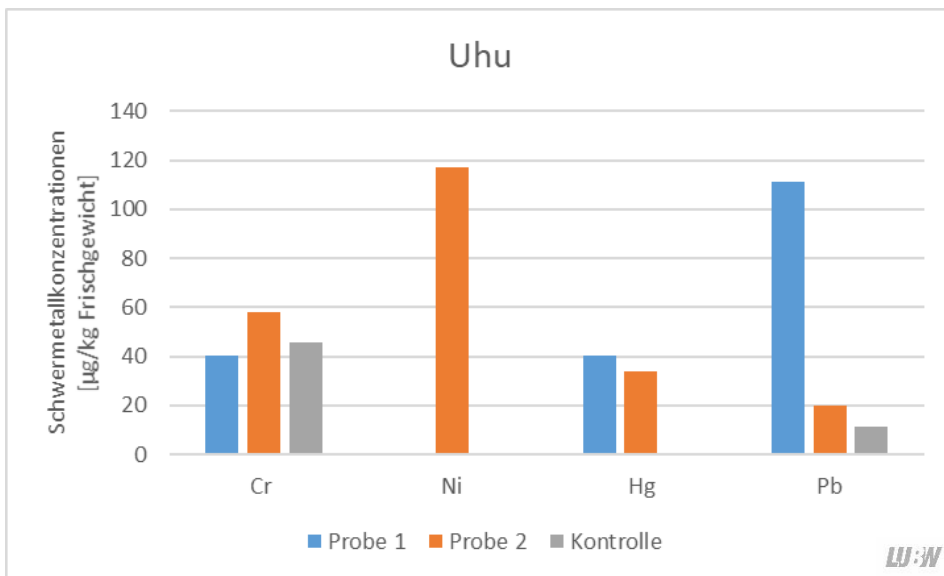


Abbildung 3: Schwermetallkonzentrationen in µg/kg Frischgewicht in Eiern des Uhus sowie der Kontrolle. Angegeben sind die Konzentrationen in den einzelnen Eiprobe.

Die höchsten Schwermetallkonzentrationen wurden in allen drei Vogelarten für Nickel gemessen. Die maximalen Nickel-Konzentrationen von ca. 200 µg/kg FG (umgerechnet etwa 1 µg/g Trockensubstanz (TS)) entsprechen jedoch den Gehalten in untersuchten Vögeln aus unbelasteten Gebieten, welche in der Regel kleiner als 3 µg/g TS sind und in diesen Konzentrationen keine nachteiligen Effekte erwarten lassen (Outridge & Scheuhammer 1993).

Die in den Eiern gemessenen Chromkonzentrationen von etwa 45 µg/kg FG liegen in einem Bereich, der bei Vögeln als normal eingestuft wird (0,05 – 0,4 mg/kg FG; Kalisińska, 2019) und deuten darauf hin, dass es sich bei den Ergebnissen dieser Studie um Hintergrundkonzentrationen handelt. Auch die in der Kontrolle gemessene Chromkonzentration liegt wie bei den anderen Vogelarten im Hintergrundbereich. Die vorgefundenen Blei- und Cadmiumkonzentrationen sind ebenfalls als sehr gering einzustufen. Im Vergleich zu früheren Wanderfalkenei-Untersuchungen der LUBW (2020) aus den Jahren 2015-2018 liegt der Bleigehalt in den Eiern in der gleichen Größenordnung. Die mittlere Konzentration von Quecksilber in den Wanderfalkeneiern beträgt etwa die Hälfte im Vergleich zu den früheren Untersuchungen der LUBW (2020). Über Quecksilberkonzentrationen in Vögeln und ihren toxischen Auswirkungen geben Shore et al. (2011) eine Übersicht. Sie schlussfolgern, dass bei einer Konzentration von ≥ 600 µg/kg FG im Ei die Reproduktion in 95% aller Spezies beeinträchtigt wird. Auch Newton & Haas (1988) berichten über eine kritische Schwelle hinsichtlich der Reproduktion von 600 µg/kg FG im Merlin, ebenfalls einer Falkenart. Eine andere Studie gibt eine Konzentration von 1 mg/kg FG als Maßstab für Quecksilbertoxizität im Ei an (Scheuhammer et al. 2007). Die in den untersuchten Eiern der vorliegenden Studie gefundenen Hg-Konzentrationen liegen jedoch bei maximal 96 µg/kg FG (Mittelwert 33,6 µg/kg FG) und geben somit keinen unmittelbaren Hinweis auf einen schädlichen Einfluss auf die Reproduktion.

3.2 Wide-scope target screening

Insgesamt wurden in den Greifvogeleiern 48 der 2448 mittels wide-scope target screening untersuchten Substanzen nachgewiesen. Die Verbindungen wurden nach ihrer Hauptanwendung den verschiedenen Chemikaliengruppen zugeordnet. 13 Substanzen stammen aus der Gruppe der Pharmazeutika/Pflegeprodukte, 12 Substanzen aus der Gruppe der Pflanzenschutzmittel (PSM), 11 Substanzen aus der Gruppe der per- und polyfluorierten Alkylsubstanzen (PFAS), 7 Verbindungen aus der Gruppe der Industriechemikalien, 2 Verbindungen aus der Gruppe der Stimulanzien und 1 Verbindung aus der Gruppe der Konservierungsstoffe. Eine detaillierte Auflistung der Verbindungen sowie den gemessenen Konzentrationen ist im Anhang, Tabelle 3 und 4 zu finden.

In der Gruppe der Pharmazeutika/Pflegeprodukte wurden drei Wirkstoffe aus der Gruppe der Betablocker detektiert (Atenolol, Betaxolol und Carteolol), ein Virostatikum (Darunavir), ein Ephedrinderivat und Betaadrenerger Agonist (Dioxethedrin), ein in Kosmetika eingesetzter UV-Filter (Octocrylen), N-desmethyltramadol, der Hauptmetabolit des Tramadols, welches als Schmerzmittel aus der Gruppe der Opioide verwendet wird. Weiterhin Methylparaben, welches als Konservierungsstoff in Kosmetika, Lebensmitteln und Pharmazeutika eingesetzt wird und D,L-N,O-Didesmethyl-Venlafaxin, ein Metabolit des Antidepressivums Venlafaxin. Unterhalb der Bestimmungsgrenze (< BQL) wurden die Substanzen Lopinavir (antivirales Arzneimittel), Nalbuphin (Opioid, Schmerzmittel), N-Acetyl Mesalazin (Aminosalicylat gegen chronisch-entzündliche Darmerkrankungen) und Sotalol (Antiarrhythmikum) detektiert.

Aus der Gruppe der Pflanzenschutzmittel wurden folgende Verbindungen detektiert: Dichlordiphenyldichlorethen (4,4-DDE, Metabolit des Dichlor-Diphenyl-Trichlorethan (DDT)) und Hexachlorbenzol (Organochlorpestizide), welche beide durch die Stockholm-Konvention weltweit verbannt, jedoch aufgrund ihrer Langlebigkeit nach wie vor in Umweltproben nachweisbar sind. Isoprocab und 2,3,5-Trimethacarb (Carbamate), die als Antiparasitika in der Viehzucht verwendet werden. Diethyltoluamid (DEET) und Icaridin, zwei der effektivsten Wirkstoffe zur Insektenabwehr. Formetanat, eine Verbindung mit akariziden und insektiziden Eigenschaften, die bevorzugt in Zierpflanzen, Obst, Gemüse und Zitrusfrüchten angewendet wird und Tebutam, das als Herbizid Verwendung findet. Unterhalb der Bestimmungsgrenze wurden die Substanzen Myclobutanil (Breitband-Fungizid, Ablauf der Zulassung am 31.05.2021, Aufbrauchfrist am 30.11.2022), Phthalsäure (Carbonsäure), Promecarb (Carbamat, Cholinesterase-Hemmer) und Schradan (Organophosphat, Cholinesterase-Hemmer) detektiert.

PFAS sind anthropogen bedingte Substanzen, die aufgrund ihrer Stabilität und Langlebigkeit ubiquitär in der Umwelt gefunden werden. In den Greifvogeleiern wurden folgende Verbindungen gefunden: Perfluordecansäure (PFDA), Perfluordodecansäure (PFDoA), Perfluornonansäure (PFNA), Perfluoroctansulfonsäure (PFOS), Perfluortetradecansäure (PFTeA), Perfluorundecansäure (PFUnA), Perfluorbutansäure (PFBA). Unterhalb der Bestimmungsgrenze wurden die Substanzen Perfluorheptansulfonsäure (PFHpS), Perfluorhexansulfonsäure (PFHxS), Perfluoroctansäure (PFOA) und Perfluortridecansäure (PFTrDA) nachgewiesen.

Aus der Gruppe der Industriechemikalien wurde neben den Polychlorierten Biphenylen (PCB, Beschreibung siehe weiter unten) die Verbindung N,N-Dimethyltetradecylamin aus der Gruppe der Alkylamine detektiert. Unterhalb der Bestimmungsgrenze wurden die Substanzen Didecyldimethylammonium (DAD-MAC (C10:C10)) und N,N-Dimethyldodecylamin detektiert.

Aus der Gruppe der Stimulanzien wurden die zwei Tabak-Alkaloide Anabasin (Alkaloid aus Tabakpflanze) und Hydroxy-Cotinin (Metabolit des Nikotins) unterhalb der Bestimmungsgrenze nachgewiesen.

Aus der Gruppe der Konservierungsmittel wurde 1,2-Benzisothiazolinon gefunden, das aufgrund seiner mikrobioziden und fungiziden Wirkung in vielen Produkten wie Farben, Lacken, Klebstoffen zum Einsatz kommt.

In dem als Kontrolle untersuchten handelsüblichen Hühnerei wurden aus der Gruppe der Pharmazeutika/Pflegeprodukte die Verbindungen Darunavir (unterhalb der Bestimmungsgrenze), Lopinavir, Methylparaben, Nalbuphin sowie Ethylparaben detektiert. Letzteres wurde nur im Hühnerei und nicht in den Greifvogeleiern gemessen. Aus der Gruppe der Pflanzenschutzmittel wurde die Verbindung Myclobutanil (unterhalb der Bestimmungsgrenze), sowie ausschließlich im Hühnerei die Verbindungen Tiabendazol und Trietazin (unterhalb der Bestimmungsgrenze) sowie Propazin gemessen. Aus der Gruppe der Industriechemikalien wurden die Verbindungen Didecyldimethylammonium (DADMAC (C10:C10)) und N,N-Dimethyldodecylamin (beide Verbindungen unterhalb der Bestimmungsgrenze) sowie N,N-Dimethyltetradecylamin gemessen.

In den Steinkauzeiern wurden insgesamt 30 Verbindungen nachgewiesen. 12 Verbindungen stammen aus der Gruppe der Pflegeprodukte/Pharmazeutika, 10 Verbindungen aus der Gruppe der Pflanzenschutzmittel, 6 Verbindungen aus der Gruppe der Industriechemikalien und 1 Verbindung jeweils aus der Gruppe der Per- und polyfluorierten Alkylsubstanzen (PFAS) sowie der Konservierungsstoffe (Abbildung 4). In der Steinkauzprobe Nr. 3 wurden mit 21 verschiedenen die meisten Verbindungen in allen untersuchten Greifvogeleiern nachgewiesen. Auch war Probe 3 von allen untersuchten Greifvogeleiern insgesamt am höchsten belastet (Abbildung 5). 4,4-DDE, der Metabolit des Organochlorpestizids Dichlor-Diphenyl-Trichlorethan (DDT), sowie Hexachlorbenzol wurden in allen Steinkauzeiern gemessen. Hexachlorbenzol ist ein Fungizid, welches, ebenso wie DDT, als persistenter organischer Schadstoff mittlerweile durch die Stockholm-Konvention weltweit geächtet wird und dennoch ubiquitär in der Umwelt zu finden ist und sich entlang der Nahrungskette anreichert.

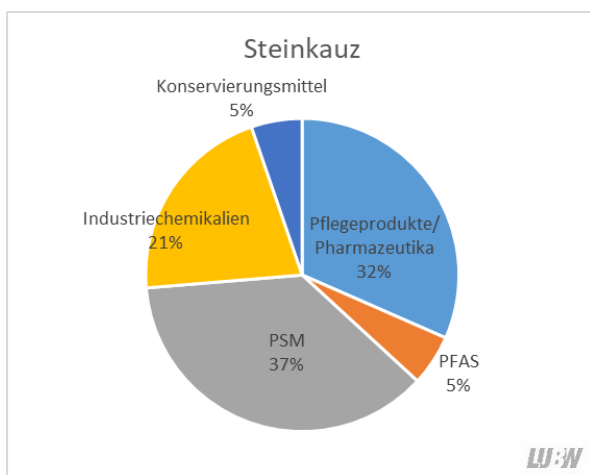


Abbildung 4: Prozentuale Verteilung der in den Steinkauzeiern gemessenen Substanzklassen; n=6. PSM: Pflanzenschutzmittel, PFAS: Per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen

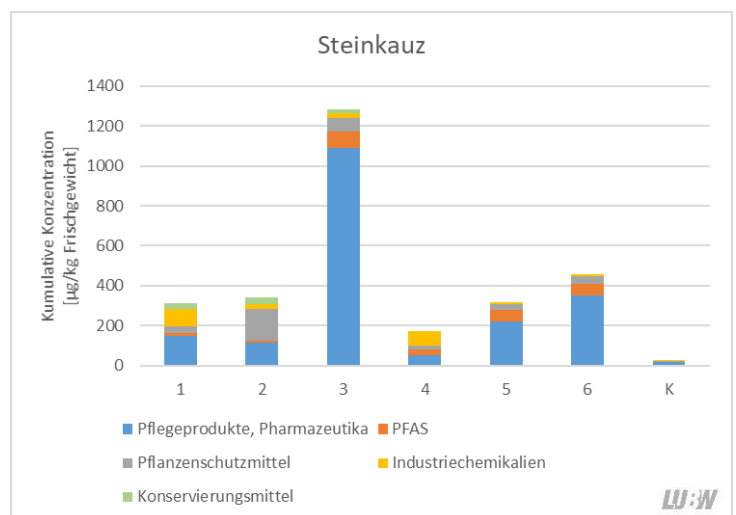


Abbildung 5: Kumulative Konzentration der in den einzelnen Steinkauzeiern sowie der Kontrolle > Bestimmungsgrenze gemessenen Substanzklassen in µg/kg Frischgewicht; n=6. PFAS: Per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen

Ebenfalls in allen Eiern wurden die Verbindungen Methylparaben, PFOS sowie die beiden PCB 138 und 153 gemessen (Tabelle 1).

Der Steinkauz besiedelt offene Kulturlandschaften und seine Beute besteht vor allem aus Mäusen aber auch aus größeren Insekten, Regenwürmer oder dem ein oder anderen kleinen Singvogel. Der Lebensraum und das Beutespektrum des Steinkauzes erklärt auch den höheren Anteil an Pflanzenschutzmitteln im Vergleich zu Wanderfalke und Uhu.

In den Wanderfalkeneiern wurden insgesamt 31 Verbindungen nachgewiesen. 7 davon stammen aus der Gruppe der Pharmazeutika/Pflegeprodukte, 11 Verbindungen aus der Gruppe der Per- und polyfluorierten Alkylsubstanzen (PFAS), 9 Verbindungen aus der Gruppe der Pflanzenschutzmittel und 4 Verbindungen aus der Gruppe der Industriechemikalien (Abbildung 6). Die Wanderfalkenproben Nr. 3 und 4 waren von allen untersuchten Greifvogeleiern am höchsten belastet (Summe der Konzentration aller gemessenen Verbindungen, Abbildung 7). Da sich Wanderfalken fast ausschließlich von kleinen bis mittelgroßen Vögeln ernähren, die im freien Luftraum erbeutet werden (v. a. Tauben, Stare, Drosseln, Feldlerchen, Buchfinken und Rabenvögel), ist das Belastungsmuster folglich nicht zwingend ein Indiz für die Umgebung des Brutplatzes des Wanderfalken, sondern auch durch die Belastung der teilweise aus anderen Ländern ziehenden Beutevögel bestimmt.

In allen Eiern des Wanderfalken wurden die Verbindungen 4,4-DDE sowie PCB 138 gemessen.

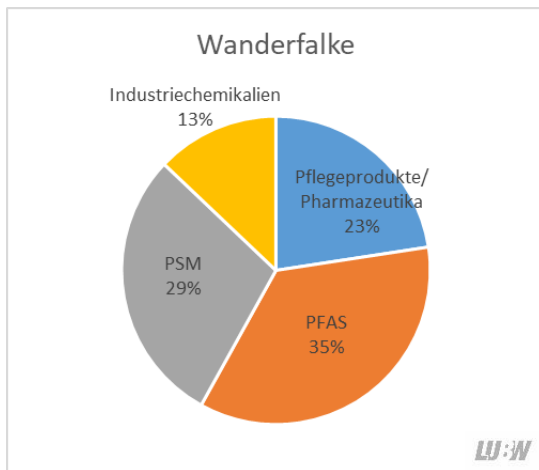


Abbildung 6: Prozentuale Verteilung der in den Wanderfalkeneiern gemessenen Substanzklassen; n=9. PSM: Pflanzenschutzmittel, PFAS: Per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen

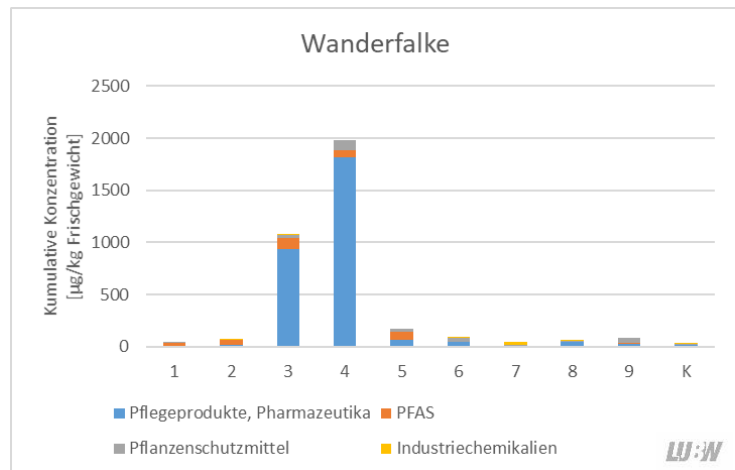


Abbildung 7: Kumulative Konzentration der in den einzelnen Wanderfalkeneiern sowie der Kontrolle > Bestimmungsgrenze gemessenen Substanzklassen in µg/kg Frischgewicht; n=9. PFAS: Per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen

In den zwei Uhueiern wurden insgesamt 17 Verbindungen nachgewiesen. 5 davon stammen aus der Gruppe der Pharmazeutika/Pflegeprodukte, 5 Verbindungen aus der Gruppe der per- und polyfluorierten Alkylsubstanzen (PFAS), 2 Verbindungen aus der Gruppe der Pflanzenschutzmittel, 3 Verbindungen aus der Gruppe der Industriechemikalien und 2 aus der Gruppe der Stimulantien (Abbildung 8). Probe 2 ist im Vergleich zur Probe 1 deutlich höher belastet (Abbildung 9).

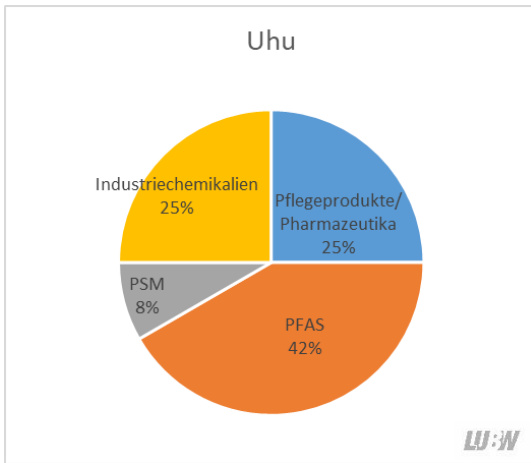


Abbildung 8: Prozentuale Verteilung der in den Uhu-eiern gemessenen Substanzklassen; n=2. PSM: Pflanzenschutzmittel, PFAS: Per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen

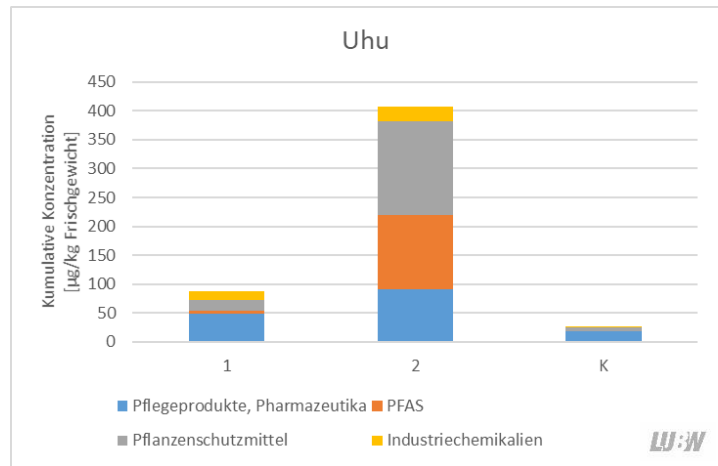


Abbildung 9: Kumulative Konzentration der in den einzelnen Uhu-eiern sowie der Kontrolle > Bestimmungsgrenze gemessenen Substanzklassen in µg/kg Frischgewicht; n=2. PFAS: Per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen

In allen Eiern des Uhus wurden die Verbindungen Methylparaben, PFOS, 4,4-DDE und die beiden PCBs 138 und 153 gemessen (Tabelle 1).

Die Verbindungen, die am häufigsten in den Eiern gefunden wurden (Methylparaben, PFOS, 4,4-DDE sowie die beiden PCBs 138 und 153, Tabelle 1) sind allesamt Verbindungen mit stark lipophilem Charakter. In allen Eiern des Steinkauzes wurde zudem Hexachlorbenzol gemessen, ein Fungizid, welches, ebenso wie DDT, PFOS und PCB, als persistenter organischer Schadstoff mittlerweile durch die Stockholm-Konvention weltweit geächtet wird und dennoch ubiquitär in der Umwelt zu finden ist und sich entlang der Nahrungskette anreichert.

Die höchsten mittleren Konzentrationen wurden für Methylparaben gemessen, gefolgt von PFOS und 4,4-DDE (Tabelle 1).

Tabelle 1: Häufigkeit des Vorkommens der gemessenen Substanzen in den Eiern in Prozent. In Klammer angegeben sind Mittelwerte in µg/kg Frischgewicht. Wanderfalke n=9 Steinkauz n=6, Uhu n=2.

	Methylparaben	PFOS	4,4-DDE	Hexachlorbenzol	PCB 138	PCB 153
Wanderfalke	78 % (398,3)	67 % (54,5)	100 % (24,8)	0 % (0)	100 % (5,5)	56 % (3,0)
Steinkauz	100 % (291,6)	100 % (41,7)	100 % (41,4)	100 % (9,3)	100 % (19,7)	100 % (13,4)
Uhu	100 % (48,6)	100 % (57,8)	100 % (90,9)	0 % (0)	100 % (13,4)	100 % (6,3)

LUBW

Im Folgenden wird auf die Substanzen näher eingegangen, welche am häufigsten in den Greifvogeleiern gemessen wurden:

Methylparaben gehört zu den Parabenen, einer Stoffklasse welche als Konservierungsstoff in Kosmetika, Lebensmitteln und Pharmazeutika verwendet wird. Studien zeigen, dass einige Parabene östrogenähnlich wirken und damit einen Einfluss auf das Hormonsystem haben (Darbre et al. 2002, Boberg et al. 2010). Einige Untersuchungen zeigen weiterhin, dass sie die Entwicklung und sexuelle Reifung bei Wildtieren beeinflussen können (Oishi 2001, 2002; Lemini et al. 2004). Parabene gelangen über Kläranlagenabflüsse in die aquatische Umwelt, so sind für Methylparaben in Abwässern von Kläranlagen Konzentrationen von 20-30 ng/L vorzufinden (Lee et al. 2005; Canosa et al. 2006; Núñez et al. 2008). Auch in weiteren zu den in der vorliegenden Studie untersuchten Vogelarten wurde Methylparaben gemessen: In Lebern von Seeadler, Weißkopfseeadler, Albatros, Kormoran und Eistaucher sowie in Eiern der Silbermöve (mittlere Konzentration von 4,6 µg/kg FG) und des Eistauchers (mittlere Konzentration von 3,8 µg/kg FG). Die höchste mittlere Konzentration von 112 µg/kg FG wurden dabei in Lebern von Seeadlern gemessen (Xue & Kannan, 2016). Untersuchungen zu endokrinen Effekten in Vögel wurden bislang nicht durchgeführt. In Ratten wurde jedoch eine Beeinträchtigung der Eierstockfunktion durch Parabene bei täglicher Fütterung mit 100 mg/kg/Tag Methylparaben gezeigt (Lee et al. 2017). Die meisten Untersuchungen zu Methylparaben beziehen sich auf das aquatische System. Die Konzentration, die für wasserlebende Organismen aller Wahrscheinlichkeit nach unbedenklich ist (PNEC-Wert; predicted no effect concentration) wird mit 5,7 µg/L angegeben (Puerta et al. 2020). Eine Studie ermittelte eine Gefahrenkonzentration (hazardous concentration HC) von Methylparaben für das terrestrische Ökosystem, welcher anhand von Toxizitätstest mit acht Spezies ermittelt wurde (Kim et al. 2018): Der akute HC, welcher 95% der Bodentiere schützt, beträgt 44 mg/kg Boden, der chronische HC beträgt 27 mg/kg Boden. Dabei sollte jedoch erwähnt werden, dass hierbei keine endokrine Wirkung untersucht wurde. Zum Vergleich: Konzentrationen von Methylparaben in Böden können bis zu 11,5 µg/kg betragen (Núñez et al. 2008). Aufgrund der bislang fehlenden Datenlage zur Toxizität und endokrinen Wirkung von Methylparaben für Vögel kann keine Einschätzung der Auswirkung von Methylparaben auf die untersuchten Greifvögel vorgenommen werden. Obwohl die vorgefundenen Konzentrationen sehr gering sind, sollte die Verbindung aufgrund ihrer endokrinen Wirkung jedoch im Blick behalten werden.

Perfluoroktansulfonsäure (PFOS) wurde 2009 als persistenter organischer Schadstoff in die Liste der Stockholm-Konvention aufgenommen wodurch bindende Verbots- und Beschränkungsmaßnahmen gelten. Nach wie vor wird jedoch in fast allen Umweltproben PFOS gemessen. PFOS liegt bei allen drei Greifvogelarten in mittleren Konzentrationen von 42-58 µg/kg FG vor und liegt damit in der gleichen Größenordnung wie sie in früheren Untersuchungen der LUBW (2020) mit 40-60 µg/kg FG in Wanderfalkeneiern gefunden wurde. In der Literatur werden starke Unterschiede hinsichtlich der Toxizität von PFOS auf verschiedene Vogelarten sowie auch innerhalb einer Art beschrieben. Einige Untersuchungen zeigen keine Effekte auf Vögel (Haushuhn, Silbermöve, Kormoran, Wachteln, Stockente) oder erst bei weitaus höheren Konzentrationen als sie in der vorliegenden Studie gemessen wurden (Peden-Adams et al. 2009; Nordén et al. 2016; Newsted et al. 2007). Drei Studien berichten jedoch von Effekten auf die Entwicklung bei PFOS-Konzentrationen in der Größenordnung wie sie in der vorliegenden Untersuchung gefunden wurden: Molina et al. (2006) beobachteten beim Haushuhn eine verminderte Schlupfrate bei Injektion von 100 µg PFOS/kg Ei, Briels et al. (2018) beobachteten beim Embryo des Haushuhns eine verminderte Herzschlagrate nach Injektion von 100 µg PFOS/kg Ei und Custer et al. (2014) beschreiben bei 150-200 µg PFOS/kg Ei einen Effekt auf den Schlupferfolg bei der Sumpfschwalbe. Obwohl die in den vorliegenden Untersuchungen gefundenen PFOS-Konzentrationen bis auf eine Probe alle unterhalb dieser beschriebenen niedrigen Effektkonzentration von

100 µg/kg FG liegen, kann eine Auswirkung auf die Embryonen nicht gänzlich ausgeschlossen werden, zumal sich in vergleichenden Untersuchungen zu Wirkungen von Schadstoffen zeigte, dass der Buntfalke – eine Greifvogelart – sensibler reagierte als das Haushuhn (McKernan et al. 2009).

Dichlordiphenyldichlorethen (4,4-DDE) ist ein Metabolit des Dichlor-Diphenyl-Trichlorethan (DDT). DDT war nach dem zweiten Weltkrieg für Jahrzehnte das weltweit meistgenutzte Insektizid. Nachdem schwere Folgen für die Umwelt ersichtlich wurden, erfolgte durch die Stockholm-Konvention weltweit eine weitgehende Verbannung. Mittlerweile ist es nur noch zur Bekämpfung krankheitsübertragender Insekten zugelassen. Die endokrine (hormonähnliche) Wirkung des Metaboliten DDE führte im Zeitraum von etwa 1950-1975 zu massiven Reproduktionsstörungen bei Vögeln indem eine Verringerung der Eischalendicke verursacht wurde. Diese führte vor allem bei Greifvögeln dazu, dass sie akut vom Aussterben bedroht waren. Wildvögel weisen extreme Speziesunterschiede hinsichtlich der Sensitivität gegenüber der Verringerung der Eischalendicke unter DDE auf: Der Braunpelikan ist am sensitivsten, mit einer der Verringerung der Eischalendicke und verminderter Nachkommenschaft bereits ab 3 µg/g FG DDE in den Eiern. Wanderfalken hingegen weisen nachteilige Effekte auf die Produktion erst ab 30 µg/g FG auf und Hühner gelten als unempfindlich gegenüber einer Verringerung der Eischalendicke (Übersicht in Blus 2011). Die in den Eiern vorgefundenen mittleren Konzentrationen von 40 µg/kg FG lassen somit keine nachteiligen Effekte auf die Greifvogelembryonen erwarten. In den Jahren 2012-2014 wurden in Wanderfalkeneiern aus Baden-Württemberg DDE-Werte von etwa 4 µg/g Trockenmasse (umgerechnet ca. 800 µg/kg FG) gemessen (LUBW, unveröffentlicht). Auch wenn in Langzeituntersuchungen eine Reduktion der Werte um etwa 8% pro Jahr in Greifvögeln beschrieben wird (Bustnes et al. 2022) und mittlerweile im Vergleich zu früher auch sehr geringe Werte in Greifvögeln gemessen werden (z. B. 250 µg/kg FG für Aplomado Falken in den USA, Hidalgo et al. 2021), sind die in der vorliegenden Untersuchung gemessenen Konzentrationen von 25 µg/kg FG als sehr gering einzustufen.

Polychlorierte Biphenyle (PCB) sind giftige und krebsauslösende Chlorverbindungen. Sie wurden bis in die 1980er Jahre in Transformatoren, elektrischen Kondensatoren oder Hydraulikanlagen sowie als Weichmacher u. a. in Lacken oder Kunststoffen verwendet. Auch PCB sind mittlerweile als persistente organische Giftstoffe durch die Stockholm-Konvention weltweit verboten. Trotz des Verbots sind PCB ubiquitär nachweisbar, reichern sich in der Nahrungskette an und stellen auch noch heute ein aktuelles Belastungsproblem dar. PCB stellen eine Gruppe von 209 Kongeneren dar, die sich durch unterschiedliche Anzahl und Stellung der Chloratome am Biphenyl-Ring unterscheiden. Als sogenannte Leitkongenere zählen die sechs DIN-Kongenere PCB 28, PCB 52, PCB 101, PCB 138, PCB 153 und PCB 180. Diese Kongenere sind die quantitativ bedeutendsten der industriellen PCB-Gemische. Die von ihnen ausgehende Gefahr besteht nicht in ihrer akuten Toxizität, sondern in ihrer langfristigen, chronischen Wirkung.

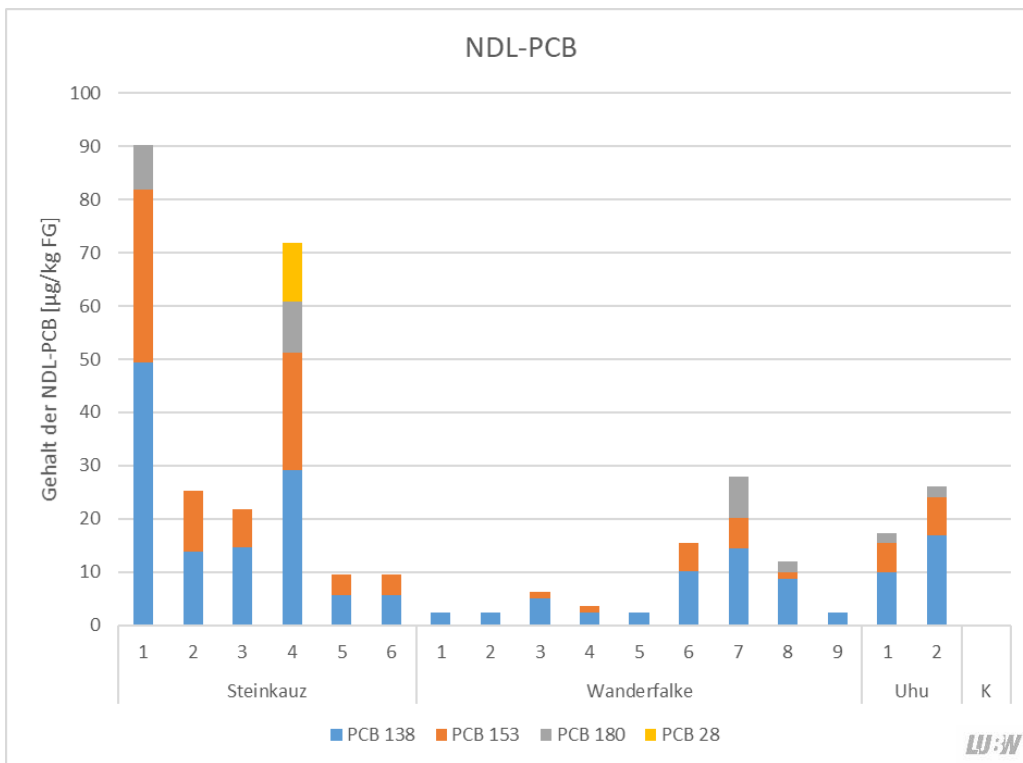


Abbildung 10: Gehalte der nicht dioxinähnlichen Polychlorierten Biphenyle (NDL-PCB) 138, 153, 180 und 28 in den Greifvogeleiern und der Kontrolle in µg/kg Frischgewicht. Dargestellt sind Konzentrationen in den einzelnen Eiern in µg/kg Frischgewicht.

In den Greifvogeleiern wurden, mit Ausnahme eines Steinkauzeies, in welchem auch PCB 28 gemessen wurde, nur die drei hochchlorierten PCB 138, 153 und 180 gemessen, wobei PCB 138 in allen Eiern den größten Anteil ausmachte (Abbildung 10). Auch in Eiern des Seeadlers aus Deutschland ist PCB 138 das dominierende Kongener (Badry et al. 2022).

Die Gesamt PCB-Gehalte (Summe der drei PCB 138, 153 und 180 multipliziert mit 1,64, da diese drei PCB etwa 60% aller PCB ausmachen, Wegner et al. 2021) liegen mit 4-148 µg/kg FG weit unter den Gehalten wie sie mit 2000-3000 µg/kg FG für das Jahr 2018 in Wanderfalkeneiern aus NRW gemessen wurden (Wegner et al. 2021). Auch wenn die PCB-Gehalte pro Jahr etwa 7-10% abnehmen (Bustnes et al. 2022) und in NRW um den Faktor 2-3 höher liegen als in Baden-Württemberg, sind die in der vorliegenden Untersuchung vorgefundenen PCB-Belastung als außergewöhnlich gering einzustufen. Da selbst bei 2000-3000 µg/kg FG keine negativen Effekte auf die Greifvogelpopulationen und ihre Bruterfolge zu erwarten sind (Wegner et al. 2021), sind die in den Eiern vorgefundenen geringen Gehalte von 4-148 µg/kg FG als unbedenklich für die Greifvögel einzustufen. Die Rückstandshöchstmengenverordnung (RhmV) für Lebensmittel gibt für die Kongenere 138 und 153 jeweils den Grenzwert von 20 µg/kg FG im Ei zum Verzehr durch den Menschen an. Dies wird in den Wanderfalken- und Uhueiern nicht überschritten, in den Steinkauzeiern für beide Kongenere jedoch in zwei der sechs untersuchten Eier.

3.3 Suspect screening

Ziel des suspect screenings ist es, bisher durch die target-Analyse nicht im Fokus stehende organische Spurenstoffe in den Proben aufzufinden. Insgesamt wurden durch das suspect screening, nach Abzug von natürlichen Verbindungen wie Steroide, Aminosäuren, Fettsäuren, Nährstoffe und den im wide-scope target screening ausgewählten Substanzen, 44 Verbindungen vorläufig detektiert (detaillierte Auflistung im Anhang, Tabelle 4 und 5). Davon wurden die fünf Substanzen Benzamid, 2,6-Dimethylanilin, 8-Hydroxychinolin, E-rucamid und N-Benzylformamid mit dem Level 2a „wahrscheinliche Struktur“ identifiziert (Kategorisierung nach Schymanski et al. 2014), was bedeutet, dass es anhand verschiedener Kriterien möglich war, eine exakte Struktur der Verbindung im Abgleich mit der Datenbank zu bestimmen. Die restlichen 39 Verbindungen wurden mit dem Level 3 „mögliche Struktur“ versehen, da ein Hinweis auf eine mögliche Struktur, aber unzureichende Informationen für nur eine genaue Struktur vorlagen und somit auch isomere Strukturen in diesen Fällen möglich sind. Eine vollständige und zweifelsfreie Identifizierung von Verbindungen ist immer nur mit einem Referenzstandard möglich ist (Level 1, bestätigte Struktur).

Die meisten der im suspect screening vorläufig detektierten Verbindungen zählen zu den Industriechemikalien, darunter fallen Chemikalien, die als Bestandteile, Hilfs- oder Zusatzmittel in industriellen Fertigungsprozessen eingesetzt werden. Darunter fallen aber auch Pflegeprodukte, Weichmacher, UV-Filter oder Tenside. Von diesen 32 Verbindungen sind 15 der Verbindungen in der ECHA-Datenbank registriert, das heißt, dass sie in Europa in Mengen von mehr als 1 Tonne pro Jahr hergestellt oder importiert werden. Weiterhin wurden 8 Pharmazeutika, 3 Pflanzenschutzmittel und ein Stimulanzium vorläufig detektiert.

Eine detaillierte Auflistung der vorläufig detektierten Verbindungen sowie den semi-quantifizierten Konzentrationen ist im Anhang, Tabelle 5 und 6 dargestellt.

4 der 44 detektierten Verbindungen werden in hoher Tonnage von > 100 Tonnen jährlich produziert oder importiert und besitzen damit auch ein höheres Potential, in die Umwelt zu gelangen. Dies betrifft die Verbindungen Acetyltributylcitrat (10.000-100.000 Tonnen, in 9 Eiern detektiert, Mittelwert von 11,9 µg/kg FG); Peroxydicarbonsäure, C,C'-bis[4-(1,1-Dimethylethyl)cyclohexyl] Ester (100 -1000 Tonnen, in 3 Eiern detektiert, Mittelwert von 65 µg/kg FG), undec-10-enal (100 -1000 Tonnen, in 1 Ei gemessen, 0,3 µg/kg FG) und Cyclopropancarbonsäure, 2-[1-(3,3-Dimethylcyclohexyl)ethoxy]-2-methylpropylester (10-100 Tonnen, in 8 Eiern gemessen, Mittelwert von 7,6 µg/kg FG).

Die am häufigsten in den Greifvogeleiern gemessenen Verbindungen waren:

In allen Proben:

2-Piperidon (Mittelwert von 46 µg/kg FG)

In 16 von 17 Proben:

4-Butoxybenzylalkohol (Mittelwert von 327 µg/kg FG)

In 15 von 17 Proben:

Indol-3-Essigsäure (Mittelwert von 206 µg/kg FG)

2,4-Diaminophenoxyethanol HCl (Mittelwert von 3,8 µg/kg FG)

In 14 von 17 Proben:

2,6-Dimethylanilin (Mittelwert von 228 µg/kg FG)

2-Ethyl-5,6-dihydro-3-methylpyrazin (Mittelwert von 10,8 µg/kg FG)

In 13 von 17 Proben:

N-(2,6-dimethylphenyl)acetamid (Mittelwert von 249 µg/kg FG)

2-[2-[4-(1,1,3,3-Tetramethylbutyl)phenoxy]ethoxy]ethanol (Mittelwert von 70,7 µg/kg FG)

Positive Funde wurden anschließend semiquantifiziert. Das heißt, die an die Matrix angepasste Kalibrierkurve der strukturell ähnlichsten Verbindung zur vorläufig identifizierten Verbindung wurde herangezogen. Die chemisch ähnlichste Referenzstandardverbindung zu der nachgewiesenen verdächtigen Verbindung wird damit genutzt, um die Konzentration der verdächtigen Verbindung von der Konzentration des Referenzstandards ableiten zu können. Eine sichere Quantifizierung kann jedoch auch hier nur erfolgen, wenn die Verbindung anhand eines Referenzstandards zweifelsfrei identifiziert wird.

Die Verbindungen, die durch die Semiquantifizierung mit den höchsten mittleren Konzentrationen in den Proben gemessen wurden, waren 4-Morpholinoanilin mit 533 µg/kg FG (in 3 Proben), 4-Butoxybenzylalkohol mit 327 µg/kg FG (in 16 Proben); N-(2,6-dimethylphenyl)acetamid mit 249 µg/kg FG in 13 Proben); 2,6-Dimethylaniline mit 228 µg/kg FG (in 14 Proben), Indol-3-Essigsäure mit 206 µg/kg FG (in 15 Proben), Nonan-1-oic anhydride mit 158 µg/kg FG (in 9 Proben) und Isononyl hydrogen azelate mit 141 µg/kg FG (in 9 Proben). Die beiden Steinkauzeier Nr. 3 und 5 waren von allen Greifvogeleiern insgesamt am höchsten mit den im suspect screening ermittelten Verbindungen belastet (Abb. 11).

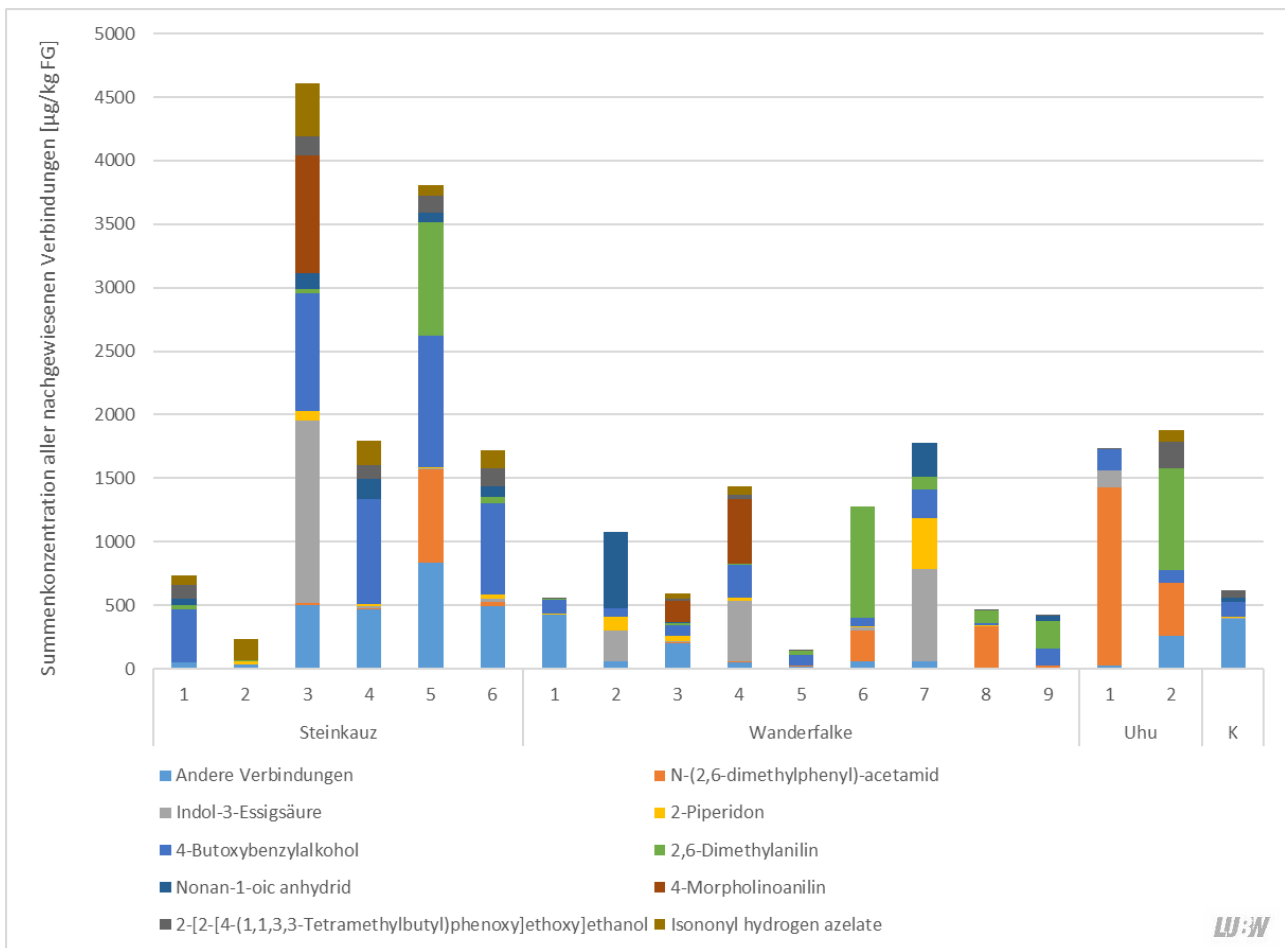


Abbildung 11: Semiquantifizierte Summenkonzentration aller in den Greifvogeleiern und der Kontrolle mittels suspect screening gemessenen Verbindungen. Dargestellt sind die Konzentrationen in den einzelnen Ei-proben in µg/kg Frischgewicht.

Im Folgenden wird auf die Substanzen näher eingegangen, welche in höheren Konzentrationen (> 100 µg/kg FG) oder in vielen Eiern (mindestens 13) gemessen wurden oder in sehr hoher Tonnage (> 10.000 Tonnen) produziert werden:

2-Piperidon (Valerolactam) ist das Lactam der 5-Aminovaleriansäure, das als Zwischenschritt bei der Herstellung von anderen Chemikalien verwendet wird. 2-Piperidon ist in der ECHA-Datenbank vorregistriert und wird in geringer Tonnage produziert oder nach Europa importiert (1-10 Tonnen pro Jahr). Die Toxizität wurde bislang nur anhand von Berechnungsmodellen (QSAR, Quantitative Struktur-Wirkungs-Beziehung) ermittelt, wobei für 2-Piperidon folgende Eigenschaften angenommen werden: gefährlich für das aquatische System (96h EC50 für Grünalge von 12,71 mg/L) und hautsensibilisierend. (ECHA 2022a) Zum derzeitigen Stand des Wissens können keine Aussagen über Auswirkungen von 2-Piperidon auf Vögel gemacht werden.

4-Butoxybenzylalkohol (auch 4-Butoxyphenylmethanol) ist eine Industriechemikalie, welche in der ECHA-Datenbank registriert ist und in geringer Tonnage produziert oder nach Europa importiert wird (1-10 Tonnen pro Jahr). Die Toxizität wurde bislang nur anhand von Berechnungsmodellen (QSAR) ermittelt, wobei für 4-Butoxybenzylalkohol folgende Eigenschaften angenommen werden: persistent in der Umwelt, reproduktionstoxisch und gefährlich für das aquatische System (48h EC50 für Daphnia magna 11,3 mg/L, 96h LC50 für Fische 15,22 mg/L, 96h EC50 für Grünalge 7,07 mg/L). (ECHA 2022b) Zum derzeitigen Stand des Wissens können keine Aussagen über Auswirkungen von 4-Butoxybenzylalkohol auf Vögel gemacht werden. Da für diese Verbindung jedoch persistente und reproduktionstoxische Eigenschaften angenommen werden und

sie mit mittleren Konzentrationen von 327 µg/kg FG in den Greifvogeleiern gemessen wurde, sollte diese Verbindung im Blick behalten werden.

Indol-3-Essigsäure ist ein Phytohormon aus der Gruppe der Auxine, das in Pflanzen natürlich vorkommt aber auch Bestandteil zahlreicher Präparate ist, die das Pflanzen- und Wurzelwachstum steuern. Als Naturstoff ist die Verbindung nicht kennzeichnungspflichtig und es liegen keine Hinweise auf toxische Eigenschaften vor. Indol-3 Essigsäure wurde auch in Embryonen mehrerer Tierarten nachgewiesen: In Seeigel, Seidenraupe, Forelle, Kröte und Salzkrebschen (Ichimura & Yakami, 1975a). Auch in Hühnerembryonen wurde Indol-3-Essigsäure nachgewiesen (Ichimura & Yakami, 1975b), wobei gezeigt werden konnte, dass im entwickelten Embryo wesentlich mehr Indol-3-Essigsäure vorzufinden war, als im Ei vor Inkubation, wodurch die Autoren rückschließen, dass die Verbindung vom Embryo selbst synthetisiert wird. Somit ist unklar, ob die in den Greifvogeleiern vorgefundenen Konzentrationen auf die orale Aufnahme der Greifvögel und damit Übergang in die Eier oder auf die endogene Synthese im Embryo zurückzuführen ist. Da bislang keine Hinweise auf toxische Eigenschaften bekannt sind, ist davon auszugehen, dass Indol-3-Essigsäure keine nachteiligen Effekte auf die Greifvögel ausübt.

2,4-Diaminophenoxyethanol HCl ist ein aromatisches Amin und findet Anwendung als Haarfarbstoff in Kosmetika. Es wird mit 100-1000 Tonnen pro Jahr produziert oder importiert. Es ist als deutlich wassergefährdend eingestuft (48h EC50 für Daphnia 6,49 mg/L, 96h EC50 für Grünalge 30,1 mg/L, 96h LC50 für Fisch > 400 mg/L) und gilt als nicht endokrin wirksam (LGC, 2021). Nach Angaben zur Klassifikation (CLP) ist die Verbindung chronisch toxisch für wasserlebende Tiere. Eine Gefahr für Bodenorganismen wird bei einer Konzentration von 21 µg/kg Boden (Trockengewicht) angegeben. Es wird als nicht bioakkumulierend beschrieben. (ECHA 2022c) Es liegen keine Kenntnisse zur Toxizität von 2,4-Diaminophenoxyethanol HCl für Vögel vor aber aufgrund der sehr geringen gemessenen Konzentrationen wird jedoch nicht von einer negativen Beeinträchtigung auf die Greifvogelembryonen ausgegangen.

2,6-Dimethylanilin (auch 2,6-Xylidin, 2,6-DMA) ist ein aromatisches Amin, welches zur Produktion von Farbstoffen, Pestiziden und anderen Chemikalien verwendet wird und weiterhin zu Anästhetika umgesetzt wird (z. B. Lidocain). Diese Substanz wurde mit dem Level 2a „wahrscheinliche Struktur“ identifiziert und wurde in relativ hohen Konzentrationen in den Proben vorgefunden (Mittelwert von 228 µg/kg FG). In oralen Versuchen an Nagern wirkte 2,6-DMA relativ schwach toxisch (LD50 Ratte: 840-1300 mg/kg KG; Maus: 710 mg/kg KG) und aus bisherigen Tierversuchen resultierten keine Hinweise auf ein reproduktionstoxisches Potential. (BUA 1994). Vom Umweltbundesamt (2018) wurde die Substanz als persistent, (sehr) mobil und toxisch (PMT/vPvM) eingestuft. Es liegen bislang keine Kenntnisse zur Toxizität von 2,6-DMA für Vögel vor. Auch wenn in Nagerversuchen nur eine schwach toxische Wirkung beobachtet wurde, sollte diese Verbindung aufgrund der PMT-Eigenschaften und der gemessenen mittleren Konzentrationen von 228 µg/kg FG und dem Vorkommen in den meisten in der vorliegenden Studie untersuchten Vogeleiern im Blick behalten werden.

2-Ethyl-5,6-dihydro-3-methylpyrazin ist eine Industriechemikalie, welche in der ECHA-Datenbank registriert ist und in geringer Tonnage produziert oder nach Europa importiert wird (1-10 Tonnen pro Jahr). Die Toxizität wurde bislang nur anhand von Berechnungsmodellen (QSAR) ermittelt, wobei für 2-Ethyl-5,6-dihydro-3-methylpyrazin folgende Eigenschaften angenommen werden: akut toxisch bei oraler Einnahme, gefährlich für das aquatische System (96h LC50 für Fische < 1 mg/L, 48h EC50 für Daphnia < 1 mg/L, 96h

EC50 für Grünalge < 1 mg/L), mutagen und persistent in der Umwelt. (ECHA 2022d) Somit können zur derzeitigen Stand des Wissens keine Aussagen über Auswirkungen von 2-Ethyl-5,6-dihydro-3-methylpyrazin für Vögel gemacht werden. Aber aufgrund ihrer hohen Toxizität für das aquatische System, ihrer Persistenz und Mutagenität sowie ihrem Vorkommen in den meisten untersuchten Eiern sollte diese Verbindung hinsichtlich ihrer Effekte auf Vögel weiter untersucht werden.

N-(2,6-dimethylphenyl)acetamid ist ein Transformationsprodukt des Pflanzenschutzmittelwirkstoffs Metalaxyl-M, welches in der ECHA-Datenbank registriert ist und in geringer Tonnage produziert oder nach Europa importiert wird (1-10 Tonnen pro Jahr). Die Toxizität wurde bislang nur anhand von Berechnungsmodellen (QSAR) ermittelt, wobei für N-(2,6-dimethylphenyl)acetamid folgende Eigenschaften angenommen werden: gefährlich für das aquatische System (48h EC50 für *Daphnia magna* von 1,08 mg/L, fischtoxisch zwischen 10 und 100 mg/L, 96h EC50 für Grünalge von 5,8 mg/L), mutagen, karzinogen und persistent in der Umwelt. (ECHA 2022e) Es liegen bislang keine Kenntnisse zur Toxizität von N-(2,6-dimethylphenyl)acetamid für Vögel vor. Aber aufgrund ihrer Persistenz, Karzinogenität und Mutagenität sowie der in vielen Eiern gemessenen mittleren Konzentrationen von 250 µg/kg FG sollte diese Verbindung hinsichtlich ihrer Effekte auf Vögel im Blick behalten werden.

2-[2-[4-(1,1,3,3-Tetramethylbutyl)phenoxy]ethoxy]ethanol, auch als 4-tert-Octylphenol-di-ethoxylat bekannt, ist ein langlebiges Abbauprodukt des 4-tert-octylphenol-Ethoxylats. Alkylphenoethoxylate finden als nicht-ionische Tenside Anwendung als Reinigungsmittel und Emulgator in Haushalt, Industrie und Technik. Aufgrund ihrer endokrinen Wirksamkeit sind diese Verbindungen bei der ECHA als besonders Besorgnis erregend eingestuft und befindet sich auf der Kandidatenliste für zulassungspflichtige Verbindungen. Entsprechend der CLP-Einstufung ist die Verbindung sowohl akut als auch chronisch sehr toxisch für aquatische Organismen und gefährlich für die Fruchtbarkeit des ungeborenen Kindes. (ECHA 2022f) Aufgrund ihrer negativen Effekte auf die Umwelt verzichten die meisten westlichen Länder mittlerweile auf den Einsatz von Alkylphenoethoxylaten in Haushalts- und Industriereinigern (Acir & Guenther, 2018). Dennoch sind die Verbindungen ubiquitär in der Umwelt zu finden und reichern sich aufgrund ihrer Lipophilie in Biota an (Chokwe et al. 2017). Sie wurden bereits vielfach nachgewiesen, vor allem in aquatischen Organismen wie Pflanzen, Algen, Fischen, Muscheln und Schnecken (Übersicht in Chokwe et al. 2017 und Kovarova et al. 2013) aber auch in Eiern des Fischadlers (Schmitz-Afonso et al. 2003). Studien haben gezeigt, dass Alkylphenoethoxylate bei Wirbeltieren mit der Bindungsstelle des Östrogenrezeptors konkurrieren. Damit können eine Vielzahl an Reaktionen ausgelöst werden, darunter die Stimulation des Eidotterproteins Vitellogenin bei Männchen (Verweiblichung), Veränderung der Hodenstruktur und verringerte Spermienzahl sowie Induktion von Leberschäden und Sterblichkeit (Überblick in Chokwe et al. 2017). Eine Untersuchung mit Nonylphenol, dem Abbauprodukt des Nonylphenol-Ethoxylats, welches in umweltrelevanten Konzentrationen von 0,1-50 µg/Ei in Hühnerembryonen injiziert wurde, zeigte in diesen Konzentrationen schwache reproduktionstoxische Effekte, welche jedoch auf funktioneller Ebene signifikant sein können sowie eine Beeinträchtigung der Leberentwicklung (Roig et al. 2014). Auch Untersuchungen mit Nonylphenol anhand der Embryonalentwicklung von Wachteln zeigten östrogene Effekte, die jedoch gering im Vergleich zu Östrogen selbst ausfielen (Razia et al. 2006) jedoch die Überlebensfähigkeit sowie das Körpergewicht der Embryonen reduzierten und zur Verweiblichung der Keimdrüsen männlichen Embryonen führte (Nishijima et al. 2003). Da die akute Toxizität der gering ethoxylierten Verbindungen (Nonylphenol-di-Ethoxylat und Nonylphenol-mono-Ethoxylat) in der gleichen Größenordnung wie die von Nonylphenol liegt (vgl. Hager 1998) und Octylphenol mit Faktor 4-10 sogar eine etwas größere östrogene Potenz als Nonylphenol besitzt (Gülden et al. 1997) sind die in den Greifvogelembryonen gemessenen Werte unbedingt im Blick zu behalten.

4-Morpholinoanilin ist eine Industriechemikalie und wird bei der Herstellung von Wirkstoffen für das zentrale Nervensystem und für die Farbentwicklung in Fotografien verwendet. 4-Morpholinoanilin ist in der ECHA-Datenbank vorregistriert. Für diese Verbindung liegen folgende Gefahrenhinweise vor: Gesundheitsschädlich bei Verschlucken, Hautkontakt oder Einatmen, verursacht Hautreizungen und schwere Augenreizung (ECHA 2022g). Zum derzeitigen Stand des Wissens können keine Aussagen über Auswirkungen von 4-Morpholinoanilin auf Vögel gemacht werden.

Nonan-1-oic anhydrid ist eine Industriechemikalie und in der ECHA-Datenbank vorregistriert. Für diese Verbindung liegen folgende Gefahrenhinweise vor: Verursacht schwere Hautverbrennungen und Augenschäden (ECHA 2022h). Zum derzeitigen Stand des Wissens können keine Aussagen über Auswirkungen von Nonan-1-oic anhydrid auf Vögel gemacht werden.

Isononyl hydrogen azelate ist eine Industriechemikalie und in der ECHA-Datenbank vorregistriert (ECHA 2022i). Zum derzeitigen Stand des Wissens können keine Aussagen über Auswirkungen von Isononyl hydrogen azelate auf Vögel gemacht werden.

Acetyltributylcitrat (ATBC) ist eine chemische Verbindung aus der Gruppe der Carbonsäureester und wird in hoher Tonnage produziert oder nach Europa importiert (10.000 – 100.000 Tonnen pro Jahr) und hat damit eine größere Wahrscheinlichkeit in die Umwelt zu gelangen. ATBC wird als biologisch unbedenklicher Weichmacher für PVC und andere Polymere als Ersatz für einige Anfang 2015 verbotenen Phthalate verwendet, speziell auch als geeignete Alternative für die Verwendung als Weichmacher in Kinderspielzeugen, die dazu gedacht sind in den Mund genommen zu werden. ATBC gilt als toxikologisch unkritisch. Göhring (2013) stellt eine umfangreiche Übersicht über die (öko)toxikologische Bewertung von ATBC dar. Demnach zeigen Kurzzeitstudien im aquatischen Kompartiment keine akute Toxizität im Bereich bis zur Wasserlöslichkeit. Auch gab es keine Anzeichen für eine chronische Toxizität für Gewässerorganismen. Eine chronische schädliche Wirkung für sediment- und bodenbewohnende Organismen ist nicht zu erwarten, da ATBC im Boden leicht biologisch abbaubar ist und weder PBT noch vPvB Eigenschaften besitzt. ATBC hat eine geringe orale Toxizität. Die Substanz ist weder haut- noch augenreizend und zeigt kein gentoxisches Potential. ATBC wird nach oraler Exposition von Ratten schnell resorbiert, metabolisiert und eliminiert. Reproduktionstoxische und entwicklungstoxische Wirkungen konnten nicht gezeigt werden und bei der Sektion von Ratten konnte auch keine Abnormalität oder Entwicklungsstörung bei den Nachkommen festgestellt werden. Eine Einstufung als gesundheitsgefährdend war nicht erforderlich. Ohta et al. (2003) untersuchten weiterhin die endokrine Aktivität von ATBC und fanden keine Hinweise darauf. Somit liegt zunächst auch kein Verdacht vor, dass diese Verbindung nachteilige Effekte auf die Greifvogelreproduktion haben könnte.

3.4 Abschließende Diskussion

Die vorliegende Untersuchung zeigt ebenso wie andere Untersuchungen (z. B. LUBW 2020; Schwarz et al, 2016; LUBW 2012), dass persistente organische Schadstoffe wie PCB, PFOS, PFOA, DDE und Hexachlorbenzol, welche durch die Stockholm-Konvention bereits reguliert sind, nach wie vor in Greifvogeleiern gemessen werden. In früheren Zeiten waren vor allem DDE und PCB für den Rückgang der Greifvogelpopulationen verantwortlich (Schwarz et al. 2016; Roos et al. 2012). Auch wenn die heute gemessenen Konzentrationen mittlerweile glücklicherweise so gering sind, dass keine Auswirkung mehr auf die Reproduktion zu erwarten sind, können dennoch Effekte auf das Immunsystem oder das antioxidative Schutzsystem von Greifvögeln nicht ausgeschlossen werden (Hansen et al. 2020; Sletten et al. 2016).

Durch die Anwendung der breit angelegten Schadstoffanalyse wurden neben den „klassischen“ persistenten organischen Schadstoffen zudem 40 weitere Verbindungen durch das wide-scope target screening nachgewiesen und 44 weitere Verbindungen durch das suspect screening vorläufig detektiert. All diese Verbindungen besitzen das Potential, sich im Nahrungsnetz anzureichern. Von diesen Verbindungen wurden einige im Folgenden eingehender untersucht, da diese zum einen in vielen Eiern detektiert wurden und zum anderen ein nachteiliger Effekt auf die Entwicklung der Greifvögel nicht ausgeschlossen werden kann. Diese Verbindungen sind Methylparaben; 4-Butoxybenzylalkohol; 2-[2-[4-(1,1,3,3-Tetramethylbutyl)phenoxy]ethoxy]ethanol; N-(2,6-dimethylphenyl)acetamid; 2-Ethyl-5,6-dihydro-3-methylpyrazin und 2,6-Dimethylanilin. Dabei sollte, falls möglich, für die Verbindungen, die durch das suspect screening zunächst nur vorläufig identifiziert wurden, eine zweifelsfreie Identifizierung und Quantifizierung mittels eines Referenzstandards vorgenommen werden.

Die Verbindungen die am häufigsten und in den höchsten Konzentrationen nachgewiesen wurden, besitzen alle einen stark lipophilen Charakter, was darauf hindeutet, dass das Ei der Greifvögel eine ideale Matrix für die Überwachung lipophiler Stoffe ist.

Für einige der im suspect screening detektierten Verbindungen lagen nicht ausreichend Daten vor, um eine Einschätzung der Auswirkungen auf Greifvögel vornehmen zu können. Seit 2007 greift in der EU die REACH-Verordnung, ein Regelwerk zur Einstufung von Industriechemikalien, das ein hohes Schutzniveau für die menschliche Gesundheit und die Umwelt sicherstellen soll. Allerdings werden, je geringer die importierte oder produzierte Menge ist, auch weniger Tests zur Zulassung erforderlich, bzw. können durch Alternativen zur ökotoxikologischen Standardprüfung, wie die Computermodellierung (QSAR), ersetzt werden. So schätzt die Europäische Umweltagentur, dass für mehr als 70.000 Chemikalien die mit geringer Menge produziert oder importiert werden, wenig oder keine Toxizitätsdaten verfügbar sind (EEA, 2019).

Die Ergebnisse zeigen zudem, dass selbst bei ein und derselben Vogelart die Schadstoffkonzentrationen sehr unterschiedlich sein können. Auffällig ist die hohe Belastung der Steinkauzprobe Nr. 3, welche sowohl bei der Analyse des wide-scope target screenings als auch des suspect screenings die höchsten Schadstoffwerte aufweist. Die Probe entstammt einer landwirtschaftlich geprägten Umgebung, was jedoch nicht zwangsläufig die hohen Werte erklärt, da andere Proben ebenso aus landwirtschaftlich geprägten Gebieten stammen. Das Beutespektrum ist vom lokalen Angebot abhängig, je nach Stellung der Hauptbeute im Nahrungsnetz variiert dabei auch deren Vorbelastung mit Rückständen. Dies ist z. B. für den Wanderfalken stärker ausgeprägt (Zugvögel als Beute spiegeln u. U. Schadstoffbelastungen anderer Länder wider) als beim Steinkauz, dessen Hauptnahrung Mäuse, Insekten und Regenwürmer darstellen. Die absolute Schadstoffbelastung lässt somit nicht in jedem Fall einen Rückschluss auf den jeweiligen Lebensraum der Greifvögel zu.

Bestimmte lipophile Verbindungen, die in früheren Untersuchungen der LUBW (2020) in den Wanderfalkeneiern gemessen wurden, waren nicht in der Liste der 300 mittels Gaschromatographie gemessenen Verbindungen enthalten und wurden somit in den vorliegenden Untersuchungen nicht dargestellt. Dies betrifft die polybromierte Diphenylether (PBDE), Hexabromcyclododecan (HBCD), Dechloran, Neue Flammenschutzmittel, Diisodecyl phthalate (DIDP) und Acetyltributylcitrat (ATBC). Dies liegt darin begründet, dass der analytische Schwerpunkt der Universität Athen beim wide-scope target screening auf polaren, also wasserlöslichen Substanzen liegt. So wurden mehr als 2.100 polare Substanzen, aber nur etwa 300 lipophile Substanzen untersucht. Da es sich beim wide-scope target screening jedoch um eine sehr neue Analysemethode

handelt, sind zukünftig weitere Entwicklungen hin zur Analyse von lipophilen Substanzen zu erwarten. Dies ist von großer Bedeutung, da Schadstoffe, die sich entlang der Nahrungskette anreichern, eher lipophil sind.

Das suspect screening basiert auf einem Listenabgleich von mehr als 65.000 Substanzen. Sowohl für polare Substanzen mittels LC-MS aber auch für tendenziell lipophile Substanzen mittels GC-MS wurde das gesamte Substanzspektrum aufgenommen. Die zur Verfügung stehende Datenbank lässt momentan nur die Auswertung der LC-MS-Ergebnisse zu. Eine retrospektive Auswertung der GC-MS-Ergebnisse hinsichtlich lipophiler Substanzen wird zukünftig jedoch möglich sein, da die Substanzspektren auf der „Digital Sample Freezing Platform (DSFP)“ gespeichert wurden. Ein großer Vorteil der HR-MS-Analyse ist somit neben der breit angelegten Target-Analyse, dass die gewonnenen Chromatogramme zukünftig für die retrospektive Datenaufbereitung zur Verfügung stehen. Dadurch kann die Anzahl nachgewiesener Verbindungen in der Zukunft erweitert werden ohne dass zusätzliche Analysen erforderlich sind (Menger et al. 2020).

Die beiden Weichmacher Diethylhexylphthalat (DEHP) und Diethylphthalat (DEP), die in der Vergangenheit in den Wanderfalkeneiern gemessen wurden (LUBW 2020), wurden in den vorliegenden Untersuchungen nicht detektiert, obwohl sie in der Liste der 2.100 polaren Substanzen enthalten waren. Auch fällt auf, dass manche Verbindungen in niedrigeren Konzentrationen gemessen wurden, als sie in der Vergangenheit bei Untersuchungen von Wanderfalkeneiern gemessen wurden (Wegner et al. 2021; LUBW, 2020; Schwarz et al. 2016). Dies betrifft vor allem die Verbindungen 4,4-DDE und PCB sowie das Schwermetall Quecksilber. Möglicherweise liegt dies in den generischen Probenvorbereitungsprotokollen und dem Full-Scan-Erfassungsmodus der HR-MS-Instrumente begründet, welche höhere Nachweisgrenzen und geringere %-Wiederfindungen im Vergleich zu konventionellen LC- oder GC-MS/MS-Methoden für eine vorselektierte und begrenzte Anzahl von Verbindungen haben, die zudem in der Regel aus derselben chemischen Klasse stammen (Badry et al. 2022).

Die Analyse mittels wide-scope target screening und suspect screening zeigt jedoch insgesamt ein großes Potential für eine vorsorgende Schadstoffanalyse und ermöglicht es, die zunehmend komplexer werdende Belastungssituation aquatischer und terrestrischer Ökosysteme aufzuzeigen. Die verwendeten analytischen Methoden haben das Potential, bislang nicht im Fokus stehende Schadstoffe zu identifizieren und damit letztendlich Prioritäten für ein gezieltes Monitoring ausgewählter Chemikalien setzen zu können.

Die erhobenen Schadstoffdaten sollen in Datenbanken, z. B. der Datenplattform IPChem der EU-Kommission, integriert werden. So kann ein Baustein zur Verbesserung der Informationslage beigetragen werden, zumal es einige Bemühungen gibt, Hinweise von Schadstoffakkumulationen in Biota in regulatorische Prozesse einzubinden.

4 Literatur

Acir IH, Guenther K (2018): Endocrine-disrupting metabolites of alkylphenol ethoxylates – A critical review of analytical methods, environmental occurrences, toxicity, and regulation. *Sci Total Environ* 635:1530-1546.

Badry A, Treu G, Gkotsis G, Nika MC, Alygizakis N, Thomaidis NS, Voigt CC, Krone O (2022): Ecological and spatial variations of legacy and emerging contaminants in white-tailed sea eagles from Germany: Implications for prioritisation and future risk management. *Environ Int* 158: 106934.

Blus LJ (2011): DDT, DDD, and DDE in Birds. Environmental Contaminants in Biota. In *Environmental Contaminants in Biota: Interpreting tissue concentrations*, 2nd ed, Beyer, W. N., Meador, J. P., Eds.; CRC Press: Boca Raton, 2011: 49-71.

Boberg J, Taxvig C, Christiansen S, Hass U (2010): Possible endocrine disrupting effects of parabens and their metabolites. *Reprod Toxicol* 30(2): 301–312.

Briels N, Ciesielski TM, Herzke D, Jaspers VLB (2018): Developmental Toxicity of Perfluorooctanesulfonate (PFOS) and Its Chlorinated Polyfluoroalkyl Ether Sulfonate Alternative F-53B in the Domestic Chicken. *Environ Sci Technol* 52(21): 12859–12867.

BUA (1994): Stoffbericht 161: Xylidine (Aminodimethylbenzole), 12/94).

Bustnes JO, Bårdsen BJ, Herzke D, Bangjord G, Bourgeon S, Fritsch C, Eulaers I (2022): Temporal Trends of Organochlorine and Perfluorinated Contaminants in a Terrestrial Raptor in Northern Europe Over 34 years (1986–2019). *Environ Toxicol Chem* (41)6: 1508–1519.

Canosa P, Rodríguez I, Rubí E, Bollaín MH, Cela R (2006): Optimisation of a solid-phase microextraction method for the determination of parabens in water samples at the low ng per litre level. *J Chromatography A*, 1124: 3–10.

Chokwe TB, Okonkwo JO, Sibali LL (2017): Distribution, exposure pathways, sources and toxicity of nonylphenol and nonylphenol ethoxylates in the environment. Review. *Water SA* 43: 529-542.

Custer CM, Custer TW, Dummer PM, Etterson MA, Thogmartin WE, Wu Q, Kannan K, Trowbridge A, McKann PC (2014): Exposure and effects of perfluoroalkyl substances in tree swallows nesting in Minnesota and Wisconsin, USA. *Arch Environ Contam Toxicol* 66: 120–138.

Darbre PD, Byford JR, Shaw LE, Horton RA, Pope GS, Sauer MJ (2002): Oestrogenic activity of isobutylparaben in vitro and in vivo. *J Appl Toxicol* 22: 219–226.

ECHA 2022a: <https://echa.europa.eu/de/information-on-chemicals/annex-iii-inventory/-/dislist/details/AIII-100.010.567> (zuletzt eingesehen am 24.01.2022).

ECHA 2022b: <https://echa.europa.eu/de/information-on-chemicals/annex-iii-inventory/-/dislist/details/AIII-100.025.714> (zuletzt eingesehen am 24.01.2022).

ECHA 2022c: <https://echa.europa.eu/de/substance-information/-/substanceinfo/100.060.306> (zuletzt eingesehen am 24.11.2022).

ECHA 2022d: <https://echa.europa.eu/de/information-on-chemicals/annex-iii-inventory/-/dislist/details/AIII-100.036.460> (zuletzt eingesehen am 24.01.2022).

ECHA 2022e: <https://echa.europa.eu/de/information-on-chemicals/annex-iii-inventory/-/dislist/details/AIII-100.016.906> (zuletzt eingesehen am 24.01.2022).

ECHA 2022f: <https://echa.europa.eu/de/substance-information/-/substanceinfo/100.150.202> (zuletzt eingesehen am 25.01.2022).

ECHA 2022g: https://echa.europa.eu/de/substance-information/-/substanceinfo/100.017.964?_disssub-sinfo_WAR_disssubinfoportlet_backURL=https%3A%2F%2Fecha.europa.eu%2Fde%2Fsearch-for-chemicals%3Fp_p_id%3Ddisssimplesearch_WAR_dissearchportlet%26p_p_life-cycle%3D0%26p_p_state%3Dnormal%26p_p_mode%3Dview%26_disssimplesearch_WAR_dissearchportlet_sessionCriteriaId%3DdisSimpleSearchSessionParam101401669112594072 (zuletzt eingesehen am 24.11.2022).

ECHA 2022h: Substanzinformationen zu Nonan-1-oic anhydrid <https://echa.europa.eu/de/substance-information/-/substanceinfo/100.015.323> (zuletzt eingesehen am 24.11.2022).

ECHA 2022i: <https://echa.europa.eu/de/substance-information/-/substanceinfo/100.069.156> (zuletzt eingesehen am 24.11.2022).

EEA Europäische Umweltagentur (2019): The European environment - state and outlook 2020. <https://www.eea.europa.eu/publications/soer-2020> (zuletzt eingesehen am 26.09.2022).

Europäische Kommission (2020): Mitteilung der Kommission an das Europäische Parlament, den Rat, den Wirtschafts-Sozialausschuss und den Ausschuss der regionen - Chemikalienstrategie für Nachhaltigkeit, für eine schadstofffreie Umwelt. https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:f815479a-0f01-11eb-bc07-01aa75ed71a1.0002.02/DOC_1&format=PDF zuletzt eingesehen am 20.09.2022.

Gkotsis G, Nika MC, Athanasopoulou AI, Vasilatos K, Alygizakis N, Boschert M, Osterauer R, Höpker KA, Thomaidis NS (2023): Advanced throughput analytical strategies for the comprehensive HRMS screening of organic micropollutants in eggs of different bird species. *Chemosphere* 312(1): 137092.

Göhring J (2013): Toxikologische Bewertung von Stoffen unter REACH: Informationsanforderungen und Stoffsicherheitsbeurteilung unter Berücksichtigung der ECHA Leitlinien am Beispiel eines Zitronensäureesters. Abschlussarbeit im PGS Toxikologie Universität Leipzig. Verfügbar unter https://dol.dl.uni-leipzig.de/servlets/MCRFileNodeServlet/PGSToxi_derivate_00000630/346-G%C3%B6hring_Toxikologische.pdf (zuletzt eingesehen am 18.01.2022).

Gülden M, Turan A, Seibert H (1997): Substanzen mit endokriner Wirkung in Oberflächengewässern. UBA-Texte 46/97, Forschungsbericht 102 04 279, Berlin.

Hager CD (1998): Alkylphenoletoxylates. Biodegradability, aquatic Toxicity and environmental Fate, in: Annual Surfactants Review (D. R. Karsa ed.), Sheffield, Vol 1: 1-25.

Hansen E, Huber N, Bustnes JO, Herzke D, Bårdsen BJ, Eulaers I, Johnsen TV, Bourgeon S (2020): A novel use of the leukocyte coping capacity assay to assess the immunomodulatory effects of organohalogenated contaminants in avian wildlife. *Environ Int* 142: 105861.

Hidalgo CM, Mora MA, Sericano JJ, Mutch BD, Juergens PW (2021): Persistent organic pollutants in eggs from south Texas Aplomado falcons. *Environ Pollut* 268 B.

Ichimura H, Yamaki T. (1975a): Indole-3-acetic acid in animal embryos. *Sci. Pap. Coll. Gen. Educ. Univ. Tokyo*, 25: 43-48.

Ichimura H, Yamaki T (1975b): Indole-3-acetic acid in chick embryos: *Dev Growth Diff* 17(3): 275-279.

Kalisińska E (Ed.) (2019): Mammals and birds as bioindicators of trace element contaminations in terrestrial environments: an ecotoxicological assessment of the Northern Hemisphere. Springer.

Kim D, Cui R, Moon J, Kwak JI, Kim SW, Kim D, An YJ (2018): Estimation of the soil hazardous concentration of methylparaben using a species sensitivity approach. *Environ Poll* 242: 1002-1009.

Kovarova J, Blahova J, Divisova L, Svobodova Z (2013): Alkylphenol ethoxylates and alkylphenols – update information on occurrence, fate and toxicity in aquatic environment. *Polish J of Vet Sci* 16(4): 763–772.

Lee HB, Peart TE, Svoboda ML (2005): Determination of endocrine-disrupting phenols, acidic pharmaceuticals, and personal-care products in sewage by solid-phase extraction and gas chromatography-mass spectrometry. *J Chromatography A*, 1094: 122–129.

Lee JH, Lee M, Ahn C, Kang HY, Tran DN, Jeung EB (2017): Parabens Accelerate Ovarian Dysfunction in a 4-Vinylcyclohexene Diepoxide-Induced Ovarian Failure Model. *Int J Environ Res Public Health* 8, 14(2): 161.

Lemini C, Hernández A, Jaimez R, Franco Y, Avila ME, Castell A (2004): Morphometric analysis of mice uteri treated with the preservatives methyl, ethyl, propyl, and butylparaben. *Toxicol Ind Health* 20(6-10): 123-32.

LGC (2021): Sicherheitsdatenblatt zu 2-(2,4-Diaminophenoxy)ethanol dihydrochloride https://assets.lgstandards.com/sys-master%2Fpdfs%2Fhaa%2Fh04%2F10362295287838%2FSDS_DRE-C12196720_ST-WB-MSDS-3486841-1-1-1.PDF (zuletzt eingesehen am 18.01.2022).

LUBW (2012): Warndienst Wanderfalke. Vogeleier spiegeln langlebige Umweltgifte. Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg.

LUBW (2020): Schadstoffanreicherung in Wanderfalkeneiern aus Baden-Württemberg. Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg.

McKernan MA, Rattner BA, Hale RC, Ottinger MA (2009): Toxicity of polybrominated diphenyl ethers (DE-71) in chicken (*Gallus gallus*), mallard (*Anas platyrhynchos*), and American kestrel (*Falco sparverius*) embryos and hatchlings. *Environ Toxicol Chem /SETAC* 28(5): 1007–1017.

Menger F, Gago-Ferrero P, Wiberg K, Ahrens L (2020): Wide-scope screening of polar contaminants of concern in water: A critical review of liquid chromatography-high resolution mass spectrometry-based strategies. *Trends in Environmental. Anal Chem* 28, e00102.

Molina ED, Balander R, Fitzgerald SD, Giesy JP, Kannan K, Mitchell R, Bursian SJ (2006): Effects of Air Cell Injection of PFOS Before Incubation on Development of the White Leghorn Chicken (*G. domesticus*) Embryo. *Environ Toxicol Chem* 25(1): 227-232.

Newton I & Haas MB (1988): Pollutants in Merlin eggs and their effects on breeding. *Br. Birds* 81: 258-269.

Newsted JL, Coady KK, Beach SA, Butenhoff JL, Gallagher S, Giesy JP (2007): Effects of perfluorooctane sulfonate on mallard and northern bobwhite quail exposed chronically via the diet. *Environ Toxicol Pharmacol* 23: 1–9.

Nishijima KI, Esaka K, Ibuki H, Ono KI, Miyake K, Kamihira M, Iijima S (2003): Simple assay method for endocrine disrupters by in vitro quail embryo culture: nonylphenol acts as a weak estrogen in quail embryos. *J Biosci Bioeng* (95): 612–7.

Nordén M, Berger U, Engwall M (2016): Developmental toxicity of PFOS and PFOA in great cormorant (*Phalacrocorax carbo sinensis*), herring gull (*Larus argentatus*) and chicken (*Gallus gallus domesticus*). *Environ Scip Pollut Res Int* 23: 10855–10862.

Núñez L, Tadeo JL, García-Valcárcel AI, Turiel E (2008): Determination of parabens in environmental solid samples by ultrasonic-assisted extraction and liquid chromatography with triple quadrupole mass spectrometry. *J Chromatography A*, 1214: 178–182.

Oishi S (2001): Effects of butylparaben on the male reproductive system in rats. *Toxicol Indust Health* 17: 31–39.

Oishi S (2002): Effects of butyl paraben on the male reproductive system in mice. *Arch Toxicol* 76: 423–429.

Ohta M, Oshima S, Iwasa T, Ito N, Morii M, Morino M, Nakamura T, Nagai K (2003): Examination of sex-hormonal activity of some additives for PVDC film. *Shokuhin Eiseigaku Zasshi* 44: 227-233.

Outridge PM and Scheuhammer AM (1993): Bioaccumulation and toxicity of nickel: implications for wild mammals and birds. *Environmental reviews* 2011 1(2): 172-197.

Peden-Adams MM, Stuckey JE, Gaworecki, KM, Berger-Ritchie J, Bryant K, Jodice PG, Scott TR, Ferrario JB, Guan B, Vigo C, Boone JC, McGuinn WG, DeWitt JC, Keil DE (2009): Developmental toxicity in white leghorn chickens following in ovo exposure to perfluorooctane sulfonate (PFOS). *Reproductive toxicology* (Elmsford, N.Y.). 27: 307-18.

Puerta YT, Guimarães PS, Martins SE, Martins C (2020): Toxicity of methylparaben to green microalgae species and derivation of a predicted no effect concentration (PNEC) in freshwater ecosystems. *Ecotoxicol Environ Saf* , 188.

Razia S, Maegawa Y, Tamotsu S, Oishi T (2006): Histological changes in immune and endocrine organs of quail embryos: exposure to estrogen and nonylphenol. *Ecotoxicol Environ Saf* (65): 364–71.

Roig B, Cadiere A, Bressieux S, Biau S, Faure S, de Santa Barbara B (2014): Environmental concentration of nonylphenol alters the development of urogenital and visceral organs in avian model. *Environ Int* (62): 78-85.

Roos AM, Bäcklin BMVM., Helander BO, Rigét FF, Eriksson UC (2012): Improved reproductive success in otters (*Lutra lutra*), grey seals (*Halichoerus grypus*) and sea eagles (*Haliaeetus albicilla*) from Sweden in relation to concentrations of organochlorine contaminants. *Environ. Pollut.* 170: 268–275.

Scheuhammer AM, Meyer MW, Sandheinrich MB, Murray MW (2007): Effects of Environmental Methylmercury on the Health of Wild Birds, Mammals, and Fish. *Ambio* 36: 12–18.

Schmitz-Afonso I, Loyo-Rosales JL, De la Paz Aviles M, Rattner BA, Rice CP (2003): Determination of alkylphenol and alkylphenol ethoxylates in biota by liquid chromatography with detection by tandem mass spectrometry and fluorescence spectroscopy. *J. Chromatogr. A* 1010: 25–35.

Schwarz S, Rackstraw A, Behnisch PA, Brouwer A, Köhler HR, Kotz A, Kuballa T, Malisch R, 744 Neugebauer F, Schilling F, Schmidt D, von der Trenck KT (2016): Peregrine falcon egg pollutants: Mirror Stockholm POPs list including methylmercury. *Toxicol Environ Chem* 98: 886–923.

Schymanski, EL, Jeon J, Gulde R, Fenner K, Ruff M, Singer HP, Hollender J (2014): Identifying small molecules via high resolution mass spectrometry: communicating confidence. *Environ Sci Technol* 48: 2097-2098.

Shore RF, Pereira MG, Walker LA, Thompson DR (2011): Mercury in Nonmarine Birds and Mammals. In *Environmental Contaminants in Biota: Interpreting tissue concentrations*, 2nd ed, Beyer, W. N., Meador, J. P., Eds.; CRC Press: Boca Raton, 2011: 609–626.

Sletten S, Bourgeon S, Bårdsen BJ, Herzke D, Criscuolo F, Massemin S, Zahn S, Johnsen TV, Bustnes JO (2016). Organohalogenated contaminants in white-tailed eagle (*Haliaeetus albicilla*) nestlings: An assessment of relationships to immunoglobulin levels, telomeres and oxidative stress. *Sci Total Environ* 539: 337–349.

Umweltbundesamt (2018): Workshop: PMT and vPvM substances under REACH Voluntary measures and regulatory options to protect the sources of drinking water in Berlin, 13th to 14th March 2018, Vortrag. https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/421/dokumente/07_neumann_the_way_forward.pdf zuletzt eingesehen am 23.11.2022.

Wegner P, Kleinstäuber G, Baum F, Schilling F (2005): Long-term investigation of the degree of exposure of German peregrine falcons (*Falco peregrinus*) to damaging chemicals from the environment. *J Ornithol* 1: 34–54.

Wegner P, Fürst P, Bernsmann T (2021): Langzeituntersuchungen über Biozidbelastungen von Wanderfalken in Nordrhein-Westfalen. Arbeitsgemeinschaft Wanderfalkenschutz des NABU NRW, Jahresbericht 2021:17-19.

Xue J, Kannan K (2016): Accumulation profiles of parabens and their metabolites in fish, black bear, and birds, including bald eagles and albatrosses. *Environ Int* 94: 546–553.

5 Anhang

Tabelle 2: Schwermetallkonzentrationen in µg/kg Frischgewicht in den Greifvogeleiern (gelb hinterlegt). < LOD: gemessener Wert liegt unterhalb des Detektionslimits, BQL (grün hinterlegt): gemessener Wert liegt unterhalb des Quantifizierungslevels. Quelle: Labor für Analytische Chemie der Universität in Athen, Griechenland (NKUA – National and Kapodistrian University of Athens)

	Probenummer	Cr	Ni	As	Cd	Hg	Pb
Steinkauz	1	BQL	100	< LOD	< LOD	BQL	7,92
	2	BQL	< LOD	< LOD	< LOD	31,9	14
	3	47,9	199	< LOD	< LOD	BQL	20
	4	45	< LOD	< LOD	38,2	BQL	12,5
	5	42,6	< LOD	< LOD	< LOD	BQL	7,85
	6	45,8	< LOD	< LOD	< LOD	BQL	8,41
Wanderfalke	1	37,3	< LOD	< LOD	< LOD	21,9	13,4
	2	BQL	41,7	< LOD	< LOD	23,6	11,5
	3	BQL	47,3	< LOD	< LOD	56,6	9,93
	4	47,4	159	< LOD	< LOD	18,7	23
	5	44,6	58,8	< LOD	< LOD	96,1	8,57
	6	44,7	< LOD	< LOD	< LOD	17,4	10,1
	7	42,3	< LOD	< LOD	< LOD	13	14,6
	8	42,1	< LOD	< LOD	< LOD	19,2	8,18
	9	BQL	< LOD	< LOD	< LOD	17,9	10,2
Uhu	1	40,2	< LOD	< LOD	< LOD	40,6	111
	2	57,9	117	BQL	< LOD	34,1	19,9
Hühnerei (Kontrolle)	1	45,8	< LOD	< LOD	< LOD	BQL	11,4
LOD (µg/kg)		11,9	5,36	2,92	4,14	4,14	0,39
LOQ (µg/kg)		35,8	16,1	8,77	12,4	12,4	1,17

Tabelle 3: Liste der in den Wanderfalkeneiern mittels wide-scope target screening gemessenen Verbindungen in µg/kg Frischgewicht (gelb hinterlegt). BQL: unterhalb der Bestimmungsgrenze (grün hinterlegt); LOD: Detektionslimit. Quelle: Labor für Analytische Chemie der Universität in Athen, Griechenland (NKUA – National and Kapodistrian University of Athens)

	Spezies	Wanderfalken									Kontrolle (Hühnererei)	LOD (µg/kg w.w.)	LOQ (µg/kg w.w.)
	Jahr	2020	2020	2020	2020	2020	2020	2020	2020	2019	2020		
	Probennummer	1	2	3	4	5	6	7	8	9	1		
Atenolol	Pflegeprodukte, Pharmazeutika	<LOD	<LOD	<LOD	48,8	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	3,07	9,20
Betaxolol		<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	3,12	9,35
Carteolol		<LOD	<LOD	25,9	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	2,92	8,75
Darunavir		<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	BQL	3,47	10,4
Dioxethedrin		<LOD	<LOD	10,4	<LOD	<LOD	<LOD	2,67	<LOD	<LOD	<LOD	0,685	2,05
Ethylparaben		<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	6,45	1,43	4,30
Lopinavir		<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	3,75	0,443	1,33
Methylparaben		3,22	17,4	893	1760	62,4	28,5	<LOD	<LOD	23,7	6,02	0,671	2,01
Nalbuphine		<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	2,19	0,703	2,11
N-Acetyl mesalazine		<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	9,38	28,1
Octocrylene		<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	18,9	BQL	45,6	<LOD	<LOD	4,53	13,6
Sotalol		<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	4,80	14,4
Nor-Tramadol (N-desmethyl-Tramadol)		<LOD	<LOD	6,83	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	0,474	1,42
D L-N O-Didesmethyl-Venlafaxine	<LOD	<LOD	<LOD	8,38	BQL	BQL	<LOD	BQL	BQL	<LOD	1,34	4,03	
Perfluorodecanoic acid (PFDeA)	Per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen (PFAS)	<LOD	BQL	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	BQL	<LOD	0,287	0,860
Perfluorododecanoic acid (PFDoDA)		<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	3,26	<LOD	0,906	2,72
Perfluoroheptanesulfonic acid (PFHpS)		<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	BQL	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	0,118	0,355
Perfluorohexanesulfonic acid (PFHxS)		<LOD	BQL	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	0,293	0,878
Perfluorononanoic acid (PFNA)		<LOD	1,88	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	0,198	0,595
Perfluorooctanoic acid (PFOA)		<LOD	BQL	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	BQL	<LOD	0,156	0,468
Perfluorooctanesulfonic acid (PFOS)		32,2	44,0	95,1	67,0	78,4	<LOD	<LOD	<LOD	10,6	<LOD	0,156	0,468
Perfluorotetradecanoic acid (PFTeDA)		<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	3,38	<LOD	0,730	2,19
Perfluorotridecanoic acid (PFTrDA)		<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	BQL	<LOD	4,50	13,5
Perfluoroundecanoic acid (PFUnA)		<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	BQL	<LOD	0,483	1,45
Perfluorobutanoic acid (PFBuA)		BQL	<LOD	11,7	<LOD	5,55	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	1,11	3,33
4,4-DDE		4,05	6,75	27,9	41,0	31,2	37,1	18,4	14,9	41,7	<LOD	1,10	3,31
Diethyltoluamide (DEET)		<LOD	<LOD	<LOD	3,08	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	7,81	<LOD	0,567	1,70
Formetanate	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	0,613	1,84	
Hexachlorobenzene	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	0,583	1,75	
Isoprocarb	<LOD	<LOD	<LOD	16,3	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	1,44	4,33	
Myclobutanil	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	BQL	<LOD	<LOD	<LOD	BQL	2,80	8,39	
Phthalamic acid	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	BQL	<LOD	<LOD	<LOD	9,92	29,8	
Picaridin (Icaridin)	<LOD	<LOD	<LOD	18,4	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	2,56	7,67	
Promecarb	<LOD	<LOD	<LOD	BQL	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	2,10	6,30	
Propazine	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	5,88	1,79	5,36	
Schradan	<LOD	<LOD	<LOD	BQL	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	0,593	1,78	
Tebutame	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	1,96	5,87	
Thiabendazole	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	BQL	0,469	1,41	
Trietazine	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	BQL	0,423	1,27	
2,3,5-Trimethacarb	<LOD	<LOD	<LOD	17,0	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	4,36	13,1	
Didecyldimethylammonium (DADMAC (C10:C10))	Industriechemikalien	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	BQL	1,33	4,00
N,N-Dimethyldodecylamine		<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	BQL	0,270	0,810
N,N-Dimethyltetradecylamine		<LOD	6,64	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	2,62	0,667	2,00
PCB 138		BQL	BQL	5,06	BQL	BQL	10,1	14,5	8,65	BQL	<LOD	1,55	4,64
PCB 153		<LOD	<LOD	BQL	BQL	<LOD	5,5	5,8	BQL	<LOD	<LOD	0,856	2,57
PCB 180	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	7,64	BQL	<LOD	<LOD	1,30	3,90	
PCB 28	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	1,37	4,11	
1,2-Benzisothiazolinone	Konservierungsstoffe	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	6,30	18,9
Anabasine	Stimulantien	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	1,20	3,61
Hydroxy-Cotinine		<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	5,03	15,08

Tabelle 4: Liste der in den Steinkauz- und Uhu-eiern mittels wide-scope target screening gemessenen Verbindungen in µg/kg Frischgewicht (gelb hinterlegt). BQL: unterhalb der Bestimmungsgrenze (grün hinterlegt); LOD: Detektionslimit. Quelle: Labor für Analytische Chemie der Universität in Athen, Griechenland (NKUA – National and Kapodistrian University of Athens)

	Spezies	Steinkauz						Uhu		Kontrolle (Hühnerei)	LOD (µg/kg w.w.)	LOQ (µg/kg w.w.)
	Jahr	2020	2020	2020	2020	2020	2020	2019	2020	2020		
	Probenummer	1	2	3	4	5	6	1	2	1		
Atenolol	Pflegeprodukte, Pharmazeutika	<LOD	<LOD	52,7	<LOD	<LOD	<LOD	BQL	<LOD	<LOD	3,07	9,20
Betaxolol		<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	24,3	<LOD	3,12	9,35
Carteolol		<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	BQL	<LOD	2,92	8,75
Darunavir		BQL	<LOD	BQL	BQL	17,8	11,4	<LOD	<LOD	BQL	3,47	10,4
Dioxethedrin		<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	0,685	2,05
Ethylparaben		<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	6,45	1,43	4,30
Lopinavir		<LOD	<LOD	<LOD	BQL	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	3,75	0,443	1,33
Methylparaben		147	101	1005	36,3	156	304	48,5	48,8	6,02	0,671	2,01
Nalbuphine		<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	BQL	<LOD	<LOD	2,19	0,703	2,11
N-Acetyl mesalazine		<LOD	<LOD	BQL	<LOD	BQL	BQL	<LOD	<LOD	<LOD	9,38	28,1
Octocrylene		<LOD	<LOD	17,9	16,3	28,4	24,8	<LOD	<LOD	<LOD	4,53	13,6
Sotalol		<LOD	<LOD	BQL	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	4,80	14,4
Nor-Tramadol (N-desmethyl-Tramadol)		<LOD	<LOD	3,21	BQL	2,08	4,62	<LOD	18,4	<LOD	0,474	1,42
D L-N O-Didesmethyl-Venlafaxine		BQL	10,6	13,0	BQL	16,8	8,16	<LOD	<LOD	<LOD	1,34	4,03
Perfluorodecanoic acid	Per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen (PFAS)	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	3,32	<LOD	0,287	0,860
Perfluorododecanoic acid (PFDoDA)		<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	5,14	<LOD	0,906	2,72
Perfluoroheptanesulfonic acid (PFHpS)		<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	0,118	0,355
Perfluorohexanesulfonic acid (PFHxS)		<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	0,293	0,878
Perfluorononanoic acid		<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	0,198	0,595
Perfluorooctanoic acid		<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	0,156	0,468
Perfluorooctanesulfonic acid (PFOS)		18,1	9,73	80,6	26,6	59,6	55,9	4,41	111	<LOD	0,156	0,468
Perfluorotetradecanoic acid (PFTeDA)		<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	0,730	2,19
Perfluorotridecanoic acid (PFTriDA)		<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	4,50	13,5
Perfluoroundecanoic acid		<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	3,06	<LOD	0,483	1,45
Perfluorobutanoic acid (PFBuA)		<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	5,57	<LOD	1,11	3,33
4,4-DDE	Pflanzenschutzmittel	19,5	152	29,5	11,8	17,1	18,7	19,1	163	<LOD	1,10	3,31
Diethyltoluamide (DEET)		<LOD	<LOD	2,24	BQL	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	0,567	1,70
Formetanate		<LOD	<LOD	1,85	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	0,613	1,84
Hexachlorobenzene		9,84	10,3	10,6	7,49	9,29	8,04	BQL	<LOD	<LOD	0,583	1,75
Isoprocarb		<LOD	<LOD	10,4	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	1,44	4,33
Myclobutanil		<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	BQL	2,80	8,39
Phthalamic acid		<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	9,92	29,8
Picaridin (Icaridin)		<LOD	<LOD	13,4	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	2,56	7,67
Promecarb		<LOD	<LOD	BQL	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	2,10	6,30
Propazine		<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	5,88	1,79	5,36
Schradan		<LOD	<LOD	BQL	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	0,593	1,78
Tebutame		<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	13,5	<LOD	<LOD	<LOD	1,96	5,87
Thiabendazole		<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	BQL	0,469	1,41
Trietazine		<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	BQL	0,423	1,27
2,3,5-Trimethacarb	<LOD	<LOD	BQL	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	4,36	13,1	
Didecylidimethylammonium (DADMAC (C10:C10))	Industriechemikalien	<LOD	<LOD	<LOD	BQL	BQL	BQL	<LOD	<LOD	BQL	1,33	4,00
N,N-Dimethyldodecylamine		<LOD	<LOD	<LOD	BQL	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	BQL	0,270	0,810
N,N-		<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	2,62	0,667	2,00
PCB 138		49,4	13,9	14,6	29,2	5,75	5,57	10,0	16,9	<LOD	1,55	4,64
PCB 153		32,5	11,3	7,25	22,0	3,70	3,96	5,39	7,19	<LOD	0,856	2,57
PCB 180		8,27	<LOD	<LOD	9,60	<LOD	<LOD	BQL	BQL	<LOD	1,30	3,90
PCB 28	<LOD	<LOD	<LOD	11,1	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	1,37	4,11	
1,2-Benzisothiazolinone	Konservierungsstoffe	27,8	32,2	21,8	<LOD	BQL	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	6,30	18,9
Anabasine	Stimulantien	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	BQL	<LOD	1,20	3,61
Hydroxy-Cotinine		<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	BQL	<LOD	5,03	15,08

Tabelle 5: Liste der in den Wanderfalkeneiern mittels suspect screening gemessenen Verbindungen (gelb hinterlegt, chemische Bezeichnungen in englischer Sprache) in µg/kg Frischgewicht. Quelle: Labor für Analytische Chemie der Universität in Athen, Griechenland (NKUA – National and Kapodistrian University of Athens)

			Wanderfalke									Kontrolle (Hühnerei)
			2020	2020	2020	2020	2020	2020	2020	2020	2019	2020
Substanz	Level	Jahr Probe-nummer	1	2	3	4	5	6	7	8	9	1
tris[2-(2-hydroxyethoxy)ethyl]azanium	3	Industrie-Chemikalie	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	107,6
1-(3,4-Xylyl)piperazine	3		N.D.	0,4	0,4	0,4	N.D.	N.D.	4,7	N.D.	N.D.	N.D.
4-(4-Morpholino)aniline	3		N.D.	N.D.	168,7	504,4	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
3-tert-Butyladipic acid	3		N.D.	N.D.	2,5	0,1	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	18,6
Benzaldehyde, 2-hydroxy-5-nonyl-Isopentyl undec-10-enoate	3		N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	15,6
11-Phenoxyundecanoic acid	3		0,1	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	25,9	14,0	N.D.	0,3	N.D.
Dihexyl glutarate	3		N.D.	N.D.	29,5	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
4-Dodecylphenol	3		N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	5,4
2-[2-[4-(1,1,3,3-Tetramethylbutyl)phenoxy]ethoxy]ethanol	3		0,1	N.D.	0,6	0,8	N.D.	15,7	1,8	N.D.	0,2	N.D.
Cyclopropanecarboxylic acid, 2-[1-(3,3-dimethylcyclohexyl)ethoxy]-2-methylpropyl ester	3		1,1	N.D.	20,2	31,5	2,2	N.D.	N.D.	3,5	1,3	63,8
Nonan-1-oiic anhydride	3		N.D.	N.D.	0,8	3,0	N.D.	2,6	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
Nelarabine	3		N.D.	607,1	1,4	N.D.	N.D.	N.D.	274,5	N.D.	42,8	30,5
3,4-Dimethoxybenzenepropanol	3		6,3	N.D.	126,8	14,3	2,9	3,3	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
Undec-10-enal	3		N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	1,7	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	3,6
methyl 9-decenoate	3		N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
2-Ethyl-5,6-dihydro-3-methylpyrazine	3		N.D.	3,8	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
Benzamide	2A		1,4	4,6	0,9	8,1	1,2	3,2	0,0	N.D.	N.D.	4,2
2,6-Dimethylaniline	2A		N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	5,4
8-Hydroxychinolin	2A		9,0	N.D.	16,3	9,1	31,0	880,2	100,9	104,1	217,9	N.D.
4-(Ethylamino)piperidine-4-carboxamide	3		N.D.	N.D.	0,6	1,6	0,5	N.D.	0,8	N.D.	N.D.	N.D.
5-Amino-2-propylphenol	3		N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	5,6
2-Butyl-5,6-dihydro-3-methylpyrazine	3		0,5	N.D.	1,4	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0,4	4,7
2-Naphthylamine	3		2,1	N.D.	15,5	N.D.	2,4	N.D.	0,8	N.D.	2,3	5,5
N,N-Diethylbenzene-1,4-diamine	3		N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	9,4	N.D.	N.D.	N.D.
4-Butoxybenzyl alcohol	3		N.D.	7,0	1,6	4,0	N.D.	N.D.	10,8	0,1	0,0	N.D.
2,4-Diaminophenoxy ethanol HCl	3		114,0	64,3	83,0	261,0	79,3	60,8	223,3	16,8	132,2	118,4
Isononyl hydrogen azelate	3	2,1	7,2	1,7	1,6	2,3	0,8	1,5	N.D.	0,4	5,9	
Acetyl tributyl citrate	3	N.D.	N.D.	41,1	73,1	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	
Peroxydicarbonic acid, C,C'-bis[4-(1,1-dimethylethyl)cyclohexyl] ester	3	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	1,5	2,3	1,3	4,6	0,7	18,8
Erucamide	2A	N.D.	13,4	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	159,3
4-Aminobenzoic acid	3	N.D.	3,0	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	18,8	
Secobarbital	3	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	
Telbivudine	3	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	1,9	N.D.	N.D.	N.D.	
Viloxazine	3	2,7	N.D.	18,5	1,4	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	
Ibuprofen-methylester	3	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	
Xibornol	3	N.D.	N.D.	N.D.	8,1	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	
Buparvaquone	3	N.D.	N.D.	0,0	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	
2-Piperidone	3	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0,2	
2(1H)-Quinolinone, 4-hydroxy-	3	4,4	105,1	49,7	24,5	4,3	9,7	403,0	8,7	3,0	9,0	
N-Benzylformamide	2A	0,2	1,1	0,8	3,8	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	
2-Methyl-4-phenylpentanol	3	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	1,8	3,0	4,9	N.D.	N.D.	N.D.	
Acetamid, N-(2,6-dimethylphenyl)-	3	N.D.	19,4	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	4,1	
Indole-3-acetic acid	3	N.D.	N.D.	5,0	4,9	8,6	247,7	2,1	326,2	15,5	N.D.	
Nicotine met 6-180	3	1,3	244,0	6,4	479,4	1,4	21,9	720,2	0,3	N.D.	8,4	
Pentaethylene glycol	2A	N.D.	0,1	N.D.	0,2	N.D.	0,1	0,3	0,0	N.D.	N.D.	
N,N-Bis(2-hydroxyethyl)dimethyloctanamide	3	410,2	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	
			0,6	N.D.	N.D.	N.D.	1,4	N.D.	N.D.	N.D.	12,4	

Tabelle 6: Liste der in den Steinkauz- und Uhueiern mittels suspect screening gemessenen Verbindungen (gelb hinterlegt, chemische Bezeichnungen in englischer Sprache) in µg/kg Frischgewicht. Quelle: Labor für Analytische Chemie der Universität in Athen, Griechenland (NKUA – National and Kapodistrian University of Athens)

Substanz	Level	Jahr Probe-nummer	Steinkauz						Uhu		Kontrolle (Hühnerei)
			2020 1	2020 2	2020 3	2020 4	2020 5	2020 6	2019 1	2020 2	2020 1
tris[2-(2-hydroxyethoxy)ethyl]azanium	3	Industrie-Chemikalie	N.D.	N.D.	24,6	78,5	67,0	63,3	N.D.	N.D.	107,6
1-(3,4-Xylyl)piperazine	3		N.D.	N.D.	1,6	N.D.	N.D.	N.D.	0,0	0,1	N.D.
4-(4-Morpholino)aniline	3		N.D.	N.D.	927,3	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
3-tert-Butyladipic acid	3		4,9	N.D.	61,3	112,3	129,0	53,7	N.D.	157,3	18,6
Benzaldehyde, 2-hydroxy-5-nonyl-	3		N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	15,6
Isopentyl undec-10-enoate	3		0,4	N.D.	1,0	0,9	8,8	0,6	1,2	5,0	N.D.
11-Phenoxyundecanoic acid	3		N.D.	N.D.	79,3	N.D.	74,1	62,8	N.D.	N.D.	N.D.
Dihexyl glutarate	3		N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	5,4
4-Dodecylphenol	3		N.D.	N.D.	6,1	2,7	10,0	2,2	5,3	21,2	N.D.
2-[2-[4-(1,1,3,3-Tetramethylbutyl)phenoxy]ethoxy]ethanol	3		112,0	N.D.	150,4	111,0	137,4	139,8	0,5	208,0	63,8
Cyclopropanecarboxylic acid, 2-[1-(3,3-dimethylcyclohexyl)ethoxy]-2-methylpropyl ester	3		9,2	N.D.	15,2	7,2	5,4	10,2	N.D.	15,0	N.D.
Nonan-1-oiс anhydride	3		52,9	N.D.	124,3	156,3	72,9	87,9	N.D.	N.D.	30,5
Nelarabine	3		6,0	N.D.	69,9	41,9	118,9	11,9	N.D.	N.D.	N.D.
3,4-Dimethoxybenzenopropanol	3		1,8	N.D.	9,3	11,9	13,0	18,1	N.D.	1,0	3,6
Undec-10-enal	3		N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0,3	N.D.
methyl 9-decenoate	3		N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
2-Ethyl-5,6-dihydro-3-methylpyrazine	3		1,9	11,4	26,1	17,1	21,9	51,9	0,3	11,4	4,2
Benzamide	2A		N.D.	5,3	2,3	7,7	3,5	2,6	N.D.	N.D.	5,4
2,6-Dimethylaniline	2A		28,8	12,7	33,0	N.D.	897,4	46,0	N.D.	800,4	N.D.
8-Hydroxychinolin	2A		0,7	4,8	7,6	3,5	4,5	9,7	0,6	0,9	N.D.
4-(Ethylamino)piperidine-4-carboxamide	3		N.D.	N.D.	5,3	N.D.	4,9	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
5-Amino-2-propylphenol	3		N.D.	N.D.	N.D.	7,9	4,2	13,5	N.D.	N.D.	4,7
2-Butyl-5,6-dihydro-3-methylpyrazine	3		1,9	N.D.	N.D.	14,6	19,8	44,6	N.D.	6,2	5,5
2-Naphthylamine	3		N.D.	N.D.	24,5	15,6	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
N,N-Diethylbenzene-1,4-diamine	3		0,3	N.D.	15,3	1,6	5,1	3,4	1,7	1,3	N.D.
4-Butoxybenzyl alcohol	3	417,6	N.D.	930,2	827,3	1030,9	721,4	167,2	97,0	118,4	
2,4-Diaminophenoxy ethanol HCl	3	1,4	8,6	8,7	3,5	N.D.	7,3	5,3	4,2	5,9	
Isononyl hydrogen azelate	3	67,7	161,8	411,4	190,3	84,7	140,3	N.D.	96,3	N.D.	
Acetyl tributyl citrate	3	N.D.	N.D.	22,5	26,8	23,8	23,6	N.D.	N.D.	18,8	
Peroxydicarbonic acid, C,C'-bis[4-(1,1-dimethylethyl)cyclohexyl] ester	3	N.D.	N.D.	N.D.	43,6	137,9	N.D.	N.D.	N.D.	159,3	
Erucamide	2A	0,2	N.D.	2,8	2,4	2,4	2,6	N.D.	N.D.	18,8	
4-Aminobenzoic acid	3	N.D.	N.D.	4,9	1,2	N.D.	7,1	5,2	N.D.	N.D.	
Secobarbital	3	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	
Telbivudine	3	2,1	N.D.	8,4	8,0	10,4	4,6	N.D.	0,2	N.D.	
Viloxazine	3	0,1	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0,4	0,5	N.D.	N.D.	
Ibuprofen-methylester	3	14,8	N.D.	50,0	46,8	152,2	67,7	N.D.	27,3	N.D.	
Xibornol	3	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0,7	N.D.	N.D.	0,6	N.D.	
Buparvaquone	3	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0,2	
2-Piperidone	3	2,3	25,9	74,4	16,5	6,6	33,2	6,7	2,7	9,0	
2(1H)-Quinolinone, 4-hydroxy-	3	1,0	N.D.	21,0	5,6	6,1	14,6	2,4	1,7	N.D.	
N-Benzylformamide	2A	N.D.	N.D.	21,3	N.D.	N.D.	7,2	N.D.	3,2	N.D.	
2-Methyl-4-phenylpentanol	3	N.D.	N.D.	5,9	N.D.	10,6	6,7	N.D.	5,6	4,1	
Acetamide, N-(2,6-dimethylphenyl)-	3	N.D.	N.D.	23,9	13,1	733,7	35,5	1406,3	411,2	N.D.	
Indole-3-acetic acid	3	3,2	N.D.	1433,4	14,2	11,4	23,6	129,3	3,2	8,4	
Nicotine met 6-180	3	N.D.	N.D.	1,6	N.D.	0,2	0,2	0,2	N.D.	N.D.	
Pentaethylene glycol	2A	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	
N,N-Bis(2-hydroxyethyl)dimethyloctanamide	3	N.D.	N.D.	0,7	3,6	1,1	N.D.	N.D.	N.D.	12,4	

