LANDESAMT FÜR UMWELT,
LANDWIRTSCHAFT
UND GEOLOGIE

Freistaat
SACHSEN

Dioxintransfer
Boden – Grünland – Rind

Schriftenreihe, Heft 2/2019



Dioxine (PCDD/F und dl-PCB) im Wirkungspfad Boden – Grünland – Weiderind

Ressortübergreifendes Vorhaben der gemeinsamen Arbeitsgruppe Dioxine

Landesuntersuchungsanstalt für das Gesundheits- und Veterinärwesen

Staatliche Betriebsgesellschaft für Umwelt und Landwirtschaft

Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie

AG Dioxine

(Autoren)

Dr. Ingo Müller

Anke Lindner

Dr. Thomas Frenzel

Prof. Dr. Olaf Steinhöfel

(Projektbegleitung)

Dr. Tobias Haufe

Dr. Andrea Hausmann

Dr. Silvio Mais

Susanna Richter

Sylvia Rohde

Inhalt

1 Kurzfassung ... 7
2 Hintergrund ... 8
2.1 Veranlassung ... 8
2.2 Aufgabenstellung ... 9
3 Fachliche Einleitung ... 10
3.1 Dioxine und dioxinähnliche polychlorierte Biphenyle ... 10
3.2 Eintrags- und Aufnahmepfade ... 11
3.3 Übergang von Dioxinen in Tiere aus Freilandhaltung ... 12
3.3.1 Mutterkuhhaltung auf extensivem Grünland ... 12
3.3.2 Grünlandeigenschaften, Futterqualität und daraus begründete Bodenaufnahme ... 13
3.3.3 Hinweise zum Dioxin-Transfer in Tiere aus Freilandhaltung ... 14
4 Material und Methoden ... 16
4.1 Auswahl der Betriebe ... 16
4.2 Entnahme von Proben ... 18
4.2.1 Probenahme Grasaufwuchs ... 18
4.2.2 Probenahme Boden ... 19
4.2.3 Probenahme Rind ... 19
4.3 Probenaufbereitung und Analytik ... 19
4.3.1 Analytik Boden ... 19
4.3.2 Analytik Aufwuchs ... 20
4.3.3 Analytik Rindfleisch und Rinderleber ... 20
5 Ergebnisse ... 21
5.1 Böden ... 21
5.1.1 PCDD/F und dl-PCB ... 21
5.1.2 Konzentrationen an anderen organischen Schadstoffen und Metallen ... 22
5.2 Aufwuchs – Grasfilz ... 23
5.2.1 PCDD/F und dl-PCB ... 23
5.2.2 Konzentrationen an anderen organischen Schadstoffen und Metallen ... 24
5.3 Aufwuchs – Grünfutter ... 24
5.3.1 PCDD/F und dl-PCB ... 25
5.3.2 Konzentrationen an anderen organischen Schadstoffen und Metallen ... 26
5.4 Rindfleisch und Rinderleber ... 26
5.4.1 PCDD/F und dl-PCB im Rindfleisch ... 26
5.4.2 PCDD/F und dl-PCB in Rinderleber ... 27
5.4.3 Konzentrationen anderer organischer Schadstoffe und Metalle in Rindfleisch und Rinderleber ... 29
5.5 Betrachtung entlang des Wirkungspfades ... 30
5.5.1 Ableitung einer täglichen Aufnahme der Weidetiere von PCDD/F und dl-PCB ... 33
6 Bewertung und Diskussion ... 34
7 Schlussfolgerungen ... 39

Literaturverzeichnis ... 40
Anlagen ... 47

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Verteilung des Rohaschegehaltes in sächsischen Grünlandaufwüchsen (Sächsisches Messnetz „Futtermittel“ 2008-2018, n = 1357) 13
Abbildung 2: Geografische Datenverteilung zu PCDD/F- (oben) und dl-PCB-Konzentrationen (unten) im Oberboden in den siedlungsstrukturell definierten Regionen Sachsens (Quelle: FIS Boden, LfULG und LEP, 2013) 17
Abbildung 3: Schematische Darstellung der Beprobung der Weideflächen 18
Abbildung 4: Verteilung zwischen PCDD/F und dl-PCB in den untersuchten Bodenproben 22
Abbildung 5: Verteilung zwischen PCDD/F und dl-PCB in den untersuchten Grasfilzproben 24
Abbildung 6: Verteilung zwischen PCDD/F und dl-PCB in den untersuchten Futterproben des Grünlandaufwuchses 26
Abbildung 7: Verteilung zwischen PCDD/F und dl-PCB in den untersuchten Rindfleischproben 27
Abbildung 8: Verteilung zwischen PCDD/F und dl-PCB in den untersuchten Rinderlebern 28
Abbildung 9: Entwicklung der mittleren TEQ-Summe (WHO 2005) für PCDD/F und dl-PCB entlang der Wirkungskette (Bezugsbasis Trockenmasse) 30
Abbildung 10: Veränderungen der mittleren Anteile von PCDD/F bzw. dl-PCB an der TEQ-Summe (WHO 2005) entlang der Wirkungskette (Bezugsbasis Trockenmasse) 31
Abbildung 11: Ableitung von kritischen Gehalten an dl-PCB im Aufwuchs und Boden, die bei Rindfleisch aus extensiver Haltung zur Höchstgehaltsüberschreitung führen (Weber et al., 2015 und 2018; UBA, 2017) bei Annahme einer Futteraufnahme von 10 kg TM pro Tag und einer unvermeidbaren Bodenaufnahme von 3 % – mit Darstellung der Ergebnisse dieser sächsischen Untersuchungen 36

Abbildungen in den Anlagen
Abbildung 12: PCDD/F-Kongenerenmuster im Oberboden der untersuchten Weideflächen 49
Abbildung 13: dl-PCB-Kongenerenmuster im Oberboden der untersuchten Weideflächen 49

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Summe der Toxizitätsäquivalente (TEQ) und der Konzentrationen von PCDD/F und dl-PCB in den Oberböden der untersuchten Weideflächen 21
Tabelle 2: Summe der Toxizitätsäquivalente (TEQ) und der Konzentrationen von PCDD/F und dl-PCB in den Grasfilzproben der untersuchten Weideflächen bezogen auf 12 % Feuchtigkeitsgehalt....23
Tabelle 3: Summe der Toxizitätsäquivalente (TEQ) und der Konzentrationen von PCDD/F und dl-PCB im Grünlandaufwuchs der untersuchten Weideflächen bezogen auf 12 % Feuchtigkeitsgehalt....25
Tabelle 4: Summe der Toxizitätsäquivalente (TEQ) und der Konzentrationen von PCDD/F und dl-PCB in den Rindfleischproben von Weidetieren der untersuchten Weideflächen bezogen auf den Fettanteil....27
Tabelle 5: Summe der Toxizitätsäquivalente (TEQ) und der Konzentrationen von PCDD/F und dl-PCB in den Rinderleberproben von Weidetieren der untersuchten Weideflächen bezogen auf die Originalsubstanz....28
Tabelle 6: Standortspezifische Darstellung der Konzentrationen und relativen Anteile von PCDD/F (blau) und dl-PCB (rot) an der TEQ-Summe (WHO 2005) entlang der Wirkungskette; Bezugsbasis TM...32
Tabelle 7: Abgeschätzte tägliche Gesamtaufnahme* der Weidetiere von PCDD/F und dl-PCB 33

Tabellen in den Anlagen
Tabelle 8: Bodenuntersuchungen – Liste der PCDD/F und dl-PCB mit ihren Bestimmungsgrenzen 48
Tabelle 9: Einzelergebnisse der Bodenuntersuchungen (Metalle und weitere Parameter) 50
Tabelle 10: Einzelergebnisse der Untersuchungen des Grasfilzes (Metalle und weitere Parameter) 52
Tabelle 11: Einzelergebnisse der Untersuchungen des Grünlandaufwuchses (Metalle, weitere Parameter)....53
Tabelle 12: Ergebnisse der Untersuchungen von Rindfleisch und Rinderleber (Metalle u. weitere Parameter) .54
Tabelle 13: Zusätzliche Angaben zur Probenentnahme Rindfleisch und Rinderleber 57

Abkürzungsverzeichnis

AG	Arbeitsgruppe
BBodSchV	Bundesbodenschutz- und Altlastenverordnung
BfUL	Sächsische Betriebsgesellschaft für Umwelt und Landwirtschaft
BVL	Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit
DDT	Dichlordiphenyltrichlorethan
DDx	Summe aus DDT und seiner Metabolite/Isomere DDD und DDE
dl-PCB	dioxinähnliche („dioxin-like“) Polychlorierte Biphenyle
EFSA	European Food Safety Authority
FBU	Fachbeirat für Bodenuntersuchungen beim Bundesumweltministerium
FS	Frischsubstanz als Bezugsgröße für Stoffgehalte
GC-HRMS	Gaschromatographie mit hochauflösender Massenspektrometrie
GPS	Global Positioning System (Positionsbestimmung durch Satelliten)
GVE/ha	Großvieheinheit pro Hektar
HCB	Hexachlorbenzol
HCH	Hexachlorcyclohexan (Lindan)
HCl	Salzsäure
HGW	Hintergrundwerte
LEP	Landesentwicklungsplan Sachsen, Stand 2013
LfULG	Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie
LUA	Sächsische Landesuntersuchungsanstalt für das Gesundheits- und Veterinärwesen
MRL	Maximum Residue Level (Rückstandshöchstmenge)
n. a.	nicht analysiert
PAK	Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe
PCB	Polychlorierte Biphenyle
PCB_6	Summe der Indikator-PCB: PCB 28, PCB 52, PCB 101, PCB 153, PCB 138, PCB 180
PCDD/F	Polychlorierte Dibenzo-Dioxine und Polychlorierte Dibenzo-Furane
PCP	Pentachlorphenol
TEF	Toxizitätsäquivalentfaktor
TEQ	Toxizitätsäquivalent
TM	Trockenmasse als Bezugsgröße für Stoffgehalte
TOC	Total organic carbon (Gesamter organischer Kohlenstoff)
TS	Trockensubstanz als Bezugsgröße für Stoffgehalte
UBA	Umweltbundesamt
WHO	World Health Organization

Kürzel der Einzelkongenere der PCDD (mit Endung „F“ für PCDF analog):

TCDD	vierfach, also Tetra-Chlorierte Dibenzo-Dioxine
PeCDD	fünffach, also Penta-Chlorierte Dibenzo-Dioxine
HxCDD	sechsfach, also Hexa-Chlorierte Dibenzo-Dioxine
HpCDD	siebenfach, also Hepta-Chlorierte Dibenzo-Dioxine
OCDD	achtfach, also Octa-Chlorierte Dibenzo-Dioxine

Dem Kürzel voran gestellte Zahlen geben die Positionen der Chloratome im Dibenzo-Dioxinmolekül an.

1 Kurzfassung

Dioxine[1] (PCDD/F) und dioxinähnliche Polychlorierte Biphenyle (dl-PCB) sind eine Stoffgruppe von extrem hoher toxikologischer Relevanz und können daher schon in geringsten Konzentrationen bedeutsam sein. Das Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, die Staatliche Betriebsgesellschaft für Umwelt und Landwirtschaft und die Landesuntersuchungsanstalt für das Gesundheits- und Veterinärwesen Sachsen vereinbarten eine vertiefte Zusammenarbeit im Themenbereich Dioxine in Form einer gemeinsamen Arbeitsgruppe (AG Dioxine), um mögliche Zusammenhänge zwischen der Dioxin-Belastung der Umwelt und den erzeugten Lebens- und Futtermitteln zu betrachten.

Bundesweite Fleischuntersuchungen wiesen für die PCDD/F und dl-PCB auf einen bedeutsamen Übergang bei Weiderindern in das Rindfleisch hin, was in den Lebensmittelproben einen hohen Anteil an Überschreitungen der Höchstgehalte zur Folge hatte. Besonders betrifft die Anreicherung Kälber von Rindern aus Mutterkuhhaltung, da diese zunächst über die Milch und nachfolgend über das Weidefutter und auch anhaftende Erde diese Schadstoffe aufnehmen und im Fettgewebe speichern können. Das diesem Bericht zugrunde liegende Vorhaben sollte anhand exemplarischer Untersuchungen klären, ob und in welchem Umfang dieses Problem auch für typische Situationen in der Mutterkuhhaltung im Freiland in Sachsen besteht. An sechs Standorten im ländlichen Raum mit typischer, ubiquitärer Belastung durch PCDD/F und dl-PCB und ohne spezifischen Belastungsverdacht wurden daher in einer Freilanderhebung Proben des Oberbodens von Grünlandflächen, des Aufwuchses (bodennaher Bereich und Weideaufwuchs, welcher typischerweise von Rindern aufgenommen wird) sowie Rindfleisch und Rinderleberproben entnommen und untersucht. Die Ergebnisse ordnen sich in den aktuellen Kenntnisstand in diesem Themenfeld und die Erkenntnisse aus bekannten Vorhaben anderer Bundesländer sehr gut ein und erlauben daher trotz des geringen Probenumfangs fachbezogene Schlussfolgerungen. So konnte belegt werden, dass auch bei sehr geringen Konzentrationen von PCDD/F und dl-PCB im Bereich typischer Hintergrundwerte ein beachtlicher Transfer in der Wirkungskette Boden – Grünland – Weiderind stattfindet. Dabei zeigte die Gruppe der dl-PCB im Vergleich zu den PCDD/F eine besondere Relevanz, da der Anteil der dl-PCB an der Gesamtbelastung in dieser Wirkungskette vom Boden (15 %) bis in das Rindfleisch (65 %) erheblich ansteigt. Gesetzlich festgelegte Höchstgehalte im Futtermittel oder in den tierischen Lebensmitteln werden dabei nicht erreicht. Aus den vorliegenden Ergebnissen dieser Untersuchung sind daher keine unmittelbaren Probleme bei der extensiven Haltung von Rindern in den ländlich geprägten Regionen Sachsens erkennbar. Dennoch sollte die Problematik im Blickfeld bleiben, denn es besteht durchaus Anlass zur Besorgnis, dass auf Flächen mit erhöhten Konzentrationen, im siedlungsnahen Umfeld oder bei spezifischen Eintragssituationen der Transfer insbesondere von dl-PCB ausreicht, um eine lebensmittelrechtliche Relevanz zu entfalten. Darauf weisen auch die Beanstandungsquoten bisheriger Untersuchungen des Bundes und anderer Länder hin, die in Kälbern aus Mutterkuhhaltung nach derzeitigem Kenntnisstand etwa 25 % betragen.

Die AG Dioxine wird das Themenfeld weiterhin aufmerksam begleiten; sollten zukünftig im Rahmen der Futtermittelüberwachung oder im Rahmen der Lebensmittelüberwachung auffällige Gehalte festgestellt werden. Dann ist unter Einbezug der AG Dioxine vorgesehen, eine gezielte Ursachenforschung beim entsprechenden landwirtschaftlichen Betrieb durchzuführen.

[1] Unter der Kurzform „Dioxine“ werden in diesem Bericht zusammenfassend die beiden Gruppen der polychlorierten Dibenzodioxine und Dibenzofurane (PCDD/F) verstanden.

2 Hintergrund

Im Jahr 2015 vereinbarten das Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, die Staatliche Betriebsgesellschaft für Umwelt und Landwirtschaft und die Landesuntersuchungsanstalt für das Gesundheits- und Veterinärwesen Sachsen eine vertiefte Zusammenarbeit im Themenbereich Dioxine. Dazu wurde eine gemeinsame Arbeitsgruppe Dioxine gegründet, um mögliche Zusammenhänge zwischen der Dioxin-Belastung der Umwelt, insbesondere der Böden (auch Luft, für heimische Fische auch Gewässer) und den erzeugten Lebens- und Futtermitteln zu betrachten. Die Arbeitsgruppe dient dem Austausch von Daten und Informationen, deren Bündelung und gemeinsamer Auswertung. Zudem bearbeitet die Arbeitsgruppe auch gemeinsame Vorhaben mit dem Ziel, Umfang und Ausmaß möglicher Dioxinbelastungen in Sachsen aufzuklären, Hinweisen auf mögliche Ursachen nachzugehen und Erkenntnisse und Empfehlungen ressortübergreifend für Beratung wie Vollzug aufzubereiten.

2.1 Veranlassung

Dioxine und dioxinähnliche polychlorierte Biphenyle (dl-PCB) gehören zu den gefährlichsten Umweltgiften und unterliegen zugleich erheblicher öffentlicher und medialer Aufmerksamkeit (SCHRENK, 2011). Auch wenn der Eintrag über die Dioxin-Emissionen seit 1990 in Deutschland deutlich gesenkt und der Einsatz von PCB in 1989 verboten wurde, finden sich Dioxine und PCB aufgrund ihrer Persistenz noch immer in den Umweltmedien (UBA, 2017). Sie werden aufgrund ihrer Eigenschaften insbesondere in Böden und Sedimenten angereichert und gelangen über die Nahrungskette in Mensch und Tier, wo sie vor allem im Fettgewebe akkumulieren (HENNEKE ET AL., 2011). Die WHO begründete 2006 den Einbezug der dioxin-ähnlichen polychlorierten Biphenyle (dl-PCB) in die toxikologische Gesamtbewertung der Dioxine. Durch diesen Einbezug erfolgte für Umweltmedien, aber auch für Lebens- und Futtermittel eine umfassende Neubewertung.

Der Mensch nimmt Dioxine zu über 90 % über die Nahrung auf; zu 70 % erfolgt die Aufnahme über tierische Lebensmittel (AEA, 1997; UBA, 2017a; BMU, 2018). Auch außerhalb der über die Medien bekannten Futtermittelskandale wiesen GUDE ET AL. (2008) auf den Transfer von PCDD/F und dl-PCB als Kontaminanten im Futter und ihre Bedeutung für die Lebensmittelsicherheit hin; NEUGEBAUER ET AL. (2014) zeigten die besondere Bedeutung des Bodens dabei auf. Mit Dioxinen, aber vor allem mit dl-PCB belastete tierische Lebensmittel treten vor allem dann auf, wenn Tiere über längere Zeiträume auf belasteten Flächen weiden und damit über die Bodenaufnahme beim Weidegang permanent exponiert sind – so die Hinweise aus dem bundesweiten Überwachungsplan aus 2011 (BVL, 2012). Besonders erkennbar war dieses bei Rind- und Kalbfleisch bzw. Kalbsleber sowie anderen fetthaltigen Lebensmitteln und Schafsleber aus ganzjähriger Weidehaltung. Im Rindfleisch aus Stallhaltung wurden hingegen keine Überschreitungen der gesetzlichen Höchstgehalte ermittelt. Ein ähnliches Phänomen zeigte sich bei Geflügel in Freilandhaltung oder bei fetthaltigen Fischen, die arttypisch im Sediment gründeln (BVL, 2011; HOOGENBOOM ET AL., 2016). Vorliegende bundesweite Daten der amtlichen Lebensmittelüberwachung der letzten fünf Jahre weisen für Proben von Lebensmitteln tierischer Herkunft Überschreitungsquoten für den Höchstgehalt der TEQ-Summe für PCDD/F und dl-PCB von 1,9 % bis 8,8 % aus, während die Überschreitungsquoten der Höchstgehalte für PCDD/F allein mit 0 % bis 1,6 % deutlich geringer ausfielen (BVL, 2012 bis 2016). Getrennte Auswertungen zwischen Mutterkühen und ihren Kälbern zeigten lt. BVL/UBA (2012/2015) für die Mutterkühe keine Überschreitungen der Höchstgehalte, für die Nachkommen jedoch eine Überschreitungsquote von ca. 25 %.
Zum Schutz des Verbrauchers gelten rechtsverbindliche Höchstgehalte für verschiedene Lebensmittel. Diese werden durch Auslösewerte unterhalb der zulässigen Höchstgehalte ergänzt. Eine Überschreitung der Auslösewerte zeigt bereits eine überdurchschnittlich hohe Belastung. Zu den Maßnahmen bei der Feststellung von Auslösewertüberschreitungen gehört, dass durch die zuständige Behörde in Zusammenarbeit mit dem betroffenen Unterneh-

men hinsichtlich der Belastungsquelle und zu deren Beseitigung Untersuchungen durchgeführt werden, um so möglichst zu einer Reduzierung des Anteils an Dioxinen und dl-PCB in Lebensmitteln beizutragen. Die Verkehrsfähigkeit eines Erzeugnisses ist aber erst bei einer Überschreitung des Höchstgehaltes nicht mehr gegeben.

Aus den bundesweiten Daten der amtlichen Lebensmittelüberwachung zeigten sich Hinweise, dass gerade im Rindfleisch aus Freilandhaltung durch den Einbezug der dl-PCB in die Bewertung in erhöhtem Maße Überschreitungen der Lebensmittel-Höchstgehalte zu beobachten sind. Mehrere Fachgespräche und ein umfassendes Forschungsvorhaben des Umweltbundesamtes widmeten sich seit 2013 den Eintragspfaden von PCB in Rindfleisch, der verfügbaren Datenlage sowie der Hintergrundbelastung bis hin zu Erkenntnissen über ebenfalls teilweise problematische Ersatzstoffe (WEBER ET AL., 2015 und 2018). Auch aus diesen Ergebnissen wurde deutlich, dass in Rindfleisch von Tieren in Freilandhaltung und dort insbesondere bei den Nachkommen eine erhöhte Wahrscheinlichkeit für Höchstgehaltsüberschreitungen besteht. Diese Überschreitungen auf Flächen mit „normalem“ Belastungsniveau begründen sich maßgeblich durch die Konzentrationen an dl-PCB; nur bei ausgewiesener spezifischer Kontamination mit PCDD/F kommt der größte Beitrag aus dem Anteil der Dioxine (WEBER, 2013).

Dieser Problematik sollte in 2016 auf Initiative des BVL durch ein erneutes bundesweites Monitoring „Dioxine und PCB in Rindfleisch aus Mutterkuhhaltung“ genauer nachgegangen werden. In der AG Dioxine wurde daraufhin der Ansatz entwickelt, das bundesweite Monitoring-Projekt in Sachsen in ein gemeinsames Projekt zu integrieren, bei welchem auch mögliche Eintragspfade der Kontaminanten betrachtet werden. Damit wurden ergänzend zu den Untersuchungen an Rindfleisch und Rinderleberproben auch direkt Daten zur Belastung der Weideflächen (Boden und Weideaufwuchs) erhoben und zusammen bewertet, um Hinweise auf die Relevanz dieses Problems in Sachsen zu erhalten.

2.2 Aufgabenstellung

Das von der AG Dioxine betreute Vorhaben umfasste folgende Aufgaben:

- Erstellen eines Untersuchungskonzeptes zur Erfassung der Situation für PCDD/F und dl-PCB im Wirkungspfad Boden – Grasaufwuchs – Weiderind im Freistaat Sachsen
- Gewinnung von mehreren Landwirtschaftsbetrieben mit Rindfleischerzeugung mit Freilandhaltung aus verschiedenen Regionen in Sachsen zur Mitwirkung im Projekt
- Planung und Organisation der Probengewinnung (Rindfleisch und Rinderleber, Boden, Grasaufwuchs)
- Analytik auf PCDD/F und dl-PCB in den Proben im Ultraspurenbereich und ergänzende Untersuchung der Proben auf Metalle und Pflanzenschutzmittelrückstände
- Darstellung und Bewertung der Analysenergebnisse
- Ableitung von Hinweisen auf mögliche Handlungserfordernisse in den jeweiligen Zuständigkeiten

3 Fachliche Einleitung

Dioxine und dioxinähnliche PCB sind eine Stoffgruppe von extrem hoher toxikologischer Relevanz, daher können schon geringste Konzentrationen im Ultraspurenbereich (ng kg^{-1}) bedeutsam sein (BFR, 2012). Dioxine wurden nie gezielt hergestellt, sondern entstehen als unerwünschte Begleitverbindungen bei technischen und thermischen Prozessen. In sehr geringem Umfang entstehen Dioxine auch bei natürlichen Prozessen, wie Blitzschlag und Waldbränden (UBA, 2017). PCB hingegen wurden bis zu ihrem Verbot Ende der 1980er Jahre in großen Mengen produziert und z. B. in Fugendichtungen oder Transformatorenölen verwendet. Maßnahmen des Umweltschutzes haben den Eintrag seit Beginn der 1990er Jahre deutlich vermindert, dennoch gelangen Dioxine und PCB auch heute noch in die Umwelt (UBA, 2017a). Dioxine und PCB gelten als langlebig und schwer abbaubar und werden aufgrund ihrer chemischen Eigenschaften vor allem in Böden und Gewässersedimenten angereichert und gelangen über die Nahrungskette in Tiere und letztlich auch den Menschen. Anreicherung und Transfer von Dioxinen und PCB sind aufgrund ihrer toxischen Wirkungen für den Umwelt- und Verbraucherschutz von erheblicher Bedeutung (WEBER ET AL., 2015 und 2018).

3.1 Dioxine und dioxinähnliche polychlorierte Biphenyle

Die Gruppe der Dioxine besteht mit 75 PCDD und 135 PCDF aus zahlreichen unterschiedlichen Einzelverbindungen (Kongeneren). Von diesen Kongeneren sind nur 17 Verbindungen von besonders ausgeprägter toxikologischer Relevanz; es handelt sich dabei um 7 PCCD und 10 PCDF mit Chlorsubstitution an allen vier äußeren C-Atomen (Positionen 2, 3, 7, 8). Besonders toxisch ist die Verbindung 2,3,7,8-Tetrachlor-Dibenzo-p-Dioxin (bekannt als „Seveso-Gift“), der daher von der WHO (2005) der Toxizitätsäquivalenzfaktor (TEF) von Eins zugeordnet wurde. Den anderen relevanten PCDD/F wurde durch Vergleich mit dieser besonders toxischen Verbindung ebenfalls ein TEF zugewiesen, aus dem sich nach Multiplikation mit der jeweiligen Konzentration das Toxizitätsäquivalent (TEQ) berechnen lässt. Durch die Addition der TEQ für die relevanten PCDD/F lässt sich die summarische toxikologische Wirkung dieser Stoffgruppe beschreiben. Das TEF-Konzept wurde anhand unterschiedlicher Studien erstellt und aktualisiert. Die rechtlichen Regelungen in den Bereichen Umwelt, Lebens- und Futtermittel basieren z. T. (noch) auf unterschiedlichen TEF-Konzepten. In 2012 wurden Höchstgehalte und Auslösewerte im Lebens- und Futtermittelrecht auf die WHO-Faktoren von 2005 umgestellt. Die bodenbezogenen Regelungen basieren hingegen noch auf den NATO-Faktoren von 1988; hier ist die Umstellung im aktuellen Novellierungsverfahren (E-BBODSCHV, 2017) vorgesehen.

Von den insgesamt 209 PCB weisen 12 Kongenere mit den Dioxinen vergleichbare Strukturen und Stoffeigenschaften auf. Diese werden als dioxinähnliche PCB (dl-PCB) bezeichnet. Es handelt sich um co-planare Kongenere mit vier oder mehr Chlorsubstituenten, bei der beide para- sowie zwei oder mehr meta-Positionen chloriert sind: die non-ortho Kongenere PCB 77, 81,126 und 169 sowie die mono-ortho Kongenere PCB 105, 114, 118, 123, 156, 157, 167 und 189 (Nummerierung nach BALLSCHMITER & ZELL, 1980). Aufgrund der gleichen humantoxikologischen Wirkungsweise wurden diese dl-PCB ebenfalls mit einem Toxizitätsäquivalenzfaktor versehen. Dieser TEF ist zumeist sehr gering (0,00003). Toxikologisch besonders relevant in der Gruppe der dl-PCB ist PCB 126 mit einem TEF von 0,1 und PCB 169 mit einem TEF von 0,03.

Die Anzahl der Chloratome in der Verbindung (bei den relevanten PCDD/F 4 bis 8, bei den dl-PCB 4 bis 7) beeinflusst die Stoffeigenschaften und damit Toxizität und Umweltverhalten (UBA, 2017). Mit steigendem Chlorierungsgrad nehmen Dichte, Fettlöslichkeit, Persistenz und die Tendenz zur Anreicherung in den Umweltmedien und der Nahrungsketten zu, während Flüchtigkeit, Wasserlöslichkeit und die chemische Reaktivität abnehmen. Da Dioxine

und PCB sehr stark an die organische Substanz in Böden und Sedimenten gebunden sind, ist auch die Löslichkeit der organischen Substanz ein Faktor, der eine Umverteilung erheblich beeinflussen kann (AEA, 1999). Der mikrobielle Abbau von Dioxinen und PCB erfolgt sehr langsam. Die veröffentlichten Halbwertszeiten für den Abbau von Dioxinen und PCB in Böden variieren zwischen 6 Monaten und mehreren Jahrzehnten (HENNECKE ET AL., 2011).

3.2 Eintrags- und Aufnahmepfade

Die Einträge an Dioxinen in die Umwelt sind seit 1990 aufgrund zahlreicher Minimierungsmaßnahmen um mehr als 90 % zurückgegangen. Die wichtigsten Eintragsquellen von PCDD/F sind:

- Verbrennungsprozesse mit organischem Kohlenstoff bei Anwesenheit von Chlor, besonders bei niedrigen Temperaturen
- Sinteranlagen der Elektrostahlwerke und andere Prozesse der Eisen-, Stahl- und sonstigen Metallproduktion, inklusive der Zerkleinerung von Schrott mit entsprechenden Anhaftungen
- unerwünschte Begleitstoffe in der Chlorchemie und in dessen Produkten (PCB, PCP, Chlorpestizide)
- In sehr geringen Spuren auch durch natürliche Prozesse (Blitzschlag, Waldbrände, Vulkane, mikrobielle Vorläufersubstanzen beim Abbau von Lignin und Huminsäuren)

Während früher maßgeblich die Abfallverbrennung, gefolgt von der Eisen- und Stahlindustrie, die Dioxinemissionen dominierte, sind heute vornehmlich die zahlreichen Kleinfeuerungsanlagen als Hauptquelle zu bezeichnen, lokal aber auch Grill- und Lagerfeuer sowie Feuerwerke (UBA, 2017).

An PCB kamen in Deutschland schätzungsweise 84.000 t zum Einsatz, davon ca. 24.000 t in sogenannten offenen Anwendungen (WEBER ET AL., 2018). Hier ist insbesondere die Verwendung in Fugenmassen (als Weichmacher) zu nennen, die allein eine PCB-Menge von ca. 20.000 t umfasst. Zusätzlich sind hier Verwendungen im Bereich Brandschutz sowie Akustikplatten zu nennen. Bis Ende 2010 mussten aus geschlossenen Anwendungen (z. B. hydraulische Technik, Kondensatoren, Isolier- und Kühlflüssigkeiten) bis auf wenige Ausnahmen alle PCB-haltigen Produkte entfernt und geordnet entsorgt werden. Abgesehen von punktuell hoch belasteten Flächen beruht die ubiquitäre Belastung maßgeblich auf der Ausgasung von PCB und der diffusen Verteilung über den Luftpfad (UBA, 2017; WEBER ET AL., 2018); andere Eintragspfade, z. B. über die Düngung landwirtschaftlicher Flächen, spielen mit Blick auf eine flächenhafte Belastung nur eine untergeordnete Rolle (DUMORTIER ET AL., 2012).

Kleinräumige und punktuelle, hohe Belastungen haben sich beim Übergang von Dioxinen und dl-PCB in Nahrungs- und Futtermittel oft als besonders relevant erwiesen (UBA, 2017), z. B. im Bereich von Elektrostahlwerken, Sinteranlagen oder ausgebrachten Recyclingmaterialien, z. B. aus Bauschutt oder unsachgemäßer Klärschlammausbringung. Auch Überschwemmungsflächen weisen oft ein erhebliches Potential für den Transfer von Dioxinen und dl-PCB in Weidetiere auf (LAKE ET AL., 2014; WEBER ET AL., 2014). Andere Ursachen lagen in der illegalen Verwendung von Industriefetten im Futtermittelsektor oder der Trocknung von Futtermitteln mit belasteten Verbrennungsgasen. Belastete Gewässersedimente im Zusammenhang mit dem Bergbau waren z. B. als Ursache für Belastungen in Fischen gefunden worden. Als Ursache erhöhter Dioxin- oder dl-PCB-Gehalte konnte auch intensiver Kontakt von Futter- oder Lebensmitteln mit belasteten Materialien, Farb- und Schutzanstrichen, Weichmachern oder auch ein direkter Kontakt von Tieren mit derartigen Materialen identifiziert werden (BMU, 2011).

3.3 Übergang von Dioxinen in Tiere aus Freilandhaltung

3.3.1 Mutterkuhhaltung auf extensivem Grünland

Um die Aspekte und Besonderheiten der Tierhaltung unter Freilandbedingungen besser einordnen zu können, werden nachfolgend die Begriffe extensive Tierhaltung, Freilandhaltung, Weidehaltung und Mutterkuhhaltung eingeordnet und die Haltung von Wiederkäuern auf Grünland mit Blick auf die im Vorhaben betrachtete Problematik bewertet.

Als Freilandhaltung wird die Haltung von Nutztieren auf einem Gelände mit Auslauf außerhalb von Ställen bezeichnet. Das Statistische Bundesamt erfasst die Weidehaltung als landwirtschaftliche Kennzahl für alle Tiere in einer Periode, sofern mehr als zwei Stunden Aufenthalt pro Tag auf einer Weide zu verzeichnen sind (StaBA, 2016). Während Freilandhaltung zunächst nur den Aufenthalt im Freien beschreibt, ist Weidehaltung immer mit der Futteraufnahme von Weideaufwüchsen verbunden. Extensive Tierhaltung bezeichnet Systeme der Tierproduktion, welche durch eine Landnutzung mit geringem Viehbesatz gekennzeichnet ist. Als Maßeinheit für das Kennzeichen „extensiv“ wird in der Regel der Tierbesatz in Großvieheinheiten pro Hektar (GVE/ha) verwendet. Bei extensiver Weide soll im Durchschnitt des Betriebes der weidefutterverzehrende Viehbesatz mindestens 0,6 und maximal 1,5 GVE/ha Grünland betragen (Bauer et al., 2015; Hoy et al., 2016). Es sollen keine Mineraldünger, die Stickstoff enthalten verwendet und die Wirtschaftsdüngerbilanz am Dunganfall eines Gesamtviehbesatzes von maximal 1,5 GVE/ha angepasst werden. Zusätzlich sollen keine Pflanzenschutzmittel und weder Beregnung noch Meliorationsmaßnahmen angewendet werden (Luick, 2002; Nitsche & Nitsche, 1994).

Zur Viehbesatzdichte finden sich zum Teil sehr unterschiedliche Angaben. Sie zeigt nicht nur den Grad der „Extensivierung“ an, sondern hängt vielmehr auch unmittelbar von der Produktivität des Grünlands und dem Futterbedarf der darauf weidenden Tiere ab. Zumeist kann als Faustzahl davon ausgegangen werden, dass ein Hektar Grünland, der mit Nährstoffen und Wasser passabel versorgt ist, ein ausgewachsenes Rind ein Jahr ernähren kann (Bakker, 2015). Bei nährstoffarmen Böden oder kritischer Wasserversorgung erhöht sich der Flächenbedarf (ABU Soest, 2008). Extensive Weidewirtschaft wird zunehmend auch naturschutzfachlich, d. h. vom Management spezifischer Lebensraumtypen, Artenzusammensetzung und Biodiversität her betrachtet (Bunzel-Drüke, 2015; Luick, 2013; Jedicke & Weidt, 2017) oder aber über förderpolitische Maßnahmen und Instrumente definiert (Luick et al., 2015; Jedicke & Metzner, 2015).

Die Mutterkuhhaltung ist eine extensive Form der Grünlandnutzung zur Fleischerzeugung, bei der die weiblichen Rinder nicht zur Milchproduktion gehalten werden, sondern nur zur Aufzucht der eigenen Kälber, die zumeist bis zum Alter von 10 Monaten bei der Kuh bleiben (Stolz, 2014). Mutterkühe werden im Sommer mit ihren Kälbern üblicherweise auf Weiden gehalten. Im Winter wechseln die Kühe entweder in den Stall oder bleiben bei ganzjähriger Weidehaltung auch im Winter auf der Weide (Achilles et al., 2010). Eine mittelrahmige Mutterkuh benötigt für die Sommerfütterung ca. 0,5 ha Weidefläche. Die gängigsten Weideverfahren sind die Stand- und die Mähstandweide. Für größere Herden und bei zersplitterten Flächen kann aber ebenso die Koppelweide in Frage kommen. Der Gesamtfutterflächenbedarf für eine Mutterkuh mit Nachzucht bewegt sich zwischen 0,7 und 1 ha. Unter den Bedingungen der extensiven Grünlandnutzung kann er bis auf 1,5 ha ansteigen und in der Landschaftspflege mit teilweise integrierter Winterweide sogar noch darüber liegen. Weitergehende Hinweise zu Weideverfahren und dem Futterflächenbedarf in der Mutterkuhhaltung finden sich bei Golze et al. (1997), Gräfe (2013), Bauer et al. (2015) und Hoy et al. (2016).

3.3.2 Grünlandeigenschaften, Futterqualität und daraus begründete Bodenaufnahme

Der Standort ist eine entscheidende Einflussgröße für die Versorgung der Weidetiere mit mineralischen Nährstoffen. Einerseits muss die Futterwüchsigkeit des Standortes mit dem Futteranspruch der Mutterkühe harmonieren, wie beispielsweise eine Robustrasse auf kargen Standorten oder anspruchsvollere Rassen auf z. B. Saatgrasland. Andererseits provoziert ein geringer Futtermittelzukauf einen reduzierten Nährstoffimport und damit immer auch eine Verarmung an speziellen Nährstoffen sowie eine geringere Verdünnung von ggf. standortspezifischen Schadstoffen. Extensiv genutzte Grasaufwüchse verarmen deutlich schneller an Nährstoffen, da die Rückführung über Kot und Harn minimiert ist bzw. eine gezielte Düngung fehlt. Neben der Tatsache, dass höhere Fasergehalte in extensiven Aufwüchsen andere Nährstoffe verdrängen, nimmt mit der Reduzierung der Düngungsintensität sowohl der Rohproteingehalt als auch der Gehalt an Mengen- und Spurenelementen im Futter ab. Aus den Untersuchungen von ANKE ET AL. (1994) wird deutlich, dass das Mengen- und Spurenelementangebot der Rinder auf Grund des dominierenden Verzehrs von Grundfuttermitteln wirtschaftseigener Gewinnung durch die geologische Herkunft ihres Lebensraums und eventuell dort eingetragene Emissionen bestimmt werden. Durch eine Reduzierung der Düngung, Pflege sowie Nutzungshäufigkeit (Extensivierung) und durch späte Nutzungszeitpunkte (Biotop- und Artenschutz) wird zudem der Futterwert maßgeblich verändert. Zu den wichtigsten futterwertbestimmenden Veränderungen zählen die Zunahme der Artenvielfalt, die insbesondere mit einem Anstieg des Leguminosen- und Kräuteranteils verbunden ist, und das späte Vegetationsstadium zur Nutzung. Die wichtigsten Pflanzenvertreter des Grünlandes sind Gräser, Leguminosen, Kräuter bzw. Unkräuter. Durch intensive Nutzung (reichliche Düngung, mehrmalige Nutzung/Jahr) wird die Artenvielfalt reduziert (grasbetonte Aufwüchse) und durch extensive Nutzung erhöht (leguminosen- und kräuterbetonte Aufwüchse). Leguminosen und Kräuter lagern in deutlich höherem Maße Bodenmaterial und bodenbürtige Schadstoffe an und ein als Gräser. Bei langfristig vollständigem Verzicht auf Düngung und Pflege wird der Aufwuchs des Grünlandes zunehmend verunkrauten und kann nahezu fütterungsuntauglich werden. Beim Ernteschnitt von nicht gepflegten Grünlandaufwüchsen ist außerdem mit einer erhöhten Zusatzverschmutzung (z. B. durch Maulwurfshügel) zu rechnen, die den Futterwert und die Konservierungseignung nachteilig beeinträchtigen und zudem im Boden vorhandene Schadstoffe dem Futter zuführen.

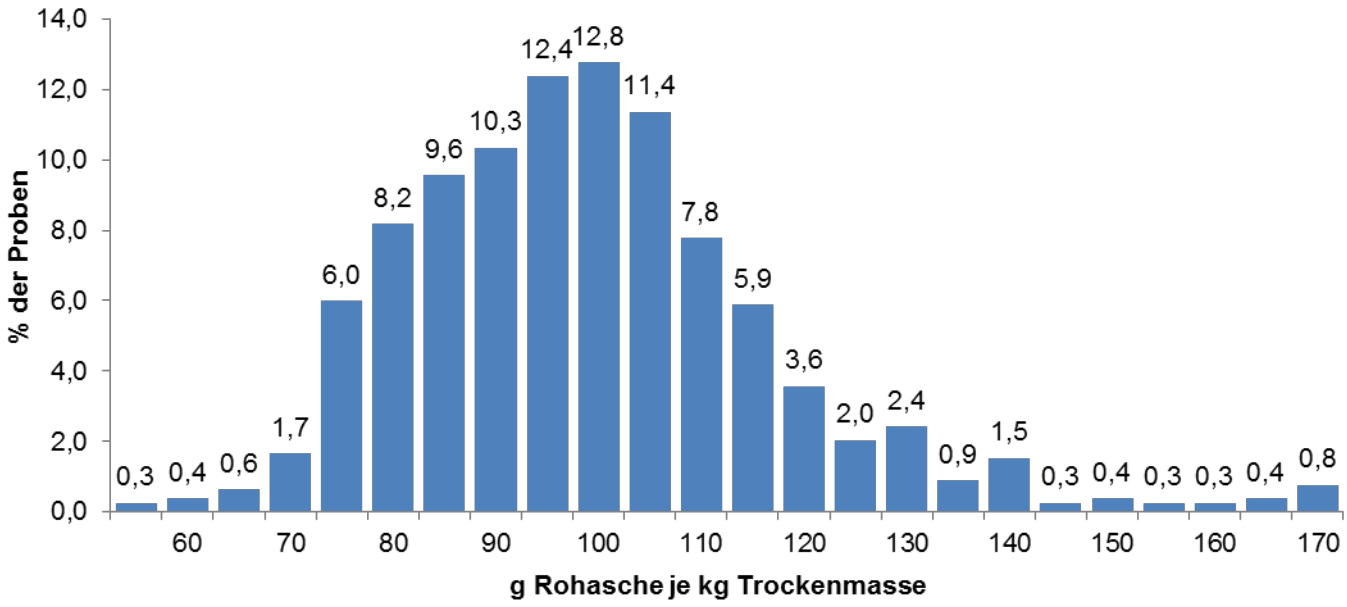


Abbildung 1: Verteilung des Rohaschegehaltes in sächsischen Grünlandaufwüchsen (Sächsisches Messnetz „Futtermittel“ 2008-2018, n = 1357)

Die Erläuterung zur Weidehaltung von Wiederkäuern werden hier deshalb angeführt, um zu begründen, dass diese Nutztiere aufgrund ihres Haltungsverfahrens deutlich stärker vom Nährstoffangebot des Standortes abhängig sind, weniger Verdünnungen durch Futtermittelimporte erfahren und aufgrund des geogen bedingten Mineralstoffangebots bzw.-defizits deutlich mehr Erde aufnehmen können. Eine Mutterkuh im Mastrassentyp kann bei alleiniger Aufnahme von Weidefutter zwischen 9 und 13 kg Trockenmasse Weidefutter am Tag aufnehmen (BRÄNDLE ET AL. 2009). Der mittlere Rohaschegehalt sächsischer Grünlandaufwüchse betrug in den letzten zehn Jahren 102 g je kg Trockenmasse. Der natürliche Aschegehalt ohne Verschmutzung und Bodenanhang liegt bei ca. 60 bis 70 g je kg. Dies deckt sich mit der Bodenaufnahme von 3 % der Futtertrockenmasse, die in der Regel als unvermeidbar gilt (BMU, 1999; WEBER ET AL., 2015). Nahezu 50 % der sächsischen Aufwuchsproben wiesen jedoch mit über 110 g Rohasche je kg TM eine deutlich höhere Verschmutzung nach (Abbildung 1), was bei der Bewertung einer möglichen Schadstoffaufnahme durch die Weidetiere berücksichtigt werden muss. Zudem muss darauf hingewiesen werden, dass extreme Witterungsbedingungen (z. B. starke Vernässung, dürrebedingte Narbenschäden), Überweidungen (z. B. zu hoher Besatz, Bereiche um Futter-/Tränkstellen, Trifftwege) oder Bewirtschaftungsfehler (z. B. Staubbildung bei Trockenheit, Fahrrinnen bei Nässe) zu einer erheblichen Anreicherung von Erde an den Futterpflanzen führen kann, welche insbesondere an sensiblen Standorten zu einer steigenden Schadstofffracht in das Tier beiträgt.

3.3.3 Hinweise zum Dioxin-Transfer in Tiere aus Freilandhaltung

In mehreren Untersuchungen hat sich gezeigt, dass es bei extensiver Freilandhaltung auf belasteten Weideflächen zu signifikanten Anreicherungen von Dioxinen und dl-PCB in Futter- und tierischen Lebensmitteln kommen kann. So konnte für Dioxine/Furane und PCB gezeigt werden, dass mit ihnen belastetes Bodenmaterial von Weidetieren beim Grasen direkt aufgenommen werden kann (BÖCKER ET AL., 1995) und die darin enthaltenen Schadstoffe so in die menschliche Nahrungskette gelangen können (UMLAUF ET AL., 2004; GUDE ET AL., 2008; BOGDAL ET AL., 2017). Dabei zeigte sich, dass je nach Fütterungs- und Weideregime insbesondere bei extensiver Weide- bzw. Mutterkuhhaltung schon leicht erhöhte Konzentrationen im Boden bzw. Futter ausreichen, um zu Überschreitungen der zulässigen Höchstgehalte in Kalb- und Rindfleisch vor allem für die dl-PCB zu führen (BMU, 2013). Dabei kann es als gesichert gelten, dass sich Dioxine und dl-PCB hauptsächlich über die ubiquitäre Belastung der Umwelt in den Böden anreichern und mit den Pflanzen auch in Futter- und schließlich Lebensmittel gelangen. (UBA, 2017; WEBER ET AL., 2018), wobei sich insbesondere für dl-PCB der direkte Eintrag über die atmosphärische Deposition in das aufwachsende Futtergras andeutet – auch wenn hierzu noch viele Fragen bislang offen bleiben (UTERMANN ET AL., 2014; DAUERT, 2014; UBA, 2017).

Darüber hinaus weisen vorsorgende Maßnahmen des BMU (2013) vor einer Nutzung als Auslauf- oder Weideareal zunächst auf eine intensive Betrachtung möglicher lokal bedeutsamer Vorbelastungen hin, da diese im Einzelfall die ubiquitäre Belastung um Größenordnungen übersteigen kann. Als vorbelastet gelten:

- Böden, die mit Aschen und Schlacken versetzt wurden
- Böden, auf die in der Vergangenheit größere Mengen Bioabfall, Kompost oder Klärschlamm aufgebracht wurden
- Flächen mit Aushub aus unmittelbarem Randbereich viel befahrener Straßen oder von Bahndämmen
- Böden, die regelmäßig überschwemmt werden oder wurden
- Brandstellen oder Plätze, an denen früher Abfälle, Holz, Papier, Stroh, Laub etc. verbrannt wurden
- Flächen oder kleinräumige Areale, auf denen Stammholz - mit und ohne Rinde – gelagert wurde
- ehemalige Stellplätze für den Maschinenfuhrpark
- Einwirkungsbereiche lokaler Emittenten, z. B. Sinteranlagen, Metallschmelzen, Schrottzerkleinerung

Im Fall von Höchstgehaltsüberschreitungen in Lebensmitteln wie z. B. Rindfleisch erweist sich die Ursachenanalyse erhöhter Konzentrationen an PCDD/F und dl-PCB als komplex und erfordert erheblichen „detektivischen“ Untersuchungsaufwand, wie MALISCH (2017) an Fallbeispielen aufzeigt, bevor zielgerichtete Minderungsmaßnahmen ergriffen werden können.

Bei der Mutterkuhhaltung zeigte sich für die Nachkommen eine besondere Anreicherungssituation (WEBER ET AL., 2015 und 2018). Durch die hohe Fettlöslichkeit gelangen erhebliche Mengen an Dioxinen über Mobilisierungsprozesse während der Laktation in die Milch. Muttertiere verlieren über diesen Prozess erhebliche Mengen an Dioxinen, die sie zuvor aufgenommen und akkumuliert haben. Die Konzentration in der Milch von Mutterkühen lag sehr deutlich über der von Kühen, die maßgeblich zur Milcherzeugung gehalten werden, da bei letzterer über die höhere Milchmenge eine erhebliche Verdünnung stattfindet (HESS ET AL., 2009). Über die Muttermilch nimmt das Kalb in der Mutterkuhhaltung in den ersten Lebensmonaten erhebliche Mengen an Dioxinen auf und reichert dieses im Organismus an, ebenso wie die Zufuhr an Dioxinen durch die mit dem Alter zunehmende Aufnahme von Grünfutter während des Weidegangs. Es wurde festgestellt, dass die Dioxin- und dl-PCB-Gehalte im Fleisch von Mutterkühen innerhalb einer Herde niedriger sind als die Gehalte im Fleisch der Nachkommen, da bei den Muttertieren die Kontaminanten durch die Weitergabe an das Kalb über die Milch eliminiert werden (HESS ET AL., 2009; WEBER ET AL., 2014 und 2015; BVL/UBA, 2012/2015). Es gibt Belege, dass dieser Übergang bei dl-PCB ausgeprägter ist und über die Laktationsphase länger anhält, im Vergleich zu PCDD/F (HIRAKO, 2017).

4 Material und Methoden

Das Grundkonzept des Vorhabens beruht auf einer beispielhaften und flächenkonkreten Betrachtung entlang der Wirkungskette Boden – Grünlandaufwuchs – Weiderind. Dabei erfolgte die Ausrichtung auf den Normalfall für typische Bereiche im ländlichen Raum mit den dort üblicherweise anzutreffenden Belastungen. Konkrete Verdachtsflächen oder besondere Belastungssituationen sollten hingegen nicht Gegenstand der Betrachtung sein. Der Fokus für das Weiderind liegt auf den Nachkommen aus Betrieben mit Mutterkuhhaltung auf extensivem Grünland, da für dieses Szenario Hinweise vorliegen, dass bereits leicht erhöhte Konzentrationen im Boden bzw. Futter ausreichen können, um zu Überschreitungen der zulässigen Höchstgehalte im Fleisch vor allem für die dl-PCB zu führen (BMU 2013).

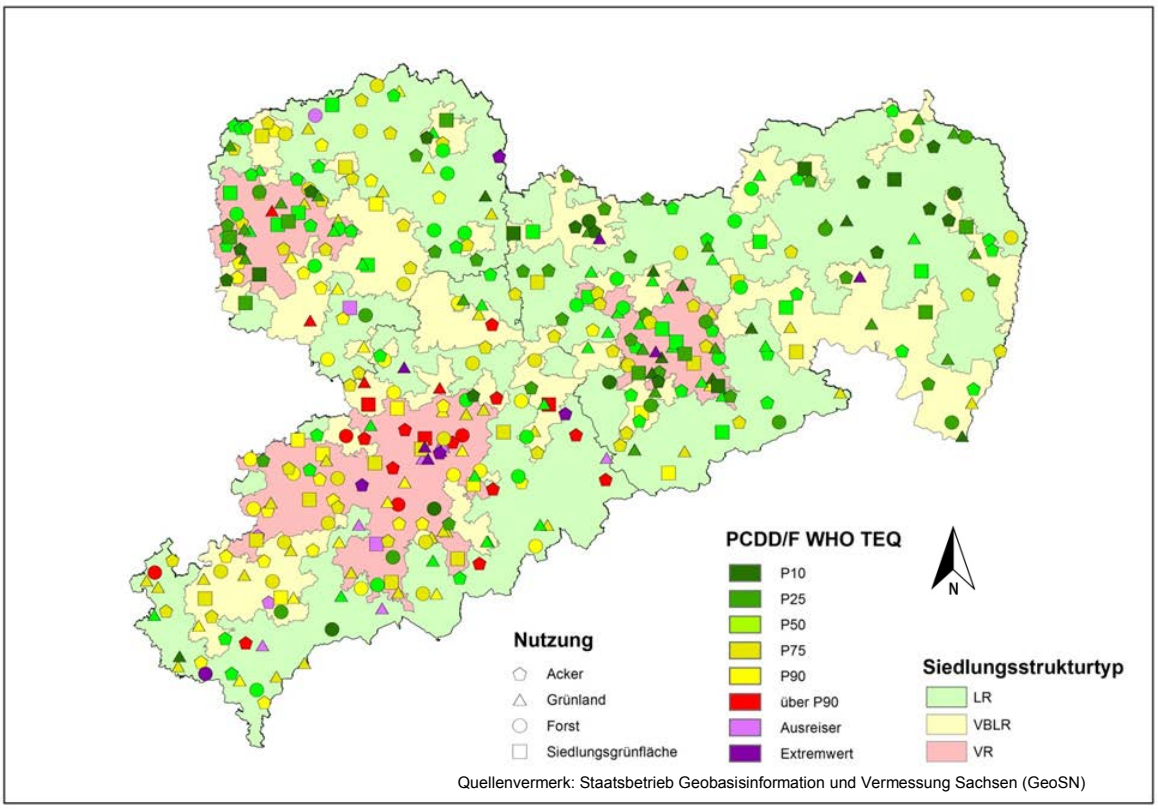
4.1 Auswahl der Betriebe

Die Mitwirkung der landwirtschaftlichen Betriebe an dem Projekt erfolgte auf freiwilliger Basis. Nach einer ersten Recherche erfolgte eine Vorauswahl sowie eine erste telefonische Kontaktaufnahme, der sich Betriebsbesuche und Gespräche mit den Betriebsleitern anschlossen. Hierbei wurden das Projekt und seine Zielstellung erläutert und um Zustimmung zur Mitwirkung gebeten. Für die Vorauswahl wurden folgende Kriterien zugrunde gelegt:

- Betriebe aus Regionen mit mittlerem, für Sachsen typischem Niveau an Dioxin-Gehalten in Böden
- Betriebe mit Mutterkuhherden und Zugriffsmöglichkeit auf Fleischproben aus der Schlachtung gegen Ende der Weideperiode
- Möglichst Beprobung von Nachkommen (Absetzern) mit konsequenter Freilandhaltung über die gesamte Vegetationsperiode
- Emittentenferne Weideflächen ohne spezifischen Belastungsverdacht

Die Regionen mit Hinweisen auf typische, ubiquitäre Dioxingehalte in Böden wurden maßgeblich anhand der Siedlungsstrukturtypen des Landesentwicklungsplans (LEP, 2013) in ländlicher Raum, verdichtete Bereiche im ländlichen Raum und Verdichtungsbereiche gegliedert und anhand der Vorinformationen der Erhebungsuntersuchungen zur Ableitung der Hintergrundwerte für Dioxine und dl-PCB in Oberböden (KARDEL & MÜLLER, 2016) definiert (Abbildung 2). Die übrigen Kriterien wurden anhand von Befragungen der Betriebsleiter und der Besichtigung vor Ort eingeschätzt.

Insgesamt wurden sechs Betriebe für die Mitwirkung im Vorhaben ausgewählt, je zwei Betriebe im Landkreis Görlitz (S1, M1) und im Erzgebirgskreis (D1, G1) und je ein Betrieb im Vogtlandkreis (A1) und Landkreis Nordsachsen (K1). Bei einem Betrieb im Landkreis Görlitz wurden zwei verschiedene Herden mit zwei unterschiedlichen dazu gehörenden Weideflächen untersucht (M1 und M2). Der Betrieb im Vogtlandkreis (A1) wünschte nach bereits erfolgter Beprobung der Weidefläche keine Untersuchung eines Schlachttieres.



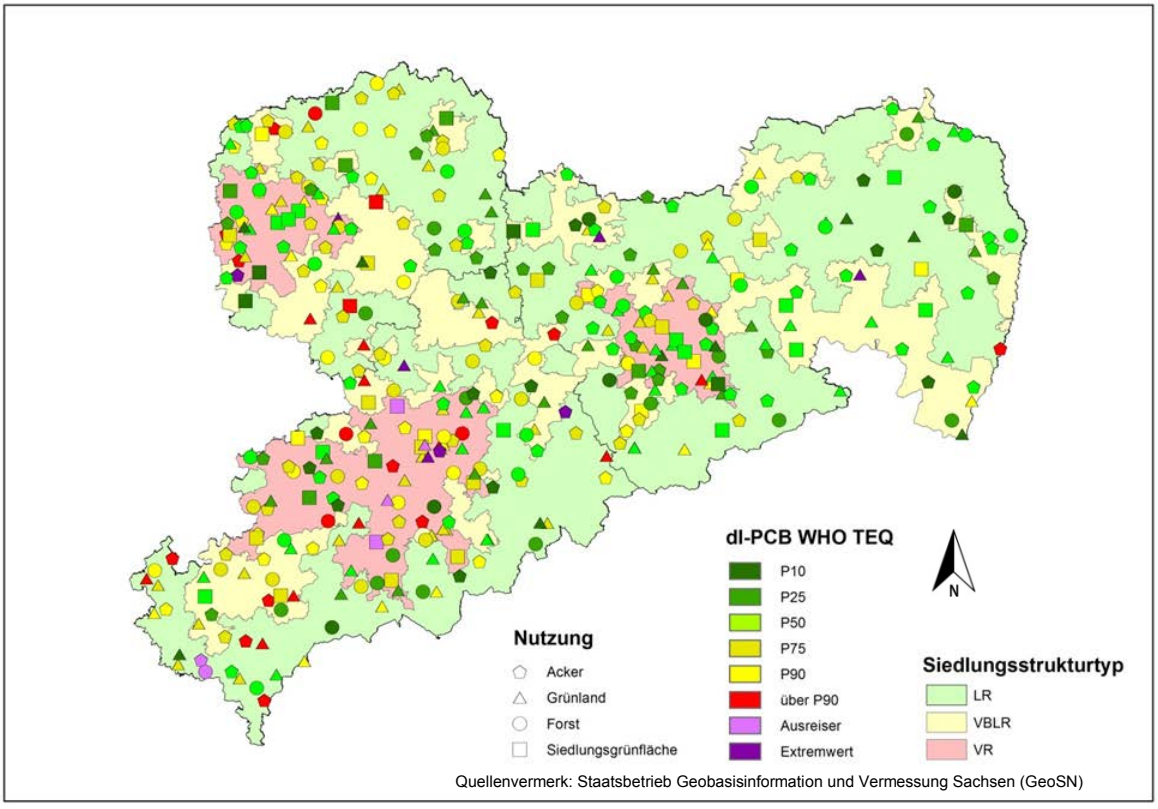


Abbildung 2: Geografische Datenverteilung zu PCDD/F- (oben) und dl-PCB-Konzentrationen (unten) im Oberboden in den siedlungsstrukturell definierten Regionen Sachsens (Quelle: FIS Boden, LfULG und LEP, 2013)

4.2 Entnahme von Proben

Die Beprobung der Weideflächen erfolgte im Zentralbereich der Flächen mit typischer Grünlandvegetation unter Ausschluss von Randbereichen, Bereichen mit Trittschäden oder Fehlstellen, Bereichen um Unterstände und Tränken. Die Probenahme der Oberböden und des Aufwuchses erfolgte dabei in einem Zug als jeweils korrespondierende Mischproben, d. h. genau von den Flächen, von denen die Aufwuchsproben entnommen wurden, erfolgte anschließend die Entnahme der Bodenproben. Die Weideflächen und Probenahmestellen wurden dokumentiert (UBODEN.NET, 2015) und fotografiert. Die Ermittlung der geografisch exakten Lage erfolgte mittels GPS mit einer Abweichung von maximal drei Metern. Es erfolgte pro Tag die Beprobung der Weideflächen von maximal zwei Betrieben. Der Zeitraum der Beprobungen der Weideflächen lag zwischen dem 27.05. und dem 22.06.2016.

4.2.1 Probenahme Grasaufwuchs

Es wurden von jeder Weidefläche zwei Pflanzenproben gewonnen (siehe Abbildung 3). Zunächst erfolgte nach der Inaugenscheinnahme der Weidefläche und Festlegen des Beprobungsareals die Gewinnung des Grünlandaufwuchses als Futtermittelprobe auf fünf Teilflächen von ca. 0,1 m² mit Hilfe einer Akku-Schere bei einer Schnitthöhe von 5 bis 8 cm über dem Boden. Das gesamte geerntete Pflanzenmaterial wurde als Mischprobe vereint und in für Futtermitteluntersuchungen geeignete PE-Beutel gefüllt und gekennzeichnet. In einem zweiten Schritt wurde von den Teilflächen der restliche bodennahe Aufwuchs (Grasfilz) mit einer Schnitthöhe von ca. 1 cm geschnitten und als separate Mischprobe abgefüllt und gekennzeichnet.

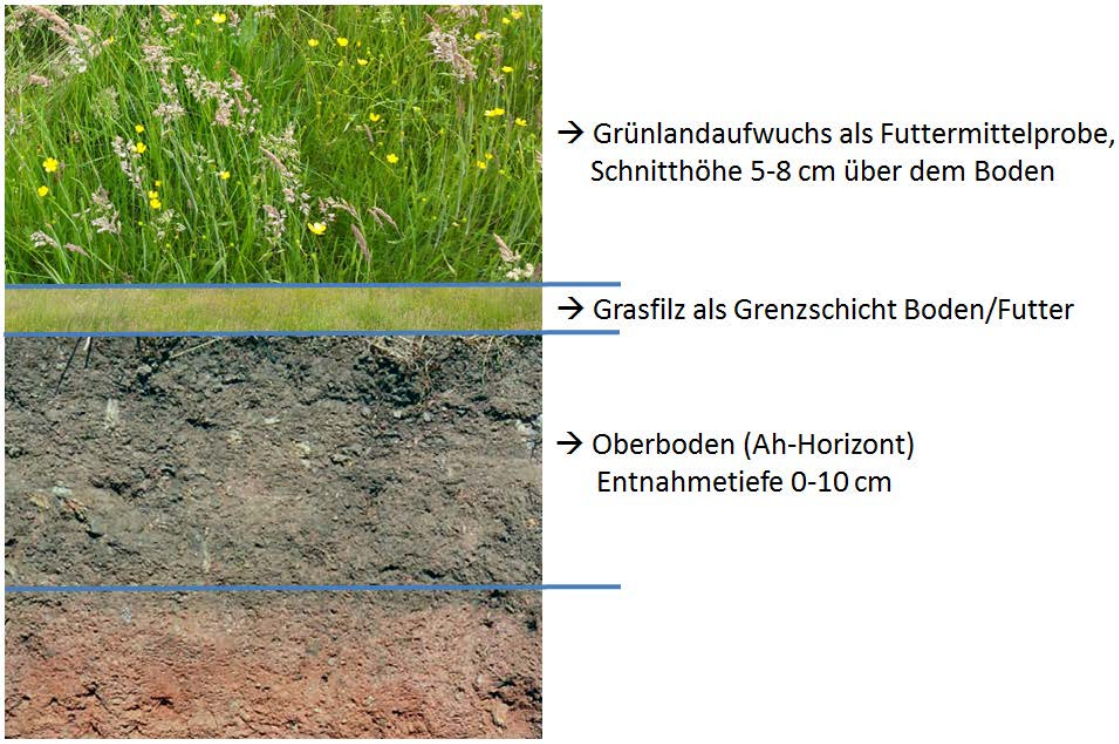


Abbildung 3: Schematische Darstellung der Beprobung der Weideflächen

Die Grünlandaufwuchs- und Grasfilzproben wurden in Kühlboxen noch am selben Tag in das LfULG transportiert. Dort wurde der Aufwuchs in zwei Teilproben geteilt: ein Teil blieb unverändert, der andere Teil der Pflanzenprobe wurde im Sieb mit Leitungswasser gründlich gereinigt, um Staub und Erdanhang zu entfernen. Hierüber sollten mögliche Hinweise über das Ausmaß des Bodenanhangs am Futtergras ermittelt werden. Anschließend wurden alle Proben bis zur Probenvorbereitung in der BfUL bei -18 °C gelagert.

4.2.2 Probenahme Boden

Nach der Probenahme des Aufwuchses erfolgten auf denselben Teilflächen flache Aufgrabungen. Nach einer kurzen bodenkundlichen Beschreibung wurden aus dem Oberboden (Ah-Horizont) Bodenproben entnommen, homogenisiert und als Mischprobe in Braunglasflaschen abgefüllt. Die Bodenproben wurden in Kühlboxen noch am selben Tag in das LfULG transportiert und dort sofort bis zur Probenvorbereitung im Labor bei -18°C gelagert.

4.2.3 Probenahme Rind

In Sachsen gibt es keinen größeren, überregionalen Rinderschlachtbetrieb, d. h. die in Sachsen zur Schlachtung vorgesehenen Rinder werden zumeist zu einem Schlachthof nach Thüringen oder Bayern transportiert. Daher wurde für das Projekt mit den Betriebsleitern abweichend vereinbart, jeweils ein schlachtreifes Tier von der betreffenden Weidefläche lokal vor Ort schlachten zu lassen. Die Beprobung erfolgte im Rahmen und nach Vorgabe der amtlichen Lebensmittelüberwachung durch den Amtstierarzt des zuständigen Lebensmittelüberwachungs- und Veterinäramtes. Aufgrund dieser Vorbedingungen erstreckten sich die Probenahmen über einen längeren Zeitraum, u. a. durch individuell vom Betrieb geplante Schlachttermine. Die erste Beprobung fand im November 2016, die letzte im November 2017 statt.

Zur Untersuchung kam Probenmaterial einer Mutterkuh (K1) und von fünf Nachkommen aus Mutterkuhherden mit Weidehaltung. Neben den üblichen Daten bei der Probenentnahme wurden im Rahmen des bundesweiten Monitoringprojektes weitere Angaben (u. a. Alter des Tieres, Schlachtgewicht, Geschlecht, Haltungsform, Dauer der Weidehaltung, Anzahl der Laktationen bzw. Säugezeit in Monaten, Herdengröße, Rasse, zusätzliche Futtermittel) erfasst. Diese sind in Anlage 7 dargestellt. Die Probenahme erfolgte entsprechend den Vorgaben der Verordnung (EU) Nr. 589/2014 bzw. der Verordnung (EU) 2017/644 zur Festlegung der Probenahmeverfahren und Analysemethoden für die Kontrolle der Gehalte an Dioxinen, dioxinähnlichen PCB und nicht dioxinähnlichen PCB in bestimmten Lebensmitteln. Dementsprechend wurden jeweils mindestens 1 kg Rindfleisch und 1 kg Rinderleber nach der Schlachtung entnommen und direkt (gekühlt oder tiefgefroren) zur Untersuchung an die LUA Dresden eingesandt.

Betrieb A1 wünschte im Laufe der Projektbearbeitung keine Beprobung von Weidetieren mehr; beim Betrieb M1 konnte aus tiefgefrorenem Schlachtfleisch nur eine Rindfleischprobe gewonnen werden, da keine Leber mehr verfügbar war.

4.3 Probenaufbereitung und Analytik

4.3.1 Analytik Boden

Die Untersuchung der Bodenproben wurde an ein externes Labor vergeben, da Untersuchungen von Bodenproben auf PCDD/F und dl-PCB weder in der BfUL noch in der LUA durchgeführt werden. Nach der Probenaufbereitung am Feinboden (< 2 mm) erfolgten neben den Untersuchungen auf PCDD/F und dl-PCB mit sehr niedriger Bestimmungsgrenze (s. Anlage 1) auch Untersuchungen auf Lindan, Hexachlorbenzol, DDT und Metabolite, PCB_6, PAK, pH-Wert und TOC.

Ergänzend erfolgte eine Untersuchung auf Antimon, Arsen, Barium, Blei, Cadmium, Chrom, Kobalt, Kupfer, Molybdän, Nickel, Quecksilber, Selen, Thallium, Uran, Vanadium, Zink und Zinn als Gesamtgehalte (Königswasserextraktion) und mobile, pflanzenverfügbare Gehalte (1 molare NH_4NO_3-Extraktion). Die Untersuchungsmethoden entsprechen den Vorgaben der BBodSchV (1999) bzw. den vom Fachbeirat für Bodenuntersuchungen als gleichwertig beschriebenen Methoden (FBU 2014).

Abschließend wurden die Bodenproben auf folgende Pflanzenschutzmittelwirkstoffe hin untersucht: Aldrin, cis-Chlordan, trans-Chlordan, Cyfluthrin, Cypermethrin, Deltamethrin, Dieldrin, alpha-Endosulfan, beta-Endosulfan, Endosulfansulfat, Endrin, Heptachlor, lambda-Cyhalothrin, Methidathion, Methoxychlor, Quintozen, Resmethrin, cis-Heptachlorepoxid und trans-Heptachlorepoxid. Die Angabe von Konzentrationen erfolgt grundsätzlich mit Bezug zur Trockenmasse.

4.3.2 Analytik Aufwuchs

In der BfUL erfolgte die Probenaufbereitung des Grasfilzes, der Zwischenschicht zwischen Boden und dem futtermittelrelevanten Grünlandaufwuchs. Hier erfolgten auch die Analysen bis auf die Untersuchungen auf PCDD/F und dl-PCB, die analog zu den Bodenproben an ein externes Labor vergeben wurden.

Die Aufbereitung und Untersuchung des Grünlandaufwuchses als Futtermittelprobe erfolgte in der BfUL, mit Ausnahme der Untersuchungen auf PCDD/F und dl-PCB, die an einer übergebenen repräsentativen Teilprobe in Amtshilfe durch die LUA in Form einer Einzelbestimmung durchgeführt wurden. Die Untersuchungen erfolgten anhand von Standardverfahren nach den Vorgaben aus den Regelungen der amtlichen Futtermitteluntersuchung mit Labormethoden, die besonders niedrige Bestimmungsgrenzen ermöglichen (Messunsicherheit ±30 %, k = 2). Die hier im Fokus stehenden PCDD/F und dl-PCB wurden mittels GC-HRMS entsprechend den Vorgaben gemäß Verordnung (EG) Nr. 152/2009 hinsichtlich der Verfahren zur Bestimmung der Gehalte an Dioxinen und polychlorierten Biphenylen bestimmt.

Neben den Untersuchungen auf PCDD/F und dl-PCB erfolgten an den Proben des Grünlandaufwuchses wie auch des Grasfilzes weitere Untersuchung auf Rohasche, HCl-unlöslicher Asche, Calcium, Chlorid, Kalium, Magnesium, Natrium, Phosphor, Schwefel, Arsen, Barium, Cadmium, Kobalt, Chrom, Kupfer, Eisen, Quecksilber, Mangan, Molybdän, Nickel, Blei, Selen, Antimon, Zinn, Thallium, Uran, Vanadium, Zink und die Konzentrationen an PCB_6 durch die BfUL. Weitere Parameter konnten aufgrund des begrenzten Probenmaterials nicht untersucht werden. Die Angabe von Konzentrationen erfolgt mit Blick auf futtermittelrechtliche Vorgaben unter einheitlichem Bezug auf 12 % Wassergehalt; für Vergleiche von Konzentrationen entlang der Wirkungskette mit Bezug zur Trockenmasse.

4.3.3 Analytik Rindfleisch und Rinderleber

Die Aufarbeitung und Untersuchung der Rindfleisch- und Rinderleberproben erfolgte an der LUA Dresden in Form einer Einzelbestimmung. Die Bestimmung der PCDD/F und dl-PCB erfolgte, ebenso wie bei den Proben des Grünlandaufwuchses, mittels GC-HRMS. Die verwendete Methode berücksichtigt die Vorgaben der Verordnung (EU) Nr. 589/2014 bzw. der Verordnung (EU) 2017/644 zur Festlegung der Probenahmeverfahren und Analysemethoden für die Kontrolle der Gehalte an Dioxinen, dioxinähnlichen PCB und nicht dioxinähnlichen PCB in bestimmten Lebensmitteln (Messunsicherheit ±20 %, k = 2). Neben den Untersuchungen auf PCDD/F und dl-PCB erfolgte hier auch die Untersuchung auf die Konzentrationen an PCB_6, Pflanzenschutzmitteln sowie Calcium, Chlorid, Kalium, Magnesium, Natrium, Phosphor, Schwefel, Arsen, Barium, Cadmium, Kobalt, Chrom, Kupfer, Eisen, Quecksilber, Mangan, Molybdän, Nickel, Blei, Selen, Antimon, Zinn, Thallium, Uran, Vanadium und Zink durch die LUA. Die Angabe von Konzentrationen erfolgt mit Blick auf lebensmittelrechtliche Vorgaben mit Bezug zur Frischmasse; für Vergleiche von Konzentrationen entlang der Wirkungskette mit Bezug zur Trockenmasse.

5 Ergebnisse

Die Angabe der Summenwerte für PCDD/F und dl-PCB erfolgte für alle untersuchten Proben unter Einbezug der Messwerte von Einzelkongeneren unterhalb der Bestimmungsgrenzen mit ihrer vollen Bestimmungsgrenze (upper bound), um einen Vergleich mit futter- und lebensmittelrechtlichen Vorgaben zu gewährleisten, die diese Form der Summenbildung einfordern. Durch die gewählten Untersuchungsmethoden mit sehr niedrigen Bestimmungsgrenzen waren die Unterschiede zwischen der Summenbildung mit (upper bound) und ohne (lower bound) Einbezug von Werten unterhalb der Bestimmungsgrenze auch für die Bodenproben vernachlässigbar.

5.1 Böden

Bodenmaterial aus dem Oberboden kann bei der Schnittnutzung oder auch Beweidung von Grünlandflächen in das Futter gelangen oder von Weidetieren zum Teil auch direkt aufgenommen werden. Daher bilden die Schadstoffkonzentrationen im Oberboden den Ausgangspunkt der Betrachtung entlang der Wirkungskette.

5.1.1 PCDD/F und dl-PCB

Die Konzentration der TEQ-Summe an PCDD/F (WHO, 2005) im Oberboden der untersuchten Weideflächen betrug im Mittel 1,60 ng kg^{-1}, mit einer Spanne zwischen 0,79 und 4,37 ng kg^{-1} (Tabelle 1). Bei Betrachtung der einzelnen Kongenere der PCDD/F in den Oberbodenproben zeigten sich die höchsten TEQ-Anteile von im Mittel je etwa 20 % der TEQ-Summe (WHO, 2005) für die beiden penta-chlorierten Verbindungen 2,3,4,7,8-PCDF und 1,2,3,7,8-PCDD, gefolgt vom hexa-chlorierten 1,2,3,4,7,8-HxCDF mit einem Anteil von ca. 10 %.
Ohne die Verknüpfung mit den TEF dominierten für die absoluten Konzentrationen die octa- und hepta-chlorierten Verbindungen, insbesondere OCDD (im Mittel ohne K1 ca. 55 % der Summe) und OCDF (im Mittel ohne K1 ca. 15 % der Summe). Bei einer Fläche im Überschwemmungsgebiet der Elbe (K1) zeigte sich hingegen abweichend ein besonders hoher Anteil an OCDF von nahezu 90 % an der Konzentrationssumme. Eine detaillierte Darstellung des Verteilungsmusters der Kongenere findet sich in Anlage 2.

Tabelle 1: Summe der Toxizitätsäquivalente (TEQ) und der Konzentrationen von PCDD/F und dl-PCB in den Oberböden der untersuchten Weideflächen

Betriebe	HGW*	D1	G1	S1	M1	M2	A1	K1
Summe PCDD/F TEQ (WHO, 2005) ng kg^{-1} TM	2,47	1,64	4,37	1,13	0,79	0,97	1,08	1,19
Summe Konzentrationen PCDD/F ng kg^{-1} TM	--	56,6	118	95,6	31,6	32,4	53,2	597
Summe dl-PCB TEQ (WHO, 2005) ng kg^{-1} TM	0,49	0,28	0,37	0,41	0,18	0,30	0,27	0,42
Summe Konzentrationen dl-PCB ng kg^{-1} TM	--	82,0	131	150	64,3	113	93,9	698
Summe PCDD/F+dl-PCB TEQ (WHO, 2005) ng kg^{-1} TM	3,09	1,92	4,74	1,54	0,97	1,27	1,35	1,61

* Hintergrundwerte (90. Perzentil) für Konzentrationen im Oberboden im ländlichen Raum (gem. LEP 2013) in Sachsen unter Grünlandnutzung (KARDEL & MÜLLER, 2016)

Für die TEQ-Summe an dl-PCB (WHO, 2005) in den Oberböden betrug der Mittelwert 0,32 ng kg^{-1}, bei einer Spanne zwischen 0,18 und 0,42 ng kg^{-1}. Bei Betrachtung der einzelnen Kongenere der dl-PCB in den Oberbodenproben zeigten sich die höchsten TEQ-Anteile von im Mittel über 90 % der TEQ-Summe (WHO, 2005) für das PCB 126, gefolgt von PCB 169 mit einem Anteil von ca. 6 %.
Ohne die Verknüpfung mit den TEF dominierte bei den absoluten Konzentrationen das PCB 118 mit im Mittel 45 ng kg^{-1}, gefolgt von PCB 156 mit 20 ng kg^{-1}. Für die Überschwemmungsfläche der Elbe dominierten auch diese beiden PCB, jedoch mit sehr viel höheren Konzentrationen von 340 ng kg^{-1} für PCB 118 und 140 ng kg^{-1} für PCB 156. Diese beiden PCB machten aufgrund der sehr geringen TEF jedoch weniger als 1 % der TEQ-Summe für dl-PCB aus.
Der Vergleich zwischen den Anteilen von PCDD/F und dl-PCB an der TEQ-Summe zeigt, dass in allen Bodenproben der Anteil an PCDD/F sehr deutlich überwog, besonders extrem in der Probe der Fläche G1 (Abbildung 4).

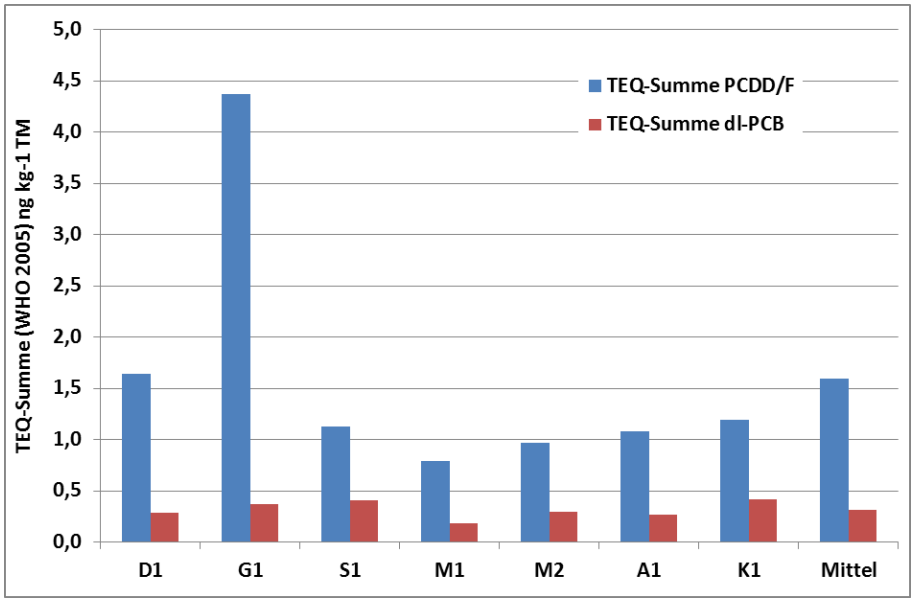


Abbildung 4: Verteilung zwischen PCDD/F und dl-PCB in den untersuchten Bodenproben

5.1.2 Konzentrationen an anderen organischen Schadstoffen und Metallen

Die Weidefläche des Betriebes K1 im Überschwemmungsgebiet der Elbe nahm auch bei den zusätzlich zu den Dioxinen untersuchten organischen Schadstoffen eine Sonderstellung ein und wies stets die Maximalwerte auf. So lag die Summe der Indikator-PCB (PCB_6) im Mittel bei 1,08 µg kg^{-1} mit Werten zwischen 0,15 µg kg^{-1} und 4,17 µg kg^{-1} (für K1). Die Konzentrationen an polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (Summe PAK16) in den untersuchten Oberböden lagen im Mittel bei 352 µg kg^{-1} mit Werten zwischen 114 µg kg^{-1} und 1050 µg kg^{-1} (für K1). Die Konzentrationen an Hexachlorbenzol (HCB) und Hexachlorcyclohexan (HCH, Lindan) in den Oberböden lagen im Bereich bzw. unterhalb der Bestimmungsgrenze mit Ausnahme der Weidefläche des Betriebes K1 mit 43 µg kg^{-1} HCB und 0,1 µg kg^{-1} Summe HCH. Für die Summe der Konzentration an DDT und seiner Metabolite (DDx) fanden sich Werte im Bereich unter der Bestimmungsgrenze bis zu 82,1 µg kg^{-1} (K1). Die Konzentrationen der übrigen untersuchten Pflanzenschutzmittelwirkstoffe lagen in allen untersuchten Oberböden stets unterhalb der Bestimmungsgrenzen.
Die Metallgehalte der Oberbodenproben spiegelten die für Sachsen geochemisch bedingt typischen Wertebereiche wider (Einzelwerte s. Anlage 3). Die pH-Werte im Oberboden lagen dabei zwischen 4,9 und 6,2. Die Gehalte an organischem Kohlenstoff lagen zwischen 0,82 % (schwach humos) und 3,6 % (stark humos).
Hier zeigte sich erneut der Ausnahmestatus der Fläche K1, die den niedrigsten Humusgehalt aufwies. Im Normalfall korrelieren die Gehalte an organischen Schadstoffen positiv und eng mit den Humusgehalten. Die Fläche K1

wies jedoch trotz der niedrigen Humusgehalte stets die höchsten Konzentrationen an den untersuchten organischen Schadstoffen auf.

5.2 Aufwuchs – Grasfilz

Bei diesem Teil des beprobten Aufwuchses handelt es sich um den sehr bodennah beprobten Grasfilz unterhalb der üblichen Schnitthöhen der Grünfuttergewinnung. Weidetiere können durch tiefen Verbiss diesen Bereich mit erfassen und aufnehmen. Um die Ergebnisse mit Blick auf die Futterqualität einordnen zu können, erfolgt der einheitliche Bezug der Konzentrationen auf einen Feuchtigkeitsgehalt von 12 %.

5.2.1 PCDD/F und dl-PCB

Die Konzentration der TEQ-Summe an PCDD/F (WHO, 2005) in der Grasfilzschicht der untersuchten Weideflächen betrug im Mittel 0,34 ng kg^{-1}, bei einer Spanne zwischen 0,25 und 0,65 ng kg^{-1} (Tabelle 2).
Die Betrachtung der einzelnen Kongenere der PCDD/F in den Grasfilzproben ist mit Blick auf die höchsten TEQ-Anteile nicht sachgerecht möglich, da die Konzentrationen der Einzelverbindungen teils nahe oder unter der Bestimmungsgrenze lagen, insbesondere für die tetra-, penta- und hexachlorierten Verbindungen. In dieser Konstellation würde der starke Einfluss der TEF auf die TEQ-Anteile gerade für die Verbindungen mit den höchsten TEF in der Gruppe der PCDD/F zu einer Verzerrung führen.

Tabelle 2: Summe der Toxizitätsäquivalente (TEQ) und der Konzentrationen von PCDD/F und dl-PCB in den Grasfilzproben der untersuchten Weideflächen bezogen auf 12 % Feuchtigkeitsgehalt

Betriebe	A / H*	D1	G1	S1	M1	M2	A1	K1
Summe PCDD/F TEQ (WHO, 2005) ng kg^{-1}	0,5 / 0,75	0,264	0,253	0,309	0,351	0,259	0,254	0,651
Summe Konzentrationen PCDD/F ng kg^{-1}		5,05	3,89	12,4	9,78	4,04	4,48	9,28
Summe dl-PCB TEQ (WHO, 2005) ng kg^{-1}	0,35 / --	0,064	0,116	0,133	0,130	0,077	0,090	0,070
Summe Konzentrationen dl-PCB ng kg^{-1}		197	195	452	92	182	156	381
Summe PCDD/F+dl-PCB TEQ (WHO, 2005) ng kg^{-1}	-- / 1,25	0,328	0,370	0,442	0,481	0,336	0,334	0,721

* Gemäß Verordnung (EU) Nr. 277/2012 festgelegter Aktionsgrenzwert (A) löst Ursachenermittlung und Minderungsmaßnahmen aus, der futtermittelrechtliche Höchstgehalt (H) bestimmt die Verkehrsfähigkeit (Werte für Grasfilz aufgrund der Definition des Grünlandfutters und rechtlich bindender Vorschriften zur Probenahme nicht rechtswirksam)

Die absoluten Konzentrationen ohne die Verknüpfung mit den TEF wurden durch das OCDD dominiert, mit einem Anteil an der Konzentrationssumme von im Mittel ca. 60 %, gefolgt von 1,2,3,4,6,7,8-HpCDD (ca. 10 %) und OCDF (ca. 9 %).
Für die TEQ-Summe an dl-PCB (WHO, 2005) in den Grasfilzproben betrug der Mittelwert 0,097 ng kg^{-1}, mit einer Spanne zwischen 0,070 und 0,133 ng kg^{-1}. Bei Betrachtung der einzelnen Kongenere der dl-PCB zeigten sich die höchsten TEQ-Anteile von im Mittel über 80 % der TEQ-Summe (WHO, 2005) für das PCB 126, gefolgt von PCB 169 mit einem Anteil von ca. 7 %. Ohne die Verknüpfung mit den TEF dominierte bei den absoluten Konzent-

rationen das PCB 118 die Konzentrationssumme mit im Mittel über 60 %, gefolgt von PCB 105 mit über 20 %. Durch die geringen TEF war trotz der höheren Konzentrationen der Beitrag dieser beiden PCB zur TEQ-Summe nur gering.
Grundsätzlich fanden sich in den Grasfilzproben durchgängig höhere TEQ-Summen für PCDD/F, als für dl-PCB; die Probe der Fläche K1 zeigte dabei einen auffällig hohen Anteil an PCDD/F (Abbildung 5).

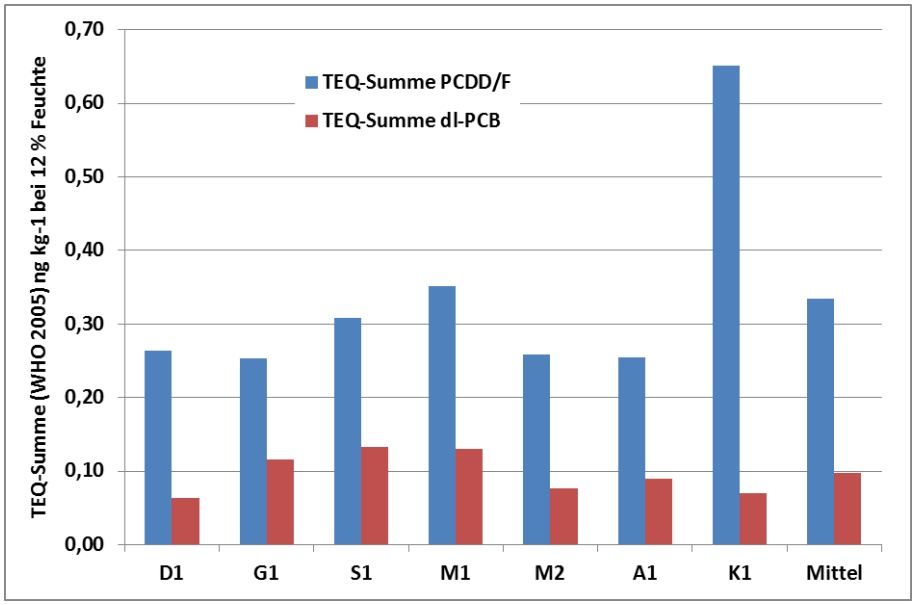


Abbildung 5: Verteilung zwischen PCDD/F und dl-PCB in den untersuchten Grasfilzproben

5.2.2 Konzentrationen an anderen organischen Schadstoffen und Metallen

Die Konzentrationen an den Indikator-PCB (PCB_6) lagen für die Grasfilzproben unterhalb der Bestimmungsgrenze, mit Ausnahme der Probe von der Weidefläche des Betriebes K1 im Überschwemmungsgebiet der Elbe. Diese Probe war jedoch durch die Bodenanhaftungen sehr inhomogen, so dass der Mittelwert der siebenfach wiederholten Analyse von 61,8 µg kg^{-1} Summe PCB_6 mit einem relativen Fehler von mehr als 200 % versehen war. Aufgrund der geringen Ernte- und damit Probenmengen für den Grasfilz erfolgten keine weiteren Untersuchungen zu anderen organischen Schadstoffen.
Die hohen Anteile an Rohasche von im Mittel 19 % und HCl-unlöslicher Asche von im Mittel 12,6 % zeigten eine erhebliche Anhaftung von Bodenmaterial an den Grasfilz an. Auch die hohen Eisengehalte von im Mittel 2.500 mg kg^{-1} wiesen in diese Richtung. Auch die Konzentrationen anderer Metalle wiesen im Vergleich zum Grasaufwuchs hohe Werte auf, mit Ausnahme von Se, Sb und Zn mit ähnlichen Werten wie im Grasaufwuchs. Auch Mg, Na, P, und S wiesen im Grasfilz ein mit dem Aufwuchs vergleichbares Werteniveau auf. Einzelwerte finden sich in der Anlage 4.

5.3 Aufwuchs – Grünfutter

Der Grünlandaufwuchs wurde als Futterprobe gewaschen und ungewaschen analysiert, um ggf. den Einfluss von Bodenanhaftungen zu erkennen. Um die Ergebnisse mit Blick auf die Futterqualität einordnen zu können, erfolgt der einheitliche Bezug der Konzentrationen auf einen Feuchtigkeitsgehalt von 12 %.

5.3.1 PCDD/F und dl-PCB

Die Konzentration der TEQ-Summe an PCDD/F (WHO, 2005) im ungewaschenen Futteraufwuchs der untersuchten Weideflächen betrug im Mittel 0,090 ng kg^{-1} TS bei einer Spanne zwischen 0,053 und 0,191 ng kg^{-1} (Tabelle 3). Die Betrachtung der einzelnen Kongenere der PCDD/F in den Futterproben des Grünlandaufwuchses ist nicht sachgerecht möglich, da die Konzentrationen niedrig waren bzw. im Bereich der Bestimmungsgrenze lagen. Fundierte Aussagen zu einzelnen Kongeneren bzw. Kongenerenprofile sind daher nicht ableitbar.

Für die TEQ-Summe an dl-PCB (WHO, 2005) in den ungewaschenen Futterproben des Grünlandaufwuchses betrug der Mittelwert 0,063 ng kg^{-1}, mit einer Spanne zwischen 0,029 und 0,136 ng kg^{-1}. Die bestimmten Gehalte der Einzelkongenere lagen, wie für dl-PCB üblich, deutlich über den Bestimmungsgrenzen und zeigten eine typische Verteilung auf. Bei Betrachtung der einzelnen Kongenere der dl-PCB zeigten sich die höchsten TEQ-Anteile von im Mittel über 74 % der TEQ-Summe (WHO, 2005) für das PCB 126, gefolgt von PCB 118 und PCB 105 mit einem Anteil von ca. 14 % und 5 %. Ohne die Verknüpfung mit den TEF dominierte bei den absoluten Konzentrationen das PCB 118 die Konzentrationssumme mit im Mittel über 57 %, gefolgt von PCB 105 und PCB 156 mit ca. 22 % bzw. 10 %. Durch die geringen TEF war trotz der höheren Konzentrationen der Beitrag dieser beiden PCB zur TEQ-Summe nur gering.

Tabelle 3: Summe der Toxizitätsäquivalente (TEQ) und der Konzentrationen von PCDD/F und dl-PCB im Grünlandaufwuchs der untersuchten Weideflächen bezogen auf 12 % Feuchtigkeitsgehalt

Betriebe	A / H*	D1	G1	S1	M1	M2	A1	K1
Summe PCDD/F TEQ (WHO, 2005) ng kg^{-1}	0,5 / 0,75	0,063	0,079	0,094	0,061	0,088	0,191	0,053
Summe Konzentrationen PCDD/F ng kg^{-1}		0,65	0,72	1,00	0,60	0,32	1,26	0,48
Summe dl-PCB TEQ (WHO, 2005) ng kg^{-1}	0,35 / --	0,060	0,064	0,029	0,066	0,031	0,136	0,057
Summe Konzentrationen dl-PCB ng kg^{-1}		670	585	173	572	204	1055	205
Summe PCDD/F+dl-PCB TEQ (WHO, 2005) ng kg^{-1}	-- / 1,25	0,124	0,141	0,123	0,126	0,119	0,327	0,110

* Gemäß Verordnung (EU) Nr. 277/2012 festgelegter Aktionsgrenzwert (A) löst Ursachenermittlung und Minderungsmaßnahmen aus, der futtermittelrechtliche Höchstgehalt (H) bestimmt die Verkehrsfähigkeit

Der Unterschied zwischen den ungewaschenen und gewaschenen Proben des Grünlandaufwuchses war nur sehr gering ausgeprägt. Zwar wiesen die ungewaschenen Proben für PCDD/F wie auch dl-PCB im Mittel höhere TEQ-Summen auf, der Unterschied betrug jedoch nur wenige hundertstel Nanogramm. Insgesamt zeigte sich dieser Unterschied jedoch nicht bei allen Proben einheitlich, d. h. es gab auch Proben, bei denen das Waschen nicht zu einer analytisch messbaren Verminderung führte bzw. bei denen trotz des Waschens etwas höhere Konzentrationen gefunden wurden.

Die Anteile von PCDD/F und dl-PCB an der Gesamt-TEQ-Summe war zwischen den Proben uneinheitlich. Während für die Flächen D1, G1, M1 und K1 die Anteile etwa gleich hoch lagen, zeigten sich für die Flächen S1, M2 und A1 z. T. deutlich höhere Anteile an PCDD/F. Im Mittel ergaben sich dabei leicht höhere PCDD/F-Anteile gegenüber den Anteilen an dl-PCB an der TEQ-Summe (Abbildung 6).

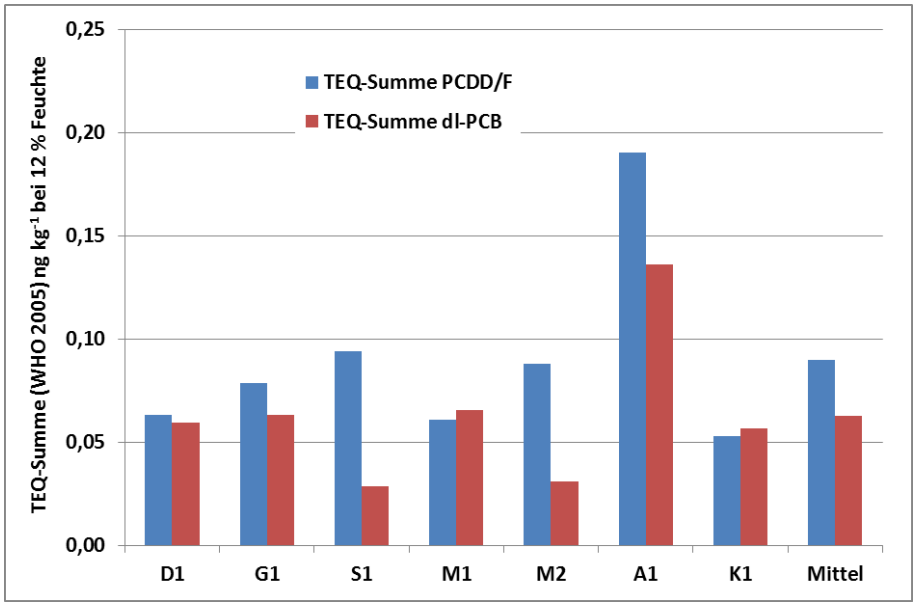


Abbildung 6: Verteilung zwischen PCDD/F und dl-PCB in den untersuchten Futterproben des Grünlandaufwuchses

5.3.2 Konzentrationen an anderen organischen Schadstoffen und Metallen

Die Konzentrationen der Indikator-PCB (PCB_6) lagen für alle gewaschenen wie ungewaschenen Proben unterhalb der Bestimmungsgrenze. Es erfolgten keine weiteren Untersuchungen zu anderen organischen Schadstoffen.
Anhand des Anteils an Rohasche (im Mittel 7,1 %) bzw. HCl-löslicher Asche (im Mittel 1,3 %) konnten keine klaren Unterschiede zwischen den gewaschenen und ungewaschenen Proben gefunden werden; auch für die übrigen untersuchten Parameter ergaben sich bei durchweg niedrigen Messwerten keine eindeutigen Unterschiede (Einzelwerte s. Anlage 5).

5.4 Rindfleisch und Rinderleber

Die Rindfleisch- und Rinderleberproben der Weidetiere stellen als Lebensmittel das letzte Glied in der betrachteten Wirkungskette vom Boden über das Grünland in das Weidetier dar. Mit Blick auf eine lebensmittelrechtliche Einordnung der Ergebnisse sind die Konzentrationen für Rindfleisch mit Bezug auf den Fettanteil (ng kg^{-1} Fett) und für Rinderleber mit Bezug auf die Originalsubstanz angegeben.

5.4.1 PCDD/F und dl-PCB im Rindfleisch

Die Konzentration der TEQ-Summe an PCDD/F (WHO, 2005) im Fettanteil der Rindfleischproben der untersuchten Weidetiere betrugen im Mittel 0,49 ng kg^{-1} Fett bei einer Spanne zwischen 0,19 und 0,65 ng kg^{-1} Fett (Tabelle 4). Bei den Dioxinen war festzustellen, dass die Gehalte der Einzelkongenere niedrig sind bzw. im Bereich der Bestimmungsgrenze liegen. Fundierte Aussagen zu einzelnen Kongeneren bzw. Kongenerenprofile sind daher nicht ableitbar.
Für die TEQ-Summe an dl-PCB (WHO, 2005) im Fettanteil der Rindfleischproben betrug der Mittelwert 0,83 ng kg^{-1} Fett mit einer Spanne zwischen 0,53 und 1,21 ng kg^{-1} Fett. Die bestimmten Gehalte der Einzelkongenere lagen, wie für dl-PCB üblich, deutlich über den Bestimmungsgrenzen und zeigten eine typische Verteilung auf.
Bei Betrachtung der einzelnen Kongenere der dl-PCB in den Rindfleischproben zeigten sich die höchsten TEQ-Anteile von im Mittel über 89 % der TEQ-Summe (WHO, 2005) für das PCB 126, gefolgt von PCB 169 und PCB 118 mit einem Anteil von ca. 7 % und 3 %. Ohne die Berücksichtigung der TEF dominierte bei den absoluten

Konzentrationen das PCB 118 die Konzentrationssumme mit im Mittel 66 %, gefolgt von PCB 156 mit 12 %. Durch die geringen TEF war trotz der höheren Konzentrationen der Beitrag dieser beiden PCB zur TEQ-Summe nur gering.

Tabelle 4: Summe der Toxizitätsäquivalente (TEQ) und der Konzentrationen von PCDD/F und dl-PCB in den Rindfleischproben von Weidetieren der untersuchten Weideflächen bezogen auf den Fettanteil

Betriebe	A / H*	D1	G1	S1	M1	M2	A1	K1
Summe PCDD/F TEQ (WHO, 2005) ng kg^{-1} Fett	1,75 / 2,5	0,19	0,48	0,48	0,61	0,65	n. a.	0,55
Summe dl-PCB TEQ (WHO, 2005) ng kg^{-1} Fett	1,75 / --	0,85	0,77	0,59	0,53	1,21	n. a.	1,05
Summe PCDD/F+dl-PCB TEQ (WHO, 2005) ng kg^{-1} Fett	-- / 4,0	1,04	1,24	1,07	1,14	1,86	n. a.	1,61

* Gemäß Empfehlung der Kommission 2013/711/EU festgelegter Auslösewert (A) bzgl. Ursachenermittlung und Minimierungsmaßnahmen; lebensmittelrechtlicher Höchstgehalt (H) gemäß VO (EG) 1881/2006 bestimmt die Verkehrsfähigkeit

Der Anteil an dl-PCB am Summenwert der Dioxine und PCB war stets größer als der Anteil der Dioxine. Eine Ausnahme bildete hierbei die Fleischprobe M1, welche sehr fettarm war und daher hohe Bestimmungsgrenzen der Einzelkongenere in den Summenwert der Dioxine Eingang finden (Abbildung 7).

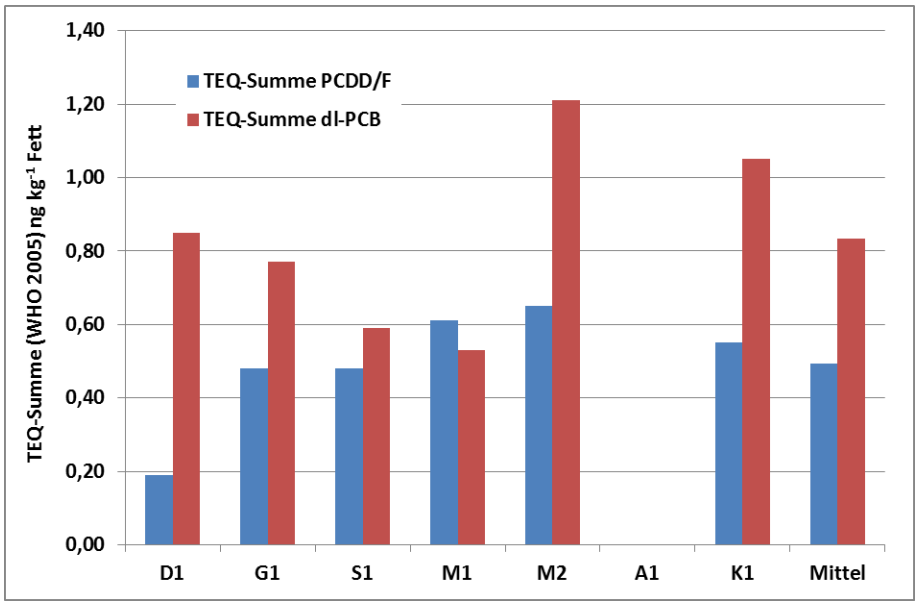


Abbildung 7: Verteilung zwischen PCDD/F und dl-PCB in den untersuchten Rindfleischproben

5.4.2 PCDD/F und dl-PCB in Rinderleber

Die Konzentration der TEQ-Summe an PCDD/F (WHO, 2005) in den Rinderleberproben der untersuchten Weidetiere betrugen im Mittel 0,08 ng kg^{-1} FS bei einer Spanne zwischen 0,04 und 0,14 ng kg^{-1} FS (Tabelle 5).
Die Betrachtung der einzelnen Kongenere der PCDD/F in den Rinderleberproben zeigte, dass die absoluten Konzentrationen ohne die Berücksichtigung der TEF durch OCDD und HpCDD dominiert wurde, mit einem Anteil an der Konzentrationssumme von im Mittel ca. 43 bzw. 18 %, gefolgt von 2,3,4,7,8-PeCDF und 1,2,3,4,7,8-HxCDF mit

jeweils ca. 7 %. Die höchsten TEQ-Anteile in den Rinderleberproben konnten von im Mittel über 32 % der TEQ-Summe (WHO 2005) für 2,3,4,7,8-PeCDF, gefolgt von 2,3,4,7,8-PeCDF und 1,2,3,4,7,8-HxCDF mit einem Anteil von ca. 25 % und 12 % festgestellt werden.

Tabelle 5: Summe der Toxizitätsäquivalente (TEQ) und der Konzentrationen von PCDD/F und dl-PCB in den Rinderleberproben von Weidetieren der untersuchten Weideflächen bezogen auf die Originalsubstanz

Betriebe	A / H*	D1	G1	S1	M1	M2	A1	K1
Summe PCDD/F TEQ (WHO, 2005) ng kg^{-1} FS	-- / 0,30	0,05	0,10	0,04	n. a.	0,14	n. a.	0,07
Summe dl-PCB TEQ (WHO, 2005) ng kg^{-1} FS	-- / --	0,08	0,05	0,04	n. a.	0,09	n. a.	0,07
Summe PCDD/F+dl-PCB TEQ (WHO, 2005) ng kg^{-1} FS	-- / 0,50	0,13	0,16	0,08	n. a.	0,23	n. a.	0,14

* Gemäß Empfehlung der Kommission 2013/711/EU festgelegter Auslösewert (A) bzgl. Ursachenermittlung und Minimierungsmaßnahmen; lebensmittelrechtlicher Höchstgehalt (H) gemäß VO (EG) 1881/2006 bestimmt die Verkehrsfähigkeit

Für die TEQ-Summe an dl-PCB (WHO, 2005) in den Rinderleberproben betrug der Mittelwert 0,07 ng kg^{-1} FS mit einer Spanne zwischen 0,04 und 0,09 ng kg^{-1} Fett. Bei Betrachtung der einzelnen Kongenere der dl-PCB zeigten sich die höchsten TEQ-Anteile von im Mittel über 94 % der TEQ-Summe (WHO, 2005) für das PCB 126, gefolgt von PCB 169 mit einem Anteil von ca. 3 %. Ohne die Berücksichtigung der TEF dominierte bei den absoluten Konzentrationen das PCB 118 die Konzentrationssumme mit im Mittel über 57 %, gefolgt von PCB 123 mit über 14 %. Durch die geringen TEF war trotz der höheren Konzentrationen der Beitrag dieser beiden PCB zur TEQ-Summe nur gering.

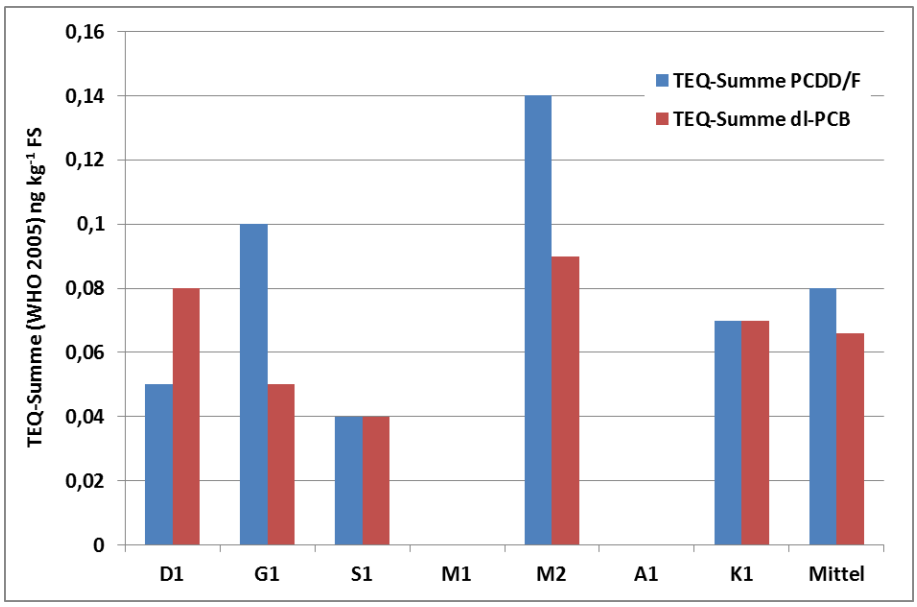


Abbildung 8: Verteilung zwischen PCDD/F und dl-PCB in den untersuchten Rinderlebern

Der Anteil an Dioxinen bzw. dl-PCB am Gesamtsummenwert schwankte in den einzelnen Proben, wie Abbildung 8 entnommen werden kann. Für die Proben der Weidetiere von den Standorten G1 und M2 fanden sich höhere PCDD/F-Anteile, für D1 ein höherer Anteil an dl-PCB und für S1 und K1 lagen die Anteile gleich auf.

5.4.3 Konzentrationen anderer organischer Schadstoffe und Metalle in Rindfleisch und Rinderleber

Die Indikator-PCB (PCB_6) wiesen Gehalte von durchschnittlich 9,3 (7,3-10,9) ng g^{-1} Fett im Rindfleisch und 0,82 (0,54-1,4) ng g^{-1} Frischsubstanz in den Rinderlebern auf. Diese Konzentrationen lagen damit deutlich unter den geltenden Höchstgehalten von 40 ng g^{-1} Fett bzw. 3 ng g^{-1} Frischsubstanz. Die höchsten Belastungen konnten dabei jeweils in den Proben des Standortes M2 festgestellt werden. Diese wiesen auch die höchsten Belastungen mit Dioxinen und dl-PCB auf.

Auch die Konzentrationen an Metallen in den Rindfleisch und -leberproben lagen in den für diese Warengruppen üblichen Bereichen und deutlich unter den für einzelne Elemente geltenden Höchstgehalten. Hier seien lediglich die Kupfergehalte in den untersuchten Leberproben erwähnt, welche Konzentrationen von 3,3 – 97 mg kg^{-1} aufwiesen. Der gesetzlich vorgeschriebene Höchstwert für die Kupferkonzentration in Lebern beträgt 50 mg kg^{-1}, allerdings überschreiten ca. 50 % aller Rinderlebern diesen Grenzwert. Die EFSA (EFSA Journal 2012; 10/12) nannte einen Wert von 140 mg kg^{-1} für die Einleitung von Maßnahmen. Mittlerweile liegt nun die EFSA-Stellungnahme zur Änderung der VO (EG) 396/2005 vor, welche einen MRL (Maximum Residue Level) für Kupfer in Rinderleber von 400 mg kg^{-1} vorschlägt (EFSA, 2018).

Die Untersuchungen hinsichtlich der Belastung mit Pflanzenschutzmitteln erbrachten bei allen Proben keinen Nachweis hinsichtlich des untersuchten Stoffspektrums, wobei die Nachweisgrenzen 0,001-0,005 mg kg^{-1} Frischsubstanz betrugen. Die Einzelergebnisse finden sich in Anlage 6.

5.5 Betrachtung entlang des Wirkungspfades

Zur Vergleichbarkeit des Konzentrationsverlaufes entlang der Wirkungskette Boden-Grünland-Weiderind wurden die Ergebnisse aller Proben (Boden, Grasfilz, Futtergras, Rinderleber und Rindfleisch) in diesem Kapitel einheitlich mit Bezug zur Trockenmasse angegeben.

Entlang der Transferkette nahmen die mittleren TEQ-Konzentrationen (WHO, 2005) von PCDD/F+dl-PCB bezogen auf die Trockenmasse deutlich ab (Abbildung 9), mit Ausnahme der Konzentrationen in den Lebern, in denen physiologisch bedingt diese Schadstoffverbindungen akkumulieren. Während im Boden noch ein mittlerer Summenwert von 1,91 ng kg^{-1} ermittelt wurde, fanden sich im Grasfilz noch ca. 26 %, im Futtergras ca. 9 % und im Rindfleisch ca. 4 % dieses Wertes. Die mittleren Konzentrationssummen in den Rinderleberproben lagen dabei auf dem gleichen Niveau, wie die der Grasfilzproben.

Entlang der Transferkette zeigten sich bei dieser Abnahme der Konzentrationssummen erhebliche Unterschiede zwischen der untersuchten Gruppe der PCDD/F und der Gruppe der dl-PCB. Während der mittlere Anteil an der Gesamtsumme PCDD/F+dl-PCB für die Gruppe der PCDD/F entlang der Kette vom Boden (ca. 83 %), über den Grasfilz (ca. 78 %), das Futtergras (ca. 59 %), die Rinderleber (ca. 55 %) und das Rindfleisch (ca. 35 %) abnahm, stieg entsprechend der mittlere Anteil der dl-PCB von ca. 17 % im Boden auf über 65 % im Rindfleisch an (Abbildung 10). Diese Verschiebung unterstreicht die besondere Relevanz der dl-PCB entlang dieser Wirkungskette.

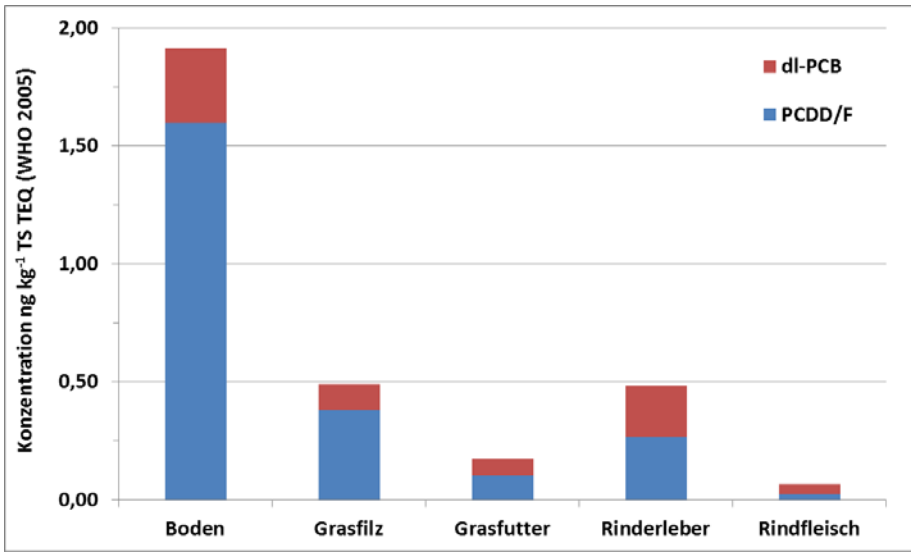


Abbildung 9: Entwicklung der mittleren TEQ-Summe (WHO 2005) für PCDD/F und dl-PCB entlang der Wirkungskette (Bezugsbasis Trockenmasse)

Diese Verschiebung des relativen Anteils zeigte sich durchgängig auch bei Betrachtung der einzelnen Standorte und Proben, auch wenn die absoluten Konzentrationen der Einzelproben deutliche Abweichungen vom Mittelwert aufwiesen (Tabelle 6).

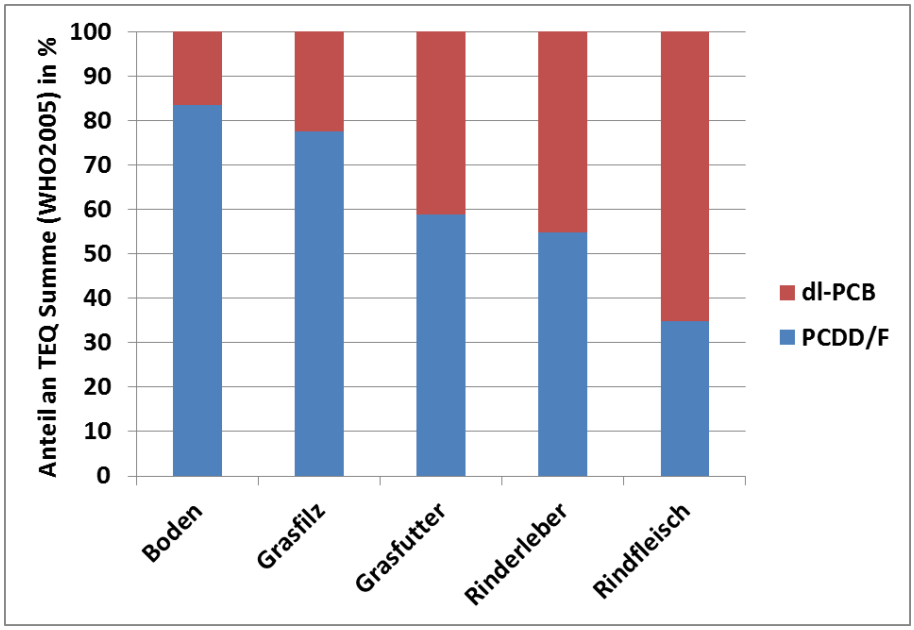
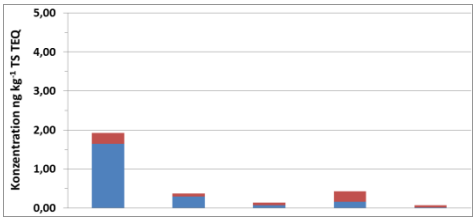
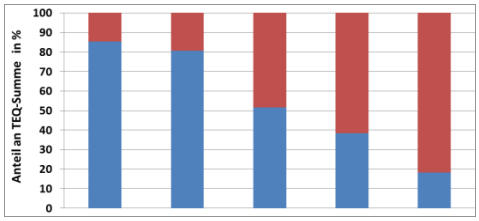
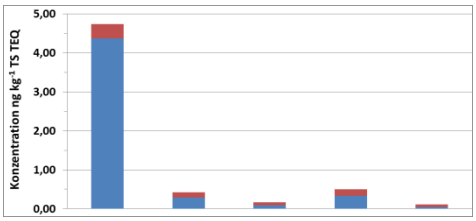
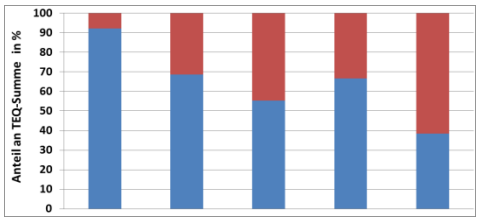
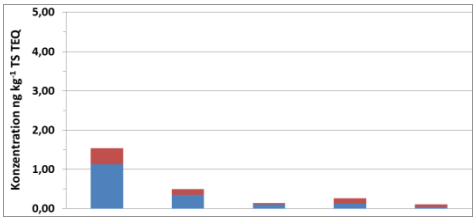
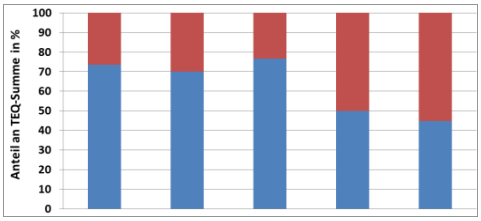
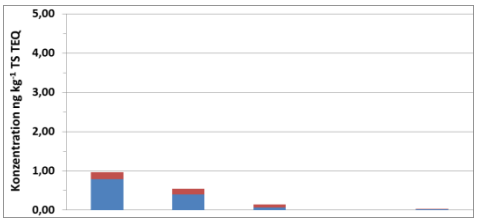
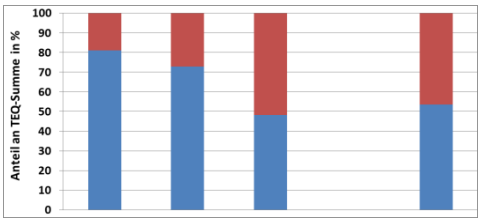
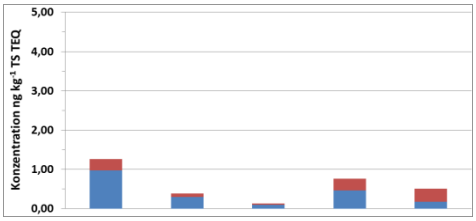
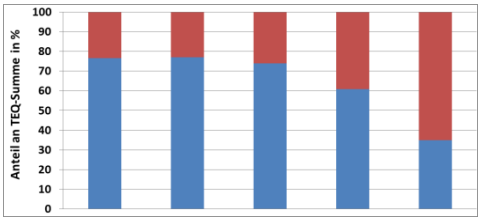
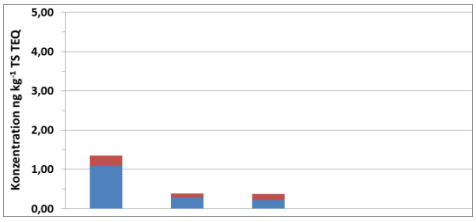
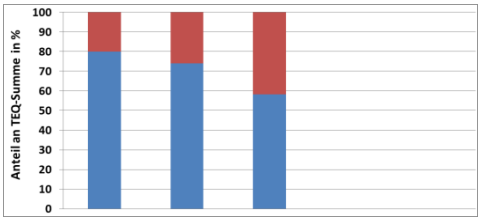
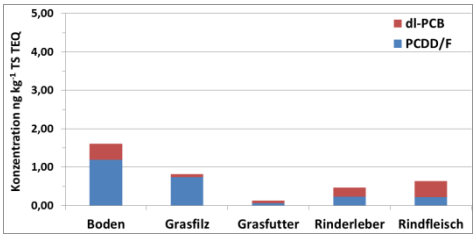
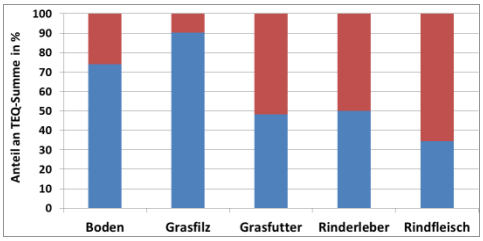


Abbildung 10: Veränderungen der mittleren Anteile von PCDD/F bzw. dl-PCB an der TEQ-Summe (WHO 2005) entlang der Wirkungskette (Bezugsbasis Trockenmasse)

Auffällig waren bei Betrachtung der Einzelstandorte bzw. -proben die Abweichungen für die Standorte M2 und K1, bei denen vergleichsweise hohe Konzentrationssummen im Rindfleisch (im Vergleich zum Futtergras) ermittelt wurden, für K1 lag hier die Summe für Rindfleisch über der in der Rinderleber. Diese Abweichungen lassen sich zumindest teilweise über Unterschiede im Fettgehalt der untersuchten Rindfleischproben erklären.

Tabelle 6: Standortspezifische Darstellung der Konzentrationen und relativen Anteile von PCDD/F (blau) und dl-PCB (rot) an der TEQ-Summe (WHO 2005) entlang der Wirkungskette; Bezugsbasis TM

Fläche	TEQ-Summe Konzentration	TEQ-Summe relativer Anteil
D1		
G1		
S1		
M1		
M2		
A1		
K1		

5.5.1 Ableitung einer täglichen Aufnahme der Weidetiere von PCDD/F und dl-PCB

Realitätsnahe Aufnahmeszenarien zeigen, dass Weidetiere nicht nur das Futtergras, sondern neben dem bodennah wachsenden Grasfilz auch Bodenmaterial aufnehmen (vgl. Kapitel 3.3.3). Als plausible Annahme wird zumeist eine nicht vermeidbare Bodenaufnahme mit dem Futtergras von 3 % der Trockenmasse angenommen; auf dieser Basis wurden daher auch die Prüfwerte der BBODSCHV (1999) für die Grünlandnutzung abgeleitet (BMU, 1999). Auswertungen dazu, welche Mengen an Aufwuchs unterhalb der üblichen Schnitthöhe für die Probenahme des Futtergrases von Weidetieren aufgenommen werden, sind nicht bekannt; gleichwohl zeigen auch andere Untersuchungen die Relevanz dieses bodennahen Anteils des Aufwuchses auf (KAMPHUES ET AL., 2013).

Da die Relevanz nicht verneint werden kann, andererseits Weidetiere vorrangig als Hauptanteil den grünlandtypischen Aufwuchs aufnehmen, wurde hierzu die Annahme getroffen, dass in der mittleren täglichen Futterration der Weidetiere 95 % der Trockenmasseaufnahme aus dem Futtergras und 5 % aus dem Grasfilz entstammen. Die anhand dieser Annahmen abgeschätzten täglichen Aufnahmemengen lagen für PCDD/F zwischen 1,10 ng d^{-1} und 2,54 ng d^{-1} und für dl-PCB zwischen 0,47 ng d^{-1} und 1,61 ng d^{-1} (Tabelle 7). In der Gesamtaufnahme überwog in diesem Szenario für alle Standorte der Anteil der Aufnahme über das Futtergras (im Mittel ca. 81 %), gefolgt von der direkten Bodenaufnahme (im Mittel ca. 12 %) und der Aufnahme über den Grasfilzanteil (im Mittel ca. 7 %).

Tabelle 7: Abgeschätzte tägliche Gesamtaufnahme* der Weidetiere von PCDD/F und dl-PCB

Gesamtaufnahme	Mittel	D1	G1	S1	M1	M2	A1	K1
Summe PCDD/F TEQ (WHO, 2005) ng d^{-1}	1,65	1,34	2,31	1,54	1,10	1,40	2,54	1,31
Summe dl-PCB TEQ (WHO, 2005) ng d^{-1}	0,82	0,77	0,86	0,51	0,84	0,47	1,61	0,79
Summe PCDD/F+dl-PCB TEQ (WHO, 2005) ng d^{-1}	2,47	2,11	3,18	2,05	1,94	1,87	4,15	2,10

* Annahmen: tägliche Futteraufnahme von 10 kg TM (95 % Futtergras und 5 % Grasfilz) zzgl. einer unvermeidbaren Bodenaufnahme von 3 %; nach WEBER ET AL. (2015)

6 Bewertung und Diskussion

Der Oberboden gilt zumeist als Senke für Dioxine; er stellt durch die kontinuierlichere Anreicherung aber zunehmend auch eine Quelle dar (BUSSIAN ET AL., 2011). Die in den Bodenproben gemessenen PCDD/F-Konzentrationen unterschritten den Maßnahmenwert der BBODSCHV (1999) von 100 ng kg^{-1} (NATO-TEQ) für Kinderspielflächen erheblich und befanden sich alle auch unterhalb des Wertes von 5 ng kg^{-1} (NATO-TEQ), den die BUND-LÄNDER-AG DIOXINE (1993) für eine uneingeschränkte landwirtschaftliche Nutzung benannt hat. In der vom Bundeskabinett vorgelegten Novellierung der BBodSchV (E BBODSCHV, 2017) ist für die Grünlandnutzung ein Wert für die TEQ-Summe WHO nur für PCDD/F von 15 ng kg^{-1} niedergelegt. Demnach kann diesbezüglich ein bodenbezogener Gefahrenverdacht ausgeschlossen werden. Die PCDD/F-Konzentrationen der untersuchten Bodenproben lagen im Bereich von 0,79-4,37 ng kg^{-1} und ordneten sich im Bereich der üblichen Hintergrundwerte ein. KARDEL & MÜLLER (2016) geben für die PCDD/F-Konzentration in sächsischen Oberböden unter Grünlandnutzung im ländlichen Raum das 90. Perzentil mit 2,47 ng kg^{-1} an. Für dl-PCB wird der Hintergrundwert (90. Perzentil) mit 0,49 ng kg^{-1} benannt. Die in diesem Vorhaben untersuchten Bodenproben der Weideflächen wiesen Konzentrationen im Bereich von 0,18 ng kg^{-1} bis 0,42 ng kg^{-1} auf. Die sächsischen Hintergrundwerte liegen in der gleichen Größenordnung, wie die von UTERMANN ET AL. (2017) beschriebenen bundesweiten Hintergrundwerte. Einzelne Länderuntersuchungen weisen demgegenüber etwas höhere Hintergrundwerte (NRW – LANUV, 2015) oder niedrigere Hintergrundwerte (Bayern – LFU, 2016) aus. Ein Prüfwert für dl-PCB in Böden wurde bislang nicht abgeleitet und ist auch für die Novellierung der BBodSchV nicht vorgesehen; gleichwohl betonen WEBER ET AL. (2018) hierzu eine fachliche Notwendigkeit, insbesondere für die besonderen Szenarien der Freilandhaltung, z. B. bei Rindern und Geflügel.

Die Untersuchungen des Grasfilzes als Zwischenschicht zwischen dem Oberboden und dem futterrelevanten Grünlandaufwuchs belegten eine erhebliche Anhaftung von Bodenmaterial an das Pflanzenmaterial in diesem Bereich. Das zeigt auf, dass Weidetiere bei tiefem Verbiss größere Mengen an Bodenmaterial (und damit die darin enthaltenen Schadstoffe) aufnehmen können, im Vergleich zu Untersuchungen am Aufwuchs bei üblichen Schnitthöhen. Futtermittelrechtliche Bewertungsmaßstäbe sind für diese Zwischenschicht nicht einschlägig und bindend, da diese sich auf den Bereich oberhalb der praxisrelevanten Schnitthöhe beziehen. Gleichwohl würden die untersuchten Grasfilzproben mit Blick auf die Konzentrationen an PCDD/F den futtermittelrechtlichen Maßstäben nur noch knapp gerecht; eine Probe der Fläche K1 aus der Elbaue wies zumindest eine Überschreitung des Aktionsgrenzwertes auf, der zur Ursachenermittlung und Minderungsmaßnahmen auffordern würde. Da die Belastung vornehmlich auf die Anhaftung von Bodenmaterial beruhte, lag im Verhältnis zwischen PCDD/F und dl-PCB der Schwerpunkt noch bei den PCDD/F. Das zeigte sich auch an den geringen dl-PCB-Konzentrationen im Grasfilz, die deutlich unterhalb des Aktionsgrenzwertes für diese Stoffgruppe lagen.

Es ist dabei zu betonen, dass die Standorte dieser Untersuchung im ländlichen Raum Bodenkonzentrationen im Hintergrundwertebereich aufwiesen. Bei Standorten mit höheren Konzentrationen im Boden, im Verdichtungsraum oder aufgrund einer spezifischen Eintragssituation kann der Aspekt der Anhaftung von Bodenmaterial und dessen Aufnahme durch Weidetiere auch eine deutlich höhere Schadstoffaufnahme bedeuten. Das zeigten auch Untersuchungen von KAMPHUES ET AL. (2006 und 2011) auf belasteten Überschwemmungsflächen der Elbe: Während Grasaufwuchsproben die futtermittelrechtlichen Höchstgehalte (knapp) einhielten, zeigte die tief abgeschnittene Gras(filz)schicht um mehr als den Faktor 10 höhere PCDD/F-Konzentrationen. Die Dioxinexposition von Wiederkäuern ergibt sich zusätzlich zu den direkten Konzentrationen im Futter sowohl über den anhaftenden Bodenanteil als auch über die direkte Bodenaufnahme beim Weidegang (SCAN, 2000). SCHULZ ET AL. (2004 und 2005a und b) wiesen darauf hin, dass mit abnehmender Schnitthöhe und steigender Zahl der Arbeitsgänge während der Futterwerbung (besonders bei Silage) der Eintrag von Dioxinen zunimmt.

Die Konzentrationen an PCDD/F und dl-PCB im Grünlandaufwuchs waren deutlich geringer, als die des bodennahen Grasfilzes und lagen sehr deutlich unterhalb der diesbezüglichen Anforderungen des Futtermittelrechts. Beim Grünlandaufwuchs selbst, der entsprechend der futtermittelrechtlichen Vorgaben bei praxisüblicher Schnitthöhe beprobt wurde, spielte die Bodenanhaftung kaum noch eine Rolle. Zum einen belegt das der Vergleich zwischen gewaschenen und ungewaschenen Aufwuchsproben mit ausgesprochen ähnlichen Konzentrationen, zum anderen der Vergleich zwischen den Anteilen an PCDD/F und dl-PCB an der TEQ-Summe (WHO, 2005). Während im Boden der Anteil an dl-PCB noch etwa 15 % und im Grasfilz etwa 20 % ausmachte, zeigten die Grasfutterproben bereits im Mittel über 40 % als Anteil für die dl-PCB. Damit müssen andere Prozesse den Gehalt von PCDD/F und dl-PCB in der Pflanze bestimmen, als die Verschmutzung mit Bodenmaterial. Für PCDD/F beschrieben SCHWIND ET AL. (2009, 2010, 2012) eine starke Korrelation zwischen dem Anteil bodenbürtiger Verschmutzung (oftmals bestimmt über den Gehalt HCl-unlöslicher Asche) und den PCDD/F-Gehalten in Proben von Grasaufwuchs, Grassilage oder Heu; sie fanden jedoch keinen Zusammenhang zu den Gehalten an dl-PCB. Ob hierfür bodennahe atmosphärische Prozesse, eine bevorzugte spezifische Adsorption auf den wachshaltigen Blattoberflächen oder selektive systemische Prozesse innerhalb der Pflanze einen Beitrag leisten, war nicht Gegenstand dieser praxisorientierten Untersuchung. Die „Bevorzugung“ von dl-PCB beim Transfer in den Grasaufwuchs belegten auch KÖRNER ET AL. (2006) und HEMBROCK-HEGER (2011 und 2013). Möglicherweise ist diese Bevorzugung der wesentliche Schritt für den Eintrag von dl-PCB in die terrestrische Nahrungskette und deren bevorzugte Akkumulation in Nutztieren (KÖRNER, 2006).

Da die PCB offenbar auch beim carry-over in das Weidetier gegenüber den PCDD/F bevorzugt werden (BMU, 2013; WEBER ET AL., 2015), werden hier kritische Konzentrationen von dl-PCB bereits unterhalb des futtermittelrechtlichen Aktionswertes (0,35 ng kg^{-1} TEQ (WHO, 2005) bei 88 % TM) gesehen und für die Erzeugung von Rindfleisch aus Mutterkuhhaltung auf der Weide mit Bezug auf 88 % TM im Bereich von 0,15 bis 0,2 ng kg^{-1} angegeben (WEBER ET AL., 2014; HOOGENBOOM, 2013). Die mittleren dl-PCB Gehalte im Aufwuchs lagen sowohl beim Grasfilz (0,10 ng kg^{-1} TEQ (WHO, 2005) bei 88 % TM) als auch beim Futtergras (0,06 ng kg^{-1} TEQ (WHO, 2005) bei 88 % TM) unter diesen kritischen Gehalten, schöpften diesen Wert aber bereits zu etwa 40 % aus. Bei Betrachtung der einzelnen Standorte zeigten sich Schwankungen: beim Standort A1 eine erhebliche Abweichung mit einer Ausschöpfung von über 90 % für das Futtergras und bei G1, S1 und M1 für den Grasfilz eine Ausschöpfung von über 80 %. Insgesamt wies der untersuchte Aufwuchs dl-PCB Gehalte auf, die (noch) als unkritisch zu bezeichnen sind. Dabei ist darauf hinzuweisen, dass die untersuchten Standorte alle im ländlichen Raum lagen und mit Blick auf die Bodengehalte auch hier im Bereich typischer Konzentrationen. Auch WEBER ET AL. (2014) zeigten, dass die Gehalte im Aufwuchs in unbelasteten Gebieten des ländlichen Raumes unterhalb der kritischen Gehalte liegen. Auswertungen von sächsischen Bodenuntersuchungen durch KARDEL & MÜLLER (2016) zeigten, dass in verdichteten Bereichen und im Umfeld der Ballungsräume um Dresden, Leipzig und Chemnitz auf Grünlandflächen mit höheren Gehalten zu rechnen ist. HARTMANN ET AL. (2012), HEMBROCK-HEGER ET AL. (2013) und WEBER ET AL (2015) belegten für Nordrhein-Westfalen, Bayern, Baden-Württemberg und die Schweiz den Einfluss der Siedlungsdichte auf die dl-PCB-Gehalte direkt auch für den dort untersuchten Grasaufwuchs.

Diese Hinweise werden bei Betrachtung der täglichen Gesamtaufnahme durch Weidetiere bei Gegenüberstellung einer tolerablen Körperdosis unterstrichen, die von HOOGENBOOM (2013), WEBER ET AL. (2015 und 2018) und UBA (2018) auf Grundlage von Erhebungen und carry-over-Modellen für die dl-PCB bei 2 ng TEQ pro Tag und Tier angegeben wurden. Im Mittel wurden diese Gesamtaufnahmen (Boden, Grasfilz und Grasfutter) zu ca. 41 % ausgeschöpft, jedoch im Einzelfall (A1) auch zu über 80 %. WEBER ET AL. (2015 und 2018) zeigten das additive Zusammenwirken der beiden Aufnahmekomponenten Boden und Aufwuchs für die dl-PCB anschaulich auf: Unter der Maßgabe, dass über das Futtergras überhaupt kein Eintrag erfolgt, wäre die Vorgabe der BUND/LÄNDER AG DIOXINE von 1993 für Konzentrationen im Boden in Höhe von 5 ng kg^{-1} TS ausreichend. Ohne jeglichen Beitrag des Bodens wären Konzentrationen im Futtergras von 0,15 bis 0,2 ng kg^{-1} TS als Beginn des kritischen Bereichs zu kenn-

zeichnen (Abbildung 11). Diese Kombination erscheint insbesondere dann geboten, wenn sich im Aufwuchs nicht nur bodenbürtige Belastungen wiederfinden, sondern zusätzlich atmosphärische Einträge, die im siedlungsnahen Bereich in höherem Maße zu verzeichnen sind, als im ländlichen Raum. Bereits bei Konzentrationen von dl-PCB von 0,5 ng kg^{-1} TS im Boden reichen Gehalte im Aufwuchs von knapp unterhalb von 0,15 ng kg^{-1} TS aus, um die kritische Aufnahmemenge zu überschreiten. Im Mittel wurden diese kritischen Gehalte bei den sechs betrachteten sächsischen Standorten im ländlichen Raum unterschritten, aber ein Einzelfall (A1) erreichte diesen Grenzbereich (Abbildung 11). Das UBA (2018) führte aus, dass selbst in ländlichen Gebieten bei niedrigen Siedlungsdichten solche Problemlagen entstehen können, insbesondere mit Blick auf den Transfer in Kälber.

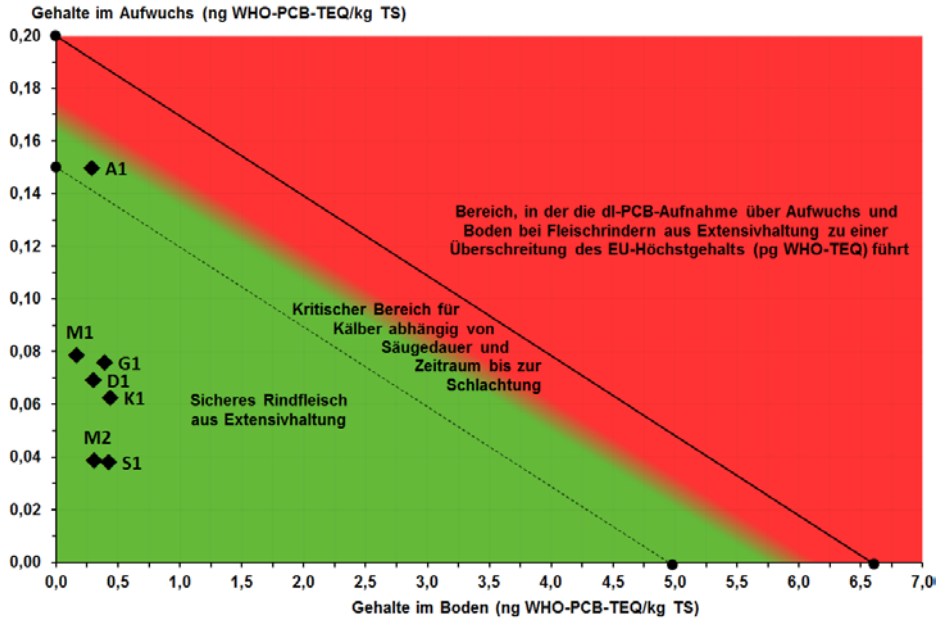


Abbildung 11: Ableitung von kritischen Gehalten an dl-PCB im Aufwuchs und Boden, die bei Rindfleisch aus extensiver Haltung zur Höchstgehaltsüberschreitung führen (WEBER ET AL., 2015 und 2018; UBA, 2017) bei Annahme einer Futteraufnahme von 10 kg TM pro Tag und einer unvermeidbaren Bodenaufnahme von 3 % – mit Darstellung der Ergebnisse dieser sächsischen Untersuchungen [2]

Aufgrund dieser Kombinationseffekte ist darauf hinzuweisen, dass auch aufgrund des spezifischen carry-overs in das Tier ein Einhalten von Grenzwerten oder Höchstgehalten zu Beginn der Transferkette Boden-Futter-Tier nicht zwingend eine Überschreitung von Höchstgehalten in Lebensmitteln ausschließen kann, auch wenn dieses wünschenswert wäre (RAAMSDONK ET AL., 2009; SCHWIND & JIRA, 2012a). Insbesondere für den Boden sahen WEBER ET AL. (2018) aus diesem Grund eine Ableitung spezifischer Werteregelungen für die Nutzung durch Tiere zur Erzeugung von Lebensmitteln (insb. Weidetiere, Hühner) als erforderlich an. Zugleich unterstreicht dieser Kombinationseffekt von Boden und Aufwuchs die Notwendigkeit zur Verminderung der direkten und indirekten Aufnahme von Bodenmaterial (ELSÄßER ET AL., 2007), welches im Vergleich zum Aufwuchs in der Regel wesentlich höhere Schadstoffkonzentrationen beinhaltet. Diese Hinweise betreffen auch die Gruppe der PCDD/F, insbesondere bei belasteten Flächen. Obwohl deren Anteil an der Gesamt-TEQ-Belastung in der Wirkungskette in der Regel abnimmt, kann es zu futtermittel-/lebensmittelrechtlich kritischen Belastungen kommen.

[2] Nutzung der Abbildung mit freundlicher Genehmigung der Autoren und des Umweltbundesamtes

Bei allen untersuchten Rindfleischproben war festzustellen, dass die bestimmten Gehalte an PCDD/F und dl-PCB bzw. deren Summen unterhalb der jeweils geltenden Auslösewerte bzw. Höchstgehalte lagen. Der Höchstgehalt für Dioxine wurde dabei zu 8 % bis 26 % und der Höchstgehalt für die Summe der Dioxine und dl-PCB zu 26 % bis 47 % ausgeschöpft. Auch bei den Rinderleberproben konnten keine Überschreitungen der Höchstgehalte festgestellt werden; Auslösewerte sind für diese Warengruppe nicht geregelt. Der Höchstgehalt für Dioxine wurde zu 13 % bis 47 % und der Höchstgehalt für die Summe der Dioxine und dl-PCB zu 16 % bis 46 % ausgeschöpft. Der TEQ-Anteil der dl-PCB lag im Mittel mit 65 % deutlich über dem Anteil der PCDD/F, aber noch unterhalb des Anteils, der für deutsche Rindfleischproben von BVL/UBA (2012/2015) in Höhe von 73 % sowohl für Mutterkühe, als auch die Kälber veröffentlicht wurde. Bei den dl-PCB war in der gesamten Wirkungskette das PCB 126 vorherrschend, in den Fleischproben mit ca. 90 % des TEQ-Anteils besonders ausgeprägt. Diese Dominanz des PCB 126 beschrieb auch BLV (2016) als typisch für dl-PCB-Gehalte im Rindfleisch aus naturnaher Produktion in der Schweiz; erhöhte Konzentrationen im Fleisch hatten hier punktbezogene Eintragsquellen als Ursache, die regelmäßig zu einer Abweichung von dieser Dominanz führten.

Typische Konzentrationen an dl-PCB in deutschem Rindfleisch aus Weide- und Freilandhaltung (n = 251) liegen nach JUD (2013) bei 2,01 ng kg^{-1} Fett (Median) bis 3,91 ng kg^{-1} Fett (90. Perzentil) und damit deutlich über den Konzentrationen in Tieren aus Stallhaltung (Median 0,26 ng kg^{-1} Fett / 90. Perzentil 1,52 ng kg^{-1} Fett). Die in diesem Vorhaben bestimmten Konzentrationen an dl-PCB der Weidetiere lagen mit einem Bereich von 0,53 bis 1,21 ng kg^{-1} Fett sehr deutlich unterhalb dieser typischen Gehalte. Das betrifft auch die TEQ-Summe (WHO, 2005) für PCDD/F+dl-PCB, für die typische Werte von 2,74 ng kg^{-1} Fett (Median) bis 5,06 ng kg^{-1} Fett (90.Perzentil) angegeben wurden. In diesem Vorhaben lag der Bereich für diese Summe im Fleisch der Weidetiere zwischen 1,04 und 1,86 ng kg^{-1} Fett. In der Auswertung von JUD (2013) erfolgte keine Betrachtung des Einflusses der Siedlungsdichte, so dass sich die vergleichsweise geringen Konzentrationen der Tiere aus dem Bereich des ländlichen Raumes in Sachsen möglicherweise über diese Einflussgröße erklären lassen. Für Rindfleisch aus den Niederlanden wurden vergleichbar geringe mittlere Konzentrationen berichtet (ADAMSE ET AL., 2017); die Autoren wiesen dabei darauf hin, dass diese niedrigen Gehalte den Hintergrundbereich darstellen, der kaum weiter vermindert werden könnte aufgrund der vorhandenen Hintergrundgehalte im Umweltbereich. Ähnliches berichtete BMU (2018) zu den mittleren Konzentrationen in der Kuhmilch, die nach deutlicher Abnahme in den 1990er Jahren ab ca. 2003 auf niedrigem, stabilem Niveau verharren.

Die Ausschöpfungen der Höchstgehalte im Rindfleisch bis fast 50 % sind insbesondere im Hinblick darauf, dass Erzeugnisse von Tieren von unbelasteten Weideflächen im ländlichen Raum untersucht wurden, kritisch zu würdigen. Sie geben zusammen mit zahlreichen Ergebnissen anderer Studien und Erhebungen Hinweise, dass eine Weidehaltung von Rindern hinsichtlich der Dioxin- und PCB-Belastung im Fleisch besonders der Nachkommen bei Mutterkuhhaltung problematisch sein kann (UBA, 2018; BMU, 2018), auch wenn in diesem Vorhaben keine Höchstgehaltsüberschreitungen zu verzeichnen waren.

Auf Grund dieser Sachlage sollten für eine Beweidung nur Flächen genutzt werden, welche keine erhöhten Gehalte an Dioxinen und insbesondere nicht von dl-PCB aufweisen. Auch bei nur typischen Gehalten im Boden und Futtergras sollten alle Maßnahmen der guten landwirtschaftlichen Praxis genutzt werden, um die Bodenaufnahme gering zu halten und so den Transfer in das Weidetier zu vermindern. Vor der Beweidung sollte diesbezüglich immer eine Risikoabschätzung vorgenommen werden. Für Flächen mit einem möglichen Belastungsverdacht der Böden und des Futters bedarf es einer Untersuchung der Einzelsituation. Je nach den Ergebnissen der Betrachtung können auch Maßnahmen des Weidemanagements (LK NIEDERSACHSEN, 2014) dazu beitragen, die Fleischqualität mit Blick auf die Gehalte an Dioxinen und dl-PCB zu sichern, ebenso wie die Ausdehnung der Zeitspanne nach dem Absetzen bis zur Schlachtung (WAHL ET AL., 2013) mit Haltung unter „schadstoffarmen“ Bedingungen mit Blick auf Boden und Futter (UNGEMACH, 2013). Aktuelle Untersuchungen belegen dabei die Abnahme der Belas-

tung im Tier durch dl-PCB und zeigen sensitive Biomarker auf, die den dl-PCB-Status widerspiegeln (GIROLAMI ET AL., 2018).

Insgesamt besteht in diesem Thema – auch über die Transferkette „Boden-Grünland-Rind“ hinaus – noch erheblicher Forschungs- und Entwicklungsbedarf (WEBER ET AL., 2018). Dieser wird auch weiterhin entsprechend adressiert, wie aktuelle Beiträge der EFSA von HOOGENBOOM (2018) zum Transfer in Lebensmittel und Menschen und KNUTSEN (2018) zu einer möglichen Absenkung der tolerablen Aufnahmemenge auf der internationalen Fachtagung DioXin im August 2018 belegen. So hat die EFSA (2018a) nach umfangreichen fachlichen Abstimmungen die für den Menschen tolerierbare wöchentliche Aufnahmemenge für Dioxine und dl-PCB von bisher 14 Pikogramm auf nunmehr 2 Pikogramm pro Kilogramm Körpergewicht abgesenkt. Das CONTAM-Panel der EFSA kommt zu dem Schluss, dass dieser Wert auf Basis der Verzehrdaten in Europa deutlich überschritten wird (BFR, 2018). Insgesamt muss daher von einer künftig erweiterten Problemlage beim Transfer von Dioxinen und dl-PCB in tierische Lebensmittel ausgegangen werden. Zudem geraten neben den chlorierten POPs auch zunehmend andere Halogen- oder Organophosphor-Verbindungen in das Blickfeld, die offenbar ähnliche Probleme erwarten lassen (WEBER, 2017). Diese Entwicklungen werden durch die ressortübergreifende AG Dioxine in Sachsen weiterhin aufmerksam begleitet werden.

7 Schlussfolgerungen

In diesem Vorhaben wurden an sechs ausgewählten Standorten im ländlichen Raum Sachsens und diesbezüglich typischen Hintergrundgehalten exemplarische Untersuchungen zum Transfer von PCDD/F und dl-PCB in der Kette Boden – Grünland – Weiderind vorgenommen. Die Ergebnisse ordnen sich in den aktuellen Kenntnisstand in diesem Themenfeld und die Ergebnisse von Vorhaben anderer Bundesländer sehr gut ein und erlauben daher trotz des geringen Probenumfangs folgende, fachbezogene Schlussfolgerungen.

- Es findet ein Transfer von Dioxinen und dl-PCB in der Wirkungskette Boden-Grünland-Weiderind statt, sodass dieser Problematik auch künftig besondere Aufmerksamkeit zukommen sollte.
- Konkret zeigt die Gruppe der dl-PCB im Vergleich zu den PCDD/F eine besondere Relevanz, da der Anteil der dl-PCB an der Gesamtbelastung in dieser Wirkungskette erheblich ansteigt und Überschreitungen daher maßgeblich auf diese Stoffgruppe zurückzuführen sind.
- Auch auf Grünlandflächen im ländlichen Raum ohne spezifischen Belastungsverdacht ist der Transfer von Dioxinen und insbesondere dl-PCB nachweisbar. Höchstgehalte im Futtermittel oder den tierischen Lebensmitteln werden dabei nicht erreicht.
- Die Ausschöpfungsquote der Höchstgehalte im Rindfleisch wie auch der veröffentlichten kritischen Gehalte im Boden und Aufwuchs und der tolerablen Schadstoffaufnahme durch das Weiderind legen den Verdacht nahe, dass auf Flächen mit erhöhten Konzentrationen, im siedlungsnahen Umfeld oder bei spezifischen Eintragssituationen der Transfer insbesondere von dl-PCB ausreicht, um eine lebensmittelrechtliche Relevanz zu entfalten. Darauf weisen auch die Beanstandungsquoten bisheriger Untersuchungen des Bundes und anderer Länder hin.
- Daher sollte diese Problematik in der landwirtschaftlichen Praxis verstärkt berücksichtigt werden, sowohl bei der Auswahl von Weideflächen als auch bei den Möglichkeiten des Weidemanagements, um den Schadstoffübergang so weit wie möglich zu vermeiden. Hierbei können die diesbezüglichen Empfehlungen der Landwirtschaftskammer Niedersachsen eine gute Orientierung bieten.
- Aus den vorliegenden Ergebnissen sind keine Probleme bei der extensiven Haltung von Rindern in den ländlich geprägten Regionen Sachsens erkennbar. Sollten zukünftig im Rahmen der Futtermittelüberwachung oder im Rahmen der Lebensmittelüberwachung auffällige Gehalte festgestellt werden, dann ist vorgesehen unter Einbezug der ressortübergreifenden AG Dioxine eine gezielte Ursachenforschung beim entsprechenden landwirtschaftlichen Betrieb durchzuführen.

Literaturverzeichnis

ABU SOEST (2008): Wilde Weiden – Praxisleitfaden für Ganzjahresbeweidung in Naturschutz und Landschaftsentwicklung. Arbeitsgemeinschaft Biologischer Umweltschutz im Kreis Soest e. V. (Hrsg.), Autoren: M. Bunzel-Drüke, C. Böhm, G. Finck, R. Kämmer, E. Luick, E. Reisinger, U. Riecken, J. Riedl, M. Scharf, O. Zimball, Sassendorf-Lohne 2008.

ACHILLES, W. ET AL. (2010): Ganzjährige Freilandhaltung von Mutterkühen – tier- und standortgerecht. KTBL-Schrift 481, Darmstadt.

ADAMSE, P.; SCHOSS, S.; THEELEN, R.M.C.; HOOGENBOOM, R. (2017): Levels of dioxins and dioxin-like PCBs in food of animal origin in the Netherlands during the period 2001-2011. Food Additives & Contaminants: Part A, Vol. 34, No. 1, S. 78-92.

AEA (1999): Compilation of EU Dioxin Exposure and Health Data – Summary Report for European Commission DG Environment and UK Department of the Environment Transport and the Regions (DETR). AEA Technology plc, authors: Buckley-Golder et al., http://ec.europa.eu/environment/archives/dioxin/pdf/dioxin.pdf.

ANKE, M.; GROPPEL, B.; GLEI, M. (1994): Der Einfluß des Nutzungszeitpunktes auf den Mengen- und Spurenelementgehalt des Grünfutters. Das wirtschaftseigene Futter Heft 40, S. 304-319.

BAKKER, M. (2015): Zukunftsfähigkeit von extensiven Beweidungskonzepten – Entwicklung von Szenarien für den Naturschutz und die Landwirtschaft am Beispiel der Treenelandschaft. Masterarbeit Landschaftsökologie, Carl von Ossietzki Universität Oldenburg.

BALLSCHMITER, K.; ZELL, M. (1980): Analysis of Polychlorinated Biphenyls (PCB) by Glass Capillary Gas Chromatography. In: Fresenius Zeitschrift für Analytische Chemie 1980, Heft 302, S. 20-31.

BAUER, T.; DUNKEL, S.; GRÄFE, E.; KNORR, W.; MAIER, U.; PEYKER, W. (2015): Leitlinie zur effizienten und umweltverträglichen Mutterkuhhaltung. Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft (Hrsg.), Jena; http://www.tll.de/www/daten/publikationen/leitlinien/ll_mkh.pdf.

BBODSCHV (1999): Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung. Verordnung zur Durchführung des Bundes-Bodenschutzgesetzes vom 16.06.1999. BGBl I S. 1554.

BFR (2012): Fragen und Antworten zu Dioxinen und PCB in Lebensmitteln. Aktualisierte FAQ des Bundesinstitutes für Risikobewertung vom 13. April 2012.

BFR (2018): Europäische Behörde für Lebensmittelsicherheit (EFSA) schlägt neuen gesundheitlichen Richtwert für Dioxine und dioxinähnliche polychlorierte Biphenyle vor. Mitteilung Nr. 036/2018 des Bundesinstitutes für Risikobewertung vom 20. November 2018; https://www.bfr.bund.de/cm/343/efsa-schlaegt-neuen-gesundheitlichen-richtwert-fuer-dioxine-und-dioxinaehnliche-polychlorierte-biphenyle-vor.pdf.

BLV (2016): Dioxine und PCB in Rindfleisch aus naturnaher Produktion“ und Folgebericht zu PCB-Rückständen in Rindfleisch. Berichte des Bundesamt für Lebensmittelsicherheit und Veterinärwesen, Schweizerische Eidgenossenschaft; https://www.blv.admin.ch/dam/blv/de/dokumente/lebensmittel-und-ernaehrung/lebensmittelsicherheit/stoffe-im-fokus/bericht-dioxine-pcb-rindfleisch-naturnahe-produktion.pdf.download.pdf/Dioxin_Rindfleisch.pdf.

BMU (1999): Bekanntmachung über Methoden und Maßstäbe für die Ableitung der Prüf- und Maßnahmenwerte nach der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV). BAnz. vom 28. August 1999, Beilage 161a.

BMU (2013): Umweltschutz – Standbein der Lebensmittelsicherheit - Dioxin- und PCB-Einträge vermeiden. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.), Stand Januar 2013.

BMU (2018): Verbraucherschutz vor Umweltkontaminanten in Lebensmitteln - Dioxine und PCB – Dioxine und Polychlorierte Biphenyle (PCB), Dioxine und PCB in der Umwelt, Übergang von Dioxinen und PCB in die Nahrungskette, Anreicherung von Dioxinen und PCB in der Nahrungskette, Frühwarnsystem. Online Darstellung vom 10.08.2018; https://www.bmu.de/themen/gesundheit-chemikalien/gesundheit-und-umwelt/lebensmittelsicherheit/verbraucherschutz/uebersicht-ueber-dioxine-und-pcbs/dioxine-und-pcb/.

BÖCKER, J.; MEYER-BURGDORF, K.-H.; ABEL, H. (1995): Bodenaufnahme beim Weidegang oder bei der Fütterung von Rindern. In: Landesumweltamt NRW (Hrsg.): Literaturstudien zum PCDD/F-Transfer vom Boden in die Nahrungskette, LUA-Materialien 11, S. 81-148, Essen.

BOGDAL, C.; ZÜST, S.; SCHMID, P.; GYALPO, T.; ZEBERLI, A.; HUNGERBÜHLER, K.; ZENNEGG, M. (2017): Dynamic Transgenerational Fate of Polychlorinated Biphenyls and Dioxins/Furans in Lactating Cows and Their Offspring. Environ. Sci. Technol., 2017, 51 (18), S. 10536-10545.

BRÄNDLE, S.; HECKENBERGER, G.; MARTIN, J.; MEYER, A.; SCHOLZ, H.; STEINBERGER, S. (2009): Empfehlungen zur Fütterung von Mutterkühen und deren Nachzucht. DLG-Fütterungsempfehlungen, DLG-Arbeitskreis Futter und Fütterung, Frankfurt, 12 S.

BUND/LÄNDER ARBEITSGRUPPE DIOXINE (1993), Richtwerte für Dioxine/Furane zur Bodennutzung und Bodensanierung (Tab. 11). 2. Bericht von 1993.

BUNZEL-DRÜKE, M. ET AL. (2015): Ganzjährige Weidelandschaften und NATURA 2000 – Ganzjahresbeweidung im Management von Lebensraumtypen und Arten im europäischen Schutzgebietssystem NATURA 2000. Heinz Sielmann Stiftung, Hrsg., Duderstadt, 292 S.

BUSSIAN, B.M.; GIESE, E.; SCHMIDT, S. (2011): Dioxin und kein Ende – Der Boden als Senke und Quelle von Schadstoffen. Aus UMID. Umwelt und Mensch-Informationsdienst (2011), Nr. 1, Umweltbundesamt.

BVL (2011): 4. Auswertung zu Dioxinen und PCB in Lebensmitteln. Datenquelle: Dioxin-Datenbank des Bundes und der Länder, Stand 20.12.2011, Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit https://www.bvl.bund.de/SharedDocs/Downloads/01_Lebensmittel/unerwuenschteStoffe/4_Auswertung_Dioxin_PCB.pdf.

BVL (2012-2016): Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit – Berichte über die Untersuchungsaktivitäten gemäß §44a LFGB, Untersuchungsberichte der Zeiträume 2012, 2013, 2014, 2015, 2016. https://www.bvl.bund.de/DE/01_Lebensmittel/02_UnerwuenschteStoffeOrganismen/05_Dioxine/Archiv_Untersuchungsaktivitaeten/lm_dioxine_archiv_untersuchungen_node.html.

BVL/UBA (2012/2015): Dioxine und PCB in Rindfleisch aus Mutterkuhhaltung 2011. Tabelle Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit; Auswertung/Bericht des Umweltbundesamtes; https://www. umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/384/bilder/2_abb_dioxin-pcb-rindfleisch-mutterkuhhaltung_2018-02-02.png.

DAUERT, U. (2014): PCB – Betrachtung des Luftpfades. Fachgespräch „Eintragspfade von PCB in Rindfleisch“, BMUB Bonn, 3. Juni 2014; https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/dokumente/ dauert_pcb_fachgespraech_bonn.pdf.

DUMORTIER, P.; ELSKENS, M.; FOCANT, J.F.; GOEYENS, L.; VANDERMEIREN, K.; PUSSEMIER, L. (2012): Potential impact of fertilization practices on human dietary intake of dioxins in Belgium. Science of the Total Environment, Vol. 423, S. 47-54.

E-BBODSCHV (2017): Verordnung zur Einführung einer Ersatzbaustoffverordnung, zur Neufassung der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung und zur Änderung der Deponieverordnung und der Gewerbeabfallverordnung (Entwurf und Begründung); Bundesratsdrucksache 566/17 vom 17.07.2017.

EFSA (2018): Review of the existing maximum residue levels for copper compounds according to Article 12 of Regulation (EC) No 396/2005. EFSA Journal March 2018:16(3):5212; doi: 10.2903/j.efsa.2018.5212.

EFSA (2018a): Risk for animal and human health related to the presence of dioxins and dioxin-like PCBs in feed and food. EFSA Panel in Contaminants in the Food Chain (CONTAM); EFSA Journal 2018;16(11):5333; http://www.efsa.europa.eu/en/efsajournal/pub/5333.

ELSÄßER, M., NUßBAUM, H., EHRMANN, O.; FELDWISCH, N. (2007): Maßnahmenkatalog zur verschmutzungsarmen Nutzpflanzenernte. Abschlussbericht des LABO Forschungsvorhabens B 4.03, Aulendorf; https://www.labo-deutschland.de/documents/33_Anlage_TOP_14_Nutzpflanzenente_kurz_1cc.pdf

FBU (2014): Methodensammlung Boden- / Altlastenuntersuchung, Version 1.0, Stand: 4. Juni 2014. Fachbeirat Bodenuntersuchungen (FBU) beim Bundesministerium für Umwelt, download unter https://www.umweltbundesamt.de/themen/boden-landwirtschaft/kommissionen-beiraete/fachbeirat-bodenuntersuchungen-fbu.

GIROLAMI, F.; BADINO, P.; SPALENZA, V.; MANZINI, L.; RENZONE, G.; SALZANO, A.; DAL PIAZ, F.; SCALONI, A.; RYCHEN, G.; NEBBIA, C. (2018): Identification of candidate biomarkers of the exposure to PCBs in contaminated cattle: A gene expression- and proteomic-based approach. Sci Total Environ. 2018 Nov 1; Issue 640-641, S. 22-30.

GRÄFE, E. (2013): Betriebswirtschaftliche Richtwerte der Mutterkuhhaltung. Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft (Hrsg.), Jena; 18 S. http://www.tll.de/www/daten/publikationen/richtwerte/muk_rw.pdf.

GOLZE, M., BALLIET, U.; BALTZER, J.; GÖRNER, C.; POHL, G.; STOCKINGER, C.; TRIPHAUS, H.; ZENS, J. (1997): Extensive Rinderhaltung – Fleischrinder und Mutterkühe. 1. Auflage, BLV Verlagsgesellschaft mbH München, Wien, Zürich.

GUDE, K.; TAUBE, V.; BRUNS-WELLER, E.; SEVERIN, K.; SCHULZ, A.J.; KAMPHUES, J. (2008): Dioxine und dl-PCB als Futtermittelkontaminanten und ihre Bedeutung für die Lebensmittelsicherheit. In: Übers. Tierernährung 38, S. 93-144.

HARTMANN, F.; HEMBROCK-HEGER, A.; LEISNER-SAABER, J.; SOBCZAK, D. (2012): Dioxine und dl-PCB in Fleisch von Rindern aus extensiver Haltung und in Böden der Weideflächen im Rahmen des Bundesweiten Überwachungsplans BÜp 2011 (1.9). Landesamt für Naturschutz, Umwelt- und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen; https://www.lanuv.nrw.de/fileadmin/lanuv/boden/pdf/berichtpcbbodenrinder2011.pdf.

HEMBROCK-HEGER, A. (2011): Dioxine und PCB in Böden, Pflanzen, Futter- und Lebensmitteln in Überschwemmungsgebieten in NRW. UBA-Fachgespräch Dioxine und PCB, 13.-14.10.2011, https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/dokumente/02_a_hembrock_heger.pdf.

HEMBROCK-HEGER, A., LEISNER, J.; HARTMANN, F. (2013): PCB in Böden, Pflanzen und Rindfleisch aus Weidehaltung – Untersuchungen in Nordrhein-Westfalen. Fachgespräch Eintragspfade von PCB in Rindfleisch, BMU 05.02.2013.

HENNECKE, D.; BECKER, L.; DÜRING, R.-A. (2011): Expositionsbetrachtung und Beurteilung des Transfers von Dioxinen, dioxinähnlichen PCB und PCB – Literaturstudie im Auftrag des Umweltbundesamtes. UFOPLAN FKZ 3709 72 228, UBA-Texte 57/2011.

HESS, H. D.; GEINOZ, M.; BOUILLOT, H. (2009): PBC in Swiss beef. Research Station Agroscope Liebefeld-Posieux ALP, P.O. Box 64, 1725 Posieux; Feed Safety conference, October 6-7 2009, Wageningen.

HOOGENBOOM, L.; VAN DAM, G.; IMMERZEEL, J.; OEGEMA, G.; VAN DER KRAATS, C.; TRAAG, W. (2012): Problem with Dioxins and dioxin-like PCBs in free range eggs. 32nd International Symposium on Halogenated Organic Pollutants, 26-31. August 2012, Cairns/Australia.

HOOGENBOOM, L. (2013): Carry-over of PCBs to cows and chickens – knowns and unknowns. Ergebnisse des Fachgesprächs am 05. Februar 2013 im Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit in Bonn.

HOOGENBOOM, L.; TEN DAM, G.; VAN BRUGGEN, M.; JEURISSEN, S.; VAN LEEUWEN, S.; THEELEN, R.; ZEILMAKER, M. (2016): Polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans (PCDD/Fs) and biphenyls (PCBs) in home-produced eggs. Chemosphere 150, S. 311-319.

HOOGENBOOM, R. (2018): Dioxins in food and feed: Transfer and risks of PCDD/Fs and DL-PCBs in farm animals. European Food Safety Authority Special Session: EFSA Risk Assessments of Persistent Organic Pollutants in Food and Feed; DioXin 2018, 26.-31.08.2018, Kraków, Poland.

HOOGENBOOM, R. (2018a): Dioxins in food and feed: Exposure assessment and human levels of PCDD/Fs and DL-PCBs. European Food Safety Authority Special Session: EFSA Risk Assessments of Persistent Organic Pollutants in Food and Feed; DioXin 2018, 26.-31.08.2018, Kraków, Poland.

HOY, S.; GAULY, M.; KRIETER, J. (2016): Nutztierhaltung und -hygiene; 2. Auflage, Verlag Eugen Ulmer.

JEDICKE, E.; METZNER, J. (2015): Entwicklung der extensiven Beweidung als zukunftsfähiges Naturschutzinstrument in der EU, im Bund und in den Bundesländern. Abschlussbericht Deutsche Bundesstiftung Umwelt Az 29419-33/2.

JEDICKE, E.; WEIDT, H. (2017): Landschaftspflege mit Rindern – Ein Leitfaden für Rinderhalter. Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (Hrsg.), ; https://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/natur/40674.htm.

JUD, M. (2013): Untersuchungsergebnisse zum Gehalt von PCB in Rindfleisch aus der Dioxindatenbank des Bundes und der Länder. Ergebnisse des Fachgesprächs am 05. Februar 2013 im Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsichersicherheit in Bonn.

KAMPHUES, J.; SCHULZ, A.J. (2006): Dioxine: Wirtschaftseigenes Risikomanagement – Möglichkeiten und Grenzen. Dtsch. tierärztl. Wochenschr. 113(8), S. 298-303.

KAMPHUES, J.; GUDE, K.; SCHULZ, A.J.; TAUBE, V.; BRUNS-WELLER, E.; SASSEN, K.; SEVERIN, K. (2011): Untersuchungen zur Nutzung Dioxin-exponierter Grünlandflächen durch Rinder und Schafe. Fachgespräch „Belastung der terrestrischen Umwelt mit Dioxinen und PCB“, Berlin, 13.-14.10.2011.

KAMPHUES, J.; UNGEMACH, L.; BRUNS-WELLER, E.; KNOLL, A.; SEVERIN, K.; ENDE, B.; HEUER, H.; SCHNEIDER, J.; VOSSLER, C.; SASSEN, K.; APPHUN, H. (2013): Konzepte zur Nutzung von belastetem Grünland – aktuelle Erfahrungen mit dl-PCB. Fachgespräch „Eintragspfade von PCB in Rindfleisch, BMUB Bonn, 05.02.2013.

KARDEL, K.; MÜLLER, I. (2016): Hintergrundwerte für sächsische Böden - Auswertungen zu organischen Schadstoffen – Teil 2: PCDD/F, dl-PCB, PAK, DDX, PCB6. Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (Hrsg.), https://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/boden/42714.htm, Dresden.

KNUTSEN, H. (2018): Dioxins in food and feed: Adverse effects of PCDD/Fs and DL-PCBs in humans and revising the TWI. European Food Safety Authority Special Session: EFSA Risk Assessments of Persistent Organic Pollutants in Food and Feed; DioXin 2018, 26.-31.08.2018, Kraków, Poland.

KÖRNER, W. (2006): Dioxinähnliche PCB und Dioxine. In: Bayerisches Landesamt für Umwelt (Hrsg.): Chemikalien in der Umwelt – Vorkommen, Belastungspfade, Regelungen. Fachtagung am 18. Oktober 2006 in Augsburg, 95 – 104 (http://www.lfu.bayern.de/umweltwissen/doc/uw_btb_8_chemikalien_umwelt_vorkom men_ belastungspfade_regelungen.pdf).

KÖRNER, W.; SCHÄDEL, S.; BAHNER, S.; KERST, M.; WALLER, U.; KÖHLER, J. (2006): Ermittlung der Immissionsbelastung durch polychlorierte Dioxine (PCDD) und Furane (PCDF) sowie dioxinähnliche PCB in Bayern. Abschlussbericht zum FuE-Projekt Nr. 7050, Mai 2002 bis Mai 2004, Bayerisches Landesamt für Umwelt.

LAKE, I.R.; FOXALL, C.D.; FERNANDES, A.; LEWIS, M.; WHITE, O.; MORTIMER, D.; DOWDING, A.; ROSE, M. (2014): The effects of river flooding on dioxin and PCBs in beef; Science of the Total Environment Vol. 491/492, S. 184-191.

LANUV (2015): Hintergrundwerte für Schadstoffgehalte in Böden – Aktualisierung der Werte und Karten für Nordrhein-Westfalen. LANUV-Fachbericht 66;Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (Hrsg.), Recklinghausen 2015.

LEP (2013): Verordnung der Sächsischen Staatsregierung über den Landesentwicklungsplan Sachsen (Landesentwicklungsplan 2013 - LEP 2013) vom 14. August 2013. Texte und Kartenwerke verfügbar unter http://www.landesentwicklung.sachsen.de.

LFU (2016): Hintergrundbelastung bayerischer Oberböden und Humusauflagen mit PCDD/F und dl-PCB. Bayerisches Landesamt für Umwelt (Hrsg.).

LK NIEDERSACHSEN (2014): PCB und Dioxine in Rindfleisch - Haltungsempfehlungen für Rinderhalter. Merkblatt der Landwirtschaftskammer Niedersachsen vom 22.01.2017; https://www.laves.niedersachsen.de /download/88272/Merkblatt_PCB_und_Dioxine_in_Rindfleisch_Haltungsempfehlungen_fuer_Rinderhalter.pdf.

LUICK, R. (2002): Möglichkeiten und Grenzen extensiver Weidesysteme mit besonderer Berücksichtigung von Feuchtgebieten. In: ANL - Bayrische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (Hrsg.),: Beweidung in Feuchtgebieten - Stand der Forschung, Erfahrungen aus der Praxis, naturschutzfachliche Anforderungen. Laufen/Salzbach: Schriftenreihe Laufener Seminarbeiträge 1/02.

LUICK, R. (2013): Extensive land use systems and their significance for safeguarding European cultural and ecological heritage. The Prospect of the 2014 EU Cap Reform; Cluj-Napoca, Bulletin UASMV Serie Agriculture 70 Heft 1-2, S. 5-24.

LUICK, R., JEDICKE, E., METZNER, J. (2015): Extensive Beweidung von Grünland – Auswirkungen der neuen Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP). Natur und Landschaft 90 (6), S. 283-289.

HIRAKO, M. (2017): Comparison of the levels of dioxins and dioxin-like compounds in blood and milk in grazing beef cows. Grassland Science Vol 54(2), S. 98-106.

MALISCH, R. (2017): Incidents with Dioxins and PCBs in Food and Feed-Investigative Work, Risk Management and Economic Consequences. Journal of Environmental Protection (8), S. 744-785.

NATO/CCMS (1988): International Toxicity Equivalency Factor (I-TEF) – Method of risk assessment for complex mixtures of Dioxines and related compounds. North Atlantic Treaty Organization, Committee on challenges of modern society, report number 176.

NEUGEBAUER, F.; LOHMANN, N.; PÄPKE, O. (2014): The Relevance of Soil for Human Exposure to Dioxins. Intersol March 2014, Lille, France. https://www.intersol.fr/download/download.php?f=Frank_Neugebauer_Eurofins _GfA_Service_Intersol_2014.pdf.

NITSCHE, S. & L. NITSCHE (1994): Extensive Grünlandnutzung, Praktischer Naturschutz. Radebeul, Neumann Verlag.

RAAMSDONK, L.; EIJKEREN, J.; MEIJER, G.; RENNEN, M.; ZEILMAKER, M.; HOOGENBOOM, L.; MENGELERS, M. (2009): Compliance of feed limits does not mean compliance of food limits. Biotechnol. Agron. Soc. Environ. 2009 13(S), S. 51-57.

SCAN (2000): Opinion of the Scientific Committee on Animal Nutrition on the dioxin contamination of feedingstuffs and their contribution to the contamination of food of animal origin. http://ec.europa.eu/food/ committees/scientific/out55_en.pdf.

SCHRENK, D. (2011): Ultragifte oder Panikmache? Toxizität der Dioxine. Biol. Unserer Zeit 41, Nr. 3, S. 174-180.

SCHULZ, A.J.; WIESMÜLLER, T.; APPUHN, H.; STEHR, D.; SEVERIN, K.; LANDMANN, D.; KAMPHUES, J. (2004): Dioxin Concentration in milk, faeces and tissues of cows related to feed contamination. Organohalogen Compounds 66, S. 2000-2007.

SCHULZ, A.J.; WIESMÜLLER, T.; APPUHN, H.; STEHR, D.; SEVERIN, K.; LANDMANN, D.; KAMPHUES, J. (2005a): Dioxin concentration in milk and tissues of cows and sheep related to feed and soil contamination. Journal of Animal Physiology and Animal Nutrition 89, 72-78.

SCHULZ, A.J.; WIESMÜLLER, T.; APPUHN, H.; STEHR, D.; SEVERIN, K.; LANDMANN, D.; KAMPHUES, J. (2005b): Dioxin concentration in cows´ milk in dependence on feed and soil contamination. Proc. Soc. Nutr. Physiol. 14, S. 52.

SCHWIND, K.H.; JIRA, W.; KARL, H.; RUOFF, U.; DÄNICKE, S. (2009): Statuserhebung zu Dioxinen und PCB in Futter- und vom Tier stammenden Lebensmitteln. Forschungsprojekt des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz und des Max Rubner-Instituts zur Durchführung einer nationalen Statuserhebung von Dioxin- und dioxinähnlichen PCB-Verbindungen in Futter- und vom Tier stammenden Lebensmitteln. Schriftenreihe des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV) Reihe A: Angewandte Wissenschaft, Heft 522. Verlagsgesellschaft W. E. Weinmann e. K.

SCHWIND, K.H.; DÄNICKE, S.; JIRA, W. (2010): Survey of dioxins, dioxin-like PCBs and marker PCBs in German feeds of plant origin. J. Verbr. Lebensm. 5, S. 413-420.

SCHWIND, K.H.; JIRA, W. (2012): Übergang von Dioxinen und dioxinähnlichen PCB aus dem Futter in Nutztiere. Mitteilungsblatt Fleischforschung Kulmbach 51, Nr. 196, S. 115-122.

SCHWIND, K.H.; JIRA, W. (2012a): Zum Carry over von Dioxinen und dioxinähnlichen PCB in landwirtschaftliche Nutztiere. Fleischwirtschaft 92 (12), Dezember 2012, S. 99-103.

STABA (2016): DESTATIS Land- und Forstwirtschaft, Fischerei, Methodische Grundlagen der Agrarstrukturerhebung 2016, Fachserie 3, Reihe 2, S. 5. https://www.destatis.de/DE/Publikationen/Thematisch/ LandForstwirtschaft/Landwirtschaftzaehlung/GrundlagenStrukturerhebung2032605169004.pdf?__blob=publicationFile.

STOLZ, L. (2014): Mutterkuhhaltung in Deutschland – Status quo und Zukunftsperspektiven im europäischen Kontext. Masterarbeit Universität Hohenheim, Institut für landwirtschaftliche Betriebslehre & Thünen Institut.

UBA (2017): Dioxine und dioxinähnliche PCB in Umwelt und Nahrungsketten. Hintergrundbericht Februar 2017, Umweltbundesamt FG II 2.6 (Hrsg.); https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/dioxine-dioxinahnliche-pcb-in-umwelt-nahrungsketten.

UBA (2017a): Themeninformationen des Umweltbundesamtes vom 31.08.2017: Chemikalien/Dioxine, Abschnitt Dioxine im Menschen. Abgerufen am 18.12.2017 von der Homepage des Umweltbundesamtes unter https://www.umweltbundesamt.de/themen/chemikalien/dioxine#textpart-1.

UBA (2018): Dioxine und Polychlorierte Biphenyle (PCB) in Lebensmitteln; PCDD/F und dl-PCB-Auswertung in Muskelfleischproben von Kühen und Kälbern, Polychlorierte Biphenyle (PCB)-Gehalt in Böden und Fleischproben. Online-Daten zu Chemikalien; Darstellung des Umweltbundesamtes vom 02.02.2018 unter https://www.umweltbundesamt.de/daten/chemikalien/dioxine-polychlorierte-biphenyle-pcb-in#textpart-1

UBODEN.NET (2015): Erfassungs-, Prüfungs- und Ausgabeprogramm des LfULG für bodenkundliche Fachinformationen, zur Probenahmedokumentation sowie zur Darstellung von Analyseergebnissen (zentrale Speicherung gem. § 12b SächsABG). Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Freiberg; verfügbar unter https://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/boden/14117.htm.

UMLAUF, G.; CHRISTOPH, E.H.; BIDOGLIO, G. (2004): Dioxin- und Quecksilberanalysen an ausgewählten Proben aus den Überschwemmungsgebieten. In: Geller, W.; Ockenfeld, K.; Böhme, M.; Knöchel, A. (Hrsg.): Schadstoffbelastung nach dem Elbe-Hochwasser 2002. Endbericht BMBF-FKZ PTJ 0330492.

UNGEMACH, L.C. (2013): Die Dioxinbelastung von Schlachtrindern aus einer Färsenvornutzung auf exponiertem Grünland nach einer Ausmast mit unbelastetem Futter. Dissertation, Tierärztliche Hochschule Hannover.

UTERMANN, J.; GIESE, E.; DAUERT, U. (2014): Eintragspfade von dl-PCB ins Rindfleisch - Stand des Wissens und Schlussfolgerungen: dl-PCB: Transfer Luft-Boden-Pflanze (-Tier). 3. Fachgespräch "Eintragspfade von PCB in Rindfleisch", 03.06.2014, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit Bonn; https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/dokumente/vortrag_dl-pcb_2014_ut.pdf.

UTERMANN, J.; SCHMIDT, S.; MARX, M.; STANGE, F. (2017): Hintergrundwerte für anorganische und organische Schadstoffe in Böden. 7. Sächsisch-Thüringische Bodenschutztage, 21.-22.06.2017, Greiz.

WAHL K.; MALISCH R.; KOTZ A.; GROH S.; NÖLTNER, T. (2013): PCB in Rindfleisch aus Mutterkuhhaltung (Weidehaltung) - Untersuchungen und Ursachenermittlung in Baden-Württemberg. Vortrag UBA Fachgespräch „Belastung von Rindfleisch mit PCB aus extensiver Haltung“ 5. Februar 2013, BMU, Bonn

WEBER, R. (2013): Dioxin und PCB: Stand des Wissens zu Eintragspfaden und Belastungssituation. BÖLW-Fachgespräch „Vermeidung von PCB- und Dioxin-Einträgen in tierischen Lebensmitteln. Herausforderungen für die Landwirtschaft – Anforderungen an Politik & Überwachung“ Kassel, 12. September 2013.

WEBER, R.; ALBRECHT, M.; BALLSCHMITER, K.; BERGER, J.; BRUNS-WELLER, E.; KAMPHUES, J.; KÖRNER, W.; MALISCH, R.; NÖLTNER, T.; SCHENKEL, H.; SEVERIN, K.; VOSSLER, C.; WAHL, K. (2014): Safe food production from free range beef – Minimizing TEQ-Levels in meat by tracking PCB-Sources. Organohalogen Compounds, Vol 76, S. 815-818.

WEBER, R.; BALLSCHMITER, K.; KAMPHUES, J.; HOLLERT, H.; MOCH, K. (2014): Ursachen erhöhter Gehalte von dl-PCB von Rindfleisch aus extensiver Haltung. Fachgespräch „Eintragspfade von PCB in Rindfleisch – Stand des Wissens und Schlussfolgerungen“ Bonn, 03. Juni 2014.

WEBER, R.; HOLLERT, H.; KAMPHUES, J.; BALLSCHMITER, K.; BLEPP, M.; HEROLD, C. (2015): Analyse und Trendabschätzung der Belastung der Umwelt mit ausgewählten POPs und Erweiterung des Datenbestandes der POP Dioxin – Datenbank des Bundes und der Länder mit dem Ziel pfadbezogener Ursachenaufklärung. UBA Forschungsprojekt FKZ 3712 85 407/01, Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau, Dokumentationen: 114/2015 online: https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/analyse-trendabschaetzung-derbelastung-der-umwelt Abrufdatum: 01.11.2016.

WEBER, R. (2017): Learning from Dioxin & PCBs in meat – problems ahead? 59th International Meat Industry Conference MEATCON2017; IOP Conf. Ser.: Earth Environ. Sci. 85.

WEBER, R.; HEROLD, C.; HOLLERT, H.; KAMPHUES, J.; UNGEMACH, L.; BLEPP, M.; BALLSCHMITER, K. (2018): Life cycle of PCBs and contamination of the environment and of food products from animal origin; Environ Sci Pollut Res Int. 2018 Jun; 25(17), S. 16325-16343. doi: 10.1007/s11356-018-1811-y.

WHO (2005), published in: Van den Berg et al. (2006): The 2005 World Health Organization Reevaluation of Human and Mammalian Toxic Equivalency Factors for Dioxins and Dioxin-Like Compounds; Toxicological Science, Vol. 93(2), S. 223-241.

Anlagen

Liste der Anlagen

Anlage 1: Bodenuntersuchungen – Liste der PCDD/F und dl-PCB mit ihren Bestimmungsgrenzen

Anlage 2: PCDD/F und dl-PCB Kongenerenverteilungsmuster im Oberboden

Anlage 3: Einzelergebnisse der Bodenuntersuchungen (Metalle und weitere Parameter)

Anlage 4: Einzelergebnisse der Untersuchungen des Grasfilzes (Metalle und weitere Parameter)

Anlage 5: Einzelergebnisse der Untersuchungen des Grünlandaufwuchses (Metalle und weitere Parameter)

Anlage 6: Einzelergebnisse der Untersuchungen von Rindfleisch und Rinderleber (Metalle und weitere Parameter)

Anlage 7: Zusätzliche Angaben zur Probenentnahme Rindfleisch und Rinderleber

Anlage 1

Tabelle 8: Bodenuntersuchungen – Liste der PCDD/F und dl-PCB mit ihren Bestimmungsgrenzen

Parameter	Bestimmungsgrenzen* [ng kg^{-1} TS]
PCDD	
2,3,7,8-TCDD	0,05
1,2,3,7,8-PeCDD	0,06
1,2,3,4,7,8-HxCDD	0,12
1,2,3,6,7,8-HxCDD	0,12
1,2,3,7,8,9-HxCDD	0,12
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	0,5
OCDD	5
PCDF	
2,3,7,8-TCDF	0,25
1,2,3,7,8-PeCDF	0,125
2,3,4,7,8-PeCDF	0,125
1,2,3,4,7,8-HxCDF	0,25
1,2,3,6,7,8-HxCDF	0,25
1,2,3,7,8,9-HxCDF	0,12
2,3,4,6,7,8-HxCDF	0,25
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	0,5
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	0,125
OCDF	1
DL-PCB	
PCB 77	1
PCB 81	0,25
PCB 105	5
PCB 114	2,5
PCB 118	12,5
PCB 123	0,25
PCB 126	0,25
PCB 156	2,50
PCB 157	2,50
PCB 167	2,50
PCB 169	0,25
PCB 189	2,50

* Die Bestimmungsgrenzen orientieren sich an den unteren Perzentilwerten der Ableitung von Hintergrundwerten (KARDEL & MÜLLER, 2016) und bilden den unteren Bereich typischer Konzentrationen in den Oberböden Sachsens ab.

Anlage 2

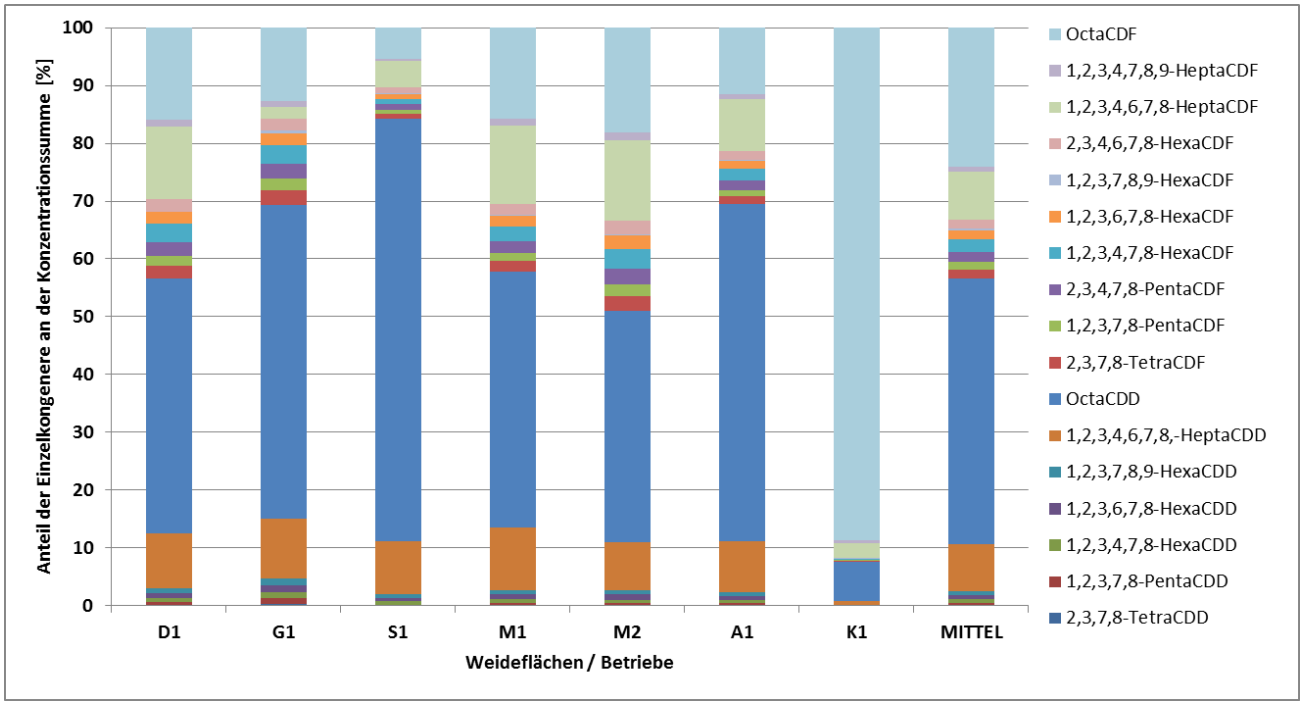


Abbildung 12: PCDD/F-Kongenerenmuster im Oberboden der untersuchten Weideflächen

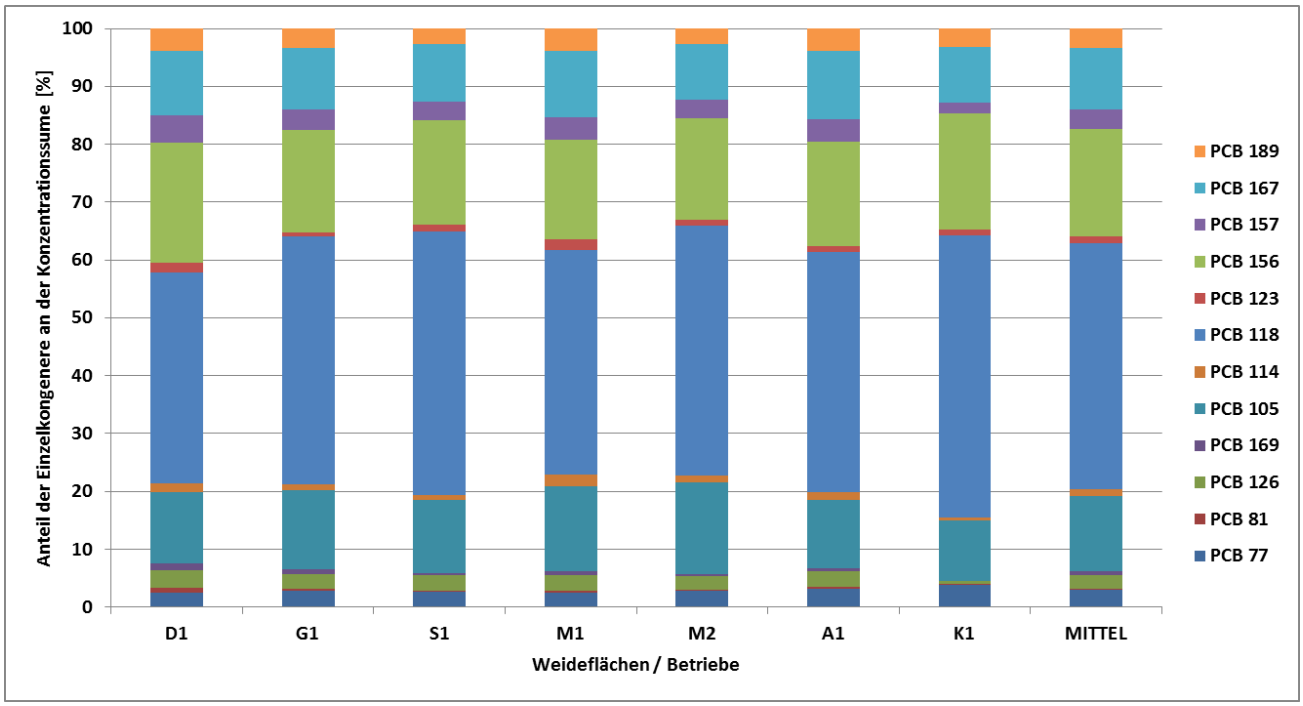


Abbildung 13: dl-PCB-Kongenerenmuster im Oberboden der untersuchten Weideflächen

Anlage 3

Tabelle 9: Einzelergebnisse der Bodenuntersuchungen (Metalle und weitere Parameter)

Material		Oberboden	Oberboden	Oberboden	Oberboden	Oberboden	Oberboden	Oberboden
Probenbezeichnung		**D1**	**G1**	**S1**	**M1**	**M2**	**A1**	**K1**
Aufschluss mit Königswasser								
Antimon	mg/kg TM	0,93	2,3	0,58	0,28	<0,20	0,39	<0,20
Arsen	mg/kg TM	30	45	8,2	4,2	3,2	57	4,5
Barium	mg/kg TM	130	120	102	31	25	45	20
Blei	mg/kg TM	35	37	27	19	16	20	6,9
Cadmium	mg/kg TM	0,71	0,5	0,22	0,11	0,16	0,13	0,15
Chrom ges.	mg/kg TM	35	52	14	3,0	2,9	17	5,6
Cobalt	mg/kg TM	9,8	20	5,7	<1,0	<1,0	20	2,1
Kupfer	mg/kg TM	28	38	15	8,1	7,5	32	9,9
Molybdän	mg/kg TM	0,73	0,78	0,38	0,21	0,21	0,76	0,24
Nickel	mg/kg TM	24	42	13	12	6,1	38	11
Quecksilber	mg/kg TM	<0,020	0,025	0,081	0,045	0,04	0,088	0,049
Selen	mg/kg TM	0,58	0,99	0,49	0,21	<0,10	0,87	<0,10
Thallium	mg/kg TM	0,32	0,19	0,10	<0,050	<0,050	0,089	<0,050
Uran	mg/kg TM	1,5	0,87	1,0	<0,30	<0,30	1,3	0,52
Vanadium	mg/kg TM	51	57	20	<5,0	<5,0	21	5,8
Zink	mg/kg TM	188	114	57	20	24	94	51
Zinn	mg/kg TM	4,3	2,7	0,99	0,36	0,46	0,6	0,44
Extraktion mit Ammoniumnitrat								
Antimon (aus NH4NO3)	µg/kg TM	<12	<12	<12	<12	<12	<12	<12
Arsen (aus NH4NO3)	µg/kg TM	<12	<12	<12	<12	<12	<12	<12
Barium (aus NH4NO3)	µg/kg TM	33000	38000	22000	5900	7300	16000	5200
Blei (aus NH4NO3)	µg/kg TM	33	23	<7,0	<7,0	7,4	24	<7,0
Cadmium (aus NH4NO3)	µg/kg TM	38	30	<1,0	1,4	2,2	20	5,5
Chrom, ges. (aus NH4NO3)	µg/kg TM	<12	<12	<12	<12	<12	<12	<12
Cobalt (aus NH4NO3)	µg/kg TM	23	32	<8,0	<8,0	<8,0	31	<8,0
Kupfer (aus NH4NO3)	µg/kg TM	<12	<12	<12	<12	<12	<12	<12
Molybdän (aus NH4NO3)	µg/kg TM	<8,0	<8,0	<8,0	<8,0	<8,0	<8,0	<8,0
Nickel (aus NH4NO3)	µg/kg TM	49	130	<8,0	<8,0	<8,0	250	65
Quecksilber (aus NH4NO3)	µg/kg TM	1,5	1,1	0,9	0,56	0,17	0,72	3,7
Selen (aus NH4NO3)	µg/kg TM	<5,0	<5,0	9,3	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0
Thallium (aus NH4NO3)	µg/kg TM	6,0	14	2,6	2,6	4,1	4,3	6,2
Uran (aus NH4NO3)	µg/kg TM	<12	<12	<12	<12	<12	<12	<12
Vanadium (aus NH4NO3)	µg/kg TM	<15	<15	<15	<15	<15	<15	<15
Zink (aus NH4NO3)	µg/kg TM	630	630	40	56	170	940	1100
Zinn (aus NH4NO3)	µg/kg TM	<15	<15	<15	<15	<15	<15	<15
Pestizide								
Aldrin	mg/kg TM	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010
cis-Chlordan	mg/kg TM	<0,0100	<0,0100	<0,0100	<0,0100	<0,0100	<0,0100	<0,0100
trans-Chlordan	mg/kg TM	<0,0100	<0,0100	<0,0100	<0,0100	<0,0100	<0,0100	<0,0100
Cyfluthrin	mg/kg TM	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
Cypermethrin	mg/kg TM	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010
Deltamethrin	mg/kg TM	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
Dieldrin	mg/kg TM	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010
alpha-Endosulfan	mg/kg TM	<0,0100	<0,0100	<0,0100	<0,0100	<0,0100	<0,0100	<0,0100
beta-Endosulfan	mg/kg TM	<0,0100	<0,0100	<0,0100	<0,0100	<0,0100	<0,0100	<0,0100
Endosulfansulfat	mg/kg TM	<0,000500	<0,000500	<0,000500	<0,000500	<0,000500	<0,000500	<0,000500
Endrin	mg/kg TM	<0,0100	<0,0100	<0,0100	<0,0100	<0,0100	<0,0100	<0,0100
Heptachlor	mg/kg TM	<0,0100	<0,0100	<0,0100	<0,0100	<0,0100	<0,0100	<0,0100
lambda-Cyhalothrin	mg/kg TM	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010
Methidathion	mg/kg TM	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010
Methoxychlor	mg/kg TM	<0,0100	<0,0100	<0,0100	<0,0100	<0,0100	<0,0100	<0,0100
Quintozen	mg/kg TM	<0,0100	<0,0100	<0,0100	<0,0100	<0,0100	<0,0100	<0,0100
Resmethrin	mg/kg TM	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.02
cis-Heptachlorepoxid	mg/kg TM	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010
trans-Heptachlorepoxid	mg/kg TM	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010

Material		Oberboden	Oberboden	Oberboden	Oberboden	Oberboden	Oberboden	Oberboden
Probenbezeichnung		**D1**	**G1**	**S1**	**M1**	**M2**	**A1**	**K1**
Summe HCH	mg/kg TM	n.n.	n.n.	n.n.	0,000051	0,000076	n.n.	0,00103
α-HCH	µg/kg TM	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	0,29
β-HCH	µg/kg TM	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	0,32
γ-HCH	µg/kg TM	<0,050	<0,050	<0,050	0,051	0,076	<0,050	0,27
δ-HCH	µg/kg TM	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	0,15
ε-HCH	µg/kg TM	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050
Hexachlorbenzol	µg/kg TM	<0,15	0,18	<0,15	<0,15	<0,15	0,19	43
o,p-DDE	µg/kg TM	<0,100	<0,100	<0,100	<0,100	0,223	<0,100	0,419
p,p-DDE	µg/kg TM	<0,300	0,974	<0,300	1,28	26,5	5,72	3,59
o,p-DDD	µg/kg TM	<0,100	<0,100	<0,100	<0,100	0,467	<0,100	16,2
p,p-DDD	µg/kg TM	<0,100	0,202	<0,100	<0,100	0,56	0,165	13,7
o,p-DDT	µg/kg TM	<0,300	<0,300	<0,300	0,492	6,75	0,742	16,3
p,p-DDT	µg/kg TM	<0,300	0,639	<0,300	2,35	22,1	7,85	31,9
PCB Summe 6 Kongenere	mg/kg TM	0,00059	0,00105	0,0008	0,00015	0,00017	0,00065	0,00417
PCB 28	µg/kg TM	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	0,49
PCB 52	µg/kg TM	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	0,44
PCB 101	µg/kg TM	<0,15	<0,15	<0,15	<0,15	<0,15	<0,15	0,55
PCB 153	µg/kg TM	0,23	0,43	0,31	0,15	0,17	0,27	1,1
PCB 138	µg/kg TM	0,18	0,31	0,25	<0,15	<0,15	0,18	0,77
PCB 180	µg/kg TM	0,18	0,31	0,24	<0,15	<0,15	0,2	0,82
Summe PAK (EPA)	µg/kg TM	148	448	213	134	114	357	1050
Naphthalin	µg/kg TM	3,1	11	3,7	3,6	2,7	4,3	22
Acenaphthylen	µg/kg TM	<1,0	2,6	<1,0	<1,0	<1,0	1,5	4,0
Acenaphthen	µg/kg TM	<1,0	2,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	6,5
Fluoren	µg/kg TM	<1,0	2,5	<1,0	<1,0	<1,0	1,5	7,3
Phenanthren	µg/kg TM	9,5	35	11	7,0	6,4	22	91
Anthracen	µg/kg TM	1,6	7,8	2,1	1,3	1,1	4,8	34
Fluoranthen	µg/kg TM	22	78	33	18	17	63	200
Pyren	µg/kg TM	18	66	27	15	14	54	170
Benz(a)anthracen	µg/kg TM	8,8	30	14	7,5	6,2	27	110
Chrysen	µg/kg TM	12	34	17	11	9,4	29	93
Benzo(b)fluoranthen	µg/kg TM	18	46	27	17	16	41	77
Benzo(k)fluoranthen	µg/kg TM	9,3	20	13	7,7	6,3	19	45
Benzo(a)pyren	µg/kg TM	12	35	20	12	9,1	31	80
Indeno(1,2,3-cd)pyren	µg/kg TM	15	35	19	15	11	26	46
Dibenz(ah)anthracen	µg/kg TM	4,3	9,6	6,1	4,4	3,5	8,4	18
Benzo(g,h,i)perylen	µg/kg TM	14	33	20	14	11	24	42
pH-Wert (CaClÇ)		5,0	5,2	6,2	5,9	5,9	4,9	5,7
TOC	Masse-% TM	3,6	3,2	3,2	2,8	3,0	2,4	0,82

Anlage 4

Tabelle 10: Einzelergebnisse der Untersuchungen des Grasfilzes (Metalle und weitere Parameter)

Probenart		Grasfilz	Grasfilz	Grasfilz	Grasfilz	Grasfilz	Grasfilz	Grasfilz
Vorbehandlung		ungew.	ungew.	ungew.	ungew.	ungew.	ungew.	ungew.
Betrieb		**D1**	**G1**	**S1**	**M1**	**M2**	**A1**	**K1**
Rohasche	**%**	15,1	10,0	22,6	51,8	4,44	12,5	16,6
HCl-unlösl. Asche	**%**	7,04	2,87	16,51	51,55	1,11	6,74	2,57
Calcium	**%**	0,74	0,75	0,49	0,76	0,58	0,76	0,50
Chlorid	**%**	0,20	0,29	0,69	0,18	0,18	0,38	0,41
Kalium	**%**	2,42	2,43	2,81	0,65	0,45	1,48	1,57
Magnesium	**%**	0,21	0,18	0,23	0,25	0,31	0,15	0,11
Natrium	**%**	0,04	0,01	0,04	0,04	0,20	0,08	0,01
Phosphor	**%**	0,21	0,23	0,35	0,27	0,24	0,18	0,23
Schwefel	**%**	0,13	0,14	0,19	0,14	0,12	0,12	0,17
Arsen	**mg/kg**	3,19	1,26	1,33	1,66	0,15	0,64	0,59
Barium	**mg/kg**	95,97	39,34	58,15	53,72	29,72	65,86	30,98
Cadmium	**mg/kg**	0,49	0,70	0,11	0,10	0,06	0,15	0,15
Kobalt	**mg/kg**	1,41	0,68	1,26	0,29	0,06	1,23	0,45
Chrom	**mg/kg**	42,27	8,23	32,80	4,56	5,96	17,60	2,57
Kupfer	**mg/kg**	12,39	7,52	12,03	5,54	5,40	8,54	7,22
Eisen	**mg/kg**	4300,85	1357,37	2886,05	2489,67	190,02	5036,88	1275,03
Quecksilber	**mg/kg**	0,03	0,01	0,02	0,02	0,01	0,02	0,03
Mangan	**mg/kg**	248,94	307,53	199,15	122,93	47,88	773,45	76,92
Molybdän	**mg/kg**	2,90	1,10	3,41	1,55	2,06	0,94	0,90
Nickel	**mg/kg**	5,44	2,56	4,54	0,80	0,62	4,74	1,36
Blei	**mg/kg**	28,18	1,74	5,05	8,02	0,79	2,97	1,43
Selen	**mg/kg**	0,05	0,05	0,12	0,10	0,03	0,06	0,07
Antimon	**mg/kg**	0,03	0,07	0,05	0,08	0,02	0,03	0,02
Zinn	**mg/kg**	0,59	0,20	0,25	0,35	0,08	0,36	0,31
Thallium	**mg/kg**	0,09	0,03	0,05	0,05	0,01	0,07	0,02
Uran	**mg/kg**	0,26	0,06	0,23	0,20	0,01	0,14	0,08
Vanadium	**mg/kg**	9,60	4,24	7,68	3,07	0,37	10,12	1,70
Zink	**mg/kg**	50,32	35,74	41,43	29,86	26,75	41,41	67,54

Anlage 5

Tabelle 11: Einzelergebnisse der Untersuchungen des Grünlandaufwuchses (Metalle, weitere Parameter)

Probenart		Futtergras	Futtergras	Futtergras	Futtergras	Futtergras	Futtergras	Futtergras	Futtergras	Futtergras	Futtergras	Futtergras	Futtergras	Futtergras	Futtergras
Vorbehandlung		gew.	ungew.	gew.	ungew.	gew.	ungew.	gew.	ungew.	gew.	ungew.	gew.	ungew.	gew.	ungew.
Betrieb		**D1**	**D1**	**G1**	**G1**	**S1**	**S1**	**M1**	**M1**	**M2**	**M2**	**A1**	**A1**	**K1**	**K1**
Rohasche	**%**	7,44	7,35	11,0	7,91	9,86	9,90	5,24	4,98	3,15	3,40	5,40	6,70	9,63	9,71
HCl-unlösl. Asche	**%**	0,25	0,33	3,61	0,32	2,80	2,79	1,39	1,22	0,28	0,31	0,52	1,01	3,03	2,98
Calcium	**%**	0,70	0,84	0,68	0,56	0,34	0,32	0,51	0,57	0,33	0,36	0,62	0,69	0,39	0,39
Chlorid	**%**	0,15	0,17	0,20	0,24	0,65	0,60	0,23	0,25	0,18	0,21	0,30	0,33	0,55	0,59
Kalium	**%**	2,30	2,20	2,60	2,56	2,76	3,02	1,07	0,86	0,75	0,68	1,45	1,68	2,63	2,85
Magnesium	**%**	0,16	0,17	0,16	0,15	0,14	0,14	0,19	0,22	0,20	0,19	0,10	0,10	0,10	0,10
Natrium	**%**	0,01	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01	0,03	0,04	0,06	0,09	0,03	0,04	0,01	0,01
Phosphor	**%**	0,23	0,24	0,27	0,27	0,33	0,37	0,24	0,27	0,24	0,21	0,19	0,21	0,27	0,29
Schwefel	**%**	0,15	0,16	0,17	0,17	0,20	0,22	0,12	0,14	0,13	0,13	0,14	0,15	0,22	0,21
Arsen	**mg/kg**	0,04	0,06	0,34	0,07	0,12	0,12	0,07	0,06	0,04	0,04	0,03	0,05	0,17	0,15
Barium	**mg/kg**	36,31	39,34	24,26	18,81	21,76	23,16	17,41	21,89	18,92	19,70	16,67	18,37	17,82	16,70
Cadmium	**mg/kg**	0,22	0,18	0,23	0,21	0,03	0,06	0,04	0,04	0,04	0,04	0,07	0,07	0,04	0,04
Kobalt	**mg/kg**	0,05	0,06	0,11	0,06	0,06	0,07	0,02	0,01	0,01	0,01	0,09	0,09	0,02	0,01
Chrom	**mg/kg**	0,09	0,14	0,97	0,24	0,33	2,31	2,35	0,14	0,65	0,26	1,13	0,35	0,13	0,13
Kupfer	**mg/kg**	7,04	7,00	7,55	6,77	7,31	8,82	5,66	5,02	6,28	4,72	6,89	5,80	8,21	7,01
Eisen	**mg/kg**	66,24	92,79	411,70	89,37	154,99	190,48	62,03	62,74	47,63	67,41	54,99	122,08	80,70	73,68
Quecksilber	**mg/kg**	0,00	0,01	0,01	0,00	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Mangan	**mg/kg**	118,90	125,13	197,87	174,28	64,97	52,81	66,98	77,47	26,13	25,67	207,01	271,76	25,87	28,86
Molybdän	**mg/kg**	1,02	1,06	0,91	0,88	2,91	3,29	3,99	3,64	1,86	2,04	0,37	0,36	0,93	1,21
Nickel	**mg/kg**	0,91	0,84	2,05	1,67	0,73	0,73	0,35	0,16	0,27	0,15	3,23	3,49	0,69	0,54
Blei	**mg/kg**	0,12	0,17	1,64	0,13	0,25	0,35	0,21	0,12	0,12	0,09	0,17	0,17	0,23	0,12
Selen	**mg/kg**	0,03	0,03	0,05	0,04	0,05	0,05	0,02	0,02	0,02	0,02	0,03	0,03	0,05	0,07
Antimon	**mg/kg**	0,01	0,01	0,05	0,01	0,01	0,01	0,00	0,07	0,07	0,01	0,07	0,07	0,02	0,07
Zinn	**mg/kg**	0,03	0,05	0,10	0,05	0,04	0,05	0,03	0,03	0,02	0,02	0,03	0,04	0,05	0,02
Thallium	**mg/kg**	0,02	0,02	0,01	0,01	0,00	0,00	0,02	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Uran	**mg/kg**	0,01	0,01	0,03	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Vanadium	**mg/kg**	0,05	0,11	0,61	0,13	0,26	0,40	0,08	0,05	0,05	0,05	0,06	0,16	0,09	0,05
Zink	**mg/kg**	31,32	30,97	38,72	30,39	30,04	31,71	23,31	25,58	27,10	26,09	31,00	32,91	48,46	40,70

Angaben mit Bezug zur Trockenmasse

gew.: Proben gewaschen
ungew.: Proben ungewaschen

Anlage 6

Tabelle 12: Ergebnisse der Untersuchungen von Rindfleisch und Rinderleber (Metalle u. weitere Parameter)

Probenart				**Rindfleisch**					
Betrieb		BG	NG	**D1**	**G1**	**S1**	**M1**	**M2**	**K1**
Aluminium	mg/kg FS	0,080	0,020	0,18	0,31	0,27	0,12	0,11	0,22
Antimon	mg/kg FS	0,015	0,004	nb	nb	nb	nn	nn	nb
Arsen	mg/kg FS	0,014	0,004	0,016	0,044	nn	nn	nb	nb
Blei	mg/kg FS	0,008	0,003	nn	0,015	nn	nb	nn	nn
Kadmium	mg/kg FS	0,001	0,000	nb	nb	nn	nn	nn	nn
Kalzium	mg/kg FS	1,000	0,380	50,0	62,5	74,5	37,0	44,0	48,5
Chrom	mg/kg FS	0,018	0,006	nn	0,02	nn	nn	nn	nb
Eisen	mg/kg FS	0,080	0,026	35,5	16,0	18,0	19,0	23,0	41,5
Kalium	mg/kg FS	1,800	0,600	3100	2950	3400	3500	2750	2550
Kobalt	mg/kg FS	0,002	0,000	0,0021	0,0022	0,0022	0,0028	0,0020	0,0043
Kupfer	mg/kg FS	0,032	0,007	0,87	0,60	0,83	0,66	0,68	1,05
Magnesium	mg/kg FS	0,180	0,060	195	195	200	180	175	175
Mangan	mg/kg FS	0,006	0,002	0,130	0,083	0,100	0,065	0,061	0,105
Natrium	mg/kg FS	0,320	0,100	785	870	710	580	580	790
Nickel	mg/kg FS	0,020	0,006	nn	0,022	nb	nn	nn	0,039
Quecksilber	mg/kg FS	0,004	0,001	nn	nn	nn	nn	nn	nn
Selen	mg/kg FS	0,014	0,004	0,14	0,16	0,10	0,10	0,12	0,17
Strontium	mg/kg FS	0,004	0,001	0,047	0,061	0,088	0,017	0,052	0,055
Thallium	mg/kg FS	0,002	0,001	nb	nn	nb	nb	nn	nb
Uran	mg/kg FS	0,0004	0,0001	nn	nn	nn	nn	nn	nn
Zink	mg/kg FS	0,060	0,020	70,0	40,0	41,5	66,0	37,5	52,5

Probenart				**Rinderleber**					
Betrieb		BG	NG	**D1**	**G1**	**S1**	**M1**	**M2**	**K1**
Aluminium	mg/kg FS	0,200	0,050	0,26	1,15	0,66		nb	0,36
Antimon	mg/kg FS	0,038	0,011	nb	nb	nn		nn	nb
Arsen	mg/kg FS	0,035	0,010	nb	0,059	nn		nn	nn
Blei	mg/kg FS	0,020	0,007	0,026	0,110	0,032		0,065	0,035
Kadmium	mg/kg FS	0,004	0,001	0,08	0,12	0,04		0,05	0,08
Kalzium	mg/kg FS	2,500	0,950	43,0	60,0	50,0		40,5	49,5
Chrom	mg/kg FS	0,045	0,015	nn	nb	nn		nn	nn
Eisen	mg/kg FS	0,200	0,065	49,5	270,0	42,5		190,0	140,0
Kalium	mg/kg FS	4,500	1,500	3300	3300	3100		2600	3700
Kobalt	mg/kg FS	0,004	0,001	0,0325	0,0670	0,0635		0,0680	0,0670
Kupfer	mg/kg FS	0,080	0,018	37,0	17,0	97,0		45,0	3,3
Magnesium	mg/kg FS	0,450	0,150	160	215	170		170	180
Mangan	mg/kg FS	0,015	0,005	3,40	4,55	3,20		2,15	3,95
Natrium	mg/kg FS	0,800	0,250	620	950	780		640	825
Nickel	mg/kg FS	0,050	0,015	nn	0,060	nb		nn	nb
Quecksilber	mg/kg FS	0,010	0,003	nn	0,01	nn		nb	nb
Selen	mg/kg FS	0,035	0,010	0,29	0,33	0,39		0,89	0,38
Strontium	mg/kg FS	0,011	0,003	0,048	0,067	0,067		0,049	0,058
Thallium	mg/kg FS	0,005	0,001	nb	nn	nn		nn	nb
Uran	mg/kg FS	0,0010	0,0003	nn	nn	nn		nn	nn
Zink	mg/kg FS	0,150	0,050	33,5	33,0	28,5		52,5	37,0

Metalle: Messunsicherheit +/-16-66% in Abhängigkeit von Verhältnis Messwert/Bestimmungsgrenze (k = 2)

Probenart			Rindfleisch + Rinderleber					
Betrieb		NG	D1	G1	S1	M1 (nur Fleisch)	M2	K1
Aldrin	mg/kg FS	0,002	nn	nn	nn	nn	nn	nn
Dieldrin	mg/kg FS	0,002	nn	nn	nn	nn	nn	nn
Dieldrin/Aldrin, Summe	mg/kg FS		nn	nn	nn	nn	nn	nn
Azinphos-ethyl	mg/kg FS	0,002	nn	nn	nn	nn	nn	nn
Bifenthrin	mg/kg FS	0,005	nn	nn	nn	nn	nn	nn
Boscalid	mg/kg FS	0,005	nn	nn	nn	nn	nn	nn
Chlorbenzilat	mg/kg FS	0,005	nn	nn	nn	nn	nn	nn
Chlordan-cis	mg/kg FS	0,001	nn	nn	nn	nn	nn	nn
Chlordan-oxy	mg/kg FS	0,001	nn	nn	nn	nn	nn	nn
Chlordan-trans	mg/kg FS	0,001	nn	nn	nn	nn	nn	nn
Chlordan/Oxychlordan, Summe	mg/kg FS		nn	nn	nn	nn	nn	nn
Chlorpyrifos	mg/kg FS	0,002	nn	nn	nn	nn	nn	nn
Chlorpyrifos-methyl	mg/kg FS	0,002	nn	nn	nn	nn	nn	nn
Cyfluthrin ges.	mg/kg FS	0,005	nn	nn	nn	nn	nn	nn
Cypermethrin	mg/kg FS	0,010	nn	nn	nn	nn	nn	nn
DDD-p,p	mg/kg FS	0,005	nn	nn	nn	nn	nn	nn
DDE-p,p	mg/kg FS	0,005	nn	nn	nn	nn	nn	nn
DDT-o,p	mg/kg FS	0,005	nn	nn	nn	nn	nn	nn
DDT-p,p	mg/kg FS	0,005	nn	nn	nn	nn	nn	nn
DDT, Summe	mg/kg FS		nn	nn	nn	nn	nn	nn
DDD-o,p	mg/kg FS	0,005	nn	nn	nn	nn	nn	nn
DDE-o,p	mg/kg FS	0,005	nn	nn	nn	nn	nn	nn
Deltamethrin	mg/kg FS	0,005	nn	nn	nn	nn	nn	nn
Diazinon	mg/kg FS	0,002	nn	nn	nn	nn	nn	nn
Endosulfan-alpha	mg/kg FS	0,002	nn	nn	nn	nn	nn	nn
Endosulfan-beta	mg/kg FS	0,002	nn	nn	nn	nn	nn	nn
Endosulfan-sulfat	mg/kg FS	0,002	nn	nn	nn	nn	nn	nn
Endosulfan, Summe	mg/kg FS		nn	nn	nn	nn	nn	nn
Endrin	mg/kg FS	0,001	nn	nn	nn	nn	nn	nn
Fenvalerat/Es- RR+SS	mg/kg FS	0,005	nn	nn	nn	nn	nn	nn
Fenvalerat/Es- RS+SR	mg/kg FS	0,005	nn	nn	nn	nn	nn	nn
Fenvalerat/Es SUM RR,SS,RS,SR	mg/kg FS		nn	nn	nn	nn	nn	nn
Fluvalinat-tau	mg/kg FS	0,005	nn	nn	nn	nn	nn	nn
Heptachlor	mg/kg FS	0,002	nn	nn	nn	nn	nn	nn
Heptachlorepoxid-cis	mg/kg FS	0,002	nn	nn	nn	nn	nn	nn
Heptachlorepoxid-trans	mg/kg FS	0,002	nn	nn	nn	nn	nn	nn
Heptachlor, Summe	mg/kg FS		nn	nn	nn	nn	nn	nn
Hexachlorbenzol	mg/kg FS	0,002	nn	nn	nn	nn	nn	nn
Hexachlorcyclohexan-alpha	mg/kg FS	0,002	nn	nn	nn	nn	nn	nn
Hexachlorcyclohexan-beta	mg/kg FS	0,002	nn	nn	nn	nn	nn	nn
Lindan (HCH-gamma)	mg/kg FS	0,002	nn	nn	nn	nn	nn	nn
Methidathion	mg/kg FS	0,005	nn	nn	nn	nn	nn	nn
Methoxychlor	mg/kg FS	0,005	nn	nn	nn	nn	nn	nn
Parathion	mg/kg FS	0,005	nn	nn	nn	nn	nn	nn
Pendimethalin	mg/kg FS	0,005	nn	nn	nn	nn	nn	nn
Permethrin	mg/kg FS	0,005	nn	nn	nn	nn	nn	nn
Profenofos	mg/kg FS	0,005	nn	nn	nn	nn	nn	nn
Pyrazophos	mg/kg FS	0,005	nn	nn	nn	nn	nn	nn
Resmethrin, Summe	mg/kg FS	0,005	nn	nn	nn	nn	nn	nn
Triazophos	mg/kg FS	0,005	nn	nn	nn	nn	nn	nn
Bixafen	mg/kg FS	0,005	nn	nn	nn	nn	nn	nn
Cyproconazol	mg/kg FS	0,005	nn	nn	nn	nn	nn	nn
Epoxiconazol	mg/kg FS	0,002	nn	nn	nn	nn	nn	nn
Famoxadon	mg/kg FS	0,005	nn	nn	nn	nn	nn	nn
Fenthion	mg/kg FS	0,002	nn	nn	nn	nn	nn	nn
Fenthion-sulfon	mg/kg FS	0,002	nn	nn	nn	nn	nn	nn
Fenthion-sulfoxid	mg/kg FS	0,002	nn	nn	nn	nn	nn	nn
Fenthion-oxon	mg/kg FS	0,002	nn	nn	nn	nn	nn	nn
Fenthion-oxon-sulfon	mg/kg FS	0,002	nn	nn	nn	nn	nn	nn
Fenthion-oxon-sulfoxid	mg/kg FS	0,002	nn	nn	nn	nn	nn	nn
Fenthion Summe	mg/kg FS		nn	nn	nn	nn	nn	nn
Fluopyram	mg/kg FS	0,01	nn	nn	nn	nn	nn	nn
Fluquinconazol	mg/kg FS	0,005	nn	nn	nn	nn	nn	nn
Flusilazol	mg/kg FS	0,005	nn	nn	nn	nn	nn	nn
Indoxacarb	mg/kg FS	0,005	nn	nn	nn	nn	nn	nn
Paraoxon-methyl	mg/kg FS	0,005	nn	nn	nn	nn	nn	nn
Parathion-methyl	mg/kg FS	0,005	nn	nn	nn	nn	nn	nn
Parathion/Paraoxon-methyl, Sum	mg/kg FS		nn	nn	nn	nn	nn	nn
Pirimiphos-methyl	mg/kg FS	0,005	nn	nn	nn	nn	nn	nn
Prochloraz	mg/kg FS	0,005	nn	nn	nn	nn	nn	nn
Tebuconazol	mg/kg FS	0,005	nn	nn	nn	nn	nn	nn
Tetraconazol	mg/kg FS	0,005	nn	nn	nn	nn	nn	nn

PSM: Messunsicherheit +/-50% gemäß Analytical quality control and method validation procedures for pesticide residues analysis in food and feed, Document Nr. SANTE/11813/2017

Probenart		**Rindfleisch**					
Betrieb		**D1**	**G1**	**S1**	**M1**	**M2**	**K1**
PCB-Summe upper bound	ng/g Fett	9,7	7,3	7,4	10,6	10,9	9,7
PCB-Summe medium bound	ng/g Fett	7,8	6,3	5,4	5,3	10,6	9,0
PCB-Summe lower bound	ng/g Fett	5,8	5,3	3,5	0,0	10,4	8,2
PCB 28	ng/g Fett	nn	nn	nn	nn	nb	nn
PCB 52	ng/g Fett	nn	nn	nn	nn	nb	nn
PCB 101	ng/g Fett	1,7	1,0	nn	nn	nb	nn
PCB 138	ng/g Fett	nn	1,4	nn	nn	3,1	3,1
PCB 153	ng/g Fett	4,1	2,9	3,5	nn	4,4	3,4
PCB 180	ng/g Fett	nb	nn	nn	nn	1,4	1,7

ndl-PCB: Messunsicherheit +/- 30% (k = 2)

Probenart		**Rinderleber**					
Betrieb		**D1**	**G1**	**S1**	**M1**	**M2**	**K1**
PCB-Summe upper bound	ng/g FS	0,63	0,54	0,67		1,42	0,83
PCB-Summe medium bound	ng/g FS	0,59	0,49	0,64		1,37	0,73
PCB-Summe lower bound	ng/g FS	0,56	0,44	0,61		1,32	0,62
PCB 28	ng/g FS	nn	nn	nn		nb	nn
PCB 52	ng/g FS	nn	nn	nn		nn	nn
PCB 101	ng/g FS	nn	nn	nn		0,07	nn
PCB 138	ng/g FS	0,20	0,21	0,28		0,61	nn
PCB 153	ng/g FS	0,30	0,23	0,26		0,49	0,48
PCB 180	ng/g FS	0,06	nn	0,07		0,16	0,14

ndl-PCB: Messunsicherheit +/-30 % (k = 2)

Anlage 7

Tabelle 13: Zusätzliche Angaben zur Probenentnahme Rindfleisch und Rinderleber

Betrieb	K1	D1	M1	G1	S1	M2
Kompartiment	Fleisch + Leber	Fleisch + Leber	Fleisch	Fleisch + Leber	Fleisch + Leber	Fleisch + Leber
Alter Tier Monate	32	21	28	19	14	18
Schlachtgewicht kg	k.A.	330	265	165	295	268
Geschlecht	weiblich	weiblich	männlich	weiblich	weiblich	männlich
Haltungsform der Rinder	Kombinierte Stall/Weidehaltung	Kombinierte Stall-/ Weidehaltung	Kombinierte Stall-/ Weidehaltung	Kombinierte Stall-/ Weidehaltung	Kombinierte Stall-/ Weidehaltung	Weidehaltung
Dauer der Weidehaltung, (in Monaten pro Jahr)	8	6	10	5	6	ganzjährig
Geboren in extensiver Haltung?	ja	nein	ja	nein	ja	ja
Probe von Mutterkuh oder von Nachkommen	Mutterkuh	Nachkommen	Nachkommen	Nachkommen	Nachkommen	Nachkommen
Für Mutterkühe: Anzahl der Laktationen	1					
Für Nachkommen: Säugezeit in Monaten		6	5	4	9	10
Herdengröße	30 Kühe+ Nachzucht	25	12	27	220 (Gesamtrinder-zahl)	25
Rasse	Deutsch Angus	Fleckvieh	Rotes Höhenvieh	Fleckvieh-Kreuzung	Limousin	Rotes Höhenvieh
Zusätzliche Futtermittel	Grassilage+ Stroh	Mais-Grassilage	Mais/Grassilage /Heu	Grassilage, Maissilo, Heu, Stroh, Quetschgetreide	Grassilage, Heu im Winter	Heu ganzjährig, im Winter teilweise Maissilage

Herausgeber:
Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG)
Pillnitzer Platz 3, 01326 Dresden
Telefon: +49 351 2612-0
Telefax: +49 351 2612-1099
E-Mail: lfulg@smul.sachsen.de
www.lfulg.sachsen.de
Das LfULG ist eine nachgeordnete Behörde des
Sächsischen Staatsministeriums für Umwelt und Landwirtschaft.

Autor:
Dr. Ingo Müller, Anke Lindner, Dr. Thomas Frenzel, Prof. Dr. Olaf Steinhöfel.
AG Dioxine der LfULG, LUA und BfUL
c/o Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG)
Halsbrücker Str. 31a, 09599 Freiberg
Telefon: +49 3731 294-2810
Telefax: +49 3731 294-2099
E-Mail: ingo.mueller@smul.sachsen.de

Redaktion:
Dr. Ingo Müller
Abteilung 4/Referat 42 Boden, Altlasten
Halsbrücker Str. 31a, 09599 Freiberg
Telefon: +49 3731 294-2810
Telefax: +49 3731 294-2099
E-Mail: ingo.mueller@smul.sachsen.de

Fotos:
Prof. Dr. Olaf Steinhöfel, Dr. Ingo Müller (LfULG)

Redaktionsschluss:
18.02.2019

ISSN:
1867-2868

Hinweis:
Die Broschüre steht nicht als Printmedium zur Verfügung, kann aber als PDF-Datei unter https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/32819 heruntergeladen werden.

Verteilerhinweis
Diese Informationsschrift wird von der Sächsischen Staatsregierung im Rahmen ihrer verfassungsmäßigen Verpflichtung zur Information der Öffentlichkeit herausgegeben.
Sie darf weder von Parteien noch von deren Kandidaten oder Helfern zum Zwecke der Wahlwerbung verwendet werden. Dies gilt für alle Wahlen. Missbräuchlich ist insbesondere die Verteilung auf Wahlveranstaltungen, an Informationsständen der Parteien sowie das Einlegen, Aufdrucken oder Aufkleben parteipolitischer Informationen oder Werbemittel. Untersagt ist auch die Weitergabe an Dritte zur Verwendung bei der Wahlwerbung.

