



Umwelt und Geologie

Böden und Bodenschutz in Hessen, Heft 11

Persistente organische Schadstoffe in landwirtschaftlich genutzten Böden Hessens



Böden und Bodenschutz in Hessen, Heft 11

Persistente organische Schadstoffe in landwirtschaftlich genutzten Böden Hessens

Wiesbaden, 2014

Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie

Impressum

Umwelt und Geologie
Böden und Bodenschutz in Hessen, Heft 11

ISSN 1610-5931
ISBN 978-89531-613-5

Persistente organische Schadstoffe in landwirtschaftlich genutzten Böden Hessens

Bearbeitung: Dezernat Bodenschutz, Bodeninformationen
Katrin Lügger, Erhard Weidner

Layout: Melanie Görgen

Herausgeber, © und Vertrieb:
Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie
Rheingaustraße 186
65203 Wiesbaden

Telefon: 0611/6939-111
Telefax: 0611/6939-113
E-Mail: vertrieb@hlug.hessen.de

Diese Druckschrift wurde mit großer Sorgfalt zusammengestellt. Eine Gewähr für die Richtigkeit und Vollständigkeit kann dennoch nicht übernommen werden. Sofern in dieser Druckschrift auf Internetangebote Dritter hingewiesen wird, sind wir für deren Inhalte nicht verantwortlich.

www.hlug.de

Nachdruck – auch auszugsweise – nur mit schriftlicher Genehmigung des Herausgebers.

Inhaltsverzeichnis

Vorwort	6
1 Einleitung	7
2 Untersuchte persistente organische Schadstoffe und ihre Eigenschaften	8
2.1 Polychlorierte Dibenzodioxine und -furane (PCDD/F)	8
2.2 Polychlorierte Biphenyle (PCB)	9
2.3 Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)	10
2.4 Chlorierte Kohlenwasserstoffe (CKW)	11
2.4.1 Dichlor-Diphenyl-Trichlorethan (DDT) und Methoxychlor	12
2.4.2 Hexachlorcyclohexan (HCH)	13
2.4.3 Hexachlorbenzol (HCB)	13
2.4.4 Aldrin, Dieldrin, Endrin	14
2.4.5 Heptachlor	14
2.4.6 Endosulfan	14
3 Untersuchungskonzept	15
3.1 Standortauswahl und Probennahme	15
3.2 Analytik	17
4 Bewertungsgrundlagen	18
4.1 Toxizitätsäquivalente	18
4.2 Vorsorge-, Prüf-, Maßnahmenwerte und Bodenrichtwerte	20
4.3 Hintergrundwerte	22
5 Ergebnisse	23
5.1 PCDD/F und dl-PCB	23
5.1.1 Toxizitätsäquivalente	23
5.1.2 Homologen- und Kongenerenmuster	29
5.2 PCB ₆	33
5.3 PAK	34
5.4 CKW	37
6 Zusammenfassung und Fazit	40
7 Literatur	45
8 Anhang	49

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Toxizitätsäquivalent-Faktoren für PCDD/F.....	19
Tabelle 2: Toxizitätsäquivalent-Faktoren für dl-PCB.....	19
Tabelle 3: Vorsorgewerte der BBodSchV (1999).....	20
Tabelle 4: Prüf- und Maßnahmenwerte der BBodSchV (1999) für den Wirkungspfad Boden – Nutzpflanze für Grünland und für Ackerbauflächen und Nutzgärten im Hinblick auf die Pflanzenqualität.....	20
Tabelle 5: Maßnahmen- und Prüfwerte der BBodSchV (1999) für den Wirkungspfad Boden – Mensch.....	21
Tabelle 6: Bodenrichtwerte und Maßnahmen für PCDD/F nach BLAG DIOXINE (1992).....	21
Tabelle 7: Hintergrundwerte für landwirtschaftliche Nutzung, Grünland und Acker in Oberböden Hessens.....	22
Tabelle 8: Statistische Auswertungen der PCDD/F- und dl-PCB-Toxizitätsäquivalente.....	23
Tabelle 9: Standorte mit erhöhten PCDD/F- oder dl-PCB-Belastungen.....	24
Tabelle 10: Flächen mit nachgewiesenen PCB ₀ -Gehalten.....	33
Tabelle 11: Statistische Auswertungen der PAK Einzel- und Summenparameter für landwirtschaftliche Nutzung und Grünland.....	35
Tabelle 12: Überschreitungen der Vorsorgewerte der BBodSchV für Benzo(a)pyren und PAK ₁₆	37
Tabelle 13: Flächen mit nachgewiesenen DDT-Gehalten.....	38
Tabelle 14: Flächen mit weiteren CKW mit Gehalten oberhalb der Bestimmungsgrenze.....	39

Kartenverzeichnis

Karte 1: Lage und Nutzung der untersuchten Standorte in den hessischen Landkreisen.....	16
Karte 2: Maximalwerte der Summe der PCDD/F- und dl-PCB-TEQ je untersuchtem Betrieb.....	26
Karte 3: PCDD/F- und dl-PCB-Analysen der Beprobungsfläche Niedernhausen 3.....	27

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Grund-Strukturformel der PCDD und PCDF mit Nummerierung möglicher Bindungsstellen.....	8
Abbildung 2: Grund-Strukturformel der polychlorierten Biphenyle mit Nummerierung möglicher Bindungsstellen.....	9
Abbildung 3: Strukturformeln ausgewählter PAK-Einzelsubstanzen.....	11
Abbildung 4: Strukturformeln ausgewählter CKW.....	12
Abbildung 5: Blick auf eine abgesteckte Beprobungsfläche im Landkreis Kassel.....	15

Abbildung 6: Schema der Probennahme	17
Abbildung 7: Absolute und relative Anteile der Summe der PCDD/F- und dl-PCB-Toxizitätsäquivalente	25
Abbildung 8: Blick auf eine vor dem Sommerdeich im Überflutungsbereich des Rheins gelegene Beprobungsfläche	27
Abbildung 9: Box-Whisker-Plot mit den prozentualen Anteilen der einzelnen Homologen an der PCDD/F-Summe	29
Abbildung 10: PCDD/F-Homologemuster aller untersuchten Bodenproben	30
Abbildung 11: Box-Whisker-Plot mit den prozentualen Anteilen der einzelnen dl-PCB-Kongeneren an der dl-PCB-Summe	31
Abbildung 12: Vergleich der relativen Anteile an der dl-PCB-Summe mit den relativen Anteilen am WHO-TEQ 1997 und WHO-TEQ 2005 am Beispiel der Probe Wolfhagen 3	31
Abbildung 13: dl-PCB-Kongenerenmuster aller untersuchten Bodenproben	32
Abbildung 14: Box-Whisker-Plot der 16 PAK-Einzelparameter	36
Abbildung 15: Herbst-/Winterbeweidung auf einer Fläche im Landkreis Waldeck-Frankenberg	40
Abbildung 16: Lückige Grasnarbe durch Maulwurfs-/Wühlmaushügel	41
Abbildung 17: Wühlschäden durch Wildschweine auf einer Fläche im Landkreis Darmstadt-Dieburg ..	42
Abbildung 18: Silage-Produktion mit hohem Verschmutzungsanteil	43

Vorwort



Persistente organische Schadstoffe (POPs) sind gesundheitsschädliche organische Substanzen, die sich nur sehr langsam abbauen oder umwandeln und deshalb eine lange Verweildauer in der Umwelt haben. Sie akkumulieren im Fettgewebe von Organismen

und können sich daher in der Nahrungskette anreichern. Der Neueintrag dieser Schadstoffe in die Umwelt wird seit vielen Jahren durch verschiedene regulatorische Maßnahmen sowie technische Fortschritte bei Produktionsverfahren, Energieerzeugung oder Abfallentsorgung unterbunden bzw. verringert. Auf internationaler Ebene wird mit der Stockholm-Konvention, einem globalen Abkommen, durch völkerrechtlich bindende Verbote und Nutzungseinschränkungen eine Verringerung dieser persistenten Verbindungen angestrebt. Gleichwohl können heute viele POPs aufgrund ihrer Langlebigkeit und ihrem Potenzial zum atmosphärischen Ferntransport weltweit in terrestrischen und aquatischen Ökosystemen nachgewiesen werden. Die wichtigste Senke für diese Schadstoffe ist dabei der Boden. Aufgrund seines Filter- und Puffervermögens dient er einerseits als Schadstoffspeicher, er immobilisiert die Stoffe und verhindert eine Verlagerung ins Grundwasser bzw. eine Aufnahme in die Pflanze. Andererseits fungiert der Boden durch

Remobilisierung wiederum als wesentliche Quelle für den Übergang von organischen Verbindungen in die Nahrungskette. Im Hinblick auf die Produktion gesunder Nahrungsmittel spielen die landwirtschaftlich genutzten Böden also eine zentrale Rolle. Umso wichtiger ist ein nachhaltiger Umgang mit der wertvollen Ressource Boden.

Im vorliegenden Bericht werden die Ergebnisse von Boden-Untersuchungsprogrammen vorgestellt, die im Zusammenhang mit Höchstgehaltsüberschreitungen von Dioxinen und dioxinähnlichen polychlorierten Biphenylen (dl-PCB) in Rindfleisch durchgeführt wurden. Neben diesen beiden Stoffgruppen wurden in den entnommenen Bodenproben aber auch eine Vielzahl weiterer organischer Verbindungen analysiert, so dass ein hessenweiter Überblick über die ubiquitäre Belastung und Belastungsschwerpunkte von landwirtschaftlich genutzten Böden mit persistenten organischen Schadstoffen gegeben wird.

A handwritten signature in black ink that reads "Thomas Schmid". The signature is written in a cursive, slightly slanted style.

Dr. Thomas Schmid
Präsident
des Hessischen Landesamtes für Umwelt und Geologie

1 Einleitung

In verschiedenen Bundesländern wurden in den letzten Jahren bei Untersuchungen von Rindfleischproben Überschreitungen der von der EU-Kommission festgesetzten Auslösewerte (EU 2006a) und Höchstgehalte (EU 2006b, 2011) für polychlorierte Dibenzodioxine und -furan (PCDD/F) und dioxinähnliche polychlorierte Biphenyle (dl-PCB) festgestellt (z.B. LANUV 2010, 2012, LAU 2012). Aufgrund dieser Wertüberschreitungen wurden 2011 im Rahmen des „Bundesweiten Überwachungsplans“ (BÜp) extensiv gehaltene Rinder aus Mutterkuhhaltung untersucht, wobei in knapp 17 % der Fälle Höchstgehaltsüberschreitungen für die Summe aus PCDD/F und dl-PCB festgestellt wurden (BVL 2013). Dabei waren die Überschreitungen vor allem durch erhöhte dl-PCB-Gehalte bedingt.

Im Auftrag des Umweltbundesamtes wurde eine erste Evaluierung des Forschungsbedarfs zur Ursachenaufklärung der Kontamination bestimmter Lebensmittel mit Dioxinen und PCB bereits von BASLER (2009) durchgeführt. Es folgte eine Literaturstudie zur Expositionsbeurteilung und Beurteilung des Transfers dieser Stoffgruppen (HENNECKE et al. 2011). Aktuell läuft in Fortführung der Thematik mit dem Ziel einer pfadbezogenen Ursachenaufklärung ein weiteres Forschungsvorhaben des Umweltbundesamtes (WEBER et al. 2012).

In Hessen wurde im Jahr 2008 in Rindfleisch aus dem Main-Taunus- und Vogelsbergkreis Überschreitungen der Höchstgehalte der Summe von PCDD/F und dl-PCB festgestellt. Im Folgejahr wurden von einem interdisziplinär zusammengesetzten „Dioxin-Kontroll-Team Main-Taunus- und Vogelsbergkreis“ an Standorten der betroffenen landwirtschaftlichen Betriebe Boden- und Aufwuchsproben entnommen und auf PCDD/F und dl-PCB untersucht (HLUG 2009).

Ebenfalls im Jahr 2009 wurde ein hessenweites Monitoring von Rindern durchgeführt, in dessen Rahmen zunächst ein Screening von knapp 200 Proben auf 6 nicht dioxinähnliche polychlorierte Biphenyle (PCB₆, auch Indikator-PCB) vorgenommen wurde (LHL 2009). War der PCB₆-Wert > 20 µg/kg Fett, wurden darüber hinaus die PCDD/F- und dl-PCB-Gehalte der Rindfleischproben bestimmt. Dabei

wurden weitere Proben gefunden, die unter Berücksichtigung der Messunsicherheit von 20 % über dem damals geltenden Höchstgehalt von 4,5 ng/kg Fett für die Summe von PCDD/F und dl-PCB lagen (EU 2006b). Ausschlaggebend für die Höchstgehaltsüberschreitungen waren vor allem die dl-PCB, während die PCDD/F-Gehalte überwiegend deutlich unter dem zulässigen Höchstgehalt lagen.

Das damalige Hessische Ministerium für Umwelt, Energie, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (HMUELV) beauftragte das Hessische Landesamt für Umwelt und Geologie (HLUG), standortbezogen zu diesen gefundenen Wertüberschreitungen in tierischen Lebensmitteln repräsentative Böden zu untersuchen. Mit dem Untersuchungsprogramm „Bodenbelastungen mit persistenten organischen Schadstoffen in Hessen“ sollten zwei Ziele verfolgt werden: Einerseits sollte der Zusammenhang zwischen der Kontamination der Rinder und den PCDD/F- und dl-PCB-Gehalten der Böden näher untersucht werden. Andererseits sollte die Datenbasis zur Beurteilung von Bodenbelastungen mit organischen Schadstoffen generell verbessert werden, insbesondere im Hinblick auf die dl-PCB, für die bis dahin in Hessen erst wenige Analysen existierten. Aus diesem Grund wurden neben den PCDD/F und den dl- und Indikator-PCB auch noch weitere Stoffgruppen, nämlich Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) sowie diverse schwerflüchtige Chlorkohlenwasserstoffe (CKW), in das Untersuchungsprogramm aufgenommen. Die Verbesserung der Datengrundlagen sollte auch der Aktualisierung der Hintergrundwerte organischer Schadstoffe in hessischen Böden dienen, die bisher allein auf Grundlage der Daten der Bodendauerbeobachtung ermittelt wurden (LABO 2003, aktualisierte Version HLUG 2004). Eine Neuberechnung im Rahmen des Berichtes „Hintergrundwerte von Spurenstoffen in hessischen Böden“ (HLUG 2011) ist in Vorbereitung.

Inhalt dieses Berichtes sind sowohl die bereits 2009 im Main-Taunus- und Vogelsbergkreis durchgeführten Bodenanalysen als auch die in den Jahren 2010 – 2012 im Nachgang des Rindermonitorings erfolgten Untersuchungen.

2 Untersuchte persistente organische Schadstoffe und ihre Eigenschaften

Persistente organische Schadstoffe (POPs = Persistent Organic Pollutants) sind organische Verbindungen, die in erster Linie folgende Eigenschaften besitzen: Sie sind toxisch für Tiere und Menschen, schwer abbaubar und damit persistent, haben das Potenzial zum Ferntransport und sind lipophil (fettlöslich), weshalb sie sich in Organismen und damit in der Nahrungskette anreichern können. Generell können synthetisch hergestellte POPs und bei verschiedenen thermischen Prozessen unbeabsichtigt gebildete POPs unterschieden werden.

Das auf internationaler Ebene wichtigste Abkommen bezüglich POPs ist das „Stockholmer Übereinkommen über persistente organische Schadstoffe“, auch Stockholm-Konvention genannt, eine internationale, völkerrechtlich bindende Übereinkunft über das Verbot und die Beschränkung bestimmter POPs. Die Konvention wurde im Jahr 2001 verabschiedet und trat im Mai 2004 in Kraft (Stockholmer Übereinkommen 2004). Sie beinhaltet zunächst Vorgaben zur Beendigung oder Einschränkung der Produktion, Verwendung oder Freisetzung von 12 persistenten organischen Chemikalien, die auch als „dreckiges Dutzend“ („dirty dozen“) betitelt wurden. Neben 9 Pflanzenschutzmitteln waren eine Industriechemikalie (PCB) und zwei unerwünschte Nebenprodukte (PCDD und PCDF) enthalten. Für Mitgliedsstaaten der EU wurden 2004 detaillierte Vorgaben in der „Verordnung über persistente organische Schadstoffe“ festgelegt (EU 2004). Im Jahr 2009 wurden 9 weitere Substanzen in die Stockholm-Konvention aufgenommen, in den Jahren 2011 und 2013 wurde je ein Stoff hinzugefügt. Mit Ausnahme der PAK und des Insektizids Methoxychlor gehören alle im Rahmen des Untersuchungsprogrammes analysierten Stoffe dem Stockholmer Übereinkommen an.

2.1 Polychlorierte Dibenzodioxine und -furane (PCDD/F)

Bei den zwei Gruppen der polychlorierten Dibenzo-p-Dioxine (PCDD) und polychlorierten Dibenzofurane (PCDF) handelt es sich um chlorierte organische Verbindungen mit ähnlicher Struktur und vergleichbaren Eigenschaften. PCDD/F liegen immer als Gemische von Einzelverbindungen, sogenannter Kongenere, vor. Insgesamt umfasst die Stoffgruppe 210 Kongenere, 75 Dioxin- und 135 Furan-Verbindungen. Die Grundstruktur der Dioxine besteht aus zwei Benzolringen, die über zwei Sauerstoffbrücken verbunden sind; die Grundstruktur der Furane besteht aus zwei Benzolringen, die über ein Sauerstoffatom und direkt verbunden sind. An die Benzolringe können ein bis acht Chloratome gebunden werden. **Abbildung 1** zeigt diese allgemeine Strukturformel. Die Anzahl und Position der Chloratome bestimmen die chemischen, physikalischen und toxischen Eigenschaften der einzelnen Kongenere.

PCDD/F sind generell hydrophob und lipophil, also in Wasser schlecht, aber in Fetten und Ölen gut löslich. Außerdem besitzen sie in der Umwelt eine hohe Persistenz, sie sind chemisch stabil und werden nur sehr langsam abgebaut. Aufgrund dieser Eigenschaften werden sie im Fettgewebe von Organismen gespeichert und können sich über die Nahrungskette anreichern (Bioakkumulation). Der Mensch nimmt PCDD/F in erster Linie über fetthaltige tierische Lebensmittel auf. Von den insgesamt 210 Einzelverbindungen sind 17 Kongenere (7 Dioxine, 10 Furane) hinsichtlich ihrer Toxizität besonders relevant: Das giftigste von ihnen ist das 2,3,7,8-TCDD, welches als sogenanntes „Sevesodioxin“ bekannt wurde, weil es bei einem Chemieunfall 1978 im

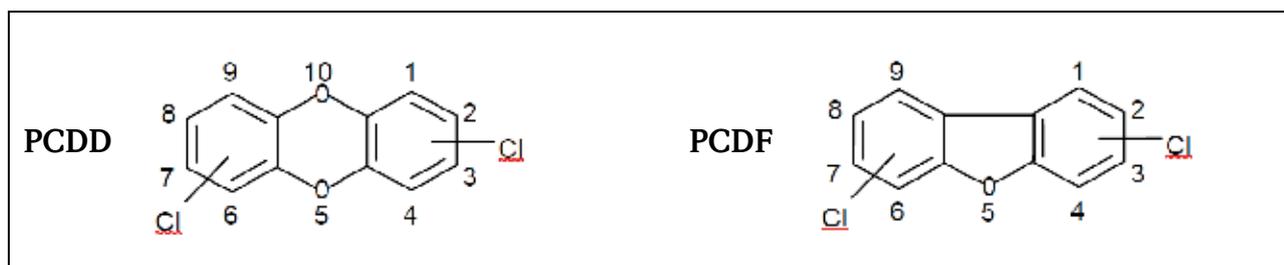


Abb. 1: Grund-Strukturformel der PCDD und PCDF mit Nummerierung möglicher Bindungsstellen (FREUDENSCHUB et al. 2008).

norditalienischen Seveso in größeren Mengen freigesetzt wurde. Die übrigen sind alle weiteren Kongenere, die an den Bindungsstellen 2, 3, 7 und 8 ebenfalls Chloratome aufweisen. Diese 17 Dioxine und Furane werden üblicherweise analysiert und mittels Toxizitätsäquivalentfaktoren in ihrer Giftigkeit bewertet (siehe Kapitel 4.1). Sie zeigen eine hohe akute und vor allem chronische Toxizität, sind krebserregend (kanzerogen), stören das Immun- und Nervensystem (immun- und neurotoxisch) und haben eine fruchtschädigende (teratogene) sowie fortpflanzungsgefährdende (reproduktionstoxische) Wirkung.

PCDD/F sind heute ubiquitär in unserer Umwelt verbreitet. Sie wurden nie kommerziell hergestellt, vielmehr entstehen sie als unerwünschte Nebenprodukte bei einer Vielzahl von industriellen Prozessen, in erster Linie bei Verbrennungsvorgängen in Anwesenheit von Chlor und organischem Kohlenstoff in einem bestimmten Temperaturbereich. Hauptemittenten waren bzw. sind daher Hausbrand, Metall- und Stahlindustrie und Müllverbrennung. Neben diesen anthropogenen Verbrennungsprozessen können PCDD/F auch durch natürliche Prozesse in der Erdgeschichte entstanden sein, beispielsweise durch Wald- und Steppenbrände oder Vulkanausbrüche. So findet man geogene Dioxinanreicherungen in tertiären Tonen (SCHMITZ et al. 2011). Mengenmäßig spielen diese natürlichen Quellen aber eine untergeordnete Rolle. Weiterhin wurden PCDD/F als Nebenbestandteile bei bestimmten Prozessen der Chlorchemie gebildet und waren oft als Verunreinigungen in Produkten enthalten. In erster Linie ist in diesem Zusammenhang das in großen Mengen in Holzschutzmitteln verwendete Biozid Pentachlorphenol (PCP) zu nennen. Auch in technischen Gemischen polychlorierter Biphenyle (PCB) konnten PCDD/F-Kontaminationen vorkommen. Durch emissionsmindernde Maßnahmen, wie die Einführung schärferer Grenzwerte und damit verbunden die technische Nachrüstung der Luftreinhaltesysteme von Industrieanlagen sowie Verbote von PCP und PCB, ist seit Mitte der 1980er Jahre der Eintrag von PCDD/F in die Umwelt stark zurückgegangen. Seit einem guten Jahrzehnt stagnieren die Emissionen, ein klarer Abwärtstrend ist nicht mehr zu erkennen (BMU 2013).

Die in die Atmosphäre emittierten PCDD/F gelangen über Deposition in die Böden. Zusätzlich können Böden auch noch durch die Beaufschlagung mit Klärschlamm, Bioabfall oder Kompost sowie in Auenbereichen durch die Ablagerung von belasteten Hochflutsedimenten beeinträchtigt werden (BUSSIAN et al. 2011). Aufgrund ihrer Wasserunlöslichkeit und der starken Bindung an organische Substanzen verlagern sich die PCDD/F im Boden kaum, sondern reichern sich im humosen Oberboden an. Ein geringer Transport im Boden kann durch Bioturbation erfolgen. Da außerdem die systemische Aufnahme von PCDD/F über die Wurzel in die Pflanze für die meisten Arten zu vernachlässigen ist und deshalb kein Entzug durch einen Transfer in die Pflanze stattfindet, ist der Boden die Hauptsenke für diese Stoffgruppe (BMU 2013).

2.2 Polychlorierte Biphenyle (PCB)

Bei der Gruppe der polychlorierten Biphenyle (PCB) handelt es sich wie bei den PCDD/F um chlorierte Kohlenwasserstoffe. Sie besitzen ein Grundgerüst aus zwei frei gegeneinander drehbaren Benzolringen (Biphenyl), die ein bis zehn Chloratome binden können. In Abhängigkeit von der Anzahl und Lage der Chloratome umfasst die Stoffgruppe insgesamt 209 unterschiedliche Kongenere. In **Abbildung 2** wird die Grund-Strukturformel der PCB mit Nummerierung möglicher Bindungsstellen dargestellt.

Seit den 1980er Jahren wurden in der Umwelt vor allem die sechs sogenannten Indikator- oder Ballschmitter-PCBs gemessen (PCB 28, PCB 52, PCB 101, PCB 138, PCB 153, PCB 180) und als Summe PCB₆ bewertet. Diese Auswahl erfolgte aber nicht aufgrund der Toxizität der Kongenere, sondern weil sie in den technisch hergestellten PCB-Produkten in

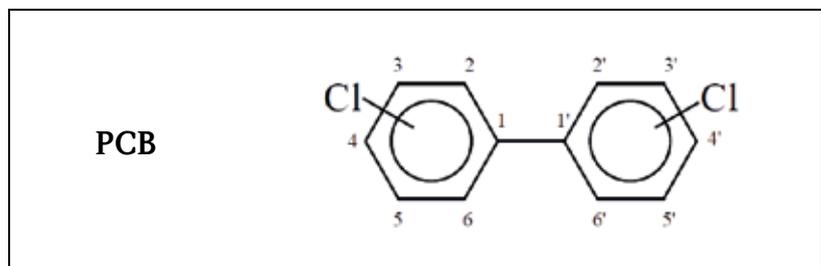


Abb. 2: Grund-Strukturformel der polychlorierten Biphenyle mit Nummerierung möglicher Bindungsstellen (RITSCHER 2006).

den höchsten Konzentrationen vorkamen. Im letzten Jahrzehnt rückten die sogenannten dioxinähnlichen PCB („dioxinlike-PCB“, dl-PCB) in den Fokus der Untersuchungen. Es handelt sich um insgesamt 12 Kongenere, vier co-planare PCB (PCB 77, PCB 82, PCB 126, PCB 169) und acht mono-ortho PCB (PCB 105, PCB 114, PCB 118, PCB 123, PCB 156, PCB 157, PCB 167, PCB 189). Sie besitzen aufgrund ihrer ähnlichen Struktur vergleichbare biochemische und toxische Wirkungen wie PCDD/F. Deshalb werden sie auch gemeinsam mittels Toxizitätsäquivalenzfaktoren bewertet (siehe Kapitel 4.1).

Generell sind PCB hydrophob und lipophil, thermisch und chemisch stabil sowie schwer entflammbar und elektrisch nicht leitend. Ähnlich wie die PCDD/F sind sie sehr persistent und können sich in Organismen und damit in der Nahrungskette anreichern. Die Toxizität der PCB ist abhängig von der Anzahl und Position der Chloratome. Als giftigstes Kongener ist das PCB 126 zu nennen. Grundsätzlich besitzen PCB eine ausgeprägte chronische Toxizität, während ihre akute Toxizität eher gering ist: Sie sind kanzerogen und haben immun- und neuro- sowie reproduktionstoxische Effekte. Wie schon bei den PCDD/F ist der Hauptbelastungspfad für den Menschen die orale Aufnahme über fettreiche tierische Produkte.

Im Gegensatz zu den Dioxinen wurden PCB weltweit in großen Mengen als technische Gemische produziert. Sie wurden 1864 erstmals synthetisiert und seit 1929 industriell hergestellt; insgesamt kann ihre globale Produktionsmenge auf mehr als 1,5 Millionen Tonnen eingeschätzt werden (BAFU 2010). Überwiegend wurden sie aufgrund ihrer positiven Eigenschaften in geschlossenen Systemen verwendet, beispielsweise in Transformatoren, elektrischen Kondensatoren oder als Hydraulikflüssigkeit. Sie wurden aber auch in offenen Anwendungen eingesetzt, so z.B. als Weichmacher in Anstrichmitteln, Dichtungsmassen und Kunststoffen. 1978 wurde in der BRD die Verwendung von PCB in offenen Anwendungen, 1989 die Produktion, der Vertrieb und die Verwendung PCB-haltiger Produkte generell verboten. Ein Problem ist bis heute die fachgerechte Entsorgung und das Recycling von PCB-haltigen Produkten und Baumaterialien ohne eine Belastung der Umwelt, auch wenn diese nach der PCB-Abfallverordnung aus dem Jahr 2000 schadlos entsorgt werden müssen.

Auch für PCB sind Böden die bedeutendste Senke, in die sie neben der Deposition aus der Atmosphäre auch lokal durch belastete Klärschlämme, Bioabfall oder Komposte oder in Überschwemmungsgebieten über kontaminierte Sedimente eingetragen werden können (BUSSIAN et al. 2011). Ähnlich wie die PCDD/F sorbieren PCB an der organischen Substanz und reichern sich in den humosen Oberböden an. Generell ist ihre Abbaubarkeit gering, jedoch hängt sie vom jeweiligen Chlorierungsgrad ab. Auch ein Transfer in die Pflanze ist abhängig vom Chlorierungsgrad, ein Transferrisiko besteht aber generell nur für bestimmte Kulturen (Wurzelgemüse) (RITSCHEL 2006).

2.3 Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)

Bei den polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) handelt es sich um Kohlenwasserstoffverbindungen, die aus zwei oder mehr kondensierten Benzolringen bestehen. Je nach ihrer Anordnung und Anzahl bestimmen diese die chemischen, physikalischen und auch toxischen Eigenschaften der Einzelstoffe. Es sind mehrere hundert PAK bekannt. Die einfachste Verbindung ist das Naphthalin, welches aus zwei Benzolringen besteht. Anthracen oder Chrysen sind Beispiele für höher kondensierte PAK mit 3 bzw. 4 Ringen. Benzo(a)pyren, welches sich aus 5 Benzolringen zusammensetzt, gilt als Leitsubstanz der Stoffgruppe. In der Umwelt treten PAK fast immer als Gemische auf. Nach einer Empfehlung der amerikanischen Umweltschutzbehörde EPA werden im Allgemeinen folgende 16 Einzelsubstanzen analysiert: Naphthalin, Acenaphthylen, Acenaphthen, Fluoren, Phenanthren, Anthracen, Fluoranthren, Pyren, Benzo(a)anthracen, Chrysen, Benzo(b)fluoranthren, Benzo(k)fluoranthren, Benzo(a)pyren, Indeno(1,2,3-cd)pyren, Dibenz(a,h)anthracen und Benzo(ghi)perylen. Deren Summe wird als PAK₁₆ als repräsentativ angesehen. In **Abbildung 3** sind die Strukturformeln ausgewählter PAK dargestellt.

Im Allgemeinen sind PAK hydrophob und lipophil, weshalb sie sich im Fettgewebe von Organismen anreichern können. Mit zunehmender Ring-Anzahl sind sie weniger flüchtig und schwerer wasserlöslich. Auch ihre Persistenz in der Umwelt nimmt mit steigender Ring-Anzahl zu: PAK können teilweise

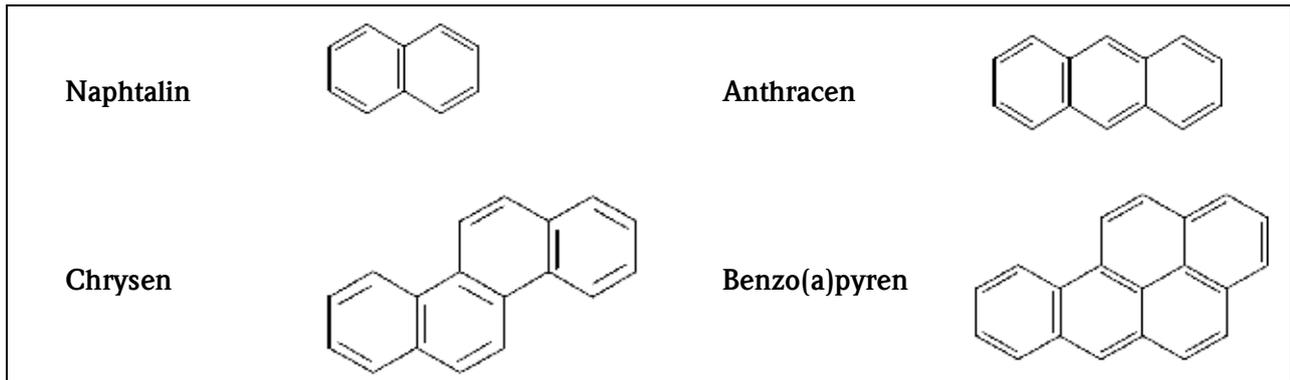


Abb. 3: Strukturformeln ausgewählter PAK-Einzelsubstanzen (BLIEFERT 1994).

durch Photo- oder Biodegradation abgebaut werden, ab einer Anzahl von vier Ringen sind sie jedoch unter Umweltbedingungen persistent. Daher können sie heute ubiquitär in allen Umweltkompartimenten nachgewiesen werden. PAK haben verschiedene toxische Wirkungen auf Organismen: Zahlreiche PAK sind kanzerogen, viele haben auch erbgutverändernde (mutagene) oder teratogene und reproduktionstoxische Eigenschaften.

PAK entstehen bei unvollständiger Verbrennung von organischem Material. Als natürliche Quellen gelten daher beispielsweise Wald- und Steppenbrände oder auch Vulkanausbrüche. Einen größeren Einfluss auf die ubiquitäre Belastung haben allerdings anthropogene Quellen. Überwiegend gelangen PAK als unerwünschte Nebenprodukte bei Verbrennungsprozessen (z.B. Hausbrand, KFZ-Verkehr, industrielle Abgase) in die Umwelt. Sie können auch bei der Zubereitung von Lebensmitteln (Grillen, Braten, Räuchern) entstehen und kommen in Tabakrauch vor. Außerdem sind PAK natürlicher Bestandteil in Kohle und Erdöl und werden anthropogen durch Veredlungsverfahren in Koks, Teer, Bitumen oder Ölen angereichert. Punktuelle Emittenten sind deshalb oft Altlasten wie ehemalige Kokereien, Raffinerien oder Gaswerke. Teeröle und bestimmte Öle aus der Erdölverarbeitung werden als Weichmacher für Kautschukerzeugnisse oder Weich-PVC verwendet, so dass der Verbraucher bei vielfältigen Produkten mit PAK in Kontakt kommen kann. Insbesondere sind hier Autoreifen zu nennen, durch deren Abrieb PAK partikulär in die Umwelt eingetragen wurden. Seit 2010 existiert allerdings ein EU-weiter Grenzwert für PAK-haltige Weichmacheröle in Autoreifen (EU 2006c). Eine gezielte Produktion ist nur im Hinblick

auf wenige PAK relevant: So werden manche Einzelsubstanzen als End- oder Zwischenprodukte bei der Herstellung von Kunststoffen, Weichmachern, Pigmenten und Farben, Pharmaka und Kosmetikzusätzen oder auch Pestiziden verwendet.

Der PAK-Eintrag in die Böden erfolgt überwiegend durch partikuläre Deposition (DESAULES et al. 2009). Dort sorbieren sie stark an der organischen Substanz und sind deshalb nur in geringem Umfang mobil. Sie reichern sich im humosen Oberboden an; zu einer vertikalen Tiefenverlagerung kommt es vorwiegend durch die Verlagerung von (organischen) Bodenpartikeln (z.B. durch Bioturbation) (JONES et al. 1989). Aufgrund der geringen Mobilität und der hohen Persistenz der PAK sind Böden ihre wichtigste Senke. Ein Transfer vom Boden in die Pflanze findet bevorzugt von niedrigkondensierten PAK statt, wobei sich die höchsten Gehalte in Wurzelgemüsen finden lassen (RITSCHEL 2006).

2.4 Chlorierte Kohlenwasserstoffe (CKW)

Die im Rahmen des Untersuchungsprogrammes analysierten chlorierten Kohlenwasserstoffe (CKW) wurden in erster Linie als Pflanzenschutzmittel und Biozide eingesetzt. Daher werden diese Verbindungen auch oft als Organochlorpestizide betitelt. Es handelt sich ausnahmslos um synthetisch hergestellte Stoffe, deren Entwicklung und Produktion oft bereits in der ersten Hälfte des letzten Jahrhunderts erfolgte. Aufgrund ihrer meist billigen Herstellung und breiten Wirksamkeit kamen sie weltweit in großen Mengen zum Einsatz. Erst später erkannte man ih-

re negativen Eigenschaften, wie beispielsweise eine hohe Persistenz und eine Tendenz zur Bioakkumulation, und damit ihre Schädlichkeit für Mensch und Umwelt. In vielen Ländern wurden diese Verbindungen daraufhin in der zweiten Hälfte des letzten Jahrhunderts verboten. Ein weltweites Verbot bzw. eine nur noch stark eingeschränkte Nutzung der gefährlichsten Organochlorpestizide wird im Stockholmer Übereinkommen (2004) geregelt. In **Abbildung 4** sind die Strukturformeln der wichtigsten untersuchten CKW dargestellt.

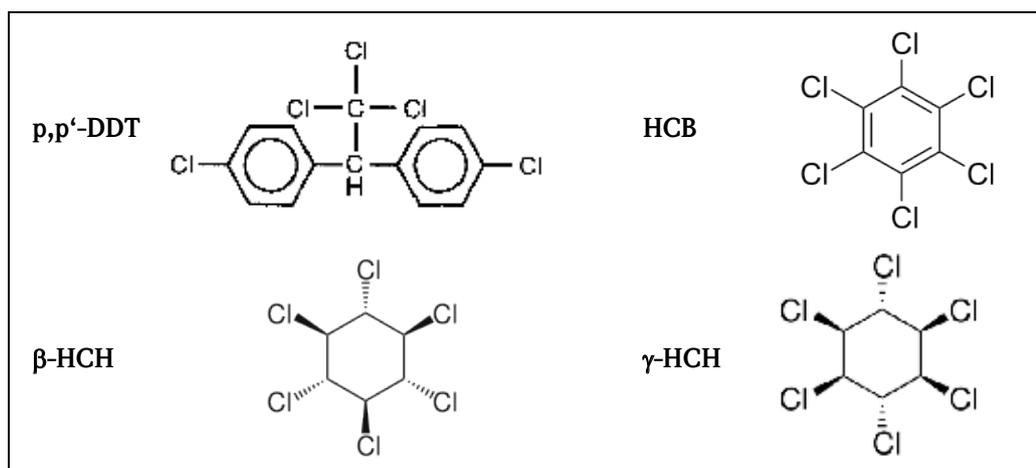


Abb. 4: Strukturformeln ausgewählter CKW (u.a. LBEG 2007, FREUDENSCHUß et al. 2008).

2.4.1 Dichlor-Diphenyl-Trichlorethan (DDT) und Methoxychlor

Die Grundstruktur des Insektizids Dichlor-Diphenyl-Trichlorethan (DDT) besteht aus zwei Phenylringen (**Abbildung 4**). Aufgrund der einfachen Produktion, der guten Wirksamkeit, der sehr geringen Phytotoxizität sowie der geringen (akuten) Toxizität gegen Warmblüter war DDT jahrzehntelang das weltweit meistgenutzte Insektizid. Erst als sich im Laufe der Zeit Resistenzen bildeten, Umweltschäden festgestellt wurden und die hohe Persistenz und Bioakkumulation auch der DDT-Metaboliten ins Blickfeld rückte, kam es zu einem Umdenken. In der BRD wurde die Anwendung 1972 verboten, seit 1977 bestand ein Herstellungs- und Vertriebsverbot. In der DDR wurde der Einsatz seit Anfang der 1970er Jahre sukzessive untersagt, jedoch noch bis 1988 in der Forstwirtschaft gestattet (z.B. zur Borkenkäfer-Bekämpfung). Weltweit ist die Herstellung und Verwendung nach dem Stockholmer Übereinkommen (2004) nur noch zur Bekämpfung krankheitsübertragender Insekten erlaubt.

Technisches DDT besteht aus 6 verschiedenen Isomeren: Der Hauptbestandteil und in erster Linie für die insektizide Wirkung verantwortlich ist mit 65 – 80 % das p,p'-DDT, gefolgt vom o,p'-DDT mit 15 – 21 %, welches nur noch schwach insektizid ist. Die Metabolite DDE (Dichlor-Diphenyl-Dichlorethen, nicht insektizid) und DDD (Dichlor-Diphenyl-Dichlorethan, insektizid) sind nicht oder nur in geringen Konzentrationen enthalten (BUA 1999). Allen 6 Isomeren ist gemein, dass sie hydrophob und stark lipophil sind. DDT ist in der Umwelt sehr langlebig

und bioakkumulativ. Für Menschen und Tiere ist DDT toxisch, wenn auch die akute Giftigkeit im Vergleich zu anderen Organochlorpestiziden gering ist. Isomerenspezifisch wurden endokrine (hormonähnliche) Wirkungen festgestellt, was als Ursache für beobachtete Reproduktionsstö-

rungen gilt (z.B. Eischalenverdünnung bei Vögeln). Weiterhin wird DDT als neuro-, immun- und hepatotoxisch (lebertoxisch) sowie im Tierversuch kancerogen angesehen (SCHNEIDER & KALBERLAH 2000).

Im Boden sorbiert DDT stark an der organischen Substanz und verbleibt vor allem im humosen Oberboden. Die Tiefenverlagerung wird, mit Ausnahme von Moorböden, als sehr gering eingestuft (LBEG 2007). Eine Auswaschung ins Grundwasser erfolgt kaum. Der Transfer Boden – Pflanze ist vernachlässigbar bis nicht vorhanden. Generell erfolgt unter aeroben Bedingungen ein Abbau zu DDE und unter anaeroben Bedingungen zu DDD. Die Abbau-geschwindigkeit ist mit Halbwertszeiten von 3 - 10 Jahren (DDT), > 10 Jahren (DDD) und > 20 Jahren (DDE) sehr langsam (RIPPEN 1997).

Nach dem Verbot von DDT wurde zeitweise als Substitut verstärkt Methoxychlor eingesetzt. Methoxychlor ist ein Insektizid mit einem ebenfalls breiten

Wirkungsspektrum, welches in seiner Struktur dem DDT ähnelt, aber weniger persistent und bioakkumulierend ist. Es ist in der EU nicht als Pflanzenschutzwirkstoff zugelassen, darf aber heute noch im nicht landwirtschaftlichen Bereich eingesetzt werden (LEISEWITZ et al. 2003).

2.4.2 Hexachlorcyclohexan (HCH)

Hexachlorcyclohexan (HCH) ist ein monocyclischer chlorierter Kohlenwasserstoff, der seit Mitte des letzten Jahrhunderts als Insektizid in der Land- und Forstwirtschaft weltweite Verbreitung erfahren hat. Bei der Synthese von HCH aus Benzol, was unter UV-Strahlung chloriert wird, entsteht ein Isomerenmisch: Technisches HCH besteht aus 65 - 70 % α -HCH, 7 - 20 % β -HCH, 14 - 15 % γ -HCH, 6 - 10 % δ -HCH und 1 - 2 % ϵ -HCH (LUBW 1993). Das Isomer γ -HCH, besser bekannt unter dem Namen „Lindan“, ist allein für die insektizide Wirkung verantwortlich. Als sich herausstellte, dass die α -, β -, δ - und ϵ -Isomere sich als toxischer und noch persistenter erwiesen als das γ -HCH und zudem noch geschmacksverändernd auf die behandelten Pflanzen wirkten, wurde ein Verfahren entwickelt, um isomerenreines γ -HCH herzustellen. Neben der Anwendung als Kontaktinsektizid wurde Lindan auch in vielen Holzschutzmitteln eingesetzt. In **Abbildung 4** sind die Strukturformeln von β - und γ -HCH dargestellt.

HCH sind lipophil und ziemlich stabil, so dass sie sich in der Nahrungskette anreichern können. Der Lipophiliegrad und die Abbaubarkeit sind allerdings isomerenpezifisch unterschiedlich. Im Vergleich zu den anderen untersuchten CKW ist die Wasserlöslichkeit von HCH relativ hoch. Generell nimmt die Toxizität von β -HCH über α -HCH bis γ -HCH zu (LBEG 2007). Lindan wirkt in hohen Dosen neurotoxisch, chronische Vergiftungen äußern sich z.B. in Lebervergrößerung und einer Degeneration des Nervensystems. Alle Isomere stehen im Verdacht kanzerogen zu sein. 1977 wurde die Anwendung des technischen HCH in der BRD verboten, ein europaweites Verbot gilt seit 1981 (EG 1978). Seit 2003 ist auch die Anwendung des reinen Lindans in der Landwirtschaft in Europa verboten (EG 2000), bis Ende 2007 durfte es aber noch für bestimmte Zwecke eingesetzt werden (z.B. in Anti-Läuse-Shampoos) (EU 2004). 2009 wurden alle drei Isomere in die Stockholmer Konvention aufgenommen.

Generell bindet HCH in den Böden an der organischen Substanz. Aufgrund der Wasserlöslichkeit sind vertikale Verlagerungen bis ins Grundwasser aber nicht auszuschließen. Abgebaut wird HCH durch Verflüchtigung, Photolyse und durch Mikroorganismen. Das Anreicherungspotenzial im Boden ist bei β -HCH mit einer Halbwertszeit von 8 - 10 Jahren am größten und nimmt über das α -, γ - und δ -HCH ab. α - und γ -HCH sind relativ flüchtig, werden besser biologisch abgebaut und können mit dem Sickerwasser verlagert werden, so dass der β -HCH-Anteil mit der Zeit immer mehr zunimmt (LUBW 1993). Ein Transfer von HCH aus dem Boden in die Pflanze erfolgt isomeren- und pflanzenspezifisch sowie in Abhängigkeit von den jeweiligen Bodeneigenschaften (LUBW 1998).

2.4.3 Hexachlorbenzol (HCB)

Hexachlorbenzol (HCB) wird durch die Chlorierung von Benzol hergestellt (**Abbildung 4**). Es wurde als Fungizid eingesetzt, was hauptsächlich zur Saatbeize und in Holzschutzmitteln verwendet wurde. Außerdem kam es als Flammenschutzmittel und Weichmacher zum Einsatz. HCB kann aber auch als unbeabsichtigtes Nebenprodukt bei einer Vielzahl von Synthesen (z.B. von Pestiziden) entstehen. Aufgrund seines relativ hohen Dampfdruckes ist HCB in der Umwelt mobil und ubiquitär vorhanden. Es ist hydrophob und lipophil und besitzt eine hohe Persistenz, so dass es sich in der Nahrungskette anreichern kann. HCB steht unter dem Verdacht kanzerogen, teratogen und endokrin wirksam zu sein. Seit 1981 ist HCB in der BRD und europaweit als Pflanzenschutzmittel nicht mehr zugelassen (EG 1978). Durch die Aufnahme in das Stockholmer Übereinkommen (2004) wurde es weltweit verboten.

Die Sorption von HCB im Boden erfolgt in erster Linie an der organischen Substanz. Aufgrund der geringen Wasserlöslichkeit ist eine Auswaschung in tiefere Bodenhorizonte als äußerst gering einzustufen (LUBW 1995). Ein mikrobieller Abbau findet ebenfalls nur in geringem Maße statt (LBEG 2007). Die Angaben für Halbwertszeiten im Boden sind in der Literatur unterschiedlich (LUBW 1995), es ist davon auszugehen, dass sie mehrere Jahre beträgt. Ein Transfer vom Boden in die Pflanze ist vor allem bei Wurzelgemüse, aber auch bei anderen Pflanzenarten feststellbar.

2.4.4 Aldrin, Dieldrin, Endrin

Die Insektizide Aldrin, Dieldrin und Endrin („Drine“) gehören zur Familie der chlorierten Cyclodiene und wurden seit Mitte des letzten Jahrhunderts verwendet. Aldrin und Dieldrin wurden vor allem gegen Bodeninsekten sowie zur Bekämpfung krankheitsübertragender Insekten in den Tropen (z.B. Tsetse-Fliege) eingesetzt. Endrin wurde auch als Rodentizid (Nagetiergift) genutzt. Drine spielten aber mengenmäßig eine deutlich geringere Rolle als beispielsweise DDT.

Alle drei Substanzen sind stark hydrophob, lipophil und persistent. Stoffspezifisch akkumulieren sie unterschiedlich stark im Fettgewebe von Organismen und reichern sich deshalb in der Nahrungskette an. Dieldrin kann im Boden sowie in Pflanzen und Tieren in Aldrin umgewandelt werden. Umgekehrt entsteht Dieldrin als Metabolit von Aldrin. Aldrin ist hoch toxisch, auch für den Menschen. Es gilt u.a. als leber- und nierenschädigend und im Tierversuch als kanzerogen. Auch Dieldrin kann vermutlich Krebs auslösen. Endrin ist stark neurotoxisch. Alle drei Drine sind stark toxisch für Fische und Fischnährtiere. Bereits 1971 wurde in der BRD die Verwendung von Dieldrin und Endrin verboten. Aldrin ist seit 1981 nicht mehr zugelassen. Seit 1992 erfolgt in Deutschland eine entsprechende Regelung in der Pflanzenschutz-Anwendungsverordnung (PflSchAnwV 1992). Ein weltweites Verbot für Herstellung und Anwendung der drei Substanzen beinhaltet das Stockholmer Übereinkommen (2004). Im Boden binden Aldrin, Dieldrin und Endrin an der organischen Substanz. Ihre Halbwertszeiten werden auf bis zu > 12 Jahre geschätzt (LBEG 2007). Ein Transfer vom Boden in die Pflanze kann stoff- und pflanzenspezifisch stattfinden (LUBW 1998).

2.4.5 Heptachlor

Das Insektizid Heptachlor ist ein Kontakt- und Fraßgift, was vor allem gegen Bodeninsekten eingesetzt wurde. Sein Hauptmetabolit ist das Heptachlorepoxyd (α - und β -Heptachlorepoxyd). Es gilt beim Menschen als leber- und nierentoxisch. Heptachlor war seit 1981 europaweit nur noch für spezielle Anwendungen verwendbar (EG 1978); in Deutschland beinhaltete die Pflanzenschutz-Anwendungsverordnung ein Verbot (PflSchAnwV 1992), weltweit

wurde Herstellung und Anwendung im Stockholmer Übereinkommen (2004) verboten. Im Boden bindet Heptachlor stark an der organischen Substanz und wird kaum vertikal verlagert. Seine Halbwertszeit liegt bei bis zu 2 Jahren. Ein Übergang vom Boden in die Pflanze kann beobachtet werden (LUBW 1998).

2.4.6 Endosulfan

Endosulfan gehört wie die Drine und Heptachlor ebenfalls zur Familie der chlorierten Cyclodiene. Es ist ein breit wirksames Kontakt- und Fraßgift, was in den 1950er Jahren entwickelt und als Insektizid in Land- und Forstwirtschaft sowie zur Bekämpfung krankheitsübertragender Insekten (Tsetse-Fliege) und in Holzschutzmitteln eingesetzt wurde. Technisches Endosulfan ist ein Gemisch der Isomere α -Endosulfan (ca. 70 %) und β -Endosulfan (ca. 30 %), wobei das α -Isomer eine deutlich größere Toxizität besitzt. In der Umwelt wird Endosulfan durch abiotische Hydrolyse, Oxidation und Metabolisierung abgebaut (HILLENBRAND et al. 2006). Sein primärer Metabolit ist Endosulfan-Sulfat, dessen Toxizität mit dem Ausgangsprodukt vergleichbar ist. Endosulfan ist persistent und bioakkumulativ. Es besitzt eine hohe akute Toxizität gegenüber Wirbeltieren; neben Tieren sind auch beim Menschen vielfach neurotoxische Wirkungen mit Todesfällen dokumentiert. Außerdem gibt es Anzeichen für endokrine Effekte, die die Fortpflanzungsfähigkeit beeinträchtigen und Reproduktionsstörungen zur Folge haben. Im Boden sind sowohl Endosulfan als auch Endosulfan-Sulfat mehr oder minder persistent. Nach KIRCHNER et al. (2011) haben α - und β -Endosulfan im Boden eine Halbwertszeit von ca. 35 bzw. 150 Tagen, wobei im sauren Milieu diese Werte noch überschritten werden können. In der Literatur gibt es aber deutlich variierende Angaben von wenigen Monaten bis zu mehreren Jahren.

In Deutschland besitzt Endosulfan seit 1991 (bzw. 1994 für die neuen Bundesländer) keine Zulassung mehr. In der EU darf der Stoff seit 2005 nicht mehr für den Pflanzenschutz verwendet werden (EU 2005). Im April 2011 schließlich wurde Endosulfan in die POP-Liste des Stockholmer Übereinkommens aufgenommen. Das weltweite Herstellungs- und Anwendungsverbot tritt allerdings mit mehrjährigen Übergangsfristen in Kraft.

3 Untersuchungskonzept

3.1 Standortauswahl und Probennahme

Anlässlich der Probennahmen im Main-Taunus- sowie Vogelsbergkreis wurden landwirtschaftlich genutzte Flächen von 6 Betrieben untersucht, wobei 23 Grünlandstandorte und 5 Ackerflächen beprobt wurden. Im Rahmen des folgenden hessenweiten Untersuchungsprogrammes wurden in Abstimmung mit dem jeweiligen Landwirt im Regelfall auf drei repräsentativen Grünland-Flächen pro Betrieb Bodenproben entnommen (Weiden und Mähwiesen). Insgesamt wurden Proben der Oberböden für 68 Flächen von 23 landwirtschaftlichen Betrieben in 12 unterschiedlichen Landkreisen gewonnen. In den Gemarkungen Korbach und Heringen wurden jeweils Flächen von zwei Betrieben beprobt. **Anhang 1** gibt einen Überblick über die insgesamt 96 untersuchten Standorte, die beprobten Horizonte und Entnahmetiefen sowie die Bodenarten und Humusgehalte. **Karte 1** zeigt die Lage der Standorte in den hessischen Landkreisen differenziert nach ihrer Nutzung.

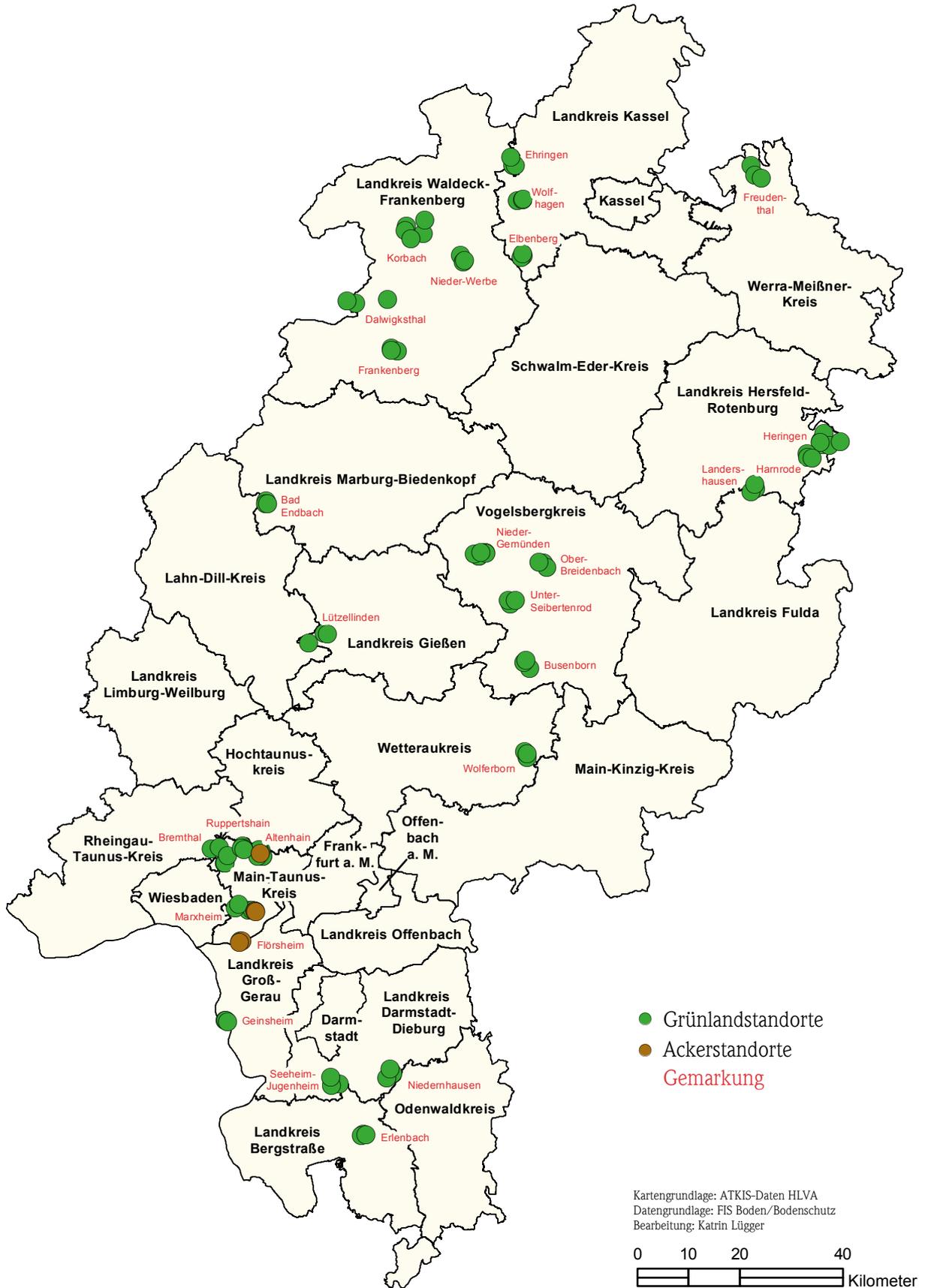
Die Bodenproben wurden in Anlehnung an das in Hessen auf Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF) unter Grünland gängige Beprobungsschema gewonnen: Auf einer Fläche von 30 m x 30 m wurden mittels 20 Einstichen über die Diagonalen Flächenmischproben entnommen (**Abbildung 5, Abbildung 6**). Im Einzelfall gab es situationsbedingte Variationen der Beprobungsflächengröße.

Beprobt wurde nur der Oberboden. Die Proben wurden horizontbezogen entnommen, so dass ihre Entnahmetiefen je nach Horizontmächtigkeit zwischen 5 und 40 cm variierten. Das mit Hilfe eines Stechbohrers entnommene Bodenmaterial der 20 Einzelproben wurde in einem Eimer zu einer Mischprobe vereint, vor Ort homogenisiert und dann jeweils 1 Liter in eine braune Weithalsglasflasche abgefüllt und luftdicht verschlossen.

In der Mitte der Beprobungsfläche, am Schnittpunkt der Diagonalen, wurden mittels GPS die Gauß-Krüger-Koordinaten ermittelt (**Abbildung 6**). Hier wurde außerdem eine Sondierungsbohrung vorge-



Abb. 5: Blick auf eine abgesteckte Beprobungsfläche im Landkreis Kassel.



Karte 1: Lage und Nutzung der untersuchten Standorte in den hessischen Landkreisen.

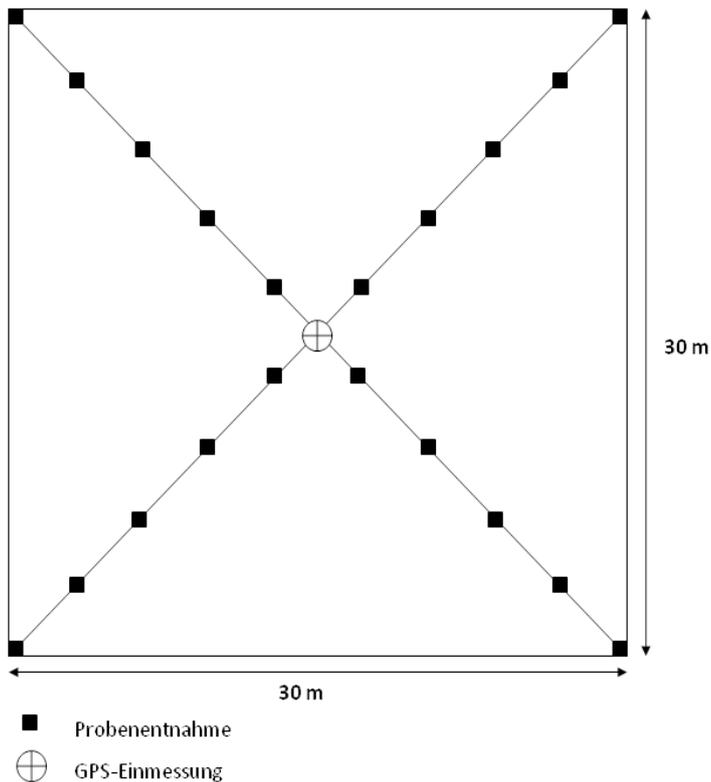


Abb. 6: Schema der Probennahme.

nommen, anhand dessen eine Bodenprofilansprache durchgeführt wurde. Die Profilbeschreibungen wurden im Bodenformenarchiv (BoFA) des HLUG aufgenommen. Dieses Datenbanksystem dient der Erfassung, Pflege und Auswertung aller Daten des hessischen Bodenzustandskatasters.

3.2 Analytik

Alle PCDD/F- und dl-PCB Analysen wurden vom Labor Wessling GmbH, Altenberge durchgeführt. Die entnommenen Bodenproben wurden im Labor zeitnah getrocknet und gesiebt (< 2 mm). Der Feinanteil wurde der Analyse zugeführt.

Die PCDD/F-Analysen wurden nach DIN 38414 S24 durchgeführt. Die Extraktion der Bodenproben erfolgte im Soxhlet-Extraktor mit Toluol als Lösungsmittel. Anschließend durchliefen die Extrakte ein mehrstufiges Säulen-Clean-up. Die Detektion der Einzelsubstanzen wurde mittels Gaschromatographie-Hochauflösender Massenspektrometrie (GC-HRMS) durchgeführt. Neben den 17 Kongeneren,

die zur Berechnung der Toxizitätsäquivalente benötigt werden, wurden auch die PCDD/F-Homologen bestimmt. Die 12 dl-PCB wurden in Anlehnung an die EPA Methode 1613 (1994, modifiziert für dl-PCB) analysiert, da bisher keine entsprechende DIN-Norm für die Analyse im Boden vorliegt. Die Extraktion und Detektion erfolgte analog zur PCDD/F-Analyse. Die erweiterte Messunsicherheit (MU) für PCDD/F und dl-PCB, ermittelt nach der Abschätzungsmethode und unter Verwendung eines Erweiterungsfaktors von $k=2$, wurde vom Labor mit 15 % angegeben.

Die Analyse der übrigen Stoffgruppen (PAK, PCB₆ und CKW) wurde für das hessenweite Untersuchungsprogramm ebenfalls im Labor Wessling durchgeführt: Die PAK wurden nach dem Merkblatt Nr. 1 des Landesumweltamtes Nordrhein-Westfalen (LUA NRW 1994) gemessen. Es erfolgte eine Fest-Flüssig-Extraktion auf der Schüttelmaschine mit Tetrahydrofuran als Lösungsmittel. Die Detektion der Einzelstoffe wurde mittels Hochleistungsflüssigkeitschromatographie (HPLC) gekoppelt mit FLD (Fluoreszenzdetektor) oder DAD (Dioden-Array-Detektor) durchgeführt. Die Untersuchung der PCB₆ sowie der schwerflüchtigen CKW wurde nach DIN ISO 10382 vorgenommen. Bei der Fest-Flüssig-Extraktion auf der Schüttelmaschine wurde ein Iso-Hexan/Aceton-Gemisch eingesetzt. Anschließend erfolgte eine säulenchromatographische Aufreinigung. Die Detektion wurde mittels Gaschromatographie-Massenspektrometrie (GC-MS) durchgeführt. Die erweiterte MU (Erweiterungsfaktor $k=2$), ermittelt anhand Wiederholmessungen von Kontrollstandardlösungen, lag für PAK bei 10 % und für die PCB₆ und CKW bei 25 %.

Im Rahmen der zuerst durchgeführten Beprobungen im Main-Taunus- und Vogelsbergkreis wurde anfangs nur die Analyse von PCDD/F und dl-PCB beauftragt. An ungefähr zwei Drittel der Proben, bei denen noch ausreichend Rückstellmaterial vorhanden war, wurden in einem zweiten Schritt im Landesbetrieb Hessisches Landeslabor (LHL), Wiesbaden ebenfalls noch PAK, PCB₆ und CKW analysiert. Dabei wurde die Bestimmung der PAK nach DIN ISO 13877 durchgeführt: Die Proben wurden auf der Schüttelmaschine mittels Aceton und Petroläther extrahiert. Nach einer säulenchromatographi-

schen Aufreinigung erfolgte die Bestimmung der Gehalte der einzelnen PAK nach Auftrennung mittels HPLC durch Ultraviolettmessung bzw. Messung der Fluoreszenz bei verschiedenen Emissionswellenlängen. Die PCB₆ und CKW wurden in Anlehnung an die Methode Nr. 3.3.2.1 der VDLUFA (2003) gemessen. Die Proben wurden mit einem Gemisch aus Aceton, Wasser und Petrolether unter Zugabe von Natriumchlorid auf der Schüttelmaschine extrahiert. Nach Trocknung und säulenchromatographischer Aufreinigung mittels Kieselgel wurden die Komponenten durch Kapillargaschromatographie (KGC) getrennt und mit einem Elektroneneinfangdetektor (ECD) nachgewiesen und quantitativ bestimmt. Die erweiterte MU (Erweiterungsfaktor $k=2$), berechnet auf Basis des Leitfadens DEV A0-4 (2006) zur Abschätzung der MU aus Validierungsdaten, betrug 50 % für die einzelnen PAK sowie 60 % für die einzelnen PCB und CKW. Dabei gingen Wiederholmessungen von Bodenproben und Ringversuchsergebnisse in die Abschätzung der MU ein, so dass auch die Probenvorbereitung berücksichtigt wird. Der Beitrag der Probennahme ist jedoch nicht enthalten (DEV A0-4 2006).

Für die Berechnung der Summenparameter bzw. Toxizitätsäquivalente (siehe Kapitel 4.1) ist der Umgang mit Werten unterhalb der Bestimmungsgrenze (BG) festzulegen. Generell gibt es drei Berechnungsarten: Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze werden mit der vollen BG (upper bound), der halben BG (middle bound) oder ohne BG (BG=0) (lower bound) in die Summe eingerechnet. Bei den im Bericht präsentierten Summenwerten wurden die Einzelstoffe, bei denen das gemessene Ergebnis unterhalb der Bestimmungsgrenze lag, gleich Null gesetzt und gingen somit nicht in die Summenbildung ein. Ebenso werden durchgehend die Toxizitätsäquivalente exklusiv der Bestimmungsgrenze angegeben.

Alle analysierten Einzelparameter mit ihren jeweiligen Bestimmungsgrenzen werden in **Anhang 4** und **Anhang 5** aufgeführt. In einigen Ausnahmefällen mussten Bestimmungsgrenzen einzelner Parameter, beispielsweise aufgrund von Matrixstörungen, angehoben werden.

4 Bewertungsgrundlagen

4.1 Toxizitätsäquivalente

Um die Gesamtoxizität von PCDD/F und dl-PCB beurteilen zu können, welche als komplexe Mischungen einzelner Kongenere vorliegen, entwickelte man das Konzept der Toxizitätsäquivalent-Faktoren. Dieses beruht darauf, dass die verschiedenen PCDD/F und dl-PCB die gleichen toxischen Wirkungsmechanismen haben, sich aber in der Stärke ihrer Wirkung unterscheiden. Das giftigste 2,3,7,8-TCDD erhält als Referenzsubstanz den Toxizitätsäquivalent-Faktor (TEF) 1. Alle anderen Kongenere werden mittels Faktoren in ihrer relativen Toxizität zu 2,3,7,8-TCDD bewertet. Indem die gemessenen Konzentrationen mit den entsprechenden TEF multipliziert und dann aufsummiert werden, wird das sogenannte Toxizitätsäquivalent (TEQ) errechnet. Der TEQ-Wert entspricht also der toxischen

Wirkung einer vergleichbaren Menge 2,3,7,8-TCDD (RAPOLDER & SCHRÖTER-KERMANI 2011).

Die einzelnen TEF sind im Rahmen verschiedener wissenschaftlicher Studien festgelegt worden und wurden im Laufe der Zeit bei neuen toxikologischen Erkenntnissen überarbeitet. So wurden 1988 die sogenannten internationalen toxischen Äquivalenzfaktoren (I-TEF) veröffentlicht (NATO/CCMS 1988). Die Weltgesundheitsorganisation gab 1997 leicht abweichende TEF heraus, die neben den Faktoren für PCDD/F auch Faktoren für dl-PCB umfassten (VAN DEN BERG et al. 1998). 2005 aktualisierte die WHO ihre TEF letztmalig (VAN DEN BERG et al. 2006). In der **Tabelle 1** und der **Tabelle 2** werden die jeweiligen TEF dieser drei Konzepte für PCDD/F und dl-PCB aufgeführt.

Tab. 1: Toxizitätsäquivalent-Faktoren für PCDD/F.

Parameter	I-TEQ (NATO/CCMS 1988)	WHO-TEQ 1997 (VAN DEN BERG et al. 1998)	WHO-TEQ 2005 (VAN DEN BERG et al. 2006)
2,3,7,8-TCDD	1	1	1
1,2,3,7,8-PeCDD	0,5	1	1
1,2,3,4,7,8-HxCDD	0,1	0,1	0,1
1,2,3,6,7,8-HxCDD	0,1	0,1	0,1
1,2,3,7,8,9-HxCDD	0,1	0,1	0,1
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	0,01	0,01	0,01
Octa-CDD	0,001	0,0001	0,0003
2,3,7,8-TCDF	0,1	0,1	0,1
1,2,3,7,8-PeCDF	0,05	0,05	0,03
2,3,4,7,8-PeCDF	0,5	0,5	0,3
1,2,3,4,7,8-HxCDF	0,1	0,1	0,1
1,2,3,6,7,8-HxCDF	0,1	0,1	0,1
2,3,4,6,7,8-HxCDF	0,1	0,1	0,1
1,2,3,7,8,9-HxCDF	0,1	0,1	0,1
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	0,01	0,01	0,01
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	0,01	0,01	0,01
Octa-CDF	0,001	0,0001	0,0003

Tab. 2: Toxizitätsäquivalent-Faktoren für dl-PCB.

Parameter	WHO-TEQ 1997 (VAN DEN BERG et al. 1998)	WHO-TEQ 2005 (VAN DEN BERG et al. 2006)
PCB Nr. 77	0,0001	0,0001
PCB Nr. 81	0,0001	0,0003
PCB Nr. 126	0,1	0,1
PCB Nr. 169	0,01	0,03
PCB Nr. 105	0,0001	0,00003
PCB Nr. 114	0,0005	0,00003
PCB Nr. 118	0,0001	0,00003
PCB Nr. 123	0,0001	0,00003
PCB Nr. 156	0,0005	0,00003
PCB Nr. 157	0,0005	0,00003
PCB Nr. 167	0,00001	0,00003
PCB Nr. 189	0,0001	0,00003

Die in der Bundes-Bodenschutzverordnung (BBodSchV 1999) für PCDD/F aufgeführten Maßnahmenwerte und die Richtwerte der BLAG DIOXINE (1992) werden in I-TEQ angegeben (siehe Kapitel 4.2). Die in der EU für PCDD/F und dl-PCB in Futter- und Lebensmitteln geltenden Aktionsgrenzwerte bzw. Auslösewerte und Höchstgehalte hingegen bezogen sich bisher auf die WHO-TEQ 1997 (EU 2006a, b). Seit dem 2.12.2011 bzw. dem 18.4.2012 wurden die jeweiligen Verordnungen jedoch aktualisiert, die Werte beziehen sich nun auf die WHO-TEQ 2005 (EU 2011, 2012).

4.2 Vorsorge-, Prüf-, Maßnahmenwerte und Bodenrichtwerte

Das Bundes-Bodenschutzgesetz (BBodSchG 1998) definiert Vorsorgewerte als „Bodenwerte, bei deren Überschreiten unter Berücksichtigung von geogenen oder großflächig siedlungsbedingten Schadstoffgehalten in der Regel davon auszugehen ist, dass die Besorgnis einer schädlichen Bodenveränderung besteht“. Von den im Rahmen der Untersuchungsprogramme analysierten Einzelstoffen und Stoffgruppen werden in der BBodSchV nur für die Summe der 6 Indikator-PCB (PCB₆) sowie für Benzo(a)pyren und die Summe der 16 PAK nach EPA (PAK₁₆) nach Humusgehalt differenzierte Vorsorgewerte angegeben (**Tabelle 3**).

Tab. 3: Vorsorgewerte der BBodSchV (1999).

Vorsorgewerte [mg/kg TM]			
Böden	PCB ₆	Benzo(a)pyren	PAK ₁₆
Humusgehalt > 8 %	0,1	1	10
Humusgehalt ≤ 8 %	0,05	0,3	3

Weiterhin beinhaltet die BBodSchV Prüf- und Maßnahmenwerte. Prüfwerte sind „Werte, bei deren Überschreiten unter Berücksichtigung der Bodennutzung eine einzelfallbezogene Prüfung durchzuführen und festzustellen ist, ob eine schädliche Bodenveränderung oder Altlast vorliegt“. Maßnahmenwerte sind hingegen „Werte für Einwirkungen oder Belastungen, bei deren Überschreiten unter Berücksichtigung der jeweiligen Bodennutzung in der Regel von einer schädlichen Bodenveränderung oder Altlast auszugehen ist und Maßnahmen erforderlich

Tab. 4: Prüf- und Maßnahmenwerte der BBodSchV (1999) für den Wirkungspfad Boden - Nutzpflanze für Grünland und für Ackerbauflächen und Nutzgärten im Hinblick auf die Pflanzenqualität.

Stoff	Prüfwert [mg/kg TM]	Maßnahmenwert [mg/kg TM]
Grünland		
PCB ₆	—	0,2
Ackerbauflächen und Nutzgärten		
Benzo(a)pyren	1	—

sind“ (BBodSchG 1998). Wie aus den Begriffsdefinitionen ersichtlich, werden Prüf- und Maßnahmenwerte nutzungsdifferenziert für unterschiedliche Wirkungspfade angegeben.

Für den Wirkungspfad Boden – Nutzpflanze gibt die BBodSchV in Bezug auf die hier untersuchten Einzelstoffe und Stoffgruppen nur zwei Werte an: So besteht für Grünland für den Schadstoffübergang im Hinblick auf die Pflanzenqualität ein Maßnahmenwert für PCB₆. Außerdem existiert für Ackerbauflächen und Nutzgärten ein Prüfwert für Benzo(a)pyren (**Tabelle 4**).

Für den Wirkungspfad Boden – Mensch (direkte Kontakt- bzw. Bodenaufnahme) gibt die BBodSchV für einige der untersuchten Einzelstoffe und Stoffgruppen Prüfwerte und für PCDD/F Maßnahmenwerte an (**Tabelle 5**).

Da für die PCDD/F in der BBodSchV nur die Maßnahmenwerte für den Wirkungspfad Boden – Mensch angegeben werden, können als Bewertungshilfe auch noch die schon 1992 von der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Dioxine veröffentlichten Bodenrichtwerte und Maßnahmen herangezogen werden (BLAG DIOXINE 1992, **Tabelle 6**). Für Werte > 5 ng I-TEQ/kg TM wird dort eine Einschränkung der Beweidung empfohlen, auf Standorten unterhalb dieses Richtwertes ist hingegen eine uneingeschränkte landwirtschaftliche Nutzung möglich. Diese Richtwerte haben allerdings keine gesetzlich verbindliche Wirkung.

Für dl-PCB sind in bodenschutzrechtlichen Regelungen derzeit keinerlei Werte enthalten. Im Rahmen der geplanten Novellierung der BBodSchV wurde zunächst für den Wirkungspfad Boden – Pflanze ein gemeinsamer Prüfwert für die Summe PCDD/F + dl-PCB für Grünland vorgeschlagen. Im

Tab. 5: Maßnahmen- und Prüfwerte der BBodSchV (1999) für den Wirkungspfad Boden – Mensch.

Stoff	Kinderspielflächen	Wohngebiete	Park- und Freizeitanlagen	Industrie- und Gewerbegrundstücke
Maßnahmenwerte direkter Kontakt [ng I-TEQ/kg TM] ¹⁾				
PCDD/F	100	1.000	1.000	10.000
Prüfwerte direkter Kontakt [mg/kg TM]				
Aldrin	2	4	10	—
Benzo(a)pyren	2	4	10	12
DDT	40	80	200	—
HCB	4	8	20	200
HCH ²⁾	5	10	25	400
PCB ₆	0,4	0,8	2	40

¹⁾ Summe der 2,3,7,8-TCDD-Toxizitätsäquivalente (nach NATO/CCMS) ²⁾ HCH Gemisch oder β -HCH

Tab. 6: Bodenrichtwerte und Maßnahmen für PCDD/F nach BLAG DIOXINE (1992).

Bodengehalte [ng I-TEQ/kg TM]	Maßnahmen	Bezugssystem
< 5	Uneingeschränkte landwirtschaftliche und gärtnerische Nutzung, Zielgröße der Bodensanierung	Grünland 0 - 10 cm, Acker-/Gartenbau 0 - 30 cm bzw. Bearbeitungstiefe
5 - 40	Uneingeschränkte Nutzung für Nahrungsmittel- und Feldfutteranbau, Einschränkung der Beweidung bzw. Verzicht auf Freilandhaltung von Tieren für Selbstversorger	s.o.
> 40	Ermittlung der Ursachen Folgende Nutzungen sollten unterbleiben: <ul style="list-style-type: none"> Anbau bodennah wachsender Obst- und Gemüsearten Anbau bodennah wachsender Feldfutterpflanzen Bodengebundene Nutztierhaltung 	s.o.

Entwurf der sogenannten Mantelverordnung beträgt dieser 30 ng WHO-TEQ/kg TM (BMU 2012). Dieser gemeinsame Prüfwert, der aufgrund des identischen Wirkmechanismus der Stoffgruppen festge-

legt wurde, wird kontrovers diskutiert. Mit dem Argument, dass PCDD/F und dl-PCB aus unterschiedlichen Quellen stammen, wird aktuell eher für zwei differenzierte Werte geworben.

4.3 Hintergrundwerte

Hintergrundwerte beschreiben den stofflichen Ist-Zustand der diffus-ubiquitär belasteten Böden und bilden somit Vergleichswerte für verschiedene Fragestellungen des Bodenschutzes. Nach LABO (2003) sind sie definiert als „repräsentative Werte für allgemein verbreitete Hintergrundgehalte eines Stoffes oder einer Stoffgruppe in Böden“.

In Hessen wurden nutzungsdifferenzierte Hintergrundwerte für Oberböden nach den Vorgaben der LABO (2003) berechnet. **Tabelle 7** gibt die bisherigen Hintergrundwerte für Grünland wieder (HLUG 2004). Für die PCDD/F- und die erstmalige Berechnung von dl-PCB-Werten wurde eine Neuauswertung auf aktualisierter Datenbasis im Rahmen der Beantwortung einer Landtagsanfrage durchgeführt (HESSISCHER LANDTAG 2010).

Tab. 7: Hintergrundwerte für landwirtschaftliche Nutzung, Grünland und Acker in Oberböden Hessens (PCDD/F und dl-PCB: HESSISCHER LANDTAG 2010, PAK₁₆, PCB₆, CKW: HLUG 2004).

	PCDD/F*	dl-PCB**	Benzo(a)- pyren	PAK ₁₆	PCB ₆	HCB	ΣDDT	γ-HCH
	I-TEQ	WHO-TEQ						
	[ng/kg TM]		[mg/kg TM]					
Landwirtschaftliche Nutzung								
Anzahl	75	41	—	—	—	—	—	—
50. Perzentil	1,47	0,49	—	—	—	—	—	—
90. Perzentil	3,19	0,83	—	—	—	—	—	—
Grünland								
Anzahl	40	32	21	21	21	21	21	21
50. Perzentil	1,64	0,49	0,023	0,273	0,001	0,0010	<BG	<BG
90. Perzentil	3,71	1,28	0,189	2,820	0,031	0,0080	0,0040	<BG
Acker								
Anzahl	35	—	32	32	32	32	32	32
50. Perzentil	1,06	—	0,015	0,176	<BG	0,0030	0,0020	<BG
90. Perzentil	2,24	—	0,063	0,654	0,002	0,0059	0,0099	0,0009

* I-TEQ nach NATO/CCMS (1988)

** WHO-TEQ 1997 nach VAN DEN BERG et al. (1998)

5 Ergebnisse

5.1 PCDD/F und dl-PCB

5.1.1 Toxizitätsäquivalente

PCDD/F und dl-PCB können auf allen untersuchten Flächen nachgewiesen werden. In **Anhang 2** werden die PCDD/F-Toxizitätsäquivalente (I-TEQ, WHO-TEQ 1997), die dl-PCB-Toxizitätsäquivalente (WHO-TEQ 1997) und die Summen aus PCDD/F + dl-PCB (WHO-TEQ 1997) aller analysierten Proben aufgeführt. **Tabelle 8** gibt die aus den Daten berechneten Perzentil- sowie Minimum- und Maximumwerte wieder. Dabei wird differenziert zwischen

allen untersuchten Standorten (landwirtschaftliche Nutzung) und der im Vordergrund stehenden Grünlandnutzung. Eine separate Auswertung der ackerbaulich genutzten Standorte entfällt aufgrund der geringen Fallzahl von n = 6.

Die PCDD/F-Analysen der Proben umfassen Toxizitätsäquivalente zwischen 0,286 und 21,6 ng I-TEQ/kg TM (bzw. 0,271 und 20,4 ng WHO-TEQ/kg TM), der Median liegt für landwirtschaftliche Nutzung und für reine Grünlandnutzung gerundet bei

Tab. 8: Statistische Auswertungen der PCDD/F- und dl-PCB-Toxizitätsäquivalente.

	PCDD/F I-TEQ*	PCDD/F WHO-TEQ**	dl-PCB WHO-TEQ**	PCDD/F+dl-PCB WHO-TEQ**
	[ng/kg TM]			
Landwirtschaftliche Nutzung				
Anzahl	96	96	96	96
Minimum	0,286	0,271	0,122	0,401
10. Perzentil	0,714	0,717	0,173	0,908
25. Perzentil	0,864	0,879	0,230	1,141
50. Perzentil	1,410	1,470	0,336	1,858
75. Perzentil	1,745	1,830	0,585	2,256
90. Perzentil	2,725	2,925	0,871	3,675
Maximum	21,600	20,400	26,400	28,880
Grünland				
Anzahl	90	90	90	90
Minimum	0,286	0,271	0,122	0,401
10. Perzentil	0,696	0,706	0,171	0,890
25. Perzentil	0,855	0,874	0,225	1,094
50. Perzentil	1,395	1,380	0,327	1,772
75. Perzentil	1,690	1,790	0,535	2,224
90. Perzentil	2,795	2,905	0,947	3,775
Maximum	21,600	20,400	26,400	28,880

* I-TEQ nach NATO/CCMS (1988)

** WHO-TEQ 1997 nach VAN DEN BERG et al. (1998)

1,4 ng I-TEQ/kg TM. Damit wird der niedrigste in der BBodSchV für PCDD/F existierende Maßnahmenwert für die sensibelste Nutzung „Kinderspielflächen“ von 100 ng I-TEQ/kg TM in allen Proben deutlich unterschritten.

Im Rahmen der dl-PCB-Analysen sind Toxizitätsäquivalente zwischen 0,122 und 26,4 ng WHO-TEQ/kg TM gemessen worden, der Median liegt hier bei rund 0,3 ng WHO-TEQ/kg TM für landwirtschaftliche Nutzung und für reine Grünlandnutzung. Vergleicht man die berechneten Perzentilwerte mit den hessischen Hintergrundwerten für Grünland-Oberböden (**Tabelle 7**), so wird ersichtlich, dass sowohl die 50. als auch die 90. Perzentilwerte für PCDD/F und für dl-PCB leicht unterhalb der bisherigen Hintergrundwerte liegen.

Summiert man die Toxizitätsäquivalente der PCDD/F- und dl-PCB-Analysen, so umfassen die Proben eine Spanne von 0,401 bis 28,88 ng WHO-TEQ/kg TM, der Median liegt für beide Nutzungskategorien bei ungefähr 1,8 ng WHO-TEQ/kg TM (**Tabelle 8**). Damit bleiben alle untersuchten Proben unter dem im Entwurf der Mantelverordnung vorgeschlagenen Prüfwert für Grünland von 30 ng WHO-TEQ/kg TM für die Summe PCDD/F + dl-PCB (BMU 2012).

Abbildung 7 gibt die Summenwerte in ihrer absoluten und relativen Zusammensetzung als gestapelte Säulen wieder. Der Anteil der dl-PCB an der

Summe der beiden Toxizitätsäquivalente schwankt zwischen 11 und 44 % und beträgt im Mittel 22 %. Davon ausgenommen ist die Probe „Niedernhausen 3“, bei der die dl-PCB über 90 % der Summe der Toxizitätsäquivalente ausmachen.

Karte 2 gibt einen Überblick über die Ergebnisse aller untersuchten Standorte. Dargestellt ist jeweils der Maximalwert der Summe der Toxizitätsäquivalente von PCDD/F und dl-PCB der Beprobungsflächen eines Betriebes. Gelb hinterlegt sind die Summenwerte, die über 5 ng WHO-TEQ/kg TM liegen. Da in den Gemarkungen Altenhain und Geinsheim jeweils zwei Flächen diesen Wert überschreiten, handelt es sich insgesamt um 7 Standorte, deren Toxizitätsäquivalente in **Tabelle 9** nochmal detailliert aufgeführt werden.

Bei den Beprobungsflächen Geinsheim 1 und 3, die mit 21,6 und 20,8 ng I-TEQ/kg TM die maximalen PCDD/F- und mit 7,98 und 5,03 ng WHO-TEQ/kg TM die zweit- und dritthöchsten dl-PCB-Werte besitzen, handelt es sich um Weiden im rezenten Überflutungsbereich des Rheins vor dem Sommerdeich (**Abbildung 8**). Ursächlich für die hier gemessenen erhöhten Konzentrationen ist der fluviale Eintrag belasteter Sedimente in die Auenböden. Auch andere untersuchte Stoffgruppen sind auf diesen Flächen deutlich erhöht (siehe Kapitel 5.2 und 5.3). Eine im Rahmen des Bodendauerbeobachtungsprogrammes südlich auf Höhe von Biebesheim in ähnlicher Lage angelegte Fläche besitzt PCDD/F-Gehalte in

Tab. 9: Standorte mit erhöhten PCDD/F- oder dl-PCB-Belastungen.

Probenbezeichner	PCDD/F I-TEQ*	PCDD/F WHO-TEQ**	dl-PCB WHO-TEQ**	PCDD/F+dl-PCB WHO-TEQ**
	[ng/kg TM]			
Altenhain_1	4,27	4,68	1,33	6,01
Altenhain_3	4,88	5,23	2,68	7,91
Flörsheim_3	5,32	5,70	1,58	7,28
Heringen_2	5,60	5,46	1,36	6,82
Geinsheim_1	20,80	20,30	5,03	25,33
Geinsheim_3	21,60	20,40	7,98	28,38
Niedernhausen_3	2,47	2,48	26,40	28,88

* I-TEQ nach NATO/CCMS (1988)

** WHO-TEQ 1997 nach VAN DEN BERG et al. (1998)

Persistente organische Schadstoffe in landwirtschaftlich genutzten Böden Hessens

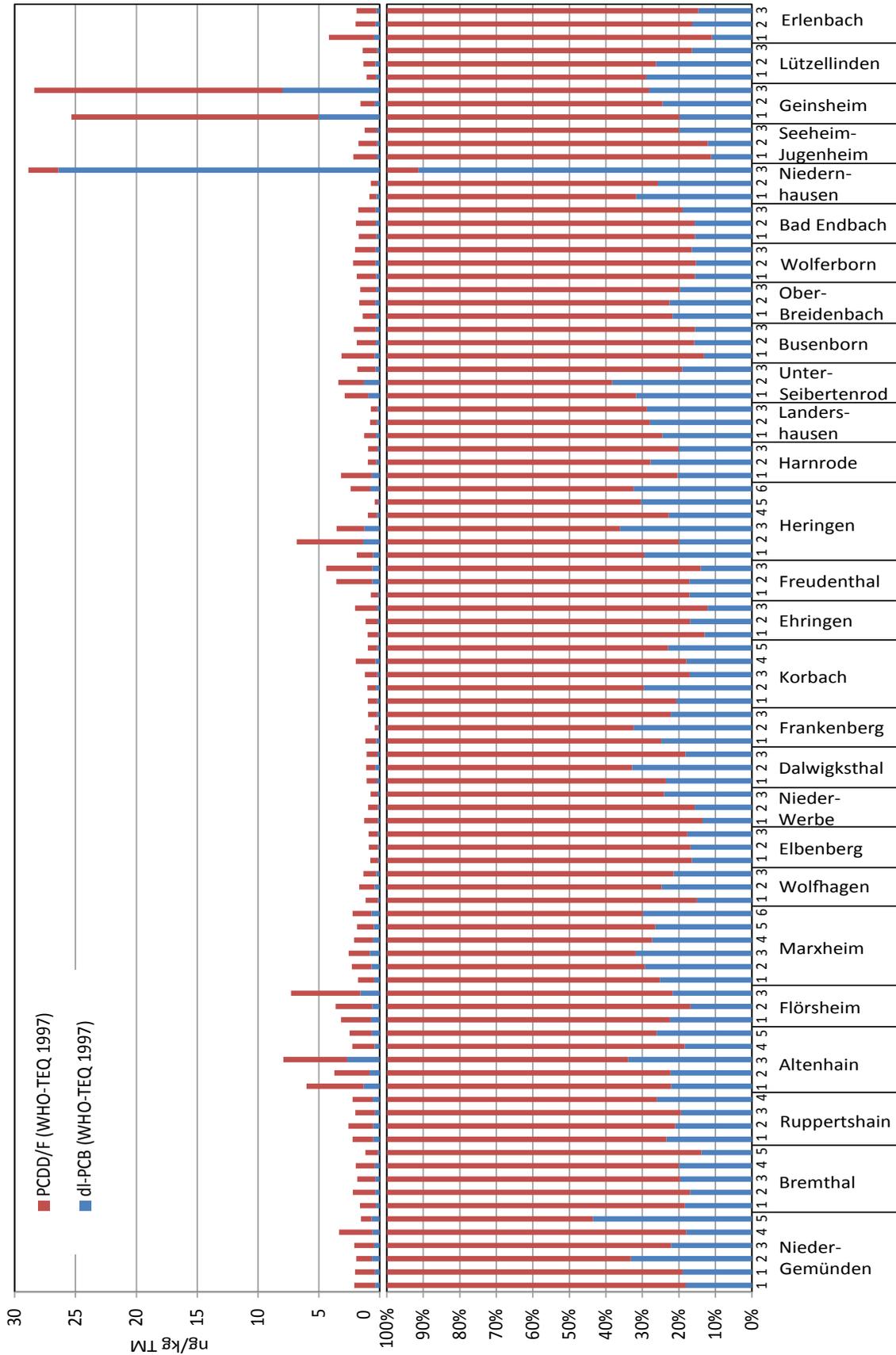
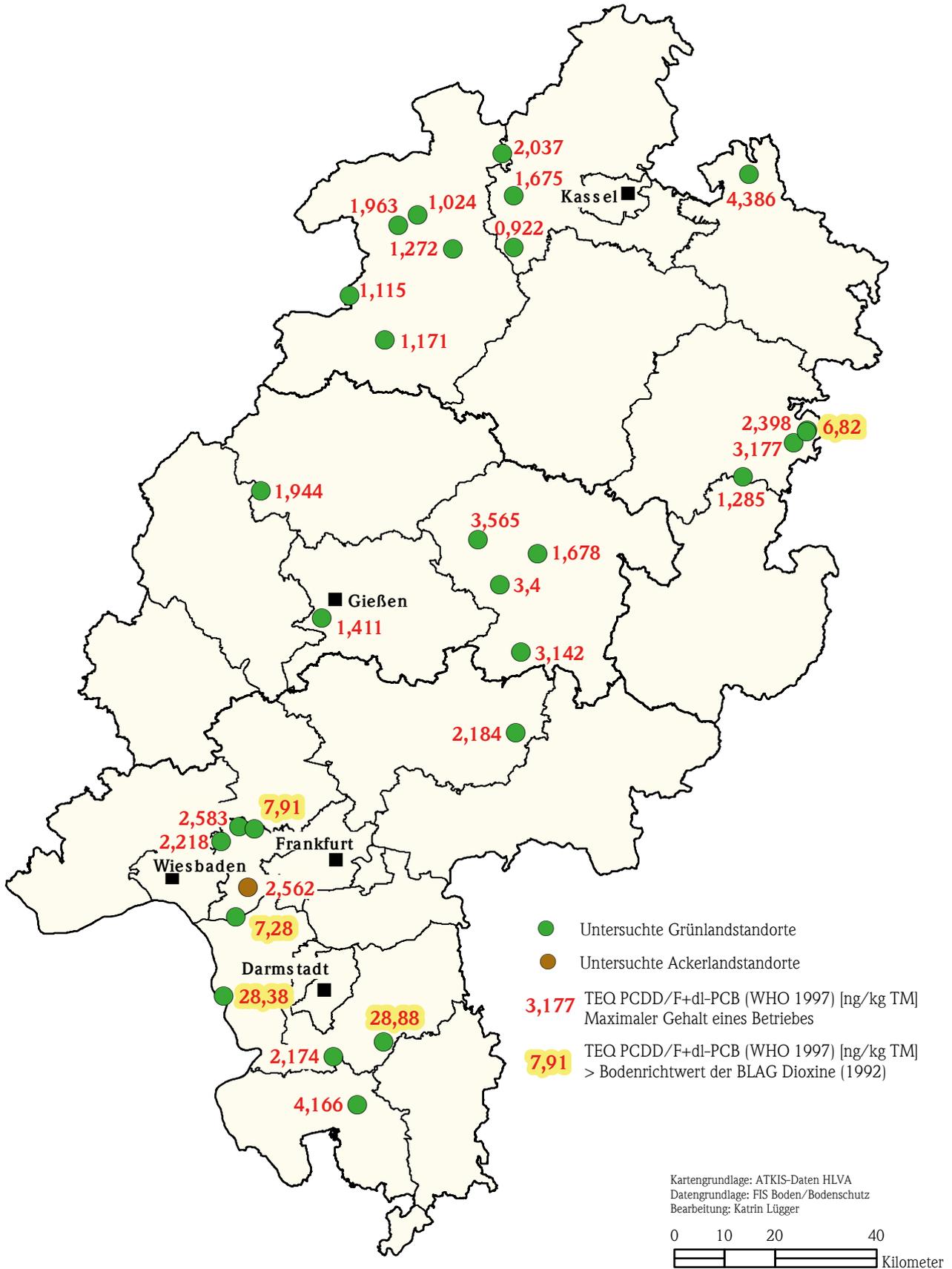


Abb. 7: Absolute und relative Anteile der Summe der PCDD/F- und dl-PCB-Toxizitätsäquivalente.



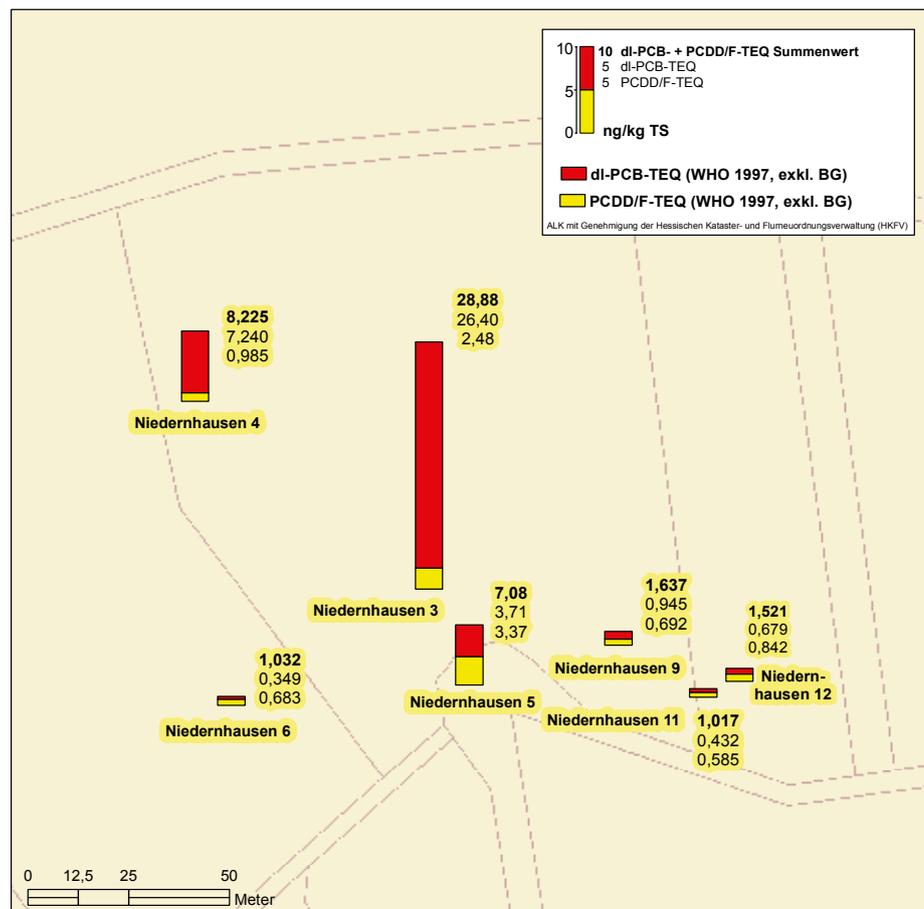
Karte 2: Maximalwerte der Summe der PCDD/F- und dl-PCB-TEQ je untersuchtem Betrieb.



Abb. 8: Blick auf eine vor dem Sommerdeich im Überflutungsbereich des Rheins gelegene Beprobungsfläche.

vergleichbarer Größenordnung. Auf der hinter dem Sommerdeich gelegenen Fläche Geinsheim 2 hingegen werden unauffällige Konzentrationen im Bereich der Hintergrundwerte für Grünland gemessen.

Ein spezieller Fall ist die Beprobungsfläche Niedernhausen 3 im Landkreis Darmstadt-Dieburg. Die dort entnommene Probe besitzt mit 26,4 ng WHO-TEQ/kg TM den mit Abstand höchsten dl-PCB-Gehalt des Untersuchungsprogrammes, der den Hintergrundwert um den Faktor 20 überschreitet. Der PCDD/F-Gehalt hingegen bleibt mit 2,47 ng I-TEQ/kg TM im Bereich der Hintergrundwerte. Zur Verifizierung der hohen dl-PCB-Belastung wurde die identische



Karte 3: PCDD/F- und dl-PCB-Analysen der Beprobungsfläche Niedernhausen 3.

Fläche erneut beprobt, wobei sich der erhöhte Gehalt in seiner Größenordnung bestätigt (19,5 ng WHO-TEQ/kg TM). Eine Rücksprache mit dem Bewirtschafter ergab, dass auf der Weide in der Vergangenheit verschiedene „Fremdmaterialien“ aufgebracht worden waren: So wurde die Fläche bis in die neunziger Jahre sowohl mit Material aus kommunalen Klärgruben als auch mit „Grabsteinschleifstaub“ eines ortsansässigen Betriebes beaufschlagt. Zur genaueren Klärung des Sachverhalts wurden insgesamt sechs weitere Proben auf der Weide entnommen (**Karte 3**), deren Lage sich teilweise an Auffälligkeiten im Luftbild, teilweise an Aussagen des Landwirtes zu den Aufbringungsorten orientierte. Aus diesem Grund wurde die Form und Größe einzelner Beprobungsflächen abweichend vom normalen Schema gewählt. Die Ergebnisse der zusätzlichen Probennahmen sind heterogen, die festgestellte hohe Belastung mit dl-PCB lässt sich nicht auf der gesamten Weide wiederfinden: Die Beprobungsfläche Niedernhausen 4, nordwestlich der ursprünglichen Fläche gelegen, besitzt mit 7,24 ng WHO-TEQ/kg TM eine dl-PCB-Konzentration, die zwar um gut ein Drittel niedriger als auf der ursprünglichen Fläche, aber immer noch deutlich erhöht ist. Dahingegen zeigen die Flächen Niedernhausen 6, 9, 11 und 12 mit Toxizitätsäquivalenten von 1,017 bis 1,637 ng WHO-TEQ/kg TM durchweg unauffällige Belastungen. Bei der Probe Niedernhausen 5 handelt es sich um eine Punktprobe aus einer unterhalb des Schrages am Wegesrand lagernden Miete aus organischem Material. Sie weist einen dl-PCB-Gehalt von 3,71 ng WHO-TEQ/kg TM und einen PCDD/F-Gehalt von 3,37 ng WHO-TEQ/kg TM auf. Die Ergebnisse zeigen, dass die erhöhten Belastungen der Weide eher punktueller Natur sind. Bei der Wahl einer anders lokalisierten Beprobungsfläche wäre die dl-PCB-Kontamination unter Umständen nicht bemerkt worden. Das verdeutlicht die Wichtigkeit einer möglichst repräsentativen Probenahme. Im Hinblick auf das im Rahmen des Untersuchungsprogrammes gewählte Probennahmedesign wäre eine Vergrößerung der Beprobungsfläche bzw. die Anlage von mehreren Teilflächen und eine Erhöhung der Teilproben-Anzahl zu diskutieren. Eine eindeutige Klärung der Belastungsursache war anhand der untersuchten Proben nicht möglich. Es ist zu vermuten, dass die teilweise hohen dl-PCB-Konzentrationen auf Kontaminationen einzelner „Char-

gen“ der aufgetragenen Fremdmaterialien zurückzuführen sind. Eine auf der Fläche als Mischprobe aus 5 Heuballen entnommene Heuprobe besitzt PCDD/F-Gehalte unterhalb der Bestimmungsgrenze für den überwiegenden Teil der Kongenere, während die dl-PCB-Gehalte deutlich höher liegen. Bei einer dem Bewirtschafter empfohlenen Schnitthöhe von 8 cm bleibt der Gehalt der Summe aus PCDD/F und dl-PCB aber unterhalb des Höchstgehalts für Futtermittel pflanzlichen Ursprungs (EU 2012).

Die Beprobungsflächen Altenhain 1 und 3, Flörsheim 3 und Heringen 2 liegen mit dem Summenwert des PCDD/F- und dl-PCB-TEQs nur leicht über 5 ng WHO-TEQ/kg TM. Sie zeigen alle sowohl für PCDD/F als auch für dl-PCB eine im Vergleich zu den hessischen Hintergrundwerten für Grünland erhöhte Belastung. Im Fall der Fläche Heringen 2 ist dies ebenfalls auf fluvialen Eintrag belasteter Sedimente zurückzuführen, denn die Fläche liegt im Überflutungsbereich der Werra. Der benachbarte Auen-Standort Heringen 3 besitzt bei einem geringeren PCDD/F-Gehalt einen ähnlich hohen dl-PCB-Wert. Im Rahmen der Untersuchungen von MOLDENHAUER (1996) ist für einen Standort in der Werra-Aue südwestlich von Heringen ein vergleichbarer PCDD/F-Gehalt von 4,7 ng I-TEQ/kg TM ermittelt worden. Die drei genannten Standorte im Main-Taunus-Kreis befinden sich alle in unmittelbarer Umgebung von Siedlungen und größeren Verkehrswegen (z.B. Bundesstraßen). Flörsheim 3 liegt außerdem in der Nähe eines Industrieparks und eines großen Tanklagers am Main. Bei allen dreien kann davon ausgegangen werden, dass die leicht erhöhten Belastungen auf diese industriellen und infrastrukturellen Einflüsse im Verdichtungsgebiet Rhein-Main zurückzuführen sind.

Neben den in **Karte 2** markierten Standorten mit deutlich erhöhten Gehalten zeigen weitere Flächen eine leichte Erhöhung im Bereich oder knapp oberhalb der 90. Perzentile der Hintergrundwerte (**Anhang 2**): Freudenthal 2 und 3, die ebenfalls im jährlichen Überflutungsbereich der Werra liegen, zeigen erhöhte PCDD/F-Gehalte. Das gleiche gilt für Erlenbach 1, ohne dass hier eine konkrete Ursache auszumachen ist. Im Hinblick auf die dl-PCB ist noch der Standort Unter-Seibertenrod 2, der in der Ohm-Aue liegt, leicht erhöht belastet.

5.1.2 Homologen- und Kongenerenmuster

In **Abbildung 9** werden die relativen Anteile der einzelnen PCDD/F-Homologen an der absoluten PCDD/F-Summe über das gesamte Probenkollektiv als Box-Whisker-Plot dargestellt. Dabei markieren die Whisker das 10. und 90. Perzentil. Grundsätzlich sind die größeren Massenanteile bei den höherchlorierten Homologen zu finden. So werden die Dioxin-Gehalte von den octachlorierten Dibenzodioxinen (OCDD) dominiert, welche durchschnittlich um die 30 % der Gesamtsumme umfassen. Die zweithöchsten Anteile weisen die HeptaCDD auf (12 %). Das hochtoxische 2,3,7,8-TetraCDD hingegen ist am geringsten vertreten. Bei den Furanen sind ebenfalls die octachlorierten Dibenzofurane (OCDF) dominant, während Hexa- und HeptaCDF die zweithöchsten Gehalte aufweisen. Insgesamt übertreffen die Dioxin-Anteile (54 %) die Furan-Anteile (46 %) durchschnittlich leicht. **Abbildung 10** zeigt das PCDD/F-Homologenmuster jeder einzelnen untersuchten Probe in Form eines gestapelten Säulendiagrammes. Generell weisen die meisten Beprobungsflächen eine vergleichbare Verteilung der Homologen auf. Deutlich abweichende Muster sind durch rote Pfeile gekennzeichnet: So besitzen Heringen 3 und Freu-

denthal 2 sowie die mit dl-PCB hochbelastete Fläche Niedernhausen 3 eine auffällige Furandominanz (> 70 % Anteil an der PCDD/F-Summe), was auf einen industriellen Einfluss hindeutet. Bei gut 10 % der Flächen hingegen wird die PCDD/F-Summe deutlich von den Dioxinen dominiert. Erlenbach 1 fällt dabei durch die maximalen Anteile an HxCDD und HpCDD auf. Stark abweichend sind die Ergebnisse des Standortes Lützellinden 3, bei denen das OCDD über 90 % der PCDD/F-Summe einnimmt, während Furane kaum bestimmbar sind (< 2 %). In der Umgebung der Fläche wurde in der Vergangenheit Erz-Tagebau betrieben, eine benachbarte Fläche wurde später auch als Deponie genutzt. Außerdem liegt angrenzend eine Farben- und Lackfirma. Zur Verifizierung der Erstanalyse wurde eine weitere Fläche direkt angrenzend an die Farben- und Lackfirma beprobt. Die Probe dieser Fläche weist ein vergleichbares Homologenmuster auf und besitzt darüber hinaus noch einen erhöhten TEQ-Wert von 5,3 ng I-TEQ/kg TM. Zwischenzeitlich wurden diese Weideflächen aus der Nutzung genommen, da auf Ihnen ein Solarpark errichtet wurde, so dass sich weitere Untersuchungen erübrigt haben.

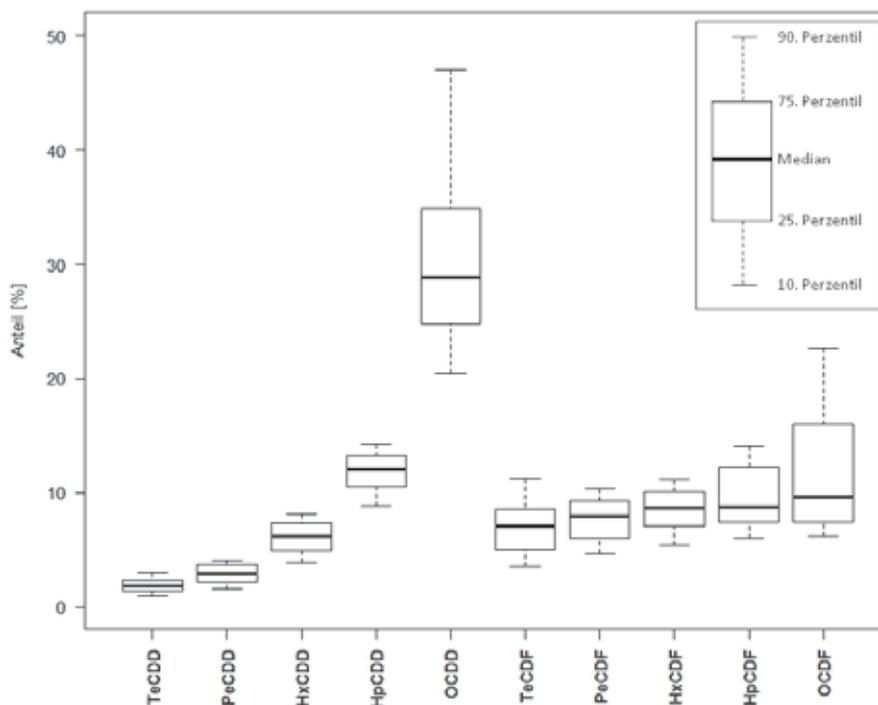


Abb. 9: Box-Whisker-Plot mit den prozentualen Anteilen der einzelnen Homologen an der PCDD/F-Summe.

Abbildung 11 stellt die relativen Anteile der einzelnen dl-PCB an der dl-PCB-Summe über alle untersuchten Proben als Box-Whisker-Plot dar. Es dominiert sehr deutlich das PCB 118 mit durchschnittlich 40 %, gefolgt von PCB 156 mit einem Anteil von gemittelt 22 %. Gleichwertige Anteile haben das PCB 105 und das PCB 167 mit durchschnittlich jeweils 12 %. Das toxikologisch hoch relevante PCB 126 wird im Mittel mit etwas über 1 % gefunden. Ähnliche Kongenerenmuster wurden auch in Bodenproben

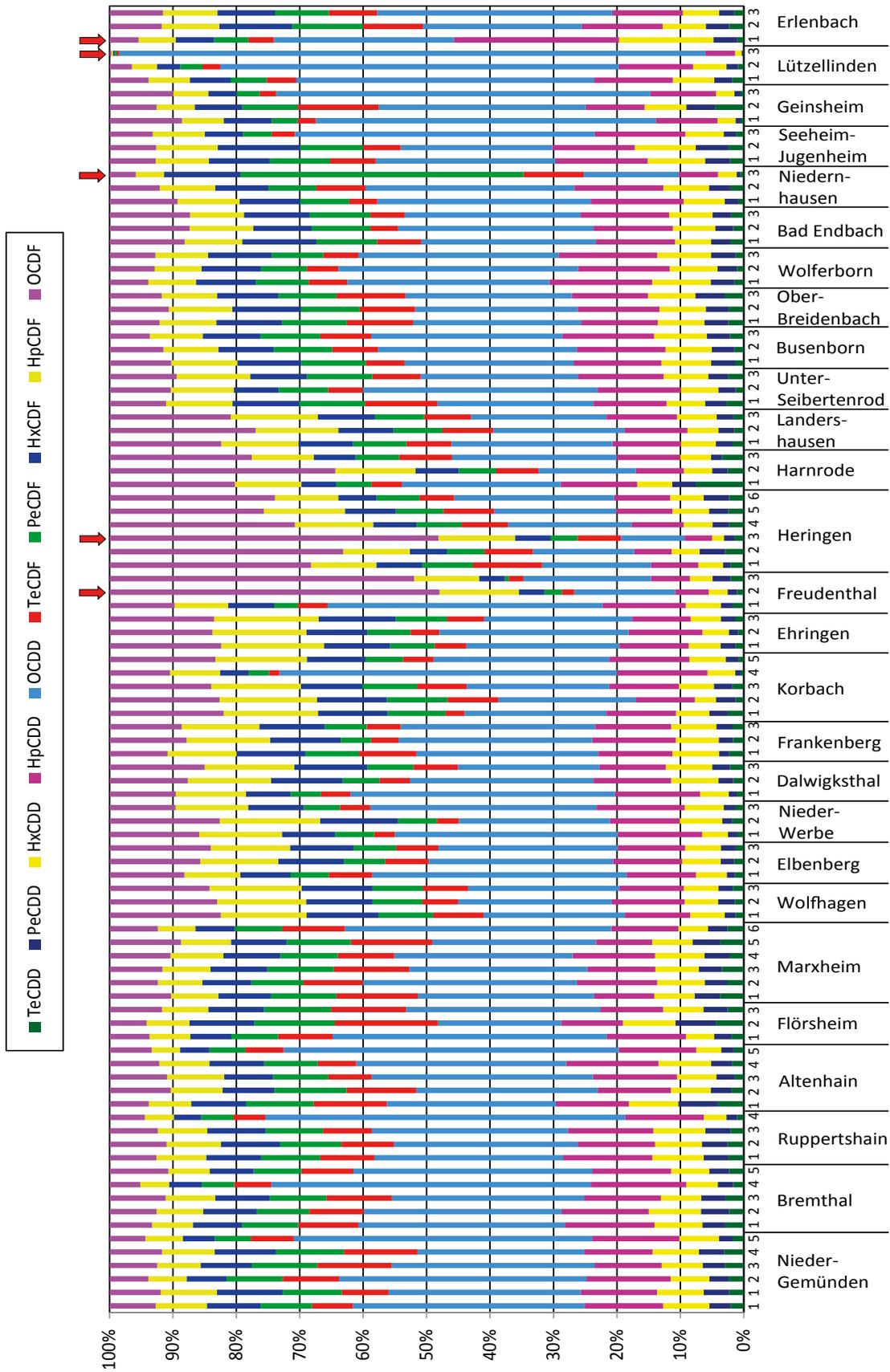


Abb. 10: PCDD/F-Homologenmuster aller untersuchten Bodenproben (rote Pfeile kennzeichnen abweichende Muster).

anderer Bundesländer beobachtet (BUSSIAN et al. 2010). In **Abbildung 13** werden die prozentualen Anteile der 12 dl-PCB an der dl-PCB-Summe für jede einzelne untersuchte Probe wiederum in Form eines gestapelten Säulendiagrammes gezeigt. Mit wenigen Ausnahmen ist ein einheitliches Muster zu erkennen, Abweichungen sind in der Abbildung wiederum durch rote Pfeile markiert: Bei den gering belasteten Flächen Bremthal 1 sowie Frankenberg 1 und 2 bleibt das PCB 118 unterhalb der Bestimmungsgrenze, bei Nieder-Werbe 2, Ehringen 1 und Heringen 5 das PCB 105, so dass es in diesen Fällen zu einer Verschiebung der Anteile kommt. Die in der Ohm-Aue gelegene Fläche Unter-Seibertentrod 2, die hingegen mit 1,3 ng WHO-TEQ/kg TM ei-

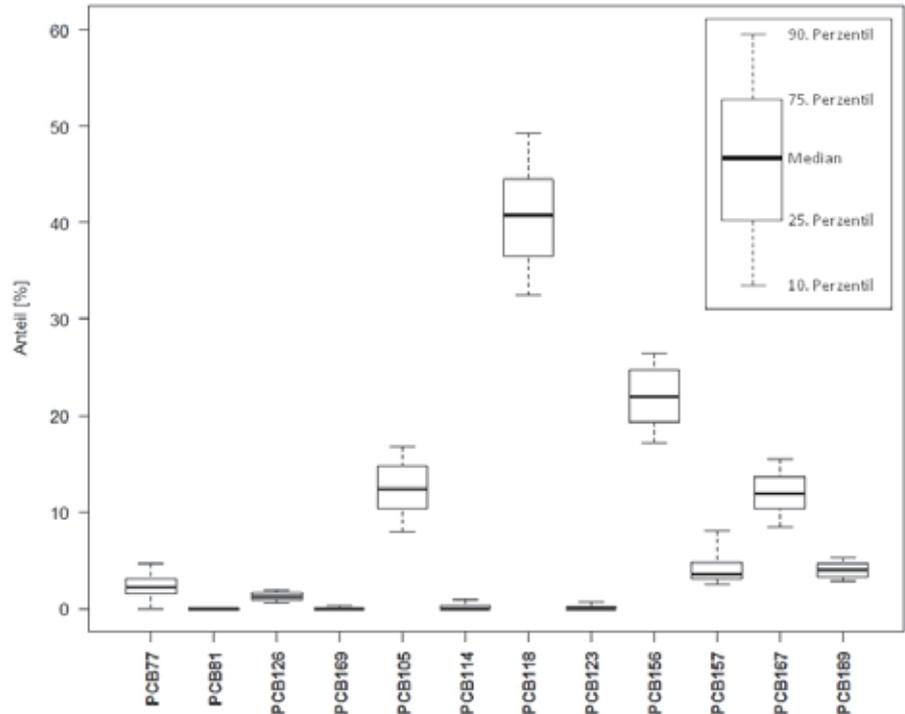


Abb. 11: Box-Whisker-Plot mit den prozentualen Anteilen der einzelnen dl-PCB-Kongeneren an der dl-PCB-Summe.

nen erhöhten dl-PCB-Gehalt besitzt, weist mit 25 % einen vergleichsweise geringen PCB 118-Anteil und mit 34 % einen erhöhten PCB 156-Anteil auf. Die im Rhein-Überschwemmungsgebiet gelegenen, hoch belasteten Flächen Geinsheim 1 und 3 zeigen die mit Abstand höchsten PCB 77-Gehalte. Besonders auffällig ist, wie schon im Hinblick auf die PCDD/F, das Muster der Beprobungsfläche Lützellinden 3, welches mit 0,231 ng WHO-TEQ/kg TM einen durchschnittlichen dl-PCB-Wert besitzt, wobei jedoch nur die drei Kongenere PCB 118, 126 und 77 bestimmbar waren. Die am höchsten belastete Fläche Niedernhausen

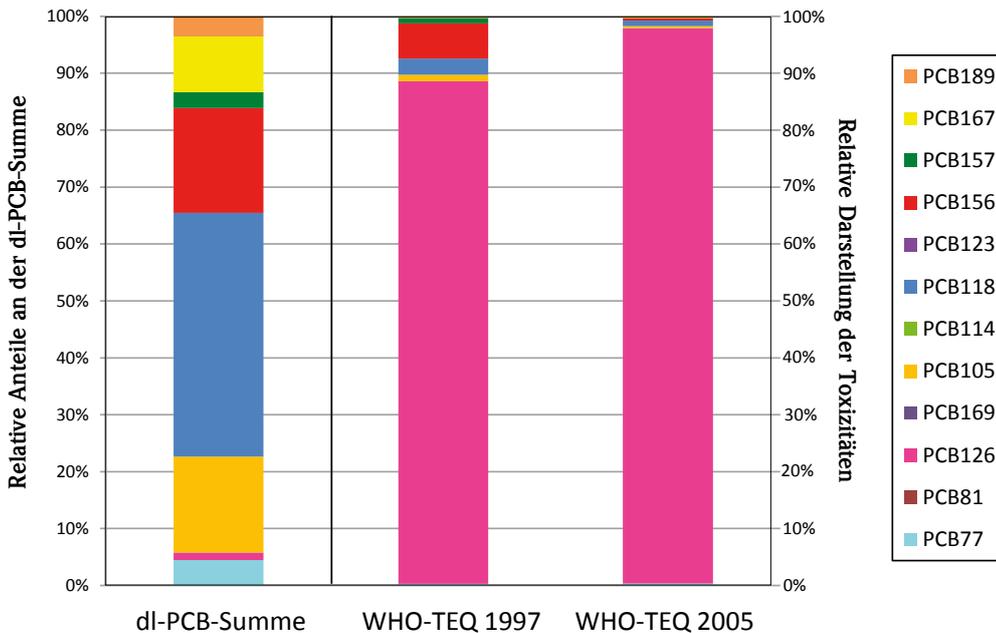


Abb. 12: Vergleich der relativen Anteile an der dl-PCB-Summe mit den relativen Anteilen am WHO-TEQ 1997 und WHO-TEQ 2005 am Beispiel der Probe Wolfhagen 3.

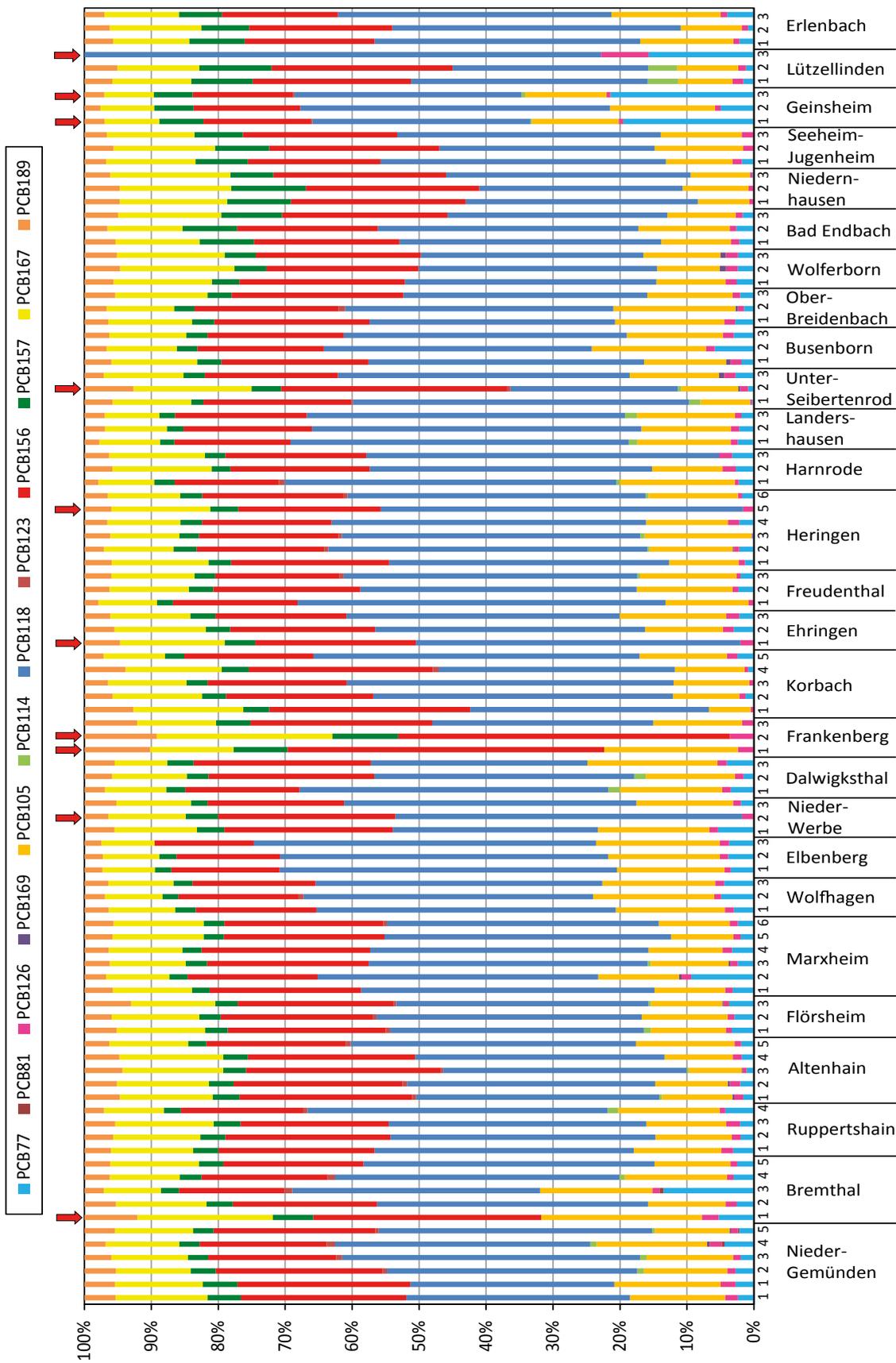


Abb. 13: dl-PCB-Kongenerenmuster aller untersuchten Bodenproben (rote Pfeile kennzeichnen abweichende Muster).

3 zeigt hingegen hinsichtlich des Kongenerenmusters keine Auffälligkeiten.

Gewichtet man die Konzentrationen der dl-PCB-Kongeneren mit den entsprechenden TEF (WHO 1997) so dominiert PCB 126 mit durchschnittlich knapp 87 % die Wirkung, gefolgt vom PCB 156 (7 %), PCB 118 (3 %) und PCB 157 (1 %). Alle übrigen Kongenere tragen nur mit < 1 % zum Toxizitätsäquivalent bei. Verwendet man zur Beurteilung die aktualisierten TEF nach WHO 2005 steigt der durchschnittliche Anteil des PCB 126 sogar auf 96 %, da eine Mehrzahl der Faktoren niedriger eingestuft wurde, während der TEF für PCB 126 gleich blieb (siehe **Tabelle 2**). **Abbildung 12** verdeutlicht diese Zusammenhänge am Beispiel der Analysenergebnisse der Probe Wolfhagen 3, welche ein typisches Kongenerenmuster aufweist.

5.2 PCB₆

Bei einer Bestimmungsgrenze von 0,001 mg/kg TM (bei den nach VDLUFA 1996 gemessenen Proben) bzw. 0,005 mg/kg TM (bei den nach DIN ISO

10382 gemessenen Proben) für die analysierten PCB₆ bleiben fast alle untersuchten Proben unterhalb der Bestimmungsgrenze (90. Perzentil < BG für die Summe PCB₆). Auf eine statistische Auswertung der Parameter wird aus diesem Grunde verzichtet. In **Anhang 3** werden die Ergebnisse aller Proben aufgeführt.

Lediglich 2 Flächen des hessenweiten Untersuchungsprogrammes, nämlich Niedernhausen 3 und Geinsheim 3, weisen Gehalte oberhalb der Bestimmungsgrenze auf (**Tabelle 10**). Die Probe aus der Rheinaue bei Geinsheim besitzt einen PCB₆-Gehalt von rund 0,02 mg/kg TM und liegt damit in vergleichbarer Größenordnung mit den Gehalten der aktuellsten Proben der südlich ebenfalls im Rhein-Überflutungsbereich gelegenen Bodendauerbeobachtungsfläche Biebesheim.

Der maximale PCB₆-Gehalt wird mit einem Wert von 0,0426 mg/kg TM auf der Fläche Niedernhausen 3 gemessen. Er bleibt damit noch knapp unter dem Vorsorgewert der BBodSchV von 0,05 mg/kg TM und deutlich unter dem Maßnahmen-

Tab. 10: Flächen mit nachgewiesenen PCB₆-Gehalten (kursiv=Acker-Standorte; fett=Konzentrationen oberhalb der hessischen Hintergrundwerte für Grünland bzw. Acker).

Probenbezeichner	PCB 28 [mg/kg TM]	PCB 52 [mg/kg TM]	PCB 101 [mg/kg TM]	PCB 138 [mg/kg TM]	PCB 153 [mg/kg TM]	PCB 180 [mg/kg TM]	ΣPCB ₆ [mg/kg TM]
Altenhain_1	<BG ¹	<BG ¹	<BG ¹	0,0022	<BG ¹	<BG ¹	0,0022
Altenhain_3	<BG ¹	<BG ¹	<BG ¹	0,0033	0,0038	<BG ¹	0,0071
<i>Flörsheim_1</i>	<i><BG¹</i>	<i><BG¹</i>	<i><BG¹</i>	<i><BG¹</i>	<i>0,0010</i>	<i><BG¹</i>	<i>0,0010</i>
<i>Flörsheim_2</i>	<i><BG¹</i>	<i><BG¹</i>	<i><BG¹</i>	<i>0,0015</i>	<i>0,0014</i>	<i><BG¹</i>	0,0029
Flörsheim_3	<BG ¹	<BG ¹	<BG ¹	0,0029	<BG ¹	<BG ¹	0,0029
<i>Marxheim_6</i>	<i><BG¹</i>	<i><BG¹</i>	<i><BG¹</i>	<i><BG¹</i>	<i>0,0010</i>	<i><BG¹</i>	<i>0,0010</i>
Geinsheim_3	<BG ²	<BG ²	<BG ²	0,00821	0,00718	0,00513	0,0205
Niedernhausen_3	<BG ²	<BG ²	<BG ²	0,0203	0,0223	<BG ²	0,0426

BG¹ = 0,001 mg/kg TM, BG² = 0,005 mg/kg TM

wert für Grünland von 0,2 mg/kg TM. Der bisherige hessische Hintergrundwert für Grünland von 0,031 mg/kg TM (**Tabelle 7**) wird aber deutlich überschritten. Dieser Maximalwert korreliert mit dem dl-PCB-Maximum der gleichen Probe (siehe Kapitel 5.1.1) und ist vermutlich durch die gleiche Kontamination zu erklären.

In den im Main-Taunus-Kreis entnommenen Bodenproben können in sechs Fällen PCB₆-Gehalte bestimmt werden (**Tabelle 10**). Diese höhere Anzahl ist allerdings bedingt durch die niedrigere Bestimmungsgrenze von 0,001 mg/kg TM. Lediglich auf der Fläche Altenhain 3 wird mit 0,0071 mg/kg TM ein PCB₆-Gehalt gemessen, der über der Bestimmungsgrenze von 0,005 mg/kg TM des hessenweiten Programmes liegt. Dieser Standort zeigt sich auch in Bezug auf die dl-PCB mit einem Wert von 2,68 ng WHO-TEQ/kg TM als erhöht belastet (**Tabelle 9**). Ähnlich verhält es sich mit den Flächen Altenhain 1 und Flörsheim 3 mit PCB₆-gehalten von 0,0022 bzw. 0,0029 mg/kg TM, auf denen ebenfalls dl-PCB-Gehalte oberhalb der Hintergrundwerte gemessen werden. Auf der Ackerfläche Flörsheim 2 wird mit 0,0029 mg/kg TM der bisherige hessische Hintergrundwert für Ackernutzung von 0,002 mg/kg TM knapp überschritten. Wie bereits angemerkt ist es wahrscheinlich, dass diese leicht erhöhten Belastungen im Main-Taunus-Kreis auf industrielle oder siedlungsbedingte Einflüsse im Verdichtungsgebiet Rhein-Main zurückzuführen sind.

Eine generelle Aussage zur Korrelation der PCB₆ mit den dl-PCB in den Bodenproben kann aufgrund der großen Anzahl an Werten unterhalb der Bestimmungsgrenze auf Basis der vorliegenden Daten nicht getroffen werden.

5.3 PAK

Bei einer Bestimmungsgrenze von 0,005 mg/kg TM (für die nach DIN ISO 13877 analysierten Proben) bzw. 0,01 mg/kg TM (für die nach LUA NRW 1994 analysierten Proben) können auf knapp 80 % der untersuchten Standorte PAK nachgewiesen werden. **Anhang 3** listet die PAK₁₆-Werte aller untersuchten Proben. In **Tabelle 11** sind die berechneten Perzentil- sowie Minimum- und Maximumwerte der einzelnen PAK und des Summenwertes dargestellt.

Dabei wird wiederum unterschieden zwischen allen untersuchten Standorten (landwirtschaftliche Nutzung) und Grünlandnutzung. Der Median des Summenwertes beträgt 0,157 mg/kg TM, der maximal gemessene PAK₁₆-Gehalt liegt bei 21,5 mg/kg TM. Bei sieben PAK (Fluoranthen, Pyren, Chrysen, Benzo(a)pyren, Phenanthren, Benzo(b)fluoranthen und Benz(a)anthracen) liegen die Mediane oberhalb der Bestimmungsgrenze, für Acenaphthylen und Fluoren hingegen bleiben sogar die 90. Perzentilwerte unterhalb der Bestimmungsgrenze. Die im Mittel höchsten Gehalte besitzt Pyren mit einem Median von 0,03 mg/kg TM, gefolgt von Fluoranthen und Chrysen. **Abbildung 14** zeigt diese Werte in Form eines Box-Whisker-Plots.

Vergleicht man die Gehalte dieses Untersuchungsprogrammes mit den hessischen Hintergrundwerten für Grünland-Nutzung (siehe **Tabelle 7**), so stimmen für Benzo(a)pyren die 90. Perzentilwerte sehr gut überein (Hintergrundwert 0,189 mg/kg TM, hier 0,190 mg/kg TM). Der 90. Perzentilwert für die PAK₁₆-Summe bleibt mit 2,488 mg/kg TM noch knapp unter dem Hintergrundwert von 2,8 mg/kg TM.

Ein Maßnahmenwert für den Wirkungspfad Boden – Nutzpflanze wird für PAK in der BBodSchV nicht angegeben. Der Prüfwert für Benzo(a)pyren für Ackerbauflächen und Nutzgärten von 1 mg/kg TM (siehe **Tabelle 4**) wird auf keinem der untersuchten Ackerstandorte überschritten, wenn auch auf zwei Grünlandstandorten Benzo(a)pyren-Gehalte > 1 mg/kg TM gemessen werden. Der niedrigste Prüfwert für den Wirkungspfad Boden – Mensch für Kinderspielflächen von 2 mg/kg TM Benzo(a)pyren (siehe **Tabelle 5**) wird in keiner Probe erreicht.

Auf insgesamt 10 Standorten überschreiten die Konzentrationen die Vorsorgewerte der BBodSchV für Benzo(a)pyren und/oder die Summe PAK₁₆ für Böden mit einem Humusgehalt ≤ 8 % (**Tabelle 12**). Am höchsten belastet zeigt sich sowohl für Benzo(a)pyren (1,869 mg/kg TM) als auch für die Summe PAK₁₆ (21,5 mg/kg TM) die Fläche Flörsheim 3 im Main-Taunus-Kreis. Ihre Gehalte sind 6- bis 7-mal so hoch wie die Vorsorgewerte. Die zweithöchsten Konzentrationen werden mit 1,184 mg/kg TM Benzo(a)pyren und 15,506 mg/kg TM Summe PAK₁₆ ebenfalls im Main-Taunus-Kreis auf der Fläche Altenhain 1 gemessen. Alle übrigen Überschrei-

Tab. 11: Statistische Auswertungen der PAK Einzel- und Summenparameter für landwirtschaftliche Nutzung und Grünland.

	Benzo-(k)-fluoranthren	Anthracen	Fluoranthren	Pyren	Chrysen	Benzo(a)pyren	Dibenz(a,h)thracen	Phenanthren	Benzo(ghi)perylen	Benzo(b)fluoranthren	Naphthalin	Acenaphthen	Acenaphthylen	Fluoren	Benzo(a)anthracen	Indeno(1,2,3-cd)pyren	ΣPAK ₁₆
mg/kg TM																	
Landwirtschaftliche Nutzung																	
n	88	88	88	88	88	88	88	88	88	88	88	88	88	88	88	88	88
Min	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG
10. P.	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG
25. P.	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	0,028
50. P.	<BG	<BG	0,012	0,030	0,011	0,010	<BG	0,010	<BG	0,010	<BG	<BG	<BG	<BG	0,010	<BG	0,154
75. P.	0,022	<BG	0,067	0,070	0,063	0,040	<BG	0,040	0,030	0,050	<BG	<BG	<BG	0,043	0,030	0,631	
90. P.	0,093	0,019	0,346	0,293	0,148	0,190	0,033	0,179	0,110	0,162	0,010	0,008	<BG	0,143	0,113	2,472	
Max	0,730	0,523	5,241	4,421	2,610	1,869	0,233	1,612	0,510	1,462	2,310	0,290	0,005	2,263	0,620	21,500	
Grünland																	
n	83	83	83	83	83	83	83	83	83	83	83	83	83	83	83	83	83
Min	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG
10. P.	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG
25. P.	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	0,020
50. P.	<BG	<BG	<BG	0,030	0,010	0,010	<BG	0,010	<BG	0,010	<BG	<BG	<BG	0,010	<BG	<BG	0,139
75. P.	0,028	<BG	0,060	0,067	0,058	0,045	<BG	0,038	0,030	0,055	<BG	<BG	<BG	0,040	0,030	0,610	
90. P.	0,098	0,012	0,324	0,258	0,178	0,190	0,038	0,164	0,110	0,182	0,010	0,008	<BG	0,148	0,118	2,492	
Max	0,730	0,523	5,241	4,421	2,610	1,869	0,233	1,612	0,510	1,462	2,310	0,290	0,005	2,263	0,620	21,500	

tungen der Vorsorgewerte fallen weniger gravierend aus: So besitzen die Flächen Altenhain 3, Unter-Seibertenrod 2, Geinsheim 1 und 3 sowie Erlenbach 3 Gehalte, die sowohl den Benzo(a)pyren- als auch den PAK₁₆-Vorsorgewert mehr oder minder leicht übertreffen. An den Standorten Altenhain 2 und Dalwigksthall 1 liegt jeweils nur der PAK₁₆-Summenwert oberhalb des Vorsorgewertes, während am Standort Heringen 2 nur der Benzo(a)pyren-Gehalt den Vorsorgewert leicht überschreitet.

Ursächlich für die erhöhten PAK-Gehalte ist in einigen Fällen die Lage der Flächen in Überschwemmungsgebieten, wie oben bereits erläutert: Geinsheim 1 und 2 liegen vor dem Sommerdeich direkt am Rhein, Heringen 2 in der Werraue, Unter-Seibertenrod 2 im Überflutungsbereich der Ohm und Altenhain 3 in der Liederbachau. Die am höchsten belasteten Standorte Altenhain 1 und Flörsheim 3 im Main-Taunus-Kreis sind durch ihre beschriebene Lage in unmittelbarer Nähe von größeren Verkehrswegen und Industrieanlagen höheren Immissionen

ausgesetzt. Alle genannten Flächen zeichnen sich auch durch erhöhte PCDD/F- und/oder dl-PCB- und PCB₆-Gehalte aus. Zur Verifizierung der besonders hohen Gehalte, bei unklarer Belastungsursache oder aufgrund auffälliger Gehalte einzelner PAK wurden auf einigen Flächen Wiederholungsbeprobungen durchgeführt, deren Ergebnisse ebenfalls in **Tabelle 12** abgebildet sind: Die Standorte Altenhain 1 und 3 sowie Flörsheim 3 im Main-Taunus-Kreis wurden im Rahmen des hessenweiten Untersuchungsprogrammes nochmals beprobt und auf PAK analysiert. Zwischen Erst- und Wiederholungsbeprobung lagen dabei gut drei Jahre. Während sich die Gehalte auf der Fläche Altenhain 1 im Rahmen der Messunsicherheit bestätigen, liegen sie im Falle der anderen beiden Flächen durchgehend unter den Erstanalysen: Die Ergebnisse des Standortes Altenhain 3 bleiben für die Wiederholungsbeprobung unterhalb der Vorsorgewerte; Flörsheim 3 ist trotz eines deutlich geringeren Summenwertes mit 13,73 mg/kg TM PAK₁₆ immer noch hoch belastet.

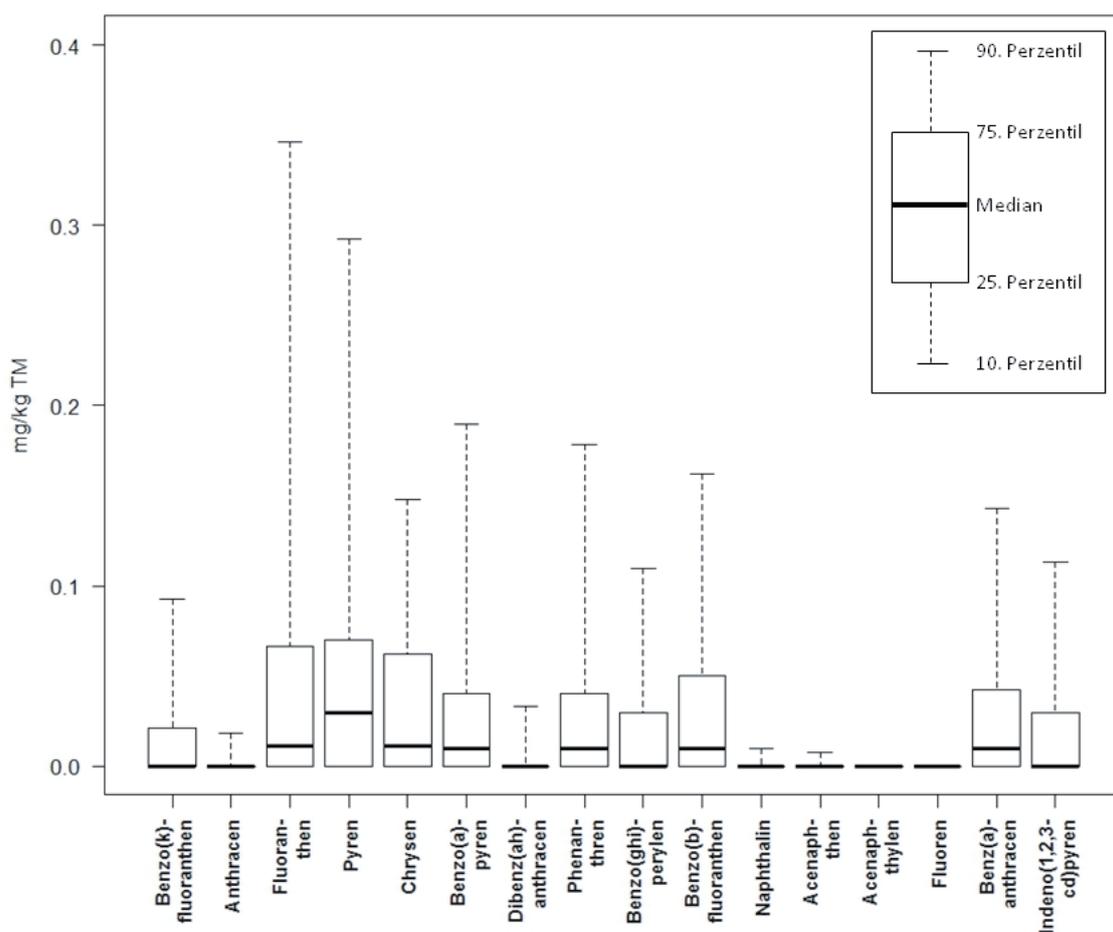


Abb. 14: Box-Whisker-Plot der 16 PAK-Einzelparameter.

Tab. 12: Überschreitungen der Vorsorgewerte der BBodSchV für Benzo(a)pyren und PAK₁₆ (Überschreitungen = fett; kursiv = Wiederholungsbehebungen und -analysen).

Probenbezeichner	Benzo(a)pyren [mg/kg TM]	Σ PAK ₁₆ [mg/kg TM]
Altenhain_1	1,184	15,506
<i>Altenhain_1a</i>	1,500	15,200
Altenhain_2	0,207	3,877
Altenhain_3	0,311	4,947
<i>Altenhain_3a</i>	<i>0,200</i>	<i>2,000</i>
Flörsheim_3	1,869	21,500
<i>Flörsheim_3a</i>	1,560	13,730
Dalwigksthäl_1	<BG	3,470
<i>Dalwigksthäl_1a</i>	<BG	<i>0,080</i>
<i>Dalwigksthäl_4</i>	<BG	<BG
<i>Dalwigksthäl_5</i>	<BG	<i>0,013</i>
Heringen_2	0,350	2,870
Unter-Seibertentrod_2	0,450	3,820
Geinsheim_1	0,610	4,850
Geinsheim_3	0,750	6,250
Erlenbach_3	0,320	3,730
<i>Erlenbach_3a</i>	<i>0,100</i>	<i>0,740</i>
<i>Erlenbach_4</i>	<i>0,030</i>	<i>0,280</i>

Auf dem Standort Dalwigksthäl 1 wurde bei der ersten Analyse ein hoher Naphtalin-Gehalt von 3,17 mg/kg TM gemessen, der damit auch ein Überschreiten des PAK₁₆-Vorsorgewertes bedingt, während fast alle anderen PAK unterhalb der Bestimmungsgrenze bleiben. Auf der gleichen Beprobungsfläche wurde eine Wiederholungsbehebung (Dalwigksthäl 1a) durchgeführt und außerdem zwei weitere Flächen auf der Weide beprobt (Dalwigksthäl 4 und 5). Alle entnommenen Proben wurden erneut auf PAK analysiert. Es bestätigt sich bei keiner der drei Proben der hohe Naphtalin-Gehalt, fast alle PAK bleiben unterhalb der Bestimmungsgrenze. Die auf dem Standort Erlenbach 3 gemessenen Konzentrationen zeigen sich über alle Einzelstoffe mehr oder weniger erhöht, so dass die PAK₁₆-Summe den Vorsorgewert leicht überschreitet. Auch auf diesem Standort wurde eine Wiederholungsbehebung (Erlenbach 3a) durchgeführt sowie eine weitere Fläche in der Mitte der Weide (Erlenbach 4) beprobt. Wiederum bestätigen sich für beide Proben die erhöhten PAK₁₆-Gehalte nicht. Eine mögliche Erklärung für beide Fälle könnte eine Kontamination der ersten Proben im Labor oder eine sehr lokale

Verunreinigung auf der ursprünglichen Beprobungsfläche sein. In den Auswertungen der **Tabelle 11** und **Abbildung 14** werden für diese beiden Flächen die Ergebnisse der Wiederholungsproben verwendet.

5.4 CKW

Bei einer Bestimmungsgrenze von 0,001 mg/kg TM (bei den nach VD-LUFA 1996 gemessenen Proben) bzw. 0,005 mg/kg TM (bei den nach DIN ISO 10382 gemessenen Proben) für alle analysierten schwerflüchtigen CKW bleibt ein Großteil der Proben bei allen untersuchten Einzelstoffen unterhalb dieser Bestimmungsgrenzen. Auf eine statistische Auswertung der Parameter wird aus diesem Grunde verzichtet. In **Anhang 3** werden die Ergebnisse aller Proben für ausgewählte CKW (HCB, γ -HCH, Σ DDT) aufgeführt.

Für α -HCH, Methoxychlor, Aldrin, Dieldrin und Endrin sowie Heptachlor

bleiben alle Analysen unterhalb der Bestimmungsgrenzen. HCB, β -, γ -, δ -HCH, DDT bzw. seine Metabolite sowie Endosulfan-Sulfat können auf einigen Flächen nachgewiesen werden. Dabei bleiben alle Gehalte weit unterhalb der Prüfwerte der BBodSchV für den Wirkungspfad Boden – Mensch. Vorsorgewerte oder Werte für den Wirkungspfad Boden – Pflanze existieren nicht. In **Tabelle 13** werden die 13 Proben dargestellt, die DDT-Konzentrationen oberhalb der Bestimmungsgrenzen besitzen. Am häufigsten lassen sich das Isomer p,p'-DDT, der überwiegende Bestandteil von technischem DDT, sowie sein langlebiger Hauptmetabolit p,p'-DDE nachweisen. Ein Großteil der Proben entstammt dem Untersuchungsprogramm im Main-Taunus- und Vogelsbergkreis, was allerdings der geringeren Bestimmungsgrenze dieser Analysen geschuldet ist. Der überwiegende Teil der Gehalte bleibt unterhalb der hessischen Hintergrundwerte für DDT von 0,004 mg/kg TM für Grünland bzw. 0,0099 mg/kg TM für Acker (90. Perzentil) (siehe **Tabelle 7**); auf 5 Flächen werden diese überschritten. Hier lässt sich ein direkter Einsatz des Insektizids, dessen Anwendung seit 1972 in Deutschland verboten ist, in der

Tab. 13: Flächen mit nachgewiesenen DDT-Gehalten (kursiv=Acker-Standorte; fett=Konzentrationen oberhalb der hessischen Hintergrundwerte für Grünland bzw. Acker).

Probenbezeichner	p,p'-DDT [mg/kg TM]	o,p'-DDT [mg/kg TM]	p,p'-DDD [mg/kg TM]	o,p'-DDD [mg/kg TM]	p,p'-DDE [mg/kg TM]	o,p'-DDE [mg/kg TM]	Σ DDT ³ [mg/kg TM]
Nieder-Gemünden_2	0,0010	<BG ¹	<BG ¹	<BG ¹	0,0010	<BG ¹	0,0020
Nieder-Gemünden_5	0,0040	<BG ¹	<BG ¹	<BG ¹	0,0011	<BG ¹	0,0051
Bremthal_5	0,0011	<BG ¹	0,0011				
Ruppertshain_4	<BG ¹	<BG ¹	<BG ¹	<BG ¹	0,0037	<BG ¹	0,0037
Altenhain_1	0,0014	<BG ¹	0,0014				
Altenhain_3	0,0011	<BG ¹	<BG ¹	<BG ¹	0,0010	<BG ¹	0,0021
<i>Altenhain_5</i>	<i>0,0011</i>	<BG ¹	<BG ¹	<BG ¹	<i>0,0010</i>	<BG ¹	<i>0,0021</i>
<i>Flörsheim_1</i>	<i>0,0039</i>	<BG ¹	<BG ¹	<BG ¹	<i>0,0064</i>	<BG ¹	0,0103
<i>Flörsheim_2</i>	<i>0,0034</i>	<i>0,001</i>	<BG ¹	<BG ¹	<i>0,0035</i>	<BG ¹	<i>0,0079</i>
Flörsheim_3	0,0065	<BG ¹	<BG ¹	<BG ¹	0,0027	<BG ¹	0,0092
<i>Marxheim_6</i>	<i>0,0010</i>	<BG ¹	<BG ¹	<BG ¹	<i>0,0010</i>	<BG ¹	<i>0,0020</i>
Nieder-Werbe_3	0,0150	<BG ²	0,0150				
Ehringen_3	<BG ²	<BG ²	0,006	<BG ²	<BG ²	<BG ²	0,0060

BG¹ = 0,001 mg/kg TM, BG² = 0,005 mg/kg TM,

Σ DDT³ = p,p'DDT+o,p'DDT+p,p'DDE+o,p'DDE+p,p'DDD+o,p'DDD

Vergangenheit vermuten. Die höchste Konzentration mit einem DDT-Summenwert von 0,015 mg/kg TM ist auf dem Grünland-Standort Nieder-Werbe 3 zu finden.

In **Tabelle 14** sind die Flächen mit HCB-, HCH- und Endosulfan-Sulfat-Gehalten über der Bestimmungsgrenze aufgelistet. Am häufigsten, nämlich auf 12 Standorten, kann HCB gemessen werden. Dabei überschreitet allein die Beprobungsfläche Nieder-Gemünden 4 im Vogelsbergkreis knapp den hessischen Hintergrundwert für Grünland von 0,008 mg/kg TM HCB (90. Perzentil) (siehe **Tabelle 7**), die übrigen Gehalte bleiben im Bereich der ubiquitären Belastung. γ -HCH ist mit Konzentrationen bis zu 0,02 mg/kg TM auf allen drei Flächen in der Gemarkung Niedernhausen nachweisbar. Die höchsten γ -HCH-Gehalte sind allerdings auf den drei Standorten der Gemarkung Erlenbach zu finden: Auf der Fläche Erlenbach 1 ist neben

einem γ -HCH-Wert von 0,13 mg/kg TM auch noch β -HCH in einer Konzentration von 0,016 mg/kg TM gemessen worden; die Fläche Erlenbach 3 weist mit einem Gehalt von 0,2 mg/kg TM den maximalen γ -HCH-Wert des Untersuchungsprogrammes auf. Der bisher im Rahmen des hessischen Bodendauerbeobachtungsprogramms gemessene maximale γ -HCH-Gehalt betrug 0,1 mg/kg TM. Die hessischen Hintergrundwerte für Grünland bleiben für γ -HCH unterhalb der Bestimmungsgrenze (siehe **Tabelle 7**). Aufgrund der vergleichsweise hohen Konzentrationen besteht der Verdacht, dass auf diesen Flächen in der Vergangenheit das Insektizid Lindan ausgebracht wurde, welches seit 2002 als Pflanzenschutz-Wirkstoff nicht mehr zulässig ist. Auf den Flächen Korbach 5 und Ehringen 2 können geringe Konzentrationen von δ -HCH bzw. β -HCH bestimmt werden (0,007 bzw. 0,008 mg/kg TM). Endosulfan-Sulfat, Hauptmetabolit des Insektizids Endosulfan, was seit 1991 in Westdeutschland keine

Tab. 14: Flächen mit weiteren CKW mit Gehalten oberhalb der Bestimmungsgrenze (kursiv=Acker-Standort; fett=Konzentrationen oberhalb der hessischen Hintergrundwerte für Grünland bzw. Acker).

Probenbezeichner	HCB [mg/kg TM]	β-HCH [mg/kg TM]	γ-HCH [mg/kg TM]	δ-HCH [mg/kg TM]	Endosulfan-Sulfat [mg/kg TM]
Nieder-Gemünden_2	0,0027	<BG ¹	<BG ¹	<BG ¹	<BG ¹
Nieder-Gemünden_4	0,0086	<BG ¹	<BG ¹	<BG ¹	<BG ¹
Nieder-Gemünden_5	0,0010	<BG ¹	<BG ¹	<BG ¹	<BG ¹
Bremthal_5	0,0014	<BG ¹	<BG ¹	<BG ¹	<BG ¹
Ruppertshain_4	0,0024	<BG ¹	<BG ¹	<BG ¹	<BG ¹
Altenhain_1	0,0012	<BG ¹	<BG ¹	<BG ¹	<BG ¹
<i>Altenhain_5</i>	<i>0,0038</i>	<i><BG¹</i>	<i><BG¹</i>	<i><BG¹</i>	<i><BG¹</i>
Flörsheim_3	0,0011	<BG ¹	<BG ¹	<BG ¹	0,003
Korbach_5	<BG ²	<BG ²	<BG ²	0,008	<BG ²
Ehringen_2	<BG ²	0,007	<BG ²	<BG ²	<BG ²
Landershausen_1	0,0050	<BG ²	<BG ²	<BG ²	<BG ²
Unter-Seibertenrod_2	0,0050	<BG ²	<BG ²	<BG ²	<BG ²
Bad Endbach_1	0,0060	<BG ²	<BG ²	<BG ²	<BG ²
Niedernhausen_1	<BG ²	<BG ²	0,020	<BG ²	<BG ²
Niedernhausen_2	<BG ²	<BG ²	0,019	<BG ²	<BG ²
Niedernhausen_3	<BG ²	<BG ²	0,014	<BG ²	<BG ²
Geinsheim_3	0,0070	<BG ²	<BG ²	<BG ²	<BG ²
Erlenbach_1	<BG ²	0,016	0,130	<BG ²	<BG ²
Erlenbach_2	<BG ²	<BG ²	0,018	<BG ²	<BG ²
Erlenbach_3	<BG ²	<BG ²	0,200	<BG ²	<BG ²

BG¹ = 0,001 mg/kg TM, BG² = 0,005 mg/kg TM

Zulassung mehr besitzt, kann nur in einer einzigen Probe nachgewiesen werden: Auf der Fläche Flörsheim 3, die auch für PCDD/F, dl-PCB und DDT oberhalb der Hintergrundwerte liegt sowie den maximalen PAK-Gehalt aufweist, wurde ein Endosulfan-Sulfat-Gehalt von 0,003 mg/kg TM gemessen. Vergleichende Hintergrundwerte liegen bisher in

Hessen nicht vor. Im Rahmen der Bodendauerbeobachtung wurde unter Grünland einzig auf der bereits erwähnten Fläche direkt am Rhein Endosulfan-Sulfat nachgewiesen. Der dort gemessene Wert von 0,0014 mg/kg TM beträgt nur knapp die Hälfte der hier analysierten Konzentration.

6 Zusammenfassung und Fazit



Abb. 15: Herbst-/Winterbeweidung auf einer Fläche im Landkreis Waldeck-Frankenberg.

Die Ergebnisse des Untersuchungsprogrammes geben einen Überblick über die Belastungssituation mit persistenten organischen Schadstoffen in hessischen Böden unter Grünlandnutzung. Ackerstandorte wurden nur vereinzelt in einem Landkreis untersucht. Belastungsschwerpunkte liegen erwartungsgemäß vor allem in Überschwemmungsgebieten. Neben den am höchsten belasteten Böden in der Rheinaue zeigen auch Böden in den Auen kleinerer Flüsse wie Werra und Ohm erhöhte Gehalte organischer Schadstoffe. Außer den durch fluvialen Eintrag belasteten Standorten fallen einige Beprobungsflächen durch erhöhte Belastungen mit einzelnen Stoffen bzw. Stoffgruppen auf: So besitzt Niedernhausen 3 einen extrem hohen dl-PCB- und den maximalen PCB₆-Gehalt, Altenhain 1 und Flörsheim 3 überschreiten die Vorsorgewerte der BBodSchV für PAK um ein Vielfaches, Nieder-Werbe 3, Flörsheim 1 und 3 sowie Ehringen 3 und Nieder-Gemünden 5 weisen erhöhte DDT-Konzentrationen auf, die Flächen in der Gemarkung Erlenbach sind besonders mit γ -HCH belastet und auf der Fläche Flörsheim 3 konnte Endosulfan-Sulfat nachgewiesen werden. An diesen Standorten ist von einem loka-

len Eintrag durch Aufbringung von „Fremdmaterialien“, einer erhöhten Belastung durch industrielle und infrastrukturelle Einflüsse im Verdichtungsraum Rhein-Main bzw. dem früheren Einsatz von Pflanzenschutzmitteln auszugehen.

Der PCDD/F-Richtwert der BLAG DIOXINE (1992) für eine uneingeschränkte landwirtschaftliche und gärtnerische Bodennutzung von 5 ng I-TEQ/kg TM wird an 4 Standorten überschritten. Bezieht man die dl-PCB in die Bewertung mit ein, so erhöht sich die Anzahl auf 7 Standorte (siehe **Tabelle 9**). Auf diesen Flächen ist nach Bewertung der BLAG DIOXINE (1992) eine Einschränkung der Beweidung bzw. ein Verzicht auf die Freilandhaltung von Tieren für Selbstversorger anzuraten. Die Vorsorgewerte der BBodSchV für Benzo(a)pyren und/oder die Summe PAK₁₆ werden an insgesamt 10 Standorten überschritten, wobei sich die erhöhten Gehalte von 2 Flächen bei Wiederholungsbeprobungen und -analysen nicht bestätigten (siehe **Tabelle 12**). Andere Vorsorgewerte sowie Prüf- und Maßnahmenwerte der BBodSchV werden an keinem Standort erreicht. **Anhang 6** beinhaltet eine tabellarische Zusammen-



Abb. 16: Lückige Grasnarbe durch Maulwurfs-/Wühlmaushügel.

fassung der untersuchten Standorte und Parameter, bei denen Überschreitungen der Hintergrund- bzw. Vorsorgewerte der BBodSchV farblich markiert werden.

Die erhöhten PCDD/F- und dl-PCB-Gehalte in Überschwemmungsgebieten sind vergleichbar mit Werten aus den Untersuchungsprogrammen anderer Bundesländer. So ermittelte Niedersachsen für Böden in den Überflutungsbereichen seiner größten Flüsse Stoffkonzentrationen von 25 ng WHO-TEQ/kg TM (90. Perzentil) für die Summe aus PCDD/F und dl-PCB (LBEG 2012). Eine Sonderstellung nimmt allerdings die Elbe ein, in deren Überschwemmungsflächen Konzentrationen von mehreren 100 bis zu mehr als 3000 ng WHO-TEQ/kg TM gemessen wurden (LBEG 2009). In Grünlandböden von Überflutungsgebieten verschiedener Flüsse in NRW wurden für die Summe aus PCDD/F und dl-PCB Gehalte zwischen 6,67 und 45,7 ng WHO-TEQ/kg TM (50. Perzentil) analysiert; für den Rhein wird ein Median von 15,15 ng WHO-TEQ/kg TM angegeben (LANUV 2010). Thüringen hat im Rahmen des „Referenzmessprogrammes für allergene und kanzerogene Luftschadstoffe“ für Bodenproben aus dem Werra-Überschwemmungsgebiet einen

PCDD/F-Medianwert von 6,2 ng I-TEQ/kg TM ermittelt, der mit den hier in der Werra-Aue beprobten Standorten vergleichbar ist (TLUG 2003). In Bezug auf die dl-PCB und PCDD/F-Gehalte außerhalb von Belastungsschwerpunkten sind die Medianwerte des Untersuchungsprogrammes in gleicher Größenordnung mit Ergebnissen aus Baden-Württemberg, wo für Grünland-Oberböden ein Median von 0,3 ng WHO-TEQ/kg TM für dl-PCB bzw. 1,4 ng WHO-TEQ/kg TM für PCDD/F ermittelt wurde (LUBW 2010). Auch bundesweite Ergebnisse für typische Gehalte unter Grünland, präsentiert von BUSSIAN et al. (2013), zeigen mit Medianen von 0,25 ng WHO-TEQ/kg TM für dl-PCB und 1,07 ng WHO-TEQ/kg TM für PCDD/F (lower bound, WHO-TEQ 2005) vergleichbare Werte. Bezüglich der PAK-, PCB₆- und CKW-Konzentrationen liegen, abgesehen von den erwähnten Belastungen einzelner Flächen, die Ergebnisse ebenfalls in der Größenordnung aktueller Grünland-Hintergrundwerte anderer Bundesländer (LLUR 2011, MWKEL 2013).

Im Hinblick auf den Zusammenhang zwischen der Belastung von hessischen Rindern und den PCDD/F- und dl-PCB-Gehalten der Böden, der mit Hilfe des Untersuchungsprogrammes näher geprüft



Abb. 17: Wühlschäden durch Wildschweine auf einer Fläche im Landkreis Darmstadt-Dieburg.

werden sollte, sind die Ergebnisse differenziert zu bewerten. Zwar scheint im Fall der erhöhten Belastungen der Überschwemmungsgebiete und der Fläche Niedernhausen 3 sowie der leicht erhöhten Belastung einiger Flächen im Main-Taunus-Kreis der Zusammenhang evident, der Großteil der untersuchten Bodengehalte liegt jedoch im Bereich der Hintergrundwerte. Zusammenfassend kann deshalb die Schlussfolgerung gezogen werden, dass erhöhte Werte im Fleisch nicht grundsätzlich mit erhöhten Belastungen im Boden einhergehen. Insofern sind in Abhängigkeit von Einflussfaktoren wie Bewirtschaftungs- und Haltungsform etc. ubiquitäre PCDD/F- und dl-PCB-Konzentrationen im Boden gegebenenfalls schon ausreichend, um erhöhte Gehalte im Rind zu verursachen. Dieses Ergebnis entspricht dem Fazit des Untersuchungsprogrammes von Böden, Pflanzen, Futter- und Lebensmitteln in Nordrhein-Westfalen (LANUV 2010) und den Ausführungen des BMU (2011, 2013), auch wenn dort betont wird, dass der derzeitige Wissensstand es noch nicht erlaubt, diese Aussage zu verallgemeinern, und dass die Transferwege in die Nahrungskette noch nicht ausreichend nachvollzogen werden können.

Nach HENNECKE et al. (2011) ist der dominante Aufnahmepfad für die Kontamination von Nutztieren die Aufnahme von belastetem Bodenmaterial beim Fressen. Der Transfer von PCDD/F und dl-PCB vom Boden ins Tier erfolgt entweder dadurch, dass Nutztiere beim Fressen Bodenpartikel direkt aufnehmen, oder dadurch, dass der Verschmutzungsanteil der Futtermittel durch Bodenmaterial hoch ist. Dabei wird der Anteil der Bodenaufnahme durch die Nutztiere sowie der Grad der Futtermittelverschmutzung von einer Vielzahl an Faktoren (Tierart, Bewirtschaftungs- und Haltungsform, Besatzdichte, Bodenfeuchte, Grundfuttergewinnung, Fütterungsbedingungen, Pflanzenart etc.) beeinflusst. In der Broschüre des BMU (2013) wird für PCB darüber hinaus noch der direkte Übergang von der Luft auf die Pflanze erörtert. Auch in LANUV (2010) wird betont, dass im Rahmen des Untersuchungsprogrammes für PCB gemessene Konzentrationen im Grünlandaufwuchs wahrscheinlich nicht ausschließlich auf anhaftende Bodenpartikel zurückzuführen sind. Eine Kontamination über den Luftpfad würde sich aber in erster Linie auf aktuelle PCB-Quellen beziehen (z.B. Schredderanlagen). WEBER et al. (2012) kommen zu dem Schluss, dass dl-PCB-Höchstwertüberschreitungen bei Rindern bei nied-



Abb. 18: Silage-Produktion mit hohem Verschmutzungsanteil.

rigen Bodenwerten darauf hindeuten könnten, dass möglicherweise Punktquellen aus PCB-belasteten Produkten (Fugenmassen, Chlorkautschukanstriche etc.) eine Rolle spielen.

Generell sind vor allen Dingen Maßnahmen, die zu einer geschlossenen, dichten Grasnarbe führen, wichtig, um den Transfer von Schadstoffen vom Boden ins Tier zu verringern. So konnten bei den Probenahmen im Rahmen des Untersuchungsprogrammes auf einer Vielzahl von Weideflächen zerstörte oder lückenhafte Grasnarben beobachtet werden: **Abbildung 15** beispielsweise zeigt den Zustand einer Fläche bei Winterbeweidung. Durch Maulwurf- oder Wühlmaushaufen können Lücken in der Grasnarbe entstehen (**Abbildung 16**). Auch durch Wühlschäden von Wildschweinen kann die Grasnarbe zerstört werden (**Abbildung 17**). **Abbildung 18** schließlich verdeutlicht, wie hoch der Verschmutzungsanteil bei der Silage-Produktion sein kann, wenn bei zu nasser Witterung gemäht oder eine ausreichende Schnitthöhe nicht eingehalten wird.

Um Schäden an der Grasnarbe und die Verunreinigung von Mähgut mit Bodenpartikeln zu vermeiden,

sollten Landwirte entsprechend geeignete betriebliche Maßnahmen ergreifen. Zu nennen wären in diesem Zusammenhang beispielsweise Nachsaaten, eine dem Nährstoffbedarf angepasste Düngung, die Vermeidung zu hoher Besatzdichten und zu langer Beweidungszeiten, um Trittschäden und zu tiefem Verbiss vorzubeugen, das Abschleppen der Weiden zum Verteilen von Maulwurf- und Wühlmaushaufen, eine ausreichende Schnitthöhe bei der Heuernte oder ein Säuberungsschnitt auf Flächen in Überschwemmungsgebieten. Einen detaillierten Katalog mit Erläuterungen einzelner Maßnahmen enthält das „Maßnahmenkonzept zur verschmutzungsarmen Nutzpflanzenernte“ (LABO 2007). In Hessen wurden vom Landesbetrieb Landwirtschaft Flyer zum Thema „Schadstoffaufnahme bei der Tierfütterung vermeiden“ herausgegeben (LLH 2013a, 2013b), die Hintergrundinformationen, Maßnahmen und Ansprechpartner beinhalten. Auch andere Bundesländer haben spezielles Informationsmaterial veröffentlicht: So wurden beispielsweise in Nordrhein-Westfalen „Handlungsempfehlungen zur Minimierung der Dioxin- und PCB-Anreicherung in der Lebensmittelkette“ (LANUV 2011) verfasst, die ebenfalls Maßnahmen für Weide- und Wiesennutzung umfassen. Speziell für die Überschwemmungs-

flächen der Elbe hat die Landwirtschaftskammer Niedersachsen ein Merkblatt „Bewirtschaftung von Grünlandflächen im Deichvorland der Elbe in Niedersachsen“ herausgegeben, dessen allgemeine Bewirtschaftungsempfehlungen für die Beweidung, die Heu- und Silagegewinnung sowie für die Grünlandpflege jedoch auch für die Bewirtschaftung anderer Überschwemmungsgebiete interessant sind (LWK NIEDERSACHSEN 2011).

Zusammenfassend verdeutlichen die Ergebnisse des Untersuchungsprogrammes, dass der Boden und seine Belastung ein möglicher Verursacher für die Überschreitung der Höchstgehalte in Rindern sein kann. Zur Ursachenaufklärung sind jeweils Einzelfalluntersuchungen der beweideten Böden ratsam. Bei der Identifizierung potenzieller punktueller Belastungsquellen sind die „Fragebögen für Geflügel-, Rinder-, Schaf- und Schweinehalter zur Analyse und Vermeidung einer möglichen Belastung mit Dioxinen und PCB“ hilfreich (BMU 2013).

7 Literatur

- BAFU – Bundesamt für Umwelt [Hrsg.] (2010): Polychlorierte Biphenyle (PCB) in Gewässern der Schweiz. – 101 S.; Bern.
- BASLER, A. (2009): Evaluierung des Forschungsbedarfs zur Ursachenaufklärung der Kontamination bestimmter Lebensmittel mit Dioxinen und PCB. Förderkennzeichen (UFOPLAN) 370963224. [<http://www.dioxindb.de/dokumente/Endbericht-16-10-09.pdf>, Zugriff 27.2.2014]
- BBodSchG (1998): Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten (Bundes-Bodenschutzgesetz), BGBl. Teil I, Nr.16; Bonn.
- BBodSchV (1999): Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung; BGBl, Teil I, Nr.36; Bonn.
- BLAG DIOXINE - Bund/Länder-Arbeitsgruppe Dioxine (1992): Umweltpolitik – Eine Information des Bundesumweltministers. Rechtsnormen, Richtwerte, Handlungsempfehlungen, Messprogramme, Messwerte und Forschungsprogramme; Bonn.
- BLIEFERT, C. (1994): Umweltchemie. – 453 S.; Weinheim (VCH-Verlag).
- BMU – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2011): Dioxin- und PCB-Einträge in Lebensmittel vermeiden – Ein Leitfaden für Geflügel-, Rinder-, Schaf- und Schweinehalter. – 55 S.; Berlin.
- BMU – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2012): Verordnung zur Festlegung von Anforderungen für das Einbringen oder das Einleiten von Stoffen in das Grundwasser, an den Einbau von Ersatzstoffen und für die Verwendung von Boden und bodenähnlichem Material (Entwurf, Stand 31.10.2012). [http://www.bmubund.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Bodenschutz/entw_mantelverordnung.pdf, Zugriff 24.2.2014]
- BMU – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2013): Umweltschutz – Standbein der Lebensmittelsicherheit. Dioxin- und PCB-Einträge vermeiden. – 35 S.; Berlin.
- BUA – Beratergremium für Altstoffe der Gesellschaft Deutscher Chemiker (1999): DDT und Derivate: Modellstoffe zur Beschreibung endokriner Wirkungen mit Relevanz für die Reproduktion. – BUA-Stoffbericht 216: 145 S.; Stuttgart.
- BUSSIAN, B.M., DIENEMANN, C. & GLANTE, F. (2010): Dioxine und dl-PCB in der Umwelt. Auswertungen der Länderberichte anlässlich des Fachgespräches im Bundesumweltministerium am 07.04.2009 und Stellungnahme des Umweltbundesamtes. – UBA-Texte 12/2010: 30 S.; Dessau.
- BUSSIAN, B.M., GIESE, E. & SCHMIDT, S. (2011): Dioxin und kein Ende – Der Boden als Senke und Quelle von Schadstoffen. – UMID Ausgabe 1, 2011: 12 – 17; Berlin.
- BUSSIAN, B.M., SCHMIDT, S. & UTERMANN, J. (2013): Typische Gehalte von Dioxinen und dl-PCB in Böden. – Vortrag im Rahmen des Fachgespräches „Dioxine und PCB: Bessere Daten – Schnellere Aufklärung“ am 14.11.2013 im BMU; Bonn. [http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/dokumente/utermann_-_dioxine_-_dl-pcb_in_boeden_2013-10-28_-_final.pdf, Zugriff am 20.3.2014]
- BVL – Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (2013): Berichte zur Lebensmittelsicherheit 2011. Bundesweiter Überwachungsplan 2011. Gemeinsamer Bericht des Bundes und der Länder – BVL-Reporte, Band 7, Heft 4: 71 S.; Berlin.
- DESAULES, A., AMMANN, S., BLUM, F., BRÄNDLI, R. & BUCHELI, T. (2009): PAK- und PCB-Gehalte in Böden der Schweiz – Ergebnisse der Nationalen Bodenbeobachtung 1995/1999: 87 S.; Zürich.
- DEV A-04 (2006): Leitfaden zur Abschätzung der Messunsicherheit aus Validierungsdaten. – 64. Lieferung; Berlin.
- DIN 38414 S24: Verfahren zur Bestimmung von polychlorierten Dibenzodioxinen (PCDD) und polychlorierten Dibenzofuranen (PCDF).
- DIN ISO 10382: Bodenbeschaffenheit – Bestimmung von Organochlorpestiziden und polychlorierten Biphenylen – Gaschromatographisches Verfahren mit Elektroneneinfang-Detektor.
- DIN ISO 13877: Bodenbeschaffenheit – Bestimmung von polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen – Hochleistungs-Flüssigkeitschromatographie-(HPLC) Verfahren.
- EPA (1994): Method 1613 – Tetra- through Octa-Chlorinated Dioxins and Furans by Isotope Dilution HRGC/HRMS.
- EG – Europäische Gemeinschaften (1978): Richtlinie 79/117/EWG des Rates über das Verbot des Inverkehrbringens und der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln, die bestimmte Wirkstoffe enthalten.
- EG – Europäische Gemeinschaften (2000): Entscheidung 2000/801/EG der Kommission über die Nichtaufnahme des Wirkstoffs Lindan in Anhang I der Richtlinie 91/414/EWG des Rates und die Aufhebung der Zulassungen für Pflanzenschutzmittel mit diesem Wirkstoff.
- EU – Europäische Union (2004): Verordnung (EG) Nr. 850/2004 des europäischen Parlaments und des Rates über persistente organische Schadstoffe und zur Änderung der Richtlinie 79/117/EWG.
- EU – Europäische Union (2005): Entscheidung 2005/864/EG der Kommission vom 2. Dezember 2005 über die Nichtaufnahme von Endosulfan in Anhang I der

- Richtlinie 91/414/EWG des Rates und die Aufhebung der Zulassungen für Pflanzenschutzmittel mit diesem Wirkstoff
- EU – Europäische Union (2006a): Richtlinie 2006/13/EG der Kommission vom 3. Februar 2006 zur Änderung der Anhänge I und II der Richtlinie 2002/32/EG des Europäischen Parlaments und des Rates über unerwünschte Stoffe in Futtermitteln in Bezug auf Dioxine und dioxinähnliche PCB.
- EU – Europäische Union (2006b): Verordnung (EG) Nr. 1881/2006 der Kommission vom 19. Dezember 2006 zur Festsetzung der Höchstgehalte für bestimmte Kontaminanten in Lebensmitteln.
- EU – Europäische Union (2006c): Verordnung (EG) Nr. 1907/2006 des Europäischen Parlaments und des Rates zur Registrierung, Bewertung, Zulassung und Beschränkung chemischer Stoffe (REACH), zur Schaffung einer Europäischen Chemikalienagentur, zur Änderung der Richtlinie 1999/45/EG und zur Aufhebung der Verordnung (EWG) Nr. 793/93 des Rates, der Verordnung (EG) Nr. 1488/94 der Kommission, der Richtlinie 76/769/EWG des Rates sowie der Richtlinien 91/155/EWG, 93/67/EWG, 93/105/EG und 2000/21/EG der Kommission.
- EU – Europäische Union (2011): Verordnung (EU) Nr. 1259/2011 der Kommission vom 2. Dezember 2011 zur Änderung der Verordnung (EG) Nr. 1881/2006 hinsichtlich der Höchstgehalte für Dioxine, dioxinähnliche PCB und nicht dioxinähnliche PCB in Lebensmitteln.
- EU – Europäische Union (2012): Verordnung (EU) Nr. 277/2012 der Kommission vom 28. März 2012 zur Änderung der Anhänge I und II der Richtlinie 2002/32/EG des Europäischen Parlaments und des Rates hinsichtlich der Höchstgehalte und Aktionsgrenzwerte für Dioxine und polychlorierte Biphenyle.
- FREUDENSCHUß, A., OBERSTEINER, E. & UHL, M. (2008): Organische Schadstoffe in Grünlandböden. – Umweltbundesamt Report REP-0158: 92 S.; Wien.
- HILLENBRAND, T., MARSCHEIDER-WEIDEMANN, F., STRAUCH, M., HEITMANN, K. & SCHAFFRIN, D. (2007): Emissionsminderung für prioritäre und prioritäre gefährliche Stoffe der Wasserrahmenrichtlinie, Stoffdatenblätter. – Forschungsbericht 203 21 280, UBA-Texte 29/07; Dessau.
- HLUG – Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie (2004): Hintergrundwerte organischer (Schad-) Stoffe für Böden in Hessen. [http://www.hlug.de/medien/boden/dauerbeobachtung/hgw_org.html, Zugriff 21.7.2012]
- HLUG – Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie (2009): Ergebnisse der Bodenproben des Dioxin-Kontrollteams Main-Taunus-Kreis und Vogelsberg. – Unveröffentlichter Bericht: 11 S.; Wiesbaden.
- HLUG – Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie [Hrsg.] (2011): Hintergrundwerte von Spurenstoffen in hessischen Böden. – 1. Aufl.: 141 S.; Wiesbaden.
- HESSISCHER LANDTAG (2010): Kleine Anfrage der Abg. Dorn (BÜNDNIS 90/DIE GRÜNEN) vom 05.05.2010 betreffend Belastung von Böden, Futtermitteln, Fleisch, tierischen und pflanzlichen Lebensmitteln mit Dioxin und dl-PCB und Antwort der Ministerin für Umwelt, Energie, Landwirtschaft und Verbraucherschutz. – Drucksache 18/2338; Wiesbaden.
- HENNECKE, D., BECKER, L. & DÜRING, R.A. (2011): Expositionsbeurteilung und Beurteilung des Transfers von Dioxinen, dioxinähnlichen PCB und PCB. Literaturstudie. – UBA-Texte 57/2011: 129 S.; Dessau.
- JONES, K.C., STRATFORD, J.A., TIDRIDGE, P. & WATERHOUSE, K.S. (1989): Polynuclear aromatic hydrocarbons in an agricultural soil: Long-term changes in profile distribution. – *Environmental Pollution*, 56: 337-351.
- KIRCHNER, M., JAKOBI, G., LEVY, W., KOCSIS, G., HENKELMANN, B., PFISTER, G., BERNHÖFT, S., FISCHER, N., SCHRAMM, K.-W., HANGEN, E., KÖRNER, W. & KRONAWITTER, H. (2011): Erfassung von persistenten organischen Schadstoffen im bayerischen Alpenraum, Projekt: POPALP, Endbericht – Teil Boden, Nadeln, Deposition, Luft. – 147 S.; Neuherberg. [http://www.lfu.bayern.de/umweltqualitaet/umweltbeobachtung/schadstoffe_luft/projekte/doc/schlussbericht_popalp.pdf, Zugriff 17.3.2014]
- LABO – Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz (2003): Hintergrundwerte für anorganische und organische Stoffe in Böden. – 3. überarbeitete und ergänzte Auflage: 169 S.; Berlin.
- LABO – Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz (2007): Maßnahmenkonzept zur verschmutzungsarmen Nutzpflanzenernte (Kurzfassung). – Handlungsempfehlungen für die Bodenschutzbehörden für Bewirtschaftungsbeschränkungen auf landwirtschaftlichen Nutzflächen bei schädlichen Bodenveränderungen. – LABO-Projektnummer B 4.03: 26 S. [https://www.labo-deutschland.de/documents/33_Anlage_TOP_14_Nutzpflanzenente_kurz_1cc.pdf; Zugriff 15.3.2014]
- LANUV – Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (2009): Dioxine und PCB in der Umwelt – Böden aus Überschwemmungsgebieten, Fließgewässersedimente sowie Lebens- und Futtermittel. – Jahresbericht 2008: 15-22; Recklinghausen.
- LANUV – Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (2010): Bericht über das Untersuchungsvorhaben „Dioxine und PCB in Böden, Pflanzen, Futter- und Lebensmitteln in Überschwemmungsgebieten in NRW 2009“. [<http://www.lanuv.nrw.de/boden/pdf/berichtpcbueberschwemmungsgebiet2009.pdf>, Zugriff 5.2.2014]

- LANUV – Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (2011): Handlungsempfehlungen zur Minimierung der Dioxin- und PCB-Anreicherung in der Lebensmittelkette; Recklinghausen.
- LANUV – Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (2012): Dioxine und dl-PCB in Fleisch von Rindern aus extensiver Haltung und in Böden der Weideflächen im Rahmen des Bundesweiten Überwachungsplans BÜp 2011. [<http://www.lanuv.nrw.de/boden/pdf/berichtpcbbo-denrinder2011.pdf>, Zugriff 5.2.2014]
- LAU – Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (2012): 2. Dioxinbericht: 118 S.; Halle.
- LBEG – Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (2007): Organische Schadstoffe in Waldböden Niedersachsens – Bodendauerbeobachtung in Niedersachsen. – GeoBerichte 4: 92 S.; Hannover.
- LBEG – Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (2009): Aktivitäten des Landesamtes für Bergbau, Energie und Geologie (Ref. Landwirtschaft und Bodenschutz, Landesplanung) zur Ermittlung der PCDD/F & dl-PCB-Gehalte in niedersächsischen Böden. – 55 S.; Hannover.
- LBEG – Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (2012): Ergebnisse Niedersächsischer Untersuchungsprogramme zur Charakterisierung der Stoffgehalte von Dioxinen (PCDD/F) und dioxin-ähnlichen (dl-)PCB-Belastungen in Sedimenten, Schwebstoffen, Böden und der Luft. – GeoBerichte 25: 47 S.; Hannover.
- LEISEWITZ, A., FENGLER, S. & SEEL, P. (2003): Orientierende Messungen gefährlicher Stoffe. Landesweite Untersuchungen auf organische Spurenverunreinigungen in hessischen Fließgewässern, Abwässern und Klärschlämmen. – Zusammenfassender Abschlussbericht 1991-2003. Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie; Wiesbaden. [<http://www.hlug.de/start/wasser/fliessgewaesser-chemie/spurenstoffe/weitere-spurenstoffe/orientierende-messungen-gefaehrlicher-stoffe-in-wasser-schwebstoff-abwasser-und-klaerschlamme.html>; Zugriff am 4.3.2014]
- LHL – Landesbetrieb Hessisches Landeslabor (2009): Jahresbericht 2009. – 204 S., Gießen.
- LLH – Landesbetrieb Landwirtschaft Hessen (2013a): Schadstoffaufnahme bei der Tierfütterung vermeiden, Teil I: Futterernte vom Grünland; Kassel.
- LLH – Landesbetrieb Landwirtschaft Hessen (2013b): Schadstoffaufnahme bei der Tierfütterung vermeiden, Teil II: Hinweise zur Weidehaltung und Fütterung von Schafen und Rindern; Kassel.
- LLUR – Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein (2011): Hintergrundwerte stofflich gering beeinflusster Böden Schleswig-Holsteins. – 79 S.; Flintbek.
- LUA NRW – Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (1994): Bestimmung von polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) in Bodenproben. Merkblatt LUA NRW Nr. 1.
- LUBW – Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg [Hrsg.] (1993): Stoffbericht Hexachlorcyclohexan (HCH). – Texte und Berichte zur Altlastenbearbeitung 9/93, 243 S.; Karlsruhe.
- LUBW – Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg [Hrsg.] (1995): Stoffbericht Hexachlorbenzol (HCB). – Texte und Berichte zur Altlastenbearbeitung 18/95: 150 S.; Karlsruhe.
- LUBW – Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg [Hrsg.] (1998): Literaturstudie zum Transfer von organischen Schadstoffen im System Boden/Pflanze und Boden/Sickerwasser. – 253 S.; Karlsruhe.
- LUBW – Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (2010): dl-PCB in den Böden von Baden-Württemberg. – 71 S.; Karlsruhe.
- LWK NIEDERSACHSEN – Landwirtschaftskammer Niedersachsen (2011): Bewirtschaftung von Grünlandflächen im Deichvorland der Elbe in Niedersachsen. – Merkblatt 2011; Oldenburg.
- MOLDENHAUER, K.-M. (1996): Schwermetalle und organische Schadstoffe in Hochwassersedimenten und Böden hessischer Auen. – Geologisches Jahrbuch Hessen 124: 191-213; Wiesbaden.
- MWKEL – Ministerium für Wirtschaft, Klimaschutz, Energie und Landesplanung Rheinland-Pfalz [Hrsg.] (2013): Hintergrundwerte der Böden von Rheinland-Pfalz. – 247 S.; Mainz.
- NATO/CCMS (1988): International Toxicity Equivalency Factor (I-TEF) – Method of Risk Assessment for Complex Mixtures of Dioxins and Related Compound; North Atlantic Treaty Organization, Committee on Challenges of Modern Society, Report Number 176.
- PflSchAnwV (1992): Verordnung über Anwendungsverbote für Pflanzenschutzmittel (Pflanzenschutz-Anwendungsverordnung) vom 10. November 1992 (BGBl. I S. 1887), die zuletzt durch Artikel 1 der Verordnung vom 25. November 2013 (BGBl. I S. 4020) geändert worden ist.
- RAPPOLDER, M. & SCHRÖTER-KERMANI, C. (2011): Dioxine und dioxinähnliche PCB – Ein Umweltproblem von gestern? – UMID Ausgabe 1, 2011: 5-11; Berlin.
- RIPPEN, G. (1997): Handbuch Umweltchemikalien. – Loseblattsammlung; Landsberg/Lech (ecomod).
- RITSCHEL, J. (2006): Belastung der Böden des Landes Brandenburg mit PAK und PCB: Akkumulationsfähigkeit und Transfervermögen. – Dissertation an der Fakultät für Umweltwissenschaften und

Verfahrenstechnik der Brandenburgischen Technischen Universität Cottbus: 165 S.

SCHMITZ, M., SCHEEDER, G., BERNAU, S., DOHRMANN, R. & GERMANN, K. (2011): Dioxins in Primary Kaolin and Secondary Kaolinitic Clays. – *Environmental Science & Technology* 45: 461-467.

SCHNEIDER, K. & KALBERLAH, F. (2000): DDT (1,1,1-Trichlor-2,2-bis-(p-chlorphenyl)ethan). In: EIKMANN, T., HEINRICH, U., HEINZOW, B. & KONIETZKA, R. [Hrsg.] (2000): Gefährdungsabschätzung von Umweltschadstoffen – Ergänzbare Handbuch toxikologischer Basisdaten und ihre Bewertung, 2. Erg.-Lfg. IV/00; Berlin (Erich Schmidt Verlag).

Stockholmer Übereinkommen (2004): Stockholmer Übereinkommen über persistente organische Schadstoffe. Deutsche Übersetzung. [http://www.bmub.bund.de/fileadmin/bmu-import/files/pdfs/allgemein/application/pdf/pop_konvention.pdf; Zugriff am 10.3.2014]

TLUG – Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie (2003): Referenzmessprogramm für allergene und kanzerogene Luftschadstoffe – 11 S.; Jena. [<http://www.tlug-jena.de/umweltdaten/umweltdaten2007/luft/pdf/referenzmessprogramm.pdf>; Zugriff am 10.3.2014]

VAN DEN BERG, M., BIRNBAUM L. S., BOSVELD, A.T.C., BRUNSTRDM, B., COOK, P., FEELY, M., GIESY, J.P., HANBERG, A., HASEGAWA, R., KENNEDY, S.W., KUBIAK, T., LARSEN, J.C., ROLAF VAN LEEUWEN, F.X., LIEM, A.K.D., NOLT, C.,

PETERSON, R.E., POELLINGER, L., SAFE, S., SCHRENK, D., TILLITT, D., TYSKLIND, M., YOUNES, M., WARN, F. & ZACHAREWSK, T. (1998): Toxic equivalency factors (TEFs) for PCBs, PCDDs, PCDFs for humans and wildlife. – *Environmental Health Perspectives* 106 (12): 775-792.

VAN DEN BERG, M., BIRNBAUM L. S., DENISON M., DE VITO, M., FARLAND W., FEELEY, M., FIEDLER, H., HAKANSSON, H., HANBERG A., HAWS, L., ROSE, M., SAFE, S., SCHRENK, D., TOHYAMA, C., TRITSCHER, A., TUOMISTO, J., TYSKLIND, M., WALKER, N AND PETERSON, R.E. (2006): The 2005 World Health Organization Re-evaluation of Human and Mammalian Toxic Equivalency Factors for Dioxins and Dioxin-like Compounds. – *Toxicological Sciences* 93 (2): 223–241.

VDLUFÄ (2003): Methodenhandbuch, Band VII, Umweltanalytik. – Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten (VDLUFÄ); Darmstadt.

WEBER, R., HOLLERT, H., KAMPHUES, J., BALLSCHMITTER, K & BLEPP, M. (2012): Teilzusatzleistung „Vertiefte Analyse des Eintragspfades von PCB und PCDD/PCDF in Rindfleisch“ des UBA-Forschungsvorhabens: „Analyse und Trendabschätzung der Belastung der Umwelt und von Lebensmitteln mit ausgewählten POPs und Erweiterung des Datenbestandes der POP-Dioxin-Datenbank des Bundes und der Länder mit dem Ziel pfadbezogener Ursachenaufklärung“. – Unveröffentlichter Bericht; Göppingen.

8 Anhang

Anhang 1: Übersicht über die untersuchten Standorte, entnommene Proben sowie ihre Bodenarten und Humusgehalte.

Anhang 2: Übersicht über die Ergebnisse der PCDD/F- und dl-PCB-Analysen.

Anhang 3: Übersicht über die Ergebnisse der PCB₆-, PAK₁₆- und ausgewählter CKW-Analysen.

Anhang 4: Analytierte PCDD/F- und dl-PCB-Einzelparameter mit Bestimmungsgrenzen.

Anhang 5: Analytierte PAK-, PCB₆- und CKW-Einzelparameter mit Bestimmungsgrenzen der verwendeten Labormethoden.

Anhang 6: Überschreitung der Hintergrund- und Vorsorgewerte der BBodSchV.

Anhang 1: Übersicht über die untersuchten Standorte, entnommene Proben sowie ihre Bodenarten und Humusgehalte (kursiv = Bestimmung der Bodenart und der Humusgehalte nur im Rahmen der Bodenansprache).

Profilbezeichnung	Datum	Landkreis	Nutzung	Bodentyp	Horizont	Obere Entnahmetiefe [cm]	Untere Entnahmetiefe [cm]	Bodenart	Humus [%]
Nieder-Gemünden_1	06.05.2009	Vogelsbergkreis	Grünland	Parabraunerde	Ah rAp	0 10	10 40	<i>Lu</i> <i>Lu</i>	<i>1-2</i> <i>< 1</i>
Nieder-Gemünden_2	06.05.2009	Vogelsbergkreis	Grünland	Vega	Ah	0	15	<i>Uf3</i>	<i>2-4</i>
Nieder-Gemünden_3	06.05.2009	Vogelsbergkreis	Grünland	Braunerde	Ah	0	20	<i>Lt2</i>	<i>1-2</i>
Nieder-Gemünden_4	06.05.2009	Vogelsbergkreis	Grünland	Pseudogley-Braunerde	Ah	0	10	<i>Uf3</i>	<i>2-4</i>
Nieder-Gemünden_5	06.05.2009	Vogelsbergkreis	Grünland	Kolluvisol über Auengley	Ah	0	3	<i>Lu</i>	<i>1-2</i>
Bremthal_1	26.05.2009	Main-Taunus-Kreis	Grünland	Parabraunerde	Ah-rAp	0	15	<i>Uf3</i>	<i>1-2</i>
Bremthal_2	26.05.2009	Main-Taunus-Kreis	Grünland	Pseudogley-Gley	Ah	0	15	<i>Uf3</i>	<i>2-4</i>
Bremthal_3	26.05.2009	Rheingau-Taunus-Kreis	Grünland	Braunerde	Ah	0	15	<i>Uls</i>	<i>1-2</i>
Bremthal_4	26.05.2009	Rheingau-Taunus-Kreis	Grünland	Braunerde	Ah	0	15	<i>Uf3</i>	<i>1-2</i>
Bremthal_5	26.05.2009	Main-Taunus-Kreis	Grünland	Parabraunerde	Ah	0	5	<i>Uf2</i>	<i>2-4</i>
Ruppertshain_1	08.06.2009	Main-Taunus-Kreis	Grünland	Pseudogley-Parabraunerde	Ah	0	15	<i>Uf3</i>	<i>1-2</i>
Ruppertshain_2	08.06.2009	Main-Taunus-Kreis	Grünland	Pseudogley-Parabraunerde	rAp	0	15	<i>Uls</i>	<i>1-2</i>
Ruppertshain_3	08.06.2009	Main-Taunus-Kreis	Grünland	Auengley	Ah	0	5	<i>Uf3</i>	<i>2-4</i>
Ruppertshain_4	15.06.2009	Main-Taunus-Kreis	Grünland	Braunerde	rAp	0	20	<i>Uf3</i>	<i>1-2</i>
Altenhain_1	09.06.2009	Main-Taunus-Kreis	Grünland	Kolluvisol über Parabraunerde	rAp-Ah	0	10	<i>Uf3</i>	<i>1-2</i>
Altenhain_2	09.06.2009	Main-Taunus-Kreis	Grünland	Braunerde	Ah	0	5	<i>Uf3</i>	<i>1-2</i>
Altenhain_3	09.06.2009	Main-Taunus-Kreis	Grünland	Pseudogley-Gley	Ah	0	5	<i>Uf3</i>	<i>2-4</i>
Altenhain_4	09.06.2009	Main-Taunus-Kreis	Grünland	Auengley	Ah	0	10	<i>Uf3</i>	<i>2-4</i>
Altenhain_5	15.06.2009	Main-Taunus-Kreis	Acker	Braunerde	Ap	0	30	<i>Uf3</i>	<i>1-2</i>
Flörsheim_1	22.06.2009	Main-Taunus-Kreis	Acker	Braunerde	Ap	0	30	<i>Stu</i>	<i>1-2</i>
Flörsheim_2	22.06.2009	Main-Taunus-Kreis	Acker	Braunerde	Ap	0	20	<i>Stu</i>	<i>1-2</i>
Flörsheim_3	29.06.2009	Main-Taunus-Kreis	Grünland	Braunerde-Parabraunerde	Ah	0	15	<i>Sf3</i>	<i>1-2</i>

Profilbezeichnung	Datum	Landkreis	Nutzung	Bodentyp	Horizont	Obere Entnahmetiefe [cm]	Untere Entnahmetiefe [cm]	Bodenart	Humus [%]
Marxheim_1	23.06.2009	Main-Taunus-Kreis	Grünland	Parabraunerde	Ah	0	15	Ut3	1-2
Marxheim_2	23.06.2009	Main-Taunus-Kreis	Grünland	Kolluvisol-Gley	Ah	0	10	Lu	1-2
Marxheim_3	23.06.2009	Main-Taunus-Kreis	Acker	Parabraunerde	Ap	0	15	Ut3	1-2
Marxheim_4	23.06.2009	Main-Taunus-Kreis	Grünland	Parabraunerde	Ah	0	10	Lu	1-2
Marxheim_5	10.06.2009	Main-Taunus-Kreis	Acker	Parabraunerde	Ap	0	30	Ut3	1-2
Marxheim_6	10.06.2009	Main-Taunus-Kreis	Acker	Parabraunerde	Ap	0	30	Ut3	1-2
Elbenberg_1	15.09.2010	Landkreis Kassel	Grünland	Kolluvisol	rAp	0	20	Ut3	3,15
Elbenberg_2	15.09.2010	Landkreis Kassel	Grünland	Kalkbraunerde	Ah	0	10	Lu	4,78
Elbenberg_3	15.09.2010	Landkreis Kassel	Grünland	Parabraunerde	Ah-rAp	0	15	Ut4	5,02
Wolffhagen_1	20.09.2010	Landkreis Kassel	Grünland	Braunerde über Pelosol	Ah-rAp	0	20	Ut4	3,96
Wolffhagen_2	20.09.2010	Landkreis Kassel	Grünland	Braunerde über Pelosol	Ah	0	10	Tu3	6,98
Wolffhagen_3	20.09.2010	Landkreis Kassel	Grünland	Braunerde	Ah-rAp	0	20	Ut4	4,76
Dalwigkthal_1	10.11.2010	Landkreis Waldeck-Frankenberg	Grünland	Braunerde	Ah-Bv	0	20	Lu	4,68
Dalwigkthal_2	10.11.2010	Lahn-Dill-Kreis	Grünland	Gley-Pseudogley	rAp	0	20	Ut4	8,55
Dalwigkthal_3	10.11.2010	Hochsauerlandkreis (NRW)	Grünland	Braunerde	Ah	0	10	Ut4	6,73
Nieder-Werbe_1	09.11.2010	Landkreis Waldeck-Frankenberg	Grünland	Braunerde	Ah-rAp	0	25	Ut3	4,99
Nieder-Werbe_2	11.11.2010	Landkreis Waldeck-Frankenberg	Grünland	Braunerde	Ah	0	10	Uls	5,92
Nieder-Werbe_3	11.11.2010	Landkreis Waldeck-Frankenberg	Grünland	Parabraunerde	Ah	0	10	Ut3	5,23
Frankenberg_1	12.11.2010	Lahn-Dill-Kreis	Grünland	Kolluvisol	Ah	0	10	Stu	3,72
Frankenberg_2	12.11.2010	Landkreis Waldeck-Frankenberg	Grünland	Kolluvisol	rAp	0	30	Stu	3,23
Frankenberg_3	12.11.2010	Landkreis Waldeck-Frankenberg	Grünland	Kolluvisol	rAp	0	25	Stu	3,13

Profilbezeichnung	Datum	Landkreis	Nutzung	Bodentyp	Horizont	Obere Entnahmetiefe [cm]	Untere Entnahmetiefe [cm]	Bodenart	Humus [%]
Korbach_1	22.02.2011	Landkreis Waldeck-Frankenberg	Grünland	Braunerde	Ah-rAp	0	25	SI3	2,82
Korbach_2	22.02.2011	Landkreis Waldeck-Frankenberg	Grünland	Braunerde	Ah-rAp	0	20	SI4	2,96
Korbach_3	22.02.2011	Landkreis Waldeck-Frankenberg	Grünland	Kolluvisol	Ah-rAp	0	15	Stu	3,32
Korbach_4	22.02.2011	Landkreis Waldeck-Frankenberg	Grünland	Kolluvisol	Ah-rAp	0	20	Uls	4,39
Korbach_5	22.02.2011	Landkreis Waldeck-Frankenberg	Grünland	Kalkbraunerde	Ah	0	10	Ut3	5,47
Ehringen_1	02.03.2011	Landkreis Waldeck-Frankenberg	Grünland	Kolluvisol	Ah	0	10	Uls	3,10
Ehringen_2	02.03.2011	Landkreis Waldeck-Frankenberg	Grünland	Vega	Ah-rAp	0	20	Ut2	3,35
Ehringen_3	02.03.2011	Landkreis Waldeck-Frankenberg	Grünland	Parabraunerde	Ah	0	15	Uls	3,84
Freudenthal_1	13.04.2011	Werra-Meißner-Kreis	Grünland	Kolluvisol	Ah-rAp	0	25	SI3	2,68
Freudenthal_2	13.04.2011	Werra-Meißner-Kreis	Grünland	Vega	Aih	0	5	Uls	4,39
Freudenthal_3	13.04.2011	Werra-Meißner-Kreis	Grünland	Vega	aAh	0	10	Stu	4,23
Heringen_1	20.04.2011	Landkreis Hersfeld-Rotenburg	Grünland	Braunerde-Regosol	Ah-rAp	0	20	Stu	3,08
Heringen_2	20.04.2011	Landkreis Hersfeld-Rotenburg	Grünland	Auengley	Ah-rAp	0	20	Stu	6,60
Heringen_3	20.04.2011	Landkreis Hersfeld-Rotenburg	Grünland	Gley-Vega	Ah-rAp	0	30	SI2	2,03
Heringen_4	11.05.2011	Landkreis Hersfeld-Rotenburg	Grünland	Parabraunerde	Ah	0	10	Stu	3,34
Heringen_5	11.05.2011	Landkreis Hersfeld-Rotenburg	Grünland	Braunerde	Ah-rAp	0	15	SI3	3,13
Heringen_6	11.05.2011	Landkreis Hersfeld-Rotenburg	Grünland	Gley-Vega	Ah-rAp	0	15	SI3	4,08
Harrrode_1	10.05.2011	Landkreis Hersfeld-Rotenburg	Grünland	Vega	Ah-rAp	0	25	Stu	5,04
Harrrode_2	20.04.2011	Landkreis Hersfeld-Rotenburg	Grünland	Braunerde	Ah-rAp	0	20	SI3	3,23
Harrrode_3	21.04.2011	Landkreis Hersfeld-Rotenburg	Grünland	Braunerde	Ah-rAp	0	15	SI3	3,06

Persistente organische Schadstoffe in landwirtschaftlich genutzten Böden Hessens

Profilbezeichnung	Datum	Landkreis	Nutzung	Bodentyp	Horizont	Obere Entnahmetiefe [cm]	Untere Entnahmetiefe [cm]	Bodenart	Humus [%]
Landershausen_1	11.05.2011	Landkreis Hersfeld-Rotenburg	Grünland	Parabraunerde	Ah-rAp	0	25	Tu3	4,52
Landershausen_2	11.05.2011	Landkreis Hersfeld-Rotenburg	Grünland	Parabraunerde	Ah-rAp	0	15	Tu3	3,70
Landershausen_3	11.05.2011	Landkreis Hersfeld-Rotenburg	Grünland	Gley-Vega	Ah-rAp	0	25	Uf4	6,30
Unter-Seibertenrod_1	25.05.2011	Vogelsbergkreis	Grünland	Braunerde	Ah-rAp	0	20	Uf3	8,26
Unter-Seibertenrod_2	25.05.2011	Vogelsbergkreis	Grünland	Auengley	GoAh	0	15	Uf3	5,97
Unter-Seibertenrod_3	25.05.2011	Vogelsbergkreis	Grünland	Parabraunerde	Ah-rAp	0	15	Uf3	5,69
Busenborn_1	25.05.2011	Vogelsbergkreis	Grünland	Braunerde	Ah	0	10	Uf3	6,48
Busenborn_2	25.05.2011	Vogelsbergkreis	Grünland	Braunerde	Ah	0	10	Uf3	6,30
Busenborn_3	25.05.2011	Vogelsbergkreis	Grünland	Regosol	Ah-rAp	0	15	Uf4	6,86
Ober-Breidenbach_1	20.06.2011	Vogelsbergkreis	Grünland	Pseudogley-Parabraunerde	Ah-rAp	0	20	Uf4	7,46
Ober-Breidenbach_2	20.06.2011	Vogelsbergkreis	Grünland	Braunerde	Ah-rAp	0	15	Uf2	6,62
Ober-Breidenbach_3	20.06.2011	Vogelsbergkreis	Grünland	Regosol-Gley	Ah-rAp	0	20	Uf3	6,35
Wolferborn_1	19.07.2011	Wetteraukreis	Grünland	Parabraunerde	Ah	0	10	Uf2	6,45
Wolferborn_2	20.07.2011	Wetteraukreis	Grünland	Pseudogley	Ah	0	15	Uf2	6,69
Wolferborn_3	19.07.2011	Wetteraukreis	Grünland	Vega-Gley	Ah	0	15	Uf3	6,35
Bad Endbach_1	18.08.2011	Landkreis Marburg-Biedenkopf	Grünland	Braunerde	Ah-rAp	0	25	Uf4	5,90
Bad Endbach_2	18.08.2011	Landkreis Marburg-Biedenkopf	Grünland	Braunerde	Ah	0	15	Uf4	4,75
Bad Endbach_3	18.08.2011	Landkreis Marburg-Biedenkopf	Grünland	Braunerde	Ah	0	15	Uf3	5,74
Lützellinden_1	23.08.2011	Landkreis Gießen	Grünland	Tschernosem-Parabraunerde	Ah-rAp	0	20	Uf3	4,27
Lützellinden_2	23.08.2011	Landkreis Gießen	Grünland	Pseudogley-Parabraunerde	Ah-rAp	0	25	Uf4	6,59
Lützellinden_3	23.08.2011	Landkreis Gießen	Grünland	Humuspara-braunerde	Ah	0	10	Uf5	6,48
Geinsheim_1	24.08.2011	Landkreis Groß-Gerau	Grünland	Vega	Ah	0	35	Lu	6,02
Geinsheim_2	24.08.2011	Landkreis Groß-Gerau	Grünland	Gley-Vega	Ah	0	40	Lt2	3,27
Geinsheim_3	24.08.2011	Landkreis Groß-Gerau	Grünland	Vega	Ah	0	25	Lu	5,90

Profilbezeichnung	Datum	Landkreis	Nutzung	Bodentyp	Horizont	Obere Entnahmetiefe [cm]	Untere Entnahmetiefe [cm]	Bodenart	Humus [%]
Niedernhausen_1	26.08.2011	Landkreis Darmstadt-Dieburg	Grünland	Braunerde	Ah	0	5	St4	5,78
Niedernhausen_2	26.08.2011	Landkreis Darmstadt-Dieburg	Grünland	Auengley	Ah-rAp	0	35	Ut4	4,44
Niedernhausen_3	26.08.2011	Landkreis Darmstadt-Dieburg	Grünland	Braunerde-Regosol	Ah-rAp	0	30	Ls3	3,15
Seeheim-Jugenheim_1	26.08.2011	Landkreis Darmstadt-Dieburg	Grünland	Parabraunerde	Ah-rAp	0	30	Ut4	3,56
Seeheim-Jugenheim_2	26.08.2011	Landkreis Darmstadt-Dieburg	Grünland	Parabraunerde	Ah-rAp	0	20	Ut3	4,16
Seeheim-Jugenheim_3	26.08.2011	Landkreis Darmstadt-Dieburg	Grünland	Kolluvisol	Ah-rAp	0	30	Stu	2,51
Erlenbach_1	01.09.2011	Landkreis Bergstraße	Grünland	Braunerde-Parabraunerde	Ah	0	15	Ut4	9,13
Erlenbach_2	01.09.2011	Landkreis Bergstraße	Grünland	Kolluvisol	Ah-rAp	0	20	Stu	3,82
Erlenbach_3	01.09.2011	Landkreis Bergstraße	Grünland	Parabraunerde	Ah-rAp	0	20	Ut4	4,71

Anhang 2: Übersicht über die Ergebnisse der PCDD/F- und dl-PCB-Analysen.

Profilbezeichnung	Datum	Landkreis	Horizont	Obere Entnahmetiefe [cm]	Untere Entnahmetiefe [cm]	PCDD/F I-TEQ* [ng/kg TS]	PCDD/F WHO-TEQ** [ng/kg TS]	dl-PCB WHO-TEQ** [ng/kg TS]	PCDD/F+dl-PCB WHO-TEQ** [ng/kg TS]
Nieder-Gemünden_1	06.05.2009	Vogelsbergkreis	Ah rAp	0 10	10 40	1,630 1,550	1,720 1,640	0,379 0,384	2,099 2,024
Nieder-Gemünden_2	06.05.2009	Vogelsbergkreis	Ah	0	15	1,210	1,290	0,641	1,931
Nieder-Gemünden_3	06.05.2009	Vogelsbergkreis	Ah	0	20	1,520	1,620	0,460	2,080
Nieder-Gemünden_4	06.05.2009	Vogelsbergkreis	Ah	0	10	2,700	2,740	0,601	3,341
Nieder-Gemünden_5	06.05.2009	Vogelsbergkreis	Ah	0	3	0,843	0,874	0,675	1,549
Bremthal_1	26.05.2009	Main-Taunus-Kreis	Ah-rAp	0	15	1,240	1,330	0,299	1,629
Bremthal_2	26.05.2009	Main-Taunus-Kreis	Ah	0	15	1,690	1,830	0,374	2,204
Bremthal_3	26.05.2009	Rheingau-Taunus-Kreis	Ah	0	15	1,390	1,490	0,364	1,854
Bremthal_4	26.05.2009	Rheingau-Taunus-Kreis	Ah	0	15	1,530	1,580	0,395	1,975
Bremthal_5	26.05.2009	Main-Taunus-Kreis	Ah	0	5	0,945	1,020	0,164	1,184
Ruppertshain_1	08.06.2009	Main-Taunus-Kreis	Ah	0	15	1,590	1,710	0,523	2,233
Ruppertshain_2	08.06.2009	Main-Taunus-Kreis	rAp	0	15	1,890	2,030	0,539	2,569
Ruppertshain_3	08.06.2009	Main-Taunus-Kreis	Ah	0	5	1,490	1,610	0,388	1,998
Ruppertshain_4	15.06.2009	Main-Taunus-Kreis	rAp	0	20	1,650	1,650	0,580	2,230
Altenhain_1	09.06.2009	Main-Taunus-Kreis	rAp-Ah	0	10	4,270	4,680	1,330	6,010
Altenhain_2	09.06.2009	Main-Taunus-Kreis	Ah	0	5	2,750	2,900	0,832	3,732
Altenhain_3	09.06.2009	Main-Taunus-Kreis	Ah	0	5	4,880	5,230	2,680	7,910
Altenhain_4	09.06.2009	Main-Taunus-Kreis	Ah	0	10	1,680	1,830	0,414	2,244
Altenhain_5	15.06.2009	Main-Taunus-Kreis	Ap	0	30	1,800	1,830	0,647	2,477
Flörsheim_1	22.06.2009	Main-Taunus-Kreis	Ap	0	30	2,340	2,460	0,712	3,172
Flörsheim_2	22.06.2009	Main-Taunus-Kreis	Ap	0	20	2,660	3,010	0,607	3,617
Flörsheim_3	29.06.2009	Main-Taunus-Kreis	Ah	0	15	5,320	5,700	1,580	7,280
Marxheim_1	23.06.2009	Main-Taunus-Kreis	Ah	0	15	1,240	1,330	0,449	1,779
Marxheim_2	23.06.2009	Main-Taunus-Kreis	Ah	0	10	1,490	1,620	0,672	2,292
Marxheim_3	23.06.2009	Main-Taunus-Kreis	Ap	0	15	1,610	1,740	0,812	2,552
Marxheim_4	23.06.2009	Main-Taunus-Kreis	Ah	0	10	1,410	1,540	0,579	2,119
Marxheim_5	10.06.2009	Main-Taunus-Kreis	Ap	0	30	1,260	1,370	0,492	1,862
Marxheim_6	10.06.2009	Main-Taunus-Kreis	Ap	0	30	1,480	1,560	0,666	2,226

Profilbezeichnung	Datum	Landkreis	Horizont	Obere Entnahmehöhe [cm]	Untere Entnahmehöhe [cm]	PCDD/F I-TEQ* [ng/kg TS]	PCDD/F WHO-TEQ** [ng/kg TS]	dI-PCB WHO-TEQ** [ng/kg TS]	PCDD/F+dI-PCB WHO-TEQ** [ng/kg TS]
Elbenberg_1	15.09.2010	Landkreis Kassel	rAp	0	20	0,663	0,650	0,128	0,778
Elbenberg_2	15.09.2010	Landkreis Kassel	Ah	0	10	0,700	0,744	0,150	0,894
Elbenberg_3	15.09.2010	Landkreis Kassel	Ah-rAp	0	15	0,730	0,759	0,163	0,922
Wolffhagen_1	20.09.2010	Landkreis Kassel	Ah-rAp	0	20	0,867	0,977	0,173	1,150
Wolffhagen_2	20.09.2010	Landkreis Kassel	Ah	0	10	1,140	1,260	0,415	1,675
Wolffhagen_3	20.09.2010	Landkreis Kassel	Ah-rAp	0	20	0,922	1,050	0,287	1,337
Dalwigksth_1	10.11.2010	Landkreis Waldeck-Frankenberg	Ah-Bv	0	20	0,888	0,831	0,256	1,087
Dalwigksth_2	10.11.2010	Lahn-Dill-Kreis	rAp	0	20	0,760	0,749	0,366	1,115
Dalwigksth_3	10.11.2010	Hochsauerlandkreis (NRW)	Ah	0	10	0,856	0,886	0,197	1,083
Nieder-Werbe_1	09.11.2010	Landkreis Waldeck-Frankenberg	Ah-rAp	0	25	1,150	1,100	0,172	1,272
Nieder-Werbe_2	11.11.2010	Landkreis Waldeck-Frankenberg	Ah	0	10	0,838	0,808	0,150	0,958
Nieder-Werbe_3	11.11.2010	Landkreis Waldeck-Frankenberg	Ah	0	10	0,607	0,577	0,183	0,760
Frankenberg_1	12.11.2010	Lahn-Dill-Kreis	Ah	0	10	0,908	0,880	0,291	1,171
Frankenberg_2	12.11.2010	Landkreis Waldeck-Frankenberg	rAp	0	30	0,286	0,271	0,130	0,401
Frankenberg_3	12.11.2010	Landkreis Waldeck-Frankenberg	rAp	0	25	0,774	0,749	0,214	0,963
Korbach_1	22.02.2011	Landkreis Waldeck-Frankenberg	Ah-rAp	0	25	0,753	0,769	0,201	0,970
Korbach_2	22.02.2011	Landkreis Waldeck-Frankenberg	Ah-rAp	0	20	0,743	0,721	0,303	1,024
Korbach_3	22.02.2011	Landkreis Waldeck-Frankenberg	Ah-rAp	0	15	0,963	1,020	0,209	1,229
Korbach_4	22.02.2011	Landkreis Waldeck-Frankenberg	Ah-rAp	0	20	1,660	1,610	0,353	1,963
Korbach_5	22.02.2011	Landkreis Waldeck-Frankenberg	Ah	0	10	0,746	0,759	0,226	0,985
Ehringen_1	02.03.2011	Landkreis Waldeck-Frankenberg	Ah	0	10	0,855	0,874	0,130	1,004
Ehringen_2	02.03.2011	Landkreis Waldeck-Frankenberg	Ah-rAp	0	20	0,936	0,959	0,196	1,155
Ehringen_3	02.03.2011	Landkreis Waldeck-Frankenberg	Ah	0	15	1,740	1,790	0,247	2,037

Profilbezeichnung	Datum	Landkreis	Horizont	Obere Entnahmetiefe [cm]	Untere Entnahmetiefe [cm]	PCDD/F I-TEQ* [ng/kg TS]	PCDD/F WHO-TEQ** [ng/kg TS]	dI-PCB WHO-TEQ** [ng/kg TS]	PCDD/F+r-dI-PCB WHO-TEQ** [ng/kg TS]
Freudenthal_1	13.04.2011	Werra-Meißner-Kreis	Ah-rAp	0	25	0,596	0,607	0,125	0,732
Freudenthal_2	13.04.2011	Werra-Meißner-Kreis	Ah	0	5	3,200	2,950	0,611	3,561
Freudenthal_3	13.04.2011	Werra-Meißner-Kreis	aAh	0	10	3,900	3,770	0,616	4,386
Heringen_1	20.04.2011	Landkreis Hersfeld-Rotenburg	Ah-rAp	0	20	1,370	1,330	0,554	1,884
Heringen_2	20.04.2011	Landkreis Hersfeld-Rotenburg	Ah-rAp	0	20	5,600	5,460	1,360	6,820
Heringen_3	20.04.2011	Landkreis Hersfeld-Rotenburg	Ah-rAp	0	30	2,420	2,260	1,280	3,540
Heringen_4	11.05.2011	Landkreis Hersfeld-Rotenburg	Ah	0	10	0,768	0,761	0,224	0,985
Heringen_5	11.05.2011	Landkreis Hersfeld-Rotenburg	Ah-rAp	0	15	0,295	0,280	0,122	0,402
Heringen_6	11.05.2011	Landkreis Hersfeld-Rotenburg	Ah-rAp	0	15	1,620	1,620	0,778	2,398
Hamrode_1	10.05.2011	Landkreis Hersfeld-Rotenburg	Ah-rAp	0	25	2,560	2,530	0,647	3,177
Hamrode_2	20.04.2011	Landkreis Hersfeld-Rotenburg	Ah-rAp	0	20	0,727	0,712	0,274	0,986
Hamrode_3	21.04.2011	Landkreis Hersfeld-Rotenburg	Ah-rAp	0	15	0,760	0,762	0,191	0,953
Landershausen_1	11.05.2011	Landkreis Hersfeld-Rotenburg	Ah-rAp	0	25	0,922	0,969	0,316	1,285
Landershausen_2	11.05.2011	Landkreis Hersfeld-Rotenburg	Ah-rAp	0	15	0,596	0,573	0,222	0,795
Landershausen_3	11.05.2011	Landkreis Hersfeld-Rotenburg	Ah-rAp	0	25	0,538	0,519	0,210	0,729
Unter-Seibertenrod_1	25.05.2011	Vogelsbergkreis	Ah-rAp	0	20	1,900	1,960	0,910	2,870
Unter-Seibertenrod_2	25.05.2011	Vogelsbergkreis	GoAh	0	15	2,120	2,100	1,300	3,400
Unter-Seibertenrod_3	25.05.2011	Vogelsbergkreis	Ah-rAp	0	15	1,520	1,490	0,351	1,841
Busenborn_1	25.05.2011	Vogelsbergkreis	Ah	0	10	2,560	2,730	0,412	3,142
Busenborn_2	25.05.2011	Vogelsbergkreis	Ah	0	10	1,490	1,590	0,299	1,889
Busenborn_3	25.05.2011	Vogelsbergkreis	Ah-rAp	0	15	1,690	1,790	0,330	2,120
Ober-Breidenbach_1	20.06.2011	Vogelsbergkreis	Ah-rAp	0	20	1,030	1,090	0,303	1,393
Ober-Breidenbach_2	20.06.2011	Vogelsbergkreis	Ah-rAp	0	15	1,230	1,300	0,378	1,678
Ober-Breidenbach_3	20.06.2011	Vogelsbergkreis	Ah-rAp	0	20	1,200	1,280	0,314	1,594

Profilbezeichnung	Datum	Landkreis	Horizont	Obere Entnahmetiefe [cm]	Untere Entnahmetiefe [cm]	PCDD/F I-TEQ* [ng/kg TS]	PCDD/F WHO-TEQ** [ng/kg TS]	dI-PCB WHO-TEQ** [ng/kg TS]	PCDD/F+dI-PCB WHO-TEQ** [ng/kg TS]
Wolferborn_1	19.07.2011	Wetteraukreis	Ah	0	10	1,520	1,600	0,295	1,895
Wolferborn_2	20.07.2011	Wetteraukreis	Ah	0	15	1,780	1,850	0,334	2,184
Wolferborn_3	19.07.2011	Wetteraukreis	Ah	0	15	1,630	1,690	0,333	2,023
Bad Endbach_1	18.08.2011	Landkreis Marburg-Biedenkopf	Ah-rAp	0	25	1,410	1,450	0,268	1,718
Bad Endbach_2	18.08.2011	Landkreis Marburg-Biedenkopf	Ah	0	15	1,590	1,640	0,304	1,944
Bad Endbach_3	18.08.2011	Landkreis Marburg-Biedenkopf	Ah	0	15	1,400	1,430	0,335	1,765
Lützellinden_1	23.08.2011	Landkreis Gießen	Ah-rAp	0	20	0,733	0,764	0,312	1,076
Lützellinden_2	23.08.2011	Landkreis Gießen	Ah-rAp	0	25	0,989	0,993	0,353	1,346
Lützellinden_3	23.08.2011	Landkreis Gießen	Ah	0	10	1,930	1,180	0,231	1,411
Geinsheim_1	24.08.2011	Landkreis Groß-Gerau	Ah	0	35	20,800	20,300	5,030	25,330
Geinsheim_2	24.08.2011	Landkreis Groß-Gerau	Ah	0	40	1,120	1,200	0,389	1,589
Geinsheim_3	24.08.2011	Landkreis Groß-Gerau	Ah	0	25	21,600	20,400	7,980	28,380
Niedernhausen_1	26.08.2011	Landkreis Darmstadt-Dieburg	Ah	0	5	0,599	0,580	0,269	0,849
Niedernhausen_2	26.08.2011	Landkreis Darmstadt-Dieburg	Ah-rAp	0	35	0,521	0,550	0,190	0,740
Niedernhausen_3	26.08.2011	Landkreis Darmstadt-Dieburg	Ah-rAp	0	30	2,470	2,480	26,400	28,880
Seeheim-Jugenheim_1	26.08.2011	Landkreis Darmstadt-Dieburg	Ah-rAp	0	30	1,760	1,930	0,244	2,174
Seeheim-Jugenheim_2	26.08.2011	Landkreis Darmstadt-Dieburg	Ah-rAp	0	20	1,420	1,530	0,211	1,741
Seeheim-Jugenheim_3	26.08.2011	Landkreis Darmstadt-Dieburg	Ah-rAp	0	30	0,989	0,991	0,246	1,237
Erlenbach_1	01.09.2011	Landkreis Bergstraße	Ah	0	15	3,570	3,710	0,456	2,174
Erlenbach_2	01.09.2011	Landkreis Bergstraße	Ah-rAp	0	20	1,620	1,660	0,324	1,741
Erlenbach_3	01.09.2011	Landkreis Bergstraße	Ah-rAp	0	20	1,570	1,620	0,278	1,237

* I-TEQ nach NATO/CCMS (1988)

** WHO-TEQ. 1997 nach VAN DEN BERG et al. (1998)

Anhang 3: Übersicht über die Ergebnisse der PCB₆, PAK₁₀ und ausgewählter CKW-Analysen.

Profilbezeichnung	Datum	Landkreis	Horizont	Obere Entnahmetiefe [cm]	Untere Entnahmetiefe [cm]	PCB ₆ [mg/kg TS]	PAK ₁₀ [mg/kg TS]	HCB [mg/kg TS]	γ-HCH [mg/kg TS]	ΣDDT ⁴ [mg/kg TS]
Nieder-Gemünden_1	06.05.2009	Vogelsbergkreis	Ah rAp	0 10	10 40	-	-	-	-	-
Nieder-Gemünden_2	06.05.2009	Vogelsbergkreis	Ah	0	15	< BG ¹	0,3870	0,0027	< BG ¹	0,0020
Nieder-Gemünden_3	06.05.2009	Vogelsbergkreis	Ah	0	20	-	-	-	-	-
Nieder-Gemünden_4	06.05.2009	Vogelsbergkreis	Ah	0	10	< BG ¹	0,1260	0,0086	< BG ¹	< BG ¹
Nieder-Gemünden_5	06.05.2009	Vogelsbergkreis	Ah	0	3	< BG ¹	0,1570	0,0010	< BG ¹	0,0051
Bremthal_1	26.05.2009	Main-Taunus-Kreis	Ah-rAp	0	15	-	-	-	-	-
Bremthal_2	26.05.2009	Main-Taunus-Kreis	Ah	0	15	< BG ¹	0,1390	< BG ¹	< BG ¹	< BG ¹
Bremthal_3	26.05.2009	Rheingau-Taunus-Kreis	Ah	0	15	-	-	-	-	-
Bremthal_4	26.05.2009	Rheingau-Taunus-Kreis	Ah	0	15	< BG ¹	0,1000	< BG ¹	< BG ¹	< BG ¹
Bremthal_5	26.05.2009	Main-Taunus-Kreis	Ah	0	5	< BG ¹	0,1300	0,0014	< BG ¹	0,0011
Ruppertshein_1	08.06.2009	Main-Taunus-Kreis	Ah	0	15	< BG ¹	0,5100	< BG ¹	< BG ¹	< BG ¹
Ruppertshein_2	08.06.2009	Main-Taunus-Kreis	rAp	0	15	-	-	-	-	-
Ruppertshein_3	08.06.2009	Main-Taunus-Kreis	Ah	0	5	-	-	-	-	-
Ruppertshein_4	15.06.2009	Main-Taunus-Kreis	rAp	0	20	< BG ¹	0,1900	0,0024	< BG ¹	0,0037
Altenhain_1	09.06.2009	Main-Taunus-Kreis	rAp-Ah	0	10	0,0022	15,5060	0,0012	< BG ¹	0,0014
Altenhain_2	09.06.2009	Main-Taunus-Kreis	Ah	0	5	< BG ¹	3,8770	< BG ¹	< BG ¹	< BG ¹
Altenhain_3	09.06.2009	Main-Taunus-Kreis	Ah	0	5	0,0071	4,9470	< BG ¹	< BG ¹	0,0021
Altenhain_4	09.06.2009	Main-Taunus-Kreis	Ah	0	10	< BG ¹	0,1600	< BG ¹	< BG ¹	< BG ¹
Altenhain_5	15.06.2009	Main-Taunus-Kreis	Ap	0	30	< BG ¹	1,1640	0,0038	< BG ¹	0,0021
Flörsheim_1	22.06.2009	Main-Taunus-Kreis	Ap	0	30	0,0010	0,6150	< BG ¹	< BG ¹	0,0103
Flörsheim_2	22.06.2009	Main-Taunus-Kreis	Ap	0	20	0,0029	0,1970	< BG ¹	< BG ¹	0,0079
Flörsheim_3	29.06.2009	Main-Taunus-Kreis	Ah	0	15	0,0029	21,5000	0,0011	< BG ¹	0,0092
Marxheim_1	23.06.2009	Main-Taunus-Kreis	Ah	0	15	-	-	-	-	-
Marxheim_2	23.06.2009	Main-Taunus-Kreis	Ah	0	10	< BG ¹	0,0790	< BG ¹	< BG ¹	< BG ¹
Marxheim_3	23.06.2009	Main-Taunus-Kreis	Ap	0	15	-	-	-	-	-
Marxheim_4	23.06.2009	Main-Taunus-Kreis	Ah	0	10	< BG ¹	0,0990	< BG ¹	< BG ¹	< BG ¹
Marxheim_5	10.06.2009	Main-Taunus-Kreis	Ap	0	30	< BG ¹	0,0680	< BG ¹	< BG ¹	< BG ¹
Marxheim_6	10.06.2009	Main-Taunus-Kreis	Ap	0	30	0,0010	0,1610	< BG ¹	< BG ¹	0,0020

Profilbezeichnung	Datum	Landkreis	Horizont	Obere Entnahmetiefe [cm]	Untere Entnahmetiefe [cm]	PCB ₆ [mg/kg TS]	PAK ₁₆ [mg/kg TS]	HCB [mg/kg TS]	γ-HCH [mg/kg TS]	ΣDDT ₄ [mg/kg TS]
Eibenberg_1	15.09.2010	Landkreis Kassel	rAp	0	20	< BG ²	0,2670	< BG ²	< BG ²	< BG ²
Eibenberg_2	15.09.2010	Landkreis Kassel	Ah	0	10	< BG ²	< BG ³	< BG ²	< BG ²	< BG ²
Eibenberg_3	15.09.2010	Landkreis Kassel	Ah-rAp	0	15	< BG ²	< BG ³	< BG ²	< BG ²	< BG ²
Wolfhagen_1	20.09.2010	Landkreis Kassel	Ah-rAp	0	20	< BG ²	0,4030	< BG ²	< BG ²	< BG ²
Wolfhagen_2	20.09.2010	Landkreis Kassel	Ah	0	10	< BG ²	0,0956	< BG ²	< BG ²	< BG ²
Wolfhagen_3	20.09.2010	Landkreis Kassel	Ah-rAp	0	20	< BG ²	0,0638	< BG ²	< BG ²	< BG ²
Dalwigkthal_1	10.11.2010	Landkreis Waldeck-Franckenberg	Ah-Bv	0	20	< BG ²	3,4700	< BG ²	< BG ²	< BG ²
Dalwigkthal_2	10.11.2010	Lahn-Dill-Kreis	rAp	0	20	< BG ²	< BG ³	< BG ²	< BG ²	< BG ²
Dalwigkthal_3	10.11.2010	Hochsauerlandkreis (NRW)	Ah	0	10	< BG ²	< BG ³	< BG ²	< BG ²	< BG ²
Nieder-Werbe_1	09.11.2010	Landkreis Waldeck-Franckenberg	Ah-rAp	0	25	< BG ²	< BG ³	< BG ²	< BG ²	< BG ²
Nieder-Werbe_2	11.11.2010	Landkreis Waldeck-Franckenberg	Ah	0	10	< BG ²	2,5000	< BG ²	< BG ²	< BG ²
Nieder-Werbe_3	11.11.2010	Landkreis Waldeck-Franckenberg	Ah	0	10	< BG ²	0,4320	< BG ²	< BG ²	0,0150
Frankenberg_1	12.11.2010	Lahn-Dill-Kreis	Ah	0	10	< BG ²	1,8400	< BG ²	< BG ²	< BG ²
Frankenberg_2	12.11.2010	Landkreis Waldeck-Franckenberg	rAp	0	30	< BG ²	1,2900	< BG ²	< BG ²	< BG ²
Frankenberg_3	12.11.2010	Landkreis Waldeck-Franckenberg	rAp	0	25	< BG ²	2,4500	< BG ²	< BG ²	< BG ²
Korbach_1	22.02.2011	Landkreis Waldeck-Franckenberg	Ah-rAp	0	25	< BG ²	0,0932	< BG ²	< BG ²	< BG ²
Korbach_2	22.02.2011	Landkreis Waldeck-Franckenberg	Ah-rAp	0	20	< BG ²	0,0758	< BG ²	< BG ²	< BG ²
Korbach_3	22.02.2011	Landkreis Waldeck-Franckenberg	Ah-rAp	0	15	< BG ²	0,1840	< BG ²	< BG ²	< BG ²
Korbach_4	22.02.2011	Landkreis Waldeck-Franckenberg	Ah-rAp	0	20	< BG ²	1,7800	< BG ²	< BG ²	< BG ²
Korbach_5	22.02.2011	Landkreis Waldeck-Franckenberg	Ah	0	10	< BG ²	< BG ³	< BG ²	< BG ²	< BG ²
Ehringen_1	02.03.2011	Landkreis Waldeck-Franckenberg	Ah	0	10	< BG ²	0,5310	< BG ²	< BG ²	< BG ²
Ehringen_2	02.03.2011	Landkreis Waldeck-Franckenberg	Ah-rAp	0	20	< BG ²	0,1580	< BG ²	< BG ²	< BG ²
Ehringen_3	02.03.2011	Landkreis Waldeck-Franckenberg	Ah	0	15	< BG ²	0,4240	< BG ²	< BG ²	0,0060

Persistente organische Schadstoffe in landwirtschaftlich genutzten Böden Hessens

Profilbezeichnung	Datum	Landkreis	Horizont	Obere Entnahmetiefe [cm]	Untere Entnahmetiefe [cm]	PCB ₆ [mg/kg TS]	PAK ₁₆ [mg/kg TS]	HCB [mg/kg TS]	γ-HCH [mg/kg TS]	ΣDDT ₄ [mg/kg TS]
Freudenthal_1	13.04.2011	Werra-Meißner-Kreis	Ah-rAp	0	25	< BG ²	< BG ³	< BG ²	< BG ²	< BG ²
Freudenthal_2	13.04.2011	Werra-Meißner-Kreis	Ah	0	5	< BG ²	1,5000	< BG ²	< BG ²	< BG ²
Freudenthal_3	13.04.2011	Werra-Meißner-Kreis	aAh	0	10	< BG ²	1,3700	< BG ²	< BG ²	< BG ²
Heringen_1	20.04.2011	Landkreis Hersfeld-Rotenburg	Ah-rAp	0	20	< BG ²	1,5500	< BG ²	< BG ²	< BG ²
Heringen_2	20.04.2011	Landkreis Hersfeld-Rotenburg	Ah-rAp	0	20	< BG ²	2,8700	< BG ²	< BG ²	< BG ²
Heringen_3	20.04.2011	Landkreis Hersfeld-Rotenburg	Ah-rAp	0	30	< BG ²	0,2510	< BG ²	< BG ²	< BG ²
Heringen_4	11.05.2011	Landkreis Hersfeld-Rotenburg	Ah	0	10	< BG ²	< BG ³	< BG ²	< BG ²	< BG ²
Heringen_5	11.05.2011	Landkreis Hersfeld-Rotenburg	Ah-rAp	0	15	< BG ²	< BG ³	< BG ²	< BG ²	< BG ²
Heringen_6	11.05.2011	Landkreis Hersfeld-Rotenburg	Ah-rAp	0	15	< BG ²	1,1300	< BG ²	< BG ²	< BG ²
Harmrode_1	10.05.2011	Landkreis Hersfeld-Rotenburg	Ah-rAp	0	25	< BG ²	0,8960	< BG ²	< BG ²	< BG ²
Harmrode_2	20.04.2011	Landkreis Hersfeld-Rotenburg	Ah-rAp	0	20	< BG ²	0,4070	< BG ²	< BG ²	< BG ²
Harmrode_3	21.04.2011	Landkreis Hersfeld-Rotenburg	Ah-rAp	0	15	< BG ²	0,1630	< BG ²	< BG ²	< BG ²
Landershausen_1	11.05.2011	Landkreis Hersfeld-Rotenburg	Ah-rAp	0	25	< BG ²	< BG ³	0,0050	< BG ²	< BG ²
Landershausen_2	11.05.2011	Landkreis Hersfeld-Rotenburg	Ah-rAp	0	15	< BG ²	< BG ³	< BG ²	< BG ²	< BG ²
Landershausen_3	11.05.2011	Landkreis Hersfeld-Rotenburg	Ah-rAp	0	25	< BG ²	< BG ³	< BG ²	< BG ²	< BG ²
Unter-Seiberttrodt_1	25.05.2011	Vogelsbergkreis	Ah-rAp	0	20	< BG ²	0,0318	< BG ²	< BG ²	< BG ²
Unter-Seiberttrodt_2	25.05.2011	Vogelsbergkreis	GoAh	0	15	< BG ²	3,8200	0,0050	< BG ²	< BG ²
Unter-Seiberttrodt_3	25.05.2011	Vogelsbergkreis	Ah-rAp	0	15	< BG ²	< BG ³	< BG ²	< BG ²	< BG ²
Busenborn_1	25.05.2011	Vogelsbergkreis	Ah	0	10	< BG ²	0,0449	< BG ²	< BG ²	< BG ²
Busenborn_2	25.05.2011	Vogelsbergkreis	Ah	0	10	< BG ²	< BG ³	< BG ²	< BG ²	< BG ²
Busenborn_3	25.05.2011	Vogelsbergkreis	Ah-rAp	0	15	< BG ²	0,0562	< BG ²	< BG ²	< BG ²

Profilbezeichnung	Datum	Landkreis	Horizont	Obere Entnahmetiefe [cm]	Untere Entnahmetiefe [cm]	PCB ₆ [mg/kg TS]	PAK _{1,6} [mg/kg TS]	HCB [mg/kg TS]	γ-HCH [mg/kg TS]	ΣDDT ⁴ [mg/kg TS]
Ober-Breitenbach_1	20.06.2011	Vogelsbergkreis	Ah-rAp	0	20	< BG ²	< BG ³	< BG ²	< BG ²	< BG ²
Ober-Breitenbach_2	20.06.2011	Vogelsbergkreis	Ah-rAp	0	15	< BG ²	< BG ³	< BG ²	< BG ²	< BG ²
Ober-Breitenbach_3	20.06.2011	Vogelsbergkreis	Ah-rAp	0	20	< BG ²	0,4220	< BG ²	< BG ²	< BG ²
Wolfenborn_1	19.07.2011	Wetteraukreis	Ah	0	10	< BG ²	< BG ³	< BG ²	< BG ²	< BG ²
Wolfenborn_2	20.07.2011	Wetteraukreis	Ah	0	15	< BG ²	< BG ³	< BG ²	< BG ²	< BG ²
Wolfenborn_3	19.07.2011	Wetteraukreis	Ah	0	15	< BG ²	< BG ³	< BG ²	< BG ²	< BG ²
Bad Endbach_1	18.08.2011	Landkreis Marburg-Biedenkopf	Ah-rAp	0	25	< BG ²	< BG ³	0,0060	< BG ²	< BG ²
Bad Endbach_2	18.08.2011	Landkreis Marburg-Biedenkopf	Ah	0	15	< BG ²	0,0306	< BG ²	< BG ²	< BG ²
Bad Endbach_3	18.08.2011	Landkreis Marburg-Biedenkopf	Ah	0	15	< BG ²	0,1220	< BG ²	< BG ²	< BG ²
Lützellinden_1	23.08.2011	Landkreis Gießen	Ah-rAp	0	20	< BG ²	0,3160	< BG ²	< BG ²	< BG ²
Lützellinden_2	23.08.2011	Landkreis Gießen	Ah-rAp	0	25	< BG ²	0,4280	< BG ²	< BG ²	< BG ²
Lützellinden_3	23.08.2011	Landkreis Gießen	Ah	0	10	< BG ²	0,0816	< BG ²	< BG ²	< BG ²
Geinsheim_1	24.08.2011	Landkreis Groß-Gerau	Ah	0	35	< BG ²	4,8500	< BG ²	< BG ²	< BG ²
Geinsheim_2	24.08.2011	Landkreis Groß-Gerau	Ah	0	40	< BG ²	1,3000	< BG ²	< BG ²	< BG ²
Geinsheim_3	24.08.2011	Landkreis Groß-Gerau	Ah	0	25	0,0205	6,2500	0,0070	< BG ²	< BG ²
Niedernhausen_1	26.08.2011	Landkreis Darmstadt-Dieburg	Ah	0	5	< BG ²	0,0204	< BG ²	0,020	< BG ²
Niedernhausen_2	26.08.2011	Landkreis Darmstadt-Dieburg	Ah-rAp	0	35	< BG ²	0,2510	< BG ²	0,019	< BG ²
Niedernhausen_3	26.08.2011	Landkreis Darmstadt-Dieburg	Ah-rAp	0	30	0,0426	0,0608	< BG ²	0,014	< BG ²
Seeheim-Jugenheim_1	26.08.2011	Landkreis Darmstadt-Dieburg	Ah-rAp	0	30	< BG ²	0,0703	< BG ²	< BG ²	< BG ²
Seeheim-Jugenheim_2	26.08.2011	Landkreis Darmstadt-Dieburg	Ah-rAp	0	20	< BG ²	0,2780	< BG ²	< BG ²	< BG ²
Seeheim-Jugenheim_3	26.08.2011	Landkreis Darmstadt-Dieburg	Ah-rAp	0	30	< BG ²	0,0203	< BG ²	< BG ²	< BG ²
Erlenbach_1	01.09.2011	Landkreis Bergstraße	Ah	0	15	< BG ²	0,6980	< BG ²	0,130	< BG ²
Erlenbach_2	01.09.2011	Landkreis Bergstraße	Ah-rAp	0	20	< BG ²	0,0605	< BG ²	0,018	< BG ²
Erlenbach_3	01.09.2011	Landkreis Bergstraße	Ah-rAp	0	20	< BG ²	3,7300	< BG ²	0,200	< BG ²

BG¹ = 0,001 mg/kg TM, BG² = 0,005 mg/kg TM, BG³ = 0,01 mg/kg TM, ΣDDT⁴ = p,p'DDT+o,p'DDT+p,p'DDE+o,p'DDE+p,p'DDD+o,p'DDD

Anhang 4: Analysierte PCDD/F- und dl-PCB-Einzelparameter mit Bestimmungsgrenzen.

Parameter	Bestimmungsgrenze [ng/kg TM]
PCDD/F	
2,3,7,8-TCDD	0,03
1,2,3,7,8-PeCDD	0,04
1,2,3,4,7,8-HxCDD	0,08
1,2,3,6,7,8-HxCDD	0,08
1,2,3,7,8,9-HxCDD	0,08
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	0,13
OCDD	0,50
2,3,7,8-TCDF	0,05
1,2,3,7,8-PeCDF	0,04
2,3,4,7,8-PeCDF	0,04
1,2,3,4,7,8-HxCDF	0,08
1,2,3,6,7,8-HxCDF	0,08
2,3,4,6,7,8-HxCDF	0,08
1,2,3,7,8,9-HxCDF	0,08
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	0,13
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	0,13
OCDF	0,50
dl-PCB	
PCB 77	2,5
PCB 81	1,25
PCB 126	0,63
PCB 169	1,25
PCB 105	12,5
PCB 114	2,5
PCB 118	25
PCB 123	2,5
PCB 156	2,5
PCB 157	2,5
PCB 167	2,5
PCB 189	2,5

Anhang 5: Analysierte PCB₆-, PAK- und CKW-Einzelparameter mit Bestimmungsgrenzen der verwendeten Labormethoden.

PCB ₆	Bestimmungsgrenze [mg/kg TM]	
	DIN ISO 10382	VDLUFA (1996)
PCB 28	0,005	0,001
PCB 52	0,005	0,001
PCB 101	0,005	0,001
PCB 138	0,005	0,001
PCB 153	0,005	0,001
PCB 180	0,005	0,001
PAK	LUA NRW (1994)	DIN ISO 13877
Naphthalin	0,01	0,005
Acenaphthylen	0,01	0,005
Acenaphthen	0,01	0,005
Fluoren	0,01	0,005
Phenanthren	0,01	0,005
Anthracen	0,01	0,005
Fluoranthren	0,01	0,005
Pyren	0,01	0,005
Benzo(a)anthracen	0,01	0,005
Chrysen	0,01	0,005
Benzo(b)fluoranthren	0,01	0,005
Benzo(k)fluoranthren	0,01	0,005
Benzo(a)pyren	0,01	0,005
Dibenzo(ah)anthracen	0,01	0,005
Benzo(ghi)perylen	0,01	0,005
Indeno(123-cd)pyren	0,01	0,005
CKW	DIN ISO 10382	VDLUFA (1996)
Aldrin	0,005	0,001
Dieldrin	0,005	0,001
Endrin	0,005	0,001
p,p'-DDD	0,005	0,001
o,p'-DDE	0,005	0,001
p,p'-DDE	0,005	0,001
o,p'-DDT	0,005	0,001
p,p'-DDT	0,005	0,001
Hexachlorbenzol	0,005	0,001
α-HCH	0,005	0,001
β-HCH	0,005	0,001
γ-HCH	0,005	0,001
δ-HCH	0,005	0,001
ε-HCH	0,005	0,001
Heptachlor	0,005	0,001

Anhang 6: Überschreitungen der Hintergrund- und Vorsorgewerte der BBodSchV.

Profilbezeichnung	PCDD/F	dl-PCB	PCB ₆	Benzo(a)-pyren	PAK ₁₆	HCB	DDT	γ-HCH
Nieder-Gemünden_1								
Nieder-Gemünden_2								
Nieder-Gemünden_3								
Nieder-Gemünden_4						Orange		
Nieder-Gemünden_5							Orange	
Bremthal_1								
Bremthal_2								
Bremthal_3								
Bremthal_4								
Bremthal_5								
Ruppertshain_1								
Ruppertshain_2								
Ruppertshain_3								
Ruppertshain_4								
Altenhain_1	Orange	Orange		Rot	Rot			
Altenhain_2				Orange	Rot			
Altenhain_3	Orange	Orange		Rot	Rot			
Altenhain_4								
Altenhain_5								
Flörsheim_1							Orange	
Flörsheim_2			Orange					
Flörsheim_3	Orange	Orange		Rot	Rot		Orange	
Marxheim_1								
Marxheim_2								
Marxheim_3								
Marxheim_4								
Marxheim_5								
Marxheim_6								
Elbenberg_1								
Elbenberg_2								
Elbenberg_3								
Wolfhagen_1								
Wolfhagen_2								
Wolfhagen_3								
Dalwigksthäl_1								
Dalwigksthäl_2								
Dalwigksthäl_3								
Nieder-Werbe_1								
Nieder-Werbe_2								
Nieder-Werbe_3							Orange	
Frankenberg_1								
Frankenberg_2								
Frankenberg_3								

Profilbezeichnung	PCDD/F	dI-PCB	PCB ₆	Benzo(a)-pyren	PAK ₁₆	HCB	DDT	γ-HCH
Korbach_1								
Korbach_2								
Korbach_3								
Korbach_4								
Korbach_5								
Ehringen_1								
Ehringen_2								
Ehringen_3							■	
Freudenthal_1								
Freudenthal_2								
Freudenthal_3	■							
Heringen_1								
Heringen_2	■	■		■	■			
Heringen_3								
Heringen_4								
Heringen_5								
Heringen_6								
Harnrode_1								
Harnrode_2								
Harnrode_3								
Landershausen_1								
Landershausen_2								
Landershausen_3								
Unter-Seibertenrod_1								
Unter-Seibertenrod_2		■		■	■			
Unter-Seibertenrod_3								
Busenborn_1								
Busenborn_2								
Busenborn_3								
Ober-Breidenbach_1								
Ober-Breidenbach_2								
Ober-Breidenbach_3								
Wolferborn_1								
Wolferborn_2								
Wolferborn_3								
Bad Endbach_1								
Bad Endbach_2								
Bad Endbach_3								
Lützellinden_1								
Lützellinden_2								
Lützellinden_3								
Geinsheim_1	■	■		■	■			
Geinsheim_2								
Geinsheim_3	■	■		■	■			

Persistente organische Schadstoffe in landwirtschaftlich genutzten Böden Hessens

Profilbezeichnung	PCDD/F	dI-PCB	PCB ₆	Benzo(a)-pyren	PAK ₁₆	HCB	DDT	γ-HCH
Niedernhausen_1								
Niedernhausen_2								
Niedernhausen_3								
Seeheim-Jugenheim_1								
Seeheim-Jugenheim_2								
Seeheim-Jugenheim_3								
Erlenbach_1								
Erlenbach_2								
Erlenbach_3								

 Überschreitung der Vorsorgewerte (BBodSchV)

 Überschreitung der hessischen Hintergrundwerte (90.P., Tab.7)

