

Organische Schadstoffe in den Oberböden Sachsens



Hintergrundwerte und Verteilung von organischen Schadstoffen in den Oberböden des Freistaates Sachsen

Dipl.-Min. Kati Kardel; Dr. Ingo Müller

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung und Zielsetzung	8
2	Untersuchungen und Datenbasis	11
2.1	Datenvorbereitung	12
2.2	Datenauswahl und -ausschluss	13
2.3	Ableitung der Hintergrundwerte	16
3	Stoffgehalte in den Oberböden Sachsens	21
3.1	PAK ₁₆ und B(a)P	21
3.2	ΣDDX	30
3.3	PCB ₆	32
3.4	Lindan (g-HCH) und ΣHCH	33
3.5	HCB	34
3.6	PCDD/F.....	34
3.7	dl-PCB.....	40
4	Zusammenfassende Bewertung und Vergleich	45
	Literaturverzeichnis	48
	Anhang	50

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Schematische Darstellung zur Ableitung der Hintergrundbelastung von Böden	8
Abbildung 2: Verteilung der 583 Standorte mit Untersuchungen auf alle betrachteten organischen Schadstoffe.....	17
Abbildung 3: Verteilung der 794 Standorte mit Untersuchungen auf alle organischen Schadstoffe außer PCDD/F und dl-PCB.....	18
Abbildung 4: Verteilung der 2167 Standorte mit Untersuchungen auf PAK ₁₆ inkl. B(a)P.....	18
Abbildung 5: PAK ₁₆ in den Siedlungsgrünflächen (n=201; ohne Extremwerte) in Abhängigkeit vom Siedlungsstrukturtyp und Humusgehalt; Vorsorgewert der BBodSchV in Grün	21
Abbildung 6: Interpolierte PAK ₁₆ -Gehalte in den Oberböden Sachsens.....	22
Abbildung 7: PAK ₁₆ -Gehalte in den Oberböden der Flussauen (n=271)	23
Abbildung 8: B(a)P in den Nutzungs- und Siedlungsstrukturtypen (n=1483; ohne Extremwerte)	24
Abbildung 9: B(a)P in den Siedlungsgrünflächen (n=204; ohne Extremwerte) in Abhängigkeit vom Humusgehalt und Siedlungsstrukturtyp; Vorsorgewert in Grün , Prüfwerte für Kinderspielflächen in Gelb und Wohngebiete in Rot (BBodSchV 2021)	25
Abbildung 10: Interpolierte B(a)P-Gehalte in den Oberböden Sachsens	26
Abbildung 11: PAK-Muster (normiert auf 100%; n=2592; ohne Extremwerte) in den Nutzungs- und Siedlungsstrukturtypen	27
Abbildung 12: PAK-Muster (normiert auf 100%; n=521; ohne Extremwerte) im Forst in Abhängigkeit vom Humusgehalt und Siedlungsstrukturtyp	27
Abbildung 13: LMW- und HMW-PAK (P50; n=756; ohne Extremwerte) im Forst in Abhängigkeit vom Humusgehalt und Siedlungsstrukturtyp.....	28
Abbildung 14: LMW- und HMW-PAK (P50; n=3505; ohne Extremwerte) in den Nutzungs- und Siedlungsstrukturtypen	29
Abbildung 15: Σ DDX (n=269; ohne Ausreißer und Extremwerte) in den Nutzungs- und Siedlungsstrukturtypen.....	30
Abbildung 16: DDX-Muster (P50; n=423; ohne Extremwerte) in den Nutzungs- und Siedlungsstrukturtypen.....	31
Abbildung 17: DDX-Muster (normiert auf 100 %; n=570; ohne Extremwerte) in den Nutzungs- und Siedlungsstrukturtypen	31
Abbildung 18: PCB-Muster (P90; n=454; ohne Extremwerte) in den Nutzungs- und Siedlungsstrukturtypen.....	32
Abbildung 19: PCB-Muster (normiert auf 100%; n=454; ohne Extremwerte) in den Nutzungs- und Siedlungsstrukturtypen	33
Abbildung 20: HCB (n=288; ohne Extremwerte) in den Nutzungs- und Siedlungsstrukturtypen.....	34
Abbildung 21: Werteverteilung der PCDD/F-TEQ-Summen nach WHO 2005 (n=553; ohne Ausreißer und Extremwerte); gegliedert nach Nutzung und Siedlungsstrukturtyp	35
Abbildung 22: Anteil der Homologen an der PCDD/F-Konzentrationssumme in den Oberböden (n=583)	36
Abbildung 23: Anteil der PCDD/F-Homologen an ihrer TEQ-Summe nach WHO (2005).....	37
Abbildung 24: Anteile der Homologen an der PCDD/F-Konzentrationssumme (Mittelwert mit Standardabweichung), gegliedert nach Nutzung	37
Abbildung 25: Konzentrationssumme (links) und TEQ-Summe nach WHO 2005 (rechts) der PCDD/F in Forstböden, gegliedert nach Humusstufe (KA5); n=110; ohne Ausreißer und Extremwerte	38

Abbildung 26: Konzentrationssumme (links) und TEQ-Summe nach WHO 2005 (rechts) der PCDD/F in Ackerböden, gegliedert nach Humusstufe (KA5); n=175; ohne Ausreißer und Extremwerte	39
Abbildung 27: Anteile der Homologen an der PCDD/F-Konzentrationssumme (Mittelwert mit Standardabweichung), gegliedert nach Humusstufe; n=572, ohne Böden mit Humusgehalten unter h2 bzw. über h5 aufgrund der geringen Fallzahlen	39
Abbildung 28: Anteile der Homologen an der PCDD/F-Konzentrationssumme (Mittelwert mit Standardabweichung), gegliedert nach Jahresmitteltemperatur; n=583	40
Abbildung 29: Werteverteilung der dl-PCB-TEQ-Summen nach WHO 2005 (n=558; ohne Ausreißer und Extremwerte)	41
Abbildung 30: Anteil der einzelnen Kongenere an der dl-PCB-Konzentrationssumme in den Oberböden (n=583)	42
Abbildung 31: Anteil der einzelnen dl-PCB-Kongenere an ihrer TEQ-Summe nach WHO (2005); n=583	42
Abbildung 32: Anteile der einzelnen Kongenere an der dl-PCB-Konzentrationssumme (Mittelwert mit Standardabweichung), gegliedert nach Nutzung	43
Abbildung 33: Konzentrationssumme (links) und TEQ-Summe nach WHO 2005 (rechts) der dl-PCB in Ackerböden, gegliedert nach Humusstufe (KA5); n=191, ohne Ausreißer und Extremwerte	44
Abbildung 34: Konzentrationssumme (links) und TEQ-Summe nach WHO 2005 (rechts) der dl-PCB in Forstböden, gegliedert nach Humusstufe (KA5); n=110, ohne Ausreißer und Extremwerte	44
Abbildung 35: Anteil von PCDD/F sowie dl-PCB an der gemeinsamen TEQ-Summe nach WHO2005, n=583	45

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Bestimmungsgrenzen in µg/kg TS der Analytik für organische Schadstoffe (außer PCDD/F und dl-PCB) in den Projekten	13
Tabelle 2: Bestimmungsgrenzen (BG in ng/kg TS) der Analytik von PCDD/F und dl-PCB und Anteil der untersuchten Proben mit Messwerten unterhalb der BG	14
Tabelle 3: Prozentualer Anteil von Proben mit Messwerten unterhalb der Bestimmungsgrenze (in %) in den Datenkollektiven	15
Tabelle 4: Anzahl der Standorte in den Nutzungs- und Siedlungsstrukturtypen (n für HCH, HCB, DDX, PCB / (n für PAK) / n für PCDD/F+dl-PCB)	19

Abkürzungsverzeichnis¹

A	Acker
AG	Arbeitsgruppe
B(a)P	Benzo(a)pyren
BBodSchV	Bundes- Bodenschutz- und Altlastenverordnung
BfUL	Staatliche Betriebsgesellschaft für Umwelt und Landwirtschaft
BG	Bestimmungsgrenze
BZE	Bodenzustandserhebung
C _{org}	Organischer Kohlenstoffgehalt im Boden
DDD	Dichlordiphenyldichlorethan
DDE	Dichlordiphenyldichlorethen
DDT	Dichlordiphenyltrichlorethan
DDX	DDT und Metabolite (DDD, DDE)
DIN	Deutsches Institut für Normung e.V.
dl-PCB	dioxinähnliche polychlorierte Biphenyle
F	Forst
FIS	Fachinformationssystem
G	Grünland
h	Humusstufe nach KA5 (h1 bis h7)
HCB	Hexachlorbenzol
HCH	Hexachlorcyclohexan
g-HCH	gamma-HCH (Lindan)
HGW	Hintergrundwerte
HMW	hochmolekular (high molecular weight)
HpCDD	Heptachlorierte Dibenzodioxine
HpCDF	Heptachlorierte Dibenzofurane
HxCDD	Hexachlorierte Dibenzodioxine
HxDCF	Hexachlorierte Dibenzofurane
KA 5	Bodenkundliche Kartieranleitung 5. Auflage
LABO	Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz
LEP	Landesentwicklungsplan
LfULG	Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie

¹ Gängige Einheiten und allgemein bekannte Abkürzungen werden nicht erklärt.

LMW	niedermolekular (low molecular weight)
LR	Ländlicher Raum (Siedlungsstrukturtyp nach LEP 2013)
n	Anzahl/Stichprobenumfang
OCDD	Octachlorierte Dibenzodioxine
OCDF	Octachlorierte Dibenzofurane
P10	10. Perzentil
P50	50. Perzentil
P75	75. Perzentil
P90	90. Perzentil
PAK	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe
PAK ₁₆	Summe der 16 polyzyklischen aromatische Kohlenwasserstoffe nach EPA
PCB(Nr.)	Polychlorierte Biphenyle mit nachstehender Ballschmider-Zahl als Nummer für jedes Kongener
PCB ₆	Summe von sechs polychlorierten Biphenyle als Indikator (Nr. 28, 52, 101, 138, 153, 180)
PCDD/F	Polychlorierte Dibenzodioxine/-furane
PeCDD	pentachlorierte Dibenzodioxine
PeCDF	pentachlorierte Dibenzofurane
SG	Siedlungsgrünfläche
SMR	Sächsisches Staatsministerium für Regionalentwicklung
TCDD	Tetrachlorierte Dibenzodioxine
TCDF	Tetrachlorierte Dibenzofurane
TEQ	Toxizitätsäquivalent
TM	Trockenmasse
UBA	Umweltbundesamt
VBLR	Verdichtete Bereiche im Ländlichen Raum (nach LEP 2013)
VR	Verdichtungsraum als Siedlungsstrukturtyp (nach LEP 2013)

Kurzbezeichnung für Teilkollektive der Daten in Abbildungen und Tabellen

<u>Nutzung</u>	<u>Siedlungsstrukturtyp</u>	<u>Humusstufe</u>
A Acker	1 ländlicher Raum	h1 bis h7 (nach KA5)
G Grünland	2 verdichtete Bereiche im ländl. Raum	
F Forst	3 Verdichtungsraum	
SG Siedlungsgrün		

Beispiel:

A1h3 Ackerflächen im ländlichen Raum mit der Humusstufe 3 (2 bis 4% Humus)

1 Einleitung und Zielsetzung

Organische Schadstoffe gelangen in der Regel durch menschliche Aktivitäten in die Umwelt, sei es im Rahmen ihrer Verwendung, durch unbeabsichtigte Freisetzung, bei Produktions- und Verbrennungsprozessen oder Havarien und Unfällen (POTRYKUS ET AL. 2017). Sie erreichen über die Atmosphäre auch weit entfernte Gebiete. Gebunden an Staub oder Niederschläge gelangen diese Schadstoffe in den Boden. Dieser bildet dabei zumeist ein ökologisches Rückhaltesystem, weil diese Stoffe an die Bodenmatrix, zumeist an Humus, gebunden werden. Manche Schadstoffe werden in der Umwelt rasch abgebaut, bei anderen findet dieser Abbau kaum oder nur sehr langsam statt. Diese persistenten organischen Schadstoffe reichern sich durch die Einträge an und bleiben selbst bei Beendigung der Produktion und Freisetzung über extrem lange Zeiträume im Boden (UBA 2015). Durch fortgesetzte Einträge können durch diese Anreicherung wertvolle Bodenfunktionen geschädigt werden. Bei überlasteter Filter- und Pufferfunktion gegenüber Schadstoffen können diese nicht mehr zurückgehalten und ggf. in Gewässer gelangen oder in Ernteprodukte übergehen (CHIAIA-HERNANDEZ ET AL. 2020).

Im Rahmen der Umweltbeobachtung werden auch in Sachsen das Vorkommen und die Verteilung persistenter organischer Schadstoffe in den Böden untersucht, um die typische Belastungssituation (Abbildung 1) zu charakterisieren, welche letztlich in die Ableitung von Hintergrundwerten mündet.

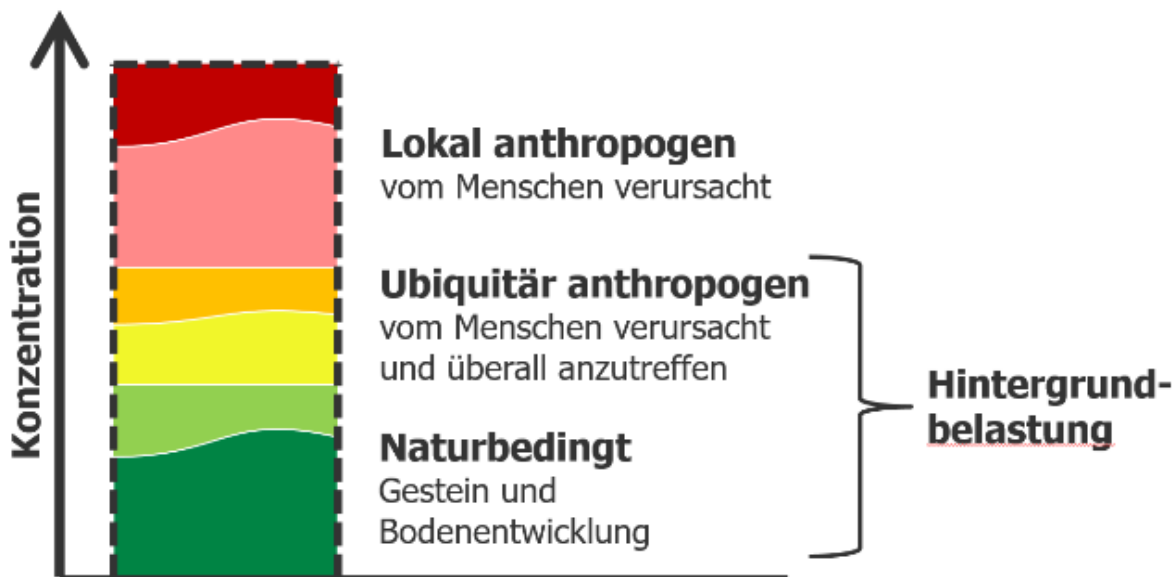


Abbildung 1: Schematische Darstellung zur Ableitung der Hintergrundbelastung von Böden

Hintergrundwerte sind repräsentative, statistisch abgeleitete Werte für allgemein verbreitete Hintergrundgehalte eines Stoffes oder einer Stoffgruppe in Böden. Als wesentlichen Einflussgrößen auf die Stoffkonzentrationen organischer Stoffe in Oberböden sind die unterschiedlichen Bodennutzungen und die Siedlungsdichte bekannt (LABO 2017). Aber auch weitere Faktoren, wie der Humusgehalt der Böden oder klimatische Parameter können einen Einfluss auf Kennzahlen zur Charakterisierung typischer Gehalte ausüben.

Aus der Vielzahl der organischen Schadstoffe wurde nur eine kleine Gruppe für die Untersuchungen ausgewählt. Die Kriterien zur Auswahl bestanden im erwarteten Vorkommen, der chemisch-analytischen Bestimmbarkeit und der Relevanz, z.B. im Hinblick auf rechtliche Regelungen. Für folgende Umweltschadstoffe und ehemalige Pflanzenschutzmittel finden sich in diesem Bericht Auswertungen zu typischen Konzentrationen im Boden:

- PAK₁₆ (polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe) umfasst die Summe der von der US-EPA definierten Gruppe von 16 Einzelverbindungen inklusive der besonders relevanten Verbindung Benzo(a)pyren (B(a)P), die als Leit- oder Stellvertretersubstanz in diesem Bericht separat betrachtet wird.
- DDX umfasst die Summe aus DDT (Dichlordiphenyltrichlorethan), sowie seinen Isomeren und Abbauprodukten.
- PCB₆ (polychlorierte Biphenyle) umfasst die Summe aus sechs Indikator PCB (PCB 28, PCB 52, PCB 101, PCB 138, PCB 153 und PCB 180).
- HCH (Hexachlorcyclohexan) umfasst seinen Vertreter *g*-HCH, bekannt als Lindan, und die Summe seiner Isomere.
- HCB (Hexachlorbenzol) ist ein zumeist als Pflanzenschutzmittel verwendeter Wirkstoff.
- PCDD/F (polychlorierte Dibenzodioxine und -Furane) umfasst die Untersuchung von 7 PCDD und 10 PCDF mit besonderer toxikologischer Relevanz und die Summenbildung nach WHO (2005) bzw. NATO/CCMS (1988).
- dl-PCB (dioxin-ähnliche polychlorierte Biphenyle) umfasst eine Gruppe von 12 PCB, die mit den PCDD/F vergleichbare Strukturen und Stoffeigenschaften aufweisen und die nach WHO (2005) ebenfalls in einer toxikologischen Wirksumme beschrieben werden können.

Kurze Beschreibung der untersuchten Stoffe und Stoffgruppen

PAK bestehen aus kondensierten Benzolringen; sie entstehen bei unvollständiger Verbrennung von organischem Material (Kohle, Heizöl, Kraftstoffe, Holz) und liegen in der Atmosphäre partikelgebunden vor. Sie werden in die Böden über Trocken- und Nassdeposition eingebracht, auf landwirtschaftlichen Flächen sind zusätzlich Einträge über Klärschlamm und Kompost möglich (UBA 2020). PAK, insbesondere die Leitsubstanz B(a)P, sind toxikologisch relevant, einige gelten als krebserregend.

DDT ist ein Insektizid, das von Anfang der 1940er bis in die 1980er Jahre als Kontakt- und Fraßgift in der Land- und Forstwirtschaft eingesetzt wurde. Das technisch hergestellte DDT besteht aus einem Gemisch aus hauptsächlich zwei Isomeren, dem *p,p*-DDT (65-80 %) und dem *o,p*-DDT (15-21 %). In die Summenbildung für den Parameter DDX wurden auch die zugehörigen Abbauprodukte DDD (Dichlordiphenyldichlorethan) und DDE (Dichlordiphenyldichlorethen) mit einbezogen. Die in der Gruppe der DDX zusammengefassten Verbindungen sind in der Umwelt sehr persistent und lipophil, reichern sich in der Nahrungskette an und wirken stark ökotoxisch. Im Boden adsorbieren sie stark an organische Bodenbestandteile sowie Tonminerale und können durch Bodenabschwemmungen in Gewässer gelangen (UBA 2020).

Polychlorierte Biphenyle bezeichnet eine Gruppe von insgesamt 209 chlorierten Kohlenwasserstoffverbindungen. PCB sind starke Umweltgifte, die wegen ihrer ehemaligen breiten Anwendung und hohen Persistenz ubiquitär in Böden und Gewässern vorkommen und in der Atmosphäre über weite Entfernungen transportiert werden. Aus Praktikabilitätsgründen beschränkt man sich bei der Bestimmung von PCB meist auf sechs sogenannte Indikator-Kongenere (PCB 28, PCB 52, PCB 101, PCB 138, PCB 153, PCB 180), die anhand toxikologischer Aspekte ausgewählt wurden (UBA 2020).

Bei der Synthese von HCH entsteht ein Gemisch („technisches HCH“), das sich aus fünf Isomeren zusammensetzt. Der Zielstoff Lindan (g-HCH) wurde in der Vergangenheit neben DDT als Kontakt- und Fraßgift in der Land- und Forstwirtschaft, sowie als Holzschutzmittel eingesetzt (UBA 2020). Lindan gilt als toxikologisch relevant und krebserregend.

HCB ist ein Fungizid, das hauptsächlich als Beizmittel für Saatgut und als Holzschutzmittel verwendet wurde und seit den 80er Jahren in Deutschland verboten ist (UBA 2020). Der Stoff wurde aber auch als Weichmacher, chemischer Stabilisator und als flammhemmender Zusatz verwendet.

PCDD/F entstehen zumeist ungewollt bei thermischen Prozessen mit organischem Kohlenstoff in Anwesenheit von Chlor und als unerwünschte Begleitstoffe der Chlorchemie. Sie gelten als eine der gefährlichsten Umweltchemikalien von hoher toxikologischer Relevanz. Da nicht alle der üblicherweise untersuchten 17 PCDD/F gleichermaßen toxisch wirken, hat sich für die Summenbildung die Verwendung von toxikologischen Vergleichsfaktoren etabliert: die toxischste Verbindung erhält den Faktor 1, die übrigen Verbindungen je nach ihrer Wirkung geringer Faktoren. Zwei der Faktorenkonzepte sind etabliert, zum einen nach WHO (2005) und zum anderen nach NATO/CCMS (1988). Diese Konzepte unterscheiden sich geringfügig in der toxikologischen Beurteilung einzelner Verbindungen.

Von den 209 PCB weisen 12 Kongenere mit den PCDD/F vergleichbare Eigenschaften auf, auch was die toxikologische Wirkung betrifft. Diesen dioxinähnlichen (dioxine-like) dl-PCB lassen sich daher analog zu den PCDD/F toxikologische Vergleichsfaktoren zuordnen, die es erlauben, die dl-PCB in die Summe der PCDD/F zu integrieren und damit deren toxikologisches Potential gemeinsam zu bewerten (WHO 2005).

Die Stoffe und Stoffgruppen DDT, HCB, PCB und die PCDD/F gehören seit 2001 zum "dreckigen Dutzend" (dirty dozen) gemäß des Stockholmer Übereinkommens über POPs (persistent organic pollutants). HCH wurde 2009 in die Liste aufgenommen.

Ziel der Untersuchungen und Auswertungen

Diesem Bericht liegen mehrere, zeitlich aufeinander folgende Messkampagnen zugrunde. Die hier vorgestellten Auswertungen dienen der

- Verbesserung des Datenstandes zu organischen Schadstoffen in Böden
- Identifikation und Berücksichtigung wesentlicher Einflussgrößen auf die Stoffkonzentrationen
- Darstellung und Bewertung der Belastungssituation für Sachsen
- Ableitung von nutzungs- und siedlungsspezifischen Hintergrundwerten (HGW).

2 Untersuchungen und Datenbasis

2001 wurden vom LfULG mit der Stoffgruppe der Polyzyklischen Aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK) erstmals HGW für organische Verbindungen in sächsischen Böden veröffentlicht. Die Ergebnisse wurden 2003 in die bundesweiten Tabellen für Hintergrundwerte aufgenommen (LABO 2003).

In 2013 und 2014 folgten ergänzende Erhebungsuntersuchungen speziell zu organischen Schadstoffen an 325 Standorten (Projekt Organik 1). Bei diesen Untersuchungen wurden die Standorte gleichmäßig nach Nutzung (Acker, Grünland, Forst, Siedlungsgrün) und nach Siedlungsstrukturtyp (ländlicher Raum, verdichtete Bereiche im ländlichen Raum, Verdichtungsraum) gemäß dem Landesentwicklungsplan (SMR 2013) über die Landesfläche verteilt.

Bedingung für eine Beprobung war eine erkennbare langjährig gleichbleibende Nutzung in der im Vorfeld ausgewählten Kategorie sowie der Ausschluss von Überschwemmungseinfluss, eindeutig erkennbaren und dominierenden anthropogenen Beimengungen im Profil (Schlacken, Asche, Bauschutt o. ä.) und die unmittelbare Lage an Verkehrslinien und -knotenpunkten. Für die Kategorie Siedlungsgrünfläche wurden größere Flächen mit Grasbewuchs von Parkanlagen, öffentlichem Grün und Abstandsgrün der Wohnblockbebauung (keine Gartennutzung, keine Industrie- oder Gewerbegebiete) ausgewählt, die nach Vorrecherchen langjährig (< 30 a) keinem Eingriff durch Grabungen und Bodenauftrag etc. unterworfen waren und im Profil weitgehend naturnahe Substrate aufwiesen. Böden aus Bau- und Trümmerschutt, Aschen und Schlacken oder anderen technogenen Substraten wurden ausgeschlossen. Ebenfalls ausgeschlossen wurden bei allen aktuellen Nutzungen Flächen, die als Altlast oder altlastenverdächtige Fläche registriert waren.

Pro Standort wurden aus jeweils fünf kleinen Aufgrabungen (Satellitenbeprobung) horizontbezogene Mischproben aus der gesamten organischen Auflage (L/Of/Oh-Horizonte – falls im Forst vorhanden) sowie den Ober- und Unterbodenhorizonten entnommen. Die Mischproben der Auflage und der obersten Oberbodenhorizonte wurden luftgetrocknet, < 2 mm (Feinboden) gesiebt und auf PAK₁₆, HCB, HCH, DDX, PCB₆ sowie PCDD/F und dl-PCB untersucht. Darüber hinaus wurden die jeweils aktuellsten Analysen aus dem Programm der sächsischen Dauerbeobachtung (55 Flächen), der AG Dioxine sowie Daten für Sachsen aus Projekten des Umweltbundesamtes (BAM 2014) mit herangezogen. In den Fremdprojekten lagen Analysen für alle vorgenannten Verbindungen nach Verfahren gemäß BBodSchV bzw. nach aktualisierten Verfahren nach Angabe des Fachbeirats für Bodenuntersuchungen (FBU 2018) vor.

Für PAK wurden auch Untersuchungen aus Messprogrammen des LfULG der Jahre 1993 bis 1997, 2010 bis 2012 (Messnetze Sachsen 4 x 4 km, Vorerzgebirgssenke, Granulitgebirge, Mittel-, Nord- und Ostsachsen) und der Stadt Zwickau (BEAK 2013) für bestimmte Fragestellungen berücksichtigt.

Die analytischen Bestimmungsgrenzen (BG) waren innerhalb der einbezogenen Projekte inhomogen. So wiesen die Untersuchungen des LfULG (Organik 1) gegenüber den Datensätzen des UBA (BAM-Analytik 2007) z. T. deutlich höhere Bestimmungsgrenzen auf (Tabelle 1), so dass ein großer Teil der Messwerte des LfULG für die Böden naturnaher Nutzung unterhalb der Bestimmungsgrenzen lag.

Dieser Datensatz war Bestandteil des bundesweiten Hintergrundwerte-Berichts von 2017 (LABO 2017).

Um den Anteil der Messwerte unterhalb der Bestimmungsgrenzen zu verringern und die Auswertungen durch eine Erhöhung der Probenanzahl statistisch besser abzusichern, wurde 2016/2017 eine weitere Probenahmekampagne des LfULG an 378 zusätzlichen Standorten (Projekt Organik 2) durchgeführt. Für die Probenahme wurde erneut darauf geachtet, eine möglichst gleichmäßige Verteilung auf die o.g. Siedlungsstrukturtypen und Nutzungen zu erreichen. Bei der Analytik der Proben wurden dieses Mal Verfahren mit deutlich niedrigeren Bestimmungsgrenzen (Tabelle 1) verwendet. Auch die wiederholte Beprobung der Bodendauerbeobachtung von 2017 wurde ebenfalls mit den vorgenannten Verfahren analysiert.

Die bodenkundliche Aufnahme und Beprobung in den Projekten Organik 1 und 2 wurde vom Bodenkontor Mehlhorn Freiberg durchgeführt, die Analytik - bis auf die der PCDD/F und dl-PCB - erfolgte in der Staatlichen Betriebsgesellschaft für Umwelt und Landwirtschaft (BfUL), Geschäftsbereich 5 (Umweltanalytik) in Nossen und der GBA Gesellschaft für Bioanalytik mbH Freiberg. Die Analytik der Dioxine, Furane und dl-PCB übernahm das Zentrum für Dioxinanalytik Bayreuth im Auftrag der SGS Fresenius GmbH. Die PCDD/F und dl-PCB der Proben aus der Bodendauerbeobachtung in den Jahren 2011 bis 2014 analysierte die EUROFINS Umwelt Ost GmbH, Niederlassung Freiberg.

Die Angaben der Konzentrationen in den Böden beziehen sich in diesem Bericht stets auf die Trockenmasse.

2.1 Datenvorbereitung

Nach Abschluss der Analytik wurden alle Daten in das FIS Boden des LfULG überführt. Für die Untersuchungen Dritter, für die keine vollständigen Profilbeschreibungen vorlagen, wurden die fehlenden bodenkundlichen Angaben vereinfacht (Mindestdatensatz) und auf Grundlage der BK 50 ergänzt.

In der daraus erzeugten Auswertungsdatei waren neben den Analysendaten für organische Schadstoffe auch für die Auswertung wichtige Parameter wie Nutzung, Bodentyp, Feinbodenart, Horizontbezeichnung, Entnahmetiefe der Probe, Probenahmedatum, pH-Wert, C_{org} und der Projektname enthalten. Jeder Datensatz wurde lageabhängig ergänzt um Informationen zum Siedlungsstrukturtyp gemäß LEP 2013, des Dauergrünlandstatus, der Geländehöhe, der mittleren Jahrestemperatur und des mittleren Jahresniederschlags.

Die Flächennutzung, die Siedlungsstrukturtypen, der Haupthorizont und der Parameterumfang der Analytik im Datensatz wurden numerisch codiert und die C_{org} -Gehalte in Humusgehalte umgerechnet und ergänzend als Humusstufen analog KA 5 (AD-HOC-AG BODEN 2005) abgelegt.

Es gibt unterschiedliche Methoden zum Umgang mit Messwerten unterhalb der Bestimmungsgrenze. Diese können für die Auswertungen durch den Wert der vollen (upper bound) oder der halben (middle bound) Bestimmungsgrenze oder mit dem Wert Null (lower bound) ersetzt werden (HOGERBRUGGE und LIEM, 2000). Da Auswertungen für PCDD/F und dl-PCB in 2016 aufgrund der in der Analytik bereits erzielten sehr niedrigen Bestimmungsgrenzen bei der Ableitung der HGW für die vorgenannten Methoden keine relevanten Unterschiede ergaben, wurde in der aktuellen Auswertung ebenfalls nur der Datensatz mit der lower-bound-Methode verwendet.

2.2 Datenauswahl und -ausschluss

An der vorbereiteten Ausgangsdatei erfolgte zunächst der Ausschluss von Datensätzen, die für die Ableitung von Hintergrundwerten ungeeignet waren. Das betraf vor allem Standorte älterer Projekte, bei denen ein Überschwemmungs- oder anthropogener Belastungseinfluss im Profil erkennbar war (n=279) sowie Moorstandorte (n=26). Standorte, die sich nicht zweifelsfrei den vier Hauptnutzungen Acker, Grünland (i.S. von Dauergrünland), Forst und Siedlungsgrünfläche zuordnen ließen, wurden von vornherein ausgeschlossen.

Anschließend wurde geprüft ob die Daten aus verschiedenen Untersuchungskampagnen und Projekten (verschiedene Bestimmungsgrenzen und Labore) zusammen auswertbar waren. Das Hauptproblem war, dass die beiden Kampagnen der Erhebungsuntersuchungen zu organischen Schadstoffen des LfULG stark voneinander abweichende Bestimmungsgrenzen aufwiesen (Tabelle 1).

Bei der Ableitung der Hintergrundwerte von 2016 lagen deshalb die Perzentile P50 und P90 – vor allem im ländlichen Raum – häufig unterhalb der Bestimmungsgrenzen. Daraufhin wurde Ende 2016 mit der BfUL das Erreichen niedriger Bestimmungsgrenzen, speziell für die Analytik im Hintergrundwertebereich vereinbart.

Tabelle 1: Bestimmungsgrenzen in µg/kg TS der Analytik für organische Schadstoffe (außer PCDD/F und dl-PCB) in den Projekten

Projekt/ Parameter	Organik 1 LfULG (BfUL bis 2017)	Organik 2 LfULG (GBA 2017, BfUL ab 2017)	BAM (ca. 2007)
HCH (Einzelsubstanz)	3	0,05	0,9
HCB	3	0,15	0,15
DDD	3	0,1	0,3
o,p-DDE	3	0,1	0,3
p,p-DDE	3	0,3	0,3
DDT	3	0,3	0,3
PCB 28, 52	2	0,05	0,15
PCB 101, 138, 153, 180	2	0,15	0,15
PAK ₁₆ (Einzelsubstanz)	2	1	0,3

Für PCDD/F und dl-PCB waren die Bestimmungsgrenzen bereits 2013/14 sehr niedrig (Tabelle 2).

Tabelle 2: Bestimmungsgrenzen (BG in ng/kg TS) der Analytik von PCDD/F und dl-PCB und Anteil der untersuchten Proben mit Messwerten unterhalb der BG

Parameter PCDD/F	BG [ng/kg TS]	Proben < BG [%]	Parameter dl-PCB	BG [ng/kg TS]	Proben < BG [%]
2,3,7,8-TCDD	0,05	23,6	PCB 77	1	7,2
1,2,3,7,8-PeCDD	0,06	2,5	PCB 81	0,25	48,8
1,2,3,4,7,8-HxCDD	0,12	3,9	PCB 105	5	1,3
1,2,3,6,7,8-HxCDD	0,12	2,3	PCB 114	2,5	77,3
1,2,3,7,8,9-HxCDD	0,12	2,1	PCB 118	12,5	1,0
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	0,5	0	PCB 123	0,25	46,8
OCDD	5	0,3	PCB 126	0,25	1,51
2,3,7,8-TCDF	0,25	0,5	PCB 156	2,50	0,7
1,2,3,7,8-PeCDF	0,125	0,2	PCB 157	2,50	22,3
2,3,4,7,8-PeCDF	0,125	0,2	PCB 167	2,50	1,3
1,2,3,4,7,8-HxCDF	0,25	0,2	PCB 169	0,25	19,3
1,2,3,6,7,8-HxCDF	0,25	0,5	PCB 189	2,50	28,3
1,2,3,7,8,9-HxCDF	0,12	0,7			
2,3,4,6,7,8-HxCDF	0,25	27,2			
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	0,5	0,2			
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	0,125	0,8			
OCDF	1	1,1			

Die Prozentanteile von Proben der anderen ausgewerteten Stoffe/Stoffgruppen mit Werten unterhalb der Bestimmungsgrenzen sind in Tabelle 3 aufgelistet.

Tabelle 3: Prozentualer Anteil von Proben mit Messwerten unterhalb der Bestimmungsgrenze (in %) in den Datenkollektiven

Datenkollektiv/ Stoff/-gruppe (a)	HGW 2016*	Nacherhebung 2016/2017**	alle Daten (HGW 2016 und Nacherhebung)***	HGW 2019
HCB	86,9	29,5	54,9	29,5**
g-HCH	95	62,2	75,8	62,2**
B(a)P	2,7	0,22	2,2	2,2***
∑DDX	33,4	4,1	16,7	16,7***
PCB ₆	84	19,1	45,9	19,1**
PAK ₁₆	0,33	0	0,26	0,26***
∑ PCDD/F	0	0	-	0
∑ dl-PCB	0	0	-	0

(a) für Summenparameter zählen Proben nur dann als "< BG", wenn alle Einzelwerte unter der BG liegen

* LfULG Messnetze 2010-2012, Organik 1, BDF 2011-2013, UBA

** Organik 2, BDF 2017, AG Dioxine, z. T. UBA

*** LfULG Messnetze 2010-2012, Organik 1 + 2, BDF 2017, AG Dioxine, z. T. UBA

Da bei der aktualisierten Ableitung der HGW die Perzentile möglichst nicht unterhalb der BG liegen sollten, wurden die Datensätze des Projekts Organik 1 für HCB, g-HCH und PCB₆ nicht verwendet.

Die Proben des Messnetzes 4 x 4 km Sachsen des LfULG (RANK ET AL. 1999) zeigten für B(a)P gegenüber allen anderen Projekten einen deutlich höheren Anteil von Proben unterhalb der BG (35 % gegenüber max. 2 %). Bei der separaten Berechnung der Perzentile lag vor allem das P90 dieser Daten deutlich unter dem der Projekte ab 2010. Zunächst wurde geprüft, ob die fortschreitende Akkumulation der atmosphärischen Stoffeinträge die kleineren Perzentile früherer Untersuchungen begründen könnte. Jedoch verhielten sich die Summenwerte für PAK₁₆ entweder leicht gegenläufig dazu bzw. waren in beiden Datenkollektiven in etwa vergleichbar. Auch für Schweizer Böden zeigte sich über 30 Jahre eine deutliche Konstanz der PAK- und B(a)P-Konzentrationen (GUBLER ET AL. 2015), so dass eine signifikante Zunahme der Belastung eher unplausibel erschien. Durch Recherchen konnte letztlich ermittelt werden, dass während der Projektbearbeitung des Messnetzes 4 x 4 km die Bestimmungsgrenzen für die Einzelsubstanzen im Labor von anfänglich 10 auf 2 µg/kg gesenkt wurden. Deshalb wurden die Proben dieses Messnetzes (n=1086) von der Ableitung der Hintergrundwerte ausgeschlossen, aber zur Betrachtung der Abhängigkeit der Schadstoffkonzentration vom Humusgehalt weiter mit betrachtet. Die Werte für PAK₁₆ wurden mit in die Kartendarstellung der Abbildung 4 einbezogen.

Von den Projekten Dritter wurden die 53 Proben der BZE Landwirtschaft des UBA wegen signifikant höherer Gehalte bei allen Stoffen auf den miteinander vergleichbaren sächsischen Dauerbeobachtungsflächen sowie die 317 Proben der Bodenbelastungskarte Zwickau wegen der überproportional hohen lokalen Gebietsgewichtung ausgeschlossen. Die Proben der Stadt Zwickau wurden aber in den Karten (Abbildung 6 und Abbildung 10) mit dargestellt.

Bei den Grünlandstandorten zeigte sich, dass die meisten heutigen Grünlandflächen in Sachsen früher phasenweise als Ackerland genutzt und/oder zur Neuanlage einer wendenden Bodenbearbeitung unterzogen wurden. Ein sich mit der Zeit neu entwickelnder Ah-Horizont im ehemaligen Ap-Horizont konnte bei der horizontbezogenen Probenahme nicht immer eindeutig abgegrenzt werden. Die Mächtigkeit des obersten Oberbodenhorizontes war im Gesamtdatensatz deutlich zweigipflig verteilt. Während für etwa 25 % der Grünlandstandorte die Mächtigkeit zwischen 10 -13 cm lag, zeigten die anderen Standorte noch einen Horizont mit typisch ackerbaulich geprägter Mächtigkeit von ca. 20-28 cm – je nach Pflugtiefe. Daher wurde zunächst geprüft, ob die Horizontmächtigkeit des ersten Oberbodenhorizontes bzw. eine langjährige ungestörte Nutzung einen entscheidenden Einfluss auf die Stoffgehalte hat. Zum Vergleich wurden zusätzlich an einigen Profilen gezielt Proben aus verschiedenen Teufen (0-10 cm und 0-25 cm) entnommen bzw. Proben verschiedener Tiefenstufen und recherchierter längerer und kürzerer Nutzungsdauer als Grünland separat ausgewertet. Da der Trend in den Vergleichsproben und den Auswertungen nicht eindeutig ausfiel und das Probenkollektiv des Dauergrünlands größtenteils aus Übergangshorizonten (rAp-Ah) mit einer durchschnittlichen Mächtigkeit > 10 cm bestand, konnte daraus eine weitere Unterteilung des Datenkollektivs nicht abgeleitet werden.

Bei der Interpretation der Ergebnisse ist somit im Blick zu behalten, dass auf zahlreichen sächsischen Grünlandstandorten früher eine wendende und durchmischende Bodenbearbeitung stattgefunden hat, die mit einer Verteilung und damit Verdünnung der eingetragenen Stoffe über eine größere Bodentiefe einhergeht.

Bei den Forststandorten erfolgte bei einigen organischen Stoffgruppen (PAK, PCB, DDX) aufgrund der etwa vergleichbaren Gehalte und harmonisierenden Bestimmungsgrenzen eine gemeinsame Auswertung der tiefenstufenbezogenen Proben der BZE Forst mit den horizontbezogenen Proben des LfULG. Bei den anderen Verbindungen (z.B. HCB) zeigten sich starke Abweichungen, so dass die Ergebnisse der BZE hier nicht verwendet wurden.

2.3 Ableitung der Hintergrundwerte

Die für die Ableitung der Hintergrundwerte verwendeten Datensätze teilen sich wie folgt auf die Projekte auf.

Datenbasis für die Hintergrundwerte für Oberböden und organische Auflagen:

- älteste verwendete Untersuchungen mit Beprobung aus 2006, jüngste aus 2018
- 1415 Datensätze aus den Messnetzen des LfULG 2010-2012 (nur PAK)
 - 348 Datensätze aus dem Projekt Organik 1 2013/2014 (PAK, DDX, PCDD/F und dl-PCB)
 - 393 Datensätze aus dem Projekt Organik 2 2016/2017 (davon 152 mit PCDD/F und dl-PCB)
 - 52 Datensätze der Bodendauerbeobachtung 2017 (davon 49 mit PCDD/F und dl-PCB)
 - 54 Datensätze der BZE Wald 2006 (PAK, PCB, DDX)
 - 53 Datensätze aus dem UBA-Projekt Hintergrundwerte (nur PCDD/F und dl-PCB)
 - 8 Datensätze AG Dioxine 2018 (davon 5 auch mit den übrigen Parametern)
- 2.267 Datensätze insgesamt an 2.167 Standorten zur Auswertung für PAK
- 611 Datensätze insgesamt an 583 Standorten zur Auswertung für PCDD/F und dl-PCB
- 852 Datensätze insgesamt an 794 Standorten (alle übrigen Parameter)

- Mindestdatensatz: Probennummer (ID), Aufschlussbezeichnung, Koordinaten, Nutzungstypcode, Siedlungstypcode, Bodenhorizont und Horizontmächtigkeit, Probentiefe, Feinbodenart, Boden- und Substrattyp (außer UBA-Datensätze), pH-Wert, C_{org}/Humusgehalt, PAK
- Zusätzlich standen für die humusbezogenen Auswertungen der PAK und ihrer Muster noch weitere 1340 Datensätze des Messnetzes 4 x 4 km (1086 Oberböden, 254 Auflagehorizonte) zur Verfügung.

Abbildung 2 zeigt die räumliche Verteilung der 583 Standorte in Sachsen mit dem kompletten Parameterumfang an organischen Stoffen, Abbildung 3 die der 794 Standorte mit Analysen auf alle betrachteten Parameter außer PCDD/F und dl-PCB und Abbildung 4 enthält die für die Hintergrundwertableitung und Auswertung mit Humusbezug verwendeten PAK-Untersuchungen.

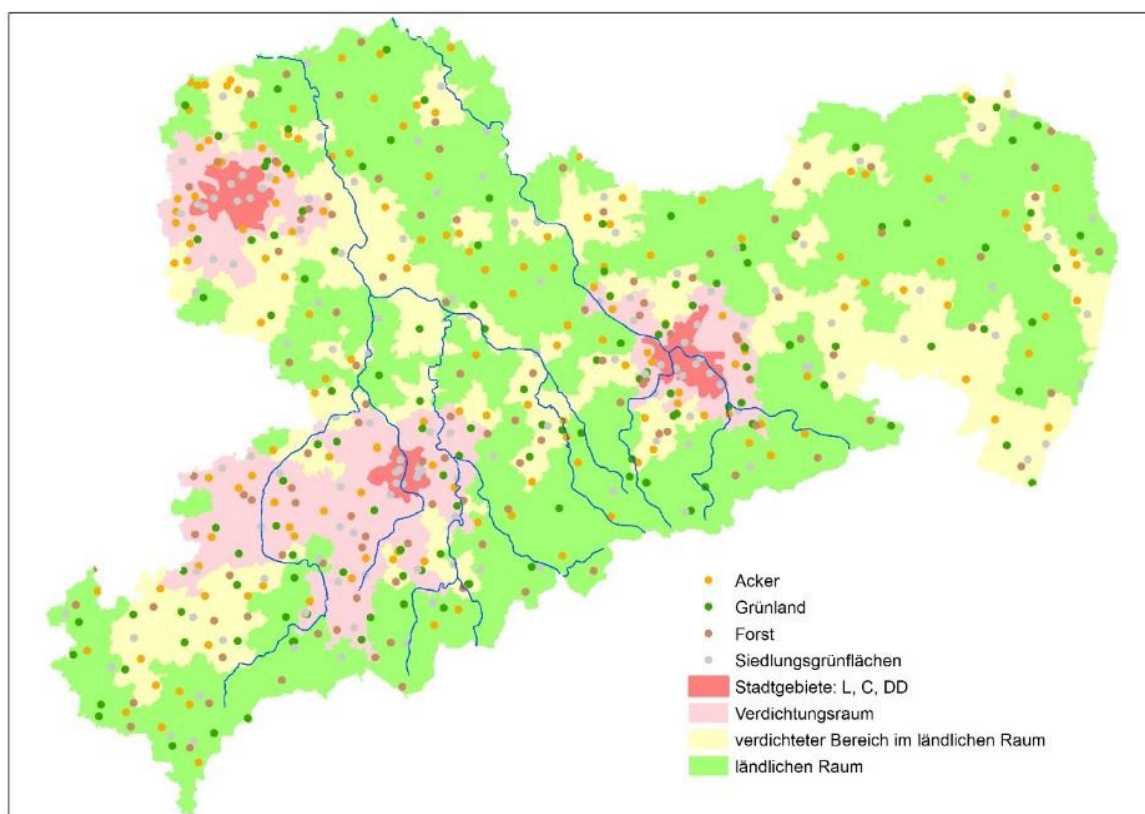


Abbildung 2: Verteilung der 583 Standorte mit Untersuchungen auf alle betrachteten organischen Schadstoffe

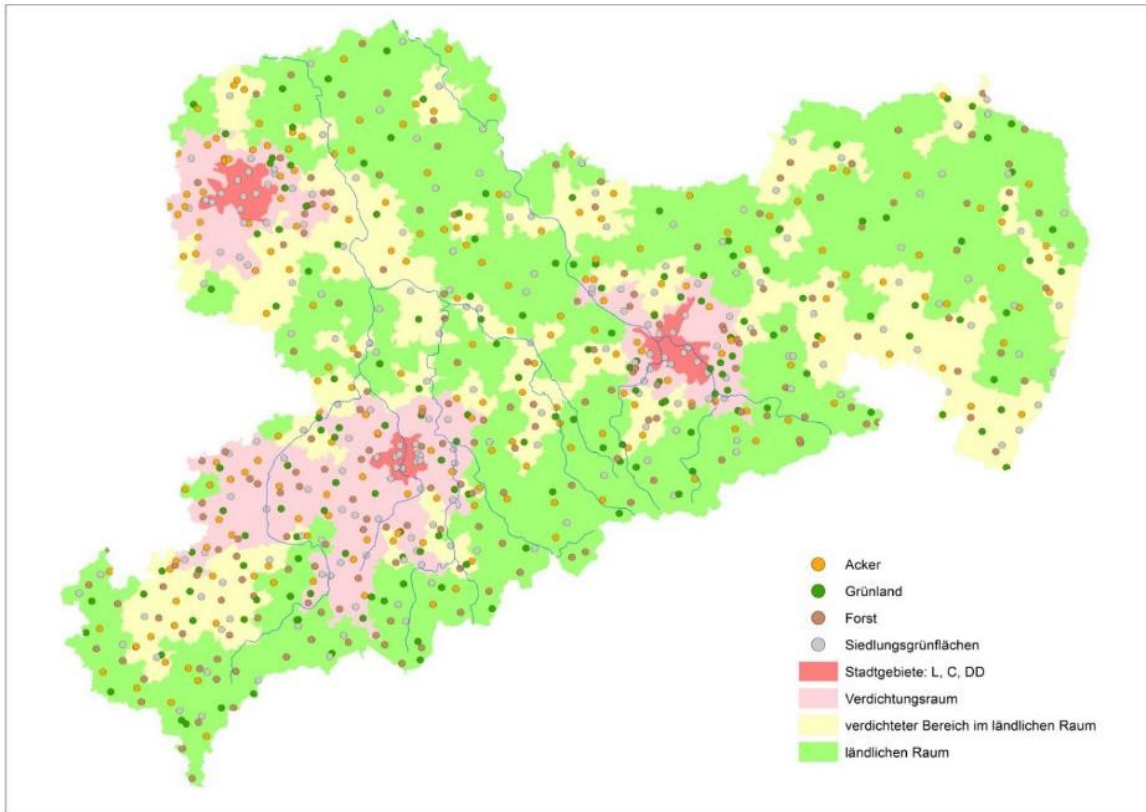


Abbildung 3: Verteilung der 794 Standorte mit Untersuchungen auf alle organischen Schadstoffe außer PCDD/F und di-PCB

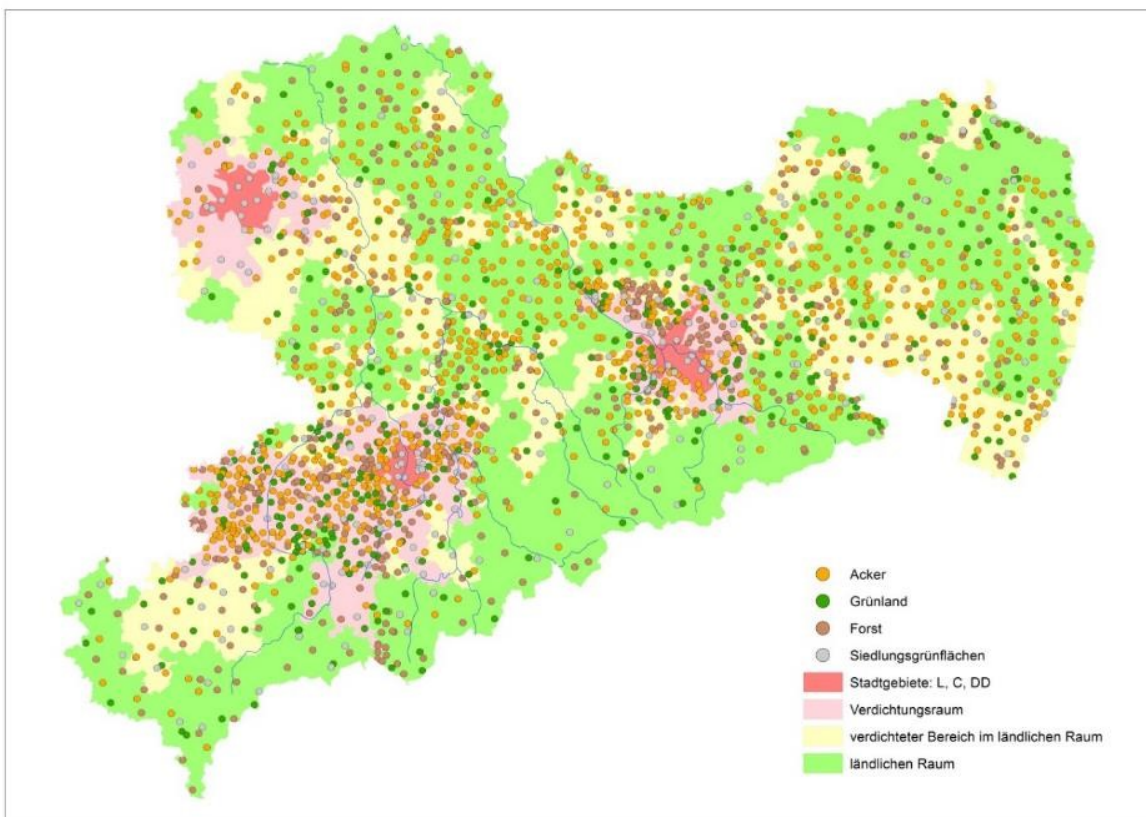


Abbildung 4: Verteilung der 2167 Standorte mit Untersuchungen auf PAK₁₆ inkl. B(a)P

Die für die Auswertungen herangezogene Anzahl an Standorten, verteilt auf die Nutzungskategorien und Siedlungsstrukturtypen ist in Tabelle 4 dargestellt:

Tabelle 4: Anzahl der Standorte in den Nutzungs- und Siedlungsstrukturtypen (n für HCH, HCB, DDX, PCB / (n für PAK) / n für PCDD/F+dl-PCB)

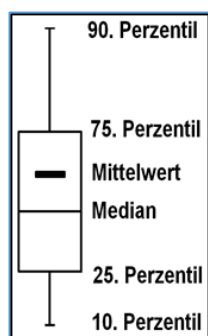
Siedlungstyp/ Nutzungstyp	Ländlicher Raum [1] (Typ A, LABO 2017)	Verdichtete Bereiche im ländlichen Raum [2] (Typ A, LABO 2017)	Verdichtungsraum [3] (Typ B, LABO 2017)
Acker [A] ¹	78 / (437) / 75	72 / (296) / 66	66 / (289) / 57
Grünland [G] ²	70 / (143) / 55	52 / (114) / 40	54 / (145) / 42
Forst [F]	83 / (220) / 42	58 / (136) / 39	49 / (168) / 32
Siedlungsgrünflächen [SG] ³	61 / (62) / 37	63 / (64) / 38	88 / (93) / 60

1 nur landwirtschaftliche Ackerflächen inkl. erwerbsgartenbaulicher Sonderkulturen, ohne (Klein-)Gärten und Grabeland

2 Dauergrünland (möglichst langjährig ohne Umbruch)

3 langjährig (i.d.R. > 30 a) ungestörte Grünflächen im Siedlungsbereich (z.B. Parkanlagen, Grünflächen der Blockbebauung)

Die Ableitung der Hintergrundwerte erfolgte in der Kombination vier Nutzungs- und drei Gebietstypen mit der Konvention lower bound (d.h. Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze wurden durch 0 ersetzt) und nach Eliminierung von Extremwerten bzw. von Ausreißern und Extremwerten (siehe Anhang 4). Die Grenze für die oberen Extremwerte berechnete sich aus dem P75 zuzüglich des 3-fachen Interquartilsabstands. Lagen im Datenkollektiv die Perzentile 50 und 90 unterhalb der Bestimmungsgrenzen, wurden die oberen Extremwerte ab dem Wertebereich eines visuell erkennbaren Abbruchs der stetigen Verteilung in der Häufigkeitsverteilung ausgeschlossen.



Die Datenkollektive werden zur Veranschaulichung der Werteverteilung in Form von Boxplots grafisch dargestellt. Neben dem Mittelwert und Median sind darin Angaben zum 10., 25., 75. und 90. Perzentil enthalten. Bei Differenzierung nach Nutzung und Siedlungsstrukturtyp werden dabei die Abkürzungen A=Acker, G=Grünland, F=Forst, SG=Siedlungsgrünflächen bzw. 1=Ländlicher Raum, 2=verdichtete Bereiche im ländlichen Raum und 3=Verdichtungsraum verwendet (Tabelle 4).

In einigen wenigen Fällen verursachten die noch im Datenkollektiv vorhandenen Ausreißer sehr instabile P90. In diesen Fällen wurden auch die Ausreißer (P75 zuzüglich des 1,5-fachen Interquartilsabstands) aus dem Datenkollektiv entfernt (Anhang 4). Bei Stoffen mit hohem Anteil an Werten < BG in der Verteilung konnten nach unten keine Extremwerte berechnet bzw. eliminiert werden. Für die Σ DDX hochauflösend, PCDD/F und dl-PCB mit sehr geringer Anzahl an Werten < BG wurden analog auch die Berechnungen zur

Identifikation von unteren Ausreißern und Extremwerten vorgenommen, jedoch zeigten sich in der Werteverteilung stets nur Ausreißer und Extremwerte für den oberen Wertebereich.

Die Gebietstypen wurden nach dem LEP Sachsen (SMR 2013) untergliedert und sind nach Tabelle 3 den entsprechenden Typen nach LABO (LABO 2017) zuzuordnen. Die verdichteten Bereiche im ländlichen Raum wurden als Untergliederung des ländlichen Raums separat betrachtet, weil diese Verdichtungsansätze auch im ländlichen Raum bereits einen erkennbaren Einfluss auf typische Konzentrationen an den meisten der betrachteten organischen Schadstoffe zeigten. In den Übersichtskarten sind zur Orientierung zusätzlich die Stadtflächen von Leipzig, Chemnitz und Dresden dargestellt.

Die Hintergrundwerte bestehen für alle betrachteten Stoffe und Stoffgruppen aus jeweils zwei Kennzahlen, die aus der nach Nutzung, Siedlungsstruktur und teilweise auch Humusgehalt differenzierten Werteverteilung in den unterteilten Kollektiven des Datenbestandes abgeleitet wurden. Das 50. Perzentil (P50) kennzeichnet dabei das typischerweise vorkommende Konzentrationsniveau im Sinne eines mittleren Wertes. Das 90. Perzentil (P90) definiert eine obere Grenze des typischen Konzentrationsbereichs. Werte oberhalb des P90 werden in diesem Bericht als Zeichen einer untypischen, nicht mehr ubiquitären Belastung interpretiert.

3 Stoffgehalte in den Oberböden Sachsens

Die Hintergrundwerte für die Konzentrationen an organischen Schadstoffen finden sich zusammengefasst in Tabellenform in dem Anhang 1, Anhang 2 und Anhang 3. In den meisten Fällen weisen die Hintergrundwerte als Maßzahlen für typische Stoffgehalte in den Oberböden den Trend einer Zunahme mit Blick auf die Nutzung in der Reihe Acker (A) < Grünland (G) < Forst (F) < Siedlungsgrünflächen (SG) bzw. mit Blick auf die Siedlungsdichte in der Reihung ländlicher Raum (1) < verdichtete Bereiche im ländlichen Raum (2) < Verdichtungsraum (3) auf. Für einige Parameter erfolgte zudem eine weitere Unterteilung nach der Humusstufe gemäß KA5 (h1 bis h7).

In den nachfolgenden Abbildungen werden die Abkürzungen der genannten Kombinationen verwendet – z.B. SG1h3 bedeutet Siedlungsgrünfläche im ländlichen Raum mit der Humusstufe 3 (2-4% Humus).

3.1 PAK₁₆ und B(a)P

Verteilung

Die mittleren Gehalte (P50) der PAK₁₆ in den Acker- und Grünlandoberböden Sachsens nehmen von 150 µg/kg (ländlicher Raum) auf 330 µg/kg (Verdichtungsraum) zu. Die Gehalte in den verdichteten Bereichen im ländlichen Raum verhalten sich ähnlich wie im ländlichen Raum bzw. liegen leicht darüber. Die mittleren Konzentrationen in den Waldböden sind mit 200 µg/kg (ländlicher Raum) bis 390 µg/kg (Verdichtungsgebiete) höher - mit einer deutlich erkennbaren Anreicherung in den organischen Auflagehorizonten. Die höchsten mittleren Gehalte finden sich in den Siedlungsgrünflächen (1100 bis 2100 µg/kg).

Unterteilt man das Datenkollektiv der Siedlungsgrünflächen zusätzlich nach seinen Humusgehalten wird sichtbar, dass alle Teilkollektive der Humusstufe 4 den Vorsorgewert der BBODSCHV (2021) von 3000 µg/kg bereits relativ weit unten in ihrer Verteilung erreichen – im Verdichtungsraum entspricht dieser Wert sogar in etwa dem P50 (Abbildung 5). PAK-Konzentrationen oberhalb der Vorsorgewerte müssen demnach für stark humose Oberböden der Siedlungsgrünflächen als durchaus typisch bezeichnet werden.

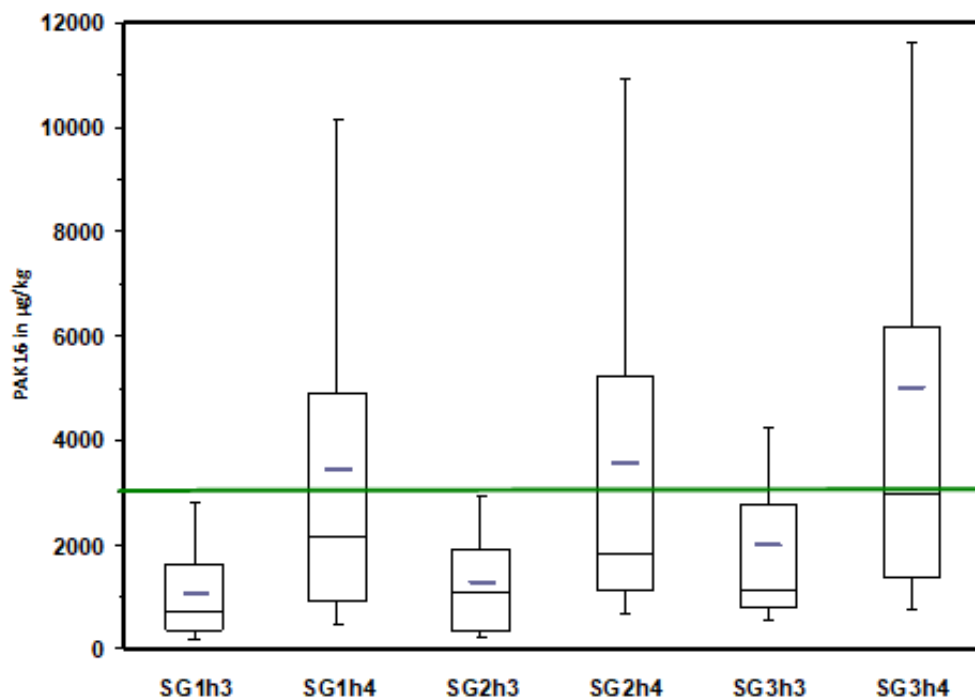


Abbildung 5: PAK₁₆ in den Siedlungsgrünflächen (n=201; ohne Extremwerte) in Abhängigkeit vom Siedlungsstrukturtyp und Humusgehalt; Vorsorgewert der BBodSchV in Grün

Die P90 nehmen in allen drei Gebietstypen von Acker über Grünland zum Forst hin stetig zu. Die P90 der Siedlungsgrünflächen betragen gegenüber denen der naturnahen Nutzungen das 7- bis 15-fache. Durch den besonderen Immissionseinfluss im Nahfeld selbst ländlich geprägter Siedlungsformen ragen die Siedlungsgrünflächen überdeutlich aus dem Konzentrationsniveau ländlicher Grünlandflächen heraus.

Für die Kartendarstellung (Abbildung 6) wurden für die PAK_{16} die Einzelwerte der Nutzungstypen Acker, Grünland und Forst gemeinsam innerhalb der Grenzen der drei Siedlungsstrukturtypen und nach Kappung von Extremwerten oberhalb der letzten Klassengrenze mit Kriging (ArcInfo) interpoliert. Innerhalb der Stadtumrisse von Dresden, Leipzig und Chemnitz wurden Werte der Siedlungsgrünflächen für die Interpolation herangezogen. Die restlichen Siedlungsgrünflächen dagegen konnten wegen der deutlich höheren Belastung als die umgebenden Nutzungen nur als die Karte überlagernde Punkte mit derselben Klassifizierung und Legendenfarbe wie die Flächen dargestellt werden.

Die 317 Punktproben der Bodenbelastungskarte Zwickau modellieren zusätzlich den Stadtumriss. Zusätzlich wurden in der Karte die 1086 Datensätze des Messnetzes 4 x 4 km Sachsen verwendet, welche besonders im Südteil für eine deutlich höhere Datendichte sorgen. Dadurch kommt es weiterhin bei der Interpolation innerhalb der Siedlungsstrukturtypen an deren Grenzen zu keinen weißen Flächen ohne Daten innerhalb der Karte wie in der Abbildung 10.

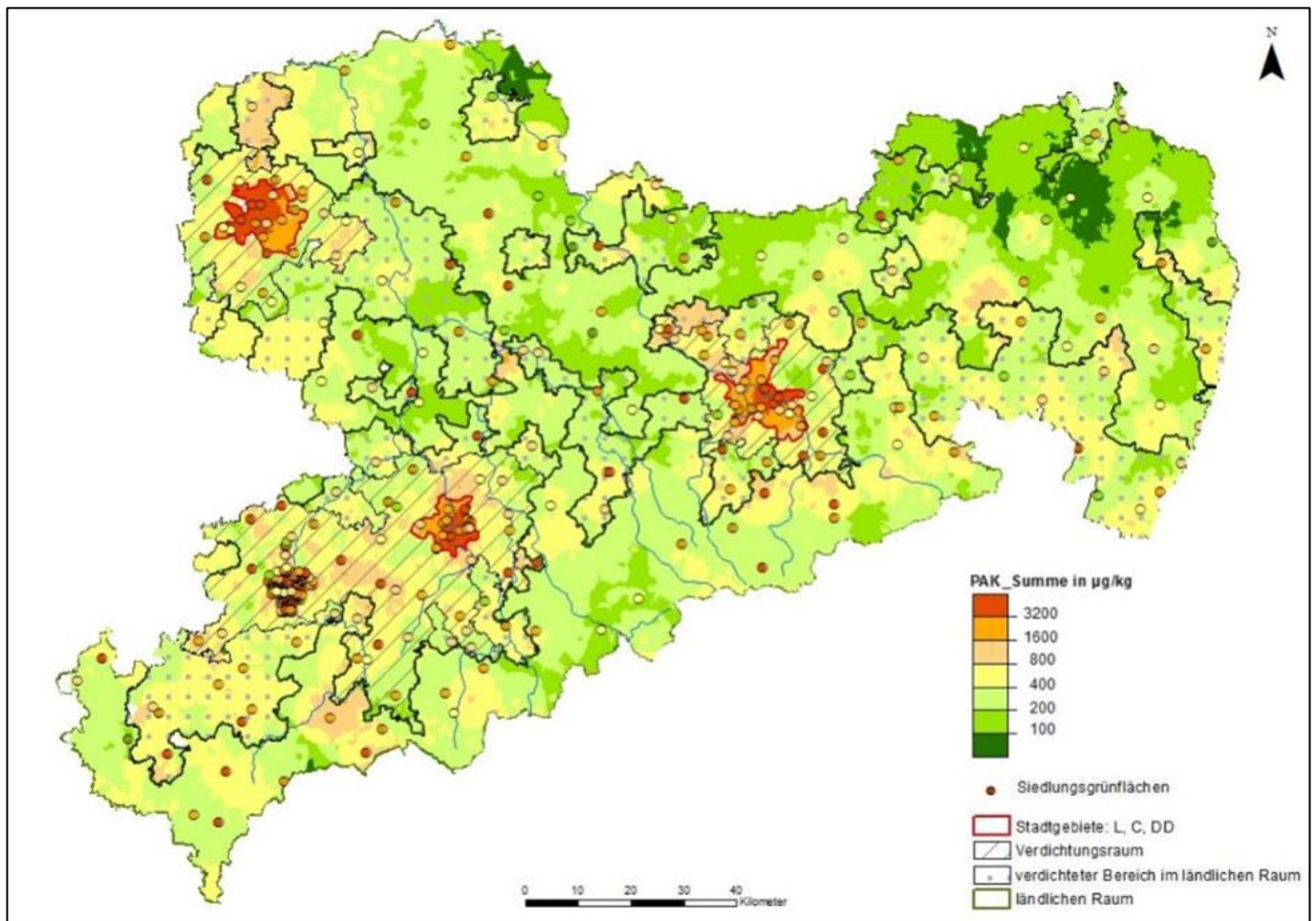


Abbildung 6: Interpolierte PAK_{16} -Gehalte in den Oberböden Sachsens

In Abbildung 7 sind zum Vergleich die im FIS-Boden vorliegenden PAK₁₆-Gehalte der Auenböden als angefarbte Punkte in einer separaten Karte dargestellt. Vor allem in den Auenböden der größeren Flüsse (Elbe und Muldensystem) treten häufig in der Nähe von Industrie- und Siedlungsgebieten sehr hohe PAK-Konzentrationen auf. Es gibt aber daneben ebenfalls Bereiche mit niedrigen Konzentrationen. Generell liegen die durchschnittlichen Gehalte (P50 und P90) der Auenböden über denen der terrestrischen Böden.

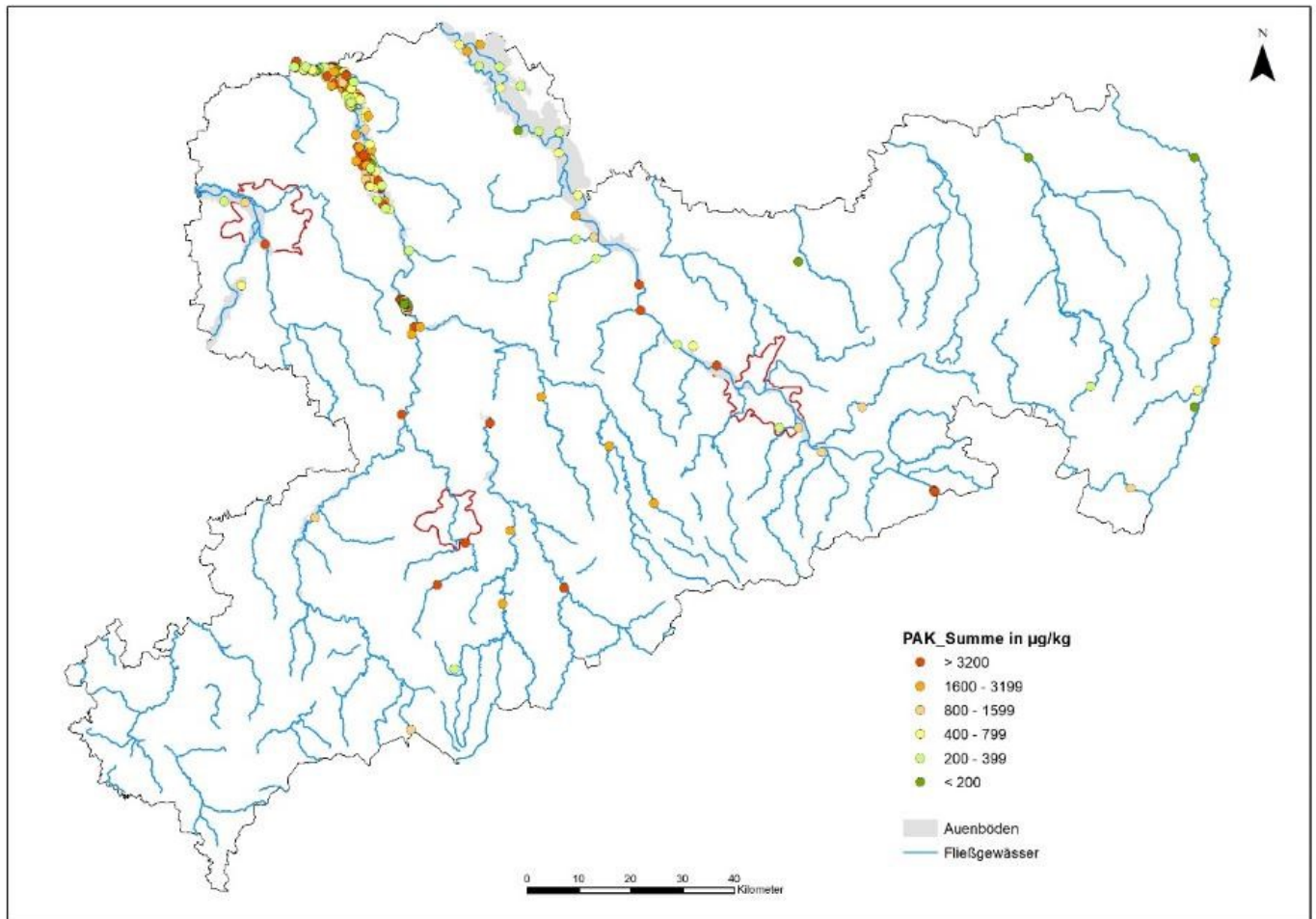


Abbildung 7: PAK₁₆-Gehalte in den Oberböden der Flussauen (n=271)

Für B(a)P liegen die P50 der naturnahen Böden relativ eng beieinander, sie schwanken zwischen 14 µg/kg (ländlicher Raum) und 29 µg/kg (Verdichtungsraum). Die P90 steigen vom ländlichen Raum zum Verdichtungsraum und vom Acker zum Grünland und Forst an. Die Siedlungsgrünflächen haben um ein Vielfaches höhere P50 (82 bis 170 µg/kg) und P90 sowie eine deutlich größere Streuung der Werte (Abbildung 8).

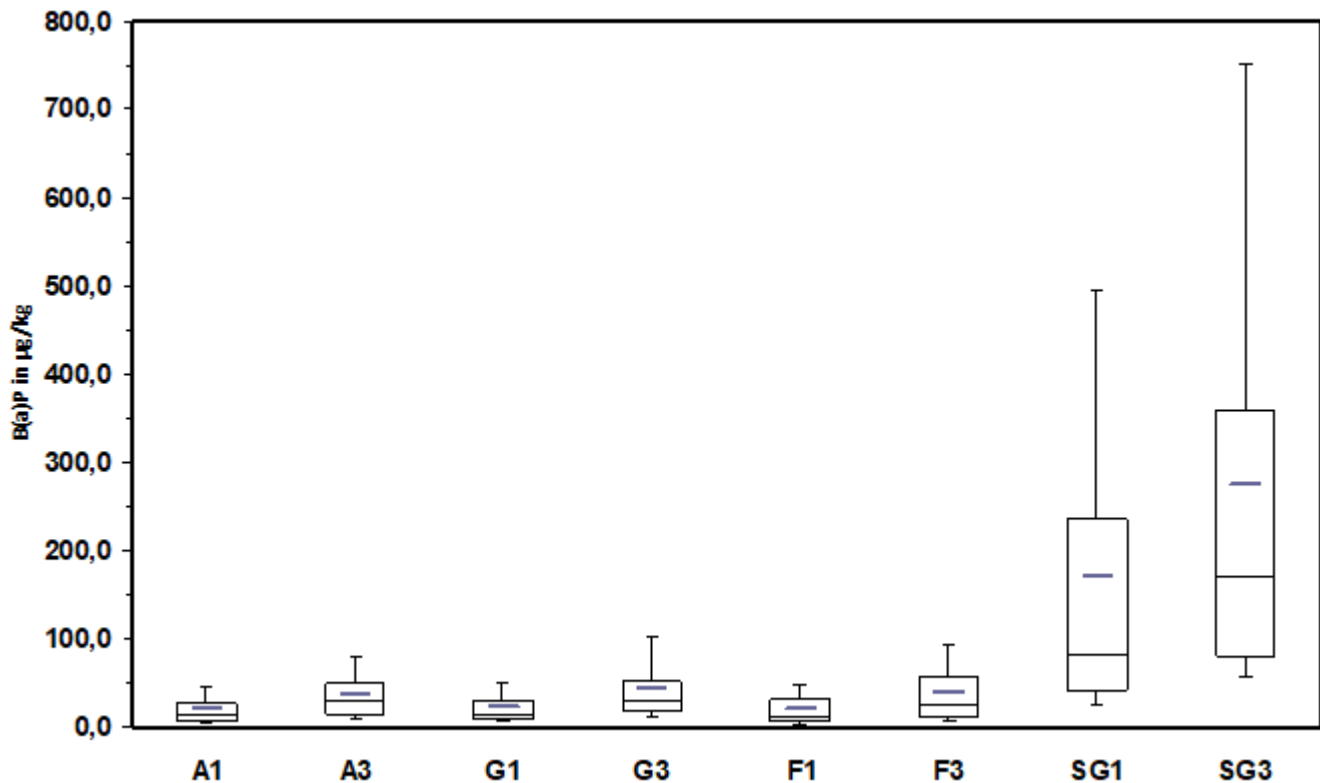


Abbildung 8: B(a)P in den Nutzungs- und Siedlungsstrukturtypen (n=1483; ohne Extremwerte)

Gliedert man die Siedlungsgrünflächen wieder zusätzlich nach dem Humusgehalt, differenzieren sich die Perzentile noch deutlicher. Das in der Abbildung 8 für die Siedlungsgrünflächen im Verdichtungsraum dargestellte P90 für B(a)P von 750 µg/kg teilt sich z. B. bei der Aufgliederung in Humusstufen in der Abbildung 9 in ein P 90 von 350 µg/kg bei der Humusstufe 3 und in ein P90 von 1100 µg/kg bei der Humusstufe 4. Der Vorsorgewert der BBODSCHV (1999 und 2021) für B(a)P von 300 µg/kg (grüne Linie in Abbildung 9) wird von den drei Datenkollektiven mit der Humusstufe h4 bereits relativ weit unten in der Verteilung erreicht, ebenso überschreiten diese drei Datenkollektive in ihrer Verteilung den Prüfwert für Kinderspielflächen von 500 µg/kg, wie er in der Novelle der BBodSchV benannt ist (BBODSCHV 2021).

Das Datenkollektiv der Humusstufe 4 des Verdichtungsraums (SG3h4) überschreitet mit seinem P90 zusätzlich den ebenfalls in der Novelle genannten Prüfwert für B(a)P in Wohngebieten von 1000 µg/kg (rote Linie). Das bedeutet, dass der Hintergrundwert P90 für Siedlungsgrünflächen mit der Humusstufe h 4 im Verdichtungsraum bereits im Bereich bzw. etwas oberhalb des Prüfwertes für Wohngebiete liegt.

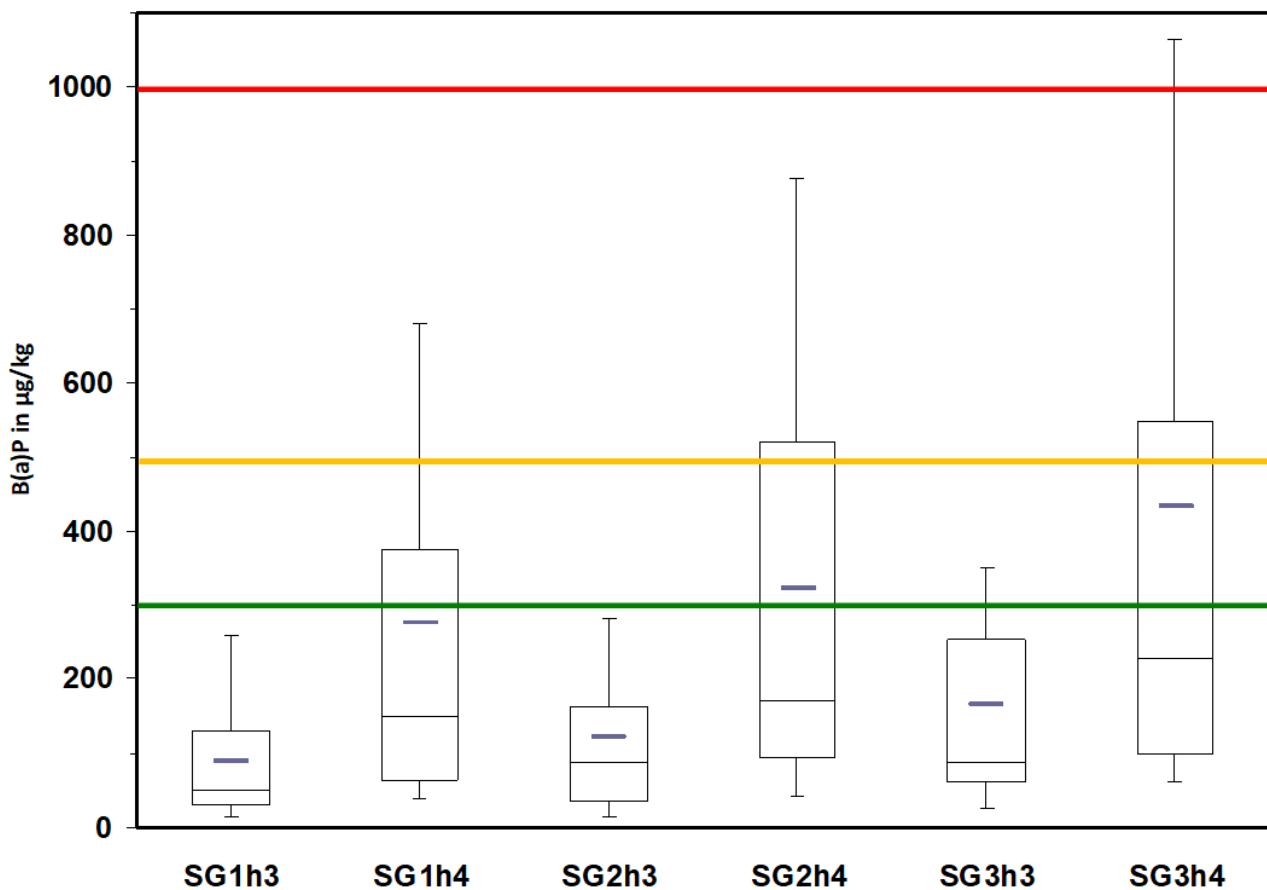


Abbildung 9: B(a)P in den Siedlungsgrünflächen (n=204; ohne Extremwerte) in Abhängigkeit vom Humusgehalt und Siedlungsstrukturtyp; Vorsorgewert in Grün , Prüfwerte für Kinderspielflächen in Gelb und Wohngebiete in Rot (BBodSchV 2021)

Bei allen anderen Gebiets- und Nutzungstypen besteht ebenfalls eine starke Abhängigkeit zwischen den Humusgehalten im Boden und dem Gehalt an organischen Schadstoffen (Anhang 2).

In der Abbildung 10 ist das Ergebnis der flächenhaften Interpolation der B(a)P-Einzelwerte in den Oberböden dargestellt. In vielen Siedlungsgrünflächen überschreiten die Gehalte den Prüfwert der BBODSCHV (2021) für Wohngebiete von 1 mg/kg B(a)P (dunkelrote Punkte). Auch auf Siedlungsgrünflächen ländlicher Räume können hohe B(a)P-Gehalte auftreten. Besonders markant fallen auch die Punkte der Bodenbelastungskarte Zwickau durch ihre hohen B(a)P-Gehalte auf, die den Stadtumriss von Zwickau als Maximum nachzeichnen.

Die deutlich höheren PAK-Gehalte in den Auenböden der großen Flussauen wurden in Abbildung 6 und Abbildung 10 nicht berücksichtigt.

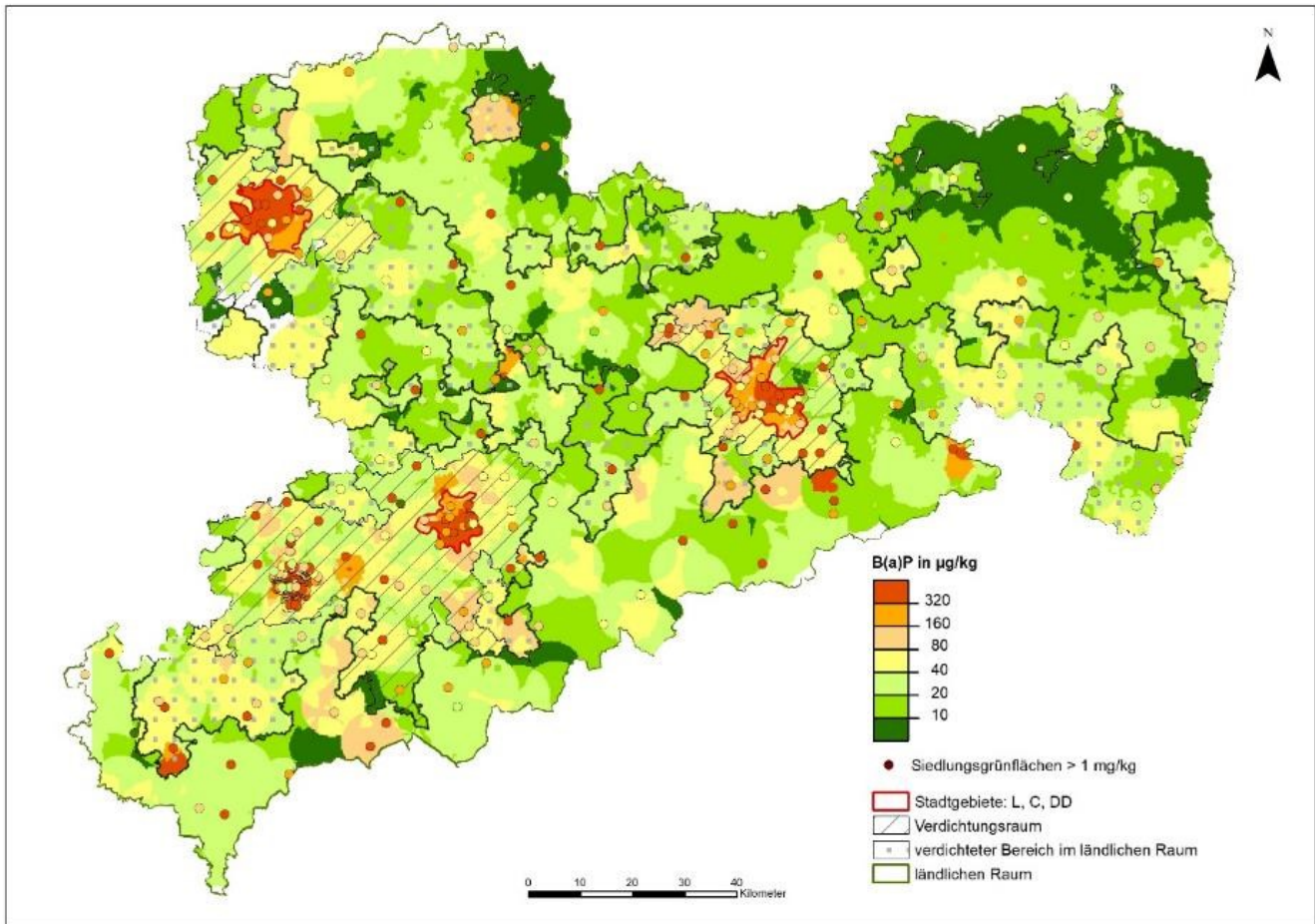


Abbildung 10: Interpolierte B(a)P-Gehalte in den Oberböden Sachsens

PAK- Muster

Vergleicht man die in der Abbildung 11 auf 100 % normierten PAK-Muster in Form einer Darstellung der 16 Einzelstoffe in den verschiedenen Nutzungs- und Gebietstypen miteinander, fallen vor allem bei Grünland und Forst bestimmte Regelmäßigkeiten auf.

Die Böden im ländlichen Raum haben gegenüber den anderen Gebietstypen einen höheren relativen Anteil an niedermolekularen PAK mit 2 bis 3 Benzolringen – gut erkennbar an Naphthalin und Phenanthren. Der relative Anteil der höhermolekularen Stoffe (4 bis 5 Benzolringe) Bezo(ghi)perylen, Pyren, Benz(a)anthracen nimmt sichtbar in den Verdichtungsräumen zu und damit der Anteil der niedermolekularen Verbindungen, relativ gesehen, ab. Bei den Siedlungsgrünflächen gibt es dagegen kaum Unterschiede zwischen den PAK-Mustern der beiden Gebietstypen.

Die höhermolekularen PAK (HMW-PAK) treten verstärkt in Produkten der unvollständigen Verbrennung wie Ruß, Feinstaub und Aschen auf (UBA 2020).

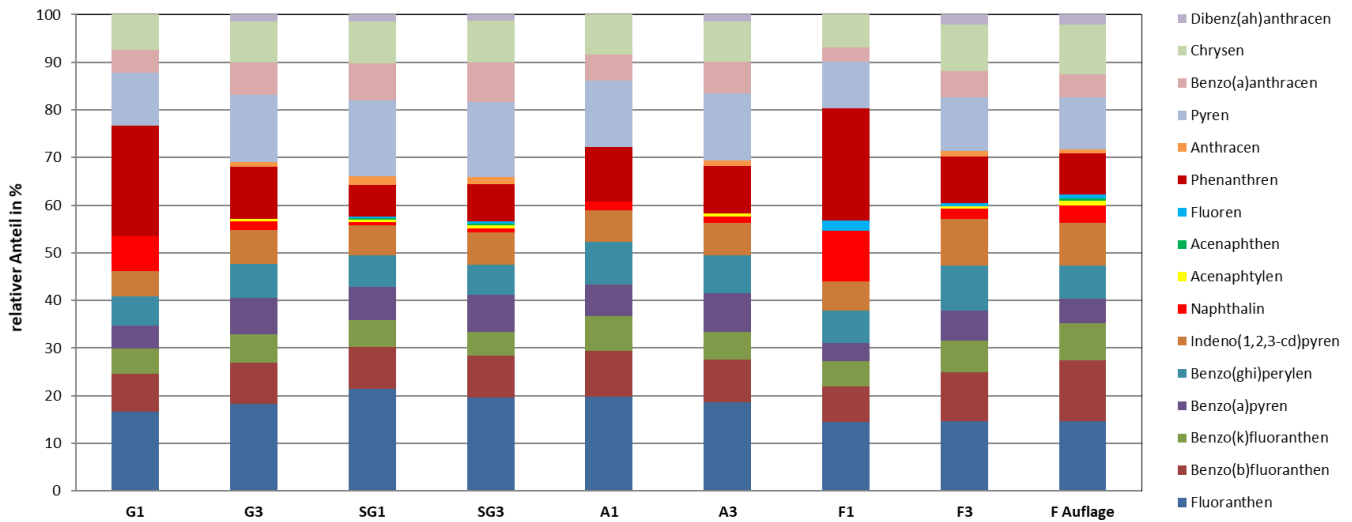


Abbildung 11: PAK-Muster (normiert auf 100%; n=2592; ohne Extremwerte) in den Nutzungs- und Siedlungsstrukturtypen

Ähnliche PAK-Muster treten auch nach einer weiteren Unterteilung der Datenkollektive nach Gebietstyp und Humusgehalt auf. Wie in Abbildung 12 dargestellt, nehmen am Beispiel der forstlichen Nutzung die niedermolekularen PAK mit steigendem Humusgehalt prozentual (relativ) innerhalb einer Gebietskategorie ab, die höher molekularen PAK dagegen prozentual zu. Es liegt nahe, dass der steigende Anteil anthropogener Verbrennungsprozesse mit zunehmender Siedlungsdichte zu einer prozentualen Zunahme der Emission höhermolekularer PAK führt und diese zusätzlich mit steigendem Humusgehalt im Boden stärker gebunden werden.

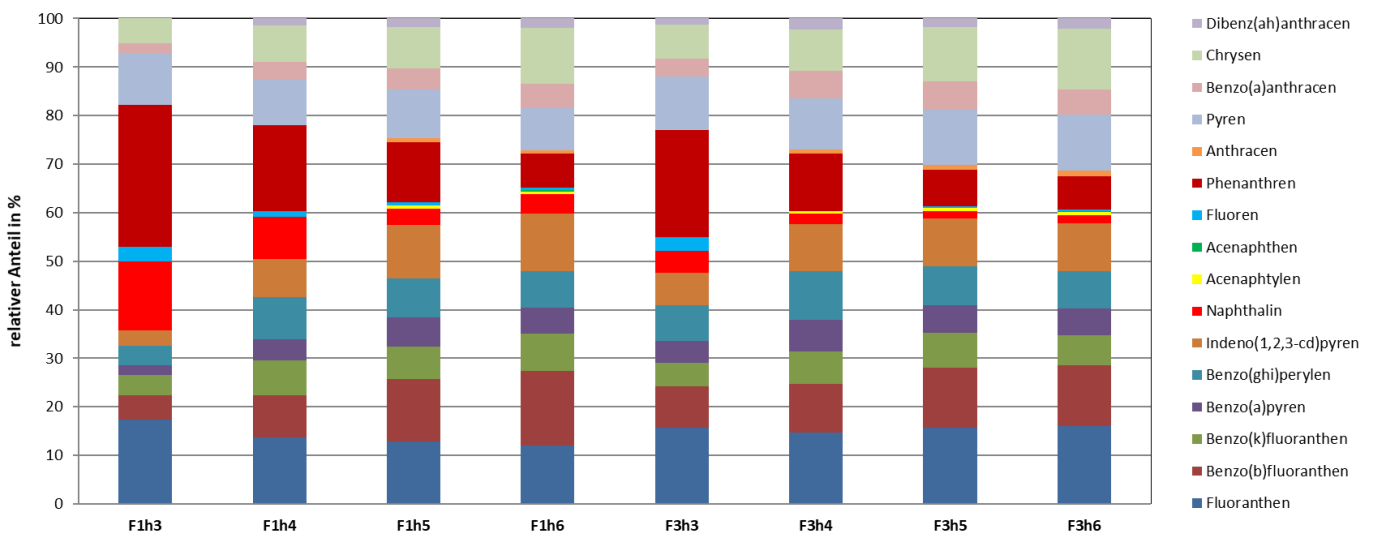


Abbildung 12: PAK-Muster (normiert auf 100%; n=521; ohne Extremwerte) im Forst in Abhängigkeit vom Humusgehalt und Siedlungsstrukturtyp

Vergleicht man die absoluten Gehalte der in zwei Gruppen zusammengefassten nieder- (LMW) und hochmolekularen (HMW) PAK (Abbildung 13), wird ersichtlich, dass für die Verschiebung der prozentualen Verhältnisse in erster Linie die stärkere Zunahme der HMW- gegenüber den LMW-PAK mit steigendem Humusgehalt und steigender Siedlungsdichte verantwortlich ist. Die LMW-PAK-Gehalte bleiben innerhalb der drei Gebietskategorien relativ konstant bzw. steigen erst bei sehr hohen Humusgehalten (h6) an.

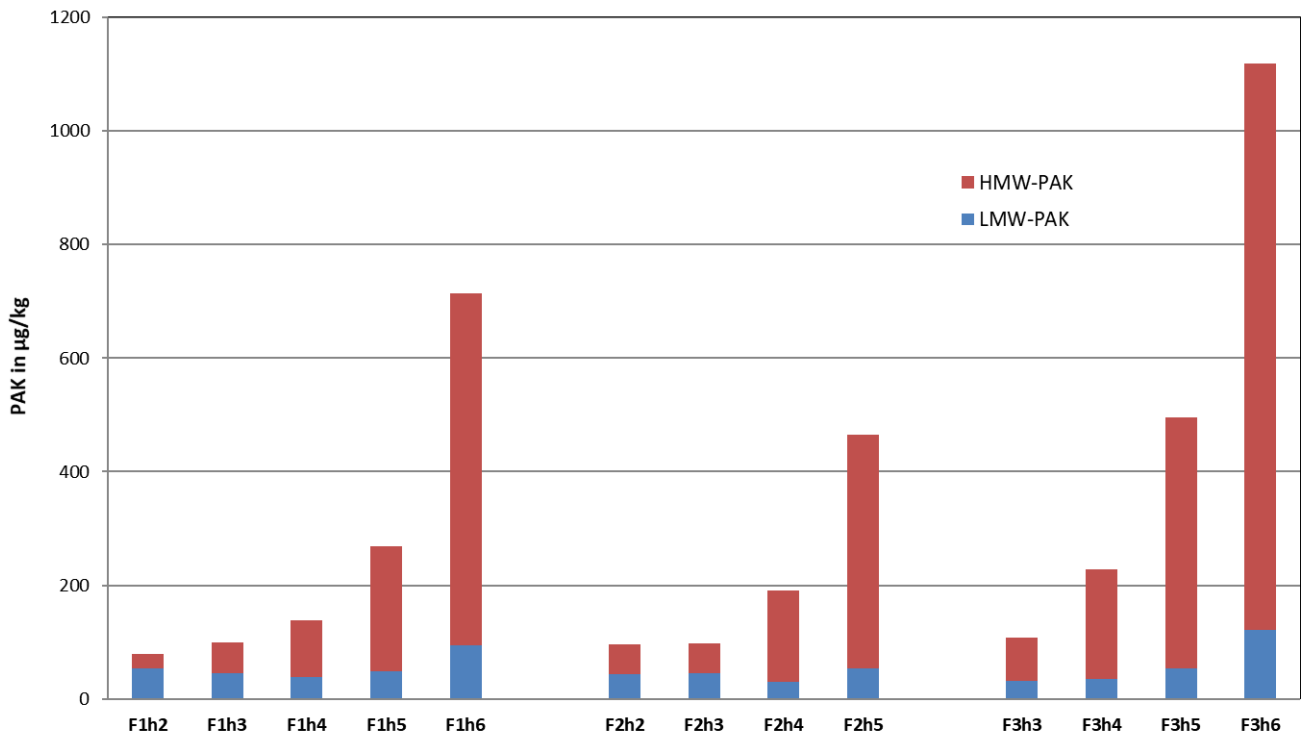


Abbildung 13: LMW- und HMW-PAK (P50; n=756; ohne Extremwerte) im Forst in Abhängigkeit vom Humusgehalt und Siedlungsstrukturtyp

Das gleiche Verhalten der beiden Gruppen kann man auch bei der Gegenüberstellung der Nutzungstypen (ohne Humusabhängigkeit) beobachten (Abbildung 14). Die Böden der Nutzungen Acker, Grünland und Forst zeigen ähnliche oder zum Verdichtungsraum nur leicht ansteigende LMW-PAK. Bei den Siedlungsgrünflächen mit generell höheren Gehalten, steigen auch die LMW-PAK vom ländlichen Raum zum Verdichtungsraum sichtbar an.

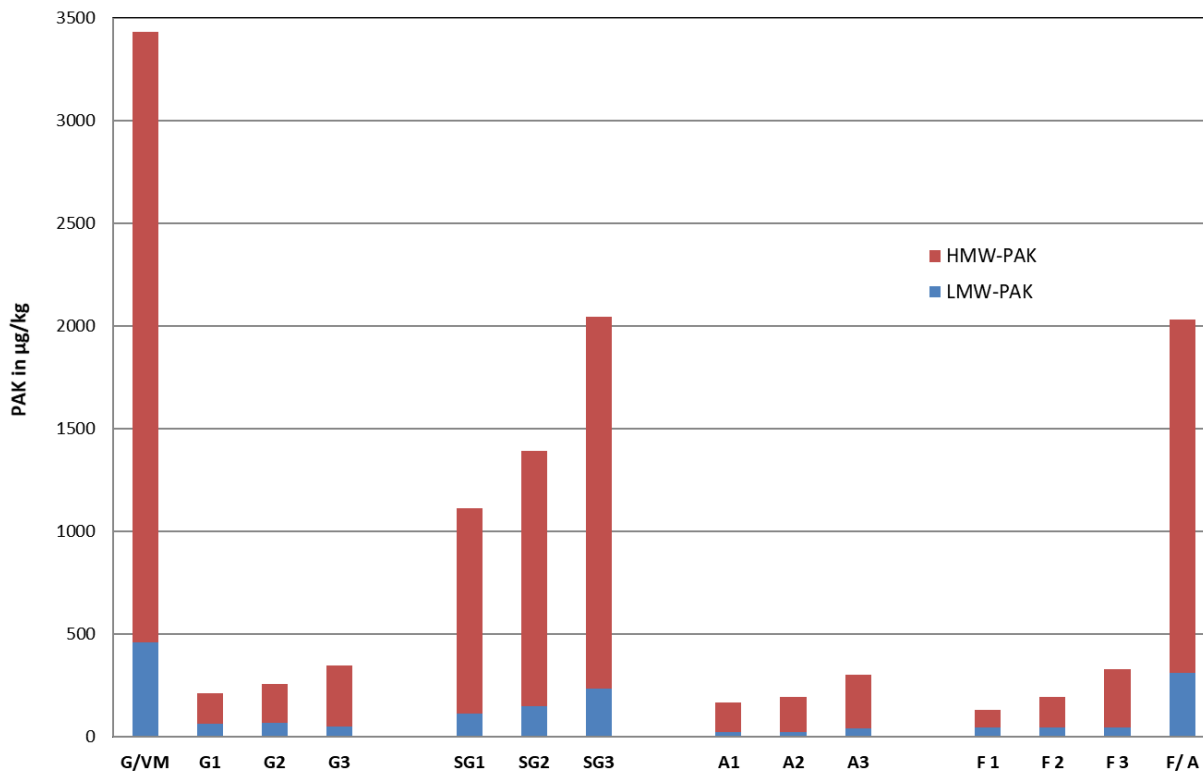


Abbildung 14: LMW- und HMW-PAK (P50; n=3505; ohne Extremwerte) in den Nutzungs- und Siedlungsstrukturtypen

Die HMW-PAK und damit auch die Gesamtsumme PAK_{16} steigen bei allen Nutzungen mit zunehmender Siedlungsdichte an, besonders deutlich bei den Siedlungsgrünflächen.

Als Vergleich sind im Diagramm der Abbildung 14 ganz links die Gehalte in der Auenböden der Vereinigten Mulde im Grünland dargestellt (n=58), welche die PAK-Gehalte der Siedlungsgrünflächen und Auflagehorizonte noch deutlich übersteigen. Die Auenböden wurden nicht mit in die Berechnung der Hintergrundwerte einbezogen, da sie aufgrund ihrer Genese (Materialzufuhr aus mehreren Gebietstypen) und Belastungssituation (z.B. Einleitungen aus Industrie und Kläranlagen) eine separate Einheit bilden.

Zusammenfassung

Die PAK_{16} und B(a)P steigen in den Oberböden sowohl mit zunehmender Humusstufe als auch mit zunehmender Siedlungsdichte an. Die höchsten Gehalte haben die humusreichen Böden in den Verdichtungsräumen. Stark humose Böden im ländlichen Raum können höhere Gehalte als humusarme Böden im Verdichtungsraum erreichen.

Verantwortlich für den Anstieg ist vor allem die Gruppe der höhermolekularen PAK, die Gehalte der niedermolekularen PAK steigen nur bei hohen Humusgehalten bzw. hoher Siedlungsdichte leicht an und bleiben ansonsten in etwa konstant.

Die Siedlungsgrünflächen erreichen je nach Humusgehalt P50 im Bereich der Vorsorgewerte bzw. P90 im Bereich der Prüfwerte Kinderspiel/Wohngebiet der BBodSchV (2021).

3.2 Σ DDX

Verteilung

Die Werteverteilung der Σ DDX zeigte kein eindeutiges Verhalten in den Nutzungs- und Gebietskategorien. Die P50 schwanken in den Böden aller Nutzungen mit Ausnahme der Siedlungsgrünflächen im Verdichtungsraum zwischen 3,5 und 11 $\mu\text{g}/\text{kg}$ und weisen keine starke Differenzierung innerhalb der Gebietskategorien auf, z. T. streuen sie sehr stark (Abbildung 15). Deshalb wurden in dem Datenkollektiv der hochauflösenden Untersuchung zusätzlich zu den Extremwerten noch die Ausreißer entfernt. An dem Verhalten des Datenkollektivs und auch an den Hintergrundwerten (Anhang 1, Σ DDX hochauflösend - Σ DDX alle) gibt es dadurch keine gravierenden Änderungen.

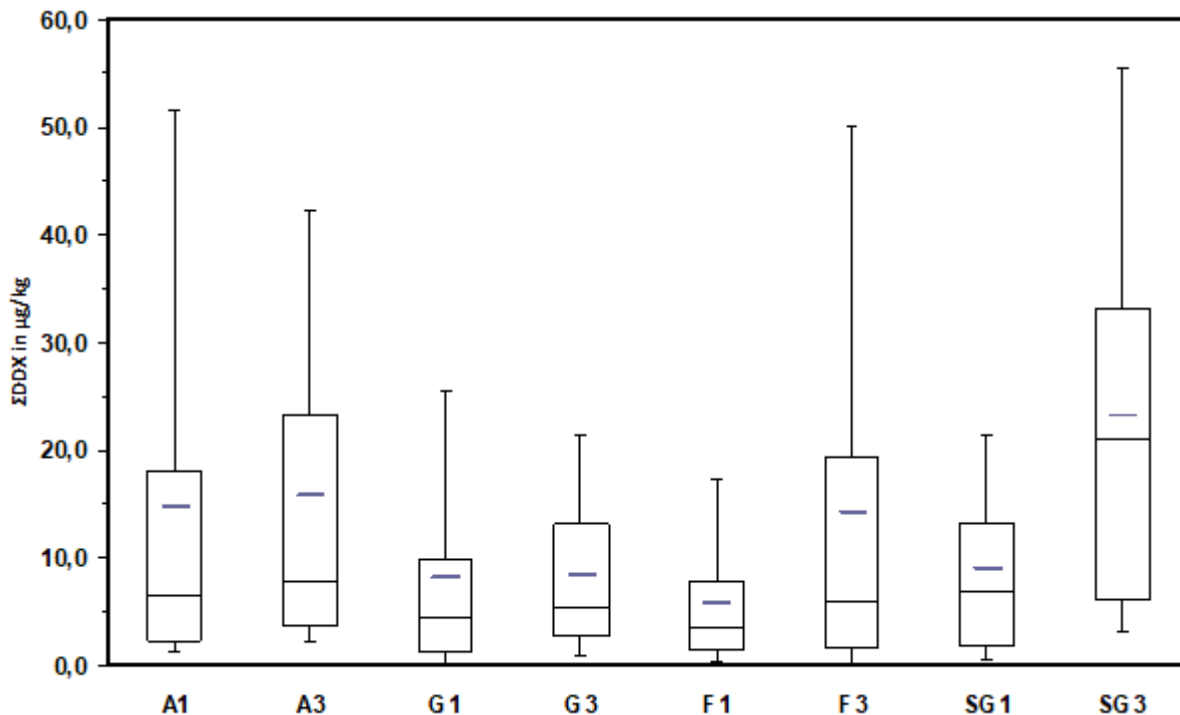


Abbildung 15: Σ DDX (n=269; ohne Ausreißer und Extremwerte) in den Nutzungs- und Siedlungsstrukturtypen

In Forst und Siedlungsgrünflächen steigen P50 und P90 vom ländlichen Raum zum Verdichtungsraum an, die höchsten P50 und P90 treten in Böden der Siedlungsgrünflächen des Verdichtungsraumes auf. Die Median- und Mittelwerte in den Ackerböden sind häufig höher als in Grünland, Forst und z. T. auf Siedlungsgrünflächen. Das P90 für Ackerböden im ländlichen Raum erreicht Größenordnung des P90 von Forst und Siedlungsgrünflächen im Verdichtungsraum.

DDX-Muster

Die Σ DDX setzt sich zum größten Teil in etwa hälftig aus dem insektiziden Wirkstoff p,p-DDT und seinem Abbauprodukt p,p-DDE zusammen (Abbildung 16). Das Abbauprodukt p,p-DDD und das Isomer o,p-DDT nehmen nur einen geringen Anteil an der Gesamtsumme ein. Die Abbauprodukte o,p-DDE und o,p-DDD liegen fast immer unterhalb der BG außer bei den sehr hohen Summengehalten in den Siedlungsgrünflächen im Verdichtungsraum.

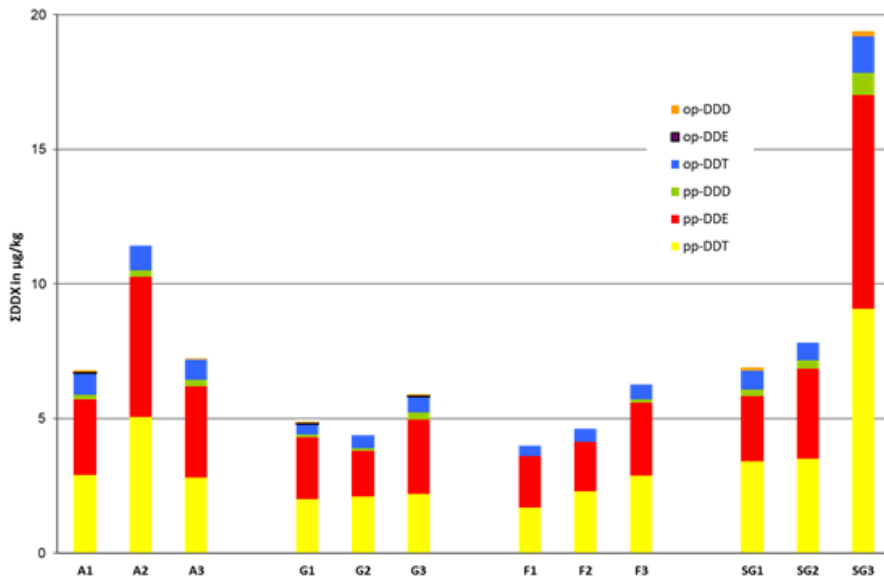


Abbildung 16: DDX-Muster (P50; n=423; ohne Extremwerte) in den Nutzungs- und Siedlungsstrukturtypen

Ca. 90 % des Gesamtanteils der Summe werden durch p,p-DDT und seine Abbauprodukte erreicht (Abbildung 17). Das Mengenverhältnis von p,p-DDT und p,p-DDE entspricht dabei in etwa 1 zu 1. Die restlichen 10 bis 15 % entfallen fast vollständig auf o,p-DDT und untergeordnet auf dessen Abbauprodukte.

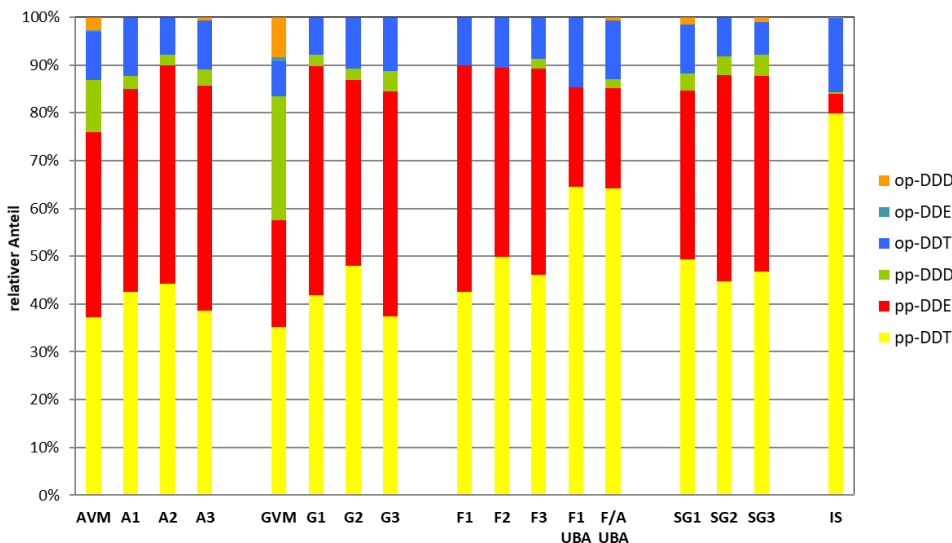


Abbildung 17: DDX-Muster (normiert auf 100 %; n=570; ohne Extremwerte) in den Nutzungs- und Siedlungsstrukturtypen

Ganz rechts in der Abbildung 17 ist als Vergleich in etwa das Verhältnis der Isomere in der industriellen Originalsubstanz (IS) dargestellt. Durch den Vergleich mit der aktuellen Situation in den Böden sieht man den deutlichen Abbau der beiden Isomere seit der Ausbringung des Stoffes. Zum weiteren Vergleich wurden für Acker und Grünland die Proben der Vereinigten Mulde (AVM, GVM, n=98) mit in der Abbildung 17 dargestellt. Sie zeigen, vor allem bei Grünland (GVM), einen deutlich höheren Anteil von DDD auf Kosten von DDE als in den anderen Datenkollektiven. DDD wird vorwiegend beim Abbau unter reduzierenden Bedingungen, wie sie z. T. in den Auenböden vorherrschen, gebildet.

Vergleicht man die Proben der BZE Forst (BAM 2014) im ländlichen Raum mit den entsprechenden Proben des LfULG fällt auf, dass die Gehalte in der Tiefenstufe 0 bis 5 cm signifikant höher sind als die horizontbezogenen Gehalte des LfULG. Das Verhältnis von p,p-DDT zu p,p-DDE ist im Oberboden und im organischen Auflagehorizont (F1 UBA, F/A UBA) zudem anders als in den Proben des LfULG (Abbildung 17). In den Datenkollektiven der BZE erreicht das Verhältnis der beiden Stoffe in etwa 2,5 zu 1, statt 1 zu 1. Ob das an den abweichenden C_{org} -Gehalten, bedingt durch die verschiedenen Probenteufen, oder an der zeitlichen Differenz der Probenahme (ca. 10 Jahre) und damit verbundenen zwischenzeitlich abgelaufenen Abbauprozessen liegt oder analytische Ursachen hat, lässt sich im Rahmen der Untersuchungen nicht eindeutig klären.

Zusammenfassung

Die höchsten Gehalte der Σ DDX treten in den Oberböden von Acker und Siedlungsgrünflächen auf. Die Gehalte steigen tendenziell vom ländlichen Raum zum Verdichtungsraum an.

Die Σ DDX setzt sich größtenteils aus p,p-DDT und p,p-DDE im Verhältnis 1 zu 1 zusammen, in Auenböden können durch reduzierende Abbaubedingungen höhere Anteile von DDD vorkommen.

Der Prüfwert für Kinderspielflächen der BBODSCHV (1999) beträgt 40 mg/kg DDT in der TM. Dieser Wert wird in keiner der untersuchten Proben erreicht.

3.3 PCB₆

Verteilung

Der Gehalt der PCB₆ liegt in den Böden generell auf einem niedrigen Niveau. Die Gesamtsumme erreicht nur in Ausnahmefällen P50 über 1 µg/kg und P 90 über 4 µg/kg. Tendenziell steigen die P50 und P90 innerhalb eines Gebietstyps vom Acker über Grünland und Forst bis zu den Siedlungsgrünflächen an. Bei Acker und Forst gibt es ebenfalls einen kontinuierlichen Anstieg vom ländlichen Raum zum Verdichtungsraum (Abbildung 18).

Grünland und Siedlungsgrünflächen zeigen innerhalb der beiden Siedlungskategorien des ländlichen Raums ein ähnliches Verhalten. Die P50 und P90 von Forst und Siedlungsgrünflächen liegen relativ eng beieinander und sind zwei- bis dreimal so hoch wie bei Acker und Grünland.

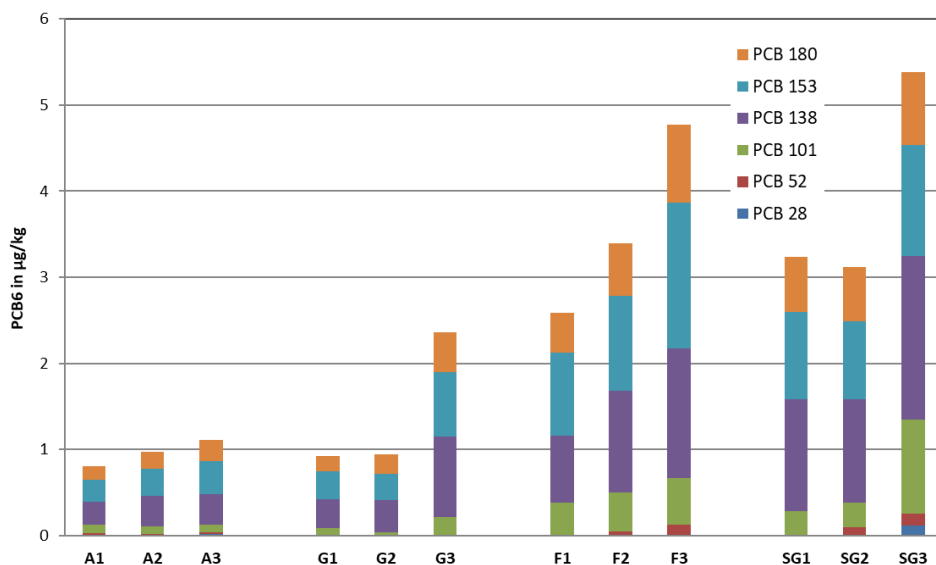


Abbildung 18: PCB-Muster (P90; n=454; ohne Extremwerte) in den Nutzungs- und Siedlungsstrukturtypen

PCB-Muster

Die Summengehalte der PCB₆ setzen sich größtenteils aus den Kongeneren 101 bis 180 zusammen. In den Böden fast aller Nutzungen liegen die P50 der PCB 28 und 52 nach Extremwertbereinigung vollständig unterhalb der Bestimmungsgrenze, bei Acker und Grünland zusätzlich auch die P50 des PCB 180. Bei den P90 liegen nur noch für PCB 28 und teilweise PCB 52 die Werte unterhalb der BG (Abbildung 19).

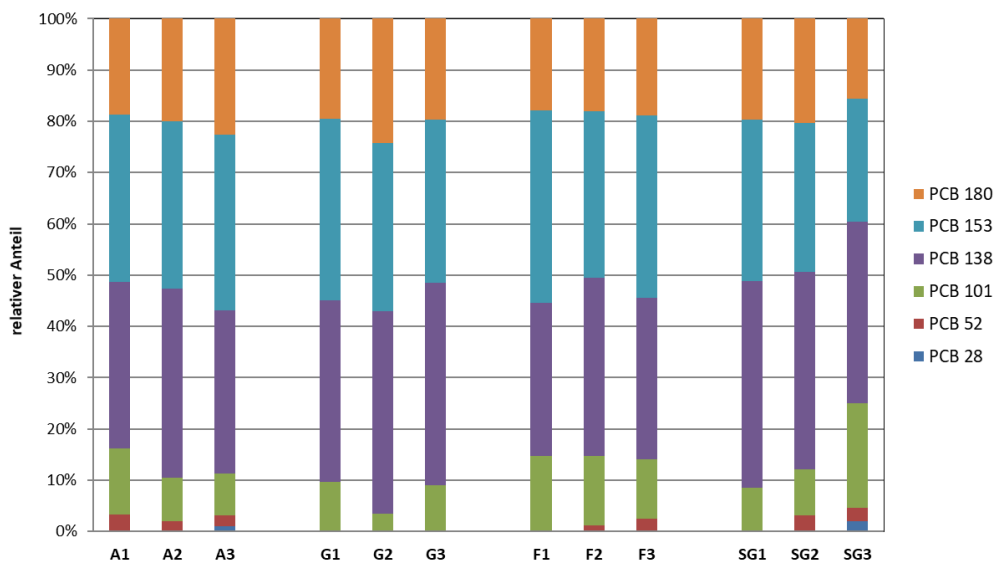


Abbildung 19: PCB-Muster (normiert auf 100%; n=454; ohne Extremwerte) in den Nutzungs- und Siedlungsstrukturtypen

Die prozentualen Anteile der einzelnen PCB an der Gesamtsumme des P90 bleiben in etwa konstant bzw. schwanken innerhalb enger Grenzen (Abbildung 19). Nur bei den Siedlungsgrünflächen im Verdichtungsraum deutet sich eine prozentuale Zunahme der niedrigchlorierten Verbindungen (PCB 28 bis PCB 101) auf Kosten der anderen Kongenere an.

Zusammenfassung

Die Gehalte der PCB₆ liegen in den sächsischen Böden auf niedrigem Niveau. Die P50 und P90 sind in Acker und Grünland deutlich niedriger als in Forst und Siedlungsgrünflächen. PCB 28 und 52 erreichen in den Böden selten Werte oberhalb der Bestimmungsgrenze von 0,05 µg/kg.

Die PCB-Muster sind in den Nutzungs- und Siedlungsstrukturtypen ähnlich.

In der BBODSCHV (2021) beträgt der Prüfwert für Kinderspielflächen 0,4 mg/kg und der Maßnahmenwert für Grünlandflächen 0,2 mg/kg. Beide Werte werden von keiner der untersuchten Proben erreicht.

3.4 Lindan (g-HCH) und ΣHCH

Verteilung

Die P50-Gehalte für Lindan liegen in fast allen Kategorien, bis auf in den Siedlungsgrünflächen im Verdichtungsraum, unterhalb der Bestimmungsgrenze. Die P90-Gehalte sind ebenfalls sehr niedrig und differieren innerhalb der Nutzungen und Gebietstypen nur minimal. Ein signifikanter Anstieg vom ländlichen Raum zum Verdichtungsraum ist nur beim Forst zu beobachten.

Ähnlich verhält sich die Σ HCH, bei der nur im Forst und auf Siedlungsgrünflächen ein Anstieg der P90-Gehalte im Verdichtungsraum zu sehen ist. Die P50 für Acker, Grünland und z.T. für Siedlungsgrünflächen liegen ebenfalls unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,05 $\mu\text{g}/\text{kg}$.

Zusammenfassung

Insgesamt liegen die Werte auf einem niedrigen Niveau und erreichen nur in Ausnahmefällen Gehalte oberhalb von 0,5 $\mu\text{g} \Sigma\text{HCH}/\text{kg}$. Da ein großer Teil der Einzelstoffe mit allen Perzentilen unterhalb der Bestimmungsgrenze liegt, ist eine Darstellung der Verteilungsmuster für die Σ HCH nicht möglich.

3.5 HCB

Verteilung

Die P50 von HCB steigen in allen Kategorien vom ländlichen Raum zum Verdichtungsraum an, ein deutlicher Anstieg ist nur bei Acker und Siedlungsgrünflächen zu verzeichnen. Die P25 liegen in allen Datenkollektiven des ländlichen Raums unterhalb der BG. Die P50 streuen zwischen 0,09 und 0,52 $\mu\text{g}/\text{kg}$, die P90 zwischen 0,40 und 1,5 $\mu\text{g}/\text{kg}$ HCB. Die mit Abstand höchsten Gehalte treten in den Siedlungsgrünflächen im Verdichtungsraum auf, in diesem Datenkollektiv liegen auch alle Perzentile oberhalb der Bestimmungsgrenze (Abbildung 20).

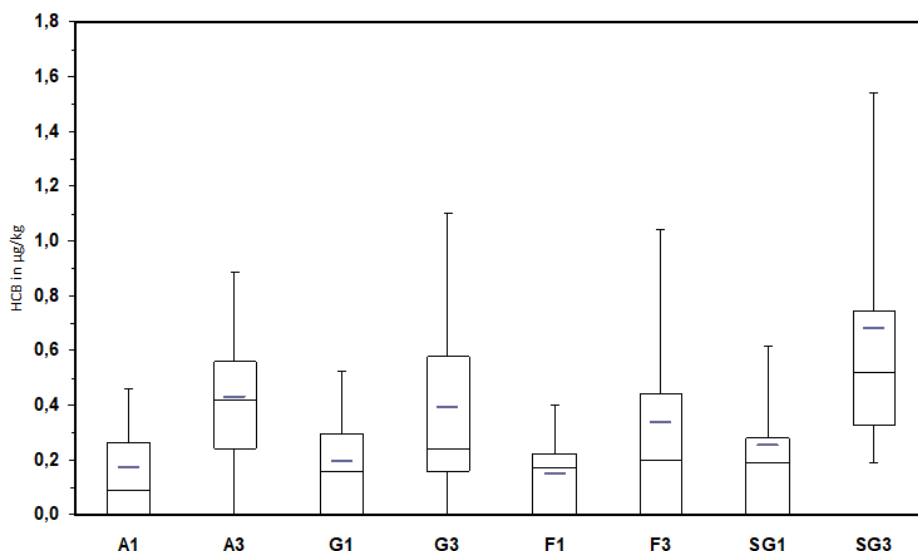


Abbildung 20: HCB (n=288; ohne Extremwerte) in den Nutzungs- und Siedlungsstrukturtypen

Zusammenfassung

Die Hintergrundwerte für HCB liegen auf einem niedrigen Niveau. Der Prüfwert für Kinderspielflächen nach BBODSCHV (2021) beträgt 4 mg/kg und wird in keiner Probe erreicht.

3.6 PCDD/F

Verteilung

Die Konzentration an PCDD/F in den Oberboden zeigte eine deutliche Beziehung zur Siedlungsstruktur. Mittlere Werte (P50) wie auch das 90. Perzentil stiegen stets in der Reihe Ländlicher Raum < verdichtete Bereiche im Ländlichen Raum < Verdichtungsraum; ebenso zeigten sich deutliche Unterschiede bei den Nutzungskategorien (Abbildung 21). P50 und P90 für Grünland lagen stets, aber teilweise nur mit geringem

Abstand über den Werten für die Ackernutzung. Die Werte für Siedlungsgrünflächen lagen deutlich darüber, die Oberböden unter forstlicher Nutzung wiesen für PCDD/F die höchsten Hintergrundwerte auf. Die nachfolgend dargestellten Summenwerte für PCDD/F beziehen sich auf die Summenbildung nach WHO (2005), die Werte für die Summenbildung nach NATO/CCMS (1988) weichen nur geringfügig aufgrund etwas abweichender Toxizitätsfaktoren davon ab (vgl. Anhang 3).

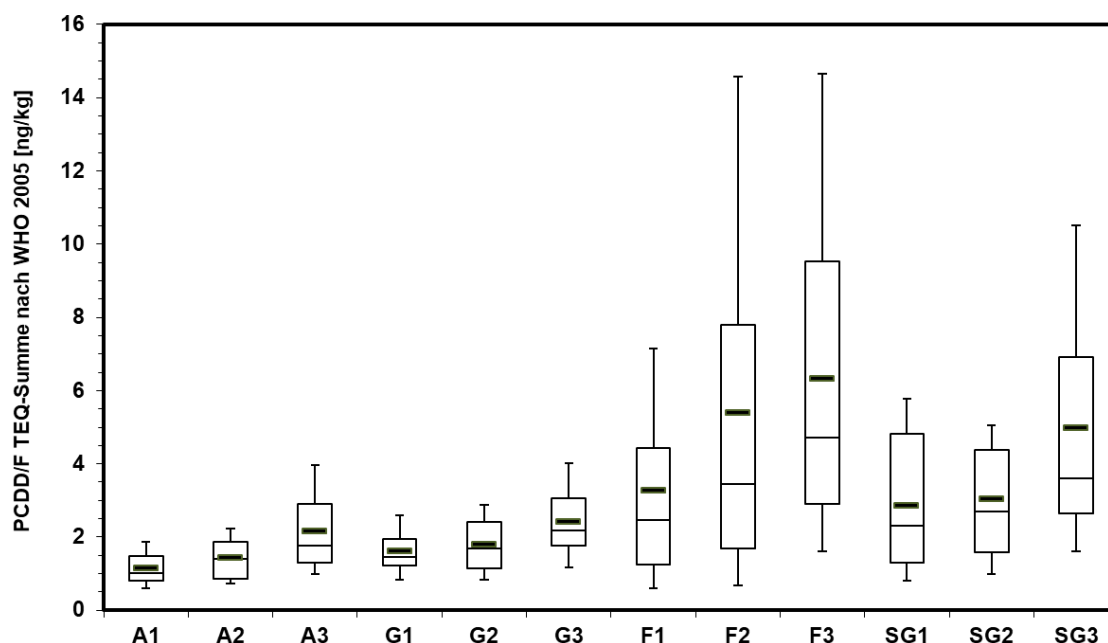


Abbildung 21: Werteverteilung der PCDD/F-TEQ-Summen nach WHO 2005 (n=553; ohne Ausreißer und Extremwerte); gegliedert nach Nutzung und Siedlungsstrukturtyp

Die TEQ-Summen für PCDD/F nach WHO (2005) reichten bei den Auswertungen zur Ableitung der HGW im Mittel von 1,02 ng/kg (P90: 1,86 ng/kg) für Ackerböden im Ländlichen Raum bis 4,72 ng/kg (P90: 14,7 ng/kg) für die Forstböden im Verdichtungsraum. Für die organischen Auflagen im Forst liegen die Werte für P50 (23,3 ng/kg) bzw. P90 (42,1 ng/kg) sehr deutlich über denen der forstlichen mineralischen Oberböden.

Der Maßnahmenwert der BBodSchV (1999) für die empfindlichste Nutzung (Kinderspielflächen) für PCDD/F von 100 ng/kg I-TEQ (NATO/CCMS 1988) wurde in zwei Proben aus dem Verdichtungsraum knapp überschritten, einmal in einem forstlichen Auflagehorizont (143 ng/kg) und einmal im Oberboden einer Siedlungsgrünfläche (101 ng/kg). Die Maßnahmenwerte für Wohngebiete sowie Park- und Freizeitanlagen von 1000 ng/kg I-TEQ (NATO/CCMS 1988) werden jedoch sehr deutlich unterschritten. In der Novelle der BBodSchV hat sich bei gleichen Zahlenwerten die Bezugsbasis geändert, die nun PCDD/F und dl-PCB gemeinsam als Summe nach WHO (2005) umfasst. Auch unter diesem Bezugsmaßstab überschreiten die beiden vorgenannten Proben die Maßnahmenwerte für Kinderspielflächen, die Werte für Wohngebiete bzw. Park- und Freizeitanlagen werden weiterhin deutlich unterschritten. Beide Proben sind zudem als Extremwert charakterisiert, weil die PCDD/F-Konzentration sehr deutlich außerhalb der Werteverteilung für die übrigen Proben liegt. Insofern sind diese Standorte sowohl im Hinblick auf die Ursachen als auch mögliche gesundheitliche Wirkungen als Einzelfälle gesondert zu betrachten.

In der Novelle der BBodSchV findet sich auch ein Prüfwert für PCDD/F in Höhe von 15 ng/kg TEQ nach WHO (2005) bei Grünlandnutzung. Von den Oberbodenproben der Grünlandflächen überschreiten Proben von zwei Standorten im Ländlichen Raum mit 22,7 bzw. 45,7 ng/kg diesen Wert. Beide Konzentrationen sind

als Extremwerte charakterisiert, die deutlich außerhalb der typischen Werteverteilung liegen. Beide Standorte zeigen auch bei anderen Schadstoffen Auffälligkeiten, so auch für dl-PCB. Auch diese untypisch hoch belasteten Standorte bedürfen einer Einzelfallbetrachtung. Für den besonders hoch belasteten Grünlandstandort kann die Nähe von ca. 2 km zu Muldenhütten als einen über Jahrhunderte aktiven Hüttenstandort und dessen früheren, extremen Emissionen eine mögliche Ursache darstellen. Für den anderen Standort liegen keine Erkenntnisse über eine mögliche Ursache vor.

Muster

Betrachtet man das Vorkommen der PCDD/F-Homologen allein anhand ihrer Konzentration (Abbildung 22), d.h. ohne deren Verknüpfung mit den Toxizitätsfaktoren, zeigt sich, dass die Konzentration dieser Stoffgruppe maßgeblich von OCCD dominiert wird. Diese machen im Mittel etwa 60 % der analytisch bestimmten PCDD/F aus, gefolgt von OCDF (ca. 10 %) und der Gruppe der hepta-chlorierten Dioxine und Furane mit jeweils ca. 8 %. Lediglich für TCDD liegt trotz niedriger Bestimmungsgrenzen das P10 unter der Bestimmungsgrenze, ansonsten konnten für alle Kenngrößen Werte oberhalb der Bestimmungsgrenze angegeben werden.

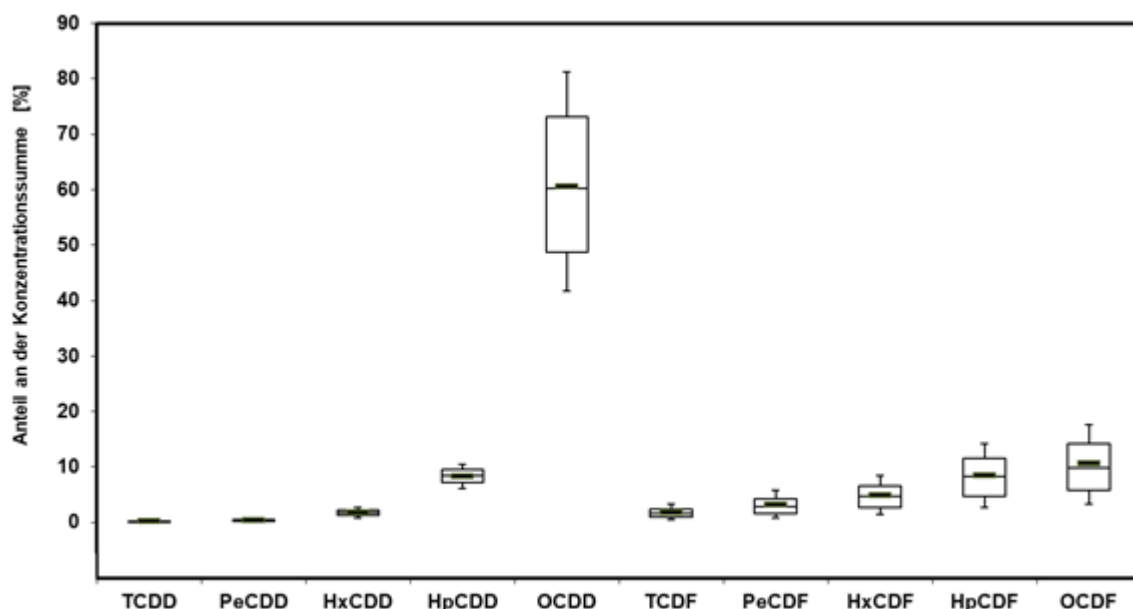


Abbildung 22: Anteil der Homologen an der PCDD/F-Konzentrationssumme in den Oberböden (n=583)

Wird hingegen die toxikologische Relevanz bei der Summenbildung durch einzelsubstanzbezogene Toxizitätsfaktoren nach WHO (2005) berücksichtigt, ergibt sich für die Bedeutung der Homologen in der Summe PCDD/F ein anderes Bild (Abbildung 23). Hierbei dominieren die penta- und hexa-chlorierten Furane (je ca. 23 %), gefolgt von den penta- und hexa-chlorierten Dioxinen mit ca. 20 % bzw. 9 %. Die octa-chlorierten Verbindungen spielen aufgrund der niedrigen Toxizitätsfaktoren in der TEQ-Summe kaum eine Rolle, obwohl sie im Oberboden in vergleichsweise hohen Konzentrationen vorkommen.

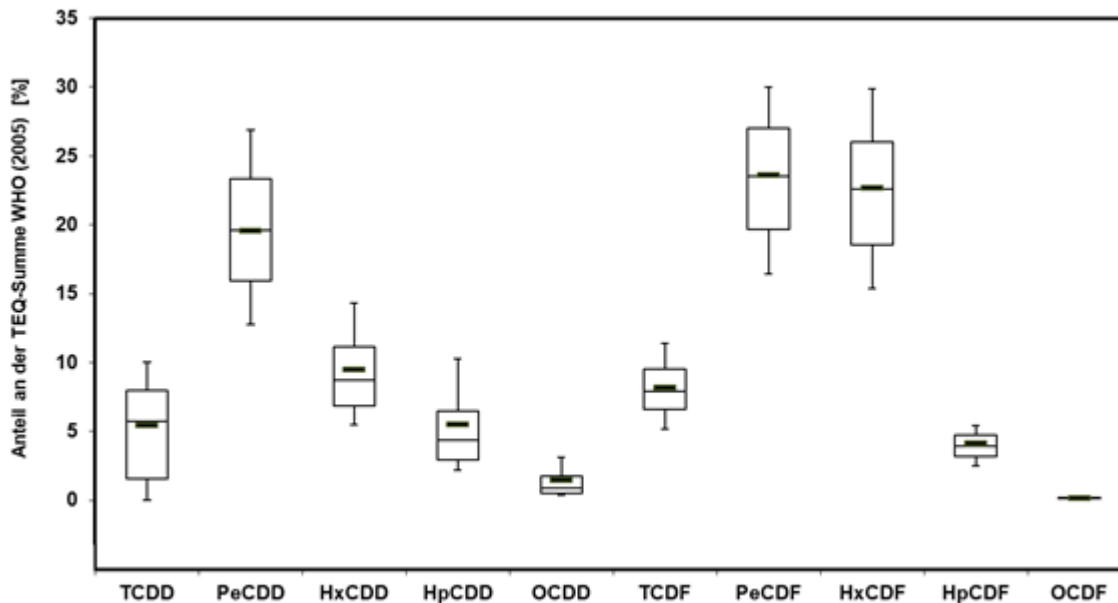


Abbildung 23: Anteil der PCDD/F-Homologen an ihrer TEQ-Summe nach WHO (2005)

Die Konzentrationen der PCDD/F-Homologen zeigten sich mit Blick auf die Nutzungsgruppen nicht einheitlich, sondern es gab klar erkennbare Trends: während die in der Summe dominierende Verbindung OCDD in der Reihung Siedlungsgrün, Acker, Grünland, Forst-Oberboden und Forst-Auflage deutlich abnahm, zeigten alle Furane (und mit steigendem Chlorierungsgrad zunehmend) den umgekehrten Trend, d.h. eine Zunahme in der vorgenannten Reihung (Abbildung 24).

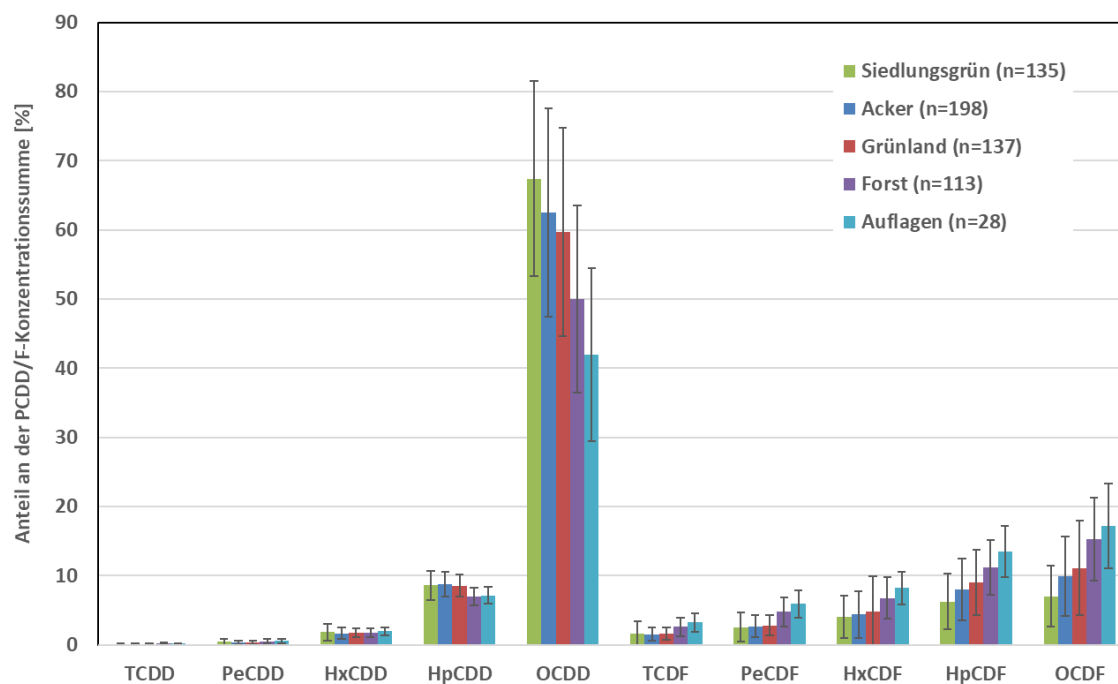


Abbildung 24: Anteile der Homologen an der PCDD/F-Konzentrationssumme (Mittelwert mit Standardabweichung), gegliedert nach Nutzung

Einflussgrößen

Die Unterschiede in den HGW zwischen den Nutzungen sind auch im Zusammenhang mit den deutlichen Unterschieden im Humusgehalt der Böden zu deuten. Die typischen Corg-Gehalte (P50 bzw. P90) liegen in Ackerböden bei 1,6 % bzw. 2,7 %, in Grünlandböden bei 2,5 % bzw. 4,2 %, bei den Siedlungsgrünflächen bei 2,5 % bzw. 4,0 % und in Forstböden bei 5,1 % bzw. 8,7 %. Zwischen den Siedlungsstrukturtypen zeigten sich keine deutlichen Unterschiede im Corg-Gehalt der Oberböden.

Es fanden sich zwischen den Corg-Gehalten und der PCDD/F-Konzentrationssumme bzw. TEQ-Summe (WHO 2005) signifikante Korrelationen ($r=0,23$ bzw. $0,40$; $n=583$). Werden die mit Blick auf die PCDD/F-Konzentration untypisch belasteten Proben (Ausreißer und Extremwerte) ausgeschlossen, dann verbessert sich der Zusammenhang deutlich ($r=0,40$ bzw. $0,59$; $n=522$). Der Zusammenhang zeigte sich in den Nutzungsgruppen unterschiedlich stark ausgeprägt und war in der Gruppe der Forstböden besonders deutlich (Abbildung 25), ebenso wie in der Gruppe der Ackerböden (Abbildung 26).

Der Corg-Gehalt der Böden ist auch durch Klimaparameter geprägt, so dass auch der Zusammenhang mit der Höhenlage und nachrangig mit dem Jahresniederschlag und der Jahresmitteltemperatur geprüft wurde. Höhenlage, Jahresniederschlag und -mitteltemperatur sind im Datensatz untereinander sehr eng korreliert (r zwischen $0,88$ und $0,97$). Der Zusammenhang von Corg-Gehalt und Höhe ist mit Blick auf die Gesamtdaten signifikant und ausgeprägt ($r=0,39$). Unterteilt man hier nach Nutzung, dann fällt der Zusammenhang von der Gruppe Acker ($r=0,61$) über Forst ($r=0,56$) und Siedlungsgrün ($r=0,26$) zum Grünland ($r=0,17$) hin ab. Für das Grünland ist anzunehmen, dass der geringe Zusammenhang auch durch die zwischenzeitliche Acker-nutzung bzw. die damit einhergehende Bodenbearbeitung erklärt werden kann.

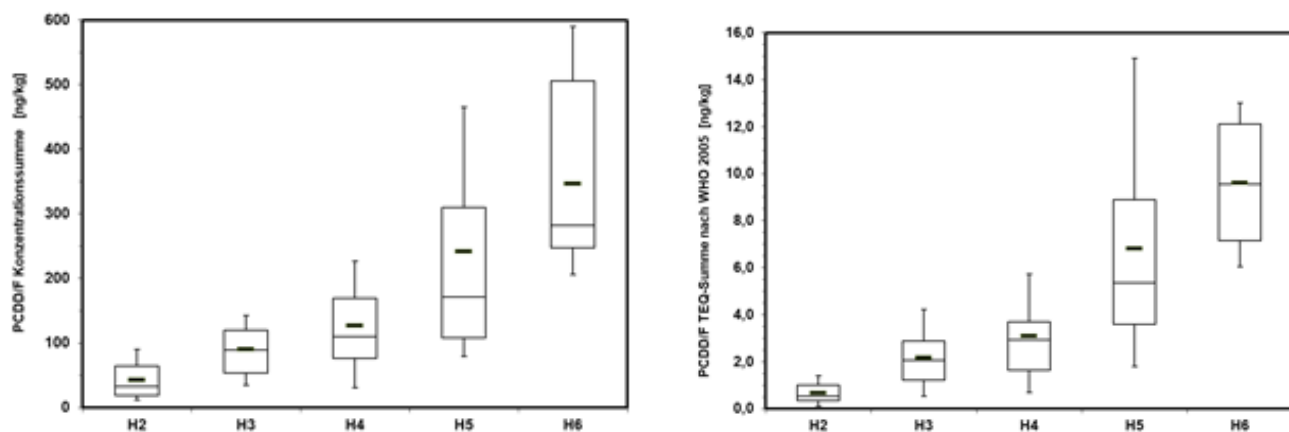


Abbildung 25: Konzentrationssumme (links) und TEQ-Summe nach WHO 2005 (rechts) der PCDD/F in Forstböden, gegliedert nach Humusstufe (KA5); $n=110$; ohne Ausreißer und Extremwerte

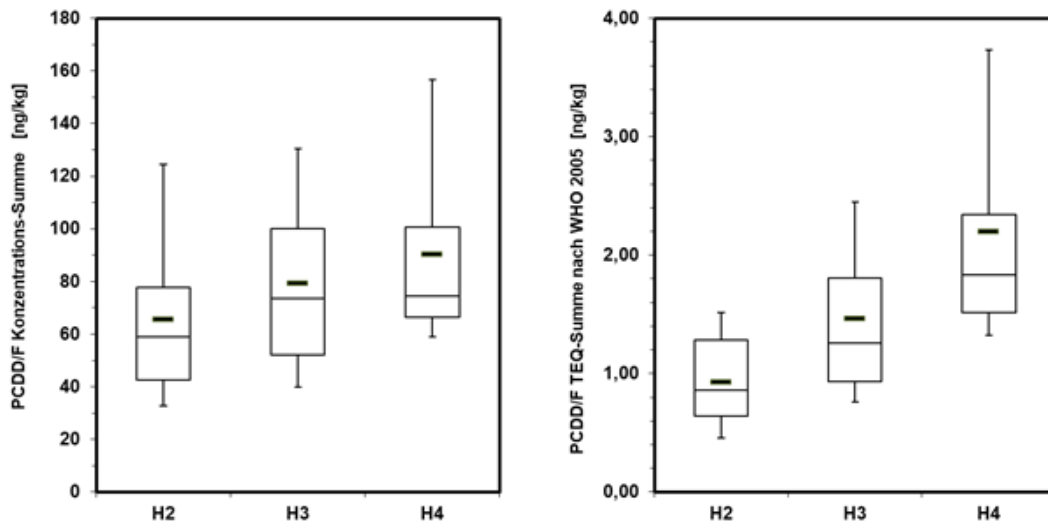


Abbildung 26: Konzentrationssumme (links) und TEQ-Summe nach WHO 2005 (rechts) der PCDD/F in Ackerböden, gegliedert nach Humusstufe (KA5); n=175; ohne Ausreißer und Extremwerte

Zwischen Höhenlage und PCDD/F-Konzentrationssumme zeigte sich insgesamt kein Zusammenhang und zur WHO-TEQ-Summe nur ein schwacher Zusammenhang ($r=0,21$; $n=522$). In den Nutzungsgruppen differenziert sich das Bild nur wenig: in der Gruppe der Forstböden ($r=0,20$; $n=106$) wie auch Siedlungsgrünflächen ($r=0,24$; $n=121$) fand sich nur ein schwacher, bei den Grünlandböden ($0,40$, $n=120$) und für die Ackerböden ($r=0,48$; $n=174$) ein etwas stärkerer Zusammenhang mit Blick auf die WHO-TEQ-Summe der PCDD/F.

Ein Blick auf die PCDD/F-Homologen offenbart einen Grund, warum sich vielfach ein deutlicherer Zusammenhang zu den TEQ-Summen nach WHO (2005) als zu den einfachen Konzentrationssummen fand. Die Anteile der Homologen weisen einen erkennbaren Trend auf: während der Anteil an OCDD mit steigendem Humusgehalt abnahm, stieg der Anteil der toxikologisch relevanten Homologen, insbesondere bei den Furanen in den Böden der höheren Humusklassen (Abbildung 27).

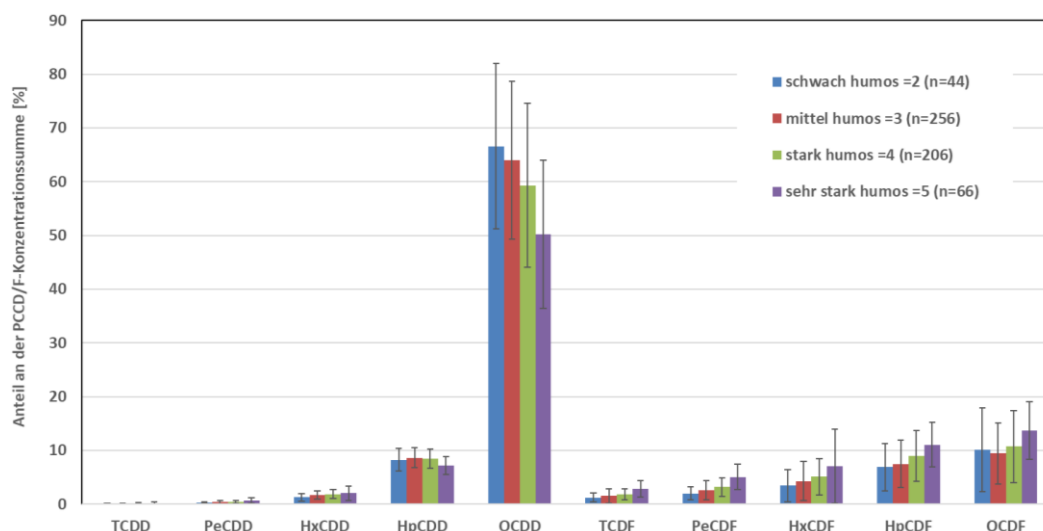


Abbildung 27: Anteile der Homologen an der PCDD/F-Konzentrationssumme (Mittelwert mit Standardabweichung), gegliedert nach Humusstufe; n=572, ohne Böden mit Humusgehalten unter h2 bzw. über h5 aufgrund der geringen Fallzahlen

Der Humusgehalt der Böden korreliert mit der Höhenlage ähnlich wie mit der Temperatur ($r = 0,39$ bzw. $- 0,37$). Der Einfluss der Höhe auf die Anteile der PCDD/F-Homologen war geringer im direkten Vergleich mit der Jahresmitteltemperatur. Mit steigender Jahresmitteltemperatur steigen auch die Anteile an OCDD und es sinken die Anteile der toxikologisch relevanten Homologen, insbesondere bei den Furanen (Abbildung 28).

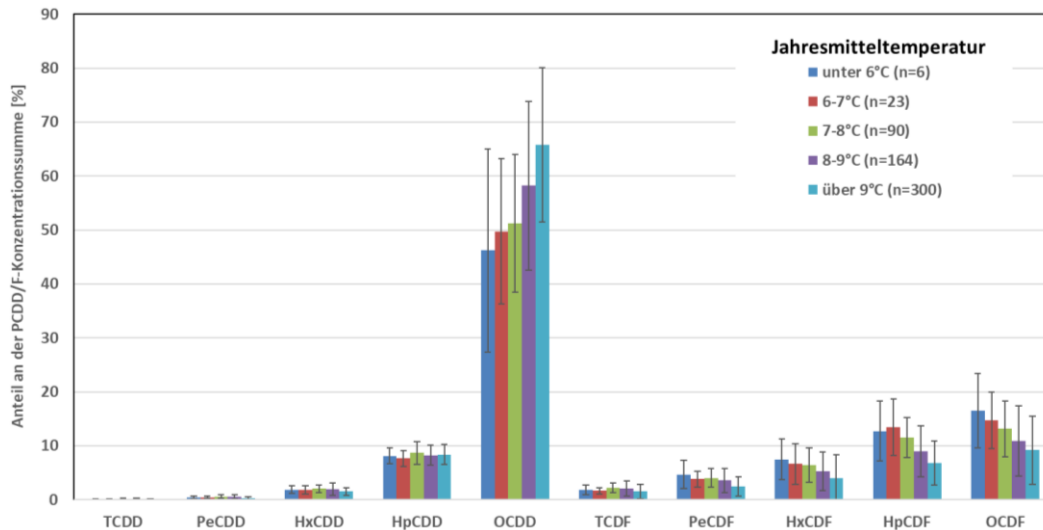


Abbildung 28: Anteile der Homologen an der PCDD/F-Konzentrationssumme (Mittelwert mit Standardabweichung), gegliedert nach Jahresmitteltemperatur; n=583

Zusammenfassung

Die HGW für PCDD/F sind gering, aber einzelne Proben erreichen das Niveau der Prüfwerte der BBodSchV.

Die PCDD/F-Konzentrationen werden von OCDD dominiert, die TEQ-Summen von PeCDD/F und HxCDF.

Eine Abhängigkeit vom Humusgehalt ließ sich für die Acker- und Forstböden erkennen, einige Kongenere zeigten einen Einfluss von geografisch abgeleiteten Parametern wie der Jahresmitteltemperatur.

3.7 dl-PCB

Verteilung

Ähnlich wie bei den PCDD/F zeigte auch die Konzentration von dl-PCB in den Oberböden eine deutliche Beziehung zur Siedlungsstruktur. Mittlere Werte (P50) wie auch das 90. Perzentil stiegen bei den betrachteten Formen der Landnutzung in der Regel in der Reihe Ländlicher Raum < verdichtete Bereiche im Ländlichen Raum < Verdichtungsraum (Anhang 3). Ausnahme bildet die Grünlandnutzung, in der sich zwischen dem ländlichen Raum und den verdichteten Bereichen im ländlichen Raum beim Median kein Unterschied zeigte und das P90 für den ländlichen Raum knapp über dem Wert für die verdichteten Bereiche im ländlichen Raum lag. Auch hier kann die frühere Bodenbearbeitung bei zwischenzeitlicher Ackernutzung Ursache dafür sein, dass Unterschiede im Stoffeintrag durch die Bodenbearbeitung überprägt sind.

Ebenso zeigten sich deutliche Unterschiede für die typischen Konzentrationen an dl-PCB der Oberböden zwischen den Nutzungskategorien (Abbildung 29). P50 und P90 für Grünland lagen stets über den Werten für die Ackernutzung. Die Werte für Siedlungsgrünflächen lagen deutlich darüber, die Oberböden unter forstlicher Nutzung wiesen die höchsten Hintergrundwerte auf (vgl. Anhang 3). Die typischen TEQ-Summen für dl-PCB nach WHO (2005) reichten dabei im Mittel von 0,16 ng/kg (P90: 0,28 ng/kg) für Ackerböden im Ländlichen Raum bis 1,14 ng/kg (P90: 2,37 ng/kg) für die Forstböden im Verdichtungsraum. Für die organischen Auflagen im Forst liegen die Werte für P50 (5,38 ng/kg) bzw. P90 (11,4 ng/kg) sehr deutlich über denen der forstlichen mineralischen Oberböden.

Die Standorte mit den höchsten Konzentrationen an dl-PCB (WHO 2005) liegen auf einer Siedlungsgrünfläche im Verdichtungsraum (15,3 ng/kg) und auf einer Grünlandfläche im ländlichen Raum (9,25 ng/kg), beides zurückzuführen auf hohe Konzentrationen an PCB 126. Für dl-PCB finden sich in der BBodSchV keine Werteregulungen; für den Direktpfad Boden-Mensch werden die dl-PCB direkt in die TEQ-Summe nach WHO 2005 mit den PCDD/F integriert. Die TEQ-Summe für PCDD/F + dl-PCB nach WHO 2005 liegt für diese beiden Standorte bei 24,1 bzw. 31,9 ng/kg und damit oberhalb des Bereichs typischerweise vorkommender Belastung.

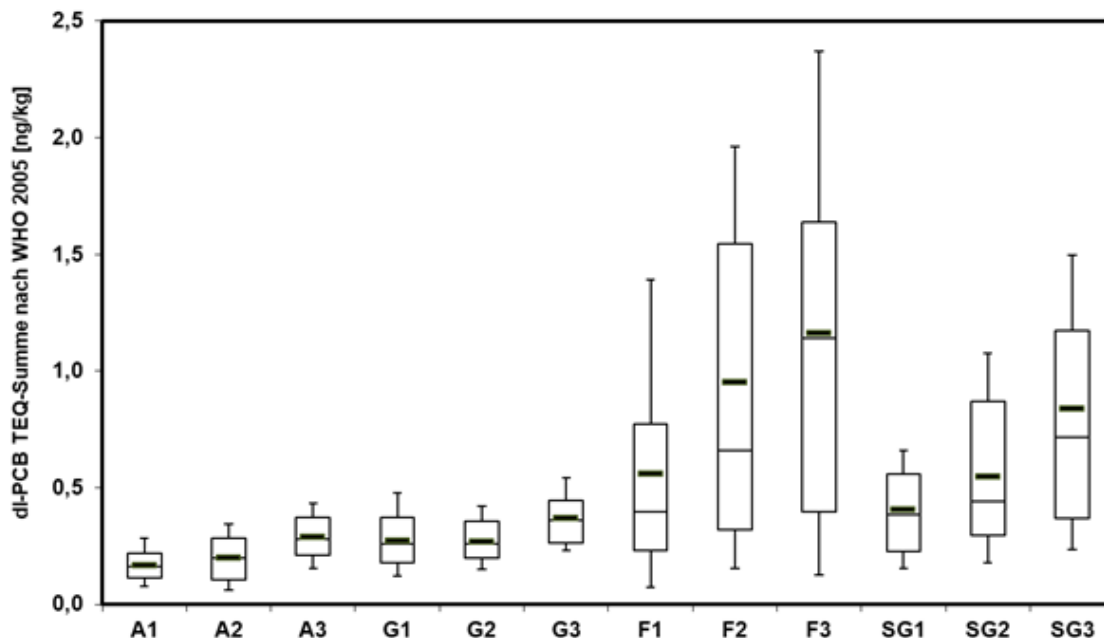


Abbildung 29: Werteverteilung der dl-PCB-TEQ-Summen nach WHO 2005 (n=558; ohne Ausreißer und Extremwerte)

Muster

Betrachtet man das Vorkommen der 12 dl-PCB-Kongenere allein anhand ihrer Konzentration, d.h. ohne deren Verknüpfung mit den Toxizitätsfaktoren, zeigt sich, dass die Konzentrationssumme dieser Stoffgruppe von der Verbindung PCB 118 dominiert wird (Abbildung 30). PCB 118 macht im Mittel etwa 45 % der Summe der 12 dl-PCB aus, gefolgt von PCB 156 (ca. 18 %), PCB 105 (ca. 15 %) und PCB 167 (ca. 9 %). Trotz Anwendung analytischer Verfahren mit niedriger Bestimmungsgrenzen liegt für sechs Verbindungen das P10 unterhalb der Bestimmungsgrenze, für vier auch das P25 und für PCB 181 und PCB 114 der Median (P50) und für PCB 114 auch das P75 unterhalb der Bestimmungsgrenze.

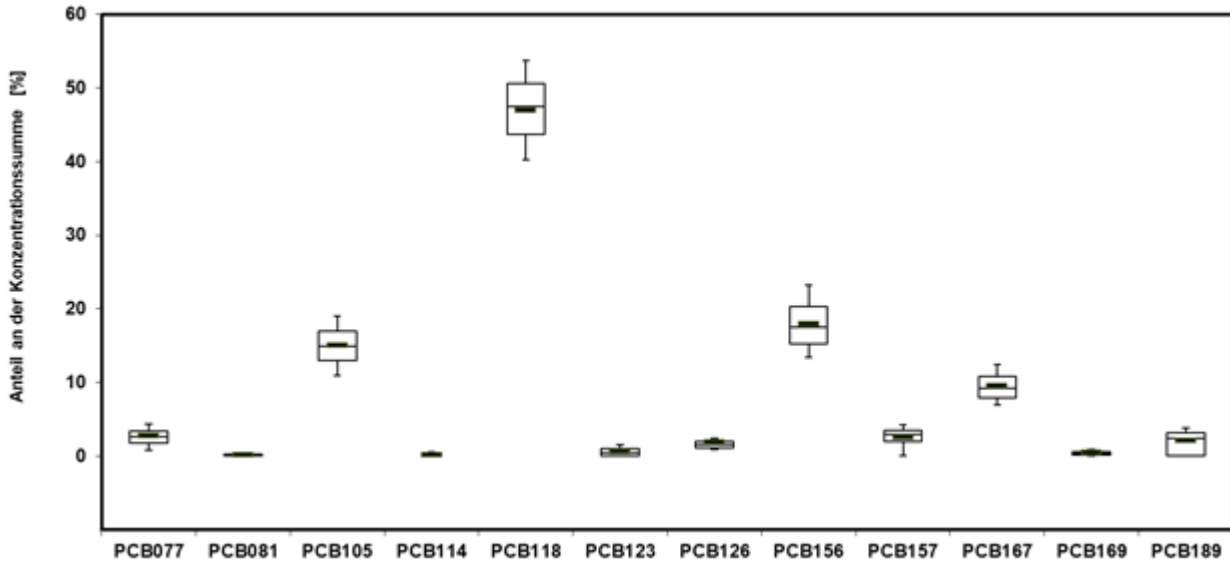


Abbildung 30: Anteil der einzelnen Kongenere an der dl-PCB-Konzentrationssumme in den Oberböden (n=583)

Wird hingegen die toxikologische Relevanz bei der Summenbildung durch die teils sehr kleinen einzelsubstanzbezogenen Toxizitätsfaktoren nach WHO (2005) berücksichtigt, ergibt sich für die Bedeutung der Kongenere in der Summe der dl-PCB ein anderes Bild (Abbildung 31). Durch die vergleichsweise hohen TEF von 0,1 für PCB 126 und 0,03 für PCB 169 bleiben lediglich diese beiden Verbindungen erkennbar. Die Konzentration an PCB 126 macht in der TEQ-Summe nach WHO (2005) etwa 90 % aus, für PCB 169 sind es etwa 7 %.

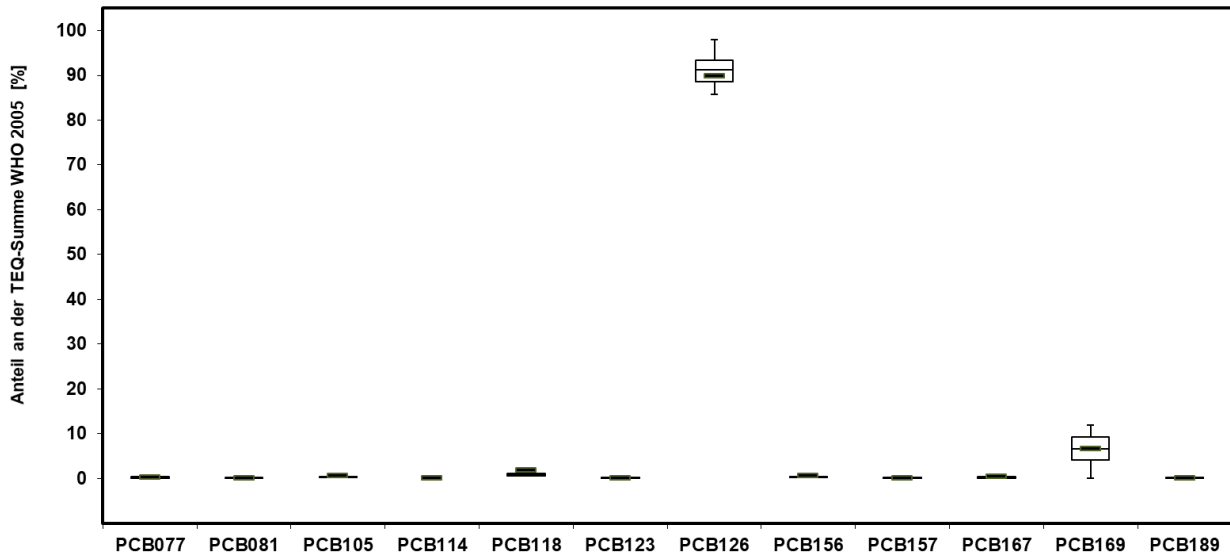


Abbildung 31: Anteil der einzelnen dl-PCB-Kongenere an ihrer TEQ-Summe nach WHO (2005); n=583

Einflussgrößen

Bei den Anteilen der einzelnen dl-PCB zeigten einige Kongenere mit Blick auf die Nutzungsgruppen erkennbare Trends: der Anteil der in der Summe dominierenden Verbindung PCB 118 nahm in der Reihung Siedlungsgrün, Grünland, Acker, Forst(Oberboden) und Forst(Auflage) zu, während für PCB 156 und PCB 167 ein Trend zu Abnahme in dieser Reihung beobachtet werden konnte (Abbildung 32). Für die übrigen Verbindungen, insbesondere für PCB 126 und PCB 169, welche nahezu vollständig die TEQ-Summe bestimmen, ließ sich keine systematische Zu- oder Abnahme der Anteile aufzeigen; Forstoberböden wiesen oft für diese Verbindung einen höheren Anteil auf; allerdings ist gerade hier die Streuung der Werte ausgesprochen hoch.

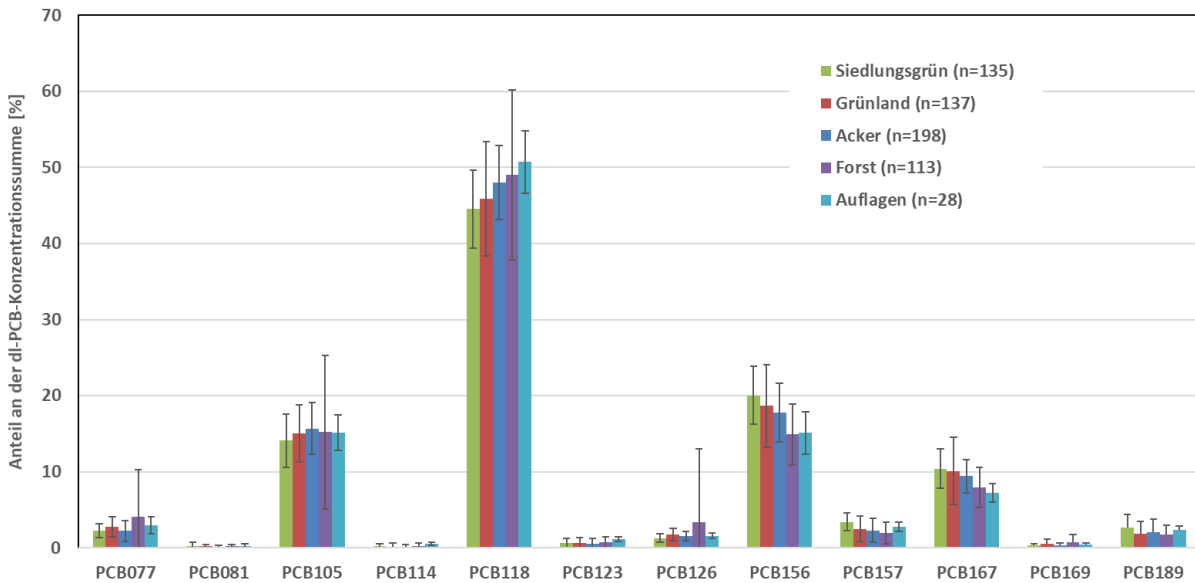


Abbildung 32: Anteile der einzelnen Kongenere an der dl-PCB-Konzentrationssumme (Mittelwert mit Standardabweichung), gegliedert nach Nutzung

Zwischen den geografischen Parametern Höhenlage, Jahresmitteltemperatur und Jahresniederschlag und den Gesamtdaten der dl-PCB-Konzentrationssummen wie auch WHO-TEQ-Summen zeigte sich kein statistischer Zusammenhang, auch in den Nutzungsgruppen differenziert sich das Bild kaum. Betrachtet man die einzelnen Kongenere, dann ist lediglich für PCB 169 eine positive Korrelation zur Höhe ($r = 0,21$) und (damit verbunden) zum Niederschlag ($r = 0,21$) und eine negative Korrelation zur Jahresmitteltemperatur $r = - 0,18$) erkennbar.

Der Humusgehalt der Böden zeigte hingegen mit allen dl-PCB einen signifikanten Zusammenhang zwischen $r = 0,20$ (PCB 157) und $r = 0,57$ (PCB 169). Der Einfluss des Humusgehaltes zeigte sich jedoch nur in den Nutzungsgruppen Acker (Abbildung 33) und besonders ausgeprägt im Forst (Abbildung 34).

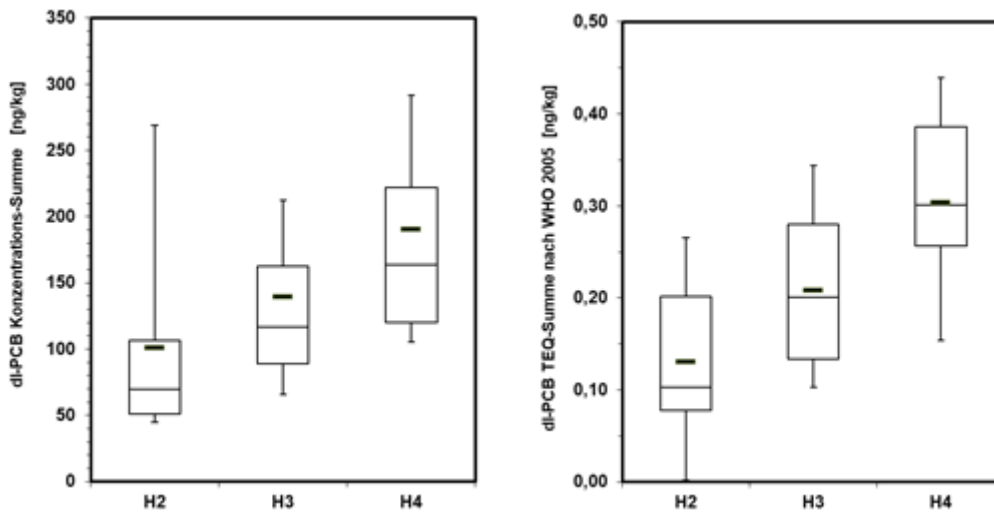


Abbildung 33: Konzentrationssumme (links) und TEQ-Summe nach WHO 2005 (rechts) der dl-PCB in Ackerböden, gegliedert nach Humusstufe (KA5); n=191, ohne Ausreißer und Extremwerte

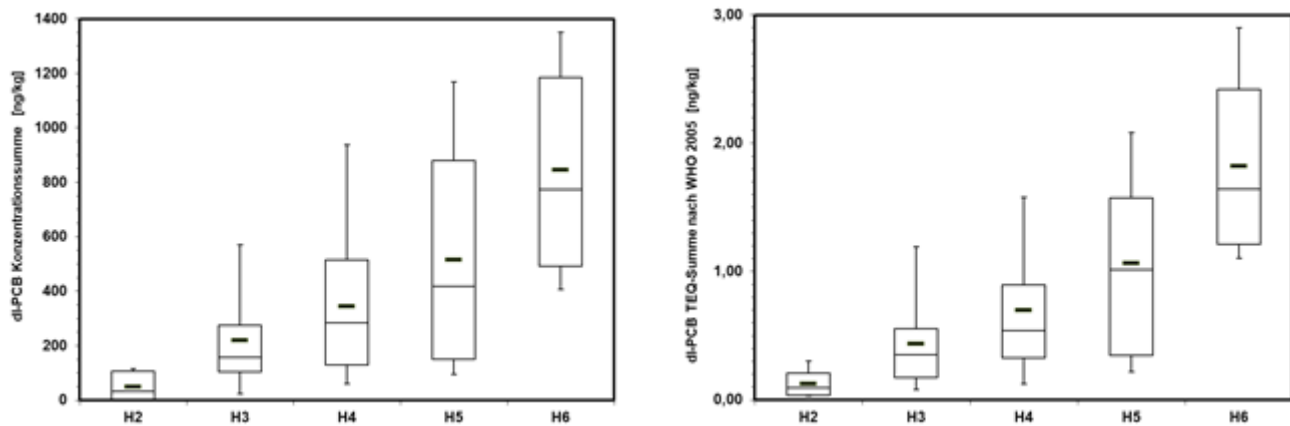


Abbildung 34: Konzentrationssumme (links) und TEQ-Summe nach WHO 2005 (rechts) der dl-PCB in Forstböden, gegliedert nach Humusstufe (KA5); n=110, ohne Ausreißer und Extremwerte

Beziehung zwischen PCDD/F und dl-PCB

Die Korrelation zwischen den Konzentrationssummen an PCDD/F und dl-PCB ist für alle Oberböden deutlich erkennbar ($r=0,52$; $n=583$) und besonders ausgeprägt in den Forstböden ($r=0,67$, $n=113$). Während bei der Betrachtung aller Böden die Korrelation der TEQ-Summen etwas geringer ausfällt ($r=0,49$; $n=583$), kehrt sich das Bild bei einer Differenzierung nach Nutzung für Acker ($r=0,70$, $n=198$), Grünland ($r=0,83$, $n=137$) und Forst ($r=0,84$; $n=113$) um, mit Ausnahme vom Siedlungsgrün ($r=0,24$, $n=135$). Insgesamt zeigten sich geringe Schwankungsbreiten der jeweiligen Anteile an PCDD/F und dl-PCB in der gemeinsamen TEQ-Summe nach WHO 2005 (Abbildung 35), die PCDD/F machten in der TEQ-Summe etwa 80 bis 90% aus, die dl-PCB etwa 10 bis 20%.

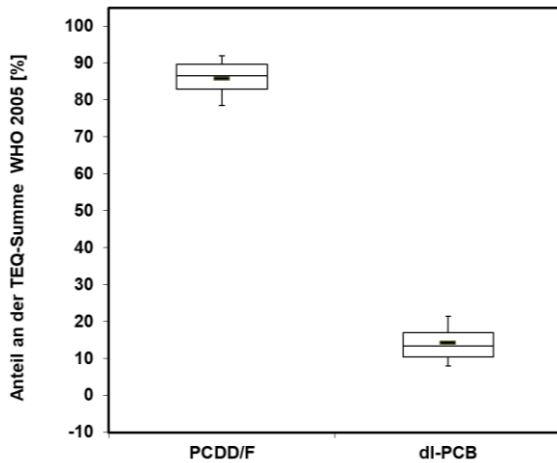


Abbildung 35: Anteil von PCDD/F sowie dl-PCB an der gemeinsamen TEQ-Summe nach WHO 2005, n=583

Zusammenfassung

Die HGW für dl-PCB sind niedrig, die Konzentrationssumme ist geprägt durch PCB 118, PCB 156 und PCB 105, während die TEQ-Summe zu etwa 90 % durch PCB 126 und 10 % durch PCB 169 bestimmt wird.

Für die Konzentrations- wie auch TEQ-Summe der dl-PCB besteht ein klarer Einfluss des Humusgehaltes, dieser wird für einzelne Kongenere auch in der Beeinflussung der Konzentration durch die Nutzung erkennbar.

Die TEQ-Summen der PCDD/F und dl-PCB sind in den naturnahen Nutzungskategorien Acker, Grünland und Forst eng korreliert, ihr jeweiliger Anteil an der gemeinsamen TEQ-Summe nach WHO (2005) schwankt nur gering und liegt für PCDD/F bei 80 bis 90 %, für dl-PCB bei 10 bis 20 %.

4 Zusammenfassende Bewertung und Vergleich

Bewertung

Die Anzahl der Datensätze und die Qualität der Hintergrundwerte für organische Schadstoffe haben sich gegenüber der letzten Berechnung von 2016 deutlich erhöht. Das wird besonders bei den Siedlungsgrünflächen mit einer signifikanten Erhöhung der Probenzahlen sowie bei den PCB₆, HCB und ΣHCH mit weniger Perzentilen unterhalb der Bestimmungsgrenze deutlich. In fast allen Einzeldatenkollektiven liegt die zur Ableitung verwendete Probenanzahl deutlich über n = 20, der Mindestanforderung für Probenzahlen nach LABO 2003.

Generell nehmen die 50. und 90. Perzentile fast aller Stoffe/Stoffgruppen innerhalb einer Nutzung vom ländlichen Raum zum Verdichtungsraum zu. Die Zunahme vom ländlichen Raum zu den verdichteten Bereichen im ländlichen Raum fällt meist weniger deutlich aus als die Zunahme der beiden Kategorien zum Verdichtungsraum. Weiterhin gibt es Stoffe/Stoffgruppen bei denen diese Zunahme der Gehalte in der genannten Reihung der Gebietskategorien eindeutig und konstant ist (B(a)P, PAK₁₆) und Stoffe, bei denen es dahingehend einen deutlichen Trend, aber auch Abweichungen davon gibt (HCH, ΣDDX, PCB₆). Das kann sowohl an den viel höheren Probenzahlen der PAK gegenüber den anderen Stoffen als auch an der geringeren Anzahl der PAK-Messwerte unterhalb der Bestimmungsgrenze liegen. Das Datenkollektiv der PAK ist bei der statistischen Auswertung im Vergleich zu den anderen Stoffen/Stoffgruppen deutlich robuster.

Bei den meisten Stoffen steigen die Perzentile innerhalb eines Gebietstyps vom Acker über Grünland zum Forst an. Ausnahmen sind B(a)P, bei welchem sich die Werte in den naturnahen Nutzungen (durch ähnliche Probenteufen) ähneln und die Σ DDX, die aufgrund der Verwendung als Pflanzenschutzmittel auf Ackerstandorten höher als in den anderen Nutzungstypen ist.

Die Siedlungsgrünflächen haben bei fast allen Stoffen höhere Perzentile 50 und 90 im Vergleich zu den anderen Nutzungskategorien.

Weiterhin besteht eine deutliche Abhängigkeit der Stoffgehalte vom Humusgehalt. Mit zunehmendem Humusgehalt steigen auch die Gehalte organischer Schadstoffe an. Deshalb wurden weitere Hintergrundwerte für die PAK₁₆ und B(a)P zusätzlich auch getrennt nach den Humusstufen nach KA 5 (AD-HOC-AG BODEN 2005) berechnet. Bei den übrigen organischen Verbindungen reichten die Probenzahlen für eine statistisch sichere Unterteilung der Datenkollektive nicht aus, konnten aber für PCDD/F und dl-PCB für einzelne Nutzungsgruppen aufgezeigt werden. Der prägnante Einfluss von Humus, Nutzung und Siedlungsdichte lässt sich deshalb in den Hintergrundwerten (Anhang 1) nicht trennen.

Die für die PAK in Abhängigkeit von den Humusstufen berechneten Werte sind im Anhang 2 dargestellt.

Bundesweiter Vergleich

Ein Vergleich der Hintergrundwerte mit denen des Bundes bzw. einzelner Bundesländer ist durch die verschiedenen Bestimmungsgrenzen, Gebietstypzuordnungen, zusammengefasste Nutzungen, abweichende Horizonttiefen und z. T. andere Berechnungsverfahren (Ausschluss von Ausreißern oder Extremwerten) oft nur näherungsweise über Größenordnungen möglich.

Der Vergleich der humusabhängigen Werte (Typ 1 und 2) mit den bundesweit nach Humusstufen abgeleiteten Hintergrundwerten (LABO 2017) für den ländlichen Raum (Typ A) zeigt für B(a)P-Gehalte der Acker- und Grünlandstandorte eine weitgehende Übereinstimmung. Die sächsischen Perzentile liegen nur unwesentlich über dem bundesweiten Durchschnitt. In der Kategorie Forst sind die 50. und 90. Perzentile der B(a)P-Gehalte Sachsens bis auf in den sehr stark humosen Böden immer kleiner als die bundesweiten Werte. Die Differenz könnte aus den verschiedenen Tiefenstufen der Untersuchungen (Bund 0 bis 5 cm, Sachsen Oberbodenhorizont) sowie aus der im sächsischen Datenkollektiv aufgrund mangelnder Probenzahlen nicht möglichen Trennung nach Laub-, Misch- und Nadelwald resultieren.

Die Perzentile für die Summe PAK₁₆ in den einzelnen Humusstufen sind dagegen in Sachsen im ländlichen Raum für Acker und Grünland höher als im Bundesdurchschnitt. Unter Forst werden in Sachsen wieder niedrigere Werte erreicht, was wahrscheinlich analog B(a)P auf die ungleichen Beprobungstiefen zurück zu führen ist. Bundesweite Hintergrundwerte, unterteilt nach Humusstufen wurden ausschließlich für den Gebietstyp A (ländlicher Raum) abgeleitet.

Stellt man die Hintergrundwerte im Anhang 1 (ohne Humusabhängigkeit) in vergleichbaren Kategorien denen der anderen Bundesländer gegenüber stimmen die Größenordnungen der B(a)P- und PAK₁₆-Gehalte vor allem bei Acker und Grünland im ländlichen Raum bei kleineren Abweichungen nach oben oder unten relativ gut mit denen anderer Länder überein. Das P90 im Grünland ist bei ähnlichem P50 aber in anderen Bundesländern häufig höher als in Sachsen. Generell niedrigere Hintergrundwerte für PAK in diesen beiden Nutzungen treten nur in Bayern und Hessen auf (LABO 2017). Im Forst sind die Hintergrundwerte P50 und P90 für PAK in den anderen Bundesländern ebenfalls meistens höher. Das wird wahrscheinlich durch die bereits o. g. voneinander abweichenden Probenteufen bzw. Übergangshorizonte unserer Untersuchungen bzw. durch nicht exakte Probenahme innerhalb des Ah-Horizontes begünstigt.

Bei den anderen Stoffen/Stoffgruppen sind Abweichungen gegenüber den sächsischen Werten im ländlichen Raum deutlich ausgeprägter. Die Werte für PCB₆ und HCB sind in anderen Bundesländern häufig durch höhere Bestimmungsgrenzen und somit höhere Perzentilwerte gekennzeichnet, wogegen die Σ DDX im Vergleich zu Sachsen oft niedrigere bzw. ähnliche Werte aufweist. Die Werte für die Σ HCH und g-HCH lassen sich wegen stark differierender Bestimmungsgrenzen fast nie miteinander vergleichen.

Die bundesweit abgeleiteten typischen Gehalte an PCDD/F in Oberböden des ländlichen Raums (UBA 2017) zeigen eine recht gute Übereinstimmung mit den in diesem Bericht dargestellten Hintergrundwerten. Typische Gehalte in Ackerböden wurden vom UBA mit 0,8 (Median) bzw. 1,8 (P90) ng/kg TEQ nach WHO angegeben, für Sachsen wurden diese Werte mit 1,0 bzw. 1,9 ng/kg TEQ nach WHO nur knapp darüber gefunden. Auch für Grünlandböden wurden in Sachsen mit 1,5 bzw. 2,6 ng/kg TEQ nach WHO etwas höhere Werte gefunden, als in der bundesweiten Studie mit 1,0 bzw. 2,4 ng/kg TEQ nach WHO. In den Auflagen der Forststandorte in Sachsen lagen die typischen Gehalte bei 23 bzw. 42 ng/kg TEQ nach WHO (zumeist Nadel- oder Mischwald), in der bundesweiten Studie zwischen 22 bzw. 42 ng/kg TEQ nach WHO (Mischwald) bzw. bis zu 62 ng/kg TEQ nach WHO (Nadelwald). Für Oberböden unter forstlicher Nutzung hat das UBA keine Werte für PCDD/F angegeben. Die Auswertungen anderer Bundesländer sind mit Blick auf Unterschiede in der Probenahme wie auch der Bestimmungsgrenzen nur bedingt direkt vergleichbar. Insgesamt finden sich zumeist ähnlich Ergebnisse. Das in einigen Bundesländern gefundene Phänomen, dass in den forstlichen Auflagen geringere Konzentrationen zu finden waren, als in den Oberböden zeigt sich in Sachsen nicht, hier waren die Auflagen deutlich stärker belastet, als der Boden darunter.

Die in einer bundesweiten Untersuchung abgeleiteten typische Gehalte an dl-PCB in Oberböden des ländlichen Raums (UBA 2017) zeigen eine recht gute Übereinstimmung mit den in diesem Bericht dargestellten Hintergrundwerten. Typische Gehalte in Ackerböden wurden vom UBA mit 0,15 (Median) bzw. 0,38 (P90) ng/kg TEQ nach WHO angegeben, für Sachsen wurden diese Werte mit 0,16 bzw. 0,24 ng/kg TEQ nach WHO abgeleitet. Für Grünlandböden wurden in Sachsen mit 0,26 bzw. 0,48 ng/kg TEQ nach WHO sehr ähnliche Werte gefunden, wie in der bundesweiten Studie mit 0,22 bzw. 0,47 ng/kg TEQ nach WHO. In den Auflagen der Forststandorte in Sachsen lagen die typischen Gehalte bei 5,4 bzw. 11 ng/kg TEQ nach WHO (zumeist Nadel- oder Mischwald), in der bundesweiten Studie zwischen 5,9 bzw. 15 ng/kg TEQ nach WHO (Mischwald) bzw. bis zu 20 ng/kg TEQ nach WHO (Nadelwald). Für Oberböden unter forstlicher Nutzung hat das UBA keine Werte für dl-PCB angegeben. Die Auswertungen anderer Bundesländer sind mit Blick auf Unterschiede in der Probenahme wie auch der Bestimmungsgrenzen nur bedingt direkt vergleichbar. Insgesamt finden sich zumeist ähnlich Ergebnisse.

Literaturverzeichnis

- AD-HOC-AG BODEN (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung. 5. verbesserte und erweiterte Auflage, Hannover.
- BAM (2014): Ermittlung repräsentativer Gehalte organischer Spurenstoffe in Waldböden. Forschungsbericht 370771201 im Auftrag des UBA, Berlin.
- BEAK CONSULTANTS GMBH (2013): Erstellung einer Bodenbelastungskarte für das Stadtgebiet Zwickau. Unveröff. Bericht im Auftrag der Stadtverwaltung Zwickau - Umweltbüro, Freiberg.
- BBODSCHV (1999): Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung. BGBl I 1999: 1554.
- BBODSCHV (2021): Verordnung zur Einführung einer Ersatzbaustoffverordnung, zur Neufassung der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung und zur Änderung der Deponieverordnung und der Gewerbeabfallverordnung; Artikel 2, Bundesgesetzblatt 2021 Teil I Nr. 43 vom 16.06.2021, S. 2598-2752.
- CHIAIA-HERNANDEZ, A.C.; SCHERINGER, M.; MÜLLER, A.; STIEGER, G.; WÄCHTER, D.; KELLER, A.; PINTADO-HERRERA, M.G.; LARA-MARTIN, P.A.; BUCHELI, T.D.; HOLLENDER, J. (2020): Früherkennung und systematische Erfassung organischer Schadstoffe in Böden und Sedimenten - Target and suspect screening analysis reveals persistent emerging organic contaminants in soils and sediments; Science of the Total Environment 740 (2020); <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140181>. FBU (2014 und 2021): Methodensammlung Boden- / Altlastenuntersuchung, Version 1.1 und 2.0, Stand: 28.02.2018., erstellt durch den Fachbeirat Bodenuntersuchungen (FBU) beim Bundesministerium für Umwelt, download unter https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/359/dokumente/20210615_methodensammlungfeststoffuntersuchung_v2_final.pdf.
- GUBLER, A.; WÄCHTER, D.; BLUM, F.; BUCHELI, T.D. (2015): Remarkably constant PAH concentrations in Swiss soils over the last 30 years. Environ. Sci.: Processes Impacts 17: 1816-1828. DOI: 10.1039/c5em00344j.
- HOOGERBRUGGE, R.; LIEM, A.K.D. (2000): How to handle non-detects? Organohalogen Compounds 45:13-16.
- LABO (2003): Hintergrundwerte für anorganische und organische Stoffe in Böden. 3. überarbeitete und ergänzte Auflage. https://www.labo-deutschland.de/documents/Hintergrundwerte_Anhang_a79.pdf, 25.05.20
- LABO (2017): Hintergrundwerte für anorganische und organische Stoffe in Böden. 4. überarbeitete und ergänzte Auflage. https://www.labo-deutschland.de/documents/LABO_HGW_Anhang_02_2017.pdf, 25.05.20
- NATO/CCMS (1988): International Toxicity Equivalency Factor (I-TEF) – Method of risk assessment for complex mixtures of Dioxines and related compounds. North Atlantic Treaty Organization, Committee on challenges of modern society, report number 176.
- POTRYKUS, A.; ZETTL, E.; MILUNOV, M.; QUASS, U.; FILZMOSE, P. (2017): Evaluierung von Monitoringdaten zu POPs, POP-Kandidaten und Ersatzstoffen zur Aufklärung von Ursachen, Pfaden und Trends der Umweltbelastung, UBA-Texte 65/2017, <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/evaluierung-von-monitoringdaten-zu-pops-pop>
- RANK, G.; KARDEL, K.; WEIDENSÖRFER, H.; PÄLCHEN, W. (1999): Bodenatlas des Freistaates Sachsen, Teil 3 Bodenmeßnetz Raster 4 km x 4 km. Materialien zum Bodenschutz, Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Dresden.
- SMR (2013): Landesentwicklungsplan. https://www.landesentwicklung.sachsen.de/download/Landesentwicklung/LEP_2013.pdf

UBA (2015): Stoffe in Böden; zusammenfassender Internetbericht vom 04.11.2015, abgerufen am 01.02.2021 unter <https://www.umweltbundesamt.de/themen/boden-landwirtschaft/bodenbelastungen/stoffe-in-boeden>

UBA (2020): Umweltprobenbank des Bundes-UPB. <https://www.umweltprobenbank.de/de/documents/profiles/analytes>, 26.05.20

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

Anhang

Inhaltsverzeichnis

Anhang 1	Hintergrundwerte* für organische Stoffgehalte sächsischer Oberböden.....	55
Anhang 2	Hintergrundwerte* für PAK sächsischer Oberböden in Abhängigkeit vom Humusgehalt	57
Anhang 3	Hintergrundwerte* für PCDD/F und dl-PCB sächsischer Oberböden.....	59
Anhang 4	Ausreißer und Extremwerte der Datenkollektive für die Hintergrundwertberechnung.....	60

Anhang 1 Hintergrundwerte* für organische Stoffgehalte sächsischer Oberböden

Angaben in µg kg-1 TM		g-HCH			HCB			ΣHCH			ΣDDX (hochauflösend)		
		LR	VBLR	VR	LR	VBLR	VR	LR	VBLR	VR	LR	VBLR	VR
Oberboden													
Acker	Anzahl	50	44	35	54	43	35	49	41	35	51	41	33
	P50	<0,05	<0,05	<0,05	0,09	0,18	0,42	<0,05	<0,05	<0,05	6,4	11	7,9
	P90	0,07	0,11	0,09	0,46	0,61	0,89	0,07	0,07	0,09	52	31	42
Grünland	Anzahl	39	27	29	42	29	29	36	27	28	35	29	27
	P50	<0,05	<0,05	<0,05	0,16	0,18	0,24	<0,05	<0,05	<0,05	4,5	4,6	5,4
	P90	0,06	0,06	0,10	0,53	0,72	1,1	0,06	0,09	0,11	25	39	21
Forst	Anzahl	31	28	25	29	30	27	30	26	24	29	28	24
	P50	<0,05	0,05	<0,05	0,17	0,21	0,20	0,08	0,06	0,05	3,5	6,3	5,9
	P90	0,11	0,27	0,40	0,40	0,63	1,0	0,29	0,52	0,59	17	24	50
Siedlungsgrünflächen	Anzahl	36	35	38	35	36	37	34	34	37	31	33	39
	P50	<0,05	<0,05	0,06	0,19	0,22	0,52	<0,05	<0,05	0,07	6,9	7,9	21
	P90	0,10	0,11	0,19	0,62	0,72	1,5	0,12	0,16	0,42	21	28	55

Angaben in µg kg-1 TM		B(a)P			PAK ₁₆			PCB ₆			ΣDDX (alle)		
		LR	VBLR	VR	LR	VBLR	VR	LR	VBLR	VR	LR	VBLR	VR
Oberboden													
Acker	Anzahl	417	278	273	412	277	272	49	42	35	73	68	64
	P50	14	16	28	150	190	310	0,28	0,43	0,47	6,0	12	13
	P90	45	45	79	500	500	930	0,73	0,88	0,98	43	41	47
Grünland	Anzahl	134	111	136	131	111	136	39	28	31	65	49	48
	P50	14	21	29	150	250	330	0,42	0,41	0,54	4,2	4,6	3,3
	P90	50	60	100	520	640	1200	0,80	0,85	2,3	35	39	18
Forst	Anzahl	215	129	163	213	130	163	56	31	29	57	54	44
	P50	13	22	25	200	270	390	0,78	0,96	1,4	3,5	4,0	7,0
	P90	47	63	94	720	900	1400	2,7	3,7	4,9	24	18	41
Siedlungsgrünflächen	Anzahl	57	61	88	58	58	88	34	34	36	54	59	84
	P50	82	120	170	1100	1400	2100	0,88	1,2	1,4	6,7	8,3	10
	P90	490	690	750	6700	7100	9500	3,2	2,7	4,6	23	41	43
Org.-Auflagen													
Forst	Anzahl	64	14	20	64	14	21	32			30		
	P50	140	120	180	2700	2700	3700	16			70		
	P90	230	220	410	6000	4500	6600	30			300		

*Die Berechnung erfolgte als lower bound (Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze = 0) und nach Eliminierung von Extremwerten und teilweise von Ausreißern analog Anlage A 4 Gebietstypen gem. Sächsischer Landesentwicklungsplan (LEP 2013):
LR - Ländlicher Raum; VBLR - Verdichtete Bereiche im ländlichen Raum; VR – Verdichtungsraum

Anhang 2 Hintergrundwerte* für PAK sächsischer Oberböden in Abhängigkeit vom Humusgehalt

Angaben in µg kg ⁻¹ TM		PAK ₁₆ h2			PAK ₁₆ h3			PAK ₁₆ h4			PAK ₁₆ h5		
		LR	VBLR	VR	LR	VBLR	VR	LR	VBLR	VR	LR	VBLR	VR
Oberboden													
Acker	Anzahl	195	84	41	366	265	219	46	33	62			
	P50	180	210	250	200	220	320	330	330	520			
	P90	370	450	600	520	570	780	820	1200	1500			
Grünland	Anzahl	91	45	10	130	124	96	87	46	78	10		
	P50	200	220	370	180	260	300	320	340	420	660		
	P90	400	490	1700	510	740	1000	660	880	1200	2900		
Forst	Anzahl	66	16		95	32	28	124	76	72	88	42	74
	P50	94	110		130	110	130	160	210	240	250	480	540
	P90	180	430		270	220	530	400	590	780	760	970	1400
Siedlungsgrünflächen	Anzahl				27	25	38	29	32	50			
	P50				720	1100	1100	2200	1800	3000			
	P90				2800	2900	4200	10000	11000	12000			
		PAK ₁₆ h6											
Forst	Anzahl	25	11	18									
	P50	730	990	1300									
	P90	2100	1500	2900									

Angaben in µg kg-1 TM		B(a)P h2			B(a)P h3			B(a)P h4			B(a)P h5		
		LR	VBLR	VR	LR	VBLR	VR	LR	VBLR	VR	LR	VBLR	VR
Oberboden													
Acker	Anzahl	193	84	43	368	267	233	48	33	63			
	P50	6,3	8,8	10	14	16	25	24	26	43			
	P90	21	24	52	44	46	65	91	83	130			
Grünland	Anzahl	91	44	10	130	124	96	86	48	76	10		
	P50	<1	<1	13	10	16	25	20	26	31	41		
	P90	20	25	140	34	53	76	50	85	79	260		
Forst	Anzahl	67	16		93	33	29	124	75	73	88	43	74
	P50	<1	1		2	2	5	6	12	15	16	34	29
	P90	5,0	32		18	11	62	26	42	64	46	76	100
Siedlungsgrünflächen	Anzahl				27	26	38	29	33	51			
	P50				49	88	89	150	170	230			
	P90				260	280	350	680	880	1100			
		B(a)P h6											
Forst	Anzahl	25	11	18									
	P50	38	49	59									
	P90	88	110	210									

*Die Berechnung erfolgte als lower bounds (Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze = 0) und nach Eliminierung von Extremwerten analog Anlage A 4

h2- h6 Einstufung des Humusgehaltes nach KA 5

Gebietstypen gem. Sächsischer Landesentwicklungsplan (LEP 2013):

LR - Ländlicher Raum; VBLR - Verdichtete Bereiche im ländlichen Raum; VR - Verdichtungsraum

Datenkollentive mit n < 20 unsicher

Anhang 3 Hintergrundwerte* für PCDD/F und dl-PCB sächsischer Oberböden

in ng kg-1 TM		PCDD/F						dl-PCB			PCDD/F + dl-PCB		
		I-TEQ (1988)			WHO(2005)-TEQ			WHO(2005)-TEQ			WHO(2005)-TEQ		
		LR	VBLR	VR	LR	VBLR	VR	LR	VBLR	VR	LR	VBLR	VR
Oberboden													
Acker	Anzahl	72	65	56	73	65	56	69	65	57	73	65	56
	P50	1,1	1,5	1,9	1,0	1,4	1,8	0,16	0,20	0,28	1,2	1,6	2,1
	P90	1,9	2,5	4,2	1,9	2,2	4,0	0,28	0,34	0,43	2,2	2,6	4,4
Grünland	Anzahl	50	40	38	50	40	38	52	40	39	51	40	38
	P50	1,6	1,9	2,4	1,5	1,7	2,2	0,26	0,26	0,36	1,8	1,9	2,6
	P90	2,8	3,1	4,3	2,6	2,9	4,0	0,48	0,42	0,54	3,0	3,3	4,4
Forst	Anzahl	39	38	32	39	38	31	40	38	32	39	38	32
	P50	2,9	3,8	5,6	2,5	3,5	4,7	0,40	0,66	1,1	2,9	4,5	5,7
	P90	8,2	16	16	7,2	15	15	1,4	2,0	2,4	8,3	16	17
Siedlungsgrünfl.	Anzahl	35	35	54	35	34	54	34	35	57	35	34	53
	P50	2,5	3,1	3,9	2,3	2,7	3,6	0,38	0,44	0,72	2,7	3,3	4,5
	P90	5,6	6,5	11	5,1	5,8	11	0,66	1,1	1,5	5,9	6,4	12
Org.-Auflagen													
Forst	Anzahl	26			26			27			26		
	P50	26			23			5,4			29		
	P90	47			42			11			50		

* Die Berechnung erfolgte als lower bound (Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze = 0) und nach Eliminierung von Ausreißer- und Extremwerten analog Anlage A 4 Gebietstypen gem. Sächsischer Landesentwicklungsplan (LEP 2013):

LR - Ländlicher Raum; VBLR - Verdichtete Bereiche im ländlichen Raum; VR – Verdichtungsraum

Anhang 4 Ausreißer und Extremwerte der Datenkollektive für die Hintergrundwertberechnung

Stoff(gruppe)		A1	A2	A3	G1	G2	G3	F1	F2	F3	SG1	SG2	SG3
PDCC/F WHO (2005)													
	Gesamt	75	66	57	55	40	42	42	39	32	37	38	60
	Ausreißer und Extremwerte	2	0	1	4	0	3	1	0	0	0	0	4
	Verwendet	73	66	56	51	40	39	41	39	32	37	38	56
dl-PCB WHO (2005)													
	Gesamt	75	66	57	55	40	42	42	39	32	37	38	60
	Ausreißer und Extremwerte	6	1	0	3	0	3	2	1	0	3	3	3
	Verwendet	69	65	57	52	40	39	40	38	32	34	35	57
B(a)P													
	Gesamt	437	296	289	143	114	145	220	136	168	62	64	93
	Extremwerte	20	18	16	9	3	9	5	7	5	5	3	5
	Verwendet	417	278	273	134	111	136	215	129	163	57	61	88
PAK ₁₆													
	Gesamt	437	296	289	143	114	145	220	136	168	62	64	93
	Extremwerte	25	19	17	12	3	9	7	6	5	4	6	5
	Verwendet	412	277	272	131	111	136	213	130	163	58	58	88
PCB ₆													
	Gesamt	52	44	35	43	30	31	57	31	29	38	38	41
	Extremwerte	3	2	0	2	2	0	1	0	0	4	4	5
	Ausreißer und Extremwerte				4								
	Verwendet	49	42	35	39	28	31	56	31	29	34	34	36
g-HCH (Lindan)													
	Gesamt	55	44	35	43	30	31	33	30	27	38	38	41
	Extremwerte	5	0	0	3	3	2	2	2	2	4	3	3

Stoff(gruppe)		A1	A2	A3	G1	G2	G3	F1	F2	F3	SG1	SG2	SG3
	Ausreißer und Extremwerte								4				
	Verwendet	50	44	35	40	27	29	31	26	25	34	35	38
ΣHCH													
	Gesamt	55	44	35	43	30	31	33	30	27	38	38	41
	Extremwerte	6	3	0	4	3	3	3	0	3	4	4	4
	Ausreißer und Extremwerte				7				3				
	Verwendet	49	41	35	36	27	28	30	27	24	34	34	37
HCB													
	Gesamt	55	44	35	43	30	31	33	30	27	38	38	41
	Extremwerte	1	1	0	1	1	1	1	0	0	3	2	4
	Ausreißer und Extremwerte							4					
	Verwendet	54	43	35	42	29	30	29	30	27	35	36	37
ΣDDX alle													
	Gesamt	78	72	66	70	52	54	59	57	47	61	63	88
	Extremwerte	5	4	2	5	3	6	2	3	3	7	4	4
	Verwendet	73	68	64	65	49	48	57	54	44	54	59	84
ΣDDX hochauflösend													
	Gesamt	55	44	35	42	30	31	33	30	27	38	38	41
	Extremwerte	2	3	2	3	1	4	1	2	1	6	4	1
	Ausreißer und Extremwerte	4	3	4	7	2	4	4	2	3	7	5	2
	Verwendet	51	41	31	35	28	27	29	28	24	31	33	39

A-Acker, G-Grünland, F-Forst, SG-Siedlungsgrünfläche

1-ländlicher Raum, 2-verdichtete Bereiche im ländlichen Raum, 3- Verdichtungsraum

Herausgeber:

Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie
(LfULG)

Pillnitzer Platz 3, 01326 Dresden

Telefon: +49 351 2612-0

Telefax: +49 351 2612-1099

E-Mail: lfulg@smul.sachsen.de

www.lfulg.sachsen.de

Autoren und Redaktion:

Kati Kardel, Ingo Müller

Abteilung 4, Referat 42

Halsbrücker Str. 31a, 09599 Freiberg

Telefon: +49 351 294-2808

Telefax: +49 351 294-2099

E-Mail: Kati.Kardel@smul.sachsen.de;

Ingo.Mueller@smul.sachsen.de

Foto Titelblatt:

LfULG, Ingo Müller

Redaktionsschluss:

13.09.2021

Hinweis:

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

Verteilerhinweis

Diese Informationsschrift wird von der Sächsischen Staatsregierung im Rahmen ihrer verfassungsmäßigen Verpflichtung zur Information der Öffentlichkeit herausgegeben.

Sie darf weder von Parteien noch von deren Kandidaten oder Helfern zum Zwecke der Wahlwerbung verwendet werden. Dies gilt für alle Wahlen. Missbräuchlich ist insbesondere die Verteilung auf Wahlveranstaltungen, an Informationsständen der Parteien sowie das Einlegen, Aufdrucken oder Aufkleben parteipolitischer Informationen oder Werbemittel. Untersagt ist auch die Weitergabe an Dritte zur Verwendung bei der Wahlwerbung.

*Täglich für
ein gutes Leben.*

www.lfulg.sachsen.de